STANDAARDPROCEDURE VOOR WATERBODEMONDERZOEK

(bestek CP060801)

aanbestedende overheid: Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij
Dienst uitgegraven bodem

uitvoerder: TV BOVA Environmental Consulting nv – Belconsulting nv

EINDRAPPORT

referentie: 2006_64
datum: 19 december 2007
aantal pagina's: 156

TV BOVA ENVIRONMENTAL CONSULTING NV – BELCONSULTING NV

LICHTELARESTRAAT 2 - BUS 001
BE–9080 LOCHRISTI

Tel.: +32 9 328 11 40
Fax: +32 9 328 11 50
E-mail: info@ecobova.be

INHOUD

1 INLEIDING 5

1.1 SITUERING 5
1.2 DOELSTELLING 5
1.3 TOEPASSINGSGEBIED 5
1.4 WERKWIJZE 5

2 INVENTARISATIE EN EVALUATIE VAN DE BESTAANDE BEMONSTERINGS- EN ANALYSEPROTOCOLLEN VOOR (WATER)BODEMONDERZOEK 7

2.1 VOORLOPIGE RICHTLIJNEN VOOR DE STUDIE VAN ONDERHOUDSBAGGERPROJECTEN (1990) 7
2.2 TRIADEBEOORDELINGSMETHODE (2000) 9
2.3 BEMONSTERINGSPROCEDURE VOOR WATERBODEMS VAN DE PROVINCIE OOST-VLAANDEREN (2002) 12
2.4 LEIDRAAD EN ALGEMENE CODE VAN GOEDE PRAKTIJK BAGGER- EN RUIMINGSSPECIE (2006) 13
2.5 PROTOCOL VOOR HET ORIËNTEREND ONDERZOEK (NL, 1994) 16
2.6 PROTOCOL VOOR VERKENNEND WATERBODEMONDERZOEK (NL, 2000) 20
2.7 CODES VAN GOEDE PRAKTIJK VOOR HET WERKEN MET UITGEGRAVEN BODEM (2004) 22
2.8 STANDAARDPROCEDURE VOOR ORIËNTEREND BODEMONDERZOEK (2006) 24
2.9 STANDAARDPROCEDURE VOOR BESCHRIJVEND BODEMONDERZOEK (2000) 25
2.10 RICHTLIJN NADER ONDERZOEK VOOR WATERBODEMS (NL, 2002) 27
2.11 HANDLEIDING SANERING WATERBODEMS (NL, 2006) 32
2.12 EVALUATIE VAN DE BESTAANDE BEMONSTERINGS- EN ANALYSEPROTOCOLLEN VOOR WATERBODEMONDERZOEK 33

3 INVENTARISATIE EN EVALUATIE VAN DE BESTAANDE PROTOCOLLEN M.B.T. RISICOBEOORDELING VAN (WATER)BODEMVERONTREINIGING 40

3.1 STANDAARDPROCEDURE VOOR ORIËNTEREND BODEMONDERZOEK 40
3.2 STANDAARDPROCEDURE VOOR BESCHRIJVEND BODEMONDERZOEK 45
3.3 BASISINFORMATIE VOOR RISICO-EVALUATIES 49
3.4 TRIADEBEOORDELINGSMETHODE 51
3.5 DE ONTWIKKELING VAN ECOLOGISCH EN ECOTOXICOLOGISCH ONDERBOUWDE KWALITEITSDOELSTELLINGEN VOOR WATERBODEMS 51
3.6 RICHTLIJN NADER ONDERZOEK VOOR WATERBODEMS 53
3.7 EVALUATIE RICHTLIJN NADER ONDERZOEK WATERBODEMS 55
3.8 HANDLEIDING SANERING WATERBODEMS 56
3.9 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN VOOR DE OPMAAK VAN EEN PROCEDURE TER BEOORDELING VAN DE ERNST VAN EEN WATERBODEMVERONTREINIGING 62

4 NIEUWE STANDAARDPROCEDURE VOOR WATERBODEMONDERZOEK 66

4.1 ALGEMEEN PRINCIPE VAN HET WATERBODEMONDERZOEK 66
4.2 FASE I – VOORSTUDIE 67
4.3 FASE II – INDICATIEVE ONDERZOEKSFASE 68
4.4 FASE III – AFPERKENDE ONDERZOEKSFASE 78
4.5 FASE IV – RISICO-EVALUATIE EN METHODOLOGIE ERNSTIGE (WATER)BODEMVERONTREINIGING 81

5 KNELPUNTEN 140

6 BRONNEN 145

7 BIJLAGEN 147

Begrippenlijst

Onderstaande begrippen worden gebruikt in de nieuwe standaardprocedure voor waterbodemonderzoek. Deze definities gelden niet noodzakelijk voor reeds bestaande bemonsteringsprotocollen, daar elk protocol haar eigen termen kan gebruiken en definiëren.

- **Bevaarbare waterlopen:** de waterlopen opgenomen in het Koninklijk Besluit van 5 oktober 1992 tot vaststelling van de lijst van de waterwegen en hun aanhorigheden, overgedragen van de Staat aan het Vlaamse Gewest.

- **Onbevaarbare waterlopen:** de waterlopen die door de regering niet in het KB van 5 oktober 1992 zijn opgenomen (niet als bevaarbare waterlopen worden gerangschikt) vanaf hun punt van oorsprong of van klassering, namelijk vanaf het punt waarop zij een deelbekken van meer dan 100 ha bezitten (Wet Onbevaarbare waterlopen). (onbevaarbare waterlopen van 1ste, 2de e, 3de categorie en niet geklasseerde onbevaarbare waterlopen).

- **Lineaire waterlopen**: oppervlaktewateren waarvan de lengte aanzienlijk groter is dan de breedte (grachten, beken, rivieren, kanalen, …).

- **Niet-lineaire wateroppervlakken**: oppervlaktewateren waarvan de lengte niet beduidend groter is dan de breedte (vijvers, meren, wachtbekkens, spaarbekkens, havens, dokken …).

- **Waterbodem**: de bodem van een oppervlaktewaterlichaam die altijd of een groot gedeelte van het jaar onder water staat (Decreet integraal waterbeleid).

- **Oeverzone**: strook land vanaf de bodem van de bedding van het oppervlaktewaterlichaam die een functie vervult inzake de natuurlijke werking van watersystemen of het natuurbehoud of inzake de bescherming tegen erosie of inspoeling van sedimenten, bestrijdingsmiddelen en meststoffen. Oeverzones van *onbevaarbare waterlopen* omvatten minstens het talud. Hierbij wordt een talud gedefinieerd als de strook land binnen de bedding van een oppervlaktewaterlichaam vanaf de bodem van de bedding tot aan het begin van het omgevende maaiveld of de kruin van de berm. Afhankelijk van de lokale omstandigheden worden bredere oeverzones afgebakend binnen de (deel)bekkenbeheerplannen. Voor oeverzones langs waterwegen (bevaarbare waterlopen en kanalen) geldt de regeling “tenminste het talud” niét. Afhankelijk van de lokale omstandigheden kan voor waterwegen een oeverzone afgebakend worden in een stroomgebiedbeheerplan of bekkenbeheerplan. Dit betekent dat, in tegenstelling tot de onbevaarbare waterlopen, er niet langs alle waterwegen oeverzones zijn (Decreet integraal waterbeleid).

- **Overstromingsgebied**: door bandijken, binnendijken, valleiranden of op andere wijze begrensd gebied dat op regelmatige tijdstippen al dan niet op gecontroleerde wijze overstroomt of kan overstromen en dat als dusdanig een waterbergende functie vervult of kan vervullen (Decreet integraal waterbeleid). Deze definitie dekt zowel de gebieden waar de overstromingen gecontroleerd gebeuren, als die waar de overstromingen op natuurlijke wijze, buiten elke menselijke ingreep om, plaatsvinden (zoals bv. slikken en schorren) (Memorie van toelichtingbij het Decreet integraal waterbeleid).

- **Monsternemingspunt**: een geografisch punt ter hoogte van de waterloop, gekenmerkt door een welbepaalde X- en Y-coördinaat, alwaar in verticale richting een of meerdere monsternemingen (deelmonsters) worden uitgevoerd.

- **Boorpunt**: een geografisch punt ter hoogte van de oever of het overstromingsgebied, gekenmerkt door een welbepaalde X- en Y-coördinaat, alwaar in verticale richting een of meerdere monsternemingen (deelmonsters) worden uitgevoerd.

- **Deelmonster**: een monster dat verkregen wordt door monsterneming van een welbepaalde laag ter hoogte van een monsterneminsgpunt of boorpunt; per monsterneminsgpunt of boorpunt kunnen aldus in de diepte meerdere deelmonsters genomen worden.

- **Mengmonster**: een samengesteld monster dat wordt verkregen door het samenvoegen van verschillende deelmonsters.

1 Inleiding

1.1 Situering

In het nieuwe decreet van 27 oktober 2006 betreffende de bodemsanering en de bodembescherming (Belgisch Staatsblad, 22 januari 2007) is een hoofdstuk voorzien voor waterbodems. Dit hoofdstuk geeft een juridisch kader voor het onderzoek en sanering van verontreinigde waterbodems.

Het waterbodemonderzoek, zoals bedoeld in het decreet, heeft tot doel uit te maken of er een ***ernstige bodemverontreiniging ter hoogte van de waterbodem*** Van zodra een ernstige bodemverontreiniging wordt vastgesteld, dient de klassieke weg van het bodemsaneringsdecreet te worden gevolgd: een bodemsaneringsproject moet worden opgesteld, waarna de bodemsaneringswerken kunnen starten.

Het begrip 'ernstige bodemverontreiniging' dient volgens het voorontwerp van het sectoraal uitvoeringsplan voor bagger- en ruimingsspecie van 1 juni 2007 (OVAM, 2007a) een eigen invulling te krijgen voor waterbodems. Daarbij wordt een onderscheid gemaakt tussen bevaarbare en onbevaarbare waterlopen. Voor onbevaarbare waterlopen blijft deze nadere invulling open. Voor bevaarbare waterlopen wordt gesteld dat het enkel een ernstige bodemverontreiniging voor de volksgezondheid betreft.

1.2 Doelstelling

Voorliggend rapport heeft tot doel een ***standaardprocedure voor waterbodemonderzoek*** uit te werken om te beoordelen of een verontreiniging ter hoogte van een waterbodem al dan niet een ernstige bedreiging vormt. De bedoeling is om de verontreiniging in de waterbodem, op de oevers en de eventuele overstromingsgebieden af te perken en het risico ervan in te schatten.

1.3 Toepassingsgebied

Het waterbodemonderzoek, zoals bedoeld in het decreet van 27 oktober 2006 betreffende de bodemsanering en de bodembescherming, dient te gebeuren op een waterloop die is aangeduid door de Vlaamse Regering.

1.4 Werkwijze

Om bovengenoemde doelstelling te realiseren en tot een efficiënte en economisch haalbare standaardprocedure voor waterbodemonderzoek te komen, worden drie stappen onderscheiden. Deze stappen worden een voor een uitgewerkt in de hoofdstukken 2, 3 en 4.

Stap 1 Inventarisatie en evaluatie van de diverse, reeds bestaande bemonsterings- en analyseprotocollen voor (water)bodemonderzoek (zie hoofdstuk 2).

Stap 2 Inventarisatie en evaluatie van bestaande protocollen met betrekking tot risicobeoordeling van (water)bodemverontreiniging (zie hoofdstuk 3)

Stap 3 Uitwerken van de nieuwe standaardprocedure voor waterbodemonderzoek (zie hoofdstuk 4).

Tenslotte worden in hoofdstuk 5 de knelpunten aangegeven.

2 Inventarisatie en evaluatie van de bestaande bemonsterings- en analyseprotocollen voor (water)bodemonderzoek

Mede door de Europese Kaderrichtlijn Water (Richtlijn 2000/60/EG, Europees Publicatieblad, 2000) en het Decreet van 18 juli 2003 betreffende Integraal Waterbeleid (Belgisch Staatsblad, 2003) krijgen het milieubeleid ten aanzien van, en het beheer van de waterlopen alsmaar nadrukkelijker aandacht. Het huidige streefdoel is een integrale aanpak van de waterloop in zijn geheel, waarbij zowel de kwaliteit van het oppervlaktewater, als van de waterbodem moet voldoen aan de opgelegde milieukwaliteitsnormen. Tot op heden is het waterbodembeleid vanuit verschillende domeinen en omwille van verschillende doelstellingen benaderd geweest. Dit heeft geleid tot het bestaan van diverse, niet altijd onderling even gestructureerde, eenduidige bemonsteringsmodellen ter evaluatie van de waterbodemkwaliteit. Om de kwaliteit van een waterbodem, alsook de eventuele saneringsnoodzaak te bepalen, dient deze op een aangepaste en gerichte wijze onderzocht te worden. Een standaardprocedure voor waterbodemonderzoek dringt zich dus op.

Niet elke waterloop bezit dezelfde functie. Een waterloop kan een ecologische functie hebben, waarbij de rivier, beek of plas optreedt als de natuurlijke biotoop van fauna en flora, maar kan eveneens instaan voor drinkwatervoorziening of voor de scheepvaart. Een en ander heeft er toe geleid dat de diverse milieuoverheden en waterloopbeheerders, elk vanuit hun eigen functionele doelstellingen, eigen bemonsteringsprotocollen en specifieke normen hebben ontwikkeld en gehanteerd.

Volgende protocollen zullen geïnventariseerd en in kaart worden gebracht:

- bestaande Vlaamse protocollen voor waterbodemonderzoek;
- vergelijkbare, buitenlandse (Nederlandse) protocollen voor waterbodemonderzoek;
- als bijkomende referentieprocedure, tevens de actuele, aan Vlarebo; gerelateerde, bemonsteringsprocedures voor bodems;

Voor elk van deze protocollen zullen nagegaan worden:

- de aard van deze procedures en hun verband met de typische doelstellingen van elk van deze protocollen;
- de bemonsteringsprocedures (aantallen, spreiding, opmaak mengmonsters, ..);
- de analyseprocedures (samenstelling analysepakketten, ...);
- hun geschiktheid en hun tekortkomingen ten behoeve van de gewenste bemonsteringsprocedure voor waterbodems.

Hierbij zullen steeds de termen van de auteurs letterlijk overgenomen worden.

2.1 Voorlopige richtlijnen voor de studie van onderhoudsbaggerprojecten (1990)

2.1.1 Doel

In 1990 publiceerde het voormalige Ministerie van Openbare Werken en Verkeer, Bestuur der Waterwegen, thans de Administratie Waterwegen en Zeewezen, Afdeling Maritieme Toegang, de “Voorlopige richtlijnen voor de studie van

onderhoudsbaggerprojecten, toepassing van de milieueffectprocedure" [1] (Haecon nv, 1990).

Deze richtlijnen werden opgesteld om een algemeen kader te omschrijven en procedures vast te leggen volgens dewelke baggerprojecten op milieutechnisch vlak dienen bestudeerd en benaderd te worden, teneinde op een vlotte, economische en milieuvriendelijke manier specie te baggeren en te bergen.

Naast de algemene doelstellingen van de richtlijnen en de bepaling van de milieueffecten veroorzaakt door de uitgevoerde baggerwerken, wordt eveneens een monsternameprocedure opgenomen.

2.1.2 Bemonsteringsprocedure

Voorafgaand aan de bemonstering wordt een vooronderzoek uitgevoerd, waarbij onder andere de historiek en de situatie van de waterloop wordt nagegaan.

De gestandaardiseerde monsternameprocedure is van het type "stratified random sampling":

- Berekening van het aantal bemonsteringsstations

  $n = (30 \times (BxL)^{0,33}) \times b_f \quad (\geq 6)$ *waarbij* *B = breedte baggergebied in km*
  L = lengte baggergebied in km
  n = aantal monsternamestations

  Teneinde rekening te kunnen houden met het feit dat vaak onderhouden gebieden meestal relatief zuiverder zijn of minder sediment bevatten dan gebieden die slechts sporadisch worden gebaggerd, is b_f of de baggerhistoriekfactor ingevoerd. Deze factor wordt als volgt bepaald:

  b_f = 1, indien minstens 1 maal per jaar gebaggerd wordt;
  2, indien minstens 1 maal per 5 jaar gebaggerd wordt;
  3, indien minder dan 1 maal per 5 jaar gebaggerd wordt.

- Na het bepalen van het aantal monsternamestations wordt op het baggergebied een raster aangebracht, waarbij het aantal grids in het raster overeenstemt met het aantal monsternamestations. Op het terrein wordt in elke grid willekeurig één monster genomen.
- De genomen monsters moeten representatief zijn voor de dikte van de te baggeren laag en moet de monstername gebeuren over de gehele dikte van de afzetting.
- Op basis van de genomen monsters, worden mengmonsters voor analyse aangemaakt, waarbij de deelmonsters van een mengmonster steeds uit naburige grids komen.

---

[1] De "Voorlopige richtlijnen voor de studie van onderhoudsbaggerprojecten" zijn intussen vervangen door de "Algemene leidraad en codes van goede praktijk voor bagger- en ruimingsspecie" (OVAM, 2006a). Zie verder paragraaf **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**.

[3] De "Bemonsteringsprocedure voor waterbodems van de provincie Oost-Vlaanderen" is intussen, onder licht gewijzigde vorm, geïntegreerd in de "Algemene leidraad en codes van goede praktijk voor bagger- en ruimingsspecie" (2006). Zie verder paragraaf 2.4.

$M = \sqrt{n}$ voor $n \leq 36$ $(M \geq 3)$

$M = 2\sqrt{n}$ voor $n > 36$

waarbij *n = aantal monsters*
M = aantal mengmonsters

2.1.3 Analyseprocedure

Het uitgangspunt van de "voorlopige richtlijn" is de bescherming van het leefmilieu tegen eventuele nadelige effecten als gevolg van de berging van onderhoudsbaggerspecie.

Daarbij worden volgende criteria in beschouwing genomen:

- fysico-chemische analyses naar gehalte aan contaminanten
- biologische analyses
- fysico-chemische testen naar de mobiliteit van verontreinigingen.

De te analyseren chemische verontreinigingsparameters wordt bij elk project gespecificeerd. Als leidraad geldt voor een eerste, verkennende analyse volgende lijst van geselecteerde milieuvreemde stoffen die in baggerspecie als verontreiniging worden beschouwd:

- zware metalen (As, Cd, Co, Cu, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn);
- anorganische verontreinigingen (ammoniak, fosfaten, sulfaten, chloriden, cyaniden);
- aromatische koolwaterstoffen (benzeen, tolueen, fenol);
- PAK's (6 van Borneff);
- EOX;
- fosfor-pesticiden;
- minerale olie.

Ten behoeve van de biologische testprocedure worden onder andere bio-assays uitgevoerd.

2.2 Triadebeoordelingsmethode (2000)

2.2.1 Doel

De triademethode voor de kwaliteitsbeoordeling van een waterbodem (De Deckere *et al.*, 2000) is een integrale onderzoeksmethode die gebaseerd is op de combinatie van een fysico-chemische, een ecotoxicologische en biologische karakterisatie. Op die manier kan een ecologisch oordeel over de kwaliteit van de waterbodem worden gevormd. Dit eerste oordeel kan een aanzet zijn voor diepgaander onderzoek of bescherming van de waterbodem of kan een aanwijzing vormen voor een al dan niet ernstige bedreiging voor het ecosysteem.

De Vlaamse Milieumaatschappij is in maart 2000 gestart met de uitbouw van een waterbodemmeetnet, met als doel de ecologische kwaliteit van de Vlaamse waterbodems in kaart te brengen en op te volgen. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de triade-beoordelingsgmethode. Het is onder andere op basis van deze gegevens dat de Vlaamse Regering de prioritair te onderzoeken waterbodems,

waarop de nieuwe standaardprocedure voor waterbodemonderzoek zal worden toegepast, kan aanduiden

2.2.2 Bemonsteringsprocedure

Voor de bemonstering bij de triademethode wordt van iedere meetplaats een theoretisch bemonsteringsgrid voorgesteld aan de hand van de breedte en de geschatte heterogeniteit van de waterbodem. Op die manier bekomt men een stratified-at-random bemonstering, d.w.z. in ieder vak wordt at random een deelstaal genomen. Meestal volstaan een 20-tal deelstalen om te vermengen tot één mengmonster van ongeveer 40 liter.

Bij de algemene beoordeling van de kwaliteit van de waterbodem is er vooral interesse voor de laag die het meest interactie vertoont met het bovenstaande water en dient hoofdzakelijk deze laag bemonsterd te worden. In de praktijk gaat dit over een diepte van maximum 20 cm.

In de praktijk wordt een onderscheid gemaakt tussen:

a. Grote oppervlakken, kanalen en bevaarbare rivieren

Bij systematische bemonstering van kanalen en bevaarbare rivieren worden de bemonsteringspunten op een afstand van twee kilometer van elkaar gelegd.

Per bemonsteringspunt wordt de waterbodem over een oppervlakte van 10000 m² bemonsterd. De verschillende stalen uit deze zone worden samengesteld tot één mengmonster. Het aantal happen (N) hangt af van de gebruikte grijper en is minstens gelijk aan 20 happen voor een grijper van 2 liter (bij voorkeur te gebuiken) en 7 happen voor een grijper van 6 liter. De te bemonsteren oppervlakte van 10000 m² wordt ingedeeld in een aantal grids waarbinnen telkens één hap wordt genomen. Het aantal grids hangt af van het aantal te nemen happen. De afmetingen van de individuele grids worden als volgt berekend:

a.1. Wateroppervlakken met een breedte groter 100 m

De waterloop wordt verdeeld in drie stroken met lengte L:

L = 10.000 / 3b *waarbij* *L = lengte van ieder grid in m*
b = breedte van de waterloop in m

Vervolgens wordt iedere strook opgedeeld in een aantal grids met breedte B:

B = 3b / N *waarbij* *B = breedte van ieder grid in m*
b = breedte van de waterloop in m
N = aantal happen (N = 7 voor een happer met 6 l inhoud, N = 20 voor een happer met 2 l inhoud)

a.2. Wateroppervlakken met een breedte kleiner dan 100 m, maar groter dan 30 m

De waterloop wordt verdeeld in drie stroken met breedte B:

B = b / 3 *waarbij* *B = breedte van ieder grid in m*
b = breedte van de waterloop in m

Vervolgens wordt iedere strook opgedeeld in een aantal grids met lente L:

L = 10.000 / (B*N) *waarbij* *L = lengte van ieder grid in m*
B = breedte van ieder grid in m
N = aantal happen (N = 7 voor een happer met 6 l inhoud, N = 20 voor een happer met 2 l inhoud)

a.3. Wateroppervlakken met een breedte kleiner dan 30 m

zie b.µ

b. Beken en onbevaarbare rivieren

Bij systematische bemonstering van beken en onbevaarbare rivieren worden de bemonsteringspunten op een afstand van één kilometer van elkaar gelegd.

Per bemonsteringspunt wordt over een lengte van 50 m zigzagsgewijs bemonsterd. Er worden hierbij een 20-tal deelstalen genomen die worden samengesteld tot 1 mengmonster.

2.2.3 Analyseprocedure

De beoordeling volgens de triademethode gebeurt voor volgende drie componenten:

- Fysico-chemische beoordeling: de fysico-chemische component van de triade beschrijft de fysisch-chemische kwaliteit van de waterbodem. Parameters die hierbij in de praktijk geanalyseerd worden zijn o.a. zware metalen, minerale olie, EOX, PAK's (6 PAK's van Borneff), PCB's (7) en enkele OCP's.
- Ecotoxicologische beoordeling: een ecotoxicologische beoordeling geeft een idee over de potentiële effecten op organismen. Daartoe worden in het laboratorium gekweekte organismen voor een bepaalde tijdspanne blootgesteld aan poriënwater of waterbodem. Hierbij wordt een testbatterij aanbevolen met algen *(Raphidocelis subcapitata)*, kieuwpootkreeftjes *(Tamnocephalus platyurus)* en amfipoden *(Hyalella azteca)*.
- Biologische beoordeling: als indicatoren voor een biologische beoordeling van waterbodems wordt de aanwezigheid van benthische macro-invertebraten onderzocht (indicatororganismen en taxonomische diversiteit).

Concreet wordt de waterbodemkwaliteit beoordeeld aan de hand van indexen en waterbodemkwaliteitsklassen. In eerste instantie wordt per component een klasse toegekend:

Klasse	Fysico-chemische beoordeling	Ecotoxicologische beoordeling	Biologische beoordeling
1	niet afwijkend	geen acute impact	goede biologische kwaliteit
2	licht afwijkend	licht acute impact	matige biologische kwaliteit
3	afwijkend	acute impact	slechte biologische kwaliteit
4	sterk afwijkend	ernstige acute impact	zeer slechte biologische kwaliteit

De klassen worden vervolgens omgezet in signalen:

Klasse	Fysico-chemische beoordeling	Ecotoxicologische beoordeling	Biologische beoordeling
1	-	-	-
2	-	+	+
3	+	+	+
4	+	+	+

Bij de triadekwaliteitsbeoordeling of TKB kunnen waterbodems op basis van deze signalen gerangschikt worden in volgorde van globale kwaliteit:

Fysico-chemische beoordeling	Ecotoxicologische beoordeling	Biologische beoordeling	Globale klasse (TKB)
+	+	+	TKB 4
-	+	+	TKB3
+	+	-	
+	-	+	
-	-	+	TKB2
-	+	-	
+	-	-	
-	-	-	TKB1

De triadebeoordeling kan hierbij gebruikt worden om waterbodems te rangschikken in functie van toenemende prioriteit voor saneringsonderzoek in het kader van het ecologisch herstel van rivieren en beken.

2.3 Bemonsteringsprocedure voor waterbodems van de Provincie Oost-Vlaanderen (2002)

2.3.1 Doel

De bemonsteringsprocedure voor waterbodems van de Provincie Oost-Vlaanderen [3] ('Wegwijs in waterbodem', Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek, 2002) werd opgesteld als praktische leidraad bij het milieuhygiënisch ruimen en het uitvoeren van onderhoudswerken aan onbevaarbare waterlopen van 2de en 3de categorie.

De ruimingsspecie wordt hierbij beschouwd als een afvalstof, herbruikbaar als bodem of als bouwstof (cf. Vlarea, gebruik van een afvalstof als secundaire grondstof). In dit kader is enkel de fysico-chemische kwaliteitsbepaling van de bagger- en ruimingsspecie relevant.

2.3.2 Bemonsteringsprocedure

Het hoofdprincipe bij het vastleggen van de monsternamepunten, is dat het te nemen staal representatief moet zijn voor het te onderzoeken traject. Hiertoe kan het traject ingedeeld worden in deeltrajecten op basis van de te verwachten waterbodemkwaliteit, wat ingeschat kan worden aan de hand van de inventarisatie van de te ruimen trajecten, gecombineerd met een terreinbezoek. De basisregels zijn:

- Op ieder te ruimen traject wordt minstens 1 monsternamepunt gelegd. Op een traject van 1 km wordt minstens 1 punt voorzien. Stroomafwaarts van ieder relevant lozingspunt wordt 1 bijkomend punt gelegd.
- Rond het monsternamepunt wordt een strook van 50 m afgebakend waarin ongeveer 20 steken of happen worden genomen volgens een regelmatig patroon. Deze individuele stalen worden gemengd tot 1 mengstaal.

2.3.3 Analyseprocedure

De kwaliteitsbeoordeling in het kader van de hergebruiksmogelijkheden van bagger- en ruimingsspecie gebeurt op basis van fysico-chemische criteria.

Het minimale pakket van parameters dat hiertoe geanalyseerd dient te worden, omvat de volgende parameters (naast het gehalte klei en organisch materiaal dat steeds onderzocht moet worden om de resultaten aan de normen te kunnen toetsen):

- 8 metalen (Pb, Zn, Cd, Cu, Ni, As, Hg en Cr),
- minerale olie,
- extraheerbare organohalogenen (EOX),
- 10 polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's) (naftaleen, benzo(a)pyreen, fenantreen, fluoranteen, benzo(a)antraceen, chryseen, benzo(b)fluoranteen, benzo(k)fluoranteen, benzo(ghi)peryleen, indeno(123-cd)pyreen).

Het kan ook wenselijk zijn om polychloorbifenylen (PCB's) en organochloorpesticiden (OCP's) te analyseren omdat deze verbindingen vrij algemeen gebruikt worden/werden.

2.4 Leidraad en algemene code van goede praktijk bagger- en ruimingsspecie (2006)

2.4.1 Doel

De monsterneming en analyse van bagger- en ruimingsspecie zoals opgenomen in de 'Algemene leidraad en code van goede praktijk bagger- en ruimingspecie' (OVAM, 2006a), heeft tot doel na te gaan of de te verwijderen bagger- en ruimingspecie kan aangewend worden als bodem of als bouwstof (cf. Vlarea, gebruik van een afvalstof als secundaire grondstof).

2.4.2 Bemonsteringsprocedure

Voorafgaand de feitelijke monsterneming is het noodzakelijk om alle voorhanden zijnde informatie die relevant is voor de kwaliteit van de te ruimen of de te baggeren specie te verzamelen (vooronderzoek). Desgevallend moet het te ruimen traject geïnspecteerd worden. Het vooronderzoek moet toelaten een eerste voorzichtige inschatting te maken van de te verwachten waterbodemkwaliteiten in het te ruimen/baggeren traject. Op basis hiervan kunnen de monsternemingspunten vastgelegd worden waarbij de onderlinge afstand tussen de punten varieert naargelang de te verwachten waterbodemkwaliteit.

a. Onbevaarbare waterlopen

Het basisprincipe bij de vastlegging van de monsternemingpunten, is dat het te nemen staal representatief moet zijn voor het onderzochte traject. Op basis van de studie van de omgevingskenmerken kan het te ruimen waterlooptraject ingedeeld worden in verschillende deeltrajecten, waarbinnen verwacht wordt dat de waterbodem een gelijke chemische kwaliteit heeft.

De bemonsteringsdiepte wordt rechtstreeks afgeleid uit de dikte van het te ruimen speciepakket.

a.1. Onbevaarbare, lineaire waterlopen

- Op ieder te ruimen traject wordt een monsternemingspunt gelegd. Tussen twee monsternemingspunten wordt een afstand gelaten van 600 m à 700 m, op voorwaarde dat er tussen deze twee punten geen relevante lozingen aanwezig zijn. Stroomafwaarts van ieder relevant lozingspunt wordt een bijkomend monsternemingspunt vastgelegd.
- Rond elk monsternemingspunt wordt een zone van 50 m afgebakend waarin een mengmonster wordt verzameld. Het mengmonster bestaat uit 15 à 20 deelmonsters, genomen over de volledige lengte van de 50 m zone, via een zigzagpatroon en over de volledige breedte van de waterloop, van stroomaf- naar stroomopwaarts.

a.2. Bredere (niet-lineaire) wateroppervlakken (vijvers, wachtbekkens, …)

- In onderstaande tabel worden richtgetallen gegeven voor het aantal waterbodemstalen. Dit aantal kan verhoogd worden indien er duidelijke aanwijzingen zijn dat de kwaliteit van de waterbodem op sommige punten sterk afwijkend kan zijn.

te ruimen oppervlakte (ha)	aantal mengmonsters
< 0,2	2 à 3
0,2 – 1	3 à 4
1 – 3	4 à 5
3 – 6	5 à 6

- Het wateroppervlak wordt ingedeeld in verschillende compartimenten volgens het aantal te nemen mengmonsters. Voor geïsoleerde waterpartijen kan de indeling willekeurig gebeuren. Wanneer het wateroppervlak rechtstreeks verbonden is met het hydrografisch netwerk worden de compartimenten loodrecht op de instroomrichting geplaatst.
- In elk compartiment wordt een mengmonster ingezameld dat uit 15 à 20 deelstalen bestaat.

a.3. Grachten en niet geklasseerde waterlopen zonder relevant debiet

Netwerk van grachten

- Het netwerk van grachten wordt ingedeeld in zones. Bij voorkeur worden deze zones zo gekozen dat de waterlopen binnen iedere zone met elkaar in verbinding staan en naar een gemeenschappelijk punt afwateren. Bij sterk vertakte grachtenstelsels geldt als richtlijn om zones van maximaal 4 km², met maximaal 10 km te ruimen waterloop af te bakenen.
- Per zone wordt één mengmonster voorzien.

- Langs alle te ruimen grachten wordt om de 150 m een deelstaal genomen. Alle deelstalen genomen binnen één zone worden tot één mengmonster samengesteld.

Individuele grachten

- Per traject van maximaal 1 km wordt één mengmonster samengesteld.
- Een mengmonster bestaat uit 15 à 20 deelstalen, die homogeen verspreid over het volledige traject genomen zijn.

b. Bevaarbare waterlopen

b.1. In functie van de inventarisatie van de waterbodemkwaliteit

- Elke 2 km wordt een mengmonster genomen.
- Een mengmonster is samengesteld uit 10 deelmonsters, gespreid genomen over een zone van 100 m.

b.2. In functie van baggerwerkzaamheden

- Het aantal mengmonsters en deelmonsters wordt in functie van het volume bepaald:

N = V / (V x 0,08+3000)	*waarbij*	*N = aantal mengmonsters*
D = N x 3		*V = volume in m³*
		D = aantal deelmonsters

b.3. Afperking

Bij vaststellen van sterke verontreiniging wordt afperking gevraagd. Dit kan gebeuren op basis van bestaande deelmonsters of op basis van een nieuwe bemonstering.

2.4.3 Analyseprocedure

De kwaliteitsbeoordeling in het kader van de hergebruiksmogelijkheden van bagger- en ruimingsspecie gebeurt op basis van fysico-chemische criteria.

De lijst van genormeerde parameters (cf. Vlarebo bijlage 7 en 8), kan hierbij worden herleid tot het 'Standaardanalysepakket voor waterbodemonderzoek': 8 metalen, minerale olie, PCB's, PAK's en OCP's.

Wanneer de intentie bestaat om de specie te gebruiken als bodem binnen bestemmingstype I, worden ook BTEXS bepaald. Daarnaast wordt voor de toetsing aan de normen voor gebruik als bodem, voor de correctie van de normen, ook steeds het gehalte van klei en organisch materiaal bepaald.

De genormeerde parameters die niet in het Standaardanalysepakket voor waterbodemonderzoek zijn opgenomen, zijn:

- MTBE: op basis van de fysische eigenschappen van MTBE (goed wateroplosbaar) en het voorkomen wordt deze stof niet relevant geacht voor het beoordelen van bagger- en ruimingsspecie.;

- cyanides: momenteel wordt nog nagegaan of cyanides relevant zijn voor de beoordeling van waterbodems; voorlopig zijn er geen aanwijzingen om deze parameter in het standaardanalysepakket op te nemen;
- vluchtige verbindingen (lineaire alkanen, gechloreerde solventen en BTEXS): deze verbindingen blijken op basis van beschikbare gegevens van de waterbodemdatabank van de VMM niet relevant te zijn ten opzichte van de betreffende normen (met uitzondering van BTEXS bij gebruik als bodem in bestemmingstype I, zie ook hoger).

Het standaardanalysepakket wordt afhankelijk van locatiespecifieke omstandigheden aangevuld met verdachte parameters (cf. voorstudie). Als vertrekpunt geldt hiervoor de lijst van parameters die genormeerd zijn in bijlage 7 en 8 van het Vlarebo.

2.5 Protocol voor het oriënterend onderzoek (NL, 1994)

2.5.1 Doel

Het Nederlandse "Protocol voor Oriënterend onderzoek naar de aard en concentraties van verontreinigende stoffen en de plaats van voorkomen van bodemverontreiniging" (Lamé & Bosman, 1994) heeft enerzijds betrekking op landbodems, en anderzijds op waterbodems. Alleen de procedure voor waterbodemonderzoek wordt hier verder toegelicht.

Het oriënterend onderzoek is een onderzoek dat wordt uitgevoerd naar aanleiding van een vermoeden van een geval van verontreiniging van de (water)bodem. Het beoogt een globaal inzicht te geven in aard en concentraties van de verontreinigende stoffen en de plaats van voorkomen van bodemverontreiniging op een verdachte locatie. Deze informatie ligt ten grondslag aan de toetsing of er sprake is van bodemverontreiniging en of er sprake is van een zodanig vermoeden van ernstige bodemverontreiniging dat een vervolgonderzoek (het nader onderzoek) gerechtvaardigd is.

Bij het onderzoeken van een verontreiniging van de waterbodem binnen het oriënterend onderzoek is het niet steeds noodzakelijk om ook het grondwater te onderzoeken. Dit vloeit voort uit de veel sterkere binding van de verontreinigende stoffen aan het sediment. Het grondwater dient echter wel te worden onderzocht indien de verontreiniging van de waterbodem in directe relatie staat tot een verontreiniging van de landbodem (grond en/of grondwater) en/of indien sprake is van infiltratie (inzijging), tenzij, op basis van een inschatting van de mobiliteit, de verspreiding van de verontreinigende stoffen in het grondwater onwaarschijnlijk is. Dient het grondwater te worden onderzocht, dan worden er alleen peilbuizen in het geconsolideerde deel van de waterbodem (= grond) geplaatst. Het water dat aanwezig is in het ongeconsolideerde deel van de waterbodem wordt niet onderzocht.

Het protocol voor oriënterend onderzoek is niet van toepassing op locaties groter dan ca. 1 km² en is niet geschikt voor dynamische watersystemen (beken, rivieren

en andere stromende wateren). In deze gevallen dient een locatiespecifieke onderzoeksstrategie te worden uitgewerkt.

2.5.2 Bemonsteringsprocedure

De eerste stap in het oriënterend onderzoek is het uitvoeren van een vooronderzoek (incl. terreinbezoek). Op basis van de verkregen informatie wordt een hypothese opgesteld die zo goed mogelijk de aard van de verontreinigende stoffen, alsmede de te verwachten ruimtelijke verdeling van de stoffen beschrijft.

Het protocol voor het oriënterend onderzoek beschrijft bemonsteringsstrategieën voor homogeen en heterogeen verdeelde verontreinigingen:

- Monsternemingsstrategie bij het vermoeden van homogeen verdeelde verontreiniging in waterbodem;
- Monsternemingsstrategie voor heterogeen verdeelde verontreiniging met bekende plaats van voorkomen van de kern in waterbodem;
- Monsternemingsstrategie voor heterogeen verdeelde verontreiniging met onbekende plaats van voorkomen van de kern in waterbodem.

In de praktijk wordt vrijwel uitsluitend de bemonsteringsstrategie voor homogeen verdeelde verontreinigingen toegepast. Indien lozingspunten aanwezig zijn, wordt hierop een bijkomende bemonstering uitgevoerd ter hoogte van het lozingspunt en worden de stalen individueel geanalyseerd (geen mengmonsters). De concrete bemonsterings- en anlyseprocedures worden hierna enkel voor homogeen verdeelde verontreinigingen weergegeven.

Het oriënterend onderzoek van de waterbodem richt zich op de verdachte bodemlaag. Afhankelijk van de ouderdom van de verontreiniging en van de sedimentatiesnelheid, kan dit zowel het ongeconsolideerde deel (het sediment), als het geconsolideerde deel (grond) zijn.

Voor het onderzoek van het sediment wordt gebruik gemaakt van een raster van ruimtelijke eenheden (RE's), waarvan de grootte afhankelijk van de vorm (lijnvormig of niet-lijnvormig) en de grootte van de onderzoekslocatie (zie onderstaande tabellen). Per RE worden drie boringen uitgevoerd tot onder de verdachte laag. Bij lintvormige waterlopen breder dan 20 m wordt de helft van het aantal RE's bemonsterd.

Per RE worden drie monsters uit de meest verdachte sedimentlaag, eventueel vast te stellen aan de hand van een sedimentologische karakterisering, samengevoegd tot één mengmonster. Voor zeer kleine oppervlaktewateren (< 1000 m²) worden minimaal 5 analyses verricht.

In de volgende tabel wordt de grootte van de ruimtelijke eenheden bij lintvormige oppervlaktewateren (voor homogeen verdeelde verontreinigingen) weergegeven.

breedte water in m	breedte RE in m	lengte RE in m	oppervlakte RE in m^2
1	1	250	250
2	2	250	500
3	3	250	750
4	4	250	1000
5	5	200	1000
6	6	170	1020
7	7	145	1015
8	8	125	1000
9	9	115	1035
10	10	100	1000
11	11	100	1100
12	12	100	1200
13	13	100	1300
14	14	100	1400
15	15	100	1500
16	16	100	1600
17	17	100	1700
18	18	100	1800
19	19	100	1900
20	20	100	2000
21	10,5	200	2100
22	11	200	2200
23	11,5	200	2300
24	12	200	2400
25	12,5	200	2500
26	13	200	2600
27	13,5	200	2700
28	14	200	2800
29	14,5	200	2900
30	15	200	3000
35	17,5	200	3500
40	20	200	4000
45	22,5	200	4500
50	25	200	5000
55	27,5	200	5500
60	30	200	6000
65	32,5	200	6500
70	35	200	7000
75	37,5	200	7500
80	40	200	8000
85	42,5	200	8500
90	45	200	9000
95	47,5	200	9500
100	50	200	10000
> 100	5 * halve breedte		
In het oriënterend onderzoek wordt bij lintvormige oppervlaktewateren met een breedte > 20 m steeds de helft van het aantal gedefinieerde RE's op alternerende wijze bemonsterd.			

In de volgende tabel wordt de grootte van de ruimtelijke eenheden bij niet-lintvormige oppervlaktewateren (voor homogeen verdeelde verontreinigingen) weergegeven:

oppervlakte water in m^2	oppervlakte RE in m^2	aantal RE's
< 10000	<1000	10
10000	1000	10
15000	1500	10
20000	2000	10
25000	2500	10
30000	3000	10
35000	3500	10
40000	4000	10
45000	4500	10
50000	5000	10
55000	5500	10
60000	6000	10
65000	6500	10
70000	7000	10
75000	7500	10
80000	8000	10
85000	8500	10
90000	9000	10
95000	9500	10
100000	10000	10
> 100000	10000	> 10

2.5.3 Analyseprocedure

De sedimentmonsters worden in het oriënterend onderzoek in principe altijd geanalyseerd op de stoffen zoals opgenomen in het volgende basis analysepakket:

- korrelgrootteverdeling, droge stof, organische stof (algemene parameters);
- totaal fosfor, chloride, ammonium, sulfaat (anorganische verbindingen);
- As, Cd, Hg, Cu, Ni, Pb, Zn, Cr;
- 10 PAK's;
- hexachloorbenzeen, pentachloorbenzeen, hexachloorbutadieen, α-endosulfan, α-HCH, β-HCH, γ-HCH, aldrin, dieldrin, endrin, DDT + derivaten, heptachloor + epoxide (organochloorverbindingen);
- 7 PCB's;
- minerale olie.

Stoffen die niet in dit basispakket voorkomen, maar wel op de locatie worden verwacht dienen uiteraard aan dit pakket te worden toegevoegd.

2.6 Protocol voor verkennend waterbodemonderzoek (NL, 2000)

2.6.1 Doel

Door het Nederlands Normalisatie-instituut is in maart 2000 een voornorm opgesteld (NVN5720:2000) voor het uitvoeren van een verkennend waterbodemonderzoek.

Het verkennend onderzoek heeft tot doel met een relatief geringe onderzoeksinspanning en beperkte middelen een indicatie van de kwaliteit van de waterbodem te krijgen. De onderzoeksaanpak in het protocol is afhankelijk van de specifieke doelstelling:

(1) het bepalen van de waterbodemkwaliteit om, bij voorgenomen baggeractiviteiten, te beoordelen welke mogelijkheden er voor verspreiding van het opgebaggerde materiaal zijn (in het kader van het opstellen van de nieuwe standaardprocedure wordt hier niet verder op ingegaan); of
(2) verkenning van de waterbodemkwaliteit als onderdeel van het aquatisch ecosysteem; het gaat hierbij om het vaststellen van de kwaliteit van dat deel van de waterbodem dat in direct uitwisselingscontact met het bovenstaande oppervlaktewater staat.

Het verkennend onderzoek geeft geen informatie over de precieze aard, mate en omvang van de verontreinigende stoffen. Er wordt een globale (gemiddelde) kwaliteitsbeoordeling van het sediment uitgevoerd. Indien de ruimtelijke verdeling nadrukkelijk deel uitmaakt van de onderzoeksvraag, moet overwogen worden een ander dan een verkennend onderzoek uit te voeren.

Indien tijdens het verkennend onderzoek wordt geconstateerd dat er mogelijk sprake is van ernstige waterbodemverontreiniging, dan kan dit aanleiding zijn voor verdere onderzoeksactiviteiten, bijvoorbeeld in het kader van de Wet bodembescherming. In dit geval zal als eerste vervolgstap in principe een oriënterend onderzoek worden uitgevoerd. In een aantal gevallen kan ook direct na het verkennend onderzoek met het nader onderzoek worden begonnen.

2.6.2 Bemonsteringsprocedure

De eerste stap bij het uitvoeren van het onderzoek is de voorstudie, eventueel aangevuld met een locatie-inspectie, op basis waarvan een hypothese wordt opgesteld over het al dan niet aanwezig zijn van verontreinigende stoffen in de waterbodem. De onderzoeksstrategie is gericht op de toetsing van deze hypothese.

De aspecten die bij het opstellen van een onderzoeksstrategie in beschouwing moeten worden genomen en ten aanzien waarvan keuzes moeten worden gemaakt, zijn:

a. Het onderscheiden van deellocaties

Indien bijvoorbeeld door lokale beïnvloeding van een deel van de locatie door één of meer specifieke stoffen of door lokale verschillen in de dynamiek van het

watersysteem, de ruimtelijke verdeling van de verontreinigende stoffen voor dat deel van de locatie afwijkt van de rest van de locatie, ligt het onderscheiden van deellocaties voor de hand (bijvoorbeeld wordt stroomopwaarts en stroomafwaarts van een lozingspunt een aparte deellocatie onderscheiden). Indien op grond van het vooronderzoek is besloten om de onderzoekslocatie te splitsen in een aantal deellocaties met voor elke deellocatie een aparte hypothese, moet voor elke onderscheiden deellocatie een aparte onderzoeksstrategie worden opgezet.

b. De dikte van de te bemonsteren laag

Indien het onderzoek wordt uitgevoerd voor het indicatief vaststellen van de waterbodemkwaliteit, moet de toplaag van de waterbodem worden onderzocht. Afhankelijk van de dynamiek van het watersysteem moeten in dit geval monsters uit de bovenste 10 à 20 cm worden genomen. Indien een dikkere laag bemonsterd wordt, kan, door vermenging met de onderliggende waterbodem, een onjuiste beoordeling van de effecten op het bovenstaande oppervlaktewater het gevolg zijn. Bemonstering van de toplaag resulteert in deze situatie meestal in een meer betrouwbare beoordeling van deze effecten.

c. Het monsternemingspatroon en de monsternemingsdichtheid

De steekmonsters moeten volgens een gelijkmatig verdeeld patroon over de onderzoekslocatie worden genomen. Hiertoe wordt de locatie volgens een regelmatig raster verdeeld. Per rasterpunt wordt één steekmonster genomen. Mengmonsters worden samengesteld uit steekmonsters die op naastgelegen rasterpunten zijn genomen.

d. De aantallen te analyseren monsters en het hanteren van mengmonsters

Voor het aantal te bemonsteren punten (aantal steken) en het aantal te onderzoeken mengmonsters binnen (deel)locaties zijn onderstaande formules van toepassing:

$b = 30 \times \sqrt{A} \quad (\geq 9)$

$n = 3 \times \sqrt{A} \quad (\geq 3)$

waarbij

b = het aantal steken
A = het oppervlak van de locatie in ha
n = het aantal te onderzoeken mengmonsters

Het aantal steken en te onderzoeken mengmonsters moet mathematisch worden afgerond. Indien het aantal steken (b) meer dan tienmaal het aantal de analyseren mengmonsters (n) is, moet het aantal steken tot maximaal tienmaal het aantal mengmonsters worden gereduceerd ($b \leq 10 \times n$).

Deze bepalingen gelden zowel voor lijnvormige, als voor niet-lijnvormige waterlichamen; er wordt geen onderscheid gemaakt.

2.6.3 Analyseprocedure

Bij het verkennend onderzoek naar de waterbodemkwaliteit moet volgens NVN 5720 altijd het volgende minimumpakket aan verontreinigende stoffen en sedimentkarakteristieken worden onderzocht:

- organisch stofgehalte, lutumgehalte, fractie < 16 µm,
- 8 metalen,

- 10 PAK's,
- EOX.

Voor het verkennend onderzoek voor het indicatief vaststellen van de waterbodemkwaliteit moeten – indien daar op basis van het vooronderzoek en de kennis over de locatie aanleiding toe is – aanvullend extra parameters worden onderzocht, zoals bijvoorbeeld:

- minerale olie (bv. i.v.m. lozingen scheepvaart),
- PCB's,
- diverse soorten bestrijdingsmiddelen (o.a. OCP's, bv. in landbouwgebieden).

2.7 Codes van goede praktijk voor het werken met uitgegraven bodem (2004)

2.7.1 Doel

De bemonsteringsprocedure opgenomen in de 'Codes van goede praktijk voor het werken met uitgegraven bodem' (OVAM, 2004) heeft als doel de kwaliteit van uitgegraven of uit te graven bodem te bepalen of te verkennen, in het kader van de hergebruiksmogelijkheden als bodem of als bouwstof (cf. Vlarebo Hoofdstuk X – Nadere maatregelen met betrekking tot het gebruik van uitgegraven bodem).

Deze procedure is volledig toegespitst op "droog grondverzet", maar ze kan echter nuttig zijn als uitgangspunt voor het uitwerken van de nieuwe standaardprocedure voor waterbodemonderzoek.

2.7.2 Bemonsteringsprocedure

In eerste instantie dient een voorstudie uitgevoerd te worden waarbij de historiek van de grond wordt nagegaan en de verdachte zones en de verdachte stoffen worden bepaald. De voorstudie heeft tot doel een onderzoeksstrategie en bemonsteringsprocedure vast te leggen.

Er wordt een onderscheid gemaakt tussen verschillende soorten onderzoeksstrategieën, waarvan de volgende in de praktijk relevant kunnen zijn voor het uitwerken van de nieuwe standaardprocedure voor waterbodemonderzoek:

a. Verkenning van de kwaliteit van de uit te graven bodem – lijntrajecten

- Er wordt minstens 1 boring per 250 m tot op de ondergrens van de af te graven bodem uitgevoerd.
- Het aantal op mengmonsters uit te voeren analyses wordt in functie van het af te graven volume bepaald aan de hand van onderstaande vergelijking en wordt afgerond naar de bovenliggende eenheid:

$Y = 0{,}018 \times X + 1000$ # mengmonsters = X / Y	*waarbij*	*Y = omvang deelpartij waarop 1 meng-monster dient geanalyseerd te worden* *X = af te graven volume (m³)*

- Een mengmonster dient te bestaan uit 3 tot 5 deelmonsters, waarbij de afstand tussen de deelstalen in de diepte minimaal 0,5 m bedraagt. Indien bij één boring per 250 m niet voldoende deelmonsters worden bekomen, dienen meer boringen te worden geplaatst.
- Bijkomend worden verdachte punten en verdachte zones apart bemonsterd en geanalyseerd.

b. Verkenning van de kwaliteit van de uit te graven bodem – bouwprojecten

- Het aantal op mengmonsters uit te voeren analyses wordt in functie van het af te graven volume bepaald aan de hand van onderstaande vergelijking en wordt afgerond naar de bovenliggende eenheid:

Y = 0,018 x X + 1000 # mengmonsters = X / Y	*waarbij*	*Y = omvang deelpartij waarop 1 mengmonster dient geanalyseerd te worden* *X = af te graven volume (m³)*

- Een mengmonster dient te bestaan uit 3 tot 5 deelmonsters, waarbij één staal wordt genomen per aangesneden meter. Hieruit kan dan het aantal boringen, tot op de ondergrens van de af te graven bodem, worden afgeleid.
- Bijkomend worden verdachte punten en verdachte zones apart bemonsterd en geanalyseerd.

c. Afperkend onderzoek

Indien uit de bemonsteringsprocedures ter verkenning van de kwaliteit van af te graven bodem blijkt dat de bodem (gedeeltelijk) verontreinigd is, dienen de verschillende zones in functie van hun verontreinigingsgraad afgeperkt te worden. In de meeste gevallen zal aanvullend onderzoek nodig zijn. Een sluitende onderzoeksmethodologie voor het afperkend bodemonderzoek bestaat niet. Voor het opmaken van het bemonsteringsschema wordt hier verwezen naar de strategieën 1 en 2 uit de procedure voor beschrijvend bodemonderzoek.

