

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)**.

Hier toe 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.

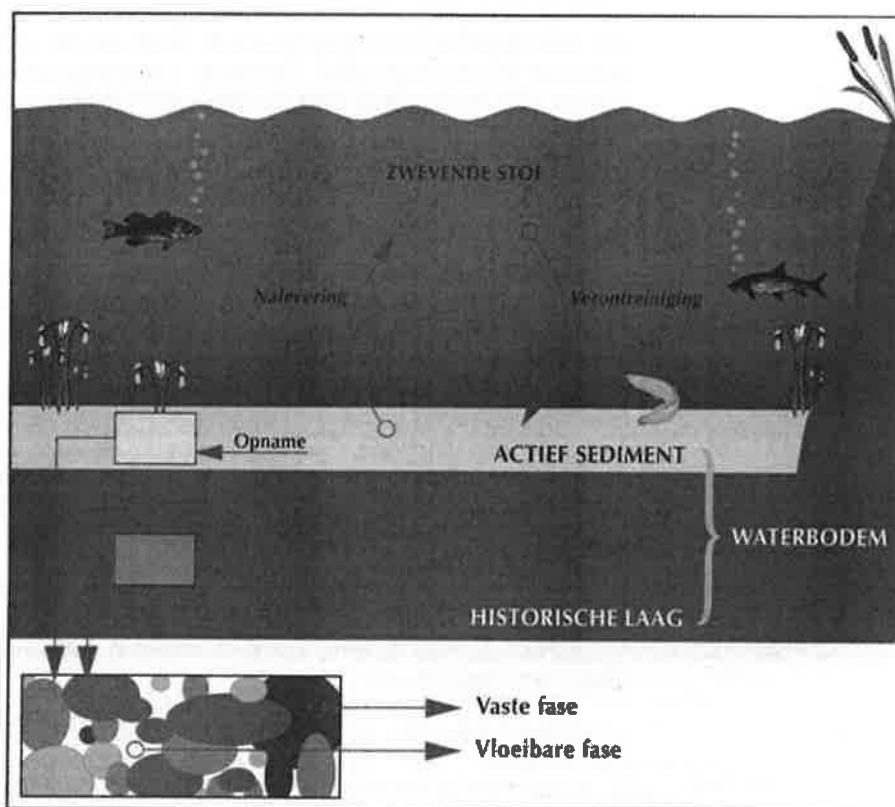
4.5.1 Opbouw van de risico-analyse

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. Zwendend 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 waterbodemonverontreiniging 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–waterbodemon systeem:

- Is er sprake van verontreiniging van de waterbodemon via zwevende stof of oppervlaktewater, of is er sprake van nalevering vanuit de waterbodemon?
- Misschien is er eerder een risico verbonden aan de slechte kwaliteit van het oppervlaktewater dan aan de mindere kwaliteit van de waterbodemon? Moet de verontreiniging in de waterbodemon 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 waterbodemon, oppervlaktewater, zwevende stof, grondwater en landbodemon immers nog het onderwerp van wetenschappelijk onderzoek. Niettemin wordt in het kader van een waterbodemononderzoek verwacht dat er een duidelijke uitspraak wordt gedaan over de ernst van een waterbodemonverontreiniging. Het aangeven van hiaten in de kennis maakt hiervan een onderdeel uit.

Het decreet betreffende de bodemonsanering en de bodemonbescherming legt op om bij de evaluatie van de ernst van de bedreiging door bodemonverontreiniging rekening te houden met:

- de kenmerken van de bodemon;
- 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 ophijsting van welke verontreiniging waar werd terug gevonden. Er dient m.a.w. aangegeven te worden welke verontreinigingen aanwezig zijn in de waterbodemon, en welke verontreiniging(en) wordt/worden aangetroffen op de gronden die door verspreiding van verontreiniging uit de waterbodemon 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 waterbodemon. Een waterbodemon wordt daarin gedefinieerd als de bodemon 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 waterbodembodem en waarvan de kwaliteit door verspreiding van de waterbodembodemverontreiniging 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 waterbodembodem.

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 waterbodembodem, maar niet in de oeverzone of het overstromingsgebied). De aangetroffen verontreiniging in de verontreinigingszone 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. waterbodembodem / 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:

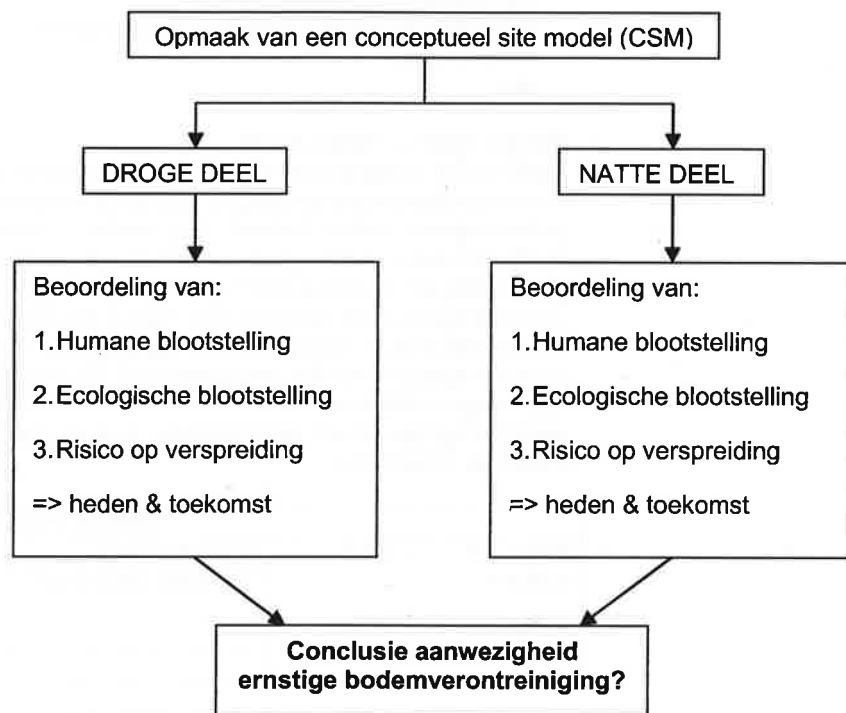
- (a) transformatie van de verontreiniging naar minder schadelijke vormen door destructieve processen zoals biodegradatie of abiotische afbraak;
- (b) transformatie van de verontreiniging naar meer schadelijke (meer toxische) tussenproducten of eindproducten waarbij de verwijdering toch een actieve ingreep 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 waterbodemonverontreiniging 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 pollutie 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 waterbodemeeldeel uit van een systeem waarin er een continue wisselwerking is tussen de verschillende compartimenten (waterbodemeel – 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 pollutie	Bron	Volumeraming	Hoogst gemeten concentratie tov de norm (*)	Gemiddelde concentratie tov de norm
		Verticale afperking		

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

(*) 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 waterbodemeel. 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 pollutanten ook een overzicht gegeven te worden van zijn eigenschappen:

- Fysico-chemische eigenschappen (partiticoëfficiënten, 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.

