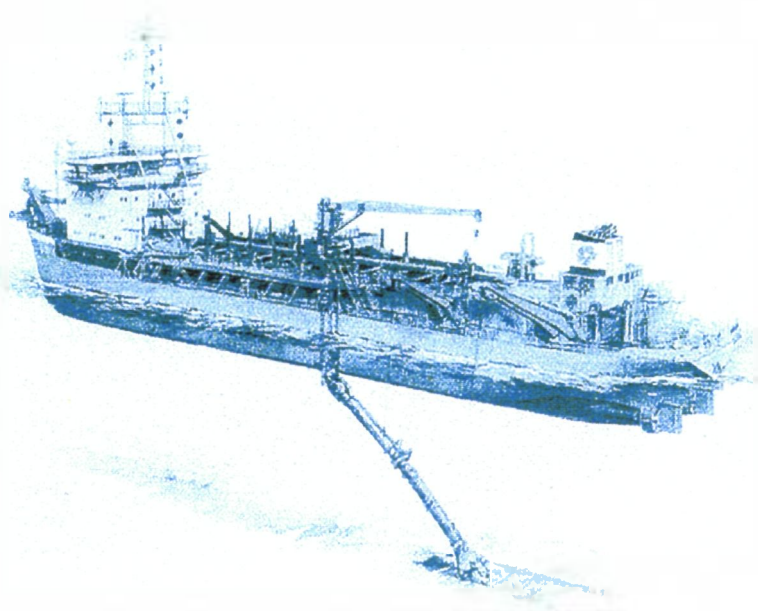


**UITWERKING VERGUNNINGSKADER VOOR HET TERUGSTORTEN
VAN BAGGERSPECIE IN DE BINNENWATEREN VAN DE
'MARITIEME ZONE' ZOALS BEDOELD IN HET
VERDRAG VAN PARIJS**

EINDRAPPORT

FEBRUARI 2000



Ministerie Vlaamse Gemeenschap
Administratie Waterwegen en Zeewezen
Afdeling Maritieme Schelde

MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP

DEPARTEMENT LEEFMILIEU EN INFRASTRUCTUUR

ADMINISTRATIE WATERWEGEN EN ZEEWEZEN

AFDELING MARITIEME SCHELDE

Uitwerking vergunningskader voor het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de 'maritieme zone' zoals bedoeld in het Verdrag van Parijs

Eindrapport

Februari 2000

ir. K. Callebaut

Dr. ir. P. Vanhaecke

ECOLAS nv

Inhoudsopgave

1. INLEIDING	1
1.1. DOEL	1
1.2. TOEGEPASTE METHODE	1
2. ANALYSE VAN HET HUIDIG WETTELIJK KADER IN RELATIE TOT HET VERDRAG VAN PARIJS	3
3. UITWERKING VAN DE ECOTOXICOLOGISCHE BASIS VOOR DE SEDIMENTKWALITEITSCRITEIA	7
4. ONDERZOEK NAAR DE INVLOED VAN DE BIOBESCHIKBAARHEID	26
4.1. ALGEMEEN	26
4.2. PARTITIECOEFFICIENTEN VOOR ANORGANISCHE COMPONENTEN	27
4.3. PARTITIECOEFFICIENTEN VOOR ORGANISCHE COMPONENTEN	31
4.4. VOORSTEL VOOR WEERHOUDEN K_b - EN K_{oc} -WAARDEN	36
5. ONDERZOEK VAN DE MOGELIJKE INVLOED VAN BIO-ACCUMULATIE EN BIOMAGNIFICATIE	40
5.1. BIO-ACCUMULATIEFACTOR (BAF)	40
5.2. BIOTA-SEDIMENTACCUMULATIEFACTOR (BSAF)	43
5.3. VOORSTEL VAN WEERHOUDEN BIO- EN BIOTA-SEDIMENTACCUMULATIEFACTOREN	44
6. UITWERKING VAN SEDIMENTKWALITEITSCRITEIA	46
6.1. ECOTOXICOLOGISCHE WAARDE	46
6.2. TENTATIEVE SEDIMENTKWALITEITSCRITEIA	56
6.3. TOETSING VAN VOORLOPIGE SEDIMENTKWALITEITSCRITEIA AAN VEILIGE CONCENTRATIES VOOR PREDATOREN EN CONSUMENTEN	59
7. TOETSING VAN DE SEDIMENTKWALITEITSCRITEIA	64
7.1. TOETSING AAN BESTAANDE CRITERIA IN DE BUURLANDEN	65
7.2. TOETSING VAN VOORLOPIGE SEDIMENTKWALITEITSCRITEIA AAN ACTUELE CONCENTRATIES IN DE BENEDEN-ZEESCHELDE	82
8. VOORSTEL VOOR EEN BESLISSINGSKADER	89
9. VOORSTEL VAN EEN REGLEMENTERING TOT VERGUNNING VAN HET STORTEN VAN BAGGERSPECIE	101
REFERENTIELIJST	109

Lijst van tabellen

Tabel 1: geometrisch gemiddelde waarden voor $L(E)C_{50}$ en NOEC per organismegroep	7
Tabel 2: overzicht van de LOEC-waarden voor de verschillende organismegroepen	13
Tabel 3: K_d -waarden voor Ni en Cd in verschillende bodemtypes, naar Reddy en Dunn (1985)	27

Tabel 4: relatie tussen pH, OC en K_d voor verschillende zware metalen (Hassan <i>et al.</i> , 1996)	28
Tabel 5: K_d waarden voor metalen in zandige aquifers (Christensen <i>et al.</i> , 1996)	29
Tabel 6: invloed van saliniteit op K_d -waarden, naar Radovanovic & Koelmans (1998)	30
Tabel 7: K_d -waarden in kust- en estuariene sedimenten aan Engelse N.Z. Kust, naar O'Reilly-Wiese <i>et al.</i> (1997)	30
Tabel 8: gemiddelde K_d -waarden voor Westerschelde, naar Stortelder <i>et al.</i> (1998)	30
Tabel 9: geometrisch gemiddelde K_d -waarden, naar Mergaert & Vanhaecke (1996)	31
Tabel 10: $\log K_{oc}$ - en $\log K_{ow}$ -waarden voor verschillende PAK's, naar Van Hattum <i>et al.</i> (1998), Meador <i>et al.</i> , 1995, Lake <i>et al.</i> (1996) en McGroddy <i>et al.</i> (1996)	32
Tabel 11: K_p - en K_{ow} -waarden voor PAK's, naar Baumard <i>et al.</i> (1998)	34
Tabel 12: $\log K_{oc}$ -waarden voor arochlormengsels	35
Tabel 13: $\log K_{ox}$ -waarden voor componenten van de EOX-groep	36
Tabel 14: overzicht van de weerhouden K_d -waarden voor zware metalen en TBT	37
Tabel 15: $\log K_{ow}$ -, $\log K_{oc}$ - en weerhouden K_{oc} -waarden voor PAK's	37
Tabel 16: K_{oc} -waarden voor PCB	38
Tabel 17: K_{oc} -waarden minerale olie	39
Tabel 18: K_{oc} -waarde voor EOX	39
Tabel 19: correctiefactoren bij omzetting van K_{ow} naar BAF (Meylan <i>et al.</i> , 1998)	41
Tabel 20: weerhouden bio-accumulatiefactoren, tov de waterkolom (BAF) en tov het sediment (BSAF) voor zware metalen en TBT	44
Tabel 21: weerhouden bio-accumulatiefactoren, tov de waterkolom (BAF) en tov het sediment (BSAF) voor de PAK's van OVAM, PCB's en EOX	45
Tabel 22: extrapolatiefactoren volgens de TGD van de EG	47
Tabel 23: toetsing van de ecotoxicologische streefwaarden aan de LOEC-waarden	55
Tabel 24: overzicht van de voorlopige streef- en grenswaarden	58
Tabel 25: veilige concentraties in vis en sediment, op basis van ADI-, $K_{d(oc)}$ - en BAF-waarden	61

Tabel 26: toetsing van de voorlopige sedimentkwaliteitscriteria aan de sedimentconcentraties die aanleiding kunnen geven tot een overschrijding van de grensconcentraties van componenten in vissen en schaaldieren, bestemd voor consumptie	62
Tabel 27: toetsing van streef- en grenswaarden aan Duitse criteria voor specie uit federale waterwegen	66
Tabel 28: toetsing van voorgestelde streef- en grenswaarden aan criteria voor baggerspecie uit Franse havens	69
Tabel 29: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan Nederlandse criteria voor terugstorten van baggerspecie in zoute wateren	71
Tabel 30: toetsing van voorlopige streef- grenswaarden aan Nederlandse criteria voor terugstorten van baggerspecie in zoete wateren	75
Tabel 31: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan criteria van Noorwegen voor terugstorten van baggerspecie in zoute wateren	78
Tabel 32: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan criteria voor Spaanse havens	80
Tabel 33: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan criteria voor Zweedse havens, jachthavens en vaargeulen	81
Tabel 34: toetsing van voorlopige sedimentkwaliteitscriteria voor het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde aan actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde in 1989-1994	84
Tabel 35: toetsing van voorlopige sedimentkwaliteitscriteria voor het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde aan actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde in 1995-1998	86
Tabel 36: beoordelingscriteria voor het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de 'maritieme zone' in Vlaanderen (standaardbaggerspecie: 5% organisch materiaal; 25% lutum)	94
Tabel 37: onderlinge vergelijking van Vlaamse streefwaarden met bestaande normen uit andere landen	97
Tabel 38: onderlinge vergelijking van Vlaamse toetsingswaarden met bestaande normen uit andere landen	99

Lijst van gebruikte afkortingen en definities

ADI	Allowable Daily Intake
As	arsen
BAF	bio-accumulatiefactor
BSAF	biota-sediment accumulatiefactor
BW	'Body Weight'
Cd	cadmium
Cr	chrom
C _s	concentratie in het sediment
Cu	koper
DI _{vis}	Dagelijks opgenomen hoeveelheid vis
DOC	fractie opgeloste organische koolstof
EOX	extraheerbare organische gehalogeneerde verbindingen
FAO	'Food and Agriculture Organisation'
f _{oc}	fractie organische koolstof
Hg	kwik
HPLC	'high pressure liquid chromatography'
K _d	partiticoëfficiënt sediment-water
K _{oc}	partiticoëfficiënt organische koolstof-water
K _{ow}	partiticoëfficiënt octanol-water
K _p	partiticoëfficiënt sediment-water
K _{sw}	partiticoëfficiënt bodem-grondwater
L(E)C ₅₀	lethale (effect) concentratie

LOEC	'Lowest Observed Effect Concentration'
Ni	nikkel
OC	organische koolstof
OSPAR verdrag	verdrag van Oslo-Parijs
OVAM	Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij
PAK	polyaromatische koolwaterstoffen
Pb	lood
PCB	polychloorbifenylen
PNEC	'Predicted No Effect Concentration'
SF	'Safety Factor'
SQC	sedimentkwaliteitscriterium
STP	'standard temperature and pressure'
TBT	tributyltin
TC	'total carbon'
TIC	'total inorganic carbon'
UV	ultraviolet
VLAREBO	Vlaams Reglement inzake Bodemsanering
VLAREM	Vlaams Reglement betreffende de Milieuvergunning
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij
WHO	'World Health Organisation'
WOF	wateroplosbare fractie
WQC	waterkwaliteitscriterium
Zn	zink

Ecotoxicologische streef- en grenswaarden: waterkwaliteitscriteria op resp. lange en korte termijn, gebaseerd op NOEC, L(E)C₅₀ en extrapolatiefactoren;

Voorlopige streef- en grenswaarden: sedimentkwaliteitscriteria op resp. lange en korte termijn, gebaseerd op waterkwaliteitscriteria en partiticoëfficiënt sediment-water. Na toetsing voor bio-accumulatie blijft deze benaming behouden;

Streef- en toetsingswaarden: sedimentkwaliteitscriteria op resp. lange en korte termijn, na toetsing aan criteria in omliggende landen en aan actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde. Dit zijn tevens de criteria die inzake vergunning weerhouden werden.

1. INLEIDING

1.1. Doel

Het doel van dit onderzoek is het uitwerken van een vergunningskader voor het storten van baggerspecie in de binnenwateren van de maritieme zone zoals bepaald in artikel 1 van het Verdrag van Parijs. Het omvat een wetenschappelijk onderbouwd beslissingskader met kwantitatieve sedimentkwaliteitscriteria voor de beoordeling van de ecotoxicologische aanvaardbaarheid inzake het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde. De criteria dienen te voldoen aan volgende voorwaarden:

- wetenschappelijk onderbouwd, in het bijzonder ecotoxicologisch veilig;
- realistisch en haalbaar;
- hanteerbaar in de praktijk.

Rekening houdend met de resultaten uit een vorige studie (Mergaert & Vanhaecke, 1996) en met de bemerkingsen van de Stuurgroep ter zake, worden volgende verontreinigende componenten beschouwd:

- zware metalen: As, Zn, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni;
- tributyltinverbindingen (TBT);
- poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK);
- polychloorbifenylyls (PCB) nrs 28, 52, 101, 118, 153 en 180;
- minerale olie;
- extraheerbare organische gehalogeneerde verbindingen (EOX).

1.2. Toegepaste methode

Bij het bepalen van de sedimentkwaliteitscriteria werd gebruik gemaakt van de evenwichtverdelingsmethode. In een studie van Mergaert & Vanhaecke (1996), waar verschillende methoden vergeleken werden, kwam de evenwichtverdelingsmethode als meest geschikte naar voor om sedimentkwaliteitscriteria vast te leggen. Zij is gebaseerd op een combinatie van ecotoxiciteitsgegevens en gegevens omtrent de verdeling van de verontreinigende stoffen over de verschillende fasen in het sediment. Daartoe werden volgende stappen ondernomen:

- er werd een grondige analyse uitgevoerd inzake ecotoxiciteitsgegevens van de diverse stoffen en dit zowel voor het marien milieu als voor het brakwatermilieu. Gezien het beperkt aantal gegevens betreffende het brakwatermilieu werden tevens een aantal ecotoxiciteitsgegevens van het zoetwatermilieu in aanmerking genomen. Uitgaande van het geheel van ecotoxiciteitsgegevens werden representatieve waarden geselecteerd;
- een literatuuronderzoek werd uitgevoerd omtrent de partiticoëfficiënten van de bestudeerde stoffen en een gefundeerd gemiddelde waarde werd afgeleid voor elke stof;
- uitgaande van de ecotoxilogische gegevens en internationaal aanvaarde veiligheidsfactoren werden 'Predicted No Effect Concentrations' (PNEC) uitgewerkt (ecotoxicologische streef- en grenswaarden). Na toetsing van de ecotoxicologische streefwaarde aan de gemiddelde 'Lowest Observed Effect Concentrations' (LOEC) werd de laagste waarde als ecotoxicologische streefwaarde weerhouden voor de bescherming van het aquatisch milieu. Inzake ecotoxicologische grenswaarden werd geopteerd om deze gelijk te stellen aan de LOEC-waarde. Indien de LOEC-waarde echter hoger lag dan het vijfvoud van de ecotoxicologische streefwaarde werd dit vijfvoud weerhouden als ecotoxicologische grenswaarde. De keuze inzake vijfvoud is gebaseerd op aanbevelingen, verstrekt door de 'EU Committee on the toxicological and ecotoxicological evaluation of hazardous substances'. Aldus werden tentatieve of voorlopige streef- en grenswaarden voor het aquatisch milieu vastgelegd;
- door combinatie van de ecotoxicologische streef- en grenswaarden met de partiticoëfficiënten werden vervolgens tentatieve waarden voor het sediment (voorlopige streef- en grenswaarden) vastgelegd;
- teneinde na te gaan of de bekomen tentatieve sedimentkwaliteitscriteria al dan niet aanleiding kunnen geven tot concentraties die risico's inhouden voor predatoren en consumenten werd een toetsing uitgevoerd ten opzichte van de aanvaardbare dagelijkse opname (ADI). Daartoe werd vooreerst een grondig literatuuronderzoek uitgevoerd met betrekking tot de bio-accumulatie- en bioconcentratiekenmerken van de beschouwde stoffen. Na de toetsing aan de veilige concentratie voor predatoren en consumenten werden de voorlopige streef- en grenswaarden al dan niet aangepast;
- de aldus bekomen voorlopige streef- en grenswaarden werden vervolgens getoetst aan analoge criteria in andere landen teneinde de graad van overeenkomst te verifiëren;
- vervolgens werden de voorlopige streef- en grenswaarden getoetst aan de concentraties die de voorbije jaren gemeten werden in de Beneden-Zeeschelde;
- uit het geheel van resultaten is tenslotte een beslissingskader (streef- en toetsingswaarden) uitgewerkt dat moet toelaten na te gaan onder welke voorwaarden baggerspecie kan worden teruggestort in de Beneden-Zeeschelde. Een voorstel van regelgeving tot vergunning werd uitgewerkt.

2. ANALYSE VAN HET HUIDIG WETTELIJK KADER IN RELATIE TOT HET VERDRAG VAN PARIJS

Aan de basis van het OSPAR-verdrag: het 'Verdrag inzake de bescherming van het marien milieu van de Noordoostelijke Atlantische Oceaan', liggen twee eerdere verdragen met name:

- het Verdrag van Oslo: 'Verdrag ter voorkoming van verontreiniging van de zee ten gevolge van het storten vanaf schepen en luchtvaartuigen';
- Het Verdrag van Parijs: 'Verdrag ter voorkoming van verontreiniging van de zee vanaf het land.'

Het Verdrag van Oslo trad in werking op 6 april 1974 en werd gewijzigd op 2 maart 1983 en op 5 december 1989. Het Verdrag van Parijs trad in werking op 6 mei 1978 en werd gewijzigd op 26 maart 1986. Het Verdrag van Parijs van 22 september 1992, inzake de bescherming van het marien milieu van de Noordoostelijke Atlantische Oceaan (OSPAR), vervangt de bovengenoemde Verdragen van Oslo en Parijs. Dit Verdrag is thans geratificeerd door alle verdragssluitende partijen en is aldus in werking getreden. In België werd het Verdrag geratificeerd door de verschillende Gewesten:

Vlaanderen: decreet 19 april 1995 (BS: 04/10/1995)

Wallonië: decreet 6 april 1995 (BS: 10/06/1995)

Brussel: ordonnantie 18 juli 1996 (BS: 09/08/1996)

en door België zelf door de wet van 11 mei 1995 (BS: 31/01/1998).

Het Verdrag van Oslo hield reeds bepalingen in met betrekking tot het storten in zee van baggerspecie. In OSPAR werden deze bepalingen uitgebreid in die zin dat het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de Maritieme zone een 'authorisation' vereist. Het is dus niet enkel meer voor open zee dat de bepalingen van toepassing zijn. De bedoelde 'binnenwateren' zijn immers de wateren aan de landzijde van de basislijnen van waaraf de breedte van de territoriale zee wordt gemeten en die zich in het geval van waterlopen uitstrekken tot aan de zoetwatergrens. Hierbij is de zoetwatergrens de plaats in de waterloop waar bij laag water in tijden van geringe afvloeiing van zoetwater het zoutwatergehalte merkbaar stijgt ten gevolge van de aanwezigheid van zeewater. Concreet betekent dit dat naast het Belgisch territoriaal deel van de Noordzee tevens het Zeescheldebekken met name de Beneden-Zeeschelde van de Belgisch-Nederlandse grens tot de Rupelmonding (juridisch gezien de Rede van Antwerpen) onder de bepalingen ter zake van OSPAR valt. Het systeem van de havendokken dat door middel van sluisdeuren afgescheiden is van de Beneden-Zeeschelde ressorteert niet onder deze bepalingen van het Verdrag van Parijs (OSPAR).

De ratificatie van het Verdrag van Parijs door de drie Gewesten en België houdt in dat een regelgeving ter zake dient te worden uitgewerkt en dit meer bepaald voor de Vlaamse maritieme binnenwateren.

In het kader van het Verdrag van Oslo bestaat reeds dergelijke regelgeving op het Federaal niveau voor het terugstorten van baggerspecie in het Belgische territoriale zeegebied. Daartoe werden 4 ministeriële Besluiten uitgevaardigd houdende machtiging aan de bevoegde diensten van het Vlaamse Gewest om in zee belangrijke hoeveelheden baggerspecie te storten afkomstig van de kusthavens en hun scheepvaartpassen. Deze materie maakt het voorwerp uit van een samenwerkingsakkoord van 12 juni 1990 tussen de Belgische Staat en het Vlaamse Gewest ter vrijwaring van de Noordzee van nadelige milieu-effecten ingevolge baggerspecielossingen in de wateren die vallen onder de toepassing van het Verdrag van Oslo. Dit akkoord wordt beheerd door de 'Ambtelijke werkgroep'. Bovengenoemde Ministeriële Besluiten betreffen vergunningen voor het terugstorten van baggerspecie, mits aan een aantal criteria 'sediment quality criteria' wordt voldaan. Het principe van deze vergunning rust op de 'Guidelines for the management of dredged material' zoals goedgekeurd door de Oslo Commissie in 1993. Dit betekent dat sporen van verontreinigde stoffen toegelaten worden rekening houdend evenwel met wetenschappelijk onderbouwde kwantitatieve criteria met het oog op de beoordeling van de ecologische aanvaardbaarheid van het terugstorten van de baggerspecie in het ontvangend milieu. De tenuitvoerlegging van de bepalingen van het Verdrag van Oslo geschieden dus door een Ministerieel Vergunningsbesluit met opgave van kwantitatieve criteria.

Met het oog op de tenuitvoerlegging van OSPAR zijn in Vlaanderen reeds een aantal stappen ondernomen (op te merken valt dat gezien enkel in Vlaanderen de bedoelde 'binnenwateren' voorkomen, de andere Gewesten geen acties dienen te ondernemen op dit gebied). Op federaal niveau dient evenwel met België als Verdragssluitende partij eveneens een aangepaste regelgeving uitgewerkt te worden, dit best in consensus met Vlaanderen. In de eerste plaats werd de werkgroep 'Verdrag van Parijs' (OSPAR) opgericht als subwerkgroep van de ambtelijke werkgroep 'Samenwerkingsakkoord Belgische Staat - Vlaams Gewest m.b.t. baggerspecie'.

Ten tweede werd op voorstel van de Vlaamse Minister van Leefmilieu in het kader van de uitbreiding van VLAREM I door de Vlaamse Regering een extra rubriek '§2.3.7: opslag, behandeling en verwijdering van baggerspecie' aangenomen (Besluit Vlaamse Regering, 12 januari 1999, B.S. 11.03.99, gewijzigd bij B.Vl.R. van 15.06.1999, B.S. 04.09.1999).

Deze rubriek wordt verder ingedeeld in 4 subrubrieken als volgt:

- a) monostortplaatsen voor baggespecie en/of ruimingsspecie afkomstig van het ruimen, verdiepen en/of verbreden van bevaarbare en onbevaarbare waterlopen behorende tot het openbaar hydrografisch net en/of van de aanleg van nieuwe waterinfrastructuur (indeling volgens klasse I van Vlarem I);
- b) terugstorten van sub a) bedoelde baggerspecie en/of ruimingsspecie in de waterloop waaruit deze afkomstig is (klasse 2 van Vlarem I);
- c) opslag van sub a) bedoelde baggerspecie en/of ruimingsspecie in afwachting van behandeling (klasse 2 van Vlarem I);

d) mechanische, fysisch-chemische en/of biologische behandeling van sub a) bedoelde baggerspecie en/of ruimingsspecie (klasse 2 van VLAREM I).

Subrubrieken b), c) en d) zijn nieuw ingedeelde inrichtingen. Het onder 'b)' bedoelde terugstorten van baggerspecie in de waterloop waaruit deze afkomstig is valt, voor wat betreft de waterlopen van de maritieme zone, onder toepassing van de OSPAR-bepalingen.

Het Besluit van 15.06.1999 is in werking getreden op 1 mei 1999. Met toepassing van artikel 38 van VLAREM I betekent dit dat de bestaande inrichtingen onder b), c) en d) tegen eind oktober 1999 een vergunningsaanvraag moesten indienen.

Aan de verplichtingen van het Verdrag van Parijs (OSPAR) zou nu dus tegemoetgekomen worden door :

- een vergunningsaanvraag op gemeentelijk niveau;
- een behandeling en toezicht op gemeentelijk niveau.

Juridisch gezien (art 4 van bijlage II van OSPAR) is het zo dat de baggerspecie niet mag gestort worden 'zonder vergunning van hun bevoegde overheden' of reglementering. Strikt juridisch is door een vergunning op gemeentelijk niveau hieraan voldaan. Daarnaast menen wij echter dat een klasse 2 indeling in het VLAREM in de praktijk weinig doeltreffend is en diverse risico's inhoudt en dit om de volgende redenen:

- door de indeling volgens klasse 2 wordt het terugstorten van baggerspecie tot de gemeentelijke bevoegdheid teruggebracht. Dit houdt de volgende belangrijke problemen in:
 - de problematiek van het terugstorten van baggerspecie overschrijdt duidelijk de gemeentelijke, zelfs de provinciale bevoegdheid zowel geografisch gezien als inzake omvang;
 - door het terugbrengen van het terugstorten van baggerspecie tot op het niveau van de gemeentelijke bevoegdheid loopt men het risico op de interferentie van lokale gevoeligheden die in feite niet bepalend mogen zijn voor een problematiek die zich op een hoger bevoegdheidsniveau situeert. Bijgevolg kan worden verwacht dat de bevoegde gemeenten zullen uitgaan van het NIMBY-principe;
 - door het ontbreken van precedentes of andere reglementaire bepalingen is er het risico dat de toelating om het terugstorten te laten uitvoeren geweigerd wordt op basis van andere milieuwetgeving (bvb. wetgeving op de verontreiniging van oppervlaktewateren van 1971);
 - men kan zich afvragen op er op gemeentelijk niveau steeds voldoende expertise is om de milieu-aspecten gerelateerd aan het terugstorten van baggerspecie goed te kunnen inschatten en aldus een goed toezicht te houden;

- het lijkt geen efficiënte aanpak om de rapporteringsverplichtingen in het kader van OSPAR te laten uitvoeren via de gemeenten, een directe rapportering aan de BMM lijkt hier aangewezen;
- tenslotte dient nogmaals benadrukt te worden dat een consistentie inzake beleid noodzakelijk is. Aldus kan vermeden worden dat toelatingseisen of vergunningseisen verschillen van gemeente tot gemeente, zelfs van provincie tot provincie gezien de actuele stortplaatsen in de Beneden-Zeeschelde gesitueerd zijn in verschillende provincies.

Rekening houdend met deze elementen wordt voorgesteld om het 'terugstorten van baggerspecie en/of ruimingspecie in de waterloop waaruit deze afkomstig is' te regelen op een voldoende hoog niveau wat concreet gezien een regeling op gewestelijk ambtelijk of ministerieel niveau inhoudt. Dit omwille van het overkoepelend karakter (provinciegrensoverschrijdend) en de complexiteit van de problematiek evenals omwille van de vlotte rapportering. Om deze reden wordt voorgesteld om de verplichtingen ter zake van OSPAR onder de vorm van een Ministerieel Besluit (Vlaamse Minister van Leefmilieu) te regelen, waarbij bij de uitwerking van het reglementair kader overleg gepleegd wordt tussen de Federale en Regionale Administraties, binnen het kader van de Ambtelijke Werkgroep. Een beroepsmogelijkheid zou bestaan op het niveau van de Vlaamse Regering. Daarnaast dienen uiteraard nog verdere uitvoeringscriteria uitgewerkt te worden, meer specifiek toelaatbaarheidscriteria voor het terugstorten. Dit maakt het voorwerp uit van deze studie.

3. UITWERKING VAN DE ECOTOXICOLOGISCHE BASIS VOOR DE SEDIMENTKwalITEITSCRITERIA

Voor elk van de te onderzoeken stoffen werd een uitgebreid onderzoek uitgevoerd omtrent de ecotoxicologische karakteristieken. Hierbij werd in eerste instantie gebruik gemaakt van de gegevens, verzameld door Mergaert & Vanhaecke (1996). Deze werden via een literatuurstudie aangevuld met meer recente gegevens omtrent ecotoxicologische effecten in brakwatermilieu. Gezien het gering aantal gegevens voor dit milieu werden tevens resultaten van voornamelijk gestandaardiseerde testen voor het zoetwatermilieu in beschouwing genomen. In bijlage 1 zijn voor de verschillende stoffen de beschikbare gegevens samengevat.

Met het oog op de interpretatie van de ecotoxicologische gegevens en de uitwerking van 'veilige concentraties' zijn de volgende waarden van bijzonder belang:

- de L(E)C₅₀-waarden voor elke groep of trofisch niveau van organismen: deze werd bepaald door het geometrisch gemiddelde te nemen van de beschikbare L(E)C₅₀-waarden. Door het geometrisch gemiddelde te nemen wordt het effect van uitschieters enigszins opgevangen en afgevlakt. Tevens werden uitschieters waarvan de proefomstandigheden niet duidelijk waren niet in aanmerking genomen. De L(E)C₅₀ is de concentratie waarbij 50% van de organismen het beschouwde effect (mortaliteit, behalve bij algen) vertonen;
- de NOEC ('No Observed Effect Concentration') voor elke groep of trofisch niveau van organismen: ook hier werd per groep het geometrisch gemiddelde genomen. De NOEC geeft de hoogste concentratie aan waarbij geen effecten konden geregistreerd worden;
- de LOEC ('Lowest Observed Effect Concentration') voor elke groep of trofisch niveau van organismen: hierbij werd de laagste betrouwbare (proefomstandigheden duidelijk beschreven) waarde geselecteerd per groep of trofisch niveau van organismen. Deze waarde geeft dan de laagste concentratie aan waarbij effecten kunnen vastgesteld worden.

In tabel 1 zijn de geometrisch gemiddelde waarden van de L(E)C₅₀ en de NOEC weergegeven.

Tabel 1: geometrisch gemiddelde waarden voor L(E)C₅₀ en NOEC per organismegroep

Component	Organismegroep	L(E)C ₅₀	NOEC
Arseen	Algen	-	200 µg/l
	Anneliden	500 mg/l	125.000 µg/l
	Mollusken	5,6 mg/l	1.000 µg/l
	Crustaceeën	3,6 mg/l	90 µg/l
	Vissen	16,48 mg/l	1.490 µg/l

Zink	Algen	0,064 mg/l	500 µg/l
	Anneliden	2,04 mg/l	-
	Mollusken	0,68 mg/l	-
	Crustaceeën	0,85 mg/l	100 µg/l
	Vissen	12,8 mg/l	237 µg/l
Cadmium	Algen	0,33 mg/l	50 µg/l
	Anneliden	3,04 mg/l	-
	Mollusken	2,02 mg/l	-
	Crustaceeën	0,13 mg/l	100 µg/l
	Vissen	1,66 mg/l	5,35 µg/l
Chroom	Algen	0,98 mg/l	63 µg/l
	Anneliden	6,27 mg/l	-
	Mollusken	16,24 mg/l	-
	Crustaceeën	6,85 mg/l	700 µg/l
	Vissen	35,1 mg/l	63 µg/l
Koper	Algen	0,010 mg/l	-
	Anneliden	0,181 mg/l	-
	Mollusken	0,050 mg/l	10 µg/l
	Crustaceeën	0,185 mg/l	100 µg/l
	Vissen	0,304 mg/l	100 µg/l
Kwik	Algen	0,1 mg/l	100 µg/l
	Anneliden	0,085 mg/l	-
	Mollusken	0,024 mg/l	-
	Crustaceeën	13,4 µg/l	7 µg/l
	Vissen	326 µg/l	0,86 µg/l
Lood	Algen	0,5 mg/l	10 µg/l
	Anneliden	6,9 mg/l	-

	Mollusken	1,51 mg/l	200 µg/l
	Crustaceeën	1,55 mg/l	< 30 µg/l
	Vissen	1,51 mg/l	35,5 µg/l
Nikkel	Anneliden	10,6 mg/l	-
	Mollusken	5,6 mg/l	-
	Crustaceeën	2,5 mg/l	90 µg/l
	Vissen	90,34 mg/l	380 µg/l
TBT	Algen	0,29 µg/l	4,87 µg/l
	Anneliden	-	2 µg/l
	Mollusken	3,03 µg/l	0,017 µg/l
	Crustaceeën	2,79 µg/l	160 µg/l
	Vissen	5,86 µg/l	0,79 µg/l
PAK			
Benzo(a)pyreen	Algen	10,5 µg/l	-
	Anneliden	1.000 µg/l	-
	Crustaceeën	2,7 µg/l	-
	Vissen	2,6 µg/l	-
Acenaphthyleen	Crustaceeën	490 µg/l	-
Benz(a)antraceen	Algen	90,1 µg/l	3 µg/l
	Crustaceeën	4,9 µg/l	-
	Vissen	1,8 µg/l	-
Naphthaleen	Algen	8,39 mg/l	-
	Crustaceeën	4,24 mg/l	-
	Anneliden	3,8 mg/l	-

Fluoreen	Mollusken	2,15 mg/l	-
	Vissen	1,36 mg/l	550 µg/l
	Anneliden	1 mg/l	-
	Crustaceeën	0,27 mg/l	-
	Vissen	-	67 µg/l
Pyreen	Crustaceeën	37 µg/l	-
	Mollusken	40 µg/l	-
	Vissen	8,16 µg/l	-
Benzo(ghi)peryleen	Crustaceeën	0,2 µg/l	-
Chryseen	Algen	-	0,001 mg/l
	Anneliden	1 mg/l	-
	Crustaceeën	6,6 µg/l	-
Dibenz(a,h)antraceen	Anneliden	1 mg/l	-
	Crustaceeën	0,4 µg/l	-
Benzo(b)fluorantheen	Crustaceeën	0,38 µg/l	-
Benzo(k)fluorantheen	Crustaceeën	0,49 µg/l	-
Acenaphtheen	Algen	0,3 mg/l	-
	Anneliden	7,69 mg/l	-
	Mollusken	1,14 mg/l	-

Antraceen	Crustaceeën	0,66 mg/l	121,2 µg/l
	Vissen	3,09 mg/l	699 µg/l
	Algen	300 µg/l	-
	Crustaceeën	325 µg/l	-
	Vissen	78,3 µg/l	-
Fluorantheen	Algen	49,5 mg/l	-
	Anneliden	0,5 mg/l	-
	Mollusken	10,71 mg/l	-
	Crustaceeën	0,023 mg/l	11 µg/l
	Vissen	143,6 µg/l	-
Phenantreen	Algen	0,65 mg/l	600 µg/l
	Anneliden	0,33 mg/l	-
	Mollusken	0,19 mg/l	-
	Crustaceeën	0,24 mg/l	128 µg/l
	Vissen	0,213 mg/l	387 µg/l
Indeno(1,2,3,cd)pyreen	Crustaceeën		1,8 µg/l
	Vissen		3 µg/l
PCB			
Gemiddelde van arochlormengsels	Crustaceeën	22 µg/l	1,7 µg/l
	Vissen	55 µg/l	-
PCB77	Vissen	250 mg/l	-
PCB81	Vissen	15,61 mg/l	-
PCB101	Crustaceeën	>10 µg/l	-

PCB126	Vissen	219 µg/l	-
5 congenere	Vissen	-	25 µg/l
Minerale olie	Anneliden	2,5 mg/l	-
	Mollusken	>5,4 mg/l	0,1 mg/l
	Crustaceeën	2,6 mg/l	-
	Vissen	13,9 mg/l	3 mg/l
EOX			
Dieldrin	Mollusken	32,6 µg/l	-
	Crustaceeën	208 µg/l	0,49 µg/l
	Vissen	3,7 µg/l	0,35 µg/l
Endrin	Vissen	0,46 µg/l	-
1,2-dichloorbenzeen	Vissen	1.595 µg/l	-
	Crustaceeën		630 µg/l
1,3-dichloorbenzeen	Crustaceeën	-	387 µg/l
	Vissen	-	1.000 µg/l
1,4-dichloorbenzeen	Crustaceeën	-	300 µg/l
	Vissen	1.120 µg/l	570 µg/l
1,2,4-trichloorbenzeen	Vissen	1.877 µg/l	401 µg/l
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	Vissen	-	250 µg/l
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	Vissen	3.464 µg/l	-

2,4-dichloorfenol	Crustaceeën	-	210 µg/l
	Vissen	2 630 µg/l	403 µg/l
2,4,6-trichloorfenol	Crustaceeën	-	329 µg/l
	Vissen	941 µg/l	-
2,4,5-trichloorfenol	Vissen	-	245 µg/l
2,3,4,6-tetrachloorfenol	Vissen	334 µg/l	-
pentachloorfenol	vissen	156 µg/l	78 µg/l

In tabel 2 wordt overzicht verstrekt van de LOEC-waarden van alle beschouwde componenten.

Tabel 2: overzicht van de LOEC-waarden voor de verschillende organismegroepen

component	Organismegroep	Effectconcentratie
Arseen	crustaceeën	0,232 mg/l
	anneliden	>14,5 mg/l
	mollusken	3,49 mg/l
	vissen	0,05 mg/l
Zink	algen	63 µg/l
	coelenteraten	3000 µg/l
	echinodermen	14 µg/l
	anneliden	30 µg/l
	mollusken	25 µg/l

Cadmium	crustaceeën	0,29 mg/l
	vissen	120 µg/l
	crustaceeën	5 µg/l
	vissen	0,53 µg/l
	algen	0,15 mg/l
	anneliden	158 µg/l
	mollusken	6,4 µg/l
	echinodermen	0,5 mg/l
Chroom	algen	32 µg/l
	anneliden	0,03 mg/l
	mollusken	4,47 mg/l
	crustaceeën	31,5 µg/l
	echinodermen	32 mg/l
	vissen	13,3 mg/l
Koper	algen	10 µg/l
	phytoplankton	1 µg/l
	crustaceeën	6 µg/l
	coelenteraten	1,5 µg/l
	echinodermen	8 µg/l
	anneliden	35 µg/l
	mollusken	5,3 µg/l
	vissen	25 µg/l
Kwik	phytoplankton	1,5 µg/l

	algen	10 µg/l
	coelenteraten	1,65 µg/l
	anneliden	17 µg/l
	mollusken	0,3 µg/l
	crustaceeën	1,2 µg/l
	vissen	10 µg/l
Lood	plankton	10 mg/l
	protozoeën	0,5 mg/l
	algen	200 µg/l
	anneliden	740 µg/l
	mollusken	0,3 mg/l
	crustaceeën	<16 µg/l
	vissen	19 µg/l
Nikkel	mollusken	310 µg/l
	Echinodermen	590 µg/l
	Anneliden	130 µg/l
	Crustaceeën	80 µg/l
	vissen	7,96 mg/l
TBT	Algen	50 µg/l
	Mollusken	0,02 µg/l
	Lophophoren	0,1 µg/l
	Coelenteraten	0,5 µg/l
	Anneliden	0,04 µg/l
	Echinodermaten	0,032 µg/l

	Crustaceeën	0,3 µg/l
	Vissen	0,013 µg/l
Benzo(a)pyreen	Anneliden	>1 mg/l
	Vissen	0,1 µg/l
	Algen	2,5 µg/l
	crustaceeën	5 µg/l
Acenaphthyleen	crustaceeën	490 µg/l
Benz(a)antraceen	crustaceeën	6,6 µg/l
	Algen	14 µg/l
Naphthaleen	Vissen	0,11 mg/l
	mollusken	5 mg/l
	crustaceeën	1 mg/l
	anneliden	3,8 mg/l
Fluoreen	anneliden	1 mg/l
	crustaceeën	270 µg/l
Pyreen	crustaceeën	14 µg/l
	vissen	2,6 µg/l
Benzo(ghi)peryleen	crustaceeën	0,2 µg/l
chryseen	algen	300 µg/l

	crustaceeën	6,6 µg/l
	anneliden	> 1 mg/l
Dibenz(a,h)antraceen	anneliden	>1 mg/l
Benzo(b)fluorantheen	crustaceeën	0,38 µg/l
Benzo(k)fluorantheen	crustaceeën	0,17 µg/l
Acenaphtheen	anneliden	3,6 mg/l
	mollusken	3,4 mg/l
	crustaceeën	245 µg/l
	echinodermaten	8,1 mg/l
	vissen	2,3 mg/l
Antraceen	crustaceeën	35 µg/l
	vissen	15,2 µg/l
Fluorantheen	algen	45 mg/l
	crustaceeën	16,1 µg/l
	anneliden	500 µg/l
	mollusken	10,7 mg/l
	echinodermaten	3,9 µg/l
	vissen	159 µg/l
Fenantreen	Crustaceeën	17,7 µg/l
	Vissen	108 µg/l

ΣPAK	Anneliden	185,4 µg/l
	Mollusken	>245 µg/l
	Algen	11,3 mg/l
	Echinodermen	4,05 mg/l
	Anneliden	1,51 mg/l
	Mollusken	4,83 mg/l
	Crustaceeën	124 µg/l
	Vissen	385 µg/l
PCB		
Arochlor 1254	Crustaceeën	0,94 µg/l
	Vissen	0,32 µg/l
Arochlor 1242	Crustaceeën	10 µg/l
	Vissen	1 µg/l
Arochlor 1248	crustaceeën	52 µg/l
	Vissen	3,4 µg/l
Arochlor 1221	Vissen	500 µg/l
Arochlor 1232	Vissen	30 µg/l
Arochlor 1260	Vissen	51 µg/l
PCB126	Vissen	219 µg/l

Minerale olie	Mollusken	100 µg/l
	anneliden	2,3 mg/l
	Crustaceeën	360 µg/l
	Vissen	330 µg/l
	Echinodermen	1 mg/l
<u>EOX</u>		
Dieldrin	Anneliden	0,3 µg/l
	Mollusken	31,2 µg/l
	Crustaceeën	190 µg/l
	Vissen	1,4 µg/l
Endrin	Vissen	0,33 µg/l
1,2-dichloorbenzeen	Vissen	1.580 µg/l
1,4-dichloorbenzeen	Vissen	1.120 µg/l
1,2,4-trichloorbenzeen	Vissen	1.520 µg/l
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	Vissen	1.200 µg/l
2,4-dichloorfenol	Vissen	2.630 µg/l
2,4,6-trichloorfenol	Vissen	573 µg/l

2,3,4,6-tetrachloorfenol	Vissen	334 µg/l
pentachloorfenol	Vissen	115 µg/l

Vooraleer tot een bespreking van de resultaten over te gaan dienen de volgende belangrijke opmerkingen geformuleerd te worden:

- inzake PAK's is het aantal gegevens per individuele stof soms zeer beperkt. Dit is mede te wijten aan de geringe oplosbaarheid van sommige PAK's. Daarnaast blijken de concentraties waarbij zich ecotoxicologische effecten voordoen soms grote verschillen te vertonen tussen de PAK's. Gezien het gering aantal gegevens is het soms niet mogelijk het realisme van deze verschillen na te gaan. PAK's worden dan ook veelal als groep beschouwd. Rekening houdend met het bovenstaande zal verder in deze studie voor de PAK's een groepsparameter worden opgesteld. Daartoe wordt gebruik gemaakt van de groep van 10 PAK's welke ook door OVAM wordt gehanteerd bij bodemonderzoeken. Het betreft de volgende stoffen:
 - naftaleen;
 - fenantreen;
 - fluorantheen;
 - benzo(a)antraceen;
 - chryseen;
 - benzo(b)fluorantheen;
 - benzo(k)fluorantheen;
 - benzo(a)pyreen;
 - benzo(g,h,i)peryleen;
 - indeno(1,2,3-cd)pyreen.
- inzake PCB's stelt zich een gelijkaardig probleem. De beschikbare ecotoxiciteitsgegevens betreffen bijna steeds mengsels van PCB's (arochlormengsels). De gegevens omtrent de individuele PCB's zijn te schaars om betrouwbare criteria te kunnen opstellen. Om die reden zal ook voor de PCB's een groepsparameter worden voorgesteld.
- EOX is een groep van gehalogeneerde koolwaterstoffen. Deze groepsparameter omvat zowel talrijke gechloreerde pesticiden als talrijke gechloreerde solventen met duidelijk verschillende

ecotoxiciteit. In het bestek van deze studie is het niet mogelijk om voor enkele tientallen stoffen alle ecotoxiciteitsgegevens op te sporen. Om deze reden werd voor EOX uitgegaan van de NOEC van een aantal belangrijke stoffen die deel uitmaken van de EOX-groep om uiteindelijk tot een 'gemiddelde' waarde te komen.

Hierna volgt een beknopte bespreking en interpretatie van de ecotoxicologische gegevens per stof.

Arseen

Uit tabel 1 blijkt dat de crustaceeën de meest gevoelige organismegroep zijn. Dit is te wijten aan de grote gevoeligheid van *Daphnia sp.* (zie bijlage 1). Uit de gegevens in bijlage blijkt verder dat de zoetwatervissen even of minder gevoelig zijn voor arseen dan de zoutwatervissen.

In de studie voor de Noordzee (Mergaert & Vanhaecke, 1996) waren de mollusken de meest gevoelige groep. Er dient evenwel te worden opgemerkt dat de ecotoxiciteit voor mollusken en crustaceeën elkaar bijna evenaarden.

Zink

De mariene algen zijn het meest gevoelig voor zink op basis van hun LE_{50} -waarde, gevolgd door de mollusken (LC_{50}) en de crustaceeën (LC_{50}). De NOEC-waarde is echter het laagst voor de crustaceeën zodat deze als meest gevoelige groep werden weerhouden. Voor mollusken waren geen NOEC-waarden beschikbaar. De hogere NOEC-waarde voor zoetwateralgen is afkomstig uit één onderzoek waarbij een multispeciëstest werd uitgevoerd.

Op basis van de NOEC-waarde blijken de zoetwatervissen gevoeliger te zijn dan de zoutwatervissen.

Cadmium

Uit tabel 1 kan op basis van de $L(E)C_{50}$ -waarden afgeleid worden dat de crustaceeën het meest gevoelig zijn voor cadmium, gevolgd door de algen. Volgens de NOEC-waarden zijn echter de vissen het meest gevoelig, gevolgd door de algen en de crustaceeën. Er dient opgemerkt te worden dat de NOEC-waarde voor crustaceeën slechts op één gegeven gebaseerd is. Uiteindelijk worden de vissen als meest gevoelige groep voor cadmium weerhouden.

Uit een vergelijking van de LC_{50} -waarden voor vissen met deze uit de studie van Mergaert & Vanhaecke (1996) blijkt dat de zoetwatervissen gevoeliger zijn dan de zoutwatervissen. Er dient te worden opgemerkt dat er slechts één LC_{50} -waarde voor zoetwatervissen beschikbaar was.

Chroom

Volgens de $L(E)C_{50}$ -waarden zijn de algen het meest gevoelig voor chroom en volgens de NOEC-waarden even gevoelig als de vissen. Inzake de LC_{50} -waarden is dit te wijten aan de grote gevoeligheid van de zoetwateralgen. Op basis van de LC_{50} -waarden zijn de vissen het minst gevoelig voor chroom. De algen worden weerhouden als meest gevoelige organisme.

Koper

Uit de L(E)C₅₀-waarden blijkt dat de algen het meest gevoelig zijn voor koper, gevolgd door de mollusken. Op basis van de NOEC-waarden kan worden geconcludeerd dat de mollusken het meest gevoelig zijn zodat deze weerhouden worden als meest gevoelige soort. Er dient echter opgemerkt te worden dat voor de algen geen NOEC-gegevens beschikbaar waren.

Kwik

Uit de LC₅₀-waarden in tabel 1 blijken de mollusken het meest gevoelig te zijn aan kwik. De vissen zijn het minst gevoelig op basis van deze LC₅₀-waarden maar het meest gevoelig op basis van de NOEC-waarden en worden weerhouden als meest gevoelige groep. Voor mollusken waren echter geen NOEC-gegevens beschikbaar.

Lood

Op basis van de L(E)C₅₀-waarden zijn de algen het meest gevoelig voor lood, gevolgd door de vissen en de mollusken, voor dewelke ongeveer eenzelfde geometrische LC₅₀-waarde werd bekomen. Op basis van de NOEC-waarden zijn de algen het meest gevoelig voor lood, gevolgd door de crustaceën. De algen worden als meest gevoelige soort weerhouden.

Nikkel

De crustaceën zijn het meest gevoelig voor nikkel, zowel op basis van de LC₅₀- als van de NOEC-waarden. De zoetwatercrustaceën zijn gevoeliger dan hun mariene soortgenoten. Dit is vooral van toepassing op de *Hyaella sp.*

TBT

Uit tabel 1 blijken de EC₅₀-waarde het laagst te zijn voor de algen, de vissen zijn het minst gevoelig (LC₅₀). Er dient opgemerkt te worden dat de gegevensset van de algen geringer is dan deze van de vissen zodat deze laatste meer betrouwbaar kunnen geacht worden. Dit komt in feite tot uiting in de NOEC-waarden, die het hoogst zijn voor algen en het laagst zijn voor mollusken, die uiterst gevoelig blijken te zijn voor TBT. De discrepantie tussen de LE₅₀- en NOEC-waarden voor de algen is te wijten aan het feit dat de LE₅₀ gebaseerd is op gegevens van mariene soorten terwijl en NOEC gebaseerd is op gegevens van zowel mariene als van de minder gevoelige zoetwatersoorten.

PAK

Benzo(a)pyreen

Voor benzo(a)pyreen zijn enkel L(E)C₅₀-gegevens beschikbaar, welke het laagst zijn voor de zoetwatervissen.

Acenaftyleen

De enige beschikbare ecotoxicologische waarde is een LC₅₀-waarde voor crustaceeën.

Benz(a)antraceen

Op basis van de L(E)C₅₀-waarden zijn de vissen het meest en de algen het minst gevoelig voor benz(a)antraceen. Inzake de NOEC-waarden is enkel een waarde voor algen beschikbaar, gebaseerd op één studie. Bijgevolg worden op basis van de L(E)C₅₀-waarden de vissen als meest gevoelige organisme weerhouden.

Naftaleen

Op basis van de L(E)C₅₀-waarden zijn de vissen de meest gevoelige groep voor naftaleen. Inzake NOEC-waarden is enkel een waarde voor vissen beschikbaar. Gezien deze gebaseerd is op meerdere studies wordt deze waarde in aanmerking genomen voor de verdere uitwerking van sedimentkwaliteitscriteria.

Fluoreen

Volgens de LC₅₀-waarden zijn de crustaceeën de meest gevoelige groep. Voor vissen is geen LC₅₀-waarde beschikbaar. Inzake NOEC-waarden is enkel een waarde voor vissen gekend.

Pyreen

Voor pyreen zijn geen NOEC-waarden beschikbaar. Op basis van de LC₅₀-waarden komen de zoetwatervissen naar voor als meest gevoelige groep.

Benzo(g,h,i)peryleen

Er is enkel een LC₅₀-waarde beschikbaar voor zoetwatercrustaceeën, meer bepaald *Daphnia sp.*, gebaseerd op één onderzoek.

Chryseen

Op basis van de LC₅₀-waarden zijn de crustaceeën de meest gevoelige groep. Voor algen is dergelijke waarde niet beschikbaar. Inzake NOEC-waarden is enkel voor algen een waarde gekend.

Dibenz(a,h)antraceen

De zoetwatercrustaceeën, meer bepaald *Daphnia sp.*, vormen de gevoeligste groep. Er zijn geen gegevens beschikbaar inzake NOEC-waarden.

Benzo(b)fluorantheen

Er is enkel een LC₅₀-waarde gekend voor crustaceeën, gebaseerd op één onderzoek.

Benzo(k)fluorantheen

Er is enkel een LC₅₀-waarde gekend voor crustaceeën, afkomstig van twee onderzoeken.

Acenafteen

Voor de belangrijkste organismegroepen zijn LC₅₀-waarden gekend. Hieruit blijkt dat de algen de meest gevoelige groep vormen, gevolgd door de crustaceeën en de mollusken. Er zijn NOEC-waarden beschikbaar voor vissen en crustaceeën. De laagste waarde wordt teruggevonden voor deze laatste groep en is gebaseerd op verschillende onderzoeken.

Antraceen

Er zijn enkel LC₅₀-waarden beschikbaar. Voor crustaceeën en vissen zijn deze gebaseerd op een uitgebreide dataset van zoetwaterspecies. De zoetwatervissen blijken de meest gevoelige groep te zijn.

Fluorantheen

Voor de belangrijkste organismegroepen zijn LC₅₀-waarden gekend. Voor vissen en crustaceeën zijn deze gebaseerd op een uitgebreide gegevensset. Hieruit blijkt dat de crustaceeën de meest gevoelige organismen zijn, gevolgd door de vissen en de anneliden. Inzake NOEC-gegevens is enkel een waarde gekend voor crustaceeën, welke gebaseerd is op verschillende onderzoeken met de mariene soort *Mysidopsis bahia*.

Fenantreen

Voor de belangrijkste organismegroepen zijn LC₅₀-waarden gekend. Voor algen en crustaceeën zijn deze gebaseerd op een uitgebreide gegevensset. Hieruit blijkt dat de mollusken de meest gevoelige organismen zijn, gevolgd door de vissen en de crustaceeën. Inzake NOEC-gegevens zijn waarden gekend voor algen, crustaceeën en vissen. De crustaceeën vormen de meest gevoelige groep.

Indeno(1,2,3,cd)pyreen

Er zijn enkel NOEC-gegevens beschikbaar en dit voor vissen en crustaceeën. Uit deze gegevens blijkt dat de crustaceeën, meer bepaald *Daphnia sp.*, de meest gevoelige groep zijn.

PCB's

Er zijn weinig ecotoxiciteitsgegevens beschikbaar van individuele PCB's. Er bestaat wel een uitgebreide dataset inzake de toxiciteit van arochlormengsels voor vissen en crustaceeën. Daarom wordt voor de PCB's een somparameter gehanteerd.

De gemiddelde LC₅₀-waarden voor arochlormengsels zijn het laagst voor crustaceeën. Inzake de NOEC-gegevens is enkel een waarde voor crustaceeën gekend. Deze is gebaseerd op verschillende onderzoeken met mariene organismen.

Minerale olie

Er zijn ecotoxicologische gegevens voor verschillende types van minerale olie beschikbaar. Enkel de gegevens gebaseerd op de wateroplosbare fractie werden gebruikt ter bepaling van de geometrisch gemiddelde ecotoxiciteitswaarden gezien deze fractie verantwoordelijk is voor de toxiciteit naar aquatische organismen toe.

Uit de LC₅₀-waarden blijkt dat de anneliden het meest gevoelig zijn voor minerale olie, gevolgd door de crustaceën. Inzake de NOEC-waarden zijn enkel gegevens beschikbaar voor mollusken en vissen waarbij de mollusken het gevoeligst blijken te zijn.

EOX

De EOX-groep omvat extraheerbare organische gehalogeneerde verbindingen. Gezien diverse componenten van deze groep gekenmerkt worden door een hoge vluchtigheid zullen deze nooit langere tijd aanwezig zijn in concentraties die effecten kunnen veroorzaken bij waterorganismen (Mergaert & Vanhaecke, 1994). De belangrijkste componenten van deze groep zijn gechloreerde solventen, PCB's en gechloreerde bestrijdingsmiddelen (DDT, drins, HCH-verbindingen,...). Voor EOX op zich bestaan geen ecotoxiciteitsgegevens. De geometrisch gemiddelde LC₅₀- en NOEC-waarden voor een aantal componenten uit de groep zijn samengevat in de tabel 1. In tabel 2 zijn de beschikbare LOEC-waarden voor de belangrijke componenten uit de EOX-groep weergegeven.

4. ONDERZOEK NAAR DE INVLOED VAN DE BIOBESCHIKBAARHEID

4.1. Algemeen

Naast de ecotoxiciteit van een component wordt het risico voor de biota bepaald door de mate waarin de stof biobeschikbaar is. Inzake risico-evaluatie resulteert dit in een inschatting van de aanwezigheid van de component in het milieucompartiment van het beschouwde organisme.

De verdeling van een stof over de verschillende milieucompartimenten is afhankelijk van haar fysico-chemische eigenschappen en wordt uitgedrukt door partiticoëfficiënten (Mergaert & Vanhaecke, 1996). In het kader van deze studie zijn vooral de compartimenten water en sediment van belang. De verdeling van een component tussen deze compartimenten wordt uitgedrukt door de K_d -waarde:

$$K_d = C_s / C_w$$

Waarbij C_s = stofconcentratie in het sediment ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

C_w = stofconcentratie in de waterfase ($\mu\text{g}/\text{l}$)

Uit bovenstaande formule kan worden geconcludeerd dat de biobeschikbaarheid van een stof voor waterorganismen omgekeerd evenredig is met de K_d -waarde.

De partiticoëfficiënt kan worden beïnvloed door de fysico-chemische eigenschappen van het milieucompartiment. De voornaamste factoren hierbij zijn de pH, saliniteit en de fractie organisch materiaal.

De fractie organisch materiaal in het sediment is een belangrijke bindingsplaats voor vele organische componenten. Bijgevolg wordt hun verdeling tussen de waterfase en het sediment meestal uitgedrukt door de K_{oc} -factor. Dit is de verhouding van de stofconcentratie in de organische koolstoffractie van het sediment tov de stofconcentratie in het water. Het verband met de K_d -waarde kan als volgt worden voorgesteld:

$$K_{oc} = K_d / f_{oc}$$

Waarbij K_{oc} = partiticoëfficiënt, genormaliseerd naar organische koolstof (l/gOC)

f_{oc} = fractie organische koolstof in het sediment (gOC/kg)

De binding van componenten aan organisch materiaal betekent niet altijd dat de stof niet meer biobeschikbaar is voor het waterorganisme. Sommige dieren grazen immers op de waterbodem waarbij zij organisch materiaal opnemen en bijgevolg ook de component. In het verteringsstelsel van deze 'deposit-feeders' kunnen de verontreinigende stoffen vervolgens worden vrijgesteld uit de sedimentpartikels door de lage pH-waarden van de verteringssappen en het organisme nadelig beïnvloeden. Dit effect werd opgevangen door effecten ten opzichte van anneliden te integreren in de ecotoxicologische basis.

Inzake de beschouwde anorganische componenten werd een literatuurstudie uitgevoerd naar de K_d -waarden. Voor de organische componenten werden de K_{oc} -waarden geïnventariseerd. De partiticoëfficiënten voor de verschillende componenten worden achtereenvolgens besproken.

4.2. Partiticoëfficiënten voor anorganische componenten

Hieronder worden de partiticoëfficiënten besproken voor zware metalen en tributyltinverbindingen.

