



# Richtlijn Nader Onderzoek Waterbodems

versie 14 februari 2008



# **Richtlijn Nader Onderzoek Waterbodems**

versie 14 februari 2008

---

## Colofon

**Uitgegeven door:** AKWA/ Waterdienst

**Informatie:** [www.helpdeskwater.nl](http://www.helpdeskwater.nl)  
**Telefoon:** 0800-6592837  
**E-mail:** [contact@helpdeskwater.nl](mailto:contact@helpdeskwater.nl)

**Eindredactie:** J.L. Maas (Waterdienst)  
B.M. Rusch (Waterdienst)

**Auteurs:** B.M. Rusch, C.A. Schmidt, L.A. Osté, M. Tonkes, J. Lourens, F. van den Ende, J.L. Maas.

**Met medewerking van:** K-J Meeuse (DZL), P.J. den Besten, A. de Swaaf, E. ten Kate (Waterdienst), G. Brand (DID), A. Verhoef (WGS), R. Voetberg (WHA), Bouwdienst, Grontmij, Royal-Haskoning.

**Opmaak:** WD

**Datum:** 14 februari 2007

---

---

---

## Inhoudsopgave

---

- 1. Inleiding 8**
  - 1.1 Kader 8
  - 1.2 Doelgroep, status, reikwijdte en toepassingsgebied 8
  - 1.3 Voornaamste wijzigingen in de nieuwe richtlijn 9
  - 1.4 Vaststellen noodzaak spoedige sanering waterbodems 10
  - 1.5 Saneringstijdstip en saneringsdoelstelling 11
  - 1.6 Leeswijzer 12
  
- 2. Wet- en regelgeving 13**
  - 2.1 Inleiding 13
  - 2.2 Start Wbb-traject bij een vermoeden of een initiatief 13
  - 2.3 Circulaire, handleiding en richtlijn 14
  - 2.4 Doel en inhoud Nader Onderzoek 15
    - 2.4.1. Doel van een Nader Onderzoek 15
    - 2.4.2. Geval van ernstige waterbodemonverontreiniging 15
    - 2.4.3. Saneringscriterium, vaststellen van risico's 16
  - 2.5 Saneringsspoor 18
    - 2.5.1. Saneringstijdstip 19
    - 2.5.2. Saneringsdoelstelling 20
    - 2.5.3. Beschikking(en) bevoegd gezag saneringsspoor 20
  - 2.6 Beheerspoor 22
    - 2.6.1. Geen spoed, toch maatregelen of werkzaamheden 23
    - 2.6.2. Beheermaatregelen 24
    - 2.6.3. Beschikking bevoegd gezag beheerspoor 25
  - 2.7 Overige relevante wet- en regelgeving 25
  
- 3. Dataverzameling 27**
  - 3.1 Inleiding 27
    - 3.1.1. Nader Onderzoek en afbakening onderzoeksgebied 27
    - 3.1.2. Omvangbepaling 30
    - 3.1.3. Relatie met andere protocollen en richtlijnen 31
    - 3.1.4. GIS 33
    - 3.1.5. Beschrijving stapsgewijze dataverzameling in Nader Onderzoek en leeswijzer 33
  - 3.2 Gebiedsbeschrijving en verzameling bestaande gegevens – (stap 1) 35
  - 3.3 Verkennend of verificatie-onderzoek (stap 2) 36
    - 3.3.1. Doelstelling verkennend onderzoek 36
    - 3.3.2. Gebruik bestaande gegevens bodemkwaliteit/ toets op actualiteit 37
    - 3.3.3. Deelgebieden en heterogeniteit 37
    - 3.3.4. Bemonstering- en analyseplan Verkennend Onderzoek 38
    - 3.3.5. Uitvoering verkennend onderzoek 39
    - 3.3.6. Interpretatie en verslaglegging 39
  - 3.4 Opstellen bemonsteringsplan voor veldonderzoek voor NO (stap 3) 40

---

3.4.1.	Afbakening onderzoeksgebied	40
3.4.2.	Onderzoeksstrategie	40
3.4.3.	Indeling in deelgebieden	41
3.4.4.	Opstellen bemonsteringsplan veldonderzoek voor het NO	41
3.4.5.	Uitvoering veldwerk voor het Nader Onderzoek	42
3.5	Bemonstering en chemische analyse standaardstoffen en verdachte stoffen (stap 4a)	43
3.5.1.	Opstellen analyseplan	43
3.5.2.	Bewaren van monsters	43
3.5.3.	Gegevensverwerking	43
3.6	Chemische analyse overige stoffen en beschikbaarheid (Stap 4b)	44
3.6.1.	Selectie van monsters uit stap 4a voor stap 4b	44
3.6.2.	Uit te voeren analyses.	44
3.6.3.	Uitbreiding stap 4b	46
3.6.4.	Gegevensverwerking	47
3.7	Presentatie resultaten	48
3.7.1.	Omvangbepaling	48
<b>4.</b>	<b>Humane risico's</b>	<b>50</b>
<b>5.</b>	<b>Ecologische risico's</b>	<b>58</b>
<b>6.</b>	<b>Verspreidingsrisico's naar/via oppervlaktewater</b>	<b>70</b>
<b>7.</b>	<b>Verspreidingsrisico's naar/via grondwater</b>	<b>83</b>
<b>8.</b>	<b>Saneringstijdstip en saneringsdoelstelling</b>	<b>89</b>
8.1	Inleiding	89
8.2	Saneringstijdstip	89
8.3	Saneringsdoelstelling	94
	<b>Literatuur</b>	<b>102</b>
	<b>Bijlage A Definities</b>	<b>105</b>
	<b>Bijlage B Aangrenzende wet- en regelgeving</b>	<b>111</b>
	<b>Bijlage C Checklist inventarisatie bestaande gegevens</b>	<b>118</b>
	<b>Bijlage D Actualiserend Waterbodemonderzoek</b>	<b>121</b>
	<b>Bijlage E Bemonstering waterbodem voor bioassays en macrofauna inventarisatie</b>	<b>124</b>
	<b>Bijlage F Advies voor analysepakketten</b>	<b>126</b>
	<b>Bijlage G Bepaling beschikbare gehalten en concentraties</b>	<b>130</b>
	<b>Bijlage H TEF waarden</b>	<b>138</b>
	<b>Bijlage I Bepaling orbitaalsnelheid</b>	<b>139</b>

---

**Bijlage J Risicobeoordeling grondwater 143**

**Bijlage K Kwaliteitsbeoordeling Nader Onderzoek (pm) 144**

---

# 1. Inleiding

---

## 1.1 Kader

Per 1 januari 2006 is de herziene Wet bodembescherming (verder: *Wbb*) in werking getreden. De wetswijziging (o.a. art. 37 en 38, *Wbb*) heeft als doel tot een effectiever bodembeleid te komen. De wijzigingen van artikel 37 en 38 zijn uitgewerkt in de 'Circulaire Sanering Waterbodems' [1] (verder: circulaire), met als toelichting hierop de bijbehorende bijlage 'Handleiding Sanering Waterbodems' [2] (verder: handleiding).

De uitwerking van voorstaande wijzigingen is tevens aanleiding geweest tot het opstellen van onderhavige 'Richtlijn Nader Onderzoek Waterbodems' (verder: richtlijn), waarin een verdere praktische uitwerking van de handleiding wordt gegeven. Deze richtlijn vervangt hiermee de oude 'Richtlijn Nader Onderzoek voor Waterbodems' [3] uit 2002. (Let wel: deze richtlijn heeft geen relatie met de monitoring Nader Onderzoek van de KRW.)

De richtlijn heeft als doel op een eenduidige wijze zowel de ernst van de verontreiniging in de waterbodem als de noodzaak tot spoedeisende sanering hiervan te kunnen bepalen, het saneringstijdstip en de saneringsdoelstelling te kunnen formuleren en vast te stellen én alle hiervoor benodigde gegevens te verzamelen. Hiermee dient een ondersteunende basis te ontstaan tussen de initiatiefnemer en het bevoegd gezag *Wbb* voor de besluitvorming tot saneren of beheren.

## 1.2 Doelgroep, status, reikwijdte en toepassingsgebied

### Doelgroep

De richtlijn is relevant voor een ieder die in het kader van de *Wbb* betrokken is bij het uitvoeren van een nader onderzoek waterbodem.

### Status

De inhoud van deze richtlijn heeft, evenals de circulaire en handleiding, het karakter van richtlijnen, waarmee het bevoegd gezag vanuit het oogpunt van zorgvuldige besluitvorming, rekening moet houden.

### Reikwijdte

De richtlijn is beperkt tot het al of niet vaststellen of een waterbodem gesaneerd dient te worden dan wel beheerd conform de saneringsparagraaf van de Wet bodembescherming (*Wbb*). De richtlijn is dus niet van toepassing op het toepassen of verspreiden van waterbodemmateriaal (bagger) conform het Besluit bodemkwaliteit



---

(Bbk; zie ook hoofdstuk 2). De richtlijn is ook niet van toepassing op het uitvoeren van onderhoudsbaggerwerkzaamheden (zie ook 2.1).

De circulaire, handleiding en onderhavige richtlijn zijn, met in achtneming van het in de wetwijziging opgenomen overgangsrecht<sup>1</sup>, van toepassing op gevallen van ernstige waterbodemonverontreinigingen tot aan de inwerkingtreding van de algemene regels of tot aan het tijdstip waarop de circulaire wordt ingetrokken. In de praktijk zal dit zijn tot de inwerkingtreding van de Waterwet en het onderliggende (nog in ontwikkeling zijnde) Waterbesluit, met een beoogde datum van 1 januari 2009 [1].

Voor lopende saneringstrajecten betekent dit het volgende:

1. Toepassing van het hierbij uitgewerkte saneringscriterium is in beginsel niet aan de orde voor gevallen van ernstige verontreiniging waarvan vóór 1 januari 2006 de urgentie in een beschikking is vastgesteld op grond van artikel 29 in combinatie met artikel 37, van de *Wbb*. De vaststelling van de urgentie wordt hierbij gelijkgesteld met de vaststelling van de noodzaak tot spoedige sanering;
2. Voor de onder 1 bedoelde gevallen kan echter op verzoek (uiterlijk 1 januari 2009) alsnog het saneringscriterium worden toegepast indien in de beschikking een saneringstijdstip is opgenomen dat tenminste na 1 januari 2010 ligt. De termijn ingevolge artikel 29, tweede lid, alsmede het bij of krachtens artikel 37, *Wbb* bepaalde dient daarbij in acht te worden genomen;
3. De in de circulaire, handleiding en onderhavige richtlijn uitgewerkte saneringsdoelstelling is van toepassing op gevallen van ernstige verontreiniging, waarvoor vòòr 1 januari 2006 nog niet met het daarvoor opgestelde saneringsplan was ingestemd (of nog geen saneringsplan was ingediend).

### **Toepassingsgebied**

Voorliggende richtlijn is van toepassing op alle waterbodems in Nederland (zoals benoemd in art. 63, *Wbb*) met een potentieel ernstige verontreiniging die is veroorzaakt vóór 1987. Dergelijke gebieden vallen onder de *Wbb* als eenmalige schoonmaakactie.

Verontreinigingen die vanaf 1987 zijn veroorzaakt vallen onder de zogeheten zorgplicht (art. 13, *Wbb*). In deze gevallen dient de verontreiniging simpelweg te worden verwijderd met alle middelen die redelijkerwijs van de veroorzaker kunnen worden verwacht. Hierbij zijn mate, omvang en risico's van de verontreiniging in principe niet aan de orde.

## **1.3 Voornaamste wijzigingen in de nieuwe richtlijn**

Met de wetwijziging *Wbb* is de 'urgentiesystematiek' vervangen door het 'saneringscriterium' (art. 37) en het functiegericht saneren wettelijk

---

<sup>1</sup> Zie artikel II van het wetsvoorstel

---

geregeld (art. 38). Hiermee is de doelstelling van de *Wbb* niet komen te veranderen. Wel is bijvoorbeeld de saneringsdoelstelling aangepast van multifunctioneel naar functiegericht. In hoofdstuk 2 wordt hier verder op ingegaan.

Naast uitwerking van de wetswijziging *Wbb* zijn in de richtlijn ook aanbevelingen vanuit het rapport 'Evaluatie Richtlijn Nader Onderzoek' [4] (verder: evaluatierapport) meegenomen en is gebruik gemaakt van nieuwe (wetenschappelijke) inzichten en technieken. Daarnaast is vooruitlopend op de toekomstige Waterwet en het onderliggende (nog in ontwikkeling zijnde) Waterbesluit, waar mogelijk, relevante aspecten rond de implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water (verder: *KRW*) verwerkt.

De voornaamste aanpassingen zijn:

- aanpassing i.v.m. circulaire en handleiding sanering waterbodems;
- nadere uitwerking en uitleg betreffende het toe te passen instrumentarium;
- plaats bieden aan nieuwe inzichten, met name rond het toe te passen instrumentarium, o.a.;
  - o beschikbare gehalten en concentraties nemen een prominentere plaats in, in de risicobeoordeling.
  - o ecologische risico's van de verontreinigende stoffen worden beter ingeschat door gebruik te maken van risicobeoordeling mbv. gevoeligheidsverdelingen (SSD's).
- opstellen van een eenvoudig begrippenkader om het taalgebruik (technisch-inhoudelijk, juridisch of beleidsmatig) van de verschillende gebruikers eenduidiger te maken;
- directe inbreng van (potentiële) gebruikers vanuit verschillende disciplines;
- meer aandacht voor de momenten waarop de initiatiefnemer contact neemt met het bevoegd gezag *Wbb*.
- een nieuwe klassenindeling voor waterbodems, die met de inwerkingtreding van het Besluit Bodemkwaliteit (Bbk) (naar verwachting per 1 januari 2008) van kracht wordt.

## **1.4 Vaststellen noodzaak spoedige sanering waterbodems**

### **Saneringscriterium**

Het saneringscriterium is de systematiek om te bepalen of ter plaatse van de ernstig verontreinigde waterbodems sprake is van onaanvaardbare risico's. Een noodzaak tot spoedige sanering bestaat indien onaanvaardbare risico's aanwezig zijn voor de mens, het ecosysteem, de verspreiding naar/via oppervlaktewater of de verspreiding naar/via grondwater.

De risicobeoordeling van de waterbodems is opgebouwd uit meerdere risicostappen. Al naar gelang het risicopad zijn deze eventueel opgesplitst over twee risicosporen. In de eerste risicostap(pen) wordt grotendeels gebruik gemaakt van reeds beschikbare onderzoeksgegevens en 'eenvoudige' modelberekeningen om op een

---

relatief gemakkelijke wijze en met beperkte kosten locaties met onaanvaardbare risico's te kunnen selecteren.

Bij overschrijding van het toetsingscriterium in de betreffende risicostap kan worden doorgegaan met de volgende risicostap ter verificatie van de onaanvaardbare risico's. Met het doorlopen van de opeenvolgende risicostap(pen) wordt hierdoor steeds meer (of beter onderbouwde) informatie over de ernstig verontreinigde waterbodem verkregen

### **Keuzemogelijkheid**

Voor de laatste risicostappen zijn veelal extra metingen nodig die al of niet in het veld uitgevoerd moeten worden, hetgeen uiteraard meer tijd en geld kost.

Als na uitvoering van de eerste risicostap(pen) blijkt dat niet uitgesloten kan worden dat ter plaatse onaanvaardbare risico's bestaan, dan kan de initiatiefnemer (in overleg met het bevoegd gezag) besluiten om vanuit kostenbeheersing te accepteren dat ter plaatse sprake is van onaanvaardbare risico's door de ernstig verontreinigde waterbodem. Het is echter wel zo dat alleen met een goed inzicht in alle risicopaden de eventueel te nemen saneringsmaatregelen op de meest effectieve en (kosten)efficiënte wijze kunnen worden ingevuld en geëvalueerd. Juist voor de evaluatie van de sanering is een gedegen inzicht van de situatie vooraf (t=0) belangrijk.

### **Afbakening richtlijn**

Het saneringscriterium wordt bepaald voor zowel de permanent natte en periodiek natte delen van de waterbodem [2] Hierbij is de beoordelingswijze van de vier risicopaden voor beide delen van de waterbodem verschillend<sup>2</sup>. Onderhavige richtlijn beschrijft alleen de risicobeoordeling voor de permanent natte delen van de waterbodem. Deze systematiek is niet toepasbaar voor de periodiek natte delen van de waterbodem (zoals uiterwaarden, weerden, slikken, gorzen en beekdalen). Dergelijke gebieden bevinden zich veelal op het grensvlak tussen de waterbodem en droge bodem, zodat de risicobeoordeling voor de periodiek natte delen van de waterbodem beter aansluit bij de systematiek voor de droge bodem [5]. In de handleiding is per risicospoor aangegeven welke systematiek voor de droge bodem wordt toegepast.

## **1.5 Saneringstijdstip en saneringsdoelstelling**

Door de wetswijziging is meer aandacht ontstaan voor de risico's van ernstige waterbodemverontreiniging. Het constateren van een onaanvaardbaar risico voor één van de risicosporen leidt tot de noodzaak tot spoedige sanering. De keuze van het saneringstijdstip hangt af van de mate waarop de risico's op korte termijn weggenomen kunnen worden. Bij het bepalen van het saneringstijdstip kan ook meer rekening worden gehouden met de doelstellingen voor het

---

<sup>2</sup> Voor zowel de permanent natte als de periodiek droge(re) delen van de waterbodem zijn wel de interventiewaarden voor de waterbodem van toepassing.

---

watersysteem, conform de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). Hierdoor kunnen de termijnen voor saneren mede gekoppeld worden aan die voor de KRW. Die termijnen zijn de uiterste tijdstippen waarop saneren moet plaatsvinden.

Voor de saneringsdoelstelling geldt dat saneren tenminste dient te leiden tot het wegnemen van de geconstateerde onaanvaardbare risico's.

In hoofdstuk 8 worden beide begrippen verder uitgelegd en uitgewerkt.

## **1.6 Leeswijzer**

In hoofdstuk 2 wordt het Nader Onderzoek geplaatst in het overzicht van de wet- en regelgeving rond verontreinigde waterbodems.

Hoofdstuk 3 gaat in op de verschillende stappen die worden onderscheiden in de gegevensverzameling en in de interpretatie ervan. Tevens staat hierin beschreven welke strategie gevolgd kan worden om de metingen in het veld zo efficiënt mogelijk te laten verlopen.

Hoofdstuk 4 beschrijft het risicopad voor de mens. Hierin wordt vastgesteld in hoeverre de mens door recreatie en/of consumptie van vis risico's loopt voor de waterbodemverontreiniging.

In hoofdstuk 5 wordt de beoordeling van effecten van de verontreinigde waterbodem op het ecosysteem beschreven. Naast directe effecten op bodemorganismen worden ook effecten die optreden door ophoping in de voedselketen beschouwd. Dit laatste kan een bedreiging vormen voor vissen en vogels.

Het risicopad voor verspreiding van stoffen naar of via het oppervlaktewater wordt behandeld in hoofdstuk 6. Voor dit risicospoor wordt onderscheid gemaakt tussen verspreiding van stoffen door diffusie of door opwerveling of erosie van sediment.

In hoofdstuk 7 staat beschreven hoe verontreinigingen kunnen leiden tot onaanvaardbare verspreidingsrisico's via het grondwater. Hierbij wordt rekening gehouden met de nabijheid van kwetsbare objecten.

In hoofdstuk 8 staat een nadere uitwerking voor het bepalen en het opstellen van het saneringstijdstip en de saneringsdoelstelling.

---

## 2. Wet- en regelgeving

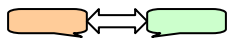
---

### 2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de wet- en regelgeving rond verontreinigde waterbodems. Voor de voorliggende richtlijn nader onderzoek waterbodems wordt hét wettelijke kader gevormd door de Wet bodembescherming (Wbb). In dit hoofdstuk wordt dat wettelijk kader in detail behandeld of wordt verwezen naar relevante informatie in bijlagen of andere documenten.

In het geval van een vermoeden dat voor een locatie sprake is van (ernstige) verontreiniging veelal op grond van bijv. een oriënterend - of baggeronderzoek, dient het Wbb-traject te worden opgestart. Dat geldt eveneens als sprake is van een initiatief op een dergelijke locatie. Voor onderhoudsbaggerwerkzaamheden binnen een geval van ernstige waterboderverontreiniging geldt art. 63i Wbb. Dit is de zogenaamde verkorte Wbb-procedure. Voor deze procedure is de voorliggende richtlijn niet van toepassing.

### 2.2 Start Wbb-traject bij een vermoeden of een initiatief



Het Wbb-traject start met een eerste vooroverleg tussen initiatiefnemer en bevoegd gezag. Dit vindt plaats naar aanleiding van een melding aan het bevoegd gezag conform artikel 28, lid 1 en 2 Wbb. In de kantlijn van dit hoofdstuk is telkens aangegeven, wanneer contact tussen initiatiefnemer en bevoegd gezag plaatsvindt of gewenst is. Het bepalen van de activiteit, bijv. herinrichting, graafoverheidsactiviteit(en), onderhoud of verwachte sanering, die een initiatiefnemer van plan is om uit te voeren, én vooral de gevolgen die de activiteit heeft voor de aanwezige verontreiniging (verplaatsing, vermindering) is het hoofdonderwerp in het vooroverleg.

Het in een vroegtijdig stadium (tijdens het vooroverleg) vaststellen van de juiste procedure en de daarvoor noodzakelijke informatie (bijvoorbeeld de wijze waarop risico's worden bepaald), voorkomt het ontstaan van vertragingen of termijnoverschrijdingen. Bovendien leidt het aanleveren van voldoende en eenduidige informatie (saneringsplan, uitvoeringsplan) tot beter handhaafbare situaties in de uitvoeringsfase. De vragen die bij het bevoegd gezag *Wbb* en de initiatiefnemer kunnen leven zijn:

- welke informatie dient te worden aangeleverd bij de melding?
- is deze informatie voldoende gedetailleerd en representatief om te dienen als grondslag voor de besluitvorming door het bevoegd gezag?
- welke proceduretermijnen zijn van toepassing?
- welke besluiten moeten worden genomen?

- 
- welke voorschriften en bepalingen worden in een *Wbb*-beschikking opgenomen?

Indien na het uitvoeren van een eerste onderzoek (verkennend of al oriënterend) naar voren is gekomen dat ter plaatse sprake is van een geval van verontreiniging van de waterbodem, dan dient conform artikel 29, lid 1 en 2 van de *Wbb* te worden vastgesteld of sprake is van een geval van ernstige verontreiniging van de waterbodem.

Dat is de start voor het Nader Onderzoek aan de waterbodem. Het nader onderzoek wordt beschreven in een drietal documenten. De circulaire sanering waterbodems, de handleiding sanering waterbodems en de voorliggende richtlijn. Voor overige aspecten rond het *Wbb*-traject wordt verwezen naar bijlage B. Daarin worden de volgende onderwerpen nader (maar niet uitputtend) uitgewerkt:

- Vooronderzoek of historisch onderzoek;
- Verkennend of oriënterend onderzoek;
- Saneringsonderzoek;
- Saneringsplan;
- Sanering;
- Evaluatieverslag en (na)zorgplan.

### 2.3 Circulaire, handleiding en richtlijn

De wijziging van de *Wbb* betreffende de saneringsparagraaf is voor de land- en de waterbodem uitgewerkt in afzonderlijke circulaire. De circulaire voor de landbodem is opgesteld door het Ministerie van VROM [5], en die voor de waterbodem door het Ministerie van Verkeer en Waterstaat (V&W)[1]. Hierbij wordt de reikwijdte van de 'waterbodem' bepaald door de artikelen 63a en 63d van de *Wbb*. De reden voor een separate circulaire en handleiding voor de waterbodem is dat de aard van de problematiek van de waterbodems, het te voeren saneringsbeleid, de financiering en de betrokkenheid van maatschappelijke en publieke partijen verschillen met die van de landbodem<sup>3</sup>. Bij de circulaire hoort een bijlage, de handleiding 'sanering waterbodems'. In de handleiding zijn geen meetvoorschriften vermeld. Voor deze meetvoorschriften wordt in de handleiding verwezen naar de voorliggende richtlijn. Hierin zijn gedetailleerde verwijzingen opgenomen.

#### *Circulaire*

In de circulaire [1] is meer prioriteit gegeven aan gevallen van ernstige verontreiniging in de waterbodem, waar daadwerkelijk sprake is van onaanvaardbare risico's. Bij het vaststellen van ernstige verontreiniging in de waterbodem waar sprake is van onaanvaardbare risico's, is ruimte gekomen voor de implementatie van het gedachtegoed van de Kaderrichtlijn water (KRW). Het bevoegd gezag of de waterbeheerder moet in elk geval zorgen dat de KRW-doelen worden gehaald. Een sanering kan worden uitgesteld als er geen onaanvaardbare risico's zijn.

---

<sup>3</sup> Zie hieromtrent nader, kamerstukken II, 2003-2004, 29 462, nr. 3, p. 7

---

De circulaire is uitsluitend van toepassing op gevallen van ernstige verontreiniging van de waterbodem en is niet van toepassing op onderhoudsbaggerwerk binnen dergelijke gevallen.

#### *Handleiding*

De handleiding 'sanering waterbodems' [2] is een uitwerking van de circulaire sanering waterbodems. Met de handleiding kan in de praktijk worden bepaald of sprake is van een noodzaak tot spoedige sanering of dat volstaan kan worden met een beheertraject. Tevens wordt ingegaan op de noodzaak tot het nemen van nazorgmaatregelen.

De handleiding is al met al vooral gericht op:

- uitwerking van het saneringscriterium;
- vaststellen van het saneringstijdstip;
- formuleren en vaststellen van de saneringsdoelstelling.

#### *Richtlijn*

Voorliggende richtlijn 'nader onderzoek sanering waterbodems' is bedoeld als een gedetailleerde en praktische uitwerking van de regels voor het uitvoeren van (water)bodemonderzoek, zoals beschreven in de handleiding 'sanering waterbodems'.

## **2.4 Doel en inhoud Nader Onderzoek**

Een nader onderzoek wordt uitgevoerd als de resultaten van het VO/OO (verkennend onderzoek / oriënterend onderzoek) daartoe aanleiding geven. In Figuur 2-1 [p16] staat aangegeven welke plaats het onderzoek inneemt in de Wbb-procedure.

### **2.4.1. Doel van een Nader Onderzoek**

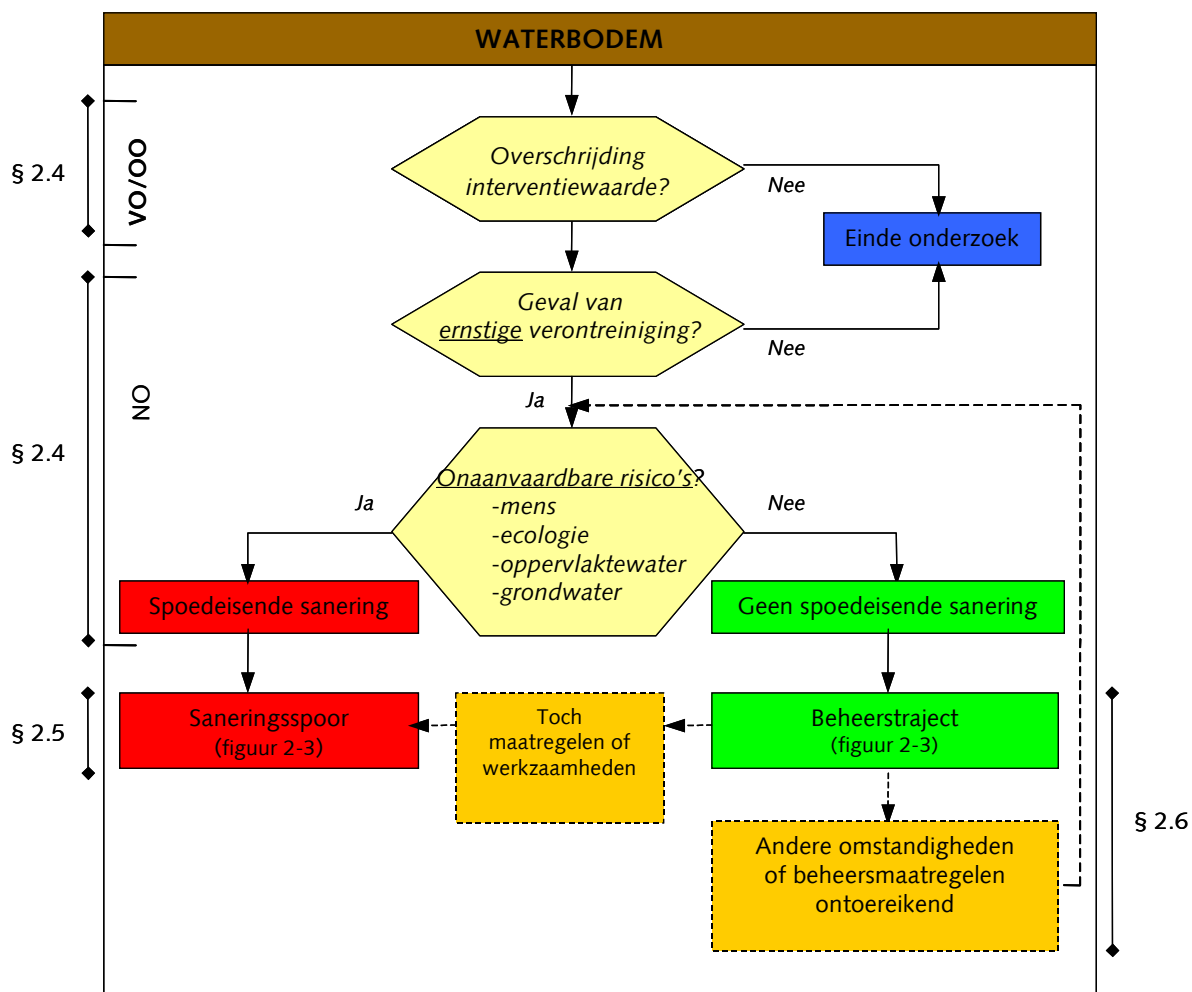
Hét doel van het nader onderzoek aan waterbodems is het bepalen van het al of niet voorkomen van een ernstige waterbodemverontreiniging en het vaststellen of al of niet sprake is van onaanvaardbare risico's (voor de mens, voor het ecosysteem, voor verspreiding naar of via oppervlaktewater en voor verspreiding naar of via grondwater).

### **2.4.2. Geval van ernstige waterbodemverontreiniging**

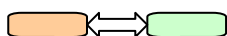
Binnen het nader onderzoek vindt allereerst onderzoek plaats naar de aard, concentratie en ruimtelijke omvang van de verontreiniging(en). Daarbij wordt conform artikel 29, eerste en tweede lid van de Wbb vastgesteld of ter plaatse sprake is van een 'geval van ernstige verontreiniging' van de waterbodem. Hiervan is sprake indien voor tenminste één chemische stof of stofgroep (somparameter) het gemiddeld gemeten gehalte van tenminste 25 m<sup>3</sup> bodemvolume in het geval van een bodem- of sedimentverontreiniging (of de gemiddeld gemeten concentratie in tenminste 100 m<sup>3</sup> poriënverzadigd bodemvolume in het geval van een grondwaterverontreiniging) hoger is dan de interventiewaarde<sup>4,5</sup>.

---

<sup>4</sup> Cfm. Circulaire Streef- en Interventiewaarden bodemsanering (Staatscourant 2000, 39)



Figuur 2-1: Overzicht van de verschillende handelingen in het Wbb-traject van verontreinigde waterbodems.



De melding conform artikel 28, lid 1 *Wbb* wordt getoetst. Als uit de toetsing van de melding blijkt dat het geval niet onder de *Wbb* valt, of onder lid 3 van artikel 28 *Wbb* (niet meldingsplichtige gevallen) valt, dan kan het bevoegd gezag dit vermelden in de beschikking. De criteria voor deze toets zijn afkomstig uit artikel 28 *Wbb*, het “besluit overige niet meldingsplichtige gevallen bodemsanering” en het “besluit vrijstellingen stortverbod buiten inrichtingen”.

### 2.4.3. Saneringscriterium, vaststellen van risico's

Ingevolge artikel 37 *Wbb* moet in de beschikking op grond van artikel 29 *Wbb*, waarin het bevoegd gezag vaststelt of sprake is van ernstige verontreiniging, tegelijkertijd worden vastgesteld of er sprake is van spoedeisendheid. Dit is ook onderdeel van het Nader Onderzoek. Voor dit doel wordt gebruik gemaakt van het saneringscriterium, de systematiek om te bepalen of ter plaatse van de ernstig verontreinigde waterbodem sprake is van onaanvaardbare risico's. Een noodzaak tot

<sup>5</sup> Met ingang van het Besluit Bodemkwaliteit (= Bbk) zijn voor enkele stoffen nieuwe interventiewaarden afgeleid



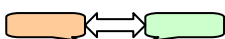
---

spoedige sanering bestaat indien onaanvaardbare risico's aanwezig zijn voor tenminste één van de volgende risicopaden:

- mens;
- ecologie;
- verspreiding naar/via oppervlaktewater;
- verspreiding naar/via grondwater.

De interpretatie van bovenstaande risicopaden zijn nader uitgewerkt in de respectievelijke hoofdstukken 4, 5, 6 en 7 van deze richtlijn.

Om de risico's van de ernstig verontreinigde waterbodems zo goed mogelijk in te kunnen schatten, is het van belang om van alle risicopaden een globaal beeld te hebben. Wanneer bijvoorbeeld is geconstateerd dat door blootstelling aan de ernstig verontreinigde waterbodems onaanvaardbare risico's voor de mens of het ecosysteem aanwezig zijn en daarmee ook de noodzaak tot spoedige sanering al duidelijk is, dan kan het toch van belang zijn om ook de risico's van verspreiding naar het oppervlaktewater en via het grondwater te beoordelen. De initiatiefnemer kan hier slechts in bepaalde gevallen in overleg met het bevoegd gezag Wbb van afwijken, bijvoorbeeld wanneer -vanuit kostenbeheersing - wordt gekozen om niet alle risicostappen van de risicobeoordeling te doorlopen<sup>6</sup>. Echter alleen met een goed inzicht in alle risico's van de waterbodemsverontreiniging kunnen de eventueel te nemen saneringsmaatregelen (evenals tijdstip, doelstelling en saneringsplan) op de meest effectieve en (kosten)efficiënte wijze worden ingevuld.



Voordat wordt gestart met het vaststellen van de risico's dient altijd eerst te worden geconstateerd of al of niet sprake is van een (te) hoog herverontreinigingsniveau (HVN; zie kader). Als het HVN (te) hoog is, zijn eerst bronmaatregelen noodzakelijk. In dat geval kan het saneringstijdstip naar achteren worden geschoven. Het in de beschikking op te nemen tijdstip zal dan afhankelijk zijn van de periode die naar verwachting nodig is om een afdoende HVN te kunnen bereiken.

In het geval van samenloop (zie ook §2.6.1) gericht op herinrichting waarbij sprake is van oplevering van een nieuw profiel en dus een nieuwe waterbodems, geldt een specifieke aanpak.

In eerste instantie dient, met name op basis van monsternamen, vooraf te worden vastgesteld of in het gewenste profiel sprake is van overschrijding van de interventiewaarde(n) aan het nieuw opgeleverde oppervlak. Dus is al of niet sprake van een geval van ernstige waterbodemsverontreiniging (zie paragraaf hiervoor § 2.4.2).

Als geen sprake is van overschrijding, dan is geen risicobeoordeling nodig. Als wel sprake is van overschrijding van de interventiewaarde(n)

---

<sup>6</sup> Bij deze afweging gaat het niet alleen om kostenbeheersing maar ook om nut en noodzaak van verdergaand onderzoek. Voor kleinschalige regionale watersystemen is de verwijdering van de sliblaag in de praktijk vaak de enige oplossing (met name bij samenloop met onderhoudstaken). De saneringsaanpak is meestal in een vroeg stadium duidelijk. In dergelijke gevallen is het dan niet relevant om overige risicopaden in beeld te brengen. Verdergaand risico-onderzoek wordt alleen verplicht uitgevoerd indien blijkt dat het voor de saneringsaanpak werkelijk relevant is of kan zijn.

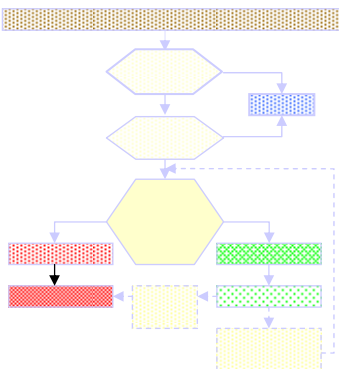
(in het nieuw op te leveren waterbodempoppervlak) dan is een risicobeoordeling noodzakelijk, conform het saneringscriterium. Dat kan op eenvoudige wijze plaatsvinden door van de afzonderlijke risicopaden alleen de eerste stap te doorlopen (zie hoofdstukken 4 t/m 7). Indien geen sprake is van onaanvaardbare risico's, dan is vervolgens wel een vorm van beheer noodzakelijk (zie §2.6). In het geval van beheer kan gekozen worden voor extra verwijderen, actief afdekken of een combinatie van beiden om dit te minimaliseren. Indien uit de risicobeoordeling blijkt dat sprake is van onaanvaardbare risico's, dan is extra verwijderen, actief afdekken of een combinatie van beiden noodzakelijk.

### Herverontreiniging

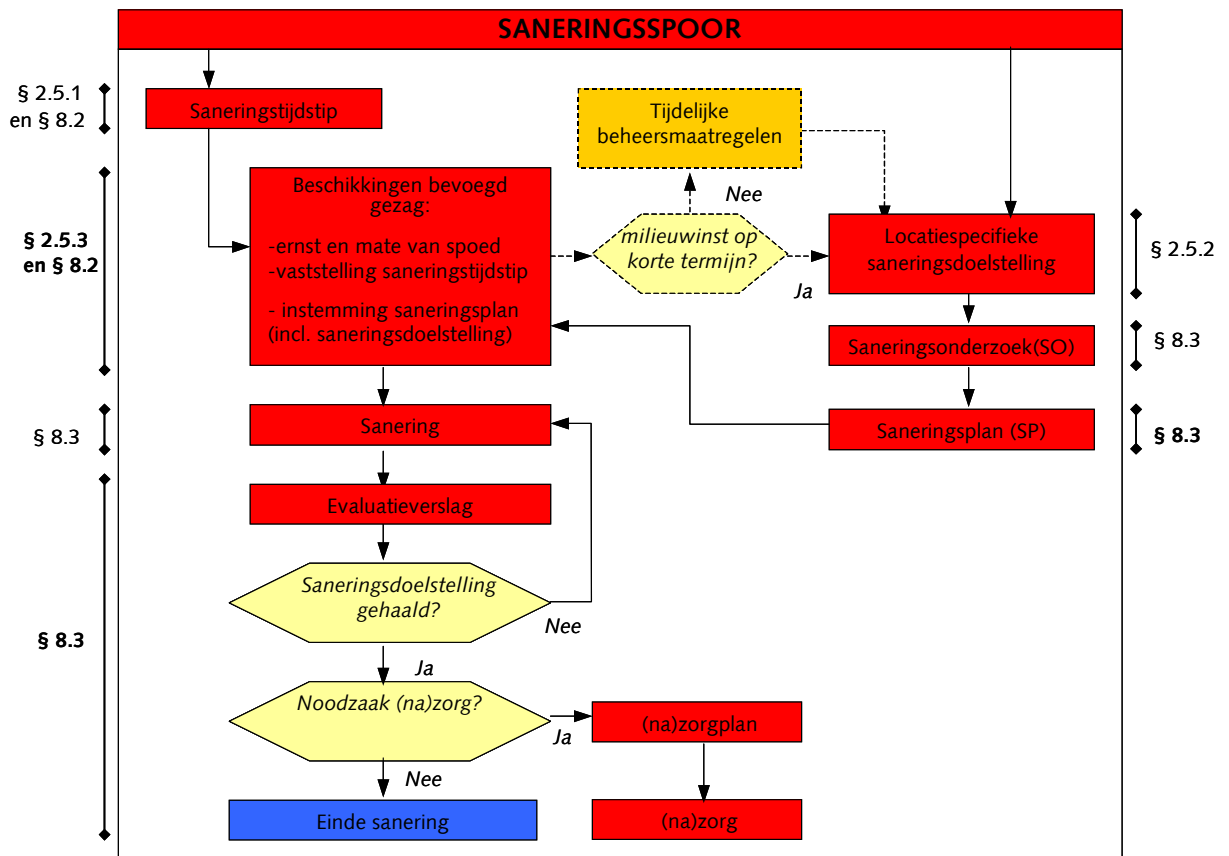
Wanneer sprake is van een vooraf bekende hoge mate van herverontreiniging (HVN), kan na uitvoering van een sanering opnieuw een waterbodempoppervlak ontstaan die onaanvaardbare risico's oplevert voor mens, ecosysteem, oppervlaktewater en grondwater. Dit betekent dat de milieuwinst op korte termijn onvoldoende duurzaam is, waardoor met nadrukkelijke instemming van het bevoegd gezag Wbb kan worden besloten om een nader onderzoek naar de risico's pas uit te voeren nádat brongerichte maatregelen zijn genomen om de waterkwaliteit te verbeteren. Deze maatregelen kunnen betrekking hebben op zowel het oppervlaktewater of waterlichaam zelf (tegengaan van emissies) als bovenstrooms gelegen oppervlaktewateren of waterlichamen. Na uitvoering van de brongerichte maatregelen dient alsnog middels een nader onderzoek te worden beoordeeld of saneren met spoed van toepassing is.

Ondanks dat de milieuwinst op korte termijn onvoldoende is, kunnen nog wel tijdelijke beveiligingsmaatregelen nodig zijn. Zie de handleiding sanering waterbodems en Tabel 2-1.

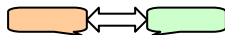
## 2.5 Saneringspoor



Wanneer ter plaatse van de verontreinigde waterbodempoppervlak sprake is van onaanvaardbare risico's en dus van spoedeisendheid, dan dient op grond van artikel 37 *Wbb* het saneringspoor te worden gevolgd (zie ook circulaire sanering waterbodems [1]). In Figuur 2-1 [p16] staat aangegeven welke plaats dit inneemt in de *Wbb*-procedure.



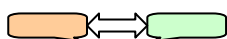
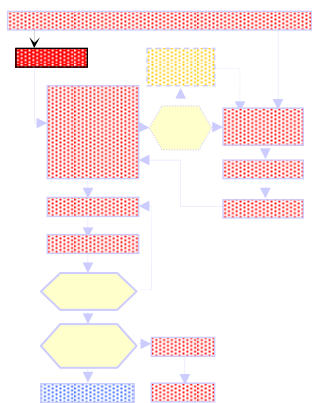
Figuur 2-2: Saneringsspoor binnen het Wbb-traject. Het saneringsonderzoek en de sanering maken geen onderdeel uit van deze richtlijn.



Op basis van de resultaten uit het NO (§2.4) vindt door de initiatiefnemer een melding van ernstige verontreiniging met spoedeisendheid van saneren plaats bij het bevoegd gezag Wbb, vergezeld met een voorstel voor het saneringstijdstip en (eventueel gelijktijdig) het saneringsplan inclusief saneringsdoelstelling. Dit geldt alleen als het NO plaatsvindt voorafgaand aan de melding. Het is verplicht NO voorafgaand aan de melding te verrichten als er een vermoeden van ernstige verontreiniging bestaat. De initiatiefnemer is slechts éénmaal verplicht te melden, en dat hoeft niet per se na een nader onderzoek. Dat kan ook daaraan voorafgaand. Het bevoegd gezag kan dan bepalen dat er een nader onderzoek moet plaatsvinden, en krijgt daarvan de resultaten. Als al een melding heeft plaatsgevonden krijgt het dus geen nieuwe melding. Hierna kan door het bevoegd gezag Wbb een of meerdere beschikkingen worden afgegeven. Deze separate onderdelen zijn in de navolgende paragrafen nader toegelicht. Dit is ook terug te vinden in de circulaire en de handleiding sanering waterbodems.

### 2.5.1. Saneringstijdstip

De bepaling van het saneringstijdstip maakt geen onderdeel uit van het nader onderzoek, maar wordt in deze richtlijn wel nader uitgewerkt..



De reden hiervoor is dat het saneringstijdstip een belangrijk onderdeel uitmaakt van de inhoud van de circulaire en handleiding sanering waterbodems en de onderliggende saneringsparagraaf van de Wbb. In de kantlijn staat aangegeven waar dit binnen het saneringspoor plaatsvindt. Details binnen deze illustratie zijn weergegeven in Figuur 2-2, [p19].

Voor bepaling van het saneringstijdstip vindt een afweging plaats of uitvoering van een sanering op korte termijn voldoende milieuwinst oplevert. In hoofdstuk 8, § 8.2 van deze richtlijn wordt nader ingegaan op de bepaling van het saneringstijdstip.

Ten behoeve van een goede voortgang van het saneringspoor wordt aanbevolen het saneringstijdstip te bepalen in samenspraak met het bevoegd gezag *Wbb* én de waterkwaliteitsbeheerder van het betreffende oppervlaktewater of waterlichaam (voor zover van toepassing; hier bestaat een verschil tussen rijkswateren en regionale wateren in beheer bij waterschappen).

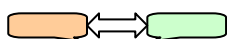
### 2.5.2. Saneringsdoelstelling

Het formuleren en het vaststellen van de saneringsdoelstelling maakt geen onderdeel uit van het nader onderzoek, maar wordt in deze richtlijn wel nader uitgewerkt. De reden hiervoor is dat het saneringstijdstip een belangrijk onderdeel uitmaakt van de inhoud van de circulaire en handleiding sanering waterbodems en de onderliggende saneringsparagraaf van de Wbb. In de kantlijn staat aangegeven waar dit binnen het saneringspoor plaatsvindt. Details binnen deze illustratie zijn weergegeven in Figuur 2-2 [p19].

Voor ieder geval met spoedeisende sanering dient een locatiespecifieke saneringsdoelstelling te worden opgesteld.

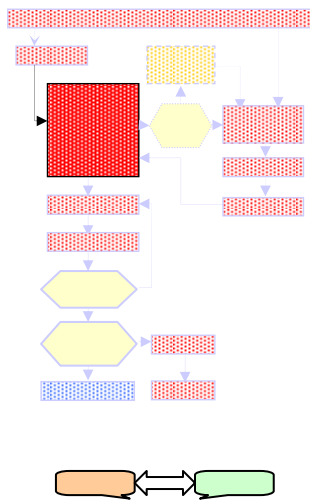
Het bevoegd gezag beslist over de saneringsdoelstelling via instemming met het saneringsplan. Het bevoegd gezag moet op grond van artikel 39, lid 2 *Wbb* toetsen of het saneringsplan aan de vereisten van artikel 38 *Wbb* voldoet, en daar zit ook de saneringsdoelstelling bij, inclusief de verplichting om nazorg zo veel mogelijk te beperken. Het bevoegd gezag stelt dus niet zelf de saneringsdoelstelling vast, maar verleent instemming aan het saneringsplan, waarin de doelstelling is opgenomen. Het bevoegd gezag en de initiatiefnemer zullen in het vooroverleg moeten bespreken wat het bevoegd gezag vindt dat er met betrekking tot dit punt in het plan hoort te staan. Als het bevoegd gezag uiteindelijk niet tevreden is, kan het weigeren met het plan in te stemmen, maar het bevoegd gezag kan dus niet zelf een saneringsdoelstelling vaststellen.

