

Ken uw (water)bodemkwaliteit, de risico's inzichtelijk

Colofon

Dit rapport is opgesteld door

Grontmij (mw. drs. J.M. Wezenbeek)

Opdrachtgevers

SenterNovem, Bodem+ (dr. A. Honders)

RWS-DWW (ir. K.A. van Olst/mw. L. Groeneveld), namens het ministerie van V&W-DGW (P. van Zundert)

Met medewerking van

Ministerie van VROM (drs. H.H.J. Walthaus, ir. M. Pruijn)

RWS-RIZA (dr.ir. L.A. Osté), RWS-Bouwdienst (drs. P.D. de Boer)

ORG-ID (dr. R.J. de Graaff)

RIVM (ir. J.P.A. Lijzen, dr. L. Posthuma, drs. A. Wintersen)

SenterNovem, Bodem+ (mw. drs. G.G. van Eijsden)

Datum 1 september 2007

Kenmerk 3BODM0704

Status definitief

Inhoudsopgave

Inleiding.....	4
1 Doelgroep en overzicht inhoud	5
1.1 Voor wie is dit rapport?.....	5
1.2 Waar gaat dit rapport over?.....	5
1.3 Wat is de visie achter het normenstelsel?	6
1.4 Waarom is de kennis in dit rapport belangrijk?	7
1.5 Leeswijzer.....	8
1.6 Waar gaat dit rapport niet over?	8
2 De algemene basis voor het onderbouwen van bodemnormen	10
2.1 De algemene basis	10
2.2 Verschillende typen risico's	10
2.3 Risico's voor de mens.....	12
2.3.1 Blootstelling van de mens kan leiden tot risico's	12
2.3.2 Relatie tussen risico's voor de mens en de bodemfunctie	13
2.4 Risico's voor het ecosysteem	15
2.4.1 Beoordeling van ecologische risico's	15
2.4.2 De waarde van het ecosysteem bepaalt het beschermingsniveau	16
2.4.3 Relatie tussen ecologisch beschermingsniveau en landbodemfunctie	16
2.5 Risico's voor de landbouwproductie, beroepsvisserij en schelpenteelt.....	17
2.6 Risico's voor verspreiding via het grondwater en naar het oppervlaktewater	17
2.7 Standstill als basis voor bodemnormen	18
3 De grote lijn: de relatie tussen de vorm van bodembeheer en de onderbouwing van de bodemnormen	19
3.1 De grote lijn	19
3.2 Ad 1: beschermingsniveau en bodemnorm voor de altijd-grens	19
3.3 Ad 3: beschermingsniveau en bodemnormen voor ernstige bodemverontreiniging en sanering	20
3.4 Ad 2: beschermingsniveau en toetsingskaders voor het toepassen van grond en bagger	20
3.5 Relaties tussen vorm van landbodembeheer, beschermingsniveau en bodemnorm	21
3.6 De grote lijn voor waterbodems.....	23
3.7 De relatie tussen bodemnormen en bodemconcentraties	23
4 Onaanvaardbare risico's, normen voor (water)bodemsanering	25
4.1 Stapsgewijze systematiek voor beoordeling onaanvaardbare risico's	25
4.2 Onderbouwing Interventiewaarde droge bodem.....	26
4.2.1 De basis voor de Interventiewaarde droge bodem	26
4.2.2 Humane risico's als basis voor de Interventiewaarde.....	26
4.2.3 Ecologische risico's als basis voor de Interventiewaarde.....	26
4.2.4 Interventiewaarde droge bodem op basis van humane of ecologische risico's	27
4.3 Onderbouwing Interventiewaarden grondwater.....	27
4.4 Onderbouwing Interventiewaarde waterbodem	27
4.5 Het Saneringscriterium voor landbodems	28
4.5.1 De basis voor het Saneringscriterium voor landbodems.....	28
4.5.2 Beoordeling humane risico's met het Saneringscriterium voor landbodems	28
4.5.3 Beoordeling ecologische risico's met het Saneringscriterium voor landbodems	29
4.5.4 Beoordeling verspreidingsrisico's naar grondwater met het Saneringscriterium voor landbodems	29
4.6 Het Saneringscriterium voor waterbodems	29
4.6.1 De basis voor het Saneringscriterium voor waterbodems.....	29
4.6.2 Beoordeling humane risico's met het Saneringscriterium voor waterbodems	29
4.6.3 Beoordeling ecologische risico's met het Saneringscriterium voor waterbodems	30
4.6.4 Beoordeling verspreidingsrisico's naar oppervlaktewater met het Saneringscriterium voor waterbodems	30
4.6.5 Beoordeling verspreidingsrisico's naar grondwater met het Saneringscriterium voor waterbodems	30
5 Generieke Maximale Waarden voor landbodems	31
5.1 Blijvende geschiktheid, gekoppeld aan de bodemfunctie	31
5.2 Blijvende geschiktheid voor de mens	31
5.3 Blijvende geschiktheid voor het ecosysteem.....	32
5.4 Blijvende geschiktheid voor de landbouwproductie	32

5.5	Koppeling van keuzes over bescherming aan bodemfuncties	33
6	Lokale Maximale Waarden voor landbodems	37
6.1	Keuzevrijheid beschermingsniveau lokale bodemnormen	37
6.2	Differentiatie naar bodemfunctie bij het invullen van Lokale Maximale Waarden	38
6.3	Differentiatie naar beschermingsniveau bij het invullen van de Lokale Maximale Waarden	39
6.3.1	Keuzemogelijkheden voor het beschermingsniveau	39
6.3.2	Optie 1: Strenger gebiedsspecifiek beleid	39
6.3.3	Optie 2: Rekening houden met een lagere biobeschikbaarheid	40
6.3.4	Optie 3: De verantwoordelijkheid nemen voor een lager beschermingsniveau	40
7	Generieke en Lokale Maximale Waarden voor waterbodems	42
7.1	Blijvende geschiktheid voor waterbodems	42
7.2	De altijd-grens voor waterbodems	42
7.3	De onderbouwing van het generieke toetsingskader voor waterbodems	42
7.4	De onderbouwing van het gebiedsspecifieke toetsingskader voor waterbodems	43
8	Normen voor het verspreiden van bagger in oppervlaktewater	45
8.1	Normenstelsel voor het verspreiden van bagger in oppervlaktewater	45
8.2	Onderbouwing generieke Maximale Waarde voor het verspreiden van bagger in zoet oppervlaktewater	45
8.3	Onderbouwing generieke Maximale Waarde voor het verspreiden van bagger in zout oppervlaktewater	46
8.4	Lokale Maximale Waarden voor het verspreiden van bagger in oppervlaktewater	46
9	Normen voor het verspreiden van bagger op het aangrenzend perceel	47
9.1	Normenstelsel en gekozen beoordelingsmethode	47
9.2	Onderbouwing gekozen Maximale Waarde	47
10	Normen voor grootschalige bodemtoepassingen	49
10.1	Normenstelsel en relevante typen risico's	49
10.2	Onderbouwing normen voor grootschalige bodemtoepassingen	49
10.2.1	Normen voor grootschalige bodemtoepassingen op landbodems	49
10.2.2	Normen voor grootschalige bodemtoepassingen op waterbodems	50
11	Naar een overzichtelijk en consistent normenstelsel	51
12	Begrippenlijst	52
13	Literatuur	54

Inleiding

Met de inwerkingtreding van het Besluit bodemkwaliteit wordt het makkelijker om verantwoord om te gaan met grond, baggerspecie en bouwstoffen. Dat Besluit garandeert een eenduidig beleid voor duurzaam bodembeheer. Het nieuwe Besluit streeft naar een balans tussen mens en milieu én ruimte voor maatschappelijke ontwikkelingen. Tussen een gezonde leefomgeving én het gebruik van de bodem. Om te wonen, werken, recreëren, voedsel te verbouwen en meer. Goede normen en beoordelingssystemen zijn van groot belang bij het streven naar deze balans.

Dit rapport geeft een overzicht van de onderbouwing van alle normen en beoordelingssystemen voor de chemische kwaliteit van bodem, waterbodem, grond en bagger. Het gaat om de normen in het Besluit en de Regeling bodemkwaliteit, de Circulaire bodemsanering 2006 en de Circulaire sanering waterbodems 2007. Nooit eerder is een dergelijk compleet overzicht gepresenteerd. U kunt dit als een mijlpaal beschouwen op weg naar een overzichtelijk en consistent normenstelsel voor zowel de land- als de waterbodem.

1 Doelgroep en overzicht inhoud

1.1 Voor wie is dit rapport?

De kennis in dit rapport is van wezenlijk belang voor iedereen die zich beroepsmatig bezighoudt met (water)bodemnormen. Het gaat vooral om medewerkers van gemeenten, waterschappen, provincies, adviesbureaus, aannemers en grondbanken. Het gaat om de ambtenaar die zijn bestuurder wil aanzetten tot het kiezen voor het ontwikkelen van lokaal bodembeleid om allerlei maatschappelijke ontwikkelingen mogelijk te maken. En het gaat om de bodemprofessional die in zijn dagelijks werk de bodemkwaliteit beoordeelt. En het gaat om de probleembezitter, die wil aansturen op de ontwikkeling van lokaal bodembeleid om zijn probleem beter hanteerbaar te maken.

1.2 Waar gaat dit rapport over?

Voor de (water)bodemsanering heeft het Rijk één grens getrokken, weergegeven in het blauwe vak (figuur 1.1), rechts in de figuur. Om te beoordelen of op een locatie de getrokken grens wordt overschreden, wordt een stapsgewijze systematiek gevolgd. Eerst wordt een eenvoudige toetsing uitgevoerd, waarbij de Interventiewaarde een belangrijke rol speelt. Als dat nodig is wordt vervolgens een uitgebreide beoordeling van de milieuhygiënische risico's uitgevoerd, op basis van de systematiek van het Saneringscriterium. Die beoordeling is sterk locatiespecifiek gericht. Er is daarom een apart Saneringscriterium voor land- en voor waterbodems.

Voor het grond- en baggerverzet heeft het Rijk twee toetsingskaders ontwikkeld:

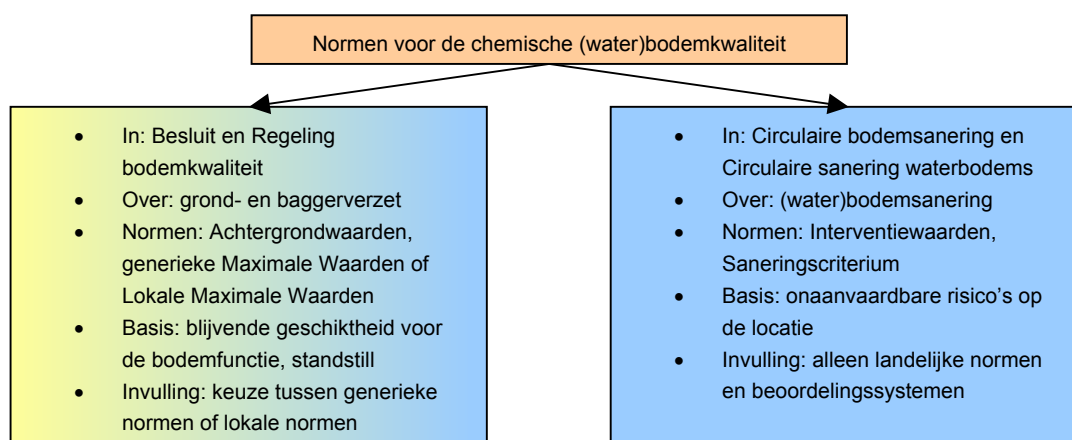
- Een generiek kader met generieke normen dat eenvoudig kan worden toegepast;
- Een gebiedsspecifiek kader met lokale normen, waarbij het decentrale bevoegd gezag zelf keuzes kan maken voor de invulling van de bodemnormen.

Dit is weergegeven in het linker vak van bovenstaande figuur. Het gaat hier om de normen voor het toepassen van grond en bagger op de landbodem, in de waterbodem of in grootschalige bodemtoepassingen en het verspreiden van bagger op het aangrenzende perceel of in oppervlaktewater. De betreffende normen zijn de Achtergrondwaarden, een aantal verschillende generieke Maximale Waarden en de Lokale Maximale Waarden. In dit rapport worden altijd de landelijk vastgestelde generieke Achtergrondwaarden bedoeld (vandaar het gebruik van een hoofdletter) en dus geen lokale achtergrondgehalten.

In de figuren in dit rapport is de kleur geel gebruikt voor de Achtergrondwaarden, de kleur blauw voor de Interventiewaarden en het Saneringscriterium en de kleur groen voor de generieke Maximale Waarden hier tussenin. Het linker vak van de figuur (van geel via groen naar blauw) laat zien dat de normwaarden voor grond- en baggerverzet zich kunnen bevinden tussen de Achtergrondwaarden en het Saneringscriterium. Er zijn keuzemogelijkheden voor de normstelling.

Figuur 1.1 laat in grote lijnen zien waar dit rapport over gaat.

Figuur 1.1: Overzicht inhoud in grote lijnen



1.3 Wat is de visie achter het normenstelsel?

Het vernieuwde normenstelsel voor grond- en baggerverzet richt zich aan de ene kant op het beschermen van de gezondheid van de mens en het behoud van de functionele eigenschappen van de (water)bodem voor mens, plant en dier. Aan de andere kant geeft het stelsel ruimte voor het gebruik van de bodem in het gebiedsspecifieke kader ten behoeve van maatschappelijke ontwikkelingen. De uitdaging is om hierin een goede balans te vinden. Daar is de juiste kennis voor nodig.

Het Rijk (de ministeries van VROM, V&W en LNV) beoogt met het nieuwe beleidskader een goede balans tussen enerzijds bescherming van de bodemkwaliteit en anderzijds het bieden van voldoende afzetmogelijkheden voor grond en baggerspecie. Beslissingen over de bodemkwaliteit moeten meer worden gebaseerd op milieuhygiënische risico's en op het gebruik van de bodem (dit heet in de regelgeving 'de bodemfunctie'). Het vernieuwde normenstelsel voor grond- en baggerverzet met functieafhankelijke generieke Maximale Waarden voor Wonen en Industrie is hiervoor ontworpen. Het Rijk maakt het mogelijk om op basis van het Besluit bodemkwaliteit meer rekening te houden met de lokale situatie door Lokale Maximale Waarden vast te stellen. Gemeenten en waterschappen kunnen hiermee inspelen op lokale problemen en kansen. Bij de keuze van Lokale Maximale Waarden mag de bodembeheerder 'nuchter omgaan met risico's', maar hij moet mens en milieu wel voldoende beschermen. Het is belangrijk de lokale bodemnormen goed te koppelen aan het lokale gebruik van de bodem. Het Rijk heeft de mogelijkheid gecreëerd invulling te geven aan goed lokaal bodembeleid, op basis van milieuhygiënische risico's en standstill. De kennis in dit rapport helpt bij de realisatie hiervan.

Het Besluit bodemkwaliteit richt zich zowel op droge bodems als op waterbodems. Bij de invulling van de toetsingskaders voor grond- en baggerverzet zijn op sommige punten verschillende keuzes gemaakt voor beide typen bodems, omdat er essentiële verschillen zijn tussen deze typen bodems. Deze verschillen zijn:

- Bij waterbodems staat het watersysteem centraal en de waterbodem is een integraal onderdeel daarvan. Vaak zijn binnen een watersysteem verschillende functies aanwezig en met elkaar verbonden. Bij landbodems kan over het algemeen één wijze van bodemgebruik ('een bodemfunctie') worden toegekend aan een bepaald gebied;
- Bij waterbodems speelt herverontreiniging een belangrijke rol in het bepalen van de doelstellingen en dus ook in het bepalen van de normen. Bij landbodems treedt geen herverontreiniging op;
- De waterbodem kent in principe maar één functie: de voor water bestemde ruimte. Bij de landbodems kunnen verschillende bodemfuncties (bijvoorbeeld landbouw, natuur, woongebied, bedrijventerrein) worden toegekend aan bepaalde gebieden.

Voor het verspreiden van bagger op het aangrenzend perceel en zogenaamde ‘grootschalige bodemtoepassingen’ is door een Rijk een generiek stelsel ontwikkeld. Deze specifieke toepassingen moeten mogelijk zijn, onafhankelijk van de bodemfunctie en de lokale bodemkwaliteit, zodat hier een generiek stelsel voor de hand ligt. Voor het verspreiden van bagger in oppervlaktewater is er ook een generiek stelsel, maar hier kan de waterkwaliteitsbeheerder eigen keuzes maken binnen een gebiedsspecifiek stelsel.

Voor de (water)bodemsanering trekt het Rijk nog steeds één grens. Als de milieuhygiënische risico's onaanvaardbaar zijn, moet er met spoed worden gesaneerd. Onder dat niveau behoort grond- en baggerverzet in principe tot de mogelijkheden.

Het baseren van bodemnormen op milieuhygiënische risico's is niet eenvoudig. Er zijn beleidskeuzes nodig (hoe goed moet de bescherming zijn?), er moeten keuzes worden gemaakt in de methodes om risico's te bepalen, de resultaten van een beoordelingsmethode zijn niet 100% betrouwbaar en meestal zijn er eigenlijk meer gegevens nodig, dan er beschikbaar zijn. Nieuwe wetenschappelijke kennis kan er soms toe leiden dat normen moeten worden bijgesteld. Het is overigens de bedoeling dat het vernieuwde normenstelsel voor de bodem lang stabiel blijft. De genoemde wetenschappelijk ontwikkelingen, maar ook met name de ontwikkelingen in het beleid voor (grond)water (Europese Kaderrichtlijn Water en Grondwaterrichtlijn) kunnen echter consequenties hebben voor de bodemnormen.

1.4 Waarom is de kennis in dit rapport belangrijk?

De in dit rapport gepresenteerde kennis is belangrijk voor gemeenten en waterschappen om goed te kunnen kiezen tussen het generieke en het gebiedsspecifieke toetsingskader voor grond- en baggerverzet. Als een gemeente kiest voor het generieke kader voor landbodems, dan is het opstellen van een bodemfunctiekaart verplicht. Voor het opstellen van deze kaart is het belangrijk inzicht te hebben in de beschermingsniveaus die bij de bijhorende bodemnormen horen. Als gemeenten of waterschappen kiezen voor het zelf ontwikkelen van lokale (water)bodemnormen binnen het gebiedsspecifieke toetsingskader voor het toepassen van grond en bagger, is kennis van de onderbouwing van het normenstelsel van groot belang. Beleidsmakers, adviseurs, handhavers en uitvoerders, zouden het hart van het vernieuwde normenstelsel voor de bodemkwaliteit moeten kennen, zodat ze verantwoord gebruik kunnen maken van de mogelijkheden die dit normenstelsel biedt.

Dit rapport laat ook de samenhang zien tussen de normen voor het grond- en baggerverzet en de normen voor de (water)bodemsanering. Hierdoor wordt duidelijk waarom soms niet met spoed hoeft te worden gesaneerd, terwijl dezelfde grond toch niet elders mag worden hergebruikt in een vergelijkbare situatie. De kennis in dit rapport laat zien dat hier een logisch systeem achter zit.

1.5 Leeswijzer

Figuur 1.2 geeft u toegang tot de inhoud van dit rapport.