4.2.1. Zware metalen

Het organisch materiaal is een bindingsplaats voor vele componenten. De invloed van deze fractie op de binding van zware metalen blijkt uit onderzoek van Reddy & Dunn (1985). De biobeschikbaarheid ($1/K_d$) is lager indien het gehalte organisch materiaal groter is.

Tabel 3: K_d -waarden voor Ni en Cd in verschillende bodemtypes, naar Reddy & Dunn (1985)

Grondtype	Bodemfracties	Bodemsamenstelling	K_d nikkel (l/kg)	K_d zink (l/kg)
Kleiige grond	% klei	44	388	684
	% leem	16		
	% organisch materiaal	2		
	pH	6,7		
Lemige grond	% klei	20	227	648
	% leem	35		
	% organisch materiaal	2,75		
	pH	6,8		
Zandleem	% klei	15	152	140

	% leem	22		
	% organisch materiaal	2,7		
	pH	5,7		

Door Anderson & Christensen (1988) werd een relatie opgesteld tussen zuurtegraad en partiticoëfficiënt:

$$\text{Log}K_d = \alpha * \text{pH} + \text{log}K_d * (\text{S-H})$$

Waarbij S-H = oppervlakte bindingsplaatsen

α = constante

Bovenstaande formule, uitgewerkt voor verschillende metalen, geeft:

$$\text{Log} K_d (\text{Cd}) = 0.64 \text{ pH} - 1.53$$

$$\text{Log} K_d (\text{Ni}) = 0.60 \text{ pH} - 1.59$$

$$\text{Log} K_d (\text{Zn}) = 0.89 \text{ pH} - 3.16$$

$$\text{Log} K_d (\text{Cu}) = 0.29287 \text{ pH} + 0.2196$$

Deze formules impliceren dat de zuurtegraad omgekeerd evenredig is met de biobeschikbaarheid.

Hassan *et al.* (1996) deden een studie naar de biobeschikbaarheid van zware metalen in zandige sedimenten bij lage gehalten organische koolstof en lage metaalconcentraties. De resultaten zijn weergegeven in onderstaande tabel. De conclusie van Anderson & Christensen (1988) wordt enkel bevestigd voor zink en koper. Bij lood werd zelfs een lagere biobeschikbaarheid vastgesteld bij lagere pH. De conclusie omtrent de invloed van organisch materiaal op de biobeschikbaarheid wordt bij geen enkel metaal bevestigd. Waarschijnlijk is dit te wijten aan te lage concentraties organisch materiaal die aldus weinig invloed uitoefenen op de biobeschikbaarheid.

Tabel 4: relatie tussen pH, OC en K_d voor verschillende zware metalen (Hassan *et al.*, 1996)

metaal	Zand	pH	Korrelverdeling	%OC	initiële concentratie (mg/kg dw)	K_d waarden (l/kg)
Cd	Zeezand	6,3	alle \pm 90 % fijn	0,006	< dl	50 \pm 11
	strandzand 1	6,8	alle 5-10 % medium	0,02	0,16	69 \pm 10
	strandzand 2	5,4		0,02	< dl	25 \pm 12

Cu	Zeezand	6,3	alle ± 90 % fijn	0,006	0,08	104 ± 22
	strandzand 1	6,8	alle 5-10 % medium	0,02	0,56	149 ± 16
	strandzand 2	5,4		0,02	0,05	54 ± 12
Ni	zeezand	6,3	alle ± 90 % fijn	0,006	9,24	30 ± 6
	strandzand 1	6,8	alle 5-10 % medium	0,02	27,18	45 ± 12
	strandzand 2	5,4		0,02	9,18	27 ± 3
Pb	zeezand	6,3	alle ± 90 % fijn	0,006	0,41	72 ± 23
	strandzand 1	6,8	alle 5-10 % medium	0,02	0,42	144 ± 35
	strandzand 2	5,4		0,02	2,86	604 ± 106
Zn	zeezand	6,3	alle ± 90 % fijn	0,006	0,24	268 ± 77
	strandzand 1	6,8	alle 5-10 % medium	0,02	5,64	233 ± 49
	strandzand 2	5,4		0,02	4,67	43 ± 5

Ook uit onderzoek van Christensen *et al.* (1996) blijkt de invloed van de pH op de biobeschikbaarheid. Voor de beschouwde zware metalen is de biobeschikbaarheid omgekeerd evenredig met de zuurtegraad, zoals eerder voorgesteld door Anderson & Christensen (1988). Deze overeenkomst is waarschijnlijk te wijten aan het feit dat het verschil in pH groter is dan in het onderzoek van Hassan *et al.* (1996).

Tabel 5: K_d waarden voor metalen in zandige aquifers (Christensen *et al.*, 1996)

metaal	zand	pH	Korrelverdeling	%OC	initiële concentratie (mg/kg dw)	K_d waarden (L/kg)
Cd	diverse stalen	4,9-8,9	5-94 % fijn 0-4 % klei	0,10-4,82	?	2 (pH4,9)-1770 (pH8,8)
Ni	idem	idem	Idem	idem		3 (pH4,9)-7250 (pH8,75)

Davis *et al.* (1996) stelden een K_d -waarde vast voor arseen, zijnde 560 l/kg.

K_d -waarden zijn geen constanten, maar variëren in functie van diverse factoren. Door Radovanovic & Koelmans (1998) is een model uitgewerkt dat K_d -waarden bepaald, rekening houdende met een aantal factoren, waaronder metaalcomplexatie door opgeloste liganden, competitie door andere

kationen, electrostatische effecten, en oppervlaktecomplexatie van metalen aan gesuspendeerde stoffen. Er werden vier sedimenten en bovenstaande vloeistoffen genomen, van waters met stijgende saliniteit en andere eigenschappen. De resultaten zijn weergegeven in tabel 6.

Tabel 6: invloed van saliniteit op K_d -waarden, naar Radovanovic & Koelmans (1998)

Saliniteit (Cl (mmol/l))	K_d -waarden (10^3 l/kg)					
	Metaal	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
1 - 5,2		451	14,7	8,14	1413	78,5
0,93 - 5,8		288	25,2	15,7	1294	78,8
6,1-10		134	7,45	9,57	645	46,4
8,9-15		108	7,11	8,64	665	26,6

Uit tabel 6 blijkt dat de K_d -waarden voor de meeste metalen toenemen bij een lagere saliniteit.

O'Reilly-Wiese *et al.* (1997) onderzochten kust- en estuariene sedimenten met volgende samenstelling: chloride: 14-18 ppt, redox: -30-88 mV, %TOC: 1,8-4,8, pH: 7,5-8,5, sulfaten: 1942-2537 mg/l, granulometrie: vooral klei en leem. De gemiddelde K_d -waarden voor een aantal zware metalen zijn weergegeven in tabel 7.

Tabel 7: K_d -waarden in kust- en estuariene sedimenten aan Engelse N.Z. kust, naar O'Reilly-Wiese *et al.* (1997)

K_d -waarden (10^3 l/kg)			
Cd	Cu	Ni	Pb
0,95	6,1	3,4	35,1

Stortelder *et al.* (1989) berekenden gemiddelde K_d -waarden uit een groot aantal meetgegevens voor zware metalen, die betrekking hebben op sediment van de Westerschelde. Een overzicht wordt gegeven in tabel 8.

Tabel 8: gemiddelde K_d -waarden voor Westerschelde, naar Stortelder *et al.* (1989)

Metaal	Gemiddelde K_d (l/g)
Zink	57,5
Kwik	100,5
Arseen	8,9

Koper	39,5
Chroom	276
Cadmium	77
Lood	747
Nikkel	7,5

Gezien voor kwik, lood en chroom weinig tot geen K_d -waarden voor brakwater werden teruggevonden werden de geometrisch gemiddelde waarden uit de studie van Mergaert & Vanhaecke (1996) eveneens opgenomen in de huidige berekening van de weerhouden K_d -waarde.

Tabel 9: geometrisch gemiddelde K_d -waarden, naar Mergaert & Vanhaecke (1996)

Component	Geometrisch gemiddelde K_d -waarde (l/g)
Kwik	37
Lood	40
Chroom	11

4.2.2. TBT verbindingen

De beschikbaarheid van TBT wordt in grote mate bepaald door het gehalte aan organische koolstof in het sediment. De concentraties TBT in de organismen zijn voornamelijk afkomstig van de TBT aanwezig in het interstitieel water (Meador *et al.*, 1997b). In aanwezigheid van humuszuren en bij lage pH neemt de bio-beschikbaarheid van TBT af (Fent & Looser, 1998). De ionaire vorm van TBT (bij lage pH) is blijkbaar minder biobeschikbaar dan de hydroxidevorm.

In een studie van Maguire (1987, in Mergaert & Vanhaecke, 1995) werd voor TBT een K_d -waarde van 6.525 l/kg bekomen.

4.3. Partiticoëfficiënten voor organische componenten

De K_{oc} -waarden uit de literatuur voor PAK's en PCB's worden hierna besproken. Voor de PAK's worden tevens de K_{ow} -waarden in beschouwing genomen gezien voor deze stoffen een verband tussen de K_{ow} en de K_{oc} werd uitgewerkt door Di Toro *et al.* (1991). Dit wordt verder toegelicht onder punt 4.4.

4.3.1. PAK

In tabel 10 wordt een overzicht gegeven van $\log K_{oc}$ -waarden, afkomstig van verschillende auteurs. Bij de berekening van $\log K_{oc}$ door Meador *et al.* (1995) werd rekening gehouden met de totale hoeveelheid PAK in het interstitieel water. Dit is de som van de opgeloste stof en de hoeveelheid, gebonden aan zwevende deeltjes.

Tabel 10: $\log K_{oc}$ - en $\log K_{ow}$ -waarden voor verschillende PAK's, naar Van Hattum *et al.* (1998), Meador *et al.*, 1995, Lake *et al.* (1996) en McGroddy *et al.* (1996)

Stof	$\log K_{oc}$ (l/kg)	$\log K_{ow}$ (l/kg)	Referentie
Naphtaleen		3,35	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
//	5,56	3,34	Meador <i>et al.</i> , 1995
Acenaftyleen	5,78	4,08	//
Acenafteen	6,06	4,08	//
Fluoreen	6,06	4,22	//
Phenantreen		4,57	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
//	6,55	4,53	Meador <i>et al.</i> , 1995
//		4,64	Lake <i>et al.</i> (1996)
//	4,30		McGroddy <i>et al.</i> (1996)
Anthraceen		4,54	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
//	6,46	4,53	Meador <i>et al.</i> , 1995
//		4,73	Lake <i>et al.</i> (1996)
Fluorantheen		5,22	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
//	6,47	5,24	Meador <i>et al.</i> , 1995
//		5,29	Lake <i>et al.</i> (1996)
Pyreen		5,18	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
//	6,42	5,07	Meador <i>et al.</i> , 1995
//		5,12	Lake <i>et al.</i> (1996)
//	5,18		McGroddy <i>et al.</i> (1996)
Benzo(a)anthraceen		5,61	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)

//	7,05	5,90	Meador <i>et al.</i> , 1995
//		6,10	Lake <i>et al.</i> (1996)
Chryseen		5,61	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
//	6,96	5,77	Meador <i>et al.</i> , 1995
//		6,01	Lake <i>et al.</i> (1996)
Benzo(b)fluorantheen		5,98	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
Benzo(k)fluorantheen		6,04	//
Benzo(a)pyreen		6,04	//
//	6,92	6,23	Meador <i>et al.</i> , 1995
//		6,57	Lake <i>et al.</i> (1996)
Benzo(e)pyreen	6,88	6,10	Meador <i>et al.</i> , 1995
Peryleen		6,53	Lake <i>et al.</i> (1996)
//	7,02	6,39	Meador <i>et al.</i> , 1995
Dibenzo(ah)anthraceen		7,11	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
//	6,97	6,47	Meador <i>et al.</i> , 1995
Benzo(ghi)peryleen		7,04	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
//	6,85	7,03	Meador <i>et al.</i> , 1995
Indeno(123-cd)pyreen		7,04	Van Hattum <i>et al.</i> (1998)
//	6,98	7,43	Meador <i>et al.</i> , 1995

Ook de partikelgrootte van opgelost materiaal blijkt van belang voor het al dan niet binden van PAK's. In een studie van Leppard *et al.* (1998) blijkt dat PAK's meer absorberen aan grotere partikels (fijne fractie: $>0,45\mu\text{m}$; grove fractie: $>20\mu\text{m}$ tot $>80\mu\text{m}$). Dit zou te wijten zijn aan het grotere bindingsoppervlak van deze deeltjes en hun grote porositeit. Dit kan de biobeschikbaarheid voor kleinere aquatische organsimen beïnvloeden gezien zij grote partikels niet kunnen opnemen.

Apolaire organische xenobiotische stoffen zoals PAK's kunnen binden op organisch materiaal. Dit organisch materiaal is onder meer aanwezig als een film rondom opgeloste minerale deeltjes. De mate waarin dit organisch materiaal aan de minerale fractie gebonden is, en dus de biobeschikbaarheid, hangt af van verschillende factoren waaronder oppervlaktelading van de

mineralen en de grootte van het bindingsoppervlak, aard van het organisch materiaal, ionaire aard van de waterfase,... Bijgevolg kunnen sedimenten met eenzelfde gehalte aan organische koolstof een verschillende bindingsaffiniteit hebben voor xenobionten, afhankelijk van de partikelgrootte en de omgevingsfactoren. Gezien de bindingsaffiniteit afhangt van de partikelgrootte zal de biobeschikbaarheid verschillend zijn voor bentische 'selective feeders' (Kukkonen, J. *et al.*, 1996).

PAK's zijn minder mobiel naarmate hun moleculair gewicht toeneemt (Slooff *et al.*, 1989). Hun gedrag in de bodem kan onder meer worden voorspeld adhv de K_{sw} -factor, zijnde de verhouding van de concentratie van de stof in bodemdeeltjes tov de concentratie in grondwater. Deze factor staat als volgt in relatie tot de K_{ow} -factor:

$$\log K_{sw} = \log K_{ow} + \log f_{oc} - 0,26$$

Waarbij K_{sw} : de verhouding van de concentratie van de stof in bodemdeeltjes tov de concentratie in grondwater

Hieruit blijkt opnieuw het belang van het organisch materiaal. Uit bovenstaande formule blijkt dat het gehalte organische koolstof omgekeerd evenredig is met de biobeschikbaarheid.

Baumard *et al.* (1998) stelden een vergelijking op inzake de verdeling van PAK's tussen het sediment en de waterfase, in functie van de octanol-waterpartiticoëfficiënt (K_{ow}):

$$\log K_p = 1,15 * \log K_{ow} - 2,53$$

Waarbij K_p : de verhouding van de stof tussen het sediment en de waterfase

Deze relatie werd uitgewerkt in tabel 11.

Tabel 11: K_p - en K_{ow} -waarden voor PAK's, naar Baumard *et al.* (1998)

PAK	$\log K_p$	$\log K_{ow}$
Antraceen	2,73	4,57
Fenantreen	2,73	4,57
Fluoranteen	3,42	5,17
Benzo(a)antraceen	4,19	5,84
Chryseen	4,19	5,84
Benzo(k)fluoranteen	4,88	6,44

Benzo(a)pyreen	4,88	6,44
Benzo(ghi)peryleen	5,57	7,04
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	5,57	7,04
Trifenyleen	4,01	5,69
Benzo(b)fluorantheen	4,88	6,44
Benzo(j)fluorantheen	4,88	6,44
Peryleen	4,88	6,44
Dibenz(a,h)antraceen	5,65	7,11
Dibenz(a,c)antraceen	5,65	7,11
Benzo(e)pyreen	4,88	6,44

4.3.2. PCB

Uit onderzoek van Larsson & Södergren (1987) blijkt dat de flux van PCB's uit sediment naar water en lucht groter is tijdens de zomer. Dit zou te wijten zijn aan de perturbatie van het sediment door benthische invertebraten en een verhoogde gasproductie in het sediment.

Tabel 12 geeft de $\log K_{oc}$ -waarde voor een aantal arochlormengsels, geïnventariseerd door Montgomery & Welkom (1990).

Tabel 12: $\log K_{oc}$ -waarden voor arochlormengsels

PCB vorm	$\log K_{oc}$
1016	4,7
1221	2,44
1232	2,83
1242	3,71
1248	5,64
1254	5,61
1260	6,42

4.3.3. EOX

Montgomery & Welkom (1990) hebben in hun overzichtswerk $\log K_{oc}$ -waarden geïnventariseerd voor stoffen die kunnen voorkomen in grondwater. Een aantal hiervan zijn belangrijke componenten van de EOX-groep. Hun K_{oc} -waarde is weergegeven in tabel 13.

Tabel 13: $\log K_{oc}$ -waarden voor componenten van de EOX-groep

Component	Gemiddelde $\log K_{oc}$ (l/kg _{oc})
dielddin	4,32
1,2-dichloorbenzeen	2,75
1,3-dichloorbenzeen	2,73
1,4-dichloorbenzeen	2,20
1,2,4-trichloorbenzeen	2,98
2,4-dichloorfenol	2,94
2,4,6-trichloorfenol	3,03
2,4,5-trichloorfenol	3,18
pentachloorfenol	4,24

4.4. Voorstel voor weerhouden K_d - en K_{oc} -waarden

Voor de anorganische componenten werd een gemiddelde gemaakt van de K_d -waarden uit de literatuur om uiteindelijk één partiticoëfficiënt per stof te weerhouden. De gegevens van Stortelder *et al.* (1989), met betrekking tot de anorganische componenten, die specifiek de Westerschelde betroffen werden om die reden afzonderlijk beschouwd. De uiteindelijke K_d -waarde werd bekomen door het geometrisch gemiddelde te bepalen van de gemiddelde literatuurwaarde enerzijds en de gemiddelde waarde, bekomen door Stortelder *et al.* (1989), anderzijds.

Tabel 14 geeft een overzicht van de weerhouden partiticoëfficiënten voor de verschillende anorganische componenten.

Tabel 14: overzicht van de weerhouden K_d -waarden voor zware metalen en TBT

component	Gemiddelde literatuurwaarde (l/g)	K_d Stortelder (1989) (l/g)	Weerhouden geometrisch gemiddelde K_d (l/g)
Zink	35,8	57,5	45
Kwik	60	100,5	78
Arseen	0,6	8,9	2
Koper	26,8	39,5	33
Chroom	11	276	55
Cadium	38,6	77	54,5
Lood	40	747	173
Nikkel	4,7	7,5	6
TBT	6,5	-	6,5

Voor een aantal organische componenten kan de K_{oc} worden afgeleid uit de partiticoëfficiënt octanol-water (K_{ow}) waarbij geldt dat:

$$\text{Log } K_{oc} = aK_{ow} + b$$

Door Di Toro *et al.* (1991) werd deze relatie uitgewerkt voor PAK's:

$$\text{Log } K_{oc} = 0,983\text{log}K_{ow} + 0,00028$$

Tabel 15 geeft een overzicht van de literatuurwaarden voor de parameters K_{oc} en K_{ow} voor PAK's. De K_{ow} -waarden worden volgens bovenstaande formule omgezet tot K_{oc} -waarden. Uiteindelijk wordt de gemiddelde waarde weerhouden.

Tabel 15: $\text{log}K_{ow}$ -, $\text{log}K_{oc}$ - en weerhouden K_{oc} -waarden voor PAK's

PAK	$\text{log}K_{ow}$ (l/kg _{oc})	$\text{log}K_{oc}$ (l/kg _{oc})	Weerhouden gemiddelde $\text{log}K_{oc}$ (l/kg _{oc})
Fenantreen	4,53 tot 4,64	2,73 tot 6,55	4,6
pyreen	5,07 tot 5,18	3,42 tot 6,42	4,96
Fluorantheen	5,17 tot 5,29	3,42 tot 6,47	5,01
Naftaleen	3,34 tot 3,35	2,25 tot 5,56	3,7
Acenaftyleen	4,08	5,78	4,89
Acenafteen	4,08	6,06	5,04
Fluoreen	4,22	6,06	5,10
Antraceen	4,53 tot 4,73	2,73 tot 6,46	4,58
Benzo(a)antraceen	5,61 tot 6,1	4,19 tot 7,05	5,67

Chryseen	5,61 tot 6,01	4,19 tot 6,96	5,62
Benzo(b)fluorantheen	5,98-6,44	4,75 tot 4,88	5,24
Benzo(a)pyreen	6,04 tot 6,57	4,75 tot 6,92	5,96
Benzo(k)fluorantheen	6,04-6,44	-	6,13
Benzo(e)pyreen	6,1-6,44	4,88 tot 6,88	5,97
Peryleen	6,39 tot 6,53	4,88 tot 7,02	6,08
Dibenzo(a,h)antraceen	6,47 tot 7,11	5,65 tot 6,97	6,43
Benzo(ghi)peryleen	7,03 tot 7,04	5,15 tot 6,98	6,35
Indeno(1,2,3cd)pyreen	7,04 tot 7,43	5,35 tot 6,98	6,48
Trifenyleen	5,69	4,01	4,80
Benzo(j)fluorantheen	6,44	4,88	5,60
Dibenz(a,c)antraceen	7,11	5,65	6,32
ΣPAK	-	-	5,48

De globale partiticoëfficiënt voor de PAK is het gemiddelde van de gemiddelde waarden voor de componenten. Enkel de componenten, gekend als de 10 van OVAM (naftaleen, fenantreen, fluorantheen, benz(a)antraceen, chryseen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)peryleen en indeno(123-cd)pyreen) worden in aanmerking genomen.

Inzake PCB's zijn weinig K_{oc} -waarden voor individuele stoffen beschikbaar. Daarom werd de gemiddelde literatuurwaarde uit Montgomery & Welkom (1990) voor arochlormengsels in rekening gebracht, welke is weergegeven in tabel 16.

Tabel 16: K_{oc} -waarden voor PCB

PCB	Log K_{oc} (l/kg _{oc})	Gemiddelde K_{oc} (l/g _{oc})
Arochlormengsels 1016, 1221, 1232, 1242, 1248, 1254 en 1260	2,44 - 6,42	30,2

Voor minerale olie kon enkel een minimale K_{oc} -waarde worden vastgelegd (Mergaert & Vanhaecke, 1996), wat impliceert dat deze waarde veel groter kan zijn. Omwille van deze onzekerheid wordt geen K_{oc} -waarde weerhouden. Tabel 17 geeft een overzicht van de log K_{oc} -waarden voor minerale olie, gemeten in het kader van de studie Mergaert & Vanhaecke, 1996.

Tabel 17: K_{oc} -waarden minerale olie

	Log K_{oc} (l/kg _{oc})	Gemiddelde K_{oc} (l/g _{oc})
Minerale olie	> 3,47 tot > 3,82	> 4,37

De EOX-groep is samengesteld uit verschillende componenten met enigszins verschillende fysico-chemische eigenschappen. Om een partiticoëfficiënt voor de EOX-groep te kunnen weerhouden werd de gemiddelde K_{oc} -waarde voor dieldrin, 1,2-dichloorbenzeen, 1,3-dichloorbenzeen, 1,4-dichloorbenzeen, 1,2,4-trichloorbenzeen, 2,4-dichloorfenol, 2,4,6-trichloorfenol, 2,4,5-trichloorfenol, pentachloorfenol (Montgomery & Welkom, 1990) weerhouden en weergegeven in tabel 18.

Tabel 18: K_{oc} -waarde voor EOX

	log K_{oc} (l/kg _{oc})	Gemiddelde K_{oc} (l/kg _{oc})
EOX	2,73 – 4,32	2.534

Zoals hierboven is gebleken zijn de partiticoëfficiënten afhankelijk van talrijke factoren en kunnen bijvoorbeeld van lokatie tot lokatie verschillen. Dit blijkt uit een vergelijking met de studie van Mergaert & Vanhaecke (1996) over de Noordzee, waar de K_d -waarden van de meeste metalen lager liggen ten opzichte van deze in de huidige studie. Dit stemt overeen met de vaststelling dat de K_d -waarden groter zijn bij een lagere saliniteit. Een grotere K_d -waarde impliceert dat een grotere fractie geadsorbeerd blijft aan het sediment en dat aldus de biobeschikbaarheid van de stof geringer is.

5. ONDERZOEK VAN DE MOGELIJKE INVLOED VAN BIO-ACCUMULATIE EN BIOMAGNIFICATIE

5.1. Bio-accumulatiefactor (BAF)

De mogelijkheid tot accumulatie van een component in aquatische organismen wordt in de eerste plaats bepaald door de biobeschikbaarheid van de component. Naast de invloed van de partiticoëfficiënt (zie hoofdstuk 3) hangt deze biobeschikbaarheid ook af van de mogelijkheid tot accumulatie van de stof in biota. Deze eigenschap wordt gekwantificeerd door de bio-accumulatiefactor (BAF):

$$\text{BAF} = C_{\text{biota}}/C_{\text{water}}$$

Waarbij C_{biota} = stofconcentratie in biota ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

C_{water} = stofconcentratie in water ($\mu\text{g}/\text{l}$)

Een groot aantal componenten hebben een hydrofoob karakter en accumuleren bijgevolg in het vetweefsel van biota. Daarom wordt de BAF soms genormaliseerd naar het vetgehalte van het organisme. Deze verdeling tussen het vetweefsel en de waterfase kan worden gesimuleerd door de partitionering van een component na te gaan tussen octanol en water. Deze verhouding wordt uitgedrukt door de factor K_{ow} . In een studie van Meylan *et al* (1998) werden een aantal verbanden vastgesteld tussen de partiticoëfficiënt octanol/water (K_{ow}) en de BAF. Deze vergelijkingen gelden voor niet-ionaire verbindingen:

- $\text{Log } K_{\text{ow}} < 1$: $\text{log BAF} = 0,5$
- $\text{Log } K_{\text{ow}} 1 \text{ tot } 7$: $\text{log BAF} = 0,77\text{log}K_{\text{ow}} - 0,70 + \Sigma F_i$
- $\text{Log } K_{\text{ow}} 7 \text{ tot } 10,5$: $\text{log BAF} = -1,37\text{log}K_{\text{ow}} + 14,4 + \Sigma F_i$
- $\text{Log } K_{\text{ow}} > 10,5$: $\text{log BAF} = 0,50$

Waarbij ΣF_i staat voor de som van correctiefactoren die van toepassing zijn voor de verschillende functionele groepen die voorkomen in de verbinding. Een overzicht van deze correctiefactoren zijn weergegeven in tabel 18.

Tabel 19: correctiefactoren bij omzetting van K_{ow} naar BAF (Meylan *et al* , 1998)

Functionele groep	Factor
Aromatische s-triazine ring	-0,32
Aromatisch alcohol met twee of meer halogenen op de ring	-0,40
Aromatische ring met een tert-butylgroep in een ortho-positie tov een OH-groep	-0,45
Aromatische ring en alifatisch alcohol in de vorm van -CH-OH	-0,65
Fosfaateter (O=P(O-R)(O-R)(O-R)) waarbij R staat voor C. Eén R kan H zijn	-0,78
Keton met één of meer aromatische verbindingen	-0,84
alkylketen die 8 of meer -CH ₂ -groepen bevat	-1 als logK _{ow} 4-6 -1,5 als logK _{ow} 6-10
Cyclopropylester van de vorm cyclopropyl-C(=O)-O-	-1,65
Fenantreenring	+0,48
Gehalogeneerde bifeny- en polyaromatische structuren die enkel aromatische koolstoffen en halogenen bevatten	+0,62
Organische metaalverbindingen met tin of kwik	+1,40

De bio-accumulatiegegevens die reeds verzameld werden door Mergaert & Vanhaecke (1996) werden aangevuld met gegevens aan de hand van een literatuuronderzoek, waarbij diverse meer recente gegevens bekomen werden. Een overzicht van het geheel van de resultaten is weergegeven in bijlage 2 van deze studie. Voor een toelichting omtrent de biochemie van de anorganische componenten verwijzen wij naar Mergaert & Vanhaecke (1996). Hierna volgt een bijkomende interpretatie met betrekking tot de organische componenten.

PAK

De mogelijkheid tot bio-accumulatie en biomagnificatie van een component is afhankelijk van de metabolisatie-affiniteit van het organisme voor de stof. Volgens Slooff *et al* (1989) worden polyaromatische koolwaterstoffen snel gemetaboliseerd zodat weinig bio-accumulatie en -magnificatie optreedt. De speciesspecificiteit van deze eigenschap wordt benadrukt door hogere BAF in nematoden, schelpdieren en crustaceeën.

PCB

Uit een experiment van Lake *et al* (1996) blijkt dat er een grotere affiniteit voor bioaccumulatie wordt waargenomen bij PCB's tov PAK's, alhoewel beide groepen een vergelijkbare K_{ow} waarde hebben. Een mogelijke verklaring ligt in het feit dat PAK's sneller gemetaboliseerd worden. Een andere verklaring kan zijn dat PAK's minder vrijkomen uit sediment dan PCB's. Deze laatste conclusie wordt bevestigd door Gustaffson *et al* (1997) in het geval van PAK's afkomstig van verbranding, gezien zij dan tevens gebonden worden op roetdeeltjes.

Ramos *et al* (1998) toonden aan dat de bio-accumulatie van PCB77, penta- en hexachlorobenzeen in *Daphnia magna* afneemt wanneer humuszuren aanwezig zijn in het watermedium. Deze humuszuren, behorend tot de opgeloste organische koolstoffractie (DOC), vormen blijkbaar een adsorptiemedium voor de hoger genoemde componenten.

Uit een studie van Tracey & Hansen (1996) blijkt dat de BSAF niet afhankelijk is van de voedingswijze, gezien de BSAF meer varieert binnen één soort dan tussen verschillende soorten. Hieruit kan worden besloten dat het SQC voor PAK's en PCB's geldt voor de groep 'benthische organismen' en niet speciesspecifiek dient te zijn. Verschillen in BSAF's voor PCB's kunnen te wijten zijn aan:

- verschillen in opname-efficiëntie omwille van de grootte van de moleculen;
- verschillen in de metabolisatie-efficiëntie omwille van het verschil in gechlorineerde structuur.

In tegenstelling tot de conclusie van Tracey & Hansen (1996) stelt Kaag *et al* (1998) dat de voedingswijze wel bijdraagt tot eventuele bio-accumulatie. In blootstellingsstudies met PCB's en PAK's werden hogere concentraties vastgesteld in *Arenicola* en *Tubifex* (sediment feeders) dan in *Mytilus* en *Dreissena* ('suspension feeders'). Deze verschillen zijn niet te wijten aan een verschillende metabolisatiecapaciteit gezien deze zowel bij anneliden als bij mollusken klein is tov crustaceeën en invertebraten (Livingstone, 1992, in Kaag *et al*, 1998).

Minerale olie

Minerale olie is samengesteld uit verschillende componenten. Om de affiniteit voor bio-accumulatie in te schatten wordt het onderzoek beperkt tot de componentengroep van de poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK). Deze componenten worden volgens Bolger *et al*. (1996) gemakkelijk geaccumuleerd in de mariene voedselketen en zijn in lage concentraties reeds zeer toxisch.

EOX

Verbindingen uit de EOX-groep hebben tevens weinig affiniteit voor bio-accumulatie, wat zich uit in lage biota-sediment accumulatiefactoren Deze geringe affiniteit is volgens Sibley *et al*. (1997) te wijten aan het feit dat de accumulatie van lipofiele EOX-componenten in het organisme gedomineerd worden door EOX-componenten met minder lipofiele eigenschappen die een geringere affiniteit tot

bio-accumulatie vertonen. Enkele pesticiden, behorend tot de EOX-groep, vertonen echter een hoge bio-accumulatie.

5.2. Biota-sedimentaccumulatiefactor (BSAF)

De invloed van bio-accumulatie kan tevens worden nagegaan aan de hand van de biota-sedimentaccumulatiefactor (BSAF):

$$BSAF = C_{\text{organisme}}/C_{\text{sediment}}$$

Waarbij $C_{\text{organisme}}$: concentratie in de biota (mg/kg lichaamsgewicht)

C_{sediment} : concentratie in het sediment (mg/kg sediment)

De concentratie in de biota wordt meestal genormaliseerd naar het vetgehalte, terwijl de concentratie in het sediment meestal genormaliseerd wordt naar het gehalte organische koolstof.

De BSAF is functie van diverse parameters:

- sediment –water verdeling (K_d);
- bioconcentratiefactor (BAF);
- de depuratiesnelheid van het metaal in het organisme;
- de metaal assimilatie efficiëntie vanuit voedsel;
- de voedingsnelheid = snelheid van voedselopname;
- de groeisnelheid van de biota.

Hellou *et al.* (1995) brachten een aantal van deze parameters samen in een formule:

$$BSAF = BAF/0,0051 * K_{ow}$$

Waarbij BSAF = concentratie in het organisme/concentratie in sediment;

BAF = bio-accumulatiefactor;

K_{ow} = octanol/water-partitiecoëfficiënt.

Uit de formule van Hellou *et al.* (1995) volgt dat de BSAF beduidend kleiner is dan de BAF. Dit is te wijten aan het feit dat de BSAF bepaald wordt op basis van de concentratie van de component in het sediment. Hierbij speelt de biobeschikbaarheid een belangrijke rol. De BAF wordt berekend op basis van de concentratie van de component in de waterfase, waarbij wordt aangenomen dat de volledige concentratie van de component biobeschikbaar is.

De biota-sedimentaccumulatiefactor kan gebruikt worden als een controle op de toetsing van de voorgestelde sedimentkwaliteitscriteria aan veilige concentraties voor predatoren en consumenten. Dit wordt verder besproken in hoofdstuk 6 'Toetsing van sedimentkwaliteitscriteria'.

De resultaten inzake biota-sedimentaccumulatiefactoren die bekomen werden uit bijkomend literatuuronderzoek, waarbij ook brak- en zoetwaterorganismen opgenomen zijn, werden samengevat in bijlage 2.

5.3. Voorstel van weerhouden bio- en biota-sedimentaccumulatiefactoren

De weerhouden bio-accumulatiefactoren zijn gemiddelden van de literatuurwaarden. Bij de omzetting van drooggewicht naar versgewicht werd voor crustaceeën en vissen rekening gehouden met 20% droge stof (factor 5) en bij de overige groepen met 10% droge stof (factor 10).

De weerhouden biota-sedimentaccumulatiefactoren zijn gemiddelden van de waarden voor visproducten (mollusken, crustaceeën en vissen). De overige groepen (algen, anneliden,...) worden buiten beschouwing gelaten omdat deze niet direct en/of in relevante mate door de mens geconsumeerd worden. In tabel 20 wordt een overzicht gegeven van de BAF en de BSAF voor de beschouwde anorganische componenten.

Tabel 20: weerhouden bio-accumulatiefactoren, tov de waterkolom (BAF) en tov het sediment (BSAF) voor zware metalen en TBT

Stof	BAF (l/kg versgewicht)	BSAF ($\mu\text{g/g d.g.}$) / ($\mu\text{g/g d.g.}$)
arseen	200	1,82
Cadmium	300	24
Chroom	200	0,02
Koper	200	10
Kwik	2.000	2,15
Nikkel	200	0,2
Lood	1.000	0,07

Zink	800	32,1
TBT	5.000	-

Tabel 21 geeft een overzicht van de BAF en de BSAF voor de beschouwde organische componenten. Voor minerale olie gelden de waarden die werden vastgelegd voor de ΣPAK. De somparameter voor PAK inzake bio- en biota-sedimentaccumulatie is het gemiddelde van de weerhouden resp. bio- en biota-sedimentaccumulatiefactoren voor de verschillende componenten.

Tabel 21: weerhouden bio-accumulatiefactoren, tov de waterkolom (BAF) en tov het sediment (BSAF) voor de PAK's van OVAM, PCB's en EOX

Component	BAF (l/kg versgewicht)	BSAF (mg/kg d.g.) / (mg/kg d.g.)
Naphthaleen	1.000	1,35
Phenantreen	1.000	47,85
Fluorantheen	6.000	13,73
Benzo(a)anthraceen	10.000	4,17
Chryseen	12.000	1,67
Benzo(b)fluorantheen	12.000	1,25
Benzo(k)fluorantheen	10.000	0,91
Benzo(a)pyreen	10.000	0,76
Benzo(ghi)peryleen	7.000	0,68
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	7.000	0,95
ΣPAK	7.600	7,33
ΣPCB	319.283	1,37
EOX	46.957	1,99

6. UITWERKING VAN SEDIMENTKWALITEITSCRITERIA

Bij het bepalen van de sedimentkwaliteitscriteria werd gebruik gemaakt van de evenwichtverdelingsmethode. In een studie van Mergaert & Vanhaecke (1996), waar verschillende methoden vergeleken werden, kwam de evenwichtverdelingsmethode als meest geschikte naar voor om sedimentkwaliteitscriteria vast te leggen. Zij is gebaseerd op een combinatie van ecotoxiciteitsgegevens en gegevens omtrent de verdeling van de componenten over de verschillende fasen in het sediment:

- voor anorganische componenten: $SQC = WQC * K_d$;
- voor organische componenten: $SQC = WQC * K_{oc}$.

Waarbij SQC: sedimentkwaliteitscriterium;

WQC: waterkwaliteitscriterium of ecotoxicologische waarde: veilige concentratie voor aquatische organismen, gebaseerd op ecotoxiciteitsgegevens en extrapolatiefactoren;

K_d : verdelingscoëfficiënt voor de stof tussen het sediment en de waterfase;

K_{oc} : verdelingscoëfficiënt voor de stof tussen de organische koolstoffractie van het sediment en de waterfase.

6.1. Ecotoxicologische waarde

Voor elk van de te onderzoeken stoffen werd een uitgebreid onderzoek uitgevoerd omtrent de ecotoxicologische karakteristieken. Hierbij werd in eerste instantie gebruik gemaakt van de gegevens, verzameld door Mergaert & Vanhaecke (1996). Deze werden via een literatuurstudie aangevuld met meer recente gegevens omtrent ecotoxicologische effecten in brakwatermilieu. Gezien het gering aantal gegevens voor dit milieu werden tevens resultaten van voornamelijk gestandaardiseerde testen voor het zoetwatermilieu in beschouwing genomen.

De ecotoxicologische gegevens, opgenomen in bijlage 1, zijn telkens van toepassing op één bepaald soort organisme. Gezien we de vastlegging van veilige stofconcentraties voor het gehele ecosysteem beogen dienen de ecotoxicologische gegevens geëxtrapoleerd te worden naar het ecosysteem. Daartoe werd gebruik gemaakt van extrapolatiefactoren die beschreven zijn in de 'Technical Guidance Documents' van de EG en welke in tabel 22 weergegeven worden.

Tabel 22: extrapolatiefactoren volgens de TGD van de EG

Gegevens	Extrapolatiefactor
Minstens één LC ₅₀ van drie trofische niveau's (algen, crustaceeën en vis)	1000
Eén NOEC (crustaceeën of vis)	100
Twee NOEC's van een verschillend trofisch niveau (vis en/of crustaceeën en/of algen)	50
NOEC's van tenminste drie soorten, elk van een verschillend trofisch niveau (vis, crustaceeën en algen)	10

Uit tabel 22 blijkt dat de grootte van de extrapolatiefactor omgekeerd evenredig is met de beschikbare hoeveelheid gegevens. Dit is gebaseerd op de veronderstelling dat een grotere gegevensset leidt tot meer betrouwbare waarden.

Per component werd voor elke organismegroep een geometrisch gemiddelde ecotoxicologische waarde weerhouden (tabel 1), hetzij een L(E)C₅₀, hetzij een NOEC of beiden. Op de laagste L(E)C₅₀-en/of NOEC-waarden wordt een extrapolatiefactor toegepast en dit volgens de voorwaarden uit tabel 22. In eerste instantie werd uitgegaan van de laagste NOEC-waarde, indien deze niet beschikbaar waren werd de L(E)C₅₀-waarde gebruikt. De voorwaarden, beschreven in tabel 22, dienen echter kritisch geïnterpreteerd te worden. Rekening houdend met de hoeveelheid beschikbare data kunnen eventueel lagere extrapolatiefactoren worden toegepast. Dit in het bijzonder wanneer geen NOEC-waarde beschikbaar zijn doch talrijke L(E)C₅₀-waarden werden geïnventariseerd.

Na deling van de laagste NOEC- of L(E)C₅₀-waarden uit tabel 1 door de betrokken extrapolatiefactor werden 'Predicted No Effect Concentrations' (PNEC) bekomen. De waarden geven de concentratie aan beneden dewelke er in principe geen nadelige effecten te verwachten zijn ten opzichte van aquatische organismen. Deze PNEC-waarden worden hierna voor de beschouwde componenten weergegeven.

Arseen	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	90 µg/l	10	9 µg/l

Zink	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	100 µg/l	10	10 µg/l

Cadmium	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	5,35 µg/l	100	0,054 µg/l

Chroom	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	63 µg/l	10	6,3 µg/l

Koper	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	10 µg/l	10	1 µg/l

Kwik	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	0,86 µg/l	50	0,017 µg/l

Lood	Laagste NOEC	Extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	10 µg/l	10	1 µg/l

Nikkel	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	90 µg/l	10	9 µg/l

TBT	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	0,017 µg/l	10	1,7 ng/l

De geëxtrapoleerde waarden inzake PAK's zijn hierna weergegeven.

Benzo(a)pyreen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	2,6 µg/l	500	5,2 ng/l

De voorgestelde extrapolatiefactor wijkt af van de factoren uit tabel 22. Gezien voor drie verschillende trofische niveau's verschillende L(E)C₅₀-waarden beschikbaar waren werd omwille van de betrouwbaarheid van de gegevens een lagere extrapolatiefactor voorgesteld dan deze die volgens tabel 22 dient te worden toegepast.

Acenaphthyleen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	490 µg/l	1000	0,49 µg/l

Benz(a)antraceen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	1,8 µg/l	500	3,6 ng/l

De gekozen extrapolatiefactor wijkt af van de factoren, gedefinieerd in tabel 22. Er waren LC₅₀-waarden beschikbaar voor drie verschillende trofische niveau's evenals 1 NOEC-waarde voor algen. Na een vergelijking van de beschikbare ecotoxicologische gegevens met de voorwaarden, gesteld in tabel 22, werd geopteerd voor een tussenliggende extrapolatiefactor.

Naphthaleen	Laagste NOEC	Extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	0,55 mg/l	100	5,5 µg/l

Fluoreen	Laagste NOEC	Extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	67 µg/l	100	0,67 µg/l

Pyreen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	8,16 µg/l	1000	8,16 ng/l

Benzo(ghi)peryleen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	0,2 µg/l	1000	0,2 ng/l

Chryseen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	Geëxtrapoleerde waarde
L(E)C ₅₀	6,6 µg/l	500	13,2 ng/l

Opnieuw valt op te merken dat de extrapolatiefactor afwijkt van de factoren, voorgesteld door de Europese Commissie (tabel 22). Gezien voor chryseen een L(E)C₅₀-waarde voor algen en crustaceeën en 1 NOEC-waarde voor algen beschikbaar was werd na vergelijking met de voorwaarden uit tabel 22 gekozen voor een tussenliggende extrapolatiefactor.

Dibenz(a,h)antraceen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	0,4 µg/l	1000	0,4 ng/l

Benzo(b)fluorantheen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	0,38 µg/l	1000	0,38 ng/l

Benzo(k)fluorantheen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	0,49 µg/l	1000	0,49 ng/l

Acenaphtheen	Laagste NOEC	Extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	121 µg/l	50	2,42 µg/l

Antraceen	Laagste L(E)C ₅₀	Extrapolatiefactor	PNEC
L(E)C ₅₀	78 µg/l	500	0,16 µg/l

De afwijkende extrapolatiefactor ten opzichte van tabel 22 kan op dezelfde manier worden verklaard als bij benzo(a)pyreen.

Fluorantheen	Laagste NOEC	Extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	11 µg/l	100	0,11 µg/l

Phenantreen	Laagste NOEC	Extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	128 µg/l	100	1,28 µg/l

Indeno(1,2,3-cd)pyreen	Laagste NOEC	Extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	1,8 µg/l	50	36 ng/l

Bij analyse van de gegevens (bijlage 1) blijkt dat de het aantal gegevens voor de individuele componenten inzake PAK's vrij schaars is. Dit heeft tot gevolg dat een grote extrapolatiefactor (500-1.000) moet worden toegepast, rekening houdend met de voorwaarden uit tabel 22. De onzekerheidsmarge neemt bijgevolg in belangrijke mate toe. Om deze reden menen wij dat het aan te raden is de PAK's als een groep te beschouwen en bijgevolg een somparameter te hanteren. Hiertoe worden de 10 PAK's zoals voorgesteld door OVAM in rekening gebracht. Gezien er verschillen in grootte-orde bestaan tussen de PNEC-waarden van de individuele PAK's is het aangewezen de PNEC-waarde voor de somparameter te berekenen op basis van het geometrisch gemiddelde:

Σ PAK (PNEC-waarde): 0,052 µg/l

De PNEC-waarde voor de somparameter ligt eerder hoog ten opzichte van de PNEC-waarde van de meeste individuele componenten. Dit is voornamelijk te wijten aan de hoge PNEC-waarden van naftaleen en fluorantheen. Gezien deze stoffen frequent voorkomen in het milieu dient met hun PNEC-waarde terdege rekening gehouden te worden zodat de weerhouden somparameter verantwoord is.

Zoals reeds in hoofdstuk 3 is aangegeven zijn ecotoxiciteitsgegevens inzake individuele PCB's zeer schaars. Bijgevolg wordt de onzekerheidsgraad bij het vastleggen van een PNEC-waarde per component te groot. Om die reden werd voor de PCB's een PNEC-waarde voorgesteld voor de mengsels waarvoor wel een aantal ecotoxicologische gegevens beschikbaar waren. De bekomen waarde is hierna weergegeven.

PCB's	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	1,7 µg/l	50	34 ng/l

Betreffende minerale olie is het in feite weinig relevant een extrapolatiefactor toe te passen op de ecotoxicologische waarde omdat:

- enkel van de WOF van minerale olie nauwkeurige gegevens beschikbaar zijn;
- de samenstelling van de WOF in belangrijke mate de toxiciteit ervan bepaald. Deze samenstelling is afhankelijk van het type olie en van de mate waarin de olie verveerd is.

Minerale olie	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	0,1 mg WOF/l*	50	2 µg WOF/l*

*WOF : wateroplosbare fractie

EOX vertegenwoordigt een groep van stoffen met duidelijk onderscheiden ecotoxicologische kenmerken. Het is derhalve niet mogelijk een PNEC-waarde vast te leggen voor EOX. Verder zijn er trouwens geen groepsgegevens voor EOX inzake ecotoxicologie beschikbaar. Om deze redenen wordt voor EOX een groeps waarde voorgesteld, gebaseerd op de NOEC-waarden van een aantal belangrijke componenten uit de EOX-groep. Hiertoe werd een gemiddelde waarde gehanteerd.

Uit de meetcampagne van de VMM blijkt dat dieldrin slechts in zeer lage concentraties aanwezig is in de Beneden-Zeeschelde. Dikwijls liggen de concentraties onder de detectielimiet. Om deze redenen werd dieldrin niet meegerekend in de bepaling van een PNEC-waarde voor de EOX-groep.

1,2-dichloorbenzeen	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	630 µg/l	500	1,3 µg/l

1,3-dichloorbenzeen	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	387 µg/l	50	7,7 µg/l

1,4-dichloorbenzeen	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	300 µg/l	50	6 µg/l

1,2,4-trichloorbenzeen	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	401 µg/l	100	4,01 µg/l

1,2,3,4-	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC

tetrachloorbenzeen			
NOEC	250 µg/l	100	2,5 µg/l

2,4-dichloorfenol	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	210 µg/l	50	4,2 µg/l

2,4,5-trichloorfenol	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	245 µg/l	50	4,9 µg/l

2,4,6-trichloorfenol	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	329 µg/l	100	3,29 µg/l

Pentachloorfenol	Laagste NOEC	extrapolatiefactor	PNEC
NOEC	78 µg/l	50	1,6 µg/l

Het gemiddelde van de PNEC-waarden voor de beschouwde componenten is bijgevolg gelijk aan 3,9 µg/l. Deze waarde wordt weerhouden als ecotoxicologische waarde voor de EOX-groep.

De PNEC-waarden kunnen gehanteerd worden als streefwaarden gezien zij de concentraties aangeven beneden dewelke geen nadelige effecten te verwachten zijn voor het aquatisch milieu. Het betreft hier echter berekende waarden, gebaseerd op een enigszins gelimiteerde set van gegevens. In de realiteit is het steeds mogelijk dat bepaalde species effecten ondervinden bij concentraties die lager liggen dan de voorgestelde PNEC-waarde. Om die reden werden de bekomen PNEC-waarden voor de verschillende componenten of groep van componenten vergeleken met de 'Lowest Observed Effect Concentration' (LOEC-waarde) per groep van organismen (tabel 2). Inzake de somparameter voor de PAK's werd het gemiddelde weerhouden van de LOEC-waarden voor de 10 individuele componenten. Voor de PCB's werden voor de mengsels en voor de individuele PCB's de LOEC-waarde per organismegroep bepaald. De uiteindelijke LOEC-waarde voor de somparameter is een gemiddelde waarde van de laagste LOEC-waarde per mengsel of component. De ecotoxiciteitsgegevens van de PCB's 77 en 81 werden hierbij niet in rekening gebracht omdat het zeer hoge waarden betrof die slechts van één referentie afkomstig waren. Het inrekenen van de hoge waarden kon aanleiding geven tot een onderschatting van de ecotoxiciteit voor de som van PCB's. Inzake EOX werd op dezelfde wijze gewerkt als voor de PCB's.

Ter bepaling van de waterkwaliteitscriteria werd de volgende redenering gehanteerd:

- indien de PNEC-waarde lager lag dan de LOEC-waarde werd de PNEC-waarde als streefwaarde weerhouden;
- indien de LOEC-waarde voor een bepaalde groep lager lag dan de PNEC-waarde werd die LOEC-waarde weerhouden als streefwaarde;
- inzake de bepaling van een grenswaarde werd de LOEC-waarde weerhouden. Indien deze waarde echter hoger lag dan het vijfvoud van de streefwaarde werd dit vijfvoud weerhouden. De extrapolatie met een factor 5 (de helft van de minimale veiligheidsmarge) is gebaseerd op onze ervaring ter zake als lid van het 'EU Committee on the toxicological and ecotoxicological evaluation of hazardous substances' en is het gevolg van 'expert judgement' binnen dit comité om van veilige waarden tot grenswaarden te komen.

Het resultaat van deze toetsing is weergegeven in tabel 23.

Tabel 23: toetsing van de ecotoxicologische streefwaarden aan de LOEC-waarden

Component	Ecotoxicologische streefwaarde (µg/l)	LOEC-waarde (µg/l)	Weerhouden ecotoxicologische streefwaarde (µg/l)	Weerhouden ecotoxicologische grenswaarde (µg/l)
Arseen	9	50	9	45
Zink	10	14	10	14
Cadmium	0,054	0,53	0,054	0,27
Chroom	4	30	4	20
Koper	1	1	1	1
Kwik	0,017	0,3	0,017	0,085
Lood	1	16	1	5
Nikkel	9	80	9	45
TBT	0,0017	0,013	0,0017	0,0085
ΣPAK	0,052	16,3	0,052	0,26
ΣPCB	0,034	115	0,034	0,17
Minerale olie	2	100	2*	10
EOX	3,9	887	3,9	19,5

*: wateroplosbare fractie

Uit de toetsing van de ecotoxicologische streefwaarden aan de respectievelijke LOEC-waarden blijkt dat alle streefwaarden onder de LOEC-waarden liggen zodat de voorlopige streefwaarden niet moeten aangepast worden. Inzake grenswaarden werd voor zink en voor koper de LOEC-waarde weerhouden omdat deze kleiner was dan het vijfvoud van de streefwaarde. Voor indeno(1,2,3-cd)pyreen kon geen toetsing worden uitgevoerd gezien geen LOEC-waarde beschikbaar is.

De weerhouden ecotoxicologische streef- en grenswaarden worden gebruikt ter bepaling van resp. de streef- en grenswaarden inzake sedimentkwaliteitscriteria.

6.2. Tentatieve sedimentkwaliteitscriteria

Uit de bekomen ecotoxicologische streef- en grenswaarden (tabel 23) en de weerhouden partiticoëfficiënten (tabel 14 tem 18) kunnen tentatieve of voorlopige streef- en grenswaarden (sedimentkwaliteitscriteria) berekend worden volgens onderstaande formules:

- voor anorganische componenten: $SQC = WQC * K_d$;
- voor organische componenten: $SQC = WQC * K_{oc}$.

Waarbij SQC : voorlopig sedimentkwaliteitscriterium;

WQC : ecotoxicologische streef- of grenswaarde;

K_d : partiticoëfficiënt sediment / waterfase;

K_{oc} : partiticoëfficiënt fractie organische koolstof in het sediment / waterfase.

De ecotoxiciteit van minerale olie wordt bepaald door de stoffen die aanwezig zijn in de wateroplosbare fractie. De PAK's maken een belangrijk aandeel uit van deze fractie zodat inzake minerale olie een sedimentkwaliteitscriterium uitgewerkt wordt dat gerelateerd is aan dat van de PAK's. Hiertoe wordt onderstaande formule toegepast:

$$SQC_{\text{minerale olie}} = (SQC_{\text{PAK}} \times NOEC_{\text{minerale olie}}) / (WOF \times NOEC_{\text{PAK}})$$

Waarbij $SQC_{\text{minerale olie}}$: voorlopig sedimentkwaliteitscriterium voor minerale olie;

SQC_{PAK} : voorlopig sedimentkwaliteitscriterium voor PAK's (somparameter);

$NOEC_{\text{minerale olie}}$: ecotoxicologische streef- of grenswaarde voor minerale olie;

WOF: wateroplosbare fractie van de minerale olie. Er wordt verondersteld dat de wateroplosbare fractie (WOF) 10% uitmaakt van de minerale olie en dat de overige wateroplosbare componenten een gelijkaardige toxiciteit hebben als de PAK's;

NOEC_{PAK}: ecotoxicologische streef- of grenswaarde voor PAK's (somparameter).

In tabel 24 wordt een overzicht gegeven van de aldus uitgewerkte voorlopige streef- en grenswaarden. Bij de organische parameters werden de voorlopige streef- en grenswaarden, uitgedrukt in mg/kg, tussen haakjes weergegeven. Bij de omrekening werd uitgegaan van volgende veronderstellingen:

- de bodem bevat gemiddeld 5% organisch materiaal (VMM, 1998);
- het organisch materiaal bestaat voor de helft uit organische koolstof.

Tabel 24: overzicht van de voorlopige streef- en grenswaarden

Component	Ecotoxicologische streefwaarde (WQC) in µg/l	Ecotoxicologische grenswaarde (WQC) in µg/l	Weerhouden partiticoëfficiënt (K_d) in l/g	Voorlopige streefwaarde (mg/kg)	Voorlopige grenswaarde (mg/kg)
Arseen	9	45	2	18	90
Zink	10	14	45	450	630
Cadmium	0,054	0,27	54,5	2,9	15
Chroom	4	20	55	220	1.100
Koper	1	1	33	33	33
Kwik	0,017	0,085	78	1,3	6,6
Lood	1	5	173	173	865
Nikkel	9	45	6	54	270
TBT	0,0017	0,0085	6,5	0,01	0,055
ΣPAK	0,052	0,26	302 l/g _{oc}	15,7 µg/g _{oc} (0,4)	78,5 µg/g _{oc} (1,96)
ΣPCB	0,034	0,17	30,2 l/g _{oc}	1,03 µg/g _{oc} (0,03)	5,13 µg/g _{oc} (0,13)
Minerale olie	2	10	-	6,04 mg/g _{oc} (151)	30,2 mg/g _{oc} (755)
EOX	3,9	19,5	2,5 l/g _{oc}	9,75 µg/g _{oc} (0,24)	48,8 µg/g _{oc} (1,22)

6.3. Toetsing van voorlopige sedimentkwaliteitscriteria aan veilige concentraties voor predatoren en consumenten

Bij de vastlegging van sedimentkwaliteitscriteria dient rekening gehouden te worden met veilige concentraties voor predatoren en consumenten. Dit zijn concentraties in aquatische organismen waarbij de predator of consument geen nadelige invloed ondervindt van de consumptie van deze organismen.

Om tot dergelijke veilige concentraties te komen is het van belang te weten welke opname van verontreinigende stoffen via consumptie van vis of schaaldieren geen nadelige effecten zullen veroorzaken. Deze opname wordt de ADI-waarde ('Acceptable Daily Intake') genoemd en wordt bepaald aan de hand van LD₅₀-waarden of NOEL-gegevens:

$$ADI = NOEL/SF$$

Waarbij NOEL = 'No Observed Effect Level' of hoogste concentratie waarbij de component geen effect veroorzaakt bij het testorganisme;

SF = veiligheidsfactor ('safety factor') nodig voor extrapolatie van het niveau zoogdierexperimenten naar het niveau mens. Meestal wordt een factor 100 genomen. Deze kan echter variëren van 10 tot 10⁶ of hoger (Mergaert & Vanhaecke, 1996).

Deze ADI-waarden worden voornamelijk opgesteld door de Wereld Gezondheidsorganisatie (WHO) en de 'Food and Agriculture Organisation' (FAO). Voor een overzicht van de ADI-waarden voor de betrokken componenten verwijzen wij naar tabel 25.

Op basis van de toegelaten dagelijkse inname (ADI) wordt de maximaal toelaatbare componentconcentratie in vissen berekend:

$$C_{vis} = (ADI \cdot BW) / DI_{vis}$$

Waarbij C_{vis} = maximaal toelaatbare concentratie in vissen;

ADI = toegelaten dagelijkse inname;

BW = lichaamsgewicht, standaard wordt 70kg genomen;

DI_{vis} = dagelijks opgenomen hoeveelheid vis, in België geraamd op 0,03 kg/d.

Om de voorlopige streef- en grenswaarden voor het sediment te kunnen vergelijken met de maximaal toelaatbare concentratie in vissen dient deze laatste omgerekend te worden naar de maximaal toelaatbare concentratie in het sediment via de bio-accumulatiefactor in visproducten en de partiticoëfficiënt voor de betrokken component:

$$C_s = (C_{vis} * K_d) / BAF$$

Waarbij C_s = maximaal toelaatbare concentratie in het sediment;

C_{vis} = maximaal toelaatbare concentratie in vissen;

$K_{d(oc)}$ = partiticoëfficiënt bodem/water;

BAF = bio-accumulatiefactor voor visproducten.

