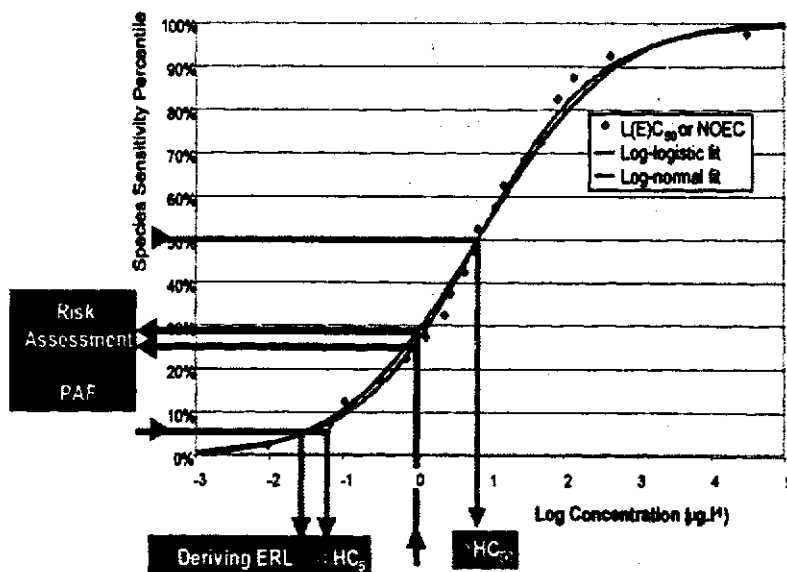


Afleiding van MTR, ER en VR

Overzicht van ad hoc MTR's 1998-2001



Auteur(s): M.A. Beek – WSC
RIZA werkdokument: 2002.046X
Status: definitief
Plaats: Lelystad
Datum: mei 2002

Inhoud

Samenvatting.....	3
1. Inleiding	4
2. Selectie van gegevens	6
2.1 Literatuurbronnen.....	6
2.2 Aquatische toxiciteitsgegevens	6
2.2.1 QSAR's	7
2.2.2 Kow	7
2.2.3 Test condities	7
2.2.4 Test duur	7
2.2.5 Algemene omrekening	8
2.2.6 Aquatische veld studies.....	9
3. Berekening van risicogrenzen.....	10
3.1 Refined effect assessment/statistische extrapolatie methode.....	10
3.2 Preliminary Effect Assessment/methode met behulp van veiligheidsfactoren.....	12
3.2.1 TGD/EU factoren.....	13
3.2.2 Gemodificeerde EPA veiligheidsfactoren.....	14
3.2.3 Afleiding van ER's.....	14
3.3 De toegevoegd risicomethode.....	14
4. <i>Ad hoc</i> MTR.....	16
Referenties	17
Bijlage 1 Documentation Code Scoring – ECOTOX.....	19
Bijlage 2 QSAR's voor aquatische toxiciteit voor stoffen die werken via narcose	21
Bijlage 3 Extrapolatie factoren voor het schatten van log 'hazardous concentration'	22
Bijlage 4 Aquatische toxiciteitsgegevens – acuut en chronisch.....	23

Samenvatting

In dit document wordt een update beschreven van de methodiek om MTR, VR en ER af te leiden. Deze methodiek is in 1999 en 2000 gewijzigd. Zo is de methode Aldenberg&Slob vervangen door de methode Aldenberg&Jaworska, en is de gemodificeerde EPA methode vervangen door de TGD methode. In dit document wordt ingegaan op beide methodes. Daarnaast wordt ingegaan op de literatuurbronnen en hoe om te gaan met aquatische gegevens.

De afgeleide ad hoc MTR/MTT's voor de jaren 1999-2001 worden in dit document weergegeven. Met name de waarde voor aluminium en de MTT's voor de metalen moeten als zeer indicatief beschouwd worden.

Stof	Ad hoc MTR (µg/l)	Ad hoc MTT (µg/l)	Methode
aluminium	48	12	Aldenberg & Jaworska
bromoform/tribroommethaan	11,3		TGD/1000
dichlobenil	20		EPA/100
dicyclopentadien	7,5		EPA/1000
ethofumesaat	17		EPA/100
imidacloprid	85		EPA/1000
tetrachloorvinphos	0,3		EPA/1000
tetrahydrothiofeen (THT)	5000		EPA/1000
cesium		7,4	EPA/1000
gallium		35	EPA/100
lithium		1,2	EPA/1000
niobium		2	EPA/1000
rubidium		1101	EPA/1000
scandium		20	EPA/100
strontium		56	EPA/1000
tellurium		-	
thorium		8	EPA/100
titanium		20	TGD/1000
wolfraam		2,9	EPA/1000
zirconium		2,6	EPA/1000

1. Inleiding

In 1993 is het RIZA werkdokument 'Het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR); uitgangspunten en berekeningsmethoden' geschreven (Beek, 1993). In dit document werd beschreven hoe toendertijd MTR's werden afgeleid. Het document was gebaseerd op het RIVM Guidance document van Slooff (1992).

In de tussentijd is het normstellingstraject doorgegaan. Er zijn voor vele stoffen MTR's afgeleid en de methode heeft zich verder ontwikkeld. Deze ontwikkelingen zijn tussentijds vastgelegd in RIVM documenten (Kalf et al., 1999; Smit et al., 2000). De laatste ontwikkelingen zijn vastgelegd in een Guidance Document van het RIVM door Traas (2001).

Naast de afleiding van het MTR is ook het ER (Ernstig Risiconiveau) nadrukkelijker in beeld gekomen. Methodes om het ER af te leiden zijn eveneens weergegeven in RIVM documenten (Crommentuijn et al., 1994; Verbruggen et al., 2001). In eerste instantie werd een ER alleen afgeleid voor (water)bodem. Het ER is immers de risicogrens waarop de interventiewaarde op wordt gebaseerd. Pas recentelijk heeft het ER ook een functie voor water. De ER waarden worden voorgesteld als criterium voor de mengzone bij lozingspunten in oppervlaktewater. In de CIW nota 'Normen voor het waterbeheer' (Van de Guchte et al., 2000) is dan ook een bijlage opgenomen met voorlopige ER-waarden. De methode voor afleiden van ER's is het meest recentelijk weergegeven in Traas (2001) en in Tuinstra et al. (2001).

Risicogrenzen worden binnen het waterbeheer gebruikt om monitoringgegevens (meetwaarden) aan te toetsen en voor de vergunningverlening van lozingen. In de monitoring staat het MTR centraal en de streefwaarde, welke gebaseerd is op het VR (Verwaarloosbaar Risiconiveau). Ook het ER zou een rol kunnen spelen om monitoringsgegevens aan te toetsen, maar in de huidige praktijk wordt dit nog niet toegepast. Op basis van de risicogrenzen kunnen prioriteiten gesteld worden voor stoffen of voor bronnen (Van de Guchte et al., 2000). Risicogrenzen spelen ook een rol in de immissietoets binnen de beoordeling van individuele lozingen. Het voorstel is dat de lozing niet significant mag bijdragen aan het overschrijden van het MTR (of specifieke functiedoelstelling) voor het oppervlaktewatersysteem waarop wordt geloosd. Bij lozing moeten acuut toxische effecten in de mengzone voorkomen worden, en bij lozing moet ernstige verontreiniging van de waterbodem in de mengzone voorkomen worden. Dit laatste punt kan worden ingevuld door het oppervlaktewater in de mengzone te toetsen aan het ER (Van de Guchte et al., 2000).

In dit rapport wordt de methodiek voor het afleiden van risicogrenzen weergegeven ingegeven door de waterbeheer praktijk. Dit betekent dat alleen ingegaan wordt op het afleiden van MTR's, ER's en VR's voor oppervlaktewater. Vragen over het afleiden van een MTR betreft over het algemeen oppervlaktewater. Voor de afleiding van risicogrenzen voor sediment, bodem of lucht kan de RIVM documentatie gehanteerd worden.

Omdat de praktijk is dat doorvergiftiging niet meegenomen wordt, wordt dit in dit document eveneens niet beschreven. Op dit terrein zijn er wel ontwikkelingen geweest. Ook hiervoor geldt de RIVM documentatie.

