

干潟・浅海域の底質の現地調査に基づく 環境分析に関する研究

(Study on environmental analysis of tidal flats and shallow
water area based on field investigation of sediment)

呉 海 鍾
O Hae Chong

東京大学大学院
新領域創成科学研究科 環境学専攻

2006年3月

目次

図一覧
表一覧
記号一覧

第1章 序論

1.1 研究の背景	10
1.2 研究の目的	13
1.3 既往の研究	16
1.4 論文の構成	25

第2章 日本及び韓国の沿岸域の現状

2.1 日本と韓国の沿岸域の特徴	28
2.2 東京湾沿岸の概要	33
2.2.1 歴史的地形変遷	34
2.2.2 水質の経年変化	36
2.3 三番瀬の概要	37
2.3.1 埋立の経緯	37
2.3.2 地形の変遷と現状	40
2.3.3 流動	45

第3章 現地調査及び分析の手法

3.1 現地調査の概要	49
3.1.1 調査海域のトピック	51
3.1.2 観測地点・時期	52
3.1.3 底質サンプリング方法	56
3.1.4 底質サンプリングの問題点	57
3.2 柱状コア試料分画方法の開発	63
3.3 測定分析の意義と原理	66
3.3.1 粒度組成	67
3.3.2 含水率	70

3.3.3	有機物含有量の測定	70
3.3.4	電気伝導度（粘土混濁水中の電気伝導度）	74
3.3.5	自然放射線強度測定の概要	77
3.3.6	生物遺骸質量	85
3.4	考察とまとめ	86

第4章 東京湾三番瀬の底質環境の現地調査

4.1	背景	90
4.2	目的	93
4.3	観測の内容	94
4.3.1	コア試料採取	94
4.3.2	分析方法	96
4.4	分析の結果及び考察	97
4.4.1	三番瀬全海域における底質現況の把握	97
4.4.2	猫実川河口域における底質環境	97
4.4.3	浦安市側三番瀬における底質環境	109
4.5	考察	124
4.5.1	浦安市側三番瀬におけるコア試料分析結果	125
4.5.2	三番瀬における地形・底質環境の変遷	127
4.6	まとめ及び今後の課題	138

第5章 韓国始華湖の水質・底質環境の現地調査

5.1	背景	142
5.2	目的	146
5.3	観測の内容	147
5.3.1	水質測定とコア試料採取	147
5.3.2	分析方法	148
5.4	分析の結果及び考察	149
5.4.1	水質現況の把握	149
5.4.2	底質分析の結果	152
5.4.3	始華湖における底質変化及び堆積過程の考察	158
5.4.4	始華湖における水質と底質との関係	160
5.5	まとめ及び今後の課題	161

第6章	結論	163
-----	----	-----

謝 辞	167
参考文献	168

目 一 覧

図 1 - 1	人為的改変と底生生物生息場の変化との関係	11
図 1 - 2	東京湾三番瀬と韓国始華湖の歴史及び研究課題	15
図 1 - 3	既往研究の概略	17
図 1 - 4	韓国始華湖の水質・底質の調査	24
図 1 - 5	韓国新万金湖の水質・底質の調査	24
図 1 - 6	本研究の構成	26
図 2 - 1	各国の面積当たりの海岸線延長の比較	30
図 2 - 2	日本と韓国における干潟の全消失面積の比較	31
図 2 - 3	第 4 回自然環境保全基礎調査（環境庁）	32
図 2 - 4	東京湾沿岸の範囲	33
図 2 - 5	東京湾と周辺の地形の変遷	34
図 2 - 6	東京湾の地形の変遷	35
図 2 - 7	東京湾の水質（COD）の経年変化	36
図 2 - 8	三番瀬周辺の年代別埋立ての推移	38
図 2 - 9	東京湾の面積の変遷	39
図 2 - 1 0	三番瀬周辺海域の 1950 年代の底質環境	39
図 2 - 1 1	三番瀬周辺における 1947 年と現在の地形比較	41
図 2 - 1 2	三番瀬の地盤沈下について	42
図 2 - 1 3	地形図	43
図 2 - 1 4	浅海域の水深ごとの面積	44
図 2 - 1 5	三番瀬の西側奥部における流動・流向	47
図 3 - 1	底質環境変遷及び調査目的	50
図 3 - 2	三番瀬視察会、2002. 5. 26	51
図 3 - 3	エックマン・バージ型採泥器	58
図 3 - 4	重力型コアラー（Gravity Type）	61
図 3 - 5	OHC 式の柱状コアのスライス装置	63
図 3 - 6	OHC 式の柱状コア分画方法	64
図 3 - 7	よく用いられる粒径画分の分類図式	67
図 3 - 8	解析式粒度分布測定装置 SALD-3000S 及び粒径による分類 （JISA1204）	68
図 3 - 9	粒度分析の手順	69
図 3 - 1 0	有機物含有量の測定手順および計算法	71

図 3-1-1	乾燥試料の強熱前・後の比較	72
図 3-1-2	MT700 型 CN コーダー	73
図 3-1-3	粘土混濁水の電気伝導度と pH の関係	75
図 3-1-4	粘土混濁水中の電気伝導度測定	76
図 3-1-5	放射線強度測定器	78
図 3-1-6	SEIKO 製 EMCA 及び ORTEC 製 MAESTRO の計算法	79
図 3-1-7	SEIKO 製 EMCA の計算法の概要	80
図 3-1-8	ウラン-238 の放射壊変系列	81
図 3-1-9	東京湾における Cs-137 の年間降下量の変化	84
図 3-2-0	種類別の計測	85
図 3-2-1	分析試料の適量	87
図 3-2-2	自然放射線強度の鉛-210 及びセシウム-137 法	88
図 4-1	三番瀬周辺の海岸線の変遷	91
図 4-2	三番瀬周辺海域における環境変化の変遷	92
図 4-3	三番瀬猫実川河口部への淡水流入量の変遷	92
図 4-4	三番瀬海域および底質試料採取地点	94
図 4-5	浦安市側三番瀬のコア試料採取地点	95
図 4-6	猫実川河口域のコア試料採取	95
図 4-7	中央粒径平均値の平面分布	97
図 4-8 (1)	猫実川河口部における分析結果	98
図 4-8 (2)	猫実川河口部における分析結果	99
図 4-8 (3)	猫実川河口部における分析結果	100
図 4-9	粒度分析結果	101
図 4-1-0	強熱減量及び貝殻・根・礫の分布	102
図 4-1-1	測定結果	103
図 4-1-2	St. 1 地点における電気伝導度, 強熱減量, 炭素量の鉛直分布	104
図 4-1-3	地盤沈下の測量地点と海底地盤高の比較	105
図 4-1-4	猫実川河口域における年代推定の検証 (1986 年)	106
図 4-1-5	No. 38 地点の分析結果	107
図 4-1-6	猫実川河口部 (St. 1) における年代推定	108
図 4-1-7	浦安市側三番瀬の地盤高, 中央粒径及び自然含水率の分布	109
図 4-1-8	St. 5 における中央粒径・セシウム-137・強熱減量・貝殻量の分布	110
図 4-1-9	St. 5 (前置斜面の付近) の中央粒径の分布	111

図4-20	浦安市側の天然干潟域の粒度分布	112
図4-21	中央粒径測定結果	114
図4-22	年代推定結果	114
図4-23	(1) 浦安市埋立地のB及びC海域における粒度分析結果	115
図4-23	(2) 浦安市埋立地のB及びC海域における粒度分析結果	116
図4-23	(3) 浦安市埋立地のB及びC海域における粒度分析結果	117
図4-23	(4) 浦安市埋立地のB及びC海域における粒度分析結果	118
図4-23	(5) 浦安市埋立地のB及びC海域における粒度分析結果	119
図4-23	(6) 浦安市埋立地のB及びC海域における粒度分析結果	120
図4-23	(7) 浦安市埋立地のB及びC海域における粒度分析結果	121
図4-24	堆積構造	122
図4-25	底質変化の模式図	123
図4-26	三番瀬周辺の地形と考察内容	124
図4-27	三番瀬の底質変化図	128
図4-28	猫実川河口における有機物含有量の鉛直分布	130
図4-29	浦安側三番瀬の地形変化図	132
図4-30	浦安側三番瀬の底質変化図	134
図4-31	浦安市側干出域の海底の地形変化図	136
図4-32	浦安市側三番瀬における海底の地形変化の断面図	136
図4-33	浦安日の出と前置斜面との地盤高変化量の比較	137
図5-1	韓国始華湖周辺の海岸線の変遷	143
図5-2	始華湖周辺におけるCODおよび人口の推移	145
図5-3	始華湖および底質試および採取地点	148
図5-4	水温(a), 塩分(b), DO(c), 密度(d)の鉛直分布	150
図5-5	始華湖における水温, 塩分, DOの鉛直分布	151
図5-6	コア写真	152
図5-7	始華湖における中央粒径及び自然含水率	154
図5-8	始華湖における炭素・窒素含有率(C/N比)	155
図5-9	始華湖における放射線強度(鉛-210, セシウム-137)	156
図5-10	韓国始華湖の全域におけるコア試料分析結果	157
図5-11	始華湖における水質と底質変化	160

表一覧

表 1 - 1	主要な人工干潟の造成状況	12
表 1 - 2	既存調査一覧	19
表 2 - 1	流動の特徴のまとめ	46
表 2 - 2	流速ベクトルの作成にあたって入手したデータの情報	46
表 3 - 1	三番瀬の底質表層試料の採取地点 (1)	53
表 3 - 2	三番瀬の底質コア採取地点 (2)	54
表 3 - 3	三番瀬の底質コア採取地点 (3)	54
表 3 - 4	韓国始華湖の水質測定地点 (4)	55
表 3 - 5	韓国始華湖の底質コア採取地点 (5)	55
表 3 - 6	採泥器の仕様	57
表 3 - 7	測定項目の概要	66
表 3 - 8	陰イオンの定量分析結果	74
表 4 - 1	三番瀬の猫実川河口付近 (A)	125
表 4 - 2	三番瀬の中央部 (B)	126
表 4 - 3	三番瀬の埋立地突端付近 (C)	126
表 5 - 1	始華湖における主要年代	144
表 5 - 2	始華湖の河口付近 (A)	158
表 5 - 3	始華湖の中央部 (B)	159
表 5 - 4	始華湖の排水門付近 (C)	159

記号一覧

Ag	:	ROI のグロス面積
An	:	ネット面積
A(0)	:	底泥表面での ^{210}Pb 濃度
A.P.	:	荒川工事基準面の略で、一般に使われている標高 (T.P.) に対し、約 1.1m 低い地点を 0 とした高さ
A(t)	:	t 年前に表面にあった深さ z (cm) の底泥中の現在の ^{210}Pb 濃度
A(z)	:	深さ z (cm) での ^{210}Pb 濃度
A(∞)	:	堆積粒子の鉱物粒子中に含まれる ^{210}Pb 濃度
B	:	バックグラウンド面積
C	:	有機炭素量
Ci	:	i チャンネルのカウント
H	:	ROI の終了チャンネル
IOL	:	(Ignition of loss) 強熱減量
Li	:	強熱減量
ma	:	試料+蒸発皿の質量
mb	:	強熱後質量
mc	:	蒸発皿の質量
N	:	窒素量
ROI	:	(Region of Interest) 波高分析器では開始チャンネルから終了チャンネルにわたって指定されたチャンネル領域
s	:	堆積速度
TCD	:	熱伝導度検出器
W	:	単位面積当たりの堆積粒子の堆積重量深度
λ	:	^{210}Pb の壊変定数
ρ_s	:	堆積粒子の密度
ϕ	:	底泥の間隙率
ω	:	単位面積あたりの堆積粒子の平均重量堆積速度

第 1 章

序 論

1.1 研究の背景

近年、地球環境問題の中でも環境破壊が最も顕著に現れるのは沿岸域であることから、沿岸環境に対する社会的な関心が高まっている。1992年の国連環境開発会議（地球環境サミット）では、世界の閉鎖性海域における沿岸域と生物生産の保護を進め、沿岸域の総合管理と持続可能な開発を行うことが提言された。また、沿岸域の干潟などの塩性湿地に関しては、国際的にラムサール条約が1975年に締結された。日本は、1980年に釧路湿原を登録湿地として指定し締約国となった。現在13ヶ所の登録湿地を有しており、沿岸域では谷津干潟（千葉県）、藤前干潟（愛知県）が登録された。このように、新たな時代要請を踏まえ、干潟・浅海域の保全、創造の実施等を経て、環境再生に関する総合的な取り組みが行われている。こうした生態系は鳥類の生息地、中継地として国際的にも重要な役割を担っている。