Tabel 25 geeft een overzicht van de veilige concentraties voor predatoren en consumenten in visproducten en sediment. De ADI-waarde voor PAK is het geometrisch gemiddelde van de ADI-waarden van de 10 PAK's van OVAM. Inzake benzo(b)fluorantheen is geen ADI-waarde beschikbaar. Gezien de ecologische waarde van benzo(b)fluorantheen (0,38 ng/l) deze van benzo(k)fluorantheen (0,49 ng/l) benaderd werd de ADI-waarde van benzo(k)fluorantheen (20 µg/kg.d) overgenomen. Om een vergelijking mogelijk te maken dient de veilige concentratie voor PAK's omgerekend te worden van gram organische koolstof naar totaalsediment. Hiertoe wordt uitgegaan van volgende veronderstellingen:

- de bodem bevat gemiddeld 5% organisch materiaal (VMM, 1998);
- het organisch materiaal bestaat voor 50% uit organische koolstof.

Bijgevolg werd de streefwaarde voor PAK's inzake de Beneden-Zeeschelde, uitgedrukt in µg/g_{oc}, na vermenigvuldiging met een factor 0,025 omgezet in mg/kg_{sediment}.

Voor PCB's en de EOX-groep zijn geen ADI-waarden beschikbaar zodat geen veilige concentratie voor predatoren en consumenten kan worden berekend. Gezien voor minerale olie geen K_{oc} -waarde weerhouden werd kan geen veilige concentratie in sediment berekend worden. De grensconcentratie van kwik in vissen werd vastgelegd door de EEG op 1mg/kg n.g.

Tabel 25: veilige concentraties in vis en sediment, op basis van ADI-, $K_{d(oc)}$ - en BAF-waarden

Component	BAF (l/kg n.g.)	K_d of K_{oc} (l/g)	ADI ($\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d}$)	$C_{\text{visproduct}}$ (mg/kg n.g.)	C_{sediment} (mg/kg)
Cadmium	300	54,5	0,8	2	363
Chroom	200	55	5	12	3.300
Koper	200	33	140	325	53.625
Kwik	2.000	78	0,6	1	39
Nikkel	200	6	50	120	3.600
Lood	1.000	173	6,1	15	2.595
Zink	800	45	1.000	2.300	129.375
Arseen	200	2	2,1	5	50
TBT	5.000	6,5	1,6-3,2	4	5,2
ΣPAK	7.600	302 l/ g_{oc}	13,8	32	31,8*

*: op basis van 5% organisch materiaal

De voorlopige streefwaarden, voorgesteld in tabel 24, dienen getoetst te worden aan de veilige sedimentconcentraties voor predatoren en consumenten welke bepaald werden in tabel 25. Indien deze veilige sedimentconcentraties overschreden worden dienen de voorlopige streefwaarden verlaagd te worden tot de veilige concentraties voor predatoren en consumenten.

Tabel 26: toetsing van de voorlopige sedimentkwaliteitscriteria aan de sedimentconcentraties die aanleiding kunnen geven tot een overschrijding van de grensconcentraties van componenten in vissen en schaaldieren, bestemd voor consumptie

Component	C _{sediment} (mg/kg)	Voorlopige streefwaarde (mg/kg)	Voorlopige grenswaarde (mg/kg)
Cadmium	363	2,9	15
Chroom	3.300	220	1.100
Koper	53.625	33	33
Kwik	39	1,3	6,6
Nikkel	3.600	54	270
Lood	2.595	173	865
Zink	129.375	450	630
Arseen	50	18	90
TBT	5,2	0,01	0,055
ΣPAK	31,8*	0,4*	1,96*

*: op basis van 5% organisch materiaal

Voor minerale olie kan geen toetsing worden uitgevoerd gezien geen K_{oc}-waarde weerhouden werd en bijgevolg geen veilige sedimentconcentratie kon berekend worden. Gezien de toxiciteit van minerale olie vooral bepaald wordt door de PAK geldt de veilige concentratie in sediment voor PAK ook voor minerale oliën. Gezien voor PCB's en EOX geen veilige concentraties voor consumenten gekend zijn kan de toetsing niet worden uitgevoerd.

Uit de tabel blijkt dat de voorlopige streefwaarde inzake sedimentkwaliteitscriteria voor geen enkele component de maximaal toelaatbare concentratie in vissen overschrijdt. Bijgevolg dienen de voorlopige streefwaarden niet te worden aangepast voor de invloed van bio-accumulatie.

De invloed van bio-accumulatie kan tevens worden nagegaan aan de hand van de biota-sedimentaccumulatiefactor.

De biota-sedimentaccumulatiefactor is een maat voor de accumulatie van een component in biota vanuit het sediment. De factor kan als volgt worden voorgesteld:

$$BSAF = C_{\text{organisme}} / C_{\text{sediment}}$$

Waarbij $C_{\text{organisme}}$: concentratie in de biota (mg/kg lichaamsgewicht);

C_{sediment} : concentratie in het sediment (mg/kg sediment).

Deze parameter kan gebruikt worden als controle op de toetsing van de voorgestelde voorlopige sedimentkwaliteitscriteria aan veilige concentraties voor predatoren en consumenten. De voorlopige streefwaarde moet immers kleiner zijn dan of gelijk zijn aan de veilige concentratie in het sediment, vastgelegd via de veilige concentratie in organismen (tabel 25) en de BSAF. Gezien het geringe aantal beschikbare gegevens inzake BSAF heeft de controle met de huidige gegevens echter weinig wetenschappelijke waarde zodat deze toetsing niet uitgevoerd werd.

7. TOETSING VAN DE SEDIMENTKWALITEITSCRITERIA

De uitwerking van criteria om na te gaan in hoeverre baggerspecie uit de 'maritieme zone' mag teruggestort worden in de waterloop is gebaseerd op een internationale overeenkomst. De verplichting om een reglementering ter zake uit te werken is derhalve voor verschillende landen van toepassing. Ook de verontreinigingsproblematiek geldt, weliswaar met enkele accentverschuivingen, in de verschillende landen. Hoewel er uiteraard van land tot land of van regio tot regio verschillen kunnen zijn inzake de verontreinigingsproblematiek, de karakteristieken van de baggerspecie en de waterlopen en tenslotte van het belang dat aan bepaalde types van verontreiniging wordt gehecht, dienen de criteria, die op analoge principes inzake de bescherming van het milieu gebaseerd zijn, toch een zekere overeenstemming te bereiken. Vanuit deze overwegingen is het aangewezen de bekomen voorlopige sedimentkwaliteitscriteria te vergelijken met deze die in andere landen van toepassing zijn.

Daarnaast is het weinig zinvol sedimentkwaliteitscriteria voor te stellen die onder de 'natuurlijke' achtergrondconcentraties liggen. Dit is echter niet uitgesloten, gelet op de steeds toenemende gevoeligheid van testen en analysemethoden en rekening houdend met de toegepaste veiligheidsfactoren (extrapolatiefactoren). Vanuit beleidsoogpunt is het echter niet steeds haalbaar de thans zeer lage criteria in de praktijk toe te passen. Vandaar dat ook de notie streefwaarde wordt ingevoerd (visie op langere termijn). In deze context is het nuttig om de voorgestelde criteria te toetsen aan de actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde.

De toetsing van de voorlopige sedimentkwaliteitscriteria ten opzichte van:

- de geldende normen in andere landen;
- de actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde;

wordt hierna besproken.

De voorlopige sedimentkwaliteitscriteria gelden voor een standaardbodem met 5% organisch materiaal en 25% lutum. Dit zijn de gemiddelde waarden van de meetpunten in de Beneden-Zeeschelde (VMM, 1998). Bijgevolg dienen de voorlopige streef- en grenswaarden voor de organische pollutanten omgerekend te worden van organische koolstof naar standaard totaalsediment, volgens volgende veronderstellingen:

- het organisch materiaal bestaat voor de helft uit organische koolstof;
- er wordt gerekend met een organische stof-gehalte van 5%, zijnde het gemiddelde van de gemeten concentraties in de Beneden-Zeeschelde ter hoogte van de drempels welke werden beschouwd in de VMM-meetcampagne in de Beneden-Zeeschelde (VMM, 1998).

Onder deze voorwaarden worden de voorlopige streef- en grenswaarden, uitgedrukt in $\mu\text{g/g}_{\text{oc}}$, indien vermenigvuldigd met een factor 0,025 omgezet tot waarden, uitgedrukt in mg/kg .

7.1. Toetsing aan bestaande criteria in de buurlanden

De voorlopige streef- en grenswaarden inzake sedimentkwaliteitscriteria werden achtereenvolgens getoetst aan de bestaande criteria in Duitsland, Frankrijk, Nederland, Noorwegen, Spanje en Zweden. De bekomen criteria zijn afkomstig uit een overzicht, opgesteld door de BMM. (Lauwaert, 1999).

7.1.1. Duitsland

De criteria zijn van toepassing op baggerspecie afkomstig van Duitse federale waterwegen. Als basis gelden de bestaande concentraties van de componenten in de sedimenten van de Waddenzee (zware metalen: '82-'87, organische componenten: '89-'92).

Referentiewaarde

- zware metalen: gemiddelde * 1,5 (enkel de fractie < 20µm beschouwd)
- organische componenten: 90%-tielwaarde van het ganse staal (< 2mm), genormaliseerd naar de fractie < 20µm.

Actieniveau 1 = referentiewaarde

Actieniveau 2 = referentiewaarde * 5 (zware metalen)

referentiewaarde * 3 (organische componenten)

Volgende situaties kunnen onderscheiden worden:

- concentratie < actieniveau 1:
 - er dient enkel rekening gehouden te worden met de fysieke impact van het terugstorten
- actieniveau 1 < concentratie < actieniveau 2:
 - er dient te worden nagegaan of het terugstorten in zee minder schade veroorzaakt ten opzichte van het storten op land;
 - indien emissiebronnen kunnen gereduceerd worden dient daartoe een programma te worden opgesteld;
 - de impact van het storten dient geminimaliseerd te worden, bijvoorbeeld door behandeling of isolatie van de specie
 - een gedetailleerd impactscenario moet worden voorbereid;
 - er dient een monitoringprogramma opgesteld te worden in de omgeving van de stortplaats;

- er moet een speciale toelating verkregen worden.
- concentratie van ten minste één component > actieniveau 2:
 - benodigde behandeling van het materiaal moet worden nagegaan;
 - het humaan risico dient ingeschat te worden;
 - er dient een inschatting gemaakt te worden van het risico (incl. ongevallen) bij behandeling, transport en storten van de specie;
 - de energiekosten en kosten voor de bescherming van het milieu moeten berekend worden;
 - de gebruiksbeperking van de stortsite dient nagegaan te worden.

Deze voorwaarden dienen zowel voor storting op land als voor storting in zee uitgewerkt en onderling vergeleken te worden. Indien het storten op land meer aanvaardbaar blijkt kan storten op zee niet worden toegestaan.

Uit de opgesomde situaties met de daar aan gekoppelde voorwaarden blijkt dat het actieniveau 1 kan vergeleken worden met de streefwaarden. Concentraties die hoger liggen dan niveau 2 kunnen in het slechtste geval aanleiding geven tot een verbod op het terugstorten van baggerspecie in zee. In dat geval stemt actieniveau 2 overeen met de grenswaarden, voorgesteld in deze studie. Gezien een overschrijding van niveau 2 het terugstorten in zee niet a priori uitsluit kan verwacht worden dat deze waarden lager zullen liggen dan de in deze studie voorgestelde grenswaarden. In tabel 27 worden deze waarden met elkaar vergeleken voor de beschouwde componenten.

Tabel 27: toetsing van streef- en grenswaarden aan Duitse criteria voor specie uit federale waterwegen

Component	Actieniveau 1	Voorlopige streefwaarde	Actieniveau 2	Voorlopige grenswaarde
Arseen (mg/kg)	30	18	150	90
Cadmium (mg/kg)	2,5	2,9	12,5	15
Chroom (mg/kg)	150	220	750	1.100
Koper (mg/kg)	40	33	200	33
Kwik (mg/kg)	1	1,3	5	6,6
Nikkel (mg/kg)	50	54	250	270
Lood (mg/kg)	100	173	500	865

Zink (mg/kg)	350	450	1.750	630
ΣPCB (µg/kg)	20	30	60	130
ΣPAK (mg/kg)	1*	1,6*	3*	8,2*
minerale olie (mg/kg)	300	151	1.000	755

*: fluorantheen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)peryleen en indeno(1,2,3-cd)pyreen.

Uit de toetsing blijkt de voorlopige streefwaarde voor zink hoger te liggen ten opzichte van het Duitse actieniveau 1. De somparameter voor PAK's inzake voorlopige streef- en grenswaarden werd berekend als de som van de individuele PAK's die deel uitmaken van de Duitse somparameter. Voor de organische componenten dient verder te worden opgemerkt dat de voorlopige streefwaarde afhankelijk is van en recht evenredig met het gehalte organisch materiaal in de specie. Bijgevolg kan dit de discrepanties verklaren tussen de voorlopige streefwaarde en het Duitse actieniveau 1 voor PAK's, PCB's en minerale olie. Tevens kan het verschil voor PCB's te wijten zijn aan het feit dat ook arochlormengsels betrokken werden in de huidige studie zodat de componenten in de Duitse en de somparameter niet volledig overeenstemmen met deze uit de huidige studie. De voorlopige streefwaarde voor arseen en minerale olie ligt significant lager dan het Duitse actieniveau 1. De verschillen kunnen ook te wijten zijn aan het feit dat de Duitse normen gebaseerd zijn op achtergrondwaarden terwijl de normen uit de huidige studie een ecotoxicologische basis hebben.

De strengheid van de voorlopige streefwaarden voor arseen en minerale olie wordt bevestigd door de voorlopige grenswaarden, die significant lager liggen dan het Duitse actieniveau 2. Opmerkelijk is de hogere voorlopige grenswaarde voor chroom, PCB's en PAK's en de lage grenswaarde voor koper en zink ten opzichte van het Duitse actieniveau 2.

Als conclusie geldt dat, in vergelijking met de Duitse criteria de voorlopige streef- en grenswaarden eerder streng zijn voor arseen en minerale olie terwijl de criteria eerder laks zijn voor PCB's. Verder ligt de voorlopige grenswaarde voor PAK's eerder hoog en de voorlopige grenswaarde voor koper en zink eerder laag ten opzichte van het Duitse actieniveau 2. Er valt op te merken dat noch voor TBT, noch voor EOX criteria gelden in Duitsland.

7.1.2. Frankrijk

De criteria zijn van toepassing op baggerspecie uit Franse havens. Als basis gelden de bestaande concentraties van de componenten, gemeten in de Franse havens tussen '86 en '93. Deze resultaten werden uitgezet via de Gauss-curve, waaruit volgende waarden berekend werden voor elk zwaar metaal:

- de 95%-tielwaarde (X95);
- de mediaan.

Op basis van beide waarden werden volgende referentiewaarden gedefinieerd:

- de geologische achtergrondwaarde = (X95);
- Niveau 1 = mediaan * 2;
- Niveau 2 = mediaan * 4.

Gezien PCB's steeds antropogeen zijn van oorsprong kan voor deze stoffen geen geologische achtergrondwaarde berekend worden. Inzake de bepaling van niveau 2 wordt ervan uitgegaan dat de mate van verontreiniging van de specie een veilige consumptie van vis, uit de omgeving van de baggersite, moet garanderen. Hierbij wordt uitgegaan van volgende veronderstellingen:

- ADI = 10 mg/kg d.g.;
- accumulatiefactor sediment/g organisme = 1;
- correctiefactor = 0,1.

Bijgevolg wordt *niveau 2* voor PCB's: 1 mg PCB/kg sediment of voor:

- PCB138 en PCB153: 0,1 mg/kg droog sediment;
- PCB's 28, 52, 118 en 180: 0,05 mg/kg droog sediment.

Gezien de gedefinieerde niveau's kunnen zich drie situaties voordoen:

- concentratie \leq niveau 1: terugstorten is toegestaan, zonder specifieke studie;
- niveau 1 < concentratie < niveau 2: nader onderzoek is nodig op basis van de lokale omstandigheden en de gevoeligheid van het milieu;
- concentratie > niveau 2: dumping op zee kan verboden worden, zeker indien dit niet de minst schadelijke oplossing is in vergelijking met andere oplossingen in situ of met dumping op land.

Uitgaande van bovenstaande indeling kan worden gesteld dat de voorlopige streefwaarde uit deze studie overeenstemt met niveau 1 en de voorlopige grenswaarde overeenstemt met niveau 2.

In tabel 28 worden de niveau's 1 en 2 voor de verschillende componenten vergeleken met de voorlopige streef- en grenswaarden.

Tabel 28: toetsing van voorgestelde streef- en grenswaarden aan criteria voor baggerspecie uit Franse havens

Component	Niveau 1	Voorlopige streefwaarde	Niveau 2	Voorlopige grenswaarde
Arseen (mg/kg d.s.)	25	18	50	90
Cadmium (mg/kg d.s.)	1,2	2,9	2,4	15
Chroom (mg/kg d.s.)	90	220	180	1.100
Koper (mg/kg d.s.)	45	33	90	33
Kwik (mg/kg d.s.)	0,4	1,3	0,8	6,6
Nikkel (mg/kg d.s.)	37	54	74	270
Lood (mg/kg d.s.)	100	173	200	865
Zink (mg/kg d.s.)	276	450	552	630
PCB28 (mg/kg d.s.)	0,025	-	0,05	-
PCB52 (mg/kg d.s.)	0,025	-	0,05	-
PCB118 (mg/kg d.s.)	0,025	-	0,05	-
PCB180 (mg/kg d.s.)	0,025	-	0,05	-
PCB138 (mg/kg d.s.)	0,05	-	0,1	-
PCB153 (mg/kg d.s.)	0,05	-	0,1	-
ΣPCB (mg/kg d.s.)	-	0,03	-	0,13

Alle voorlopige streefwaarden voor zware metalen liggen hoger dan het Franse niveau 1, behalve voor arseen en koper. De voorlopige grenswaarden voor zware metalen liggen allen hoger dan het Franse niveau 2, behalve voor koper. Er dient opgemerkt te worden dat de Franse criteria enkel betrekking hebben op het marien milieu. Verder zijn de Franse criteria gebaseerd op gemeten concentraties en bijgevolg niet op ecotoxicologische gegevens. Zij gaan dus eerder uit van een 'standstill beginsel'. Een vergelijking met tabellen 34 tem 36 toont aan dat de gemeten concentraties aan cadmium, chroom, kwik en lood in de Franse havens lager liggen dan de actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde en bijgevolg verantwoordelijk kunnen zijn voor de discrepantie tussen de voorlopige en de Franse normen voor deze stoffen. Inzake PCB's kan geen vergelijking gemaakt worden tussen de voorlopige en de Franse waarden gezien een aantal van de componenten, betrokken in de voorlopige somparameter, niet voorkomen in de Franse normstelling. De som van de Franse criteria voor de individuele PCB's is echter reeds groter dan de voorlopige criteria voor PCB's zodat

kan gesteld worden dat de voorlopige normen uit de huidige studie eerder streng zijn ten opzichte van de Franse criteria. Verder werden in de huidige studie geen individuele criteria uitgewerkt voor PCB's zodat de toetsing van de individuele PCB's, die ook in de Franse normering voorkomen, niet mogelijk is.

Tenslotte valt op te merken dat in Frankrijk geen criteria werden vastgesteld voor TBT, PAK's, EOX en minerale olie.

7.1.3. Nederland

De criteria gelden voor het terugstorten van baggerspecie in het marien milieu. Initieel werd uitgegaan van de 99-percentielwaarden van de concentraties die in '88 in zee mochten teruggestort worden.

Streefwaarde: concentraties beneden dewelke geen nadelige effecten te verwachten zijn voor het ecosysteem. Deze waarden zijn gebaseerd op ecotoxicologische studies, 'no risk'-waarden en natuurlijke achtergrondwaarden uit 1988.

Uniforme gehaltetoets: criteria voor het terugstorten van baggerspecie in zoute wateren. De criteria zijn afkomstig uit de Vierde Nota Waterhuishouding.

De gemeten waarden dienen gecorrigeerd te worden naar een standaardbodem met 10% organisch materiaal en 25% lutum vooraleer zij vergeleken worden met de kwaliteitscriteria. Deze omgerekende waarden werden tussen haakjes aangegeven in tabel 29. Bij deze omrekening werd uitgegaan van de voorlopige streef- en grenswaarden uit tabel 24, welke gelden voor een Vlaamse standaardbodem met 5% organisch materiaal en 25% lutum. De waarden van deze standaardbodem zijn gemiddelde waarden van de monsternamenpunten in de Beneden-Zeeschelde, vastgelegd in de VMM-meetcampagne van de Westerschelde en de Zeeschelde (VMM, 1998).

Indien de norm, vastgelegd in de uniforme gehaltetoets, niet wordt overschreden dient de vracht voor elke component berekend te worden. De vracht is het verschil tussen de gemeten concentratie en de streefwaarde. Als de vracht groter is dan de vracht uit 1988 voor die component dan mag de specie niet in zee teruggestort worden ('stand-still' beginsel).

Indien de norm voor één component overschreden wordt is dumping op zee niet toegestaan en dient de specie op land gestockeerd te worden. Indien de specie teruggestort wordt in binnenwateren mogen twee componenten de norm met maximaal 50% overschrijden. Componenten aangeduid als v.t.s (very troublesome substance) mogen de norm niet overschrijden.

Volgens deze reglementering kan worden gesteld dat de voorlopige streefwaarde overeenstemt met de streefwaarde. De voorlopige grenswaarde stemt overeen met de uniforme gehaltetoets. Een overzicht van de onderlinge vergelijking van deze waarden wordt weergegeven in tabel 29.

Tabel 29: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan Nederlandse criteria voor terugstorten van baggerspecie in zoute wateren

Component	Streefwaarde	Voorlopige streefwaarde	Uniforme gehaltetoets	Voorlopige grenswaarde
Arseen (mg/kg d.s.)	29	18 (19,3)	29	90 (96,7)
Cadmium (mg/kg d.s.) v.t.s.	0,8	2,9 (3,3)	4	15 (17,3)
Chroom (mg/kg d.s.)	100	220 (220)	120	1.100 (1.100)
Koper (mg/kg d.s.)	36	33 (36)	60	33 (36)
Kwik (mg/kg d.s.) v.t.s.	0,3	1,3 (1,33)	1,2	6,6 (6,8)
Nikkel (mg/kg d.s.)	35	54 (54)	45	270 (270)
Lood (mg/kg d.s.)	85	173 (184)	110	865 (919)
Zink (mg/kg d.s.)	140	450 (475)	365	630 (666)
Naftaleen (mg/kg d.s.)	0,015	-	0,8	-
Fenantreen (mg/kg d.s.)	0,045	-	0,8	-
Antraceen (mg/kg d.s.)	0,05	-	0,8	-
Fluorantheen (mg/kg d.s.)	0,015	-	2	-
Chryseen (mg/kg d.s.)	0,02	-	0,8	-
Benzo(a)antraceen (mg/kg d.s.)	0,02	-	0,8	-
Benzo(a)pyreen (mg/kg d.s.) v.t.s.	0,025	-	0,8	-
Benzo(k)fluorantheen (mg/kg d.s.)	0,025	-	0,8	-
Indeno(1,2,3-cd)pyreen (mg/kg d.s.)	0,025	-	0,8	-
Benzo(ghi)pyreen (mg/kg d.s.)	0,02	-	0,8	-
ΣPAK (mg/kg)	-	0,4 (0,8)	-	1,96 (3,92)
TBT (mg/kg)	0,00001	0,01	-	0,055
PCB 28 (mg/kg d.s.) v.t.s.	0,001	-	0,03	-
PCB 52 (mg/kg d.s.)	0,001	-	0,03	-
PCB 101 (mg/kg d.s.)	0,004	-	0,03	-
PCB 118 (mg/kg d.s.)	0,004	-	0,03	-

PCB 138 (mg/kg d.s.)	0,004	-	0,03	-
PCB 153 (mg/kg d.s.)	0,004	-	0,03	-
PCB180 (mg/kg d.s.)	0,004	-	0,03	-
ΣPCB (mg/kg d.s.)	-	0,03 (0,06)	-	0,13 (0,26)
Minerale olie (mg/kg d.s.)	50	151 (302)	1.250	755 (1.510)

Vooreerst dient te worden opgemerkt dat de Nederlandse normen betrekking hebben op het marien milieu.

De voorlopige streefwaarden liggen significant hoger dan de Nederlandse streefwaarden voor volgende stoffen: cadmium, chroom, kwik, lood, zink en minerale olie. Als de ΣPCB gezien wordt als de som van de streefwaarden voor de verschillende componenten dan is de voorlopige streefwaarde voor de ΣPCB vergelijkbaar met de Nederlandse streefwaarde.

De voorlopige grenswaarden liggen significant hoger dan de Nederlandse uniforme gehaltentoets voor arseen, cadmium, chroom, kwik, nikkel, lood en zink. Als de ΣPCB gezien wordt als de som van de uniforme gehaltentoets-waarden voor de verschillende componenten dan is de voorlopige grenswaarde voor de ΣPCB vergelijkbaar met de Nederlandse uniforme gehaltentoets-waarden. Ook de voorlopige grenswaarde voor minerale olie is na omrekening vergelijkbaar met de Nederlandse uniforme gehaltentoetswaarde.

Als algemene conclusie kan gesteld worden dat de Vlaamse voorlopige streef- en grenswaarden meestal hoger liggen dan de Nederlandse normen inzake het terugstorten in zoute wateren.

Voor het terugstorten in zoete wateren werden aparte criteria opgesteld. Volgens de derde Nota Waterhuishouding dient met volgende bijkomende voorwaarden rekening gehouden te worden inzake de classificatie van baggerspecie:

- slechts twee parameters mogen de norm overschrijden, zij het met maximaal 50%;
- voor volgende parameters wordt geen overschrijding aanvaard: kwik, cadmium, benzo(b)fluorantheen, benzo(a)pyreen, hexachloorbenzeen en PCB;
- normoverschrijdingen voor minerale olie en EOX zijn niet direct declassificerend maar zijn een aanwijzing tot het uitvoeren van verder onderzoek.

Volgende normen werden in de 3^e Nota Waterhuishouding gedefinieerd met het oog op de klassering van baggerspecie:

Streefwaarde: gebaseerd op het verwaarloosbaar risico (= 1/100*maximaal toelaatbaar risico, behalve voor zware metalen, zie verder). De waarde resulteert in een lange

termijnbescherming van de ecosystemen en de mens. Voor de zware metalen wordt aangenomen dat de natuurlijke achtergrondgehalten niet beschikbaar zijn voor opname door organismen. Daarom is de streefwaarde samengesteld uit de optelling van de ecotoxicologische risicogrenzen bij de landelijk geldende achtergrondconcentraties. Getalsmatige normen werden pas in de 4^e Nota Waterhuishouding vastgelegd;

Kwaliteitsdoelstelling 2000: minimaal algemeen beschermingsniveau, op basis van ecotoxicologische gegevens;

Toetsingswaarde: waarden, ontleend aan gebieden die als relatief 'schoon' beschouwd kunnen worden. Waar het ecotoxicologisch onderzoek tot hogere waarden heeft geleid werden die waarden overgenomen. Onder deze waarde mag de specie onder bepaalde voorwaarden in het milieu verspreid worden;

Signaleringswaarde: de waarde duidt op een ernstige bedreiging voor mens en milieu.

Op basis van bovenstaande definities kunnen zich volgende situaties voordoen:

- kwaliteit van de specie gelijk aan of beter dan de streefwaarde: de specie mag zonder meer teruggestort worden. De specie wordt als klasse 0 ingedeeld, rekening houdend met de hoger gedefinieerde bijkomende voorwaarden volgens de 3^e Nota Waterhuishouding;
- kwaliteit van de specie gelijk aan of beter dan de kwaliteitsdoelstelling 2000: de specie kan worden teruggestort, de kwaliteit van de waterbodem in het betreffende gebied mag echter niet verslechteren. De specie wordt als klasse 1 ingedeeld, rekening houdend met de bijkomende voorwaarden;
- kwaliteit van de specie gelegen tussen de kwaliteitsdoelstelling 2000 en de toetsingswaarde: afhankelijk van de lokale situatie kan de specie onder bepaalde voorwaarden teruggestort worden. Ook hier geldt dat de kwaliteit van de waterbodem in het betreffende gebied niet mag verslechteren. De specie wordt als klasse 2 ingedeeld, rekening houdend met de bijkomende voorwaarden;
- kwaliteit van de specie gelegen tussen de toetsingswaarde en de signaleringswaarde: de specie dient geborgen te worden onder toepassing van IBC-criteria. In het algemeen betekent dit deponie van de specie in daartoe geschikte putten onder water of in lokale depots. Uitgangspunt is de beperking van de verspreiding van de specie naar schonere gebieden, incl. grondwater. Bij de bepaling van de bergingscondities dienen daarom de mogelijke effecten op het aquatisch milieu en het grondwater zorgvuldig beschouwd te worden. Naarmate de specie sterker vervuild is zullen hogere eisen aan de deponie gesteld worden. Volgende aspecten spelen een rol: al dan niet gebiedseigen specie, de mate van overschrijding en het aantal stoffen, de aard van de stoffen (zwarte lijst of overige), het uitzicht op structurele verbetering van de waterbodem,... De specie wordt als klasse 3 ingedeeld, rekening houdend met de bijkomende voorwaarden;

- kwaliteit van de specie gelijk aan of slechter dan de signaleringswaarde: verspreiding van de specie is niet toegestaan. De specie moet onder strenge IBC-voorwaarden geborgen worden. Dit betekent in diepe putten onder water of op het land. De specie wordt als klasse 4 ingedeeld.

Volgens bovenstaande beoordeling van de speciekwaliteit kan gesteld worden dat de voorlopige streefwaarde overeenstemt met de Nederlandse kwaliteitsdoelstelling 2000. De voorlopige grenswaarde uit deze studie stemt volgens bovenstaande beoordeling overeen met de toetsingswaarde. In tabel 30 werden alle Nederlandse waarden voorgesteld om een betere vergelijking te kunnen maken met de voorlopige streef- en grenswaarden uit deze studie. De voorgestelde Nederlandse waarden zijn afkomstig uit de 3^e Nota Waterhuishouding (3^e NWH), behalve de streefwaarden welke pas in de 4^e Nota Waterhuishouding (4^e NWH) vastgelegd werden. Indien waarden voor bepaalde parameters werden aangepast in de 4^e NWH ten opzichte van de 3^e NWH werden deze waarden tussen haakjes geplaatst. De Nederlandse waarden, voorgesteld in tabel 30, gelden voor een standaardbodem met 10% organisch materiaal en 25% lutum. Om de Vlaamse met de Nederlandse waarden te kunnen vergelijken werden de Vlaamse voorlopige streef- en grenswaarden, geldend voor een standaardbodem met 5% organisch materiaal en 25% lutum, omgerekend naar de Nederlandse standaardbodem en tussen haakjes geplaatst in de resp. kolommen.

Tabel 30: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan Nederlandse criteria voor terugstorten van baggerspecie in zoete wateren

Component	Streefwaarde (4 ^e NW)	Kwaliteitsdoelstelling 2000	Voorlopige streefwaarde	Toetsingswaarde	Signaleringswaarde	Voorlopige grenswaarde
Arseen (mg/kg)	29	85	18 (19,3)	85 (55)	150	90 (96,7)
Cadmium (mg/kg)	0,8	2	2,9 (3,3)	7,5	30	15 (17,3)
Chroom (mg/kg)	100	480	220 (220)	480 (380)	1.000	1.100 (1.100)
Koper (mg/kg)	36	35	33 (36)	90	400	33 (36)
Anorg. Kwik (mg/kg)	0,3	0,5	1,3 (1,33)	1,6	15	6,6 (6,8)
Nikkel (mg/kg)	35	35	54 (54)	45	200	270 (270)
Lood (mg/kg)	85	530	173 (184)	530	1.000	865 (919)
Zink (mg/kg)	140	480	450 (475)	1.000 (720)	2.500	630 (666)
Naftaleen (mg/kg)	0,001	-	-	-	-	-
Antraceen (mg/kg)	0,001	0,05	-	0,8 (-)	3 (-)	-
Fenantreen (mg/kg)	0,005	0,05	-	0,8 (-)	3 (-)	-
Fluorantheen (mg/kg)	0,03	0,3	-	2 (-)	7 (-)	-
Benz(a)antraceen (mg/kg)	0,003	0,05	-	0,8 (-)	3 (-)	-
Chryseen (mg/kg)	0,1	0,05	-	0,8 (-)	3 (-)	-
Benzo(k)fluorantheen (mg/kg)	0,02	0,2	-	0,8 (-)	3 (-)	-

Benzo(a)pyreen (mg/kg)	0,003	0,2	-	0,8 (-)	3 (-)	-
Benzo(ghi)peryleen (mg/kg)	0,08	0,05	-	0,8 (-)	3 (-)	-
Indenopyreen (mg/kg)	0,06	0,05	-	0,8 (-)	3 (-)	-
ΣPAK (mg/kg)	1	-	0,4 (0,8)	- (10)	- (-)	1,96 (3,92)
TBT (mg/kg)	0,001	1,5	0,01	-	-	0,055
PCB28 (mg/kg)	0,001	0,004		0,03	0,1 (-)	
PCB52 (mg/kg)	0,001	0,004		0,03	0,1 (-)	
PCB101 (mg/kg)	0,004	0,004		0,03	0,1 (-)	
PCB118 (mg/kg)	0,004	0,004		0,03	0,1 (-)	
PCB138 (mg/kg)	0,004	0,004		0,03	0,1 (-)	
PCB153 (mg/kg)	0,004	0,004		0,03	0,1 (-)	
PCB180 (mg/kg)	0,004	0,004		0,03	0,1 (-)	
ΣPCB (mg/kg)	0,02	-	0,03 (0,06)	0,2	0,4 (1)	0,13 (0,26)
EOX (mg/kg)	0,3	-	0,24 (0,48)	7	-	1,2 (2,4)
Minerale olie (mg/kg)	50	-	151 (302)	- (3.000)	-	755 (1.510)

De voorlopige streefwaarden zijn significant hoger dan de Nederlandse kwaliteitsdoelstelling 2000 voor kwik en nikkel. Opvallend zijn de significant lagere voorlopige streefwaarden tov de Nederlandse kwaliteitsdoelstelling 2000 voor chroom, lood en TBT. Gezien voor minerale olie en voor EOX geen kwaliteitsdoelstelling 2000 gedefinieerd werd wordt de voorlopige streefwaarde getoetst aan de streefwaarde uit de 4^e Nota Waterhuishouding. De voorlopige streefwaarde blijkt significant hoger te liggen ten opzichte van de streefwaarde uit de 4^e Nota Waterhuishouding.

De voorlopige grenswaarden werden getoetst aan de Nederlandse toetsingswaarde. Uit deze vergelijking blijkt de strengheid van de voorlopige grenswaarden voor koper, zink, PAK's, EOX en minerale olie. De voorlopige grenswaarden voor chroom en nikkel liggen eerder hoog ten opzichte van de toetsingswaarde.

Tenslotte kan worden opgemerkt dat in Nederland geen signaleringswaarden zijn opgesteld voor TBT, EOX en minerale olie. Voor TBT werd zelfs geen toetsingswaarde vastgelegd.

7.1.4. Noorwegen

De criteria zijn van toepassing op fjorden, kusten en havens. Deze waarden zijn gebaseerd op achtergrondwaarden (tot 2cm sedimentdiepte) en ecotoxicologische gegevens van het marien milieu.

Inzake de beoordeling van de baggerspecie met het oog op het terugstorten van de materie worden drie klassen onderscheiden:

Klasse 1: dumping in daartoe bestemde sites toegelaten;

Klasse 2: het baggeren dient te gebeuren op een milieuvriendelijke manier, soms wordt monitoring vereist. Beperkte dumping met technisch aangepast materiaal is toegelaten. De site dient geëvalueerd te worden;

Klasse 3: het baggeren dient te gebeuren op een milieuvriendelijke manier, monitoring wordt vereist. Soms dienen toxiciteitstesten uitgevoerd te worden en soms is baggeren zelfs niet toegestaan. De specie mag niet gedumpt worden maar dient volgens één van volgende methoden behandeld te worden: isolatie, CDF, depositie op land of reiniging.

Gelet op bovenstaande indeling kan worden gesteld dat de voorlopige streefwaarden overeenkomen met de Noorse klasse 1-waarden en dat de voorlopige grenswaarden overeenkomen met de Noorse klasse 3-waarden. Een overzicht van de onderlinge vergelijking van deze waarden wordt gegeven in tabel 31.

Tabel 31: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan criteria van Noorwegen voor terugstorten van baggerspecie in zoute wateren

Component	Klasse 1	Voorlopige streefwaarde	Klasse 2	Klasse 3	Voorlopige grenswaarde
Arseen (mg/kg)	<20-80	18	80-1.000	>1.000	90
Cadmium (mg/kg)	<0,25-1	2,9	1-10	>10	15
Chroom (mg/kg)	<70-300	220	300-5.000	>5.000	1.100
Koper (mg/kg)	<35-150	33	150-1.500	>1.500	33
Kwik (mg/kg)	<0,15-0,6	1,3	0,6-5	>5	6,6
Nikkel (mg/kg)	<30-130	54	130-1.500	>1.500	270
Lood (mg/kg)	<30-120	173	120-1.500	>1.500	865
Zink (mg/kg)	<150-700	450	700-10.000	>10.000	630
ΣPAK* (µg/kg)	<300-2.000*	400	2.000-20.000*	>20.000*	1.960
Benzo(a)pyreen (µg/kg)	<10-50	119	50-500	>500	593
ΣPCB (µg/kg)	<5-25	30	25-300	>300	130
EPOCI (µg/kg)	<100-500**	240	500-15.000**	>15.000**	1.200

*: 16 PAK van de EPA

**:'extractable persistent organic chlorine'

Voor cadmium liggen de voorlopige streef- en grenswaarden significant hoger dan de Noorse resp. klasse 1- en klasse 3-waarden. De voorlopige grenswaarden voor arseen, chroom, koper, nikkel, lood, zink, PCB's en EOX liggen significant lager dan de Noorse klasse 3-waarden. Inzake EOX dient opgemerkt te worden dat de beschouwde componenten in de Noorse EPOCI-groep echter niet gekend zijn. Mogelijks werden PCB's en gechlorideerde bestrijdingsmiddelen, welke als zeer ecotoxisch werden beoordeeld, niet beschouwd zodat een hoger toelaatbare waarde werd bekomen.

Er dient te worden opgemerkt dat de Noorse waarden enkel gelden voor het mariene milieu en gebaseerd zijn op ecotoxicologische gegevens en op achtergrondwaarden. De norm voor PAK's kan niet vergeleken worden omdat andere componenten vervat zitten in de voorgesteld somparameter tov de Noorse somwaarde. Ook in Noorwegen gelden geen criteria voor TBT en minerale olie.

7.1.5. Spanje

De criteria gelden voor Spaanse havens en zijn gebaseerd op:

- achtergrondwaarden/vrachten in Spaanse kustsedimenten;
- antropogene vracht in baggerspecie;
- normalisatietechnieken;
- validatie van bioassay-methodologieën;
- biobeschikbaarheid.

Er worden een aantal stalen genomen (gewoonlijk twee of drie) en voor elke component wordt uit het staal wordt een gewogen gemiddelde concentratie, C^* , berekend:

$$C^* = \frac{\sum(C_i * p_{FI} * M_i)}{\sum(S * p_{FI} * M_i)}$$

Waarbij C_i : gemeten concentratie in staal i ;

p_{FI} : percentage fijne fractie in staal i ;

M_i : massa van vaste stoffen in staal i .

Deze gewogen gemiddelde concentratie, C^* , wordt vergeleken met de waarden van actieniveau's 1 en 2. Volgende situaties kunnen hierbij onderscheiden worden:

- categorie 1: C^* voor alle stoffen beneden actieniveau 1: de specie mag in zee worden teruggestort. Er dient enkel rekening gehouden te worden met de fysische impact van het terugstorten;
- categorie 2: C^* voor minstens één parameter groter dan actieniveau 1 maar voor alle componenten kleiner dan actieniveau 2: de specie mag in zee teruggestort worden maar er dient een impactscenario opgesteld te worden en er moet een monitoringprogramma worden opgestart;
- categorie 3: C^* voor minstens één parameter groter dan actieniveau 2: het materiaal mag niet worden teruggestort en dient behandeld te worden.

Volgens deze indeling komt de voorlopige streefwaarde overeen met categorie 1, de voorlopige grenswaarde komt overeen met categorie 3. Een overzicht van de onderlinge vergelijking van deze waarden is gegeven in tabel 32.

Tabel 32: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan criteria voor Spaanse havens

Component	Actieniveau 1	Voorlopige streefwaarde	Actieniveau 2	Voorlopige grenswaarde
Arseen (mg/kg)	80	18	200	90
Cadmium (mg/kg)	1	2,9	5	15
Chroom (mg/kg)	200	220	1.000	1.100
Koper (mg/kg)	100	33	400	33
Kwik (mg/kg)	0,6	1,3	3	6,6
Nikkel (mg/kg)	100	54	400	270
Lood (mg/kg)	120	173	600	865
Zink (mg/kg)	500	450	3.000	630
ΣPCB (mg/kg)*	0,03	0,03	0,1	0,13

*: PCB nrs 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180

Uit tabel 32 blijkt dat de voorlopige streef- en grenswaarden significant hoger liggen dan de Spaanse resp. actieniveau's 1 en 2 voor cadmium en kwik. De voorlopige streef- en grenswaarden zijn eerder streng ten opzichte van het Spaanse resp. niveau 1 en 2 voor arseen, koper, nikkel en zink. Verder dient opgemerkt te worden dat de Spaanse waarden enkel gelden voor het marien milieu. Ook heeft Spanje geen criteria gedefinieerd voor TBT, EOX, PAK's of minerale olie.

7.1.6. Zweden

De criteria zijn van toepassing op baggerspecie uit havens, jachthavens en havengeulen. De waarden zijn gebaseerd op achtergrondconcentraties en/of het volume.

Algemeen wordt gesteld dat de specie moet gezien worden als secundaire grondstof en dat bijgevolg mogelijkheden tot herbruik onderzocht moeten worden vooraleer men besluit om de specie terug te storten. Indien de specie verontreinigd is met kwik, PCB's, cadmium of arseen moeten speciale aandacht geschonken worden met het oog op het veilig terugstorten van de specie.

Om de kwaliteit van de specie te kunnen beoordelen worden twee actieniveau's gedefinieerd:

Actieniveau 1: gemiddelde concentratie = 3-10 * achtergrondconcentratie en/of significant volume;

Actieniveau 2: gemiddelde concentratie > 10 * achtergrondconcentratie en/of grote totale hoeveelheid.

Bijgevolg kunnen drie categorieën onderscheiden worden:

- gemiddelde concentratie < actieniveau 1: de specie kan op elke daartoe geschikte site teruggestort worden waarbij geldt dat:
 - gebroken gesteente niet op een accumulatiebed mag gestort worden maar dient te worden hergebruikt;
 - grof gekorrelde materiaal gedumpt moet worden wanneer het sediment een gelijkaardige samenstelling heeft;
 - fijn gekorrelde materiaal op een accumulatiebed (watergehalte in de bovenste laag van het sediment > 75%) gedumpt moet worden of op sites met de best mogelijke accumulatiekarakteristieken.
- actieniveau 1 < gemiddelde concentratie < actieniveau 2: de specie moet gedumpt worden op een accumulatiebed;
- gemiddelde concentratie > actieniveau 2: de specie moet op een gecontroleerde manier gedumpt worden zoals 'lagooning' of dumping op land.

Volgens bovenstaande indeling komt de voorlopige streefwaarde overeen met actieniveau 1 en de voorlopige grenswaarde met actieniveau 2. De onderlinge vergelijking van deze waarden wordt weergegeven in tabel 33.

Tabel 33: toetsing van voorlopige streef- en grenswaarden aan criteria voor Zweedse havens, jachthavens en vaargeulen

Component	Actieniveau 1	Voorlopige streefwaarde	Actieniveau 2	Voorlopige grenswaarde
Arseen (mg/kg)	30-100	18	>100	90
Cadmium (mg/kg)	0,9-3	2,9	>3	15
Chroom (mg/kg)	60-200	220	>200	1.100
Koper (mg/kg)	60-200	33	>200	33
Kwik (mg/kg)	0,3-10	1,3	>10	6,6
Nikkel (mg/kg)	45-150	54	>150	270
Lood (mg/kg)	30-100	173	>100	865
Zink (mg/kg)	375-1.250	450	>1.250	630

Uit een vergelijking tussen de Zweedse normen en deze uit de overige landen valt algemeen op te merken dat de Zweedse normen significant hoger liggen. Een specifieke vergelijking met de voorlopige waarden, voorgesteld in deze studie (tabel 33) toont aan dat de voorlopige streefwaarde voor lood hoger ligt dan het Zweedse actieniveau 1. De voorlopige grenswaarden voor cadmium, chroom, nikkel en lood liggen relatief hoog ten opzichte van het Zweedse actieniveau 2. Er dient te worden opgemerkt dat de Zweedse normen gebaseerd zijn op achtergrondwaarden en gelden enkel voor het marien milieu. In Zweden werden enkel criteria opgesteld voor zware metalen.

Als algemene conclusie uit de toetsing van de voorlopige streef- en grenswaarden aan de bestaande criteria in andere landen kan gesteld worden dat de voorlopige grenswaarden uit de huidige studie eerder laag liggen voor arseen, PCB's, PAK's, minerale olie en EOX. De voorlopige grenswaarde voor cadmium ligt daarentegen eerder hoog.

7.2. Toetsing van voorlopige sedimentkwaliteitscriteria aan actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde

Sinds 1989 bemonstert de Vlaamse Milieumaatschappij, in opdracht van de Administratie Waterwegen en Zeewezen-afdeling Maritieme Zeeschelde, jaarlijks een aantal vaste punten in de Beneden-Zeeschelde en de Westerschelde. De metingen in de Westerschelde situeren zich op Nederlands grondgebied en de verwerking ervan valt bijgevolg buiten het kader van deze studie. Het aantal bemonsterde punten in de Beneden-Zeeschelde neemt toe ('89: 14, '90: 14, '91: 16, '92: 16, '93: 17, '94: 17, '95: 21, '96: 21, '97: 21 en '98: 26). Dit is te wijten aan het feit dat het meetpuntennet werd uitgebreid met meetpunten in de Haven van Antwerpen (vanaf 1995) en ter hoogte van de Rupelmonding (vanaf 1998). Ook de meetpunten in de Haven van Antwerpen vallen buiten het kader van deze studie gezien het systeem van de havendokken via sluisdeuren is afgesloten van de Beneden-Zeeschelde, zodat de haven niet onder de OSPAR-regulatie valt.

Er worden telkens zes stalen genomen op één locatie welke dan gehomogeniseerd worden tot één mengmonster. In tabellen 34 en 35 zijn de gemiddelde waarden weergegeven voor de verschillende meetlocaties voor de periode van '89 tot en met '98. Deze gemiddelde waarden werden omgerekend naar een standaardbodem met 5% organisch materiaal en 25% lutum, uitgaande van gemiddelde waarden per jaar voor beide parameters. De normalisatie werd uitgevoerd volgens de formules, gehanteerd in Nederland (Verschuieren, 1990) en in de VMM-meetcampagne (VMM, 1998).

TBT is niet opgenomen in de jaarlijkse meetcampagne van de VMM. In 1999 werd een meetcampagne uitgevoerd door het laboratorium ECCA nv. De actuele concentratie aan TBT in de Beneden-Zeeschelde bedroeg $0,17 \pm 0,29$ mg/kg, wat een gemiddelde waarde is van 18 meetlocaties. De locaties stemmen overeen met deze uit de VMM-campagne van 1998. Er werden echter geen metingen uitgevoerd ter hoogte van de 'Geul Zeesluis van Wintam', 'Zeesluis Wintam – opwaarts' en 'Zeesluis Wintam-afwaarts'.

De actuele concentraties werden inzake toetsing ingerekend als 'gemiddelde + 2 * standaarddeviatie' gezien deze waarde 95% van de meetgegevens omvat en bijgevolg een eerste idee geeft van het

aantal meetpunten waar de overschrijding zich manifesteert. Om exact te weten op welk meetpunt de norm overschreden werd dient de toetsing uiteraard per meetlocatie uitgevoerd te worden. Indien het omgerekend gemeten gemiddelde boven de grenswaarde lag werd dit gemiddelde in vet aangeduid. In dit geval was de overschrijding te wijten aan algemeen hoge gemeten concentraties van één of meerdere parameters. Een overschrijding ten gevolge van een hoog gemiddelde impliceert bijgevolg dat op een groot aantal meetpunten de norm overschreden werd. Indien de overschrijding van de grenswaarde te wijten was aan het inrekenen van twee keer de standaarddeviatie werd deze deviatie in vet aangeduid. Dit betekent dat de overschrijding betrekking heeft op maximaal 5% van de gemeten waarden en derhalve eerder uitzonderlijk van aard is.

Tabel 34: toetsing van voorlopige sedimentkwaliteitscriteria voor het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde aan actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde in 1989-1994

Component	Actuele concentratie in de Beneden-Zeeschelde (mg/kg)						Streefwaarde (mg/kg)	Grenswaarde (mg/kg)
	1989	1990	1991	1992	1993	1994		
Cadmium	3,65 ± 4,13	5,42 ± 6,80	4,13 ± 3,56	2,23 ± 1,48	2,52 ± 2,21	2,68 ± 1,92	2,9	15
Chroom	117,04 ± 82,52	96,61 ± 94,56	44,79 ± 35,05	59,03 ± 47,87	53,05 ± 42,72	64,81 ± 52,15	220	1.100
Koper	66,86 ± 67,49	47,86 ± 57,52	61,83 ± 57,68	64,42 ± 61,01	56,94 ± 52,75	63,96 ± 62,80	33	33
Kwik	3,74 ± 6,40	0,51 ± 0,64	0,49 ± 0,45	0,64 ± 0,69	0,37 ± 0,40	0,26 ± 0,25	1,3	6,6
Nikkel	64,90 ± 49,80	25,23 ± 27,62	17,99 ± 14,18	22,59 ± 18,15	18,85 ± 13,38	16,61 ± 13,42	54	270
Lood	57,92 ± 52,66	43,66 ± 49,91	71,40 ± 58,14	65,23 ± 51,76	55,96 ± 49,89	72,89 ± 65,97	173	865
Zink	441,47 ± 437,19	316,14 ± 255,31	323,19 ± 256,37	306,82 ± 251,74	343,79 ± 275	343,44 ± 285,56	450	630
Arseen	22,60 ± 24,11	13,31 ± 10,99	5,86 ± 3,18	11,55 ± 7,88	20,69 ± 13,70	14,50 ± 8,12	18	90
Fenantreen	-	-	0,43 ± 0,44	0,28 ± 0,23	0,27 ± 0,22	0,40 ± 0,39	-	-
Benz(a)antraceen	-	-	0,45 ± 0,42	0,25 ± 0,26	0,20 ± 0,17	0,26 ± 0,25	-	-
Chryseen	-	-	0,43 ± 0,39	0,26 ± 0,22	0,20 ± 0,17	0,26 ± 0,24	-	-
Benzo(b)fluorantheen	0,60 ± 0,56	0,81 ± 1,09	0,60 ± 0,55	0,48 ± 0,41	0,37 ± 0,32	0,43 ± 0,41	-	-

Component	Actuele concentratie in de Beneden-Zeeschelde (mg/kg)						Streef- waarde (mg/kg)	Grens- waarde (mg/kg)
	1989	1990	1991	1992	1993	1994		
Benzo(k)fluorantheen	0,27 ± 0,28	0,20 ± 0,25	0,25 ± 0,23	0,21 ± 0,18	0,17 ± 0,14	0,20 ± 0,19	-	-
Benzo(a)pyreen	0,52 ± 0,54	0,34 ± 0,44	0,40 ± 0,36	0,35 ± 0,30	0,30 ± 0,26	0,33 ± 0,30	-	-
Benzo(ghi)peryleen	0,36 ± 0,36	0,59 ± 0,89	0,41 ± 0,37	0,18 ± 0,15	0,24 ± 0,21	0,40 ± 0,42	-	-
Naftaleen	-	-	0,09 ± 0,1	0,05 ± 0,06	-	-	-	-
Fluorantheen	0,99 ± 1,03	0,74 ± 0,81	1,26 ± 1,29	0,99 ± 0,86	0,59 ± 0,51	3,40 ± 3,18	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	0,37 ± 0,38	0,53 ± 0,70	0,39 ± 0,37	0,34 ± 0,33	0,22 ± 0,19	0,41 ± 0,39	-	-
ΣPAK	3,00 ± 3,00	3,24 ± 4,39	4,71 ± 4,50	3,39 ± 2,95	2,56 ± 2,19	3,40 ± 3,18	0,4	1,96
ΣPCB	0,04 ± 0,05	0,04 ± 0,05	0,04 ± 0,04	0,05 ± 0,05	0,03 ± 0,03	0,03 ± 0,03	0,03	0,13
EOX	0,73 ± 1,00	1,72 ± 2,04	1,39 ± 1,42	1,48 ± 1,63	1,13 ± 1,19	1,41 ± 1,76	0,24	1,2
Minerale olie	713,43 ± 623,39	658,09 ± 772,76	666,82 ± 715,09	594,8 ± 566,85	355,20 ± 368,64	640,59 ± 974,24	151	755

Tabel 35: toetsing van voorlopige sedimentkwaliteitscriteria voor het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde aan actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde in 1995-1998

Component	Actuele concentratie in de Beneden-Zeeschelde (mg/kg)				Streefwaarde (mg/kg)	Grenswaarde (mg/kg)
	1995	1996	1997	1998		
Cadmium	2,583 ± 2,62	2,85 ± 2,98	6,92 ± 4,71	3,86 ± 5,14	2,9	15
Chroom	69,16 ± 58,85	107,23 ± 77,70	84,94 ± 48,63	79,79 ± 60,72	220	1.100
Koper	54,87 ± 54,04	50,8 ± 59,49	64,19 ± 47,3	25,81 ± 29,86	33	33
Kwik	0,74 ± 1,47	0,45 ± 0,47	0,63 ± 0,52	0,41 ± 0,39	1,3	6,6
Nikkel	14,02 ± 10,92	20,41 ± 17,79	17,56 ± 10,74	19,94 ± 13,22	54	270
Lood	63,84 ± 50,20	64,94 ± 58,87	62,99 ± 43,59	58,83 ± 44,37	173	865
Zink	316,98 ± 267,14	261,06 ± 224,85	368,88 ± 265,65	289,66 ± 206,36	450	630
Arseen	20,06 ± 12,72	22,86 ± 15,48	28,61 ± 16,78	18,13 ± 10,54	18	90
Fenantreen	0,19 ± 0,16	0,22 ± 0,24	0,15 ± 0,46	0,121 ± 0,154	-	-
Benz(a)antraceen	0,14 ± 0,13	0,13 ± 0,13	0,3 ± 0,29	0,402 ± 0,387	-	-
Chryseen	0,15 ± 0,13	0,10 ± 0,11	0,20 ± 0,19	0,209 ± 0,182	-	-
Benzo(b)fluorantheen	0,26 ± 0,23	0,25 ± 0,27	0,012 ± 0,11	0,16 ± 0,15	-	-

Benzo(k)fluorantheen	0,11 ± 0,10	0,10 ± 0,11	0,13 ± 0,13	0,17 ± 0,16	-	-
Benzo(a)pyreen	0,18 ± 0,16	0,20 ± 0,22	0,27 ± 0,26	0,27 ± 0,27	-	-
Benzo(ghi)peryleen	0,21 ± 0,18	0,15 ± 0,18	0,11 ± 0,10	0,13 ± 0,12	-	-
Naftaleen	0,003 ± 0,01	0	0,17 ± 0,15	0,23 ± 0,2	-	-
Fluorantheen	0,3 ± 0,25	1,78 ± 1,55	0,26 ± 0,35	0,33 ± 0,36	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	0,23 ± 0,21	0,22 ± 0,24	0,17 ± 0,16	0,24 ± 0,24	-	-
ΣPAK	1,78 ± 1,55	1,72 ± 1,85	1,87 ± 1,61	2,26 ± 2,05	0,4	1,96
ΣPCB	0,03 ± 0,03	0,02 ± 0,02	0,026 ± 0,028	0,02 ± 0,02	0,03	0,13
EOX	1,93 ± 1,59	1,18 ± 1,54	1,85 ± 1,89	2,06 ± 4,67	0,24	1,2
Minerale olie	408,28 ± 442,99	328,44 ± 357,25	439,72 ± 467,79	460,83 ± 477,29	151	755

Uit tabellen 34 en 35 kan afgeleid worden dat voor de gemeten componenten weinig significante schommelingen worden waargenomen in de periode '89-'98 hoewel globaal gezien enige verbetering in de kwaliteit merkbaar is. Minerale olie is het sterkst vertegenwoordigd in de baggerspecie, gevolgd door zink. De overige zware metalen, met lood en chroom voorop, zijn eveneens in hogere concentraties aanwezig.

Een toetsing van de actuele concentraties in de Beneden-Zeeschelde (tabel 34 en 35) aan de voorlopige streef- en grenswaarden inzake sedimentkwaliteit toonde aan dat een aantal stoffen deze waarden overschrijden. Uit de toetsing blijkt dat de gemeten concentraties aan minerale olie elk jaar de voorlopige grenswaarde overschreden. De overschrijding was voornamelijk te wijten was aan het inrekenen van 2 keer de standaarddeviatie. De grenswaarde voor EOX werd elk jaar overschreden, waarbij de overschrijding voornamelijk te wijten was aan de gemiddelde gemeten waarde. De voorlopige grenswaarde voor koper werd elk jaar overschreden ten gevolge van een hoge gemiddelde waarde (behalve in '98 in de Beneden-Zeeschelde). Ook de voorlopige grenswaarde voor zink werd elk jaar overschreden ten gevolge van het inrekenen van '2 x standaarddeviatie'. Verder was de jaarlijkse overschrijding van de voorlopige grenswaarde voor PAK's voornamelijk te wijten aan de gemiddelde concentraties.

