

**SAMENWERKINGSAKKOORD TUSSEN DE
BELGISCHE STAAT EN HET VLAAMSE GEWEST
TER VRIJWARING VAN DE NOORDZEE
VAN NADELIGE MILIEU-EFFECTEN
INGEVOLGE BAGGERSPECIELOSSINGEN IN DE
WATEREN DIE VALLEN ONDER DE
TOEPASSING VAN HET
VERDRAG VAN OSLO.**

Ambtelijke Werkgroep

Aktiviteitenverslag 2: 1993 - 1995

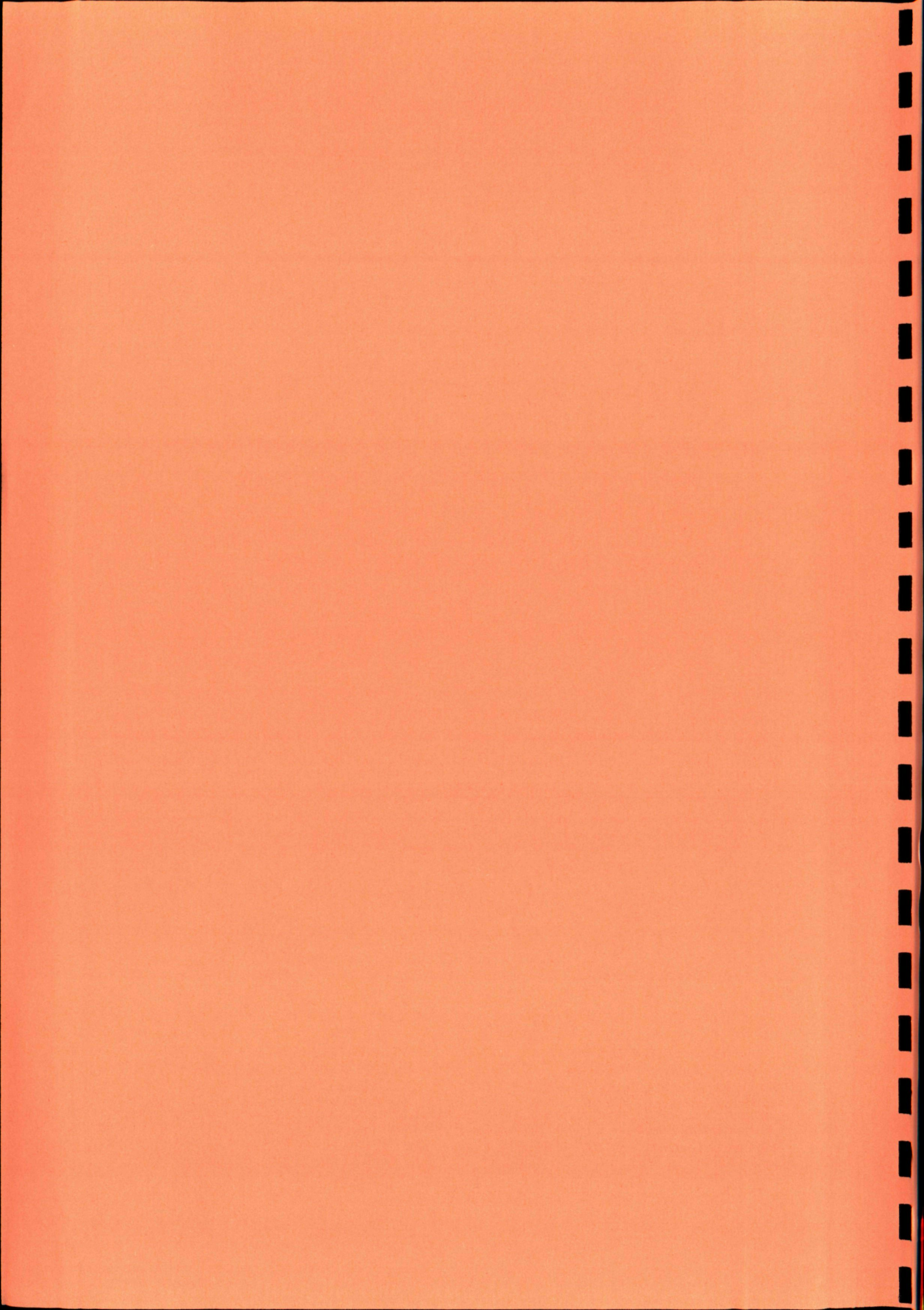


Ministerie van Sociale Zaken,
Volksgezondheid en Leefmilieu
Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de
Noordzee en het Schelde Estuarium (B.M.M.)

Ministerie van Middenstand en Landbouw
Rijksstation voor Zeevisserij (C.L.O. - Gent)

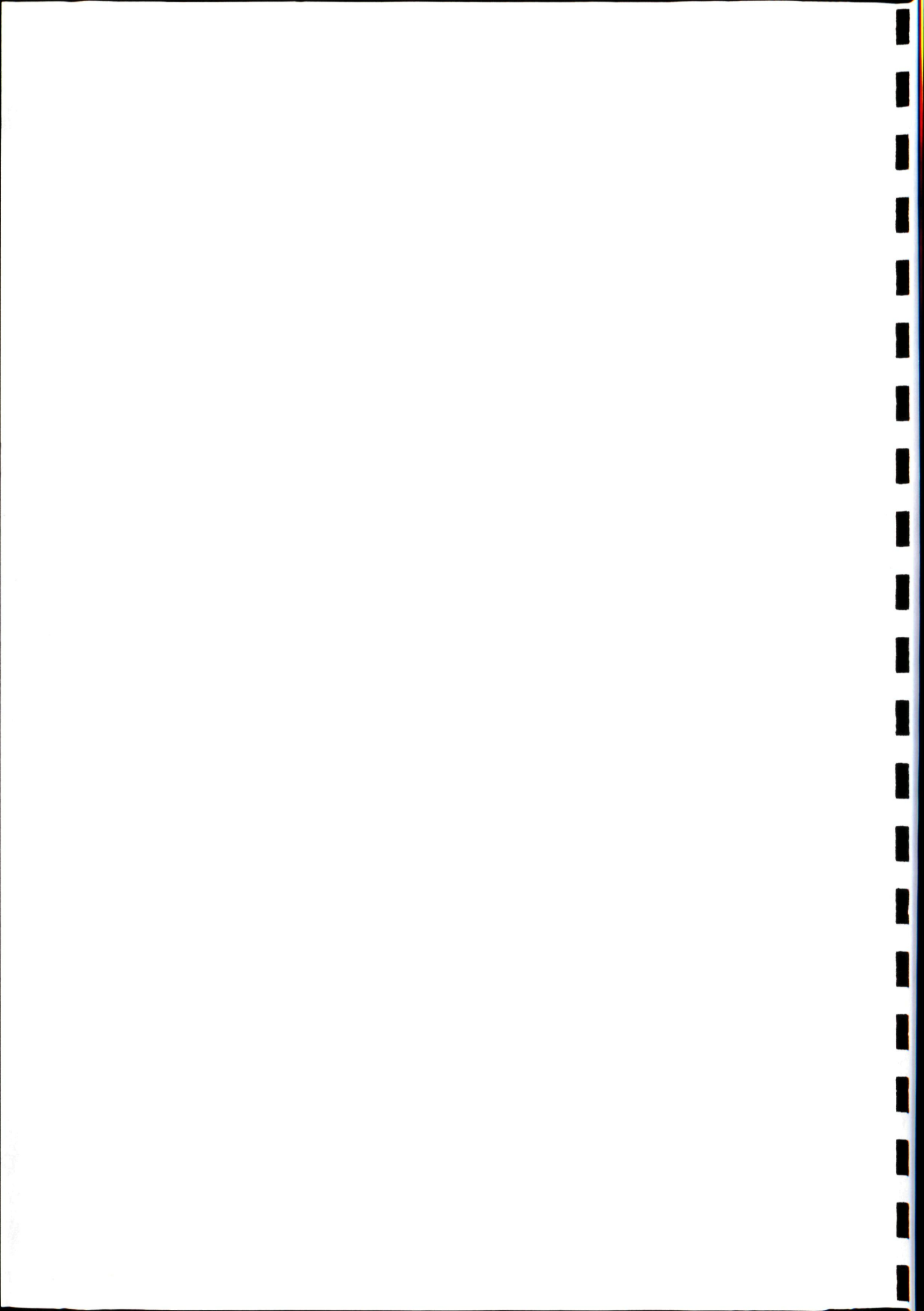


Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
Departement Leefmilieu en Infrastructuur
Administratie Waterwegen en Zeewezen
Administratie Milieu, Natuur en Landinrichting



INHOUDSTAFEL

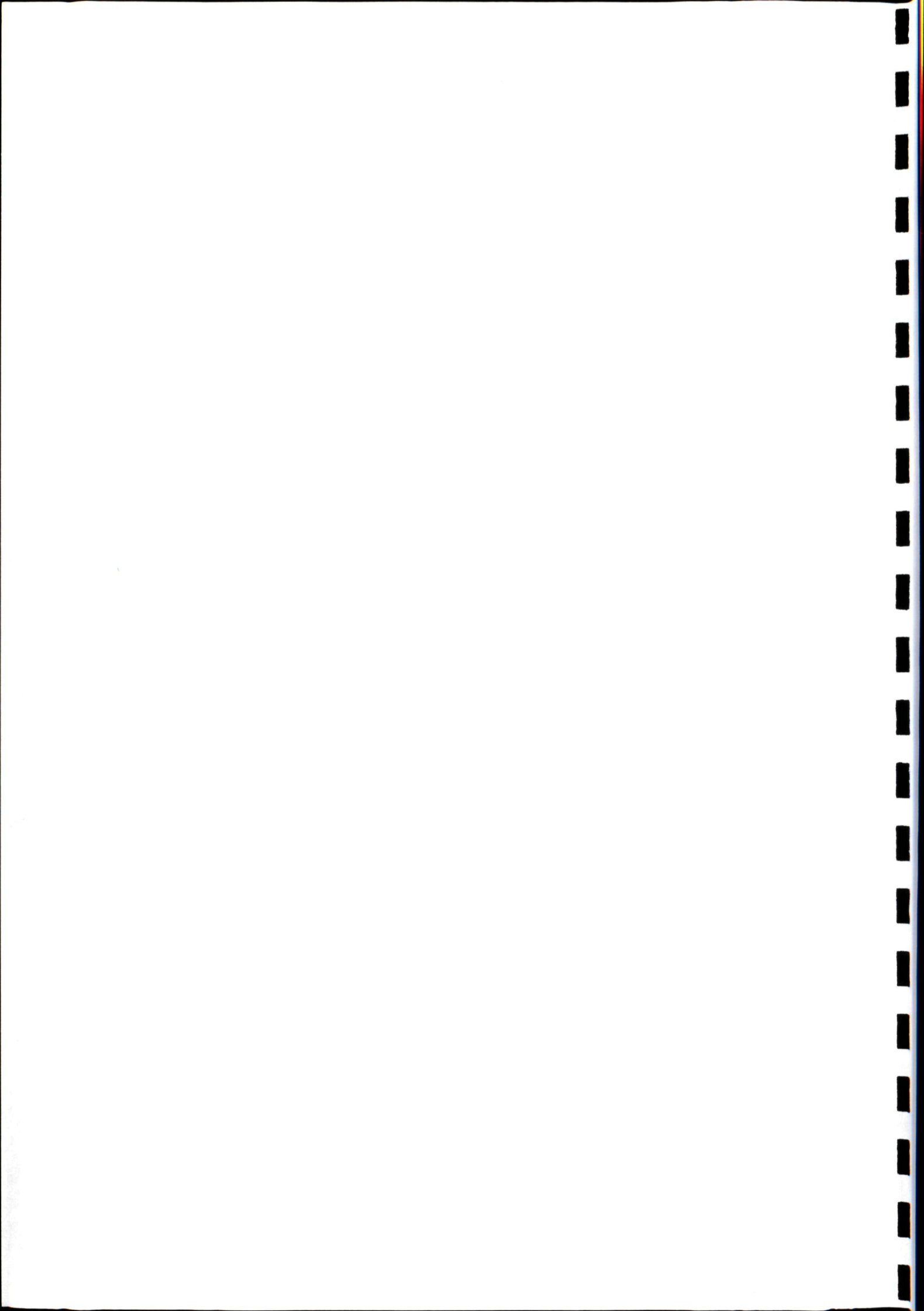
1. Doel van de werkgroep
2. Samenstelling van de Ambtelijke Werkgroep
3. Werking van de Ambtelijke Werkgroep
 - 3.1. Interne activiteiten
 - 3.1.1. Beheer van de vergunningen
 - 3.1.2. Haven van Oostende
 - 3.1.3. Studiedag "Invloed van baggerspecielossingen op het leefmilieu in de zuidelijke Noordzee". Brugge, 2 maart 1994.
 - 3.1.4. Ontwikkeling van sedimentkwaliteitscriteria (SQC)
 - 3.2. Internationale activiteiten
 - 3.2.1. Nieuw Verdrag van Parijs
 - 3.2.2. Voorbereidingen van internationale vergaderingen in het kader van het Verdrag van Oslo
4. Overzicht van de gebaggerde en gestorte hoeveelheden sedert '91.
5. Monitorings- en onderzoeksprogramma's
 - 5.1. Resultaten van de eerste faze
 - 5.1.1. Polluentendynamiek in baggerspecie (N.V. ECCA)
 - 5.1.2. Mobiliseerbaarheid en biologische beschikbaarheid van micropolluenten uit baggerspecie (N.V. ECOLAS)
 - 5.1.3. Biologische monitoring van de lossingen van gebaggerd materiaal voor de Belgische kust ('92 - '94) (RvZ)
 - 5.1.4. Sedimenttransportmodel (BMM)
 - 5.2. Doelstellingen van de tweede faze
 - 5.2.1. Biologische monitoring van lossingen van gebaggerd materiaal voor de Belgische kust (RvZ)
 - 5.2.2. Tweedimensioneel sedimenttransportmodel met hoge resolutie en een driedimensioneel sedimenttransportmodel voor de Belgische kust (BMM)
 - 5.2.3. Ondersteunend laboratoriumonderzoek voor het vastleggen van sedimentkwaliteitscriteria voor het lossen van baggerspecie in zee (ECCA N.V.)



- 5.2.4. Studie voor het vastleggen van sedimentkwaliteitscriteria voor het lossen van baggerspecie in zee (ECOLAS N.V.)
- 5.2.5. Haalbaarheidsstudie inzake de invoering van een triadesysteem voor de beoordeling van mogelijke effecten van losactiviteiten in de Noordzee (ECOLAS N.V.)

6. Besluit

Bijlage: "Guidelines for the management of dredged material" (OSCOM 1993)



1. Doel van de werkgroep

Op 13 juni 1990 werd te Brussel een samenwerkingsakkoord ondertekend tussen de Belgische Staat en het Vlaamse Gewest betreffende de toepassing van de Conventie van Oslo op de baggerspeciellossingen in de Noordzee. Deze zijn het gevolg van de onderhoudsbaggerwerken in de maritieme toegangswegen naar de Vlaamse Zeehavens, die in opdracht van het Vlaamse Gewest worden uitgevoerd.

De Ambtelijke Werkgroep, opgericht konform dit akkoord, werkt voorstellen uit ter uitvoering van het samenwerkingsakkoord die betrekking hebben op:

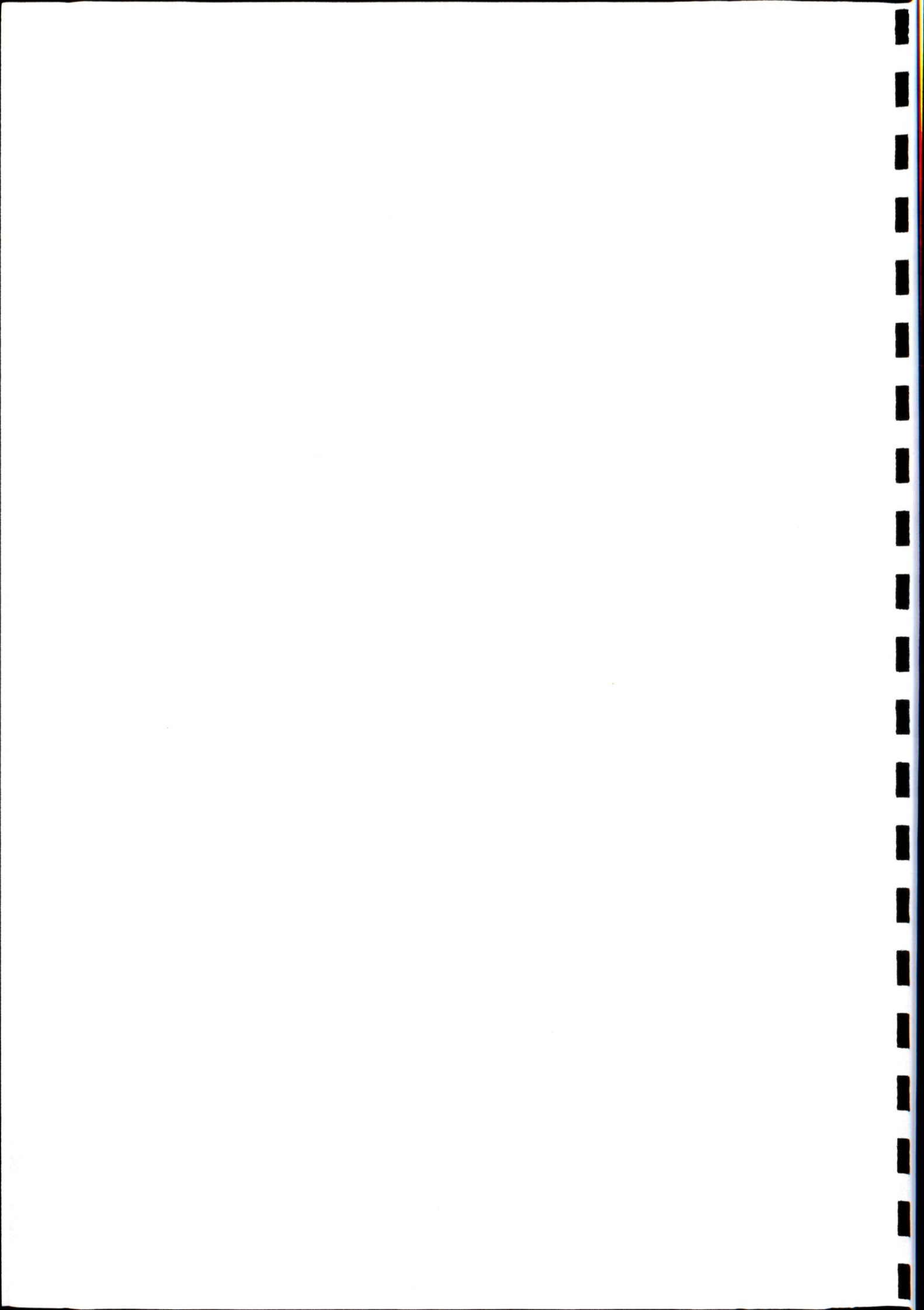
- (i) *de juridische, technische, wetenschappelijke en financiële beleidsaspecten in verband met de Conventie van Oslo zelf, en met de in toepassing ervan verleende vergunningen;*
- (ii) *het onderzoek naar, en het in toepassing brengen van mogelijkheden om nadelige milieu-effecten te verminderen en/of uit te sluiten;*
- (iii) *het uitwerken van gemeenschappelijke standpunten bij de voorbereiding van internationale akkoorden die betrekking hebben op de Conventie van Oslo.*

2. Samenstelling van de Ambtelijke Werkgroep

In de Ambtelijke Werkgroep zijn voor het Vlaamse Gewest de volgende instanties vertegenwoordigd: de Afdeling Beleid Havens en Waterwegen (BHW, Administratie Waterwegen en Zeewezen), Afdeling Waterwegen Kust (WWK, Administratie Waterwegen en Zeewezen), de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) en de Administratie Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer (AMINAL).

Voor de federale overheid zijn de volgende instanties vertegenwoordigd: de Beheerseenheid van het Mathematisch Model Noordzee (BMM, Ministerie van Sociale Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu) en het Rijksstation voor Zeevisserij (RvZ, Ministerie van Middenstand en Landbouw).

Per 31.12.95 is de Ambtelijke Werkgroep als volgt samengesteld: dhr. G. PICHOT (BMM), dhr. J. VAN HOOFF (BHW), Mw. B. LAUWAERT (BMM), dhr. W. VYNCKE (RvZ), dhr. B. DE PUTTER (WWK), dhr. G. DUMON (WWK), dhr. D. DE BRAUWER (WWK), dhr. M. VERDIEVEL (VMM), dhr. W. GODERIS (AMINAL).



Het voorzitterschap wordt afwisselend waargenomen door dhr. G. PICHOT en dhr. J. VAN HOOFF. In de periode '93 - '95 kwam de Ambtelijke Werkgroep acht keer samen.

3. Werking van de Ambtelijke Werkgroep.

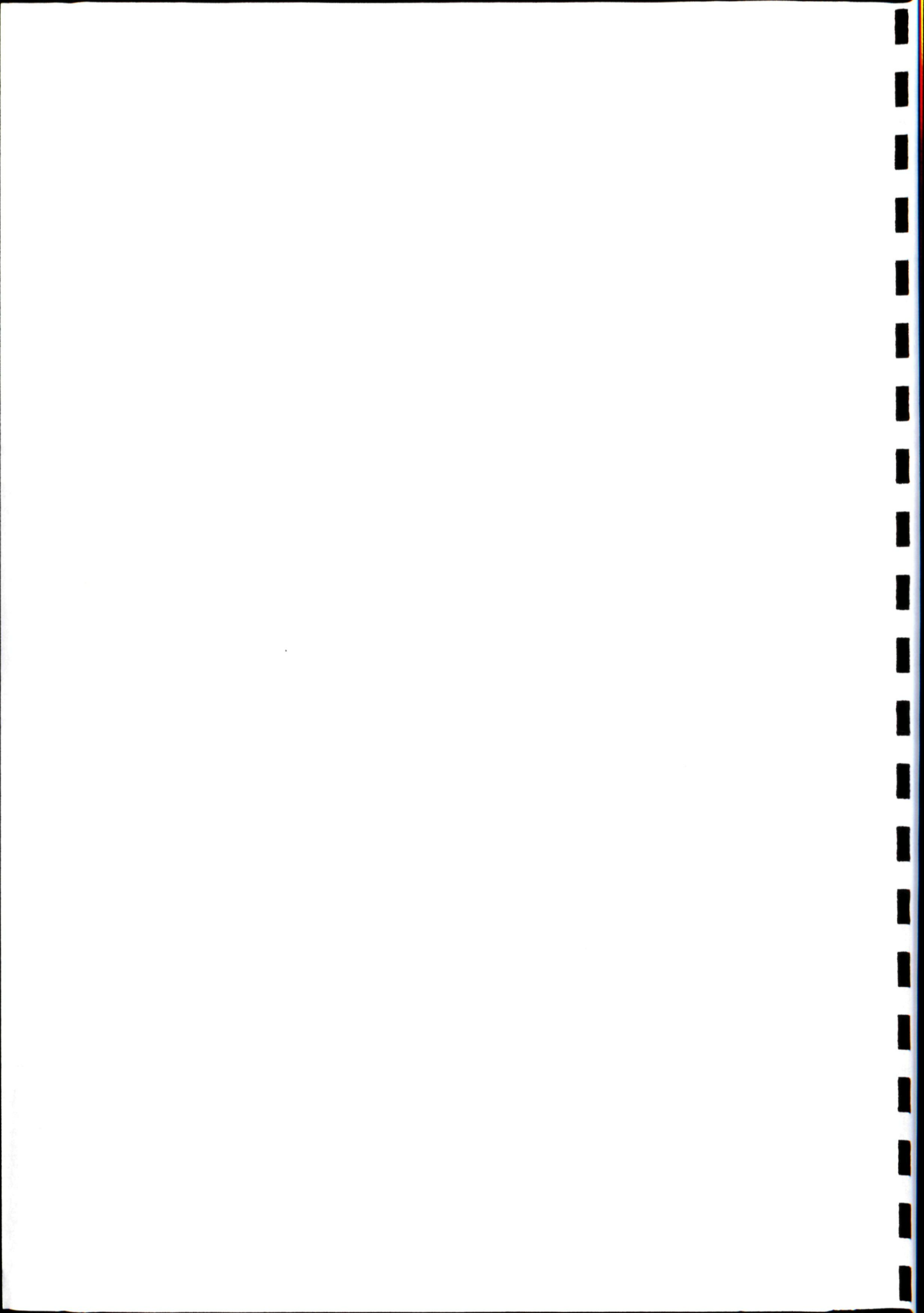
3.1. Interne activiteiten

3.1.1. Beheer van de vergunningen

De eerste vier vergunningen (stortplaats S₁, S₂, Br & W-Zeebrugge Oost en Br & W-Oostende) traden in werking op 1 april 1991 voor een periode van 2 jaar. In totaal werd het storten van maximum 50.598.000 ton baggerspecie per jaar vergund. De M.B.'s bevatten evenwel een paragraaf waarin de vergunninghouder ertoe wordt aangezet om te streven naar de gemiddelde vergunde hoeveelheid : 40.249.000 ton per jaar. In deze eerste periode liepen een aantal zaken mank : (i) meldingen van de maandelijks gebaggerde hoeveelheden werden systematisch te laat overgemaakt; (ii) de overschrijding van de vergunde hoeveelheden werd niet gemeld en (iii) de onderzoeksprogramma's verbonden aan de vergunningen werden slechts op het einde van de vergunningsperiode afgesloten.

Voor de tweede vergunningsperiode (1 april 1993 - 31 maart 1995) werd een totaal van maximum 57.000.000 natte ton per jaar vergund. Opnieuw dient de vergunninghouder evenwel te streven naar de gemiddelde jaarlijks vergunde hoeveelheid, nl. 44.000.000 natte ton. De totale gemiddelde hoeveelheid is gestegen met 11,2 % en de totale, maximale hoeveelheid met 8,5 %. Deze verhogingen zijn voornamelijk te wijten aan (i) de verdere uitbouw van de buitenhaven van Zeebrugge, nl. door de bouw van de nieuwe containerterminal en het Wielingendok in het westelijk havenareaal; en (ii) door rekening te houden met de mogelijke verwezenlijking van een aantal projecten voor Oostende, zoals kustverdedigingsprojecten voor Oostende en de 2de fase van het verdiepingsprogramma ten behoeve van de Jumboferries. In deze vergunningsperiode gebeurden de maandelijkse rapportages stipt en de gemiddelde toegelaten hoeveelheid per oorsprongssite werd niet overschreden. Het invoeren van sedimentkwaliteitscriteria (SQC's) in de vergunningen werd evenwel nog niet bereikt maar wel als prioriteit gesteld voor de derde vergunningsperiode.

De derde vergunningsperiode (1 april 1995 - 31 maart 1997) werd voorafgegaan door een beperkt monitoringsprogramma. De totale maximaal vergunde hoeveelheid (51.000.000 natte ton) en de totale gemiddelde vergunde hoeveelheid (38.000.000 natte ton) per jaar is in vergelijking met de vorige vergunningsperiode gedaald met respectievelijk 10,5 % en 13,6 %. Bovendien werden sedimentkwaliteitscriteria (SQC's) gedefinieerd (zie § over SQC's), waarbij in eerste instantie enkel SQC's voor de verontreiniging door metalen werden opgenomen in de vergunningen. Het onderzoek voor het bepalen van SQC's voor de organische verontreiniging is veel complexer en nog in volle ontwikkeling. Gebonden aan deze SQC's werden dan ook in de vergunningen voor de eerste maal controlemaatregelen opgenomen.



3.1.2. Haven van Oostende.

De machtiging tot storten van specie afkomstig van de handelsdokken (Vlotdok, Houtdok, Sasdok en Zwaardok) van de achterhaven van Oostende wordt geweigerd bij ministerieel besluit van 20.01.94 (B.S. 23.02.94) omwille van ernstige verontreiniging van desbetreffende specie.

De Directie Havens en Kanalen heeft de nodige stappen ondernomen om de procedure voor een berging aan wal te starten.

Hierbij wordt de procedure gevolgd die beschreven is in het dienstorder LI 94/71 'Vergunningen voor baggerwerken', nl. de 'Interne procedure binnen het Departement LIN voor het aanvragen en afleveren van vergunningen voor baggerwerken'. De eerste procedurestap, de overlegvergadering, werd reeds uitgevoerd. Momenteel werden nog geen verdere stappen ondernomen aangezien noodzakelijke baggerwerken in andere delen van de Oostendse binnenhaven mogelijks hierbij betrokken zullen worden.

Het bergen van de specie op het zogenaamde 'ESSO - stort' wordt beoogd.

Indien berging in zee was toegelaten zou deze operatie 63 miljoen BEF kosten, waarvan 48 miljoen ten laste van de Vlaamse Gemeenschap. Bij berging aan wal wordt de kostprijs geraamd op:

- (i) voor het baggeren en bergen 100 miljoen BEF, waarvan 75 % ten laste van het Vlaamse Gewest
- (ii) voor de MER-procedure en de milieuvergunning 5 miljoen BEF.

Dit is een totale kost van 105 miljoen BEF, hetzij een meerkost van 42 miljoen BEF. De baggerwerken zijn voorzien voor eind 1995.

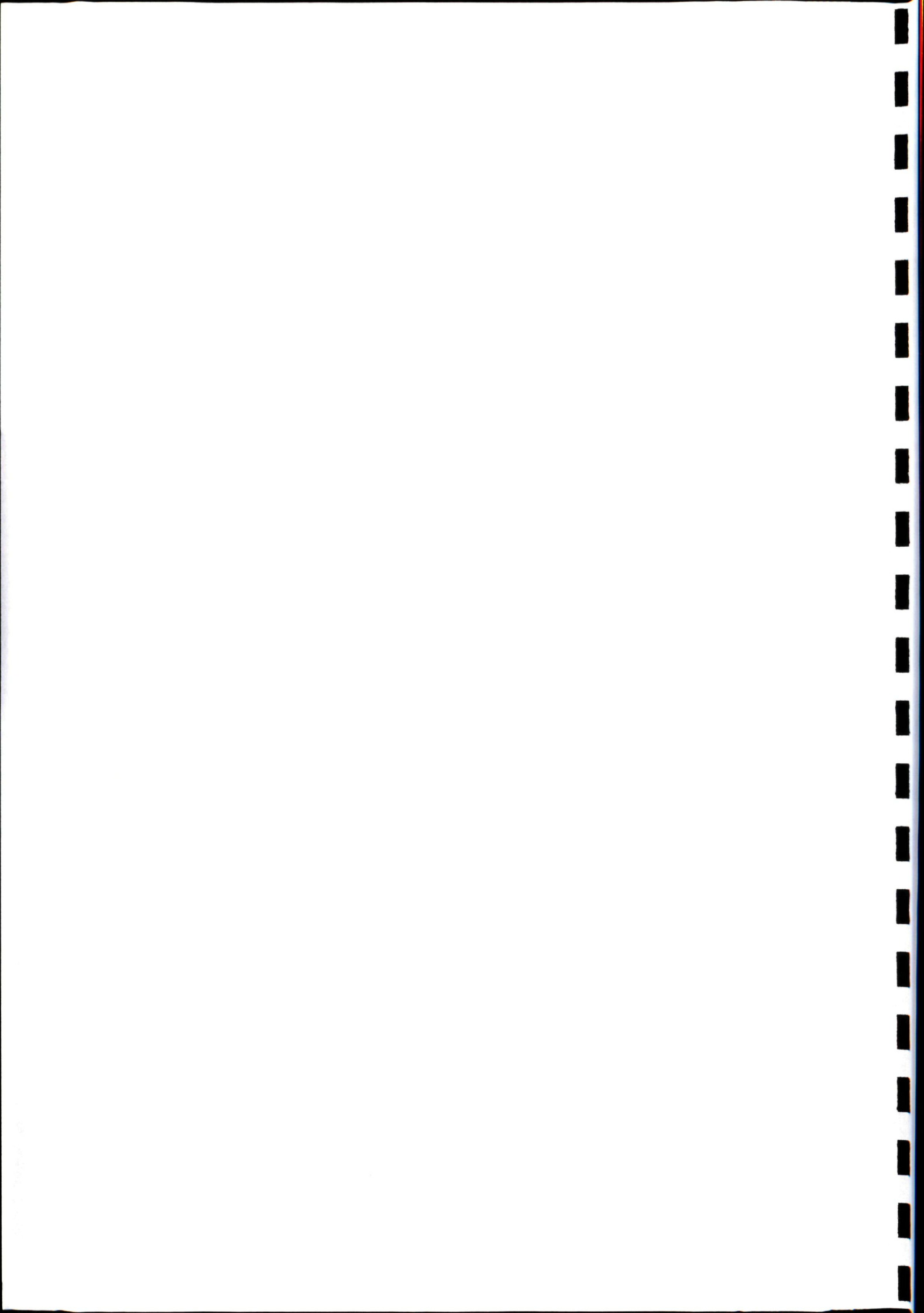
3.1.3. Studiedag "Invloed van baggerspecielossingen op het leefmilieu in de zuidelijke Noordzee". Brugge, 2 maart 1994.

Op deze studiedag werden de resultaten van een aantal studies en onderzoeken uiteengezet omtrent de invloed van de baggerspecielossingen. Enerzijds werden er laboratoriumonderzoek en zuiver studiewerk uitgevoerd, anderzijds werd er ook veldwerk verricht.

Een tachtigtal personen namen deel aan deze studiedag.

Volgende lezingen werden gegeven:

- * Invloed van enkele randvoorwaarden op de mobiliseerbaarheid van nutriënten en pollutanten in baggerspecie: uitloogproeven op laboratoriumschaal. (N.V. Laboratorium ECCA);
- * Dynamiek en ecotoxicologische implicaties van pollutanten in baggerspecie voor het mariene milieu. (N.V. ECOLAS);
- * Biologische, chemische en fysische onderzoeken op de loswallen voor



- * baggerspecie: een vorderingsverslag. (Rijksstation voor Zeevisserij);
- * Invloed van baggerwerken op bodemgemeenschappen. (Universiteit Gent - Instituut voor Dierkunde);
- * Toegepast sedimentologisch onderzoek van baggerstortplaatsen in de zuidelijke baai van de Noordzee. (N.V. HAECON);
- * Variatie van de zwevend-sedimentconcentraties in functie van het getij voor de Belgische kust. (N.V. EUROSENSE);
- * Mathematische modelisatie van sedimenttransport voor de Belgische kust. (BMM);
- * Instrumenten en methodes voor de evaluatie en de beperking van milieu-impact van baggerwerken en de sanering van sedimenten. (N.V. SILT).

Deze studiedag was een succes en eveneens een gelegenheid om mensen samen te brengen die de baggerproblematiek vanuit hun eigen discipline bekijken.

3.1.4. Ontwikkeling van sedimentkwaliteitscriteria (SQC's).

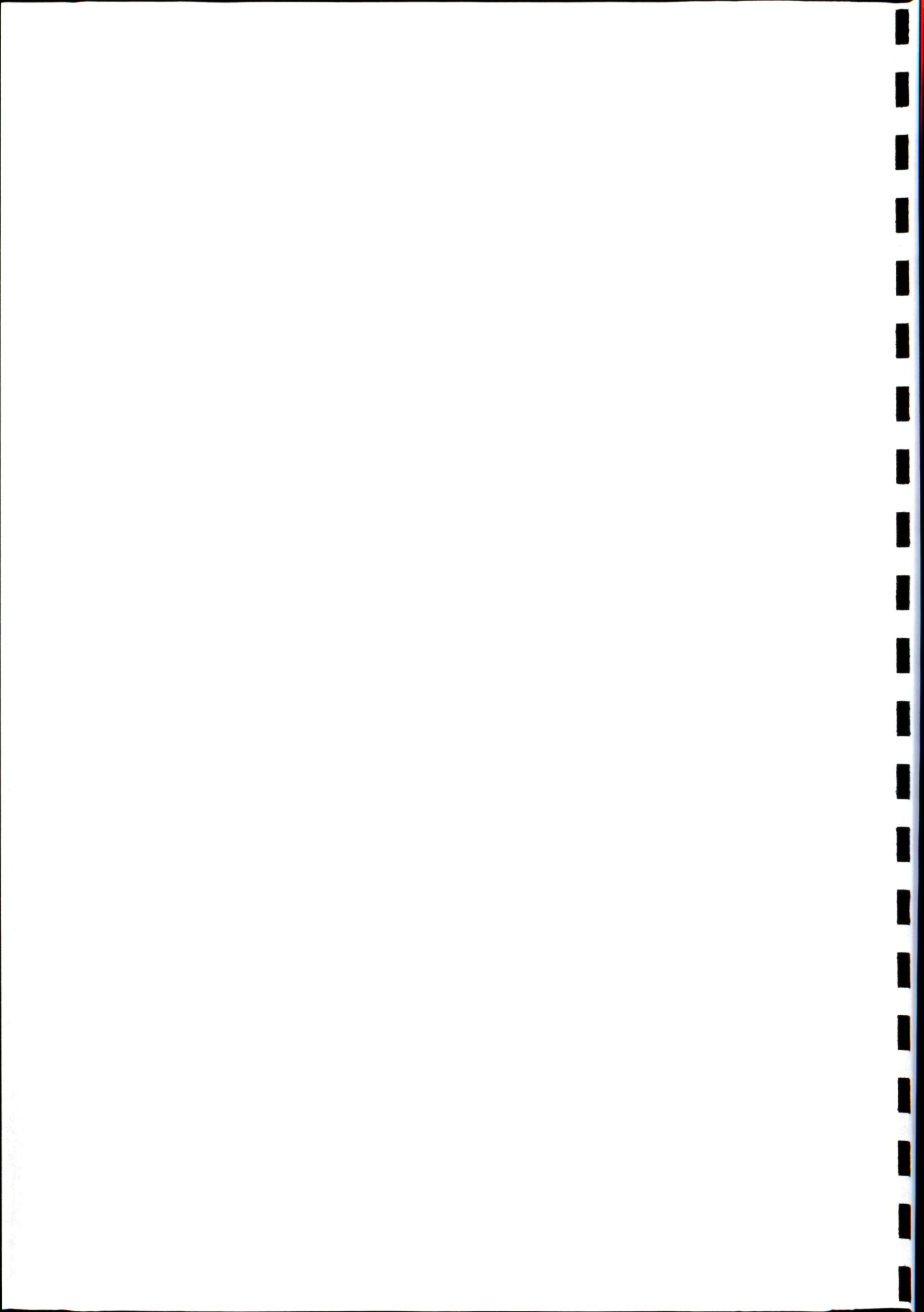
De doelstelling van de vergadering was door evaluatie van het document "Sedimentkwaliteitscriteria - Overzicht van de SQC's bij de andere Noordzeeoeverstaten" (Brigitte Lauwaert), en rekening houdend met de SQC-ranges opgesteld door ECOLAS N.V., te komen tot een overeenkomst inzake een eerste (preliminaire) bepaling van SQC's van toepassing voor de Belgische situatie.

1. Gevolgde werkwijze

Na discussie en het uittesten van verschillende scenario's voor het bepalen van SQC's werd de hiernavolgende (pragmatische) werkwijze overeengekomen :

- uitgangspunt is de gemiddelde concentratie van de pollutant in de mariene vaargeulen;
- de streefwaarde komt overeen met 1,5 x deze gemiddelde concentratie voor Bijlage I-stoffen (van het Verdrag van Oslo) en 2 x deze gemiddelde concentratie voor Bijlage II-stoffen (van het Verdrag van Oslo);
- de bekomen streefwaarde wordt vergeleken met de laagste waarde van de SQC-intervallen uit het ECOLAS-rapport; de hoogste waarde van de twee wordt weerhouden als streefwaarde^(*);
- de grenswaarde wordt bekomen door de streefwaarde met 5 te vermenigvuldigen.

^(*) afronding naar de tientallen.



2. Resultaat (in ppm)

	Gemidd. konc. in mariene vaargeul	Streefwaarde	Grenswaarde
Hg	0,187	0,3	1,5
Cd	1,65	2,5	12,5
Pb	34,2	70	350
Zn	81	160	800
Ni	34,2	70	350
As	10,2	20	100
Cr	27,7	60	300
Cu	8,4	20	100
PCBs	0,006	0,015	(1)
TBT	-	0,1	(1)
PAK	0,333	0,6	(1)

(1) : nog niet gedefinieerd.

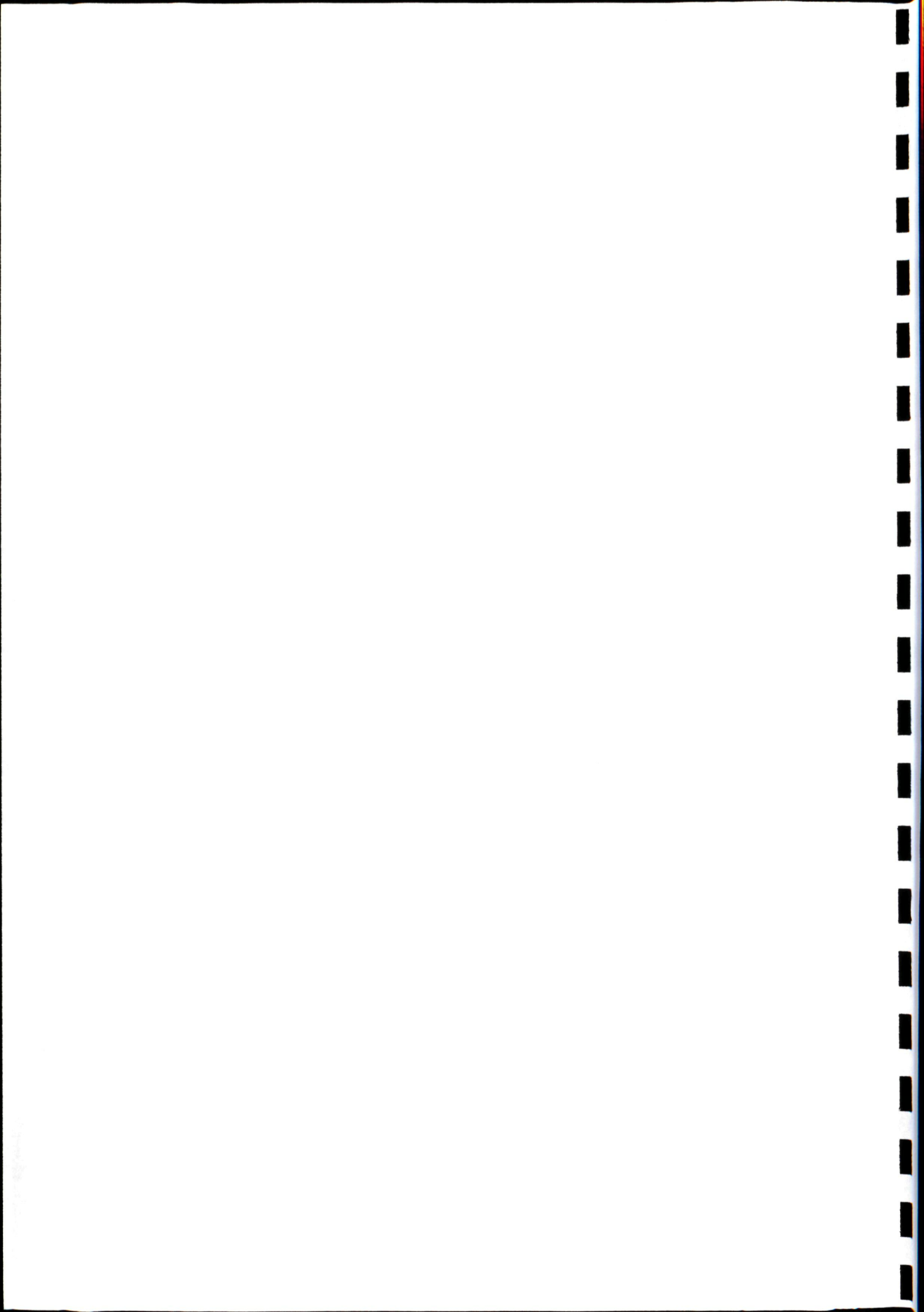
3. Diskussie "grijze zone"

Overeengekomen wordt dat -indien men zich in een situatie bevindt dat de analyseresultaten zich in de grijze zone situeren- het aantal monsters in dat gebied wordt opgedreven tot het vijfvoudige; nieuwe analyses worden uitgevoerd. Indien bepaalde delen nog in de grijze zone zitten, wordt overgegaan tot bioassays. Op basis daarvan wordt beslist of de baggerspecie uit deze afgebakende gebieden al dan niet in zee mag worden gestort.

3.2. Internationale activiteiten

3.2.1. Nieuw Verdrag van Parijs

Op 22 september 1992 werd te Parijs het nieuw "Verdrag van Parijs inzake de bescherming van het marien milieu van de Noordoostelijke Atlantische Oceaan" ondertekend. Dit Verdrag vervangt het Verdrag van Parijs (1974, ter bescherming van de zee tegen verontreiniging afkomstig vanaf het land) en het Verdrag van Oslo (1972, ter bescherming van de zee tegen verontreiniging door storting vanaf schepen en luchtvaartuigen).



De belangrijkste vernieuwingen van het Verdrag kunnen als volgt worden samengevat :

- "niet dumpen is de regel, wel dumpen de uitzondering"
- concepten zoals Voorzorgsprincipe, Best Beschikbare Technieken (BBT), Beste Milieuveilige Handelswijze (BEP) en Schone Technologie zijn als basisprincipe in het Verdrag opgenomen.
- het toepassingsveld van het Verdrag werd **verruimd**, zowel **geografisch** (nu stroomopwaarts de waterlopen tot aan de zoetwatergrens) als **inhoudelijk**.
- de **beslissingen** (Decisions) genomen door de Commissie als uitvoerend orgaan van het Verdrag hebben **een wettelijk bindend karakter**.

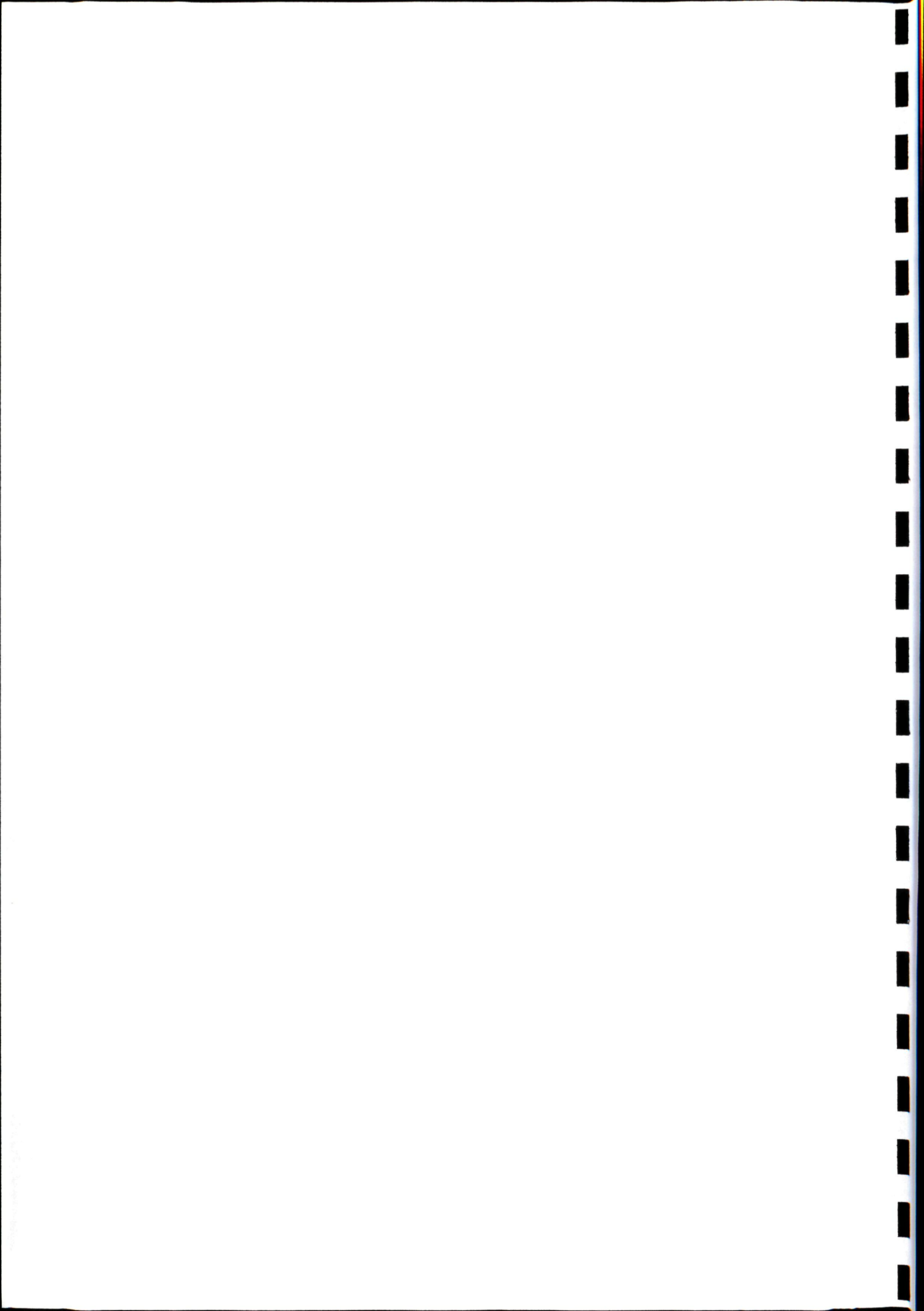
Dit "nieuw" Verdrag bevat naast een aantal artikels van algemene aard, vier Bijlagen. Het beheer van baggerspecie valt onder Bijlage II over de voorkoming en uitschakeling van verontreiniging door storting of verbranding. In deze bijlage is het principe van de "reverse list" opgenomen d.w.z. storten van alle afval of andere materie is verboden, mits een lijst van uitzonderingen waaronder baggermateriaal.

