

MINISTERIE VAN LANDBOUW
Bestuur voor Landbouwkundig Onderzoek
Rijkscentrum voor Landbouwkundig Onderzoek - Gent
RIJKSSTATION VOOR ZEEVISSERIJ
Oostende
Directeur : P. HOVART

**FYSICO-CHEMISCH ONDERZOEK VAN DE LOZINGSGBIEDEN
VOOR AFVALSTOFFEN AFKOMSTIG VAN DE BELGISCHE
TiO₂ -PRODUKTIE IN 1976**

M. BAETEMAN en R. GABRIËLS

MINISTERIE VAN LANDBOUW
Bestuur voor Landbouwkundig Onderzoek
Rijkscentrum voor Landbouwkundig Onderzoek - Gent
RIJKSSTATION VOOR ZEEVISSERIJ
Oostende

Directeur : P. HOVART

**FYSICO-CHEMISCH ONDERZOEK VAN DE LOZINGSGBIEDEN
VOOR AFVALSTOFFEN AFKOMSTIG VAN DE BELGISCHE
TiO₂ -PRODUKTIE IN 1976**

M. BAETEMAN en R. GABRIËLS

Mededelingen van het Rijksstation voor Zeevisserij (C.L.O. Gent)

Publicatie nr. 148/1978

D/1978/0889/7

1. Inleiding. (*)

Dit rapport is het eerste in een serie over de mariene monitoringsactiviteiten op en rond de twee lozingsplaatsen voor afvalstoffen afkomstig van de Belgische TiO_2 -productie.

In de loop van 1976 heeft het Rijksstation voor Zeevisserij, een mariene ecologische studie gemaakt met als doel de staat van verontreiniging op die plaatsen systematisch te kunnen inventariseren. Deze studie had twee aspecten, nl. een fysico-chemisch aspect (wateranalyse en sedimentanalyse en een biologisch aspect (populatiestudie van vissen, epibenthos en macrobenthische infauna).

De resultaten van het fysico-chemisch onderzoek worden hier besproken.

(*) R. Gabriëls, Rijksstation voor Sierplantenteelt, Melle.

2. Materiaal en methoden.

2.1. Monsterneming.

Er was gepland om tweemaandelijks, bij middel van het onderzoekingsvaartuig "Hinders", de monsterneming uit te voeren op drie plaatsen op en rond de beide lozingsplaatsen. Bij de keuze van deze stations werd rekening gehouden met de NO-waarts gerichte stromingsresultaten voor de Belgische kust en met het feit dat er telkens gedurende 15 min. een bepaalde afstand wordt afgelegd tijdens het vissen. Voor de respectievelijke gebieden werden volgende punten vastgelegd :

- A₁ bij 51°49'N, 3°3'E , ZW-waarts van de lozingsplaats A
- A₂ bij 51°50'N, 3°10'E , lozingsplaats A zelf op ongeveer 30 zee-
mijl van de kust
- A₃ bij 51°51'N, 3°14'E ; NO-waarts van de lozingsplaats A
- B₁ bij 51°29'N, 2°57'E , ZW-waarts van de lozingsplaats B
- B₂ bij 51°30'N, 3°00'E, lozingsplaats B zelf op ongeveer 12 zee-
mijl van de kust
- B₃ bij 51°31'30"N ; 3°06'E ; NO-waarts van de lozingsplaats B

In figuur 1 wordt de localisatie van de betrokken stations weergegeven.

Om klimatologische redenen was het evenwel niet mogelijk om steeds het voorziene tijdschema strikt te volgen.

Op de hoger vernoemde plaatsen werden met een Nansen-fles, voorzien van een kantelthermometer, watermonsters genomen van het oppervlaktewater en desgevallend op ca. 1 m boven het bodemoppervlak. Deze monsters werden fysico-chemisch onderzocht.

Bij middel van een Van Veen-grijper werden ook sedimentmonsters genomen. Fysico-chemisch werd hierop een korrelgrootte analyse gedaan en een onderzoek van zware metalen ; biologisch werd op de fractie groter dan

1 mm een populatiestudie gemaakt van de macrobenthische infauna (cfr. partim biologisch onderzoek).

2.2. Voorbereiding van de monsters.

Teneinde de monsters een tijd lang te kunnen conserveren, werden ter plaatse, naargelang het geval, een aantal voorzorgsmaatregelen getroffen (Annual ASTM, 1975).

2.2.1. Preservatie voor de analyse van opgeloste zuurstof.

De monsterneming zelf in BOD-flessen van 300 ml gebeurde met de grootste zorg, zodat geen uitwisseling van zuurstof met de lucht kon plaats vinden. Teneinde de hoeveelheid aan opgeloste zuurstof in de fles te behouden en de biologische activiteit te stoppen, werd onmiddellijk gepreserveerd met 1 ml 2 % NaN_3 -oplossing, terwijl de fles bewaard werd bij een temperatuur die maximaal die van het collecteren was. De monsters werden binnen de acht uren geanalyseerd.

2.2.2. Preservatie voor de analyse van materie in suspensie.

Om ijzerdepositie op de wanden te beletten, werd aangezuurd met 0,2 ml/l geconcentreerd HCl.

2.2.3. Preservatie voor de analyse van turbiditeit.

Met het doel de monsters langer dan 24 uren te kunnen bewaren, werd 1 g/l HgCl_2 toegevoegd.

2.2.4. Preservatie voor de analyse van ijzer in water.

Teneinde adsorptie van het metaal aan de wanden te voorkomen, werd 5 ml/l geconcentreerd HNO_3 toegevoegd.

2.2.5. Preservatie voor de analyse van ammoniak, nitriet en nitraat.

Om elke verandering in de stikstof balans door de biologische activiteit te verhinderen, werd onmiddellijk gepreserveerd met 0,8 ml/l geconcentreerd H_2SO_4 . De monsters werden bewaard bij $-20^\circ C$.

2.2.6. Preservatie voor de analyse van fosfaten.

Daar het hier over betrekkelijk lage concentraties aan fosfaat gaat, werd plastic vermeden (adsorptie aan de wanden). De monsters werden gepreserveerd met 40 mg/l $HgCl_2$ en diepgevroren bewaard.

2.3. Analysemethoden.

2.3.1. Temperatuur : gemeten met kwikthermometer tot $0,1^\circ C$.

2.3.2. Zuurstof-verzadiging : het percentage opgeloste zuurstof ten opzichte van de verzadigingswaarde bij elke temperatuur en chloriniteit werd berekend met de tabel op pagina 418 van de Amerikaanse Standard Methods 1971. De opgeloste zuurstof werd ter plaatse polarografisch gemeten met een YSI-zuurstofprobe. De waarden werden in het laboratorium iodometrisch geverifieerd met de azide modificatie van de Winkler-methode, (Standard Methods, 1971). De opgeloste zuurstof is uitgedrukt tot 0,1 mg/l, de verzadigingswaarde tot 1 %.

2.3.3. pH : gemeten in het laboratorium met een Orion-pH-meter tot 0,01 eenheid en afgerond tot 0,1 eenheid.

2.3.4. Saliniteit : werd gemeten door titratie met een 0,1 N zilver-nitraat-oplossing volgens de methode van Mohr.

2.3.5. Doorzichtigheid met Secchischijf : ter plaatse door diepteaflezing van de Secchischijf tot op 10 cm.

2.3.6. Bezinkbare stoffen : na 2 uren sedimentatie in een Imhoff-kegel werd het volume bezonken stof uit 1 liter van het monster afgelezen tot 0,1 ml/l (Belgische Norm NBN 312).

2.3.7. Materie in suspensie : na mixen van het monster werd de hoeveelheid gesuspenseerd materiaal spectrofotometrisch bepaald in functie van de lichtdoorlaatbaarheid, rechtstreeks steunende op de wet van Lambert-Beer. De hoeveelheid materie in suspensie, afhangende van de concentratie en van het soortelijk gewicht van het gesuspenseerde materiaal, werd uitgedrukt tot 1 mg/l (HACH Analysis Procedures).

2.3.8. Turbiditeit : werd nefelometrisch bepaald door vergelijking van het teruggekaatste licht na doorgang door het monster en door een standaard onder dezelfde omstandigheden. Het formazinepolymeer, algemeen aanvaard als de turbiditeitsstandaardreferentie suspensie voor water, werd als standaard gebruikt. De resultaten werden uitgedrukt in Formazine Turbiditeitseenheden tot 1 FTU (Standard Methods 1971 - HACH Analysis Procedures).

2.3.9. Totaal ijzer : werd bepaald met de orthophenanthroline methode volgens Standaard Methods 1971. De hoeveelheid totaal ijzer aanwezig in het monster werd bepaald tot 0,01 mg/l.

2.3.10. Ammoniakale stikstof : de ammoniak werd vanuit alkalisch midden door middel van versnelde microdiffusie opgevangen in zwavelzuur, waarna colorimetrisch werd gedoseerd met Nesslerreagens bij 410 nm. (Vyncke, 1967). Bepaling tot 0,01 mg NH_4^+ -N/l.

2.3.11. Nitraten : werden bepaald met de cadmium-reductiemethode beschreven in Standard Methods 1971. De resultaten werden uitgedrukt tot 0,1 mg NO_3^- /l.

2.3.12. Nitrieten : werden colorimetrisch bepaald met de diazotatiemethode volgens Standard Methods 1971. Bepaling tot 0,001 mg NO_2^- /l.

2.3.13. Orthofosfaat : werd colorimetrisch bepaald volgens de ascorbinezuurmethode, beschreven in Standard Methods 1971. De resultaten werden uitgedrukt tot 0,01 mg PO_4^{3-} /l.

2.3.14. Totaal anorganisch fosfaat : werd bepaald door voorafgaandelijke zure hydrolyse tot orthofosfaat waarna met de ascorbinezuurmethode colorimetrisch werd gedoseerd (Standard Methods 1971).

2.3.15 Totaal fosfaat : door zure hydrolyse in aanwezigheid van kaliumpersulfaat werd ook het organisch gebonden fosfaat tot orthofosfaat omgezet (Standard Methods 1971). De bepaling gebeurde eveneens colorimetrisch met de ascorbinezuurmethode.

2.3.16. Sedimentologisch onderzoek : (Andrulewicz en Portmann, 1975 ; Holme en McInbyre ; Caspers).

2.3.16.1. Inleiding.

Daar de lozingsprodukten afkomstig van de TiO_2 -produktie sporen zware metalen bevatten en rekening houdend met de grote hoeveelheden die dagelijks worden gestort, kan worden berekend dat relatief hoge concentraties van deze metalen in een welbepaalde dumpingszone geïntroduceerd worden. Gezien het alom bekend is dat vele mariene organismen deze zware metalen kunnen accumuleren dermate dat de opgestapelde hoeveelheden schadelijk zijn voor het dier zelf of voor zijn predatoren waaronder de mens, is het essentieel dat de concentratie van deze metalen in de sedimenten onder controle wordt gehouden om een eventuele onaanvaardbare verhoging te kunnen vaststellen.

De ideale analytische procedure voor onderzoek van metalen in sedimenten, die de dumpingscontrole tot doel heeft, is verondersteld alleen die hoeveelheden van het metaal te bepalen die geadsorbeerd zijn aan de oppervlakte van het sediment, m.a.w. de hoeveelheden die door de mens in het milieu worden geïntroduceerd. Aangezien sedimenten ook metalen bevatten van mineralogische aard is het moeilijk om deze twee componenten van elkaar te onderscheiden. Niettegenstaande verschillende methodes bekend zijn die enkel de "lichtgebonden metalen" extraheren (Chester en Hughes, 1967; Carmody et al., 1973) heeft men nog steeds onvoldoende informatie in welke mate deze methodes al of slechts een gedeelte van het "polluant metaal" en van het "natuurlijk metaal" extraheren. Daarom werd besloten een hardere extractieprocedure toe te passen die zeker al het "polluant metaal" extraheert, doch de complete oplossing van het sediment en bijgevolg ook de complete oplossing van het sediment en bijgevolg ook de complete extractie van het "natuurlijk metaal" stopt. De bodemonsters werden vooraf gedroogd bij $105^{\circ} C$.