In paragraaf 8.3 van deze richtlijn wordt nader ingegaan op de saneringsdoelstelling.



### 2.5.3. Beschikking(en) bevoegd gezag saneringspoor

Binnen het saneringspoor is sprake van de afgifte van tenminste één beschikking door het bevoegd gezag *Wbb*. In de kantlijn staat



aangegeven waar dit binnen het saneringspoor plaatsvindt. Details binnen deze illustratie zijn weergegeven in Figuur 2-2 [p19].

De Wbb vereist dat het bevoegd gezag bij voorgenomen activiteiten in een ernstig verontreinigde waterbodembodem een aantal besluiten neemt op grond van de melding met bijbehorende informatie. De taak van het bevoegd gezag Wbb bestaat voor een belangrijk deel uit toetsing van de gegevens die de initiatiefnemer aanlevert.

De meeste van de besluiten kunnen gelijktijdig in één beschikking worden vastgelegd. Slechts enkele besluiten kunnen of moeten separaat worden opgenomen. De vaststelling ernst verontreiniging, spoedeisendheid, saneringstijdstip, beheersmaatregelen, tijdelijke beveiligingsmaatregelen, instemming gefaseerde sanering en deelsanering en goedkeuring saneringsplan kunnen in één beschikking worden opgenomen. De overige besluiten, die in Tabel 2-1 zijn opgenomen, moeten later, maar kunnen ook deels worden gebundeld. Het nazorgplan kan bijvoorbeeld ook tegelijk met het saneringsverslag worden ingediend, en dan is één beschikking voldoende. Als dit niet gebeurt, worden het twee beschikkingen. In tabel 2-1 staat een kort overzicht van potentiële besluiten inzake de Wbb, met eventueel te nemen aanvullende voorschriften en bepalingen die het bevoegd gezag Wbb bij voorgenomen (water)bodemactiviteiten kan opleggen.

Tabel 2-1: Overzicht potentiële Wbb-besluiten bij waterbodembodemactiviteiten.

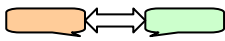
Aard van het besluit	Wbb
vaststelling ernst van verontreiniging?	art. 29, lid 1
vaststelling spoedeisendheid van verontreiniginggeval?	art. 37, lid 1
indien spoedeisendheid: termijn aanvang van sanering	art. 37, lid 2
indien geen spoedeisendheid: beheersmaatregelen / gebruiksbepalingen vaststellen	art. 37, lid 4
eventuele tijdelijke beveiligingsmaatregelen	art. 37, lid 3
instemming gefaseerde sanering	art. 38, lid 3
toestemming deelsanering	art. 40, lid 1
goedkeuring saneringsplan*	art. 39, lid 2
goedkeuring saneringsverslag	art. 39c lid 2
goedkeuring nazorgplan (indien verontreiniging achterblijft)	art. 39d lid 3

\* In deze beschikking dienen bepalingen te worden opgenomen aangaande meldingsprocedures, beveiligingsmaatregelen, verslaglegging en melding van wijzigingen in (water)bodemgebruik.

Bij de beschikking met betrekking tot de saneringsnoodzaak, wordt door het bevoegd gezag Wbb beschikt op tenminste de ernst van de waterbodembodemverontreiniging (art. 29, lid 1 Wbb), de spoedeisendheid van de sanering (art. 37, lid 1 Wbb) en het tijdstip waarop de sanering dient te worden aangevangen (art. 37, lid 2 Wbb). Bij beschikking op het saneringsplan inclusief de saneringsdoelstelling (art. 39, lid 2 Wbb) wordt tevens expliciet gelet op de (na)zorg. In de praktijk worden

---

voorstaande beschikkingen veelal door het bevoegd gezag *Wbb* vastgelegd in één beschikking.

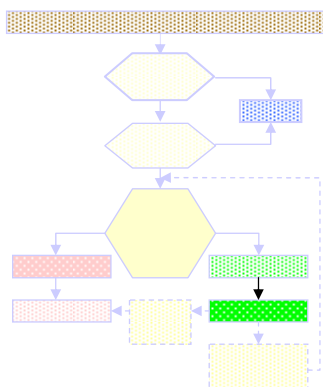


De proceduretermijnen voor de beschikking op ernst, spoedeisendheid en saneringstijdstip is vastgesteld op maximaal 15 weken (art. 29, lid 2 *Wbb*). De proceduretermijn voor de beschikking op het saneringsplan is in principe eveneens 15 weken, maar deze kan binnen zes weken na ontvangst van de melding (artikel 28 *Wbb*) tot in totaal 30 weken verlengd worden (artikel 39 lid 2 *Wbb*). De zes weken uit artikel 39 lid 2 *Wbb* is de termijn waarbinnen het bevoegd gezag moet besluiten of het in totaal 15 of in totaal 30 weken nodig heeft om het plan te beoordelen. Als dus in week 7 na ontvangst van de melding blijkt dat het bevoegd gezag meer tijd nodig heeft, is het bevoegd gezag te laat en dus verplicht om binnen 15 weken in totaal te beslissen. Gebeurt dat niet, dan wordt de instemming van rechtswege verleend, onafhankelijk van de inhoud van het saneringsplan.

Voor overige termijnen die gelden voor bijvoorbeeld publicatie, advies, bezwaar en beroep, wordt verwezen naar hoofdstuk 3 van de Algemene wet bestuursrecht<sup>7</sup>.

Bij instemming tot gefaseerde sanering, wordt dit door het bevoegd gezag vastgelegd in een beschikking (art. 38, lid 4 *Wbb*). In deze beschikking wordt ook aangegeven óf en voor de uitvoering van welke fasen een extra melding nodig is (zie art. 38, lid 4 *Wbb*). De beschikking kan dezelfde zijn als de beschikking waarin op ernst, spoedeisendheid, tijdstip en saneringsplan wordt beschikt (art. 40, lid 1 *Wbb*). Dit hoeft dus geen separate beschikking te zijn. Indien door het bevoegd gezag wordt ingestemd met een deelsanering, dan wordt dit expliciet vermeld in de beschikking.

## 2.6 Beheerspoor



Wanneer op basis van het saneringscriterium (is al of niet sprake van onaanvaardbare risico's) ter plaatse van de ernstig verontreinigde waterbodem geen sprake is van een spoedeisende sanering, dan dient het beheerspoor te worden gevolgd.

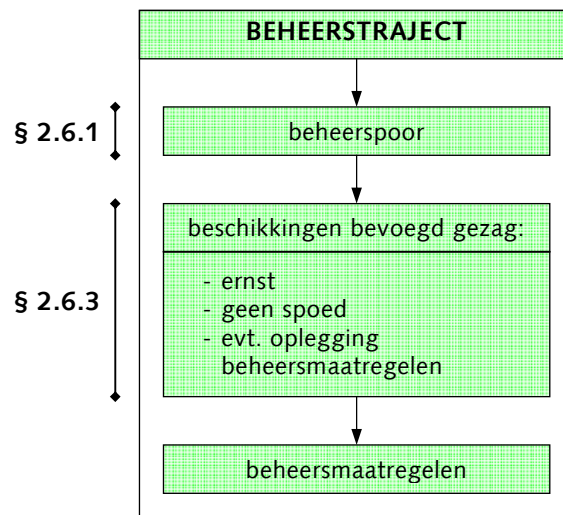
Hierbij zijn de volgende aspecten te onderscheiden:

- geen spoed, toch maatregelen of werkzaamheden in het geval;
- beheermaatregelen;
- beschikking bevoegd gezag.

In de kantlijn staat aangegeven welke plaats dit inneemt in de *Wbb*-procedure. Details binnen deze illustratie zijn weergegeven in Figuur 2-1 [p16].

---

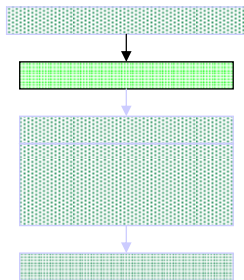
<sup>7</sup> Voor de meest recente *Awb* wordt verwezen naar de internetpagina: [wetten.overheid.nl](http://wetten.overheid.nl)



Figuur 2-3: Beheerstraject

Op basis van de resultaten uit het NO (§2.4) vindt door de initiatiefnemer een melding van ernstige verontreiniging zonder spoedeisendheid van saneren plaats bij het bevoegd gezag *Wbb*, gelijktijdig -dan wel op een later tijdstip- vergezeld van de benodigde informatiedragers (o.a. resultaten van een NO).

### 2.6.1. Geen spoed, toch maatregelen of werkzaamheden



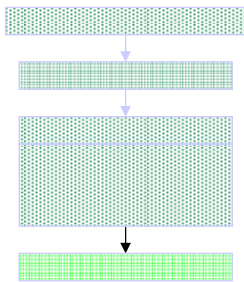
Deze stap betreft het omgaan met de situatie dat in een geval van ernstige waterbodemonverontreiniging waar geen noodzaak bestaat voor saneren met spoed toch maatregelen of werkzaamheden plaatsvinden, dus om andere redenen dan (de noodzaak tot) sanering. Hiernaast staat aangegeven waar dit binnen het beheerstraject plaatsvindt. Details binnen deze illustratie zijn weergegeven in Figuur 2-1 [p16] en Figuur 2-3 [p23].

Wanneer ingrepen in de ernstig verontreinigde waterbodemon om andere redenen dan (de noodzaak tot) sanering plaatsvinden, dan zijn op grond van de *Wbb* de regels van toepassing die gelden voor saneringen. Enkele voorbeelden van ingrepen zijn:

- infrastructurele projecten (bijv. aanleg brugpijler);
- hydromorfologische aanpassingen ter verbetering van onder meer de afvoerfunctie en het ecologisch functioneren van het watersysteem;
- herinrichting van een gebied;
- rivierverruiming;
- aanleg of herstel van infrastructuur;
- natuurontwikkeling;
- leggen van kabels;
- verontdiepen en dempen;

- uitbouw/uitbreiding van onderhoud aan de waterbodembodem (waterafvoer, legger, etc.) tot een sanering van naast of onderliggende waterbodembodemverontreiniging<sup>8</sup>.

Vanwege dergelijke activiteiten kan ontgraving of afdekking van (een deel van) de ernstig verontreinigde waterbodembodem aan de orde zijn, waarmee op grond van de *Wbb* formeel sprake is van een (deel)sanering en dientengevolge alsnog het saneringstraject dient te worden gevolgd. Het wettelijke criterium is: wordt de verontreiniging van de bodem verminderd of verplaatst door de handeling in kwestie, zie art. 28 lid 1 *Wbb*. Hierbij dient dus ook een saneringsdoelstelling en een saneringstijdstip te worden vastgesteld. Het tijdstip van de sanering kan vanuit de samenloop worden bepaald, dus bijvoorbeeld dezelfde datum als de start van de werkzaamheden<sup>9</sup>.



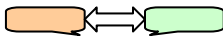
### 2.6.2. Beheermaatregelen

Het invullen van het beheer, binnen het beheerspoor, staat aangegeven in de figuur hiernaast. Details binnen deze illustratie zijn weergegeven in Figuur 2-3 [p23].

Het bevoegd gezag kan in de beschikking opnemen welke beheersmaatregelen moeten worden genomen, en welke gebruiksbeperkingen eventueel van toepassing zijn. Dit dient te worden opgenomen in dezelfde beschikking die gaat over ernst etc., zie art. 37, lid 4 *Wbb*.

Het bevoegd gezag kan van de initiatiefnemer verlangen om verslag te doen over de uitvoering van in de beschikking opgenomen maatregelen, op grond van artikel 37, lid 4 *Wbb*.

Met genoemde maatregelen kunnen de volgende doelen worden beoogd:



- het in beeld houden van het geval van ernstige waterbodembodemverontreiniging, waarmee gecontroleerd kan worden of de situatie (geen sprake van onaanvaardbare risico's) niet wijzigt;
- voorkomen van stagnatie van toekomstige activiteiten als gevolg van de aanwezigheid van een verontreinigde waterbodembodem;
- beheersbaar maken en houden van de kosten van toekomstige activiteiten met betrekking tot het omgaan met de verontreinigde waterbodembodem;
- voorkomen van vergraving van verontreinigd met schoon sediment bij toekomstige activiteiten;

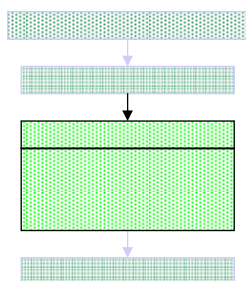
<sup>8</sup> Onderhoudsbaggerwerk sec valt niet onder de reikwijdte van de circulaire, handleiding en onderhoudsrichtlijn (cfm. art. 63i en 63j, *Wbb*). Voor zover onderhoud wordt uitgebreid tot een sanering zijn circulaire, handleiding en onderhoudsrichtlijn uiteraard wel van toepassing.

<sup>9</sup> Het tijdstip van de sanering kan eventueel gekoppeld worden aan de start van de werkzaamheden zonder een exacte datum of jaar te benoemen. Als het onderhoud of een herinrichting bijvoorbeeld onverwacht moet worden uitgesteld, dan leidt dit niet direct tot een afwijking van de beschikking

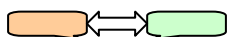


- raamwerk in het kader van de Wet bodembescherming (Wbb), zodat niet voor elke activiteit opnieuw de gehele Wbb procedure doorlopen hoeft te worden;
- vastleggen van randvoorwaarden waaraan toekomstige activiteiten dienen te voldoen.

### 2.6.3. Beschikking bevoegd gezag beheerspoor



Deze stap betreft de afgifte van de beschikking(en) door het bevoegd gezag *Wbb*. Hiernaast staat aangegeven waar dit binnen het beheertraject plaatsvindt. Details binnen deze illustratie zijn weergegeven in Figuur 2-3 [p23].



Voorafgaand aan het nemen van beheermaatregelen voor de verontreinigde waterbodem, dient het bevoegd gezag *Wbb* hier goedkeuring voor te hebben verleend. Op basis van de melding met bijbehorende gegevens, wordt door het bevoegd gezag *Wbb* een beschikking afgegeven waarin de ernst van de verontreiniging in de waterbodem staat vastgelegd (code D, Tabel 2-1). In de beschikking is opgenomen, welke eventuele beheermaatregelen moeten worden genomen, welke eventuele gebruiksbeperkingen van kracht zijn en wanneer daarover verslag moet worden gedaan.

Voor deze beschikking is de proceduretermijn conform artikel 29, tweede lid van de Wbb vastgesteld op maximaal 15 weken. Voor overige termijnen die gelden voor bijvoorbeeld publicatie, advies, bezwaar en beroep, wordt verwezen naar hoofdstuk 3 van de Algemene wet bestuursrecht<sup>10</sup>.

Omdat het hier geen spoedeisende sanering betreft, wordt niet beschikt op spoedeisendheid. Wel kunnen in de beschikking beheermaatregelen ter bescherming van de mens, het ecosysteem, het oppervlaktewater en/of het grondwater worden voorgeschreven. Deze maatregelen kunnen bijvoorbeeld betrekking hebben op het opstellen en uitvoeren van een monitoringprogramma. In dat geval geeft de beschikking tevens aan op welke wijze en op welk tijdstip verslag wordt gedaan van de uitvoering van deze maatregelen. Wanneer andere omstandigheden zich voordoen (zoals calamiteiten) of de genomen beheersmaatregelen ontoereikend zijn gebleken, dan dient voor de gewijzigde situatie een nieuwe risicobeoordeling (zie §2.4.3) plaats te vinden. Bovendien wordt het beheerspoor verlaten op het moment dat er werkzaamheden of maatregelen plaatsvinden in het relevante gebied. In dat geval is dus sprake van een sanering (zie hiervoor).

## 2.7 Overige relevante wet- en regelgeving

Voor verontreinigde waterbodems is de volgende wet- en regelgeving ook relevant, maar dit staat los van het nader onderzoek en dus van de

<sup>10</sup> Voor de meest recente *Awb* wordt verwezen naar de internetpagina: <http://wetten.overheid.nl/>

---

doelstelling van de voorliggende richtlijn (tussen haakjes staat vermeld waarvoor):

- Kaderrichtlijn water  
(effect op wijziging Wbb rond waterbodems;  
watersysteembeheer onder de Waterwet);
- Wet verontreiniging oppervlaktewater  
(Wvo-aspecten binnen de aangepaste Wbb; dit is de wet die in eerste instantie van toepassing is verontreinigingen veroorzaakt na 1987);
- Besluit bodemkwaliteit  
(betreffende de verspreiding en de toepassing van waterbodemmateriaal);
- Wet beheer Rijkswaterstaatwerken  
(betreffende beheer en onderhoud van rijkswateren en de daarin liggende bekende saneringslocaties);
- Waterwet  
(waarin de waterbodem als onderdeel van het watersysteem zal worden beschouwd en de Wbb niet meer van toepassing zal zijn op verontreinigde waterbodem; naar verwachting in werking in of kort na 2009);
- Flora- & faunawet  
(betreffende het omgaan met sediment of waterbodemmateriaal binnen gebieden waar sprake is van instandhoudingdoelstellingen voor soorten, alsmede het rekening houden met de periodes en de mate van activiteit van grondverzet in relatie tot het voorkomen van specifieke soorten);
- Natuurbeschermingswet  
(betreffende het omgaan met sediment of waterbodemmateriaal binnen gebieden waar sprake is van instandhoudingdoelstellingen voor habitatten in of nabij Natura2000-gebieden);
- Asbest (protocol NTA 5727)  
(betreffende het omgaan met verontreinigd sediment waarin – ook- asbestdeeltjes aanwezig zijn);
- Archeologie (Kwaliteitsnorm Nederlandse Archeologie; vanaf 1 januari 2007 KNA 3.1)  
(betreffende het omgaan met sediment in of nabij bekende archeologische locaties, alsmede het mogelijk maken om vooraf aan grondverzet ruimte te bieden voor archeologisch vooronderzoek).

In Bijlage B is een overzicht opgenomen met een nadere toelichting van de hiervoor genoemde wet- en regelgeving.

---

## 3. Dataverzameling

---

### 3.1 Inleiding

Op verschillende plaatsen in het Nader Onderzoek worden gegevens verzameld. Dit hoofdstuk gaat in op de verschillende stappen die kunnen worden onderscheiden in de gegevensverzameling en in de interpretatie ervan. De strategie van de gegevensverzameling is dat zo efficiënt mogelijk gebruik wordt gemaakt van reeds bestaande gegevens en dat zo kosteneffectief mogelijk nieuwe gegevens worden verzameld als dat nodig blijkt voor het behalen van de doelen van een Nader Onderzoek.

#### 3.1.1. Nader Onderzoek en afbakening onderzoeksgebied

##### **Afbakening onderzoeksgebied**

Bij de start van een Nader Onderzoek dient als eerste te worden bepaald wat de afbakening is van het gebied waarin het Nader Onderzoek wordt uitgevoerd. De afbakening van dit gebied (het zogenaamde onderzoeksgebied) wordt afgeleid uit de definities opgenomen in Hoofdstuk 1 Artikel 1 van de *Wbb*<sup>11</sup> (zie kader). In dit artikel is opgenomen dat het onderzoeksgeval het geval is waarin oriënterend of nader onderzoek zal plaatsvinden. In het Nader Onderzoek wordt onder andere bepaald of een 'geval van bodemverontreiniging' een 'geval van ernstige bodemverontreiniging' is. Dit impliceert dat het hele geval van bodemverontreiniging dient te worden onderzocht. Het geval van bodemverontreiniging is in de *Wbb* als volgt gedefinieerd: 'geval van verontreiniging of dreigende verontreiniging van de bodem dat betrekking heeft op grondgebieden die vanwege die verontreiniging, de oorzaak of de gevolgen daarvan in technische, organisatorische en ruimtelijke zin met elkaar samenhangen'.

Omdat het gehele geval van bodemverontreiniging dient te worden onderzocht worden de grenzen van het onderzoeksgebied bepaald door de grenzen van die grondgebieden die vanwege de verontreiniging of dreigende verontreiniging, de oorzaak of de gevolgen daarvan in technische, organisatorische en ruimtelijke zin met elkaar samenhangen.

---

<sup>11</sup> De definities zijn vastgelegd in de Wet bodembescherming H1 art.1 en opgenomen in tekstkader 1

---

Wbb Hoofdstuk 1 Artikel 1 (in werking vanaf 1 januari 2006)

onderzoeksgeval

geval waarin oriënterend of nader onderzoek zal plaatsvinden of plaatsvindt;

nader onderzoek:

onderzoek met betrekking tot de vraag of een geval van verontreiniging een geval van ernstige verontreiniging is;

geval van verontreiniging:

geval van verontreiniging of dreigende verontreiniging van de bodem dat betrekking heeft op grondgebieden die vanwege die verontreiniging, de oorzaak of de gevolgen daarvan in technische, organisatorische en ruimtelijke zin met elkaar samenhangen;

geval van ernstige verontreiniging:

geval van verontreiniging waarbij de bodem zodanig is of dreigt te worden verontreinigd, dat de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, plant of dier heeft, ernstig zijn of dreigen te worden verminderd;

### **Onderscheid droog – nat**

De voorliggende Richtlijn geeft invulling aan de beoordeling van de permanent natte waterbodemp. De afbakening tussen de permanent natte gebieden en de incidenteel of vaker droogvallende delen dient per geval van bodemverontreiniging expliciet te worden vastgelegd. Als grens kan gekozen worden voor bijv. gemiddeld laagwaterstaand (GLW), een overstromingsfrequentie van 330 dagen per jaar of bijv. een steilrand.

### **Diffuse verontreiniging versus puntverontreiniging**

In de circulaire [1] en de handleiding [2] wordt onderscheid gemaakt in grootschalige diffuse verontreinigingen en puntverontreinigingen. In veel gevallen zijn, voordat een Nader Onderzoek is uitgevoerd, niet voldoende gegevens voorhanden om te weten of (alleen) sprake is van een grootschalige diffuse verontreiniging of (ook) van een puntverontreiniging. Met puntverontreiniging wordt bedoeld een gebied met extra verontreiniging bovenop of binnen de al aanwezige diffuse (achtergrond) verontreiniging, ofwel de meest verontreinigde plek binnen een verontreinigd gebied. Op basis van het vooronderzoek (o.a. historisch onderzoek) kan een verwachting hierover worden uitgesproken. De in dit hoofdstuk opgenomen aanpak houdt hier volledig rekening mee.

### **Is het geval van bodemverontreiniging een geval van ernstige bodemverontreiniging?**

In het onderzoeksgebied wordt allereerst vastgesteld of er sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging door te onderzoeken of de bodem in het geval van verontreiniging zodanig is of dreigt te worden verontreinigd, dat de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, plant of dier heeft, ernstig zijn of dreigen te worden verminderd [11].

---

De Circulaire Sanering Waterbodems stelt dat er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging als voor tenminste één stof het gemiddeld gemeten gehalte van tenminste 25 m<sup>3</sup> bodemvolume in het geval van een bodem- of sedimentverontreiniging, of de gemiddeld gemeten concentratie in tenminste 100 m<sup>3</sup> poriënverzadigd bodemvolume in het geval van een grondwaterverontreiniging, hoger is dan de interventiewaarde (conform Circulaire Streef- en interventiewaarden bodemsanering<sup>12</sup>; [11]).

In de 'Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering' is eveneens aangegeven dat het in specifieke gevallen kan voorkomen dat bij gehalten in de bodem onder de interventiewaarden toch geldt dat de functionele eigenschappen die de bodem heeft voor mens, plant of dier ernstig zijn verminderd of dreigen te worden verminderd en gesproken moet worden van een geval van ernstige verontreiniging. Dat houdt in dat ook in de delen van een geval waar geen sprake is van overschrijding van interventiewaarden, toch sprake kan zijn van onaanvaardbare risico's. De interventiewaarden geven dus niet perse het gebied aan waarin uitsluitend sprake is van onaanvaardbare risico's.

Indien blijkt dat binnen het onderzoeksgebied verschillende verontreinigde locaties aanwezig zijn, dan kunnen deze als één geval van verontreiniging worden beschouwd indien (in meer of mindere mate) wordt voldaan aan een totale combinatie van de volgende drie aspecten:

- Organisatorische samenhang:  
de verontreinigingen zijn een gevolg van één en dezelfde organisatorische eenheid/veroorzaker;
- Technische samenhang:  
de verontreinigingen zijn het gevolg van een bepaald productieproces, installatie of mechanisme;
- Ruimtelijke samenhang:  
de verontreinigingen komen voor in grondgebieden die aan elkaar grenzen, in elkaars directe nabijheid gelegen zijn, of in het verspreidingsgebied van de verontreiniging liggen.

### **Risicobeoordeling en spoedeisendheid**

Naast het bepalen of het geval van bodemverontreiniging een geval van ernstige bodemverontreiniging is, dienen de risico's (effecten) van de waterbodems voor het watersysteem en de gebruikers daarvan te worden vastgesteld ten behoeve van de vaststelling van de noodzaak tot spoedige sanering [1].

Als sprake is van een ernstige waterbodemsverontreiniging dient bij het risico-onderzoek de vermindering of de dreigende vermindering van de functionele eigenschappen voor het gehele geval van bodemverontreiniging te worden onderzocht. Elk van de risicosporen stelt hiervoor eigen criteria.

---

<sup>12</sup> Met ingang van het Besluit Bodemkwaliteit (Bbk) zijn voor enkele stoffen nieuwe interventiewaarden afgeleid.

---

Voor het gehele geval van bodemverontreiniging of voor een deel daarvan, wordt een noodzaak tot spoedige sanering geconcludeerd als voor minimaal één van de 4 onderscheiden risicosporen onaanvaardbare risico's zijn geconstateerd. Omdat de risicosporen onafhankelijk van elkaar worden doorlopen, is het mogelijk dat per risicospoor een ander deelgebied binnen het geval van bodemverontreiniging wordt aangewezen met onaanvaardbare risico's.

Aan de hand van de resultaten van de risicobeoordeling en de gebiedsspecifieke omstandigheden dient vervolgens een keuze te worden gemaakt tussen sanering van het gehele geval van ernstige verontreiniging, al dan niet gefaseerd, of een deelsanering.

### **3.1.2. Omvangbepaling**

Uit de risicobeoordeling volgt per risicopad in welke delen van het geval van bodemverontreiniging sprake is van onaanvaardbare risico's. Drie van de vier risicopaden betreffen met name de toplaag van de waterbodem. Alleen het risicopad 'verspreiding naar en via het grondwater' betreft met name de dunnere en diepere lagen van de verontreinigde waterbodem.

Tot hoever de verontreiniging zich uitstrekt in de diepte en de omvang van de verontreiniging hoeft bij de afronding van het Nader Onderzoek slechts globaal bekend te zijn, omdat reeds met deze informatiekwaliteit de consequenties van een saneringsbeslissing goed kunnen worden ingeschat. Voor de meer kleinschalige saneringen kan het echter efficiënter zijn om het veldwerk inclusief omvangbepaling al tijdens het Nader Onderzoek af te ronden.

Nadat de saneringsbeslissing is genomen (na gereedkomen van het Nader Onderzoek), kan de behoefte ontstaan de informatie over de verticale gevalsafbakening nauwkeuriger te weten. Dit is het geval als deze informatie benodigd is bij de besteksvoorbereiding (Saneringsplan). Bovendien is de informatie alleen nodig in die delen waar de sanering zal bestaan uit volledige verwijdering van de verontreinigde lagen. Tot aan dat stadium in het saneringstraject kan worden volstaan met een globale verticale afperking. In het Saneringsonderzoek wordt hiervoor specifiek veldonderzoek verricht. Omdat het Nader Onderzoek expliciet tot doel heeft om per risicospoor aan te geven in welke delen van het geval het risico onaanvaardbaar is, zal de horizontale afbakening met een hogere ruimtelijke nauwkeurigheid moeten worden aangegeven dan de verticale afbakening.

Dit heeft tot gevolg dat op veel minder locaties de dikte en de kwaliteit van de verontreinigde laag hoeft te worden bepaald dan van de toplaag van de waterbodem. Hiermee in overeenstemming hoeft in het Nader Onderzoek ook alleen maar een globale volumebepaling van de waterbodem met onaanvaardbare risico's bepaald te worden.

Het Nader Onderzoek sluit dus af met:

- 
- per risicospoor een **horizontale afbakening** van de waterbodem met onaanvaardbare risico's
  - per risicospoor een **globale verticale afbakening** van de waterbodem met onaanvaardbare risico's ter bepaling van een **globale omvangbepaling**.

### 3.1.3. Relatie met andere protocollen en richtlijnen

In verschillende wettelijke kaders die betrekking hebben op bodem en waterbodem wordt verwezen naar een heel scala aan (NEN)protocollen, normen en richtlijnen voor bodemonderzoek. Deze paragraaf gaat in op de voorschriften voor bodemonderzoek, die raakvlakken hebben met de bodembemonstering die wordt uitgevoerd in een Oriënterend en in een Nader Onderzoek van de waterbodem. Sommige zijn reeds beschikbaar en andere zijn nog in voorbereiding of alleen nog gepland. In verschillende beleidsnotities die hangen onder de *Wbb* wordt voor verschillende onderdelen van bodemonderzoek verwezen naar protocollen.

Voor het 'Vooronderzoek in de waterbodem' wordt verwezen naar de NEN 5717. Dit protocol zal in de nabije toekomst worden opgesteld.

Voor het 'Verkennd Onderzoek in de waterbodem' wordt verwezen naar de NVN 5720. De doelstelling van de Onderzoeksstrategie in een Verkennd Onderzoek is 'met relatief geringe onderzoeksinspanning een eerste beeld geven van de waterbodemkwaliteit'. Dit past meer bij de doelstelling van een Oriënterend onderzoek en minder bij de doelstelling van een Nader Onderzoek.

Voor de uitvoering van het Oriënterend Onderzoek en het Nader Onderzoek deel 1 (aard, concentraties en omvang) van toepassing op zowel droge bodem als waterbodem, zijn in 1993 twee protocollen uitgebracht door het ministerie van VROM. Het protocol voor het Nader Onderzoek deel 1 is van toepassing op de droge bodem en op verontreinigde waterbodems, waarvan het oppervlak kleiner is dan één vierkante kilometer. Deel 2 is nooit verschenen. De Richtlijn Nader Onderzoek voor verontreinigde waterbodems die in 2002 is uitgebracht door Rijkswaterstaat, vervangt de onderzoeksstrategie die in het protocol uit 1993 is beschreven (hiertoe werd destijds in *Wbb*-circulaire ruimte geboden).

In het Besluit Bodemkwaliteit (verder *Bbk*), vallend onder de *Wbb* en vanaf 1 januari 2008 van kracht geworden, wordt onder meer verwezen naar de NVN 5720 voor 'Onderzoeksstrategie voor Verkennd Onderzoek in de waterbodem' en naar de 'Richtlijn Bodemkwaliteitskaarten'. In deze laatste richtlijn wordt de wijze van beoordeling van de bodemkwaliteit beschreven. Onder het besluit Bodemkwaliteit hangt onder meer de Kwalibo-regeling (zie ook Bijlage B) en de Ministeriële Regeling Besluit Bodemkwaliteitsregeling (*BKR*). In deze laatste regeling wordt eveneens

---

verwezen naar de NVN 5720 (binnenkort NEN 5720). In het BBK is voorlopig (tot NEN 5720 gereed is) ook nog de methodiek voor het baggeronderzoek bij onderhoud opgenomen (systematiek conform Regeling vaststelling klasse-indeling onderhoudsspecie). Ook is van belang te melden dat voor bodemonderzoek in uiterwaarden door RWS Oost-Nederland en RWS Limburg de "Leidraad waterbodemonderzoek in het rivierengebied" als kader wordt gehanteerd.

### **Kwalibo en BRL-en**

In de Kwalibo-regeling wordt de kwaliteitsborging van ondermeer (water)bodemonderzoek geregeld. In Kwalibo is bijvoorbeeld geregeld dat vanaf 1 juli 2008 (of 1 januari 2009) alle bodemintermediairs erkend moeten zijn conform VKB 2003 voor het bemonsteren van een waterbodemonderzoek in het kader van (ondermeer) Wbb-beschikkingen. Onder de Kwalibo-regeling vallen verschillende beoordelingsrichtlijnen, de zogenaamde BRL-en. BRL-en regelen primair de kwaliteitsborging, maar beschrijven soms ook methodieken (m.n. daar waar NEN-protocollen ontbreken). BRL-en kunnen voor dit laatste ook verwijzen naar NEN-protocollen. Het proces van de kwaliteitsborging zal altijd in een BRL worden vastgelegd. Onder BRL-en kunnen ook VKB-protocollen hangen (Vereniging Kwaliteitsborging Bodemonderzoek). Deze verwijzen in sommige gevallen ook weer naar NEN-protocollen.

### **Relevante protocollen voor bemonsteringstrategie**

De volgende protocollen hebben betrekking op de bemonsteringstrategie binnen een waterbodemonderzoek.

#### NVN 5720

Het Nader Onderzoek wordt idealiter gestart nadat een 'Verkennd Onderzoek' zoals bedoeld in de NVN5720 (binnenkort NEN 5720) heeft plaatsgevonden. Indien een Nader Onderzoek wordt gestart zonder dat dit 'Verkennd Onderzoek' conform NVN/NEN 5720 heeft plaatsgevonden, zal toch eerst een verkennend onderzoek dienen te worden uitgevoerd, bv. ter bevestiging van de aanwezigheid van een geval van waterbodemonverontreiniging of bv. om noodzakelijke locatiegegevens aan te vullen. De §3.1.5 en §3.3 gaan hier nader op in.

#### NEN 5720

In 2008 zal de NVN 5720 waarschijnlijk worden vervangen door de NEN 5720. Het protocol gaat daarbij tevens een groot aantal regionaal opgestelde protocollen vervangen.

De NEN 5720 onderscheidt 2 hoofddoelen. Ten behoeve van elk hoofddoel wordt een eigen onderzoeksstrategie gegeven:

- Voor onderzoek bij werkzaamheden in de waterbodemon:
  - o Onderzoeksstrategie voor toepassen en verspreiden (bijv. bij toepassen bagger op de kant)
- Voor de overige beheerstaken:
  - o Onderzoeksstrategie voor Verkennd onderzoek
  - o Onderzoeksstrategie voor KRW-monitoring



---

### **Beoordelingsrichtlijnen onder Kwalibo met een relatie tot het Verkennend en Nader Onderzoek**

Voor onderzoek in de waterbodem in het kader van de *Wbb* zijn de volgende twee beoordelingsrichtlijnen relevant.

- **BRL 2000 Veldwerk Milieuhygiënisch onderzoek**  
Dit is een beoordelingsrichtlijn voor milieuhygiënisch onderzoek.  
Onder deze BRL hangt o.a. de **VKB 2003 "Protocol veldwerk waterbodems"**, die binnenkort wordt gepubliceerd.  
Hierin wordt verwezen naar verschillende NEN-protocollen voor allerlei werkzaamheden binnen o.a. het verkennend onderzoek in waterbodems.
- **BRL 5000 Adviesproces**  
In deze BRL wordt verwezen naar de Richtlijn Nader Onderzoek als 'te gebruiken technisch-wetenschappelijk kader'. Deze richtlijn is nog niet vastgesteld, hetgeen betekent dat voorlopig de toepassing van de richtlijn nader onderzoek niet onder certificering kan worden uitgevoerd.

Geresumeerd kan worden dat op dit moment het protocol NVN 5720 beschikbaar is voor het opstellen van een bemonsteringstrategie voor het doen van Verkennend Onderzoek in de waterbodem. In 2008 zal deze waarschijnlijk vervangen worden door de NEN 5720.

Onderhavig hoofdstuk geeft de onderzoeksstrategie aan die kan worden gevolgd voor het verzamelen van gegevens benodigd bij de uitvoering van een Nader Onderzoek in een verontreinigde waterbodem. Bij de ontwikkeling van de methodiek is zoveel mogelijk aansluiting gezocht bij de richting die is ingeslagen bij de NVN 5720 (Verkennend onderzoek) en bij de in voorbereiding zijnde NEN 5720. De lezer dient zich bewust te zijn van het feit dat ook binnen de richtlijn nader onderzoek dus de term verkennend onderzoek wordt gehanteerd, terwijl dit niet per definitie is opgezet conform NVN/NEN 5720.

#### **3.1.4. GIS**

De gegevens die verzameld worden in het Nader Onderzoek hebben in het algemeen een geografisch karakter. Om een goed overzicht te houden over alle gegevens en om een optimale verwerking en interpretatie mogelijk te maken, wordt aanbevolen om in alle stappen van het onderzoek zoveel mogelijk gebruik te maken van GIS (bijv. voor beter inzichtelijk maken bestaande informatie, optimalisatie onderzoeksstrategie en presentatie resultaten).

#### **3.1.5. Beschrijving stapsgewijze dataverzameling in Nader Onderzoek en leeswijzer**

---

In deze paragraaf wordt aangegeven welke stappen worden onderscheiden in de gegevensverzameling en de interpretatie en presentatie ervan. Er wordt zoveel mogelijk vooruit verwezen naar de paragraaf waar dit verder is uitgewerkt.

### **Stap 1 Gebiedsbeschrijving en verzameling van bestaande gegevens**

De eerste stap is de verzameling van bestaande gegevens.

Alle metingen van de kwaliteit van de bodem, oppervlaktewater, zwevend stof, biota (waaronder vis) worden verzameld.

Daarnaast wordt ook allerlei andere relevante informatie als functie en gebruik, geohydrologische situatie, onttrekkingen en historie verzameld.

### **Stap 2 Verkennend of verificatie-onderzoek.**

Tijdens de zoektocht naar bestaande gegevens kan blijken dat er nog niet voldoende gegevens beschikbaar zijn om te kunnen starten met het veldonderzoek voor het Nader Onderzoek. In dat geval zal eerst een **verkennend onderzoek** dienen te worden uitgevoerd (§3.3).

Ook kan blijken dat er wel gegevens over de bodemkwaliteit beschikbaar zijn maar dat deze ouder zijn dan 5 jaar, waardoor deze verouderd kunnen zijn. Om dit te toetsen zal een **verificatie-onderzoek** dienen te worden uitgevoerd (§3.3).

### **Stap 3 Bemonsteringsplan veldonderzoek voor het NO**

Als in stap 2 is gebleken dat er wél voldoende gegevens over de waterbodemkwaliteit aanwezig zijn, kan gestart worden met het opstellen van het bemonsteringsplan voor het veldonderzoek voor het Nader Onderzoek.

Ten behoeve van de kostenbeheersing en het beperken van de doorlooptijd wordt er naar gestreefd om het veldonderzoek te beperken tot één bemonsteringscampagne. Deze bemonsteringscampagne moet ertoe leiden dat alle gegevens voor het Nader Onderzoek beschikbaar zijn (voor wat betreft de volgende onderdelen):

- Informatie over totaalgehalten om te kunnen bepalen of er sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging;
- Informatie over de beschikbaarheid van de verontreinigingen in de toplaag ten behoeve van de risicobeoordeling;
- Informatie over de dikte van de verontreinigde laag ten behoeve van de globale omvangbepaling

Met de dataset die het veldonderzoek oplevert, wordt de risicobeoordeling zoals beschreven in de hoofdstukken 4 t/m 7 uitgevoerd.

Aan het einde van Het Nader Onderzoek kan blijken dat lokaal de dichtheid aan gegevens nog niet voldoende is om precies aan te kunnen waar wel en waar geen onaanvaardbare risico's zijn.

In dat geval dient overwogen te worden of de dataset nog in het Nader Onderzoek of pas in het Saneringsonderzoek verder wordt aangevuld.

### **Stap 4 Bemonstering en chemische analyse**

---

De vierde stap betreft de uitvoering van het veldonderzoek, dwz de bemonstering en de uitvoering van de chemische analyses (§3.5). De analysefase is in 2 fases onderverdeeld om de analysekosten zo laag mogelijk te houden.

#### **Stap 4a Totaalgehalten**

Deze fase (§3.5.1) heeft tot doel om totaalgehalten te bepalen in de toplaag conform het standaardstoffenpakket plus de verdachte stoffen voor de betreffende locatie op basis van kennis van verontreinigingsbronnen.

#### **Stap 4b Selectie voor onderzoek naar beschikbaarheid en overige stoffen**

Op basis van de resultaten van stap 4a wordt een selectie van de reeds genomen monsters gemaakt voor analysefase 2 (overige stoffen en beschikbare gehalten) (§3.6.1). Met beschikbare gehalten en concentraties worden Tenax-extraheerbare gehalten van organische microverontreinigingen danwel in poriewater gemeten metaalconcentraties bedoeld. Bepaald wordt welke monsters geanalyseerd moeten worden en op welke stoffen. De focus ligt hierbij op de meest verontreinigde delen van het onderzoeksgebied (klasse 3 en 4). Tevens worden ter vergelijking uit het minder verontreinigde gebied ook monsters geselecteerd, maar met een lagere dichtheid.

Het analysepakket (§3.6.2) behelst:

- de beschikbaarheidmetingen, nodig voor de risicobeoordeling
- de analyse van aanvullende relevante waterbodembonden stoffen.
- fysisch-chemische parameters voor de beoordeling van de ecologische toestand

#### **Stap 5 Presentatie resultaten Nader Onderzoek**

Het eindrapport van het Nader Onderzoek dient uiteindelijk minimaal de volgende resultaten te bevatten voor het Bevoegd Gezag:

- horizontale afbakening van de onaanvaardbare risico's per risicospoor (kaarten)
- globale verticale afbakening van de onderkant van de verontreinigde waterbodem (kaart)
- dikte van de verontreinigde laag (kaart)
- globale bepaling van volume van verontreinigde waterbodem in gebied met spoedeisendheid

### **3.2 Gebiedsbeschrijving en verzameling bestaande gegevens – (stap 1)**

Het Nader Onderzoek begint met de afbakening van het onderzoeksgebied gebaseerd op de afbakening van het geval van bodemverontreiniging, zoals beschreven is in §3.1.1.

De eerste stap van de dataverzameling binnen het nader onderzoek is het inventariseren van de bestaande gegevens binnen het afgebakende

---

onderzoeksgebied. Hiervoor wordt aan de hand van literatuuronderzoek, archiefonderzoek, interviews en veldbezoek onder andere gekeken naar milieuhygiënische kwaliteit (van bodem, water en zwevend stof), ecologische waarnemingen, waterbeweging, visserij (sport en beroeps), ingrepen (gepleegd en gepland), verontreinigingbronnen (historisch en bestaand), functies en scheepvaart. In Bijlage C p.118 van deze richtlijn is een uitgebreide checklist opgenomen waarmee de benodigde gegevens kunnen worden verzameld.

Aanbevolen wordt om deze stap af te sluiten met een op zichzelf staande, beknopte verslaglegging. De rapportage bestaat uit een overzicht van de verzamelde gegevens en gebruikte bronnen van informatie, een gedegen beschrijving van het watersysteem en de geverifieerde resultaten van eerder (water)bodemonderzoek, de grenzen van het onderzoeksgebied alsmede de hypothese voor het nader (water)bodemonderzoek aangaande de aard, concentratie en omvang van de verontreiniging.

### **3.3 Verkennend of verificatie-onderzoek (stap 2)<sup>13</sup>**

#### **3.3.1. Doelstelling verkennend onderzoek**

De in stap 1 verzamelde gegevens over de top laagkwaliteit worden allereerst getoetst op de bruikbaarheid voor het Nader Onderzoek. Als de dataset niet voldoende informatie bevat wordt het Nader Onderzoek gestart met het alsnog uitvoeren van een Verkennend Onderzoek (NB: met 'Verkennend onderzoek' wordt hier onderzoek binnen het kader van deze richtlijn bedoeld). Mocht een verkennend onderzoek nodig zijn, dat zal dit in de praktijk betekenen dat een extra ronde veldonderzoek moet worden uitgevoerd.

De eisen die gesteld worden aan de dataset van een Verkennend Onderzoek zijn:

- Voldoende monsterpunten-dichtheid in de top laag om deelgebieden te kunnen onderscheiden waarin onderscheid te maken is tussen wel/niet aanwezigheid van onaanvaardbare risico's.
- Voldoende gegevens over de kwaliteit van diepere lagen om globaal te weten wat de dikte van de verontreinigde laag is.
- Voldoende gegevens (top laag+diepere lagen) om te kunnen beoordelen of er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging.

---

<sup>13</sup> In deze paragraaf moeten nog enkele onderwerpen uitgewerkt worden. In volgende updates van deze Richtlijn zullen deze onderwerpen aangepast worden. Wijzigingen in de richtlijn zullen via de Helpdeskwater ([www.helpdeskwater.nl](http://www.helpdeskwater.nl)) aangekondigd worden.

- 
- Voldoende inzicht in de heterogeniteit en de aard van de verontreiniging om te kunnen beoordelen welke bemonsteringsdichtheid nodig is om geen kernen van verontreiniging te missen die mogelijk een onaanvaardbaar risico kunnen veroorzaken.
  - Voldoende gegevens om voor het gehele onderzoeksgebied een eerste risicobeoordeling uit te kunnen voeren voor elk van de vier risicopaden.

Wanneer de heterogeniteit groter is dan verwacht is het in het algemeen nodig om het bemonsteringspatroon te verdichten in het veldwerk voor het Nader Onderzoek, omdat er anders toch nog relevante kernen van verontreiniging gemist kunnen worden, ook in deelgebieden waarvoor aangenomen wordt dat er waarschijnlijk geen onaanvaardbare risico's aanwezig zijn.

### **3.3.2. Gebruik bestaande gegevens bodemkwaliteit/ toets op actualiteit**

Wanneer twijfel bestaat over de actualiteit van de bestaande gegevens kunnen er in het Verkennend Onderzoek nieuwe gegevens worden ingewonnen waarmee de actualiteit getoetst kan worden (Verificatieonderzoek). In Bijlage D p.121 wordt een hiervoor bruikbare toetsmethode beschreven. Toetsing van de actualiteit is in ieder geval vereist wanneer de gegevens ouder zijn dan 5 jaar, maar het kan ook nodig zijn wanneer de gegevens minder oud zijn en er significante verstoringen/wijzigingen (bijv. nieuwe puntbronnen) hebben plaatsgevonden nadat de gegevens zijn ingewonnen.

Als blijkt dat (een deel van) de bestaande gegevens voldoende actueel zijn, kunnen de bestaande gegevens en de nieuw ingewonnen gegevens bij elkaar worden gevoegd tot één dataset. Als blijkt dat de bestaande gegevens (deels) verouderd zijn dienen deze apart te worden beschouwd.