Het werd door de federale regering goedgekeurd bij wet van 11 mei 1995, door het Vlaams Parlement op 19 april 1995 en door het Waals Parlement op 6 april 1995. De bekrachtigingsoorkonde kan nog niet worden neergelegd vermits het verdrag nog dient goedgekeurd te worden door de Brusselse Hoofdstedelijke Gewestraad.

Niettegenstaande het "nieuw" Verdrag nog niet van kracht is, wordt sedert 1 september 1994 reeds gewerkt volgens het nieuw Verdrag. De structuur van het nieuwe Verdrag van Parijs bevindt zich in figuur 1. Baggerspecie wordt behandeld in de werkgroep "SEBA" (working group on Sea-Based Activities), die de vroegere taken van SACSA (Standing Advisory Committee for Scientific Advice) heeft overgenomen, evenals de problematiek van de offshore-industrie. SEBA rapporteert aan PRAM (de "Programmes and Measures" groep) die op zijn beurt rapporteert aan OSPARCOM (OSPAR Commissie), het hoogste uitvoerend orgaan van het Verdrag.

3.2.2. Voorbereidingen van internationale vergaderingen in het kader van het Verdrag van Oslo.

In 1991 werd binnen DREMA (ad hoc Working Group on the Assessment of Dredged Material) beslist om in de Richtlijnen voor baggermateriaal het concept "Beste Beschikbare Techniek" (BBT) in te lassen.



INTERNATIONALE
STRUKTUUR

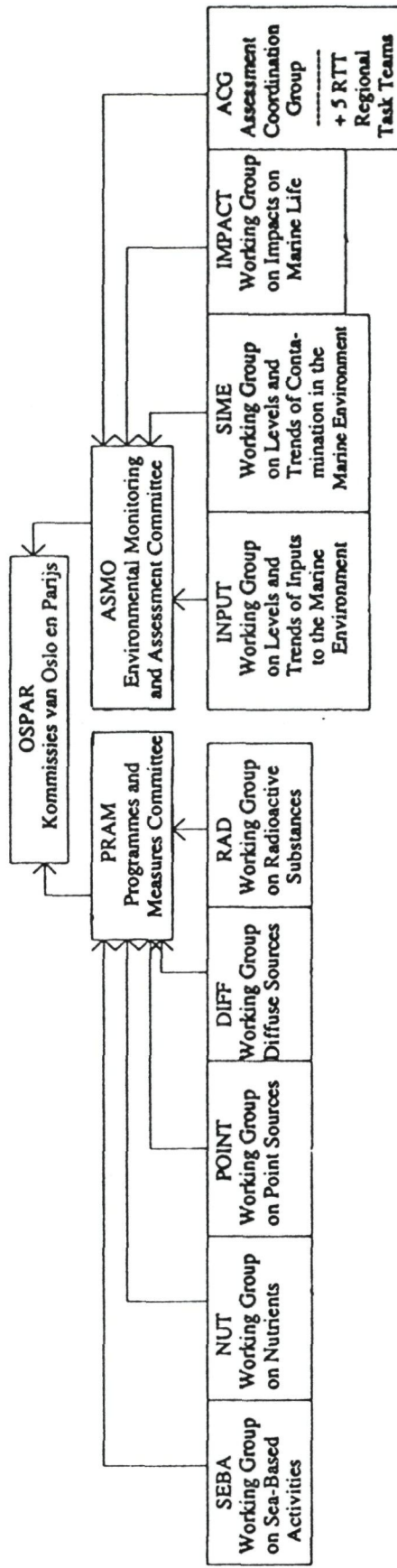


Fig. 1 : Struktuur van het nieuwe Verdrag van Parijs.



De Belgische delegatie stelde op SACSA 1992 een draft tekst voor die door de andere Kontrakterende Partijen werd besproken. Dit dokument werd ook verstuurd naar de baggermaatschappijen van de lidstaten evenals naar een aantal organisaties die waarnemer zijn op OSCOM. Op de SACSA 1993-vergadering stelde België een nieuw synthesedokument voor inzake BBT waarin werd rekening gehouden met alle ontvangen commentaren.

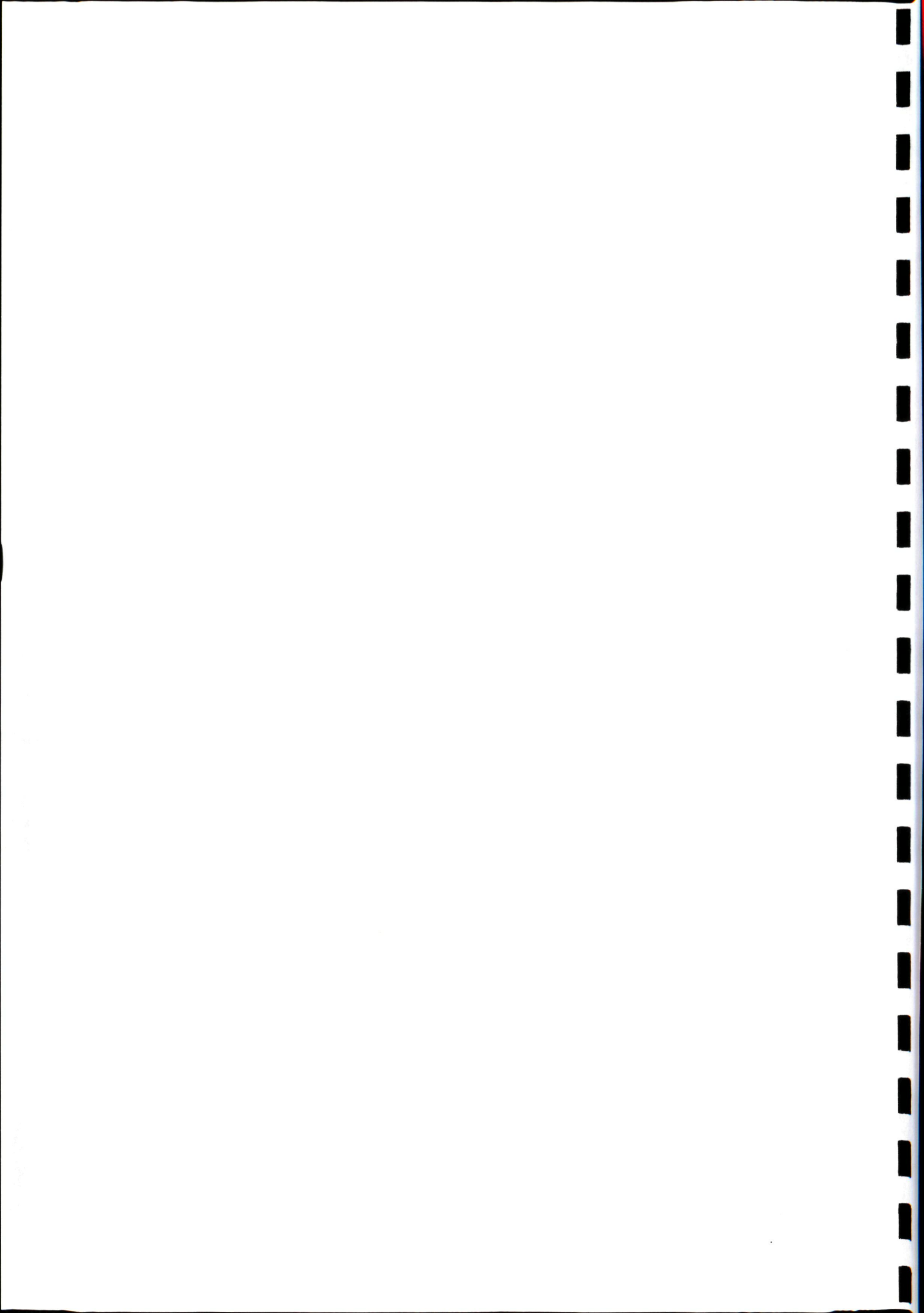
SACSA 1993 komt overeen om op basis van het Belgisch dokument een technische bijlage toe te voegen aan de richtlijnen. Tezeldertijd wordt beslist het concept BBT te vervangen door "Beste Milieuveilige Handeswijze" (BEP). De Richtlijnen voor het Management van Baggermateriaal, voorzien van de ("Belgische") Technische Bijlage inzake BEP worden door de Kommissie goedgekeurd in juni 1993 (zie bijlage).

De andere verplichtingen inzake baggerspecie, zoals de rapportage over de gestorte hoeveelheden, de rapportage over monitoring, ... worden jaarlijks of 2-jaarlijks naargelang de vraag, strikt nageleefd.

4. Overzicht van de gebaggerde en gedumpte hoeveelheden sinds '91.

Het overzicht van de hoeveelheden baggerspecie die sinds '91 werden gestort, geeft een duidelijk dalende trend aan die zich waarschijnlijk in de toekomst zal verder zetten (tabel 1).

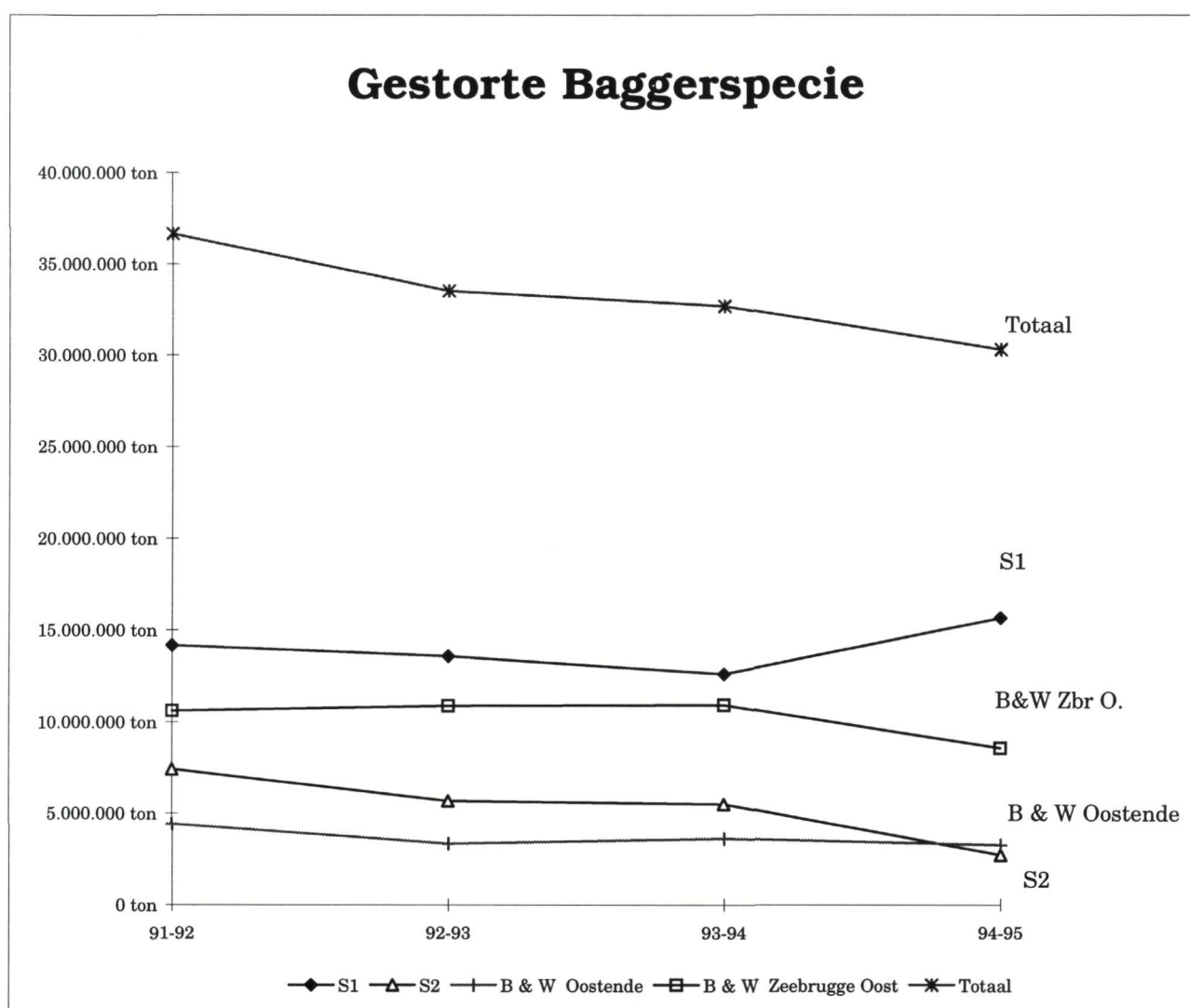
Ter informatie werden eveneens de gebaggerde hoeveelheden toegevoegd (tabel 2, figuren 2 t.e.m. 8). Het verschil tussen de gedumpte en de gebaggerde hoeveelheden zijn te verklaren door het feit dat de hoeveelheden zijn uitgedrukt in andere eenheden en/of dat een deel van de gebaggerde hoeveelheid werd gebruikt voor bvb. strandvoeding, enz.

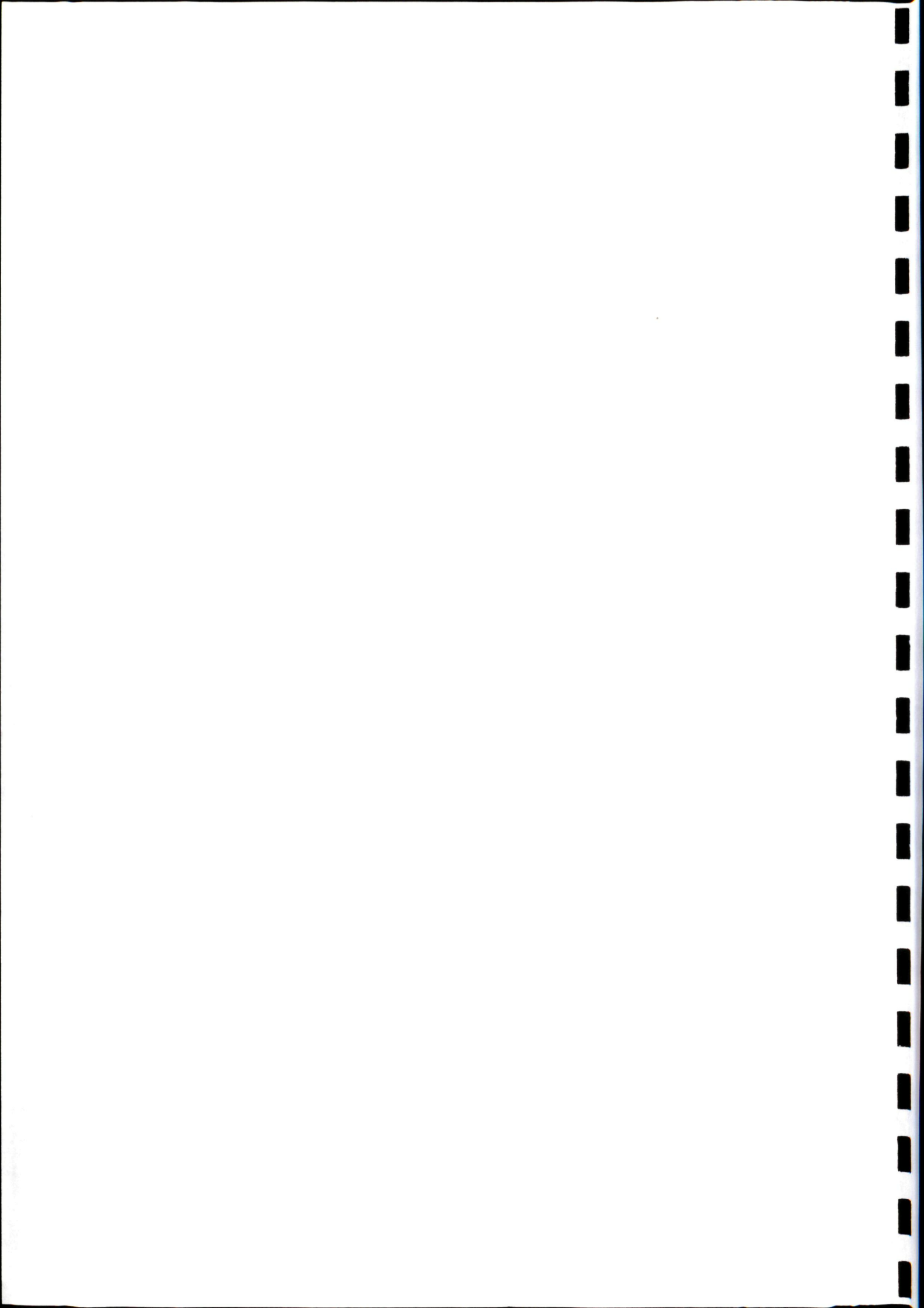


Tabel 1 : Overzicht van de hoeveelheden baggerspecie gestort sinds '91

De hoeveelheden zijn uitgedrukt in ton, waarbij de gemeten volumes gerekend werden aan een densiteit van 1,6 t/m3

Gestorte Baggerspecie					
Pachtjaar	Stortplaatsen				
	S1	S2	B & W Oostende	B & W Zeebrugge Oost	Totaal
91-92	14.176.222 ton	7.426.064 ton	4.416.386 ton	10.625.173 ton	36.643.845 ton
92-93	13.590.355 ton	5.681.086 ton	3.346.165 ton	10.901.837 ton	33.519.443 ton
93-94	12.617.457 ton	5.500.173 ton	3.614.626 ton	10.952.205 ton	32.684.461 ton
94-95	15.705.346 ton	2.724.157 ton	3.286.965 ton	8.592.891 ton	30.309.359 ton

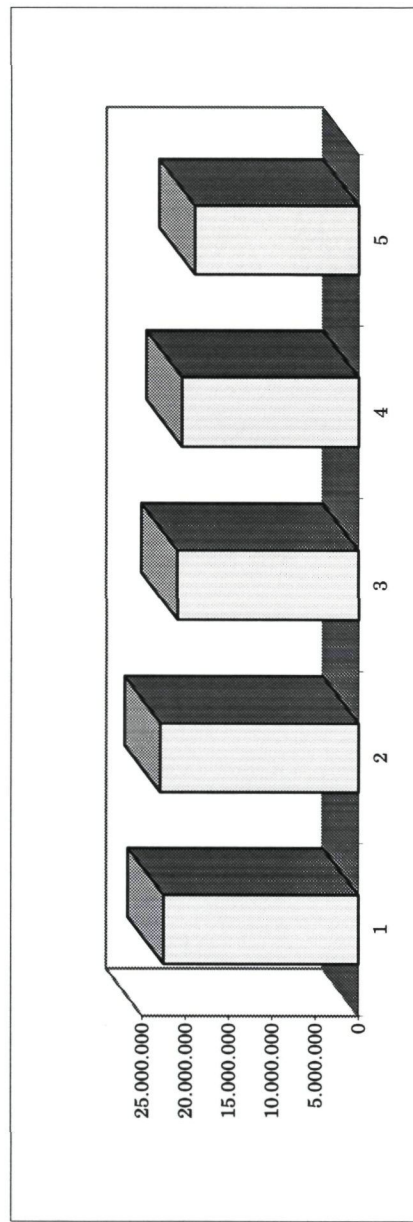




Tabel 2 : Totale gebaggerde hoeveelheid Zeebrugge + Oostende

periode	Haven van Zeebrugge					Oostende		Totaal
	Haven en Voorhaven	Pas van het Zand	CDNB	Scheur West	Scheur Oost	Toegang	Haven	
90-91	2.839.675	3.148.384	8.311.926	4.010.426	2.001.823	711537	1493965	22.517.736
91-92	2.796.474	3.003.345	8.348.493	4.180.689	1.825.838	1269939	1490002	22.914.780
92-93	2.363.901	2.873.982	8.364.359	3.680.840	1.575.217	779533	1331820	20.969.652
93-94	2.499.121	3.080.849	7.449.177	3.111.288	2.028.213	826254	1432888	20.427.790
94-95	2.347.945	2.857.986	6.638.163	2.762.921	2.281.914	752869	1301484	18.943.282

Hoeveelheden in m3 aan basisdensiteit 1,6



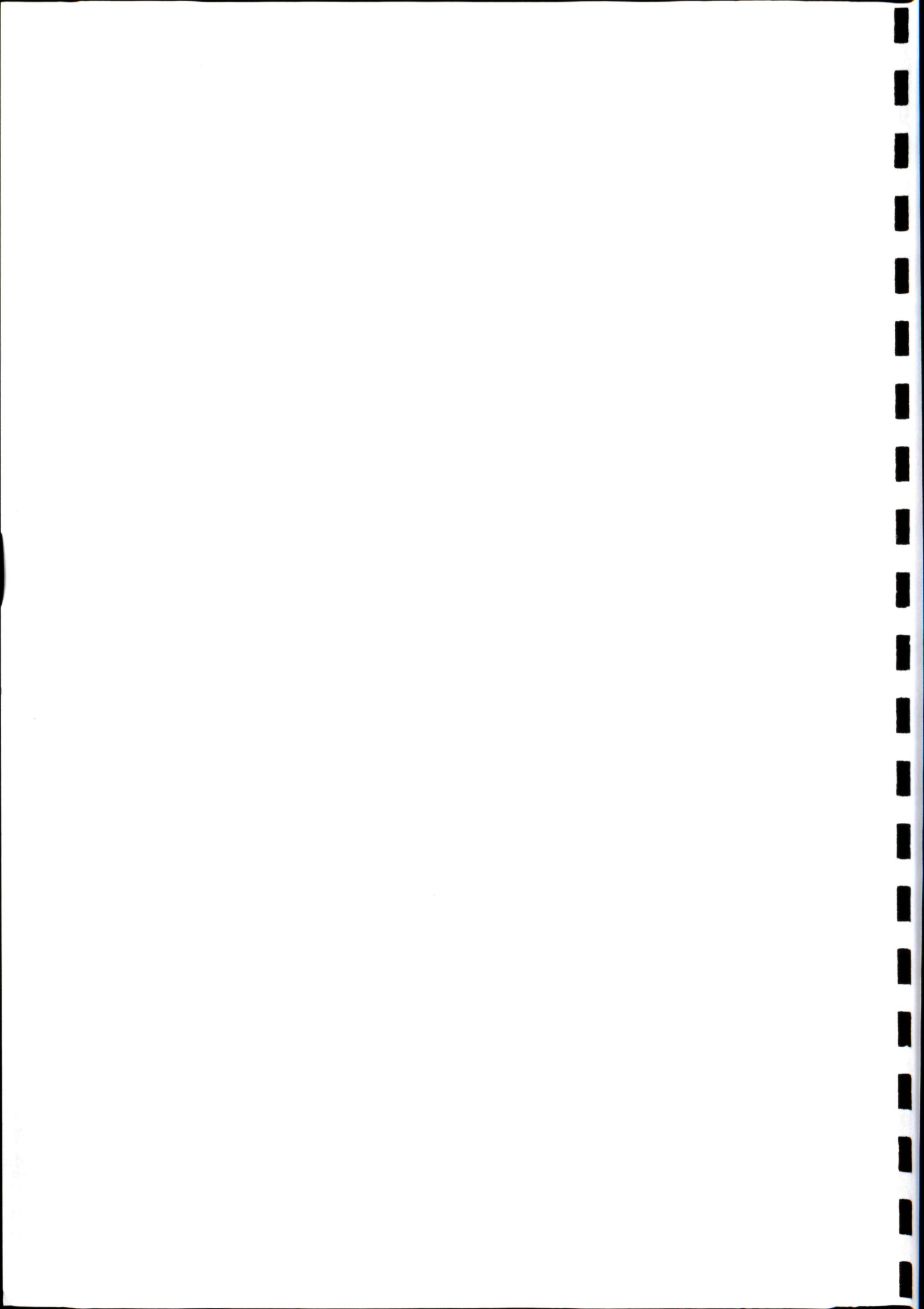
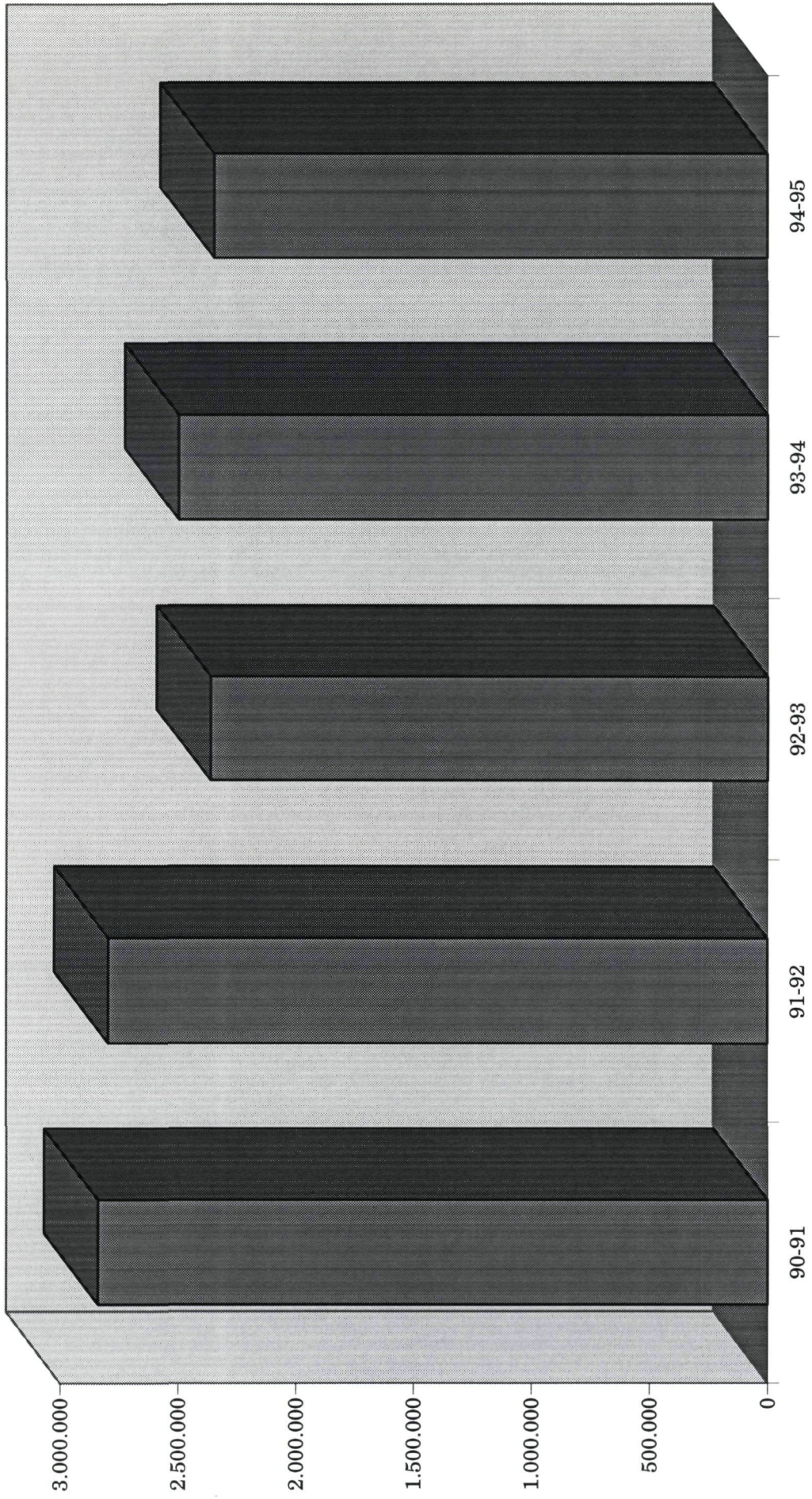


Fig. 2 : Gebaggerde hoeveelheden in Zeebrugge Voorhaven



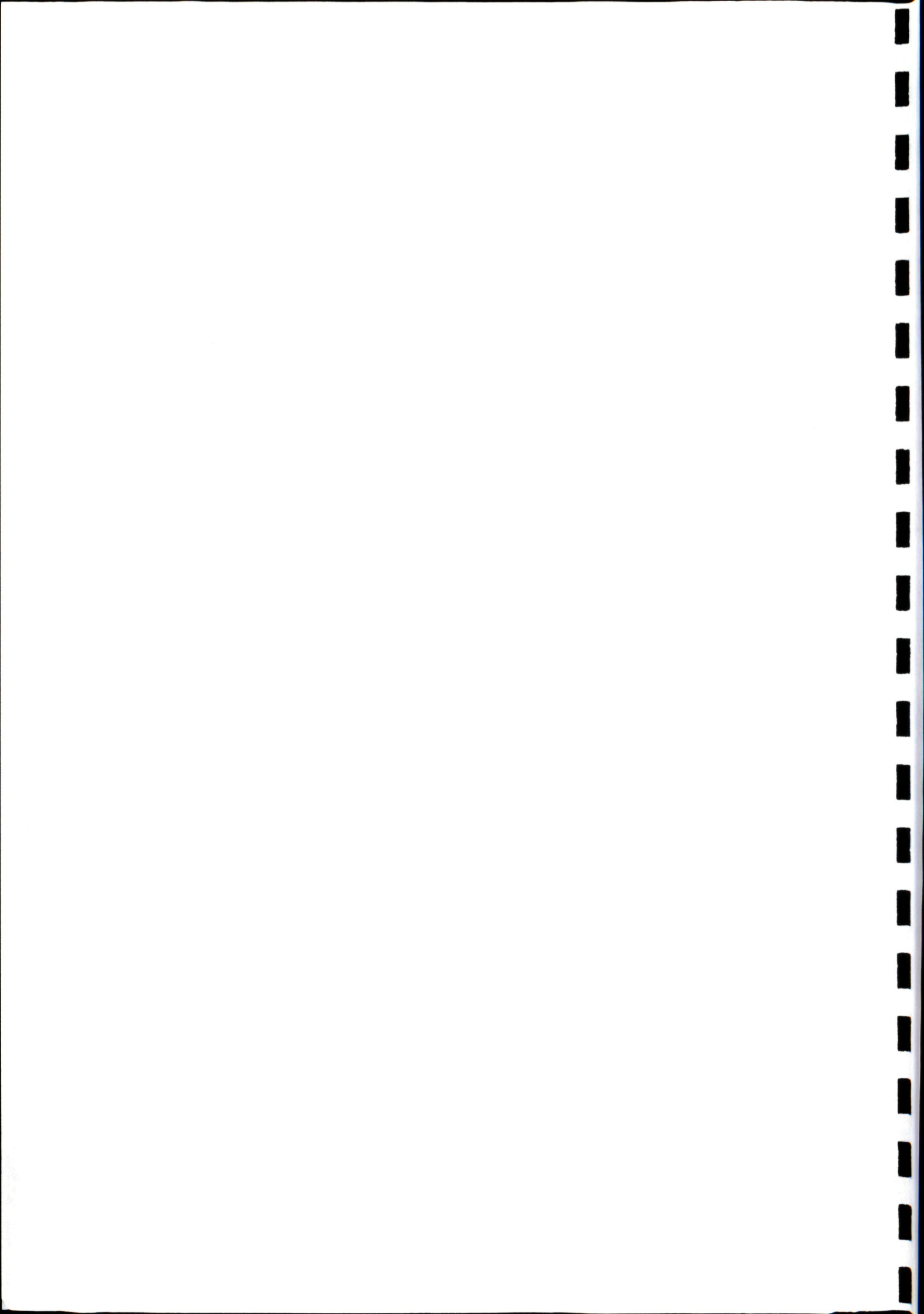
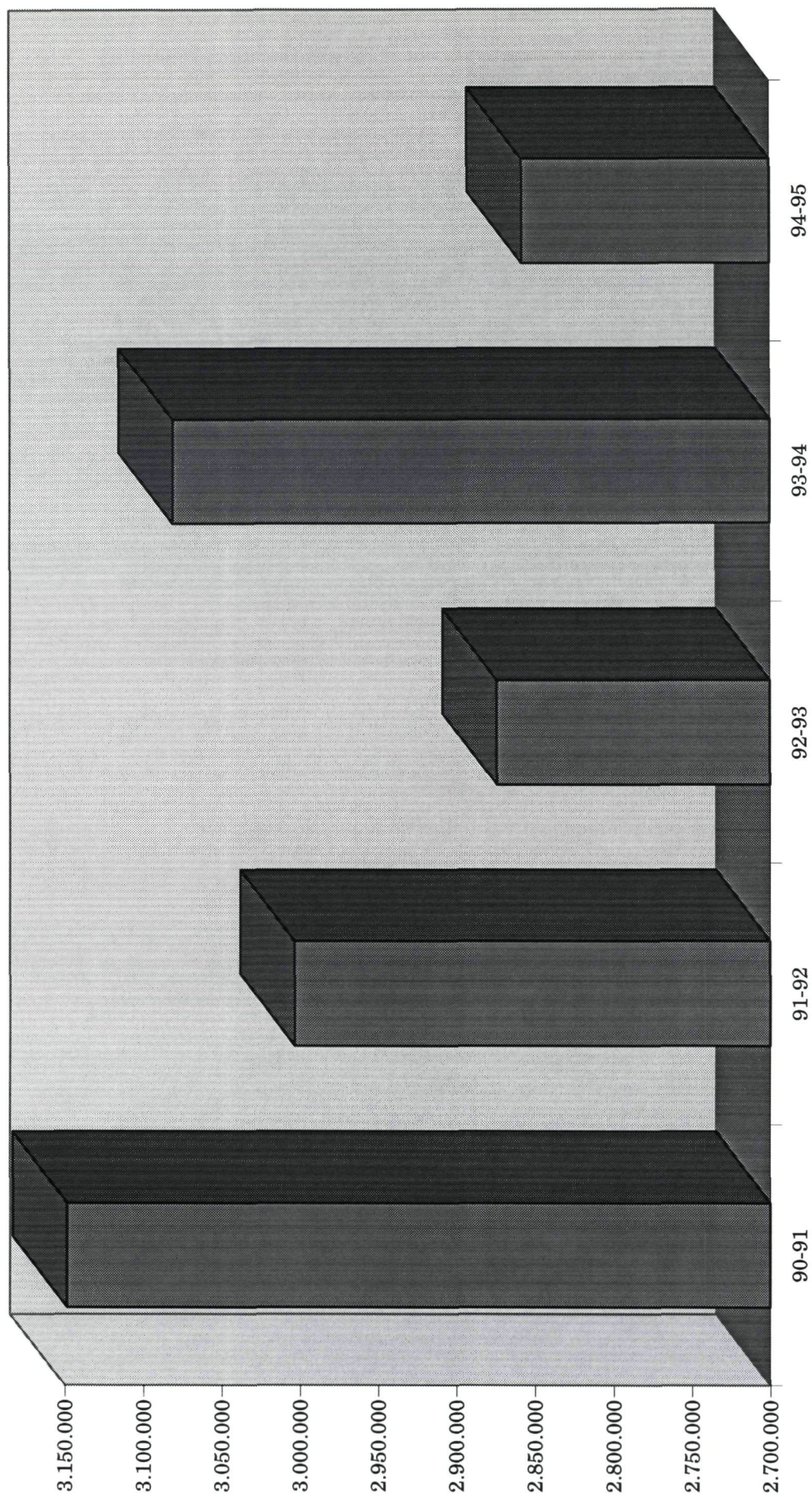


Fig. 3 : Gebaggerde hoeveelheden in Pas van het Zand



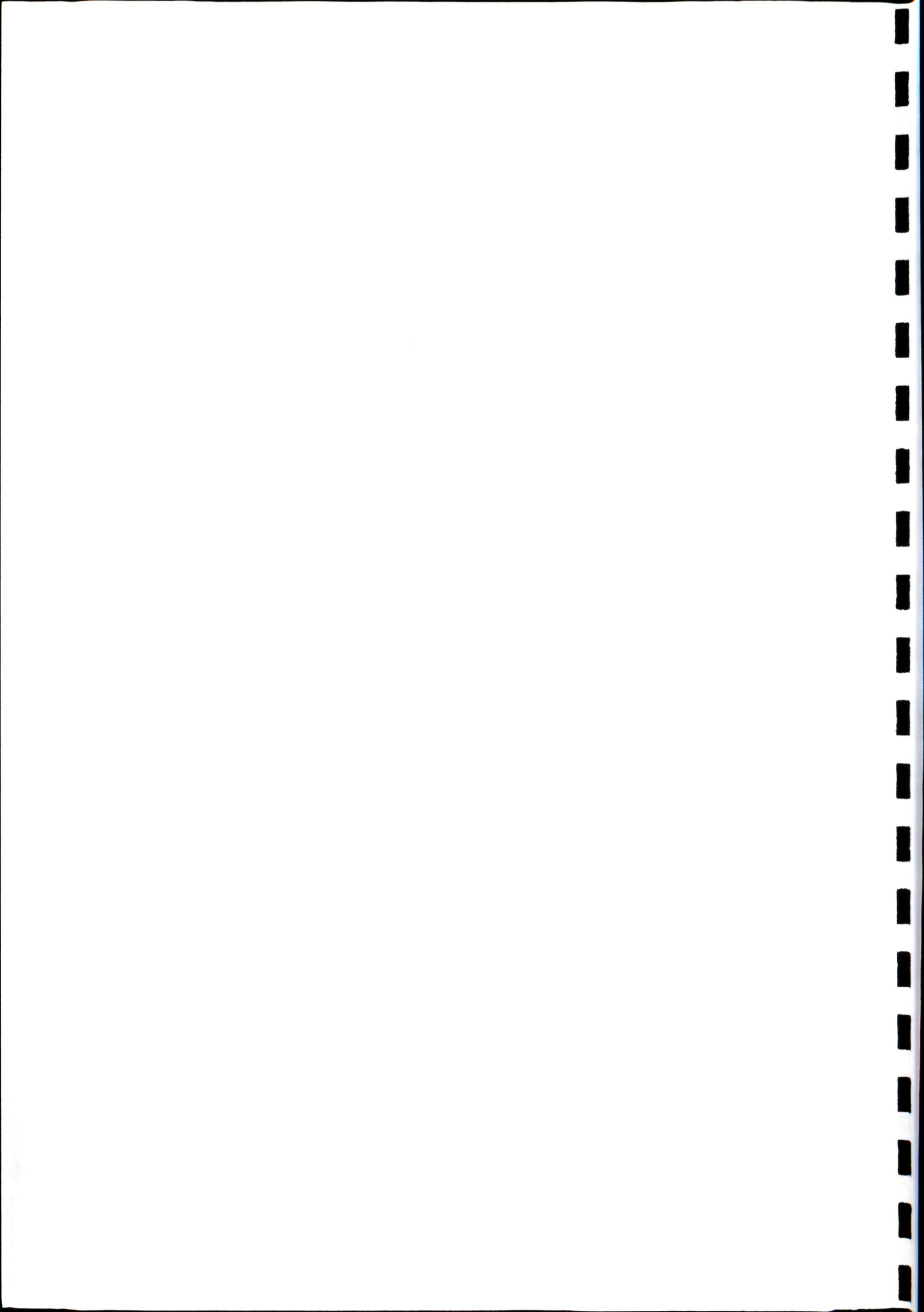
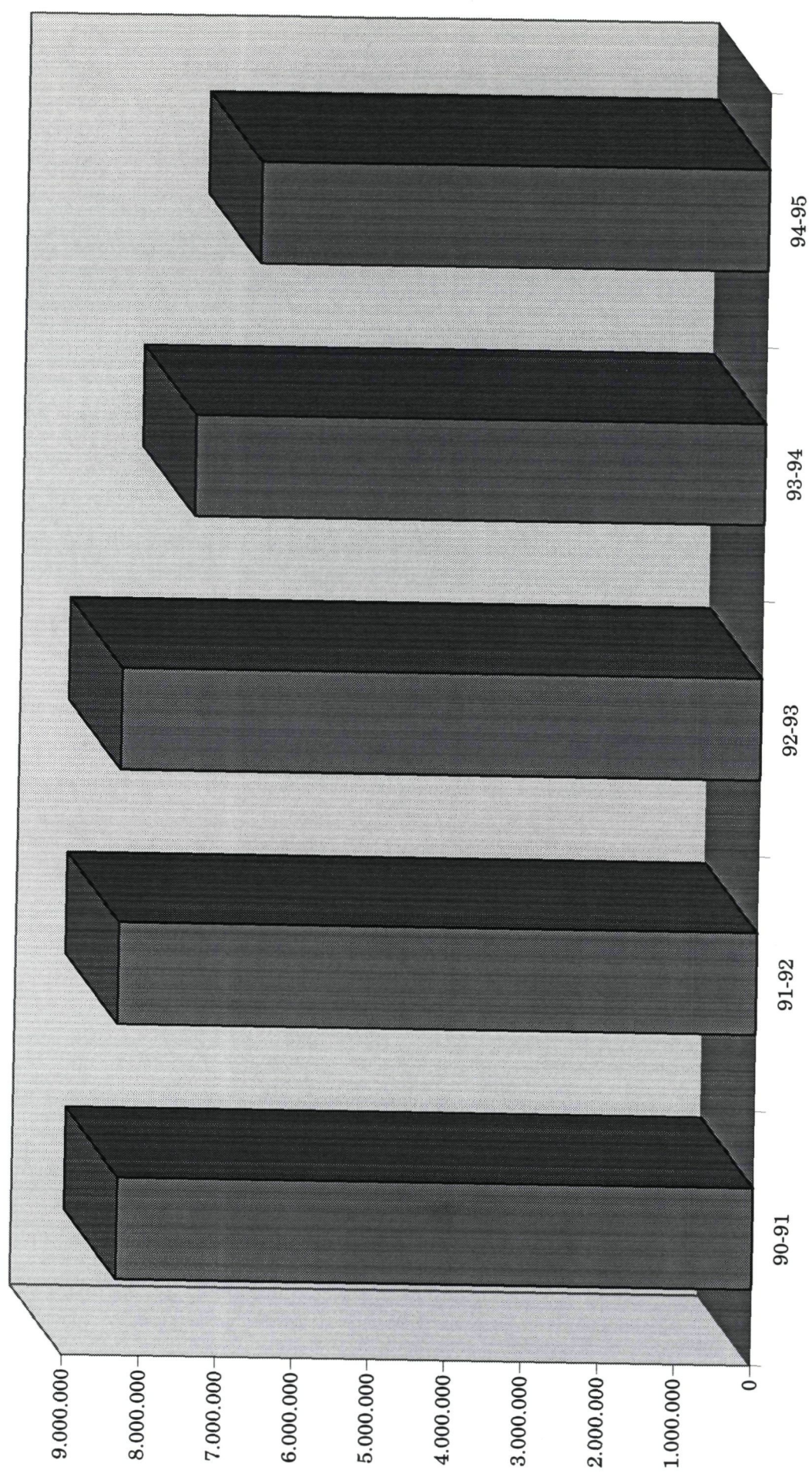


