



Rijksinstituut voor Volksgezondheid  
en Milieu  
*Ministerie van Volksgezondheid,  
Welzijn en Sport*

## **Beoordeling risico's gevaarlijke stoffen voor natuurgebieden**

Grondslagen en randvoorwaarden

RIVM Briefrapport 620550006/2012  
Leo Posthuma et al.



Rijksinstituut voor Volksgezondheid  
en Milieu  
*Ministerie van Volksgezondheid,  
Welzijn en Sport*

## **Beoordeling risico's gevaarlijke stoffen voor natuurgebieden**

Grondslagen en randvoorwaarden

RIVM Briefrapport 620550006/2012  
Leo Posthuma et al.

## Colofon

© RIVM 2012

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

Leo Posthuma  
Dick de Zwart  
Ellen Brand  
Dik van de Meent  
Harm van Wijnen  
Henri den Hollander

Contact:  
Ellen Brand  
MEV/LER  
Ellen.Brand@RIVM.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu, Directie Veiligheid en Risico's.

## Rapport in het kort

### **Beoordeling risico's gevaarlijke stoffen voor natuurgebieden**

#### Grondslagen en randvoorwaarden

Beschermde natuurgebieden kunnen bedreigd worden door ongevallen bij grote bedrijven die gevaarlijke chemische stoffen opslaan of verwerken. Het RIVM heeft een begin gemaakt met een methodiek die aangeeft in welke mate een natuurgebied blootstaat aan een vrijgekomen stof. Specifiek wordt hierbij ingegaan hoe een stof zich verspreidt in de bodem, het water of in de lucht. Dit is afhankelijk van de hoeveelheid stof die vrijkomt, de weersomstandigheden en de afstand van het bedrijf tot het natuurgebied. De methodiek is bedoeld voor bevoegd gezag om de aanvraag van milieuvergunningen door dergelijke bedrijven te kunnen beoordelen. Met behulp van een hypothetische situatie wordt bovendien geïllustreerd hoe de methodiek werkt.

Aanleiding voor de methodiek zijn aanpassingen in de Europese richtlijn SEVESO II in 2003. De verplichtingen uit deze richtlijn zijn voor Nederland opgenomen in de Wet algemene bepalingen omgevingsrecht (Wabo). Hierin staat dat kwetsbare natuur moet worden beschermd.

#### **Minimale afstand tussen bedrijf en natuurgebied**

Met de methodiek kan ook worden aangegeven welke afstand tussen een bedrijf en een natuurgebied minimaal wordt aanbevolen om het tijdens een calamiteit te beschermen tegen blootstellingen aan gevaarlijke stoffen. Deze 'kritische afstanden' zijn afgeleid van bestaande risicogrenzen om situaties te beoordelen. Als een natuurgebied binnen de kritische afstand ligt, is het mogelijk dat het beleidsmatig gestelde doel om een natuurgebied te beschermen, niet wordt behaald. Deze situatie kan zich bijvoorbeeld voordoen als bestaande bedrijven uitbreiden. In dergelijke gevallen kunnen zij dan extra beschermende maatregelen treffen.

De rapportage geeft ook aan welke keuzes en aannames in de risicobeoordeling kunnen worden gebruikt voor verschillende beschermingsdoelen. Op basis hiervan kan het beleid keuzes maken voor de diverse niveaus om natuurgebieden te beschermen.

#### Trefwoorden:

SEVESO II richtlijn, Natura 2000, Wabo, FEAT, risicobeoordeling.



## Abstract

### **Risk assessment of hazardous chemicals for nature area's**

#### Principles and conditions

Vulnerable nature area's can be threatened by incidents at large companies handling chemicals. RIVM started to develop a method, which indicates to which extent nature area's are exposed to released chemicals in case of incidents. Specifically the spreading of the chemical in the air-, water- and soil compartment is addressed. The spreading and impact of the chemical is determined by the amount of compound released, the weather conditions and the distance of the nature area to the chemical plant. This method is intended for use by the competent authorities to assess the environmental permit of a company. With help of a hypothetical example it is also illustrated how the method works.

The method was developed due to changes in the European SEVESO II directive. The obligations derived from these changes have been implemented in the Dutch Act on all-in-one permit for physical aspects (Wabo). In this act, it is stated that vulnerable nature needs to be protected.

#### **Minimal distance between company and nature area**

With the method it is also possible to determine the minimal distance that needs to be kept between a company and a nature area, to protect the nature area in case of an incident where harmful substances are released. These so called "critical distances" are derived from existing risk levels to assess hazardous situations. If a nature area lies within the critical distance it is possible that the policy based protection targets are not met. This could happen for example if a company wants to expand its activities. In such cases, additional lines of defence can be applied.

The report also presents the choices and assumptions that can be made to come to different protection targets. Based on this information policymakers can make choices for different levels of protection of nature area's.

#### Keywords:

SEVESO II Directive, Natura 2000, Wabo, FEAT, Risk Assessment



## Voorwoord

Het Ministerie van VROM, thans van Infrastructuur en Milieu (IenM), heeft het RIVM opgedragen om een methodiek te ontwikkelen om te beoordelen in hoeverre beschermde natuurgebieden bedreigd zouden kunnen worden door mogelijke ongevallen bij nabijgelegen bedrijven waar met gevaarlijke stoffen gewerkt wordt. De zogenoemde Seveso-Richtlijn van de EU verplicht dit. Lidstaten mogen zelf bepalen hoe ze de Richtlijn uitwerken.

Het projectteam van RIVM, tijdelijk aangevuld met Alterra ( dhr. N. Van den Brink) en DHV ( dhr. J. Van Middelaar), is vanuit de rijksoverheid aangestuurd door de directie Veiligheid en Risico's van het ministerie van IenM. Voor zover mogelijk binnen de projectmatige randvoorwaarden zijn de resultaten van de werkzaamheden in dit rapport verwerkt. Daarnaast is het proces begeleid door een Reban-begeleidingscommissie. Deze begeleidingscommissie bestond uit vertegenwoordigers van de rijksoverheid (voormalig VROM en LNV, later IenM en EL&I, en Rijkswaterstaat), van de industrie en van de provincies. De projectleiding vond plaats vanuit het Centrum voor Externe Veiligheid van het RIVM. Het projectteam is erkentelijk voor de inzet van alle betrokkenen.





## Inhoud

Samenvatting—11

### **1 Introductie—13**

- 1.1 Aanleiding—13
- 1.2 Beleidsmatige probleemstelling—14
- 1.3 Doelstellingen en beperking—14
- 1.4 Leeswijzer—15

### **2 Kader en randvoorwaarden—17**

- 2.1 Naar een toepasselijke risicobeoordeling voor natuur—17
  - 2.1.1 QRA en SAFETI-NL—17
  - 2.1.2 MRA en Proteus II—17
- 2.2 Eenvoudige of complexe beoordeling voor natuur—18
- 2.3 Programma van wensen en eisen—18
- 2.4 Randvoorwaarden—19

### **3 Grondslagen en uitvoering risicobeoordeling—21**

- 3.1 Ecotoxicologische gevaar- en risicobeoordeling - Conceptuele modellen—21
  - 3.1.1 Emissie naar lucht—21
  - 3.1.2 Emissie naar water—22
  - 3.1.3 Emissie naar bodem—22
- 3.2 Verspreiding en effecten bij emissie naar lucht—23
  - 3.2.1 Uitgangspunten voor de berekening—23
  - 3.2.2 Blootstelling: Gaussische pluimbenadering—23
  - 3.2.3 Toepassing van het NNM voor berekening van kritische afstanden—26
  - 3.2.4 Opties voor een Reban-toetscriterium voor lucht—29
- 3.3 Verspreiding en effecten bij emissie naar water—32
  - 3.3.1 Uitgangspunten voor de berekening—32
  - 3.3.2 Verspreidingsbenadering volgens Proteus II—33
  - 3.3.3 Definitie en dimensionering van onderscheiden watertypen—38
  - 3.3.4 Basisbenadering effectbeoordeling voor berekenen van kritische afstanden water—40
  - 3.3.5 Opties voor een Reban-toetsingscriterium water—41
- 3.4 Verspreiding en effecten bij emissie naar bodem—42
  - 3.4.1 Uitgangspunten voor de berekening—42
  - 3.4.2 De plas als eenvoudig verspreidingsmodel—43
  - 3.4.3 Opties voor een Reban-toetsingscriterium voor bodem—43

### **4 Uitvoeringsvoorbeeld—45**

- 4.1 Inleiding—45
- 4.2 Invoergegevens—45
- 4.3 Nabijgelegen natuurgebieden—48
- 4.4 Resultaten Reban-basismethodiek—48
- 4.5 Toetsing via aanvullende kwetsbaarheidsanalyse—50
- 4.6 Punten van aandacht—50

### **5 Discussie en aanbevelingen—53**

- 5.1 Algemeen: de 'Reban-basismethodiek' en de praktijk—53
- 5.2 Discussie—53
- 5.3 Aanbeveling voor verder onderzoek—55

**6 Conclusie—57**

Literatuur—59

**Bijlage 1. Relevante Wetsartikelen—61**

**Bijlage 2. Afstanden in Nederland—65**

**Bijlage 3. Voorbeelden van BET-MET toetsingen—67**

## Samenvatting

Vanuit de Europese Richtlijn 2003/105/EG (in het vervolg: SEVESO-II richtlijn) heeft Nederland in 2006 de "*Regeling beoordeling afstand tot natuurgebieden milieubeheer*" (in het vervolg: Reban) afgeleid. Per 1 oktober 2010 is de Reban formeel ingetrokken als op zichzelf staande regeling (Stb. 2010, 231). Hiervoor in de plaats kwam Artikel 2.14 lid 2 van de Wet Algemene Bepalingen Omgevingsrecht (in het vervolg: Wabo).

Alle Nederlandse bedrijven waar met gevaarlijke stoffen gewerkt wordt en die behoren tot de zogenoemde BRZO<sup>1</sup>-bedrijven, zijn verplicht om een milieuvergunning aan te vragen voor nieuwe vestigingen of uitbreidingen van bestaande activiteiten. De Wabo verplicht deze bedrijven bij de aanvraag van een vergunning aan te geven of er door ongewone voorvallen gevaren kunnen bestaan voor beschermde natuurgebieden (Natura 2000 en aangewezen natuurmonumenten). Met andere woorden, de aanvrager moet tegenover het vergunningverlenende bevoegde gezag aantonen, dat er afdoende afstand wordt gehouden tussen het bedrijf en het natuurgebied of dat er voldoende maatregelen worden getroffen om negatieve effecten op het natuurgebied te voorkómen in het geval er een ongewoon voorval plaatsvindt.

In dit rapport is een begin gemaakt met een methodiek die toepasbaar is bij de aanvraag en de beoordeling van omgevingsvergunningen, voor het onderwerp gevaarlijke stoffen in relatie tot beschermde natuurgebieden. In dit rapport is aandacht voor een transparante wetenschappelijke onderbouwing van de risicobeoordeling. Hierin worden de gemaakte keuzes en aannames beschreven waardoor voor elke stof-gebiedscombinatie de risicobeoordeling vastgesteld en ingevuld kan worden.

Ook als er nieuwe stoffen worden toegevoegd aan de BRZO-lijst van gevaarlijke stoffen of er nieuwe kwetsbare natuurgebieden worden aangewezen kunnen deze op eenvoudige wijze aan de methodiek worden toegevoegd.

De werkbaarheid van de methodiek en de te verwachten resultaten worden gepresenteerd aan de hand van een voorbeeld van een praktijkbeoordeling.

De methodiek beschikt op dit moment niet over een uitgewerkte kwetsbaarheidsanalyse welke aandacht geeft voor de eigenschappen van een specifiek natuurgebied en de daarin voorkomende soorten. Tevens ontbreekt een rijksbreed geldende kritische grenswaarde om op basis van de voorspelde afstand-concentratie relatie ten aanzien van de kwetsbare natuur een eenvoudige beslissing omtrent vergunningverlening af te leiden. Tot slot dient er nog een zogenoemde bedrijfseffectentoets- milieueffectentoets voor deze methodiek plaats te vinden. Eén en ander heeft tot gevolg dat de methodiek voorlopig alleen inzicht geeft in de afstand-concentratierelatie tussen bedrijven en natuurgebieden. Derhalve moeten decentrale bevoegde gezagen (veelal de Provincies) zelf de met de Reban-methodiek verkregen effectafstanden beoordelen in het licht van de instandhoudingsdoelstellingen voor de natuur.

<sup>1</sup> BRZO = Besluit Risico's Zware Ongevallen



# 1 Introductie

## 1.1 Aanleiding

Alle Nederlandse bedrijven waar met gevaarlijke stoffen gewerkt wordt, en die behoren tot de zogenoemde BRZO-bedrijven (zowel de VR categorie als de PBZO categorie)<sup>2</sup>, zijn verplicht om een milieuvergunning aan te vragen voor nieuwe vestigingen of uitbreidingen. Daarbij moet worden meegewogen of er door ongewone voorvallen gevaren kunnen bestaan voor beschermde natuurgebieden. De aanvrager moet tegenover het vergunningverlenende bevoegde gezag aantonen dat er afdoende afstand wordt gehouden tussen het bedrijf en het natuurgebied. Deze vergunningsplicht is de Nederlandse uitwerking van de Europese Richtlijn 2003/105/EG van 16 december 2003. Dit is een wijziging van de zogenoemde Seveso-II Richtlijn<sup>3</sup>. De Richtlijn beschrijft in Artikel 12 dat:

*"De lidstaten dragen er zorg voor dat er in hun beleid inzake de bestemming of het gebruik van de grond en/of andere toepasselijke takken van beleid alsmede de procedures voor de uitvoering van die takken van beleid rekening wordt gehouden met de noodzaak om op een langetermijnbasis voldoende afstand te laten bestaan tussen de onder deze richtlijn vallende inrichtingen enerzijds en woongebieden, door het publiek bezochte gebouwen en gebieden, hoofdvervoersroutes voor zover mogelijk, recreatiegebieden, en waardevolle of bijzonder kwetsbare natuurgebieden anderzijds, en, voor bestaande inrichtingen, aanvullende technische maatregelen te treffen overeenkomstig artikel 5, teneinde de gevaren voor personen niet te vergroten."*

De vergunningplicht werd oorspronkelijk in Nederland geregeld via de *"Regeling beoordeling afstand tot natuurgebieden milieubeheer"* (in het vervolg: Reban), die in 2006 is gepubliceerd. Per 1 oktober 2010 werd deze regeling formeel ingetrokken als op zichzelf staande regeling (Stb. 2010, 231). In de plaats kwam Artikel 2.14 lid 2 van de Wet Algemene Bepalingen Omgevingsrecht (in het vervolg: Wabo). Hierdoor is de beleidsverantwoordelijkheid die uit de Seveso-richtlijn volgt thans in de Wabo overgenomen.

Binnen de Europese context worden thans voorbereidingen getroffen voor het uitwerken van de derde generatie Richtlijn (Seveso-III Proposal). Het *European Environmental Bureau* stelt in een nota over het Seveso-III Proposal dat de Seveso-richtlijn een belangrijk instrument is voor de ruimtelijke planning van landgebruik, en adviseert dat er een standaard-veilige afstand tussen Seveso-bedrijven en beschermde natuur zou moeten worden gedefinieerd van minimaal 25 kilometer. Maatwerk in de risicobeoordeling is aan de orde bij kleinere afstanden, zoals in Nederland bestaan.

<sup>2</sup> BRZO – Besluit Risico's Zware Ongevallen. Het BRZO verplicht bedrijven uit de hoogste risicocategorie een veiligheidsrapport (VR) op te stellen, dat is dus als het bedrijf hierbij wordt ingedeeld omdat het bedrijf in kwestie de hoge drempelwaarden voor gevaarlijke stoffen in de BRZO overschrijdt. Daarnaast moeten alle bedrijven die onder de BRZO-regeling vallen een Preventie Beleid Zware Ongevallen (PBZO) voeren en een veiligheidsbeheerssysteem hebben om dit beleid uit te voeren.

<sup>3</sup> De Richtlijn 96/82/EG gaat over de beheersing van de gevaren van zware ongevallen waarbij gevaarlijke stoffen zijn betrokken.

## 1.2 Beleidsmatige probleemstelling

De Wabo leidt, via Artikel 2.14 lid 2, tot de beleidsmatige probleemstelling voor dit rapport:

*Hoe kan door een bevoegd gezag beoordeeld worden of en in hoeverre een ongewoon voorval in een inrichting met gevaarlijke stoffen de beschermde natuur in de omgeving kan bedreigen?*

Of, voor de vergunningplichtige bedrijven:

*Hoe kan door een vergunningplichtig bedrijf een aanvraag voor een omgevingsvergunning worden onderbouwd om te beoordelen of en in hoeverre een ongewoon voorval in een inrichting met gevaarlijke stoffen de beschermde natuur in de omgeving kan bedreigen?*

Deze vraag is in de Wabo nader gespecificeerd (zie ook Bijlage 1 voor details):

- Het gaat (wat betreft de handelingen en activiteiten) om ongewone voorvallen zoals beschreven in de Wet Milieubeheer, Artikel 17.1;
- Het gaat (wat betreft de gevaarlijke stoffen) om stoffen die aangewezen zijn via de Wet Milieubeheer, Artikel 9.2.3.1, tweede lid;
- Het gaat (wat betreft de beschermde gebieden) om gebieden die specifiek zijn aangewezen als:
  - een beschermd natuurmonument of gebied dat als zodanig is aangewezen in Artikel 10 van de Natuurbeschermingswet 1998,
  - een gebied dat als zodanig is aangewezen in Artikel 10a van die wet (Natura 2000 gebieden), of
  - een gebied dat voorlopig als zodanig is aangewezen in Artikel 12 van die wet.

De kern van de wetgeving is, dat het bevoegde gezag er, via de beoordeling van een aanvraag voor een omgevingsvergunning, zorg voor moet dragen dat de handelingen of activiteiten *niet tot gevolg hebben dat er minder dan voldoende afstand aanwezig is tussen die inrichting en de beschermde natuur*. Dit is vergelijkbaar met het houden van voldoende afstand tussen dergelijke inrichtingen en bijvoorbeeld door de mens bewoonde gebieden, zoals ook uit de Seveso-Richtlijn volgt. In het laatste geval is de beoordeling uitgewerkt via een risicobeoordeling voor de mens, de zogenoemde QRA (Quantitative Risk Assessment). Het meewegen van de afstand is een logisch gevolg van het feit dat de gevolgen van ongewone voorvallen kleiner worden naarmate de afstand tot de bron toeneemt, als gevolg van processen zoals verdunning van een emissiepluim in de beschikbare ruimte. Verder stelt de Wabo dat het bevoegde gezag ook de maatregelen (de zogenoemde *Lines of Defence*) mee mag wegen die zijn of worden getroffen om ongewone voorvallen te voorkómen of die de gevolgen daarvan te beperken.

## 1.3 Doelstellingen en beperking

In dit rapport wordt een begin gemaakt met de ontwikkeling van een methodiek (hierna ook wel Reban- basismethodiek of basismethodiek genoemd) voor de beoordeling van de risico's voor natuurgebieden. Het doel is dat deze methodiek decentraal kan worden toegepast voor de aanvraag en de beoordeling van omgevingsvergunningen in het kader van de Wabo (specifiek Artikel 14.2).

Om dit hoofddoel te bereiken worden twee subdoelen onderscheiden:

- Het geven van een transparante wetenschappelijke onderbouwing van de risicobeoordeling, en de daarbij gemaakte keuzes en aannames, waardoor voor elke stof-gebiedscombinatie de risicobeoordeling in principe vastgesteld en ingevuld kan worden;
- Het beschrijven van een voorbeeld van een praktijkbeoordeling, via een hypothetische situatie waarin zich een ongewoon voorval voordoet.

De beperking bestaat er uit, dat de methodiek geen uitsluitel geeft over het verlenen van een omgevingsvergunning. Hiertoe ontbreken rijksbrede criteria. De aanvrager van de omgevingsvergunning en het bevoegde gezag kunnen de basismethodiek gebruiken om een eenduidige risicobeoordeling uit te voeren en te beoordelen, met de mogelijkheid om lokale gegevens mee te wegen bij de afwegingen door het lokale bevoegde gezag.

#### **1.4 Leeswijzer**

In dit rapport wordt een begin gemaakt voor een methodiek die toepasbaar is bij de aanvraag en de beoordeling van omgevingsvergunningen, voor het onderwerp gevaarlijke stoffen in relatie tot beschermde natuurgebieden. De gehanteerde werkwijzen bij het ontwerpproces zijn grotendeels gebaseerd op de Reban-regeling, zoals die ten tijde van het ontwikkelproces gold.

Hoofdstuk 2 beschrijft het kader en de randvoorwaarden waarbinnen de methodiek is ontwikkeld.

Hoofdstuk 3 beschrijft de grondslagen van de methodiek om voor verschillende compartimenten de ecotoxicologische risico's van gevaarlijke stoffen voor beschermde natuurgebieden te bepalen.

In hoofdstuk 4 wordt een voorbeeldberekening uitgevoerd aan de hand van de methodiek in hoofdstuk 3.

In hoofdstuk 5 worden de resultaten in dit rapport in een bredere context geplaatst door middel van een discussie. Tevens zijn hier enkele aanbevelingen voor verder onderzoek beschreven.

In Hoofdstuk 6 wordt een conclusie gegeven.