Weergave van de bestaande toestand

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.

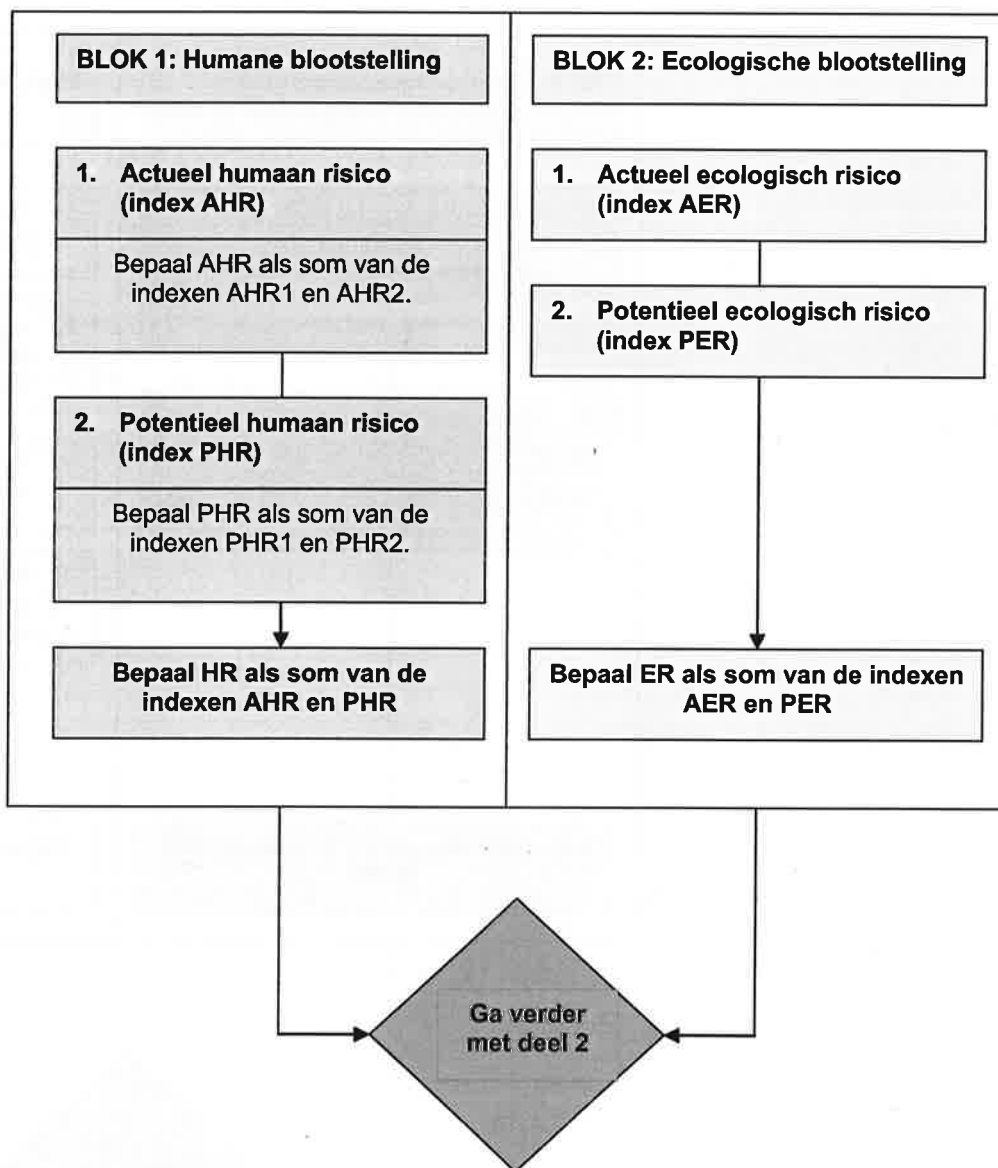
4.5.4 Methodologie voor de bepaling van ernstige bodemverontreiniging voor het “natte deel”

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.