図1-1のように、干潟地形は、河川から運ばれてきた土砂が波浪や潮流の影響を受けながら堆積して形成される。また、河川と海域の両面から様々な栄養物質が流入堆積し、物理的に干出と水没を繰り返す環境条件から、潮の干満の際に空気中の酸素が大量に海水中に溶け込むため、多くの微生物や底生生物が生息し、有機物の分解が行われる。こうしたことで特異な物質循環（小池、2000）が活発に行われ、水質浄化の面からも注目されている。このように干潟は、環境浄化、環境保護、景観、生物生産（栗原、1980）といった4つの大きな機能を持っている。

一方、古くから干潟は、地形的な条件から埋立に適しており、経済的価値が高いほか、陸地に近く、アクセスしやすいため、国土開発の対象となり、これまでに多く干潟が消失してきた。このような人為的な改変が干潟の生態系に大きな影響を与えていることが知られ、埋立の代替措置として人工干潟が造成されている（表1-1）。しかし、造成と維持に莫大な経費がかかるのに対して効果が少ない、あるいは干潟が持続しないという問題がある。したがって、生態系の保全と再生にあたっては、それぞれの場の特質に応じて、これらの場の生物生息条件に着目した基質の新たな創出、水質・底質や地形改善などの場造りを図る必要があると考えられる。そして、このような場造りにあたって考慮すべき必要な項目としては、生息場の変化過程の理解などが挙げられる。すなわち、近年、底質環境の保全、修復、再生にむけた基礎研究が必然とされているのである。

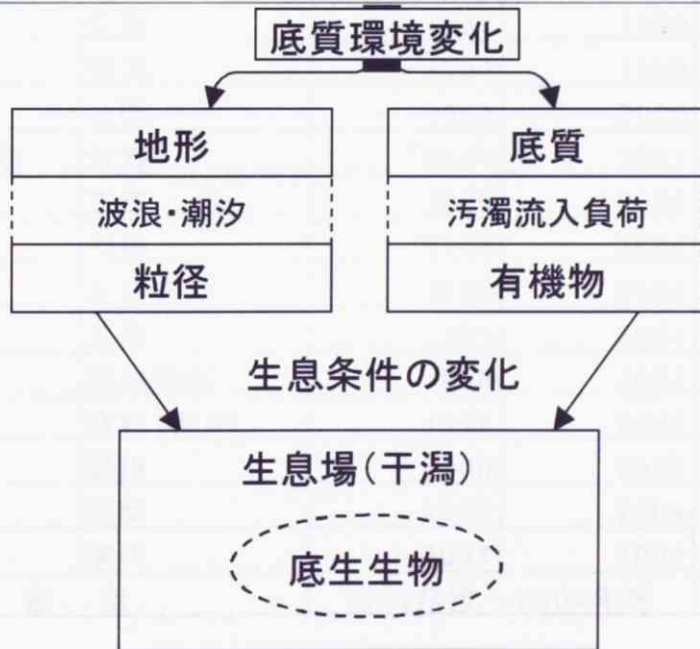
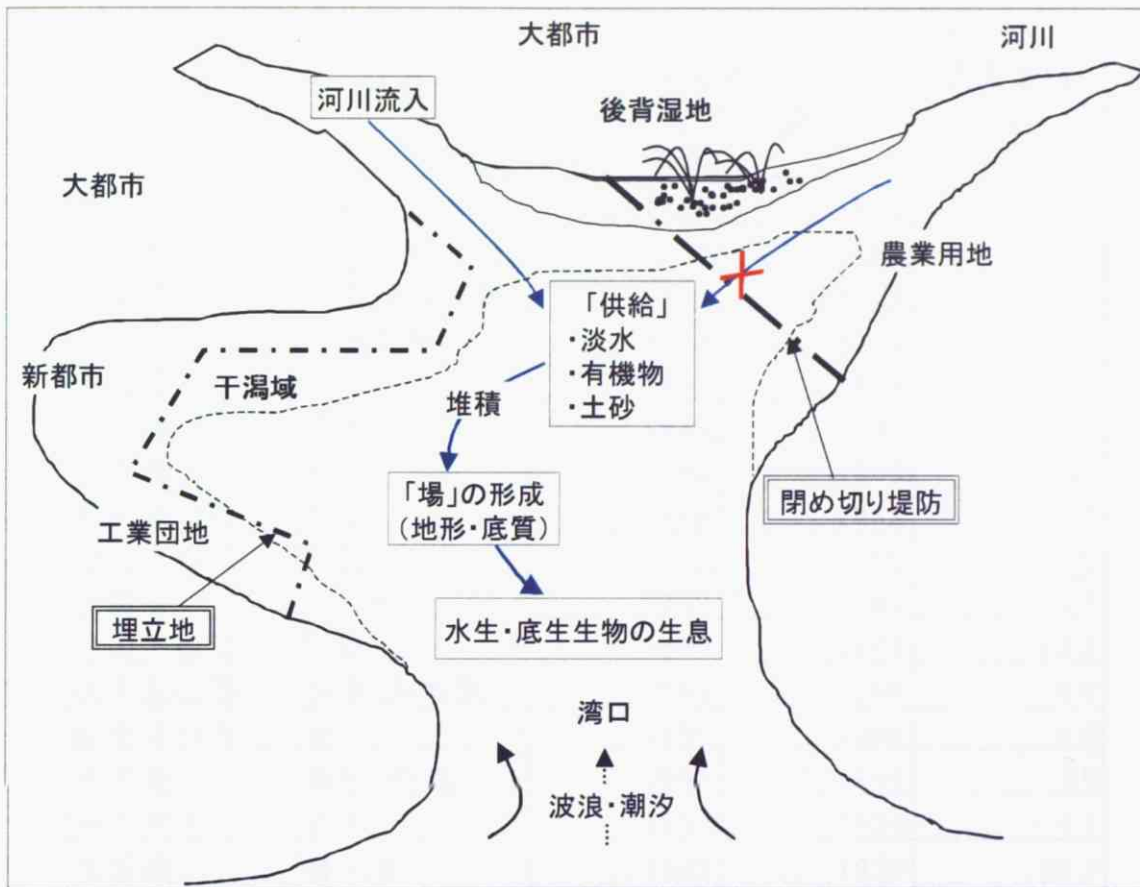


図1-1 人為的改変と底生生物生息場の変化との関係

表1-1 主要な人工干潟の造成状況

港名	地区名	実施年度		整備面積 (ha)
		着手	終了	
造成済(2004年度)				
横浜港	金沢	1978	1979	46
東京湾	大井野鳥公園	1978	1980	4.9
千葉港	船橋海浜公園	1981	1982	40
大阪港	南港野鳥	1978	1983	12.8
広島港	似島	1981	1987	12.8
福田港付近	百島	1984	1987	36.9
東京港	葛西	1980	1989	25
福田港付近	海老	1988	1989	10.1
徳山下松港	下松①	1988	1990	6
厳島港	有ノ浦	1989	1991	6.5
徳山下松港	下松②	1990	1994	13.3
伏木富山港	新港(野鳥園)	1993	1996	4.6
福田港付近	灘	1995	1996	4.2
三河港	蒲郡(竹島)	1991	1998	65
中城湾港	新港	1993	1998	4.1
塩釜港	櫃ヶ浦	1993	1999	15.3
横浜港	新港	1994	1999	7.8
高知港	横浜	1997	1999	9.3
安来港	公園	1993	2000	9
尾道糸崎港	貝野	2000	2001	1
内海港	古江	2000	2003	48
東京湾	羽田	1988	2004	250
広島港	五日市	1992	2004	23.9
宮津港	文珠	1993	2004	27
三河港	複数地区	1998	2004	300
三河港	蒲郡(形原)	1998	2004	50
名古屋港	鍋田	2000	2004	6.4
富岡港	富岡	2000	2004	12
江迎港	港内	2001	2004	26.8
合 計		1979年度～2004年度		1078.7

出典：国土交通省港湾局、2003年

1.2 研究の目的

本研究においては、大都市を背景にもつ干潟・浅海域として環境保全・再生が大きな社会的関心事となっている東京湾三番瀬と韓国始華湖を対象とした。ここでは、それぞれの海域に対して、場所選定、研究課題、目的などについて述べる。

図1-2は、対象海域周辺における埋立歴史と環境変遷を示す。

まず、東京湾三番瀬は東京湾北部に位置し、過去は広い干潟であったが、現在は東京湾にわずかに残されているのみである。1980年代から埋立計画が検討されたが、この計画は2001年に白紙撤回された。これまで、埋立地造成、地盤沈下、汚濁負荷の流入などによる環境悪化が問題となってきた。そのため、三番瀬再生計画検討会議を設置し、自然再生の議論が活発に行われている。しかし、利害関係者の意見の対立が激しく難航してきた。近年、その動向が社会的に注目されている。

研究課題-1

三番瀬再生の議論の中で、ヘドロ化した猫実川河口の周辺はますます環境が悪化しているので人工干潟に造成し直すべきだとの考えと、猫実川河口の海域も三番瀬全体の生態系に重要な役割を果たしているので手を入れるべきではないという考えは、最も大きな対立点の一つとなっている。この対立を解決するためには、環境条件の過去からの変化傾向を理解し、堆積過程を把握することが重要である。

研究課題-2

三番瀬の浦安市埋立地の造成により、静穏域が形成され、底質環境に大きな影響を及ぼしていると考えられるが、その埋立の影響などについては、未だ十分な検討がなされていない。そのため、埋立地近傍の堆積過程の把握が必要である。

次の始華湖は、韓国ソウル市から約40km西南に位置し、広大な人工湖である。始華湖は水資源確保のための淡水湖や農地・工業用地の造成を目的として計画され、1994年に閉め切り堤防竣工により完成した。しかし、始華湖周辺の工場排水による水質悪化やそれに伴う漁業被害が深刻化し、完成から3年後の1997年には水門を開放、2000年12月には韓国政府が始華湖の淡水化を正式に断念し、海水湖として維持することを決めた。また、始華湖の排水門は、常時の開門ではなく、始華湖内の水位を外海よりもマイナス1mに維持するようコントロールするために開閉を繰り返している。現在、水門開放と並行して始華防潮堤に潮力発電所を新たに建設し、物理的に湖内の水循環をよくさせるという水質改善策が検討されている。

研究課題－ 3

今後、始華湖及び周辺流域の環境問題（水質・底質）を解決するためには、現行の水質改善策の有効性を確認する必要があるが、始華湖における水質と底質の関連については現地観測のデータが不足していることもあって明らかにされていない。

上記のように、東京湾三番瀬では底質環境を再生すること、韓国始華湖では水質・底質改善とともに環境を保全することが課題として残されている。特に対象海域では、これまでに大規模な埋立・干拓事業が行われ、河川流量や潮汐、波浪などの物理的要素が変化し、堆積物の底質粒径の変化を通じて底生生物相に悪影響を与えていることが懸念されている。底質環境は底生生物を始めとする生物の生息を左右する重要な環境条件となるため、地形・底質の変化を正確に把握することは、環境再生の基礎として非常に重要である。しかし、底質調査は最近になってからしか行われていないため、過去から現在に至る地形・底質環境の変遷の把握は十分行われていないのが現状である。

このように、それぞれの対象海域においては、異なった研究課題が存在するため、既存の現地観測法や分析手法をそのまま適用することは困難である。そこで本研究においては研究課題を解決するために、独自のコア採取法や分画法の開発、分析手法の確立を試みる。特に分析手法の中で堆積年代の測定は、対象海域の埋立、地盤沈下、汚濁負荷の流入などの変遷が底質の堆積物に履歴として記録されているものと考えられるため、その「時間的変化」を把握することは最も重要である。その際に底質コアが因子となる。

さらに、現地調査と底質コア試料を種々の方法によって分析することにより、干潟・浅海域の地形・底質の変化を解明し、今後の底質環境の動向及び再生のための指針を与えることを目的とする。