2.7.3 Analyseprocedure

De kwaliteitsbeoordeling in het kader van de hergebruiksmogelijkheden van uit te graven grond gebeurt op basis van fysico-chemische criteria.

In de 'Codes van goede praktijk voor het werken met uitgegraven bodem' is het volgende standaardanalysepakket opgenomen:

- droge stof, gehalte organisch materiaal, kleigehalte,
- 8 metalen,
- minerale olie,
- 10 PAK's,
- EOX.

Het standaardanalysepakket wordt afhankelijk van locatiespecifieke omstandigheden aangevuld met verdachte parameters (cf. voorstudie).

2.8 Standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek (2006)

2.8.1 Doel

De standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek (OVAM, 2006b) heeft tot doel uit maken of er ernstige aanwijzingen zijn voor de aanwezigheid van bodemverontreiniging op bepaalde gronden. Op basis van een oriënterend bodemonderzoek kan een grond opgenomen worden in 'het register van verontreinigde gronden'. Daarnaast wordt nagegaan of er dient overgegaan te worden tot een beschrijvend bodemonderzoek, waarin de ernst van de bodemverontreiniging wordt vastgesteld.

Het oriënterend bodemonderzoek heeft zowel betrekking op het vaste deel van de bodem, als op het grondwater. Het vaste deel van de bodem wordt hier besproken, in het kader van het onderzoek van de oevers en overstromingsgebieden, dat mogelijk deel zal uitmaken van het waterbodemonderzoek.

2.8.2 Bemonsteringsprocedure

Om een inzicht te krijgen in de aard en de plaats van de mogelijke verontreinigingen en om een bemonsteringsstrategie te kunnen opstellen, dient eerst een voorstudie te worden uitgevoerd, aangevuld met een terreinbezoek.

Aan de hand van de gegevens verzameld tijdens de voorstudie worden verdachte zones afgebakend en wordt een verontreinigingshypothese opgesteld. Op basis hiervan wordt een onderzoeksstrategie geselecteerd, waaronder de voornaamste zijn:

- Bemonsteringsstrategie 1: Screening van de volledige onderzoekslocatie;
- Bemonsteringsstrategie 2: Onderzoek van een verdachte zone waarop de potentiële verontreinigingskernen aanleiding kunnen geven tot een homogeen verspreide verontreiniging;
- Bemonsteringsstrategie 3: Onderzoek van een verdachte zone waarop de potentiële verontreinigingskernen aanleiding kunnen geven tot een heterogeen verspreide verontreiniging en de potentiële verontreinigingsbronnen gelokaliseerd kunnen worden;
- Bemonsteringsstrategie 4: Onderzoek van een verdachte zone waarop de potentiële verontreinigingskernen aanleiding kunnen geven tot een heterogeen verspreide verontreiniging en de potentiële verontreinigingsbronnen niet gelokaliseerd kunnen worden.

Bemonsteringsstrategieën 2, 3 en 4 moeten steeds gecombineerd worden met bemonsteringsstrategie 1.

De concrete bemonsterings- en analyseprocedures worden hierna voor bemonsteringsstrategie 1 "Screening van de volledige onderzoekslocatie" weergegeven:

- De boringen worden systematisch over de volledige onderzoekslocatie verspreid volgens een rasterpatroon. Het aantal rasterblokken is afhankelijk van de oppervlakte van de onderzoekslocatie.
- Per blok worden minimaal 2 boringen uitgevoerd. De boringen worden tot op een minimale diepte van 2 m-mv uitgevoerd.
- Per blok wordt minimaal 1 staal van het vaste deel van de aarde geanalyseerd.

Samengevat, voor de screening van de volledige onderzoekslocatie:

Totale oppervlakte onderzoekslocatie (P)	Aantal blokken	Totaal aantal boringen	Aantal te analyseren stalen
<0,05 ha	1	2	1
0,05-0,5 ha	2	4	2
0,5-1 ha	3	6	3
1-2 ha	4	8	4
> 2 ha	P+2	(P+2) x 2	P+2

Bemonsteringsstrategie 2 en bemonsteringsstrategie 4 zijn analoog aan bemonsteringsstrategie 1. De boringen worden systematisch over de verdachte zone verdeeld volgens een rasterpatroon. Het aantal boringen en te analyseren stalen is eveneens afhankelijk van de oppervlakte van de verdachte zone, alleen is dit intensiever dan bij strategie 1.

Bij bemonsteringsstrategie 3 gebeurt de bemonstering van de grond ter hoogte van de potentiële verontreinigingsbron(nen). Per potentiële verontreinigingsbron wordt een voorgeschreven aantal stalen geanalyseerd op de verdachte stof(fen) en hun relevante afbraakproducten. Het aantal boringen en te analyseren stalen hangt af van de aard van de potentiële verontreinigingsbron (ondergronds, bovengronds,...).

2.8.3 Analyseprocedure

De stalen worden geanalyseerd op de parameters van het Standaardanalysepakket (SAP):

- pH, droge stof, organisch materiaal, klei,
- 8 zware metalen,
- minerale olie,
- PAK's (16),
- EOX.

Dit pakket wordt aangevuld met mogelijke bijkomende verdachte parameters.

2.9 Standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek (2000)

2.9.1 Doel

Het doel van de standaardprocedure voor het beschrijvend bodemonderzoek (OVAM, 2000) is het vaststellen van de ernst van de verontreiniging. Het onderzoek beschrijft:

- de aard, de hoeveelheid, de concentratie en de oorsprong van de verontreinigende stoffen of organismen;
- de mogelijkheid op verspreiding daarvan;
- het gevaar op blootstelling voor mensen, planten, dieren en grond- en oppervlaktewater;
- een prognose van de spontane evolutie van de verontreinigde bodem naar de toekomst toe.

In het eindverslag van het beschrijvend bodemonderzoek wordt er een uitspraak gedaan of er op de onderzoekslocatie moet worden overgegaan tot bodemsaneringswerken.

2.9.2 Onderzoeksstrategieën

Voor de uitvoering van het beschrijvend bodemonderzoek is het niet eenvoudig om een protocol op te stellen waarbij er aantallen en een specifiek analysepakket opgelegd worden. Daar er aan de hand van het oriënterend onderzoek reeds een eerste beeld bekomen werd van de aard en de verspreiding van de verontreiniging wordt er voor elk specifiek geval een onderzoeksvoorstel uitgewerkt. Wel kan er aan de hand van een aantal criteria en richtlijnen nagegaan worden op welke wijze het onderzoek kan uitgebouwd worden.

Er worden verschillende strategieën onderscheiden, waarbij, met betrekking tot het vaste deel van de aarde, de twee voornaamste zijn:

- Strategie 1: Strategie voor bodemonderzoek met aanwijzingen van een homogene bodemverontreiniging;
- Strategie 2: Strategie voor bodemonderzoek met aanwijzingen van een heterogene bodemverontreiniging.

Als algemene richtlijn geldt dat het onderzoek moet toelaten om concentraties van de verontreinigende stoffen in dergelijke mate te kennen dat een afbakening in horizontaal en verticaal vlak mogelijk is en dat volumes kunnen afgeleid worden:

- Het basisprincipe bij homogeen veronderstelde verontreiniging is dat de boringen geplaatst worden in een raster met voldoende dichtheid
- Bij heterogeen veronderstelde bodemverontreiniging wordt er een bemonsteringsstrategie gevolgd die vanuit de kern van de verontreiniging naar buiten werkt. In eerste instantie kan via boringen op basis van een grof raster, systematisch rond de kern verdeeld, het gebied van de verontreinigingsvlek bij benadering bepaald worden. De afbakening van de verontreinigingsvlek kan gebeuren op basis van zintuiglijke waarnemingen, bodemluchtmonsters, testkits en andere snelle technieken. In een tweede fase kan over het afgebakende gebied staalname voorzien worden volgens een dichter monsternamenet met als doel de isoconcentratielijnen te kunnen afleiden.

Er wordt hier niet verder ingegaan op concrete richtlijnen, enerzijds omdat de strategie per specifiek geval moet uitgewerkt worden, en anderzijds, omdat dit ons te ver zou leiden in het kader van waterbodemonderzoek.

2.9.3 Analyses

In principe zullen minimaal alle parameters waarvoor in het oriënterend bodemonderzoek een verontreiniging werd aangetroffen, in het beschrijvend bodemonderzoek opgenomen worden.

In complexe gevallen, waarbij meerdere verontreinigende stoffen gelijktijdig op dezelfde plaats voorkomen, is het niet altijd noodzakelijk de stalen te analyseren op alle voorkomende stoffen. Indien de concentratie van de verschillende verontreinigende stoffen onderling goed gecorreleerd is, kan van deze correlatie gebruik gemaakt worden voor het beperken van het analysepakket tot de "gidsstof(fen)".

Daarnaast dient er nagegaan te worden of de verontreinigende stof kan omgezet/afgebroken worden. Indien dit het geval is, dienen deze stoffen tevens mee geanalyseerd te worden.

In het kader van de ondersteuning van de risico-evaluatie kan het nuttig zijn dat andere testen (uitloogproeven, luchtmetingen, bodemluchtmetingen, drinkwatermetingen…) worden uitgevoerd.

2.9.4 Risico-evaluatie

De risico-evaluatie bestaat uit de bepaling van de risico's voor de mens, dier, plant en ecosysteem, en de verspreidingskarakteristieken via bodem, lucht en water. Daarbij wordt een onderscheid gemaakt tussen de actuele en de potentiële risico's en wordt rekening gehouden met de mogelijke evolutie van de verontreiniging.

Voor een gedetailleerde beschrijving van de risico-evaluatie volgens de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek wordt verwezen naar hoofdstuk 3.

2.10 Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems (NL, 2002)

2.10.1 Doel

Het nader onderzoek volgens de "Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems, ernst- en urgentiebepaling van verontreinigde waterbodems" (Van Elswijk *et a*l., 2002) [1], wordt uitgevoerd als er een vermoeden bestaat van een ernstige

[1] De Nederlandse "Handleiding sanering waterbodems" (Tonkes, 2006) vervangt de "Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems" (Van Elswijk *et al.*, 2002). In de loop van 2007 verschijnt een nieuwe herziene versie van de richtlijn op basis van de evaluatie van de richtlijn welke eind 2005 is uitgevoerd (Van der Hout *et al.*, 2005).

waterbodemverontreiniging. Meestal is hieraan een verkennend of oriënterend onderzoek aan voorafgegaan.

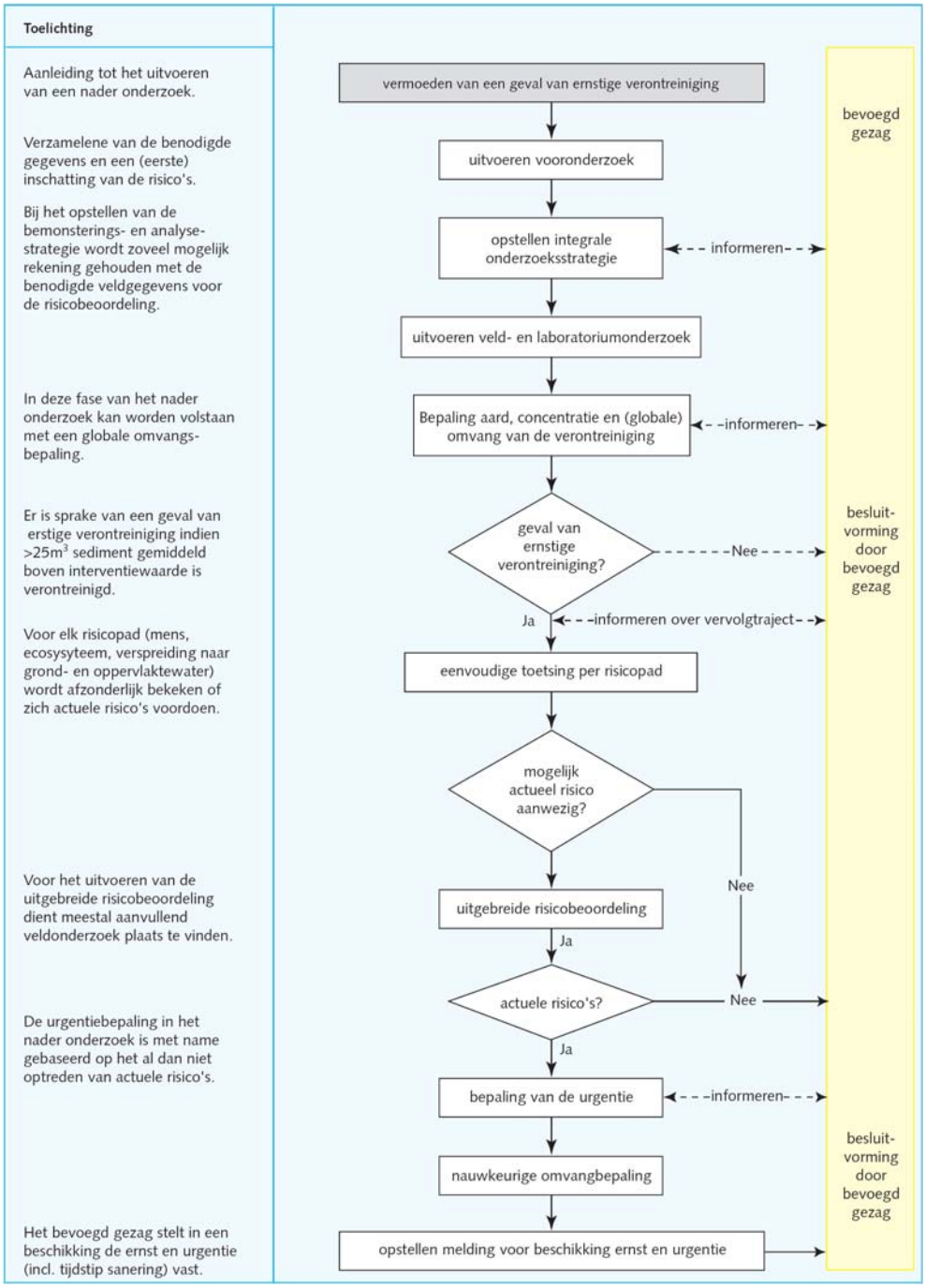
Het nader onderzoek heeft de volgende twee doelstellingen:

1) het vaststellen of er sprake is van een geval van ernstige waterbodemverontreiniging;
2) het vaststellen van de urgentie van de sanering en het tijdstip waarop feitelijk saneringsmaatregelen moeten worden genomen.

Het nader onderzoek is in eerste instantie gericht op het vaststellen of er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging. Hierbij dient de aard en de omvang van de verontreinigende stoffen en de (globale) omvang van de verontreiniging te worden bepaald. Op grond van de onderzoeksresultaten wordt vastgesteld of er sprake is van een ernstige verontreiniging.

Voor de vaststelling van de sanerinsgurgentie dient te worden onderzocht of er sprake is van actuele risico's voor mens, ecosysteem of door de verspreiding van verontreiniging richting het grond- en of oppervlaktewater.

In onderstaande figuur worden de afzonderlijke stappen binnen het nader onderzoekschematisch weergegeven. De verschillende onderzoekstappen worden in de volgende paragrafen kort toegelicht. Een beschrijving van de concrete invulling ervan wordt hier niet gegeven.



2.10.2 Vooronderzoek

Het vooronderzoek start met de evaluatie van de resultaten van het voorafgaand onderzoek. Getoetst wordt of de gegevens uit het verkennend of oriënterend onderzoek volledig zijn en of de analyseresultaten opnieuw kunnen worden gebruikt en niet verouderd zijn. Vervolgens wordt aan de hand van een checklist

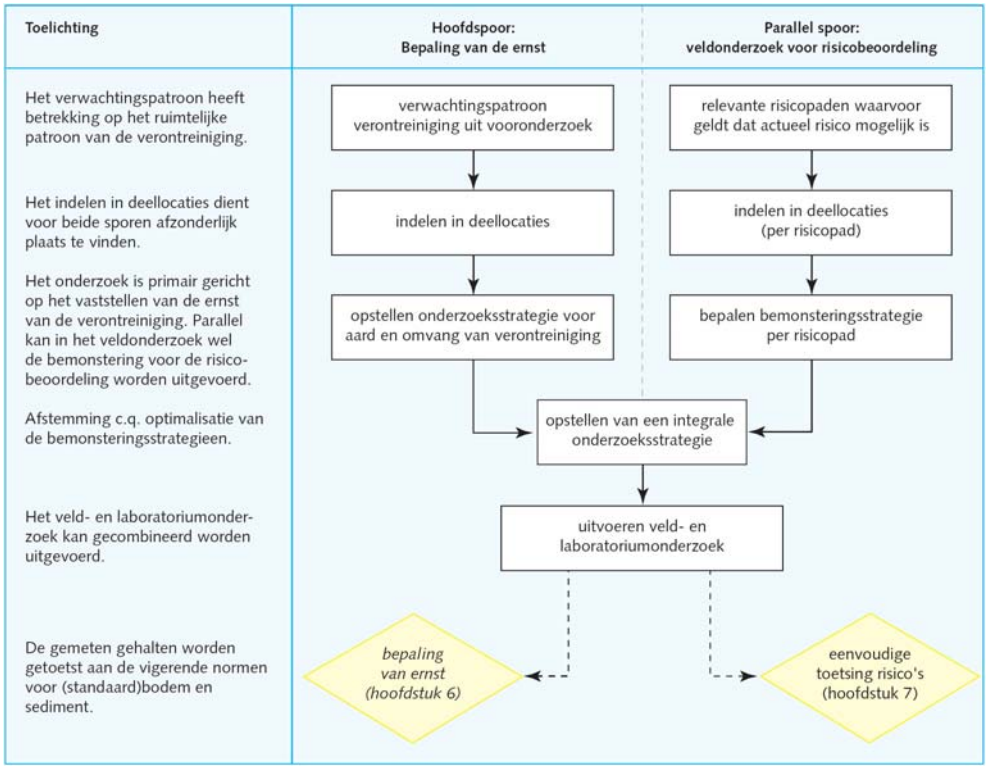
nagegaan welke aanvullende gegevens nog moeten worden verzameld. De verzamelde gegevens worden gebruikt om een inzicht in de lokale verontreinigingssituatie te verkrijgen. Tevens wordt ingeschat of er ter plaatse herverontreiniging kan optreden.

In het vooronderzoek vindt tevens een eerste inschatting van de risico's plaats. Hiermee wordt in een vroegtijdig stadium van het nader onderzoek duidelijk welke risicopaden (mens, ecosysteem, grondwater, oppervlaktesater) wel of juist geen risicobeoordeling dient te worden uitgevoerd. Hierbij wordt uitsluitend gebruik gemaakt van de informatie die in het vooronderzoek is verzameld.

2.10.3 Integrale onderzoeksstrategie

In het vooronderzoek is inzicht verkregen in de lokale verontreinigingssituatie en is tevens duidelijk geworden voor welke risicopaden een risicobeoordeling dient plaats te vinden. Bij het opstellen van de onderzoeksstrategie voor het veldonderzoek wordt hiermee rekening gehouden door gelijktijdig met het onderzoek naar de aard, de concentratie en omvang van de verontreiniging ook de benodigde veldgegevens te verzamelen voor de (eerste stap in) de risicobeoordeling ("integrale" onderzoeksstrategie).

In onderstaande figuur is weergegeven op welke wijze een integrale onderzoeksstrategie wordt opgesteld en welke stappen verder ondernomen moeten worden om te kunnen vaststellen of er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging.



2.10.4 Bepaling van de ernst

Om te bepalen of er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging wordt de aard, de concentratie en de (globale) omvang van de verontreiniging bepaald (fysico-chemische criteria). De horizontale en verticale afbakening van de verontreiniging dient in deze fase van het nader onderzoek tenminste globaal te zijn bepaald. Aan het einde van het nader onderzoek wordt de omvang van de verontreiniging nauwkeurig vastgesteld. Op deze manier wordt meer rekening gehouden met het feit dat onderzoeksresultaten op termijn weer verouderd kunnen zijn.

2.10.5 Bepaling van de urgentie

Indien sprake is van een geval van ernstige verontreiniging, worden vervolgens de actuele risico's van de verontreiniging in beeld gebracht. In het uitgevoerde veldonderzoek zijn reeds de benodigde gegevens verzameld om de eerste stap in de risicobeoordeling (= eenvoudige toetsing) te kunnen uitvoeren. Als op grond van de eenvoudige toetsing blijkt dat voor een of meerdere (deel)locaties daadwerkelijk actuele risico's worden verwacht, dient een uitgebreide risicobeoordeling plaats te vinden. Hiervoor is veelal aanvullend veldonderzoek noodzakelijk.

Als er sprake is van actuele risico's ten gevolge van de aanwezige verontreiniging, dient de saneringsurgentie te worden bepaald. Op grond van de onderzoeksresultaten wordt vastgesteld of er inderdaad sprake is van actuele risico's en zo ja, of hiermee ook daadwerkelijk sprake is van een saneringsurgentie.

De risicopaden die al dan niet, afhankelijk van hun relevantie, gevolgd kunnen worden, zijn:

- het risico voor de mens,
- het risico voor het ecosysteem,
- het verspreidingsrisico via het grondwater, en
- het verspreidingsrisico via het oppervlaktewater.

De mogelijk relevante aspecten bij de bepaling van de urgentie zijn bijvoorbeeld:

- fysico-chemische analyses,
- risicomodellen,
- visonderzoek,
- bio-assays,
- triademethode, …

Voor een meer uitgebreide beschrijving van de bepaling van de saneringsurgentie volgens de "Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems" wordt verwezen naar hoofdstuk 3.

2.10.6 Afronding van de omvangsbepaling

Nadat de urgentie van een sanering is bepaald, wordt de omvang van de verontreiniging nauwkeurig vastgesteld. Hiervoor zijn verschillende bemonsterings- en analysestrategieën beschreven. Eventueel kan in deze fase

van het nader onderzoek alvast rekening gehouden worden met de uitvoering van het sanerinsgonderzoek.

2.11 Handleiding sanering waterbodems (NL, 2006)

2.11.1 Doel

De Nederlandse “Handleiding sanering waterbodems” (Tonkes, 2006) vormt een praktische invulling van de “Circulaire sanering waterbodems” (Ministerie van VROM, 2006). Deze handleiding geeft een nadere uitwerking van de circulaire aan:

- het saneringscriterium waarmee de noodzaak tot spoedige sanering van de waterbodem wordt vastgesteld;
- de wijze waarop in dit geval het tijdstip van de sanering wordt bepaald;
- de saneringsdoelstelling met het oog op het resultaat dat met de sanering dient te worden bereikt.

De strekking van de circulaire is dat prioriteit wordt gegeven aan gevallen van ernstige waterbodemverontreiniging waar sprake is van onaanvaardbare risico’s. Bij de vaststelling of sprake is van onaanvaardbare risico’s is meer ruimte gekomen voor de implementatie van het gedachtegoed van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). Daarnaast kan beter worden ingespeeld op de dynamiek van het watersysteem. Zo kan bij de vaststelling van het tijdstip van sanering beter dan voorheen rekening worden gehouden met aspecten als ‘herverontreiniging’ en autonome ontwikkeling. Dit laatste is onder meer van belang in situaties waar de verontreinigde waterbodem door natuurlijke afdekking met schoner sediment wordt ‘gesaneerd’ (zie ‘saneringstijdstip’).

Het traject dat bij sanering van waterbodems moet worden doorlopen, wordt hieronder kort toegelicht. Voor een gedetailleerde beschrijving wordt verwezen naar hoofdstuk 3.

2.11.2 Stap 1 – geval van ernstige waterbodemverontreiniging

Voor de beoordeling van de ernst van de waterbodemverontreiniging zijn geen nieuwe richtlijnen opgenomen in de Handleiding sanering waterbodems. Er verandert niets aan de wijze van vaststelling van de ernst van de verontreiniging en de saneringsnoodzaak. Er kan hiervoor dan ook verwezen worden naar de Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems (Van Elswijk *et al.*, 2002).

2.11.3 Stap 2 – saneringscriterium

Voor een geval van ernstige waterbodemverontreiniging wordt beoordeeld of er sprake is van een noodzaak van spoedige sanering. Hiervoor wordt de systematiek van het saneringscriterium gehanteerd.

Hierbij kunnen vier risicopaden worden behandeld, waarbij de beoordeling van elk risicopad stapsgewijs is opgebouwd :

- het risico voor de mens,

- het risico voor het ecosysteem,
- het verspreidingsrisico via het grondwater, en
- het verspreidingsrisico via het oppervlaktewater.

De mogelijk relevante aspecten bij de bepaling van het saneringscriterium zijn bijvoorbeeld:

- fysico-chemische analyses,
- risicomodellen,,
- triademethode, …

Als hieruit blijkt dat de waterbodemverontreiniging aanleiding geeft tot onaanvaardbare risico's voor mens, milieu of natuur, dan dient de sanering met spoed te worden uitgevoerd.

2.11.4 Stap 3 – saneringstijdstip

Indien spoedige sanering vereist is, wordt het saneringstijdstip bepaald. Hiertoe vindt een afweging plaats of uitvoering van een sanering op korte termijn voldoende milieuwinst oplevert. Uit deze afweging kan blijken dat eerst brongerichte maatregelen genomen moeten worden teneinde de waterkwaliteit te verbeteren. Zo wordt voorkomen dat bij de sanering sprake is van 'dweilen met de kraan' open.

2.11.5 Stap 4 – saneringsdoelstelling

Voordat een sanering plaatsvindt, wordt een saneringsplan opgesteld. Hierin is de gebiedsspecifieke saneringsdoelstelling beschreven. De saneringsdoelstelling dient zodanig te worden gekozen dat de geconstateerde onaanvaardbare risico's voor de mens, ecologische risico's of verspreidingsrisico's naar oppervlakte- of grondwater ongedaan worden gemaakt.

2.12 Evaluatie van de bestaande bemonsterings- en analyseprotocollen voor waterbodemonderzoek

Een overzicht van de belangrijkste kenmerken van de bemonsterings- en analyseprotocollen voor waterbodemonderzoek die in de voorgaande paragrafen werden behandeld, wordt weergegeven in de tabel op de volgende bladzijde.

De onderzoeksprotocollen kunnen ingedeeld als eerder "oriënterend" (§ 2.1 t/m 2.8) of als "beschrijvend" (§ 2.9 t/m 2.11) van aard.

Overzicht van de belangrijkste kenmerken van de bestaande bemonsterings- en analyseprotocollen voor waterbodemonderzoek					
Onderzoeksprotocol		**Toepassingsgebied**	**Doelstelling**	**Evaluatiecriteria**	**Basisbemonsteringspatroon**
§2.1	Voorlopige richtlijnen voor de studie van onderhouds-baggerprojecten	WATERBODEM. onderhoudsbaggerspecie	bescherming van het leefmilieu tegen eventuele nadelige effecten als gevolg van de berging van onderhoudsbaggerspecie.	fysico-chemisch, bio-assays	staalname volgens een gelijkmatig verdeeld patroon
§2.2	Triadebeoordelingsmethode	WATERBODEM grote oppervlakken, kanalen, bevaarbare rivieren, beken, onbevaarbare rivieren	beoordelen ecologische kwaliteit waterbodem, mogelijke aanwijzing voor (ernstige) bedreiging ecosysteem	fysico-chemisch, ecotoxicologisch, biologisch	heterogeen, intensieve staalname binnen afgebakende zone
§2.3	Bemonsteringsprocedure voor waterbodems provincie Oost-Vlaanderen	WATERBODEM onbevaarbare waterlopen van 2de en 3de categorie	nagaan gebruiksmogelijkheden bagger- en ruimingsspecie	fysico-chemisch	heterogeen, intensieve staalname binnen afgebakende zone
§2.4	Leidraad en algemene code van goede praktijk bagger- en ruimingsspecie	WATERBODEM bevaarbare en onbevaarbare waterlopen, lineaire en niet-lineaire waterlopen	nagaan gebruiksmogelijkheden bagger- en ruimingsspecie	fysico-chemisch	heterogeen, intensieve staalname binnen afgebakende zone; OF staalname vlgs. gelijkmatig verdeeld patroon
§2.5	Protocol voor oriënterend onderzoek (NL)	BODEM en GRONDWATER WATERBODEM lineaire en niet-lineaire waterlopen (niet geschikt indien > 1km² en dynamisch watersysteem)	nagaan ernstige aanwijzingen voor aanwezigheid bodemverontreiniging, nagaan verder onderzoek nodig	fysico-chemisch	staalname vlgs. gelijkmatig verdeeld patroon
§2.6	Protocol voor verkennend waterbodemonderzoek (NL)	WATERBODEM	indicatief vaststellen waterbodem-kwaliteit, i.k.v. baggerwerken of als onderdeel aquatisch ecosysteem	fysico-chemisch	staalname vlgs. gelijkmatig verdeeld patroon
§2.7	Codes van goede praktijk voor het werken met uitgegraven bodem	BODEM lijntrajecten en bouwprojecten	nagaan gebruiksmogelijkheden uit te graven grond	fysico-chemisch	staalname vlgs. gelijkmatig verdeeld patroon
§2.8	Standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek	BODEM en GRONDWATER	nagaan ernstige aanwijzingen voor aanwezigheid bodemverontreiniging, uitmaken verder onderzoek nodig	fysico-chemisch	staalname vlgs. gelijkmatig verdeeld patroon
§2.9	Standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek	BODEM en GRONDWATER	afperken en vaststellen ernst en risico verontreiniging	fysico-chemisch, risicomodellen	/
§2.10	Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems (NL)	WATERBODEM.	vaststellen ernst (afperken) en urgentie (risico-evaluatie) van waterbodemverontreiniging	fysico-chemisch, risicomodellen, visonderzoek, bio-assays, triade, …	/
§2.11	Handleiding sanering waterbodems (NL)	WATERBODEM.	vaststellen saneringscriterium, saneringstijdstip en sanerings-doelstelling	fysico-chemisch, risicomodellen, triade, …	/

2.12.1 Evaluatie onderzoeksprotocollen met een oriënterend karakter

a) Doelstelling

Uiteindelijk hebben alle besproken onderzoeksprotocollen met een oriënterend karakter hetzelfde doel, namelijk het vaststellen van de aan- of afwezigheid van een (mogelijk ernstige) (water)bodemverontreiniging.

b) Toepassingsgebied

De geëvalueerde onderzoeksprotocollen hebben enerzijds betrekking op waterbodems, en anderzijds op landbodems.

De bestaande onderzoeksprotocollen voor WATERBODEMS zijn concreet bruikbaar voor het uitwerken van de nieuwe standaardprocedure voor waterbodemonderzoek. Het toepassingsgebied van de diverse protocollen kan algemeen of gespecificeerd, beperkt of uitgebreid zijn:

- één algemene onderzoeksstrategie voor elk type van waterlichaam ("Voorlopige richtlijnen voor de studie van onderhoudsbaggerprojecten", "Protocol voor verkennend waterbodemonderzoek, NL");
- een specifieke onderzoekstrategie per type wateroppervlak (bevaarbaar, onbevaarbaar, lineair, niet-lineair, afmetingen, grachten, …) ("Codes van goede praktijk voor bagger- en ruimingsspecie", "Triadebeoordelingsmethode", "Protocol oriënterend waterbodemonderzoek, NL");
- een onderzoeksstrategie enkel gericht op een welbepaald type waterloop (onbevaarbare waterlopen van 2de en 3de categorie in de "Bemonsteringsprocedure waterbodems provincie Oost-Vlaanderen");
- een onderzoekstrategie niet van toepassing op grote locaties of dynamische watersystemen ("Protocol oriënterend waterbodemonderzoek, NL").

De strategieën van de besproken protocollen voor het onderzoek van LANDBODEMS zijn in mindere of meerdere mate toepasbaar voor het waterbodemonderzoek. Voor de uitwerking van de nieuwe standaardprocedure voor waterbodemonderzoek kan uitgegaan worden van de onderliggende principes, respectievelijk voor de bemonstering van de waterbodem zelf ("Codes van goede praktijk voor het werken met uitgegraven bodem", en voor de bemonstering van de oevers en overstromingsgebieden ("Standaardprocedure voor oriënterend onderzoek").

c) Evaluatiecriteria

De evaluatiecriteria voor de onderzoeksprotocollen zijn doorgaans enkel gebaseerd op fysico-chemische kenmerken, gaande van een beperkt standaardanalysepakket tot een eerder uitgebreid analysepakket.

Een uitzondering hierop vormen de "Voorlopige richtlijnen voor de studie van onderhoudsbaggerprojecten" en "triadebeoordelingsmethode", waarbij naast fysico-chemische criteria, tevens rekening gehouden wordt met ecotoxicologische en/of biologische criteria. Deze methodes zijn heel interessant met betrekking tot het inschatten van de potentiële risico's voor het ecosysteem.

d) Bemonsteringspatroon

Er kan algemeen gesteld worden dat de verschillende onderzoeksprotocollen uitgaan van een basisbemonsteringspatroon, waarbij de analyse gebeurt op mengmonsters (uitz. “Standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek”). Bij de aanwezigheid van geïsoleerde verdachte punten, worden extra monsternames ter hoogte van deze punten voorzien, met individuele analyse van de monsters (geen mengmonsters).

Wat betreft het basisbemonsteringspatroon, kunnen twee types onderscheiden worden:

- heterogene staalname, met intensieve bemonstering binnen een afgebakende zone;
- staalname volgens een gelijkmatig verdeeld patroon.

Het tweede type zal het meest interessant zijn voor het opstellen van de nieuwe standaardprocedure voor waterbodemonderzoek, omdat op die manier reeds een zeker beeld verkregen kan worden van het spreidings- en voorkomingspatroon van de mogelijke verontreinigende stoffen. Desgevallend kunnen bijkomende analyses van de individuele deelmonsters waaruit de mengmonsters zijn samengesteld, bijkomende informatie bieden. Hierop kan in een eventueel vervolgonderzoek verder gewerkt worden voor de afperking van de verontreiniging. Bij het eerste type bemonsteringspatroon is dit niet zomaar mogelijk.

e) Onderzoeksinspanning

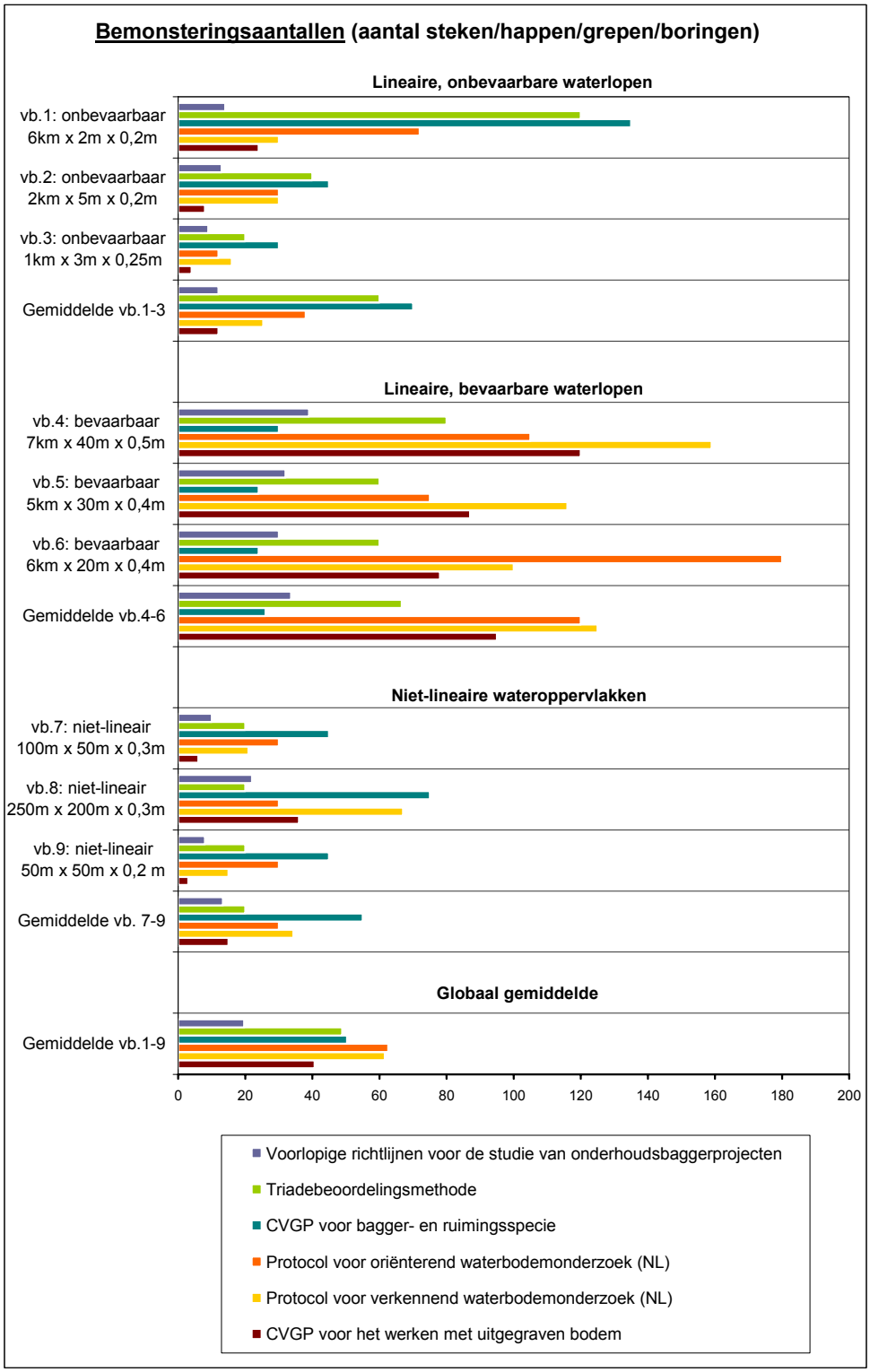
Voor de evaluatie van de onderzoeksinspanning van de diverse protocollen wordt uitgegaan van het basisbemonsteringspatroon.

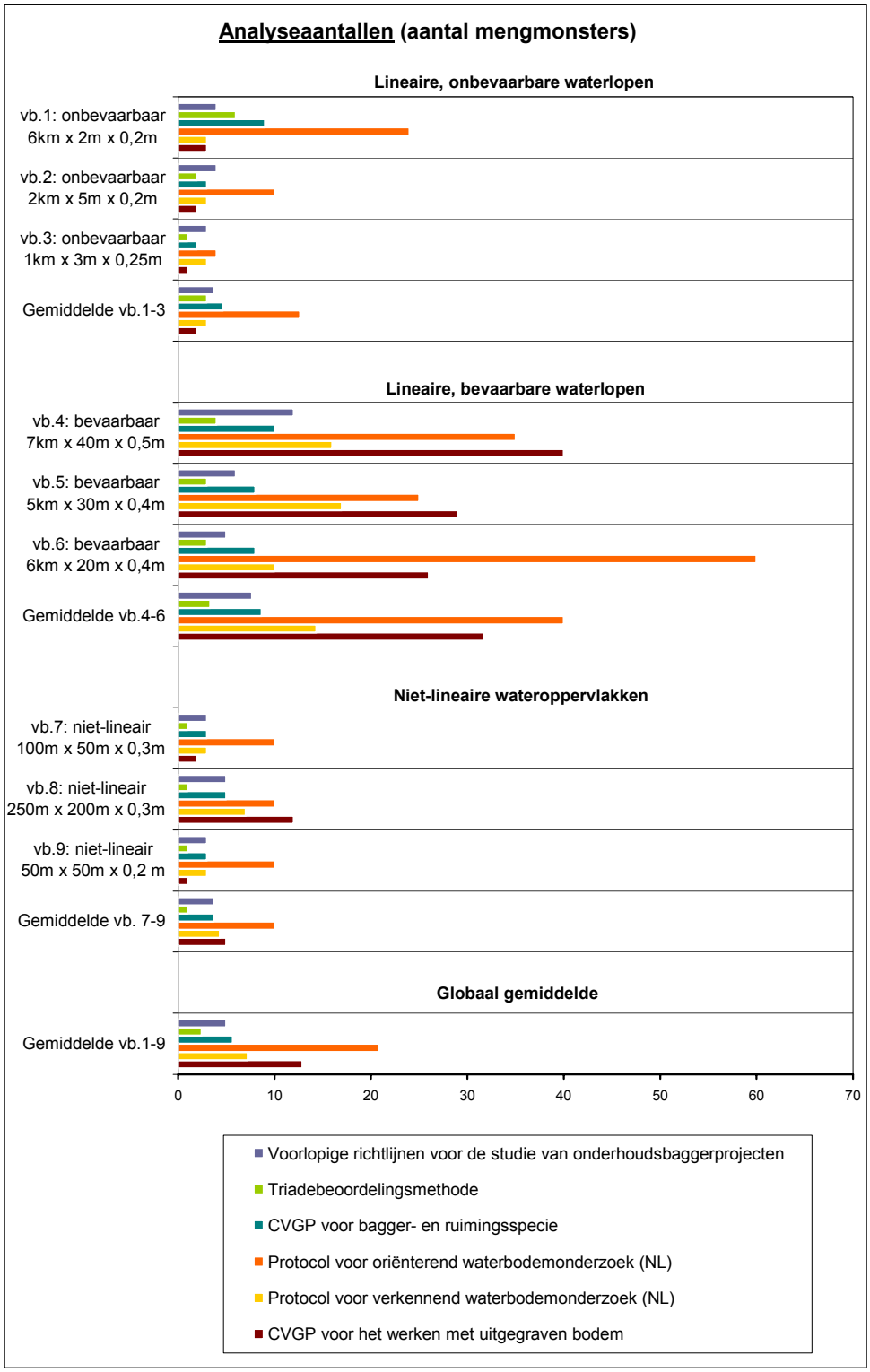
Een vergelijking maken van de verschillende bemonsterings- en analyseaantallen is niet eenvoudig; een eenduidige conclusie is moeilijk te nemen. Dit wordt duidelijk gemaakt aan de hand van negen theoretische voorbeelden, die ingedeeld kunnen worden als:

- lineaire, onbevaarbare waterloop;
- lineaire, bevaarbare waterloop; of
- niet-lineaire wateroppervlak.

In de grafieken op de volgende bladzijden worden voor deze negen concrete gevallen, en tevens voor het gemiddelde ervan, de bemonsterings- en analyseaantallen weergegeven voor onderstaande onderzoeksprotocollen:

- Voorlopige richtlijnen voor de studie van onderhoudsbaggerprojecten;
- Triadebeoordelingsmethode;
- Algemene Leidraad en Code van goede praktijk voor bagger- en ruimingsspecie;
- Protocol voor oriënterend waterbodemonderzoek (NL);
- Protocol voor verkennend waterbodemonderzoek (NL);
- Codes van goede praktijk voor het werken met uitgegraven bodem.


Bemonsteringsaantallen (aantal steken/happen/grepen/boringen)
Lineaire, onbevaarbare waterlopen
vb.1: onbevaarbaar 6km x 2m x 0,2m
vb.2: onbevaarbaar 2km x 5m x 0,2m
vb.3: onbevaarbaar 1km x 3m x 0,25m
Gemiddelde vb.1-3
Lineaire, bevaarbare waterlopen
vb.4: bevaarbaar 7km x 40m x 0,5m
vb.5: bevaarbaar 5km x 30m x 0,4m
vb.6: bevaarbaar 6km x 20m x 0,4m
Gemiddelde vb.4-6
Niet-lineaire wateroppervlakken
vb.7: niet-lineair 100m x 50m x 0,3m
vb.8: niet-lineair 250m x 200m x 0,3m
vb.9: niet-lineair 50m x 50m x 0,2 m
Gemiddelde vb. 7-9
Globaal gemiddelde
Gemiddelde vb.1-9
0
20
40
60
80
100
120
140
160
180
200
Voorlopige richtlijnen voor de studie van onderhoudsbaggerprojecten
Triadebeoordelingsmethode
CVGP voor bagger- en ruimingsspecie
Protocol voor oriënterend waterbodemonderzoek (NL)
Protocol voor verkennend waterbodemonderzoek (NL)
CVGP voor het werken met uitgegraven bodem


Analyseaantallen (aantal mengmonsters)
Lineaire, onbevaarbare waterlopen
vb.1: onbevaarbaar 6km x 2m x 0,2m
vb.2: onbevaarbaar 2km x 5m x 0,2m
vb.3: onbevaarbaar 1km x 3m x 0,25m
Gemiddelde vb.1-3
Lineaire, bevaarbare waterlopen
vb.4: bevaarbaar 7km x 40m x 0,5m
vb.5: bevaarbaar 5km x 30m x 0,4m
vb.6: bevaarbaar 6km x 20m x 0,4m
Gemiddelde vb.4-6
Niet-lineaire wateroppervlakken
vb.7: niet-lineair 100m x 50m x 0,3m
vb.8: niet-lineair 250m x 200m x 0,3m
vb.9: niet-lineair 50m x 50m x 0,2 m
Gemiddelde vb. 7-9
Globaal gemiddelde
Gemiddelde vb.1-9
0
10
20
30
40
50
60
70
Voorlopige richtlijnen voor de studie van onderhoudsbaggerprojecten
Triadebeoordelingsmethode
CVGP voor bagger- en ruimingsspecie
Protocol voor oriënterend waterbodemonderzoek (NL)
Protocol voor verkennend waterbodemonderzoek (NL)
CVGP voor het werken met uitgegraven bodem

Voor het uitwerken van de bemonsterings- en analyseaantallen van de nieuwe standaardprocedure, zullen alle besproken onderzoeksprotocollen in beschouwing worden genomen. De verschillende benaderingen en elementen kunnen enerzijds gebruikt worden om te komen tot een eerder beperkt, verkennend of indicatief onderzoek, en anderzijds kunnen ze als richtinggevend worden beschouwd voor het uitwerken van een meer uitgebreide onderzoeksstrategie.

2.12.2 Evaluatie onderzoeksprotocollen met een beschrijvend karakter

Het beschrijvend onderzoek, volgend op een oriënterend onderzoek, heeft als doel de verontreiniging af te perken en op basis van een risico-evaluatie vast te stellen of er een ernstige bedreiging uitgaat van de verontreiniging

De “Standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek” (OVAM) is beperkt toepasbaar voor de omvangsbepaling van waterbodemverontreiniging. Er kan wel van dezelfde principes uitgegaan worden bij het uitwerken van de nieuwe standaardprocedure voor waterbodemonderzoek.

De “Richtlijn voor nader onderzoek voor waterbodems” (NL) en de “Handleiding sanering waterbodems” (NL) daarentegen hebben (gedeeltelijk) dezelfde doelstelling als het uiteindelijke doel van de nieuwe standaardprocedure voor waterbodemonderzoek. Deze protocollen kunnen dan ook zeer nuttig zijn als basisdocument voor het uitwerken van de nieuwe standaardprocedure.

3 Inventarisatie en evaluatie van de bestaande protocollen m.b.t. risicobeoordeling van (water)bodemverontreiniging

In analogie met de inventarisatie en evaluatie van bestaande procedures en protocollen met weergave van bemonsteringsprocedures is het aangewezen om ook een inventarisatie en evaluatie uit te voeren op het vlak van risico-beoordeling van een (water)bodemverontreiniging.

Er zijn een aantal documenten en procedures voorhanden waarin het begrip risico-analyse voor een (water)bodemverontreiniging aan bod komt, zoals onder meer:

- de standaardprocedure oriënterend bodemonderzoek (OVAM)
- de standaardprocedure beschrijvend bodemonderzoek (OVAM)
- het document "Basisinformatie voor risico-evaluaties" en aanvullingen (OVAM)
- de Triade-beoordeling zoals gehanteerd door de VMM in het kader van het waterbodemmeetnet
- de studie getiteld "Ontwikkeling van ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems" (Leloup *et al.*, 2006)
- de Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems (Nederland)
- de evaluatie van de Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems (Nederland)
- de handleiding sanering waterbodems (Nederland)

Van elke procedure en protocol zal kort het doel van de procedure geschetst worden, voor zover dit al niet werd uitgevoerd in deel 2. Vervolgens wordt samengevat hoe het aspect risicobeoordeling wordt ingevuld. Tot slot zal er evaluatie gemaakt worden waaruit dan aanbevelingen volgen voor opmaak van de methodiek voor beoordeling van de ernst van bedreiging van een (water)bodemverontreiniging.

3.1 Standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek

In een oriënterend bodemonderzoek dient door uitvoering van een beperkt historisch onderzoek en een beperkte monsterneming nagegaan te worden of er op een grond sprake is van een bodemverontreiniging. Indien er verontreiniging wordt vastgesteld dient er vervolgens aangegeven te worden of er een noodzaak is om deze verontreiniging verder te onderzoeken middels een beschrijvend bodemonderzoek.

De beoordeling om tot een beschrijvend bodemonderzoek over te gaan is verschillend volgens de aard van de verontreiniging.

1. Bij de vaststelling van een nieuwe bodemverontreiniging[1] dient tot een beschrijvend bodemonderzoek overgegaan te worden indien er duidelijke aanwijzingen zijn dat de bodemverontreiniging de bodemsaneringsnormen overschrijdt of dreigt te overschrijden. Een bodemsaneringsnorm wordt beschouwd als het niveau van bodemverontreiniging dat een aanmerkelijk risico inhoudt van negatieve effecten voor de mens of het milieu, gelet op de kenmerken van de bodem en de functies die deze vervult.

[1] Nieuwe bodemverontreiniging = verontreiniging tot stand gekomen na 28/10/1995

2. Op gronden met een historische bodemverontreiniging[1] wordt overgegaan tot een beschrijvend bodemonderzoek als er duidelijke aanwijzingen zijn van een ernstige bodemverontreiniging.

Opmerking!

In het decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming wordt er voor een waterbodemverontreiniging geen onderscheid gemaakt tussen historische of nieuwe bodemverontreiniging. Dit wordt in de memorie van toelichting als volgt verduidelijkt.

=> Met de vooropgestelde regeling wordt in eerste instantie de curatieve aanpak van het historisch passief aan waterbodemverontreiniging beoogd. Gezien de Vlaamse Regering echter prioriteiten kan bepalen, kan langs deze weg eveneens een nieuwe bodemverontreiniging ter hoogte van waterbodems onmiddellijk aangepakt worden. Ter hoogte van waterbodems moet worden overgegaan tot bodemsanering wanneer er sprake is van een ernstige bodemverontreiniging. Dit is analoog aan de regeling voor een historische bodemverontreiniging.