### **3.3.3. Deelgebieden en heterogeniteit**

Voor de start van het Verkennend Onderzoek wordt een hypothese opgesteld voor de aanwezige heterogeniteit, en in het Verkennend Onderzoek worden gegevens ingewonnen om deze hypothese te toetsen.

Wanneer op basis van bestaande gegevens verwacht wordt dat de heterogeniteit niet overal in het gebied (ongeveer) gelijk is moet het gebied worden verdeeld in deelgebieden. Voor ieder deelgebied wordt een hypothese opgesteld voor de aanwezige heterogeniteit, en in het

---

Verkennend Onderzoek worden gegevens ingewonnen om deze hypothesen te toetsen<sup>14</sup>.

Het is toegestaan dat deelgebieden zijn opgebouwd uit verschillende niet-aaneengesloten gedeeltes (analoog regeling bodemkwaliteit).

Binnen een deelgebied dient een uniform bemonsteringspatroon te worden gebruikt en ook verwerking en presentatie van de resultaten dienen op uniforme wijze uitgevoerd te worden.

Bij het maken van een indeling in deelgebieden en het opstellen van hypothesen voor de heterogeniteit kan gebruik worden gemaakt van bestaande gegevens over:

- Bronnen, historie vervuiling (aard, omvang, verloop in de tijd).
- Eerder ingewonnen meetgegevens van de kwaliteit van de toplaag.
- Menselijke ingrepen, baggeren e.d.
- Bodemeigenschappen: Consolidatie, korrelgrootte, organische stof, chemisch milieu ...
- Sedimentatie en erosiegebieden, periode van afzetting.
- Verspreidingsprocessen.

Eventueel kunnen voorafgaand aan het Verkennend Onderzoek aanvullende metingen worden gedaan van korrelgroottes en morfologie van de toplaag (bijvoorbeeld met behulp van radiometrie of zijn nieuwe technieken in ontwikkeling, zoals radiometrie en geavanceerde toepassingen van akoestische meettechnieken als multibeam en side scan sonar). Eventueel kunnen ook historische lodingen gebruikt worden voor het in kaart brengen van erosie/sedimentatiegebieden (analyse periode van afzetting).

#### **3.3.4. Bemonstering- en analyseplan Verkennend Onderzoek**

Bij het opstellen van het bemonstering- en analyseplan voor het Verkennend Onderzoek moet afhankelijk van watersysteemtype en type deelgebied rekening worden gehouden met<sup>15</sup>:

- Minimale dichtheid bemonstering (van de toplaag), eventueel met verschillende waarden voor de dichtheid in lengte en dwarsrichting.
- Eisen aan bemonsteringspatroon.
- Eisen over het toepassen van mengmonsters.
- Aanpak aanvullende bemonstering voor bepaling van de heterogeniteit.
- Eisen aan de bemonsteringstechniek.

---

<sup>14</sup> er wordt nog uitgewerkt wat de verschillen in heterogeniteit binnen een deelgebied mogen zijn en hoe dit statistisch getoetst kan worden, en welke gegevens uit het VO daarvoor nodig zijn.

<sup>15</sup> Voor deze onderwerpen moeten per watersysteemtype (meren, lintvormige watergangen e.d.) en type deelgebied (oeverzone, vaargeul, e.d., gebaseerd op voorlopige indeling NEN 5720)) nog kwantitatieve eisen worden uitgewerkt.

- 
- Het volume per monster.
  - Te analyseren stoffen (gebruik van gidsparameters e.d).

### 3.3.5. Uitvoering verkennend onderzoek

Voor de beschikbare methodes voor bemonstering en analyses wordt verwezen naar Kwalibo en eventueel andere regels die van toepassing zijn.

### 3.3.6. Interpretatie en verslaglegging

Met behulp van de analyseresultaten van het Verkennend Onderzoek dient allereerst getoetst te worden of de gekozen indeling in deelgebieden juist was en of er geen deelgebieden verder opgesplitst dienen te worden. Statistische analyses kunnen hierbij desgewenst als hulpmiddel dienen. Hierbij dient ook nagegaan te worden of deelgebieden samengevoegd kunnen worden.

Als uit een (statistische) toetsing blijkt dat de indeling in deelgebieden juist is, kan deze worden gebruikt als uitgangspunt voor het bemonsteringsplan voor het veldonderzoek voor het Nader Onderzoek (§3.4). Wanneer uit de statistische toetsing blijkt dat de indeling niet juist is, kan het in bepaalde gevallen nodig zijn om een extra bemonsteringsronde in te lassen<sup>16</sup>.

Voor veel (kleinschalige) gevallen kan ook veel worden bereikt met zélf nadenken en met afstemmen op de praktische mogelijkheden binnen de baggerpraktijk.

Afhankelijk van watersysteemtype en type deelgebied dient uit de gegevens van het Verkennend Onderzoek per deelgebied (en per relevante stof) de volgende informatie + kaarten afgeleid te worden<sup>17</sup>. Onderstaande opsomming is slechts bedoeld als beeldvorming voor de uitwerking van de globale eisen aan de dataset in §3.3.1. De uiteindelijke uitwerking kan er heel anders uit gaan zien<sup>18</sup>.

- Totale variatie in gehalten: Verwacht wordt dat 95% van de gehalten ligt binnen [min95 max95].
- Achtergrondwaarde: Definitie? Verwacht wordt dat XX% van de waarden ligt beneden ...
- Extreme gehalten: Naar verwachting komen er geen hogere waarden voor dan ....
- Ruimtelijke variatie: Onderzoeksschaal, variatie van gehalten binnen de onderzoeksschaal, correlatielengte (variogram, alleen

---

<sup>16</sup> Er moet nog uitgewerkt worden wanneer een extra ronde nodig is.

<sup>17</sup> In deze paragraaf wordt ook uitgewerkt welke ruwe gegevens (inhoud, dataformaat) de monsternamen en analyses uit het Verkennend Onderzoek bewaard moeten blijven, en er moet beschreven worden waaraan de verslaglegging moet voldoen. Aanbevolen wordt om deze stap af te sluiten met een op zichzelf staande, beknopte verslaglegging.

<sup>18</sup> Dit wordt nog verder uitgewerkt.

- 
- interessant als deze groter is dan de onderzoeksschaal), hotspots (komen deze voor, hoe groot, hoeveel, hoe vuil).
- Relaties tussen gehalten van verschillende stoffen, relatie van gehalten met andere kenmerken.
  - Trends binnen een deelgebied (in hoeverre moeten we dit toestaan).
  - Globale beschrijving gegeven (met enkele algemene kenmerken) van de dikte van de verontreinigde laag.
  - Kaarten

### **3.4 Opstellen bemonsteringsplan voor veldonderzoek voor NO (stap 3)<sup>19</sup>**

#### **3.4.1. Afbakening onderzoeksgebied**

Allereerst dient het geval van ernstige waterboderverontreiniging afgebakend te worden, omdat dat gebied het onderzoeksgebied voor het Nader Onderzoek wordt (zie §3.1.1).

#### **3.4.2. Onderzoeksstrategie**

Ten behoeve van de kostenbeheersing en het beperken van de doorlooptijd wordt er naar gestreefd om het veldonderzoek te beperken tot één bemonsteringscampagne waarmee bereikt wordt dat alle gegevens voor het Nader Onderzoek beschikbaar zijn (voor wat betreft de volgende onderdelen):

- Informatie over totaalgehalten (verontreinigde waterboderverontreiniging) om te kunnen bepalen of er sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging.
- Informatie over de beschikbaarheid van de verontreinigingen in de toplaag ten behoeve van de risicobeoordeling.
- Informatie over de dikte van de verontreinigde laag ten behoeve van de globale omvangbepaling.

In de meeste gevallen zal het veldonderzoek de volgende onderdelen bevatten:

- Aanvullende (i.h.a. dichtere) bemonstering van de toplaag voor de horizontale afperking.
- Enkele aanvullende diepere boringen per deelgebied (tot onder de verontreinigingsgrens) voor het bepalen van de (globale) dikte van de verontreinigde laag.

De chemische analyse van de monsters wordt uitgevoerd in 2 fasen:  
Fase 1: standaardwaterbodempakket totaalgehalten conform Wbb

---

<sup>19</sup> In deze paragraaf moeten nog enkele onderwerpen uitgewerkt worden. In volgende updates van deze Richtlijn zullen deze onderwerpen aangepast worden. Wijzigingen in de richtlijn zullen via de Helpdeskwater ([www.helpdeskwater.nl](http://www.helpdeskwater.nl)) aangekondigd worden.



---

Fase 2: beschikbaarheidmetingen en overige stoffen, waaronder bv. KRW-waterbodembelovende stoffen.

Uitgangspunt bij fase 2 is dat er in principe geen aanvullende monstername wordt uitgevoerd.

In fase 1 van de analyses worden in principe alle monsters geanalyseerd. Bij grote aantallen monsters kan ook een kostenbesparende strategie worden gevolgd, zoals het eerst analyseren van een gidsstof (bv Zink) in alle monsters, om vervolgens in een selectie van monsters het hele pakket te analyseren.

In fase 2 wordt gestart met een deel van de monsters uit het meest verontreinigde gebied. Daarna worden afhankelijk van de resultaten aanvullende monsters geselecteerd voor analyse.

Aan het einde van het Nader Onderzoek kan blijken dat lokaal de dichtheid aan gegevens nog niet voldoende is om precies aan te kunnen geven waar wel en waar geen onaanvaardbare risico's zijn. In dat geval dient overwogen te worden of de dataset nog in het Nader Onderzoek of pas in het Saneringsonderzoek verder wordt aangevuld.

### **3.4.3. Indeling in deelgebieden**

De in deze paragraaf beschreven keuzes worden in principe gebaseerd op de bestaande gegevens (verzameld in stap 1). Hierbij is met name informatie nodig over de heterogeniteit in de ruimtelijke verspreiding van verontreinigende stoffen. Deze kan worden ingeschat op basis van:

- Bronnen, historie vervuiling (aard, omvang, verloop in de tijd).
- Eerder ingewonnen meetgegevens van de kwaliteit van de toplaag.
- Menselijke ingrepen, baggeren e.d.
- Bodemeigenschappen: consolidatiegraad, korrelgrootte, organische stof etc.
- Sedimentatie en erosiegebieden, periode van afzetting.
- Verspreidingsprocessen.

### **3.4.4. Opstellen bemonsteringsplan veldonderzoek voor het NO**

Bij het opstellen van het bemonsteringsplan veldonderzoek voor het Nader Onderzoek wordt uitgegaan van de indeling in deelgebieden uit het Verkennend Onderzoek, waarbij deelgebieden voor het veldonderzoek voor het Nader Onderzoek verder opgedeeld kunnen zijn afhankelijk van een (voorlopige) aanname worden gedaan over de aanwezigheid van onaanvaardbare risico's. Deze onderverdeling wordt gemaakt in de risicoanalyse die met de gegevens uit het Verkennend Onderzoek wordt uitgevoerd. Gekozen kan worden uit twee hypothesen:

- Geen onaanvaardbare risico's in het betreffende deelgebied
- Wel onaanvaardbare risico's in het betreffende deelgebied

---

De aangenomen hypothese bepaalt voor een deel de opzet van het bemonsteringsplan voor het Nader Onderzoek. In deelgebieden waar wel onaanvaardbare risico's worden verwacht kan een dichtere bemonstering nodig zijn omdat ook rekening moet worden gehouden met het afperken van kernen van verontreiniging. In deelgebieden waar geen onaanvaardbare risico's worden verwacht moet de dichtheid voldoende zijn om geen kernen van verontreiniging te missen die mogelijk onaanvaardbare risico's kunnen veroorzaken.

Naast de aanneme over de aanwezigheid van onaanvaardbare risico's is de opzet van het bemonsteringsplan voor het Nader Onderzoek ook afhankelijk van watersysteemtype, type deelgebied, de te gebruiken methode voor het maken van een ruimtelijk beeld van de verontreiniging en randvoorwaarden die kunnen worden opgelegd vanuit de bagger- en baggerverwerkingspraktijk. Wat betreft de te volgen methode voor het maken van een ruimtelijk beeld kan gekozen worden uit twee methodes, waarbij een statistische onderbouwing van de nauwkeurigheid van het ruimtelijke beeld voor beide methodes vereist is:

1. Ruimtelijk beeld op basis van interpolatie (met behulp van geostatistiek). Voor deze methodiek zijn modellen beschikbaar die vanuit de markt aangeboden worden, maar waarvoor nog geen protocollen beschikbaar zijn. Deze richtlijn gaat daarom hier verder niet op in.
2. Ruimtelijk beeld op basis van gemiddelde waarden voor ruimtelijke eenheden (vakken van maximaal ca. 1 ha). Ook voor deze methodiek nog geen protocollen beschikbaar, zodat deze richtlijn ook hier verder niet op kan gaan.

Afhankelijk van alle in het voorgaande gedeelte van deze paragraaf beschreven factoren moet in het bemonsteringsplan rekening worden gehouden met eisen voor:

- Minimale dichtheid bemonstering (van de toplaag), eventueel met verschillende waarden voor de dichtheid in lengte en dwarsrichting. Hiervoor bestaan geen richtgetallen, maar het is duidelijk dat de bemonsteringsdichtheid samenhangt met het gewenste ruimtelijk onderscheid t.b.v. het nemen van wettelijke besluiten.
- Eisen aan bemonsteringspatroon.
- Eisen over het toepassen van mengmonsters.
- Eisen aan de bemonsteringstechniek.
- Het volume per monster.

In het uiteindelijke plan staat het aantal te nemen monsters vast en van alle monsters is bepaald op welke diepte in het verontreinigde pakket het monster genomen moet worden.

#### **3.4.5. Uitvoering veldwerk voor het Nader Onderzoek**

---

Voor de beschikbare methodes voor bemonstering en analyses wordt verwezen naar Kwalibo en eventueel andere regels die van toepassing zijn.

### **3.5 Bemonstering en chemische analyse standaardstoffen en verdachte stoffen (stap 4a)**

#### **3.5.1. Opstellen analyseplan**

In stap 4a worden in alle monsters totaalgehalten geanalyseerd van de stoffen in het standaardstoffenpakket inclusief de algemene parameters: gehalte droge stof, organisch koolstof, organische stof, lutumgehalte en calciumcarbonaat te behoeve van het standaardiseren van meetgegevens. Bijlage F geeft alle parameters voor het standaardpakket. Dit pakket is verschillend voor RWS en alle overige water- en bodembeheerders. Analyses worden uitgevoerd op basis van de NEN 5720 en achterliggende protocollen. Hierin zijn ook standaardrapportagegrenzen opgenomen.

Naast het standaardstoffenpakket bevat deze stap ook stoffen waarvan het vermoeden bestaat, dat ze in verhoogde mate aanwezig zijn. Dan gaat het vooral om specifieke stoffen die gerelateerd zijn aan de verontreinigingsbron.

#### **3.5.2. Bewaren van monsters**

De sedimentmonsters worden tot analyse gekoeld (5°C) bewaard in donker. In een selectie van deze monsters worden ook de analyses voor stap 4b uitgevoerd (zie §3.6). Conform NEN en ISO 5667-15 is het van belang om de monsters zo spoedig mogelijk in analyse te nemen. Hiervan kan in overleg met de opdrachtgever worden afgeweken als duidelijk is dat het voor de te meten contaminanten geen gevolgen heeft als de monsters langer worden bewaard. In de meeste gevallen wordt aanbevolen om in dat geval de monsters gevriesdroogd op te slaan.

#### **3.5.3. Gegevensverwerking**

De resultaten van het veldonderzoek worden aangeleverd aan de verschillende risicosparen (zie hoofdstukken 4, 5, 6 en 7). Voor het toetsen van de resultaten moeten deze in een juist format aangeleverd worden.

De analysegegevens dienen aangeleverd te worden in een iBever-invoerbestand. Vanuit dit format kunnen de gegevens met behulp van Towabo gestandaardiseerd en getoetst worden en zijn de gegevens in te lezen in het model SediSoil (zie hoofdstukken 4, kader SEDISOIL) voor het berekenen van humane risico's. Er vinden met totaalgehalten geen berekeningen plaats voor de andere risicosparen.

---

Tevens wordt geadviseerd om de iBever-bestanden te koppelen aan het GIS (§3.1.4), zodat eenvoudige kaarten kunnen worden gekregen per parameter.

### **3.6 Chemische analyse overige stoffen en beschikbaarheid (Stap 4b)**

In stap 4b wordt een selectie van de monsters gemaakt, die eventueel in aanmerking komen voor analyse van andere relevante stoffen. De reden van zo'n selectie is dat dure analyses zo beperkt mogelijk worden uitgevoerd. De geselecteerde monsters worden vervolgens geanalyseerd op aanvullende stoffen, met name aanvullende KRW-relevante stoffen (zie ook Bijlage F) en er worden beschikbaarheidsmetingen in uitgevoerd. Ook worden monsters geselecteerd, waarin eventueel de toxiciteit met bioassays beoordeeld dient te worden (zie verder hoofdstuk 5). Voor interpretatie van veldwaarnemingen aan macrofauna dienen aanvullend fysisch-chemische parameters gemeten te worden. Paragraaf 3.6.1 en 3.6.2 gaan verder in op de selectiecriteria en de nadere analyses.

#### **3.6.1. Selectie van monsters uit stap 4a voor stap 4b**

In eerste instantie worden aanvullende analyses uitgevoerd in 10 tot 20% van het totale aantal monsters. Het exacte aantal hangt af van de grootte van het (deel)gebied en de heterogeniteit: in kleine gebieden en in heterogene gebieden worden relatief meer monsters genomen. 80% van het aantal monsters in stap 4b wordt geselecteerd uit de meest verontreinigde delen van het onderzoeksgebied. 20% van de geselecteerde monsters wordt juist gekozen uit de minst verontreinigde delen.

#### **3.6.2. Uit te voeren analyses.**

##### **Aanvullende stoffen (totaalgehalten).**

Naast het standaardwaterbodempakket is inzicht gewenst van de aanwezigheid van 'verdachte' stoffen, zoals waterbodempakket gerelateerde KRW stoffen en dioxineachtige verbindingen. Analyse van deze verbindingen hangt ook af van de relevantie voor het betreffende gebied (b.v. een regionaal water, niet behorend bij een waterlichaam). Ook worden desgewenst stoffen bepaald die een indicatie kunnen geven over de eutrofiëringgraad van de waterbodempakket (P, Fe en N). De hierboven genoemde stoffen staan genoemd in Bijlage F (mogelijke stoffen te analyseren in stap 4b).

Voor het bepalen van de waterbodempakket gerelateerde KRW-stoffen in waterbodempakket zijn nationale protocollen beschikbaar.

Voor het meten van dioxineachtige verbindingen wordt geadviseerd om de DR-Caluxmethode [15] te gebruiken. In deze goed gevalideerde methode wordt de dioxine activiteit van stoffen met een dioxine

werking (dioxines, dioxineachtige PCB's en furanen) gemeten en uitgedrukt in een toxiciteitwaarde (TEQ) t.o.v. de stof 2,3,7,8-TCDD.

### Beschikbare gehalten en concentraties<sup>20</sup>.

*In een verontreinigde waterbodem geven de vrij opgeloste concentraties in het poriewater vaak beter inzicht in de risico's voor het ecosysteem dan de totaalgehalten. Direct metingen in poriewater hebben de voorkeur, maar zijn in de praktijk vaak nog moeilijk uitvoerbaar. Om de poriewater concentratie te benaderen wordt daarom gebruik gemaakt van chemische extractiemethoden. Zie voor een uitgebreide theoretische benadering Bijlage G. Er zijn diverse technieken voorhanden om de beschikbare fractie te meten. Door Ten Hulscher en van Noort [12] en De Lange e.a. [13] zijn diverse technieken voor organische en zware metalen genoemd (zie*

Tabel 3-1). Voor bepaling van beschikbare gehalten en concentraties in milieumonsters wordt de Tenax-extractie voor organische microverontreinigingen en CaCl<sub>2</sub>-extractie voor zware metalen aanbevolen. Protocollen van deze methoden zijn te vinden in Bijlage G. Met deze technieken is al veel ervaring opgedaan en de Tenax-methode is al in een ver stadium gevalideerd. Het staat de initiatiefnemer echter altijd vrij om andere analysemethoden voor bepaling van beschikbare gehalten en concentraties te gebruiken, mits onderbouwd wordt dat de methode geschikt is voor het benaderen van poriewater concentraties.

De gehalten, die gemeten worden met Tenax, zijn OCB's, PCB's en PAK's (zie Bijlage G protocol Tenax). Met CaCl<sub>2</sub>-extractie worden metalen gemeten met uitzondering van Hg. Voor zoute sedimenten is de CaCl<sub>2</sub>-methode niet geschikt, maar kan volstaan worden met gebiedseigen water (dit moet dan wel bemonsterd worden). Echter het is technisch lastig om (lage) metaalconcentraties in een zoute matrix te meten.

Tabel 3-1: Diverse methoden om de beschikbaarheid van stoffen te meten. Voor een toelichting van de methoden wordt verwezen naar [13].

Meetmethoden		
metalen	zwakke of partiële extracties	CaCl <sub>2</sub> -extractie gebiedseigen water sequentiële extracties extractie met zwak zure oplossingen
	diffusie	Donnan Membraam Techniek (DMT) Diffuse Gradiënt in thin films (DGT) Diffuse Equilibrium in thin films (DET)
	vrije ion concentraties	Ion selectieve elektroden (ISE) Chelex kolom Sofie-meetcel AVS/SEM methode

<sup>20</sup> In deze richtlijn wordt gebruik gemaakt van de term 'gehalte' bij uitdrukking in gewichtshoeveelheid geanalyseerde verbinding per gewichtshoeveelheid onderzochte stof op droge stof basis (bv. mg/kg d.s.), en de term 'concentratie' bij uitdrukking in gewichtshoeveelheid geanalyseerde verbinding per volumehoeveelheid onderzochte stof (bv. mg/l)

<b>organische microverontreinigingen</b>	vaste fase extractie	(polyoxymethyleen (POM-SPE) solid phase micro extraction (SPME) solid phase membrane device (SPMD) empore disk siliconenrubbers stirr-bar sorptive extraction (SBSE)
	infinite sink extractie	Tenax

Omdat voor beschikbaarheid vaak lagere concentraties gemeten moeten worden, is de vereiste rapportagegrens soms lager dan routinematig aangehouden wordt. Dit kan er toe leiden dat invoer van een concentratie kleiner dan een relatief hoge rapportagegrens in OMEGA (zie hoofdstuk 5) leidt tot een onaanvaardbaar risico. Vanuit de risicobeoordeling zijn rapportagegrenzen bepaald, opdat de bijdrage van concentraties onder de rapportagegrens aan het overschrijden van het 'onaanvaardbaar risico-criterium' gering is. Het verdient aanbeveling om deze bijdrage in de rapportage wel inzichtelijk te maken. Deze moeten bij opdrachtverlening aan het laboratorium expliciet vermeld worden in de opdracht. Een lijst van deze rapportagegrenzen voor zowel metalen als organische microverontreinigingen is gegeven in de protocollen van de Tenax en CaCl<sub>2</sub>-bepaling (Bijlage G).

#### **Aanvullende gegevens voor de interpretatie van ecologische effecten**

Naast effecten van microverontreinigingen worden effecten op de ecologie in grote mate bepaald door fysische karakteristieken. Organisch stof gehalte en voedingscomponenten als stikstof en fosfaat spelen ook een bepalende rol. Daarnaast is de structuur van de bodem (slap of stevig), uitgedrukt in een K<sub>s</sub>-waarde, ook van belang. Naast chemische analyses dienen dus ook de volgende karakteristieken bepaald te worden om de ecologische veldinventarisatie goed te kunnen interpreteren [24]:

- korrelgrootte verdeling
- organisch stof gehalte
- geleidbaarheid
- pH
- N-totaal, P-totaal en Fe
- de mate van aërobie
- K<sub>s</sub>-waarde

Indien de monsternamen van macrofauna gelijk met de chemische bemonstering wordt uitgevoerd, moeten de parameters als geleidbaarheid en K<sub>s</sub>-waarde direct gemeten worden.

Wordt de macrofauna bemonstering separaat uitgevoerd (in stap 2 van de risicobeoordeling – zie hoofdstuk 5), dan vindt bemonstering en analyse van deze ecologische parameters in het sediment pas plaats gelijktijdig met deze bemonstering.

#### **3.6.3. Uitbreiding stap 4b**

Indien de gehalten van KRW-stoffen of dioxine activiteit hoog uitvallen is het aan te bevelen aanvullende analyses uit te voeren in het gehele

---

onderzoeksgebied. Het verspreidingspatroon van deze relatief nieuwe stoffen kan namelijk anders liggen dan die van de traditionele stoffen.

#### 3.6.4. Gegevensverwerking

De analysegegevens van de KRW-stoffen dienen aangeleverd te worden in een iBever format. Aan de hand van dit format kunnen de gegevens met behulp van Towabo gestandaardiseerd worden en zijn de gegevens in te lezen in het model SediSoil (zie hfst 4) voor het berekenen van humane risico's.

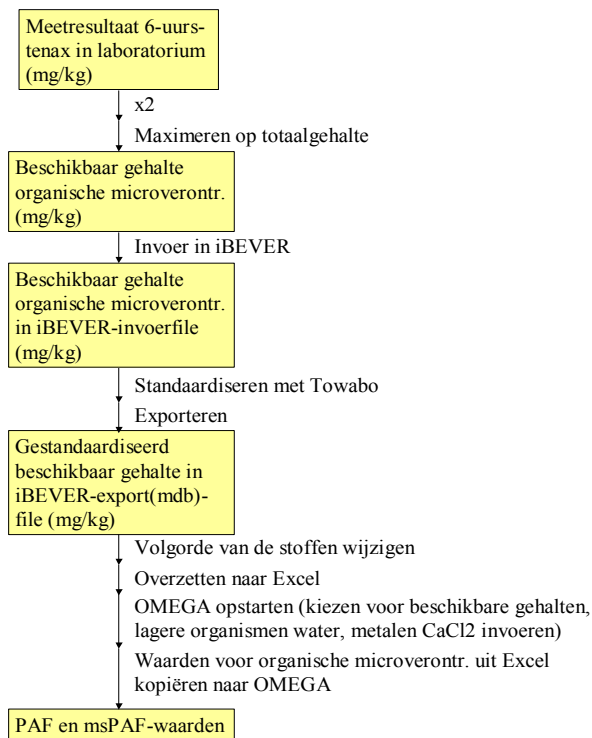
De analysegegevens van de beschikbaarheidsmetingen vereisen specifieke aandacht. In Figuur 3-1 staat schematisch weergegeven welke stappen ondernomen moeten worden om de resultaten van de Tenax-extractie voor te bereiden voor invoer in OMEGA.

Met de 6-uurs Tenax-methode wordt ca. de helft van het snel beschikbare gehalte geëxtraheerd. Daarom worden de met Tenax geëxtraheerde gehalten met een factor 2 vermenigvuldigd. Wanneer echter 50% of meer van totaal gehalte geëxtraheerd is, wordt de factor 2 niet toegepast, maar wordt beschouwd dat 100% van de verontreiniging beschikbaar is.

Tenax gehalten (uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{kg}$  of  $\text{mg}/\text{kg}$ ) moeten in een iBever format aangeleverd worden om de gehalten te standaardiseren naar standaard bodemgehalten. De uitkomst van deze berekening levert een Acces-file op. Wanneer de gegevens ingelezen moeten worden in OMEGA (zie hoofdstuk 5) tbv de ecologische risicobeoordeling, dan moeten ze in de juiste volgorde gerangschikt worden. Via omzetting naar een Excell-spreadsheet kunnen de gegevens dan in Omega ingelezen worden.

Uit de extractiemethode met  $\text{CaCl}_2$  worden analysegegevens aangeleverd in  $\mu\text{g}/\text{l}$ . Deze moeten in een Excel-spreadsheet aangeleverd worden om ze in te kunnen lezen in Omega.

Op basis van de monsters, van welke zowel een beschikbaarheidsmeting als een totaalgehalte aanwezig is, kan een  $K_d$  worden bepaald voor het gebied. Aan de hand van die gebiedsspecifieke  $K_d$  kunnen beschikbaarheidsgegevens eventueel geëxtrapoleerd worden over het gehele gebied.



Figuur 3-1: Schema waarin de rekenstappen van Tenax-meting tot msPAF zijn weergegeven

### 3.7 Presentatie resultaten<sup>21</sup>

Aan de hand van de analyse gegevens van totaal gehalten in de toplaag zijn gebiedsdekkende kaarten te maken.

- Voor iedere verdachte stof een gebiedsdekkende kaart.
- De 95% bandbreedte moet liggen binnen een bepaald minimum/maximum per stof.
- Er mogen geen "relevante vlekken" worden gemist (bijv. vlekken van een bepaald oppervlak met overschrijding interventiewaarde, of vlekken met overschrijding 95% bandbreedte).

#### 3.7.1. Omvangbepaling

- Horizontale afbakening van (deel)gebieden met onaanvaardbare risico's per risicopad
- Globale verticale afbakening van verontreinigde waterbodems in (deel)gebieden met onaanvaardbare risico's (alle risicopaden tegelijk beschouwen)
- Globale omvangbepaling (globale berekening op basis van horizontale afbakening en globale verticale afbakening).

Na saneringsbeslissing wordt pas in het Saneringsonderzoek gedetailleerd vastgesteld wat de saneringscontour moet zijn ten behoeve van besteksvoorbereiding. Voor kleinere wateren is het aan te bevelen dit al in het Nader Onderzoek mee te nemen.

<sup>21</sup> Deze paragraaf wordt nog verder uitgewerkt.



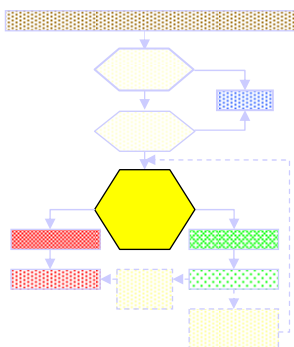
---

---

---

## 4. Humane risico's

---



De humane risicobeoordeling betreft één van de vier risicopaden van het saneringscriterium. De plaats van deze risicobeoordeling binnen het *Wbb*-traject staat in de kantlijn aangegeven. Voor details binnen deze illustratie wordt verwezen naar Figuur 2-1 [p16].

Het beoordelen van risico's voor de mens vindt plaats door vast te stellen of de ernstig verontreinigde waterbodemeen aanvaardbaar geachte blootstelling aan verontreinigingen overschrijdt. Hierbij wordt voor permanent natte en periodiek natte (zoals uiterwaarden, weerden en beekdalen) delen van de waterbodemeen verschillende systematiek gehanteerd. Deze paragraaf beschrijft de risicobeoordeling voor de permanent natte gebieden, waarbij het humane risico met het model SediSoil berekend wordt. Humane risico's voor periodiek natte gebieden worden berekend met het model CSOIL.

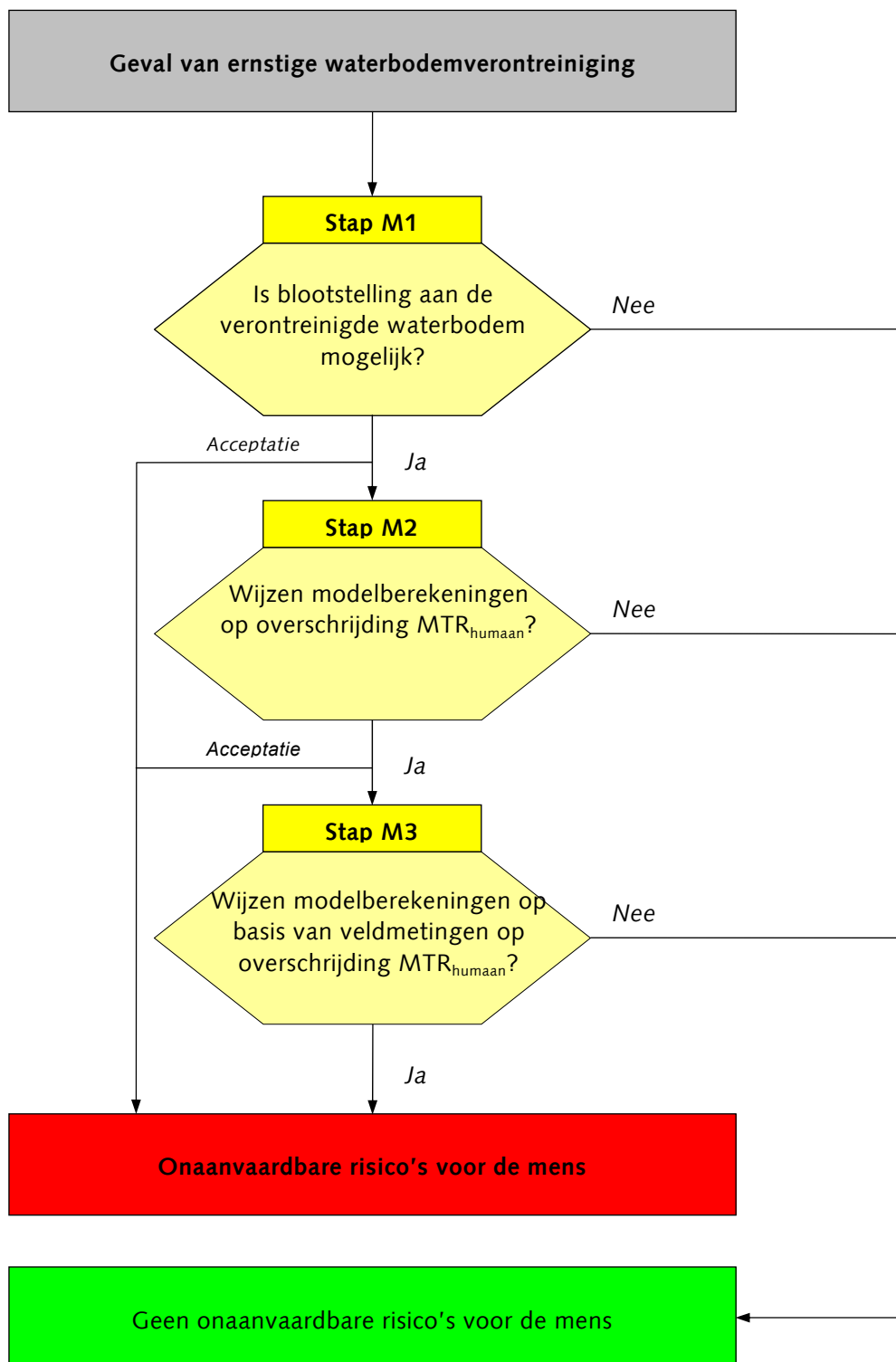
De risicobeoordeling voor permanent natte gebieden is onderverdeeld in drie risicostappen:

- In *Stap M1* vindt een inschatting van de effecten van de waterbodemeverontreiniging plaats op basis van potentiële blootstelling.
- Bij voldoende aanleiding vindt in *Stap M2* een inschatting van de blootstelling aan de waterbodemeverontreiniging door middel van modelberekeningen gebaseerd op gemeten waterbodeme kwaliteit.
- Bij voldoende aanleiding vindt in *Stap M3* een inschatting van de blootstelling van de mens aan de waterbodemeverontreiniging plaats met modelberekeningen gebaseerd op metingen in vis (paling) en eventueel locatiespecifieke metingen in water, zwevend stof en waterbodeme.

In de Handleiding Sanering Waterbodems staat vermeld dat zware metalen niet hoeven te worden meegenomen in de eerste risicobeoordeling. Voor met name kwik (dat in de voedselketen wordt omgezet in het veel toxischer methylkwik) en voor cadmium en lood (waarbij blootstelling via hand-mond-gedrag kan optreden) worden hierdoor mogelijk risico's over het hoofd gezien. De zware metalen kwik, lood en cadmium worden daarom bij de humane risicobeoordeling ook in stap 1 meegenomen.

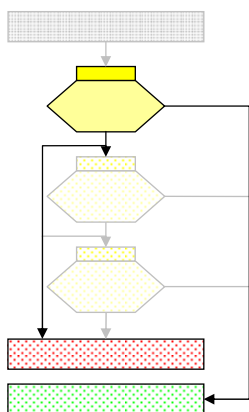
Voor de groep van stoffen met een dioxine-achtige werking (verschillende PCB's, dioxines en furanen) is in november 2006 de EU wetgeving voor blootstelling van de mens aangescherpt. In de onderhavige humane risicobeoordeling zijn deze strengere eisen meegenomen.

De te doorlopen risicostappen staan in Figuur 4-1 [p51] gegeven en worden hieronder afzonderlijk toegelicht. Bij elk risicostap wordt in de kantlijn de plaats in het beoordelingstraject aangegeven.



Figuur 4-1: Stroomschema voor het beoordelen van risico's voor de mens ten gevolge van een ernstig verontreinigde waterbodempl. Dit stroomschema wordt alleen toegepast voor de permanent natte delen van de waterbodempl.

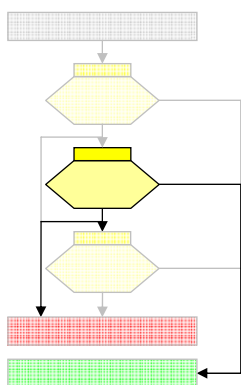
### Stap M1: Is blootstelling aan de verontreinigde waterbodem mogelijk?



Indien in de waterbodem de interventiewaarden van organische microverontreinigingen en/of van cadmium, lood en/of kwik wordt overschreden, dan is onaanvaardbare blootstelling aan de verontreinigde waterbodem mogelijk en volgt stap M2. Voor dioxine-achtige PCB's, furanen en dioxines bestaat een uitzondering. Van deze risicovolle stofgroep zijn veelal geen gegevens bekend en bovendien bestaat voor deze stofgroep geen interventiewaarde. Vanwege de risico's van dioxine-achtige PCB's, furanen en dioxines blijkt dat als de kwaliteit van de toplaag van de waterbodem voor de som 7-PCB's onder de interventiewaarde ligt al onaanvaardbare risico's voor de mens op kan treden als gevolg van consumptie van vis. Indien het gehalte van de som 7 indicator PCB's in de waterbodem groter is dan  $250 \mu\text{g}/\text{kg}_{ds}$ , dient de humane risicobeoordeling mede gericht te worden op de dioxine-achtige PCB's, furanen en dioxines, wat betekent dat voor deze stofgroep de risicobeoordeling vervolgd dient te worden met stap M3.

Stap M2 wordt voor de stofgroep dioxineachtige PCB's, furanen en dioxinen overgeslagen omdat de voorspelling van de gehalten in vis met modelberekeningen onvoldoende zekerheid geeft omtrent de humane blootstelling. Bovendien dient toetsing aan de EU-Warenwet te worden uitgevoerd op basis van metingen van gehalten in vis (zie stap M3).

### Stap M2: Wijzen uitkomsten van (standaard) modelberekeningen op overschrijding $MTR_{\text{huiaan}}$ ?



In Stap M2 vindt een inschatting van de blootstelling van de mens plaats met behulp van (standaard) modelberekeningen op basis van de kwaliteit van de toplaag van de waterbodem.

Indien uit deze berekeningen volgt dat overschrijding van het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor de mens (verder:  $MTR_{\text{huiaan}}$ ) optreedt dan volgt stap M3.

Het blootstellingsscenario dat in deze stap wordt aangehouden is het in SediSoil aangegeven worst case scenario, waarbij zowel recreatie in het gebied plaatsvindt als consumptie van vis gevangen in het gebied.

Alleen de zogenaamde risicovolle stoffen worden meegenomen in deze risicobeoordeling. In Tabel 4-1 staan de risicovolle stoffen die combinatietoxiciteit veroorzaken per stofgroep ingedeeld.

De P95 van de in de toplaag (0-0,2 m) van de ernstig verontreinigde waterbodem gemeten en naar standaardbodem omgerekende gehalten worden gehanteerd bij deze stap. Indien in het rekenmodel SediSoil<sup>22</sup> (zie kader) bij deze gehalten geen risico's worden geconstateerd dan wordt aangenomen dat er in het gehele gebied geen sprake is van risico's voor deze stoffen.

<sup>22</sup> De meest recente versie van SediSoil inclusief handleiding is te downloaden op: [www.akwa.info](http://www.akwa.info)

Tabel 4-1 Risicovolle stofgroepen waarbinnen combinatietoxiciteit optreedt.

Metalen	PAK	PCB	Drins	Chloorbenzenen
cadmium	Naftaleen	28	aldrin	pentachloorbenzeen
kwik	antraceen	52	dieldrin	hexachloorbenzeen
lood	fenantreen	101	endrin	
	fluoranteen	118		
	benz(a)antraceen	138		
	chryseen	153		
	benzo(a)pyreen	180		
	benzo(ghi)peryleen			
	benzo(k)fluoranteen			
	indeno(123cd)pyreen			

Het resultaat in SediSoil is een quotiënt (blootstelling /  $MTR_{\text{humaaan}}$ ) die de mate van overschrijding van het  $MTR_{\text{humaaan}}$  aangeeft. Voor stofgroepen waarbij sprake is van combinatietoxiciteit (zie tabel 4-1), worden in SediSoil de quotiënten afzonderlijk berekend, en bij elkaar opgeteld. Deze uitkomst wordt het additiviteitsrisico genoemd. Voor de risicobeoordeling is alleen het resultaat van het additiviteitsrisico van belang.

Wanneer voor tenminste één getoetste stof of stofgroep het  $MTR_{\text{humaaan}}$  wordt overschreden, dan kunnen ter plaatse onaanvaardbare risico's voor de mens aanwezig zijn. Daarnaast blijft gelden dat als in stap M1 is gebleken dat stoffen met dioxinewerking aanwezig zijn, stap M3 ook voor deze stofgroep gevolgd dient te worden.

SediSoil geeft per stof of stofgroep ook aan via welke blootstellingsroute het risico wordt veroorzaakt. Indien risico's optreden als gevolg van blootstelling via de route visconsumptie dan dienen in stap M3 metingen van gehalten in vis te worden uitgevoerd. De bemonstering van de vissoort is afhankelijk van de soort waarop ter plaatse gevestigd wordt. Indien risico's optreden als gevolg van blootstelling via recreatie dan dienen metingen in water en in de waterbodem in de relevante deelgebieden plaats te vinden.

Indien in stap M2 geen overschrijding van het  $MTR_{\text{humaaan}}$  optreedt, dan wordt ingeschat dat de verontreiniging in de waterbodem niet leidt tot onaanvaardbare risico's voor de mens en hoeft de risicobeoordeling niet verder te worden vervolgd. Indien in stap M1 is ingeschat dat stoffen met dioxine-achtige werking aanwezig zijn, dan dient stap M3 voor deze stoffen te worden gevolgd.

---

## **SediSoil**

SediSoil berekent de levenslang gemiddelde, dagelijkse blootstelling (dosis) van de mens aan een verontreinigde waterbodem. Indien de berekenende blootstelling het  $MTR_{\text{humaaan}}$  (het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor humane blootstelling) overschrijdt, is er sprake van een actueel risico voor de mens.

De mate, waarin de mens wordt blootgesteld is afhankelijk van de aard en intensiteit van het gebruik van de locatie. Het programma kent meerdere scenario's voor de gebruiksfuncties visconsumptie bij sportvisserij en recreatie.

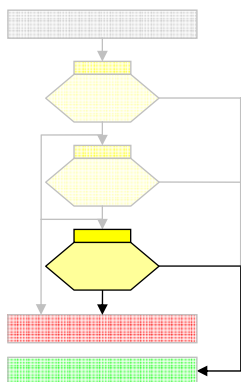
Het scenario "recreatie in combinatie met visconsumptie (matig vet)" kan als "worst case" scenario beschouwd worden. Hierbij wordt de inschatting van potentiële blootstelling berekend met maximale waarden voor de intensiteit van de recreatie en/of consumptie van vis. De aanname is, dat 50% van de geconsumeerde vis uit de te beoordelen locatie afkomstig is. De modelberekeningen zijn gebaseerd op gemeten en gestandaardiseerde waterbodemkwaliteit. Dit scenario wordt gevolgd bij stap M2.

Scenario "recreatie in combinatie met visconsumptie (vette vis)". In dit scenario wordt gerekend met de maximale waarden voor de intensiteit van de recreatie en voor een mate van visconsumptie passend bij sportvisserij. Tevens kunnen enkele locatiespecifieke metingen in water, zwevend stof en waterbodem worden ingevoerd. Dit scenario wordt gevolgd bij stap M3.

SediSoil biedt de gebruiker de mogelijkheid om naast bovengenoemde scenario's een scenario te kiezen waarin alleen recreatie of alleen visconsumptie plaatsvindt. Ook kan een scenario gekozen worden met minder visconsumptie en een lagere recreatie-intensiteit. Als laatste bestaat er de mogelijkheid om als gebruiker zelf een scenario te definiëren op basis van locatiespecifieke informatie over het huidige gebruik van de te beoordelen locatie. Voorwaarde is wel dat er voldoende locatiespecifieke gegevens van oppervlaktewater, zwevend stof en/of vis voor handen zijn om tot een onderbouwd alternatief te komen.

SediSoil gebruikt de  $MTR_{\text{humaaan}}$ -waarden, die zijn vastgesteld in NOBO(WA) (14), met uitzondering van de MTR voor de som 7-PCB's (hiervoor wordt een oudere waarde uit de Circulaire Streef- en Interventiewaarden gebruikt).

### Stap M3: Wijzen modelberekeningen op basis van veldmetingen op overschrijding $MTR_{\text{humaaan}}$ ?



*In Stap M3 vindt een berekening van de blootstelling van de mens plaats met behulp van modelberekeningen op basis van totaalgehalten in de waterbodem en op basis van gehalten gemeten in vis, en indien nodig in water, zwevend stof en extra verzamelde waterbodem-monsters in specifieke deelgebieden. Indien uit deze berekeningen volgt dat overschrijding van het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor de mens optreedt, is sprake van onaanvaardbaar risico voor de mens.*

*Het blootstellingsscenario dat in deze stap wordt aangehouden is het in SediSoil aangegeven scenario 'recreatie en consumptie van vis uit eigen vangst'.*

Wanneer uit stap M2 blijkt dat de belangrijkste blootstellingsroute recreatie is, dan kan voor stap M3 worden volstaan met het meten van gehalten in water, sediment en zwevend stof op de recreatielocaties. Wanneer uit stap M2 blijkt dat visconsumptie de belangrijkste blootstellingroute is dan dienen gehalten in vis te worden gemeten. De te meten stoffen staan in Tabel 4-1 aangevuld met de in Bijlage H (p.138) vermelde stoffen met dioxineachtige werking.

De belangrijkste route voor blootstelling door de mens aan microverontreiniging is via de consumptie van vette vis.