Figuur 1.2: Leeswijzer

De algemene basis	Verschillende typen risico's (H2)	Relatie tussen risico's en bodemfunctie (H2)	Standstill als basis voor normen (H2)
De grote lijn	Relatie tussen de vorm van bodembeheer (verplaatsen grond/bagger, sanering) en de onderbouwing van de bodemnormen (H3)		
(Water)bodem-sanering	Onaanvaardbare risico's, normen voor (waterbodem)sanering (H4)		
Grond- en baggerverzet	Blijvende geschiktheid voor landbodems, generieke bodemnormen (H5)		
	Blijvende geschiktheid voor landbodems, lokale bodemnormen (H6)		
	Blijvende geschiktheid voor waterbodems, generieke en lokale normen (H7)		
Specifieke toepassingen	Verspreiden van bagger in oppervlaktewater (H8)		
	Verspreiden van bagger op het aangrenzend perceel (H9)		
	Grootschalige bodemtoepassingen (H10)		

1.6 Waar gaat dit rapport niet over?

Dit rapport gaat niet over de beoordeling van de fysische of biologische bodemkwaliteit (doelsoorten, grondwaterstand, bodemsamenstelling) en niet over nutriënten in de bodem. Hiervoor zijn in het Besluit en de Regeling bodemkwaliteit geen toetsingskaders opgenomen. Deze aspecten zijn wel heel belangrijk voor de beoordeling van de bodemkwaliteit. Een belangrijk instrument in dit kader is ontwikkeld in het project Routeplanner BodemAmbities (zie www.bodemambities.nl). Een ander in dit kader relevant project is BIELLS (Bodeminformatie, essentieel voor landelijke en lokale sturing, zie www.biells.nl). Tot slot kan het project RBB (Referenties voor de bodembioologische kwaliteit, zie www.bodemplus.nl) worden genoemd en het bijbehorende RIVM-rapport (Rutgers e.a, 2005). Voor nutriënten/bemesting geldt aparte regelgeving.

Dit rapport gaat ook niet over de beoordeling van bouwstoffen. Bij bouwstoffen gaat het om preventief beleid en om het voorkomen van risico's (en dus niet om het omgaan met risico's, rekening houdend met de bestaande bodemkwaliteit). De normstelling richt zich op de emissie van stoffen vanuit bouwstoffen naar de bodem en het grondwater. Voor meer informatie wordt verwezen naar Verschoor e.a, 2006. De onderbouwing van de normstelling voor bouwstoffen vertoont overigens veel overeenkomsten met de onderbouwing van de normstelling voor grootschalige bodemtoepassingen (zie hoofdstuk 10).

Vereiste voorkennis voor het lezen van dit rapport is de rol van de verschillende bodemnormen in het Besluit en de Regeling bodemkwaliteit en het onderscheid in het generieke en het gebiedsspecifieke toetsingskader. Ook het begrip 'Risicotoolbox' moet bekend zijn. Meer informatie

over deze onderwerpen vindt u in de Handreiking Besluit bodemkwaliteit en via www.risicoolboxbodem.nl . Hiernaast is enige kennis over de rol van de Interventiewaarden en het Saneringscriterium noodzakelijk. Ook het begrip ‘geval van ernstige bodemverontreiniging’ wordt bekend verondersteld. Hiervoor wordt verwezen naar de Circulaire bodemsanering 2006 (voor landbodems) en de Circulaire sanering waterbodems 2007 (voor waterbodems).

2 De algemene basis voor het onderbouwen van bodemnormen

2.1 De algemene basis

De meeste (water)bodemnormen zijn gebaseerd op risico's. Het gaat dan om milieuhygiënische risico's, dus risico's voor bijvoorbeeld de gezondheid van de mens en verspreiding van de verontreinigende stoffen in het milieu. Dit wordt verder uitgewerkt in de paragrafen 2.2 tot en met 2.6. Of er in een bepaalde situatie sprake is van risico's, hangt sterk af van het gebruik van de bodem (de bodemfunctie). De paragrafen 2.3 tot en met 2.6 lichten dit per type risico toe.

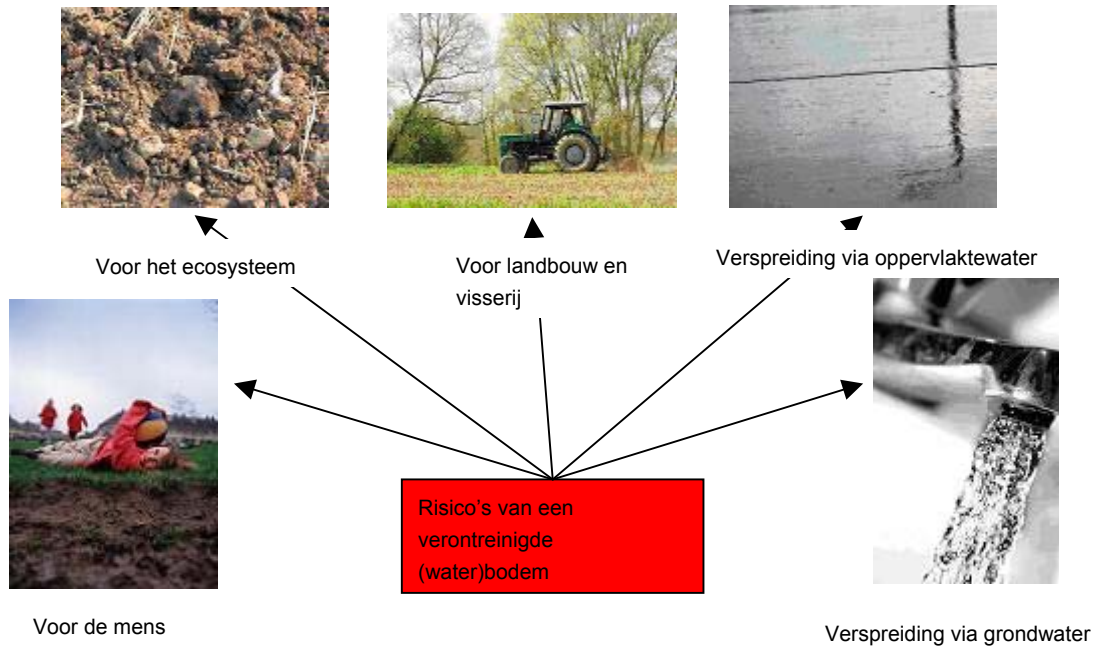
Hiernaast zijn er (water)bodemnormen die zijn gebaseerd op het standstill-principe. Paragraaf 2.7 gaat hier op in.

2.2 Verschillende typen risico's

(Water)bodemnormen zijn gebaseerd op de volgende typen risico's (zie figuur 2.1):

- De kans op een effect op de gezondheid van de mens;
- De kans op een effect op 'het (water)bodemecosysteem': effecten op planten en dieren en verstoring van de natuurlijke processen in de bodem (bijvoorbeeld afbraak van bladmateriaal);
- De kans op effecten op de landbouwproductie, beroepsvisserij en schelpenteelt: effecten op de opbrengst, op de gezondheid van het vee of overschrijding van Warenwetnormen of veevoedernormen;
- De kans op verspreiding naar het oppervlaktewater. Hierdoor kunnen waterorganismen effecten ondervinden;
- De kans op verspreiding via het grondwater, waardoor de verontreinigende stoffen ergens anders weer risico's op kunnen leveren (bijvoorbeeld doordat ze in drinkwater terecht komen).

Figuur 2.1: Typen risico's van een verontreinigde (water)bodem



Hierna worden de genoemde typen risico's toegelicht.

2.3 Risico's voor de mens

2.3.1 Blootstelling van de mens kan leiden tot risico's

Om ervoor te zorgen dat mensen niet ziek kunnen worden van de verontreinigende stoffen in de bodem is er een grens getrokken in de vorm van een maximale blootstellingdosis: het MTR-humaan (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor de mens). De mens mag niet meer dan deze dosis in mg per kg lichaamsgewicht per dag 'binnen krijgen' van een bepaalde verontreinigende stof. Bij het vaststellen van deze dosis is rekening gehouden met kwetsbare groepen, zoals kinderen, en met gevoelige individuen. Het MTR-humaan is afgeleid door het RIVM op basis van internationale literatuur (zie verder Baars e.a, 2001).

Er kunnen alleen risico's voor de mens zijn, als hij ook daadwerkelijk wordt blootgesteld aan de verontreinigende stoffen in de bodem en de stoffen dus ook daadwerkelijk 'binnen krijgt'. Er zijn voor landbodems drie belangrijke blootstellingroutes voor de mens (zie figuur 2.2):

1. Het 'opeten' van gronddeeltjes, die aan de handen zijn blijven 'plakken' bij direct contact met de bodem en met bodemstof (in huis). Dit treedt vooral op bij kleine kinderen die op de (onverharde) grond spelen, maar is ook voor volwassenen van belang, bijvoorbeeld bij tuinwerkzaamheden, maar in mindere mate ook binnenshuis.
2. Het eten van gewassen die zijn geteeld op verontreinigde grond.
3. Het uitdampen van verontreinigende stoffen vanuit de bodem naar de binnenlucht in woningen.

Figuur 2.2: Blootstellingroutes die kunnen leiden tot risico's voor de mens bij een verontreinigde landbodem



Ook voor waterbodems zijn er drie belangrijke blootstellingroutes voor de mens (zie figuur 2.3):

1. Het 'opeten' van sedimentdeeltjes, bij direct contact met de waterbodem. Dit treedt vooral op bij recreatie langs de waterkant.
2. Opname via de huid bij direct contact met de waterbodem of met oppervlaktewater. Dit treedt eveneens op bij recreatie langs de waterkant en zwemmen in oppervlaktewater.
3. Het eten van zelf gevangen vis die leeft in een gebied met een verontreinigde waterbodem, bijvoorbeeld paling die dioxineachtige verbindingen kan bevatten.

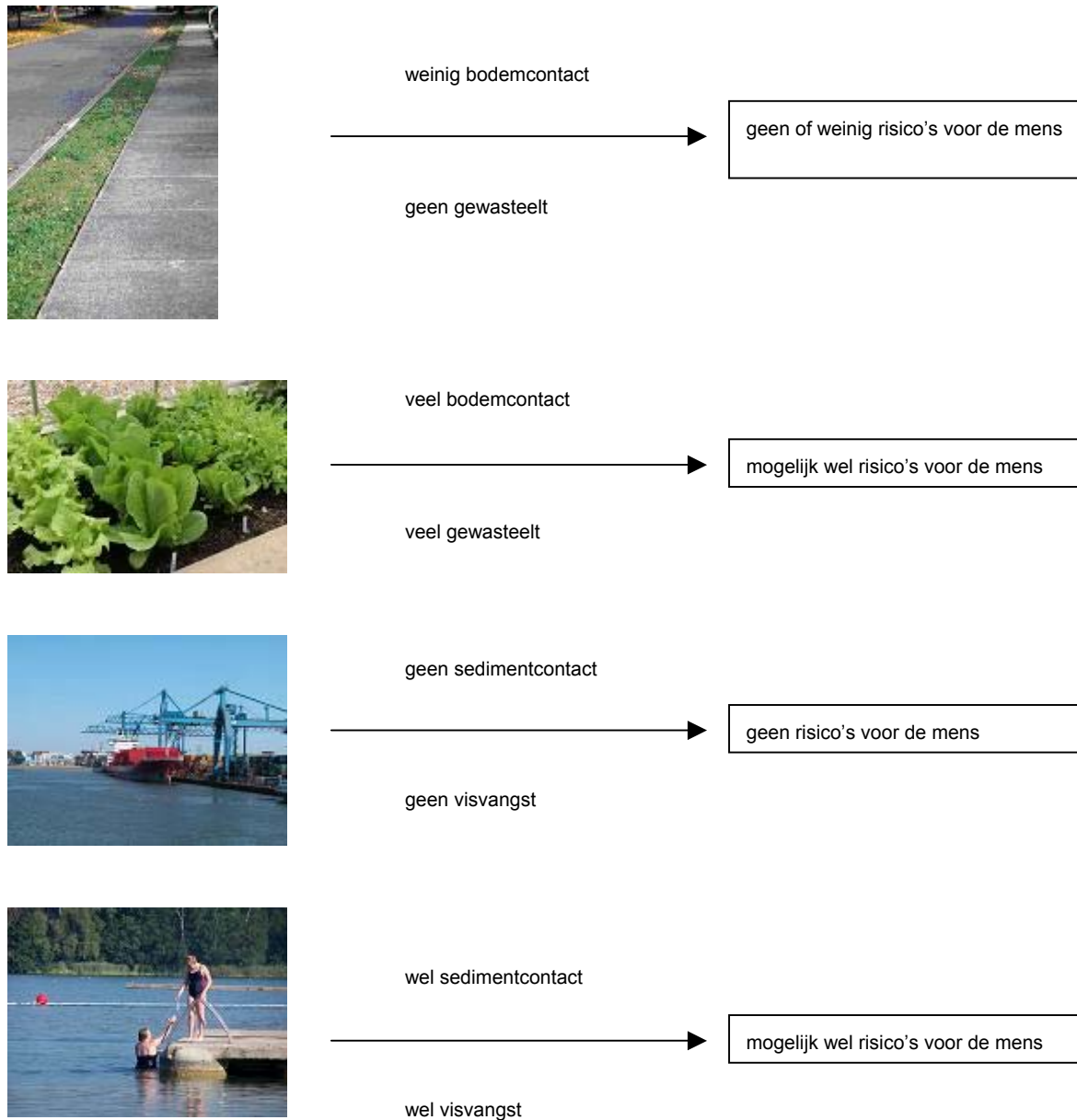
Figuur 2.3: Blootstellingroutes die kunnen leiden tot risico's voor de mens bij een verontreinigde waterbodem



2.3.2 Relatie tussen risico's voor de mens en de bodemfunctie

Als er weinig of geen blootstelling is, zijn er ook weinig of geen risico's voor de mens. Dit geldt bijvoorbeeld als de landbodem helemaal voorzien is van een verharding of als oppervlaktewater geen functie heeft als recreatie- of viswater. Als er veel blootstelling is, dan is de kans veel groter dat een bodemverontreiniging leidt tot overschrijding van de maximale blootstellingdosis voor de mens (het MTR-humaan). Dit geldt bijvoorbeeld voor een moestuin, waar er veel direct contact is met de bodem en waar consumptiegewassen worden geteeld. Voor waterbodems is er de meeste kans op blootstelling als er sprake is van recreatie- en viswater. Hieruit blijkt dat de bodemfunctie (de wijze van gebruik van de bodem) bepaalt of de verontreinigende stoffen gevaarlijk kunnen zijn voor de mens. Figuur 2.4 brengt de relatie tussen risico's voor de mens en de bodemfunctie in beeld.

Figuur 2.4: Relatie tussen risico's voor de mens en de bodemfunctie



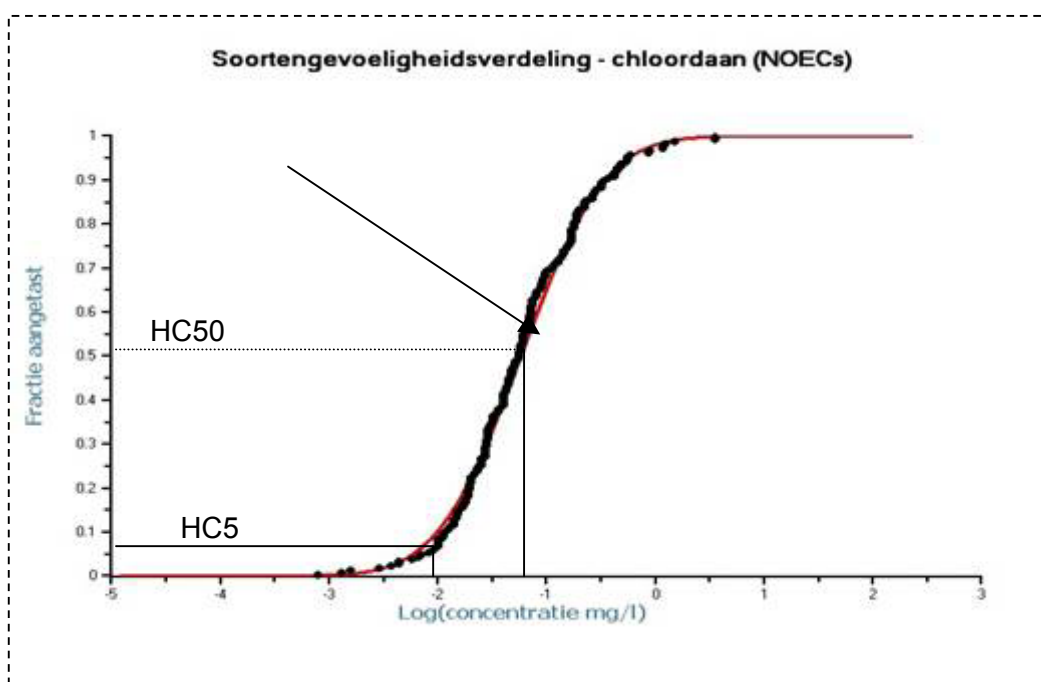
Om de blootstellingdosis van de mens uit te kunnen rekenen afhankelijk van de bodemfunctie, zijn rekenmodellen ontwikkeld. Voor blootstelling van de mens aan verontreinigende stoffen vanuit de landbodem is het gehanteerde model CSOIL en voor blootstelling vanuit de waterbodem is dit SEDISOIL.

2.4 Risico's voor het ecosysteem

2.4.1 Beoordeling van ecologische risico's

Om te beoordelen of er sprake is van risico's voor het ecosysteem is een methode ontwikkeld. Deze heet de Species Sensitivity Distribution (SSD) of Soortengevoeligheidsverdeling. Er worden toxiciteitstesten uitgevoerd met allerlei verschillende testorganismen. Voor elke soort wordt bepaald bij welke concentratie in het milieu (grond of water) de NOEC (No Observed Effect Concentration) ligt. Van de resultaten van alle testen bij elkaar wordt een figuur gemaakt, waarin is te zien welke fractie van de soorten is 'aangetast' (= overschrijding NOEC) bij welke concentratie in het milieu. In figuur 2.5 is een voorbeeld van een dergelijk soortengevoeligheidsverdeling gegeven. In de figuur kunt u aflezen welke 'Potentieel Aangetaste Fractie' (PAF) hoort bij welke concentratie in het milieu (in dit geval water). De concentratie die hoort bij een PAF van 50% heet de HC50 (Hazardous Concentration 50%); de concentratie die hoort bij een PAF van 5% heet de HC5. De HC5 kan worden beschouwd als een relatief hoog beschermingsniveau en de HC50 als een relatief laag beschermingsniveau voor het ecosysteem.

Figuur 2.5: Voorbeeld van een soortengevoeligheidsverdeling (SSD-curve)



Voor het onderbouwen van normen voor de droge bodem, wordt bij voorkeur gebruik gemaakt van toxiciteitstesten met landbodemorganismen. Toxiciteitstesten met waterorganismen in water zijn echter eenvoudiger uitvoerbaar, waardoor er veel meer resultaten zijn van toxiciteitstesten met waterorganismen. Als er voor het onderbouwen van normen voor de droge bodem te weinig testgegevens zijn van landbodemorganismen, dan wordt gebruik gemaakt van de testgegevens van waterorganismen en wordt een omrekening uitgevoerd van de concentratie in water naar de concentratie in grond.

Bovenstaande methode wordt per stof toegepast om normen per stof te onderbouwen. Voor de beoordeling van de bodemkwaliteit wordt soms ook gebruik gemaakt van een methode om de toxiciteit van het aanwezige mengsel aan stoffen te beoordelen. Deze methode heet de ms-PAF: meer stoffen – Potentieel Aangetaste Fractie. De ms-PAF-methode is een rekenmethode die per stof

het ecologische risiconiveau uitrekent in de vorm van een PAF en daarna de risico's van verschillende stoffen 'optelt'. Zo ontstaat een waarde voor het ecologische risiconiveau voor het aanwezige mengsel aan stoffen. Dit is de waarde van de ms-PAF in %.

2.4.2 De waarde van het ecosysteem bepaalt het beschermingsniveau

Het ecosysteem staat altijd in contact met de bodemverontreiniging en er is dus altijd sprake van blootstelling. Dit is dus anders dan bij de mens, waarbij de blootstelling afhankelijk is van de bodemfunctie. Bij de mens staat het beschermingsniveau vast (voor een bepaalde norm) Doordat de blootstelling verschilt per bodemfunctie, zijn bij een bepaalde bodemconcentratie de risico's voor de mens ook verschillend afhankelijk van de bodemfunctie.

