Ministerie van Verkeer en Waterstaat

rivm

Nieuwe normen Waterbodems

Normen voor verspreiden en toepassen op bodem onder oppervlaktewater

23 januari 2008

Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Nieuwe normen Waterbodems

Normen voor verspreiden en toepassen op bodem onder oppervlaktewater

23 januari 2008

RWS Waterdienst-rapport 2007.003
RIVM-rapport 711701064

Colofon

Uitgegeven door:	RWS-Waterdienst in samenwerking met RIVM
Uitgevoerd door:	Leonard Osté (RWS-WD) Arjen Wintersen (RIVM) Etta ten Kate (RWS-WD) Leo Posthuma (RIVM)
M.m.v.	Luc Bonten en Folkert Smit (Alterra)
Projectgroep	Piet den Besten (RWS), Pieter de Boer (V&W), Tommy Bolleboom (V&W), Johan de Jong (LNV), Joop Harmsen (LNV), Janneke Lourens (RWS), Joost van der Plicht (UvW), Marinus Stulp (VROM), Ad Vermeulen (UvW), Peter van Zundert (V&W)

Inhoudsopgave

Samenvatting **9**

1 Inleiding **13**

2 De oude en nieuwe kaders voor waterbodems **17**
2.1 Het huidige beleidskader 17
2.2 De nieuwe beleidskaders 17

3 Toepassen op bodem onder oppervlaktewater **19**
3.1 Toepassen in generiek beleid 19
3.2 Achtergrondwaarden 20
3.3 Interventiewaarden waterbodem 21
3.3.1 De interventiewaarde als risicomaat 22
3.3.2 Interventiewaarden als norm voor ingrijpen 23
3.3.3 Voorstel voor nieuwe interventiewaarden waterbodem 23
3.4 De maximale waarde klasse A 24

4 Verspreiden op het aangrenzende perceel **27**
4.1 Randvoorwaarden en uitgangspunten 27
4.2 Toelichting gekozen methodiek 28
4.2.1 Berekening totaalconcentratie in poriewater (I) 28
4.2.2 Alleen metalen: correctie voor de achtergrondwaarde (II) 29
4.2.3 Alleen voor Cu, Zn en Cd: DOC-correctie (III) 29
4.2.4 Berekening ecologische effecten (IV en V) 31
4.2.5 controle op doorvergiftiging, humane risico's en landbouweffecten 32
4.2.6 Toetsing aan de normen 33
4.3 Effecten op de baggeropgave 34
4.3.1 Toetsen op interventiewaarden 34
4.3.2 Resultaten ecologische risicobeoordeling 35
4.3.3 Resultaten toetsing op msPAF 36
4.3.4 Resultaten toetsing op individuele stoffen 36
4.3.5 Resultaat 36

5 Verspreiden in zoet water **39**
5.1 Randvoorwaarden en uitgangspunten 39
5.2 Gekozen methodiek 39
5.3 Effecten op de baggeropgave 40

6 Verspreiden van bagger in zout water (ZBT) **41**

7 Tabel oude en nieuwe normen waterbodems **43**

8 Literatuur **53**

Bijlage 1 55

Bijlage 3 65

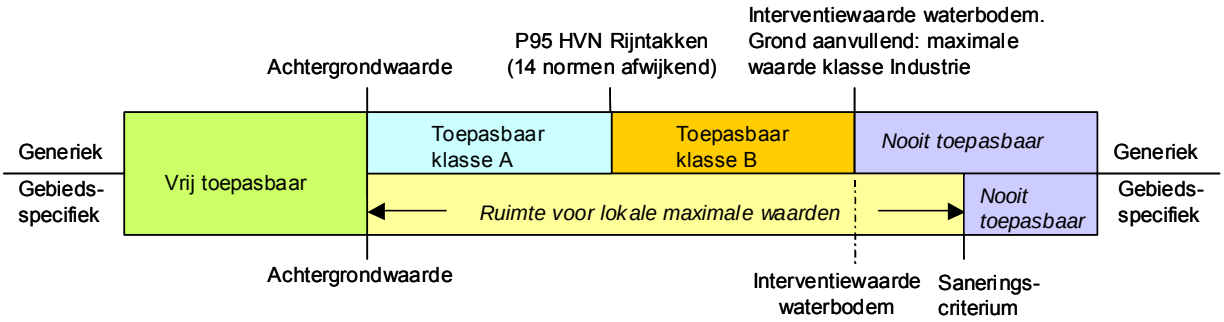
Bijlage 4 67

Samenvatting

In 2003 is door het Ministerie van VROM de Beleidsbrief Bodem geschreven die de uitgangspunten van het nieuwe bodembeleid beschreef (Ministerie van VROM, 2003). De beleidsbrief is uitgewerkt in een groot aantal projecten. Het onderdeel grondverzet (inclusief bagger) is uitgewerkt in het project 'Grond en bagger'. Als onderdeel van het project 'Grond en Bagger' is onderzocht hoe de klassenindeling voor waterbodems kan worden aangepast aan het nieuwe beleid en aan de huidige kennis. De normen en toetsingsregels zijn vastgelegd in het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) en vooral in de bijbehorende Ministeriële Regeling bodemkwaliteit. Dit document is een achtergronddocument.

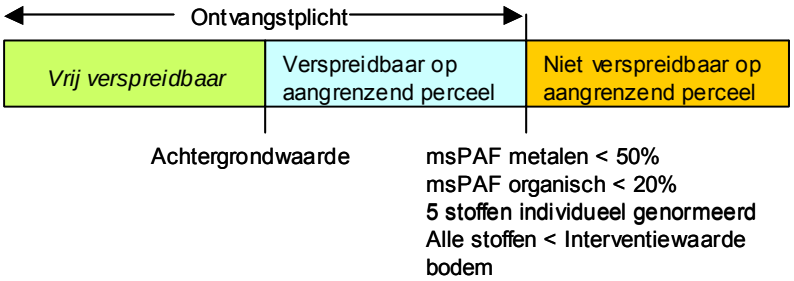
Dit rapport beschrijft de beleidsmatige argumentatie en de technische onderbouwing voor nieuwe normen voor waterbodems. Belangrijk is dat er onderscheid is gemaakt tussen toepassen en verspreiden. Het nuttig hergebruik van grond en bagger wordt geregeld in het generieke kader voor toepassen. Verspreiden van baggerspecie geldt alleen voor noodzakelijk onderhoudsbaggerwerk waarbij het wenslijk is dat de bagger in het systeem blijft. Het generieke kader kent vier onderdelen:

- een generiek kader voor het toepassen van grond of bagger op of in de waterbodem (bovenzijde van schema 1) met als normwaarden:
    - de nieuwe achtergrondwaarden
    - de nieuwe grenswaarden tussen klasse A en B
    - de interventiewaarden



Schema 1: Het nieuwe generieke beleid voor toepassen (HVN = herverontreinigingsniveau, ZBT = zoute baggertoets).

- een nieuwe norm voor het verspreiden van baggerspecie in zoet water (gelijk aan de bovengrens van klasse A);
- een nieuwe norm voor het verspreiden van baggerspecie in zout water.
- een nieuwe norm voor het verspreiden van baggerspecie op het aangrenzende perceel (schema 2).



Schema 2: het nieuwe generieke beleid voor verspreiden op het aangrenzende perceel.

Naast de generieke normen is er de mogelijkheid om gebiedsspecifiek de normen aan te passen (onderzijde van schema 1). De beperking hierbij is dat voor verspreiden in zout water de normen alleen strenger gemaakt mogen worden en voor verspreiden op het aangrenzend perceel geen mogelijkheid is voor gebiedsspecifieke normen. Per onderdeel wordt een korte toelichting gegeven:

Toepassen van grond of bagger op waterbodems
Het algemene beleidsuitgangspunt is dat minimaal stand still geldt. Om dit vorm te geven zijn 4 klassen geformuleerd (zie schema 1). Een bepaalde klasse mag alleen op dezelfde of een meer verontreinigde klasse worden toegepast. De klassen worden begrensd door de maximale waarde klasse B (is gelijk aan de interventiewaarde waterbodems), de maximale waarde klasse A en de achtergrondwaarde (schema 1).

- Het nieuwe beleid kent aparte interventiewaarden voor droge bodem en voor waterbodems. Voor waterbodems worden de huidige (voor bodem en waterbodem geldige) interventiewaarden (VROM, 2000) gehandhaafd, behalve voor As, Cd, Pb en Zn (voor deze stoffen ligt de nieuwe interventiewaarde hoger). Verder zijn er enkele wijzigingen ten gevolge van analytische aspecten of mate van onderbouwing die tot wijzigingen hebben geleid, maar dit betreft minder gangbare stoffen.
- De grens tussen klasse A en B wordt gevormd door herverontreinigingsniveau (HVN) van de Rijntakken, maar er zijn 14 normen die om verschillende redenen afwijken. Voor 5 stoffen ligt deze waarde iets hoger in verband met afstemming met de norm voor verspreiden in zout water. Voor 3 stoffen geldt de P95 van een beperkte database met regionale waterbodemgegevens, omdat geen gegevens van de Rijn beschikbaar waren. Voor 6 normen bleek de bepalingsgrens hoger dan het HVN en is de norm gelijk aan de bepalingsgrens.
- De achtergrondwaarde bodem vervangt de huidige streefwaarde. De achtergrondwaarde is gebaseerd op een TNO-studie naar gehalten in onverdachte bodems in Nederland. Indien de stoffen onder de bepalingsgrens liggen is de achtergrondwaarde gelijk aan de (routinematig haalbare) bepalingsgrens.

Verspreiden van bagger in zoet water
Het verspreiden van baggerspecie in zoet water is bedoeld om het watersysteem weer op orde te brengen ('op stroom zetten'). Sediment met verontreinigingen tot het herverontreinigingsniveau mag worden teruggebracht in een watersysteem. Getalsmatig is dat dezelfde norm als de grens tussen klasse A en B voor toepassen op waterbodems. Voor de stoffen waarvoor geen maximale waarde klasse A is bepaald, geldt de achtergrondwaarde.

Verspreiden van baggerspecie op het aangrenzend perceel
Voor het verspreiden van baggerspecie op het aangrenzende perceel is een nieuw criterium ontwikkeld dat gebaseerd is op ecologische risico's. De risico's worden uitgedrukt met de parameter msPAF (meer-soorten Potentieel Aangetaste Fractie). De msPAF geeft een indicatie van het deel van de potentieel aanwezige organismen dat nadelige gevolgen kan ondervinden van het aanwezige mengsel van verontreinigingen. Op basis van het beleidscriterium dat de verspreidbare hoeveelheid bagger minimaal gelijk moest blijven is de norm gesteld op $msPAF_{metalen} < 50\%$, en $msPAF_{organisch} < 20\%$. Daarnaast zijn 5 stoffen individueel genormeerd. Voor overige stoffen die geen deel uitmaken van de msPAF geldt de achtergrondwaarde.

Verspreiden in zout water
Voor verspreiden in zout water geldt op hoofdlijnen dat de normen gelijk blijven ten opzichte van de huidige chemietoxiciteitstoets (CTT), behalve dat de bioassays geen deel meer uitmaken van de zoute baggertoets. Tevens zijn de normen van TBT iets aangepast. Het beleid ten aanzien van verspreiden in zout water is geen onderdeel geweest van dit project, maar voor de volledigheid is de ZBT wel opgenomen in dit rapport.

1 Inleiding

In 2003 heeft het Ministerie van VROM de Beleidsbrief Bodem uitgebracht. Daarin staan de uitgangspunten van een nieuw bodembeleid (Ministerie van VROM, 2003). Belangrijke uitgangspunten in de Beleidsbrief bodem zijn dat:

- de bodem nu en in de toekomst zo goed mogelijk maatschappelijke diensten moet (kunnen) leveren;
- de beleidskaders voor het beheer van bodemverontreiniging worden vereenvoudigd en consistenter worden gemaakt;
- decentrale overheden meer ruimte krijgen voor het realiseren van gebiedsgerichte oplossingen;
- het bodembeheer eenduidiger wordt gekoppeld aan de risico's van verontreinigingen.

De brief wordt uitgewerkt in een groot aantal projectgroepen. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen het saneringsspoor, met als resultaten de circulaire en handleiding sanering (water)bodems, en het grondverzet[1]/hergebruiksspoor. Voor het laatste spoor is het project 'Grond en bagger' uitgevoerd. De nieuwe regels voor grond- en baggerverzet zijn vastgelegd in het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) en de Ministeriële Regeling bodemkwaliteit.

Behalve aan een algemeen beleidskader voor bodemkwaliteit en grondverzet, waarin bijvoorbeeld decentralisatie wordt geregeld, bleek er ook behoefte aan aanpassing van de huidige klassenindeling voor waterbodems. Daarvoor bestonden meerdere redenen.

- De directe aanleiding voor het project was de behoefte aan een beter risico-onderbouwde toetsingswaarde, de grens tussen klasse 2 en 3 (zie kader). De huidige toetsingswaarde, die de bovengrens vormt voor het op de kant zetten van baggerspecie, is gebaseerd op gehaltes die vaak voorkomen. De toetsingswaarde is bepalend voor het verspreiden van onderhoudsbaggerspecie van watergangen cf. de Waterstaatswet 1900 (art 11, lid 1), en milieuhygiënisch uitgewerkt in het Besluit vrijstelling stortverbod buiten inrichtingen. De huidige toetsingswaarde is ook bepalend voor verspreiding in zoet water.
- De interventiewaarden voor de landbodem werden aangepast. Dat riep de vraag op of deze aanpassingen ook moeten gelden voor waterbodems.
- Het toepassen op (water)bodems werd tot nu toe geregeld via het Bouwstoffenbesluit, maar het nieuwe Besluit bodemkwaliteit vraagt om nieuwe grenswaarden.

[1] Met grondverzet wordt ook het verzet van baggerspecie bedoeld, inclusief verspreiding.

De Toetsingswaarde

In de derde nota waterhuishouding (V&W,1989) wordt de toetsingswaarde voorgesteld: '…gericht op het onder voorwaarden tijdelijk toestaan van licht verontreinigde specie in water……. De getalswaarden zijn ontleend aan gebieden die als "relatief" schoon kunnen worden beschouwd. De getalswaarden hebben derhalve een voorlopig karakter.'
Behalve voor verspreiden in water is de toetsingswaarde ook bepalend voor het op de kant zetten van baggerspecie.
In de vierde nota waterhuishouding wordt wederom vervanging van de toetsingswaarde aangekondigd. Het voorlopige karakter van de toetsingswaarde is inmiddels 17 jaar oud. In die tijd zijn enkele waarden naar beneden bijgesteld (Zn, Cr, As), omdat de toetsingswaarden hoger bleken dan de (later ontwikkelde) interventiewaarden.

Bovenstaande redenen hebben geleid tot onderstaande vernieuwingen:

- het definiëren van klassen voor het toepassen van grond of bagger op de bodem onder oppervlaktewater, (in dit rapport verder aangeduid als waterbodem);
- een norm voor het verspreiden van baggerspecie op het aangrenzende perceel;
- een norm voor het verspreiden van baggerspecie in zoet water;
- een norm voor het verspreiden van baggerspecie in zout water[2].

Toepassen en verspreiden in het Besluit bodemkwaliteit

Het nieuwe toetsingskader kent voor baggerspecie twee begrippen die essentieel verschillend zijn. Het nuttig hergebruik van grond en bagger wordt geregeld in het generieke kader voor toepassen. Daarnaast bestaat de term verspreiden. Verspreiden van baggerspecie geldt alleen voor noodzakelijk onderhoudsbaggerwerk waarbij het wenslijk is dat de bagger in het systeem blijft. Hiermee wordt niet alleen het watersysteem bedoeld, maar ook de aangrenzende bodem.

Het belangrijkste praktische verschil is dat bij toepassen de ontvangende bodemkwaliteit wordt meegenomen in de beoordeling, terwijl voor verspreiden alleen de baggerkwaliteit bepalend is.

[2] Strikt genomen niet in dit project besloten, maar voor de volledigheid wel opgenomen in dit rapport.

Leeswijzer
De nieuwe normen zijn een uitwerking van het beleid, dat is vastgelegd in het Besluit Bodemkwaliteit en de Regeling Bodemkwaliteit. Deze worden tegelijk met dit rapport gepubliceerd. Dit rapport kan worden beschouwd als een achtergronddocument, waarin de beleidsmatige en technisch-inhoudelijke overwegingen voor de nieuwe normen zijn beschreven. Enige kennis van het Besluit en de Regeling is noodzakelijk om dit rapport goed te kunnen lezen. Verder sluit dit rapport aan bij het NOBO-rapport waarin alle keuzes omtrent normstelling zijn gerapporteerd (Van Wezenbeek, in voorbereiding).