Risicogrenzen worden in principe afgeleid in het project Integrale Normstelling Stoffen (INS) door het RIVM, RIZA of RIKZ. Elk jaar wordt door de Stuurgroep INS vastgesteld voor welke stoffen risicogrenzen worden afgeleid. Vaak komt het voor dat er vraag is naar een toetscriterium voor een stof waarvoor nog geen risicogrens is vastgesteld. Deze vragen komen in het algemeen bij het RIZA binnen. Voor deze stoffen wordt dan een voorlopige *ad hoc* MTR (of VR of ER) afgeleid. Deze stoffen kunnen een volgend jaar in aanmerking komen om

binnen INS risicogrenzen voor af te leiden. In Beek (1999) is een overzicht gegeven van de ad hoc MTR's van 1992-1998. In dit document zullen de ad hoc MTR's van 1999-2001 weergegeven worden.

Doel van dit rapport

Doel van dit rapport is het weergegeven van de methode om MTR, ER en VR af te leiden voor oppervlaktewater zodat er in de praktijk mee gewerkt kan worden. Daarnaast het weergeven en up to date maken van de lijst van stoffen waarvoor ad hoc MTR's afgeleid zijn.

Doelgroep

Doelgroep is voornamelijk de mensen binnen het RIZA die te maken hebben met het afleiden van ad hoc MTR's.

Werkwijze

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de selectie van gegevens. Er wordt ingegaan op de verschillende literatuurbronnen en op de aquatische toxiciteitsgegevens. QSAR's, de Kow's, de test condities, de test duur, de algemene omrekening en aquatische veldstudies komen aan de orde. In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de methodieken om risicogrenzen af te leiden. Hoofdstuk 4 geeft de afgeleide ad hoc MTR's weer. Verder worden de referenties en 4 bijlagen weergegeven. Bijlage 1 betreft de documentatie code score uit de ECOTOX database. Bijlage 2 geeft de QSAR's weer. In bijlage 3 worden de extrapolatie factoren voor het schatten van de log 'hazardous concentration' weergegeven. En in bijlage 4 staan de aquatische toxiciteitsgegevens voor de stoffen waarvoor ad hoc MTR/MTT's zijn afgeleid.

2. Selectie van gegevens

In dit hoofdstuk wordt weergegeven welke toxiciteitsgegevens nodig zijn voor het afleiden van een *ad hoc* MTR. De basis gegevens zijn gegevens uit *single-species* testen. Als er geen gegevens voorhanden zijn kan gebruik gemaakt worden van QSAR's, maar deze zijn minder betrouwbaar. Er wordt ingegaan op de literatuurbronnen en hoe om te gaan met aquatische toxiciteitsgegevens.

2.1 Literatuurbronnen

Voor het verzamelen van toxiciteitsgegevens voor een stof wordt binnen de RIZA praktijk over het algemeen gebruik gemaakt van databestanden. De databestanden die daarvoor in aanmerking komen zijn:

- ECOTOX
- ADEPTS
- EaSI-View

Het databestand ECOTOX is een bestand opgesteld door de EPA. Het is beschikbaar op internet: <http://www.epa.gov/ecotox>. Er zijn gegevens beschikbaar voor aquatische (het oude AQUIRE), terrestrische en hogere organismen.

ADEPTS (het oude AQUATOX en AQUAPOL) is een databestand met ecotoxicologische gegevens en fysisch/chemische gegevens. Het is ontwikkeld door RWS (RIZA en RIKZ).

EaSI-View is een data base ontwikkeld door Royal Haskoning. In deze data base zijn fysisch-chemische, (eco)toxicologische gegevens, normstelling in diverse landen en gegevens over EU classificatie en labelling opgenomen. Alle ecotoxicologische gegevens komen uit ECOTOX waarbij alleen gegevens over effecten op aquatische organismen zijn opgenomen. EaSI-View 9.0 bevat de gegevens uit ECOTOX tot en met het jaar 2000.

De gegevens uit ECOTOX worden voorzien van een zogenaamde documentatie code. Deze code geeft de betrouwbaarheid van de gegevens weer. Er wordt gewerkt met de codering C (complete), M (moderate) en I (incomplete). Hier is een bepaalde score aan verbonden (zie Bijlage 1).

De gegevens uit ADEPTS zijn eveneens voorzien van een score. Er wordt een score-index gebruikt op de schaal van 1 tot 4.

- | | |
|---|-----------------|
| 1 | uitstekend |
| 2 | betrouwbaar |
| 3 | onbetrouwbaar |
| 4 | niet beoordeeld |

De gegevens uit EaSI-View bevatten alleen de codes C en M uit ECOTOX.

2.2 Aquatische toxiciteitsgegevens

Voor water worden chronische en acute toxiciteitsgegevens gezocht. Er worden gegevens gezocht voor zowel zoetwater – als zoutwater organismen. Als er geen significant verschil tussen de gegevens bestaat worden deze samengevoegd. Tot nu toe is dit over het algemeen, met uitzondering van de organotins, het geval. Er worden alleen die effectparameters meegenomen waarvan wordt aangenomen dat deze soorten op populatieniveau beïnvloeden. Het betreft hier de eindpunten sterfte, groei en reproductie.

2.2.1 QSAR's

Als er geen of heel weinig gegevens beschikbaar zijn, en de stof werkt volgens een niet-specifiek werkingsmechanisme (narcose) (Verhaar et al., 1992), kunnen QSAR's worden gebruikt om de toxiciteit te schatten. QSAR's zijn gebaseerd op de correlatie tussen de toxiciteit van een stof en één of meer structurele parameters van de stof (bijv. de log Kow). Geschatte chronische toxiciteitsgegevens kunnen worden gebruikt om risicogrenzen voor af te leiden m.b.v. de extrapolatiemodellen. Er zijn voor 19 aquatische organismen van verschillende taxonomische groepen QSAR's beschikbaar (Van Leeuwen et al., 1992). Hieruit worden NOEC's geschat. De QSAR's staan weergegeven in bijlage 2.

2.2.2 Kow

Om de QSAR's te kunnen berekenen zijn gegevens over de n-octanol/water verdelingscoëfficiënt (log Kow) nodig. Experimentele gegevens verkregen volgens de 'slow-stirring' methode hebben de voorkeur. De log Kow worden verkregen uit de MEDCHEM database (MlogP-waarden; de zogenaamde 'star-values'). Als deze 'star-values' niet beschikbaar zijn kunnen berekende waarden volgens de ClogP methode worden gebruikt, welke eveneens in de MEDCHEM database worden weergegeven.

2.2.3 Test condities

Studies moeten uitgevoerd zijn volgens de internationaal geaccepteerde guidelines, zoals bijvoorbeeld de OECD guidelines (OECD, 1987). Als studies hiervan afwijken kunnen ze nog steeds geaccepteerd worden als relevante studies.. De volgende criteria moeten dan in ogenschouw genomen worden:

- De zuiverheid van een stof. De zuiverheid moet op z'n minst 80% zijn. Studies met stoffen met een zuiverheid tussen de 20 en 80% worden niet meegenomen in de extrapolatie, maar kunnen nog wel informatief zijn. Studies met stoffen met een zuiverheid van <20% worden niet meegenomen.
- De toxiciteitsgegevens van een metaal wordt weergegeven als het element en niet als het zout.
- Studies met organismen van vervuilde plekken worden niet meegenomen.
- Concentraties die een factor 10 boven de oplosbaarheid liggen worden niet meegenomen.
- Een maximum van 1 ml/l oplosmiddel voor de toevoeging van een stof is acceptabel.
- De recovery van een stof moet 80% of meer zijn.

2.2.4 Test duur

De beslissing of een toxiciteits test acuut of chronisch is is afhankelijk van de soorten die worden getest en hun levenscyclus. Acute toxiciteit betreft altijd een relatief korte tijds periode. De exacte lengte hiervan is afhankelijk van de fysiologie van de soort en zijn levenscyclus. Chronische toxiciteit vertegenwoordigt een complete of gedeeltelijke levenscyclus inclusief gevoelige jonge stadia of één of meer reproductie cycli. De exacte lengte van de tijds periode is eveneens afhankelijk van de fysiologie en levenscyclus van de soort.

Voor een aantal soorten van verschillende taxonomische groepen heeft de OECD een aantal vaststaande test duren. De lengte hiervan kunnen worden gevonden in de OECD guidelines. De test eindpunten worden over het algemeen uitgedrukt als een acute LC50 of EC50 voor

korte termijn testen met een duur van minder dan 4 dagen, of als een chronische NOEC voor lange termijn testen met een duur van 4 of meer dagen. Voor micro-organismen en algen kunnen NOEC's verkregen worden van experimenten die minder dan 4 dagen duren.