## 2 Kader en randvoorwaarden

### 2.1 Naar een toepasselijke risicobeoordeling voor natuur

Uit de Wabo volgt, dat er risicobeoordelingsmethodieken nodig zijn om het risico dat door een ongewoon voorval zou ontstaan te kunnen bepalen. Dergelijke methodieken bestaan al voor de beoordeling van risico's voor de mens en voor oppervlaktewateren. Voor de mens wordt hiervoor het softwareprogramma SAFETI-NL<sup>4</sup> gebruikt. Voor de oppervlaktewateren is dat het programma ProteusII<sup>5</sup>. Voor de beoordeling van mogelijke effecten op beschermde natuurgebieden was er ten tijde van de publicatie van de Reban-regeling geen risicobeoordelingsmethodiek beschikbaar. In de Reban-regeling werd door de Minister toegezegd dat een dergelijke methodiek beschikbaar zou worden gesteld. Daarbij ligt het voor de hand om bij de ontwikkeling aansluiting te zoeken bij de bestaande modellen (resp. SAFETI-NL en Proteus II). Hierdoor werd de ontwikkeling voor een rijksbrede aanpak onder de Reban respectievelijk de Wabo zowel gefaciliteerd als ook bemoeilijkt. De facilitatie bestaat uit de mogelijkheid om bestaande en geaccepteerde werkwijzen te hergebruiken (zowel in de ontwerp- als de toepassingsfase). De moeilijkheid die tegelijkertijd ontstond is, dat de beide modellen toegepast worden als *uitgebreide* risicobeoordeling voor de VR-bedrijven<sup>6</sup> (die een veiligheidsrapport moeten opstellen), terwijl de Wabo ook de PBZO-bedrijven<sup>7</sup> moet omvatten (waarvoor geen veiligheidsrapport vereist is). Met andere woorden: om de administratieve lasten niet te laten toenemen moesten de bestaande modellen voor de zwaarste categorie bedrijven wat betreft de beoordeling van de natuureffecten toepasbaar gemaakt worden voor de overige BRZO-bedrijven.

#### 2.1.1 QRA en SAFETI-NL

Een QRA (Quantitative Risk Assessment) wordt uitgevoerd voor de beoordeling van risico's voor de mens voor BRZO-bedrijven uit de VR-categorie. SAFETI-NL wordt daarbij als standaardmethodiek rijksbreed voorgeschreven, zodat het verplichte veiligheidsrapport opgesteld (bedrijf) en beoordeeld (bevoegd gezag) kan worden wat betreft het berekenen van risico's voor de mens. Met de uitkomsten van de berekeningen kan bepaald worden of een inrichting voldoet aan de risiconormen voor de Externe Veiligheid, zoals vastgelegd in het Besluit Externe Veiligheid Inrichtingen (Bevi). Aan de hand van invoergegevens zoals de hoeveelheid gevaarlijke stof, de procescondities en de ongevalsscenario's berekent SAFETI-NL hoe de stof zich in de omgeving verspreidt, welke effecten optreden en hoe groot het risico voor de mens is. Het resultaat van een berekening bestaat uit de plaatsgebonden risicocontouren (PR contour) en het groepsrisico (GR).

#### 2.1.2 MRA en Proteus II

Een MRA (Milieu Risico Analyse) wordt uitgevoerd voor de beoordeling van risico's voor oppervlaktewateren voor BRZO-bedrijven uit de VR-categorie. Proteus II wordt als standaardmethodiek rijksbreed voorgeschreven, zodat het

<sup>4</sup> <http://www.rivm.nl/milieuportaal/bibliotheek/modellen/SAFETI-NL.jsp>.

<sup>5</sup> [http://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/applicaties-modellen/emissiebeheer\\_0/@1315/proteus/](http://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/applicaties-modellen/emissiebeheer_0/@1315/proteus/).

<sup>6</sup> Een zware categorie bedrijven, (aangeduid als VR-plichtige-bedrijven) (deze moeten een VR en een PBZO-document opstellen (VR=veiligheidsrapportage en PBZO=Preventiebeleid zware ongevallen).

<sup>7</sup> Een lichte categorie bedrijven (aangeduid als PBZO-plichtige bedrijven) (deze moeten een PBZO document opstellen).

verplichte veiligheidsrapport opgesteld (bedrijf) en beoordeeld (bevoegd gezag) kan worden wat betreft het inschatten van de risico's van onvoorziene lozingen op het oppervlaktewater. De inschatting maakt onderdeel uit van een milieu-risicoanalyse in een veiligheidsrapport. De handleiding voor Proteus II wordt gegeven door AVIV (2006).

## 2.2 Eenvoudige of complexe beoordeling voor natuur

Risicobeoordelingen kunnen eenvoudig zijn, of complex. Als in Nederland in de praktijk de afstanden tussen inrichtingen en beschermde natuur groot zouden zijn, zou een eenvoudige methodiek voor risicobeoordeling kunnen volstaan. Gedacht kan worden aan een methodiek waarbij via eenvoudige scenario's en aannames vastgesteld wordt wat de minimale afstand zou moeten zijn tussen de natuur en de inrichting waarin een hoeveelheid van een bepaalde stof wordt opgeslagen. Dergelijke eenvoudige standaard scenario's zijn gebruikt in het beoordelingsmodel FEAT (*Flash Environmental Assessment Tool*) dat door de rampenbestrijdingsteams van de Verenigde Naties gehanteerd wordt bij de beoordeling van natuurrampen die secundair grote chemische emissies tot gevolg hebben (Van Dijk et al. 2009). Ook de door het *European Environment Bureau* voorgestelde minimale afstand van 25 kilometer is een eenvoudig toepasbare methodiek.

In Nederland bleek echter dat een eenvoudige risicobeoordeling, bijvoorbeeld gebaseerd op het FEAT concept, voor beschermde natuur niet toereikend zou zijn. De afstanden die in Nederland bestaan tussen inrichtingen en beschermde natuur zijn daarvoor te gering. Bijlage 2 toont de afstanden tussen BRZO-bedrijven en beschermde natuur zoals die in Nederland voorkomen. Vanuit deze praktijksituatie is een generieke indeling in eenvoudige afstandscategorieën niet afdoende. Dergelijke categorieën zouden hetzij zo grof zijn, dat er bij ongewone voorvallen toch schade optreedt terwijl die niet verwacht werd vanuit de risicobeoordeling, hetzij ze zouden zo fijn (klein) zijn, dat elke vergunningsaanvraag zou stranden op voorspelde schade.

Vanwege de relatief kleine afstanden zoals die in Nederland vóórkomen is vanwege de Seveso-verplichting aan het RIVM gevraagd om een toepasselijke methodiek voor risicobeoordeling te ontwikkelen. Bij rijksbrede aanvaarding kan deze methodiek door zowel de aanvrager van een omgevingsvergunning als door het bevoegde gezag worden gehanteerd als werkwijze bij de risicobeoordeling ten aanzien van beschermde natuur, aansluitend op de werkwijzen bij de QRA (SAFETI-NL) en de MRA (Proteus II).

## 2.3 Programma van wensen en eisen

Vanuit de Wabo volgt, dat de toepasselijke methodiek voor de natuur rekening kan houden met afstand, en met voorzieningen die getroffen worden om ongewone voorvallen in inrichtingen met gevaarlijke stoffen te voorkómen en de nadelige gevolgen te verminderen. Vanwege de relatief kleine onderlinge afstanden in Nederland en het economische belang van eventuele uitbreidingen van inrichtingen volgde verder dat de vereiste dat de methodiek gevoelig moet zijn voor wijzigingen in het ontwerp van de inrichting en voor de afstand die tot natuurgebieden gehouden moet worden. Dat dit tot een relatief complexe risicobeoordeling leidt is een gevolg van de beoogde methodiek en de omstandigheden in Nederland.

Verder waren er nog de volgende additionele wensen en vereisten:

- Vanwege de beperking in de administratieve lastendruk voor bedrijven zou de methodiek in de praktijk eenvoudig toepasbaar moeten zijn. De gewenste eenvoud bij toepassing staat op gespannen voet met het bovengenoemde intrinsieke kenmerk van noodzakelijke complexiteit. In de algemene evaluatie (Hoofdstuk 5) wordt hier op teruggekomen.
- Vanwege efficiëntie bij ontwerp en eenduidigheid bij vergunningstrajecten zou de methodiek aan moeten sluiten op de QRA en de MRA, hoewel de methodieken die daarvoor gebruikt worden alleen voor de VR-categorie bedrijven in gebruik zijn.
- Vanwege de mogelijkheid dat er in de toekomst extra stoffen of natuurgebieden worden aangewezen waar de Wabo voor gaat gelden moet de risicobeoordeling in detail worden beschreven, zodat de risicobeoordeling ook uitgevoerd kan worden voor nieuwe stof-gebiedscombinaties.
- Tenslotte is het in principe een vereiste, dat de ontwikkelde methodiek getoetst wordt via een zogenoemde MET en BET toetsing (EZ/VRM/Justitie 2003). In het algemeen is daar gesteld, dat nieuwe milieuregels voorafgaand aan de invoering getoetst moeten worden op de effecten die op het milieu (Milieu-Effecten Toets, MET) en op bedrijven (Bedrijfs Effecten Toets, BET) op zouden treden. Voor de huidige beoordelingsmethodiek zou dit betekenen, dat een grote hoeveelheid realistische scenario's van ongewone voorvallen moeten worden doorgerekend met de ontwikkelde methodiek, en dat er bij gesimuleerde beleidskeuzes vastgesteld moet worden wat de bedrijfs- en milieueffecten zouden zijn van de invoering van de methodiek. Dit is niet gebeurd, vanwege het ontbreken van rijksbreed afgestemde beleidscriteria. Hierop wordt in de algemene evaluatie (Hoofdstuk 5) verder ingegaan.

## 2.4 Randvoorwaarden

Risicobeoordelingen bestaan uit een gevaarsidentificatie, een analyse van blootstellingsaspecten, en een analyse van dosis-respons relaties. Door de beide laatste analyses te combineren, en door daar een beleidsmatig criterium (voor maximaal toelaatbare effecten) bij toe te passen, wordt duidelijk wat de risicokarakterisatie is. Dat wil zeggen: of het gevaar voor een natuurgebied dat op een bepaalde afstand vanaf de onvoorzien emissiebron ligt groter of kleiner is dan beleidsmatig toegelaten wordt.

In dit rapport wordt een toepasselijke methodiek voor risicobeoordeling gepresenteerd, waarbij bepaald wordt wat de afstand-effect relatie is die ten gevolge van een emissie ontstaat, bij vastgestelde omgevingscondities. Er zijn thans geen rijksbrede beoordelingscriteria voor effecten vastgesteld, zodat de verkregen afstands-effect relatie door het bevoegde gezag beoordeeld moet worden in relatie tot de lokale instandhoudingsdoelstellingen. Hierdoor wordt de ontwikkelde methodiek thans ook wel aangeduid als basismethodiek. Er wordt verder gesproken van een basismethodiek, omdat de beschreven methode beperkt invulling geeft aan de specifieke eigenschappen van (doel)soorten in de beschermde natuurgebieden (gerelateerd aan specifieke kwetsbaarheidskenmerken die per beschermd gebied of soort kunnen verschillen), en omdat de methode thans niet via geautoriseerde software wordt ondersteund, zoals bij de QRA en de MRA.

Een kwetsbaarheidsanalyse kan relevant zijn naast de beoordeling van de potentiële risico's uit de Reban-basismethodiek. In een kwetsbaarheidsanalyse wordt op een geheel andere wijze dan via risicobeoordeling *sensu stricto* beoordeeld of beschermde soorten of natuurgebieden in hun instandhouding bedreigd kunnen worden door een emissie. Via de risicobeoordeling kan uiteindelijk slechts vastgesteld worden of een beschermd natuurgebied *potentieel* bedreigd wordt door een emissie. Of er sprake is van een *actuele* bedreiging hangt af van de eigenschappen van de aanwezige, beschermde soorten. Indien er bijvoorbeeld een emissie van een gasvormige gevaarlijke stof kan plaatsvinden, en de soorten in het beschermde gebied zijn allemaal vissoorten, dan is de kwetsbaarheid van die soorten voor de gaswolk gering of nihil. De inschatting van de potentiële risico's zou leiden tot een mogelijke afwijzing van de vergunningsaanvraag, terwijl een kwetsbaarheidsanalyse zou kunnen tonen dat deze afwijzing vanwege de geringe of afwezige kwetsbaarheid van de lokale beschermde soorten niet gegrond zou zijn. Een kwetsbaarheidsanalyse maakt geen deel uit van de Reban-basismethodiek maar is een bruikbaarheidsverhogende aanvulling op de hier gepresenteerde basismethodiek.

## 3 Grondslagen en uitvoering risicobeoordeling

### 3.1 Ecotoxicologische gevaar- en risicobeoordeling - Conceptuele modellen

Na uitstoot van een chemische stof bij een ramp/ongeluk zal die zich gaan verspreiden in en tussen de verschillende milieucompartimenten (lucht, water, bodem en sediment) via diverse advectieve en diffusieve processen. Bij advectieve processen moet men denken aan transportprocessen die plaatsvinden via een medium als (regen)water, lucht/wind of aerosoldeeltjes in de lucht. Voorbeelden van dergelijke processen zijn natte en droge depositie, stromend water en sedimentatie. Diffusieve processen verlopen autonoom, bijvoorbeeld gasadsorptie in de bodem en volatilisatie vanuit de bodem. Daarnaast kunnen stoffen in de verschillende milieucompartimenten worden afgebroken via biotische en abiotische afbraakprocessen.

In de basismethodiek onder de Reban (Wabo) worden drie mogelijke scenario's van stofemissies door een ramp/ongeluk uitgewerkt:

- emissie van stoffen vindt primair plaats naar de lucht;
- emissie van stoffen vindt primair plaats naar oppervlaktewater;
- emissie van stoffen vindt primair plaats naar de bodem.

De chemische eigenschappen van een stof bepalen hoe een stof zich zal verspreiden en verdelen over de drie routes. Kwantitatief kan hiermee rekening gehouden worden door aan de hand van milieuchemische wetmatigheden de zogenoemde "release fractions" naar lucht, water en bodem te bepalen, waarna daar in de berekeningen rekening mee gehouden wordt. Bij onzekerheid hierover kunnen alle drie de routes beschouwd worden.

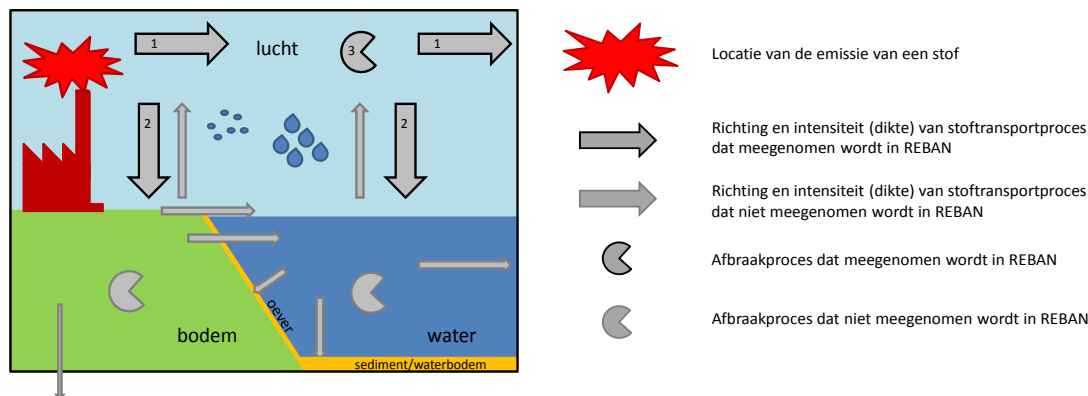
In de Figuren 3.1, 3.2 en 3.3 worden voor alle drie de scenario's de belangrijkste transportroutes en eventuele afbraakprocessen geschetst. In de figuren geven de diktes van de pijlen het relatieve belang van ieder van de processen aan (dit is een indicatie, omdat in werkelijkheid de invloed van de verschillende processen verschilt voor verschillende typen stoffen). In de figuren wordt met een zwartomrande pijl aangegeven welke transport- en afbraakprocessen momenteel in beschouwing worden genomen in de Reban-basismethodiek.

#### 3.1.1 Emissie naar lucht

Voor het scenario met uitstoot van een stof naar lucht (Figuur 3.1) zijn die:

- dispersie in het luchtcompartiment zelf;
- depositie (nat en droog) naar het aardoppervlak;
- afbraak.

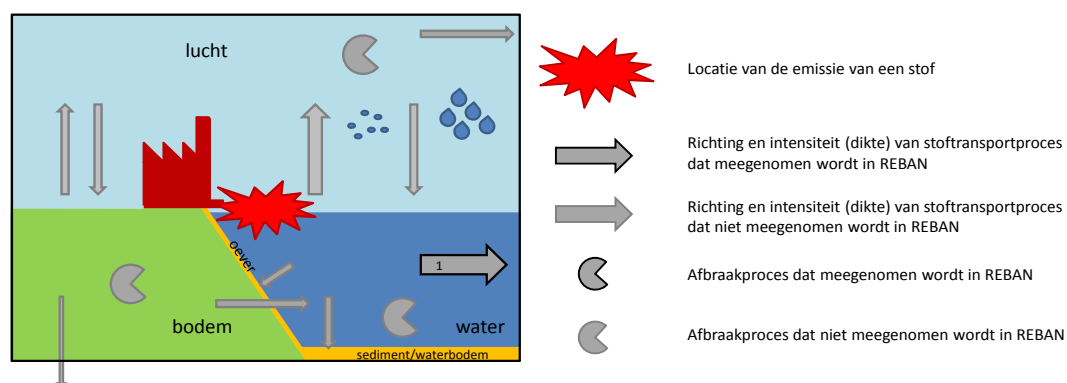
Op basis van de intensiteit van deze drie processen worden gradiënten in lucht- en bodemconcentraties met afstand tot de bron berekend. Natte en droge depositie naar water wordt in zoverre meegenomen, dat het meetelt als verwijderingsproces van de stof uit lucht (en heeft dus effect op de berekende luchtconcentraties), echter de hoogte van de waterconcentraties zelf als gevolg van depositie wordt momenteel niet berekend. Desgewenst kan dit later worden toegevoegd.



*Figuur 3.1 Beschrijving van de belangrijkste stoftransportroutes in het milieu bij uitstoot van een stof naar de lucht. De zwartomrande pijlen geven de processen aan die meegenomen worden in de Reban-berekeningen: 1) dispersie in het luchtcompartiment zelf, 2) depositie (nat en droog) naar bodem en oppervlaktewater en 3) afbraak.*

### 3.1.2 Emissie naar water

Voor het scenario met uitstoot van een stof naar water (Figuur 3.2) wordt rekening gehouden met de dispersie van de stof in het watercompartiment zelf. Op basis van de intensiteit van dit proces wordt de gradiënt in waterconcentraties met afstand tot de bron berekend. Verder wordt sedimentatie van schadelijke concentraties in sedimenten en op oevers meegenomen. Verwijdering van de stof uit water door afbraak, vervluchtiging en sedimentatie wordt ingecalculeerd.

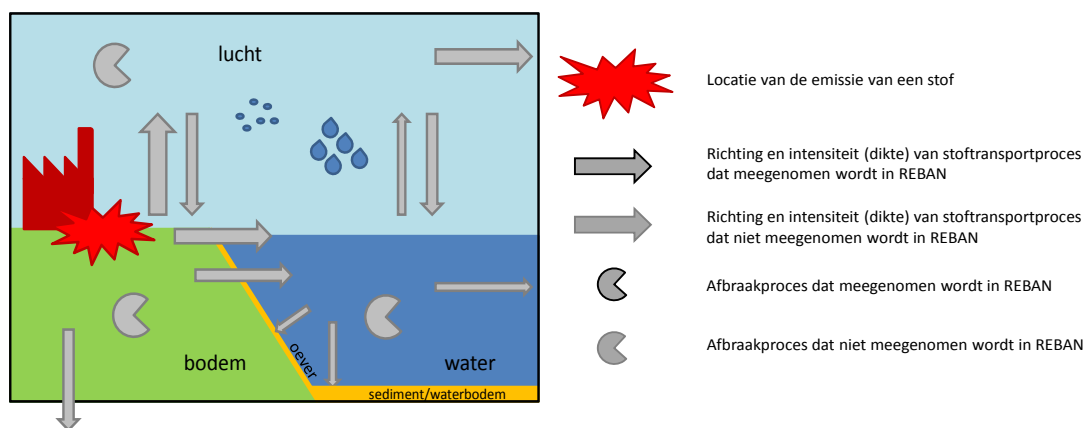


*Figuur 3.2 Beschrijving van de belangrijkste stoftransportroutes in het milieu bij uitstoot van een stof naar oppervlaktewater. De zwartomrande pijlen geven de processen aan die meegenomen worden in de Reban-berekeningen: 1) dispersie in het watercompartiment zelf.*

### 3.1.3 Emissie naar bodem

Voor het scenario met uitstoot van een stof naar de bodem (Figuur 3.3) wordt rekening gehouden met een verdeling van de stof over het bodemoppervlak. Hierbij is ervan uitgegaan dat alleen vloeistoffen zich over het bodemoppervlak kunnen verspreiden en schade toebrengen aan terrestrische ecosystemen. Voor het vaststellen van het bodemoppervlak (dan wel de afstand via de bodem) waarover verspreiding van stoffen plaatsvindt vanaf de emissiebron, wordt gebruik gemaakt van een eenvoudig model, waarin afbraak en vervluchtiging

van de stoffen wordt verwaarloosd. Dit model wordt ook toegepast in het kader van FEAT (Van Dijk et al. 2009).



Figuur 3.3 Beschrijving van de belangrijkste stoftransportroutes in het milieu bij uitstoot van een stof naar de bodem.

## 3.2 Verspreiding en effecten bij emissie naar lucht

### 3.2.1 Uitgangspunten voor de berekening

Uitgangspunt voor de berekening zijn de in een te beschouwen installatie aanwezige hoeveelheden van chemische stoffen. Er wordt rekening gehouden met de mogelijkheid dat de grootste hoeveelheid per insluitsysteem bij een incident geheel wordt uitgestoten naar de lucht. Voor dat geval wordt beredeneerd op welke afstand van de installatie concentraties van stoffen in lucht en bodem voorkomen die een kritische waarde voor schade aan de natuur overschrijden.

De volgende uitgangspunten werden gehanteerd:

1. De kans dat een incident zich voordoet wordt buiten beschouwing gelaten. Er wordt geen risicoberekening, maar een effectberekening uitgevoerd voor het geval dat het incident zich voordoet.
2. Aangenomen wordt dat er niets bekend is over plaats en weersomstandigheden op het moment van het te beschouwen incident. Alle omstandigheden ten tijde van het incident zijn even (on)waarschijnlijk.
3. De berekening wordt gebaseerd op de aanname dat de gehele hoeveelheid van de in het grootste insluitsysteem aanwezige stoffen in één uur weglekt naar de atmosfeer. Er wordt daarbij aangenomen dat dit rustig gebeurt, zonder explosie of andere omstandigheid die veroorzaken dat de stof ver van de plaats van het incident of hoog in de atmosfeer terecht komt.