Na de toetsing van de actuele concentraties in 1998 aan de voorlopige streef- en grenswaarden kunnen de overschrijdingen als volgt worden samengevat:

- streefwaarden: cadmium, arseen, koper, zink, PAK, PCB, EOX en minerale olie;
- grenswaarde: koper, zink, PAK, EOX en minerale olie;

Een overschrijding van de voorlopige grenswaarde voor een component impliceert dat de specie niet zonder meer kan teruggestort worden. Uit voorgaande toetsing blijkt dat dit momenteel het geval zou zijn voor specie van de Beneden-Zeeschelde omwille van de verhoogde concentraties aan koper, zink, PAK, EOX en minerale olie. Er dient opgemerkt te worden dat met gemiddelde actuele waarden gerekend werd zodat de speciesamenstelling en bijgevolg het al dan niet respecteren van de voorlopige grenswaarde van locatie tot locatie kan verschillen. Verder gaat bovenstaande redenering uit van de overschrijding van één component. Naar het voorbeeld van Nederland kunnen andere toetsingsregels gehanteerd worden waarbij een aantal (minder schadelijke) componenten de vastgestelde norm in vastgestelde mate mogen overschrijden.

8. VOORSTEL VOOR EEN BESLISSINGSKADER

Op basis van de evenwichtsverdelingsmethode, evenwel rekening houdend met de mogelijke invloed van bioaccumulatie ten opzichte van predatoren en consumenten, werd tot wetenschappelijk onderbouwde criteria gekomen inzake de ecologische aanvaardbaarheid van het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de 'maritieme zone'. Deze criteria werden voorlopig streef- en grenswaarden genoemd waarbij:

- De voorlopige streefwaarden dienen beschouwd te worden als waarden waarbij voor de beschouwde componenten geen negatieve effecten verwacht worden; zij vormen een zogenoemd algemeen beschermingsniveau en zijn gebaseerd op de hoogste concentraties waarbij voor geen enkele organismegroep effecten verwacht worden;
- De voorlopige grenswaarden dienen beschouwd te worden als toetsingwaarden die nog beneden de concentraties vallen waarbij voor de gevoeligste organismegroepen effecten kunnen worden vastgesteld.

De voorlopige streefwaarden kunnen aldus beschouwd worden als ecotoxicologische onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen. De voorlopige grenswaarden bepalen de aanvaardbaarheid van het terugstorten / verspreiden van de baggerspecie in het aquatisch milieu.

De ecotoxicologische onderbouwing en aanvaardbaarheid is een eerste voorwaarde voor het opstellen van streefwaarden en grenswaarden. Daarnaast zijn er om tot een beoordelings- en beslissingskader te komen nog een aantal andere elementen van belang. In de eerste plaats is het zo dat dergelijk beslissingskader zich situeert in een internationale context waarbij het er tevens op aankomt rekening te houden met wat op internationaal vlak terzake gehanteerd wordt (vandaar de vergelijking met waarden van diverse andere landen). Ten tweede dient erover gewaakt dat het "stand still" beginsel gerespecteerd wordt. Zo kunnen de voorlopige grenswaarden naar beneden toe herzien worden, indien blijkt dat de huidige situatie dit reeds toelaat. Ten derde dienen de criteria te getuigen van realisme, m.a.w. het heeft geen zin criteria voorop te stellen die in de actuele situatie niet kunnen gerespecteerd worden, in zoverre evenwel dat de ecologische aanvaardbaarheid niet in het gedrang gebracht wordt.

Rekening houdend met deze elementen bestaat een eerste voorstel voor een beslissingskader erin de voorlopige grenswaarden niet als absolute limietwaarden te beschouwen.

Immers in geen enkel van de diverse landen waarvoor thans criteria beschikbaar zijn wordt strikt een grenswaarde die in dezelfde grootte-orde van concentratieniveau ligt toegepast als absolute verbodswaarde voor het terugstorten. In quasi alle gevallen wordt bij het overschrijden van bepaalde drempels in eerste instantie een meer uitgebreid onderzoek uitgevoerd en worden mogelijks milderende maatregelen uitgewerkt. Om deze reden worden de voorlopige

grenswaarden beschouwd als toetsingswaarden. Hierbij zal verder de interpretatie van deze toetsingswaarden worden verduidelijkt.

Verder is het zo dat het aantal componenten dat in deze studie wordt onderzocht doorgaans groter is dan het aantal componenten waarvoor in andere landen criteria worden toegepast, met uitzondering van Nederland. Opvallend hierbij is dat in geen enkel land criteria worden toegepast voor TBT. In Nederland is er een kwaliteitsdoelstelling (die zeer conservatief is) doch is er geen toetsings- of signaleringswaarde. In de andere landen is er geen enkel criterium. Verder is het zo dat de OSPAR-commissie geen verplichting oplegt om een norm voor TBT te definiëren. Om deze redenen en mede gezien het feit dat de Internationale Maritieme Organisatie (IMO) principieel besloten heeft tot een internationale 'ban' van tributyltinverbindingen vanaf 2008 (Stichting Leefmilieu, 1999) lijkt het ons niet wenselijk een criterium voor TBT te voorzien voor de beslissing omtrent het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de 'maritieme zone' in Vlaanderen.

Bij verdere vergelijking van de voorlopige grenswaarden met de criteria die in het buitenland gehanteerd worden kunnen de volgende vaststellingen geformuleerd worden:

- In het algemeen vallen de voorlopige grenswaarden voor alle onderzochte componenten binnen dezelfde grootte-orde als deze gehanteerd in de andere Europese landen. Wanneer nader ingegaan wordt op deze vergelijking kan opgemerkt worden dat voor minerale olie, EOX en PAK de hier bekomen waarde beduidend lager ligt dan in de twee à drie andere landen die voor deze parameters over een criterium beschikken. Verder blijkt uit deze vergelijking ook dat voor enkele metalen zoals cadmium, chroom, kwik en lood de hier bekomen voorlopige grenswaarden eerder hoog zijn;
- gezien de meeste criteria van andere landen het terugstorten in zee betreffen, zijn de hier bekomen waarden vrij streng¹;
- veelal wordt het 'stand still' principe gehanteerd bij de uitwerking van de criteria; d.w.z. dat het terugstorten niet mag leiden tot een verslechtering van de algemene kwaliteit van de ontvangende waterloop.

Rekening houdend met deze vaststellingen zullen de voorlopige grenswaarden, die hier gehanteerd werden aangepast worden. De uiteindelijk weerhouden waarden worden verder toetsingwaarden genoemd.

¹ : uit de literatuur (blz. 30) blijkt dat de K_d -waarde omgekeerd evenredig is met de saliniteit. Gezien de hogere saliniteit van zoutwater tov zoetwater is de K_d -waarde voor zoutwater lager en is het sedimentkwaliteitscriterium in principe strenger voor zoutwater.

AANPASSINGEN OMWILLE VAN INTERNATIONALE HARMONISATIE

Voor minerale olie, EOX en PAK liggen de voorlopige grenswaarden beduidend lager dan in de twee à drie andere landen die voor deze parameters over een criterium beschikken. Deze parameters vertegenwoordigen een mengsel van diverse componenten waardoor een ecotoxicologische onderbouwing van een streefwaarde en/of grenswaarde zeer moeilijk is. In dergelijke gevallen wordt in de meeste landen hetzij geen toetsingswaarde vooropgesteld, hetzij rekening gehouden met de achtergrondconcentraties. Vanuit deze optiek en gezien de hier bekomen waarden zeer laag zijn wordt een conservatieve aanpassing voorgesteld:

- **minerale olie:** voor baggerspecie met een standaard organisch stofgehalte van 5% en een lutumgehalte van 25% wordt voorgesteld de toetsingswaarde voor minerale olie te brengen op het niveau dat gehanteerd wordt in Nederland namelijk 1.500 mg/kg i.p.v. 755 mg/kg. Deze waarde ligt nog ruimschoots lager dan de laagste concentratie waarbij effecten worden genoteerd en ligt tevens binnen de veiligheidsmarge t.o.v. de concentratie waarbij geen effecten worden genoteerd;
- **EOX:** in dezelfde optiek als voor minerale olie wordt voorgesteld om de toetsingswaarde van EOX te brengen op 3,5 mg/kg (5% org. mat.; 25% lutum). Deze waarde ligt op hetzelfde niveau als de in Nederland gehanteerde toetsingswaarde bij dit gehalte aan organisch materiaal en lutum;
- **PAK:** voor de som van de PAK wordt voorgesteld de toetsingswaarde op 5 mg/kg te brengen (5% org. mat.; 25% lutum). Ook deze waarde stemt overeen met de in Nederland gehanteerde toetsingswaarde uit de 4^e Nota Waterhuishouding.

AANPASSINGEN OMWILLE VAN ACTUELE CONCENTRATIES IN DE BENEDEN-ZEESCHELDE

- **koper:** voor koper blijkt de voorlopige grenswaarde laag te liggen t.o.v. de in het buitenland gehanteerde waarden. De reden hiervoor is dat voor deze component blijkbaar een zeer lage LOEC -waarde kon vastgesteld worden. Daardoor is de voorlopige grenswaarde aanzienlijk lager dan wat het geval zou zijn bij de toepassing van een "gemiddelde" extrapolatiefactor t.o.v. de PNEC waarde om tot een grenswaarde te komen. Dergelijke extrapolatiefactor brengt de grenswaarde op de helft van de NOEC van de gevoeligste groep organismen. Gezien enerzijds de voorlopige grenswaarde hier zeer laag is en anderzijds uit de toetsing met de situatie in de Beneden-Zeeschelde blijkt dat dergelijke lage waarden niet bereikt worden, wordt voorgesteld om voor koper voorlopig een extrapolatiefactor 5 toe te passen en aldus een toetsingswaarde van 165 mg/kg te hanteren;
- **zink:** ook voor zink geldt dat de voorlopige grenswaarde laag ligt t.o.v. de in het buitenland gehanteerde waarden omwille van een zeer lage LOEC-waarde. Het toepassen van een "gemiddelde" extrapolatiefactor t.o.v. de PNEC-waarde voor zink zou de toetsingswaarde -

hoewel ecotoxicologisch aanvaardbaar – op een hoog niveau brengen in vergelijking met de ons omringende landen. Bijgevolg wordt hier een toetsingswaarde van 675 mg/kg voorgesteld (PNEC x 1,5).

AANPASSINGEN OMWILLE VAN HET “STAND STILL”-BEGINSEL

Voor chroom, nikkel en kwik bleek bij de toetsing van de voorlopige grenswaarden met de actuele situatie dat de huidige concentraties ver beneden deze voorlopige grenswaarde lagen. Vanuit ecologisch standpunt is het dan ook opportuun om voor deze parameters het “stand still” beginsel toe te passen en de voorlopige grenswaarde, die gebaseerd is op de extrapolatie van de PNEC met een factor 5, naar beneden te herzien.

Aldus wordt voorgesteld de voorlopige grenswaarde te verlagen tot 1,5 keer de streefwaarde. De aldus bekomen toetsingswaarden zijn afgerond:

- **Chroom** 1100 mg/kg → 330 mg/kg;

- **Nikkel** 270 mg/kg → 80 mg/kg;

- **Kwik** 6,6 mg/kg → 2 mg/kg.

Omwille van dezelfde reden kunnen ook de voorlopige grenswaarden voor arseen en cadmium verlaagd worden. Evenwel rekening houdend met de huidige gehalten wordt de voorlopige grenswaarde hier verlaagd tot een niveau gelijk aan de streefwaarde geëxtrapoleerd met een factor 4. De aldus bekomen toetsingswaarden zijn:

- **arseen** 90 → 72 mg/kg;

- **cadmium** 15 → 10 mg/kg.

Voor lood tenslotte wordt een extrapolatiefactor 2 toegepast op de PNEC om de toetsingswaarde te bekomen:

- **lood** 865 mg/kg → 350 mg/kg.

Het geheel van de voorgestelde criteria voor de beoordeling van het terugstorten van baggerspecie in de wateren van de maritieme zone zijn samengevat in tabel 36. Deze criteria gelden voor een standaardbodem met een gehalte aan organisch materiaal van 5% en een lutumgehalte van 25%.

In Nederland wordt baggerspecie genormeerd naar organisch materiaal en lutumfractie volgens formules die werden opgesteld in het kader van bodemsanering (Verschueren, 1990). Dit is niet

het geval in de andere landen. Ook op het vlak van het bodemsaneringsdecreet wordt in Vlaanderen evenwel dergelijke normering ten opzichte van een standaardbodem toegepast. In analogie met Nederland, maar hoofdzakelijk om te komen tot een geïntegreerd Vlaams juridisch kader, stellen wij voor om de streef- en toetsingswaarden te normeren volgens de formules, opgesteld in het kader van VLAREBO (OVAM, 1996). Bijgevolg dienen de streef- en toetsingswaarden voor ΣPAK, ΣPCB, minerale olie en EOX als volgt aangepast te worden:

Streefwaarde resp. toetsingswaarde * (x / 5)
--

Waarbij x: het gemeten gehalte organische stof (ondergrens: 2%, bovengrens: 30%). De ondergrens en de bovengrens zijn beide hoger dan deze die in het VLAREBO gehanteerd worden, dit rekening houdend met de gemiddelde gehalten aan organisch materiaal en lutum in de baggerspecie. Deze gemiddelden liggen hoger dan het gemiddelde van de Vlaamse bodem.

Gezien ook de biobeschikbaarheid van metalen enigszins beïnvloed wordt door het gehalte aan organisch materiaal en lutum wordt hier voor de toetsing de volgende formule voorgesteld die afkomstig is uit het VLAREBO (OVAM, 1996):

Streefwaarde resp. toetsingswaarde * ((A + B*x + C*y) / (A + B*25 + C*5))

Waarbij

- A, B, C: coëfficiënten, afhankelijk van de beschouwde parameter;
- x: percentage lutum (ondergrens: 3%);
- y: percentage organisch materiaal (ondergrens: 2%, bovengrens: 30%).

En

Parameter	A	B	C
Arseen	14	0,5	0
Cadmium	0,4	0,03	0,05
Chroom	31	0,6	0
Koper	14	0,3	0
Kwik	0,5	0,0046	0
Lood	33	0,3	2,3

Parameter	A	B	C
Nikkel	6,5	0,2	0,3
Zink	46	1,1	2,3

Tabel 36: beoordelingscriteria voor het terugstorten van baggerspecie in de binnenwateren van de 'maritieme zone' in Vlaanderen (standaardbaggerspecie: 5% organisch materiaal; 25% lutum)

Component	Streefwaarde mg/kg	Toetsingswaarde mg/kg
Arseen	18	72
Cadmium	2,9	10
Chroom	220	330
Koper	33	165
Kwik	1,3	2
Nikkel	54	80
Lood	173	350
Zink	450	675
Σ PAK ⁽¹⁾	0,4	5
Σ PCB ⁽²⁾	0,03	0,13
Minerale olie	151	1.500
EOX	0,24	3,5

⁽¹⁾ naftaleen, fenantreen, fluorantheen, benzo(a)antraceen, chryseen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)pyreen, indeno(1,2,3-cd)pyreen

⁽²⁾ PCB nrs 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180

Amphipoden				
Hyalella azteca		LC ₅₀ -10 d in zoetwater sediment	31 µg/l	Phipps et al., 1995
Anneliden				
Lumbriculus variegatus	-	LC ₅₀ -10 d	35 µg/l	Phipps et al., 1995
Chironomidae				
Chironomus tentans		LC ₅₀ -10 d	54 µg/l	Phipps et al., 1995
Amphibiën				
Bufo arenarum	embryo	LC50-7 d	0.05 mg/l	Herkovits & Helguero, 1998
		NOEC-7 d	0.02 mg/l	"

Hierbij is

- de streefwaarde deze waarde waarnaar op termijn gestreefd dient te worden gebaseerd op veilige concentraties voor het aquatisch milieu;
- de toetsingswaarde deze waarde waarbij in geval van overschrijding bijkomend onderzoek noodzakelijk is om de aanvaardbaarheid van het terugstorten na te gaan en dit volgens het volgend stramien;
 - indien voor maximaal 2 parameters de toetsingswaarde met niet meer dan 50% overschreden wordt mag de baggerspecie teruggestort worden;
 - indien voor meer dan twee parameters de toetsingswaarde overschreden wordt of voor één parameter de toetsingswaarde met meer dan 50% overschreden wordt dient de betreffende partij aan bijkomend onderzoek onderworpen te worden door
 - een analyse van 3 bijkomende mengstalen voor alle individuele parameters. Naast de in tabel 37 vermelde parameters betreft het inzake PAK's de 10 van OVAM, inzake EOX zijn dit aldrin, endrin, DDT en derivaten, endosulfan, HCH's, heptachloor(epoxide), HCB, di-, tri-, tetra-, penta- en hexachloorbenzeen, di- en pentachloorfenol;
 - indien de overschrijding bevestigd wordt, volgt een ecotoxicologische evaluatie van het impactrisico, rekening houdend met de karakteristieken van het ontvangend milieu;

Tijdens dit bijkomend onderzoek worden de baggerwerken niet stilgelegd zolang de finale resultaten niet gekend zijn. Het terugstorten van de verontreinigde specie dient evenwel zoveel mogelijk vermeden te worden.

De analysemethoden die worden voorgesteld zijn de methoden die door de VMM gehanteerd worden in het kader van de jaarlijkse meetcampagne in de Wester- en Beneden-Zeeschelde. Gezien het hier om baggerspecie gaat in een brakwatermilieu stemmen de methoden niet overeen met internationaal erkende standaardmethoden (DIN). Zij zijn evenwel in overeenstemming met de Nederlandse partner ter zake vastgelegd. Omwille van de confidentialiteit werd slechts een samenvatting van de analysemethoden in bijlage 3 van deze studie gevoegd². Bij uitnodiging van de erkende laboratoria voor de uitvoering van de analyses kunnen de methodes wel in het bestek gespecificeerd worden.

Teneinde een overzichtelijke vergelijking met de normen, gehanteerd in de ons omringende landen, te vertrekken is hierna een overzichtstabel met vergelijkbare streefwaarden en

² VMM – 1999. Beschrijving van de methoden voor de bepaling van een aantal parameters op slib, sediment of zwevende stofmonsters, Werkdocument September 1999.

toetsingswaarden (resp. tabel 37 en 38) weergegeven. De Vlaamse streef- en toetsingswaarden omgerekend naar een Nederlandse standaardbodem (10% organisch materiaal, 25% lutum) werden tussen haakjes vermeld.

Tabel 37: Onderlinge vergelijking van Vlaamse streefwaarden met bestaande normen uit andere landen

Component	Vlaanderen streefwaarde	Duitsland Actieniveau 1	Frankrijk Niveau 1	Nederland Kwaliteitsdoelstelling 2000	Noorwegen Klasse 1	Spanje Actieniveau 1	Zweden Actieniveau 1
Arseen (mg/kg)	18 (19,3)	30	25	85	< 20 – 80	80	30 – 100
Cadmium (mg/kg)	2,9 (3,3)	2,5	1,2	2	< 0,25 – 1	1	0,9 – 3
Chroom (mg/kg)	220 (220)	150	90	480	< 70 – 300	200	60 – 200
Koper (mg/kg)	33 (36)	40	45	35	< 35 - < 150	100	60 – 200
Kwik (mg/kg)	1,3 (1,33)	1	0,4	0,5	< 0,15 – 0,6	0,6	0,3 – 10
Nikkel (mg/kg)	54 (54)	50	37	35	< 30 – 130	100	45 – 150
Lood (mg/kg)	173 (184)	100	100	530	< 30 – 120	120	30 – 100
Zink (mg/kg)	450 (475)	350	276	480	< 150 – 700	500	375 – 1.250
TBT (mg/kg)	0,01	-	-	1,5	-	-	-
ΣPAK (mg/kg)	0,4 (0,8)	1****	-	1*	< 0,3 – 2*****	-	-
ΣPCB (µg/kg)	30 (60)	20	-	22**	< 5 – 25	30	-
Minerale olie (mg/kg)	151 (302)	300	-	50*****	-	-	-
EOX (mg/kg)	0,24 (0,48)	-	-	0,3	< 100 – 500***	-	-

*: Nederlandse milieukwaliteitsdoelstelling 2000 voor de ΣPAK omvat de volgende PAK's: antraceen, fenantreen, fluorantheen, benz(a)antraceen, chryseen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)pyreen en indeno(1,2,3-cd)pyreen ;

** : er werd geen som gedefinieerd voor de Nederlandse streefwaarde, hiertoe werden de streefwaarden voor de individuele componenten opgeteld ;

***: EPOCl: 'extractable persistent organic chlor' ;

****: som van fluorantheen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)pyreen en indeno(1,2,3-cd)pyreen ;

*****: gezien er geen milieukwaliteitsdoelstelling 2000 gedefinieerd werd is de streefwaarde genomen ;

*****: 16 van EPA

Tabel 38: Onderlinge vergelijking van Vlaamse toetsingswaarden met bestaande normen uit andere landen

component	Vlaanderen toetsingswaarde	Duitsland Actieniveau 2	Frankrijk Niveau 2	Nederland toetsingswaarde	Noorwegen	Spanje	Zweden
Arseen (mg/kg)	72 (77,3)	150	50	55	> 1.000	200	> 100
Cadmium (mg/kg)	10 (11,5)	12,5	2,4	7,5	> 10	5	> 3
Chroom (mg/kg)	330 (330)	750	180	380	> 5.000	1.000	> 200
Koper (mg/kg)	165 (180)	200	90	90	> 1.500	400	> 200
Kwik (mg/kg)	2 (2,06)	5	0,8	1,6	> 5	3	> 10
Nikkel (mg/kg)	80 (80)	250	74	45	> 1.500	400	> 150
Lood (mg/kg)	350 (371,9)	500	200	530	> 1.500	600	> 100
Zink (mg/kg)	675 (713,2)	1.750	552	720	> 10.000	3.000	> 1.250
ΣPAK (mg/kg)	5 (10)	3***	-	10	> 20	-	-
ΣPCB (µg/kg)	130 (260)	60	-	200	> 300	100	-
Minerale olie (mg/kg)	1.500 (3.000)	1.000	-	3.000	-	-	-
EOX (mg/kg)	3,5 (7)		-	7	> 15	-	-

***: som van fluorantheen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)pyreen en indeno(1,2,3-cd)pyreen.

9. VOORSTEL VAN EEN REGLEMENTERING TOT VERGUNNING VAN HET STORTEN VAN BAGGERSPECIE

Op basis van alle aspecten die in deze studie zijn aan bod gekomen, kan een voorstel voor reglementering uitgewerkt worden. Zoals bij de analyse van het huidige wettelijk kader in relatie tot het Verdrag van Parijs is gebleken, is het ten zeerste aan te bevelen dat de vergunningverlening op een voldoende hoog overkoepelend niveau geregeld wordt.

Er wordt voorgesteld de vergunningsprocedure met een Ministerieel Besluit te regelen. Hierbij dienen twee elementen aan bod te komen die thans nog niet wettelijk vastgelegd zijn:

- het wettelijk kader omtrent de aanvraag van de vergunning, meer bepaald de te verstrekken informatie;
- het wettelijk kader van de vergunningverlening.

Voor beide elementen is hieronder een voorstel uitgewerkt.

Het besluit met betrekking tot de vergunningsaanvraag dient de volgende aandachtspunten te bevatten:

- het decreet van 19 april 1995 houdende goedkeuring van het Verdrag inzake de bescherming van het marien milieu van de Noordoostelijke Atlantische Oceaan, Bijlagen I, II III en IV en de Aanhangsels 1 en 2, gedaan te Parijs op 22 september 1992;
- de wet van 11 mei 1995 houdende goedkeuring van het Verdrag inzake de bescherming van het marien milieu van de Noordoostelijke Atlantische Oceaan, Bijlagen I, II, III en IV en de Aanhangsels 1 en 2 gedaan te Parijs op 22 september 1992;
- de lijst van de gegevens vereist voor het onderzoek van de volledigheid van een aanvraag tot het verkrijgen van een bijzondere vergunning voor het storten van baggerspecie in de binnenwateren van de maritieme zone zoals bedoeld in het Verdrag van Parijs;
- het onderzoek door de Minister of door de door hem daartoe gemachtigde ambtenaar van vergunningsaanvraag en haar bijlagen op hun volledigheid overeenkomstig het bepaalde in de bijlage bij dit besluit.

Hieronder is een lijst van gegevens verstrekt die nuttig geoordeeld worden met betrekking tot het onderzoek van de ontvankelijkheid van een aanvraag ter verkrijging van een bijkomende vergunning voor het storten van baggerspecie in de binnenwateren van de maritieme zone zoals bedoeld in het Verdrag van Parijs.

1. Identificatie van de aanvrager

1.1. Volledige identificatie van de aanvrager:

de naam, voornamen, nationaliteit, hoedanigheid, woonplaats of verblijfplaats en, in voorkomend geval de gekozen woonplaats van de aanvrager indien hij een natuurlijke persoon is.

Indien de aanvraag uitgaat van een rechtspersoon:

- de naam van de rechtspersoon of de handelsnaam zoals bepaald in de statuten;
- het rechtskarakter of de rechtsvorm;
- het adres van de maatschappelijke zetel en van de inrichtingen die niet gelegen zijn in het gebied van de maatschappelijke zetel;
- het inschrijvingsnummer in het handelsregister;
- de naam, voornamen, woonplaats of gekozen verblijfplaats van de personen die als individueel of collegiaal orgaan bevoegd zijn namens de rechtspersoon verbintenissen aan te gaan en hem in rechte te vertegenwoordigen, alsmede van de uitvoeringsambtenaren en van de bijzondere lasthebbers, die naar behoren gemachtigd zijn.

1.2. Identificatie van in te zetten vaartuigen

Bij de aanvraag moet, hetzij het origineel, hetzij het door de bevoegde overheid voor eensluidend verklaard afschrift van volgende stukken gevoegd zijn:

- beschrijving van het vaartuig (+ schema) en/of andere stortingsinstallaties;
- beschrijving van de baggertechniek en de lossingstechniek.

2. Gegevens over de baggerplaats(en) en losplaats(en)

2.1. De baggerplaats

2.1.1. Naam en situering van de baggerplaats(en) op een kaart met schaal 1/10.000

2.2. De losplaats(en)

2.2.1. Naam en situering van de losplaats(en) op een kaart met schaal 1/10.000

3. Gegevens over de baggerspecie en het lossen

3.1. Tonnenmaat, duur en frequentie

3.1.1. Hoeveelheid (gemiddelden en max.) per jaar (ton)

3.1.2. Hoeveelheid (gemiddelden en max.) per storting (ton)

3.1.3. Voorgestelde kalender voor de storting (raming van de frequentie)

3.1.4. Periode waarvoor de bijzondere vergunning wordt gevraagd

3.2. Fysische en chemische eigenschappen van de te lossen baggerspecie

Volgende fysische en chemische eigenschappen dienen voor elke ruimingsplaats bepaald te worden uitgaande van analyse van telkens twee mengstalen op basis van 6 stalen per mengstaal.

- droge stofgehalte;
- korrelgrootteverdeling (fractie > 63 µm, < 63 µm, < 16 µm, < 2 µm);
- totaal organische koolstof;
- totaal organische stof;
- metalen: Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, As, Zn, Hg;
- minerale olie;
- EOX;
- polyaromatische verbindingen PAK (naftaleen, fenantreen, fluorantheen, benzo(a)antraceen, chryseen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)pyreen, indeno(1,2,3-cd)pyreen);
- PCB's (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180).

Indien de aanvraag van de vergunning niet aan de vooropgestelde bepalingen voldoet kan via een Ministerieel Besluit bepaald worden dat de aanvrager niet vergund wordt tot het terugstorten van baggerspecie afkomstig van de binnenwateren van de maritieme zone. In het andere geval wordt de vergunning toegestaan. Hierbij wordt aanbevolen dat de volgende aandachtspunten aan bod komen:

- de plaatsen waar de baggerspecie mag gestort worden:

- naam + referentie naar plan
- naam + referentie naar plan
- ...

- de hoeveelheid baggerspecie die per jaar mag teruggestort worden: cfr onderstaande tabel

Baggerspecie afkomstig van de Beneden-Zeeschelde	Hoeveelheid per jaar (ton droge stof)	
	gemiddelde	maximum

- de sedimentkwaliteitscriteria waaraan het terug te storten baggermateriaal dient te voldoen:

Component	Streefwaarde mg/kg	Toetsingswaarde mg/kg
Arseen	18	72
Cadmium	2,9	10
Chroom	220	330

Koper	33	165
Kwik	1,3	2
Nikkel	54	80
Lood	173	350
Zink	450	675
ΣPAK ⁽¹⁾	0,4	5
ΣPCB ⁽²⁾	0,03	0,13
Minerale olie	151	1.500
EOX	0,24	3,5

⁽¹⁾ naftaleen, fenantreen, fluorantheen, benzo(a)antraceen, chryseen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)pyreen, indeno(1,2,3-cd)pyreen

⁽²⁾ PCB nrs 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180

De normen gelden voor een standaardbodem met een gehalte aan klei van 25% en een gehalte aan organisch materiaal van 5%. Om bij het toetsen van de gemeten concentraties van de componenten aan de normen rekening te kunnen houden met de kenmerken van de specie worden de normen omgerekend naar de gemeten gehalten klei en organisch materiaal in het te toetsen monster.

Inzake zware metalen gebeurt de omrekening op basis van onderstaande formule:

$$N(x,y) = N(25,5) * ((A + B*x + C*y)/(A + B*25 + C*5))$$

Waarbij N: streef- of toetsingswaarde voor de beschouwde component;

x: percentage klei (ondergrens 3%);

y: percentage organisch materiaal (ondergrens 2%, bovengrens 30%);

A, B, C: coëfficiënten, afhankelijk van de beschouwde parameter:

Parameter	A	B	C
Arseen	14	0,5	0
Cadmium	0,4	0,03	0,05
Chroom	31	0,6	0

Parameter	A	B	C
Koper	14	0,3	0
Kwik	0,5	0,0046	0
Lood	33	0,3	2,3
Nikkel	6,5	0,2	0,3
Zink	46	1,1	2,3

Inzake organische componenten gebeurt de omrekening op basis van onderstaande formule:

$$N(y) = N(5) * y/5$$

Waarbij N: streef- of toetsingswaarde voor de beschouwde component;

y: percentage organisch materiaal (ondergrens 2%, bovengrens 30%).

Verder is

- de streefwaarde deze waarde waarnaar op termijn gestreefd dient te worden gebaseerd op veilige concentraties voor het aquatisch milieu;
- de toetsingswaarde deze waarde waarbij in geval van overschrijding bijkomend onderzoek noodzakelijk is om de aanvaardbaarheid van het terugstorten na te gaan en dit volgens het volgend stramien:
 - indien voor maximaal 2 parameters de toetsingswaarde met niet meer dan 50% overschreden wordt mag de baggerspecie teruggestort worden;
 - indien voor meer dan twee parameters de toetsingswaarde overschreden wordt of voor 1 parameter de toetsingswaarde met meer dan 50% overschreden wordt dient de betreffende partij aan bijkomend onderzoek onderworpen te worden door:
 - een analyse van 2 bijkomende mengstalen voor alle individuele parameters. Naast de in tabel 36 vermelde parameters betreft het inzake PAK's de 10 van OVAM, inzake EOX zijn dit aldrin, endrin, DDT en derivaten, endosulfan, HCH's, heptachloor(epoxide), HCB, di-, tri-, tetra-, penta- en hexachloorbenzeen, di- en pentachloorfenol;
 - indien de overschrijding bevestigd wordt, door een ecotoxicologische evaluatie van het impactrisico, rekening houdend met de karakteristieken van het ontvangend milieu.

Tijdens dit bijkomend onderzoek worden de baggerwerken niet stilgelegd zolang geen finale resultaten gekend zijn. Het terugstorten van de verontreinigde specie dient evenwel zoveel mogelijk vermeden te worden.

- het vastleggen van de toezichthoudende overheid en de manier waarop de controle kan geschieden.
- de verplichting een register bij te houden waarbij maandelijks de volgende gegevens geregistreerd worden:
 - de baggersite(s);
 - de site(s) van terugstorten;
 - de totale hoeveelheid teruggestort per site;
 - het type van het (de) baggertuig(en).

In dit register dienen tevens de resultaten van uitgevoerde analyses opgenomen te worden.

- de verplichting ingeval van calamiteiten, onregelmatigheden of bijzondere omstandigheden de nodige maatregelen te treffen teneinde een nadelige beïnvloeding van de kwaliteit van het milieu zoveel mogelijk te voorkomen of te beperken en deze te rapporteren;
- de verplichting van de vergunninghouder een persoon aan te wijzen die in het bijzonder belast is met het toezicht op de naleving van de in deze vergunning opgenomen voorschriften;
- de verplichting redelijkerwijs mogelijke maatregelen te nemen, teneinde te voorkomen dat de vergunningverlenende instantie dan wel derden ten gevolge van het gebruik van de vergunning schade lijden;
- een aansprakelijkheidsclausule;
- bepaling inzake de hernieuwing van de vergunning.

Er is momenteel onvoldoende rechtsgrond om deze ministeriële besluiten op te baseren. Ofwel dient VLAREM I in die zin aangepast te worden dat de minister wel een vergunning kan/mag afleveren, ofwel dient de baggerspecieproblematiek uit de VLAREM-wetgeving gelicht te worden. Dan is er nood aan een Wet of Decreet, waaraan de Ministeriële besluiten kunnen gekoppeld worden. Op beide mogelijkheden wordt in onderstaande alinea's nader ingegaan.

In de huidige versie van VLAREM I is het terugstorten van baggerspecie een vergunningsplichtige activiteit klasse 2 die valt onder het 'verwijderen van afvalstoffen'.

Om het terugstorten van baggerspecie, die valt onder toepassing van OSPAR, naar het gewestelijk niveau te brengen, zou kunnen teruggeregpen worden naar de voorheen bestaande bevoegdheid van de Vlaamse regering (de Gemeenschapsminister) om de vergunningsaanvragen van Staat, Gemeenschap, Gewest,... te behandelen. Deze regeling werd echter opgeheven door het Programmadecreet van 1994 dat deze bevoegdheid doorschoof naar de Bestendige Deputatie.

In het Milieuvergunningsdecreet bestaat een afwijkende regeling voor de verplaatsbare inrichtingen, waarvoor de Vlaamse regering bevoegd gesteld wordt. Dit werd echter nog niet omgezet in uitvoeringsbesluiten. De rechtsleer is echter van oordeel dat het een afwijkend systeem is dat de doorzichtigheid en de eenheid van procedure in het gedrang kan brengen. Het opnemen van een bijkomende uitzonderingsregel lijkt bijgevolg niet haalbaar.

Daar VLAREM zelf al het storten van baggerspecie onderbrengt bij de 'verwijdering van afvalstoffen', geregeld volgens het decreet van 02/07/81 betreffende de voorkoming en het beheer van afvalstoffen, dient nagekeken te worden of deze regelgeving ook als basis kan dienen voor een reglementering buiten VLAREM I. Art. 3 § 5 van het Decreet bepaalt dat de Vlaamse regering andere afvalstoffen als bijzondere afvalstoffen kan aanwijzen. Dit is gebeurd via artikel 2.3.1. § 2.1° van het VLAREA (B. VL. R. 17.12.1997), dat onder meer de 'baggerspecie' als een bijzondere afvalstof aanwijst. Art. 32 van hetzelfde decreet bepaalt dat de Vlaamse regering nadere regels vaststelt voor het beheer van de bijzondere afvalstoffen. Hierbij wordt vermeld dat deze regels de algemene regels voor het beheer van afvalstoffen aanvullen maar dat zij ook voor welbepaalde bijzondere afvalstoffen en activiteiten gericht op het beheer van deze afvalstoffen voorschriften kunnen omvatten die afwijken van de bepalingen van het Decreet inzake vergunningen, erkenningen, meldingen en registratie, indien dit vereist is voor de doelmatige verwijdering of de nuttige toepassing van deze afvalstoffen. Deze voorschriften moeten dan waarborgen dat de verwijdering gebeurt zonder gevaar voor de gezondheid van de mens en zonder nadelige gevolgen voor het milieu. Deze bepalingen zouden kunnen worden toegepast om, buiten het vergunningssysteem van VLAREM I om, een bijzonder vergunningsregime uit te werken voor het storten van baggerspecie dat onder toepassing van het OSPAR-verdrag valt.

Weliswaar bepaalt art. 5.2.1. van het VLAREA dat de verwijdering van afvalstoffen slechts toegelaten is in een overeenkomstig titel I van het VLAREM daarvoor vergunde inrichting. Er wordt echter geoordeeld dat deze bepaling geen afbreuk kan doen aan de regeling die in voormeld art. 32 van het Decreet is voorzien en waardoor dus wel een vergunningsregime en waardoor dus wel een vergunningsregime buiten VLAREM wordt mogelijk gemaakt.

Er kan besloten worden dat, met het Afvalstoffendecreet als rechtsgrond, een vergunningsregeling op niveau van de Vlaamse regering kan worden uitgewerkt.

REFERENTIELIJST

- Abernethy S., Bobra A.M., Shiu W.Y., Wells P.G., Mackay D. (1986). Acute lethal toxicity of hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons to two planctonic crustaceans: the key role of organism-water partitioning. *Aquatic Toxicol.*, 8, 163-174.
- Abraham T.J., Salih K.Y., Chacko J. (1986). Effects of heavy metals on the filtration rate of bivalve *Villorita cyprinoides* (Hanley) var. *cochinensis*. *Indian. J. Mar. Sci.*, 15(3), 195-196.
- Alzieu C. (1996). Biological effects of tributyltin on marine organisms. Cambridge Environmental Chemistry Series, (8), 167-211.
- Amiard J.C. (1976). Les variations de la phototaxie des larves de crustacés sous l'action de divers polluants métalliques: mise au point d'un test de toxicité subléthale. *Mar. Biol.*, 34, 239-245.
- Anderson M.B., Preslan J.E., Jolibois L., Bollinger J. E., George W.J. (1997). Bioaccumulation of lead nitrate in Red Swamp Crayfish (*Procambarus clarkii*). *Journal of Hazardous Materials*, 54, 15-29.
- Anderson, P.R. & Christensen T.H.(1988). Distribution coefficients of Cd, Co, Ni, and Zn in soils. *Journal of Soil Science*, 39, 15-22.
- Ankley G.T. (1996). Evaluation of metal/acid-volatile sulfide relationships in the prediction of metal bioaccumulation by benthic macroinvertebrates. *Environ. Tox. Chem.*, 15(12), 2138-2146.
- Ankley G.T., Di Toro D.M., Hansen D.J., Berry W.J. (1996). Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environ. Tox. Chem.*, 15(12), 2056-2066.
- Ankley G.T., Leonard E.N., Mattson V.R. (1994). Prediction of bioaccumulation of metals from contaminated sediments by the oligochaete, *Lumbriculus variegatus*. *Water Res.*, 28, 1071-1078.
- Anoniem. (1981). Copper. *Danger. Prop. Ind. Mat. Rep.*, 1(5), 48-49.
- Arnott G.H., Ahsanullah M. (1979). Acute toxicity of copper, cadmium and zinc to three species of marine copepod. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 30, 63-71.
- Arthur, A.D. & Dixon, D.G. (1994). Effects of rearing density on the growth response of juvenile fathead minnow (*Pimephales promelas*) under toxicant-induced stress. *Can. J. fish. Aquat. Sci.* 51(2):365-371.
- Bastian M.V., Toetz D.W. (1982). Effect of eight polynuclear hydrocarbons on growth of *Anabaena flos-aquae*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 29, 531-538.

- Baumard P., Budzinski, H. & Garrigues, P. (1998). Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the Western Mediterranean Sea. *Environmental toxicology and chemistry*, vol.17, no. 5, pp. 765-776.
- Beaumont A.R., Budd M.D. (1984). *Mar. Pollut. Bull.*, 15, 402.
- Bechmann R.K. (1994). Use of life tables and LC₅₀ tests to evaluate chronic and acute toxicity effects of copper on the marine copepod *Tisbe furcata* (Baird). *Environ. Toxicol. Chem.*, 13(9), 1509-1517.
- Bengtsson B.E., Bergstrom B. (1987). A flowthrough fecundity test with *Nitocra spinipes* (Harpacticoida Crustacea) for aquatic toxicity. *Ecotox. Environ. Saf.*, 14, 260-268.
- Berk S.G., Gunderson J.H., Derk L.A. (1985). Effects of cadmium and copper on chemotaxis of marine and freshwater ciliates. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 34, 897-903.
- Black, M.C., Burton, W., McCarthy, J.F., Peterson, M.J. and Southworth, G.R. (1993). Accumulation of contaminants by biota in East Fork Poplar Creek. In: Oak Ridge Y12 Plant, Environ. Sci. Div. Publ. No. 3859, Oak Ridge Natl. Lab. Oak Ridge, TN 4:109-172.
- Blaxter J.H.S. (1977). The effect of copper on the eggs and larvae of plaice and herring. *J. Mar. Biol. Ass.*, 57, 849-858.
- Bolger M., Henry S.H., Carrington C.D. (1996). Hazard and risk assessment of crude oil contaminants in subsidence seafood samples from Prince William Sound. *Am. Fisch. Soc. Sym.*, 18, 837-843.
- Bombardier M., Bermingham N. (1999). The Sed-Tox index: toxicity-directed management tool to assess and rank sediments based on their hazard-concept and application. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18(4), 685-698.
- Boney A.D. (1974). Aromatic hydrocarbons and the growth of marine algae. *Mar. Poll. Bull.*, 5(12), 185-186.
- Borgmann U., Cheam V., Norwood W.P., Lechner J. (1998). Toxicity and bioaccumulation of thallium in *Hyalella azteca*, with comparison to other metals and prediction of environmental impact. *Environ. Poll.*, 99, 105-114.
- Bouchard N., Pelletier E., Fournier M. (1999). Effects of butyltin compounds on phagocytic activity of hemocytes from three marine bivalves. *Environ. Tox. Chem.*, 18(3), 519-522.
- Braek G.S., Jensen A., Mohus A. (1976). Heavy metal tolerance of marine phytoplankton. III. Combined effects of copper and zinc ions on cultures of four common species. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 25, 37-50.

- Bresler V., Yanko V. (1995). Acute toxicity of heavy metals for benthic epiphytic foraminifera *Pararotalia spinigera* (Le Calvez) and influence of seaweed-derived DOC. *Environ. Toxicol. Chem.*, 14(10), 1687-1695.
- Bresler V., Yanko V. (1995). Acute toxicity of heavy metals for benthic epiphytic foraminifera *Pararotalia spinigera* (Le Calvez) and influence of seaweed-derived DOC. *Environ. Toxicol. Chem.*, 14(10), 1687-1695.
- Bressan M., Brunetti R. (1988). The effects of nitrioloacetic acid, Cd and Hg on the marine algae *Dunaliella tertiolecta* and *Isochrysis galbana*. *Water Res.*, 22, 553-556.
- Brown B., Ahsanullah M. (1971). Effects of heavy metals on mortality and growth. *Mar. Poll. Bull.*, 2, 182-187.
- Brussaard J.H., Van Dokkum W., Van der Paauw C.G., De Vos R.H., De Kort L.A.M., Löwik M.R.H. (1996). Dietary intake of food contaminants in The Netherlands (Dutch Nutrition Surveillance System). *Food Additives and Contaminants*, 13(5), 561-573.
- Bryan G.W. (1984). Pollution due to heavy metals and their compounds. In: *Marine Ecology. A comprehensive, integrated treatise on life in oceans and coastal waters. Volume V: ocean management. Part 3: Pollution and Protection of the Sea-Radioactive Materials, Heavy metals and Oil.* Otto Kinne (Ed). John Wiley & Sons, Chichester (Pub).pp. 1289-1431.
- Burmester D.E., Menzie C.A., Freshman J.S. (1991). Assessment of methods for estimating aquatic hazards at superfund-type sites: a cautionary tale. *Environ. Toxicol. Chem.*, 10(6), 827-842.
- Bushong et al. (1988). Acute toxicity of tributyltin to selected chesapeake bay fish and invertebrates. *Water Research*, 22, 1027.
- Bustamente, P., Caurant, F., Fowler, S.W., Miramand, P. (1998). Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. *The science of the total environment*, 220:71-80.
- Calabrese A., Collier R.S., Nelson D.A., Macinnes J.R. (1973). The toxicity of heavy metals to embryos of the American oyster *Crassostrea virginica*. *Mar. Biol.*, 18, 162-166.
- Calder J.A., Lader J.H. (1976). Effect of dissolved aromatic hydrocarbons on the growth of marine bacteria in batch culture. *Appl. Environ. Microbiol.*, 32(1), 95-101.
- Call, D.J., Brooke, L.T., Ahmad, N. & Richter, J.E. (1983). Toxicity and metabolism studies with EPA priority pollutants and related chemicals in freshwater organisms. EPA 600/3-83-095, U.S. EPA, Duluth, MN:120p. (U.S. NTIS PB83-263665).

- Carlson, A.R. & Kosian, P.A. (1987). Toxicity of chlorinated benzenes to fathead minnows (*Pimephales promelas*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16(2):129-135.
- Casas A.M., Crecelius E.A. (1994). Hazard assessment: relationship between acid volatile sulfide and the toxicity of zinc, lead and copper in marine sediments. Environ. Toxicol. & Chem., 13(3), 529-536.
- Casas A.M., Crecelius E.A. (1994). Hazard assessment: relationship between acid volatile sulfide and the toxicity of zinc, lead and copper in marine sediments. Environ. Toxicol. & Chem., 13(3), 529-536.
- Chapman, G.A., Ota, S. & Recht, F. (1980). Effects of waterhardness on the toxicity of metals to *Daphnia magna*. U.S. EPA, Corvallis, OR:17p.
- Christensen T.H., Lehmann N., Jackson T., Holm P.E. (1996). Cadmium and Nickel distribution coefficients for sandy aquifer materials. J. Contam. Hydrol., 24, 75-84.
- Christensen, T.H. (1985). Cadmium soil sorption at low concentrations. IV. Effect of waste leachates on distribution coefficients. Water, air and soil pollution, 26:265-274.
- Connor P.M. (1972). Acute toxicity of heavy metals to some marine larvae. Mar. Pollut. Bull., 3, 191-192.
- Cripe G.M. (1994). Comparative acute toxicities of several pesticides and metals to *Mysidopsis bahia* and postlarval *Penaeus duorarum*. Environ. Toxicol. Chem., 13(11), 1867-1872.
- Cunningham P.A., Grosch D.S. (1978). A comparative study of the effects of mercuric chloride and methyl mercury chloride on reproductive performance in the brine shrimp *Artemia salina*. Environ. Poll., 15, 83-89.
- Curtis M.W., Copeland T.L., Ward C.H. (1979). Acute toxicity of 12 industrial chemicals to freshwater and saltwater organisms. Water Res., 13, 137-141.
- Davies A.G., Sleep J.A. (1979). Photosynthesis in some British coastal waters may be inhibited by zinc pollution. Nature, 277, 292-293.
- Davis, A., Sellstone, C., Clough, S., Barrick, R., Yare, B. (1996). Bioaccumulation of arsenic, chromium and lead in fish: constraints imposed by sediment geochemistry. Applied geochemistry, vol.11, pp.409-423.
- Dawson M.A., Gould E., Thurberg F.P., Calabrese A. (1977). Physiological response of juvenile striped bass, *Morone saxatilis*, to low levels of cadmium and mercury. Chesapeake Sci, 18, 353-359.

Deneer, J.W., Seinen, W. & Hermens, J.L.M. (1988). Growth of *Daphnia magna* exposed to mixtures of chemicals with diverse modes of action. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 15(1):72-77.

Devi V.U. (1996). Bioaccumulation and metabolic effects of cadmium on marine fouling bivalve, *Mytilopsis sallei* (Recluz). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 31, 47-53.

Di Toro, D.M., Zarba, C.S., Hansen, D.J., Berry, W.J., Swartz, R.C., Cowan, C.E., Pavlou, S.P., Allen, H.E., Thomas, N.A. & Parquin, P.R. (1991). Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. Annual review. *Environ. Toxicol. Chem.* 10, 1541-1583.

Dilks, D. W., Helfand J.S., Bierman V.J. (1998). Development and application of models to determine sediment quality criteria-driven permit limits for metals. *Toxic Substances in Water Environments: Assessment & Control. Proceedings 1998* (1/37 – 1/48).

Ding, S.R. (1980). Acute toxicities of Vanadium, Nickel and Cobalt to several species of aquatic organisms. *Environ. Qual.* 1:17-21 (CHI) (ENG ABS).

Dinnel P.A., Link J.M., Stober Q.J, Letourneau M.W., Roberts W.E. (1989). Comparative sensitivity of sea urchin sperm bioassays to metals and pesticides. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 18, 748-755.

DiPinto L.M., Coull B.C., Chandler G.T. (1993). Lethal and sublethal effects of the sediment-associated PCB Arochlor 1254 on a meiobenthic copepod. *Environ. Toxicol. & Chemistry*, 12, 1909-1918.

Donkin P., Widdows J., Evans S.V., Worrall C.M., Carr M. (1989). Quantitative structure-activity relationships for the effect of hydrophobic organic chemicals on rate of feeding by mussels. (*Mytilus edulis*). *Aquat. Toxicol.*, 14, 277-294.

Drouillard, K.G., Ciborowski, J.J.H., Lazar, R., Haffner, G.D. (1996). Estimation of the uptake of organochlorines by the mayfly *Hexagenia limbata* (Ephemeroptera: Ephemeridae). *J. Great Lakes Res.*, 22(1):26-35.

EG&G Bionomics. (1982). Acute toxicity of selected chemicals to fathead minnow, water flea and mysid shrimps under static and flow-through test conditions. Final report to U.S.-EPA. 13 pp.

Eisler R. (1971). Cadmium poisoning in *Fundulus heteroclitus* (Pisces: Cyprinodontidae) and other marine organisms. *J. Fish Res. Board Can.*, 28, 1225-1234.

Engel D.W., Sunda W.G., Thuotte R.M. (1976). Effects of copper on marine fish eggs and larvae. *Environ. Health Perspective*, 17, 288-289.

Enserink, E.L., Maas-Diepeveen, J.L., Van Leeuwen, C.J. (1991). Combined effects of metals: an ecotoxicological evaluation. *Wat. Rs. Vol. 25 No. 6*, pp.679-687.

EPA (1991). Proposed sediment quality criteria for the protection of benthic organisms: dieldrin. Rapport.

Evans C.J., Smith P.J. (1975). *J. Oil Colour Chem. Assoc.*, 58, 160.

Falk-Petersen I.B., Lønning S. (1984). Effects of hydrocarbons on eggs and larvae of marine organisms. In: *Ecotoxicological testing for the marine environment*. G.Persoone, E. Jaspers and C. Claus (Eds.) State University Ghent and *Inst. Mar. Scient. Res.*, Bredene, Belgium, Vol.2, 588p. 197-218.

Fargasova, A. (194). Toxicity of metals on *Daphnia magna* and *Tubifex tubifex*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 27(2):210-213.

Farke H., Günther C.P. (1984). Effects of oil and a dispersant on intertidal macrofauna in field experiments with Bremerhaven Caissons and in the laboratory. In: *Ecotoxicological testing for the marine environment*. G.Persoone, E. Jaspers and C. Claus (Eds.) State University Ghent and *Inst. Mar. Scient. Res.*, Bredene, Belgium, Vol.2, 588p. 219-235.

Fent, K. & Looser, P.W. (1995). Bioaccumulation and bioavailability of tributyltin chloride: influence of pH and humic acids. *Water Research*, 29(7), 1631-1637.

Fent, K. & Looser, W. (1998). Bioavailability and bioconcentration of organotin compounds in aquatic organisms. National meeting of the American chemical society, division of environmental chemistry, vol.38(1), 119-121.

Fisk, A.T., Norstrom, R.J., Cymbalisty, C.D., Muir, D.C.G. (1998). Dietary accumulation and depuration of hydrofobic organochlorines: bioaccumulation parameters and their relationship with the octanol/water partition coefficient. *Environmental toxicology and chemistry*, vol.17, no.5, pp.951-961.

Förstner U. (1990). Inorganic sediment chemistry and elemental speciation. In: *Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants*. Baudo, Giesy and Muntau (Ed.). Lewis Pub. Inc., Ann Arbor.

Foster G.D., Wright D.A. (1988). Unsubstituted polynuclear aromatic hydrocarbons in sediments, clams, and clam worms from Chesapeake Bay. *Mar. Poll. Bull.*, 19(9), 459-465.

Frank P.M., Robertson P.B. (1979). The influence of salinity on toxicity to cadmium and chromium to the blue crab, *Callinectes sapidus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 21, 74-78.

- Freitag D., Ballhorn L., Geyer H., Korte F. (1985). Environmental hazard profile of organic chemicals. *Chemosphere*, 14(10), 1589-1616.
- Gagnon C., Fisher N.S. (1997). Bioavailability of sediment-bound methyl and inorganic mercury to a marine bivalve. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 993-998.
- Gould E. (1980). Low-salinity stress in the American lobster *Homarus americanus*, after chronic sublethal exposure to cadmium: biochemical effects. *Helgoländer Meeresunters*, 33, 36-46.
- Green A.S., Chandler G.T., Blood E.R. (1993). Aqueous-, pore-water-, and sediment-phase cadmium: toxicity relationships for a meiobenthic copepod. *Environ. Toxicol. & Chemistry*, 12, 1497-1506.
- Gregory T.K., Charette M.A. (1996). Heavy metal contamination in sediment from Crane Creek, Florida. *Florida Scientist*, 60(2), 81-88.
- Guruge K.S., Tanbabe S. (1997). Congener specific accumulation and toxic assessment of polychlorinated biphenyls in common cormorants, *Phalacrocorax carbo*, from lake Biwa, Japan. *Environ. Poll.*, 96(3), 425-433.
- Gustaffson, Ö., Haghseta, F., Chan, C., Macfarlane, J., Gschwend, P.M. (1997). Quantification of the dilute sedimentary soot phase: implications for PAH speciation and bioavailability. *Environ. Sci. Technol.*, 31: 203-209.
- Hall L.W., Anderson R.D., Kilian J.V. (1997). Acute and chronic toxicity of copper to the estuarine copepod *Eurytemora affinis*: influence of organic complexation and speciation. *Chemosphere*, 35(7), 1567-1597.
- Hall W.S., Dickson K.L., Saleh F.Y., Rodgers J.H., Wilcox J.D., Entazami A. (1986). Effects of suspended solids on the acute toxicity of zinc to *Daphnia magna* and *Pimephales promelas*. *Water Resour. Bull.*, 22(6), 913-920.
- Harris G.E., Kiparissis Y., Metcalfe C.D. (1994). Assessment of the toxic potential of PCB congener 81 (3,4,4',5-Tetrachlorobisphenyl) to fish in relation to other non-ortho-substituted PCB congeners. *Environ. Toxicol. Chem.*, 13(9), 1405-1413.
- Hassan S.M., Garrison A.W., Allen H.E., Di Toro D.M., Ankley G.T. (1996). Estimation of partition coefficients for five trace metals in sandy sediments and application to sediment quality criteria. *Environ. Tox. Chem.*, 15(12), 2198-2208.
- Hawker D.W., Connell D.W. (1986). Bioconcentration of lipophilic compounds by some aquatic organisms. *Ecotox. Environ. Saf.*, 11, 184-197.

- Heitmuller P.T., Hollister T.A., Parrish P.R. (1981). Acute toxicity of 54 industrial chemicals to sheepshead minnows. (*Cyprinodon variegatus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 27, 596-604.
- Hellou J., Mackay D., Fowler B. (1995). Bioconcentration of polycyclic aromatic compounds from sediments to muscle of finfish. Environ. Sci. Technol., 29, 2555-2560.
- Henderson R.S. (1987). Effects of organotin antifouling paint leachates on Pearl Harbor organisms: A site specific flowthrough bioassay. In: Proc. Organotin Symposium of the Oceans '86 Conference, Washington DC., September 23-25, Vol. 4, IEEE, N.Y., pp. 1226-1233.
- Herkovits J., Helguero L.A. (1998). Copper toxicity and copper-zinc interactions in amphibian embryos. The Science of the Total Environment, 221, 1-10.
- Hernandez-Pascual M.D., Tort L. (1989). Metabolic effects after short-term sublethal cadmium exposure to dogfish (*Scyliorhinus canicula*). Comp. Biochem. Physiol., 94, 261.
- Heslinga G.A. (1976). Effects of copper on the coral-reef echinoid *Echinometra mathaei*. Mar. Biol., 35, 155-160.
- Hickey C.W., Roper D.S., Holland P.T., Trower T.M. (1995). Accumulation of organic contaminants in two sediment-dwelling shellfish with contrasting feeding modes: deposit- (*Macoma liliana*) and filter-feeding (*Austrovenus stutchburyi*). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 29, 221-231.
- His E., Robert R. (1983). Rev. Trav. Inst. Peches Maritim., 4, 63.
- Hope B., Scatolini S., Titus E. (1998). Bioconcentration of chlorinated bisphenyls in biota from the North Pacific Ocean. Chemosphere, 36(6), 1247-1261.
- Hörnström E. (1990). Toxicity test with algae-A discussion on the Batch method. Ecotox. Environ. Saf., 20, 343-353.
- Hudak J.P., Fuhrman J.A. (1988). Effects of four organic pollutants on the growth of natural marine bacterioplankton populations. Mar. Ecol. Prog. Ser., 47, 185-194.
- Hutchinson T., Fedorenko A., Fitchko J., Kuja A., Vanloon J., Lichwa J. (1975). Movement and compartmentation of nickel and copper in an aquatic ecosystem. In: Nriagu Ed. Environmental biogeochemistry, Ann Arbor, Mich. Publ., 2, 565-585.
- Isnard P., Lambert S. (1988). Estimating bioconcentration factors from octanol-water partition coefficient and aqueous solubility. Chemosphere, 17(1), 21-34.