Als toevoeging op de guidelines:

- a) Algen, Bacteriën, Protozoa: een test duur van maximaal 4 dagen; NOEC gegevens van een testperiode van 3-4 dagen worden gedefinieerd als chronisch.
- b) Kreeftachtigen en insecten: test duur van 48 of 96 uur worden beschouwd als acuut.
- c) Vissen, weekdieren en amfibieën: voor deze soorten is 96 uur de tijd voor een standaard acute toxiciteitstest. 'Early life stage' test (OECD 210), 'egg and sac-fry stage' test en de 28 dagen groei test worden beschouwd als chronisch. De 'prolonged toxicity' test (OECD 204) is een acute test.
- d) Testen met afwijkende test duur, worden wel weergegeven maar niet meegenomen in de berekening van een risiconiveau (bijvoorbeeld een 48 uur vistest; een 14 dagen LC50 vis test).

2.2.5 Algemene omrekening

Toxiciteitsdata worden zo bewerkt dat er één gegeven per soort beschikbaar is. Eén waarde per soort is vereist als input in de extrapolatie methoden. Het is wel nodig om zowel acute als chronische gegevens beschikbaar te hebben. Acute en chronische toxiciteitsdata worden dan ook als volgt gewogen over de soorten (Slooff, 1992):

- Als voor een soort verschillende toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn, en deze zijn gebaseerd op hetzelfde toxicologische eindpunt, dan wordt het geometrisch gemiddelde berekend.
- Als voor een soort verschillende toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn, en deze zijn gebaseerd op verschillende toxicologische eindpunten, dan wordt de laagste geselecteerd. Deze laagste waarde kan een geometrisch gemiddelde zijn, als meer dan één waarde voor dezelfde parameter beschikbaar is.
- In sommige gevallen zijn er effect data beschikbaar voor verschillende levensstadia. Het meest gevoelige resultaat wordt gebruikt in de extrapolatie.

De volgende procedure wordt gebruikt om beschikbare toxiciteits gegevens te converteren naar NOEC's:

- De hoogste gerapporteerde concentratie, niet statistisch afwijkend van de controle bij $p < 0,05$, wordt beschouwd als de NOEC als het niet de hoogst geteste concentratie is;
- De hoogste concentratie met 10% of minder effect wordt beschouwd als de NOEC als geen statistische evaluatie mogelijk is;
- Als er alleen Lowest-Observed Effect Concentrations (LOEC) gerapporteerd zijn, wordt de LOEC als volgt omgerekend naar een NOEC:
 - $10 < \text{LOEC} < 20\%$ effect: $\text{NOEC} = \text{LOEC}/2$. Als tenminste twee waarden beschikbaar zijn.
 - $\text{LOEC} \geq 20\%$ effect en een concentratie-effect relatie is beschikbaar: $\text{NOEC} = \text{EC}_{10}$;
 - $\text{LOEC} \geq 20\%$ effect en er is geen concentratie-effect relatie beschikbaar:
 - $20 \leq \text{LOEC} < 50\%$ effect: $\text{NOEC} = \text{LOEC}/3$;
 - $50 \leq \text{LOEC} \leq 80\%$ effect: $\text{NOEC} = \text{LOEC}/10$;
- Als de hoogste geteste concentratie statistisch niet afwijkt van de controle, wordt de NOEC gerapporteerd als NOEC □ [highest observed no-effect concentration].
- De 'Toxische Grenzkonzentration' (TGK) of 'Toxic Threshold' (Bringmann and Kühn, 1977) wordt beschouwd als een NOEC;

- Als een 'Maximum Acceptable Toxicant Concentration' (MATC) wordt gepresenteerd als een range over twee waarden, wordt de laagste geselecteerd als NOEC; als de MATC wordt gepresenteerd als een waarde, de NOEC = MATC/2.

Gegevens voor water worden uitgedrukt als opgeloste concentraties, terwijl vaak totale concentraties worden gemeten of gerapporteerd. Opgeloste concentraties kunnen berekend worden van totale concentraties met behulp van de volgende formule:

$$C_{\text{opgelost}} = C_{\text{totaal}} / (1 + K_{\text{p}_{\text{pm}}} \cdot [\text{pm}])$$

Waarin:

C_{opgelost}	= opgeloste concentratie in water (mg/l)
C_{totaal}	= totale concentratie in water (mg/l)
$K_{\text{p}_{\text{pm}}}$	= zwevend stof/water partitie coefficient (l/kg)
$[\text{pm}]$	= concentratie zwevend stof in water (kg/kg)

2.2.6 Aquatische veld studies

Soms zijn er resultaten van (semi-)veld studies beschikbaar zoals microcosm, mesocosm, macrocosm studies, enclosures, experimentele stroom experimenten of echte veld studies (Van Leeuwen et al., 1994). Dergelijke studies worden gebruikt voor vergelijking met de uit single-species toxiciteitsgegevens verkregen risiconiveaus. In het algemeen zijn deze studies moeilijk te interpreteren. Een set aan criteria ontwikkeld door Emans et al. (1993) kan dienen als een voorlopige tool voor evaluatie:

- Een duidelijke concentratie-effect relatie moet worden verkregen;
- Een betrouwbare MS (multiple species) NOEC moet worden afgeleid;
- Verschillende taxonomische groepen, in min of meer natuurlijke ecosystemen, moeten worden blootgesteld aan één test concentratie voor een langere periode;
- In elk experiment moeten verschillende concentraties worden getest, bestaande uit een controle en op z'n minst twee test concentraties;
- Elke test concentratie moet op z'n minst bestaan uit twee replica's;
- De concentratie van de test stof moet verschillende keren gemeten zijn tijdens het experiment;
- Fysisch-chemische parameters zoals pH, temperatuur en hardheid moeten worden gemeten;
- Naast effect parameters zoals populatie dichtheid en biomassa moeten ook effecten op een hoger integratie niveau gemeten worden zoals soorten diversiteit en soorten rijkheid.

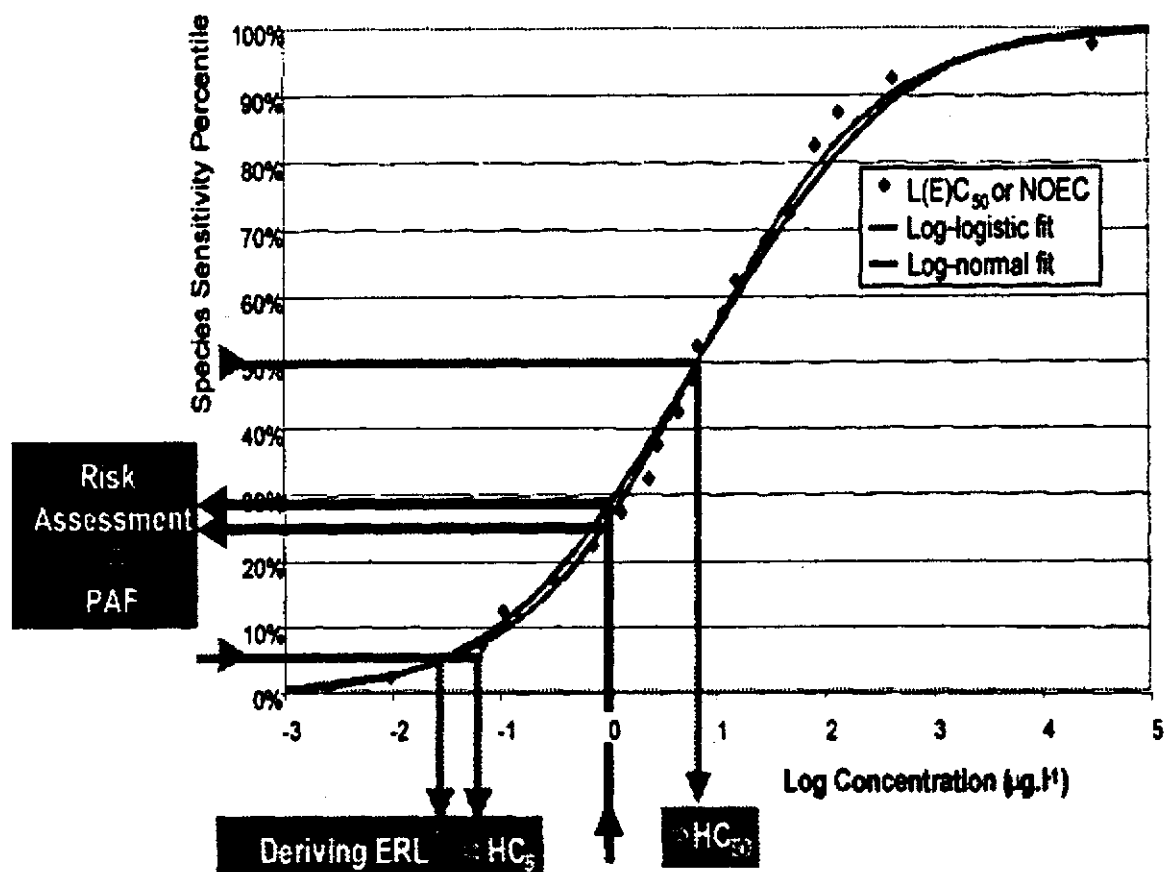
3. Berekening van risicogrenzen

Er zijn twee methoden om risicogrenzen te berekenen. In het engels worden deze aangeduid als de 'Refined effect assessment' en de 'Preliminary effect assessment'. De eerste methode, gebaseerd op soorten gevoeligheids verdelingen verdient de voorkeur boven de tweede methode. De eerste methode wordt toegepast als er chronische gegevens beschikbaar zijn voor vier of meer taxonomische groepen. De tweede methode wordt toegepast als er minder dan vier soorten voor verschillende taxonomische groepen of alleen acute gegevens beschikbaar zijn.

