

TOXICITEIT VAN SEDIMENT UIT HET
SCHELDE-ESTUARIUM; RESULTATEN
VAN BIOASSAYS MET OESTERLARVEN.

nota GWWS-90.087

SAMENVATTING

De toxiciteit van sedimenten uit het Schelde-estuarium is getest met oesterlarven volgens een standaard methode. De toxiciteit van het sediment neemt stroomopwaarts toe. Ten westen van Hansweert is het overlevingspercentage van de larven hoog (> 70 %), op de Zeeschelde is het overlevingspercentage laag (< 30 %) en in de zone tussen Hansweert en Zandvliet is het overlevingspercentage zeer variabel (zowel hoog als laag). Dit beeld komt globaal overeen met de chemisch vastgestelde verontreinigingsgradiënt in het sediment.

J. Stronkhorst¹ en P. van den Hurk²,
8 oktober 1990, Middelburg.

1) Dienst Getijdewateren, Middelburg

2) Bureau Waardenburg, Culemborg.

Introductie.

De verontreinigingstoestand van het sediment uit het Schelde-estuarium wordt al vele jaren vastgesteld aan de hand van chemische analyses waarmee de gehalten van een geselecteerd aantal toxicanten wordt bepaald. De toxicologische effecten op organismen worden bepaald door een scala van microverontreinigingen in het sediment, waarbij de combinatie waarin de toxicanten voorkomen belangrijk is: de zg. combinatietoxiciteit en ook de fractie van de verontreinigingen die biologisch beschikbaar is.

Recent is een bioassay methode ontwikkeld om de toxicologische effecten van de verontreinigingen in het sediment vast te stellen met oesterlarven. De "oesterlarventest" geeft inzicht in de acute toxiciteit en is dus niet geschikt voor het vaststellen van chronische effecten die bij langdurige blootstelling kunnen optreden.

De bioassay methode is nu ook operationeel bij de Dienst Getijdewateren en wordt uitgevoerd in het veld-laboratorium Jacobahaven aan de Oosterschelde. In dit rapport worden de resultaten gepresenteerd van het onderzoek naar de toxiciteit van het sediment uit de Zeeschelde en Westerschelde dat in 1989 en 1990 is bemonsterd. De resultaten van de chemische analyses in deze sedimenten uit 1989 zijn gerapporteerd door IHE (1990).

De larven van oesters worden, vooral in de Verenigde Staten, veel gebruikt om de verontreiniging van marine systemen te meten. De oesterlarventest is van oorsprong een waterkwaliteitstest (ASTM, 1985).

De eerste larvale stadia zijn erg gevoelig voor zware metalen (MacInnes, 1981; His & Robert, 1981; Martin et al, 1981), olie en detergenten (Sigler & Leibovitz, 1982) en contaminanten in marine sedimenten (Chapman & Morgan, 1983; Chapman & Becker, 1986; Williams et al, 1986). De concentratie waarbij de helft van alle larven een negatief effect vertoont (EC₅₀) is voor koper en kwik ca 5 ppb, voor zink 120 ppb en voor lood 750 ppb (Martin et al, 1981). De toxiciteit (LC₅₀(24 h.)) van de water-oplosbare fractie van no. 2 fuel oil is 1.7 ppm (Sigler & Leibovitz, 1982). Op basis van de techniek, zoals die in de Standard Methods (APHA, 1981) is beschreven, presenteren Chapman & Morgan (1983) een methode die speciaal als test voor sedimenten ontwikkeld is. Inmiddels zijn, in ICES kader, protocollen voor standaard procedures bij de uitvoering van deze testen in ontwikkeling (Thain & Lloyd, 1989); definitieve versies worden in de loop van 1991 gepubliceerd.

Materialen en Methoden.

De testen zijn conform de concept ICES protocollen uitgevoerd met de larven van de Japanse oester (*Crassostrea gigas*). In 1989 zijn de testen uitgevoerd met oesters uit de Oosterschelde, in 1990 met oesters afkomstig van een oesterkweker uit Engeland. De oesters zijn in gekoeld water (15^o C) gehouden om vroegtijdige spawning te voorkomen. Daarbij werden ze gevoerd met een *Phaeodactylum* kweek. Een tiental

oesters werd overgebracht in een aquarium met zeewater van 20⁰ C. Rijpe voortplantingscellen van mannelijke oesters zijn geïsoleerd en in het aquarium gegoten, waarna een aantal aanwezige mannelijke en vrouwelijke oesters tot spawnen overging. Een preparaat van de verkregen suspensie van eicellen en spermacellen werd bestudeerd onder een microscoop. De eicellen werden direct bevrucht door de overmaat aanwezige spermacellen. Nadat de eerste poollichaampjes zichtbaar worden, is het aantal cellen per ml bepaald.