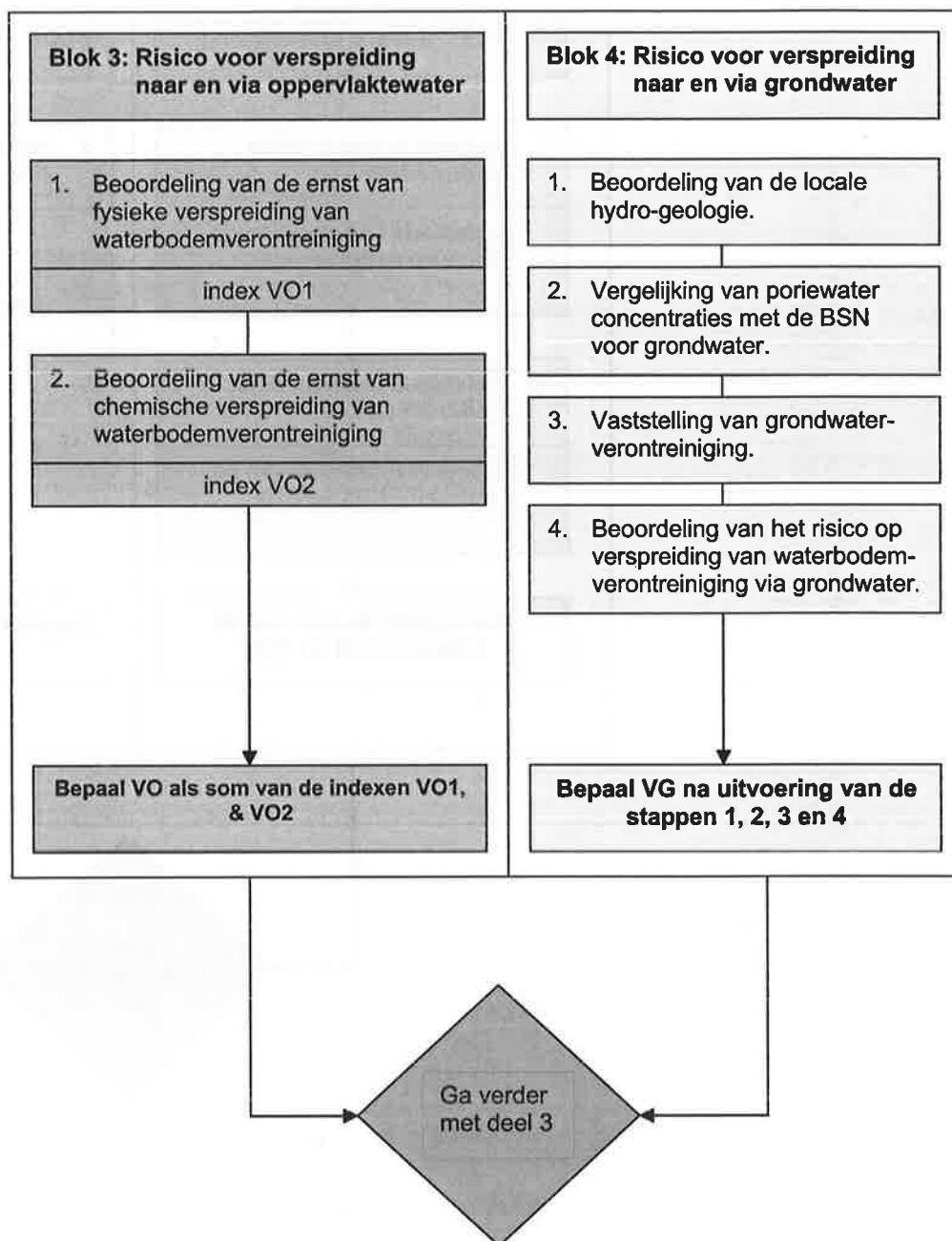
Het stroomschema omvat 4 grote blokken. Deze blokken bevatten elk verschillende beslissingscriteria en laten toe op een eenduidige manier beslissingen te nemen. De vier hoofdblokken in het doorstroomschema werden als volgt vastgelegd:

- 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

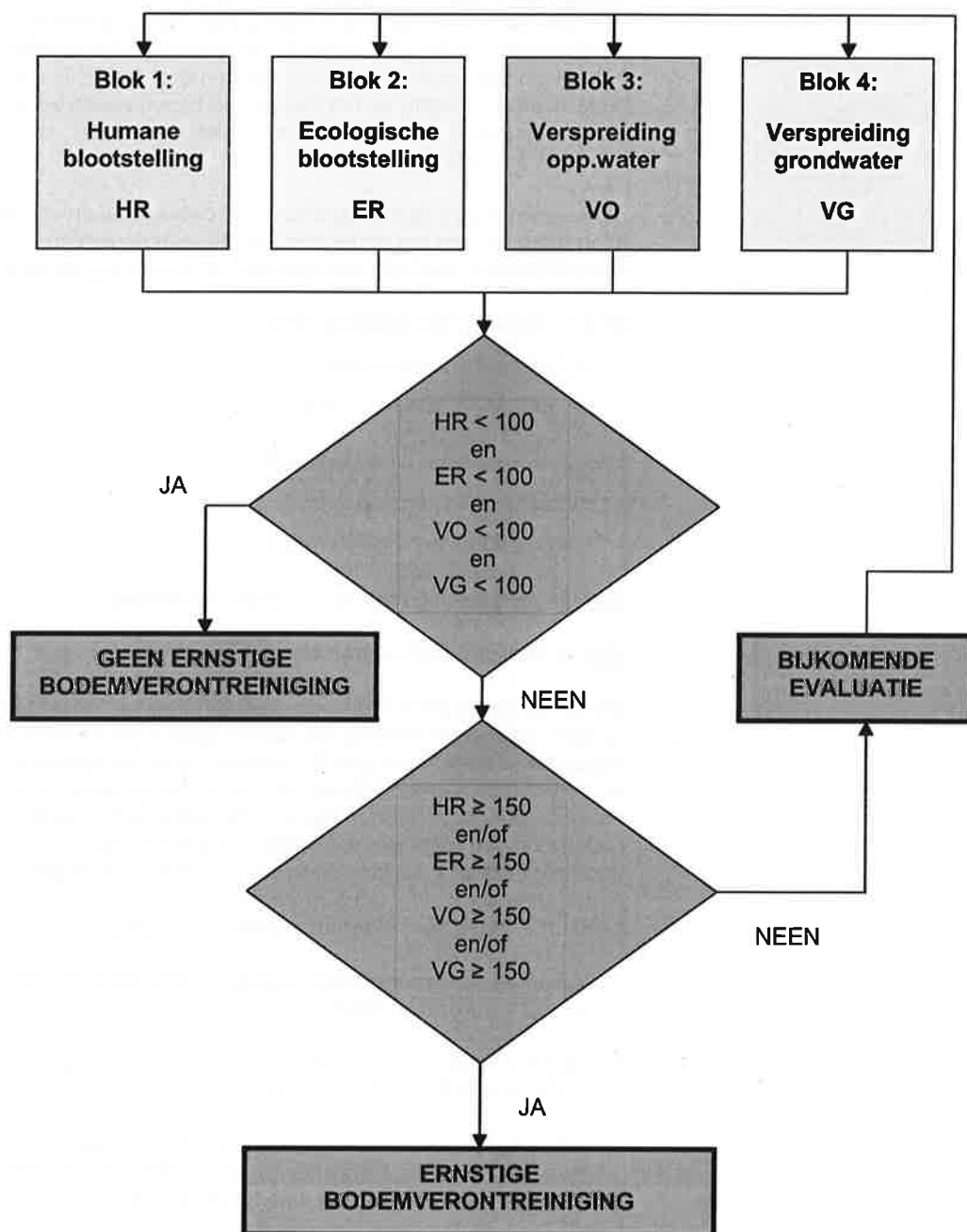
Deel 1: Blootstelling



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 waterbodemonverontreiniging, een niet-genormeerde parameter of een bodemonverontreiniging die omwille van haar bijzondere aard niet aan bodemsaneringsnormen getoetst kan worden sprake is van een ernstige bodemonverontreiniging 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 2^{de} deel van de methodologie voor het bepalen van "ernstige bodemonverontreiniging" wordt het toekennen van de gewichten verder toegelicht. Vervolgens worden deze gewichten opgeteld en wordt per blok een som bekomen. De uitspraak betreffende 'ernstige bodemonverontreiniging' 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 partiticoëfficiënten, 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 verontreinigingszone 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 analysesresultaten in een risicotuetsingstabel.