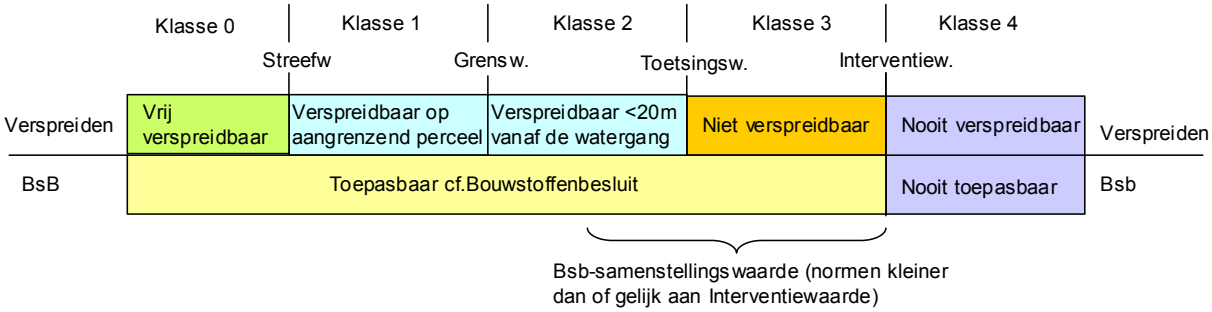
Het rapport is als volgt opgebouwd:
Hoofdstuk 2 beschrijft de algemene kenmerken van de oude en nieuwe beleidskaders waarbinnen het verplaatsen van bagger wordt geregeld. In hoofdstuk 3 t/m 6 worden de verschillende onderdelen nader uitgewerkt:
Hoofdstuk 3: toepassen op bodem onder oppervlaktewater
Hoofdstuk 4: verspreiden op het aangrenzende perceel
Hoofdstuk 5: verspreiden in zoet water
Hoofdstuk 6: verspreiden van baggerspecie in zout water
Het rapport sluit af met tabellen waarin zowel de oude als de nieuwe normen zijn vermeld (hoofdstuk 7).

2 De oude en nieuwe kaders voor waterbodems

De beleidskaders voor grond en baggerverzet worden vanaf 1 januari 2008 beschreven in het Besluit bodemkwaliteit en de Regeling bodemkwaliteit. Hieronder volgt een korte samenvatting van de belangrijkste regels. In de hoofdstukken 3 tot en met 6 wordt de onderbouwing van de normen toegelicht.

2.1 Het huidige beleidskader

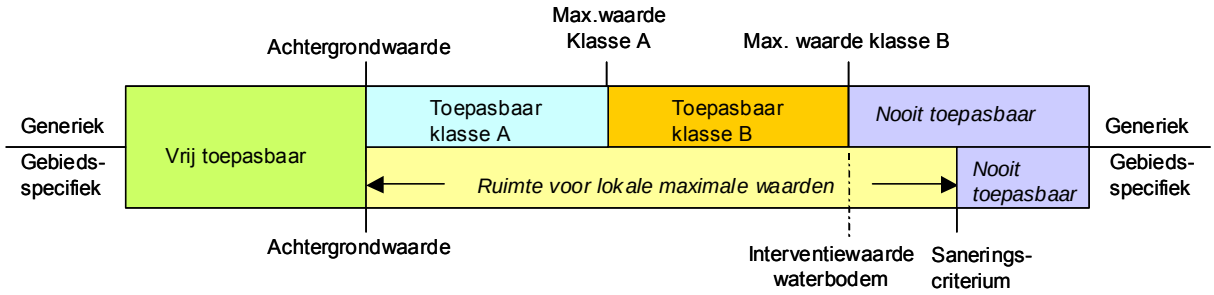
Figuur 2-1 toont de huidige klassenindeling, variërend van klasse 0 (schoon) tot klasse 4 (ernstig verontreinigd). In de balk is weergegeven welke bestemmingen zijn toegestaan voor de verschillende klassen. Relatief schone specie mag op de kant gezet worden of in een werk toegepast worden. Klasse 4 specie moet worden gereinigd of gestort.



Figuur 2-1: De huidige klassenindeling. BsB=Bouwstoffen Besluit.

2.2 De nieuwe beleidskaders

Grondverzet wordt in het nieuwe beleid geregeld via het generieke kader voor toepassen (. Omdat het generieke kader onvoldoende aansloot bij de gangbare en wenselijke baggerpraktijk zijn in het generieke beleid voor waterbodems enkele aanvullende opties gecreëerd die allemaal worden aangeduid met 'verspreiden' (zie tekstkader in hoofdstuk 1): verspreiden in zoet water, in zout water en op het aangrenzende perceel.



Figuur 2-2: Het nieuwe kader voor toepassen

Een belangrijk verschil met het huidige toetsingkader is dat het nieuwe kader generieke maximale waarden kent, maar dat het

decentrale bevoegde gezag (gemeenten, waterschappen, RWS) in de range tussen de achtergrondwaarde en het saneringscriterium lokale maximale waarden kan vaststellen die de generieke normen vervangen. Lokale maximale waarden kunnen worden vastgesteld voor het toepassen van grond en bagger op de waterbodem en voor het verspreiden in zoet water. Voor verspreiden in zout water mogen de normen alleen strenger gemaakt worden en voor verspreiden op het aangrenzende perceel wordt er geen mogelijkheid geboden voor gebiedsspecifieke normen.

Dit rapport gaat alleen in op het generieke kader en de getalsmatige onderbouwing van de nieuwe normen. In de volgende 4 hoofdstukken worden 4 kaders toegelicht:
Hoofdstuk 3: toepassen op bodem onder oppervlaktewater
Hoofdstuk 4: verspreiden op het aangrenzende perceel
Hoofdstuk 5: verspreiden in zoet water
Hoofdstuk 6: verspreiden van baggerspecie in zout water

3 Toepassen op bodem onder oppervlaktewater

3.1 Toepassen in generiek beleid

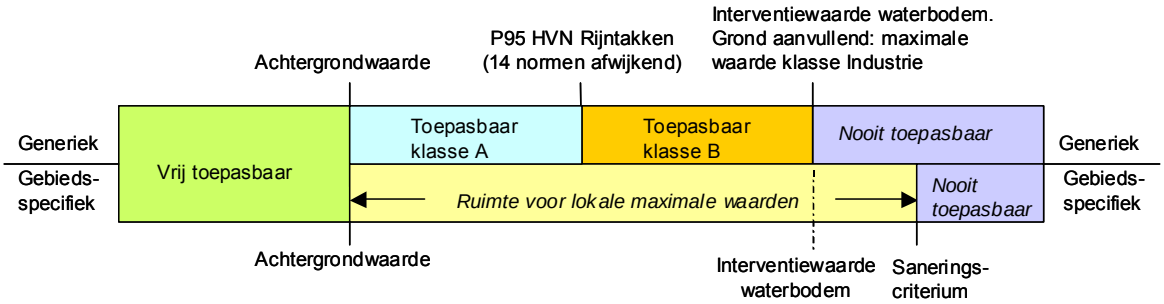
Toepassen in oppervlaktewater betekent het gericht plaatsen van grond of bagger waarbij een nieuwe waterbodem ontstaat. Toepassen binnen het generieke kader wordt begrensd door de achtergrondwaarde en de interventiewaarde waterbodem (bovenste deel van Figuur 3-2). Onder de achtergrondwaarde mag grond en bagger vrij verspreid worden. Boven de interventiewaarde waterbodem mag nooit toegepast worden binnen het generieke kader. De interventiewaarde voor waterbodems is in het nieuwe beleid niet meer per definitie gelijk aan de interventiewaarde voor landbodems.

Figuur 3-1: Een voorbeeld van toepassen op bodem onder oppervlaktewater: de aanleg van eilandjes bij Harderwijk (foto: RWS-Waterdienst)

In de range tussen achtergrondwaarde en interventiewaarde mag grond of bagger worden toegepast indien:

1) de bodemkwaliteit niet verslechtert (stand still)
2) voldaan wordt aan de kwaliteit die vereist is voor de bodemfunctie.

Voor de waterbodems geldt dat er slechts één functie bestaat, namelijk “voor water bestemde ruimte”, waarbij de interventiewaarde waterbodems als maximale waarde geldt. Daarmee vervalt voorwaarde 2. Om voorwaarde 1 (stand still beginsel) vorm te geven zijn tussen achtergrondwaarde en interventiewaarde twee klassen (A en B) geformuleerd (bovenste helft van Figuur 3-2). Bij toepassen speelt zowel de klasse van de ontvangende waterbodem als de kwaliteit van de bagger een rol: een bepaalde klasse bagger mag toegepast worden op dezelfde of vuilere klasse ontvangende waterbodem.



Figuur 3-2: Het nieuwe generieke beleid voor toepassen in of op de bodem onder oppervlaktewater. HVN=Herverontreinigingsniveau. ZBT=Zoute Bagger Toets.

In de rest van het hoofdstuk volgt een nadere bespreking van de waarden die de grenzen vormen tussen de verschillende klassen. Eerst wordt ingegaan op de invulling van de achtergrondwaarden en interventiewaarden waterbodem. Daarna zal de norm die onderscheid maakt tussen klasse A en B worden besproken.

Toepassen van bagger op land
De regels zoals beschreven in dit rapport gelden NIET voor toepassen van bagger op land de normen voor landbodems. Bagger die op land wordt toegepast, moet voldoen aan de maximale waarden voor de betreffende bodemfunctie (landbouw&natuur, wonen, industrie) en aan het stand still-beginsel conform de landbodem (dus geen hogere bodemklasse dan de ontvangende bodem).

3.2 Achtergrondwaarden

De achtergrondwaarde vormt de bovengrens voor vrij toepasbare waterbodem/baggerspecie/grond (Figuur 3-2)[3]. Omdat vrij toepasbaar materiaal overal toegepast mag worden hoeft de ontvangende bodemkwaliteit in dat geval niet te worden gemeten.

De meeste achtergrondwaarden zijn afgeleid in het project 'Achtergrondwaarden 2000' (AW2000) en in het 'Beleidsmatig vervolg AW2000'. De waarden zijn 95-percentielwaarden (P95) van de gestandaardiseerde gehaltes[4] van de betreffende stof gemeten in relatief onbelaste gebieden in Nederland in de

[3] Er is gestreefd om de achtergrondwaarden voor bodem en waterbodem identiek te maken, maar er zijn enkele verschillen. Deze zitten met name in stoffen die individueel of als som genormeerd zijn en er zijn enkele stoffen die alleen in voor waterbodems of juist alleen voor landbodems zijn genormeerd. Grond/bagger kan dus in zeldzame gevallen vrij toepasbaar op de waterbodem zijn en niet vrij toepasbaar op de drogebodem of omgekeerd.

[4] Gestandaardiseerde gehaltes zijn de gemeten gehaltes na bodemtypecorrectie voor organische stof en lutum.

bovenste 0,1 m van de landbodem. Voor een aantal stoffen kon geen betrouwbare P95 worden afgeleid, omdat er onvoldoende meetwaarden boven de rapportagegrens uitkomen. In die gevallen is de achtergrondwaarde gebaseerd op de rapportagegrens.

De belangrijkste verschuivingen van de huidige streefwaarden naar de nieuwe achtergrondwaarden zijn weergegeven in Tabel 3-1. De nieuwe achtergrondwaarden zijn voor sommige stoffen hoger, voor andere stoffen lager dan de huidige streefwaarden. Indien de AW is gebaseerd op de rapportagegrens, zijn zeer forse verhogingen te zien. De definitieve lijst met alle nieuwe normen is gepubliceerd in Bijlage B van de Regeling bodemkwaliteit. Alle relevante normen voor dit document zijn weergegeven in hoofdstuk 7.

Tabel 3-1: Belangrijkste verschillen tussen streef – en achtergrondwaarden (AW) voor frequent voorkomende stoffen in de waterbodem.

stof	eenheid	Streef-waarde	AW
kwik (Hg)	mg/kg	0.3	0.15
hexachloorbenzeen	µg/kg	0.05	8.5
chloorbenzenen (som)	µg/kg	30	2000
chloorfenolen (som)	µg/kg	10	200
aldrin	µg/kg	0.06	0.8
chloordaan	µg/kg	0.03	2
DDT/DDE/DDD	µg/kg	10	300
dieldrin	µg/kg	0.5	8
endrin	µg/kg	0.04	3.5
drins (som)	µg/kg	5	15
α-HCH	ug/kg	3	1
β-HCH	ug/kg	9	2
α-endosulfan	µg/kg	0.01	0.9
γ-HCH (lindaan)	µg/kg	0.05	3
heptachloorepoxide (som)	µg/kg	0.0002	2
som organotin verbindingen	µg/kg	1	150
minerale olie	mg/kg	50	190

3.3 Interventiewaarden waterbodem

De interventiewaarden vormen de bovengrens voor het toepassen van grond en bagger in het generieke beleid en de ondergrens van ernstige gevallen van bodemverontreiniging. De interventiewaarden kennen verschillende uitgangspunten:

- het aantal gevallen beneden de interventiewaarden waar onaanvaardbare risico's optreden (vals negatieven) moet minimaal zijn.
- het aantal gevallen waar na veel onderzoeksinspanning blijkt dat er geen onaanvaardbare risico's zijn (vals positieven) moet ook minimaal zijn.
- ze moeten onderscheid maken tussen de sterk verontreinigde locaties waar ingrepen mogelijk en milieuhygiënisch nuttig

zijn en diffuus verontreinigde gebieden waar sanering fysiek en financieel onhaalbaar is.

Bovenstaande punten vragen om milieuhygiënisch veilige, maar maatschappelijk haalbare normen.

3.3.1 De interventiewaarde als risicomaat

De huidige interventiewaarden gelden voor de landbodems en waterbodems. De afleiding van interventiewaarden is grotendeels op risico's gebaseerd. Er werd bepaald bij welk gehalte in de landbodem er ernstige ecologische (HC_{50}) of humane risico's (MTR_{humaan}) kunnen optreden. Dit leidde tot het vaststellen van 'ernstige bodemverontreinigingsconcentraties'. De interventiewaarde werd vervolgens beleidsmatig vastgesteld als de strengste van deze twee, waarbij in enkele gevallen maatschappelijke overwegingen geleid hebben tot een andere keuze dan de op risico's gebaseerde waarden.

In 2001 (Lijzen e.a., 2001) zijn voorstellen gedaan voor de interventiewaarden landbodems, maar ook voor sediment. De interventiewaarden voor landbodem zijn, meer dan daarvoor, gebaseerd op terrestrische toxiciteitsgegevens. Terrestrische gegevens zijn gebruikt voor alle metalen en voor 24 organische stoffen (Verbruggen e.a., 2001). Het toepassen van deze meer terrestrisch onderbouwde interventiewaarden voor waterbodem is, vanuit inhoudelijk perspectief, niet per definitie een verbetering.

Het alternatief is om de voorgestelde interventiewaarden voor sediment te gebruiken. Tabel 3-2 toont dat de interventiewaarden voor metalen in de waterbodem (kolom 'I wabo voorstel') veel hoger liggen dan voor de landbodem (kolom 'I-huidig'), variërend van een factor 6 tot 80. Het direct overnemen van deze (soepele) waterbodem-interventiewaarden is om twee redenen ongewenst:

1. Er wordt gebruik gemaakt van gemiddelde sediment-water partitiecoëfficienten (K_d's). Opgemerkt wordt, dat deze Kd's behoorlijk variëren tussen sedimenten. Voor een selectieve dataset, bijvoorbeeld alleen permanent natte waterbodems met gemiddelde organischestof- en lutumgehaltes, kan de variatie al een factor 10 bedragen. Als natte en droge, en zandige en slibbige sedimenten door elkaar worden gegooid kan de variabiliteit oplopen tot zeker een factor 1000.
2. De interventiewaarden waterbodems gelden ook voor de uiterwaarden. Een deel van de uiterwaarden staat zelden onder water en lijkt sterk op een droge bodem. In droge bodems kunnen metalen reeds bij lagere concentraties effecten veroorzaken.

Voor organische stoffen zijn interventiewaarden specifiek voor waterbodems over het algemeen iets strenger dan voor de landbodem. De verschillen zijn echter veel kleiner dan voor de metalen.

3.3.2 Interventiewaarden als norm voor ingrijpen

Met name in het rivierengebied ligt veel sediment boven de huidige interventiewaarde. Vanuit financieel oogpunt is het onmogelijk deze waterbodems te saneren. Teven blijkt vaak dat er geen- of beperkte actuele risico's zijn, door de lokale condities (zoals sorptie van de stoffen aan de sediment- en bodemdeeltjes). Het is dus belangrijk dat interventiewaarden zodanig selectief zijn dat de sterkst verontreinigde locaties (puntbronnen) worden aangepakt.