Ondertussen zijn de sedimenten ingezet. In een afsluitbare, zuurgespoelde polyethyleen literfles wordt 15 gram nat sediment gedaan en 750 ml gefiltreerd zeewater. De suspensie wordt gedurende 24 uur geschud op een schudtafel. Daarna wordt het zuurstofgehalte gemeten. De flessen worden geënt met ongeveer 40.000 oesterlarven (50 larven per ml) en geïncubeerd bij 25⁰ C. Na 24 uur zijn het sediment en de dode oesterlarven bezonken. De levende larven worden voorzichtig afgeheveld zonder verstoring van het bezonken sediment. De larven worden gefiltreerd, overgebracht in een flesje en gefixeerd met formaline. Met een telkamer wordt het aantal normaal ontwikkelde larven geteld. Alle tests zijn in triplo uitgevoerd.

In 1989 zijn sedimenten verzameld op 15 lokaties in de Westerschelde tussen de Sluische Hompels en de drempel van Bath (het Nederlandse deel van het estuarium) en 13 lokaties in de Zeeschelde tussen de drempel van Zandvliet en Krankeloon (het Belgische deel van het estuarium). In 1990 zijn 9 lokaties in de Zeeschelde

en 1 lokatie in de Westerschelde (Plaat van Valkenisse) bemonsterd. De sedimenten zijn met een van Veen-happer bemonsterd, waaruit een ongestoord subsample van 1 kg is genomen en bewaard in een zuurgespoelde glazen pot.

Resultaten en discussie

In figuur 1 en 2 zijn de overlevingspercentages van de oesterlarventesten uit resp. 1989 en 1990 weergegeven volgens een indeling in 3 categorieën: lage overleving (< 30%), beperkte overleving (30% - 70%) en hoge overleving (> 70%).

Omdat de oesterlarventest worden uitgevoerd in een sediment-suspensie in zeewater is de respons onafhankelijk van het zoutgehalte op de bemonsteringslokatie.

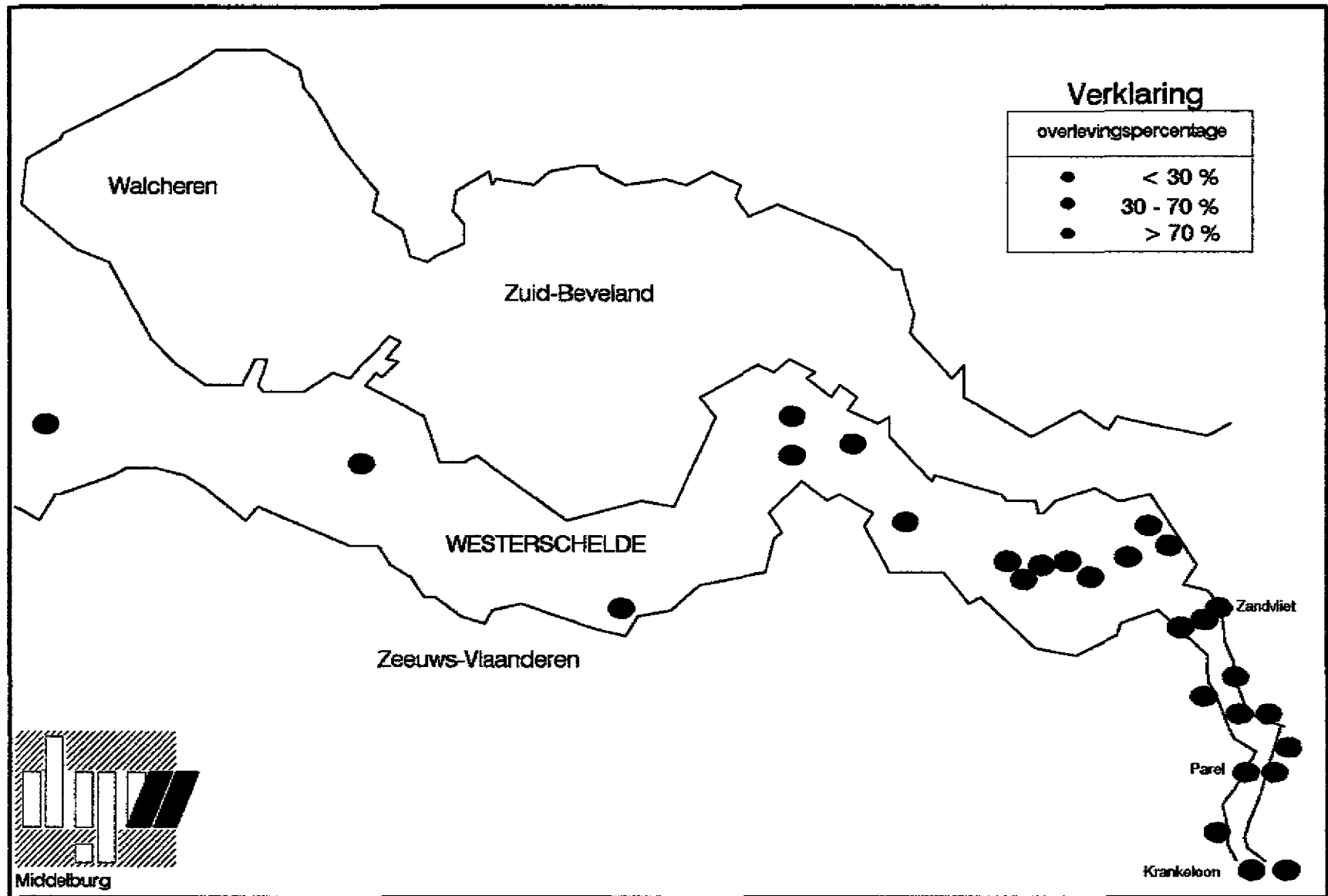
De resultaten van 1989 laten zien dat de toxiciteit van het sediment toeneemt van west naar oost. Een hoge toxiciteit hebben de meeste sedimenten in de Zeeschelde en enkele punten in het oostelijke deel van de Westerschelde. Het sediment van de drempel van Krankeloon, het meest stroomopwaarts gelegen punt, heeft in vergelijking daarmee een minder hoge toxiciteit.