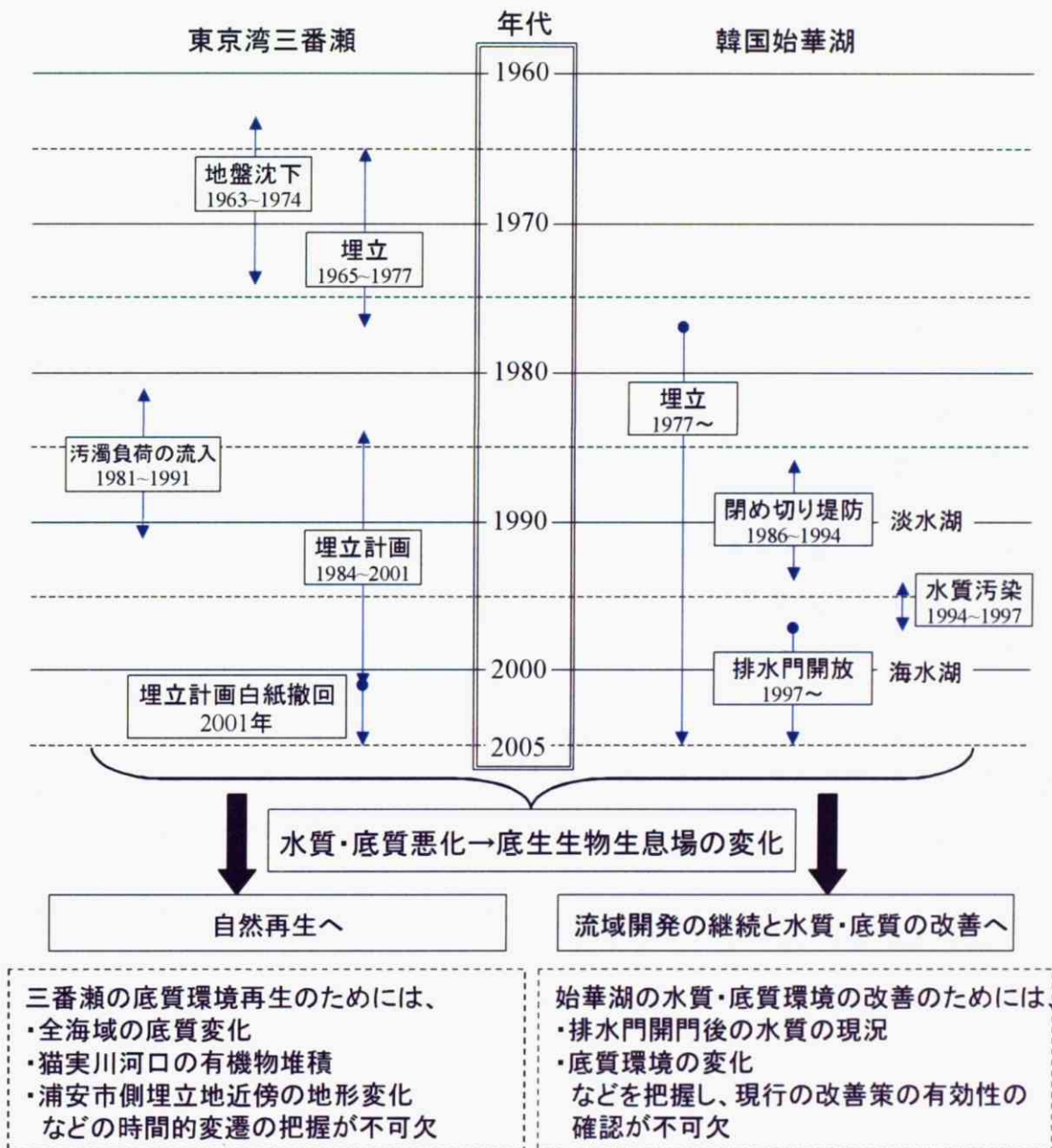
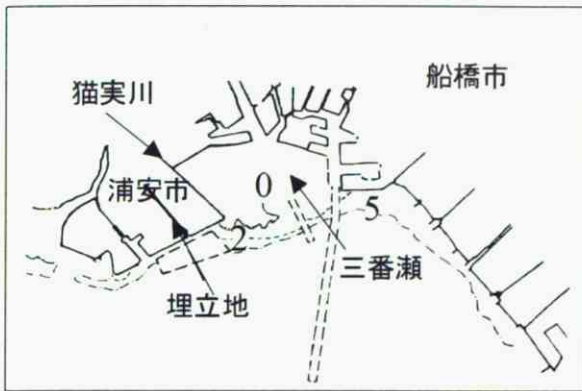


図 1 - 2 東京湾三番瀬と韓国始華湖の歴史及び研究課題

1.3 既往の研究

既往の干潟に関する研究は、まず干潟の定義を調べることから始める。科学大辞典によると「潮間帯に位置し、わずかに海側に傾斜する広く平坦な地形で、砂、シルト、粘土からできている。」と説明されている。このことから地形的な特徴が大きく見られることがわかる。その対象の中心に海洋生物などの生物的要素をおくものと、地形などの物理的要素をおくものの2つに大別することができる。さらに着目点によって4つの研究分野に分かれる。

ここでは、4つの各分野の研究要素を調べながら、既往の研究要素を本研究において検討することを試みる。

1. 生態学的研究は、干潟という共通の環境下に生息する動植物に関する研究を中心として非常にたくさんの成果があがっている。例；食物連鎖（渡り鳥、ゴカイ、カニ、有機物など）
2. 水産土木的研究は、その成果を干潟の生物生産機能に着目した養殖などに役立てることが目的となるため、干潟に生息する生物種と干潟の地形や地質などを始めとする物理化学的要素との関係について研究が多くなされている。従ってその研究成果の数は膨大である。（例：主に底生生物）
3. 地質学的研究は、干潟は堆積地形であり、ボーリング調査により各年代でその地域がどのような環境下にあったかを知ることができる。（例：放射線量の強度による年代測定など）
4. 海岸工学的研究は、干潟を含む海域の水質問題や、航路や港湾施設の埋没問題として扱われることが多く、干潟そのものに限定した研究はあまり見られない。（例：底質の粒度組成、アマモなど）

図1-3にこれらの既往の干潟に関する研究概略を示す。

干潟に関する既往の研究

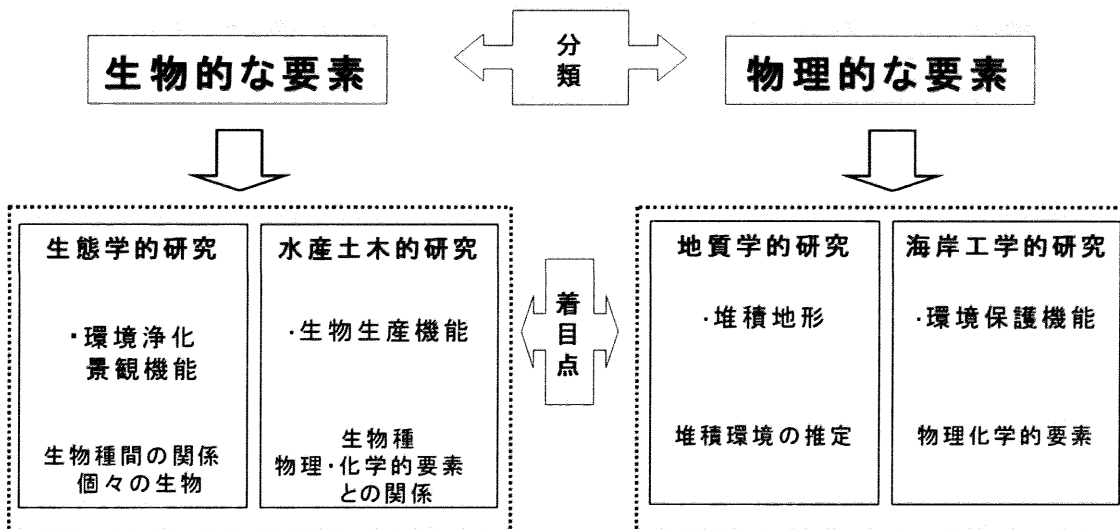


図 1 - 3 既往研究の概略

a. 東京湾及び三番瀬の文献調査

東京湾の地質学的研究は、東京湾海底の表面底質調査が1951年に海上保安庁の平洋丸によって行われた。日本で初めてスパカーによる地層音波探査が地質調査所によって行われた。その後、水路部によって詳しい海底地形、地質構造調査が行われ、沿岸の海の基本図 No. 6363 と 6430 として刊行されている。東京湾中央におけるボーリングは、東京湾横断道路建設の予備調査として行われた。この資料をもとに、沖積層の分布が論じられた。

1982年、東京湾においてマルチチャンネル反射音波探査が実施され、基盤の先新第三紀に達する地質構造の資料が提供された。また、東京湾における堆積速度を鉛-210法により測定し、東京湾の堆積の場を明らかにするとともに、底質汚染について論じた(松本、1983)。

一方、三番瀬では、ここ10年間、本格的に三番瀬の環境問題が重視され、1993年に「閉鎖性水域の環境影響アクセスメントに関する見解—東京湾三番瀬埋立てを例として—」を公表した。その後1995年になって、千葉県環境会議が「市川Ⅱ・京葉港Ⅱ期地区土地造成計画に関する環境保全のあり方について(提言)」を公表して、この提言に基づき1996~97年にかけて補足調査が実施され、その調査結果が1998年頃に発表された。

この提言では、①魚類など生物史調査、②渡り鳥を中心とした鳥類調査、③浄化機能に焦点をおいた物質循環調査、④青潮調査、⑤まとめとして浅海域影響調査、の5点を具体的に示している。さらに「三番瀬円卓会議」が2002年1月に発足し、本海域に関する再生計画案の検討がなされている。

千葉県では、海域環境や海生生物についての調査を1970年代から実施している。これらの調査のうち三番瀬周辺海域で行われた調査について、水質、底質、底生生物についてとりまとめたもので、既存調査の一覧を表1-1に示す。

ここで、データは、複数の調査から得られたもので、各調査の目的、方法は様々である。そのため、それぞれのデータがどのような方法で調査分析されたものであるかを明らかにする必要がある。

表 1 - 2 既存調査一覧

No.	調査名	調査項目	調査実施期間	調査点数	調査海域
1	市川・盤州干潟現況調査	水質	1975. 8	10	江戸川放水路河口を含む船橋市川港内
		底質		13	
		海況（流況・浮遊砂）		3	
2	市川・盤州干潟現況調査 （その2）	生物（細菌・底生生物・付着生物・浮遊生物・遊泳生物）	1975. 5	7～13	市川・京葉港の埋立予定地およびその周辺海域
		水質		10	
		底質		10	
3	市川地区生物環境調査	生物（細菌・底生生物・付着生物・浮遊生物）	1979. 10～1980. 9 (12回/年) 1980. 1～8 (4回/年)	3～10	市川地区前面海域
		水質		10～27	
		底質		6～10	
4	市川地区生物環境調査 （その2）	生物相（クロロフィル・AGP試験・動、植物プランクトン・魚卵、稚仔魚・付着生物・底生生物・魚類・貝類）	1980. 10～1981. 9 (12回/年) 1981. 1～8 (4回/年)	3～10	市川地区前面海域
		水質		3～10	
		底質		6～10	
5	市川地区生物環境調査 （その4）	生物相（AGP試験・動、植物プランクトン・魚卵、稚仔魚・付着生物・底生生物・クロロフィル・魚類・貝類）	1982. 10～1983. 9 (12回/年) 1983. 1～8 (4回/年)	3～10	市川地区前面海域
		水質		3～10	
		底質		6～10	
6	市川地区生物環境調査 （その5）	生物相（動、植物プランクトン・魚卵、稚仔魚・付着生物・底生生物・魚類・貝類）	1984. 1～10 (5回/年)	3～10	市川地区前面海域
		水質		10	
		底質		10	

7	市川地区海域環境調査	生物相(クロロフィル・動、植物プランクトン・魚卵、稚仔魚・付着生物・底生生物・魚類・貝類・海底表生生物)	1986. 10～1987. 9 (12回/年) 1986. 10～1987. 8 (5回/年)	4～20	東京湾北部海域
		水質(一般・健康・金属および特殊項目)		6～30	
		底質(一般・健康項目および金属等)		6～13	
8	市川地区干潟現況調査	生物(動、植物プランクトン・魚卵、稚仔魚・底生生物・付着生物)	1987. 3～10 (4回/年)	5～20	東京湾の代標的な干潟(14箇所)
		水質		29	
		底質		29	
9	市川地区海域環境調査 (その2)底生生物詳細調査*	生物(底生・干潟・浮遊・遊泳生物)	1987. 11～8 (4回/年)	10～29	—
		底質		—	
10	市川地区海域環境調査 (その2)	底生生物	1987. 11 ～	12～26	東京湾北部海域
		水質(一般・健康・金属および特殊項目)	1988. 10 (12回/年)		
		底質(一般・健康項目および金属等)	1987. 11～1988. 8 (4回/年)	12～16	
11	市川地区底生生物詳細調査 (その2)*	生物(動、植物プランクトン・魚卵、稚仔魚・底生生物・付着生物)	1988. 11～1989. 8 (4回/年)	5～13	—
		底質		—	
12	市川地区海域環境調査 (その3)	底生生物	1988. 11 ～	12～26	東京湾北部海域
		水質(一般・健康・金属および特殊項目)	1989. 10 (12回/年)		
		底質(一般・健康項目および金属等) 生物(動、植物プランクトン・魚卵、稚仔魚・底生生物・付着生物)	1988. 11～1989. 8 (4回/年)	12～16 5～13	