Om het onderscheid te kunnen maken tussen puntbronnen en gehaltes in diffuus verontreinigde gebieden, zijn de beschikbare gegevens over de mate van verontreiniging voor gestandaardiseerde klasse 3&4 monsters uit het rivierengebied (Maas en Rijn) verzameld. Per stof zijn uit deze gegevens P95-waarden afgeleid, waarmee een praktisch onderscheid tussen diffuus belaste gebieden en puntbronnen kon worden gemaakt. De resultaten zijn vermeld in de kolom 'P95 Maas/Rijn' van Tabel 3-2.

Tabel 3-2: Nieuwe interventiewaarden waterbodem voor metalen en de waarden waarop ze gebaseerd zijn (dikgedrukte waarden zijn de nieuwe waarden). I=internventiewaarde; Wabo=waterbodem.

Stof	eenheid	I-huidig (VROM, 2000)	I wabo voorstel (Lijzen e.a., 2001)	P95 Maas/Rijn (RWS-database)	I wabo nieuw
As	mg/kg	55	3300	**82**	85
Cd	mg/kg	12	820	**14**	14
Cr	mg/kg	**380**	17600	211	380
Cu	mg/kg	**190**	660	192	190
Hg	mg/kg	**10**	1500	5	10
Ni	mg/kg	**210**	2600	81	210
Pb	mg/kg	530	3210	**579**	580
Zn	mg/kg	720	6600	**1974**	2000

3.3.3 Voorstel voor nieuwe interventiewaarden waterbodem

- In paragraaf 3.3.1 is beschreven dat de in 2001 door het RIVM afgeleide voorstellen voor interventiewaarden voor zowel bodem als sediment niet de ideale oplossing vormen voor de nieuwe interventiewaarden waterbodem. Uiteindelijk is op hoofdlijnen gekozen voor handhaving van de huidige interventiewaarden (VROM, 2000).
- Vanuit de praktijk was er een noodzaak om voor enkele metalen meer ruimte te bieden (zie paragraaf 3.3.2). Indien de P95-waarde van een metaal in het rivierengebied hoger ligt dan de huidige interventiewaarde, wordt de interventiewaarde waterbodem verhoogd tot het niveau van de P95.
- Voorwaarde is dat verhoging van een interventiewaarde waterbodem alleen wordt toegestaan zolang de waarde beneden de voorgestelde interventiewaarde waterbodem (Lijzen e.a., 2001) blijft.

In de kolom 'I wabo nieuw' van Tabel 3-2 zijn de resulterende nieuwe interventiewaarden voor metalen in waterbodems weergegeven.
Concreet komt het er op neer dat de interventiewaarde voor vier stoffen wijzigt ten opzichte van de huidige interventiewaarden, namelijk: As, Cd, Pb en Zn.

Naast de wijzigingen voor metalen zijn er nog enkele andere wijzigingen:

- De indicatieve interventiewaarden zijn niet meer opgenomen in de Regeling Bodemkwaliteit.
- Voor MTBE is besloten de indicatieve interventiewaarde om te zetten in een definitieve interventiewaarde waterbodem. Deze is vastgesteld op dezelfde waarde als die nu voor landbodems wordt vastgesteld.
- Vanwege het ontbreken van een geschikte meetmethode zijn er geen Interventiewaarden waterbodem voor dihydroxybenzenen (catechol, resorcinol en hydrochinon) en voor maneb.
- Voor cyanide-complex is besloten om net als voor landbodems het onderscheid in de normwaarden voor de Interventiewaarden op basis van de pH te laten vervallen
- Voor asbest is de Interventiewaarde uit 2004 overgenomen als Interventiewaarde waterbodem.

Zowel de huidige als de nieuwe interventiewaarden waterbodem zijn opgenomen in hoofdstuk 7.

3.4 De maximale waarde klasse A

Voor de grens tussen klasse A en B (zie figuur 3) is als uitgangspunt gekozen voor een scheiding tussen recent, relatief schoon, materiaal en ouder, meer verontreinigd, materiaal. Deze grens wordt gevormd door het HVN Rijntakken (P95) berekend over de periode tussen 1996 en 2005 (CSO, 2005). Dit HVN is gebaseerd op de bij Lobith gemeten gehaltes in zwevend stof omgerekend naar standaardbodem.

De P95 HVN Rijntakken is het uitgangspunt geweest voor de maximale klasse A, maar om verschillende redenen zijn normen uiteindelijk hoger geworden dan het HVN:

- Voor vijf stoffen, As, Cd, Cr, minerale olie en TBT, is de grens tussen klasse A en B niet gebaseerd op het HVN maar gelijkgesteld aan de norm voor verspreiden in zout water (ZBT). Dit heeft te maken met de consistentie in de normen voor verspreiden in oppervlaktewater. Meer informatie hierover is te vinden in hoofdstuk 5.
- Er zijn 3 extra stoffen genormeerd die in het stoffenpakket voor landbodem en regionale wateren zijn opgenomen: Ba, Co en Mo. De maximale waarde klasse A is gebaseerd op een database voor regionale wateren. Dit is uitgewerkt in paragraaf 4.2.4.

- Zes normen zijn opgehoogd, omdat de Achtergrondwaarde hoger is dan de P95 HVN: som DDD/DDE/DDT, endrin, dieldrin, som drins, γ-HCH en som HCH.

Tabel 3-3 toont de vetgedrukt de maximale waarde klasse A. Daarnaast zijn in Tabel 3-3 vermeld: de toetsingswaarde (huidige bovengrens klasse 2), de ZBT-normen en de $MTR_{sediment}$ en MTR_{bodem}. Dit kan inzicht geven in de verhouding tussen het HVN en de tot heden gehanteerde regels en milieuhygiënische risico's. De maximale waarde klasse A ligt veelal onder of dichtbij de toetsingswaarde. HCB is de grote uitzondering daarop. De meeste maximale waarden klasse A liggen ook onder of dichtbij het MTR. De maximale waarde klasse A ligt hoger dan het MTR-sediment voor: HCB, PCB's, heptachloor, heptachloorepoxide en TBT.

Tenslotte is gesteld dat voor niet genormeerde stoffen de achtergrondwaarde geldt. Er is verondersteld dat extra stoffen alleen gemeten worden als er aanleiding voor is. In dat geval is het onwenselijk dat verhoogde waarden verspreid worden.

Figuur 3-3: Een voorbeeld van toepassen op bodem onder oppervlaktewater: grondverzet in de uiterwaarden (foto: RWS-Waterdienst)

Tabel 3-3: Maximale waarde klasse A (vetgedrukt) en enkele normen ter vergelijking.

Stoffen	Eenheid	toetsings-waarde	HVN Rijn P95	ZBT (Zoute BaggerToets)	**Maximale waarde klasse A**	MTR Sediment	MTR Bodem
Cd	mg/kg	7,5	2,7	4	**4**	12	1,6
Hg	mg/kg	1,6	1,2	1,2	**1,2**	10	2,2
Cu	mg/kg	90	96	60	**96**	73	40
Ni	mg/kg	45	50	45	**50**	44	38
Pb	mg/kg	530	138	110	**138**	530	140
Zn	mg/kg	720	563	365	**563**	620	160
Cr	mg/kg	380	94	120	**120**	380	100
As	mg/kg	55	24	29	**29**	55	34
Ba	mg/kg				**395**	300	165
Co	mg/kg				**25**	19	33
Mo	mg/kg				**5**	200	254
Som 10 PAK	mg/kg	10	9	8	**9**	34	31
Pentachloorbenzeen	µg/kg	300	7		**7**	100	120
Hexachloorbenzeen	µg/kg	20	44	20	**44**	5	28
Som DDD/DDE/DDT	µg/kg	40	27	20	**300**		
Pentachloorfenol	µg/kg	5000	16		**16**	300	200
Minerale olie	mg/kg	3000	815	1250	**1250**		
PCB28	µg/kg	30	14		**14**	4	
PCB52	µg/kg	30	15		**15**	4	
PCB101	µg/kg	30	23		**23**	4	
PCB118	µg/kg	30	16		**16**	4	
PCB138	µg/kg	30	27		**27**	4	
PCB153	µg/kg	30	33		**33**	4	
PCB180	µg/kg	30	18		**18**	4	
Som 7 PCB	µg/kg	200	139	100	**139**		
Aldrin	µg/kg		1,3		**1,3**	6	50
Dieldrin	µg/kg		1,4		**8**	450	50
Endrin	µg/kg	40	2,5		**3,5**	4	2,9
Drins (som aldrin dieldrin endrin isodrin)	µg/kg		4		**15**		
α-endosulfan	µg/kg		2,1		**2,1**	1	50
α -HCH	µg/kg	20	1,2		**1,2**	290	220
β-HCH	µg/kg	20	6,5		**6,5**	920	92
γ-HCH (lindaan)	µg/kg	20	1,8		**3**	230	5
HCH-verbindingen (som α t/m δ)	µg/kg		8,3		**10**		
Heptachloor	µg/kg		4		**4**	0,7	0,7
Heptachloorepoxide	µg/kg	20	4		**4**	0.002	0,7
Hexachloorbutadieen	µg/kg	20	7,5		**7,5**		
Tributyltin	µg Sn/kg			250	**250**	10	1,9

4 Verspreiden op het aangrenzende perceel

Dit onderdeel vervangt de huidige regelgeving voor het verspreiden van bagger op de kant (was toegestaan voor de klassen 0,1 en 2). In het Besluit Bodemkwaliteit is vastgelegd dat de maximale breedte van 20 meter vanaf de sloot wordt vervangen door het hele aangrenzende perceel. Het verspreiden van baggerspecie blijft onafhankelijk van de kwaliteit van de ontvangende landbodem.
De nieuwe regeling geeft aan welke kwaliteit bagger verspreid mag worden op het aangrenzende perceel. Verspreiden op het aangrenzende perceel is direct gekoppeld aan de ontvangstplicht (Waterstaatswet 1900, artikel 11, lid 1). In gebieden waar een ontvangstplicht geldt (vastgelegd in de waterschapskeur), bepaalt de waterbeheerder of hij gebruik maakt van de ontvangstplicht. Vanwege de ontvangstplicht is besloten dat voor deze optie geen lokale maximale waarden gesteld mogen worden, in andere woorden: gebiedsspecifiek verspreiden op het aangrenzende perceel is onmogelijk.

Figuur 4-1: verspreiden op het aangrenzend perceel (foto: Waterschap Rivierenland).

4.1 Randvoorwaarden en uitgangspunten

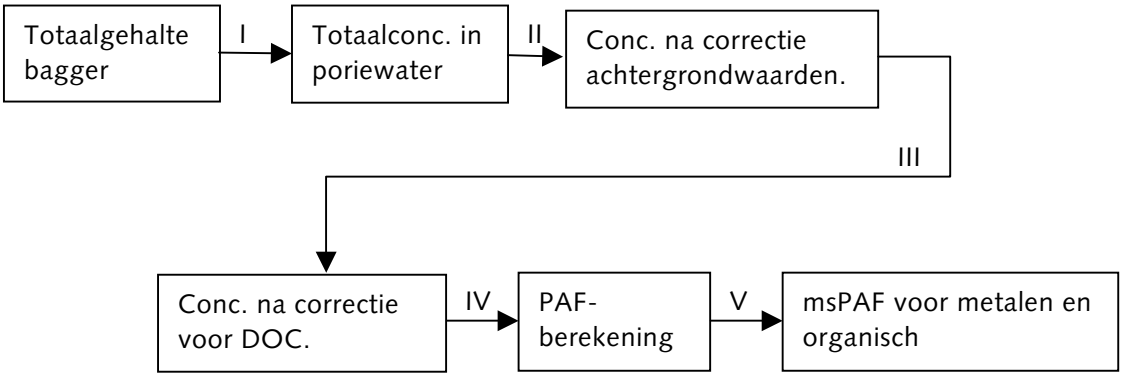
Voor het vervangen van de toetsingswaarde waren de volgende beleidsmatige randvoorwaarden geformuleerd:

- De onderbouwing van het verspreidingsbeleid moet meer op risico's gebaseerd zijn dan nu.
- Landelijk dient tenminste evenveel verspreiding plaats te kunnen vinden als onder het bestaande beleid. Vóór invoering van het nieuwe beleid moeten de consequenties voor de verspreidbare hoeveelheid bagger zijn ingeschat.
- Voor verspreiden op het aangrenzende perceel vindt geen kwaliteitsmeting in de ontvangende bodem plaats.

- De generieke regeling geldt niet in de omgeving van puntbronnen.
- Oestrogenen, nutriënten en geneesmiddelen worden niet opgenomen in het nieuwe toetsingskader.
- Er moet rekening worden gehouden met processen die van belang zijn bij het op land brengen van bagger, bijvoorbeeld afbraak van verontreinigingen.
- In principe zijn alle (meet)methodieken mogelijk, maar het 'generieke kader' moeten uitvoerbaar zijn voor regionale beheerders.
- Afhankelijk van de gekozen systematiek wordt een implementatietraject afgesproken.

4.2 Toelichting gekozen methodiek

Figuur 4-2 geeft een overzicht van de gekozen methodiek. De methodiek is gebaseerd op het kwantificeren van lokaal te verwachten ecologische risiconiveaus na verspreiding. De onderbouwing daarvan is samengevat in een serie rapporten (Posthuma e.a., 2006; Van Noort e.a., 2006). Deze onderbouwing is gebaseerd op het feit dat risico's sterk bepaald worden door de combinatie van het mengsel (de stoffen en hun concentraties, alsmede hun gedrag in het systeem), de bodem (en de sorptie-eigenschappen daarvan) en de voorkomende soorten.



Figuur 4-2: schematisch uitwerking van voorkeursvariant. PAF=Potentieel Aangetaste Fractie. ms=meer-stoffen.

In de volgende paragrafen worden de stappen I t/m V uit figuur 4 beschreven.

4.2.1 Berekening totaalconcentratie in poriewater (I)

Evenals nu wordt de totaalgehalte in de bagger gemeten. De geselecteerde stoffen zijn aangekruist in de tabel van hoofdstuk 7 in de kolom Maximale waarden voor verspreiden over aangrenzend perceel. Voor PAK wordt 80% van het gemeten gehalte ingevoerd, vanwege een geschatte afbraak van 20% uitgaande van afbraak tijdens het eerste jaar. Het afbraakpercentage is aan de voorzichtige kant, maar daar staat tegenover dat geen afbraak is verondersteld van de organische stof in de bagger.

Stap I in Figuur 4-2 toont dat het totaalgehalte wordt omgerekend naar de totale concentratie in poriewater. Deze totale poriewaterconcentratie wordt berekend volgens Vergelijking 1.

Vergelijking 1

$C_{poriewater} = C_{totaal\ in\ sediment} / K_d$

Voor de meeste stoffen is de K_d een waarde die alleen beïnvloed wordt door het gehalte organische stof in de bagger. Voor vijf veel voorkomende metalen wordt de K_d berekend volgens een transferfunctie (Vergelijking 2). In de transferfunctie wordt de gemeten waarde voor organische stof (OS) en lutum in baggerspecie ingevoerd. Voor de pH is gekozen om de waarde vast te zetten op 5,5. Het tekstkader op de volgende pagina licht toe waarom, terwijl Bijlage 1 meer details geeft over stap I.

Vergelijking 2

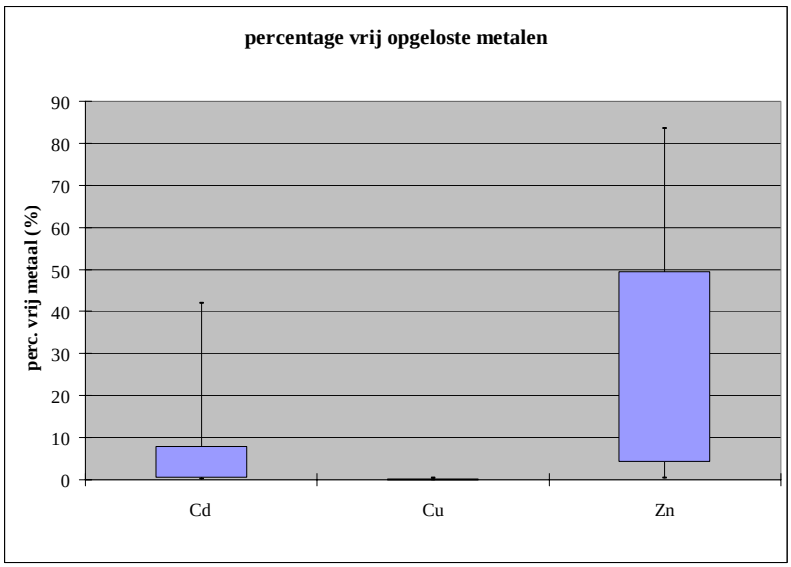
$\log K_{d,i} = e_i + f_i * pH_j + g_i * \log(\%OS_j) + h_i * \log(\%lutum_j)$

4.2.2 Alleen metalen: correctie voor de achtergrondwaarde (II)

Beleidsmatig is het gebruikelijk om effecten van metalen te berekenen ten opzichte van de achtergrondwaarde. Stap II zorgt ervoor dat op achtergrondwaardeniveau de PAF voor metalen 0% bedraagt. Dit wordt gedaan door poriewaterconcentratie uit stap I te verminderen met dat gedeelte dat 'hoort bij' de achtergrondwaarde.