Alle gebruikte extractiemiddelen waren pro-analyse produkten en het gebruikte water was dubbel gedestilleerd. Na extractie werden de monsters afgekoeld indien nodig en gefiltreerd op voorgewassen Whatman No. 542 filterpapier ; het residu werd enkele malen nagespoeld met dubbel gedestilleerd water waarna het filtraat werd aangelengd tot 50 ml.

Bepaling van aluminium : een hoeveelheid oplossing (max. 1 ml) die max. 10 μ g Al bevat, werd behandeld met 2 ml 2 % 8-hydroxyquinoline in een gebufferd milieu tot vorming van een fluorescerend complex dat met chloroform werd geëxtraheerd. Na 30 min. werd de fluorescentie-intensiteit gemeten met behulp van een spectrofluorimeter Perkin Elmer bij een excitatiegolflengte van 390 nm en een emissiegolflengte van 500 nm.

Bepaling van ijzer, chroom en vanadium : alle monsters werden gemeten t. o. v. standaardreeksen bij middel van atoomabsorptie spectrofotometrie, toestel Techtron AA-5, vlamloos met grafiet-oven. Achtergrond correctie, bleek noodzakelijk. De ingestelde golflengten waren voor ijzer 248,33 nm, voor Cr 357,87 nm en voor V 318,40 nm (Gabriëls, 1975).

2.3.16.2. Localisatie van het metaal in het monster.

Voorafgaandelijk werd in overweging genomen ofwel het monster in zijn geheel te beschouwen, ofwel het monster in porties te verdelen. De totale sedimentanalyse stelde problemen bij het nemen van sub-stalen en de analyse van de verschillende fracties afzonderlijk was bijzonder tijdrovend.

Diverse aspecten waren bepalend bij de keuze van de zeven :

a) 1 mm-zeef werd gebruikt naar analogie met het gelijklopend benthosonderzoek ; alle organismen groter dan 1 mm behoren nl. tot het "macro-benthos", terwijl diegenen kleiner dan 1 mm tot "meio- en micro-benthos" zijn onder te brengen.

b) 0,5 mm-zeef werd ingeschakeld, omdat gedumpte materiaal veelal partikels bevat die tot 0,5 mm groot zijn.

c) 0,090 mm (90 μm) zeef : is in feite de belangrijkste omdat dit ongeveer de maximale grootte is van de op natuurlijke wijze ontstane floccules van slibklei/organisch materiaal.

d) 0,063 mm (63 μm) werd gekozen om reden van tweeërlei aard :

1° in functie van de granulometrie : partikels groter dan 0,063 mm behoren tot de zandfractie en partikels kleiner dan 0,063 mm behoren tot de slibkleifractie.

2° naar analogie met het gelijklopende benthosonderzoek waar de grens tussen meio- en micro-benthos bij 72 μm ligt.

De onderzochte bodemonsters waren de volgende :

- a) sub-staal zonder fractionering,
- b) partikels groter dan 1 mm,
- c) partikels 1 mm - 0,5 mm,
- d) partikels 0,5 mm - 0,090 mm,
- e) partikels 0,090 mm - 0,063 mm,
- f) partikels kleiner dan 0,063 mm.

Figuren 2 tot en met 9 geven de fractieverdeling weer voor de respectievelijke monsternemingen.

Daar het er vooral op aan komt die metaalhoeveelheden te bepalen die van pollutie-oorsprong zouden zijn, m.a.w. die aan de oppervlakte ge-adsorbeerd worden, bestaat de grootste kans dat het significante deel van het totaal teruggevonden wordt bij de kleinste deeltjes, met een relatief groter aantal oppervlakte-eenheden.

Rekening houdend met de fractieverdeling van het sediment op de dumpingsplaats (fig. 2 tot en met 9) bleek dat grotere hoeveelheden monsters nodig waren om een adequaat deel van de fijnere fracties over te houden. Daar dit om praktische redenen niet mogelijk was en het bovendien zeer

duidelijk was dat deeltjes kleiner dan 0,090 mm slechts in zeer geringe mate voorkomen, werd besloten een compromis te sluiten waarbij alleen die fracties, aanwezig in hoeveelheden van minstens 5 % van het geheel, aan verdere analyse zouden onderworpen worden. Tabellen 1 tot en met 8 vermelden de distributie van de diverse metalen in de onderzochte fracties.

2.3.16.3. Extractieprocedure.

Zoals hoger werd vermeld, was het doel van dit onderzoek een methode te ontwikkelen die zou toelaten de vrije- en oppervlaktegebonden metaalhoeveelheden afkomstig van pollutie te bepalen, zonder daarom noodzakelijker wijze het metaal dat gebonden is in de minerale structuur van de sedimentpartikels mee te extraheren. Daar de metalen heel dikwijls met organisch materiaal geassocieerd zijn, werd het noodzakelijk geacht dit laatste te ontbinden. Daarom leek salpeterzuur van verschillende sterkte, voor kortere of langere extractieperiodes of eventueel samen met perchloorzuur, het meest aangewezen voor een complete extractie. Verschillende procedures werden getest ook met een verschillende verhouding gewicht monster t. o. v. hoeveelheid extractiemiddel. De resultaten worden in tabel 9 weergegeven.

Hieruit bleek dat er een aanzienlijk verschil is tussen de resultaten met 3 g/20 ml en deze met 20 g/20 ml. Er is geen merkkelijk verschil in extractieefficiëntie wanneer perchloorzuur aan het salpeterzuur wordt toegevoegd ; daar het gebruik van perchloorzuur bovendien nog een aantal praktische problemen stelt, werd dit niet verder gebruikt. De verschillen welke voorkomen na verwarmen zouden er kunnen op wijzen dat hierbij een gedeelte van de minerale structuur wordt aangetast. Het gebruik van 5 M HNO₃, 3 g/20 ml en extractie gedurende 6 uren bleek de beste resultaten op te leveren. Deze procedure werd dan ook algemeen aangenomen.

2.3.16.4. Stockage van het monstermateriaal.

De onmiddellijke analyse van alle monsters na het collecteren was praktisch niet mogelijk, zodat het noodzakelijk was de monsters voor korte periode te kunnen bewaren.

In sommige gevallen zijn de metalen geassocieerd met organisch materiaal (Andrulewicz, 1975). Onder normale laboratoriumomstandigheden, zelfs in gesloten containers, ontbindt dit organisch materiaal, zodat de vraag kon gesteld worden of de metaalinhoud niet beïnvloed wordt door deze ontbinding. Om dit verschijnsel te minimaliseren, werden de monsters in diepgevroren toestand bewaard bij -30° C.

2.3.16.5. Besluit.

Voor routine monitoring van metalen in sedimenten uit de hier betrokken gebieden met als doel de eventuele input aan metalen op een bepaalde plaats tengevolge van de dumping van afvalstoffen van de TiO_2 -productie te kunnen controleren, bleek de grootte van de deeltjes met dewelke het metaal geassocieerd is van weinig belang te zijn. Daarom werd besloten de monsters niet in fracties te verdelen. Na drogen werd gedurende 5 min. geschud met het oogpunt een zo homogeen mogelijk monster te verkrijgen ; hiervan werden 3 sub-stalen genomen voor verdere analyse.

De opgegeven resultaten zijn de gemiddelde waarden van drie analyses.

3. Resultaten en Discussie.

De afzonderlijke analyseresultaten per parameter, per plaats en per datum voor de respectievelijke lozingsgebieden, zijn samengevat in de tabellen 10 tot en met 51.

Daar er geen gegevens bekend zijn over vroegere gelijkaardige onderzoeken in dezelfde gebieden is het moeilijk om deze cijfers met normale waarden te vergelijken.

Rekening houdend met literatuurgegevens en met fysico-chemische waarnemingen op andere plaatsen voor onze Belgische kust waar geen afval van TiO_2 productie gedumpt wordt, werd evenwel vastgesteld dat het onderzochte gebied gekenmerkt is door :

- geen abnormale lage pH-waarden, dit door snelle dilutie en door de bufferende capaciteit van het zeewater ; zolang de grenzen 7,5 - 8,3 niet overschreden worden, zijn geen nadelige effecten te verwachten (Spotte, 1973) Uit onderzoeken in Nederland (Rijkswaterstaat, 1976) is gebleken dat onmiddellijk na de lozing gedurende enkele seconden, in het schroefwater van het schip, pH-waarden konden genoteerd worden van 2,6, doch dat een neutralisatie tot pH 8,3 werd bereikt in ongeveer 5 minuten. Dit is ook in overeenstemming met de bevindingen van de Duitse onderzoekers Ketchum (1974) en Weichart (1972) ;

Deze laatste auteursvond geen pH-veranderingen tegen de bodem en Lehtonen en Tuunainen (1974) meldden dat bij diluties van meer dan 1 : 1000 geen pH-veranderingen en ook geen zuurstofverbruik kon worden vastgesteld. Aangezien de zeer lage pH-waarden in het water slechts voorkomen gedurende enkele minuten, moet bij voldoende dilutie geen nefast effect verwacht worden.

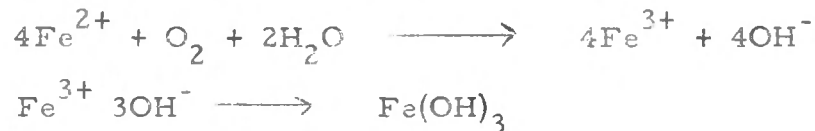
- waarden voor opgeloste zuurstof lagen in de buurt van de verzadigingswaarden hetgeen als normaal kan worden beschouwd en waarschijnlijk tengevolge is van de hydrografische karakteristieken voor die plaatsen.

Deze bevinding is in overeenstemming met gegevens uit de buitenlandse literatuur.

Divalent ijzer wordt bij pH-verhoging geoxideerd in de trivalente vorm. De hoeveelheid aan opgeloste zuurstof die voor deze oxidatie vereist is werd berekend op

$$0,14 \text{ ton O}_2 \text{ voor } 1 \text{ ton Fe}^{2+}$$

dit in overeenstemming met de reacties



Weichart (1972) noteerde een zuurstofvermindering, doch was niet in staat om deze kwantitatief uit te drukken. Volgens de waarnemingen van deze laatste auteur komt de zuurstofconcentratie op zijn normale waarde terug binnen de eerste uren na de lozing. Ketchum (1974) meldde in zijn rapport aan de "ICES Fisheries Improvement Committee" dat de hoeveelheid zuurstof die verbruikt wordt na de lozing ca 3 à 4 % van de totale voorhanden zijnde hoeveelheid bedraagt.

Uit dit alles kan men concluderen dat bij kalme zee wel een daling van de hoeveelheid opgeloste zuurstof kan optreden doch dat er wanneer de dilutie procedures en de hydrografische karakteristieken goed gekozen zijn, er geen problemen kunnen rijzen ;

- saliniteitswijzigingen werden niet vastgesteld ;
- doorzichtigheid, bezinkbare stoffen, materie in suspensie en turbiditeitswaarden wezen erop dat hier nog geen sprake kon zijn van verminderde lichtpenetratie ;
- het ijzergehalte in het water varieerde van 0,02 tot 0,15 mg/l : waar het natuurlijk gehalte in zeewater varieert van 0,002 - 0,02 mg/kg (Rodier, 1971) kon dus toch een lichte stijging worden vastgesteld ; dit betekent dat de lozingen op de voet moeten worden gevolgd.