No.	調査名	調査項目	調査実施期間	調査点数	調査海域
13	葛南地区海域環境調査	水質（一般項目）	1989. 11～1990. 10 (12回/年)	22	東京湾北部海域
		底質（一般項目）	1989. 11～1990. 8 (4回/年)	22	
		生物（動、植物プランクトン・魚卵、稚仔魚・底生生物・付着生物）	1989. 11～1990. 8 (4回/年)	7～22	
14	葛南地区底生生物詳細調査＊	底質	1990. 5～1991. 1 (4回/年)	—	—
		底生生物	1990. 5～1991. 1 (4回/年)	—	—
15	葛南地区藻類詳細調査	藻場（海藻草類・魚卵、稚仔魚）	1990. 5～1991. 1 (4回/年)	12～25	東京湾内湾北部
		生物（プランクトン・付着藻類・バクテリア・メイオ bentos）	1990. 4～1991. 1 (4回/年)	5～17	
		水質	1990. 4～1991. 1 (4回/年)	5	
		底質	1990. 4～1991. 1 (4回/年)	17	
16	市川Ⅱ期、 京葉港Ⅱ期地区 海域環境調査	水質（一般・健康・金属および特殊項目）	1990. 11～1991. 10 (12回/年)	12～29	東京湾北部海域
		底質（一般・健康項目および金属等）	1990. 11～1991. 10 (12,4回/年)	3～17	
		生物（動、植物プランクトン・魚卵、稚仔魚・底生生物・付着生物）	1990. 11～1991. 8 (4回/年)	3～28	
17	海生生物環境調査＊	底質	1993. 5～1994. 1 (4回/年)	—	—
		底生生物	1993. 5～1994. 1 (4回/年)	—	—
18	海域環境調査	水質（一般・環境基準追加項目）	1993. 4～1994. 3 (12回/年)	12	東京湾北部海域
		底質（一般項目）	1993. 5～1994. 2 (4回/年)	10	
		生物（動、植物プランクトン・魚卵、稚仔魚・底生生物・付着生物）	1993. 5～1994. 2 (4回/年)	7～10	
19	海域環境調査 (その2)	水質（一般・環境基準追加項目）	1994. 4～1995. 3 (12回/年)	12	東京湾北部海域
		底質（一般項目）	1994. 4～1995. 3 (12回/年)	10	

		生物（動、植物プランクトン・魚卵, 稚仔魚・底生生物・付着生物）	(4回/年)	7~10	
20	海生生物環境調査 (その2) *	底質	1994.5~1995.2	—	—
		底生生物	(4回/年)		
21	海域環境調査 (その3)	水質（一般・環境基準追加項目）	平成7年4月~8年3月（12回/年）	12	東京湾北部海域
		底質（一般項目）	1995.4~1996.2	10	
		生物（動、植物プランクトン・魚卵, 稚仔魚・底生生物・付着生物）	(4回/年)	7~10	
22	海生生物環境調査 (その3) *	底質	1995.5~1996.2	—	—
		底生生物	(4回/年)		
23	海域環境調査 (その4)	水質（一般項目）	1996.4~1997.3 (12回/年)	12	東京湾北部海域
		底質（一般項目）	平成8年5月~9年2月（4回/年）	10	
		生物（動、植物プランクトン・魚卵, 稚仔魚・底生生物・付着生物）		7~10	
24	海生生物環境調査 (その4) *	底質	1996.5~1997.2	—	—
		底生生物	(4回/年)		

*) 「海生生物環境調査（その4）報告書」のデータを引用いたため、調査項目等の詳細は不明である。

b. 韓国西沿岸の始華湖と新万金湖の文献調査

韓国の西沿岸では、海域環境や海生生物についての調査を 1985 年以降から実施している。これらの調査研究の中から始華湖及びセマンクム周辺海域で行われた調査について、水質、底質、底生生物についてとりまとめた既存調査の一覧を図 1-4 及び図 1-5 に示す。ここで、データは、複数の論文から得られたもので、各調査の目的、方法は様々である。まず、そのため、それぞれの調査内容を整理する必要がある。既存の論文の数は、始華湖の 10 と新万金周辺海域の 15 である。ここで用いた論文リストは、参考文献の欄に記入してある。

上記の既往研究のまとめをみると、本研究の対象海域である東京湾三番瀬の水質・底質・底生生物については、1975 年以前の情報が少ない。また、韓国西海岸（始華湖、新万金）においても、干拓・埋立地造成前の現地調査（水質・底質）の情報がほとんどないといえる。このような現状から過去と現況との比較研究が困難であることが考えられる。

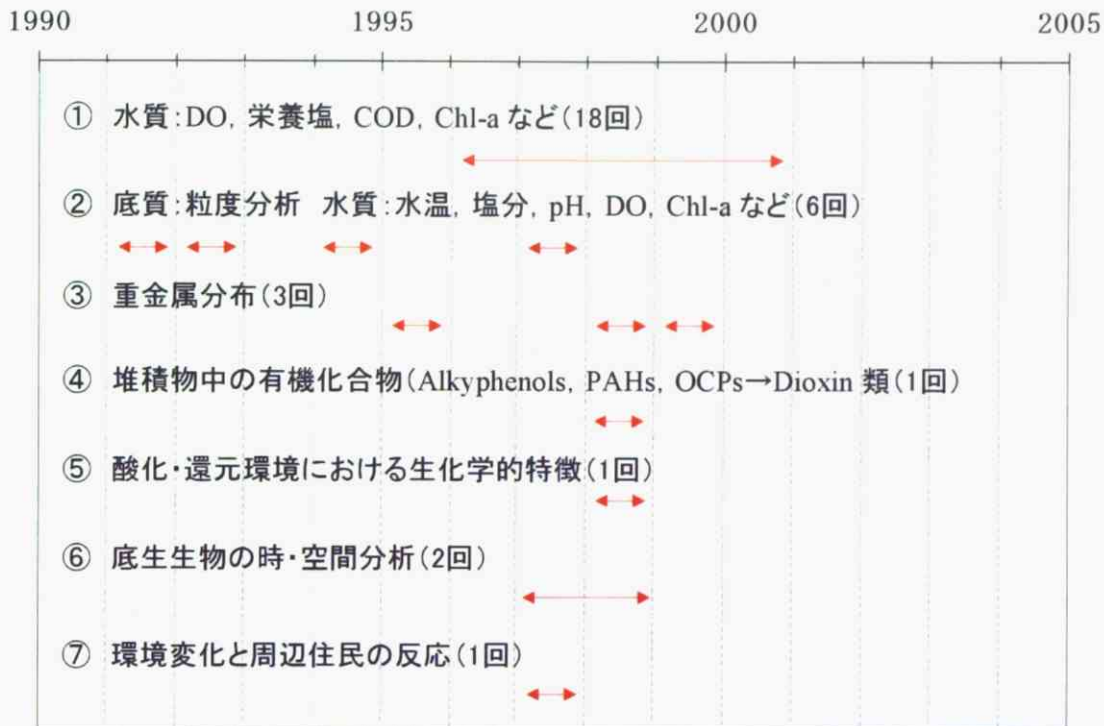


図 1 - 4 韓国始華湖の水質・底質の調査

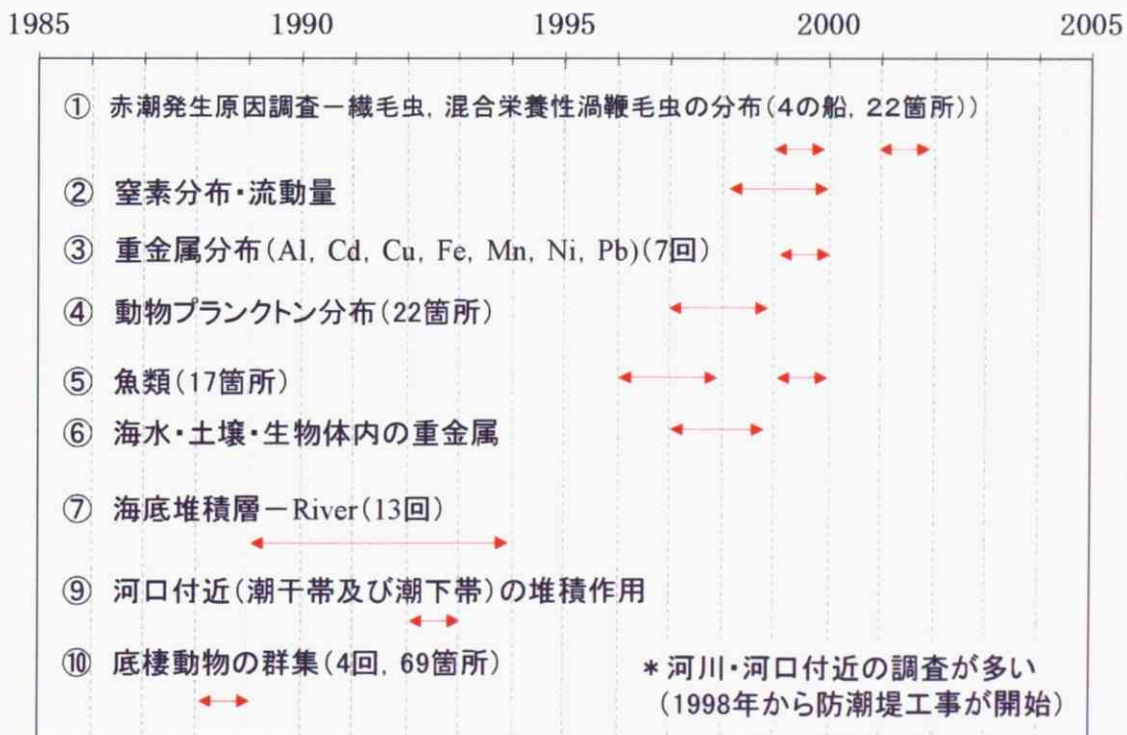


図 1 - 5 韓国新万金湖の水質・底質の調査

1.4 論文の構成

本論文では、まず文献調査によって既往研究を把握する。それから対象海域における現地調査の結果を述べ、そこから得られたデータに基づき、地形や底質の時間的変遷などを解明する。最後に、結論と三番瀬の底質環境再生について提言する。

第2章では、本研究の対象域である日本と韓国の沿岸域を比較し、それぞれの歴史的背景、特徴、地形変遷などの知見を得る。そこで、大都市を背景とする沿岸域の環境問題と現状を把握する。