De resultaten van de bioassays die in 1990 op een beperkt aantal lokaties zijn uitgevoerd vertonen in de meeste gevallen een overeenkomstig beeld, namelijk een laag overlevingspercentage in de Zeeschelde. De drempels bij Zandvliet en Frederik hebben ten opzichte van de resultaten uit 1989 respectievelijk een lager en hoger overlevingspercentage.

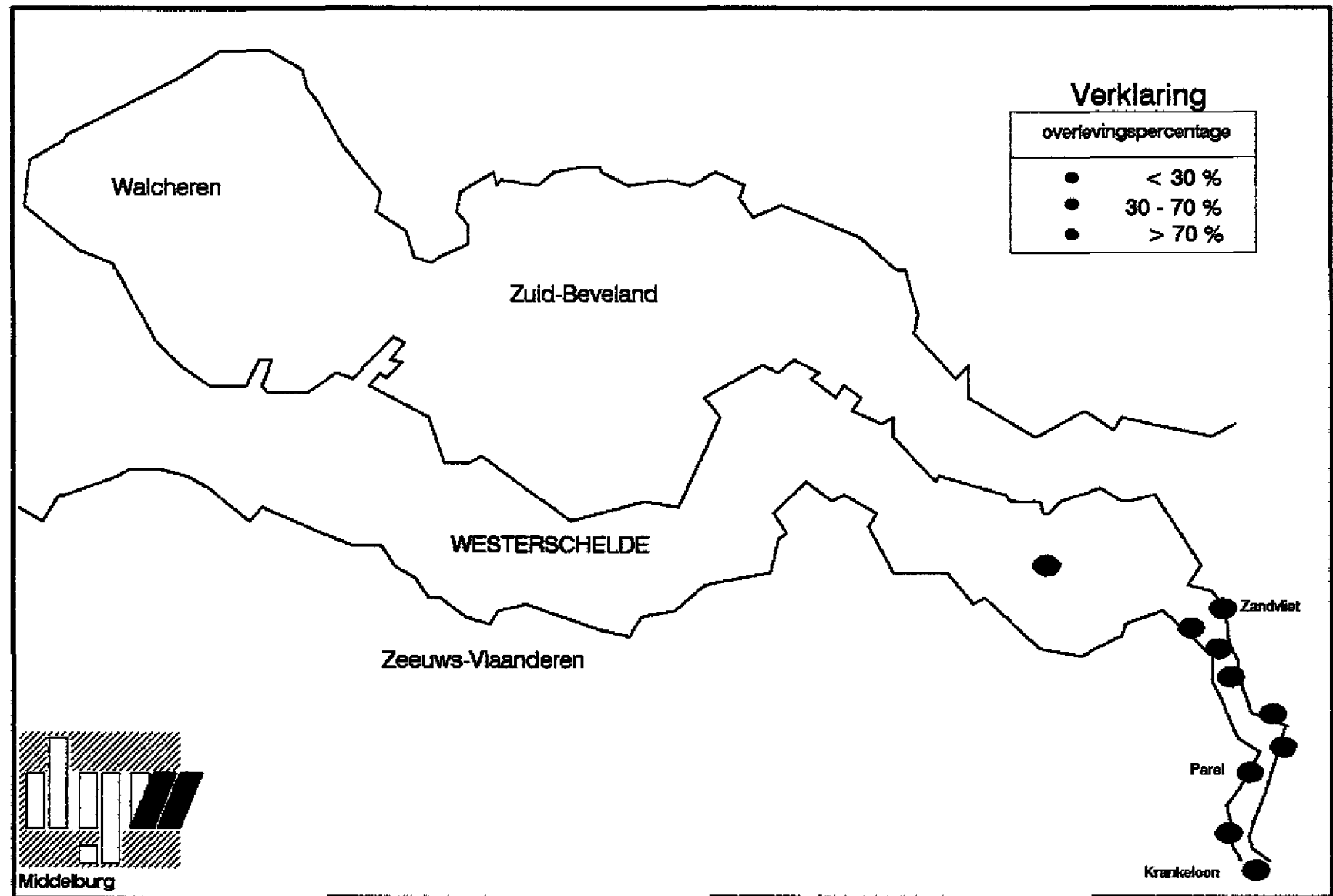
De chemische kwaliteit van de sedimenten is in 1989 onderzocht (IHE, 1990). De concentraties in het sediment van diverse verontreinigingen (metalen, PAK's, PCB's, pesticiden) neemt toe in stroomopwaartse richting. Volgens de indeling in verontreinigingsklassen (Min. van Verkeer en Waterstaat, 1989) liggen de sedimenten ten westen van Hansweert in klasse 1 en in de Zeeschelde in klasse 2 en 3. Deze gradient komt globaal overeen met de gradient in het overlevingspercentage van de oesterlarven. De relatie tussen de chemische sedi-