Als voor het ecosysteem dus een vast beschermingsniveau zou worden gekozen (voor een bepaalde norm), zouden de ecologische risico's bij elke bodemfunctie hetzelfde zijn. Er zijn, vooral voor landbodems, grote verschillen in wat 'het ecosysteem' voorstelt. Onder verharding gaat het vooral om micro-organismen en in een natuurgebied kan het gaan om heel bijzondere plant- en diersoorten. Daarom is besloten om voor het ecosysteem van landbodems niet uit te gaan van een vast beschermingsniveau, maar van verschillende beschermingsniveaus afhankelijk van de bodemfunctie. Voor het ecosysteem van landbodems gaat het er dus om hoe belangrijk 'de maatschappij' de bescherming ervan vindt. Voor het ecosysteem is in de regelgeving voor landbodems een beschermingsniveau beleidsmatig gekozen, afhankelijk van de waarde die eraan wordt gehecht.

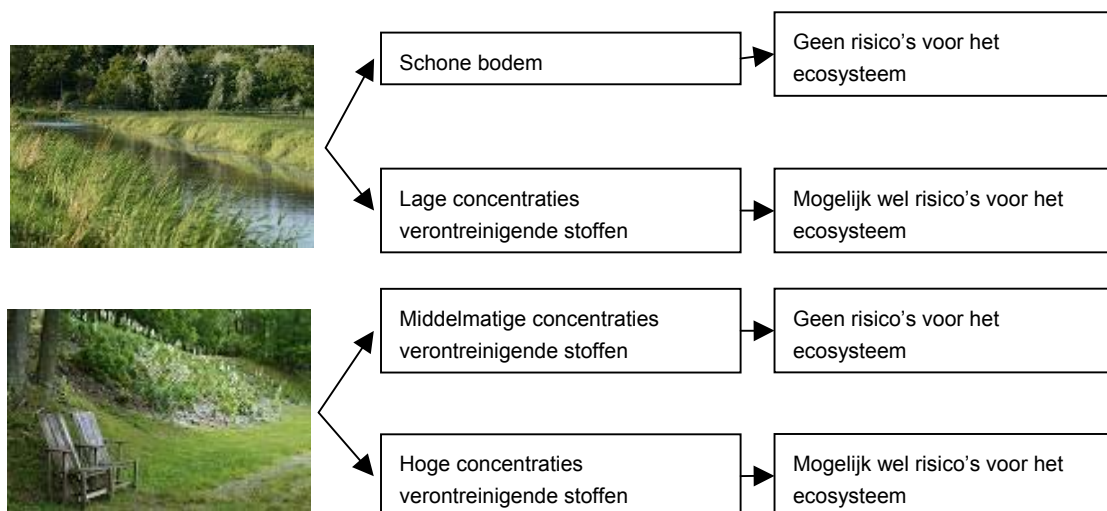
Voor waterbodems is er veel minder sprake van een duidelijke differentiatie in bodemfuncties (zie paragraaf 1.3). Daarom wordt er voor waterbodems in het generieke kader gebruik gemaakt van één vaststaand beschermingsniveau (voor een bepaalde bodemnorm) onafhankelijk van de bodemfunctie.

2.4.3 Relatie tussen ecologisch beschermingsniveau en landbodemfunctie

Voor een natuurgebied ligt de keuze voor een hoog beschermingsniveau in principe voor de hand. Men vindt dat er hier al bij relatief lage concentraties aan verontreinigende stoffen (te veel) risico's zijn. In Nederland zijn er overigens ook mooie natuurgebieden bij relatief hoge concentraties aan verontreinigende stoffen (bijvoorbeeld de Biesbosch). Het gaat hier echter niet om het daadwerkelijke aanwezige beschermingsniveau, maar om de keuze voor een beleidsmatig gewenst beschermingsniveau.

Er zijn ook eenvoudige ecosystemen, zoals grasvelden of groenstroken met één soort struik of de waterbodem onder een industriehaven. Voor dit type ecosystemen is het logisch een relatief laag beschermingsniveau te kiezen. Pas bij relatief hoge concentraties aan verontreinigende stoffen zijn er voor dit type ecosysteem (te veel) risico's. Figuur 2.6 geeft dit principe schematisch weer.

Figuur 2.6: Relatie tussen ecologische risico's en de landbodemfunctie



2.5 Risico's voor de landbouwproductie, beroepsvisserij en schelpenteelt

Bij risico's voor de landbouwproductie, beroepsvisserij en schelpenteelt gaat het om daling van de opbrengst, effecten op de gezondheid van het vee of overschrijding van Warenwetnormen of veevoedernormen. Er zijn momenteel geen waterbodempnormen die zijn gebaseerd op risico's voor beroepsvisserij of schelpenteelt, zoals productieverlies door verminderde voortplanting van vis. Bij de invulling van waterbodempnormen is wel rekening gehouden met de kwaliteit van de te consumeren vis, maar dit valt onder de risico's voor de mens (zie paragraaf 2.3).

Bij welke concentraties aan verontreinigende stoffen er sprake is van risico's voor landbodems, hangt af van het type landbouwkundig gebruik. Er is voor de normstelling onderscheid gemaakt in akkerbouw, akkerbouw voor veevoer, groente, beweid grasland, fruit en sierteelt.

2.6 Risico's voor verspreiding via het grondwater en naar het oppervlaktewater

Het grondwater en het oppervlaktewater moeten worden beschermd tegen een al te grote belasting met verontreinigende stoffen. Wanneer de belasting te groot is, is in feite een beleidsmatige afspraak. Voor de belasting van het grondwater zijn hiervoor afspraken gemaakt (zie Circulaire bodemsanering 2006). Voor het oppervlaktewater worden de doelen bepaald op basis van de Europese Kaderrichtlijn Water. Hierin staat de goede ecologische toestand van ecosystemen centraal. De regelgeving voor de sanering van waterbodems is hier op afgestemd (zie Circulaire sanering waterbodems, 2007). Voor het grondwater worden de doelen bepaald op basis van de Europese Grondwaterrichtlijn. Aan de herziening van het normenstelsel voor het grondwater wordt in 2007 en 2008 gewerkt.

2.7 Standstill als basis voor bodemnormen

Het baseren van bodemnormen op milieuhygiënische risico's kent grenzen. Er kunnen geen bodemnormen worden gesteld, die lager liggen dan de kwaliteit van relatief schone bodems in Nederland. Daarom is de kwaliteit van relatief schone Nederlandse bodems, in de vorm van de Achtergrondwaarden, de basis voor bodemnormen (zie paragraaf 3.2).

Voor waterbodems is het zogenaamde herverontreinigingniveau (HVN) van belang. Het is voor bepaalde doelen niet zinvol om waterbodemnormen vast te stellen, die strenger zijn dan de kwaliteit van nieuw gevormd sediment. Bij het stellen van een aantal normen voor waterbodems is hier rekening mee gehouden (zie hoofdstuk 7 en 8).

3 De grote lijn: de relatie tussen de vorm van bodembeheer en de onderbouwing van de bodemnormen

3.1 De grote lijn

Er wordt vaak gesproken over ‘wel’ of ‘geen’ risico’s (zoals ook eerder in dit rapport), maar zo eenvoudig is het helaas niet. De verschillende vormen van bodembeheer, trekken verschillende grenzen als het gaat om risico’s. Dit hoofdstuk laat de grote lijn zien: welk beschermingsniveau of kwaliteitsniveau hoort bij welke vorm van bodembeheer en waarom is dit zo?

De ‘vormen van bodembeheer’ in dit hoofdstuk zijn:

1. Bodembeheer beneden de ‘altijd-grens’: er is weinig regelgeving nodig. Grond- en baggerverzet is vrij.
2. De toetsingskaders voor het toepassen van grond en bagger onder voorwaarden.
3. Het omgaan met aanwezige ‘ernstige’ verontreiniging in de (water)bodem (beheersmaatregelen en sanering).

De paragrafen 3.2 tot en met 3.5 richten zich vooral op landbodems en zijn bedoeld om een overzicht te geven voor een aantal belangrijke vormen van bodembeheer. Paragraaf 3.6 laat de parallel zien voor waterbodems. In paragraaf 3.7 wordt kort ingegaan op de relatie tussen bodemnormen (en beoordelingssystemen) en de concentraties aan verontreinigende stoffen in de bodem.

Op de vormen van bodembeheer die hier niet aan de orde komen, gaat dit rapport elders in. Een nadere uitwerking van de onderbouwing van de bodemnormen staat ook elders in dit rapport.

3.2 Ad 1: beschermingsniveau en bodemnorm voor de altijd-grens

Het beschermingsniveau voor de altijd-grens ligt het hoogst (de normen zijn het strengst). De bodemkwaliteit is ‘blijvend geschikt voor elke bodemfunctie’. Vrij verzet van grond en bagger is toegestaan. De bodemnormen die hierbij horen zijn de Achtergrondwaarden. De Achtergrondwaarden zijn gebaseerd op gemeten concentraties aan verontreinigende stoffen in de Nederlandse bodem in onverdachte landbouw- en natuurgebieden. Meer informatie hierover vindt u in Lamé e.a. (2005) en Lamé en Nieuwenhuis (2006).

Wetenschappelijk beschouwd zijn er ook op het niveau van de Achtergrondgehalten beperkte risico’s. De Nederlandse bodem is niet helemaal onbelast en sommige verontreinigende stoffen leveren al bij heel lage concentraties toch een (beperkt) risico op. Beleidsmatig vindt men dergelijke risico’s dusdanig klein dat gebieden die voldoen aan de Achtergrondwaarden als relatief onbelast worden beschouwd. Er zijn geen beperkingen voor het gebruik van de bodem, de grond of de bagger. Het stellen van strengere normen voor het bodembeheer dan de Achtergrondwaarden heeft beleidsmatig ook geen zin: schonere grond zal meestal niet voorhanden zijn.

De Achtergrondwaarden zijn gebaseerd op het standstill-principe (handhaven bestaande kwaliteit) en niet direct op risico’s. Omdat de Achtergrondwaarden de strengste normen zijn, wordt beleidsmatig toch gesteld dat er op het niveau van de Achtergrondwaarden ‘geen risico’s’ zijn voor elke bodemfunctie. Hoewel de Achtergrondwaarden zijn gebaseerd op metingen in landbodems, gelden ze ook voor waterbodems. Dit in verband met de consistentie in het normenstelsel.

3.3 Ad 3: beschermingsniveau en bodemnormen voor ernstige bodemverontreiniging en sanering

Het beschermingsniveau dat hoort bij ‘ernstige bodemverontreiniging’ (dit is een aanduiding uit de Wet Bodembescherming) en sanering ligt het laagst. Er moet pas worden ingegrepen als er duidelijk sprake is van risico’s. Boven het risiconiveau van het Saneringscriterium is de bodem ‘ongeschikt voor de betreffende bodemfunctie’ en noemt men de risico’s ‘onaanvaardbaar’. Er moet met spoed worden gesaneerd. De locatiespecifieke stapsgewijze beoordelingssystematiek die hierbij hoort is het Saneringscriterium. De eerste stap binnen deze systematiek is het toetsen aan de Interventiewaarden die niet gekoppeld zijn aan de bodemfunctie. De systematiek toetst uiteindelijk of het risiconiveau van het Saneringscriterium wordt overschreden. Hoofdstuk 4 gaat dieper in op het risiconiveau dat hoort bij onaanvaardbare risico’s voor land- en waterbodems.

3.4 Ad 2: beschermingsniveau en toetsingskaders voor het toepassen van grond en bagger

Het beschermingsniveau waarbij grond- en baggerverzet onder voorwaarden is toegestaan, ligt tussen de altijd-grens (ad 1) en de grens voor met spoed saneren (ad 3) in. De genoemde voorwaarden houden in dat toe te passen grond of bagger moet voldoen aan een bepaald kwaliteitsniveau dat afhankelijk is van de bodemfunctie (vanwege risico’s) en van de aanwezige bodemkwaliteit (vanwege standstill). Bij het ontwikkelen van de toetsingskaders voor grond- en baggerverzet gaat het om het vinden van de balans: bij te strenge normen stagneren hergebruik en maatschappelijke ontwikkelingen, bij te ruime normen is het milieu onvoldoende beschermd. Om het mogelijk te maken lokaal die balans te vinden, zijn voor het toepassen van grond en bagger op landbodems twee stelsels ontwikkeld, waarbij de volgende keuzes zijn gemaakt voor het beschermingsniveau dat hierbij hoort:

- Voor het generieke toetsingskader zijn landelijke keuzes gemaakt voor het beschermingsniveau waarbij de bodemkwaliteit blijvend geschikt is voor de betreffende functie. Hierbij hoort de uitspraak: er zijn ‘geen risico’s’ gekoppeld aan de bodemfunctie. Het bijbehorende beschermingsniveau heet ‘het beschermingsniveau van de generieke Maximale Waarden’. Er zijn generieke Maximale Waarden voor Wonen en voor Industrie. De Achtergrondwaarden gelden als Maximale Waarden voor Landbouw en Natuur. Hoofdstuk 5 licht de onderbouwing van de generieke Maximale Waarden toe.
- Binnen het gebiedsspecifieke toetsingskader mag het bevoegd gezag, binnen een democratisch proces, zelf kiezen voor het beschermingsniveau waarbij zij de bodem lokaal geschikt acht voor de betreffende functie. Dit beschermingsniveau mag liggen tussen het niveau van de Achtergrondwaarden en ‘onaanvaardbare risico’s’ voor de betreffende bodemfunctie. Het gebruik van de Risicoolbox voor landbodems is verplicht, om het risiconiveau inzichtelijk te maken. Hoofdstuk 6 gaat hierop dieper in.

3.5 Relaties tussen vorm van landbodembeheer, beschermingsniveau en bodemnorm

Tabel 3.1 geeft een overzicht van de inhoud van de voorgaande paragrafen. In de laatste kolom staat waar u meer gedetailleerde informatie kunt vinden.

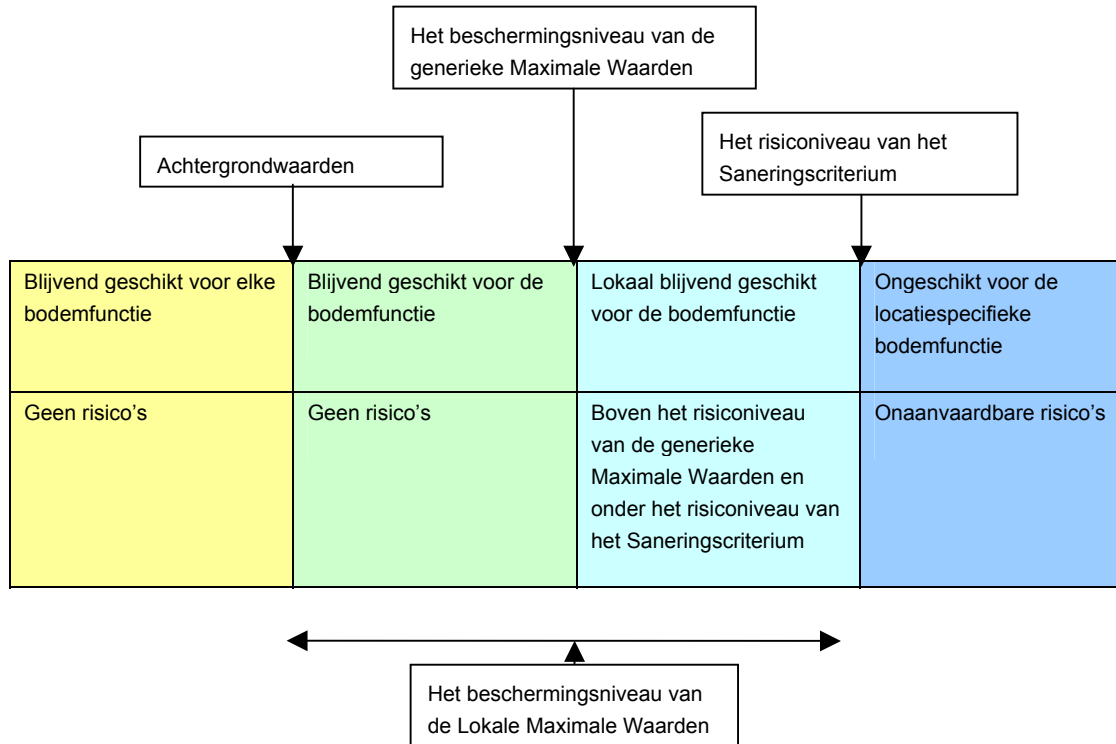
Tabel 3.1: Overzicht relaties tussen de vorm van bodembeheer, de bijbehorende bodemnormen, de geschiktheid van de bodem voor de functie en het beschermingsniveau van de normen

	Normen	Beschermingsniveau van de normen	Geschiktheid van de bodem voor de bodemfunctie	Meer informatie
Altijd-grens	Achtergrondwaarden	Geen risico's	Blijvend geschikt voor elke bodemfunctie	3.2
Generiek kader voor grond- en baggerverzet	Achtergrondwaarden, Maximale Waarde Wonen en Maximale Waarde Industrie	Geen risico's	Blijvend geschikt voor de bodemfunctieklasse	H5
Gebiedsspecifiek kader voor grond- en baggerverzet	Lokale Maximale Waarden	Lokaal te kiezen	Lokaal geschikt voor de bodemfunctie	H6
(Water)bodemsanering	Interventiewaarden en Saneringscriterium	Onaanvaardbare risico's	Ongeschikt voor de bodemfunctie	H4

Figuur 3.1 laat de hoofdlijn zien die dit hoofdstuk tot nu toe beschrijft. Van vrij grond- en baggerverzet, naar grond- en baggerverzet onder voorwaarden, naar bodemsanering:

- Is er een oplopend risiconiveau en een afnemend beschermingsniveau;
- Wordt de koppeling aan de lokale situatie steeds sterker.

Figuur 3.1: Relaties tussen geschiktheid van de bodem voor de functie, bijbehorende beschermings/risiconiveaus en bijbehorende bodemnormen



3.6 De grote lijn voor waterbodems

Voor waterbodems vertoont de grote lijn in de relatie tussen de vorm van bodembeheer en de onderbouwing van de bodemnormen veel overeenkomsten met de grote lijn voor landbodems:

- de altijd-grens wordt ingevuld door de Achtergrondwaarden;
- er is een Saneringscriterium waarbij een locatiespecifieke risicobeoordeling wordt uitgevoerd en waarbij met spoed moet worden gesaneerd als er sprake is van onaanvaardbare risico's;
- er is een generiek en een gebiedsspecifiek toetsingskader voor het toepassen van grond en bagger, waarbij de grenzen voor het gebiedsspecifieke toetsingskader worden getrokken door de Achtergrondwaarden en het Saneringscriterium voor waterbodems.

Het belangrijkste verschil tussen de normenstelsels voor land- en waterbodems zit in de invulling van het generieke toetsingskader voor grond- en baggerverzet. Bij landbodems is hier een sterke koppeling met de bodemfunctie. Voor waterbodems ligt een dergelijke koppeling niet voor hand, vanwege de essentiële verschillen met landbodems (zie paragraaf 1.3). Voor het generieke toetsingskader is voor waterbodems daarom aangesloten bij het herverontreinigingniveau, wat veel meer voor de hand ligt. Dit wordt verder toegelicht in hoofdstuk 7.

3.7 De relatie tussen bodemnormen en bodemconcentraties

Zoals in hoofdstuk 2 is toegelicht, bepaalt de bodemfunctie de hoogte van de risico's voor de mens en het beschermingsniveau voor het ecosysteem.