第3章では、研究目的に応じた現地調査方法及びコア試料の分析法について概説する。また、その原理と意義についても具体的に記述する。

第4章では、三番瀬に研究焦点を絞り、現地調査とコア試料の分析を行う。さらに、分析結果から考察を行い、底質の堆積過程を明らかにする。

第5章では、第4章と同じく、始華湖の底質環境を把握するための現地観測について述べる。また、コア試料の分析結果に基づき、考察を行う。

第4章と第5章にて考察し、第6章では、本研究の全体を通じての結論を述べ、今後の課題と東京湾三番瀬の底質環境再生ための指針について述べる。

その内容を図1-6に示す。

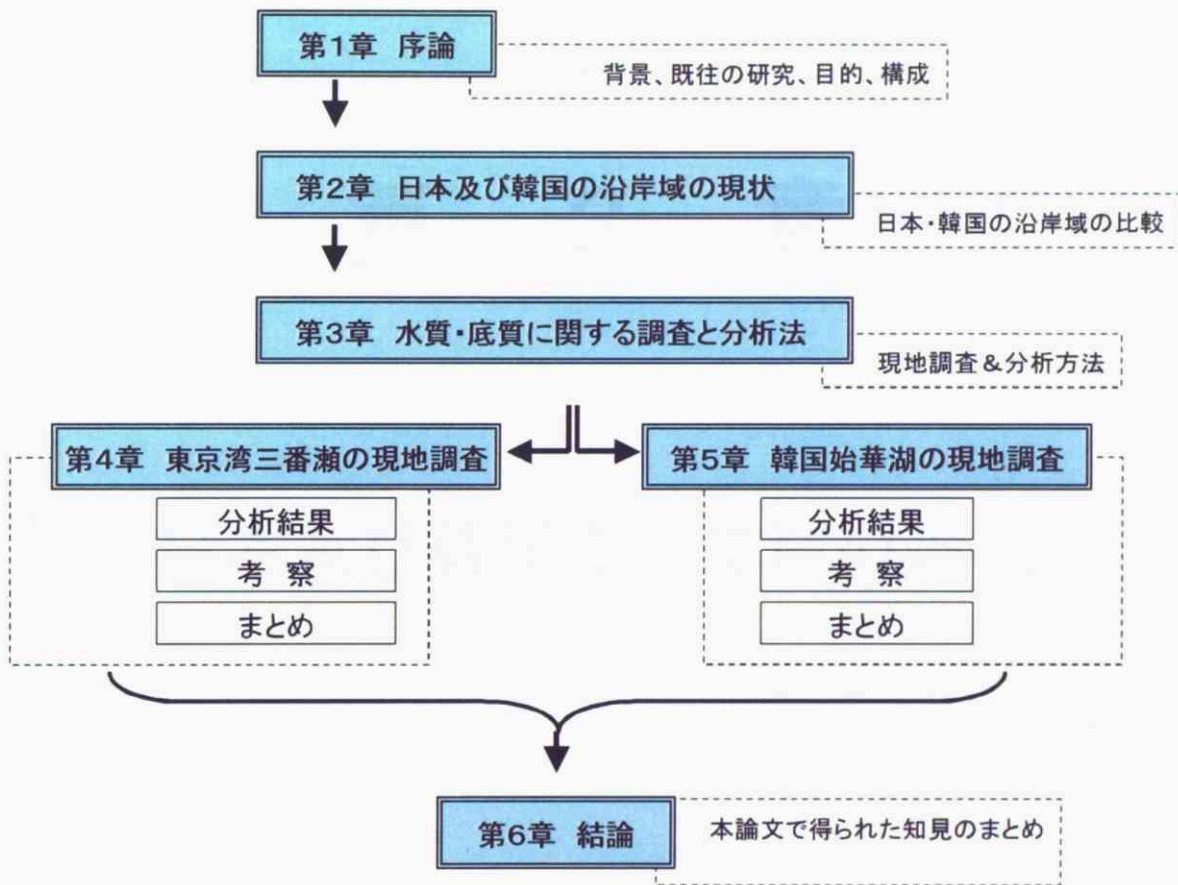


図 1 - 6 本研究の構成

第 2 章

日本及び韓国の沿岸域の現状

2.1 日本と韓国の沿岸域の特徴

日本や韓国、または他の国における沿岸域の範囲については、これまでさまざまな定義づけがなされてきた。例えば、沿岸域という言葉が公に初めて使われた 1977 年の三全総では、「海岸線を挟んで、陸域と海域を一体としてとらえて沿岸域とする」として、定性的な空間概念を示した。米国の沿岸域管理法では「領海内の沿岸水域および沿岸陸地」とし、また、「沿岸陸地」は、「沿岸陸地の管理に必要な範囲までとし、その利用が沿岸水域に直接的影響を及ぼす範囲」というように、きわめて大まかな規定となっている（畠山武道、アメリカの環境保護法、北海道大学図書刊行会、1992）。一方、韓国の沿岸管理法では、海域を領海まで、陸域は 500m から最大 1,000m までとし、明確に空間の範囲を数字として表わしている（国土庁計画・調整局、沿岸域圏における総合的な管理計画策定に関する調査報告書、2000）。従って、この章ではこれらの沿岸域の定義を用いる。

まず、日本の海岸の現状を示す図 2-1 からみると、日本の海岸線は、諸外国と比べても国土面積当たりの海岸線延長は非常に長くなっている。それは、山地や丘陵が海と接して複雑な海岸地形をもつからである。総延長約 3 万 5 千 km といわれ、国土面積当たりの海岸線の長さは世界でも第 2 位である。このうち、自然沿岸は約 2/3 であり、約 1/3 は人工的な海岸である。

沿岸域の埋立利用は江戸時代において江戸、大阪を中心に開発が進められるようになったが、本格的な展開は明治以降となる。東京湾の場合を見ると、明治の中頃に東京の沿岸部や横浜港の修築に伴う埋立が開始された。大正期から昭和初期にかけての京浜工業地帯の造成は沿岸部の埋立によって景観を大きく変化させた。

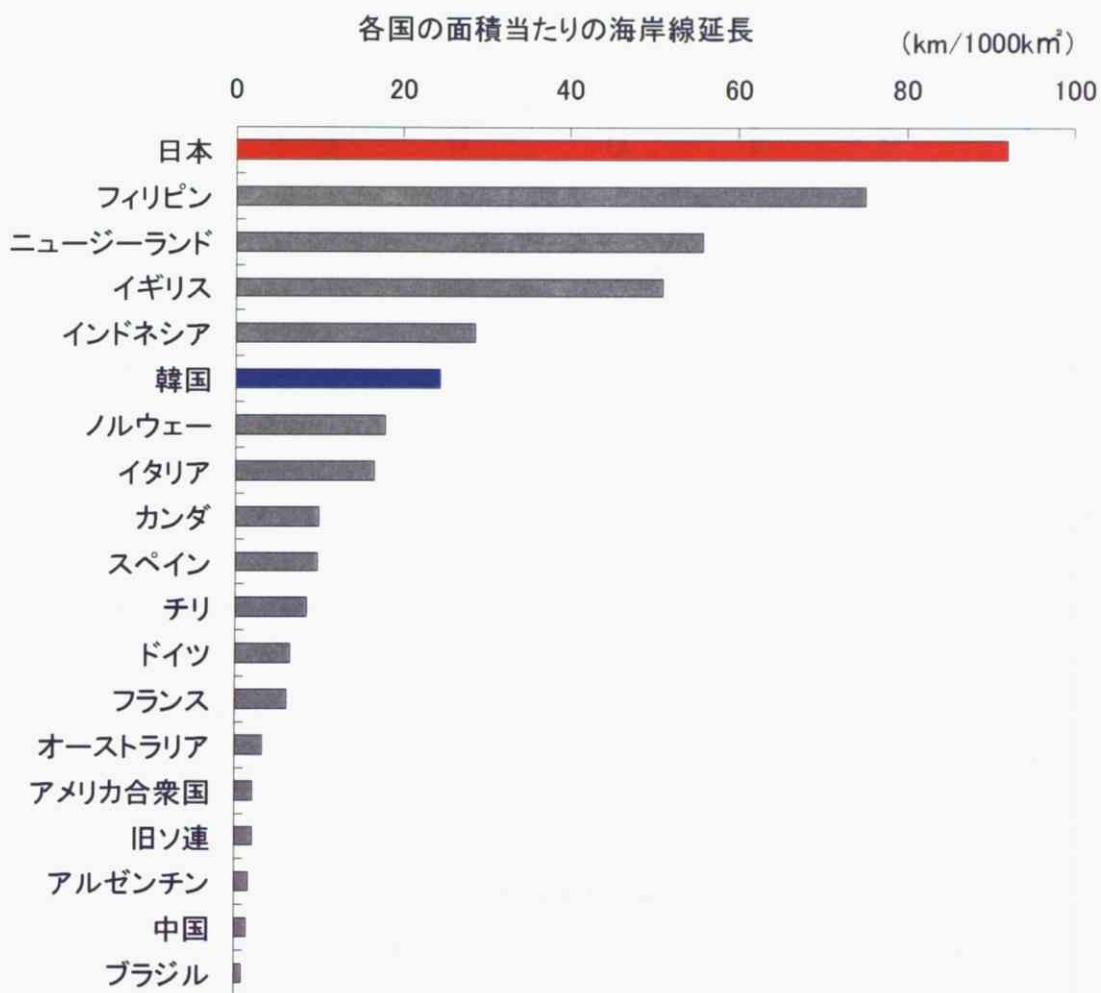
図 2-2 と 2-3 に示すように戦後の 1950 年～1970 年代には工業化が進み、東京内湾の沿岸浅海域は急速に埋立が進行した。このような事情は伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海においても同様である。また、内湾域における環境は、3つの段階に大別することができる。第一段階は、1900 年代の重金属・有害物質による汚染の段階である。第二段階は、1980 年代の高度成長期における栄養塩や有機物による汚濁の段階である。赤潮や青潮（貧酸素水塊）が顕著に表れ、その原因は、流域から過剰に供給される栄養塩や有機物による植物プランクトンの増殖や、その分解過程における酸素消費である。その物質循環の連鎖過程の途上において対策を施すことは困難で、下水道の整備による流入負荷量の削減などが主な対策として行われてきた。現在は、有機汚濁と自然生態系への影響という複合的な課題を抱えた第三段階であり、今後、対応策を立てていくことが

急務の段階にあるといえる。

次は、韓国沿岸の特徴をみると、3方を海に囲まれた韓国の海岸線の総延長は、17,200kmに及び、図2-1に示すその対面積比は世界の主要国と比べて非常に大きい。また、西海岸と南海岸を中心に多くの干潟が存在し、その面積は全体の90%以上の約255,000ha（1999年度）となっている。カナダ東部海岸、北海海岸、アマゾン流域、アメリカ東部海岸とともに世界5大干潟として知られている。

沿岸域には、全人口の27%が居住し、産業団地の69%、発電所の49%が位置する経済活動の中心地となっている。しかし、沿岸域を干拓または埋め立てて国土を拡張する事業が進められてきた。その結果、過去40年間（1960年～2000年）に干潟の37%が減少している。その中でも図2-2に示すように1970年代以後は、都市用地、産業団地などを確保するために大規模な干拓、埋立が行われた。特に1980年代の後半から1990年代は、韓国全体の干潟の約25%が消失した。その原因となったのは、始華湖や新万金、そのほか、永宗島新空港、松島新都市地区などの干拓・埋立事業である。1994年に完成した始華湖は数年も経たないうちに汚染され、大きな社会問題となり関連学者と環境団体を中心に干拓事業の見直しと沿岸域保全のための規制の必要性が認識されはじめた。

1996年には海洋関連の行政組織を統合した海洋水産部（日本の省に相当）が発足し、海上保安、海洋環境、海洋政策、漁業資源、海洋水産、港湾等の海洋業務を担うことになった。



出典：建設省河川局防災・海岸課海岸室「我が国の海岸事業」

(注) 海岸線延長については、日本は「海岸統計」、外国は国際連合の推計値

図 2-1 各国の面積当たりの海岸線延長の比較

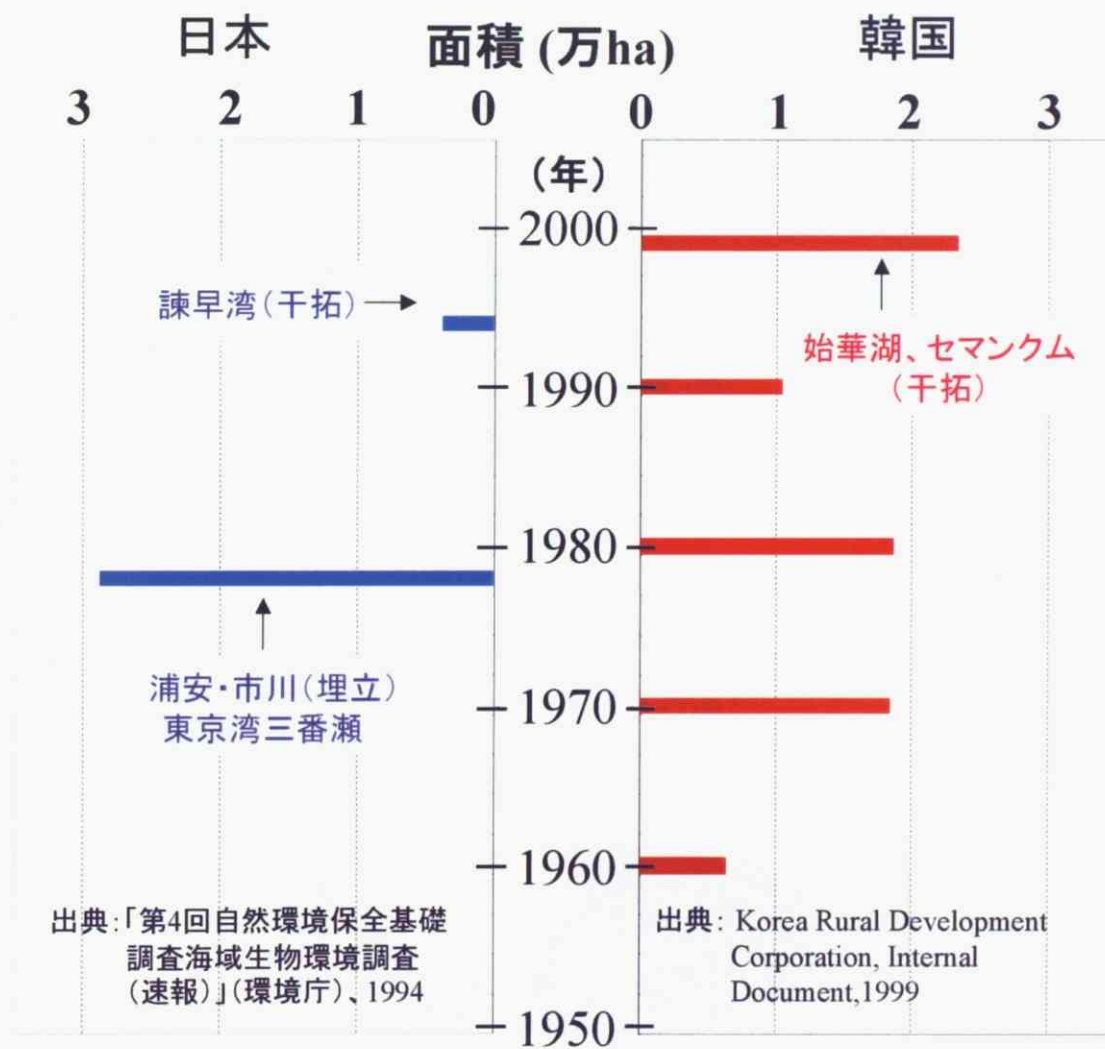
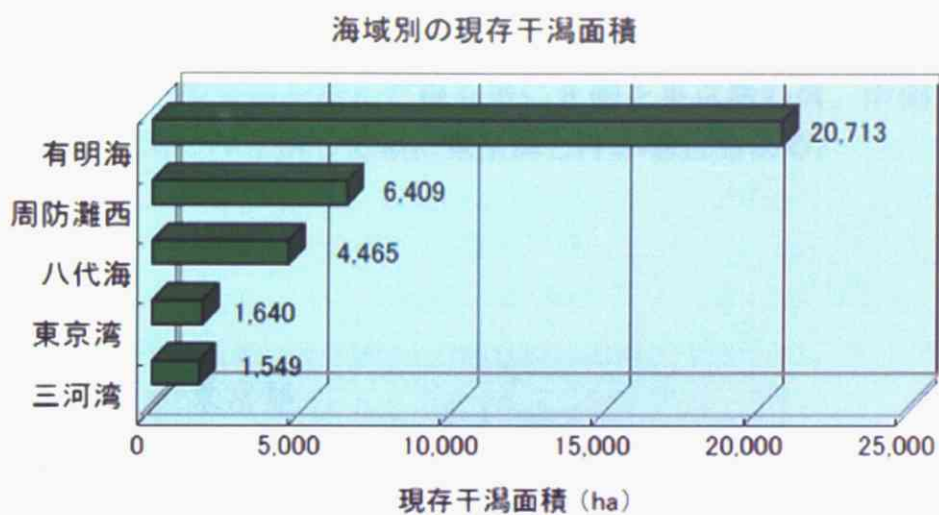