4.2.3 Alleen voor Cu, Zn en Cd: DOC-correctie (III)

In stap I en II is de totaalconcentratie in het poriewater bepaald, maar poriewater bevat ook opgeloste organische koolstof (dissolved organic carbon; DOC) waaraan metalen kunnen binden. De aquatische testen worden uitgevoerd in 'schoon' water. Hoewel nog in discussie, is er wel consensus over het feit dat DOC-gebonden metalen minder effect veroorzaken dan vrij opgeloste metalen. De gekozen aanpak zou leiden tot een overschatting van de risico's. Daarom is voor de belangrijkste metalen berekend in hoeverre de concentratie in het poriewater is gebonden aan DOC en hoeveel er 'vrij opgelost' is. Figuur 4-3 geeft weer hoe groot die fractie vrij opgeloste metalen is voor Cd, Cu en Zn.



Figuur 4-3: Berekende percentages vrij opgeloste metalen (Cd, Cu en Zn) in het poriewater (bovenkant staafjes = P95 van de verzameling meetgegevens, bovenkant box = P75, onderkant box = P25, onderkant staafjes = P5).

Deze getallen zijn berekend in een representatieve set Nederlandse landbodems. Een gedetailleerdere beschrijving is gegeven in Bijlage 4. Deze bijlage is gebaseerd op een briefrapport van Alterra (Bonten en De Vries, 2006). Figuur 4-3 laat zien dat Cu voor het overgrote deel gebonden is (maximaal 2% is opgelost). Cd is al meer in opgeloste vorm aanwezig (P95 42%) en voor Zn loopt het opgeloste percentage op tot 84% (P95).

De DOC-correctie (pijl III, Figuur 4-2) wordt als volgt uitgevoerd: Het percentage vrij opgelost metaal is gebaseerd op de P50. De vrij opgeloste concentratie wordt beschikbaar verondersteld, maar ook de DOC-gebonden fractie wordt voor 25%[5] beschikbaar geacht. Dit levert correctiefactoren op zoals gepresenteerd in Tabel 4-1.

Tabel 4-1: Correctiefactoren voor DOC voor Cd, Cu en Zn o.b.v. P50.

Stof	Fractie vrij (%)	Fractie Me-DOC (%)	Correctiefactor in model
Cd	1,8	98,2	0,26
Cu	0,007	100	0,25
Zn	25,6	74,4	0,44

[5] 25% is gebaseerd op het feit dat DOC-gebonden metalen kunnen zorgen voor snelle nalevering en dus toch bijdragen aan verhoging van effecten. Uit metingen blijkt bovendien dat de fractie vrij koper hoger kan zijn dan 3% (pers.med. J. Vink, RWS-Waterdienst/Deltares).

4.2.4 Berekening ecologische effecten (IV en V)

In deze paragraaf wordt de aanpak van stappen IV en V uit figuur 4-2 op hoofdlijnen toegelicht. Directe ecologisch risico's worden berekend volgens de msPAF-methode. De msPAF is gedefinieerd als een parameter die aangeeft welke (chronische) toxische druk een mengsel van stoffen in een water-, bodem- of sedimentsysteem heeft. De toxische druk varieert tussen de 0 en 100%, en duidt aan welke fractie van de geteste soorten er in het gegeven systeem nadelige effecten zou ondervinden van de aanwezige mengsels, onder de lokale condities. Eerst wordt de potentieel aangetaste fractie (PAF) per stof bepaald en vervolgens worden individuele PAF's volgens een geaccepteerde methode opgeteld tot een meer soorten PAF (msPAF). Details zijn beschreven in Bijlage 1.

Bij de bepaling van de toxische druk (msPAF) zijn de volgende keuzes gemaakt:

1. De ecologische effecten worden berekend met aquatische organismen, terwijl het gaat om bagger die in een terrestrisch milieu komt. In de eerste rekenstap (van totaalgehalte naar poriewater) kan voor metalen ook de pH van de bodem verdisconteerd worden. De pH speelt een belangrijke rol in de beschikbaarheid van metalen. Het berekenen van de msPAF in poriewater moet op basis van aquatische testen worden uitgevoerd. Nadeel zou kunnen zijn dat aquatische organismen niet voorkomen in de bodem, maar tot nu toe is geen duidelijk verschil in gevoeligheid aangetoond tussen aquatische en terrestrische organismen als de blootstelling wordt bepaald door de route via (porie)water.
2. De soortgevoeligheidsverdelingen zijn gebaseerd chronische effecten (NOEC: No Observed Effect Concentrations). Dit is tot nu de meest gebruikelijke maat die gehanteerd wordt. In een aantal gevallen is, bij gebrek aan NOEC's, gebruik gemaakt van acute effectconcentraties, die door 10 gedeeld zijn.
3. Er is rekening gehouden met achtergrondwaarden zoals vermeld in de Regeling Bodemkwaliteit.
4. Er is gebruik gemaakt van de RIVM e-tox database (E-toxBase, 2006). Dit is een uitgebreide database met gegevens voor zeer veel stoffen. Deze data zijn niet diepgaand gescreend op kwaliteit, maar zijn wel op statistische gronden getoetst op plausibiliteit.
5. Voor het berekenen van de msPAF wordt zoveel mogelijk aangesloten bij reguliere meetpakketten (8 metalen, PAK, PCB, minerale olie, organochloorbestrijdingsmiddelen, chloorbenzenen, pentachloorfenol). Het bleek niet mogelijk om minerale olie in de msPAF op te nemen, omdat het huidige mengsel (C10-40) een grote diversiteit in toxiciteit kan veroorzaken. Vooralsnog wordt de huidige toetsingswaarde (3000 mg/kg) gehandhaafd. Verder is in januari 2007 bekend geworden dat er drie nieuwe stoffen in het stoffenpakket worden opgenomen (Ba, Co, Mo). Omdat

de toxische druk van deze stoffen niet eenvoudig kon worden vastgesteld worden deze stoffen voorlopig individueel genormeerd (mg/kg): Ba: 395, Co: 25, Mo: 5). Deze getallen zijn de P95 van een database afkomstig van een beperkt aantal waterschappen (Lamé e.a., 2007).

6. Uit de berekeningen blijkt dat de metalen de grootste bijdrage leveren aan de msPAF, en in het bijzonder Cu en Zn. De berekende PAF's voor organische verontreinigingen zijn, ook bij behoorlijk hoge gehaltes, vaak laag. Hun bijdrage aan de msPAF is gering. Ze mogen in de praktijk verspreid worden tot het niveau van interventiewaarde landbodem. Op zich is het terecht dat stoffen die weinig effecten veroorzaken niet streng genormeerd worden. Er zijn echter drie redenen die enige voorzichtigheid vragen:
   a. Binnen het Besluit bodemkwaliteit is stand still een uitgangspunt. De ruimte die vanwege de relatief lagere toxische druk gegeven zou worden aan organische verontreinigen kan dit niet waarborgen.
   b. Het aantal beschikbare gegevens voor organische verontreinigingen is niet altijd even groot. Dat maakt de betrouwbaarheid kleiner en vraagt om enige voorzichtigheid.
   c. Slechts een klein aantal organische contaminanten wordt gemeten, terwijl er talloze verbindingen bestaan die mede verantwoordelijk kunnen zijn voor effecten.

Het bovenstaande leidde tot het besluit om niet een $msPAF_{totaal}$ te gebruiken, maar een aparte msPAF voor metalen en een msPAF voor organische verbindingen.

Vanwege het uitgangspunt dat in het nieuwe beleid minimaal dezelfde hoeveelheid baggerspecie verspreid mag worden, werd een representatief bestand van baggerspecie-kwaliteitsgegevens doorgerekend en werd daarvoor de verspreidbaarheid onder het oude klassensysteem, alsmede onder een op toxische druk gebaseerd systeem berekend. Hierna kon in het laatste systeem een 'knip' gelegd worden bij die waarden van de toxische druk die zouden leiden tot vergelijkbare verspreidbaarheid. Daarbij bleek, dat baggerspecie getoetst zou moeten worden aan $msPAF_{metalen} < 50\%$ en aan $msPAF_{organisch} < 20\%$ om tot een vergelijkbare verspreidbare fractie te komen. Meer details over deze berekeningen zijn beschreven in paragraaf 4.3

4.2.5 controle op doorvergiftiging, humane risico's en landbouweffecten

Doorvergiftiging en landbouwrisico's
Sommige stoffen veroorzaken niet zo snel directe ecologische effecten, maar hopen zich op in de voedselketen. Dat geldt zowel voor het ecologische risicospoor als voor landbouwgewassen. Voor de landbouw heeft de LandbouwAdviesCommissie de zogenaamde LAC-signaalwaarden vastgesteld met het oog op de wettelijke kwaliteitseisen voor land-

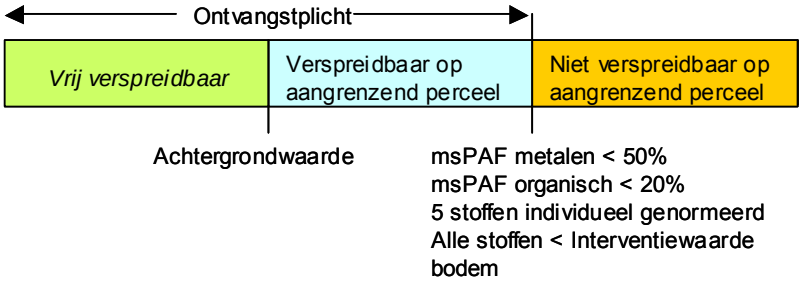
en tuinbouwproducten en van diervoeder. De msPAF-methodiek bleek in vergelijking van met de LAC-waarden voor Cd onvoldoende bescherming te bieden. Daarom wordt voor Cd, naast de msPAF-norm, ook de oude toetsingswaarde gehandhaafd: 7,5 mg/kg. Deze waarde ligt hoger dan de LAC-waarden (Römkens e.a., 2007). Vooralsnog is echter vastgehouden aan de bestaande toetsingswaarde, omdat de effecten van verdere verlaging van de Cd-norm op de hoeveelheid verspreidbare baggerspecie niet duidelijk waren.

Humane risico's
Humane risico's worden berekend met het model CSOIL. CSOIL is een model dat de blootstelling van de mens per individuele stof op basis van verschillende blootstellingsroutes (voedselinname en grondinname zijn de belangrijkste) kan berekenen. In hoeverre alle blootstellingsroutes meetellen hangt af van het gekozen scenario (wonen met moestuin, wonen met tuin, natuur, maatschappelijk, groenvoorziening). Uitgangspunt is dat er een levenslange blootstelling moet kunnen plaatsvinden. De berekende blootstelling wordt getoetst aan het kritische niveau, dat wil zeggen het MTR_{humaan}, of voor carcinogene stoffen aan het verwaarloosbaar risiconiveau (VR). Voor de beoordeling van de verspreidbaarheid op het aangrenzende perceel is gerekend met het gevoeligste scenario: wonen met moestuin. Ook deze beoordeling is grotendeels beschreven door Posthuma e.a. (2006) en Van Noort e.a. (2006)

Uit de in dit project uitgevoerde berekeningen blijkt dat alleen voor Pb humane risico's kunnen ontstaan, maar over de normering van lood bestaat nog volop discussie. Voorlopig wordt voor Pb geen aanvullende norm voorgesteld.
PCB's kunnen in de waterbodem wel zorgen voor humane risico's (via visconsumptie), maar op het land spelen deze stoffen een minder prominente rol.

4.2.6 Toetsing aan de normen
Alle normen die in de voorgaande paragrafen zijn genoemd, leiden tot onderstaande toetsingsregels (schematisch weergegeven in Figuur 4-4):

- Er wordt getoetst of de bagger boven de interventiewaarde landbodem ligt (dan mag het niet verspreid worden).
- Daarna wordt getoetst aan de $msPAF_{metalen} < 50\%$ en de $msPAF_{organisch} < 20\%$.
- Voor minerale olie wordt aanvullend getoetst op de huidige toetsingswaarde: 3000 mg/kg (olie is geen onderdeel van de msPAF-berekening).
- Voor Cd wordt aanvullend getoetst aan de norm van 7,5 mg/kg.
- Er wordt ook getoetst op individuele normen voor de nieuwe stoffen in het stoffenpakket: Ba: 395, Co: 25, Mo: 5 (allen in mg/kg).



Figuur 4-4: De nieuwe normen voor verspreiden op het aangrenzend perceel.

4.3 Effecten op de baggeropgave

Om het effect op de baggeropgave te schatten is gebruik gemaakt van een database met waterbodemgegevens. Omdat de bestaande database verouderd was, is binnen dit project een update gemaakt. Voor deze exercitie zijn uitsluitend de bestanden gebruikt die betrekking hadden op regionale wateren. Na bewerking van de gegevens bleven er 12.287 waterbodemmonsters over om mee te rekenen in het model (zie Tabel 4-2). Daarvan vallen 10.032 meetpunten in de klasse 0-2. Er is aangenomen dat het verspreidbare volume gelijk blijft indien ook met de nieuwe normen 10.032 meetpunten verspreid kunnen worden.

Tabel 4-2: Verdeling meetpunten in database over baggerklassen

klasse	Aantal meetpunten	Aandeel (%)
0	2961	24
1	2360	19
2	4711	38
3	1284	10
4	831	7
4+	140	1
Totaal	12287	99

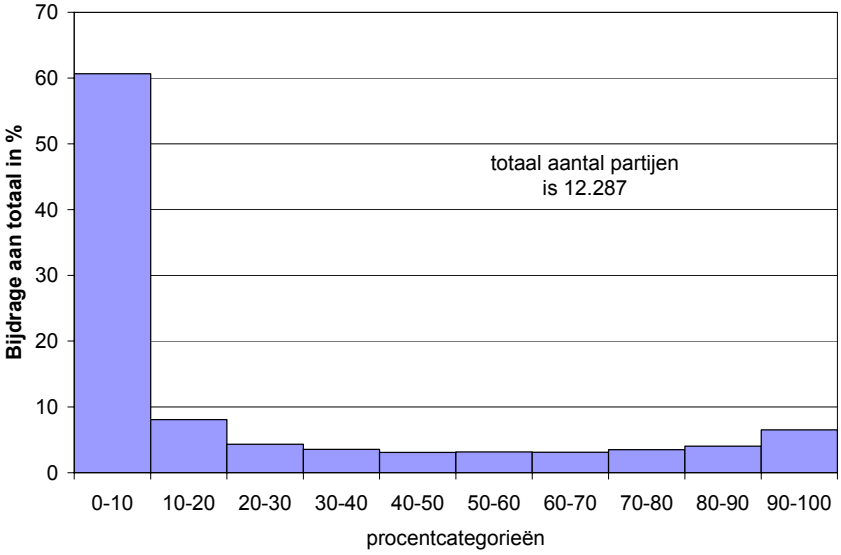
De uitkomsten van de achtereenvolgende toetsstappen van de nieuwe beoordeling worden uitgelegd in de volgende paragrafen.

4.3.1 Toetsen op interventiewaarden

Ten tijde van de berekening was er nog onvoldoende duidelijkheid over de nieuwe interventiewaarden. Deze stap is uitgevoerd met de huidige interventiewaarden. Hierbij is dus aangenomen dat de nieuwe interventiewaarden voor droge bodem netto geen groot verschil geven in het aantal klasse 4 monsters. Van de 12287 meetpunten baggerspecie in Tabel 4-2 vallen er 11.316 onder de gehanteerde interventiewaarde (klasse 0 t/m 3).