Fig. 4 : Gebaggerde hoeveelheden in Centraal Deel Nieuwe Buitenhaven



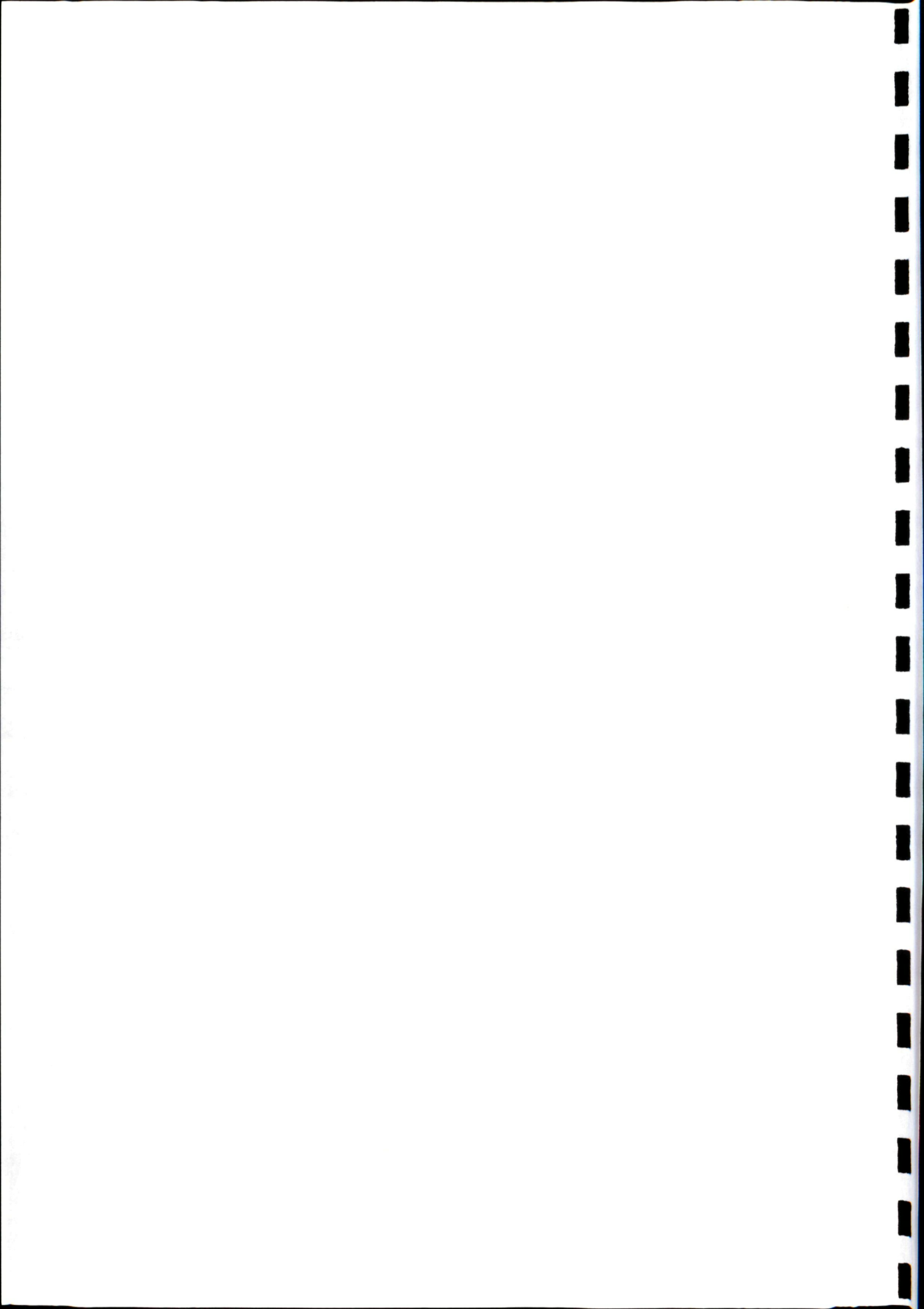
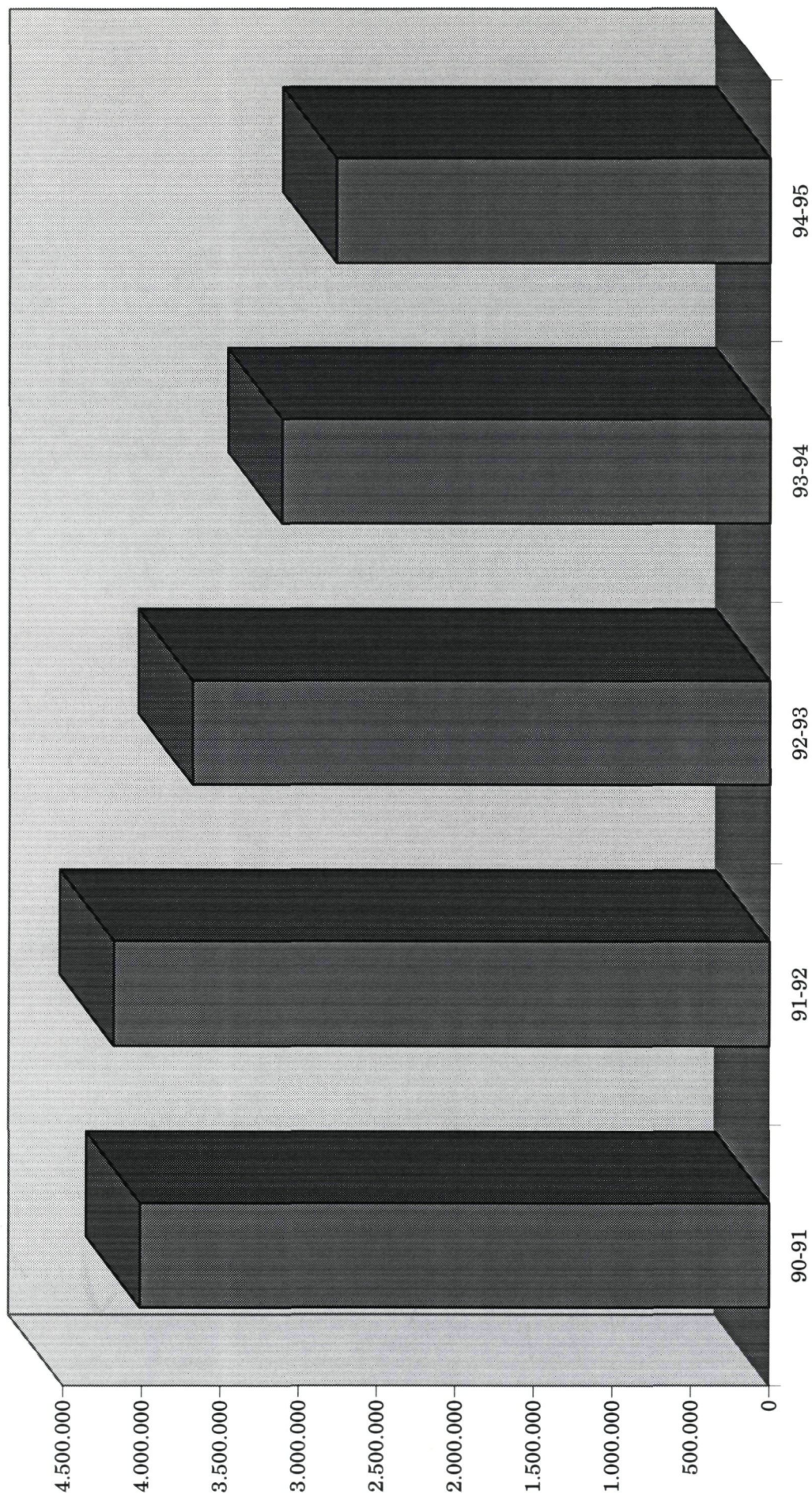


Fig. 5 : Gebaggerde hoeveelheden in Scheur West



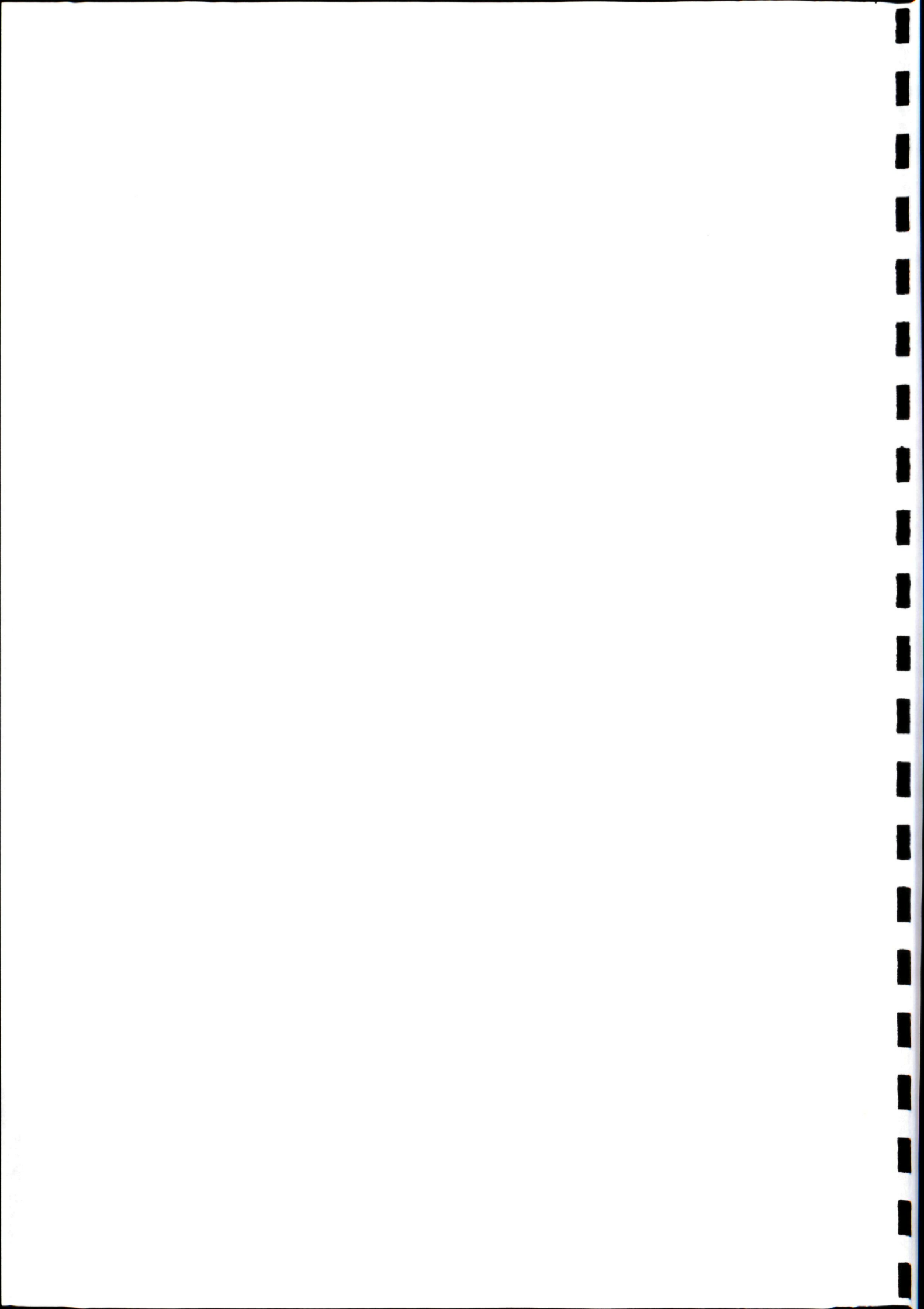
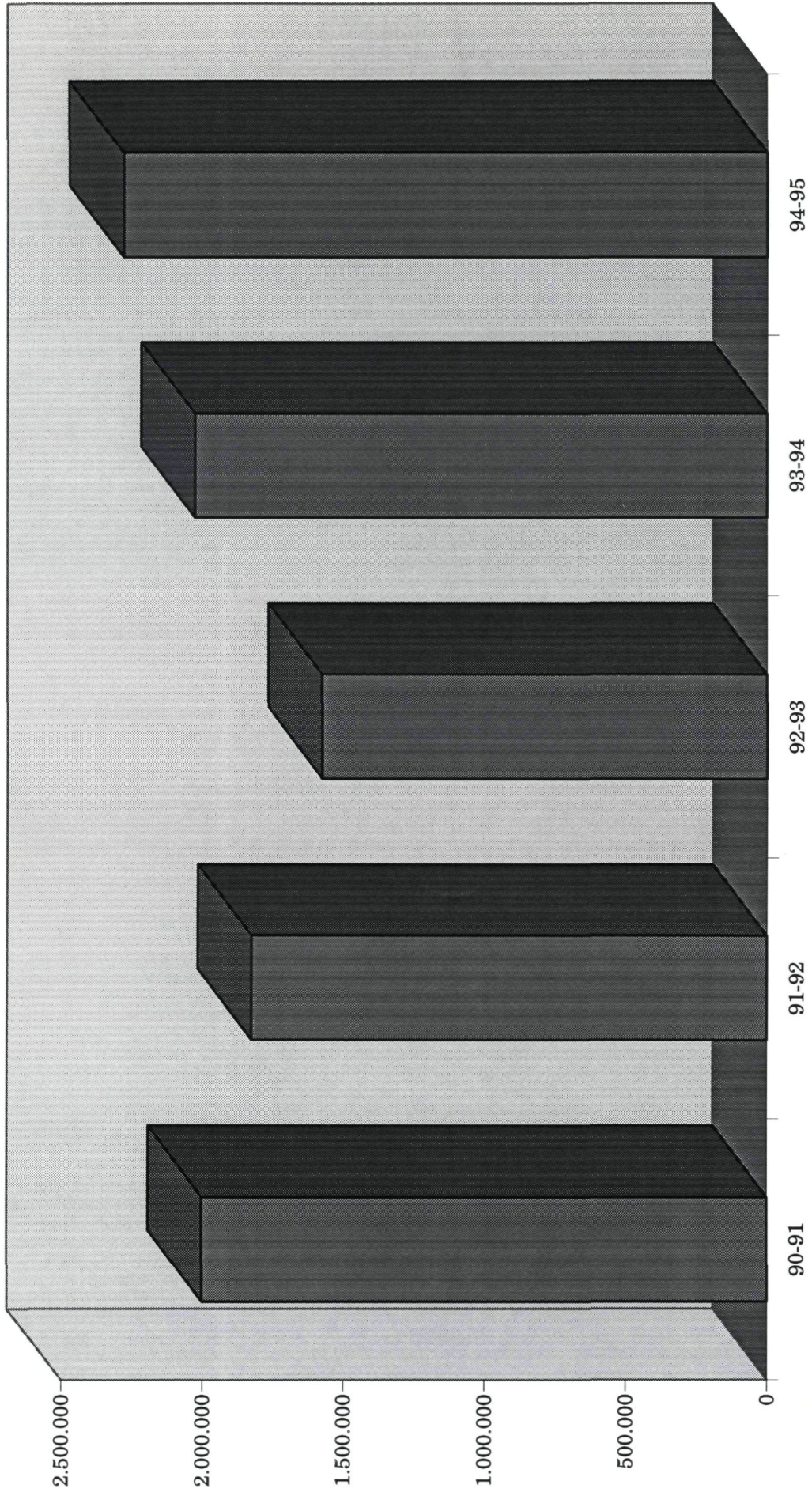


Fig. 6 : Gebaggerde hoeveelheden in Scheur Oost



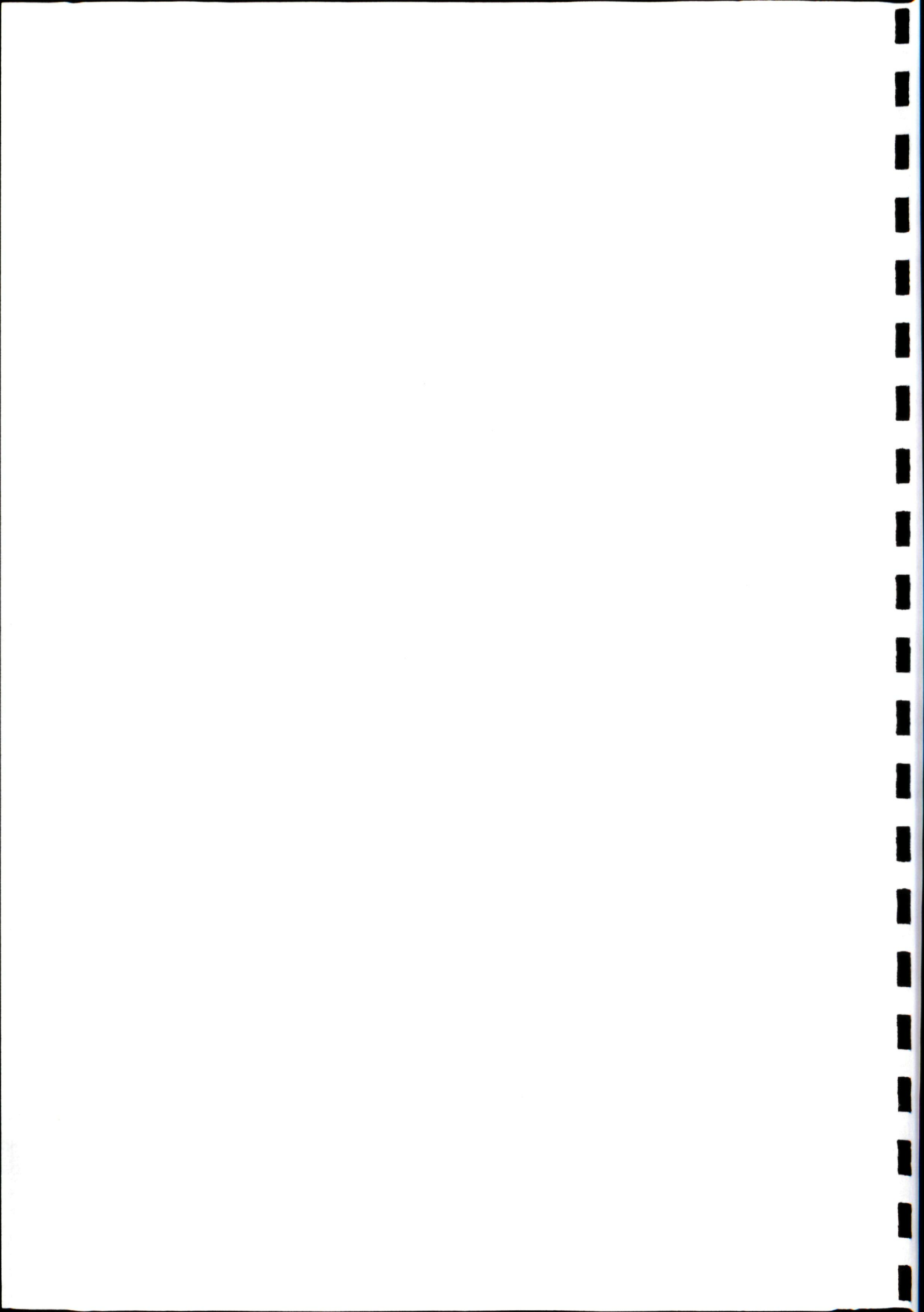
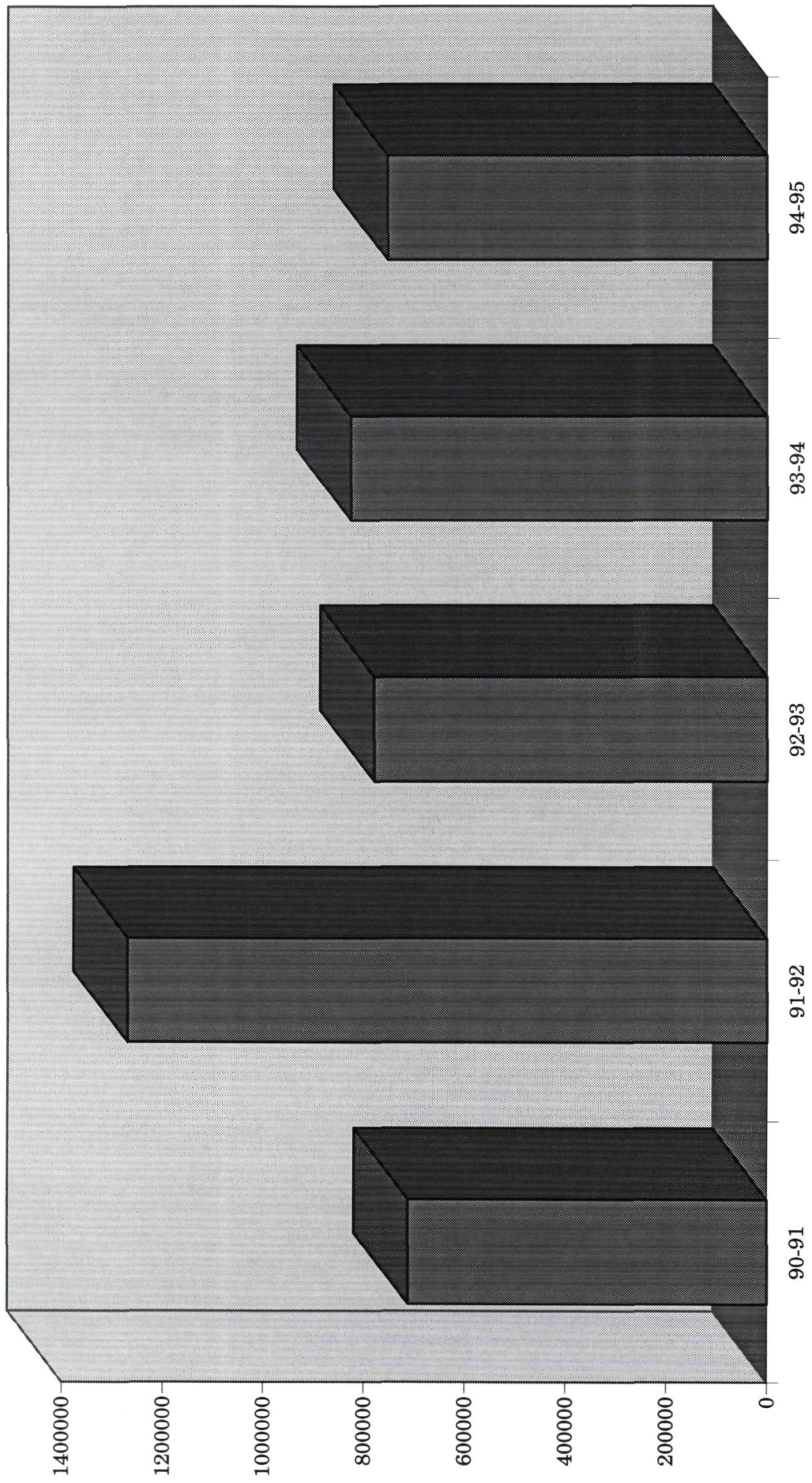


Fig. 7 : Gebaggerde hoeveelheden in Oostende Toegang



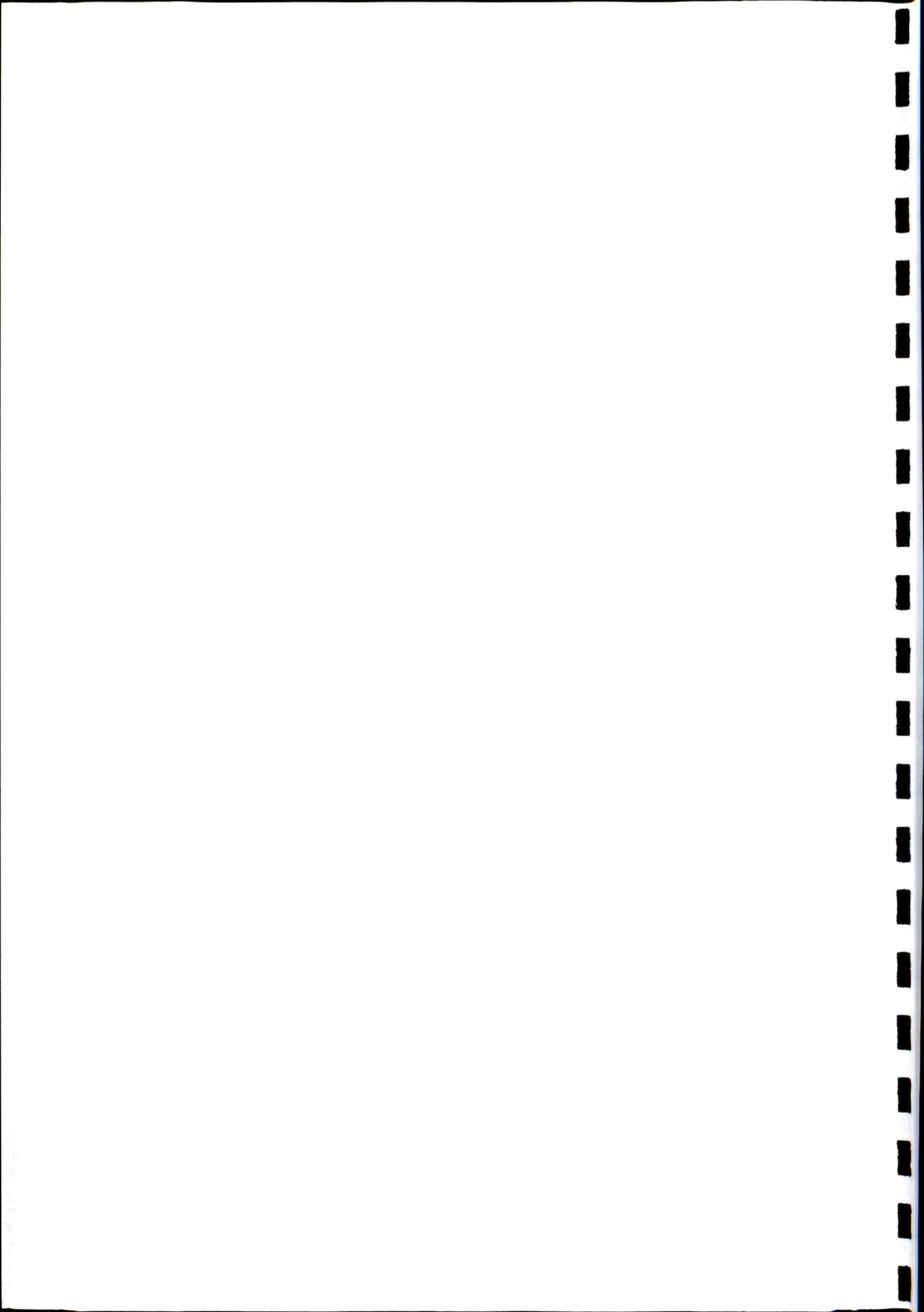
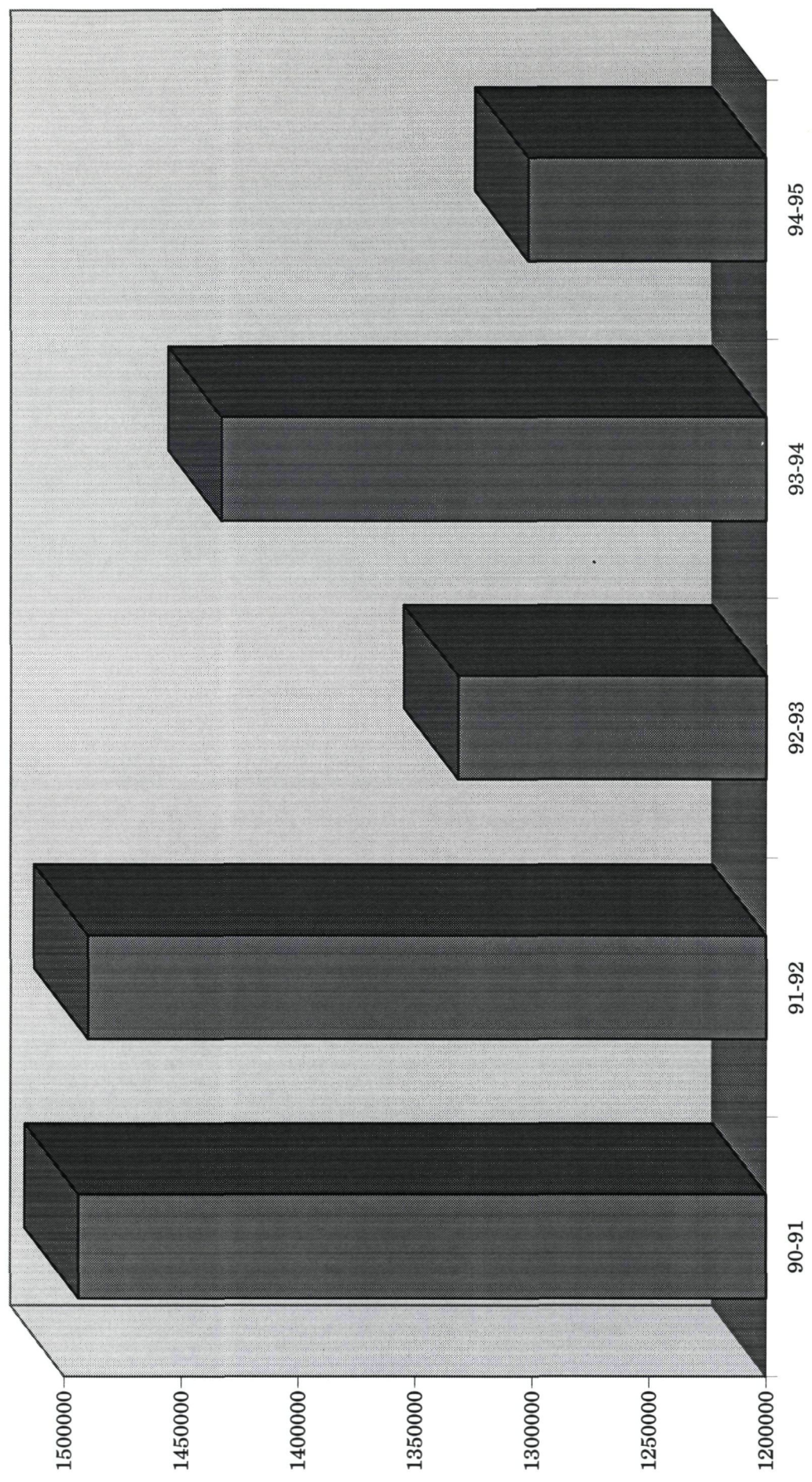
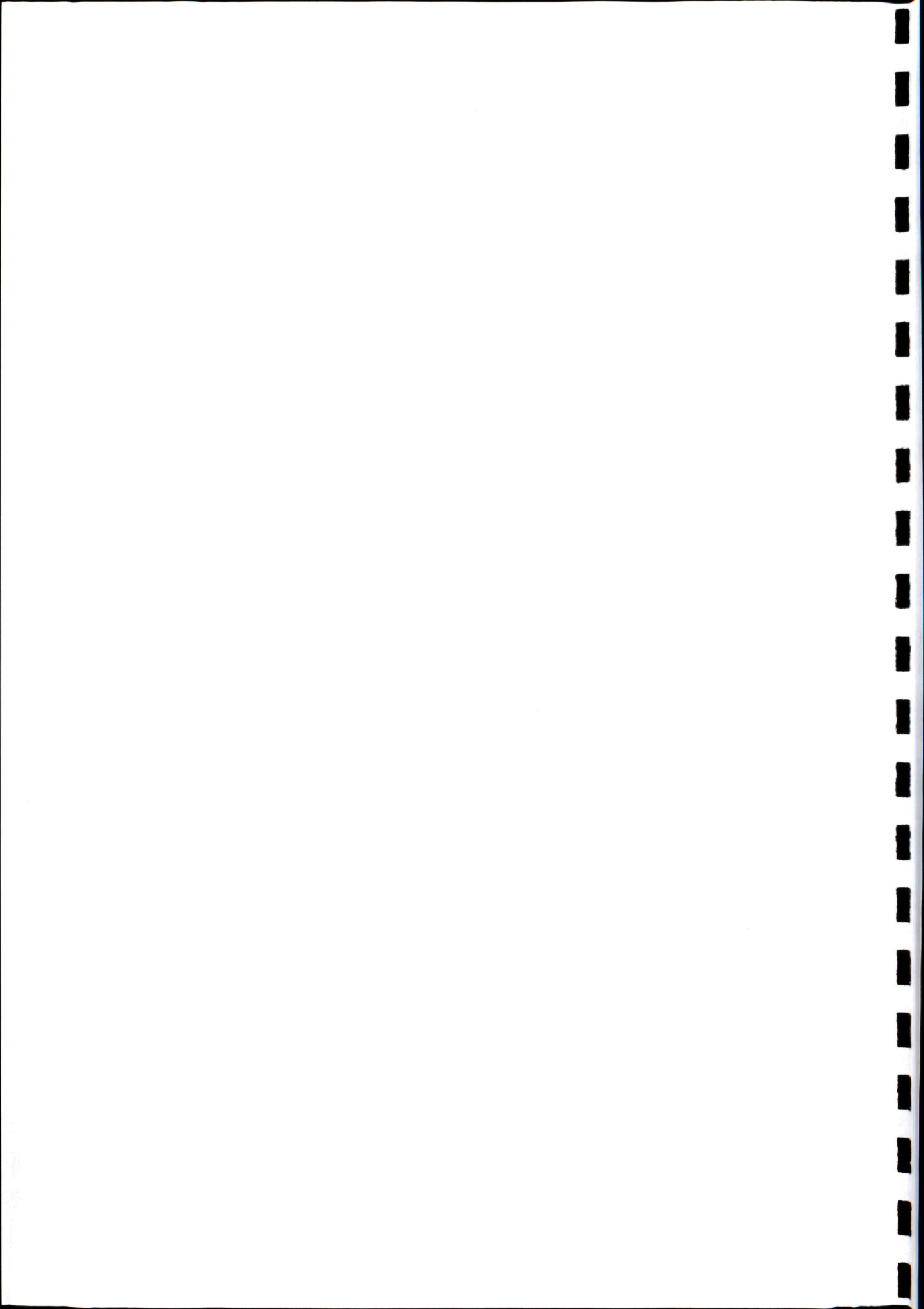


Fig. 8 : Gebaggerde hoeveelheden in Oostende Haven





5. Monitorings- en onderzoeksprogramma's

5.1. Resultaten van de eerste fase

5.1.1. Polluentdynamiek in baggerspecie (N.V. ECCA).

In de optiek van baggerspeciebeoordeling en het opstellen van sedimentkwaliteitscriteria is niet alleen de totaalsamenstelling van de sedimenten van belang. De aanwezigheid van oplosbare en dus gemakkelijk opneembare nutriënten en/of micropolluenten in het poriewater of in de bovenstaande waterkolom, kunnen een eutrofiërend en een toxisch effect teweegbrengen bij de levende organismen.

In deze proefreeks werden 6 mariene sedimentmonsters geanalyseerd. Naast de totaalanalyses werden percolatieproeven uitgevoerd. Hierbij werd de invloed van verschillende randvoorwaarden zoals tijdsduur van uitlogen (4h, 24h en 5 dagen), verhouding monster/verduunningswater (1/10 en 1/50), gebruik van synthetisch verduunningswater en natuurlijk verduunningswater, schudden of rollen, pH-verlaging en absorptie op zwevende deeltjes uitgetest. De percolatieproeven werden uitgevoerd met schud- en rolapparatuur onder gecontroleerde omstandigheden bij 20 C.

Uit de resultaten van deze proefreeks kan het volgende worden vastgesteld:

A. Totaalanalyses van de sedimenten en het poriewater.

1. Tussen het gehalte aan organisch materiaal in het sediment en de concentratie aan nutriënten en micropolluenten in het sediment wordt een rechtlijnig verband waargenomen.
2. Tussen de concentratie aan nutriënten en micropolluenten in het sediment en de fractie < 63 µm is een verband minder duidelijk.
3. Bij geen enkele in grafiek uitgezette parameter is een duidelijk verband vastgesteld tussen de concentratie in het sediment en het wateroplosbare gedeelte ervan in het poriewater (zie bvb. fig. 9).
4. Vooral zware metalen blijken in sterke mate geabsorbeerd op zwevende deeltjes welke gedurende langere tijd in de waterkolom blijven.

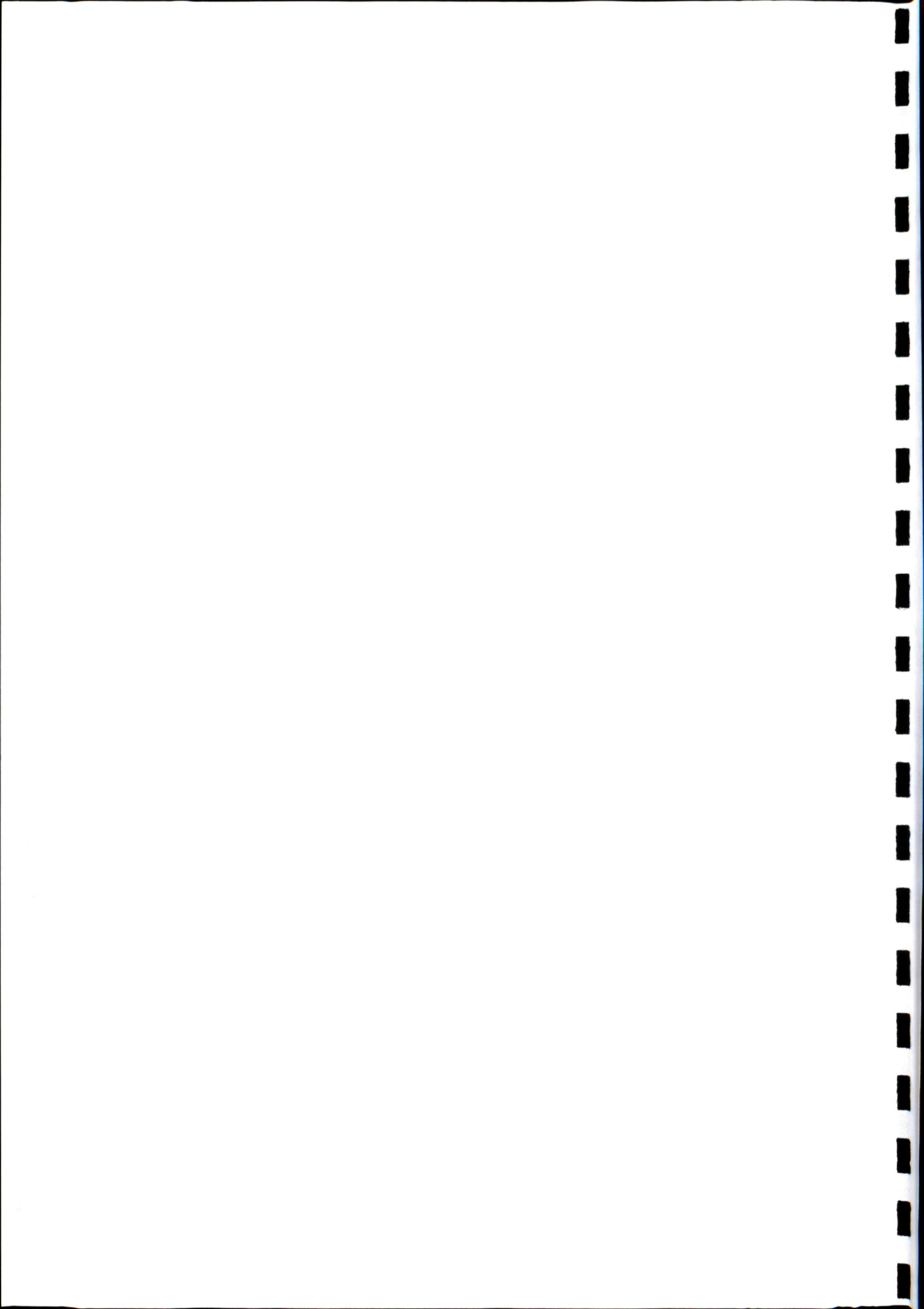
B. Percolatieproeven.

1. Nutriënten en micropolluenten worden niet merkbaar meer gemobiliseerd na 5 dagen dan na 24 uur percoleren. Anderzijds blijkt 4 uur percoleren voor sommige onderzochte parameters te kort.

Het vermoeden bestaat dat de maximale mobiliseerbaarheid bij bijvoorbeeld zware metalen pas na een veel langere kontaktduur wordt bereikt. Een proefreeks verlopend over bijvoorbeeld 6 weken met een continue monitoring van de belangrijkste zware metalen zou hierover waardevolle informatie kunnen verschaffen. Daarnaast moet meer aandacht worden besteed aan cascadeproeven zoals vermeld in de Deutsche Norm DIN 38414 Part 4 en de Nederlandse NVN 2508. Hierbij wordt hetzelfde sediment verschillende malen aan een percolatieproef onderworpen.

2. Er worden geen hogere uitlogingspercentages gemeten wanneer het sediment met meer verduunningswater dan in een verhouding 1 deel sedimenten en 10 delen water wordt behandeld.
3. Er worden geen significante verschillen in mobiliteit van nutriënten en micropolluenten vastgesteld na 24h schudden met synthetisch zeewater, 24h roteren met synthetisch zeewater of 24h schudden met aangezuurd (pH 2) synthetisch zeewater.

Algemeen wordt in deze proefreeks vastgesteld dat binnen de door het programma opgelegde detectielimieten voor de verschillende nutriënten en micropolluenten weinig of



CONCENTRATIE PAK's IN HET PORIEWATER
VERSUS CONCENTRATIE PAK's IN HET SEDIMENT

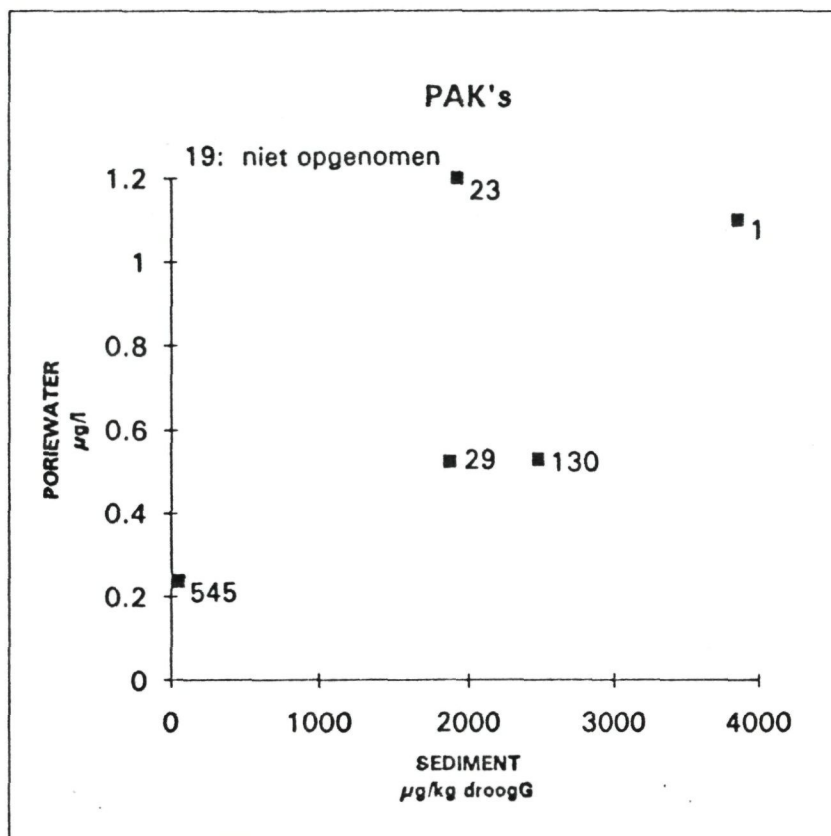
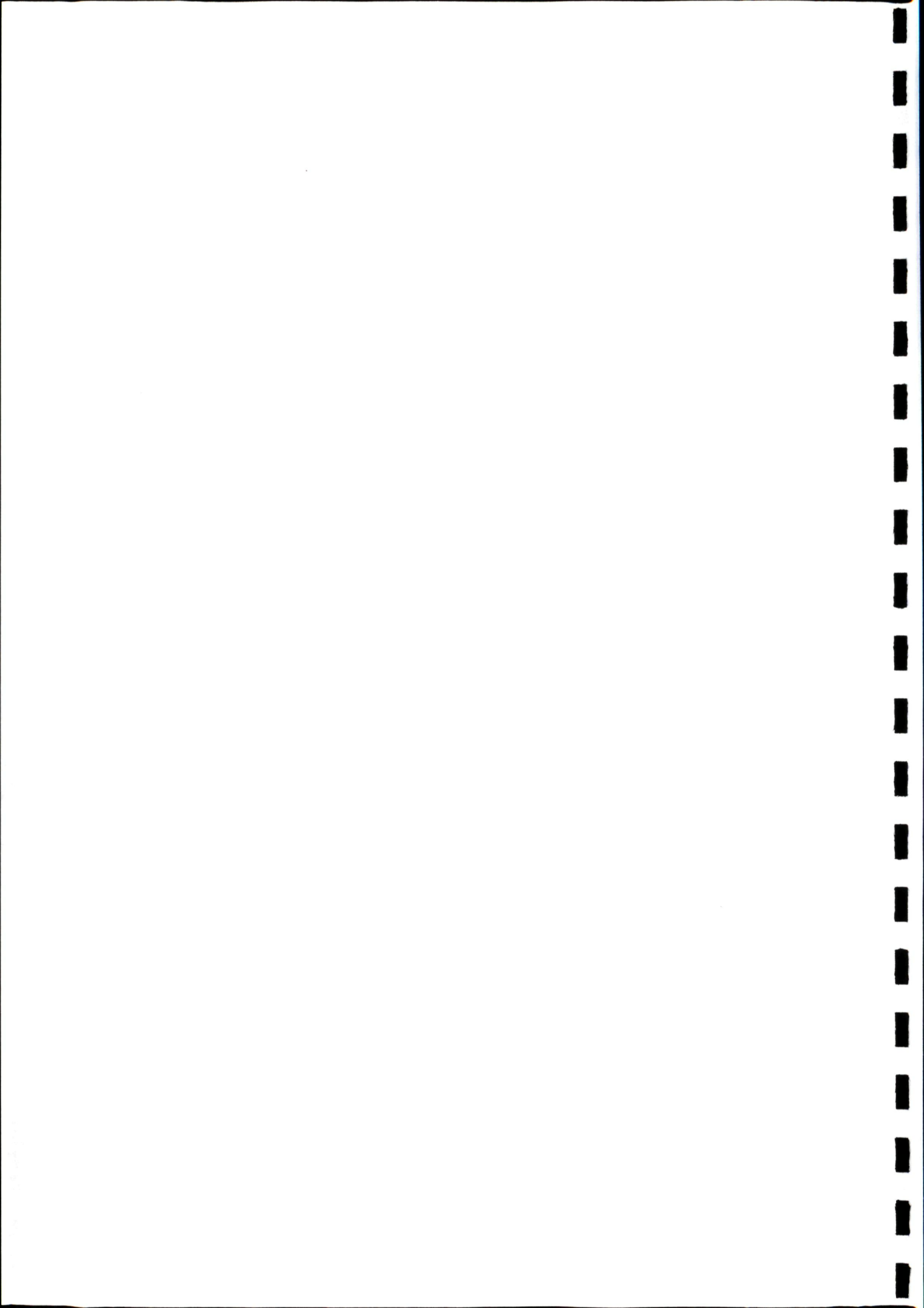


Fig. 9



geen meetbare concentraties in het poriewater of in de op laboschaal bereide percolaten worden teruggevonden.

De gehanteerde detektielimieten zijn volgens de te verwachten verontreiniging van baggersites reëel gekozen doch aan de hoge kant in dit onderzoek.

Gezien evenwel uit de literatuurgegevens (zie gelijklopende Literatuurstudie van Ecolas N.V.) blijkt dat zeer lage concentraties aan micropolluenten toxische effecten teweegbrengen bij levende organismen (bvb. vanaf 1ng/l TBT), zou in een volgend onderzoeksstadium het van groot belang zijn om daar waar technisch mogelijk de detektielimiet van sommige parameters naar beneden te halen. Wij denken in eerste instantie hierbij aan de zware metalen waarbij door concentreren en opzuiveren eventueel lagere detektielimieten kunnen bereikt worden.

In een volgende stap van het onderzoek zou het nuttig zijn extra aandacht te besteden aan de monsterneming van de sedimenten. Monsterneming met behulp van cores en bewaring onder stikstofatmosfeer zou het mogelijk maken onverstoorde sedimenten in het laboratorium af te leveren. Voor de interpretatie van de analyses zou het interessant zijn om over monsters te beschikken met een sterk uiteenlopende korrelgroottedistributie (bvb. een zandig, een lemig en een kleiig monster). Vervolgens kan het onderzoek worden opgesplitst in drie fasen:

(1) totaalanalyse van fysische en chemische parameters op het onverstoorde monster;

(2) uitpersing van het poriewater onder druk en stikstofatmosfeer. Het poriewater wordt opgesplitst in twee frakties. De eerste fraktie dient voor chemisch onderzoek terwijl de tweede fraktie simultaan wordt onderworpen aan ecotoxicologische testen. Geschikte testorganismen reageren immers op concentraties die nauwelijks chemisch aantoonbaar zijn en vullen aldus die leemte op. Bovendien kunnen aan de hand van bioassays synergetische effecten van aanwezige polluenten worden vastgesteld.

(3) het onverstoorde bodemstaal met verdunningswater percoleren en het percolaat chemisch analyseren.

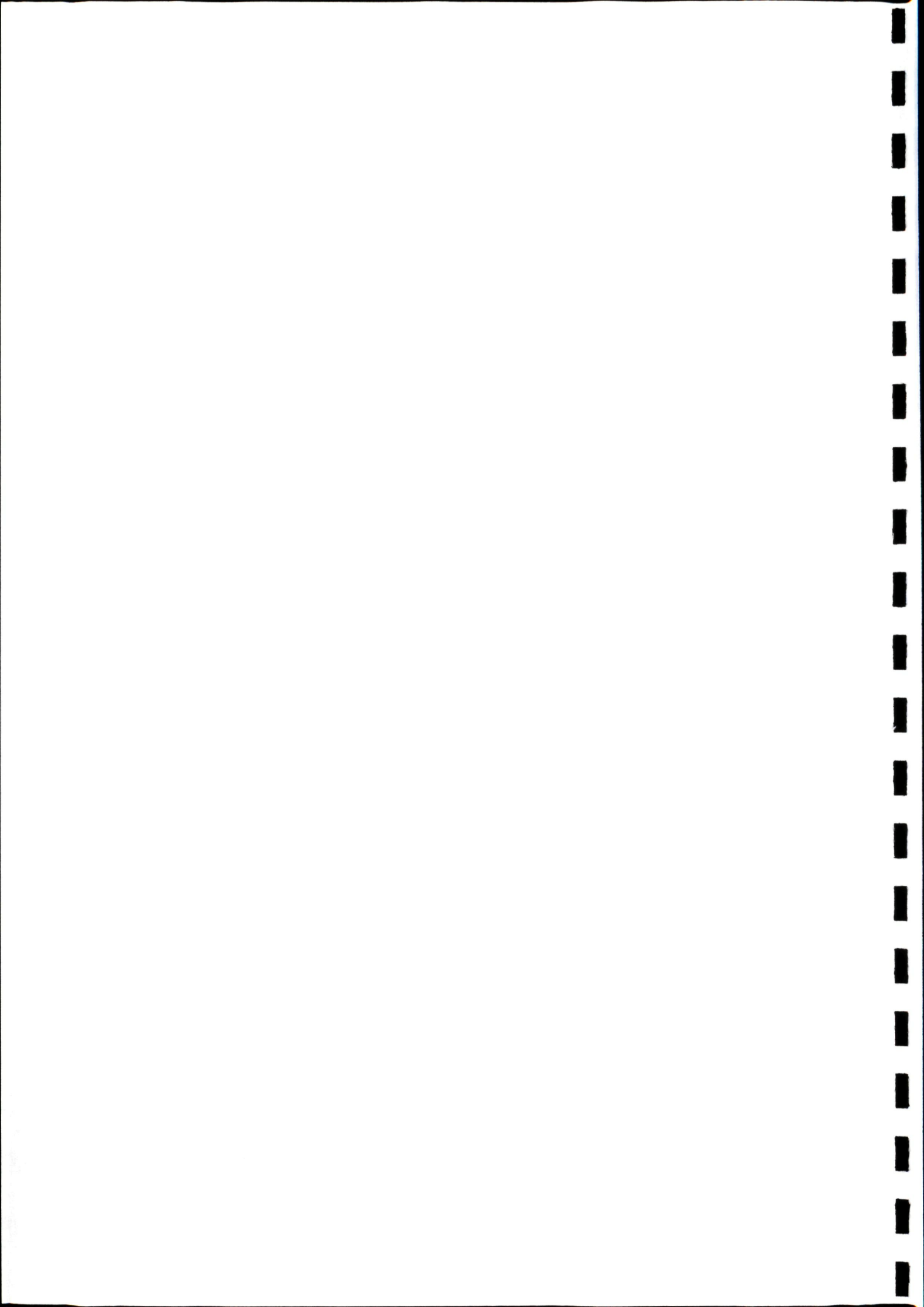
De cascadeproef waarbij hetzelfde sediment verschillende malen met verdunningswater wordt gepercoleerd en als dusdanig gedurende langere tijd in contact is met het verdunningswater zou hier waardevolle informatie kunnen verschaffen. De chemische analyses kunnen worden beperkt tot een aantal karakteriserende nutriënten en micropolluenten.