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:

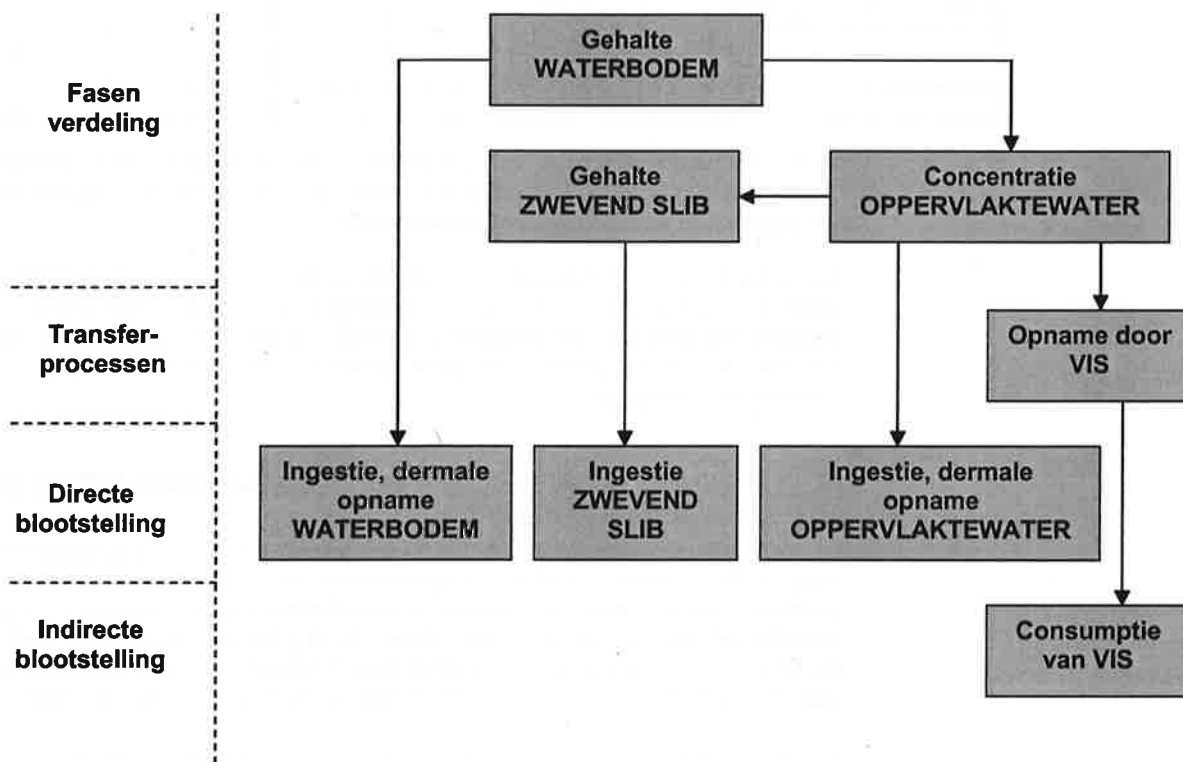
- Recreatie (zwemmen, watersport en recreatievaart)
- Visserij (sportvisserij en beroepsvisserij)
- Oppervlaktewater bestemd voor drinkwaterproductie
- Watervoorziening voor landbouw
- Transport

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		
	Volwassene	Kid	Andere	Volwassene	Kind	Andere
Receptoren						
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 /

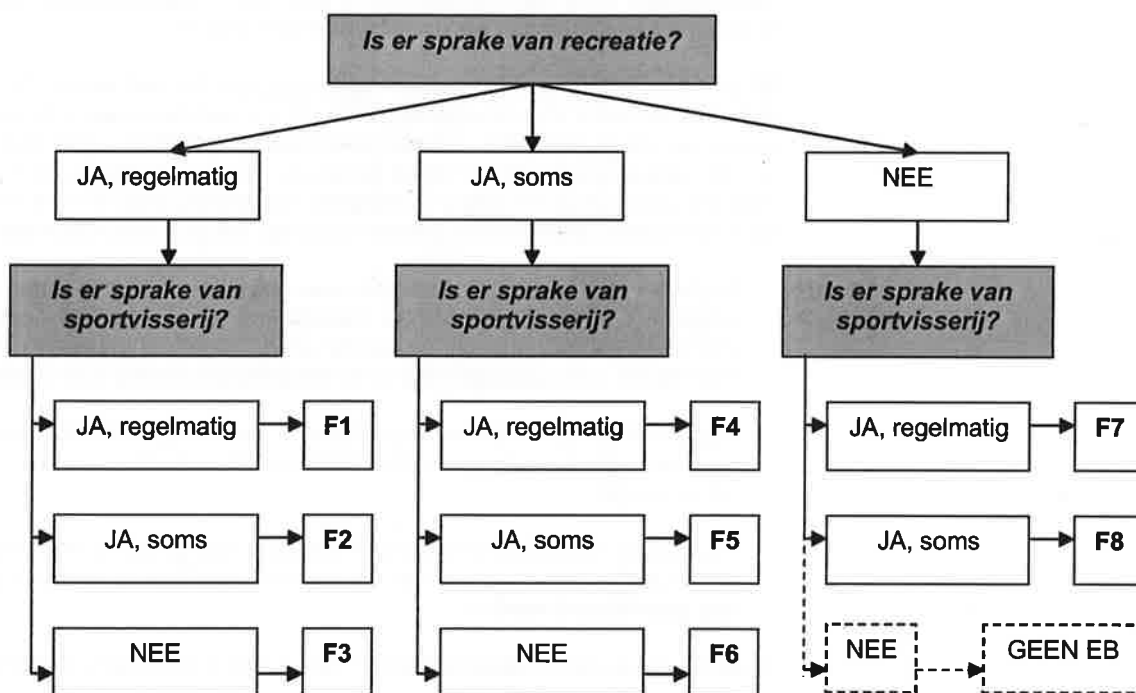
Indien een blootstellingroute van toepassing dient dit aangegeven te worden door middel van een kruis "X". Blootstellingsroutes die niet van toepassing zijn dienen aangegeven te worden met een schuine streep "/".