Deze stijging van de ijzerconcentratie in het water van de dumpingsgebieden voor TiO₂-afval, werd vastgesteld in de meeste gevallen.

Vaccaro e.a. (1972) meldde een maximale ijzerconcentratie van 0,8 mg/l in de New York Bight, Weichart (1975) noteerde 0,5 mg/l ijzer in de German Bight. Deze concentraties worden echter ook teruggevonden in kustwateren onder invloed van gepollueerde rivieren;

- de maximum hoeveelheid ammonium-stikstof bedroeg 0,05 mg/l, hetgeen normaal is, gezien de hoeveelheid ammonium-stikstof in zee 0,001 - 0,05 mg/l bedraagt (Riley en Chester, 1971) ; rekening houdend dat bij pH = 8 slechts 4 % aanwezig is onder de vorm van vrije ammoniak, betekent dit maximaal 0,002 mg/l, totaal onschadelijk voor de vis, die tot 0,01 mg/l vrij ammoniak verdraagt (Spotte, 1973).
De drastische pH-verlaging, gedurende een zeer korte tijdspanne, die volgens waarnemingen in het buitenland (Rijkswaterstaat, 1976) optreedt op het ogenblik van de lozing is voor wat het vrije-ammoniak-gehalte betreft niet nadelig gezien in zuur milieu en reeds bij pH = 6 alle ammoniak onder de ammoniumvorm aanwezig is;
- de normale nitraatconcentratie in zee, ontstaan door nitrificatie van de ammoniak, fluctueert tussen 0,005 en 2,2 mg/l (Riley en Chester, 1971) ; door omwoeling van het sediment , afhankelijk van de weersgesteldheid en door seizoenale schommelingen kan het nitraatgehalte echter oplopen tot 20,0 mg/l zijn echter geen schadelijke gevolgen te verwachten (Spotte, 1973) ;
- het nitrietgehalte in zee, het intermediaire stadium bij nitrificatie van ammoniak en bij de denitrificatie van nitraat, fluctueert in normale omstandigheden tussen 0,0003 en 0,170 mg/l ; concentraties aan nitriet tussen 0,1 en 1,0 mg/l kunnen schadelijke gevolgen hebben afhankelijk van de inwerkingsduur, de soort van vis en ook in functie van de uitwendige omstandigheden ; concentraties hoger dan 1 mg/l betekenen een acuut gevaar (Spotte, 1973) ;
- de resultaten van de fosfaatanalyses liggen in de lijn van waarnemingen op andere plaatsen.
- Penetratie van de afval in de zeebodem.

De dichtheid van de afvalprodukten bedraagt ca $1,25 \text{ g/m}^3$ (Weichart, 1971), zodat kan worden verwacht dat een gedeelte op de zeebodem terecht komt onmiddellijk na de lozing. De verblijftijd van een element in het water is immers functie van de sedimentatie en van de biologische absorptie. Het ijzerhydroxide dat gevormd wordt bij de reactie van de afval met het zeewater bezinkt eveneens. Met het oog op een mogelijke verklaring voor de repercussies van dit alles op de benthische fauna en flora en

tevens om de mogelijke accumulatie van metalen in het sediment te kunnen vaststellen, werden Fe, Al, Cr en V in het bodemmateriaal onderzocht. Bij gebrek aan gegevens over sedimentkarakteristieken in de dumpingszone kunnen de verkregen resultaten enkel dienen als basismateriaal ter vergelijking met de resultaten van latere studies.

Weichart (1975) noteerde geen noemenswaardige stijgingen in de ijzerconcentratie van de sedimenten in de German Bight. Dezelfde auteur (1972) stelde echter wel een verhoging vast van de ijzerconcentratie in de bodemwaters, verschillende uren na de lozing terwijl door Rachor (1972) een losse massa ijzertrihydroxide-vlokken boven het bodemoppervlak werd vastgesteld. Resuspensie en zeestromingen zorgen voor een goed transport van deze flocculen buiten de dumpingszone zodat de hydroxides op andere plaatsen kunnen gedeponereerd worden. Dit laatste verschijnsel werd gesuggereerd als zijnde een mogelijke verklaring voor de hoge ijzerconcentraties teruggevonden in Hudson Gorge, aangrenzend aan de dumpingszone van de New York Bight, waar volgens Vaccaro et al. (1972) geen ijzeraccumulatie tot stand was gekomen.

4. Besluit.

Bij de lozing van TiO_2 -afvalzuur in zee zijn in eerste instantie volgende effecten te verwachten :

- daling van de pH met als rechtstreeks gevolg stijging van de partieel-druk van CO_2 ;
- oxidatie van divalent ijzer in trivalent ijzer waardoor zuurstofverbruik uit het milieu ;
- toename van de ijzer (III) concentratie in het water ;
- toename van de hoeveelheid materie in suspensie ;
- daling van de saliniteit.

De resultaten van de metingen, die gedurende het jaar 1976 werden gedaan, geven enkel een situatiebeeld van de fysico-chemische parameters in het lozingsgebied.

Grosso modo kan worden gezegd dat er geen correlatie met de diepte aan te tonen is. De menging van het water is op de onderzochte plaatsen zodanig dat geen belangrijke verschillen gevonden werden tussen de oppervlaktemonsters en de dieptemonsters van eenzelfde plaats.

Er blijkt ook geen verschil te zijn tussen de bemonsterde plaatsen onderling.

De uitgevoerde onderzoeken laten niet toe te besluiten dat er voor het mariene milieu schadelijke gevolgen waren door de dumping van afvalstoffen van de titaandioxideproduktie.

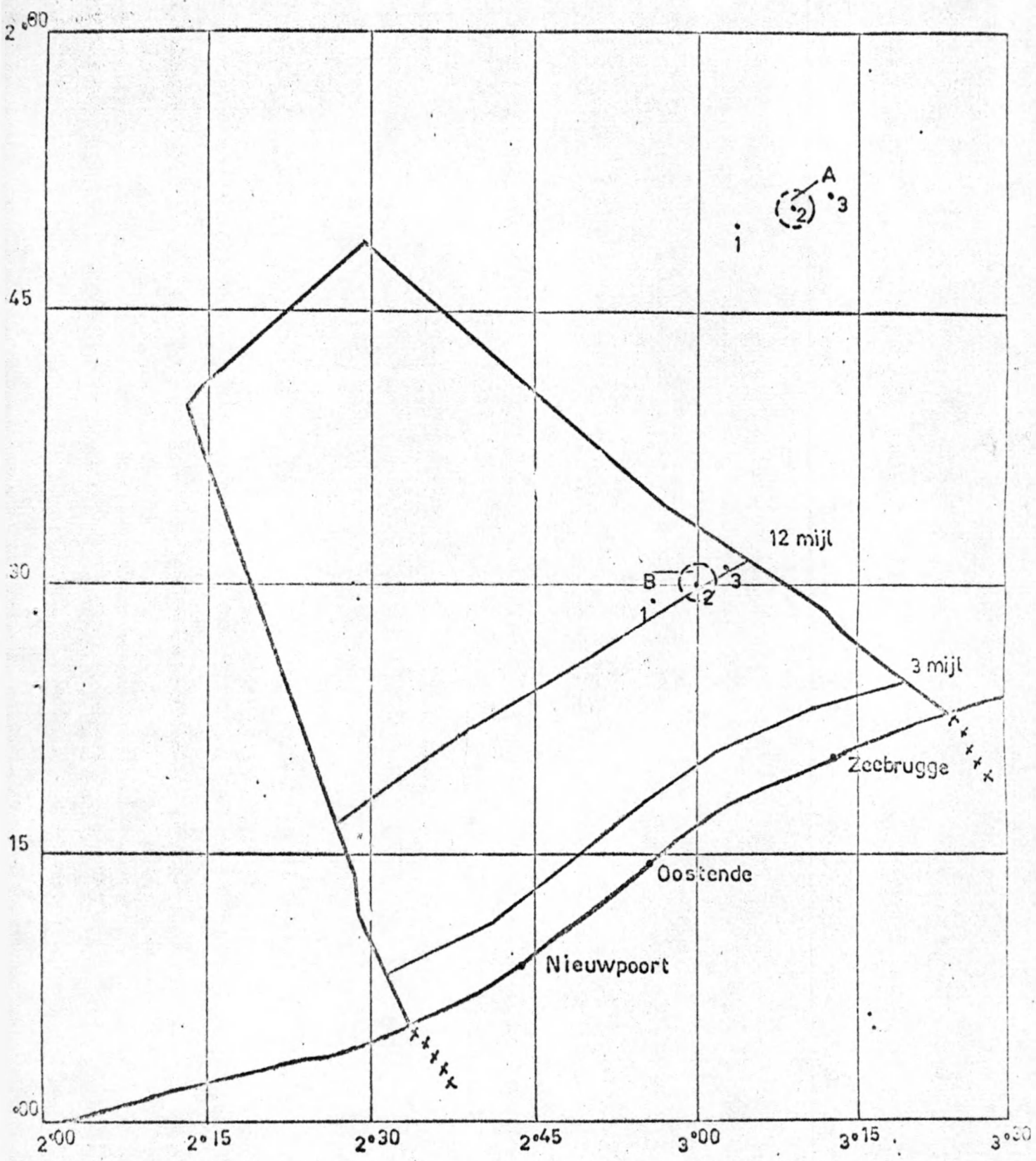


Fig. 1 - Localisatie van de bemonsterde stations.