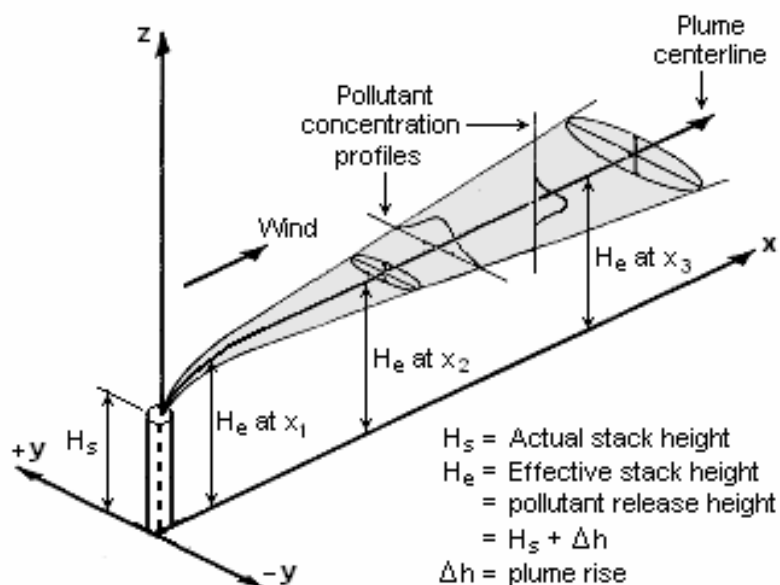
### 3.2.2 Blootstelling: Gaussische pluimbenadering

De gevolgen van een uitwerp van een zekere hoeveelheid van een stof naar de atmosfeer worden berekend met het "Nieuw Nationaal Model voor de verspreiding van luchtverontreiniging"<sup>8</sup> (NNM - volgens de Gaussische pluimmodelbenadering (Figuur 3.4). De basismethodiek kan ook bestaan uit de verspreidingsmodellering volgens de in de QRA-gehanteerde methodiek, die

<sup>8</sup> <http://www.infomil.nl/onderwerpen/hinder-gezondheid/luchtkwaliteit/rekenen-meten/nnm/handreiking-nieuw>)



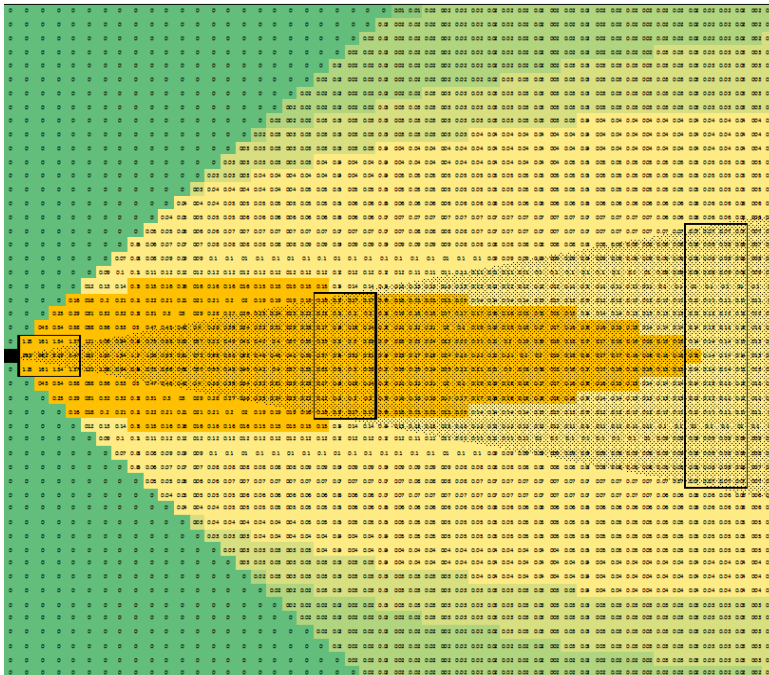
geïmplementeerd is in de SAFETI-NL software. Onderzoek heeft aangetoond dat beide benaderingen kwantitatief dezelfde patronen opleveren. Voor dit rapport is één benadering beschreven; voor SAFETI-NL wordt verwezen naar de desbetreffende software en bijbehorende literatuur<sup>9</sup>.



Figuur 3.4 Pluimmodelbenadering

Voor de berekeningen is het KEMA-programma STACKS als implementatie van het NNM gebruikt volgens de uur-tot-uur methode (Projectgroep Revisie Nationaal Model 1998). In deze modelbenadering wordt verspreiding van een stof in de lucht op statistische manier beschreven aan de hand van parameters van de atmosferische stabiliteit. Op basis van een constante emissiesnelheid, de constante eigenschappen van de bron en de heersende weersomstandigheden, berekent het model concentraties in de ruimte rond de bron op een zekere hoogte (hier: grondniveau). Figuur 3.5 toont het resultaat van zo'n pluimberekening.

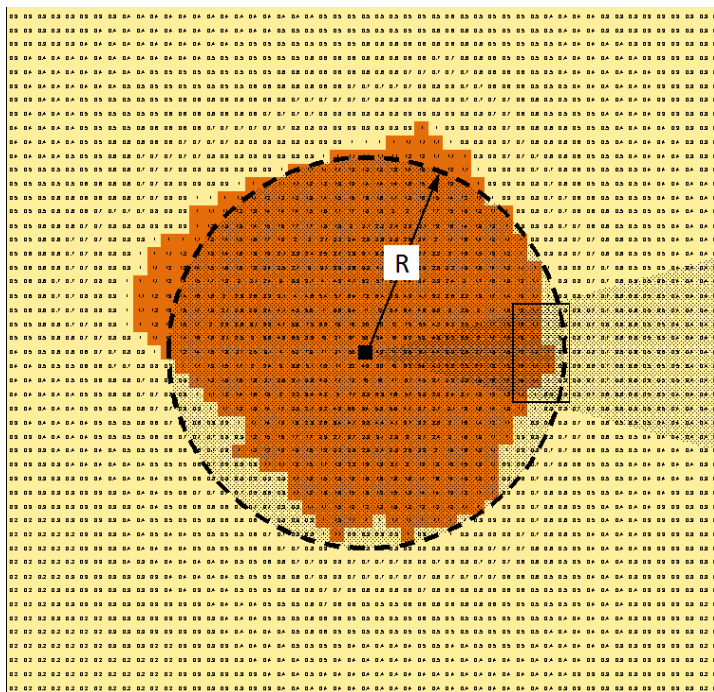
<sup>9</sup> SAFETI-NL: <http://www.rivm.nl/milieuportaal/bibliotheek/modellen/SAFETI-NL.jsp>. De bijbehorende Handleiding Risicoberekeningen geeft de achterliggende rekenvoorschriften: RIVM/Centrum Externe Veiligheid, Handleiding Risicoberekeningen Bevi, Versie 3.2, 1 juli 2009, <http://www.rivm.nl/milieuportaal/bibliotheek/veelgestelde vragen/>. Vanwege de overeenkomsten kan rijksbreed voor de hier- of de voor SAFETI-NL beschreven werkwijze gekozen worden.



*Figuur 3.5 Resultaat van een Gaussische pluimberekening. Weergegeven voor een niet-reactieve stof in de gasfase die bij kalm weer (Beaufort 1) met een snelheid van 1 kg/uur vrijkomt. Er ontstaat een stationaire (= in de tijd constante) concentratieverdeling, die is aangegeven met verschillende kleuren. De kaders tonen de grootte en positie van de gaswolk aan het einde van een emissie-episode van een enkel uur, en respectievelijk op 6 uur en 12 uur na afloop van deze emissie-episode.*

Hoewel het pluimmodel niet is ontworpen voor het modelleren van korte emissie-episoden, kan deze daarvoor wél worden gebruikt. In de basismethodiek voor Reban passen we de pluimberekening toe op een fictief incident waarbij in één uur de totale hoeveelheid van een aanwezige stof met constante snelheid wegglekt naar de lucht. De in het beschouwde uur vrijgekomen hoeveelheid stof wordt met de wind meegevoerd. Tijdens het transport breidt de gaswolk zich voortdurend uit in de richting loodrecht op de windrichting (NB: in de pluimberekening wordt uitbreiding in de richting van de wind verwaarloosd), zoals aangegeven in Figuur 3.5. De met het NNM berekende concentraties voor een constant aanhoudende emissie worden hier gebruikt om de concentraties te beschrijven in de zich verplaatsende en uitbreidende gaswolk.

Met het NNM werden tijdens de ontwerpfase van de basismethodiek achtereenvolgens een groot aantal verschillende meteocondities doorgerekend. Hiervoor worden de historisch waargenomen uurgemiddelde meteocondities voor een aantal lokaties in Nederland gebruikt. In de gangbare toepassing worden met het NNM de gemiddelde waarden van de berekeningsuitkomsten gerapporteerd. Deze worden gebruikt als voorspelling van de te verwachten (meerjarig) gemiddelde concentratiesniveaus bij constante emissie uit een bron (doorgaans een hoge schoorsteen). Voor ons doel interpretern wij de uitkomst uit het NNM als voorspelling van de meest waarschijnlijke concentraties in een gaswolk op verschillende plaatsen (en dus transporttijden) in de buurt van de bron. Deze worden vergeleken met een concentratie waarbij een te vermijden effect op de natuur optreedt. Figuur 3.6 toont een uit de NNM-uitkomsten afgeleide kaart van overschrijdingen van die kritische concentraties, rekening houdend met de gebruikte diversiteit aan meteocondities.



*Figuur 3.6 Uit de resultaten van het NNM afgeleide hypothetische effectkaart. Het gekleurde gebied geeft aan waar in een zich verplaatsende en uitbreidende gaswolk kritisch geachte concentraties in lucht kunnen worden overschreden, gegeven historische meteocondities; deze contour is als gemiddelde afgeleid van de frequenties van alle in Nederland optredende windrichtingen. Uit de berekende contour is de gehanteerde contour R afgeleid. Het geschaduwde gebied geeft aan hoe een in één uur vrijgekomen hoeveelheid stof met de wind wordt meegevoerd en zich verspreidt. Het kader laat zien hoe voor het beschouwde incident, in geval van aanhoudende wind uit één richting, concentraties in de wolk tot ongeveer drie uur na afloop van het incident hoger zijn dan de kritische effectconcentratie. Natuurgebieden die dichterbij de bron liggen dan de aangegeven kritische afstand R, ondervinden een niet-acceptabel effect als gevolg van het incident.*

### 3.2.3

#### *Toepassing van het NNM voor berekening van kritische afstanden*

Voor het berekenen van kritische afstanden van installaties tot natuurgebieden wordt de NNM-berekening als volgt toegepast:

1. Berekeningen zijn gedaan voor een puntbron met hoogte nul, zonder pluimstijging.
2. Berekeningen zijn gedaan voor een standaard bronsterkte van 1 kg/uur van een inert gas.
3. Berekeningen zijn gedaan voor een geselecteerde set van meteocondities. De meteo-uren van Schiphol zijn gesplitst naar weertypen en windsterkten op de schaal van Beaufort: 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 en hoger. Het weertype (F1) met de laagste windsterkte is voor het Reban-instrument gebruikt als een realistische worst case schatting, waarbij de hoogste luchtconcentraties voorkomen. Deze zeer zwakke wind heerst in 7% van de jaarlijkse uren. Hoge concentraties komen bij lage windsnelheden voor omdat de vrijkomende stof dan met weinig lucht wordt "verdund", maar ook omdat tijdens lage windsterkten ook vaak sprake is van een stabiele atmosfeer met kleine menghoogten.

4. Afname van de concentraties tijdens transport als gevolg van afbraak en depositie wordt berekend via de zogenoemde methode van brondepletie. Op elke plaats rond de bron wordt uit de benedenwindse afstand en de heersende windsterkte de transporttijd bepaald (dat is de tijd die verstreken is sinds de stof is vrijgekomen). Gedurende die transporttijd is de hoeveelheid stof in de gaswolk verminderd met een factor  $F$  ( $0 < F < 1$ ):

$$F_x = e^{-(k_{deg} + k_{dep}) \cdot x / u}$$

Hierin is  $x$  (m) de benedenwindse afstand van de bron,  $u$  ( $m \cdot s^{-1}$ ) de gemiddelde windsnelheid,  $k_{deg}$  ( $s^{-1}$ ) de eerste-orde snelheidsconstante voor afbraak en  $k_{dep}$  ( $s^{-1}$ ) de eerste-orde snelheidsconstante voor depositie.

Deze snelheidsconstanten verschillen per stof en moeten voor elk van de te beschouwen stoffen worden geschat.

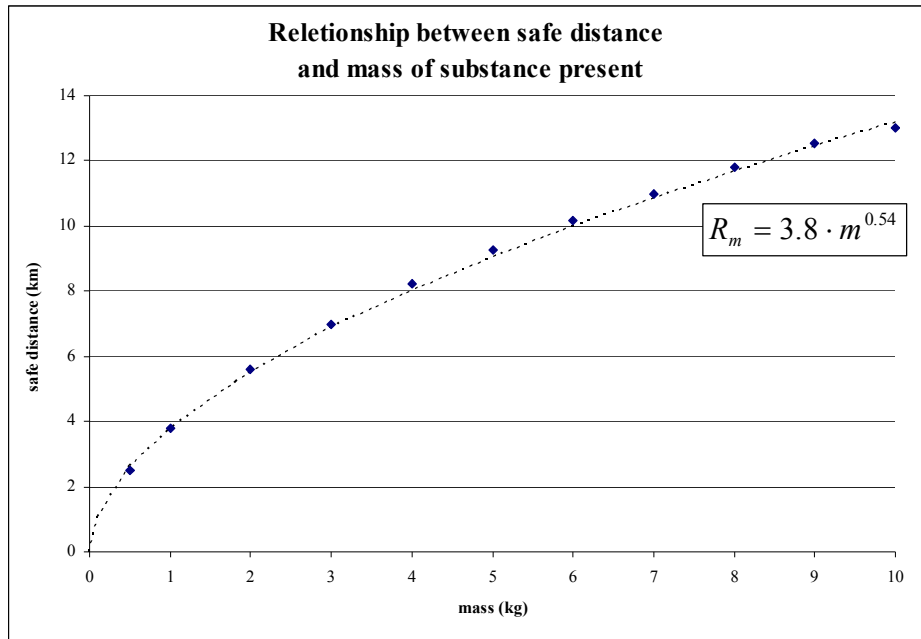
5. Voor elke stof wordt een kritische concentratie in lucht bepaald. Daarvoor wordt die concentratie genomen, die met het oog op aanvaardbaarheid van effecten door dieren bij inademing gedurende de tijd van blootstelling aan de overdrijvende gaswolk niet mag worden overschreden. Met behulp van deze kritische concentratie worden uit de concentratievelden overschrijdingsvelden voor de kritische waarden in lucht afgeleid bij standaard bronsterkte, als aangegeven in Figuur 3.6.
6. De verwachte concentraties in lucht zijn recht evenredig met vrijgekomen hoeveelheid stof (en omgekeerd evenredig met de tijd waarin de stof vrijkomt, maar deze wordt hier niet als veranderlijke meebeschouwd). Ze kunnen worden verkregen door het concentratieveld bij bronsterkte 1 (kg/uur) te vermenigvuldigen met de werkelijk vrijgekomen hoeveelheid  $m$  (kg). Ook de afstand waarop de kritische concentratie wordt overschreden wordt groter naarmate een grotere hoeveelheid vrijkomt. Het verband tussen de vrijgekomen hoeveelheid en de kritische afstand hangt af van de snelheid waarmee concentraties afnemen langs de pluimas en hangt daarom samen met de afbraak- en depositiesnelheden die per stof verschillen. Afname van concentraties langs de pluimas blijkt in het algemeen voldoende te kunnen worden beschreven met een eenvoudige machtsfunctie:

$$C_x^L = C_1^L \cdot x^n$$

waarin de macht  $n$  waarden heeft tussen -1.4 (voor inerte stoffen, waarvan de concentratie uitsluitend afneemt als gevolg van meteo-afhankelijke dispersie) en ongeveer -2 (voor stoffen die snel afbreken of door depositie worden verwijderd).

Waarden van  $n$  worden per stof afgeleid uit de concentratiekaarten. Per stof wordt zo afgeleid wat het verband is tussen de kritische afstand  $R_m^L$  voor een werkelijk geëmitteerde hoeveelheid  $m$  kg/uur en de kritische afstand  $R_1^L$  die geldt bij de standaard bronsterkte van 1 kg/uur (Figuur 2.7).

$$R_m^L = R_1^L \cdot m^{-1/n}$$



Figuur 3.7 De kritische afstand van een installatie tot een natuurgebied hangt af van de hoeveelheid stof die aanwezig is. De kritische afstand voor de opgeslagen hoeveelheid,  $R_m$ , wordt afgeleid uit de kritische afstand bij standaard bronsterkte,  $R_1$ , via empirisch bepaalde relaties, die voor elke meteoklasse en elke stof anders zijn.

7. Deposities worden afgeleid uit de luchtconcentratievelden bij standaard bronsterkte. De gedeponeerde hoeveelheid op een bepaalde plaats is het resultaat van een in de tijd afnemende depositie uit een in een bepaalde tijd (één uur: dat is de duur van de emissie-episode) aan die plaats voorbijtrekkende gaswolk. Westellen voor elk punt  $x, y$  van de concentratiekaart de gedeponeerde hoeveelheid  $D_{xy}$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ) kan worden afgeleid uit de concentratie  $c_{xy}^L$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) met:

$$D_{xy} = \int_0^{1\text{uur}} \frac{k_{dep} z_e c_{xy}^L}{2} \cdot e^{-(k_{dep}t)} dt = \frac{z_e c_{xy}^L}{2} (1 - e^{-3600 \cdot k_{dep}})$$

waarin  $z_e$  de effectieve hoogte is van de luchtlag waarin de stof zich bevindt.

Uit de gedeponeerde hoeveelheden  $D_{xy}$  worden vervolgens concentraties  $c_{xy}^B$  in de bodem ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) en  $c_{xy}^{PW}$  in bodemvocht ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) bepaald door aan te nemen dat (i) de gedeponeerde stof zich onmiddellijk door de bodem verspreid tot een diepte  $d^B$  van 0.05 m, en (ii) er zich in de bodem onmiddellijk een verdelingsevenwicht instelt tussen vaste fase en poriewater met een partitiefcoëfficiënt  $K_p$ .

8. Nadat de gaswolk aan een plaats is voorbijgetrokken neemt de door depositie ontstane concentratie af als gevolg van vervluchtiging van de stof uit de bodem, uit- en afspoeling met regenwater, en door afbraak volgens:

$$c_t^{PW} = c_0^{PW} \cdot e^{-(k_{vol} + k_{leach} + k_{deg}) \cdot t}$$

Waarbij het bodemleven effectief wordt blootgesteld aan exponentieel afnemende concentraties.

9. Per stof wordt een kritische effectconcentratie in bodemvocht bepaald, waarbij te vermijden effecten optreden. Met behulp hiervan worden overschrijdingscontouren en kritische afstanden afgeleid, op de manier als beschreven voor lucht. Deze worden op dezelfde manier geschaald naar de werkelijk aanwezige hoeveelheid stof als boven beschreven voor lucht.

#### 3.2.4 *Opties voor een Reban-toetscriterium voor lucht*

##### **Achtergrondgegevens QRA: Blootstelling van de mens aan verontreinigde lucht**

Bij calamiteiten, waarbij gevaarlijke stoffen vrijkomen in de lucht, is het al geruime tijd gangbaar om snel inzicht te leveren in de mogelijke gevolgen voor de gezondheid van blootgestelde mensen. De daarbij benodigde inschattingen van effecten vormen al geruime tijd de praktische basis voor onder meer maatregelen ter bescherming van de bevolking en de hulpverleners, en communicatie met de bevolking. Om een éénduidige inschatting van risico's binnen de gehele hulpverleningsketen mogelijk te maken is een set van grenswaarden (Interventiewaarden) ontwikkeld om het gevaarsniveau te bepalen voor de blootgestelde mens. Met deze grenswaarden kunnen effectafstanden worden berekend. De grenswaarden zijn opgenomen in het zogenoemde Interventiewaardenboekje. De laatste versie hiervan is in 2007 verschenen<sup>10</sup>.

Voor 314 prioritaire stoffen (DCMR 1995) zijn drie interventiewaarden afgeleid:

1. De voorlichtingsrichtwaarde (VRW): De concentratie van een stof die met grote waarschijnlijkheid door het merendeel van de blootgestelde bevolking hinderlijk wordt waargenomen of waarboven lichte, snel reversibele gezondheidseffecten mogelijk zijn bij een blootstelling van één uur. Vaak is dit de concentratie waarbij blootgestelden beginnen te klagen over het waarnemen van de blootstelling.
2. De alarmeringsgrenswaarde (AGW): De concentratie van een stof waarboven irreversibele of andere ernstige gezondheidsschade kan optreden door directe toxische effecten bij een blootstelling van één uur.
3. De levensbedreigende waarde (LBW): De concentratie van een stof waarboven mogelijk sterfte of een levensbedreigende aandoening door toxische effecten kan optreden binnen enkele dagen na een blootstelling van één uur.

Alle interventiewaarden zijn weergegeven in de eenheid van mg/m<sup>3</sup> voor een blootstellingsduur van 1 uur, waarbij getalswaarden zijn afgerond naar een repeterende standaardreeks met de waarden ...- 1000 – 500 – 200 – 100 – 50 - etc

Het kan zinvol zijn om een interventiewaarde te gebruiken voor een andere blootstellingsduur. Daarvoor is besloten de waarde voor een andere duur dan de opgegeven 1 uur als volgt vast te stellen:

1. Voor een blootstelling korter dan 1 uur geldt dezelfde waarde als voor 1 uur blootstelling.
2. Voor een blootstelling van 1 uur geldt de opgegeven waarde.

<sup>10</sup> <http://www.rijksoverheid.nl/documenten-en-publicaties/brochures/2007/12/01/interventiewaarden-gevaarlijke-stoffen-2007.html>

3. Voor een blootstelling langer dan 1 uur moet een lagere waarde uit de standaardreeks worden gekozen. Voor de eenvoud worden alleen waarden voorgesteld voor een blootstellingsduur van 2, 4 en 8 uur: voor 2 uur kiest men één waarde lager uit de reeks, voor 4 uur twee waarden lager, en voor 8 uur drie waarden lager.