In Nederland (en daarbuiten) bestaat bijzondere aandacht voor de blootstellingsroute bodem-paling-mens voor dioxineachtige PCB's, furanen en dioxines. Deze blootstelling wordt berekend met het scenario "consumptie van (vette) vis uit eigen vangst", waarbij gemeten gehalten in paling gevangen in het gebied op productbasis worden ingevoerd in sedisoil. Ter plaatse gevangen paling is representatief voor het gebied, omdat deze vissoort (buiten de trekperiode naar de Sargasso-zee) vrijwel niet van plek verandert. Naast de consumptie van paling kan ook consumptie van minder vette vis plaatsvinden. Andere eetbare vissoorten zijn bv: baars, snoekbaars en spiering. In zout water worden vooral bot, schar, schol, tong en zeebaars voor consumptie gevangen. De blootstelling door consumptie van andere soorten dan paling wordt op dezelfde wijze berekend aan de hand van gehalten gemeten in de vis.

Als in het betreffende oppervlaktewater geen eetbare vissoorten voorkomen, dan is hiermee voldoende aannemelijk gemaakt dat er geen visvangst voor eigen consumptie zal plaatsvinden.

De visconsumptie in het blootstellingsscenario 'recreatie in combinatie met consumptie van vette vis (uit eigen vangst)' staat voor de groep van consumenten die 150 gram paling uit eigen vangst eten per maand. Deze groep bestaat uit sport- en beroepsvisser en hun directe contacten (familie, vrienden etc.). Onderzoek naar de visconsumptie binnen deze groep uitgevoerd in 2003 heeft uitgewezen dat een maandelijkse portiegrootte van 150 gram paling gangbaar is [18]. De recreatie in dit scenario is gelijk aan die in stap M2.

---

In stap M3 worden totaalgehalten van de risicovolle stoffen in het sediment ingevoerd ten behoeve van de berekening van de blootstelling bij recreatie. Daarnaast worden in stap M3 gegevens ingevoerd van gemeten gehalten in vis (op productbasis), en eventueel in water en zwevend stof.

SediSoil berekent de gehalten van stoffen met een dioxineachtige werking (dioxines, furanen en dioxineachtige PCB's) om naar een  $\Sigma$ TEQ<sup>23</sup> met de TEF<sup>24</sup>-waarden uit 2005 (zie Bijlage H, p.138). Het is ook mogelijk direct  $\Sigma$ TEQ-waarden (als 2,3,7,8-TCDD in ng/kg<sub>product</sub>) in te voeren in SediSoil.

De in onderstaand kader aangegeven route dient altijd bewandeld te worden als niet alle relevante stoffen binnen de stofgroep van dioxineachtige stoffen zijn gemeten.

#### **Berekening totaal TEQ dioxineachtige verbindingen (als voorlopige invoer voor stap M3)**

Als reeds gehalten van de 7 indicator PCB's in paling beschikbaar zijn en niet het hele pakket aan dioxines en dioxineachtige stoffen, wordt een schatting gemaakt van het totale TEQ-gehalte met de formule:  
$$\text{PCB-TEQ (ng/kg}_{\text{product}}) = 0,624 + 0,074 \times \text{PCB153 (}\mu\text{g/kg}_{\text{product}})$$
Met deze geschatte TEQ-waarde kan een oriënterende berekening van de blootstelling aan dioxineachtige stoffen worden uitgevoerd. Als uit deze oriënterende berekening volgt dat kans bestaat op overschrijding van  $\text{MTR}_{\text{humaaan}}$  dan dienen de stoffen alsnog gemeten te worden in paling.

Indien alleen dioxineachtige PCB's zijn gemeten (en geen dioxines en furanen) wordt voor een schatting het TEQ-gehalte voor de toetsing in SediSoil vermenigvuldigd met 1,5. Ook hier geldt dat als uit deze oriënterende berekening volgt dat kans bestaat op overschrijding van  $\text{MTR}_{\text{humaaan}}$  de stoffen alsnog gemeten dienen te worden in paling.

Indien alleen dioxines (en geen furanen en PCB's) zijn gemeten wordt het TEQ-gehalte vermenigvuldigd met 3.

Als alle dioxineachtige stoffen zijn gemeten, is geen factor nodig.

De berekende blootstelling wordt per stof of stofgroep vergeleken met de  $\text{MTR}_{\text{humaaan}}$ . Voor de stofgroep van dioxines en stoffen met een dioxineachtige werking geldt dat andere bronnen dan vis (bijv. kip, melk, eieren) een belangrijk aandeel in de totale blootstelling hebben. Hierdoor wordt in de EU-regelgeving aangehouden dat 10% van de totale blootstelling aan deze stofgroep voor rekening mag komen van de visconsumptie. Dit betekent dat de  $\text{MTR}_{\text{humaaan}}$  maar voor 10% opgevuld mag worden door palingconsumptie. In onderhavige

---

<sup>23</sup> TEQ = Toxiciteits Equivalentie Quotient

<sup>24</sup> TEF = Toxiciteits Equivalentie Factor



---

risicobeoordeling (Wbb) wordt echter gehanteerd dat pas sprake is van onaanvaardbare risico's, dus van een spoedeisende sanering, als 100% van de norm ( $MTR_{\text{humaaan}}$ ) wordt opgevuld door consumptie van 150 gram paling per maand.

Als met SediSoil wordt berekend dat het  $MTR_{\text{humaaan}}$  wordt overschreden, is er sprake van een onaanvaardbaar risico voor de mens. Het saneringscriterium is dan overschreden, en de beheerder dient na te gaan welke maatregelen noodzakelijk zijn (zie hoofdstuk 8).

Indien voor alle risicovolle stoffen en stofgroepen de blootstelling niet zodanig is dat het  $MTR_{\text{humaaan}}$  wordt overschreden, dan wordt aangenomen dat de ernstige verontreiniging in de waterbodembodem niet leidt tot onaanvaardbare risico's voor de mens.

Echter ook al is er geen overschrijding van  $MTR_{\text{humaaan}}$ , dan is het uit oogpunt van waterkwaliteitsbeheer noodzakelijk alsnog te kijken of het TEQ-gehalte in paling voldoet aan de EU-Warenwetnorm.<sup>25</sup> Hiervoor moeten de TEQ-waarden berekend worden met de TEF-waarden uit 1998 (zie Bijlage H).

Indien het gehalte in de paling hoger is dan  $12 \text{ ngTEQ/kg}_{\text{natgewicht}}$ ,<sup>26</sup> is sprake van een beheerverplichting voor de waterkwaliteitsbeheerder. Dit zal vaak aan de orde zijn, omdat Hoogenboom [18] heeft uitgewezen dat 75% van de wilde paling in Nederland niet voldoet aan de EU-Warenwetnorm. De beheerder zal dus moeten overwegen welke beheermaatregelen getroffen kunnen worden. Dit kan bv. worden ingevuld door een negatief consumptieadvies aan sportvissers, dan wel een vangstbeperking voor beroepsvissers. Hierbij kunnen locatiespecifieke omstandigheden betrokken worden, zoals de hoeveelheid vissers, de soort vis die zoal gevangen wordt, de consumptiehoeveelheden, etc. Bovendien dient binnen het beheerspoor monitoring van de gehalten in de paling te worden uitgevoerd. Echter V&W is in deze niet het Bevoegd Gezag om deze maatregel uit te voeren. Indien overleg met LNV heeft uitgewezen dat een vangstbeperking mogelijk is, dan kunnen deze maatregelen worden vastgelegd in een beschikking van het Wbb-geval (zie ook §2.6).

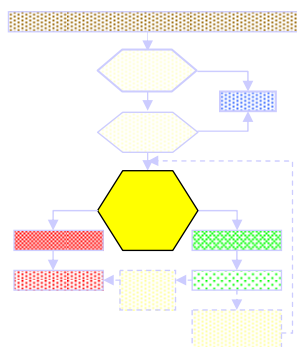
---

<sup>25</sup> Voor deze toetsing dienen de gemeten gehalten in de paling (op productbasis) te worden omgerekend naar een totaal-TEQ-waarde met de TEF-waarden uit 1998 i.p.v. met de nieuwere TEF-waarde (uit 2005), omdat de EU-Warenwetnorm is gebaseerd op deze oudere TEF-waarden. Bijlage H (p.138) geeft zowel de TEF-waarden uit 1998 als uit 2005.

<sup>26</sup> Dit gehalte geeft bij het worst case scenario in SediSoil net overschrijding van het  $MTR_{\text{humaaan}}$ .

## 5. Ecologische risico's

---



De ecologische risicobeoordeling betreft één van de vier risicopaden van het saneringscriterium. In de kantlijn staat de plaats van deze risicobeoordeling binnen het *Wbb*-traject aangegeven. Voor details binnen deze illustratie wordt verwezen naar Figuur 2-1 [p16].

Het beoordelen van de ecologische risico's vindt plaats door vast te stellen of directe of indirecte blootstelling van organismen aan de ernstig verontreinigde waterbodems tot onaanvaardbare effecten leidt. Hierbij wordt voor permanent natte delen en periodiek natte delen (zoals uiterwaarden, weerden en beekdalen) van de waterbodems een verschillende systematiek gehanteerd (zie ook §1.4, p.10).

Dit hoofdstuk beschrijft alleen de ecologische risicobeoordeling voor de natte delen van de waterbodems. Voor het berekenen van risico's van bagger op de kant met de (*multi-substance*) msPAF methode (zie kader OMEGA) worden echter ook aquatische toxiciteitsdata gebruikt voor het afleiden van effecten op droge bodems. In navolging hiervan zouden voor de periodiek natte delen van de waterbodems beschikbare gehalten op dezelfde manier als voor de permanent natte delen van de waterbodems kunnen worden gemeten en ingevoerd in OMEGA. Voor vervolgstappen voor de beoordeling van periodiek natte delen van de waterbodems wordt verwezen naar de methodiek die voor droge bodems wordt toegepast (19).

De risicobeoordeling voor het ecosysteem bestaat voor de natte delen van de waterbodems uit twee risicosporen. In het ene risicospoor wordt gekeken naar effecten op organismen (zoals macrofauna) door directe blootstelling. In het andere risicospoor wordt gekeken naar vogels en zoogdieren die middels doorvergiftiging via het voedsel indirecte blootstelling ondervinden<sup>27</sup>. De blootstelling aan chemische stoffen kan tot een verscheidenheid aan effecten leiden, echter voor de ecologische risicobeoordeling van ernstig verontreinigde waterbodems worden alleen effecten beschouwd die van invloed zijn op de populatieomvang (zoals sterfte, groeiemming en vermindering in voortplantingssucces).

Beide risicosporen zijn verder onderverdeeld in twee risicostappen (*Stap E1* en *E2*).

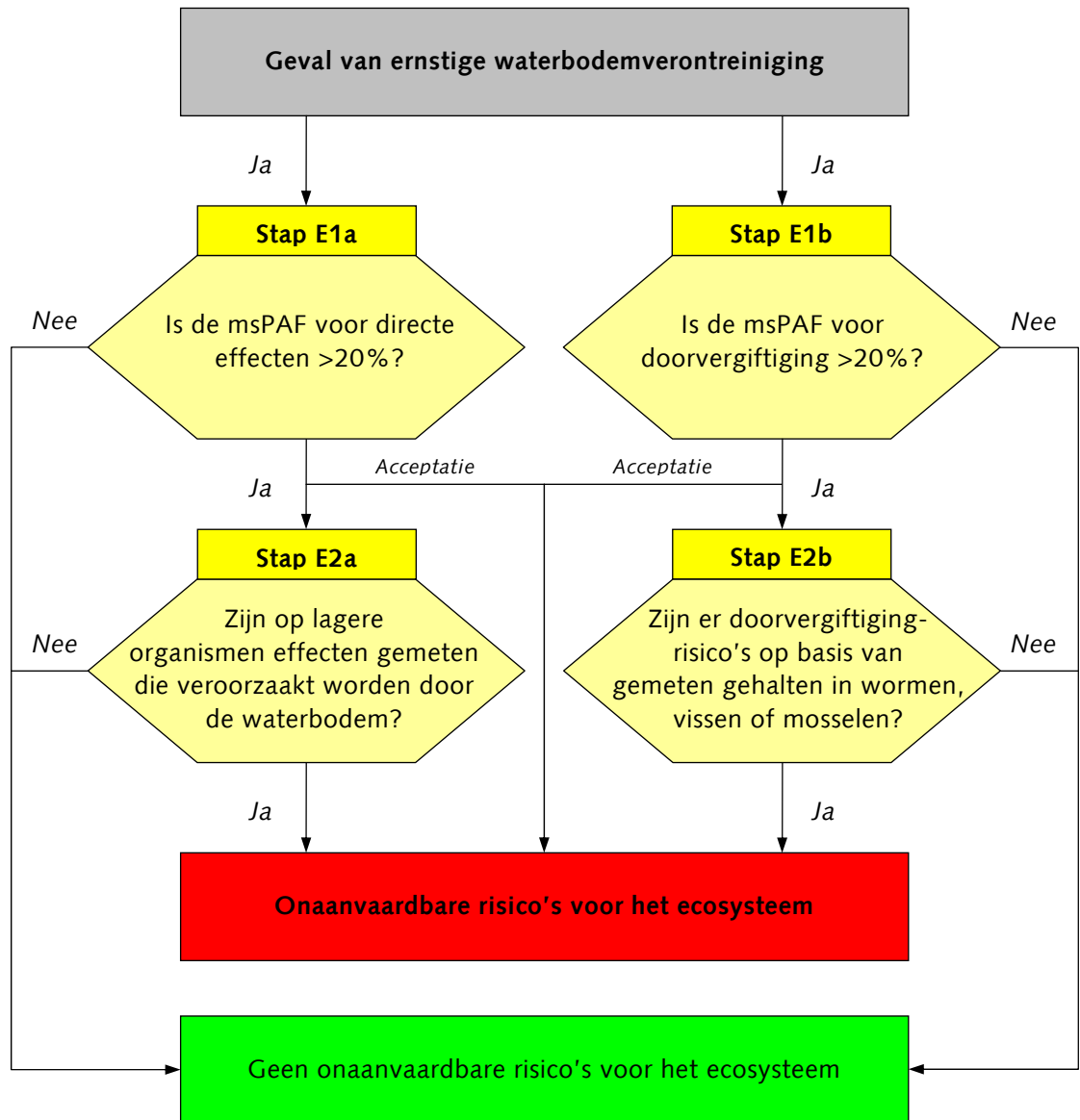
- In *Stap E1* vindt een eerste inschatting van de potentiële effecten van waterbodemsverontreiniging plaats op basis van (biologisch) beschikbare gehalten en concentraties in het sediment<sup>28</sup>.

---

<sup>27</sup> Het risicospoor voor indirecte effecten hoeft slechts te worden doorlopen indien bovenop of binnen de al aanwezige diffuse (achtergrond)verontreiniging sprake is van extra verontreiniging ("puntverontreiniging"; zie ook 3.1.1. p. 27), ofwel de meest verontreinigde plek binnen een verontreinigd gebied. Alle stoffen worden meegenomen, niet alleen die stoffen waaruit de extra verontreiniging bestaat.

<sup>28</sup> Voor verdachte chemische stoffen of stofgroepen (somparsameters) waarvoor geen toetsingscriteria beschikbaar zijn (bijvoorbeeld de zogeheten 'vergeten stoffen'), kan *Stap*

- Bij voldoende aanleiding vindt in *Stap E2* een nadere inschatting van de effecten van de waterbodemerontreiniging plaats door effecten te meten van directe blootstelling op organismen of via doorberekening van interne gehalten in organismen naar vogels en vissen.



*Figuur 5-1: Stroomschema voor het beoordelen van risico's voor de ecologie ten gevolge van een ernstig verontreinigde waterbodem. Dit stroomschema wordt alleen toegepast voor de permanent natte delen van de waterbodem<sup>29</sup>.*

*E1 niet worden uitgevoerd en kan de risicobeoordeling direct met Stap E2 worden vervolgd.*

<sup>29</sup> Op specifieke locaties kunnen ook risico's optreden voor plantenetende organismen, bv. zwanen die wortelknolletjes eten. Het risico van doorvergiftiging voor deze organismen kan worden bepaald door ook in planten de opname van stoffen te meten. Voor deze methodiek

## OMEGA

Voor de natte delen van de waterbodem worden de ecologische risico's bepaald met behulp van het computermodel OMEGA<sup>30</sup>. Dit model berekent de potentiële effecten op het ecosysteem als gevolg van blootstelling van planten en dieren aan toxische stoffen. Het model is voor zoete, brakke en zoute wateren van toepassing. In zout milieu zijn de metalen echter minder beschikbaar (complexvorming), zodat het model Omega hiervoor het risico zal overschatten. Het model dient te worden gebruikt in combinatie met Microsoft® Excel (versie 2000 of hoger).

Voor de berekening in OMEGA dienen een aantal keuze- en invoervelden te worden doorlopen. Het gaat voor deze richtlijn echter te ver om alle velden uitvoerig te beschrijven, derhalve worden bij de desbetreffende risicostappen slechts de te selecteren keuzemogelijkheden aangegeven. Voor een uitgebreide toelichting ten aanzien van het gebruik van en de achterliggende berekeningen in OMEGA wordt verwezen naar de handleiding van OMEGA.

Afhankelijk van de geselecteerde keuzevelden in OMEGA worden hetzij beschikbare gehalten en concentraties, hetzij interne gehalten in organismen ingevuld. In de eerste situatie kunnen de gemeten beschikbare concentraties aan zware metalen ( $\mu\text{g/l}$ ) direct in OMEGA worden ingevoerd. De gemeten beschikbare gehalten aan organische microverontreinigingen ( $\text{mg/kg d.s.}$ ) worden eerst na correctie en omrekening naar standaard samenstelling van sediment (25% lutum, 10% org. stof) ingevoerd. In de tweede situatie kunnen de gemeten interne gehalten aan zware metalen en organische microverontreinigingen ( $\text{mg/kg natgewicht}$ ) direct in OMEGA worden ingevuld.

NB. Het is nadrukkelijk niet de bedoeling deze stap uit te voeren met gemeten totaal gehalten.

Op basis van de geselecteerde keuzevelden en de ingevoerde gehalten en concentraties wordt in OMEGA per milieutoxische stof de zogeheten Potentieel Aangetaste Fractie (verder: PAF) berekend. Aan de hand van alle individueel berekende PAF's wordt vervolgens de toetsparameter (*multi-substance*) msPAF samengesteld. In de OMEGA uitvoer is dit het getal dat staat achter het percentage bedreigde diersoorten voor de combinatie van X stoffen, waarbij X het aantal ingevoerde stoffen betreft.

Stoffen en stofgroepen (somparameters) waar geen individuele PAF voor af te leiden is, dienen handmatig te worden getoetst aan de vigerende norm (Ernstig Risiconiveau, Interventiewaarde of  $10 \cdot \text{MTR}$ )<sup>31</sup>. Hierbij is belangrijk in ogenschouw te nemen dat de handmatig getoetste stoffen en stofgroepen (somparameters) niet door OMEGA meegenomen worden in de samenstelling van de msPAF.

---

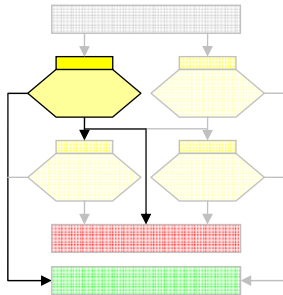
wordt verwezen naar Den Besten et al. [...]. Hierin staan ook de criteria voor de beoordeling van de risico's van doorvergiftiging van vogels berekend voor dit specifieke type voedsel.

<sup>30</sup> De meest recente versie van OMEGA is inclusief handleiding te downloaden op: [www.akwa.info](http://www.akwa.info)

<sup>31</sup> CIW rapport: Normen voor het waterbeheer: [www.helpdeskwater.nl/](http://www.helpdeskwater.nl/) (wet\_en\_regelgeving)

De te doorlopen risicosporen en risicostappen staan in Figuur 5-1 gegeven en worden hieronder afzonderlijk toegelicht. Bij elke risicostap wordt in de kantlijn de plaats in het beoordelingstraject aangegeven.

### Stap E1a: Is de msPAF voor directe effecten >20%?



In Stap E1a vindt een eerste inschatting van directe effecten op (lagere) organismen plaats met behulp van modelberekeningen en beschikbare gehalten en concentraties van de toplaag van de waterbodem.

Indien uit deze berekeningen volgt dat overschrijding van het criterium (20%) voor msPAF optreedt of dat één van de getoetste stoffen zonder individuele PAF de vigerende toetsingsnorm overschrijdt, volgt desgewenst stap E2a.

Voor deze stap wordt gebruik gemaakt van de beschikbare gehalten en concentraties<sup>32</sup> (zie §3.6.2) die zijn gemeten in de toplaag van de waterbodem. Voor chroom wordt het gehalte aan Cr<sup>3+</sup> ingevuld. De msPAF wordt berekend met het computermodel OMEGA (zie kader). Het model OMEGA berekent op basis van de geselecteerde keuzevelden (*beschikbare gehalten* in combinatie met *lagere organismen: water*) en de beschikbare gehalten en concentraties in het sediment de msPAF voor directe effecten.

Voor kwik (Hg) kan met de CaCl<sub>2</sub>-extractiemethode geen beschikbare concentratie gemeten worden. Voor de toxiciteit is het percentage kwik dat aanwezig is in de vorm van methyl-kwik van belang. Indien methyl-kwik is gemeten, kan dit in het veld '*organisch-kwik*' worden ingevoerd.

Indien methyl-kwik niet gemeten is, dan kan voor een 'worst-case' scenario uitgegaan worden van 10% methyl-kwik. Voor Rijn- en Maas-sedimenten kan, op grond van eerdere metingen een gehalte van 5% worden aangehouden. Om methyl-kwik in te kunnen voeren in Omega moet het (gestandaardiseerde) sedimentgehalte (mg/kg) met de hand omgerekend worden naar de poriewater in µg/l ( $K_p=112202$  l/kg [...]);  $[C_{pw} = C_{sed} * 0,0089]$ .

Voor de CaCl<sub>2</sub>-methode is het noodzakelijk een methode te kiezen waarbij een lage rapportagegrens behaald kan worden. De vereisten voor deze methode staan vermeld in Bijlage G. Indien de waarden beneden de rapportagegrens uitkomen, dient hiermee rekening gehouden te worden met de interpretatie van de risicobeoordeling.

<sup>32</sup> In deze richtlijn wordt gebruik gemaakt van de term 'gehalte' bij uitdrukking in gewichtshoeveelheid geanalyseerde verbinding per gewichtshoeveelheid onderzochte stof op droge stof basis (bv. mg/kg d.s.), en de term 'concentratie' bij uitdrukking in gewichtshoeveelheid geanalyseerde verbinding per volumehoeveelheid onderzochte stof (bv. µg/l of mg/l).

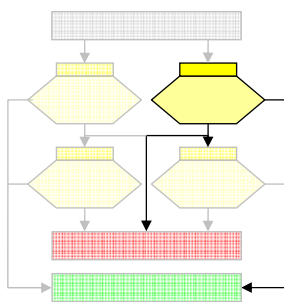
De organische stoffen waarvoor geen beschikbare gehalten beschikbaar zijn, dienen als totaalgehalten meegenomen te worden.

Indien de msPAF kleiner is dan 20% en géén van de getoetste stoffen zonder individuele PAF de vigerende toetsingsnorm<sup>33</sup> overschrijdt, kan (met grote mate van zekerheid) geconcludeerd worden, dat de verontreiniging in de waterbodembodem ter plaatse niet leidt tot onaanvaardbare risico's voor de ecologie. De risicobeoordeling hoeft dan niet verder te worden gevolgd.

Indien niet wordt voldaan aan (tenminste één van) bovenstaande criteria, dan kan niet uitgesloten worden dat ter plaatse onaanvaardbare risico's voor de ecologie aanwezig zijn ten gevolge van directe effecten. Voor een nadere inschatting van de aanwezige risico's kan de risicobeoordeling met *Stap E2a* worden vervolgd (zie ook §1.4). Uit kosteneffectiviteitoverwegingen kan het bevoegd gezag op dit punt ook besluiten af te zien van verder onderzoek en te concluderen dat er onaanvaardbare risico's zijn.

Indien metingen zijn uitgevoerd van (verdachte) chemische stoffen of stofgroepen waar geen toetsingscriteria beschikbaar voor zijn (bijvoorbeeld zogeheten 'vergeten stoffen'), dan is het raadzaam de risicobeoordeling ook met *Stap E2a* te vervolgen. Voor sommige stofgroepen (bv stoffen met dioxineachtige werking) is het zelfs raadzaam direct met *Stap E2a* te beginnen (zie §3.6.2). Specifieke stoffen zullen veelal pas gemeten worden op locaties waar een probleem verwacht wordt of al opgetreden is (lozing, verdenking). In zo'n geval zal maatwerk toegepast moeten worden om de juiste effectmeting(en) te selecteren om het risico aan te tonen.

#### Stap E1b: Is de msPAF voor doorvergiftiging >20%?



*In Stap E1b vindt een eerste inschatting van indirecte effecten op vogels en zoogdieren plaats met behulp van modelberekeningen en beschikbare gehalten en concentraties van de toplaag van de waterbodembodem.*

*Indien uit deze berekeningen volgt dat overschrijding van het criterium (20%) voor msPAF optreedt, volgt desgewenst *Stap E2b*.*

Voor deze stap wordt gebruik gemaakt van de beschikbare gehalten en concentraties (zie §3.6.2) die zijn gemeten in de toplaag van de waterbodembodem.

De msPAF wordt berekend met het computermodel OMEGA (zie kader). Het model OMEGA berekent op basis van de geselecteerde keuzevelden (*beschikbare gehalten* in combinatie met *hogere organismen: mosselelers/viseters*) en de beschikbare gehalten en concentraties in het sediment de msPAF voor indirecte effecten.

<sup>33</sup> Niet voor alle stoffen kan met OMEGA een PAF voor de risico's van directe effecten op organismen worden afgeleid. Voor stoffen waarvoor geen PAF kan worden afgeleid, dient te worden uitgegaan van het ER of - indien geen ER bestaat - van 10\*MTR gebaseerd op directe effecten. Een lijst met ER en MTR waarden is te vinden in : [www.helpdeskwater.nl/](http://www.helpdeskwater.nl/)

Aangeraden wordt deze berekening gelijktijdig met stap E1a uit te voeren zodat de gegevens slechts één maal hoeven te worden ingevoerd. In deze berekening worden de risico's van een beperkt aantal stoffen beoordeeld waarvoor doorvergiftiging via het voedsel een relevante route is en waarvoor voldoende toxiciteitsdata beschikbaar zijn om PAF parameters af te kunnen leiden. In tabel 5-1 is opgenomen (a) welke stoffen voor doorvergiftiging relevant zijn en (b) voor welke stoffen de PAF voor doorvergiftiging beschikbaar is.

Tabel 5-1 Voor doorvergiftiging relevante stoffen voor vis- en mosseletende hogere organismen.

Metalen	PCB's	OCB's	bestrijdingsmiddelen
cadmium	28*	aldrin	carbofuran
kwik	52*	dieldrin	chloorpyrifos
koper	101*	endrin	fenthion
	118*	endosulfan	quintozeen*
	138*	pentachloorfenol	thiram*
	153*	pentachloorbenzeen*	
	180*	hexachloorbenzeen	
		DDD	
		DDE	
		DDT	
		heptachloor	
		heptachloorepoxide*	
		α-HCH *	
		β-HCH*	
		lindaan	
		chloordaan	

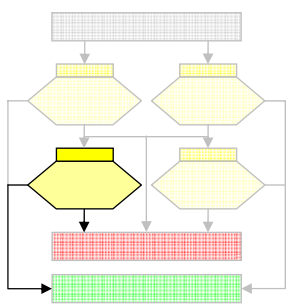
\* hiervoor bestaat geen PAF-curve, omdat te weinig gegevens beschikbaar zijn.

Indien de msPAF kleiner is dan 20%, en overige stoffen <ER of 10\*MTR voor doorvergiftiging [19], dan wordt ingeschat dat de (punt)verontreiniging in de waterbodem ter plaatse niet leidt tot onaanvaardbare risico's voor de ecologie als gevolg van indirecte effecten. De risicobeoordeling hoeft dan niet verder te worden gevolgd.

Indien niet wordt voldaan aan bovenstaand criterium, dan kan niet worden uitgesloten dat ter plaatse onaanvaardbare risico's voor de ecologie aanwezig ten gevolge van indirecte effecten. Voor een nadere inschatting van de aanwezige risico's kan de risicobeoordeling met *Stap E2b* worden vervolgd (zie ook §1.4). Uit kosteneffectiviteitoverwegingen kan het bevoegd gezag op dit punt ook besluiten af te zien van verder onderzoek en te concluderen dat er onaanvaardbare risico's zijn.

---

**Stap E2a: Zijn effecten op lagere organismen gemeten die veroorzaakt worden door de waterbodem?**



*In Stap E2a vindt een verificatie plaats van de directe effecten op (lagere) organismen met behulp van bioassays en waarnemingen aan macrofauna in de contactzone van de waterbodem. Hiervoor worden bioassays geselecteerd waarvan voldoende achtergrondinformatie is over de gevoeligheid voor verontreinigingen om oorzaak-gevolg relaties te kunnen leggen.*

*Indien effecten worden gemeten in de bioassays, deze verklaarbaar zijn, en eventueel bevestigd worden door gemeten effecten in een veldinventarisatie, is sprake van onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem.*

Effecten op de macrofauna zijn moeilijk te scheiden in effecten van stoffen of effecten van omgevingsfactoren. Voor dit risicospoor wordt daarom aangeraden eerst de effecten in bioassays aan te tonen. Indien er een verklaard effect optreedt in de bioassays (zie kader) kan de initiatiefnemer overwegen dit effect te toetsen met waarnemingen in het veld.

Indien de overschrijding van het criterium in stap 1a wordt veroorzaakt door de hoge concentraties van PCB's, is het niet zinvol bioassays uit te voeren. Directe effecten van PCB's worden op lagere organismen niet of nauwelijks gemeten. In dit geval wordt aangeraden alleen het risicospoor voor doorvergiftiging (E2b) te volgen.

### **Bioassays**

Selectie van bioassays moet plaatsvinden aan de hand van de gemeten verontreinigingsgraad en de sedimentkarakteristieken. Er zijn diverse testen beschikbaar voor zoet, brak en zout sediment (zie kader).

Effecten van bioassays worden ingedeeld in geen, matige of ernstige effecten (zie kader). De verificatie van ecologische risico's vereist dat minimaal in één bioassay een ernstig effect is aangetoond dat bovendien verklaarbaar is (zie onder), of dat in alle of bijna alle gebruikte bioassays een matig effect is aangetoond dat verklaarbaar is. Voor de verklaarbaarheid is het wel gewenst dat de chemische analyses en bioassays in dezelfde monsters uitgevoerd zijn.

Indien in de bioassays geen directe effecten op (lagere) organismen zijn waargenomen, dan wordt aangenomen dat de ernstige verontreiniging in de waterbodem niet kan leiden tot onaanvaardbare risico's voor de ecologie als gevolg van directe effecten. Eventueel waargenomen effecten op macrofauna in het veld worden dan waarschijnlijk niet veroorzaakt door de aanwezigheid van toxische stoffen.

Significante matige of ernstige effecten moeten verklaard kunnen worden aan de hand van de gevonden verontreinigingsgraad. Dit dient te gebeuren door de concentraties gemeten stoffen (bij voorkeur de beschikbare gehalten) te vergelijken met literatuurwaarden voor de NOEC (no observed effect concentration).



---

### **Bioassays**

Een bioassay is een techniek waarmee directe effecten van niet-gemeten maar wel biologisch beschikbare stoffen, onbekende stoffen, omzettingsproducten en combinatietoxiciteit zichtbaar gemaakt kunnen worden. Er is echter geen enkel organisme dat gevoelig is voor alle aanwezige stoffen in de waterbodem. Om dit te ondervangen, wordt bij zowel zoet- als zoutwatersystemen voor een algemene kwaliteitsbeoordeling van verontreinigde sedimenten gebruik gemaakt van een set van minimaal drie bioassays met levende complete (*in vivo*) organismen uit verschillende taxonomische groepen [23]. Daarbij wordt gekeken naar chronische effecten, dwz. effecten op sterfte, groeiremming en vermindering van voortplantingssucces. De set aan bioassays dient tenminste te bestaan uit twee toxiciteitstesten met bentische organismen (zgn. 'whole-sediment' testen).

In de documenten 'Bioassays onder de loep' [21; 22] staan verschillende bentische organismen genoemd voor het zoete en zoute milieu. Voor zoete sedimenten zijn naast de watervlo (*Daphnia magna*) en de muggelarve (*Chironomus riparius*) andere kreeftachtigen inzetbaar. Een test met nematoden is in ontwikkeling. Voor de zoute sedimenten zijn de kreeftachtige (*Hyallorella azteca*), de slijkgarnaal (*Corophium volutator*), de zeeduizendpoot (*Nereis diversicolor*), oesterlarven of stekelhuidigen geschikt. Waar mogelijk wordt aanbevolen een meer gebiedspecifieke benadering toe te passen, waarbij op basis van het aanwezige sedimenttype en de resultaten van de chemische analyses een op maat gesneden set aan bioassays kan worden samengesteld. Bovendien moet er een goed gestandaardiseerd protocol bestaan van de bioassay met criteria voor matige en ernstige effecten.

De meeste bioassays zijn breedspectrum bioassays, dwz dat de organismen niet gevoelig zijn voor een specifieke verbindingen. Er zijn wel assays beschikbaar voor specifieke stofgroepen. Een voorbeeld hiervan zijn Calux-assays voor stoffen met dioxinewerking of hormoonverstoring. Deze assays werken niet als een effect-assays, maar zijn gerelateerd aan de concentratie van de stofgroep. Er is echter voor enkele van deze assays wel een verband gelegd met de gemeten activiteit en het effect op organismen [15].

Van de breedspectrum bioassays is bekend, dat kreeftachtigen en insectenlarven gevoelig zijn voor organochloorverbindingen (pesticiden) en metalen. Directe effecten van PCB's worden in bioassays niet of nauwelijks gemeten. PAK's kunnen een algemeen effect veroorzaken middels het mechanisme van "narcose" (ofwel niet specifieke toxiciteit).

Voor de interpretatie van effecten van bioassays worden de effecten ingedeeld in geen, matige of ernstige effecten.

Een ernstig effect treedt op, wanneer de organismen 50% of meer effect ondervinden: het criterium is dat het effect significant hoger is dan in referentie of blanco (een controle blootstelling) en het effect is  $\geq 50\%$ . Matige effecten zijn significante effecten ten opzichte van referentie of blanco, maar lager dan 50%.

---

Effecten worden verklaarbaar beschouwd als individuele stoffen in concentratie boven de betreffende NOEC liggen (criterium is: concentratie/NOEC > 1), ofwel wanneer meerdere stoffen waarvan combinatie-toxiciteit kan worden verwacht gezamenlijk leiden tot overschrijding van het criterium  $\Sigma_{\text{stofgroep}}$ -(concentratie/NOEC) van de waarde 1.

Wanneer de effecten niet verklaarbaar zijn kan het onderzoek worden vervolgd langs twee lijnen:

- a) het verder zoeken naar de stof(fen) die het effect veroorzaken; of
- b) het uitvoeren van een veldinventarisatie gericht op macrofauna waarnemingen, waarvan de resultaten statistisch worden geanalyseerd om de relatie tussen verontreinigingsgraad en effecten aan te tonen (zie kader).

Uit kosteneffectiviteit overwegingen kan het bevoegd gezag op dit punt ook besluiten af te zien van verder onderzoek en te concluderen dat er onaanvaardbare risico's zijn.

### **Macrofauna inventarisaties**

Om macrofaunagegevens te kunnen interpreteren is het noodzakelijk normaalwaarden af te leiden voor het betreffende watersysteem. Deze normaalwaarden zijn niet voor alle watertypen bekend. Bovendien zijn eerder afgeleide normaalwaarden [24] niet altijd meer van toepassing door veranderende omstandigheden (o.a. verandering in voedselbeschikbaarheid) in de watersystemen.

Voor watersystemen, waar geen normaalwaarden voor bestaan, is het aan te raden monsters in de beoordeling te betrekken van een referentielocatie, die gelijktijdig in het onderzoek worden meegenomen. Criteria voor onaanvaardbare effecten kunnen locatiespecifiek worden vastgesteld, met als vuistregel dat parameters die meer dan 90% onder de normaalwaarde scoren in de beoordeling meetellen als een ernstig effect.

Ook is het mogelijk met de dataset aan chemische en fysisch-chemische gegevens en gegevens over de macrofauna met behulp van een statistische toets relaties te leggen tussen verontreinigingsgraad en waargenomen aantallen (zie kader).

Effecten op de ecologie worden naast effecten van verontreiniging in grote mate bepaald door fysische karakteristieken. Organisch stof gehalte en voedingscomponenten als stikstof en fosfaat spelen ook een bepalende rol. Eutrofiëring kan een eventueel negatief effect van verontreinigingen maskeren, zodat ten onrechte geen verontreinigingsprobleem wordt geconstateerd. Uit het totaal fosfaat en ijzer gehalte kan bepaald worden of een waterbodembodem eutroof is [2]. Hiervoor zijn de volgende richtwaarden gegeven:

- een totaal-fosfaat gehalte van meer dan 1,36 g/kg en
- een fosfor-ijzer (P/Fe) ratio van tenminste 0,055 kg/kg.

---

### **Veldinventarisatie**

De veldinventarisatie wordt niet gebruikt om de kwaliteit en het ecologische functioneren van de bodemlevengemeenschap in kaart te brengen, maar slechts om mogelijke effecten van verontreinigingen op de bodemlevengemeenschap te identificeren. Hiervoor wordt gekeken naar de aan- en afwezigheid van bepaalde (lagere) diersoorten als indicatie voor een mogelijk aanwezige verstoring van het ecosysteem.

Voor zowel zoet- als zoutwatersystemen vindt de veldinventarisatie primair plaats op basis van benthische macrofauna. Recentelijk is voor zoete watersystemen ook een geschikte methodiek ontwikkeld voor nematoden. Met deze methode is een goede relatie gevonden tussen effecten op nematodenpopulaties die optreden bij verstoring van waterbodems [24]. Bovendien is een duidelijk verband gevonden tussen aantallen en soorten op niet verontreinigde en verontreinigde locaties.

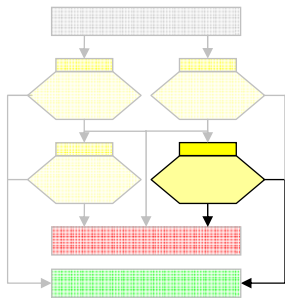
De macrofauna bemonstering vindt bij voorkeur plaats in het voorjaar (maart t/m april; watertemperatuur < 10°C) wanneer de overwinterende en dus langdurig blootgestelde macrofauna populatie onderzocht kan worden. Een (te) late bemonstering in het voorjaar heeft als risico dat een groot deel van de insecten al zijn uitgevlogen. Bemonstering in het najaar (september t/m november) is echter ook mogelijk.

Macrofaunagegevens worden beoordeeld aan de hand van normaalranges op basis van dichtheden, aantal taxa en biomassa. De criteria per macroparameter zijn ingedeeld per sedimenttype. Oosterbaan [24] heeft een indeling gemaakt naar normaalranges in grote rivieren. In deze ranges is geen rekening gehouden met de invloed van voedselbeschikbaarheid. Oosterbaan [24] gebruikte diverse methoden om de kwaliteit van de bodemgemeenschap in te delen. In diverse Nader Onderzoeken, o.a. in het Kanaal door Walcheren [26] zijn enkele van deze methoden en clusteranalyses toegepast.

Indien in de bioassays, eventueel bevestigd met effecten in het veld, directe effecten op lagere organismen zijn vastgesteld, dan is hiermee aangetoond dat ter plaatse van de ernstig verontreinigde waterbodem onaanvaardbare risico's voor de ecologie aanwezig zijn als gevolg van directe effecten. Hiermee bestaat voor dit risicospoor *wel* een noodzaak tot spoedige sanering van de ernstig verontreinigde waterbodem.

#### **Stap E2b: Zijn er doorvergiftiging risico's op basis van gemeten gehalten in wormen, vissen of mosselen?**

*In Stap E2b vindt een nadere inschatting van indirecte effecten op vogels en zoogdieren plaats met behulp van modelberekeningen en gemeten gehalten in organismen in de contactzone van de waterbodem.*



Indien uit deze berekeningen volgt dat overschrijding van het criterium (50%) voor msPAF optreedt, is sprake van onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem.

Wanneer uit stap E1b blijkt dat er risico's voor doorvergiftiging kunnen optreden moeten desgewenst in stap E2b organismen in het veld verzameld worden om hierin interne gehalten te meten. De interne gehalten worden bepaald in wormen (*Oligochaeta*), vissen (zoals aal) en/of mosselen. Hiervoor worden alleen die gehalten gemeten, die relevant zijn voor doorvergiftiging (zie Tabel 5-1, p.63). Het is echter niet te bedoeling om alle stoffen (zoals OCB's) te meten als deze niet tot risico leiden.

Het moet wel aannemelijk gemaakt worden dat de gebruikte organismen de verontreiniging uit de waterbodem opgenomen hebben en niet uit het water. Uitgebreide modelberekeningen zijn echter niet noodzakelijk.

Het risico van bioaccumulatie van PAK's in vogels en zoogdieren is gering. Veel organismen zijn in staat deze stoffen na opname te metaboliseren en weer uit te scheiden. Bioaccumulatie van PAK's kan niet getoetst worden. Gemeten interne gehalten geven slechts een indicatie in hoeverre deze stoffen in organismen opgenomen worden ten opzichte van organismen op een referentielocatie.

Met behulp van het computermodel OMEGA (zie kader) wordt, op basis van de geselecteerde keuzevelden (*biota: wormen/vissen/mosselen* in combinatie met respectievelijk *hogere organismen: wormeters/viseters/mosseleeters*)<sup>34</sup> en de ingevoerde gemeten gehalten in de organismen, de msPAF voor indirecte effecten berekend.

De interne gemeten gehalten voor kwik in organismen bestaan in vis voor 100% uit methyl-kwik; voor schelpdieren en andere ongewervelden is dit gehalte 50%.

Indien voor alle getoetste groepen hogere organismen (worm-, vis- én mosseleeters) de msPAF kleiner is dan 50%<sup>35</sup>, en overige stoffen <ER of 10\*MTR voor doorvergiftiging (zie tabel 5.2), wordt aangenomen dat de ernstige verontreiniging in de waterbodem niet kan leiden tot onaanvaardbare risico's voor de ecologie als gevolg van indirecte effecten. Hiermee bestaat voor dit risicospoor *geen* noodzaak tot spoedige sanering van de ernstig verontreinigde waterbodem. Indien niet wordt voldaan aan bovenstaande criteria, dan is hiermee aangetoond dat er plaatse van de ernstig verontreinigde waterbodem onaanvaardbare risico's voor de ecologie aanwezig zijn als gevolg van indirecte effecten<sup>36</sup>. Hiermee bestaat voor dit risicospoor *wel* een

<sup>34</sup> De keuze hangt primair af van de diersoort waarin is gemeten.

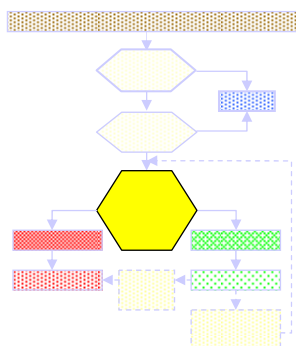
<sup>35</sup> In de handleiding [2] staat een msPAF van 20%, deze waarde is niet correct en moet 50% zijn.

<sup>36</sup> Bij aanwezigheid van onaanvaardbare risico's dient te worden nagegaan of deze alleen voor de specifiek aanwijsbare deellocatie(s) gelden of voor het gehele onderzoeksgebied. Dit hangt samen met bijvoorbeeld het foerageergedrag of leefgebied van hogere organismen (zoals vissen en vogels) waarvoor het risico van doorvergiftiging is geconstateerd.

---

noodzaak tot spoedige sanering van de ernstig verontreinigde waterbodem.

## 6. Verspreidingsrisico's naar/via oppervlaktewater



De risicobeoordeling voor verspreiding naar en via oppervlaktewater betreft één van de vier risicopaden van het saneringscriterium. Hiernaast staat in de kantlijn aangegeven waar deze risicobeoordeling binnen het *Wbb*-traject plaatsvindt. Voor details binnen deze illustratie wordt verwezen naar Figuur 2-1 [p16].

Het doel van het risicopad oppervlaktewater is om de (chemische) oppervlaktewaterkwaliteit te beschermen. De circulaire sanering waterbodems stelt dat verontreinigde waterbodems geen overschrijding van de waterkwaliteitsnormen mogen veroorzaken. In deze richtlijn is dat criterium nader uitgewerkt, nl. dat de het  $MTR_{opgelost}$  niet mag worden overschreden als gevolg van gehalten in de waterbodem. Dit wijkt af van de Handleiding Sanering Waterbodems; in stap O3a wordt getoetst aan het  $MTR_{totaal}$ . In deze richtlijn is gekozen voor  $MTR_{opgelost}$  omdat de opgeloste concentratie een betere indicator is voor effecten van verontreiniging en omdat deze aanpak meer ruimte biedt aan locatiespecifieke aspecten zoals veldspecifieke  $K_d$ 's.

Het beoordelen van risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater vindt plaats door vast te stellen met welke routes en in welke mate chemische stoffen zich vanuit de ernstig verontreinigde waterbodem naar en via het bovenliggende oppervlaktewater kan verspreiden.

Het stroomschema (Figuur 6-1) bestaat uit twee risicosporen. Enerzijds wordt gekeken naar verspreiding als gevolg van opwerveling of erosie van sediment, en anderzijds naar verspreiding via diffusie of onder invloed van een kwelstroom. Beide risicosporen zijn onderverdeeld in drie risicostappen (*Stap O1*, *Stap O2* en *Stap O3*).