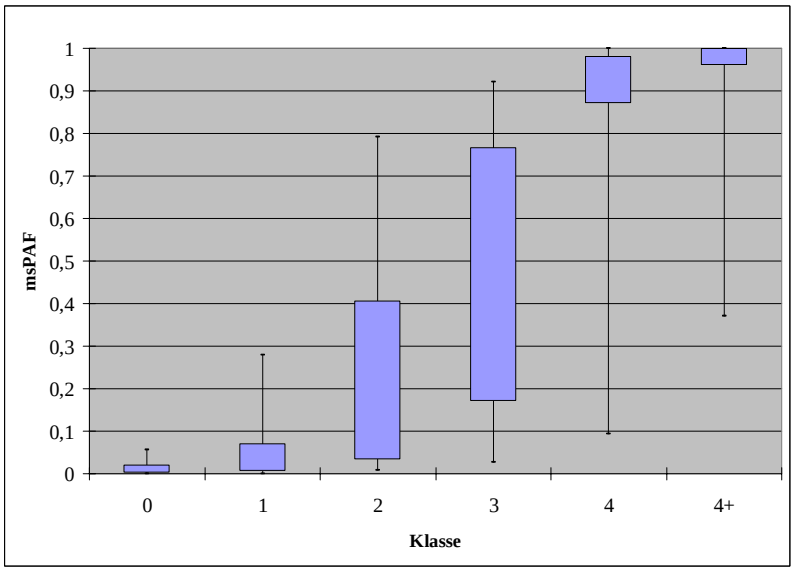
4.3.2 Resultaten ecologische risicobeoordeling

Het model berekent de directe ecologische risico's per stof en voor het gehele mengsel van stoffen, in de vorm van toxische druk (msPAF). Figuur 4-5 toont de msPAF van alle meetpunten in de database (klasse 0 t/m 4). Veruit de meeste monsters blijken op een msPAF tussen de 0 en 10% uit te komen.



Figuur 4-5: msPAF frequentieverdeling van alle monsters.

In Figuur 4-6 is de spreiding in msPAF bij pH 5.5 weergegeven per klasse. De staafjes in de boxplots geven het 5e en 95e percentiel van de resultaten weer, de box geeft de bandbreedte tussen het 25e en 75e percentiel van de resultaten. De grootte van de staaf zegt alleen iets over de spreiding en niet over de hoeveelheid monsters. Het totaal aantal klasse 2 monsters is bijvoorbeeld veel groter dan het aantal klasse 3 monsters (zie Tabel 4-2).



Figuur 4-6: Spreiding ecologische risico's bij een landbodem-pH van 5.5 (bovenkant staafjes = P95 van de gebruikte

meetgegevens per klasse, bovenkant box = P75, onderkant box = P25, onderkant staafjes = P5).

In Figuur 4-6 is te zien dat de aantasting toeneemt bij hogere klassen, maar dat vooral in de klassen 2 en 3 grote variatie in msPAF optreedt. Aangenomen dat de msPAF als parameter gevalideerd is, is dit is een onderbouwing van de stelling dat er een betere risico-onderbouwing mogelijk is dan die van het huidige klassenstelsel. Over de validiteit van de msPAF als maat voor ecologische risico's zijn diverse studies verschenen. Daaruit blijkt dat de msPAF gerelateerd is aan effecten op de biologische diversiteit (onder meer Posthuma en De Zwart, 2006).

4.3.3 Resultaten toetsing op msPAF

Van de 12.287 meetpunten blijven na toetsing aan de $msPAF_{metalen}$<50% 10.353 meetpunten over die aan dat criterium voldoen. Vervolgens blijven na toetsing aan de $msPAF_{organisch}$<20% nog 10.095 meetpunten over.

4.3.4 Resultaten toetsing op individuele stoffen

Na toetsing op de norm voor olie (< 3000 mg/kg) blijven 10.093 meetpunten over. Na toetsing op additionele norm voor Cd (<7,5mg/kg) blijven 10.084 meetpunten over. Dat is 52 meetpunten meer dan de 10.032 verspreidbare meetpunten in de oude klassenindeling.
Het effect van de toetsing op de overige individuele stoffen (Ba, Co, Mo) is niet te voorspellen, omdat deze stoffen nauwelijks in deze database vertegenwoordigd zijn.

4.3.5 Resultaat

Het resultaat is dat er 10.084 van de 12.287 meetpunten verspreid kunnen worden, waarbij het effect van de nieuwe stoffen onbekend is. Een verdere beperking van de verspreidbaarheid door aanvullend te toetsen aan de normen voor nieuwe stoffen is niet te verwachten omdat verontreinigingen vaak gezamenlijk vóórkomen. Met andere woorden: indien een partij niet verspreidbaar zou zijn vanwege de nieuwe stoffen, dan zou die partij waarschijnlijk ook al afgekeurd zijn volgens de overige criteria.

Bij de resultaten moet worden aangetekend worden dat de database weliswaar groot is, maar dat er rekening gehouden moet worden met het feit dat de database niet volledig landsdekkend is. Ook is er geen centrale controle uitgevoerd op de representativiteit van de databases die door waterschappen zijn aangeleverd. Het is daarom aan te raden om te monitoren of de doelstelling (gelijke verspreidbaarheid) inderdaad gehaald wordt. Dit kan eenvoudig door alle nieuwe partijen baggerspecie gedurende een bepaalde periode te toetsen volgens het oude en nieuwe stelsel.

Figuur 4-7: Bagger die verspreid is op het aangrenzend perceel (foto: Waterschap Rivierenland).

5 Verspreiden in zoet water

5.1 Randvoorwaarden en uitgangspunten

De term 'verspreiden in zoet water' omvat het terugbrengen van sediment in een dynamisch (stromend) systeem vanwege onderhoudsredenen. In de praktijk vindt verspreiden in zoet water met name plaats in de grote rivieren. Hier wordt bijna continu gebaggerd op plaatsen die snel dichtslibben. Dit verse sediment wordt teruggebracht in de rivier. Hoewel in aangegeven vakken moet worden verspreid is er zoveel dynamiek dat de kwaliteit van de ontvangende bodem niet relevant is. Verder wordt er een enkele keer in plassen en meren verspreid. Dit betreft voornamelijk gebiedseigen bagger. Het verondiepen van meren/putten past in het nieuwe beleid beter onder (grootschalig) toepassen.

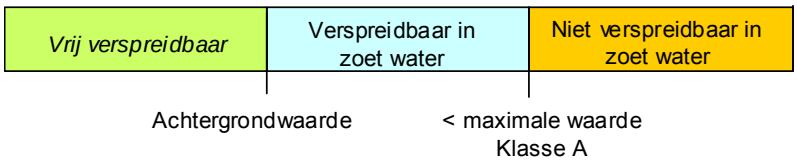
Tot nu toe bepaalde de toetsingwaarde of bagger wel of niet verspreid mocht worden in zoet water. De belangrijkste beleidsmatige overweging in het nieuwe beleid is het stand still-beginsel.

Figuur 5-1: verspreiden op de Waal (foto: RWS Oost-Nederland).

5.2 Gekozen methodiek

Stand still voor verspreiden in zoet water dient niet zo zeer ten opzichte van de bodemkwaliteit ter plaatse, maar ten opzichte van het zwevende stof getoetst te worden. In dat kader is het logisch dat sediment met verontreinigingen tot het herverontreinigingsniveau (HVN) in het systeem teruggebracht

mag worden. Dit komt overeen met de keuze voor de maximale waarde klasse A. De details zijn te vinden in paragraaf 3.4.



Figuur 5-2: De nieuwe normen voor verspreiden in zoet water in het generieke kader (reg.wabo=waterbodemdatabase regionale wateren).

De keuze van HVN Rijntakken resulteert voor de meeste stoffen in een aanscherping van de huidige normen (toetsingswaarden). Hexachloorbenzeen is de enige stof die substantieel soepeler wordt genormeerd (van 20 naar 44 µg/kg). Tabel 3-3 (paragraaf 3.4) toont alle maximale waarden voor verspreiden in zoet water.

5.3 Effecten op de baggeropgave

Uitgaande van de cijfers van de MKBA Waterbodems (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2004) wordt jaarlijks 0,8 miljoen m^3 baggerspecie verspreid in zoet water. Dit betreft voor het overgrote deel (95%) RWS Oost-Nederland. Dit beeld wordt bevestigd door de PMT-enquête (Programmering en Monitoring Tienjarenscenario) in 2005.

Het materiaal dat wordt verspreid is doorgaans schoon. De verwachting is dat de nieuwe normen weinig effect zullen hebben op de huidige praktijk. Er is echter geen detailleerde berekening gemaakt in hoeverre de huidige bagger die verspreid wordt in zoet water ook daadwerkelijk voldoet aan de nieuwe normen.

6 Verspreiden van bagger in zout water (ZBT)

De 'Zoute-Bagger-Toets' (ZBT) zal als opvolger van de Chemie-Toxiciteitstoets (CTT) worden ingevoerd voor de beoordeling van de verspreidbaarheid van baggerspecie in het mariene milieu. De belangrijkste verandering is dat er geen verplichting meer is om bioassays uit te voeren. De stof TBT, net als de bioassays geïntroduceerd in de CTT, blijft wel onderdeel uitmaken van de ZBT. De norm voor TBT in de Waddenzee en de Zeeuwse Delta is 250 µg Sn/kg d.s, aan de Noordzeekust geldt een norm van 115 µg Sn/kg d.s.

Tabel 6-1 toont de normen voor het verspreiden in zout water. Voor de toetsing aan de maximale waarde voor verspreiden in zout water wordt geen bodemtypecorrectie toegepast. Bij de toetsing aan de waarden in Tabel 6-1 mogen de gehalten van ten hoogste twee gemeten stoffen 50 % hoger zijn dan de maximale waarden voor verspreiden in zout water. Prioritaire stoffen en PCB's zijn uitgezonderd van deze mogelijkheid.

Tabel 6-1: Normen voor verspreiden van baggerspecie in zout water.

Stof	Norm (mg/kg)	Prior. Stof KRW
As	29	
Cd	4	Ja
Cr	120	
Cu	60	
Hg	1,2	Ja
Pb	110	Ja
Ni	45	Ja
Zn	365	
PAK (som 10)	8	Ja
HCB	0,02	Ja
PCB (som 7)	0,1	*
Som DDD, DDE, DDT	0,02	Ja
TBT (Wadden, Zeeuwse Delta)	250µg Sn/kg ds	Ja
TBT (Noordzeekust)	115 µg Sn/kg ds	Ja
Minerale olie	1250	

* Geen prioritaire stof, maar PCB's zijn uitgezonderd van de regel voor 50% verhoging.

7 Tabel oude en nieuwe normen waterbodems

Nieuwe en oude normwaarden voor toepassen van grond en baggerspecie in oppervlaktewater en voor de bodem onder oppervlaktewater waarop grond of baggerspecie wordt toegepast (waarden voor een standaardbodem, in mg/kg ds)

	Oude normen			Nieuwe normen				
	Streef-waarden	Toetsings-waarden	Interventie-waarden	Achtergrond-waarden	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zoet oppervlaktewater (2)	Interventiewaarden bodem onder oppervlaktewater	Maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie over aangrenzend perceel (9)	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zout oppervlakte-water (4)
					Maximale waarden kwaliteitsklasse A (2)	Maximale waarden kwaliteitsklasse B		
Stof (1)				**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**
1. Metalen								
antimoon (Sb)	3		15	4,0 (*)		15		
arseen (As)	29	55	55	20	29	85	X	29 (@)
barium (Ba)	160		625	190	395	625	395	
cadmium (Cd)	0,8	7,5	12	0,60	4	14	X en 7,5	4
chroom (Cr)	100	380	380	55	120	380	X	120 (@)
kobalt (Co)	9		240	15	25	240	25	
koper (Cu)	36	90	190	40	96	190	X	60 (@)
kwik (Hg)	0,3	1,6	10	0,15	1,2	10	X	1,2
lood (Pb)	85	530	530	50	138	580	X	110
molybdeen (Mo)	3		200	1,5 (*)	5	200	5	
nikkel (Ni)	35	45	210	35	50	210	X	45
tin (Sn)			900 (i)	6,5				
vanadium (V)	42		250 (i)	80				
zink (Zn)	140	720	720	140	563	2000	X	365 (@)
2. Overige anorganische stoffen								
chloride (5)								

	Oude normen			Nieuwe normen				
	Streef-waarden	Toetsings-waarden	Interventie-waarden	Achtergrond-waarden	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zoet oppervlaktewater (2)	Interventiewaarden bodem onder oppervlaktewater	Maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie over aangrenzend perceel (9)	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zout oppervlakte-water (4)
					Maximale waarden kwaliteitsklasse A (2)	Maximale waarden kwaliteitsklasse B		
Stof (1)				**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**
cyanide (vrij) (6)	1		20	3,0		20		
cyanide-complex	5		50	5,5		50		
thiocyanaten (som)	1		20	6,0		20		
3. Aromatische stoffen								
benzeen	0,01		1	0,20 (*)		1		
ethylbenzeen	0,03		50	0,20 (*)		50		
tolueen	0,01		130	0,20 (*)		130		
xylenen (som)	0,1		25	0,45 (*)		25		
styreen (vinylbenzeen)	0,3		100	0,25 (*)		100		
fenol	0,05		40	0,25		40		
cresolen (som)	0,05		5	0,30 (*)		5		
dodecylbenzeen			1000 (i)	0,35 (*)				
aromatische oplosmiddelen (som) (7)			200 (i)	2,5 (*)				
4. Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)								
naftaleen							X	
fenantreen							X	
antraceen							X	
fluorantheen							X	
chryseen							X	
benzo(a)antraceen							X	
benzo(a)pyreen							X	
benzo(k)fluorantheen							X	

	Oude normen			Nieuwe normen				
	Streef-waarden	Toetsings-waarden	Interventie-waarden	Achtergrond-waarden	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zoet oppervlaktewater (2)	Interventiewaarden bodem onder oppervlaktewater	Maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie over aangrenzend perceel (9)	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zout oppervlakte-water (4)
					Maximale waarden kwaliteitsklasse A (2)	Maximale waarden kwaliteitsklasse B		
Stof (1)				**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**
indeno(1,2,3cd)pyreen							X	
benzo(ghi)peryleen							X	
PAK's totaal (som 10)	1	10	40	1,5	9	40		8
5. Gechloreerde koolwaterstoffen								
a. (vluchtige) chloorkoolwaterstoffen								
monochlooretheen (vinylchloride) (8)	0,01		0,1	0,10 (*)		0,1		
dichloormethaan	0,04		10	0,10		10		
1,1-dichloorethaan	0,02		15	0,20 (*)		15		
1,2-dichloorethaan	0,02		4	0,20 (*)		4		
1,1-dichlooretheen (8)	0,1		0,3	0,30 (*)		0,3		
1,2-dichlooretheen (som)	0,2		1	0,30 (*)		1		
dichloorpropanen	0,002		2	0,80 (*)		2		
trichloormethaan (chloroform)	0,02		10	0,25 (*)		10		
1,1,1-trichloorethaan	0,07		15	0,25 (*)		15		
1,1,2-trichloorethaan	0,4		10	0,30 (*)		10		
trichlooretheen (Tri)	0,1		60	0,25 (*)		60		
tetrachloormethaan (Tetra)	0,4		1	0,30 (*)		1		
tetrachlooretheen (Per)	0,002		4	0,15		4		
b. chloorbenzenen								
monochloorbenzeen				0,20 (*)				
dichloorbenzenen (som)			0,004 (i)	2,0 (*)				
trichloorbenzenen (som)			0,002 (i)	0,015 (*)				
tetrachloorbenzenen (som)			0,0007 (i)	0,0090 (*)				

	Oude normen			Nieuwe normen				
	Streef-waarden	Toetsings-waarden	Interventie-waarden	Achtergrond-waarden	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zoet oppervlaktewater (2)	Interventiewaarden bodem onder oppervlaktewater	Maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie over aangrenzend perceel (9)	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zout oppervlakte-water (4)
					Maximale waarden kwaliteitsklasse A (2)	Maximale waarden kwaliteitsklasse B		
Stof (1)				**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**
pentachloorbenzeen				0,0025	0,007			
hexachloorbenzeen	0,00005	0,02		0,0085	0,044		X	0,02
chloorbenzenen (som) (10)	0,03		30	2,0 (*) (~)		30		
c. chloorfenolen								
monochloorfenolen (som)				0,045				
dichloorfenolen (som)				0,20 (*)				
trichloorfenolen (som)				0,0030 (*)				
tetrachloorfenolen (som)				0,015 (*)				
pentachloorfenol		5	5	0,0030 (*)	0,016	5	X	
chloorfenolen (som) (10)	0,01		10	0,20 (*) (~)		10		
d. polychloorbifenylen (PCB's)								
PCB 28		0,03		0,0015 (~)	0,014		X	
PCB 52		0,03		0,0020 (~)	0,015		X	
PCB 101		0,03		0,0015 (~)	0,023		X	
PCB 118		0,03		0,0045 (~)	0,016		X	
PCB 138		0,03		0,0040 (~)	0,027		X	
PCB 153		0,03		0,0035 (~)	0,033		X	
PCB 180		0,03		0,0025 (~)	0,018		X	
PCB's (som 7)	0,02	0,2	1	0,020	0,139	1		0,1 (@)
e overige gechloreerde koolwaterstoffen								