5.1.2. Mobiliseerbaarheid en biologische beschikbaarheid van micropolluenten uit baggerspecie (N.V. ECOLAS).

Baggerspecie wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van wisselende concentraties aan micropolluenten, waaronder zware metalen, poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK's), poly-chloorbifenyilverbindingen (PCB's), tributyltinverbindingen, minerale oliën en stikstof- en fosfoscomponenten.

Het bepalen van een beslissingsbasis betreffende de ecologische aanvaardbaarheid van het dumpen van baggerspecie i zee, vormt een belangrijk gegeven. Op basis van een grondige literatuurstudie aangevuld met analyseresultaten van verschillende baggerspeciemonsters is een wetenschappelijke analyse uitgevoerd van de speciatie, mobilisatie en biobeschikbaarheid van micropolluenten in baggerspecie. Vervolgens werd een interpretatie uitgevoerd van de ecologische risico's en werd de basis gelegd voor de bespreking van kwaliteitscriteria en de evaluatiemethodiek voor de biobeschikbaarheid van polluenten.

Uit het onderzoek dat hier werd verricht in het kader van de opstelling van sedimentkwaliteitsobjectieven blijkt dat, behalve voor cadmium dat in mindere tot meerdere



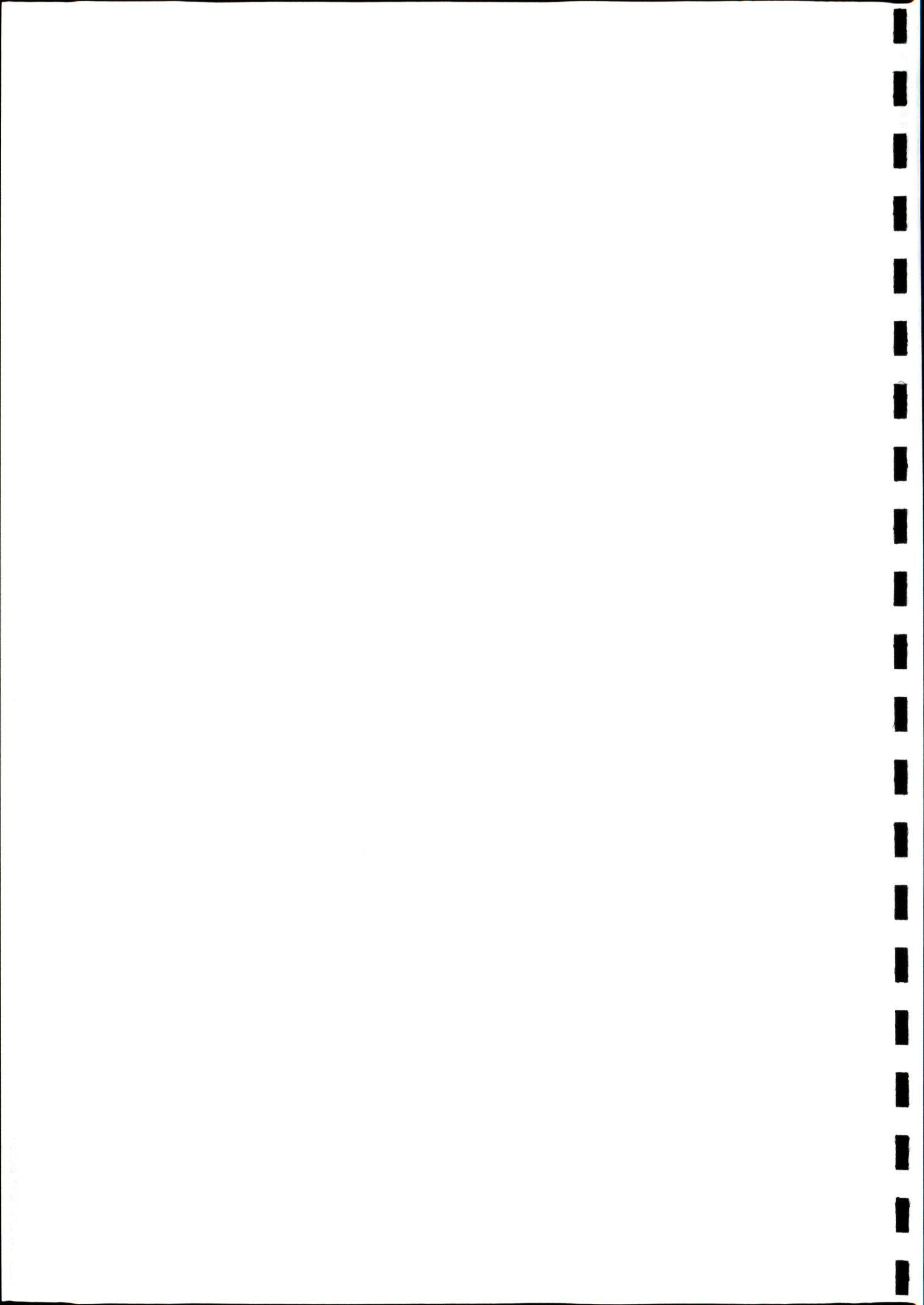
mate zou mobiel worden, de snelle mobilisatie van zware metalen uit de baggerspecie in het mariene milieu gering tot verwaarloosbaar zou zijn. Hierbij is echter geen rekening gehouden met de mobilisatie over lange tijd. PAK's en PCB's zouden slechts langzaam en in geringe mate vrijkomen uit de baggerspecie. Ook tributyltinverbindingen blijken zeer weinig mobiel te zijn. De stikstof daarentegen is in belangrijke mate mobiel en biobeschikbaar. Fosfoscomponenten zijn dit in mindere mate, doordat zij voornamelijk onder geadsorbeerde vorm voorkomen.

Van de verschillende micropolluenten werden verder de exotoxicologische eigenschappen behandeld. Hierbij zijn voornamelijk de tributyltinverbindingen uiterst toxisch (vanaf 1 ng/l). De andere polluenten met uitzondering van de stikstof- en fosforverbindingen zijn acuut toxisch bij concentraties variërend van 25 microgram/l (koper) tot 10 mg/l (arsen). Hierbij zijn de larvale stadia van weekdieren en schaaldieren het meest gevoelig (tabel 3).

Tabel 3 : Akute ecotoxiciteit van micropolluenten voor het marien akwatisch milieu.

Micropolluent	biologisch gevoeligst taxum	mediane LC ₅₀ acute toxiciteitsconcentratie
Poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK's)	weekdieren	0,2 mg/l
Poly-gechlorineerde biphenyls (PCB's)	schaaldieren	1,0 mg/l
Tributyltinverbindingen (TBT)	schelpdieren	0,1 µg/l
Zware metalen		
Kwik	schaaldieren	0,2 mg/l
Lood	schaaldieren	1,0 mg/l
Koper	phytoplankton	25 µg/l
Cadmium	schaaldieren	0,1 mg/l
Arsen	schaaldieren	10,2 mg/l
Nikkel	schaaldieren	7,5 mg/l
Chroom	anneliden	4,7 mg/l
Zink	schaaldieren	0,6 mg/l

Op basis van de toxiciteit alsook van de mogelijkheid tot biokonzentratie werden vervolgens voor de verschillende micropolluenten, met uitzondering voor cadmium waarvoor de gegevens te fragmentarisch zijn, 'veilige' concentraties vooropgesteld voor de waterkolom (de zgn. NOEC: No Observed Effect Concentration). Tenslotte werd op basis van de mobiliseerbaarheid (via de partitiekoefficiënten K_d of K_{oc}) en deze veilige concentratie voor elke polluent een 'concentratiespreiding' bepaald, waarbinnen het sedimentkriterium zich zou situeren (tabel 4).



Tabel 4 : Berekende NOEC en "ranges" waarbinnen de sedimentkwaliteitscriteria zich situeren.

POLLUENT	NOEC ($\mu\text{g}/\text{l}$)	SEDIMENTKWALITEITSKRITERIUMINTERVAL ($\mu\text{g}/\text{g d.g.}$)
Koper	1,0	12 - 51
Zink	5,0	20 - 385
Cadmium	0,2	-
Lood	1,0	1,4 - 637
Kwik	0,02	0,6 - > 2,0
Chroom	10	1000 - 2280
Nikkel	5	53 - 430
Arseen	10	102
PAK totaal	0,2	30 - 1500 $\mu\text{g}/\text{g}_{\infty}$
PCB totaal	0,2	3,5 $\mu\text{g}/\text{g}_{\infty}$
Tributyltin totaal	0,001	0,1 - 6,5

Uit de studie blijkt echter dat verder onderzoek noodzakelijk is om sedimentkwaliteitscriteria nauwkeurig te kunnen vastleggen. Niet alleen zijn, in het bijzonder voor cadmium, onvoldoende gegevens beschikbaar over de toxiciteit als over de mate waarin deze polluenten worden gemobiliseerd, ook is er momenteel onvoldoende inzicht in het dispersiegedrag van baggerspecie tijdens en na de lossing.

Tenslotte is in het rapport een methodiek voorgesteld om de ecologische risico's van baggerspeciedumping te beoordelen (fig. 10).

5.1.3. Biologische monitoring van de lossingen van gebaggerd materiaal voor de Belgische kust ('92 - '94).

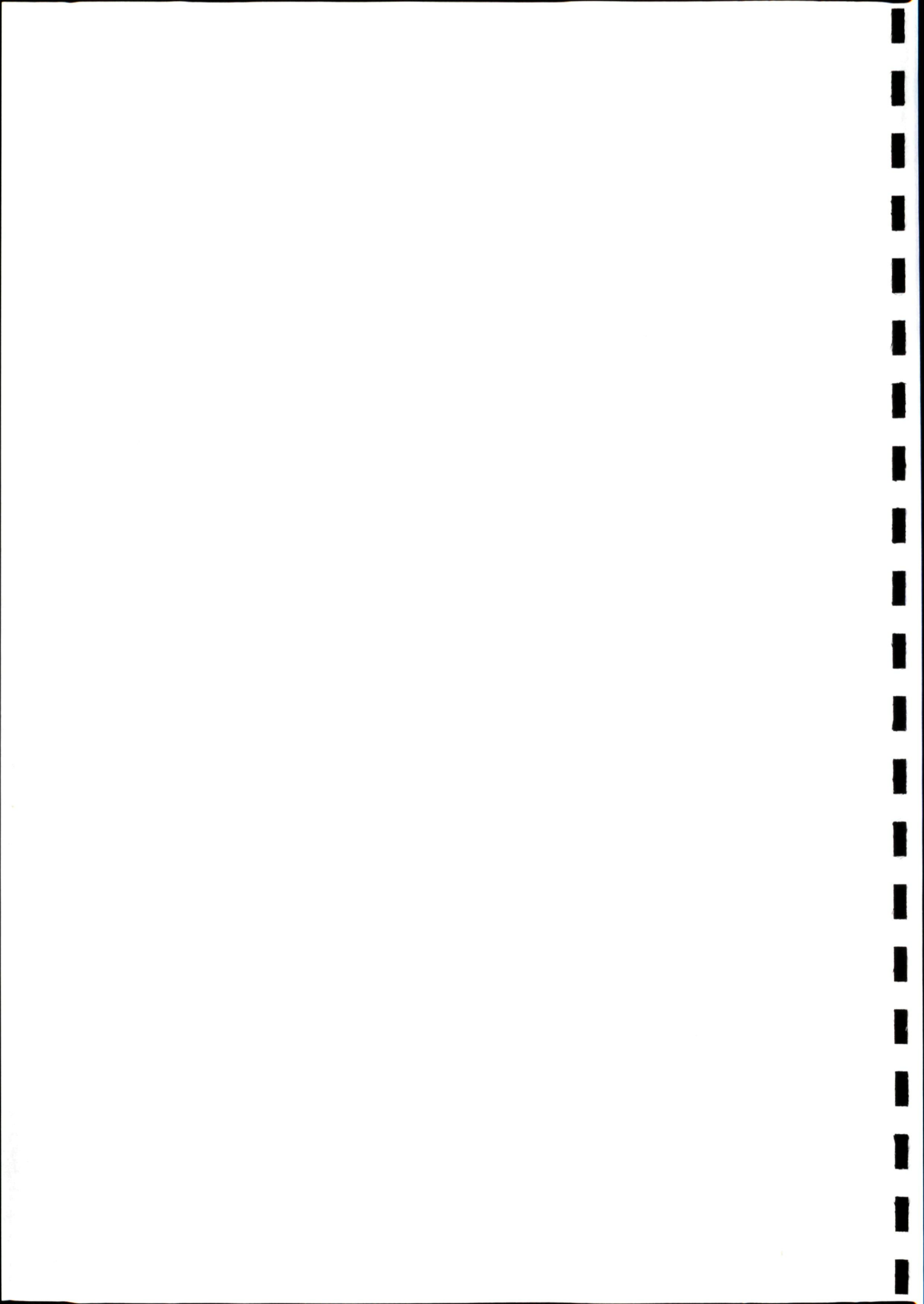
Inleiding

In de periode 1992/1994 werden met de BELGICA zeven campagnes ondernomen. Naast de klassieke abiotische parameters in de waterkolom (saliniteit, pH, opgeloste zuurstof, materie in suspensie, turbiditeit) werd aandacht besteed aan het sediment (verschuivingen in korrelgrootte kunnen de mariene fauna beïnvloeden), vis, benthos, visziekten en de concentraties aan zware metalen in benthosorganismen.

De bemonsterde zones waren zes loswallen (Oostende, Zeebrugge S1, S2 en S3, Zeebrugge-Oost en R4) en acht referentiezones (fig. 11).

Sediment

De loswallen zijn globaal gekenmerkt door hogere gehalten aan slib (fractie < 63 micro-m), interstitieel water, organische stof, totale organische koolstof en carbonaat dan de



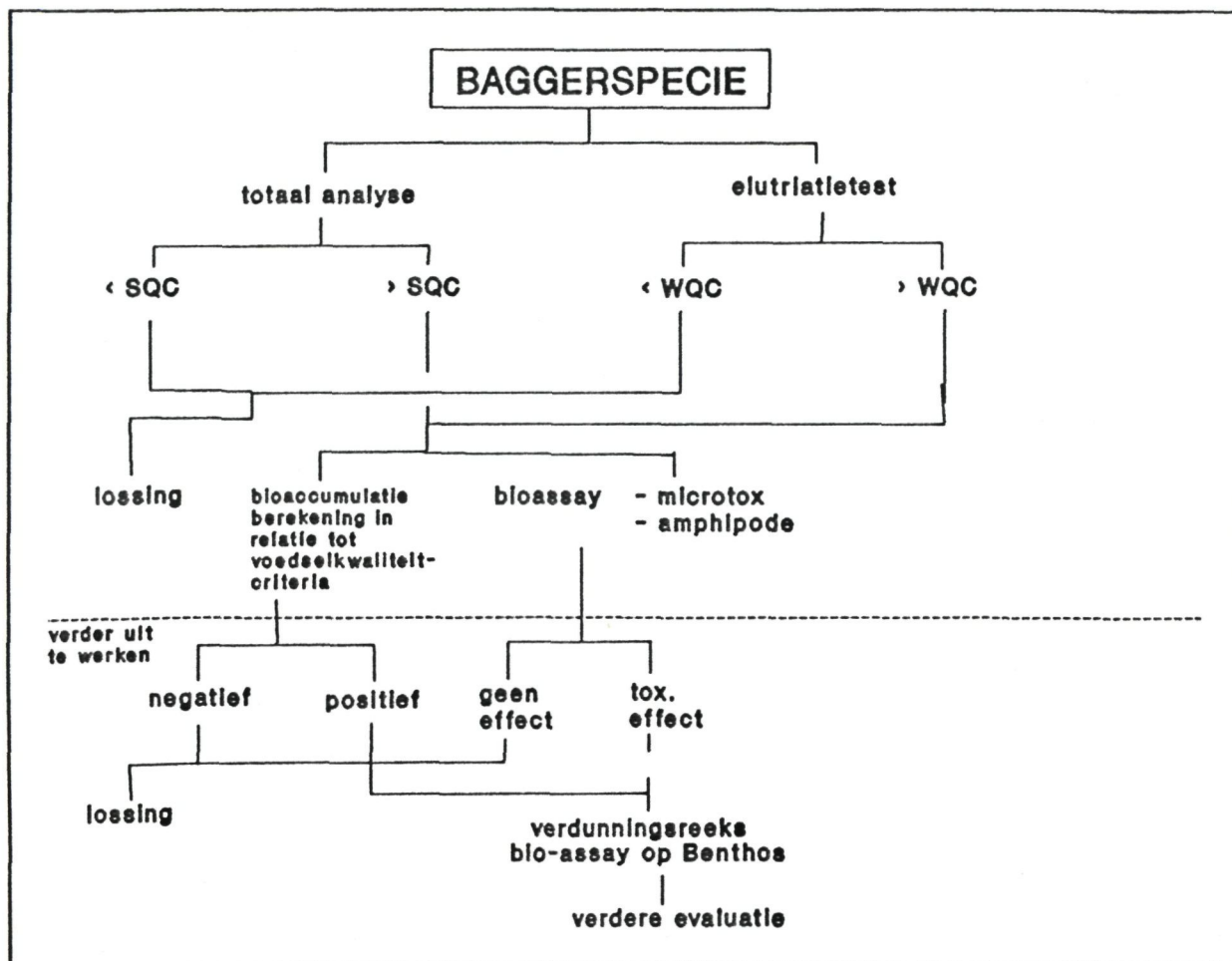
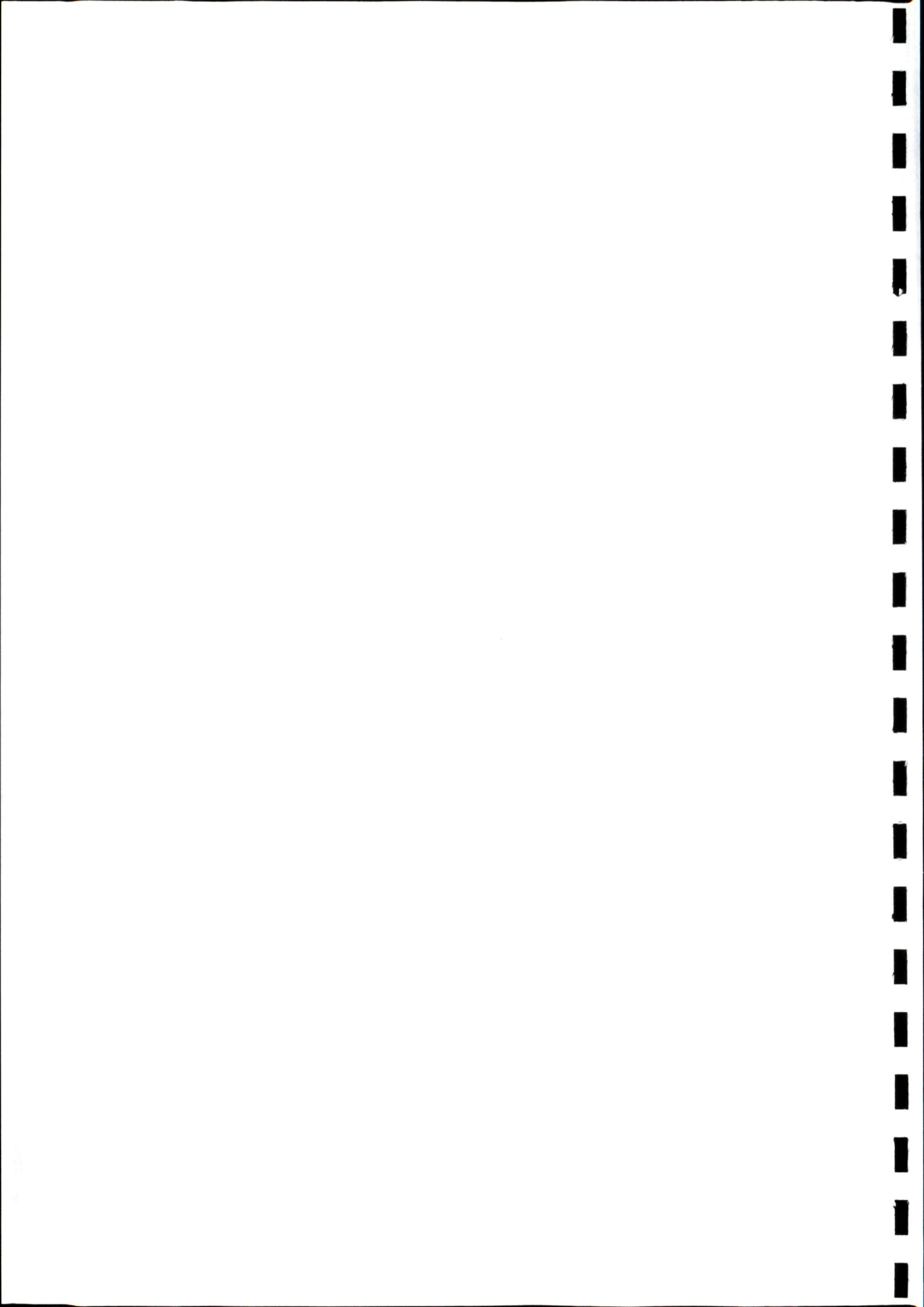
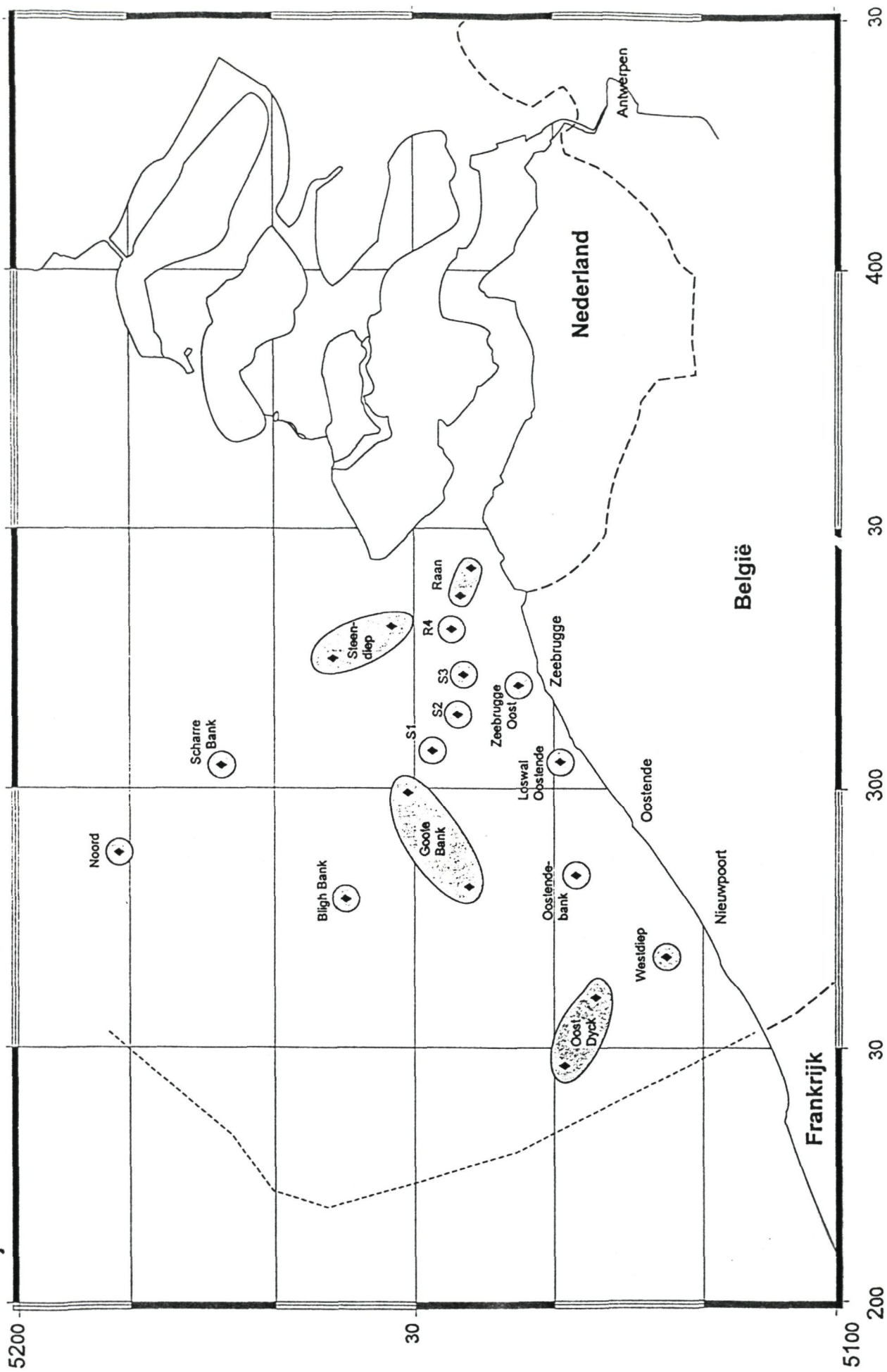
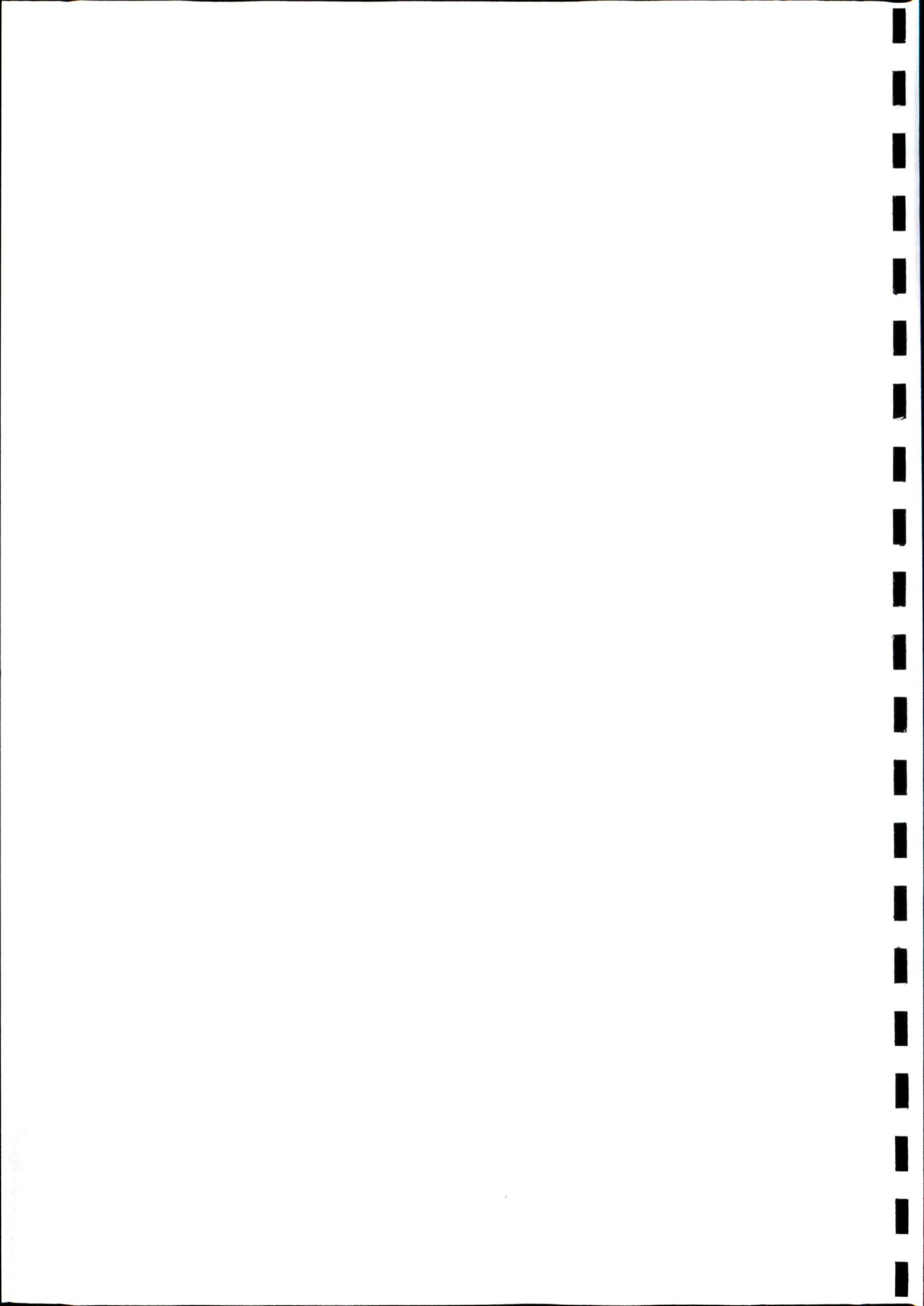


Fig. 10





Figuur 11 Situering van de baggerloswallen en de referentiezones.



referentiezones. Uit een trendanalyse 1979 - 1994 bleek dat zich op loswal Zeebrugge S1 een significante daling van de slibfractie ten voordele van de fijnzandfractie had voorgedaan. Op loswal Zeebrugge S2 daarentegen werd een stijging van de fijnzandfractie ten koste van het middelgrof zand genoteerd. Dit verschijnsel werd ook in de meeste zones van de Belgische kustwateren vastgesteld. Het fysisch effect van de lossingen is daar wellicht niet vreemd aan.

De kleurbepalingen toonden ook significante verschillen tussen de loswallen en de referentiezones. Op de meeste loswallen werd een konstante daling van de kleurintensiteit in de tijd vastgesteld.

Vis en epibenthos

Voor de vissen werden geen duidelijke verschillen met de referentiezones genoteerd.

Uit een trendanalyse 1985 - 1994 van de diverse op epibenthos bepaalde biologische parameters (abondantie, aantal soorten, diversiteit, dominantie evenness en biomassa) bleek op loswallen Oostende en Zeebrugge een significante daling van respectievelijk het aantal soorten en de abundantie op te treden. Bij drie referentiezones werden evenwel analoge dalingen vastgesteld.

Macrobenthos

Het macrobenthosonderzoek liet de identificatie van in totaal tweeëntachtig soorten toe. De densiteiten schommelen tussen 8 en 1470 ind/m², wat aan de lage kant is. Duidelijke verschillen tussen de loswallen en de referentiezones konden in 1992 en 1993 niet worden waargenomen. Trendanalyses (1979 - 1994) moeten toelaten een beter inzicht in de invloed van de lossingen te verkrijgen.

Visziekten

Anatomopathologisch onderzoek werd verricht op schar. Er werden geen verhoogde frekwenties aan visziekten vastgesteld op de loswallen, waar scharren verbleven (Zeebrugge S1 en S2). Gemiddeld werden ongeveer 1 % uitwendige letsels, voornamelijk geïnfecteerde huidwonden waargenomen. Ver gevorderde stadia van huidletsels, zoals atrofïering van het onderliggend weefsel en gezwellen kwamen niet voor.

Bepalingen van de biochemische stressindicator EROD (ethoxyresorufine o-deëthylase) in de lever van de schar brachten geen regionale verschillen aan het licht. Inductie van EROD is een eerste signaal van de biologische effecten van bepaalde organische contaminanten en gaat de ernstiger letsels vooraf.

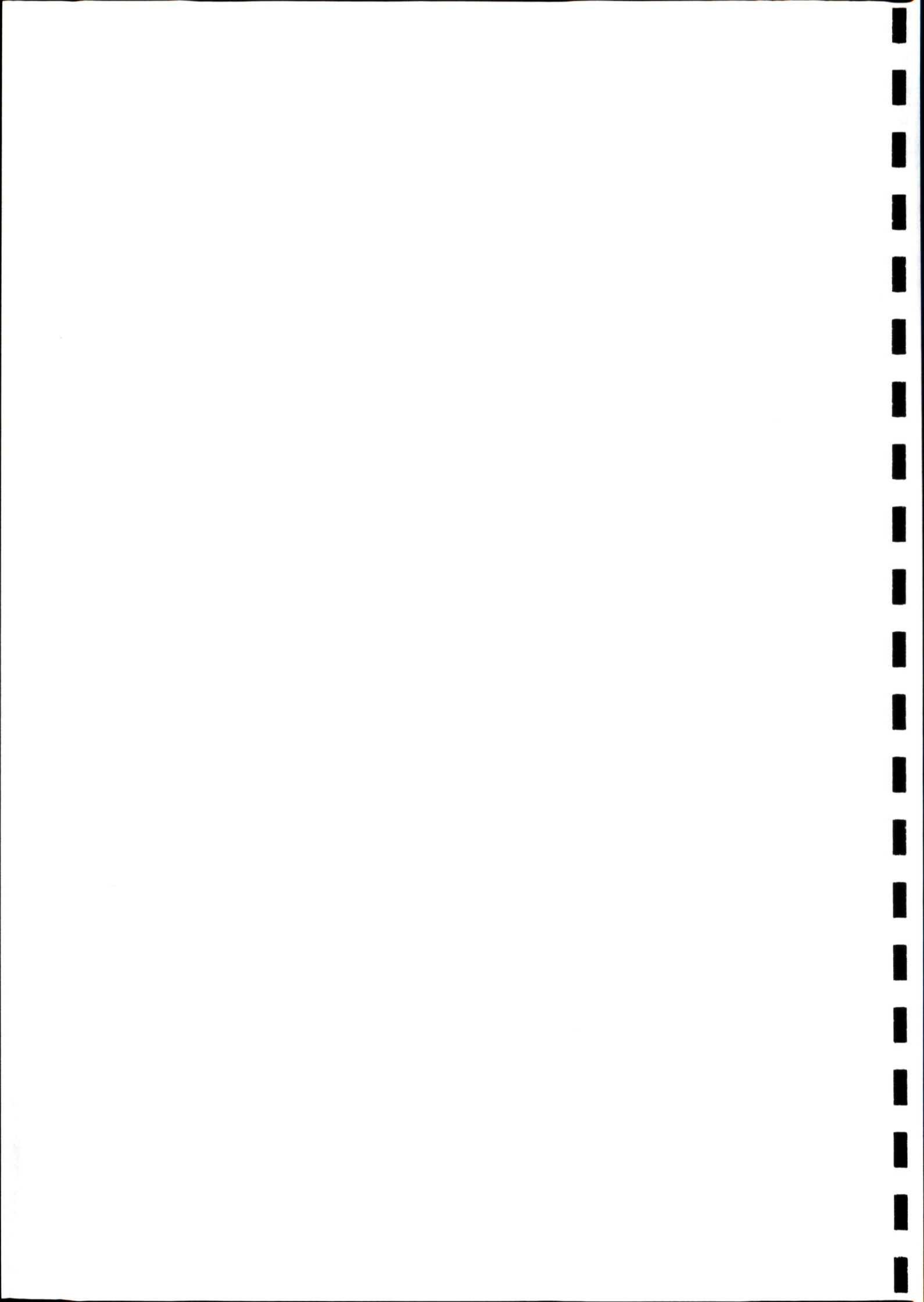
Zware metalen in epibenthos

In tien representatieve bodemorganismen (garnaal, zwemkrab, heremietkreeft, grondel, zeester, strandschelp, harnasmantje, slakdolf en havenanemoon) werd het gehalte aan kwik, cadmium, lood, zink, koper, ijzer en chroom bepaald. Sedert 1981 werd in loswal Zeebrugge S1 een significante stijging van het ijzergehalte vastgesteld.

Voor ijzer, lood en chroom bleken bij een aantal organismen significante verschillen tussen de loswallen en de referentiegebieden voor te komen. Hierbij vertoonden de loswallen telkens de hoogste concentraties. Het tegenovergesteld geval werd niet vastgesteld.

Deze gegevens werden vergeleken met de concentratie die in het sediment (fractie < 2 mm) in dezelfde periode op dezelfde punten voor lood en chroom werden waargenomen. er werd een markante overeenkomst vastgesteld. Zowel in de betrokken bodemorganismen als in het sediment werden op de loswallen concentraties aangetroffen die 2 à 3 maal hoger waren dan in de referentiezones.

Opmerkingswaardig was tenslotte de algemeen dalende tendens van de kwik-, cadmium- en loodconcentraties in de meeste organismen van de gehele bestudeerde zone.



5.1.4. Sedimenttransportmodel (BMM).

Inleiding

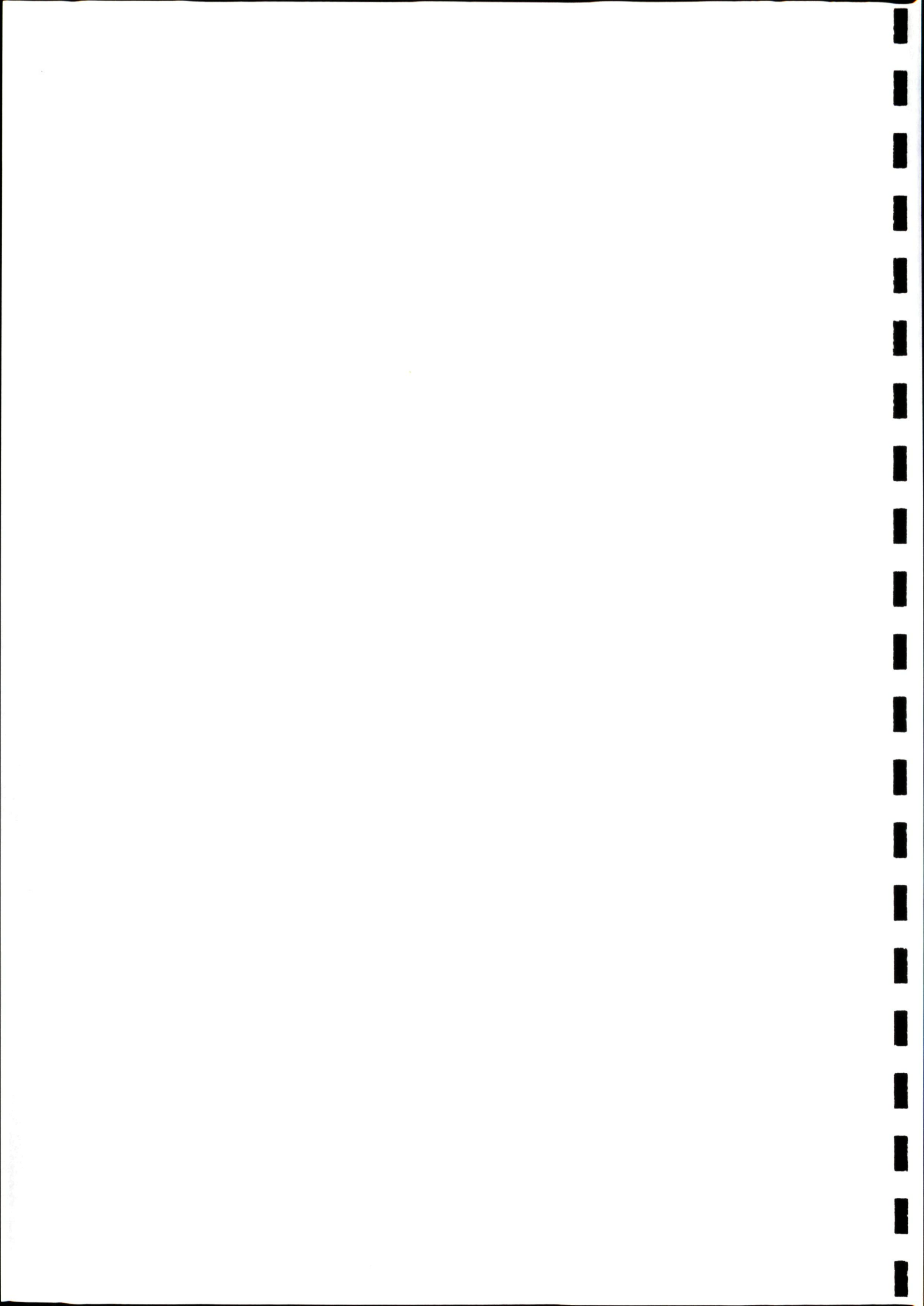
De aanslibbing van de Belgische zeehavens en van de vaargeulen naar deze zeehavens is enorm. Zo werd tussen 1980 en 1989 per jaar gemiddeld 33 miljoen m³ materiaal gebaggerd om de vaargeulen en de havens te onderhouden en te verdiepen. Het merendeel van deze baggerspecie wordt terug in zee gedumpt. De selectie van loswallen met een hoge efficiëntie is daarom van groot belang. Eerst en vooral moet worden vermeden dat het geloste materiaal terugkeert naar waar het werd gebaggerd. Verder moeten de chemische en biologische effecten zoveel mogelijk gelokaliseerd blijven. Een onderzoek naar loswallen met een hogere efficiëntie was daarom noodzakelijk. Het project "Sedimenttransportmodel" kaderde volledig in dit onderzoek. In dit project werd door de BMM een mathematisch model ontwikkeld voor het sedimenttransport van het baggerslib voor de Belgische kust. Het model kan inzicht verschaffen in de verschillende processen die het sedimenttransport veroorzaken. Het kan verder worden toegepast in verschillende situaties. Op die manier kan een alternatieve stortplaats worden opgezocht. In dit rapport wordt een bondig overzicht gegeven van de verschillende fasen in het project en van de verkregen resultaten.

Literatuurstudie

In een eerste fase werd een literatuurstudie van sedimenttransportmodellen uitgevoerd. Er werd vooral de nadruk gelegd op modellen, die konden worden toegepast in het project. De sedimenttransportmodellen werden onderverdeeld in drie groepen. Een eerste groep modellen maakt enkel gebruik van lokale parameters, terwijl een tweede groep modellen gebruik maakt van profielen van snelheden en concentratieprofielen. Nog andere modellen gaan uit van de advektie-diffusievergelijking. De modellen met een Euleriaanse en een Lagrangiaanse benadering werden afzonderlijk behandeld. Uitgaande van de doelstellingen van het project werd besloten dat een model dat gebaseerd is op de Second Moment-methode het meeste geschikt was. Het is een semi-Lagrangiaanse methode waarbij elke massa wordt gekarakteriseerd door een rechthoekig volume met een bepaald centrum en spreiding. De numerieke diffusie wordt bij deze methode tot een minimum herleid. Verder kan bij deze Lagrangiaanse methode de gedumpte baggerspecie worden gevolgd. Het model kan daardoor worden gevalideerd aan de hand van tracerexperimenten.

Ontwikkeling van het model

Aangezien de Belgische kustwateren steeds goed gemengd zijn, werd een twee-dimensionaal model ontwikkeld dat is gebaseerd op deze methode. De verschillende algoritmes die kunnen worden gebruikt voor de modellering van de advektie en diffusie werden bestudeerd. Verschillende testen werden uitgevoerd om het meest geschikte algoritme te selecteren. Voor het advektieschema werd gekozen voor de originele Second Moment-methode zonder correctie van afmetingen, behoud van celminima of -maxima of inrekening van covarianties. De verplaatsingen worden uitgerekend met behulp van een twee-orde Runge-Kutta methode. Voor de modellering van de diffusie werd de methode van Fick geselecteerd. Beide schema's werden geïmplementeerd en uitgebreid getest. Voor het advektieschema werd de propagatie van een front en de rotatie van een kegel gesimuleerd. Voor het diffusieschema werd de diffusie van een Gaussiaanse distributie bestudeerd. Beide schema's gaven bevredigende resultaten. De numerieke diffusie die in het model werd geïntroduceerd, bleek inderdaad minimaal te blijven. Dit bleek verder uit een test die werd uitgevoerd waarbij de resultaten van het model werden vergeleken met de resultaten verkregen met een eenvoudig sedimenttransportmodel dat een klassieke Euleriaanse eindige differentiatiemethode gebruikte. Voor de modellering van de brontermen erosie en sedimentatie bestaan veel formuleringen, die echter ontwikkeld werden voor specifieke situaties. In het model werd geopteerd eenvoudige formuleringen toe te passen die gebruik maken van slechts enkele



kalibratieparameters. De bodemspanning die van belang is voor de erosie en de sedimentatie wordt berekend onder de invloed van de stromingen en de golven. Het eenvoudige model van BIJKER wordt toegepast om de niet-lineaire effecten in te rekenen.

Om de stromingen te verbeteren, werd een twee-dimensionaal model voor het Belgisch Kontinentaal Plat ontwikkeld. Het model heeft een resolutie van 15" x 25" (740 m x 740 m). Het model is aan de open randvoorwaarden gekoppeld met een hydrodynamisch model voor het Noordwest-Europese Continentale plat en aan de Westerscheldemonding gekoppeld met een één-dimensionaal hydrodynamisch model voor het aan het getij onderhevige Scheldebekken. Een validatie van dit nieuwe model werd uitgevoerd. De golven anderzijds werden berekend met een tweede-generatie golfmodel. Twee gekoppelde modellen worden gebruikt: in de gehele Noordzee wordt een grof rooster gebruikt terwijl in de zuidelijke Noordzee een fijner rooster (5 km x 5 km) wordt toegepast. Een bilineaire interpolatie van de resultaten van het golfmodel naar het modelrooster van het sedimenttransportmodel wordt uitgevoerd.

Aangezien eerste testen uitwezen dat er te weinig kustwaarts transport werd gegenereerd, werden twee bijkomende processen in het model ingebracht. Met behulp van het model van HEAPS werd een schatting gemaakt van de stromingen die worden gegenereerd door de horizontale dichtheitsgradiënten. Door de uitstroming van de Schelde worden immers saliniteitsgradiënten veroorzaakt die kustwaartse bodemstromingen tot gevolg hebben. Ook het residuele massatransport onder de invloed van de golven werd in rekening gebracht. Aangezien testen uitwezen dat de modellen voor de "streaming" niet voldoen, werd enkel de Stokesnelheid ingerekend.