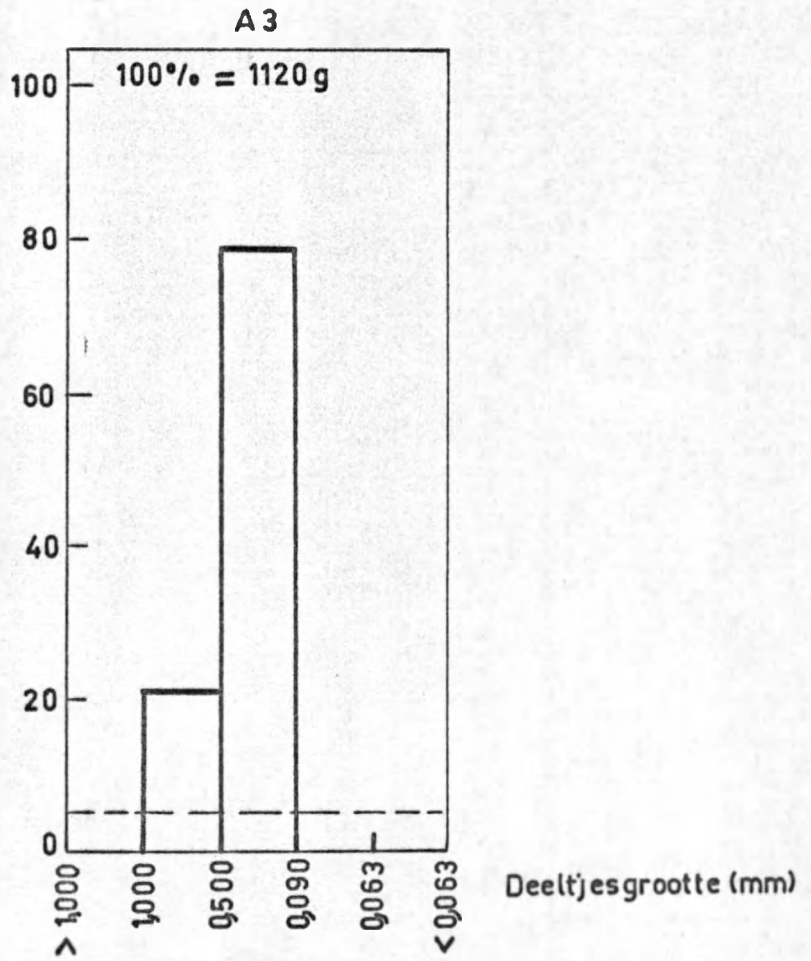
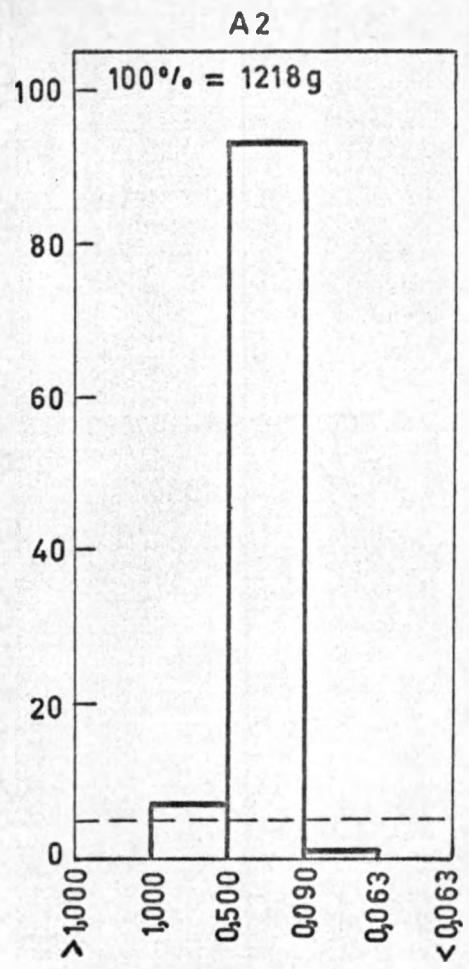
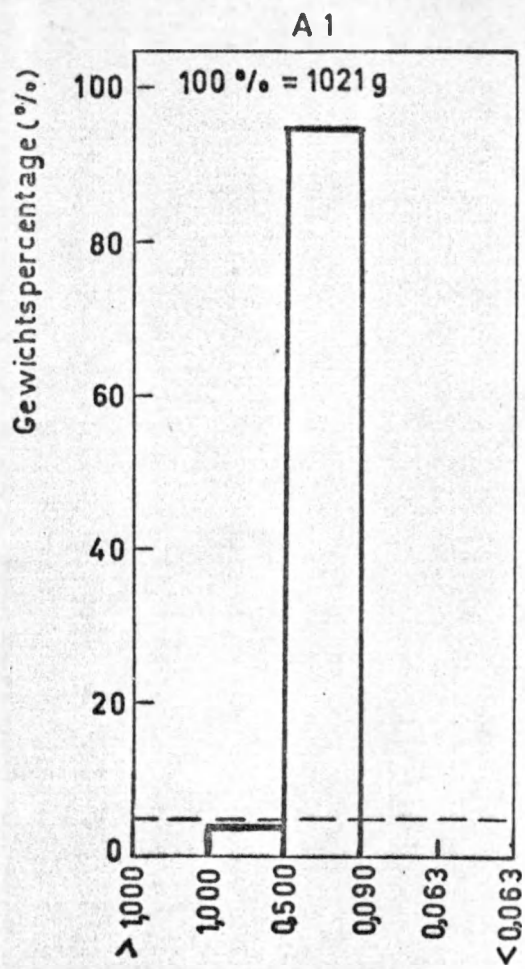


Fig. 2 - Fractieverdeling sedimentmonsters gebied A 18.05.76

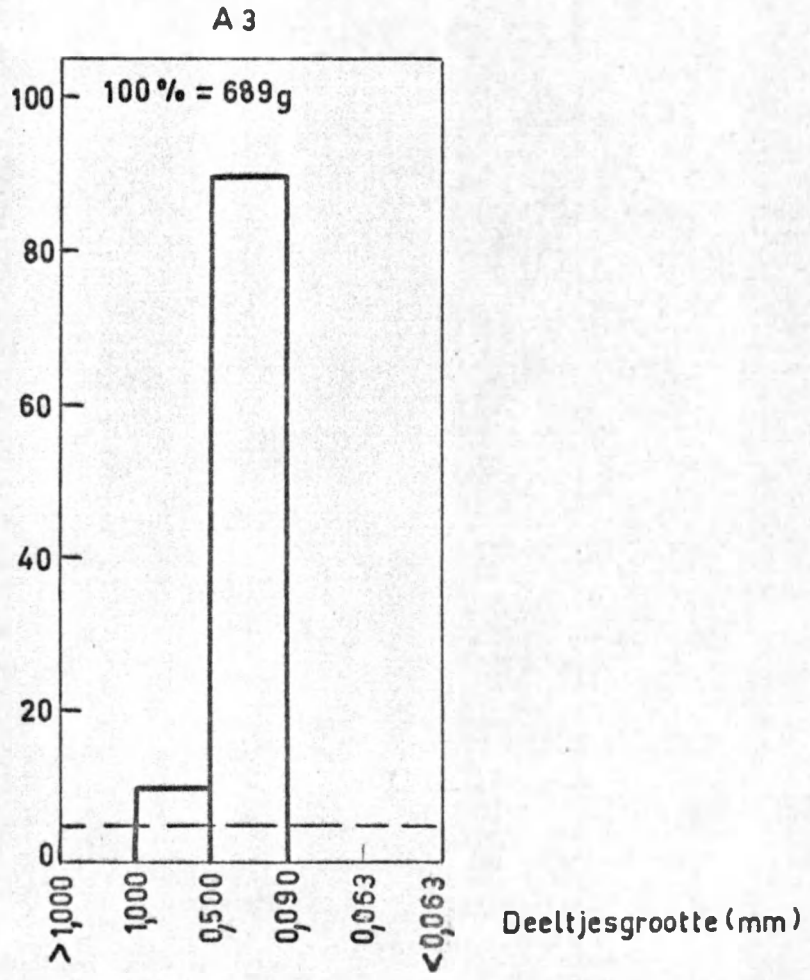
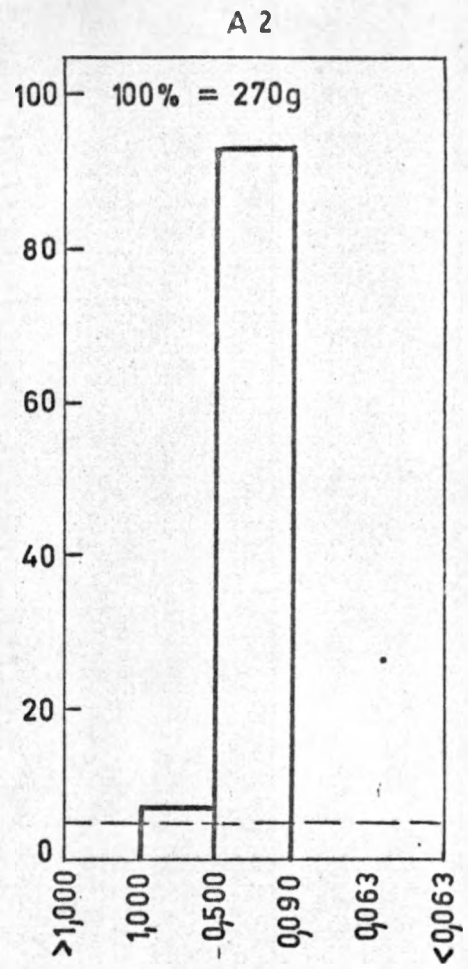
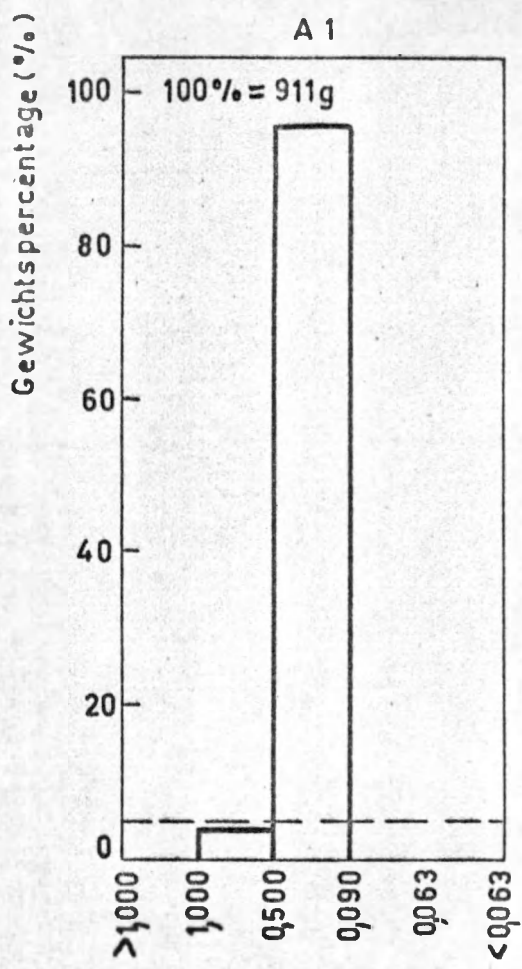