- Jensen A., Rystad B., Melsom B. (1976). Heavy metal tolerance of marine phytoplankton. 2. Copper tolerance of three species in dialysis and batch cultures. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 22, 249-256.
- Jindal, R. & Verma, A. (1990). Heavy metal toxicity to *Daphnia pulex*. *Indian J. Environ. Health* 32(3): 289-292.
- Johnson M.W., Gentile J.H. (1979). Acute toxicity of cadmium, copper and mercury to larval American lobster *Homarus americanus*. *Bull. Environ Contam. Toxicol.*, 22, 258-264.
- Kaag, N.H.B.M., Foekema, E.M., Scholten, M.C.T. (1998). Ecotoxicity of contaminated sediments, a matter of bioavailability. *Wat. Sci. Tech.*, vol.37, no.6-7, pp.225-231.
- Kaag, N.H.B.M., Foekema, E.M., Scholten, M.C.T., van Straalen, N.M. (1997). Comparison of contaminant accumulation in three species of marine invertebrates with different feeding habits. *Environmental toxicology and chemistry*, vol.16, no.5, pp.837-842.
- Karbe L. (1972). Marine Hydroiden als Testorganismen zur Prüfung der Toxizität von Abwasserstoffen. Die Wirkung von Schwermetallen auf Kolonien von *Eirene viridula*. *Mar. Biol.*, 12, 316-328.
- Kenaga E.E. (1982). Predictability of chronic toxicity from acute toxicity of chemicals in fish and aquatic invertebrates. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1, 347-358.
- Khengarot, B.S., Ray, P.K. & Chandra, H. (1987). *Daphnia magna* as a model to assess heavy metal toxicity: comparative assessment with mouse system. *Acta Hydrochem. Hydrobiol.* 15(4):427 - 432.
- Kobayashi N. (1977). Preliminary experiments with sea urchin pluteus and metamorphosis in marine pollution bioassays. *Publ. Seto Mar. Biol. Lab.*, 24,9-21.
- Koelmans A.A. & Radovanovic H. (1998). Prediction of trace metal distribution coefficients (K_D) for aerobic sediments. *Wat. Sci. Technol.*, 37(6-7), 71-78.
- Krishnaja A.P., Rege M.S., Joshi A.G. (1987). Toxic effects of certain heavy metals (Hg, Cd, Pb, As and Se) on the intertidal crab *Scylla serrata*. *Mar. Environ. Res.*, 21, 109-119.
- Kuhn, R., Pattard, M., Pernak, K. & Winter, A. (1989). Results of the harmful effects of water pollutants to *Daphnia magna* in the 21 day reproduction test. *Water Res.* 23(4):501 - 510.
- Kukkonen, J., Landrum, P.F. (1996). Distribution of organic carbon and organic xenobiotics among different particle-size fractions in sediments. *Chemosphere*, vol.32, No.6, pp.1063-1076.

- Kusk K.O. (1981). Comparison of the effect of aromatic hydrocarbons on a laboratory algae and natural phytoplankton. *Bot. Mar.*, 24, 611-613.
- Laane R.W., Marquenie J., Ritsema R., van den Ende K.C., Donard O.F., Quevauviller P. (1990). Impact of tributyltin in Dutch coastal waters. An environmental problem. Ministerie van verkeer en waterstaat. Rijkswaterstaat, dienst getijdewateren.
- Labare M.L., Coon S.L., Matthias C., Weiner R.M. (1997). Magnification of tributyl tin toxicity to oyster larvae by bioconcentration in biofilms of *Shewanella colwelliana*. *Applied and Environmental microbiology*, 63(10), 4107-4110.
- Lake, J.L., McKinney, R., Osterman, F.A. & Lake, C.A. (1996). C-18-coated silica particles as a surrogate for benthic uptake of hydrophobic compounds from bedded sediment. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15(12):2284-2289.
- Landrum P.F., Eadie B.J., Faust W.R. (1991). Toxicokinetics and toxicity of a mixture of sediment-associated polycyclic aromatic hydrocarbons to the amphipod *Diporeia sp.* *Environ. Toxicol. Chem.*, 10, 35-46.
- Lang W.H., Forward R.B., Miller D.C., Marcy M. (1980). Acute toxicity and sublethal behavioural effects of copper on barnacle nauplii (*Balanus improvisus*). *Mar. Biol.*, 58, 139-145.
- Langston W.J., Burt G.R. (1991). Bioavailability and effects of sediment-bound TBT in deposit-feeding clams, *Scrobicularia plana*. *Mar. Environ Res.*, 32(1-4), 61-77.
- Larsson, P. & Södergren A. (1987). Transport of polychlorinated biphenyls (PCB's) in freshwater mecososms from sediment to water and air. *Water, Air, and Soil Pollution*, 36: 33-46.
- Laughin R.B., French W., Guard H.E. (1986). Accumulation of bis(tributyltin)oxide by the marine mussel *Mytilus edulis*. *Environ. Science & Technology*, 20, 884-890.
- Lauwaert, B. (1999). Overview of SQC's of the North Sea riverine states. Pers. communicatie.
- Lawler I.F., Aldrich J.C. (1987). *Mar. Pollut. Bull.*, 18, 274.
- Leatherland T.M., Burton J.D. (1974). The occurrence of trace metals in coastal organisms with particular referenceto the Solent Region. *J. Mar. Biol. Ass.*, 54, 457-468.
- Leborans G.F., Herrero Y.O., Novillo A. (1998). Toxicity and bioaccumulation of lead in Marine Protozoa Communities. *Ecotox. Environ. Saf.*, 39, 172-178.

Leonard E.N., Ankley G.T., Hoke R.A. (1996). Evaluation of metals in marine and freshwater surficial sediments from the environmental monitoring and assessment program relative to proposed sediment quality criteria for metals. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15(10), 2221-2232.

Leppard, G.G., Flannigan, D.T., Mavrocordatos, D., Marvin, C.H., Bryant, D.W., McCarry, B.E. (1998). Binding of polycyclic aromatic hydrocarbons by size classes of particulate in Hamilton Harbor water. *Environ. Sci. Technol.*, 32:3633-3639.

Lew C.S., Mills W.B., Wilkinson K.J., Gherini S.A. (1996). RIVRISK : A model to assess potential human health and ecological risks from chemical and thermal releases into rivers. *Water, Air and Soil Pollution*, 90, 123-132.

Lewis A.G., Whitfield P.H., Ramnarine A. (1972). Some particulate and soluble agents affecting the relationship between metal toxicity and organism survival in the calanoid copepod *Euchaeta japonica*. *Mar. Biol.*, 17, 215-221.

Liber, K. & Solomon, K.R. (1994). Acute and chronic toxicity of 2,3,4,6-tetrachlorophenol and pentachlorophenol to *Daphnia* and rotifers. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 26(2):212-221.

Liber, K., Kaushik, N.K., Solomon, K.R. & Carey, J.H. (1992). Experimental designs for aquatic mesocosm studies: a comparison of the 'ANOVA' and 'regression' design for assessing the impact of tetrachlorophenol, ... *Environ. Toxicol. Chem.* 11(1):61-77.

Lima A.R., Curtis C., Hammermeister D.E., Markee T.E., Northcott C., Brooke L.T. (1984). Acute and chronic toxicities of arsenic (III) to fathead minnows, flagfish, daphniids and an amphipod. *Arch. Contam. Toxicol.*, 13, 595-601.

Lind, D., Alto, K., Chatterton, S. (1978). Regional Copper-Nickel Study. Draft Report, Minnesota Environmental Quality Board St. Paul, MN: 54p.

Logan D.T., Wilson H.T. (1995). An ecological risk assessment method for species exposed to contaminant mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.*, 14(2), 351-359.

Looser P.W., Bertschi S, Fent K. (1998). Bioconcentration and bioavailability of organotin compounds: Influence of pH and humic substances. *Applied Organometallic Chemistry*, 12, 601-611.

Lores E.M., Pennock J.R. (1998). The effect of salinity on binding of Cd, Cr, Cu, and Zn to dissolved organic matter. *Chemosphere*, 37 (5), 861-874.

Lussier S.M., Gentile J.H., Walker J. (1985). Acute and chronic effects of heavy metals and cyanide on *Mysidopsis bahia* (Crustacea: Mysidacea). *Aquatic Toxicol.*, 7(1,2), 25-35.

- Madison K.N. (1992). Effects of arsenic on survival and metabolism of *Crangon crangon*. Mar. Biol., 113, 37.
- Maguire R.J. (1987). Environmental aspects of tributyltin. Review. Applied Organometallic Chem., 1, 475-498.
- Mahony, J.D., Di Toro D.M., Gonzalez A.M., Curto M., Dilg M., De Rosa L.D., Sparrow L.A. (1996). Partitioning of metals to sediment organic carbon. Environ. Toxicol. Chem., 15 (12), 2187-2197.
- Maki, A.W. & Johnson, H.E. (1975). Effects of PCB (Arochlor 1254) and p,p'DDT on production and survival of *Daphnia magna* Strauss. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13(4):412-416.
- Mance G. (1990). Pollution threat of heavy metals in aquatic environments. Pollution monitoring series. Elsevier Applied Science.
- Mandelli E.F. (1975). Effects of desalination brines on *Crassostrea virginica*. Water Res., 9, 287-295.
- Martin M., Osborn K.E., Billig P., Glickstein N. (1981). Toxicities of ten metals to *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis* embryos and *Cancer magister* larvae. Mar. Poll. Bull., 12(9), 305-308.
- Maruya, K.A., Risebrough, R.W., Horne, A.J. (1997). The bioaccumulation of polynuclear aromatic hydrocarbons by benthic invertebrates in an intertidal marsh. Environmental toxicology and chemistry, vol.16, no.6, pp1087-1097.
- McClurg T.P. (1984). Effects of fluoride, cadmium and mercury on the estuarine prawn *Penaeus indicus*. Water SA, 10(1), 40-45.
- McGroddy S.E., Farrington J.W., Gschwend P.M. (1996). Comparison of the in situ and desorption sediment-water partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated bisphenyls. Environ. Sci. Technol., 30,172-177.
- McNulty H.R., Anderson B.S., Hunt J.W., Turpen S.L., Singer M.M. (1994). Age-specific toxicity of copper to larval topsmelt *Atherinops affinis*. Environ. Toxicol. Chem., 13(3), 487-492.
- Meador J.P., Adams N.G., Casillas E., Bolton J.L., (1997a). Comparative bioaccumulation of chlorinated hydrocarbons from sediment by two infaunal invertebrates. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 33, 388-400.

Meador, J.P., Casillas, E., Sloan, C.A., Varanasi, U. (1995). Comparative bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons from sediment by two infaunal invertebrates. *Marine ecology progress series*, vol.123:107-124.

Meador, J.P., Krone, C.A., Dyer, D.W. & Varanasi, U. (1997b). Toxicity of sediment associated Tributyltin to infaunal invertebrates: species comparison and the role of organic carbon. *Marine environmental research*, vol.43, no.3, pp219-241.

Mergaert, K. & Vanhaecke, P. (1994). Toetsing van baggerspecie aan de definitie van toxische en gevaarlijke afvalstoffen. Rapport iov Silt nv, 18p.

Mergaert, K. & Vanhaecke, P. (1995). Toetsing voor de classificatie van baggerspecie van de Schelde in relatie tot de wetgeving op de gevaarlijke afvalstoffen. Rapport iov Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Waterwegen en Zeewezen, Afdeling Zeeschelde: 101p.

Mergaert, K. & Vanhaecke, P. (1996). Studie voor het vastleggen van sedimentkwaliteitscriteria voor het lossen van baggerspecie in zee. Rapport iov Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Waterwegen en Zeewezen, afdeling Waterwegen Kust: 125p.

Mirkes D.Z., Vernberg W.B., Decoursey P.J. (1978). Effects of cadmium and mercury on the behavioural responses and development of *Eurypanopeus depressus* larvae. *Mar. Biol.*, 47, 143-147.

Montgomery & Welkom, 1990. *Groundwater chemicals desk reference*. Lewis Publishers, ISBN 0-87371-286-2, 640p.

Moore M.N., Stebbing A.R.D. (1976). The quantitative cytochemical effects of three metal ions on a lysosomal hydrolase of a hydroid. *J. Mar. Biol. Ass.*, 56, 995-1005.

Morris O.P., Russell G. (1973). Effect of chelation on the toxicity of copper. *Mar. Pollut. Bull. N.S.*, 4, 159-160.

Müller D. (1979). Subletale und letale Schädigungen von Vertretern der Lebensgemeinschaft der Aussenelewwatten durch die Schwermetalle Kupfer, Cadmium und Blei. *Arch. Hydrobiol.*, 43, 289-346.

Nebeker A.V., Schuytema G.S., Ott S.L. (1995). Effects of cadmium on growth and bioaccumulation in the northwestern salamander *Ambystoma gracile*. *Ach. of Environ. contam. and Toxicol*, 29, 492-499.

Nebeker, A.V. & Puglisi, F.A.(1974). Effect of polychlorinated Bifenyls (PCBs) on survival and reproduction of *Daphnia*, *Gammarus* and *Tanytarsus*. *Trans. Am. Fish. Soc.* 103(4):722-728.

- Nelson D.A., Calabrese A., Nelson B., Macinnes J.R., Wenzloff D.R. (1976). Biological effects of heavy metals on juvenile bay scallops, *Argopecten irradians*, in short-term experiments. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 16, 275-282.
- Newsted J.L., Giesy J.P. (1987). Predictive models for photoinduced acute toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to *Daphnia magna*, Strauss (Cladocera, Crustacea). Environ. Toxicol. Chem., 6, 445.
- Nielsen E.S., Andersen S.W. (1970). Copper ions as a poison in sea and freshwater. Mar. Biol., 6, 93-97.
- Nimmo D.R., Rigby R.A., Bahner L.M., Sheppard J.M. (1978). The acute and chronic effects of cadmium on the estuarine mysid, *Mysidopsis bahia*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 19, 80-85.
- Norberg-King, T.J. (1989). An evaluation of the fathead minnow seven-day subchronic test for estimating chronic toxicity. Environ. Toxicol. Chem. 8(11):1075-1089.
- O'Reilly-Wiese S.B., MacCleod C.L., Lester J.N. (1997). Partitioning of metals between dissolved and particulate phases in the salt marshes of Essex and North Norfolk (UK). Environ. Technol., 18, 399-408.
- Ojaveer E., Annist J., Jankowski H., Palm T., Raid T. (1980). On effect of copper, cadmium and zinc on the embryonic development of Baltic spring spawning herring. Finn. Mar. Res., 247, 135-140.
- Okazaki R.K. (1976). Copper toxicity in the pacific oyster, *Crassostrea gigas*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 16, 658-664.
- Olin S. S. (1998). Between a Rock and a hard place : methods for setting dietary allowances and exposure limits for essential minerals. J. Nutr.(2S, 1997 ASNS Symposium Proceedings 128(25)), 364S-367S.
- OVAM (1996). Vlaams reglement betreffende de bodemsanering - VLAREBO. Publicatienummer : D/1996/5024/5, 63 p.
- Paffenhöfer G.A., Knowles S.C. (1978). Laboratory experiments on feeding, growth and fecundity of and effects of cadmium on *Pseudodiaptomus coronatus*. Bull. Mar. Sci., 28, 574-580.
- Page D.S., Widdows J. (1991). Temporal and spatial variation in levels of alkyltins in mussel tissue: A toxicological interpretation of field data. Mar. Environ. Res., 32, 113-129.

- Parker J.G. (1984). The effects of selected chemicals and water quality on the marine polychaete *Ophryotrocha diadema*. *Water Res.*, 18(7), 865-868.
- Paterson, M.J., Muir, D.C.G., Rosenberg, B., Fee, E.J., Anema, C. & Franzin, W. (1998). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 544-553.
- Payne J.F., Fancey L.L. (1989). Effect of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on Immune Responses in Fish: change in melanomacrophage centers in flounder (*Pseudopleuronectes americanus*) exposed to hydrocarbon-contaminated sediments. *Marine Environment Research*, 28, 431-435.
- Payne J.F., Kiceniuk J., Fancey LL, Williams U., Fletcher G.L., Rahimtula A., Fowler B. (1988). What is a safe level of polycyclic aromatic hydrocarbons in fish: subchronic toxicity study on Winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45, 1983-1993.
- Persoone G., Uyttersprot G. (1975). The influence of inorganic and organic pollutants on the rate of reproduction of a marine hypotrichous ciliate: *Euplotes vannus* Muller. *Revue int. Océanogr. Méd.*, 37-38, 125-151.
- Pesch C., Hansen D.J., Boothman W.S., Berry W.J., Mahony J.D. (1995). The role of acid-volatile sulfide and interstitial water metal concentrations in determining bioavailability of cadmium and nickel from contaminated sediments to the marine polychaete *Neanthes arenaceodentata*. *Environ. Tox. Chem.*, 14(1), 129-141.
- Petrich S.M., Reish D.J. (1979). Effects of aluminium and nickel on survival and reproduction in polychaete annelids. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 23, 698.
- Petruzzelli G., Canarutto S., Lubrano L. (1989). Effect of compost on distribution coefficients for Zn and Cd in soil. *Agrochimica*, 23(4-5), 374-379.
- Phipps G.L., Mattson V.R., Ankley G.T. (1995). Relative sensitivity of three freshwater benthic macroinvertebrates to ten contaminants. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 28, 281-286.
- Pilli A., Carle D.O, Kline E., Pickering Q.H., Lazorchak J. (1988). Effect of pollution on freshwater organisms. *J.W.P.C.F.*, 60(6), 994-1065.
- Porter E.L., Kent R.A., Andersen D.E., Keenleyside K.A., Milne D., Cureton P., Smith S.L., Drouillard K.G., MacDonald, D.D. (1995). Development of proposed Canadian Environmental Quality Guidelines for cadmium. *J. Geochem. Exploration*, 52, 205-219.
- Radovanovic H. & Koelmans A.A. (1998). Prediction of In situ Trace Metal Distribution Coefficients for suspended solids in natural waters. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 753-759.

- Ragas A.M.J., Huijbregts M.A.J. (1998). Evaluating the coherence between environmental quality objectives and the acceptable or tolerable daily intake. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 27, 251-264.
- Ram N., Verloo M. (1985). Effect of various organic materials on the mobility of heavy metals in soil. *Environm. Pollut.*, B10, 241-248.
- Ramos, E.U., Meijer, S.N., Vaes, W.H.J., Verhaar, H.J.M., Hermens, J.L.M. (1998). Using solid-phase microextraction to determine partition coefficients to humic acids and bioavailable concentrations of hydrophobic chemicals. *Environ. Sci. Technol.*, 32:3430-3435.
- Rand G.M. (1984). The use of behavioral measurements to assess toxicant-induced stress in marine organisms. In: *Ecotoxicological testing for the marine environment*. G.Persoone, E. Jaspers and C. Claus (Eds.) State University Ghent and Inst. Mar. Scient. Res., Bredene, Belgium, Vol.2, 588p. 431-457.
- Reddy M.R. & Dunn S.J. (1985). Distribution coefficients for nickel and zinc in soils. *Environ. Poll. (series B)*, 11:303-313.
- Reinhart K., Myers T.D. (1975). Eye and tentacle abnormalities in embryos of the atlantic oyster drill, *Urosalpinx cinerea*. *Chesapeake Sci.*, 16, 286-288.
- Reish D.J. (1978). The effects of heavy metals on polychaetous annelids. *Revue int. Océanogr. Méd.*, 49, 99-104.
- Rice D.W., Harrison F.L. (1978). Copper sensitivity of Pacific herring, *Clupea harengus pallasi*, during its early life history. *Fishery Bull. Nat. Oceanic Atmos.*, 76, 347-356.
- Rice S.D., Moles A., Taylor T.L., Karinen J.F. (1979). Sensitivity to 39 Alaskan Marine Species to Cook Inlet Crude Oil and N°2 Fuel Oil. In: *Oil Spill Conference*, 549-554. Washington D.C., API Publications.
- Rieuwerts J.S., Thorton I., Farago M.E., Ashmore M.R. (1998). Factors influencing metal bioavailability in soils :preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chem. Spec. & Bioavailability*, 10(2), 61-75.
- Rijsgard H.U., Kiorboe T., Mohlenberg F., Drabäk I., Pfeiffer Madsen P. 1985. Accumulation, elimination and chemical speciation of mercury in the bivalve *Mytilus edulis* and *Macoma balthica*. *Mar. Biol.*, 86, 55-62.
- RIVM (1990). Streven naar waarden: achtergrondstudie ten behoeve van de nota "Milieukwaliteitsnormering water en bodem". Rapport nr. 670101 001, bijlage.

- Roberts M.H., Hargis W.J., Strobel C.J., De Lisle P.F. (1989). Acute toxicity of PAH contaminated sediments to the estuarine fish, *Leiostomus xanthurus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 42, 142-149.
- Roesijadi G. (1980). Influence of copper on the clam *Protothaca staminea*: effects on gills and occurrence of copper-binding proteins. Biol. Bul. Mar. Biol.Lab., 158, 233-247.
- Ronald K., Tessaro S.V., Uthe J.F., Freeman H.C., Frank R. (1977). Methylmercury poisoning in the harp seal *Pagophilus groenlandicus*. Sci. Total Environ., 8, 1-11.
- Rossi S.S., Anderson J.W., Ward G.S. (1976). Toxicity to water-soluble fractions of four oils for the polychaetous annelids, *Neanthes arenaceodentata* and *Capitella capitata*. Environ. Poll., 10, 9-10.
- Saward .D, Stirling A., Topping G. (1975). Experimental studies on the effects of copper on a marine food chain. Mar. Biol., 29, 351-361.
- Scheuhammer A.M., Atchison C.M., Wong A.H.K., Evers D.C. (1998). Mercury exposure in breeding common loons (*Gavia immer*) in central Ontario, Canada. Environ. Tox. Chem., 17(2), 191-196.
- Schubauer-Berigan, M.K., Dierkes, J.R., Monson, P.D. & Ankley, G.T. (1993). PH-dependent toxicity of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn to *Ceriodaphnia dubia*, *Pimephales promelas*, *Hyalella azteca* and *Lumbriculus variegatus*. Environ. Toxicol. Chem. 12:1261-1266.
- Shawky, S., Emons, H. (1998). Distribution pattern of organotincompounds at different trophic levels of aquatic ecosystems. Chemosphere, Vol.36, No.3, pp.523-535.
- Short J.W., Thrower F.P. (1986). Tri-n-butyltin caused mortality of Chinook Salmon, *Onchorynchus tshawytscha*, on transfer to a TBT-treated marine net pen. In: Proc. Organotin Symposium of the Oceans '86 Conference, Washington DC., September 23-25, Vol. 4, IEEE, N.Y., pp. 1202-1205.
- Shuster C.N., Pringle B.H. (1969). Trace metal accumulation by the American Oyster, *Crassostrea virginica*. Proc. Natn. Shellfish. Ass., 59, 91-103.
- Sibley, P.K., Dixon, D.G., Barton, D.R. (1997). Environmental assessment of benthic impacts associated with pulp mill discharges. II. Distribution of sediment EOX in relation to environmental factors. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 34, 158-166.
- Slooff, W., Janus, J.A., Matthijsen, A.J.C.M., Montizaan, G.K. & Ros, J.P.M. (1989). Report no. 758474011: Integrated criteria document PAH's. National Institute of Public Health and Environmental Protection Bilthoven, The Netherlands.

Snell T.W., Carmona M.J. (1995). Comparative toxicant sensitivity of sexual and asexual reproduction in the rotifer *Brachionus calyciflorus*. Environ. Toxicol. Chem., 14(3), 415-420.

Spehar R.L., Fiandt, J.T., Anderson, R.L., Defoe, D.L. (1980). Comparative toxicity of arsenic compounds and their accumulation in invertebrates and fish. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 9:53-63.

Stahl R.G. (1979). Effect of a PCB (Arochlor 1254) on the striped hermit crab, *Clibanarius vittatus* (Anomura: Diogenidea) in static bioassays. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 23, 91-94.

Stauber J.L. (1995). Toxicity testing using marine and freshwater unicellular algae. Australasian Journal of Ecotoxicology. 1, 15-24.

Stebbing A.R.D. (1976). The effects of low metal levels on a clonal hydroid. J. Mar. Biol. Ass., 56, 977-994.

Steele C.W. (1983a). Comparison of the behavioural and acute toxicity of copper to Sheepshead, Atlantic Croaker and Pinfish. Mar. Pollut. Bull., 14(11), 425-428.

Steele G.W. (1983b). Acute toxicity of copper to Sea Catfish. Mar. Pollut. Bull., 14(5), 168-170.

Stephan C.E., Mount D.I., Hansen D.J., Gentile J.H., Chapman G.A., Brungs W.A. 1985. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. PB85-227049. National Technical Information Service, Springfield, USA. VA 98 pp.

Stephan, C.E., Spehar, D.L., Roush, T.H., Phipps, G.L. & Pickering, Q.H. (1986). Effects of pollution on freshwater organisms. Journal WPCF, vol.58, No.6, p.660.

Stephenson R.R., Taylor D. (1975). The influence of EDTA on the mortality and burrowing activity of the clam (*Venerupis decussata*) exposed to sub-lethal concentrations of copper. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 14, 304-318.

Stichting Leefmilieu (1999). Nieuwsbrief 'milieupraktijk' n°5, 11/1999. Standaard Uitgeverij & Vlaamse Milieu Deskundigen.

Stortelder P.M.B, van der Gaag, M.A. & van der Kooij, L.A. (1989). "Kansen voor waterorganismen": een ecotoxicologische onderbouwing voor kwaliteitsdoelstellingen voor water en bodem. DBW/RIZA nota nr. 89.016a: 176p.

Strandberg, B., Bandh, C., van Bavel, B., Bergqvist, P-A., Broman, D., Näf, C., Pettersen, H., Rappe, C. (1998). Concentrations, biomagnification and spatial variation of organochlorine

compounds in a pelagic food web in the northern part of the Baltic Sea. The science of the total environment, 217:143-154.

Strömngren T. (1980). The effect of lead, cadmium and mercury on the increase in length of 5 intertidal fucales. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 43, 107-109.

Suedel B.C., Dillon T.M., Benson W.H. (1997). Subchronic effects of five di-ortho PCB congeners on survival, growth and reproduction in the fathead minnow, *Pimephales promelas*. Environ. Toxicol. Chem., 16(7), 1526-1532.

Sun K., Krause G.F., Mayer F.L., Ellersieck M.R., Basu A.P. (1995). Predicting chronic lethality of chemicals to fishes from acute toxicity test data: Theory of accelerated life testing. Environ. Toxicol. Chem., 14(10), 1745-1752.

Swartz R.C., Ditsworth G.R., Schults D.W., Lamberson J.O. 1985. Sediment toxicity to a marine infaunal amphipod: Cadmium and its interaction with sewage sludge. Mar. Environ. Res., 18, 133-153.

Thain J.E. (1986). Toxicity of TBT to bivalves: Effects on reproduction, growth and survival. In: Proc. Organotin Symposium of the Oceans '86 Conference, Washington DC., September 23-25, Vol. 4, IEEE, N.Y., pp. 1306-1313.

Thaker A.A., Haritos A.A. (1989). Cadmium bioaccumulation and effects of soluble peptides, proteins and enzymes in the hepatopancreas of the shrimp *Callinassa tyrrhena*. Comp. Biochem. Physiol., 94.

Thomann R.V., Mahony J.D., Müller R. (1995). Steady-state model of biota sediment accumulation factor for metals in two marine bivalves. Environ. Toxicol. Chem., 14(11), 1989-1998.

Tooby T.E., Hursey P.A. (1975). The acute toxicity of 102 pesticides and miscellaneous substances in fish. Chemistry and Industry, 21 June 1975.

Toussaint M.W., Shedd T.R., van der Schalie W.H., Leather G.R. (1995). A comparison of standard acute toxicity tests with rapid-screening toxicity tests. Environ. Toxicol. Chem., 14(5), 907-915.

Tracey, G.A., Hansen, D.J. (1996). Use of biota-sediment accumulation factors to assess similarity of nonionic organic chemical exposure to benthically-coupled organisms of differing trophic mode. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 30, 467-475.

U'ren S.C. (1983). Acute toxicity of bis(tributyltin)oxide to a marine copepod. Mar. Poll. Bull., 14, 303-306.

- Valkirs A.O., Davidson B.M., Seligman P.F. (1987). Sublethal growth effects and mortality to marine bivalves from long-term exposure to tributyltin. *Chemosphere*, 16, 201-220.
- Van Hattum, B., Curto Pons, M.J., Cid Montanés, J.F. (1998). Polycyclic aromatic hydrocarbons in freshwater isopods and field-partitioning between abiotic phases. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35, 257-267.
- Vanhaecke, P., Mergaert, K. (1994). Toetsing van baggerspecie aan de definitie van toxische en gevaarlijke afvalstoffen. Rapport Ecolas iov Silt NV.
- Vaz, R. (1995). Average Swedish dietary intakes of organochlorine contaminants via foods of animal origin and their relation to levels in human milk, 1975-1990.
- Vermeer K., Peakall D.B. (1977). Toxic chemicals in Canadian fish-eating birds. *Mar. Pollut. Bull.*, 8, 205-210.
- Verschuere, J. (1990). Bodemsanering van bedrijfsterreinen : praktijkboek voor bedrijf en beroep. Ed. Dombosch, Raamdonksveer. ISBN 90-9003485-4, 141p.
- Wachs, B. (1998). Ökobewertung der Schwermetallbelastung von Fließgewässern mittels Pflanzen- und Zoobenthon-Arten. *Münchner Beitr. zur Abwasser, Fisherei- und Flussbiologie*, 51, 534-585.
- Waldock M.J., Thain J.E. (1983). Shell thickening in *Crassostrea gigas*: organotin antifouling or sediment induced? *Mar. Pollut. Bull.*, 14, 411-415.
- Walker J.D. (1989). Effect of chemicals on microorganisms. *J.W.P.C.F.*, 61(6), 1077-1096.
- Walsh G.E., McLaughlan LL, Lores E.M., Louie M.K., Deans C.H.. (1985). *Chemosphere*, 14, 383.
- Ward G.S., Parrish P.R., Rigby R.A. (1981). Early life stage toxicity tests with a saltwater fish: effect of eight chemicals on survival, growth and development of sheephead minnow (*Cyprinodon variegatus*). *J. Toxicol. Environ. Health*, 8, 225-240.
- Watling H.R., Watling R.J. (1982). Comparative effects of metals on the filtering rate of the brown mussel (*Perna perna*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 29, 651-657.
- Weis J.S., Weis P. (1995). Effects of embryonic exposure to methylmercury on larval prey-capture ability in the mummichog, *Fundulus heteroclitus*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 14(1), 153-156.
- Weis P., Weis J.S. (1977). Methyl mercury teratogenesis in the killifish, *Fundulus heteroclitus*. *Teratology*, 16, 317-326.

- Whiticar S., Bobra M., Fingas M., Jokuty P., Liuzzo P., Callaghan S., Ackerman F., Cao J. (1993). A catalogue of crude oil and oil product properties. (1992 edition).
- WHO (1992). Environmental Health Criteria 135. Cadmium-Environmental Aspects. IPCS (International Programme on Chemical Safety). 156 p.
- Winters K., Van Baalen C., Nicol J.A.C. (1977). Water soluble extractives from petroleum oils: chemical characterisation and effects on microalgae and marine animals. Rapp. R.-v. Réun. Cons.int. Explor. Mer, 171, 166-174.
- Word J.Q., Hardy J.T., Crecelius E.A., Kiesser S.L. (1987). A laboratory study of the accumulation and toxicity of contaminants at the sea surface from sediments proposed for dredging. Mar. Environ. Res., 23, 325-338.
- Yamada H., Tateishi M., Takayanagi K. (1994). Bioaccumulation of organotin compounds in the red sea bream (*Pagrus major*) by two uptake pathways: dietary uptake and direct uptake from water. Environ. Toxicol. & Chemistry, 13(9), 1415-1422.
- Yang Z., Kong L. (1997). Bioavailability of copper and cadmium in sediment of nanjing section of changjiang river to aquatic organisms. Toxicol. Environ. Chem., 59, 43-51.
- Young J.S., Gurtisen J.M., Apts G.W., Crecelius E.A. (1979). The relationship between the copper complexing capacity of sea water and copper toxicity in shrimp zoea. Mar. Environ. Res., 2, 265-273
- Zimmermann G., Dietrich D.R., Schmid P., Schlatter C. (1997). Congener-specific bioaccumulation of PCBs in different water bird species. Chemosphere, 34, 1379-1388.
- Zou, E. & Fingerman, M. (1997). Effects of estrogenic xenobiotics on molting of the water flea, *Daphnia magna*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 38(3):281-285.
- Zuolian C., Jensen A. (1989). Accumulation of organic and inorganic tin in blue mussel, *Mytilus edulis*, under natural conditions. Mar. Poll. Bull., 20, 281-286.

**Bijlage 1: Ecotoxicologische gegevens van de beschouwde componenten in
zoet-, zout- en brakwatermilieu**

Ecotoxiciteitsgegevens voor lood voor zoet-, zout- en brakwatermilieu

organisme	levensstaadium	Pb-vorm	parameter	concentratie	referentie
Plancton Euplotes vannus	-	PbCl ₂	NOEC-48 h EC ₁₅ -48 h reprod. EC ₁₅ -48 h reprod.	0,1 mg/l 1 mg/l 10 mg/l	Persoone & Uyttersprot, 1975 in WHO, 1989 // //
Platymonas subcordiformis		PbCl ₂	LC ₁₀₀ -48 h EC reproduction	100 mg/l 2,5 mg/l	// Hessler, 1974 in WHO, 1989
Polychaeten Capitella capitata	adult	loodacetaat	LC ₅₀ - 96 h	1,2 mg/l 11.400 µg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990 Reish, 1978
		Loodnitraat	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - poriewater 10 d	6.800 µg/l 2.790 µg/l	Casas & Creelius, 1994 //
Ctenodrilus serratus	adult	loodacetaat	LC ₅₀ - 96 h	>20 mg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990
	adult		LC ₅₀ - 96 h	14.000 µg/l	Reish, 1978
Ophryotrocha diadema	juveniel	loodacetaat	LC ₅₀ - 96 h	11 mg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990
	adult		LC ₅₀ - 96 h	14.000 µg/l	Reish, 1978
	adult	Pb ²⁺	LC ₅₀ - 4 d	100 mg/l	Parker, 1984
Neanthes arenacoedentata	adult	loodacetaat	LC ₅₀ - 96 h	7,5 mg/l 7.700 µg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990 Reish, 1978
Nereis diversicolor	adult		LC ₅₀ -8 d EC-O ₂ verbruik	> 5.000 µg/l 100 µg/l	Bryan, 1984 Müller, 1979
Mollusken Crassostrea gigas	larve	Pb(NO ₃) ₂	EC ₅₀ ontw.	0,758 mg/l	Martin et al., 1981

Crassostrea virginica		loodnitraat	LC ₅₀ -48 h	2,45 mg/l	Calabrese et al., 1973
Mya arenaria		loodnitraat	LC ₅₀ -96 h	27 mg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990
Mytilus edulis	adult	tetramethyllood	LC ₅₀ -96 h	0,27 mg/l	Maddock & Taylor, 1977 in Mance, 1990
		trimethylloodchloride	LC ₅₀ -96 h	0,5 mg/l	//
		triethylloodchloride	LC ₅₀ -96 h	1,1 mg/l	//
	larve	Pb(NO ₃) ₂	EC ₅₀ -ontw.	0,476 mg/l	//
Bullia digitalis			NOEC-96h	0,5 mg/l	Brown, 1982 in Mance, 1990
	adult		EC-96h EC	1 mg/l	
Mercenaria mercenaria	embryo		LC ₅₀ -2d	780 µg/l	Calabrese & Nelson, 1974
Crustacea:					
Cancer magister	zoea	loodnitraat	LC ₅₀ - 96 h	0,575 mg/l	Martin et al., 1981
Crangon crangon		tetraethyllood	LC ₅₀ - 96 h	0,02 mg/l	Maddock & Taylor, 1977 in Mance, 1990
		triethyl PbCl	LC ₅₀ - 96 h	5,8 mg/l	//
		trimethyl PbCl	LC ₅₀ - 96 h	8,8 mg/l	//
		tetramethyllood	LC ₅₀ - 96 h	0,11 mg/l	//
Austropotamobius pallipes pal.	adult	PbCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	2,6 mg/l	Boutet-Chaisemartin, 1973 in WHO, 1989
Orconectes limosus	adult	PbCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	3,3 mg/l	//
Mysidopsis bahia	adult	Pb(NO ₂) ₃	LC ₅₀ -4d	3,13 mg/l	Lussier et al., 1985
Vissen					
Menidia beryllina	juveniel	trimethyllood	LC ₅₀ -4d	13,5 mg/l	Dawson et al., 1977

Chelon labrosus	adult	loodnitraat	LC ₅₀ -24/96 h	> 4,5 mg/l	Hugman & Mance, 1983 in Mance, 1990
Limanda limanda	adult	tetramethyllood	LC ₅₀ -96 h	0,05 mg/l	Maddock & Taylor, 1977 in Mance, 1990
		tetraethyllood	LC ₅₀ -96 h	0,23 mg/l	//
		trimethyl PbCl	LC ₅₀ -96 h	24,6 mg/l	//
		triethyl PbCl	LC ₅₀ -96 h	1,7 mg/l	//
Pleuronectes platessa	52 mm	diethyl PbCl ₂	LC ₅₀ -96 h	75 mg/l	//
		tetramethyllood	LC ₅₀ -96 h	0,05 mg/l	//
		tetraethyllood	LC ₅₀ -96 h	0,23 mg/l	//

organismen	levensstadium	Pb-vorm	parameter	Concentratie	referentie
Protozoa					
protozoa gemeenschap	-	nitraat	EC- 24 h	0.5 mg/l	Leborans et al., 1998
Algen					
Nitzschia closterium	-	-	EC50-72 h	0.5 mg/l	Stauber, 1995
Skeletonema costatum	-	-	EC50-72 h	0.2 mg/l	Walsh et al., 1988 in Stauber, 1995
Minutocellus polymorphus	-	-	EC50-48 h	0.6 mg/l	Walsh et al., 1988 in Stauber, 1995
Zeewier					
Ascophyllum nodosum	-	-	NOEC-groei	> 100 µg/l	Strömgren, 1980
laminaria digitata	-	-	EC ₅₀ -groei	500 µg/l	Bryan, 1976 in Bryan, 1984 .
Polychaeten					
Capitella capitella	adult	in zeewater	LC ₅₀ -28 d	1 mg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990

<i>Neanthes arenacoedentata</i>	juvenile adult		LC ₅₀ -28 d LC ₅₀ -28 d	3,2 mg/l 2,5 mg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990
Mollusca: <i>Mya arenaria</i> <i>Mytilus edulis</i>	adult adult	loodnitraat	LC ₅₀ -8 d NOEC-8 d	8,8 mg/l 0,2 mg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990 Strömngren, 1982
<i>Mercenaria mercenaria</i>	embryo	loodnitraat	LC ₅₀ -37 d	> 5 mg/l	Strömngren, 1982
Crustacea <i>Rhitropanopeus harissii</i>	eistadium		EC-ontwikkeling	50 µg/l	Benijts-Claus, 1975 in Bryan, 1984
<i>Mysidopsis bahia</i>	adult	loodnitraat	EC ₅₀ -overleving 44 d EC ₅₀ -aantal nakome- lingen	> 156 µg/l 25 µg/l	Lussier et al., 1985
<i>Artemia salina</i> <i>Austropotamobius pallipes pal.</i>	adult	PbCl ₂	LC ₅₀ -24 d LC ₅₀ -30 d	1 mg/l 0,9 – 1,5 mg/l	Lloyd, 1984 in Mance, 1990
insecten <i>Pteronarcys dorsata</i>	larve	nitraat	NOEC-28 d	0,565 mg/l	Spehar et al., 1978
Mollusken					
<i>Physa integra</i>	adult	nitraat	NOEC-28 d	0,565 mg/l	Spehar et al., 1978
<i>Lymnea palustris</i>	adult	nitraat	NOEC-120 d	0,054 mg/l	Borgmann et al., 1978 in Mance, 1990
Vissen					
<i>Salmo gairdneri</i>	embryo/juve-	nitraat	NOEC-60 d	0,071 mg/l	Davies et al., 1976 in Mance, 1990

	niel		NOEC-84 d NOEC-224 d	0,574 mg/l 0,060 mg/l	Hodson et al., 1982 in Mance, 1990
Salmo salar	larve	nitraat	NOEC-90 d	0,02 mg/l	Grande & Andersen, 1983 in Mance, 1990
Salvelinus fontinalis	jaarling	nitraat	NOEC-266 d NOEC-730 d NOEC-60 d	0,474 mg/l 0,120 mg/l 0,048 mg/l	Holcombe et al., 1976 // Sauter et al., 1976
Brachidanio rerio	ei	nitraat	NOEC-ontwikkeling	0,018 mg/l	Ozoh, 1979 in Mance, 1990
Cassostomus commersoni	ei/larve	nitraat	NOEC-60 d	0,119 mg/l	Sauter et al., 1976
Ictalurus punctatus	ei/larve	nitraat	NOEC-60 d	0,075 mg/l	
Lepomis macrochirus	ei/larve	nitraat	NOEC-60 d	0,070 mg/l	
Esox lucius	ei/larve	nitraat	NOEC-20 d	0,253 mg/l	

organisme	levensstadium	effect	concentratie	referentie
Amphipoden				
Hyalella azteca		LC ₅₀ -8 d	< 16 µg/l	Phipps et al., 1995
		LC25-4 w	8.7 µg/l	Borgmann & Norwood, 1997 in Borgmann et al., 1998
Bacteriën				

<i>Pseudomonas putida</i>	$(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Pb}$	NOEC-16h	900 $\mu\text{g/l}$	Bringmann & Kuhn, 1977, in RIVM, 1990
Algen				
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Pb^{2+}	NOEC-13d	10 $\mu\text{g/l}$	Christensen et al., 1979, in RIVM, 1990
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	$(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Pb}$	NOEC-8d	1.850 $\mu\text{g/l}$	Bringmann & Kuhn, 1977, in RIVM, 1990
<i>Microcystis aeruginosa</i>	//	//	225 $\mu\text{g/l}$	//
<i>Nostoc muscorum</i>	PbCl_2	NOEC-15d	<10000 $\mu\text{g/l}$	Rai & Raizada, 1988, in RIVM, 1990
Protozoeën				
<i>Uronema parduczi</i>	$(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Pb}$	NOEC-20h	35 $\mu\text{g/l}$	Bringmann et al., 1980, in RIVM, 1990
<i>Entosiphon sulcatum</i>	//	NOEC-72h	10 $\mu\text{g/l}$	Bringmann & Kuhn, 1977, in RIVM, 1990
<i>Chilomonas paramecium</i>	//	NOEC-48h	110 $\mu\text{g/l}$	Bringmann et al., 1980, in RIVM, 1990
Mollusken				
<i>Lymnaea palustris</i>	$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$	NOEC-30d	31 $\mu\text{g/l}$	Mance, 1987, in RIVM, 1990
//	//	NOEC-120d	12 $\mu\text{g/l}$	//
//	//	NOEC-4m	19 $\mu\text{g/l}$	Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990
<i>Physa integra</i>	//	NOEC-28d	565 $\mu\text{g/l}$	Mance, 1987, in RIVM, 1990
Crustaceeën				
<i>Daphnia magna</i>	PbCl_2	NOEC-21d	<30 $\mu\text{g/l}$	Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990
Anneliden				
<i>Lumbriculus variegatus</i>	-	LC_{50} -10 d	740 $\mu\text{g/l}$	Phipps et al., 1995

Vissen				
Oncorhynchus mykiss	-	LC50-10 d	19 µg/l	Phipps et al., 1995
Salvelinus fontinalis	Pb(NO ₃) ₂	NOEC-266d	474 µg/l	Mance, 1987, in RIVM, 1990
//	//	NOEC-266d	235 µg/l	//
//	//	NOEC-455d	58 µg/l	//
//	//	NOEC-60d	48 µg/l	//
Salmo gairdnerii	//	NOEC-570d	7,2 µg/l	//
//	//	NOEC-60d	7,1 µg/l	//
//	//	NOEC-570	4 µg/l	//
salmo salar	//	NOEC-90d	20 µg/l	//
brachydanio rerio	//	NOEC	18 µg/l	//
catostomus commersoni		NOEC-60d	119 µg/l	//
esox lucius		NOEC-20d	253 µg/l	//
ictalurus punctatus		NOEC-60d	75 µg/l	//
lepomis macrochirus		//	70 µg/l	//
stiostedion vitreum		NOEC-30d	240 µg/l	Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990
salmo namaycush		NOEC-60d	48 µg/l	//

organismen	levensstadium	Pb-vorm	parameter	Concentratie	referentie
Vissen					
Procambarus clarkii	20-48 mm	PB ²⁺	EC-O ₂ opname	100-400 mg/l	Anderson et al., 1997

Toxiciteit van lood voor bodemorganismen

De concentraties zijn omgerekend naar een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum

Organisme	Chemische vorm	Test	Concentratie	Referentie
Isopoda Porcellio scaber		NOEC	23,4mg/kg	Capelleveen, 1985, in RIVM, 1990
Collembola Onychiurus armatus	Pb(NO ₃) ₂	NOEC-17w groei en reproductie	643mg/kg	Bengtsson et al, 1985, in RIVM, 1990
Oligochaeta Dendrobaena rubida Lumbricus rubellus	Pb(NO ₃) ₂ PbCl ₂	NOEC-3mnd reproductie NOEC-12w reproductie NOEC-12w groei	797mg/kg 241mg/kg 1133mg/kg	Bengtsson et al, 1986, in RIVM, 1990 Ma, 1982, in RIVM, 1990 Ma, 1982, in RIVM, 1990
Mollusca Arion ater	Pb(NO ₃) ₂	NOEC-27d voedselconsumptie	586mg/kg	Marigomez et al, 1986, in RIVM, 1990

Ecotoxiciteitsgegevens voor Cadmium in het zoet-, zout- en brakwatermilieu

Organismen	levensstadium	Cd-vorm	parameter	concentratie	referentie
Mariene algen <i>Dunaliella salina</i>			EC-chlorosis EC-celvermeerdering	vanaf 2,8 mg/l vanaf 5,1 mg/l	Rebhun & Ben-Amotz, 1988
<i>Amphidinium carterae</i>	-	CdCl ₂	EC	0,025 mg/l	WHO, 1992
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	-	CdCl ₂	EC	0,1 mg/l	//
<i>Paranophrys</i> sp.	-	CdCl ₂	EC ₅₀ -15 min	2,0 - 3,1 mg/l	Berk et al., 1985
<i>Miamiensis avidus</i>	-	CdCl ₂	TC	5,1 - 7,0 mg/l	//
<i>Thalassiosira rotula</i>		-	EC-generatietijd EC-ketenlengte	5,7 mg/l 1,7 mg/l	Dongmann & Nurnberg, 1982 in WHO, 1992
Copepoden					
<i>Scutellidium</i> sp.	-	CdCl ₂	LC ₅₀ -24 h	0.66 mg/l	Arnott & Ahsanullah, 1979
<i>Paracalanus parvus</i>	-	CdCl ₂	LC ₅₀ -24 h	2.71 mg/l	Arnott & Ahsanullah, 1979
<i>Acartia simplex</i>	-	CdCl ₂	LC ₅₀ -24 h	1.37 mg/l	Arnott & Ahsanullah, 1979
Zeewier <i>Lamminaria saccharina</i>			EC-groei	190 µg/l	Markham et al., 1980 in Bryan, 1984
<i>Pararotalia spinigera</i>			LC ₅₀ -24h	63 µg/l	Bresler & Yanko, 1995
Polychaeten					
<i>Nereis diversicolor</i>	adult	sulfaat	LC ₅₀ -8d EC-O ₂ consumptie	100.000 µg/l 10 µg/l	Bryan, 1984 Müller, 1979
<i>Ctenodrilus serratus</i>	adult		LC ₅₀ -4d	> 20.000 µg/l	Reish, 1978
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	adult		LC ₅₀ -4d	12.100 µg/l	Reish, 1978
<i>Capitella capitata</i>	adult		LC ₅₀ -4d	5.800 µg/l	Reish, 1978

Ophryotrocha diadema	adult	- Cd ²⁺	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -2d	4.200 µg/l 1.000 - 3.300 µg/l	Reish, 1978 Parker, 1984
Neanthes arenaceodentata	adult		LC ₅₀ -10 d	3.670 µg/l	Pesch et al., 1995
Annelida: Monopylephorus cuticulatus	adult	-	LC ₅₀ - 96 h	127 mg/l	Chapman et al., 1982 in Mance, 1990
Limnodriloides verrucosus	adult	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	21 mg/l	
Nereis virens	7,6 g 8 g	CdCl ₂ -	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	0,7 mg/l 11 g/l	
Hydrozoa Laomedea loveni	adult	Cl ₂	EC ₅₀ - 7 d retractie	3-80 µg/l	Theede et al., 1979 in Mance, 1990
Campanularia flexuosa	adult	CdCl ₂	NOEC EC - 10 d groei	0,1-0,25 mg/l 0,5 mg/l	Stebbing, 1976
Echinodermata: Strongylocentrotus pur.	embryo	-	LC ₅₀ - 120h	0,5 mg/l	Dinnel et al., 1989 in WHO, 1992
Strongylocentrotus d.	embryo	-	LC ₅₀ - 120h	1,8 mg/l	//
Asterias forbesi	11,2 g 24,5 g	- -	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	0,7 mg/l 0,82 mg/l	Eisler, 1971
Mollusca: Argopecten irradians	juveniel	CdCl ₂	LC ₅₀ - 11 d	1 mg/l	Pesh & Steward, 1980
Crassostrea virginica	embryo	CdCl ₂	LC ₅₀ - 48 h	2,85-4,48mg/l	Calabrese et al., 1973
Urosalpinx cinerea	0,6 g	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	6,6 mg/l	Eisler, 1971
Crassostrea gigas	larve	CdCl ₂	EC ₅₀ - 48 h ontw.	0,611 mg/l	Martin et al., 1981 in Mance, 1990
Mytilus edulis	adult	CdCl ₂ -	EC - 96 h groei LC ₅₀ - 96 h	0,01 mg/l 25 mg/l	Stromgren, 1982 Eisler, 1977 in Bouchard et al., 1999
Mya arenaria	adult 4,6 g	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	1,19-2,22mg/l 0,7 mg/l	Eisler, 1971

	5,2 g	-	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	2,2 mg/l 2,2 mg/l	Eisler, 1977 in Bouchard et al., 1999
<i>Crassostrea virginica</i>	embryo		LC ₅₀ -2d	3.800 µg/l	Calabrese et al., 1973
<i>Crassostrea gigas</i>	larven larven 5 d 3 d		LC-4d LC ₅₀ -4d	20 µg/l 50 µg/l 2.000 µg/l	Walting, 1978
<i>Argopecten irradians</i>	juveniel		LC ₅₀ -4d	1.480 µg/l	Nelson et al., 1978
Schaaldieren					
<i>Eurytemora affinis</i>	nauplius	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	0,001-0,2 mg/l	Roberts et al., 1982 in WHO, 1992
<i>Nitocra spinipes</i>	adult		LC ₅₀ - 96 h	0,31-0,55 mg/l	Bengtsson & Bergstrom, 1987
<i>Acartia tonsa</i>	adult	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	0,006-1,52 mg/l	Roberts et al., 1982 in Mance, 1990
<i>Neomysis americana</i>	adult	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	0,015-0,027mg/l	//
<i>Mysidopsis bahia</i>	adult	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	0,11 mg/l 0,013-0,02 mg/l	Lussier et al., 1985 Roberts et al., 1982 in Mance, 1990
<i>Mytilopsis sallei</i>	adult	CdCl ₂	LC ₅₀ -96 h LC ₁₀ -96 h LC ₂₅ -96 h LC ₅₀ -96 h LC ₇₅ -96 h LC ₉₀ -96 h	0,05 mg/l 0,14 mg/l 0,30 mg/l 0,71 mg/l 1,71 mg/l 3,78 mg/l	Devi, 1996
<i>Cancer magister</i>	zoeae	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	0,247 mg/l	Martin et al., 1981 in Mance, 1990
<i>Marino-gammarus ob.</i>	2 dagen	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	3,5 mg/l	Wright & Frain, 1981 in Mance, 1990
<i>Palaemonetes vulgaris</i>	0,33 g	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	0,32 mg/l	Pesh & Steward, 1980
<i>Penaeus indicus</i>	adult	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	2,07 mg/l	McClurg, 1984 in Mance, 1990
<i>Crangon septemspinosa</i>	0,25 g		LC ₅₀ - 96 h	0,32 mg/l	

					//
<i>Ampelisca abdita</i>	adult		LC50-4d waterkolom LC50-10 d interstitieel water	32 µg Cd ²⁺ /l 22 µg Cd ²⁺ /l	Di Toro et al., 1990
<i>Rhepoxinius hudsoni</i>	adult		LC ₅₀ -4d waterkolom	81 µg Cd ²⁺ /l	Swartz et al., 1985
<i>Calianassa tyrrhena</i>			EC-2 tot 8 dagen metabolisme	0,2 - 0,8 mg/l	Thaker & Haritos, 1989
<i>Palaemonetes pugio</i>	adult		LC ₅₀ -4d	200 - 300 µg/l	Amiard, 1976
<i>Pagirus longicarpus</i>	adult		LC ₅₀ -4d	70 µg/l	Pesch & Stewart, 1980
<i>Mysidopsis bahia</i>	adult juveniel	sulfaat chloride	LC ₅₀ -4d mediaan LC ₅₀ -4d	30 µg/l 19,6 µg/l	Toussaint et al., 1995 Cripe, 1994
<i>Penaeus duorarum</i>	post larve juv.+ adult	chloride	LC ₅₀ -4d	509 µg/l 3.500 µg/l	Cripe, 1994 Nimmo et al., 1977 in Cripe, 1994
<i>Tisbe battagliai</i>	nauplii adult	CdCl ₂ CdCl ₂	EC-7 d mortaliteit + reproductie	24 µg/l	Hutchinson et al., 1994
Vissen <i>Scylliorhinus canicula</i>			EC-96 h haematologie en metabolisme	50 mg/l	Hernandez-Pascual & Tort, 1989
<i>Morone saxatilis</i>	juveniel		LC ₅₀ -4d in zacht water	4 µg/l	Palawski et al., 1985 in Logan & Wilson, 1995
<i>Fundulus heteroclitus</i>	7 dagen 14 dagen	- -	LC ₅₀ - 48 h LC ₅₀ - 48 h	6,4-12,5 mg/l 5,6-10,3 mg/l	Middaugh & Dean, 1977 in WHO, 1992 //
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	smolt	-	LC ₅₀ - 96 h	1,2-2,4 mg/l	Dinnel et al., 1989
<i>Menidia menidia</i>	6 cm	-	LC ₅₀ - 96 h	5,42-7,87 mg/l	Roberts et al., 1982 in Mance, 1990

<i>Menidia peninsulae</i>	larve	-	LC ₅₀ - 96 h	0,25-0,38 mg/l	Mayer, 1987 in WHO, 1992
<i>Cymatogaster aggregata</i>	adult	-	LC ₅₀ - 96 h	5-20 mg/l	Roberts et al., 1982 in Mance, 1990
<i>Cyprinodon variegatus</i>	3 cm	CdCl ₂	LC ₅₀ - 96 h	15,9 mg/l	Roberts et al., 1982 in Mance, 1990 Hudchinson et al., 1994
	larven	CdCl ₂ CdCl ₂	NOEC - 8 d EC-7 d mortaliteit + groei	0,09 mg/l 0,75 mg/l	
<i>Pseudopleuronectes americanus</i>	embryo	-	LC ₉₀ - 8d	0,59 mg/l	Voyer et al., 1982 in Mance, 1990

organisme	levensstadium	Cd-vorm	effect	Concentratie	referentie
Phytoplankton species	-	CdCl ₂	NOEC-16 species	50 µg/l	Hörnström, 1990
Rotiferen Brachionus calyciflorus		-	NOEC-asexuele reproductie LOEC-asexuele reproductie NOEC-sexuele reproductie LOEC-sexuele reproductie	18 µg/l 25 µg/l 18 µg/l 25 µg/l	Snell & Carmona, 1995
Amphipoden Hyalella azteca	-	-	LOEC-chronisch	0.2-0.53 µg/l	Elnabarawy et al., 1986 in Porter et al., 1995
			LC ₂₅ -4 w	0.4 µg/l	Borgmann et al., 1991 in Borgmann et al., 1998
Daphnia magna	5-d larven	-	LC ₅₀ -21 d	0,014 mg/l	Enserink et al., 1991
	-	-	LOEC-21 d in zacht water (48.5 mg/l CaCO ₃)	0.17 µg/l	Christensen, 1972 in Porter et al., 1995
Daphnia pulex	1 d	sulfaat	NOEC-50 d	100 µg/l	Ingersoll & Winner, 1982 in Mance, 1990
Daphnia galeata mendotae # kreeftachtigen	-	-	LOEC-leven groeireductie NOEC	0.2 µg/l 0,30 µg/l	Lawrence & Holoka, 1991 in Porter et al., 1995 RIVM, 1990
Mollusken			NOEC	2,5 µg/l	RIVM, 1990
Protozoëen			NOEC	35 µg/l	RIVM, 1990
Vissen					
Salmo gairdneri	adult ei adult	Chloride // sulfaat	NOEC-178 d mortaliteit, ademha- ling NOEC-13 d ontwikkeling NOEC-540 d kieuwbeschadiging	3,6 µg/l 14 µg/l 8 µg/l	Majewski & Giles, 1981 in Mance, 1990 Woodworth & Pascoe, 1982 in Mance, 1990 Hughes et al., 1979 in Mance, 1990
andere salmoniden	ei tot adult	chloride/ sulfaat	NOEC-gedrag, groei, mortaliteit, reproductie	4 µg/l	in Mance, 1990
Niet salmoniden	ei tot adult	chloride/ sulfaat	NOEC-gedrag, groei, mortaliteit, reproductie	2 µg/l	in Mance, 1990

Amphipoden				
Hyaella azteca		LC ₇₀ -10 d	2,8 µg/l	Phipps et al., 1995
Anneliden				
Lumbriculus variegatus	-	LC ₅₀ -10 d	158 µg/l	Phipps et al., 1995
Vissen				
Salmo trutta	-	LC ₅₀ -96 h	1,6 µg/l	Phipps et al., 1995
Amfibieën				
Ambystoma gracile	Larve- 3 maanden	LC ₅₀ -96 h	468,4 µg/l	Nebeker et al., 1995
		LOAEL-24 d groei	193,1 µg/l	
		NOAEL-24 d	48,9 µg/l	
		LOAEL-10 d groei	227,3 µg/l	
		NOAEL-10 d	106,3 µg/l	
		NOEC-7 d groei	1173 µg/l	
	juveniel	NOEC-22 d groei	5701 µg/l	
Ambystoma opacum	embryo	EC ₅₀ -dood, misvormingen 8 d	150 µg/l	Birge et al., 1978 in Nebeker et al., 1995