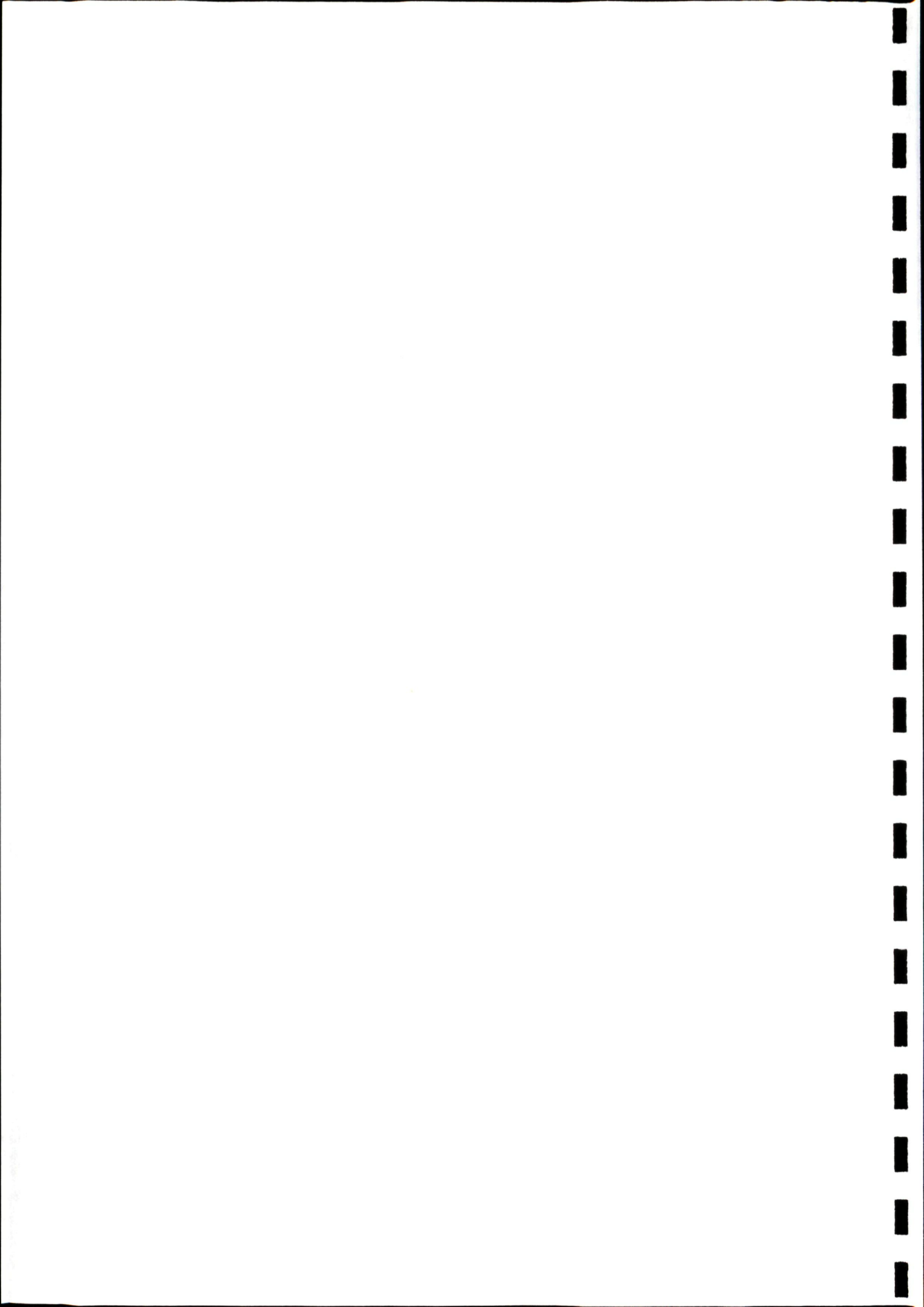
Gevoeligheidsstudies

In een eerste stap werd een korte studie gemaakt van de residuele stromingen en transporten en van de Lagrangiaanse verplaatsingen voor de Belgische kust. De residuele stromingen zijn vooral zuidwestwaarts gericht, met enkele gyres boven de zandbanken. De residuele transporten anderzijds zijn noordoostwaarts gericht. De Lagrangiaanse verplaatsingen tot slot hebben een onregelmatig patroon waarbij in het oosten zuidwestwaartse en in het westen noordoostwaartse verplaatsingen worden gevonden. Voor en ten oosten van Zeebrugge bestaan zones waar kustwaartse verplaatsingen en verplaatsingen naar de monding van de Westerschelde voorkomen. De residuele stromingen en transporten en de Lagrangiaanse verplaatsingen kunnen sterk worden beïnvloed door de meteorologische situatie.

Verschillende testen werden uitgevoerd om de invloed van de verschillende processen op het sedimenttransport na te gaan. In enkele eerste testen werd het belang van de golfwerking voor de erosie en de sedimentatie van het materiaal aangetoond. Verder werd aangetoond dat bij hogere golven ook het massatransport onder invloed van de golven vooral in ondiep water significante effecten kan hebben op het transport van het sediment in suspensie. De stromingen onder invloed van de horizontale dichtheitsgradiënten zijn voor de Belgische kust verwaarloosbaar en hebben geen effect op het sedimenttransport. Tot slot kon uit de testen worden afgeleid dat ook de meteorologische situatie een belangrijke invloed heeft op het sedimenttransport.

Validatie

Tot slot werd het model gevalideerd. Hiervoor werd gebruik gemaakt van tracerproeven, die door HAECON N.V. werden uitgevoerd. In drie van de zes experimenten komen de resultaten van het model goed overeen met de resultaten van de tracerproeven. Het materiaal wordt wel over een groter gebied verspreid dan in de contourmappen van de tracerproeven wordt voorgesteld. De metingen zijn echter te beperkt in aantal en in verspreiding om betrouwbare gegevens te verschaffen over de verspreiding van het materiaal meer in open zee.



In de drie andere experimenten bleken de resultaten minder goed overeen te komen. Het materiaal recirculeert wel naar de kust toe zoals in de experimenten maar dit gebeurt trager dan in de metingen en het materiaal zal zich minder snel over de gehele kust verspreiden. De oorzaak van dit belangrijke kustwaartse transport kan echter niet worden verklaard door het massatransport onder de invloed van de golven dat in de richting van de golven en dus niet steeds kustwaarts is of door de stromingen onder de invloed van horizontale dichtheitsgradiënten. Deze oorzaak is dus nog niet duidelijk geïdentificeerd en moet verder worden onderzocht.

Handleiding en shell-programma's

Na de ontwikkeling en validatie van het model werd een handleiding voor het ontwikkelde model geschreven. Tegelijk werden shell-programma's ontwikkeld die de gebruiker helpen bij de voorbereiding van de invoerbestanden en die de verschillende modellen (hydrodynamische modellen, golfmodellen en sedimenttransportmodel) kunnen uitvoeren. Ook verschillende postprocessingprogramma's werden ontwikkeld. Onder andere werd een programma voorbereid dat animaties kan produceren waarbij tegelijk de stromingen, de golven, de sedimenten in suspensie en de sedimenten op de bodem over het gehele modelrooster en over een geselecteerde periode kunnen voorstellen (fig. 12).

Turbiditeitsmetingen

Zes meetcampagnes werden uitgevoerd met de BELGICA voor de studie van de invloed van de baggerspeciestortingen op de turbiditeit op en rond de stortplaatsen. Verschillende strategieën werden toegepast bij de meting van de sedimentpluim voor, tijdens en na de storting. Ook werden verschillende meettoestellen gebruikt. De turbiditeit werd opgemeten met twee verschillende turbiditeitssensors en met twee Optical Back Scatters die in het kader van het project werden aangekocht. Het lichtprofiel werd bij daglicht opgemeten met een kwantameter. Ook enkele metingen met een Secchi-schijf werden uitgevoerd. Ter (in situ) kalibratie van de verschillende instrumenten werden tegelijk waterstalen genomen met de rosette waarbij het materiaal in suspensie gravimetrisch werd bepaald (filtratie en weging). Op enkele waterstalen werd bovendien het gehalte aan chlorofyl-a en aan phaeopigmenten bepaald. Dit gehalte aan chlorofyl-a werd ook gemeten met een fluorescentiemeter. De resultaten van de verschillende campagnes werden voorgesteld onder de vorm van tabellen en figuren.

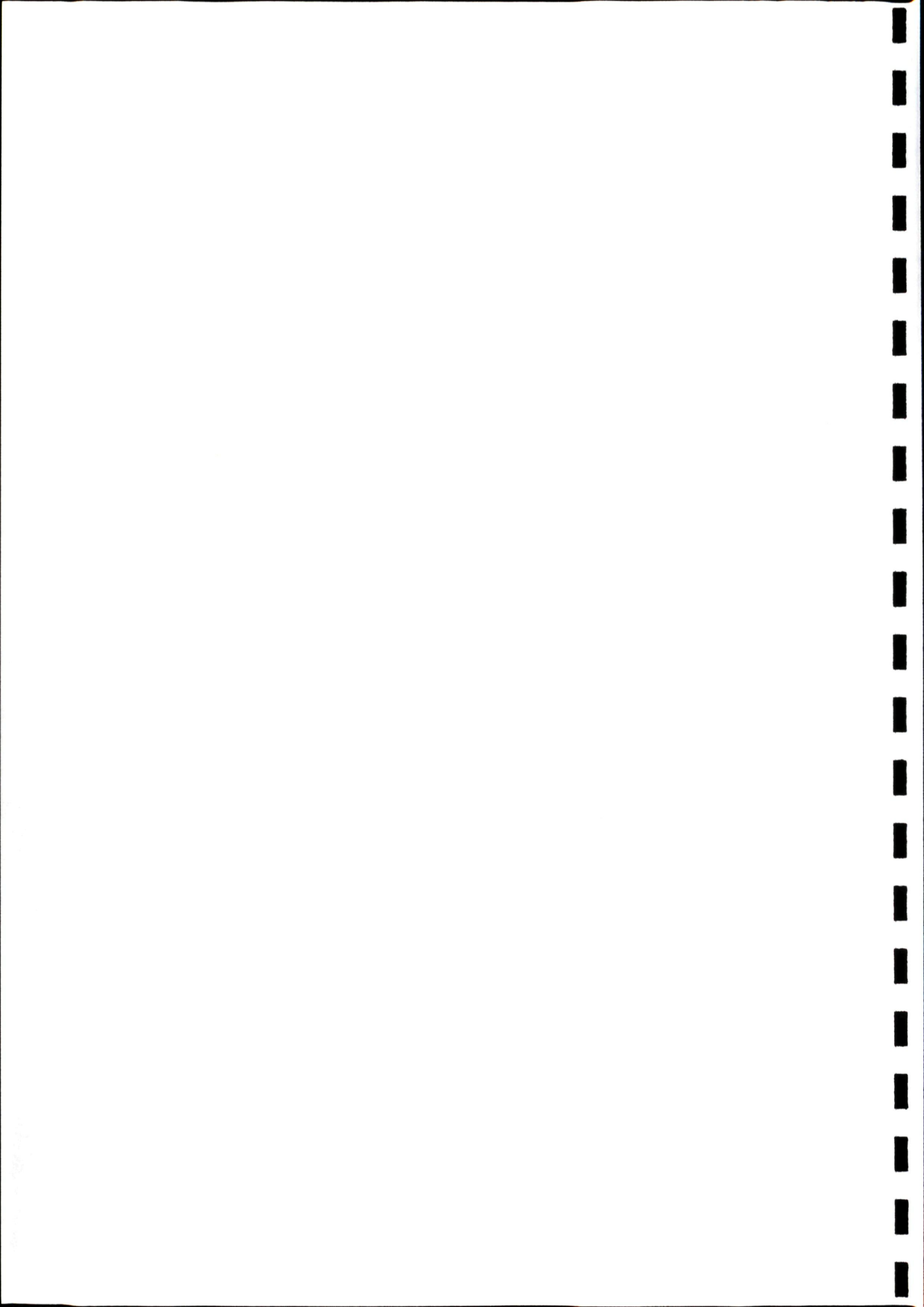
Naast de metingen van de invloed van de stortingen op de turbiditeit werd bovendien in samenwerking met de Universiteit van Southampton, Department Oceanografie (SUDO) het sedimenttransport gemeten met behulp van het meetplatform 'TOSCA'. Dit platform omvat onder andere stromingsmeters, druksensoren (meting van de golven) en Optical Back Scatters zodat tegelijk de stromingen, de golven en het sediment in suspensie worden gemeten. De gegevens worden op het ogenblik door SUDO geanalyseerd en geïnterpreteerd.

Tot slot werd een eerste studie uitgevoerd van de statistische verbanden die optreden tussen de fotosynthese, de attenuatiecoëfficiënt, het gehalte aan suspensiemateriaal en het gehalte aan chlorofyl-a toegepast op de Belgische kustzone.

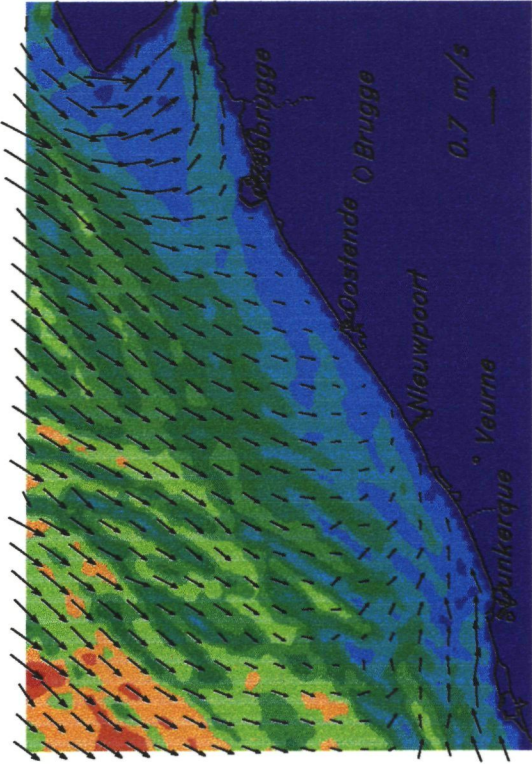
5.2. Doelstellingen van de tweede fase

5.2.1. Biologische monitoring van lossingen van gebaggerd materiaal voor de Belgische kust (RvZ).

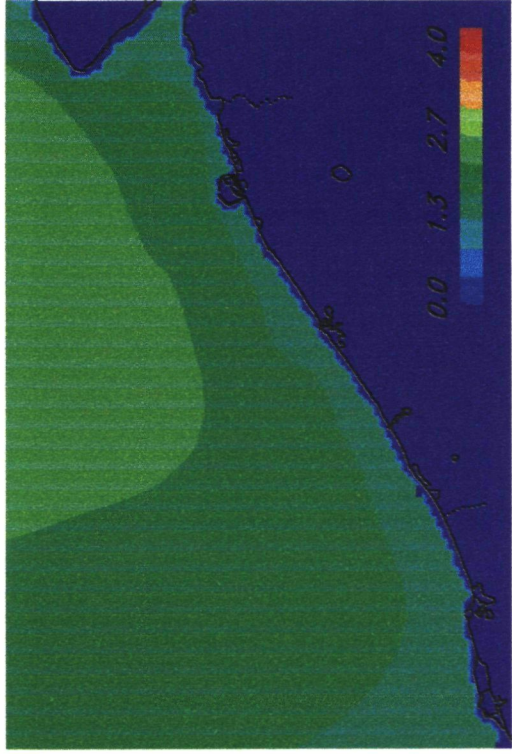
Het programma is een verderzetting van het onderzoek '92 - '94. In totaal zullen



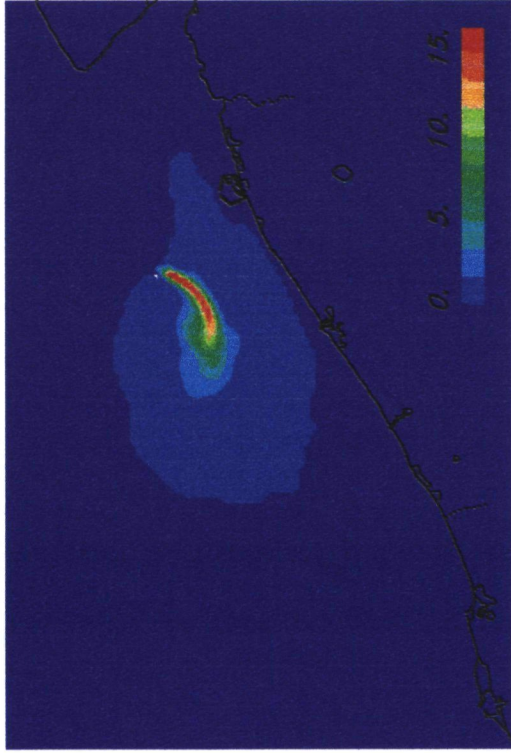
sediment transport model mu-STM



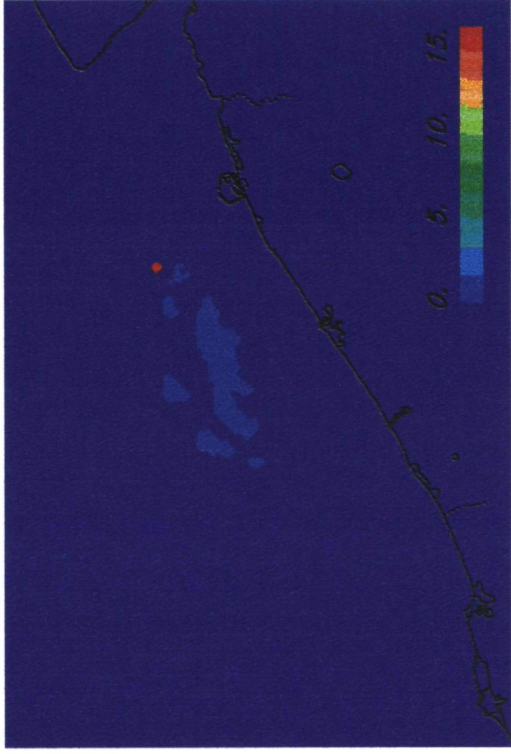
Currents: max = 1.12 m/s



Waves: max = 2.57 m



Mass susp: max= 18.79 10000. kg

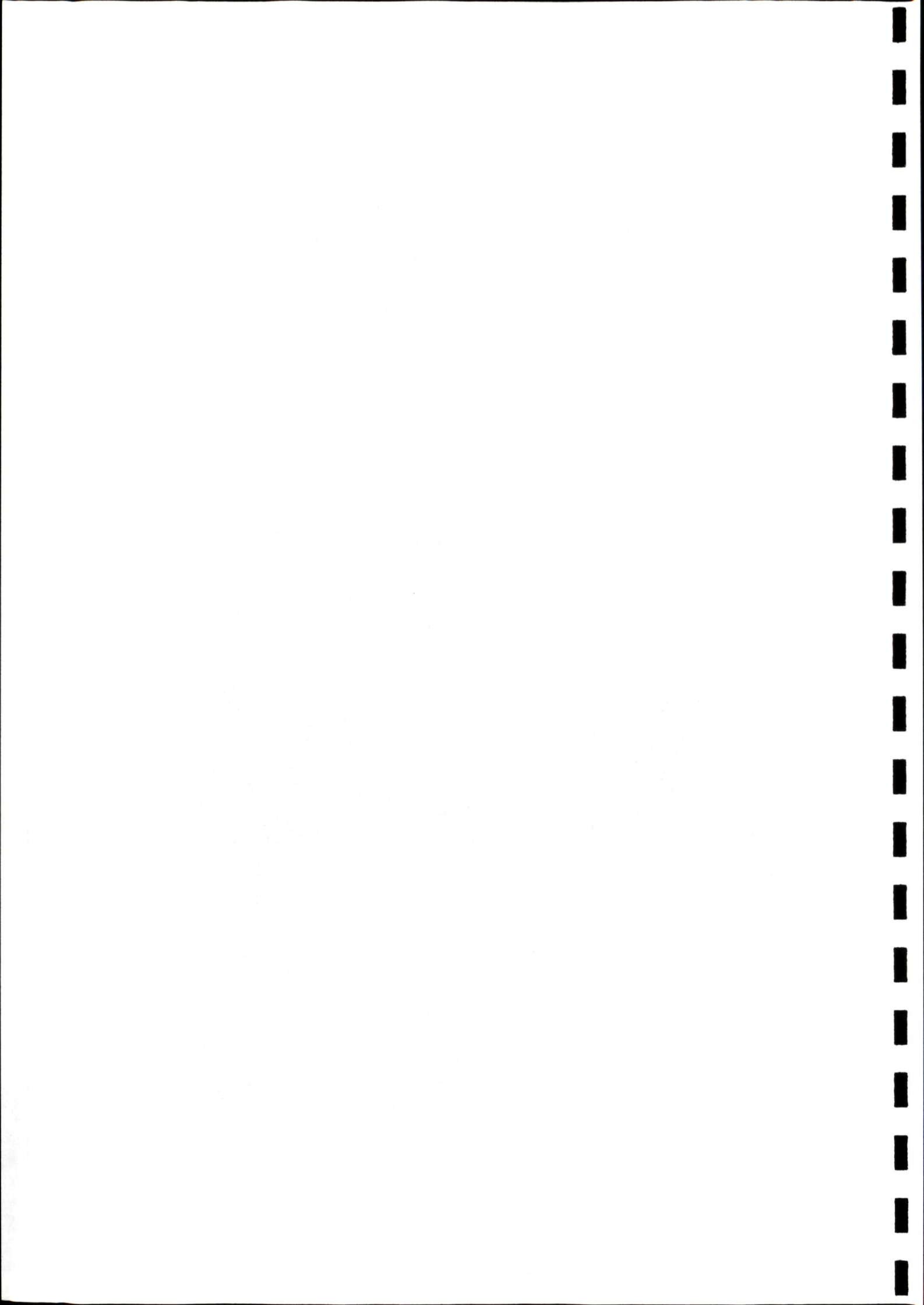


Mass bott: max= 419.99 10000. kg

time 930219 090000 -- Project mumm-ddkh

sus=1228.4 bot= 421.5 tot=1650.0 off= 0.0 TOT=1650.0 masses in 10000 kg

Figuur 12: Animatie van de modelresultaten met de totale hoeveelheden van het sediment



negen zones worden bemonsterd: zes loswallen, twee invloedsgebieden in de omgeving van de loswallen en één referentiezone aan de Westkust gelegen. Bij de evaluatie zal rekening worden gehouden met de resultaten van andere programma's (Oslo/Parijs Commissie en de studie i.v.m. zandontginningen). De bemonstering zal minstens tweemaal per jaar worden uitgevoerd.

Op het sediment zal een fysico-chemisch onderzoek worden uitgevoerd: korrelanalyse, organisch materiaal, totale organische koolstof, interstitieel water, carbonaat, kleur.

Het biologisch onderzoek zelf heeft betrekking op vissen, epi- en macrobenthos. Na de identifikatie van de soorten zullen de densiteiten worden bepaald. Verdere berekeningen ten behoeve van een statistische verwerking van het materiaal zullen worden uitgevoerd. Vooral de relatieve abundantie, de diversiteit, de dominantie en de rankingklassifikatie zijn belangrijk.

De vissen die in de negen zones worden gevangen, zullen op uitwendige afwijkingen worden gecontroleerd. Vooral afwijkingen zoals lymphocystis, tumoren, vinrot en skeletdeformaties zijn van belang. De onderzoekingen worden aangevuld met de zneymatische EROD-test die een indikator is voor stress in de vissen en wordt veroorzaakt door organische kontaminanten.

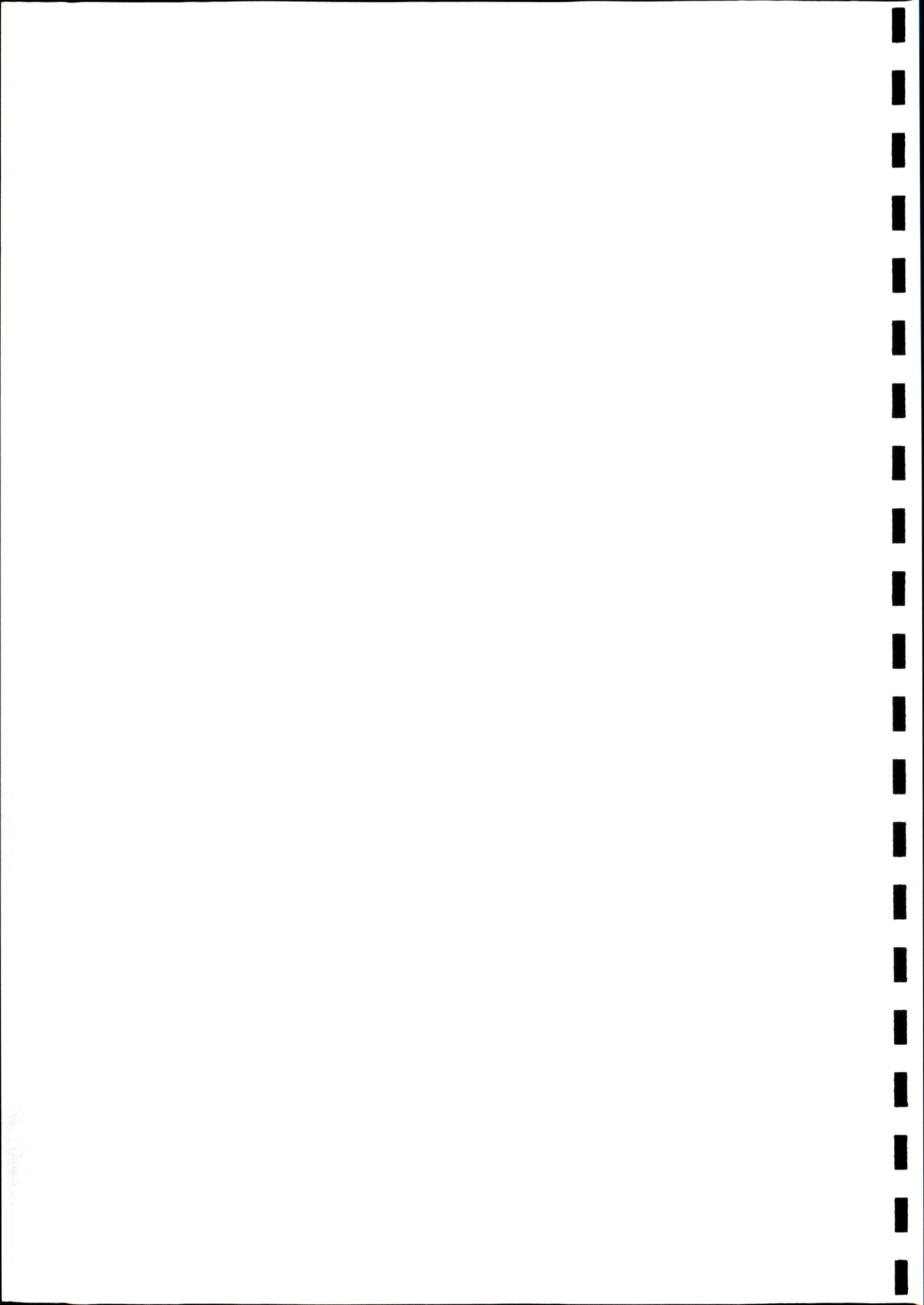
Tenslotte zullen kwik, cadmium, zink, koper, lood, chroom en ijzer in een aantal indikatororganismen worden bepaald. De bedoeling is een eventuele accumulatie van zware metalen na te gaan.

5.2.2. Tweedimensioneel sedimenttransportmodel met hoge resolutie en een driedimensioneel sedimenttransportmodel voor de Belgische kust (BMM).

De berekening van het sedimenttransport is een complexe opgave en daarom is het aangewezen om het model dat in het kader van de eerste fase werd ontwikkeld, verder te ontwikkelen. De taken die in het kader van een tweede fase zullen worden uitgevoerd, kunnen in vier onderdelen worden ondergebracht. Eerst en vooral zal het huidige tweedimensionale sedimenttransportmodel, dat op een modelrooster van 750 x 750 m² geïmplementeerd werd op een fijner rooster worden toegepast dat beter de karakteristieken van de Vlaamse Banken kan voorstellen. Ten tweede zal een eerste onderzoek worden uitgevoerd naar de uitbreiding van het dispersiemodel naar de volledige drie dimensies. Ten derde zal de modellering van enkele processen worden verbeterd. De interacties tussen de stromingen en de golven en de interacties tussen de stromingen en de bodem zullen nader worden bestudeerd. De nieuwe modellen zullen uiteraard opnieuw worden gevalideerd en worden gebruikt voor de simulatie van diverse scenario's. Tot slot zullen ook opnieuw turbiditeitsmetingen worden uitgevoerd om de initiële voorwaarden van het model beter te kunnen bepalen en om de invloed van de stortingen op de primaire produktie te begroten.

5.2.3. Ondersteunend laboratoriumonderzoek voor het vastleggen van sedimentkwaliteitskriteria voor het lossen van baggerspecie in zee (Ecca N.V.).

Aan de hand van de analyseresultaten van uitloogproeven op baggerspecie zullen de partitiekoefficienten (K-waarden) van de belangrijkste zware metalen en de organische micropolluenten PCB's, PAK's en TBT tussen de sedimentfractie (baggerspecie) en de opgeloste fractie in de zeewaterkolom bepaald worden. Om een bijkomende indicatie over



de biologische beschikbaarheid van zware metalen in het baggerslib te verkrijgen, wordt het AVS-gehalte (acid-volatile sulfide) en het SEM-gehalte (simultaneously extracted metals) van de baggerspecie bepaald.

5.2.4. Studie voor het vastleggen van sedimentkwaliteitscriteria voor het lossen van baggerspecie in zee (Ecolas N.V.).

Met het oog op de beoordeling van de ecologische aanvaardbaarheid van het lossen van baggerspecie in de Noordzee is het noodzakelijk om tot kwantitatieve SQC's te komen. Deze moeten voldoen aan bepaalde voorwaarden: (i) ze moeten in de praktijk hanteerbaar zijn; (ii) de beoordelingscriteria moeten zo goed mogelijk wetenschappelijk onderbouwd zijn en (iii) de criteria moeten haalbaar zijn in de praktijk rekening houdend met de natuurlijke achtergrondconcentraties van bepaalde stoffen in mariene sedimenten.

5.2.5. Haalbaarheidsstudie inzake de invoering van een triadesysteem voor de beoordeling van mogelijke effecten van losactiviteiten in de Noordzee (ECOLAS N.V.).

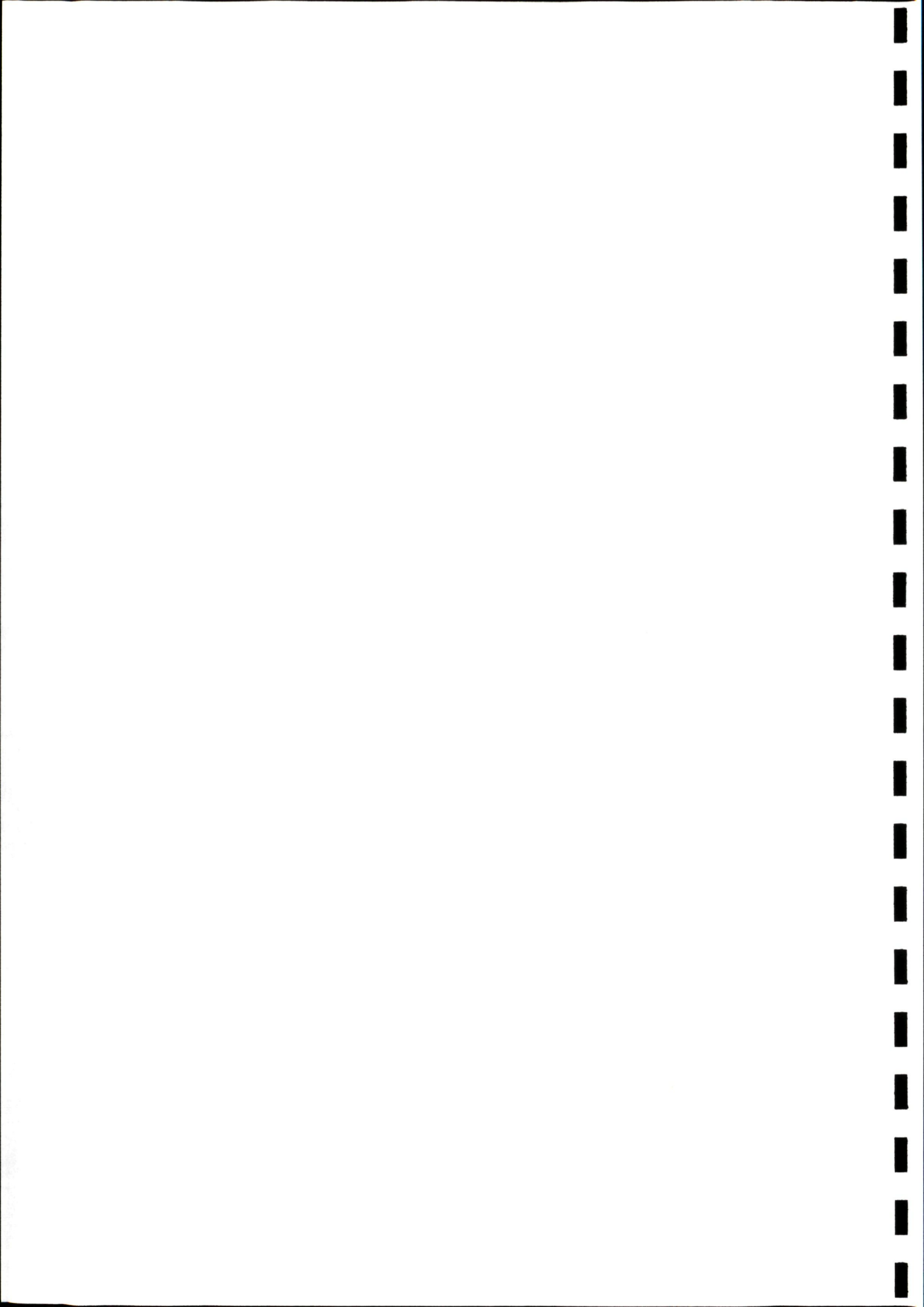
Om potentiële effecten van belangrijke activiteiten op sedimenten van het marien milieu zo goed mogelijk te kunnen detekteren en kwantificeren werd recentelijk het triadesysteem ontwikkeld. Dit systeem bestaat uit drie elementen: een fysico-chemische karakterisatie, een biologische karakterisatie en een ecotoxicologische karakterisatie. Deze drie elementen worden onderzocht op een aantal vooraf vastgelegde sites. Dit systeem zou moeten toelaten dat op een zeer gestructureerde wijze informatie bekomen wordt inzake de potentiële effecten van de losactiviteiten evenals gedetailleerde en vergelijkbare informatie op de drie verschillende vlakken om uiteindelijk te komen tot een globale milieu-evaluatie van het potentiële effect van de losactiviteiten.

Het doel van deze studie is het onderzoek van de haalbaarheid van het systeem, de beschikbare expertise en de mogelijke financiële implicaties evenals het formuleren van voorstellen terzake.

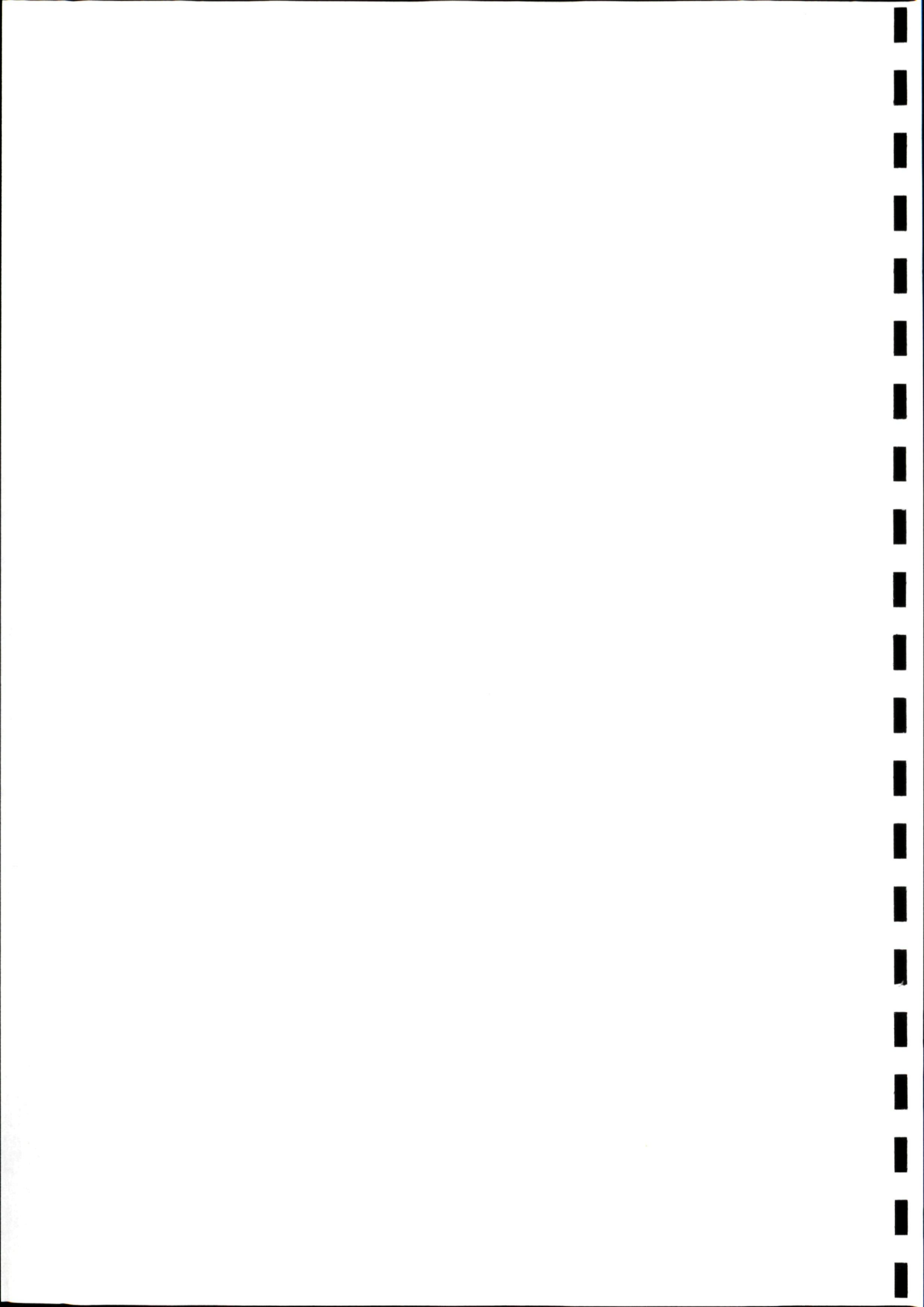
6. Besluit

Onderhavig activiteitenverslag van de Ambtelijke Werkgroep voor de periode '93 - '95 geeft duidelijk weer dat de doelstellingen van het Samenwerkingsakkoord van 1990 worden nageleefd. De samenwerking tussen de verschillende partijen verloopt vlot en efficiënt: getuige ervan zijn de verschillende resultaten zowel op intern (Belgisch) als op internationaal vlak.

Bijlage: "Guidelines for the management of dredged material" (OSCOM 1993).



BIJLAGE



Oslo Commission

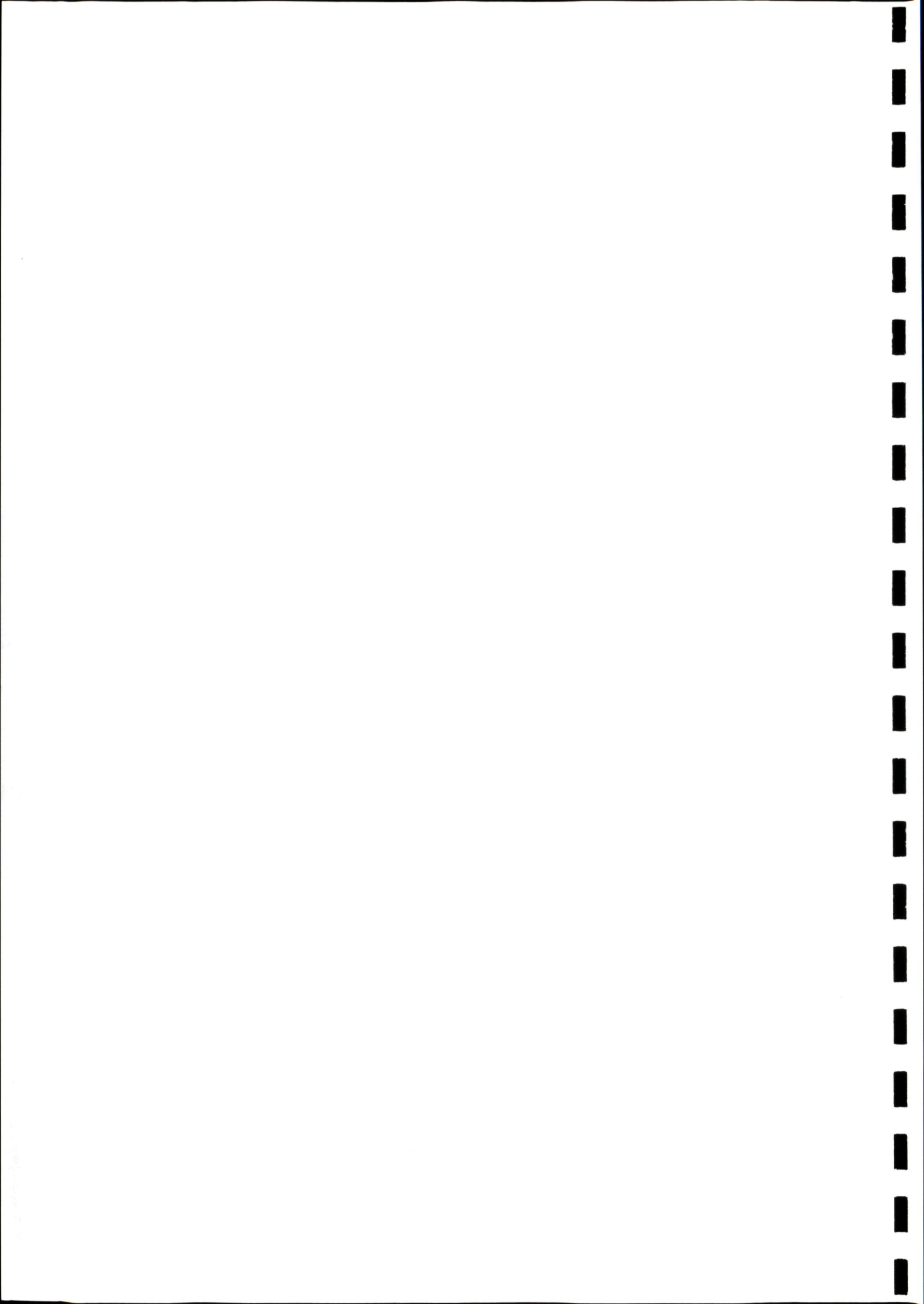
1993



GUIDELINES FOR THE MANAGEMENT OF DREDGED MATERIAL

TABLE OF CONTENTS

	<u>PAGE</u>
PREFACE.....	2
INTRODUCTION.....	2
PART A: ASSESSMENT AND MANAGEMENT OF DREDGED MATERIAL.....	3
1 REQUIREMENTS OF THE OSLO CONVENTION.....	3
2 CONDITIONS UNDER WHICH PERMITS FOR DUMPING OF DREDGED MATERIAL MAY BE ISSUED	3
3 ASSESSMENT OF THE CHARACTERISTICS AND COMPOSITION OF DREDGED MATERIAL	4
4 GUIDELINES ON DREDGED MATERIAL SAMPLING AND ANALYSIS	6
5 CHARACTERISTICS OF DUMPING SITE AND METHOD OF DEPOSIT	8
6 GENERAL CONSIDERATIONS AND CONDITIONS.....	9
7 DISPOSAL MANAGEMENT TECHNIQUES.....	12
PART B: MONITORING OF DREDGED MATERIAL DISPOSAL OPERATIONS.....	12
DEFINITION.....	12
OBJECTIVES.....	12
STRATEGY	13
IMPACT HYPOTHESIS.....	13
MONITORING.....	14
TECHNICAL ANNEX 1: ANALYTICAL REQUIREMENTS FOR DREDGED MATERIAL ASSESSMENT	15
TECHNICAL ANNEX 2: NORMALISATION TECHNIQUES FOR STUDIES ON THE SPATIAL DISTRIBUTION OF CONTAMINANTS.....	17
TECHNICAL ANNEX 3: BEST ENVIRONMENTAL PRACTICE	24



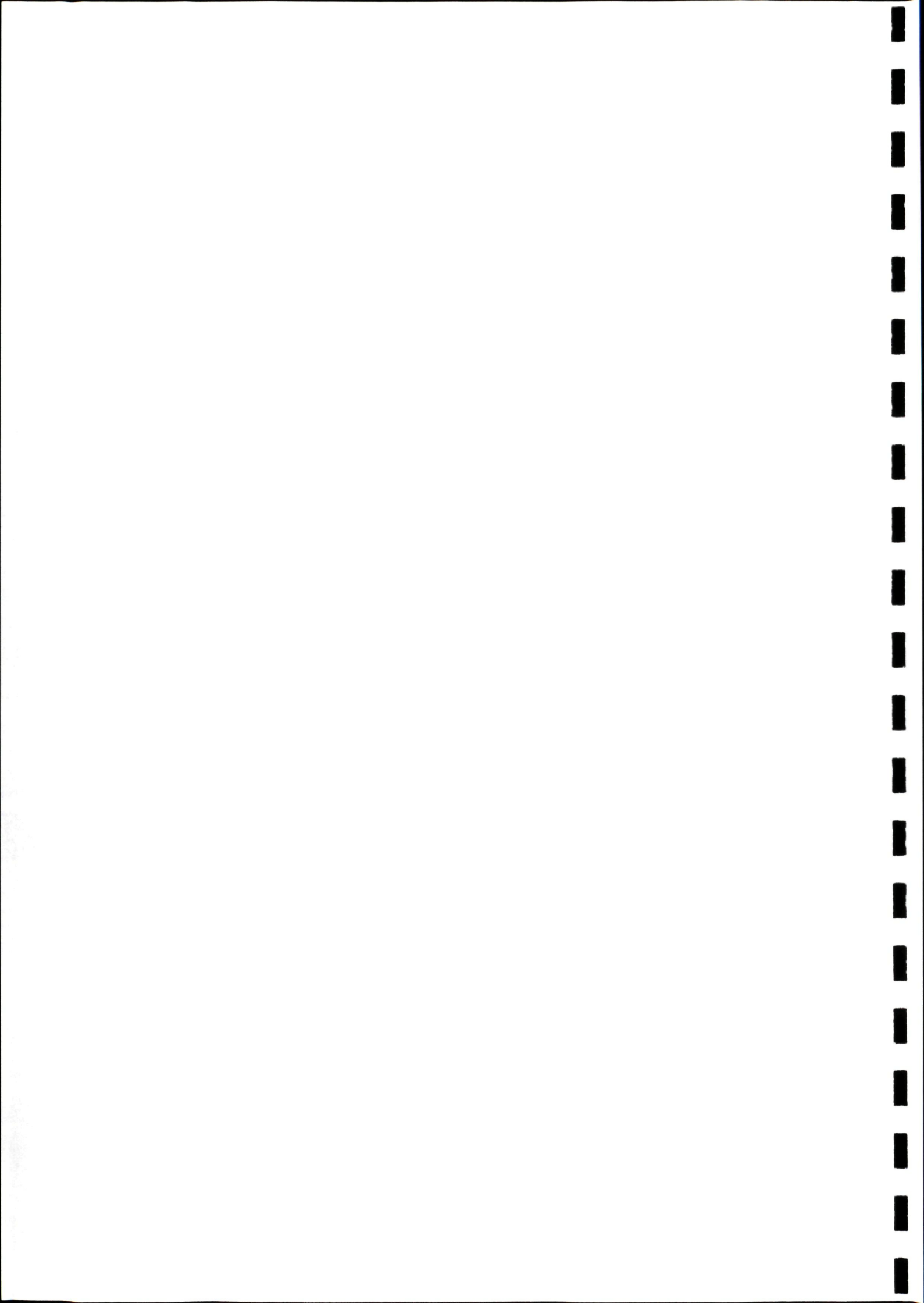
GUIDELINES FOR THE MANAGEMENT OF DREDGED MATERIAL

Preface

The Oslo Commission adopted these guidelines for the management of dredged material at its Seventeenth Meeting in June 1991. Contracting Parties are obliged by this decision to take these guidelines into consideration in their licensing procedures for dredged material. But it will be implicit that general considerations and detailed procedures described in the guidelines will not be applicable in all national or local circumstances. The terms "dumping" and "disposal" used in these guidelines should be understood in the same sense as in Article 19 of the Oslo Convention.

