

**Ontwikkeling van ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwde  
kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems.**

Methodologische ontwikkeling

Leloup V., P. Meire & E. de Deckere

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer  
Universiteit Antwerpen

**Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse  
Milieumaatschappij, MIRA**

MIRA/2006/01

ECOBÉ 06-R90

Januari 2006



Dit rapport verschijnt in de reeks MIRA Ondersteunend Onderzoek van de Vlaamse Milieumaatschappij. Deze reeks bevat resultaten van onderzoek gericht op de wetenschappelijke onderbouwing van het Milieurapport Vlaanderen.

Dit rapport is ook beschikbaar via [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be)

Contactadres:

Vlaamse Milieumaatschappij  
Milieurapportering (MIRA)  
Van Benedenlaan 34  
2800 Mechelen  
tel. 015 45 14 66  
[mira@vmm.be](mailto:mira@vmm.be)

Wijze van citeren:

Leloup V., P. Meire & E. de Deckere (2006), Ontwikkeling van ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems – Methodologische ontwikkeling, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2006/01, Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosystembeheer, ECOBE 06-R90.

# INHOUDSTAFEL

<b>WOORD VOORAF .....</b>	<b>III</b>
<b>SAMENVATTING .....</b>	<b>IV</b>
<b>LIJST MET AFKORTINGEN EN BEGRIPPEN .....</b>	<b>VII</b>
<b>DEFINITIES .....</b>	<b>X</b>
<b>1. INLEIDING.....</b>	<b>1</b>
<b>2. METHODEN .....</b>	<b>5</b>
2.1 WAARDEN ONDER DE DETECTIELIMIET .....	5
2.2 ECOLOGISCH ONDERBOUWDE KWALITEITSDOELSTELLINGEN (LEL/SEL) .....	9
2.3 ECOTOXICOLOGISCH ONDERBOUWDE KWALITEITSDOELSTELLINGEN (TEL/PEL) .....	13
<b>3. RESULTATEN.....</b>	<b>23</b>
3.1 ECOLOGISCH ONDERBOUWDE KWALITEITSDOELSTELLINGEN (LEL/SEL) .....	23
3.1.1 <i>Aantal meetplaatsen waarop de taxa voorkomen</i> .....	23
• Zware metalen .....	23
• PAK's .....	25
• PCB's en OCP's .....	27
• Keuze methode .....	28
3.1.2 <i>Percentielwaarde</i> .....	29
• Zware metalen .....	30
• PAK's .....	31
• PCB's en OCP's .....	32
• Keuze methode .....	33
3.1.3 <i>Abundanties van de taxa</i> .....	33
• Zware metalen .....	33
• PAK's .....	36
• PCB's en OCP's .....	39
• EOX en KWSap .....	42
• Keuze methode .....	42
3.1.4 <i>Kwaliteitsdoelstellingen voor sedimentregio's, ingedeeld volgens bodemkaart</i> .....	42
• Zware metalen .....	43
• PAK's .....	46
• PCB's en OCP's .....	48
3.1.5 <i>Kwaliteitsdoelstellingen voor verschillende % klei in het sediment</i> .....	51
• Zware metalen .....	51
• PAK's .....	54
• PCB's en OCP's .....	56
• EOX en KWSap .....	57
3.2 ECOTOXICOLOGISCH ONDERBOUWDE KWALITEITSDOELSTELLINGEN (TEL/PEL) .....	58
3.2.1 <i>Methode omzetting/weglaten data "effect" - "no effect" reeks</i> .....	58
• Zware metalen .....	58
• PAK's .....	59
• PCB's en OCP's .....	60
• Keuze methode .....	61
3.2.2 <i>Vergelijking ecotoxiciteitstesten</i> .....	61
• Zware metalen .....	62
• PAK's .....	63
• PCB's en OCP's .....	64
• EOX en KWSap .....	65
• Keuze methode .....	65
3.2.3 <i>Kwaliteitsdoelstellingen voor verschillende % klei in het sediment</i> .....	65
• Metalen .....	65
• PAK's .....	66
• PCB's en OCP's .....	67

• EOX en KWSap.....	68
<b>4. CONCLUSIE .....</b>	<b>69</b>
<b>REFERENTIES .....</b>	<b>71</b>
<b>BIJLAGEN .....</b>	<b>73</b>
BIJLAGE 1: DETERMINATIE NIVEAU VAN BENTHISCHE INVERTEBRATEN GEBRUIKT IN DE BSI .....	73
BIJLAGE 2: WEGVALLEN TAXA "AANTAL 5" NAAR "AANTAL 10" .....	74

## Woord vooraf

In opdracht van de Vlaamse Regering dient VMM de milieurapportering tot stand te brengen in rapporten toegankelijk voor een breed, geïnteresseerd publiek. De rapporten moeten de wetenschappelijke basis voor het gewestelijke milieubeleid bieden; ze moeten het maatschappelijk draagvlak voor dit milieubeleid versterken, en ze moeten in overeenstemming zijn met de internationale standaarden inzake milieukennis. Deze studie past binnen de doelstelling van de milieurapportering van de Vlaamse overheid (MIRA), om naast indicatoren ook doelstellingen of toetsingswaarden op te stellen.

In Vlaanderen bestaan momenteel nog geen concrete toetsingswaarden voor waterbodems. Vaak worden hiervoor de VLAREBO toetsingswaarden voor bodems gebruikt. Wel zijn er de TRIADE-referentiewaarden voor waterbodems, berekend als het geometrisch gemiddelde van de gehalten gemeten op 12 referentiewaterlopen, maar deze waarden zijn verder niet onderbouwd. Net als de TRIADE-referentiewaarden zijn bestaande internationale kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems nauwelijks onderbouwd. Vaak zijn de normen zoals bijvoorbeeld voor PCB's en OCP's gebaseerd op de detectielimiet of zijn de normen gebaseerd op resultaten van ecotoxiciteitstesten met enkele organismen waarna veiligheidsmarges ingebouwd werden. In de Verenigde Staten worden vaak, gebruik makend van grote datasets, Sediment Effect Concentraties (SEC's) berekend op basis van zogenaamde "co-occurrence" data, zijnde sedimenten waarvan zowel de chemische data als de aanwezige macrobenthos bepaald zijn. In deze studie zijn verschillende variaties op zowel de bestaande ecotoxicologische als ecologische methodiek getest om zo tot een optimale berekeningswijze van sedimentkwaliteitsdoelstellingen voor de Vlaamse waterbodems te komen. Hiervoor is gebruik gemaakt van de data van de TRIADE-studie en uit het monitoringsnetwerk van de VMM. De resultaten van deze studie zijn weergegeven in twee rapporten, waarbij in dit rapport een analyse is gemaakt van de te gebruiken methodologie. In het tweede rapport (ECOBÉ 06-R91) wordt een suggestie gedaan richting kwaliteitsdoelstellingen.

Hierbij willen we ook de stuurgroep, bestaande uit Griet Van Gestel (OVAM), Jiska Verhulst (OVAM), Bart Thibau (OVAM), Bob Peeters (VMM-MIRA), Reinhilde Weltens (VITO), Veerle Vanwesenbeeck (AMINAL) en Ward De Cooman (VMM), bedanken voor hun bijdrage bij de discussie rond de te gebruiken methodologie voor de ontwikkeling van de kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems.

## Samenvatting

Het doel van dit project was enerzijds het bekomen van concrete toetsingswaarden voor waterbodems en anderzijds het ontwikkelen van een zowel ecologisch als ecotoxicologisch onderbouwde methode om te komen tot deze kwaliteitsdoelstellingen. Hierbij werd voor de ecologische onderbouwing gebruik gemaakt van Lowest Effect Level (LEL) en Severe Effect Level (SEL) als Sediment Effect Concentraties (SEC's) berekend op basis van het voorkomen van macro-invertebraten in Vlaanderen. Voor de ecotoxicologische onderbouwing werden Treshold Effect Level (TEL) en Probable Effect Level (PEL) berekend op basis van de resultaten van ecotoxiciteitstesten. Voor de berekening van LEL en SEL werd door MacDonald et al. (1992) uitgegaan van een minimum van biologische data beschikbaar voor 20 taxa en chemische data beschikbaar voor sedimenten van 10 tot 20 meetpunten. In deze studie zijn meerdere variaties op de bestaande methodiek getest om zo een optimale methode te bekomen.

Hoe meer meetpunten gebruikt kunnen worden voor de berekening, hoe beter de 90 percentiel waarde een beeld verschaft van de gehalten die dit taxon kan verdragen in het milieu. Gevoelige taxa zijn mogelijk slechts op weinig meetplaatsen aangetroffen. Bij het kiezen van een methode zal dus een evenwicht gevonden moeten worden tussen statistische relevantie en het meenemen van gevoelige organismen. De LEL waarden liggen bij "aantal 15", dat wil zeggen taxa die op minstens 15 punten worden teruggevonden, en "aantal 20" meestal hoger aangezien een groot deel van de door de VMM bemonsterde meetpunten vervuild zijn en enkel de resistentere taxa op minstens 15 of minstens 20 punten teruggevonden zijn. Het lijkt raadzaam om informatie van zoveel mogelijk taxa mee te nemen. Aangezien bovendien de LEL waarden berekend op basis van taxa op minstens 5 locaties goed overeenkomen met de TEL waarden werd besloten om voor de bepaling van de definitieve waarden uit te gaan van voorkomen op minstens 5 locaties.

Voor de berekening van LEL en SEL wordt verder standaard de 90p waarde van de gehalten aan contaminanten ter hoogte van de locaties waar de organismen aangetroffen zijn berekend (MacDonald et al., 2003). Aangezien de resultaten berekend met de 85, 90 en 95 percentiel waarden niet sterk van elkaar verschiden en in de literatuur steeds met de 90 percentielwaarde gewerkt wordt (MacDonald et al., 2003; MacDonald et al., 1996) is ook hier geopteerd om met de 90p waarde te werken.

Wanneer van een taxon slechts 1 individu aangetroffen werd kan de vraag gesteld worden of dit taxon daadwerkelijk op de betreffende meetplaats kan voorkomen of dat het eerder over een verdwaald individu gaat. Anderzijds zullen resistentere taxa veel frequenter aan hoge abundanties voorkomen dan gevoelige taxa. Er is echter geen duidelijke relatie tussen de resultaten en de verschillende getestte minimum abundanties. Het beeld wordt vertekend

doordat er grote sprongen zitten tussen de berekende abundanties (1, 2, 5 en 20 organismen). Bij een bemonstering met sedimenthappen wordt maar een deel van de waterbodem bemonsterd en zodoende mogelijk van elk taxon maar enkele individuen meegenomen. Hierdoor werd geopteerd om te werken met de “abundantie 1” methode.

Ook voor de berekening van de TEL en PEL waarden zijn verschillende methoden getest. Bij hoge gehalten van een bepaalde pollutant, waarbij geen ecotoxicologisch effect optrad, was de pollutant mogelijk niet beschikbaar voor de getestte biota. Anderzijds kan, omdat met stalen gewerkt wordt met een mengeling aan pollutanten, een toxisch effect bij zeer lage gehalten te wijten zijn aan een andere stof dan de stof in kwestie die aan een hoog gehalte aanwezig was in het sediment. Beide waarden beïnvloeden de TEL/PEL waarden, maar zijn vanwege o.a. deze argumenten niet mee genomen in de berekeningen. Er wordt wel van uitgegaan dat de lage “effect” waarden te wijten zijn aan andere stoffen dan de stof in kwestie maar dit kan niet bewezen worden. Hetzelfde geldt voor de hoge “no effect” waarden die niet biobeschikbaar zouden zijn. Daardoor mogen de waarden wel weggelaten worden uit de “effect” en de “no effect” reeks, maar ze mogen geenszins verplaatst worden tussen beide reeksen.

Enkel de resultaten van de ecotoxiciteitstest met *Hyalella azteca* werden gebruikt. In de testen met *Thamnocephalus* en *Selenastrum* werden de organismen blootgesteld aan het poriewater. In de testen met *Ostracod* en *Hyalella* werden de organismen blootgesteld aan het sediment. De gehalten aan pollutanten zijn echter enkel gemeten in het sediment. Bij de poriewatertesten zijn de gehalten waaraan de organismen blootgesteld zijn gelijk gesteld aan de gehalten gemeten in het sediment. Hoewel er een evenwicht tussen beide gehalten bestaat zijn de poriewatergehalten hoogstwaarschijnlijk lager dan de sedimentgehalten aangezien pollutanten sterker gebonden zijn aan de vaste fase. Aangezien van de 2 vaste fase testen de *Ostracod* test op een kleiner aantal meetplaatsen uitgevoerd is wordt geopteerd om de TEL/PEL waarden berekend met de resultaten van de *Hyalella* test te gebruiken. Bij de *Hyalella* resultaten waren TEL/PEL bij vele pollutanten het laagste waardoor deze test ook de strengste waarden oplevert.

Door de hogere oppervlakte/volume verhouding en de toenemende bindingscapaciteit bij de kleinere korrelgrootte fracties wordt algemeen een stijging verwacht in totale pollutanten gehalten van grove naar fijne sedimenten. Er werd bijgevolg verwacht dat LEL/SEL en TEL/PEL zullen toenemen met toenemend klei gehalte in het sediment, dat wil zeggen dat er pas effecten verwacht worden bij hogere gehalten. De berekeningen van LEL/SEL en TEL/PEL zijn opnieuw uitgevoerd, ditmaal voor de verschillende kleigehalten. LEL en TEL zijn vaak het laagste bij gehalten <10% klei en afwisselend het hoogste bij 10-30% en >30%. Van de 1027 meetpunten waarvan het kleigehalte in het sediment bepaald is heeft meer dan

de helft (693 punten) een percentage klei lager dan 10%, 288 meetpunten hebben een kleigehalte tussen 10 en 30% en slechts 46 punten hebben een kleigehalte boven de 30%. Indien meer meetpunten een hoog klei percentage gehad zouden hebben zouden de waarden duidelijker toenemen met stijgend percentage klei. Mogelijk zitten de meeste antropogene meetpunten (havens en kanalen) in klasse 10-30% klei waardoor LEL en SEL bij 10-30% vaak hoger zijn dan bij >30% klei.

Uit Rapportdeel 'Ontwikkeling ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems – Suggestie richting kwaliteitsdoelstellingen' blijkt dat de waarden, berekend met de geselecteerde methode als degelijk onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor de Vlaamse sedimenten, al dan niet rekening houden met het % klei, voorgesteld kunnen worden en aldus in dit rapportdeel een gepaste methodiek ontwikkeld werd.



## Lijst met Afkortingen en Begrippen

### Zware metalen

As	arseen
Cd	cadmium
Cr	chrom
Cu	koper
Hg	kwik
Ni	nikkel
Pb	lood
Se	selenium
Sn	tin
Zn	zink

### PAK's Polycyclische aromatische koolwaterstoffen

Acenaft	Acenaften
Acenaftyl	Acenaftyleen
Ant	Anthraceen
B(a)A	Benzo(a)anthraceen
B(a)P	Benzo(a)pyreen
B(b)Flu	Benzo(b)fluorantheen
B(e)P	Benzo(e)pyreen
B(ghi)Pe	Benzo(g,h,i)peryleen
B(k)Flu	Benzo(k)fluoantheen
Chr	Chryseen
dBz(ah)An	Dibenzoanthraceen
Fen	Fenantreen
Flu	Fluorantheen
Fluoreen	Fluoreen
IP	Indeno(1,2,3,c,d)pyreen
Naft	Naftaleen
Peryleen	Peryleen
Pyr	Pyreen

### PCB's Polychloorbifenylen

PCB 101	2,2',4,5,5'-Pentachloorbifenyyl
PCB 118	2,3',4,4',5-Pentachloorbifenyyl
PCB 138	2,2',3,4,4',5'-Hexachloorbifenyyl
PCB 153	2,2',4,4',5,5'-Hexachloorbifenyyl
PCB 169	3,3',4,4',5,5'-Hexachloorbifenyyl
PCB 170	2,2',3,3',4,4',5,5'-Heptachloorbifenyyl
PCB 180	2,2',3,4,4',5,5'-Heptachloorbifenyyl
PCB 28	2,4,4'-Trichloorbifenyyl
PCB 31	2,4',5-Trichloorbifenyyl
PCB 49	2,2',4,5'-Tetrachloorbifenyyl
PCB 52	2,2',5,5'-Tetrachloorbifenyyl

<b>OCP's</b>	Organochloorpesticiden
24DDD	op'Dichloordifenyldichloorethaan
24DDE	op'Dichloordifenyldichlooretheen
24DDT	op'Dichloordifenyiltrichloorethaan
44DDD	pp'Dichloordifenyldichloorethaan
44DDE	pp'Dichloordifenyldichlooretheen
44DDT	pp'Dichloordifenyiltrichloorethaan
aEndo	alfa Endosulfan
aHCH	alfa Hexachloorcyclohexaan
Aldrin	Aldrin
bHCH	beta Hexachloorcyclohexaan
ChpCEpx	Heptachloorepoxyde(cis)
Dieldrin	Dieldrin
Endrin	Endrin
gHCH	gamma Hexachloorcyclohexaan
HCBz	Hexachloorbenzeen
HpC	Heptachloor
Isodrin	Isodrin
KWS ap.	minerale olie
EOX	extraheerbare organohalogenen
AG	aantoonbaarheidsgrens
BBI	Belgium Biotic Index
BSI	Biotic Sediment Index
DL	detectielimiet
DS	droge stof
EE	effect eenheden, de reciproke waarde van de EC50 of LC50
KM	Kaplan-Meier
LEL	Lowest Effect Level
MLE	Maximum Likelihood Estimation
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risico
NOEC	No Observed Effect Concentration
PEL	Probable Effect Level
SEC	Sediment Effect Concentration
SEL	Severe Effect Level
TEL	Threshold Effect Level
TRIADE	beoordelingsmethode voor waterbodems bestaande uit 3 componenten: chemie, biologie en ecotoxicologie
VLAREA	Vlaams Reglement voor Afvalvoorkoming en –beheer
VLAREBO	Vlaams Reglement Bodemsanering
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij

- “aantal 5” berekeningen op basis van de taxa die op minstens 5 meetpunten aangetroffen zijn
- “aantal 10” berekeningen op basis van de taxa die op minstens 10 meetpunten aangetroffen zijn
- “aantal 15” berekeningen op basis van de taxa die op minstens 15 meetpunten aangetroffen zijn
- “aantal 20” berekeningen op basis van de taxa die op minstens 20 meetpunten aangetroffen zijn
- “85p” 85 percentiel waarde
- “90p” 90 percentiel waarde
- “95p” 95 percentiel waarde
- “abundantie 1” berekeningen op basis van de taxa waarvan minstens 1 organisme aangetroffen is
- “abundantie 2” berekeningen op basis van de taxa waarvan minstens 2 organismen aangetroffen zijn
- “abundantie 5” berekeningen op basis van de taxa waarvan minstens 5 organismen aangetroffen zijn
- “abundantie20” berekeningen op basis van de taxa waarvan minstens 20 organismen aangetroffen zijn
- “methode 1” methode waarbij de waarden van de “no effect” reeks die lager zijn dan het gemiddelde van de “no effect” reeks naar de “effect” reeks verplaatst worden
- “methode 2” methode waarbij de waarden van de “no effect” reeks die lager zijn dan het gemiddelde van de “no effect” reeks naar de “effect” reeks verplaatst worden en de waarden van de “effect” reeks die lager zijn dan het gemiddelde van de “effect” reeks naar de “no effect” reeks verplaatst worden
- “methode 3” methode waarbij de waarden van de “no effect” reeks die hoger zijn dan het gemiddelde van de “effect” reeks naar de “effect” reeks verplaatst worden en de waarden van de “effect” reeks die lager zijn dan het gemiddelde van de “no effect” reeks naar de “no effect” reeks verplaatst worden
- “methode 4” methode waarbij de waarden van de “effect” reeks die lager zijn dan het gemiddelde van de “no effect” reeks weggelaten worden
- “methode 5” methode waarbij de waarden van de “no effect” reeks die hoger zijn dan het gemiddelde van de “effect” reeks en de waarden van de “effect” reeks die lager zijn dan het gemiddelde van de “no effect” reeks weggelaten worden

## Definities

**Milieukwaliteitsnormen:** De milieukwaliteitsnorm is de concentratie van een bepaalde verontreinigende stof of groep van verontreinigende stoffen in water, sediment of in biota die ter bescherming van de gezondheid van de mens en het milieu niet mag worden overschreden (Bierkens et al., 2003b).

**Streefwaarden:** een niveau dat is vastgesteld om schadelijke effecten voor de gezondheid van de mens en/of het milieu in zijn geheel op lange termijn te vermijden, en dat zoveel mogelijk binnen een gegeven periode dient te worden bereikt (Bierkens et al., 2003b).

**MTR (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau):** waarde die aangeeft bij welk blootstellingsniveau of bij welke concentratie in een bepaald compartiment het risico voor mens, plant of dier maximaal toelaatbaar wordt geacht (Normen voor Waterbeheer, 2000).

**Interventiewaarde:** waarde specifiek voor het (water)bodemcompartiment, die aangeeft waarbij sprake is van ernstige of dreigende ernstige vermindering van de functionele eigenschappen van de bodem voor mens, plant of dier (Normen voor Waterbeheer, 2000).

**Signaleringswaarde:** waarde voor zware metalen, met name in anaërobe sedimenten, die aangeeft bij welke concentratie in de waterbodem sanering niet urgent is (Normen voor Waterbeheer, 2000).

**Richtwaarden:** Richtwaarden bepalen het milieukwaliteitsniveau dat zoveel mogelijk moet worden bereikt of gehandhaafd (Bierkens et al., 2003b).

**VLAREBO:** Vlaams Reglement Bodemsanering. De VLAREBO geeft uitvoering aan de bepalingen van het bodemsaneringsdecreet. Bijlage 7 bevat de normen waaraan een uitgegraven bodem moet voldoen voor het gebruik als bodem op een ontvangende grond die binnen bestemmingstype I (natuurgebied) gelegen is. Bijlage 8 bevat de normen waaraan een uitgegraven bodem moet voldoen voor het gebruik als bodem op een ontvangende grond die binnen bestemmingstypes II, III, IV of V gelegen is (OVAM, 2004).

**LEL:** Lowest Effect level, gehalte waarbij nog 95% of meer van de macro invertebratenpopulatie kan voorkomen.

**SEL:** Severe Effect Level, gehalte waarbij nog slechts 5% of minder van de macro invertebratenpopulatie kan voorkomen.

**TEL:** Treshold Effect Level, gehalte waarbij geen toxisch effect verwacht wordt.

**PEL:** Probable Effect Level, gehalte waarbij zeer waarschijnlijk een toxisch effect te verwachten wordt.

**SEC:** Sediment Effect Concentration, concentratie van een pollutant in het sediment die geassocieerd is met het geobserveerde effect.



# 1. Inleiding

Door industriële en huishoudelijke lozingen en agrarische activiteiten zijn grote hoeveelheden verontreinigde stoffen in de waterlopen terechtgekomen. Veel van die vervuiling is in de waterbodems terechtgekomen. De gehalten aan pollutanten kunnen in het sediment tot 1000 maal hoger liggen dan de concentraties in de bovenstaande waterkolom (VMM, 2002). De verwachting is dan ook dat de waterbodem als bron van vervuiling zal fungeren bij een verbeterende waterkwaliteit na sanering van lozingsbronnen (Zwolsman, 1999). Het behalen van ecologische kwaliteitsdoelstellingen in het oppervlaktewater zal dan ook zeer sterk afhangen van de mate waarin er rekening wordt gehouden met de kwaliteit van de waterbodem. Deze maakt namelijk integraal deel uit van het aquatische ecosysteem en is in tegenstelling tot wat lang gedacht werd geen afval dat enkel in functie van bevaarbaarheid verwijderd moet worden. Momenteel komt in verschillende landen de regelgeving betreffende het beheer van waterbodems volop op gang. Voorbeelden hiervan zijn de Vlaamse pogingen om te komen tot een Sectoraal Uitvoerings Plan voor bagger- en ruimingsspecie en het Nederlandse Tienjaren Scenario Waterbodems (Anonymous, 2002). Binnen de opmaak van deze beleidsplannen is er nood aan kennis over gehalten waarbij geen schadelijke effecten optreden, gehalten die mogelijk gebruikt kunnen worden ter onderbouwing van normen en/of streefwaarden. Tot nu toe zijn er geen normen en kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems, vaak worden hiervoor de normen en kwaliteitsdoelstellingen voor bodems gebruikt. Enkel in Vlaanderen bestaan er referentiewaarden voor waterbodems (TRIADE-referentiewaarden) maar deze waarden zijn niet geïmplementeerd in de wetgeving. De TRIADE-referentiewaarden, en tevens vele andere internationale kwaliteitsdoelstellingen, bezitten geen waarden voor individuele PCB's, OCP's en PAK's. Voor deze stoffen bestaat enkel een somparameter. Bovendien zijn deze TRIADE-referentiewaarden net als sommige andere gebruikte kwaliteitsnormen niet of nauwelijks ecologisch of ecotoxicologisch onderbouwd. Onderbouwing van kwaliteitsdoelstellingen kan gebeuren op basis van ecotoxicologische gegevens (European Chemicals Bureau, 2004) of op basis van de in situ voorkomende organismen.

In het algemeen is er nood aan zeer veel ecotoxicologische gegevens om te komen tot een aannemelijke schatting van de ecotoxicologisch onderbouwde Sediment Effect Concentraties (SEC's). De Nederlandse streefwaarden en "maximaal toelaatbaar risico" waarden (MTR's) zijn gebaseerd op data van NOEC's (No Observed Effect Concentration). De MTR's voor de waterkolom zijn gebaseerd op NOEC's van minstens 4 testorganismen. Voor bodem en sediment zijn er echter zo goed als geen ecotoxicologische data beschikbaar. Voor deze compartimenten zijn de MTR's vaak afgeleid van de MTR's voor de waterkolom door de equilibrium partitioning methode toe te passen (Crommentuijn et al., 2000). Het grote

voordeel van het werken met gespikete ecotoxiciteitstesten is dat het gemeten toxisch effect louter te wijten is aan de toegevoegde stof. In een waterloop komen de verschillende polluenten echter vaak voor in een complexe mix. Er kunnen synergetische en additieve effecten optreden tussen de verschillende stoffen maar ook de karakteristieken van het sediment spelen een grote rol in het beïnvloeden van de biobeschikbaarheid. Wanneer met mengstalen gewerkt wordt in ecotoxiciteitstesten, worden de testorganismen blootgesteld aan exact dezelfde sedimenten als in het milieu. Het nadeel hierbij is dat moeilijk aan te tonen is welke stof of stoffen het waargenomen toxische effect veroorzaken. In ecotoxiciteitstesten worden testorganismen in een nauwelijks natuurlijke omgeving blootgesteld aan polluenten. In de natuurlijke waterlopen bepalen sedimentkarakteristieken, aanwezige macrofyten, en andere factoren mee de kans op het voorkomen en het overleven van het macrobenthos. Het bepalen van SEC's op basis van "co-occurrence" data van biota en polluenten in het sediment kan hierdoor mogelijk een getrouwer beeld verschaffen van de gehalten die organismen in realiteit kunnen verdragen. Zowel ecotoxiciteitstesten als een evaluatie van het voorkomen van biota in het veld kunnen dus gebruikt worden om effectconcentraties te bepalen, telkens met hun voordelen en nadelen. Volgens MacDonald et al. (2003) levert een consensus tussen zowel ecotoxicologisch als ecologisch onderbouwde SEC's een optimale basis voor het bepalen van kwaliteitsdoelstellingen. Een geïntegreerde dataset gebaseerd op een gestandaardiseerde TRIADE monitoring leent zich bij uitstek om een ecotoxicologische en ecologische onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen af te leiden.

De waterbodembdatabank van de VMM is opgebouwd uit een groot aantal gegevens verzameld in het kader van de monitoring of in het kader van de voorgaande studies. Om de problematiek in kaart te brengen enerzijds en anderzijds om de TRIADE-methode, waarbij een kwaliteitsbeoordeling van de waterbodem wordt gemaakt op basis van fysisch-chemische analyses, ecotoxicologische testen en biotische indexen (de Deckere et al., 2000), verder te ontwikkelen en evalueren zijn in de periode 1995-2000 meer dan 600 meetpunten bemonsterd en geanalyseerd. Na deze voorbereidende studies startte de VMM in 2000 met de uitbouw van een waterbodemmeetnet met als doel de kwaliteit van de Vlaamse waterbodems te monitoren. De verzamelde informatie wordt gebruikt om het waterbodembeleid te evalueren en bij te sturen. Verder heeft de dataset een wetenschappelijke waarde, vanwege het grote aantal parameters dat op gestandaardiseerde wijze is geanalyseerd van telkens een zelfde hoeveelheid sediment van een meetpunt.