図 2-2 日本と韓国における干潟の全消失面積の比較



干潟消滅原因別割合
(合計: 3,857ha)

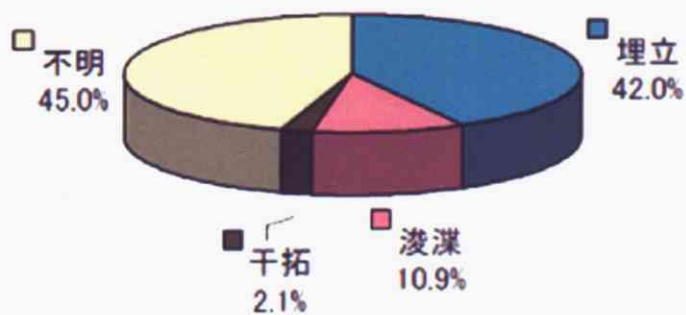


図 2 - 3 第 4 回自然環境保全基礎調査 (環境庁、1993)

2.2 東京湾沿岸の概要

現在の東京湾沿岸は、房総半島の洲崎から三浦半島の劔崎に至る区間の約770kmの海岸線をいい、千葉県、東京都、神奈川県にわたっている。また、富津岬と観音崎を結んだ線を境に北側を東京湾内湾、南側を東京湾外湾と区別し、内湾のみを指して単に東京湾と呼ぶ場合もある。

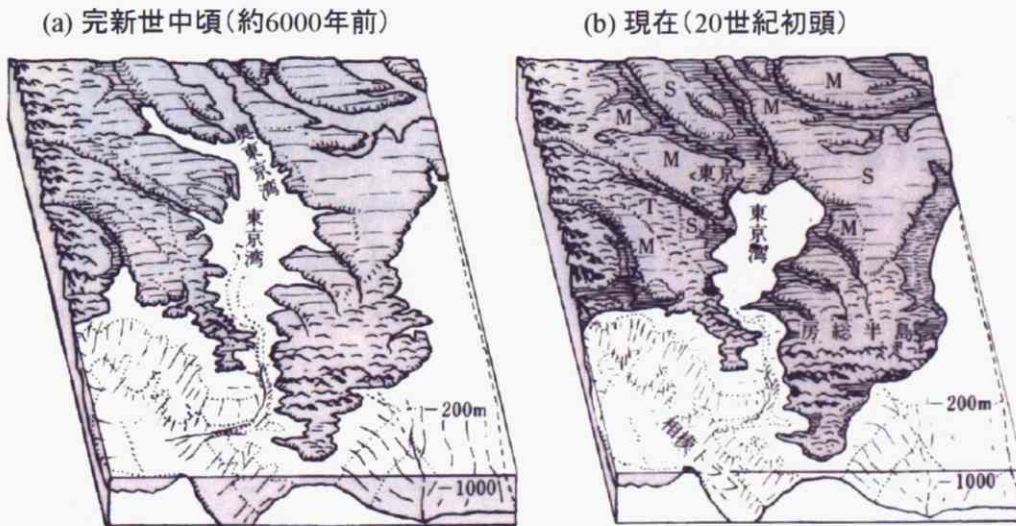


図2-4 東京湾沿岸の範囲

2.2.1 歴史的な地形変遷

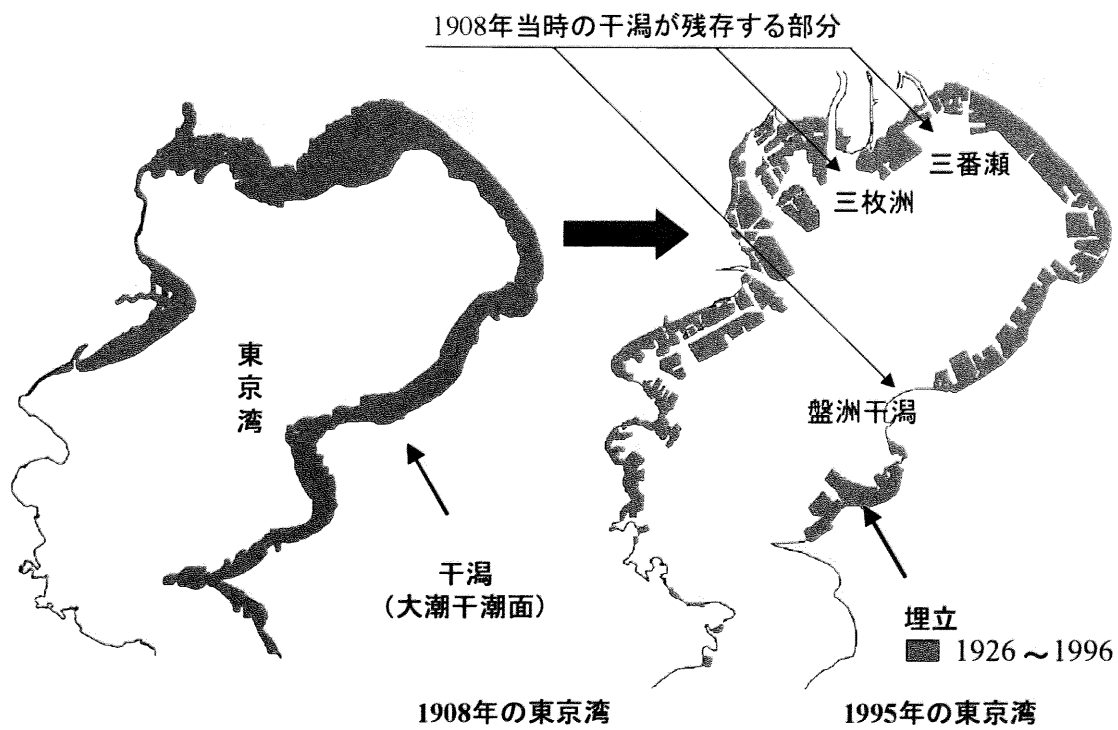
図2-5に、現在の東京湾の地形がどのような自然の過程で形成されたかを示す。6000年前の縄文時代から現在に至るまでを長期的にみると、地球規模の気候変化によって海面が上下動し、海岸線の位置も変化してきた。現在よりも5mほど海面が高く、千葉県松戸付近まで入り江となっていた。さらに、縄文海進期に形成された沖積層によって内湾の大部分は干潟・後背湿地が広がっていた。そのため江戸時代から埋め立てが盛んに行われ、明治時代以降の港湾整備と臨海工場用地の造成を目的とした浚渫・埋立により、現在ではその大半が失われている。東京湾全体ではその海岸の約90%が人工的な埋立地となり、1936年から1990年までに消滅した干潟と10m以浅の海域の面積は約300k㎡であり、干潟で9割、浅海域で5割が減少している。これを図2-6に示す。

現在の東京湾における主な干潟・浅海域としては、三番瀬、盤洲干潟、三枚洲などが残されている。



出典：貝塚爽平「東京湾の地形・地質と水」1993年より。

図2-5 東京湾と周辺の地形の変遷



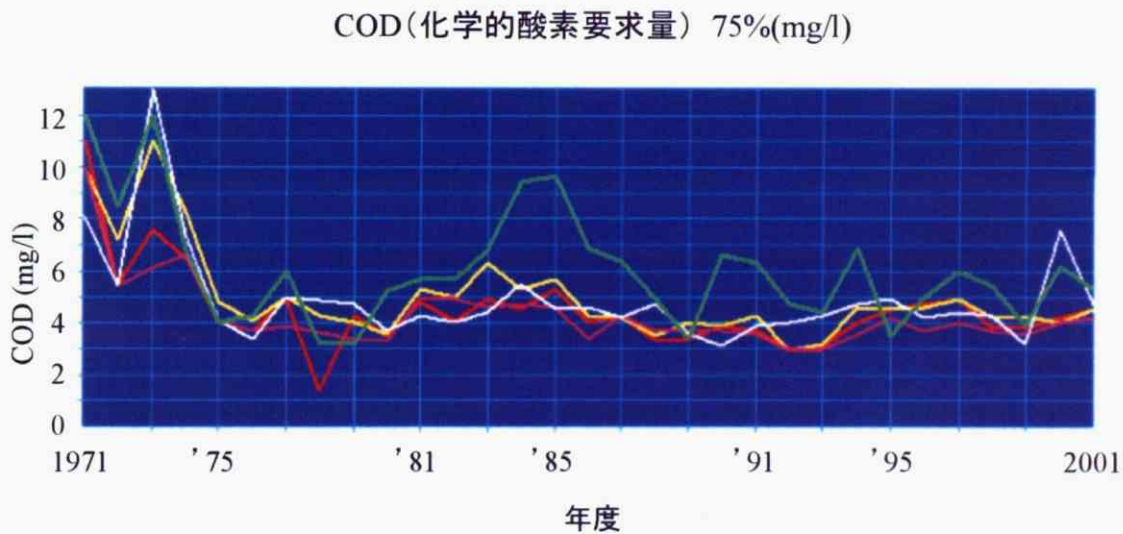
出典：運輸省港湾局監修（1993年）より編集。

図2-6 東京湾の地形の変遷

2.2.2 水質の経年変化

高度成長期の東京湾周辺には、都市化や工業団地の造成のため埋立が進んだ。また、有機汚濁は1950年代から始まり、60、70年代に進行し、急速に水質汚染が進行した。

図2-7に示す水質(COD)の経年変化グラフでは、1973、1974年にピークに達している。その後、1976年までに公害防止協定の締結や下水道整備などによりCODはある程度減少したが、その後はほとんど改善されていないことがわかる。現在も閉鎖性が強く流域の人口密度も高いため、富栄養化した内湾の典型であり、赤潮や貧酸素水塊による青潮の発生が問題視されている。



注) CODは、東京湾の墨田川河口及びお台場周辺(赤線)、有明(黄色線)、その他の東京湾の観測地点。

出典：環境GIS「東京湾の水質の経年変化」(1971～2001)より。

図2-7 東京湾の水質(COD)の経年変化

2.3 三番瀬の概要

本研究の対象海域は、千葉県では東京湾北部の市川市、船橋市および浦安市の地先に位置する浅海域で、通称「三番瀬」（千葉県、1999）と呼ばれる海域であるが、漁業では「千葉北部地区」（柿野、2002）と呼ばれる。