mentkwaliteit en de resultaten van de oesterlarventest is onderwerp van nadere studie. De acute en lethale respons van de oesterlarven die bij de oesterlarventest wordt vastgesteld is afhankelijk van de combinatie-toxiciteit en van de biologische beschikbaarheid van de fractie die in de water-suspensie aanwezig is. De oesterlarventest is een biologische methode die naast de chemische analyses, aanvullende informatie geeft over de verontreinigingstoestand van het sediment.

Figuur 1. Toxiciteit van sediment uit het Schelde-estuarium (1989) volgens oesterlarven-test.



Figuur 2. Toxiciteit van sediment uit het Schelde-estuarium (1990) volgens oesterlarven-test.



Literatuur

APHA, 1980. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Am. Pub. Health Ass., Washington. 15th edition.

ASTM, 1985. *Standard practice for conducting static acute toxicity tests with larvae of four species of bivalve molluscs*. In: *Annual book of ASTM standards. Water and Environmental Technology. Volume 11.04*. American Society for Testing and Materials. Philadelphia, PA. pp. 256-272.

CHAPMAN, P.M. and MORGAN, J.D., 1983. *Sediment bioassays with oyster larvae*. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 31:438-444.

CHAPMAN, P.M. and J.D. MORGAN, 1983. *Sediment bioassays with Oyster Larvae*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 31: 438-444

CHAPMAN, P.M. and S. BECKER, 1986. *Recommend protocols for conducting laboratory bioassays on Puget Sound sediments*. In: *Final Report TC-3991-04. United States Environmental Protection Agency, Region 10, Seattle, WA.*

HIS, E and ROBERT, R., 1981. *Effects of copper chloride on the eggs and D larvae of Crassostrea gigas (Thunberg)*. *Preliminary results*. *Int. Counc. Expl. Sea, C.M.* 1981/F: 43.

IHE, 1990. *De chemische kwaliteit van baggerspecie in de Westerschelde en Zeeschelde*. Instituut voor Hygiëne en epidemiologie, Brussel.

MACINNES, J.R., 1981. *Reponse of embryos of the american oyster, Crassostrea virginica, to heavy metal mixtures*. *Mar. Envir. Res.* 4: 217-227.

MARTIN, M. et al., 1981. *Toxicities of ten metals to Crassostrea gigas and Mytilus edulis embryos and Cancer magister larvae*. *Mar. Pol. Bull.* 12: 305-308.

MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT, 1989. *Derde Nota Waterhuishouding. Water voor nu en later*. SDU uitgeverij, Den Haag, p 297.

SIGLER, M. and LEIBOVITZ, L., 1982. *Acute toxicity of oil and bilge cleaners to larval american oysters (Crassostrea virginica)*. *Bull. Envir. Contam. Toxicol.* 29: 137-145.

WILLIAMS, L.G. et al., 1986. *A comparative evaluation of bacterial luminescence, oyster embryo, and amphipod sediment bioassays*. *Mar. Environm. Res.* 19:225-249.

THAIN, J.E. & R. LLOYD, 1989. *Oyster embryo Bioassay. Draft method for Techniques in Marine Environmental Sciences*. ICES Working Group on Biological Effects of Contaminants.