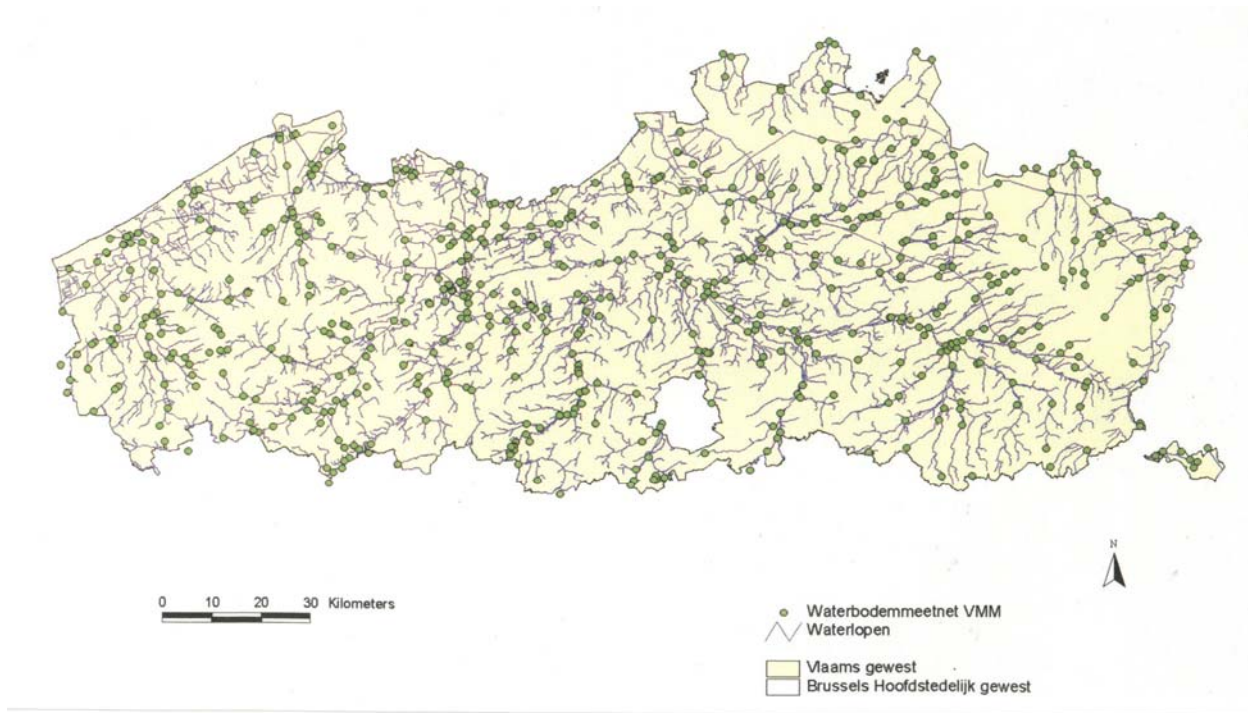
De staalname van het sediment voor de triade analyse gebeurt met een Van Veen grijper. Van de mengstalen worden fysische karakteristieken en de gehalten van een hele reeks chemische parameters bepaald, de aanwezige benthische macro-invertebraten worden gedetermineerd tot op een niveau dat nodig is voor de bepaling van de Biotische Sediment



Index en 2 ecotoxiciteitstesten worden uitgevoerd op het poriënwater en 1 op het sediment, namelijk: een 72u groei-inhibitietest met *Raphidocelis subcapitata* (= *Selenastrum capricornutum*) en een 24u acute mortaliteitstest met *Thamnocephalus platyurus* op het poriënwater en een acute sedimentcontacttest met *Hyalella azteca* (10 dagen). Recent wordt een 2<sup>e</sup> sediment ecotoxiciteitstest uitgevoerd, namelijk de zogenaamde “Ostracod” test (*Heterocypris incongruens*).

In het kader van het monitoringsnetwerk van de VMM worden 600 meetpunten bemonsterd over een periode van vier jaar (Fig. 1). Jaarlijks worden er 150 punten bemonsterd, die na vier jaar opnieuw bemonsterd worden. De databank van het monitoringsnetwerk bevat anno 2005 al gegevens van 915 staalnames, waarvan 282 meetpunten, namelijk punten uit de meetcampagnes 2000 en 2001, al een 2e maal bemonsterd zijn in 2004 en 2005. In de voorgaande TRIADE-studie zijn 620 meetpunten bemonsterd. In totaal zijn er dus gegevens beschikbaar van 1535 staalnames, waarop op gelijke wijze de TRIADE analyse is uitgevoerd.

Op basis van deze gegevens wordt in deze studie getracht een goed onderbouwde methodiek te ontwikkelen voor het berekenen van zowel ecologisch als ecotoxicologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor de Vlaamse waterbodems. De resultaten van deze studie zijn samengebracht in 2 rapporten. Het rapportdeel ‘methodologische ontwikkeling’ bevat het vergelijken van de verschillende gebruikte methoden en de selectie van de uiteindelijke methodiek. In het rapportdeel ‘suggestie richting kwaliteitsdoelstellingen’ worden de bekomen waarden gevalideerd en vergeleken met internationale kwaliteitsdoelstellingen. Verder wordt in dit rapportdeel een suggestie gegeven richting gebruik van de waarden in de wetgeving.



Figuur 1: meetpunten waterbodemmeetnet VMM (VMM,2004)

## 2. Methoden

Voor het berekenen van de ecologische en ecotoxicologische onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen wordt gebruik gemaakt van de data in de waterbodembank van de VMM. Alvorens de berekeningen te doen is er eerst een kwaliteitscontrole uitgevoerd op de beschikbare gegevens. Aangezien er voor bepaalde stoffen veel gegevens waren die onder de detectielimiet lagen of waarbij er over de tijd verschillende detectielimieten zijn gebruikt, is er een methodiek gekozen voor de mate waarin de betreffende waarden konden meegenomen worden in de berekeningen.

### 2.1 Waarden onder de detectielimiet

De gemeten waarden voor OCP's en PCB's liggen zeer vaak onder de detectielimiet (0.05 µg/kg DS). Een norm gelijkstellen aan de detectielimiet is niet fout, het is enkel niet onderbouwd. Gebruik makend van statistische technieken (Helsel, 2004) kunnen LEL en TEL bepaald worden indien ze onder de detectielimiet zouden liggen. Helsel geeft een overzicht (Tabel 7) van technieken bruikbaar voor het schatten van waarden onder de detectielimiet.

Tabel 1: Technieken aanbevolen door Helsel (2004)

percent censored	available observations	
	<50 observations	>50 observations
<50%	Kaplan-Meier	Kaplan-Meier
50-80%	robust MLE or ROS	MLE
>80%	report only percent above a meaningful threshold	

De Kaplan-Meier methode is enkel toepasbaar om een schatting te maken voor detectielimietwaarden die tussen 2 gemeten waarden liggen. Door de VMM werd met 1 detectielimiet gewerkt waardoor dit tevens telkens de laagst gemeten waarden zijn en er geen metingen lager dan de detectielimiet mogelijk waren. De KM methode is hierdoor dus niet toepasbaar in de berekeningen voor dit rapport. Gebruik makend van de MLE methode zullen vervangwaarden voor de DL berekend worden.

#### **Maximum Likelihood Estimation (MLE) methode:**

Het gemiddelde en de variantie worden berekend op basis van de geobserveerde (niet-detectielimiet) data en de proportie geobserveerde waarden onder de detectielimiet. Data

van omgevingsvariabelen hebben vaker een log-normaal distributie dan een normaal-distributie en het gemiddelde en de variantie van de logaritmes worden geschat door MLE en vervolgens terug omgezet naar de originele eenheden.

Schattingen van percentielwaarden worden bekomen door de percentielwaarden in log-units te berekenen, ervan uitgaande dat de logaritmes een normaalverdeling volgen, en vervolgens de waarden te retransformeren.

De  $k^e$  percentielwaarde wordt berekend als:

$$P_k = \text{EXP} (\mu_{\ln} + z_k \sigma_{\ln} )$$

waarbij

$\mu_{\ln}$  = gemiddelde van de LN getransformeerde 90 percentiel waarden

$\sigma_{\ln}$  = variantie van de LN getransformeerde 90 percentiel waarden

$z_k$  = de  $k^e$  percentielwaarde van een standaard normaal verdeling

Gebruik makend van de MLE methode werden vervangwaarden voor de detectielimieten van de PCB's en OCP's berekend (Tabel 6).

Tabel 2: huidige aantoonbaarheidsgrens (AG) zware metalen (mg/kg DS), percentage metingen gelijk aan huidige AG en percentage metingen onder de huidige AG.

	<b>AG</b>	<b>%AG</b>	<b>% onder AG</b>
<b>As</b>	0,617	0,00%	0,00%
<b>Cd</b>	0,19	2,04%	6,60%
<b>Cr</b>	0,455	0,39%	0,10%
<b>Cu</b>	0,647	0,29%	0,00%
<b>Hg</b>	4,11	0,00%	0,00%
<b>Ni</b>	1,134	0,00%	0,00%
<b>Pb</b>	0,337	0,00%	0,00%
<b>Se</b>	1,442	26,97%	31,60%
<b>Sn</b>	0,243	11,41%	18,82%
<b>Zn</b>	4,146	0,00%	0,00%

Bij het bepalen van de gehalten aan zware metalen in het sediment zijn gedurende de ontwikkeling van het monitoringsnetwerk en de voorgaande TRIADE-studie verscheidene aantoonbaarheidsgrenzen gebruikt. In Tabel 2 staan de huidige aantoonbaarheidsgrenzen samengevat samen met het percentage metingen dat gelijk is aan de huidige aantoonbaarheidsgrenzen en het percentage dat onder de huidige aantoonbaarheidsgrens ligt, wat zowel werkelijk gemeten waarden als vroeger gebruikte aantoonbaarheidsgrenzen kunnen zijn.

Tabel 3: Detectielimiet (DL) PAK's (mg/kg DS) en percentage metingen onder DL

	DL	% DL
Acenaft	0,00005	5,80%
Acenaftyl	0,00005	5,19%
Ant	0,00001	2,84%
B(a)A	0,00001	0,53%
B(a)P	0,00001	0,18%
B(b)Flu	0,00001	0,18%
B(e)P	0,0002	4,21%
B(ghi)Pe	0,00001	0,35%
B(k)Flu	0,00001	0,88%
Chr	0,00001	0,18%
dBz(ah)An	0,00001	2,86%
Fen	0,00001	0,53%
Flu	0,00001	0,35%
Fluoreen	0,00001	3,08%
IP	0,00001	0,70%
Naft	0,00005	5,26%
Peryleen	0,0001	0,58%
Pyr	0,00001	0,18%

De detectielimieten van de PAK's schommelen tussen 0,0002 mg/kg DS en 0,00001 mg/kg DS (Tabel 3). De PAK's komen zelden voor aan gehalten onder de detectielimiet. Voor Acenaft, Acenaftyl en Naft werd het vaakst de DL als meetresultaat in de database aangegeven.

Tabel 4: Detectielimiet (DL) OCP's ( $\mu$ g/kg DS) en percentage metingen onder DL

	DL	% DL
24DDD	0,05	89,63%
24DDE	0,05	88,05%
24DDT	0,05	93,15%
44DDD	0,05	62,39%
44DDE	0,05	43,76%
44DDT	0,05	80,92%
aEndo	0,05	92,72%
aHCH	0,05	93,67%
Aldrin	0,05	93,63%
bHCH	0,05	92,25%
cHpCEpx	0,05	98,13%
Dieldrin	0,05	88,73%
Endrin	0,05	94,20%
gHCH	0,05	87,70%
HCBz	0,00005	70,47%
HpC	0,05	92,44%
Isodrin	0,05	99,81%
Telodrin	0,05	99,63%

Met uitzondering van HCBz hebben de OCP's 0,05 µg/kg DS als detectielimiet (Tabel 4). OCP's worden zelden aan hoge gehalten aangetroffen in de Vlaamse waterbodems aangezien enkel voor 44DDD, 44DDE en HCBz minder dan 80% van de metingen onder de detectielimiet lagen.

Tabel 5: Detectielimiet (DL) PCB's (µg/kg DS) en percentage metingen onder DL

	<b>DL</b>	<b>% DL</b>
<b>PCB 101</b>	0,05	36,13%
<b>PCB 118</b>	0,05	37,80%
<b>PCB 138</b>	0,05	30,28%
<b>PCB 153</b>	0,05	28,31%
<b>PCB 169</b>	0,05	97,25%
<b>PCB 170</b>	0,05	54,37%
<b>PCB 180</b>	0,05	31,28%
<b>PCB 28</b>	0,05	68,72%
<b>PCB 31</b>	0,05	71,35%
<b>PCB 49</b>	0,05	61,31%
<b>PCB 52</b>	0,05	57,68%

Net als de OCP's is de detectielimiet voor de PCB's 0,05 µg/kg DS (Tabel 5). PCB's worden vaker aangetroffen in de waterlopen dan OCP's. Voor PCB 169 lag 97% van de metingen onder de detectielimiet, bij de andere PCB's bedroeg het percentage DL zo'n 30-60%.

Tabel 6: vervangwaarden detectielimieten PCB's en OCP's (µg/kg DS)

<b>parameter</b>	<b>vervangwaarde</b>
PCB 101	0,025
PCB 118	0,025
PCB 138	0,025
PCB 153	0,025
PCB 170	0,0422
PCB 180	0,025
PCB 28	0,0046
PCB 31	0,0049
PCB 49	0,023
PCB 52	0,0108
44DDD	0,0123
44DDE	0,025
HCBz	0,000002

Gebruik makend van de MLE methode werden vervangwaarden (Tabel 6) voor de DL berekend. Dit was enkel mogelijk voor stoffen waarvoor minder dan 80% van de metingen DL bedroegen. De stoffen waarvoor meer dan 80% van de waarden DL bedroeg zijn dus niet gebruikt in de berekeningen van de kwaliteitsdoelstellingen. Voor sommige stoffen met DL<50% kon met de MLE methode geen waarde berekend worden aangezien het DL percentage te laag was. Voor deze stoffen (enkel PCB's en OCP's) werd de DL vervangen

door de helft van zijn waarde. Voor zware metalen en PAK's werden geen vervangwaarden berekend aangezien het percentage DL steeds zeer laag was.

HCBz werd door verschillende labo's gemeten waardoor meerdere DL gebruikt zijn. De metingen met de minst nauwkeurige DL (0,05 µg/kg DS) werden weggelaten en enkel DL 0,0005 µg/kg Ds werd gebruikt bij het berekenen van de vervangwaarde.

Aangezien de TRIADE-metpunten (495 punten van de 1034 unieke meetpunten) een andere meetnauwkeurigheid hebben voor PCB's en OCP's (1 µg/kg DS) zijn deze punten niet meegenomen bij het berekenen van LEL/SEL en TEL/PEL bij de PCB's en OCP's.

## 2.2 Ecologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen (LEL/SEL)

De ecologische onderbouwing wordt uitgewerkt door de bepaling van de LEL (Lowest Effect Level) en SEL (Severe Effect Level) waarden. LEL en SEL zijn SEC's (Sediment Effect Concentration) die berekend worden met behulp van abundanties van macro-invertebraten. LEL is het gehalte van een contaminant waarbij 95% of meer van de macro-invertebratenpopulatie kan voorkomen.

SEL is het gehalte van een contaminant waarbij slechts 5% of minder van de macro invertebratenpopulatie nog kan voorkomen.

Een voorbeeld van de LEL/SEL berekeningen is weergegeven in Tabel 7-8 en in Figuur 3. Voor elke pollutant wordt een tabel gemaakt met de taxa als kolomkoppen en de meetplaatsen als rijkoppen. De waarden in de tabel zijn de gehalten van de stof, gemeten op de meetpunten waar de betreffende taxa teruggevonden zijn. Voor elk taxon wordt het aantal meetplaatsen waar het taxon teruggevonden is berekend en de 90p (90 percentiel) waarde van de gehalten van de stof op de meetpunten waar er organismen van het betreffende taxon teruggevonden zijn. De 90p waarde werd berekend als het gehalte waarboven zich 10% en waaronder zich 90% van de gehalten waarbij het taxon teruggevonden is, bevinden. In het voorbeeld van Tabel 3 werden enkel de taxa die op minstens 10 meetpunten voorkwamen gebruikt voor de verdere berekeningen.

LEL wordt volgens de standaardprocedure berekend als de 5 percentiel van de 90 percentiel waarden van de taxa die op bijvoorbeeld minstens 10 meetplaatsen teruggevonden zijn. SEL wordt berekend als de 95 percentiel waarde van de 90percentiel waarden van deze taxa (MacDonald, 2003). Om goed onderbouwde LEL/SEL waarden te bekomen zouden voor iedere individuele stof gegevens van 10 - 20 meetpunten en minstens 20 taxa beschikbaar moeten zijn (MacDonald D.D et al., 1992).

Een grafische weergave van LEL en SEL is weergegeven in figuur 2.

De LEL/SEL berekeningen werden herhaald met de taxa die respectievelijk op minstens 5, minstens 15 en minstens 20 meetpunten teruggevonden zijn (Figuur 3). De berekeningen op

basis van de taxa die op minstens 5, minstens 10, minstens 15 en minstens 20 meetpunten teruggevonden zijn worden verder in dit werk aangeduid met de termen “aantal 5”, “aantal 10” en “aantal 15” en “aantal 20”. Verder werden LEL en SEL ook berekend door voor elk taxon de 85p of 95p waarde in plaats van de 90p waarde te berekenen en door enkel de taxa met abundanties van minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen mee te nemen in de berekeningen (Figuur 3). De berekeningen op basis van de 85, 90 en 95 percentiel waarden worden verder aangeduid met de termen “85p”, “90p” en “95p”, de termen “abundantie 1”, “abundantie 2”, “abundantie 5” en “abundantie 20” werden verder in dit rapport gebruikt om aan te geven hoeveel organismen er minstens teruggevonden moesten zijn om het taxon mee te nemen in de verdere berekeningen van de kwaliteitsdoelstellingen. Tenslotte werden de LEL/SEL waarden ook berekend voor verschillende percentages klei in het sediment en voor de verschillende bodemregio’s.

De berekening van LEL/SEL is schematisch weergegeven in Figuur 3.

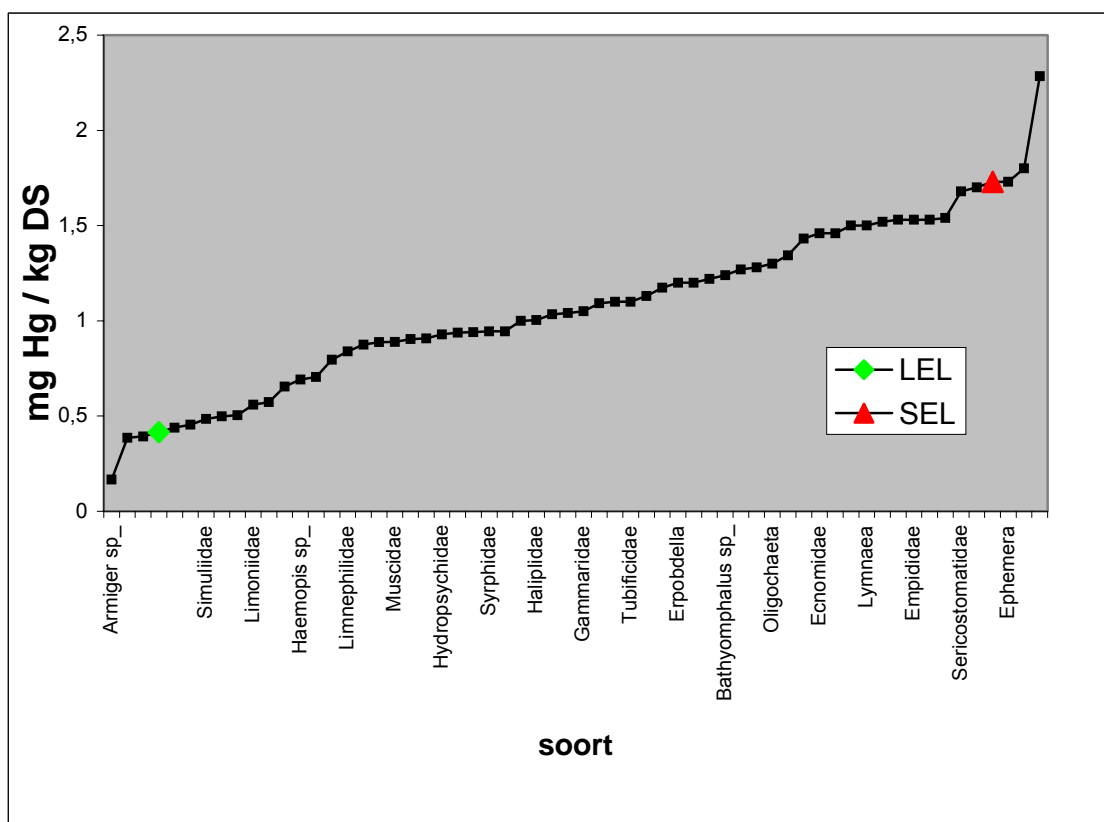
**Tabel 7:** hypothetisch voorbeeld berekening aantal meetplaatsen en 90 percentiel waarde

meetplaats	Ancylus sp	Anisus	Anodonta	Asellidae	Baetis
1000			13		
100000					
122100	6,9			6,9	
123000					
125000				6,2	
126000				2,6	
129000				11	
135000				1,1	
135700				2,3	
136000					
137400		11			
139250	3,1			3,1	
139500		12			
141200					3,0
144000				7,1	
145000				5,8	
147000				7,2	7,2
148700					8,7
149000					6,1
256700				72	
<b>aantal meetplaatsen</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>11</b>	<b>4</b>
<b>90p</b>	<b>6,5</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>11</b>	<b>8,3</b>

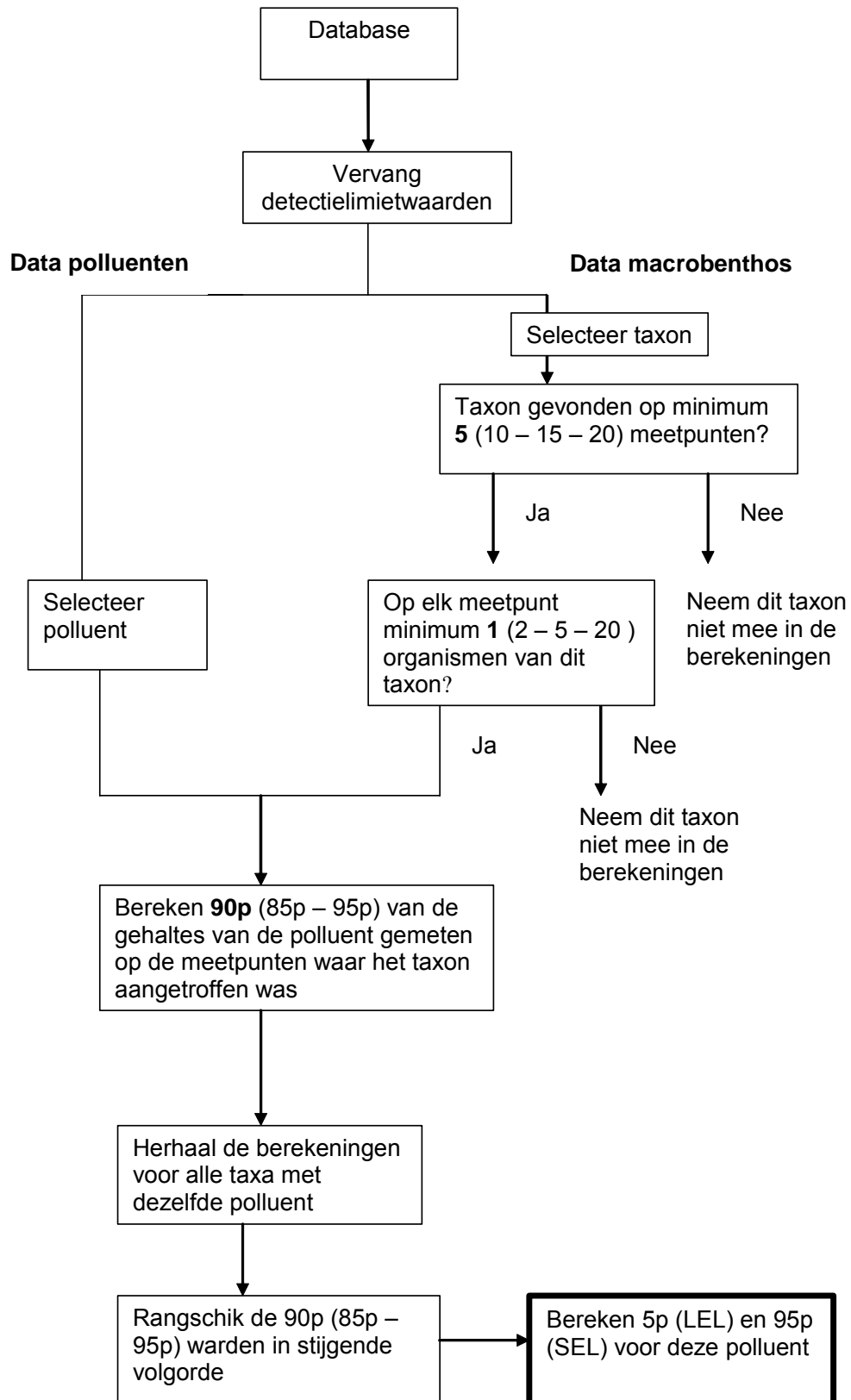


Tabel 8: hypothetisch voorbeeld berekening LEL/SEL uit 90 percentielwaarden

taxon	aantal meetplaatsen	90p
Acroloxus sp.	10	16
Potamopyrgus sp_	17	20
Dytiscidae	20	74
Lumbricidae	23	12
Gyraulus	24	12
Bithynia	31	17
Sialis	36	64
Stratiomyidae	39	10
Simuliidae	42	15
Valvata	48	14
Ceratopogonidae	62	17
Sphaerium	80	11
Gammaridae	116	17
Glossiphonia	179	15
Asellidae	244	20
Chironomidae_ thummi-plumosus	382	15
Chironomidae_ non thummi-plumosus	495	19
<b>LEL (5 percentiel waarde)</b>		<b>11</b>
<b>SEL (95 percentiel waarde)</b>		<b>66</b>



Figuur 2: hypothetisch voorbeeld 90p waarden en LEL/SEL berekend voor Hg



Figuur 3: schematische voorstelling berekening LEL/SEL

## 2.3 Ecotoxicologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen (TEL/PEL)

De ecotoxicologische onderbouwing werd uitgevoerd op basis van de TEL (Threshold Effect Level) en PEL (Probable Effect Level) waarden. TEL en PEL zijn SEC's die berekend worden aan de hand van de resultaten van ecotoxiciteitstesten. De TEL waarde is het gehalte waarbij geen ecotoxicologisch effect verwacht wordt, de PEL waarde is het gehalte waarbij zeer waarschijnlijk wel een effect verwacht wordt.

Een voorbeeld van de TEL/PEL berekeningen is weergegeven in Tabel 9-15 en Figuur 4-5. Als eerste stap werd de dataset voor elke pollutant ingedeeld in een "effect" en een "no effect" reeks. Als grenswaarde tussen effect en geen effect werd 20% mortaliteit ten opzichte van de controletest genomen of meer dan 0,01 EE (effecteenheden) bij de poriewatertesten. Vervolgens werd het rekenkundig gemiddelde van de gehalten van beide reeksen berekend. Verder werden 5 verschillende methoden gebruikt om TEL/PEL te berekenen. Bij methode 1 (Tabel 9) werden de waarden van de "no effect" reeks die hoger zijn dan het gemiddelde van de gehalten van de "no effect" reeks (vetgedrukt in Tabel 9) naar de "effect" reeks verplaatst. Methode 2 (Tabel 10) is dezelfde als methode 1, met als enig verschil dat nu ook de waarden van de "effect" reeks die lager zijn dan het gemiddelde van de "effect" reeks (vetgedrukt in Tabel 10) naar de "no effect" reeks verplaatst worden, ervan uitgaande dat de testorganismen aan een mix van pollutanten blootgesteld werden en het effect mogelijk te wijten is aan een andere stof. Bij methode 3 (Tabel 11) werden de waarden van de "no effect" reeks die hoger waren dan het gemiddelde van de "effect" reeks (vetgedrukt in Tabel 11) verplaatst naar de "effect" reeks. Omgekeerd werden de gehalten die zich in de "effect" reeks bevonden maar lager waren dan het gemiddelde van de "no effect" reeks (vetgedrukt in Tabel 11) verplaatst naar de "no effect" reeks. Dit gebeurde om te voorkomen dat waarden die veel hoger zijn dan de laagste "effect" waarde bij de "no effect" reeks zouden zitten en omgekeerd. Deze gehalten zouden dan zogezegd geen effect veroorzaken terwijl lagere gehalten in de effect reeks wel een effect (in dit geval mortaliteit) veroorzaken.

Bij methode 4 worden de waarden van de "effect" reeks die lager zijn dan het gemiddelde van de "no effect" reeks (Tabel 12) weggelaten. De lage effect waarden kunnen door een andere stof veroorzaakt zijn maar dit kan niet bewezen worden. Daardoor mogen de waarden wel weggelaten worden maar niet van reeks verplaatst worden. Bij methode 5 (Tabel 13 en Figuur 5) worden de waarden van de "no effect" reeks die hoger zijn dan het gemiddelde van de "effect" reeks en de waarden van de "effect" reeks die lager zijn dan het gemiddelde van de "no effect" reeks weggelaten.

Na het verwisselen van data tussen "effect" en "no effect" reeks of het weglaten van data werd van de gehalten in de "no effect" reeks de 50 percentiel en 85 percentielwaarde

berekend. De 15 percentiel en 50 percentiel waarden werden berekend met de gehalten in de "effect" reeks (Tabel 14).

TEL (Tabel 15) wordt berekend als het geometrisch gemiddelde van de 15 percentiel van de "effect" reeks en de 50 percentiel van de "no effect" reeks (MacDonald, 2003).

PEL (Tabel 15) wordt berekend als het geometrisch gemiddelde van de 50 percentiel van de "effect" reeks en de 85 percentiel van de "no effect" reeks (MacDonald, 2003).

In het voorbeeld van Tabel 15 wordt een TEL waarde van 12 mg As /kg DS bekomen en een PEL waarde van 22 mg As / kg DS.