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 9^{de} 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 worden 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.bc).
- 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 hengewater (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 pollutant 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 consensus 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 olijsting 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 pollutanten waarvan de concentratie getoetst kan worden aan de risicogrenswaarde in de risicotoesingstabel, en parameters die niet in de risicotoesingstabel 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

criterium 1: 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 waterbodemerontreiniging onder de huidige omstandigheden, argumenten zijn ter beslissing tot een EB. De index AHR wordt voor parameters die zijn opgenomen in de risicotoesingstabel samengesteld uit de indexen AHR1 en AHR2. Voor parameters die niet zijn opgenomen in de risicotoesingstabel 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 waterboderverontreiniging 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 risicotoeetsingstabel 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 risicotoeetsingstabel verantwoord is. In grensgevallen is de risicotoeetsingstabel 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 risicotoeetsingstabel 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 risicotoeetsingstabel te kunnen weerleggen. In een dergelijk geval is er een bijkomende evaluatie (lees locatiespecifieke risicobeoordeling) vereist volgens stroomschema 3 (pag. 93) om uitsluitel 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 waterboderverontreiniging in de toekomst argumenten zijn ter beslissing van een EB. De index PHR wordt voor parameters die zijn opgenomen in de risicotoeetsingstabel 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 waterbodemonverontreiniging 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 waterbodemonverontreiniging 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 $HR \geq 150$ 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 berekenen van een 'goede ecologische toestand' in een oppervlaktewater wordt bepaald door een ingewikkeld samenspel van een hele reeks factoren. In de 1^{ste} 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 pollutanten 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 vevat 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.

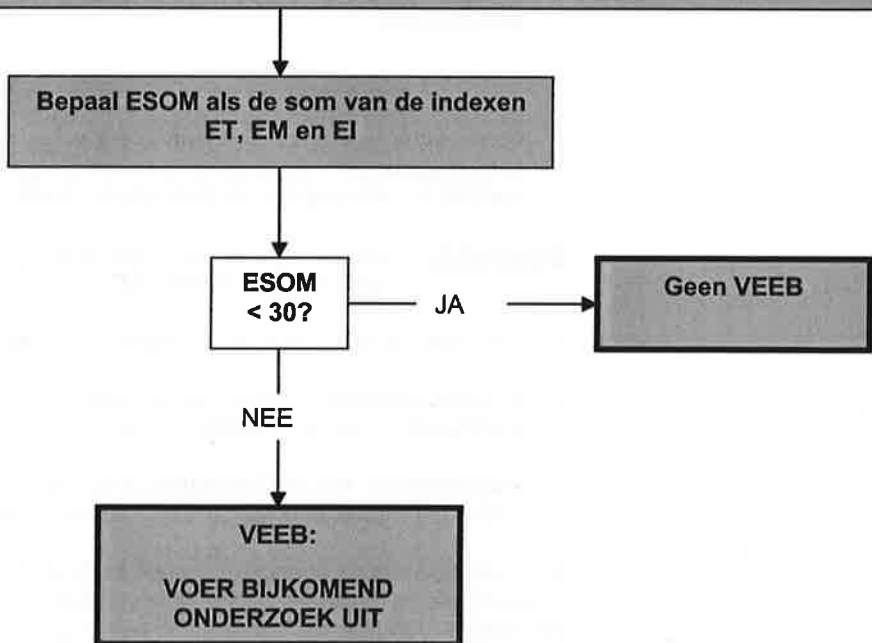
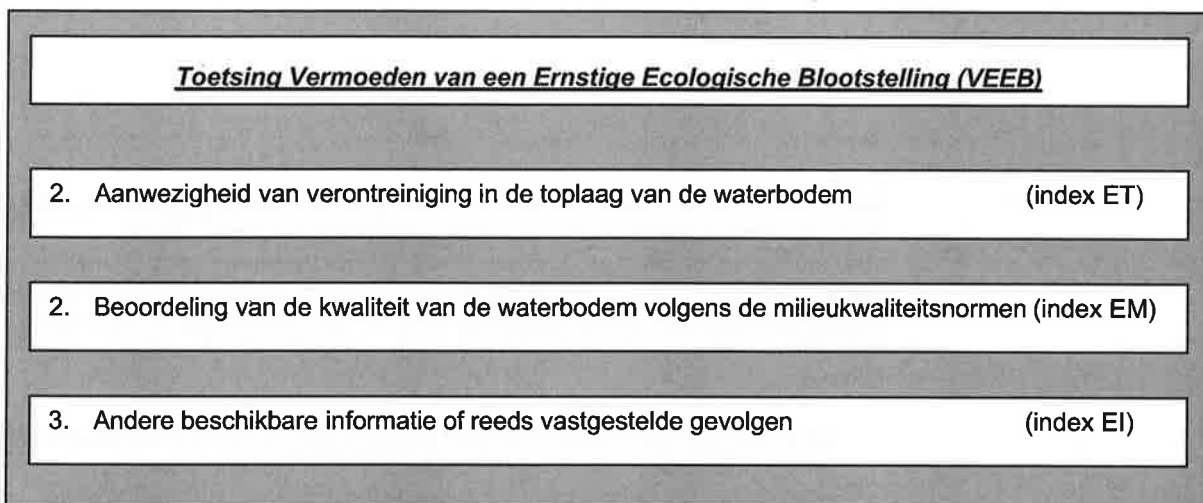
In het kader van de bepaling van de ecologische blootstelling wordt daarom niet onmiddellijk overgegaan tot uitvoering van een triade-onderzoek, maar dient in eerste instantie via een vragenlijst (= STAP 1) beoordeeld te worden of de onderzoekslocatie "gevoelig" is voor een ecologische blootstelling. 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 waterbodemverontreiniging.

Dit stroomschema wordt hierna verder besproken.