De Brandweer hanteert weer andere risicogrenzen zoals weergegeven in het Schadescenerioboek (TNO-IMET 1994). In deze handleiding worden effectafstanden uitgerekend op basis van zogenoemde 50% effectconcentraties (de concentratie waarbij verwacht wordt dat 50% van de blootgestelden schade ondervindt). Uitgangspunt daarbij is een blootstellingstijd van 10 minuten. De effectconcentraties in het Schadescenerioboek zijn afgeleid voor letaal, gewond (reversibel letsel) en onveilig (ernstige irritatie). Zoals te verwachten is liggen de interventiewaarden gemiddeld lager dan de grenswaarden van het Schadescenerioboek. In tabel 3.1 is een globaal beeld gegeven van de gemiddelde verhouding tussen deze waarden.

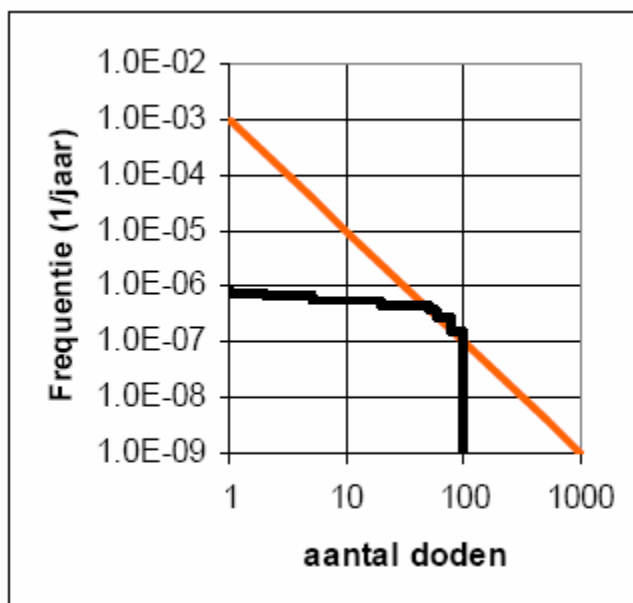
Tabel 3.1 Gemiddelde verhouding tussen effectconcentraties genormeerd op de AGW (SAVE 2002).

Grenskoncentratie	Gemiddelde verhouding tot AGW
Letaal Schadescenerioboek	75
LBW interventiewaarde	7.7
Gewond Schadescenerioboek	4.4
Onveilig Schadescenerioboek	1.2
AGW interventiewaarde	1
VRW interventiewaarde	0.1

In het 1999 Besluit Risico's Zware Ongevallen (BRZO 1999) en ook in het Besluit Externe Veiligheid Inrichtingen (BEVI) is vastgelegd dat onder bepaalde omstandigheden veiligheidsrisico's voor de mens moeten worden berekend. Dat kan door middel van het opstellen van de QRA, een kwantitatieve risicoanalyse. Hierbij moet gebruik worden gemaakt van één geünificeerde rekenmethodiek (SAFETI-NL). In deze methode worden twee typen risico berekend, namelijk het individuele plaatsgebonden risico en het groepsrisico. Bij het berekenen van het individuele risico om op een bepaalde plek te overlijden als gevolg van een chemisch ongeval wordt met dosis-responsrelaties (zogenaamde probitfuncties) het verband beschreven tussen blootstellingsduur en -concentratie enerzijds en de kans op overlijden anderzijds. Er bestaan verschillen tussen de diverse probit-functies die in de literatuur zijn vermeld; dit heeft te maken met de experimenten op grond waarvan ze zijn afgeleid. Er bestaat een aanzienlijke spreiding tussen de verschillende probitwaarden voor één stof. De keuze voor een probit heeft daardoor invloed op de uitkomsten van berekeningen. De effectafstanden voor letaal letsel worden betrokken op 1% letaliteit (overlijdenskans van 0,01 bij blootstelling<sup>11</sup>). Het individuele plaatsgebonden risico (PR) wordt weergegeven met PR-contouren rond een inrichting. De risicocontouren (ook aangeduid als risicozone of risicoafstand) die uit de rekensommen komen, spelen een bepalende rol in de besluitvorming voor vergunningverlening en voor tot de bron aan te houden afstanden in de ruimtelijke ordening.

<sup>11</sup> Dit is een voor de QRA-context beleidsmatig vastgesteld toetsingcriterium in de dosis-effectrelatie (probit functie) wanneer het beschermdoel 'de mens' is.

Het groepsrisico (GR) is een maat om de kans weer te geven dat een incident met dodelijke slachtoffers voorkomt. Het groepsrisico is gedefinieerd als de cumulatieve kansen per jaar dat ten minste 10, 100 of 1000 personen overlijden als rechtstreeks gevolg van hun aanwezigheid in het invloedsgebied van een inrichting en een ongewoon voorval binnen die inrichting waarbij een gevaarlijke stof betrokken is. Het groepsrisico wordt geëvalueerd met een zogenaamde fN-curve (Figuur 3.8). De fN-curve geeft de grootte van het groepsrisico aan ten opzichte van de oriëntatiewaarde<sup>12</sup>. Zo wordt overzichtelijk aangegeven of en wanneer de oriëntatiewaarde wordt overschreden.



Figuur 3.8 FN-curve van een bron of inrichting waarin ook de oriëntatiewaarde van het groepsrisico voor inrichtingen is weergegeven (oranje lijn).

Opgemerkt wordt dat effectafstand niet verward mag worden met het begrip risicozone of risicoafstand. In deze laatste twee begrippen wordt de kans van optreden in het schadescenario(ongeval) meegewogen. Dit is bij effectafstanden nadrukkelijk niet het geval.

Uit bovenstaande verschillen in overwegingen voor het berekenen van effect- en risicoafstanden voor de mens moge blijken dat de keuze van de beleidsmatige criteria van doorslaggevende betekenis zijn, en aanleiding kunnen geven tot wijd uiteenlopende schattingen van effect- of risicoafstanden (bij de verschillende mogelijke beleidskeuzes).

#### **Uitwerking voor soorten die via de lucht worden blootgesteld**

Voor het beschermen van soorten organismen in de natuur zijn op dit moment officieel geen grenswaarden afgeleid. Verwacht mag worden dat de af te leiden effectafstanden eveneens sterk afhankelijk zijn van de gekozen evaluatiecriteria, voor soorten die via inademing worden blootgesteld.

Voor diersoorten die in een natuurgebied, evenals de mens, primair afhankelijk zijn van de beschikbaarheid van schone lucht wordt voornamelijk in de Reban-

<sup>12</sup> De oriëntatie waarde is wederom een voor de QRA-context beleidsmatig vastgesteld toetsingscriterium.



basismethodiek aangenomen dat zij net zo gevoelig zijn als de mens. In de voorbeelden van Reban-berekeningen (zie Hoofdstuk 4) is als voorbeeld voor de toetsing van de basismethodiek gebruik gemaakt van de kritische AGW concentraties uit het Interventiewaardenboekje, waarbij gebruik kan worden gemaakt van de correctie voor blootstellingsduur. Door het variëren van de kritische concentraties kunnen de uitkomst van de Reban-berekening beleidsmatig worden geschaald.

### **Blootstelling van soorten aan via de lucht verontreinigde bodem**

Bij de verspreiding van een verontreinigde wolk lucht kan de verontreiniging ook neerslaan op de bodem. De in de bodem levende organismen kunnen hier nadeel van ondervinden. Deze organismen zijn van groot belang voor het functioneren van het ecosysteem als geheel, vanwege hun bijdragen aan ecosysteemdiensten in de vorm van afbraak van dood organisch materiaal en het in stand houden van chemische en biologische kringlopen. Tevens zijn dergelijke organismen de basis van de voedselketen, waarvan ook specifieke beschermde soorten deel kunnen uitmaken.

In de Reban-basismethodiek wordt dit bodemleven geacht te zijn blootgesteld aan mogelijke verontreiniging via het in de bodem aanwezige water. Verder wordt aangenomen dat het bodemleven als geheel in gevoeligheid niet afwijkt van organismen die in het oppervlaktewater leven. Zowel de afleiding als de voorgestelde waarden van de kritische concentraties in bodemvocht zijn derhalve geheel gelijk aan hetgeen is weergegeven in paragraaf 3.3.5.

## **3.3 Verspreiding en effecten bij emissie naar water**

### *3.3.1 Uitgangspunten voor de berekening*

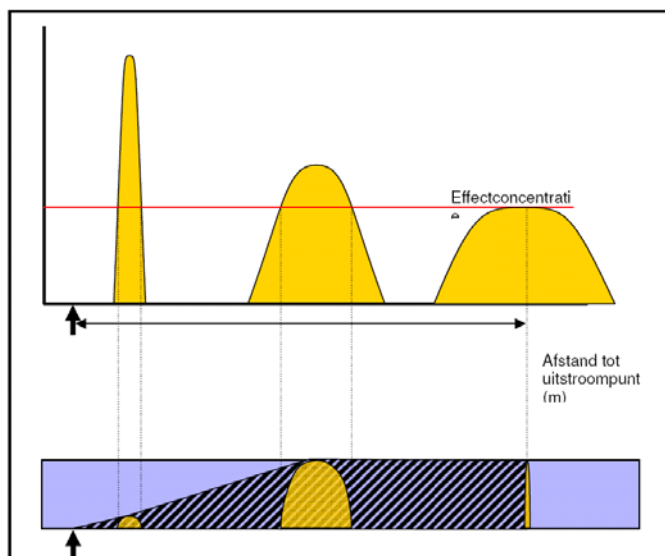
Uitgangspunt voor de verspreidingsberekening zijn de in een te beschouwen inrichting aanwezige hoeveelheden van chemische stoffen. Er wordt rekening gehouden met de mogelijkheid dat de grootste hoeveelheid per insluitsysteem bij een incident geheel in het oppervlaktewater terecht komen. Voor dat geval wordt beredeneerd op welke afstand van de installatie concentraties van stoffen in oppervlaktewater voorkomen die een kritische waarde voor schade aan de natuur overschrijden.

De volgende uitgangspunten werden gehanteerd:

1. De kans dat een incident zich voordoet wordt buiten beschouwing gelaten. Er wordt geen risicoberekening, maar een effectberekening uitgevoerd voor het geval dat het incident zich voordoet.
2. De berekening wordt gebaseerd op de aanname dat per stof de gehele hoeveelheid van de in het grootste insluitsysteem aanwezige stof in korte tijd weglekt naar het oppervlaktewater en daarin onmiddellijk lokaal wordt gemengd met water.
3. Als startpunt voor afleiding van kritische afstanden tot natuurgebieden wordt hier het begrip kritische vervuilingsafstand,  $R$  (m), gebruikt. Hieronder verstaan we de afstand vanaf een lozingspunt tot aan de verste plaats waar nog juist de voor effecten op aquatische ecosystemen als kritisch te beschouwen concentratie wordt overschreden.
4. Hoe de kritische vervuilingsafstand dient te worden omgewerkt tot kritische afstanden tot natuurgebieden is nog nader te bepalen. Voor één-dimensionale watersystemen (rivieren, kanalen, sloten, etc.) lijkt dit één-dimensionaal. Voor meren, zeeën en kleine stagnante wateren zijn nog keuzen te maken.

### 3.3.2 Verspreidingsbenadering volgens Proteus II

De gevolgen van een uitworp van een zekere hoeveelheid van een stof naar water worden berekend aan de hand van de Gaussische verspreidingsbenadering zoals die is toegepast in het model Proteus II. In deze modelbenadering wordt op statistische manier beschreven hoe een initieel gevormde wolk van gecontamineerd water wordt meegevoerd met een waterstroom en daarbij uitdijt door dispersie, zowel in de stroomrichting (longitudinaal) als loodrecht daarop (transversaal). De snelheid waarmee deze uitdijing plaatsvindt wordt beschreven met dispersiecoëfficiënten, die karakteristiek zijn voor het watersysteem waarin de lozing plaatsvindt. In de implementatie van Proteus wordt aangenomen dat de vrijgekomen stof zich in verticale richting altijd onmiddellijk mengt over de gehele diepte van het water. Voor de Reban-basis methodiek is de Proteus benadering en parametrisering zo nauwkeurig mogelijk overgenomen.



Figuur 3.9 Schematische weergave van de Gaussische verspreidingsbenadering volgens Proteus. Bron: Proteus handleiding (AVIV, 2006).

In de handleiding (AVIV, 2006) wordt de Proteus rekenwijze als volgt beschreven. In het bovenste deel van Figuur 3.9 is op drie verschillende tijdstippen de concentratie van de geloosde stof uitgezet tegen de afstand tot het lozingspunt. Het lozingspunt is aangegeven met een pijl. Tevens is hier de kritische concentratie voor ecotoxische effecten weergegeven met de rode horizontale lijn. De meest linker situatie betreft de vorm van de wolk vlak na de emissie. De wolk heeft een scherpe piek vorm. In principe is de concentratie in het begin, waar de wolk nog uitdijt in drie richtingen, omgekeerd evenredig met het kwadraat van de afstand tot het uitstroompunt. Op wat grotere afstand van de bron, waar menging over de diepte volledig is, maar menging over de breedte nog niet, neemt de concentratie lineair af met de afstand. Na het bereiken van de andere oever (middelste situatie) wordt de concentratie homogeen over de breedte. De wolk dijt in de lengterichting van de vaarweg uit, totdat de maximale concentratie net onder de kritische concentratie ligt (rechter situatie). In het onderste deel van Figuur 3.9 is de projectie van de wolk met een concentratie groter dan de kritische concentratie op de vaarweg getoond. In Proteus wordt het gecontamineerde volume berekend als product van het oppervlak van het gearceerde gebied en de diepte.

Er wordt onderscheid gemaakt tussen goed oplosbare en slecht oplosbare stoffen. Goed oplosbare stoffen (met een oplosbaarheid groter dan 100 g.l<sup>-1</sup>) worden verondersteld geheel en onmiddellijk in het water op te lossen. Bij lozing van slecht oplosbare stoffen (kleiner dan 100 g.l<sup>-1</sup>) vormt zich eerst een plas, van waaruit de stof langzaam in het water oplost. Om te schatten hoe lang het duurt voordat de stof geheel in oplossing is gegaan wordt aangenomen dat de oplossnelheid constant is en wordt gegeven door:

$$M_{\text{virtueel,lozing}} = k \times A_{\text{plas}} \times C_{\text{sat}} = k \times \frac{M_{\text{lozing}} / \rho}{d} \times C_{\text{sat}}$$

waarin:

$M_{\text{virtueel,lozing}}$	= virtuele bronterm (kg.s <sup>-1</sup> )
$k$	= oplossnelheidscoëfficiënt (m.s <sup>-1</sup> )
$A_{\text{plas}}$	= oppervlak van de plas (m <sup>2</sup> )
$C_{\text{sat}}$	= oplosbaarheid stof (kg.m <sup>-3</sup> )
$M$	= totale hoeveelheid stof (kg)
$\rho$	= dichtheid van de zuivere stof (kg.m <sup>-3</sup> )
$d_{\text{plas}}$	= laagdikte (m)

De oplossnelheidscoëfficiënt  $k$  wordt geschat door aan te nemen dat er sprake is van diffusieve penetratie van de oplossende stof naar een half-oneindige waterfase volgens

$$k = 2 \times \sqrt{\frac{\pi \times D}{t_e}}$$

waarin:

$D$	= diffusiecoëfficiënt in water (10 <sup>-9</sup> m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup> )
$t_e$	= contacttijd (1 s)

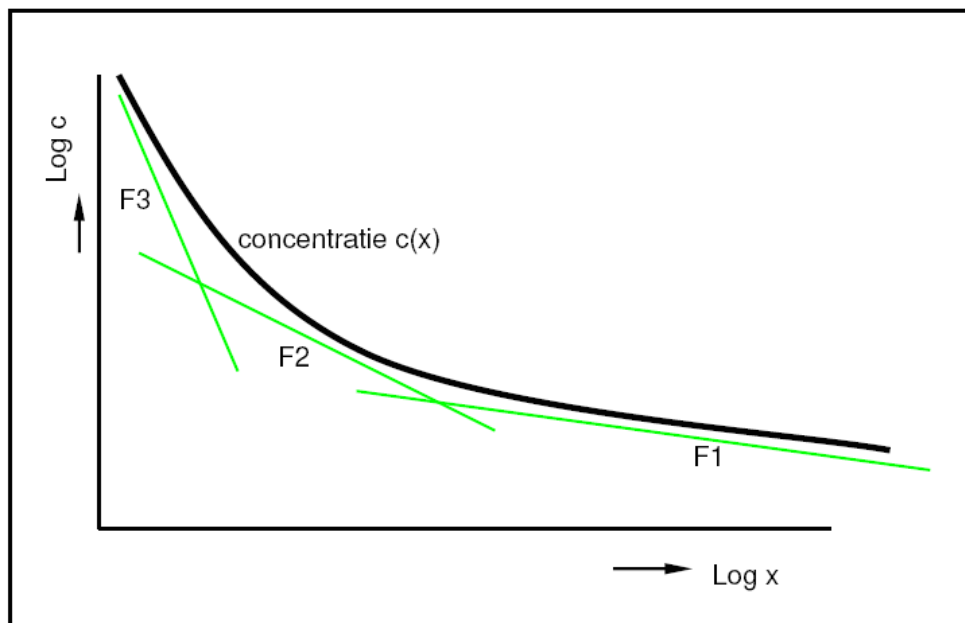
De tijdsduur voor volledig oplossen,  $t_{\text{virtueel,lozing}}$  wordt dan

$$t_{\text{virtueel,lozing}} = \frac{M_{\text{lozing}}}{M_{\text{virtueel,lozing}}}$$

Voor de verspreiding van de uit de plas opgeloste stof wordt aangenomen dat er onmiddellijk volledige menging over de breedte en de diepte optreedt. Met als input de virtuele overdrachtsnelheid naar het oppervlaktewater en de virtuele lozingsduur wordt de dispersie daarom bepaald met de 2-dimensionale Gaussische verspreiding, zoals beschreven onder geval F1 in Figuur 3.10.

Lozingen zonder plasmvorming gedragen zich als lijnlozingen: alsof verspreiding van de stof plaatsvindt vanuit een oneindig dun staafje waterkolom, ter plaatse van het lozingspunt. Effecten worden berekend met een tweedimensionaal Gaussisch verspreidingsmodel, waarin rekening wordt gehouden met de verdwijnsnelheid van de stof als gevolg van afbraak, vervluchtiging en sedimentatie. Met een model dat gebaseerd is op de Gaussische verdunningsvergelijkingen wordt het concentratieverloop berekend als functie van de afstand tot het lozingspunt. In Figuur 3.10 is de Proteus benadering schematisch weergegeven. In de Gaussische verdunningsvergelijking worden ter vereenvoudiging drie regimes onderscheiden:

1. het regime vlak bij het lozingspunt waarin de concentratie afneemt met de wortel van de afstand;
2. het regime tot volledige menging over de breedte van het waterlichaam, waarin de concentratie lineair afneemt met de afstand;
3. het regime verder weg, waar de concentratie kwadratisch afneemt met de afstand.



Figuur 3.10 Schematische weergave voor de Gaussische vereenvoudiging. Bron: Proteus handleiding

Deze functies zijn respectievelijk:

$$C = \frac{M_t \times F_1}{\sqrt{x}}$$

$$C = \frac{M_t \times F_2}{x}$$

$$C = \frac{M_t \times F_3}{x^2}$$

Waarin:

C = concentratie op afstand x van het lozingspunt ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ )

t = tijdsduur sinds begin van de lozing (s)

$M_t$  = geloosde massa tot tijdstip t (kg)

x = de afstand tot het lozingspunt (m)

$F_1, F_2, F_3$  = functies, zoals hieronder weergegeven

De waarden van  $F_1$ ,  $F_2$  en  $F_3$  zijn voor een bepaald watersysteem constant en hangen af van de eigenschappen van het watersysteem als dispersie en stroomsnelheid. Voor de functies gelden de volgende relaties:

$F_1$ : relatie tussen concentratie en de  $1/\sqrt{x}$

$$F_1 = \frac{1}{b \times d \times \sqrt{4\pi \times D_x / u}}$$

Waarin:

- b = breedte waterlichaam (m)
- d = diepte waterlichaam (m)
- $D_x$  = longitudinale dispersie ( $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ )
- u = stoomsnelheid water ( $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ )

$F_2$ : relatie tussen concentratie en de  $1/x$

$$F_2 = \frac{0.1 \times (0.4 + u^{0.85})}{b \times d \times \sqrt{D_x \times D_y}} \times \left( \sqrt{D_x \times D_y} + \frac{D_x \times D_y}{1000 \times (0.1 + u) + b} \right)$$

Waarin additioneel:

- $D_y$  = transversale dispersie ( $\text{m}^2/\text{s}$ )

$F_3$ : relatie tussen concentratie en de  $1/x^2$

$$F_3 = \frac{0.235}{d \times \sqrt{D_x \times D_y}}$$

Zonder additionele variabelen.

Op elk punt  $x$  (m) benedenstrooms van het lozingspunt wordt de waterconcentratie gegeven door de hoogste van de drie mogelijkheden.

De kritische afstand  $R$  (m) wordt gevonden door het berekende concentratieverloop over de afstand tot de bron te vergelijken met een gegeven kritische concentratie.

In de Reban-basismethodiek wijken we licht af van de in Proteus II gehanteerde rekenwijze.