Tabel 9: hypothetisch voorbeeld omwisselen data tussen "effect" en "no effect" (methode 1)

"no effect"			"effect"		
meetplaats	mg As/kg DS	mortaliteit (%)	meetplaats	mg As/kg DS	mortaliteit (%)
E001831	0,90	3,0	302000	1,5	20,0
E001821	1,4	8,0	E001916	3,2	70,6
E001832	2,1	0,4	191100	3,2	78,0
215800	3,9	18,0	740000	3,9	94,0
451650	4,8	5,0	E001760	4,0	64,0
21100	5,0	3,0	700100	4,3	94,0
E001682	5,2	10,0	511000	5,1	80,0
3000	5,9	5,0	E001643	5,6	96,0
E001777	6,2	1,0	191200	5,7	71,0
E001903	6,6	13,0	E001376	7,2	75,0
E001475	8,9	12,0	840000	7,4	31,0
E001473	9,0	6,0	668000	7,5	27,0
162000	9,2	17,0	E001400	8,7	27,0
850000	9,6	19,0	E001894	9,0	58,0
159000	9,7	0,0	492000	9,4	47,0
934000	11	19,0	E001904	9,5	27,0
E001568	<b>13</b>	<b>13,8</b>	E001648	11	83,0
E001690	<b>14</b>	<b>16,0</b>	E001921	13	69,0
E001776	<b>14</b>	<b>19,0</b>	E001404	16	37,0
335600	<b>19</b>	<b>14,0</b>	803000	17	86,0
154100	<b>20</b>	<b>7,0</b>	260500	19	32,0
E001823	<b>22</b>	<b>19,4</b>	E001469	20	21,0
818000	<b>24</b>	<b>16,0</b>	E001444	23	58,0
496000	<b>27</b>	<b>16,0</b>	270800	27	28,0
E001685	<b>33</b>	<b>13,0</b>	E001829	34	43,0
E001684	<b>41</b>	<b>8,0</b>	E001686	47	29,0
			303600	56	36,0
			E001398	78	61,0
			E001772	100	75,0
			413400	195	25,0
gemiddelde	12		gemiddelde	25	

De TEL/PEL berekeningen werden volgens "methode 5" uitgevoerd met de resultaten van de ecotoxtesten met *Raphidocelis subcapitata* (= *Selenastrum. capricornutum*), *Thamnocephalus platyurus*, *Hyalella azteca* en *Heterocypris Incongruens* (= "Ostracod" test). De 5 verschillende methoden werden enkel berekend met de resultaten van de *Hyalella*-test.

Ook TEL en PEL werden berekend voor verschillende percentages klei in het sediment.

Om tot goed onderbouwde TEL/PEL waarde te komen zouden in zowel de "effect" als de "no effect" reeks minstens 20 bruikbare waarden moeten zitten voor een bepaalde stof (Smith S. L. et al. 1996). Indien voor een bepaalde stof het gemiddelde van de "no effect" reeks hoger was dan dat van de "effect" reeks werden geen TEL/PEL waarden bepaald aangezien geen verband tussen toxiciteit en de gehalten van de stof in kwestie aangetoond kon worden.

Tabel 10: hypothetisch voorbeeld omwisselen data tussen "effect" en "no effect" (methode 2)

"no effect"			"effect"		
meetplaats	mg As/kg DS	mortaliteit (%)	meetplaats	mg As/kg DS	mortaliteit (%)
E001831	0,90	3,0	302000	<b>1,5</b>	<b>20,0</b>
E001821	1,4	8,0	E001916	<b>3,2</b>	<b>70,6</b>
E001832	2,1	0,4	191100	<b>3,2</b>	<b>78,0</b>
215800	3,9	18,0	740000	<b>3,9</b>	<b>94,0</b>
451650	4,8	5,0	E001760	<b>4,0</b>	<b>64,0</b>
21100	5,0	3,0	700100	<b>4,3</b>	<b>94,0</b>
E001682	5,2	10,0	511000	<b>5,1</b>	<b>80,0</b>
3000	5,9	5,0	E001643	<b>5,6</b>	<b>96,0</b>
E001777	6,2	1,0	191200	<b>5,7</b>	<b>71,0</b>
E001903	6,6	13,0	E001376	<b>7,2</b>	<b>75,0</b>
E001475	8,9	12,0	840000	<b>7,4</b>	<b>31,0</b>
E001473	9,0	6,0	668000	<b>7,5</b>	<b>27,0</b>
162000	9,2	17,0	E001400	<b>8,7</b>	<b>27,0</b>
850000	9,6	19,0	E001894	<b>9,0</b>	<b>58,0</b>
159000	9,7	0,0	492000	<b>9,4</b>	<b>47,0</b>
934000	11	19,0	E001904	<b>9,5</b>	<b>27,0</b>
E001568	<b>13</b>	13,8	E001648	<b>11</b>	<b>83,0</b>
E001690	<b>14</b>	16,0	E001921	<b>13</b>	<b>69,0</b>
E001776	<b>14</b>	19,0	E001404	<b>16</b>	<b>37,0</b>
335600	<b>19</b>	14,0	803000	<b>17</b>	<b>86,0</b>
154100	<b>20</b>	7,0	260500	<b>19</b>	<b>32,0</b>
E001823	<b>22</b>	19,4	E001469	<b>20</b>	<b>21,0</b>
818000	<b>24</b>	16,0	E001444	<b>23</b>	<b>58,0</b>
496000	<b>27</b>	16,0	270800	27	28,0
E001685	<b>33</b>	13,0	E001829	34	43,0
E001684	<b>41</b>	8,0	E001686	47	29,0
			303600	56	36,0
			E001398	78	61,0
			E001772	100	75,0
			413400	195	25,0
gemiddelde	12		gemiddelde	25	

Tabel 11: hypothetisch voorbeeld omwisselen data tussen "effect" en "no effect" (methode 3)

"no effect"			"effect"		
meetplaats	mg As/kg DS	mortaliteit (%)	meetplaats	mg As/kg DS	mortaliteit (%)
E001831	0,90	3,0	302000	<b>1,5</b>	20,0
E001821	1,4	8,0	E001916	<b>3,2</b>	70,6
E001832	2,1	0,4	191100	<b>3,2</b>	78,0
215800	3,9	18,0	740000	<b>3,9</b>	94,0
451650	4,8	5,0	E001760	<b>4,0</b>	64,0
21100	5,0	3,0	700100	<b>4,3</b>	94,0
E001682	5,2	10,0	511000	<b>5,1</b>	80,0
3000	5,9	5,0	E001643	<b>5,6</b>	96,0
E001777	6,2	1,0	191200	<b>5,7</b>	71,0
E001903	6,6	13,0	E001376	<b>7,2</b>	75,0
E001475	8,9	12,0	840000	<b>7,4</b>	31,0
E001473	9,0	6,0	668000	<b>7,5</b>	27,0
162000	9,2	17,0	E001400	<b>8,7</b>	27,0
850000	9,6	19,0	E001894	<b>9,0</b>	58,0
159000	9,7	0,0	492000	<b>9,4</b>	47,0
934000	11	19,0	E001904	<b>9,5</b>	27,0
E001568	13	13,8	E001648	<b>11</b>	83,0
E001690	14	16,0	E001921	13	69,0
E001776	14	19,0	E001404	16	37,0
335600	19	14,0	803000	17	86,0
154100	20	7,0	260500	19	32,0
E001823	22	19,4	E001469	20	21,0
818000	24	16,0	E001444	23	58,0
496000	<b>27</b>	16,0	270800	27	28,0
E001685	<b>33</b>	13,0	E001829	34	43,0
E001684	<b>41</b>	8,0	E001686	47	29,0
			303600	56	36,0
			E001398	78	61,0
			E001772	100	75,0
			413400	195	25,0
gemiddelde	12		gemiddelde	25	

Tabel 12: hypothetisch voorbeeld weglaten data "effect" reeks (methode 4)

"no effect"			"effect"		
meetplaats	mg As/kg DS	mortaliteit (%)	meetplaats	mg As/kg DS	mortaliteit (%)
E001831	0,90	3,0	<del>302000</del>	<b>1,5</b>	20,0
E001821	1,4	8,0	<del>E001916</del>	<b>3,2</b>	70,6
E001832	2,1	0,4	<del>491100</del>	<b>3,2</b>	78,0
215800	3,9	18,0	<del>740000</del>	<b>3,9</b>	94,0
451650	4,8	5,0	<del>E001760</del>	<b>4,0</b>	64,0
21100	5,0	3,0	<del>700100</del>	<b>4,3</b>	94,0
E001682	5,2	10,0	<del>511000</del>	<b>5,1</b>	80,0
3000	5,9	5,0	<del>E001643</del>	<b>5,6</b>	96,0
E001777	6,2	1,0	<del>491200</del>	<b>5,7</b>	71,0
E001903	6,6	13,0	<del>E001376</del>	<b>7,2</b>	75,0
E001475	8,9	12,0	<del>840000</del>	<b>7,4</b>	31,0
E001473	9,0	6,0	<del>668000</del>	<b>7,5</b>	27,0
162000	9,2	17,0	<del>E001400</del>	<b>8,7</b>	27,0
850000	9,6	19,0	<del>E001894</del>	<b>9,0</b>	58,0
159000	9,7	0,0	<del>492000</del>	<b>9,4</b>	47,0
934000	11	19,0	<del>E001904</del>	<b>9,5</b>	27,0
E001568	13	13,8	<del>E001648</del>	<b>11</b>	83,0
E001690	14	16,0	E001921	13	69,0
E001776	14	19,0	E001404	16	37,0
335600	19	14,0	803000	17	86,0
154100	20	7,0	260500	19	32,0
E001823	22	19,4	E001469	20	21,0
818000	24	16,0	E001444	23	58,0
496000	27	16,0	270800	27	28,0
E001685	33	13,0	E001829	34	43,0
E001684	41	8,0	E001686	47	29,0
			303600	56	36,0
			E001398	78	61,0
			E001772	100	75,0
			413400	195	25,0
gemiddelde	12		gemiddelde	25	

Tabel 13: hypothetisch voorbeeld weglaten data tussen "effect" en "no effect" reeks (methode 5)

"no effect"			"effect"		
meetplaats	mg As/kg DS	mortaliteit (%)	meetplaats	mg As/kg DS	mortaliteit (%)
E001831	0,90	3,0	<del>302000</del>	<b>1,5</b>	20,0
E001821	1,4	8,0	<del>E001916</del>	<b>3,2</b>	70,6
E001832	2,1	0,4	<del>191100</del>	<b>3,2</b>	78,0
215800	3,9	18,0	<del>740000</del>	<b>3,9</b>	94,0
451650	4,8	5,0	<del>E001760</del>	<b>4,0</b>	64,0
21100	5,0	3,0	<del>700100</del>	<b>4,3</b>	94,0
E001682	5,2	10,0	<del>511000</del>	<b>5,1</b>	80,0
3000	5,9	5,0	<del>E001643</del>	<b>5,6</b>	96,0
E001777	6,2	1,0	<del>191200</del>	<b>5,7</b>	71,0
E001903	6,6	13,0	<del>E001376</del>	<b>7,2</b>	75,0
E001475	8,9	12,0	<del>840000</del>	<b>7,4</b>	31,0
E001473	9,0	6,0	<del>668000</del>	<b>7,5</b>	27,0
162000	9,2	17,0	<del>E001400</del>	<b>8,7</b>	27,0
850000	9,6	19,0	<del>E001894</del>	<b>9,0</b>	58,0
159000	9,7	0,0	<del>492000</del>	<b>9,4</b>	47,0
934000	11	19,0	<del>E001904</del>	<b>9,5</b>	27,0
E001568	13	13,8	<del>E001648</del>	<b>11</b>	83,0
E001690	14	16,0	<del>E001921</del>	13	69,0
E001776	14	19,0	<del>E001404</del>	16	37,0
335600	19	14,0	<del>803000</del>	17	86,0
154100	20	7,0	<del>260500</del>	19	32,0
E001823	22	19,4	<del>E001469</del>	20	21,0
818000	24	16,0	<del>E001444</del>	23	58,0
<del>496000</del>	<del>27</del>	<del>16,0</del>	<del>270800</del>	27	28,0
<del>E001685</del>	<del>33</del>	<del>13,0</del>	<del>E001829</del>	34	43,0
<del>E001684</del>	<del>41</del>	<del>8,0</del>	<del>E001686</del>	47	29,0
			<del>303600</del>	56	36,0
			<del>E001398</del>	78	61,0
			<del>E001772</del>	100	75,0
			<del>413400</del>	195	25,0
gemiddelde	12		gemiddelde	25	



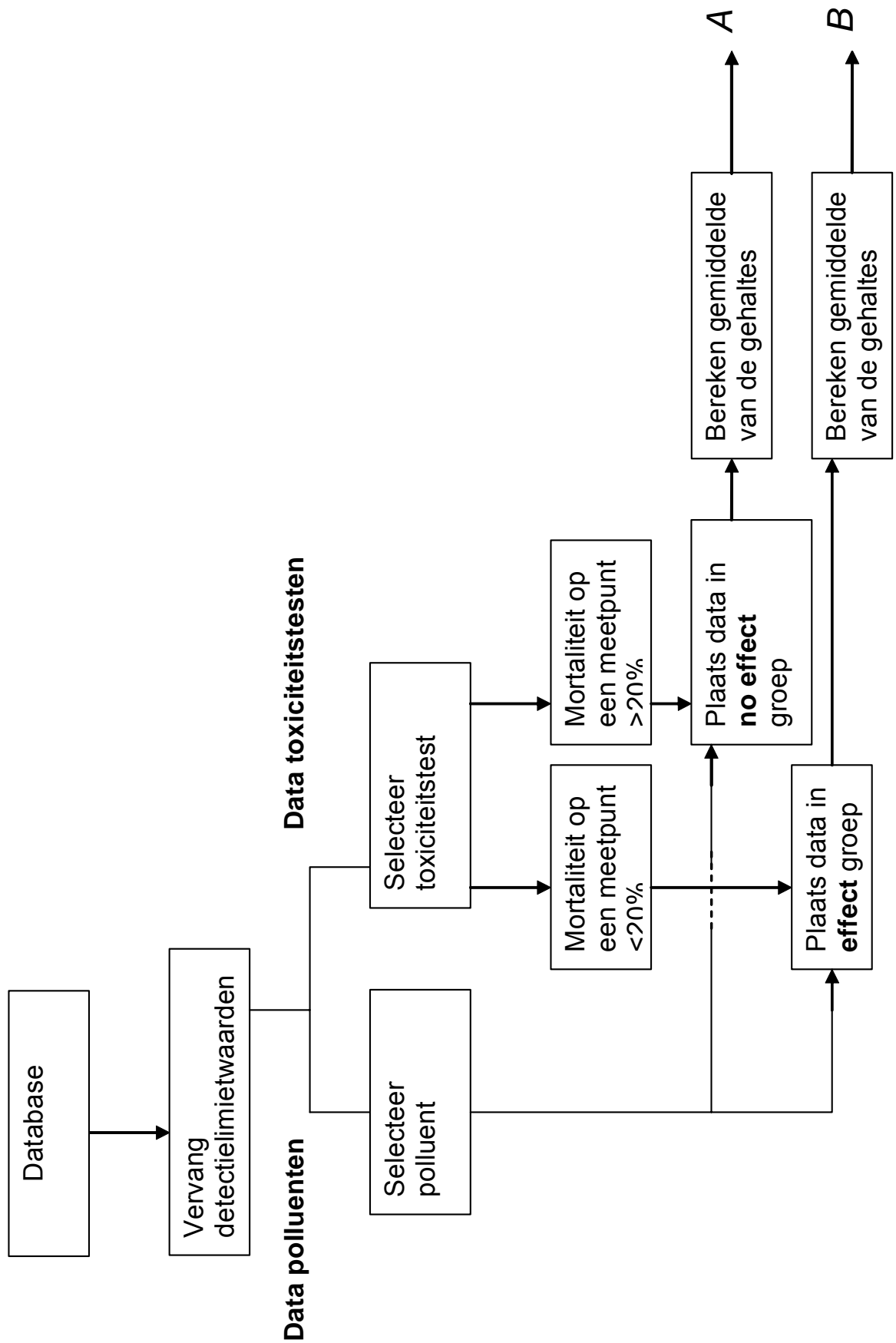
Tabel 14: hypothetisch voorbeeld berekening 50p 85p "no effect" en 15p 50p "effect" (voorbeeld uitgewerkt voor methode 5)

"no effect"			"effect"		
meetplaats	mg As/kg DS	mortaliteit (%)	meetplaats	mg As/kg DS	mortaliteit (%)
E001831	0,90	3,00	<del>302000</del>	<b>1,5</b>	20,0
E001821	1,4	8,00	<del>E001916</del>	<b>3,2</b>	70,6
E001832	2,1	0,40	<del>491100</del>	<b>3,2</b>	78,0
215800	3,9	18,00	<del>740000</del>	<b>3,9</b>	94,0
451650	4,8	5,00	<del>E001760</del>	<b>4,0</b>	64,0
21100	5,0	3,00	<del>700100</del>	<b>4,3</b>	94,0
E001682	5,2	10,00	<del>511000</del>	<b>5,1</b>	80,0
3000	5,9	5,00	<del>E001643</del>	<b>5,6</b>	96,0
E001777	6,2	1,00	<del>491200</del>	<b>5,7</b>	71,0
E001903	6,6	13,00	<del>E001376</del>	<b>7,2</b>	75,0
E001475	8,9	12,00	<del>840000</del>	<b>7,4</b>	31,0
E001473	9,0	6,00	<del>668000</del>	<b>7,5</b>	27,0
162000	9,2	17,00	<del>E001400</del>	<b>8,7</b>	27,0
850000	9,6	19,00	<del>E001894</del>	<b>9,0</b>	58,0
159000	9,7	0,00	<del>492000</del>	<b>9,4</b>	47,0
934000	11	19,00	<del>E001904</del>	<b>9,5</b>	27,0
E001568	13	13,75	<del>E001648</del>	<b>11</b>	83,0
E001690	14	16,00	<del>E001921</del>	13	69,0
E001776	14	19,00	<del>E001404</del>	16	37,0
335600	19	14,00	<del>803000</del>	17	86,0
154100	20	7,00	<del>260500</del>	19	32,0
E001823	22	19,40	<del>E001469</del>	20	21,0
818000	24	16,00	<del>E001444</del>	23	58,0
<del>496000</del>	<b>27</b>	<del>46,00</del>	<del>270800</del>	27	28,0
<del>E001685</del>	<b>33</b>	<del>43,00</del>	<del>E001829</del>	34	43,0
<del>E001684</del>	<b>41</b>	<del>8,00</del>	<del>E001686</del>	47	29,0
			<del>303600</del>	56	36,0
			<del>E001398</del>	78	61,0
			<del>E001772</del>	100	75,0
			<del>413400</del>	195	25,0
<b>50p</b>	9,0		<b>15p</b>	17	
<b>85p</b>	18		<b>50p</b>	27	

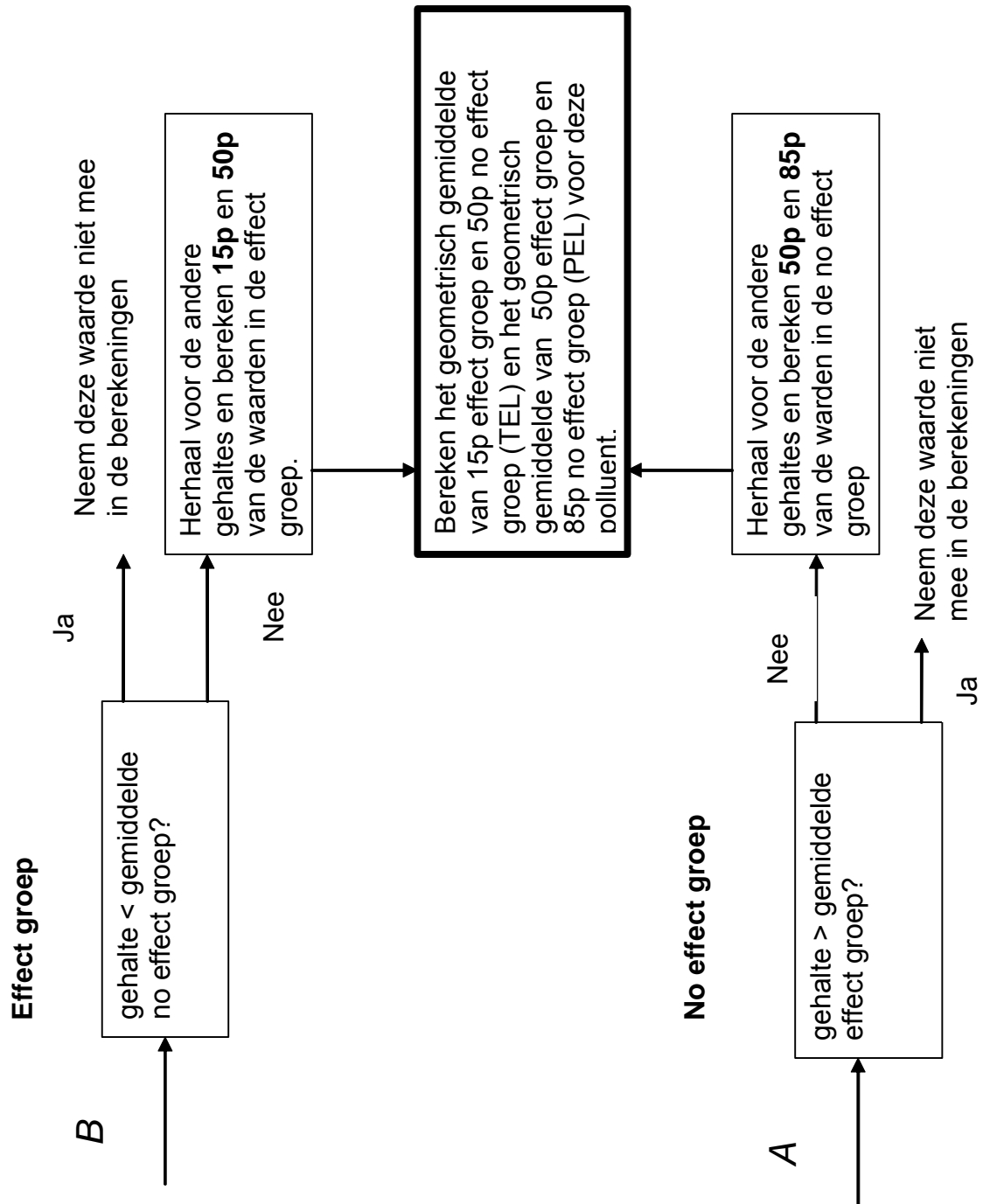
Tabel 15: hypothetisch voorbeeld berekening TEL/PEL uit percentielwaarden (mg As /kg DS)

	15p	50p	85p	geomean	
"no effect"	-	9	-	12	TEL
"effect"	17	-	-		
"no effect"	-	-	18	22	PEL
"effect"	-	27	-		

De berekeningen van TEL/PEL volgens "methode 5" zijn schematisch weergegeven in Figuren 4 en 5.



Figuur 4: schematische voorstelling berekening TEL/PEL (deel 1)



Figuur 5: schematische voorstelling berekening TEL/PEL (deel 2)



### 3. Resultaten

#### 3.1 Ecologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen (LEL/SEL)

##### 3.1.1 Aantal meetplaatsen waarop de taxa voorkomen

Van taxa die slechts op 1 meetplaats aangetroffen zijn kan geen 90p waarde en als gevolg ook geen LEL en SEL berekend worden. Hoe meer meetpunten gebruikt kunnen worden voor de 90p berekening, hoe beter deze 90p waarde een beeld verschaft van de gehalten die dit taxon kan verdragen in het milieu. Gevoeligere taxa zijn mogelijk echter slechts op weinig meetplaatsen aangetroffen. Bij het kiezen van het aantal meetplaatsen waarop een taxon voorgekomen moet zijn om meegenomen te worden in de LEL/SEL berekeningen zal dus een evenwicht gevonden moeten worden tussen statistische relevantie en het meenemen van gevoelige organismen. Om het optimale aantal te kunnen selecteren zijn de LEL en SEL waarden voor de verschillende polluenten berekend met taxa die op minstens 5, minstens 10, minstens 15 en minstens 20 meetplaatsen teruggevonden zijn. De bekomen waarden werden met elkaar vergeleken om hieruit de uiteindelijke methode te selecteren.

- Zware metalen

Hoe hoger het aantal meetplaatsen waarop de taxa aangetroffen moeten zijn om meegenomen te worden in de berekeningen, hoe hoger LEL is bij de zware metalen (Tabel 16). Mogelijk werden de gevoeligste taxa op minder dan 10 meetplaatsen aangetroffen waardoor LEL het laagste is bij "aantal 5". Mogelijk zijn enkel de resistentere taxa aangetroffen op 15 of 20 punten waardoor LEL bij "aantal 15" en "aantal 20" veel hoger is vergeleken met "aantal 5" en "aantal 10".

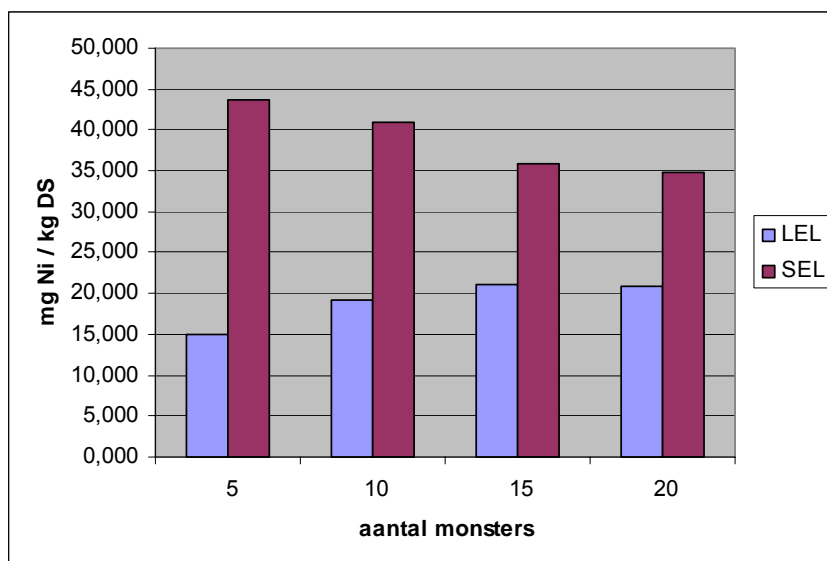
Tabel 16: LEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend met de 90p waarde van de taxa die op respectievelijk minstens 5, minstens 10, minstens 15 en minstens 20 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	aantal 5	aantal 10	aantal 15	aantal 20
<b>As t</b>	7,9	11	11	11
<b>Cd t</b>	0,71	0,82	1,4	1,4
<b>Cr t</b>	25	29	34	34
<b>Cu t</b>	13	19	24	24
<b>Hg t</b>	0,28	0,34	0,36	0,39
<b>Ni t</b>	15	19,	21	21
<b>Pb t</b>	19	39	50	50
<b>Se t</b>	1,5	1,75	3,7	3,3
<b>Sn t</b>	1,9	2,4	4,1	4,4
<b>Zn t</b>	129	198	258	254

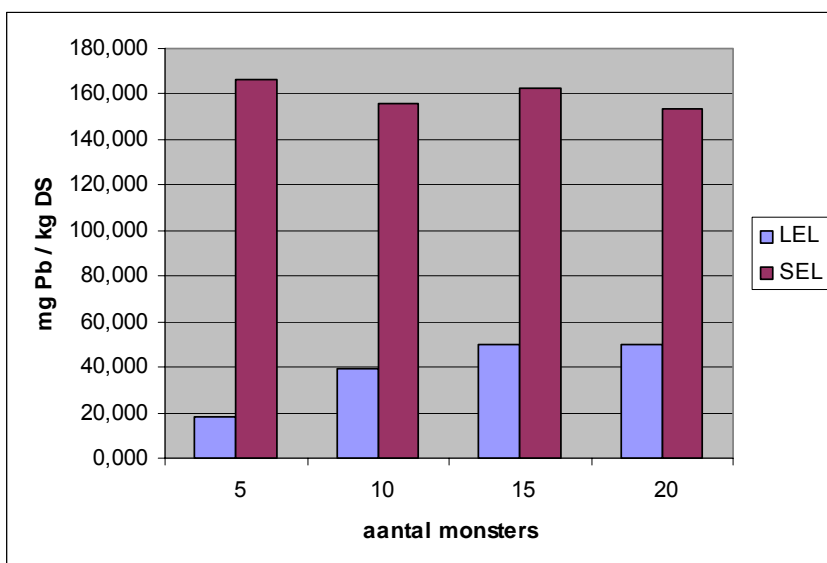
Tabel 17: SEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend met de 90p waarde van de taxa die op respectievelijk minstens 5, minstens 10, minstens 15 en minstens 20 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	aantal 5	aantal 10	aantal 15	aantal 20
<b>As</b>	50	32	31	32
<b>Cd</b>	13	9,6	12	8,4
<b>Cr</b>	90	84	84	85
<b>Cu</b>	85	84	86	83
<b>Hg</b>	1,8	1,2	1,4	1,1
<b>Ni</b>	44	41	36	35
<b>Pb</b>	167	156	162	154
<b>Se</b>	6,4	5,8	5,7	5,7
<b>Sn</b>	21	13	16	10
<b>Zn</b>	1300	1170	1260	1110

Het SEL (Tabel 17) is, in tegenstelling tot het LEL, niet steeds het laagste bij “aantal 5”. Bij de meeste zware metalen daalt het SEL zelfs van “aantal 5” naar “aantal 20”. Mogelijk worden bij “aantal 5” taxa meegenomen in de berekeningen die toevallig aangetroffen zijn en niet typerend zijn voor waterbodems of taxa die een beperkte verspreiding hebben in Vlaanderen. De LEL en SEL waarden van Ni en Pb voor de verschillende “aantal” methoden zijn grafisch voorgesteld in Figuren 6-7 respectievelijk.