Fig. 3 - Fractieverdeling sedimentmonsters gebied A 10.06.76

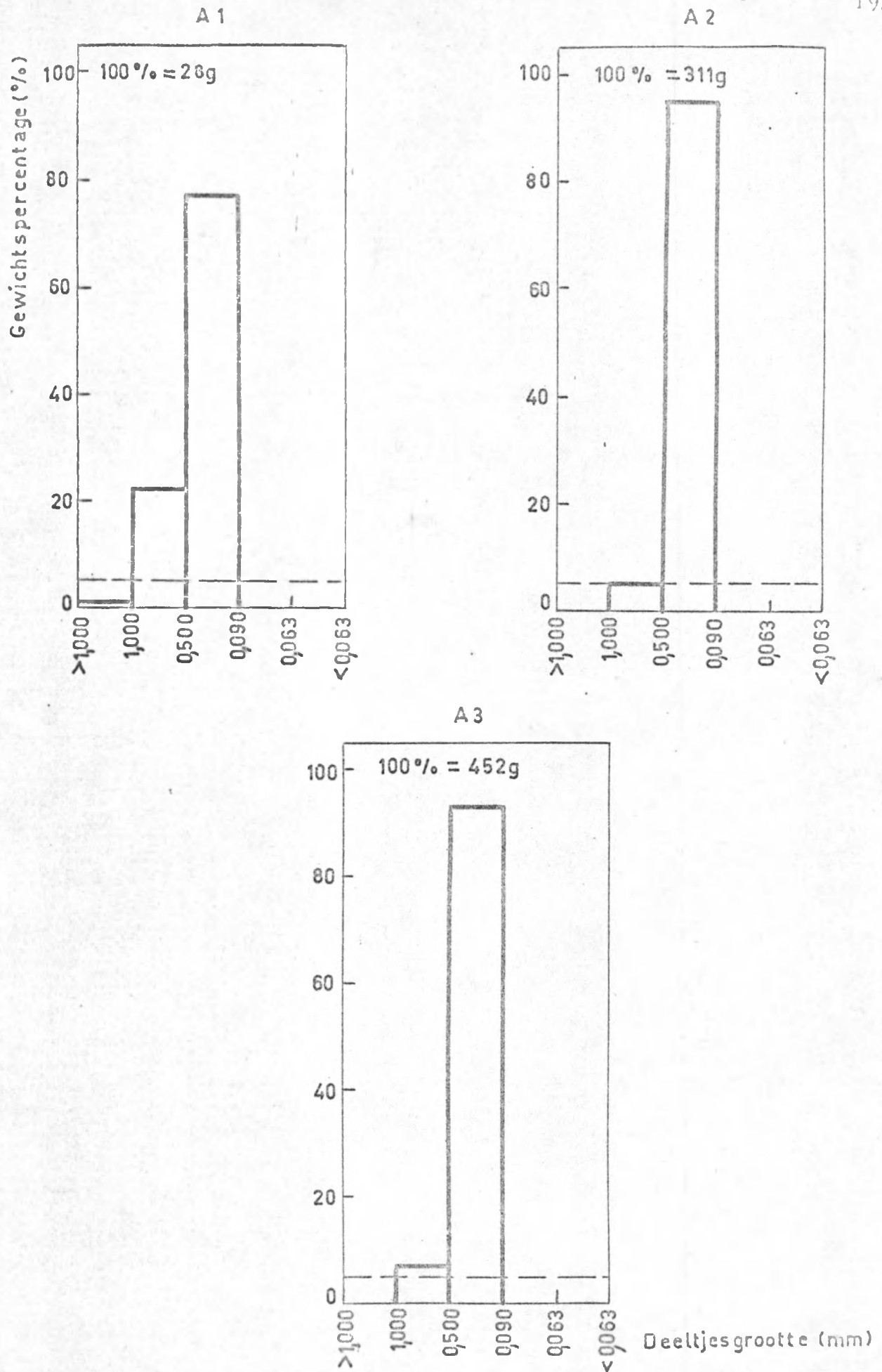


Fig.4 - Fractieverdeling sedimentmonsters gebied A 25.10.76

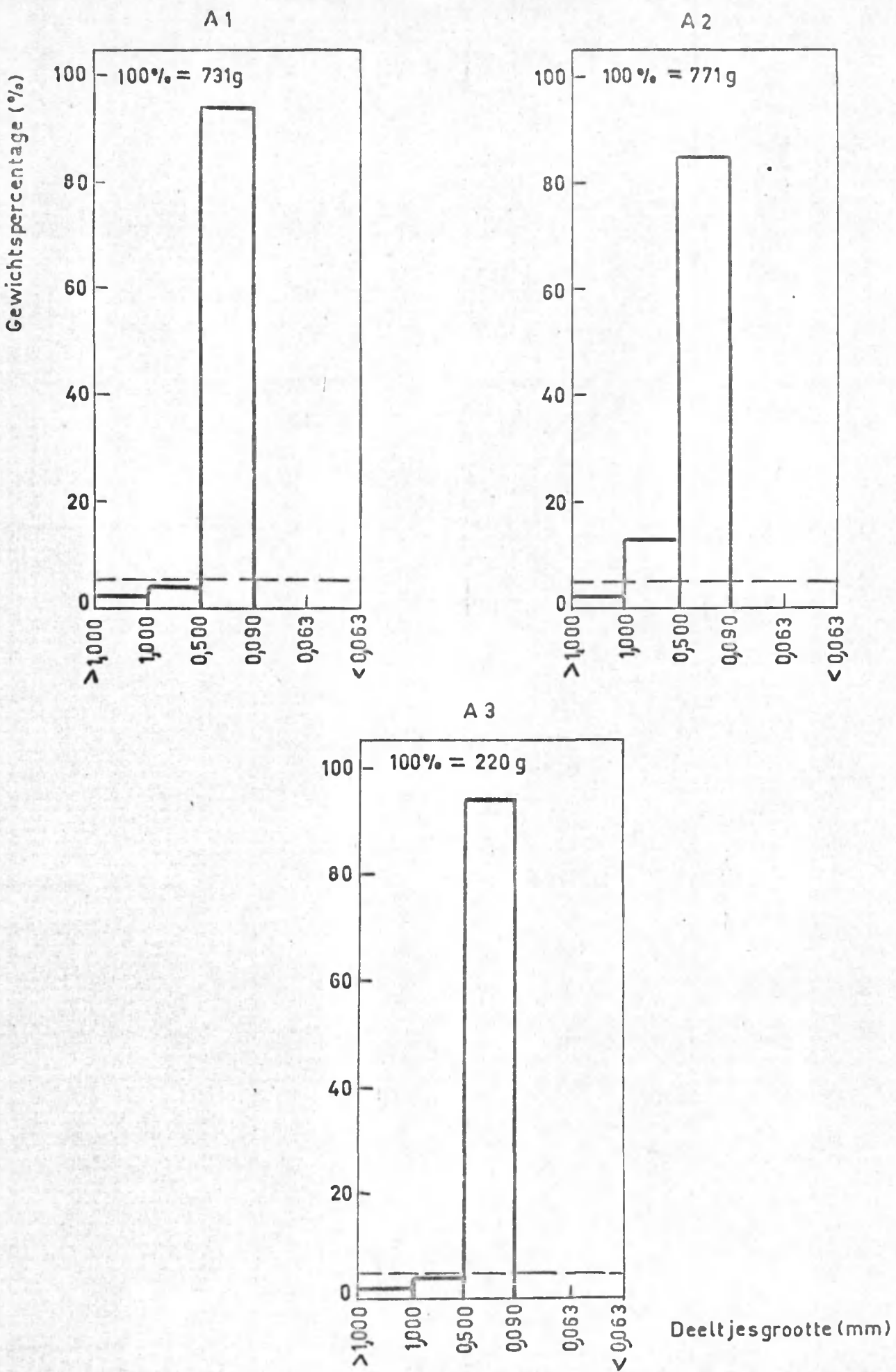


Fig. 5 - Fractieverdeling sedimentmonsters gebied A 15.12.76

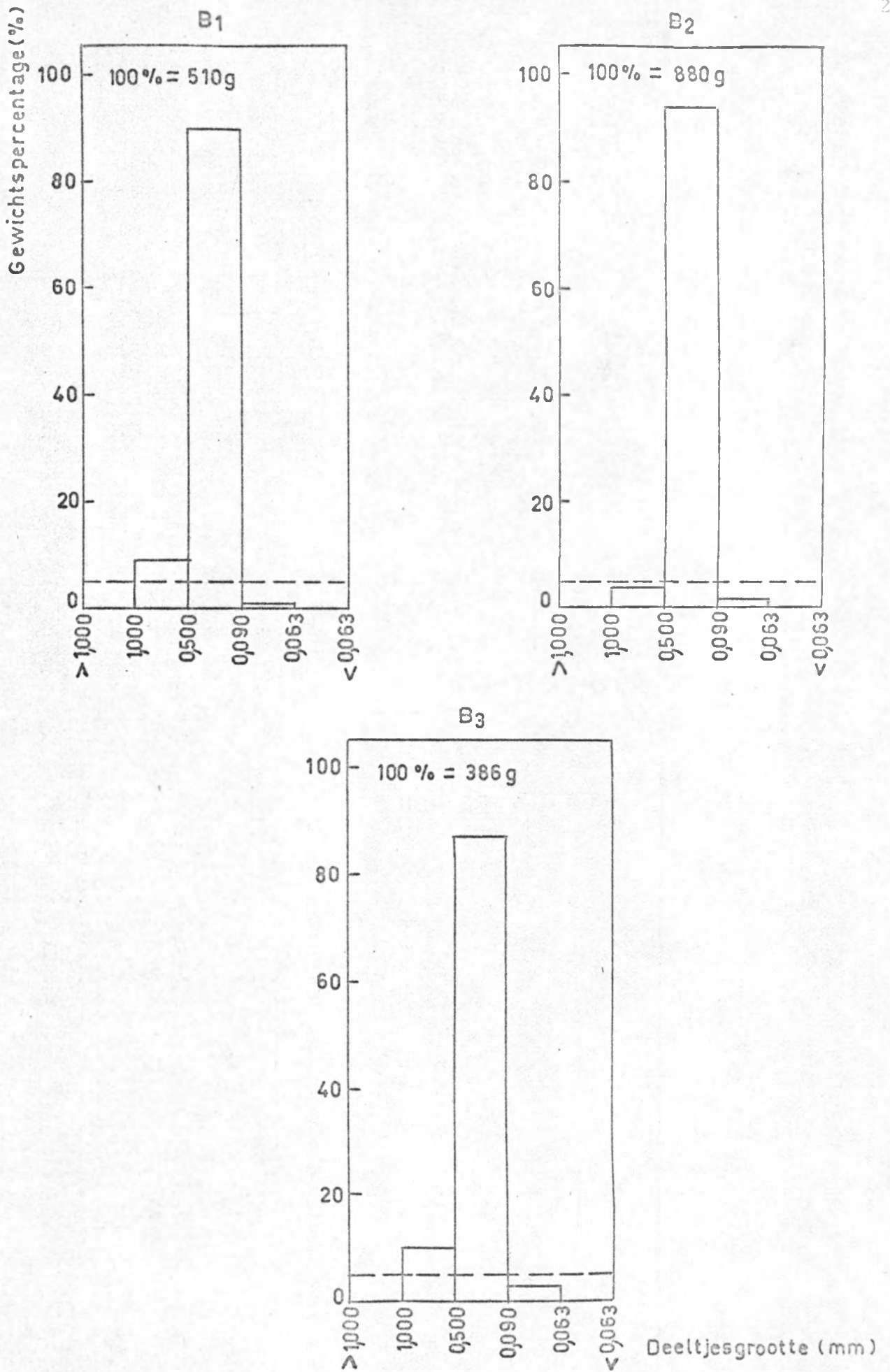


Fig. 6 - Fractieverdeling sedimentmonsters gebied B 26.02.76

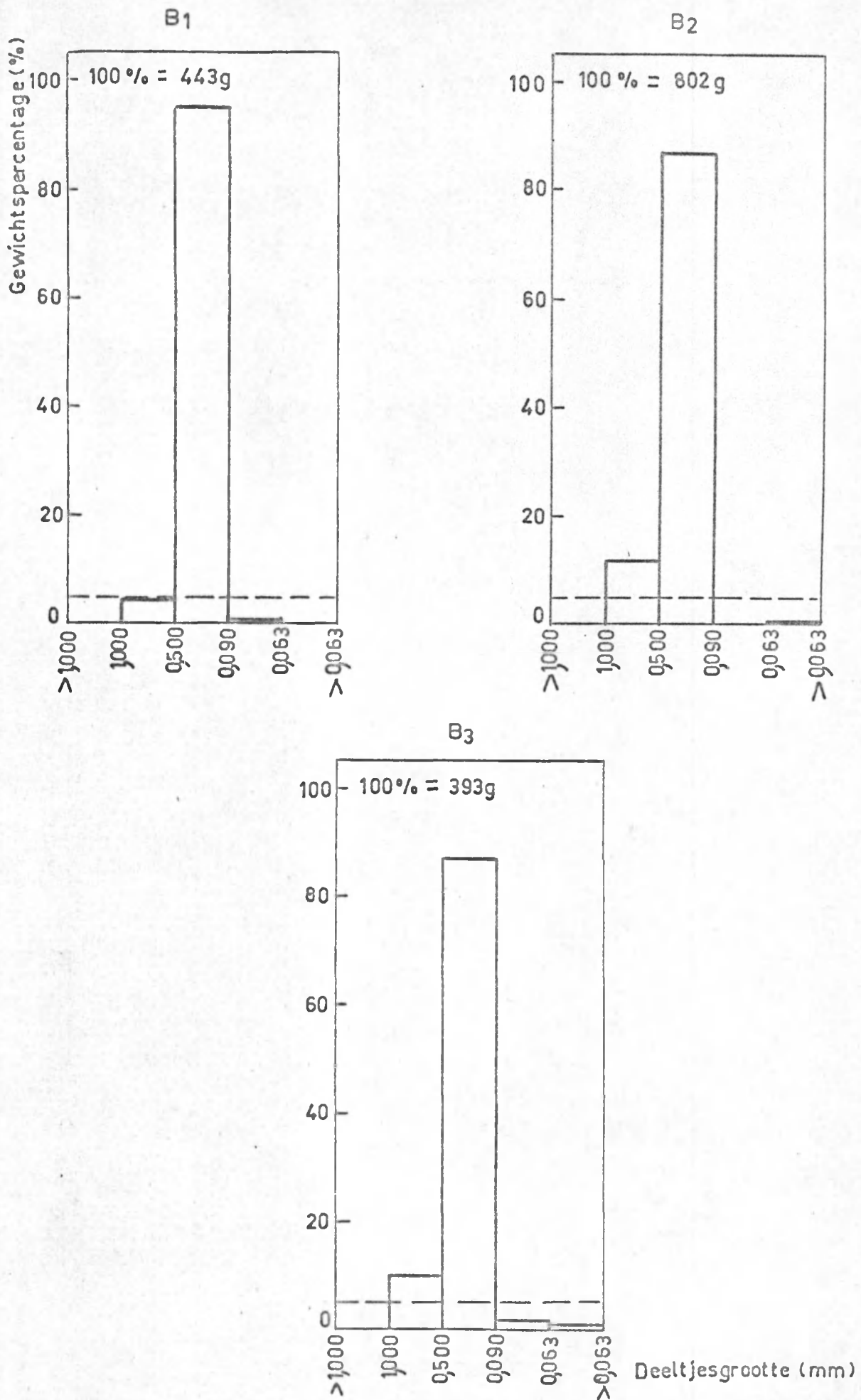


Fig. 7 - Fractieverdeling sedimentmonsters gebied B 24-05-76

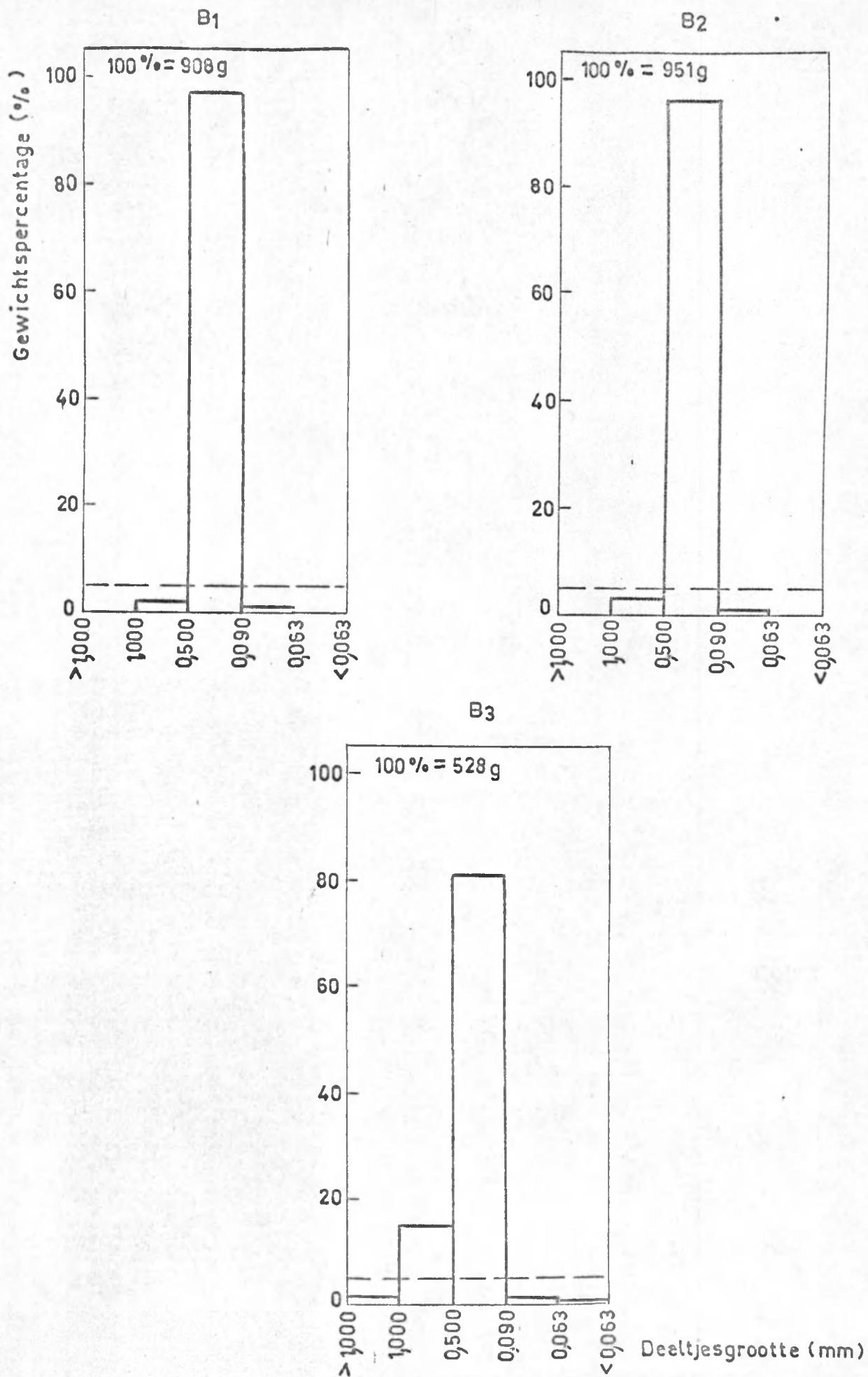


Fig. 8 - Fractieverdeling sedimentmonsters gebied B 20.10.76

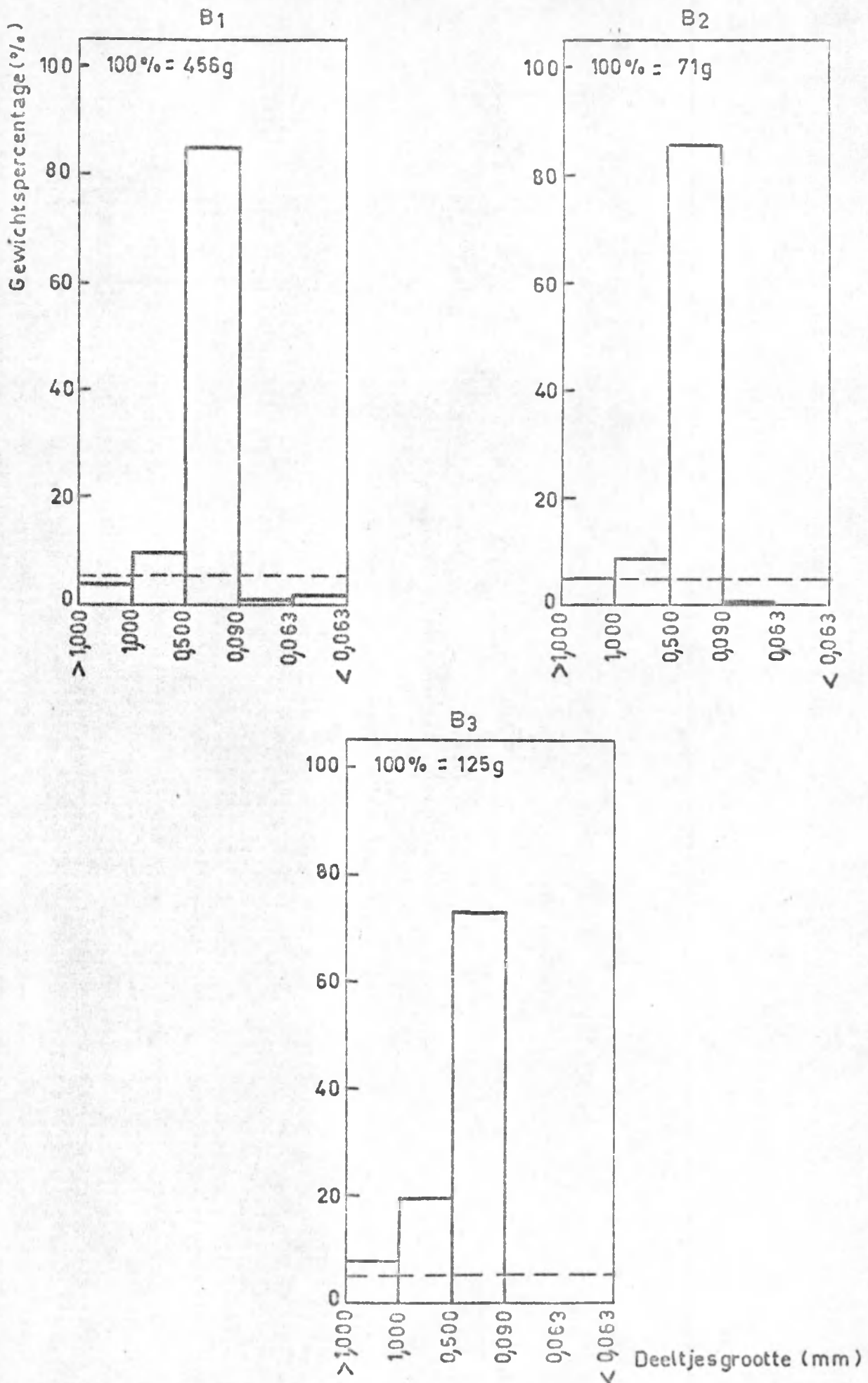


Fig 9 — Fractieverdeling sedimentmonsters gebied B 20-12-76

Tabel 1 - Distributie van de verschillende metalen per onderzochte fractie gebied A - 18.05.76.

Station	Fractie (mm)	V($\mu\text{g/g}$)	Al($\mu\text{g/g}$)	Cr($\mu\text{g/g}$)	Fe($\mu\text{g/g}$)
A ₁	zonder fractionering	5,1	342	4,7	1.442
	0,500 - 0,090	4,7	333	2,7	1.027
A ₂	zonder fractionering	2,8	208	1,3	562
	1,000 - 0,500	7,1	204	5,0	1.210
	0,500 - 0,090	2,5	210	2,3	500
A ₃	zonder fractionering	2,6	150	3,3	507
	1,000 - 0,500	3,8	125	5,3	700