Voor stoffen die van nature voorkomen, zoals metalen, wordt de 'Toegevoegd Risicomethode' (Added Risk Approach) toegepast.

3.1 Refined effect assessment/statistische extrapolatie methode

Verschillende soorten hebben een verschillende gevoeligheid. Deze wetenschap dat de soorten gevoeligheid verschilt per stof en kan worden beschreven met statistische verdelings functie, wat leidt tot Soorten Gevoeligheids Verdelingen (Species Sensitivity Distributions (SSD)). Dit werd geïntroduceerd door Stephan et al. (1985) en Kooijman (1987). Aanneمة bij de statistische extrapolatiemethode is dat de log van de gevoeligheid van soorten beschreven kan worden door een normale of logistische verdeling. De beschikbare ecotoxicologische gegevens kan worden gezien als een trekking uit de verdeling en wordt gebruikt om de parameters van de SSD te schatten. De variantie in gevoeligheid tussen test soorten en het gemiddelde worden gebruikt om een concentratie te berekenen dat kan worden gebruikt als risicogrens. Specifieke percentages van de SSD worden gekozen voor risicogrenzen, zoals het MTR en ER. De SSD kan ook worden gebruikt om de potentieel aangetaste fractie soorten (PAF) te bepalen (risico beoordeling); soorten die zijn blootgesteld boven hun NOEC (zie o.a. Beek & Knoben (1997). De huidige statistische extrapolatie methode neemt aan dat de log-getransformeerde NOEC's, welke worden gebruikt om de verdeling te schatten, fit met de normale verdeling.



Figuur 1. Soorts gevoeligheid verdeling om ecotoxicologische risicogrenzen te bepalen of om de potentieel aangetaste fractie te berekenen.

De methode kan worden toegepast als er tenminste 4 NOEC waarden van soorten uit verschillende taxonomische groepen beschikbaar zijn. Onder taxonomische groepen wordt verstaan de groepen zoals weergegeven in tabel 1.

Tabel 1. Taxonomische classificatie van aquatische organismen.

Bacteria	Rotatoria
Cyanophyta	Nematoda
Protozoa	Mollusca
Algae (b.v. Chrysophyta, Chlorophyta)	Annelida
Macrophyta	Crustacea
Fungi	Insecta
Coelenterata	Pisces
Echinodermata	Amphibia
Platyhelminthes	

Tot midden 2000 werd de statistische extrapolatiemethode van Aldenberg & Slob (1993) gebruikt om risicogrenzen met gebruik van de SSD's af te leiden. Deze methode gebaseerd op de log-logistische fit, is nu vervangen door de methode van Aldenberg &

Jaworska (2000). Het verschil tussen beide methoden is dat het gebruik van de logistische verdeling van log-getransformeerde toxiciteitsgegevens vervangen is door een normaal verdeling van de log toxiciteitsgegevens. Het verschil tussen deze twee verdelingen is klein en voornamelijk zichtbaar in de staart van de verdelingen. Bij kleine hoeveelheden gegevens, wat meestal het geval is bij de afleiding van risicogrenzen, is er geen statistische of theoretische verdediging voor de keus van de logistische of de normale verdeling. Er zitten statistische voordelen aan het gebruik van de normaal verdeling van log toxiciteitsgegevens. Normaal verdelingen bieden de mogelijkheid om betrouwbaarheidsintervallen te berekenen.

Risicogrenzen kunnen worden berekend met behulp van SSD's, gebaseerd op de NOEC's. Het MTR wordt geschat van het 5 percentiel van de SSD, de HC5, en het ER ligt bij het 50 percentiel of mediaan van de SSD, de HC50. Zoals aangegeven kunnen er nu ook betrouwbaarheidsintervallen berekend worden van de HC5 en HC50 en van de PAF. De HC5 en HC50 worden als volgt berekend (Aldenberg & Jaworska, 2000):

$$\text{Log HC}_p = x - k \cdot s$$

HC_p = Hazardous concentratie voor p% van de soorten, HC5 voor het MTR en HC50 voor het ER.

x = gemiddelde van de log getransformeerde NOEC gegevens

k = extrapolatie constante afhankelijk van het beschermingsniveau en steekproef grootte (Tabel 1 uit Aldenberg & Jaworska, 2000, zie ook Bijlage 3)

s = standaard deviatie van de log getransformeerde gegevens.

De mediane schatting van de HC5 en de HC50 zijn de voorgestelde risicogrenzen, en de 90% betrouwbaarheids intervallen worden berekend met de lagere en hogere extrapolatiefactoren uit bijlage 3. De HC50 is simpelweg de mediane waarde van de SSD, het is gelijk aan x, het gemiddelde van de log getransformeerde NOEC gegevens. Software om risicogrenzen te berekenen volgens de methode Aldenberg en Jaworska (2000) is beschikbaar bij de auteur van dit rapport of bij het RIVM.

Het verwaarloosbaar risiconiveau is niet gebaseerd op een specifiek beschermingsniveau uit de SSD, maar is gebaseerd op een veiligheidsfactor voor combinatie toxiciteit (VROM, 1989a,b). Het VR wordt verkregen door het MTR te delen door 100.

3.2 Preliminary Effect Assessment/methode met behulp van veiligheidsfactoren

Als er chronische NOEC's beschikbaar zijn voor minder dan 4 taxonomische groepen wordt de 'preliminary effect assessment' toegepast. In deze methode worden veiligheidsfactoren gebruikt op chronische of acute toxiciteitsgegevens. De grootte van de factor hangt af van de hoeveelheid en samenstelling van de gegevens.

In tabel 2 zijn de veiligheidsfactoren voor aquatische organismen uit het 'Technical Guidance Document (TGD)' weergegeven om een 'Predicted No-Effect Concentration (PNEC)' te berekenen (ECB, 1996). Deze PNEC is gelijk aan een MTR. Sinds 1999 worden deze factoren gebruikt om een MTR voor water af te leiden (Kalf et al., 1999).

Voor de toepassing van de TGD factoren is een basis set aan gegevens nodig. Als deze set

niet beschikbaar is wordt de gemodificeerde EPA-methode gebruikt. De hierin gebruikte factoren staan weergegeven in tabel 3.

Het VR wordt, zoals beschreven in 3.1, afgeleid met een veiligheidsfactor (100) voor combinatie toxiciteit. De afleiding van een ER staat beschreven in 3.2.3.

3.2.1 TGD/EU factoren

Het project INS moest geharmoniseerd worden met het kader voor de toelating van bestrijdingsmiddelen. Daarin werd besloten om in INS de veiligheidsfactoren van de TGD te gebruiken. Enkele aanpassingen hebben er wel plaatsgevonden:

- Als eerste is de classificatie in taxonomische groepen gebruikt zoals bij de afleiding van MTR's wordt gebruikt.
- De tweede aanpassing heeft betrekking op terrestrische data, waar hier niet verder op wordt ingegaan.
- Een derde aanpassing is dat het geometrisch gemiddelde wordt gebruikt voor verschillende toxiciteitsgegevens voor dezelfde soort gebaseerd op het zelfde toxicologische eindpunt, in plaats van het arithmetrische gemiddelde.

Tabel 2. EU/TGD veiligheidsfactoren voor aquatische organismen.