Figuur 6: LEL en SEL berekend voor Ni met 90p waarden taxa teruggevonden op minstens 5, minstens 10, minstens 15 en minstens 20 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1 organisme.



**Figuur 7:** LEL en SEL berekend voor Pb met 90p waarden taxa teruggevonden op minstens 5, minstens 10, minstens 15 en minstens 20 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1 organisme.

- PAK's

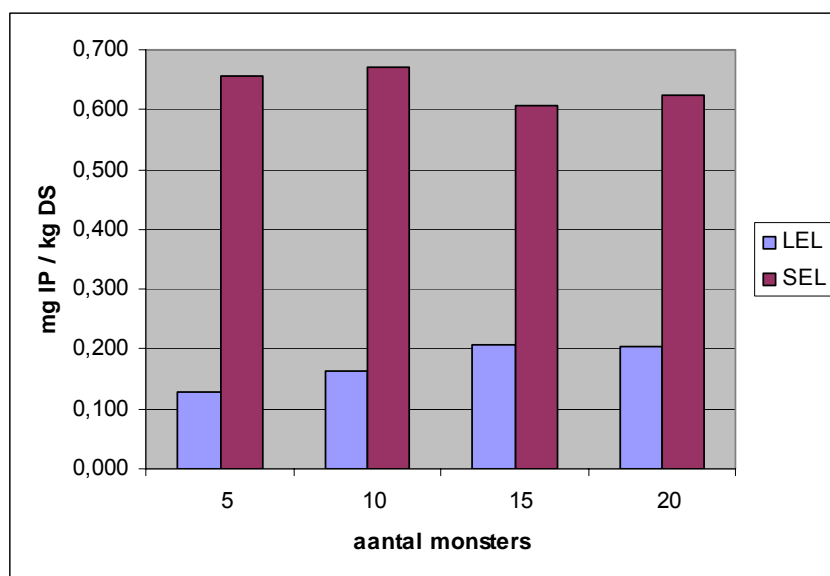
Met uitzondering van B(a)P is ook bij de PAK's LEL het laagste bij "aantal 5" (Tabel 18). Bij het SEL van de PAK's is geen duidelijke trend merkbaar tussen de verschillende "aantal" methoden (Tabel 19). De LEL en SEL waarden van IP zijn grafisch voorgesteld in Figuur 9.

**Tabel 18:** LEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend met de 90p waarde van de taxa die op respectievelijk minstens 5, minstens 10, minstens 15 en minstens 20 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	aantal 5	aantal 10	aantal 15	aantal 20
<b>B(a)P</b>	0,16	0,034	0,04	0,05
<b>B(b)Flu</b>	0,19	0,24	0,28	0,27
<b>B(ghi)Pe</b>	0,12	0,18	0,19	0,19
<b>B(k)Flu</b>	0,08	0,10	0,12	0,12
<b>Flu</b>	0,21	0,41	0,42	0,42
<b>IP</b>	0,13	0,16	0,21	0,20
<b>Acenaft</b>	0,05	0,055	0,055	0,055
<b>Acenaftyl</b>	0,015	0,05	0,055	0,055
<b>Ant</b>	0,03	0,20	0,21	0,21
<b>B(a)A</b>	0,11	0,18	0,19	0,19
<b>B(e)P</b>	0,25	0,31	0,39	0,37
<b>Chr</b>	0,14	0,22	0,26	0,25
<b>dBz(ah)An</b>	0,02	0,03	0,03	0,03
<b>Fen</b>	0,16	0,24	0,25	0,24
<b>Fluoreen</b>	0,03	0,04	0,04	0,04
<b>Naft</b>	0,07	0,11	0,14	0,16
<b>Peryleen</b>	0,067	0,10	0,11	0,11
<b>Pyr</b>	0,25	0,34	0,35	0,35

Tabel 19: SEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend met de 90p waarde van de taxa die op respectievelijk minstens 5, minstens 10, minstens 15 en minstens 20 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	aantal 5	aantal 10	aantal 15	aantal 20
<b>B(a)P</b>	0,81	0,23	0,23	0,23
<b>B(b)Flu</b>	0,88	0,91	0,86	0,86
<b>B(ghi)Pe</b>	0,60	0,66	0,62	0,63
<b>B(k)Flu</b>	0,40	0,41	0,39	0,40
<b>Flu</b>	1,6	1,6	1,7	1,7
<b>IP</b>	0,66	0,67	0,61	0,63
<b>Acenaft</b>	5,0	3,1	1,9	2,5
<b>Acenaftyl</b>	8,8	5,0	4,6	5,0
<b>Ant</b>	0,23	0,83	0,82	0,80
<b>B(a)A</b>	0,81	0,83	0,80	0,82
<b>B(e)P</b>	1,4	1,2	1,3	1,1
<b>Chr</b>	1,2	1,3	0,86	0,86
<b>dBz(ah)An</b>	0,16	0,14	0,12	0,11
<b>Fen</b>	1,2	1,1	0,90	0,92
<b>Fluoreen</b>	0,29	0,26	0,25	0,25
<b>Naft</b>	10	5,0	1,5	2,0
<b>Peryleen</b>	0,29	0,29	0,32	0,28
<b>Pyr</b>	1,2	1,2	1,2	1,2



Figuur 9: LEL en SEL berekend voor IP (Indeno(1,2,3,c,d)pyreen) met 90p waarden taxa teruggevonden op minstens 5, minstens 10, minstens 15 en minstens 20 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1 organisme.



- PCB's en OCP's

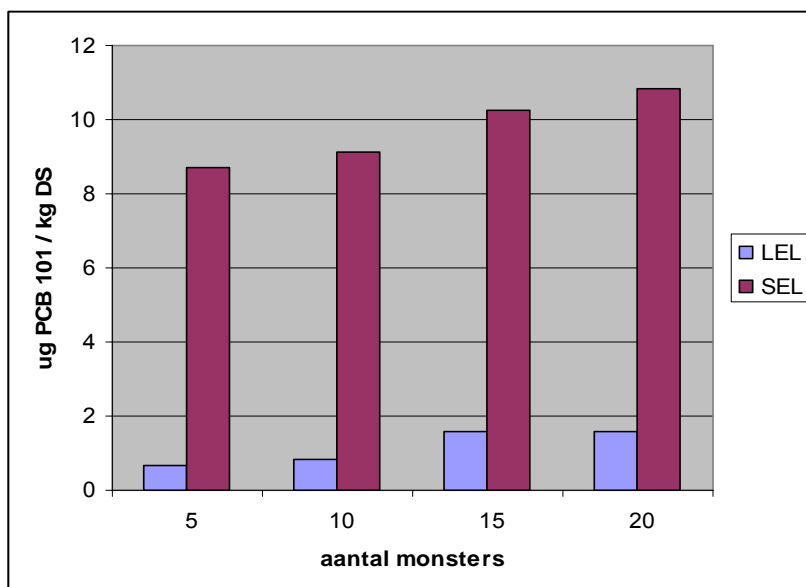
Ook bij de meeste PCB's en OCP's (Tabel 20) stijgt het LEL van "aantal 5" naar "aantal 20". Voor PCB 28 en PCB 31 werden de vervangwaarden van de DL (respectievelijk 0,0046 µg/kg DS en 0,0049 µg/kg DS) als resultaat verkregen. Het SEL (Tabel 21) daalt bij de PCB's en OCP's net als bij de zware metalen van "aantal 5" naar "aantal 20". De waarden van PCB 101 zijn grafisch voorgesteld in Figuur 8.

Tabel 20: LEL (µg/kg DS) van PCB's en OCP's, berekend met de 90p waarde van de taxa die op respectievelijk minstens 5, minstens 10, minstens 15 en minstens 20 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	aantal 5	aantal 10	aantal 15	aantal 20
<b>PCB 101</b>	0,68	0,83	1,6	1,6
<b>PCB 118</b>	0,43	0,75	1,0	1,0
<b>PCB 138</b>	0,85	1,7	2,3	2,1
<b>PCB 153</b>	1,2	1,9	3,3	3,2
<b>PCB 170</b>	0,08	0,38	0,78	0,79
<b>PCB 180</b>	0,81	1,5	1,9	2,2
<b>PCB 28</b>	0,005	0,005	0,005	0,005
<b>PCB 31</b>	0,005	0,005	0,005	0,005
<b>PCB 49</b>	0,02	0,05	0,06	0,04
<b>PCB 52</b>	0,01	0,24	0,24	0,24
<b>44DDD</b>	0,01	0,01	0,45	0,80
<b>44DDE</b>	0,39	0,63	1,6	1,8
<b>HCBz</b>	0,0004	0,002	0,002	0,003

Tabel 21: SEL (µg/kg DS) van PCB's en OCP's, berekend met de 90p waarde van de taxa die op respectievelijk minstens 5, minstens 10, minstens 15 en minstens 20 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	aantal 5	aantal 10	aantal 15	aantal 20
<b>PCB 101</b>	8,7	9,1	10	11
<b>PCB 118</b>	6,9	6,8	7,2	7,4
<b>PCB 138</b>	11	11	11	11
<b>PCB 153</b>	13	13	13	13
<b>PCB 170</b>	4,3	4,2	4,2	4,2
<b>PCB 180</b>	9,4	9,4	9,4	9,4
<b>PCB 28</b>	3,9	3,6	3,6	3,6
<b>PCB 31</b>	3,4	3,2	3,3	3,4
<b>PCB 49</b>	4,3	4,2	4,3	4,3
<b>PCB 52</b>	7,0	6,3	6,8	6,9
<b>44DDD</b>	5,1	4,1	4,2	4,3
<b>44DDE</b>	11	6,5	6,4	6,4
<b>HCBz</b>	0,72	0,61	0,65	0,62



**Figuur 8:** LEL en SEL berekend voor PCB 101 met 90p waarden taxa teruggevonden op minstens 5, minstens 10, minstens 15 en minstens 20 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1 organisme.

- Keuze methode

Het aantal monsters waarop de taxa teruggevonden moeten zijn om meegenomen te worden in de berekeningen is een evenwicht tussen statistische relevantie en het meenemen van gevoelige taxa.

De LEL waarden liggen bij “aantal 15” en “aantal 20” meestal hoger aangezien een groot deel van de bemonsterde meetpunten vervuild zijn en enkel de resistentere soorten op 15 of 20 punten teruggevonden zijn. Optimaal lijkt dus te werken met “aantal 5” of “aantal 10”. Wanneer van “aantal 5” naar “aantal 10” overgegaan wordt, vallen (bij “abundantie 1”) 22 taxa weg (Tabel 22). Deze 22 taxa zijn zowel gevoelige als minder gevoelige organismen die vrij verspreid over heel Vlaanderen voorkomen (zie Bijlage 2). Indien met “aantal 10” gewerkt zou worden wordt bijvoorbeeld “Nemourella”, een steenvlieg, niet meegenomen in de berekeningen. Dit zeer gevoelig organisme met BBI-tolerantiescore 1 is teruggevonden op 9 meetplaatsen met een maximum van 30 individuen (Tabel 23). Het lijkt raadzaam om de informatie van zoveel mogelijk taxa mee te nemen. Aangezien bovendien de LEL waarden berekend op basis van taxa op minstens 5 locaties goed overeenkomen met de Threshold Effect Levels (Hoofdstuk 3.2) werd besloten om voor de bepaling van de definitieve waarden uit te gaan van voorkomen op minstens 5 locaties. Een uitgebreide bespreking van de taxa die op minstens 5 of minstens 10 meetpunten aangetroffen werden is terug te vinden in Bijlage 2. De verdere bespreking van Tabel 22 volgt in hoofdstuk 3.1.3.

Tabel 22: aantal taxa meegenomen bij de LEL/SEL berekeningen voor verschillende minimum abundanties en minimum aantal meetplaatsen.

	abundantie 1	abundantie 2	abundantie 5	abundantie 20
<b>totaal</b>	127	105	82	34
<b>aantal 5</b>	76	50	38	15
<b>aantal 10</b>	54	39	24	10
<b>aantal 15</b>	44	28	22	10
<b>aantal 20</b>	39	23	19	9

Tabel 23: taxa die meegenomen worden bij methode "aantal 5" en niet meer meegenomen worden bij methode "aantal 10", bij abundanties van minimum 1 organisme.

taxon	omschrijving	aantal meetplaatsen	max aantal individuen
Ancylus sp_	slak	5	5
Aphelocheirus sp_	wants	5	9
Empididae	vlieg/mug	5	4
Viviparus	slak	5	2
Planorbis	slak	5	2
Pseudanodonta	mossel	5	3
Hydrophilidae	keverlarve	6	4
Coenagrion	libellenlarve	6	5
Rhyacophilidae	kokerjuffer	6	1
Platycnemis sp_	libellenlarve	6	5
Armiger sp_	slak	7	11
Planaria sp_	platworm	7	19
Ephyridae	vlieg/mug	7	2
Corophiidae	amphipode	7	11
Unio	mossel	7	3
Ecnomidae	kokerjuffer	7	8
Calopteryx	libellenlarve	8	17
Nemourella	steenvlieg	9	30
Acroloxus sp_	slak	9	4
Haemopsis sp_	bloedzuiger	9	25
Piscicola sp_	bloedzuiger	9	5
Dolichopodidae	vlieg/mug	9	8

### 3.1.2 Percentielwaarde

Voor de berekening van LEL en SEL wordt standaard de 90p waarde van de gehalten waaraan de organismen aangetroffen zijn berekend (MacDonald et al., 2003). Deze 90p waarde is echter ooit een arbitraire keuze geweest. Om na te gaan of de keuze van een andere percentielwaarde een grote invloed zou hebben op de resultaten zijn LEL en SEL voor de verschillende stoffen berekend met 85p, 90p en 95p waarde, voor zowel taxa die op minstens 5 als minstens 10 meetplaatsen aangetroffen zijn. De bekomen waarden werden met elkaar vergeleken.

- Zware metalen

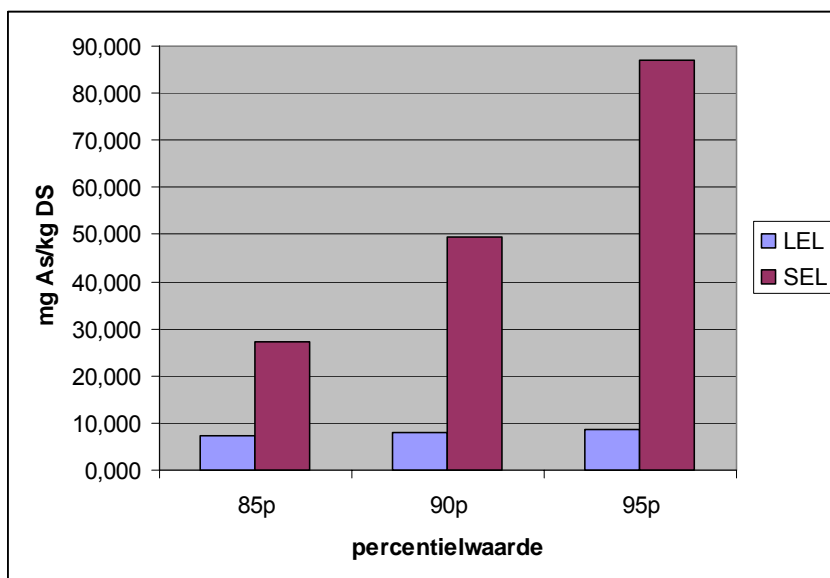
Logischerwijze stijgen LEL en SEL van de zware metalen (Tabel 24-25) wanneer een hogere percentielwaarde (95p) berekend wordt en dalen ze bij een lagere percentielwaarde (85p). De verschillen zijn vaak echter vrij klein. De resultaten van de verschillende percentielwaarden bij "aantal 5" verschillen even sterk van elkaar als de resultaten van de verschillende percentielwaarden bij "aantal 10". Hetzelfde geldt voor de resultaten van de PAK's, PCB's en OCP's (Tabel 26-29). De resultaten van As zijn weergegeven in Figuur 10.

Tabel 24: LEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend met respectievelijk 85p, 90p en 95p waarden van de taxa die op minstens 5 of minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	aantal 5			aantal 10		
	85p	90p	95p	85p	90p	95p
<b>As</b>	7,3	7,9	8,5	9,4	11	13
<b>Cd</b>	0,67	0,71	0,85	0,76	0,82	1,1
<b>Cr</b>	24	25	29	27	29	35
<b>Cu</b>	12	13	18	15	19	28
<b>Hg</b>	0,22	0,28	0,29	0,23	0,34	0,534
<b>Ni</b>	15	15	16	16	19	24
<b>Pb</b>	18	19	26	27	39	49
<b>Se</b>	1,4	1,5	2,0	1,44	1,7	3,1
<b>Sn</b>	1,6	1,9	2,5	2,0	2,4	3,7
<b>Zn</b>	97	129	165	133	198	306

Tabel 25: SEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend met respectievelijk 85p, 90p en 95p waarden van de taxa die op minstens 5 of minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	aantal 5			aantal 10		
	85p	90p	95p	85p	90p	95p
<b>As</b>	27	50	87	27	32	61
<b>Cd</b>	8,9	13,	27	6,7	9,6	22
<b>Cr</b>	68	90	204	66	84	277
<b>Cu</b>	72	85	123	67	84	123
<b>Hg</b>	1,3	1,8	2,8	0,78	1,2	2,2
<b>Ni</b>	36	44	67	33	41	83
<b>Pb</b>	127	167	343	111	156	355
<b>Se</b>	5,6	6,4	8,1	5,4	5,8	8,2
<b>Sn</b>	14	21	29	8,8	13	29
<b>Zn</b>	858	1300	2510	668	1170	2530



Figuur 10: LEL en SEL berekend voor As met 85p, 90p en 95p waarden van de taxa teruggevonden op minstens 5 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1 organisme.

- PAK's

Tabel 26: LEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend met respectievelijk 85p, 90p en 95p waarden van de taxa die op minstens 5 of minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	aantal 5			aantal 10		
	85p	90p	95p	85p	90p	95p
Ant	0,02	0,16	0,04	0,02	0,04	0,06
B(b)Flu	0,16	0,19	0,23	0,22	0,24	0,33
B(ghi)Pe	0,09	0,12	0,16	0,14	0,18	0,24
B(k)Flu	0,07	0,08	0,09	0,09	0,10	0,16
Flu	0,15	0,21	0,27	0,34	0,41	0,69
IP	0,09	0,13	0,15	0,15	0,16	0,27
Acenaft	0,03	0,05	0,05	0,04	0,05	0,05
Acenaftyl	0,0004	0,01	0,03	0,03	0,05	0,05
B(a)P	0,13	0,03	0,20	0,17	0,20	0,25
B(a)A	0,08	0,11	0,13	0,15	0,18	0,34
B(e)P	0,21	0,25	0,36	0,26	0,31	0,44
Chr	0,11	0,14	0,16	0,19	0,22	0,45
dBz(ah)An	0,01	0,02	0,03	0,03	0,03	0,04
Fen	0,14	0,16	0,19	0,21	0,24	0,42
Fluoreen	0,02	0,03	0,05	0,03	0,04	0,06
Naft	0,06	0,07	0,15	0,07	0,11	0,23
Peryleen	0,05	0,07	0,08	0,07	0,10	0,13
Pyr	0,20	0,25	0,25	0,26	0,34	0,59

Tabel 27: SEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend met respectievelijk 85p, 90p en 95p waarden van de taxa die op minstens 5 of minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	aantal 5			aantal 10		
	85p	90p	95p	85p	90p	95p
Ant	0,13	0,81	0,42	0,13	0,23	0,43
B(b)Flu	0,68	0,88	1,45	0,68	0,91	1,45
B(ghi)Pe	0,48	0,60	0,99	0,48	0,66	1,0
B(k)Flu	0,31	0,40	0,66	0,31	0,41	0,71
Flu	1,2	1,6	3,0	1,2	1,6	2,7
IP	0,49	0,66	1,0	0,5	0,7	1,0
Acenaft	4,4	5,0	35	0,95	3,1	26
Acenaftyl	5,0	8,8	35	0,68	5,0	26
B(a)P	0,58	0,23	1,2	0,58	0,83	1,3
B(a)A	0,62	0,81	1,3	0,67	0,83	1,3
B(e)P	1,2	1,4	1,6	0,99	1,2	1,6
Chr	0,76	1,2	1,4	0,77	1,3	1,6
dBz(ah)An	0,09	0,16	0,24	0,09	0,14	0,22
Fen	0,86	1,2	2,4	0,75	1,1	1,6
Fluoreen	0,17	0,29	0,91	0,15	0,26	0,71
Naft	5,0	10	36	1,1	5,0	28
Peryleen	0,23	0,29	0,35	0,23	0,29	0,37
Pyr	0,95	1,2	2,1	0,95	1,2	1,9

- PCB's en OCP's

Bij zowel "aantal 5" als "aantal 10" werd bij verschillende percentielwaarden voor PCB 28, PCB 31, PCB 49, PCB 52 en 44DDD de vervangwaarde van de DL verkregen als LEL.

Tabel 28: LEL ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  DS) van PCB's en OCP's, berekend met respectievelijk 85p, 90p en 95p waarden van de taxa die op minstens 5 of minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	aantal 5			aantal 10		
	85p	90p	95p	85p	90p	95p
PCB 101	0,44	0,68	1,1	0,56	0,83	1,8
PCB 118	0,31	0,43	0,62	0,59	0,75	1,2
PCB 138	0,67	0,85	1,2	1,2	1,6	2,6
PCB 153	0,89	1,2	1,6	1,5	1,9	3,3
PCB 170	0,04	0,08	0,11	0,24	0,38	0,80
PCB 180	0,55	0,81	0,91	1,2	1,5	2,5
PCB 28	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,11
PCB 31	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,06
PCB 49	0,02	0,02	0,02	0,02	0,05	0,15
PCB 52	0,01	0,01	0,03	0,01	0,24	0,65
44DDD	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,81
44DDE	0,22	0,39	0,39	0,46	0,63	1,5
HCBz	0,0003	0,0004	0,0004	0,001	0,002	0,01

Tabel 29: SEL ( $\mu\text{g}/\text{kg DS}$ ) van PCB's en OCP's, berekend met respectievelijk 85p, 90p en 95p waarden van de taxa die op minstens 5 of minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	aantal 5			aantal 10		
	85p	90p	95p	85p	90p	95p
PCB 101	5,8	8,7	16	5,8	9,1	16
PCB 118	3,6	6,9	10	3,7	6,8	10
PCB 138	7,5	11	18	7,4	11	19
PCB 153	11	13	22	9,9	13	23
PCB 170	2,8	4,3	7,7	2,8	4,2	7,8
PCB 180	6,4	9,4	17	6,3	9,3	19
PCB 28	2,1	3,9	25	1,4	3,6	17
PCB 31	1,9	3,4	23	1,3	3,2	14
PCB 49	2,2	4,3	8,6	1,9	4,2	8,6
PCB 52	3,	7	13	3,2	6,3	13
44DDD	4,5	5,1	8,0	2,5	4,1	6,5
44DDE	8,5	11	12	4,8	6,5	12
HCBz	0,44	0,72	1,1	0,43	0,61	1,2

- Keuze methode

Aangezien de waarden niet sterk verschillen tussen de verschillende percentielwaarden en in de literatuur meestal ook met de 90 percentielwaarde gewerkt wordt (MacDonald et al., 2003; MacDonald et al., 1996) is ook hier geopteerd om met de 90p waarde te werken.

### 3.1.3 Abundanties van de taxa

Wanneer van een taxon slechts 1 individu aangetroffen werd kan de vraag gesteld worden of dit taxon daadwerkelijk op de betreffende meetplaats kan voorkomen of dat het eerder over een verdwaald individu gaat. Wanneer hogere abundanties van een taxon aangetroffen werden is de kans hoger dat dit taxon daadwerkelijk voorkomt op het betreffende meetpunt. Anderzijds zullen resistentere taxa veel frequenter aan hoge abundanties van bijvoorbeeld 10 individuen voorkomen dan gevoelige taxa. Om na te gaan met welke abundantie optimaal gewerkt zou worden om LEL en SEL te berekenen zijn de LEL en SEL waarden voor de verschillende polluenten berekend met de taxa waarvan minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 individuen aangetroffen werden en dit voor zowel taxa die op minstens 5 meetplaatsen als op minstens 10 meetplaatsen voorkwamen.

- Zware metalen

De abundanties waaraan taxa aangetroffen moeten zijn om meegenomen te worden in de verdere berekeningen hebben een minder duidelijk effect op de LEL waarden dan het aantal meetplaatsen waarop ze aangetroffen moeten zijn. De abundantie waarbij LEL het laagste is hangt af van de stof die bekeken wordt (Tabel 30). Bij de metalen As, Cd, Pb, Se, Sn en Zn

is LEL wel het laagste bij “abundantie 1” maar de waarden stijgen niet met toenemende abundanties, wat bij het aantal meetpunten wel het geval is. Ook bij het SEL (Tabel 31) is geen duidelijke trend herkenbaar bij de verschillende abundanties. Wel is SEL nooit het laagste bij “abundantie 1”. De LEL en SEL waarden voor de verschillende abundanties zijn voor Pb en Sn grafisch voorgesteld in Figuur 11 en Figuur 12. Waar bij “aantal 5” en LEL het laagste was bij “abundantie 1” voor de metalen As, Cd, Pb, Se, Sn en Zn is dit wanneer met “aantal 10” gewerkt wordt enkel bij Cd, Se en Sn (Tabel 32). Wanneer met “aantal 10” gewerkt wordt is het SEL (Tabel 33) het laagste bij “abundantie 20” voor de metalen Cd, Cu, Hg, Pb, Se, Sn en Zn. Verder is er wederom geen duidelijke trend merkbaar in de resultaten.

**Tabel 30:** LEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van respectievelijk minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

	<b>abundantie 1</b>	<b>abundantie 2</b>	<b>abundantie 5</b>	<b>abundantie 20</b>
<b>As</b>	7,9	8,0	8,0	11
<b>Cd</b>	0,712	0,81	0,76	1,1
<b>Cr</b>	25,	27	25	32
<b>Cu</b>	13	16	11	16
<b>Hg</b>	0,28	0,22	0,11	0,08
<b>Ni</b>	15	15	17	12
<b>Pb</b>	19	31	28	37
<b>Se</b>	1,5	3,2	2,0	1,5
<b>Sn</b>	1,9	2,3	3,3	2,9
<b>Zn</b>	129	150	135	156

**Tabel 31:** SEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van respectievelijk minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

	<b>abundantie 1</b>	<b>abundantie 2</b>	<b>abundantie 5</b>	<b>abundantie 20</b>
<b>As</b>	50	37	49	36
<b>Cd</b>	13	13	13	8,9
<b>Cr</b>	90	83	79	294
<b>Cu</b>	85	80	87	700
<b>Hg</b>	1,8	1,4	1,3	1,1
<b>Ni</b>	44	36	38	90
<b>Pb</b>	167	142	191	507
<b>Se</b>	6,3	6,9	6,2	5,0
<b>Sn</b>	21	14	13	10
<b>Zn</b>	1300	1040	1270	1560

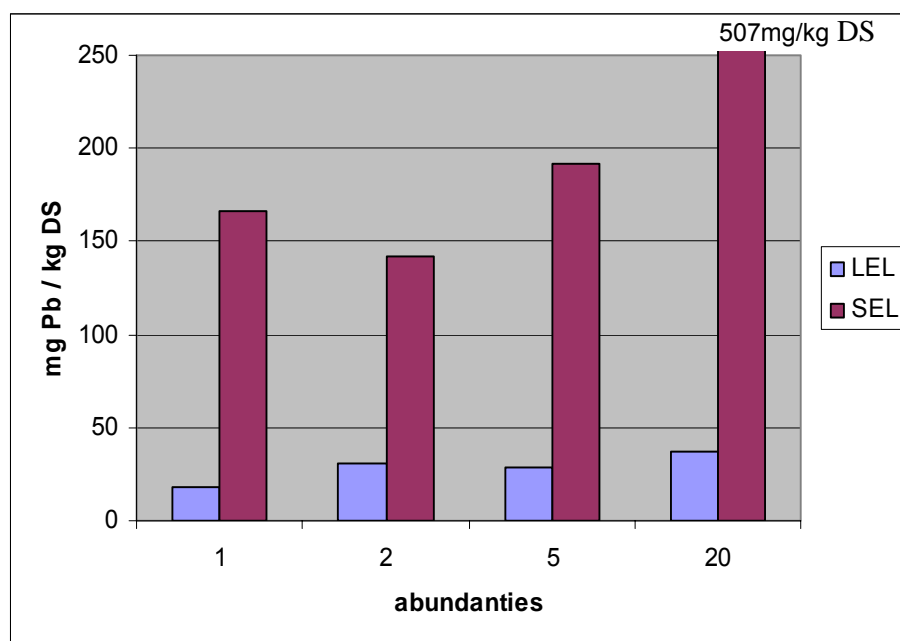


Tabel 32: LEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend met 90p waarden van de taxa die op minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van respectievelijk minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

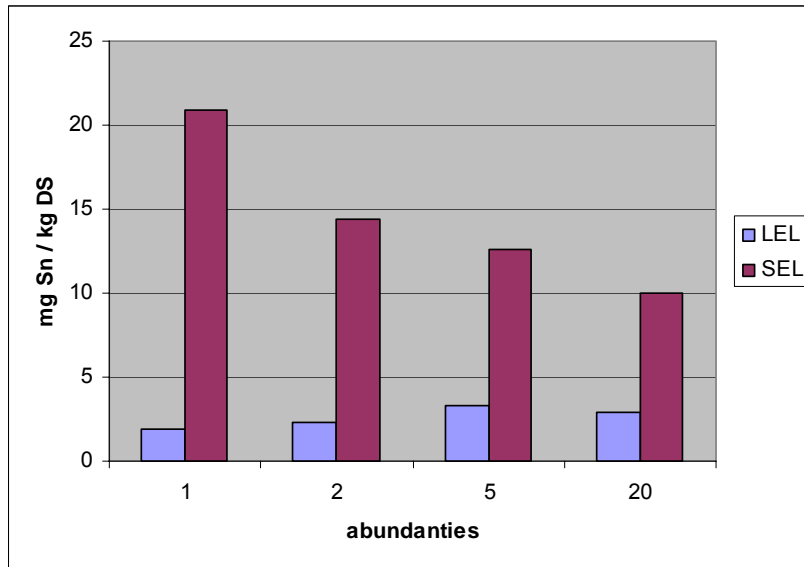
	abundantie 1	abundantie 2	abundantie 5	abundantie 20
As	11	9,0	12	13
Cd	0,82	0,89	1,1	1,1
Cr	29	29	28	32
Cu	19	18	18	19
Hg	0,34	0,24	0,26	0,16
Ni	19	16	18	12
Pb	39	37	36	50
Se	1,7	3,5	3,1	2,2
Sn	2,40	3,7	3,1	4,3
Zn	198	152	177	202

Tabel 33: SEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend met 90p waarden van de taxa die op minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van respectievelijk minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

	abundantie 1	abundantie 2	abundantie 5	abundantie 20
As	32	30	38	34
Cd	9,6	15	15	6,7
Cr	84	85	77	81
Cu	84	83	84	79
Hg	1,2	1,4	1,2	1,0
Ni	41	36	35	35
Pb	156	157	192	128
Se	5,8	5,7	5,6	5,1
Sn	13	11	13	10
Zn	1170	1120	1270	795



Figuur 11: LEL en SEL berekend voor Pb met 90p waarden van de taxa teruggevonden op minstens 5 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1, 2, 5 of minstens 20 organismen.