	Oude normen			Nieuwe normen				
	Streef-waarden	Toetsings-waarden	Interventie-waarden	Achtergrond-waarden	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zoet oppervlaktewater (2)	Interventiewaarden bodem onder oppervlaktewater	Maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie over aangrenzend perceel (9)	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zout oppervlakte-water (4)
					Maximale waarden kwaliteitsklasse A (2)	Maximale waarden kwaliteitsklasse B		
Stof (1)				**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**
monochlooranilinen (som)	0,005		50	0,20 (*)		50		
pentachlooraniline			10 (i)	0,15 (*)				
dioxines (I-TEQ)			0,001 (i)	0,000055 (*)				
chloornaftaleen (som)			10	0,070 (*)		10		
6. Bestrijdingsmiddelen								
a. organochloorbestrijdingsmiddelen								
chloordaan (som)	0,00003		4	0,0020		4	X	
DDT (som)							X	
DDE (som)							X	
DDD (som)							X	
DDT/DDE/DDD (som)	0,01	0,04	4	0,30 (~)	0,30 ($)	4		0,02
aldrin	0,00006	0,04		0,00080 (~)	0,0013		X	
dieldrin	0,0005	0,04		0,0080 (~)	0,0080 ($)		X	
endrin	0,00004	0,04		0,0035 (~) (*)	0,0035 ($)		X	
isodrin				0,0010 (~)			X	
telodrin				0,00050 (~)			X	
drins (som)	0,005		4	0,015	0,015 ($)	4		
endosulfansulfaat							X	
α-endosulfan	0,00001	0,02	4	0,00090	0,0021	4	X	
α-HCH	0,003			0,0010	0,0012		X	
β-HCH	0,009	0,02		0,0020	0,0065		X	
γ-HCH (lindaan)	0,00005	0,02		0,0030	0,003 ($)		X	
δ-HCH							X	

	Oude normen			Nieuwe normen				
	Streef-waarden	Toetsings-waarden	Interventie-waarden	Achtergrond-waarden	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zoet oppervlaktewater (2)	Interventiewaarden bodem onder oppervlaktewater	Maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie over aangrenzend perceel (9)	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zout oppervlakte-water (4)
					Maximale waarden kwaliteitsklasse A (2)	Maximale waarden kwaliteitsklasse B		
Stof (1)				**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**
HCH-verbindingen (som)	0,01		2	0,010 (~)	0,010 ($)	2		
heptachloor	0,0007	0,02	4	0,00070	0,004	4	X	
heptachloorepoxide (som)	0,0000002		4	0,0020	0,004	4	X	
hexachloorbutadieen				0,003 (*)	0,0075		X	
organochloorhoudende bestrijdingsmiddelen (som waterbodem)		0,1		0,40				
b. organofosforpesticiden								
azinfos-methyl	0,0000005			0,0075 (*)				
c. organotin bestrijdingsmiddelen								
organotin verbindingen (som) (11)	0,001		2,5	0,15		2,5 (12)		
tributyltin (TBT) (11)				0,065	0,25			0,25 (13) 0,115 (14)
d. chloorfenoxy-azijnzuur herbiciden								
MCPA	0,00005		4	0,55 (*)		4		
e. overige bestrijdingsmiddelen								
atrazine	0,0002		6	0,035 (*)		6		
carbaryl	0,00003		5	0,15 (*)		5		
carbofuran (8)	0,00002		2	0,017 (*)		2		
4-chloormethylfenolen (som)			15 (i)	0,60 (*)				
niet-chloorhoudende bestrijdingsmiddelen (som)				0,090				
7. Overige stoffen								

	Oude normen			Nieuwe normen				
	Streef-waarden	Toetsings-waarden	Interventie-waarden	Achtergrond-waarden	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zoet oppervlaktewater (2)	Interventiewaarden bodem onder oppervlaktewater	Maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie over aangrenzend perceel (9)	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zout oppervlakte-water (4)
					Maximale waarden kwaliteitsklasse A (2)	Maximale waarden kwaliteitsklasse B		
Stof (1)				**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**
asbest (15)			100	-	100	100	-	100
cyclohexanon	0,1		45	2,0 (*)		45		
dimethyl ftalaat								
diethyl ftalaat								
di-isobutylftalaat								
dibutyl ftalaat								
butyl benzylftalaat								
dihexyl ftalaat								
di(2-ethylhexyl)ftalaat								
				(*)				
ftalaten (som)	0,1		60	0,25 (~)		60		
minerale olie (16)	50	3000	5000	190	1250	5000	3000	1250 (@)
pyridine	0,1		0,5	0,15 (*)		0,5		
tetrahydrofuran	0,1		2	0,45		2		
tetrahydrothiofeen	0,1		90	1,5 (*)		90		
tribroommethaan (bromoform)			75	0,20 (*)		75		
ethyleenglycol			100 (i)	5,0				
diethyleenglycol			270 (i)	8,0				
acrylonitril			0,1 (i)	2,0 (*)				
formaldehyde			0,1 (i)	2,5 (*)				
isopropanol (2-propanol)			220 (i)	0,75				
methanol			30 (i)	3,0				
butanol (1-butanol)			30 (i)	2,0 (*)				
butylacetaat			200 (i)	2,0 (*)				

	Oude normen			Nieuwe normen				
	Streef-waarden	Toetsings-waarden	Interventie-waarden	Achtergrond-waarden	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zoet oppervlaktewater (2)	Interventiewaarden bodem onder oppervlaktewater	Maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie over aangrenzend perceel (9)	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in zout oppervlakte-water (4)
					Maximale waarden kwaliteitsklasse A (2)	Maximale waarden kwaliteitsklasse B		
Stof (1)				**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**	**mg/kg ds**
ethylacetaat			75 (i)	2,0 (*)				
methyl-tert-butyl ether (MTBE)			100 (i)	0,20 (*)		44		
methylethylketon			35 (i)	2,0 (*)				

Verklaring symbolen in tabel 2:

(1) Voor de definitie van somparameters wordt verwezen naar bijlage N van de regeling Bodemkwaliteit. De definitie van sommige somparameters is verschillend voor de landbodem en de waterbodem. Achter de somparameter wordt vermeld welke van de twee definities gehanteerd moet worden.

(2) De Maximale waarden kwaliteitsklasse A zijn gebaseerd op een bepaald Herverontreinigingsniveau (P95 HVN), voor 5 stoffen van de ZBT, voor 3 stoffen de P95 van een database regionale waterbodems en voor 6 stoffen de bepalingsgrens. Voor de stoffen waarvoor geen HVN is afgeleid gelden de Achtergrondwaarden en de toetsingsregels voor de Achtergrondwaarden.

(3) In oppervlaktewater wordt geen grond toegepast die niet afkomstig is van de bodem onder het oppervlaktewater en die de Maximale waarden voor de functieklasse industrie overschrijdt.

(4) Bij de toetsing aan de maximale waarden voor verspreiden in zout water, ook aangeduid als zoute baggertoets (ZBT), wordt geen bodemtypecorrectie toegepast.

(5) Voor het toepassen van zeezand geldt de norm 200 mg/kg ds. Bij het toepassen van zeezand op plaatsen waar een direct contact is of mogelijk is met brak oppervlaktewater of zeewater met van nature een chloride-gehalte van meer dan 5000 mg/l, geldt voor chloride geen maximale waarde.

(6) Bij gehalten die de Achtergrondwaarde overschrijden moet rekening worden gehouden met de mogelijkheid van uitdamping. Wanneer uitdamping naar binnenlucht zou kunnen optreden, moet bij overschrijding van de Achtergrondwaarde worden gemeten in de bodemlucht en moet worden getoetst aan de TCL (Toxicologisch Toelaatbare Concentratie in Lucht).

(7) De Achtergrondwaarde van deze somparameter gaat uit van de aanwezigheid van meerdere van de 15 componenten, die tot deze somparameter worden gerekend (zie bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit). De hoogte van de Achtergrondwaarde is gebaseerd op de som van de bepalingsgrenzen vermenigvuldigd met 0,7. Sommige componenten zijn tevens individueel genormeerd. Binnen de somparameter mag de Achtergrondwaarde van de individueel genormeerde componenten niet worden overschreden. Hetzelfde geldt voor de Maximale waarde bodemfunctieklasse wonen en voor industrie. Voor de componenten die met individueel zijn genormeerd, geldt per component een maximum gehalte van 0,45 mg/kg ds zowel voor de Achtergrondwaarde als de maximale waarde wonen en industrie.

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

(9) De msPAF wordt berekend voor de met x aangegeven stoffen. Indien geen waarde wordt ingevuld (bijvoorbeeld omdat de stof niet gemeten wordt) wordt gerekend met 0,7 * bepalingsgrens (intralaboratorium reproduceerbaarheid). De baggerspecie voldoet aan de maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie op het aangrenzende perceel indien:
* de gehalten van de gemeten stoffen lager zijn dan de Interventiewaarde bodem, niet zijnde de bodem onder oppervlaktewater, en
* voor organische stoffen: msPAF < 20%, en
* voor metalen: msPAF < 50%, waarbij voor cadmium een maximum gehalte geldt.

Voor gemeten stoffen die geen deel uitmaken van de msPAF-berekening geldt de achtergrondwaarde (m.u.v. somparamaters waarbij de individuele parameters onderdeel uitmaken van de msPAF-berekening). Barium, kobalt, molybdeen en minerale olie maken geen deel uit van de msPAF-berekening. In plaats van de Achtergrondwaarde geldt voor deze vier stoffen de waarde, die vermeld is in de kolom 'Maximale waarden verspreiden van baggerspecie over aangrenzend perceel'. Voor de gemeten stoffen, die geen onderdeel uitmaken van de msPAF-berekening, worden de toetsingsregels van de Achtergrondwaarden toegepast.

(10) De Achtergrondwaarde van deze somparameter gaat uit van de aanwezigheid van meerdere componenten, die tot deze somparameter worden gerekend (zie bijlage N). De hoogte van de Achtergrondwaarde is gebaseerd op de som van de Achtergrondwaarden van de afzonderlijke isomeergroepen vermenigvuldigd met 0,7. Binnen de somparameter mag de Achtergrondwaarde van de afzonderlijke isomeergroepen niet worden overschreden. Hetzelfde geldt voor de Maximale waarden kwaliteitsklassen A en B en de Maximale waarde bodemfunctieklasse industrie.

(11) De eenheid voor organotinverbindingen is mg Sn/kg ds, met uitzondering van de normwaarden met voetnoot 12.

(12) De eenheid voor de Maximale waarde bodemfunctieklasse industrie, Interventiewaarde waterbodem en Maximale waarde kwaliteitsklasse B voor organotinverbindingen (som) is mg organotin/kg ds.

(13) Normwaarde Tributyltin van 0,25 mg Sn/kg ds geldt verspreiden van baggerspecie in de Waddenzee en de Zeeuwse Delta.

(14) Normwaarde Tributyltin van 0,115 mg Sn/kg ds geldt voor verspreiden van baggerspecie in de Noordzee langs de Noordzeekust.

(15) Zijnde het gehalte serpentijnasbest plus tienmaal het gehalte amfiboolasbest. Deze eis bedraagt 0 mg/kg d.s. indien niet is voldaan aan artikel 2, onder b, van het Productenbesluit Asbest.

(16) Minerale olie heeft betrekking op de som van de (al dan niet) vertakte alkanen. Indien er enigerlei vorm van verontreiniging met minerale olie wordt aangetoond in grond/baggerspecie, dan dient naast het gehalte aan minerale olie ook het gehalte aan aromatische en/of polycyclische aromatische koolwaterstoffen bepaald te worden.

(*) Achtergrondwaarde is gebaseerd op de (intralaboratorium reproduceerbaarheid) bepalingsgrens, omdat onvoldoende metingen boven de bepalingsgrens beschikbaar zijn om een betrouwbare P95 af te leiden.

(~) Deze normwaarden zijn alleen van toepassing bij de kwalificatie van baggerspecie voor de toepassing daarvan op bodem onder oppervlaktewater. Alle normwaarden zijn afgeleid van de P95 uit het project AW2000.

(@) Betreft normwaarde voor een niet prioritaire stof op grond van de KRW.

($) Herverontreinigingsniveau (HVN) is lager dan Achtergrondwaarde, daarom is de Maximale waarde voor verspreiden in zoet oppervlaktewater/Maximale waarde kwaliteitsklasse A gelijk getrokken aan de Achtergrondwaarde.

(i) indicatieve interventiewaarde (in het nieuwe beleid zijn indicatieve waarden niet opgenomen)

8 Literatuur

Bonten, L.T.C. en De Vries, F., 2006. Briefrapport speciatie-berekeningen en pH-kaarten ten behoeve van nieuwe klassenindeling waterbodems. Alterra, Wageningen.

CSO, 2005. HVN en saneringsdoelstelling Maas en Rijntakken. CSO Adviesbureau, 2005.

E-toxBase, 2006. www.e-toxBase.eu Database voor ecotoxiciteitsgegevens. RIVM, Bilthoven.

Lamé, F., 2007. Notitie: Gehalten aan barium, kobalt, molybdeen en tin in de waterbodem. TNO-NITG, Utrecht

Lijzen, J.P.A. e.a., 2001. Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. RIVM-rapport 711701023, Bilthoven.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2004. MKBA Waterbodems. AKWA-rapport 04.010.

Ministerie van VROM, 2000. Circulaire Streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering. Staatscourant 2000, 39.

Ministerie van VROM, 2003. Beleidsbrief bodem. Brief aan de Tweede Kamer, BWL 2003/096 050.

Posthuma, L., e.a., 2006. Beslissen over bagger en bodem. Deel 3: Modellering van risico's na verspreiding van bagger. RIZA/RIVM/Alterra-rapport i.h.k.v. project Bagger en Bodem. RIVM-raportnummer: 711701044.

Posthuma, L., and D. De Zwart. 2006. Predicted effects of toxicant mixtures are confirmed by changes in fish species assemblages in Ohio, USA, rivers. Environ. Toxicol Chem. 25:1094-1105.

Römkens, P.F.A.M. e.a., 2007. Bodem-Plant relaties ter onderbouwing van de herziening LAC-signaalwaarden en implementatie in de Risicotoolbox. Alterrarapport 1442, Wageningen.

Van Noort e.a., 2006. Beslissen over bagger en Bodem. Deel 2: Risico's van bodemverontreiniging voor mens, landbouwproducten en milieu. RIZA/RIVM/Alterra-rapport i.h.k.v. project Bagger en Bodem. RIVM-rapportnummer: 711701045

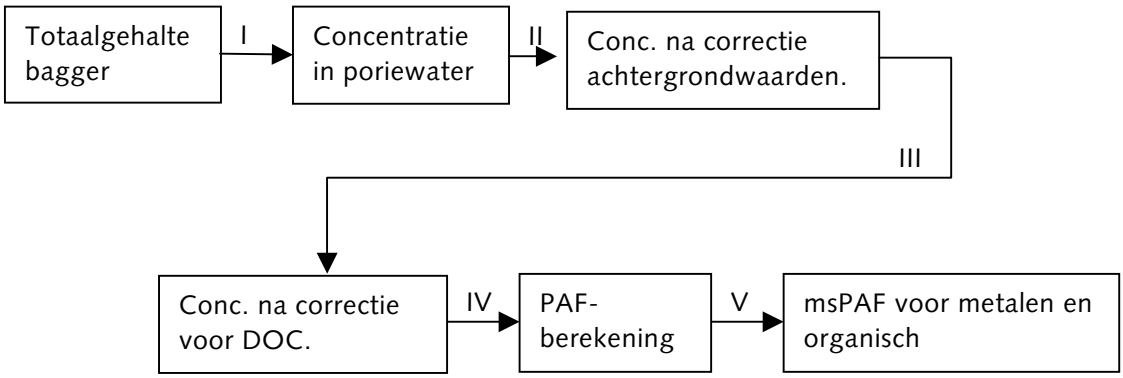
Van Wezenbeek, J. Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling Wetenschappelijke onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen (NOBO-rapport). Grontmij in opdracht van het Min. van VROM, in voorbereiding.

Verbruggen, E.M.J., Posthumus, R, Van Wezel, A.P., 2001. Ecotoxicological SRC's for soil, sediment and (ground) water: updated proposals for first series of compounds. RIVM-rapport 711701020, RIVM, Bilthoven.

Bijlage 1

Rekenmethodiek van de msPAF (gebaseerd op Van Noort e.a., 2006).