現在の海域の主な特徴として、基本的には大潮時の水深が1 m以浅の砂の浅瀬であり、一部が大潮時に干潟となって現れる。干潟面の標高は低く、露出より水没していることが多い。したがってこの海域は、水中で活動するアサリ、シオフキガイ、バカガイなどの二枚貝類が代表的底生生物となっている。

2.3.1 埋立の経緯

本海域の浅海干潟消失の歴史を遡ると、江戸時代からはじまる。当時の船橋地区では1816年に佐藤信淵が勢子石を並べて湾を埋め立て新田とする方法を解いたとされる文献が残っている。また、行徳は、江戸幕府にとって重要な塩田であった。塩田は同じ浜を長期間使うと性能が落ちるので、順次に沖合に張り出した。江戸末期までに海岸線は1 kmあまりも沖へ進み結果的に干拓が行われたことになった。

明治時代に入り江戸湾は東京湾と呼ばれるようになる。船橋地域でも塩田開発のため、小規模な埋立が始まる。1881年（現・船橋本町）、1891～1892年（現・谷津地区）、1905年（現・船橋海神町）、さらに、大正を経て、昭和初期まで続いた。その間に江戸川放水路（現在の正式呼称は「江戸川」）が1925年からの利根川改修工事と並行して整備され、床固された全長3 kmあまりの放水路となった。現在の行徳可動堰で上流側を江戸川本流と分断されている場所である。

戦前の昭和には、千葉県地方工業化委員会が開かれ、浦安から五井までの海岸埋立てに対する答申がなされる。その後、1940年6月に内務省土木会議港湾部会は、臨海工業地帯の造成方針を決定し、千葉臨海1,167haの埋め立てが決定された。ここに日立空港が進出した。こうして工業用地埋め立ての時代が始まる（(財)日本自然保護協会三番瀬問題作業部会、1991）。

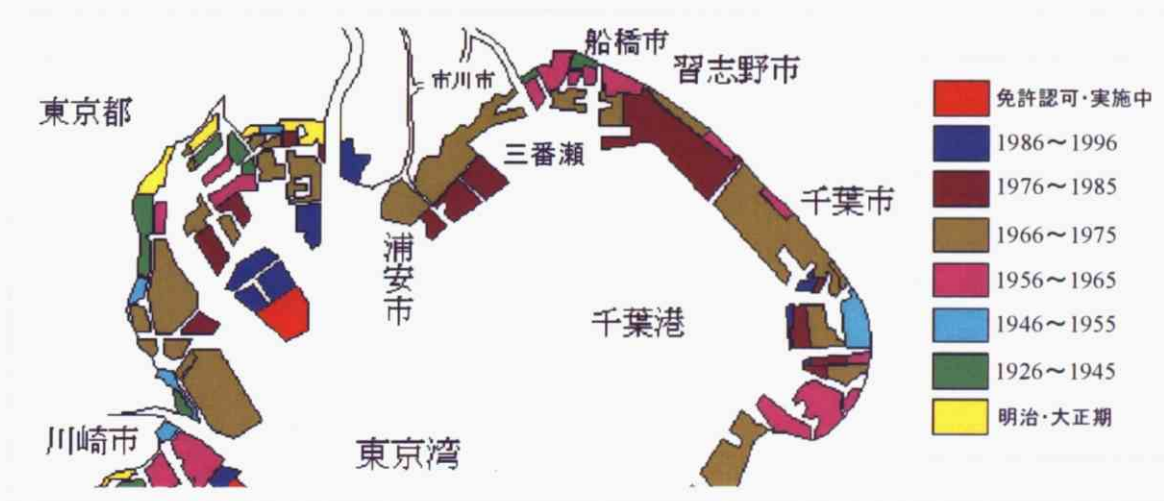
戦後の1952年12月千葉地先36haを埋め立てて東京電力の千葉火力発電所が建設され、本格的に千葉県海面の埋め立て事業が始動した。1956年12月、千葉県産業振興3ヵ年計画により、京葉工業地帯の3,305haに及ぶ事業が成立する。また、市川一期・二期の埋め立て工事が計画され、事業が進行していった。こうした中で、新浜（江戸川と江戸川放水路で囲まれた行徳・浦安地区一体の通称）は世界的な渡り鳥の渡来地であることから内陸の湿地を含む海岸部の埋め

立て（市川一期計画）に対し、日本鳥類保護連盟や新浜を守る会は、野鳥保護区の設置を求めた。一方、地元の農協や漁協は鳥害問題などをもち出して保護区の設置に強く反発した。千葉県は行徳地域問題審議会を設け、その答申により埋め立て地域に内陸性湿地（行徳近郊緑地特別保全地区）を造成した。

高度経済成長期（1960年代）においては、国の方針として多くの埋め立てが日本全国で計画、着工された。東京湾の三番瀬も例外でなく、塩浜・日の出・西浦など（現在は市川市・船橋市のJR京葉線の南地域となっている）は次々と埋立地となっていた。

1990年代には、市川二期計画の造成、京葉二期計画の埋立計画があったが、2001年には白紙撤回されるに至った。こうして現在の浦安埋立地の造成が完成された。図2-8に示す。

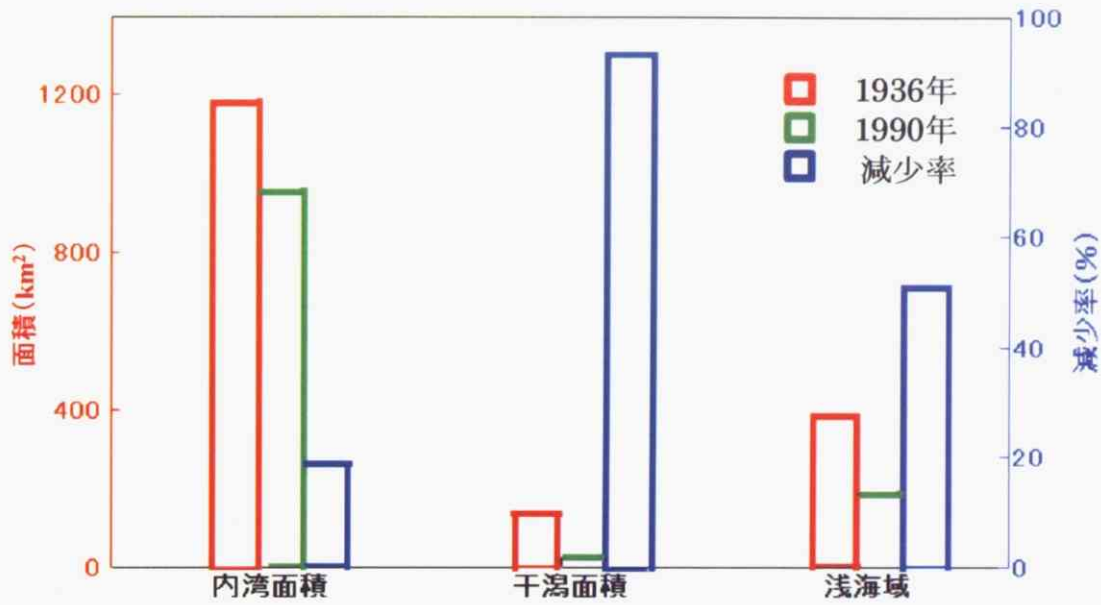
このような経緯で、三番瀬を含む東京湾では1936年から1990年までに消滅した干潟と10m以浅の浅海域の面積は約300km²であり、干潟で9割、浅海域で5割が減少している。図2-9に示す。



注) 年次は竣工年であり、実際の埋立着工はこの年次よりも数年早い。

出典：運輸省第二港湾建設局「新時代の東京湾」、1997

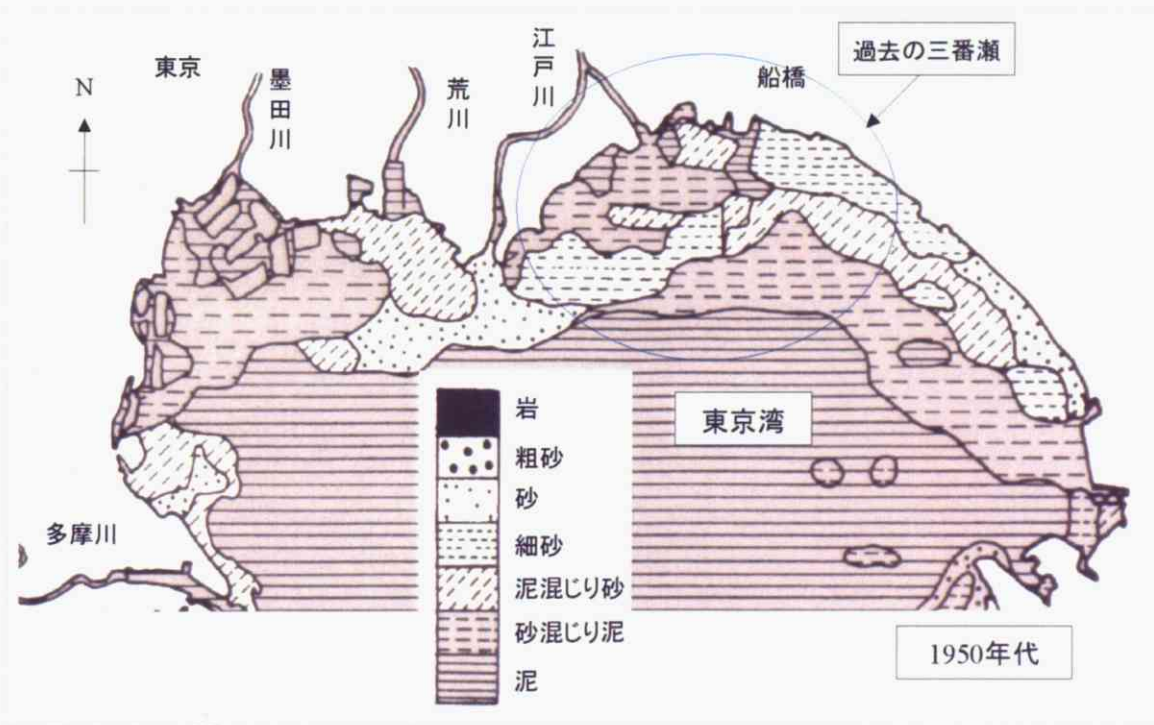
図2-8 三番瀬周辺の年代別埋立ての推移



主) 減少率 (%) = (減少面積 / (1936年の面積)) × 100、浅海域：0～10m

出典：鎌谷 (1993) のデータをもとに作成

図 2-9 東京湾の面積の変遷



出典：原図は5万分の1東京湾底質図 (3葉、首都圏整備委員会事務局、1959～1961年刊)

図 2-10 三番瀬周辺海域の1950年代の底質環境

2.3.2 地形の変遷と現状

東京湾域最奥部の船橋、行徳沖に広がる干潟・浅瀬海域が三番瀬である。本来三番瀬の名称はこの海域の最沖部の瀬の一部をさしていたが、今では埋立を免れた干潟・浅瀬海域全体をさすようになった。三番瀬の干潟・浅瀬海域は、河川より持ち込まれた砂泥の堆積台地（図2-10）である。この付近は主に江戸川の土砂により形成されたもの（風呂田、2002）である。

三番瀬の海岸線（図2-11）は、埋立地の造成が盛んに行われた浦安1期埋立ての開始から浦安2期埋立てがほぼ終了した期間（1967年～1976年）に大きく改変した。1976年以降の海岸線の変化は小さく、1976年以降の地形改変は、海浜造成（1980年～1982年の船橋人工海浜）が行われた程度であった。1948年と比較すると、1976年には、A.P. 0m以浅の海域の面積は約30%、A.P. 0m～A.P. -5mでは約60%となっている。埋立により浅海域の面積は著しく減少し、1985年～1990年の東京湾全体の埋立面積は約1,000haと、埋立が最大であった1970年～1974年のほぼ5分の1となっている。また、臨海部の地盤沈下が著しい時期は、1950年代後半から1960年代後半である。これは、地下水および天然ガスかん水の揚水量の増加に伴い、1969年から1974年にかけて船橋市、市川市および浦安市は地下水の採取規制の指定地域となり、それ以降沈静化した。その結果1954年と1991年のA.P. 0m等深線を比較すると、1991年では明らかにA.P. 0m以浅の範囲はせまくなかった。1954年のA.P. 0m等深線は、現在のA.P. -1m付近であり、図2-12に示す。さらに1992～1997年における地盤沈下は、最大で8cm（浦安2期埋立地）であるといわれている。