Figuur 12: LEL en SEL berekend voor Sn met 90p waarden van de taxa teruggevonden op minstens 5 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

- PAK's

Bij de PAK's is het net als bij de zware metalen bij "aantal 5" afhankelijk van de stof die bekeken wordt bij welke abundantie LEL en SEL het hoogste en het laagste zijn (Tabel 34 & 35). De waarden van Ant en Flu zijn weergegeven in Figuren 13 en 14.

Tabel 34: LEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van respectievelijk minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

	abundantie 1	abundantie 2	abundantie 5	abundantie 20
<b>Ant</b>	0,16	0,02	0,10	0,14
<b>B(b)Flu</b>	0,19	0,15	0,12	0,10
<b>B(ghi)Pe</b>	0,12	0,11	0,09	0,07
<b>B(k)Flu</b>	0,08	0,06	0,05	0,06
<b>Flu</b>	0,21	0,25	0,23	0,15
<b>IP</b>	0,13	0,10	0,08	0,06
<b>Acenaft</b>	0,05	0,05	0,05	0,05
<b>Acenaftyl</b>	0,01	0,05	0,05	0,04
<b>B(a)P</b>	0,03	0,11	0,01	0,01
<b>B(a)A</b>	0,11	0,17	0,09	0,11
<b>B(e)P</b>	0,25	0,24	0,35	0,28
<b>Chr</b>	0,14	0,12	0,11	0,09
<b>dBz(ah)An</b>	0,02	0,02	0,02	0,02
<b>Fen</b>	0,16	0,10	0,10	0,07
<b>Fluoreen</b>	0,03	0,02	0,02	0,02
<b>Naft</b>	0,07	0,08	0,08	0,16
<b>Peryleen</b>	0,07	0,08	0,09	0,05
<b>Pyr</b>	0,25	0,15	0,15	0,12

Tabel 35: SEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van respectievelijk minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

	abundantie 1	abundantie 2	abundantie 5	abundantie 20
<b>Ant</b>	0,81	0,22	0,91	0,84
<b>B(b)Flu</b>	0,88	1,1	1,1	1,0
<b>B(ghi)Pe</b>	0,60	0,73	0,77	0,71
<b>B(k)Flu</b>	0,40	0,45	0,47	0,42
<b>Flu</b>	1,6	1,9	1,5	2,0
<b>IP</b>	0,66	0,72	0,75	0,66
<b>Acenaft</b>	5,0	3,5	0,74	5,0
<b>Acenaftyl</b>	8,8	4,2	1,4	6,4
<b>B(a)P</b>	0,23	0,85	0,20	0,20
<b>B(a)A</b>	0,81	1,5	0,81	0,88
<b>B(e)P</b>	1,4	1,2	1,3	0,95
<b>Chr</b>	1,2	1,0	0,91	0,96
<b>dBz(ah)An</b>	0,16	0,13	0,13	0,13
<b>Fen</b>	1,2	0,98	0,76	1,0
<b>Fluoreen</b>	0,29	0,28	0,21	0,28
<b>Naft</b>	10	6,4	0,92	3,2
<b>Peryleen</b>	0,29	0,25	0,29	0,25
<b>Pyr</b>	1,2	0,82	1,1	1,3

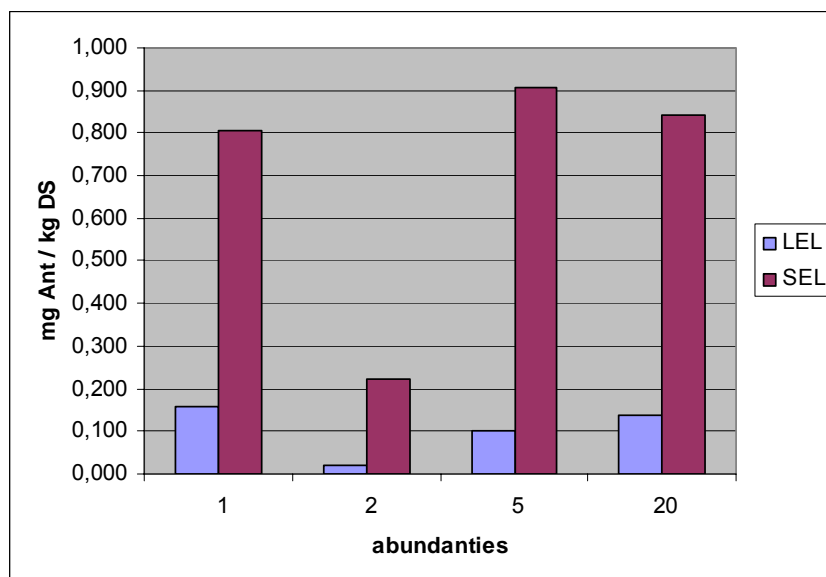
Tabel 36: LEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend met 90p waarden van de taxa die op minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van respectievelijk minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

	abundantie 1	abundantie 2	abundantie 5	abundantie 20
<b>Ant</b>	0,04	0,03	0,16	0,23
<b>B(b)Flu</b>	0,24	0,19	0,22	0,30
<b>B(ghi)Pe</b>	0,18	0,13	0,17	0,24
<b>B(k)Flu</b>	0,10	0,08	0,09	0,13
<b>Flu</b>	0,41	0,33	0,33	0,51
<b>IP</b>	0,16	0,13	0,15	0,20
<b>Acenaft</b>	0,05	0,05	0,05	0,05
<b>Acenaftyl</b>	0,05	0,05	0,05	0,05
<b>B(a)P</b>	0,20	0,18	0,03	0,04
<b>B(a)A</b>	0,18	0,27	0,13	0,20
<b>B(e)P</b>	0,31	0,34	0,41	0,54
<b>Chr</b>	0,22	0,18	0,17	0,24
<b>dBz(ah)An</b>	0,03	0,02	0,03	0,04
<b>Fen</b>	0,24	0,17	0,18	0,24
<b>Fluoreen</b>	0,04	0,02	0,02	0,04
<b>Naft</b>	0,11	0,09	0,11	0,21
<b>Peryleen</b>	0,10	0,09	0,12	0,14
<b>Pyr</b>	0,34	0,16	0,25	0,39

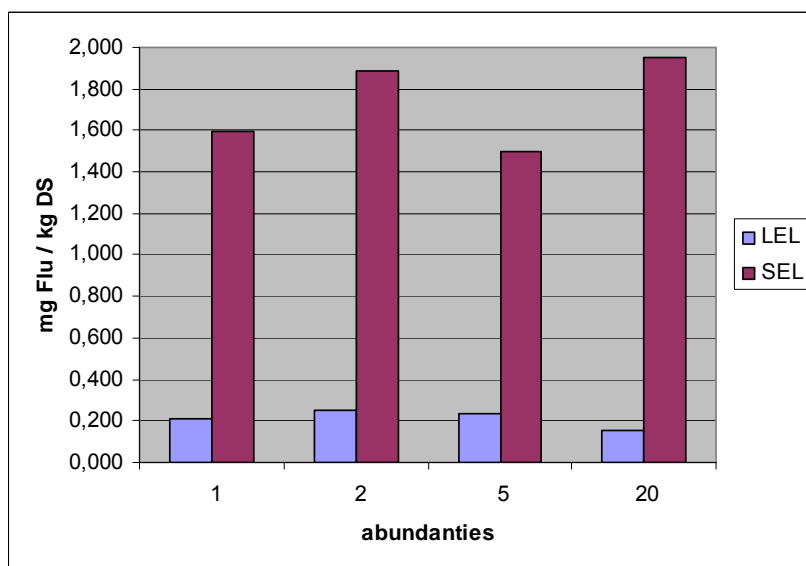
Bij "aantal 10" is LEL bij de meeste PAK's het hoogste bij "abundantie 20" (Tabel 37). Bij het SEL is bij "aantal 10" (Tabel 38) geen duidelijke trend merkbaar tussen de verschillende abundanties.

Tabel 37: SEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend met 90p waarden van de taxa die op minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van respectievelijk minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

	abundantie 1	abundantie 2	abundantie 5	abundantie 20
<b>Ant</b>	0,23	0,20	0,66	0,65
<b>B(b)Flu</b>	0,91	1,0	0,74	0,77
<b>B(ghi)Pe</b>	0,66	0,72	0,51	0,47
<b>B(k)Flu</b>	0,41	0,44	0,35	0,35
<b>Flu</b>	1,60	1,6	1,4	1,7
<b>IP</b>	0,67	0,69	0,50	0,51
<b>Acenaft</b>	3,1	1,2	0,50	5,0
<b>Acenaftyl</b>	5,0	1,6	0,50	7,5
<b>B(a)P</b>	0,832	0,85	0,19	0,18
<b>B(a)A</b>	0,83	1,2	0,69	0,74
<b>B(e)P</b>	1,2	1,0	0,94	0,95
<b>Chr</b>	1,3	0,90	0,77	0,78
<b>dBz(ah)An</b>	0,14	0,11	0,10	0,09
<b>Fen</b>	1,1	0,82	0,74	0,90
<b>Fluoreen</b>	0,26	0,22	0,21	0,24
<b>Naft</b>	5,0	1,3	0,60	3,8
<b>Peryleen</b>	0,29	0,20	0,21	0,26
<b>Pyr</b>	1,18	0,79	1,1	1,1



Figuur 13: LEL en SEL berekend voor Ant met 90p waarden van de taxa teruggevonden op minstens 5 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.



**Figuur 14:** LEL en SEL berekend voor Flu met 90p waarden van de taxa teruggevonden op minstens 5 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

- PCB's en OCP's

Bij PCB 28, PCB 31, PCB 49, PCB 52 en 44DDD (Tabel 38) werd wederom de DL vervangwaarde als LEL verkregen. Voor de meeste stoffen stijgt LEL met stijgende abundanties.

**Tabel 38:** LEL ( $\mu\text{g}/\text{kg DS}$ ) van PCB's en OCP's, berekend met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van respectievelijk minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

	abundantie 1	abundantie 2	abundantie 5	abundantie 20
<b>PCB 101</b>	0,68	0,86	0,88	0,56
<b>PCB 118</b>	0,43	0,66	0,67	0,61
<b>PCB 138</b>	0,85	1,5	1,3	0,87
<b>PCB 153</b>	1,2	1,7	1,3	1,8
<b>PCB 170</b>	0,08	0,48	0,49	0,58
<b>PCB 180</b>	0,81	1,3	1,1	2,1
<b>PCB 28</b>	0,005	0,005	0,005	0,03
<b>PCB 31</b>	0,005	0,005	0,005	0,005
<b>PCB 49</b>	0,02	0,02	0,02	0,08
<b>PCB 52</b>	0,01	0,01	0,33	0,12
<b>44DDD</b>	0,01	0,01	0,01	0,01
<b>44DDE</b>	0,39	0,42	0,74	0,35
<b>HCBz</b>	0,0004	0,0002	0,000002	0,003

Tabel 39: SEL ( $\mu\text{g}/\text{kg DS}$ ) van PCB's en OCP's, berekend met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van respectievelijk minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

	abundantie 1	abundantie 2	abundantie 5	abundantie 20
<b>PCB 101</b>	8,7	9,2	11	8,4
<b>PCB 118</b>	6,9	6,9	5,8	6,1
<b>PCB 138</b>	11	10	11	9,2
<b>PCB 153</b>	13	14	14	13
<b>PCB 170</b>	4,3	4,0	4,7	3,9
<b>PCB 180</b>	9,4	9,5	10	8,8
<b>PCB 28</b>	3,9	3,7	16	4,8
<b>PCB 31</b>	3,4	3,4	16	4,2
<b>PCB 49</b>	4,3	4,1	5,7	4,7
<b>PCB 52</b>	7,0	6,6	8,4	8,6
<b>44DDD</b>	5,1	4,6	4,3	4,7
<b>44DDE</b>	11	11	10	7,2
<b>HCBz</b>	0,72	0,60	0,42	0,38

Het SEL (Tabel 39) is met uitzondering van PCB 118, PCB 52, 44DDD, 44DDE en HCBz het hoogste bij "abundantie 5". SEL is voor de meeste PCB's en OCP's het laagste bij "abundantie 2" of "abundantie 20". De LEL en SEL waarden voor de verschillende "abundantie" methoden zijn voor PCB 153 uitgezet in Figuur12.

Tabel 40: LEL ( $\mu\text{g}/\text{kg DS}$ ) van PCB's en OCP's, berekend met 90p waarden van de taxa die op minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van respectievelijk minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

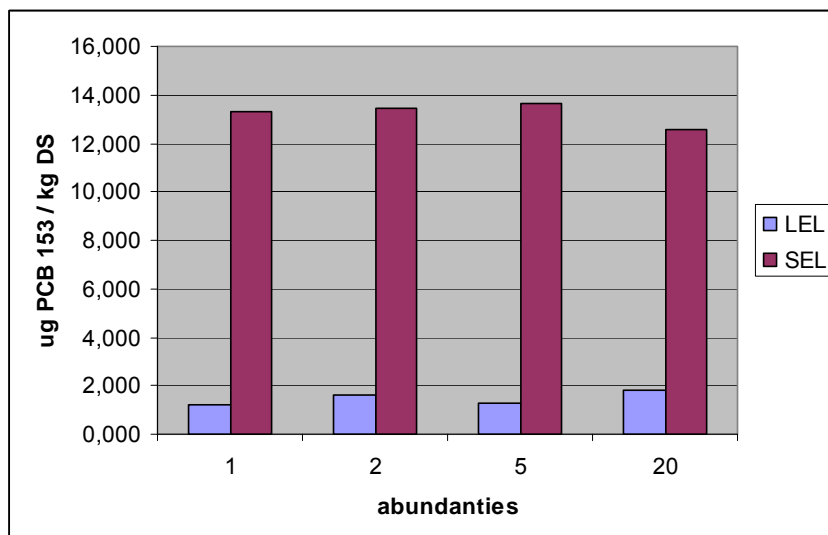
	abundantie 1	abundantie 2	abundantie 5	abundantie 20
<b>PCB 101</b>	0,83	1,4	1,7	1,5
<b>PCB 118</b>	0,75	1,0	1,1	1,8
<b>PCB 138</b>	1,6	2,0	2,3	5,0
<b>PCB 153</b>	1,9	2,4	3,2	4,1
<b>PCB 170</b>	0,38	0,57	0,58	1,3
<b>PCB 180</b>	1,5	1,8	2,2	4,6
<b>PCB 28</b>	0,005	0,005	0,09	0,62
<b>PCB 31</b>	0,005	0,005	0,005	0,11
<b>PCB 49</b>	0,05	0,02	0,19	0,58
<b>PCB 52</b>	0,24	0,01	0,6	1,2
<b>44DDD</b>	0,01	0,78	1,2	0,37
<b>44DDE</b>	0,63	1,2	2,4	1,8
<b>HCBz</b>	0,002	0,002	0,002	0,01

Bij aantal 10 (Tabel 40) is LEL meestal het laagste bij "abundantie 1" en het hoogste bij "abundantie 20". Bij PCB 28 en PCB 31 werd weer vaak de vervangwaarde bekomen als resultaat.

Tabel 41: SEL ( $\mu\text{g}/\text{kg DS}$ ) van PCB's en OCP's, berekend met 90p waarden van de taxa die op minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van respectievelijk minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

	abundantie 1	abundantie 2	abundantie 5	abundantie 20
<b>PCB 101</b>	9,1	9,1	9,7	8,5
<b>PCB 118</b>	6,8	6,8	5,7	6,2
<b>PCB 138</b>	11	10	10	9,4
<b>PCB 153</b>	13	13	13	13
<b>PCB 170</b>	4,2	3,8	4,2	4,0
<b>PCB 180</b>	9,3	9,2	9,8	8,9
<b>PCB 28</b>	3,6	3,7	4,2	5,0
<b>PCB 31</b>	3,2	3,4	3,9	4,4
<b>PCB 49</b>	4,2	3,9	4,5	4,9
<b>PCB 52</b>	6,3	6,4	7,9	8,6
<b>44DDD</b>	4,1	4,1	4,3	4,7
<b>44DDE</b>	6,5	10	6,4	7,3
<b>HCBz</b>	0,61	0,53	0,38	0,38

De SEL's van de PCB's en OCP's (Tabel 41) vertonen bij "aantal 10" geen duidelijke trend met de verschillende abundanties.



Figuur 15: LEL en SEL berekend voor PCB 153 met 90p waarden van de taxa teruggevonden op minstens 5 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1, minstens 2, minstens 5 en minstens 20 organismen.

- EOX en KWSap.

**Tabel 42:** LEL en SEL (mg/kg DS) van KWS ap. en EOX, berekend met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	LEL	SEL
<b>KWS ap.</b>	147	865
<b>EOX</b>	7,9	50

- Keuze methode

Op basis van de berekende LEL en SEL waarden bij respectievelijk 1, 2, 5 en 20 individuen van een bepaald taxon is er geen duidelijke relatie herkenbaar tussen de waarden en de verschillende abundanties. Soms stijgen de waarden met toenemende abundanties, soms dalen ze, maar het beeld wordt vertekend doordat er grote sprongen zitten tussen de berekende abundanties. Er vallen 26 taxa weg wanneer van methode “abundantie 1” naar “abundantie 2” overgegaan wordt bij “aantal 5” (Tabel 22). Aangezien bij een bemonstering met sedimenthappen maar een deel van de waterbodem bemonsterd wordt en zodoende mogelijk van elk taxon maar enkele individuen bemonsterd worden werd geopteerd om te werken met de “abundantie 1” methode voor de berekening van LEL en SEL en op die manier gebruik te maken van zoveel mogelijk informatie.

### 3.1.4 Kwaliteitsdoelstellingen voor sedimentregio's, ingedeeld volgens bodemkaart

Door de hogere oppervlakte/volume verhouding bij de kleinere korrelgrootte fracties wordt algemeen een stijging verwacht in totale pollutengehaltes van grove naar fijne sedimenten. In zandbodems zullen de pollutanten zeer biobeschikbaar zijn voor de biota aangezien ze niet sterk gebonden zijn aan het sediment. Door het biologisch minder beschikbaar zijn van de pollutanten in de klei sedimentregio kunnen de organismen daar mogelijk hogere gehalten verdragen. Er wordt verwacht dat bijgevolg LEL en SEL zullen toenemen met dalende korrelgrootte. Om dit na te gaan werden de meetpunten van de waterbodembank volgens de bodemkaart ingedeeld in een klei, leem, zand en veen regio en werden LEL en SEL voor zowel “aantal 5” als “aantal 10” berekend voor de verschillende regio's, rekening houdend met taxa waarvan minstens 1 individu aangetroffen werd. De meetpunten gelegen in havens en kanalen werden ingedeeld in de regio “antropogeen”.



- Zware metalen

Afhankelijk van het metaal dat bekeken wordt is LEL (Tabel 43) het laagste in de sedimentregio leem, zand of veen en het hoogste in de regio's veen en antropogeen. SEL (Tabel 44) is bij de zware metalen afhankelijk van de stof die bekeken wordt het laagste bij de regio's leem, zand, veen en klei en het hoogste bij de regio's veen, antropogeen, leem en klei. Er is echter geen duidelijke trend merkbaar. De waarden van As, Cd en Sn zijn grafisch voorgesteld in Figuren 16-18.

**Tabel 43:** LEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	<b>klei</b>	<b>Leem</b>	<b>zand</b>	<b>veen</b>	<b>antropogeen</b>
<b>As</b>	9,9	7,3	8,0	18	8,1
<b>Cd</b>	0,67	0,66	0,73	1,3	1,4
<b>Cr</b>	25	26	15	16	33
<b>Cu</b>	21	13	9,7	8,6	26
<b>Hg</b>	0,22	0,20	0,22	0,06	0,33
<b>Ni</b>	16	14	10	17	21
<b>Pb</b>	34	17	23	18	53
<b>Se</b>	2,6	3,7	1,7	7,7	2,17
<b>Sn</b>	4,0	1,5	1,9	14	4,17
<b>Zn</b>	147	91	141	146	274

**Tabel 44:** SEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	<b>klei</b>	<b>Leem</b>	<b>zand</b>	<b>veen</b>	<b>antropogeen</b>
<b>As</b>	28	19	45	105	40
<b>Cd</b>	3,4	2,4	7,9	5,4	41
<b>Cr</b>	69	130	43	742	183
<b>Cu</b>	70,	392	51	30	120
<b>Hg</b>	1,8	0,87	1,2	1,0	2,5
<b>Ni</b>	37	111	32	34	40
<b>Pb</b>	111	160	117	49	287
<b>Se</b>	11	7,2	4,8	7,7	6,45
<b>Sn</b>	9,3	7,3	11	14	36
<b>Zn</b>	496	1234	831	1100	1740

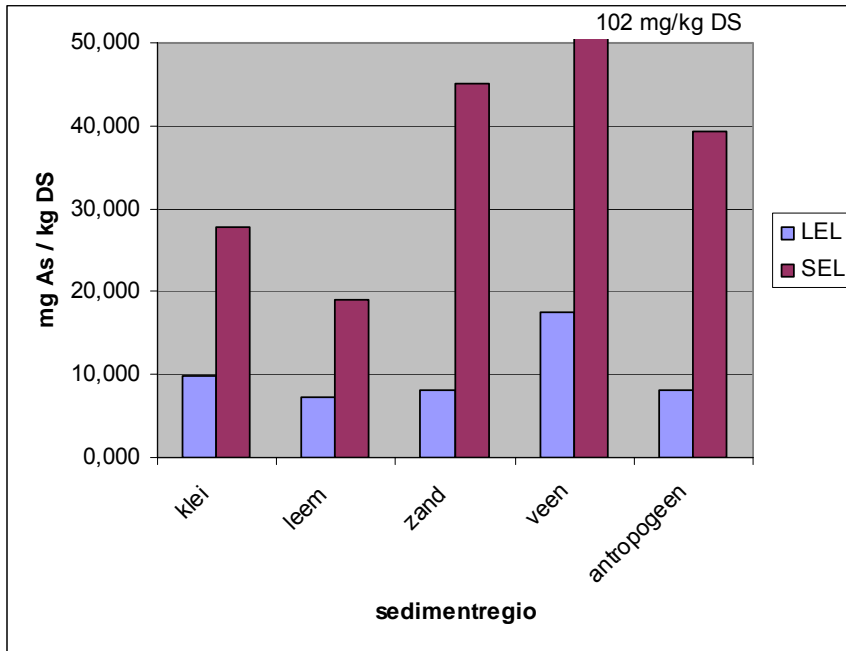
**Tabel 45:** LEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa die op minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	klei	Leem	zand	veen	antropogeen
<b>As</b>	11	8,1	16	27	11
<b>Cd</b>	0,71	0,76	0,94	1,8	1,6
<b>Cr</b>	41	31	16	16,	31
<b>Cu</b>	27	16	13	11	26
<b>Hg</b>	0,37	0,23	0,31	0,07	0,36
<b>Ni</b>	20	18	16	28	22
<b>Pb</b>	41	39	24	24	54
<b>Se</b>	4,8	4,2	2,2	-	4,3
<b>Sn</b>	3,7	2,0	1,8	-	5,3
<b>Zn</b>	198	138	154	199	266

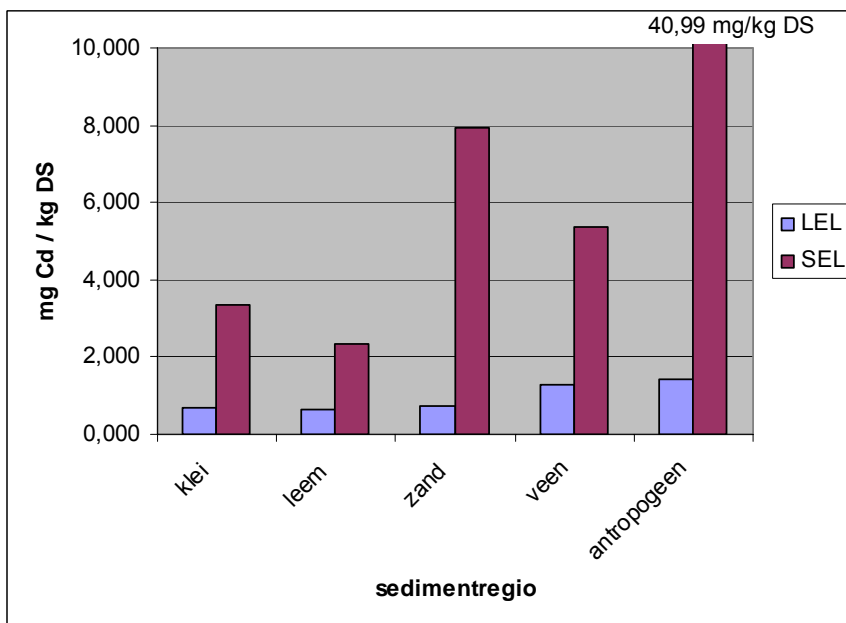
**Tabel 46:** SEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa die op minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	klei	leem	zand	veen	antropogeen
<b>As</b>	18	15	39	74	38
<b>Cd</b>	2,6	2,3	5,1	2,0	17
<b>Cr</b>	68	84	42	32	178
<b>Cu</b>	77	88	51	16	120
<b>Hg</b>	1,5	0,834	0,79	0,22	1,7
<b>Ni</b>	57	48	25	28	40
<b>Pb</b>	112	141	93	38	287
<b>Se</b>	6,7	6,9	4,8	-	6,7
<b>Sn</b>	7,8	7,6	9,7	-	15
<b>Zn</b>	487	613	774	222	1350

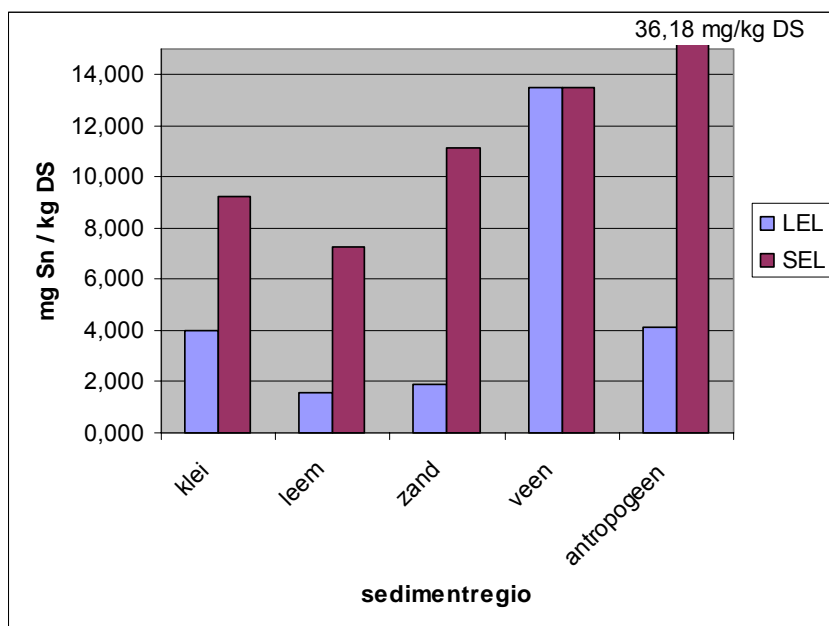
Ook bij "aantal 10" (Tabel 45-46) is er geen duidelijke relatie merkbaar tussen LEL/SEL en de sedimentregio's. De LEL waarden voor de verschillende sedimentregio's, berekend met "aantal 10" zijn wel iets hoger dan de waarden berekend met methode "aantal 5", de SEL waarden zijn lager. Aangezien het aantal meetpunten met veenbodem vrij laag was en Se en Sn op minder meetpunten gemeten zijn kon er bij "aantal 10" geen LEL of SEL waarde voor Se en Sn berekend worden.