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.*

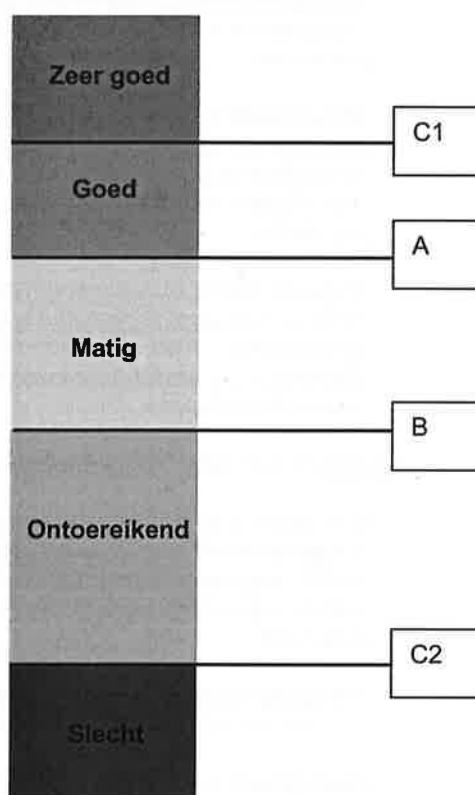
Deze vraag kan met JA of NEE beantwoordt worden. Aan de index ET dient dan de volgende score toegekend te worden:

	<i>Is er verontreiniging aanwezig in het actieve sediment van de waterbodem?</i>	index ET
index ET	NEE	0
	JA	10

Criterium 2: 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:

	<i>Hoe kan de kwaliteit van de waterbodem ingedeeld worden na toetsing aan de milieukwaliteitsnormen?</i>	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 pollutant 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.

	<i>Is er andere informatie beschikbaar die de conclusie tot VEEB kan beïnvloeden?</i>	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:

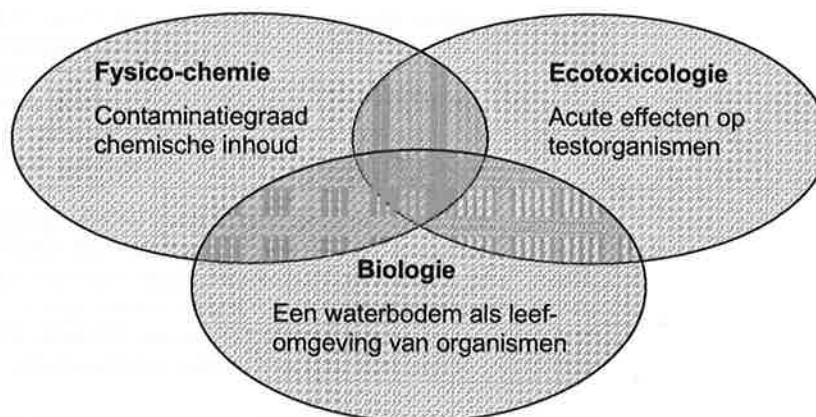
- *Voor een waterbodem met een slechte kwaliteit is er, zelfs als de verontreiniging niet aanwezig is in het actieve sediment, sprake van een VEEB.*
- *Voor een waterbodem met een ontoereikende kwaliteit is er pas sprake van een VEEB wanneer er ook verontreiniging wordt aangetroffen in het actieve sediment.*
- *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 pollutent meetnet, onderzoek op driehoekmosselen, etc.

Het Triade-onderzoek wordt tot op heden gebruikt in het kader van het waterbodemeetnet 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 Triadebenadering 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

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 *Hyalolella 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, kwækonafhankelijke 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 4^o 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	<i>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)?</i>
	<p>JA => index AER = 150</p> <p>NEE => index AER = 0</p>
Index PHR	<i>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)?</i>
	<p>JA => index PER = 150</p> <p>NEE => index PER = 0</p>

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 waterbodemonverontreiniging 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 waterbodemonverontreiniging 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 $ER \geq 150$ 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.

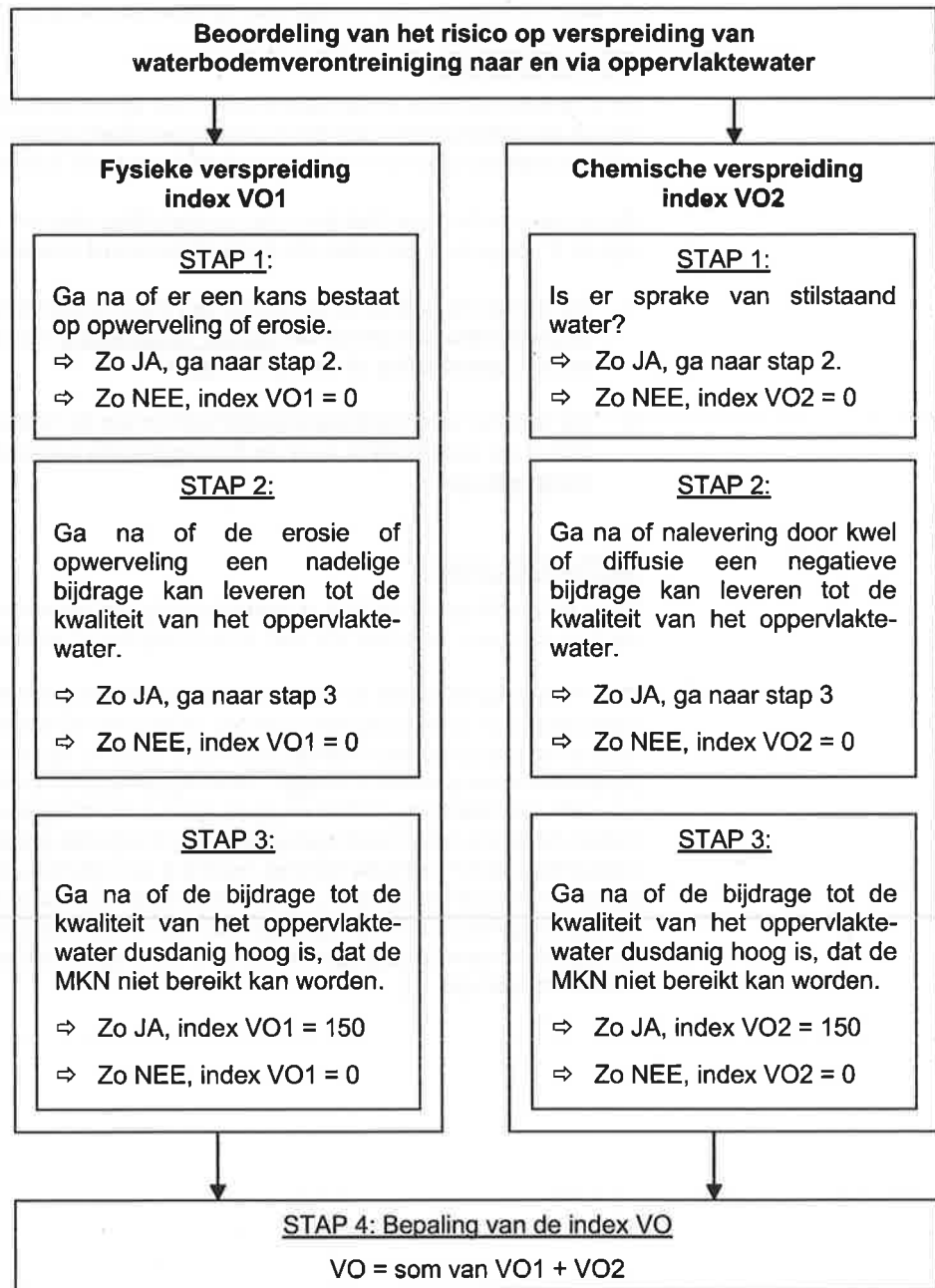
Bij de beoordeling van het risico op verspreiding naar en via het oppervlaktewater zijn er 2 verspreidingsroutes die gekarakteriseerd moeten worden:

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 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 waterbodems 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 waterbodems 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 waterbodems en op, rond en onder het wateroppervlak
- ⇒ ongevallen
- ⇒ stortactiviteiten
- ⇒ andere?

De effecten van de natuurlijke en niet-natuurlijke beïnvloedingsfactoren 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 $(A_{\text{schip}} \times V_{\text{schip}}) / A_{\text{watergang}}$ groter is dan 0,3 m/s. A_{schip} = oppervlakte schip in dwarsdoorsnede; $A_{\text{watergang}}$ = 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 waterbodembodem 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 waterbodembodemverontreiniging 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 waterbodembodem 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 waterbodembodem de concentraties opgenomen in bijlage 8 van het Vlarebo worden overschreden. Vanuit de bekomen analyseresultaten in het zwevende materiaal dient via de pollutent 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 waterbodembodemverontreiniging 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 \geq milieukwaliteitsnorm van het oppervlaktewater dient geconcludeerd te worden dat er sprake is van fysieke verspreiding van waterbodembodemverontreiniging 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 pollutant zich in een watersysteem verdelen over 3 fasen: oppervlaktewater, waterbodembodem 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.

$$C_{sw} = \frac{SD_{se} \times C_{se}}{SD_{se} \times Kd_{se} + Vw_{se}} \quad C_{sm} = \frac{C_{sw} \times (SD_{sm} \times Kd_{sm} + Vw_{sm})}{SD_{sm}}$$

- C_{sw} = concentratie in oppervlaktewater (mg/l)
- SD_{se} = volumieke massa droge waterbodembodem (1,3 kg/l)
- C_{se} = totaalgehalte in waterbodembodem (mg/kg ds)
- Kd_{se} = verdelingscoëfficiënt waterbodembodem – oppervlaktewater (l/kg)
- Vw_{se} = volumefractie water in waterbodembodem (0,4)
- C_{sm} = totaalgehalte in zwevend materiaal (mf/kg ds)
- SD_{sm} = volumieke massa zwevend slib (1,3 kg/l)
- Kd_{sm} = verdelingscoëfficiënt zwevend slib – oppervlaktewater (l/kg)
- Vw_{sm} = volumefractie water in waterbodembodem (0,4)

Voor metalen wordt verondersteld dat de Kd_{sm} gelijk is aan 1,5 keer de Kd_{se} :

$$Kd_{sm} = f \times Kd_{se} \quad (f = 1,5)$$

Voor organische verbindingen wordt verondersteld dat de Kd's op dezelfde wijze te berekenen zijn als voor de landbodembodem, 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 bodembodem 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 bodembodemdeeltjes.

$$Kd_{se} = K_{oc} \times foc_{se} \times f_{nd} \quad \text{en} \quad Kd_{sm} = K_{oc} \times foc_{sm} \times f_{nd}$$
$$K_{oc} = 0,411 \times K_{ow}$$
$$f_{oc} = f_{om} \times 0,58$$
$$f_{nd} = 1 / (1 + 10^{(pH - pKa)})$$

- K_{oc} = verdelingscoëfficiënt organische koolstof / water (l/kg)
- K_{ow} = verdelingscoëfficiënt octanol / water (-)
- f_{om} = fractie organisch materiaal (0,01 in een waterbodembodem & 0,02 in zwevend materiaal)
- foc_{se} = fractie organische koolstof waterbodembodem
- 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 waterbodemonverontreiniging 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 pollutant 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 waterbodemonverontreiniging dient (zeker met een saneringsprioritering in het achterhoofd) erover gewaakt te worden dat er geen overschatting van het risico gebeurt. Een dergelijke overschatting kan ondervangen worden op 2 manieren:

1. Enerzijds kan de oppervlaktewaterconcentratie berekend uit de concentraties aan pollutant 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 pollutanten niet goed is, lijkt het zinvol om eerst de bron van deze verontreiniging aan te pakken vooraleer de waterbodemonverontreiniging te saneren. Deze overweging mag echter geen deel uitmaken van de conclusie of verspreiding van verontreiniging van waterbodemonverontreiniging 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 pollutantconcentratie 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 waterbodemonverontreiniging 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 pollutieconcentratie 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 waterboderverontreiniging 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 waterboderverontreiniging 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 pollutanten 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 pollutanten 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 pollutanten 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 waterboderverontreiniging naar het oppervlaktewater is afhankelijk van de volgende randvoorwaarden:

- geohydrologie
- eigenschappen van de pollutanten (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 \geq 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.

STAP 3: 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 waterbodemonverontreiniging, als de chemische verspreiding van waterbodemonverontreiniging 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 \geq 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 waterbodemonverontreiniging ter hoogte van de verontreinigingszone.