	0,500 - 0,090	2,4	227	1,3	650

Tabel 2 - Distributie van de verschillende metalen per onderzochte fractie gebied A - 10.06.76

Station	Fractie (mm)	V($\mu\text{g/g}$)	Al($\mu\text{g/g}$)	Cr($\mu\text{g/g}$)	Fe($\mu\text{g/g}$)
A ₁	zonder fractionering	3,1	304	1,3	920
	0,500 - 0,090	2,9	188	2,8	533
A ₂	zonder fractionering	4,2	340	3,3	800
	1,000 - 0,500	6,8	283	11,8	1.816
	0,500 - 0,090	2,2	285	2,1	1.060
A ₃	zonder fractionering	2,7	293	4,0	1.003
	1,000 - 0,500	4,3	238	2,5	1.517
	0,500 - 0,090	2,0	104	1,8	362

Tabel 3 - Distributie van de verschillende metalen per onderzochte fractie gebied A - 25.10.76

Station	Fractie (mm)	V($\mu\text{g/g}$)	Al($\mu\text{g/g}$)	Cr($\mu\text{g/g}$)	Fe($\mu\text{g/g}$)
A ₁	zonder fractionering	2,1	2,7	4,0	1.733
	1,000 - 0,050	2,2	208	6,5	2.106
	0,050 - 0,090	5,8	195	4,0	1.225
A ₂	zonder fractionering	3,7	207	1,0	450
	1,000 - 0,050	9,7	200	4,5	9.983
	0,050 - 0,090	2,6	181	1,7	552
A ₃	zonder fractionering	3,7	200	2,0	792
	1,000 - 0,050	7,3	200	5,3	887
	0,050 - 0,090	4,3	185	2,0	492

Tabel 4 - Distributie van de verschillende metalen per onderzochte fractie gebied A - 15.12.76.