Zoals aangegeven in deel 2 is de versie van april 2006 van de standaardprocedure oriënterend bodemonderzoek heden van toepassing. Naar aanleiding van het nieuwe decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming werd door de OVAM o.a. de standaardprocedure oriënterend bodemonderzoek aangepast. Waar er in de huidige procedure sprake is van een noodzaak tot beschrijvend bodemonderzoek voor een historische bodemverontreiniging wanneer deze een ernstige aanwijzing op een ernstige bedreiging (EAEB) vormt, is er in de nieuwe procedure sprake van een duidelijke aanwijzing voor een ernstige bodemverontreiniging (DAEB). Anders dan een wijziging in terminologie is er inhoudelijk weinig of geen verschil tussen een EAEB-onderzoek of een DAEB-onderzoek. Hieronder wordt dan ook verder de term DAEB gehanteerd.

Procedure DAEB

Indien op een perceel 2 of meer duidelijk te onderscheiden verontreinigde zones voorkomen, kan gekozen worden om de methodologie per zone toe te passen. Binnen een bepaalde zone of perceel kan er nog een opdeling gemaakt worden per stofgroep (bv. zware metalen, minerale olie – BTEX – MTBE, e.a.).

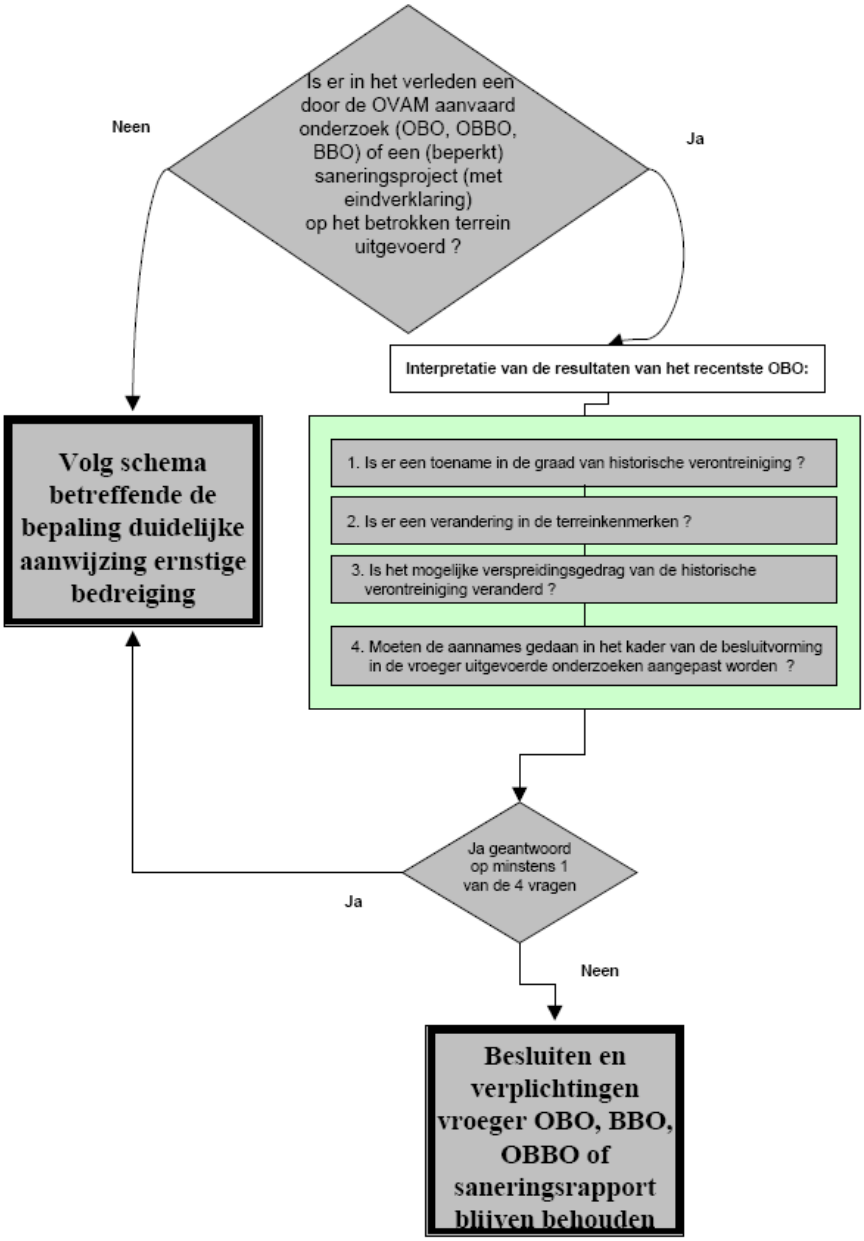
Deze methodologie is opgebouwd rond 2 stroomschema's. In stroomschema 1 (zie volgende pagina) moet er worden nagegaan of er in het verleden reeds bodemonderzoeken op de onderzoekslocatie werden uitgevoerd. De resultaten van het meest recente bodemonderzoek moeten beoordeeld worden op het vlak van:

- toename in graad van historische verontreiniging,
- verandering in terreinkenmerken,
- wijziging in verspreidingsgedrag van de historische bodemverontreiniging,
- noodzaak tot aanpassing van de besluitvorming van het vorige onderzoek.

[1] Historische bodemverontreiniging = verontreiniging tot stand gekomen voor 29/10/1995

Indien men zich in één van bovenstaande gevallen bevindt moet overgegaan worden tot stroomschema 2; zoniet blijft het besluit van het vorige onderzoek behouden.

Stroomschema 1



Bron: standaardprocedure oriënterend bodemonderzoek, ontwerpversie april 2007

Stroomschema 2 (zie volgende pagina) maakt een onderscheid tussen verontreiniging in het grondwater en verontreiniging in het vaste deel van de aarde. Voor het vaste deel van de aarde dienen volgende items beoordeeld te worden:

1) mogelijke aanwezigheid van puur product
2) overschrijdingsfactoren
3) noodzaak tot voorzorgsmaatregelen
4) andere criteria voor of tegen DAEB

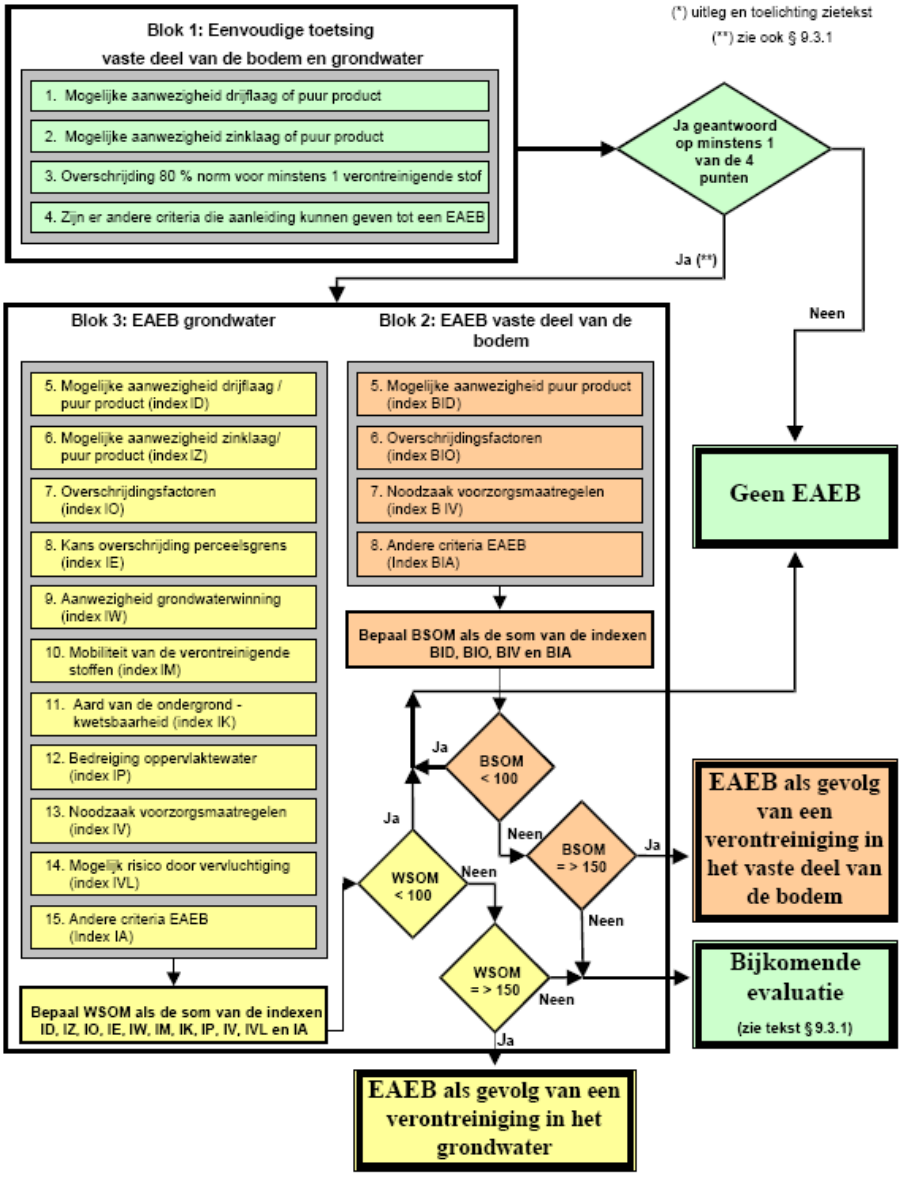
Voor het grondwater dienen volgende items beoordeeld te worden:

1) mogelijke aanwezigheid drijflaag / puur product
2) mogelijke aanwezigheid zinklaag / puur product
3) overschrijdingsfactoren
4) kans op overschrijding van de perceelsgrens
5) aanwezigheid van grondwaterwinningen in de omgeving
6) mobiliteit van de verontreinigende stoffen
7) aard (kwetsbaarheid) van de ondergrond
8) mogelijke bedreiging van oppervlaktewater
9) noodzaak tot voorzorgsmaatregelen
10) mogelijk risico voor vervluchtiging
11) andere criteria voor of tegen DAEB

Aan elk van de items (indexen) wordt een getal toegekend. De som van de indexen wordt vergeleken met twee grenswaardes waarbij dan de volgende conclusies mogelijk zijn:

a) wanneer de som der indexen grenswaarde 1 (= 100) niet overschrijdt is er geen sprake van een ernstige aanwijzing op een ernstige bedreiging;
b) wanneer de som der indexen grenswaarde 2 (= 150) overschrijdt is er een sprake van een ernstige aanwijzing op een ernstige bedreiging;
c) wanneer de som der indexen gelegen is tussen de twee grenswaarden dient er bijkomend onderzoek uitgevoerd te worden om de beslissing over een EAEB beter te onderbouwen.

Stroomschema 2



Bron: standaardprocedure oriënterend bodemonderzoek, ontwerpversie april 2007

In schema ook EAEB aanpassen in DAEB

3.2 Standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek

Het decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming stelt dat een beschrijvend bodemonderzoek wordt uitgevoerd om de ernst van bodemverontreiniging vast te stellen. Het onderzoek beoogt een beschrijving te geven van de soort, de aard, de hoeveelheid, de concentratie, de oorsprong en de omvang van de verontreinigende stoffen of organismen, de mogelijkheid op verspreiding ervan en het gevaar op blootstelling eraan van mensen, planten en dieren en van het grond –en oppervlaktewater.

Daarnaast kunnen in een beschrijvend bodemonderzoek gegevens worden opgenomen met betrekking tot de inschatting van het gevaar op blootstelling aan de bodemverontreiniging van mensen, planten en dieren en van het grond- en oppervlaktewater bij een potentieel andere bestemming.

Wanneer we bovenstaande doelstelling vergelijken met de doelstelling van een waterbodemonderzoek, valt onmiddellijk de gelijkenis op tussen beide types bodemonderzoeken.

De standaardprocedure beschrijvend bodemonderzoek die heden in voege is, dateert van juni 2002. Net zoals de standaardprocedure oriënterend bodemonderzoek, werd ook de procedure beschrijvend bodemonderzoek aangepast naar aanleiding van het nieuwe decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming. Op het vlak van risicobeoordeling zijn beide versies sterk verschillend zodat hieronder een onderscheid gemaakt wordt tussen de huidige versie van juni 2002, en de ontwerp versie van april 2007.

Risico-beoordeling volgens SP BBO, versie juni 2002

De risico-evaluatie is een belangrijk onderdeel van het beschrijvend bodemonderzoek. Het bepalen van de noodzaak tot bodemsaneringswerken wordt voor historische bodemverontreiniging namelijk vastgesteld aan de hand van de aanwezigheid van een risico voor mens en milieu (toetsingscriterium ernstige bedreiging). De risico-evaluatie dient te bestaan uit drie luiken:

- risico voor de mens (humane blootstelling);
- risico op verspreiding (grondwater, lucht en oppervlaktewater);
- risico voor plant, dier en ecosysteem.

Bij nieuwe bodemverontreiniging bepaalt de overschrijding van de bodemsaneringsnormen dat saneringswerken noodzakelijk zijn. In tegenstelling tot een historische verontreiniging laat men bij een nieuwe verontreiniging toe om de beoordeling van het risico op verspreiding, de blootstelling en spontane evolutie van de bodemverontreiniging op een meer indicatieve wijze in te vullen. De risico-analyse dient in dit geval immers enkel nog uit te wijzen of er eventueel maatregelen dienen getroffen te worden in afwachting van de sanering.

Bij de risico-evaluatie dienen zowel de actuele als de potentiële risico's beoordeeld te worden. Onder de actuele risico's vallen de risico's die het gevolg zijn van het huidig gebruik en de huidige functie van de locatie. Onder potentiële risico's worden de risico's verstaan, die het gevolg zijn van reële of waarschijnlijke toekomstige wijzigingen in het gebruik en de functie van de locatie.

Risico's voor de mens

De berekening van de humane blootstelling en het humane risico gebeurt in de meeste gevallen via een transport / blootstellingsmodel. Enkel die modellen die door de OVAM aanvaard werden, mogen toegepast worden. Het meest toegepaste model is het VLIER-Humaan model (Vlaams Instrument voor Risico-analyses). Toepassing van een model vereist een correcte invulling en verantwoording van invoerparameters zoals landgebruik, parameters, concentraties (hoogste / gemiddelde) en locatie specifieke parameters. Bij berekening van het risico gebeuren volgende toetsingen, voor zover relevant voor het betrokken terrein:

- toetsing van de berekende blootstelling (eventueel per blootstellingsweg) aan de TDI (Toelaatbare Dagelijkse Inname) of aan de dosis overeenkomend met 1 extra kankergeval per 100.000 levenslang blootgestelden;
- toetsing van berekende of gemeten concentraties in milieucompartimenten (lucht, water, gewassen en vlees) aan toelaatbare concentraties (luchtkwaliteitrichtlijnen, toelaatbare concentraties in lucht, drinkwaternormen en drinkwaterrichtlijnen, gewas –en vleesnormen);
- nagaan mogelijke gecombineerde effecten van stoffen, indien hieromtrent informatie beschikbaar is.

Deze toetsing gebeurt telkens door de berekening van een verhouding die risico-index of RI wordt genoemd. Indien de RI groter is dan 1 is er sprake van een risico.

Risico's voor plant, dier en ecosysteem

Tot op heden werd er nog geen protocol uitgewerkt voor de beoordeling van het risico van een bodemverontreiniging op plant, dier en ecosysteem. In de standaardprocedure worden een aantal richtlijnen aangegeven voor de beoordeling van het risico.

De praktijk is dat tot op heden de beoordeling van het risico voor plant, dier en ecosysteem in de meeste dossiers ondergeschikt is aan de beoordeling van het humane risico en het risico op verspreiding. Het merendeel van de bodemonderzoeken speelt zich immers af in industriegebied waarbij gesteld wordt dat de beoordeling van dit risico niet relevant is. Er is geen uniforme systematiek zodat elke bodemsaneringsdeskundige werkt volgens een eigen methodologie. Deze methodologie bestaat echter vaak louter uit een beoordeling van de vaststellingen gedaan tijdens een terreinbezoek, eventueel aangevuld met literatuurgegevens.

Risico op verspreiding

Verontreiniging kan zich via grondwater, via lucht en via oppervlaktewater verspreiden. Gezien het onderzoek op de eerste plaats de bodemkwaliteit beschouwt, en de verspreiding (behalve bij zeer vluchtige parameters) voornamelijk via het grondwater gebeurt, wordt bij de inschatting van de risico's op verspreiding veel aandacht besteed aan de verspreiding met het grondwater.

Ter beoordeling van het risico op verspreiding via het grondwater wordt opgelegd om de verschillende parameters die de grondwaterstroming karakteriseren te bepalen. Bij de bepaling van de karakteristieken moet op de eerste plaats gebruik gemaakt worden van veldmetingen. In specifieke gevallen wordt het gebruik van een grondwaterstromingsmodel aanbevolen, of soms zelfs verplicht, om een betere kennis te bekomen over de dynamiek van een hydrogeologisch systeem.

Door combinatie van de lokale stromingskarakteristieken met de eigenschappen van de polluent wordt een raming gemaakt van de verspreidingssnelheid van een polluent. Vervolgens wordt nagegaan of er door verspreiding van de polluent bepaalde receptoren aangetast kunnen worden, zoals bijvoorbeeld grondwaterwinningen of het dieper gelegen grondwater.

Risicobeoordeling volgens ontwerp SP BBO, versie april 2007

De noodzaak om over te gaan tot bodemsanering is voor nieuwe bodemverontreiniging niet gewijzigd. De overschrijding van een bodemsaneringsnorm impliceert dat bodemsaneringswerken noodzakelijk. Een uitzondering hierop is het principe van een puntverontreiniging.

In het geval van een historische bodemverontreiniging of van een verontreiniging met een niet-genormeerde parameter dient tot bodemsaneringswerken overgegaan te worden indien er sprake is van een ernstige bodemverontreiniging. Om na te gaan of een verontreiniging een ernstige bodemverontreiniging is werd in de standaardprocedure een “methodologie voor het bepalen van ernstige bodemverontreiniging (EB)” opgenomen. Door deze methodologie is de risico-analyse in de nieuwe procedure meer gestructureerd. In de procedure wordt aan deskundigen geadviseerd deze methodologie toe te passen, doch zonder verplichting. Het is toegelaten om een eigen methodologie toe te passen, op voorwaarde dat deze evenwaardig is aan deze opgenomen in de standaardprocedure.

De evaluatie kan gebeuren op 2 niveaus:

- op het niveau van de verontreinigingszone
- op stofgroepniveau

Er worden 4 blokken onderscheiden. Binnen elk blok moeten een aantal karakteristieken geëvalueerd worden. Aan elk van deze karakteristieken wordt een waarde toegekend. De som van deze waarden vormt een waarde per blok. De som van de 4 blokwaarden wordt getoetst aan grenswaarden waaruit dan volgende conclusies kunnen volgen:

- Er is geen sprake van ernstige bodemverontreiniging.
- Er is sprake van ernstige bodemverontreiniging
- Er dient bijkomend onderzoek uitgevoerd te worden om een duidelijke uitspraak te kunnen doen.

De 4 blokken en de te beoordelen karakteristieken worden weergegeven in onderstaande tabel.

BLOK 1: Humane blootstelling

De humane blootstelling omvat een beoordeling van het actuele en het potentiële risico door toepassing van een door de OVAM erkend blootstellingsmodel. Volgende elementen volgen uit toepassing van een dergelijk model:
- Risico-index (RI) > 1 ?
- Conc. binnen- en/of buitenlucht > TCL
- Conc. in contactmedia > norm

BLOK 2: Ecologische blootstelling

Er dient rekening gehouden te worden met de actuele en de toekomstige situatie. Dit aspect moet verplicht doorlopen worden indien de onderzoekslocatie deel uitmaakt, of grenst aan een gebied met specifieke voorschriften of kenmerken (vb. VEN), wanneer er ecotoxicologische risico's te verwachten zijn of indien er zichtbare milieuschade is. Ter ondersteuning vermeldt de procedure dat er ecotoxicologische studies uitgevoerd kunnen worden (bv. TRIADE), gewasanalyses en/of andere analyses of laboproeven.

BLOK 3: EB vaste deel van de bodem

Aan de hand van blok 3 wordt er een evaluatie gemaakt van de concentraties, de omvang en de evolutie van de verontreiniging in het vaste deel van de bodem. Volgende karakteristieken dienen geëvalueerd te worden:
- de mogelijke aanwezigheid van puur product
- het verontreinigd volume vaste deel van de bodem
- overschrijdingsfactoren op de onderzoekslocatie
- verticale verspreiding van de verontreiniging
- beïnvloeding van de omgeving (overschrijdingsfactoren buiten de onderzoekslocatie)
- andere argumenten die aanleiding geven tot wel of niet EB

BLOK 4: EB grondwater

Aan de hand van blok 4 wordt er een evaluatie gemaakt van de concentraties, de omvang en de evolutie van de verontreiniging in het grondwater. Volgende karakteristieken dienen geëvalueerd te worden:
- de mogelijke aanwezigheid van drijflaag: puur product
- de mogelijke aanwezigheid van een zinklaag
- het verontreinigd volume grondwater
- de dikte van de verontreinigde verzadigde zone
- de verwachte verdere verticale verspreiding
- overschrijdingsfactoren op de onderzoekslocatie
- de kwaliteit van het grondwater in diepere watervoerende lagen
- de gemiddelde horizontale verspreiding van de verontreiniging
- de bedreiging van een waterwinning
- de bedreiging van een oppervlaktewater
- de beïnvloeding van de omgeving
- andere argumenten die aanleiding geven tot wel of niet EB

Ook nieuw in de ontwerpprocedure is de urgentiebepaling. Ongeacht de aard van de verontreiniging dient, eens vaststaat dat bodemsaneringswerken noodzakelijk zijn, bepaald te worden of de saneringswerken urgent zijn. Bodemsaneringswerken zijn urgent wanneer er sprake is van een actueel risico.

3.3 Basisinformatie voor risico-evaluaties

Het document 'Basisinformatie voor risico-evaluaties' werd door de OVAM uitgegeven en dateert van april 2004. Dit document, en aanvullingen, geeft informatie voor normstelling en het uitvoeren van risico-evaluaties bij bodemverontreiniging. Het is opgebouwd uit de volgende onderdelen:

Deel 1: Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen

Dit deel beschrijft de werkwijze waarop de bodemsaneringnormen (voor wat betreft het humane risico) worden afgeleid.

Deel 2: Uitvoeren van locatiespecifieke humane risico-evaluaties

Dit deel geeft de wijze weer waarop een risico-evaluatie voor de beoordeling van het humane risico dient uitgevoerd te worden. Volgens de algemeen gehanteerde definitie van het begrip "risico-evaluatie" zijn volgende elementen van belang in een risico-evaluatie:

1. Gevaarsidentificatie
   Dit item houdt een beschrijving in van de nadelige effecten die een stof kan veroorzaken.

2. Vaststelling van de dosis-effect relatie
   De dosis-effect relatie geeft de relatie weer tussen de dosis waaraan een organisme is blootgesteld en de ernst van de effecten die optreden.

3. Blootstellingsbepaling
   De blootstellingsbepaling legt de relatie tussen de concentratie in een bepaald milieucompartiment en de blootstelling van een receptor.

4. Risicotoetsing
   De risicotoetsing betekent een bundeling van bovenstaande elementen om tot een uitspraak te komen omtrent de te verwachten effecten.

Teneinde aan bovenstaande elementen invulling te geven wordt in dit document de volgende werkwijze voorgesteld.

STAP 1: **Opmaak van een conceptueel site model (CSM)**

De opmaak van een conceptueel model heeft tot doel een schets te maken van de locatiespecifieke bron → pad → receptor relatie. Het CSM is het raamwerk dat alle essentiële elementen, nodig voor de humane risico-evaluatie, op een overzichtelijke manier schetst. In het rapport wordt een voorstel voor rapportage gedaan aan de hand van schema's en plannen.

↓

STAP 2: **Risico-evaluatie fase 1**

Er wordt een risico-evaluatie uitgevoerd met een model en vertrekkend van de gemeten grond –en grondwaterconcentraties. De reële situatie wordt zo goed mogelijk benaderd met een minimum aan gegevens.

↓

STAP 3: **Risico-evaluatie fase 2**

Indien de resultaten van de eerste fase wijzen op een risico kan beslist worden om een 2de fase uit te voeren waarbij een verfijning van kritische blootstellingsroutes wordt beoogd. Dit moet leiden tot een meer realistische inschatting van de risico's. De verfijning is mogelijk op het vlak van het uitvoeren van metingen (bv. planten, drinkwater) of via de keuze van een ander of aanvullend model.

↓

STAP 4: **Risico-evaluatie fase 3**

Voor het merendeel van de risico-evaluaties volstaat de uitvoering van fase 1 en 2. Voor complexe of uitgebreide gevallen is het soms aangewezen de risico-beoordeling nog verder te verfijnen. In dit geval is er al sprake van een ernstige bedreiging, en deze fase heeft dan tot doel een beter inzicht te krijgen op de effectieve risico's, de risicobepalende factoren en de risicozones.

Deel 3: Formularium Vlier-Humaan

Dit deel bevat de formules zoals ze opgenomen zijn in het risicomodel Vlier-Humaan, met inbegrip van de parameterwaarden en de gegevens voor de Vlarebo-stoffen, alsmede een overzicht van de verschillende landgebruiktypes (landbouw, wonen, recreatie en industrie).

Deel 4: Stofdata normering

Dit deel bevat voor elke Vlarebo-parameter een kort overzicht van de stofdata plus bijkomende criteria die de norm bepaald hebben. Ook wordt er dieper ingegaan op specifieke data die zowel bij de normering als site specifieke risico-evaluatie van belang zijn.

3.4 Triadebeoordelingsmethode

De triadebeoordelingsmethode werd reeds beschreven in paragraaf 2.2.

3.5 De ontwikkeling van ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems

In deze studie wordt een voorstel gedaan om op basis van de data van het waterbodemmeetnet van de VMM kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems op te stellen. Deze kwaliteitsdoelstellingen kunnen voorgesteld worden als milieukwaliteitsnormen. Een milieukwaliteitsnorm is de concentratie van een bepaalde polluent of groep van polluenten in water, sediment of in biota die ter bescherming van de gezondheid van de mens en het milieu niet mag worden overschreden.

Hoewel er heden reeds TRIADE-referentiewaarden worden gehanteerd voor de bepaling van de kwaliteit van een waterbodem is het toch noodzakelijk om nieuwe milieukwaliteitsnormen op te maken die ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwd zijn. De TRIADE-referentiewaarden mogen immers niet gebruikt worden als kwaliteitsdoelstelling omdat deze waarden werden afgeleid uit het gemiddelde van slechts 12 geselecteerde waterlopen in Vlaanderen waar een goede macro-invertebraten populatie voorkwam en waar geen toxische effecten werden waargenomen. Bovendien lagen deze locaties in natuurgebieden.

In het ecologische deel wordt de aanwezigheid van macro-invertebraten gehanteerd als leidraad voor de beoordeling van de waterbodemkwaliteit. Hierbij worden LEL en SEL waarden bepaald.

LEL (Lowest effect level)	Een LEL is het gehalte van een contaminant waarbij 95% of meer van de macro-invertebratenpopulatie kan voorkomen.
SEL (Severe effect level)	Een SEL is het gehalte van een contaminant waarbij slechts 5% of minder van de macro-invertebraten-populatie nog kan voorkomen.

In het ecotoxicologische deel worden een verwerking gedaan van de gegevens bekomen uit blootstelling van het organisme *Hyalella azteca* aan verschillende concentraties van een polluent. Hierbij worden TEL en PEL waarden bepaald.

TEL (Threshold effect level)	De TEL-waarde is het gehalte waarbij geen ecotoxicologisch effect wordt verwacht.
PEL (Probable effect level)	De PEL-waarde is het gehalte waarbij zeer waarschijnlijk een effect wordt verwacht.

Als grenswaarde tussen “effect” en “no-ffect” werd een 20% mortaliteit ten opzichte van een controletest gehanteerd.

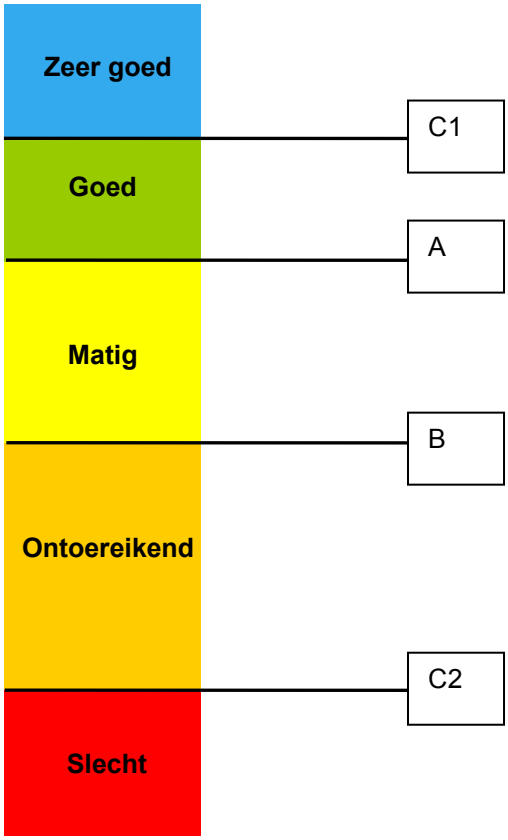
In deze studie komt met tot het volgende voorstel:

- Men stelt voor om de TRIADE-referentiewaarden te hanteren als streefwaarde.
- Voor de beoordeling van de kwaliteit van een waterbodem stelt men het gemiddelde van LEL en TEL voor als richtwaarde (concensuswaarde C1); en het gemiddelde van SEL en PEL als interventiewaarde (concensuswaarde C2).

Streefwaarde	De streefwaarde is een niveau dat is vastgesteld om schadelijke effecten voor de gezondheid van de mens en/of het milieu in zijn geheel op lange termijn te vermijden, en dat zoveel mogelijk binnen een gegeven periode dient te worden bereikt.
Richtwaarde	De richtwaarde bepaalt het kwaliteitsniveau dat zoveel mogelijk moet worden bereikt of gehandhaafd.
Interventiewaarde	De interventiewaarde is een waarde specifiek voor het (water)bodemcompartiment, die aangeeft waarbij er sprake is van ernstige of dreigende ernstige vermindering van de functionele eigenschappen van de bodem voor mens, plant of dier.

Recente ontwikkelingen

Overeenkomstig het Decreet Integraal Waterbeleid dient de Vlaamse Regering milieukwaliteits- en milieukwantiteitsnormen vast te stellen voor waterbodems. De coördinatie-commissie Integraal Waterbeleid is hiermee belast. Het huidige voorstel vanuit de commissie is het voorstel van bovenvermelde studie te verfijnen om te komen tot 5 klassen, overeenkomstig de klassenbenadering uit de kaderrichtlijn Water. Deze klassen zijn:



De concenuswaarde A is dan het gemiddelde van LEL_{25} en TEL_{25}. De consensuswaarde B is dan het gemiddelde van LEL_{75} en TEL_{75}. Dit voorstel zal in de nabije toekomst uiteraard nog verder uitgewerkt worden.

Het is duidelijk dat de milieukwaliteitsnormen een rol zullen spelen in de standaardprocedure waterbodemonderzoek. Indien er voor beëindiging van deze opdracht een beslissing wordt genomen omtrent de milieukwaliteitnormen zullen in het eindrapport de definitieve normen en/of klassenindeling opgenomen worden.

3.6 Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems

Het doel en het kader van de Nederlandse richtlijn nader onderzoek voor waterbodems (2002) werd reeds samengevat in deel 2.10. Hieronder wordt iets dieper ingegaan op de wijze waarop de risicobeoordeling in de verschillende stappen van het onderzoek aan bod komt.

Vooronderzoek

Tijdens het vooronderzoek wordt men gevraagd op basis van bestaande gegevens in een vroegtijdig stadium reeds een eerste inschatting te doen voor welke risicopaden (mens, ecosysteem, grond –en/of oppervlaktewater) wel of juist geen risicobeoordeling dient te worden uitgevoerd. Het doel hiervan is het veldonderzoek reeds van in het begin af te stemmen op de risicobeoordeling. Deze eerste risicobeoordeling richt zich op de volgende items:

Risico voor de mens	Recreatie: ⇨ Zijn er contactmogelijkheden door zwemmen, verblijven en spelen in de oeverzone, watersport en wonen aan het water? Sportvisserij: ⇨ Is er sprake van visvangst voor eigen consumptie?
Risico voor het ecosysteem	Bevindt de verontreiniging zich in de leeflaag (= de bovenste 50 cm van de waterbodem)?
Risico voor verspreiding	Via grondwater: ⇨ Is er sprake van een kwelsituatie? ⇨ Is er een klei/veenlaag aanwezig onder de verontreiniging? Via oppervlaktewater: ⇨ Optreden van erosie. ⇨ Is er sprake van een kwelsituatie in een stagnant of langzaam stromend water?

Integrale onderzoeksstrategie

De onderzoeksstrategie beschrijft de onderzoeksverrichtingen uit te voeren in het kader van de afperking van de verontreiniging, alsook het onderzoek om de risicobeoordeling op een adequate manier uit te kunnen voeren. Indien aangewezen wordt voor zowel de omvangbepaling als de risico-evaluatie de onderzoekslocatie opgedeeld in deellocaties.

Bepaling van de ernst

De ernst van de verontreiniging wordt bepaald aan de hand van de globale omvang bepaling van de verontreiniging. Men spreekt van een ernstige waterbodemverontreiniging als in een (water)bodemvolume van minimaal 25 m³ de interventiewaarde wordt overschreden.

Bepaling van de urgentie

Er is sprake van een urgente (water)bodemverontreiniging als er een actueel risico bestaat in relatie tot het huidige of toekomstige gebruik van de locatie. De beoordeling van de actuele risico's is opgesplitst in een eenvoudige toetsing en een uitgebreide risicobeoordeling. De uitgebreide beoordeling wordt pas uitgevoerd als uit de eenvoudige risico-analyse blijkt dat er sprake is van een risico. Hiervoor is er vaak aanvullend (veld)onderzoek nodig.

De risicobeoordeling is opgebouwd uit de volgende onderdelen:

Risico voor de mens

- Berekening van de actuele blootstelling per (deel)locatie door middel van een model.
- Vergelijking van de berekende dosis t.o.v. MTR_{Humaan}
- Dosis / MTR_{Humaan}[1] < 1 => geen actueel risico
- Dosis / MTR_{Humaan} > 1 => uitvoering bijkomende metingen (uitgebreid onderzoek) indien zinvol, en herberekening van de dosis

Risico voor het ecosysteem

- De eenvoudige toetsing bestaat erin om aan de hand van mengstalen en een (beperkte) testset aan bio-essays[2] na te gaan of de mate waarop effecten optreden ook daadwerkelijk kunnen verklaard worden op grond van de aanwezigheid van polluenten in het sediment.
- Als de eenvoudige toetsing onvoldoende uitsluitsel geeft wordt in de uitgebreide beoordeling een TRIADE-methode toegepast.

Risico voor het grondwater

- De eenvoudige toetsing dient na te gaan of er sprake is van de aanwezigheid van een weerstand biedende klei -of veenlaag en van de verspreidingssnelheid van de polluenten. Voor de weerstandbiedende laag ligt het criterium op een dikte van 3 m. Voor de verspreidingssnelheid wordt een verspreiding van > 3 m in 30 jaar als een risico aanzien.
- Volgt er uit de eenvoudige toetsing dat er sprake is van een risico dienen aanvullende veldmetingen (vb. doorlatendheid, poriewater analyse) uitgevoerd te worden.

---

[1] MTR_{Humaan} = Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau = de concentratie van een stof waarbij in het geval van levenslange blootstelling bij de mens nog geen schadelijke effecten optreden.

[2] Bio-assays zijn laboratoriumtesten die worden uitgevoerd met bacteriën, algen of lage dierssoorten zoals muggelarven. Het doel is te beoordelen of de verontreiniging in die mate beschikbaar is dat ze een negatief effect veroorzaken.

Risico voor het oppervlaktewater

- In de eenvoudige toetsing dient op een kwalitatieve wijze nagegaan te worden of er op de (deel)locatie sprake is van verspreiding via sedimenttransport (erosie of resuspensie) of verspreiding via de waterfase.
- De uitgebreide risicobeoordeling omvat dezelfde beoordelingsmethodologie, doch in plaats van een kwalitatieve beoordeling dient de risicobeoordeling gebaseerd te worden op metingen.

Bepaling van de urgentie

- Zoals eerder aangegeven is er sprake van een urgente sanering als er actuele risico's bestaan. Aanvullend aan de beoordeling van de risico's stelt men echter dat het bevoegde gezag bij zijn beslissing om over te gaan tot sanering bijkomend de overweging moet maken of de saneringsingreep ook daadwerkelijk het beoogde deel zal hebben. Men introduceert het begrip "milieuwinst". Er is voldoende milieuwinst als bij een sanering de kwaliteit van de (nieuw te vormen) toplaag (dikte 30 cm) langer dan 30 jaar van voldoende kwaliteit kan blijven. Pas als er voldoende milieuwinst aangetoond kan worden, wordt er overgegaan tot bodemsaneringswerken, zoniet dient in eerste instantie werk gemaakt te worden van de sanering van bron(nen) van de verontreiniging.

3.7 Evaluatie richtlijn nader onderzoek waterbodems

Na een gebruiksperiode van 2 jaar van de richtlijn nader onderzoek voor waterbodems werd door het bevoegde gezag besloten om deze richtlijn te evalueren (2005). De voornaamste reden hiervoor is dat men vaststelde dat er relatief weinig gebruik gemaakt werd van de volledige richtlijn.

Door middel van interviews met initiatiefnemers voor onderzoek, projectleiders / adviseurs en het bevoegde gezag werd nagegaan of de doelstellingen van de richtlijn gehaald worden. De vooropgestelde doelstellingen waren:

1. Een kader creëren voor een gestructureerde beoordeling van de risico's van verontreiniging.

2. Verbeteren van de communicatie tussen de betrokken partijen.

In de evaluatie werden volgende conclusies gemaakt.

<u>Bruikbaarheid</u>

- De gestructureerde methodiek ter evaluatie van het risico van een verontreiniging wordt eerder als een belemmering beschouwd dan als een instrument voor een nauwkeurige en kostenbesparende sanering. De toepassing van de in de richtlijn voorgestelde methodiek is immers niet verplicht. Men stelt vast dat er te veel en te vlug terug gegrepen wordt naar de mogelijkheid om louter op basis van overschrijding van normen de sanering te ontwerpen. Men neemt het dan op de koop toe dat er soms verontreiniging boven de norm, maar die geen risico vormt, wordt gesaneerd.

- De richtlijn wordt door initiatiefnemers vaak gebruikt om de reservering van budgetten te motiveren.

- De opzet en de inhoud van de richtlijn worden over het algemeen positief gewaardeerd. Bepaalde passages worden door het bevoegd gezag wel als te wetenschappelijk ervaren.

- De gefaseerde onderzoeksaanpak bij de urgentiesystematiek wordt niet altijd als zinvol ervaren. De beperkte risicobeoordeling geeft in veel gevallen van onderzoek alleen maar aanleiding tot het in tweede instantie alsnog moeten uitvoeren van een uitgebreide risicobepaling.

- Initiatiefnemers hebben een bedenking bij de reproduceerbaarheid van de uitkomst van een risico-analyse. Er is daarom een grote behoefte aan onderzoeksmethoden die op een meer eenvoudige en robuuste wijze de risico's beschrijven tegen geringe onderzoeksinspanningen.

3.8 Handleiding sanering waterbodems

Het doel van de handleiding sanering waterbodems (2006) werd reeds aangehaald in paragraaf 2.11. In dit onderdeel wordt dieper ingegaan op de systematiek van het saneringscriterium. Voor alle duidelijkheid dient vermeld te worden dat de systematiek voor risicobeoordeling opgenomen in deze handleiding primeert boven de reeds besproken aanpak opgenomen in de richtlijn voor nader waterbodemonderzoek.

Het begrip saneringscriterium omvat een beoordeling van 4 risicopaden om na te gaan of er sprake is van een onaanvaardbaar risico. Het volstaat dat er voor slechts 1 risicopad blijkt dat er een onaanvaardbaar risico is om te concluderen dat een spoedige sanering nodig is. Indien er geen sprake is van een onaanvaardbaar risico biedt deze handleiding de mogelijkheid om over te gaan tot een sanering op een later tijdstip of tot een beheersspoor (bv. monitoring).

De beoordeling omvat een evaluatie van onderstaande risicopaden.

- Risico voor de mens

- Ecologische risico's

- Risico voor verspreiding naar oppervlaktewater

- Risico's voor verspreiding via grondwater

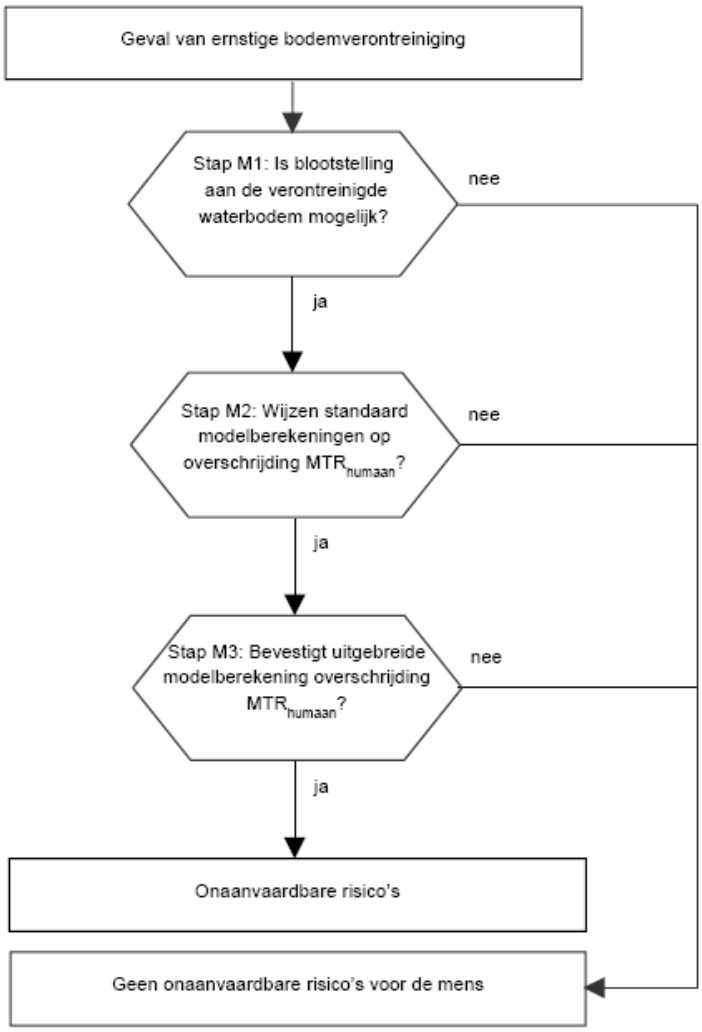
Risico voor de mens

De toe te passen methodiek wordt weergegeven in het bijgevoegde schema.

Men start met de controle of er verontreiniging aanwezig is in de toplaag, en of er blootstelling aan de toplaag mogelijk is.

De volgende stap bestaat uit de toepassing van een risicomodel. Men maakt een onderscheid tussen een model in geval van blootstelling voor het natte deel (SEDISOIL), en voor droge delen (CSOIL).

In het geval er uit stap 2 blijkt dat er sprake is van een risico dient overwogen te worden om bijkomende metingen in contactmedia te doen (bv. in vis) om het model beter af te stemmen op de werkelijke toestand.



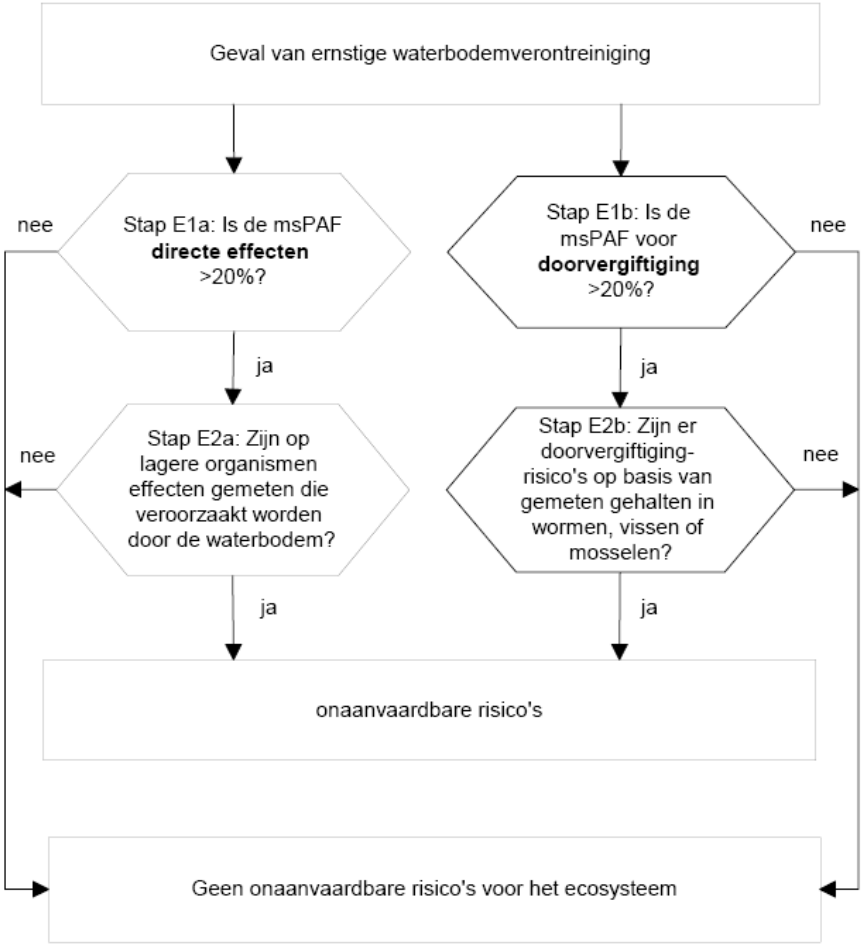
Ecologische risico's

De bepaling van de ecologische risico's betreft de beoordeling van de effecten van toxische stoffen in de waterbodem op de in het water of waterbodem levende organismen, alsmede op vogels en zoogdieren die de in de waterbodem levende organismen als voedsel gebruiken.

Bij de ecologische risicobeoordeling worden alleen effecten beschouwd die van invloed zijn op de populatieomvang, met name sterfte, groeiremming en een verminderd voortplantingssucces. Deze directe en indirecte effecten kunnen leiden tot een verandering van de soortensamenstelling of vermindering van de soortdichtheden van organismen in de waterbodem. Daarbij is toxiciteit van stoffen niet zozeer belangrijk van het totaalgehalte van de stof in de waterbodem, maar van de biologische beschikbaarheid.

Er vindt een parallelle beoordeling plaats van de *directe effecten* op lagere organismen in het ecosysteem en van de *doorvergiftigingsrisico's* voor vogels en zoogdieren.

De methodiek wordt weergeven in het onderstaande schema. De filosofie is analoog als deze bij beoordeling van het humane risico. Er wordt een blootstellingswaarde door middel van een model (OMEGA) berekend, waarna wordt nagegaan of er sprake is van een risico. Is dit het geval, dan dienen bijkomende metingen uitgevoerd te worden (TRIADE-onderzoek), en wordt via het model OMEGA nagegaan of er sprake is van een risico door doorvergiftiging.



In bovenstaande methodiek is er sprake van de PAF-waarde. De PAF staat voor de Potentieel Aangetaste Fractie en betreft het percentage van soorten dat bij de gegeven gehalten aan stoffen in de waterbodem onbeschermd is, en dus effecten kan ondervinden. De PAF wordt met het programma OMEGA berekend.

OMEGA werd ontwikkeld om de risico's van blootstelling van planten, dieren en bodemprocessen aan toxische stoffen te bepalen. OMEGA berekent per gehalte of concentratie de PAF aan de hand van toxiciteitsgegevens van een stof of voor een

totaal aan stoffen (msPAF). Dit kan zowel voor natte als voor droge situaties worden uitgevoerd.

Het programma OMEGA kan vrij gedownload worden vanop www.akwa.info. Vanuit de handleiding weerhouden we volgende elementen:

- OMEGA is ontwikkeld om meer informatie te verschaffen over de gevolgen voor planten en dieren die blootgesteld worden aan toxische stoffen. Dit geldt bijvoorbeeld voor vragen bij natuurontwikkeling, bodemsanering en bescherming van gevoelige soorten. Met OMEGA kunnen de effecten van toxische stoffen op planten en dieren worden geschat, door berekening van de fractie bedreigde soorten en door identificatie van de meest bedreigde soortgroepen.

- Omega is ontwikkeld in Microsoft Excel 2000 binnen een Windows XP-omgeving. Bij het downloaden worden 4 files ter beschikking gesteld waarvan 1 handleiding (word-document) en drie Excel files (o.a. 2 invoeg macro's).

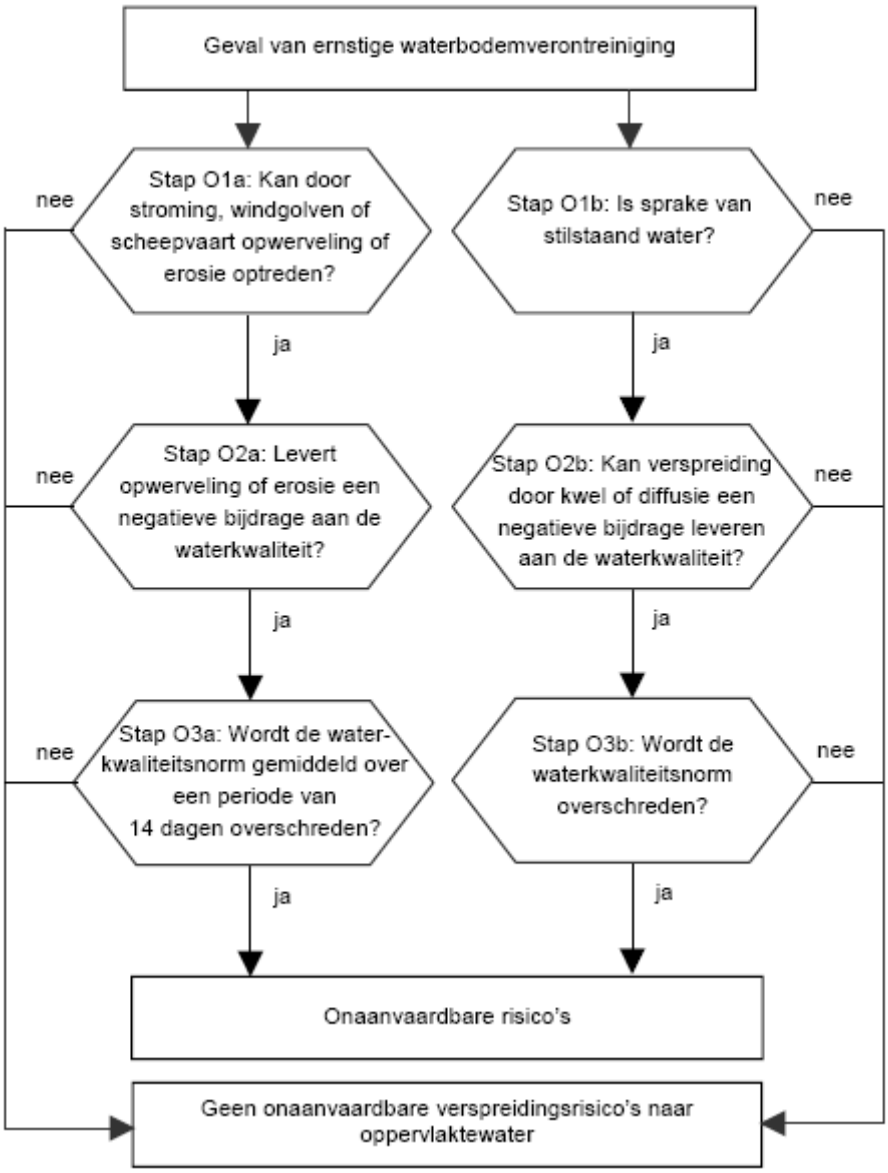
- In de handleiding wordt de opbouw en de (theoretische) achtergrond aangegeven.