- Met *Stap O1* vindt een inschatting van potentiële verspreiding plaats op basis van het gebruik en het fysische milieu (d.m.v. vuistregels) (*Stap O1a* en *Stap O1b*). Bij overschrijding van het toetsingscriterium van stap O1 kan met
- *Stap O2* een nadere inschatting van potentiële verspreiding plaatsvinden op basis van gehalten en concentraties in het sediment (*Stap O2a* en *Stap O2b*). Bij overschrijding van het toetsingscriterium van Stap O2 kan met stap
- *Stap O3* een inschatting van de actuele verspreiding plaatsvinden. De essentie van *Stap O3* is dat de concentraties van verontreinigende stoffen in het oppervlaktewater tijdens piekgebeurtenissen niet onaanvaardbaar negatief worden beïnvloed door de waterbodem. In de Handleiding Sanering Waterbodems is dit concreet gemaakt door het criterium dat in een periode van 14 dagen rondom de sterkste erosiegebeurtenis waarin het MTR in oppervlaktewater niet mag worden

---

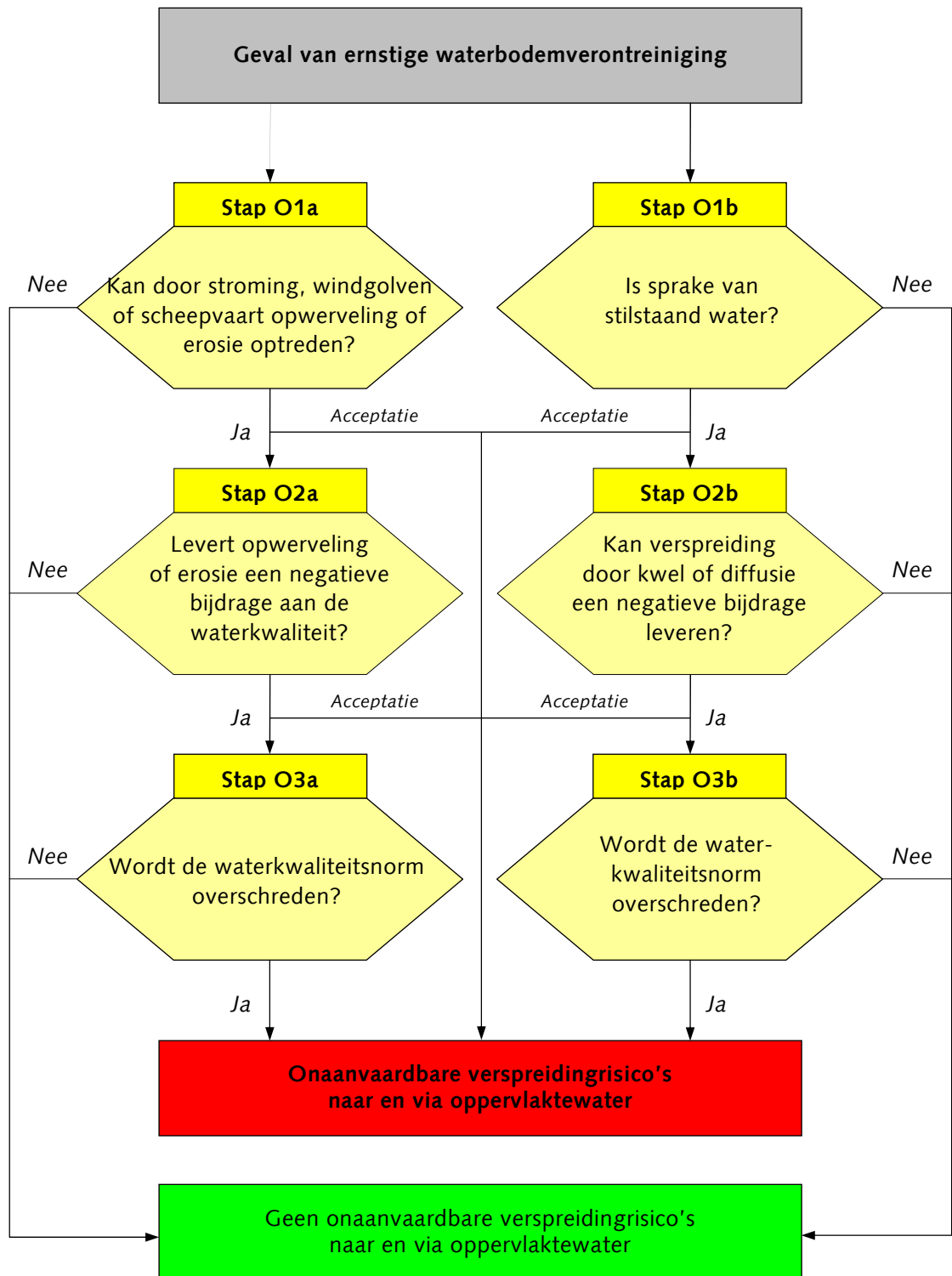
overschreden. Dit criterium is niet in alle situaties uitvoerbaar. In de tekst van Stap O3a wordt dit probleem nader uitgewerkt.

*Stap O1* en *Stap O2* mogen in willekeurige volgorde worden doorlopen. Het eerst uitvoeren van *Stap 2* kan aantrekkelijk zijn als *Stap 2* eenvoudiger is dan *Stap 1*.

#### Verspreiding van sediment

Ongecontroleerde verspreiding van verontreinigd sediment is geen zelfstandig criterium in de richtlijn nader onderzoek. Er is aangenomen dat sediment dat in de waterkolom boven de verontreiniging geen onaanvaardbare risico's veroorzaakt ook geen onaanvaardbare risico's benedenstrooms kan veroorzaken. In de gevallen waarin dat niet opgaat (bijvoorbeeld als zich benedenstrooms een zeer schoon en gevoelig ecosysteem bevindt), kan een beheerder altijd vanuit een zorgplichtbeginsel afwijken van de richtlijn nader onderzoek. Dit sluit aan bij de KRW die uitdrukkelijk stelt dat de verontreinigingsgraad van sediment niet mag toenemen [27].

Met het doorlopen van de opeenvolgende risicostappen wordt steeds meer informatie over de risico's voor verspreiding van verontreinigingen naar het oppervlaktewater van de ernstig verontreinigde waterbodem verkregen, echter dit kost over het algemeen ook meer tijd en geld. Als na uitvoering van de eerste risicostap(pen) of uit één van de risicosporen blijkt dat niet uitgesloten kan worden dat ter plaatse onaanvaardbare risico's bestaan, dan kan de initiatiefnemer (in overleg met het bevoegd gezag *Wbb*) besluiten om - vanuit kostenbeheersend perspectief - te accepteren dat ter plaatse sprake is van onaanvaardbare risico's door de ernstig verontreinigde waterbodem. Het is echter wel zo dat alleen met een goed inzicht in alle risico's van de waterbodemverontreiniging de eventueel te nemen saneringsmaatregelen (zoals tijdstip, doelstelling en saneringsplan) op de meest effectieve en (kosten)efficiënte wijze kunnen worden ingevuld.



Figuur 6-1: Stroomschema voor het beoordelen van risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater ten gevolge van een ernstig verontreinigde waterbodemonverontreiniging. Dit stroomschema is alleen toepasbaar voor permanent natte delen van de waterbodemonverontreiniging<sup>37</sup>.

<sup>37</sup> De tekst van stap O3a wijkt af van die van de Handleiding Sanering Waterbodems [2]



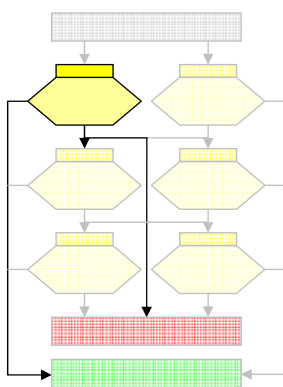
De afzonderlijke risicostappen zijn hieronder nader toegelicht, waarbij in het kader staat aangegeven waar deze risicobeoordeling binnen het stroomschema plaatsvindt. Voor details binnen deze illustratie wordt verwezen naar Figuur 6-1.

### **Stap O1**

In *Stap O1* wordt gestart met een inschatting van de kans op verspreiding van de ernstige verontreiniging vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater op basis van het gebruik en het fysische milieu. Deze stap bestaat uit de beoordeling van potentiële verspreiding door opwerveling of erosie van verontreinigd sediment (*Stap O1a*) en de potentiële verspreiding via de waterfase (*Stap O1b*).

#### **Stap O1a: Kan door stroming, scheepvaart of wind opwerveling of erosie optreden?**

Opwerveling zal optreden bij overschrijding van de kritieke bodemschuifspanning welke afhankelijk is van de samenstelling en de mate van consolidatie van het sediment.



In de meeste verontreinigingssituaties zal sprake zijn van een relatief ongeconsolideerde slibrijke toplaag en sterker geconsolideerde diepere lagen. Voor de ongeconsolideerde slibrijke toplaag bedraagt de kritieke bodemschuifspanning (de ondergrens waarbij sprake is van opwerveling) 0,3 tot 0,5 N/m<sup>2</sup> [28].

Bij het inschatten van de kans op opwerveling en erosie dient uit voorzorg te worden uitgegaan van een "worst-case" scenario. Daarom dient de ondergrens van de kritieke bodemschuifspanning voor ongeconsolideerd slib van 0,3 N/m<sup>2</sup> aangehouden te worden. Indien ter plaatse onderbouwd kan worden dat de sliblaag meer geconsolideerd is, mag met hogere waarden worden gerekend.

De relatie tussen de kritieke bodemschuifspanning en de bijbehorende kritieke stroomsnelheid varieert per proces (stroming, scheepvaart of golven). Daarom wordt hieronder per proces (stroming, scheepvaart, windgolven) beschreven hoe bepaald kan worden of er kans op opwerveling bestaat.

#### **1. Opwerveling door ééndimensionale stromingen<sup>38</sup>**

Bij erosie door stromingen kan het ernstig verontreinigde sediment (deels) worden opgewerveld, hetgeen kan leiden tot verhoogde concentraties in het oppervlaktewater, ongecontroleerde verspreiding en sedimentatie van verontreinigd slib, of blootlegging van een (sterker) verontreinigde onderlaag. Deze vorm van stroming kan ontstaan door:

- verschillen in waterniveau (zoals in rivieren, kanalen en meren);
- getijden (zoals in zeehavens en estuaria);

<sup>38</sup> Het gaat hierbij niet om het verplaatsen van reeds opgewerveld materiaal, maar om het opwerpen van sediment als gevolg van (sterke) stroming .

- dichtheidsverschillen (zoals in zeehavens, estuaria en plekken waar koelwater wordt geloosd);
- loslating van een hoofdstroom (zoals in 'neren' in bijvoorbeeld kribvakken of havenmondingen);
- wind (zoals op grote meren (NB: dit iets anders dan windgolven).
- spuien, bemalen en inlaten.

Per locatie moet worden bepaald welke processen relevant zijn.

Bij de gestelde kritieke bodemschuifspanning van  $0,3 \text{ N/m}^2$  varieert de kritieke stroomsnelheid afhankelijk van de waterdiepte. (zie Tabel 6-1 ). Deze waarden gelden voor:

- ongeconsolideerd slib;
- ruwheden (ribbels) van 1 cm hoogte (gemiddeld voor slibbodems).

Tabel 6-1: Kritieke stroomsnelheid afhankelijk van de waterdiepte (ongecconsolideerd slib, ruwheid 1 cm, hydraulisch ruw).

Diepte (m)	1	3	5	7	10	15
Kritieke stroomsnelheid (m/s)	0,31	0,35	0,38	0,39	0,40	0,42

Indien de ruwheid sterk afwijkt, dan wordt aanbevolen zelf de kritieke stroomsnelheid te berekenen. De benodigde formules hiervoor zijn te vinden in het betreffende achtergronddocument [29].

Er zijn 3 situaties mogelijk:

- I. Er vindt nooit overschrijding van de kritieke stroomsnelheid plaats. Dan wordt aangenomen dat de ernstige verontreiniging in de waterbodem niet leidt tot onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater als gevolg van opwerveling door stroming. (Er dient nog wel naar de andere processen, waarbij opwerveling kan optreden, te worden gekeken.)
- II. Locaties waar onder normale omstandigheden sedimentatie plaatsvindt, maar bij extreme omstandigheden (bijvoorbeeld hoogwaters) de sedimentatielaag wegspoelt. Deze locaties zijn relevant, omdat er verontreiniging ongecontroleerd verspreid wordt, of omdat er door het wegspoelen van de toplaag verontreinigd materiaal aan het oppervlak komt. Uitgangspunt voor een extreme gebeurtenis is de statistisch hoogste stroomsnelheid in 100 jaar. In het geval deze stroomsnelheid hoger is dan de kritieke stroomsnelheid voor opwerveling, dan zijn mogelijk onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater aanwezig. (Hiertoe kan voor nadere bepaling de risicobeoordeling met *Stap O2a en O3a* worden vervolgd).
- III. Locaties waar de kritieke stroomsnelheid (bijna) permanent wordt overschreden. In dat geval gaat het om een erosiegebied waar geen verontreinigd sediment ligt. Deze locaties zijn dus niet relevant, tenzij de stroming door menselijke ingrepen is gewijzigd of gewijzigd zal worden. In die gevallen moet worden beoordeeld of het veranderde stromingspatroon invloed heeft op de verspreiding van de verontreiniging.

---

## 2. Opwerveling door scheepvaart

Voor vrijwel alle kanalen alsmede ondiepe meren in Nederland zijn de vaardiepten in beroepsscheepvaartroutes ontoereikend om in het geval van een passerend binnenvaartschip geen opwerveling te hebben. De invloed van beroepsvaart beperkt zicht niet alleen tot de vaargeul. Door de golfslag van schepen kan opwerveling optreden in verontreinigde gebieden met een diepte < 2 meter die minder dan 80 meter vanaf de vaargeul liggen.

Voor recreatievaart wordt opwerveling verondersteld bij een kielspeling van minder dan 2 meter. Er kan aangenomen worden dat de diepgang van recreatievaartuigen maximaal 1,50 meter is, hetgeen een minimale diepgang van 3,50 meter vereist om geen opwerveling te veroorzaken.

Bovenstaande betekent voor de risicobeoordeling van deze situatie dat alleen gekeken hoeft te worden naar het aantal scheepsbewegingen in het onderzoeksgebied.

In een (deel)gebied waar gemiddeld maximaal 1 vrachtschip (met een kielspeling <4 m) en/of 1 recreatieschip (met een kielspeling <2 m) per etmaal passeert, dan wordt aangenomen dat de ernstige verontreiniging in de waterbodem niet leidt tot onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater als gevolg van opwerveling door scheepvaart. Er dient wel naar de andere processen, waarbij opwerveling kan optreden, te worden gekeken.

Indien in een (deel)gebied gemiddeld per etmaal meerdere schepen passeren, dan zijn ter plaatse mogelijk onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater aanwezig. Hiertoe kan voor nadere bepaling de risicobeoordeling met *Stap O2a* worden vervolgd. *Stap O2a* dient ook te worden uitgevoerd als er verontreinigde ondieptes (diepte < 2 m) liggen op minder dan 80 meter van scheepvaartroutes.

## 3. Opwerveling door windgolven

Opwerveling door windgolven vindt plaats bij een overschrijding van de kritieke bodemschuifspanning aan de bodem van het watersysteem. Deze bodemschuifspanning is afhankelijk van de aanwezige golfhoogte en golfperiode (de tijdsduur tussen het passeren van twee opeenvolgende golftoppen), welke op hun beurt weer worden bepaald door de waterdiepte, windsnelheid, strijklengte over het wateroppervlak en tijdsduur van de storm. Op basis van deze orbitaalsnelheid kan vervolgens berekend worden of de kritieke bodemschuifspanning voor erosie overschreden wordt. Net zoals voor eendimensionale stromingen is de kritieke bodemschuifspanning voor ongeconsolideerd slib  $0,3 \text{ N/m}^2$ . De relatie tussen de kritieke bodemschuifspanning en de kritieke orbitaalsnelheid is echter anders dan de relatie tussen de kritieke bodemschuifspanning en de kritieke stroomsnelheid.

---

Voor de risicobepaling van opwerveling door windgolven dient binnen het watersysteem te worden uitgegaan van zowel de maximale strijklengte als de meest dominante windrichting. Bij deze strijklengte en windrichting dient vervolgens te worden gekeken of respectievelijk windsnelheid en strijklengte groot genoeg zijn om bij de aanwezige diepte opwerveling te kunnen veroorzaken. Voor een snelle inschatting hiervan zijn in Bijlage I van deze richtlijn enkele tabellen en grafieken opgenomen. Hiermee kan voor strijklengtes van 1 tot 7 kilometer en windsnelheden van 10 tot 20 m/s (5-8 Beaufort) bij verschillende waterdieptes de bijbehorende orbitaalsnelheid worden bepaald, waarbij overschrijding van de kritische orbitaalsnelheid van 0,22 m/s in rood staat gemarkeerd.

Per (deel)locatie kan op basis van de relevante strijklengte(s) en de diepte worden bepaald, welke windsterkte nodig is om de kritieke stroomsnelheid te overschrijden. Vervolgens kan op basis van windgegevens<sup>39</sup> van de dichtstbijzijnde locatie bepaald worden hoeveel uren per jaar die situatie optreedt. Hierbij moet onderscheid gemaakt worden naar windrichtingen (in 12 'taartpunten' van 30°). Op die manier kan het totale aantal uren per jaar worden berekend dat de kritieke stroomsnelheid wordt overschreden.

Pm: Kader met rekenvoorbeeld

Indien de situatie sterk afwijkt van de in Bijlage I gegeven strijklengten en windsnelheden, dan wordt aanbevolen zelf de kritieke orbitaalsnelheid te berekenen. In het achtergronddocument voor de beoordeling van deze risicostap zijn de benodigde formules te vinden [29]. Ook het rekenen met geavanceerdere modellen (bijvoorbeeld Bretpro) is een goede optie.

Wanneer minder dan 48 uren per jaar overschrijding van de kritieke orbitaalsnelheid plaatsvindt, dan wordt aangenomen dat de ernstige verontreiniging in de waterbodem niet leidt tot onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater als gevolg van opwerveling door windgolven. Er dient nog wel naar de andere processen, waarbij opwerveling kan optreden, te worden gekeken.

Indien de kritieke orbitaalsnelheid op meer dan 48 uren per jaar wordt overschreden, dan zijn er mogelijk onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater aanwezig. De risicobeoordeling kan met *Stap O2a* worden vervolgd.

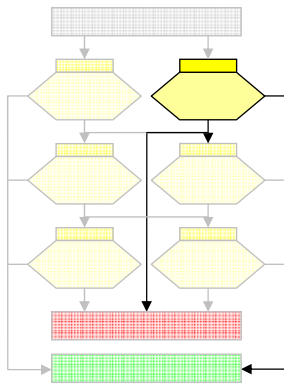
---

<sup>39</sup> dit kan worden bepaald met frequentietabellen (bijv op [www.knmi.nl/samenw/hydra/index.html](http://www.knmi.nl/samenw/hydra/index.html) onder '[Frequency distribution tables](#)' en dan '[Distributive absolute](#)')

Wanneer volgens geen van voorstaande situaties (1 t/m 3) onaanvaardbare risico's aanwezig zijn, dan bestaat voor het risicospoor van verspreiding naar en via oppervlaktewater als gevolg van opwerveling of erosie geen noodzaak tot spoedige sanering van de ernstig verontreinigde waterbodem. Hiertoe hoeft het risicospoor voor opwerveling of erosie niet verder te worden doorlopen.

Bij een gebrek aan gegevens kan echter twijfel ontstaan over het al of niet optreden van opwerveling of erosie, waardoor in dergelijke situaties wordt aanbevolen de risicobeoordeling toch met *Stap O2a* te vervolgen. Dat geldt ook voor situaties, waar de criteria van *Stap O1a* niet worden overschreden, maar waar elders (bijvoorbeeld bij een sluis of stuw) verontreinigd sediment wordt aangetoond dat van de verontreinigde locatie afkomstig zou kunnen zijn.

### Stap O1b: Is sprake van stilstaand water?



*Stap O1b* betreft een inschatting van de potentiële verspreiding van de waterbodemonverontreiniging op basis van transport via de waterfase. Deze inschatting vindt plaats door te bepalen of ter plaatse van de ernstig verontreinigde waterbodem sprake is van stilstaand water.

De benodigde informatie voor beoordeling van deze risicostap wordt verkregen uit het voorafgegaan (verkennend of oriënterend) waterbodemonderzoek, eventueel aangevuld met gegevens van het veldonderzoek. Hierbij hoeft geen monstermateriaal te worden verzameld.

Wanneer ter plaatse sprake is van duidelijk stromend water (zoals veelal bij rivieren, beken, kreken en getijdenwateren), is geen directe relatie tussen opgeloste stoffen in de waterbodem en het bovenstaande water. Er wordt verondersteld dat de bijdrage van geërodeerd materiaal in de waterkolom een grotere bijdrage levert dan kwel en diffusie. Dit betekent voor het risicospoor van verspreiding naar en via oppervlaktewater als gevolg van diffusie of kwel dat geen noodzaak tot spoedige sanering van de ernstig verontreinigde waterbodem bestaat. Hiertoe hoeft het risicospoor voor diffusie of kwel niet verder te worden doorlopen.

Indien sprake is van duidelijk stilstaand water (zoals veelal bij plassen, vennen, vijvers, meren<sup>40</sup> en wielen<sup>41</sup>), dan kan potentiële nalevering van chemische stoffen en stofgroepen (somparameters) vanuit de ernstig verontreinigde waterbodem de waterkwaliteit beïnvloeden. Derhalve zijn ter plaatse mogelijk onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater aanwezig. Hiertoe kan de risicobeoordeling met *Stap O2b* worden vervolgd.

<sup>40</sup> Dit geldt alleen voor meren die niet gevoed worden door rivieren, beken of andere stromende wateren.

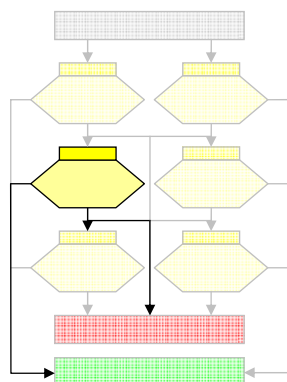
<sup>41</sup> In overige watertypen (zoals havens, kanalen, wetelingen, stadswateren en sloten) dient op basis van de lokale situatie te worden beoordeeld of sprake is van min of meer stilstaand water.

---

## Stap O2

In *Stap O2* van het stroomschema vindt een inschatting van de potentiële verspreiding van de waterbodemonverontreiniging plaats op basis van gehalten en concentraties in sediment. Deze inschatting vindt (parallel) plaats voor enerzijds potentiële verspreiding door opwerveling of erosie van verontreinigd sediment (*Stap O2a*) en anderzijds potentiële verspreiding via de waterfase (*Stap O2b*). Beide risicostappen zijn hieronder nader toegelicht.

### Stap O2a: Levert opwerveling of erosie een negatieve bijdrage aan de waterkwaliteit?



*Stap O2a* van het stroomschema betreft een inschatting van de potentiële verspreiding van de waterbodemonverontreiniging op basis van **-in tegenstelling tot** hetgeen in de handleiding 'sanering waterbodems' staat aangegeven- beschikbare gehalten en concentraties in de waterbodemonverontreiniging. Deze inschatting vindt plaats door te bepalen of ter plaatse van de ernstig verontreinigde waterbodemonverontreiniging opwerveling of erosie een negatieve bijdrage levert aan de waterkwaliteit.

Het benodigde sediment voor beoordeling van deze risicostap wordt tijdens het veldonderzoek verzameld en in het laboratorium chemisch geanalyseerd. Voor details wordt verwezen naar respectievelijk §3.6.2.

De beschikbare concentraties in het sediment worden kwantitatief getoetst aan het  $MTR_{opgelost}$ .<sup>42</sup> Hiervoor dienen echter de gemeten organische microverontreinigingen (mg/kg) eerst te worden omgerekend naar de standaardsamenstelling van sediment<sup>43</sup> en vervolgens omgezet naar poriewaterconcentraties ( $\mu\text{g/l}$ ). De methodiek hiervoor is beschreven in [12] en Bijlage G. Voor zware metalen kan de gemeten concentratie in (porie)water of  $\text{CaCl}_2$  direct getoetst worden aan het  $MTR_{opgelost}$ .

Wanneer voor geen van de getoetste stoffen of stofgroepen (somparameters) een overschrijding van het  $MTR_{opgelost}$  plaatsvindt, dan wordt aangenomen dat de ernstige verontreiniging in de waterbodemonverontreiniging niet leidt tot onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater als gevolg van opwerveling of erosie. Dit betekent voor het risicospoor van verspreiding naar en via oppervlaktewater als gevolg van opwerveling of erosie dat geen noodzaak tot spoedige sanering van de ernstig verontreinigde waterbodemonverontreiniging bestaat. Hiertoe hoeft het risicospoor voor opwerveling of erosie niet verder te worden doorlopen.

Indien voor tenminste één getoetste stof of stofgroep (somparameter) het  $MTR_{opgelost}$  wordt overschreden, dan zijn ter plaatse mogelijk

---

<sup>42</sup> Voor normwaarden wordt verwezen naar de internetpagina: [www.helpdeskwater.nl](http://www.helpdeskwater.nl), thema Wet- en regelgeving, onderdeel 'Normen voor het waterbeheer'.

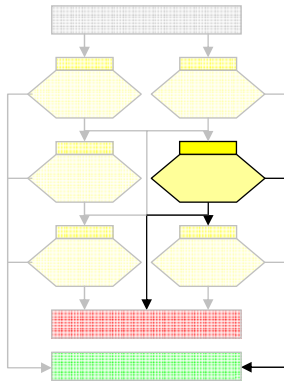
<sup>43</sup> Voor standaardisatie wordt verwezen : naar het CIW-rapport 'Normen voor het waterbeheer' [30].

---

onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater aanwezig. Hiertoe kan de risicobeoordeling met *Stap O3a* worden vervolgd.

**Stap O2b: Kan verspreiding door kwel of diffusie een negatieve bijdrage leveren aan de waterkwaliteit?**

*Stap O2b* betreft een inschatting van de potentiële verspreiding van de waterbodempluim op basis van beschikbare concentraties in het poriewater van de waterbodem. De uitvoering is exact gelijk aan *Stap O2a*.



Wanneer voor geen van de getoetste stoffen of stofgroepen (somparameters) een overschrijding van het  $MTR_{opgelost}$  plaatsvindt, dan wordt aangenomen dat de ernstige verontreiniging in de waterbodem niet leidt tot onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater als gevolg van diffusie of kwel. Dit betekent voor het risicospoor van verspreiding naar en via oppervlaktewater als gevolg van diffusie of kwel dat geen noodzaak tot spoedige sanering van de ernstig verontreinigde waterbodem bestaat. Hiertoe hoeft de risicobeoordeling voor diffusie of kwel niet verder te worden doorlopen.

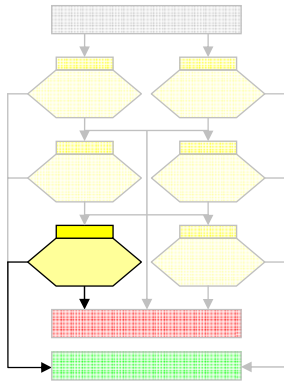
Indien voor tenminste één getoetste stof of stofgroep (somparameter) het  $MTR_{opgelost}$  wordt overschreden, dan zijn ter plaatse mogelijk onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater aanwezig. Hiertoe kan de risicobeoordeling met *Stap O3b* worden vervolgd.

**Stap O3**

In stap O1 is beoordeeld of verspreiding fysiek mogelijk is, in stap O2 is beoordeeld of de concentraties in de waterbodem/poriewater zodanig hoog zijn dat ze risico's kunnen veroorzaken. Voor de stoffen die in stap O2 boven de norm zitten, wordt in stap O3 beoordeeld of de waterbodem daadwerkelijk voor onaanvaardbare risico's zorgt. Hierbij is van belang hoe langdurig en met welke frequentie een onaanvaardbare situatie optreedt. Deze beoordeling vindt plaats voor enerzijds actuele verspreiding door opwerveling of erosie van verontreinigd sediment (*Stap O3a*) en anderzijds actuele verspreiding via de waterfase (*Stap O3b*). Beide risicostappen zijn hieronder nader toegelicht.

**Stap O3a Wordt de waterkwaliteitsnorm overschreden?**

De essentie is dat het oppervlaktewater tijdens piekgebeurtenissen niet onaanvaardbaar negatief wordt beïnvloed door de waterbodem. In de Handleiding Sanering Waterbodems is gekozen voor een periode van 14 dagen rondom de sterkste erosiegebeurtenis waarin het  $MTR_{totaal}$  (ook wel milieukwaliteitseis<sub>totaal</sub> genoemd) niet mag worden overschreden. De achtergrond hiervan is dat gemeten wordt met sedimentvallen, die eens in de 14 dagen worden bemonsterd. Het is niet voor alle processen (scheepvaart, wind, stroming) nuttig of



noodzakelijk om sedimentvallen te gebruiken. Bij inzet van andere methoden is het criterium van 14 dagen niet altijd eenvoudig te interpreteren. Hieronder zal per proces aangegeven worden hoe beoordeeld kan worden, wanneer sprake is van onaanvaardbare negatieve beïnvloeding van het oppervlaktewater door de verontreinigde waterbodem.

#### *Algemene parameters*

Meethoogte voor het verzamelen van sediment: 0,6 m boven de bodem.

#### *Stroming*

Opwerveling door stroming komt slechts in extreme gebeurtenissen voor, maar de effecten op de waterbodem kunnen enorm zijn. Meten zal binnen de termijn van een nader onderzoek meestal niet mogelijk zijn. Soms zijn er gegevens bekend van extreme omstandigheden. Vaak zal echter gebruik gemaakt moeten worden van modellen. Dat bestaat uit het ontwikkelen/toepassen van een morfologisch (zand/slib)model dat gespecificeerd wordt voor de verontreinigde locatie.

#### *Scheepvaart*

Om te bepalen of scheepvaart daadwerkelijk een negatieve bijdrage levert aan de waterkwaliteit zullen monsters verzameld moeten worden die duidelijk beïnvloed zijn door scheepvaart. Idealiter worden ook referentiemonsters genomen (niet verontreinigde referentielocaties en/of referentietijdstippen met weinig of geen scheepvaart). De referentiemonsters zijn vooral van belang voor het aantonen van milieuwinst (zie §8.2). Het onderzoek richt zich op twee aspecten:

1. Is de concentratie zwevend stof op 0,6 meter boven de waterbodem na het passeren van een schip minimaal 5 keer zo hoog als de achtergrondconcentratie.
2. Overschrijden de beschikbare gehalten of concentraties in het zwevend stof na het passeren van een schip het  $MTR_{opgelost}$ .

De zwevendstofconcentratie (punt 1) wordt bij voorkeur gemeten tijdens het piekerosiemoment. Als dit onmogelijk is en er alleen over langere tijd kan worden gemeten kan een schatting gemaakt worden op basis van de omstandigheden in die bepaalde periode. In het uiterste geval wordt het oordeel alleen gebaseerd op basis van de gemeten kwaliteit over langere tijd (punt 2).

#### *Windgolven*

Om te bepalen of windgolven daadwerkelijk een negatieve bijdrage leveren aan de waterkwaliteit worden monsters genomen bij windsnelheden waarbij – volgens de berekeningen – de kritieke orbitaalsnelheid wordt overschreden. Omdat deze omstandigheden niet dagelijks voorkomen, is het nodig over langere periode (minimaal een half jaar) te kunnen meten. Idealiter worden ook referentiemonsters genomen (niet verontreinigde referentielocaties en/of referentietijdstippen met weinig wind). De referentiemonsters zijn vooral van belang voor het aantonen van milieuwinst (zie §8.2). Het onderzoek richt zich op de volgende aspecten:



- 
- a. Kan op basis van metingen worden bewezen dat de concentratie zwevend stof op 0,6 meter boven de waterbodem ten gevolge van windgolven minimaal 5 keer zo hoog is gedurende minimaal 48 uur per jaar?
  - b. Overschrijden de beschikbare concentraties of gehalten in het zwevend stof tijdens een piek-erosiemoment het  $MTR_{opgelost}$ . Voor het bepalen van milieuwinst is het belangrijk dat ook de beschikbare concentraties/gehalten onder normale omstandigheden worden bepaald. De milieuwinst wordt in 8.2 verder beschreven.

#### Meetinstrumenten:

Met name voor scheepvaart en wind is het mogelijk om in het nader onderzoek metingen uit te voeren, die bovenstaande aspecten kunnen beantwoorden. Indien wel metingen plaatsvinden zijn de volgende methodieken mogelijk:

1. zwevend stof bemonstering mbv een doorstroomcentrifuge. Door water op te zuigen en het zwevend stof eruit te centrifugeren wordt een zwevend stofmonster verkregen dat geanalyseerd kan worden.
2. troebelheidmeters. Deze instrumenten meten continu zwevend stof in de waterkolom. Dit wordt bepaald op basis van demping van licht (meet geen zwevend stof kwaliteit). Dit is vooral een optie in situaties dat er weinig andere aanvoer van zwevend stof is dan de onderliggende waterbodem.
3. sedimentvallen. Een bak met meerdere ronde buizen, waar het zwevende stof door bezinking in terechtkomt. De buizen worden bemonsterd en geanalyseerd. Op die manier kan zowel de hoeveelheid als de kwaliteit van zwevend stof in kaart gebracht worden.

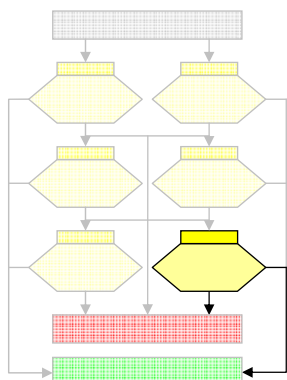
#### *Toetsing voor alle processen (stroming, wind en scheepvaart)*

Ook in *Stap O3a* wordt getoetst aan het  $MTR_{opgelost}$ . Dit kan door directe meting van (porie)water of door de beschikbare fractie om te rekenen naar een (porie)waterconcentratie. Details zijn vermeld in *Stap O2a*.

Wanneer geen van de getoetste stoffen of stofgroepen (somparameters) het  $MTR_{opgelost}$  overschrijdt, dan mag worden aangenomen dat de ernstige verontreiniging in de waterbodem niet leidt tot onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater. Dit betekent voor het risicospoor van verspreiding naar en via oppervlaktewater als gevolg van opwerveling of erosie dat geen noodzaak tot spoedige sanering van de ernstig verontreinigde waterbodem bestaat.

Als tenminste één getoetste stof of stofgroep (somparameter) het  $MTR_{opgelost}$  overschrijdt, dan is hiermee aangetoond dat ter plaatse van de ernstig verontreinigde waterbodem onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar het oppervlaktewater aanwezig zijn. Dit betekent voor het risicospoor van verspreiding naar en via oppervlaktewater als gevolg van opwerveling of erosie dat wel een noodzaak tot spoedige sanering van de ernstig verontreinigde waterbodem bestaat.

### Stap O3b: Wordt de waterkwaliteitsnorm overschreden?



De laatste stap betreft het daadwerkelijk meten van een flux van opgeloste stoffen. In essentie bepaalt het verschil in concentraties, of eigenlijk: activiteiten, tussen poriewater en oppervlaktewater of er een flux is. Het meten hiervan is niet eenvoudig. Hiermee wordt momenteel geëxperimenteerd in het Project 'Nalevering van stoffen uit de waterbodem'. Als het in een project nodig is om Stap O3b uit te voeren is het verstandig contact te zoeken met betrokkenen in dit project. Dit kan via de Helddesk Water.

Wanneer voor geen van de getoetste stoffen of stofgroepen:

- de concentratie in het oppervlaktewater het  $MTR_{opgelost}$  en/of  $MTR_{totaal}$  overschrijdt of;
- de concentratie in het oppervlaktewater lager is dan de beschikbare concentratie in het poriewater van de ernstig verontreinigde waterbodem (gradiënt);

dan mag worden aangenomen dat de ernstige verontreiniging in de waterbodem niet kan leiden tot onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater als gevolg van diffusie of kwel. Dit betekent voor het risicospoor van verspreiding naar en via oppervlaktewater als gevolg van diffusie of kwel dat geen noodzaak tot spoedige sanering van de ernstig verontreinigde waterbodem bestaat.

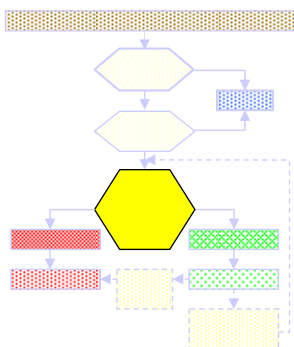
Indien slechts wordt voldaan aan het eerste criterium, dan levert de ernstig verontreinigde waterbodem in de actuele situatie geen negatieve bijdrage aan de kwaliteit van het oppervlaktewater. Na verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit door reductie van overige verontreinigingsbronnen kunnen alsnog verspreidingsrisico's als gevolg van nalevering van milieutoxische stoffen vanuit de ernstig verontreinigde waterbodem gaan optreden. In dergelijke gevallen dient na reductie van de overige verontreinigingsbronnen opnieuw te worden bepaald of ter plaatse sprake is van onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater als gevolg van diffusie of kwel.

Als voor tenminste één getoetste stof of stofgroep (somparameter) wordt voldaan aan beide criteria, dan is hiermee aangetoond dat ter plaatse onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het oppervlaktewater aanwezig zijn. Dit betekent voor het risicospoor van verspreiding naar en via oppervlaktewater als gevolg van diffusie of kwel dat wel een noodzaak tot spoedige sanering van de ernstig verontreinigde waterbodem bestaat.

---

## 7. Verspreidingsrisico's naar/via grondwater

---



De risicobeoordeling voor verspreiding naar en via grondwater betreft één van de vier risicopaden van het saneringscriterium. Hiernaast staat in het kader aangegeven waar deze risicobeoordeling binnen het Wbb-traject plaatsvindt. Voor details binnen deze illustratie wordt verwezen naar Figuur 2-1 [p16].

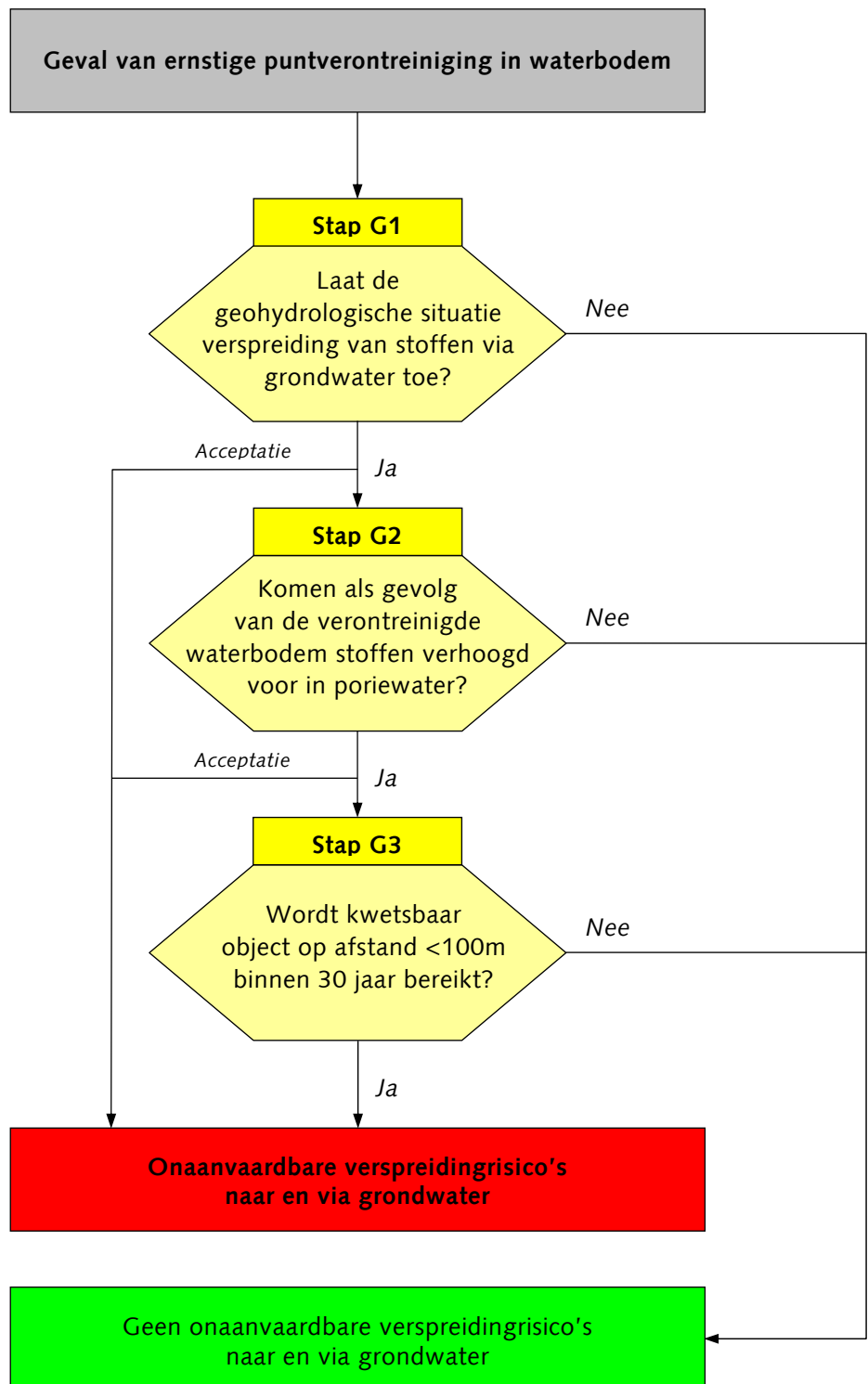
Het beoordelen van risico's voor verspreiding naar en via het grondwater vindt plaats door vast te stellen met welke routes en snelheden chemische stoffen zich vanuit de ernstige puntverontreiniging in de waterbodembodem naar en via het onderliggende grondwater verspreiden. Deze risicobeoordeling wordt niet toegepast voor grootschalige diffuse verontreinigingen in de waterbodembodem. Voor de beoordeling van permanent natte waterbodembodem wordt een andere systematiek gehanteerd dan voor periodiek droogvallende waterbodembodem (zoals uiterwaarden, weerden en beekdalen).

Deze paragraaf beschrijft de risicobeoordeling voor de natte gebieden.

Het stroomschema voor natte gebieden (zie figuur 7-1) bestaat uit één risicospoor, dat is onderverdeeld in drie risicostappen (*Stap G1*, *Stap G2* en *Stap G3*).

- In *Stap G1* vindt een inschatting van de potentiële verspreiding plaats op basis van geo(hydro)logische eigenschappen. Bij voldoende aanleiding vindt
- in *Stap G2* een inschatting van de potentiële verspreiding plaats op basis van beschikbare concentraties. Bij voldoende aanleiding vindt
- in *Stap G3* een inschatting van de potentiële verspreiding plaats op basis van fysische eigenschappen.

Met het doorlopen van de opeenvolgende risicostappen wordt steeds meer informatie over de ernstig verontreinigde waterbodembodem verzameld. Dit kost meestal ook meer tijd en geld. Als na uitvoering van de eerste risicostap(pen) blijkt dat niet uitgesloten kan worden dat ter plaatse onaanvaardbare risico's bestaan, dan kan de initiatiefnemer (in overleg met het bevoegd gezag *Wbb*) besluiten om - vanuit kostenbeheersend perspectief - te accepteren dat ter plaatse sprake is van onaanvaardbare risico's door de ernstig verontreinigde waterbodembodem.



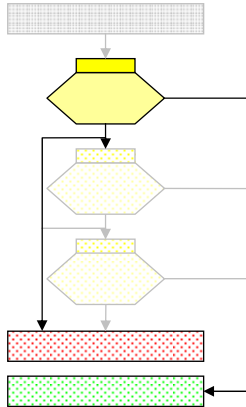
**Figuur 7-1:** *Stroomschema voor het beoordelen van risico's van verspreiding naar en via het grondwater ten gevolge van een ernstige puntverontreiniging in een waterbodern. Dit stroomschema wordt alleen toegepast in permanent natte delen van de waterbodern.*

---

De afzonderlijke risicostappen zijn hieronder nader toegelicht, waarbij in het kader staat aangegeven waar deze risicobeoordeling binnen het stroomschema plaatsvindt. Voor details binnen deze illustratie wordt verwezen naar figuur 7-1.

*Stap G2* en *Stap G3* mogen in willekeurige volgorde worden doorlopen. Het eerst uitvoeren van *Stap 3* kan aantrekkelijk zijn als *Stap 2*.

**Stap G1: Laat de geohydrologische situatie verspreiding van aan sediment gebonden stoffen via het grondwater toe?**



In *Stap G1* van het stroomschema wordt gestart met een inschatting van de potentiële verspreiding van de ernstige puntverontreiniging vanuit de waterbodem naar en via het grondwater op basis van geo(hydro)logische eigenschappen. Deze inschatting vindt plaats door te bepalen of de geo(hydro)logische situatie het toelaat dat aan in sediment aanwezige gebonden stoffen naar en via het grondwater worden verspreid.

De benodigde informatie omtrent de variatie in dikte van de weerstandbiedende laag voor beoordeling van deze risicostap kan worden afgeleid uit reeds beschikbare over de geologische bodemopbouw aangevuld met gegevens van veldonderzoek. In het achtergronddocument voor de beoordeling van dit risicopad wordt uitgebreid ingegaan op de dikteberekening van de weerstandbiedende laag [32].

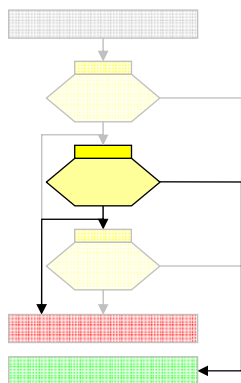
De volgende vragen worden beantwoord op basis van deze informatie.

1. Is er voor het gehele onderzoeksgebied sprake van een permanente kwelsituatie. Indien een opsplitsing in deellocaties heeft plaatsgevonden, dan dient deze vraag voor elk van de deellocaties te worden beantwoord.
2. Bevindt zich tussen de verontreinigde waterbodem en het 1<sup>e</sup> watervoerend pakket (verder: wvp) een weerstandbiedende bodemlaag in de vorm van een schone klei- of veenlaag, met een ononderbroken dikte van minimaal 1 m zodat geen kortsluitstroom kan optreden?

Wanneer tenminste één van beide vragen met ja wordt beantwoord, dan laat de geo(hydro)logische situatie geen verspreiding van het grondwater toe en wordt aangenomen dat de verontreiniging in de waterbodem niet kan leiden tot onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het grondwater. Dit betekent voor het risicospoor van verspreiding naar en via grondwater dat *geen* noodzaak tot spoedige sanering van de verontreinigde waterbodem bestaat. De risicobeoordeling hoeft niet verder te worden vervolgd.

Indien geen van beide vragen met ja wordt beantwoord, dan zijn ter plaatse mogelijk wel onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het grondwater aanwezig. Hiertoe kan de risicobeoordeling met *Stap G2* worden vervolgd.

## Stap G2: Komen stoffen verhoogd voor in het poriewater?



*Stap G2* van het stroomschema betreft een inschatting van de potentiële verspreiding van de ernstige puntverontreiniging vanuit de waterbodem naar en via het grondwater op basis van gemeten en/of berekende concentraties in het poriewater en het grondwater. Hierbij wordt dus rekening gehouden met de beschikbaarheid van de verontreinigingen.

Concentraties van zware metalen worden in het grondwater in de bovenste 10 cm van het watervoerend pakket gemeten. Concentraties van organische microverontreinigingen worden berekend uit 6-uurs Tenax-extraheerbare gehalten gemeten in de onderste 10 cm van de sliblaag boven het watervoerend pakket.