1. Het  $F_3$  gebied, dat betrekking heeft op situaties waarin menging over de diepte nog onvolledig is, wordt niet berekend. Hiervoor is gekozen omdat het slechts zeer korte afstanden betreft.
2. Voor het  $F_2$ - $F_1$  gebied wordt een alternatieve formulering gebruikt. Gebruik van de in de Proteus handleiding gegeven formule voor  $F_2$  levert niet de in dezelfde Proteus handleiding beschreven berekeningsresultaten. Vermoedelijk bevat de formule voor  $F_2$  in de handleiding een fout, en wordt in de werkelijke Proteus berekeningen een andere formule gebruikt. De juiste formule kon niet worden gereproduceerd. In plaats daarvan wordt in de Reban-basismethodiek voor het  $F_2$ - $F_1$  gebied een alternatieve formulering van de tweedimensionale Gaussische dispersievergelijking gebruikt:

$$C(x) = \frac{M}{bd \sqrt{4\pi D_x x / u}} \cdot \left( 1 + 2 \sum_{i=1}^{\infty} e^{-\frac{\pi^2 D_y x}{b^2 u} i^2} \right)$$

De eerste term in deze vergelijking geeft de één-dimensionale dispersie weer; de tweede term – deze staat bekend als de Jacobi-thetafunctie – corrigeert de eerste voor de bijdrage van uitdijning in de breedte. Voor grote afstanden tot de bron, waar de tweede term gelijk wordt aan 1, is dit dezelfde formule als in Proteus F1. Voor kleinere afstanden, waar de tweede term  $\gg 1$  kan zijn, is dit wat Proteus F2 zou moeten zijn.

3. In de Reban-basismethodiek wordt in rekening gebracht dat de totaal in water aanwezige hoeveelheid stof M als gevolg van afbraak, vervluchtiging en sedimentatie gedurende de verspreiding afneemt volgens

$$M(t) = M(0) \cdot e^{-k_{rem} \cdot t} = M(0) \cdot e^{-k_{rem} \cdot x/u}$$

waarin:

$k_{rem}$  = som van eerste-orde verwijderingssnelheidsconstanten uit water ( $s^{-1}$ )

4. De in Proteus II toegepaste rekenwijze voor langzaam oplossende plassen kon uit de handleiding niet worden gereproduceerd. In de Reban-basismethodiek wordt, in de geest van Proteus II, de volgende rekenwijze toegepast. Gedurende het proces van oplossen van de plas in water, d.w.z. tussen het moment van lozing en het moment dat de plas geheel in oplossing is gegaan wordt de concentratie geschat met

$$C(x) = \frac{M_{virtueel,lozing} \cdot e^{-k_{rem} \cdot x/u}}{b \cdot d \cdot x/u} \quad \text{voor } x/u > 0 > t_{virtueel,lozing}$$

Nadat de plas helemaal is opgelost verplaatst de in het water opgeloste stof zich als een kortere of langere prop met de stroom weg van het punt van lozing. Deze prop dijt gedurende dat transport verder uit en krijgt op den duur de vorm van een Gaussische verdeling. Voor lange tijden / grote afstanden is die verdeling niet meer te onderscheiden van de Gaussische verdeling die zou zijn ontstaan als de stof momentaan in oplossing was gegaan. Voor afstanden groter dan  $x = u \times t_{virtueel,lozing}$  wordt in de Reban-basismethodiek de tweedimensionale dispersievergelijking gebruikt.

Als gevolg van deze keuze bevat het rekenresultaat een discontinuïteit. Voor rivieren met betrekkelijk grote stroomsnelheden is de concentratie, zoals die wordt berekend onder aanname van instantane lozing, in het algemeen (veel) groter dan de werkelijke concentratie: vanaf  $x = u \times t_{virtueel,lozing}$  overschat het model daarom de werkelijke concentratie. Afhankelijk van de stroomsnelheid en de virtuele lozingsduur kan deze overschatting oplopen tot een factor 10. In de standaardrivier is de overschatting bij een lozingsduur van 24 uur ongeveer een factor 5. In langzaam stromende kanalen wordt vanaf  $x = u \times t_{virtueel,lozing}$  de concentratie onderschat: voor het standaardkanaal, bij een lozingsduur van 24 uur, met een factor 1,5. Aanbevolen wordt om situaties met een lange lozingsduur van geval tot geval te beoordelen.

### 3.3.3 Definitie en dimensionering van onderscheiden watertypen

#### Rivieren

Onder rivieren verstaan we, als in Proteus II, wateren met relatief grote stroomsnelheid. Een standaard rivier wordt gemodelleerd met de volgende eigenschappen (Tabel 3.2).

Tabel 3.2 Eigenschappen van een standaard rivier (aanpasbaar in de modelberekeningen).

Eigenschap	Symbool	Waarde	Eenheid
Diepte	d	3	M
Breedte	b	150	M
Dispersie longitudinaal	$D_x$	25	$m^2.s^{-1}$
Dispersie transversaal	$D_y$	3	$m^2.s^{-1}$
stroomsnelheid	u	0.3	$m.s^{-1}$

#### Kanalen

Onder kanalen verstaan we, als in Proteus II, wateren met relatief lage stroomsnelheid en een kleine breedte/lengteverhouding (Tabel 3.3).

Tabel 3.3 Eigenschappen van een standaard kanaal (aanpasbaar in de modelberekeningen).

Eigenschap	Symbool	Waarde	Eenheid
Diepte	d	3	m
Breedte	b	10	m
Dispersie longitudinaal	$D_x$	5	$m^2.s^{-1}$
Dispersie transversaal	$D_y$	3	$m^2.s^{-1}$
stroomsnelheid	u	0.01	$m.s^{-1}$

#### Sloten

Onder sloten verstaan we, met Proteus, relatief kleine oppervlaktewateren die bij een eventuele calamiteit snel kunnen worden afgesloten. Voor sloten zou dezelfde rekenwijze als voor kanalen kunnen worden gebruikt (Zie Tabel 3.4). In Proteus is gekozen om in het geval van sloten aan te nemen dat de vervuilingsafstand altijd kan worden beperkt, en voor R (m) te kiezen dat

$$R = 500 \text{ (m)}$$

Tabel 3.4 Eigenschappen van een standaard sloot (aanpasbaar in de modelberekeningen).

Eigenschap	Symbool	Waarde	Eenheid
Diepte	d	0.5	m
Breedte	b	1	m
Dispersie longitudinaal	$D_x$	0.3	$m^2.s^{-1}$
Dispersie transversaal	$D_y$	0.3	$m^2.s^{-1}$
stroomsnelheid	u	0.01	$m.s^{-1}$

### Estuaria

Onder estuaria verstaan we, als in Proteus, wateren met relatief grote getijdegebonden stroomsnelheid (Tabel 3.5). Bij lozing in estuaria geldt de rekenwijze als voor rivieren.

Tabel 3.5 Eigenschappen van een standaard estuarium (aanpasbaar in de modelberekeningen).

Eigenschap	Symbool	Waarde	Eenheid
Diepte	d	10	m
Breedte	b	150	m
Dispersie longitudinaal	$D_x$	0.5	$m^2 \cdot s^{-1}$
Dispersie transversaal	$D_y$	0.5	$m^2 \cdot s^{-1}$
stroomsnelheid	u	0.5	$m \cdot s^{-1}$

### Meren

Onder meren verstaan we, als in Proteus II, grote oppervlaktewateren met een lengte/breedteverhouding van ongeveer 1 en een relatief kleine doorstroming. Lozing vindt plaats vanuit een puntbron op de oever. In deze lozings situatie moet worden aangenomen dat er geen laterale stroming is en heeft de algemene afleiding van vervuilingsafstand als toegepast voor kanalen, rivieren en estuaria geen betekenis. Vanuit de puntbron verspreidt de stof zich in de tijd min of meer cilindrisch, waarbij de concentratie overal en voortdurend afneemt. Op enig moment is de verspreiding zover dat op alle afstanden van het lozingspunt de concentratie is gedaald tot beneden de kritische concentratie. Tenzij het meer daarvoor niet groot genoeg is, in welk geval overal in het meer de kritische concentratie wordt overschreden. Voor bepaling van de kritische vervuilingsafstand berekent het model de grootte van de vervuilingcirkel met:

$$R \approx \sqrt{\frac{M_t \times e^{(k_{removal} \times t)}}{C_{krit} \times 0.5 \times \pi \times e \times d}} \quad (m)$$

Waarin:

- R = kritische vervuilingsafstand
- t = tijdsduur sinds begin van de lozing (s)
- $M_t$  = geloosde massa tot tijdstip t (kg)
- $k_{removal}$  = totale snelheidsconstante voor verdwijning uit water (1/s), zoals afgeleid met behulp van het programma SimpleBox als functie van de afbraak in water, vervluchtiging en sedimentatie
- d = diepte meer (m)
- $C_{krit}$  = kritische concentratie ( $kg \cdot m^{-3} = mg \cdot l^{-1}$ )
- e = grondtal van de natuurlijke logaritme (=2.718)

Of en hoe aan een op deze manier bepaalde kritische vervuilingsafstand een kritische afstand tot een natuurgebied kan worden gekoppeld, dient nog te worden bepaald. Het is vanwege de eerdergenoemde BET-MET toetsing niet *a priori* te stellen dat de beleidsmatige grenzen die in Proteus II worden gehanteerd voor alle oppervlaktewateren ongewijzigd zullen worden overgenomen in de Reban-basismethodiek. Dit is een beleidsmatige beslissing.

### Zeeën

Lozing in zee wordt in Proteus II niet behandeld. In beginsel zou hiervoor dezelfde berekening kunnen worden gebruikt als die voor meren.



### **Stagnante watersystemen**

Onder stagnante wateren verstaan we, in overeenstemming met Proteus II, relatief kleine waterlichamen die niet in open verbinding staan met ander oppervlaktewater. Bij lozingen op dit type water wordt het gehele watersysteem als vervuild beschouwd. Er is een binaire situatie: de kritische concentratie wordt ofwel overal, ofwel nergens in het systeem overschreden. De kritische vervuilingsafstand is daarbij ofwel de lengtemaat van het systeem, ofwel nul. Of en hoe aan een op deze manier bepaalde kritische vervuilingsafstand een kritische afstand tot een natuurgebied kan worden gekoppeld, dient nog te worden bepaald.

#### **3.3.4 Basisbenadering effectbeoordeling voor berekenen van kritische afstanden water**

Omdat kennis ontbreekt over de directe effecten van stoffen op beschermde soorten in natuurgebieden richt de Reban-basismethodiek zich op het beschermen van de generieke kwaliteit van het milieu als habitat voor alle mogelijke soorten organismen. De onderliggende gedachte hierbij is, dat de draagkracht van het ecosysteem voor de aanwezigheid van beschermde natuurdoelsoorten afdoende is beschermd, als bij het vrijkomen van gifstoffen stoffen de kwaliteit van het milieu niet significant wordt aangetast.

Om een dergelijke beoordeling mogelijk te maken heeft het RIVM in langjarig Strategisch Onderzoek RIVM (SOR) hiervoor een methodiek ontwikkeld. Veel stoffen zijn namelijk wel getest op afzonderlijke "andere" soorten, en de spreiding in deze testgegevens per stof levert een genuanceerd beeld van de toxiciteit van deze stoffen voor een generieke soortenverzameling onder natuurlijke condities. Deze methode sluit aan bij het preventieve stoffenbeleid waarmee grenzen worden gesteld die structuur en functioneren van natuurlijke systemen (dus ook: Natuurgebieden) in beleidsmatige zin volledig beschermen.

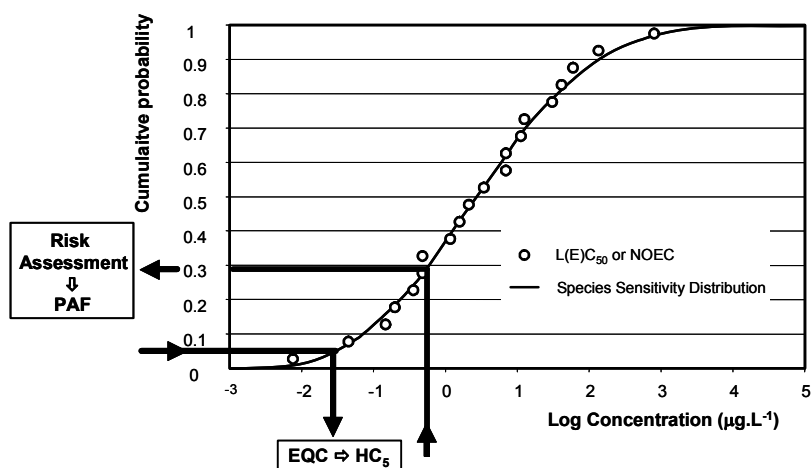
Het concept dat bij het stellen van grenswaarden voor water wordt gevolgd staat bekend als de SSD-methode (soorten gevoeligheidsverdeling - Species Sensitivity Distribution; zie Posthuma et al. 2002).

Deze benadering werkt als volgt:

1. Zeer veel onderzoeksgroepen in de wereld houden zich bezig met het uitvoeren van laboratoriumtesten om de giftigheid van stoffen te bepalen
2. In deze laboratoriumexperimenten worden vele verschillende soorten organismen blootgesteld aan een concentratiereeks van de te onderzoeken stof.
3. Bij de uitvoering van deze testen wordt onder gestandaardiseerde condities bekeken vanaf welke concentratie en blootstellingsduur zich een scala van effecten begint voor te doen.
4. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt tussen acute en chronische toxiciteitstoetsen. Met acute toetsen wordt vooral gezocht naar die concentratie die bij een korte blootstellingsduur van maximaal enige dagen al leidt tot significante sterfte van de blootgestelde organismen: de mediaan letale concentratie – LC50. De chronische toetsen dienen vooral de concentratie weer te geven die zelfs bij langdurige blootstelling niet leidt tot enig waarneembaar effect: de no observed effect concentratie – NOEC.
5. Gelijksortige gegevens voor de verschillende soorten organismen die zijn onderzocht worden als verdeling van gevoeligheden geplot tegen de gemeten effectieve concentratie. Dit leidt tot een grafiek als gepresenteerd

in Figuur 3.11, waarbij geldt: hoe toxischer de stof voor de geteste soorten, hoe verder de curve naar links verschuift.

6. Uit dergelijke figuren wordt in het stoffenbeleid het concentratieniveau met een maximaal toelaatbaar risico afgeleid (MTR). Deze milieuconcentratie staat ook wel bekend als de concentratie waarbij 5% van de soorten gevaar loopt om enige vorm van effect te vertonen (de geen-effect grens wordt mogelijk overschreden bij de zogenoemde 5% Hazard Concentration - HC5). Bij deze concentratie is maximaal 5% van de geteste soorten blootgesteld boven zijn NOEC bij chronische blootstelling. Dit leidt ertoe dat 95% van de soorten wordt geacht te zijn beschermd tegen welk effect dan ook. Hieronder vallen dus ook de specifiek beschermde soorten. Dit 95%-beschermingscriterium is beleidsmatig gekenschetst als het concentratieniveau waarbij structuur en functie van natuur volledig beschermd wordt geacht.



Figuur 3.11 Het concept van de soortengevoeligheidsverdeling. De stippen zijn gegevens uit toxiciteitstesten met een stof, zoals NOECs of LC50-waarden. De curve is de SSD (Species Sensitivity Distribution). Het gebruik voor het afleiden van algemene kwaliteitsnormen voor het milieu is aangegeven: door op de Y-as een "knip" te leggen bij "tenminste 95% van de soorten beschermd tegen enig nadelig effect" kan de MTR (hier aangegeven als HC5) afgeleid worden. Hoe toxischer de stof, hoe meer naar links de SSD gepositioneerd zal zijn, en hoe lager de HC5. Voor een overzicht van de SSD-principes en toepassingen wereldwijd: zie het boek Posthuma et al. (2002).

### 3.3.5 Opties voor een Reban-toetsingscriterium water

Voor het beschermen van soorten organismen in de natuur zijn op dit moment officieel geen grenswaarden voor oppervlaktewateren afgeleid. Verwacht mag worden dat de af te leiden effectafstanden voor de blootstelling aan verontreinigd water evenals bij de blootstelling aan verontreinigde lucht sterk afhankelijk zijn van de gekozen evaluatiecriteria.

Bij praktijktoepassing van de Reban-basismethodiek zou er, beleidsmatig, in navolging van het stoffenbeleid, als criterium voor de beoordeling van emissies naar water gekozen kunnen worden voor een chronische toxische druk kleiner dan 5%. Hierbij wordt aangetekend dat conservatieve grenswaarden voor de Reban-basismethodiek kunnen leiden tot overschrijdingen van dit het kwaliteitscriterium tot potentieel zeer grote afstanden tot de te beoordelen

bedrijven (inluitsystemen). Met andere woorden: de Reban-basismethodiek kan in theorie heel vaak "groot alarm geven" voor bijvoorbeeld huidige BRZO-bedrijven op grote afstanden van Natuurgebieden, terwijl de blootstelling niet chronisch (zoals in het stoffenbeleid het uitgangspunt is) maar kortdurend.

Om rekening te houden met de veelal kortstondige blootstelling die het gevolg is van accidentele lozingen van stoffen kan dan ook voorgesteld worden om te overwegen om de kritische concentraties voor de Reban-beoordeling niet op chronische, maar op acuut optredende effecten te baseren. Dit heeft tevens het voordeel dat er in de internationale literatuur veel meer resultaten van acute toxiciteitstoetsen worden gepubliceerd dan van chronische toxiciteitstesten. Vanuit de optiek van natuurbescherming verdient het aanbeveling om ook bij de acuut toxische evaluatie uit te gaan van de concentratie die nog net geen enkel effect teweegbrengt. Bij de uitvoering van de laboratoriumtoetsen wordt de hiervoor benodigde acute NOEC echter zelfden of nooit gepubliceerd. Deze waarden zijn echter met een tamelijk grote mate van zekerheid te extrapoleren vanuit de wel gerapporteerde acute LC50-waarden. Bij deze extrapolatie wordt ervan uitgegaan dat de acute NOEC-concentratie een factor 3 lager is dan de acute LC50-concentratie. Wij stellen daarom voor om als mogelijke toetsingsgrootte (Reban-criterium) voor de kritische concentratie in water 1/3 van de geometrisch gemiddelde LC50 over soorten te gebruiken. Bij meerdere LC50 waarden per soort wordt hiervan eerst het geometrisch gemiddelde berekend, alvorens te gaan middelen over de verschillende soorten.

De berekeningsformule die hierbij hoort luidt als volgt:

$$C_{krit} = \frac{1}{3} \times \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n \left( \sqrt[m]{\prod_{j=1}^m LC50_j} \right)_i}$$

Waarin:

- $C_{krit}$  = de kritische waterconcentratie ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )  
 $m$  = het aantal acute LC50 waarnemingen per soort  $j$   
 $n$  = het aantal soorten  $i$  waarvan een acute LC50 bekend is  
 $LC50$  = acute LC50 concentratie per stof en per soort ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )  
 $\prod_{j=1}^m LC50_j$  = het product van de LC50 waarden voor de soort  $j$

Het gebruik van dit criterium betekent dat er toegestaan zou worden dat 50% van alle soorten tijdelijk en kortdurend wordt blootgesteld aan een concentratie die hoger is dan de NOEC voor die soorten. Omdat we daarbij uitgaan van een NOEC-overschrijding impliceert dit geenszins dat deze soorten ook daadwerkelijk voor langere tijd uit het blootgestelde natuurgebied zullen verdwijnen.

### 3.4 Verspreiding en effecten bij emissie naar bodem

#### 3.4.1 Uitgangspunten voor de berekening

Voor de directe blootstelling van de bodem wordt aangenomen dat dit er alleen sprake kan zijn van verspreiding als de vrijkomende stof een vloeistof is. Bij het vrijkomen van vaste stoffen wordt aangenomen dat de verontreiniging eenvoudig mechanisch kan worden verwijderd.

Het bodemleven kan ook hinder ondervinden van stoffen die via de lucht worden verspreid. Een schatting van de impact die bij bodemverontreiniging na

verspreiding door de lucht kan worden verwacht is al behandeld in paragraaf 3.2.4

### 3.4.2 *De plas als eenvoudig verspreidingsmodel*

Het principe van het bodem-verspreidingsmodel is dat verondersteld wordt, dat een totale hoeveelheid vrijgekomen vloeistof zich (instantaan) over de bodem verspreidt als een vloeistoflaag met een dikte van 2 cm. Aangenomen wordt, dat de verspreiding in alle richtingen vanaf de bron even groot is, met andere woorden; het ongeval veroorzaakt een cirkelvormige plas. Dit betekent dat het totale volume ( $V$ ) van de stof zich verspreidt volgens de vergelijking:

$$A_{plas} = \frac{V_{lozing}}{d} = \frac{M_{lozing}}{\rho_{stof} \times d}$$

Waarin:

$A_{plas}$  = oppervlak van de plas ( $m^2$ )

$V_{lozing}$  = geloosd volume ( $m^3$ )

$d$  = dikte van de plas = 0.02 (m)

$M_{lozing}$  = geloosde massa (kg)

$\rho_{stof}$  = dichtheid van geloosde stof ( $kg.m^{-3}$ )

De bodem is hierdoor rondom verontreinigd tot een afstand van

$$R = \sqrt{\frac{A_{plas}}{\pi}} \text{ (m) vanaf het lozingspunt.}$$

### 3.4.3 *Opties voor een Reban-toetsingscriterium voor bodem*

Bij lozingen van een onverdunde stof op de bodem wordt het gehele blootgestelde bodemsysteem beschouwd als ernstig verontreinigd. De kritische concentratie wordt dus over het hele oppervlak van de plas overschreden. De kritische vervuilingsafstand is daarbij gelijk aan de straal van de plas. Of en hoe aan een op deze manier bepaalde kritische vervuilingsafstand een kritische afstand tot een natuurgebied kan worden gekoppeld, dient nog te worden bepaald.



## 4 Uitvoeringsvoorbeeld

### 4.1 Inleiding

Dit hoofdstuk geeft een voorbeeld van een praktijkbeoordeling, via een hypothetische situatie waarin zich een ongewoon voorval voordoet. De casus geeft aan welke informatie noodzakelijk is om een beoordeling uit te voeren en hoe de uitkomsten kunnen worden geïnterpreteerd in het kader van een vergunningaanvraag of -beoordeling. Het betreft een realistische casus die in Nederland voor kan komen maar omvat een fictief bedrijf. Voor de praktijkvoorbeelden zijn alle noodzakelijke berekeningen samengevat in het spreadsheet dat voor intern gebruik gemaakt was tijdens het ontwikkelproces van de Reban-basismethodiek. Met de spreadsheet worden BET-MET toetsingen voor meerdere stoffen en situaties mogelijk. De spreadsheet heeft als werktitel "RebanCalc". Deze spreadsheet is niet beschikbaar voor extern gebruik.