Beschikbare gegevens	Additionele criteria	MTR gebaseerd op	Veiligheidsfactor
L(E)C50 voor algen, Daphnia en vissen (basis set)		L(E)C50aqua _{min}	1000
Basis set + 1 NOEC (geen algen)	NOEC van dezelfde taxonomische groep als L(E)C50aqua _{min} (vissen of Daphnia)?		
	Ja	NOECaqua _{min}	100
	Nee: $L(E)C50aqua_{min}/1000 < NOECaqua_{min}/100$	L(E)C50aqua _{min}	1000
	Nee: $L(E)C50aqua_{min}/1000 \geq NOECaqua_{min}/100$	NOECaqua _{min}	100
Basis set + 2 NOEC's	NOEC van dezelfde taxonomische groep als L(E)C50aqua _{min} ?		
	Ja	NOECaqua _{min}	50
	Nee	NOECaqua _{min}	100
Basis set + 3 NOEC's	NOEC's voor algen, Daphnia en vissen?		
	Ja	NOECaqua _{min}	10
	Nee: NOEC van dezelfde taxonomische groep als L(E)C50aqua _{min}	NOECaqua _{min}	10
	Nee: NOEC niet van dezelfde taxonomische groep als L(E)C50aqua _{min}	NOECaqua _{min}	50

Compleetheid van de basis set is vereist, te weten toxiciteitsgegevens voor algen, Daphnia en vissen. Echter voor hydrofobe stoffen (met een $\log K_{ow} > 3$) zijn korte termijn toxiciteitsgegevens niet representatief, omdat de tijdsduur van een acute test te kort is om een toxiciteitsniveau te bereiken in het organisme. In dergelijke gevallen is de compleetheid van de basis set niet vereist en een veiligheidsfactor van 100 kan worden toegepast op een chronische test, wat geen alg moet zijn als dit de enige beschikbare chronische test is. Dit resultaat moet worden vergeleken met de uitkomst van veiligheidsfactoren op een LC50 waarde.

Als de basis set niet compleet is wordt de gemodificeerde EPA-methode toegepast.

3.2.2 Gemodificeerde EPA veiligheidsfactoren

Als de basis set niet compleet is en de TGD tabel kan niet worden toegepast, wordt de gemodificeerde EPA methode gebruikt om MTR's af te leiden (Van de Meent et al., 1990). Het gebruik van de veiligheidsfactoren staan weergegeven in tabel 3.

Tabel 3 Gemodificeerde EPA veiligheidsfactoren voor aquatische organismen.

Beschikbare gegevens	Additionele criteria	MTR gebaseerd op	Veiligheidsfactor
L(E)C50 of QSAR schatting	$L(E)C50_{aqua_min}/1000 < NOEC_{aqua_min}/10$	$L(E)C50_{aqua_min}$	1000
L(E)C50 of QSAR schatting voor minimal algen/crustaceans/vissen	$L(E)C50_{aqua_min}/100 < NOEC_{aqua_min}/10$	$L(E)C50_{aqua_min}$	100
NOEC of QSAR schatting**	$L(E)C50_{aqua_min}/1000(100) < NOEC_{aqua_min}/10$	$L(E)C50_{aqua_min}$	100/1000
	$L(E)C50_{aqua_min}/100(100) \geq NOEC_{aqua_min}/10$	$NOEC_{aqua_min}$	10
NOEC of QSAR schatting voor minimaal algen/crustaceanen/vissen		$NOEC_{aqua_min}$	10

** De waarde gebaseerd op NOEC's wordt vergeleken met de waarde gebaseerd op acute L(E)C50 toxiciteits gegevens.

3.2.3 Afleiding van ER's

De factoren en condities om een ER af te leiden met behulp van veiligheidsfactoren staan weergegeven in tabel 4. Een acuut –chronisch ratio (ACR) wordt toegepast op de acute gegevens om deze te kunnen vergelijken met de chronische NOEC's. Als er geen specifieke informatie beschikbaar is wordt een ACT van 10 gebruikt.

Tabel 4 Veiligheidsfactoren om een ER af te leiden voor het aquatische compartiment.

Beschikbare gegevens	Additionele criteria	ER gebaseerd op	Veiligheidsfactor
Alleen L(E)C50's en geen NOEC's		Geometrisch gemiddelde van de L(E)C50's	10**
Al NOEC's beschikbaar	Geometrisch gemiddelde van L(E)C50's/10 < geometrisch gemiddelde van NOEC's	Geometrisch gemiddelde van L(E)C50's	10**
	Geometrisch gemiddelde van L(E)C50's/10 $\geq$ geometrisch gemiddelde van NOEC's	Geometrisch gemiddelde van NOEC's	1

** Een ACR van 10 wordt gebruikt, tenzij een betere schatting beschikbaar is.

3.3 De toegevoegd risicomethode

De toegevoegd risicomethode wordt gebruikt om rekening te houden met achtergrondconcentratie wanneer MTR's worden afgeleid voor van nature voorkomende stoffen (met name metalen). Op basis van beschikbare toxiciteitsgegevens wordt een zogenaamde Maximaal Toelaatbare Toevoeging (MTT) afgeleid. Deze MTT wordt beschouwd als de maximale concentratie die kan worden toegevoegd bij de achtergrondconcentratie (Ca), zonder nadelige effecten te veroorzaken. Het MTR is dan de som van Ca en de MTT:

$$MTR = Ca + MTT$$

De MTT wordt op dezelfde manier afgeleid als stoffen zonder natuurlijke achtergrond concentratie. Wat betreft de biobeschikbare fractie van de metalen in laboratorium testen wordt aangenomen dat het toegevoegde metaal volledig biobeschikbaar is (100%). Aangenomen wordt eveneens dat de achtergrond concentratie geresulteerd heeft in de biodiversiteit van ecosystemen of ertoe dient dat de benodigde micronutriënten voor soorten in het milieu ingevuld wordt.

Het VR wordt gedefinieerd als de achtergrond concentratie (Ca) plus de Verwaarloosbare Toevoeging (VT):

$$VR = Ca + VT; VT = MTT/100$$

Afhankelijk van de toepassing kan besloten worden de toegevoegd risico methode wel of niet toe te passen bij de afleiding van een ER. Als het ER een trigger functie heeft, zoals bij de Interventiewaarde, wordt in principe de toegevoegd risico methode niet toegepast.

4. *Ad hoc* MTR

In 1999 is een overzicht verschenen van de *ad hoc* MTR's afgeleid in 1992 – 1998 (Beek, 1999). In deze periode zijn voor 169 stoffen *ad hoc* MTR's afgeleid. *Ad hoc* MTR's worden afgeleid voor stoffen waarvoor nog geen MTR uit INS-kader is afgeleid, maar wel vraag is naar een dergelijke waarde. De vragen komen voor een groot deel voort uit de monitoring van stoffen en stofgerichte projecten, en voor een kleiner deel uit de WVO vergunningverlening. Voor 39 van die 169 stoffen zijn in een later stadium in INS kader MTR's afgeleid. Zodra dit het geval is vervalt de *ad hoc* MTR.

In tabel 5 wordt een overzicht gegevens van de afgeleide *ad hoc* MTR's en MTT's in de periode 1999 tot en met 2001. Er is voor 20 stoffen een *ad hoc* MTR/MTT afgeleid. De achterliggende toxiciteitsgegevens staan weergegeven in bijlage 4. De afleiding van de *ad hoc* MTR voor aluminium is weergegeven in twee rapporten (Van de Plassche, 2001; Van de Plassche, 2002). Deze waarde en de MTT's voor metalen moeten echter als zeer indicatief beschouwd worden.

Tabel 5. Overzicht van *ad hoc* MTR's en MTT's; periode 1999-2001.

Stof	Ad hoc MTR (µg/l)	Ad hoc MTT (µg/l)	Methode
Aluminium	48	12	Aldenberg & Jaworska
bromoform/tribroommethaan	11,3		TGD/1000
dichlobenil	20		EPA/100
dicyclopentadien	7,5		EPA/1000
ethofumesaat	17		EPA/100
imidacloprid	85		EPA/1000
tetrachloorvinphos	0,3		EPA/1000
tetrahydrothiofeen (THT)	5000		EPA/1000
cesium		7,4	EPA/1000
gallium		35	EPA/100
lithium		1,2	EPA/1000
niobium		2	EPA/1000
rubidium		1101	EPA/1000
scandium		20	EPA/100
strontium		56	EPA/1000
tellurium		-	
thorium		8	EPA/100
titanium		20	TGD/1000
wolfraam		2,9	EPA/1000
zirconium		2,6	EPA/1000