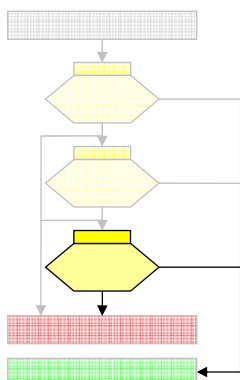
Het benodigde sediment en monstermateriaal van het 1<sup>e</sup> watervoerend pakket (verder: wvp) voor beoordeling van deze risicostap wordt tijdens het veldonderzoek verzameld en in het laboratorium chemisch geanalyseerd. Hierbij wordt alleen gekeken naar potentieel mobiele stoffen. Voor details wordt verwezen naar § 3.5 en naar [32].

De gemeten beschikbare concentraties in het poriewater van het sediment/1<sup>e</sup> wvp worden getoetst aan het  $MTR_{opgelost}$  of de KRW-norm voor oppervlaktewater. Indien niet genoeg gegevens omtrent de (diepere) lagen van de ernstige puntverontreiniging in de waterbodem beschikbaar zijn, dan moet veiligheidshalve worden aangenomen dat alle chemische stoffen en stofgroepen (somparameters) in concentraties boven het  $MTR_{opgelost}$  voorkomen.

Wanneer voor geen van de getoetste stoffen of stofgroepen (somparameters) het  $MTR_{opgelost}$  of de KRW-norm voor oppervlaktewater wordt overschreden, dan mag worden aangenomen dat de ernstige (punt)verontreiniging in de waterbodem niet kan leiden tot onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het grondwater. Dit betekent voor het risicospoor van verspreiding naar en via grondwater dat geen noodzaak tot spoedige sanering van de ernstige puntverontreiniging in de waterbodem bestaat. De risicobeoordeling hoeft niet verder te worden vervolgd.

Indien voor tenminste één getoetste stof of stofgroep (somparameter) een overschrijding van het  $MTR_{opgelost}$  of de KRW-norm voor oppervlaktewater plaatsvindt, dan zijn ter plaatse mogelijk onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het grondwater aanwezig. Hiertoe kan de risicobeoordeling met *Stap G3* worden vervolgd.

**Stap G3: Wordt een kwetsbaar object gelegen op maximaal 100 meter afstand binnen een periode van 30 jaar bereikt?**



Stap G3 van het stroomschema betreft een inschatting van de potentiële verspreiding van de ernstige puntverontreiniging vanuit de waterbodem naar en via het grondwater op basis van fysische eigenschappen. Deze inschatting vindt plaats door te bepalen of de geselecteerde mobiele stoffen en stofgroepen (somparameters) binnen een periode van 30 jaar een kwetsbaar object kunnen bereiken dat op een maximale afstand van 100 meter is gelegen, waarbij wordt aangenomen dat deze verspreiding via het grondwater milieuhygiënische of economische schade aan het betreffende kwetsbare object kan veroorzaken. De beoordeling van deze risicostap is onderverdeeld in twee deelstappen, welke hieronder nader zijn toegelicht.

**Deelstap 1**

In de eerste deelstap vindt een inventarisatie plaats van de ligging van eventuele kwetsbare objecten. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in de volgende vier typen kwetsbare objecten:

1. In het kader van de KRW gedefinieerde kleine grondwaterlichamen, waaruit grondwater wordt onttrokken voor drinkwaterwinning en industriële winning voor menselijke consumptie;
2. Oppervlaktewateren/waterbodems vallend binnen of onderdeel uitmakend van zogeheten 'beschermde gebieden' (ten behoeve van implementatie van de Kaderrichtlijn Water)
3. Bodemvolumes waaraan, in de huidige of toekomstige situatie, een bijzondere kwaliteit wordt toegekend (zoals ecologisch waardevolle gebieden, strategische drinkwaterreserves of bijvoorbeeld de bodem onder woonwijken). Gemeentes en provincies kunnen deze bodemvolumen met de status van kwetsbaar object vastleggen;
4. Gebieden met kwel. Hieronder vallen alle polders.

Wanneer geen van bovenstaande beschreven kwetsbare objecten binnen een maximale afstand van 100 meter of tenminste één van bovenstaand beschreven kwetsbare objecten op meer dan 100 meter van de ernstige puntverontreiniging is gelegen, dan mag worden aangenomen dat de verontreiniging in de waterbodem niet kan leiden tot onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het grondwater. Dit betekent voor het risicospoor van verspreiding naar en via grondwater dat geen noodzaak tot spoedige sanering van de waterbodem bestaat. Hiertoe hoeft de risicobeoordeling niet verder te worden vervolgd.

Indien tenminste één van bovenstaande kwetsbare objecten (1 t/m 4) wel binnen een maximale afstand van 100 meter van de ernstige puntverontreiniging in de waterbodem is gelegen, dan zijn ter plaatse mogelijk onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het

---

grondwater aanwezig. De risicobeoordeling kan met *Deelstap 2* worden vervolgd.

## **Deelstap 2**

In de tweede deelstap wordt de potentiële verspreiding van de ernstige puntverontreiniging vanuit de waterbodem ingeschat op basis van de verplaatsingsnelheid en -richting van het grondwater in het 1<sup>e</sup> wvp. Voor uitgebreide inhoudelijke en methodische informatie wordt doorverwezen naar [32].

De benodigde informatie voor beoordeling van deze risicostap wordt op een later tijdstip met een aanvullend veldonderzoek verzameld. Deze inschatting vindt - vanuit kostenbeheersend perspectief - alleen plaats voor de bij *Stap G2* geselecteerde mobiele stoffen en stofgroepen (somparameters). Voor een gedetailleerde beschrijving wordt verwezen naar tabel 7.1 van deze richtlijn (Opmerking: moet nog ingevuld).

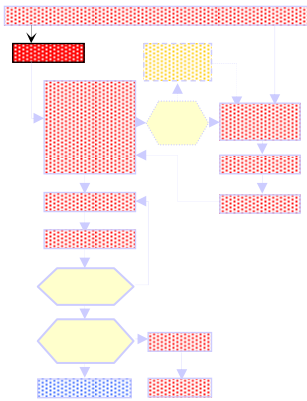
Wanneer de verspreiding van de ernstige puntverontreiniging vanuit de waterbodem via het grondwater binnen een periode van 30 jaar geen bedreiging kan vormen voor een kwetsbaar object, dat op het moment van beoordeling is gelegen op een afstand van maximaal 100 meter, dan wordt aangenomen dat de ernstige puntverontreiniging in de waterbodem niet kan leiden tot onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het grondwater. Dit betekent voor het risicospoor van verspreiding naar en via grondwater dat geen noodzaak tot spoedige sanering van de ernstige puntverontreiniging in de waterbodem bestaat.

Indien de verspreiding van de ernstige puntverontreiniging vanuit de waterbodem via het grondwater binnen een periode van 30 jaar wel een bedreiging kan vormen voor een kwetsbaar object, dat op het moment van beoordeling is gelegen op een afstand van maximaal 100 meter, dan zijn ter plaatse van de ernstige puntverontreiniging in de waterbodem onaanvaardbare risico's voor verspreiding naar en via het grondwater aanwezig. Dit betekent voor het risicospoor van verspreiding naar en via grondwater dat wel een noodzaak tot spoedige sanering van de puntverontreiniging in de waterbodem bestaat.

Om echter te voorkomen dat een kwetsbaar object na de gestelde periode van 30 jaar alsnog onaanvaardbare risico's loopt als gevolg van de ernstige puntverontreiniging in de waterbodem, is het van belang om het beheerspoor (zie §2.6) in te vullen. Wanneer hieruit blijkt dat na de gestelde periode van 30 jaar sprake is van onaanvaardbare risico's voor het kwetsbare object, dan kan alsnog een ingreep worden voorbereid. Invulling hiervan vindt dan plaats in overleg tussen de initiatiefnemer en het bevoegd gezag.







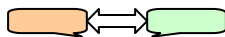
bronmaatregelen – nog - niet mogelijk is, dan noodzaakt artikel 37, lid 2 *Wbb* toch tot het opnemen van een tijdstip in de beschikking. Het is daarbij mogelijk om samen met het bevoegd gezag een minimaal benodigde periode in te schatten voor het verkrijgen van de hiervoor benodigde informatie. Deze periode kan dan worden meegenomen in de tijdstipbepaling. In eerste instantie kan worden uitgegaan van de uiterste datum voor het halen van de KRW-doelstellingen voor het betreffende waterlichaam. Ook het tijdstip voor indiening van het saneringsplan (o.g.v. artikel 37 *Wbb*) kan, in dat geval, in de tijd naar achteren worden geschoven. Indien nodig en mogelijk kunnen op grond van artikel 37, lid 3 *Wbb* tijdelijke beveiligingsmaatregelen worden voorgeschreven.

### 3. Vaststellen van het saneringstijdstip bij voldoende milieuwinst.

Hierna worden deze stappen toegelicht.

#### Stap 1: uitkomsten nader onderzoek

De vaststelling van het saneringstijdstip wordt gestart nadat duidelijk is geworden dat sprake is van een geval van ernstige waterbodemonverontreiniging én sprake is van noodzaak tot sanering met spoed (uitkomst van het nader onderzoek; onaanvaardbare risico's voor tenminste één van de risicopaden). Dit wordt uitgevoerd door de initiatiefnemer. Het is aan te bevelen om niet eerder dan na instemming met het resultaat door bevoegd gezag verder te gaan met stap 2<sup>44</sup>.



#### Stap 2: milieuwinst vaststellen

In deze stap wordt bepaald of sanering op korte termijn kan plaatsvinden. Een sanering op korte termijn kan bijvoorbeeld nodig zijn om tijdig te kunnen voldoen aan de milieudoelstellingen van de KRW (zie kader [KRW](#)). Hiertoe wordt nagegaan of sanering op korte termijn voldoende milieuwinst oplevert vanwege de verwachte reductie van de risico's voor de mens, het ecosysteem, het oppervlaktewater of het grondwater<sup>45</sup> door een ingreep.

De milieuwinst hangt af van zowel de te verwachten ontwikkeling zonder dat een sanering plaatsvindt (autonome ontwikkeling) als van de te verwachten ontwikkeling na uitvoering van een sanering (mate van herverontreiniging). In oppervlaktewateren waarin als gevolg van sedimentatie een nieuwe, relatief schone toplaag wordt gevormd, kan er sprake zijn van een afdoende reductie van de onaanvaardbare risico's. Deze situatie kan aanleiding zijn vooralsnog geen sanering uit te voeren. Via monitoring kan dan worden nagegaan of de onaanvaardbare risico's daadwerkelijk binnen afzienbare termijn voldoende verminderen. Hierbij wordt vooralsnog uitgegaan van een termijn van maximaal 10 jaar.

<sup>44</sup> Op dat moment kan een eerste beschikking *Wbb* worden afgegeven door het bevoegd gezag

<sup>45</sup> In artikel 38, tweede lid *Wbb* wordt nadrukkelijk de opdracht meegegeven om rekening te houden met de effecten van de dynamiek van het watersysteem op het resultaat van de sanering

---

Van belang daarbij is de dikte van de afdeklaag. Deze dient zodanig te zijn dat de risico's blijvend afdoende verminderen. Voorwaarde hierbij is dat de laag voldoende erosiebestendig is. Dit is sterk afhankelijk van de locatiespecifieke hydromorfologische omstandigheden.

Indien sedimentatie van schoon materiaal niet voldoende is om de risico's afdoende te reduceren, wordt bepaald of de locatie binnen korte tijd na sanering opnieuw verontreinigd kan raken. Bij een hoge mate van herverontreiniging (slechte of lage kwaliteit in combinatie met sedimentatiesnelheid) kan na uitvoering van een sanering opnieuw een waterbodem ontstaan die onaanvaardbare risico's oplevert voor mens, natuur of milieu. Dit is mogelijk bij een slechte kwaliteit van het zwevende stof dat via de rivieren wordt aangevoerd. Die kwaliteit is dan vergelijkbaar met de oude klasse 3 of klasse 4 specie of de nieuwe klassenindeling boven HVN-rijntakken<sup>46</sup>. Hiervoor is daarom het zogenaamde herverontreinigingsniveau (HVN) relevant. Die kan worden bepaald voor het betreffende waterlichaam of stroomgebied. Naast deze bovenstrooms aangevoerde verontreiniging kunnen ook andere bronnen hieraan bijdragen, zoals historische verontreinigingen, puntverontreinigingen en geplande maatregelen (bijv. herstel en inrichting). Die bronnen kunnen zowel in de waterbodem (natte én droge delen, dus bijv. ook uiterwaarden, weerdgronden of zellingen) als op de landbodem hun oorsprong hebben. Om de milieuwinst te bepalen wordt voor gedetailleerde uitwerking verwezen naar [31]. Daarnaast worden in het kader hierna diverse voorbeelden getoond.

#### Voorbeelden opnemen: pm

Deze stap kan twee uitkomsten opleveren:

- milieuwinst op korte termijn is voldoende

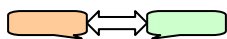
Hierna wordt gestart met de volgende stap (stap 3);

- milieuwinst op korte termijn is onvoldoende  
Als blijkt dat de milieuwinst onvoldoende is, zullen eerst brongerichte maatregelen noodzakelijk zijn om het herverontreinigingsniveau tot een aanvaardbaar niveau terug te brengen. Tot deze situatie bereikt is, zullen indien nodig en mogelijk tijdelijke beveiligingsmaatregelen getroffen moeten worden (artikel 37, lid 3 *Wbb*). Dit is de verantwoordelijkheid van de initiatiefnemer. De veiligheidsmaatregelen hebben betrekking op de relevante risicosporen.  
De brongerichte maatregelen kunnen zowel betrekking hebben op het oppervlaktewater of het waterlichaam zelf (tegengaan van aanwezige emissies) als op bovenstrooms gelegen oppervlaktewateren of waterlichamen. Na uitvoering van de brongerichte maatregelen dient opnieuw te worden beoordeeld of spoedige sanering plaats moet vinden. Dat betekent dus dat de initiatiefnemer informatie dient in te winnen bij de betreffende waterbeheerder over de mogelijk aanwezige

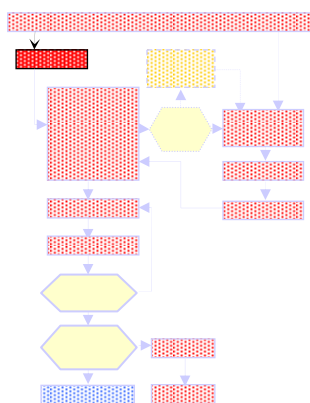
---

<sup>46</sup> Betreffende klassen zijn (generiek beleid): boven HVN-rijntakken = toepasbaar klasse B, én boven interventiewaarde waterbodem = nooit verspreiden of toepassen

bronnen van verontreiniging en het herverontreinigingsniveau. Er kan worden gekozen om pas te starten met stap 3 als de bronmaatregelen zijn uitgevoerd. Ook is het mogelijk om stap 3 wel al te starten, waarbij het in een beschikking op te nemen tijdstip dan wel afhankelijk is van de periode die naar verwachting nodig is om een herverontreinigingsniveau te bereiken die voldoende milieuwinst oplevert.



Stap 2 wordt uitgevoerd door de initiatiefnemer. Ook voor deze stap geldt dat het bevoegd gezag dient in te stemmen met de uitkomsten voordat met stap 3 gestart kan worden.



### Stap 3: tijdstip vaststellen

Als uiterste tijdstip voor de uitvoering én de afronding van de saneringsmaatregelen geldt met het oog op de doelstellingen van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) in beginsel 22 december van het jaar 2015<sup>47</sup>, en zo mogelijk (afhankelijk van wat hiervoor geldt bij het betreffende waterlichaam; deze informatie dient bekend te zijn bij de beheerder en door initiatiefnemer te worden aangegeven bij het bevoegd gezag) een verlenging tot uiterlijk 22 december 2021 of 22 december 2027<sup>48</sup>. Het bevoegd gezag stelt het saneringstijdstip vast en houdt daarbij rekening met de uitkomsten van stap 2 en een voorstel voor een saneringstijdstip door de initiatiefnemer. Dat betekent ook dat de initiatiefnemer informatie dient te geven over de datum waarop de KRW-doelstellingen uiterlijk dienen te zijn gehaald in het waterlichaam waarin de betreffende saneringslocatie gelegen is<sup>49</sup> en wat deze doelstellingen zijn of inhouden. Voor oppervlaktewateren die niet gelegen zijn binnen een formeel aangewezen waterlichaam conform de KRW geldt dat voor het saneringstijdstip eveneens gewerkt dient te worden met de uiterste tijdstippen voor het halen van KRW-doelstellingen. Hierbij dient te worden uitgegaan van de doelstellingen en het tijdstip waarop die doelstellingen dienen te worden gehaald van nabij gelegen waterlichamen waar met of vanuit de betreffende oppervlaktewateren een directe verbinding (al of niet via stuwen of gemalen) bestaat.

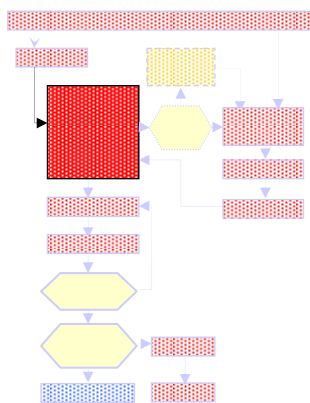
### Saneringstijdstip en samenloop

<sup>47</sup> Dit betreft in het bijzonder de beschermde gebieden ex KRW; hieronder vallen onder meer de Vogel- en Habitatrichtlijn(VHR)-gebieden

<sup>48</sup> Voor zover sprake is van - kort gezegd - hoge kosten versus beperkt milieurendement (disproportionaliteit), ook ten opzichte van andere maatregelen om de belasting van het watersysteem te reduceren, kan fasering van de saneringsinspanning tot maximaal 2027 en/of verlaging van de doelstellingen voor het betreffende watersysteem onder stringente voorwaarden soelaas bieden (zie hiervoor artikel 4, vierde tot en met negende lid, van de KRW; de Guidance 'Environmental Objectives under the Water Framework Directive' van juni 2005 geeft hier nadere invulling aan)

<sup>49</sup> Als blijkt dat de sanering van de waterbodem weinig zal bijdragen aan het halen van de KRW-doelstellingen ten opzichte van andere maatregelen die in het watersysteem moeten worden toegepast (kortom als afweging en vervolgens prioritering plaatsvindt), is een waterbeheerder vanuit de Wbb nog steeds verplicht de sanering uit te voeren als sprake is van een geval van ernstige waterbodempluimverontreiniging en noodzaak tot saneren met spoed

De beschreven stappen zijn bestemd voor het vaststellen van een saneringstijdstip als sprake is van ernst en saneren met spoed. In het geval van samenloop (zie definitie Bijlage A, p.105) is de planning van de betreffende activiteit in het geval van ernstige waterbodemonverontreiniging bepalend voor het saneringstijdstip, zoals herstel en inrichtingsprojecten. Het tijdstip van de (deel)sanering kan dan vanuit de samenloop worden bepaald. Bij deze samenloop dient wél te worden vastgesteld of sprake is van spoed. Als sprake is van een geval van ernstige waterbodemonverontreiniging waar met spoed een (deel)sanering dient te worden uitgevoerd, wordt het saneringstijdstip conform de circulaire en deze handleiding vastgesteld. Als de geplande ingreep of het werk eerder plaatsvindt, geldt dát tijdstip als het saneringstijdstip en wordt als zodanig in de beschikking conform artikel 37, *Wbb* opgenomen<sup>50</sup>. Als sprake is van een geval van ernstige waterbodemonverontreiniging waar een (deel)sanering niet met spoed dient te worden uitgevoerd, wordt het saneringstijdstip van de (deel)sanering vanuit de planning van de ingreep of het werk bepaald.



### Beschikking bevoegd gezag

Bij instemming door het bevoegd gezag *Wbb* met het voorgestelde saneringstijdstip, wordt deze door het bevoegd gezag vastgelegd in een beschikking. In dat geval stelt het bevoegd gezag conform artikel 37, eerste lid van de *Wbb* het tijdstip vast waarop met de sanering dient te worden begonnen. Dit tijdstip dient zo spoedig mogelijk na de inwerkingtreding van de beschikking als bedoeld in artikel 29, eerste lid<sup>51</sup> van de *Wbb* te liggen. Het bevoegd gezag stelt daarin het precieze tijdstip vast. Hierbij dient dus rekening te worden gehouden met de tijdshorizon voor eventueel benodigde maatregelen om het niveau van herverontreiniging te beperken tot een aanvaardbaar niveau of om herverontreiniging te voorkomen. Daarbij kan het bevoegd gezag op grond van artikel 37, derde lid van de *Wbb* aangeven welke tijdelijke beveiligingsmaatregelen aan de sanering, en dus gedurende de bijbehorende periode, vooraf dienen te gaan, met zo nodig hieraan gekoppeld een verslagplicht.

Indien de omstandigheden van het te saneren geval ná afgifte van de beschikking zijn gewijzigd, bestaat de mogelijkheid om het reeds beschikte saneringstijdstip aan te passen. Er bestaat altijd de mogelijkheid om een afgegeven beschikking in te trekken, of te wijzigen indien daartoe aanleiding bestaat. Bijvoorbeeld omdat nieuwe gegevens (of inzichten) beschikbaar zijn gekomen.

Als blijkt dat de sanering van de waterbodemonverontreiniging weinig zal bijdragen aan het halen van de KRW-doelstellingen ten opzichte van andere maatregelen die in het watersysteem moeten worden toegepast

<sup>50</sup> Zie eerdere opmerking. Als de 'cultuurtechnische' planning vertraagt, dan zou de *Wbb*-planning moeten kunnen worden aangepast. Daar dient in de beschikking rekening mee te worden gehouden

<sup>51</sup> Gedeputeerde staten stellen in een beschikking vast of sprake is van een geval van ernstige verontreiniging: a. naar aanleiding van een nader onderzoek of b. naar aanleiding van een melding als bedoeld in artikel 28, eerste lid.

---

(kortom als afweging en vervolgens prioritering plaatsvindt), is een waterbeheerder op dit moment vanuit de *Wbb* nog steeds verplicht de sanering uit te voeren als sprake is van een geval van ernstige waterbodemonverontreiniging en noodzaak tot saneren met spoed.

#### **KRW**

Vooralsnog kan de noodzaak tot sanering van waterbodems niet vastgesteld worden door rechtstreekse toetsing aan de chemische en de ecologische doelstellingen van de *KRW* (zie circulaire [1] en bijlage 1 van de handleiding [2]). Hiertoe dient eerst besluitvorming plaats te vinden over de nadere invulling van deze doelstellingen. Mede daarom wordt vooralsnog gebruik gemaakt van de interventiewaarden bij de vaststelling van de saneringsnoodzaak (i.e. een geval van ernstige waterbodemonverontreiniging). Vervolgens wordt aan de hand van het saneringscriterium bezien of de sanering met spoed dient te worden uitgevoerd. Hierbij wordt al wel gebruik gemaakt van de huidige inzichten over de wijze waarop invulling kan gegeven worden aan chemische en ecologische doelstellingen van de *KRW*. Kortom, bij de vaststelling van de noodzaak tot spoedige sanering zijn niet de gehalten aan verontreinigende stoffen in de waterbodem bepalend, maar de risico's (effecten) van de waterbodem voor het watersysteem en de gebruikers daarvan.

Een ernstig verontreinigde waterbodem kan dus een belemmering vormen voor het bereiken van respectievelijk de chemische en de ecologische doelstellingen van de *KRW* voor het oppervlaktewater van het betreffende waterlichaam. Wanneer sprake is van onaanvaardbare verspreidingsrisico's van stoffen naar oppervlaktewater of onaanvaardbare ecologische risico's, dan is sprake van een geval dat met spoed moet worden gesaneerd. Deze sanering kan dan, vanwege de relevantie van beide risicopaden voor de *KRW*, opgevoerd worden als een zogenaamde 'altijd goed'-maatregel voor het behalen van de doelstellingen van de *KRW*.

### **8.3 Saneringsdoelstelling**

De uiteindelijke sanering vindt plaats op grond van een beschikking waarin naast de ernst van de verontreiniging en de noodzaak tot saneren met spoed, ook het saneringstijdstip van saneren en de saneringsdoelstelling zijn vastgelegd. In deze paragraaf wordt de saneringsdoelstelling nader uitgewerkt voor deze situatie. Aan het einde van deze paragraaf wordt ook aangegeven hoe de saneringsdoelstelling dient te worden geformuleerd als sprake is van een geval van ernstige waterbodemonverontreiniging zonder noodzaak voor saneren met spoed, kortom het beheerspoor, en waar toch maatregelen of werkzaamheden worden uitgevoerd.

---

In de *Wbb* is een **algemene saneringsdoelstelling** opgenomen, en deze luidt als volgt:

'de waterbodembodem leidt na sanering niet langer tot onaanvaardbare risico's voor de mens, onaanvaardbare ecologische risico's of onaanvaardbare risico's van verspreiding naar oppervlaktewater of via grondwater. Daarnaast dient de mate van nazorg zoveel mogelijk te worden beperkt'. Deze algemene saneringsdoelstelling dient te worden vertaald naar een locatiespecifieke saneringsdoelstelling voor opname in de door het bevoegd gezag af te geven *Wbb*-beschikking. De saneringsdoelstelling moet ook controleerbaar zijn, aangezien evaluatie van de sanering sinds de wijziging van de *Wbb* in 2006 wettelijk vereist is (zie hierna).

De praktijk is veelal dat op basis van de locatiespecifieke saneringsdoelstelling een operationele saneringsmaatregel wordt bedacht en uitgevoerd. De inschatting vooraf is dan dat deze maatregel bijdraagt aan het verwezenlijken van de locatiespecifieke doelstelling. Echter dit is pas zeker ná de evaluatie (zie hierna). Het controleren van de saneringsmaatregel (in ieder geval nodig voor het afronden van de uitvoering) is dus wezenlijk anders dan het evalueren van de risico's op de locatie nadat de saneringsmaatregel is uitgevoerd. Dit is een aspect dat bij het formuleren en het vaststellen van de saneringsdoelstelling dient te worden meegenomen.

De initiatiefnemer is verantwoordelijk voor het opstellen van de saneringsdoelstelling. Deze wordt opgenomen in het saneringsplan. Het bevoegd gezag zal hier vervolgens mee dienen in te stemmen voordat een beschikking kan worden afgegeven.

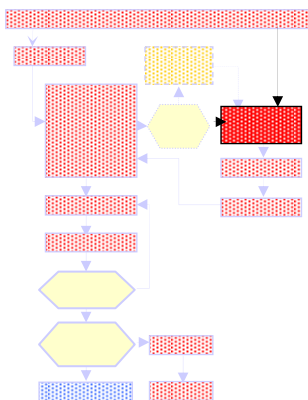
### **Van algemene saneringsdoelstelling naar locatiespecifieke saneringsdoelstelling**

De algemene saneringsdoelstelling wordt per te saneren geval van ernstige waterbodembodemverontreiniging locatiespecifiek ingevuld. Dit betekent dat rekening wordt gehouden met de aard en de mate van de in het nader onderzoek aangetoonde onaanvaardbare risico's en de daarbij verzamelde gegevens (inclusief gegevens die gebruikt zijn voor de tijdstipbepaling).

Dit houdt dus in dat de saneringsdoelstelling zo *kwantitatief mogelijk* wordt ingevuld. In de saneringsdoelstelling worden daarom voor ieder risicospoor waar sprake is van een onaanvaardbaar risico één of meer daarmee samenhangende parameters, bijv. de PAF-waarde, opgenomen of genoemd. Die parameters maken het mogelijk om na de sanering vast te stellen of de saneringsdoelstelling gerealiseerd is.

Deze wijze van invullen van de saneringsdoelstelling kan per risicopad tot één parameter beperkt worden, maar dat mogen meer parameters zijn. Een voorbeeld van het gebruik van één parameter is het werken met gidsparameters, zoals een bepaalde individuele stof.

Aandachtspunt hierbij is dat de initiatiefnemer zich moet realiseren dat waterbodembodem per definitie bestaat uit een grote cocktail aan stoffen. Als de evaluatie van de sanering wordt uitgevoerd met dezelfde gidsparameter kan het resultaat slecht uitpakken, aangezien dan



---

wellicht de gidsparameter voldoet maar de risico's niet tot een aanvaardbaar niveau zijn teruggebracht. Kortom, een saneringsdoelstelling kan beperkt worden tot het opnemen van een gidsparameter, maar die gidsparameter moet dan onmiskenbaar ook een beeld kunnen geven van de resterende risico's. Als dat niet mogelijk is, dient de evaluatie op uitgebreidere wijze plaats te vinden om zekerheid te krijgen over het halen van de doelstelling.

Het invullen van de locatiespecifieke saneringsdoelstelling kan ook op een meer operationele wijze plaatsvinden. Het gaat dan om de saneringsmaatregel. Randvoorwaarde hierbij is dan net als bij gidsparameters (zie hiervoor) dat vóóraf onmiskenbaar duidelijk moet zijn dat het halen van een dergelijke saneringsdoelstelling ervoor zorgt dat de onaanvaardbare risico's door de sanering worden teruggebracht naar een aanvaardbaar niveau. Dat vraagt dus inzicht in de resultaten van specifieke saneringstechnieken én de nodige praktijkervaring van de initiatiefnemer, én dat houdt in dat bij evaluatie van de sanering de risico's in beeld dienen te worden gebracht.

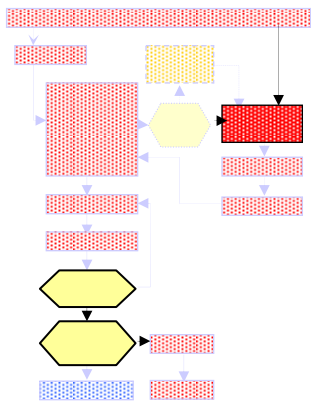
Het is aan de initiatiefnemer om te kiezen voor een invulling van de saneringsdoelstelling gericht op risico's of gericht op de saneringsmaatregel. De randvoorwaarde hierbij is, dat bij de evaluatie achteraf (vast te leggen in het saneringsverslag) wordt vastgesteld of geen sprake meer is van onaanvaardbare risico's (zie hoofdstukken 4 t/m 7).

#### **Praktijkvoorbeeld**

Voorafgaand aan de sanering wordt nagegaan tot welke diepte het sediment moet worden ontgraven. Dit betekent dat voor de dieper gelegen verontreinigde lagen binnen het nader onderzoek nagegaan dient te worden welke risico's deze opleveren als deze na de sanering de toplaag gaan vormen. Vervolgens wordt beoordeeld tot welke diepte het sediment verwijderd dient te worden teneinde een toplaag op te leveren die niet tot onaanvaardbare risico's leidt. De saneringsdoelstelling kan in deze 'overige situaties' worden uitgedrukt als:

- de maximale totaalgehalten aan stoffen die na sanering in de nieuwe toplaag –mogen- voorkomen (eventueel uitgedrukt in PAF), of
- het diepteprofiel dat met de sanering bereikt dient te worden, waarbij van te voren is vastgesteld dat daarbij geen onaanvaardbare risico's meer optreden, of
- het toplaagtype (bijv. slib op klei, zand of veen; dit is van belang voor de levensgemeenschap op de betreffende locatie).

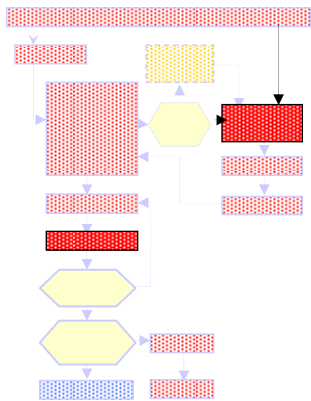




### Saneringsdoelstelling en nazorg

Binnen de saneringsdoelstelling valt ook het streven naar het zoveel mogelijk beperken van de noodzaak tot nazorg. Dit betekent dat ernaar gestreefd wordt dat ná een sanering (= uitvoering van de saneringsmaatregel) beschermende of controlerende activiteiten ter plaatse van de saneringslocatie zoveel mogelijk achterwege kunnen blijven. Het betreft dan activiteiten zoals monitoring van de waterbodempkwaliteit of controle op de mate van verspreiding richting grondwater, bij locaties waar verontreinigingen zijn achtergebleven. Indien ná sanering geen onaanvaardbare risico's meer aanwezig zijn, dan kan (uitgebreide) (na)zorg achterwege blijven<sup>52</sup>. Als nazorg door een beperkte aanvullende saneringsinspanning volledig achterwege kan blijven, heeft het bevoegd gezag de mogelijkheid dit te verlangen van de initiatiefnemer.

Voor verdere uitleg over nazorg wordt verwezen naar de uitgebreide achtergrondinformatie in de handleiding sanering waterbodems.



### Saneringsdoelstelling en evaluatie

Zoals eerder aangegeven is een evaluatie van de sanering sinds de wijziging van de *Wbb* in 2006 wettelijk vereist. Kortom, bij het formuleren van de saneringsdoelstelling dient hiermee nadrukkelijk rekening te worden gehouden. En, onafhankelijk van de formulering van de saneringsdoelstelling (risico's, gidsparameters of saneringsmaatregel) is steeds sprake van evaluatie van de in het nader onderzoek geconstateerde onaanvaardbare risico's.

Deze evaluatie wordt beschreven in een saneringsverslag. Artikel 39c, lid 1 t/m 3 beschrijft de wijze waarop dit verslag tot stand dient te komen, alsmede de randvoorwaarden hierbij (zie kader [artikel 39c Wbb](#)).

<sup>52</sup> Verdere informatie over evaluatie van saneringen: 'Saneren we goed?', AKWA-rapport 04.012

---

### Artikel 39c Wbb

1. Na de uitvoering van de sanering of een fase van de sanering als bedoeld in artikel 38, derde lid, doet degene die de bodem heeft gesaneerd dan wel een fase van de sanering heeft uitgevoerd, daarvan zo spoedig mogelijk schriftelijk verslag aan gedeputeerde staten. Het verslag houdt tenminste in:
  - a. een beschrijving van de getroffen saneringsmaatregelen;
  - b. een beschrijving van de kwaliteit van de bodem na het uitvoeren van de sanering, waaronder mede begrepen een beschrijving van de aard en omvang van de verontreiniging indien na de sanering verontreiniging in de bodem aanwezig is gebleven;
  - c. indien de verontreinigde grond is afgegraven of het verontreinigde grondwater aan de bodem is onttrokken, de hoeveelheid, de kwaliteit en de bestemming van die grond onderscheidenlijk dat grondwater;
  - d. indien ten behoeve van de sanering grond is aangevoerd de hoeveelheid, de kwaliteit en de herkomst van de aangevoerde grond;
  - e. een evaluatie van de mate waarin de effecten van de getroffen saneringsmaatregelen overeenstemmen met de beoogde effecten, bedoeld in artikel 39, eerste lid, onder b;
  - f. indien na de sanering nog verontreiniging in de bodem aanwezig is, het aangeven van de noodzaak van beperkingen in het gebruik van de bodem, of maatregelen in het belang van de bescherming van de bodem.
2. Het verslag behoeft de instemming van gedeputeerde staten, die slechts met het verslag instemmen indien gesaneerd is overeenkomstig het bepaalde bij of krachtens artikel 38. Artikel 28, vijfde lid, is van overeenkomstige toepassing voor wat betreft de instemming met het verslag.
3. Provinciale staten kunnen nadere regels stellen omtrent de gegevens die in het verslag worden opgenomen.

### Saneringsdoelstelling en werkzaamheden of maatregelen in een geval zonder onaanvaardbare risico's

Naast het formuleren en vaststellen van een saneringsdoelstelling voor een geval van ernstige waterboderverontreiniging waar sprake is van saneren met spoed is een saneringsdoelstelling ook noodzakelijk in een andere situatie.

Daarvan is sprake bij een geval van ernstige waterboderverontreiniging zonder noodzaak voor saneren met spoed, kortom het

---

beheerspoor, en waar toch maatregelen of werkzaamheden worden uitgevoerd. Deze situatie is ook opgenomen in het schema in de circulaire én de handleiding sanering waterbodems.

In een dergelijke situatie is bijvoorbeeld sprake van werkzaamheden of maatregelen als het aanleggen van (delen van) infrastructuur, het leggen van kabels of specifieke H&I-projecten binnen een geval. Als hier sprake van is, kan de benodigde saneringsdoelstelling niet gebaseerd worden op onaanvaardbare risico's die eerder zijn geconstateerd tijdens het nader onderzoek. Daaruit is al gebleken dat die risico's aanvaardbaar zijn, en daarom is het geval in het beheerspoor terecht gekomen. Wat wel mogelijk is of nodig kan zijn, is om in de saneringdoelstelling op te nemen dat ná uitvoering van de werkzaamheden of maatregelen géén onaanvaardbare risico's in algemene zin mogen optreden. Bijvoorbeeld in die gevallen waarbij door graafwerkzaamheden of herinrichting bodemlagen met daarin historische verontreinigingen aan de oppervlakte kunnen komen. Daarbij dient de doelstelling dan wel zo kwantitatief mogelijk te worden ingevuld (zie ook hiervoor), om een goede evaluatie achteraf mogelijk te maken<sup>53</sup>.

Een andere wijze waarop de saneringdoelstelling in deze situatie kan worden geformuleerd is door uit te gaan van een uitvoeringsgerichte doelstelling. Ook hierbij geldt de randvoorwaarde dat bij de evaluatie achteraf (vast te leggen in het saneringsverslag) dient te worden vastgesteld of geen sprake is van onaanvaardbare risico's. Het gaat dan om alleen de risico's die zijn vastgesteld bij het nader onderzoek. Ook bij de saneringdoelstelling voor deze situatie, dient de uitvoering zodanig te zijn dat nazorg zoveel mogelijk kan worden beperkt (zie ook hiervoor).

---

<sup>53</sup> In een dergelijke situatie kan bijvoorbeeld volstaan worden met het doorlopen van de eerste stappen van de risicosporen op basis van beschikbare of bestaande gegevens (ook m.b.v. totaalgehalten)

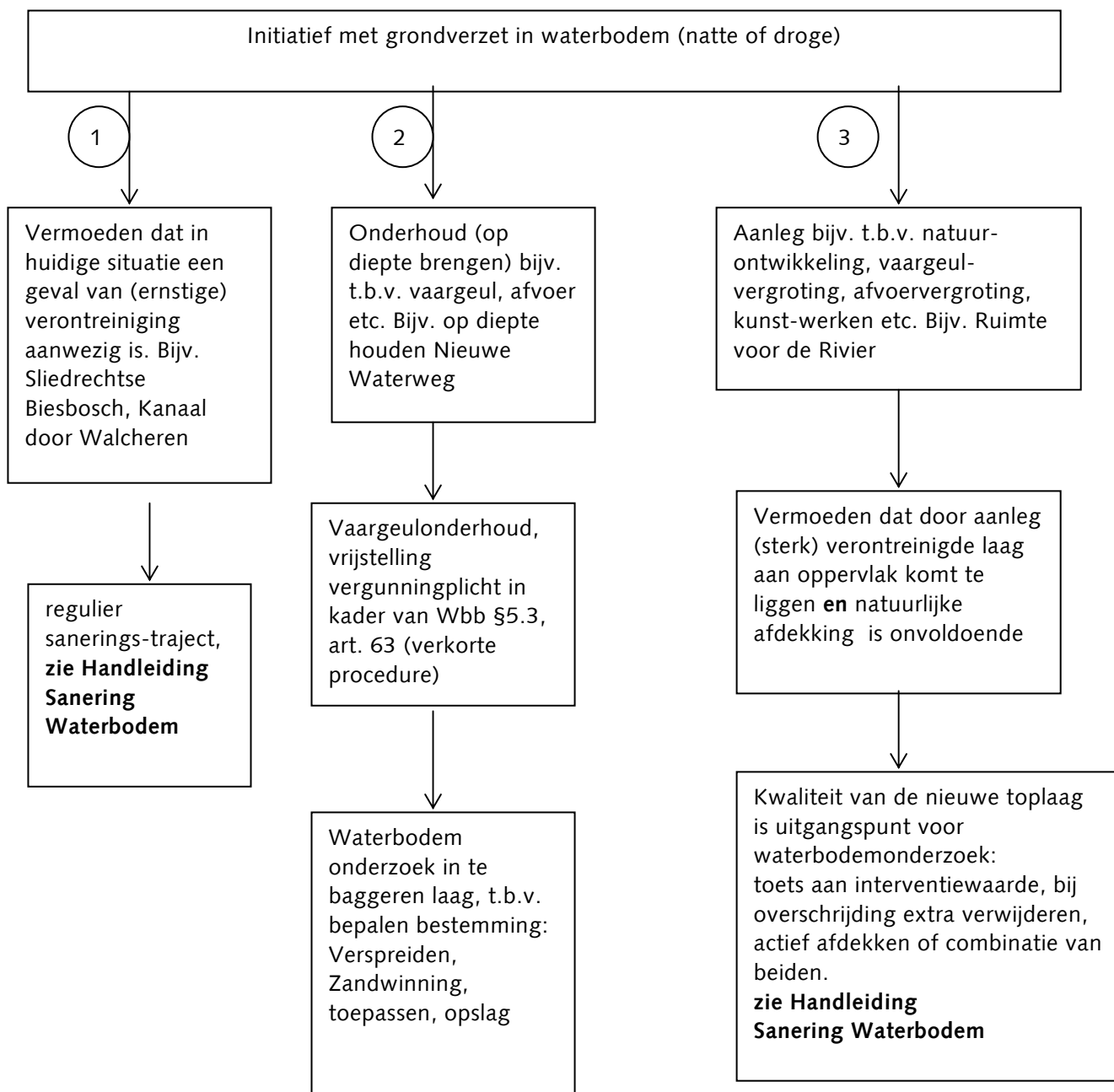
---

### **Omgaan met het saneringstijdstip en de saneringdoelstelling in de praktijk**

Er zijn diverse redenen om grondverzet te plegen of te baggeren. In alle gevallen zal waterbodemonderzoek in meer of mindere mate nodig zijn. Als blijkt dat geen ernstig verontreinigde grond of sediment wordt aangetroffen, blijft het betreffende project buiten het Wbb-kader. In een dergelijk geval zal wel informatie nodig zijn betreffende de waterbodemkwaliteit om de partijen grond te kunnen toepassen of verspreiden (onder het Besluit bodemkwaliteit).

In situaties waar wél ernstig verontreinigde grond wordt aangetroffen (>Interventiewaarden), heeft het initiatief altijd met het Wbb-kader te maken. Dit kunnen sanering- (1) instandhouding- (2) en/ of aanlegprojecten (3) zijn. Vaak is er echter sprake van een 'samenloop' situatie. In geval van situatie 1 respectievelijk 2 is sprake van de standaard respectievelijk de mogelijkheid voor een verkorte procedure (bij onderhoudsbaggeren). In situatie 3 zijn meerdere opties mogelijk: ernst zonder en ernst met spoed. Bij initiatieven in gebieden waarbij sprake is van ernst zonder spoed zal dus wel een saneringsdoelstelling worden vastgelegd in een saneringsplan. Deze is van toepassing op de situatie na herinrichten en kan niet op het eerdere nader onderzoek gebaseerd worden. In zo'n situatie is de kwaliteit van de nieuwe toplaag uitgangspunt voor onderzoek. Hieruit kan dan blijken of aanvullende maatregelen nodig zijn. Dit wordt vastgelegd in het saneringsplan.

Figuur 8-1 gaat in op praktijksituaties bij Regionale diensten van Rijkswaterstaat, en geeft een overzicht van in de in de praktijk voorkomende projecten én de rol van de Circulaire en de Handleiding sanering waterbodem bij deze projecten.



**Figuur 8-1:** Overzichtschema initiatieven met grondverzet in relatie tot het sanering- en beheertraject Wbb conform circulaire en handleiding sanering waterbodems.

---

## Literatuur

---

1. *Ministerie van Verkeer & Waterstaat* (2006). Circulaire Sanering Waterbodems; Staatscourant 2006, 104.
2. *Handleiding Sanering Waterbodems* (2006); AKWA rapport 05.006. Lelystad.
3. *Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems; ernst- en urgentiebepaling van verontreinigde waterbodems* (2002); AKWA rapport 01.005; RIZA nota 2001.052; ISBN 9036953960. Lelystad.
4. *Evaluatie richtlijn nader onderzoek waterbodems; toepasbaarheid van de risicobeoordeling bij nader onderzoek waterbodems* (2005). AKWA-rapport 05.009. RIZA werkdocument 2005.105X. Lelystad.
5. *Ministerie van VROM* (2006). Circulaire Bodemsanering; Staatscourant 2006, 34.
6. *Ministerie van VROM* (2006). Besluit Bodemkwaliteit, concept voorontwerp, september 2006.
7. *Ministerie van LNV*, (2005). Besluit van 8 februari 2005, houdende inwerkingtreding van het besluit van 10 september 2004, houdende wijziging van een aantal algemene maatregelen van bestuur in verband met wijziging van artikel 75 van de Flora- en faunawet en enkele andere wijzigingen. Staatsblad 70.
8. *SIKB*, (2006). Kwaliteitsnorm Nederlandse Archeologie versie 3.1.
9. *Ministerie van VROM*, (2004). Milieuhygiënisch saneringscriterium Bodem – protocol asbest.
10. *NTA 5727* (2004). NEN: Nederlands Technische afspraak; Monsterneming en analyse van asbest in waterbodems en baggerspecie.
11. *Ministerie van VROM* (2000). Circulaire streef- en interventiewaarden bodemsanering. Staatscourant, 2000,39.
12. *Ten Hulscher, Th.E.M., Van Noort, P.C.M.*, (2006). Gebruik en interpretatie van beschikbaarheidsmetingen bij het beoordelen van waterbodemsverontreinigingen. AKWA-rapport 06.002. RWS-RIZA, Lelystad.