Introduction

1. These guidelines are designed to assist Contracting Parties in the management of dredged material in a way that will prevent pollution of the marine environment. In accordance with the mandate of the Oslo Commission, the guidelines specifically address the disposal of dredged material by deposition or dumping in marine and estuarine waters.
2. It should be recognized that both removal and disposal of dredged sediments may cause harm to the marine environment. Consequently, Contracting Parties are encouraged to exercise control over dredging operations as well as disposal using a Best Environmental Practice (BEP) approach to minimise the quantity of material that has to be dredged and to minimise the impact of the dredging and disposal activities in the maritime area. Advice on environmentally acceptable dredging techniques is available from a number of international organisations including the Permanent International Association of Navigation Congresses (PIANC) 1986: Disposal of Dredged Material at Sea (LDC/SG9/2/1).
3. The Guidelines are presented in two parts. Part A deals with the assessment and management of dredged material disposal, while part B provides guidance on the design and conduct of monitoring of marine and estuarine disposal sites. In this context, it should be noted that, for each permitted dredging operation, regulatory agencies should conclude their assessment with a concise Impact Hypothesis (see Part B, paragraphs 5-11). This Impact Hypothesis will provide the principal basis for the design of post-operational monitoring activities.
4. The Guidelines commence with a summary of those Articles and Annexes to the Oslo Convention which relate to the control of dredging activities followed by guidance on the conditions under which permits might be issued. Sections 3, 5 and 6 address the relevant considerations of Annex III of the Convention under the headings of dredged material characteristics (Annex III, Section 1), characteristics of the dumping site and methods of deposit (Annex III, Section 2) and general considerations and conditions (Annex III, Section 3). Section 4 provides additional guidance on the sampling and analysis of dredged material.



PART A: ASSESSMENT AND MANAGEMENT OF DREDGED MATERIAL

1 REQUIREMENTS OF THE OSLO CONVENTION

1.1 In accordance with Article 5 of the Oslo Convention, Contracting Parties shall prohibit the dumping of dredged material containing substances listed in Annex I unless the dredged material can be exempted under Article 8 (2) (trace contaminants) or, if in the case of organohalogen compounds, these are "rapidly converted in the sea into substances which are biologically harmless" (Annex I, para. 1).

1.2 Furthermore, in accordance with Article 6 of the Convention, Contracting Parties shall issue specific permits for the dumping of dredged material containing significant quantities of the substances listed in Annex II and, in accordance with paragraph 1 of Annex II, shall ensure that special care is taken in dumping such dredged material.

1.3 In the case of dredged material not subject to the provisions of Articles 5 and 6, Contracting Parties are required under Article 7 to issue a general permit prior to dumping.

1.4 The provisions of Annex III to the Convention shall be applied when permits for the dumping of dredged material are issued in accordance with Articles 6 and 7.

1.5 With regard to the implementation of Articles 8 (2) and Annex I, paragraph 1 with respect to dredged material, the Commission has agreed that dredged materials are exempt from the Prior Consultation Procedure for the dumping of wastes containing Annex I substances.

1.6 These Guidelines for the Management of Dredging Activities, which include advice on dredged material sampling and analysis, have been prepared for the purpose of providing guidance to the Contracting Parties on:

- .1 the fulfilment of their obligations to issue permits for the dumping of dredged material in accordance with the provisions of the Convention;
- .2 the provision of reliable data on the input of contaminants to Convention waters by the dumping of dredged material;
- .3 the interpretation of key terms contained in the annexes, such as trace contaminants, biologically harmless and significant quantities.

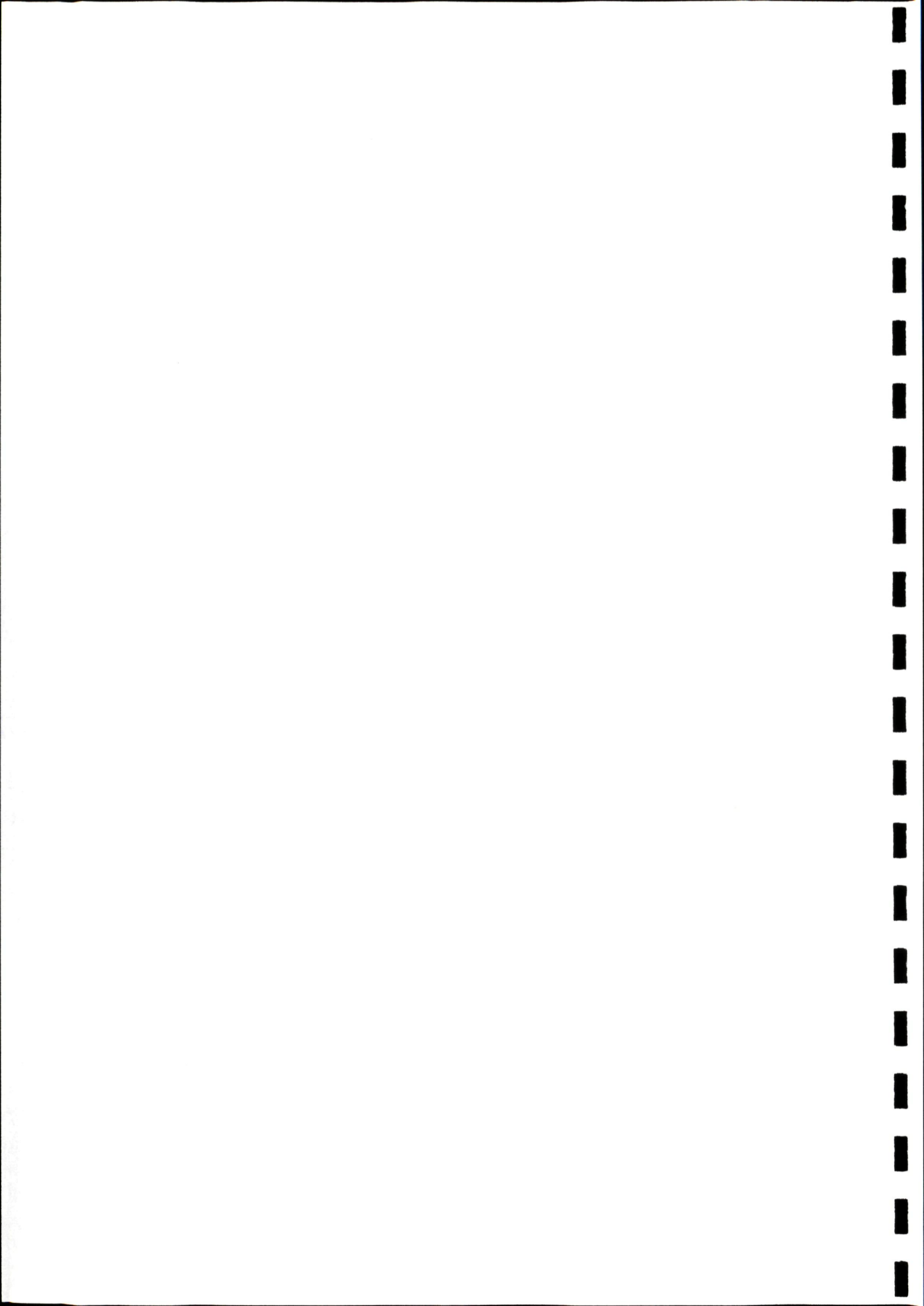
2 CONDITIONS UNDER WHICH PERMITS FOR DUMPING OF DREDGED MATERIAL MAY BE ISSUED

2.1 In order to define the conditions under which permits for dumping of dredged material may be issued, Contracting Parties should develop criteria on a national basis, which meet the provisions of Articles 5, 6, 7 and 8 of the Oslo Convention.

2.2 These criteria may be described in terms of:

- .1 chemical characteristics and/or biological effects (e.g. Sediment quality criteria);
- .2 reference data linked to particular methods of disposal or disposal sites;
- .3 specific environmental effects that are considered undesirable outside designated disposal sites;
- .4 the contribution of disposal to local contaminant fluxes.

2.3 Criteria should be derived from studies of sediments that have similar geochemical properties to those from the ones to be dredged and/or to those of the receiving system. Thus, depending upon natural variation in sediment geochemistry, it may be necessary to develop individual sets of criteria for each area in which



dredging or disposal is conducted.

2.4 In the event that the criteria and the associated regulatory limits cannot be met, a Contracting Party should not issue a permit unless a detailed consideration of Annex III, Section 3(b) indicates that sea disposal is, nonetheless, the option of least detriment. If such a conclusion is drawn, a Contracting Party should:

- .1 provide for the realisation of a source-reduction programme where there is a source to reduce, with a view to meeting the established criteria;
- .2 take all practical steps to mitigate the impact of the dumping operation on the marine and estuarine environment including, for example, the use of containment or treatment methods;
- .3 prepare a detailed impact hypothesis;
- .4 initiate monitoring designated to verify any predicted adverse effects of the dumping;
- .5 issue a specific permit.

When it is unlikely that disposal management techniques will alleviate the harmful effects of contaminated materials (see Section 7), containment and/or treatment technologies may be used to avert environmental damage. In such cases, selective dredging or separation of the more contaminated fractions (e.g. by use of hydrocyclones) may be employed to minimize the quantities of material for which such measures are required.

2.5 With a view to evaluating the possibilities for harmonizing or consolidating criteria referred to in 2.1 - 2.4 above, including any sediment quality criteria, Contracting Parties are requested to inform the Oslo Commission through SACSA of the criteria adopted, as well as the scientific basis for the development of these criteria.

2.6 An important element of these guidelines for the management of dredging activities is the preparation of an impact hypothesis for each marine disposal operation. In concluding their assessments of the environmental implications of these operations, prior to the issue of a permit, Contracting Parties should formulate: impact hypotheses in accordance with the guidance provided in Part B, paragraphs 6 - 9.

3 ASSESSMENT OF THE CHARACTERISTICS AND COMPOSITION OF DREDGED MATERIAL

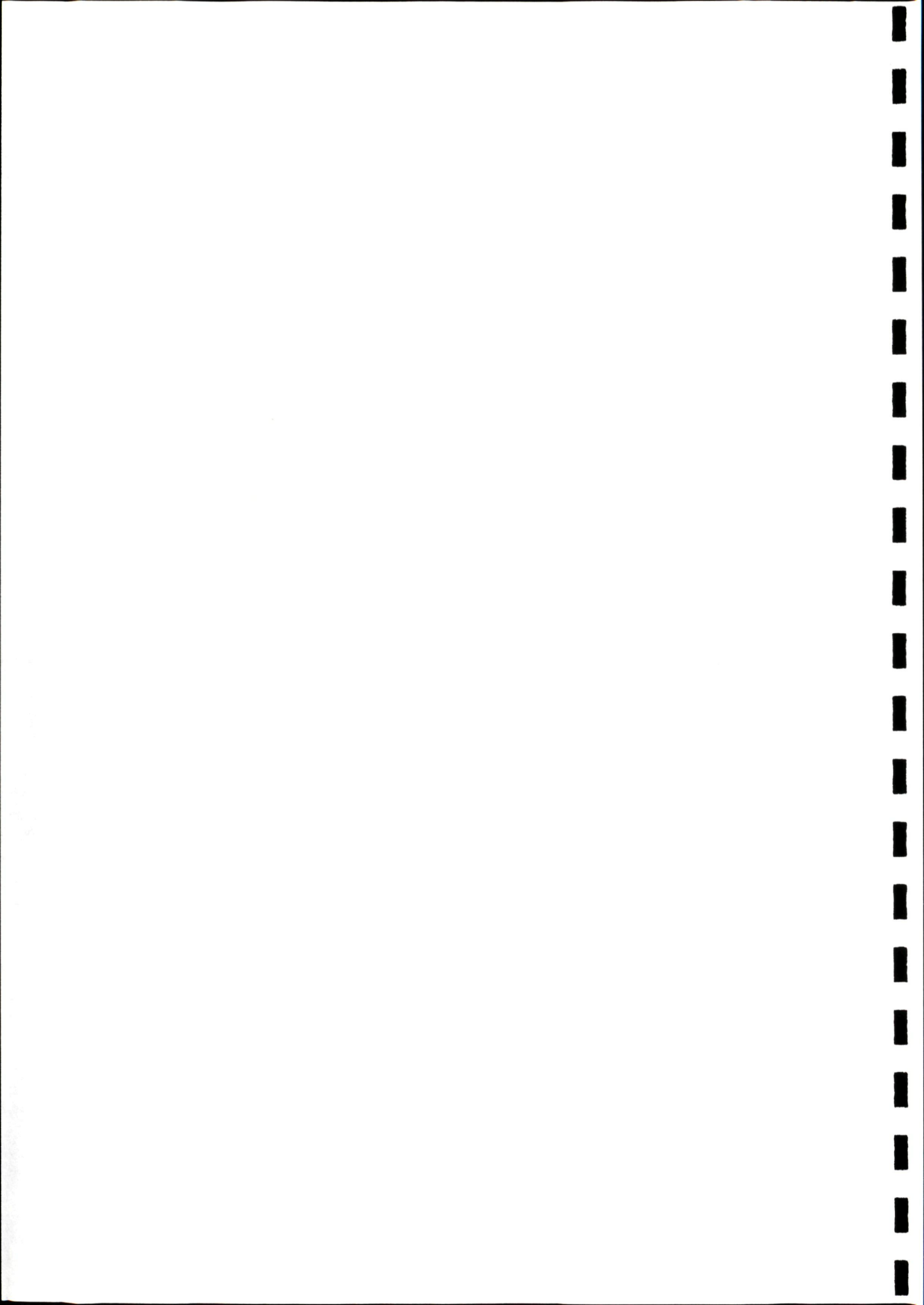
- a) Amount and composition
 - b) Amount of substances and materials to be deposited per day (per week, per month)
 - c) Form in which it is presented for dumping, i.e. whether as a solid, sludge or liquid
-

3.1 For all dredged material to be disposed of at sea the following information should be obtained:

- gross wet tonnage requested
- method of dredging
- visual determination of sediment characteristics (clay-silt/sand/gravel/boulder)

3.2 In order to assess the capacity of the area for receiving dredged material both the total amount of material and the anticipated or actual loading rate at the disposal site should be taken into consideration.

3.3 In the absence of appreciable pollution sources, dredged material may be exempted from the testing referred to in paragraphs 3.5 and 3.8 of these Guidelines if it meets one of the criteria listed below; in such cases the provisions of Annex III Sections 2 and 3 (see sections 5 and 6 below) should be taken into account:



- .1 Dredged material is composed almost exclusively of sand, gravel or rock; such materials are frequently found in areas of high current or wave energy such as streams with large bed loads or coastal areas with shifting bars and channels;
- .2 Dredged material is for beach nourishment or restoration and is composed predominantly of sand, gravel, or shell with particle sizes compatible with material on the receiving beaches; and
- .3 In the absence of appreciable pollution sources, dredged material not exceeding 10 000 tonnes per year from small, isolated and single dredging operations may be exempted only where this can be supported by existing local information on sediment quality.

In the case of capital dredging projects, national authorities may take account of the nature of the material to be disposed of to sea in exempting part of the material from the provisions of these guidelines relating to sampling and analysis. On the other hand, capital dredging removed from areas which may include contaminated sediments should be subject to characterization in accordance with these guidelines, notably paragraph 3.5.

-
- (d) Physical (especially solubility and specific gravity), chemical, biochemical (oxygen demand, nutrient production) and biological properties (presence of viruses, bacteria, yeasts, parasites, etc.)
-

3.4 For dredged material that does not meet the exemptions in paragraph 3.3, further information will be needed to fully assess the impact. Information may be available from existing sources, for example from field observations on the impact of similar material at similar sites or from previous test data on similar material tested not more than five years previously, and knowledge of local discharges or other sources of pollution, supported by a selective analysis.

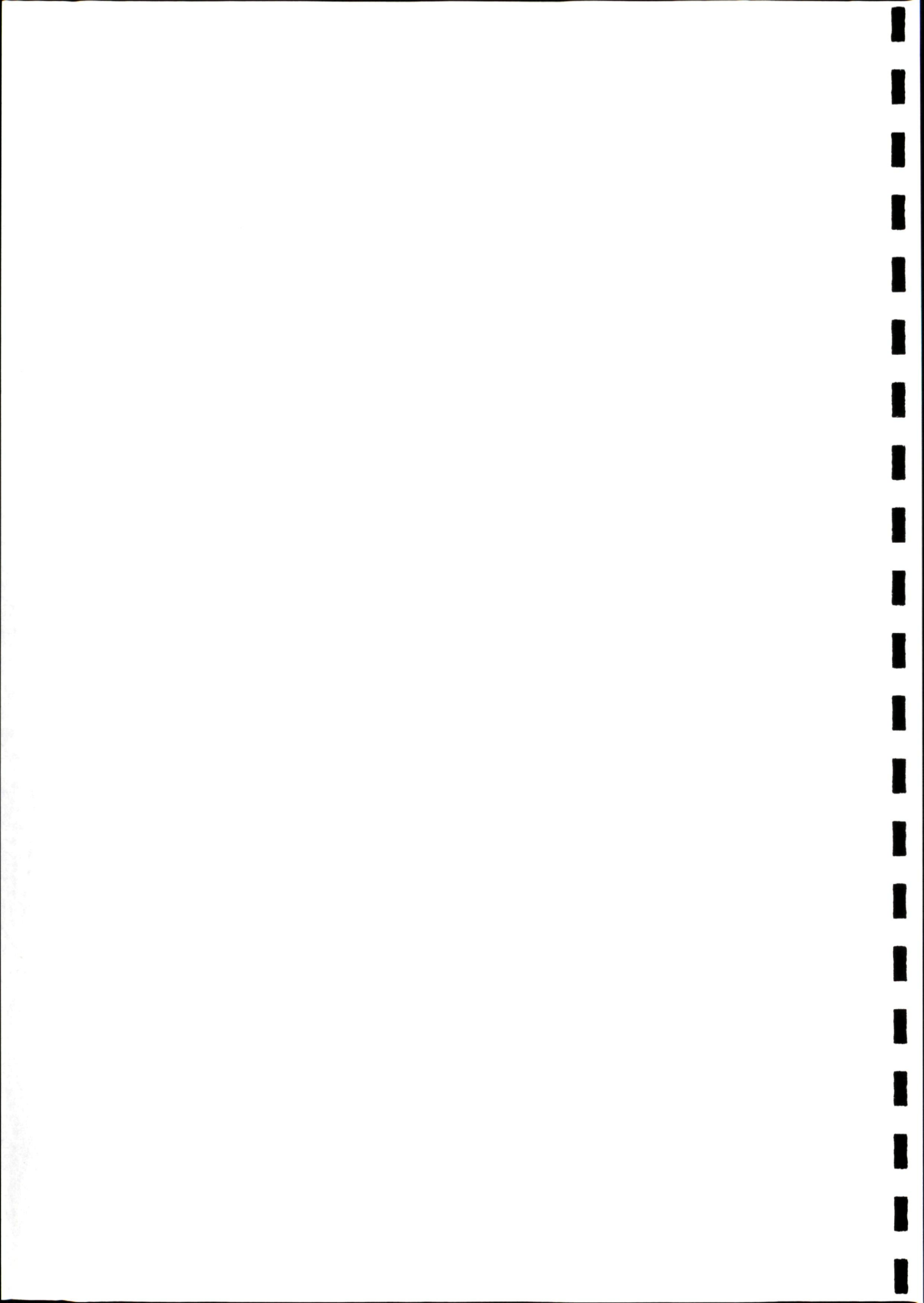
3.5 Chemical characterization will be necessary as a first step to estimate gross loading of contaminants, especially for new arisings of dredged material. The Commission's requirements for the elements and compounds to be analysed are set out in paragraphs 4.11 to 4.12.

3.6 Where it can be established that the material to be dumped is substantially similar in chemical and physical properties to the sediments at the proposed disposal site, the biological testing described in paragraph 3.8 may not be necessary providing the cumulative impacts at the disposal site will not exceed the environmental management objectives for the area concerned.

-
- (e) Toxicity
(f) Persistence
(g) Accumulation in biological materials or sediments
-

3.7 The purpose of testing under this section is to establish whether the disposal at sea of dredged material containing Annex I and II substances might cause undesirable effects, especially the possibility of chronic or acute toxic effects on marine organisms or human health, whether or not arising from their bioaccumulation in marine organisms and especially in food species.

3.8 The following biological test procedures might not be necessary if the previous characterization of the material and of the receiving area allows an assessment of the environmental impact. If, however, the previous analysis of the material shows the presence of Annex I or Annex II substances in considerable quantities or of substances whose biological effects are not understood, and if there is concern for antagonistic or synergistic



effects of more than one substance, or if there is any doubt as to the exact composition or properties of the material, it may be necessary to carry out suitable biological test procedures. These procedures may include the following:

- acute toxicity tests;
- chronic toxicity tests capable of evaluating long-term sub-lethal effects, such as bioassays covering an entire life cycle; and
- tests to determine the potential for bioaccumulation of the substance of concern.

-
- (h) Chemical and physical changes of the waste after release, including possible formation of new compounds
-

3.9 Substances in dredged material may undergo physical, chemical and biochemical changes when entering the marine environment. The susceptibility of dredged material to such changes should be considered in the light of the eventual fate and potential effects of the dredged material. This may be reflected in the Impact Hypothesis and also in a monitoring programme.

-
- (i) Probability of production of taints reducing marketability of resources (fish, shellfish, etc.)
-

3.10 Proper dump site selection rather than a testing application is recommended. Site selection to minimize impact on commercial or recreational fishery areas is a major consideration in resource protection and is covered in greater detail in Section 3 (a) of Annex III. (Further guidance for the application of Section 3 (a) of Annex III is given in Section 6 below).

4 GUIDELINES ON DREDGED MATERIAL SAMPLING AND ANALYSIS

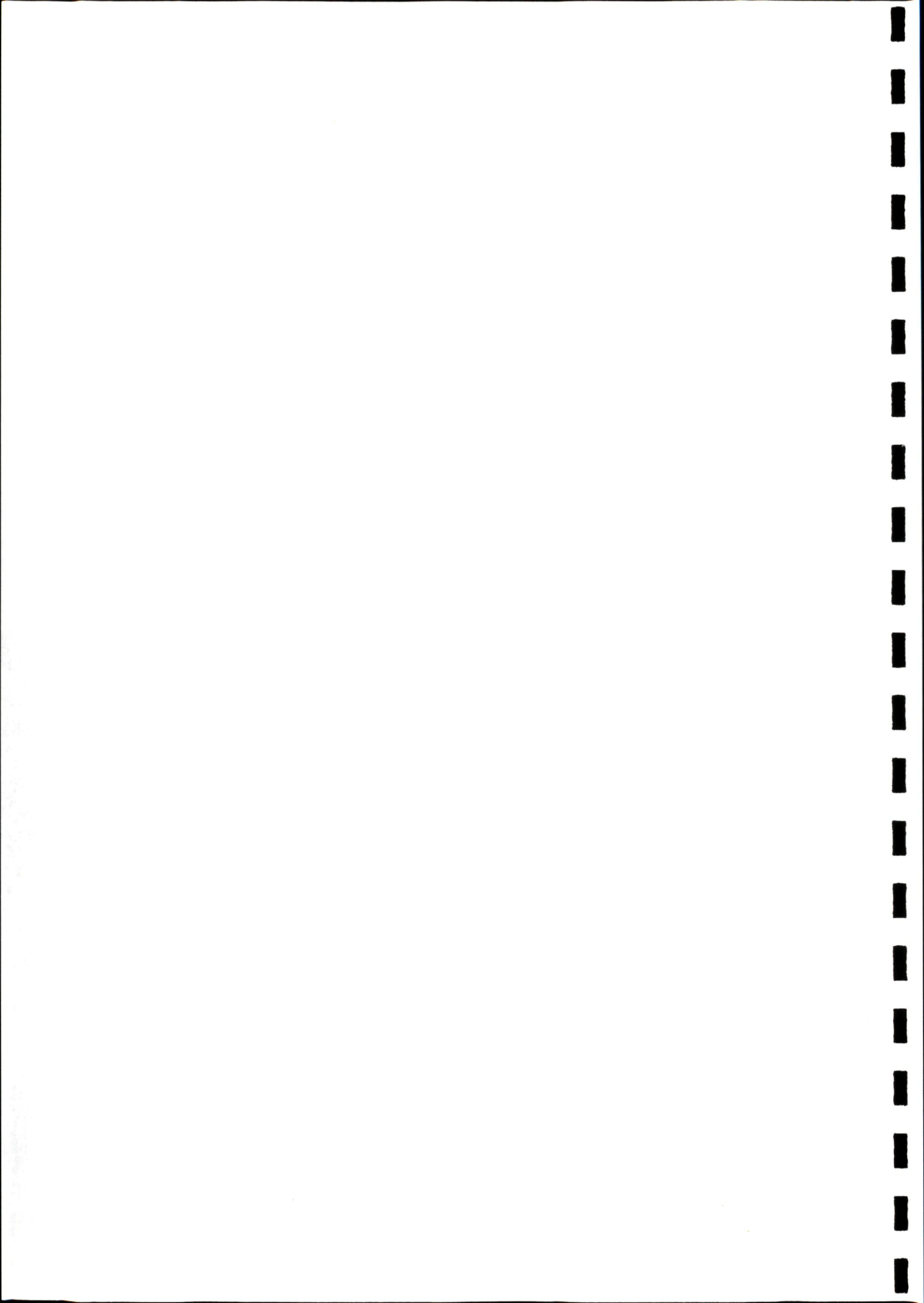
Sampling for the purpose of issuing a dumping permit

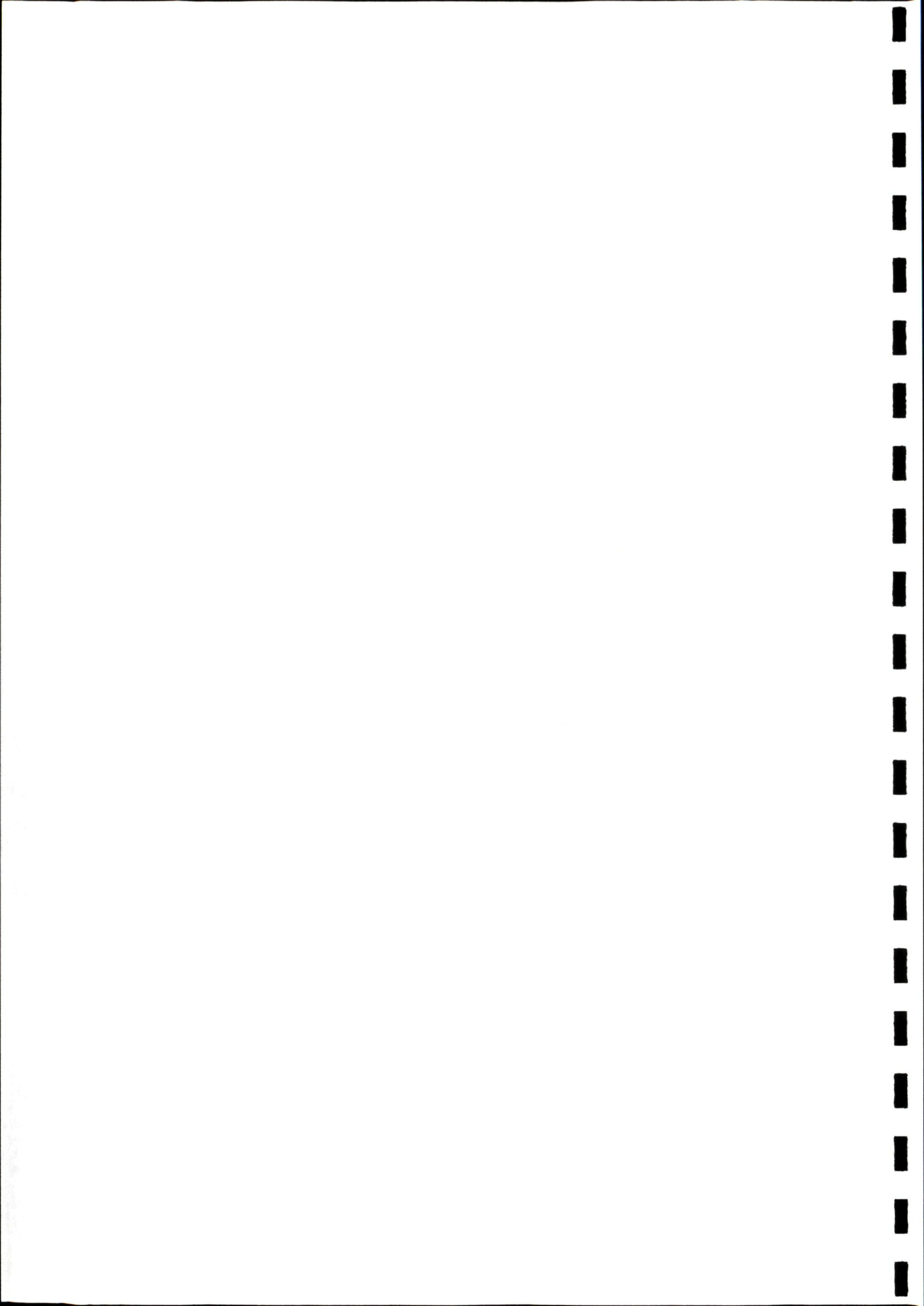
4.1 For dredged material which requires analysis (i.e. which is not exempted under the Guidelines in paragraph 3.3), the following guidelines indicate how sufficient analytical information may be obtained for permitting purposes. Judgment and knowledge of local conditions will be essential in the application of these guidelines to any particular operation (see § 4.10).

4.2 An in situ survey of the area to be dredged should be carried out. The distribution and depth of sampling should reflect the size of the area to be dredged, the amount to be dredged and the expected variability in the horizontal and vertical distribution of contaminants. Core samples should be taken where the depth of dredging and expected vertical distribution of contaminants warrant; otherwise a grab sample is considered appropriate. Sampling from barges is not advisable.

4.3 The following table gives an indication as to suitable numbers of separate stations to be sampled to obtain representative results assuming a reasonably uniform region to be dredged:

<u>Amount dredged (m³)</u>	<u>Number of Stations</u>
Up to 25 000	3
25 000 - 100 000	4 - 6
100 000 - 500 000	7 - 15
500 000 - 2 000 000	16 - 30
>2 000 000	extra 10/million m ³





likelihood of contamination e.g. by arsenic, oils, PAH and triorganotins. The authority should make provision for the analysis of these substances as necessary.

4.12 Further guidance on the selection of determinands and methods of contaminant analysis in localized circumstances, and on procedures to be used for normalization and quality assessment purposes, will be found in the Technical Annexes to these guidelines as adopted, and updated periodically, by the Commissions.

5 CHARACTERISTICS OF DUMPING SITE AND METHOD OF DEPOSIT

5.1 Matters relating to dump site selection criteria are addressed in greater detail in studies prepared by GESAMP¹ (Reports and Studies No. 16: Scientific Criteria for the Selection of Waste Disposal Sites at Sea, IMO 1982) and by ICES² (Ninth Annual Report of the Oslo Commission, Annex 6).

-
- (a) Geographical position, depth and distance from coast
 - (b) Location in relation to living resources in adult or juvenile phases
 - (c) Location in relation to amenity areas
-

5.2 Basic site characterization information to be considered by national authorities at a very early stage of assessment of a new site should include the co-ordinates of the dumping area (latitude, longitude), as well as its location with regard to:

- distance to nearest coastline
- recreational areas
- spawning and nursery areas
- known migration routes of fish or marine mammals
- sport and commercial fishing areas
- areas of natural beauty or significant cultural or historical importance
- areas of special scientific or biological importance (marine sanctuaries)
- shipping lanes
- military exclusion zones
- engineering uses of seafloor (e.g. potential or ongoing seabed mining, undersea cables, desalination or energy conversion sites).

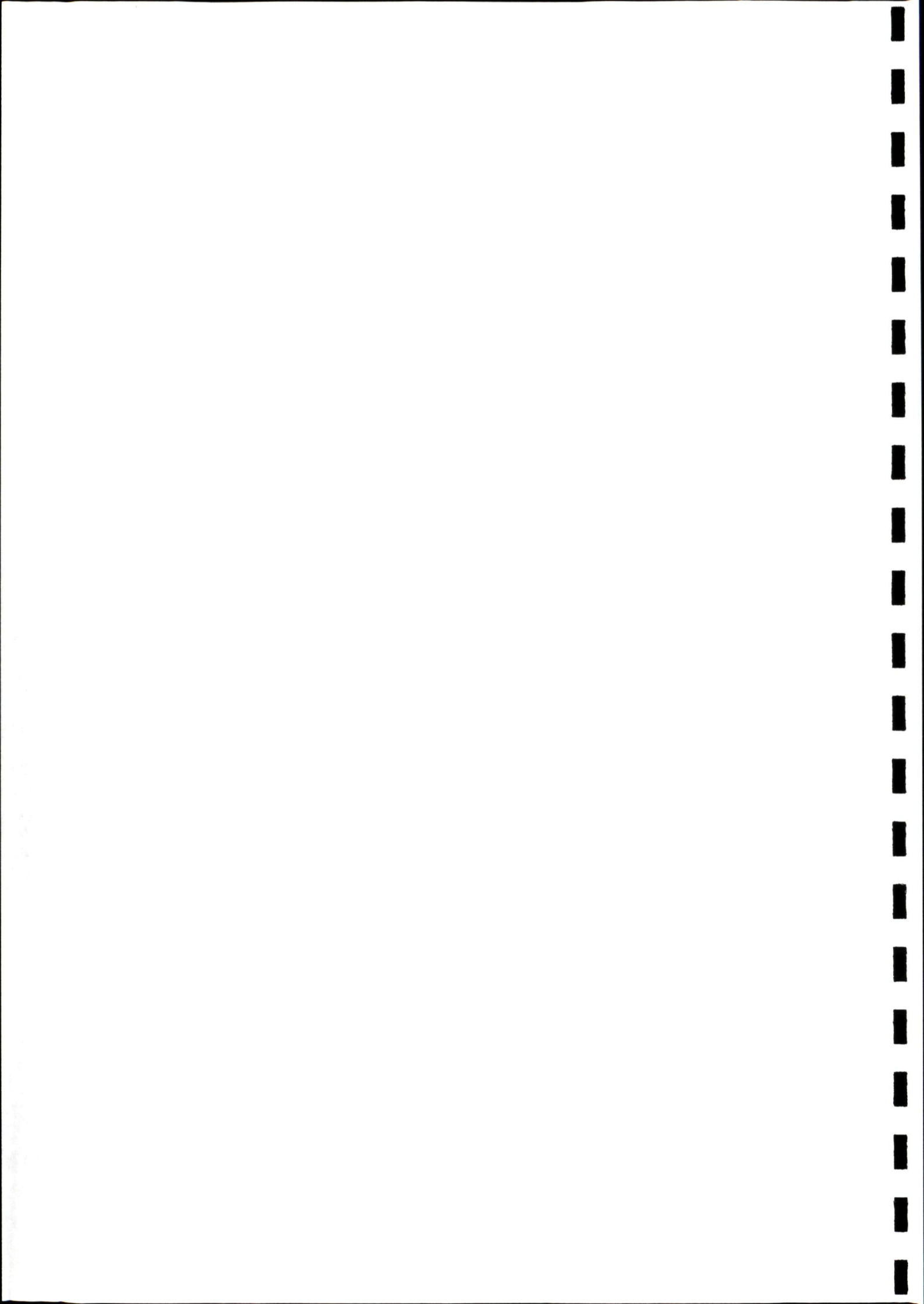
-
- (d) Methods of packing, if any
 - (e) Initial dilution achieved by proposed method of release
-

5.3 For dredged materials, the only data to be considered under this item should include information on:

- disposal method (e.g. hopper discharge; discharge through pipes)
- dredging method (e.g. hydraulic or mechanical).

¹ IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution

² International Council for the Exploration of the Sea.



-
- (f) Dispersal, horizontal transport and vertical mixing characteristics
 - (g) Existence and effects of current and previous discharges and dumping in the area (including accumulative effects)
-

5.4 For the evaluation of dispersal characteristics, data should be obtained on the following:

- water depths (maximum, minimum, mean)
- water stratification in various seasons and weather conditions (depth and seasonal variation of pycnocline)
- tidal period, orientation of tidal ellipse, velocities of minor and major axis
- mean surface drift (net): direction, velocity
- mean bottom drift (net): direction, velocity
- storm (wave) induced bottom currents (velocities)
- wind and wave characteristics, average number of storm days per year
- concentration and composition of suspended solids.

5.5 The basic assessment of a site, either a new or an existing one, shall include the consideration of possible effects that might arise by the increase of certain constituents or by interaction (e.g. synergistic effects) with other substances introduced in the area, either by other dumpings or by river input and discharges from coastal areas, by exploitation areas and maritime transport, as well as through the atmosphere. The existing stress on biological communities as a result of such activities should be evaluated before any new or additional disposal operations are established. The possible future uses of the sea area should be kept under consideration.

5.6 Information from baseline and monitoring studies at already established dumping sites will be important in this evaluation of any new dumping activity at the same site or nearby.

5.7 The use of dispersive sites for the disposal of sediments with low levels of contamination is not devoid of environmental risk and requires consideration of the fate and effects of dispersed material. Nevertheless, there is evidence to suggest that at certain well-chosen estuarine sites, dredged material may enhance the habitats for desired species. The use of open-sea sites at distant off-shore locations is seldom an environmentally desirable solution to the prevention of marine pollution by dredged material.

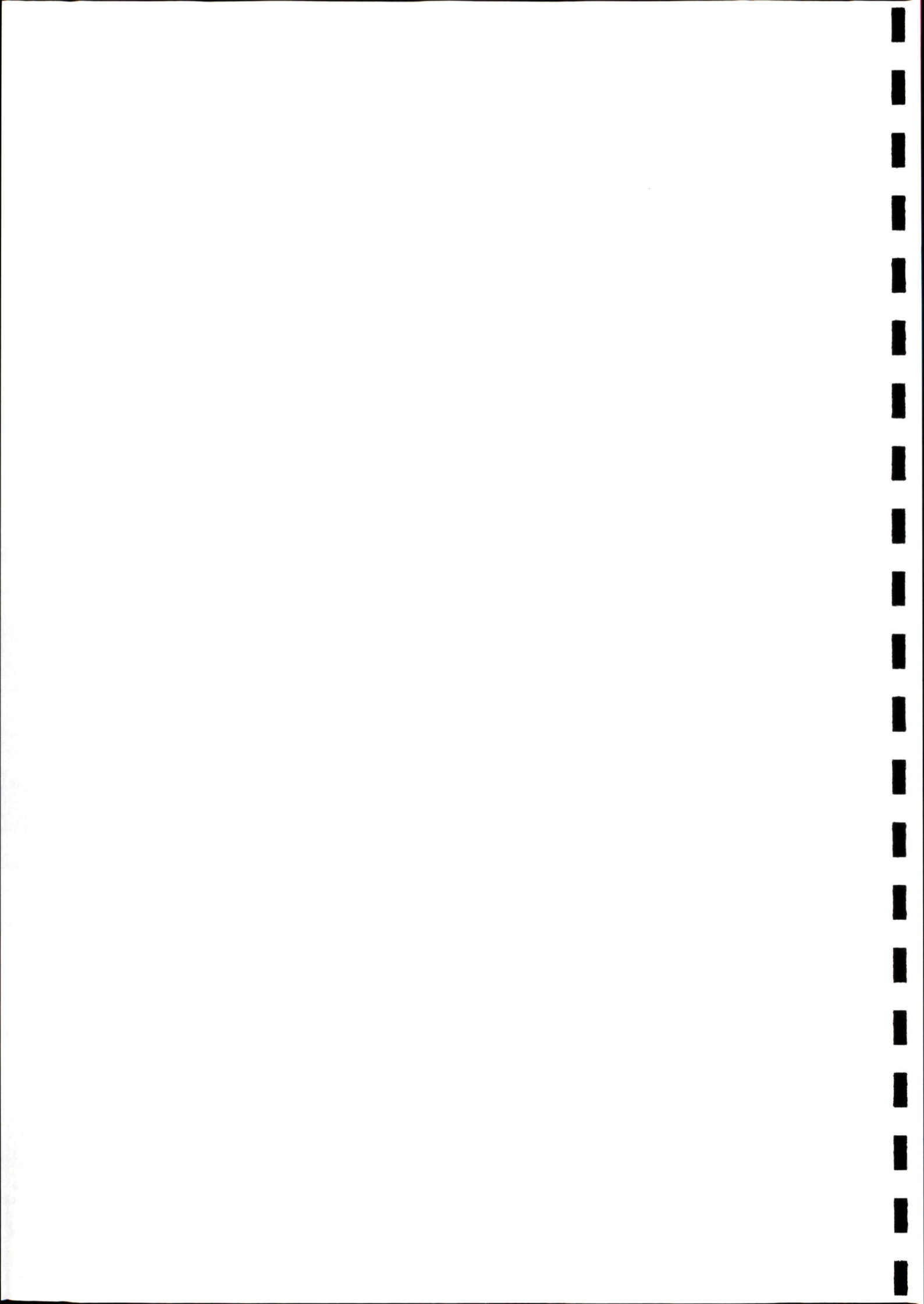
6 GENERAL CONSIDERATIONS AND CONDITIONS

- (a) Interference with shipping, fishing, recreation, mineral extraction, desalination, fish and shellfish culture, areas of special scientific importance and other legitimate uses of the sea
-

General

6.1 Particular attention should be given to dredged material containing significant amounts of oil or substances that have a tendency to float following re-suspension in the water column. Such materials should not be dumped in a manner or at a location which may lead to interferences with fishing, shipping, amenities or other beneficial uses of the marine environment.

6.2 The disposal of dredged material should not interfere with, or devalue, legitimate commercial and



economic uses of the marine environment. The selection of disposal sites should take into account the nature and extent of both commercial and recreational fishing activities as well as the spawning, nursery and feeding areas that sustain them.

6.3 In selecting disposal sites, the habitats of rare, vulnerable or endangered species should be avoided.

6.4 Besides toxicological and bioaccumulation effects of waste constituents, other potential impacts on marine life, such as nutrient enrichment, oxygen depletion, turbidity, modification of the sediment composition and blanketing of the sea floor, should be addressed.

6.5 It should also be taken into account that disposal at sea of certain substances may disrupt the sensory capabilities of the fish and may mask natural characteristics of sea water or tributary streams, thus confusing migratory species which i.e. fail to find spawning grounds or food.

MANAGEMENT OF THE PHYSICAL IMPACT OF DREDGED MATERIAL DISPOSAL

Nature of the impact

6.6 All dredged materials, whether or not contaminated, have a significant physical impact at the point of disposal. This impact includes covering of the seabed (and smothering of benthic organisms) and local enhancement of suspended solids levels. Physical impact may also result from the onward transport particularly in finer fractions, by wave and tidal action and residual current movements. In relatively enclosed waters, such as some estuarine and fjordic situations, oxygen-consuming sediments (e.g. organic carbon-rich) could adversely affect the oxygen regime of receiving systems.

6.7 In the open sea, blanketing of the seabed is usually the most significant physical effect. The impact of dredged material on the suspended solids regime in most coastal waters often will be transient or negligible.

6.8 Biological consequences of these physical impacts include smothering of benthic organisms in the dumping area. Disposal may in certain special circumstances interfere with migration of fish (e.g. the impact of high turbidity on salmonids in estuarine areas) or of crustacea (e.g. if deposition occurred in the coastal migration path of crabs).

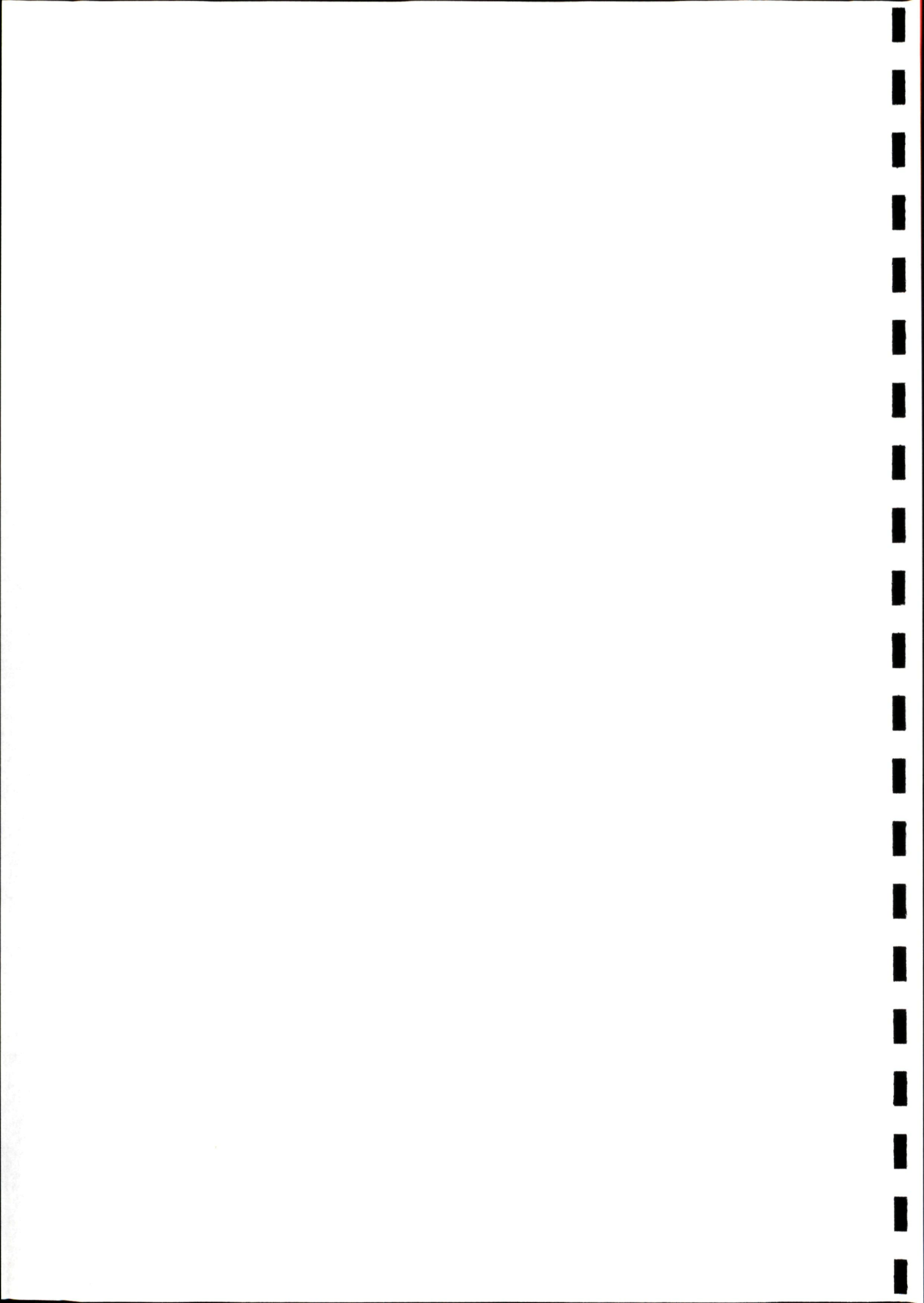
6.9 An important consequence of the physical presence of dredged material disposal activities is interference with fishery activities and, in some instances, with navigation and recreation. The former relates to both smothering of areas potentially used for fisheries and interference with fixed fishing gear; shoaling following dumping can lead to navigational hazards and clay or silt deposition may be a nuisance in recreational areas. These problems can be aggravated if the spoil is contaminated with bulky harbour debris such as wooden beams, scrap metal, pieces of cable etc.

Approaches to management

6.10 This section deals only with management techniques to minimize the physical effects of dredged material disposal. Measures to control the contamination of dredged materials are covered in other sections of these Guidelines.

6.11 The key to management lies in careful site selection (see section 5) and assessment of conflict between marine resources and activities. These notes are intended to supplement these considerations.

6.12 In most cases, blanketing of an area of seabed is accepted as an environmental cost of disposal. To avoid excessive use of the seabed, the number of sites should be limited as far as possible and each site should be used to the maximum extent possible without interfering with navigation. Once deposition stops, hydrodynamic forces will re-sort the nature of the sediments and re-colonisation is usually rapid. In some cases, it is noted that old spoil sites become productive new fishing areas.



6.13 Effects can be minimized by ensuring as far as possible that the sediments in the dredged material and receiving area are similar. Locally, biological impact may be further reduced if the deposition area is naturally subject to physical disturbance. Where this is not possible, consideration should be given where clean, fine materials are concerned to a deliberately dispersive style of disposal to reduce blanketing on a small site.