Figuur 16: LEL en SEL van As berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa teruggevonden op minstens 5 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1 organisme.



Figuur 17: LEL en SEL van Cd berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa teruggevonden op minstens 5 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1 organisme.



Figuur 18: LEL en SEL van Sn berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa teruggevonden op minstens 5 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1 organisme.

- PAK's

Bij "aantal 5" (Tabel 47-48) hebben de meeste PAK's de laagste LEL en SEL waarde in de veen regio, de hoogste in regio antropogeen. Bij "aantal 10" (Tabel 49) zijn de LEL waarden het laagste bij zand, het hoogste bij antropogeen. De SEL waarden (Tabel 50) zijn het laagste bij de veen regio en het hoogste bij de regio antropogeen.

Tabel 47: LEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	klei	leem	zand	veen	antropogeen
Ant	0,01	0,10	0,09	0,08	0,06
B(b)Flu	0,14	0,13	0,13	0,08	0,25
B(ghi)Pe	0,15	0,10	0,09	0,06	0,20
B(k)Flu	0,06	0,06	0,05	0,04	0,12
Flu	0,25	0,23	0,13	0,11	0,62
IP	0,14	0,09	0,08	0,05	0,19
Acenaft	0,03	0,03	0,05	0,03	0,04
B(a)P	0,12	0,03	0,05	0,03	0,0004
Acenaftyl	0,02	0,01	0,02	0,01	0,21
B(a)A	0,10	0,10	0,06	0,06	0,22
B(e)P	0,32	0,23	0,09	0,22	0,35
Chr	0,12	0,13	0,09	0,07	0,28
dBz(ah)An	0,02	0,02	0,02	0,01	0,04
Fen	0,13	0,13	0,10	0,04	0,27
Fluoreen	0,02	0,02	0,02	0,01	0,03
Naft	0,06	0,06	0,06	0,04	0,06
Peryleen	0,07	0,06	0,04	0,15	0,09
Pyr	0,20	0,16	0,11	0,10	0,47

Tabel 48: SEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	klei	leem	zand	veen	antropogeen
<b>Ant</b>	0,30	1,1	0,67	0,26	0,37
<b>B(b)Flu</b>	0,77	1,1	0,80	0,28	1,2
<b>B(ghi)Pe</b>	0,57	0,82	0,62	0,21	0,81
<b>B(k)Flu</b>	0,39	0,52	0,36	0,13	0,52
<b>Flu</b>	1,7	1,6	1,3	0,37	2,3
<b>IP</b>	0,64	0,79	0,55	0,17	0,78
<b>Acenaft</b>	0,21	0,50	0,84	0,10	50
<b>B(a)P</b>	0,78	0,50	0,25	0,25	50
<b>Acenaftyl</b>	0,12	0,20	0,18	0,07	0,99
<b>B(a)A</b>	0,77	0,85	0,62	0,22	1,6
<b>B(e)P</b>	1,1	1,2	0,56	0,22	1,6
<b>Chr</b>	0,85	1,1	0,65	0,29	1,3
<b>dBz(ah)An</b>	0,11	0,16	0,10	0,03	0,28
<b>Fen</b>	1,8	1,1	0,73	0,33	2,0
<b>Fluoreen</b>	0,35	0,29	0,15	0,09	1,2
<b>Naft</b>	0,43	0,61	0,80	0,13	50
<b>Peryleen</b>	0,20	0,22	0,18	0,15	0,38
<b>Pyr</b>	1,3	1,1	0,97	0,33	1,0

Tabel 49: LEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa die op minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	klei	leem	zand	veen	antropogeen
<b>Ant</b>	0,03	0,19	0,07	0,12	0,07
<b>B(b)Flu</b>	0,16	0,23	0,10	0,15	0,44
<b>B(ghi)Pe</b>	0,16	0,17	0,07	0,10	0,34
<b>B(k)Flu</b>	0,07	0,11	0,03	0,07	0,22
<b>Flu</b>	0,30	0,42	0,14	0,27	0,75
<b>IP</b>	0,15	0,16	0,06	0,11	0,28
<b>Acenaft</b>	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
<b>B(a)P</b>	0,13	0,05	0,05	0,05	0,05
<b>Acenaftyl</b>	0,03	0,03	0,01	0,03	0,41
<b>B(a)A</b>	0,13	0,16	0,05	0,14	0,36
<b>B(e)P</b>	0,44	0,25	0,17	-	0,61
<b>Chr</b>	0,16	0,22	0,08	0,13	0,42
<b>dBz(ah)An</b>	0,02	0,03	0,01	0,02	0,06
<b>Fen</b>	0,30	0,21	0,11	0,20	0,34
<b>Fluoreen</b>	0,03	0,02	0,02	0,03	0,05
<b>Naft</b>	0,06	0,07	0,06	0,09	0,14
<b>Peryleen</b>	0,10	0,08	0,05	-	0,13
<b>Pyr</b>	0,24	0,30	0,09	0,19	0,61

**Tabel 50:** SEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa die op minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	klei	leem	zand	veen	antropogeen
<b>Ant</b>	0,24	1,1	0,30	0,14	0,37
<b>B(b)Flu</b>	0,71	1,1	0,31	0,16	1,1
<b>B(ghi)Pe</b>	0,54	0,79	0,24	0,11	0,81
<b>B(k)Flu</b>	0,35	0,51	0,14	0,07	0,53
<b>Flu</b>	1,5	1,6	0,71	0,29	2,3
<b>IP</b>	0,60	0,79	0,25	0,12	0,82
<b>Acenaft</b>	0,32	0,50	0,24	0,07	50
<b>B(a)P</b>	0,59	0,50	0,24	0,23	50
<b>Acenaftyl</b>	0,25	0,20	0,09	0,05	1,0
<b>B(a)A</b>	0,56	0,75	0,28	0,15	1,0
<b>B(e)P</b>	1,1	1,0	0,54	-	1,5
<b>Chr</b>	0,78	1,1	0,32	0,14	1,2
<b>dBz(ah)An</b>	0,11	0,15	0,05	0,03	0,17
<b>Fen</b>	0,90	0,94	0,49	0,28	1,4
<b>Fluoreen</b>	0,19	0,15	0,10	0,09	0,72
<b>Naft</b>	0,45	0,50	0,30	0,10	38
<b>Peryleen</b>	0,21	0,21	0,11	-	0,36
<b>Pyr</b>	0,95	1,1	0,54	0,21	1,6

- PCB's en OCP's

Het LEL (Tabel 51) is voor de meeste PCB's en OCP's het hoogste bij antropogeen of klei. Bij PCB 28, PCB 31, PCB 49 en PCB 52 werd voor de meeste regio's de vervangwaarde van de DL verkregen als resultaat. HCBz is slechts op 2 meetpunten met een veenbodem gemeten. Hierdoor kon geen LEL en SEL berekend worden voor HCBz in de veenregio. Het SEL (Tabel 52) was voor de meeste PCB's en OCP's het hoogste in de regio's klei, leem en antropogeen.

**Tabel 51:** LEL ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  DS) van PCB's en OCP's, berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	klei	leem	zand	veen	antropogeen
<b>PCB 101</b>	0,94	0,56	0,34	2,7	1,2
<b>PCB 118</b>	0,25	0,23	0,38	1,5	0,95
<b>PCB 138</b>	1,6	0,48	0,47	2,1	1,7
<b>PCB 153</b>	1,3	0,73	0,77	2,6	2,3
<b>PCB 170</b>	0,04	0,15	0,30	0,04	0,33
<b>PCB 180</b>	0,50	0,48	0,59	1,5	1,4
<b>PCB 28</b>	0,005	0,005	0,005	0,56	0,005
<b>PCB 31</b>	0,005	0,005	0,005	0,33	0,005
<b>PCB 49</b>	0,02	0,02	0,02	0,74	0,02
<b>PCB 52</b>	0,01	0,01	0,01	1,7	0,46
<b>44DDD</b>	0,84	0,18	0,01	0,41	0,10
<b>44DDE</b>	2,0	1,5	0,39	2,1	0,96
<b>HCBz</b>	0,0004	0,001	0,0004	-	0,001

Tabel 52: SEL ( $\mu\text{g}/\text{kg DS}$ ) van PCB's en OCP's, berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	klei	leem	zand	veen	antropogeen
PCB 101	11	5,0	5,4	7,4	14
PCB 118	5,1	3,6	2,7	2,9	9,3
PCB 138	11	7,4	8,8	17	12
PCB 153	15	8,8	13	28	17
PCB 170	5,8	2,9	3,2	12	5,2
PCB 180	10	6,4	9,5	32	11
PCB 28	4,2	26	1,2	0,90	9,2
PCB 31	3,7	26	0,59	0,66	8,2
PCB 49	3,5	8,9	0,84	0,97	6,0
PCB 52	4,23	12	1,8	2,2	8,7
44DDD	3,7	5,9	2,0	3,0	6,1
44DDE	5,8	11	2,7	3,0	8,2
HCBz	3,8	1,1	0,24	-	0,42

Tabel 53: LEL ( $\mu\text{g}/\text{kg DS}$ ) van PCB's en OCP's, berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa die op minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	klei	leem	zand	veen	antropogeen
PCB 101	1,4	1,1	0,85	-	1,5
PCB 118	1,5	0,82	0,57	-	1,0
PCB 138	3,0	2,8	0,99	-	1,9
PCB 153	3,2	3,8	1,2	-	2,5
PCB 170	1,2	1,1	0,55	-	0,83
PCB 180	2,7	3,0	1,0	-	1,99
PCB 28	0,05	0,005	0,06	-	0,005
PCB 31	0,05	0,005	0,005	-	0,005
PCB 49	0,18	0,18	0,02	-	0,02
PCB 52	0,13	0,28	0,14	-	0,78
44DDD	1,4	1,1	0,01	-	0,56
44DDE	2,8	4,1	0,68	-	1,7
HCBz	0,001	0,006	0,0005	-	0,003

Tabel 54: SEL ( $\mu\text{g}/\text{kg DS}$ ) van PCB's en OCP's, berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa die op minstens 10 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	klei	leem	zand	veen	antropogeen
<b>PCB 101</b>	8,7	5,9	4,8	-	17
<b>PCB 118</b>	4,6	4,2	2,8	-	11
<b>PCB 138</b>	10	8,1	8,6	-	12
<b>PCB 153</b>	13	9,8	12	-	17
<b>PCB 170</b>	5,2	3,0	3,0	-	5,5
<b>PCB 180</b>	10	7,2	9,0	-	11
<b>PCB 28</b>	4,2	3,3	0,87	-	9,1
<b>PCB 31</b>	3,7	1,4	0,72	-	8,2
<b>PCB 49</b>	4,3	4,4	0,90	-	5,8
<b>PCB 52</b>	4,7	5,7	2,0	-	10
<b>44DDD</b>	3,5	5,9	1,9	-	4,8
<b>44DDE</b>	6,3	9,7	2,6	-	6,5
<b>HCbz</b>	0,07	0,47	0,18	-	0,36

Aangezien voor de berekening van LEL en SEL voor de OCP's en PCB's de TRIADE metingen uit de dataset weggelaten zijn waren er te weinig meetpunten met veenbodem beschikbaar om LEL en SEL voor "aantal 10" te berekenen (Tabel 53-54).

Door de hogere oppervlakte/volume verhouding bij de kleinere korrelgrootte fracties werd algemeen een stijging verwacht in totale pollutanten gehalten van grove naar fijne sedimenten. Er werd bijgevolg verwacht dat LEL en SEL zouden toenemen met dalende korrelgrootte.

In de resultaten werd echter geen duidelijke trend vastgesteld. Een steekproef van 263 meetpunten toonde aan dat wanneer de punten ingedeeld worden volgens korrelgrootte van de sedimentstalen, slechts een derde van de meetpunten in dezelfde regio ingedeeld worden als wanneer ze ingedeeld worden volgens de bodemkaart (Tabel 55). Volgens de bodemkaart worden er slechts 31 van de 100 meetpunten met "leem" korrelgrootte daadwerkelijk in de leemregio ingedeeld. Van de 100 leem-metpunten worden er 47 ingedeeld in de antropogene regio (Tabel 56). Wanneer de antropogene meetpunten (havens en kanalen) uit de databank weggelaten zouden worden zou het % juist ingedeelde punten groter zijn. Om deze reden werd geopteerd om niet met de indeling volgens de bodemkaart te werken maar met het % klei in het sediment (zie hoofdstuk 3.1.5).



Tabel 55: indeling steekproef van 263 meetpunten in sedimenttypes volgens korrelgrootte en percentage van deze punten dat volgens de bodemkaart juist ingedeeld wordt

	<b>korrelgrootte</b>	<b>percentage juist ingedeeld</b>
<b>klei</b>	22	27,3%
<b>leem</b>	100	31%
<b>zand</b>	141	24,1%

Tabel 56: indeling van de 100 meetpunten met een “leem” korrelgrootte uit de steekproef volgens bodemkaart.

<b>indeling volgens bodemkaart</b>	<b>aantal meetpunten</b>
<b>klei</b>	18
<b>leem</b>	31
<b>zand</b>	3
<b>veen</b>	1
<b>onbekend</b>	47

### 3.1.5 Kwaliteitsdoelstellingen voor verschillende % klei in het sediment

Wanneer een bodem bestaat uit 30% klei wordt hij ingedeeld als kleibodem (Tabel 57). De meetpunten van de waterbodembank werden ingedeeld in 3 klassen volgens % klei in het sediment. Een percentage van 0-10% klei komt overeen met zandbodems, lemige zandbodems en lichte zandleembodems, 10-30% klei zijn zandleembodems en leembodems en meer dan 30% klei zijn kleibodems en zware klei. Voor de verschillende klassen werden LEL en SEL berekend, enkel gebruik makend van de “aantal 5” en “abundantie 1” methode.

Tabel 57: gemiddelde korrelgroottesamenstelling van de grondsoorten (Ameryckx et al., 1985)

<b>grondsoort</b>	<b>%zand</b>	<b>%leem</b>	<b>%klei</b>
zand	90	8	2
lemig zand	75	20	5
lichte zandleem	60	35	5
zandleem	30	60	10
leem	5	85	10
klei	35	35	30
zware klei	15	35	50

- Zware metalen

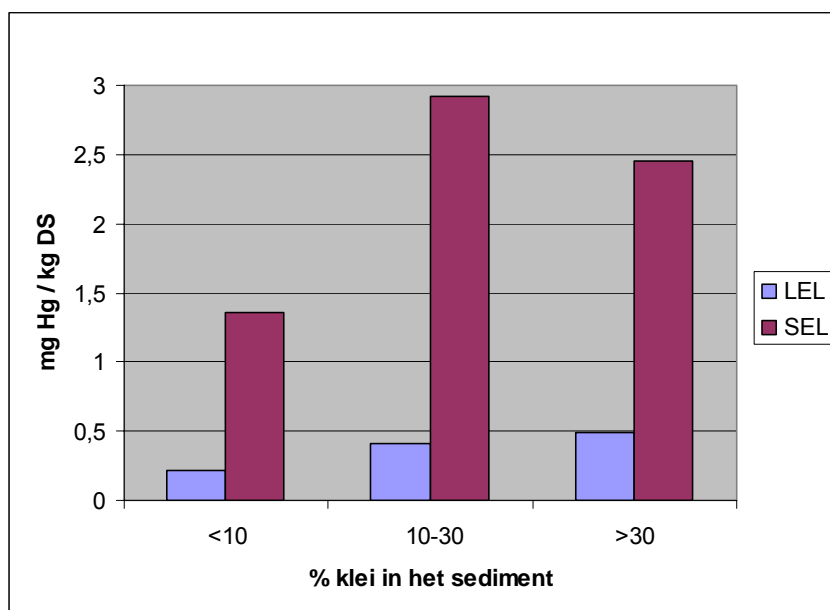
Met uitzondering van Cd en Sn stijgt LEL (Tabel 58) met toenemend % klei in het sediment. Bij het SEL (Tabel 59) is deze trend minder uitgesproken dan bij het LEL. De LEL en SEL waarden van Hg, Se en As zijn grafisch voorgesteld in respectievelijk Figuur 19, Figuur 20 en Figuur 21.

Tabel 58: LEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend voor verschillende % klei in het sediment met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

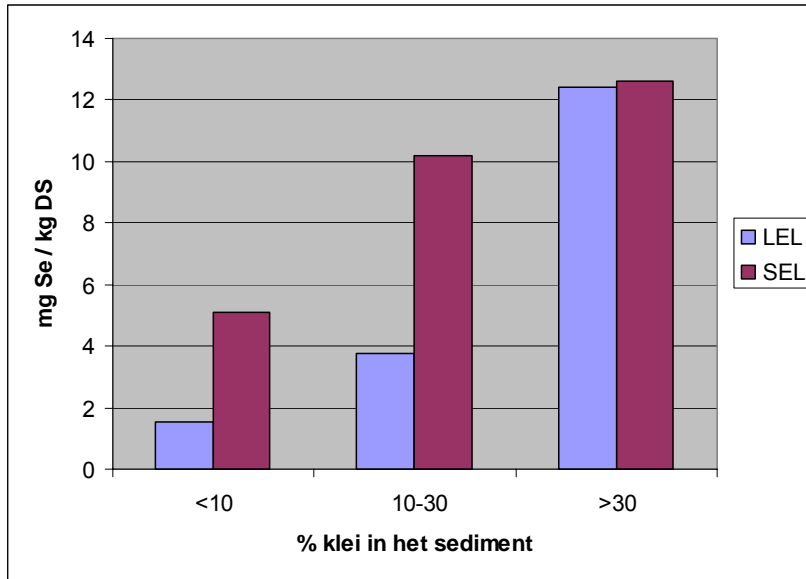
	<10%	10-30%	>30%
<b>As</b>	7,5	13	17
<b>Cd</b>	0,69	2,5	1,5
<b>Cr</b>	23	48	61
<b>Cu</b>	13	30	50
<b>Hg</b>	0,22	0,42	0,50
<b>Ni</b>	14	24	28
<b>Pb</b>	21	65	72
<b>Se</b>	1,6	3,8	12
<b>Sn</b>	2,0	1,6	17
<b>Zn</b>	134	320	368

Tabel 59: SEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend voor verschillende % klei in het sediment met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

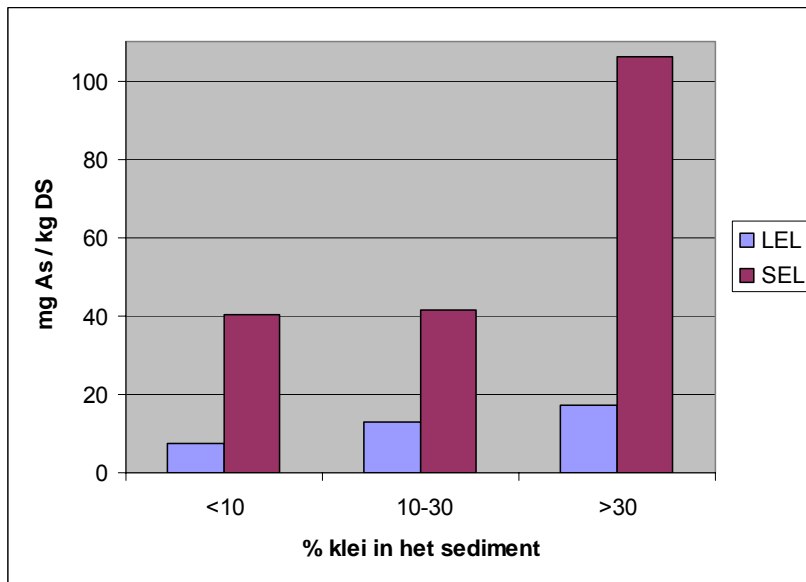
	<10%	10-30%	>30%
<b>As</b>	40	41	106
<b>Cd</b>	23	15	11
<b>Cr</b>	55	969	376
<b>Cu</b>	74	1760	205
<b>Hg</b>	1,4	2,9	2,5
<b>Ni</b>	44	160	45
<b>Pb</b>	159	764	346
<b>Se</b>	5,1	10	13
<b>Sn</b>	19	29	26
<b>Zn</b>	1190	3350	1620



Figuur 19: LEL en SEL van Sn berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa teruggevonden op minstens 5 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1 organisme.



Figuur 20: LEL en SEL van Se berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa teruggevonden op minstens 5 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1 organisme.



Figuur 21: LEL en SEL van As berekend voor de verschillende bodemregio's met 90p waarden van de taxa teruggevonden op minstens 5 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1 organisme.

- PAK's

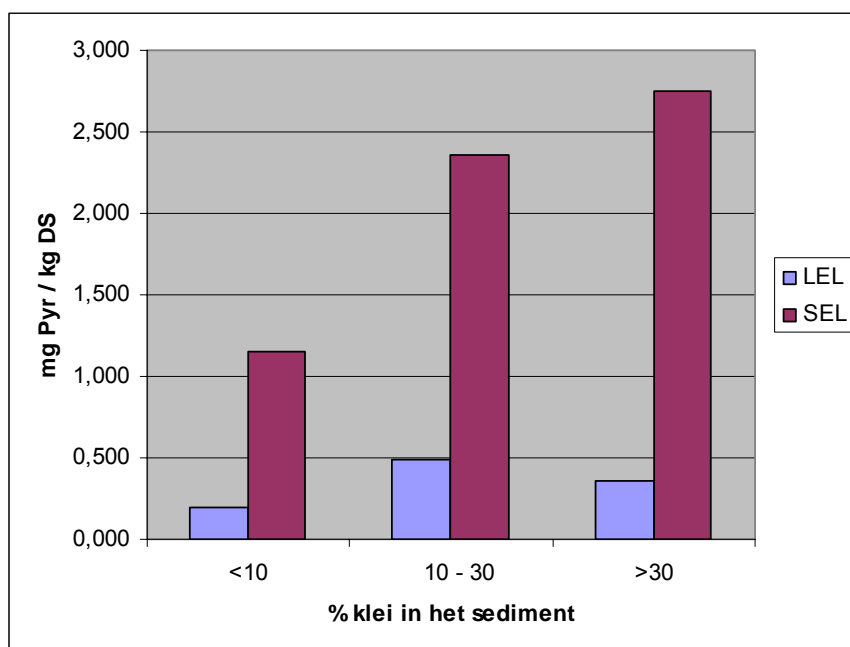
Bij de PAK's (Tabel 60) is LEL het laagste bij <10% klei en afwisselend het hoogste bij 10-30% en >30%. Bij het SEL (Tabel 61) is de trend wederom minder duidelijk als bij het LEL. Van de 1027 meetpunten waarvan het kleigehalte in het sediment bepaald is heeft meer dan de helft (693 punten) een percentage klei lager dan 10%, 288 meetpunten hebben een kleigehalte tussen 10% en 30% en slechts 46 punten hebben een kleigehalte boven de 30%. Op deze 46 meetpunten kwamen slechts 11 taxa op minstens 5 meetplaatsen voor. Indien meer meetpunten een hoog klei percentage gehad zouden hebben zouden LEL en SEL misschien duidelijker toenemen met stijgend % klei. Mogelijk zitten de meeste antropogene meetpunten in klasse 10-30% klei waardoor LEL en SEL bij 10-30% vaak hoger zijn dan bij >30% klei. De LEL en SEL waarden van Pyr zijn weergegeven in Figuur 22.

Tabel 60: LEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend voor verschillende % klei in het sediment met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	<10%	10 - 30%	>30%
<b>B(a)P</b>	0,15	0,27	0,21
<b>B(b)Flu</b>	0,16	0,34	0,28
<b>B(ghi)Pe</b>	0,12	0,25	0,20
<b>B(k)Flu</b>	0,08	0,16	0,12
<b>Flu</b>	0,27	0,49	0,40
<b>IP</b>	0,12	0,21	0,16
<b>Acenaft</b>	0,03	0,18	0,05
<b>Acenaftyl</b>	0,004	0,05	0,03
<b>Ant</b>	0,02	0,09	0,05
<b>B(a)A</b>	0,12	0,33	0,18
<b>B(e)P</b>	0,15	0,46	1,5
<b>Chr</b>	0,16	0,38	0,29
<b>dBz(ah)An</b>	0,02	0,05	0,04
<b>Fen</b>	0,14	0,45	0,34
<b>Fluoreen</b>	0,02	0,07	0,12
<b>Naft</b>	0,05	0,42	0,16
<b>Peryleen</b>	0,05	0,19	0,35
<b>Pyr</b>	0,20	0,49	0,36

Tabel 61: SEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend voor verschillende % klei in het sediment met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	<10%	10 - 30%	>30%
<b>B(a)P</b>	0,79	1,4	1,0
<b>B(b)Flu</b>	0,91	1,6	1,3
<b>B(ghi)Pe</b>	0,58	1,1	0,90
<b>B(k)Flu</b>	0,39	0,72	0,61
<b>Flu</b>	1,7	3,0	3,2
<b>IP</b>	0,56	1,1	0,91
<b>Acenaft</b>	1,4	31	0,38
<b>Acenaftyl</b>	0,53	21	0,26
<b>Ant</b>	0,28	0,40	0,57
<b>B(a)A</b>	0,77	1,6	1,3
<b>B(e)P</b>	1,1	2,2	2,0
<b>Chr</b>	0,88	1,7	1,8
<b>dBz(ah)An</b>	0,16	0,22	0,19
<b>Fen</b>	1,3	5,7	2,1
<b>Fluoreen</b>	0,34	2,4	0,71
<b>Naft</b>	0,95	30	0,68
<b>Peryleen</b>	0,19	0,45	0,37
<b>Pyr</b>	1,2	2,4	2,8



Figuur 22: LEL en SEL van Pyreen berekend voor de verschillende klei % met 90p waarden van de taxa teruggevonden op minstens 5 meetplaatsen aan abundanties van minstens 1 organisme.

- PCB's en OCP's

Aangezien de TRIADE-metpunten (495 punten van de 1034 unieke meetpunten) een andere meetnauwkeurigheid hebben voor PCB's en OCP's (1 µg/kg DS) zijn deze punten niet meegenomen bij het berekenen van LEL en SEL bij de PCB's en OCP's. Als gevolg hiervan zaten slechts 19 meetplaatsen in de klasse >30% klei. Slecht 4 taxa kwamen op minstens 5 van deze 19 meetpunten voor en bijgevolg zijn de LEL/SEL waarden voor deze klasse hoogstwaarschijnlijk statistisch niet relevant. Het LEL (Tabel 62) stijgt bij de meeste PCB's en OCP's met toenemend percentage klei. PCB 28, PCB 31, PCB 49 en PCB 52 verkregen de vervangwaarde van de DL als resultaat voor LEL. Ook SEL (Tabel 63) stijgt bij alle PCB's en OCP's met toenemend percentage klei.

**Tabel 62:** LEL (µg/kg DS) van PCB's en OCP's, berekend voor verschillende % klei in het sediment met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	<10%	10-30%	>30%
<b>PCB 101</b>	0,44	0,77	0,82
<b>PCB 118</b>	0,35	0,41	0,43
<b>PCB 138</b>	0,77	1,0	1,0
<b>PCB 153</b>	1,0	1,1	1,1
<b>PCB 170</b>	0,05	0,29	0,27
<b>PCB 180</b>	0,81	0,79	0,88
<b>PCB 28</b>	0,005	0,005	0,009
<b>PCB 31</b>	0,005	0,005	0,005
<b>PCB 49</b>	0,02	0,02	0,06
<b>PCB 52</b>	0,01	0,01	0,04
<b>44DDD</b>	0,01	0,59	4,4
<b>44DDE</b>	0,31	1,1	3,3
<b>HCBz</b>	0,0004	0,002	0,002

**Tabel 63:** SEL (µg/kg DS) van PCB's en OCP's, berekend voor verschillende % klei in het sediment met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	<10%	10-30%	>30%
<b>PCB 101</b>	7,3	17	29
<b>PCB 118</b>	5,2	11	18
<b>PCB 138</b>	9,2	16	25
<b>PCB 153</b>	12	18	25
<b>PCB 170</b>	4,2	5,8	6,8
<b>PCB 180</b>	8,5	13	15
<b>PCB 28</b>	3,8	7,0	7,9
<b>PCB 31</b>	3,7	6,7	9,3
<b>PCB 49</b>	2,7	4,9	8,6
<b>PCB 52</b>	5,5	10,	13
<b>44DDD</b>	4,8	5,9	17
<b>44DDE</b>	8	9	14
<b>HCBz</b>	0,58	1,3	2,4

- EOX en KWSap.

LEL en SEL (Tabel 64-65) zijn bij EOX en KWSap. het laagste bij <10% klei. De SEL waarden van 10-30% zijn hoger dan deze van >30%, hetzelfde geldt voor de LEL waarde van EOX.

Tabel 64: LEL van EOX (mg Cl/kg) en KWSap. (mg/kg DS), berekend voor verschillende % klei in het sediment met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	<10%	10-30%	>30%
<b>EOX</b>	2,9	22	17
<b>KWS ap.</b>	122,	371	2950

Tabel 65: SEL van EOX (mg Cl/kg) en KWSap. (mg/kg DS), berekend voor verschillende % klei in het sediment met 90p waarden van de taxa die op minstens 5 meetpunten teruggevonden zijn aan abundanties van minstens 1 organisme.