- 
13. *De Lange H.J., J. Harmsen, A.A. Koelmans, (2006). Nalevering van verontreinigende stoffen uit waterbodems, deelrapport B. Beoordelingsstrategie om nalevering te meten. Wageningen, Alterra en Wageningen Universiteit, Alterra-rapport 1405.*
  14. *Weezenbeek, J. (2007). Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005-2006. Rapport NOBO 2007-004. VROM (in concept).*
  15. *Standaardprotocol SPECIE 07, (2005). Bepaling van 2,3,7,8-TCDD toxische equivalenten (TCDD-TEQs) in sedimenten met behulp van de DR Calux® (Chemical Activated Luciferase gene eXpression) bioassay van BioDetection Systems BV. (BDS), Amsterdam).*
  16. *Bijlagen Richtlijnen monitoring oppervlaktewater EKRW (2006). Richtlijnen voor waterbeheerders. Van Splunder, I., T.A.H.M. Pelsma en A. Bak. (red.). LBOW Cluster MRE.*
  17. *Kotterman, M.J.J., M. Hoek- van Nieuwenhuizen en R.H. Jongbloed (2007). Alternatief voor biologische monitoring microverontreiniging in rode aal. Imares; rapport nummer: C090.07.*
  18. *Hoogenboom L.A.P., M.J.J. Kotterman, M. Hoek-van Nieuwenhuizen, M.K. van der Lee, W.A. Traag (2007). Onderzoek naar dioxines, dioxine-achtige PCB's en indicator-PCB's in paling uit de Nederlandse binnenwateren. RIKILT rapport 2007.003.*
  19. *Rutgers, M., A.J. Schouten, E.M. Dirven-van Breemen, P.F. Otte, F.A. Swartjes en M.E. Mesman (2005). Naar een richtlijn voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling met de Triade. RIVM rapport. 711701038/2005.*
  20. *Risicogetallen voor doorvergiftiging voor hogere organismen (2002). M. Beek. RIZA werkdocument 2002.182X.*
  21. *Bioassays onder de loep (2004). Selectie van chronische in vivo bioassays voor zoete sedimenten. Spier, J.L., J.G.M. Derksen, J. Lahr en J.L. Maas. RIZA rapport 2004.011.*
  22. *Het ontwikkelen van chronische in vivo bioassays voor brakke en mariene sedimenten (2003). Postma, J., A. Derksen, M. van den Heuvel-Greve en D. Vethaak. RIKZ rapport 2003.001.*
  23. *Normstelling voor bioassays (2003). Uitwerking voor oppervlaktewater en waterbodems. Maas, J.L., E.J. van de Plassche, A. Straetmans, A.D. Vethaak en A.C. Belfroid. RIZA rapport 2003.005. ISBN 9036954851.*

- 
24. *Kerkum, F.C.M.* (2005). Nematoden als instrument voor het beoordelen van waterbodems; Methodeontwikkeling en toepassing in de praktijk. AKWA document 05.001.
  25. *Normaalranges voor macrofaunaparameters in sediment in grote rivieren* (2005). Een verkenning. J. Oosterbaan. AKWA rapport W05002; RIZA werkdocument 2004.223X.
  26. *Nader Onderzoek Kanaal door Walcheren* (2003). Beoordeling van de ecologische waterbodempkwaliteit aan de hand van macrofauna. Oosterbaan, J., C.A. Schmidt en A. bij de Vaate. AKWA rapport W 03.009.
  27. Directive of the European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive. No. 2000/60/EC; lid 10.
  28. *Kuijper, C., J.M. Cornelisse en J.C. Winterwerp* (1993). Erosiegedrag van Haringvlietslib. Experimenteel onderzoek in het erosiecircuït, Waterloopkundig Laboratorium.
  29. *Eelkema, M.*, 2006. Verspreidingsrisico's door waterbodemdynamiek AKWA-werkdocument 06.004, RWS RIZA, Lelystad.
  30. *CIW*, (2000). Normen voor het waterbeheer. Achtergronddocument NW4. Van de Guchte, C., M. Beek, J. Tuinstra en M. van Rossenberg (red.).
  31. *Integratie van milieuwinst in urgentiebeoordeling waterbodemsanering* (2001). AKWA-rapport 01.006/RIZA-rapport 2001.130
  32. *Bepaling actueel risico van verspreiding via grondwater* (2002). Achtergronddocument in het kader van Richtlijn Nader Onderzoek Waterbodems. C.A. Schmidt, G. Cornelissen, C. Cuijpers, W.J. de Lange, K. van Vliet en J.P.M. Vink. AKWA rapport 02.005.



### **Advectief transport**

Fysisch transport van water en begeleidende concentraties van een hoger naar een lager hydrologisch potentiaal, exclusief dispersie/mixen. Het proces waarbij stoffen met de grondwaterstroming mee worden gevoerd.

### **Autonome ontwikkeling**

Te verwachten ontwikkeling zonder dat een sanering plaatsvindt

### **Beschikbare gehalte**

Deze term wordt gebruikt voor de meetmethoden die het deel van het totale gehalte van een stof meten dat opname door organismen mogelijk maakt.

### **Blootstellingsscenario (pm)**

### **Concentratie**

Een meetgrootte waarbij de gewichtshoeveelheid geanalyseerde verbinding staat uitgedrukt per volumehoeveelheid onderzochte stof (bv. mg/l)

### **Diffusie**

De verplaatsing van gesuspendeerde of opgeloste deeltjes van een meer geconcentreerde naar een minder geconcentreerde regio als een resultaat van de willekeurige verplaatsing van individuele deeltjes; het proces heeft de neiging deze gelijkmatig over het beschikbare volume te verdelen

Het proces waarbij stoffen zich verplaatsen als gevolg van een concentratiegradiënt.

### **Deelsaneren**

Het verrichten van een handeling ten gevolge waarvan slechts een gering gedeelte van de verontreiniging van de bodem wordt gesaneerd (art. 40, Wbb). Zie ook Saneren.

### **Erosie**

Proces waarbij als gevolg van stroming, golven, bioturbatie of scheepvaartbewegingen sediment uit de waterbodem los wordt gemaakt, in de waterkolom wordt opgenomen en vervolgens met het stromende water wordt meegevoerd.

### **Eutrofiëring**

Eutrofiëring is het verschijnsel dat bij hoge concentraties nutriënten in het oppervlaktewater een verstoord ecosysteem kan ontstaan, met bloei van (blauw)algen in de zomer, weinig predatoren zoals de snoek, veel witvis, een geringe diversiteit aan soorten en zuurstofarm water.

---

### **Eutrofiëringparameters**

Parameters die in oppervlaktewater worden gemeten om vast te stellen of sprake is van eutrofiëring, zoals totaal-fosfaat, ortho-fosfaat, totaal-stikstof, DIN (nitraat + nitriet + ammonium), ammoniak en chlorofyl-a.

### **Evenwichtspartitie**

Verdeling van een stof over fasen, bijvoorbeeld water en sediment, uitgaande van instelling van chemisch evenwicht tussen deze fasen in vers gecontamineerd sediment.

### **Gehalte**

Gewichtshoeveelheid geanalyseerde verbinding per gewichtshoeveelheid onderzochte stof op droge stof basis (bv. mg/kg d.s.).

### **Geïsoleerde kwel**

Situatie waarbij het grondwater van alle kanten naar het oppervlaktewater toestroomt.

### **Geologische Schematisatie**

Indeling van de opbouw van de ondergrond in goed en slecht doorlatende pakketten met de bijbehorende geohydrologische variabelen.

### **Geostatistiek (pm)**

#### **Geval van (water)bodemverontreiniging**

Geval van verontreiniging of dreigende verontreiniging van de (water)bodem dat betrekking heeft op grondgebieden die vanwege die verontreiniging, de oorzaak of de gevolgen daarvan in technische, organisatorische en ruimtelijke zin met elkaar samenhangen (art. 1, Wbb). Concreet geldt dat sprake is van een geval van verontreiniging indien meer dan 50 m<sup>3</sup> van de (water)bodem wordt ingedeeld in een kwaliteitsklasse > klasse 0 volgens de 4e Nota Waterhuishouding (NW4).

#### **Geval van ernstige (water)bodemverontreiniging**

Geval van (water)bodemverontreiniging waarbij de bodem zodanig is of dreigt te worden verontreinigd, dat de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, plant of dier heeft, ernstig zijn of dreigen te worden verminderd (art. 1, Wbb). Concreet geldt dat sprake is van een geval van ernstige (water)bodemverontreiniging indien voor tenminste één stof het gemiddeld gemeten gehalte van tenminste 25 m<sup>3</sup> bodemvolume in het geval van een bodem- of sedimentverontreiniging, of de gemiddeld gemeten concentratie in tenminste 100 m<sup>3</sup> poriënverzadigd bodemvolume in het geval van een grondwaterverontreiniging, hoger is dan de interventiewaarde [ref?].

### **Goed ecologisch potentieel**

---

De toestand van een overeenkomstig de toepasselijke bepalingen van bijlage V ingedeeld sterk veranderd of kunstmatig oppervlaktewaterlichaam.

**Goede chemische toestand**

De chemische toestand die vereist is om te voldoen aan de kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater, vastgesteld in artikel 4, lid 1, onder a) van de Kaderrichtlijn Water.

**Goede ecologische toestand**

De toestand van een overeenkomstig bijlage V van de Kaderrichtlijn Water als zodanig ingedeeld oppervlaktewaterlichaam.

**Grondwaterlichaam**

Een samenhangende grondwatermassa.

**Kaderrichtlijn Water**

Richtlijn nr. 2000/60/EG van het Europese Parlement en de Raad van de Europese Unie van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid (PbEG L 327).

**Kortsluitstroming**

Stroming die ontstaat bij direct contact tussen het oppervlaktewater en het grondwater in het watervoerend pakket.

**Kwelstroom**

Opkwellend grondwater.

**Kunstmatig waterlichaam**

Een door menselijke activiteiten totstandgekomen waterlichaam.

**Maatregelenprogramma**

Elke EU-lidstaat is op grond van artikel 11 van de Kaderrichtlijn Water verplicht voor elk stroomgebiedsdistrict een maatregelenprogramma op te stellen. Deze maatregelen-programma's kunnen verwijzen naar maatregelen die voortvloeien uit de nationale wetgeving en op geheel het grondgebied van een lidstaat betrekking hebben. De maatregelen dienen onder meer gericht te zijn op het bereiken van de goede toestand van het oppervlaktewater.

**Mengmonster**

Een bodemonmonster dat in het veld of laboratorium, veelal op grond van overeenkomst in bodemtextuur of vervuilingsgraad, is samengesteld uit bodemonsters van verschillende boringen.

**Milieuwinst**

Het in de tijd gecumuleerde verschil tussen de kwaliteit van de toplaag bij autonome ontwikkeling en de ontwikkeling van de toplaag na een sanering.

---

**MTR<sub>humaan</sub>**

De wetenschappelijk afgeleide waarde voor een stof, die het gehalte of de concentratie aangeeft waarbij in het geval van levenslange blootstelling bij de mens nog geen schadelijke effecten optreden.

**MTR<sub>opgelost</sub>**

De concentratie van een stof in het opgeloste deel van de waterbodem waarbij geen nadelig te waarden effect te verwachten is.

De wetenschappelijk afgeleide waarde voor een stof, die aangeeft bij welke concentratie geen nadelig te waarden effect te verwachten is of – in geval van carcinogene stoffen – waar met een kans van  $10^{-6}$  sterfte voorspeld kan worden.

De concentratie van een stof waarbij in het geval van 0.....

**OMEGA**

Computerprogramma dat ontwikkeld is om meer informatie te verschaffen over de gevolgen voor planten en dieren van blootstelling aan toxische stoffen, door berekening van de potentieel aangetaste fractie (PAF) aan soorten of identificatie van de meest bedreigde soortgroepen.

**Oppervlaktewaterlichaam**

Een samenhangend geheel van vrij aan het aardoppervlak voorkomend water, met de daarin aanwezige stoffen, alsmede de bijbehorende waterbodem en oevers, flora en fauna.

**Opwerveling**

Proces waarbij als gevolg van stroming, golven, bioturbatie of scheepvaartbewegingen sediment uit de waterbodem los wordt gemaakt, in de waterkolom wordt opgenomen en vervolgens ter plaatse weer uitzakt.

**Poriewaterconcentratie**

De concentratie van een stof in het water dat zich in de poriën van de (water)bodem bevindt.

**Potentieel Aangetaste Fractie (PAF)**

Een maatstaf voor het percentage aan soorten dat bij de gegeven gehalten of concentraties aan stoffen in de waterbodem onbeschermd is en dus effecten kan ondervinden.

**Prioritaire stoffen**

Stoffen, bepaald overeenkomstig artikel 16, lid 2, van de Kaderrichtlijn Water en vermeld in bijlage X van deze richtlijn. Hiertoe behoren ook de prioritair gevaarlijke stoffen, dit wil zeggen overeenkomstig artikel 16, lid 3 en lid 6 geïdentificeerde stoffen waarvoor maatregelen zijn getroffen overeenkomstig artikel 16, lid 1 en lid 8, van de Kaderrichtlijn Water.

**Ruimtelijke eenheid (RE)**

---

Een deel van het onderzoeksgebied dat een dusdanige grootte heeft dat alle variatie binnen het als homogeen beschouwde systeem erin voorkomt.

### **Samenloop (pm)**

#### **Saneren**

Het beperken en zoveel mogelijk ongedaan maken van verontreiniging en de directe gevolgen daarvan of van dreigende verontreiniging van de bodem (art. 1 Wbb). Maatregelen ten aanzien van de verontreiniging en van de verspreiding daarvan behoren tot de sanering. Een sanering kan ook gefaseerd worden uitgevoerd. Hiertoe dient de initiatiefnemer een daarop gericht verzoek in te dienen bij de melding.

#### **Sediment**

Afzettingsgesteente, bestaande uit korrels of deeltjes van grind, zand of klei.

#### **Sedimentatie**

Afzetting van sediment dat door wind, water en/of ijs is verplaatst.

#### **SEDISOIL**

Computerprogramma waarmee op basis van het gebruik van een locatie wordt berekend of de mens ter plaatse als gevolg van een verontreinigde waterbodembodem wordt blootgesteld aan gehalten of concentraties boven het MTRhumaan.

#### **Sterk veranderd waterlichaam**

Een waterlichaam dat door fysische wijzigingen ingevolge menselijke activiteiten wezenlijk is veranderd van aard als door de EU-lidstaten aangeduid overeenkomstig de bepalingen van bijlage II van de Kaderrichtlijn Water.

#### **Stilstaand water**

Wateren die voornamelijk worden gevoed door hemelwater en eventueel grondwater. Voor deze wateren is er dus geen sprake van een belangrijke bijdrage vanuit rivieren, beken of (andere) aangrenzende wateren. Voorbeelden zijn vijvers, vennen, plassen en wielen en (veel) meren.

#### **Stroomgebied**

Een gebied van waar het over het oppervlak lopende water via een reeks stromen, rivieren en eventueel meren door één riviermond, estuarium of delta, in zee stroomt.

#### **Stroomgebiedbeheersplan**

Een plan als bedoeld in artikel 13, van de Kaderrichtlijn Water.

#### **Stroomgebieddistrict**

Het gebied van land en zee gevormd door één of meer aan elkaar grenzende stroomgebieden met de bijbehorende grond- en

---

kustwateren, zoals bedoeld in artikel 2, onderdeel 15, van de Kaderrichtlijn Water.

#### **Toplaag**

De bovenste bodemlaag van de waterbodem. In het veld kan de toplaag variëren van 5 tot 30 cm dikte, echter veiligheidshalve wordt voor deze inschatting een (maximale) diepte van 0,5 m beneden het grensvlak tussen het oppervlaktewater en de waterbodem aangehouden. Dit geldt voor zowel zoete als zoute sedimenten [12], evenals voor permanent natte en periodiek drogere gebieden (zoals uiterwaarden, weerden en beekdalen).

#### **Waterbodemrelevante stoffen**

Stoffen waarvan de log Kow (verdelingscoëfficiënt tussen octanol en water) groter is dan 3.

#### **(Water)bodemsanering**

Het beperken en zoveel mogelijk ongedaan maken van verontreiniging en de directe gevolgen daarvan of van dreigende verontreiniging van de bodem.

#### **Waterlichaam**

Coherente subeenheden oppervlaktewater binnen een stroomgebied van aanzienlijke omvang, zoals een meer, een waterbekken, een stroom, een rivier, een kanaal, een deel van een stroom, rivier of kanaal, een overgangswater of een strook kustwater.

#### **Waterscheiding (pm)**

#### **Watersysteem**

Het samenhangend geheel van oppervlaktewateren en grondwatervoorkomens.

### **Kader Richtlijn Water**

Voor de Wbb is in eerste instantie de kwaliteit van de waterbodem bepalend voor het al dan niet ingaan van een saneringstraject. Onder het regime van de EU-Kader Richtlijn Water (KRW), en ook de komende Waterwet (Ww; zie verder), is de invloed van de verontreinigde waterbodem op de chemische en ecologische toestand / potentieel van het waterlichaam bepalend of een saneringsmaatregel moet worden genomen.

De exacte relatie tussen de waterbodemkwaliteit enerzijds en de chemische en ecologische parameters in het oppervlaktewater anderzijds is momenteel niet bekend. In diverse studies wordt deze relatie onderzocht. Het lijkt wel zeker dat de resultaten van dergelijke studies invloed hebben op de lijst van saneringslocaties. Die invloed is tweërlei:

- Het is denkbaar dat de prioriteitenvolgorde wijzigt: de aanpak van verontreinigde waterbodemlocaties met een zekere en grote invloed op de chemische en ecologische toestand / potentieel van het waterlichaam krijgt voorrang boven andere;
- Het is mogelijk dat de huidige klasse 4 locaties (in de nabije toekomst: "klasse boven de interventiewaarde", al dan niet met onaanvaardbare risico's) "afvallen" omdat ze geen relevante invloed hebben op de chemische en ecologische toestand / potentieel van een waterlichaam, maar anderzijds kunnen ook niet-klasse 4-locaties worden toegevoegd omdat ze juist wel een relevante invloed hebben.

### **Wet verontreiniging oppervlaktewateren**

De Wet verontreiniging oppervlaktewater (verder: Wvo) en de Wbb vertonen enige raakvlakken. Waar de Wvo de kwaliteit van het oppervlaktewater beschermt, doet de Wbb dit voor de bodem en het daarin aanwezige grondwater. De kwaliteit van de bodem en die van het oppervlaktewater zijn onlosmakelijk met elkaar verbonden en kunnen elkaar dus sterk beïnvloeden. Op basis hiervan kan de Wvo dus ook regels stellen aan handelingen in de waterbodem die leiden tot verontreiniging van het oppervlaktewater.

In het kader van de Wvo zijn alle handelingen die de waterkwaliteit in negatieve zin beïnvloeden in principe vergunningplichtig. Handelingen aan de waterbodem zijn echter niet Wvo-plichtig als er sprake is van bestaande gevallen van waterbodemverontreiniging. De Wvo voorziet namelijk niet in een saneringsregeling voor deze bestaande (oude) gevallen. Een sanering van de waterbodem op grond van de Wvo doet

---

zich voor bij overtreding van de Wvo of indien de sanering wordt bepaald op grond van de voorschriften in de afgegeven Wvo-vergunning. In een dergelijk geval heeft de Wvo voorrang boven de Wbb.

### **Besluit bodemkwaliteit**

Het Besluit bodemkwaliteit [6] (verder: Bbk) is een besluit op grond van de Wbb en de Wvo. Bij de inwerkingtreding van het Bbk (1 januari 2008) komt het Bouwstoffenbesluit te vervallen.

Eén van de belangrijkste onderwerpen in het Bbk is dat nieuwe richtlijnen worden gegeven voor het omgaan met verontreinigde grond en bagger (in essentie het verspreiden en toepassen). Globaal is de grens waar het generieke kader van het Bbk ophoudt (en de saneringsparagraaf van de Wbb begint) de interventiewaarde. Een verbijzondering komt in de volgende paragraaf ter sprake.

Naast regels over het bestemmen (verspreiden en toepassen) van baggerspecie, stelt het besluit ook eisen aan de kwaliteit en integriteit aan (water)bodembeheeractiviteiten. Tenslotte stelt het Bbk regels voor de toepassing van bouwstoffen (zowel voor vormgegeven als niet-vormgegeven materialen).

#### Bestemmen van baggerspecie

Na inwerkingtreding van het Bbk zijn er voor het bestemmen van baggerspecie nog maar twee opties:

- Verspreiden en toepassen conform het Bbk;
- bergen / storten in depot conform de Wm.

Het Bbk kent drie gelijkwaardige opties voor de toepassing van baggerspecie:

1. reguliere toepassingen en tijdelijke opslag (het algemene toetsingskader);
2. een toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen;
3. een toetsingskader voor het verspreiden van baggerspecie over aangrenzende percelen of in het oppervlaktewater.

Deze drie toepassingsopties gelden zowel voor toepassingen van baggerspecie op de landbodem als voor toepassingen van baggerspecie in het watersysteem. Het Bbk kent een onderscheid tussen een generiek en een gebiedsspecifiek kader.

Het generieke kader kan altijd worden toegepast. De “speelruimte” van een toepassing binnen het generieke kader is met normen vastgelegd. Die normen zijn echter wel verschillend per toepassing: bijvoorbeeld maximaal tot interventiewaarde voor grootschalige toepassingen in watersystemen en maximaal tot referentiewaarde industrie voor grootschalige toepassingen op landbodem.



---

Het gebiedsspecifieke kader kan worden toegepast binnen de in het Bbk gestelde speelruimte. Voorwaarde daarbij is dat er een (democratisch vastgesteld) beheersplan is opgesteld en dat het gebiedsspecifieke kader aansluit bij de op te stellen deelgebiedsbeheersplannen. Het gebiedsspecifieke kader kan strenger zijn dan het generieke kader, bijvoorbeeld als een algehele (kwaliteits)verbetering van het gebied wenselijk is omdat aan de KRW doelstellingen voldaan moet worden. Het gebiedsspecifieke kader kan ook soepeler zijn dan het generieke kader, bijvoorbeeld omdat de algehele kwaliteit van een gebied slecht is en een kwaliteitsverbetering voor de toegekende gebruiksfuncties niet noodzakelijk is.

Toepassing van bagger boven de interventiewaarde is binnen het gebiedsspecifieke kader mogelijk, voorzover geen onaanvaardbare risico's voorkomen (dus bagger afkomstig van saneringslocaties kan niet worden toegepast). Voor bijkomende voorwaarden voor verwezen naar het oorspronkelijke Bbk [6].

#### Besluit uitvoeringskwaliteit bodembeheer (Kwalibo)

Kwalibo staat voor Kwaliteitsborging in het bodembeheer. Deze borging is met de inwerkingtreding van het Besluit uitvoeringskwaliteit bodembeheer op 1 oktober 2006 verplicht gesteld voor een groot aantal (water)bodembeheeractiviteiten als saneringen, bodemanalyse, veldwerk en advies. Met de inwerkingtreding van het Bbk zijn de Kwalibo-regels in het Bbk opgenomen. Verder geldt voor een aantal werkzaamheden een verplichte functiescheiding (bijvoorbeeld: de initiatiefnemer van een sanering mag niet zelf de milieukundige evaluatie uitvoeren).

Concreet betekent de invoering van Kwalibo dat initiatiefnemers van werkzaamheden in de (water)bodem zelf erkend moeten zijn voor activiteiten die zij zelf uitvoeren en dat voor Kwalibo-plichtige werkzaamheden uitsluitend mag worden gewerkt met erkende intermediairs.

#### **Wet beheer Rijkswaterstaatwerken**

De Wet beheer Rijkswaterstaatwerken (verder: Wbr) wordt gebruikt als instrument om het doelmatig gebruik en de veiligheid van de Rijkswateren te garanderen. Deze wet is gekoppeld aan enkele beleidsnotities, zoals de beleidslijn Ruimte voor de Rivier. Via deze koppeling kan middels een Wbr-vergunning worden vastgelegd op welke wijze het doelmatig gebruik en de veiligheid moet worden gegarandeerd. De beleidslijn Ruimte voor de Rivier stelt eisen aan de waterafvoer in kwantitatieve zin en de ontwikkeling van objecten en initiatieven die een invloed kunnen hebben op deze afvoer.

Dit wordt concreet op het moment dat er in een gebied door een bodemingreep een verandering van de waterafvoer plaatsvindt. Voorbeelden zijn de aanleg van nevengeulen, hoogwatervluchtplaatsen en dijkverleggingen. De Wbr stelt expliciet dat het zonder vergunning

---

verboden is om gebruik te maken van een waterstaatswerk anders dan waartoe het is bestemd door:

- daarin, daarop, daaronder of daarover werken te maken of te behouden;
- daarin, daaronder of daarop vaste stoffen of voorwerpen te storten, te plaatsen of neer te leggen, of deze te laten staan of liggen.

Met deze bepaling uit de Wbr wordt de relatie met de Wbb duidelijk. Zodra er immers grondingrepen plaatsvinden, zal er al snel sprake zijn van het maken van een werk of het plaatsen van vaste stoffen in Rijkswateren. Dit gaat dan niet alleen over grond, maar bijvoorbeeld ook voor vaste installaties die tijdens een sanering moeten worden gebruikt (bronbemaling e.d.).

Voortvloeiend uit deze relatie verdient het sterk de aanbeveling om de procedure van de Wbb en de Wbr gecoördineerd te laten verlopen.

### **Natuurwetgeving**

De voor waterbodempromerenten relevante natuurregelgeving is opgenomen in twee wetten:

1. De Flora- & faunawet (verder: Ffw);
2. De Natuurbeschermingswet (verder: Nbw).

#### *Flora- & Faunawet*

De Ffw is in geheel Nederland van toepassing. Het uitgangspunt van de Ffw is dat geen schade mag worden gedaan aan beschermde dieren of planten, tenzij dit uitdrukkelijk is toegestaan (of: hiervoor ontheffing is verleend: het "nee, tenzij" principe). In veel gevallen kunnen de werkzaamheden zodanig worden uitgevoerd dat schade aan beschermde soorten kan worden vermeden. In die gevallen hoeft in het kader van de Ffw niets geregeld te worden. Als het echter onvermijdelijk is dat schade wordt toegebracht, dient vooraf bekeken te worden of hiervoor een vrijstelling geldt, of dat een ontheffing moet worden aangevraagd. Het verlenen van een ontheffing valt onder de bevoegdheid van het Ministerie van LNV.

Zowel RWS als de waterschappen werken volgens een gedragscode (voor RWS: in voorbereiding) voor veelvoorkomende werkzaamheden. Daarmee is het niet langer noodzakelijk om ontheffingen aan te vragen voor veel soorten, mits er volgens de bepalingen in de gedragscode wordt gewerkt (dit komt feitelijk neer op verruiming van de vrijstellingsmogelijkheden). Dit geldt echter niet voor de soorten uit de zogenaamde "tabel 3" [7], waarvoor de zwaarste bescherming geldt. De bescherming van vogels kent een eigen regime.

De gedragscode voor RWS heeft betrekking op drie categorieën van werkzaamheden:

- beheer en onderhoud;
- bestendig (mede)gebruik;

- 
- ruimtelijke ontwikkeling en inrichting. De sanering van waterbodems behoort tot deze categorie.

Voor laatstgenoemde activiteiten geldt dat altijd een ontheffing moet worden aangevraagd als soorten in het geding zijn, waarvoor de zwaarste bescherming geldt. De zorgplicht, namelijk het geven van een basisbeschermingsniveau voor alle soorten, geldt altijd.

#### Natuurbeschermingswet

De bescherming van specifieke natuurwaarden van bepaalde gebieden is geregeld in de Nbw. Hieronder vallen "Natura 2000" gebieden: de gebieden waar de Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn van toepassing zijn. Deze gebieden maken deel uit van een Europees netwerk van natuurgebieden (Natura 2000). In Nederland zijn 162 Natura 2000 gebieden. Daarnaast is er ook bescherming voor Beschermd en Staatsnatuurmonumenten.

In het algemeen betreft het de bescherming van zowel de habitat als van specifieke planten of dieren. Bevoegd gezag voor deze wet zijn meestal de provincies (en voor sommige grote, provinciegrens overstijgende, gebieden zoals de Waddenzee het Ministerie van LNV). Voor alle activiteiten in en rond de waterbodems die binnen de Natura 2000 gebieden vallen, moet bij het bevoegd gezag moet worden nagegaan of een vergunning in het kader van de Nbw noodzakelijk is. Dit geldt ook voor de zogenaamde externe werking, namelijk als effecten op aangrenzende gebieden niet kunnen worden uitgesloten.

#### **Archeologie**

In principe bestaat de mogelijkheid dat in de waterbodem archeologische waarden voorkomen. Bij ingrepen in (vermoedelijk) archeologisch waardevolle gebieden dient de initiatiefnemer dan ook het noodzakelijke archeologische vooronderzoek te laten uitvoeren. Afhankelijk van de procedure is de gemeente dan wel de provincie bevoegd gezag. Archeologisch onderzoek dient conform de Kwaliteitsnorm Nederlandse Archeologie (verder: KNA) te worden uitgevoerd. Vanaf 1 januari 2007 geldt KNA 3.1 [8].

Tijdens een eerste inventarisatie wordt de noodzaak van een archeologisch onderzoek bekeken. Indien dit noodzakelijk blijkt zal een bureauonderzoek worden uitgevoerd. Hierbij zullen onder andere de relevante archeologische gegevens in het archeologisch informatiesysteem Archis II en van de Archeologische Monumentenkaart worden geïnventariseerd. Daarnaast zal in ieder geval gekeken worden naar de Indicatieve Kaart van Archeologische Waarden (IKAW) en naar de provinciale verwachtingskaart. Op basis van de verzamelde gegevens zal een gespecificeerd archeologisch verwachtingsmodel worden gemaakt op basis waarvan de noodzaak van eventueel archeologisch vervolgonderzoek wordt vastgesteld. Tijdens een dergelijk veldonderzoek dient de opgestelde verwachting

---

van het bureauonderzoek te worden getoetst. Het resultaat van deze toetsing geeft de mogelijke noodzaak van aanvullend onderzoek aan.

### **Asbest**

In de waterbodem kan asbest voorkomen. De aanwezigheid van asbest in baggerspecie kan grote gevolgen hebben voor het veiligheidsregime waaronder gewerkt (gebaggerd) moet worden, alsmede de (on)mogelijkheden van het transport en de afzet (storten, reinigen of hergebruik) van baggerspecie.

Of er sprake is van een noodzaak tot het treffen van strenge veiligheidsmaatregelen, is afhankelijk van de wijze waarop er met de asbesthoudende baggerspecie wordt omgegaan.

Een nuancering van de risico's is vastgelegd in [9]. In dit document wordt aangegeven, dat zolang het asbest zich in de natte waterbodem bevindt, er geen sprake is van locatiespecifieke risico's. Ook in drogere situaties als in uiterwaarden, is een nuancering van risico's op zijn plaats. Als de asbestverontreiniging zich beneden 0,5 beneden maaiveld bevindt, en er op de locatie geen graafwerkzaamheden plaatsvinden tot in de asbesthoudende laag (dieper dan 0,5 m), is er géén sprake van locatiespecifieke risico's.

Er kan wél sprake zijn van locatiespecifieke risico's als de interventiewaarde in waterbodem wordt overschreden, én dit materiaal wordt bewerkt (zandscheiding e.d.) of toegepast/verspreid in de bovenste 0,5 meter van het maaiveld. Of dit het geval zal zijn, is afhankelijk van het risico op verspreiding van respirabele vezels. Overigens moet waterbodem met een gehalte boven 1.000 mg/kg beoordeeld worden als gevaarlijk afval en volgens specifieke asbestregelgeving worden afgevoerd.

Om te beoordelen of een waterbodem asbest kan bevatten, is onderzoek noodzakelijk. In 2004 is het protocol NTA 5727 [9] gepubliceerd dat geschikt is voor de bepaling van asbest in alle typen waterbodem en baggerspecie. Het onderzoek is te verdelen in drie fasen:

1. Vooronderzoek asbest. Dit bestaat uit visueel onderzoek van de betreffende waterbodem (wat ligt er in het water en/of langs of op de oever, zo nodig aangevuld met onderzoek van aanwezig plaatmateriaal) en historisch onderzoek voor een strook langs de betreffende watergangen;
2. Verkennend onderzoek naar de aanwezigheid van asbest in slibmonsters;
3. Nader onderzoek naar de aanwezigheid van asbest in slibmonsters.

Uit de visuele inspectie en het historisch onderzoek wordt de waterbodem als verdacht van asbestvervuiling of als onverdacht aangemerkt. In een verdachte situatie zal vervolgonderzoek moeten worden uitgevoerd; voor de onverdachte wateren niet.

---

Ten behoeve van veldonderzoek worden trajecten gedefinieerd waarover met een bepaalde dichtheid van boringen, monstermateriaal wordt verzameld. In de NTA is aangegeven welke apparatuur geschikt is bij monsterneming.

### **Waterwet**

In 2004 heeft het Kabinet het voornemen geuit om voor het waterbeheer relevante regelgeving op te nemen in een integrale Waterwet (verder: Wtw). Het uitgangspunt van de toekomstige Wtw is dat het integrale waterbeheer zich richt op een watersysteembenadering, waarbij de overheid de volgende samenhangende doelstellingen behartigt:

1. Voorkomen van, en waar nodig beperking van overstromingen, wateroverlast en waterschaarste;
2. Bescherming en verbetering van de chemische en ecologische kwaliteit van watersystemen;
3. Vervulling van de functies die krachtens de Waterwet zijn toegekend aan afzonderlijke watersystemen.

In de toekomstige Wtw zal de gehele Wvo en ook de saneringsparagraaf waterbodembodem van de Wbb worden opgenomen. Vanaf dat moment is zowel het preventieve als het curatieve spoor van de waterbodembodem binnen één wettelijk kader geregeld. De waterbodembodem is dan integraal onderdeel van het watersysteem en beide sporen gaan dan op in het centrale begrip "beheren". Het begrip saneren komt daarmee te vervallen, ook als het gaat om het om milieuhygiënische redenen baggeren van de waterbodembodem. De bescherming van de milieuhygiënische kwaliteit van de waterbodembodem staat dus niet langer centraal bij ingrepen in de waterbodembodem, maar is één van de doelstellingen, die in onderlinge samenhang met andere doelstellingen moet worden gezien.

## Bijlage C Checklist inventarisatie bestaande gegevens

	Onderwerp	Omschrijving	Mogelijke informatiebron
1	Type oppervlaktewater	Rivier, beek, bron, kanaal, boezemwater, (polder)sloot, gracht, meer, plas, zand-, grind- of tichelgat, wiel.	CUWVO-typologie
2	Dimensies van het oppervlaktewater	Lengte, breedte, oppervlaktewaterpeil en mogelijke fluctuaties als gevolg van getij, wisselende afvoer (eventueel meetreeksen), zomer/winterpeil; waterdiepte of ligging waterbodem ten opzichte van NAP, strijklengte van het oppervlaktewater	Topografische kaart, waterkwantiteits-beheerders, gegevens dieptepeilingen (kaarten)
3	Functie en gebruik van het oppervlaktewater in verleden, heden en toekomst	Afwatering, beroepsscheepvaart, recreatievaart, (oever)recreatie (incl. 'wilde' zwem- of recreatieplaatsen) beroepsvisserij, sportvisserij (incl. soorten waarop gevist wordt), natuur en landschap, regionale watervoorziening, industrie, landbouw.	Provinciaal waterhuishoudingsplan, waterbeheersplannen, BeheersPlannen Nat; voor gegevens over sportvisserij: vis/hengelsportvereniging, hengelsportwinkel of gemeente; veldbezoek, interviews omwonenden
4	Functie en gebruik van aanliggende terreinen in verleden, heden en toekomst	Recreatiegebieden, campings, natuurgebieden, landbouwgebieden, dijken, kades	Bestemmingsplannen, vergunningen, waterbeheerders, terreinbeheerders, topografische kaarten, interviews omwonenden
5	Onderhouds- of aanlegdiepte	Nautische diepte, leggerdiepte, keurdiepte, ontwerpdiepte	Waterkwantiteitsbeheerders Vaarwegbeheerder
6	(Water)bodemopbouw	Beschrijvingen boorprofielen waterbodem, boorprofielen diepere lagen, eventuele inhomogeniteiten in bodemopbouw (geulen, leemlenzen, e.d.)	Voorgaand (water)bodemonderzoek, Grondwaterkaart van Nederland (TNO)
7	Geohydrologische situatie	Onderscheiden van de deklaag en watervoerend pakket, stijghoogten eerste watervoerend pakket, aanwezigheid van eventuele waterscheiding, stromingsrichting(en), kwel/infiltratie, aanwezigheid zout of brak water	Grondwaterkaart van Nederland (TNO)
8	Onttrekkingen van grond- en oppervlaktewater	Hoeveelheid en diepte onttrekking (1 <sup>e</sup> of 2 <sup>e</sup> wvp)	Provincie
9	Waterhuishouding (incl. stromingspatroon, stroomsnelheid etc.)	Meetreeksen van debieten of afvoer karakteristiek, doorstroomprofiel; plaatsen, frequenties en omvang van spuien, bemalen en inlaten van oppervlaktewater	Waterkwantiteitsbeheerders, waterstaatskaarten
10	Historie van de locatie	Historie van de locatie Aanleg water(gang), verandering in loop watergang, wijzigingen in waterhuishouding, uitgevoerde oeverwerken, calamiteiten, bagger- eg- of stortwerkzaamheden, aanpassingen rioleringsstelsels, verlegging of opheffing lozingspunten, aanwezigheid munitie	Oude (topografische) kaarten (Topografische Dienst), historische atlassen, (gemeente)archieven waterbeheerders, interviews omwonenden, EOD (munitie)

	Onderwerp	Omschrijving	Mogelijke informatiebron
11	Kunstwerken in heden en verleden	Aanlegsteigers, afmeerpalen, bruggen, gemalen, vistrappen, aquaducten, sluizen, stuwen, tunnels, kribben, strekdammen, damwanden, duikers, sifon.	Waterkwantiteitsbeheerders, Waterstaatskaarten, rivierkaarten
12	Omgevingsfactoren	Plaats en voorkomen van woonkernen, wegen, woonboten, industriële activiteiten, agrarische activiteiten en natuurgebieden; intensiteit, aard, routes en kielspeling scheepvaart	Waterbeheerders, topografische kaarten, locatiebezoek, Interviews omwonenden
13	Kadastrale- en leidingen informatie	Eigendomsrechten, beheer en onderhoudsplichten, ligging kabels en leidingen	Kadaster, gemeenten, waterbeheerders, KLIC
14	Gegevens over sedimentatie/ erosie in heden en verleden	Kaarten van peilingen of lodingen, gegevens over gebaggerde en/of gestorte hoeveelheden	Waterkwantiteitsbeheerders
15	Aard en mate van verontreiniging door lokale puntbronnen in heden en verleden	Lozingspunten bedrijven en RWZI's, riooloverstorten, (vermoedelijke) illegale lozingen, spuiwater, afspoeling verhard terrein, uitloging beschoeiing	Waterkwaliteitsbeheerders, Wvo-vergunningen, Milieuarchief gemeenten
16	Aard en mate van waterbodemonverontreiniging door diffuse bronnen in heden en verleden	Kwaliteit van zwevend stof en oppervlaktewater, atmosferische depositie, scheepvaartactiviteiten, uitspoeling oevers	Waterbeheerders
17	Bestaande waterbodemongegevens van de locatie	Gegevens uit voorgaand (bijv. oriënterend) waterbodemonderzoek, gegevens van monitoringsprogramma's	Waterbeheerders, provinciale programma bodemsanering
18	Bestaande (water)bodemongegevens aangrenzende gebieden	Resultaten van (water)bodemonderzoeken in de directe omgeving	Waterbeheerders, provincies, milieu-archief gemeenten
19	Autonome ontwikkeling waterbodemonkwaliteit	Mate van sedimentatie/erosie, kwaliteitsontwikkeling zwevend stof, (microbiële) afbraak van de verontreiniging, voornemens emissiebeperking	Waterkwaliteitsbeheerders, modelberekeningen

- Beschrijving van het gehele waterlichaam, waarbij het volgende aan de orde komt (in grote lijnen):
  - ligging; diepte, breedte, bodemligging, vaargeul
  - ecologische streefbeeld
  - Nationaal Park
  - waterhuishouding; debieten (in- en uitlaat gegevens etc.)
  - geo-(hydro-)logische opbouw en omstandigheden (kwel- en wegzijgzones etc)

- 
- bodemopbouw
  - waterbeheer; gemeentelijke indeling; waterschappen
  - gebruik, functies, scheepvaartfrequentie, vaarroutes
  - onderhoud
  - verontreinigingshistorie (bronnen etc.)
  - uitgevoerde onderzoeken naar water- en waterbodempkwaliteit,
  - verontreinigingssituatie
  - waterkwaliteit, incl. monitoringprogramma's
  - herverontreiniging en bronnen
  
  - beschrijving van specifieke verontreinigingssituatie per havensysteem, waarbij elke haven apart wordt onderscheiden
  - meet- en monitoringprogramma('s) en resultaten
  - ligging en dikte verontreinigde sliblaag
  - (achterstallig) onderhoud
  - eigendom- en gebruiksrechten
  - gebruik
  - (gebied-, bestemming- en ontwikkel)plannen
  - calamiteiten
  - scheepvaartintensiteit, -frequentie en vaarroute
  - opwerveling door scheepvaart
  - Waterbeweging in haven(systeem)
  - erosie- en sedimentatiepatronen
  - uitwisseling van water met Oosterschelde
  - herverontreiniging

Per havensysteem wordt het volgende beschreven:

1. Locatiebeschrijving incl. topografische kaarten, beschrijving ligging, eigenaar, beheer, plannen, aanlegdiepte, etc.
2. functies en gebruik van het water (ook van het land), incl. frequentie, calamiteiten locaties, vergunningen overzicht door de jaren heen: b.v. recreatie, sport-/beroepsvisserij, drinkwaterwinning, grondwaterbeschermingsgebied, EHS, Vogel- en Habitatrichtlijn, etc.
3. beschrijving waterboderverontreinigingen: beschikbare data,
4. presentatie van reeds bekende relevante informatie per locatie, bijv. resultaten van ecologisch/ecotoxicologisch onderzoek en informatie die relevant is voor de ecologische KRW-doelen.
5. Globale omvangsbepaling zowel in het horizontale vlak obv toplaagkwaliteit als in verticale richting obv inschatting dikte sliblaag, incl. relatie met onderhoudsspecie -> nautische diepte, leggerdiepte, aanlegdiepte vaststellen/-leggen sliblaagdikteverdeling, bodemtypering verontreinigde laag
6. Historische en huidige verontreinigingsbronnen (div. vergunningen, calamiteiten, mogelijkheden tot verhaalsactie), historische bronnen, lozingspijpen/-punten, puntbronnen, diffuse bronnen, gesaneerde bronnen.
7. Mogelijke herverontreiniging



Indien geen al te grote wijzigingen in het watersysteem zijn geconstateerd, kan een actualisatie-onderzoek worden uitgevoerd om te na te gaan of de oude (> 5 jaar) onderzoeksgegevens nog geldig zijn. Dit onderzoek beperkt zich tot de toplaag van de waterbodem. Voor het onderzoek wordt een geringer aantal (20-40%) monsters van de toplaag verzameld en geanalyseerd dan in het eerdere onderzoek. De uitkomsten van de analyses worden vergeleken met de oude gegevens. Als er sprake is van ruimtelijke verschillen in erosie en sedimentatie dient het onderzoeksgebied te worden opgedeeld in homogene deellocaties.

Een snelle vergelijking tussen de oude en nieuwe gegevens kan gemaakt worden met behulp van 'box-whisker plots', waarbij grafisch wordt weergegeven wat het verschil is tussen het gemiddelde en de spreiding van de oude en recente gegevens.

Voor de formele statistische test geldt als nul-hypothese ( $H_0$ ) dat er geen verschil is tussen de uitkomsten van de oude gegevens en de recente gegevens. De alternatieve hypothese ( $H_1$ ) luidt dat er wel een verschil is tussen de oude en recente gegevens:

$$H_0: \text{concentratie(oud)} = \text{concentratie(recent)}$$

$$H_1: \text{concentratie(oud)} <> \text{concentratie(recent)}$$

Omdat de verdeling van de concentraties van verontreiniging vaak scheef is en het aantal waarnemingen beperkt, kan een statistische test die gebruik maakt van een normale verdeling niet worden gebruikt. Een alternatief is een 'niet-parametrische' test, die geen aannames omtrent de verdeling van de gegevens doet. Een relatief gemakkelijk uit te voeren test is de Mann-Whitney test.

Er wordt gekeken naar de overeenkomst tussen de verdelingen van de oude en de recente gegevens. Hebben alle oude gegevens een hoge concentratie en alle recente een lage concentratie dan is er sprake van twee verschillende populaties en zijn de oude gegevens niet vergelijkbaar met de recente gegevens. Hebben de oude en recente waarnemingen evenveel hoge als lage concentraties dan komen de verdelingen goed overeen en kan niet worden gesproken van twee populaties: de oude en recente gegevens zijn vergelijkbaar. Om de mate van menging te bepalen wordt een teststatistiek berekend, de zogenaamde Mann-Whitney U. Deze wordt vergeleken met waarden uit een tabel, en afhankelijk van het aantal waarnemingen en het significantieniveau kan een uitspraak worden gedaan of de nulhypothese ( $H_0$ ) moet worden verworpen.

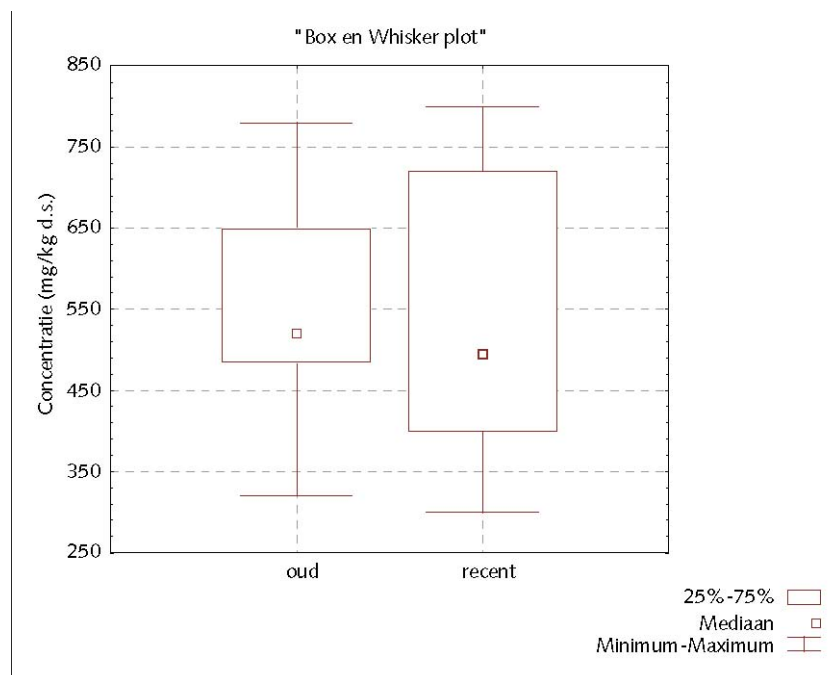
De Mann-Whitney U wordt voor elke verontreinigende stof berekend. Vooraf wordt vastgesteld wat het significantieniveau is waarop de test

wordt uitgevoerd. Het significantieniveau geeft de kans aan dat de H0 hypothese wordt verworpen (er is wel een verschil tussen de oude en recente gegevens) terwijl er in werkelijkheid geen verschil is. Dit significantieniveau kan op 10% worden gesteld (= 0.10). Aan de hand van onderstaand voorbeeld wordt dit verduidelijkt.

In onderstaande tabel zijn zinkgehalten (mg/kg d.s.) weergegeven van zowel oude als recente waarnemingen. De gestelde vraag is of de oude gegevens nog gebruikt mogen worden voor de analyse van de verontreiniginggraad.