De msPAF-berekening bestaat uit een aantal stappen, die in de onderstaande figuur zijn weergegeven (gelijk aan figuur 4 in het rapport):



Schematisch overzicht van de berekening van totaalgehaltes tot msPAF,

Stap I: berekening poriewaterconcentraties op basis van totaalgehaltes
Evenals nu wordt het totaalgehalte in de bagger gemeten. Alleen voor PAK's wordt het totaalgehalte met 0,8 vermenigvuldigd (ivm afbraak).

De voorspelde concentratie van een stof in de bodemoplossing wordt uitgedrukt als het quotiënt van de totaalgehalte in de menglaag en een (operationele) verdelingscoëfficiënt:

Vergelijking I

$$C_i = \frac{Q_i}{K_{d,i}}$$

waarin:

C_i = de concentratie van stof i in de bodemoplossing (mg/l)
Q_i = het totale, reactieve of beschikbare gehalte van stof i in de vaste fase (mg/kg)
$K_{d,i}$ = de (operationele) verdelingscoëfficiënt van stof i (l/kg)

Organische verontreinigingen:

Voor organische verontreinigingen is $K_{d,i}$ gerelateerd aan het organischestofgehalte:

Vergelijking II $K_{d,i} = K_{oc,i} * OC_j = K_{oc,i} * OS_j * 0,57$

waarin

$K_{oc,i}$ = distributiecoëfficiënt die de verdeling beschrijft van stof i tussen organisch koolstof en water voor het proces van absorptie (l/kg)
OC_j = de fractie organisch koolstof in bodem j (-)
OS_j = de fractie organische stof in bodem j (-)
0,57 = een gemiddelde waarde voor het organisch koolstofgehalte van organische stof

De aldus berekende concentraties van organische verontreinigingen zijn vrij opgeloste concentraties.

Metalen
Voor een aantal metalen is $K_{d,i}$, behalve van OS, afhankelijk van de pH en het lutumgehalte. Bovendien is de relatie tussen totaal- en opgeloste concentraties niet voor alle metalen lineair.

Chroom
Voor Cr is de relatie tussen C_i en Q_i beschreven met een lineaire isotherm en is $K_{d,i}$ afhankelijk van de pH en het lutumgehalte:

Vergelijking III: $\log K_{d,i} = e_i + f_i * pH_j + g_i * \log(OS_j) + h_i * \log(lutum_j)$

waarin:
e_i-h_i = constante voor stof i (-)
pH_j = pH in bodem j (-)
$lutum_j$ = lutumgehalte van bodem j (%)
OS_j = OS-concentratie in bodem j (%)

Tabel I. Parameters behorende bij vergelijking III

Metaal	e_i	f_i	g_i	h_i	n (regressie)	R^2
Cr	1,73	0,36	0	0	48	0,61

Cadmium, koper, nikkel, lood en zink

Voor de metalen Cd, Cu, Ni, Pb en Zn is de relatie tussen C_i en Q_i beschreven met een non-lineaire isotherm gebaseerd op de reactieve metaalconcentratie. Voor Cd, Cu, Ni, Pb en Zn wordt vergelijking I vervangen door vergelijking IV:

Vergelijking IV

$$C_i = \left[\frac{Q_{i,reactief}}{K_{d,i}} \right]^{1/n}$$

waarin
Ci = de concentratie van stof i in de bodemoplossing (mmol/l)
$Q_{i,\ reactief}$ = het reactieve gehalte van stof i in de vaste fase (mol/kg)
n = Freundlich coëfficiënt (-)
$K_{d,i}$ = de operationele verdelingscoëfficiënt van stof i ([mol * l^n]/[$mmol^n$ * kg])

$Q_{i,\ reactief}$ wordt afgeleid uit de totaalconcentratie:

Vergelijking V

$$\log[Q_{i,reactief}] = a_i + b_i * \log[OS_j] + c_i * \log[lutum_j] + d_i * \log[Q_{i,totaal}]$$

waarin:
$Q_{i,\ reactief}$ = de reactieve concentratie van stof i in de vaste fase (mg/kg)

$Q_{i,totaal}$ = totaalconcentratie van stof i in de vaste fase (mg/kg)
a_i-d_i = constante (-)

De metaalconcentraties in de databestanden met bagger- en bodemgegevens zijn meestal totaalconcentraties. Deze zijn bepaald middels Aqua Regia extractie.

Waarden voor de constanten a_i-d_i zijn weergegeven in tabel II.

Tabel II. Parameters behorende bij vergelijking V.

Metaal	a_j	b_j	c_j	d_j
Cu	-0,331	0,023	-0,171	1,152
Zn	-0,703	0,183	-0,298	1,235
Cd	-0,089	0,022	-0,062	1,075
Pb	-0,263	0,031	-0,112	1,089
Ni	-1,006	0,606	0,091	0,742

Ook voor Cd, Cu, Ni, Pb en Zn is $K_{d,i}$ afhankelijk van pH, OS, en lutum:

Vergelijking VI $\log K_{d,i} = e_i + f_i * pH_j + g_i * \log(OS_j) + h_i * \log(lutum_j)$

Let op dat $K_{d,i}$ in vergelijking VI is uitgedrukt in [mol * l^n]/[$mmol^n$ * kg]. Waarden voor de constanten e_i-h_i zijn weergegeven in tabel III.

Tabel III. Parameters behorende bij vergelijking VI.

metaal	e_i	f_i	g_i	h_i	n
Cd	-4,85	0,27	0,58	0,28	0,54
Cu	-3,55	0,16	0,48	0,18	0,47
Ni	-5,05	0,31	0,65	0,39	0,51
Pb	-2,96	0,25	0,83	0,02	0,68
Zn	-4,51	0,45	0,39	0,35	0,74

Voor het verspreiden op het aangrenzend perceel is gekozen voor een vaste pH, nl: 5,5.
Vergelijking VI kan omgeschreven worden naar:

Vergelijking VII $\log K_{d,i} = e_i + f_i * 5{,}5 + g_i * \log(OS_j) + h_i * \log(lutum_j)$

Stap II: Correctie achtergrondwaarde (AW)
Beleidsmatig is het gebruikelijk om effecten van metalen te berekenen ten opzichte van de AW. Stap II zorgt ervoor dat op achtergrondwaardeniveau de PAF voor metalen 0% bedraagt. Dit wordt gedaan door opgeloste concentratie uit stap 1 te verminderen met dat gedeelte dat "hoort bij" de achtergrondwaarde:

Vergelijking VIII $C_{i,AW-corr} = C_i - C_{i,AW}$

Waarin:
$C_{i,AW-corr}$ = de voor AW gecorrigeerde opgeloste concentratie voor stof i
$C_{i,AW}$ = AW * (C_i / Q_i)
C_i = de concentratie berekend volgens vergelijkingen III t/m VII op basis van gemeten gehalte voor stof i.
Q_i = gemeten totaalgehalte van een verontreiniging

Stap III: DOC-correctie
De totaalconcentratie in het poriewater is nu bepaald, maar voor metalen is dat een concentratie waarin ook de DOC-gebonden fractie is vertegenwoordigd. Voor de berekening van de PAF (stap III) is de vrij opgeloste concentratie nodig. Daarom is voor Cd, Cu en Zn een correctie voor DOC gemaakt. De berekende poriewaterconcentraties uit stap 1 worden vermenigvuldigd volgens vergelijking IX:

Vergelijking IX $c_{vrij\ opgelost} = cf * c_{opgelost}$

waarin cf is de correctiefactor (tabel IV)

Tabel IV: correctiefactoren voor DOC voor Cd, Cu en Zn.

Stof	Correctiefactor (cf)
Cd	0,26
Cu	0,25
Zn	0,44

Stap IV: berekening individuele PAF-curves

De vrije concentratie in de het poriewater wordt omgerekend tot díe fractie van de getoetste soorten die bij blootstelling in het onderzochte medium effecten zouden ondervinden (> hun NOEC-niveau, dat wil zeggen: chronische effecten, niet noodzakelijkerwijs het directe verlies van die soorten), ofwel: de Potentieel Aangetaste Fractie van de getoetste soorten. Dit gebeurt op basis van een log-normale soortengevoeligheidsverdeling. De invoer daarvan bestaat uit toxiciteitsgegevens die per stof, en per getoetste soort, onder laboratoriumcondities verkregen zijn. Vergelijking X geeft de vergelijking zoals deze in MS Excel kan worden gebruikt.

Vergelijking X PAF = NORMDIST(logCi, μ, σ, 1)

waarin:
μ = de log (geometrisch gemiddelde van de toxiciteitsgegevens) in mg/l
σ = standaarddeviatie van de log-getransformeerde toxiciteitsgegevens
$logC_i$ = de log (concentratie) van stof i in mg/l.

Indien $C_i \leq 0$ wordt voor C_i een waarde van 10^{-10} mg/l ingevuld i.v.m. de waarde van log C_i.
De gebruikte constanten zijn vermeld in tabel V.

Tabel V: Constanten behorende bij vergelijking X. TMoA="Toxic Mode of Action", oftewel het werkingsmechanisme. Bij gelijke TMoA-code behoren de stoffen tot eenzelfde groep. Dit is voor de msPAF-berekening van belang.

CAS	Stofnaam	n toetsen	Log(gemidd.Chron NOEC in mg/l) (μ)	StDev (σ)	TMoA
319846	alfa-HCH	16	-0.548762442	1.11	CYCLO
319857	beta-HCH	3	-0.784176359	1.11	CYCLO
319868	delta-HCH	6	-0.535531793	1.11	CYCLO
58899	gamma-HCH (lindaan)	118	-1.727320673	1.11	CYCLO
115297	alfa-endosulfan	97	-2.607358774	1.11	CYCLO
1031078	endosulfansulfaat	1	-1.121478204	1.11	CYCLO
57749	Chloordaan	28	-2.053892096	1.11	CYCLO
118741	Hexachloorbenzeen	14	-0.818322177	1.11	CYCLO
309002	Aldrin	53	-2.049660155	1.11	CYCLO
60571	Dieldrin	84	-2.483492459	1.11	CYCLO
72208	Endrin	108	-2.973180055	1.11	CYCLO
465736	Isodrin	2	-3.071333752	1.11	CYCLO
297789	Telodrin	4	0.52226422	1.11	CYCLO
76448	Heptachloor	54	-2.23065187	1.11	CYCLO
1024573	Heptachloorepoxide	4	-1.83264852	1.11	CYCLO
53190	o,p'-DDD		-2.413767923	0.91	DDT
3424826	o,p'-DDE		-2.413767923	0.91	DDT
789026	o,p'-DDT		-2.413767923	0.91	DDT
72548	p,p'-DDD	22	-2.313858615	0.91	DDT
72559	p,p'-DDE	9	-2.55898264	0.91	DDT
50293	p,p'-DDT	146	-2.368462515	0.91	DDT
7440382	As	56	0.230899271	0.7	AS
7440439	Cd	264	-0.927230549	0.98	CD
7440473	Cr	41	-0.159826216	0.9	CR
7440508	Cu	267	-1.539190374	0.71	CU
7439976	Hg	146	-1.799529781	0.7	HG
7440020	Ni	66	0.001431337	0.79	NI
7439921	Pb	89	-0.102054716	0.88	PB
7440666	Zn	188	-0.463439945	0.72	ZN
	MinOil		-2	0.71	NPN
87865	Pentachloorfenol	101	-1.231593435	0.69	OXPHO
120127	Anthraceen		-1.518758904	0.71	NPN
56553	Benzo(a)anthraceen		-2.452344556	0.71	NPN
50328	Benzo(a)pyreen		-2.784585239	0.71	NPN
191242	Benzo(ghi)peryleen		-3.305774538	0.71	NPN
207089	Benzo(k)fluorantheen		-2.784585239	0.71	NPN
218019	Chryseen		-2.452344556	0.71	NPN
85018	Fenanthreen		-1.518758904	0.71	NPN
206440	Fluorantheen	25	-2.029136515	0.71	NPN
193395	Indeno(123cd)pyreen		-3.129683279	0.71	NPN
91203	Naftaleen		-0.716137516	0.71	NPN
7012375	PCB28		-0.332412607	0.64	PCB
35693993	PCB52		-0.367897862	0.64	PCB
37680732	PCB101	4	-1.14946921	0.64	PCB
31508006	PCB118		-1.96946921	0.64	PCB
35065282	PCB138		-1.285903183	0.64	PCB
35065271	PCB153		-1.445903183	0.64	PCB
35065293	PCB180		-1.526311775	0.64	PCB
87683	Hexachloor-1,3-butadieen	7	-1.529816597	0.3	ALKAR

Stap V: msPAF-berekening
Om van een individuele PAF naar een meer-stoffen-PAF (msPAF) te komen wordt onderscheid gemaakt tussen:

a. stoffen met dezelfde werking
b. stoffen met verschillende werking

Voor de $msPAF_{overall}$ worden eerst alle stoffen met een gelijk werkingsmechanisme (Toxic Mode of Action: TMoA) opgeteld tot een msPAF voor de betreffende stofgroep ($msPAF_{TMoA)}$. De TMoA is vermeld in tabel V.

a. stoffen met een zelfde werking

Hiervoor geldt vergelijking XI:

Vergelijking XI $$msPAF_{TMoA} = NormDist\left(\log\left(\sum \mathrm{HU}_{\mathrm{TMoA}}\right), 0, \overline{\sigma}, 1\right)$$

waarin:

$$HU_{TMoA} = \frac{\log C_i}{10^{\mu_i}}$$

$\overline{\sigma}$ is het gemiddelde van alle sigma's van de stoffen met gelijke TMoA

b. stoffen met verschillende werking

Om het ecotoxicologische risico voor het gehele lokale mengsel te berekenen worden deze $msPAF_{TMoA}$ bijdragen van de verschillende werkingsmechanismen op responsadditieve wijze "opgeteld" volgens:

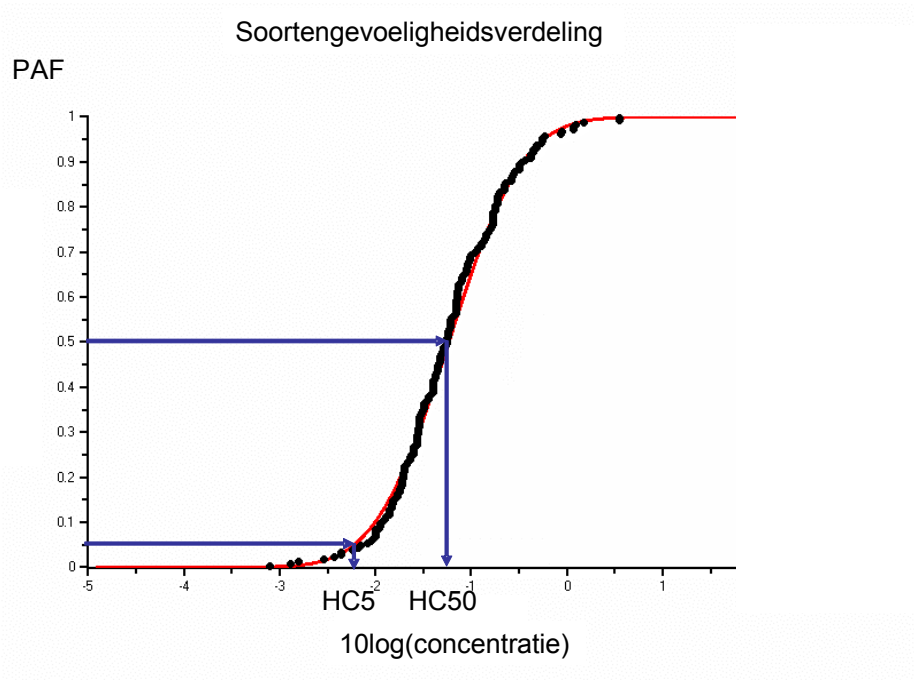
Vergelijking XII $$msPAF_{Overall} = 1 - \prod_{TMoA} (1 - msPAF_{TMoA}),$$

waarbij de $\prod_{TMoA}$ staat voor het product van de verschillende (1 - $msPAF_{TMoA}$)-termen.

Bijlage 2
Ecologische risico's in generieke normstelling

Het vaststellen van generieke normen in het ecologische spoor betekent dat er een concentratienorm wordt berekend die hoort bij een beleidsmatig gekozen (maximaal toelaatbaar, of ernstig) ecologisch risiconiveau. Het ecologische risiconiveau wordt daarbij doorgaans uitgedrukt als een **potentieel aangetaste fractie (PAF)**.