Station	Fractie (mm)	V($\mu\text{g/g}$)	Al($\mu\text{g/g}$)	Cr($\mu\text{g/g}$)	Fe($\mu\text{g/g}$)
A ₁	zonder fractionering	2,9	238	2,7	490
	0,500 - 0,090	3,6	329	3,3	855
A ₂	zonder fractionering	2,6	158	4,5	443
	1,000 - 0,500	7,8	168	5,3	1.425
	0,500 - 0,090	3,6	317	2,3	975
A ₃	zonder fractionering	3,8	322	3,0	1.133
	0,500 - 0,090	2,6	254	2,3	868

Tabel 5 - Distributie van de verschillende metalen per onderzochte fractie gebied B - 26.02.76.

Station	Fractie (mm)	(V($\mu\text{g/g}$))	Al($\mu\text{g/g}$)	Cr($\mu\text{g/g}$)	Fe($\mu\text{g/g}$)
B ₁	zonder fractionering	7,4	428	4,3	3.668
	1,000 - 0,500	25,7	634	10,8	6.008
	0,500 - 0,090	5,4	703	9,6	2.989
B ₂	zonder fractionering	11,6	609	5,3	2.328
	0,500 - 0,090	6,1	654	11,2	1.507
B ₃	zonder fractionering	10,0	514	8,3	3.456
	1,000 - 0,500	36,8	498	7,8	7.233
	0,500 - 0,090	5,2	362	6,7	2.412

Tabel 6 - Distributie van de verschillende metalen per onderzochte fractie gebied B - 24.05.76.

Station	Fractie (mm)	V($\mu\text{g/g}$)	Al($\mu\text{g/g}$)	Cr($\mu\text{g/g}$)	Fe($\mu\text{g/g}$)
B ₁	zonder fractionering	13,0	521	3,8	2.770
	0,500 - 0,090	9,1	229	5,8	2.118
B ₂	zonder fractionering	8,3	263	6,2	2.208
	1,000 - 0,500	30,0	488	17,2	7.625
	0,500 - 0,090	5,4	254	8,3	1.918
B ₃	zonder fractionering	7,3	358	15,0	2.980
	1,000 - 0,500	20,0	438	45,7	7.725
	0,500 - 0,090	5,5	225	4,5	2.368

Tabel 7 - Distributie van de verschillende metalen per onderzochte fractie gebied B - 20.10.76.

Station	Fractie (mm)	V($\mu\text{g/g}$)	Al($\mu\text{g/g}$)	Cr($\mu\text{g/g}$)	Fe($\mu\text{g/g}$)
B ₁	zonder fractionering	4,6	325	0,2	1.668
	0,500 - 0,090	3,0	287	5,0	1.293
B ₂	zonder fractionering	2,5	200	1,2	1.338
	0,500 - 0,090	4,9	217	2,0	1.238
B ₃	zonder fractionering	9,6	708	12,0	2.883
	1,000 - 0,500	21,3	604	33,7	3.945
	0,500 - 0,090	5,5	258	5,3	1.070

Tabel 8 - Distributie van de verschillende metalen per onderzochte fractie gebied B - 20.12.76.

Station	Fractie (mm)	V($\mu\text{g/g}$)	Al($\mu\text{g/g}$)	Cr($\mu\text{g/g}$)	Fe($\mu\text{g/g}$)
B ₁	zonder fractionering	19,5	1.167	13,7	4.808
	1,000 - 0,500	53,0	1.208	21,7	14.250
	0,500 - 0,090	17,5	1.250	13,0	3.988
B ₂	zonder fractionering	10,0	604	5,8	2.758
	> 1,000	25,5	646	39,2	7.833
	1,000 - 0,500	21,5	675	17,2	6.333
	0,500 - 0,090	5,0	250	4,2	1.458
B ₃	zonder fractionering	11,3	667	6,8	3.980
	> 1,000	31,0	729	44,5	15.880
	1,000 - 0,500	27,0	717	21,5	10.270
	0,500 - 0,090	12,8	771	8,2	2.363

Tabel 9 - Resultaten van de metaalextracties gebruik makend van diverse extractieprocedures.

Procedure	Fe($\mu\text{g/g}$)	Cr($\mu\text{g/g}$)	V($\mu\text{g/g}$)
0,5 M HNO_3 , 1 u, 20 g/20 ml	1.787	2,5	4,8
0,5 M HNO_3 , 1 u, 3 g/20 ml	2.208	3,7	9,5
5 M HNO_3 6 u, 3 g/20 ml	2.750	6,2	12,0
5 M HNO_3 /5 M HClO_4 3:1, 6 u + verwarmen, 3 g/20 ml	2.367	5,7	12,4
5 M HNO_3 , 6 u + verwarmen, 3 g/20 ml	4.333	5,0	8,3
5 M HNO_3 , 3 u + 3 u verwarmen, 3g/20 ml	5.235	15,0	26,2

Tabel 10

Nitraten mg $\text{NO}_3^-/1$						
Datum	A_1		A_2		A_3	
	opp	bodem	opp	bodem	opp	bodem
18.05.76	7,9	-	8,4	-	7,9	-
10.06.76	8,8	7,5	7,5	7,9	7,9	8,4
25.10.76	12,3	7,9	10,1	8,4	11,9	10,6
15.12.76	19,8	21,1	16,7	11,0	17,6	8,8

Tabel 11

nitrieten mg $\text{NO}_2^-/1$						
Datum	A_1		A_2		A_3	
	opp	bodem	opp	bodem	opp	bodem
18.05.76	0,063	-	0,063	-	0,056	-
10.06.76	0,056	0,026	0,053	0,026	0,050	0,026
25.10.76	0,017	0,026	0,017	0,017	0,023	0,043
15.12.76	0,017	0,026	0,023	0,026	0,026	0,020

Tabel 12

Ammoniak mg NH_4^+ - N/l						
Datum	A_1		A_2		A_3	
	opp	bodem	opp	bodem	opp	bodem
18.05.76	<0,01	-	0,01	-	<0,01	-
10.06.76	0,05	0,01	<0,01	0,05	0,02	<0,01
25.10.76	0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01
15.12.76	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04

Tabel 13

NH_3 niet geïoniseerd ppm						
Datum	A_1		A_2		A_3	
	opp	bodem	opp	bodem	opp	bodem
18.05.76	<0,001	-	<0,001	-	<0,001	-
10.06.76	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
25.10.76	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
15.12.76	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

Tabel 14

Orthofosfaten mg PO_4^{3-} /l						
Datum	A_1		A_2		A_3	
	opp	bodem	opp	bodem	opp	bodem
18.05.76	0,01	-	0,03	-	0,02	-
10.06.76	0,08	0,05	0,20	0,01	0,10	0,05
25.10.76	0,02	0,02	0,01	0,03	0,02	0,01
15.12.76	0,03	0,03	0,01	0,01	0,01	0,02

Tabel 18

Totale fosfaten mg/l						
Datum	A ₁		A ₂		A ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
18.05.76	0,15	-	0,09	-	0,10	-
10.06.76	0,23	0,33	0,42	0,15	0,22	0,35
25.10.76	0,05	0,06	0,05	0,10	0,11	0,07
15.12.76	0,08	0,10	0,05	0,06	0,05	0,07

Tabel 19

Doorzichtigheid Secchi cm			
Datum	A ₁	A ₂	A ₃
18.05.76	-	-	-
10.06.76	-	-	-
25.10.76	920	700	750
15.12.76	400	350	300

Tabel 20

Turbiditeit FTU						
Datum	A ₁		A ₂		A ₃	
	opp	bodem	opp	bodem	opp	bodem
18.05.76	<1	-	<1	-	<1	-
10.06.76	<1	<1	<1	<1	<1	<1
25.10.76	4	5	2	4	5	4
15.12.76	2	5	2	6	2	8

Tabel 21

Materie in suspensie mg/l						
Datum	A ₁		A ₂		A ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
18.05.76	<1	-	<1	-	<1	-
10.06.76	<1	<1	<1	<1	<1	<1
25.10.76	4	6	2	8	4	8
15.12.76	2	5	2	8	3	5

Tabel 22.

Saliniteit ‰			
Datum	A ₁	A ₂	A ₃
18.05.76	33,9	33,2	33,4
10.06.76	33,3	33,6	33,4
25.10.76	34,6	34,8	34,9
15.12.76	34,8	34,7	34,3

Tabel 23.

Opgeloste zuurstof ‰ verzadigingsgraad			
Datum	A ₁	A ₂	A ₃
18.05.76	96	92	96
10.06.76	95	94	96
25.10.76	111	112	114
15.12.76	97	96	97

Tabel 24.

pH				
Datum		A ₁	A ₂	A ₃
18.05.76		7,8	7,9	7,9
10.06.76		7,7	7,9	7,8
25.10.76		8,2	8,2	8,2
15.12.76		7,9	7,8	7,9

Tabel 25.

Fe in water mg/l						
Datum	A ₁		A ₂		A ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
18.05.76	0,06	-	0,06	-	0,04	-
10.06.76	0,07	0,09	0,05	0,06	0,06	0,08
25.10.76	0,10	0,09	0,08	0,08	0,08	0,08
15.12.76	0,04	0,05	0,05	0,04	0,02	0,04

Tabel 26.

Temperatuur °C						
Datum	A ₁		A ₂		A ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
18.05.76	10,7	10,0	10,1	9,9	10,2	9,9
10.06.76	13,2	12,7	13,5	12,7	14,0	12,9
25.10.76	15,0	15,1	15,0	15,0	15,0	15,0
15.12.76	8,6	8,6	8,6	8,7	8,6	8,7

Tabel 27.

Fe in sedimenten $\mu\text{g/g}$			
Datum	A ₁	A ₂	A ₃
18.05.76	1.442	562	507
10.06.76	920	800	1.003
25.10.76	1.733	450	792
15.12.76	490	490	1.133

Tabel 28.

Al in sedimenten $\mu\text{g/g}$			
Datum	A ₁	A ₂	A ₃
18.05.76	342	208	150
10.06.76	304	340	293
25.10.76	217	207	200
15.12.76	238	238	322

Tabel 29.

Cr in sedimenten $\mu\text{g/g}$			
Datum	A ₁	A ₂	A ₃
18.05.76	4,7	1,3	3,3
10.06.76	1,3	3,3	4,0
25.10.76	4,0	1,0	2,0
15.12.76	2,7	2,7	3,0

Tabel 30

V in sedimenten $\mu\text{g/g}$			
Datum	A ₁	A ₂	A ₃
18.05.76	5,1	2,8	2,6
10.06.76	3,1	4,2	2,7
25.10.76	2,1	3,7	3,7
15.12.76	2,9	2,9	3,8

Voor bezinkbare stoffen werd telkenmale 0,00 ml/l genoteerd.

Tabel 31.

Nitraten mg $\text{NO}_3^-/1$						
Datum	B ₁		B ₂		B ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	19,6	-	18,8	-	19,0	-
24.05.76	4,4	4,0	5,7	5,3	5,7	6,2
20.10.76	10,6	7,0	8,4	7,9	7,9	7,9
20.12.76	15,4	14,6	17,2	16,4	16,6	16,4

Tabel 32.

Nitrieten mg $\text{NO}_2^-/1$						
Datum	B ₁		B ₂		B ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	0,028	-	0,032	-	0,031	-
24.05.76	0,059	0,059	0,063	0,056	0,059	0,069
20.10.76	0,017	0,013	0,010	0,023	0,013	0,026
20.12.76	0,021	0,019	0,026	0,019	0,027	0,018

Tabel 33.