### 4.2 Invoergegevens

De werkwijze van de Reban-basismethodiek wordt hierbij uitgelegd door middel van de uitwerking van een aantal voorbeeldberekeningen die uitgevoerd zijn aan de hand van dit rapport.

De volgende scenario's worden behandeld:

1. Emissie van 5000 kg chloor in 2500 seconden
2. Emissie van 5000 kg aniline in 1800 seconden
3. Emissie van 10000 kg toluen in 1800 seconden

In tabel 4.1 staan alle benodigde gegevens voor het doorrekenen van deze scenario's met de Reban-basismethodiek.

*Tabel 4.1 Invoergegevens voorbeeldberekening. De gegevens zijn locatie-specifiek (zoals de massa stof die vrijkomt), stof-specifiek (zoals de releasefracties naar lucht, water en bodem, het smeltpunt, e.d.), medium/stofspecifiek (zoals de afbraakconstanten in water of bodem), of (eco)toxicologisch van aard (de beleidsmatige grenswaarden, zoals LBW, AGW, VRW en EC50).*

Stofnaam	Chloor	Aniline (Benzeenamine)	Toluene (Methyl benzene)	
Gegevens van de emissie en voor de blootstellingsanalyse				
CAS number	7782-50-5	62-53-3	108-88-3	
Molmassag	71	93	92	g.mol <sup>-1</sup>
Massa stof die vrijkomt	5000	5000	10000	kg
Tijdsduur waarin de stof vrijkomt	2500	1800	1800	s
Releasefractie naar lucht	1	1	1	
Releasefractie naar water	1 <sup>-10</sup>	1	1	
Releasefractie naar bodem	0	1	1	
Dichtheid	-	1022	866	kg.m <sup>-3</sup>
Smeltpunt	-128	-6	-95	°C
Dimensieloze Henry-coëfficiënt	0.363	8.2 · 10 <sup>-5</sup>	0.27	-
Dampdruk bij 25 °C	161600	65	3800	Pa
Oplosbaarheid in water bij 25 °C	5940	36000	526	mg.L <sup>-1</sup>

Octanol-water partiticoëfficiënt	0.195	7.9	540	-
Afbraakconstante in lucht	-	$5.6 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$s^{-1}$
Afbraakconstante in water	-	-	-	$s^{-1}$
Afbraakconstante in bodem	-	-	-	$s^{-1}$
Mogelijke toetsingscriteria				
LBW	50	100	5000	$mg \cdot m^{-3}$
AGW	5	50	1000	$mg \cdot m^{-3}$
VRW	1	10	100	$mg \cdot m^{-3}$
EC50	33.4	$2.2 \cdot 10^4$		$\mu g \cdot L^{-1}$

Chloor heeft een dampdruk heeft groter dan 10000 Pa. Op chemische gronden wordt als default aanname voor de Reban-basismethodiek gekozen voor een blootstellingsanalyse waarbij chloor uitsluitend verspreid wordt via de lucht; de "release fraction" naar lucht wordt daarom gesteld op "1", die naar water en bodem op respectievelijk  $1^{-10}$  en 0. Er worden alleen resultaten voor "lucht" getoond.

Aniline en toluen zijn stoffen waarvan verwacht mag worden dat deze door zowel de lucht als door oppervlaktewater verspreid kunnen worden; de "release fraction" naar lucht en water worden daarom beiden op "1" gesteld, zodat de kritische afstanden voor zowel lucht als water berekend en bekend worden. Voor beide stoffen wordt ook de grootte van de plas berekend die kan ontstaan als beide stoffen op de bodem terecht komen, ofwel "release fraction to soil" is eveneens op "1" gesteld.

In de uiteindelijke methodiek dient een keuze te worden gemaakt via welk beleids criterium beoordeeld wordt of een blootstellingsconcentratie acceptabel is binnen de Reban-basismethodiek. Ter indicatie zullen in deze casus de uitkomsten voor verschillende optionele criteria worden gepresenteerd. In de uitwerking zal als beleidsmatige grenswaarde voor blootstelling via lucht de AGW waarde voor lucht worden gehanteerd. Dit is echter geen formeel vastgesteld criterium en dient slechts ter illustratie in deze casus.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1										
2			<b>User-defined INPUTS to the model calculations</b>							
3							user	default	used	unit
4										
5			<b>Substance parameters</b>							
6			select substance from data base by row number on which it appears				259	141	259	
7			name of substance selected						Chlorine	
8			mass considered				5000	26000	5.00E+03	kg
9			duration release event				2500	1800	2500	s
10			release fraction to AIR					1	1	-
11			release fraction to WATER					1E-10	1E-10	-
12			release fraction to SOIL					0	0	-
13			reference effects concentration AIR					AGW	AGW	-
14			critical concentration in AIR					5.0E+00	5.0E+00	mg.m-3
15			critical concentration in WATER					3.3E+01	3.3E+01	ug.L-1
16			density of pure substance					8.0E+02	8.0E+02	kg.m-3
17			water solubility					6.3E+03	6.3E+03	mg.L-1
18			air-water partition coefficient					2.2E+01	2.2E+01	-
19			soil - pore water partition coefficient					1.2E-01	1.23E-01	L.kg-1
20			sediment - water partition coefficient					3.1E-01	3.07E-01	L.kg-1
21			degradation rate constant AIR					0.0E+00	0.0E+00	s-1
22			dry deposition rate constant AIR					1.4E-22	1.4E-22	s-1
23			wet deposition rate constant AIR					6.0E-10	6.0E-10	s-1
24			degradation rate constant WATER					0.0E+00	0.0E+00	s-1

Figuur 4.1 Overzicht van invoergegevens voor de uitwerking van scenario 1 (samengevat in spreadsheet formaat, RebanCalc), emissie van 5000 kg chloor naar de lucht. In kolom I staan de gebruikte waarden voor de verschillende parameters en in kolom J staan de hierbij behorende eenheden.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1										
2			<b>User-defined INPUTS to the model calculations</b>							
3							user	default	used	unit
4										
5			<b>Substance parameters</b>							
6			select substance from data base by row number on which it appears				147	141	147	
7			name of substance selected						Benzenamine	
8			mass considered				5000	1000	5.00E+03	kg
9			duration release event					1800	1800	s
10			release fraction to AIR				1	1E-10	1	-
11			release fraction to WATER					1	1	-
12			release fraction to SOIL				1	0	1	-
13			reference effects concentration AIR				AGW	AGW	AGW	-
14			critical concentration in AIR					5.0E+01	5.0E+01	mg.m-3
15			critical concentration in WATER					2.2E+04	2.2E+04	ug.L-1
16			density of pure substance					1.0E+03	1.0E+03	kg.m-3
17			water solubility					3.6E+04	3.6E+04	mg.L-1
18			air-water partition coefficient					8.2E-05	8.2E-05	-
19			soil - pore water partition coefficient					1.4E-01	1.35E-01	L.kg-1
20			sediment - water partition coefficient					3.4E-01	3.38E-01	L.kg-1
21			degradation rate constant AIR					5.6E-05	5.6E-05	s-1
22			dry deposition rate constant AIR					4.0E-15	4.0E-15	s-1
23			wet deposition rate constant AIR					1.6E-04	1.6E-04	s-1
24			degradation rate constant WATER					0.0E+00	0.0E+00	s-1

Figuur 4.2 Als Figuur 4.1. Overzicht van invoergegevens voor de uitwerking van scenario 2, emissie van 5000 kg aniline naar lucht en oppervlaktewater.



	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1										
2			<i>User-defined INPUTS to the model calculations</i>							
3							user	default	used	unit
4										
5			<b>Substance parameters</b>							
6			select substance from data base by row number on which it appears				220	141	220	
7			name of substance selected					Benzene, methyl-		
8			mass considered				10000	1000	1.00E+04	kg
9			duration release event					1800	1800	s
10			release fraction to AIR				1	1E-10	1	-
11			release fraction to WATER					1	1	-
12			release fraction to SOIL				1	0	1	-
13			reference effects concentration AIR				AGW	AGW	AGW	-
14			critical concentration in AIR					1.0E+03	1.0E+03	mg.m-3
15			critical concentration in WATER					1.5E+04	1.5E+04	ug.L-1
16			density of pure substance					8.7E+02	8.7E+02	kg.m-3
17			water solubility					5.3E+02	5.3E+02	mg.L-1
18			air-water partition coefficient					2.7E-01	2.7E-01	-
19			soil - pore water partition coefficient					4.1E+00	4.10E+00	L.kg-1
20			sediment - water partition coefficient					1.0E+01	1.02E+01	L.kg-1
21			degradation rate constant AIR					3.0E-06	3.0E-06	s-1
22			dry deposition rate constant AIR					1.4E-19	1.4E-19	s-1
23			wet deposition rate constant AIR					4.9E-08	4.9E-08	s-1
24			degradation rate constant WATER					0.0E+00	0.0E+00	s-1

Figuur 4.3 Als Figuur 4.1. Overzicht van invoergegevens voor de uitwerking van scenario 3, emissie van 10000 kg toluen naar lucht en oppervlaktewater.

### 4.3 Nabijgelegen natuurgebieden

In de directe omgeving van de industriële activiteiten zijn voor alle drie de scenario's de volgende natuurgebieden aanwezig:

*Terrestrisch natuurgebied* aangeduid als Natuurgebied 1

Aangewezen als: Natura 2000 gebied

Afstand hemelsbreed: 4,3 km

Contact met oppervlakte water: n.v.t.

Organismen: Lucht ademende organismen en planten

*Aquatisch natuurgebied* aangeduid als Natuurgebied 2

Aangewezen als: Natura 2000 gebied

Afstand hemelsbreed: 4,4 km

Afstand via waterweg (type: kanaal): 5482 m

Organismen: Lucht ademende organismen, planten en aquatische organismen

### 4.4 Resultaten Reban-basismethodiek

De blootstellingsformules die voor de Reban-basismethodiek beschreven zijn worden toegepast om te beoordelen hoe de stof zich na vrijkomst in bodem, water en/of lucht verspreidt. De uitkomst van deze beoordeling is primair een afstand-concentratie relatie. Deze relatie wordt via de dosis-effectrelatie (zoals de SSD) omgezet in een afstand-effectrelatie, waarbij een kritische effectafstand in de desbetreffende compartimenten afgeleid kan worden als er een beleidsmatige acceptatiegrens voor effecten wordt gesteld.

#### Resultaten verspreiding via lucht

De resultaten van de beoordeling van de verspreiding via lucht zijn samengevat in Tabel 4.2.

Tabel 4.2 Berekende effectafstanden (km) in lucht bij drie grenswaarden en beoordeling van de situaties.

Scenario	Km bij LBW	Km bij AGW	Km bij VRW	Gebied	Natuur binnen ">AGW" contour
1, Chloor	2	12	47	1	Ja
				2	Ja
2, Aniline	1	2	7	1	Nee
				2	Nee
3, Tolueen	<1	<1	3	1	Nee
				2	Nee

In het geval zich een ongewoon voorval voordoet waarbij een emissie naar lucht plaatsvindt, kan op basis van tabel 3.2 en uitgaande van een beschermingsdoelstelling gelijk aan de AGW, geconcludeerd worden dat natuurgebieden 1 en 2 beide binnen de berekende effectafstand van scenario 1 (chloor) liggen.

Hiermee geldt voor chloor in het geval van een emissie naar lucht dat de lokale blootstellingsconcentratie hoger is dan de beleidsmatig (voor dit voorbeeld gekozen) maximaal toelaatbare blootstelling in de nabijgelegen natuurgebieden. Voor de scenario's 2 (aniline) en 3 (tolueen) wordt een lagere effectafstand dan de werkelijke afstanden tot de nabij gelegen natuurgebieden berekend op basis van de AGW waarde en daarmee blijven de blootstellingsconcentraties van deze stoffen in de natuurgebieden lager dan de kritische effect-grens in het geval er een emissie naar lucht plaatsvindt.

#### Resultaten verspreiding via water

De resultaten van de beoordeling van de verspreiding via water zijn samengevat in Tabel 4.3. Als kritische concentratie is de EC50 voor water organismen gehanteerd.

Tabel 4.3 Berekende effectafstanden (km) in water vier verschillende soorten oppervlaktewater en beoordeling van de situaties.

Scenario	Rivier	Kanaal	Polder sloot	Meer	Gebied	Natuur binnen effectgebied gebaseerd op kanaal
1, Chloor	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	1	n.v.t.
					2	n.v.t.
2, Aniline	0	6	5	0	1	n.v.t.
					2	Ja
3, Tolueen	0	8	2	0	1	N.v.t.
					2	Ja

In het geval zich een ongewoon voorval voordoet waarbij een emissie naar water plaatsvindt, kan op basis van tabel 4.3 geconcludeerd worden dat voor scenario's 2 (aniline) en 3 (tolueen) de berekende effectstanden via de waterweg (type kanaal) de daadwerkelijk afstanden tot natuurgebied 2 overschrijden. Hiermee geldt voor aniline en tolueen in het geval van een emissie naar water dat de lokale blootstellingsconcentratie hoger is dan de beleidsmatig (voor dit voorbeeld gekozen) maximaal toelaatbare blootstelling voor het nabijgelegen natuurgebied. Voor scenario 1 (chloor) worden geen overschrijdingen verwacht.

### Resultaten verspreiding via bodem

De resultaten van de beoordeling van de verspreiding via bodem zijn samengevat in Tabel 4.4.

*Tabel 4.4 Berekende straal (m) van vloeistofplas bij uitstromen over de bodem en beoordeling van de situaties.*

Scenario	Straal	Gebied	Natuur binnen effectgebied
1, Chloor	n.v.t.	1	n.v.t
		2	n.v.t
2, Aniline	12	1	Nee
		2	Nee
3, Toluene	19	1	Nee
		2	Nee

In het geval zich een ongewoon voorval voordoet waarbij een emissie naar bodem plaatsvindt, kan op basis van tabel 4.4 geconcludeerd worden dat de lokale concentraties voor beide natuurgebieden de kritische waarden niet zullen overschrijden.

### 4.5 Toetsing via aanvullende kwetsbaarheidsanalyse

Indien de blootstellingsconcentratie aan de grenzen van een natuurgebied lager zijn dan de kritische concentratie die de natuur volledig beschermd (zoals de in de voorbeelden gehanteerde beleidscriteria) dan is de Reban-basisbeoordeling daarmee afgerond. De soorten in de natuurgebieden worden – als ze al worden blootgesteld (zie uitslagen bodem, tabel 4.4) – blootgesteld aan een concentratie die beleidsmatig geaccepteerd zou worden, en die niet strijdig geacht wordt met de instandhoudingsdoelstellingen.

Indien de blootstellingsconcentratie echter hoger is dan een dergelijke grens (zoals in enkele scenario-uitslagen in de tabellen 4.2 en 4.3), dan is daarmee nog niet gesteld, dat specifieke beschermde soorten daadwerkelijk bedreigd worden. Dit zou moeten worden vastgesteld door de uitvoering van een zogenoemde kwetsbaarheidsanalyse (zie Hoofdstuk 1). Indien er sprake is van een emissie in de vorm van een gaswolk, en de beschermde soorten zijn allemaal aquatische organismen, dan spreekt het voor zich dat de kwetsbaarheid van die soorten voor gaswolken van toxische stoffen gering is. Met andere woorden: indien de blootstellingsconcentratie hoger is dan de beleidsmatig vastgestelde kritische grenswaarde moet er ook sprake zijn van kwetsbaarheid van de soorten om te constateren dat de instandhoudingsdoelstellingen bedreigd zouden worden. Een dergelijke toetsing behoort niet tot de Reban-basismethodiek.

### 4.6 Punten van aandacht

Uit deze casus blijkt dat een besluit omtrent de vast te stellen beleidsmatige grenswaarden zeer belangrijk is. Afhankelijk van het gewenste beschermingsniveau bleek, bij alternatieve criteria, dat de uitkomsten voor scenario 1 (chloor) een factor 3 tot 23 verschilden. Indien wordt uitgegaan van de VRW is de berekende effectafstand 47 km ten opzichte van een berekende effectafstand van 12, of 2 km indien de ARW of LBW worden gehanteerd. Dit betekent echter niet dat de Reban-basismethode op dit moment onbruikbaar is voor vergunningvrager of het bevoegde gezag. De methodiek kan specifiek voor Nederland belangrijk zijn. In paragraaf 1.1 is al benoemd dat binnen de Europese context voorbereidingen worden getroffen voor het uitwerken van de

derde generatie Richtlijn (Seveso-III Proposal). In dit voorstel wordt geadviseerd dat er een standaard-veilige afstand tussen Seveso-bedrijven en beschermde natuur zou moeten worden gedefinieerd van minimaal 25 kilometer. Door een afgewogen beleidsmatige keuze voor de kritische risicogrens te maken kan de basismethodiek juist binnen de genoemde 25-kilometer contour uitsluitel geven in de risicobeoordeling. Het bevoegde gezag kan de uit de basismethodiek verkregen risicokennis vervolgens gebruiken in de uiteindelijke beleidsafweging. Hiervoor hoeft de basismethodiek niet voor iedere locatie te worden gedefinieerd.

Hoewel in deze casus de AGW als uitgangspunt is gehanteerd bestaan er dus thans geen beleidsmatige vastgestelde rijksbrede criteria. Hiervoor kan voor het toepassen van de Reban-basismethodiek een keuze worden gemaakt. In deze keuze moet conform de Wabo een afweging gemaakt kunnen worden tussen de belangen van industrie en de natuur. Een MET-BET toets (zie Hoofdstuk 2) van de Reban-basismethodiek zou een keuze hierin kunnen vergemakkelijken en ondersteunen.

Verder blijkt uit deze casus de wenselijkheid van het uitvoeren van een zogenoemde kwetsbaarheidsanalyse per natuurgebied voor de desbetreffende stoffen. Op basis van de beoordeling van (potentiële) risico's kan enkel worden geconcludeerd dat een natuurgebied wel of niet binnen de verwachte effectafstand (bij een gekozen beleidsmatig effectcriterium) ligt. Of het desbetreffende natuurgebied of de soorten daarin ook daadwerkelijk effecten gaat ondervinden bij een onverwachte emissie staat op dit punt door de uitkomsten van een potentiële risicobeoordeling niet vast.



## 5 Discussie en aanbevelingen

### 5.1 Algemeen: de 'Reban-basismethodiek' en de praktijk

De Seveso-II richtlijn heeft geleid tot het afleiden van de in dit rapport beschreven 'toepasselijke methodiek' voor de beoordeling van veilige afstanden tussen inrichtingen met gevaarlijke stoffen en beschermde natuurgebieden. De basismethodiek leidt (bij beleidsmatig gekozen beschermingsdoelstellingen) tot kritische afstanden, die betekenis krijgen voor de aanvraag van een Wabo-vergunning bij vergelijking met de feitelijke afstand tussen een inrichting en een beschermd natuurgebied. Als de feitelijke afstand groter is dan de kritische afstand dan zou de Reban-basismethodiek geen grondslag leveren om een vergunningsaanvraag te weigeren. Als de feitelijke afstand kleiner is, dan hangt het af van de kwetsbaarheid van de natuurgebieden of de beschermde soorten of er daadwerkelijk sprake kan zijn van bedreiging van de instandhoudingsdoelstellingen.

De Reban-basismethodiek bestaat uit een conceptueel eenvoudig te beschrijven risicobeoordeling (Figuren 3.1 – 3.3), welke uitgaat van een opgeslagen (te beoordelen) hoeveelheid van een gevaarlijke stof. Voor die stof moeten relevante stofparameters worden opgezocht, en verwerkt in algoritmes voor de blootstellingsanalyse (afstand-concentratie relatie bij standaard condities) en waarvoor relevante dosis-effect-relaties moeten worden opgezocht of afgeleid. De algoritmes zijn conceptueel (vrijwel) identiek aan de methodieken die in de praktijk al geruime tijd elders worden gehanteerd, zoals bij de QRA en de MRA die door VR-bedrijven moeten worden uitgevoerd.

De methodiek levert een afstand-effect relatie voor gestandaardiseerde condities, en deze relatie kan door het bevoegde gezag gebruikt worden om te beoordelen of een vergunning verleend kan worden, of niet. Hierbij hebben de bevoegde gezagen thans geen rijksbreed *level playing field* wat betreft de beleidsmatige toetscriteria die gehanteerd kunnen worden. Er is geen rijksbreed vastgesteld criterium om een vergunning, bij een berekende mate van effect bij een te verwachten blootstellingsconcentratie, toe te kennen of te weigeren. Door het ontbreken van een rijksbreed geformuleerde grondslag voor de eindbeoordeling van de resultaten kon er geen consequentieonderzoek worden uitgevoerd voor het milieu en voor bedrijven (de zogenoemde MET- en BET-toetsen, zie paragraaf 2.3).

### 5.2 Discussie

Wat betreft het ontwerp voldoet de Reban-basismethodiek aan een aantal gestelde criteria.

De methode is beschreven in Hoofdstuk 3. Hierdoor is het mogelijk om alle noodzakelijke risicobeoordelingen op eenduidige wijze uit te voeren, ook als er nieuwe stoffen worden toegevoegd aan de BRZO-lijst van gevaarlijke stoffen, en geldt hetzelfde als er nieuwe natuurgebieden zouden worden aangewezen.

Wat betreft het criterium omtrent minimalisatie van de administratieve lastendruk is de huidige methodiek zo veel mogelijk overeenkomstig met de bestaande QRA en MRA methodieken, zoals die moeten worden toegepast door de VR-bedrijven. Wat betreft de blootstellingsbeoordeling is de beoordeling

binnen de Reban-basismethodiek geheel, of vrijwel geheel, identiek aan de methodieken van het model Proteus-II.

Hierdoor beperkt dit overigens niet alleen de administratieve lastendruk, maar wordt ook invulling gegeven aan de randvoorwaarde van identieke uitslagen bij identieke gevallen. Een VR-situatie die met Proteus II beoordeeld wordt, zou (behoudens specifieke afwijkingen zoals toetscriteria en de onderbouwing daarvan) identiek moeten zijn aan een beoordeling met de Reban-basismethodiek.