Oude waarnemingen	Recente waarnemingen
540	440
320	300
485	400
650	550
500	800
780	720

In onderstaande grafiek staan de oude en recente waarnemingen in een "box-whisker plot" afgebeeld. Uit deze grafiek blijkt dat de mediaan (de middelste waarde) ongeveer hetzelfde is, terwijl de variatie in waarnemingen (25%-75%) voor de recente gegevens iets groter is dan voor de oudere gegevens.



Om formeel te testen of de oude en recente waarnemingen uit dezelfde populatie komen wordt de Mann-Whitney U-statistiek berekend. Deze wordt vergeleken met de grenswaarden die gelden voor het aantal waarnemingen (zowel oud als recent) en het significantieniveau. Er worden twee grenswaarden berekend ("two-tailed test"), omdat de testwaarde zowel kleiner kan zijn dan een grenswaarde (oude gegevens hebben hogere concentraties dan recente gegevens) als groter dan een

---

grenswaarde (oude gegevens hebben lagere concentraties dan recente gegevens).

Als de U-waarde zich bevindt tussen de beide grenswaarden dan wordt de  $H_0$  hypothese niet verworpen en mag worden aangenomen dat de oude en recente waarnemingen uit dezelfde populatie komen. De teststatistiek U voor deze gegevensverzameling is 17, terwijl de grenswaarde voor 6 waarnemingen in de oude en 6 waarnemingen in de recente groep, met een significantieniveau van 10%, 8 en 24 is. Omdat de U-waarde tussen de grenswaarden in ligt, is de conclusie dat de  $H_0$ -hypothese niet kan worden verworpen en dat de oude en recente waarnemingen uit dezelfde populatie komen.

Bron: Seegers, H.C.M., P.L. Karssemeijer en J.L. Gunnink (2000). Werkdocument ten behoeve van de richtlijn nader onderzoek. CSO-rapportnr. 00A04100, november 2000.

Ten behoeve van de bioassays en veldinventarisatie moet sediment bemonsterd worden naast de bemonstering voor chemische analyses. Om gegevens te vergelijken heeft het de voorkeur de monsters voor chemische analyses en bioassays op hetzelfde tijdstip en op dezelfde locatie te bemonsteren.

### **Bioassays:**

Afhankelijk van welke organismen getest worden is voor bioassays nodig: 30 liter slibrijk materiaal of 50 liter zandig materiaal. De bemonstering kan plaatsvinden met diverse bemonsteringsapparaten (boxcorer, Eckman happer, steekbuizen etc.). De monsters worden niet geconserveerd.

Voor de inventarisatie van macrofauna worden de volgende protocollen gehanteerd:

### **Bemonstering nematoden: [24]**

Ondiepe wateren (diepte tot maximaal 3 meter)

Neem per locatie minimaal 5 submonsters op de volgende wijze:

1. Monsterapparaat: steekbuis  
Neem met een steekbuis met een bekende diameter (noteer de diameter i.v.m. het omrekenen naar een aantal per oppervlakte eenheid) een ongestoord monster. De Waterdienst gebruikt hiervoor een Beekersampler (diameter  $\pm$  5 cm).
2. Hevel het bovenstaande water uit de steekbuis, maar zorg ervoor dat de toplaag van het sediment niet meegaat.
3. Druk d.m.v. een stempel de sedimentcore uit de steekbuis en doe de bovenste 5 cm in een goed afsluitbare polyethyleen pot. Zorg ervoor dat van de toplaag niets verloren gaat.
4. Doe 20 ml 40% formaline bij het monster. Sluit de pot en schud het monster even goed door, zodat de formaline goed vermengd met het monster.

Diepe wateren (diepte meer dan 3 meter)

Neem per locatie minimaal 5 submonsters op de volgende wijze:

5. Monsterapparaat: boxcorer  
Neem met een goed afluitbare boxcorer een monster. Let erop dat de toplaag van het sediment niet afvloeit.
6. Neem met een klein steekbuisje (diameter  $\pm$  5 cm, lengte 10 tot 15 cm) een monstertje uit de boxcorer (let op de toplaag)
7. Hevel het eventuelebovenstaande water uit het steekbuisje, maar zorg ervoor dat de toplaag van het sediment niet meegaat.
8. Druk m.b.v. een stempel de sedimentcore uit de steekbuis en doe de bovenste 5 cm in een goed afsluitbare polyethyleen pot. Zorg ervoor dat van de toplaag niets verloren gaat.

- 
9. Doe 20 ml 40% formaline bij het monster. Sluit de pot en schud het monster even goed door, zodat de formaline goed vermengd met het monster.

N.B. Neem niet 5 submonsters uit één boxcorer hap, maar haal ze uit tenminste 2-3 afzonderlijke happen.

**Protocol voor verzamelen macrofauna.**

Met een boxcorer of Eckman happer de bovenste 20 cm van het sediment verzamelen. Voor het bepalen van een biomassa is de exacte volumegrootte nodig.

Sediment uitzeven door 500  $\mu$ m (max 1 mm) en macrofauna verzamelen in glazen potten. Alcohol of formaline toevoegen voor conservering.

Hoeveelheid happen/ mengmonsters.

Opmerking: nog verder uitwerken.

Onderstaande tabel geeft een uitwerking van de twee stappen (4a en 4b) zoals voorgesteld in §3.5 en §3.6.

In de tabel zijn opgenomen:

1. De stoffen uit het huidige NW4-waterbodempakket, ontleend aan het rapport Normen voor Waterbeheer (kolom1) (ref)
2. Het voorgestelde stoffenpakket. Dit wordt het verplichte minimumpakket voor het Besluit Bodemkwaliteit. Het RWS-pakket wijkt af van het pakket voor droge bodembeheerders en regionale waterbeheerders, echter als RWS-materiaal wordt toegepast buiten het RWS-areaal en omgekeerd, moet worden voldaan aan het daar geldende pakket. Bij de bepaling van het pakket moet dus worden beoordeeld welke mogelijkheden er zijn voor evt. bagger- en grondverzet.
3. prioritaire stoffen van de KRW (2000/60/EC).
4. overig relevante stoffen van de KRW per stroomgebied [16].
5. waterbodemrelevant? Voor sediment (en zwevend stof) is gekeken naar stoffen met een  $\log K_{p_{zw.st.-water}} \geq 3$ . Voor deze stoffen heeft de FHI (in 2003) normen afgeleid, deze zijn niet door de Europese Commissie vastgelegd.

De laatste twee kolommen geven een concreet advies voor het pakket dat moet worden geanalyseerd. Dit moet gezien worden als uitgangspunt. Uiteraard moeten verdachte stoffen op een bepaalde locatie meteen in Stap 4a (§3.4) meegenomen worden.

Parameters	1. NW4 wabo pkt	2. BBK stof pkt X=altijd RWS=RWS Reg=regionale beheerders	3. KRW (alg. en prior. stoffen)	4. KRW SGrelev R=Rijn, M=Maas, S=Schelde, E=Eems	5. Wabo relevant?	6. Analyse fase 4a	7. Analyse fase 4b
<b>Basisgegevens</b>							
Droge stof	X	X				X	
Org. Stof	X	X				X	
org C	X	X				X	
fractie <2 µm (KGF2)	X	X				X	
Andere korrelgroottes							
CaCO <sub>3</sub>	X	X				X	
Fe							X
pH							
S-tot							
zoutgehalte			X				
Fosfor (totaal P)			X	RMSE	X		X
Stikstof (Kj-N)			X	RMSE	X		X
<b>Nutriënten</b>							
Ammonium stikstof				R	X		X
<b>metalen:</b>							
Antimoon					X		
Arseen	X	X		R	X	X	
Barium		Reg			X	Reg	
Beryllium					X		
Cobalt		Reg			X	Reg	
Cadmium	X	X	X		X	X	
Chroom	X	X		R	X	X	
Koper	X	X		RMSE	X	X	
Kwik	X	X	X		X	X	
Molybdeen		Reg			X	Reg	
Nikkel	X	X	X		X	X	
Lood	X	X	X		X	X	
Tin		Reg			X	Reg	
Vanadium					X		
Zink	X	X		RMSE	X	X	
<b>PAK</b>							
Benzo(a)pyreen <sup>1,2,3</sup>	X	X	X		X	X	
Benzo(b)fluorantheen <sup>1,3</sup>					X		
Benzo(ghi)peryleen <sup>1,2,3</sup>	X	X			X	X	
Benzo(k)fluorantheen <sup>1,2,3</sup>	X	X	X		X	X	
Fluorantheen <sup>1,2,3</sup>	X	X	X		X	X	
Indeno(1,2,3-d)pyreen <sup>1,2,3</sup>	X	X			X	X	
Naftaleen <sup>2,3</sup>	X	X			X	X	
Fenanthreen <sup>2,3</sup>	X	X			X	X	
Anthraceen <sup>2,3</sup>	X	X	X		X	X	

Parameters	2. NW4 wabo pkt	2. BBK stof pkt X=altijd RWS=RWS Reg=regionale beheerders	3. KRW (alg. en prior. stoffen)	4. KRW SGrelev R=Rijn, M=Maas, S=Schelde, E=Eems	5. Wabo relevant?	6. Analyse fase 4a	7. Analyse fase 4b
Chryseen <sup>2,3</sup>	X	X			X	X	
Benz(a)anthraceen <sup>2,3</sup>	X	X			X	X	
Acenaftyleen <sup>3</sup>					X		
Acenafteen <sup>3</sup>					X		
Fluoreen <sup>3</sup>					X		
Pyreen <sup>3</sup>					X		
Dibenzo(ah)anthraceen <sup>3</sup>					X		
<b>PCB's</b>							
PCB-28	X	X		RMSE	X	X	
PCB-52	X	X		RMSE	X	X	
PCB-101	X	X		RMSE	X	X	
PCB-118	X	X		RMSE	X	X	
PCB-138	X	X		RMSE	X	X	
PCB-153	X	X		RMSE	X	X	
PCB-180	X	X		RMSE	X	X	
<b>OCB's</b>							
α-HCH	X	RWS			X	RWS	
β-HCH	X	RWS			X	RWS	
γ-HCH (lindaan)	X	RWS	X		X	RWS	
δ-HCH	X	RWS				RWS	
aldrin	X	RWS			X	RWS	
endrin	X	RWS			X	RWS	
isodrin	X	RWS			X	RWS	
telodrin	X	RWS			X	RWS	
heptachloor	X	RWS			X	RWS	
heptachloorepoxide	X	RWS			X	RWS	
α-endosulfan	X	RWS	X		X	RWS	
dieldrin	X	RWS			X	RWS	
o,p-DDE	X	RWS			X	RWS	
p,p-DDE	X	RWS			X	RWS	
o,p-DDD	X	RWS			X	RWS	
p,p-DDD	X	RWS			X	RWS	
o,p-DDT	X	RWS			X	RWS	
p,p-DDT	X	RWS			X	RWS	
hexachloorbutadiëen	X	RWS	X		X	RWS	
<u>Chloorbenzenen</u>		RWS				RWS	
pentachloorbenzeen	X	RWS	X		X	RWS	
hexachloorbenzeen	X	RWS	X		X	RWS	
<b>Overige bestrijdingsmiddelen</b>							
Alachloor			X				
Atrazine			X				
Bentazon				RE			
Chloorfenvinfos			X				



Parameters	3. NW4 wabo pkt	2. BBK stof pkt X=altijd RWS=RWS Reg=regionale beheerders	3. KRW (alg. en prior. stoffen)	4. KRW SGrelev R=Rijn, M=Maas, S=Schelde, E=Eems	5. Wabo relevant?	6. Analyse fase 4a	7. Analyse fase 4b
Chloorpyrifos			X				
Chloortoluron				R			
Dichloorvos				RM			
Dichloorprop				R			
Dimethoat				R			
Diuron			X				
Isoproturon			X				
Mecoprop				RE			
MCPA				RE			
Pyrazone				M			
Simazine			X				
<b>Overige stoffen</b>							
1,2-dichloorethaan			X				
Dichloormethaan			X				
benzeen			X				
PBDE <sup>5</sup>			X		X		X
4-Chlooraniline				R			
EOX	X				X		
minerale olie	X	X			X	X	
C10-13 chlooralkanen <sup>5</sup>			X		X		
DEHP			X		X		X
Nonylfenol <sup>5</sup>			X		X		
Octylfenol <sup>5</sup>			X		X		
Dibutyltin-verbindingen				R	X		R
trifenyln				E	X		E
tributyltin			X		X		X
dioxines en furanen <sup>6</sup>					X		X

1 – 6 PAK (Borneff)

2 – 10 PAK (VROM)

3 – 16 PAK (EPA), er zijn ontwikkelingen dat PAK in de toekomst genormeerd worden op meer dan 10. Uit voorzorg kan besloten worden om standaard 16 PAK te meten.

4 – kan tegen relatief lage kosten mee gemeten worden en wordt mogelijk opgenomen in het standaardpakket.

5 –Er zijn onduidelijkheden omtrent analyse in sedimenten. Voorlopig worden deze stoffen niet verplicht gesteld. Het is zaak om de ontwikkelingen t.a.v. deze stoffen te volgen.

6 – hoewel dioxines en furanen niet in een van de lijstjes voorkomen wordt sterk geadviseerd deze stoffen wel te meten middels de DR Calux-test ivm het risicospoor humaan

### Inleiding

In een verontreinigde waterbodem geven de vrij opgeloste concentraties in het poriewater vaak beter inzicht in de risico's voor het ecosysteem dan de totaalgehalten. De concentraties in het poriewater zijn bepalend voor de verspreiding van verontreinigingen naar het grond- en oppervlaktewater.

#### Terminologie

- *Poriewaterconcentratie: de totale concentratie van een stof in het poriewater. Deze is opgebouwd uit:*
  - *Deel vrij opgelost: de concentratie niet gebonden aan deeltjes of opgeloste organisch stof (DOC)*
  - *Deel DOC-gebonden: de concentratie die gebonden is aan de opgeloste organische stof*
  - *Deel gecomplexeerd (alleen voor metalen): de concentratie die met andere anorganische elementen is gecomplexeerd tot opgeloste verbindingen, bijv.  $CdCl^+$  of  $Cu(OH)^+$ .*
- *Beschikbare fractie: de fractie van het totaalgehalte aan verontreinigingen in sediment die met een specifieke extractie van de vaste fase geëxtraheerd kan worden. Het betreft stoffen die snel desorberen van de vaste fase. Voor organische verontreinigingen kan deze fractie bepaald worden met bijvoorbeeld TENAX. Voor anorganische verontreinigingen zijn ook dergelijke extractiemiddelen bekend (bijv.  $CaCl_2$ , ammoniumacetaat of EDTA). Directe metingen in poriewater hebben de voorkeur, maar dit is technisch vaak moeilijker uitvoerbaar. De chemische beschikbaarheidsmetingen zijn een maat voor de biologische beschikbaarheid. Er zijn sterke aanwijzingen dat er een directe relatie is tussen de chemische beschikbaarheid en de biologische effecten.*
- *Totaalgehalte: het totaalgehalte van een stof in het sediment.*

### Organische microverontreinigingen

Figuur 1 toont voor organische microverontreinigingen de relatie tussen het totaalgehalte in het sediment, het beschikbare gehalte in het sediment en de concentraties in het poriewater. Voor deze stoffen wordt onderscheid gemaakt tussen het snel desorbeerbare gehalte, dat relevant is voor opname door en effecten op organismen, en een langzaam desorbeerbaar gehalte. De eigenschappen van het sediment en van de verontreiniging bepalen welk gedeelte van het totaalgehalte (biologisch) beschikbaar is. Organische microverontreinigingen binden in meer of mindere mate aan de organische bestanddelen van het sediment.

Poriewaterconcentraties liggen vaak onder de detectiegrenzen van analysemethoden. Als alternatief kan gebruik worden gemaakt van extracties die een maat geven voor de beschikbaarheid van stoffen. De

TENAX-extractie is de bekendste methode. Voor deze extractie wordt een versnelde procedure gebruikt, de zgn. 6 uren TENAX-extractie. Hiermee wordt ca. de helft van het snel beschikbare gehalte aan organische verontreinigingen in sediment gemeten. Dit betekent dat het met TENAX geëxtraheerde gehalte dus met 2 vermenigvuldigd dient te worden. De kosten van TENAX-extractie zijn vergelijkbaar met de kosten van het bepalen van het totaalgehalte. Voor het beoordelen van effecten wordt een beschikbaarheidsmeting terugvertaald naar een poriewaterconcentratie volgens:

$$C_{\text{vrij opgelost}} = (2 \times 6 \text{ uren Tenax-gehalte}) / K_d$$

waarbij  $K_d$  (l/kg) de distributiecoëfficiënt tussen water en sediment is.

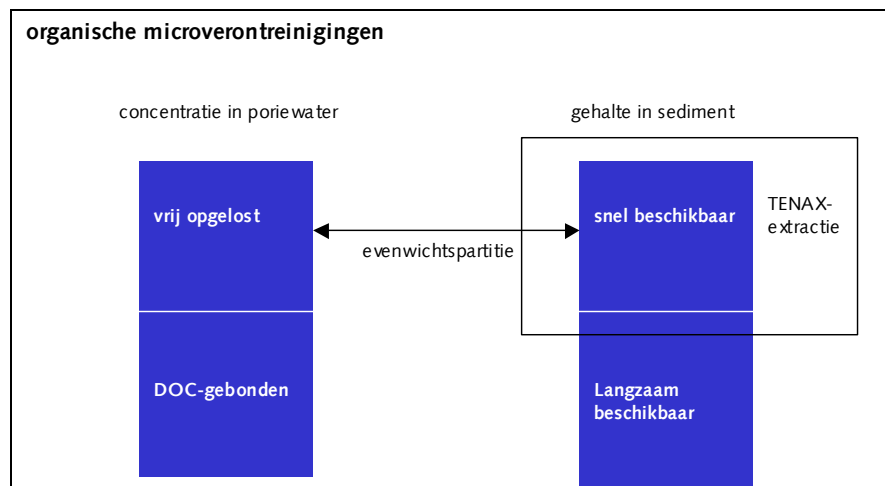
$C_{\text{vrij opgelost}}$  is uitgedrukt in mg/l

Tenax concentratie is uitgedrukt in mg/kg ds.

NB: wanneer met een 6-uurs Tenax extractie 50% of meer van het totaalgehalte wordt geëxtraheerd, is de verontreiniging in het sediment volledig (100%) beschikbaar.

$$C_{\text{vrij opgelost}} = \text{totaalgehalte} / K_d$$

De berekeningsstap vanuit de gemeten gehalten naar de vrij opgeloste concentratie wordt met behulp van standaard  $K_d$ -waarden uitgevoerd in het model OMEGA

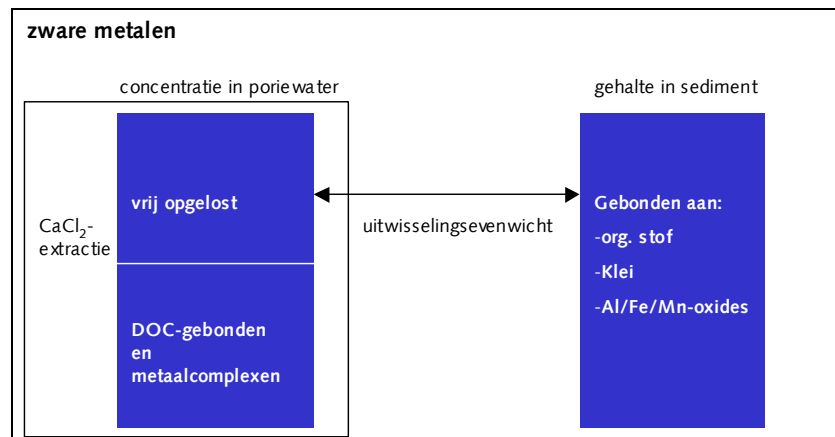


Figuur G-1: Schematische weergave van de vormen waarin organische microverontreinigingen in sediment en poriewater voorkomen.

## Metalen

Figuur 2 geeft de situatie weer voor (zware) metalen. Metalen worden niet alleen gebonden aan organische stof, maar ook aan lutumdeeltjes en Al/Fe/Mn-oxides. Daarnaast wordt de beschikbaarheid van metalen sterk bepaald door de aanwezigheid van zuurstof en van macroparameters, zoals zwavel, ijzer, calcium en chloride. Onder

zuurstofloze (anaërobe) omstandigheden zijn poriewaterconcentraties van de meeste metalen geringer dan onder zuurstofrijke (aërobe) omstandigheden<sup>54</sup>.



Figuur G-2: Schematische weergave van de vormen waarin metalen in sediment en poriewater voorkomen.

De poriewaterconcentraties van metalen kunnen worden benaderd met een zogenaamde zwakke extractie, waarvan extractie met CaCl<sub>2</sub> de bekendste is. Een extractie met CaCl<sub>2</sub> is qua kosten vergelijkbaar met de bepaling van het totaalgehalte. Verder bestaan er meer geavanceerde methoden om de vrij opgeloste concentraties in poriewater te meten.

Omdat organismen altijd een aërobe leefomgeving creëren, hoeft voor het bepalen van de ecologische risico's voor organismen niet onder anaërobe omstandigheden gemeten te worden. Meting onder aërobe omstandigheden is dus voldoende om de beschikbaarheid voor opname in organismen te kunnen bepalen.

Als het om uitloging uit de waterbodem (richting grondwater) gaat, is meten onder anaërobe omstandigheden wel van belang. Bemonstering en meting van poriewaterconcentraties onder zuurstofloze omstandigheden vergt dan specifieke expertise, maar is mogelijk.

<sup>54</sup> Arseen (As) vormt hierbij een uitzondering.

## Protocol kwaliteitsborging totaal analyse en CaCl<sub>2</sub>-extractie van metalen

### Analyses:

- Totaalgehalten van As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb en Zn volgens standaard NEN of NEN-ISO norm (in enkelvoud);
- Organisch koolstof (OC) in duplo;  
Indien het OC gehalte kleiner is dan 1 %, moet een dubbele hoeveelheid monster in behandeling worden genomen;
- CaCl<sub>2</sub>-extracties, waarbij de monsters in duplo worden opgewerkt. In de monsters dienen de metalen As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb en Zn bepaald te worden volgens RWS WD protocol 'de extractie van sediment met 0,01 mol/l CaCl<sub>2</sub>'.

Component	ontsluiting/extractie		detectie	
	totaal	beschikbaar	totaal	beschikbaar
Cd	NEN 6961	RWS WD protocol <sup>1</sup>	NEN 6966	NEN-EN-ISO 17294-2
Cr				
Cu				
Ni				
Pb				
Zn				
As		NEN 6432		
Hg	nb <sup>2</sup>	ISO/NEN 16772	nb <sup>2</sup>	

<sup>1</sup> Vink, J., Osté, L. en Smit, V. 'De extractie van sediment met 0,01 mol/l CaCl<sub>2</sub>, W8140 4.002; versie 1, 15 mei 2006.'

<sup>2</sup> Hg kan niet bepaald worden mbv CaCl<sub>2</sub>-extractie.

### Uit Protocol W8140 4.002 (CaCl<sub>2</sub>-extractie methode)

*(N.B. het meest recente werkvoorschrift is op te vragen bij de Waterdienst afdeling Laboratoria)*

Om een extractie te krijgen die een indruk geeft van de biologische beschikbaarheid dient de ionsterkte van het extractiemiddel dezelfde orde van grootte te zijn als het poriewater. Deze wordt over het algemeen benaderd met 0.01 mol/l CaCl<sub>2</sub> (=400 mg/l Ca) maar kan worden aangepast.

Het natte sediment monster wordt 2 uur geschud in een 1:10 (m/V) verhouding met 0,01 mol/l CaCl<sub>2</sub>. Nadat het evenwicht bereikt is wordt in de suspensie de pH gemeten, gecentrifugeerd, af gepipetteerd en geconserveerd met geconcentreerd ultrapuur HNO<sub>3</sub>. De analyse van metalen vindt plaats met behulp van ICP-MS.

### Complexometrische titratie van de 0,1 mol/l CaCl<sub>2</sub>-oplossing

Na<sub>2</sub>EDTA vormt met Ca-ionen weinig gedissocieerde verbindingen. Als indicator wordt eriochroomzwart-T gebruikt, dat met de ionen van aardalkaliën gekleurde complexe verbindingen geeft. Omdat de calciumverbinding van de indicator niet stabiel genoeg is, maar de magnesiumverbinding wel, wordt een kleine hoeveelheid Mg-EDTA-oplossing toegevoegd. Bij de titratie bindt het Na<sub>2</sub>EDTA eerst de vrije calciumionen en dan het aan de indicator gebonden magnesium,

---

waardoor de kleur omslaat. De titratie wordt verricht in een gebufferde oplossing bij een pH van 10-10,3.

### **Kwaliteitsborging**

Rijkswaterstaat Waterdienst heeft een protocol beschreven over: 'kwaliteitsborging voor de bepaling van beschikbaarheid van metalen in waterbodemmonsters' (versie 1, oktober 2007)

Dit protocol is geschreven voor de kwaliteitsborging bij uitbesteding van beschikbaarheidsanalyses van metalen in waterbodemmonsters aan externe laboratoria.

Monsters worden alleen bij het externe laboratorium uitbesteed, indien een validatie rapport aan de contactpersoon bij Rijkswaterstaat Waterdienst is verstrekt en de uitkomsten door RWS WD als voldoende worden beoordeeld.

De kwaliteitsborging volgens dit protocol is van toepassing op analyses voor projecten waarvan Rijkswaterstaat de opdrachtgever is, maar kan ook worden toegepast door derden. Voor advies kan contact opgenomen worden met Rijkswaterstaat Waterdienst.

### **Kwaliteitseisen**

De kwaliteit van de geleverde analyseresultaten wordt beoordeeld aan de hand van:

- resultaten van meegezonden referentiemonsters.
- verschil tussen de duplo's van de CaCl<sub>2</sub>-extracten en duplo's tussen meetseries
- contra-expertise door het laboratorium van Rijkswaterstaat Waterdienst
- behaalde rapportagegrenzen

De rapportagegrenzen dienen volgens afspraak en zonder verhogingen geleverd te worden. De rapportagegrenzen gelden voor de totaal analyse. Voor de CaCl<sub>2</sub>-extractie analyse dient gestreefd te worden naar deze grenzen.

#### **metalen totaal:**

Arseen	0,05 mg/kg <sub>ds</sub>
Cadmium	0,1 mg/kg <sub>ds</sub>
Chroom	5,0 mg/kg <sub>ds</sub>
Nikkel	0,5 mg/kg <sub>ds</sub>
Koper en Lood	1,0 mg/kg <sub>ds</sub>
Zink	10,0 mg/kg <sub>ds</sub>
Kwik	0,01 mg/kg <sub>ds</sub>

#### **metalen CaCl<sub>2</sub>-extractie:**

Arseen	2,0 µg/l
Cadmium	0,1 µg/l
Chroom	0,8 µg/l
Koper, Nikkel, Lood	1,0 µg/l
Zink	5,0 µg/l

### **Leveringswijze gegevens**

De analyseresultaten van de totaal gehalten aan metalen dienen in mg/kg<sub>ds</sub>, die van de CaCl<sub>2</sub>-extractien in µg/l en van het OC in % te worden gerapporteerd. De resultaten van de duplo's dienen afzonderlijk gerapporteerd te worden.

---

## Protocol en kwaliteitsborging totaal analyse en Tenax-extractie van organische micro-verontreinigingen

### Analyses:

- Totaal extraheerbare gehaltenes OCB, PCB, 16PAK en TOC volgens standaard NEN of NEN-ISO norm (in enkelvoud).
- Organisch koolstof (OC) in duplo  
Indien het OC-gehalte kleiner is dan 1 % moet voor de één punts Tenax-extractie een dubbele hoeveelheid monster in behandeling genomen worden.
- Eén punts Tenax extracties, waarbij de monsters in duplo worden opgewerkt. In de monsters dienen de OCB, PCB en 16PAK zowel in de één punts Tenax fractie als in de reflux fractie bepaald te worden, volgens RWS WD protocol 'de kwantitatieve bepaling van het extraheerbare gehalte aan organische microverontreiniging in waterbodemp met behulp van eenvoudige extractie met Tenax gedurende 6 uur'. Het geactiveerde koperpoeder dient aan de Tenax en reflux extracten te worden toegevoegd. (Ter overweging: door aan het eindextract, verkregen met NEN en NEN-ISO, wel koperpoeder toe te voegen, is achteraf altijd visueel waar te nemen of zwavel al dan niet een probleem gaat geven. Uiteindelijk gaat het erom dat er bruikbare chromatogrammen worden verkregen.)

De totaal gehaltenes dienen te worden bepaald volgens de standaardextractie NEN-ISO 10382 (OCB's en PCB's) en standaardextractie NEN-ISO 5771 (PAK's). Het gaat hierbij om stoffen die beschreven zijn onder kwaliteitseisen – rapportagegrenzen (zie hieronder).

De Tenax en reflux-gehaltenes dienen te worden bepaald volgens het RWS WD protocol: Van den Heuvel, H. Bepaling van het 6 uren Tenax extraheerbare gehalte PAK's, OCB's en PCB's in sediment, versie 4, dd. 4 april 2006.

### Protocol 6 uren Tenax-extractie:

*(N.B. het meest recente werkvoorschrift is op te vragen bij de Waterdienst afdeling Laboratoria)*

Gevriesdroogd sediment (1 g) wordt te samen met milli-Q water en 1,5 g Tenax gedurende 6 uur geschud op een schudmachine (160 rpm). Nat sediment kan ook in bewerking worden genomen. Hiervan moet eerst het droge stof gehalte bekend zijn. vervolgens worden het water/sediment (restant fractie) en de Tenax (6 uren Tenax extraheerbare fractie) van elkaar gescheiden. Na extractie van de organische microverontreinigingen met hexaan uit de Tenax en uit het sediment, wordt het gehalte in het extract geanalyseerd. Het gehalte aan organisch microverontreinigingen wordt gekwantificeerd met standaard mengsels van de te onderzoeken componenten. Aan de hand van het restantgehalte in het sediment en het 6 uren Tenax extraheerbare gehalte (T-6u) kan de T-6u fractie worden bepaald. Door de gemeten T-6u fractie te vermenigvuldigen met een factor 2 kan de

---

fractie die is geabsorbeerd aan het amorfe deel van het sediment worden benaderd. Dit deel wordt ook wel de beschikbare fractie van het sediment genoemd.

### **Kwaliteitsborging**

Rijkswaterstaat Waterdienst heeft een protocol beschreven over: 'kwaliteitsborging voor de bepaling van beschikbaarheid van organische microverontreinigingen in waterbodemmonsters' (versie 1, oktober 2007)

Dit protocol is geschreven voor de kwaliteitsborging bij uitbesteding van beschikbaarheidsanalyses van metalen in waterbodemmonsters aan externe laboratoria.

Monsters worden alleen bij het externe laboratorium uitbesteed, indien een validatie rapport aan de contactpersoon bij Rijkswaterstaat Waterdienst is verstrekt en de uitkomsten door RWS WD als voldoende worden beoordeeld.

De kwaliteitsborging volgens dit protocol is van toepassing op analyses voor projecten waarvan Rijkswaterstaat de opdrachtgever is, maar kan ook worden toegepast door derden. Voor advies kan contact opgenomen worden met Rijkswaterstaat Waterdienst.

### **Kwaliteitseisen**

De kwaliteit van de geleverde analyseresultaten wordt beoordeeld aan de hand van:

- resultaten van meegezonden referentiemonsters.
- verschil tussen de duplo's van de één punts (6u) Tenax, de reflux en het verschil tussen de duplo monsters in de meetserie
- contra-expertise door het laboratorium van Rijkswaterstaat Waterdienst
- behaalde rapportagegrenzen
- de massabalans ( $= \frac{\text{tenax} + \text{reflux}}{\text{totaal}}$ ) moet liggen tussen 70 en 130 %
- behaalde rapportagegrenzen

De rapportagegrenzen dienen volgens afspraak en zonder verhogingen geleverd te worden. De rapportagegrenzen gelden voor de totaal analyse. Voor de tenax en reflux analyse dient tenminste gestreefd te worden naar deze grenzen.

### **Rapportagegrenzen OCB's:**

1  $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{ds}}$  hexachloorbenzeen, hexachloorbutadieen, hexachloorethaan, pentachloorbenzeen,  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH,  $\delta$ -HCH, aldrin, dieldrin, endrin, telodrin, isodrin, heptachlor, heptachlor-exo-epoxide, heptachlor-endo-epoxide,  $\alpha$ -endosulfab,  $\beta$ -endosulfan, p,p'-DDE, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDE, p,p'-DDT en o,p'-DDT

### **Rapportagegrenzen PCB's:**



---

1,0 µg/kg<sub>ds</sub> PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138,  
PCB-153 en PCB-180

**Rapportagegrenzen PAK's:**

0,01 mg/kg<sub>ds</sub> fenantreen, floranteen, pyreen, benz(a)antraceen,  
chryseen, benz(k)fluoranteen, benz(a)pyreen, antraceen  
en dibenz(ah)antraceen

0,05 mg/kg<sub>ds</sub> naftaleen, acenafteen, acenatyleen, fluoreen,  
benz(ghi)peryleen, indeno(123cd)pyreen en  
benz(b)fluoranteen

**Leveringswijze gegevens**

De analyseresultaten van de OCB's en PCB's dienen in µg/kg<sub>ds</sub>, die van de PAK's in mg/kg<sub>ds</sub> en het OC in % te worden gerapporteerd. De resultaten van de duplo's dienen afzonderlijk gerapporteerd te worden.

## Bijlage H TEF waarden

The International Programme  
on Chemical Safety (IPCS)



Compound	WHO 1998 TEF	WHO 2005 TEF*
<i>chlorinated dibenzo-p-dioxins</i>		
2,3,7,8-TCDD	1	1
1,2,3,7,8-PeCDD	1	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01	0.01
OCDD	0.0001	<b>0.0003</b>
<i>chlorinated dibenzofurans</i>		
2,3,7,8-TCDF	0.1	0.1
1,2,3,7,8-PeCDF	0.05	<b>0.03</b>
2,3,4,7,8-PeCDF	0.5	<b>0.3</b>
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1	0.1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01	0.01
1,2,3,6,7,8,9-HpCDF	0.01	0.01
OCDF	0.0001	<b>0.0003</b>
<i>non-ortho substituted PCBs</i>		
PCB 77	0.0001	0.0001
PCB 81	0.0001	<b>0.0003</b>
PCB 126	0.1	0.1
PCB 169	0.01	<b>0.03</b>
<i>mono-ortho substituted PCBs</i>		
105	0.0001	<b>0.00003</b>
114	0.0005	<b>0.00003</b>
118	0.0001	<b>0.00003</b>
123	0.0001	<b>0.00003</b>
156	0.0005	<b>0.00003</b>
157	0.0005	<b>0.00003</b>
167	0.00001	<b>0.00003</b>
189	0.0001	<b>0.00003</b>

\* Numbers in bold indicate a change in TEF value

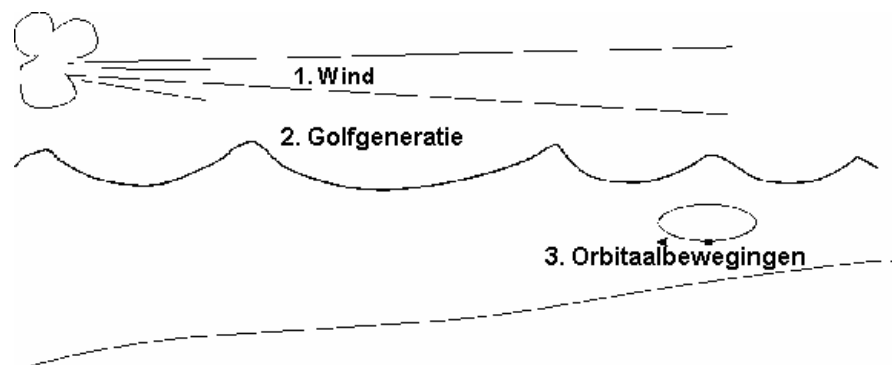
Reference - Van den Berg *et al* :

**The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds**

---

## Bijlage I Bepaling orbitaalsnelheid

---

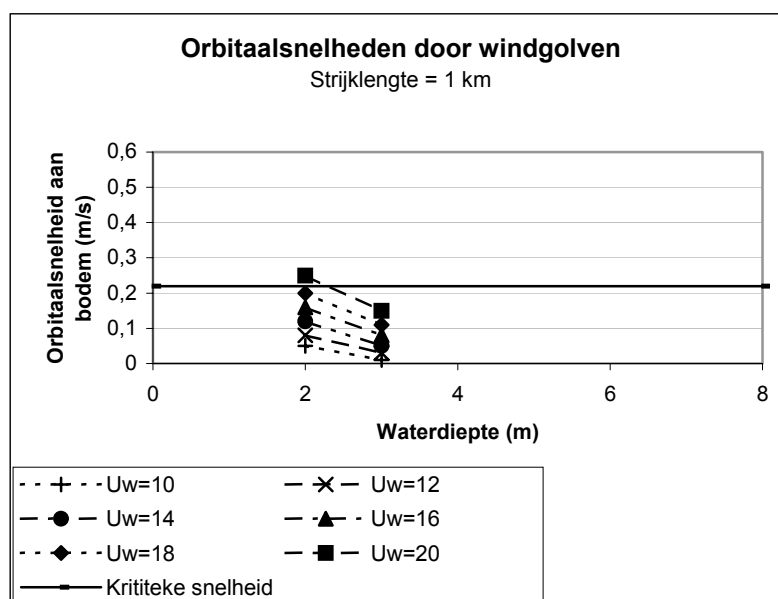


Figuur 3.1 Systeem windgolven

Als wind over een wateroppervlak scheert zullen er golven ontstaan. De hoogte en periode van een windgolf hangen af van de waterdiepte, de windsnelheid, de strijklengte over het water, en de tijdsduur van de storm. Omdat de orbitale stromingen onder golven een ander effect hebben op de bodemschuifspanning dan normale stroming, geldt voor golven niet de 0,35 m/s, maar 0,22 m/s.

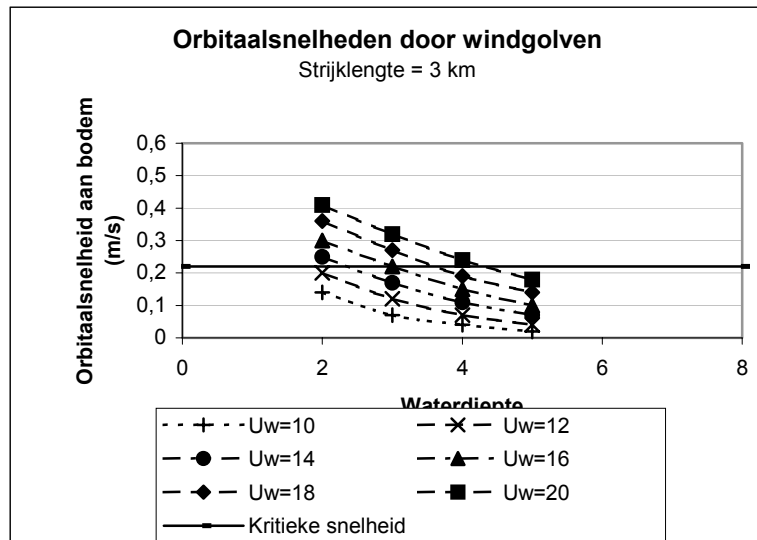
### Strijk lengte = 1 km

		gem. waterdiepte (m)	
windsnelheid (m/s)	Wind-kracht	2	3
10	5	0,05	0,01
12	6	0,08	0,03
14	6-7	0,12	0,05
16	7	0,16	0,08
18	8	0,2	0,11
20	8	0,25	0,15



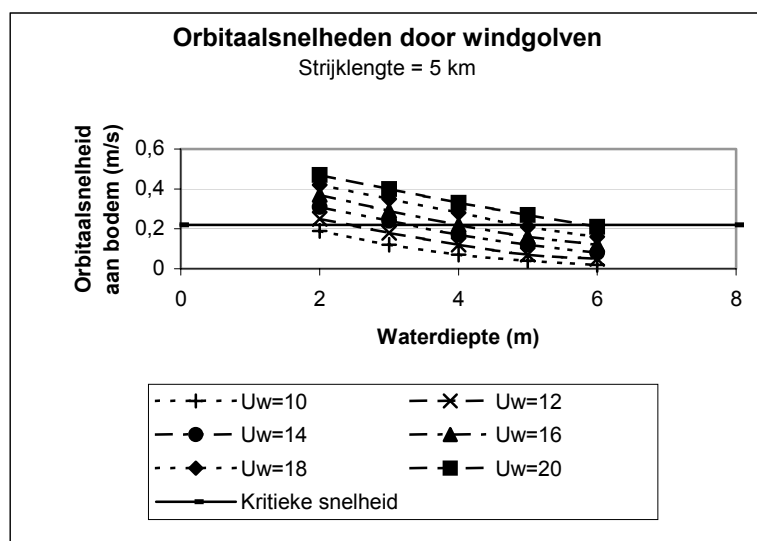
### Strijk lengte = 3 km

		gem. waterdiepte (m)			
windsnelheid (m/s)	Wind-kracht	2	3	4	5
10	5	0,14	0,07	0,04	0,02
12	6	0,2	0,12	0,07	0,04
14	6-7	0,25	0,17	0,11	0,07
16	7	0,3	0,22	0,15	0,1
18	8	0,36	0,27	0,19	0,14
20	8	0,41	0,32	0,24	0,18



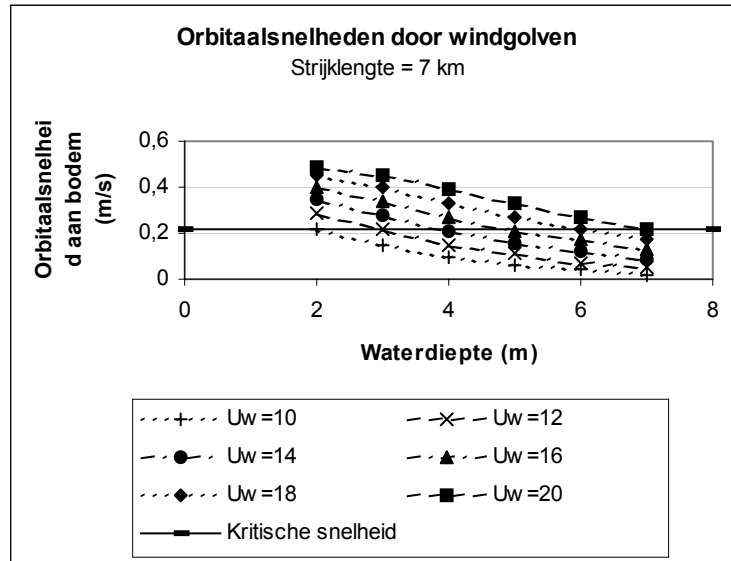
**Strijklengte = 5 km**

windsnelheid (m/s)	Windkracht	gem. waterdiepte (m)				
		2	3	4	5	6
10	5	0,19	0,12	0,07	0,04	0,02
12	6	0,25	0,18	0,12	0,07	0,05
14	6-7	0,31	0,24	0,17	0,12	0,08
16	7	0,37	0,29	0,22	0,16	0,12
18	8	0,42	0,35	0,28	0,21	0,16
20	8	0,47	0,4	0,33	0,27	0,21



### Strijklengte = 7 km

windsnelheid (m/s)	Wind- kracht	gem. waterdiepte (m)					
		2	3	4	5	6	7
10	5	0,22	0,15	0,1	0,06	0,04	0,02
12	6	0,29	0,22	0,15	0,11	0,07	0,05
14	6-7	0,35	0,28	0,21	0,16	0,12	0,09
16	7	0,4	0,34	0,27	0,21	0,17	0,13
18	8	0,45	0,4	0,33	0,27	0,22	0,17
20	8	0,49	0,45	0,39	0,33	0,27	0,22



---

**Bijlage J Risicobeoordeling grondwater**

.....

**P.m.**





---

	Conform richtlijn:	++	+	-	--
<b>7.</b>	<b>Zijn de locaties van de bemonsterde punten en de diepte van de monsternamen in de rapportage opgenomen?</b>				
	Aanwezig:	ja			nee
	Conform richtlijn:	++	+	-	--
<b>8.</b>	<b>Zijn de veldwaarnemingen in het rapport weergegeven?</b>				
	Aanwezig:	ja			nee
	Conform richtlijn:	++	+	-	--
<b>9.</b>	<b>Zijn de analyseresultaten in het rapport opgenomen?</b>				
	Aanwezig:	ja			nee
	Conform richtlijn:	++	+	-	--
<b>10.</b>	<b>Zijn de gemeten concentraties getoetst aan de vigerende normering?<sup>55</sup></b>				
	Aanwezig:	ja			nee
	Conform richtlijn:	++	+	-	--
<b>11.</b>	<b>Zijn kaarten of tekeningen van de verontreiniging, op basis van de resultaten van het nader onderzoek, in de rapportage opgenomen?</b>				
	Aanwezig:	ja			nee
	Conform richtlijn:	++	+	-	--
<b>12.</b>	<b>Zijn motiveringen vermeld waarin afgeweken is van de richtlijn voor nader onderzoek?</b>				
	Aanwezig:	ja +	ja -		nee
<b>13.</b>	<b>Zijn conclusies en aanbevelingen in het rapport vermeld?</b>				
	Aanwezig:	ja			nee
<b>14.</b>	<b>Bevat het rapport een samenvatting?</b>				
	Aanwezig:	ja +	ja -		nee

N.b.: dit laatste is niet altijd verplicht. Naar gelang de omvang van het rapport is voor de overzichtelijkheid een samenvatting gewenst.

---

<sup>55</sup> Indien nog niet is getoetst aan de vigerende normering, dan dient dit alsnog plaats te vinden (hertoetsing). Daarbij moet duidelijk worden nagegaan of de aanleiding tot het uitvoeren van een nader onderzoek nog aanwezig is.

## Beoordelingsformulier voor bevoegd gezag

Vraag	Beoordeling		Toelichting
	Aanwezig	Conform richtlijn	
1. Aanleiding onderzoek			
2. Geografische gegevens			
3. Doelstelling			
4. Evaluatie voorgaand onderzoek			
5. Resultaten actualisatie-onderzoek			
6. Keuze voor boorpunten en onderzoekstrategie			
7. Plaatsen monsterpunten			
8. Veldwaarnemingen			
9. Analyse resultaten			
10. Toetsing aan vigerende normen			
11. Kaartmateriaal van de verontreinigings situatie			
12. Motivering afwijking van richtlijn N.O.			
13. Conclusies en aanbevelingen			
14. Samenvatting (optioneel)			
Conclusie:			
Opmerkingen:			

Opgesteld aan de hand van de Leidraad Bodembescherming; praktijk en uitvoering, toetsingskaders bodemonderzoek [41].