- Het programma OMEGA past binnen een stapsgewijze aanpak om de milieukwaliteit van watersystemen te beoordelen, waarbij de aanpak specifiek is gericht op de risico's voor ecosystemen. De beoordeling van risico's zoals deze in het programma wordt gehanteerd valt onder de noemer 'generieke beoordeling'. Dit in tegenstelling tot een locatiespecifieke beoordeling.

  Onder generiek wordt in dit geval verstaan dat gebruik is gemaakt van gegevens die algemeen geldend zijn voor de verontreiniging, maar wellicht afwijkend kunnen zijn op een specifieke locatie. Voor de toxiciteit is daartoe bijvoorbeeld gebruik gemaakt van beperkte verzameling enkelsoortstesten. Gebruik van OMEGA kan dus niets anders zijn, dan een onderdeel van een uitgebreide totaalbeoordeling van verontreinigingen. Hierbij is de inzet van andere methoden en technieken binnen de ecotoxicologie (bijvoorbeeld bioassays) eveneens van groot belang. OMEGA heeft vooral een signalerende en prioriterende functie. Voor een specifieke locatie kan de aandacht juist op ter plekke voorkomende soorten gericht zijn.

Risico voor verspreiding naar oppervlaktewater

Er is sprake van onaanvaardbare risico's van verspreiding naar het oppervlaktewater als verspreiding vanuit de verontreinigde waterbodem ervoor zorgt dat de waterkwaliteitsnorm voor het oppervlaktewater niet kan worden bereikt. Verspreiding van verontreinigingen vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater kan plaatsvinden als gevolg van opwerveling of erosie van sediment. Daarnaast kan verspreiding van stoffen plaatsvinden via diffusie of onder invloed van een kwelstroom. Voor de beoordeling van de verspreidingsrisico's worden achtereenvolgens de volgende stappen doorlopen:


Geval van ernstige waterbodemverontreiniging
Stap O1a: Kan door stroming, windgolven of scheepvaart opwerveling of erosie optreden?
Stap O1b: Is sprake van stilstaand water?
nee
nee
ja
ja
Stap O2a: Levert opwerveling of erosie een negatieve bijdrage aan de waterkwaliteit?
Stap O2b: Kan verspreiding door kwel of diffusie een negatieve bijdrage leveren aan de waterkwaliteit?
nee
nee
ja
ja
Stap O3a: Wordt de water-kwaliteitsnorm gemiddeld over een periode van 14 dagen overschreden?
Stap O3b: Wordt de waterkwaliteitsnorm overschreden?
nee
nee
ja
ja
Onaanvaardbare risico's
Geen onaanvaardbare verspreidingsrisico's naar oppervlaktewater

Risico's verspreiding via grondwater

In tegenstelling tot een droge bodem is het in de natte waterbodem meestal niet eenvoudig om concentraties in grondwater via peilbuizen te meten. Als alternatief daarvoor worden in de waterbodem concentraties in het poriewater bepaald. Om de risico's voor verspreiding vanuit de waterbodem via het grondwater te bepalen worden de volgende stappen doorlopen:

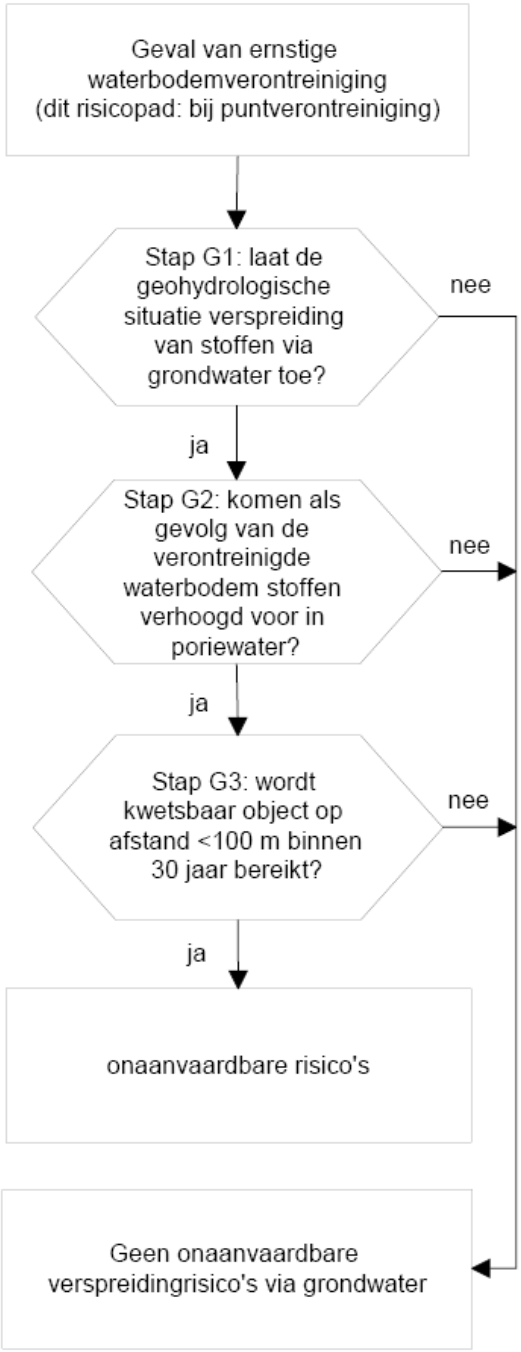
In stap G1 wordt aan de hand van de (hydro)geologie nagegaan of:

- er sprake is van een kwelsituatie,
- tussen de verontreinigde waterbodem en het watervoerend pakket een schone klei- of veenlaag aanwezig is.

Stap G2 start met een beoordeling of de aangetroffen polluenten mobiel zijn. Is dit het geval dienen analyses van het poriewater uit de verontreinigde waterbodem uitgevoerd te worden.

Als de aanwezigheid van verontreiniging in het poriewater wordt aangetoond dient een analyse uitgevoerd te worden van het grondwater uit het watervoerend pakket onmiddellijk onder de verontreinigde waterbodem.

In stap G3 dient tenslotte geëvalueerd te worden of de verontreiniging in het grondwater via verspreiding kwetsbare objecten zou kunnen bedreigen.



Saneringstijdstip

Indien uit de evaluatie van één van bovenstaande risicopaden blijkt dat er sprake is van een onaanvaardbaar risico is er een noodzaak tot spoedige sanering. De initiatiefnemer dient na te gaan of de sanering op korte termijn kan plaatsvinden. Hiertoe wordt nagegaan of sanering op korte termijn een hoge milieuwinst oplevert vanwege sterke reductie van de risico's voor de mens, het ecosysteem, het oppervlaktewater of het grondwater. Bij deze afweging zou bijvoorbeeld kunnen blijken dat er eerst brongerichte maatregelen genomen moeten worden teneinde de waterkwaliteit te verbeteren, zodat voorkomen wordt dat er bij de sanering sprake is van 'dweilen met de kraan open'. De milieuwinst van een sanering hangt af van de te verwachten ontwikkeling zonder dat een sanering plaatsvindt (autonome ontwikkeling) en van de te verwachten ontwikkeling na uitvoering van een sanering (risico op herverontreiniging).

3.9 Conclusies en aanbevelingen voor de opmaak van een procedure ter beoordeling van de ernst van een waterbodemverontreiniging

3.9.1 Opmerkingen en conclusies

1) Uit de procedures en protocollen uit Vlaanderen en Nederland blijkt dat er in beide regio's een noodzaak bestaat om de risico-analyse op een gestructureerde manier uit te voeren. Dit laat enerzijds aan adviseurs toe voor opdrachtgevers het plan van aanpak te kunnen verantwoorden. Anderzijds vergemakkelijkt het de beoordeling van de risico-analyse door de bevoegde overheid en de opdrachtgevers.

   In Vlaanderen heeft men er in de procedures voor gekozen om te werken met tabellen en scores. In Nederland worden de te beoordelen onderdelen van de risico-analyse verduidelijkt door stroomschema's.

2) Voor wat betreft de te beoordelen risico-onderdelen kunnen we voor Vlaanderen en Nederland spreken over een globale eensgezindheid. Op het vlak van verspreiding is er echter een verschil in accent wanneer we de ontwerp procedure voor beschrijvend bodemonderzoek vergelijken met de handleiding sanering waterbodems. Dit is te wijten aan het feit dat men in Nederland al specifiek spreekt over de beoordeling van de ernst van waterbodemverontreiniging, terwijl de procedure voor beschrijvend bodemonderzoek opgemaakt werd louter voor landbodems. De te beoordelen risicoblokken worden weergegeven in onderstaande tabel.

Risico voor de mens	Risico voor de mens
Risico voor het ecosysteem	Risico voor het ecosysteem
Risico voor verspreiding ➢ vaste deel van de bodem ➢ grondwater	Risico voor verspreiding naar oppervlaktewater
	Risico voor verspreiding via grondwater

3) De beoordeling van het risico voor de mens verloopt in Vlaanderen en Nederland volgens een gelijkaardige filosofie. Men start vanuit een beoordeling van de relevante blootstellingsroutes (Conceptueel Site Model) waarna er een kwantificering van het risico wordt uitgevoerd door toepassing van een blootstellingsmodel. Indien uit het model blijkt dat er sprake is van risico wordt geadviseerd om bijkomende metingen uit te voeren (bv. drinkwatermetingen, binnenlucht, e.a;) om de door het model berekende blootstelling te corrigeren met gemeten waarden, en zo de risicobeoordeling beter af te stemmen op de werkelijkheid.

   Het verschil tussen Vlaanderen en Nederland zit in het feit dat er in Nederland verschillende modellen worden gebruikt naar aanleiding van blootstelling in "het natte" of blootstelling "in den droge". Vooralsnog is er in Vlaanderen slechts sprake van 1 blootstellingsmodel (Vlier-Humaan) dat tot op heden hoofdzakelijk wordt toegepast voor de humane risicobeoordeling van verontreinigingen op landbodems.

4) Bij de beoordeling van het risico voor het ecosysteem merken we toch wel een wezenlijk verschil tussen de aanpak in Vlaanderen en deze in Nederland. Tot op heden werd er in Vlaanderen, in tegenstelling tot de humane risicobeoordeling, nog geen systematiek uitgewerkt voor de beoordeling van het risico voor het ecosysteem. In het document Basisinformatie voor risico-evaluaties wordt vermeld dat dit de volgende stap is na de publicatie van de aanpak voor humane risicobeoordeling, doch tot op heden werd er nog geen dergelijke systematiek voor risicobeoordeling voor het ecosysteem gepubliceerd.

   Uit de standaardprocedure beschrijvend bodemonderzoek (& ontwerp) merken we op dat er in Vlaanderen voor landbodemverontreiniging een eerder kwalitatieve beoordeling wordt verwacht, waarbij voornamelijk de locatie van het terrein een belangrijke rol speelt. In het geval nadelige effecten worden vastgesteld wordt de mogelijkheid geopperd deze verder te onderzoeken via vrij te kiezen methodes (bv. TRIADE). Waar de beoordeling van het risico voor het ecosysteem vroeger ondergeschikt was aan de humane risicobeoordeling merken we in de ontwerp procedure beschrijvend bodemonderzoek toch een opwaardering op; in die zin dat de risicobeoordeling voor het ecosysteem evenwaardig wordt beschouwd als de risicobeoordeling voor de mens en het risico op verspreiding.

   In Nederland zien we dat volgens de handleiding sanering waterbodems de risicobeoordeling voor het ecosysteem kwantitatief wordt benaderd. Men maakt gebruik van een model om de mogelijke impact van verontreiniging op organismen te schatten. Als uit het model blijkt dat er sprake is van een risico dient dit onderbouwd te worden door in een tweede stap metingen uit te voeren. Men maakt het onderscheid tussen de direct effecten en de effecten via doorvergiftiging.

5) Zoals eerder aangegeven zijn er op het vlak van risico op verspreiding accentverschillen tussen Vlaanderen en Nederland. Dit heeft voornamelijk te maken met het feit dat een waterbodemsysteem veel dynamischer is dan een landbodem. Wat in de Nederlandse procedure duidelijk naar voor komt is de noodzaak tot een goede karakterisatie van de verontreinigingsgraad in de toplaag van de waterbodem en dit te combineren met de kennis over het (grond)watersysteem om een gefundeerde uitspraak te kunnen doen over het feit of de waterbodemverontreiniging een bedreiging vormt.

3.9.2 Aanbevelingen

1) De procedure voor risicobeoordeling dient overzichtelijk en gestructureerd te zijn om de leesbaarheid voor alle betrokken partijen te garanderen. Enerzijds pleiten wij ervoor om het idee van tabellen en scores (in de mate van het mogelijke en waar relevant) uit de ontwerpprocedure beschrijvend bodemonderzoek te weerhouden om een zekere uniformisering tussen een landbodemonderzoek en een waterbodemonderzoek te behouden. De doelstelling van een beschrijvend bodemonderzoek en een waterbodemonderzoek is overeenkomstig het decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming immers gelijk. Uiteraard zal er bij de gedetailleerde uitwerking rekening gehouden moeten worden met de verschillen tussen een landbodem –en een waterbodemsysteem.

   Anderzijds pleiten wij ervoor om de bevindingen van de risicobeoordeling in het rapport eenduidig samen te vatten in een paragraaf “globale risicobeoordeling” of een niet-technische samenvatting.

2) De filosofie om de risicobeoordeling in 2 stappen uit te voeren – worstcasebeoordeling gevolgd door metingen ter verfijning – dient goed doordacht te worden. Als er duidelijke aanwijzingen zijn dat er sprake is van een risico is het uiteraard best aangewezen om onmiddellijk over te gaan tot de uitvoering van bijkomende metingen om te voorkomen dat er geld en tijd gespendeerd wordt aan de bevestiging van iets wat toch al gekend is of minstens sterk vermoed wordt. Het is de taak van de deskundige om op basis van terreinkennis, beschikbare gegevens en zijn ervaring een plan van aanpak op te maken dat garandeert dat de benodigde gegevens binnen een redelijke termijn en op een kosteneffectieve manier verzameld kunnen worden.

3) Voor de humane risicobeoordeling maakt men in Nederland een onderscheid naar keuze van blootstellingsmodel naargelang de natte of droge situatie. Vermits in het decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming staat dat in een waterbodemonderzoek ook een uitspraak dient gedaan te worden over de oevers en overstromingsgebieden is deze opsplitsing ook In Vlaanderen van toepassing. Voor de droge situatie kan er gebruik gemaakt worden van Vlier-Humaan. Voor de natte situatie dient onderzocht te worden in welke mate Vlier-Humaan hiervoor toepasbaar is. Is niet toepasbaar

4) Het ontwerp van een systematiek ter beoordeling van het risico voor het ecosysteem is heden nog in volle ontwikkeling. In Nederland is men overgestapt van de onmiddellijke uitvoering van ecotoxiciteitstesten naar een voorafgaandelijke beoordeling via een model. Indien uit het model blijkt dat er sprake is van een risico kunnen daarna nog testen en metingen uitgevoerd worden.

   Gelet op de kost van de uitvoering van ecotoxiciteitsonderzoek stellen wij voor om voorafgaand aan dergelijk onderzoek een beslissingsboom uit te werken in analogie met de beoordeling EAEB in de standaardprocedure oriënterend bodemonderzoek waaruit dan moet blijken of er bijkomend onderzoek noodzakelijk is of niet. In deze beslissingsboom kunnen volgende elementen opgenomen worden (niet limitatief):

   - waar is de onderzoekslocatie gelegen? (natuurgebied – VEN – e.a.)

- wat is de hoofdfunctie van de waterloop? (transport – natuur – buffer – e.a.)
- wat zijn toxicologische eigenschappen van de polluent? (carcinogeen – mutageen – e.a.)
- waar bevindt zich de verontreiniging? (toplaag of niet)
- wat zijn de overschrijdingsfactoren van de milieukwaliteitsnormen?

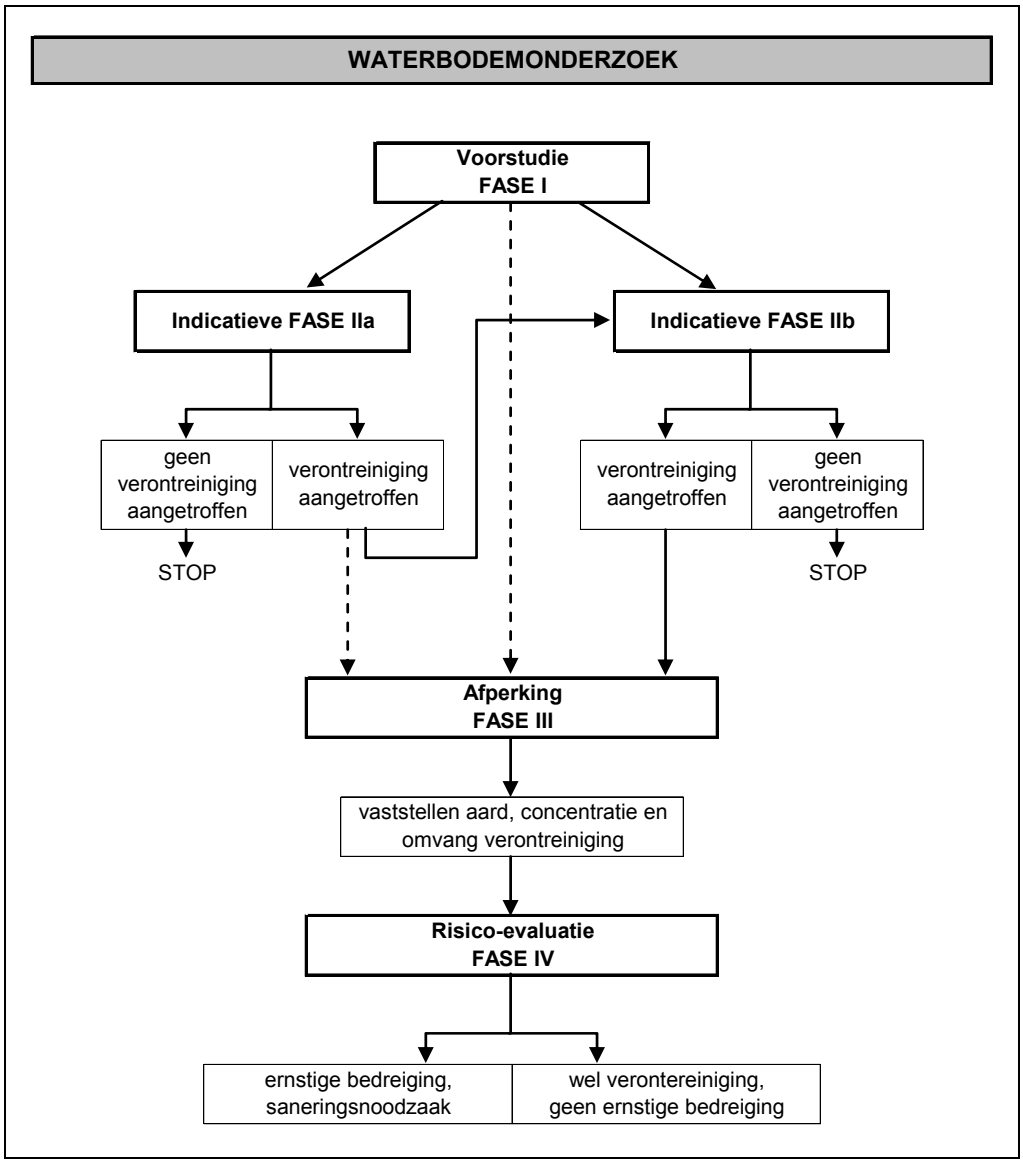
5) De beoordeling van het risico op verspreiding van verontreiniging vanuit een waterbodem is duidelijk verschillend dan van verontreiniging in een landbodem. Waar in een landbodem verspreiding via grondwater de voornaamste verspreidingsroutes is, is er bij een waterbodem sprake van een grotere dynamiek. Naast verspreiding via grondwater zal er ook aandacht besteed moeten worden aan verspreiding via oppervlaktewater. Hierbij zijn zowel erosie, afzetting en resuspensie van (gecontamineerd) materiaal; als uitloging naar en vanuit het oppervlaktewater belangrijk.

6) Tot slot nog een woordje over het begrip “milieuwinst” (volgens de Nederlandse procedures). Het is niet ondenkbaar dat er situaties zullen naar boven zullen komen waarbij uit het waterbodemonderzoek zal blijken dat er sprake is van een ernstige verontreiniging waarvoor saneringswerken noodzakelijk zijn. Zolang de bron van verontreiniging echter niet gekend is, of niet uitgeschakeld is, bestaat een reële kans dat de milieuwinst van een sanering na enkele jaren nihil wordt. Dit dient uiteraard vermeden te worden. Er dient dan ook uit een waterbodemonderzoek duidelijk naar voor te komen of de bron(nen) van verontreiniging gekend zijn, zodat bij de prioriteitsstelling door de Vlaamse Regering eerst die projecten met de grootste milieuwinst kunnen geselecteerd worden. Voor die andere projecten waar er sprake is van een risico, maar waar de bron van de verontreiniging niet gekend of niet uitgeschakeld is, zullen dan voorzorgsmaatregelen getroffen moeten worden om mens en milieu tegen de gevaren van de verontreiniging te beschermen in afwachting van saneringswerken.

4 Nieuwe standaardprocedure voor waterbodemonderzoek

4.1 Algemeen principe van het waterbodemonderzoek

Een waterbodemonderzoek heeft als doel om de verontreiniging af te perken en het risico ervan in te schatten. Om tot deze doelstelling te komen, dienen eerst algemene, indicatieve onderzoeksresultaten gekend te zijn, of met andere woorden, er dient, onder een of andere vorm, een indicatieve onderzoeksfase aan voorafgegaan te zijn. De te doorlopen stappen van het volledige onderzoekstraject worden in het onderstaande schema weergegeven.



4.2 Fase I – Voorstudie

4.2.1 Doel voorstudie

Het waterbodemonderzoek start steeds met een voorstudie. Tijdens deze voorstudie worden alle relevante gegevens verzameld over de onderzoekslocatie en de beïnvloeding ervan van buiten af. Het doel is om de algemene karakteristieken van de waterloop in kaart te brengen en om de verontreinigingssituatie van de waterbodem, de oevers en de aanpalende gronden in te schatten.

4.2.2 Inhoud voorstudie

De mogelijke relevante aspecten die in de voorstudie dienen te worden nagegaan, omvatten:

- het type water, zoals bevaarbaar of niet bevaarbaar, wel of niet stagnant, sloot, meer, rivier, kanaal, haven, …;
- de diepte, de breedte en de oppervlakte van het wateroppervlak;
- de informatie over sedimentatie en erosie, zoals de stroming (bv. stroomsnelheden, stromingspatronen, beïnvloeding door getijdestromingen), de dikte en de opbouw van de waterbodem en de sedimentatiesnelheid;
- de informatie over overstromingen;
- het gebruik of de bestemming van de waterloop (scheepvaart, industrie, drinkwaterwinning, recreatie, natuur, …);
- het gebruik of de bestemming van de aangrenzende gronden;
- de inventarisatie van de historische en huidige bronnen (lokale lozingen, diffuse belastingen, kwaliteit van het aangevoerde water en zwevende stof);
- de relevante menselijke ingrepen (ruimen, baggeren, storten, oeverdeponie …);
- de reeds aanwezige gegevens over de verontreinigingssituatie van de waterbodem (bv. algemene beoordeling vanuit de VMM-waterbodemdatabank, palingpolluentenmeetnet, reeds uitgevoerde onderzoeken i.k.v. baggerwerken, …);
- terreinbezoek;
- …

4.2.3 Bepaling van het verdacht karakter van de onderzoekslocatie

Op basis van de informatie bekomen tijdens de voorstudie, kan in de daaropvolgende fase van het waterbodemonderzoek een onderzoeksstrategie worden gekozen die het beste aansluit bij de specifieke kenmerken van de onderzoekslocatie. Hierbij zijn volgende criteria cruciaal:

- de waterbodem is al dan niet verdacht,
- de oevers en/of overstromingsgebieden zijn al dan niet verdacht.

De waterbodem wordt als verdacht beschouwd indien er vermoedens zijn van verontreiniging.

De oevers en/of de overstromingsgebieden zijn verdacht in het kader van het waterbodemonderzoek indien zij verontreinigd kunnen zijn *tengevolge* van de verspreiding van de mogelijke verontreiniging van de waterbodem of van het oppervlaktewater (overstromingen, oeverdeponie, …).

Het al dan niet verdacht zijn, kan tevens betrekking hebben op een gedeelte van de locatie, die bijgevolg kan opgesplitst worden in een aantal deellocaties.

Naast de globale verontreinigingssituatie worden ook de lozingspunten in kaart gebracht.

4.3 Fase II – Indicatieve onderzoeksfase

4.3.1 Doel indicatieve onderzoeksfase

De doelstelling van de indicatieve fase is het vaststellen van aan- of afwezigheid van een (mogelijk ernstige) verontreiniging van de waterbodem en eventueel van de oevers en/of de overstromingsgebieden.

Als triggerwaarden, die aangeven of al dan niet een volgende fase in het onderzoek noodzakelijk is, worden voorlopig voor de waterbodem de normen van bijlage 8 van het Vlarebo gehanteerd [1]. Het onderzoek kan dan worden stopgezet indien wordt voldaan aan bijlage 8, tenzij er tegenindicaties zijn (bv. TKB 4 zoals blijkt uit de voorstudie) die niet weerlegd kunnen worden. Voor de oevers en de overstromingsgebieden wordt het criterium van DAEB (zie § 3.1) als trigger gehanteerd.

4.3.2 Wanneer indicatieve onderzoeksfase

Op de fase van de voorstudie (fase I) volgt in de meeste gevallen de indicatieve onderzoeksfase (fase II). In het geval er reeds voldoende, actuele informatie voorhanden is, kan ná de voorstudie mogelijk wel onmiddellijk overgegaan worden naar fase III van het waterbodemonderzoek.

Ten behoeve van de indicatieve fase worden twee onderzoekstrategieën onderscheiden: een beperkte fase IIa en een iets uitgebreidere fase IIb.

In volgende gevallen wordt een beperkte, **indicatieve onderzoeksfase IIa** uitgevoerd op de volledige onderzoekslocatie of op een gedeelte van de onderzoekslocatie (deellocatie):

- indien op basis van het vooronderzoek blijkt dat er geen vermoedens zijn van waterbodemverontreiniging, of m.a.w. de onderzoekslocatie is “niet verdacht”;
- indien op basis van eerdere onderzoeksresultaten op één punt van het onderzoekstraject het volledige traject als verdacht wordt ingekleurd ten gevolge van een worst case benadering, kan de onderzoekslocatie niettegenstaande mogelijk ingedeeld worden in verdachte en niet-verdachte deellocaties; onderzoeksstrategie IIa kan dan uitgevoerd worden op de niet-verdachte deellocaties.

[1] In afwachting van de definitieve milieukwaliteitsnormen voor waterbodems worden tot nader de normen van bijlage 8 van het Vlarebo gehanteerd (zie ook Hoofdstuk 5 “Knelpunten”).

In volgende gevallen wordt een meer uitgebreide, **indicatieve onderzoeksfase IIb** uitgevoerd op de volledige onderzoekslocatie of op een gedeelte van de onderzoekslocatie (deellocatie):

- indien op basis van het vooronderzoek vermoedens bestaan van waterbodemverontreiniging, of m.a.w. de onderzoekslocatie is "verdacht";
- indien tijdens de indicatieve onderzoeksfase IIa verontreiniging werd aangetroffen (er kan ook rechtstreeks overgegaan worden tot fase III).

4.3.3 Onderzoeksstrategie indicatieve fase II – waterbodem

Voor de definiëring van de hierna gebruikte terminologie wordt eveneens verwezen naar de begrippenlijst aan het begin van het rapport.

a. Het onderscheiden van deellocaties

Zoals zal blijken uit de voorstudie kan het bij de uitvoering van het waterbodemonderzoek aangewezen zijn om de onderzoekslocatie op basis van het verwachtingspatroon ten aanzien van de verontreinigingssituatie op te splitsen in deellocaties.

Bij opsplitsing in deellocaties dient voor elke onderscheiden deellocatie een aparte onderzoeksstrategie te worden uitgevoerd.

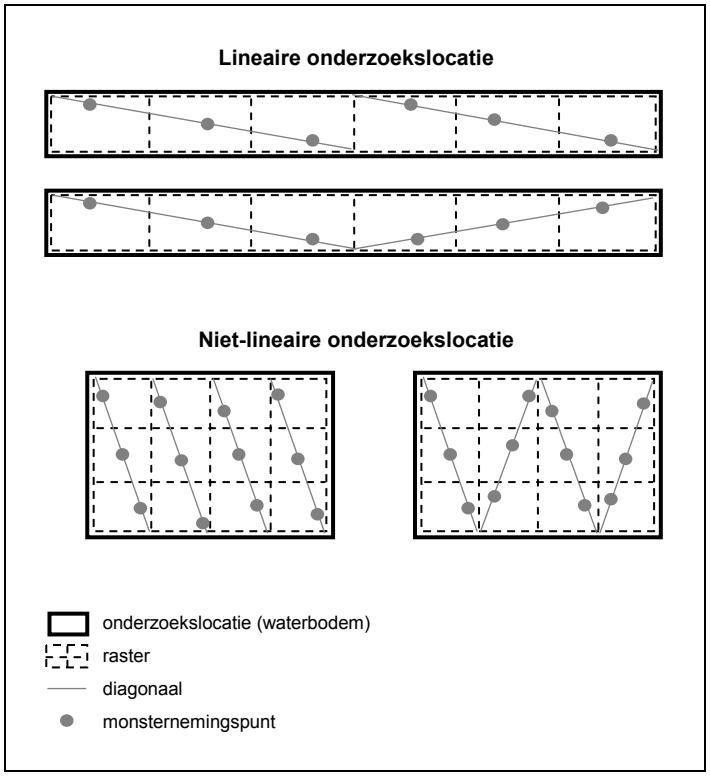
b. Het monsternemingspatroon

Ten behoeve van het indicatief onderzoek worden de monsters in het horizontale vlak genomen volgens het principe van een '*stratified random*' verdeeld patroon. Hiertoe wordt de onderzoekslocatie verdeeld volgens een regelmatig raster. Vervolgens wordt in ieder vak (of grid) van het raster at random een monsternemingspunt aangeduid.

De verdeling van het raster gebeurt enkel in de lengterichting bij lineaire onderzoekslocaties. Bij niet-lineaire onderzoekslocaties gebeurt dit zowel in de lengte- als in de breedterichting.

Om praktisch en efficiënt te kunnen werken, kan geopteerd worden om de monsternemingspunten volgens diagonalen uit te zetten, in plaats van at random binnen hun respectievelijk vak. Hierbij geldt steeds als uitgangspunt dat zowel de waterbodem ter hoogte van de snelst stromende zones (minder fijn materiaal, te verwachten verontreiniging mogelijk kleiner), als ter hoogte van de traagst stromende zones (meer fijn materiaal, te verwachten verontreiniging mogelijk groter) bemonsterd dient te worden. Dit principe wordt gehanteerd om een representatief beeld te krijgen van de gemiddelde waterbodemkwaliteit.

Het monsternemingspatroon en de uitzetting van de monsternemingspunten wordt geïllustreerd in onderstaande figuur.



Bijkomend wordt ter hoogte van elk verdacht punt (bv. lozingspunt) een extra monsternemingspunt aangeduid.

Per monsternemingspunt kan / kunnen in de diepte één (in het geval van een niet-verdachte waterbodem) of meerdere (in het geval van een verdachte waterbodem en van verdachte punten) deelmonsters genomen worden (zie punt 'c. De dikte van de te bemonsteren laag').

c. De dikte van de te bemonsteren laag

Bij de algemene beoordeling van de waterbodem en met de doelstellingen van de Europese Kaderrichtlijn Water in het achterhoofd, is vooral de laag die het meest interactie vertoont met de bovenstaande waterkolom belangrijk. Daarom wordt enkel de toplaag van de waterbodem beoordeeld in onderzoeksfase II. Overeenkomstig bestaande protocollen voor waterbodemonderzoek (o.a. triadebeoordelingsmethode, Nederlands Protocol voor verkennend waterbodemonderzoek) wordt hiervoor standaard enkel de bovenste 20 cm genomen. Indien een dikkere laag als één geheel wordt bemonsterd en geanalyseerd, kan door vermenging met de onderliggende waterbodem, een onjuiste beoordeling van de effecten op het bovenstaande oppervlaktewater het gevolg zijn.

Aldus wordt ten behoeve van onderzoeksfase II per monsternemingspunt steeds een deelmonster van de bovenste 20 cm genomen. De verschillende deelmonsters van deze bovenlaag worden vervolgens samengesteld tot mengmonsters voor verdere analyse (zie puntje d. 'Hanteren van mengmonsters').

Aanvullend, in het geval van een verdachte waterbodem, gebeurt de monsterneming echter reeds in onderzoeksfase II tot 50 cm onder de te verwachten waterbodemverontreiniging. Deze diepte wordt ingeschat op basis van de gegevens van de voorstudie en/of op basis van waarnemingen tijdens de monsterneming zelf. Per monsternemingspunt wordt aldus, naast het deelmonster van de bovenste 20 cm, van elke visueel te onderscheiden waterbodemlaag een afzonderlijk deelmonster genomen, tot de diepte van 50 cm onder de vermoedelijke verontreiniging wordt bereikt. Deze diepere deelmonsters worden apart bewaard en dienen desgevallend pas in onderzoeksfase III geanalyseerd te worden in het kader van de verticale afperking van de verontreiniging.

In het geval van de hypothese van een onverdachte waterbodem is de kans veel kleiner dat in fase II daadwerkelijk verontreiniging wordt vastgesteld, en dat dus moet worden overgegaan tot een afperkende fase van het waterbodemonderzoek. In de meeste gevallen zal het dan ook economisch niet voordeliger zijn om de hypothese reeds in fase II dieper dan 20 cm uit te voeren.

In het geval van bijkomende monsternemingspunten ter hoogte van verdachte punten wordt eveneens van de bovenlaag én van elke visueel te onderscheiden waterbodemlaag een afzonderlijk deelmonster genomen, tot de diepte van 50 cm onder de vermoedelijke verontreiniging.

d. Het hanteren van mengmonsters

Uit de deelmonsters van de bovenste 20 cm van de waterbodem wordt vervolgens een aantal mengmonsters aangemaakt voor analyse. De mengmonsters zijn telkens samengesteld uit deelmonsters die op naastgelegen punten genomen zijn.

Zintuiglijk afwijkende deelmonsters mogen niet met niet-afwijkende deelmonsters worden gemengd en dienen zonodig apart te worden geanalyseerd.

Ook de deelmonsters van de bovenste 20 cm genomen ter hoogte van verdachte punten worden individueel geanalyseerd.

e. Het aantal monsternemingspunten en het aantal mengmonsters

Het minimale aantal monsternemingspunten en samen te stellen en te analyseren mengmonsters (van de bovenlaag) wordt in onderstaande tabel opgenomen.

Waterbodem – Bemonstering indicatieve fase IIa en IIb

- **Lineaire, onbevaarbare waterlopen**

  $B_W = 18 \times \sqrt{A}$ ($B_W \geq 6$)

  $M_{Wa} = 1 \times \sqrt{A}$ ($M_{Wa} \geq 1$)

  $M_{Wb} = 3 \times \sqrt{A}$ ($M_{Wb} \geq 1$)

- **Lineaire, bevaarbare waterlopen**

  $B_W = 9 \times \sqrt{A}$ ($B_W \geq 6$)

  $M_{Wa} = 0{,}5 \times \sqrt{A}$ ($M_{Wa} \geq 1$)

  $M_{Wb} = 1{,}5 \times \sqrt{A}$ ($M_{Wb} \geq 1$)

- **Niet-lineaire wateroppervlakken**

  $B_W = 18 \times \sqrt{A}$ ($B_W \geq 6$)

  $M_{Wa} = 1 \times \sqrt{A}$ ($M_{Wa} \geq 1$)

  $M_{Wb} = 3 \times \sqrt{A}$ ($M_{Wb} \geq 1$)

B_W = aantal monsternemingspunten waterbodem
M_{Wa} = aantal mengmonsters toplaag waterbodem volgens fase IIa
M_{Wb} = aantal mengmonsters toplaag waterbodem volgens fase IIb
A = oppervlakte waterbodem in ha

Aanvullend hierop dient in het geval van verdachte punten (zoals een lozingspunt), een bijkomende monsterneming ter hoogte van het verdachte punt te worden uitgevoerd, waarbij het deelmonster van de toplaag individueel wordt geanalyseerd.

Zoals blijkt uit bovenstaande tabel is het aantal monsternemingspunten bij fase IIa en fase IIb gelijk. Het aantal mengmonsters daarentegen is groter bij fase IIb. Op die manier kan, in het geval fase IIb volgt op fase IIa, van de deelmonsters van fase IIa gebruik gemaakt worden voor het samenstellen van nieuwe mengmonsters (op voorwaarde dat de deelmonsters nog representatief zijn voor de actuele toestand). De mengmonsters volgens fase IIb bestaan dan uit minder deelmonsters dan bij fase IIa, waardoor zo een beter inzicht verkregen kan worden in de spreiding en/of de mate van de verontreiniging.

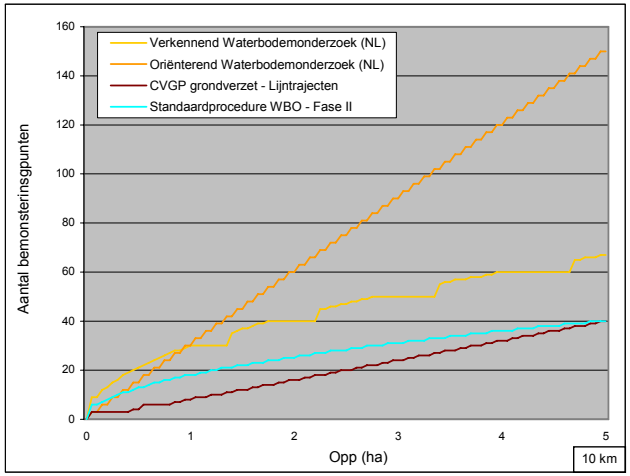
Voor de lineaire, onbevaarbare waterlopen en voor de niet-lineaire wateroppervlakken is de onderzoeksinspanning gebaseerd op de strategie voor het verkennend onderzoek van de Codes van goede praktijk voor het werken met uitgegraven bodem, respectievelijk de strategie voor lijntrajecten en voor bouwprojecten. Voor de lineaire, bevaarbare waterlopen daarentegen is de

onderzoeksinspanning gebaseerd op de bemonsteringsstrategie voor baggerwerken volgens de Algemene leidraad en code van goede praktijk voor bagger- en ruimingsspecie voor bevaarbare waterlopen. De strategie volgens de nieuwe standaardprocedure is zo opgevat dat in geval van onderzoeksfase IIb deze strategie volstaat indien er later een gebruikscertificaat voor het gebruik van bagger- of ruimingsspecie als secundaire grondstof zou aangevraagd worden.

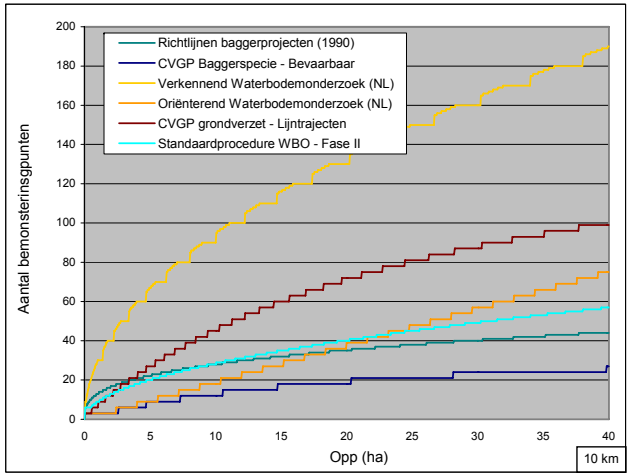
Hierbij wordt echter steeds een minimum van zes deelmonsters per samen te stellen mengmonster gehanteerd, teneinde rekening te houden met de ruimtelijke variabiliteit in algemene karakteristieken en verontreinigingssituatie van waterbodems (De Cooman *et al.*, 1995, Bervoets *et al.*, 1999).

Om te illustreren en om aan te geven hoe de onderzoeksstrategie volgens indicatieve fase II van de nieuwe standaardprocedure voor waterbodemonderzoek zich verhoudt ten opzichte van de meest relevante en vergelijkbare bestaande protocollen, wordt verwezen naar onderstaande figuur.

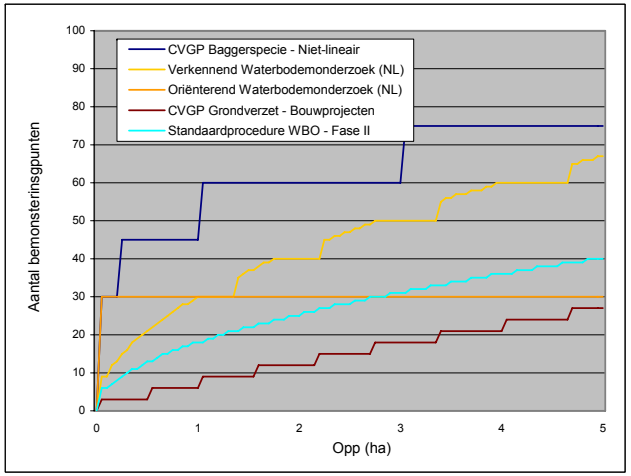
Lineaire, onbevaarbare waterloop (gemiddelde breedte 5 m)

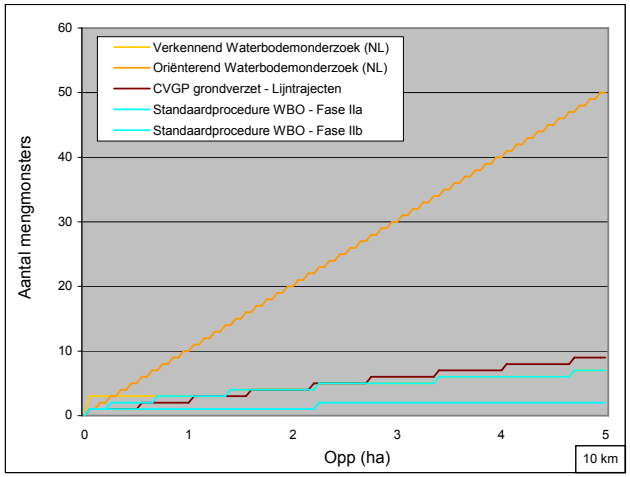


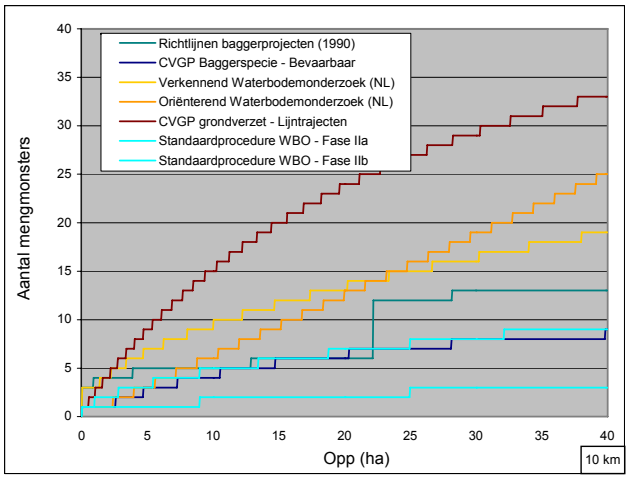
Lineaire, bevaarbare waterloop (gem. breedte 40 m)

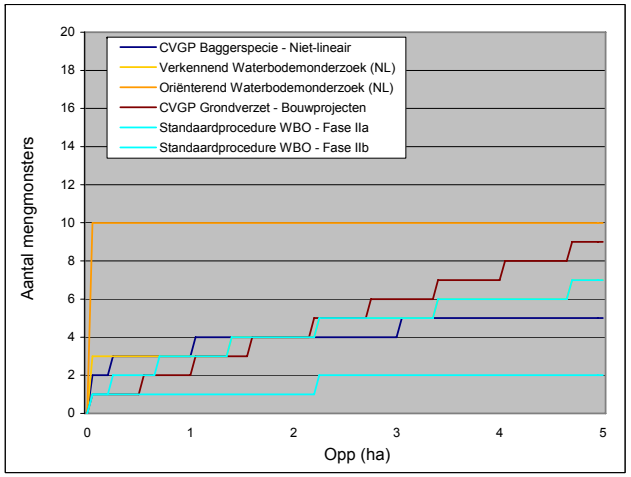


Niet-lineair wateroppervlak









f. De te analyseren stoffen

Het minimale analysepakket dat standaard uitgevoerd dient te worden op de mengmonsters van de waterbodem van de indicatieve onderzoeksfase II wordt weergegeven in onderstaande tabel. Het is gebaseerd op het standaardanalysepakket voor waterbodemonderzoek volgens de 'Leidraad en algemene code van goede praktijk bagger- en ruimingsspecie'. Enerzijds werd dit pakket samengesteld volgens de meest recente inzichten, op basis van de waterbodemdatabank van de VMM. Anderzijds kan het uitvoeren van dit pakket nuttig zijn in geval er later een gebruikscertificaat voor het gebruik van bagger- of ruimingsspecie als secundaire grondstof zou aangevraagd worden.

Waterbodem – Standaardanalysepakket indicatieve fase II

- droge stof,
- organisch materiaal,
- klei,
- minerale olie,
- 16 PAK's (styreen, naftaleen, fenantreen, antraceen, fluoranteen, benzo(a)antraceen, chryseen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(g,h,i)peryleen, ind(1,2,3,c,d)pyreen, acenafteen, fluoreen, acenaftyleen, dibenz(a,h)anthraceen, pyreen),
- 8 metalen (Pb, Zn, Cd, Cu, Ni, As, Hg, Cr),
- PCB's,
- OCP's (organochloorpesticiden).

In geval van onderzoeksfase IIb wordt het standaardanalysapakket, afhankelijk van de locatiespecifieke omstandigheden, aangevuld met mogelijke bijkomende verdachte parameters. Indien de onderzoeksfase IIb volgt op de onderzoeksfase IIa, volstaat het om enkel de "verontreinigende" parameters uit fase IIa te analyseren.

De deelmonsters genomen ter hoogte van verdachte punten dienen enkel op de verdachte parameters te worden geanalyseerd en niet op het volledige standaardanalysepakket.

<u>*Opmerking*</u>

Indien in het recente verleden reeds waterbodemonderzoek is uitgevoerd, kan door een beperkte aanvullende monsterneming de in de indicatieve onderzoeksfase gewenste informatiekwaliteit worden bereikt. In dat geval kan het reeds uitgevoerde onderzoek als onderdeel van de indicatieve fase worden beschouwd. Voorwaarde hiervoor is dat in de tussenliggende periode geen grote wijzigingen in belasting met verontreinigende stoffen, wijzigingen in morfologie of dynamiek van het watersysteem zijn opgetreden.

4.3.4 Onderzoeksstrategie indicatieve fase II – oevers en overstromingsgebieden

Indien uit de voorstudie is gebleken dat het onderzoek van de oevers en de mogelijke overstromingsgebieden relevant is, i.e. de oevers en/of de overstromingsgebieden zijn verdacht in het kader van het waterbodemonderzoek, dan dienen zij eveneens mee opgenomen te worden in fase IIb (per definitie kunnen in geval van fase IIa de oevers en de overstromingsgebieden niet verdacht zijn ten gevolge van een onverdachte waterbodem).

Dezelfde principes als bij de onderzoeksprocedure van de waterbodem zijn van toepassing voor de oevers en overstromingsgebieden.

a. Het onderscheiden van deellocaties

Voor het uitvoeren van het onderzoek van de oevers en/of overstromingsgebieden kan het aangewezen zijn om de onderzoekslocatie op basis van het verwachtingspatroon ten aanzien van de verontreinigingssituatie op te splitsen in deellocaties.

Sowieso worden oevers en overstromingsgebieden enerzijds en beide kanten bij lineaire waterlopen anderzijds als aparte deellocaties beschouwd.

b. Het monsternemingspatroon

De bemonstering wordt uitgevoerd volgens een *'stratified random'* verdeeld patroon.

De verdeling van het raster gebeurt regelmatig in de lengterichting. In elk vak van het raster wordt at random een boorpunt ('monsternemingspunt' bij de waterbodem) aangeduid. Er kan er in de praktijk voor geopteerd worden om de boorpunten volgens diagonalen uit te zetten in plaats van at random binnen hun respectievelijke vak.

Per boorpunt wordt normalerwijze één deelmonster genomen van de bovenste 25 cm (zie punt 'c. De dikte van de te bemonsteren laag').

c. De dikte van de te bemonsteren laag

Als bemonsteringsdiepte van de oevers en de overstromingsgebieden wordt standaard 25 cm genomen. Dit is de contactlaag die belangrijk is in het kader van mogelijke risico's. Indien kan aangenomen worden dat de verontreiniging van de oevers en overstromingsgebieden zich in de meeste gevallen beperkt tot deze bovenste 25 cm, wordt hier niet dieper bemonsterd.

Aldus wordt ten behoeve van onderzoeksfase II per boorpunt steeds een deelmonster van de bovenste 25 cm genomen.

d. Het hanteren van mengmonsters

Er worden vervolgens een aantal mengmonsters aangemaakt voor analyse. De mengmonsters zijn telkens samengesteld uit deelmonsters van naastgelegen boorpunten én met gelijkaardige kenmerken.

Zintuiglijk afwijkende deelmonsters worden individueel geanalyseerd.

e. Het aantal boorpunten en het aantal te analyseren mengmonsters

Het minimale aantal boorpunten en te analyseren mengmonsters wordt weergegeven in onderstaande tabel. In geval van lineaire trajecten dienen de oevers en de overstromingsgebieden aan beide kanten van de waterloop afzonderlijk te worden beschouwd. Ook de oever enerzijds en het overstromingsgebied anderzijds wordt als een aparte deellocatie beschouwd.

Oevers en overstromingsgebieden – Bemonstering indicatieve fase IIb

$$\mathbf{B_O} = 3 \times \sqrt{A} \qquad (B_O \geq 3)$$

$$\mathbf{M_O} = 1 \times \sqrt{A} \qquad (M_O \geq 1)$$

B_O = aantal boorpunten oever of overstromingsgebied
M_O = aantal mengmonsters oever of overstromingsgebied
A = oppervlakte oever of overstromingsgebied in ha

Als uitgangspunt voor de onderzoeksinspanning voor de oevers en de overstromingsgebieden werd de helft van de strategie 1 volgens de standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek genomen.

f. De te analyseren stoffen

Het minimale analysepakket dat standaard uitgevoerd dient te worden op de mengmonsters van de oevers en overstromingsgebieden van indicatieve onderzoeksfase IIb, is hetzelfde als dat van de waterbodem (zie onderstaande tabel).