Referenties

- Aldenberg, T. & J. Jaworska, 2000.
Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46: 1-18.
- Aldenberg, T. & W. Slob, 1993.
Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 25: 48-63.
- Beek, M.A., 1993.
Het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR); uitgangspunten en berekeningsmethode. RIZA werkdokument 93.105X
- Beek, M.A., 1999.
Overzicht van ad hoc MTR's voor water. RIZA werkdokument 99.046X..
- Beek, M.A. & Knoben, 1997.
Ecotoxicologische risico's van stoffen voor watersystemen. Stapsgewijze beoordeling gebaseerd op verschillen in gevoeligheid tussen soorten. RIZA rapport 97.064.
- Bringmann, G. & R. Kühn, 1977.
Befunde der Schädwirkung wassergefährdender Stoffe gegen *Daphnia magna* (Hazardous substances in water towards *Daphnia magna*). *Z. Wasser Abwasserf.* 10: 161-166.
- Crommentuijn, T., E.J. van de Plassche & J.H. Canton, 1994.
Guidance document on the derivation of ecotoxicological criteria for serious soil contamination in view of the intervention value for soil clean-up. RIVM Report 950011003.
- ECB, 1996.
Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances and the Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances, EC Catalogue Numbers CR-48-96-001, 002, 003, 004-EN-C. Office for official publications of the European Community, Luxembourg.
- Emans, H.J.B., E.J. van de Plassche, J.H. Canton, P.C. Okkerman & P.M. Sparenburg, 1993.
Validation of some extrapolation methods used for effect assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 2139-2154.
- Guchte, van de C., M.A. Beek, J. Tuinstra & M. van Rossenberg, 2000.
Normen voor het waterbeheer. CIW-rapport, mei 2000.
- Kalf, D.F., B.J.W.G. Mensink & M.H.M.M. Montforts, 1999.
Protocol for derivation of harmonised maximum permissible concentrations (MPC's). RIVM Report 601506001.
- Kooijman, S.A.L.M., 1987.
A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species. *Water Res.*, 21:269-276.
- Leeuwen, van, C.J., P.T.J. van der Zandt, T. Aldenberg, H.J.M. Verhaar & L.M. Hermens, 1992.
Application of QSAR's, extrapolation and equilibrium partitioning in aquatic effects assessment. I. Narcotic industrial pollutants. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 11: 267-282.
- Leeuwen, van C.J., H.J.B. Emans, E.J. van de Plassche & J.H. Canton, 1994.
The role of field tests in hazard assessment of chemicals. In: Hill et al. (eds.).

Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals. Lewis Publishers, Boca Raton.

- Meent, van de, D., T. Aldenberg, J.H. Canton, C.A.M. van Gestel, & W. Slooff, 1990. Desire for levels. Background study for the policy document 'Setting environmental quality standards for water and soil'. RIVM Report 670101002.
- OECD, 1987. OECD guidelines for testing of chemicals. Paris, France.
- Plassche, van de E.J., 2001. Voorstel voor een ad hoc maximaal toelaatbaar risiconiveau voor aluminium in oppervlaktewater. Royal Haskoning, Nijmegen.
- Plassche, van de E.J., 2002. Een ad-hoc Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) voor aluminium in oppervlaktewater. 26 april 2002.
- Slooff, W., 1992. RIVM Guidance document. Ecotoxicological Effect assessment : Deriving Maximum Tolerable Concentrations (MTC) from single-species toxicity data. RIVM Report 719102018.
- Smit, C.E., A.P. van Wezel, D.T. Jager & T.P. Traas, 2000. Secondary poisoning of cadmium, copper and mercury: implications for the maximum permissible concentrations and negligible concentrations in water, sediment and soil. RIVM Report 601501009.
- Stephan, C.E., D.I. Mount, D.J. Hansen, J.H. Gentile, G.A. Chapman & W.A. Brungs, 1985. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their use. Report PB85-227049, US Environmental Protection Agency, Washington D.C..
- Traas, T.P., 2001. Guidance Document on deriving Environmental Risk Limits. RIVM Report 601501012.
- Tuinstra, J., M.A. Beek & C. van de Guchte, 2001. Risico's voor watersystemen: ER waarden voor oppervlaktewater en sediment. RIZA werkdokument 99.176X.
- Verbruggen, E.M.J., R. Posthumus & A.P. van Wezel, 2001. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM Report 711701020.
- Verhaar, H.J.M., C.J. van Leeuwen & J.L.M. Hermens, 1992. Classifying environmental pollutants. 1 : structure-activity relationships for prediction of aquatic toxicity. Chemosphere 25: 471-491.
- VROM, 1989a. National Environmental Policy Plan. To choose or lose. Tweede Kamer 1988-1989, 21137, no. 1-2.
- VROM, 1989b. Premises for risk management. Risk limits in the context of environmental policy. Tweede Kamer, 1988-1989, 21137, no. 5.

Bijlage 1 Documentation Code Scoring – ECOTOX

C = Complete = 86-100 points

M = Moderate = 51-85 points

I = Incomplete = < 51 points

View Table 1.1 and 1.2 below to determine point values given for each data field.

Table 1.1 Documentation code scoring for aquatic and terrestrial laboratory/field data

Aquatic lab or nr		Score		Terrestrial lab/field		Score	
Exposure duration		20		Exposure duration		20	
Control type		8		Control type		7	
Organism comment and/or lifestage		9		Organism comment, age or lifestage		8	
Chemical grade or purity or chemical comment		5		Chemical grade or purity or chemical comment		5	
Chemical analysis method		5		Chemical analysis method		5	
Exposure type		10		Exposure type		10	
Test location		5		Test location		5	
Statistical significance	Endpoint	10	20	Statistical significance	Endpoint	10	20
Significance level		10		Significance level		10	
Hardness (FW)	Salinity (SW)	2	4	Application frequency		5	
Alkalinity (FW)		2		Organism source		5	
Dissolved oxygen		4		Organism number and/or sample number		5	
Temperature		4		Dose number		5	
Conductivity		2					
PH		4					
Total		100		Total		100	

Table 1.2 Documentation code scoring for aquatic outdoor field data.

Aquatic field data records		Score	
Exposure duration		20	
Control type		6	
Organism comment, and/or lifestage		6	
Chemical grade		3	
Chemical analysis method		3	
Exposure type		10	
Statistical significance	endpoint	10	20
Significance level		10	
Hardness (FW)	Salinity (SW)	2	4
Alkalinity (FW)		2	
Dissolved oxygen		4	
Temperature		4	
PH		4	
Conductivity		2	
Organic carbon		1	
Chemical half-life		1	

Habitat code	4
Geographic location	2
Application type	2
Application frequency	2
Application date/season	2
Total	100

Bijlage 2 QSAR's voor aquatische toxiciteit voor stoffen die werken via narcose

Tabel 2.1 QSAR's voor NOEC's (mol/l) voor geselecteerde soorten voor stoffen werkend volgens narcose.

<u>Bacteriën</u>	
Clostridium botulinum	Log NOEC = -0,82 logKow - 0,29
Bacillus subtilis	Log NOEC = -0,64 log Kow - 2,03
Pseudomonas putida	Log NOEC = -0,64 logKow - 1,60
Photobacterium phosphorum	Log NOEC = -0,68 log Kow - 1,52
<u>Algen</u>	
Skeletonema costatum	Log NOEC = -0,72 log Kow - 1,42
Scenedesmus subspicatus	Log NOEC = -0,86 log Kow - 1,41
Selenastrum capricornutum	Log NOEC = -1,00 log Kow - 1,71
<u>Fungi</u>	
Saccharomyces cerevisiae	Log NOEC = -0,78 log Kow - 0,35
<u>Protozoa</u>	
Tetrahymena pyriformis	Log NOEC = -0,80 log Kow - 1,28
<u>Holtdieren</u>	
Hydra oligactis	Log NOEC = -0,86 log Kow - 2,05
<u>Weekdieren</u>	
Lymnaea stagnalis	Log NOEC = -0,86 log Kow - 2,08
<u>Geleedpotigen</u>	
Nitocra spinipes	Log NOEC = -0,78 log Kow - 2,14
Daphnia magna	Log NOEC = -1,04 log Kow - 1,70
Aedes aegypti	Log NOEC = -1,09 log Kow - 1,36
Culex pipiens	Log NOEC = -0,86 log Kow - 1,98
<u>Vissen</u>	
Pimephales promelas/Brachydanio rerio	Log NOEC = -0,87 log Kow - 2,35
<u>Amfibieën</u>	
Ambystoma mexicanum	Log NOEC = -0,88 log Kow - 1,89
Rana temporaria	Log NOEC = -1,09 log Kow - 1,47
Xenopus laevis	Log NOEC = -0,90 log Kow - 1,79

Bijlage 3 Extrapolatie factoren voor het schatten van log 'hazardous concentration'.

HC5 extrapolatie constanten tabel volgens Aldenberg & Jaworska (2000).

Voor een MTR wordt de mediane HC5 extrapolatie constante gebruikt.