Sediment ecotoxiciteitsgegevens voor cadmium in het marien milieu

organisme	effect	Concentratie	referentie
Amphiascus tenuiremis	LC sediment LC ₅₀ -96 h sediment LC waterkolom LC ₅₀ -96h LC ₅₀ poriewater	34,4 mg/kg 37,9 mg/kg 192 µg/l 224 µg/l 860 µg/l	Green et al., 1993
Rhepoxinius abronius	LC ₅₀ -96 h sediment LC ₅₀ -96h waterkolom LC ₅₀ poriewater	25,9 mg/kg 1.610 µg/l 1.420 µg/l	Swartz et al., 1985
Rhepoxinius abronius	LC ₅₀ sediment 0,0 % O.C LC ₅₀ sediment 0,25 % O.C LC ₅₀ sediment 1,0 % O.C LC ₅₀ poriewater sedimenten: 0 % O.C 0,25 % O.C. 1,0 % O.C. LC ₅₀ sediment op oc: 0 % O.C. 0,25 % O.C. 1,0 % O.C.	22,7 µg/g 20,8 µg/g 10,2 µg/g 2,5 µg/l 1,76 µg/l - 22,7 µg/g 8,32 µg/g 1,02 µg/g	Swartz et al., 1985
Leptocheirus plumulosus	adult: NOEC-28 d in marien sediment bij AVS > [Cd]	363 mg/ kg dw	De Witt et al., 1996 in Ankley et al., 1996
Ampelisca abdita	LC ₅₀ -10 d op AVS-sediment basis	van 1,54 tot 2,19 µmol Cd/µmol AVS	Di Toro et al., 1990
Rhepoxinius hudsoni	LC ₅₀ -10 d op AVS-sediment basis	1,97 µmol Cd/µmol AVS	Di Toro et al., 1990

Ecotoxiciteitsgegevens voor Cadmium in het zoet-, zout- en brakwatermilieu

Organismen	levensstadium	Parameter	concentratie	referentie
Algen				
Dunaliella tertiolecta	-	NOEC-groei (CdCl ₂)	13,8 mg/l	Bressan & Brunetti, 1988
Nitzschia closterium	-	EC ₅₀ -72 h	0.35 mg/l	Stauber, 1995
Skeletonema costatum	-	EC ₅₀ -72 h	0.15 mg/l	Walsh et al., 1988 in Stauber, 1995
Minutocellus polymorphus	-	EC ₅₀ -48 h	0.07 mg/l	Walsh et al., 1988 in Stauber, 1995
Isochrysis galbana	-	NOEC-groei (CdCl ₂)	0,2 mg/l	Bressan & Brunetti, 1988
Holtedieren				
Eirene viridula	-	EC-morphologie	100 - 300 µg/l	Karbe, 1972
Campanularia flexuosa	-	EC-kolonievorming EC-lysosomale hydrolase activiteit	110 - 280 µg/l 40 - 75 µg/l	Stebbing, 1976
Polychaeten				
Ctenodrilus serratus	adult	EC-reproductie	2.500 µg/l	Reish, 1978
Neanthes arenaceodentata	adult	EC-reproductie	1.000 µg/l	Reish, 1978
Capitella capitata	adult	EC-reproductie	560 µg/l	Reish, 1978
Ophryotrocha diadema	adult	EC-reproductie	1.000 µg/l	Reish, 1978
Tweekleppigen				
Crassostrea virginica	adult	IC-20 w schelpgroei	< 100 µg/l	Shuster & Pringle, 1969
Argopecten irradians	juvenile	EC ₄₀ - 42 d groei	0,06 mg/l	Pesh & Steward, 1980
Schaaldieren				
Pseudodiaptomus coronatus	adult	EC ₅₀ -reproductie	5 µg/l	Paffenhöfer & Knowles, 1978

<i>Tigriopus japonicus</i>	adult	tijd om F2 generatie te bereiken verdubbeld	44 µg/l	D'Agostino & Finney, 1974 in Bryan, 1984
<i>Mysidopsis bahia</i>	adult	EC ₅₀ -reproductie EC ₅₀ -overleving 51 d	6,4 µg/l 7,1 µg/l	Nimmo et al., 1978 Lussier et al., 1985
<i>Mytiopsis sallei</i>	adult	EC-O ₂ consumptie	0,14 mg/l	Devi, 1996
<i>Homarus americanus</i>	adult	Verhoogde O ₂ -verbruik + daling van Mg gevoeligheid in de hartspier transaminase na 30 d Verhoogde glycolyse	3 µg/l 6 µg/l	Thurberg et al., 1977 in Bryan, 1984 Gould, 1980
<i>Pagurus longicarpus</i>	adult	LC ₅₀ - 20 dagen	1 mg/l	Pesh & Steward, 1980
<i>Palaeomonetes pugio</i>	adult	LC ₃₀ - 60 dagen LC ₅₀ - 30 dag.	0,06 mg/l 0,5 mg/l	Pesh & Steward, 1980
<i>Penaeus indicus</i>	larve	LC ₁₅ - 40 dag. LC - 28 dagen	0,25 mg/l > 0,186 mg/l	McClurg, 1984 in Mance, 1990
Echinodermen				
<i>Peronella japonica</i>	pluteus larve	EC-ontwikkeling	600 µg/l	Kobayashi, 1977
Vissen				
<i>Pleuronectes americanus</i>	adult	EC-60 d O ₂ consumptie	5 µg/l	Calabrese et al., 1975 in Bryan, 1984
<i>Pleuronectes platessa</i>	juveniel	EC-96 d groei EC-96 d vinerosie + mortaliteit	5 µg/l 50 µg/l	Westernhagen et al., 1980
<i>Limanda limanda</i>	juveniel	EC-96 d vinerosie + mortaliteit	50 µg/l	Westernhagen et al., 1980
Baltische haring	adult en larven	EC-bevruchting EC-embryonale ontwikkeling	5 µg/l	Ojaveer et al., 1980
<i>Harengus pallasii</i>	ei	EC- volume reductie	100 µg/l	Alderdice et al., 1979 in Bryan, 1984
<i>Salmo Salar</i>	-	LOEC chronisch	0.53 µg/l	Rombough & Garside, 1982 in Porter et al., 1995

Platichthys flesus	23 cm	EC- lichaams spasmen 63 d.	0,5 mg/l	Larsson et al., 1981 in Mance, 1990
--------------------	-------	----------------------------	----------	-------------------------------------

Toxiciteit van cadmium voor bodemorganismen

De waarden zijn omgerekend naar een standaardbodem met 10% organisch materiaal en 25% lutum

Organisme	Chemische vorm	Test	Concentratie	Referentie
Acari Platynothrus peltifer	CdSO ₄	NOEC-12w reproductie	0,97mg/kg	Straalen et al, 1989, in RIVM, 1990
Collembola Orchesella cincta	CdSO ₄	NOEC-9w groei	1,6mg/kg	Straalen et al, 1989, in RIVM, 1990
Isopoda Porcellio scaber	Cd(NO ₃) ₂	NOEC-67d groei en voedselconsumptie	0,75mg/kg	Capelleveen, 1987, in RIVM, 1990
Oligochaeta Dendrobaena rubida Lumbricus rubellus Eisenia andrei Enchytraeus albidus	Cd(NO ₃) ₂ CdCl ₂ Cd(NO ₃) ₂ CdCl ₂	NOEC-3mnd reproductie NOEC-12w reproductie NOEC-12w groei LC ₅₀ -4w	134mg/kg 13,6mg/kg 10,7mg/kg 3925mg/kg	Bengtsson et al, 1986, in RIVM 1989 Ma, 1982, in RIVM, 1990 Dis et al, 1988, in RIVM, 1990 Rombke, 1989, in RIVM, 1990
Mollusca Helix aspersa	CdCl ₂	NOEC-30d reproductie	3,3mg/kg	Russel et l, 1984, in RIVM, 1990

Ecotoxiciteit voor Chrom in het zoet-, zout- en brakwatermilieu

Organismen	levensstadium	Cr-vorm	parameter	concentratie	referentie
Polychaeten					
<i>Nereis diversicolor</i>	adult	dichromaat Cr ⁶⁺	LC ₅₀ -192 h LC ₅₀ -4d	10 mg/l 30,6 (7,5-80) mg/l	Bryan, 1984 Bryant et al., 1984 in Mance, 1990
<i>Ctenodrilus serratus</i>	adult	chromtrioxide	LC ₅₀ -4d	4.300 g/l	Reish & Carr, 1978
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	adult	potassiumdichromaat	LC ₅₀ -4d	3,2 (2,2-4,3) mg/l	Oshida, 1977 in Mance, 1990
<i>Capitella capitata</i>	adult	chromtrioxide	LC ₅₀ -4d	5.000 g/l	Reish, 1978
<i>Ophryotrocha diadema</i>	adult	Cr ³⁺ Cr ³⁺ Cr ⁶⁺	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -2d LC ₅₀ -2d	7.500 g/l 100 mg/l 1 - 3,3 mg/l	Reish & Carr, 1978 Parker, 1984
<i>Nereis virens</i>	adult	potassiumdichromaat	LC ₅₀ - 96 h	2 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Tweekleppigen					
<i>Crassostrea virginica</i>	embryo adult		LC ₅₀ -2d EC-schelpgroei	10.300 g/l > 100 g/l	Calabrese et al., 1973 Shuster & Pringle, 1969
<i>Crassostrea gigas</i>	larve	K ₂ CrO ₇	EC ₅₀ -48h ontw.	4,54 ± 0,72 mg/l	Martin et al., 1981
<i>Macoma balthica</i>	adult	Cr(VI)	LC ₅₀ - 96 h	110-640 mg/l	Bryant et al., 1984 in Mance, 1990
<i>Mya arenaria</i>	adult	potassiumchromaat	LC ₅₀ - 96 h	57 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
<i>Mytilus edulis</i>	larve	kaliumchromaat	EC ₅₀ -48h ontw.	4,47 mg/l	Martin et al., 1981
<i>Rangia cuneata</i>	adult	kaliumdichromaat	LC ₅₀ -96 h	14 -35 mg/l	Olson & Harrel, 1973 in Mance, 1990
Schaaldieren					
<i>Acartia clausi</i>	adult	Na ₂ CrO ₄	LC ₅₀ - 48 h	1-16,99 mg/l	Moraitou-Apostolopoulos & Verriopoulos, 1982 in Mance, 1990
<i>Cancer magister</i>	adult	potassiumdichromaat	LC ₅₀ - 96 h	6,6 mg/l	Martin et al., 1981
<i>Mysidopsis bahia</i>	zoca	Chroomnitraat	LC ₅₀ - 48 h	> 17 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990

Mysidopsis bigelowi	adult	K ₂ Cr ₂ O ₇	LC ₅₀ - 4d	2,03 mg/l	//
	adult	K ₂ CrO ₄	LC ₅₀ - 96 h	3,44 mg/l	//
Pagurus longicarpus	adult	potassiumdichromaat	LC ₅₀ - 96 h	2 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Pseudololeptus coronatus	adult	potassiumdichromaat	LC ₅₀ - 96 h	4,4 mg/l	//
Corophium volutator	adult	potassiumdichromaat potassiumdichromaat Cr(VI)	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 24 h LC ₅₀ - 48 h LC ₅₀ - 96 h	10 mg/l 3,65 mg/l 90 mg/l 50 mg/l 6 - 40 mg/l	Bryant et al., 1984 in Mance, 1990
Callinectes sapidus	adult	potassiumchromaat	LC ₅₀ - 96 h	29,0 -98,0 mg/l	Frank & Robertson, 1979
Tisbe battagliai	larven adult	Cr ⁶⁺	EC-7 d groei + mortaliteit	0,42 mg/l	Hutchinson et al., 1994
Echinodermen					
Peronella japonica	pluteus larven		EC-misvormingen na 1 d	420 g/l (Cr ⁶⁺)	Kobayashi, 1977
Asterias forbesi	adult	potassiumchromaat	LC ₅₀ - 96 h	32 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Vissen					
Morone saxatilis	larven		LC ₅₀ -4d	28 mg/l	Palawski et al., 1985 in Logan & Wilson, 1995
Cyprinodon variegatus	larven	Cr ⁶⁺	EC-7d mortaliteit + groei	24 mg/l	Hutchinson et al., 1994
Alburnus alburnus	adult	K-dichromaat	LC ₅₀ - 96 h	240 (194-297) mg/l	Linden et al., 1979 in Mance, 1990
Citharichthys stigmaeus	adult	K-dichromaat	LC ₅₀ - 96 h	30 mg/l	Mearns et al., 1929 in Mance, 1990
Limanda limanda	adult	K-dichromaat	LC ₅₀ - 96 h	47 mg/l	Hugmans & Mance, 1983 in Mance, 1990
Menidia menidia	larve	potassiumdichromaat	LC ₅₀ - 96 h	12,4-14,3 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Nitrocras spinipes	adult	K-dichromaat	LC ₅₀ - 96 h	16 (11-23) mg/l	Linden et al., 1979 in Mance, 1990

organisme	levensstadium	Cr-vorm	effect	concentratie	referentie
Algen					
Nitzschia closterium	-	Cr6	EC50-72 h	2.4 mg/l	Stauber, 1995
Skeletonema costatum	-	Cr6	EC50-72 h	1.35 mg/l	Stauber, 1995
Dunaliella tertiolecta		Cr6	EC50-72 h	17 mg/l	Stauber, 1995
Annelida:					
Nereis diversicolor	adult	Cr(VI)	LC ₅₀ - 8 d	3,3-27 mg/l	Bryan, 1980 in Mance, 1990
Capitella capitata	adult adult	CrO ₃	LC ₅₀ - 28 d EC-reproductie	0,55 mg/l 0,10 mg/l	Reish et al., 1976 in Mance, 1990 Reish, 1978
Neanthes arenaceodentata	adult	CrO ₃ K ₂ Cr ₂ O ₇ CrO ₃	LC ₅₀ - 28 d EC - levenscyclus reproductie EC - levenscyclus reproductie	0.50 mg/l 0,03 mg/l 0,05 mg/l	Reish et al., 1976 in Mance, 1990 // Reish, 1978
Hermione hystrix	adult	CrO ₃	EC-groei	0,1 -0,5 mg/l	Chipman, 1966 in Bryan, 1984
Mollusken					
Macoma balthica	adult	Cr(VI)	LC ₅₀ - 8 dagen LC ₅₀ - 16 dagen	34-180 mg/l 52 mg/l	Bryant et al., 1984 in Mance, 1990
Crustacea:					
Mysidopsis bahia	adult	K ₂ Cr ₂ O ₇	EC ₅₀ -overleving 38 d EC ₅₀ -aantal nakomelingen 38 d	> 909 g/l 132 g/l	Lussier et al., 1985
Corophium volutator	adult	Cr(VI)	LC ₅₀ - 8 d LC ₅₀ - 16 d	7,5 mg/l 3,2 mg/l	Bryant et al., 1984 in Mance, 1990

organisme	levensstadium	Cr-vorm	effect	concentratie	referentie
Algen					
Chlorella protothecoides	-	Cr6	EC50-72 h	32 µg/l	Stauber, 1995
Selenastrum capricornutum	-	Cr6	EC50-72 h	500 µg/l	Stauber, 1995
Groenwieren	-	-	NOEC	112 µg/l	RIVM, 1990
Blauwwieren	-	-	NOEC	35 µg/l	RIVM, 1990
Vissen					
-	-	-	NOEC	63 µg/l	
Crustaceeën					
Daphnia magna	-	CrCl	NOEC-21d	700 µg/l	Kuhn <i>et al.</i> , 1989

organisme	levensstadium	Cr-vorm	effect	concentratie	referentie
Crustaceeën					
Daphnia magna		CrO	LC ₅₀ -48h	162 µg/l	Fargasova, A., 1994
Ceriodaphnia reticulata		Cr	LC ₅₀ -48h	31,5 (22 – 45) µg/l	Mount, D.I. & Norberg, T.J., 1984
Daphnia pulex		//	LC ₅₀ -48h	48 µg/l	//
Daphnia magna		Cr(NO ₃) ₃	LC ₅₀ -48h	19,6 (9,32 – 34,630) mg/l	Chapman <i>et al.</i> , 1980

Toxiciteit van chroom voor bodemorganismen

De concentraties zijn omgerekend naar een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum.

Organisme	Chemische vorm	Test	Concentratie	Referentie
Oligochaeta Eisenia andrei	Cr(NO ₃) ₃	NOEC-3w groei en reproductie	405mg/kg	Gestel et al, 1989, in RIVM, 1990

Ecotoxiciteitsgegevens voor de EOX-groep in zoet-, zout-, en brakwatermilieu

Organisme	Effect	Concentratie	Referentie
DIELDRIN			
Crustaceeën			
Daphnia pulex (juveniel)	LC ₅₀	190 µg/l	EPA, 1991
Daphnia pulex	//	250 µg/l	//
Daphnia magna (juveniel)	//	> 200 µg/l	//
Daphnia magna (adult)	//	> 200 µg/l	//
Mysidopsis bahia	NOEC	0,49 µg/l	//
DIELDRIN			
Anneliden			
Ophryotrocha diadema	LOEC (37% reproductie)	0,3 µg/l	EPA, 1991
DIELDRIN			
Mollusken			
Crassostrea virginica (juveniel)	LC ₅₀	34 µg/l	EPA, 1991
Crassostrea virginica (adult)	LC ₅₀	31,2 µg/l	//

DIELDRIN			
Vissen			
Oncorhynchus mykiss	NOEC	0,12 µg/l	EPA, 1991
//	LOEC (100% mortaliteit)	1,2 µg/l	//
// (juveniel)	LC ₅₀	9,59 µg/l	//
//	LC ₅₀	1,4 µg/l	//
Poecilia reticulata	NOEC	1 µg/l	//
//	LOEC (32% reproductie)	> 2,5 µg/l	//
ENDRIN			
vissen			
Oncorhynchus mykiss	LC ₅₀ -96h	0,405 µg/l	Post & Schroeder, 1971
//	//	0,75 µg/l	Johnson & Finley, 1980
//	//	0,33 µg/l	Thurston <i>et al.</i> , 1985
1,2-DICHLORBENZEEN			

vissen			
Oncorhynchus mykiss	LC ₅₀ -96h	1.580 µg/l	Call, <i>et al.</i> , 1983
//	//	1.610 µg/l	Ahmad <i>et al.</i> , 1984
crustaceeën			
Daphnia magna	NOEC-21d	630 µg/l	Kuhn <i>et al.</i> , 1989
1,3-DICHLORBENZEEN			
crustaceeën			
Daphnia magna	NOEC (groei)-16d	300 µg/l	Deneer <i>et al.</i> , 1988
//	NOEC (reproductie)-21d	500 µg/l	Kuhn <i>et al.</i> , 1989
vissen			
Pimephales promelas	NOEC (mortaliteit)-32d	1.000 µg/l	Carlson & Kosian, 1987
1,4-DICHLORBENZEEN			

vissen			
Oncorhynchus mykiss	LC ₅₀ -96h	1.120 µg/l	Call, <i>et al.</i> , 1983
//	LC ₅₀ -96h	1.120 µg/l	Ahmad <i>et al.</i> , 1984
Pimephales promelas	NOEC (mortaliteit)-32d	570 µg/l	Carlson & Kosian, 1987
crustaceeën			
Daphnia magna	NOEC(reproductie)-21d	300 µg/l	Kuhn, <i>et al.</i> , 1989
1,2,4-TRICHLOROBENZEEN			
vissen			
Oncorhynchus mykiss	LC ₅₀ -96h	1.530 µg/l	Call <i>et al.</i> , 1983
//	//	4.040 µg/l	Douglas <i>et al.</i> , 1986
//	//	1.320 µg/l	Holcombe <i>et al.</i> , 1987
//	//	1.520 µg/l	Ahmad <i>et al.</i> , 1984
//	NOEC (groei)-45d	430 µg/l	Hodson <i>et al.</i> , 1991
//	NOEC (groei)-85d	350 µg/l	//

//	NOEC (mortaliteit)-85d	430 µg/l	//
1,2,4,5-TETRACHLOORBENZEEN			
vissen			
Oncorhynchus mykiss	LC ₅₀ -96h	10.000 µg/l	Van Leeuwen, <i>et al.</i> , 1985
//	//	1.200 µg/l	//
1,2,3,4-TETRACHLOORBENZEEN			
vissen			
Pimephales promelas	NOEC (mortaliteit)-33d	250 µg/l	Carlson & Kosian, 1988
2,4-DICHLOROFENOL			
vissen	LC ₅₀ -96h		
Oncorhynchus mykiss	NOEC (groei)-35d	2.630 µg/l	Kennedy, 1990
//	NOEC(groei)-85d	561 µg/l	Hodson <i>et al.</i> , 1991
//	NOEC (mortaliteit)-85d	179 µg/l	//

//	//	179 µg/l	//
//		99,4 µg/l	//
crustaceeën	NOEC (reproductie)-21d		
Daphnia magna		210 µg/l	Kuhn <i>et al.</i> , 1989
2,4,6-TRICHOORFENOL			
vissen	LC ₅₀ -96h		
Oncorhynchus mykiss	//	573 µg/l	Hodson, 1985
//	//	730 µg/l	Holcombe <i>et al.</i> , 1987
//		1.991 µg/l	Kennedy, 1990
crustaceeën	NOEC-21d		
Daphnia magna	NOEC-2d	250 µg/l	Liber & Solomon, 1994
Daphnia galeata mendotae	NOEC-7d	510 µg/l	Liber <i>et al.</i> , 1992
//		280 µg/l	//

Toxiciteit van koper voor bodemorganismen

De concentraties zijn omgerekend naar een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum.

Organisme	Chemische vorm	Test	Concentratie	Referentie
Collembola Onychiurus armatus	Cu(NO ₃) ₂	NOEC-17w groei	1304mg/kg	Bengtsson et al, 1986, in RIVM, 1990
Oligochaeta Dendrobaena rubida Eisenia andrei Eisenia andrei Lumbricus rubellus	Cu(NO ₃) ₂ CuCl ₂ CuCl ₂ CuCl ₂	NOEC-3mnd reproductie NOEC-7d reproductie NOEC-12w groei NOEC-12w reproductie	211mg/kg 72mg/kg 68mg/kg 40mg/kg	Bengtsson et al, 1986, in RIVM, 1990 Gestel et al, 1989, in RIVM, 1990 Dis et al, 1988, in RIVM, 1990 Ma, 1982, in RIVM, 1990
Mollusca Arion ater	CuSO ₄	NOEC-14d voedselconsumptie	12,5mg/kg	Marigomez, 1986, in RIVM 1990

Ecotoxiciteitsgegevens voor kwik in zout-, zoet- en brakwatermilieu

Organismen	levensstadium	Hg-vorm	parameter	concentratie	referentie
Phytoplanton Isochrysis galbana	-	HgCl ₂	IC-groei	enkele µg/l	Davies, 1976 in Bryan, 1984
Dunaliella tertiolecta	-	HgCl ₂	NOEC-groei	honderden µg/l	Davies, 1976 in Bryan, 1984
Noordzee phytoplanton	-	HgCl ₂	EC-groei	vanaf 1,5 µg/l	Kuiper, 1977 in Bryan, 1984
Plumaria elegans		HgCl ₂ Methylkwik Propylkwik	EC-groei	250 µg/l 40 µg/l 500 µg/l	Mance, 1990
Protozoa Euplotes vannus	-		NOEC-groei IC ₁₀₀ -groei	100 µg/l 1.000 µg/l	Persoone & Uyttersprot, 1975
Uronema marinum	-		IC ₁₀ -groei LC ₅₀ -1d	1 µg/l HgCl ₂ 6 µg/l HgCl ₂	Parker, 1979
Polychaeten Nereis diversicolor	adult		LC ₅₀ -192 h	100 µg/l HgCl	Bryan, 1984
Ctenodrilus serratus	adult		LC ₅₀ -4d	90 µg/l	Reish, 1978
Neanthes arenaceodentata	adult		LC ₅₀ -4d	20 µg/l	Reish, 1978
Capitella capitata	adult		LC ₅₀ -4d	< 100 µg/l	Reish, 1978
Ophryotrocha diadema	adult		LC ₅₀ -4d	90 µg/l	Reish, 1978

<i>Monopylephorus cuticulatus</i>	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	250 (140-415) µg/l	Chapman et al., 1982 in Mance, 1990
<i>Limnodriloides verrucosus</i>	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	130 (120-150) µg/l	//
<i>Nereis virens</i>	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -168 h	70 µg/l 60 µg/l	Eisler & Henneky, 1977 //
Tweekleppigen <i>Crassostrea virginica</i>	embryo	HgCl ₂	LC ₅₀ -2d EC ₅₀ -2d deformatie	6 µg/l 11 µg/l	Calabrese et al., 1973 MacInnes & Calabrese, 1978
	larven	HgCl ₂	LC ₅₀ -2d LC ₅₀ -12 d	4,2 - 6,8 µg/l 12 µg/l	Calabrese et al., 1973 Calabrese et al., 1977
<i>Ostrea edulis</i>	larven	HgCl ₂	EC ₅₀ -1 h filtratie	25 µg/l	Connor, 1972
	adult		LC ₅₀ -2d LC ₅₀ -2d	1 - 3,3 µg/l 4.200 µg/l	
<i>Mercenaria mercenaria</i>	embryo	HgCl ₂	LC ₅₀ -7d	4 µg/l	Strömngren, 1982
	embryo	HgCl ₂	LC ₅₀ -2d	4,8 µg/l	Calabrese & Nelson, 1974
	larven		LC ₅₀ - 8-10d	15 µg/l	Calabrese et al., 1977
<i>Argopecten irradians</i>	juveniel	HgCl ₂	LC ₅₀ -4d	89 µg/l	Nelson et al., 1976
<i>Bullia digitalis</i>	adult	HgCl ₂	NOEC-96 h	500 µg/l	Brown, 1982 in Mance, 1990
<i>Crassostrea gigas</i>	embryo	HgCl ₂	EC ₅₀ -48 h ontw.	5,7 µg/l	Glickstein, 1978 in Martin et al., 1981
<i>Mytilus edulis</i>	adult	HgCl ₂	EC-groei 5d.	0,3 µg/l	Stromgren, 1982
		HgCl ₂	LC-24h	25 µg/l	//
<i>Mya arenaria</i>	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	400 µg/l	Eisler & Henneky, 1977
		HgCl ₂	LC ₅₀ -7 d	4 µg/l	//
<i>Perna perna</i>	7 cm	HgCl ₂	LC ₅₀ -48 h	3,8 - 5,6 µg/l	Watling & Watling, 1982
<i>Cardium edule</i>	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -48h	9.000 µg/l	Portmann & Wilson, 1971 in WHO, 1989

Nassarius obsoletus	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -7d	32.000 µg/l 700 µg/l	Eisler & Henneky, 1971
Schaaldieren Palaemonetes vulgaris	larven	HgCl ₂	30 % mortaliteit in 2d LC ₅₀ -2d	5,6 µg/l 10 µg/l	Shealy & Sandifer, 1975 //
Eurypanopeus depressus	zoea larven	HgCl ₂	EC beweeglijkheid	1,8 µg/l	Mirkes et al., 1978
Penaeus setiferus	post larven	HgCl ₂	LC ₅₀ -4d	17 µg/l	Green et al., 1976
Artemia sp.	adulten	HgCl ₂	EC-overleving van naup- lii nakomelingen	1 µg/l (methylkwik)	Cunningham & Grosch, 1978
Mysidopsis bahia	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -4d	3,5 µg/l	Lussier et al., 1985
Cancer magister	zoea	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	6,6 (5,6-7,6) µg/l	Glickstein, 1978 in Martin et al., 1981
Pagurus longicarpus	adult	org.kwikverb.	LC ₅₀ -96 h	50 µg/l	Eisler & Henneky, 1977
Palaemonetes pugio	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	10 - 150 µg/l	
Penaeus indicus	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	15,3 µg/l	Curtis et al., 1979
Scylla serrata	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	600 -760 µg/l	Krishnaja et al., 1987
Carcinus maenus	larve adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -48 h	14 µg/l 1200 µg/l	Connor, 1972 Portmann & Wilson, 1971 in WHO, 1989
Homarus gammarus	larve	HgCl ₂	LC ₅₀ -48 h	33-100 µg/l	Connor, 1972
Homarus americanus	larve	HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h	20 µg/l	Portmann & Wilson, 1971 in WHO, 1989
Crangon crangon	larve	HgCl ₂	LC ₅₀ -48 h	10 µg/l	Connor, 1972

	adult		LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	3.300-10.000 µg/l 100-330 µg/l	Portmann & Wilson, 1971 in WHO, 1989 //
<i>Pandalus montagui</i>	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -48 h	75 µg/l	Portmann & Wilson, 1971 in WHO, 1989
Echinodermen <i>Peronella japonica</i>	pluteus larven	HgCl ₂	EC-misvormingen na 1 d	10 µg/l	Kobayashi, 1977
<i>Asterias forbesi</i>	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -8 d	60 µg/l 20 µg/l	Eisler & Henneky, 1977
Vissen <i>Fundulus heteroclitus</i>	embryo	HgCl ₂	LC ₅₀ - 96 h geen sterfte na 4 dagen	67,4 µg/l 40 µg/l	Sharp & Neff, 1980 in Mance, 1990
	adult	MeHg-chloride HgCl ₂	LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -96 h	51,1 µg/l 800 µg/l	Eisler & Henneky, 1977
<i>Aphanius dispar</i>	juveniel	HgCl ₂	plasma Na en K stijgen, serum Ca en Mg stijgen, Cl daalt na 4 dagen	1.000 µg/l	Hilmy et al., 1982 in Mance, 1990
<i>Platichthys flesus</i>	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -2d	3.300 µg/l	Portmann & Wilson, 1971 in WHO, 1989
Zoogdieren <i>Pagophilus groenlandicus</i>	adult	HgCl ₂	LC- 20 tot 26 d	25 mg/kg BW/d methylkwikchloride	Ronald et al., 1977
Vogels					
<i>Gavia immer</i> (fuut)	adult	MeHg	EC-reproductie	≥ 0,3 µg/g BW nat	Barr, 1986 in Scheuhammer et al., 1998
zeemeeuw	adult+juveniel		NOEC-kippen van het ei of ontwikkeling	2 - 16 mg/kg BW nat	Vermeer & Peakall, 1977

Organismen	levensstadium	Hg-vorm	parameter	concentratie	referentie
Zeewier Pelvetia canaliculata Fucus vesiculosus Ascophyllum nodosum			vertraging van de apicale groei	± 10 µg/l	Strömngren, 1980
Ectocarpus siliculosus		HgCl ₂	vertraagde groei	10 µg/l	Morris & Russell, 1973
Pararotalia spinigera		HgCl ₂	LC ₅₀ -24h	14 µg/l	Bresler & Yanko, 1995
Holtedieren Eirene viridula	-	HgCl ₂	EC-misvormingen	1 - 3,3 µg/l	Karbe, 1972
Campanularia flexuosa	-	HgCl ₂	EC-koloniegroei	1,6 - 1,7 µg/l	Stebbing, 1976
Polychaeten					
Ctenodrilus serratus	adult	HgCl ₂	EC-reproductie	50 µg/l	Reish, 1978
Ophryotrocha diadema	adult	- Hg ²⁺	EC-reproductie LC ₅₀ -2d	> 50 µg/l 30 - 100 µg/l	Reish, 1978 Parker, 1984
Neanthes arenaceodentata	juveniel adult	HgCl ₂ //	LC ₅₀ -28 d //	90 µg/l 17 µg/l	Reish et al., 1976 //
Capitella capitata	adult	HgCl ₂	LC ₅₀ -28 d	100 µg/l	Reish et al., 1976
Gastropoden					
Urosalpinx cinerea	embryo	HgCl ₂	EC-misvormingen	10 µg/l	Reinhart & Myers, 1975

Tweekleppigen					
<i>Crassostrea virginica</i>	juveniel	HgCl ₂	EC ₃₃ -47 d schelpgroei	10 µg/l	Cunningham, 1976
Crustacea					
<i>Penaeus indicus</i>	larve	HgCl ₂	NOEC-28 d	50 µg/l	McClurg, 1984
<i>Mysidopsis bahia</i>	adult	HgCl ₂	EC ₅₀ -overleving 35 d EC ₅₀ -aantal nakomelingen 35 d	1,2 µg/l 1,2 µg/l	Lussier et al., 1985
<i>Callinectes sapidus</i>	larven	HgCl ₂	EC-ontwikkeling	10 µg/l	McKenney & Costlow, 1981 in Lussier et al., 1985
<i>Penaeus setiferus</i>	postlarven	HgCl ₂	NOEC-groei + respiratie	1 µg/l	Green et al., 1976
Vissen					
<i>Morone saxatilis</i>	adult		NOEC-zuurstofverbruik	1 µg/l	Dawson et al., 1977
<i>Fundulus heteroclitus</i>	embryo larven adult larven	HgCl ₂	NOEC-32 d EC-32 d EC-ontwikkeling NOEC-teratogeniciteit EC-prooi vangen NOEC-groei	20 µg/l 30-34 µg/l 30 µg/l 10 µg/l methykwik 10 µg/l methykwik 10 µg/l methykwik	Sharp & Neff, 1980 in Mance, 1990 Weis & Weis, 1977 Weis & Weis, 1995
Zoogdieren					
<i>Pagophilus groenlandicus</i>	adult		NOEC-90 d	250 µg/kg BW.d methykwikchloride	Ronald et al., 1977

zoetwaterorganisme	levensstadium	Hg-vorm	effect	Concentratie	referentie
Amhipipoden Hyalela azteca			LC25-4 w	1.7 µg/l	Borgmann & Norwood, 1997 in Borgmann et al., 1998
Bacteriën Pseudomonas putida		HgCl ₂	NOEC-24h	5 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1977, in RIVM, 1990
Algen Scenedesmus acutus Scenedesmus quadricauda Microcystis aeruginosa	10d //	Hg ²⁺ HgCl ₂ //	NOEC-10d NOEC-8d NOEC-8d	<20 µg/l 35 µg/l 2,5 µg/l	Huisman et al., 1980, in RIVM, 1990 Bringmann & Kuhn, 1978, in RIVM, 1990 //
Protozoëen Chilomonas paramecium Entosiphon sulcatum Poterioochromonas malhamensis Uronema parduczi	72-96h // // 48h	HgCl ₂ // // //	NOEC-48h NOEC-72h // NOEC-20h	8 µg/l 9 µg/l 0,5 µg/l 39 µg/l	Bringmann et al., 1980, in RIVM, 1990 // Roderer, 1983, in RIVM, 1990 Bringmann et al., 1980, in RIVM, 1990
Vissen Jordanella floridae Pimephales promelas // // salvelinus fontinalis	juveniel	Hg ²⁺ // HgCl ₂ // Hg ²⁺	NOEC-30d NOEC-60d // NOEC-41w NOEC-90d	0,17 µg/l 0,13 µg/l 0,31 µg/l <0,26 µg/l 0,29 µg/l	Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990 // Snarski & Olson, 1982, in RIVM, 1990 // Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990
Crustaceëen Cyclops Daphnia magna	Nauplii	HgCl ₂ Hg ²⁺	NOEC-14d NOEC	32 µg/l 1,1 µg/l	Mance, 1987, in RIVM, 1990 EPA, 1986, in RIVM, 1990

//		HgCl ₂	NOEC-21d	<1,7 µg/l	Skidmore& Firth, 1983, in RIVM, 1990
Faxonella clypeata	M	//	NOEC-30d	0,002 µg/l	Heit & Fingerman, 1977, in RIVM, 1990
//	V	//	//	0,2 µg/l	//
Procambarus clarki	M&v	//	//	0,02 µg/l	//
Vogels					
Gavia immer	adult	MeHg	EC-reproductie	≥0,3 µg/g BW nat	Barr, 1986 in Scheuhammer et al., 1998

Toxiciteit van kwik voor bodemorganismen

De concentratie is omgerekend naar een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum

Organisme	Chemische vorm	Test	Concentratie	Referente
Mollusca Arion ater	HgCl ₂	NOEC-27d voedselconsumptie	8,3mg/kg	Marigomez et al, 1986, in RIVM, &990

Ecotoxiciteitsgegevens voor arseen in zoet-, zout- en brakwatermilieu

Organisme	levensstadium	As-vorm	parameter	concentratie	referentie
Periphyton	-	arsenaat	EC ₂₀ -1 h	30 µg/l	Blanck & Wnangberg, 1988 in Reish et al., 1989
Annelida Tubifex costatus // // //	adult // // //	natriumarsenaat // // //	LC ₅₀ - 96-120 h LC ₅₀ - 7 d LC-16 d NOEC-16 d mortaliteit	500 mg/l 500 mg/l 125 < x < 250 mg/l 125 mg/l	Bryant et al., 1985 in Mance, 1990 // Bryant et al., 1985 in Mance, 1990 //
Nereis diversicolor	adult	natriumarsenaat	LC ₅₀ - 96 h	>14,5 mg/l	Bryan et al., 1979 in Mance, 1990
Tweekleppigen Crassostrea virginica Argopecten irradians Crassostrea gigas Crassostrea virginica Macoma balthica Mytilus edulis	embryo adult juveniel larve adult adult larve	- natriumarsenaat - As ₂ O ₃ As(III) Na-arsenaat As ₂ O ₃	LC ₅₀ -2d LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ -4d EC ₅₀ -2d ontw. LC ₅₀ - 48 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 8 d EC ₅₀ -2d ontw	7.500 µg/l arseniet 3,49 mg/l 3.490 µg/l arseniet 0,326 mg/l 7,5 mg/l 800-650 mg/l 15 - 180 mg/l >3 mg/l	Calabrese et al., 1973 Nelson et al., 1976 in Mance, 1990 Nelson et al., 1976 Martin et al., 1981 Nelson et al., 1976 in Mance, 1990 Bryant et al., 1979 in Mance, 1990 Martin et al., 1981
Crustacea Acartia clausii Cancer magister	adult zoca	As(III) As ₂ O ₃	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	0,508 mg/l 0,232 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990 Martin et al., 1981

Corophium voluptator	adult	natriumarsenaat natriumarsenaat	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 8 d	36-60 mg/l 1,8 - 14 mg/l	Bryant et al., 1979 in Mance, 1990 //
Palaeomonetes setiferus	adult	arseen trisulfide	LC ₅₀ - 96 h	31,4-57,8 mg/l	//
Penaeus sellferus	adult	arseentrisulfide	LC ₅₀ - 96 h	24,7 mg/l	//
Mysidopsis bahia	//	NaAsO ₂	LC ₅₀ -4d	1.740 µg/l	Lussier et al., 1985
Crangon crangon	//	Arsenaat	LC ₅₀ -7,5 d	50 mg/l arsenaat	Madison, 1992
4 crustaceeën	//	-	LC50 - 48 h	37-98 mg/l	Naqvi <i>et al.</i> (1985), in Stephan; <i>et al.</i> (1986)
Tanytarsus dissimilis	//	As ³⁺	LC50 - 48 h	97 mg/l	Holcombe <i>et al.</i> (1983), in Phipps <i>et al.</i> (1984)
Aplexa hypnorum			//	24,5 mg/l	
Mysidopsis bahia	adult	NaAsO ₂	EC-overleving 36 d	893 µg/l	//
Daphnia magna			EC-aantal nakomelingen	893 µg/l	Lussier et al., 1985
Ceriodaphnia dubia (acuut)	5 d larven	As ⁵⁺	LC ₅₀ -21d NOEC	5,8 mg/l 0,633 mg/l	Lussier et al., 1985
Ceriodaphnia dubia (acuut)	poriewater	As ³⁺	LC ₅₀ 48h	1540µg/l	Enserink et al., 1991 //
Daphnia magna (chronisch)	//	As ³⁺	//	1448µg/l	Boucher, A.M. et al, 1998
//	levenstabelstudie	As	21d LC ₅₀	5,8mg/l	Spehar R.L., et al 1980
Gammarus pseudolimneus	populatiestudie	As	EC ₅₀ (yield)	3,2mg/l	Enserink E.L. et al (1991)
Kreeftachtigen	adult	As ⁵⁺	NOEC-14 d mortaliteit	± 0,09 mg/l	//

			NOEC	88 µg/l	Spehar <i>et al.</i> , 1980
Lepomis macrochirus	juvieni adult	Na-arsenaat	NOEC-112d groei, overleving	0,23 mg/l 2,31 mg/l	Gilderhus, 1966 in Mance, 1990
Jordanella floridae	ei/larve	Na-arsenaat	NOEC-31 groei, overleving, uitkomst	2,13 mg/l	Lima <i>et al.</i> , 1984
Pimephales promelas	larve	Na-arsenaat	NOEC-29 groei, overleving NOEC	2,13 mg/l	Lima <i>et al.</i> , 1984
# soorten*				76 µg/l	RIVM, 1990
Vissen					
Apeltes quaudricus	adult	As(III)	LC ₅₀ - 96 h	14,95 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Chelon labrosus	adult	Arseentrioxide	LC ₅₀ - 96 h	27,3 mg/l	Hugman & Mance, 1983 in Mance, 1990
Limanda limanda	adult	Arseentrioxide	LC ₅₀ - 96 h	28,5 mg/l	Hugman & Mance, 1983 in Mance, 1990
Menidia menidia	adult	As(III)	LC ₅₀ - 96 h	16,3 mg/l	
Oncorhynchus gorbuscha	adult	Arseentrioxide	LC ₁₀₀ - 96 h LC ₁₀₀ - 7 d LC ₅₀ - 10 d	12,3 mg/l 7,2 mg/l 3,8 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990 Holland <i>et al.</i> , 1960 in Mance, 1990 // //
'Mosquitofish'	Static, T=21-22 Static, T=21-22	Mono sodium methyl arsonate Sodium arsenite,	LC50 - 96 h LC50 - 96 h	1300 mg/l 182 mg/l	In Spehar <i>et al.</i> (1980)
Esox masquinongy (‘muskellunge’)	'fry'; static	T=15, pH=7,2- 7,7	LC ₅₀ - 5 d	0,05 mg/l	//
//	newly hatched fry	//	LC50 - 96 h	>5 mg/l	//
//	swim-up fry to 5- week old fry	//	LC50 - 96 h	1,1 - 16 mg/l	//

'Mosquitofish'	adult		LC50 - 96 h	59 mg/l	//
fathead minnow	juvenile	//, T=21-22	LC50 - 96 h	135,1 mg/l	//
//		arsenic trisulfide, HD=40-48, T=22	TL _m - 96h	27 mg/l	//
'Brook trout'		sodium arsenite, flow through, T=25, pH=7,6-8, alk.=140-168,	TL _m - 48h	27,8 mg/l	In Brungs <i>et al.</i> (1977)
Channel catfish		HD=140-152	TL _m - 96h	31,2 mg/l	
Goudvis		//, T=15	//	44,9 mg/l	//
Flagfish		//, T=25	//	49,6 mg/l	//
Bluegill		//	//	72 mg/l	//
Green sunfish		//	TL _m - 12h	1000 mg/l	//
			TL _m - 18h	350 mg/l	
		sodium arsenate, static, T=20, pH=7,6-8,	TL _m - 24h	175 mg/l	//
		alk.=140-168,	TL _m - 48h	150 mg/l	//
Regenboogforel		HD=140-152	LC ₅₀ -96h	10,8 mg/l	//
		sodium arsenate, flow through, alk.=82-132, DO=4,8- 9,pH=6,4-8,3			In Brungs <i>et al.</i> (1978)

Amfibieën Rana hexadactyla	dikkopjes	-	LC ₅₀ - 96 h	249 µg/l	Khangarot, <i>et al.</i> (1985), in Stephan; <i>et al.</i> (1986)
Mollusken	-	-	NOEC	1000 µg/l	RIVM, 1990
Protozoëën	-	-	NOEC	2400 µg/l	RIVM, 1990
Vissen					
Lepomis macrochirus	juveniel adult	Na-arsenaat	NOEC-112d groei, overleving	0,23 mg/l 2,31 mg/l	Gilderhus, 1966 in Mance, 1990
Jordanella floridae	ei/larve	Na-arsenaat	NOEC-31 groei, overleving, uitkomst	2,13 mg/l	Lima et al., 1984
Pimephales promelas	Larve	Na-arsenaat	NOEC-29 groei, overleving	2,13 mg/l	Lima et al., 1984
# soorten*	-	-	NOEC	76 µg/l	RIVM, 1990

Ecotoxiciteitsgegevens van PCB-mengsels in zout-, zout- en brakwatermilieu

organisme	levensstadium	PCB-vorm	parameter	concentratie	referentie
Crustacea:					"
Gammarus fasciatus	-	1254	LC ₅₀ - 96 h	2,4 mg/l	Stahl, 1979
	-	1242	LC ₅₀ - 96 h	10 µg/l	Foster et al., 1977 in Verschüren, 1983
	-	1248	LC ₅₀ - 96 h	52 µg/l	Foster et al., 1977 in Verschüren, 1983
Orconectes nais	-	1254	LC ₅₀ - 7 dagen	0,1 mg/l	Stahl, 1979
	-	1242	LC ₅₀ - 7 dagen	30 µg/l	Sovocol, 1977 in Verschüren, 1983
Palaemonetes kadiakensis	-	1254	LC ₅₀ - 7 dagen	0,003 mg/l	Stahl, 1979
Clibanarius vittatus	-	1254	NOEC - 96 h	30 µg/l	Stahl, 1979
Microarthridion littorale (copepod)	-	arochlor 1254 test met gezeefd sediment van 40 m a 12 % DS in artificeel zeewater bij 20 C	LC ₅₀ -96 h EC-reproduction	M: 117 mg/kg Vr: 251 mg/kg 42 mg/kg	DiPinto et al., 1993
Vissen:					
Rasbora heteromorpha		1254	LC ₅₀ - 96 h	0,56 mg/l	Tooby & Hursey, 1975
Rasbora heteromorpha		1221	LC ₅₀ - 96 h	1,05 mg/l	Tooby & Hursey, 1975
Rasbora heteromorpha		1232	LC ₅₀ - 96 h	0,32 mg/l	Tooby & Hursey, 1975
Rasbora heteromorpha		1242	LC ₅₀ - 96 h	0,37 mg/l	Tooby & Hursey, 1975

Salmo gairdneri	adult	1242	LC ₅₀ - 5 d	0,067 mg/l	Verschüren, 1983
	embryo-larve	1242	LC ₅₀ - 96 h	1,0 g/l	//
Salmo gairdneri		1248	LC ₅₀ - 5 d	0,054 mg/l	//
Salmo gairdneri - adult	adult	1254	LC ₅₀ - 96 h	0,32 µg/l	//

organisme	levensstadium	PCB-vorm	parameter	concentratie	referentie
Crustacea:					
Penaus duorarum	adult	1254	LC ₅₁ - 15 d LC ₅₀ - 35 d LOEC kolonisatie NOEC kolonisatie	0,94 µg/l 3,5 µg/l 0,6 µg/l waterkolom 0,1 µg/l waterkolom	Stahl, 1979 Hansen, 1974 in Di Toro et al., 1991 //
Vissen					
Leiostomus xanthurus		1254	LC ₅₀ - 18 dagen	5 µg/l	Stahl, 1979
Lagodon rhomboides			LC ₅₀ - 12 dagen	5 µg/l	Stahl, 1979
Cyprinodon variegatus		1254	FCV	0,1 µg/l	Hansen & Tagatz, 1980 in Di Toro et al., 1991
Rasbora heteromorpha		1254	LC ₅₀ - 3 maanden	100 µg/l	Tooby & Hursey, 1975
Rasbora heteromorpha		1221	LC ₅₀ - 3 maanden	500 µg/l	Tooby & Hursey, 1975

Rasbora heteromorpha		1232	LC ₅₀ - 3 maanden	30 µg/l	Tooby & Hursey, 1975
Rasbora heteromorpha		1242	LC ₅₀ - 3 maanden	50 µg/l	Tooby & Hursey, 1975
Salmo gairdneri	-	1016	EC-enzymeaktiviteit - 4d	2.000 µg/l	Joshi & Misra., 1986
Salmo gairdneri		1242	LC ₅₀ - 25 dagen LC ₅₀ - 10 dagen	12 µg/l 45 µg/l	Tooby & Hursey, 1975
			LC ₅₀ - 25 dagen	0,132 mg/l	
Salmo gairdneri		1248	LC ₅₀ - 25 dagen LC ₅₀ - 10 dagen	3,4 µg/l 38 µg/l	Verschüren, 1983
Salmo gairdneri		1254	LC ₅₀ - 25 dagen LC ₅₀ - 10 dagen	27 µg/l 16 µg/l	Verschüren, 1983
Salmo gairdneri		1260	LC ₅₀ - 25 dagen	51 µg/l	Verschüren, 1983

organisme	levensstadium	PCB-vorm	parameter	concentratie	referentie
Vissen					
Ictalurus punctatus	embryo-larve	1254	LC ₅₀ -4d	1,76 µg/l	Spehar et al., 1980
Lepomis microlophus	embryo-larve	1254	LC ₅₀ -4d	0,53 µg/l	Spehar et al., 1980
Carassius auratus	embryo-larve	1254	LC ₅₀ -4d	1,18 µg/l	Spehar et al., 1980
Salmo clarki	-	1254	LC ₅₀ -4d	42 mg/l	Stahl, 1979

Salmo clarki	-	1221 1232 1242 1248 1260	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -4d	1,2 mg/l 2,5 mg/l 5,4 mg/l 5,7 mg/l 61 mg/l	in Brungs et al., 1978
Crustaceeën					
Daphnia magna	-	PCB101	LC ₅₀ -2d	>10 µg/l	Black <i>et al.</i> , 1993
//	-	Arochlor 1242	LC ₅₀ -2d	230 µg/l	Zou & Fingerman, 1997

organisme	levensstadium	PCB-vorm	parameter	concentratie	referentie
Vissen					
Lepomis macrochirus	-	1242 1248 1254 1260	LC ₅₀ -30 d LC ₅₀ -15 d LC ₅₀ -30 d LC ₅₀ -15 d LC ₅₀ -25 d LC ₅₀ -30 d LC ₅₀ -15 d LC ₅₀ -25 d LC ₅₀ -30 d	84 µg/l 164 µg/l 78 µg/l 111 µg/l 100 µg/l 177 µg/l 303 µg/l 289 µg/l 400 µg/l	in Brungs et al., 1978
Ictalurus punctatus	-	1242 1248	LC ₅₀ -30 d LC ₅₀ -15 d LC ₅₀ -30 d LC ₅₀ -15 d	87 µg/l 219 µg/l 75 µg/l 121 µg/l	in Brungs et al., 1978

		1254	LC ₅₀ -25 d	104 µg/l	
			LC ₅₀ -30 d	139 µg/l	
			LC ₅₀ -15 d	286 µg/l	
		1260	LC ₅₀ -25 d	181 µg/l	
			LC ₅₀ -30 d	433 µg/l	
Oryzias latipes (zoetwater vis)	embryo	PCB 126	LC ₅₀ -19 d	219 µg/l	Harris et al., 1994
		PCB 81	EC ₅₀ -zwemblaas	188 µg/l	
		PCB 77	LC ₅₀ -19 d	15.610 µg/l	
			EC ₅₀ -zwemblaas	2.345 µg/l	
			LC ₅₀ -19 d	> 250.000 µg/l	
			EC ₅₀ -zwemblaas	> 250.000 µg/l	
regenboogforel	niet geslachtsrijp	PCB 77	ED ₅₀ -EROD	134 µg/kg	Newsted et al., 1995
		PCB 126		5,82 µg/kg	
		PCB 169		93,7 µg/kg	
Pimephales	adult	5 congeneren	NOEC-13 weken	25 µg/l	Suedel et al., 1997
			NOEC-13 w reproductie		
			EC-13 weken groei	2.5 µg/l	Suedel et al., 1997
Crustaceeën					
Daphnia magna		Arochlor 1260	LC ₅₀ -21d	36 µg/l	Nebeker & Puglisi, 1974
//		//	//	1,3 µg/l	//
//		//	//	1,8 µg/l	//

//		//	//	31 µg/l	//
//		//	LC ₅₀ -14d	1,8 µg/l	//
//		//	//	24 µg/l	Maki & Johnson, 1975
Daphnia magna		Arochlor 1268	LC ₅₀ -21d	253 µg/l	Nebeker & Puglisi, 1974
//		Arochlor 1221	LC ₅₀ -21d	180 µg/l	//
//		Arochlor 1232	LC ₅₀ -21d	72 µg/l	//
//		Arochlor 1248	LC ₅₀ -14d	2,6 µg/l	//
//		//	LC ₅₀ -21d	25 µg/l	//
//		Arochlor 1262	LC ₅₀ -21d	43 µg/l	//
//		Arochlor 1242	LC ₅₀ -21d	67 µg/l	//

Ecotoxiciteitsgegevens voor Nikkel in zoet-, zout- en brakwatermilieu

organisme	levensstadium	Ni-vorm	effect	concentratie	referentie
Phytoplanton	-	-	EC-groei	50 - 100 µg/l	Spencer, 1980 in WHO, 1991
polychaeten Nereis diversicolor		sulfaat	LC ₅₀ -8 d	130 µg/l	Bryan, 1984
Neanthes arenaceodentata	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -10d	49.000 µg/l 16.090 µg/l	Reisch, 1978 Pesch et al., 1995
Capitella capitata	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ -4d	> 50.000 µg/l	Reisch, 1978
Ctenodrilus serratus	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ -4d	17.000 µg/l	Reisch, 1978
Nereis virens		nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	25 mg/l	Petrich & Reish, 1979
Tweekleppigen					
Crassostrea virginica	embryo larven	nikkelchloride	LC ₅₀ -2d LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -12 d	1.190 µg/l 1.180 µg/l 1.200 µg/l	Calabrese et al., 1973 // Calabrese et al., 1977
Mercenaria mercenaria	embryo larve	nikkelchloride	LC ₅₀ -2d LC ₅₀ -8 d	310 µg/l 5.700 µg/l	Calabrese & Nelson, 1974 Calabrese et al., 1977
Crassostrea gigas	larve	nikkelsulfaat	EC ₅₀ -48h ontw	0,349 mg/l	Martin et al., 1981
Macoma balthica	adult adult	nikkelchloride nikkelchloride	LC ₅₀ - 8 d LC ₅₀ - 96 h	80 - 180 mg/l 95-750 mg/l	Bryant et al., 1985 in Mance, 1990 //

Mya arenaria	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	320 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Mytilus edulis	larve	nikkelchloride	EC ₅₀ -48h ontw	0,891 mg/l	Martin et al., 1981
Villorita cyprinoides	adult	nikkelchloride	EC ₅₀ -filtratie LC ₅₀ -4d	0,003 mg/l 0,061 mg/l	Abraham et al., 1986 //
Echinodermata: Asterias forbesi	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	150 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Lytechinus pictus	embryo	nikkelchloride	EC-1h ontw. EC-20h ontw.	0,580 mg/l 0,05 mg/l	Timourian & Watchmaker, 1972 in Mance, 1990
Schaaldieren					
Acartia clausi	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	2,08 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Allorchestes compressa	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	32,02-37,5 mg/l	Ahsanullah, 1982 in Mance, 1990
Cancer magister	zoea	nikkelsulfaat	LC ₅₀ - 96 h	4,36 mg/l	Martin et al., 1981
Carcinus maenas	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 48 h	300 mg/l	Portmann 1968 in Mance, 1990
Corophium volutator	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	16-54 mg/l	Bryant et al., 1984 in Mance, 1990
Heteromysis forosa	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	0,152 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Mysidopsis bahia	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	0,508 mg/l	Lussier et al., 1985
Mysidopsis bigelowi		nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	0,634 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Pagurus longicarpus		nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	47 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Tigriopus japonicus	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	6,36 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Allorchestes compressa	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 7 d	10,9 - 13,8 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990
Corophium volutator		nikkelchloride	LC ₅₀ - 8 d LC ₅₀ -4 d	5,2 - 15 mg/l 5 - 54 mg/l	// Bryant et al., 1985 in WHO, 1991
Vissen					

Leiostomus xanthurus	adult	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	70 mg/l	US-EPA, 1987 in WHO, 1991
Chelon labrosus	adult	nikkelnitraat	LC ₅₀ - 96 h	118,3 mg/l	Hugman & Mance, 1983 in Mance, 1990
Fundulus heteroclitus		nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	350 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Menidia menidia	larve	nikkelchloride	LC ₅₀ - 96 h	7,96 mg/l 38 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990 US-EPA, 1987 in WHO, 1991

Organismen	levensstadium		parameter	concentratie	referentie
Echinodermen					
Strongylocentrotus sp.	embryo	-	EC-ontwikkeling	590 µg/l	Timourian & Watchmaker, 1972 in WHO, 1991
Polychaeten					
*Ctenodrilus serratus	adult		EC reproductie	500 µg/l	Reish, 1978
Schaaldieren					
Mysidopsis bahia	adult	NiCl ₂	EC ₅₀ -36 d overleving EC ₅₀ -36 d aantal nakomelingen	93 µg/l 93 µg/l	Lussier et al., 1985

Organisme	levensstadium	effect	concentratie	referentie
Crustaceeën				
Hyalella azteca		LC ₅₀ -10 d	780 µg/l	Phipps et al., 1995
Daphnia pulicaria	Ni	LC ₅₀ -48h	2,15 (0,697 – 3,757) mg/l	Lind <i>et al.</i> , 1978
Ceriodaphnia dubia	NiCl	LC ₅₀ -48h	140 (13 - >200) µg/l	Schubauer-Berigan <i>et al.</i> , 1993
Daphnia magna	NiCl	LC ₅₀ -48h	1,15 mg/l	Ding, 1980
//	//	LC ₅₀ -48h	7,3 mg/l	Khengarot, B.S. <i>et al.</i> , 1987
//	//	LC ₅₀ -48h	2,52 (1,8 – 4,97) mg/l	Chapman <i>et al.</i> , 1980
//	Ni(NO ₃) ₂	LC ₅₀ -48h	0,915 mg/l	Call <i>et al.</i> , 1983
Daphnia pulex	NiCl	LC ₅₀ -48h	912 mg/l	Jindal, R. & Verma, A. (1990)
Anneliden				
Lumbriculus variegatus	-	LC ₅₀ -10 d	12160 µg/l	Phipps et al., 1995

organisme	Levensstadium		effect	Concentratie	referentie
Amhpiipoden					
Hyalela azteca	-	-	LC50-1 w	80 µg/l	Borgmann et al., 1998
Bacteriën					
Methanobacterium thermoautotrophicum TAM		NiCl ₂	NOEC-6h	100.000 µg/l	Ahring & Westermann, 1985, in RIVM, 1990
		//	//	6.000µg/l	//