	<10%	10-30%	>30%
<b>EOX</b>	39	139	58
<b>KWS ap.</b>	712	3330	3190

### 3.2 Ecotoxicologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen (TEL/PEL)

Bij hoge gehalten waarbij geen ecotoxicologisch effect optrad waren de pollutanten mogelijk niet beschikbaar voor de getestte biota. Anderzijds kan aangezien met mengstalen gewerkt wordt een toxisch effect bij zeer lage gehalten te wijten zijn aan een andere stof dan de stof in kwestie die in hoge gehalten aanwezig was in het sedimentstaal. Om deze interfererende factoren uit de dataset te verwijderen werden 5 verschillende methoden getest (zie hoofdstuk 2.3). De bekomen resultaten werden vergeleken en de meest optimale methode werd geselecteerd als uiteindelijke methode om TEL en PEL met te berekenen. Enkel de resultaten van de ecotoxiciteitstest met *Hyalella azteca* werden hiervoor gebruikt. Ook de waarden van de 4 verschillende ecotoxiciteitstesten werden gebruikt om TEL en PEL te berekenen, enkel gebruik makend van methode 5, en ook deze resultaten werden met elkaar vergeleken. Voor As, Se, PCB 118 en HCBz konden geen TEL en PEL waarden berekend worden aangezien het gemiddelde van de “no effect” reeks hoger was dan het gemiddelde van de “effect” reeks en aldus geen verband tussen deze stoffen en de waargenomen toxiciteit kon aangetoond worden. Volgens Smith et al. (1996) is een minimum van 20 waarden in zowel de “effect” als de “no effect” reeks een vereiste om te komen tot goede TEL/PEL waarden. In deze studie werd aan deze vereiste niet telkens voldaan.

#### **3.2.1 Methode omzetting/weglaten data “effect” - “no effect” reeks**

- Zware metalen

TEL (Tabel 66) heeft bij de meeste metalen de hoogste waarde bij “methode 2”. De TEL waarden zijn het laagste bij “methode 1”.

Ook de PEL waarden van de zware metalen (Tabel 67) zijn het laagste bij “methode 1” en het hoogste bij “methode 2”.

Tabel 66: TEL (mg/kg DS) van zware metalen berekend volgens respectievelijk “methode 1”, “methode 2”, “methode 3”, “methode 4” en “methode 5” met de resultaten van *Hyalella*.

	methode 1	methode 2	methode 3	methode 4	methode 5
<b>As</b>	-	-	-	-	-
<b>Cd</b>	0,17	1,2	1,2	1,2	1,2
<b>Cr</b>	16	30	27	27	26
<b>Cu</b>	6,4	18	16	18	16
<b>Hg</b>	0,06	0,25	0,21	0,21	0,18
<b>Ni</b>	7,7	12	12	8,1	7,5
<b>Pb</b>	13	34	32	33	31
<b>Se</b>	-	-	-	-	-
<b>Sn</b>	0,39	1,9	1,2	0,85	0,85
<b>Zn</b>	73	169	151	167	163



Tabel 67: PEL (mg/kg DS) van zware metalen berekend volgens respectievelijk “methode 1”, “methode 2” en “methode 3”, “methode 4” en “methode 5” met de resultaten van Hyalella.

	methode 1	methode 2	methode 3	methode 4	methode 5
<b>As</b>	-	-	-	-	-
<b>Cd</b>	0,71	2,7	2,4	3,1	2,6
<b>Cr</b>	31	55	41	50	45
<b>Cu</b>	17	39	30	40	34
<b>Hg</b>	0,26	0,7	0,45	0,56	0,47
<b>Ni</b>	13	20	18	24	19
<b>Pb</b>	33	77	61	74	68
<b>Se</b>	-	-	-	-	-
<b>Sn</b>	1,2	5,9	3,2	4,4	3,3
<b>Zn</b>	154	359	271	344	305

- PAK's

Bij de PAK's is de TEL waarde (Tabel 68) het laagste bij “methode 1”, uitgezonderd voor B(e)P. “Methode 2” en “methode 3” hebben afwisselend de hoogste waarden.

Ook de PEL waarden (Tabel 69) zijn, uitgezonderd voor dBz(ah)An, het laagste bij “methode 1”. Afhankelijk van de stof die bekeken wordt wordt voor “methode 2” of “methode 3” de hoogste PEL waarde verkregen.

Tabel 68: TEL (mg/kg DS) van PAK's berekend volgens respectievelijk “methode 1”, “methode 2” en “methode 3”, “methode 4” en “methode 5” met de resultaten van Hyalella.

	methode 1	methode 2	methode 3	methode 4	methode 5
<b>Acenaft</b>	0,0004	0,18	0,05	0,04	0,04
<b>Acenaftyl</b>	0,0004	0,12	0,05	0,04	0,04
<b>Ant</b>	0,004	0,08	0,03	0,04	0,03
<b>B(a)A</b>	0,01	0,17	0,11	0,12	0,12
<b>B(a)P</b>	0,02	0,05	0,12	0,12	0,12
<b>B(b)Flu</b>	0,03	0,05	0,13	0,15	0,14
<b>B(e)P</b>	0,04	0,03	0,16	0,17	0,17
<b>B(ghi)Pe</b>	0,02	0,04	0,10	0,10	0,10
<b>B(k)Flu</b>	0,01	0,13	0,07	0,07	0,07
<b>Chr</b>	0,02	0,27	0,15	0,16	0,16
<b>dBz(ah)An</b>	0,004	0,31	0,03	0,02	0,02
<b>Fen</b>	0,03	0,09	0,22	0,20	0,20
<b>Flu</b>	0,04	0,13	0,28	0,30	0,30
<b>Fluoreen</b>	0,006	0,12	0,08	0,06	0,06
<b>IP</b>	0,02	0,17	0,10	0,10	0,10
<b>Naft</b>	0,003	0,50	0,50	0,33	0,32
<b>Peryleen</b>	0,02	0,06	0,05	0,06	0,05
<b>Pyr</b>	0,03	0,25	0,21	0,23	0,23

Tabel 69: PEL (mg/kg DS) van PAK's berekend volgens respectievelijk "methode 1", "methode 2" en "methode 3", "methode 4" en "methode 5" met de resultaten van Hyalella.

	methode 1	methode 2	methode 3	methode 4	methode 5
Acenaft	0,10	1,6	0,28	2,2	1,6
Acenaftyl	0,13	1,3	0,33	1,6	1,6
Ant	0,09	0,17	0,24	0,12	0,12
B(a)A	0,06	0,43	0,16	0,40	0,40
B(a)P	0,23	0,41	0,65	0,43	0,40
B(b)Flu	0,09	0,49	0,24	0,46	0,44
B(e)P	0,01	0,69	2,5	0,49	0,48
B(ghi)Pe	0,004	0,36	1,6	0,31	0,30
B(k)Flu	0,03	0,24	0,09	0,23	0,23
Chr	0,09	0,54	0,28	0,49	0,48
dBz(ah)An	0,15	0,08	0,39	0,07	0,07
Fen	0,13	0,83	0,35	0,58	0,56
Flu	0,02	0,87	0,06	0,88	0,88
Fluoreen	0,16	0,60	0,52	0,25	0,24
IP	0,04	0,37	0,28	0,32	0,31
Naft	0,07	2,7	3,8	4,4	2,8
Peryleen	0,05	0,14	0,11	0,14	0,13
Pyr	0,18	0,75	0,51	0,69	0,69

- PCB's en OCP's

PCB 101, PCB 28 en 44DDD hebben de DL vervangwaarde als TEL bij "methode 1". Voor de meeste PCB's en OCP's is net als bij de zware metalen en PAK's het TEL het laagste bij "methode 1". PCB 28 en 44DDD hebben ook als PEL de DL vervangwaarde als bekomen resultaat voor "methode 1".

Tabel 70: TEL ( $\mu\text{g}/\text{kg DS}$ ) van PCB's en OCP's berekend volgens respectievelijk "methode 1", "methode 2" en "methode 3", "methode 4" en "methode 5" met de resultaten van Hyalella.

	methode 1	methode 2	methode 3	methode 4	methode 5
PCB 101	0,03	1,7	1,6	1,2	0,41
PCB 118	-	-	-	-	-
PCB 138	0,07	2,0	1,9	1,4	1,2
PCB 153	0,10	2,8	2,6	2,1	1,8
PCB 170	0,04	0,36	0,30	0,30	0,30
PCB 180	0,06	1,9	1,4	0,07	0,07
PCB 28	0,005	0,11	0,07	0,07	0,07
PCB 31	0,11	0,11	0,06	0,06	0,06
PCB 49	0,25	0,25	0,17	0,17	0,17
PCB 52	0,23	0,23	0,18	0,18	0,18
44DDD	0,01	0,13	0,12	0,12	0,12
44DDE	0,03	0,29	0,24	0,23	0,23
HCBz	-	-	-	-	-

Tabel 71: PEL ( $\mu\text{g}/\text{kg DS}$ ) van PCB's en OCP's berekend volgens respectievelijk "methode 1", "methode 2" en "methode 3", "methode 4" en "methode 5" met de resultaten van Hyalella.

	methode 1	methode 2	methode 3	methode 4	methode 5
PCB 101	1,5	5,9	5,3	6,6	4,7
PCB 118	-	-	-	-	-
PCB 138	1,6	5,4	5,4	6,1	4,3
PCB 153	2,4	7,6	6,8	8,0	6,0
PCB 170	0,40	3,7	1,8	2,0	1,4
PCB 180	1,5	5,2	4,5	1,9	1,6
PCB 28	0,005	1,7	0,14	0,14	0,14
PCB 31	1,2	1,2	0,13	0,25	0,25
PCB 49	2,3	2,3	1,2	1,2	0,92
PCB 52	3,4	3,4	2,8	2,6	2,2
44DDD	0,01	1,2	0,19	1,9	1,3
44DDE	0,58	2,7	2,3	3,2	2,2
HCBz	-	-	-	-	-

- Keuze methode

Bij hoge gehalten waarbij geen ecotoxicologisch effect optrad waren de pollutanten mogelijk niet beschikbaar voor de geteste biota. Anderzijds kan aangezien met mengstalen gewerkt wordt een toxisch effect bij zeer lage gehalten te wijten zijn aan een andere stof dan de stof in kwestie. Er wordt wel van uitgegaan dat de lage "effect" waarden te wijten zijn aan andere stoffen dan de stof in kwestie maar dit kan niet bewezen worden. Hetzelfde geldt voor de hoge "no effect" waarden die niet biobeschikbaar zouden zijn. Daardoor mogen de waarden wel weggelaten worden maar geenszins verplaatst worden tussen beide reeksen. Hierdoor werd geopteerd te werken met "methode" 5 als definitieve werkwijze. Ook MacDonald et al. (2003) opteerden om deze data weg te laten uit de verdere berekeningen.

### 3.2.2 Vergelijking ecotoxiciteitstesten

Er werden 4 ecotoxiciteitstesten uitgevoerd door de VMM: een 72u groei-inhibitietest met *Raphidocelis subcapitata* (= *Selenastrum. capricornutum*) en een 24u acute mortaliteitstest met *Thamnocephalus platyurus* op het poriënwater, een acute sedimentcontacttest met *Hyalella azteca* (10 dagen) en een 2<sup>e</sup> sediment ecotoxiciteitstest met *Heterocypris incongruens* ("Ostracod" test).

Met de resultaten van elke test werden volgens "methode 5" TEL en PEL berekend. Vervolgens werden de bekomen waarden vergeleken en werd wederom de optimale methode geselecteerd.

- Zware metalen

De test waarbij de laagste TEL waarden verkregen werd, hangt af van de stof die bekeken werd (Tabel 72). Hyalella en Ostracod hebben het vaakst de laagste waarde, Selenastrum en Ostracod de hoogste. Ook de PEL waarden (Tabel 73) zijn voor de meeste metalen het hoogste bij Selenastrum en Ostracod en het laagste bij Hyalella.

Tabel 72: TEL (mg/kg DS) van zware metalen berekend volgens "methode 5" met de resultaten van respectievelijk Hyalella, Thamnocephalus, Selenastrum en Ostracod.

	Hyalella	Thamno	Selenas	Ostracod
<b>As</b>	-	8,3	8,3	7,2
<b>Cd</b>	1,2	1,1	-	0,78
<b>Cr</b>	26	31	36	26
<b>Cu</b>	16	21	22	19
<b>Hg</b>	0,18	0,26	0,29	0,18
<b>Ni</b>	7,5	13	12	15
<b>Pb</b>	31	36	40	30
<b>Se</b>	-	1,1	0,83	2,1
<b>Sn</b>	0,85	2,0	0,66	0,90
<b>Zn</b>	163	176	-	128

Tabel 73: PEL (mg/kg DS) van zware metalen berekend volgens "methode 5" met de resultaten van respectievelijk Hyalella, Thamnocephalus, Selenastrum en Ostracod.

	Hyalella	Thamno	Selenas	Ostracod
<b>As</b>	-	14	14	13
<b>Cd</b>	2,6	2,4	-	1,5
<b>Cr</b>	45	52	56	50
<b>Cu</b>	34	40	44	43
<b>Hg</b>	0,47	0,68	0,76	0,44
<b>Ni</b>	19	19	18	22
<b>Pb</b>	68	69	75	56
<b>Se</b>	-	3,1	1,6	3,8
<b>Sn</b>	3,3	4,5	3,0	2,9
<b>Zn</b>	305	317	-	274

- PAK's

De PAK's hebben met enkele uitzonderingen de laagste TEL en PEL waarden bij Hyalella en de hoogste bij de Ostracod test (Tabel 74-75).

Tabel 74: TEL (mg/kg DS) van PAK's berekend volgens "methode 5" met de resultaten van respectievelijk Hyalella, Thamnocephalus, Selenastrum en Ostracod.

	Hyalella	Thamno	Selenas	Ostracod
Acenaft	0,04	0,50	0,50	0,01
Acenaftyl	0,04	0,50	-	0,003
Ant	0,03	0,03	0,07	0,04
B(a)A	0,12	0,12	0,26	0,12
B(a)P	0,12	0,13	0,28	0,05
B(b)Flu	0,14	0,15	0,31	0,26
B(e)P	0,17	0,27	-	0,21
B(ghi)Pe	0,10	0,11	-	0,11
B(k)Flu	0,07	0,07	0,14	0,07
Chr	0,16	0,15	0,30	0,17
dBz(ah)An	0,02	0,03	0,05	0,02
Fen	0,20	0,14	0,40	0,36
Flu	0,30	0,28	0,64	0,33
Fluoreen	0,06	0,02	0,11	0,09
IP	0,10	0,11	0,21	0,11
Naft	0,32	0,49	-	0,06
Peryleen	0,05	0,05	-	0,07
Pyr	0,23	0,19	0,43	0,24

Tabel 75: PEL (mg/kg DS) van PAK's berekend volgens "methode 5" met de resultaten van respectievelijk Hyalella, Thamnocephalus, Selenastrum en Ostracod.

	Hyalella	Thamno	Selenas	Ostracod
Acenaft	1,6	2,0	2,9	0,29
Acenaftyl	1,6	1,6	-	0,004
Ant	0,12	0,11	0,28	0,13
B(a)A	0,40	0,40	0,64	0,37
B(a)P	0,40	0,40	0,60	0,19
B(b)Flu	0,44	0,43	0,70	0,61
B(e)P	0,48	0,78	-	0,58
B(ghi)Pe	0,30	0,30	-	0,29
B(k)Flu	0,23	0,21	0,32	0,19
Chr	0,48	0,45	0,71	0,50
dBz(ah)An	0,07	0,08	0,11	0,06
Fen	0,56	0,51	1,3	1,0
Flu	0,88	0,91	1,6	1,0
Fluoreen	0,24	0,09	0,46	0,36
IP	0,31	0,32	0,48	0,28
Naft	2,8	1,6	-	0,82
Peryleen	0,13	0,13	-	0,14
Pyr	0,69	0,66	1,2	0,69

- PCB's en OCP's

De TEL en PEL waarden berekend voor de PCB's en OCP's (Tabel 76-77) hebben op enkele uitzonderingen na de laagste waarden bij de Hyalella test. De waarden zijn afwisselend het hoogste bij Ostracod, Selenastrum en Thamnocephalus.

Tabel 76: TEL ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  DS) van PCB's berekend volgens "methode 5" met de resultaten van respectievelijk Hyalella, Thamnocephalus, Selenastrum en Ostracod.

	Hyalella	Thamno	Selenas	Ostracod
<b>PCB 101</b>	0,41	1,6	0,11	1,5
<b>PCB 118</b>	-	-	1,0	0,97
<b>PCB 138</b>	1,2	1,7	1,9	1,7
<b>PCB 153</b>	1,8	2,5	3,0	1,8
<b>PCB 170</b>	0,30	0,36	0,61	-
<b>PCB 180</b>	0,07	1,4	12,0	1,0
<b>PCB 28</b>	0,07	0,10	0,12	0,005
<b>PCB 31</b>	0,06	0,10	0,11	0,09
<b>PCB 49</b>	0,17	0,23	0,69	-
<b>PCB 52</b>	0,18	0,24	1,1	-
<b>44DDD</b>	0,12	0,16	-	0,15
<b>44DDE</b>	0,24	0,26	-	0,33
<b>HCBz</b>	-	-	-	-

Tabel 77: PEL ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  DS) van PCB's berekend volgens "methode 5" met de resultaten van respectievelijk Hyalella, Thamnocephalus, Selenastrum en Ostracod.

	Hyalella	Thamno	Selenas	Ostracod
<b>PCB 101</b>	4,7	6,0	0,24	6,3
<b>PCB 118</b>	-	-	3,7	4,3
<b>PCB 138</b>	4,4	6,0	6,0	5,3
<b>PCB 153</b>	6,0	8,2	8,6	6,3
<b>PCB 170</b>	1,4	2,4	2,3	-
<b>PCB 180</b>	1,6	5,8	6,3	4,1
<b>PCB 28</b>	0,14	2,8	3,0	0,005
<b>PCB 31</b>	0,25	2,9	2,9	0,21
<b>PCB 49</b>	0,92	2,5	2,6	-
<b>PCB 52</b>	2,2	3,9	3,6	-
<b>44DDD</b>	1,2	1,3	-	0,19
<b>44DDE</b>	2,2	2,7	-	1,4
<b>HCBz</b>	-	-	-	-

- EOX en KWSap.

Tabel 78: TEL en PEL (mg/kg DS) van EOX en KWS ap., berekend volgens “methode 5” met de resultaten van Hyalella

	TEL	PEL
EOX	2,0	4,8
KWS ap.	161	392

- Keuze methode

In de ecotoxiciteitstesten met *Thamnocephalus* en *Selenastrum* werden de testorganismen blootgesteld aan het poriewater. In de testen met *Ostracod* en *Hyalella* werden de organismen blootgesteld aan het sediment. De gehalten aan polluenten zijn echter enkel gemeten in het sediment. Bij de poriewatertesten zijn de gehalten waaraan de organismen blootgesteld zijn gelijk gesteld aan de gehalten gemeten in het sediment. Hoewel er een evenwicht tussen beide gehalten bestaat zijn de poriewatergehalten hoogstwaarschijnlijk lager dan de sedimentgehalten aangezien polluenten sterker gebonden zijn aan de vaste fase.

Aangezien van de 2 vaste fase testen de *Ostracod* test op een kleiner aantal meetplaatsen uitgevoerd is wordt geopteerd om de TEL/PEL waarden berekend met de resultaten van de *Hyalella* test te gebruiken. Bij de *Hyalella* resultaten waren TEL/PEL bij vele polluenten het laagste waardoor deze test ook de strengste waarden oplevert.

### 3.2.3 Kwaliteitsdoelstellingen voor verschillende % klei in het sediment

Net als voor LEL en SEL werden ook de TEL/PEL berekeningen herhaald, rekening houdend met het % klei in het sediment. Voor de berekeningen werden enkel de resultaten van de *Hyalella* test gebruikt volgens “methode 5”.

- Metalen

De TEL/PEL waarden van zware metalen zijn in klasse 10-30% hoger dan voor klasse <10%. Voor klasse >30% waren weinig data beschikbaar waardoor de waarden meestal lager zijn dan die van klasse 10-30%

Tabel 79: TEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend voor verschillende %klei in het sediment

	<10%	10-30%	>30%
<b>As</b>	-	13	18
<b>Cd</b>	1,1	1,9	0,90
<b>Cr</b>	19	51	60
<b>Cu</b>	12	33	37
<b>Hg</b>	0,16	0,34	0,23
<b>Ni</b>	10	18	25
<b>Pb</b>	24	55	43
<b>Se</b>	-	-	7,4
<b>Sn</b>	0,85	1,1	0,57
<b>Zn</b>	126	220	244

Tabel 80: PEL (mg/kg DS) van zware metalen, berekend voor verschillende %klei in het sediment

	<10%	10-30%	>30%
As	-	18	19
Cd	1,9	4,2	1,5
Cr	31	78	90
Cu	23	60	55
Hg	0,40	0,8	0,40
Ni	15	26	30
Pb	45	106	56
Se	-	-	9,0
Sn	2,0	4,5	0,90
Zn	229	429	326

- PAK's

Tabel 81: TEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend voor verschillende %klei in het sediment

	<10%	10 - 30%	>30%
Acenaft	0,05	0,05	0,16
Acenaftyl	0,05	0,11	0,004
Ant	0,03	0,07	0,07
B(a)A	0,07	0,26	0,15
B(a)P	0,08	0,26	0,15
B(b)Flu	0,09	0,34	0,22
B(e)P	0,11	0,34	0,61
B(ghi)Pe	0,06	0,22	0,13
B(k)Flu	0,04	0,14	0,45
Chr	0,09	0,32	0,28
dBz(ah)An	0,02	0,06	0,05
Fen	0,10	0,50	0,20
Flu	0,15	0,62	0,29
Fluoreen	0,03	0,13	0,04
IP	0,07	0,22	0,14
Naft	0,26	0,43	0,02
Peryleen	0,03	0,11	0,17
Pyr	0,13	0,53	0,30



Tabel 82: PEL (mg/kg DS) van PAK's, berekend voor verschillende %klei in het sediment

	<10%	10 - 30%	>30%
Acenaft	1,6	5,0	0,03
Acenaftyl	1,6	1,6	0,03
Ant	0,08	0,20	0,16
B(a)A	0,26	0,60	0,46
B(a)P	0,26	0,56	0,31
B(b)Flu	0,31	0,72	0,42
B(e)P	0,31	1,1	1,1
B(ghi)Pe	0,20	0,49	0,29
B(k)Flu	0,15	0,33	0,19
Chr	0,30	0,74	0,73
dBz(ah)An	0,05	0,12	0,11
Fen	0,30	1,0	0,53
Flu	0,53	1,5	0,93
Fluoreen	0,32	0,52	0,09
IP	0,22	0,53	0,31
Naft	2,0	4,8	0,14
Peryleen	0,05	0,23	0,24
Pyr	0,41	1,3	1,1

Ook bij de PAK's stijgen de TEL en PEL waarden van klasse <10% naar klasse 10-30%. De waarden van klasse >30% zijn op enkele uitzonderingen na lager dan de waarden berekend voor klasse 10-30%.

- PCB's en OCP's

Net als bij de LEL/SEL berekeningen (zie Hoofdstuk 3.1.5) waren er voor de TEL/PEL van de PCB's en OCP's door het weglaten van de TRIADE-meetpunten te weinig data beschikbaar voor de >30% klei klasse waardoor deze waarden niet betrouwbaar zijn. In klasse >30% klei bevonden zich slechts 4 meetpunten in de "no effect" reeks en 9 meetpunten in de "effect" reeks, waarvan er 2 weggelaten worden wegens lager gehalte dan het gemiddelde van de "no effect" reeks. Bij PCB 28 en PCB 49 waren er tevens te weinig gegevens in de "effect" reeks bij klasse 10-30% klei. Bij PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 170, PCB 52 en HCBz was het gemiddelde van de "effect" reeks van <10% klei lager dan het gemiddelde van de "no effect" reeks waardoor geen waarden berekend konden worden. Hetzelfde geldt voor HCBz bij klasse 10-30%.

Bij de OCP's en enkele PCB's stijgen de TEL/PEL waarden duidelijk bij toenemend % klei. Bij sommige PCB's zijn net als bij de zware metalen en de PAK's de waarden voor klasse >30% lager dan de waarden voor klasse 10-30%.

Tabel 83: TEL ( $\mu\text{g}/\text{kg DS}$ ) van PCB's en OCP's, berekend voor verschillende % klei in het sediment

	<10%	10-30%	>30%
<b>PCB 101</b>	-	0,33	2,8
<b>PCB 118</b>	-	0,28	1,3
<b>PCB 138</b>	-	0,39	0,54
<b>PCB 153</b>	0,11	0,46	4,4
<b>PCB 170</b>	-	0,31	0,33
<b>PCB 180</b>	1,0	0,35	0,48
<b>PCB 28</b>	0,07	0,23	0,16
<b>PCB 31</b>	0,06	0,06	0,005
<b>PCB 49</b>	0,17	0,48	0,34
<b>PCB 52</b>	-	0,16	0,24
<b>44DDD</b>	0,10	0,18	0,23
<b>44DDE</b>	0,23	0,27	4,8
<b>HCBz</b>	-	-	0,002

Tabel 84: PEL ( $\mu\text{g}/\text{kg DS}$ ) van PCB's en OCP's, berekend voor verschillende % klei in het sediment

	<10%	10-30%	>30%
<b>PCB 101</b>	-	4,5	6,9
<b>PCB 118</b>	-	3,4	3,7
<b>PCB 138</b>	-	4,8	1,9
<b>PCB 153</b>	0,23	6,5	3,1
<b>PCB 170</b>	-	0,88	0,78
<b>PCB 180</b>	3,7	4,4	1,0
<b>PCB 28</b>	0,11	0,29	0,23
<b>PCB 31</b>	0,11	0,15	0,17
<b>PCB 49</b>	0,72	2,3	2,1
<b>PCB 52</b>	-	2,9	2,5
<b>44DDD</b>	0,94	2,5	3,2
<b>44DDE</b>	1,5	3,3	6,2
<b>HCBz</b>	-	-	0,009

- EOX en KWSap.

Bij KWSap. stijgt zowel TEL als PEL met toenemend % klei in het sediment, bij EOX stijgt enkel TEL. De PEL waarde van EOX voor klasse 10-30% klei is hoger dan de waarde berekend voor >30%.

Tabel 85: TEL van EOX ( $\text{mg Cl}/\text{kg}$ ) en KWSap. ( $\text{mg}/\text{kg DS}$ ), berekend voor verschillende % klei in het sediment

	<10%	10-30%	>30%
<b>EOX</b>	1,7	3,1	3,6
<b>KWS ap.</b>	98	289	524

Tabel 86: PEL van EOX ( $\text{mg Cl}/\text{kg}$ ) en KWSap. ( $\text{mg}/\text{kg DS}$ ), berekend voor verschillende % klei in het sediment

	<10%	10-30%	>30%
<b>EOX</b>	3,9	7,2	4,9
<b>KWS ap.</b>	185	581	895

## 4. Conclusie

De TRIADE-referentiewaarden, en tevens vele andere internationale kwelheidsdoelstellingen, bezitten geen waarden voor individuele PCB's, OCP's en PAK's. Voor deze stoffen bestaat enkel een somparameter. Bovendien zijn deze TRIADE-referentiewaarden net als sommige andere gebruikte kwaliteitsnormen niet of nauwelijks ecologisch of ecotoxicologisch onderbouwd. Onderbouwing van kwaliteitsdoelstellingen kan gebeuren op basis van ecotoxicologische gegevens (European Chemicals Bureau, 2004) of op basis van de in situ voorkomende organismen. Het doel van dit project was het ontwikkelen van een zowel ecologisch als ecotoxicologisch onderbouwde methode om te komen tot kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems in Vlaanderen. Voor de berekening van LEL en SEL werd door MacDonald et al. (1992) uitgegaan van een minimum aan biologische data beschikbaar voor 20 taxa en chemische data beschikbaar voor sedimenten van 10-20 meetpunten. In deze studie zijn meerdere variaties op de bestaande methodiek van MacDonald et al (2003) getest om zo een optimale methode te bekomen. De uiteindelijke keuze houdt in te werken met de 90 percentielwaarde, "aantal 5" en "abundantie 1" voor de berekening van LEL en SEL en de resultaten van de Hyalella test volgens "methode 5" voor de berekening van TEL en PEL.

Uit Rapportdeel 'Ontwikkeling van ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems – suggestie richting kwaliteitsdoelstellingen' blijkt dat de waarden, berekend met de uiteindelijk geselecteerde methode, als degelijk onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor de Vlaamse sedimenten, al dan niet rekening houden met het % klei, voorgesteld kunnen worden en aldus in dit rapportdeel een gepaste methodiek ontwikkeld werd.



## Referenties

Anonymous. (2002). Basisdocument tienjarensceenario waterbodems, AKWA rapportnummer 01.014

Ameryckx J., Verheye W. & Vermeire R. (1985). Bodemkunde. Universiteit Gent, Gent, 255p.

Bierkens J., Cornelis C., De Fré R., De Nocker L., Mensink C., Schoeters G., Seuntjens P., Van Rompaey H., Weltens R., Witters H., Wouters G. & de Deckere E. (2003a). Aanreiken van een gemeenschappelijke basis voor eenvormige milieukwaliteitsnormen voor de drie compartimenten bodem, water (grond- en oppervlaktewater) en lucht eindrapport – draaiboek. Vito. In opdracht van Aminal.

Bierkens J., Cornelis C., De Fré R., De Nocker L., Mensink C., Schoeters G., Seuntjens P., Van Rompaey H., Weltens R., Witters H., Wouters G. & de Deckere E. (2003b). Aanreiken van een gemeenschappelijke basis voor eenvormige milieukwaliteitsnormen voor de drie compartimenten bodem, water (grond- en oppervlaktewater) en lucht knelpuntennota's. Vito. In opdracht van Aminal.