6.14 With capital and maintenance dredgings, the material may be different in character to the sediments at the receiving site and colonisation may be less rapid. Where bulky material such as rock and clay material is deposited, there may be interference with fishing activity, even in the long term. It may prove possible to use capital materials in the construction of artificial reefs for fishery or recreational purposes or for habitat creation; in this case, advice from ecologists or fishery biologists is essential.

6.15 The infilling of depressions, deliberate capping or contained disposal of dredged material deposits may be used in certain circumstances to avoid interferences with fishery or other legitimate activities.

6.16 Temporal restrictions on dumping activities may be appropriate (e.g. tidal and seasonal restrictions). Interference with fish or crustacea migration or spawning or with seasonal fishery activity may be avoided by timing restrictions on disposal activity. Trench digging and refilling activities may also interfere with migratory patterns; similar controls are appropriate. In mitigating the impact of disposal within estuaries on migrating fish, silt screens have been used to reduce the suspended solids levels, but these have proved hard to manage effectively.

6.17 Where appropriate, disposal vessels should be equipped with accurate positioning systems. Disposal vessels and operations should be inspected regularly to ensure that the conditions of the disposal permit are being complied with and that the crew are aware of their responsibilities under the permit. Where rubbish is a problem, it may be necessary to specify that the disposal vessel (or dredger) is fitted with a grid to facilitate removal for disposal (or recovery) on land, rather than being dumped at sea. Ships' records and automatic monitoring and display devices (e.g. black-boxes), where these have been fitted, should be inspected to ensure that disposal is taking place at the specified disposal site.

6.18 Monitoring is an essential component of management action (see Part B).

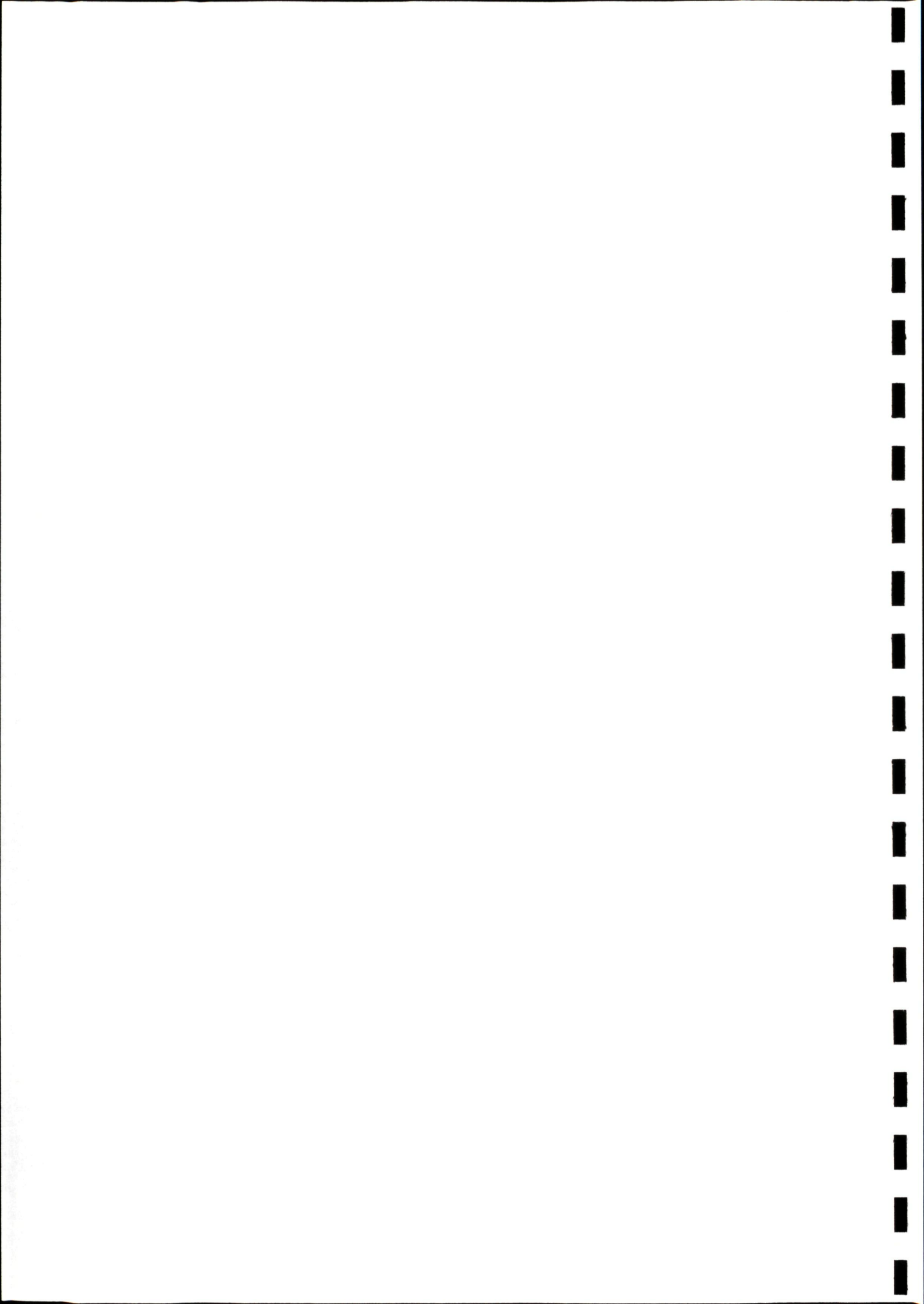
(b) In applying these principles, the practical availability of alternative means of disposal or elimination will be taken into consideration

6.19 In the special case of dredged material, sea disposal is often an acceptable disposal option, though opportunities should be taken to encourage the productive use of dredged material for, for example, marsh creation, beach nourishment, land reclamation or use in aggregates.

6.20 For contaminated dredged materials, consideration should be given to the use of special methods to mitigate their impact, in particular with respect to contaminant inputs. Containment methods may be required in extreme cases of contamination and very careful consideration should be given to a comparative assessment of

- human health risk
- environmental costs
- hazard (including accident) associated with treatment, transport and disposal
- economics, including energy costs
- exclusion of future uses of disposal areas

for each disposal option.



6.23 If the foregoing analysis shows a land alternative to be more practical, a licence for sea disposal should not be given.

7 DISPOSAL MANAGEMENT TECHNIQUES

7.1 Ultimately, the problems of contaminated dredged material disposal can be controlled effectively only by control of discharges to waters from which dredged materials are taken. Until this objective is met and for cases where there is historical contamination, the problems of contaminated dredged material may be addressed by using disposal management techniques.

7.2 "Disposal management techniques" refers to actions and processes through which the impact of persistent and potentially toxic substances contained in dredged material may be reduced to, or controlled at, a level which does not constitute a hazard to human health, harm to living resources and marine life, damage to amenities or interference with other legitimate uses of the sea. In this context they may, in certain circumstances, constitute additional methods by which dredged material containing organohalogenes or many other toxic substances may be rendered biologically harmless and which may constitute "special care" in the disposal of dredged material containing Annex II substances.

7.3 Relevant techniques include the utilization of natural physical, chemical and biological processes as they affect dredged material in the sea; for organic material these may include physical, chemical or biochemical degradation and/or transformation that results in the material becoming non-persistent, non-toxic and/or non-biologically available. Beyond the considerations of Annex III Sections 2 and 3, disposal management techniques may include burial on or in the sea floor followed by clean sediment capping, utilization of geochemical interactions and transformations of substances in dredged material when combined with sea water or bottom sediment, selection of special sites such as in abiotic zones, or methods of containing of the material in a stable manner (including on artificial islands).

7.4 Utilization of such techniques must be carried out in full conformity with other Annex III considerations, such as comparative assessment of alternative disposal options, and these Guidelines should always be associated with post-disposal monitoring to assess the effectiveness of the techniques and the need for any follow-up management action.

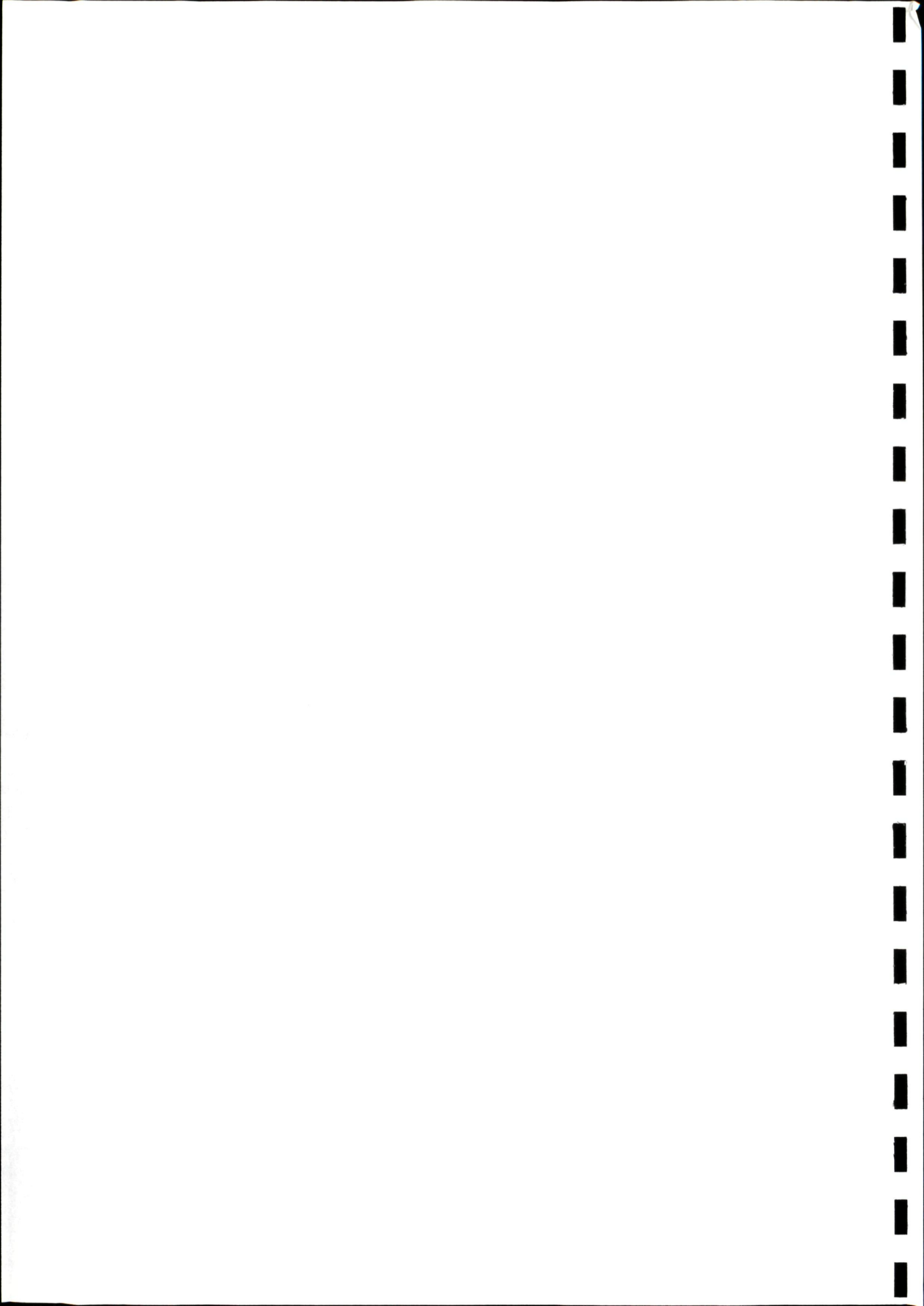
PART B: MONITORING DREDGED MATERIAL DISPOSAL OPERATIONS

Definition

1. In the context of assessing and regulating environmental and human health impacts of dredged material disposal operations monitoring is the repeated measurement of a contaminant or an effect whether direct or indirect in the marine environment.

Objectives

2. Monitoring of dredged material disposal operations is generally undertaken for the following reasons:
- i) to establish whether licensing conditions have, as intended, prevented adverse effects on the receiving area as a consequence of dumping;
 - ii) to improve the basis on which licence applications are assessed by improving knowledge of field effects from large discharges which are not readily estimated by laboratory or literature assessment;
 - iii) to provide the necessary evidence to demonstrate within the framework of the Convention that the control measures applied are sufficient to ensure that the dispersive and assimilative abilities of the marine environment are not exceeded, so causing environmental damage.



3. The purposes of monitoring are to determine contaminant levels in organisms, the biological effects and consequences for the marine environment due to the dumping of dredged material and, ultimately, to allow managers to control exposures of the organisms of concern to dredged materials and associated contaminants.

Strategy

4. Monitoring operations are expensive for they require considerable resources both at sea and in subsequent working up of samples. In order to approach the monitoring programme in a resource-effective manner, it is essential that the programme should have clearly defined objectives, that measurements made can meet those objectives, and that the results be reviewed at regular intervals in relation to those objectives. The monitoring scheme should then be continued, reviewed or even terminated, as appropriate.

Impact Hypothesis

5. In order to establish such objectives, it is first necessary to derive an Impact Hypothesis describing predicted effects on the physical, chemical and biological environment.

6. An Impact Hypothesis should integrate information on the characteristics of the dredged material and proposed disposal site conditions. The aim is to provide a concise scientific analysis of the potential effects on human health, living resources, marine life, amenities and other legitimate uses of the sea. It should encompass both the temporal and spatial scales of potential effects.

7. The preliminary evaluation should be as comprehensive as possible. The primary areas of potential impact should be identified and are those considered to have the most serious consequences for human health and the environment. Alterations to the physical environment, risks to human health, devaluation of marine resources, and interference with other legitimate uses of the sea are often seen as priorities in this regard.

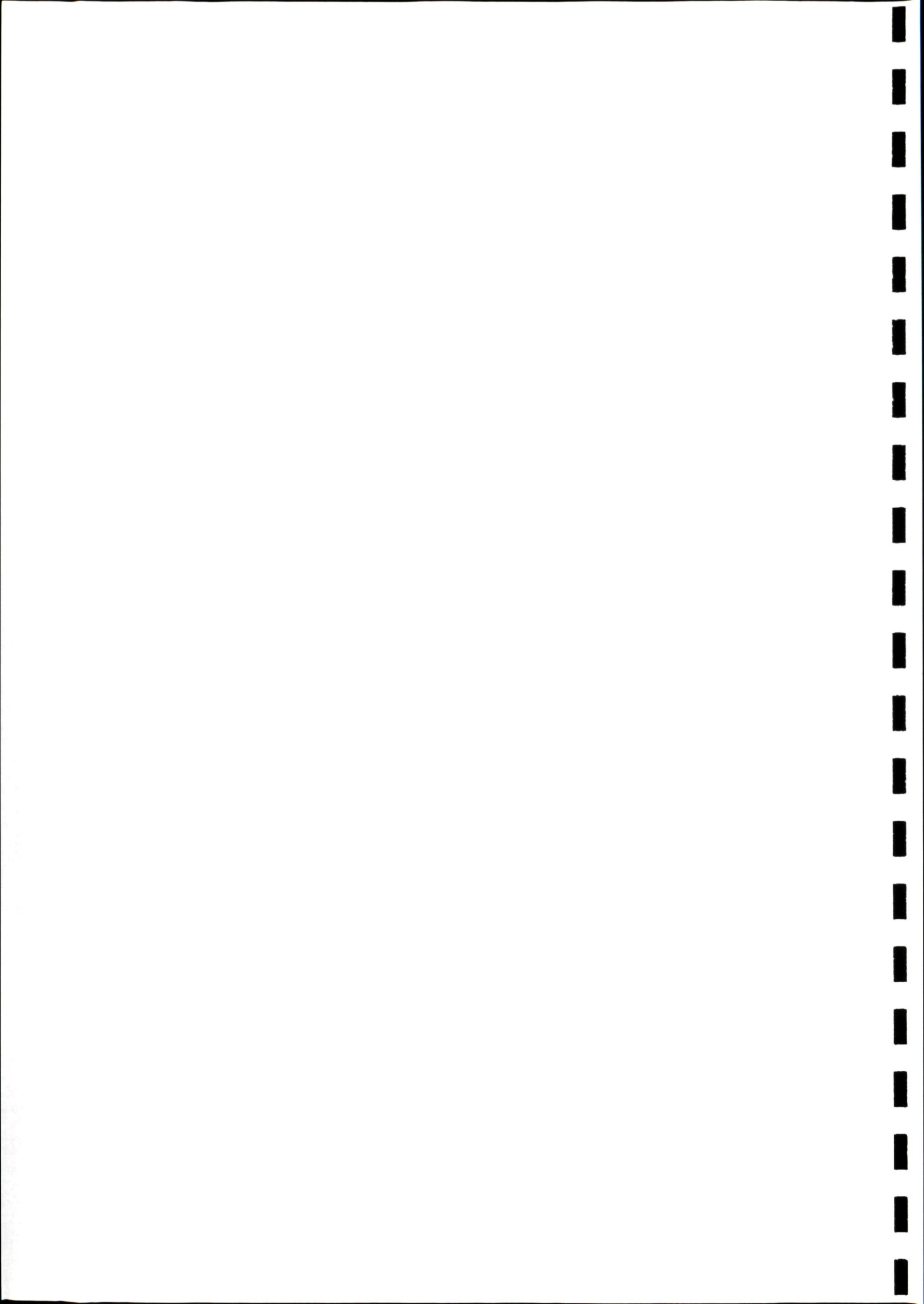
8. The expected consequences of disposal (targets) could be described in terms of habitats, processes, species, communities and uses affected. The precise nature of the change, response, or interference (effect) predicted could then be described. The target and the effect together could be described (quantified) in sufficient detail so that there would be no doubt as to the parameters to be measured during post-operational monitoring. In the latter context, it might be essential to determine "where" and "when" the impacts can be expected.

9. In order to develop this hypothesis, it may be necessary to conduct a baseline survey which describes not only the environmental characteristics, but also the variability of the environment. It may be helpful to develop sediment transport, hydrodynamic and other models, to determine possible effects of disposal. Then, before any programme is drawn up and any measurements are made, the following questions should be addressed:

- i) what exactly should be measured;
- ii) what is the purpose of monitoring a particular variable, contaminant or biological effect;
- iii) in what compartment or at which locations can measurements most effectively be made;
- iv) for how long should the measurements continue to be made to meet the originally defined aim;
- v) what should be the temporal and spatial scale of measurements made to test the hypothesis.

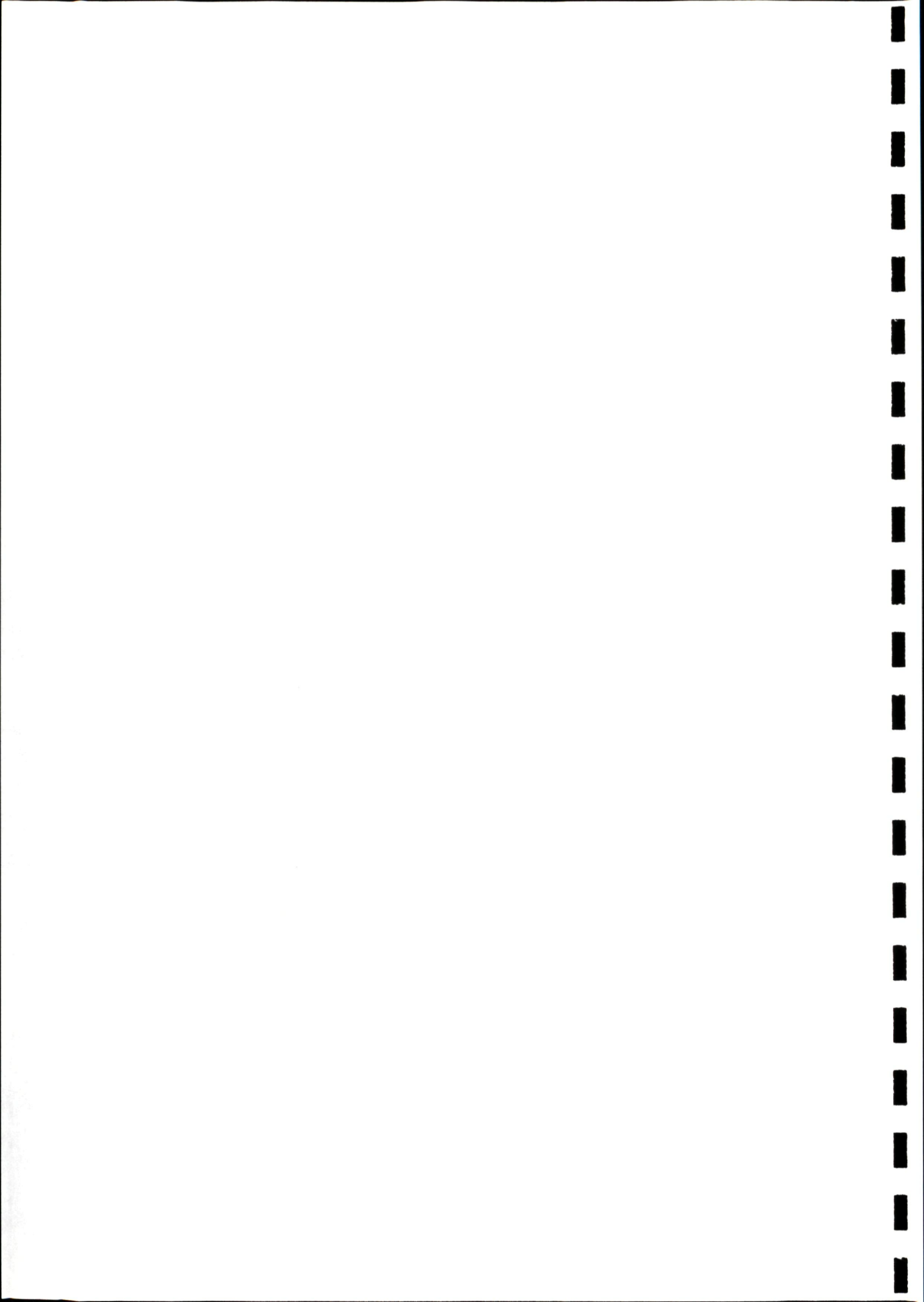
10. It is recommended that the choice of contaminants to be monitored should depend primarily on the ultimate purposes of monitoring. One should certainly not have to monitor regularly for all contaminants at all sites and it should not be necessary to use more than one substrate or effect to meet each aim.

11. A major requirement is to develop criteria describing the specific environmental effects of dredging that should be prevented outside designated dredging and disposal areas (see Part A, Section 2).



Monitoring

12. The disposal of dredged material has its primary impact at the seabed. Thus although a consideration of water column effects cannot be discounted in the early stages of monitoring planning, it is often possible to restrict subsequent monitoring to the seabed.
13. Where it is considered that effects will be largely physical, monitoring may be based on remote methods such as sidescan sonar to identify changes in the character of the seabed and bathymetric techniques (e.g. echosounding) to identify areas of dredged material accumulation. Both of these techniques will require a certain amount of sediment sampling to establish ground-truth. In addition, multispectral scanning can be used for monitoring dispersion of suspended material (plumes, etc.).
14. Tracer tests may also prove useful in following the dispersal of the dredged material and assess any minor accumulation of material not detected by bathymetric surveys.
15. When a contaminated dredged material is deposited, it may be necessary to measure its chemical components to ensure that unacceptable accumulation of these components does not occur.
16. Where either physical or chemical effects at the seabed are expected, it will be necessary to examine the benthic community structure in areas where the dredged material disperses. In the case of chemical effects it may also be necessary to examine the chemical quality of the biota (including fish).
17. In order to assess the impact it will be necessary to compare the physical, chemical or biological quality of the affected areas with reference sites located away from dredged material dispersal pathways. Such areas can be identified during the early stages of the impact assessment.
18. The spatial extent of sampling will need to take into account the size of the area designated for dumping, any areas of possible short dumping, the mobility of the dumped dredged material and water movements which will determine the direction and extent of sediment transport. It may be possible to limit sampling within the disposal site itself as effects in this area are accepted and their definition in detail may be unnecessary. However, some sampling should be carried out to aid the identification of the type of effect which may be expected in other areas and for scientific rigour.
19. The frequency of survey will depend on a number of factors. Where a disposal operation has been going on for several years it may be possible to establish the effect at a steady state of input and repeated surveys would only be necessary if changes are made to the operation (quantities or type of dredged material deposited, method of disposal etc.).
20. If it were decided to monitor the recovery of an area which was no longer used for dredged material disposal, more frequent measurement might be needed.
21. Since the effects of dredged material disposal are likely to be similar in many areas, there appears to be little justification for monitoring all sites, particularly those receiving small quantities of dredged material. It would be more effective to carry out more detailed investigations at a few carefully chosen sites (e.g. those subject to large inputs of dredged material) to increase understanding of effects and processes.
22. Concise statements of monitoring activities should be prepared. Reports should detail the measurements made, results obtained and how these data relate to the monitoring objectives. The frequency of reporting will depend upon the scale of disposal activity and the intensity of monitoring. Contracting Parties should inform the Secretariat of their monitoring activities and submit reports when they are available.



TECHNICAL SUPPLEMENTS TO THE OSLO COMMISSION GUIDELINES FOR THE MANAGEMENT OF DREDGED MATERIAL

Technical Annex 1:

Analytical Requirements for Dredged Material Assessment

1. This Annex amplifies the analytical requirements set out in paragraphs 4.9 - 4.12 of the OSCOM Guidelines for the Management of Dredged Material.
2. A tiered approach to testing is recommended. At each tier it will be necessary to determine whether sufficient information exists to allow a management decision to be taken or whether further testing is required.
3. As a preliminary to the tiered testing scheme, information required under section 3.1 of the Guidelines will be available. In the absence of appreciable pollution sources and if the visual determination of sediment characteristics leads to the conclusion the dredged material meets one of the exemption criteria under paragraph 3.3 of the Guidelines then the material will not require further testing.
4. The sequence of tiers is as follows:
 - assessment of physical properties;
 - assessment of chemical properties;
 - assessment of biological properties and effects.

A pool of supplementary information, determined by local circumstances may be used to augment each tier.

5. It is important that the assessment procedure must at each stage take account of the method of analysis.

Tier I: PHYSICAL PROPERTIES.

It is strongly recommended that the following determinations are carried out:

- grain size (% sand, silt, clay)
- percent solids (dry matter)
- density/specific gravity
- organic matter (as total organic carbon)

Tier II: CHEMICAL PROPERTIES

Primary group determinands:

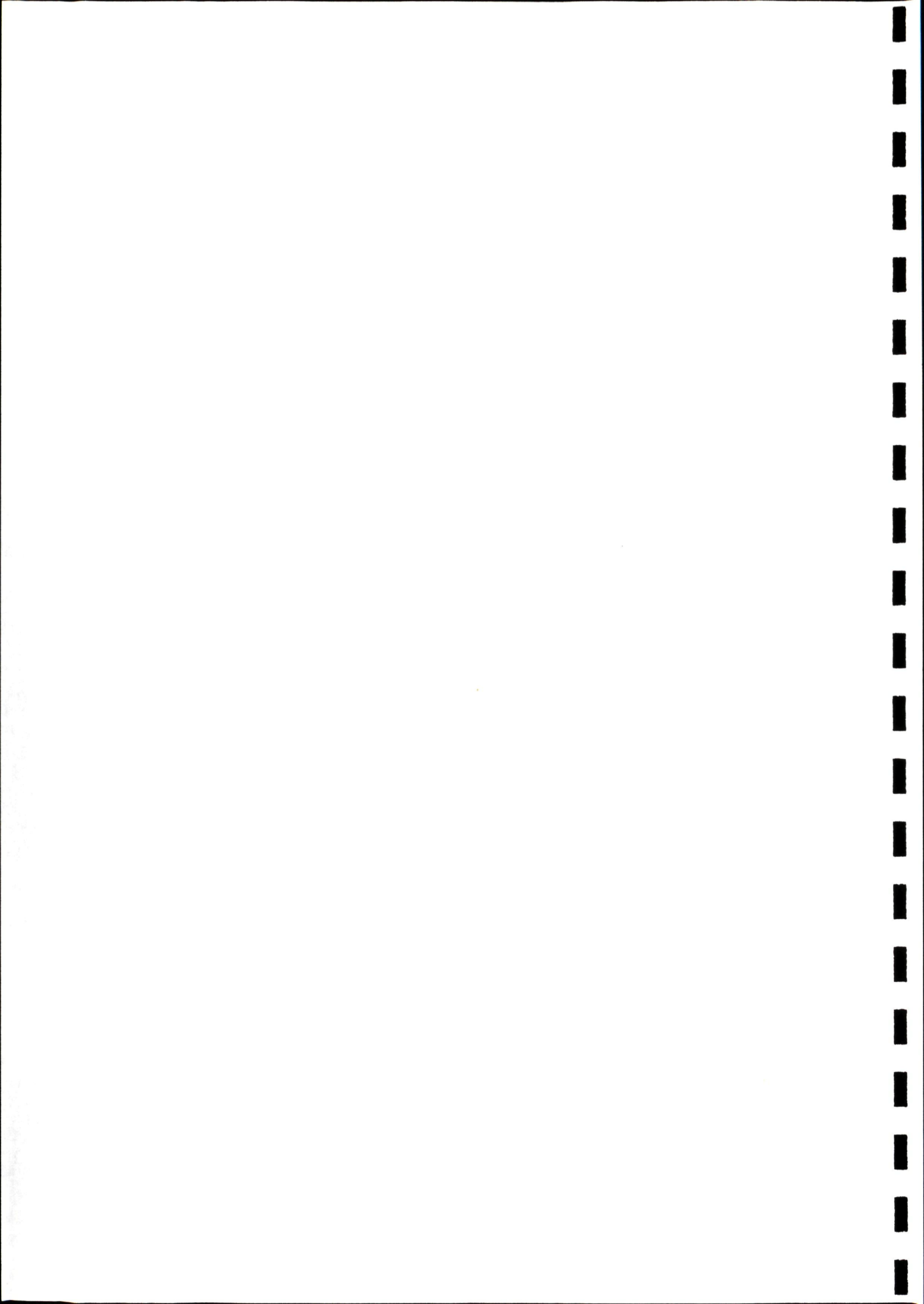
In all cases when chemical analysis is required the concentrations of the following trace metals should be determined:

Cadmium (Cd)	Copper (Cu)	Mercury (Hg)	Zinc (Zn)
Chromium (Cr)	Lead (Pb)	Nickel (Ni)	

In addition the concentrations of the following polychlorinated biphenyl (PCB) congeners should be determined:

IUPAC nos 28, 52, 101, 118, 138, 153 and 180.

Analysis should be carried out on the whole sediment (< 2mm).



It is recognised that determination of PCBs is indicated as mandatory in the Guidelines. However, the determination of PCBs will not be necessary when:

- there are no known sources (point or diffuse) of contamination or historic inputs; and
- the sediments are predominantly coarse; and
- the levels of total organic carbon are low.

If PCB analysis is undertaken information on each of the congeners on the ICES primary list should be reported to the Commission.

Secondary group determinands:

Based upon local information of sources of contamination (point sources or diffuse sources) or historic inputs, other determinands may be applicable, for instance:

arsenic	further chlorobiphenyls (IUPAC Nos 18, 31, 44, 66/95, 110, 149, 187 and 170)	organophosphorus pesticides	polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHS)
oil	organochlorine pesticides	triorganotin compounds	polychlorinated dibenzodioxins (PCDDs)/polychlorinated dibenzofurans (PCDFs)

In deciding which individual organic contaminants to determine, reference should be made to existing priority substance lists, such as that prepared by the CEC*.

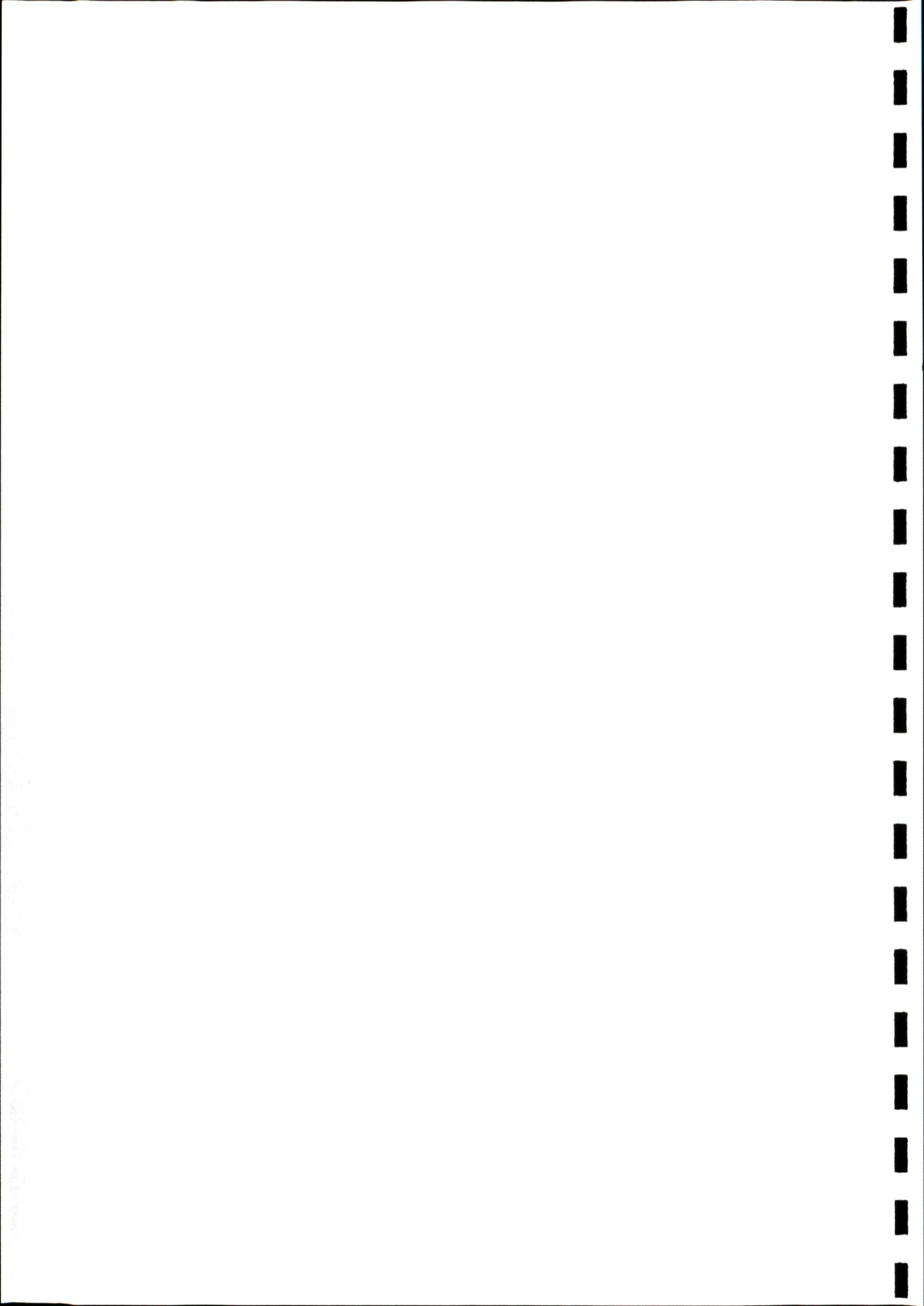
Tier III: BIOLOGICAL PROPERTIES AND EFFECTS

No guidance is offered at this stage

SUPPLEMENTARY INFORMATION

The need for this information will be determined by local circumstance and may form an essential part of the management decision. Appropriate data might include: redox potential, sediment oxygen demand, total nitrogen, total phosphorus, iron, manganese, mineralogical information or parameters for normalizing trace metal data (eg aluminium, lithium, scandium - see Technical Annex 2).

* Communication of 22 June 1982 from the Commission to the Council on hazardous substances within the meaning of List I of Council Directive 76/464/EEC. Official Journal of the European Communities C 176, 14.7.1982, p.3



Technical Annex 2:

Normalization techniques for studies on the spatial distribution of contaminants*

1. Introduction

Normalization in this discussion is defined as a procedure to compensate for the influence of natural processes on the measured variability of the concentration of contaminants in sediments. Most contaminants (metals, pesticides, hydrocarbons) show high affinity to particulate matter and are, consequently, enriched in bottom sediments of estuaries and coastal areas. In practice, natural and anthropogenic substances entering the marine system are subjected to a variety of biogeochemical processes. As a result, they become associated with fine-grained suspended solids and colloidal organic and inorganic particles. The ultimate fate of these substances is determined, to a large extent, by particulate dynamics. They therefore tend to accumulate in areas of low hydrodynamic energy, where fine material is preferentially deposited. In areas of higher energy, these substances are "diluted" by coarser sediments of natural origin and low contaminant content.

It is obvious that the grain size is one of the most important factors controlling the distribution of natural and anthropogenic components in the sediments. It is, therefore, essential to normalize for the effects of grain size in order to provide a basis for meaningful comparisons of the occurrence of substances in sediments of various granulometry and texture within individual areas or among areas. Excess levels, above normalized background values, could then be used to establish sediment quality.

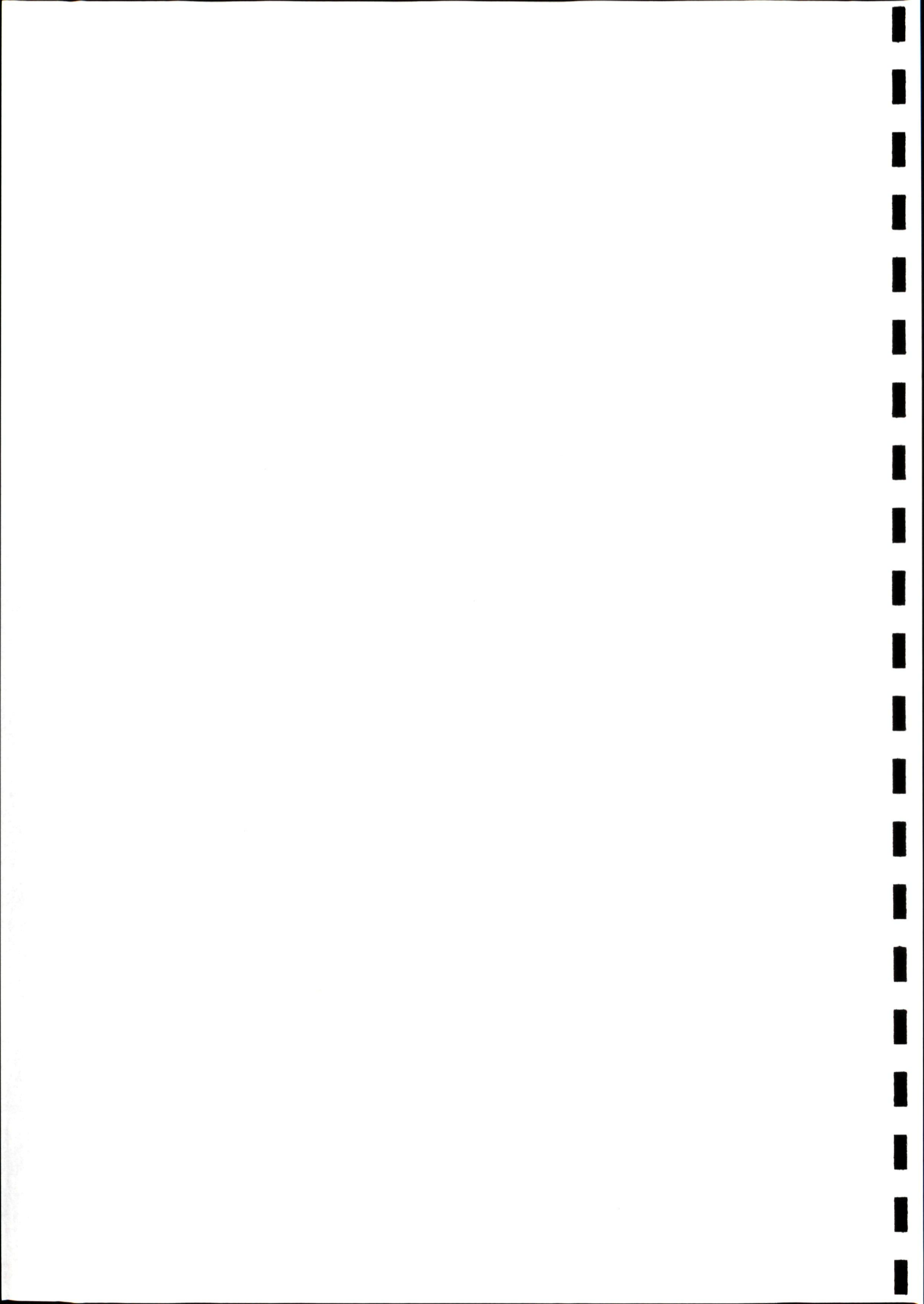
For any study of sediments, a basic amount of information on their physical and chemical characteristics is required before an assessment can be made on the presence or absence of anomalous contaminant concentrations. The concentration at which contamination can be detected depends on the sampling strategy and the number of physical and chemical variables that are determined in individual samples.

The various granulometric and geochemical approaches used for the normalization of trace elements data as well as the identification of contaminated sediments in estuarine and coastal sediments has been extensively reviewed by Loring (1988). Two normalization approaches widely used in oceanography and in atmospheric sciences have been selected here. The first is purely physical and consists of characterizing the sediment by measuring its content of fine material. The second approach is chemical in nature and is based on the fact that the small size fraction is usually rich in clay minerals, iron and manganese oxi-hydroxides and organic matter. Furthermore, these components often exhibit a high affinity for organic and inorganic contaminants and are responsible for their enrichment in the fine fraction. Chemical parameters (e.g., Al, Sc, Li) representative of these components may thus be used to characterize the small size fraction under natural conditions.

It is strongly suggested that several parameters be used in the evaluation of the quality of sediments. The types of information that can be gained by the utilization of these various parameters are often complementary and extremely useful considering the complexity and diversity of situations encountered in the sedimentary environment. Furthermore, measurements of the normalizing parameters selected here are rather simple and inexpensive.

This report presents general guidelines for sample preparation, analytical procedures, and interpretation of physical and chemical parameters used for the normalization of geochemical data. Its purpose is to demonstrate how to collect sufficient data to normalize for the grain-size effect and to allow detection, at various levels, of anomalous concentrations of contaminants within estuarine and coastal sediments.

* Extract from the 1989 ACMP Report (Section 14). ICES Coop. Res. Rep. 167, pp 68-76



2. Sampling Strategy

Ideally, a sampling strategy should be based on a knowledge of the source of contaminants, the transport pathways of suspended matter and the rates of accumulation of sediments in the region of interest. However, existing data are often too limited to define the ideal sampling scheme. Since contaminants concentrate mainly in the fine fraction, sampling priority should be given to areas containing fine material that usually correspond to zones of deposition.

The high variability in the physical, chemical and biological properties of sediments implies that an evaluation of sediment quality in a given area must be based on a sufficient number of samples. This number can be evaluated by an appropriate statistical analysis of the variance within and between samples. To test the representativity of a single sediment specimen at a given locality, several samples at one or two stations should be taken.

The methodology of sampling and analysis should follow the recommendations outlined in the "Guidelines for the Use of Sediments as a Monitoring Tool for Contaminants in the Marine Environment" (ICES 1987). In most cases, the uppermost layer of sediments collected with a tightly closing grab sampler (Level I in the Guidelines) is sufficient to provide the information concerning the contamination of the sediments of a given area compared to sediments of uncontaminated locations or other reference material.

Another significant advantage of using sediments as monitoring devices is that they have recorded the historical evolution of the composition of the suspended matter deposited in the area of interest. Under favourable conditions, the degree of contamination may be estimated by comparison of surface sediments with deeper samples, taken below the biological mixing zone. The concentrations of trace elements in the deeper sediment may represent the natural background level in the area in question and can be defined as baseline values. This approach requires sampling with a box-corer or a gravity corer (Levels II and III in the Guidelines).

3. Analytical Procedures

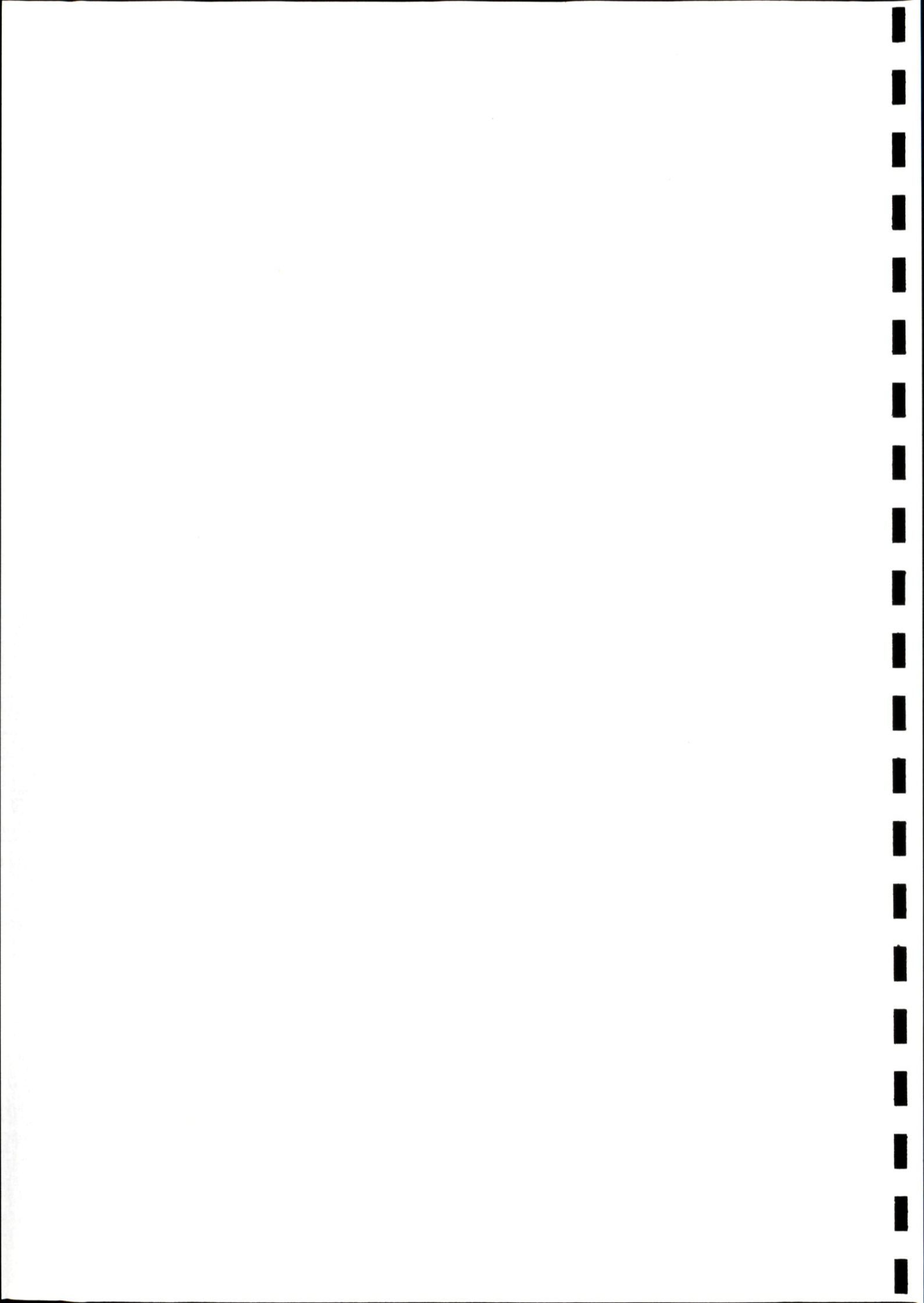
Typical analytical procedures to be followed are outlined in Table 1. The number of steps that are selected will depend on the nature and extent of the investigation.

3.1 Grain size fractionation

It is recommended that at least the amount of material $<63 \mu\text{m}$, corresponding to the sand/silt classification limit, be determined. The sieving of the sample at $63 \mu\text{m}$ is, however, often not sufficient, especially when sediments are predominantly fine grained. In such cases, it is better to normalize with lower size thresholds since the contaminants are mainly concentrated in the fraction $<20 \mu\text{m}$, and even more specifically in the clay fraction ($<2 \mu\text{m}$). It is thus proposed that a determination be made, on a sub-sample, of the weight fraction $<20 \mu\text{m}$ and that $<2 \mu\text{m}$ with the aid of a sedimentation pipette or by elutriation. Several laboratories are already reporting their results relative to the content of fine fractions of various sizes and these results may be useful for comparison among areas.