E. Coli		//	NOEC-5h	5.000 µg/l	Babich & Stotzky, 1983, in RIVM, 1990
Pseudomonas tabaci		//	NOEC-25h	130.000 µg/l	Sigee & Al-Rabae, 1986, in RIVM, 1990
Pseudomonas putida		//	NOEC-24h	1,25 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1977, in RIVM, 1990
Algen					
Chlamydomonas sp.		NiCl ₂	NOEC-12d	10.000 µg/l	Folsom et al., 1986, in RIVM, 1990
Scenedesmus quadricauda			NOEC-8d	650 µg/l	Bringmann, 1978, in RIVM, 1990
Anabaena inaequalis			NOEC-12d	25 µg/l	Babich & Stotzky, 1983, in RIVM, 1990
Microcystis aeruginosa		//	NOEC-8d	2,5 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1978, in RIVM, 1990
Nostoc muscorum		//	NOEC-15d	<500 µg/l	Rai & Raizada, 1987, in RIVM, 1990
Protozoëen					
Chilomonas parameacium		NiCl ₂	NOEC-48h	410 µg/l	Bringmann et al., 1980, in RIVM, 1990
Uronema parduczi		//	NOEC-20h	21 µg/l	//
Entosiphon sulcatum		//	NOEC-72h	70 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1978, in RIVM, 1990
Crustaceëen					
Daphnia magna			NOEC-21d	<30 µg/l	Skidmore & Firth, 1985, in RIVM, 1990
//		Ni(CH ₃ COO) ₆	//	90 µg/l	Kuhn et al., 1989, in RIVM, 1990
//		//	//	700 µg/l	//
Vissen					
Pimephales promelas			NOEC-365d	380 µg/l	Mance et al., 1987, in RIVM, 1990
//	Larven		NOEC-25d	380 µg/l	//
Salmo gairdnerii	Eieren	NiCl ₂	NOEC-85d	62 µg/l	Nebeker et al., 1985, in RIVM, 1990

//	//	//	NOEC-52d	134 µg/l	//
//	larven	//	NOEC-38d	134 µg/l	//

Toxiciteit van nikkel voor bodemorganismen

De concentratie is omgerekend naar een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum

Organisme	Chemische vorm	Test	Concentratie	Referente
Oligochaeta				
Lumbricus rubellus	NiCl ₂	NOEC-12w reproductie	65mg/kg	Ma, 1982, in RIVM, &990
	NiCl ₂	NOEC-12w groei	110mg/kg	Ma, 1982, in RIVM, &990
Eisenia foetida	Ni(NO ₃) ₂	LC ₅₀ -14d	883mg/kg	Neuhauser et al, 1985, in RIVM, 1990

Ecotoxiciteitsgegevens voor PAK's in het zoet-, zout- en brakwatermilieu

PAK	Organisme	levensstadium	test	concentratie	referentie
Benzo(a)pyreen	MARIEN				
	mariene bacteria Vibrio parahaemolyticus	-	EC-lag fase	4 µg/l	Calder & Lader, 1976
	Anneliden Neanthes arenaceodentata	adult	LC ₅₀ -4d	> 1.000 µg/l	Rossi & Neff, 1978
	ZOETWATER				
	Crustaceeën Daphnia pulex Daphnia magna	- -	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -5h	5 µg/l 1,5 µg/l	Trucco <i>et al.</i> , 1983 Newsted & Giesy, 1987
	Vissen Pimephales promelas	larve	LC ₅₀ -40 h	5,6 µg/l	Oris & Giesy, 1987
	Cycliopsis lucida	- -	LC ₅₀ -1 d tot 3 d LC ₅₀ -24h	2 - 8 µg/l 1,2 < C < 3,7 mg/l	Kagan <i>et al.</i> , 1986 in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Goddard <i>et al.</i> , 1987
insecten Aedes aegypti	-	LC ₅₀ -36h	0,002 mg/l	Kagan <i>et al.</i> , 1986 in Slooff <i>et al.</i> , 1989	
Amfibieën Rana pipiens	-	LC ₅₀ -24h	> 6,7 mg/l	Kagan <i>et al.</i> , 1987, in Slooff <i>et al.</i> , 1989	
Acenaphthyleen	Crustaceeën	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	490 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
Benz(a)antraceen	ZOETWATER				

	crustaceeën -	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	6,6 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Daphnia magna Daphnia pulex	- -	LC ₅₀ -12 h LC ₅₀ -4d	1,8 µg/l 10 µg/l	Newsted & Giesy, 1987 Slooff <i>et al.</i> , 1989
	vissen Pimephales promelas	larve	LC ₅₀ -65 h	1,8 µg/l	Oris & Giesy, 1987
	algen Anabaena flos-aquae	-	EC ₅₀ -4d	580 µg/l	Phipps <i>et al.</i> , 1984
Naphthaleen	MARIEN bacterioplankton	-	EC ₅₀ -biochemie - 2,2 d MIC - 2,2 d*	13.880 µg/l 1.000 µg/l	Hudak & Fuhrman, 1988 //
	bacteria Serratia marinorubra	-	EC-lag fase	11.000 µg/l	Calder & Lader, 1976
	mollusken Mytilus edulis	adult	EC ₅₀ -voeding	740-1.150 µg/l	Donkin <i>et al.</i> , 1989
	- crustaceeën Amphipoden Artemina salina	adult adult	LC ₅₀ -48h QSAR LC ₅₀ -poriewater 10 d LC ₅₀ -24h	5mg/l 3.500 µg/l 10.600 µg/l	Milleman <i>et al.</i> , 1984 Swartz <i>et al.</i> , 1995 Abernethy <i>et al.</i> , 1986
	Daphnia magna Daphnia pulex Gammarus minus Anneliden Neanthes arenaceodentata	- - - Adult	L(E)C ₅₀ -48h LC ₅₀ -96h LC ₅₀ -48h LC ₅₀ -4d	2,2mg/l 1mg/l 3,9mg/l 3.800 µg/l	Milleman <i>et al.</i> , 1984, in Slooff, 1989 Trucco <i>et al.</i> , 1983, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Milleman <i>et al.</i> , 1984 Rossi & Neff, 1978

	algen				
	Chlorella vulgaris	-	EC ₅₀ -48h	33mg/l	Kauss i Hutchinson, 1975
	Selenastrum capricornutum	-	EC ₅₀ -4h	3mg/l	Milleman <i>et al.</i> , 1984, in Slooff, 1989
	Nitzschia palea	-	EC ₅₀ -4h	2,8mg/l	//
	Nitzschia palea	-	EC ₅₀ -1h	15mg/l	Kusk, 1978, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	phytoplankton (natuurlijke populatie)	-	EC ₅₀ -2h	10mg/l	Kusk, 1981, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	insecten				
	Aedes aegypti	-	LC ₅₀ -24h	>6,7mg/l	Kagan <i>et al.</i> , 1987, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Chironomus tentans	-	LC ₅₀ -48h	2,8mg/l	Milleman <i>et al.</i> , 1984
	Stomatochlora cingulata	-	LC ₅₀ -96h	2mg/l	Correa & Coler, 1983
	vissen				
	Gambusia affinis	-	LC ₅₀ -96h	150mg/l	Wallen <i>et al.</i> , 1957, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Mycorhyngus kisutch	-	LC ₅₀ -72h	3,2<C<5,6mg/l	Holland <i>et al.</i> , 1964, in Sloof <i>et al.</i> , 1989
	Mycorhyngus kisutch	-	LC ₅₀ -96h	2,1mg/l	Moles <i>et al.</i> , 1981, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Pimephales promelas	-	LC ₅₀ -96h	2mg/l	Milleman <i>et al.</i> , 1984
	Salmo gairdneri	-	LC ₅₀ -96h	1,6mg/l	DeGraeve <i>et al.</i> , 1982
	Parotherodon mossambicus	-	LC ₅₀ -96h	7,9mg/l	Dange & Masurekar, 1982
	Amfibieën				
	Rana pipiens	-	LC ₅₀ -24h	>6,7mg/l	Kagan <i>et al.</i> , 1987, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Kenopus laevis	-	LC ₅₀ -96h	2,1mg/l	Edmisten & Bantle, 1982
Fluoreen	Anneliden				
	Neanthes arenaceodentata	onvolwassen	LC ₅₀ -4d	1.000 µg/l	Rossi & Neff, 1978
	Crustaceeën	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	270 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	MARIEN				

Pyreen	Bacteriën Vibrio parahaemolyticus	-	EC-lag fase	45 µg/l	Calder & Lader, 1976
	Crustaceeën Amphipoden	Adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	14 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Artemia salina	adult	LC ₅₀ -24 h	0,1 mg/l (= oplosbaarheidsgrens)	Abernethy <i>et al.</i> , 1986
	Mollusken Mytilus edulis	adult	EC ₅₀ -voeding	> 40 µg/l (oplosbaarheidsgrens in zeewater bij 15 C)	Donkin <i>et al.</i> , 1989
	ZOETWATER				
	insecten Aedes aegypti	-	LC ₅₀ -1d	35 µg/l	Borovsky <i>et al.</i> , 1987 in Pilli <i>et al.</i> , 1988
	vissen Gambusia affinis Pimephales promelas	adult -	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -3 h	2,6 µg/l 25,6 µg/l	Verschueren, 1983 Oris & Giesy, 1987
Benzo(ghi)peryleen	ZOETWATER crustaceeën Daphnia magna	-	LC ₅₀ -12 h	0,2 µg/l	Newsted & Giesy, 1987
Chryseen	MARIEN algen Antithamnion plumula	-	EC ₅₀ (groeistimulatie)	300 µg/l	Boney, 1974
	anneliden				

	Neanthes arenaceodentata	adult	LC ₅₀ -4d	> 1.000 µg/l	Rossi & Neff, 1978
	crustaceeën amphipoden	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	6,6 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
Dibenz(a,h)antracene	ZOETWATER				
	anneliden Neanthes arenaceodentata	adult	LC ₅₀ - 4 d	> 1.000 µg/l	Rossi & Neff, 1978
	crustaceeën Daphnia magna	-	LC ₅₀ -3 h	0,4 µg/l	Newsted & Giesy, 1987
Benzo(b)fluorantheen	ZOETWATER				
	crustaceeën amphipoden	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	0,38 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
Benzo(k)fluorantheen	ZOETWATER				
	crustaceeën Daphnia magna	-	LC ₅₀ -12 h	1,4 µg/l	Newsted & Giesy, 1987
	amphipoden	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	0,17 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
Acenaphtheen	MARIEN				
	algen Antithamnion plumula	-	EC3-groei	300 µg/l	Boney, 1974
	anneliden Neanthes arenaceodentata	juveniel -	LC ₅₀ -4 d	16.440 µg/l 3.600 µg/l	Thurnsby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a Horne <i>et al.</i> , 1983
	mollusken Crepidula fornicata	larve	LC ₅₀ -4 d	3.436 µg/l	Thurnsby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a
	Mytilus edulis	adult	EC ₅₀ -voeding	280-510 g/l	Donkin <i>et al.</i> , 1989

	crustaceeën Mysidopsis bahia	juveniel	LC ₅₀ -4d GMAV**	160 tot 970 µg/l 317,7 µg/l	EG&G Bionomics, 1982 Thurnsby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a
	Leptocheirus plumulosus	juveniel adult	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -poriewater - 10 d	1.125 µg/l 1.496 µg/l	Thurnsby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Ampelisca abdita	adult	LC ₅₀ -4 d	589,4 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1991 in EPA, 1991a
	Palaeomonetes pugio	larve	LC ₅₀ -4 d	677 tot 1.697 µg/l	Horne <i>et al.</i> , 1983 en Thursby, 1991
	Crangon septemspinus	-	LC ₅₀ -4 d	245 µg/l	//
	Amphipoden	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	970 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Eohaustorius estuarius	adult	LC ₅₀ -poriewater - 10 d	708 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Echinodermen Arbacia punctulata	embryo	LC ₅₀ -4 d	8.163 µg/l	Thurnsby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a
	vissen: Cyprinodon variegatus	juveniel adult	LC ₅₀ -4 d	2.300 µg/l 3.100 µg/l	Heitmuller <i>et al.</i> , 1981 Ward <i>et al.</i> , 1981
	Menidia beryllina	juveniel -	LC ₅₀ -4 d	5.564 µg/l 2.300 µg/l	Thurnsby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a Horne <i>et al.</i> , 1983
Antraceen	MARIEN Micro-organismen	-	EC ₅₀	> 75 µg/l	Walker, 1989
	algen Anthithamnion plumula	-	EC ₂₀ -groei	300 µg/l	Boney, 1974

	crustaceeën				
	Artemia salina	adult	LC ₅₀ -24 h LC ₅₀ -3h	> 50 µg/l = oplosbaarheidsgrens 20 µg/l	Abernethy <i>et al.</i> , 1986 Kagan <i>et al.</i> , 1985 in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Daphnia pulex Daphnia magna	adult adult	EC ₅₀ -beweging LC ₅₀	754 µg/l 35 – 3.030 µg/l	Sheedy <i>et al.</i> , 1991 Slooff <i>et al.</i> , 1989
	//	adult	QSAR LC ₅₀ -porriewater - 10 d	180 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Daphnia magna Daphnia magna Daphnia pulex mollusken		LC ₅₀ -48h LC ₅₀ -2h EC ₅₀ -24h	0,035mg/l 0,02mg/l 0,001mg/l	Abernethy <i>et al.</i> , 1986, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Kagan <i>et al.</i> , 1985,1987, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Geiger & Allred & Giesy, 1985, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Mytilus edulis	45 – 50 mm	EC lysosomale activiteit	< 10 µg/l	Moore & Farrar, 1985
	vissen				
	Pimephales promelas (zoetwater)	adult	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -1d	19,1 µg/l 360 µg/l	Sheedy <i>et al.</i> , 1991 Kagan <i>et al.</i> , 1985 in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Lepomis macrochirus (zoetwater) Pimephales promelas Insecten Aedes aegypti	Adult	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -48h	5 -46 µg/l 0,36mg/l 0,027mg/l 0,001mg/l	Oris & Giesy, 1986 Kagan <i>et al.</i> , 1985, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Oris <i>et al.</i> , 1984, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Borovsky <i>et al.</i> , 1987

	Aedes aegypti Aedes taeniorhynchus Culex quinquefasciatus		LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -24h	0,26mg/l 0,037mg/l	Borovsky <i>et al.</i> , 1987 Borovsky <i>et al.</i> , 1987
	Amfibieën Rana pipiens Rana pipiens		LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -5h	0,11mg/l 0,025mg/l	Kagan <i>et al.</i> , 1985, 1987 Kagan <i>et al.</i> , 1984, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
Fluorantheen	Mariene algen Sceletonema costatum		EC ₅₀ -4d	45.000 µg/l	in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Algen Selenastrum capricornutum		EC ₅₀ -96h	54mg/l	US EPA, 1980, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Amphipoden				
	Amphipoden Rhepoxynius abronius	adult	4 verschillende sedimenten LC ₅₀ -10 d poriewater totaal LC ₅₀ -10 vrij poriewater LC ₅₀ poriewater LC ₅ poriewater LOEC-acute poriewater LC ₁₀₀ - 4d	16,1 µg/l 13,45 µg/l 22,7 – 29,4 µg/l 12 µg/l 40 µg/l 62 µg/l	De Witt <i>et al.</i> , 1991 in EPA, 1991b EPA, 1980 Swartz <i>et al.</i> , 1989
		adult	LC ₅₀ -poriewater-10d	23,8 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1990
	amphipoden	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater - 10 d	29 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Ampelisca abdita	juveniel	LC ₅₀ -4 d	66,93 µg/l	Champlin & Poucher

	Wormen Neanthes arenaceodentata	adult	LC ₅₀ -4 d	500 µg/l	Rossi & Neff, 1978
	Weekdieren Mulinia lateralis	juveniel	LC ₅₀ -4 d	10.710 µg/l	Champlin & Poucher, 1991 in EPA, 1991b
	Schaaldieren Mysidopsis bahia	juveniel	LC ₅₀ -4 d testen LC ₅₀ -4d	10, 7 µg/l 40 µg/l	EPA, 1991b Kagan <i>et al.</i> , 1985 in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Artemia salina	adult	LC ₅₀ -3 h	40 µg/l	Kagan <i>et al.</i> , 1985 in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Paleomonetes pugio Daphnia magna Daphnia magna	juveniel	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -48h LC ₅₀ -2h	21,55 µg/l 142,5 µg/l 320mg/l 0,004mg/l	Champlin & Poucher, 1991 in EPA, 1991b LeBlanc, 1980, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Kagan <i>et al.</i> , 1985, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Echinodermata Arbacia punctulata	embryo	LC ₅₀ -4 d	3,9 µg/l	Champlin & Poucher, 1991 in EPA, 1991b
	Vissen Cyprinodon variegatus Lepomis macrochirus Pimephales promelas	juveniel	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -96h LC ₅₀ -24h	158,8 µg/l 172 g/l 560.000 µg/l 4mg/l 0,1mg/l	Champlin & Poucher, 1991 in EPA, 1991b // Heitmuller <i>et al.</i> , 1981 Buccafusco <i>et al.</i> , 1981, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Kagan <i>et al.</i> , 1987, in Slooff <i>et al.</i> , 1989

	Menidia beryllina Amfibieën Rana pipiens	juveniel	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -24h	13,05 - 616,6 µg/l 0,09mg/l	Champlin & Poucher, 1991 in EPA, 1991b Kagan <i>et al</i> , 1985, 1987, in Slooff <i>et al</i> , 1989
	Schaaldieren Aedes aegypti	-	LC ₅₀ -1d	10 µg/l	Borovsky <i>et al.</i> , 1987 in Pilli <i>et al.</i> , 1988
	Daphnia magna Insecten Aedes aegypti Aedes taeniorhynchus Aedes quinquefasciatus	-	LC ₅₀ -11 h LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -24h	9 µg/l 0,01mg/l 0,05mg/l 0,04mg/l	Newsted & Giesy, 1987 Borovsky <i>et al</i> , 1987, in Slooff <i>et al</i> , 1989 Borovsky <i>et al</i> , 1987, in Slooff <i>et al</i> , 1989
Phenantreen	Bacterioplancton	-	EC ₅₀ -biochemie 3,2 d MIC - 3,2 d	962 µg/l 100 µg/l	Hudak & Fuhrman, 1988 //
	Algen phytoplankton natuurlijke populatie Anthithamnion plumula Phaeodactylum tricoratum Nitzschia palea Selenastrum capricornutum Nitzschia palea		EC ₅₀ -2h assimilatie EC-groei EC ₅₀ -2 h assimilatie EC ₅₀ -4h EC ₅₀ -4h EC ₅₀ -4h	500 µg/l 300 µg/l 500 - 1.000 µg/l 700 - 1.200 µg/l 0,9mg/l 0,9mg/l	Kusk, 1981 Boney, 1974 Kusk, 1981 // Milleman <i>et al</i> , 1984 //

	Annelida Neanthes arenaceodentata	onvolwassen	TL _m - 4 d	600 µg/l	Rossie & Neff, 1978
	Dinophilus gyrociliatus	juveniel	LC ₅₀ -4d	185,4 µg/l	Battelle Ocean Science, 1987 in EPA, 1991c
	Crustacea Artemia sp. Rhithropanopea harrissii Balanus amphitrite niveus Chtamalus fragilis	- larve -	EC ₅₀ -24h LC ₅₀ -24h LC ₅₀ LC ₅₀ -1h	0,68 µg/l 200 - 300 µg/l 500 µg/l 70% oplosbaarheid	Abernethy <i>et al.</i> , 1986 Laughlin & Neff, 1979 in 1 Anoniem, 1986 in 1 Winters <i>et al.</i> , 1977 in 1
	Mysidopsis bahia	juveniel	LC ₅₀ -4d	17,7 µg/l 27,10 µg/l	Battelle Ocean Science, 1987 Kuhn & Lussier, 1987 in EPA, 1991c
	Palaemonetes pugio	adult	LC ₅₀ -4d	145,4 - 200,8 µg/l	Battelle Ocean Science, 1987 in EPA, 1991c
	Pagurus longicarpus Daphnia magna Daphnia magna Daphnia pulex Daphnia pulex Gammarus minus	adult	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -48h LC ₅₀ -2h L(E)C ₅₀ -48h LC ₅₀ -96h LC ₅₀ -48h	163,7 µg/l 0,2mg/l 0,45mg/l >1,1mg/l 0,1mg/l 0,5mg/l	Battelle Ocean Science, 1987 Abernethy <i>et al.</i> , 1986 Kagan <i>et al.</i> , 1987, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Geiger & Buikema, 1981 Trucco <i>et al.</i> , 1983, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Milleman <i>et al.</i> , 1984, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Amphipoden	adult	QSAR LC ₅₀ -poriewater-10d	240 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995
	Eohaustorius estuarius	adult	LC ₅₀ -poriewater - 10 d	158 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1995

	Leptocheirus plumulosus	adult	LC ₅₀ -poriewater - 10 d LC ₅₀ -4d	309 µg/l 198,4 µg/l	De Witt <i>et al.</i> , 1992 Swartz, 1991 in EPA, 1991c
	Echinoidea: Diadema antillarum		EC-verkalking	500 µg/l	Anoniem, 1986 in 1
	Gastropoda Littorina littorea	adult	EC-lysosomale membranen	40 - 400 µg/l	Pipe & Moore, 1986 in 1
	Nassarius obsoletus	adult	LC ₅₀ -4d	> 245 µg/l	Battelle Ocean Science, 1987 in EPA, 1991c
	Molluscen Mytilus edulis Onthamalus fragilis	40-50 mm 45-50 mm embryo	EC ₅₀ -voedselopname EC-lysosomal act. EC ₅₀ -1h	110 - 200 µg/l 100 µg/l 530 µg/l	Donkin <i>et al.</i> , 1989 Moore & Farrar, 1985 Donahue <i>et al.</i> , 1977 in 1
	Vissen Petromyzon marinus	larve	NOEC-12h	5.000 µg/l	Anoniem, 1986 in 1
	Cyprinodon variegatus	juveniel adult	LC ₅₀ -4d	> 245 µg/l 429,4 µg/l	Battelle Ocean Science, 1987 //
	Menidia menidia Insecten Aedes aegypti Chironomus tentans Amfibieën	adult	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -24h LC ₅₀ -48h	108 µg/l 0,5mg/l 0,5mg/l	Battelle Ocean Science, 1987 Kagan <i>et al.</i> , 1987, in Slooff <i>et al.</i> , 1989 Milleman <i>et al.</i> , 1984

	Rana pipiens		LC ₅₀ -24h	>6,7mg/l	Kagan <i>et al</i> , 1987, in Slooff <i>et al</i> , 1989
--	--------------	--	-----------------------	----------	--

** MIC = minimum inhibitie concentratie

** GMAV = geometrisch gemiddelde van acute waarden binnen in het genus

PAK	Organismen	levensstadium	parameter	concentratie	referentie
Benzo(a)pyreen	aquatische organismen	-	QSAR laagste LOEC	1,2 µg/l	Burmester <i>et al.</i> , 1991
	Algen Selenastrum capricornutum	-	EC-7d	2,5 - 44 µg/l	Cody <i>et al.</i> , 1984 in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Vissen Pimephales promelas Salmo gairdneri Lepomis macrochirus Amfibieën Pleurodeles waltl	juveniel embryo-juveniel juveniel stage 53 larvae	EC-cytotoxisch 40 d LC-60 tot 365 d EC-cytotoxisch 40 d NOEC-1w	1 µg/l 0,1 - 18 µg/l 1 µg/l 0,1mg/l	Pratt <i>et al.</i> , 1988 in Sheedy <i>et al.</i> , 1991 Black <i>et al.</i> , 1988 in Sheedy <i>et al.</i> , 1991 Shugart <i>et al.</i> , 1988 in Sheedy <i>et al.</i> , 1991 Siboulet <i>et al.</i> , 1984, in Slooff <i>et al.</i> , 1989
Acenaphtheen	Schaaldieren Mysidopsis bahia	juveniel adult	NOEC LOEC-voorplanting	100 - 240 µg/l 44,6 µg/l 340 µg/l 91,8 µg/l	Horne <i>et al.</i> , 1983 Thursby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a Horne <i>et al.</i> , 1983 Thursby <i>et al.</i> , 1989 in EPA, 1991a
	Vissen Cyprinodon variegatus	embryo juveniel adult	NOEC NOEC LOEC-voortplanting	240-520 µg/l 1.000 µg/l 970 µg/l	Ward <i>et al.</i> , 1981 Heitmuller <i>et al.</i> , 1981 Ward <i>et al.</i> , 1981
Benz(a)antraceen	zoetwateralgen Anabaena flos-aquae	-	EC ₅₀ -14 d	14 µg/l	Bastian & Toetz, 1982
	aquatische organismen	-	QSAR laagste LOEC	3 µg/l	Burmester <i>et al.</i> , 1991

Naphthaleen	vissen				
	Oncoryhnchus kisutch	Adult	ACR (acute-chronische ratio)	6 - < 29	Kenaga, 1982
	Eropterus salmoides	4d post hatching	LC ₅₀ -1 week	0,51 mg/l	Milleman <i>et al</i> , 1984, in Slooff <i>et al</i> , 1989
	Oncoryhnchus kisutch		NOEC-6w	0,37 mg/l	Moles <i>et al</i> , 1981, in Slooff <i>et al</i> , 1989
	Pimephales promelas	30d post hatching	NOEC-4w	0,45 mg/l	DeGraeve <i>et al</i> , 1982, in Slooff <i>et al</i> , 1989
	Patherodon mossambicus	3g	NOEC-10w	<0,9 mg/l	Dange & Masurekar, 1982, in Slooff <i>et al</i> , 1989
	Patherodon mossambicus	25 ± 1,5g	NOEC-10w	<2,3 mg/l	Dangè, 1986, in Slooff <i>et al</i> , 1989
Salmo gairdneri	4d post hatching	LC ₅₀ -4w	0,11 mg/l	Milleman <i>et al</i> , 1984, in Slooff <i>et al</i> , 1989	
Fluorantheen	Schaaldieren	levenscyclus	NOEC	0,1 tot 11 µg/l	Champlin & Poucher, 1991 in EPA, 1991b EG&G, 1978 in EPA, 1991b Kenaga, 1982 EPA, 1980 in Slooff <i>et al.</i> , 1989
	Mysidopsis bahia	adulten	LOEC	18,8 µg/l	
		levenscyclus	LOEC	21,0 µg/l	
			ACR (acute/chronische ratio)	3	
			NOEC	12 µg/l	
	Amphipoden				
	Rhepoxinius abronius	adult	LOEC-poriewater	16 µg/l	Swartz <i>et al.</i> , 1989
	aquatise organismen	-	QSAR laagste LOEC	13 µg/l	Burmester <i>et al.</i> , 1991
Fluoreen	Lepomis macrochirus (zoetwatervis)	adult	MATC (max. aanvaarbare toxicant concentratie)_ NOEL	67 µg/l	Sun <i>et al.</i> , 1995
Phenanthreen	Algen				
	Anabaena flos-aquae		NOEC-2w	0,6 mg/l	Bastian & Toetz, 1982, in Slooff <i>et al</i> , 1989
	Schaaldieren				
	Mysidopsis bahia	levenscyclus	LC ₁₀₀ NOEC-overleving, groei, re- productie	11,9 µg/l 5,5 µg/l	Kuhn & Lussier, 1987 in EPA, 1991c //

	Daphnia pulex		ACR = 3,33 NOEC	0,11 mg/l	EPA, 1991c Geiger & Buikema, 1982, in Slooff <i>et al</i> , 1989
	Rhitropanopeus harrisi Vissen Eropterus salmoides Salmo gairdneri	zoea-megalops 4d post hatching 4d post hatching	NOLC-7d EC-30 d op groei LC ₅₀ -1w NOEC	150 µg/l 25 - 100 µg/l 0,18 mg/l 0,03 mg/l	Laughlin & Neff, 1979 in 1 Anoniem, 1986 in 1 Milleman <i>et al</i> , 1984, in Slooff <i>et al</i> , 1989 Milleman <i>et al</i> , 1984, in Slooff <i>et al</i> , 1989
Chryseen	Algen Anabaena flos-aquae		NOEC	0,001 mg/l	Bastian & Toetz, 1982, in Slooff <i>et al</i> , 1989
Benz(a)antraceen	Algen Anabaena flos-aquae		NOEC	0,003 mg/l	Bastian & Toetz, 1982, in Slooff <i>et al</i> , 1989
Pyreen	Aquatische organismen	-	QSAR laagste LOEC	13 µg/l	Burmester <i>et al.</i> , 1991

PAK	Organismen	parameter	concentratie	
Acenaphtheen	amphipoden Eohaustorius estuarius	LC ₅₀ 10 d verschillende slibsoorten	1.630 - 4.330 µg/g OC	Swartz, 1991 in EPA, 1991a
	Leptocheirus plumulosus		7.730 - > 23.500 µg/g OC	//
Fluorantheen	Amphipoden Rhepoxynius abronius	4 verschillende sedimenten LC ₅₀ sediment 0,2 % O.C	3,4 µg/g sediment dg	Swartz <i>et al.</i> , 1990

		LC ₅₀ sediment 0,5 % O.C LC ₅₀ op org. koolstof LC ₅₀ -10 d 4 slibsoorten	10,7 µg/g sediment dg 1.600-2.140 µg/g OC 3.305 µg/g OC	EPA, 1980 De Witt <i>et al.</i> , 1991 in EPA, 1991b
	Corophium spinicorne	LC ₅₀ sediment met 0,2 % O.C.	5,1 µg/g sediment d.g.	Swartz <i>et al.</i> , 1990
Phenanthreen	Amphipoden Eohaustarius estuarius Leptocheirus plumulosus	LC ₅₀ -10 d LC ₅₀ -10 d	3.820-4.050 µg/g o.c. 6.490-8.200 µg/g o.c.	Swartz, 1991 in EPA, 1991c Swartz, 1991 in EPA, 1991c

	levenssta- dium	PAK's	belangrijkste testcondi- ties	Testparameter	effectconcentratie	referentie
Acute toxiciteit						
Leiostomus xanthurus	juveniel	22	vissen in contact met sediment, S = 15‰, T = 25,8 C	LC ₅₀ -2 h LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -28 d	21.200 µg/g ± 12.000 µg/g ± 600 µg/g	Roberts <i>et al.</i> , 1989 // //
Chronische toxiciteit						
Pseudopleuronectes americanus	adult, _	naphaleen, fluoreen, phe- nantreen py- reen	blootstelling aan sedi- ment in verschillende concentraties gedurende 4 maanden	EC-immunologisch systeem EC-mixed function oxygease activiteit EC-conditie index (lever) EC-leverhypertrofie	25-50 µg/g sediment 1 µg/g sediment 38-44 µg/g sediment vanaf 525 µg/g	Payne & Fancey, 1989 Payne <i>et al.</i> , 1988 // //
Clupea harengus	eistadium larven	mengsel uit verweerde olie	PAK oplosbare fractie, blootstelling over 16 d in zeewater	LOEC- 16 d LOEC-16 d LOEC-16 d	8 µg/l 0.7 µg/l 0.4 µg/l	Carls <i>et al.</i> , 1999 // //

Salmo species	larve	mengsel uit verweerde olie	PAK oplosbare fractie	LOEC	1.0 µg/l	in Carls <i>et al.</i> , 1999
----------------------	--------------	----------------------------------	------------------------------	-------------	----------	-------------------------------

Ecotoxicologische data van verschillende types minerale oliën voor zoet-, zout- en brakwatermilieu

Type Minerale olie	SPECIES		EFFECT	RESULTAAT	Referentie
RUWE OLIE	<u>Crustaceans</u> Penaeus aztecus postlarvac	olie in water	LC ₅₀ -96 h	> 58 mg/l	Anderson et al , 1976 in 1
	Pachygrapsus marmaratus larvac	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	< 1 mg/l	Kühnhold, 1977 in 1
	Mysidopsis almyra adult: 2 verschillende oliën	olie in water olie in water dispersie	LC ₅₀ -48 h	18-25 mg/l 37,5-63 mg/l	Anderson et al , 1974 in 1
	Palaemonetes pugio adult: 2 verschill. oliën	olie in water dispersie water oplosbare fractie	LC ₅₀ -48 h	1 650-9 000 mg/l 36-62 mg/l	Anderson et al , 1974 in 1
	Homarus americanus larvac	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	1,8 - 27 mg/l	Wells, 1972 in 1
	Daphnia magna (zoetwater)	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -2d EC ₅₀ -2d	6,3 - 12,1 mg/l 1,1 - 2,2 mg/l	in Whiticar et al , 1993
	Artemia salina	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -1d EC ₅₀ -1d	10,6 - 19,3 mg/l 8,2 - 15,0 mg/l	in Whiticar et al., 1993
	Onisimus affinis	sediment	EC-ontwijking sediment	3,33 ml olie/kg sediment	Percy, 1977 in Rand, 1984
	Strongylocentrotus sp. eieren Strongylocentrotus sp. eieren	ruwe olie residu	NOEC-ontwikkeling-4d EC-ontwikkeling 4 d	> 30 mg/l 5 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
	9 mariene crustacea	Cook inlet ruwe olie oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	0,87 - > 10,58 mg/l geom. gem. > 4,1 mg/l	in Whiticar et al., 1993
	<u>Vissen</u> Gadus morhua eieren	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	2,6 - 19,0 mg/l	Kühnhold, 1977 in 1
	Rhombus macoticus eieren	water oplosbare fractie	EC-10 d act.	12 mg/l	Kühnhold, 1977 in 1
	Clupea harengus larvac	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -48 h	30 mg/l	Kühnhold, 1977 in 1
	Mugil cephalus adult	totaal	LC ₅₀ -48 h	30 g/l	Mori & Masuda, 1982 in 1
Kareius bicoloratus adult	totaal	LC ₅₀ -96 h	90 g/l	Mori & Masuda, 1982 in 1	
Cyprinodon var. adult: 2 verschill. oliën	olie in water dispersie olie in water	LC ₅₀ -48 h	33->80 g/l 43-78 mg/l	Anderson et al . 1974 in 1	
Mallotus villosus larven en embryo's	wateroplosbare fractie	mortaliteit	1,3-7,1 mg/l	Paine et al , 1992 in Reish et al , 1993	

	Menidia beryllina adult: 2 verschill. oliën	olie in water dispersie olie in water	LC ₅₀ -48 h	5 - 15 g/l 38-69 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Fundulus similis adult: 2 verschill. oliën	olie in water dispersie olie in water	LC ₅₀ -48 h	6.0 - 14.8 g/l 38-71 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Salmo salar	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	99 mg/l	Spehar et al., 1979
	Oncorhynchus gorboscha	wateroplosbare fractie	EC-ontwikking	1,5 mg/l	Rice, 1973 in Rand, 1984
	Gadus Morhua larven	Ekofisk ruwe olie wateroplosbare fractie	LC ₁₀₀ -4d	5,1 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
	Platichthys flesus larven	Ekofisk ruwe olie residu wateroplosbare fractie	LC ₁₀₀ -4d	10 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
	Pimephales promelas (zoetwater)	Alberta ruwe olie	LC ₅₀ -4 d	2,5 µl/l emulsie	in Whitticar et al., 1993
	9 mariene vissoorten	Cook inlet ruwe olie oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	1,22 - > 11,72 mg/l geom. gem. > 3,25 mg/l	in Whitticar et al., 1993
	<u>Molluscan</u> Crassostrea angulata eieren en larvac	wateroplosbare fractie	EC-hatch.+mob	100 mg/l	Renzoni et al., 1973 in 1
	Crassostrea gigas eieren en larvac	wateroplosbare fractie	EC-hatch.+mob	100 mg/l	Renzoni et al., 1973 in 1
	Mytilus galloprov. eieren en larvac	wateroplosbare fractie	EC-hatch.+mob	100 mg/l	Renzoni et al., 1973 in 1
	13 mariene mollusken	Cook inlet ruwe olie oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	3,94 - > 10,58 mg/l geom. gem. > 6,8 mg/l	in Whitticar et al., 1993
	<u>Echinodermen</u> Melitta quinquesperforata		EC-deling embryo EC-ontwikkeling larve	50 % extract > 50 %	Winters et al., 1977 //
ZWARE STOOK- OLIE	<u>Crustaceans</u> Oithona nana larvac	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -48 h	< 1 mg/l	Mironov, 1969 in 1
	Pachygrapsus marmaratus larvac	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	< 1 mg/l	Kühnhold, 1977 in 1
	<u>Vissen</u> Lateolabrax japonicus eieren	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -48 h	320-560 mg/l	Mori et al., 1983 in 1
	Palatichthys olivaceus eieren	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -24 h	150-> 1.000 mg/l	Mori et al., 1983 in 1
	Oplegnathus fasciatus eieren	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -24 h	28-> 1.000 mg/l	Mori et al., 1983 in 1
	Kareius bicoloratus adult	totaal	LC ₅₀ -48 h	22->90 g/l	Mori & Masuda, 1982 in 1
	<u>Echinodermata</u>				

	Strongylocentrotus sp. eieren	wateroplosbare fractie	EC-ontwikkeling	3-5 mg/l	Falk-Petersen & Lonning, 1984
MINERALE OLIE (algemeen)	<u>Protozoans</u> Tetrahymena pyriformis	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -12 h LC ₁₀ -24 h	3.2 mg/l 0.64 mg/l	Moravcova, 1976 in l
BUNKER OLIE	<u>Polychaeten</u> Neanthes arenaceodentata	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -2d LC ₅₀ -4d	4,6 mg/l 3,6 mg/l	in Whitaric et al., 1993
	Capitella capitata	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	0,9 mg/l	in Whitaric et al., 1993
	<u>Crustaceans</u> Penaeus aztecus postlarvac	olie in water dispersie	LC ₅₀ -96 h	1.9 - 9.4 mg/l	Anderson et al., 1974 in l
	Mysidopsis almyra adult	olie in water dispersie	LC ₅₀ -48 h	0.9 mg/l	Anderson et al., 1974 in l
	Palaemonetes pugio adult	olie in water dispersie	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	2.8 mg/l 2.6 mg/l	Anderson et al., 1974 in l
	Eendemossel larven	wateroplosbare fractie	EC-1h	33 %	Winters et al., 1977
	<u>Vissen</u> Cyprinodon variegatus adult	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	4.4 mg/l 3.1 mg/l	Anderson et al., 1974 in l
	Menidia beryllina adult	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	2.7 mg/l 1.9 mg/l	Anderson et al., 1974 in l
	Fundulus similis adult	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	2.27 mg/l 1.69 mg/l	Anderson et al., 1974 in l
STOOKOLIE	<u>Polychaeten</u> Neanthes arenaceodentata	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	2,7 mg/l	Rossi et al., 1976
	Capitella capitata	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	2,3 mg/l	Rossi et al., 1976
	Nereis vexillosa	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	> 3,36 mg/l	Rice et al., 1979
	<u>Mollusken</u> Mytilus edulis	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	> 4,2 mg/l	Rice et al., 1979
	Thais lima	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	> 8,2 mg/l	Rice et al., 1979
	<u>Crustaceans</u> Penaeus aztecus postlarvac	olie in water dispersie olie in water	LC ₅₀ -48 h	9,4 mg/l 9,4 mg/l	Anderson et al., 1976 in l
	Pachygrapsus marmoratus larvae	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	1 mg/l	Kühnhold, 1977 in l
	Mysidopsis bahia adult	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	12.5 - 140 mg/l	Breteler et al., 1988 in l

	Mysidopsis almyra adult	olie in water dispersie olie in water	LC ₅₀ -48 h	1.3 mg/l 1.3 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Palaeomonetes pugio adult	olie in water dispersie olie in water	LC ₅₀ -48 h	3.4 mg/l 3.4 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Orchomene pinguis	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	> 1,74 mg/l	Rice et al., 1979
	Crangon alaskensis	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	0,36 mg/l	Rice et al., 1979
	Paralithodes camtschayica	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	0,81-1,02 mg/l	Rice et al., 1979
	Eualus suckleyi	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	1,10 mg/l	Rice et al., 1979
	Acanthomyia pseudomacropis	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -96 h	1,10-2,3 mg/l	Rice et al., 1979
	Artemia salina	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -2d	0,9 -23,7 mg/l	in Whitticar et al., 1993
	<u>Mollusken</u> Eendemossel larven	wateroplosbare fractie	EC-1h	25 % extract	Winters et al., 1977
	<u>Echinodermen</u> Melitta quinquesperforata	wateroplosbare fractie	EC-deling EC-larve ontwikkeling	4 % extract 20 % extract	Winters et al., 1977
	Leptasterias hexactis	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	> 3,36 mg/l	Rice et al., 1979
	<u>Vissen</u> Acanthopargus schlegeli larvae 1 mo	emulsie	LC ₅₀ -48 h	32 mg/l	Mori et al., 1984 in 1
	Acanthopargus schlegeli larvae 3 mo	emulsie	LC ₅₀ -48 h	1.800-2.200 mg/l	Mori et al., 1984 in 1
	Paralichthys olivaceus larvae 2 mo	emulsie	LC ₅₀ -48 h	190-320 mg/l	Mori et al., 1984 in 1
	Kareius bicoloratus larvae 1 d	emulsie	LC ₅₀ -48 h	72-140 mg/l	Mori et al., 1984 in 1
	Cyprinodon variegatus adult	olie in water emulsie olie in water	LC ₅₀ -48 h	200 mg/l 43 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Menidia beryllina adult	olie in water emulsie olie in water	LC ₅₀ -48 h	125 mg/l 40 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1
	Mugil sp.	emulsie	LC ₅₀ -4d	4 mg/l	in Whitticar et al., 1993
	Myoxocephalus polyacanthocephalus	water oplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	1,3 - 2,4 mg/l	Rice et al., 1979
	Oncorhynchus larven	emulsie	LC ₅₀ -4d	500 mg/l	in Whitticar et al., 1993
	Oncorhynchus corbuscha	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	0,54 -0,97 mg/l	Rice et al., 1979

	Salvelinus malma	wateroplosbare fractie	LC ₅₀ -4d	0,15 -0,72 mg/l	Rice et al., 1979
	Fundulus similus adult	olie in water emulsie olie in water	LC ₅₀ -48 h	36 mg/l 23 mg/l	Anderson et al., 1974 in 1

Minerale olie	organisme	levensstadium	effect	concentratie	referentie
algemeen mariene flora	-	-	NOEC	tot 10 mg/l WOF*	Moore & Dwyer, 1974
ruwe olie-extracten	Echinodermata Strongylocentrotus droebachiensis	embryo	EC-ontwikkeling	3 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
	Vissen Gadus morhua	embryo en larven	NOEC-ontwikkeling	tot 3 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
	Copepoden Calanus finmarchicus	adult	LC-6d	1.000 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
	Mytilus edulis	adult	reductie in groei na 8 maanden blootstelling	125 µg/l	Widdows et al., 1987 in Reish et al., 1989
	Venus verrucosa	adult	reductie in groei + reproductie na 145 d	100 µg/l	Axiak & George, 1987 in Reish et al., 1989
verweerde olie-extracten	Echinodermata Strongylocentrotus droebachiensis	embryo	EC-ontwikkeling	1 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
	Vissen Gadus morhua	embryo	EC-ontwikkeling-18 d	1 mg/l	Falk-Petersen & Lønning, 1984
weinig verweerde olie	Vissen Clupea pallasii	embryo	LOEC-16 d	9,1 µg/l	Carls et al., 1999
sterk verweerde olie	Vissen Clupea pallasii Oncorhynchus Gorbuscha	embryo embryo	LOEC-16 d LOEC	0,4 µg/l 1 µg/l	Carls et al., 1999 Heintz et al., 1999
N 2 Stookolie	macro- en meiobenthos	-	EC-abondantie na 25 w	0.19 mg/l	Grassle et al., 1981 in Farke & Günther, 1984

Ecotoxiciteitsgegevens voor tributyltinverbindingen in het zoet-, zout- en brakwatermilieu

marien organisme	verbinding	Levenstadium organisme	gemeten effect	concentratie (uitgedrukt in Sn/l)	referentie
fouling organismen	TBT	-	LC ₁₀₀ -90 d	0,2 µg/l	Evans & Smith, 1975
algen					
Thalassia testudinum (zeegras)	TBT	-	NOEC-12 w EC-biomassa 12 w	0,2 µg/l 50 µg/l	Macauley et al., 1990 in Reisch et al., 1991
Scenedesmus pannonicus*	TBTO		NOEC-4d	32µg/l	Mathijssen-Spiekman et al, 1989, in RIVM, 1990
Chlorella pyrenoidosa*	TBTO		NOEC-4d	18µg/l	Mathijssen-Spiekman et al, 1989, in RIVM, 1990
Skeletonema costatum	TBTO	-	LC ₁₀₀ -2 d	5 µg/l	
Weekdieren Lymnaea stagnalis*	TBTO	3mnd	NOEC-33d	0,32µg/l	Mathijssen-Spiekman et al, 1989, in RIVM, 1990
Bryozoa Schizoporella errata	TBT	-	LC ₅₀ -68 d	0,1 µg/l	
Coelenterata Aiptasia pulchella	TBT		LC-26 d	0,5 µg/l	

Haliplanella luciae Laomedea flexuosa			NOEC-26 d EC-kolonisatie	2,5 µg/l 0,5 µg/l	
Wormen Sabellastarte sanctijosephi	TBT	adult	LC-60 d	0,04 µg/l	
Echinodermata Ophioderma brevispina	TBT	adult	EC-armregeneratie	0,01 - 0,1 µg/l	
Tweekleppigen					
Mytilus edulis	TBTO	larve	LC ₅₀ -15 d EC-groei EC-groei	± 0,04 µg/l 0,004 µg/l 0,08 µg/l	Beaumont & Budd, 1984 Lawler & Aldrich, 1987 Stromgren & Bongard, 1987 in Maguire, 1987
		adult	LC ₁₀₀ -14 d	1,1 µg/l	Thain, 1986
	TBT	adult	EC ₅₀ 18h immunosuppressie EC ₅₀ -66d schelpgroei EC ₅₀ -66d lichaamsgewicht LC ₅₀ -66d	5*10 ⁻⁵ M 0,1 - 0,3 µg/l 0,3 - 0,8 µg/l 0,4 µg/l	Bouchard <i>et al.</i> , 1999 Valkirs <i>et al.</i> , 1987
Mactromeris polynyma	TBT		EC ₅₀ 18h immunosuppressie	3,8*10 ⁻⁶ M	Bouchard <i>et al.</i> , 1999
Mya arenaria	TBT		EC ₅₀ 18h immunosuppressie	4,5*10 ⁻⁶ M	Bouchard <i>et al.</i> , 1999
Crassostrea gigas	TBTAc	adult	NOEC	0,007 µg/l	His & Robert, 1983
	TBT	Larve	NOEC-4 d activiteit LC ₉₃ -4 d	5 µg/l 50 µg/l	Labare <i>et al.</i> , 1997

	TBTF	adult	LC ₁₀₀ -50 d LC ₃₀ -110 d	0,8 µg/l (geraamd) 0,8 µg/l (geraamd)	Alzieu, 1981 //
	TBT	larve adult	NOEC-4 d zwem-activiteit LC ₉₉ -4 d EC-metamorfose EC-groei EC-spat productie EC-konditie 57 d	5 µg/l 50µg/l >0,02 µg/l 0,1 µg/l 0,02 µg/l 0,1 µg/l	Labare et al., 1997 Thain, 1986
	TBTO	adult larven	EC-groei EC-schelpverdikking EC-groei	0,3 µg/l 0,03 µg/l 0,004 µg/l	Waldock & Thain, 1983 // Lawler & Aldrich, 1987
	TBTO	larven	EC-schelpgroei 56 d	0,15 µg/l	Page & Widdows, 1991
Crassostrea virginica	TBT	adult	LC ₅₀ -30d EC-algemene gezondheid	1,0 µg/l 0,04 µg/l	Henderson, 1986 //
	TBTO	postlarve	LC ₅₀ -25 d	7,5-10 µg/l	
Ostrea edulis	TBTO	embryo adult	EC-ontwikkeling EC ₁₀₀ -larvenproductie	0,02 µg/l 0,2 µg/l	
Mercenaria mercenaria	TBT	veliger larve adult	LC ₅₀ -15 d EC-imposex	0,1 µg/l 0,002 µg/l	
Ilyanassa obsoleta	TBT	adult	EC ₁₀₀ -imposex	0,02 µg/l	

Schaaldieren					
<i>Acartia tonsa</i>	TBT	adult eistadium	EC-eiafleg EC-eiontwikkeling	0,01 µg/l 0,023 µg/l	
<i>Gammarus oceanicus</i>	TBT	larven	EC-overleving 8 w	0,3 µg/l	
<i>U. pugilator</i>	TBTO	adult	vertraagde pootgeneratie	0,1 µg/l	Weis et al., 1987
Vissen					
<i>Cyprinodon variegatus</i>	TBT	adult juveniel	LC ₅₀ -21 d LC	0,96 µg/l 0,24 µg/l	
	TBTO	subadult adult	NOEC-groei LC ₅₀ -14 d LC ₅₀ -21 d	1 µg/l 0,4 µg/l 0,4 µg/l	Ward et al., 1981
<i>Menidia beryllina</i>	TBT	larven	EC-25 d groei	0,093 µg/l	
<i>Oryzias latipes*</i>	TBTO	<6h (eieren)	NOEC 104d	1 µg/l	Mathijssen-Spiekman et al, 1989, in RIVM,1990
<i>Poecilia reticulata</i>	TBTO	3 à 4 weken	NOEC 91d	0,32µg/l	Mathijssen-Spiekman et al, 1989, in RIVM,1990
<i>Salmo gairdneri</i>	TBTO	-	NOEC	< 0,2 µg/l	
	TBTCl	larven	EC-groei	0,4 µg/l	Seinen et al., 1981 in Maguire,

1987

					1987
Zoetwaterorganismen					
Crustacea Daphnia magna //	TBTO	24h <1d	NOEC 21d NOEC-20d	0,16mg/l	Kuhn et al, 1989, in RIVM, 1990 Mathijssen-Spiekman et al., 1989, in RIVM, 1990
Vissen Oryzias latipes Poecilia reticulata	<6h (eieren) 3-4w	1 µg/l 0,32 µg/l	NOEC-104d NOEC-91d	1 µg/l 0,32 µg/l	Mathijssen-Spiekman et al., 1989, in RIVM, 1990 //
Mollusken Lymnaea stagnalis		3 mnd	NOEC-33d	0,32 µg/l	Mathijssen-Spiekman et al., 1989, in RIVM, 1990
Algen Chlorella pyrenoidosa Scenedesmus pannonicus			NOEC-4d NOEC-4d	18 µg/l 32 µg/l	Mathijssen-Spiekman et al., 1989, in RIVM, 1990 //
Phytoplankton species	TBTO	-	LOEC-8 species LOEC-9 species NOEC-3 species	5 µg/l 50 µg/l > 50 µg/l	Hörnström, 1990

marien organisme	verbinding	levenstadium organisme	gemeten effect	concentratie (uitgedrukt in Sn/l)	referentie
algen					
Skeletonema costatum	TBTO	-	EC ₅₀ -groei EC ₁₀₀ -2 d groei LC ₁₀₀ -2 d IC-groei	0,06 µg/l 0,02 µg/l 1,00 µg/l 0,33 µg/l	Walsh et al., 1985 Beaumont & Newman, 1986 //
	TBT	-	IC-groei EC ₁₀₀	0,1 µg/l 1 µg/l	
	TBTAc	-	IC-groei	0,36 µg/l	
	TBT-halide	-	IC-groei	0,25-0,5 µg/l	
Thalassiosira pseudonana	TBTO	-	EC ₅₀ -groei	0,18 µg/l	Walsh et al., 1985
	TBT	-	EC ₅₀ -groei	1,15 µg/l	
P. lutheri	TBTO	-	LC ₁₀₀ -2d	1,00 µg/l	Beaumont & Newman, 1986
Gastropoden					
Nucella lapillus	TBT	adult	EC	0,02 µg/l	Bryan et al., 1986
Wormen					

Arenicola cristata	TBTO	adult	LC ₁₀₀ -4 d	0,8 µg/l	Walsh et al., 1986
	TBT	larve	NOEC-7d	> 2 µg/l	
Tweekleppigen					
Mytilus edulis	TBTO	larve larve 7 d oud adult	LC ₅₀ -15 d LC ₁₀₀ -5 d LC ₁₀₀ -14 d EC-groei	± 0,4 µg/l 10 µg/l 1,1 µg/l 0,08 µg/l	Beaumont & Budd, 1984 Thain, 1986 Stromgren & Bongard, 1987
	TBT	adult	EC ₅₀ -66d schelpgroei EC ₅₀ -66d lichaamsgewicht LC ₅₀ -66d EC-groei	0,1 - 0,3 µg/l 0,3 - 0,8 µg/l 0,4 µg/l 0,1 µg/l	Valkirs et al., 1987 // // Thain, 1986
	TBTAc	larve	LC ₅₀ -9 d	1 µg/l	
Crassostrea gigas	TBTAc	adult	LC ₁₀₀ -8 d LC ₁₀₀ -12 d LC ₅₀ -2 d LC ₅₀ -4 d	0,16 µg/l 0,07 µg/l < 5 µg/l 4 µg/l	His & Robert, 1983 //
	TBTO	larven (spat) embryo	EC-O ₂ consumptie + voeding LC ₅₀ -2d	0,01 µg/l 1,6 µg/l	Lawler & Aldrich, 1987
	TBT	adult	LC ₅₀ -4d	290 µg/l	
	TBTF paints	Adult	LC ₁₀₀ -1 maand	0,76 µg/l	Alzieu et al., 1980 in Alzieu, 1996

			LC ₃₀ -113 d LC ₅₀ -25 d	0,08 µg/l 0,19 µg/l	Héral et al., 1983
	TBTO	Adult	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -21 d LC50-48 d	684 µg/l 110 µg/l 0,47 µg/l 0,09 µg/l	Thain, 1983 in Alzieu, 1996 Waldock et al., 1983 in Alzieu, 1996 Gendron, 1985 in Alzieu, 1996
	TBTO	Juveniel	EC-groeistop EC-O ₂ consumptie EC- opnamesnelheid voedsel EC-vermindering van de zuurstofspanning in het weefsel EC-verkalking	0,6 µg/l 0,02 µg/l 0,007 µg/l 0,004 µg/l < 0,004 µg/l	Thain and Waldock, 1983 in Alzieu, 1996 Lawler and Aldrich, 1987 in Alzieu, 1996
	TBTO TBTAc	Larven Larven	LC ₅₀ -48 h EC-vruchtbaarheids- inhibitie LC ₁₀₀ -8 d NOEC	0,6 µg/l 35 µg/l 0,17 µg/l 0,007 µg/l	Thain, 1986 in Alzieu, 1996 His and Robert, 1983-5 in Alzieu, 1996
<i>Crassostrea virginica</i>	TBT-paints	Adult	LC ₅₀ -30 d EC-conditionele index verlaging NOEC-conditionele index	1,0 µg/l 0,29 µg/l 0,02 µg/l	Henderson, 1986 in Alzieu, 1996 Valkirs et al., 1987 in Alzieu, 1996
	TBTO	Juveniel	EC-groei NOEC-groei	0,76 µg/l 0,08 µg/l	Thain, 1986 in Alzieu, 1996

<i>Mercenaria mercenaria</i>	TBT	? (Veligers)	LC ₁₀₀ -7 d LC ₇₀ -8 d	0,4 µg/l 0,2 µg/l	Laughlin et al., 1987 in Alzieu, 1996
	TBT	postlarve	LC ₁₀₀ -25 d LC ₅₀ -25 d	4,0 µg/l 100 µg/l	Laughlin et al., 1987 in Alzieu, 1996
	TBTO	larve	LC ₅₀ -4 d	0,015 µg/l	
<i>Mytilus edulis</i>	TBTO	Larven	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -15 d LC ₁₀₀ -5 d LC ₁₀₀ -10 d	0,9 µg/l 0,04 µg/l 3,8 µg/l 0,4 µg/l	Thain, 1983 in Alzieu, 1996 Beaumont and Budd, 1984 in Alzieu, 1996
	TBT	Juveniel	EC-groeivermindering 7 d EC-groei 63 d	0,16 µg/l 28 µg/l	Stromgren et al., 1987 in Alzieu, 1996 Salazar and Salazar, 1987 in Alzieu, 1996
	TBTO	Adult	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -66 d	114 µg/l 14 µg/l 0,39 µg/l	Thain, 1983 in Alzieu, 1996 Valkirs et al., 1987 in Alzieu, 1996
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	TBTAc	Larve	LC ₉₅ -3 d LC ₇₀ -5 d LC ₂₅ -9 d	3,5 µg/l 1,7 µg/l 1,0 µg/l	Robert and His, 1981 in Alzieu, 1996
<i>Ostrea edulis</i>	TBTO	Embryo	LC ₅₀ -2 d	2,3 µg/l	
	TBTO	Juveniel	EC ₅₀ -20 d groei	0,02 µg/l	Thain and Waldock, 1983 in Alzieu, 1996
	TBTO	Adult	LC50-48 h/96 h NOEC-groei LC50—48 h 1 d larven	> 114 µg/l / 84 µg/l 0,1 µg/l 1,36 µg/l	Thain, 1983 in Alzieu, 1996 Thain, 1986 in Alzieu, 1986 Thain and Waldock, 1983 in Alzieu, 1996
<i>Nucella lapillus</i>	TBT		imposex	< 4 x 10 ⁻⁴ µg/l	Gibbs and Bryan, 1987 in Alzieu, 1996
<i>Venerupis decussata</i>	TBTO	Larve (spat)	Geen groei na 7 weken 50 % groei na 7 weken	1,0 µg/l 0,1 µg/l	Thain and Waldock, 1986 in Alzieu, 1996

Schaaldieren					
Eurytemora affinis	TBT	adult	LC ₅₀ -2 d LC ₅₀ -3 d	22 µg/l 0,5 (0,1-3,7) µg/l	Hall et al., 1988 Bushong et al., 1988
Mysidopsis bahia	TBTC1	1 d 5 d 10 d	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -4 d	1,1 µg/l 2,0 µg/l 2,2 µg/l	Goodman et al., 1988 in Reish et al., 1989
Palaemonetes sp.	TBT	subadult	LC ₅₀ -4 d	> 31 µg/l	Bushong et al., 1988
Acartia tonsa	TBT TBTO	adult adult	LC ₅₀ -2 d LC ₅₀ -6 d LC ₅₀ -4 d	1,1 (0,7-2,2) µg/l 0,55 µg/l 0,4 µg/l	Bushong et al., 1988 U'ren, 1983
Rhithropanopeus harrissii	TBT TBTO	larve larve	LC ₅₀ LC ₅₀ -12 d	13-33,6 µg/l 6,4 µg/l	Laughlin & French, 1980
Crangon crangon	TBT	adult	LC ₅₀ -4 d	0,5 µg/l	
Homarus americanus	TBTO	adult	LC ₅₀ -1 d	8 µg/l	Laughlin & French, 1980
A. sculpta	TBTO	juveniel adult	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -4 d	0,3 µg/l 0,7 µg/l	Valkirs et al., 1987
Eurytemora affinis	TBT	nauplii	TC-6d	< 0,1 µg/l	Hall et al., 1988
Gammarus sp.	TBT	subadult adult	LC ₅₀ -4 d	1,3 µg/l 5,3 (3,3-7,8) µg/l 5,35 µg/l	Bushong et al., 1988 Laughlin et al., 1984

<i>Acanthomysis sculpta</i>	TBT	adult	LC ₅₀ -4 d	0,42 µg/l	Davidson et al., 1983 in Bushong et al., 1988
Vissen					
<i>Agonus cataphractus</i>	TBTO		LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	9,88 µg/l 6,08 µg/l	Thain, 1983 in Alzieu, 1996
<i>Brevoortia tyrannus</i>	TBT	juveniel	LC50-96 h	1,7 µg/l	Bushong et al., 1987
	TBTO		Reacties vermijden	2,1 µg/l	Hall et al., 1984 in Alzieu, 1996
	TBT,CI	juveniel	EC-geen overleving-28 d	0,2 µg/l	Hall et al., 1988 in Alzieu, 1996
<i>Cyprinodon variegatus</i>	TBT TBTO TBTO	subadult - -	LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -21 d	25,9 µg/l 1,46-3,1 µg/l 0,36 µg/l	Bushong et al., 1988 Ward et al., 1981 in Bushong et al., 1988 Ward et al., 1981 in Alzieu, 1996
	TBTO	adult	LC ₅₀ -7 d	7,3 µg/l	Hasebe et al., 1982
<i>Dicentrarchus labrax</i>	TBTO	-	LC ₅₀ -96 h	26,3 µg/l	Ambrogi et al., 1982 in Alzieu, 1996
<i>Fundulus heteroclitus</i>	TBTO	embryo	LC ₃₀	1,1 µg/l	Weis et al., 1987 in Alzieu, 1996
<i>Menidia beryllina</i>	TBT TBT,CI	Larve larve	LC ₅₀ -72 h EC-geen overleving-28 d	1,8 µg/l 0,2 µg/l	Bushong et al., 1987 in Alzieu, 1996 Hall et al., 1988 in Alzieu, 1996
<i>Morone saxatilis</i>	TBTO	-	Reacties vermijden	9,46 µg/l	Hall et al., 1984 in Alzieu, 1996
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	TBT	- -	LC ₅₀ -24 h LC ₅₀ -48 h No rheotaxis physiological effects	11,2 µg/l 8,4 µg/l 4,7 µg/l	Alabaster, 1969 in Alzieu, 1996 Chliamovitch and Kuhn, 1977 in Alzieu, 1996
<i>Solea solea</i>	TBTO	adult adult adult larve	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -4 d	33,4 µg/l 13,7 µg/l 0,005-0,036 µg/l 18 x gevoeliger	Thain, 1983 in Alzieu, 1996,

	TBT	larve larve larve adult	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -4 d	3,2 µg/l 0,8 µg/l 2,04 µg/l 35,04 µg/l	Thain, 1983 in Alzieu, 1996 Thain, 1983 in Bushong et al., 1988
Salmo gairdneri	TBTO	adult	EC ₅₀ -1 d LC ₅₀ -1 d LC ₅₀ -2 d	30,8 µg/l 11,2 µg/l 8,4 µg/l	Alabaster, 1969 in Maguire, 1987
	TBTCl	larven	LC ₁₀₀ -12 d	1,8 µg/l	Seinen et al., 1981 in Maguire, 1987
Menidia beryllina	TBT	larve	LC ₅₀ -4 d	3,0 (2,3-4,0) µg/l	Bushong et al., 1988
Menidia menidia	TBT	subadult	LC ₅₀ -4 d	8,9 (6,7-11,6) µg/l	Bushong et al., 1988
Brevoortia tyrannus	TBT	juveniel	LC ₅₀ -4 d	4,5 (3,6-8,2) µg/l	Bushong et al., 1988
Fundulus heteroclitus	TBT	subadult larve adult	LC ₅₀ -4 d	23,8 (20,8-28,0) µg/l 23,4 (15,2-30,9) µg/l 23,23 µg/l	Bushong et al., 1988 M&T Chemicals Inc. (1976) in Bushong et al., 1988
O. tshawytscha	TBTO	juveniel	LC ₅₀ -4 d	0,3 µg/l	Short & Thrower, 1986

Crustaceans					
<i>Carcinus maenas</i>	TBTO	larve	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	41,8 µg/l 3,8 µg/l	Thain, 1983 in Alzieu, 1996
<i>Crangon crangon</i>	TBTO	adult larve	LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h LC ₅₀ -48 h LC ₅₀ -96 h	2,7 µg/l 15,6 µg/l 2,5 µg/l 0,6 µg/l	
<i>Gammarus oceanicus</i>	TBTO/TBTF	- larve	EC-overleving LC ₁₀₀ -8 weken	0,1 µg/l 1,1 µg/l	Laughlin et al., 1984 in Alzieu, 1996
<i>Hemigrapsus nudus</i>	TBTO	zoe	LC ₅₀ -6,2 d	9,5 µg/l	Laughlin and French, 1980 in Alzieu, 1996
<i>Homarus americanus</i>	TBTO	larve	LC ₁₀₀ -24 h EC-groei	7,6 µg/l 3,8 µg/l	
<i>Palaemonetes pugio</i>	TBTO	-	LC ₅₀ -96 h	7,6 µg/l	Walsh, 1986 in Alzieu, 1996
<i>Rhithropanopeus harrissi</i>	TBTO	zoe	EC-overleving EC-groei	3,8 µg/l 5,7 µg/l	Laughlin et al., 1983 in Alzieu, 1996
	TBTS	zoe	EC-overleving EC-groei	7,3 µg/l 1,8 µg/l	
<i>Uca pugilator</i>	TBT	-	EC-morfologie	0,2 µg/l	Weis et al., 1987 in Alzieu, 1996

Sedimenttoxiciteitsgegevens van TBT verbindingen

IW =interstitieel water

Sediment	TBT-verbinding	Effect	concentratie	Referentie
Infauna				
Polychaeten				
Armandia brevis	TBT	LC ₅₀ -12d-sed _{oc}	9,3mgTBT/gOC	Meador et al., 1997b
	//	LC ₅₀ -IW	7,6ng/ml	//
	//	LD ₅₀	89,4µg/g org.	//
Amfipoden				
Rhepoxynius abronius	TBT	LC ₅₀ -12d-sed _{oc}	3,5mgTBT/gOC	//
	//	LC ₅₀ -IW	38,7ng/ml	//
	//	LD ₅₀	69,1µg/g org.	//
Eohaustorius washingtonianus	TBT	LC ₅₀ -7d-sed _{oc}	0,17mgTBT/gOC	//
	//	LC ₅₀ -IW	7,4ng/ml	//
	//	LD ₅₀	49,2µg/g org	//
Tweekleppigen				
S. plana	TBT	acute toxiciteit EC	10 µg/g sediment 0,3 µg/g sediment	Langston & Burt, 1991
mariene schaaldieren				
Uca pugilator	TBT	NOEC-1 tot 3 w op ingraving	1 µg/g sediment	Weis & Perlmutter, 1988.