De basis voor de beoordeling wordt gevormd door laboratoriumexperimenten, waarin het effect van een bepaalde stof op een bepaalde soort wordt onderzocht. Vervolgens wordt een grafiek gemaakt voor de betreffende stof waarin elke soort een datapunt is. Dit levert een soortengevoeligheidsverdeling op (Posthuma e.a., 2002). De risico's worden uitgedrukt in een Potentieel Aangetaste fractie (PAF), die een indicatie geeft welk deel van de potentieel aanwezige organismen nadelige gevolgen kan ondervinden. Hoe hoger de waarde, hoe groter het aantal soorten dat in een water-, sediment- of bodemsysteem te lijden zal hebben van de aanwezige contaminanten. Op basis van deze curve kan een beschermingsniveau (of interventieniveau) worden gekozen. De keuze voor bijvoorbeeld de **HC5** (Hazardous Concentration voor 5%) als beschermingsniveau betekent dus dat **5 procent van de soorten uit de gevoeligheidsverdeling mogelijkerwijze effect ondervindt ten gevolge van de aanwezigheid van de beschouwde stof**.



Figuur 8-1: Soortengevoeligheidsverdeling (chloordaan, aquatisch, acuut).

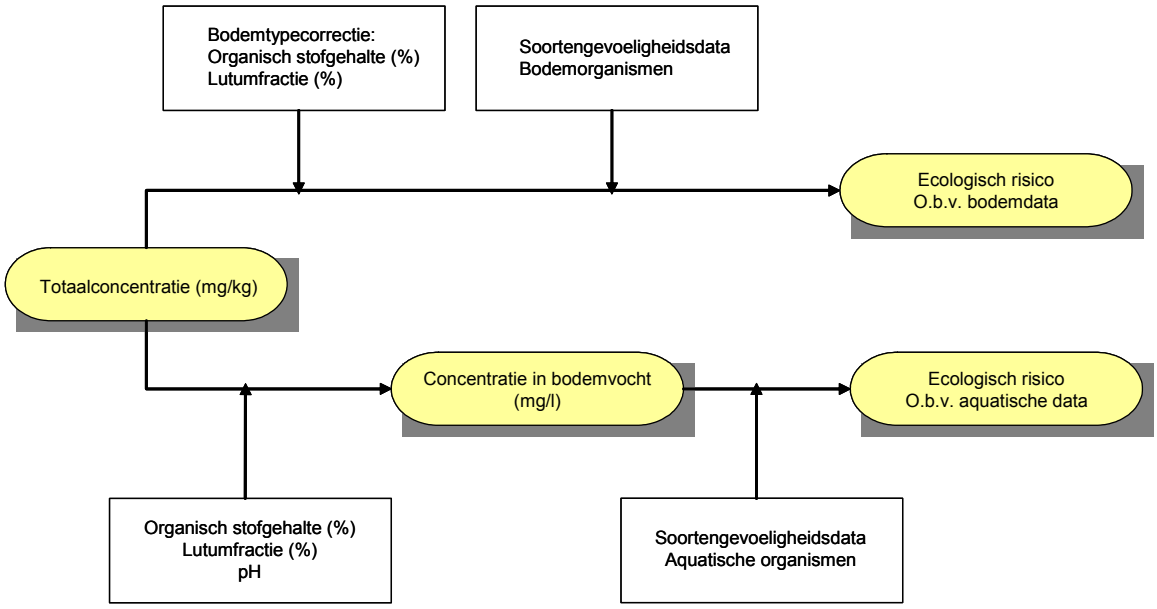
Keuzes binnen de methodiek

Er zijn enkele belangrijke factoren die grote invloed hebben op de beoordeling:

- De organismen: waterorganismen (effecten van stofconcentratie in poriewater voor organismen die blootgesteld worden via poriewater) of bodemorganismen (effect van totaalgehalte in bodem op organismen die via de vaste bodemfase worden blootgesteld).
- Wordt de achtergrondconcentratie verdisconteerd?
- Welk effect is gemeten in de toxiciteitstoetsen (het geen effectniveau [NOEC], de EC_{50}, chronische toxiciteit, acute toxiciteit).

- De onderliggende database waarop de verdeling is gebaseerd (aantal data, kwaliteit van de data, welke soorten wel of niet in de database zitten).

Waterorganismen of bodemorganismen
In Figuur 8-2 zijn, analoog aan de verschillende blootstellingsscenario's voor mensen (via voeding, via binnenlucht, via moestuin, et cetera) twee blootstellingsroutes voor bodemorganismen te zien: berekening van het ecologisch risico voor soorten die via het poriewater worden blootgesteld, en berekend op basis van aquatische gevoeligheidsgegevens, en idem voor soorten die via de vaste fase worden blootgesteld op basis van bodemtoxiciteitsgegevens.



Figuur 8-2: afleiden ecologische risico's met bodem- en watergegevens

In dit project is gekozen voor de route via bodemvocht, omdat dan de pH als factor meegenomen kan worden. In de route met bodemorganismen kan dat niet, omdat in deze testen een direct verband wordt gelegd tussen concentratie en effect zonder de bodemeigenschappen als factor mee te nemen.

De aanpak die in dit project is gebruikt, is beschreven in Van Noort e.a. (2006). In de berekening van het ecologisch risico met behulp van aquatische gegevens wordt de poriewaterconcentratie voor de meeste metalen berekend op basis van de volgende transferfuncties:

$$\log K_{d,i} = e_i + f_i * pH_j + g_i * \log(\%OS_j) + h_i * \log(\%lutum_j)$$

waarbij de parameters e, f, g en h per stof variëren. Deze formule is gebruikt voor Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn. Voor As en Hg is gebruik gemaakt van de distributiecoëfficiënten uit CSOIL. Voor organische verontreinigingen is de K_d gerelateerd aan het organischestofgehalte.

Achtergrondconcentratie
In de generieke normstelling wordt voor metalen een toe te voegen concentratie berekend. Dit is een beleidsmatige keuze. Het effect van de achtergrondconcentratie is van nature al aanwezig, dus met deze effecten hoef je bij het stellen van normen voor het ecosysteem geen rekening mee te houden

Welk effect is gemeten?
Een curve zoals in Figuur 8-1 kan data bevatten van experimenten die de concentratie vaststellen waarbij net geen effecten optreden, maar een zelfde curve kan worden gemaakt met data waarin bijvoorbeeld de helft van de getoetste organismen sterft. In het laatste geval ligt de curve die de gevoeligheidsverdeling beschrijft naar rechts, met andere woorden: bij een gegeven milieumonster is de acute toxische druk (aantal soorten dat acute effecten zal ondervinden bij de gegeven blootstelling, bijvoorbeeld acute sterfte) lager dan de chronische toxische druk (aantal soorten dat blootgesteld wordt boven hun geen-effect niveau).

De onderliggende database waarop de verdeling is gebaseerd
In het ideale geval zijn er voor soorten voor vier of meer taxonomische groepen en voor processen voor vier of meer bodemprocessen chronische gevoeligheidsdata beschikbaar.
In alle andere gevallen wordt gebruik gemaakt van partitiecoëfficiënten en extrapolatiefactoren om gebruik te kunnen maken van respectievelijk aquatische data of van acute gegevens. Extrapolatiefactoren kunnen bijvoorbeeld worden toegepast op acute gegevens bij gebrek aan chronische data, of bijvoorbeeld op een enkel getal om rekening te houden met eventuele gevoeligere soorten waarover er door het gebrek aan gegevens niets bekend is.

Bovenstaande maakt duidelijk dat *niet* voor alle stoffen waarvoor een interventiewaarde en/of een MTR/VR is afgeleid, per definitie de achterliggende risicogrens ook een formeel afgeleidde HC5 of een HC50 was. In het wetenschappelijke model dat voor dit rapport gehanteerd werd is dit probleem ondervangen door gebruik te maken van aanvullende bronnen van gegevens. De belangrijkste bronnen zijn:
- Aanvullende gegevens uit de RIVM e-toxBase die niet inhoudelijk zijn gescreend op kwaliteit. De gegevens zijn wél op statistische gronden getoetst op plausibiliteit.
- Acute gegevens voor aquatische soorten, met inachtneming van een extrapolatiefactor van 10.

Deze extrapolatiefactor is een internationaal geaccepteerde rekenmethodiek, om in geval ontbrekende gegevens vanuit acute gegevens een chronische gevoeligheidsverdeling af te leiden.

Mengsels
Er is een internationaal geaccepteerde methodiek voor het berekenen van de toxische druk voor een mengsel van stoffen (De Zwart e.a. 2006). In deze berekeningen worden eerst de effecten van stoffen met eenzelfde werkingsmechanisme berekend (volgens het model van concentratie-additie), daarna worden de effecten van groepen stoffen met verschillende werkingsmechanismen bij elkaar opgeteld (volgens het model van respons-additie). Op deze manier ontstaat er één ecologische risicomaat voor een lokaal mengsel van stoffen. De gevoeligheidsgegevens die worden gebruikt in de mengselberekening zijn dezelfde als die worden gebruikt voor de berekening van het per-stof risico. De uitkomst van de mengselberekening (msPAF) is per definitie hoger dan de hoogste per-stof uitkomst (individuele PAF's).

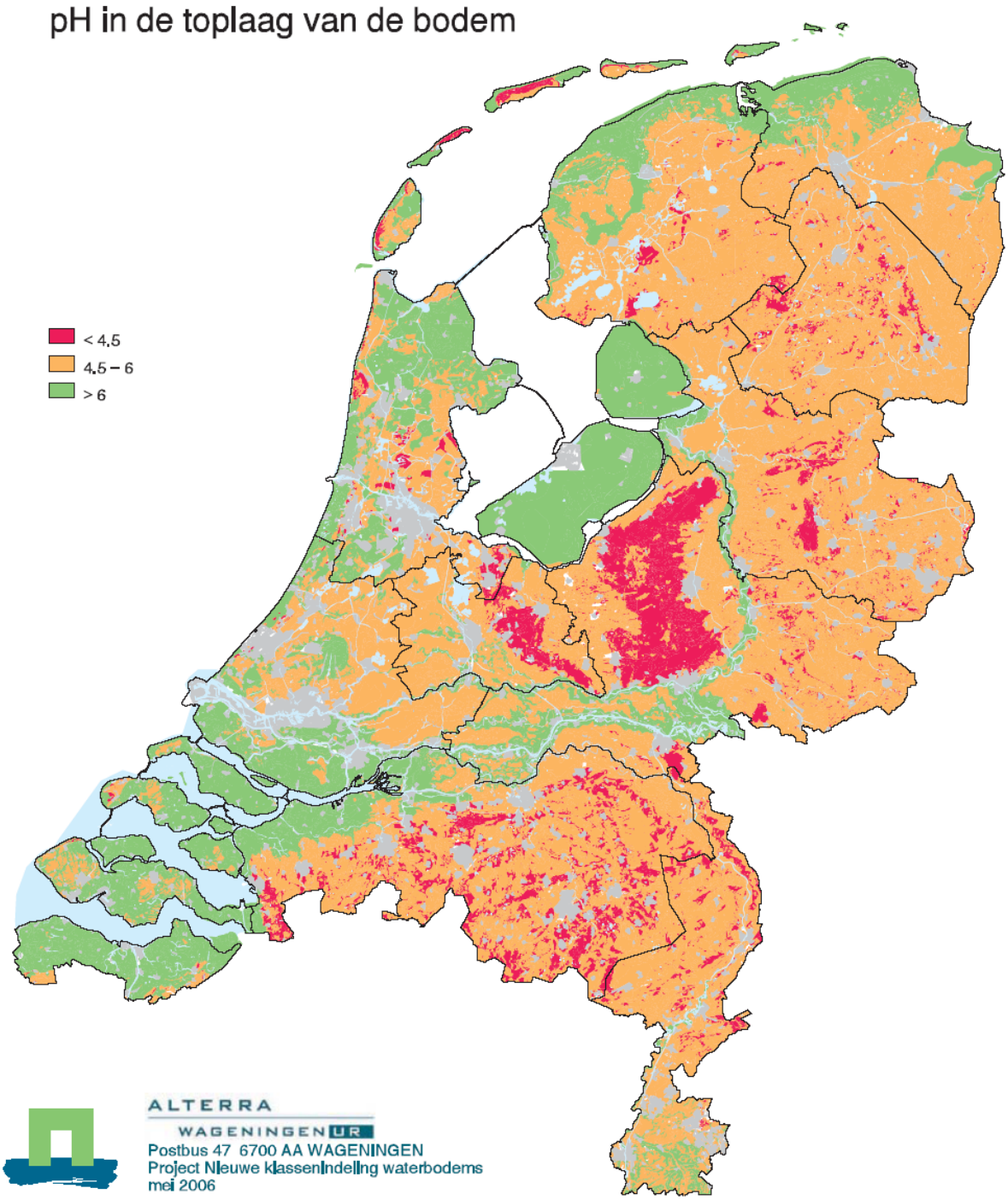
Referenties

- De Zwart, D., and L. Posthuma. 2006. Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. Environmental Toxicology and Chemistry 24:2665-2672.
- Posthuma, L., T. P. Traas, and G. W. Suter, II. 2002. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Pp. 587. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Van Noort e.a., 2006. Beslissen over bagger en Bodem. Deel 2: risico's van bodemverontreiniging voor mens, landbouwproducten en milieu. RIZA/RIVM/Alterra-rapport i.h.k.v. project Bagger en Bodem. RIVM-rapportnummer: 711701045.

Bijlage 3

De pH van het landelijk gebied in Nederland

Voor deze kaart is gebruik worden gemaakt van de Bodemkaart van Nederland, schaal 1:50.000 en bijbehorende documentatie (De Vries, 1999). Hierin zijn voor alle eenheden van de bodemkaart de belangrijkste bodemchemische kenmerken aangegeven, waaronder de pH van de bovengrond. De uiteindelijke kaart is hieronder weergegeven.



De Vries F., 1999. Karakterisering van de Nederlandse gronden naar fysisch-chemische kenmerken, SC-Rapport 654, Wageningen.

Bijlage 4

DOC-complexatie (op basis van Bonten en De Vries, 2006)

Algemeen
Om een inschatting te maken van de invloed van binding van zware metalen aan DOC-complexen in het bodemvocht, zijn chemische evenwichtberekeningen uitgevoerd voor een groot aantal verschillende bodems. Per bodem is een verdeling van de zware metalen over vrije en DOC-gecomplexeerde fracties berekend.

Bodemeigenschappen
Voor de verschillende bodems is gebruik gemaakt van het bij Alterra beschikbare LSK-bestand (landelijke steekproef bodemkartering). In dit bestand is een groot aantal bodemmonsters met bijbehorende bodemeigenschappen opgenomen. Voor de chemische evenwichtsberekeningen zijn hierbij van belang: organisch stofgehalte, lutumgehalte en zuurgraad (pH). Het totaal aantal monsters in het LSK-bestand waarvoor al deze drie parameters beschikbaar zijn bedraagt 1178.

Berekening DOC
De DOC-concentratie is berekend op basis van een empirische relatie tussen DOC enerzijds en de fractie organisch stof (OS) en pH anderzijds:

$$\log DOC = 2.04 + 0.73 \log OS - 0.17 \log pH_{bodemvocht} \quad (3)$$

Chemische evenwichtberekeningen
De evenwichtsberekeningen zijn op twee verschillende manieren uitgevoerd.
Bij de eerste methode zijn de totale concentraties metalen in de bodemoplossing berekend via transferfuncties zoals gebruikt in Irased (het bagger-en-bodemmodel) (Van Noort e.a., 2006). Vervolgens zijn de speciatie in de bodemoplossing berekend met het framework Orchestra (Meeussen, 2003). Hierbij is rekening gehouden met anorganische complexen en met binding aan DOC. Voor de anorganische complexen zijn de complexatie-constanten uit Minteq (U.S.-EPA, 2003) gebruikt. Binding aan DOC is berekend met het NICA-Donnan model (Kinniburgh et al., 1999), waarbij is aangenomen dat DOC bestaat uit 30% humuszuren, 30% fulvozuren en 40% inert materiaal en dat het C-gehalte van DOM 50% is (DOC = ½ DOM).

Resultaten
De resultaten van beide methoden zijn weergegeven Figuur 4-3 van dit rapport.

Referenties:

- Kinniburgh D.G., van Riemsdijk W.H., Koopal L.K., Borkovec M., Benedetti M.F. and Avena M.J. (1999) Ion binding to natural organic matter: competition, heterogeneity, stoichiometry and thermodynamic consistency. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 151(1-2), 147-166.
- Meeussen J.C.L. (2003) ORCHESTRA: an object-oriented framework for implementing chemical equilibrium models. *Environmental Science and Technology* 37(6), 1175-1182.
- U.S.-EPA (2002) MINTEQA2: Metal Speciation Equilibrium Model for Surface and Ground Water, version 4.02, Athens, GA.
- Van Noort e.a., 2006. Beslissen over bagger en Bodem. Deel 2: Risico's van bodemverontreiniging voor mens, landbouwproducten en milieu. RIZA/RIVM/Alterra-rapport i.h.k.v. project Bagger en Bodem. RIVM-rapportnummer: 711701045