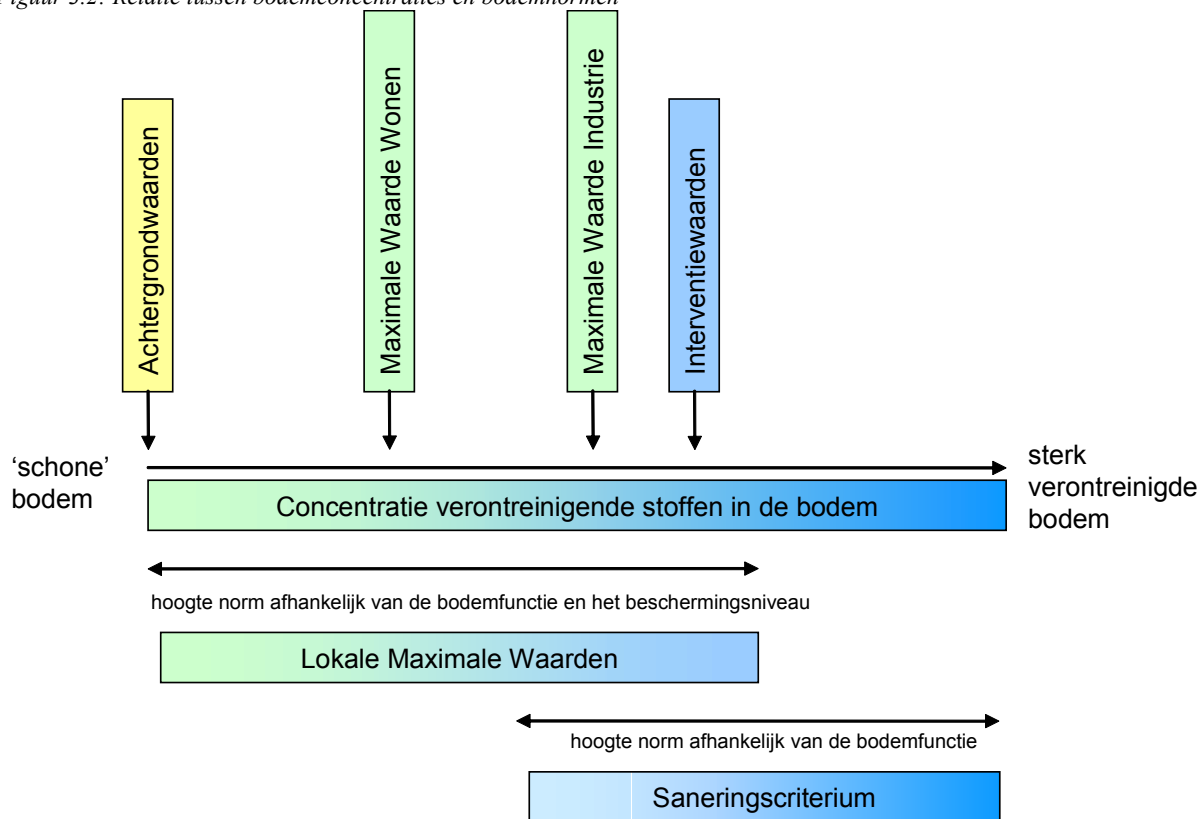
Bij een beoordeling van de bodemkwaliteit met het Saneringscriterium wordt sterk rekening gehouden met de bodemfunctie. Bij een bepaalde bodemconcentratie (concentratie aan verontreinigende stoffen in de bodem) is er bij de ene (gevoelige) bodemfunctie wel sprake van onaanvaardbare risico's en bij de andere (ongevoelige) bodemfunctie niet. Bij een ongevoelige bodemfunctie is er pas bij een veel hogere bodemconcentratie sprake van onaanvaardbare risico's.

Bij de invulling van de Interventiewaarden is uitgegaan van een vaststaand beschermingsniveau voor het ecosysteem en een vaststaande blootstelling van de mens (zie verder paragraaf 4.2). Hierbij hoort een vaste bodemconcentratie. De Interventiewaarden zijn onafhankelijk van de bodemfunctie.

Voor de generieke Maximale Waarden geldt dat de bodemconcentratie afhankelijk is van de bodemfunctie waarvoor de Maximale Waarde geldt. Als er één bodemfunctie wordt gekozen, kan het vaststaande beschermingsniveau van de generieke Maximale Waarden worden gekoppeld aan één bodemconcentratie. Dit geldt voor de generieke Maximale Waarde Wonen en de generieke Maximale Waarde Industrie. De Lokale Maximale Waarden hebben geen vooraf vastgelegd beschermingsniveau en dus ook geen vooraf vaststaande bodemconcentratie. Bovendien zijn de Lokale Maximale Waarden afhankelijk van de bodemfunctie waarvoor ze gelden. De Achtergrondwaarden hebben een vaste bodemconcentratie, maar dit komt doordat ze zijn gebaseerd op bodemkwaliteitsmetingen in plaats van risico's (zie paragraaf 3.2).

Figuur 3.2 geeft een overzicht van de relatie tussen bodemnormen en bodemconcentraties.

Figuur 3.2: Relatie tussen bodemconcentraties en bodemnormen



In de figuur lijkt het of Lokale Maximale Waarden ‘hoger’ kunnen zijn dan het Saneringscriterium. Dat is echter niet zo. De overlap in de figuur ontstaat doordat een Lokale Maximale Waarde voor een relatief ongevoelige bodemfunctie kan horen bij een hogere bodemconcentratie, dan het Saneringscriterium voor een relatief gevoelige bodemfunctie.

In de figuur is te zien dat de Maximale Waarde Industrie (waarbij grondverzet is toegestaan), kan horen bij een hogere bodemconcentratie dan het Saneringscriterium (waarbij met spoed moet worden gesaneerd). Dit komt door de koppeling aan de bodemfunctie van zowel de Maximale Waarde Industrie als het Saneringscriterium. Het kan voorkomen dat de bodemkwaliteit dusdanig is, dat er bij een heel gevoelige bodemfunctie (bijvoorbeeld een moestuin) met spoed moet worden gesaneerd. Diezelfde of zelfs een slechtere bodemkwaliteit kan prima voldoen voor een bedrijfsterrein, waar de grond dan ook mag worden toegepast (mits de kwaliteit ter plekke ook in de Klasse Industrie valt). Een verdere toelichting hierop is te vinden in de hoofdstukken 4 en 5, die ingaan op de onderbouwing van de verschillende bodemnormen.

4 Onaanvaardbare risico's, normen voor (water)bodemsanering

4.1 Stapsgewijze systematiek voor beoordeling onaanvaardbare risico's

Als er sprake is van onaanvaardbare risico's, moet er met spoed worden gesaneerd (zie paragraaf 3.3). Dit hoofdstuk gaat in op de onderbouwing van de bodemnormen die betrekking hebben op onaanvaardbare risico's.

Uit de beschrijving van de verschillende type risico's in hoofdstuk 2 blijkt dat de bodemfunctie bepaalt of de milieuhygiënische risico's onaanvaardbaar zijn. Het Saneringscriterium voor landbodems (zie Circulaire bodemsanering 2006) en het Saneringscriterium voor waterbodems (zie Circulaire sanering waterbodems 2007) geven een locatiespecifieke stapsgewijze beoordelingssystematiek om te beoordelen of er sprake is van onaanvaardbare risico's.

Het toepassen van het Saneringscriterium vereist specifieke informatie over de verontreinigings situatie en de locatiespecifieke bodemfunctie. Er was behoefte aan een eerste eenvoudige stap in het systeem, in de vorm van het toetsen van de concentratie in de (water)bodem aan een concentratienorm voor grond, sediment en grondwater. Deze norm is de Interventiewaarde. Voor de (water)bodemsanering heeft de Interventiewaarde de functie van een signaalwaarde: 'er kan iets aan de hand zijn'. Bij overschrijding moet 'beter worden gekeken of er echt iets aan de hand is', met behulp van het Saneringscriterium. Met de inwerkingtreding van het Besluit bodemkwaliteit zijn er aparte Interventiewaarden voor droge bodems en voor waterbodems.

De Interventiewaarden en het Saneringscriterium houden rekening met risico's voor de mens, voor het ecosysteem en voor verspreiding naar grond- en oppervlaktewater. Risico's voor de landbouwproductie, beroepsvisserij en schelpenteelt door de aanwezige (water)bodemkwaliteit worden niet in beschouwing genomen in het Saneringscriterium of voor de onderbouwing van de Interventiewaarden. De producent is zelf verantwoordelijk voor een goede kwaliteit van zijn producten en moet zelf rekening houden met economische schade (opbrengstdaling, effecten op diergezondheid) door bodemverontreiniging. De kwaliteit van de producten wordt beschermd door Warenwettenormen en door veevoedernormen.

Als er met spoed moet worden gesaneerd op landbodems, is het saneringsdoel de generieke Maximale Waarde die geldt voor de betreffende bodemfunctie (in plaats van de huidige BodemGebruiksWaarden). Hierbij is er sprake van blijvende geschiktheid van de bodem voor de functie (zie hoofdstuk 5). Hierdoor ontstaat een consistente samenhang tussen de regelgeving voor bodemsanering en voor grond- en baggerverzet (zie Circulaire bodemsanering 2006). Het saneringsdoel voor waterbodems is het wegnemen van onaanvaardbare risico's.

De volgende paragrafen lichten eerst de onderbouwing van de Interventiewaarde droge bodem toe, gevolgd door de onderbouwing van de Interventiewaarde grondwater en de Interventiewaarde waterbodem. Vervolgens gaat dit hoofdstuk in op het Saneringscriterium voor landbodems en daarna op het Saneringscriterium voor waterbodems.

4.2 Onderbouwing Interventiewaarde droge bodem

4.2.1 De basis voor de Interventiewaarde droge bodem

De Interventiewaarde droge bodem is gebaseerd op risico's voor de mens en voor het ecosysteem.

4.2.2 Humane risico's als basis voor de Interventiewaarde

Voor de mens zijn de risico's onaanvaardbaar als door de bodemverontreiniging de vastgestelde maximale blootstellingdosis voor de mens (het MTR-humaan) wordt overschreden. Om de Interventiewaarde droge bodem te kunnen koppelen aan mogelijke onaanvaardbare risico's voor de mens moest per stof worden bepaald bij welke concentratie in de bodem de maximale blootstellingdosis voor de mens (MTR-humaan) precies wordt bereikt. De blootstellingdosis voor de mens wordt berekend met het blootstellingmodel CSOIL. CSOIL maakt gebruik van allerlei invoerparameters, zoals de hoeveelheid gewassen die van de verontreinigde bodem wordt gegeten en de mate waarin gronddeeltjes worden 'opgegeten' (zie paragraaf 2.3.1). Om voor de Interventiewaarde te kunnen rekenen met CSOIL was een keuze vereist voor een 'representatieve' wijze van bodemgebruik, zodat de invoerparameters konden worden ingevuld. De keuze is op 'wonen met tuin' gevallen. Bij deze wijze van bodemgebruik spelen alle belangrijke manieren om in contact te komen met bodemverontreinigende stoffen een rol ('opeten' gronddeeltjes, eten van 10% verontreinigde gewassen en uitdamping naar binnenlucht).

Een eventuele keuze voor 'wonen met moestuin' voor de onderbouwing van de Interventiewaarde droge bodem zou deze strenger maken. Bij een gelijke bodemconcentratie wordt dan namelijk een hogere blootstellingdosis voor de mens wordt berekend dan bij 'wonen met tuin', doordat meer gewassen uit de eigen tuin worden gegeten. Wonen met moestuin werd echter een te uitzonderlijke bodemfunctie gevonden om een algemeen toe te passen bodemnorm als de Interventiewaarde droge bodem op te baseren. Om te voorkomen dat onaanvaardbare risico's beneden de Interventiewaarde over het hoofd worden gezien, zijn in het Saneringscriterium gevoelige functies gedefinieerd (zie paragraaf 4.5).

4.2.3 Ecologische risico's als basis voor de Interventiewaarde

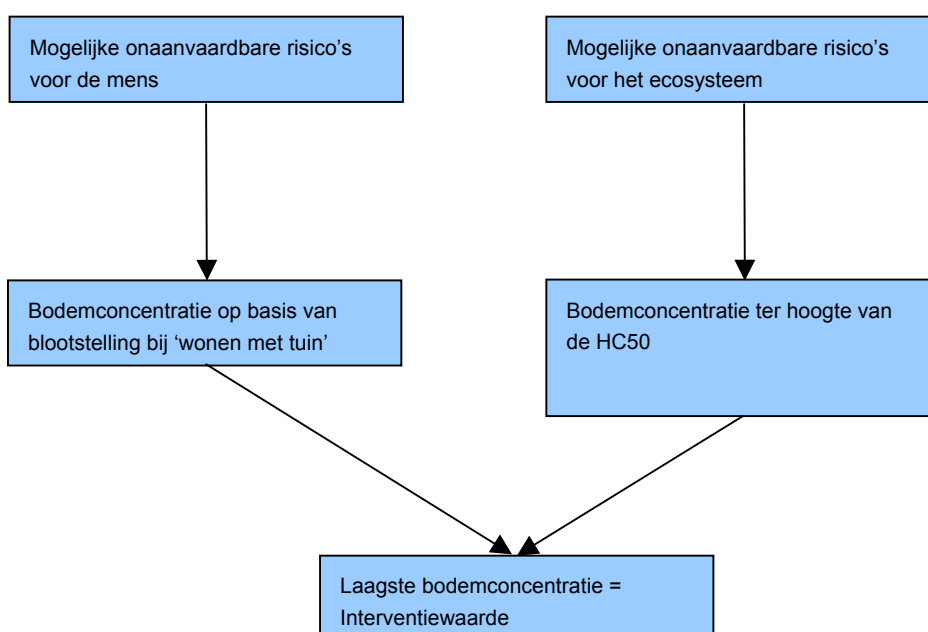
Om een grens te trekken voor mogelijke onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem moest een min of meer arbitraire keuze worden gemaakt. De grens voor de Interventiewaarde droge bodem is beleidsmatig gelegd op de bodemconcentratie waarbij 50% van de mogelijk aanwezige soorten planten en bodemdieren of natuurlijke processen in de landbodem is 'aangetast' door de bodemverontreiniging. Dit is de HC50 (zie paragraaf 2.4). Dit is de algemene grens die beleidsmatig is gekozen om mogelijke onaanvaardbare ecologische risico's te koppelen aan de Interventiewaarden. Effecten die ook al optreden bij een concentratie beneden de natuurlijke achtergrondconcentratie van stoffen tellen hierbij niet mee.

Een eventuele keuze voor bijvoorbeeld de HC5 als beschermingsniveau voor het ecosysteem voor de onderbouwing van de Interventiewaarde zou het ecosysteem beter beschermen, maar dit zou leiden tot normen die in grote delen van Nederland worden overschreden. Dit is praktisch onwerkbaar en er zijn geen aanwijzingen dat de bodemverontreiniging zodanige gevolgen heeft dat er op veel plaatsen in Nederland moet worden ingegrepen. Vandaar dat hier beleidsmatig niet voor is gekozen. De HC50 levert een werkbare grens op, waarbij er 'echt iets aan de hand kan zijn'.

4.2.4 Interventiewaarde droge bodem op basis van humane of ecologische risico's

Het zal duidelijk zijn dat de bodemconcentratie die hoort bij mogelijke onaanvaardbare risico's voor de mens anders zal zijn dan die voor het ecosysteem. De Interventiewaarden zijn vastgesteld op de laagste concentratie aan verontreinigende stoffen in de bodem van de twee afgeleide bodemconcentraties voor onaanvaardbare risico's. Meestal was dit de bodemconcentratie die hoort bij mogelijke onaanvaardbare ecologische risico's. Dit betekent dat er bij overschrijding van Interventiewaarden veelal nog geen sprake is van mogelijke onaanvaardbare risico's voor de mens. Figuur 4.1 geeft de onderbouwing van de Interventiewaarden droge bodem weer.

Figuur 4.1: Overzicht onderbouwing Interventiewaarden droge bodem



Met de inwerkingtreding van het Besluit bodemkwaliteit wijzigen de meeste waarden van de Interventiewaarden droge bodem. Dit is een gevolg van een actualisatie naar de huidige stand van de kennis. Meer informatie hierover is te vinden in het rapport Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling (VROM, 2007).

4.3 Onderbouwing Interventiewaarden grondwater

De Interventiewaarden voor grondwater zijn met behulp van een rekenmethode afgeleid uit de Interventiewaarden droge bodem. Zoals in paragraaf 2.6 is aangegeven wordt momenteel nog gewerkt aan de herziening van het normenstelsel voor grondwater. Daarom is voor de Interventiewaarden voor grondwater nog geen actualisatie doorgevoerd.

4.4 Onderbouwing Interventiewaarde waterbodem

Tot de inwerkingtreding van het Besluit bodemkwaliteit is er altijd sprake geweest van één Interventiewaarde voor zowel land- als waterbodems. Bij de ontwikkeling van het Besluit is besloten dit principe los te laten.

Voor waterbodems moest toen een keuze worden gemaakt. Meegaan met de wijzigingen voor landbodems, betekent geen betere aansluiting bij de risico's voor waterbodems. Bij de actualisatie van de Interventiewaarden voor de droge bodem kon meer gebruik worden gemaakt van toxiciteitgegevens van landbodemorganismen. De 'bestaande' Interventiewaarden zijn (bij gebrek aan gegevens destijds), grotendeels gebaseerd op toxiciteitgegevens van waterorganismen. Het RIVM heeft in 2001 voorstellen gedaan voor specifieke Interventiewaarden voor waterbodems (Lijzen e.a, 2001). Hiervoor moest echter een vrij onzekere omrekening worden gemaakt van water naar sediment. De voorgestelde waarden voor metalen zijn hoog en leveren veel discussie op. Hiernaast speelt de ontwikkeling van de Waterwet een rol, waarbij opnieuw naar het normenstelsel voor waterbodems wordt gekeken.

Om praktische en beleidsmatige redenen is besloten voor waterbodems op dit moment in principe de tot in 2007 gehanteerde 'bestaande' Interventiewaarden te handhaven als Interventiewaarden waterbodems. Een belangrijk voordeel hiervan is dat de grens tussen wel en niet 'ernstige waterbodemsverontreiniging' hiermee gelijk blijft, zodat 'de werkvoorraad' niet opnieuw in kaart hoeft te worden gebracht. De echte risicobeoordeling gebeurt met behulp van het Saneringscriterium voor waterbodems. Hiervoor speelt de Interventiewaarde waterbodems een ondergeschikte rol.

De Interventiewaarden waterbodems moeten zich richten op verontreinigingen door puntbronnen. Voor enkele metalen werden de 'bestaande' Interventiewaarden ook al overschreden in diffuus belaste gebieden. Het is niet zinvol om voor dit soort gebieden over te gaan tot waterbodemsanering. De betreffende waarden zijn daarom aangepast. Voor de betreffende metalen is de Interventiewaarde waterbodems gebaseerd op de 95-percentielwaarden van relatief verontreinigde sedimentmonsters uit het rivierengebied, omdat men dit als diffuus belaste gebieden beschouwt. Er is getoetst of deze nieuwe hogere waarden voor de Interventiewaarden waterbodems, niet leiden tot onaanvaardbare ecologische risico's voor water(bodem)organismen. Dit bleek niet het geval. Voor meer informatie hierover wordt verwezen naar het rapport Nieuwe normen Waterbodems (RWS-RIZA, 2007).

4.5 Het Saneringscriterium voor landbodems

4.5.1 De basis voor het Saneringscriterium voor landbodems

Het Saneringscriterium voor landbodems beoordeelt humane en ecologische risico's en verspreidingsrisico's naar grondwater. Voor elke type risico's wordt een stapsgewijze systematiek doorlopen. De 1e stap is een beoordeling op basis van overschrijding van de Interventiewaarde droge bodem en een beoordeling of er sprake is van een 'gevoelige functie'. De 2e stap is een standaard risicobeoordeling en de 3e stap is een locatiespecifieke risicobeoordeling.