Oevers en overstromingsgebieden – Standaardanalysepakket indicatieve fase IIb

- droge stof,
- organisch materiaal,
- klei,
- minerale olie,
- 16 PAK's
- 8 metalen,
- PCB's,
- OCP's.

In voorkomend geval wordt dit standaardanalysepakket aangevuld met bijkomende verdachte parameters. Indien de onderzoeksfase IIb van de oevers en/of de overstromingsgebieden volgt op onderzoeksfase IIa (enkel onderzoek van de waterbodem), volstaat het om alleen de "verontreinigende" parameters uit onderzoeksfase IIa te analyseren.

De deelmonsters genomen ter hoogte van verdachte punten worden enkel op de verdachte parameters geanalyseerd.

Opmerking

Indien in het recente verleden reeds waterbodemonderzoek is uitgevoerd, kan door een beperkte aanvullende monsterneming de in de indicatieve onderzoeksfase gewenste informatiekwaliteit worden bereikt. In dat geval kan het reeds uitgevoerde onderzoek als onderdeel van de indicatieve fase worden beschouwd. Voorwaarde hiervoor is dat in de tussenliggende periode geen grote wijzigingen in belasting met verontreinigende stoffen, wijzigingen in morfologie of dynamiek van het watersysteem zijn opgetreden.

4.4 Fase III – Afperkende onderzoeksfase

4.4.1 Doel afperkende onderzoeksfase

Het uiteindelijke doel van het waterbodemonderzoek is het vaststellen van de aard, de concentratie en de omvang ("afperking") én het beoordelen van de ernst ("risco-evaluatie") van de verontreiniging. Dit wordt respectievelijk gerealiseerd in fase III en IV (zie paragraaf 4.5) van het waterbodemonderzoek.

4.4.2 Wanneer afperkende onderzoeksfase

In volgende gevallen wordt een afperking uitgevoerd:

- indien uit fase IIb van het waterbodemonderzoek blijkt dat er (mogelijk ernstige) verontreiniging aanwezig is (i.e. tot nader order overschrijding van bijlage 8 van het Vlarebo voor waterbodems en DAEB voor oevers en overstromingsgebieden) ;
- indien uit fase IIa blijkt dat er (mogelijk ernstige) verontreiniging aanwezig is (het is niet steeds noodzakelijk om eerst fase IIb (volledig) uit te voeren);
- indien reeds andere onderzoeksresultaten beschikbaar zijn (bv. uit onderzoek dat de waterloopbeheerder vanuit zijn beheerstaken reeds uitvoert, in dit geval is het niet steeds noodzakelijk om fase IIb (volledig) uit te voeren.

4.4.3 Onderzoeksstrategie afperkende fase III – waterbodem

Ten behoeve van de omvangsbepaling van de waterbodemverontreiniging dient de afperking zowel in horizontale als in verticale richting te gebeuren. Hiervoor wordt in eerste instantie meestal gebruik gemaakt van de deelmonsters die reeds in fase II werden genomen (op voorwaarde dat deze monsters nog representatief zijn voor

de actuele toestand). Vervolgens wordt een bijkomende monsterneming uitgevoerd.

Er worden twee strategieën onderscheiden:

- strategie voor de afperking van een globale waterbodemverontreiniging;
- strategie voor de afperking van een lokale waterbodemverontreiniging.

De vermoedelijke ligging van de grenzen van de verontreiniging wordt voor elke stof of stofgroep afzonderlijk wordt vastgesteld.

Aangezien de verontreinigingssituatie en de lokale omstandigheden sterk kunnen variëren per concreet geval, worden hier slechts algemene richtlijnen gegeven. Het deskundig oordeel van de erkende bodemsaneringsdeskundige zal bij de concrete uitwerking van de bemonsteringsstrategie een belangrijke rol spelen.

a. Afperking globale waterbodemverontreiniging

- Uit de resultaten van de indicatieve onderzoeksfase II is – op basis van mengmonsters – een eerste beeld gevormd van de variatie van de verontreiniging in horizontale richting. Ten behoeve van de horizontale afperking van de waterbodemverontreiniging, kunnen de deelmonsters van de “verontreinigde” mengmonsters van fase II (toplaag) in eerste instantie individueel geanalyseerd worden op de verontreinigingsparameters.

- Vervolgens worden ter verticale afperking de onderliggende deelmonsters afkomstig van de monsternemingspunten waaruit de verontreinigde deelmonsters van de toplaag afkomstig zijn, gefaseerd geanalyseerd op de verontreinigingsparameter (deze deelmonsters werden normalerwijze reeds genomen tijdens onderzoeksfase IIb):
  - analyse van het deelmonster van de laag die zich naar verwachting rond het niveau van de verontreinigingsgrens bevindt;
  - als het deelmonster niet verontreinigd blijkt te zijn, wordt de direct daarboven gelegen bemonsterde laag geanalyseerd;
  - als het deelmonster wel verontreinigd blijkt te zijn, wordt de direct daaronder liggende laag geanalyseerd.

- Tenslotte kan een bijkomende monsterneming en analyse worden uitgevoerd voor een meer nauwkeurige omvangsbepaling:
  - in horizontale richting worden bijkomende monsternemingspunten geplaatst volgens een raster met voldoende dichtheid; de te kiezen afstand tussen de oorspronkelijke en de bijkomende monsternemingspunten is afhankelijk van de omvang van het geval van waterbodemverontreiniging en van de gewenste nauwkeurigheid;
  - in verticale richting worden de monsternemingen uitgevoerd tot 0,5 m onder de maximale reeds vastgestelde verontreinigingsgrens; zijn er vermoedens dat de verontreiniging zich dieper bevindt, dan worden de monsternemingen tot 0,5 m onder de vermoedelijke verontreinigingsgrens uitgevoerd; er wordt een deelmonster genomen van de toplaag en van alle onderliggende visueel te onderscheiden lagen;
  - al dan niet gefaseerde analyse van de deelmonsters.

b. Afperking lokale waterbodemverontreiniging (puntverontreiniging)

- In eerste instantie worden de onderliggende deelmonsters afkomstig van het monsternemingspunt ter plaatse van de puntverontreiniging gefaseerd geanalyseerd op de verontreinigingsparameter (deze deelmonsters werden normalerwijze reeds genomen tijdens onderzoeksfase II).
- Vervolgens wordt een bijkomende monsterneming en analyse uitgevoerd:
  - in het horizontale vlak wordt een bijkomende monsterneming uitgevoerd die vanuit de kern van de verontreiniging naar buiten werkt; de positie van de monsternemingspunten ten opzichte van de verontreinigingskern is afhankelijk van de stromingsrichting en stroomsnelheid;
  - in verticale richting worden de monsternemingen uitgevoerd tot 0,5 m onder de maximale reeds vastgestelde verontreinigingsgrens; zijn er vermoedens dat de verontreiniging zich dieper bevindt, dan worden de monsternemingen tot 0,5 m onder de vermoedelijke verontreinigingsgrens uitgevoerd; er wordt een deelmonster genomen van de toplaag en van alle onderliggende visueel te onderscheiden lagen;
  - tenslotte worden de verschillende deelmonsters al dan niet gefaseerd geanalyseerd.

4.4.4 Onderzoeksstrategie afperkende fase III – oevers en overstromingsgebieden

Indien uit de indicatieve onderzoeksfase is gebleken dat het onderzoek van de oevers en de overstromingsgebieden relevant is (i.e. DAEB), dient dit ook mee opgenomen te worden in fase III van het waterbodemonderzoek.

Voor de afperking in het horizontale vlak gelden dezelfde principes als bij de afperking van de waterbodemverontreiniging. In eerste instantie worden de deelmonsters van de oorspronkelijke ‘verontreinigde’ mengmonsters afzonderlijk geanalyseerd. Vervolgens worden afperkende boorpunten geplaatst en bijkomende analyses uitgevoerd.

Indien kan aangenomen worden dat verontreiniging van de oevers en/of de overstromingsgebieden tengevolge van bv. overstromingen of oeverdeponie zich in de meeste gevallen beperkt tot de bovenste 25 cm, wordt hier niet verder in verticale richting afgeperkt. Mochten er hiervoor tegenindicaties bestaan, dan kan daar reeds in onderzoeksfase II rekening mee gehouden worden bij het plaatsen van bijkomende boorpunten en het uitvoeren van de monsternemingen.

Voor het afperkend onderzoek van oevers en overstromingsgebieden wordt verder verwezen naar de richtlijnen van de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek.

4.5 Fase IV – Risico-evaluatie en methodologie ernstige (water)bodemverontreiniging

De doelstelling van een waterbodemonderzoek overeenkomstig het decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming (B.S. 22/01/2007) is te onderzoeken of er in de waterbodem, en alle gronden die verontreinigd kunnen zijn ten gevolge van de verspreiding van de verontreiniging van de waterbodem of het oppervlaktewater, sprake is van een **ernstige bodemverontreiniging (EB)**.

Hiertoe dient een beschrijving gegeven te worden van de aard, hoeveelheid, concentraties, oorsprong en omvang van de verontreinigende stoffen of organismen, de mogelijkheid op verspreiding ervan en het gevaar op blootstelling eraan van mensen, planten en dieren en van het grond- en oppervlaktewater. Deze beoordeling dient uitgevoerd te worden voor de actuele situatie maar moet, indien relevant, ook uitgevoerd worden voor een potentieel andere bestemming.

In het rapport van het waterbodemonderzoek moet de bodemsaneringsdeskundige een duidelijke uitspraak doen over de aanwezigheid van ernstige bodemverontreiniging. De OVAM dient in de conformverklaring van het waterbodemonderzoek de vaststelling van ernstige bodemverontreiniging te bevestigen. Het aantonen van de aanwezigheid van een ernstige bodemverontreiniging betekent dat er een saneringsnoodzaak is. De OVAM zal op basis van het waterbodemonderzoek aan de Vlaamse Regering voorstellen om voor de desbetreffende waterloop over te gaan tot bodemsanering. Vermits het niet mogelijk is alle waterlopen gelijktijdig en onmiddellijk te saneren, is de Vlaamse Regering bevoegd om prioriteiten te bepalen en de meest urgent aan te pakken waterbodems aan te duiden.

De Vlaamse Regering wijst die waterbodems met een ernstige waterbodemverontreiniging aan, evenals de gronden die verontreinigd zijn ten gevolge van de verspreiding van de verontreiniging van de waterbodem of het oppervlaktewater, waar bodemsanering prioritair moet plaatsvinden. De Vlaamse Regering kan zich bij de prioriteitsbepaling baseren op de beheersplannen, zoals vermeld in het decreet van 18 juli 2003 betreffende het integraal waterbeleid.

Dit onderdeel van deze standaardprocedure waterbodemonderzoek heeft tot doel een procedure uit te werken ter invulling van de beoordeling of een waterbodemverontreiniging een ernstige bodemverontreiniging is. Het is daarom nuttig het begrip ernstige bodemverontreiniging nader toe te lichten.

In het decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming wordt een ernstige bodemverontreiniging als volgt gedefinieerd:

"Ernstige bodemverontreiniging is bodemverontreiniging die een risico oplevert of kan opleveren tot nadelige beïnvloeding van mens of milieu. Bij de evaluatie van de ernst van de bodemverontreiniging wordt in concreto rekening gehouden met:

a) de kenmerken, de functies, bestemmingen en eigenschappen van de bodem;

b) de aard en de concentratie van de verontreinigingsfactoren;

c) de mogelijkheid op verspreiding van de verontreinigingsfactoren."

Het doel van dit onderdeel van de standaardprocedure waterbodemonderzoek is aan de erkende bodemsaneringsdeskundige een methodologie aan te reiken om een antwoord te kunnen geven op de vraag of er sprake is van ernstige bodemverontreiniging. Uit deze beoordeling zal tevens moeten blijken of er een noodzaak is tot het nemen van maatregelen (veiligheidsmaatregelen, voorzorgsmaatregelen, gebruiksbeperkingen of bestemmingsbeperkingen) om in geval van de vaststelling van een actueel risico de mens en het milieu te kunnen beschermen in afwachting van de bodemsaneringwerken.

Deze methodologie is ***niet*** verplicht, maar kan in geval van twijfel wel door de OVAM opgelegd worden. De risico-evaluatie moet wel bestaan uit de hoofdblokken die hieronder weergegeven worden.

Algemeen moet de bodemsaneringsdeskundige streven om een risico-evaluatie zo volledig en grondig als mogelijk uit te voeren. Hierbij is het wenselijk dat de risico-evaluatie opgebouwd wordt rond onderstaande methode en dat het maximum aan elementen uit deze methode overgenomen worden. Deze methode is derhalve richtinggevend bij het uitvoeren van een doorgedreven risico-evaluatie. De OVAM is dan ook voorstander van zulk een doorgedreven risico-evaluatie. Hiertoe kan het in sommige gevallen nuttig zijn dat de bodemsaneringsdeskundige gerichte analyses uitvoert waardoor de risico-evaluatie sterker onderbouwd of aan de werkelijkheid getoetst kan worden.

Bij het uitvoeren van de risico-evaluatie moet eveneens rekening gehouden worden met vaststellingen uit voorgaande onderzoeken.

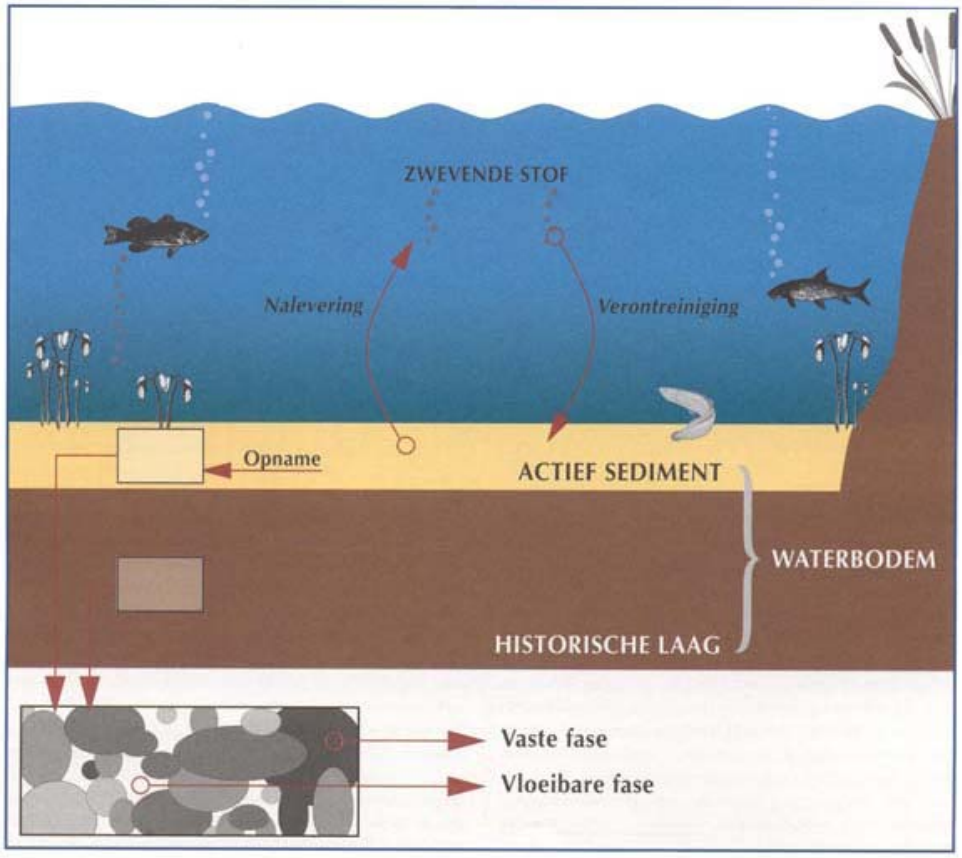
4.5.1 Opbouw van de risico-analyse

Vanuit de doelstelling van een waterbodemonderzoek volgt dat er een uitspraak dient gedaan te worden over de verontreiniging in de waterbodem, alsook over de gronden die door verspreiding van de verontreiniging in de waterbodem of door verspreiding via oppervlaktewater zijn aangetast.

Bij de beoordeling van de verontreiniging in een waterbodem, alsook van de bloostellingsroutes die eraan verbonden kunnen zijn, moet men de waterbodem binnen zijn context beschouwen. De waterbodem maakt namelijk deel uit van een complex geheel waarin een continue wisselwerking plaatsvindt tussen grondwater, zwevende stof, oppervlaktewater en de aangrenzende landbodem.

Een waterbodem bestaat uit twee belangrijke lagen. **De oorspronkelijke of historische laag** van de waterloop geraakt in de loop van de jaren bedekt met een **nieuwe dynamische of meer actieve laag**. Die nieuwe laag bestaat uit zwevend materiaal dat meegevoerd en opgewerveld wordt. Allerlei stoffen, die eerst in het water in oplossing waren, hechten zich vast aan dat zwevend materiaal. Dit “geladen” materiaal bezinkt of slaat neer in delen van de waterloop waar de stroomsnelheid vermindert. Zwevende deeltjes in een waterloop kunnen ook afkomstig zijn van bodemerosie, riooloverstorten of zwevende stoffen die in de waterloop geloosd worden. De waterbodem is dus betrokken in een dynamisch en natuurlijk proces van erosie en sedimentatie. Hij bevat zowel natuurlijk materiaal als afvalstoffen uit het water.

De dynamiek van een water(bodem)systeem wordt weergegeven op de onderstaande figuur.



Schematische voorstelling van een waterbodem in het waterecosysteem (VMM, 2003).

Vanuit deze figuur leren we dat het oppervlaktewater, het zwevende stof en de waterbodem elkaars kwaliteit continu beïnvloeden:

- Enerzijds heeft de kwaliteit van het water een directe weerslag op die van de bodem (verontreiniging). De jarenlange aanwezigheid van verontreinigende stoffen in het oppervlaktewater kan door bezinking de kwaliteit van de waterbodem sterk beïnvloeden. Zwevend materiaal dat geladen is met nutriënten en uiteindelijk bezinkt, vormt een voedselrijke sedimentlaag. Wanneer de kleine zwevende deeltjes echter ook geladen worden met verontreinigende stoffen uit het water en bezinken, worden soms zeer hoge concentraties aan verontreinigende stoffen in de waterbodem gemeten. Zo kunnen de concentraties aan verontreinigende stoffen in de waterbodem tot 1000 maal hoger zijn dan in de bovenstaande waterkolom. Dit heeft zijn impact op de planten en dieren die in en op de waterbodem leven.

- Anderzijds blijkt dat de verontreinigde waterbodem, bij verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater, bepaalde toxische stoffen terug kan afgeven aan de bovenstaande waterkolom (naleveringsprocessen). Bij verbetering van de waterkwaliteit zou de waterbodem door deze nalevering een bron van verontreiniging kunnen worden voor het bovenstaande water via allerlei fysisch-chemische processen.

Het is de bedoeling van deze standaardprocedure om de eventuele aanwezigheid van waterbodemverontreiniging aan te tonen, en een uitspraak te doen over de ernst van de verontreiniging. Tijdens de uitvoering van de risico-analyse is het daarom ook belangrijk te trachten een inzicht te bekomen in de huidige toestand van het water–waterbodem systeem:

- Is er sprake van verontreiniging van de waterbodem via zwevende stof of oppervlaktewater, of is er sprake van nalevering vanuit de waterbodem?

- Misschien is er eerder een risico verbonden aan de slechte kwaliteit van het oppervlaktewater dan aan de mindere kwaliteit van de waterbodem? Moet de verontreiniging in de waterbodem dan als ernstig beschouwd worden?

Het antwoord op deze vragen zal vaak niet eenvoudig te vinden zijn. Tot op heden is de wisselwerking tussen een waterbodem, oppervlaktewater, zwevende stof, grondwater en landbodem immers nog het onderwerp van wetenschappelijk onderzoek. Niettemin wordt in het kader van een waterbodemonderzoek verwacht dat er een duidelijke uitspraak wordt gedaan over de ernst van een waterbodemverontreiniging. Het aangeven van hiaten in de kennis maakt hiervan een onderdeel uit.

Het decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming legt op om bij de evaluatie van de ernst van de bedreiging door bodemverontreiniging rekening te houden met:

- de kenmerken van de bodem;

- de aard en de concentratie van de stoffen of organismen;

- de mogelijkheid op verspreiding ervan;

- de functie(s) die de waterloop en de gronden die zijn aangetast door verspreiding van de verontreiniging vervult of vervullen;

- het gevaar op blootstelling van mensen, planten of dieren en waterwinningen.

Het is belangrijk deze elementen bij de start van de risicobeoordeling goed in te kunnen schatten. Als eerste stap in de risicobeoordeling dient er dan ook een locatiespecifieke beoordeling uitgevoerd te worden van de hierboven opgelijste elementen. Deze locatiespecifieke beoordeling wordt hierna verder benoemd als de opmaak van een conceptueel site model (CSM).

Een belangrijk onderdeel van de opmaak van het CSM is oplijsting van welke verontreiniging waar werd terug gevonden. Er dient m.a.w. aangegeven te worden welke verontreinigingen aanwezig zijn in de waterbodem, en welke verontreiniging(en) wordt/worden aangetroffen op de gronden die door verspreiding van verontreiniging uit de waterbodem werden aangetast. Deze opsplitsing wordt hierna verder benoemd als het "**droge deel**" en het "**natte deel**". Deze opsplitsing is noodzakelijk omdat het gedrag van verontreiniging en de blootstelling aan verontreiniging verschillend is in het "droge" en het "natte" deel.

Het "**natte deel"** omvat alle gronden die overeenkomstig het decreet betreffende het integraal waterbeleid beschouwd moeten worden als waterbodem. Een waterbodem wordt daarin gedefinieerd als de bodem van een

oppervlaktewaterlichaam die altijd of een groot gedeelte van het jaar onder water staat.

Het **“droge deel”** omvat dan alle gronden die niet beschouwd kunnen worden als waterbodem en waarvan de kwaliteit door verspreiding van de waterbodemverontreiniging of door verspreiding van oppervlaktewater negatief werden beïnvloed. In de meeste gevallen betreft het de oevers van een oppervlaktewater en/of het overstromingsgebied (met inbegrip van het grondwater), alsook de verzadigde bodem (met grondwater) aanwezig onder de waterbodem.

Voor zowel het “droge” als het “natte” deel dient de risico-analyse uitgevoerd te worden op 3 vlakken:

1. Beoordeling van de humane blootstelling
2. Beoordeling van de ecologische blootstelling
3. Beoordeling van het risico op verspreiding

De evaluatie van een EB kan gebeuren op 2 niveaus:

- op niveau van de verontreinigingszone
- op stofgroepniveau (per stofgroep per verontreinigingszone)

Een verontreinigingszone wordt gedefinieerd als een zone van de onderzoekslocatie waar een verontreiniging wordt aangetroffen die horizontaal en verticaal werd afgebakend (bv. verontreiniging aanwezig in de waterbodem, maar niet in de oeverzone of het overstromingsgebied). De aangetroffen verontreiniging in de verontreinigingzone kan bestaan uit meerdere verontreinigende parameters met al dan niet verschillende fysico-chemische eigenschappen.

Wanneer op de onderzoekslocatie ruimtelijk van elkaar te onderscheiden verontreinigde zones voorkomen, wordt de methode voor de bepaling van EB per verontreinigingszone toegepast. De voorwaarde voor opsplitsing van het terrein in meerdere verontreinigingszones is:

(1) De bron(nen) van de verontreinigingen en de verschillende kritische locaties op het terrein moeten gekend zijn (goed uitgewerkte historiek, voldoende staalnames op de kritische locaties)

en

(2) de locaties van de verontreinigingen zijn ruimtelijk duidelijk van elkaar te onderscheiden (bv. waterbodem / oeverzone / overstromingsgebied)

Voor elke verontreinigingszone kan vervolgens overgegaan worden tot een opdeling op basis van stofgroepen. Er kunnen volgende stofgroepen gedefinieerd worden:

- zware metalen (Pb, Zn, Cd, Cu, Ni, Hg, As en Cr)
- minerale olie
- PCB’s
- OCP’s
- niet genormeerde parameters

De evaluatie op stofgroepniveau laat toe om te bepalen of er voor de geselecteerde stofgroep een EB aanwezig is.

De risicobeoordeling dient uitgevoerd te worden voor de actuele situatie, alsook voor een potentieel andere bestemming. Het is immers mogelijk dat de verontreiniging actueel geen risico inhoudt maar wel potentieel een bedreiging zou kunnen vormen. Daarom moet men bij de risico-analyse ook rekening houden met enerzijds de natuurlijke evolutie van de verontreiniging indien er geen actieve maatregelen worden genomen of indien de bestaande maatregelen worden stopgezet, en anderzijds verandering in evolutie van de verontreiniging ten gevolge van menselijke impact. Bij het bepalen van het potentieel risico op basis van natuurlijke wijzigen (migratie, uitbreiding in horizontale en/of verticale richting (eventueel tot buiten de terreingrenzen), vorming van afbraak-/tussenproducten, beïnvloeding van receptoren in de toekomst) wordt rekening gehouden met een termijn van 25 jaar. Onder potentieel humaan risico wordt tevens verstaan: een risico dat zich op dit ogenblik onder de huidige omstandigheden van verontreiniging en terreingebruik niet voordoet, maar dat in de toekomst binnen een termijn van 5 jaar een redelijke kans heeft zich voor te doen omwille van menselijk ingrijpen. Dit potentieel risico kan ontstaan door:

(a) wijzigingen in de verontreinigingssituatie (migratie, uitbreiding in horizontale en/of verticale richting, concentratiedaling, vorming afbraak-/tussenproducten, e.a.),

(b) wijzigingen in de terreininrichting (vb: wijzigingen in lozingspunten, herinrichting van oevers, aanleg van een jaagpad, grondverzet, e.a.),

(c) wijzigingen in terreingebruik (bestemmingstype),

(d) een combinatie van deze factoren.

Bij natuurlijke afbraak (attenuatie) kan de verontreinigingsgraad in de ondergrond gereduceerd worden door natuurlijke processen (fysisch, chemisch of biologisch). Zowel de concentratie, als de massa, het volume, de mobiliteit of de toxiciteit van de verontreiniging nemen hierbij af. Maar er kunnen ook schadelijke tussenproducten of eindproducten gevormd worden, waardoor de verontreinigingsgraad kan toenemen. Door natuurlijke afbraakprocessen kunnen verontreinigingen op de volgende wijzen beïnvloed worden:

(a) transformatie van de verontreiniging naar minder schadelijke vormen door destructieve processen zoals biodegradatie of abiotische afbraak;

(b) transformatie van de verontreiniging naar meer schadelijke (meer toxische) tussenproducten of eindproducten waarbij de verwijdering toch een actieve ingreep vergt;

(c) vermindering van de concentratie van de verontreiniging waardoor de blootstelling geringer kan worden;

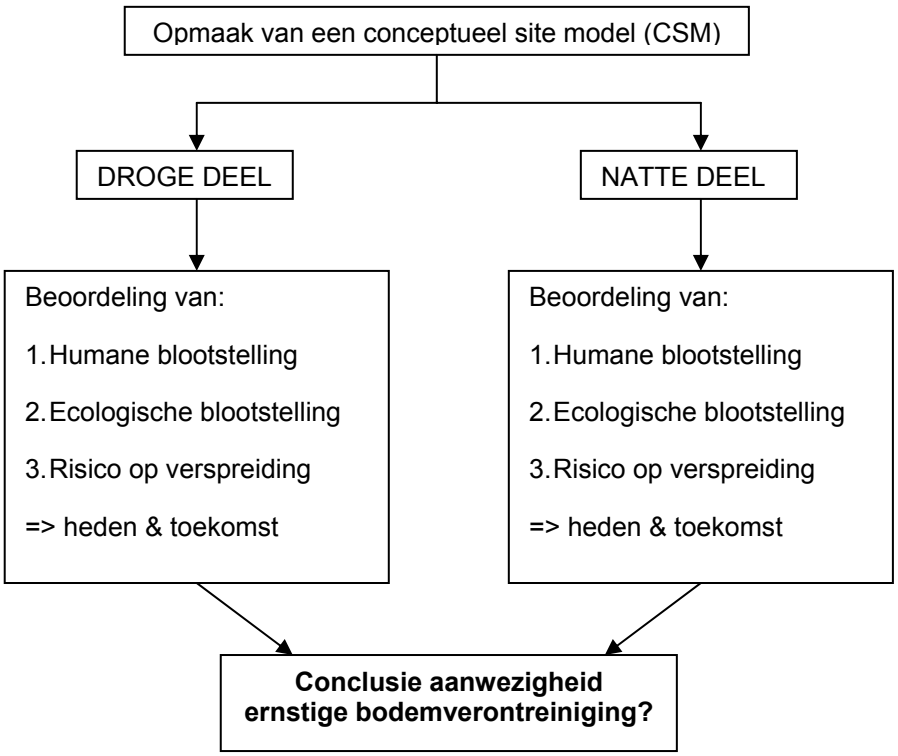
(d) vermindering van de mobiliteit en de biobeschikbaarheid van de verontreiniging door sorptie aan de waterbodem.

Indien de kans bestaat dat er natuurlijke afbraak (attenuatie) optreedt, dienen de eigenschappen van de afbraakproducten eveneens in rekening gebracht te worden

bij het bepalen van het verspreidingsrisico en de mogelijke toxische effecten die kunnen optreden.

De uitvoering van de risico-analyse kan als volgt samengevat worden:

RISICO-ANALYSE in een WATERBODEMONDERZOEK



4.5.2 Opmaak van een conceptueel site model (CSM

De risicobeoordeling van een waterbodemverontreiniging start met de opmaak van het conceptueel site model (CSM). Het CSM is het raamwerk dat alle essentiële elementen, nodig voor de risico-evaluatie, op een overzichtelijke manier schetst. De opmaak en de invulling van het CSM staat niet los van de andere elementen uit het waterbodemonderzoek, zoals bijvoorbeeld de voorstudie en de afbakening van de verontreiniging. De doelstellingen en vereisten van de elementen van een waterbodemonderzoek dienen op elkaar afgestemd te worden. Het conceptueel model is hiervoor een nuttig instrument omdat leemten in de informatie vlot kunnen getraceerd worden.

Samenvatting en evaluatie van bestaande informatie
Indien er voor een bepaalde onderzoekslocatie en/of aanpalende gronden reeds informatie beschikbaar is die relevant is voor de risicobeoordeling dient in dit onderdeel een korte samenvatting en evaluatie van deze informatie opgenomen te

worden. Indien noodzakelijk kan meer uitgebreide informatie opgenomen worden in de bijlagen.

Mogelijk relevante informatie:
- Resultaten van een TRIADE-onderzoek.
- Resultaten uit het paling polluent meetnet.
- Bodemonderzoeken en/of resultaten van saneringswerken aanpalend of in de onmiddellijke omgeving van de onderzoekslocatie.
- Gegevens inzake grondverzet.
- Gegevens inzake bagger- of ruimingswerken.
- Natuurstudies.
- etc.

"Droge deel" – "Natte deel"
Zoals eerder aangegeven maakt een waterbodem deel uit van een systeem waarin er een continue wisselwerking is tussen de verschillende compartimenten (waterbodem – zwevende stof – grondwater – oppervlaktewater). In deze compartimenten gedraagt een verontreiniging zich verschillend, zodat ook de blootstelling en de ernst ervan anders zijn naargelang de plaats waar de verontreiniging wordt aangetroffen. Vanuit de afbakening van de verontreiniging dient er dan ook in eerste instantie aangegeven te worden waar welke verontreinigingen werden teruggevonden. Er wordt voorkeur gegeven aan een rapportage in tabelvorm waarin tevens een karakterisatie van de verschillende verontreinigingen wordt weergegeven. Een voorbeeld van een dergelijke tabel is hieronder opgenomen:

NATTE DEEL				
Naam v/d polluent	Bron	Volumeraming Verticale afperking	Hoogst gemeten concentratie tov de norm (*)	Gemiddelde concentratie tov de norm

DROGE DEEL				
Naam v/d polluent	Bron	Volumeraming Verticale afperking	Hoogst gemeten concentratie tov de norm	Gemiddelde concentratie tov de norm

(*) Qua norm wordt tot nader order bijlage 8 van het Vlarebo gehanteerd. zie ook hoofdstuk 5 betreffende knelpunten.

Indien relevant kan de deskundige binnen het "natte deel" of het "droge deel" nog een opsplitsing maken in deellocaties. Een dergelijke opsplitsing zal voor het "natte deel" in de meeste gevallen niet relevant zijn, gelet op de vaak homogene verspreiding van een verontreiniging in de waterbodem. Voor het "droge deel" kan de opsplitsing in deellocatie wel relevant zijn. Hierbij wordt voornamelijk gedacht aan de volgende aspecten:

- Bevindt de verontreiniging zich in het vaste deel van de bodem, in het grondwater of beide?
- Zit de verontreiniging aan het oppervlak (maaiveld)?
- Is er sprake van een homogeen of een heterogeen verontreinigingspatroon?

- Bevindt de verontreiniging zich enkel in de oeverzone en/of het overstromingsgebied of is er reeds sprake van verspreiding van deze compartimenten naar de verdere omgeving?
- Hoe evolueert de verontreiniging in de tijd? Hierbij moet worden gekeken naar verspreiding via grondwater, uitloging vanuit de onverzadigde zone, e.a. Hoe evolueren massa en concentraties en waarheen migreert de verontreiniging? Welke zijn de (theoretisch) mogelijke verspreidingsmogelijkheden?

Daarnaast moet voor elk van de in de tabel vermelde polluenten ook een overzicht gegeven te worden van zijn eigenschappen:

- Fysico-chemische eigenschappen (partitiecoëfficiënten, oplosbaarheid, e.a.)

- Gedrag in het milieu (mobiliteit, afbreekbaarheid, e.a.)

- Toxicologische eigenschappen (effecten bij korte en lange blootstelling, carcinogeniteit, e.a.)

Kenmerken van de onderzoekslocatie
Om een inzicht te kunnen krijgen in de verschillende mogelijke blootstellings- en verspreidingsroutes is het noodzakelijk een aantal kenmerken van de onderzoekslocatie te onderzoeken. Hieronder wordt een onderscheid gemaakt tussen de weergave van de bestaande toestand en de weergave van de lokale geologische en hydrogeologische omstandigheden.

<u>Weergave van de bestaande toestand</u>
Als onderdeel van het CSM dient in het rapport van waterbodemonderzoek een plan opgenomen te worden waarin de huidige toestand wordt weergegeven. Dit plan kan bestaan uit verschillende doorsnedes (horizontaal en verticaal op de as van de waterloop) naargelang de structuurkenmerken van de waterloop en de aanpalende terreinen. Naast de algemene weergave van de bestaande toestand dient uiteraard ook specifieke aandacht besteed te worden aan de verontreinigde zones.

Dit plan dient aangevuld te worden met foto's (genomen tijdens het terreinbezoek) waarvan de locatie van de foto's op plan dient aangegeven te worden. Dit plan, met eventuele bijlage, dient minimaal de volgende gegevens te omvatten:

⇨ Met betrekking tot de opbouw van de waterloop:
- lengte / breedte / diepte
- oeveropbouw (natuurlijk / damplanken / etc.)
- waterpeil (+/- m TAW) in normale omstandigheden (indien sterk schommelend, weergave van het gemiddelde waterpeil en oplijsting van de variatie in waterpeil)

⇨ Met betrekking tot de opbouw van de waterbodem:
- dikte en aard (zand / leem / klei) van het actieve sediment
- aard van de historische laag (zand / leem / klei)

⇨ Met betrekking tot de opbouw van de aanpalende gronden (indien relevant):
- structuurkenmerken en gebruik (jaagpad / woning / akker / weide / kade / etc.)
- verharde / niet verharde oppervlakte
- andere

Inbegrepen bij de weergave van de bestaande toestand is ook een weergave en omschrijving van de topografie ter hoogte van de onderzoekslocatie en directe omgeving. Hiervoor wordt in eerste instantie verwezen naar de topografische kaart waarop de Z-coördinaat kan afgelezen worden. In bepaalde gevallen kan het tevens noodzakelijk zijn op de onderzoekslocatie bijkomende metingen (+/- m TAW) uit te voeren van een aantal omgevingskenmerken (het (gemiddelde) waterpeil van de waterloop, de oever(s), e.a.).

Indien relevant, en indien nog niet opgenomen in de voorstudie, kan in dit onderdeel van het CSM tevens informatie worden opgenomen inzake sedimentatie en erosie in de waterloop:

- concentratie aan zwevende stof in de waterloop (stroomopwaarts, in de zone van het waterbodemonderzoek en stroomafwaarts);
- stroomsnelheid van het oppervlaktewater;
- stromingspatroon;
- invloed van getijden;
- andere

Om het CSM te vervolledigen kan tot slot ook informatie opgenomen worden inzake de kwaliteit van het oppervlaktewater (stroomopwaarts, in de zone van het waterbodemonderzoek en stroomafwaarts). Deze informatie kan bekomen worden door de uitvoering van metingen, via de waterloopbeheerder of via de VMM.

Weergave van de lokale geohydrologie

Het geologisch en hydrogeologisch onderzoek geeft een duidelijk overzicht van de verschillende lithostratigrafische eenheden die voorkomen ter hoogte van de onderzoekslocatie. In een samenvattende tabel (zie onderstaande tabel) wordt een overzicht gegeven van de naam, de diepte, de omschrijving en de watervoerende eigenschappen van de verschillende lagen. De geologische opbouw wordt gegeven tot op een diepte die relevant is in het kader van het waterbodemonderzoek.

Diepte (m-mv)	Stratigrafie	Omschrijving	Hydrogeologie
0-10	kwartair	leemhoudend zand	watervoerend

Legende :
Stratigrafie : Stratigrafische benaming zoals gebruikt op de meest recente geologische kaarten
Omschrijving : omschrijving van de samenstelling (lithologie)
Hydrogeologie : watervoerend, slecht doorlatend, zeer slecht doorlatend

Er wordt ook een overzicht gegeven van de volgende gegevens:

- de diepte van de grondwatertafel (m-mv en +/- m TAW);

- de kwetsbaarheid van het grondwater. Voor het bepalen van de grondwaterkwetsbaarheid wordt verwezen naar de grondwaterkwetsbaarheidskaarten. Het is belangrijk dat de grondwaterkwetsbaarheid zoals aangegeven op de kaarten wordt vergeleken met de bodemopbouw ter hoogte van de onderzoekslocatie (op basis van boorbeschrijvingen, geologische kaarten, …);

- de vermoedelijke horizontale stromingsrichting van het grondwater;

- de aanwezigheid van brak en/of zout water;

- alle grondwaterwinningen, zowel vergund als niet vergund, die gelegen zijn of waren op of in de onmiddellijke nabijheid van de onderzoekslocatie met aanduiding van hun locatie en of ze stroomopwaarts of stroomafwaarts van de onderzoekslocatie liggen;

- de aanwezigheid van waterwinningen en bemalingen die invloed kunnen uitoefenen op het grondwaterpeil ter hoogte van de onderzoekslocatie en de afstand tot de terreingrens, met aanduiding van hun locatie en of ze stroomopwaarts of stroomafwaarts van de onderzoekslocatie liggen;

- grondwaterwinningen op de onderzoekslocatie en binnen een straal van 500 m van de terreingrens (met diepte, watervoerende laag, opgepompt debiet, afstand tot terreingrens, aanduiding van hun locatie en of ze stroomopwaarts of stroomafwaarts van de onderzoekslocatie liggen);

- de ligging van drinkwaterwinningen, waterwingebieden en beschermingszones type I, II of III (afgebakend conform het Besluit van de Vlaamse regering van 27 maart 1985) binnen een straal van 2 km en hun benaming zoals gehanteerd door LNE. De waterwingebieden en beschermingszones worden benoemd en aangegeven op een kopie van de topografische kaart waarop ook de onderzoekslocatie is aangeduid;

- kwelzones.

Gebruik van de onderzoekslocatie
In dit deel moet er een overzicht gegeven worden van het gebruik van de onderzoekslocatie. Hierbij wordt volgende opsplitsing voorzien voor het “droge deel” en het “natte deel”:

- Voor het “droge deel” dient een overzicht gegeven te worden van het actuele en toekomstige gebruik (incl. bestemmingstype) van de gronden die zijn aangetast door verspreiding van verontreiniging afkomstig van de waterbodem.

- Voor het “natte deel” dient een overzicht gegeven te worden van het actuele en toekomstige gebruik van de waterloop. Er kunnen volgende gebruiken onderscheiden worden:
    - Recreatie (zwemmen, watersport en recreatievaart)
    - Visserij (sportvisserij en beroepsvisserij)
    - Oppervlaktewater bestemd voor drinkwaterproductie
    - Watervoorziening voor landbouw
    - Transport

4.5.3 Methodologie voor de bepaling van ernstige bodemverontreiniging voor het “droge” deel

Met de beoordeling van de ernst van bodemverontreiniging in een landbodem werd sinds de inwerkingtreding van het bodemsaneringsdecreet door deskundigen en de OVAM al geruime ervaring opgedaan tijdens de uitvoering van (beschrijvende) bodemonderzoeken. Vermits de doelstellingen van de risicobeoordeling bij een beschrijvend bodemonderzoek voor een landbodem en dat van een waterbodemonderzoek gelijk zijn, is het niet zinvol om voor de beoordeling van de

ernst van bodemverontreiniging in het “droge deel” in een waterbodemonderzoek een nieuwe systematiek uit te werken.

Voor de methodologie voor de bepaling van de ernst van bodemverontreiniging voor het “droge deel” wordt dan ook verwezen naar de standaardprocedure beschrijvend bodemonderzoek, versie 27/04/2007.

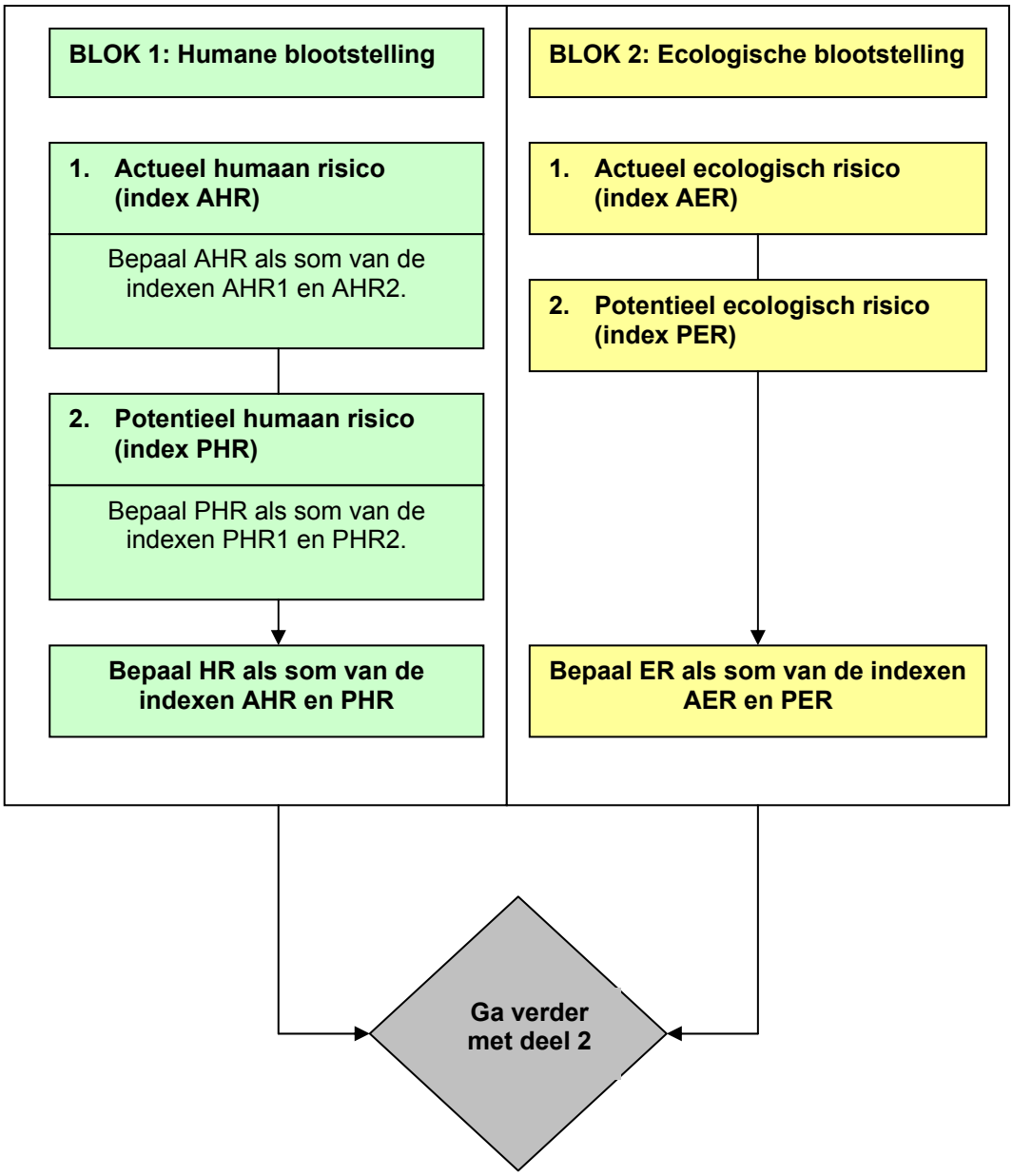
4.5.4 Methodologie voor de bepaling van ernstige bodemverontreiniging voor het “natte deel”

Het principe van de methodologie voor de bepaling van de ernst van een bodemverontreiniging in het “natte deel” is gelijkaardig met de beoordeling voor het “droge deel”. De criteria die deel uitmaken van de methode om te bepalen of er op een terrein sprake is van een EB voor het “natte deel” werden opgenomen in een doorstroomschema. Gelet op de verschillen in blootstelling en verspreiding tussen het “droge deel” en het “natte deel” zijn er echter wel verschillen in de te beoordelen criteria.

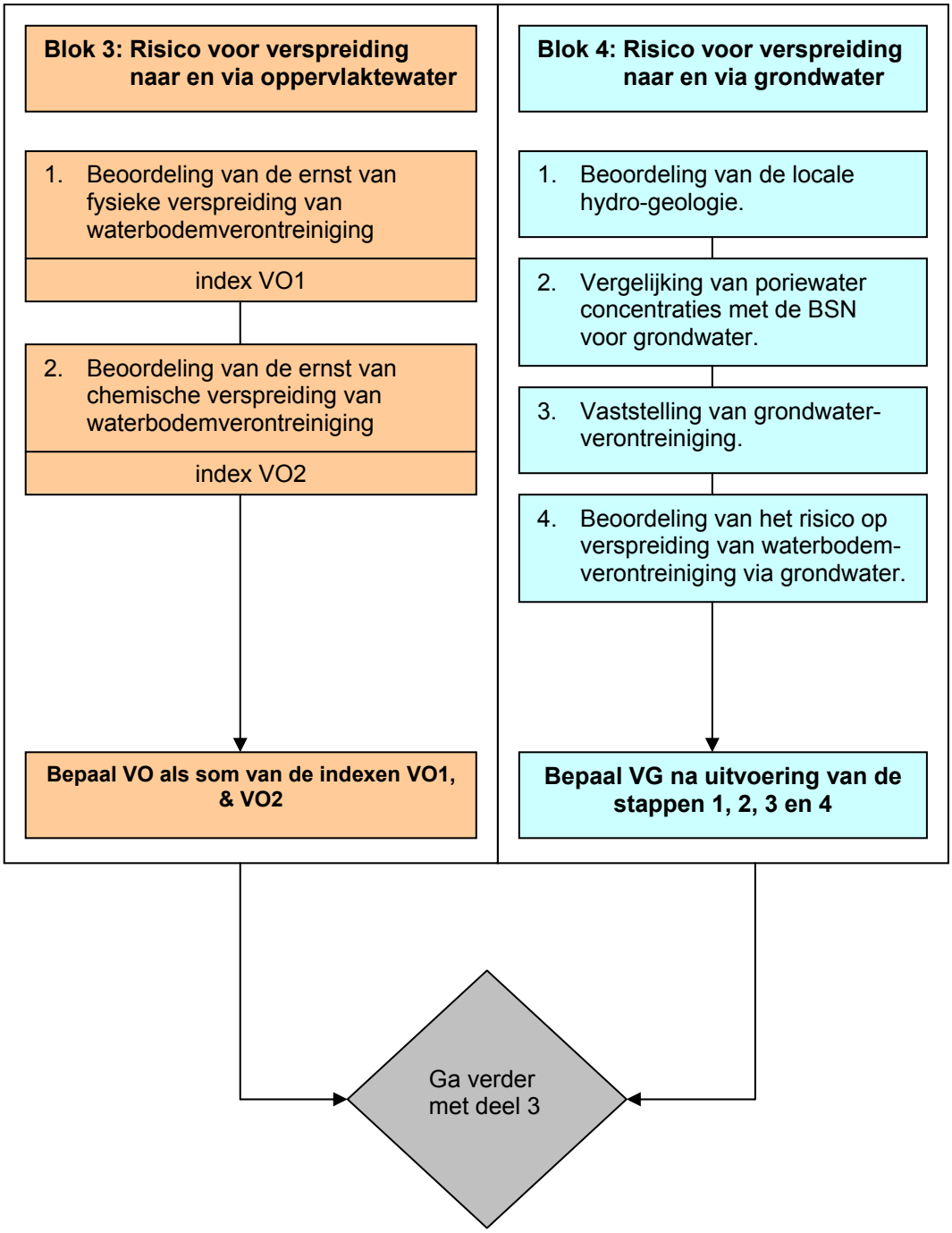
Het stroomschema omvat 4 grote blokken. Deze blokken bevatten elk verschillende beslissingscriteria en laten toe op een eenduidige manier beslissingen te nemen. De vier hoofdblokken in het doorstroomschema werden als volgt vastgelegd:

- Blok 1: Humane blootstelling
- Blok 2: Ecologische blootstelling
- Blok 3: Risico voor verspreiding naar en via oppervlaktewater
- Blok 4: Risico voor verspreiding naar en via grondwater

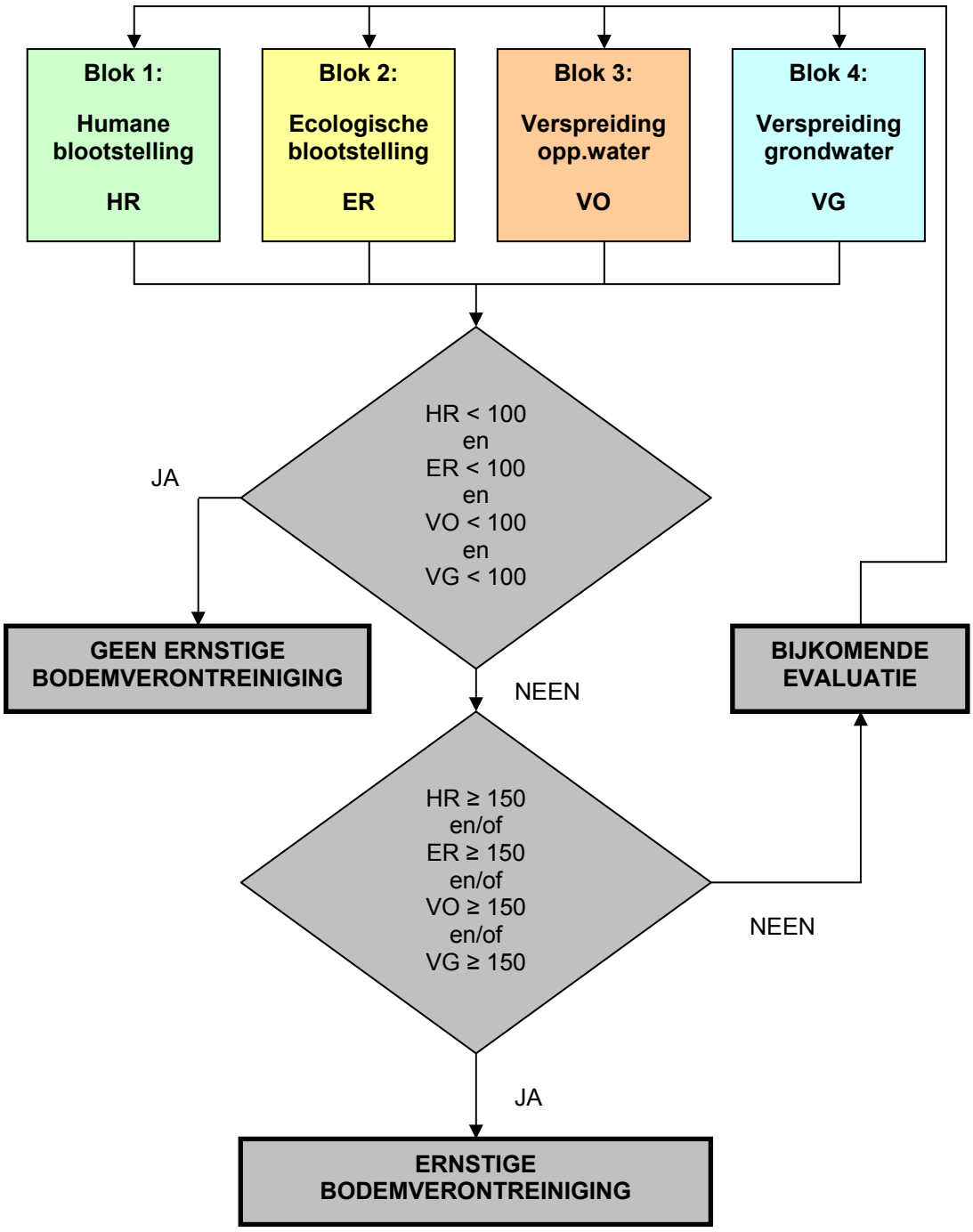
Deel 1: Blootstelling



Deel 2: Verspreiding



Deel 3: bepaling van "Ernstige bodemverontreiniging"



In het bovenstaande doorstroomschema worden de beslissingscriteria weergegeven die deel uitmaken van de methode om te bepalen of er ten gevolge van een waterbodemverontreiniging, een niet-genormeerde parameter of een bodemverontreiniging die omwille van haar bijzondere aard niet aan bodemsaneringsnormen getoetst kan worden sprake is van een ernstige bodemverontreiniging ter hoogte van de beschouwde verontreinigingszone. Indien gewenst kan een verdere opdeling in stofgroepen per verontreinigingszone doorgevoerd worden.