Ecotoxiciteit voor zink in het zoet-, zout- en brakwatermilieu

Species	levensstadium	vorm	effect	concentratie	referentie
Phytoplankton					
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	-	-	EC-groei	± 500 µg/l	Braek et al., 1976
multispecies	-	-	EC-koolstof fixatie	15 µg/l	Davies & Sleep, 1979
Copepoden					
<i>Scutellidium</i> sp.	-	ZnCl ₂	LC ₅₀ -24 h	1.09 mg/l	Arnott & Ahsanullah, 1979
<i>Paracalanus parvus</i>	-	ZnCl ₂	LC ₅₀ -24 h	1.38 mg/l	Arnott & Ahsanullah, 1979
<i>Acartia simplex</i>	-	ZnCl ₂	LC ₅₀ -24 h	1.86 mg/l	Arnott & Ahsanullah, 1979
polychaeten					
<i>Nereis diversicolor</i>	juveniel	sulfaat	LC ₅₀ -8 d	30 µg/l	Bryan, 1984
<i>Ctenodrilus serratus</i>	adult	sulfaat	LC ₅₀ -4d	7.100 µg/l	Reisch, 1978
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	adult juveniel	sulfaat sulfaat	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -4d	1.800 µg/l 900 µg/l	Reisch, 1978 Reish et al., 1976
<i>Capitella capitata</i>	adult	zinksulfaat	LC ₅₀ -4d	10.700 µg/l 3.500 µg/l 4.900 µg/l	Reisch, 1978 Riesh et al., 1976 Casas & Crecelius, 1994
<i>Ophryotrocha diadema</i>	adult	- Zn ²⁺	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ -2d	2.700 µg/l 330 - 1.000 µg/l	Reisch, 1978 Parker, 1984
<i>Capitella capitata</i>	larve adult	zinksulfaat	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	1,7 mg/l 3,5 mg/l	Reish et al., 1976 //
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	juvenile	zinksulfaat	LC ₅₀ - 96 h	0,9 mg/l	Reish et al., 1976

<i>Nereis diversicolor</i>	adult	zinksulfaat	LC ₅₀ - 96 h	11-55,8 mg/l	//
<i>Nereis virens</i>	adult	zinkchloride	LC ₅₀ - 8 d	3 mg/l	Bryan, 1980 in Mance, 1990
<i>Nereis virens</i>	adult	zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h	8,1 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Mollusca: <i>Crassostrea gigas</i>	larve	zinksulfaat	EC ₅₀ -2d ontw.	0,119 ± 0,012 mg/l	Martin et al., 1981
<i>Mya arenaria</i>	adult	zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 7 d	5,2 mg/l 1,55 -3,1 mg/l	Eisler, 1977 Eisler & Henneky, 1977
<i>Mytilus edulis</i>	larve adult	zinksulfaat zinkchloride	EC ₅₀ -2d ontw. EC (groei) - 24 h EC (groei) - 48 h LC ₅₀ - 9 d	0,175 mg/l 0,05 mg/l 0,025 mg/l 0,3 mg/l	Martin et al., 1981 Strömngren, 1982 // Aubert et al., 1975 in Mance, 1990
<i>Macoma baltica</i>	adult	zinksulfaat	LC ₅₀ - 8 d	65 mg/l	Bryant et al., 1985 in Mance, 1990
<i>Crassostrea virginica</i>	embryo	-	LC ₅₀ -2d EC ₅₀ -2d deformatie	340 µg/l 206 µg/l	Calabrese et al., 1973 MacInnes & Calabrese, 1978 in Bryan, 1984
<i>Crassostrea gigas</i>	larven	-	EC-vasthechting	125 µg/l	Boyden et al., 1975
<i>Mercenaria mercenaria</i>	embryo larven	zinkchloride	LC ₅₀ -4d LC ₅₀ - 8-10 d	166 µg/l 195 µg/l	Calabrese & Nelson, 1974 Calabrese et al., 1977
Echinodermata: <i>Asterias forbesi</i>	adult	zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h	39 mg/l	Eisler & Henneky, 1977
Schaaldieren					
<i>Acartia clausi</i> <i>Acartia tonsa</i>		zinkchloride zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h	0,950 mg/l 0,290 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990 //

Cancer magister Corophium volutator	zoëa adult	zinksulfaat zinksulfaat zinksulfaat	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 8 d	0,456 ± 0,174 mg/l 1,6-16 mg/l 1,1 -3,0 mg/l	Martin et al., 1981 Bryant et al., 1985 in Mance, 1990 //
Homarus americanus Mysidopsis bigelowi Pagarus longicarpus Tigriopus japonicus Artemia salina	larve adult adult adult larve, adult	zinkchloride zinkchloride zinkchloride zinkchloride zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 9 d LC ₅₀ - 14 d	0,175-0,575 mg/l 0,591 mg/l 0,4 mg/l 2,16 mg/l 0,3 mg/l 1 mg/l	US-EPA, 1980 in Mance, 1990 US-EPA, 1980 in Mance, 1990 Eisler & Henneky, 1990 US-EPA, 1980 in Mance, 1990 Brown & Ahsanullah, 1971 Aubert et al., 1975 in Mance, 1990
Palaemonetes pugio	larve juveniel	-	mortaliteit ± 100% LC ₅₀ -2d	250 µg/l 11,3 mg/l	McKenny & Neff, 1979 Burton & Fisher, 1990
Mysidopsis bahia	adult juveniel adult	sulfaat chloride chloride	LC ₅₀ -4 d mediaan LC ₅₀ -4 d LC ₅₀ -4 d	499 µg/l 303 µg/l 498 µg/l	Toussaint et al., 1995 Cripe, 1994 Lussier et al., 1985
Penaeus duorarum	post larve	chloride	LC ₅₀ -4 d	1.050 µg/l	Cripe, 1994
Vissen					
Alburnus alburnus Chelon labrosus Fundulus heteroclitus	adult adult larve adult adult	zinkchloride zinknitraat zinkchloride zinkchloride zinkchloride	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 7 d LC ₁₀₀ - 7 d NOLC - 8 d	32 (27-38) mg/l 21,5 mg/l 83 mg/l 60 mg/l 52 mg/l 120 mg/l 43 mg/l	Linden et al., 1979 in Mance, 1990 Hugman & Mance, 1983 in Mance, 1990 US-EPA, 1980 in Mance, 1990 Eisler & Henneky, 1977 // //
Menidia menidia Pseudopleuronectes am. Salmo salar Salmo gairdneri	larve larve juvenile éénjarige	zinkchloride zinkchloride zinksulfaat zinksulfaat	LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 96 h LC ₅₀ - 48 h LC ₅₀ - 96 h	2,73-4,96 mg/l 4,92-18,2 mg/l 21 (6-35) mg/l 40 (15-85) mg/l	Eisler, 1967 in Mance, 1990 US-EPA, 1980 in Mance, 1990 // Herbert & Wakeford, 1964 in Man- ce, 1990 //

Morone saxatilis	juveniel		LC ₅₀ -4d	120 µg/l	
------------------	----------	--	----------------------	----------	--

Organismen	levensstadium	Zn-vorm	parameter	concentratie	referentie
Zeewieren: Laminaria digitata	-		EC ₅₀ groei	100 µg/l	Bryan, 1984
Nitzschia clostertium	-		EC ₅₀ - 72 h	63 µg/l	Stauber, 1995
Skeletonema costatum	-		EC ₅₀ - 72 h	130 µg/l	Walsh et al., 1988 in Stauber, 1995
Minutocellus polymorphys	-		EC ₅₀ -6 h	20 µg/l	Kusk and Nybolm, 1991 in Stauber, 1997
Holtedieren: Eirene viridula	-		EC morfologie	3.000 µg/l	Karbe, 1972
Echinodermen: Peronella japonica	pluteus larven		EC-ontwikkeling	14 µg/l	Kobayashi, 1977
Polychaeten: Ctenodrilus serratus	adult		EC reproductie	500 µg/l	Reish, 1978
Neanthes arenaceodentata	adult		EC reproductie	320 µg/l	Reish, 1978
Capitella capitata	adult		EC reproductie	560 µg/l	Reish, 1978
Ophryotrocha diadema	adult		EC reproductie	500 µg/l	Reish, 1978
Tweekleppigen: Crassostra virginica	adult		IC-schelpgroei 20 w	> 200 µg/l	Shuster & Pringle, 1969
Schaaldieren: Mysidopsis bahia	adult	ZnCl ₂	EC ₅₀ -36 d overleving EC ₅₀ -36 d aantal nakomelingen	166 µg/l 166 µg/l	Lussier et al., 1985
Rhithropanopeus harisii	larve	zinkchloride	EC-ontwikkeling	25 µg/l	Benijts-Claus & Benijts, 1975 in Bryan, 1984

organisme	Levensstadium		effect	Concentratie	referentie
Bacteriën					
E. Coli			NOEC	700 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1959, in RIVM, 1990
Zoogloea ramigera		ZnCl ₂	NOEC-32h	<1000 µg/l	Norberg & Molin, 1983, in RIVM, 1990
Protozoëën					
Euglena gracilis		Zn ²⁺	NOEC-14d	0,75 µg/l	Mills, 1976, in RIVM, 1990
Algen					
Chlorella vulgaris		ZnSO ₄	NOEC-16d	1000 µg/l	Ahluwalia & Kaur, 1988, in RIVM, 1990
//		//	NOEC-5/6d	<50.000 µg/l	Skowronski & Rzecrycka, 1980, in RIVM, 1990
Chlorella pyrenoidosa		//	NOEC-5d	1000 µg/l	Brauwiers, 1982, in RIVM, 1990
//		ZnCl ₂	NOEC-8d	830 µg/l	Wong, 1980, in RIVM, 1990
Scenedesmus quadricauda			NOEC-8d	700 µg/l	Bringmann & Kuhn, 1959, in RIVM, 1990
Selenastrum capricornutum			NOEC-14d	5 µg/l	Kuwabara, 1985, in RIVM, 1990
Hormidium rivulare		ZnCl ₂ /ZnSO ₄	NOEC-7d	<1000 µg/l	Hargreaves & Whitton, 1976, in RIVM, 1990
Chroococcus paris		ZnSO ₄	NOEC-10d	400 µg/l	Les & Walker, 1984, in RIVM, 1990
Phytoplankton					
species	-	ZnCl ₂	NOEC-9 species	500 µg/l	Hörnström, 1990
Amphipoden					
Hyalella azteca	-	-	LC50-10 d	73 µg/l	Phipps et al., 1995
Annelide					
Lumbriculus variegatus	-	-	LC50-10 d	2984 µg/l	Phipps et al., 1995
Insecten					
Chironomus tendans	-	-	LC50-10 d	1125 µg/l	Phipps et al., 1995

Mollusken Corbicula sp.	adult	ZnSO ₄ (veld)	NOEC-30d	250 µg/l	Belanger et al., 1986, in RIVM, 1990
Amphipoden Hyalela azteca	-	-	LC25-4 w	110 µg/l	Borgmann & Norwood, 1997 in Borgmann et al., 1998
Schaaldieren					
Daphnia magna	5-d larven		LC ₅₀ -21 d	0,84 mg/l	Enserink et al., 1991
//			NOEC-mortaliteit	0,1 mg/l	Mance, 1990
//	4-6 d larven	ZnSO ₄	LC ₅₀ -2 d	0,92 mg/l	Hall et al., 1986
//	<24h	//	NOEC-50d	25 µg/l	Paulauskis & Winner, 1988, in RIVM, 1990
//	//	//	//	75 µg/l	//
//	//	//	//	150 µg/l	//
//		//	NOEC-21d	<70 µg/l	Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990
Orconectes virilis	adult	//	NOEC-14d	<5.200 µg/l	Mirenda, 1986, in RIVM, 1990
Vissen					

Brachydanio rerio	Eieren	ZnSO ₄	NOEC-16d	500 µg/l	Dave et al., 1987, in RIVM, 1990
Salvelinus fontinalis	//	//	NOEC-84d	709 µg/l	Mance, 1987, in RIVM, 1990
Jordinella floridae	-	-	LC50-10 d	47 µg/l	Phipps et al., 1995
//	ei-larve	ZnSO ₄	NOEC-100d	75 µg/l	Mance, 1987, in RIVM, 1990
//	//	//	//	26 µg/l	//
Phoxinus phoxinus	juveniel	//	NOEC-109d	60 µg/l	//
//	adult	//	NOEC-100d	130 µg/l	//
Pimephales promelas	adult/ei		NOEC-56d	78 µg/l	//
//	3m	ZnSO ₄	NOEC-30d	1300 µg/l	//
//	eieren	//	NOEC-20d	180 µg/l	//
//	//	//	NOEC-20d	660 µg/l	//
//			NOEC-10m	30 µg/l	Skidmore & Firth, 1983, in RIVM, 1990
Zalmachtigen	ei/larve	zinkchloride/ zinksulfaat	NOEC-groei, overleving, reproductie	0,242 mg/l	Mance, 1990
Salmo gairdnerii	adult	ZnSO ₄	NOEC-730d	0,520 mg/l	Mance, 1987, in RIVM, 1990
//	adult	//	NOEC-85d	520 µg/l	//
niet-zalmachtigen	ei/larve	zinkchloride/ zinksulfaat	NOEC-groei, overleving, reproductie	0,140 mg/l	Mance, 1990
	adult			0,180 mg/l	

organisme	levensstadium	effect	Concentratie	referentie
Schaaldieren				
Daphnia magna	4 d oud	LC50-48 h	0.92 mg/l	Hall et al., 1986
Vissen				
Pimephales promelas	juveniel/adult	LC ₅₀ -4 d	21 mg/l	Hall et al., 1986

Toxiciteit van zink voor bodemorganismen

Organisme	Chemische vorm	Test	concentratie	Referentie
Isopoda Porcellio scaber	Zn(NO ₃) ₂	NOEC-67d groei NOEC-67d reproductie	289mg/kg 1455mg/kg	Capelleveen, 1987, in RIVM, 1990
Oligochaeta Eisenia foetida	Zn(NO ₃) ₂	LC ₅₀ -14d	741mg/kg	Neuhauser et al, 1985, in RIVM, 1990
Mollusca Arion ater	ZnCl ₂	NOEC-27d voedselconsumptie	7,3mg/kg	Marigomez et al, 1986, in RIVM, 1990

Bijlage 2: Biotasediment- en bio-accumulatiefactoren voor de beschouwde componenten

ARSEEN

Organisme	BAF (l/kg)	BSAF ((µg/g)/(µg/g))	Referentie
Algen			
-	350-71.000*		Förstner, 1990
Insecten			
Pteronarcys dorsata	33-45		Spehar <i>et al.</i> , 1980
	131		//
Mollusken			
Helisoma campanulatum	99		Spehar <i>et al.</i> , 1980
//	83		//
Lymnea emarginata	16-17		//
//	92		//
Mytilus edulis		1,24*	in Thomann <i>et al.</i> , 1995
Crassostrea virginica		2,4*	//
Anneliden			
Capitella capitata (zoutwater)	6		Reish & LeMay, 1991
Neanthes grubei (zoutwater)	12,7		//
Nereis arenaceodentata (zoutwater)	<1		//
Crustaceeën			
Daphnia magna	50		Spehar <i>et al.</i> , 1980
//	219		//
gamalen	9-13.000*		Förstner, 1990
Vissen			
Pimephales promelas	1,1 - 3,1		DeFoe, 1982

Lepomis machrochirus	4		Barrows <i>et al.</i> , 1980
-	38-12.150*		Förstner, 1990
Ictalurus nebulosus, Catostomus commersoni, Notemigonus crysoleucas, Lepomis gibbosus		$6,5 \times 10^{-4}$	Davis <i>et al</i> (1996) ¹

*: op basis van het drooggewicht

¹: indien wordt aangenomen dat vissen 20% droge stof bevatten dan wordt de BSAF volgens Davis *et al.* (1996) op basis van het drooggewicht gelijk aan $3,25 \times 10^{-3}$.

ZINK

Species	BAF (l/kg)	BSAF (($\mu\text{g/g}$)/($\mu\text{g/g}$))	Referentie
Bacterien			
Sphaerotilus natans	8.000-60.000*		Wachs, 1998
Algen			
Chrysophyceae	300-1.000*		Wachs, 1998
Chlorophyceae	6.000-10.000*		//
	8-38*		Bryan, 1984
Rhodophyta	400-1.000*		Wachs, 1998
	10*		Bryan, 1984
Macrophyten	3.000-35.000*		Wachs, 1998
Bruinwieren	7,1-24*		Bryan, 1984
Anneliden			
Turbellaria	4.000-7.000		Bryan, 1984
Polychaeten	1.000-3.000		//
Oligochaeten	1.000-5.000		//
Mollusken			
Gastropoda (diverse species)	500-3.000		Bryan, 1984
diverse species	400-2.500		//
Crassostrea gigas	14.000*	59,2*	in Thomann <i>et al.</i> , 1995
Mytilus edulis		5*	//
Crustaceeën			
Gammaridae	1.500-3.500		Wachs, 1998
Isopoda (Assellus)	1.000-2.000		//
Cladophora glomerata	150-4.000*		Sheedy <i>et al.</i> , 1991

Insecten diverse species: larvestadium	1.000-15.000		Sheedy <i>et al.</i> 1991
Vissen diverse zoetwaterspecies	100-700		Sheedy <i>et al.</i> , 1991

*: op basis van het drooggewicht

CADMIUM

species	BAF (l/kg)	BSAF (($\mu\text{g/g}$)/($\mu\text{g/g}$))	Referentie
Bacterien			
Sphaerotilus natans	5.000-100.000*		Wachs, 1998
Algen			
Chrysophyceae	60-1.000*		Krajnc <i>et al.</i> , 1987
Chlorophyceae	1.000-8.000*		//
	6,6*		Bryan, 1984
	3,9-16*		//
Rhodophyta	8.000-15.000*		Mergaert <i>et al.</i> , 1993
	2,7-15*		//
Macrophyten	1.000-4.000*		//
Bruinwieren	2.000-60.000*		//
Aquatische planten			
-	1.000*		Kenaga, 1982
Anneliden			
Turbellaria	3.000-10.000		Kenaga, 1982
Polychaeten	500-1.000		//
Oligochaeten	200-3.000		//
Mollusken			
-	4 - 5.000*		Krajnc <i>et al.</i> , 1987
			//
Gasteropoda (diverse species)	200-8.000		Yang & Kong, 1997
Viviparidae	73-115		Wachs, 1998
diverse species	300-2.000		In Thomann <i>et al.</i> , 1995

Mytilus edulis	45.000*	12.1*	//
Crassostrea virginica	23.300-48.890*	35,6*	//
Crustaceeën			
Crustacea	2-1.000*		Krajnc <i>et al.</i> , 1987
Gammaridae	1.000-3.000		Wachs, 1998
Isopoda (Assellus)	800-4.000		//
Invertebraten			
-	250.000*		Kenaga, 1982
Insecten			
diverse species: larvestadium	500-50.000		Kenaga, 1982
Vissen			
	2-4		Krajnc <i>et al.</i> , 1987
	5		//
diverse zoetwaterspecies	0-200		Kenaga, 1982
-	3.000*		//
Karper (Cyprinus carpio)	40,8-45,1		Yang & Kong, 1997

*: op basis van drooggewicht

CHROOM

Species	BAF (l/kg)	BSAF ((µg/g)/(µg/g))	Referentie
Bacterien			
Sphaerotilus natans	3.000-80.000*		Wachs, 1998
Algen			
Chrysophyceae	200-500*		Wachs, 1998
Chlorophyceae	8.000-15.000*		//
Rhodophyta	200-400*		//
Macrophyten	2.000-30.000*		//
bruinwieren	7-11,2*		Bryan, 1984
Anneliden			
Turbellaria	2.000-4.000		Bryan, 1984
Polychaeten	1.000-2.000		//
Oligochaeten	500-2.500		//
Mollusken			
Gasteropoda (diverse species)	300-4.000		Bryan, 1984
diverse species	400-2.000		//
Mytilus edulis	420* (Cr ⁶⁺)	0,02*	in Thomann <i>et al.</i> , 1995
Mytilus edulis	430* (Cr ³⁺)		//
Crassostrea virginica	116* (Cr ³⁺)	0,02*	//
Crustaceeën			
Gammaridae	1.000-2.000		Wachs, 1998
Isopoda (Assellus)	2.000-4.000		//
Insecten			
diverse species: larvestadium	300-4.000		Wachs, 1998

Vissen			
diverse zoetwaterspecies	30-300		Wachs, 1998
Ictalurus nebulosus, Catostomus commersoni, Notemigonus crysoleucas, Lepomis gibbosus		$1,1 \times 10^{-4}$	Davis <i>et al.</i> , 1996 ¹

*: op basis van drooggewicht

¹: indien wordt aangenomen dat vissen 20% droge stof bevatten dan wordt de BSAF volgens Davis *et al.* (1996) op basis van het drooggewicht gelijk aan $5,5 \times 10^{-4}$.

KOPER

species	BAF (l/kg)	BSAF ((µg/g)/(µg/g))	Referentie
Bacterien			
Sphaerotilus natans	5.000-100.000*		Wachs, 1998
Algen			
-	1.840-3.040*		Anoniem, 1981
Chrysophyceae	1.000-8.000*		//
Chlorophyceae	4.000-6.000*		//
	4,3 - 18,3*		Bryan, 1984
Rhodophyta	200-1.000*		//
	6,3*		//
Macrophyten	2.000-10.000*		//
Bruinwieren	6,4 - 27*		//
Anneliden			
Turbellaria	2.000-5.000		Bryan, 1984
Polychaeten	1.000-3.000		//
Oligochaeten	1.000-6.000		//
Mollusken			
Gasteropoden (diverse species)	800-15.000		Bryan, 1984
Viviparidae	1.970-3.690		Yang & Kong, 1997
diverse species	300-6.000		Wachs, 1998
Argopecten irradians	13.600*		in Thomann <i>et al.</i> , 1995
Mytilus edulis	45.500*	1*	//
Crassostrea virginica		19*	//
Crustaceeën			

Gammaridae	2.000-7.000		Wachs, 1998
Isopoda (Assellus)	15.000-20.000		//
Invertebraten			
-	1.000*		Anoniem, 1981
Insecten			
diverse species: larvestadium	1.000-3.000		Anoniem, 1981
Vissen			
-	600-700*		Anoniem, 1981
diverse zoetwaterspecies	40-200		//
karper (Cyprinus carpio)	62-66		Yang & Kong, 1997

*: op basis van drooggewicht

KWIK

species	BAF (l/kg)	BSAF ((µg/g)/(µg/g))	referentie
Bacterien			
Sphaerotilus natans	5.000-50.000*		Wachs, 1998
Algen			
Chrysophyceae	1.000-5.000*		Wachs, 1998
Chlorophyceae	6.000-16.000*		//
Rhodophyta	500-4.000*		//
Macrophyten	3.000-16.000*		//
Anneliden			
Turbellaria	2.000-6.000		Wachs, 1998
Polychaeten	700-3.000		//
Oligochaeten	500-4.000		//
Mollusken			
Gasterpoda (diverse species)	200-3.000		Wachs, 1998
diverse species	100-2.000		Wachs, 1998
Mytilus edulis	1.000(Hg ²⁺)		Gagnon & Fisher, 1997
//	2.000 (CH ₃ Hg)		//
//	-	1,4*	in Thomann <i>et al.</i> , 1995
//	226; 664*		Rijsgard <i>et al.</i> , 1985
Crassostrea virginica	249.000* (organisch Hg)	2,9*	In Thomann <i>et al.</i> , 1995
Venerupis philippinarum	190*		Leatherland & Burton, 1974
Crustaceeën			
Gammaridae	2.000-4.000		Wachs, 1998
Isopoda (Assellus)	2.000-5.000		//

Acartia clausi	7.600		Leatherland & Burton, 1974
Palaemonetes pugio	333		//
Insecten			
diverse species: larvestadium	1.000-5.000		Wachs, 1998
Vissen			
diverse zoetwaterspecies	1.000-8.000		Wachs, 1998
Salvelinus fontinalis	127.000* (organisch Hg)		In Thomann <i>et al.</i> , 1995
Serranus cabrilla	100* (organisch Hg)		//
Gambusia affinis	2.560* (anorganisch Hg)		//

*: op basis van drooggewicht

LOOD

species	BAF (l/kg)	BSAF ((µg/g)/(µg/g))	Referentie
Bacterien			
Sphaerotilus natans	2.000-120.000*		Wachs, 1998
Algen			
Chrysophyceae	4.000-6.000*		Wachs, 1998
Chlorophyceae	8.000-25.000*		//
	2 - 82*		Bryan, 1984
Rhodophyta	2.000-8.000*		//
	2*		//
Macrophyten	1.000-45.000*		//
Bruinwieren	1,2 - 26*	-	//
Anneliden			
Turbellaria	1.500-4.000		Bryan, 1984
Polychaeten	2.000-3.500		//
Oligochaeten	1.000-4.000		//
Mollusken			
Gastropoda (diverse species)	500-11.000		Bryan, 1984
diverse species	500-3.000		//
Mytilus edulis	10.150* (Pb(NO ₃) ₂)	0,1*	in Thomann <i>et al.</i> , 1995
	3.000*		in Mergaert <i>et al.</i> , 1993
Crassostrea virginica	7.220* (Pb(NO ₃) ₂)		in Thomann <i>et al.</i> , 1995
//	10.930* (Pb)	0,04*	//
Crustaceeën			
Gammaridae	500-2.500		Wachs, 1998

Isopoda (Assellus)	500-3.000		//
Insecten			
diverse species: larvestadium	500-6.000		Wachs, 1998
Vissen			
diverse zoetwaterspecies	30-100		Wachs, 1998
Ictalurus nebulosus, Catostomus commersoni, Notemigonus crysoleucas, Lepomis gibbosus		$1,8 \times 10^{-6}$	Davis <i>et al.</i> , 1996 ¹

*: op basis van droge stof

¹: indien wordt aangenomen dat vissen 20% droge stof bevatten dan wordt de BSAF volgens Davis *et al.* (1996) op basis van het drooggewicht gelijk aan 9×10^{-6} .

NIKKEL

Species	BAF (l/kg)	BSAF ((µg/g)/(µg/g))	Referentie
Bacterien			
Sphaerotilus natans	3.000-30.000*		Wachs, 1998
Algen			
Chrysophyceae	1.000-4.000*		Wachs, 1998
Chlorophyceae	8.000-10.000*		//
Rhodophyta	1.000-4.000*		//
	1,1*		Bryan, 1984
Macrophyten	2.000-10.000*		//
Bruinwieren	2,8 – 6,8*		//
Zoöplankton	600-700*		Hutchinson <i>et al.</i> , 1975
Lemna minor (zoetwateralg)	200-1.300*		WHO, 1991
Anneliden			
Turbellaria	500-1.000		//
Polychaeten	1.000-4.000		//
Oligochaeten	1.000-4.000		//
Mollusken			
Gastropoda (diverse species)	300-7.000		//
Diverse species	300-4.000		//
Mytilus edulis	1.720*	0,09*	in Thomann <i>et al.</i> , 1995
Crassostrea virginica	1.870*	0,23*	in Thomann <i>et al.</i> , 1995
-	250-300		Hutchinson <i>et al.</i> , 1975
Crustaceeën			
Gammaridae	400-2.000		Wachs, 1998

Isopoda (Assellus)	1.000-2.000		//
-	900-1.000*		Hutchinson <i>et al.</i> , 1975
Insecten			
Diverse species: larvestadium	500-5.000		Hutchinson <i>et al.</i> , 1975
Vissen			
diverse zoetwaterspecies	20-200		Hutchinson <i>et al.</i> , 1975
-	200-250		Hutchinson <i>et al.</i> , 1975

*: op basis van drooggewicht

TBT

Organisme	Levensstadium	Chemische vorm	Experimentele condities	BAF (l/kg)	Referentie
zoetwater					
Crustaceeën					
Daphnia magna	21 dagen	TPT	pH 8, duur 72 h	190 ± 50	Looser <i>et al.</i> , 1998
				198 ± 23	Fent & Looser, 1995
				193 ± 45	Fent & Looser, 1998
Insecten					
Chironomus riparius	Larve (82 weken)	TPT	pH 8- 72 h	680 ± 200	Looser <i>et al.</i> , 1998
		TBT		310 ± 100	//
		//		680 ± 200	Fent & Looser, 1998
		TeBT		1.200 ± 300	Looser <i>et al.</i> , 1998
Vissen					
Thymallus thymallus	Larve	TPT	pH 8,3 – 7 d	2.200	Looser <i>et al.</i> , 1998
		TBT		2.240	Fent & Looser, 1998

Zoutwater					
Vissen					
Brasem	Adult (spieren)	TBT	Veld	46.000	Shawky, S. <i>et al</i> , 1998
		MBT		1.667	//
		DBT		4.938	//
Pagrus major		TBT		4.700	Yamada <i>et al.</i> , 1994
Anneliden					
Armandia brevis		TBT		30,7	Meador <i>et al</i> , 1997b
Crustaceeën					
Rhepoxynius abronius		TBT		8,3	Meador <i>et al</i> , 1997b
Eohaustorius washingtonianus		TBT		97,5	//
Mollusken					
Mytilus edulis		TBT		5.000*	Laughin <i>et al</i> , 1986
//				500.000*	Zuolian & Jensen, 1989

//				11.000*	Laane <i>et al.</i> , 1990
Crassotrea gigas		//		3.000*	Waldock & Thain, 1983
//				10.000*	//
//				1.000– 6.000*	Maguire, 1987
Nucella lapillus		//		30.200–100.000*	Bryan <i>et al.</i> , 1987
Mya arenaria		//		537.000*	Bryan & Gibbs, 1991
Littorina littorea		//		14.800*	Laughin <i>et al.</i> , 1986
Macoma balitica		//		67.600*	//
Mercenaria mercenaria		//		125.900*	//

*: op basis van drooggewicht

PAK

PAK	Organisme	BAF (l/kg)	BSAF	Referentie
Acenaftyleen	Anneliden			
	Armandia brevis	7.080	0,13	Meador <i>et al.</i> , 1995
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	1.990*	1,23	//
	Mollusken			
	Potamocorbula amurensis	-	501,19	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Tapes japonica	-	1,61	//
Acenafteen	Anneliden			
	Armandia brevis	6.030	0,06	Meador <i>et al.</i> , 1995
	-		2,04	Maruya <i>et al.</i> , 1997

Fluoreen	Mollusken			
	Potamocorbula amurensis		3,87	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Tapes japonica		1,94	//
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	7.940*	1,15	Meador <i>et al.</i> , 1995
	Zoetwaterorganismen	166-7.080		Isnard & Lambert, 1988
		437*		//
	Mytilus edulis	65		Donkin <i>et al.</i> , 1989
	Anneliden			
	Armandia brevis	5.010	0,06	Meador <i>et al.</i> , 1995
-		0,3	Maruya <i>et al.</i> , 1997	
	mollusken			

	Potamocorbula amurensis		14,06	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Tapes japonica		3,44	//
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	3.470*		Isnard & Lambert, 1988
			1,1	Meador <i>et al.</i> , 1995
	Zoetwaterorganismen	1.290	2,2	Foster & Wright, 1988
			3	Foster & Wright, 1988
Antraccen	Anneliden			
	Armandia brevis	12.020	0,06	Meador <i>et al.</i> , 1995
	-		0,18	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	7.940*		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
			1,1	Meador <i>et al.</i> , 1995

	A. aquaticus L. (Isopode)	6.310**		Isnard & Lambert, 1988
	Zoetwaterorganismen	912		Freitag <i>et al.</i> , 1985
	Chlorella fusca	7.770		Landrum <i>et al.</i> , 1991
	Leuciscus idus melanotus	910		Lee <i>et al.</i> , 1978 in Verschüren, 1983
	Mollusken			
	Potamocorbula amurensis		1,94	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Tapes japonica		1,17	//
	Crassostrea virginica	2.500		Meador <i>et al.</i> , 1995
Fenantreen	Anneliden			
	Armandia brevis	6.030		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	//		0,04	Meador <i>et al.</i> , 1995
	-		0,169	Maruya <i>et al.</i> , 1997

	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	6.030*		Freitag <i>et al.</i> , 1985
	//		1,05	Landrum <i>et al.</i> , 1991
	A. aquaticus L. (Isopode)	3.980**		Meador <i>et al.</i> , 1995
	Chlorella fusca	1.760		Isnard & Lambert, 1988
	Leuciscus idus melanotus	1.760	2-7,9	Augenfeld & Anderson, 1982
	Zoetwaterorganismen	2.630	0,8-4,0	Augenfeld & Anderson, 1982
	Mollusken			
	Potamocorbula amurensis		3,28	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Arenicola marina		0,95	Kaag <i>et al.</i> , 1997
	Macoma inquinata	10		Foster & Wright, 1988
	Abarenicola pacifica		1,13-217	Donkin <i>et al.</i> , 1989
	Mytilus edulis	200	0,8-94,9	Foster & Wright, 1988

Pyreen	Anneliden			
	Armandia brevis	70.790	0,28	Meador <i>et al.</i> , 1995
	-		0,428	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	44.670		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	//		1,55	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	A. aquaticus L. (Isopode)	15.850**		Spehar <i>et al.</i> , 1980
	Salmo gairdneri	72		Isnard & Lambert, 1988
	zoetwaterorganismen	2.690		Meador <i>et al.</i> , 1995
	//		0,2-1,5	Donkin <i>et al.</i> , 1989
	Mollusken			
	Arenicola marina		1,61	Kaag <i>et al.</i> , 1997
	Tapes japonica		1,33	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Potamocorbula amurensis		3,4	//

Fluorantheen	<i>Mytilus edulis</i>	5.755	0,2-0,7	Foster & Wright, 1988
	Anneliden			
	<i>Armandia brevis</i>		0,2	Meador <i>et al.</i> , 1995
	//	44.670		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	-		0,266	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crustaceeën			
	<i>Rhepoxynius abronius</i> (Amfipode)	39.810**		Spehar <i>et al.</i> , 1980
	//		1,38	Meador <i>et al.</i> , 1995
	<i>A. aquaticus</i> L. (Isopode)	10.000**		Isnard & Lambert, 1988
	<i>Salmo gairdneri</i>	378		Donkin <i>et al.</i> , 1989
	Zoetwaterorganismen	891-200.000		Lee <i>et al.</i> , 1978 in Verschüren, 1983
		5.010		Foster & Wright, 1988
Mollusken				

Chryseen	Potamocorbula amurensis		2,96	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Tapes japonica		1,43	//
	Arenicola marina		0,86	Kaag <i>et al.</i> , 1997
	Mytilus edulis	5.370	0,6-11,7	Foster & Wright, 1988
	Crassostrea virginica	10.000	0,4-42,2	//
	Anneliden			
	Armandia brevis	199.530	0,3	Meador <i>et al.</i> , 1995
	-		0,201	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	64.570	11,6	Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	//		1,2	Meador <i>et al.</i> , 1995
	A. aquaticus L. (Isopode)	19.950**	5,2	//
	Mollusken			
Potamocorbula amurensis		1,95	Maruya <i>et al.</i> , 1997	

Benzo(a)antraceen	Tapes japonica		1,39	//
	Macoma inquinata		11,6	Augenfeld & Anderson, 1982
	Abarenicola pacifica		5,2	Augenfeld & Anderson, 1982
	Macoma baltica		0,3-0,9	Foster & Wright, 1988
	Nereis succinea		0,3-3,4	Foster & Wright, 1988
	Anneliden			
	Armandia brevis	199.530	0,2	Meador <i>et al</i> , 1995
	-		0,168	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	39.810	1,1	//
	A. aquaticus L. (Isopode)	12.590**		Van Hattum <i>et al</i> , 1998
	Chlorella fusca	3.180		Freitag <i>et al</i> , 1985
	Leuciscus idus melanotus	350	0,3-1,4	Landrum <i>et al</i> , 1991
//		0,54-0,84	//	

Benzo(e)pyreen	Mollusken			
	Potamocorbula amurensis		10,72	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Arenicola marina		0,61	Kaag <i>et al.</i> , 1997
	Tapes japonica		1,19	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crassostrea virginica	18.000		Lee <i>et al.</i> , 1978 in Verschüren, 1983
	Anneliden			
	Armandia brevis	301.990		Meador <i>et al.</i> , 1995
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	39.810*		//
	Chlorella fusca	3.300		Freitag <i>et al.</i> , 1985
Leuciscus idus melanotus	480		Landrum <i>et al.</i> , 1991	
Salmo gairdneri	920		Spehar <i>et al.</i> , 1980	

Benzo(a)pyreen	Anneliden			
	Armandia brevis	199.530	0,22	Meador <i>et al.</i> , 1995
	-		0,127	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	15.140*	1,05	Meador <i>et al.</i> , 1995
	A. aquaticus L. (Isopode)	25.120**		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	Chlorella fusca	3.300		Freitag <i>et al.</i> , 1985
	Leuciscus idus melanotus	480		//
	Mollusken			
	Tapes japonica		0,048	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Potamocorbula amurensis		1,47	//
	Mytilus edulis	10 ^{6,24}		Hawker & Connell, 1986
	Crassostrea virginica	3.000		Lee <i>et al.</i> , 1978 in Verschüren, 1983

Peryleen	Anneliden			
	Armandia brevis	199.530	0,2	Meador <i>et al.</i> , 1995
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	18.200*	1,02	//
	Chlorella fusca	2.010		Freitag <i>et al.</i> , 1985
	Leuciscus idus melanotus	10		Landrum <i>et al.</i> , 1991
Dibenz(a,h)antraceen	Anneliden			
	Armandia brevis	100.000	0,18	Meador <i>et al.</i> , 1995
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	18.200	1,05	//
	A. aquaticus L. (Isopode)	5.010**		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	Chlorella fusca	2.380		Freitag <i>et al.</i> , 1985

Benzo(b)fluorantheen	Leuciscus idus melanotus	10		Landrum <i>et al.</i> , 1991
	Mollusken			
	Tapes japonica		0,19	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Potamocorbula amurensis		3,6	//
	Anneliden			
	Armandia brevis	199.530	0,3	Meador <i>et al.</i> , 1995
	-		0,15	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	60.260*	1,16	Meador <i>et al.</i> , 1995
	A. aquaticus L. (Isopode)	19.950**		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	mollusken			
	Tapes japonica		0,202	Maruya <i>et al.</i> , 1997
Potamocorbula amurensis		2,3	//	

Benzo(k)fluorantheen	Anneliden				
	Armandia brevis	199.530	0,25	Meador <i>et al.</i> , 1995	"
	-		0,236	Maruya <i>et al.</i> , 1997	
	Crustaceeën				
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	7.940	1,04	Meador <i>et al.</i> , 1995	
	A. aquaticus L. (Isopode)	25.120**		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998	
	Mollusken				
	Tapes japonica		0,132	Maruya <i>et al.</i> , 1997	
	Potomocorbula amurensis		2,37	//	
	Arenicola marina		0,24	Kaag <i>et al.</i> , 1997	
Benzo(ghi)peryleen	Anneliden				∴
	Armandia brevis	151.360	0,2	Meador <i>et al.</i> , 1995	•
	-		0,226	Maruya <i>et al.</i> , 1997	

Indeno(1,2,3-cd)pyreen	Crustaceeën			
	Rhepoxynius abronius (Amfipode)	12.020	1,03	Meador <i>et al.</i> , 1995
	A. aquaticus L. (Isopode)	5.010**		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	Mollusken			
	Tapes japonica		0,071	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Potamocorbula amurensis		1,29	//
	Anneliden			
	Armandia brevis	100.000	0,13	Meador <i>et al.</i> , 1995
	-		0,141	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Crustaceeën			
Rhepoxynius abronius (Amfipode)	8.910	1,02	Meador <i>et al.</i> , 1995	
A. aquaticus L. (Isopode)	2.510**		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998	

Naphtaleen	Mollusken			
	Tapes japonica		1,82	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Potamocorbula amurensis		0,073	//
	Crustaceeën			
	A. aquaticus L. (Isopode)	2.510**		Van Hattum <i>et al.</i> , 1998
	Mollusken			
	Tapes japonica		123,03	Maruya <i>et al.</i> , 1997
	Chlorella fusca	130		Freitag <i>et al.</i> , 1985
	Leuciscus idus melanotus	30		Landrum <i>et al.</i> , 1991
	Onchorhynchus kisuth	40		Melancon & Lech, 1978 in
	Salmo gairdneri	40-300		Verschüren, 1983
Afgeleide BCF	427		Melancon & Lech, 1978	
		10,2-23,4	Foster & Wright, 1988	
		0,87-15,4	Foster & Wright, 1988	

PAK	Mytilus edulis	34	0,5-2,2	Donkin <i>et al.</i> , 1989
	Macoma baltica		8,1-106	Foster & Wright, 1988
	Nereis succinea		0,4-1,8	Foster & Wright, 1988
	vissen			
	Salmo gairdneri	9.000 – 9.200	4,1-98,1	Stephan <i>et al.</i> , 1986
	Mollusken			
	Macoma liliana		0,75-1,67	Hickey <i>et al.</i> , 1995
Austrovenus stutchburyi		0,34-0,58	//	

*: op basis van drooggewicht

PCB

Organisme	PCB-vorm	BAF (l/kg)	Referentie
Vissen			
Gasterosteus aculeatus			
Mannelijk	153	20 (83 d blootstelling)	Danuta T. <i>et al.</i> , 1997
Vrouwelijk	153	8 (83 d blootstelling)	//
Dictyota acutiloba	20 verschillende congenen	400-50.120*	Hope <i>et al.</i> , 1998
Giffordia breviarticulata	//	790-39.810*	//
Halophila ovalis	//	400-19.950*	//
Bohadschia obesus	//	1.000-39.810*	//
Holothuria atra	//	320-7.940*	//
Chamoia iostoma	//	15.830-125.890*	//
Echinometra mathaei	//	250-25.120*	//
Nerita picea	//	400-7.940*	//

*: op basis van drooggewicht

Verskillende auteurs hebben relaties vastgelegd tussen de bio-accumulatiefactor (BAF) en de partiticoëfficiënt octanol-water (K_{ow}):

- volgens Pruell *et al.* (1986): $\log BAF = 1,73 + 0,594 \log K_{ow}$
- volgens Bergen *et al.* (1993): $\log BAF = 0,82 \log K_{ow} - 0,52$

Deze relaties werden uitgewerkt voor een aantal PCB's en zijn weergegeven in onderstaande tabel.

Stof	logK _{ow}	BAF volgens Pruell <i>et al.</i> (1986)	BAF volgens Bergen <i>et al.</i> (1993)	Referentie
PCB 28	5,8	149.692	30.339	Michael J. Paterson <i>et al.</i> (1998)
PCB 52	6,1	225.632	30.339	//
PCB 153	6,9	673.907	137.404	//
PCB 180	7,36	1.264.270	327.491	//
PCB 28	5,56	107.805	10.945	G.A.Tracey & D.J. Hansen (1996)
PCB 52	5,99	194.115	24.649	//
PCB 118	6,43	354.340	56.572	//
PCB 153	6,86	638.028	127.409	//
PCB 180	7,27	1.117.841	276.312	//

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de literatuurwaarden voor biota-sedimentaccumulatiefactoren voor een aantal PCB's.

Organisme	Chemische vorm	BSAF	Referentie
Ephemeriden			
Hexagenia limbata	PCB28	4,86"	Drouillard <i>et al.</i> , 1996
	PCB52	4,76"	//
	PCB101	5,93"	//
	PCB138	5,53"	//
	PCB180	5,07"	//
Polychaeten			
Arenicola marina	PCB28	2,03*	Kaag <i>et al.</i> , 1997
	//	0,54**	//

	PCB52	2,68*	//
	//	0,6**	//
	PCB101	2,08*	//
	PCB138	1,64*	//
	//	0,91**	//
	PCB180	1,29*	//
	//	0,57**	//

*=één site

**=gemiddelde van meerdere sites

" = genormaliseerd naar vetgehalte in het organisme en organische koolstof in het sediment

EOX

Gemiddelde waarden voor bio-accumulatiefactoren voor een aantal belangrijke componenten uit de EOX-groep

Component	Organisme	Gemiddelde BAF	Referentie
Endrin	Mollusken	1.542	Mason <i>et al.</i> , 1976; Jarvinen <i>et al.</i> , 1978
	Crustaceeën	1.461	Metcalf <i>et al.</i> , 1973; Tyler-Schroeder, 1979
	Vissen	5.773	Hansen & Parrish, 1977; Hermanutz, 1978; Hermanutz <i>et al.</i> , 1985; Tyler-Schroeder, 1979; Jarvinen <i>et al.</i> , 1978;
PCB	-	319.283	Paterson <i>et al.</i> , 1998; Tracey & Hansen, 1996

Biota-sedimentaccumulatiefactoren voor gechlorineerde extraheerbare organische verbindingen

Organisme	Testsite	BSAF (mg/kg) / (mg/kg)	Referentie
Oligochaeten	Rivier	1,99*	Sibley <i>et al.</i> , 1998
<i>Tubifex tubifex</i> (Bay)	Moberley Bay (papierindustrie)	<9*	Craig <i>et al.</i> , 1990, in Sibley <i>et al.</i> , 1998

*: op basis van drooggewicht

Bijlage 3: Samenvatting van de analysemethoden voor de beschouwde componenten (VMM, 1999)

1. ANALYSE VAN ZWARE METALEN

Na droging worden de monsters ontsloten met salpeterzuur en zoutzuur. De monsters worden gecentrifugeerd om de zichtbare vaste deeltjes in de te analyseren oplossing neer te slaan. De kwantitatieve bepaling is afhankelijk van de aard van het zware metaal.

1.1. Kwantitatieve bepaling van zink, cadmium en koper

De aanwezigheid van het metaal wordt bepaald met behulp van atomaire absorptiespectrometrie (Perkin-Elmer Analyst 300). Er wordt gebruik gemaakt van de vlamtechniek indien de te verwachten concentratie van het metaal groter is dan 50 µg/l. Elke meting wordt in vijfvoud uitgevoerd. Het gemiddelde van de resultaten wordt aanvaard indien de grootste waarde min de kleinste waarde kleiner of gelijk is dan twee maal de precisie.

1.2. Kwantitatieve bepaling van lood, nikkel, koper en arseen

De aanwezigheid van het metaal wordt bepaald met behulp van atomaire absorptiespectrometrie (Perkin-Elmer 4100 ZL). Er wordt gebruik gemaakt van de grafietoventechniek indien de te verwachten concentratie aan metaal kleiner of gelijk is dan de waarde, vermeld in tabel 1.

Tabel 1: drempelconcentraties inzake gebruik van de grafietoventechniek

Metaal	Drempelwaarde (µg/l)
Cadmium	50
Lood	200
Chroom	500
Nikkel	500
Koper	50
Arseen	500

Elke meting wordt in drievoud uitgevoerd. Het gemiddelde van de resultaten wordt aanvaard indien de grootste waarde min de kleinste waarde kleiner of gelijk is dan twee maal de precisie.

Volgens ISO-5961 kunnen bij de analyse van cadmium volgende ionen interfereren:

- ijzer, koper, nikkel, kobalt en lood bij massaconcentraties > 100 mg/l;
- natrium, kalium, sulfaat en chloor bij massaconcentraties > 1.000 mg/l.

Bijgevolg dienen de analyses uitgevoerd te worden onder STP-voorwaarden om deze mogelijke interferenties te vermijden.

1.3. Kwantitatieve bepaling van kwik

De aanwezigheid van kwik wordt bepaald met behulp van atomaire absorptiespectrometrie - koude damptechniek (Perkin-Elmer flow injection mercury system - FIMS). Elke meting wordt in drievoud uitgevoerd. Het gemiddelde van de resultaten wordt aanvaard indien de standaardafwijking kleiner is dan de precisie.

2. ORGANISCHE PARAMETERS

2.1. Bepaling van de korrelgrootteverdeling

Gezien de lutumfractie een invloed heeft op de verspreiding van zware metalen dient deze in rekening gebracht te worden. De korrelgrootteverdeling wordt gemeten in de fractie < 63 μm . Deze verdeling wordt bepaald door de verandering van de intensiteit van een gebundelde X-straal, die door het monster wordt geleid, te meten. Alvorens een eigenlijke analyse te beginnen dienen de monsters gedroogd en homogeen verdeeld te worden.

De analyse levert vier verdelingen in functie van de korrelgrootte:

- fractie > 63 μm ;
- fractie < 63 μm ;
- fractie < 16 μm ;
- fractie < 2 μm .

Per monster worden twee analyses uitgevoerd. Van de vier bekomen verdelingen per monster wordt het gemiddelde berekend. De verdeling waarvan de fractie < 2 μm het minst afwijkt van dit gemiddelde, wordt als resultaat weerhouden.

2.2. Bepaling van de fractie organisch materiaal

Op het gevriesdroogde monster worden twee analyses uitgevoerd. Enerzijds wordt het totaal gehalte aan koolstof bepaald door deze katalytisch/thermisch te oxideren tot koolstofdioxide. De aldus gevormde koolstofdioxide wordt gekwantificeerd met behulp van niet dispersieve infraroodspectrofotometrie en wordt uitgedrukt als TC. Anderzijds wordt de koolstof bepaald die aanwezig is onder de vorm van opgeloste koolstofdioxide en/of die gebonden is in de vorm van carbonaten. Deze koolstof wordt vrijgesteld na zuurhydrolyse en wordt eveneens gekwantificeerd met behulp van niet dispersieve infraroodspectrometrie. De aldus gekwantificeerde koolstof wordt uitgedrukt als TIC. Bijgevolg is het totaalgehalte organische koolstof gelijk aan het verschil tussen TC en TIC. De detectielimiet voor TC en TIC bedraagt 0,1% C.

2.3. EOX

Het gevriesdroogde monster wordt geëxtraheerd met aceton en petroleumether. Van het extract wordt een gedeelte in een hete kwarts pyrolysebuis geïnjecteerd, waarin de organohalogenen worden omgezet tot anorganische verbindingen die coulometrisch worden bepaald. De detectielimiet voor extractie van een slibmonster bedraagt 0,2 mg/kg.

2.4. Minerale olie

Het gevriesdroogde monster wordt onderworpen aan een sonicatie-extractie met tetrachloorethyleen. Aan het extract wordt het adsorbens florisil toegevoegd om de polaire stoffen te verwijderen. Vervolgens worden de geëxtraheerde stoffen bepaald door middel van infraroodspectrometrie. Deze methode laat echter niet toe de herkomst van de verontreiniging te achterhalen gezien het infraroodspectrum te weinig specifiek is om een onderscheid te maken tussen de verschillende olietypes.

2.5. PAK

De polycyclische aromatische koolwaterstoffen worden uit het gevriesdroogde monster geëxtraheerd door middel van een mengsel van aceton en dichloormethaan. Na solventwisseling wordt een hoeveelheid van het extract geïnjecteerd op een HPLC-apparaat. De te bepalen componenten, zijnde de 10 PAK's van OVAM, worden gemeten via fluorescentie en UV-detectie.

2.6. PCB

De PCB's worden uit het gevriesdroogde monster geëxtraheerd door middel van aceton en petroleumether. Na drogen, concentreren en ontzwavelen wordt een clean-up over aluminiumoxide en een fractionering over een silicagelkolom uitgevoerd. De eluaten zijn na het concentreren geschikt voor gaschromatografische analyse met behulp van capillaire gaschromatografie met electroneninvangdetector.