4.5.2 Beoordeling humane risico's met het Saneringscriterium voor landbodems

De keuze voor 'wonen met tuin' ter onderbouwing van de Interventiewaarden betekent dat er voor specifieke gevoelige functies (bijvoorbeeld moestuinen) beneden het niveau van de Interventiewaarden droge bodem, al rekening moet worden gehouden met onaanvaardbare risico's voor de mens. Daarom zijn in het Saneringscriterium voor landbodems ten behoeve van de 1e stap in het Saneringscriterium enkele 'gevoelige functies' gedefinieerd (zie verder Circulaire bodemsanering 2006).

Het Saneringscriterium voor landbodems geeft in de 2e stap een standaard systematiek die met behulp van het model CSOIL uitrekent hoe groot de blootstellingdosis van de mens is afhankelijk van de concentratie aan verontreinigende stoffen in de bodem en de locatiespecifieke bodemfunctie.

Vervolgens wordt getoetst of het MTR-humaan wordt overschreden. In een eventueel uit te voeren 3e stap van het Saneringscriterium voor landbodems kunnen aanvullende metingen in contactmedia (consumptiegewassen, binnenlucht) worden uitgevoerd.

4.5.3 Beoordeling ecologische risico's met het Saneringscriterium voor landbodems

Om een grens te trekken voor onaanvaardbare ecologische risico's in de 2e stap van het Saneringscriterium voor landbodems, is aanvullend gekeken naar de oppervlakte van het onverharde deel van het verontreinigde gebied en de waarde van het ecosysteem ter plekke. Het risiconiveau van het Saneringscriterium voor landbodems is een combinatie van overschrijding van de HC50, bij een bepaalde minimale onverharde oppervlakte, afhankelijk van de bodemfunctie. In een eventueel uit te voeren 3e stap van het Saneringscriterium voor landbodems kan een TRIADE-onderzoek worden uitgevoerd. Dat bestaat uit een beoordeling van chemische kwaliteit, potentiële toxiciteit (met behulp van bioassays) en veldinventarisaties (zie verder Circulaire bodemsanering 2006).

4.5.4 Beoordeling verspreidingsrisico's naar grondwater met het Saneringscriterium voor landbodems

Voor het Saneringscriterium voor landbodems zijn beleidsmatige afspraken gemaakt over welke verspreiding naar het grondwater onaanvaardbare risico's oplevert. Als 1e stap wordt getoetst aan de Interventiewaarden grondwater. In de 2e stap wordt getoetst of er sprake is van een onbeheersbare situatie (drijfslag, zaklaag en/of groot bodemvolume met gehalten boven de Interventiewaarden grondwater, waarbij nog steeds verspreiding plaatsvindt) en of er sprake is van bedreiging van zogenaamde kwetsbare objecten. In een eventuele 3e stap kunnen aanvullende modelberekeningen of metingen worden uitgevoerd (zie verder Circulaire bodemsanering 2006).

4.6 Het Saneringscriterium voor waterbodems

4.6.1 De basis voor het Saneringscriterium voor waterbodems

Het Saneringscriterium voor waterbodems beoordeelt humane en ecologische risico's en verspreidingsrisico's naar grond- en oppervlaktewater. Voor elke type risico's wordt een stapsgewijze systematiek doorlopen. De 1e stap is een beoordeling op basis van overschrijding van de Interventiewaarde waterbodems. De 2e stap is een stapsgewijze locatiespecifieke risicobeoordeling per type risico.

4.6.2 Beoordeling humane risico's met het Saneringscriterium voor waterbodems

In stap M1 van het Saneringscriterium voor waterbodems wordt bekeken of blootstelling van de mens aan de verontreinigde waterbodems mogelijk is. Zonodig volgt in stap M2 een berekening van de blootstelling van de mens met behulp van het model SEDISOIL, afhankelijk van de concentratie aan verontreinigende stoffen in de waterbodems en de locatiespecifieke bodemfunctie. Vervolgens wordt getoetst of het MTR-humaan wordt overschreden. In een eventueel uit te voeren stap M3 van het Saneringscriterium voor waterbodems kunnen aanvullende metingen in contactmedia (vis, zwevend stof) worden uitgevoerd.

Voor waterbodems zijn er geen specifieke gevoelige functies waarbij onder de Interventiewaarden waterbodems al sprake kan zijn van onaanvaardbare risico's voor de mens.

4.6.3 Beoordeling ecologische risico's met het Saneringscriterium voor waterbodems

Om onaanvaardbare ecologische risico's voor waterbodems te beoordelen wordt in stap E1 van het Saneringscriterium voor waterbodems modelmatig gekeken naar toxiciteit voor water(bodem)organismen. Dit gebeurt met het model OMEGA. Om de toxiciteit zo goed mogelijk in te schatten wordt uitgegaan van gemeten beschikbare gehalten (dus geen totaalgehalten in het sediment) en van de toxiciteit van het gehele aanwezige mengsel van stoffen. Er wordt gekeken naar directe effecten op lagere water(bodem)organismen en naar doorvergiftigingsrisico's naar vogels en zoogdieren. De methode die OMEGA aanhoudt is de ms-PAF-methode. Er is beleidsmatig een grens gekozen, waarboven beter moet worden onderzocht of de risico's onaanvaardbaar zijn. Bij overschrijding van de aangehouden grens kan in stap E2 van het Saneringscriterium voor waterbodems worden gekeken naar gemeten effecten op lagere organismen met behulp van een TRIADE-onderzoek of gemeten gehalten in wormen, vissen of mosselen (zie verder Circulaire sanering waterbodems, 2007).

4.6.4 Beoordeling verspreidingsrisico's naar oppervlaktewater met het Saneringscriterium voor waterbodems

Het Saneringscriterium voor waterbodems geeft een systematiek om te beoordelen of de waterbodemonverontreiniging kan leiden tot het niet kunnen bereiken van waterkwaliteitsnormen. Binnen de systematiek wordt onderscheid gemaakt tussen stilstaand water en water dat in beweging is (zie verder Circulaire sanering waterbodems, 2007). Als waterkwaliteitsnormen die zijn gesteld op basis van de Europese Kaderrichtlijn Water niet kunnen worden gehaald, is er sprake van onaanvaardbare risico's.

4.6.5 Beoordeling verspreidingsrisico's naar grondwater met het Saneringscriterium voor waterbodems

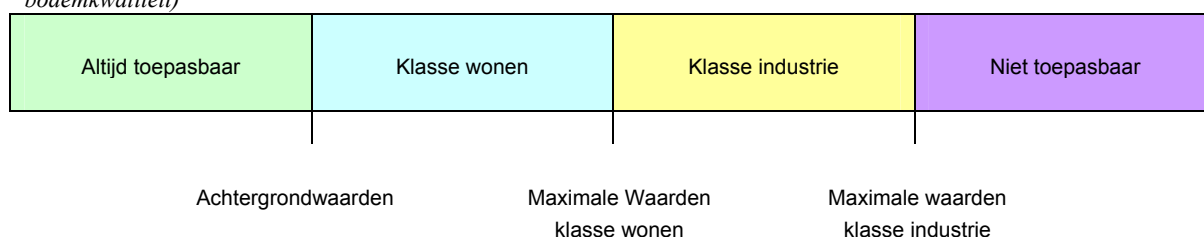
Voor waterbodems wordt beoordeeld of de geohydrologische situatie verspreiding naar het grondwater toelaat en als dat zo is of de verontreinigende stoffen in verhoogde concentraties voorkomen in het poriewater. Als dat laatste zo is, wordt beoordeeld of er sprake is van bedreigde kwetsbare objecten. Voor meer informatie hierover wordt verwezen naar de Circulaire sanering waterbodems 2007.

5 Generieke Maximale Waarden voor landbodems

5.1 Blijvende geschiktheid, gekoppeld aan de bodemfunctie

Figuur 5.1 geeft een overzicht van het generieke toetsingskader voor het toepassen van grond en baggerspecie op of in de landbodem. Voor meer informatie over de rol van de normen wordt verwezen naar de Handreiking Besluit bodemkwaliteit.

Figuur 5.1: Overzicht generieke toetsingskader voor grond- en baggerverzet op landbodems (bron: Handreiking Besluit bodemkwaliteit)



Bij het toepassen van grond- en bagger op landbodems is het de bedoeling dat de bodemkwaliteit blijvend geschikt is voor de bodemfunctie. Er moet sprake zijn van ‘duurzaam bodembeheer’. Voor het generieke toetsingskader voor grond- en baggerverzet zijn landelijke keuzes gemaakt voor het beschermingsniveau waarbij dit het geval is. Blijvende geschiktheid betekent dat er ‘geen risico’s’ zijn. Er moet worden voldaan aan een bepaald kwaliteitsniveau dat afhankelijk is van de bodemfunctie. Hieronder wordt aangegeven wanneer er sprake is van blijvende geschiktheid van de bodemkwaliteit voor de mens, voor het ecosysteem en voor de landbouwproductie, waarbij de koppeling aan de bodemfunctie een belangrijke rol speelt.

De Achtergrondwaarden vormen de grens voor blijvende geschiktheid van de bodemkwaliteit voor alle bodemfuncties (zie ook paragraaf 3.2). Daarom is er beneden de Achtergrondwaarden vrij grond- en baggerverzet toegestaan, onafhankelijk van de bodemfunctie.

Zoals is opgemerkt in paragraaf 2.6 is het uitgangspunt dat het vernieuwde normenstelsel geen te grote belasting van het grondwater oplevert.

5.2 Blijvende geschiktheid voor de mens

Met het eerder genoemde MTR-humaan, dat is gekoppeld aan onaanvaardbare risico’s, is de mens in principe voldoende beschermd. Voor het toepassen van grond en bagger in relatie tot ‘duurzaam bodembeheer’ wilde het Rijk echter meer zekerheid inbouwen voor de mens. De grens voor blijvende geschiktheid is daarom strenger gekozen, dan de grens voor onaanvaardbare risico’s. Dit is ingevuld door voor kankerverwekkende stoffen een factor 100 strenger te zijn en voor andere stoffen door rekening te houden met blootstelling uit andere bronnen (voedsel, lucht) dan bodem. Meer informatie hierover is te vinden in het rapport Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling (VROM, 2007).

Zoals aangegeven in paragraaf 2.3 bepaalt de bodemfunctie de mate van blootstelling en hiermee of de verontreinigende stoffen gevaarlijk kunnen zijn voor de mens. Het gaat hierbij om blootstelling via direct contact met de bodem en blootstelling door het eten van gewassen geteeld op verontreinigde grond.

Om de generieke Maximale Waarden te onderbouwen is de volgende indeling gemaakt:

- Mate van bodemcontact: veel of weinig;
- Mate van gewasconsumptie: veel, gemiddeld, beperkt of geen.

‘Veel’ bodemcontact is de mate van bodemcontact die optreedt in de standaardsituatie ‘wonen met tuin’. ‘Weinig’ bodemcontact is vijf keer lager dan in de situatie ‘wonen met tuin’. Veel gewasconsumptie staat voor de consumptie van 100% bladgewassen en 50% knolgewassen uit de eigen tuin. Bij gemiddelde gewasconsumptie gaat het om 50% bladgewassen en 25% knolgewassen en bij beperkte gewasconsumptie om 10% bladgewassen en 10% knolgewassen.

Misschien valt het u op dat de blootstellingroute ‘via uitdamping naar binnenlucht’ (zie hoofdstuk 2) niet is meegenomen. Dit is gedaan omdat het Besluit bodemkwaliteit alleen van toepassing is op diffuus verontreinigde grond en bagger en niet op grond en bagger verontreinigd door puntbronnen. Bij diffuse bodemverontreiniging gaat het om niet-vluchtige stoffen. Vluchtige stoffen komen in grond alleen voor bij puntbronnen. Ook bagger is over het algemeen niet verontreinigd met vluchtige stoffen.

5.3 Blijvende geschiktheid voor het ecosysteem

De keuze van het beschermingsniveau voor het ecosysteem is afhankelijk van de waarde die men eraan hecht (zie paragraaf 2.4). Om het ecosysteem te beschermen is hierbij voor een aantal bodemfuncties niet alleen gekeken naar de zogenaamde ‘generieke ecologische risico’s’ (zoals voor de Interventiewaarden), maar er is specifiek gekeken naar risico’s van doorvergiftiging. Risico’s van doorvergiftiging betekent kans op effecten bij hogere organismen (bijvoorbeeld vogels en zoogdieren), doordat ze lagere organismen (bijvoorbeeld wormen) opeten, die direct zijn blootgesteld aan de bodemverontreiniging.

Om de generieke Maximale Waarden te onderbouwen is een indeling gemaakt in drie niveaus:

- Veel/hoge ecologische waarde, hoge bescherming, ingevuld door de Achtergrondwaarden;
- Weinig/lage ecologische waarde, matige bescherming, ingevuld door de HC50 (ecologisch criterium Interventiewaarde);
- Gemiddelde ecologische waarde, gemiddelde bescherming, ingevuld met een Middenniveau (tussen de HC5 (= Hazardous Concentration 5%) en de HC50 in).

5.4 Blijvende geschiktheid voor de landbouwproductie

Bij welke concentraties aan verontreinigende stoffen er sprake is van blijvende geschiktheid voor de landbouwproductie, is sterk afhankelijk van het type landbouwkundig gebruik. Voor gebruik ten behoeve van akkerbouw, akkerbouw voor veevoer, groente, beweid grasland, fruit en sierteelt zijn zogenaamde LAC2006-waarden afgeleid, waarbij de kans op risico’s voor de landbouwproductie klein wordt geacht. Voor meer informatie hierover wordt verwezen naar het betreffende Alterra-rapport (Römkens e.a, 2007).

Voor het onderbouwen van de generieke Maximale Waarden werd de differentiatie in zes vormen van landbouwkundig gebruik te groot gevonden, mede omdat de gebruiksvorm van tijd tot tijd kan wisselen. Daarom is Landbouw één bodemfunctie, waarbij is gekozen voor een hoog beschermingsniveau, ingevuld door de Achtergrondwaarden.

5.5 Koppeling van keuzes over bescherming aan bodemfuncties

De bodemfuncties waarvoor generieke afspraken zijn gemaakt over het beschermingsniveau dat hoort bij blijvende geschiktheid voor de betreffende bodemfunctie zijn:

- a. Wonen met tuin
- b. Plaatsen waar kinderen spelen
 - i Met een gemiddelde ecologische waarde
 - ii Met weinig ecologische waarde
- c. Moestuinen en volkstuinen
 - 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 Wel rekening houden met doorvergiftiging (niet nagenoeg geheel verhard)
 - ii Geen rekening houden met doorvergiftiging (nagenoeg geheel verhard)

In tabel 5.1 is terug te vinden hoe de genoemde bodemfuncties zijn gekoppeld aan beschermingsniveaus. De tabel geeft voor de bodemfuncties aan welk type risico van toepassing is, wat de mate van blootstelling van de mens is en wat het beschermingsniveau voor het ecosysteem is. In de tabel is ook te zien dat verschillende vormen van bodemgebruik (bijvoorbeeld bebouwing en infrastructuur) onder één bodemfunctie kunnen vallen, omdat het 'risicoscenario' voor deze gebruikswijzen hetzelfde is. Vormen van bodemgebruik die niet in de tabel zijn genoemd, horen bij het risicoscenario dat er het beste bij past. Zo kan voor 'wonen met siertuin' de bodemfunctie 'Plaatsen waar kinderen spelen' worden gekozen.

In figuur 5.2 staat in feite hetzelfde, alleen nu in de vorm van een keuzeschema gericht op wat u als gemeente wilt beschermen. Uit keuzes voor wat moet worden beschermd binnen een bepaald gebied, volgt de bodemfunctie. Als gemeente kiest u met welke mate van blootstelling van de mens u rekening wilt houden en met welke ecologische waarde. Voor plantsoenen en grasvelden in een woongebied kiest u bijvoorbeeld voor de route: geen landbouwriscos, veel bodemcontact, geen gewasconsumptie en een lage ecologische waarde. U komt dan uit bij de bodemfunctie 'Plaatsen waar kinderen spelen met weinig ecologische waarde'.

Voor het generieke toetsingskader voor landbodems was een indeling in tien bodemfuncties (zeven functies, waarvan drie met subfuncties) te veel. Daarom zijn de bodemfuncties geclusterd tot bodemfunctieklassen (zie tabel 5.1) De gevoeligste functie binnen een dergelijk klasse is bepalend voor de hoogte van de norm. De bodem is tot deze norm 'blijvend geschikt voor de betreffende bodemfunctieklasse'. De bodemkwaliteit is blijvend geschikt bij het gebruik van de bodem voor de groep van bodemfuncties binnen de bodemfunctieklasse. De bodemnormen die hierbij horen zijn:

- De Achtergrondwaarden voor de (meest gevoelige) bodemfuncties 'Landbouw', 'Natuur' en 'Moestuinen/volkstuinen';
- De generieke Maximale Waarden Wonen voor de bodemfuncties 'Wonen met tuin', 'Plaatsen waar kinderen spelen' en 'Groen met natuurwaarden';
- De generieke Maximale Waarden Industrie voor de (minst gevoelige) bodemfunctie 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie'.

In figuur 5.2 is de clustering van bodemfuncties in klassen weergegeven met verschillende kleuren. De groene bodemfuncties horen bij de Achtergrondwaarden, de rode bodemfuncties vormen samen de bodemfunctieklasse Wonen en de grijze bodemfuncties vormen samen de bodemfunctieklasse Industrie. Het onderscheid tussen wel of niet 'nagenoeg geheel verhard' heeft te maken met het wel

of geen rekening houden met ecologische risico's van doorvergiftiging. Voor meer informatie wordt verwezen naar het rapport Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling (VROM, 2007).