De verschillende beslissingscriteria die deel uitmaken van de methode EB zijn allen terug te brengen onder één van deze aspecten en werden als volgt onder de 4 hoofdblokken van het doorstroomschema samengebracht:

Blok 1: Humane blootstelling (HR)

- het actueel humaan risico;
- het potentieel humaan risico;

Blok 2: Ecologische blootstelling (ER)

- het actueel ecologisch risico;
- het potentieel ecologisch risico;

Blok 3: Verspreiding naar en via oppervlaktewater (VO)

Blok 4: Verspreiding naar en via grondwater (VG)

Elk blok moet onafhankelijk van de resultaten van de andere blokken doorlopen worden, aangezien telkens een ander aspect van de verontreinigingssituatie wordt nagegaan. Per blok gebeurt de evaluatie door het toekennen van gewichten aan de verschillende criteria die in dat blok zijn opgenomen. In het 2de deel van de methodologie voor het bepalen van “ernstige bodemverontreiniging” wordt het toekennen van de gewichten verder toegelicht. Vervolgens worden deze gewichten opgeteld en wordt per blok een som bekomen. De uitspraak betreffende ‘ernstige bodemverontreiniging’ gebeurt aan de hand van de sommen van deze vier blokken. Daarbij zijn volgende scenario’s mogelijk:

- Indien de som voor elk blok kleiner is dan 100 (HR <100, ER < 100, VO < 100 en VG < 100); is er geen sprake van een EB;

- Indien de som voor minstens 1 van de 4 blokken groter of gelijk is dan 150 (HR ≥ 150 en/of ER ≥ 150 en/of VO ≥ 150 en/of VG ≥ 150); is er sprake van een EB;

- Indien de som voor geen enkel blok groter of gelijk is dan 150 en de som voor minstens 1 van de blokken ≥ 100 en < 150; moet er een bijkomende evaluatie gebeuren voor de blokken waarbij de som ≥ 100 en < 150.

Wanneer er sprake is van een bijkomende evaluatie moet dit als volgt gebeuren:

- verzamelen van bijkomende informatie indien beschikbaar;

- bijkomend veldwerk, meer bepaald het uitvoeren van bijkomende metingen (o.a. metingen op drinkwater, bepaling van locatiespecifieke partitiecoëfficiënten, monitoring, visanalyses, etc.).

Deze bijkomende inspanningen moeten bij het toekennen van de scores leiden tot een duidelijke uitspraak.

Indien de bodemsaneringsdeskundige op basis van zijn ervaring, en de evaluatie van de beschikbare gegevens (o.a. via het CSM) reeds bij de start van de risicobeoordeling in staat is om ontegensprekelijk aan te geven dat er sprake is van ernstige bodemverontreiniging (bv. in het geval van reeds vastgestelde gevolgen), volstaat het om bij het doorlopen van de verschillende aspecten enkel een “worst case” scenario toe te passen. In een dergelijk geval moet voorafgaand aan de beoordeling van de verschillende blokken reeds een duidelijke omschrijving gegeven worden van de elementen waaruit blijkt dat er sprake is van ernstige bodemverontreiniging. Het doorlopen van de verschillende blokken van de risicobeoordeling kan dan op een globale manier ingevuld worden (geen noodzaak tot opdeling in stofgroepen); en heeft tot doel inzicht te verwerven in de wijze van blootstelling voor mens en milieu, en dit zowel in het heden als in de toekomst.

Indien gewenst kan een verdere opdeling in stofgroepen per verontreinigingszone doorgevoerd worden. Op basis van deze verdere opsplitsing kan de bodemsaneringsdeskundige aangeven welke stofgroepen in de verontreinigingzone al dan niet een ernstige bodemverontreiniging (EB) vormen en opgenomen moeten worden in een saneringsproject.

Op basis van de sommen voor de 4 te doorlopen blokken wordt er conform de voorgestelde methodologie bepaald of er al dan niet sprake is van een EB als gevolg van de aanwezigheid van bodemverontreiniging, een niet-genormeerde parameter of een bodemverontreiniging die omwille van haar bijzondere aard niet aan bodemsaneringsnormen getoetst kan worden.

Indien een bijkomende evaluatie nodig is, moeten de 4 blokken opnieuw worden doorlopen na de bijkomende onderzoeksinspanningen. Vervolgens moet nagegaan worden of er met betrekking tot één van de van toepassing zijnde indices een aanpassing kan gebeuren, waardoor er beslist kan worden of er al dan niet een EB aanwezig is. Indien na de uitvoering van bijkomende onderzoeksinspanningen de som der indexen alsnog geen duidelijkheid biedt omtrent de aanwezigheid van ernstige bodemverontreiniging dient de bodemsaneringsdeskundige zelf via een gegronde argumentatie aangeven wat zijn/haar opinie is met betrekking tot de verontreinigingssituatie, namelijk of er een EB aanwezig is of niet.

4.5.5 Bespreking van de verschillende beslissingscriteria

Hieronder wordt een bespreking gegeven van de verschillende blokken die zijn opgenomen in het doorstroomschema.

a. Blok 1: Humane blootstelling

DOELSTELLING:

Er is sprake van ernstige bodemverontreiniging wanneer een mens aan verontreiniging in de waterbodem wordt of kan worden blootgesteld en deze blootstelling geeft aanleiding of kan aanleiding geven tot een nadelige beïnvloeding van de gezondheid.

METHODOLOGIE:

Blok 1 vormt de eerste stap van het doorstroomschema. In blok 1 wordt aan de hand van de vastgestelde actuele en potentiële humane blootstelling nagegaan of er al dan niet sprake is van een EB ten gevolge van de aanwezigheid van verontreiniging in de waterbodem, of van een niet-genormeerde parameter of van een verontreiniging in de waterbodem die omwille van haar bijzondere aard niet aan bodemsaneringsnormen getoetst kan worden.

Voor de beoordeling van de humane blootstelling wordt normaliter een blootstellingsmodel gebruikt met gebruik van locatiespecifieke parameters. Tot op heden bestaat er in Vlaanderen echter nog geen gevalideerd en goedgekeurd model dat rekening houdt met de specifieke blootstellingsroutes voor een waterbodemverontreiniging. Tijdens de opmaak van deze standaardprocedure werd de aanzet gegeven tot de opmaak van een dergelijk model (SediRisc) (zie ook hoofdstuk met opgave van knelpunten). Het is de bedoeling dit model verder uit te werken tot een Vlaams model voor de humane blootstellingsbeoordeling aan een waterbodemverontreiniging. Op het moment dat dit model door de OVAM wordt aanvaard, zal deze standaardprocedure eraan aangepast worden.

In afwachting een dergelijk model kan de humane risicobeoordeling uitgevoerd te worden volgens de methodologie die hieronder wordt beschreven. In antwoord op de gestelde doelstelling worden als onderdeel van dit blok volgende stappen doorlopen:

STAP 1: Evaluatie van de mogelijke blootstelling

STAP 2: Indeling van de huidige en toekomstige situatie in één of meer van de voorziene gebruiksscenario's.

STAP 3: Beoordeling van de ernst van de verontreiniging in de waterbodem door toetsing van de analyseresultaten in een risicotoetsingstabel.

STAP 4: Toekenning van een score voor het actueel humaan risico (AHR) en het potentieel humaan risico (PHR)

STAP 1: Evaluatie van de mogelijke blootstelling

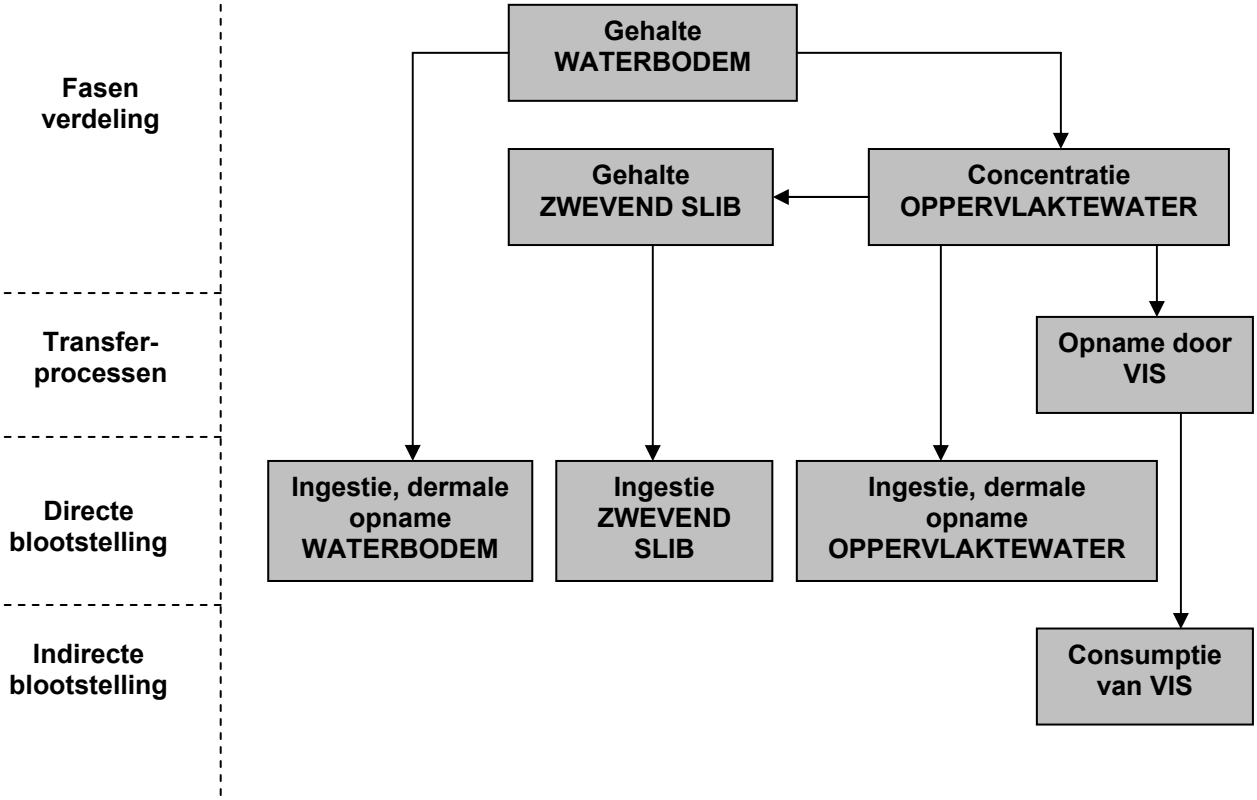
De humane risicobeoordeling start met de aanvulling van het CSM, en meer bepaald op het vlak van de mogelijke blootstellingsroutes. Zoals eerder aangeven kunnen volgende gebruiken onderscheiden worden:

- Recreatie (zwemmen, watersport en recreatievaart)
- Visserij (sportvisserij en beroepsvisserij)
- Oppervlaktewater bestemd voor drinkwaterproductie
- Watervoorziening voor landbouw
- Transport

De blootstelling via beroepsvisserij, drinkwaterproductie en watervoorziening voor landbouw betreft in hoofdzaak indirecte routes waarvoor gesteld kan worden dat de risico's in principe al gedekt zijn door andere regelgeving (voedselveiligheid, drinkwaterproductie). In het kader van de beoordeling van de humane blootstelling worden dan ook recreatie en consumptie van vis uit sportvisserij aanzien als de belangrijkste activiteiten waarbij er een mogelijke blootstelling mogelijk is.

Volgende blootstellingsroutes kunnen een rol spelen:
- Ingestie van sediment en oppervlaktewater (inclusief zwevende stof);
- Dermale opname via de waterbodem en het oppervlaktewater;
- Consumptie van vis (sport –en beroepsvisserij).

Deze blootstellingsroutes zijn weergegeven in de hierna volgende figuur.



Op basis van de gegevens verzameld bij de opmaak van het CSM, en de beoordeling van de blootstellingsroutes volgens bovenstaand schema dient aangegeven te worden welke blootstelling er mogelijk is, en voor welke receptoren. Deze beoordeling dient zowel uitgevoerd te worden voor de actuele toestand als voor de potentiële nabestemming(en) en dit voor alle deellocaties. De beoordeling van de blootstelling kan weergegeven worden in tabelvorm (zie onderstaand voorstel) of op een andere gelijkwaardige wijze.

	ACTUELE TOESTAND			TOEKOMSTIGE BESTEMMING		
Receptoren	Volwassene	Kid	Andere	Volwassene	Kind	Andere
Blootstelling						
Ingestie + dermale opname van waterbodem	X of /	X of /	X of /	X of /	X of /	X of /
Ingestie + dermale opname van zwevende stof	X of /	X of /	X of /	X of /	X of /	X of /
Ingestie + dermale opname van oppervlaktewater	X of /	X of /	X of /	X of /	X of /	X of /
Consumptie van vis	X of /	X of /	X of /	X of /	X of /	X of /

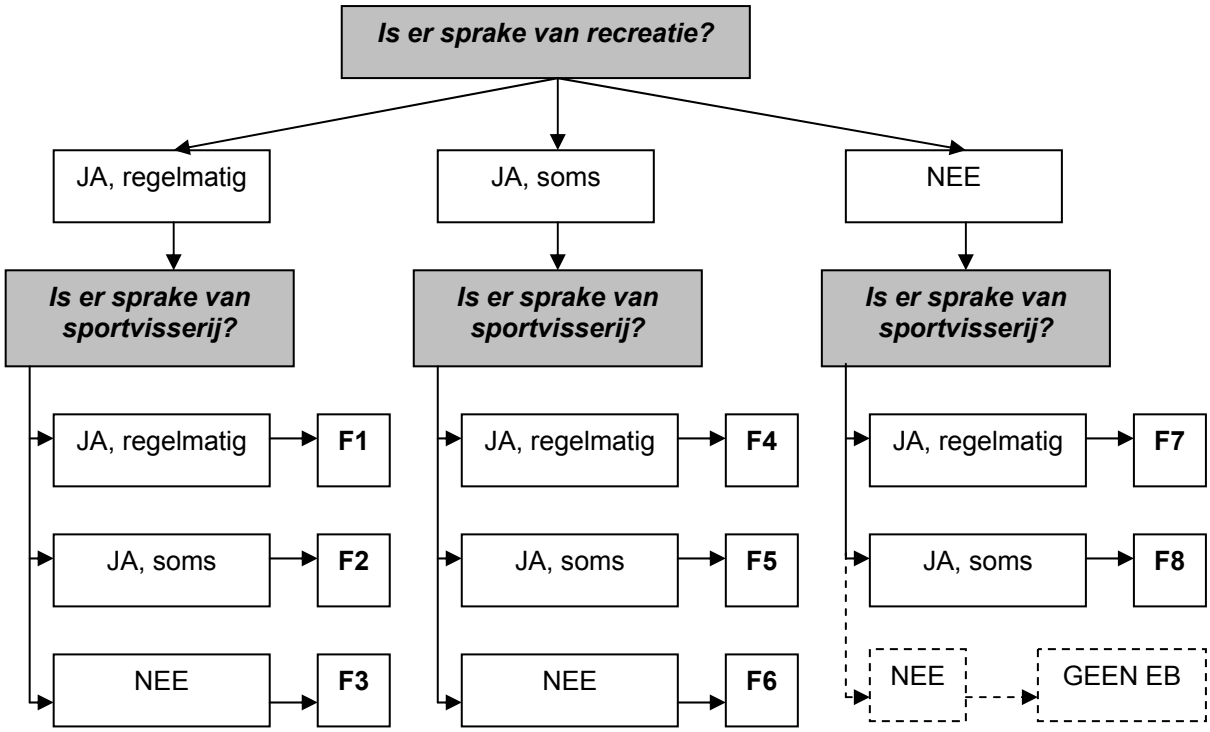
Indien een blootstellingroute van toepassing dient dit aangegeven te worden door middel van een kruis "X". Blootstellingsroutes die niet van toepassing zijn dienen aangegeven te worden met een schuine streep "/".

Vanaf dat er een kans bestaat op blootstelling dient overgegaan te worden naar STAP 2. Indien er noch in de actuele toestand, noch voor een toekomstige bestemming sprake is van enige blootstelling mag geconcludeerd worden dat er op het vlak van humane blootstelling geen sprake is van ernstige bodemverontreiniging.

STAP 2 : Indeling van de huidige en de toekomstige situatie volgens één of meer van de 9 gebruiksscenario's

Bij de opdeling in gebruiksscenario's dient onderstaand schema toegepast te worden. Zoals eerder aangegeven zijn recreatie en sportvisserij de voornaamste gebruiken van een waterloop waarbij er een blootstelling aan verontreiniging in de waterbodem zou kunnen optreden. Binnen deze gebruiken is er echter een gradatie in risico naargelang het aantal blootstellingsmomenten. Op basis van deze blootstellingsmomenten worden 9 gebruiksscenario's onderscheiden.

In onderstaand schema mag recreatie ruim geïnterpreteerd worden als zijnde activiteiten in en rond een oppervlaktewater waarbij er sprake is van een vrijwillige blootstelling aan het oppervlaktewater en de waterbodem (o.a. ook wonen op het water). Onvrijwillige blootstelling wordt omwille van de veelal korte blootstellingsduur niet in beschouwing genomen.



In het 9de gebruiksscenario wordt aangegeven dat geen sprake is van recreatie, noch van sportvisserij. Indien dit zowel in het heden als in de toekomst zo is, mag geconcludeerd wordt dat er op het vlak van humane blootstelling geen sprake is van een ernstige bedreiging.

Om een indeling volgens dit stroomschema te kunnen maken dienen de criteria voor blootstellingsmomenten “regelmatige recreatie”, “soms recreatie”, “regelmatige sportvisserij” en “soms sportvisserij” toegelicht te worden. De invulling van deze criteria volgt uit de gegevens verzameld bij de opmaak van het CSM.

Voor recreatie wordt volgend onderscheid voorzien qua blootstellingsmomenten:

Omschrijving	Blootstellingsduur	Classificatie
Oppervlaktewater met feitelijk gebruik als zwemwater en/of oeverrecreatie	> 10 dagen/jaar	regelmatige recreatie
Oppervlaktewater, niet specifiek bedoeld voor zwemmen maar met de mogelijkheid tot recreatie	0 – 10 dagen/jaar	soms recreatie
Geen zwemwater	0 dagen/jaar	/

De blootstellingsduur dient beschouwd te worden als de kans dat een mens op de onderzoekslocatie volgens de opgegeven termijnen aan het oppervlaktewater en de waterbodem blootgesteld zou kunnen worden. Hierbij dient in eerste instantie informatie verzameld te worden aangaande officiële periodes (bijvoorbeeld de openingsperiode van een zwemvijver). Indien deze informatie niet beschikbaar is

dient de bodemsaneringsdeskundige op basis van de beschikbare gegevens een gemotiveerde keuze te maken. In dergelijke gevallen dient de risico-analyse minimaal een worst case benadering te omvatten (lange blootstellingsduur), eventueel aangevuld met een meer realistisch gebruik.

Bij de beoordeling van het criterium sportvisserij is het niet zozeer de activiteit op zich die een risico voor blootstelling inhoudt, als wel de consumptie van eigen gevangen vis. In het kader van een waterbodemonderzoek is het niet de bedoeling om de consumptiegraad van eigen gevangen vis per dossier te gaan onderzoeken. Daarom wordt vereenvoudigd voorgesteld een onderscheid te maken op basis van de sportvisactiviteiten. Hierbij dienen volgende beoordelingen gemaakt te worden:

- Controleer of het oppervlaktewater waarop het waterbodemonderzoek wordt uitgevoerd beschouwd wordt als viswater (openbaar of privé). Dergelijke informatie kan teruggevonden worden bij de waterloopbeheerder, bij de Provinciale visserijcommissies of bij hengelsportverenigingen (www.vvhv.be).

- Oppervlaktewateren die in de praktijk niet worden gebruikt als viswater, maar waar wel vis aanwezig is, worden beschouwd als locaties met de mogelijkheid tot visvangst.

- Voor oppervlaktewateren waarin niet mag of kan gevist worden mag, ondanks de mogelijke aanwezigheid van vis, op de vraag “is er sprake van sportvisserij?” nee geantwoord worden.

Naargelang de sportvisactiviteiten kan dus volgend onderscheid gemaakt worden:

Omschrijving	Classificatie
Oppervlaktewater dat beschouwd wordt als hengelwater (openbaar of privé)	regelmatige sportvisserij
Oppervlaktewater dat niet beschouwd wordt als viswater, maar waarin een visbestand aanwezig is zodat sportvisserij wel mogelijk is.	soms sportvisserij
Oppervlaktewater waarop niet gevist mag of kan worden, ondanks de mogelijke aanwezigheid van vis.	/

Indien de deskundige van oordeel is dat het gebruik inzake sportvisserij niet kan onderverdeeld worden volgens bovenstaande tabel (bv. viswater waaruit geen eigen gevangen vis wordt geconsumeerd) mag een classificatie gekozen worden die dichter aanleunt bij de realiteit, op voorwaarde dat dit duidelijk wordt gemotiveerd.

STAP 3 : Beoordeling ernstige bodemverontreiniging op basis van een risico toetsingstabel

Vermits een gevalideerd blootstellingsmodel voor beoordeling van waterbodemverontreiniging nog niet beschikbaar is werd hierna een risicotoetsingstabel opgenomen waarbij, voor de verschillende gebruiksscenario’s, per polluent de grensconcentratie (op basis van een standaardbodem) wordt aangegeven waarboven er sprake is van een ernstige bodemverontreiniging. Deze grensconcentraties werden berekend met het model SediRisc.

Deze tabel is als volgt opgebouwd:

Parameters	GEBRUIKSSCENARIO							
	F1	**F2**	**F3**	**F4**	**F5**	**F6**	**F7**	**F8**
Lood	MKN(B)	MKN(B)	MKN(B)	MKN(B)	MKN(B)	2 x MKN(B)	MKN(B)	MKN(B)
Dieldrin	MKN(B)	> 5 x MKN(C2)	> 5 x MKN(C2)	MKN(B)	> 5 x MKN(C2)	> 5 x MKN(C2)	MKN(B)	> 5 x MKN(C2)
Fenantreen	MKN(B)	MKN(B)	3 x MKN(B)	MKN(B)	MKN(B)	> 5 x MKN(C2)	MKN(B)	MKN(B)
PCB28	MKN(B)	3 x MKN(B)	> 5 x MKN(C2)	MKN(B)	3 x MKN(B)	> 5 x MKN(C2)	MKN(B)	3 x MKN(B)
Etc.								

Opmerkingen ter zijde:

- *Deze tabel werd uitgewerkt met concentraties tot aan het niveau 5 x MKN(C2). Voor de hokjes die in het geel staan aangegeven is ligt de grenswaarde voor risico hoger dan deze 5 x MKN(C2). Er is verder rekenwerk noodzakelijk om de grenswaarde voor risico te bepalen.*

- *De in tabel weergegeven waarden werden uitgedrukt in MKN-concentraties. Evengoed kunnen effectieve concentraties ingevuld worden of een combinatie van beide.*

- *Bovenstaande tabel werd uitgewerkt ter illustratie met 4 parameters uit 4 verschillende parametergroepen. De grenswaarden werden berekend met het model SediRISC dat werd ontworpen door dhr. Ward De Cooman van de VMM. De definitieve tabel zal pas uitgewerkt kunnen worden nadat er enerzijds een concensus werd bekomen over de parameters die in het model ingegeven moeten worden als "standaard". Anderzijds dienen ook de MKN-waarde zelf nog officieel vastgesteld en goedgekeurd te worden. Meer informatie over de oorsprong, de opbouw en de knelpunten van SediRisc is opgenomen in het hoofdstuk met oplijsting van knelpunten.*

Vermits de in te tabel vermelde risico grenswaarden werden berekend met het preliminaire model SediRisc, en omdat er sprake van het gebruik van een standaardbodem dient deze tabel vooralsnog als richtinggevend beschouwd te worden. De deskundige dient bij zijn beoordeling van de humane blootstelling steeds voor ogen te houden dat de vrijwaring van mens en milieu voor de gevaren van verontreiniging centraal staat. In afwachting van instrumenten die een meer locatie specifieke beoordeling zullen toelaten dient er minimaal steeds een beoordeling uitgevoerd te worden voor een worst case scenario (d.w.z. rekening houdend met de hoogst gemeten concentraties).

STAP 4: Invulling van de indexen AHR en PHR

De evaluatie die in het blok humane risicobeoordeling (HR) uitgevoerd wordt omvat volgende twee criteria: het actueel humaan risico (index AHR) en het potentieel humaan risico (PHR).

- De index AHR wordt aan de hand van de huidige (actuele) verontreinigingssituatie bepaald in functie van het huidige gebruik, de huidige functie van de locatie, etc.

- De index PHR wordt aan de hand van de potentiële (toekomstige) verontreinigingssituatie bepaald in functie van waarschijnlijke of reële toekomstige wijzigingen in het gebruik, potentiële veranderingen van de functie van de locatie, de terrein –en omgevingskenmerken, de hydrologie of door een evolutie in de verontreinigingstoestand.

Bij de bepaling van de indexen AHR en PHR wordt er een onderscheid gemaakt tussen polluenten waarvan de concentratie getoetst kan worden aan de risicogrenswaarde in de risicotoetsingstabel, en parameters die niet in de risicotoetsingstabel zijn opgenomen. De indexen AHR en PHR moeten bepaald worden door toepassing van de onderstaande tabel.

Index AHR	***1. Is er sprake van een EB voor minimum 1 parameter?***
	JA => index AHR1 = 150 NEE => index AHR1 = 0
	2. Zijn er criteria die aanleiding geven tot een aanpassing van index AHR1?
	NEE => index AHR2 = 0 JA – argumenten tot reductie AHR1 => index AHR2 = - 100 JA – argumenten tot verhoging AHR1 => index AHR2 = + 150
	Index AHR = som AHR1 + AHR2
Index PHR	***3. Is er sprake van een EB voor minimum 1 parameter?***
	JA => index PHR1 = 150 NEE => index PHR1 = 0
	4. Zijn er criteria die aanleiding geven tot een vermindering van index PHR2?
	NEE => index PHR2 = 0 JA – argumenten tot reductie PHR1 => index PHR2 = - 100 JA – argumenten tot verhoging PHR1 => index PHR2 = + 150
	Index PHR = som PHR1 + PHR2

<u>Criterium 1</u>: Actueel humaan risico (index AHR)

Aan de hand van de risico-evaluatie van de actuele (huidige) verontreinigingssituatie en het actueel gebruik wordt nagegaan of er voor de waterbodemverontreiniging onder de huidige omstandigheden, argumenten zijn ter beslissing tot een EB. De index AHR wordt voor parameters die zijn opgenomen in de risicotoetsingstabel samengesteld uit de indexen AHR1 en AHR2. Voor parameters die niet zijn opgenomen in de risicotoetsingstabel is enkel index AHR1 van toepassing. De index AHR is dan gelijk aan AHR1.

Toekenning van een score aan de index AHR1

Voor polluenten die zijn opgenomen in de risicotoetsingstabel wordt de index AHR1 bepaald door toetsing van de concentratie voor het desbetreffende gebruiksscenario aan de opgegeven risicogrenswaarde:

⇨ Indien voor minimum 1 van de te beoordelen polluenten de concentratie de risicogrenswaarde voor het desbetreffende gebruiksscenario overschrijdt dient de vraag "*Is er sprake van een EB voor minimum 1 parameter?"* met "JA" beantwoordt te worden en krijgt de index AHR1 een waarde van +150.

⇨ Indien voor geen enkele van de te beoordelen polluenten de concentratie de risicogrenswaarde voor het desbetreffende gebruiksscenario overschrijdt dient de vraag "*Is er sprake van een EB voor minimum 1 parameter?"* met "NEE" beantwoordt te worden en krijgt de index AHR1 een waarde van 0.

Voor polluenten die niet zijn opgenomen in de risicotoetsingstabel kan de index AHR1 niet kwantitatief bepaald worden door toetsing van de concentratie aan een risicogrenswaarde. In een dergelijk geval dient de deskundige een kwalitatieve evaluatie uit te voeren. Deze kwalitatieve evaluatie omvat een directe evaluatie van de omschrijving van ernstige bodemverontreiniging volgens het decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming. Er dient m.a.w. nagegaan te worden of de bodemverontreiniging een risico kan opleveren tot nadelige beïnvloeding van de mens. Er dient minimaal een conclusie gemaakt te worden aangaande de kans op blootstelling, de grootte en omvang van de verontreiniging en de gezondheidseffecten van de te beoordelen polluenten.

⇨ Indien op basis van de kwalitatieve evaluatie blijkt dat de vraag "*Is er sprake van een EB voor minimum 1 parameter?"* met "JA" beantwoordt dient te worden, krijgt de index AHR1 een waarde van +150.

⇨ Indien op basis van de kwalitatieve evaluatie blijkt dat de vraag "*Is er sprake van een EB voor minimum 1 parameter?"* met "NEE" beantwoordt dient te worden en krijgt de index AHR1 een waarde van 0.

Inzake polluenten die niet zijn opgenomen in de risicotoetsingstabel is een aanvulling opgenomen in het hoofdstuk betreffende knelpunten.

Toekenning van een score aan de index AHR2

Er werd reeds aangegeven dat het gebruik van de risicotoetsingstabel richtinggevend is gelet op het feit dat deze is opgebouwd door gebruik van het preliminaire model SediRisc. Vandaar dat de mogelijkheid wordt voorzien om andere criteria naar voor te brengen die aanleiding kunnen geven tot een aanpassing van de index AHR1. De index AHR2 is niet van toepassing voor parameters die niet zijn opgenomen in de risicotoetsingstabel.

De index AHR2 geeft de mogelijkheid om de index AHR1 zowel te verhogen of te verlagen. Enkele voorbeelden van aanpassingen zijn (niet limitatief):

- Indien de deskundige van oordeel is dat de risicogrenswaarden opgenomen in de risicotoetsingstabel voor een bepaalde onderzoekslocatie niet correct zijn (te hoog of te laag), dan biedt de index AHR2 de mogelijkheid om de index AHR1 ofwel te verhogen ofwel te verlagen.

- Indien uit de risico toetsingstabel niet blijkt dat er sprake is van een EB, maar uit de beschikbare informatie blijkt dat de waterbodemverontreiniging reeds aantoonbare negatieve gevolgen heeft gehad moet geconcludeerd kunnen worden dat er toch sprake is van een ernstige bodemverontreiniging.

- Indien de hoogst gemeten concentraties in de waterbodem niet aangetroffen werden in het actieve sediment is de kans op humane blootstelling kleiner dan in het geval deze concentraties in de toplaag van de waterbodem aanwezig zouden zijn. In dergelijke gevallen moet er aan AHR2 een score worden toegekend in mindering van de index AHR1.

Indien de deskundige op basis van bijkomende informatie of locatiespecifieke gegevens van oordeel is dat er een uitspraak noodzakelijk is pro EB dient aan de index AHR2 een waarde van +150 toegekend te worden.

Indien de deskundige op basis van bijkomende informatie of locatiespecifieke gegevens van oordeel is dat er een uitspraak noodzakelijk is contra EB dient aan de index AHR2 een waarde van -100 toegekend te worden.

Het gebruik van de index AHR2 dient steeds duidelijk gemotiveerd te worden.

Verantwoording van de gemaakte keuzes voor de index AHR2

Vermits de risicotoetsingstabel risicogrenswaarden vermeldt voor een standaardbodem is er geen sprake van een locatiespecifieke beoordeling. TV BOVA Environmental Consulting nv – Belconsulting nv is van oordeel dat in gevallen van hoge concentraties het gebruik van de risicotoetsingstabel verantwoord is. In grensgevallen is de risicotoetsingstabel echter niet accuraat, en moet aan opdrachtgevers en deskundigen de mogelijkheid geboden worden om hiervan af te wijken zodat er wel een locatiespecifieke risico-analyse uitgevoerd kan worden.

De keuze van de waarde +150 in het geval er elementen zijn pro EB is evident. Indien AHR1 0 is op basis van de risicotoetsingstabel moet er immers toch geconcludeerd kunnen worden dat er sprake is van een EB.

De keuze van -100 als waarde voor elementen contra EB impliceert dat er zowel in de huidige situatie als voor de toekomst elementen moeten zijn contra EB, om de conclusie van de aanwezigheid van EB op basis van de risicotoetsingstabel te kunnen weerleggen. In een dergelijk geval is er een bijkomende evaluatie (lees locatiespecifieke risicobeoordeling) vereist volgens stroomschema 3 (pag. 93) om uitsluitsel te kunnen geven over de beslissing van de aanwezigheid van EB. HR bedraagt dan immers 100 (AHR=50 (150-100) + PHR=50 (150-100)).

***Criterium 2*: Potentieel humaan risico (index PHR)**

Aan de hand van de risico-evaluatie van de potentiële (toekomstige) verontreinigingssituatie en/of het potentiële (toekomstige) gebruik wordt nagegaan of er voor de waterbodemverontreiniging in de toekomst argumenten zijn ter beslissing van een EB. De index PHR wordt voor parameters die zijn opgenomen in de risicotoetsingstabel samengesteld uit de indexen PHR1 en PHR2. Voor

parameters die niet zijn opgenomen in de risicotoetsingstabel is enkel index PHR1 van toepassing. De index PHR is dan gelijk aan PHR1.

De risico-evaluatie voor het potentieel risico moet zo realistisch mogelijk opgebouwd worden. In de praktijk blijkt echter dat op het vlak van evolutie van de verontreiniging en/of gebruik van de onderzoekslocatie de toekomst vaak niet zonder onzekerheden kan ingeschat worden. Om dit te ondervangen kunnen meerdere scenario's berekend worden (van minder tot meer realistisch), en kunnen bij de gemaakte conclusies de desbetreffende onzekerheden toegevoegd worden.

Toekenning van een score aan de index PHR1

Voor polluenten die zijn opgenomen in de risicotoetsingstabel wordt de index PHR1 bepaald door toetsing van de concentratie voor het desbetreffende gebruiksscenario aan de opgegeven risicogrenswaarde:

- ⇨ Indien voor minimum 1 van de te beoordelen polluenten de concentratie de risicogrenswaarde voor het desbetreffende gebruiksscenario overschrijdt dient de vraag "*Is er sprake van een EB voor minimum 1 parameter?"* met "JA" beantwoordt te worden en krijgt de index PHR1 een waarde van +150.

- ⇨ Indien voor geen enkele van de te beoordelen polluenten de concentratie de risicogrenswaarde voor het desbetreffende gebruiksscenario overschrijdt dient de vraag "*Is er sprake van een EB voor minimum 1 parameter?"* met "NEE" beantwoordt te worden en krijgt de index PHR1 een waarde van 0.

Voor polluenten die niet zijn opgenomen in de risicotoetsingstabel kan de index PHR1 niet kwantitatief bepaald worden door toetsing van de concentratie aan een risicogrenswaarde. In een dergelijk geval dient de deskundige een kwalitatieve evaluatie uit te voeren. Deze kwalitatieve evaluatie omvat een directe evaluatie van de omschrijving van ernstige bodemverontreiniging volgens het decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming. Er dient m.a.w. nagegaan te worden of de bodemverontreiniging een risico kan opleveren tot nadelige beïnvloeding van de mens. Er dient minimaal een conclusie gemaakt te worden aangaande de kans op blootstelling, de grootte en omvang van de verontreiniging en de gezondheidseffecten van de te beoordelen polluenten.

- ⇨ Indien op basis van de kwalitatieve evaluatie blijkt dat de vraag "*Is er sprake van een EB voor minimum 1 parameter?"* met "JA" beantwoordt dient te worden, krijgt de index PHR1 een waarde van +150.

- ⇨ Indien op basis van de kwalitatieve evaluatie blijkt dat de vraag "*Is er sprake van een EB voor minimum 1 parameter?"* met "NEE" beantwoordt dient te worden en krijgt de index PHR1 een waarde van 0.

Toekenning van een score aan de index PHR2

In analogie met de index AHR2 wordt door middel van de index PHR2 de mogelijkheid geboden om voor parameters die zijn opgenomen in de risicotoetsingstabel elementen naar voor te brengen pro of contra de beslissing van de aanwezigheid van EB volgens index AHR1.

Indien de deskundige op basis van bijkomende informatie of locatiespecifieke gegevens van oordeel is dat er een uitspraak noodzakelijk is pro EB dient aan de index PHR2 een waarde van +150 toegekend te worden.

Indien de deskundige op basis van bijkomende informatie of locatiespecifieke gegevens van oordeel is dat er een uitspraak noodzakelijk is contra EB dient aan de index PHR2 een waarde van -100 toegekend te worden.

Het gebruik van de index PHR2 dient steeds duidelijk gemotiveerd te worden.

Opmerking bij de toekenning van een score aan de indexen AHR1, AHR2, PHR1 en PHR 2

Bij een verontreiniging waarbij voor meerdere stoffen een risico-evaluatie moet uitgevoerd worden, omdat zij samen voorkomen, moet nagegaan worden of er tussen de stoffen wisselwerkingen kunnen optreden zoals additiviteit, antagonisme of synergisme. Hiermee moet rekening gehouden worden bij de bepaling van het risico. Voor stoffen, die reeds in VLAREBO zijn opgenomen, en waarvoor combinatietoxiciteit in rekening moet gebracht worden, is dit aangegeven in de toelichting bij de tabel met bodemsaneringsnormen. Voor nog niet genormeerde stoffen moet men normaliter een overzicht geven van toxische effecten. Indien men hierbij informatie vindt over interacties, dient dit kwalitatief of kwantitatief te worden meegenomen. Dergelijke informatie is over het algemeen slechts beperkt beschikbaar. In de praktijk zal men dus niet of nauwelijks rekening kunnen houden met interactie tussen stoffen met betrekking tot effecten, indien het niet in VLAREBO opgenomen stoffen betreft.

Pas na het doorlopen van de 4 blokken (HR – ER – VO – VG) kan een uitspraak gedaan worden over het al dan niet aanwezig zijn van een EB als gevolg van de waterbodemverontreiniging ter hoogte van de verontreinigingszone.

Bij het doorlopen van blok 1 (humane blootstelling) van het doorstroomschema wordt de som gemaakt van de indices AHR en PHR (=HR). Op basis van HR kan enkel een uitspraak gedaan worden over het al dan niet aanwezig zijn van een EB ten gevolge van humane blootstelling aan de waterbodem-verontreiniging ter hoogte van de verontreinigingszone. Indien een verdere opdeling in stofgroepen per verontreinigingszone wordt doorgevoerd, kan een uitspraak gedaan worden over het al dan niet aanwezig zijn van een EB per stofgroep in de verontreinigingszone.

Indien HR ≥ 150 is er sprake van een EB ten gevolge van humane blootstelling.

Indien HR < 100 is er geen sprake van een EB ten gevolge van humane blootstelling.

Bij elke andere uitkomst van HR moet door de bodemsaneringsdeskundige een bijkomende evaluatie of metingen uitgevoerd worden om tot een uitspraak pro of contra EB te kunnen komen.

---

b. Blok 2: Ecologische blootstelling

DOELSTELLING:

Er is sprake van een ecologisch risico wanneer toxische stoffen in de waterbodem op de in het water of waterbodem levende (aquatische) organismen, alsmede op fauna die deze organismen als voedsel gebruiken, aanleiding geven tot nadelige effecten.

Zoals eerder aangehaald dient een waterbodemverontreiniging aanschouwd te worden binnen een groter geheel. Het inzicht dat een waterbodem, flora en fauna; maar ook grond –en oppervlaktewater tot één systeem dienen beschouwd te worden heeft geleid tot de opmaak van de Europese 'Kaderrichtlijn Water'. Ze is van kracht sinds 22 december 2000. De Kaderrichtlijn Water bepaalt dat uiterlijk tegen 22/12/2015 een 'goede oppervlaktewatertoestand' en een 'goede grondwatertoestand' moet worden bereikt. Dit houdt in dat de achteruitgang van de toestand van het oppervlaktewater en het grondwater moet worden voorkomen en dat de nodige maatregelen dienen te worden genomen om de toestand van het oppervlaktewater en het grondwater te beschermen, te verbeteren of te herstellen.

Een 'goede oppervlaktewatertoestand' kan bereikt worden door te voldoen aan de volgende voorwaarden:

1. de achteruitgang van de toestand van het oppervlaktewater moet worden voorkomen;
2. de oppervlaktewateren moeten worden hersteld of verbeterd;
3. de verontreiniging door schadelijke stoffen moet worden verminderd en in bepaalde gevallen stopgezet.

Vertaald naar milieudoelstellingen betekent een 'goede oppervlaktewatertoestand' dat zowel de **ecologische toestand** of het **ecologisch potentieel,** en de chemische toestand van het oppervlaktewater tenminste 'goed' moeten zijn. Deze begrippen worden hieronder toegelicht.

De ecologische toestand

Het al of niet bereken van een 'goede ecologische toestand' in een oppervlaktewater wordt bepaald door een ingewikkeld samenspel van een hele reeks factoren. In de 1ste plaats beïnvloedt een aantal *biologische* elementen de ecologische toestand: waterflora, macro-invertebraten en visfauna. Maar ook een aantal *kwantitatieve aspecten*, *morfologische kenmerken* en ook de *chemische en fysisch-chemische kwaliteit van het oppervlaktewater* zijn mee van belang voor het leven in de waterloop. Het gecombineerde effect van al deze factoren zal bepalend zijn voor de ecologische toestand van het oppervlaktewater.

Het ecologisch potentieel

Voor 'sterk veranderde' en 'kunstmatige' wateren geldt een iets lagere doelstelling: tegen 22/12/2015 moet een 'goed ecologisch potentieel' bereikt worden. De doelstelling is lager dan de goede ecologische toestand omdat het biologisch leven in deze waterlopen niet dezelfde ontwikkelingskansen heeft.

Door industriële lozingen en agrarische activiteiten zijn grote hoeveelheden verontreinigde stoffen in de waterlopen terecht gekomen. Veel van die vervuiling is in de waterbodems terecht gekomen. Het gehalte aan polluenten kunnen in het sediment tot 1000 maal hoger liggen dan de concentraties in de bovenstaande

waterkolom. De verwachting is dan ook dat de waterbodem als bron van vervuiling zal fungeren bij een verbeterende waterkwaliteit na sanering van lozingsbronnen (Tyberghien T., 2004). Het behalen van ecologische kwaliteitsdoelstellingen in het oppervlaktewater zal dan ook zeer sterk afhangen van de mate waarin er rekening wordt gehouden met de kwaliteit van de waterbodem.

De doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water zitten voor het Vlaamse gewest vervat in het decreet betreffende het integraal waterbeleid (18/07/2003).

Inventarisatie van de waterbodemkwaliteit

Sinds 2000 is de VMM gestart met de uitbouw van een routinematig waterbodemmeetnet. Eén van de doelstellingen van dit meetnet is de inventarisatie van de waterbodemkwaliteit door middel van indexen en waterbodemkwaliteitsklassen aan de hand van de triade-beoordeling. Deze beoordelingsmethodiek omvat een integrale onderzoeksmethode die toelaat de monsters te analyseren op hun chemische inhoud, op hun biologische kwaliteit en hun ecotoxiciteit. Op die manier wordt een ecologisch oordeel over de kwaliteit van de waterbodem gevormd. De triade methodiek wordt zo gebruikt om waterbodems te rangschikken in functie van toenemende prioriteit voor saneringsonderzoek in het kader van ecologisch herstel van rivieren / beken. De triade-methodiek is van toepassing voor zoete oppervlaktewateren, maar niet in brakke en zoute omstandigheden.

METHODOLOGIE:

De doelstelling van deze procedure voor waterbodemonderzoek is o.a. op een robuuste en kostenbewuste wijze na te gaan of een verontreiniging in een waterbodem een ernstige bedreiging vormt voor het ecosysteem. De triade-methodiek is heden in Vlaanderen het voornaamste instrument om een ecologisch oordeel te vellen over de kwaliteit van een waterbodem. De deugdelijkheid van de triade-methodiek wordt niet in twijfel getrokken. Het is echter een feit dat deze methodiek niet goedkoop is.

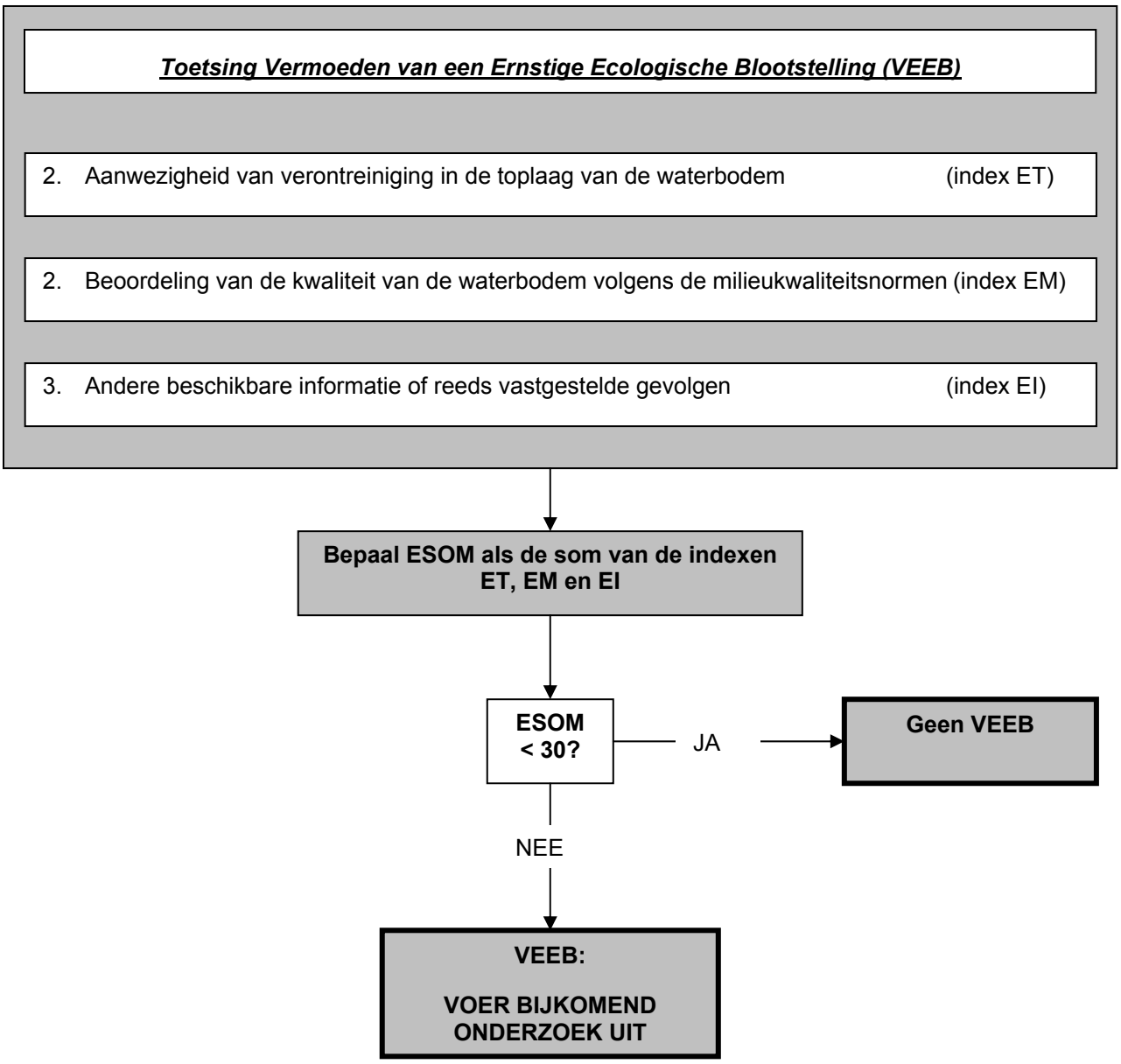
In het kader van de bepaling van de ecologische blootstelling wordt daarom niet onmiddellijk overgegaan tot uitvoering van een triade-onderzoek, maar dient in eerste instantie via een vragenlijst (= STAP 1) beoordeeld te worden of de onderzoekslocatie “gevoelig” is voor een ecologische blootstelling. Deze methodiek wordt verder als VEEB = Vermoeden voor een Ernstige Ecologische Blootstelling benoemd.

Bij twijfel of indien er aanwijzingen zijn voor een ernstige ecologische blootstelling dient bijkomend onderzoek uitgevoerd te worden ter bevestiging van de vermoedens (= STAP 2).

STAP 1: Vermoeden voor een ernstige ecologische blootstelling

In onderstaande figuur worden de criteria opgenomen die deel uitmaken van de eigenlijk methode om te bepalen of er op een terrein sprake is van een VEEB ten gevolge van een waterbodemveronteiniging.