Bij het doorlopen van blok 3 (risico op verspreiding van waterbodemonverontreiniging 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 waterbodemonverontreiniging 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 \geq 150 is er sprake van een EB ten gevolge van verspreiding van waterbodemonverontreiniging naar en via oppervlaktewater.

Indien VO $<$ 100 is er geen sprake van een EB ten gevolge van verspreiding van waterbodemonverontreiniging 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.

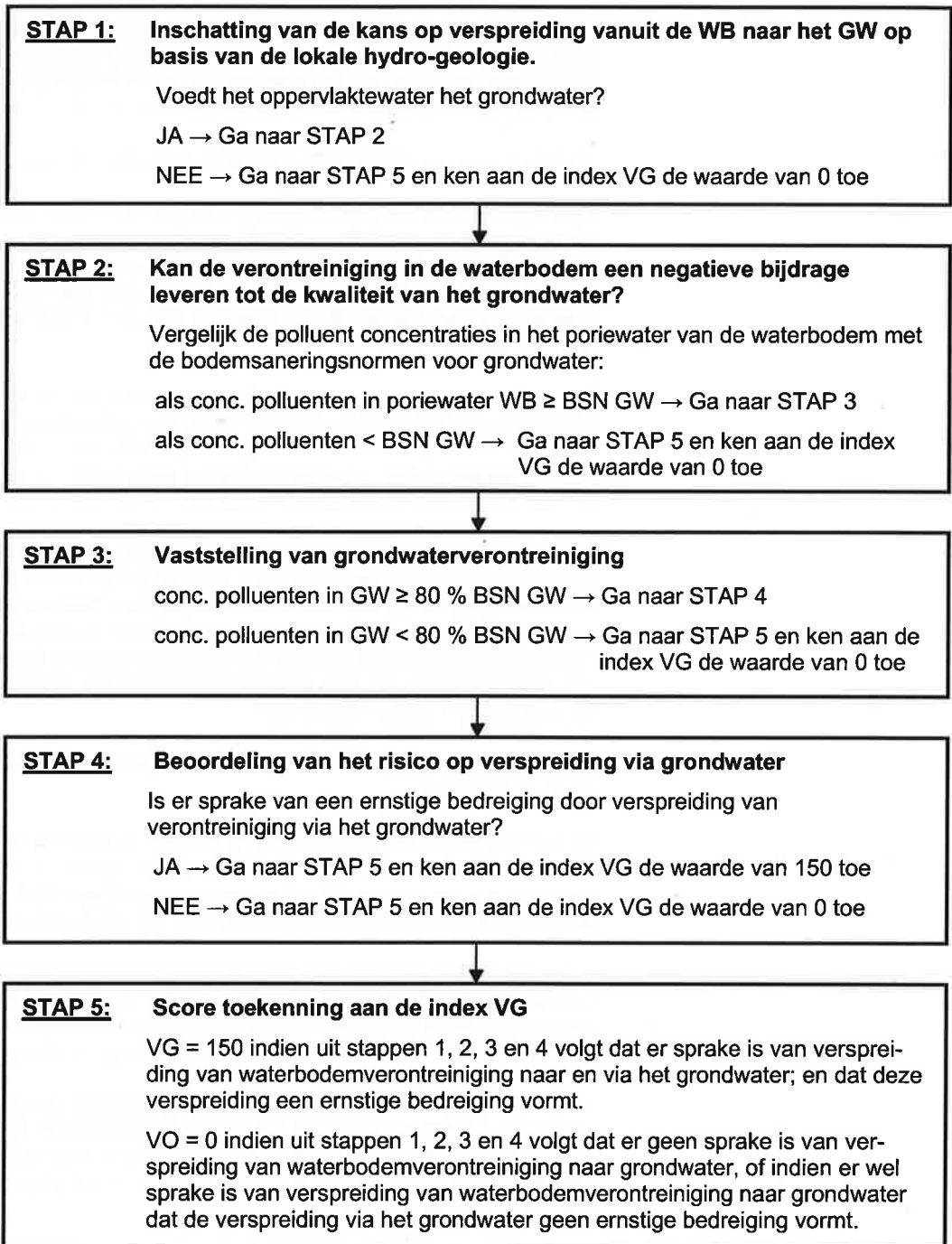
Zoals eerder aangegeven zijn de processen die meespelen in de verspreiding van verontreiniging vanuit de waterbodem naar oppervlaktewater of naar grondwater complex. De doelstelling van deze standaardprocedure is niet deze processen te gaan ontrafelen, als wel om aan de hand van een aantal criteria een 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 waterboderverontreiniging 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.

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 doorgangsmiddeel. 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 lokale 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

waterbodern naar het grondwater. In het omgekeerde geval, voeding van het grondwater naar het oppervlaktewater, is er geen kans op migratie van verontreiniging vanuit de waterbodern naar het grondwater; als wel naar het bovenstaande oppervlaktewater.

De bodernsaneringsdeskundige dient dan ook in de zone waar de verontreiniging in de waterbodern 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 bodernopbouw
- 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 waterbodern 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 waterbodern 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 waterbodern. De meting van de concentratie aan polluenten in het poriewater heeft tot doel na te gaan of de verzadigingsgraad van de waterbodern voor verontreiniging wordt overschreden, of anders gesteld na te gaan welke fractie van de verontreiniging aanwezig in de waterbodern 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 waterbodern > dan de norm volgens bijlage 8 van het VLAREBO. De gemeten concentratie in het poriewater dient vergeleken te worden met de bodernsaneringsnormen 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 waterbodemonverontreiniging 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:

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

met B_o = 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 waterbodemonverontreiniging 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 waterbodemonverontreiniging, 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) waterbodemonverontreiniging. 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 waterbodemonverontreiniging 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 onderzoeksfases 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 waterbodemonverontreiniging 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 waterbodemonverontreiniging 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 waterbodemonverontreiniging 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 waterbodemonverontreiniging 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 $VG \geq 150$ is er sprake van een EB ten gevolge van verspreiding van waterbodemonverontreiniging naar en via het grondwater.

Indien $VG < 150$ is er geen sprake van een EB ten gevolge van verspreiding van waterbodemonverontreiniging 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 pollutanten 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, gebruiksbependingen of bestemmingsbependingen.

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. specificering 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.