Verder bestaat de methodiek uit een beschrijving in de vorm van formules. Het is voorstelbaar, dat de basismethodiek verder wordt doorontwikkeld als software, zoals ook is gedaan met SAFETI-NL en Proteus II. Het is daarbij niet noodzakelijk dat hierbij decentraal gebruik wordt ondersteund door bijvoorbeeld een Helpdesk. Indien er namelijk door het ontwerpsteam grote aantallen denkbare emissiescenario's worden doorgerekend (voor een groot aantal gevaarlijke stoffen, waarbij alle relevante parameters centraal worden verzameld), wordt het mogelijk om met de dan te verkrijgen resultaten een zogenaamde gevoeligheidsanalyse te doen. Dit leidt er toe, dat er in die set van resultaten wetmatigheden besloten liggen, die gebruikt kunnen worden om vervolgens een *eenvoudige gebruikgerichte Reban-toepassingsmethodiek* af te leiden. Dus: eerst een complexe risicobeoordeling die uitgevoerd wordt door de ontwerpers van de basismethodiek, daarna een verantwoorde vereenvoudigingslag die op de complexe kennis gebaseerd is voor toepassing. Een voorbeeld van een dergelijke vereenvoudiging is het afleiden van een Tabel, waarin voor opgeslagen hoeveelheden van alle BRZO-stoffen vastgelegd is wat de kritische afstand is. Een dergelijke tabel is uiterst eenvoudig in het gebruik voor het aanvragen en beoordelen van milieuvergunningen, maar is op complexe kennis en de centrale werkzaamheden voor de risicobeoordelingen gebaseerd. Andere vereenvoudigingen zijn denkbaar.

De invoering van nieuwe milieuregels moet gepaard gaan met een zogenaamde BET-MET toetsing (Zie paragraaf 2.3). Met behulp van de Reban-basismethodiek is voor een groot aantal voorbeeldstoffen een aantal interne BET-MET toetsingen uitgevoerd. Een BET-MET toets op grotere schaal ontbreekt echter nog. In Bijlage 3 wordt een serie BET-MET toetsingsresultaten weergegeven, zoals die tijdens het ontwerpproces van de Reban-basismethodiek zijn gegenereerd. De spreadsheet "RebanCalc" is gebruikt om de getoonde resultaten te verkrijgen. Die bijlage toont, dat de basismethodiek in principe voor een groot aantal stoffen uitslagen (effect-afstanden) op kan leveren zodra er toepasselijke rijksbrede beleidscriteria worden vastgesteld. Via BET-MET toetsingen kan – zo nodig iteratief – verkend worden wat de consequenties van beleidskeuzes zijn voor bedrijven en voor de beschermingsdoelstellingen voor de natuur.

De relatie van de ontwikkelde methodiek met de QRA-methodiek is tot stand gebracht via implementatie van twee modellen voor blootstelling via de lucht (het NNM en SAFETI-NL), welke sterk vergelijkbare resultaten bleken te leveren. In dit rapport wordt het NNM model uitgeschreven; voor SAFETI-NL wordt verwezen naar de desbetreffende literatuur. Er dient een beleidsmatige keuze te worden gemaakt welke uitwerking daadwerkelijk gebruikt gaat worden in de praktijk.

Er is zowel sprake van aansluiting op bestaande QRA's en MRA's als ook van afwijkingen. Afwijkingen konden niet vermeden worden, aangezien er op diverse punten tegengestelde vereisten golden. De MRA (via Proteus-II) richt zich bijvoorbeeld specifiek op de categorie van de zogenaamde VR-bedrijven binnen

de groep van gevaarlijke inrichtingen, terwijl de Reban-basismethodiek toepasbaar moest zijn voor *alle* BRZO-bedrijven. Voor veel van die niet-VR-bedrijven (PBZO-bedrijven) is veel informatie die voor de MRA verplicht is gewoonweg niet aanwezig. De Reban-basismethodiek moest dan ook kunnen uitgaan van een (t.o.v. de MRA) beperkte set van invoergegevens, in het licht van de beperkingen in de administratieve lastendruk.

De Reban-basismethodiek levert bij toepassing thans inzicht in de afstand-concentratierelatie, en geeft tevens mogelijke voorstellen voor beleidsmatige grenswaarden als ook methodieken om grenswaarden af te leiden uit wetenschappelijke effectgegevens (zoals de SSD-methodiek, zie Hoofdstuk 3). De basis-methodiek omvat thans echter geen rijksbreed geldende kritische grenswaarden, waardoor er voor de opstelling en beoordeling van vergunningsaanvragen vanwege de Wabo feitelijk geen 'automatische' beoordelingsuitslag gegeven wordt. Decentrale bevoegde gezagen (veelal de Provincies) moeten thans als gevolg van de Seveso-Richtlijn zelf de beschikbaar komende beoordelingsgegevens (bijvoorbeeld de effectafstanden zoals verkregen met de Reban-basismethodiek) beoordelen in het licht van de instandhoudingsdoelstellingen voor de natuur. Uit de uitgevoerde voorbeeld BET-MET toetsingen bleek dat de beleidsmatige criteria een grote rol spelen bij de beslissing over vergunningen. Het ontbreken van beleidsmatige grenswaarden levert in de praktijk, zoals gebleken is bij enkele realistische toepassingen van de hier beschreven Reban-basismethodiek, beoordelingsproblemen op bij de decentrale opstelling- en beoordeling van vergunningsaanvragen. De beleidsmatige beslisriteria blijken niet alleen relevant voor de uitkomst van een beoordeling in termen van afstanden, maar blijken in de praktijk ook voor decentrale gebruikers een moeilijk te hanteren concept. Het beleidsmatig vaststellen van kritische grenswaarden zou de bruikbaarheid van de methodiek voor bevoegde gezagen concreetiseren en daarmee versimpelen.

De Reban-basismethodiek omvat thans geen uitgewerkte kwetsbaarheidsanalyse. Hierdoor is er geen specifieke aandacht voor de eigenschappen van een specifiek natuurgebied en de daarin voorkomende soorten. Er is sprake van een bedreiging van de natuur indien er zowel sprake is van te hoge blootstelling als van kwetsbaarheid. Indien de kwetsbaarheid eenvoudiger kan worden vastgesteld dan de effect-afstand (via de beschreven methodiek) zou een vergunningsaanvraag uitsluitend kunnen bestaan uit een afweging omtrent kwetsbaarheid. Bij een voor een bepaalde stof niet-kwetsbaar natuurgebied in de nabijheid (bijvoorbeeld: de bedreiging is een gaswolk *versus* de beschermde soorten zijn vissen) zou de risicobeoordeling niet hoeven te worden uitgevoerd. Een vergunning zou immers slechts niet worden toegekend indien er sprake is van "en-en", dat wil zeggen: te hoge blootstelling in combinatie met kwetsbaarheid. Een belangrijk en eenvoudig te beoordelen kwetsbaarheidskenmerk is de blootstellingsroute in relatie tot de leefwijze van de beschermde soorten. Er zijn ook andere kwetsbaarheids-kenmerken. Dit aspect is verder niet uitgewerkt in de basis-methodiek. De kwetsbaarheidsanalyse kan in voorkomende gevallen de aanvraagprocedure en de beoordeling van een vergunningsaanvraag substantieel vereenvoudigen.

### 5.3 Aanbeveling voor verder onderzoek

Uit de casus in hoofdstuk 4 blijkt het belang van een beleidsmatig geaccepteerde kritische grenswaarde. Hierbij moet in lijn met de regelgeving enerzijds rekening gehouden worden met de economische belangen van



bedrijven in Nederland, maar anderzijds ook met de effecten op kwetsbare natuurgebieden. Een strenge norm is beschermend voor de kwetsbare natuurgebieden maar heeft tevens tot gevolg dat bedrijven beperkingen krijgen opgelegd. Een soepele norm geeft minder beperkingen voor bedrijven maar is mogelijk niet beschermend genoeg voor de kwetsbare natuurgebieden. Het vaststellen van een rijksbreed geldende kritische grenswaarde zou het beoordelen van de verkregen uitkomsten uit de basismethodiek voor decentrale overheden concretiseren en nationaliseren.

Wegens het ontbreken van een kwetsbaarheidsanalyse met specifieke aandacht voor de eigenschappen van de relevante natuurgebieden en van rijksbrede effectcriteria, geeft de basismethodiek voorlopig alleen inzicht in de afstand-concentratierelatie en de afstand effectrelatie. Door het ontwikkelen van de kwetsbaarheidsanalyse kan specifiekere invulling worden gegeven aan de instandhoudingsdoelstellingen voor de natuur omdat niet alleen de blootstellingsroute wordt beoordeeld maar ook de gevoeligheid van de natuurgebieden voor een desbetreffende stof wordt beoordeeld. Dit geeft ook voor bedrijven meer mogelijkheden tot het gericht toepassen van specifieke *Lines of defence* met als mogelijk resultaat minder beperkingen. Nu kan het bijvoorbeeld voorkomen dat een bedrijf beperkingen krijgt opgelegd omdat uit de beoordeling mogelijke risico's voor een aquatisch natuurgebied niet kunnen worden uitgesloten. Als echter uit een kwetsbaarheidsanalyse zou blijken dat de aanwezige organismen niet gevoelig zijn voor de specifieke stoffen van dat bedrijf kunnen deze beperkingen komen te vervallen. Het denkraam voor de kwetsbaarheidsanalyse is binnen dit project reeds opgesteld en voor drie natuurgebieden in een scenario-analyse getest.

## 6 Conclusie

Het doel van dit project was het ontwikkelen van een in de praktijk toepasbare basismethodiek welke decentraal kan worden toegepast voor de aanvraag en de beoordeling van omgevingsvergunningen in het kader van de Wabo (specifiek Artikel 14.2).

In deze rapportage is een wetenschappelijke onderbouwing van de risicobeoordeling en de daarbij gemaakte keuzes en aannames van de Reban-basismethodiek gegeven. Met deze beschrijving kan in de praktijk voor elke stof-gebiedscombinatie de risicobeoordeling vastgesteld en ingevuld worden zonder de basismethodiek voor iedere locatie te definiëren. Dit blijkt o.a. de uit de 3 (realistische) casussen die in hoofdstuk 4 van dit rapport zijn uitgewerkt. Ook als er nieuwe stoffen worden toegevoegd aan de BRZO-lijst van gevaarlijke stoffen of er nieuwe kwetsbare natuurgebieden worden aangewezen kunnen deze op eenvoudige wijze aan de basis methodiek worden toegevoegd.

De basismethodiek omvat thans echter geen uitgewerkte kwetsbaarheidsanalyse welke aandacht geeft voor de eigenschappen van een specifiek natuurgebied en de daarin voorkomende soorten. Het denkraam voor een dergelijke kwetsbaarheidsanalyse is binnen dit project reeds opgesteld en voor drie natuurgebieden in een scenario-analyse getest.

Tevens ontbreekt een rijksbreed geldende kritische grenswaarde en een verplichte Milieu-Effecten Toets (MET) en Bedrijfs Effecten Toets (BET). Dit heeft tot gevolg dat de basismethodiek voorlopig alleen inzicht geeft in de afstand-concentratierelatie tussen bedrijven en natuurgebieden. Derhalve moeten decentrale bevoegde gezagen (veelal de Provincies) zelf de met de Reban-basismethodiek verkregen effectafstanden beoordelen in het licht van de instandhoudingsdoelstellingen voor de natuur. Dit blijkt in de praktijk voor de decentrale gebruikers een moeilijk te hanteren concept. Het beleidsmatig vaststellen van kritische grenswaarden zou de bruikbaarheid van de methodiek voor bevoegde gezagen concretiseren en daarmee versimpelen.



## Literatuur

- AVIV. 2006. Proteus II Handleiding. Enschede, Netherlands: Adviesgroep AVIV BV. 163 p.
- DCMR. 1995. Inventarisatie en selectie van risicovolle stoffen voor het gasmeetplan. Schiedam: DCMR Milieudienst Rijnmond.
- EEB. European Environmental Bureau. Ongedateerd. EEB Briefing on the Proposal for a "Directive of the European Parliament and of the Council on control of major accident hazard involving dangerous substances" (Seveso III Proposal).
- EZ/VROM/Justitie. 2003. Effectbeoordeling voorgenomen regelgeving. Ministeries van EZ, VROM en Justitie. Report nr 03ME19.
- Posthuma L, Traas TP, Suter GW, II, editors. 2002. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton, FL: Lewis Publishers. 587 p.
- Projectgroep Revisie Nationaal Model. 1998. Nieuw Nationaal Model. Verslag van het onderzoek van de projectgroep revisie Nationaal Model. The Hague, Netherlands: Infomil. Report nr ISBN 90-76323-00-3.
- SAVE. 2002. Effectafstanden Model-Risicokaart. Apeldoorn: Ingenieurs/adviesbureau SAVE. 30 p.
- TNO-IMET. 1994. Schadescenarioboek - Handleiding voor schatting van schadegebieden bij ongevallen met brandbare en giftige stoffen. Delft: TNO - Instituut voor Milieu- en energietechnologie. 180 p.
- Van Dijk S, Brand E, De Zwart D, Posthuma L, Van Middelaar J. 2009. FEAT - Flash Environmental Assessment Tool to identify acute environmental risks following disasters - the tool, the explanation and a case study. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). Report nr 609000001. 156 p.



## Bijlage 1. Relevante Wetsartikelen

### **Wet Algemene Bepalingen Omgevingsrecht**

#### **Hoofdstuk 2. De omgevingsvergunning**

##### Artikel 2.1

"....

Het is verboden zonder omgevingsvergunning een project uit te voeren, voor zover dat geheel of gedeeltelijk bestaat uit: ..... (e) 1e: het oprichten, 2e: het veranderen of veranderen van de werking of 3e: het in werking hebben van een inrichting of mijnbouwwerk.

...."

##### Artikel 2.14

Lid 2.

"....

Voor zover de aanvraag om een activiteit als bedoeld in het eerste lid betrekking heeft op een inrichting waarin stoffen behorende tot een in artikel 9.2.3.1, tweede lid, van de Wet milieubeheer aangewezen categorie aanwezig kunnen zijn en die behoort tot een bij algemene maatregel van bestuur aangewezen categorie, draagt het bevoegd gezag er zorg voor dat de beslissing op de aanvraag niet tot gevolg heeft dat minder dan voldoende afstand aanwezig is tussen die inrichting en een beschermd natuurmonument of gebied dat als zodanig is aangewezen krachtens artikel 10 van de Natuurbeschermingswet 1998 of een gebied dat als zodanig is aangewezen krachtens artikel 10a van die wet of dat voorlopig als zodanig is aangewezen krachtens artikel 12 van die wet. Bij de beoordeling van de afstand betreft het bevoegd gezag de maatregelen die zijn of worden getroffen om een voorval als bedoeld in artikel 17.1 van de Wet milieubeheer waarbij stoffen als bedoeld in de eerste volzin zijn betrokken en waardoor ernstig gevaar voor het milieu ontstaat, in de inrichting te voorkomen of de gevolgen daarvan te beperken."

#### **Artikelen waarnaar in de Wabo verwezen wordt:**

### **Wet Milieubeheer**

##### Artikel 17.1:

"....

Indien zich in een inrichting een ongewoon voorval voordoet of heeft voorgedaan, waardoor nadelige gevolgen voor het milieu zijn ontstaan of dreigen te ontstaan, treft degene die de inrichting drijft, onmiddellijk de maatregelen die redelijkerwijs van hem kunnen worden verlangd, om de gevolgen van die gebeurtenis te voorkomen of, voor zover die gevolgen niet kunnen worden voorkomen, zoveel mogelijk te beperken en ongedaan te maken.

..."

##### Artikel 9.2.3.1, tweede lid

"....

De [in het eerste lid] bedoelde categorieën [stoffen] zijn:

- a. de categorie ontplofbaar;
- b. de categorie oxiderend;
- c. de categorie zeer licht ontvlambaar;
- d. de categorie licht ontvlambaar;
- e. de categorie ontvlambaar;
- f. de categorie zeer vergiftig;
- g. de categorie vergiftig;
- h. de categorie schadelijk;
- i. de categorie bijtend;
- j. de categorie irriterend;
- k. de categorie sensibiliserend;
- l. de categorie kankerverwekkend;
- m. de categorie mutageen;
- n. de categorie voor de voortplanting vergiftig;
- o. de categorie milieugevaarlijk."

..."

### **Natuurbeschermingswet 1998**

#### Artikel 10

"....

1. Onze Minister kan, mede op grondslag van de structuurvisie, bedoeld in artikel 9, bij besluit een natuurmonument aanwijzen als beschermd natuurmonument. Het besluit gaat vergezeld van een kaart waarop het beschermd natuurmonument is aangegeven en een toelichting.
2. Indien het beheer over een natuurmonument of een gedeelte daarvan berust bij een van Onze andere Ministers, dan neemt Onze Minister een besluit als bedoeld in het eerste lid niet dan in overeenstemming met die andere Minister.
3. Indien in andere gevallen dan bedoeld in het tweede lid, een van Onze andere Ministers op grond van enig wettelijk voorschrift bevoegd is besluiten te nemen met betrekking tot het natuurmonument, vindt voorafgaand aan het nemen van een besluit als bedoeld in het eerste lid overleg plaats met die andere Minister.

..."

#### Artikel 10a

"...

1. Onze Minister wijst gebieden aan ter uitvoering van richtlijn 79/409/EEG en richtlijn 92/43/EEG.
2. Een besluit als bedoeld in het eerste lid bevat de instandhoudingsdoelstelling voor het gebied. Tot de instandhoudingsdoelstelling behoren in ieder geval:
  - a. de doelstellingen ten aanzien van de instandhouding van de leefgebieden, voorzover vereist ingevolge richtlijn 79/409/EEG of
  - b. de doelstellingen ten aanzien van de instandhouding van de natuurlijke habitats of populaties in het wild levende dier- en plantensoorten voorzover vereist ingevolge richtlijn 92/43/EEG.
3. De instandhoudingsdoelstelling, bedoeld in het tweede lid, kan mede betrekking hebben op doelstellingen ten aanzien van het behoud, het herstel en de ontwikkeling van het natuurschoon of de natuurwetenschappelijke betekenis van het gebied, anders dan vereist ingevolge de richtlijnen, bedoeld in het tweede lid.

4. Een besluit als bedoeld in het eerste lid gaat vergezeld van een kaart, waarop de begrenzing van het gebied nauwkeurig wordt aangegeven alsmede van een toelichting.
5. Artikel 10, tweede en derde lid, is van overeenkomstige toepassing”

...”

#### Artikel 12

“....

1. In geval van dringende noodzaak kan Onze Minister bij besluit een natuurmonument ten aanzien waarvan overeenkomstig artikel 11 een besluit tot aanwijzing als beschermd natuurmonument wordt voorbereid reeds voorlopig als zodanig aanwijzen voordat de procedure, bedoeld in de artikelen 11 en 13 is voltooid.
2. Een besluit tot voorlopige aanwijzing vervalt zodra met inachtneming van de artikelen 11 en 13 een definitief besluit over aanwijzing als beschermd natuurmonument is genomen, doch in ieder geval een jaar nadat het ontwerp-besluit overeenkomstig artikel 11 ter inzage is gelegd.
3. Het eerste en tweede lid zijn van overeenkomstige toepassing op gebieden als bedoeld in artikel 10a, eerste lid, met dien verstande dat in het tweede lid de zinsnede beginnend met «doch in ieder geval» en eindigend met «ter inzage is gelegd» niet van toepassing is.

...”

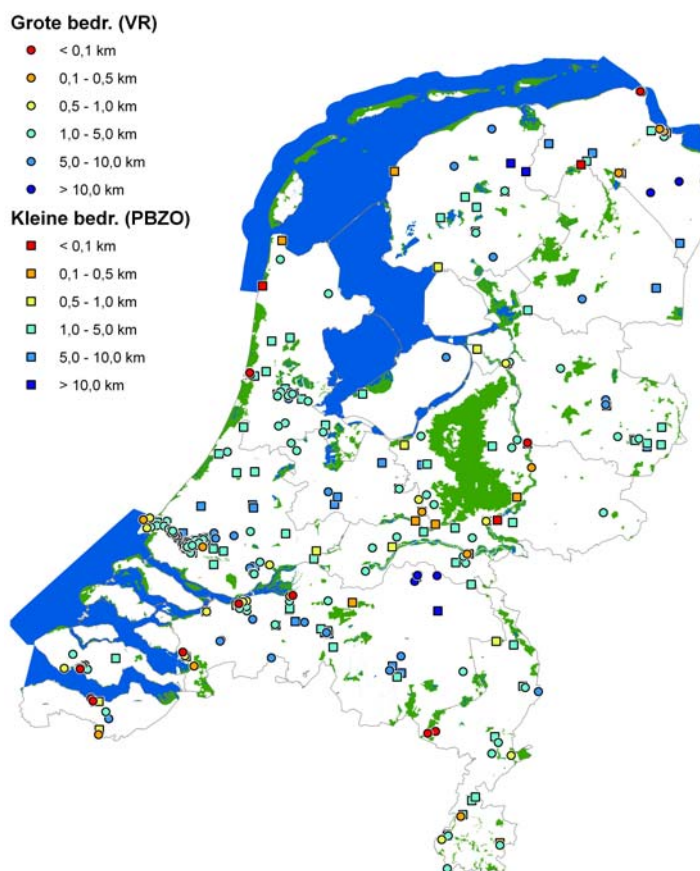




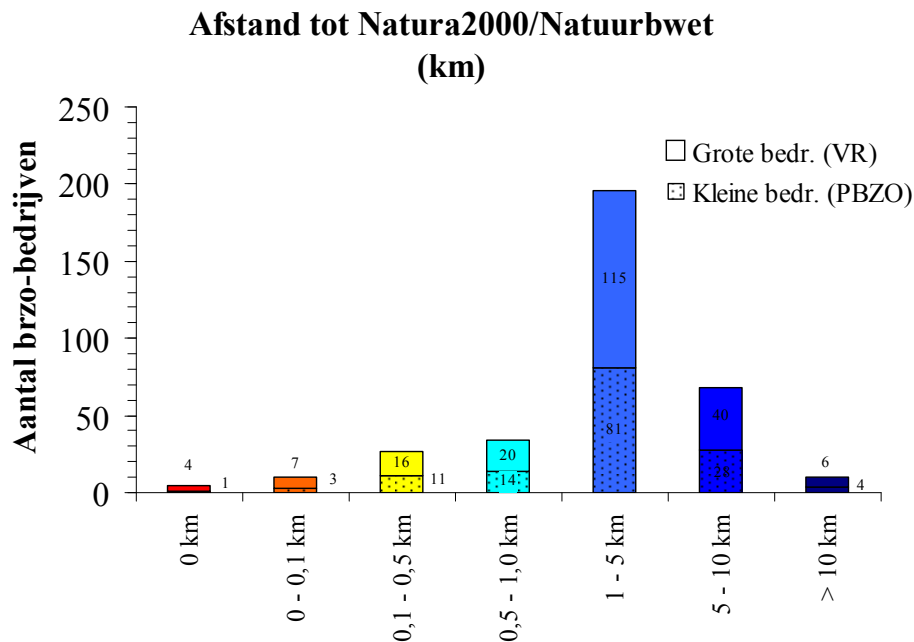
## Bijlage 2. Afstanden in Nederland

Voordat de Reban-basismethodiek die in dit rapport wordt beschreven werd afgeleid is eerst vastgesteld of er een grove (eenvoudige) of fijne (complexere) risicobeoordeling plaats diende te vinden. Indien de afstanden immers in de praktijk al groot zouden zijn, zou een eenvoudige categorale indeling mogelijk kunnen volstaan. Hoe kleiner in de praktijk de afstanden zijn, en hoe hoger het economische belang om via omgevingsvergunningen tot uitbreiding van opslagcapaciteit voor gevaarlijke stoffen te komen, hoe specifieker de methodiek zou moeten zijn. In bijgaande figuren wordt een indruk gegeven van de afstanden die in Nederland bestaan tussen inrichtingen met gevaarlijke stoffen en de ligging van natuurgebieden. Duidelijk is, dat de afstanden gering zijn. Hieruit is afgeleid, dat de toepasselijke methodiek voor risicobeoordeling relatief specifiek zal moeten zijn, en dat niet kon worden volstaan met eenvoudige categorieën.