Dit stroomschema wordt hierna verder besproken.


Toetsing Vermoeden van een Ernstige Ecologische Blootstelling (VEEB)
2. Aanwezigheid van verontreiniging in de toplaag van de waterbodem (index ET)
2. Beoordeling van de kwaliteit van de waterbodem volgens de milieukwaliteitsnormen (index EM)
3. Andere beschikbare informatie of reeds vastgestelde gevolgen (index EI)
Bepaal ESOM als de som van de indexen ET, EM en EI
ESOM < 30?
JA
Geen VEEB
NEE
VEEB:
VOER BIJKOMEND ONDERZOEK UIT

Het stroomschema omvat 1 blok waarin een antwoord dient gegeven te worden op 3 criteria. Deze criteria houden zowel rekening met de locatie van de verontreiniging, de aard en de concentratie van de verontreiniging en met de reeds beschikbare informatie. Naargelang het antwoord op deze vragen wordt aan de bijhorende index een score toegekend. De som van de indexen wordt tenslotte vergeleken met een grenswaarde, waarbij de volgende situaties zich kunnen voordien:

- Indien de som der indexen (ESOM) kleiner is dan 30 dient geconcludeerd te worden dat er geen vermoeden bestaat van een ernstige ecologische blootstelling ten gevolge van de aanwezigheid van verontreiniging in de waterbodem.

- Indien de som der indexen (ESOM) groter of gelijk is aan 30 dient geconcludeerd te worden dat er een vermoeden bestaat van een ernstige ecologische blootstelling ten gevolge van de aanwezigheid van verontreiniging in de waterbodem. In dit geval is er steeds bijkomend onderzoek vereist om de aard en de omvang van de ecologische blootstelling in kaart te brengen.

Criterium 1: ***Aanwezigheid van verontreiniging in de toplaag van de waterbodem (index ET)***

Aan een waterbodem zijn er op ecologisch vlak twee belangrijke deelaspecten:

a) In eerste instantie moet een waterbodem worden aanzien als een biotoop en voedselbron voor veel planten en dieren.

b) Daarnaast kan het actieve sediment van de waterbodem aanleiding geven tot beïnvloeding van de kwaliteit van het bovenstaande oppervlaktewater.

Voor beide aspecten speelt het actieve sediment van de waterbodem de belangrijkste rol. De laag met het actieve sediment kan van waterloop tot waterloop verschillen. Vandaar dat als eerste criterium een antwoord dient gegeven te worden op de volgende vraag: “Is er verontreiniging (*) aanwezig in het actieve sediment van de waterbodem?”

(*) Wat is verontreiniging in het kader van een waterbodemonderzoek? Overeenkomstig paragraaf 4.3.1 is dit concentraties > bijlage 8 van het Vlarebo voor een verontreiniging in de waterbodem. In het kader van de beoordeling van dit blok zou echter een concentratie > MKN(B) beter geschikt zijn als grenswaarde voor verontreiniging. Zie ook hoofdstuk 5 betreffende knelpunten.

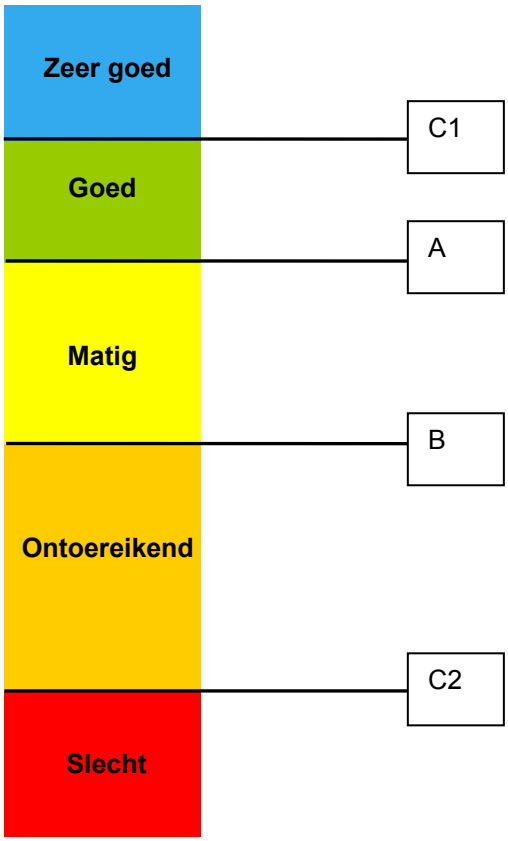
Deze vraag kan met JA of NEE beantwoordt worden. Aan de index ET dient dan de volgende score toegekend te worden:

	Is er verontreiniging aanwezig in het actieve sediment van de waterbodem?	**index ET**
index ET	NEE	**0**
	JA	**10**

<u>Criterium 2:</u> ***Beoordeling van de kwaliteit van de waterbodem volgens de milieukwaliteitsnorm (index EM)***

De milieukwaliteitsnormen voor een waterbodem, die overeenkomstig het decreet betreffende het integraal waterbeleid werden opgemaakt, hebben een ecologische en ecotoxicologische onderbouwing. Vandaar dat een toetsing van de vastgestelde kwaliteit van de waterbodem aan de milieukwaliteitsnormen een instrument is om de ecologische kwaliteit van een waterbodem in te kunnen schatten.

Het huidige voorstel voor milieukwaliteitsnormen is:



Naargelang de indeling in een klasse kan aan de index EM een score toegekend worden volgens onderstaande tabel:

	Hoe kan de kwaliteit van de waterbodem ingedeeld worden na toetsing aan de milieukwaliteitsnormen?	**index EM**
index EM	ZEER GOED of GOED	**10**
	MATIG	**10**
	ONTOEREIKEND	**20**
	SLECHT	**30**

Opmerking: beoordeling van de kwaliteit van de waterbodem

Bij de uitvoering van een waterbodemonderzoek zullen er analyseresultaten van meerdere (meng)stalen gekend zijn. Er dient dan ook in de procedure aangegeven te worden hoe op basis van deze gegevens een klasse indeling volgens de MKN gemaakt moet worden. Hierbij kunnen, ons inziens, volgende overwegingen gemaakt worden:

- ⇨ *Mogelijkheid 1 bestaat erin om de kwaliteit van de waterbodem te bepalen op basis van gemiddelde concentraties van alle mengstalen genomen op de onderzoekslocatie waar er een SAP waterbodem werd uitgevoerd. De waterbodem wordt dan onderverdeeld op basis van de slechtst scorende parameter.*

- ⇨ *Mogelijkheid 2 bestaat erin om de kwaliteit van de waterbodem te bepalen op basis van de hoogst gemeten concentraties van alle mengstalen genomen op de onderzoekslocatie waar er een SAP waterbodem werd uitgevoerd. De waterbodem wordt dan onderverdeeld op basis van de slechtst scorende parameter.*

- ⇨ *Mogelijkheid 3 bestaat erin om de kwaliteit van de waterbodem te bepalen op basis van de hoogst gemeten concentratie van alle beschikbare analyses (mengstalen – deelstalen van mengstalen – bijkomende stalen in het kader van afperking). De waterbodem wordt dan onderverdeeld op basis van de slechtst scorende parameter.*

Implicaties van deze mogelijkheden:

- *Door gebruik te maken van gemiddelde concentraties van de mengstalen wordt een gemiddelde verontreinigingstoestand bepaald, waarbij de impact van kleine verontreinigingen wordt uitgemiddeld. Deze benadering geeft een goed idee over de algemene kwaliteit van de waterbodem, maar geeft geen sluitende zekerheid.*

- *In mogelijkheid 2 is de uitmiddeling van concentraties beperkt tot de locatie waar het mengstaal wordt genomen.*

- *Mogelijkheid 3 is een zeer conservatieve benadering waarbij bijvoorbeeld de vaststelling van slechts 1 polluent aan een concentratie > MKN(B) al betekent dat een waterbodem qua kwaliteit als ontoereikend wordt beschouwd.*

Het voorstel van de TV BOVA Environmental Consulting nv – Belconsulting nv is een indeling volgens de "gulden middenweg", dus volgens mogelijkheid 2. Volgens mogelijkheid 1 bestaat er een te grote kans om verontreinigingen te "missen". Mogelijkheid 3 is dan weer te conservatief omdat er in een waterbodem veeleer een homogene verdeling van verontreinigingen wordt verwacht.

Criterium 3: ***Andere beschikbare informatie of reeds vastgestelde gevolgen (index EI)***

De evaluatie van bovenstaande criteria zal in sommige gevallen niet sluitend zijn om te concluderen of er al dan niet sprake is van een VEEB. Dit bijkomende

criterium biedt dan ook de mogelijkheid om andere relevante informatie te kunnen betrekken in deze methodologie.

De bodemsaneringsdeskundige dient in dit criterium aan te geven of er aangaande de onderzoekslocatie reeds onderzoeksverrichtingen werden uitgevoerd, en/of er reeds (negatieve) gevolgen werden vastgesteld. Indien er informatie beschikbaar is en/of er reeds gevolgen werden vastgesteld dient in dit onderdeel een korte samenvatting hiervan gegeven te worden. Uit deze samenvatting dient geconcludeerd te worden of er sprake is van bijkomende elementen pro of contra een VEEB. Indien relevant kan uitgebreide informatie in de bijlagen opgenomen worden.

Voorbeelden van andere beschikbare informatie zijn:

- Resultaten van het waterbodemmeetnet (VMM – triade-beoordeling);
- Reeds uitgevoerde (water)bodemonderzoeken voor de inwerkingtreding van deze standaardprocedure;
- Bodemonderzoeken en/of natuurstudies op of in de onmiddellijke omgeving van de onderzoekslocatie;
- Visstandonderzoek;
- Aard van de waterloop (natuurlijk, kunstmatig of sterk veranderd);
- Meetgegevens m.b.t. de oppervlaktewaterkwaliteit;
- etc.

	Is er andere informatie beschikbaar die de conclusie tot VEEB kan beïnvloeden?	**index EI**
index EI	JA, er is informatie beschikbaar waarin elementen pro VEEB zijn opgenomen.	**+ 20**
	JA, er is informatie beschikbaar waarin elementen contra VEEB zijn opgenomen.	**- 20**
	NEEN	**0**

EVALUATIE
Aan de hand van de som van de indexen ET, EM en EI wordt bepaald of er sprake is van een vermoeden van een ernstige ecologische blootstelling.

- Indien de som der indexen (=ESOM) kleiner is dan 30 is er geen sprake van een vermoeden van een ernstige ecologische blootstelling ten gevolge van de aanwezigheid van een verontreiniging in de waterbodem. Er dient niet overgegaan te worden tot de uitvoering van STAP 2.
- Indien de som der indexen (=ESOM) groter of gelijk is aan 30 dient overgegaan te worden naar STAP 2.

Verantwoording van de score keuzes

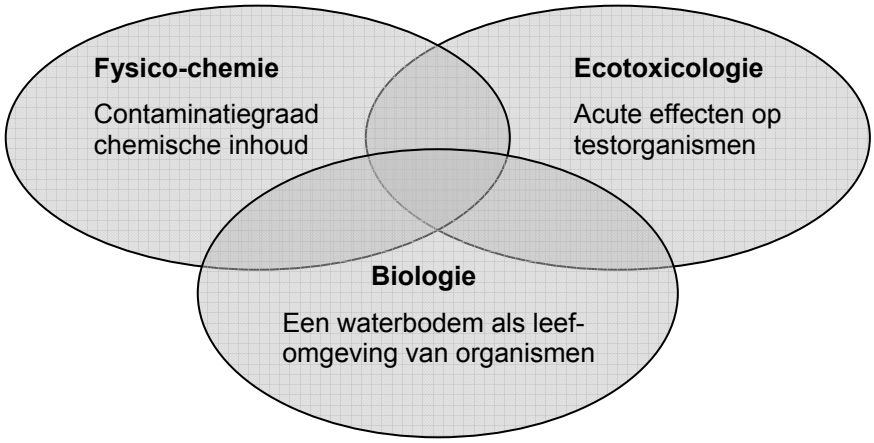
De scores werden geselecteerd op basis van de volgende vereisten:
- *Voor een waterbodem met een slechte kwaliteit is er, zelfs als de verontreiniging niet aanwezig is in het actieve sediment, sprake van een VEEB.*
- *Voor een waterbodem met een ontoereikende kwaliteit is er pas sprake van een VEEB wanneer er ook verontreiniging wordt aangetroffen in het actieve sediment.*
- *Voor waterbodems met een matige, goede of zeer goede kwaliteit is er geen sprake van een VEEB, tenzij er criteria aangehaald kunnen worden pro VEEB.*
- *Voor een waterbodem met een slechte kwaliteit, eventueel met concentraties in het actieve sediment, kan er mits duidelijke argumentatie toch nog beslist worden dat er geen sprake is van een VEEB.*

STAP 2: Onderzoek ter bevestiging van een vermoeden voor een ernstige ecologische blootstelling

Indien volgens de methodiek ter bepaling van een VEEB wordt vastgesteld dat er sprake is van een vermoeden van een ernstige ecologische blootstelling als gevolg van de aanwezigheid van verontreiniging in de waterbodem dient de bodemsaneringsdeskundige bijkomende onderzoeksverrichtingen uit te voeren om dit vermoeden ofwel te bevestigen ofwel te weerleggen.

STAP 2 bestaat erin om te onderzoeken of de verontreiniging in de waterbodem het lokale ecosysteem dusdanig negatief beïnvloed of zou kunnen beïnvloeden dat er sprake is van nadelige effecten. Vermits er in een ecosysteem sprake is van een continue wisselwerking tussen verschillende elementen: dieren, planten, chemie, morfologie, biologie, etc. is het niet mogelijk om een uitspraak te doen over al deze processen. In de praktijk wordt er daarom een oordeel geveld aan de hand van indicatoren. Gekende indicatoren voor oppervlaktewater zijn bijvoorbeeld de Prati-index en de Biotische index. Voor een waterbodem kennen we het Triade onderzoek, maar bijvoorbeeld ook het palingen polluent meetnet, onderzoek op driehoekmosselen, etc.

Het Triade-onderzoek wordt tot op heden gebruikt in het kader van het waterbodemmeetnet van de VMM (enkel voor zoete oppervlaktewateren). Het triade-onderzoek werd ontworpen vanuit het idee dat de ecologische kwaliteit van een waterbodem ingeschat moet worden door de combinatie van de fysisch-chemische verontreinigingsgraad, de ecotoxicologische effecten van de waterbodemverontreiniging, en de impact van de waterbodemverontreiniging op de aanwezigheid en diversiteit van indicatororganismen.



Opmerking:
Onderstaande methodologie wordt opgenomen in antwoord op het verzoek van de OVAM om in het kader van stap 2 richtlijnen te voorzien voor de deskundigen. De hierna volgende tekst werd nog niet besproken met de OVAM, noch met de waterloopbeheerders en dient bijgevolg als een richtinggevend voorstel beschouwd te worden.

In de inleiding van dit deel betreffende de risico-analyse werd reeds aangegeven dat de in deze procedure opgenomen methodologie voor uitvoering van de risicobeoordeling niet verplicht is, op voorwaarde dat door de deskundige een evenwaardig alternatieve beoordeling wordt uitgevoerd. Dit is ook van toepassing voor de beoordeling van de ecologische blootstelling. Vermits de Triade-benadering in Vlaanderen een bewezen methode is om de ecologische kwaliteit van een waterbodem te beoordelen, wordt in deze stap van blok 2 een methodologie voor bijkomend onderzoek uitgewerkt die gebaseerd is op de triade benadering. De deskundige is echter vrij om op basis van locatiespecifieke argumenten deze methodiek uit te breiden of te wijzigen indien dit leidt tot een betere inschatting van de ecologische risico's van de verontreiniging in de waterbodem.

De triade-methode is gebaseerd op de vergelijking van de gemeten toestand met de gewenste toestand. Bijkomende onderzoeksverrichtingen moeten dan ook toelaten om de ecologische impact van de waterbodemverontreiniging te bepalen door combinatie van:
- ⇨ een fysico-chemische beoordeling
- ⇨ een ecotoxicologische beoordeling
- ⇨ een biologische beoordeling

Praktisch

Gelet op de hoge kostprijs van een triade-onderzoek is het noodzakelijk richtlijnen op te leggen inzake het aantal bemonsteringspunten in het kader van stap 2. Hierbij dient er een keuze gemaakt te worden tussen:

1. Bemonstering overeenkomstig de bestaande staalnamerichtlijnen in het kader van een triade onderzoek (zie hoofdstuk 2, deel 2.2).

of

2. Gerichte staalname(s) binnen de verontreinigingscontouren.

De staalnamerichtlijnen in het kader van de triade-methodiek zijn ontworpen met het oog op de inventarisatie van de algemene kwaliteit van een waterbodem. Vermits er in een waterbodemonderzoek een uitspraak dient gedaan te worden over de vastgestelde verontreiniging(en), worden deze richtlijnen binnen dit deel van de risico-analyse niet geschikt geacht. Er wordt een staalnamerichtlijn voorgesteld aan de hand van de oppervlakte van de pluim.

De basis van de staalnameprocedure is de beperking van 1 triade-onderzoek per pluim en het hanteren van een oppervlakte van 1500 m² voor de bepaling van het aantal happen per mengstaal (20 happen voor een happer met een inhoud van 2 l, of 7 happen voor een happer met een inhoud van 6 l). Het getal van 1500 m² komt overeen met een bemonsteringszone van 50 m bij 30 m, zoals wordt gehanteerd in een triade onderzoek voor kleine oppervlaktewateren.

Per pluim is er 20 liter mengmonster nodig voor de biologische evaluatie en 10 liter mengmonster voor de ecotoxicologische testen. In het kader van het fysico-chemisch onderzoek is er geen bijkomend staal vereist (zie verder). De staalnames worden uitgevoerd met een Van Veen grijper.

⇨ Voor pluimen met een oppervlakte < 1500 m² worden happen genomen over de volledige oppervlakte van de pluim en wordt het aantal happen per mengmonster aangepast volgens:

happer van 2 l: aantal happen = (opp. pluim / 1500) x 20
of
happer van 6 l: aantal happen = (opp. pluim / 1500) x 7

met afronding van het bekomen getal naar het bovenliggende geheel getal.

⇨ Voor pluimen met een oppervlakte > 1500 m² worden happen genomen over de volledige oppervlakte van de pluim en wordt het aantal happen per mengmonster aangepast volgens:

happer van 2 l: aantal happen = (opp. pluim / 1500) x 20
of
happer van 6 l: aantal happen = (opp. pluim / 1500) x 7

met afronding van het bekomen getal naar het bovenliggende geheel getal.

De happen worden gelijkmatig verdeeld over de oppervlakte van de pluim (*).

(*) Hoe kunnen we de oppervlakte van een pluim afbakenen? Overeenkomstig paragraaf 4.3.1 concentratie > bijlage 8 van het VLAREBO? Zie ook hoofdstuk 5 betreffende de knelpunten.

Indien uit de indicatieve fase reeds blijkt dat er sprake is van een VEEB kunnen de staalnames in het kader van het bijkomend onderzoek gecombineerd worden met het veldwerk voor afperking.

Fysico-chemische beoordeling

In de triade methodiek wordt de fysico-chemische kwaliteit van de waterbodem vergeleken met de kwaliteit in niet-verontreinigde referentie waterlopen. Vermits er

milieukwaliteitsnormen voor waterbodems worden opgemaakt wordt voorgesteld om de fysico-chemische classificering niet meer uit te voeren aan de hand van deze referentie waterlopen, maar aan de hand van de milieukwaliteitsnormen. Er wordt een klasse-indeling voorgesteld aan de hand van de indeling volgens de milieukwaliteitsnormen, zoals deze werd uitgevoerd in STAP 1. Dit betekent dat er geen nieuwe staalnames of analyses noodzakelijk zijn om dit deel van het bijkomende onderzoek uit te kunnen voeren.

Resultaat:

Klasse	Fysico-chemische beoordeling	Signaal
1	niet afwijkend (zeer goed – goede waterbodem)	-
2	licht afwijkend (matige waterbodem)	-
3	afwijkend (ontoereikende waterbodem)	+
4	slecht (slechte waterbodem)	+

Ecotoxicologisch onderzoek

Ecotoxicologie kan worden gedefinieerd als de wetenschap die zich bezig houdt met onderzoek naar de toxische effecten van chemicaliën en xenobiotica op levende organismen, hoofdzakelijk op populaties en gemeenschappen in een afgebakend ecosysteem. Inbegrepen in deze evaluatie is een beoordeling van het transport van contaminanten en hun interacties met de omgeving.

Aanwijzingen voor de effecten van contaminanten binnen ecosystemen kunnen gevonden worden door het uitvoeren van testen. De meest directe aanwijzing voor de effecten van sedimentconcentraties zijn de toxiciteitstesten, waarbij organismen worden blootgesteld aan verontreinigde sedimenten. De laatste decennia werden tal van toxiciteitstesten ontwikkeld.

Bij de beoordeling van de effecten van een waterbodemverontreiniging volstaat het in principe niet om één enkele testmethode toe te passen. Acute mortaliteitstesten zouden moeten aangevuld worden met lange termijn testen om subletale chronische effecten te bepalen. Ook zouden poriewatertesten moeten vergeleken worden met testen op het volledige sediment.

Qua testen wordt in eerste instantie verwezen naar de testen waarmee reeds ruime ervaring werd opgedaan in het kader van triade-onderzoeken door de VMM. Deze testen zijn:
- ⇨ een groei-inhibitietest met de alg *Raphidocelis subcapitata*
- ⇨ een acute mortaliteitstest met het kieuwpootkreeftje *Thamnocephalus platyurus*
- ⇨ een acute sedimentcontacttest met de amfipode *Hyallela azteca*

De eerste twee testen zijn Toxkit microbiotesten. De sedimentcontacttest is een klassieke toxiciteitstest

Toxiciteitstest
Bij een acute toxiciteitstest worden de korte termijn effecten van een contaminant op een organisme bepaald. Algemeen geldt voor een acute toxiciteitstest dat het

testorganisme slechts gedurende een zeer korte tijd van de totale levenscyclus aan een contaminant blootgesteld wordt (< 96 uur).

Gedurende chronische toxiciteitstesten worden de mogelijke effecten van een langdurige blootstelling aan toxische concentraties geëvalueerd. De organismen worden gedurende een aanzienlijk lange periode van hun leven blootgesteld aan lage concentraties van een chemische stof. De blootstellingsperiode van een chronische test is dus sterk species-afhankelijk.

Microbiotesten
Ongeacht de verdiensten die ecotoxiciteitstesten bieden, kunnen ze tot op vandaag enkel door gespecialiseerde laboratoria worden uitgevoerd en worden ze omwille van hun hoge kosten maar zelden in routinematige beoordelingen gebruikt. Eén van de grootste knelpunten bij deze testen is dat ze afhankelijk zijn van de continue beschikbaarheid van levende testorganismen. Het kweken en handhaven van testorganismen gebeurt onder zeer specifieke voorwaarden. Slechts enkele laboratoria bezitten de faciliteiten en know-how.

Zo'n twintig jaar gelende kwam de ontwikkeling van microbiotesten op gang. Microbiotesten zijn kleinschalige, kweekonafhankelijke ecotoxiciteitstesten gebaseerd op 'immobiele' of 'slapende' levensstadia van geselecteerde testorganismen. Deze testen zijn verkrijgbaar onder de vorm van Toxkits, kleine en handige doosjes waarin alle materiaal om de test uit te voeren aanwezig is.

Resultaat:

De resultaten van de toxiciteitstests worden vergeleken met de resultaten van een referentiewaterbodem waarbij er geen toxiciteit wordt waargenomen. Dit leidt tot de volgende indeling:

Klasse	Ecotoxicologische beoordeling	Signaal
1	geen acute impact	-
2	licht acute impact	+
3	acute impact	+
4	ernstige acute impact	+

Biologisch onderzoek

Bij biologisch onderzoek worden de actuele negatieve effecten van de verontreinigingen op de levensgemeenschappen in situ nagegaan. Een veldinventarisatie geeft ook een globaal beeld van de ecologische kwaliteit van een waterecosysteem. Hiervoor baseert men zich op twee indicatoren:

- ⇨ de biotische waterbodemindex (WBI)
- ⇨ monitoring van de morfologische afwijking bij de kaken van muggenlarven (*Chironomus sp.*)

Biotische waterbodemindex (WBI)
Voor het biologisch onderzoek wordt de waterbodem uitgezeefd en gaat men op zoek naar macro-invertebraten (ongewervelden die met het blote oog te zien zijn, vooral larven). Hoe hoger de taxonomische diversiteit en hoe meer gevoelige beestjes aanwezig zijn (een gezonde 'benthische' gemeenschap), hoe beter de waterbodemkwaliteit is.

Monitoring van de morfologische afwijking bij de kaken van muggenlarven (*Chironomus sp.*)
Aanvullend bij de biotische index wordt rekening gehouden met kaakafwijkingen bij muggenlarven van het 4e larvale stadium. *Chironomus*-larven zijn sterk onderhevig aan externe invloeden. Elke verandering in hun omgeving kan misvormingen of afwijkingen veroorzaken aan hun kaken. Men gaat er vanuit dat wanneer organismen nog voorkomen in een vervuild milieu morfologische misvormingen vertonen, hun informatieve waarde als indicator stijgt, zeker wanneer de morfologische effecten in verband met de milieuconcentratie van een bepaalde stof kunnen gebracht worden.

Resultaat:

Klasse	Biologische beoordeling	Signaal
1	goede biologische kwaliteit	-
2	matige biologische kwaliteit	+
3	slechte biologische kwaliteit	+
4	zeer slechte biologische kwaliteit	+

Algemene beoordeling

Bij de triadekwaliteitsbeoordeling of TKB kunnen waterbodems op basis van de signalen gerangschikt worden in volgorde van globale kwaliteit:

Fysico-chemische beoordeling	Ecotoxicologische beoordeling	Biologische beoordeling	Globale klasse (TKB)
+	+	+	4
-	+	+	3
+	+	-	
+	-	+	
-	-	+	2
-	+	-	
+	-	-	
-	-	-	1

Op basis van deze indeling wordt voorgesteld om bij de vaststelling van een klassen 3 of 4 te spreken van een ernstige bedreiging voor het milieu. Bij de vaststelling van klassen 1 of 2 is er geen sprake van een ernstige bedreiging voor het milieu.

STAP 3: Invulling van de indexen AER en PER

De evaluatie dit in het blok ecologische risicobeoordeling (ER) uitgevoerd wordt omvat volgende twee criteria: het actueel ecologisch risico (index AER) en het potentieel ecologisch risico (PER).

- De index AER wordt aan de hand van de huidige (actuele) verontreinigingssituatie bepaald in functie van het huidige gebruik, de huidige functie van de locatie, etc.

- De index PER wordt aan de hand van de potentiële (toekomstige) verontreinigingssituatie bepaald in functie van waarschijnlijke of reële toekomstige wijzigingen in het gebruik, potentiële veranderingen van de functie van de locatie, de terrein- en omgevingskenmerken, de hydrologie of door een evolutie in de verontreinigingstoestand.

Zowel voor de bepaling van het actuele ecologische risico (AER), als voor het potentiële ecologische risico (PER) dient minimaal stap 1 (methodiek VEEB) uitgevoerd te worden, eventueel gevolgd door stap 2 (bijkomende onderzoeksverrichtingen).

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van de verschillende beslissingscriteria die deel uitmaken van blok 2.

Index AER	***Is er sprake van een actueel ecologisch risico (AER) na uitvoering van de methodiek VEEB (= STAP 1), en de eventuele uitvoering van bijkomende onderzoeksverrichtingen (= STAP 2)?***
	JA => index AER = 150 NEE => index AER = 0
Index PHR	***Is er sprake van een potentieel ecologisch risico (PER) na uitvoering van de methodiek VEEB (= STAP 1), en de eventuele uitvoering van bijkomende onderzoeksverrichtingen (= STAP 2)?***
	JA => index PER = 150 NEE => index PER = 0

Pas na het doorlopen van de 4 blokken (HR – ER – VO – VG) kan een uitspraak gedaan worden over het al dan niet aanwezig zijn van een EB als gevolg van de waterbodemverontreiniging ter hoogte van de verontreinigingszone.

Bij het doorlopen van blok 2 (ecologische blootstelling) van het doorstroomschema wordt de som gemaakt van de indices AER en PER (=ER). Op basis van ER kan enkel een uitspraak gedaan worden over het al dan niet aanwezig zijn van een EB ten gevolge van ecologische blootstelling aan de waterbodemverontreiniging ter hoogte van de verontreinigingszone. Indien een verdere opdeling in stofgroepen per verontreinigingszone wordt doorgevoerd, kan een uitspraak gedaan worden over het al dan niet aanwezig zijn van een EB per stofgroep in de verontreinigingszone.

Indien ER ≥ 150 is er sprake van een EB ten gevolge van ecologische blootstelling.

Indien ER < 100 is er geen sprake van een EB ten gevolge van ecologische blootstelling.

c. Blok 3: Risico voor verspreiding naar en via oppervlaktewater

DOELSTELLING:

Er is sprake van een onaanvaardbaar risico op verspreiding van verontreiniging vanuit de waterbodem naar en via het oppervlaktewater indien hierdoor de milieukwaliteitsnorm voor het oppervlaktewater niet kan worden bereikt.

Bij de beoordeling van het risico op verspreiding naar en via het oppervlaktewater zijn er 2 verspreidingsroutes die gekarakteriseerd moeten worden:

1. De eerste mogelijke verspreiding van waterbodemverontreiniging via oppervlaktewater betreft de fysieke verspreiding van waterbodemdeeltjes door erosie, opwerveling of overstromingen.

2. De tweede verspreidingsmogelijkheid omvat de nalevering van verontreiniging vanuit de waterbodem naar de bovenstaande waterkolom (chemische verspreiding).

METHODOLOGIE:

Door de invulling van blok 3, overeenkomstig het stroomschema op de volgende pagina, kan aan de index VO een score toegekend worden.

Daar het mogelijk is dat de verontreiniging actueel geen risico inhoudt maar wel potentieel een bedreiging kan vormen, moet men bij het doorlopen van blok 3 tevens rekening houden met de potentiële risico's. Bij het bepalen van de potentiële risico's wordt enerzijds rekening gehouden met de natuurlijke evolutie van de verontreiniging indien er geen actieve maatregelen worden genomen of indien de bestaande maatregelen worden stopgezet (migratie, uitbreiding in horizontale en/of verticale richting, vorming van afbraak- en tussenproducten, beïnvloeding van receptoren,…) en anderzijds met verandering van de verontreinigingssituatie ten gevolge van menselijk ingrijpen en dit binnen een termijn van 5 jaar (wijzigingen in terreininrichting, terreingebruik, bestemmingstype,…).

Beoordeling van het risico op verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via oppervlaktewater

Fysieke verspreiding
index VO1

STAP 1:

Ga na of er een kans bestaat op opwerveling of erosie.

⇨ Zo JA, ga naar stap 2.

⇨ Zo NEE, index VO1 = 0

STAP 2:

Ga na of de erosie of opwerveling een nadelige bijdrage kan leveren tot de kwaliteit van het oppervlaktewater.

⇨ Zo JA, ga naar stap 3

⇨ Zo NEE, index VO1 = 0

STAP 3:

Ga na of de bijdrage tot de kwaliteit van het oppervlaktewater dusdanig hoog is, dat de MKN niet bereikt kan worden.

⇨ Zo JA, index VO1 = 150

⇨ Zo NEE, index VO1 = 0

Chemische verspreiding
index VO2

STAP 1:

Is er sprake van stilstaand water?

⇨ Zo JA, ga naar stap 2.

⇨ Zo NEE, index VO2 = 0

STAP 2:

Ga na of nalevering door kwel of diffusie een negatieve bijdrage kan leveren tot de kwaliteit van het oppervlaktewater.

⇨ Zo JA, ga naar stap 3

⇨ Zo NEE, index VO2 = 0

STAP 3:

Ga na of de bijdrage tot de kwaliteit van het oppervlaktewater dusdanig hoog is, dat de MKN niet bereikt kan worden.

⇨ Zo JA, index VO2 = 150

⇨ Zo NEE, index VO2 = 0

STAP 4: Bepaling van de index VO

VO = som van VO1 + VO2

Beoordeling van fysieke verspreiding

STAP 1: Ga na of er een kans bestaat op opwerveling of erosie.

In deze stap dient een antwoord gegeven te worden op de vraag of erosie of opwerveling van verontreinigde waterbodem mogelijk is. Erosie en opwerveling worden beïnvloed door natuurlijke en niet-natuurlijke parameters:

Natuurlijke parameters zijn:

- ⇨ stroomsnelheid van het oppervlaktewater
- ⇨ turbulentie van het oppervlaktewater (golven – natuurlijke hindernissen – meanders)
- ⇨ diepte van het oppervlaktewater
- ⇨ opwoeling van de waterbodem door zoogdieren, vogels en vissen
- ⇨ overstromingen
- ⇨ aard en dikte van het actieve sediment
- ⇨ andere?

Niet-natuurlijke parameters zijn:

- ⇨ scheepvaart
- ⇨ waterrecreatie
- ⇨ turbulentie van het oppervlaktewater ten gevolge van niet-natuurlijke structuren
- ⇨ bagger- en ruimingswerken
- ⇨ lozingen & wateronttrekkingen
- ⇨ visserij
- ⇨ werken op de waterbodem en op, rond en onder het wateroppervlak
- ⇨ ongevallen
- ⇨ stortactiviteiten
- ⇨ andere?

De effecten van de natuurlijke en niet-natuurlijke beïnvloedingsfacoren zijn op hun beurt nog eens variabel naargelang het weer, getijden en de locatie in de waterloop (middengeul – meander binnenkant bocht/ meander buitenkant bocht).

Op basis van bovenstaande informatie dient nagegaan of er op de onderzoekslocatie sprake is van één van de volgende situaties (bron: Nederlandse Handleiding sanering waterbodems, mei 2006 – zie ook hoofdstuk betreffende knelpunten):

- Er zijn aanwijzingen voor het optreden van erosie. Mogelijke voorbeelden zijn gegevens van dieptemetingen op verschillende tijdstippen, series kaarten van de ligging van oevers waaruit oevererosie blijkt, in het veld zichtbare tekenen van erosie langs de oevers, etc.
- Er vindt opwerveling plaats als gevolg van het optreden van stroomsnelheden groter dan 0,3 m/s. Op een sterk cohesieve, geconsolideerde bodem treedt erosie pas op bij stroomsnelheden groter dan 0,8 m/s. Voor bodems met een onafgebroken vegetatiedek, zoals de bodems van beekdalen en uiterwaarden, mag worden aangenomen dat geen opwerveling optreedt als gevolg van stroming.
- Er vindt opwerveling plaats door de scheepvaart. opwerveling door beroepsvaart is mogelijk bij een kielspeling kleiner dan 4 m, opwerveling door recreatievaart is mogelijk bij een kielspeling kleiner dan 2 m.

Opwerveling door scheepvaart is mogelijk als geldt dat (A_{schip} x V_{schip}) / $A_{watergang}$ groter is dan 0,3 m/s. A_{schip} = oppervlakte schip in dwarsdoorsnede; $A_{watergang}$ = oppervlakte watersysteem in dwarsdoorsnede en V_{schip} = vaarsnelheid

- Er vindt opwerveling plaats door windgolven. Opwerveling kan plaatsvinden bij een strijklengte in de overheersende windrichtingen over een afstand van meer dan 100 meter en bij een waterdiepte van minder dan 3 meter, of bij een strijklengte in de overheersende windrichtingen van meer dan 1.000 meter en een waterdiepte van minder dan 6 meter.
- Bodemwoelende vissen kunnen lokaal veel resuspensie veroorzaken. Ook dit aspect kan ertoe leiden dat geconcludeerd mag worden dat opwerveling of erosie mogelijk is.
- Verspreiding van sediment kan ook aannemelijk worden gemaakt als specifieke sedimentkenmerken (bv. specifieke stoffen of fysische kenmerken van het betreffende sediment) op andere – stroomafwaarts gelegen – locaties zijn aangetroffen.

Indien er wordt geconcludeerd dat er een kans bestaat op erosie of opwerveling van verontreinigde waterbodem dient overgegaan te worden naar STAP 2. In het andere geval mag aan de index VO1 een score van 0 toegekend worden, wat impliceert dat er geen risico is op fysieke verspreiding van waterbodemverontreiniging naar het oppervlaktewater.

STAP 2: Ga na of de erosie of opwerveling een nadelige bijdrage kan leveren tot de kwaliteit van het oppervlaktewater.

In zones waar verontreiniging in de waterbodem werd vastgesteld en waar er sprake is van erosie of opwerveling van sediment dient een staalname (*) uitgevoerd te worden van het zwevende materiaal op deze locatie. Het aantal staalnamelocaties dient door de bodemsaneringsdeskundige bepaald te worden aan de hand van de afperking van de verontreiniging(en).

(*) Hoe is een representatieve staalname van zwevend materiaal mogelijk? Zie hoofdstuk 5 betreffende de knelpunten.

De stalen van het zwevende materiaal dienen geanalyseerd te worden op alle parameters waarvan in de waterbodem de concentraties opgenomen in bijlage 8 van het Vlarebo worden overschreden. Vanuit de bekomen analyseresultaten in het zwevende materiaal dient via de polluent specifieke verdelingscoëfficiënt de concentratie in het oppervlaktewater berekend te worden. Deze berekende waarde dient vergeleken te worden met de milieukwaliteitsnorm van het desbetreffende oppervlaktewater. Op basis van deze vergelijking dienen conclusies gemaakt te worden:

- Indien de berekende concentraties < milieukwaliteitsnorm van het oppervlaktewater is er geen sprake dat de fysieke verspreiding van waterbodemverontreiniging aanleiding zou kunnen geven tot een negatieve beïnvloeding van de kwaliteit van het oppervlaktewater. Aan de index VO1 mag in dat geval de waarde 0 toegekend worden.

- Indien de berekende concentratie ≥ milieukwaliteitsnorm van het oppervlaktewater dient geconcludeerd te worden dat er sprake is van fysieke verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via het oppervlaktewater. Er dient overgegaan te worden naar STAP 3.

Gebruik en toepassing van verdelingscoëfficiënten

Naargelang zijn fysico-chemische eigenschappen zal een polluent zich in een watersysteem verdelen over 3 fasen: oppervlaktewater, waterbodem en zwevend materiaal. De verhouding in verdeling tussen deze compartimenten wordt de verdelingscoëfficiënt of Kd-waarde genoemd. Wanneer er vertrokken wordt vanuit de aanname dat er sprake is van een evenwicht tussen deze 3 compartimenten kan er vanuit 1 gemeten concentratie de concentratie in de overige 2 compartimenten berekend worden.

$$C_{sw} = \frac{SD_{se} \times C_{se}}{SD_{se} \times Kd_{se} + Vw_{se}} \qquad C_{sm} = \frac{C_{sw} \times (SD_{sm} \times Kd_{sm} + Vw_{sm})}{SD_{sm}}$$

C_{sw} = concentratie in oppervlaktewater (mg/l)
SD_{se} = volumieke massa droge waterbodem (1,3 kg/l)
C_{se} = totaalgehalte in waterbodem (mg/kg ds)
Kd_{se} = verdelingscoëfficiënt waterbodem – oppervlaktewater (l/kg)
Vw_{se} = volumefractie water in waterbodem (0,4)
C_{sm} = totaalgehalte in zwevend materiaal (mf/kg ds)
SD_{sm} = volumieke massa zwevend slib (1,3 kg/l)
Kd_{sm} = verdelingscoëffiënt zwevend slib – oppervlaktewater (l/kg)
Vw_{sm} = volumefractie water in waterbodem (0,4)

Voor metalen wordt verondersteld dat de Kd_{sm} gelijk is aan 1,5 keer de Kd_{se}:

$Kd_{sm} = f \times Kd_{se}$ (f = 1,5)

Voor organische verbindingen wordt verondersteld dat de Kd's op dezelfde wijze te berekenen zijn als voor de landbodem, dat wil zeggen als functie van de K_{oc} en het organische koolstofgehalte. De aanname dat organische verbindingen vooral sorberen aan het organisch materiaal in de bodem gaat vrij goed op, behalve bij zeer lage gehalten organisch materiaal. Indien gegeven uit de literatuur voorhanden zijn, kan de K_{oc} voor organische verbindingen ingevuld worden. Indien deze ontbreekt, kan de K_{oc} op zijn beurt berekend worden uit de octanol / water verdelingscoëfficiënt (K_{ow}). Bij zuurdissociërende organische verbindingen wordt voor sorptie alleen rekening gehouden met de bij de bodempH niet-gedissocieerde fractie. Er wordt verondersteld dat de gedissocieerde fractie niet weerhouden wordt op bodemdeeltjes.

$Kd_{se} = K_{oc} \times foc_{se} \times f_{nd}$ en $Kd_{sm} = K_{oc} \times foc_{sm} \times f_{nd}$
$K_{oc} = 0{,}411 \times K_{ow}$
$f_{oc} = f_{om} \times 0{,}58$
$f_{nd} = 1 / (1+10^{(pH - pKa)})$

K_{oc} = verdelingscoëfficiënt organische koolstof / water (l/kg)
K_{ow} = verdelingscoëfficiënt octanol / water (-)
f_{om} = fractie organisch materiaal (0,01 in een waterbodem & 0,02 in zwevend materiaal)
foc_{se} = fractie organische koolstof waterbodem
foc_{sm} = fractie organische koolstof zwevend materiaal
f_{nd} = fractie niet gedissocieerde stof (-)

pH = zuurtegraad (-)
pKa = zuurdissociatieconstante (-)

STAP 3: Ga na of door fysieke verspreiding van waterbodemverontreiniging de bijdrage tot de kwaliteit van het oppervlaktewater dusdanig hoog is, dat de MKN niet bereikt kan worden.

Tijdens de uitvoering van STAP 2 werd via een verdelingscoëfficiënt berekend dat een polluent in dusdanige hoge concentratie aanwezig is op het zwevend materiaal dat de concentratie in oppervlaktewater hoger is dan de milieukwaliteitsnorm van het desbetreffende oppervlaktewater. Hieruit mag echter nog niet geconcludeerd dat er daadwerkelijk sprake is van een significante aantasting van de kwaliteit van het oppervlaktewater.

In analogie met de regelgeving rond lozingen op oppervlaktewater is namelijk de vuilvracht bepalend of de milieukwaliteitsnorm van een oppervlaktewater al dan niet gehaald kan worden. Bij de beoordeling van lozingen op oppervlaktewater wordt o.a. uitgegaan van een verdunningseffect.

Ook op het vlak van waterbodemverontreiniging dient (zeker met een saneringsprioritering in het achterhoofd) erover gewaakt te worden dat er geen overschatting van het risico gebeurd. Een dergelijke overschatting kan ondervangen worden op 2 manieren:

1. Enerzijds kan de oppervlaktewaterconcentratie berekend uit de concentraties aan polluent in het zwevend materiaal vergeleken worden met de actuele kwaliteit van het oppervlaktewater. Dit wordt in de terminologie van lozingen aanzien als een verificatie van de “beschikbare ruimte”. Indien nu blijkt dat de stroomopwaartse concentratie van het oppervlaktewater voor de desbetreffende polluenten niet goed is, lijkt het zinvol om eerst de bron van deze verontreiniging aan te pakken vooraleer de waterbodemverontreiniging te saneren. Deze overweging mag echter geen deel uitmaken van de conclusie of verspreiding van verontreiniging van waterbodemverontreiniging naar en via oppervlaktewater een ernstige bedreiging vormt. Hiervoor wordt verwezen naar punt 2.

2. Om rekening te kunnen houden met een verdunningsfactor wordt voorgesteld om de berekende waterconcentratie uit de polluentconcentratie in het zwevend materiaal te vergelijken met een waarde gelijk aan 10 x MKN voor het desbetreffende oppervlaktewater. Deze waarde komt overeen met de vuistregel die vaak gehanteerd wordt bij gangbare lozingsnormen. Deze waarde is echter niet ideaal daar er in principe rekening gehouden zou moeten kunnen worden met een reële verdunning. De berekening van een dergelijke verdunning is op basis van de gegevens die verzameld worden in het kader van het waterbodemonderzoek niet mogelijk. Hiervoor is bijkomend onderzoek noodzakelijk (zie ook hoofdstuk betreffende knelpunten).

   Een bijkomend element in deze beoordeling zou ook de concentratie aan zwevend materiaal afkomstig van de verontreinigde waterbodem kunnen zijn. Er zou bijvoorbeeld een grenswaarde opgelegd kunnen worden inzake gehalte aan zwevend materiaal. De conclusie tot vaststelling van een ernstige bedreiging door fysieke verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via oppervlaktewater zou zo afhankelijk gemaakt kunnen worden van enerzijds het gehalte aan zwevende stof afkomstig van de verontreinigde waterbodem;

en anderzijds van de polluentconcentratie die op dit zwevend materiaal wordt gemeten. De haalbaarheid van deze overweging dient echter nog verder op theoretisch en praktisch vlak onderzocht te worden.

Uit de uitvoering van STAP 3 zijn volgende conclusies mogelijk:

- Ofwel wordt er geconcludeerd dat de fysische verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via oppervlaktewater de oorzaak zou kunnen zijn van het niet bereiken van de MKN van het desbetreffende oppervlaktewater. In dit geval dient aan de index VO1 een waarde gelijk aan 150 toegekend te worden.

- Ofwel wordt er geconcludeerd dat de fysische verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via oppervlaktewater geen invloed heeft op het al dan niet behalen van de MKN van het desbetreffende oppervlaktewater. In dit geval dient aan de index VO1 een waarde gelijk aan 0 toegekend te worden.

Beoordeling van chemische verspreiding

STAP 1*:* Is er sprake van stilstaand water?

Bij een lange verblijftijd van water in een waterlichaam kan de waterkwaliteit negatief worden beïnvloed door een kwelstroom of als gevolg van diffusie. De drijvende kracht achter de nalevering zijn concentratieverschillen tussen het poriewater in de waterbodem enerzijds en het oppervlaktewater anderzijds.

In stromende wateren zoals rivieren, beken, kreken en getijdewateren beïnvloeden kwel en diffusie de waterkwaliteit niet substantieel. In stilstaand water zoals plannen, vennen en vijvers is er sprake van een lange verblijftijd zodat de waterkwaliteit wel beïnvloed kan worden door nalevering van polluenten vanuit de waterbodem. Hetzelfde geldt voor meren die niet gevoed worden door rivieren, beken of andere stromende wateren. In overige watertypen, zoals havens, kanalen, weteringen, stadswateren en sloten moet op basis van de lokale situatie worden beoordeeld of er al dan niet sprake is van stilstaand water zodat nalevering van polluenten een rol kan spelen.

Indien geconcludeerd wordt dat er sprake is van stilstaand water dient overgegaan te worden naar STAP 2. Indien er geen sprake is van stilstaand water mag geconcludeerd worden dat de kwaliteit van het oppervlaktewater niet significant beïnvloed kan worden door nalevering van polluenten uit de waterbodem. In dat geval dient aan de index VO2 de waarde 0 toegekend te worden.

STAP 2: Ga na of nalevering door kwel of diffusie een negatieve bijdrage kan leveren tot de kwaliteit van het oppervlaktewater.

De kans op migratie van waterbodemverontreiniging naar het oppervlaktewater is afhankelijk van de volgende randvoorwaarden:

- geohydrologie

- eigenschappen van de polluenten (oplosbaarheid)

- concentratie en omvang van de verontreiniging in de waterbodem

- verzadigingsgraad van de waterbodem voor verontreiniging

De beoordeling van deze randvoorwaarden zit vervat in de meting van het gehalte aan polluenten in het poriewater van de verontreinigde waterbodem. De meting van de concentratie aan polluenten in het poriewater heeft tot doel na te gaan of de verzadigingsgraad van de waterbodem voor verontreiniging werd overschreden, of anders gesteld na te gaan welke fractie van de verontreiniging aanwezig in de waterbodem niet geadsorbeerd aan de gronddeeltjes en het organische stof, maar opgelost is in het poriewater.

Het poriewater dient geanalyseerd te worden op alle polluenten waarvan de concentraties in de waterbodem > dan de norm volgens bijlage 8 van het VLAREBO. De gemeten concentratie in het poriewater dienen vergeleken te worden met de milieukwaliteitsnormen voor het desbetreffende oppervlaktewater. Op basis van deze vergelijking dienen conclusies gemaakt te worden:

- Indien de berekende concentraties < milieukwaliteitsnormen van het oppervlaktewater is er geen sprake dat de chemische verspreiding van waterbodemverontreiniging aanleiding zou kunnen geven tot een negatieve beïnvloeding van de kwaliteit van het oppervlaktewater. Aan de index VO2 mag in dat geval de waarde 0 toegekend worden.

- Indien de berekende concentraties ≥ milieukwaliteitsnormen van het oppervlaktewater dient geconcludeerd te worden dat er sprake is van chemische verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via het oppervlaktewater. Er dient overgegaan te worden naar STAP 3.

<u>STAP 3</u>: Ga na of door chemische verspreiding van waterbodemverontreiniging de bijdrage tot de kwaliteit van het oppervlaktewater dusdanig hoog is, dat de MKN niet bereikt kan worden.

In analogie met de beoordeling op het vlak van fysieke verspreiding van waterbodemverontreiniging zou het mogelijk moeten kunnen zijn om de effectieve flux (vuilvracht) vanuit de waterbodem (het poriewater) naar de bovenstaande waterkolom te kunnen bepalen; en deze flux dan te kunnen kaderen binnen de verdunning met de bovenstaande waterkolom.

Vermits een dergelijke beoordeling, op basis van de beschikbare gegevens en kennis, niet mogelijk is wordt voorgesteld om een vergelijking te maken met een waarde gelijk aan 10 x MKN.

Uit de uitvoering van STAP 3 zijn volgende conclusies mogelijk:

- Ofwel wordt er geconcludeerd dat de chemische verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via oppervlaktewater de oorzaak zou kunnen zijn van het niet bereiken van de MKN van het desbetreffende oppervlaktewater. In dit geval dient aan de index VO2 een waarde gelijk aan 150 toegekend te worden.

- Ofwel wordt er geconcludeerd dat de chemische verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via oppervlaktewater geen invloed heeft op het al dan niet behalen van de MKN van het desbetreffende oppervlaktewater. In dit geval dient aan de index VO2 een waarde gelijk aan 0 toegekend te worden.

STAP 4: Bepaling van de index VO

De index VO wordt bepaald door sommatie van de indexen VO1 en VO2. De scores die aan VO1 en VO2 kunnen toegekend worden op basis van stappen 1, 2 en 3 zijn ofwel 150 of 0. Deze waarden werden zo gekozen omdat zowel de fysieke verspreiding van waterbodemverontreiniging, als de chemische verspreiding van waterbodemverontreiniging afzonderlijk aanleiding kunnen geven tot de conclusie dat er sprake is van een ernstige bedreiging. Er is sprake van een ernstige bedreiging indien de index VO ≥ 150.

Pas na het doorlopen van de 4 blokken (HR – ER – VO – VG) kan een uitspraak gedaan worden over het al dan niet aanwezig zijn van een EB als gevolg van de waterbodemverontreiniging ter hoogte van de verontreinigingszone.

Bij het doorlopen van blok 3 (risico op verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via oppervlaktewater) van het doorstroomschema wordt de som gemaakt van de indices VO1 en VO2 (=VO). Op basis van VO kan enkel een uitspraak gedaan worden over het al dan niet aanwezig zijn van een EB ten gevolge van de verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via oppervlaktewater. Indien een verdere opdeling in stofgroepen per verontreinigingszone wordt doorgevoerd, kan een uitspraak gedaan worden over het al dan niet aanwezig zijn van een EB per stofgroep in de verontreinigingszone.