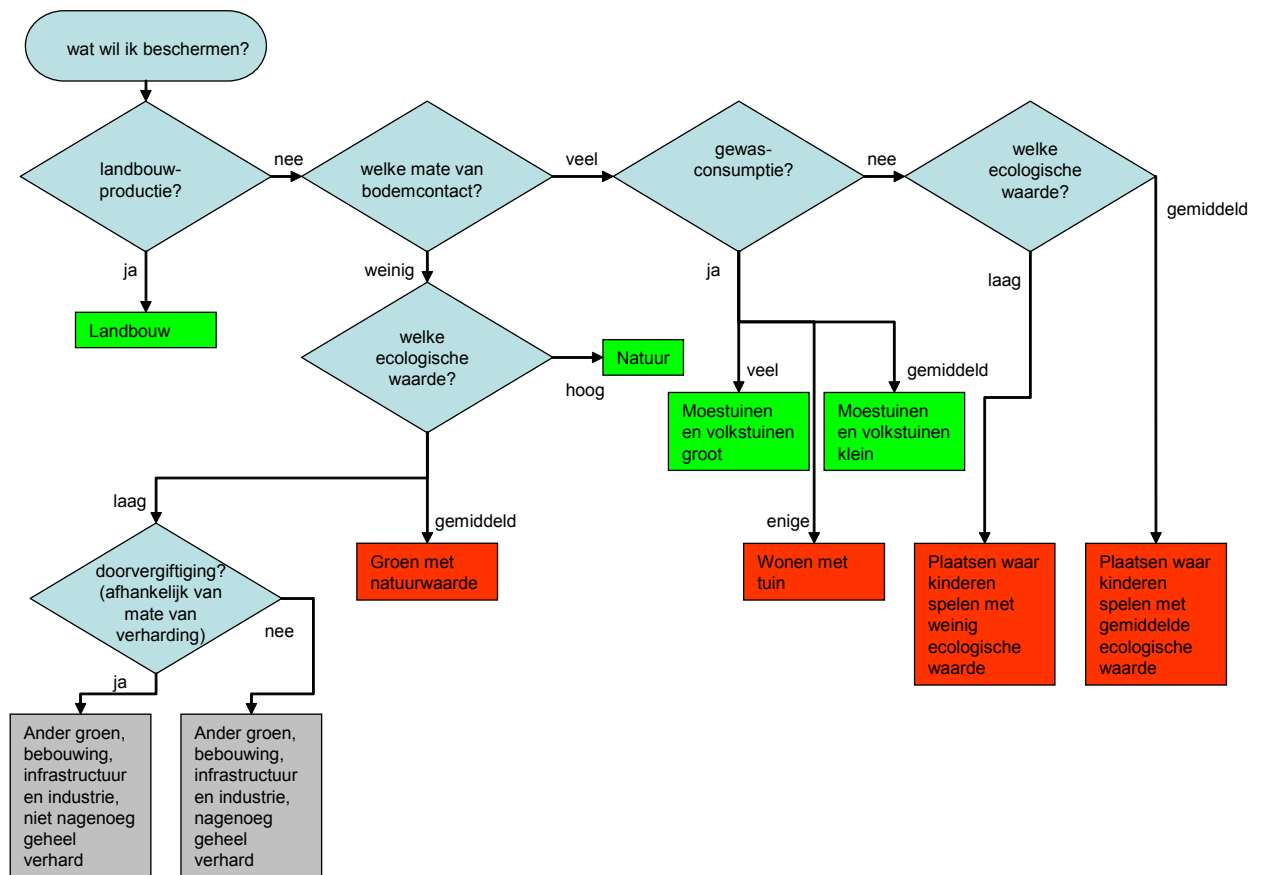
In tabel 5.1 is te zien dat bij de bodemfunctieklasse Industrie een matig beschermingsniveau voor generieke ecologische risico's en voor doorvergiftigingsrisico's hoort. Zoals in paragraaf 5.3 is aangegeven is dit ingevuld met de HC50. Ook de Interventiewaarde is ingevuld op basis van de HC50 (zie paragraaf 4.2), maar hier gaat het alleen om de generieke ecologische risico's. Voor die stoffen waarbij de HC50 voor generieke ecologische risico's strenger is dan de HC50 voor doorvergiftigingsrisico's, is de Maximale Waarde Industrie gelijk aan de Interventiewaarde (als de ecologische risico's het doorslaggevende criterium zijn). Voor enkele stoffen is de HC50 voor doorvergiftigingsrisico's echter strenger dan de HC50 voor generieke ecologische risico's. Hierdoor zit er voor enkele stoffen een gat tussen de Interventiewaarde en de Maximale Waarde Industrie. Om welke stoffen dit precies gaat is te vinden in het rapport Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling (VROM, 2007).

Tabel 5.1: Indeling in bodemfuncties en de bijbehorende risicoscenario's

Bodemfunctieklasse	Wonen	Wonen		Achtergrondwaarden		Achtergrond- waarden	Achtergrond- waarden	Wonen	Industrie	
Bodemfunctie	Wonen met tuin	Plaatsen waar kinderen spelen		Moestuinen en volkstuinten		Landbouw	Natuur	Groen met natuur- waarden	Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie	
Subfunctie		Gemiddelde ecologische waarde	Weinig ecologische waarde	Veel gewas- consumptie	Gemiddelde gewas- consumptie				Met doorvergiftiging	Zonder doorvergiftiging
Humane risico's Mate bodemcontact	Veel	veel	veel	veel	veel	veel	weinig	weinig	weinig	weinig
Humane risico's Mate gewasconsumptie	beperkt	geen	geen	veel	gemiddeld	beperkt	geen	geen	geen	geen
Bescherming landbouwproductie	-	-	-	-	-	wel	-	-	-	-
Ecologische risico's Beschermings- niveau generiek	gemiddeld	gemiddeld	matig	gemiddeld	gemiddeld	gemiddeld	hoog	gemiddeld	matig	matig
Ecologische risico's Beschermings- niveau doorvergiftiging	-	-	-	-	-	gemiddeld	hoog	gemiddeld	matig	-

Voor de zeven bodemfuncties (in vet) zijn door het RIVM Landelijke Referentiewaarden afgeleid (Dirven-van Breemen e.a, 2007). De invulling van de begrippen in de tabel is toegelicht in de paragrafen 5.2, 5.3 en 5.4.

Figuur 5.2: Van keuzes voor beschermingsniveaus naar bodemfuncties

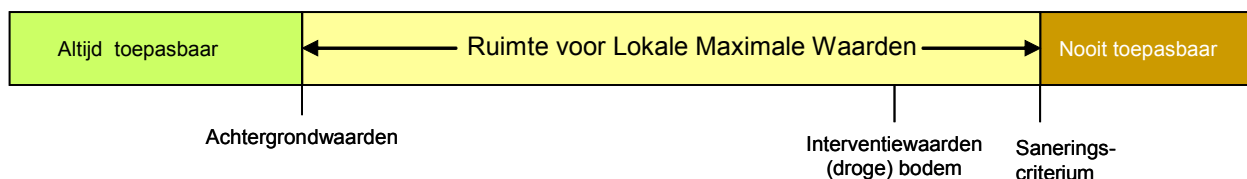


6 Lokale Maximale Waarden voor landbodems

6.1 Keuzevrijheid beschermingsniveau lokale bodemnormen

Figuur 6.1 geeft een overzicht van het gebiedsspecifieke toetsingskader voor het toepassen van grond en baggerspecie op of in de landbodem.

Figuur 6.1: Overzicht gebiedsspecifieke toetsingskader voor grond- en baggerverzet op landbodems (bron: Handreiking Besluit bodemkwaliteit)



Binnen het gebiedsspecifieke toetsingskader voor het toepassen van grond en bagger op landbodems kan het bevoegd gezag, binnen een democratisch proces, zelf lokale bodemnormen ontwikkelen: de Lokale Maximale Waarden. Het bevoegd gezag heeft de vrijheid om deze waarden in te vullen tussen het niveau van de Achtergrondwaarden ('geen risico's' voor elke bodemfunctie) en het risiconiveau van het Saneringscriterium (onaanvaardbare risico's voor de betreffende bodemfunctie). Hierbij moet zij de balans zoeken tussen het beschermingsniveau van de normen, de complexiteit van het normenstelsel, eventuele lokale gebruikbeperkingen van de bodem en de mogelijkheden voor grond- en baggerverzet. Dit is een complex proces dat uitgebreid wordt toegelicht in de Handreiking Besluit bodemkwaliteit.

De Risicotoolbox voor landbodems moet verplicht worden gebruikt om het beschermingsniveau van de Lokale Maximale Waarden vast te leggen. Dit gebeurt met behulp van de module 'Gevolgen Lokale Maximale Waarden'. Deze module vergelijkt het beschermingsniveau van de Lokale Maximale Waarden met dat van de generieke Maximale Waarden. Als het beschermingsniveau van de Lokale Maximale Waarden lager is dan dat van de generieke Maximale Waarden (en het risiconiveau dus hoger), dan is de zogenaamde Risico Index groter dan 1. De Risicotoolbox voor landbodems heeft ook een module 'Beoordelen actuele bodemkwaliteit' die het bevoegd gezag desgewenst kan gebruiken om het beschermingsniveau ter hoogte van de actuele bodemkwaliteit in beeld te brengen. In deze module kan gebruik worden gemaakt van gegevens die betrekking hebben op de lokale biobeschikbaarheid van verontreinigende stoffen.

De Lokale Maximale Waarden hebben de vorm van een bodemconcentratie gekoppeld aan een bodemfunctie. Figuur 3.2 in hoofdstuk 3 laat zien dat de hoogte van de bodemconcentratie afhangt van de bodemfunctie en van het beschermingsniveau. Hierin zitten de keuzemogelijkheden voor het bevoegd gezag:

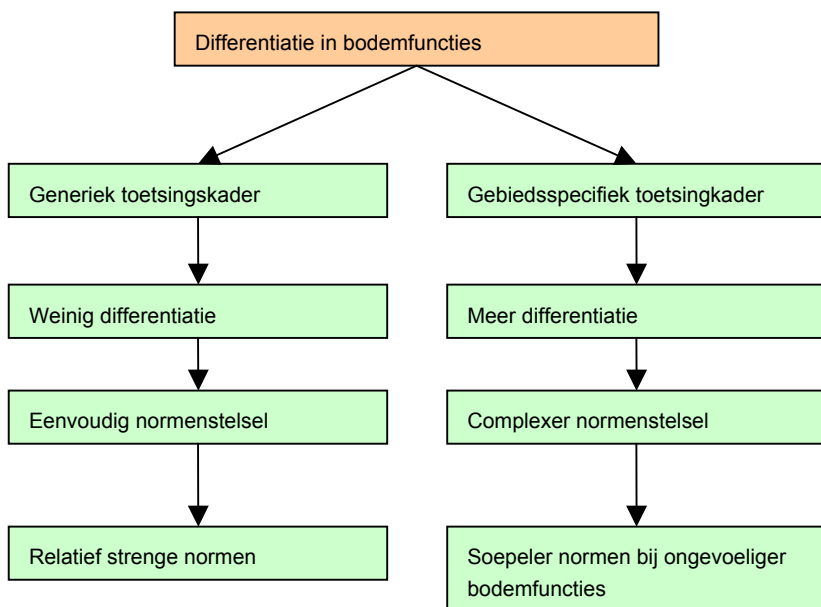
- differentiëren naar bodemfunctie (zie verder paragraaf 6.2);
- differentiëren naar beschermingsniveau (zie verder paragraaf 6.3).

6.2 Differentiatie naar bodemfunctie bij het invullen van Lokale Maximale Waarden

Figuur 6.2 geeft de verschillen weer tussen het generieke en het gebiedsspecifieke toetsingskader gericht op differentiatie in de bodemfunctie. In het generieke toetsingskader wordt gedifferentieerd in de bodemfunctieklassen ‘Achtergrondwaarden’ (Landbouw en Natuur), Wonen en Industrie. Binnen het gebiedsspecifieke toetsingskader kan worden gekozen voor meer differentiatie in de bodemfuncties. Er kan worden gekozen uit de tien bodemfuncties zoals aangegeven in paragraaf 5.5. Voor Landbouw kan bovendien nog worden gedifferentieerd in zes subfuncties met behulp van de LAC2006-waarden (zie paragraaf 5.4).

Binnen een bodemfunctieklaas in het generieke toetsingskader bepaalt de gevoeligste functie de hoogte van de bodemconcentratie die bij de klasse hoort. Door aan de verschillende bodemfuncties binnen de klassen een aparte Lokale Maximale Waarde toe te kennen, kunnen voor de minder gevoelige bodemfuncties binnen de klasse hogere bodemconcentraties als Lokale Maximale Waarde worden gekozen. Hierbij is het beschermingsniveau toch gelijk aan dat van de generieke Maximale Waarden. In tabel 5.1 wordt een overzicht gegeven van de mogelijkheden die er zijn wat betreft ‘risicoscenario’s’. De keuze voor een bepaalde bodemfunctie is direct gekoppeld aan een bepaalde mate van bescherming (zie ook figuur 5.2). Als bijvoorbeeld een bodemfunctie wordt gekozen waarbij geen sprake is van gewasconsumptie, moet het bevoegd gezag er ook voor zorgen dat er geen gewassen worden geteeld in het gebied waar deze bodemfunctie van toepassing is. Er kan bij meer differentiatie in bodemfuncties dus sprake zijn van gebruiksbeperkingen.

Figuur 6.2: Differentiatie in bodemfuncties binnen het generieke en het gebiedsspecifieke kader



De Risicoolbox voor landbodems toetst in de module ‘Gevolgen Lokale Maximale Waarden’ aan de generieke Maximale Waarden per bodemfunctie en de LAC2006-waarden om te beoordelen of er het beschermingsniveau voldoet aan dat van de generieke Maximale Waarden. De bijbehorende bodemconcentraties per stof zijn te vinden in het rapport Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling (VROM, 2007).

Specifieker rekening houden met de bodemfunctie maakt het systeem van normen en bodemfuncties ingewikkelder, maar het is een goede manier om decentraal verantwoord en duurzaam met hogere concentraties aan verontreinigende stoffen in de bodem om te gaan. Het beschermingsniveau is hetzelfde als in het generieke toetsingskader, dus hierin worden geen concessies gedaan. De gemeente licht haar keuzes toe in haar Nota bodembeheer. Hierbij worden ook eventuele gebruiksbeperkingen aangegeven. Bij meer differentiatie in bodemfuncties zijn er ‘geen risico’s’ en de bodemkwaliteit is blijvend geschikt voor de betreffende bodemfunctie.

6.3 Differentiatie naar beschermingsniveau bij het invullen van de Lokale Maximale Waarden

6.3.1 Keuzemogelijkheden voor het beschermingsniveau

Figuur 3.1 in hoofdstuk 3 geeft een overzicht van de beschermingsniveaus. Het beschermingsniveau van de Lokale Maximale Waarden kan liggen beneden of boven het niveau van dat van de generieke Maximale Waarden.

Er zijn drie opties voor het omgaan met het beschermingsniveau en de keuze van bodemconcentraties bij de invulling van de Lokale Maximale Waarden:

- Optie 1: Wat betreft beschermingsniveau en bodemconcentraties strenger dan het generieke toetsingskader;
- Optie 2: Wat betreft beschermingsniveau voldoende aan dat van het generieke toetsingskader, maar ruimer als het gaat om bodemconcentraties. Dit is mogelijk door rekening te houden met de lokale biobeschikbaarheid;
- Optie 3: Er wordt verantwoordelijkheid genomen voor een lager beschermingsniveau dan bij het generieke toetsingskader. Wat betreft bodemconcentraties ruimer dan het generieke toetsingskader.

De keuze voor de invulling van de Lokale Maximale Waarden zal vaak worden gemaakt op basis van de bestaande bodemkwaliteit. Onderstaande paragrafen lichten dit toe.

6.3.2 Optie 1: Strenger gebiedsspecifiek beleid

In het generieke toetsingskader is grond- en baggerverzet toegestaan als de kwaliteit van het toe te passen materiaal voldoet aan de strengste van:

- de klasse waarin de bestaande bodemkwaliteit valt.
- de klasse waarin de bodemfunctie valt.

Als de bestaande bodemkwaliteit bijvoorbeeld niet voldoet aan de Achtergrondwaarden, valt deze in de klasse Wonen. Als het gaat om een woongebied, kan dit qua functie ook onder de klasse Wonen worden ingedeeld. In een dergelijk geval is het mogelijk dat de bodemkwaliteit bij toepassing van het generieke toetsingskader (beperkt) zal verslechteren. Meer informatie hierover is te vinden in de Handreiking Besluit bodemkwaliteit.

Het bevoegd gezag kan een dergelijke verslechtering voorkomen door Lokale Maximale Waarden vast te stellen die strenger zijn dan de generieke Maximale Waarden. De gemeente licht in haar Nota bodembeheer toe waarom zij hiervoor kiest. De Lokale Maximale Waarden horen bij bodemconcentraties die lager liggen dan de Maximale Waarde Wonen (voor bodemfuncties en gebieden met een bodemkwaliteit die hierbij horen) of lager dan de Maximale Waarde Industrie (voor de bodemfuncties en gebieden met een bodemkwaliteit die hierbij horen). De Lokale Maximale Waarden kunnen echter niet beneden de Achtergrondwaarden liggen. De

Achtergrondwaarden zijn de generieke altijd-grens in het gehele normstelsel voor bodembeheer, waarop geen uitzondering kan worden gemaakt.

Het beschermingsniveau van de Lokale Maximale waarden is bij optie 1 hoger dan het niveau van de generieke Maximale Waarden. Er zijn dan ‘geen risico’s’ en de bodemkwaliteit is blijvend geschikt voor de betreffende bodemfuncties.

6.3.3 Optie 2: Rekening houden met een lagere biobeschikbaarheid

Het komt voor dat de bestaande bodemkwaliteit in een gebied slechter is dan de generieke Maximale Waarde die bij de betreffende bodemfunctie hoort. Het bevoegd gezag wil dan mogelijk Lokale Maximale Waarden vaststellen ter hoogte van de bestaande bodemkwaliteit in dit gebied. Dit zorgt ervoor dat grondverzet binnen het betreffende gebied geen hinder ondervindt. De Risicotoolbox voor landbodems geeft in de module ‘Gevolgen Lokale Maximale Waarden’ aan dat het beschermingsniveau van de Lokale Maximale Waarden lager ligt dan het beschermingsniveau van de generieke Maximale Waarden (de Risico Index is groter dan 1).

Mogelijk kan met de module ‘Beoordelen actuele bodemkwaliteit’ in de Risicotoolbox voor landbodems worden aangetoond dat de actuele bodemkwaliteit toch voldoet aan het beschermingsniveau van de generieke Maximale Waarden. In de genoemde module kan gebruik worden gemaakt van gegevens die de biobeschikbaarheid van de verontreinigende stoffen aangeven in de actuele situatie, bijvoorbeeld gemeten concentraties in consumptiegewassen. Voor de generieke Maximale Waarden wordt gebruik gemaakt van een modelmatig voorspelde concentratie in consumptiegewassen. In de module ‘Beoordelen actuele bodemkwaliteit’ kunnen die worden vervangen door gemeten concentraties. Die kunnen in de actuele situatie lager zijn dan de voorspelde concentraties, doordat de biobeschikbaarheid lager is dan de modelmatig aangenomen biobeschikbaarheid. Optie 2 houdt dus in dat door rekening te houden met een lagere biobeschikbaarheid kan worden aangetoond dat de Lokale Maximale Waarden voldoen aan het beschermingsniveau van de generieke Maximale Waarden.

In de Nota bodembeheer licht het bevoegd gezag toe dat de Lokale Maximale Waarden zijn gebaseerd op de actuele bodemkwaliteit en dat deze voldoet aan het risiconiveau van de generieke Maximale Waarden, als rekening wordt gehouden met de lokale biobeschikbaarheid van de verontreinigende stoffen. Ook moet het bevoegd gezag in de Nota opnemen hoe zij voorkomt dat grond of bagger in het gebied wordt toegepast met concentraties aan verontreinigende stoffen die hetzelfde zijn als de actuele bodemkwaliteit, maar waarbij sprake is van een hogere biobeschikbaarheid van deze stoffen. De bodemkwaliteit is in dit geval lokaal blijvend geschikt voor de bodemfunctie.

6.3.4 Optie 3: De verantwoordelijkheid nemen voor een lager beschermingsniveau

Als de bestaande bodemkwaliteit in een gebied slechter is dan de generieke Maximale Waarden bij de betreffende bodemfunctie en het bevoegd gezag wil hierop de Lokale Maximale Waarden baseren, kan het zijn dat optie 2 geen soelaas biedt. Het beschermingsniveau van de Lokale Maximale Waarden is lager dan dat van de generieke Maximale Waarden, ook als rekening wordt gehouden met biobeschikbaarheid. Het gebiedsspecifieke toetsingskader laat dit toe, zolang het risiconiveau beneden dat van het Saneringscriterium blijft.