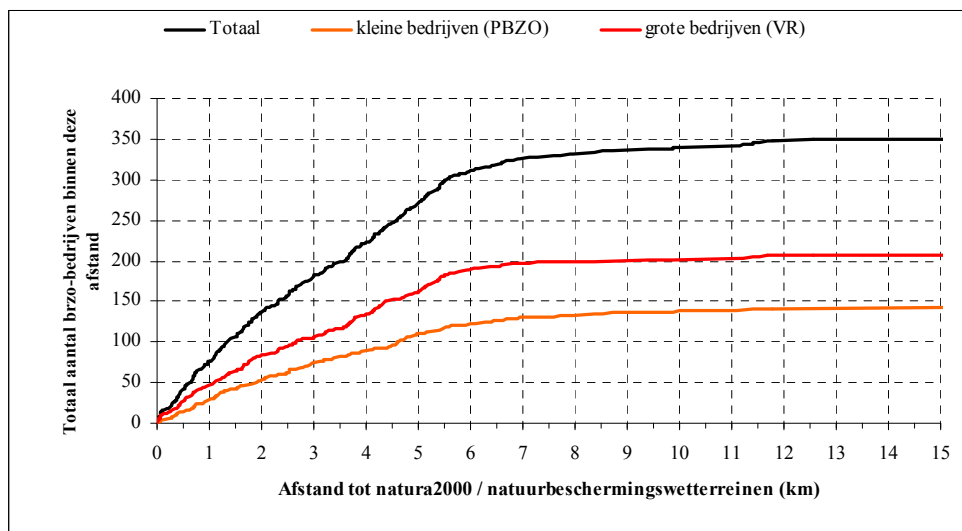
### Ligging BRZO-bedrijven tov Natura2000 / Natuurbwet



*Figuur Bijlage 2.1. Illustratie van de ligging van BRZO-bedrijven (onderscheiden naar VR en PBZO-bedrijven) ten opzichte van beschermde natuurgebieden (Natura 2000 en Natuurbeschermingswet).*



Figuur Bijlage 2.2. Illustratie van cumulatieve verdeling van afstanden tussen BRZO-bedrijven en beschermde natuurgebieden afgeleid van de gegevens die ook gebruikt zijn voor Figuur B 2.1.



Figuur Bijlage 2.3. Cumulatieve verdeling van afstanden tussen BRZO-bedrijven en beschermde natuurgebieden afgeleid van de gegevens die ook gebruikt zijn voor Figuur Bijlage 2.1.

## Bijlage 3. Voorbeelden van BET-MET toetsingen

Als voorbeeld van het beoordelen van een groot aantal realistische emissiescenario's toont onderstaande analyse dat er, bij rijksbreed vastgestelde beleidscriteria, afgeleid kan worden wat de milieueffecten en de bedrijfseffecten van die keuzes zouden zijn (de zogenoemde BET-MET toetsingen). De figuren suggereren tevens, dat er via dergelijke analyses ook vereenvoudigingen van de Reban-basismethodiek kunnen worden afgeleid, zoals een eenvoudige tabel die voor elke opgeslagen hoeveelheid van een stof (zeg 1000, 5000, 10000 enz. kg) weergeeft wat de kritische afstanden zijn voor de drie blootstellingsroutes. Beoordelingen kunnen ook "omgekeerd" worden gedaan: uit de feitelijke afstand in het veld wordt afgeleid wat de kritische massa is voor de opgeslagen stof. Dergelijke eenvoudig te hanteren tabellen vertegenwoordigen het resultaat van een (op zich) complexe risicobeoordeling.

### **Aanleiding**

Via een besluit van de regering moet voor milieuregels verkend worden welke gevolgen de toepassing van de regels zou hebben in de praktijk. Het betreft onder meer de milieu-effecten toets en de bedrijfs-effecten toets (BET en MET, respectievelijk).

De beoordeling van een omgevingsvergunning is in de tekst van het rapport conceptueel en model-beschrijvend (maar niet kwantitatief) uitgewerkt voor de relatie tussen bedrijven met gevaarlijke stoffen en beschermde natuur: getoond wordt hoe de methode is opgebouwd, en hoe deze kan worden toegepast op een situatie (stof, aard en hoeveelheid, de resulterende concentratie-afstandrelatie in verschillende agentia, de toxiciteit, en de resulterende concentratie-effect relatie, in relatie tot de feitelijke ligging van bedrijven en natuurgebieden). Hierbij zijn rijksbrede beleidsmatige beslisriteria (wanneer is er sprake van afdoende bescherming) niet definitief ingevuld, en is er daardoor nog sprake van de mogelijkheid om de balans tussen milieu- en bedrijfseffecten door toepassing van de methodiek te tonen.

Bij de ontwikkeling van de risicobeoordeling is echter voor een ruim honderdtal verschillende stoffen de risicobeoordeling door het ontwikkelteam doorlopen, en werd afgeleid wat dit voor resultaten voor de BET-MET toetsing op zou leveren. In deze Bijlage wordt illustratief getoond welk type resultaten er via BET-MET toetsing verkregen kunnen worden.

### **Uitvoering aan de hand van resultaten verkregen in het ontwikkeltraject**

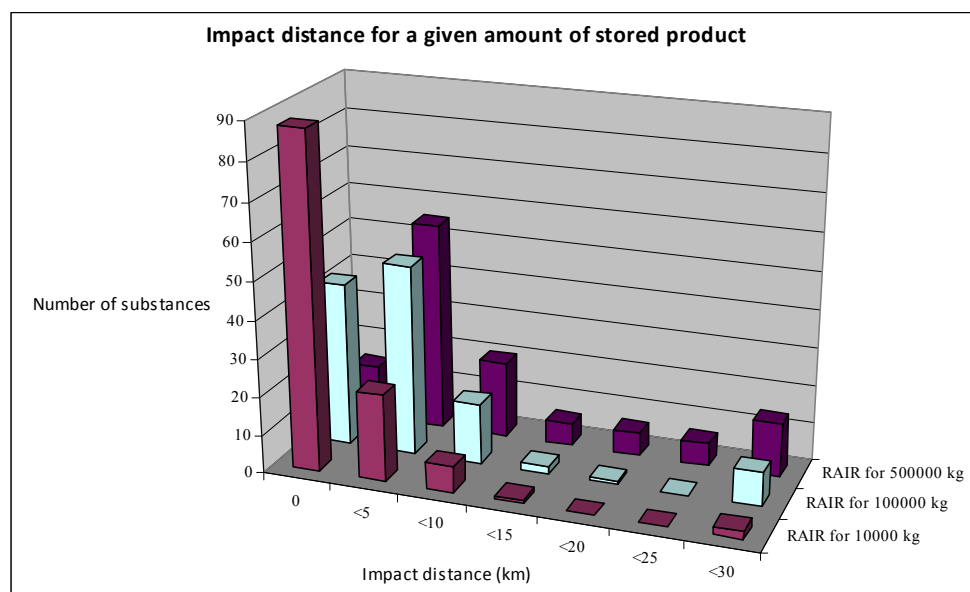
Bij een vastgestelde beleidsmatige grens kan, met de gegeven risicobeoordeling, verkend worden wat de BET en de MET in dergelijke gevallen zullen opleveren. De huidige bijlage toont enkele voorbeeldresultaten, die verkregen zijn met een interne ontwikkelversie van de risicobeoordeling zoals die beschreven is in deze rapportage. Dat wil zeggen: op detailniveau verschilt de risicobeoordeling in deze bijlage mogelijk van de beschreven methodiek in het rapport. De bijlage heeft uitsluitend tot doel om te illustreren welke resultaten er naar aard verwacht kunnen worden voor BET-MET toetsingen, zodra de risicobeoordeling en de beslisriteria vastgelegd zijn.

### Resultaten (1): 121 stoffen en luchtverspreiding

Er zijn effectafstanden berekend voor 121 stoffen, waarbij gekeken is naar de verspreiding via lucht bij verschillende opgeslagen hoeveelheden.

Bij een virtuele, maar mogelijk relevante beleidsgrenswaarde voor effecten leidde deze set van risicobeoordelingen tot een drietal frequentieverdelingen voor effectafstanden. Doordat er sprake is van een verdeling van effectafstanden blijkt, dat de verschillende stoffen tot verschillende uitslagen leiden. De Reban-basismethodiek is gevoelig voor (a) verschillen in stofgedrag, en (2) verschillen in toxiciteit, alsmede uiteraard voor (3) vastgestelde beoordelingscriteria. Doordat de luchtmodellering van de lotgevallen van de stoffen beperkt was tot 28 kilometer is de som van de staafjes van de cumulatieve verdelingen niet altijd gelijk aan 121.

De gevonden patronen tonen dat de effectafstand toeneemt met de vrijgekomen hoeveelheid stoffen, en dat bij het gekozen beleidscriterium effectafstanden in de categorie "<30" kunnen vóórkomen. Vanwege de modelbeperking op "28 km" kan het voorkomen van stoffen in de "<30 km" categorie betekenen dat in werkelijkheid effectafstanden van meer dan 28 km worden aangetroffen.



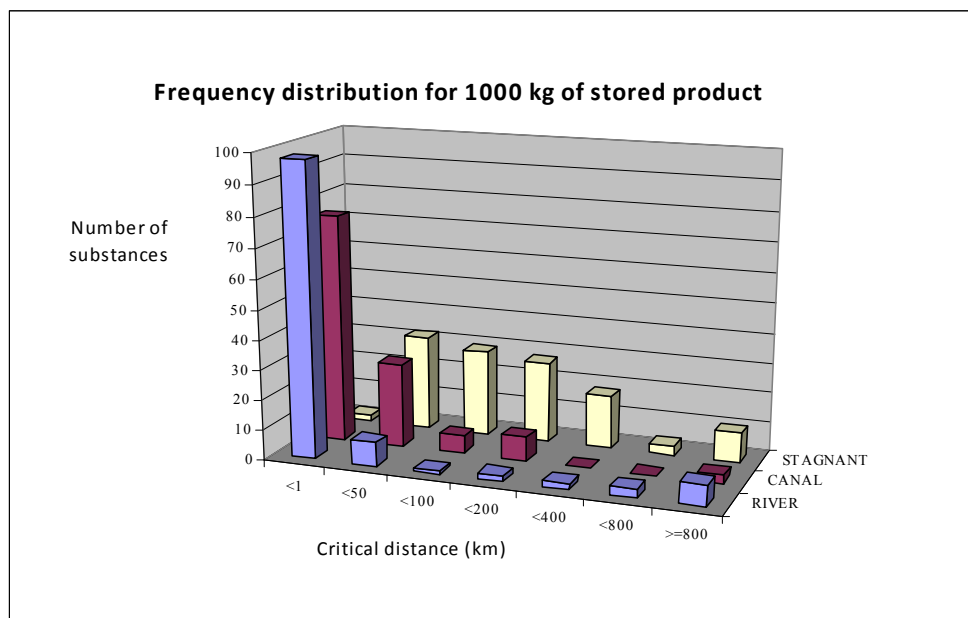
*Figuur Bijlage 3.1. Verdelingen van effect afstanden (x-as, in km) voor 121 stoffen die zich na een ongewoon voorval via de lucht zouden verspreiden, in een scenario met een virtueel, maar mogelijk relevant beleidscriterium voor maximaal toelaatbare impacts, en voor drie verschillende hoeveelheden opgeslagen product (10.000, 100.000 en 500.000 kg). RAIR staat voor Risico afstand Lucht.*

### Resultaten (2): 121 stoffen en waterverspreiding

Er zijn effectafstanden berekend voor 121 stoffen waarbij gekeken is naar de verspreiding via drie typen water (rivier, kanaal en stagnant water), voor een vaste opgeslagen hoeveelheid.

De blootstellingsbeoordeling voor water is afgeleid van de benadering volgens het Proteus II model. Net als bij lucht is er sprake van een verdeling van effectafstanden, zodat wederom de Reban-basismethodiek gevoelig is voor verschillen tussen scenario's (stoffen, situaties, enzovoorts). De verdelingen

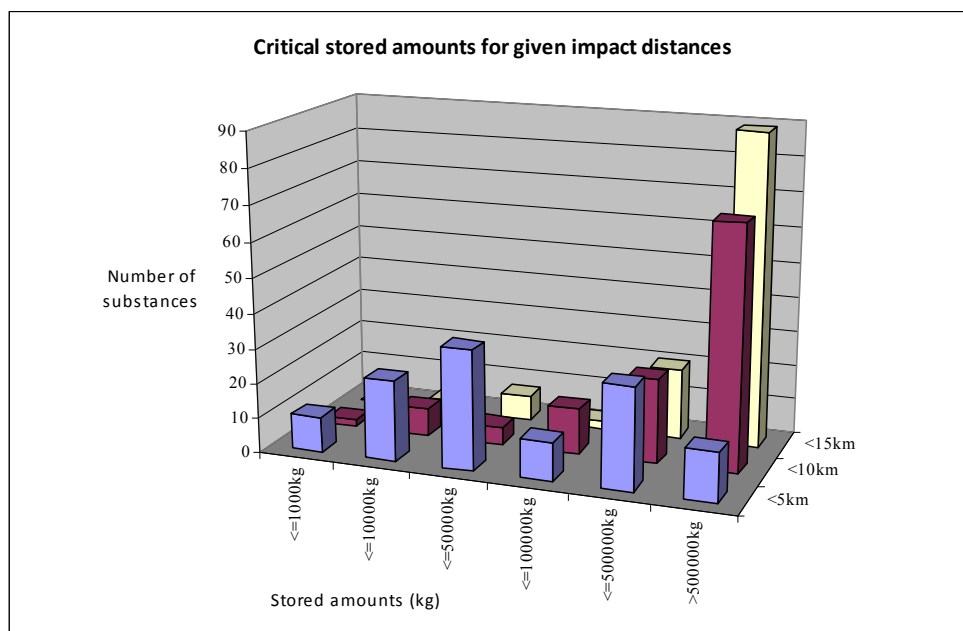
suggereren dat de effectafstanden in stagnante wateren in het algemeen het hoogst zijn, met kleinere afstanden voor kanalen en daaropvolgend rivieren.



*Figuur Bijlage 3.2. Effect afstanden ( $x$ , in m) voor 121 stoffen die zich na een ongewoon voorval via water zouden verspreiden, voor een rivier, een kanaal of stagnant water in een scenario met een virtueel, maar mogelijk relevant beleids criterium voor maximaal toelaatbare impacts, en voor 1000 kg vrijkomend product.*

### **Resultaten (3): Vereenvoudiging voor praktijktoepassing**

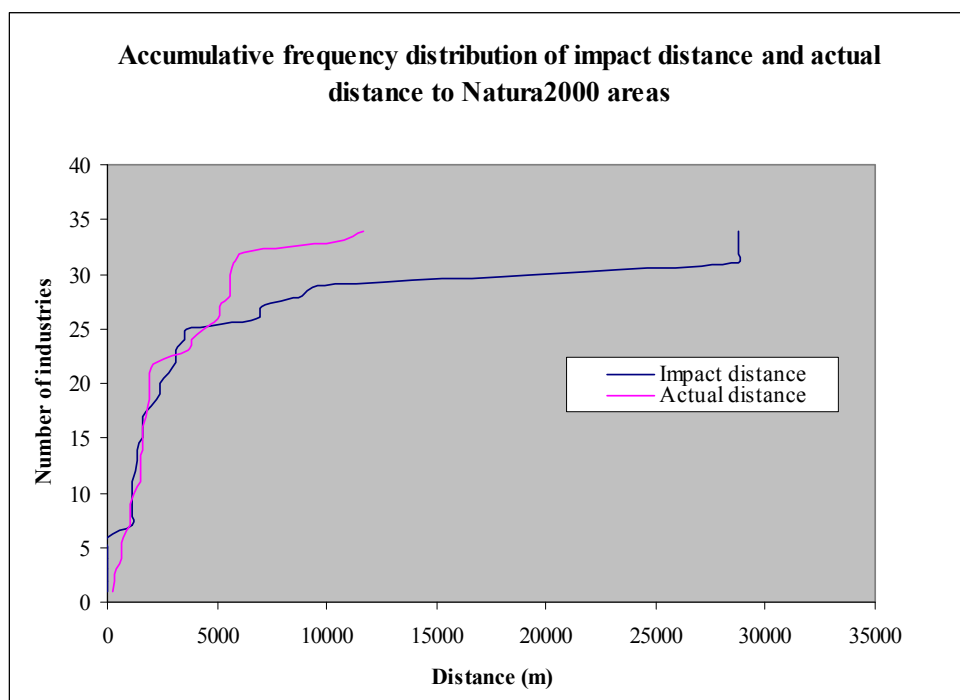
De methodiek die ontworpen is kan versimpeld worden toegepast zodra er sprake is van rijksbreed vastgelegde beslis criteria. Indien de beleidsmatige beslis criteria bekend zijn, is een complexe risicobeoordeling soms onnodig: een eerste praktijktoets die gehanteerd kan worden bij het opstellen van een aanvraag voor een omgevingsvergunning kan simpelweg bestaan uit het toetsen van een kritische opgeslagen hoeveelheid product bij de bestaande geografische afstand tussen het bekende bedrijf en het bekende nabijgelegen natuurgebied. Uit de voorgaande figuren blijkt bijvoorbeeld dat bij een afstand van 20 kilometer de maximaal toegestane opslag bij een gegeven maximaal schadeniveau hoger zal zijn dan bij een afstand van 5 kilometer. In Figuur B3.3 wordt aangegeven waar de kritische opgeslagen hoeveelheden liggen voor de onderzochte 121 stoffen. Van de 121 stoffen zijn er ongeveer 5 stoffen die bij een opgeslagen hoeveelheid van 1000 kg een effectafstand hebben kleiner dan 5 kilometer. In de praktijk kan deze figuur omgezet worden in een eenvoudig te hanteren lijst, met kritische opgeslagen hoeveelheden per stof per afstandsklasse. Deze kan, bij een gegeven afstand, direct worden afgelezen, als alternatief voor een volledige risicobeoordeling. De tabel is immers van die complexe risicobeoordeling afgeleid.



*Figuur Bijlage 3.3. Kritische hoeveelheden opgeslagen stoffen in relatie tot kritische afstanden, bij een gekozen rijksbreed besliscriterium.*

#### **Resultaten (4): BET-MET verhouding voor drie stoffen**

Indien voor stoffen de BET-MET resultaten worden geanalyseerd bij een gekozen beleidsmatig besliscriterium wordt een figuur zoals Figuur B3.4 verkregen. In de figuur wordt de cumulatieve frequentieverdeling voor feitelijke afstanden in Nederland gegeven voor bedrijven waar een stof kan zijn opgeslagen, en wordt deze vergeleken met de cumulatieve verdeling van de effectafstanden. Indien de gehele verdeling voor effectafstanden zich onder die van de werkelijke afstanden bevindt, is de situatie veel 'veiliger' voor de natuur dan bij gedeeltelijke overlap. Bij een feitelijke te beoordelen situatie is er uiteraard alleen sprake van een veilige of een onveilige situatie voor de natuur. De vergelijking van beide cumulatieven geven algemene indrukken wat betreft BET en MET toetsing, bijvoorbeeld rijksbreed, bij gekozen besliscriteria.



*Figuur Bijlage 3.4. Het verschil in ligging van de cumulatieve frequentieverdelingen voor effectafstanden en werkelijke afstanden tussen inrichtingen en beschermde natuur. De relatieve ligging van dergelijke verdelingen heeft een betekenis voor de inschatting van bedrijfs-effectentoetsingen en milieu-effectentoetsingen.*

### **Resultaten (5): Gevoeligheidsanalyses**

Indien voor een groot aantal mogelijke, realistische scenario's en een aantal stoffen de gehele risicoanalyse (inclusief gekozen beleidsmatige beslisriteria) wordt uitgevoerd, is het mogelijk om een gevoeligheidsanalyse te doen. Dat wil zeggen: er kan worden nagegaan welke parameters de uitslag (er is wel of geen veilige afstand tussen inrichtingen en natuur) het sterkst beïnvloeden. Verkennende analyses, met een deel van de stoffen en een deel van de relevante parameters, suggereerde dat dergelijke gevoeligheidsanalyses technisch mogelijk zijn, en dat het beleidsmatige beslis criterium een belangrijke variabele is in het bepalen van de uitslag.



Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid  
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven  
[www.rivm.nl](http://www.rivm.nl)