N	lager	mediaan	hoger
2	26.25968	2.33873	0.47479
3	7.65590	1.93842	0.63914
4	5.14388	1.82951	0.74330
5	4.20268	1.77928	0.81778
6	3.70768	1.75046	0.87477
7	3.39947	1.73179	0.92037
8	3.18729	1.71872	0.95803
9	3.03124	1.70906	0.98987
10	2.91096	1.70163	1.01730
11	2.81499	1.69574	1.04127
12	2.73634	1.69096	1.06247
13	2.67050	1.68700	1.08141
14	2.61443	1.68366	1.09848
15	2.56600	1.68082	1.11397
16	2.52366	1.67836	1.12812
17	2.48626	1.67621	1.14112
18	2.45295	1.67433	1.15311
19	2.42304	1.67266	1.16423
20	2.39600	1.67116	1.17458
21	2.37142	1.66982	1.18425
22	2.34896	1.66861	1.19330
23	2.32832	1.66752	1.20181
24	2.30929	1.66651	1.20982
25	2.29167	1.66560	1.21739
26	2.27530	1.66475	1.22455
27	2.26005	1.66398	1.23135
28	2.24578	1.66326	1.23780
29	2.23241	1.66259	1.24395
30	2.21984	1.66197	1.24981
31	2.20800	1.66140	1.25540
32	2.19682	1.66086	1.26075
33	2.18625	1.66035	1.26588
34	2.17623	1.65988	1.27079
35	2.16672	1.65943	1.27551
36	2.15768	1.65901	1.28004
37	2.14906	1.65861	1.28441
38	2.14085	1.65823	1.28861
39	2.13300	1.65788	1.29266
40	2.12549	1.65754	1.29657
41	2.11831	1.65722	1.30035
42	2.11142	1.65692	1.30399
43	2.10481	1.65663	1.30752
44	2.09846	1.65635	1.31094
45	2.09235	1.65609	1.31425
46	2.08648	1.65584	1.31746
47	2.08081	1.65559	1.32058
48	2.07535	1.65536	1.32360
49	2.07008	1.65514	1.32653
50	2.06499	1.65493	1.32939
51	2.06007	1.65473	1.33216

n	lager	mediaan	hoger
52	2.05532	1.65453	1.33486
53	2.05071	1.65435	1.33749
54	2.04625	1.65417	1.34005
55	2.04193	1.65399	1.34254
56	2.03774	1.65383	1.34497
57	2.03367	1.65366	1.34734
58	2.02972	1.65351	1.34965
59	2.02589	1.65336	1.35191
60	2.02216	1.65321	1.35412
61	2.01853	1.65307	1.35627
62	2.01501	1.65294	1.35837
63	2.01157	1.65281	1.36043
64	2.00823	1.65268	1.36244
65	2.00498	1.65256	1.36441
66	2.00180	1.65244	1.36633
67	1.99871	1.65232	1.36822
68	1.99569	1.65221	1.37006
69	1.99274	1.65210	1.37187
70	1.98987	1.65199	1.37364
71	1.98706	1.65189	1.37538
72	1.98431	1.65179	1.37708
73	1.98163	1.65170	1.37875
74	1.97901	1.65160	1.38038
75	1.97645	1.65151	1.38199
76	1.97394	1.65142	1.38357
77	1.97149	1.65133	1.38511
78	1.96909	1.65125	1.38663
79	1.96674	1.65117	1.38812
80	1.96444	1.65109	1.38959
81	1.96218	1.65101	1.39103
82	1.95997	1.65093	1.39244
83	1.95781	1.65086	1.39383
84	1.95568	1.65078	1.39520
85	1.95360	1.65071	1.39654
86	1.95156	1.65064	1.39786
87	1.94955	1.65058	1.39916
88	1.94759	1.65051	1.40044
89	1.94566	1.65045	1.40170
90	1.94376	1.65038	1.40294
91	1.94190	1.65032	1.40415
92	1.94007	1.65026	1.40535
93	1.93828	1.65020	1.40654
94	1.93651	1.65014	1.40770
95	1.93478	1.65009	1.40885
96	1.93308	1.65003	1.40998
97	1.93140	1.64998	1.41109
98	1.92975	1.64993	1.41219
99	1.92813	1.64987	1.41327
100	1.92654	1.64982	1.41433

Bijlage 4 Aquatische toxiciteitsgegevens – acuut en chronisch

- aluminium

chronische toxiciteitsgegevens aluminium

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
algen	Chlorella pyrenoidosa	NOEC			4
	Monoraphidium dybowskii	NOEC		4 dagen	100
	M. griffithii	NOEC			50
amfibieën	Rana temporaria	NOEC		14 dagen	50
	Rana sylvatica	NOEC		9 dagen	10
	Bufo americanus	NOEC			5
	Pseudacris regilla	NOEC		7 dagen	37,5
	Ambystoma macrodactylum	NOEC			75
invertebraten	Chironomus riparius	NOEC		30 dagen	34,8
	Amphinemura sulcicollis	NOEC			200
	H. instabilis	NOEC			200
vissen	Salvelinus fontinalis	NOEC			37
	Oncorhynchus mykiss	NOEC			20
	Salmo salar	NOEC			39
	Salmo trutta	NOEC			41
	Oncorhynchus clarki	NOEC		40 dagen	25
	Pimephales promelas	NOEC		109 dagen	15
	Micropterus salmoides	NOEC		113-127 dagen	15

- bromoform/tribroommethaan (cas nr. 75-25-2)

chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar

acute toxiciteitsgegevens bromoform

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
algen	Selenastrum capricornutum	EC50	zoet	96 uur	38600
	Selenastrum capricornutum	EC50	zoet	96 uur	40100
	Skeletonema costatum	EC50	zout	96 uur	12300
kreeftachtigen	Americamysis bahia	LC50	zout	96 uur	24400
	Daphnia magna	LC50	zoet	48 uur	46000
	Daphnia pulex	LC50	zoet	96 uur	44000
	Penaeus aztecus	LC50	zout	96 uur	26000
vissen	Brevoortia tyrannus	LC50	zout	96 uur	12000
	Cyprinodon variegatus	LC50	zout	96 uur	18000
	Cyprinodon variegatus	LC50	zout	96 uur	7100
	Cyprinus carpio	LC50	zoet	3-5 dagen	52000
	Cyprinus carpio	LC50	zoet	3-5 dagen	80000
	Lepomis macrochirus	LC50	zoet	96 uur	29000

- dichlobenil (cas nr. 1194-65-6)

chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar

acute toxiciteitsgegevens dichlobenil

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
algen	Chlorococcum	EC50	zout	1,5 uur	90000
	Dunaliella tertiolecta	EC50	zout	1,5 uur	125000
	Isochrysis galbana	EC50	zoet	96 uur	100000

kreeftachtigen	Americamysis bahia	LC50	zout	96 uur	2350
	Asellus brevicaudus	LC50	zoet	96 uur	35000
	Carcinus maenas	LC50	zout	48 uur	10000
	Crangon crangon	EC50	zout	48 uur	3300
	Cypridopsis vidua	EC50	zoet	48 uur	7800
	Daphnia magna	EC50	zoet	48 uur	6200
	Daphnia magna	EC50	zoet	48 uur	10000
	Daphnia pulex	EC50	zoet	48 uur	3700
	Gammarus fasciatus	LC50	zoet	96 uur	10000
	Gammarus lacustris	LC50	zoet	96 uur	11000
	Hyalella azteca	EC50	zoet	96 uur	8500
	Hyalella azteca	EC50	zoet	96 uur	2800
Amfibieën	Bufo bufo japonicus	LC50	zoet	24 uur	17000
Insekten	Callibaetis	EC50	zoet	96 uur	10300
	Callibaetis	IC50	zoet	96 uur	7400
	Chironomidae	EC50	zoet	96 uur	7800
	Enallagma	EC50	zoet	96 uur	20700
Vissen	Carassius auratus	LC50	zoet	96 uur	7800
	Ctenopharyngodon idella	LC50	zoet	96 uur	9400
	Cyprinodon variegatus	LC50	zout	96 uur	12700
	Cyprinus carpio	LC50	zoet	96 uur	10900
	Danio rerio	LC50	zoet	96 uur	16040
	Lepomis cyanellus	LC50	zoet	96 uur	5700
	Lepomis macrochirus	LC50	zoet	96 uur	10500
Weekdieren	Cerastoderma edule	LC50	zout	48 uur	>100000
	Crassostrea virginica	EC50	zout	96 uur	1630