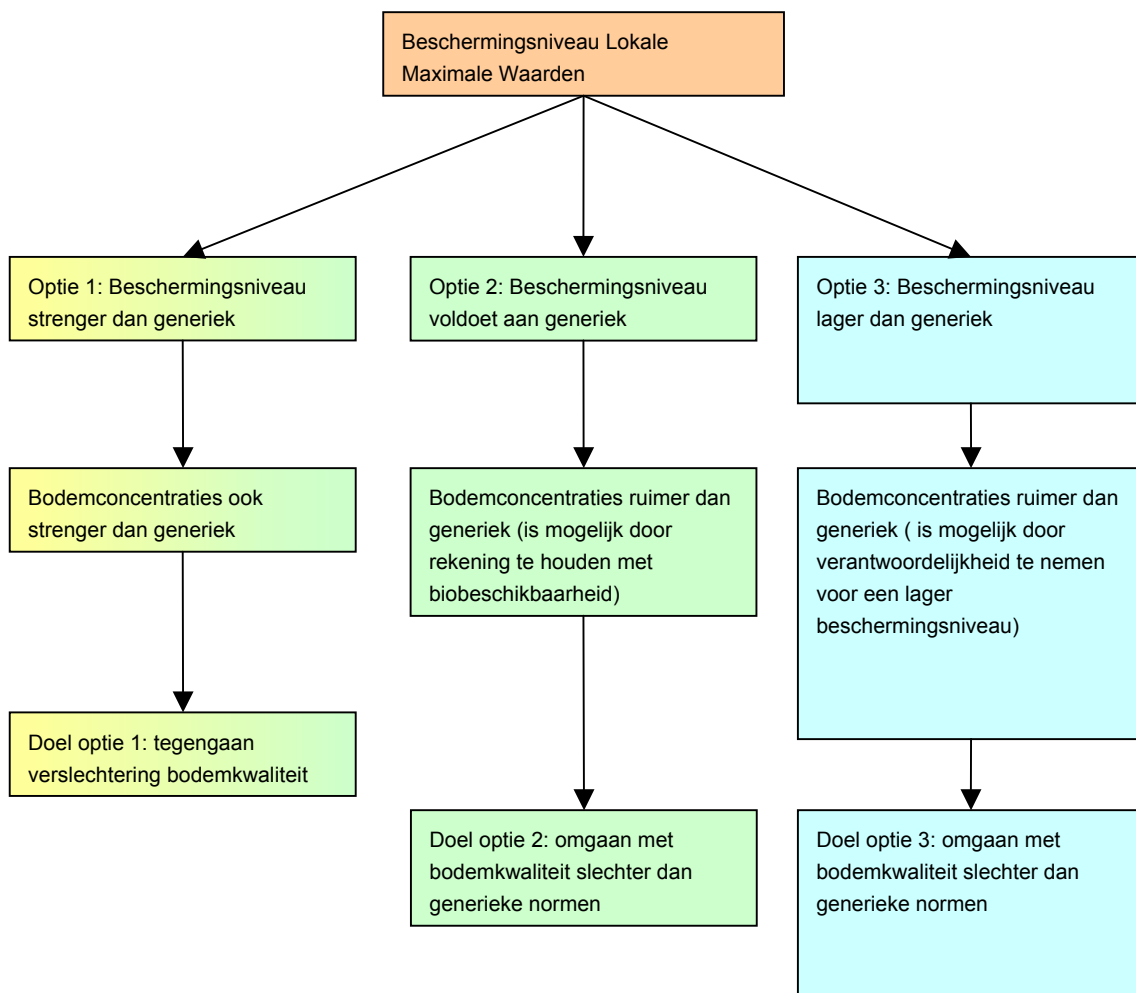
Het bevoegd gezag neemt in een dergelijke situatie de verantwoordelijkheid voor een lager beschermingsniveau dan generiek is afgesproken. Dit zal voornamelijk gebeuren als er sprake is van risico’s voor het ecosysteem, die men in combinatie met het actuele gebruik van het gebied als een

minder relevant probleem ervaart dan bijvoorbeeld maatschappelijke problemen. Het bevoegd gezag moet in haar Nota bodembeheer goed onderbouwen welke problemen ze voorkomt, door te kiezen voor een, volgens de module ‘Gevolgen Maximale Waarden’, lager beschermingsniveau dan dat van de generieke Maximale Waarden. Ook eventuele gebruiksbependingen en de wijze waarop deze worden gehandhaafd, moeten worden vastgelegd in de Nota bodembeheer.

Deze mogelijkheid binnen het systeem geeft het decentrale bevoegd gezag bij uitstek de ruimte om de bodemnormen af te stemmen op de eigen lokale bodemverontreinigingproblematiek. Ook in dit geval is de bodemkwaliteit lokaal blijvend geschikt voor de bodemfunctie.

Figuur 6.3 geeft een overzicht van de hierboven beschreven opties.

Figuur 6.3: Keuzemogelijkheden voor het beschermingsniveau van de Lokale Maximale Waarden

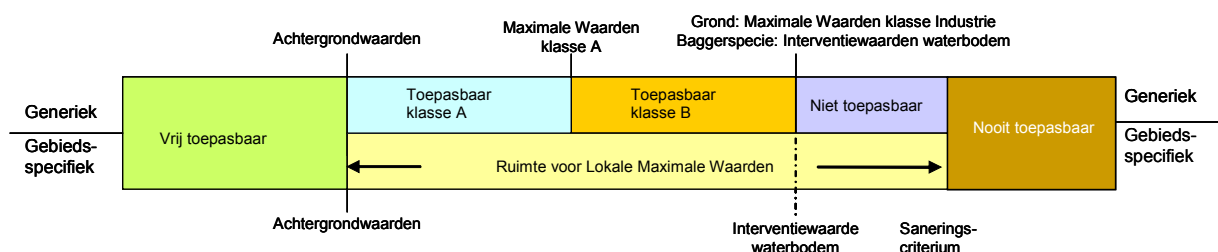


7 Generieke en Lokale Maximale Waarden voor waterbodems

7.1 Blijvende geschiktheid voor waterbodems

Figuur 7.1 geeft een overzicht van het generieke en het gebiedsspecifieke toetsingskader voor het toepassen van grond en baggerspecie in de waterbodem.

Figuur 7.1: Overzicht generieke en gebiedsspecifieke toetsingskader voor grond- en baggerverzet in waterbodems (bron: Handreiking Besluit bodemkwaliteit)



Waterbodems zijn veel dynamischer dan landbodems. Er wordt steeds nieuwe bagger gevormd en het zogenaamde herverontreinigingsniveau (HVN) vormt daarom een belangrijke basis voor de invulling van de normen voor het toepassen van grond en bagger in waterbodems. Standstill vormt hiermee het uitgangspunt voor de betreffende waterbodemnormen. Dit geldt vooral voor het generieke toetsingskader voor waterbodems.

Binnen het gebiedsspecifieke toetsingskader kan het bevoegd gezag zelf invulling geven aan lokale normen voor waterbodems. Het beschermingsniveau van de Lokale Maximale Waarden voor het toepassen van grond en bagger in waterbodems wordt vastgelegd ten opzichte van het beschermingsniveau van het generieke toetsingskader. In de volgende paragrafen wordt de onderbouwing van het normenstelsel voor het toepassen van grond en bagger in waterbodems toegelicht. Voor informatie over de rol van de verschillende normen en de keuze tussen het generieke en het gebiedsspecifieke toetsingskader kunt u terecht in de Handreiking Besluit bodemkwaliteit.

7.2 De altijd-grens voor waterbodems

De Achtergrondwaarden vormen de altijd-grens voor de vrije toepassing van grond en bagger in waterbodems (toelichting zie paragraaf 3.2). De overige grenzen hangen af van de keuze van het bevoegd gezag voor het generieke toetsingskader of het gebiedsspecifieke toetsingskader.

7.3 De onderbouwing van het generieke toetsingskader voor waterbodems

De Maximale Waarde kwaliteitsklasse B is gekozen als bovengrens voor het toepassen van bagger in waterbodems in het generieke toetsingskader. Getalsmatig is deze gelijk aan de Interventiewaarde waterbodem. In paragraaf 4.4 wordt de onderbouwing van de Interventiewaarde waterbodem toegelicht. Beneden deze norm zijn er geen onaanvaardbare risico's van waterbodems.

Voor het toepassen van grond in waterbodems is de Maximale Waarde voor Industrie als bovengrens gekozen. Hiermee wordt voorkomen dat grond die op landbodems niet kan worden toegepast, vervolgens in waterbodems wordt toegepast.

Voor waterbodems is er geen uitsplitsing naar functies. Daarom zou er ongehinderd baggerverzet zijn voor het gehele kwaliteitstraject tussen de Achtergrondwaarde en de Interventiewaarde waterbodem in, als er verder geen grenzen worden gesteld. Met het oog op standstill vond het Rijk dit niet wenselijk. Daarom is een tussengrens vastgesteld: de Maximale Waarde kwaliteitsklasse A. Hiermee kan onderscheid worden gemaakt tussen een klasse A (relatief schone bagger) en een klasse B (meer verontreinigde bagger). Vanwege het belang van herverontreiniging voor waterbodems is gekozen voor de 95-percentiel waarde van de HVN-Rijntakken. Deze waarde maakt onderscheid tussen recent ontstane, relatief schone bagger/waterbodem en ouder, meer verontreinigd materiaal. De keuze voor deze grens betekent dat het schonere en het meer verontreinigde materiaal goed gescheiden blijven. Er is gekeken hoe de gekozen grens zich verhoudt tot een ecologisch risiconiveau ter hoogte van de HC5 (Hazardous Concentration 5%, zie paragraaf 2.4 voor een toelichting). Hieruit bleek dat de gekozen waarde meestal lager is dan de waarde die hoort bij de HC5 voor sediment. De gekozen grens biedt hiermee een goede bescherming voor het ecosysteem. Voor meer detailinformatie hierover wordt verwezen naar het rapport Nieuwe normen Waterbodems (RWS-RIZA, 2007).

In het generieke kader heet de norm, die gebaseerd is op de HVN-Rijntakken, de Maximale Waarde kwaliteitsklasse A.

7.4 De onderbouwing van het gebiedsspecifieke toetsingskader voor waterbodems

Het bevoegd gezag mag zelf de hoogte van Lokale Maximale Waarden kiezen. Het beschermingsniveau mag liggen tussen ‘geen risico’s voor elke bodemfunctie’ (Achtergrondwaarden) en ‘onaanvaardbare risico’s voor de betreffende bodemfunctie’ (het risiconiveau van het Saneringscriterium voor waterbodems). Om het beschermingsniveau van de Lokale Maximale Waarden vast te leggen, is het gebruik van de Risicoolbox voor waterbodems verplicht.

De Risicoolbox voor waterbodems gebruikt het model SEDISOIL om risico’s voor de mens in te schatten, afhankelijk van het gebruik van het watersysteem (zie paragraaf 2.3) en het model OMEGA (zie paragraaf 4.6.3) om ecologische risico’s voor het waterecosysteem te beoordelen. Deze modellen worden ook gebruikt om te beoordelen of er sprake is van onaanvaardbare risico’s binnen het Saneringscriterium voor waterbodems. De Risicoolbox voor waterbodems vergelijkt het beschermingsniveau van gekozen Lokale Maximale Waarden met dat van de Maximale Waarden kwaliteitsklassen A en B.

De Maximale Waarden kwaliteitsklassen A en B zijn niet onderbouwd met de rekenmethoden in de Risicoolbox voor waterbodems (zie paragraaf 7.3). Hierdoor kunnen de uitkomsten van de Risicoolbox voor waterbodems per stof verschillen. Voor de ene stof kunnen de ecologische risico’s voor het waterbodemsysteem op het niveau van de Maximale waarde kwaliteitsklasse A heel laag zijn, terwijl ze voor de andere stof relatief hoog zijn. De Risicoolbox voor waterbodems geeft zicht op de stoffen waarbij er relevante risico’s zijn voor het waterecosysteem of voor de mens. Voor de mens wordt hierbij rekening gehouden met het gebruik van het watersysteem, dat sterk bepalend is voor het risiconiveau.

Het bevoegd gezag kan met behulp van de Risicoolbox voor waterbodems beoordelen of ze de bestaande kwaliteit van de waterbodem binnen een gebied wil vaststellen als Lokale Maximale

Waarde. Ook kan zij dit instrument toepassen om bij gevoelig gebruik van het watersysteem te beoordelen of het zinvol is strengere Lokale Maximale Waarden te stellen dan de Maximale Waarden in het generieke toetsingskader of dat het nodig is gebruiksbepalingen vast te stellen.

Het bevoegd gezag licht in een Nota bodembeheer haar keuzes toe en onderbouwt deze. Als de Risicotoolbox voor waterbodems aangeeft dat er sprake is van een lager beschermingsniveau dan bij het generieke toetsingskader, moet het bevoegd gezag verantwoorden waarom ze deze keuze maakt en welke problemen ze hiermee voorkomt. Ook als het bevoegd gezag kiest voor strengere normen dan in het generieke toetsingskader, geeft ze in de Nota bodembeheer aan, waarom ze dit doet.

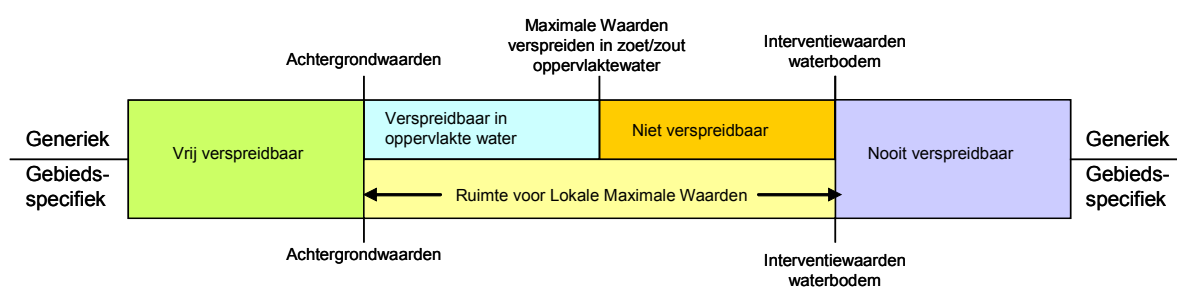
Het gebiedsspecifieke toetsingskader geeft de lokale waterkwaliteitsbeheerder de ruimte om de waterbodemnormen af te stemmen op de lokale problematiek. Door het gebruik van de Risicotoolbox voor waterbodems kan de balans worden gevonden tussen het beschermingsniveau van de lokale normen, eventuele gebruiksbepalingen van de waterbodem en de mogelijkheden voor grond- en baggerverzet.

8 Normen voor het verspreiden van bagger in oppervlaktewater

8.1 Normenstelsel voor het verspreiden van bagger in oppervlaktewater

Figuur 8.1 geeft een overzicht van het generieke en het gebiedsspecifieke toetsingskader voor het verspreiden van bagger in oppervlaktewater.

Figuur 8.1: Overzicht generieke en gebiedsspecifieke toetsingskader voor het verspreiden van bagger in oppervlaktewater (bron: Handreiking Besluit bodemkwaliteit)



Als bovengrens voor het verspreiden van bagger in oppervlaktewater geldt de Interventiewaarde waterbodembodem. Beneden deze norm zijn er geen onaanvaardbare risico's van waterbodems (zie paragraaf 4.4). Als altijd-grens geldt ook voor dit kader de Achtergrondwaarde (zie paragraaf 3.2). Voor zoet en zout oppervlaktewater zijn er in het generieke toetsingskader aparte Maximale Waarden vastgesteld voor het verspreiden van bagger in oppervlaktewater. De onderbouwing van deze grenzen wordt toegelicht in de paragrafen 8.2 en 8.3. In paragraaf 8.4 wordt kort ingegaan op het kiezen van Lokale Maximale Waarden binnen het gebiedsspecifieke kader.

8.2 Onderbouwing generieke Maximale Waarde voor het verspreiden van bagger in zoet oppervlaktewater

Bij het verspreiden van bagger in zoet oppervlaktewater gaat het om het 'op stroom zetten' van sediment dat neerslaat op plaatsen waar dat vanwege de scheepvaart of de doorstroming niet de bedoeling is.

De Maximale Waarde is gezien de dynamiek van het systeem gebaseerd op het standstill-principe. Dit houdt in dat de milieukwaliteit niet wordt verslechterd. Het is logisch de Maximale Waarde hiervoor te baseren op de kwaliteit van het zwevende stof dat in het oppervlaktewater aanwezig is en dat kan neerslaan als nieuw gevormd sediment. Het verspreiden van bagger in zoet oppervlaktewater vindt nu vooral plaats in het Rijngebied. Daarom is voor de Maximale Waarde gekozen voor de 95-percentielwaarde van het herverontreinigingsniveau van de Rijntakken (HVN-Rijntakken). Dit is dezelfde grens als die is gekozen binnen het generieke toetsingskader voor klasse A voor het toepassen van grond en bagger in waterbodems. Deze grens biedt tevens een goede bescherming voor het ecosysteem (zie paragraaf 7.3). De nieuwe generieke Maximale Waarden voor het verspreiden van bagger in zoet oppervlaktewater zijn bijna allemaal strenger dan de huidige.

8.3 Onderbouwing generieke Maximale Waarde voor het verspreiden van bagger in zout oppervlaktewater

Bij het verspreiden van bagger in zout oppervlaktewater gaat het om bagger die vrijkomt bij het op diepte houden van de Nederlandse zeehavengebieden. Tot nu toe werd de kwaliteit van te verspreiden bagger beoordeeld met de Chemische-Toxiciteits-Toets (CTT), die een combinatie is van concentratienormen voor de chemische kwaliteit en het uitvoeren van bio-assays (toxiciteitstesten met waterorganismen). Dit laatste gebeurt om te beoordelen of niet gemeten stoffen effecten veroorzaken. De chemische concentratienormen voor het verspreiden van bagger in zout oppervlaktewater stammen uit begin jaren tachtig.

Stap voor stap zijn de volgende wijzigingen doorgevoerd:

- enkele parameters eruit;
- normen voor de som PAK en de som PCB's in plaats van voor de individuele stoffen;
- het afschaffen van de bodemtypecorrectie.

Hoewel de normen een sterk pragmatische oorsprong hebben, blijken de waarden redelijk goed overeen te komen met het niveau waarbij significante risico's voor waterorganismen worden verwacht.

De CTT wordt met het Besluit en de Regeling bodemkwaliteit vervangen door de Zoute-Bagger-Toets (ZBT). Een belangrijke aanpassing is dat er geen bio-assays meer hoeven worden uitgevoerd. Uit de uitvoeringspraktijk is gebleken dat de resultaten van bio-assays onvoldoende robuust waren om als onderscheidend criterium te worden gehandhaafd. De toets aan concentratienormen is hetzelfde gebleven. Alleen voor TBT (de belangrijkste probleemstof voor het verspreiden van zoute bagger) is de Maximale Waarde nu afhankelijk van het gebied waar de bagger wordt verspreid. De Maximale Waarde voor TBT sluit aan bij de huidige kwaliteit van de betreffende zoutwatergebieden.

8.4 Lokale Maximale Waarden voor het verspreiden van bagger in oppervlaktewater

De waterkwaliteitsbeheerder kan Lokale Maximale Waarden vaststellen voor het verspreiden van bagger in oppervlaktewater.

Voor zoet oppervlaktewater is de Interventiewaarde waterbodem hiervoor de bovengrens, waardoor er nooit sprake is van onaanvaardbare risico's. De Lokale Maximale Waarden kunnen strenger of soepeler zijn dan de Maximale Waarde voor het verspreiden van bagger in zoet oppervlaktewater. Strengere waarden liggen voor de hand als men bepaalde kwetsbare gebieden elders wil beschermen tegen het neerslaan van bagger met een slechtere kwaliteit dan de huidige kwaliteit. Soepeler waarden liggen voor de hand als de verspreiding van bagger voor bijvoorbeeld de scheepvaart noodzakelijk is, maar de kwaliteit hiervan niet voldoet aan de generieke Maximale Waarde voor het verspreiden van bagger in zoet oppervlaktewater. De waterkwaliteitsbeheerder moet de afweging maken tussen het probleem dat de bagger veroorzaakt op de plek waar deze nu ligt en de plek waar deze terecht komt bij verspreiding in oppervlaktewater.

Voor zout oppervlaktewater is de Maximale Waarde voor het verspreiden van bagger in zout oppervlaktewater de bovengrens voor de Lokale Maximale Waarden. Lokale Maximale Waarden zullen dus alleen worden gesteld met het oog op extra bescherming van bepaalde kwetsbare gebieden.