Indien VO ≥ 150 is er sprake van een EB ten gevolge van verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via oppervlaktewater.

Indien VO < 100 is er geen sprake van een EB ten gevolge van verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via oppervlaktewater.

---

d. Blok 4: Risico voor verspreiding naar en via grondwater

DOELSTELLING:

Er is sprake van een onaanvaardbaar risico op verspreiding van verontreiniging vanuit de waterbodem naar en via het grondwater indien hierdoor het gebruik van de bodem of het grondwater door de mens of het ecosysteem wordt bedreigd.

De beoordeling van blok 4 heeft in eerste instantie tot doel na te gaan of er zich verontreiniging vanuit de waterbodem naar het grondwater zou kunnen verspreiden. Indien wordt vastgesteld dat dit mogelijk is, dient de aantasting van het grondwater vastgesteld te worden en dient het risico op verspreiding van deze verontreiniging via het grondwater beoordeeld te worden.

METHODOLOGIE:

Door de invulling van blok 4 kan aan de index VG een score toegekend worden.

Zoals eerder aangegeven zijn de processen die meespelen in de verspreiding van verontreiniging vanuit de waterbodem naar oppervlaktewater of naar grondwater complex. De doelstelling van deze standaardprocedure is niet deze processen te gaan ontrafelen, als wel om aan de hand van een aantal criteria een verantwoorde uitspraak te kunnen doen over de kans op verspreiding van verontreiniging vanuit de waterbodem naar het grondwater, en vervolgens te beoordelen of verspreiding via het grondwater een ernstige bedreiging vormt of in de toekomst zou kunnen vormen.

Hieronder werd een stapsgewijze methodologie uitgewerkt waarbij volgende beoordelingen dienen gemaakt te worden:

STAP 1: Is er op basis van een evaluatie van de lokale hydro-geologie een kans op verspreiding van verontreiniging vanuit de waterbodem naar het grondwater?

STAP 2: Kan de verontreiniging in de waterbodem een negatieve bijdrage leveren tot de kwaliteit van het grondwater?

STAP 3: Wordt er in het grondwater dat in contact staat met de waterbodem verontreiniging gemeten?

STAP 4: Kan de verontreiniging in het grondwater die gelinkt is aan de waterbodemverontreiniging door verspreiding aanleiding geven tot een ernstige bedreiging?

STAP 5: Invulling van de index VG

De stapsgewijze beoordeling en de eraan gekoppelde conclusies worden geïllustreerd in het stroomschema op de volgende pagina. Na het schema wordt aangegeven hoe de verschillende stappen ingevuld moeten worden.

Daar het mogelijk is dat de verontreiniging actueel geen risico inhoudt maar wel potentieel een bedreiging kan vormen, moet men bij het doorlopen van blok 4 tevens rekening houden met de potentiële risico's. Bij het bepalen van de potentiële risico's wordt enerzijds rekening gehouden met de natuurlijke evolutie van de verontreiniging indien er geen actieve maatregelen worden genomen of indien de bestaande maatregelen worden stopgezet (migratie, uitbreiding in horizontale en/of verticale richting, vorming van afbraak- en tussenproducten, beïnvloeding van receptoren,…) en anderzijds met verandering van de verontreinigingssituatie ten gevolge van menselijk ingrijpen en dit binnen een termijn van 5 jaar (wijzigingen in terreininrichting, terreingebruik, bestemmingstype,…).

STAP 1: **Inschatting van de kans op verspreiding vanuit de WB naar het GW op basis van de lokale hydro-geologie.**

Voedt het oppervlaktewater het grondwater?

JA → Ga naar STAP 2

NEE → Ga naar STAP 5 en ken aan de index VG de waarde van 0 toe

↓

STAP 2: **Kan de verontreiniging in de waterbodem een negatieve bijdrage leveren tot de kwaliteit van het grondwater?**

Vergelijk de polluent concentraties in het poriewater van de waterbodem met de bodemsaneringsnormen voor grondwater:

als conc. polluenten in poriewater WB ≥ BSN GW → Ga naar STAP 3

als conc. polluenten < BSN GW → Ga naar STAP 5 en ken aan de index VG de waarde van 0 toe

↓

STAP 3: **Vaststelling van grondwaterverontreiniging**

conc. polluenten in GW ≥ 80 % BSN GW → Ga naar STAP 4

conc. polluenten in GW < 80 % BSN GW → Ga naar STAP 5 en ken aan de index VG de waarde van 0 toe

↓

STAP 4: **Beoordeling van het risico op verspreiding via grondwater**

Is er sprake van een ernstige bedreiging door verspreiding van verontreiniging via het grondwater?

JA → Ga naar STAP 5 en ken aan de index VG de waarde van 150 toe

NEE → Ga naar STAP 5 en ken aan de index VG de waarde van 0 toe

↓

STAP 5: **Score toekenning aan de index VG**

VG = 150 indien uit stappen 1, 2, 3 en 4 volgt dat er sprake is van verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via het grondwater; en dat deze verspreiding een ernstige bedreiging vormt.

VO = 0 indien uit stappen 1, 2, 3 en 4 volgt dat er geen sprake is van verspreiding van waterbodemverontreiniging naar grondwater, of indien er wel sprake is van verspreiding van waterbodemverontreiniging naar grondwater dat de verspreiding via het grondwater geen ernstige bedreiging vormt.

STAP 1: Inschatting van de kans op verspreiding vanuit de WB naar het GW op basis van de lokale hydro-geologie.

Een eerste stap bij de beoordeling van het risico op verspreiding van verontreiniging vanuit de waterbodem naar het grondwater is een beoordeling van de lokale hydro-geologie. De invloed van de hydro-geologie wordt geïllustreerd aan de hand van de onderstaande theoretische situaties.

Situatie 1: aanwezigheid van oplosbare polluenten in oppervlaktewater

Bij aanwezigheid van goed oplosbare polluenten in een oppervlaktewater kunnen we stellen dat de kans dat deze polluenten naar de waterbodem zullen migreren klein is. De gemakkelijkste route is en blijft immers het oppervlaktewater. Als er bovendien sprake is van infiltratie van grondwater naar het oppervlaktewater mag eigenlijk gesteld worden dat de (kwaliteit van de) waterbodem in deze situatie niet aan de orde is.

Als er echter sprake is van een infiltrerende werking van het oppervlaktewater naar het grondwater dan zullen de goed oplosbare polluenten doorheen de waterbodem migreren. Er mag aangenomen worden dat deze polluenten zich in hoofdzaak naar het grondwater zullen verspreiden via het poriewater. Er zou dan sprake kunnen zijn van een risico op verspreiding vanuit / via de waterbodem naar het grondwater.

Waarom het statement “zou kunnen zijn”? Eigenlijk dient de waterbodem in deze situatie enkel beschouwd te worden als doorgangsmedium. De bron van de verontreiniging is eigenlijk de verontreiniging van het oppervlaktewater zodat men mag stellen dat de er geen risico op verspreiding is gekoppeld aan de waterbodemverontreiniging. Deze problematiek maakt namelijk geen onderdeel uit van de doelstelling van een waterbodemonderzoek, maar van de regelgeving rond de kwaliteit van oppervlaktewater.

Situatie 2: aanwezigheid van slecht of niet oplosbare polluenten in oppervlaktewater

Bij aanwezigheid van slecht of niet oplosbare polluenten in een oppervlaktewater kunnen we stellen dat de kans dat deze polluenten naar de waterbodem zullen migreren eerder groot is. Het risico op verspreiding is dan afhankelijk van de verzadigingsgraad van de waterbodem en van de hydro-geologie.

In het geval van een niet met verontreiniging verzadigde waterbodem zou men kunnen stellen dat het risico op contaminatie van het grondwater of van het oppervlaktewater zeer klein is en dit zowel bij een voedende situatie van het oppervlaktewater als bij een infiltrerende werking van het grondwater.

In het geval van een met verontreiniging verzadigde waterbodem is er sprake van een risico op verspreiding van de verontreiniging vanuit de waterbodem. Bij een voedende werking van het oppervlaktewater is er een risico op contaminatie van het grondwater. Bij een infiltrerende werking van het grondwater is er een risico op contaminatie van het oppervlaktewater.

Zoals uit de analyse van de bovenvermelde situatie is gebleken is de kans op migratie van verontreiniging vanuit de waterbodem naar het grondwater voor een deel afhankelijk van de locale hydro-geologische situatie. Hierbij wordt er vanuit gegaan dat er in gevallen waar het oppervlaktewater voeding geeft aan het grondwater er een kans bestaat op migratie van verontreiniging vanuit de

waterbodem naar het grondwater. In het omgekeerde geval, voeding van het grondwater naar het oppervlaktewater, is er geen kans op migratie van verontreiniging vanuit de waterbodem naar het grondwater; als wel naar het bovenstaande oppervlaktewater.

De bodemsaneringsdeskundige dient dan ook in de zone waar de verontreiniging in de waterbodem werd aangetroffen de locale hydro-geologische situatie weer te geven. Hieronder wordt verstaan dat er een schets / plan moet opgemaakt worden waar in één of meerdere doorsnedes volgende elementen moeten weergegeven worden:

- locale bodemopbouw
- opbouw van het oppervlaktewater (waterkolom, waterpeil, opbouw van de oevers)
- grondwaterpeilen
- grondwaterstromingsrichting

Vanuit de beoordeling van de hydro-geologie dient de deskundige de beoordeling te maken of er sprake is van een voeding van het oppervlaktewater naar het grondwater. Indien dit het geval is dient geconcludeerd te worden dat er een kans is op verspreiding van verontreiniging vanuit het poriewater van de waterbodem naar het grondwater. In dat geval dient overgegaan te worden naar STAP 2.

Indien alle andere gevallen mag onmiddellijk overgegaan worden naar STAP 5 waar aan de index VG een waarde van 0 mag toegekend worden.

In geval van twijfel of in complexe gevallen kan overwogen worden om een model op te maken.

STAP 2: Kan de verontreiniging in de waterbodem een negatieve bijdrage leveren tot de kwaliteit van het grondwater?

Naast een drijvende kracht vanuit het oppervlaktewater naar het grondwater wordt een mogelijke contaminatie van het grondwater ook bepaald door het gehalte aan polluenten in het poriewater van de waterbodem. De meting van de concentratie aan polluenten in het poriewater heeft tot doel na te gaan of de verzadigingsgraad van de waterbodem voor verontreiniging wordt overschreden, of anders gesteld na te gaan welke fractie van de verontreiniging aanwezig in de waterbodem niet geadsorbeerd is aan de gronddeeltjes en het organische stof, maar mobiel aanwezig is in het poriewater.

Het poriewater dient geanalyseerd te worden op alle polluenten waarvan de concentraties in de waterbodem > dan de norm volgens bijlage 8 van het VLAREBO. De gemeten concentratie in het poriewater dient vergeleken te worden met de bodemsaneringsnormen voor grondwater (bijlage 4 van het VLAREBO).

De deskundige dient volgende beoordeling in het rapport op te nemen:

IS DE CONCENTRATIE IN HET PORIEWATER ≥ BODEMSANERINGSNORM GRONDWATER?

⇨ Indien met “NEE” op deze vraag wordt geantwoord mag onmiddellijk overgegaan worden naar STAP 5 waarbij aan de index VG een waarde van 0 toegekend mag worden.

⇨ Indien met “JA” op deze vraag wordt geantwoord dient er overgegaan te worden naar STAP 3.

STAP 3: Vaststelling van grondwaterverontreiniging

Indien uit STAPPEN 1 en 2 volgt dat er een kans bestaat dat verontreinigd poriewater zich kan verspreiden naar het grondwater, bestaat STAP 3 erin om via metingen de effectieve aanwezigheid van een grondwaterverontreiniging te onderzoeken.

Indien dit nog niet werd uitgevoerd in één van de voorgaande fasen van het waterbodemonderzoek, dient de deskundige in de oeverzone direct stroomafwaarts van het oppervlaktewater *(voorstel: op < 50 m van de oever)* in alle watervoerende lagen die door de waterbodemverontreiniging zouden kunnen worden aangetast grondwaterstalen te nemen.

Voor wat betreft het minimum aantal te plaatsen peilbuizen wordt verwezen naar de tabel in paragraaf 4.3.4 op blz. 77. Deze tabel geeft het aantal boorpunten en mengmonsters aan voor het onderzoek van oevers en overstromingsgebieden in de indicatieve fase van een waterbodemonderzoek. Het aantal te plaatsen peilbuizen in het kader van deze stap komt dan overeen met het aantal boorpunten, zijnde:

$$\mathbf{B_O} = \mathbf{3 \times \sqrt{A}} \qquad (B_O \geq 3)$$

met Bo = aantal peilbuizen (= aantal boorpunten)
A = oppervlakte oever of overstromingsgebied in ha

De grondwaterstalen moeten geanalyseerd worden op de verdachte stoffen. Dit zijn minimaal de parameters waarvan in het poriewater een overschrijding van de bodemsaneringsnorm werd vastgesteld. Indien tijdens de grondwaterstaalname echter een waarneming werd gedaan die wijst op een andere verontreiniging dan deze verwacht vanuit de poriewater analyse dient het analysepakket uitgebreid ter uitklaring van deze waarneming.

Van zodra er in het grondwater een overschrijding van de 80%-waarde van de bodemsaneringsnorm wordt gemeten betekent dit de analytische vaststelling van verontreiniging buiten de waterbodem, m.a.w. in het “droge deel”. Voor die parameters waar er een link bestaat tussen de waterbodemverontreiniging en de concentratie in het stroomafwaartse grondwater dient nagegaan te worden of verspreiding via het grondwater aanleiding zou kunnen geven tot een ernstige bedreiging. Deze beoordeling wordt uitgevoerd in STAP 4.

Indien er in het grondwater andere verontreiniging(en) worden vastgesteld die niet gelinkt kan/kunnen worden aan de waterbodemverontreiniging, dient dit duidelijk in het rapport aangegeven te worden. Voor deze verontreinigingen zijn in het kader van het waterbodemonderzoek geen verdere acties vereist.

Indien uit STAP 4 volgt dat in het grondwater in de onmiddellijke omgeving van de waterbodem geen concentraties worden gemeten > 80% BSN voor die parameters waarvan in het poriewater de concentratie > BSN, mag geconcludeerd worden dat er geen sprake is van een actueel risico op aantasting van de grondwaterkwaliteit.

Om te kunnen concluderen dat er geen sprake is van een ernstige bedreiging dient echter ook een uitspraak gedaan te worden over de verwachte toekomstige evolutie van de (verspreiding van de) waterbodemverontreiniging. Indien de deskundige van oordeel is dat er ook in de toekomst geen sprake is van nadelige beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit door de aanwezigheid van een waterbodemverontreiniging mag onmiddellijk overgegaan worden naar STAP 5 en mag aan de index VG de waarde van 0 toegekend worden.

STAP 4: Beoordeling van het risico op verspreiding van polluenten uit de waterbodem met het grondwater

Wanneer in STAP 3 er verontreiniging wordt vastgesteld in het grondwater in de onmiddellijke omgeving van de waterbodem, en bovendien uit de beschikbare gegevens blijkt dat de grondwaterverontreiniging te wijten is aan verontreiniging afkomstig van de waterbodem dient er overeenkomstig het bodemsaneringsdecreet ook nog nagegaan te worden of de polluenten via verspreiding met het grondwater aanleiding zouden kunnen geven tot een ernstige bedreiging.

Vermits de grondwaterverontreiniging onderdeel uitmaakt van het “droge deel” wordt hiervoor verwezen naar de standaardprocedure voor uitvoering van een beschrijvend bodemonderzoek, meer bepaald naar het blok 4 EB grondwater. Om deze beoordeling uit te kunnen voeren dient de omvang van de verontreiniging gekend te zijn. Indien er in de voorgaande onderzoeksfasen van het waterbodemonderzoek nog geen afperking werd uitgevoerd van de grondwaterverontreiniging dient dit alsnog uitgevoerd te worden als onderdeel van STAP 4. Deze afperking dient uitgevoerd te worden overeenkomstig de richtlijnen opgenomen in de standaardprocedure beschrijvend bodemonderzoek.

Vanuit de beoordeling volgt of verspreiding van verontreiniging via grondwater een ernstige bedreiging vormt of niet. Indien er geen sprake is van een ernstige bedreiging mag aan de index VG een waarde 0 toegekend worden. Indien er wel sprake is van een ernstige bedreiging moet aan de index VG een waarde 150 toegekend worden.

STAP 5: Invulling van de index VG

Vanuit de invulling van de verschillende stappen volgt dat er in iedere stap een mogelijkheid bestaat om te concluderen dat er geen sprake is van een risico op verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via het grondwater. In deze gevallen mag aan de index VG een score van 0 toegekend worden.

Indien na uitvoering van STAP 4 geconcludeerd wordt dat verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via het grondwater een ernstige bedreiging vormt dient aan de index VG een score van 150 toegekend te worden.

Pas na het doorlopen van de 4 blokken (HR – ER – VO – VG) kan een uitspraak gedaan worden over het al dan niet aanwezig zijn van een EB als gevolg van de waterbodemverontreiniging ter hoogte van de verontreinigingszone.

Bij het doorlopen van blok 4 (risico op verspreiding naar en via het grondwater) van het doorstroomschema wordt invulling gegeven aan de index VG. Op basis van VG kan enkel een uitspraak gedaan worden over het al dan niet aanwezig zijn van een EB ten gevolge van verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via het grondwater. Indien een verdere opdeling in stofgroepen per verontreinigingszone wordt doorgevoerd, kan een uitspraak gedaan worden over het al dan niet aanwezig zijn van een EB per stofgroep in de verontreinigingszone.

Indien VG ≥ 150 is er sprake van een EB ten gevolge van verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via het grondwater.

Indien VG < 150 is er geen sprake van een EB ten gevolge van verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via het grondwater.

4.5.6 Globale risico-evaluatie

De globale risico-evaluatie heeft tot doel de individuele conclusies van de verschillende blokken te bundelen en zo de leesbaarheid van de risicobeoordeling in het rapport van waterbodemonderzoek te verhogen. Dit globale risico-analyse dient steeds minimaal 3 elementen te omvatten:

1. Een overzicht van de polluenten die werden aangetroffen in het droge deel en in het natte deel.

2. Een samenvattende weergave van de verschillende onderdelen van de risicobeoordeling in tabel vorm.

3. De conclusie of er een noodzaak is tot veiligheidsmaatregelen, voorzorgsmaatregelen, gebruiksbeperkingen of bestemmingsbeperkingen.

Indien er in de risicobeoordeling een opsplitsing werd gemaakt in deellocaties, verontreinigingszones of parametergroepen moet er per locatie, zone of groep een afzonderlijk besluit gemaakt worden.

Indien er, om welke reden dan ook, sprake is van hiaten in de kennis die de besluitvorming zouden kunnen doen wijziging dient dit ook in het samenvattend besluit aangegeven te worden met opgave van de aard van de hiaat en de mogelijk impact op de besluitvorming.

Hieronder wordt een voorstel van tabel aangereikt voor weergave van de resultaten van de risicobeoordeling.

HUMANE BLOOTSTELLING		ECOLOGISCHE BLOOTSTELLING		RISICO OP VERSPREIDING	
DROGE DEEL					
Actueel humaan risico?	JA / NEE	Actueel ecologisch risico?	JA / NEE	EB vaste deel v/d bodem	JA / NEE
Potentieel humaan risico?	JA / NEE	Potentieel ecologisch risico?	JA / NEE	EB grondwater	JA / NEE
NATTE DEEL					
Actueel humaan risico?	JA / NEE	Actueel ecologisch risico?	JA / NEE	EB opp.water	JA / NEE
Potentieel humaan risico?	JA / NEE	Potentieel ecologisch risico?	JA / NEE	EB grondwater	JA / NEE

Indien de deskundige het wenselijk acht kan deze tabel verduidelijkt / aangevuld worden door een opsomming te geven van de elementen die in hoofdzaak hebben bijgedragen tot de conclusies die in de tabel werden aangegeven (b. specifiëring van blootstellingsroutes, uitvoering van bijkomende onderzoeksverrichtingen, reeds vastgestelde gevolgen, etc.).

Veiligheidsmaatregelen, voorzorgsmaatregelen, gebruiksbeperkingen en bestemmingsbeperkingen

Veiligheidsmaatregelen zijn van toepassing wanneer de OVAM van oordeel is dat de aangetroffen bodemverontreiniging een onmiddellijk gevaar vormt. De bodemsaneringsdeskundige die tijdens de uitvoering van een bodemonderzoek of opdracht krachtens het bodemdecreet van oordeel is dat bodemverontreiniging een onmiddellijk gevaar vormt en bijgevolg veiligheidsmaatregelen noodzakelijk zijn, brengt de OVAM onverwijld en op gemotiveerde wijze hiervan op de hoogte.

Voorzorgsmaatregelen worden door de OVAM opgelegd met het oog op het beschermen van mens of milieu tegen de risico's van bodemverontreiniging in afwachting van de uitvoering van bodemsaneringswerken. Een bodemsaneringsdeskundige die van oordeel is dat voorzorgsmaatregelen noodzakelijk zijn maakt hiervan op gemotiveerde wijze onverwijld melding aan de OVAM. Voorzorgsmaatregelen kunnen eveneens aan de OVAM voorgesteld worden door exploitanten, gebruikers of eigenaars van verontreinigde gronden en onder leiding van een bodemsaneringsdeskundige.

Indien de OVAM van oordeel is dat bodemverontreiniging het gebruik van verontreinigde gronden beperkt of verhindert, kan ze ***gebruiksbeperkingen*** opleggen. Elke belanghebbende kan onder leiding van een bodemsaneringsdeskundige op gemotiveerde wijze gebruiksbeperkingen voorstellen aan de OVAM.

Bestemmingsbeperkingen worden opgelegd door de Vlaamse Regering op advies van de OVAM indien zij van oordeel zijn dat bodemverontreiniging het gebruik van verontreinigde gronden overeenkomstig hun bestemming verhindert. Elke belanghebbende kan onder leiding van een bodemsaneringsdeskundige op gemotiveerde wijze bestemmingsbeperkingen voorstellen aan de Vlaamse Regering.

5 Knelpunten

Leemten in de kennis inzake bemonstering

De diverse bemonsteringsprotocollen (niet in het minst deze uit de triade-methode) zorgen nog steeds voor enige onzekerheid omtrent het statistisch karakter van de monsternemingsaantallen die worden weerhouden in de nieuwe standaardprocedure voor waterbodemonderzoek. Een aantal (vergelijkende) praktijktoetsingen zouden hier op objectieve wijze uitsluitsel moeten kunnen in brengen.

Wat is verontreiniging in het kader van een waterbodemonderzoek?

In paragraaf 4.3.1 wordt als grenswaarde de concentratie van bijlage 8 van het Vlarebo aangehouden om aan te geven wanneer er sprake is van verontreiniging. Deze grenswaarde wordt bijvoorbeeld in 4.5.2 gebruikt om in het kader van de opmaak van een conceptueel site model een oplijsting te geven van alle verontreinigingen.

Aan de andere kant wordt er in het kader van de risico-analyse ook gebruik gemaakt van de (voorlopige) milieukwaliteitsnormen voor waterbodem. Zo wordt op pagina 112 de vraag gesteld of er sprake is van verontreiniging in de toplaag van de waterbodem. Hoewel de grenswaarden van bijlage 8 van het Vlarebo ook hier gebruikt zouden kunnen worden, is een afbakening van verontreiniging op basis van de milieukwaliteitsnormen beter op zijn plaats.

Deze problematiek komt ook terug bij de afbakening van verontreinigingscontouren in een waterbodem. Bij de beoordeling van de ecologische blootstelling wordt het aantal stalen bepaald aan de oppervlakte van de verontreiniginsgcontour (pagina 118). Er dient een grenswaarde aangeduid te worden om contouren te kunnen tekenen.

Het ware aangewezen dat, van zodra de milieukwaliteitsnormen voor waterbodem werden vastgesteld en het nieuwe Vlarebo van toepassing is, in het kader van deze procedure wordt nagedacht om ofwel één criterium te hanteren als grenswaarde voor verontreiniging ofwel beide criteria te blijven hanteren; doch op voorwaarde van een duidelijke argumentatie om verwarring in de besluitvorming te vermijden.

Beoordeling van humane blootstelling aan een waterbodemverontreiniging

Om na te gaan of een verontreiniging een risico inhoudt voor de mens wordt in het kader van een risico-analyse veelal gebruik gemaakt van een risicomodel. In een dergelijk model worden een aantal blootstellingsroutes voorzien, zodat met de locatiespecifieke gegevens en de gemeten concentraties een blootstelling kan berekend worden. Deze blootstelling wordt vergeleken met een grenswaarde om al dan niet te concluderen of er sprake is van een ernstige bedreiging.

Bij de uitvoering van een risico-analyse voor een landbodemverontreiniging in het kader van een beschrijvend bodemonderzoek wordt in Vlaanderen veelal het risicomodel Vlier-Humaan gebruikt. Vlier-Humaan is in oorsprong een Nederlands model waarin een aantal parameters werden aangepast aan de toestand in Vlaanderen.

Voor de berekening van de humane blootstelling aan een waterbodemverontreiniging blijkt er in Vlaanderen echter nog geen model, analoog aan Vlier-Humaan, beschikbaar te zijn. Vlier-Humaan is specifiek ontworpen voor landbodemverontreiniging (met specifieke blootstellingsroutes) en is niet geschikt bij de beoordeling van een waterbodemverontreiniging.

In Nederland blijkt echter wel een dergelijk model beschikbaar te zijn. Het model SEDISOIL berekent de gehalten of de concentraties in de contactmedia water, zwevend stof en vis op basis van ingevoerde totaalgehalten in de waterbodem uitgaande van evenwichtspartitie en bioconcentratiefactoren (opname in vis). Voor de berekening wordt een blootstellingsscenario gekozen op grond van de aard en intensiteit van recreatie of sportvisserij op de locatie. In het document "Risico's van blootstelling van de mens aan verontreinigde waterbodems, RIZA, 2001" staat beschreven hoe het Sedisoil model moet toegepast worden, en welke het formularium is dat is opgenomen in dit model.

Het model Sedisoil is een rekenprogramma dat niet vrij toegankelijk blijkt te zijn. Op basis van het formularium opgenomen in het het document "Risico's van blootstelling van de mens aan verontreinigde waterbodems, RIZA, 2001" werd door de VMM, dhr. Ward De Cooman, een eigen model opgesteld dat SediRisc werd gedoopt. In analogie met Vlier-Humaan kan het beschouwd worden als model met Nederlandse roots maar waarin een aantal instellingen zijn opgenomen die typisch zijn voor Vlaanderen.

Na overleg met de OVAM en VMM zijn de betrokken partijen overeengekomen dat de verdere ontwikkeling van SediRisc een must is. SediRisc zal namelijk niet alleen gebruikt kunnen worden in het kader van een waterbodemonderzoek maar zal ook op andere domeinen van VMM nuttig toegepast kunnen worden. De verdere ontwikkeling en validatie van dit model is echter een opdracht op zich, en viel buiten de scope van onze opdracht tot opmaak van een standaardprocedure voor waterbodemonderzoek.

Om toch mogelijk te maken om in het kader van het waterbodemonderzoek een beoordeling van de humane blootstelling te doen werd een omgekeerde methodiek toegepast. I.p.v. op basis van gemeten concentraties een risico te berekenen werden de grenswaarden voor risico met SediRisc bepaald voor een standaardbodem. Dit is een gelijkaardige methodiek die bijvoorbeeld ook wordt toegepast om een risicogebaseerde terugsaneerwaarde te bepalen in het kader van bodemsaneringswerken voor een historische landbodemverontreiniging.

De grenswaarden voor risico werden door dhr. Ward De Cooman berekend met het voorlopige SediRisc model, en in de tekst in een tabel gegoten. De resultaten van deze berekeningen zijn opgenomen in de bijlagen. Bij deze tabel kunnen volgende opmerkingen gemaakt worden:

- Vanuit de risicotoetsingstabel blijkt dat ook concentraties < MKN(B) soms aanleiding geven tot een risico. Er dient een afstemming uitgevoerd te worden tussen de milieukwaliteitsnormen en de risicogrenswaarden.

- TV BOVA Environmental Consulting nv – Belconsulting nv wenst een voorbehoud uit te spreken met betrekking tot het gebruik van de risico toetsingstabellen. Het gebruik van deze tabel betekent weliswaar een eenvoudig hanteerbare methodiek, doch wij zijn van mening dat de basis niet

zo'n solide garanties biedt met het oog op de bescherming van mens en milieu. SediRisc, is volgens de huidige stand van zaken, immers nog steeds een niet gevalideerd model waarin bovendien als basisprincipe een evenwichtssituatie wordt gehanteerd. Gelet op de dynamiek in een water / waterbodem systeem is er daarom minder sprake van een reële inschatting van de werkelijkheid.

Samengevat dienen volgende stappen doorlopen te worden inzake de beoordeling van humane blootstelling aan waterbodemverontreiniging:

- ⇨ Verdere ontwikkeling van SediRisc met o.a. beoordeling van het formularium en aanpassing van een aantal parameters naar de Vlaamse omstandigheden (bv.: aandeel van consumptie eigen gevangen vis, bioconcentratiefactoren in vis, verdelingscoëfficiënten, etc.)

- ⇨ Berekening van risicogrenswaarden en vervollediging van de risicotoetsingstabel.

- ⇨ Controle en validatie van het model, o.a. aan de hand van één of meerdere praktische toepassingen.

Op basis de risicotoetsingstabel wordt een score toegekend aan de index AHR1. Voor parameters die niet zijn opgenomen in deze tabel wordt de mogelijkheid geboden om via de index AHR2 i.p.v. een kwantitatieve analyse een kwalitatieve analyse te doen. Tijdens de opmaak van dit document werd de vraag gesteld of de bodemsaneringsdeskundige i.p.v. hiervan zelf geen risicogrenswaarde kan bepalen. Zolang het model SediRisc niet gevalideerd werd en publiek toegankelijk wordt gesteld is dit echter niet mogelijk.

Risico op verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via oppervlaktewater

Criteria voor erosie / opwerveling
Bij de beoordeling van het risico op verspreiding van waterbodemverontreiniging naar oppervlaktewater dient nagegaan te worden of er sprake is van fysieke verspreiding van verontreinigde waterbodemdeeltjes door erosie of opwerveling. Dit element werd overgenomen uit de Nederlandse handleiding sanering waterbodems. In deze handleiding staan een aantal criteria vermeld voor erosie of opwerveling. Deze criteria werden integraal overgenomen. Deze beoordeling is één van die elementen waarvan de uitvoering van een waterbodemonderzoek op enkele testlocaties moet uitwijzen of deze werkwijze praktisch haalbaar is, en hoe deze beoordeling gerapporteerd moet worden.

Staalname van zwevende stof
Een tweede stap in de beoordeling van fysieke verspreiding van waterbodemverontreiniging is een staalname en analyse van zwevend materiaal boven de verontreinigde waterbodem. Er dient een protocol gemaakt te worden waarin de richtlijnen beschreven moeten worden hoe deze staalname dient uitgevoerd te worden om een representatief monster te bekomen. Het is aangewezen de staalnametechniek samen met VMM vast te leggen, aangezien zij intern reeds acties ondernomen hebben rond de monitoring van zwevende stof in Vlaamse oppervlaktewateren.

Verdelingscoëfficiënten

Bij de beoordeling van fysieke en chemische verspreiding komt het gebruik van verdelingscoëfficiënten aan bod om vanuit de concentratie in 1 milieucompartiment de concentratie in een ander compartiment te kunnen berekenen. Het formularium dat in de tekst is opgenomen is in hoofdzaak afkomstig uit het Nederlandse document "Risico's van blootstelling van de mens aan verontreinigde waterbodems" die het gebruik van het Nederlandse blootstellingsmodel Sedisoil beschrijft.

Bij de verdere uitwerking van SediRisc en met name bij de bepaling van verdelingscoëfficiënten voor anorganische verbindingen (zware metalen) is er voor Vlaanderen nog wat werk om Vlaamse verdelingscoëfficiënten te bepalen. Ook voor dit aspect wordt geadviseerd om een samenwerking met VMM op poten te zetten.

Beoordeling of de fysieke of chemische bijdrage tot het oppervlaktewater er toe kan leiden dat de milieukwaliteitsnorm niet gehaald kan worden.
In de tekst wordt aangegeven dat er sprake is van een onaanvaardbaar risico als verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via oppervlaktewater er tot zou kunnen leiden dat de milieukwaliteitsnorm voor dat oppervlaktewater niet gehaald zou kunnen worden.

In de voorgestelde methodologie wordt stapsgewijs onderzocht of er een mogelijke flux van verontreiniging zou kunnen plaatsvinden vanuit de waterbodem of via zwevend stof naar het oppervlaktewater. Om volledig tegemoet te komen aan de gestelde doelstelling dient in de laatste stap nagegaan te worden of deze flux van verontreiniging zodanig is dat deze kan leiden tot het niet behalen van de milieukwaliteitsnorm.

Voor deze beoordeling kan er een parallel getrokken worden met de regelgeving inzake lozingen op oppervlaktewater (Reductieprogramma voor gevaarlijke stoffen). Waar er inzake lozingen een eenvoudige raming gemaakt kan worden van de te lozen vuilvracht is dit voor de flux verontreiniging vanuit een waterbodem op basis van de huidige kennis niet mogelijk. Er is bijkomend fundamenteel onderzoek noodzakelijk om een zicht te krijgen op de mogelijke verontreinigingsfluxen die vanuit een waterbodem naar het oppervlaktewater zouden kunnen migreren.

In afwachting van de uitklaring hiervan zijn er 2 mogelijkheden:

- ⇨ <u>Optie 1</u> bestaat erin om conservatief te werk te gaan en te concluderen dat er sprake is van een ernstige bedreiging van zodra er wordt vastgesteld dat de concentratie in water - omgerekend vanuit het gehalte in zwevend stof via de verdelingscoëfficiënt - hoger is dan de milieukwaliteitsnorm. M.a.w. van zodra dat er wordt vastgesteld dat er een flux bestaat is er sprake van een saneringsnoodzaak. In deze benadering wordt er echter geen rekening gehouden met de grootte van de flux, noch met de kwaliteit van het oppervlaktewater.

- ⇨ <u>Optie 2</u> bestaat erin om wel rekening te houden met de kwaliteit van het oppervlaktewater door enerzijds na te gaan wat de "beschikbare ruimte" is voor een oppervlaktewater (cf. regelgeving lozing op oppervlaktewater) en anderzijds rekening te houden met een verdunningsfactor. Om een reële inschatting van de verdunning te kunnen berekenen is een debiet noodzakelijk, hetwelke op heden (nog) niet berekend kan worden. Als alternatief wordt een

grenswaarde voor verdunning voorgesteld zoals bijvoorbeeld 10 x MKN (cf. gangbare lozingsnormen).

De tekst inzake beoordeling van het risico op verspreiding van waterbodemverontreiniging naar en via oppervlaktewater werd uitgewerkt overeenkomstig optie 2, omdat deze het meest beantwoordt aan de gestelde doelstelling (halen van de MKN). Indien deze optie wordt weerhouden is het noodzakelijk de methodiek verder te verfijnen en na te gaan of er een overeenstemming mogelijk is met de regelgeving rond lozingen op oppervlaktewater.

6 Bronnen

Belgisch Staatsblad, 2003. Decreet van het Vlaams Parlement van 18 juli 2003 betreffende het integraal waterbeleid. B.S., 14 november 2003.

Belgisch Staatsblad, 2007. Decreet van het Vlaams Parlement van 27 oktober 2006 betreffende de bodemsanering en de bodembescherming. B.S., 22 januari 2007.

Bervoets L., M. De Wit, W. De Cooman, P. Seuntjens, R. Verheyen, 1999. Spatial variability in characteristics and trace metal levels in sediments from watercourses. In: Toxicological and environmental chemistry, 68(1999), p. 233-246.

Coördinatiecomissie Integraal Waterbeleid, 2007. Nota milieukwaliteitsnormen waterbodem, 02 april 2007.

De Cooman, W., P. Seuntjens, L. Bervoets, L. Int Panis, M. De Wit & R. Verheyen, 1995. Research on the spatial variability of three sediment types in Flanders. In : Van den Brink, W.J., Bosman, R. & Arendt, F. (eds). Contaminated soil 1995, proceedings of the fifth international FZK/TNO conference on contaminated soil, 30 october-3 november, Maastricht, 191-192.

De Deckere, E. , W. De Cooman, M. Florus & M. Devroede-Vanderlinden, 2000. Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen, volgens Triade, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap – Afdeling Water, november 2000.

Europees Publicatieblad, 2000. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader van communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid (‘Kaderrichtlijn Water).

Haecon nv, 1990. Voorlopige richtlijnen voor de studie van onderhoudsbaggerprojecten, toepassing van de milieueffectprocedure, voormalige Ministerie van Openbare Werken – Bestuur der Waterwegen, januari 1990.

Lamé, F & R. Bosman (1994). Protocol voor het oriënterend onderzoek naar de aard en concentratie van verontreinigde stoffen en de plaats van voorkomen van bodemverontreiniging. Sdu Uitgeverij Koninginnegracht, 1994. ISBN 9012080827.

Leloup V., P; Meire & E. De Deckere, 2006. Ontwikkeling van ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2006/XX, Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer.

Ministerie van VROM, 2006. Circulaire sanering waterbodems. Staatscourant, 31 mei 2006.

Nederlands Normalisatie-instituut, 2000. Nederlandse voornorm Bodem – Waterbodem – Onderzoeksstrategie bij verkennend onderzoek. NVN 5720. NNI, maart 2000.

OVAM, 2000. Beschrijvend bodemonderzoek standaardprocedure. OVAM, juni 2000. Publicatienummer D/2000/5024/13.

OVAM, 2004. Codes van goede praktijk voor het werken met uitgegraven bodem. OVAM, 23 januari 2004.

OVAM, 2006a. Leidraad en algemene code van goede praktijk bagger- en ruimingsspecie. OVAM, 9 februari 2006. Publicatienummer D/2006/5024/14.

OVAM, 2006b. Oriënterend bodemonderzoek standaardprocedure. OVAM, gecoördineerde versie april 2006.

OVAM, 2007a. Voorontwerp uitvoeringsplan bagger- en ruimingsspecie. OVAM, 1 juni 2007.

OVAM, 2007b. Beschrijvend bodemonderzoek – standaardprocedure – ontwerpversie april 2007. OVAM, 27 april 2007.

OVAM, 2007c. Oriënterend bodemonderzoek – standaardprocedure – ontwerp april 2007. OVAM, 2 mei 2007.

Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek, Provincie Oost-Vlaanderen, 2002. Wegwijs in Waterbodem. Provincie Oost-Vlaanderen, 2002. Depotnr. D/2002/5139/2.

Tonkes, M., 2006. Handleiding sanering waterbodems. AKWA, 31 mei 2006. AKWA rapport 05.006.

Tyberghien, T., 2004. Ecotoxicologische kwaliteitsbepaling van waterbodems : Evaluatie van de Ostracodtoxkittest binnen het waterbodemmeetnet VMM.

Van der Hout, M., C. Legierse & T. Ten Hulscher, 2005. Evaluatie richtlijn nader onderzoek waterbodem. AKWA, 25 oktober 2005. AKWA rapport 05.009.

Van Elswijk, M., J.A. Hin, P.J. den Besten, L.M. van der Heijdt, M. van der Hout & C.A. Schmidt, 2002. Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems, ernst- en urgentiebepaling van verontreinigde waterbodems. AKWA/RIZA, maart 2002. AKWA rapport 01.005, RIZA nota 2001.052, ISBN 9036953960.

Van Elswijk, M., P.F. Otte, F.A. Swartjes, C. Van de Guchte, 2001. Risico's van blootstelling van de mens aan verontreinigde waterbodems. AKWA/RIZA, september 2001. AKWA rapport 01.002, RIZA werkdocument nr. 2001.120x

7 Bijlagen

Tabellen met grenswaarden voor risico (uitgedrukt i.f.v. MKN-waarden), berekend met SediRisc voor 9 gebruiksscenario's

Gebruiksscenario 1

functie zwem- en viswater

	1C1	1A	1B	1C2	2C1	2A	2B	2C2	3C1	3A	3B	3C2	4C1	4A	4B	4C2	5C1	5A	5B	5C2
24DDD																				
24DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
24DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDD																				
44DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
44DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
aEndo																				
cCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Dieldrin	NEE	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
gHCH	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
tCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 101	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 118	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 138	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 153	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 170																				
PCB 180	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 28	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 31	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 49	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 52	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
TBBP-A																				
BDE 100																				
BDE 153																				
BDE 183																				
BDE 209																				
BDE 28																				
BDE 47																				
BDE 66																				
BDE 99																				
DBySn																				
DFySn																				
MBySn																				
TBySn																				
TtBySn																				
As t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cd t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cr t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cu t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Hg t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Ni t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Pb t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Zn t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Acenaft																				
Acenaftyl																				
Ant	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(a)A	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(a)P	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(b)Flu																				
B(ghi)Pe	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(k)Flu	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Chr	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
dBz(ah)An																				
Fen	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Flu																				
Fluoreen																				
IP	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Naft																				
Pyr																				
KWS ap.																				
EOX																				

Gebruiksscenario 2

functie zwemwater, vissen toegestaan

	1C1	1A	1B	1C2	2C1	2A	2B	2C2	3C1	3A	3B	3C2	4C1	4A	4B	4C2	5C1	5A	5B	5C2
24DDD																				
24DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
24DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDD																				
44DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
aEndo																				
cCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Dieldrin	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
gHCH	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
tCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 101	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	JA	JA	JA	NEE	JA	JA	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 118	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
PCB 138	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 153	NEE	JA	JA	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 170																				
PCB 180	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 28	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
PCB 31	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
PCB 49	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA	NEE	NEE	JA	JA
PCB 52	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
TBBP-A																				
BDE 100																				
BDE 153																				
BDE 183																				
BDE 209																				
BDE 28																				
BDE 47																				
BDE 66																				
BDE 99																				
DBySn																				
DFySn																				
MBySn																				
TBySn																				
TtBySn																				
As t	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cd t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA	NEE	NEE	JA	JA
Cr t	NEE	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cu t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA
Hg t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
Ni t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Pb t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Zn t	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Acenaft																				
Acenaftyl																				
Ant	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA
B(a)A	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(a)P	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(b)Flu																				
B(ghi)Pe	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
B(k)Flu	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA
Chr	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
dBz(ah)An																				
Fen	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Flu																				
Fluoreen																				
IP	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Naft																				
Pyr																				
KWS ap.																				
EOX																				

Gebruiksscenario 3

functie zwemwater, vissen niet toegestaan (risico)

	1C1	1A	1B	1C2	2C1	2A	2B	2C2	3C1	3A	3B	3C2	4C1	4A	4B	4C2	5C1	5A	5B	5C2
24DDD																				
24DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
24DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDD																				
44DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
aEndo																				
cCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Dieldrin	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
gHCH	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
tCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 101	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 118	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 138	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 153	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 170																				
PCB 180	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 28	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 31	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 49	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 52	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
TBBP-A																				
BDE 100																				
BDE 153																				
BDE 183																				
BDE 209																				
BDE 28																				
BDE 47																				
BDE 66																				
BDE 99																				
DBySn																				
DFySn																				
MBySn																				
TBySn																				
TtBySn																				
As t	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cd t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
Cr t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cu t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Hg t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Ni t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Pb t	NEE	NEE	JA	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Zn t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Acenaft																				
Acenaftyl																				
Ant	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
B(a)A	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
B(a)P	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA	NEE	JA	JA	JA
B(b)Flu																				
B(ghi)Pe	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
B(k)Flu	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Chr	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
dBz(ah)An																				
Fen	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
Flu																				
Fluoreen																				
IP	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Naft																				
Pyr																				
KWS ap.																				
EOX																				

Gebruiksscenario 4

functie viswater, regelmatig zwemactiviteiten

	1C1	1A	1B	1C2	2C1	2A	2B	2C2	3C1	3A	3B	3C2	4C1	4A	4B	4C2	5C1	5A	5B	5C2
24DDD																				
24DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
24DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDD																				
44DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
44DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
aEndo																				
cCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Dieldrin	NEE	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
gHCH	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
tCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 101	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 118	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 138	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 153	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 170																				
PCB 180	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 28	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 31	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 49	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 52	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
TBBP-A																				
BDE 100																				
BDE 153																				
BDE 183																				
BDE 209																				
BDE 28																				
BDE 47																				
BDE 66																				
BDE 99																				
DBySn																				
DFySn																				
MBySn																				
TBySn																				
TtBySn																				
As t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cd t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cr t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cu t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Hg t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Ni t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Pb t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Zn t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Acenaft																				
Acenaftyl																				
Ant	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(a)A	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(a)P	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(b)Flu																				
B(ghi)Pe	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(k)Flu	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Chr	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
dBz(ah)An																				
Fen	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Flu																				
Fluoreen																				
IP	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Naft																				
Pyr																				
KWS ap.																				
EOX																				

Gebruiksscenario 5

regelmatig vis- en zwemactiviteiten

	1C1	1A	1B	1C2	2C1	2A	2B	2C2	3C1	3A	3B	3C2	4C1	4A	4B	4C2	5C1	5A	5B	5C2
24DDD																				
24DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
24DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDD																				
44DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
aEndo																				
cCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Dieldrin	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
gHCH	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
tCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 101	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	JA	JA	JA	NEE	JA	JA	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 118	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
PCB 138	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 153	NEE	JA	JA	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 170																				
PCB 180	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 28	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
PCB 31	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
PCB 49	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA	NEE	NEE	JA	JA
PCB 52	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
TBBP-A																				
BDE 100																				
BDE 153																				
BDE 183																				
BDE 209																				
BDE 28																				
BDE 47																				
BDE 66																				
BDE 99																				
DBySn																				
DFySn																				
MBySn																				
TBySn																				
TtBySn																				
As t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cd t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
Cr t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cu t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA
Hg t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
Ni t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Pb t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Zn t	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Acenaft																				
Acenaftyl																				
Ant	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA
B(a)A	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(a)P	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(b)Flu																				
B(ghi)Pe	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
B(k)Flu	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA
Chr	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
dBz(ah)An																				
Fen	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Flu																				
Fluoreen																				
IP	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Naft																				
Pyr																				
KWS ap.																				
EOX																				

Gebruiksscenario 6

regelmatig zwemactiviteiten, vissen niet toegestaan

	1C1	1A	1B	1C2	2C1	2A	2B	2C2	3C1	3A	3B	3C2	4C1	4A	4B	4C2	5C1	5A	5B	5C2
24DDD																				
24DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
24DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDD																				
44DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
aEndo																				
cCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Dieldrin	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
gHCH	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
tCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 101	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 118	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 138	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 153	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 170																				
PCB 180	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 28	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 31	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 49	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 52	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
TBBP-A																				
BDE 100																				
BDE 153																				
BDE 183																				
BDE 209																				
BDE 28																				
BDE 47																				
BDE 66																				
BDE 99																				
DBySn																				
DFySn																				
MBySn																				
TBySn																				
TtBySn																				
As t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
Cd t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Cr t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
Cu t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Hg t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Ni t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Pb t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA	NEE	JA	JA	JA	NEE	JA	JA	JA
Zn t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Acenaft																				
Acenaftyl																				
Ant	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
B(a)A	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
B(a)P	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
B(b)Flu																				
B(ghi)Pe	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
B(k)Flu	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Chr	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
dBz(ah)An																				
Fen	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Flu																				
Fluoreen																				
IP	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Naft																				
Pyr																				
KWS ap.																				
EOX																				

Gebruiksscenario 7

functie viswater, zwemmen niet toegestaan (risico)

	1C1	1A	1B	1C2	2C1	2A	2B	2C2	3C1	3A	3B	3C2	4C1	4A	4B	4C2	5C1	5A	5B	5C2
24DDD																				
24DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
24DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDD																				
44DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
44DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
aEndo																				
cCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Dieldrin	NEE	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
gHCH	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
tCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 101	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 118	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 138	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 153	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 170																				
PCB 180	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 28	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 31	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 49	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 52	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
TBBP-A																				
BDE 100																				
BDE 153																				
BDE 183																				
BDE 209																				
BDE 28																				
BDE 47																				
BDE 66																				
BDE 99																				
DBySn																				
DFySn																				
MBySn																				
TBySn																				
TtBySn																				
As t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cd t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cr t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cu t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Hg t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Ni t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Pb t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Zn t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Acenaft																				
Acenaftyl																				
Ant	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(a)A	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(a)P	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(b)Flu																				
B(ghi)Pe	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(k)Flu	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Chr	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
dBz(ah)An																				
Fen	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Flu																				
Fluoreen																				
IP	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Naft																				
Pyr																				
KWS ap.																				
EOX																				

Gebruiksscenario 8

regelmatig visactiviteiten, zwemmen niet toegestaan

	1C1	1A	1B	1C2	2C1	2A	2B	2C2	3C1	3A	3B	3C2	4C1	4A	4B	4C2	5C1	5A	5B	5C2
24DDD																				
24DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
24DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDD																				
44DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
aEndo																				
cCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Dieldrin	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
gHCH	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
tCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 101	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	JA	JA	JA	NEE	JA	JA	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 118	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
PCB 138	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 153	NEE	JA	JA	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 170																				
PCB 180	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
PCB 28	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
PCB 31	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
PCB 49	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA	NEE	NEE	JA	JA
PCB 52	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
TBBP-A																				
BDE 100																				
BDE 153																				
BDE 183																				
BDE 209																				
BDE 28																				
BDE 47																				
BDE 66																				
BDE 99																				
DBySn																				
DFySn																				
MBySn																				
TBySn																				
TtBySn																				
As t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
Cd t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA
Cr t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Cu t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Hg t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA
Ni t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Pb t	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Zn t	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Acenaft																				
Acenaftyl																				
Ant	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA
B(a)A	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(a)P	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
B(b)Flu																				
B(ghi)Pe	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
B(k)Flu	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA
Chr	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
dBz(ah)An																				
Fen	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Flu																				
Fluoreen																				
IP	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	NEE	NEE	JA	NEE	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Naft																				
Pyr																				
KWS ap.																				
EOX																				

Gebruiksscenario 9

zwemmen en vissen niet toegestaan

	1C1	1A	1B	1C2	2C1	2A	2B	2C2	3C1	3A	3B	3C2	4C1	4A	4B	4C2	5C1	5A	5B	5C2
24DDD																				
24DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
24DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDD																				
44DDE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
44DDT	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
aEndo																				
cCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Dieldrin	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
gHCH	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
tCdaan	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 101	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 118	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 138	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 153	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 170																				
PCB 180	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 28	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 31	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 49	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
PCB 52	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
TBBP-A																				
BDE 100																				
BDE 153																				
BDE 183																				
BDE 209																				
BDE 28																				
BDE 47																				
BDE 66																				
BDE 99																				
DBySn																				
DFySn																				
MBySn																				
TBySn																				
TtBySn																				
As t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Cd t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Cr t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Cu t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Hg t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Ni t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Pb t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Zn t	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Acenaft																				
Acenaftyl																				
Ant	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
B(a)A	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
B(a)P	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
B(b)Flu																				
B(ghi)Pe	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
B(k)Flu	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Chr	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
dBz(ah)An																				
Fen	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Flu																				
Fluoreen																				
IP	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE	NEE
Naft																				
Pyr																				
KWS ap.																				
EOX																				