- **dicyclopentadien (cas nr. 77-73-6)**

chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar

acute toxiciteitsgegevens voor dicyclopentadien

Taxonomische groep	soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
kreeftachtigen	Asellus militaris	LC50	zoet	48 uur	15000
	Daphnia magna	LC50	zoet	48 uur	7500
	Gammarus fasciatus	LC50	zoet	48 uur	15500
insekten	Chironomus tentans	LC50	zoet	48 uur	120000
vissen	Ictalurus punctatus	LC50	zoet	96 uur	15700
	Lepomis macrochirus	LC50	zoet	96 uur	30000
	Oncorhynchus mykiss	LC50	zoet	96 uur	15900
	Pimephales promelas	LC50	zoet	96 uur	43000

- **ethofumesaat (cas nr. 26225-79-6)**

chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar

acute toxiciteitsgegevens voor ethofumesaat

Taxonomische groep	soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
algen	-	EC50	-	-	3900
kreeftachtigen	Daphnia magna	EC50	zoet	48 uur	63000
	Mysidopsis bahia	LC50	zout	96 uur	5300
vissen	Cyprinodon variegatus	LC50	-	96 uur	25000
	Lepomis macrochirus	LC50	zoet	96 uur	6600
	Oncorhynchus mykiss	LC50	zoet	96 uur	8100
	Rasbora heteromorpha	LC50	-	96 uur	56000
weekdieren	Crassostrea virginica	EC50	-	96 uur	1700

- **Imidacloprid (cas nr. 138261-41-3)**

chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar

acute toxiciteitsgegevens voor imidacloprid

Taxonomische groep	soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
algen	Cenedesmus subspicatus	EC50	-	-	>10000
kreeftachtigen	Daphnia magna	LC50	zoet	48 uur	85000
weekdieren	Crassostrea virginica	EC50	-	96 uur	1700

- **Tetrachloorvinphos (cas nr. 22248-79-9)**

chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar

acute toxiciteitsgegevens voor tetrachloorvinphos

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
vissen	5 soorten	LC50	-	24 uur	300-6000

- **Tetrahydrothiofeen (THT) (cas nr. 110-01-0)**

chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar

acute toxiciteitsgegevens voor tetrahydrothiofeen

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
vissen	Carassius auratus	LC50	zoet	24 uur	4800000

- **Cesiumchloride (cas nr. 7647-17-8)**

Chronische gegevens voor cesiumchloride

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
algen	Chlorella vulgaris	NOEC	zoet	3-4 maanden	15000

Acute toxiciteitsgegevens voor cesiumchloride

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
kreeftachtigen	Cyclops abyssorum prealpinus	EC50	Zoet	48 uur	400000
	Daphnia hyalina	LC50	zoet	48 uur	7400

- **Galliumchloride (cas nr. 13450-90-3)**

Chronische toxiciteitsgegevens voor galliumchloride

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
vissen	Oncorhynchus mykiss	LC50	zoet	28 dagen	3510

- **Lithiumcarbonaat (cas nr. 554-13-2)**

Chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar.

Acute toxiciteitsgegevens van lithiumcarbonaat

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
vissen	Fundulus heteroclitus	LC50	zout	96 uur	17774

- **Lithiumchloride (cas nr. 7447-41-8)**

Chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar.

Acute toxiciteitsgegevens van lithiumchloride.

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
kreeftachtigen	Daohnia magna	EC50	zoet	64 uur	1200
weekdieren	Dreissena polymorpha	LC50	zoet	24 uur	140428
vissen	Fundulus heteroclitus	LC50	zout	96 uur	315000
	Gila elegans	LC50	zoet	96 uur	44590
	Morone saxatilis	LC50	zout	96 uur	>105000
	Ptychocheilus lucius	LC50	zoet	96 uur	26923
	Xyrauchen texanus	LC50	zoet	96 uur	62697

- **Nobiumchloride (cas nr. 10026-12-7)**

Chronische toxiciteitsgegevens van niobiumchloride

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
algen	Chlorella vulgaris	NOEC	zoet	3-4 maanden	1100

Acute toxiciteitsgegevens van nobiumchloride

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
protozoa	Tetrahymena pyriformis	IC50	zoet	96 uur	2000

- **Rubidiumchloride (cas nr. 7791-11-9)**

Chronische toxiciteitsgegevens van rubidiumchloride

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l

algen	Chlorella vulgaris	NOEC	zoet	3-4 maanden	210000
-------	--------------------	------	------	-------------	--------

Acute toxiciteitsgegevens van rubidiumchloride

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
weekdieren	Dreissena polymorpha	LC50	zoet	24 uur	1101000

• Scandiumchloride (cas nr. 10361-84-9)

Chronische toxiciteitsgegevens van scandiumchloride

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
algen	Chlorella vulgaris	NOEC	zoet	3-4 maanden	2000

• Strontiumnitraat (cas nr. 10042-76-9)

Chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar.

Acute toxiciteitsgegevens van strontiumnitraat

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
nematoden	Caenorhabditis elegans	LC50	zoet	96 uur	465000

• Strontiumchloride (cas nr. 10476-85-4)

Chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar

Acute toxiciteitsgegevens van strontiumchloride

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
kreeftachtigen	Austropotamobius pallipes pall	LC50	zoet	96 uur	440000

	Carcinus maenas	EC50	zout	48 uur	56000
	Carcinus maenas	LC50	zout	96 uur	553000
	Cyclops abyssorum prealpinus	EC50	zoet	48 uur	300000
	Daphnia hyaline	LC50	zoet	48 uur	75000
	Daphnia magna	EC50	zoet	48 uur	124169
	Eudiaptomus padanus padanus	EC50	zoet	48 uur	180000
vissen	Blennius pholis	LC50	zout	96 uur	2765000
	Morone saxatilis	LC50	zout	96 uur	>92800

- **Telluriumoxide (cas nr. 7446-07-3)**

Chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar

Acute toxiciteitsgegevens van telluriumoxide

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
vissen	Fundulus heteroclitus	LC50	zout	96 uur	>1000000

- **Thoriumchloride (cas nr. 10026-08-1)**

Chronische toxiciteitsgegevens van thoriumchloride

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
algen	Chlorella vulgaris	NOEC	zoet	3-4 maanden	800

- **Titaniumchloride (cas nr. 7550-45-0)**

Chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar

Acute toxiciteitsgegevens van titaniumchloride

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie
--------------------	-------	----------	--------	------	--------------

					µg/l
protozoa	Tetrahymena pyriformis	IC50	zoet	9 uur	20000

- **Titanium sulfuric acid (cas nr. 10343-61-0)**

Chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar

Acute toxiciteitsgegevens van titanium sulfuric acid

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
Vissen	Pimephales promelas	LC50	zoet	96 uur	31369

- **Titaniumoxide (cas nr. 13463-67-7)**

Chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar

Acute toxiciteitsgegevens van titaniumoxide

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
kreeftachtigen	Daphnia magna	EC50	zoet	48 uur	>1000000
vissen	Fundulus heteroclitus	LC50	zout	96 uur	>1000000

- **Wolfraam (cas nr. 7440-33-7)**

Chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar.

Acute toxiciteitsgegevens van wolfraam

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	Duur	Concentratie µg/l
weekdieren	Gastrophryne carolinensis	LC50	zoet	7 dagen	2900
vissen	Oncorhynchus mykiss	LC50	zoet	28 dagen	15610

- **Dichlorooxozirconium (cas nr. 7699-43-6)**

Chronische toxiciteitsgegevens van dichlorooxozirconium

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
algen	Chlorella vulgaris	NOEC	zoet	3-4 maanden	1700

Acute toxiciteitsgegevens van dichlorooxozirconium

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
vissen	Lepomis macrochirus	LC50	zoet	96 uur	63640
	Pimephales promelas	LC50	zoet	96 uur	65727
wormen	Tubifex tubifex	EC50	zoet	96 uur	221180

- **Zirconiumchloride (cas nr. 10026-11-6)**

Chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar

Acute toxiciteitsgegevens van zirconiumchloride

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
vissen	Oncorhynchus mykiss	LC50	zoet	96 uur	>20000
algen	Selenastrum capricornutum	EC50	zoet	96 uur	2600

- **Zirconium sulfuric acid (cas nr. 14644-61-2)**

Chronische toxiciteitsgegevens zijn niet beschikbaar

Acute toxiciteitsgegevens voor zirconium sulfuric acid

Taxonomische groep	Soort	eindpunt	medium	duur	Concentratie µg/l
vissen	Pimephales promelas	LC50	zoet	96 uur	45055