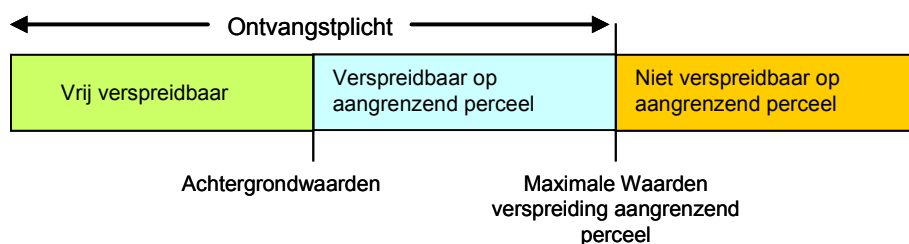
9 Normen voor het verspreiden van bagger op het aangrenzend perceel

9.1 Normenstelsel en gekozen beoordelingsmethode

Dit hoofdstuk gaat over het verspreiden van bagger over het aangrenzende perceel op basis van de zogenaamde ‘ontvangstplicht’. Periodiek baggeren is noodzakelijk om watergangen op diepte te kunnen houden, zodat ze hun functie voor het afvoeren van water behouden. Voor het verspreiden van bagger op het aangrenzend perceel (‘op de kant’) is er alleen een generiek toetsingskader.

Figuur 9.1 geeft een overzicht van het toetsingskader voor het verspreiden van bagger op het aangrenzend perceel.

Figuur 9.1: Overzicht toetsingskader voor het verspreiden van bagger op het aangrenzend perceel (bron: Handreiking Besluit bodemkwaliteit)



Voor de Maximale Waarde voor het verspreiden van bagger op het aangrenzend perceel is in eerste instantie gekeken naar ecologische risico's, omdat dit over het algemeen de meest kritische risico's zijn. Om zo goed mogelijk aan te sluiten bij de risico's van het aanwezige mengsel van stoffen is de ms-PAF-methode als basis gekozen (toelichting methode zie paragraaf 2.4). De ms-PAF-methode maakt een beter onderscheid in de ecologische risico's die horen bij de kwaliteit van de bagger dan de tot nu toe gehanteerde normstelling per stof. Hierdoor wordt dus wat betreft risico's een betere keuze gemaakt tussen de bagger die wel op het aangrenzend perceel mag en de bagger die dit niet mag. Er wordt uitgegaan van gemeten totaalgehalten in de waterbodem, omdat de beschikbaarheid van stoffen kan wijzigen als de bagger op de kant in contact komt met zuurstof. Er wordt dus niet uitgegaan van beschikbare gehalten, zoals bij het Saneringscriterium voor waterbodems.

Voor het wel of niet mogen verspreiden van bagger over het aangrenzende perceel gelden door de gekozen methode dus geen normen per stof, maar een waarde voor de ms-PAF in %. Voor minerale olie is hierop een uitzondering gemaakt, omdat hiermee niet in de ms-PAF-methode kan worden gerekend. Ook voor enkele metalen gelden (nog) normen per stof. Voor meer detailinformatie hierover wordt verwezen naar het rapport Nieuwe normen Waterbodems (RWS-RIZA, 2007).

9.2 Onderbouwing gekozen Maximale Waarde

Tot welke ms-PAF baggerspecie over het aangrenzende perceel mag worden verspreid, is een beleidsmatige keuze. Uitgangspunt is dat minimaal evenveel bagger 'op de kant' mag worden gezet, als bij de Klassenindeling die tot in 2007 is gehanteerd. Dit is nodig omdat periodiek baggeren noodzakelijk is voor de waterhuishouding en de scheepvaart. Er zijn geen aanwijzingen dat het tot nu toe gehanteerde systeem, waarbij klasse 1 en 2 bagger op het aangrenzend perceel mag worden gezet, tot milieuproblemen (aangetoonde ecologische of humane risico's of risico's voor de landbouwproductie) heeft geleid.

Op basis van de zo vaststaande minimale hoeveelheid verspreidbare bagger is uitgerekend wat de waarde van de ms-PAF is die hierbij hoort. Deze is voor metalen 50% en voor organische stoffen 20%. Voor meer informatie wordt verwezen naar het rapport Nieuwe normen Waterbodems (RWS-RIZA, 2007).

Vervolgens is beoordeeld of de zo afgeleide ecologische risicogrenzen voldoende bescherming bieden voor de mens en voor de landbouwproductie. Het gaat immers om bagger die over het land wordt verspreid. Voor de mens is hierbij rekening gehouden met de meest kwetsbare situatie 'wonen met moestuin'. Op basis hiervan is voor cadmium een extra grens getrokken in de vorm van een concentratienorm. Voor de overige stoffen was het niet nodig een extra grens te trekken.

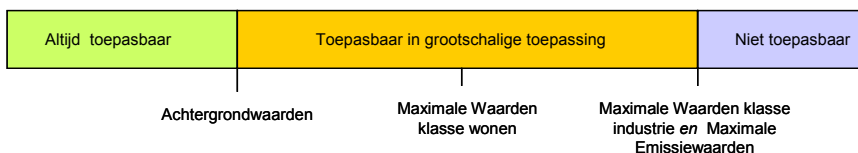
10 Normen voor grootschalige bodemtoepassingen

10.1 Normenstelsel en relevante typen risico's

In de Handreiking Besluit bodemkwaliteit kunt u lezen wanneer er sprake is van een zogenaamde 'grootschalige bodemtoepassing' en waarom er hiervoor aparte normen zijn gesteld. Voor grootschalige bodemtoepassingen is er alleen een generiek toetsingskader. Voor meer informatie over de rol van de normen voor grootschalige bodemtoepassingen wordt verwezen naar de Handreiking Besluit bodemkwaliteit.

Figuur 10.1 geeft een overzicht van het toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen.

Figuur 10.1: Overzicht toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen (bron: Handreiking Besluit bodemkwaliteit)



Grootschalige bodemtoepassingen hebben een leeflaag, waarvan de kwaliteit moet voldoen aan de normen die gelden in het kader van het generieke of gebiedsspecifieke toetsingskader voor het toepassen van grond en bagger. Hierdoor zijn er geen risico's voor de mens, het ecosysteem, verspreiding naar het oppervlaktewater of voor de landbouwproductie als gevolg van verontreinigende stoffen in de grond of bagger binnenin de grootschalige bodemtoepassing. Het enige risico dat niet wordt voorkomen door de leeflaag, is het verspreidingsrisico naar het grondwater. Daarom richt de normstelling voor grootschalige bodemtoepassingen zich op de emissie van stoffen uit de grootschalige bodemtoepassing.

10.2 Onderbouwing normen voor grootschalige bodemtoepassingen

10.2.1 Normen voor grootschalige bodemtoepassingen op landbodems

Voor grootschalige bodemtoepassingen op landbodems gelden er normen voor de totaalgehalten in het toe te passen materiaal en Maximale emissiewaarden voor de uitloging uit het materiaal.

Voor de Maximale emissiewaarden voor metalen is uitgegaan van dezelfde beschermdoelen als voor de steenachtige bouwstoffen. Voor bodem, grondwater en oppervlaktewater is hiervoor een grens getrokken op basis van ecologische risico's, omdat dit meestal het gevoeligste criterium is. Als grens voor bodem en grondwater vormt de HC5 (Hazardous Concentration 5%, zie paragraaf 2.4 voor een toelichting) de basis. Voor oppervlaktewater is de HC5/10 het uitgangspunt voor de normstelling. Bij het afleiden van emissiewaarden voor grootschalige bodemtoepassingen is uitgegaan van een laagdikte van 5 m (in plaats van 0,5 m voor bouwstoffen). Er is een correctiefactor toegepast voor de uitloging uit onverdachte bodems. Voor uitgebreide technische informatie wordt verwezen naar het RIVM-rapport (Verschoor e.a., 2006) waarin de onderbouwing van de normen voor bouwstoffen is uitgewerkt. Hier sluit de normstelling voor grootschalige bodemtoepassingen bij aan.

Naast Maximale emissiewaarden voor de uitloging zijn er voor metalen Emissietoetswaarden vastgesteld in de vorm van bodemconcentraties. De Emissietoetswaarden zijn gebaseerd op bestaande waarden uit het voormalige Bouwstoffenbesluit.

Bovengenoemde benadering kon vooralsnog alleen worden toegepast voor metalen. Voor organische parameters zijn nog geen geschikte uitloogproeven beschikbaar en daarom konden hiervoor geen Maximale emissiewaarden worden vastgesteld. Er zijn grenzen gesteld aan de totaalgehalten aan metalen, anorganisch en organische stoffen in het bodemmateriaal om toch een grens te trekken voor organische verbindingen. Hiermee wordt ook voorkomen dat sterk verontreinigde grond of bagger in grootschalige bodemtoepassingen wordt toegepast. De normen die worden gehanteerd zijn bestaande normen uit het normenstelsel, zodat het normenstelsel consistent en overzichtelijk blijft. Voor grootschalige toepassingen op landbodems is de grens getrokken bij de Maximale Waarde Industrie.

10.2.2 Normen voor grootschalige bodemtoepassingen op waterbodems

Ook voor grootschalige bodemtoepassingen op waterbodems zijn de Maximale emissiewaarden en Emissietoetswaarden van toepassing. Maar hierbij is een uitzondering gemaakt. Als bagger onder het waterniveau wordt toegepast en binnen het beheersgebied van de waterkwaliteitsbeheerder blijft, zijn de Maximale emissiewaarden en Emissietoetswaarden niet van toepassing. Hier is sprake van standstill binnen het gebied. De grootschalige bodemtoepassing wordt gebruikt om bagger binnen het gebied te herschikken, bijvoorbeeld in verband met de afwatering, de waterdiepte of de waterkwaliteit.

Over uitloging en verspreiding van stoffen uit baggerspeciedepots is veel kennis beschikbaar. Onder water heersen andere geochemische omstandigheden en zijn andere transportmechanismen aan de orde dan boven water. Uitloging van verontreinigende stoffen in permanent natte situaties vindt slechts in geringe mate plaats. Toch gelden voor grootschalige bodemtoepassingen in natte situaties (onder het waterniveau) normen voor de totaalgehalten in het toe te passen materiaal. De grens voor de totaalgehalten ligt voor bagger op de Maximale Waarde kwaliteitsklasse B (= Interventiewaarde waterbodem). Dit past in een consistent normenstelsel. Deze waarden voor bagger fungeren in deze situatie als emissietoetswaarden ter bescherming van het grondwater. Met het hanteren van de Interventiewaarde waterbodems als generieke bovengrens voor bagger in grootschalige bodemtoepassingen onder water, wordt het grondwater een vergelijkbaar beschermingsniveau geboden als bij dergelijke toepassingen op landbodems.

Voor grootschalige bodemtoepassingen op waterbodems, die niet onder de hierboven genoemde uitzondering vallen, gelden eveneens normen voor de totaalgehalten in het toe te passen materiaal. De grens voor de totaalgehalten ligt voor bagger (net als bij toepassingen onder water binnen het beheersgebied) op de Maximale Waarde kwaliteitsklasse B (= Interventiewaarde waterbodem). Voor grond ligt deze grens op de Maximale Waarde Industrie, om te voorkomen dat grond, die niet toepasbaar is op landbodems, in grootschalige bodemtoepassingen op waterbodems wordt gebruikt. Ook dit past in een consistent normenstelsel.

11 Naar een overzichtelijk en consistent normenstelsel

Dit rapport geeft een overzicht van de invulling van het complete normenstelsel voor de chemische kwaliteit van bodems en waterbodems. Hiermee wordt duidelijk wat de basis is van de getrokken grenzen:

- Er is een grens waaronder ‘alles mag en kan’ en er geen voorwaarden zijn voor grond- en baggerverzet;
- Er is een grens waarboven de bodemkwaliteit ‘te slecht’ is in relatie tot de bodemfunctie: er moet met spoed worden gesaneerd;
- In het gebied tussen deze twee grenzen is grond- en baggerverzet onder voorwaarden toegestaan. Hierbinnen kan het bevoegd gezag desgewenst gebruik maken van generieke normen of ze kan zelf lokale normen ontwikkelen.

Voor een aantal specifieke toepassingen zijn eigen grenzen gekozen, die het beste aansluiten bij de betreffende toepassing. Bij deze toepassingen is wel zoveel mogelijk gebruik gemaakt van de normen die al zijn ontwikkeld voor de hierboven genoemde grenzen.

De getrokken grenzen zijn voor landbodems voornamelijk gebaseerd op milieuhygiënische risico's. Voor waterbodems vormt hiernaast het herverontreinigingniveau een belangrijke basis voor de invulling van de normen.

Het Rijk heeft met het vernieuwde normenstelsel in het Besluit bodemkwaliteit en de vernieuwde invulling van de circulaires voor de sanering van land- en waterbodems een flinke stap gezet op weg naar een overzichtelijk en consistent normenstelsel. Er zijn grenzen gesteld om mens en milieu te beschermen, er wordt aangesloten bij het gebruik van de bodem, er is ruimte voor decentrale keuzes, er kan rekening worden gehouden met maatschappelijke ontwikkelingen en met de hergebruikmogelijkheden van grond en bagger.

De wetenschappelijke trein rijdt echter verder. Er zullen nieuwe inzichten ontstaan die er toe zullen leiden dat de normen beter anders kunnen worden ingevuld dan nu is gedaan. En er zullen beleidsmatige (Europese) ontwikkelingen zijn die niet kunnen worden genegeerd. De uitvoeringspraktijk is gebaat bij rust in de normstelling. Het Rijk zal dan ook zorgvuldig bekijken of toekomstige wijzigen echt noodzakelijk zijn.

12 Begrippenlijst

Achtergrondwaarden	Norm gebaseerd op meetgegevens van onverdachte gebieden in Nederland, waar beneden vrij verzet van grond en bagger is toegestaan.
Bodemfunctie	De wijze waarop de bodem in gebruik is. Bijvoorbeeld voor landbouw, natuur of wonen.
Bodemfunctieklasse	Groep van diverse bodemfuncties, waarvoor binnen het generieke toetsingskader uit het besluit Bodemkwaliteit één Maximale Waarde wordt gehanteerd.
Blijvende geschiktheid voor de bodemfunctie	Bodemkwaliteitsniveau waarbij de betreffende bodemfunctie duurzaam aanwezig kan zijn. Er zijn geen milieuhygiënische risico's in relatie tot de betreffende functie.
Generieke Maximale Waarden	Normen die een rol spelen bij grond- en baggerverzet onder voorwaarden binnen het generieke toetsingskader uit het Besluit bodemkwaliteit. Voor landbodems zijn deze waarden gekoppeld aan de bodemfunctie en gekoppeld aan blijvende geschiktheid voor deze functie. Voor waterbodems zijn deze waarden gekoppeld aan het herverontreinigingniveau.
GBT's: Grootschalige bodemtoepassingen	In de Regeling bodemkwaliteit gedefinieerde toepassingen waarin grotere hoeveelheden grond of bagger worden verwerkt, bijvoorbeeld wegen, dijken en geluidswallen.
HC50: Hazardous Concentration 50%	Een PAF van 50%
HVN: Herverontreinigingniveau	Het chemische kwaliteitsniveau waarop de waterbodem verontreinigd raakt door de aanvoer van nieuw sediment
Interventiewaarden	Norm gebaseerd op humane en ecologische risico's, die gebruikt wordt als 1 ^e stap in het Saneringscriterium en waarboven er meer voorwaarden worden gesteld voor grond- en baggerverzet.
Lokale Maximale Waarden	Normen die een rol spelen bij grond- en baggerverzet onder voorwaarden binnen het gebiedsspecifieke toetsingskader uit het Besluit bodemkwaliteit. De hoogte van deze normen kan, binnen grenzen, door het decentrale bevoegde gezag worden bepaald.
MTR-humaan: Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor de mens	Maximale blootstellingdosis voor de mens aan een chemische stof, waar beneden de effecten afwezig of toelaatbaar zijn
PAF: Potentieel Aangetaste Fractie	Het percentage potentieel aanwezige soorten in een

	ecosysteem waarvoor geldt dat de NOEC van een bepaalde stof wordt overschreden
Ms-PAF: meer stoffen Potentieel Aangetaste Fractie	Hetzelfde als de PAF, maar nu worden de PAF's van het aanwezige mengsel aan stoffen in de grond of het water 'opgeteld'.
NOEC: No Observed Effect Concentration	De hoogste concentratie van een stof in grond of water in de range van geteste concentraties in een chronische toxiciteittoets, waarbij er nog geen sprake is van een effect op een testorganisme
Onaanvaardbare risico's	De grens die is getrokken met het Saneringscriterium waarboven de milieuhygiënische risico's dusdanig zijn dat met spoed moet worden gesaneerd.
Saneringscriterium	Locatiespecifieke beoordelingssystematiek om te bepalen of er sprake is van onaanvaardbare risico's als gevolg van de (water)bodemverontreiniging. Er is een apart Saneringscriterium voor landbodems en voor waterbodems.

13 Literatuur

Baars, A.J, R.M.C. Theelen, P.J.C.M. Janssen, J.M. Hesse, M.E. van Apeldoorn, C.M. Meijerink, L. Verdam en M.J. Zeilmaker (2001), Re-evaluation of the human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM-rapport 711701025, maart 2001, RIVM, Bilthoven

Circulaire bodemsanering, VROM, 2006, 2^e versie

Circulaire sanering waterbodems, V&W, 2007

Dirven-Van Breemen, E.M, J.P.A. Lijzen, P.F. Otte, P.L.A. van Vlaardingen, J. Spijker, E.M.J. Verbruggen, F.A. Swartjes, J.E. Groenenberg en M. Rutgers (2007), Landelijke Referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid, RIVM-rapport 711701053/2007, RIVM, Bilthoven

Handreiking Besluit bodemkwaliteit, SenterNovem, 2007

Lamé F.P.J, D.J. Brus en R.H. Nieuwenhuis (2005), Achtergrondwaarden 2000, Digitale rapportage, TNO-rapport NITG 04-242-A, 7 januari 2005

Lamé F.P.J en R.H. Nieuwenhuis (2006), Beleidsmatig vervolg AW2000, Voorstellen voor normwaarden op achtergrondniveau en de bijbehorende toetsingsregel, TNO-rapport 2006-U-R0044/A, 3 april 2006

Lijzen, J.P.A, A.J. Baars, P.F. Otte, M.G.J. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J. Verbruggen en A.P. van Wezel (2001), Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater, Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater, RIVM-rapport 711701023, februari 2001, RIVM, Bilthoven

Römkens, P.F.A.M, J.E. Groenenberg, R.P.J.J. Rietra en W. de Vries (2007), Onderbouwing LAC-2006 waarden en overzicht van bodem-plant relaties ten behoeve van de Risicotoolbox, Alterra-rapport 1442

Rutgers, M, Ch. Mulder, A.J. Schouten, J.J. Bogte, A.M. Breure, J. Bloem, G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, J.H. Faber, N. van Eekeren, F.W. Smeding, H. Keidel, R.G.M. de Goede en L. Brussaard (2005), Typering van bodemecosystemen, Duurzaam bodemgebruik met referenties voor biologische bodemkwaliteit, RIVM-rapport 607604007/2005, RIVM, Bilthoven

RWS-RIZA (2007), Nieuwe normen Waterbodems

Verschoor, A.J, J.P.A. Lijzen, H.H. van den Broek, R.F.M.J. Cleven, R.N.J. Comans, J.J. Dijkstra en P.H.M. Vermij (2006), Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen, Milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen, RIVM-rapport 711701043/2006, RIVM, Bilthoven

VROM (2007), Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling, Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005 en 2006

Disclaimer

De inhoud van deze rapportage loopt vooruit op de publicatie van het Besluit en de Regeling Bodemkwaliteit. Vanuit dat oogpunt kunt u geen rechten ontleen aan de inhoud van deze rapportage.