Crommentuijn T., Sijm D., de Bruijn J., van Leeuwen K. & van de Plassche E. (2000). Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. *Journal of environmental Management* 58, 297-312.

De Pauw N. & Heylen S. (2001). Biotic index for sediment quality assessment of watercourses in Flanders, Belgium. *Aq. Ecology* 35: 121-131.

De Pauw, N. & Vannevel, R. (1991). Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Stichting Leefmilieu, Antwerpen

de Deckere, E., De Cooman, W., Florus, M. & devroede-Vanderlinden, M.P. (2000) Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen volgens TRIADE. Ministerie van de Vlaamse gemeenschap.

European Chemicals Bureau (2004). Methods for the Determination of Ecotoxicity. Annex V to Directive 67/548/EEC part C

Helsel, D. R. (2004). Nondetects and data analysis: statistics for censored environmental data. Statistics in practice. John Wiley & Sons, Inc. Chichester, England.

MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., Smorong, D. E. , Lindskoog, R. A., Sloane, G. & Biernacki, T. (2003). Development and Evaluation of Numerical Sediment Quality Assessment Guidelines for Florida Inland waters. Florida Department of Environmental Protection, Florida

MacDonald D.D., Smith S.L., Wong M.P. & Mudroch P. (1992). The Development of Canadian Marine Environmental Quality Guidelines, Marine Environmental Quality series N°1, Ecosystem sciences and evaluation directorate, Eco-Health Branch, Ottawa, Ontario.

Normen voor Waterbeheer. (2000). Achtergronddocument NW4, CIW

OVAM (2004). VLAREBO gecoördineerde versie. ([www.ovam.be](http://www.ovam.be))

Smith S.L., MacDonald D.D, Keenleyside K.A. & Gaudet C.L. (1996). The Development and Implementation of Canadian Sediment Quality Guidelines. *Development and Progress in Sediment Quality Assessment, Academic Publishing, Amsterdam.*

Vlaamse Milieumaatschappij (2002a). Waterbodempkwaliteit 2000. VMM, Aalst.

Vlaamse Milieumaatschappij (2002b). Waterbodempkwaliteit 2001. VMM, Aalst.

Vlaamse Milieumaatschappij (2003). Waterbodempkwaliteit 2002. VMM, Aalst.

Vlaamse Milieumaatschappij (2004). Waterbodempkwaliteit 2003. VMM, Aalst.

Vlaamse Milieumaatschappij (2005). Water- & waterbodempkwaliteit. Lozingen in het water. VMM, Aalst.

Zwolsman G. (1999). Geochemistry of trace metals in the Scheldt Estuary. Universiteit Utrecht, Faculteit aardwetenschappen.

## Bijlagen

### **Bijlage 1: Determinatieniveau van benthische invertebraten gebruikt in de BSI**

(De Pauw & Heylen, 2001)

Taxa	Determinatieniveau BWI
Plathelminthes	Genus
Oligochaeta	aanwezigheid
Hirudinae	Genus
Mollusca	Genus
Crustacea	Familie
Plecoptera	Genus
Ephemeroptera	Genus
Trichoptera	Familie
Odonata	Genus
Megaloptera	Genus
Hemiptera	Genus
Coleoptera	Familie
Diptera	Familie
	uitz. chironomdae: onderscheid tussen thumni-plumosus en non thumni-plumosus
Hydracarina	aanwezigheid

## **Bijlage 2: Wegvallen taxa “aantal 5” naar “aantal 10”**

In deze bijlage wordt een overzicht gegeven van het verschil tussen de taxalijsten van taxa die respectievelijk voorkomen op minstens 5 of minstens 10 locaties. Hierbij moet worden aangegeven dat niet alle groepen zijn gedetermineerd tot op soortniveau. Het aantal soorten zal hierdoor waarschijnlijk hoger liggen dan het aantal taxa.

### 1. Inleiding

Wanneer enkel rekening gehouden werd met de taxa teruggevonden op minstens 5 meetplaatsen werden 77 taxa in beschouwing genomen voor de bepaling van het “lowest effect level” en het “severe effect level”. Wanneer enkel de taxa teruggevonden op minstens 10 meetplaatsen in beschouwing genomen werden waren dit er 55. Er vallen dus 22 taxa weg wanneer van methode “aantal 5” naar methode “aantal 10” overgegaan wordt.

Tabel 1: taxa die wegvallen van “aantal 5” naar “aantal 10” en aantal meetplaatsen waarop ze teruggevonden zijn

<b>taxon</b>	<b>omschrijving</b>	<b>aantal meetplaatsen</b>	<b>max aantal individuen</b>
Ancylus sp_	slak	5	5
Aphelocheirus sp_	wants	5	9
Empididae	vlieg/mug	5	4
Viviparus	slak	5	2
Planorbis	slak	5	2
Pseudanodonta	mossel	5	3
Hydrophilidae	keverlarve	6	4
Coenagrion	libellenlarve	6	5
Rhyacophilidae	kokerjuffer	6	1
Platycnemis sp_	libellenlarve	6	5
Armiger sp_	slak	7	11
Planaria sp_	platworm	7	19
Ephydridae	vlieg/mug	7	2
Corophiidae	vlokreeft	7	11
Unio	mossel	7	3
Ecnomidae	kokerjuffer	7	8
Calopteryx	libellenlarve	8	17
Nemourella	steenvlieg	9	30
Acroloxus sp_	slak	9	4
Haemopsis sp_	bloedzuiger	9	25
Piscicola sp_	bloedzuiger	9	5
Dolichopodidae	vlieg/mug	9	8

De abundanties van deze taxa variëren sterk tussen de meetplaatsen. De laagste abundantie, voorkomend op deze meetplaatsen, was voor ieder taxon 1. Het maximum aantal organismen was voor sommige taxa vrij hoog (vb. Nemourella = 30) terwijl van andere weggelaten taxa op deze meetplaatsen nooit meer dan 1 individu teruggevonden is (vb. Rhyacophilidae).



## 2. BBI-tolerantiescores

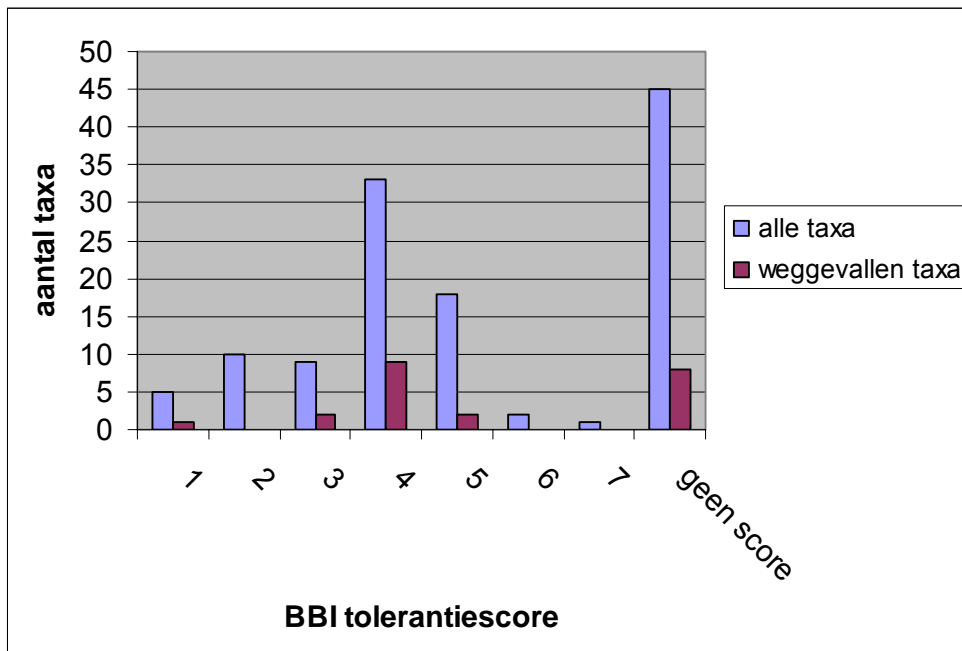
De BBI en BSI tolerantieclassen geven weer hoe gevoelig organismen zijn voor O<sub>2</sub> tekort. De gevoeligste taxa behoren tot BBI-tolerantieklasse 1, de minst gevoelige tot klasse 7. De meest taxa zitten in tolerantieclassen 3, 4 en 5.

Wanneer voor de weggevallen taxa de BBI-tolerantieklasse bekeken wordt valt op dat zowel gevoelige taxa (vb. Nemourella) als minder gevoelige taxa (vb. Piscicola) wegvallen. Sommige taxa hebben geen tolerantie-score maar worden wel mee in beschouwing genomen bij de berekening van de BBI (vb. Ecnomidae).

De extreem tolerante taxa met tolerantiescore 6 of 7 vallen niet weg.

Tabel 2: BBI-tolerantieklasse van de taxa de wagvallen van "aantal 5" naar "aantal 10"

<b>Taxon</b>	<b>Omschrijving</b>	<b>BBI tolerantieklasse</b>
Ancylus sp_	Slak	3
Aphelocheirus sp_	Wants	4
Empididae	vlieg/mug	-
Viviparus	Slak	4
Planorbis	Slak	4
Pseudanodonta	Mossel	4
Hydrophilidae	Keverlarve	-
Coenagrion	Libellenlarve	4
Rhyacophilidae	Kokerjuffer	-
Platycnemis sp_	Libellenlarve	4
Armiger sp_	Slak	4
Planaria sp_	Platworm	-
Ephyridae	vlieg/mug	-
Corophiidae	vlokreeft	-
Unio	Mossel	4
Ecnomidae	Kokerjuffer	-
Calopteryx	libellenlarve	4
Nemourella	steenvlieg	1
Acroloxus sp_	slak	3
Haemopis sp_	bloedzuiger	5
Piscicola sp_	bloedzuiger	5
Dolichopodidae	vlieg/mug	-



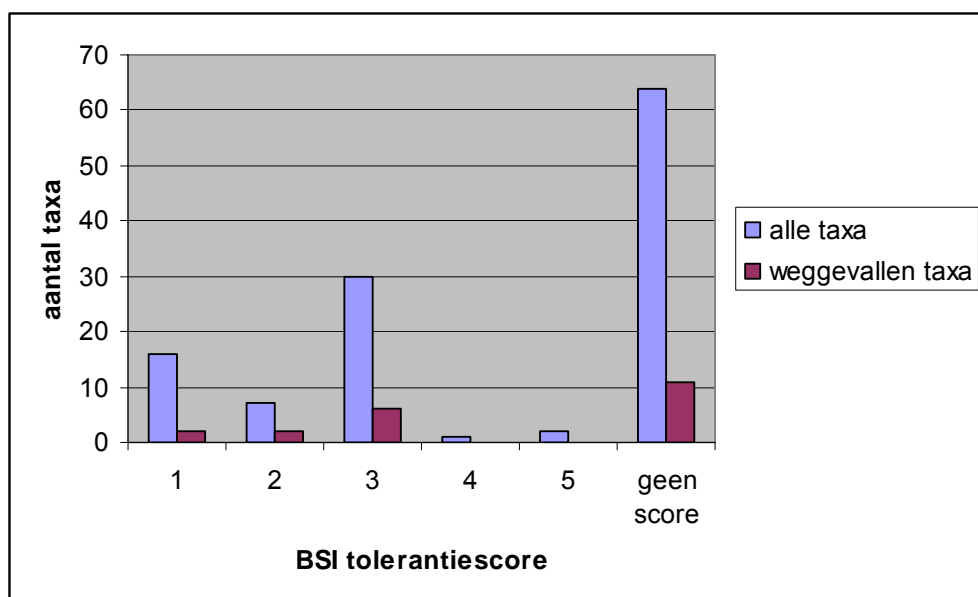
Figuur 1: verdeling van alle aangetroffen taxa en de weggevalen taxa over de BSI tolerantieclassen

### 3. BSI-tolerantiescores

De BSI tolerantieclassen schommelen tussen 1 (meest gevoelig) en 5 (minst gevoelig). Tolerantieclassen 1, 2 en 3 zijn de meest voorkomende. Veel taxa die bij de BSI wel een tolerantiescore hebben, hebben dit niet bij de BSI aangezien ze niet typerend zijn voor waterbodems (vb. Nemourella, Platycnemis,...). De taxa die wegvalen van aantal 5 naar aantal 10 zijn zowel gevoelige (vb. Rhyacophilidae) als middelmatig gevoelige (vb. Planorbis) taxa.

Tabel 4: BSI-tolerantieklassen van de taxa de wagvallen van “aantal 5” naar “aantal 10”

Taxon	omschrijving	BSI tolerantieklasse
Ancylus sp_	slak	3
Aphelocheirus sp_	wants	-
Empididae	vlieg/mug	
Viviparus	slak	-
Planorbis	slak	3
Pseudanodonta	mossel	2
Hydrophilidae	keverlarve	-
Coenagrion	libellenlarve	-
Rhyacophilidae	kokerjuffer	1
Platycnemis sp_	libellenlarve	-
Armiger sp_	slak	3
Planaria sp_	platworm	-
Ephyridae	vlieg/mug	-
Corophiidae	vlokreeft	-
Unio	mossel	2
Ecnomidae	kokerjuffer	1
Calopteryx	libellenlarve	-
Nemourella	steenvlieg	-
Acroloxus sp_	slak	3
Haemopis sp_	bloedzuiger	3
Piscicola sp_	bloedzuiger	3
Dolichopodidae	vlieg/mug	-



Figuur 2: verdeling van alle aangetroffen taxa en de weggevalen taxa over de BSI-tolerantieklassen

#### 4. Gevoeligheid voor zware metalen en organische polluenten

Von der Ohe & Liess (2003) berekenden voor verschillende taxa relatieve gevoeligheidsscores t.o.v. *Daphnia magna*, een standaard testorganisme, voor zowel verontreiniging door zware metalen (Sm) als organische polluenten (So). Deze berekeningen gebeurden op basis van resultaten van aquatische ecotoxiciteitstesten. Een taxon met score 0 is even gevoelig als *Daphnia magna*. Een score groter dan 0 wijst op een gevoeliger organisme terwijl een score kleiner dan 0 erop wijst dat dit organisme minder gevoelig is voor metalen/organische polluenten dan *Daphnia magna*.

Tabel 5: gevoeligheid voor zware metalen en organische polluenten van de taxa die wegvallen van "aantal 5" naar "aantal 10" (Von der Ohe P. & Liess M., 2003)

taxon	omschrijving	Sm	So
Ancylus sp_	slak	-1,23	-0,82
Aphelocheirus sp_	wants	-1,63	-0,56
Empididae	vlieg/mug	-1,57	-0,35
Viviparus	slak	-	-1,5
Planorbis	slak	-1,23	-0,82
Pseudanodonta	mossel	-0,33	-2,09
Hydrophilidae	keverlarve	-	-0,89
Coenagrion	libellenlarve	-	-0,24
Rhyacophilidae	kokerjuffer	-	-0,06
Platycnemis sp_	libellenlarve	-	-0,24
Armiger sp_	slak	-1,23	-0,82
Planaria sp_	platworm	-1,25	-0,43
Ephydriidae	vlieg/mug	-1,57	-0,35
Corophiidae	vlokreeft	-0,3	<b>0,16</b>
Unio	mossel	-0,33	-2,09
Ecnomidae	kokerjuffer	-	-0,06
Calopteryx	libellenlarve	-	-0,24
Nemourella	steenvlieg	-	<b>0,25</b>
Acroloxus sp_	slak	-1,23	-0,82
Haemopsis sp_	bloedzuiger	-	-0,6
Piscicola sp_	bloedzuiger	-	-0,6
Dolichopodidae	vlieg/mug	-1,57	-0,35

Enkel *Nemourella* en *Corophiidae* zijn gevoeliger voor organische pollutie dan *Daphnia magna*. Geen enkel taxon dat wegviel van aantal 5 naar aantal 10 is gevoeliger voor zware metalen dan *Daphnia*. Sommige taxa kunnen zelfs vrij goed hoge gehalten metalen of organische pollutie verdragen (vb. respectievelijk *Aphelocheirus* en *Unio*).

De meeste taxa die wegvallen van aantal 5 naar aantal 10 lijken dus niet extreem gevoelig voor O<sub>2</sub> tekort of vervuiling door zware metalen en organische polluenten. Aangezien echter alle gevoeligheden vergeleken worden tov de gevoeligheid van *Daphnia magna*, wat een extreem gevoelig testorganisme is, wordt hier gedeeltelijk een verkeerd beeld verkregen. Het lijkt dat er bijna geen gevoelige taxa wegvallen van aantal 5 naar aantal 10 aangezien ze

allemaal resistenter zijn dan Daphnia, maar in realiteit bestaan er ook slechts zeer weinig organismen die inderdaad gevoeliger zijn dan Daphnia waardoor het dus logisch is dat weinig van de taxa die wegvallen van aantal 5 naar aantal 10 gevoeliger scoren.

### 5. Verspreiding in Vlaanderen

Aangezien de taxa door de VMM tot op familie of genus niveau gedetermineerd zijn en verspreidingsgegevens meestal enkel voor het soortniveau beschikbaar zijn is de verspreiding onderzocht door de ligging van de meetpunten waarop deze taxa aangetroffen zijn na te gaan.

De 22 taxa die wegvallen van “aantal 5” naar “aantal 10” zijn teruggevonden op 117 van de 1027 meetplaatsen. Op 92 van die 117 punten kwam slechts 1 van deze taxa voor. Op 20 plaatsen kwamen 2 taxa die wegvallen van “aantal 5” naar “aantal 10” voor, op 4 plaatsen 3 taxa en op 1 plaats 5 taxa. De meeste taxa zijn vrij verspreid over Vlaanderen aangetroffen. Empididae zijn voornamelijk aangetroffen in het Demerbekken. Armiger is vooral teruggevonden in Oost en West-Vlaanderen en Ancylus en Apelocheirus in Antwerpen en Limburg (Nete- en Maasbekken).

Tabel 6: omschrijving meetplaatsen waar de taxa die wegvallen van “aantal 5” naar “aantal 10” teruggevonden zijn.

<b>Acroloxus</b> <b>waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Kanaal Brugge Sluis - Damse Vaart	Brugse Polders	West-Vlaanderen
Kanaal Brugge Sluis - Damse Vaart	Brugse Polders	West-Vlaanderen
Willebroekse Vaart	Dijle Zenne	Vlaams-Brabant
Dender	Dender	Oost-Vlaanderen
Dender	Dender	Oost-Vlaanderen
Dender	Dender	Oost-Vlaanderen
Leopoldkanaal	Brugse Polders	West-Vlaanderen
Zoute Vaart	Gentse Kanalen	Oost-Vlaanderen
Dender	Dender	Oost-Vlaanderen
<b>Ancylus</b> <b>waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Maas - Grensmaas	Maas	Limburg
Abeek - Lossing	Maas	Limburg
Beneden Nete - Nete - Grote Nete	Nete	Antwerpen
Leyloop - Ossevenneloop - Waterstraatloop - Rethsche Loop - Poppelsche Ley - Nieuwe Ley - Voorste St	Maas	Limburg
Voer	Maas	Limburg
<b>Apelocheirus</b> <b>waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Kleine Neet	Nete	Antwerpen
Abeek - Lossing	Maas	Limburg
Kleine Neet	Nete	Antwerpen
Desselse Neet - Werbeek Neet	Nete	Antwerpen
Beneden Nete - Nete - Grote Nete	Nete	Antwerpen

Vervolg tabel 6

<b>Armiger waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Keibeek - Kortrijkbeek - Kwademeersbeek	Leie	West-Vlaanderen
-	Ijzer	West-Vlaanderen
Noordelijke Leie	Gentse Kanalen	Oost-Vlaanderen
'Watergang van de Kernemelkpolder'	Gentse Kanalen	Oost-Vlaanderen
Roeselarekreek	Gentse Kanalen	Oost-Vlaanderen
Molenvaardeken	Gentse Kanalen	Oost-Vlaanderen
Molenvaardeken	Gentse Kanalen	Oost-Vlaanderen
<b>Calopteryx waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Beneden Nete - Nete - Grote Nete	Nete	Antwerpen
Erkbeek - Kleine Dommel - Grote Aa - Bulder Aa - Kranjesbeek	Maas	Limburg
Bosbeek	Maas	Limburg
Dijle	Dijle Zenne	Antwerpen
Wimp	Nete	Antwerpen
De Mercx - Mark - Merkske - Marksken - Markske	Maas	(Nederlands Limburg)
'Dommel - Boven Dommel'	Maas	Limburg
Postelvaartje	Nete	Antwerpen
<b>Coenagrion waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Antitankkanaal	Beneden-Schelde	Antwerpen
Grote Beverdijkvaart - Slogpatvaart - St. Machuitsbeek - Iepjebeek - Groenbeek	Ijzer	West-Vlaanderen
Grote Ijzerbeek	Ijzer	West-Vlaanderen
Platte Beek	Dijle Zenne	Vlaams-Brabant
Molenvaardeken	Gentse Kanalen	Oost-Vlaanderen
Postelvaartje	Nete	Antwerpen
<b>Corophiidae waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
'De Aa - Nattenloop'	Nete	Antwerpen
Schelde Rijnverbindingkanaal	Beneden-Schelde	Antwerpen
Boudewijnkanaal	Brugse Polders	West-Vlaanderen
Boudewijnkanaal	Brugse Polders	West-Vlaanderen
Kanaal Nieuwpoort - Plassendale	Ijzer	West-Vlaanderen
Boudewijnkanaal	Brugse Polders	West-Vlaanderen
Kanaal Van Dessel Naar Schoten	Beneden-Schelde	Antwerpen
<b>Dolichopodidae waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Vijverbeek	Leie	West-Vlaanderen
Sassegebbeek	Boven-Schelde	Oost-Vlaanderen
Molenbeek	Boven-Schelde	Oost-Vlaanderen
-	Nete	Antwerpen
Scheidbeek	Leie	Oost-Vlaanderen
Zenne	Dijle Zenne	Antwerpen
Langgeleed - Parlementgracht	Ijzer	West-Vlaanderen
Ijsse	Dijle Zenne	Vlaams-Brabant
Dijle	Dijle Zenne	Antwerpen
<b>Ecnomidae waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Kanaal Van Dessel Naar Schoten	Beneden-Schelde	Antwerpen

Vervolg tabel 6

Kanaal van Bocholt naar Herentals	Nete	Antwerpen
Kanaal van Bocholt naar Herentals	Maas	Limburg
Kanaal van Bocholt naar Herentals	Nete	Antwerpen
Kanaal van Bocholt naar Herentals	Nete	Antwerpen
Kanaal Van Beverlo	Nete	Antwerpen
Veldbeek - Watermolenbeek	Brugse Polders	West-Vlaanderen
<b>Empididae</b>		
<b>waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Steenputbeek	Dijle Zenne	Vlaams-Brabant
Zevenbronnenbeek	Demer	Vlaams-Brabant
St. Annabeek	Demer	Limburg
Herkebeek	Demer	Limburg
Terbermenbeek	Demer	Limburg
<b>Ephydriidae</b>		
<b>waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Zevenbronnenbeek	Demer	Vlaams-Brabant
Molenbeek	Boven-Schelde	Antwerpen
Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Demer	Vlaams-Brabant
Leie	Leie	West-Vlaanderen
Soerbeek - Zuurbeek - Genattebeek -		
Gerdingbeek - Zoeterbekerbeek	Maas	Limburg
Molenbeek - Vogelenzangbeek	Dender	Oost-Vlaanderen
Grote Beverdijkvaart	Ijzer	West-Vlaanderen
<b>Haemopsis</b>		
<b>waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Veldbeek - Watermolenbeek	Brugse Polders	West-Vlaanderen
'De Aa - Nattenloop'	Nete	Antwerpen
Noorbeek	Maas	Limburg
Zaubeek - Malebeek - Walemsebeek	Leie	Oost-Vlaanderen
Gaverbeek	Leie	West-Vlaanderen
Ieperlee	Ijzer	West-Vlaanderen
Zanderbeek - Diepbeek	Maas	Limburg
Mickse Beek	Beneden-Schelde	Antwerpen
Zoetenaiegeleed	Ijzer	West-Vlaanderen
<b>Hydrophilidae</b>		
<b>waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Molenbeek - Vogelenzangbeek	Dender	Oost-Vlaanderen
Steenputbeek	Dijle Zenne	Vlaams-Brabant
Terbermenbeek	Demer	Limburg
Magdalenakreek - Groot Poldergeleed - Kleine Keignaard - Bourgognegeleed - Grote Keignaartkreek		
	Ijzer	West-Vlaanderen
Ieperlee	Ijzer	West-Vlaanderen
Gielisbeek	Maas	Limburg
<b>Nemourella</b>		
<b>waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Tieltse Motte - Ossebeek	Demer	Vlaams-Brabant
Grote Motte - Nieuwe Motte - Brede Motte	Demer	Vlaams-Brabant
Slangbeek	Demer	Limburg
-	Dijle Zenne	Oost-Vlaanderen
Voortbeek - Bolderbergbeek	Demer	Limburg
Veldbeek - Watermolenbeek	Brugse Polders	West-Vlaanderen
Stenenensluisvaart - Steenbeek - s'		
Graveneikbeek	Ijzer	West-Vlaanderen

Vervolg tabel 6

Vlemingloop	Nete	Antwerpen
'Splenterbeek - Princeveldbeek'	Brugse Polders	West-Vlaanderen
<b>Piscicola</b>		
<b>Waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Zoetenaiegeleed	Ijzer	West-Vlaanderen
Molenvaardeken	Gentse Kanalen	Oost-Vlaanderen
Langelede	Gentse Kanalen	Oost-Vlaanderen
Lossing - Abeek - Uffelsche Beek	Maas	Limburg
Mark	Dender	Henegouwen
Burggravenstroom	Gentse Kanalen	Oost-Vlaanderen
Handzamevaart	Ijzer	West-Vlaanderen
Grote Beverdijkvaart	Ijzer	West-Vlaanderen
Wamp - Kruikevenloop	Nete	Antwerpen
<b>Planaria</b>		
<b>Waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Soerbeek - Zuurbeek - Genattebeek -		
Gerdingbeek - Zoeterbekerbeek	Maas	Limburg
Platte Beek	Dijle Zenne	Vlaams-Brabant
Maanhoevebeek - Baanveldenloop -		
Bisschophoefloop	Dijle Zenne	Antwerpen
Postelvaartje	Nete	Antwerpen
Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Demer	Vlaams-Brabant
Wamp - Kruikevenloop	Nete	Antwerpen
Biezenloop - Hondekotloop	Beneden-Schelde	Antwerpen
<b>Planorbis</b>		
<b>Waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Rachelsbeek - Oude Maas	Maas	Limburg
Schelde (Ringvaart)	Boven-Schelde	Oost-Vlaanderen
Kapellebeek	Beneden-Schelde	Antwerpen
Platte Beek	Dijle Zenne	Vlaams-Brabant
Langgeleed - Parlementgracht	Ijzer	West-Vlaanderen
<b>Platycnemis</b>		
<b>Waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
'Dommel - Boven Dommel'	Maas	Limburg
Daelemansloop - Breilooop	Nete	Antwerpen
Postelvaartje	Nete	Antwerpen
Postelvaartje	Nete	Antwerpen
Postelvaartje	Nete	Antwerpen
Zoetenaiegeleed	Ijzer	West-Vlaanderen
<b>Pseudanodonta</b>		
<b>Waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Postelvaartje	Nete	Antwerpen
Albertkanaal	Maas	Limburg
Abeek - Lossing	Maas	Limburg
Netekanaal	Nete	Antwerpen
Postelvaartje	Nete	Antwerpen
<b>Rhyacophilidae</b>		
<b>Waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Noorbeek	Maas	Limburg
Kleine Neet	Nete	Antwerpen
Voer	Maas	Limburg
Zonienbosbeek	Dijle Zenne	Vlaams-Brabant
Wamp - Kruikevenloop	Nete	Antwerpen



Vervolg tabel 6

Veurs	Maas	Limburg
<b>Unio</b>		
<b>Waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Albertkanaal	Maas	Limburg
Albertkanaal	Demer	Limburg
Kanaal van Bocholt naar Herentals	Nete	Antwerpen
Zuid Willemsvaart	Maas	Limburg
Kanaal Van Ieper Naar Ijzer	Ijzer	West-Vlaanderen
Dender	Dender	Oost-Vlaanderen
Velpe	Demer	Limburg
<b>Viviparus</b>		
<b>Waterloop</b>	<b>bekken</b>	<b>provincie</b>
Postelvaartje	Nete	Antwerpen
Kanaal Van Dessel Naar Schoten	Nete	Antwerpen
Dender	Dender	Oost-Vlaanderen
Postelvaartje	Nete	Antwerpen
Dijlekanaal Leuven - Mechelen	Dijle Zenne	Vlaams-Brabant

## 6. Besluit

Het aantal meetplaatsen waarop de taxa aangetroffen moeten zijn om meegenomen te worden in de berekeningen is een evenwicht tussen statistische relevantie bij het berekenen van percentielwaarden en het meenemen van gevoelige taxa.

Zowel gevoelige als minder gevoelige taxa vallen weg van aantal 5 naar aantal 10. De taxa die wegvallen zijn tevens geen taxa met een beperkte verspreiding in Vlaanderen of taxa waarvan toevallig één organisme is aangetroffen aangezien ze in meerdere rivierbekkens aangetroffen werden en vaak aan hogere abundanties dan 1 of 2 organismen aangetroffen werden.

Beide conclusies staven de keuze om te werken met de taxa die op minstens 5 meetplaatsen aangetroffen zijn, zodat gebruik gemaakt wordt van zoveel mogelijk informatie die beschikbaar is.