3.2 Analysis of contaminants

It is essential to analyse the total content of contaminants in sediments if quality assessment is the goal of the study, and it is thus recommended that the unfractionated sample ($<2 \text{mm}$) be analysed in its entirety. The total content of elements can be determined either by non-destructive methods, such as X-ray fluorescence or neutron activation, or by a complete digestion of the sediments (involving the use of hydrofluoric acid (HF)) followed by methods such as atomic absorption spectrophotometry or emission spectroscopy. In the same way, organic contaminants should be extracted with the appropriate organic solvent from the total sediment.



An individual size fraction of the total sediment may be used for subsequent analysis, if required, to determine the absolute concentrations of contaminants in that fraction, providing that its contribution to the total is kept in perspective when interpreting the data. Such size fraction information might be useful in tracing the regional dispersal of metals associated with specific grain-size fractions, when the provenance of the material remains the same. However, sample fractionation is a tedious procedure that introduces considerable risk of contamination and potential losses of contaminants due to leaching. The applicability of this approach is thus limited.

4. Normalization Procedures

4.1 Granulometric normalization

Since contaminants tend to concentrate in the fine fraction of sediments, correlations between total concentrations of contaminants and the weight percent of the fine fraction, determined separately on a sub-sample of the sediment by sieving or gravity settling, constitute a simple but powerful method of normalization. Linear relationships between the concentration and the weight percentage of the fine fraction are often found and it is then possible to extrapolate the relationships to 100% of the fraction studied, or to characterize the size dependence by the slope of the regression line.

4.2 Geochemical normalization

Granulometric normalization alone is inadequate to explain all the natural trace variability in the sediments. In order to interpret better the compositional variability of sediments, it is also necessary to attempt to distinguish the sedimentary components with which the contaminants are associated throughout the grain-size spectrum. Since effective separation and analysis of individual components of sediments is extremely difficult, such associations must rest on indirect evidence of these relationships.

Since contaminants are mainly associated with the clay minerals, iron and manganese oxi-hydroxides and organic matter abundant in the fine fraction of the sediments, more information can be obtained by measuring the concentrations of elements representative of these components in the samples.

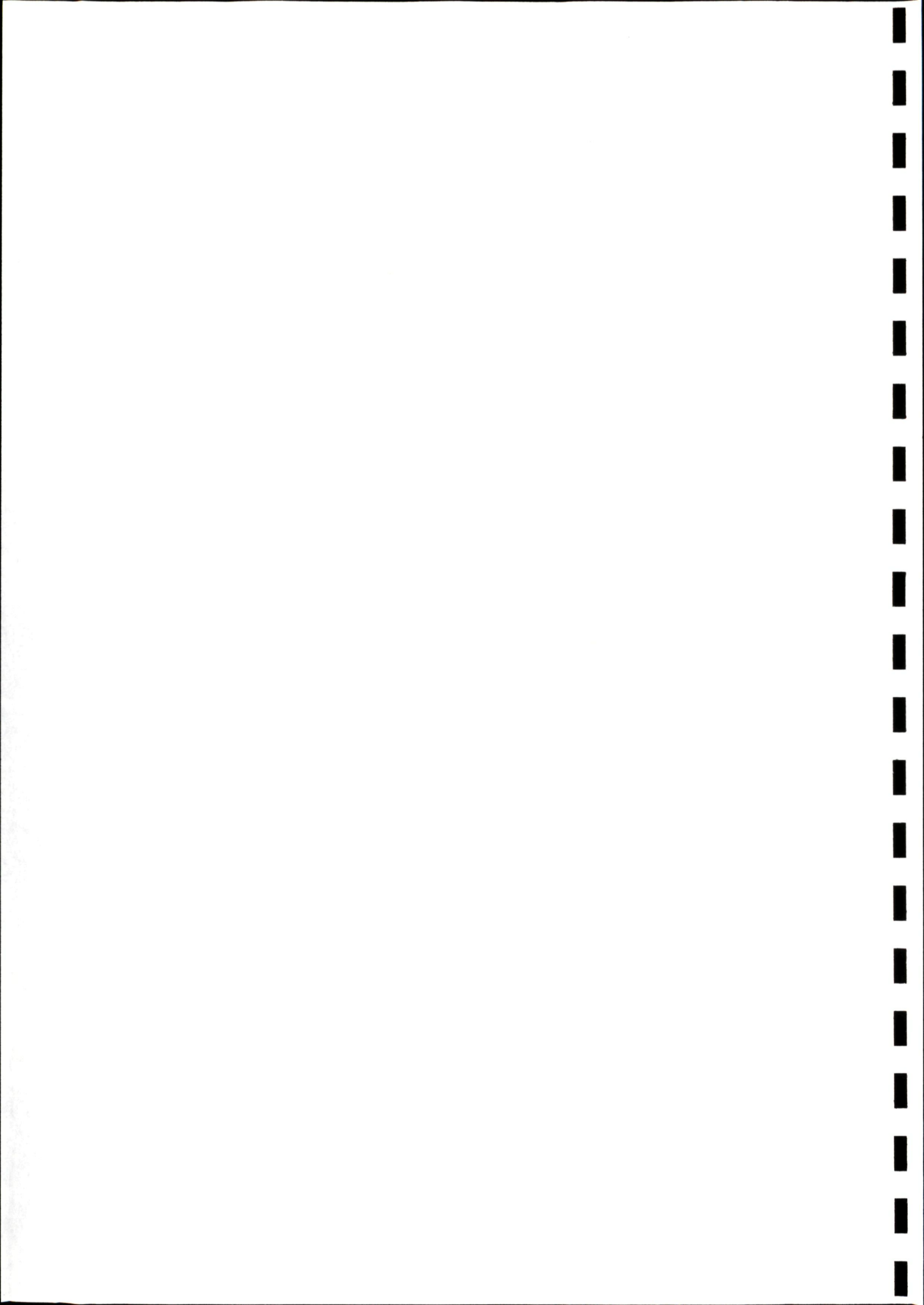
An inert element such as aluminium, a major constituent of clay minerals, may be selected as an indicator of that fraction. Normalized concentrations of trace elements with respect to aluminium are commonly used to characterize various sedimentary particulate materials (see below). It may be considered as a conservative major element, that is not affected significantly by, for instance, early diagenetic processes and strong redox effects observed in sediments.

In the case of sediments derived from the glacial erosion of igneous rocks, it has been found that contaminant/Al ratios are not suitable for normalizing for granular variability (Loring, 1988). Lithium, however, appears to be an ideal element to normalize for the grain size effect in this case and has the additional advantage of being equally applicable to non-glacial sediments.

In addition to the clay minerals, Mn and Fe compounds are often present in the fine fraction, where they exhibit adsorption properties strongly favouring the incorporation of various contaminants. Mn and Fe are easily analysed by flame atomic absorption spectrometry and their measurement may provide insight into the behaviour of contaminants.

Organic matter also plays an important role as scavenger of contaminants and controls, to a major degree, the redox characteristics of the sedimentary environment.

Finally, the carbonate content of sediments is easy to determine and provides additional information on the origin and the geochemical characteristics of the sediments. Carbonates usually contain insignificant amounts of trace metals and act mainly as a diluent. Under certain circumstances, however, carbonates can fix contaminants such as cadmium and copper. A summary of the normalization factors is given in Table 2.



4.3 Interpretation of the data

The simplest approach in the geochemical normalization of substances in sediments is to express the ratio of the concentration of a given substance to that of the normalizing factor.

Normalization of the concentration of trace elements with respect to aluminium (or scandium) has been used widely and reference values on a global scale have been established for trace elements in various compartments: crustal rocks, soils, atmospheric particles, river-borne material, marine clays and marine suspended matter (cf., e.g., Martin and Whitfield, 1983; Buat-Menard and Chesselet, 1979).

This normalization also allows the definition of an enrichment factor for a given element with respect to a given compartment. The most commonly used reference level of composition is the mean global normalized abundance of the element in crustal rock (Clarke value). The enrichment factor EF is given by:

$$EF_{\text{crust}} = (X/Al)_{\text{sed}} / (X/Al)_{\text{crust}}$$

where X/Al refers to the ratio of the concentration of element X to that of Al in the given compartment.

However, estimates of the degree of contamination and time trends of contamination at each sampling location can be improved upon by making a comparison with metal levels in sediments equivalent in origin and texture.

These values can be compared to the normalized values obtained for the sediments of a given area. Large departures from these mean values indicate either contamination of the sediment or local mineralization anomalies.

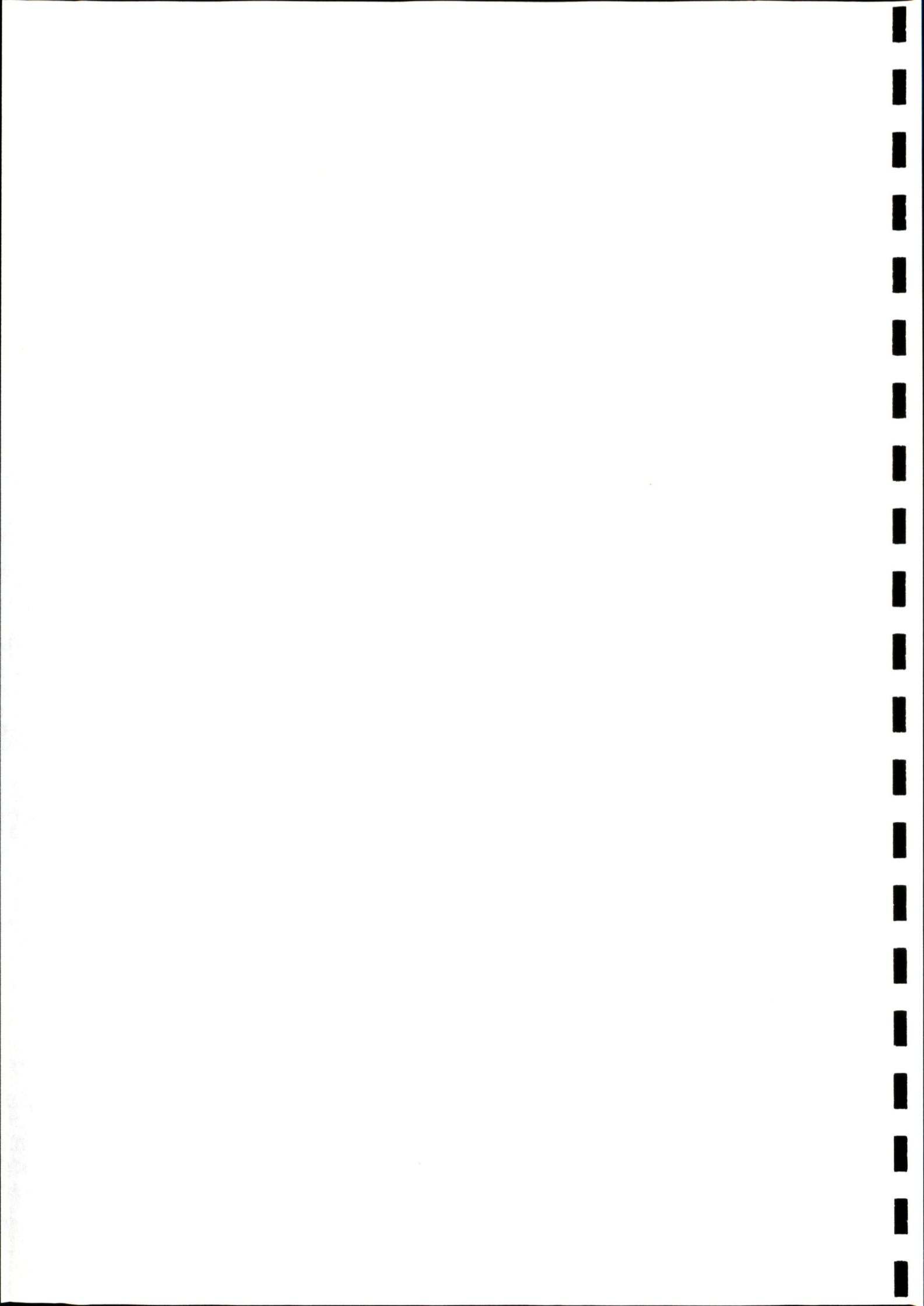
When other variables (Fe, Mn, organic matter and carbonates) are used to characterize the sediment, regression analysis of the contaminant concentrations with these parameters often yields useful information on the source of contamination and on the mineralogical phase associated with the contaminant.

A linear relationship between the concentration of trace constituents and that of the normalization factor has often been observed (Windom et al., 1989). In this case and if the natural geochemical population of a given element in relation to the normalizing factor can be defined, samples with anomalous normalized concentrations are easily detected and may indicate anthropogenic inputs.

According to this method, the slope of the linear regression equation can be used to distinguish the degree of contamination of the sediments in a given area. This method can also be used to show the change of contaminant load in an area if the method is used on samples taken over intervals of some years (Cato, 1986).

A multi-element/component study in which the major and trace metals, along with grain size and organic carbon contents, have been measured allows the interrelationships between the variables to be established in the form of a correlation matrix. From such a matrix, the most significant ratio between trace metal and relevant parameter(s) can be determined and used for identification of metal carriers, normalization and detection of anomalous trace metal values. Factor analyses can sort all the variables into groups (factors) that are associations of highly correlated variables, so that specific and/or non-specific textural, mineralogical, and chemical factors controlling the trace metal variability may be inferred from the data set.

Natural background levels can also be evaluated on a local scale by examining the vertical distribution of the components of interest in the sedimentary column. This approach requires, however, that several favourable conditions are met: steady composition of the natural uncontaminated sediments; knowledge of the physical and biological mixing processes within the sediments; absence of diagenetic processes affecting the vertical distribution of the component of interest. In such cases, grain-size and geochemical normalization permits compensation for the local and temporal variability of the sedimentation processes.



5. Conclusions

The use of the granulometric measurements and of component/reference element ratios are useful approaches towards complete normalization of granular and mineralogical variations, and identification of anomalous concentrations of contaminants in sediments. Their use requires that a large amount of good analytical data be collected and specific geochemical conditions be met before all the natural variability is accounted for, and the anomalous contaminant levels can be detected. Anomalous metal levels, however, may not always be attributed to contamination, but rather could easily be a reflection of differences in sediment provenance.

Geochemical studies that involve the determination of the major and trace metals, organic contaminants, grain size parameters, organic matter, carbonate, and mineralogical composition in the sediments are more suitable for determining the factors that control the contaminant distribution than the measurement of absolute concentrations in specific size fractions or the use of potential contaminant/reference metal ratios alone. They are thus more suitable for distinguishing between uncontaminated and contaminated sediments. This is because such studies can identify the factors that control the variability of the concentration of contaminants in the sediments.

References

Buat-Menard, P. and Chesselet, R. 1979. Variable influence of atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter. *Earth Planet. Sc. Lett.* 42: 399-411.

Cato, I., Mattsson, J. and Lindskog, A. 1986. Tungmetaller och petrogena kolväten i Brofjordens bottensediment 1984, samt förändringar efter 1972. / Heavy metals and petrogenic hydrocarbons in the sediments of Brofjorden in 1984, and changes after 1972. / University of Göteborg, Dep. of Marine Geology, Report No. 3, 95 pp. (English summary).

ICES, 1987. Report of the ICES Advisory Committee on Marine Pollution, 1986. ICES Coop. Res. Report No. 142, pp 72-75.

Loring, D.H. 1988. Normalization of trace metal data. Report of the ICES Working Group on Marine Sediments in Relation to Pollution. ICES, Doc. C.M.1988/E:25, Annex 3.

Martin, J.M. and Whitfield, M. 1983. River input of chemical elements to the ocean. In: *Trace Metals in Sea-Water*. C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton and E.D. Goldberg, Eds. Plenum Press, New York and London. pp 265-296.

Windom, H.L., Schropp, S.T., Calder, F.D., Ryan, J.D., Smith Jr., R.G., Burney, L.C., Lewis, F.G. and Rawlinson, C.H. 1989. Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the southeastern United States. *Environ. Sci. Tech.* 23: 314-320.

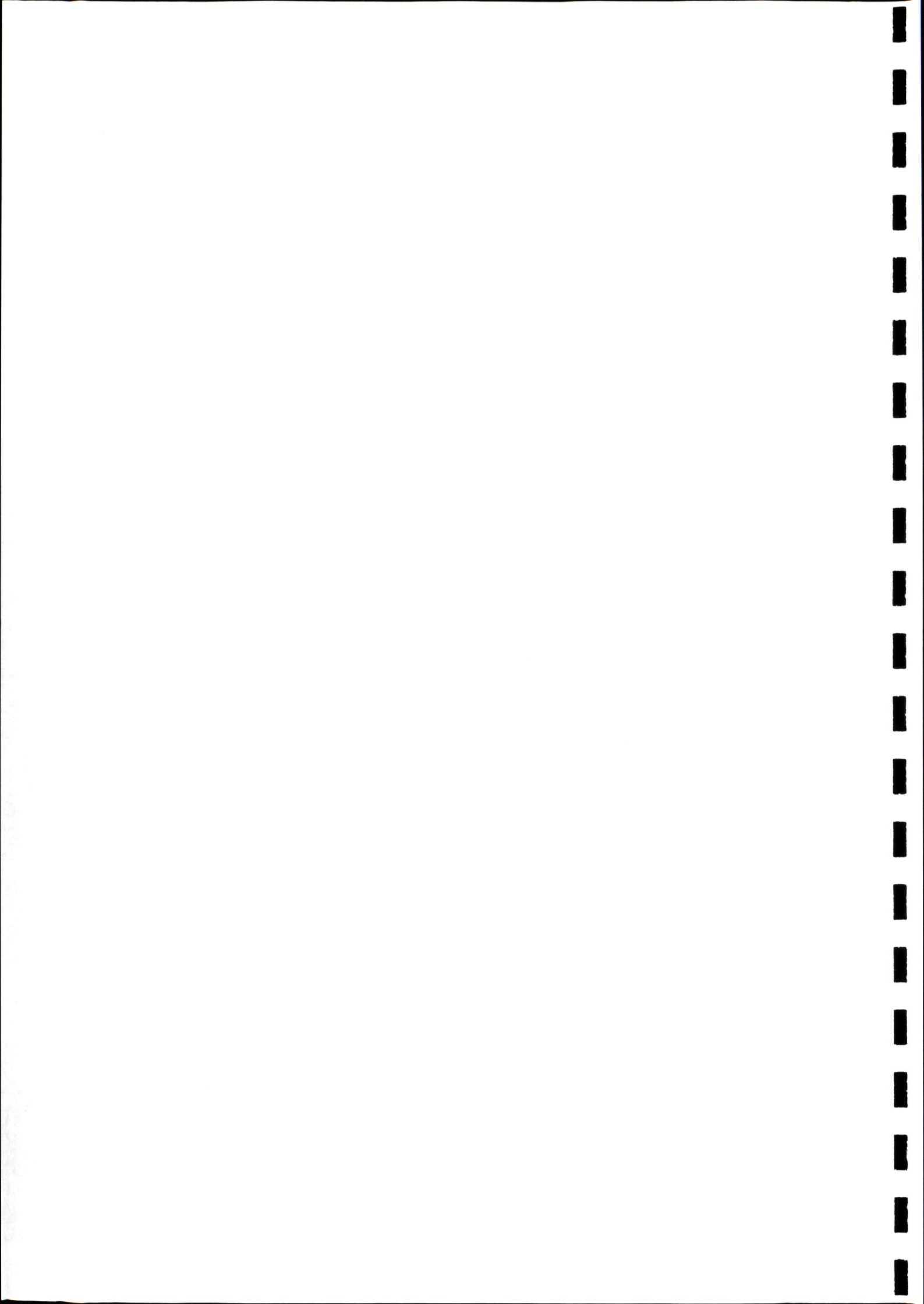
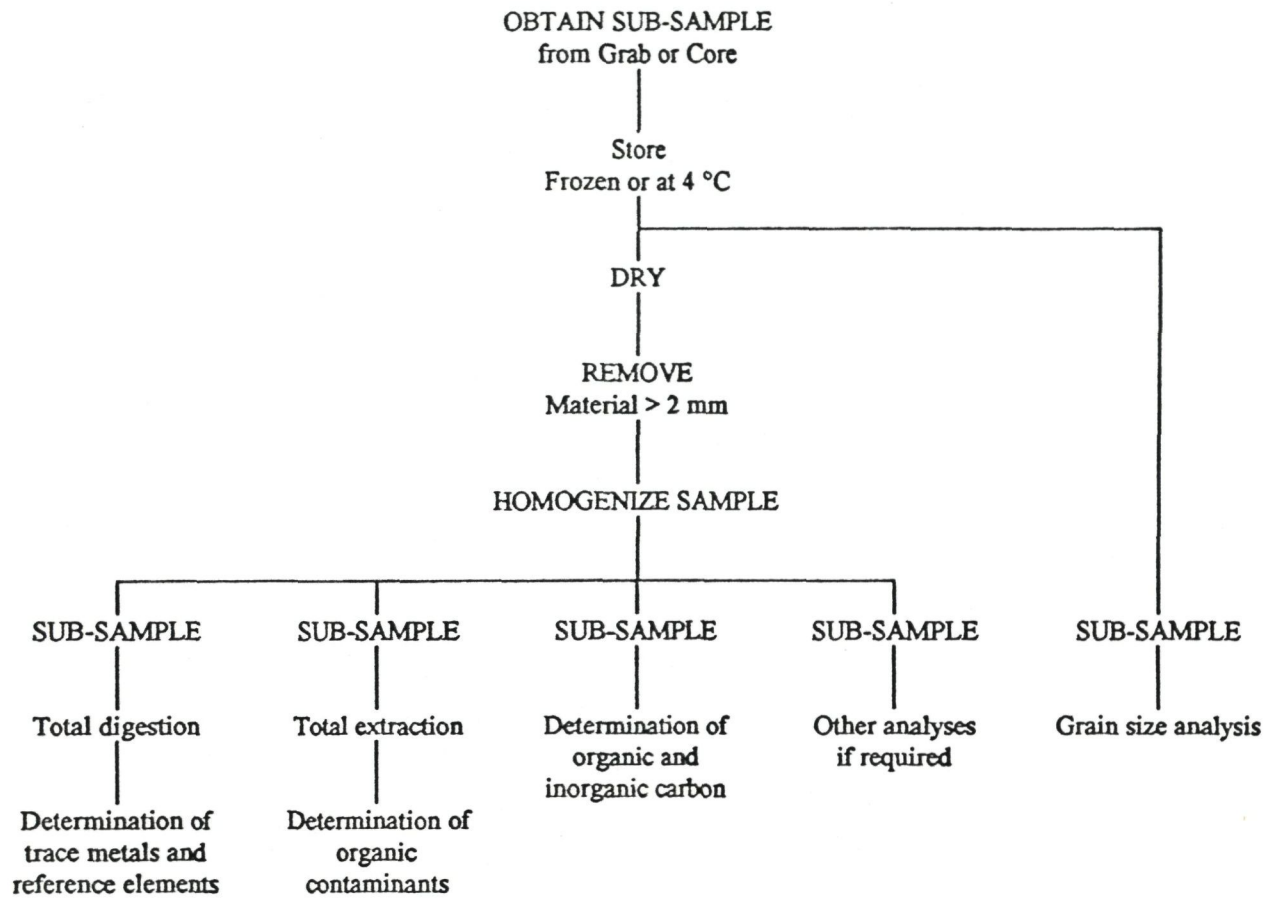


Table 1: A typical approach for determinations of physical and chemical parameters in marine sediments



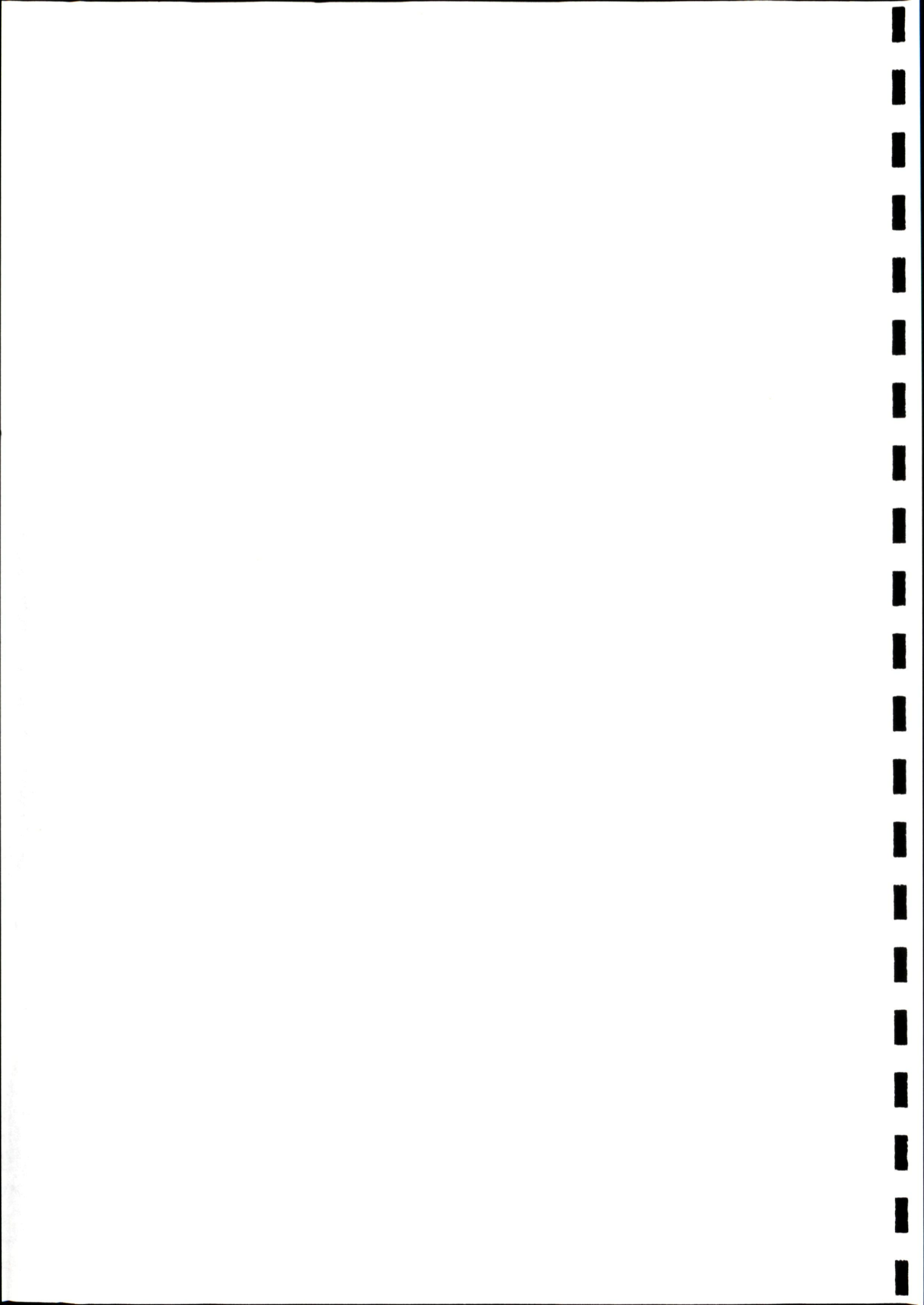
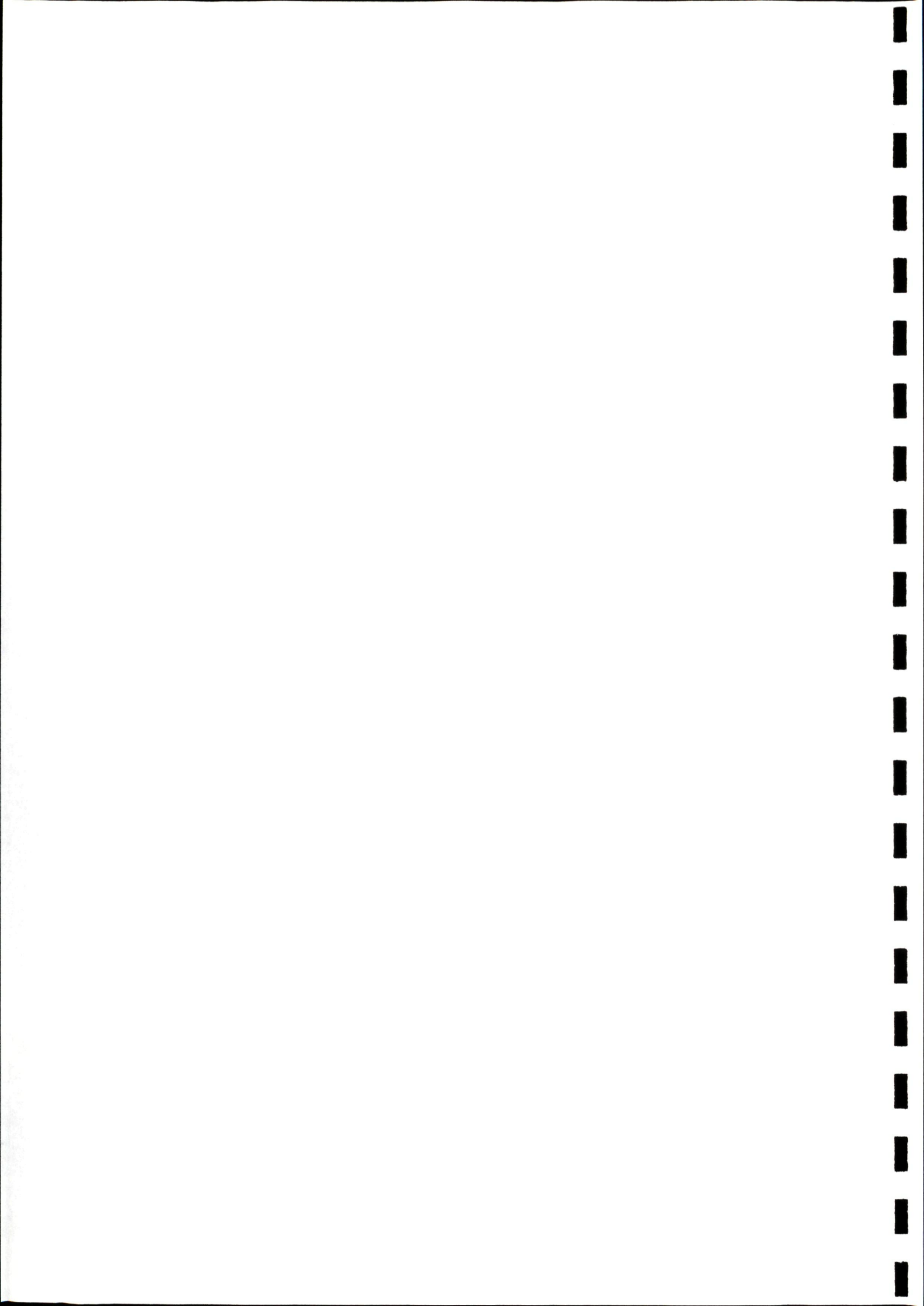


Table 2: Summary of normalization factors

NORMALIZATION FACTOR	SIZE (μm)	INDICATOR	ROLE
<u>Textural</u>			
			Determines physical sorting and depositional pattern of metals
Sand	2000 - 63	Coarse-grained metal-poor minerals/compounds	Usually diluent of trace metal concentrations
Mud	< 63	Silt and clay size metal-bearing minerals/compounds	Usually overall concentrator of trace metals
Clay	< 2	Metal-rich clay minerals	Usually fine-grained accumulator of trace metals
<u>Chemical</u>			
Si		Amount and distribution of metal-poor quartz	Coarse-grained diluter of contaminants
Al		Al silicates, but used to account for granular variations of metal-rich fine silt and clay size Al-silicates	Chemical tracer of Al-silicates, particularly the clay minerals
Li, Sc		Structurally combined in clay minerals and micas	Tracer of clay minerals, particularly in sediments containing Al-silicates in all size fractions
Organic carbon		Fine-grained organic matter	Tracer of organic contaminants. Sometimes accumulator of trace metals like Hg and Cd
Fe, Mn		Metal-rich silt and clay size Fe-bearing clay minerals, Fe-rich heavy minerals and hydrous Fe and Mn oxides	Chemical tracer for Fe-rich clay fraction. High absorption capacity of organic and inorganic contaminants
Carbonates		Biogenic marine sediments	Diluter of contaminants. Sometimes accumulate trace metals like Cd and Cu



Technical Annex 3:

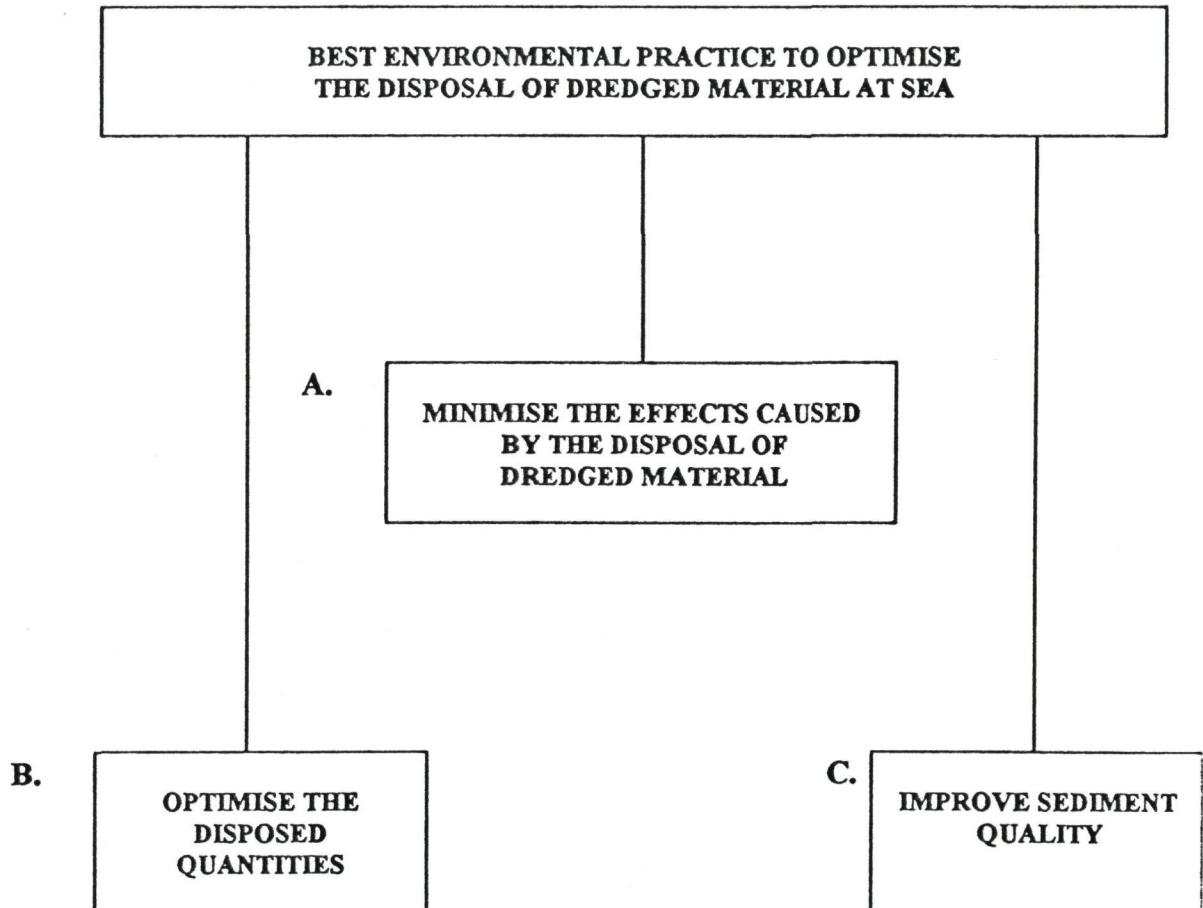
Best Environmental Practice (BEP)

Introduction

This technical annex was prepared bearing in mind that, although the guidelines strictly only apply to the disposal of dredged material, Contracting Parties are encouraged also to exercise control over dredging operations.

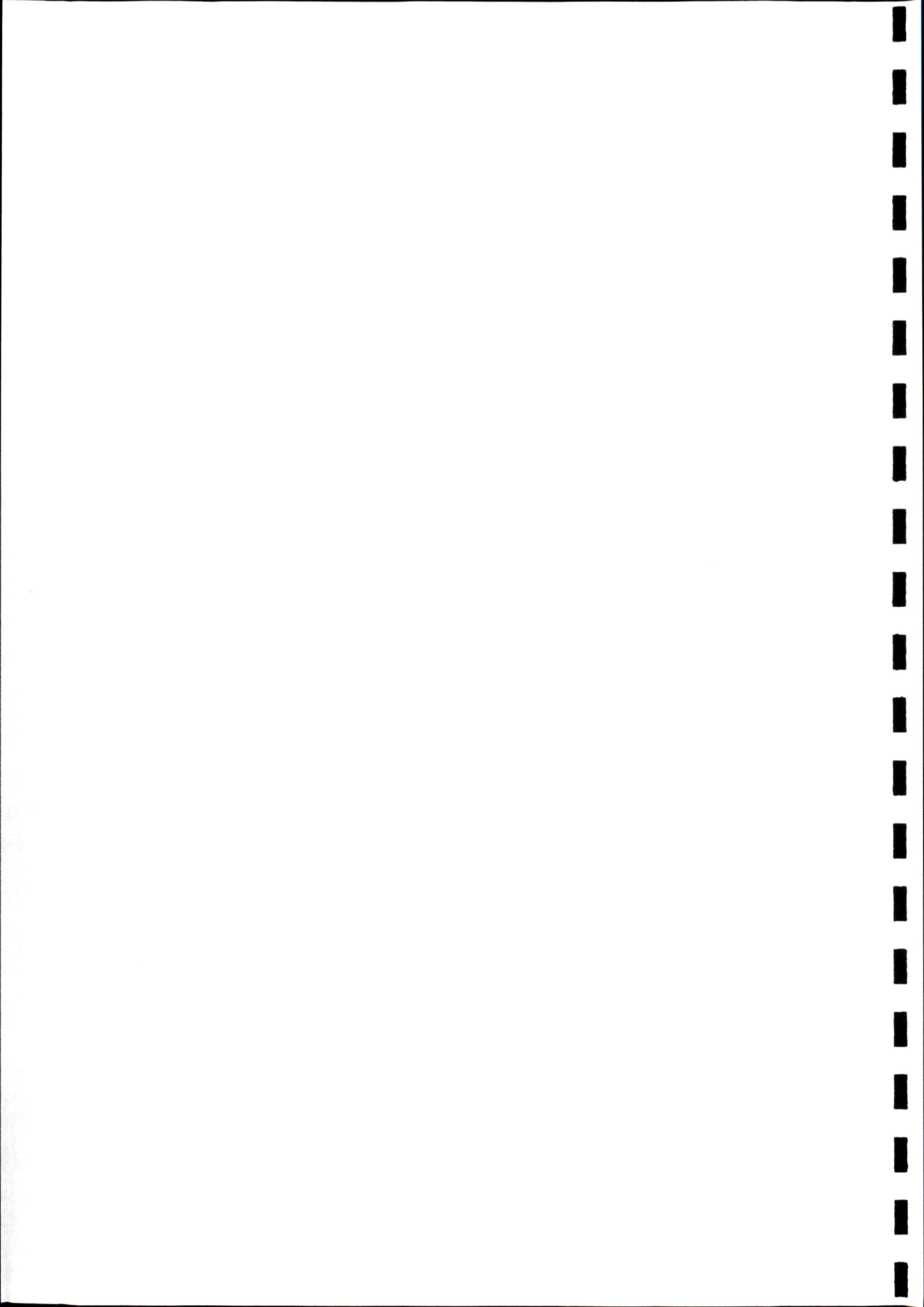
This technical annex has as its aim to provide guidance to national regulatory authorities, operators of dredging vessels and port authorities on how to minimise the effects on the environment of dredging and disposal operations.

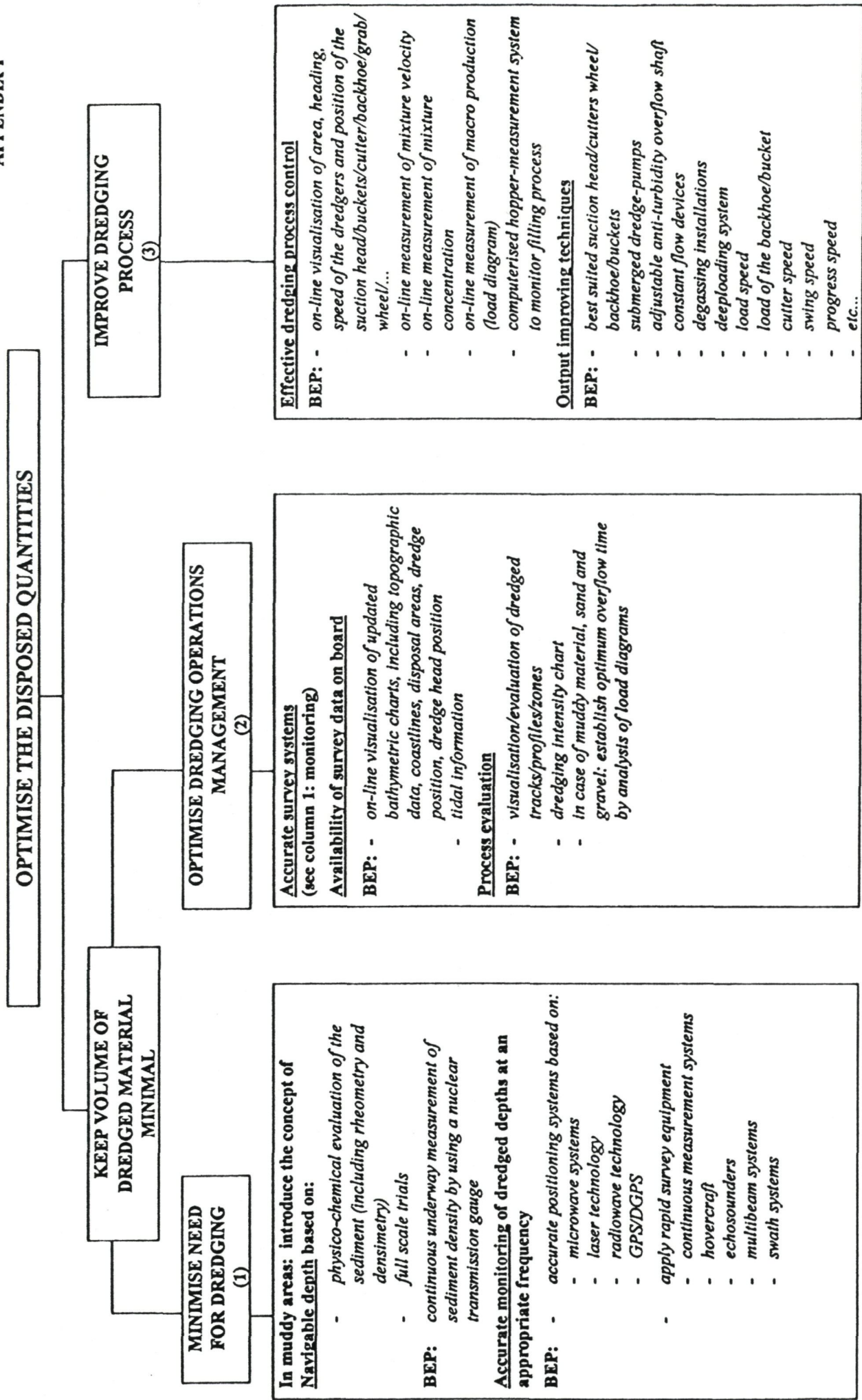
The items given as BEP under the different headings of this annex are given as examples. Their applicability will generally vary according to the particular circumstances of each operation. Different approaches than those described in this annex may be appropriate: it is clear that for each operation the most appropriate practice must be used.

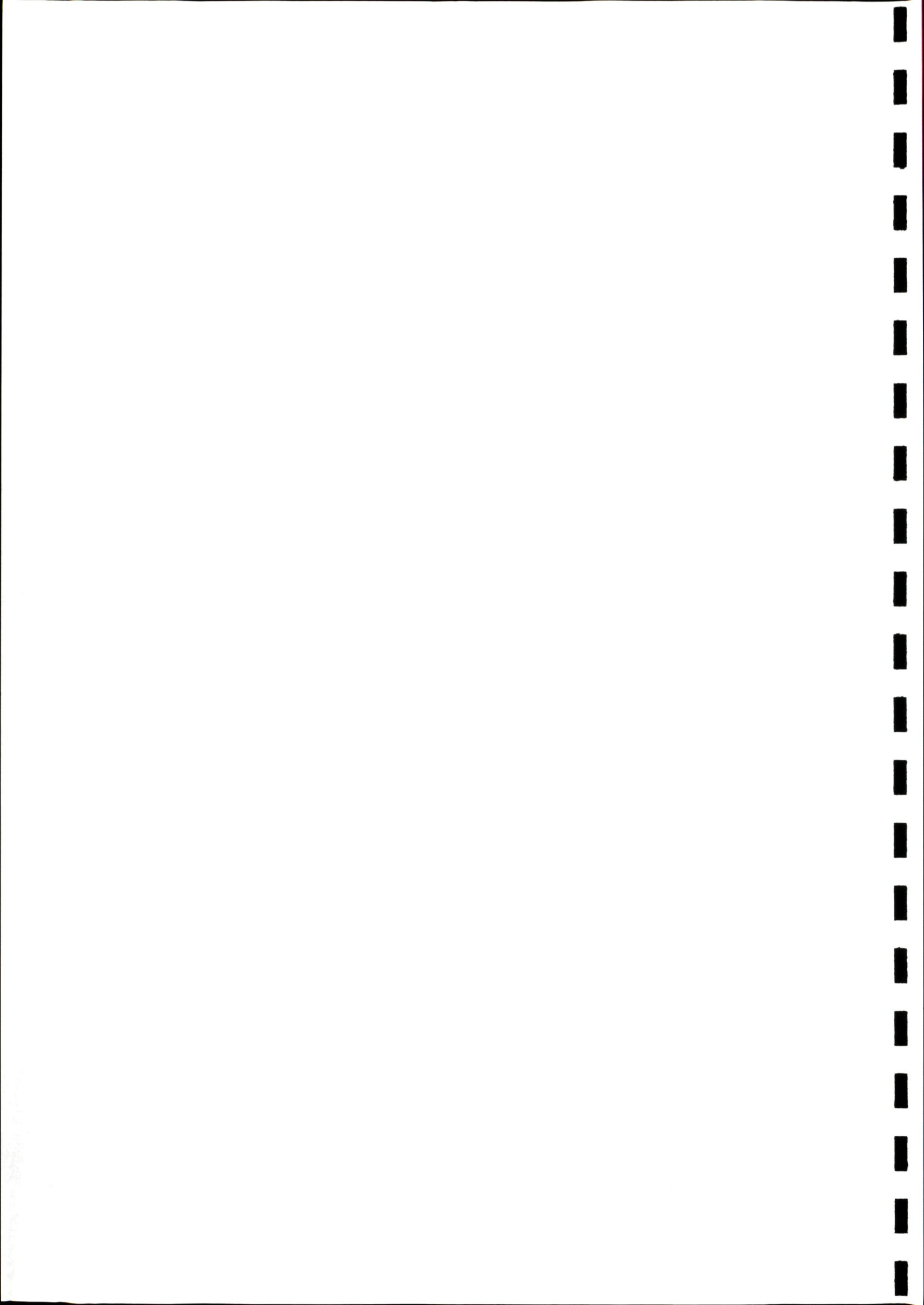


Point A - Minimisation of the effects caused by the disposal of dredged material - is comprehensively described in the main body of these guidelines.

Point B - Optimisation of the disposed quantities - and Point C - Improvement of sediment quality - do not fall within the strict remit of the Oslo Commission, but are very relevant to the prevention of pollution of the marine environment resulting from the disposal of dredged materials. Descriptions of BEP in relation to these activities are given at Appendices I and II.







APPENDIX II