Ammoniak mg NH_4^+ - N/l						
Datum	B_1		B_2		B_3	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	<0,01	-	0,01	-	<0,01	-
24.05.76	0,01	0,04	0,02	<0,01	<0,01	0,04
20.10.76	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
20.12.76	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Tabel 34

NH_3 niet gefoniseerd ppm						
Datum	B_1		B_2		B_3	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	<0,001	-	<0,001	-	<0,001	-
24.05.76	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
20.10.76	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
20.12.76	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

Tabel 35

Orthofosfaten mg PO_4^{3-} /l						
Datum	B_1		B_2		B_3	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	0,78	-	0,55	-	0,72	-
24.05.76	0,08	0,07	0,07	0,06	0,05	0,06
20.10.76	0,07	0,09	0,11	0,10	0,09	0,11
20.12.76	0,25	0,22	0,41	0,46	0,22	0,32

Tabel 36

Metafosfaten (poly-) mg/l						
Datum	B ₁		B ₂		B ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	0,22	-	0,18	-	0,30	-
24.05.76	0,01	0,01	0,02	0,03	0,01	0,01
20.10.76	0,01	0,02	0,02	0,03	0,03	0,04
20.12.76	0,10	0,12	0,22	0,18	0,15	0,17

Tabel 37.

Totale anorganische fosfaten mg/l						
Datum	B ₁		B ₂		B ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	1,00	-	0,73	-	1,02	-
24.05.76	0,09	0,08	0,09	0,09	0,06	0,07
20.10.76	0,08	0,11	0,13	0,13	0,12	0,15
20.12.76	0,35	0,34	0,63	0,64	0,37	0,49

Tabel 38

Totale organische fosfaten mg/l						
Datum	B ₁		B ₂		B ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	0,02	-	0,01	-	<0,01	-
24.05.76	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01
20.10.76	0,01	<0,01	0,01	0,01	0,02	<0,01
20.12.76	0,03	0,02	0,04	0,02	0,04	0,03

Tabel 39.

Totale fosfaten mg/l						
Datum	B ₁		B ₂		B ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	1,02	-	0,74	-	1,02	-
24.05.76	0,09	0,08	0,09	0,10	0,06	0,07
20.10.76	0,09	0,11	0,14	0,14	0,14	0,15
20.12.76	0,38	0,36	0,67	0,66	0,41	0,52

Tabel 40.

Doorzichtigheid Secchi cm			
Datum	B ₁	B ₂	B ₃
26.02.76	-	-	-
24.05.76	-	-	-
20.10.76	630	620	350
20.12.76	-	-	-

Tabel 41.

Turbiditeit FTU						
Datum	B ₁		B ₂		B ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	1	-	-	-	3	-
24.05.76	2	1	1	3	1	1
20.10.76	1	8	5	7	3	10
20.12.76	3	4	3	5	3	6

Tabel 42.

Materie in suspensie mg/l						
Datum	B ₁		B ₂		B ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	4	-	5	-	2	-
24.05.76	4	9	4	6	8	8
20.10.76	2	6	7	8	8	17
20.12.76	3	4	7	7	4	6

Tabel 43.

Saliniteit ‰						
Datum	B ₁		B ₂		B ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	31,1	-	31,1	-	31,5	-
24.05.76	31,8	32,9	31,9	32,6	31,8	32,6
20.10.76	34,9	34,6	34,8	34,8	34,6	34,7
20.12.76	33,9	33,8	33,9	33,7	33,8	33,7

Tabel 44.

Opgeloste zuurstof % verzadigingsgraad			
Datum	B ₁	B ₂	B ₃
26.02.76	98	98	100
24.05.76	93	97	94
20.10.76	98	96	98
20.12.76	97	96	95

Tabel 45.

pH						
Datum	B ₁		B ₂		B ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	7,7	-	7,9	-	7,8	-
24.05.76	7,8	8,0	7,9	8,1	7,9	8,0
20.10.76	8,0	8,1	8,2	8,1	8,0	8,2
20.12.76	8,0	8,1	8,1	8,1	8,1	8,0

Tabel 46.

Fe in water mg/l						
Datum	B ₁		B ₂		B ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	0,05	-	0,10	-	0,15	-
24.05.76	0,06	0,09	0,08	0,09	0,08	0,08
20.10.76	0,07	0,08	0,05	0,07	0,08	0,06
20.12.76	0,06	0,07	0,07	0,07	0,05	0,06

Tabel 47.

Temperatuur °C						
Datum	B ₁		B ₂		B ₃	
	opp.	bodem	opp.	bodem	opp.	bodem
26.02.76	4,0	3,8	4,2	4,0	4,2	4,1
24.05.76	12,0	11,8	11,9	11,8	12,0°	12,0
20.10.76	15,0	15,0	15,0	15,1	14,8	15,1
20.12.76	5,7	5,6	5,8	5,6	5,7	5,6

Tabel 48.

Fe in sedimenten $\mu\text{g/g}$			
Datum	B ₁	B ₂	B ₃
26.02.76	3.668	2.328	3.456
24.05.76	2.770	2.208	2.980
20.10.76	1.668	1.338	2.833
20.12.76	4.808	2.758	3.980

Tabel 49.

Al in sedimenten $\mu\text{g/g}$			
Datum	B ₁	B ₂	B ₃
26.02.76	428	609	514
24.05.76	521	263	358
20.10.76	325	200	708
20.12.76	1.167	604	667

Tabel 50.

Cr in sedimenten $\mu\text{g/g}$			
Datum	B ₁	B ₂	B ₃
26.02.76	4,3	5,3	8,3
24.05.76	3,8	6,2	15,0
20.10.76	0,2	1,2	12,0
20.12.76	13,7	5,8	6,8

Tabel 51.

V in sedimenten $\mu\text{g/g}$			
Datum	B ₁	B ₂	B ₃
26.02.76	7,4	11,6	10,0
24.05.76	13,0	8,3	7,3
20.10.76	4,6	2,5	9,6
20.12.76	19,5	10,0	11,3

Voor bezinkbare stoffen werd telkenmale 0,00 ml/l genoteerd.

Referenties.

- Andrulowicz, E. (1975) : Relation between organic matter and metal content of sediments. Proc. 11th Baltic Biologists Symposium. Gdynia.
- Andrulowicz, E. en Portmann, J. E. (1975) : Determination of metal content of sediments in relation to dumping and discharge control. ICES C.M. 1975/E:22.
- Annual ASTM Standards - Water part 31 (1975). American Society for testing and materials, Philadelphia. U.S.A.
- Carmody, D.J. ; Pearce, J.B. en Yasso, W.E. (1973) : Trace metals in sediments of New York Bight. Mar. Poll. 4, 132-135.
- Caspers, H. (1975) : Pollution in coastal waters. Deutsche Forschungsgemeinschaft, Research Report.
- Chester, R. en Hughes, M.J. (1967) : A chemical technique for the separation of ferromanganese minerals, carbonate minerals and adsorbed trace elements from pelagic sediments. Chem. Geol., 2, 249-262.
- Gabriëls, R. (1975) : Analyse des produits horticoles, des mélanges de sols et des eaux d'arrosage par spectrométrie de flamme et d'absorption atomique. Analisis 3, (3), 139-141.
- Hach Analysis Procedures - Methods Manual, Hach Direct Reading - Engineer's Laboratory.
- Holme, N.A. en Mc Intyre, A.D. (1971) : Methods for the study of marine benthos, IBP Handbook no. 16.
- Ketchum, B.H. (1974) : Report on Representations and Discussion on Disposal of Acid-Iron Wastes. 3 October 1974. ICES Fisheries Improvement Committee.
- Ketchum, B.H. (1974) : Sea Disposal of Acid-Iron Wastes Resulting from the production of Titanium-Dioxide. ICES C.M. 1974/E:52.
- Lehtonen, H. en Tuunainen, P. (1974) : On the effects of effluents from the titanium dioxide industry on the biota and fishery of the coastal area of the Gulf of Bothnia, near Pori, Finland. ICES C.M. 1974/E:45.
- Rachlor, E. (1972) : On the influence of Industrial Waste Containing H_2SO_4 and $FeSO_4$ on the bottom fauna off Helgoland (German Bight) In : M. Ruivo (ed) Marine Pollution and Sea Life Fishing News (Books) Ltd. London.
- Rijkswaterstaat (1976) : Lozing afvalzuur TiO_2 produktie op de Noordzee.
- Riley, J.P. en Chester, R. (1971) : Introduction to Marine Chemistry - Academic Press London and New York.
- Rodier, J. (1971) : L'analyse chimique et physico-chimique de l'eau - Dunod Paris.

- Spotte, S. (1973) : Marine Aquarium Keeping - J. Wiley & Sons, Inc.
- Standard Methods for the examination of water and wastewater - Thirteenth Edition (1971). American Public Health Association, Washington, D. C. 20036, U. S. A.
- Vaccaro, R. F. ; Grice, G. D. ; Royve, G. T. en Wiebe, P. H. (1972) : Acid-Iron waste disposal and the Summer distribution of Standing Crops in the New York Bight - Water Research 6, 231-256.
- Vyncke, W. : An accelerated microdiffusion method for the determination of ammonia in cartilaginous fish. Fish. News int. 7(7) 49-53 (1968).
- Weichart, G. (1972) : Chemical and physical investigations on marine pollution by wastes of a titanium dioxide factory - In : M. Ruivo (ed), Marine Pollution and Sea Life, London. Fishing News (Books) Ltd, p. 186-188.
- Weichart, G. (1975) : Untersuchungen über die Fe-Konzentration in wasser der Deutschen Bucht im Zusammenhang mit dem Einbringen von Abwasser aus der Titandioxid-Produktion. Deutsche Hydrografische Zeitschrift 28 (2) 49-61.

APPENDIX I

Meteorologische gegevens over gebied A

Datum	Windrichting	windkracht (Beaufort)	stroomrichting	stroomsnelheid (zeemijl/uur)
18.05.76	-	0	045°	0,5
10.06.76	290	3	041°	1
25.10.76	090°	4	045°	2
15.12.76	140°	4	315°	1

APPENDIX II

Bijkomende gegevens over gebied A.

Datum	Station	Diepte (m)	Tijdstip
18.05.76	A ₁	31	2 uur voor HW*
	A ₂	28	1 uur voor HW
	A ₃	31	bij HW
10.06.76	A ₁	33	1 uur na HW
	A ₂	35	2 uur na HW
	A ₃	31	3 uur na HW
25.10.76	A ₁	33	1 uur voor HW
	A ₂	27	bij HW
	A ₃	33	1 uur na HW
15.12.76	A ₁	30	4 uur na HW
	A ₂	30	5 uur voor HW
	A ₃	30	4 uur voor HW

* HW = HW te Oostende.

APPENDIX III

Meteorologische gegevens over gebied B

Datum	Windrichting	Windkracht (Beaufort)	Stroomrichting	Stroomsnelheid (zeemijl per uur)
26.02.76	225°	4	045°	0,5
24.05.76	045°	5	045°	0,5
20.10.76	180°	5	045°	2
20.12.76	090°	5	045°	1

APPENDIX IV

Bijkomende gegevens over gebied B

Datum	Station	Diepte (m)	Tijdstip
26.02.76	B ₁	22	1 uur voor HW *
	B ₂	20	2 uur voor HW
	B ₃	21	3 uur voor HW
24.05.76	B ₁	29	1 uur na HW
	B ₂	29	2 uur na HW
	B ₃	20	3 uur na HW
20.10.76	B ₁	28	6 uur na HW
	B ₂	26	3 uur na HW
	B ₃	26	4 uur na HW
20.12.76	B ₁	25	2 uur na HW
	B ₂	25	3 uur na HW
	B ₃	22	4 uur na HW

* HW = HW te Oostende.