上記のように過去からの地形変遷をみると、本研究対象海域の現在の底質環境変化の原因は、人為的影響が大きいと考えられる。

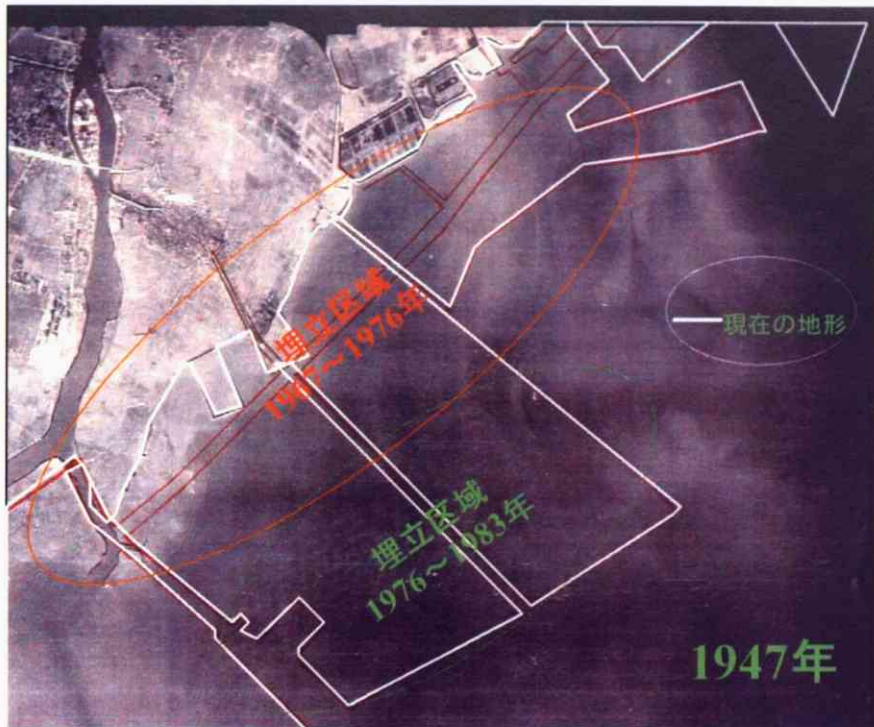


図 2 - 1 1 三番瀬周辺における 1947 年と現在の地形比較

三番瀬の地形変化の図面作成（合成図 2 - 1 1）にあたっては、次の空中写真

- ① 1947 年度--米軍撮影、USA40k（東京），1947/11/8、撮影縮尺：1/39,973
- ② 1992 年度--国土地理院、CKT9202X（東京），1992/10/26、撮影縮尺：1/25,000
を使用した。

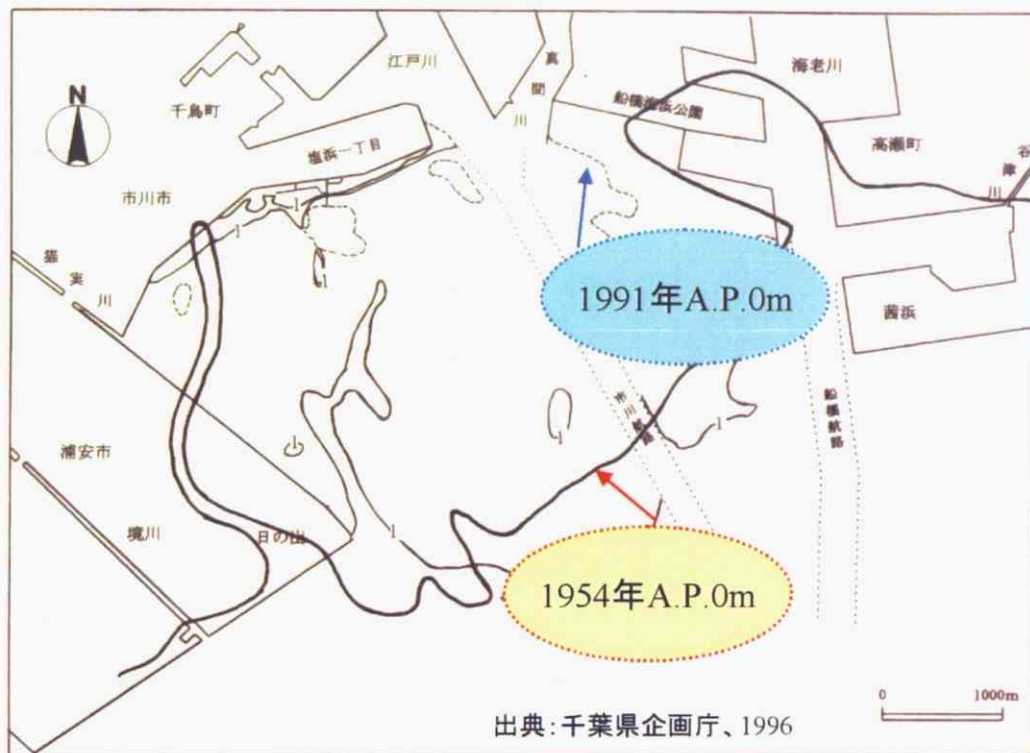
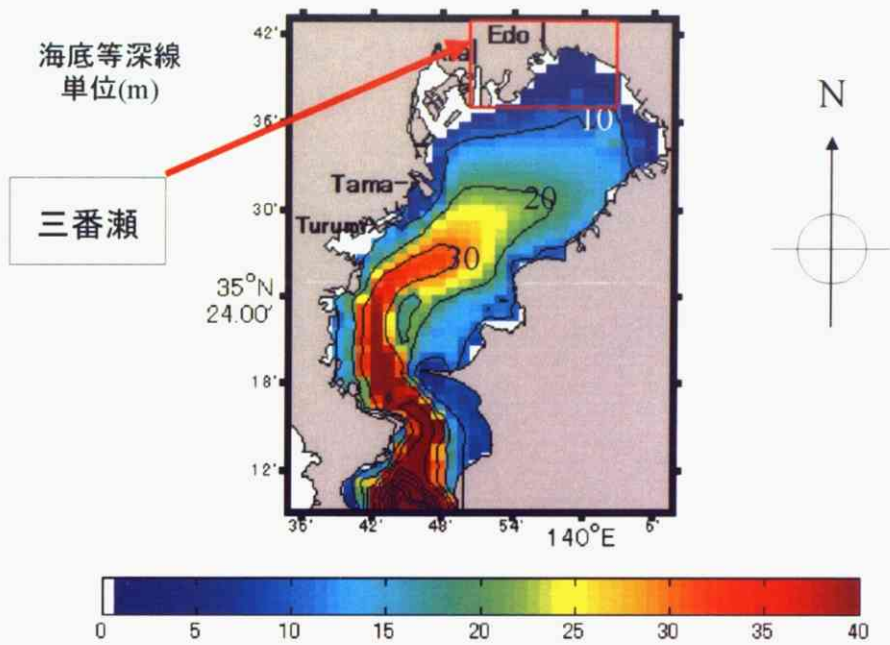


図 2 - 1 2 三番瀬の地盤沈下について (注：A. P. 0m 等深線の比較)

図 2 - 1 3 は、現在の三番瀬海域の地形を示す。水深（以下の水深は、A. P. を基準として表示する。）主に、水深 0 から -5 m 以浅までの比較的浅い海域からなる面積 1,800ha ほどの海域である。5 m 以浅の範囲は、陸岸から沖合 3~4km の広い範囲にまで広がっており、海底勾配は 1/1,000 程度と非常に緩やかな勾配で傾斜している（千葉県企画庁、1999）。その沖合は水深が急激に深くなっており、水深 10m 以上の平場へつながっている。また、三番瀬の周辺は埋立地によって囲まれている。そのため、岸-沖方向の距離に比べ、汀線方向の距離としては短くなっている。陸岸から約 2~3km 付近には、水深 0~0.5m のやや地盤の高い帯状の区域がある。この部分は碎波がおこる浅海域斜面の岸側に位置し、通常「砂堆」と呼ばれている。このような地形は盤洲や富津でも見られ、浅海域に一般的な地形である。



東京湾の地形図：JODC のデータにより作成

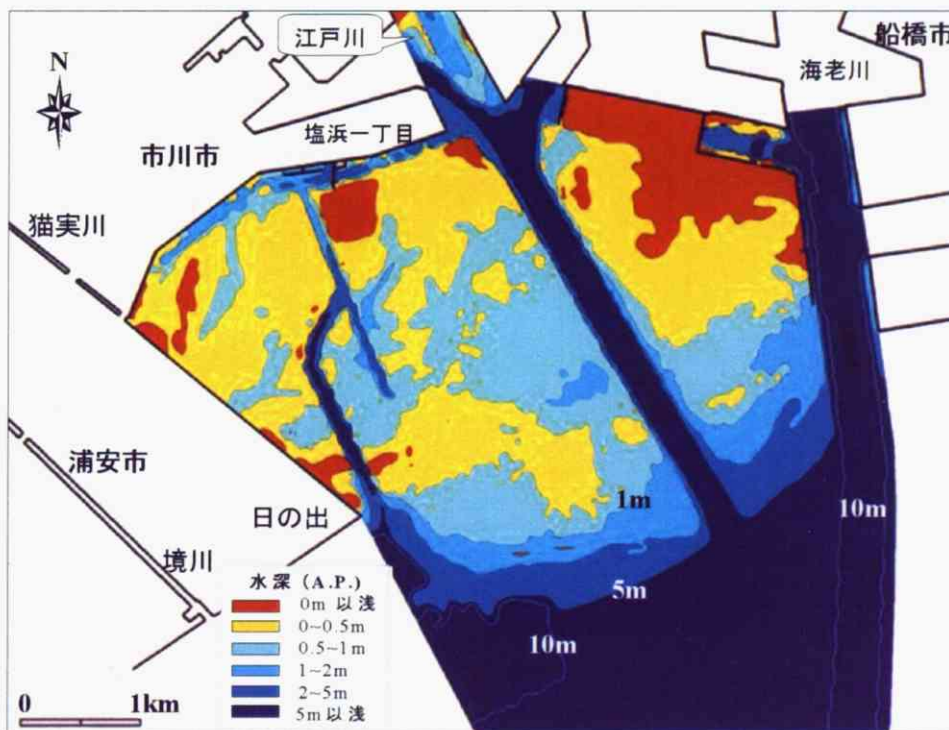
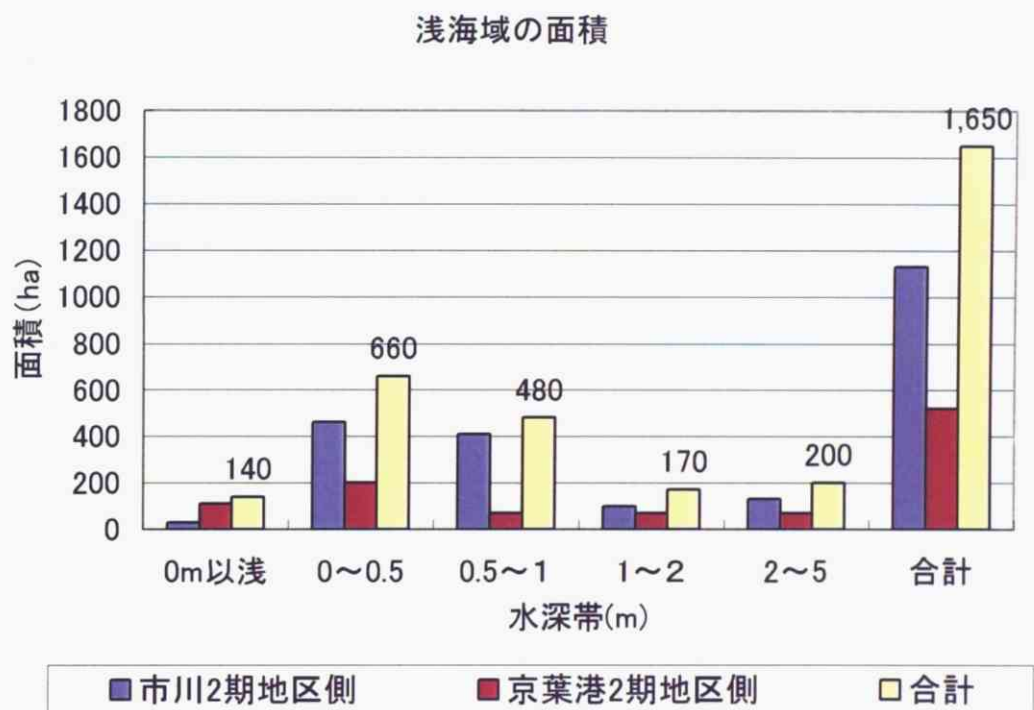


図 2 - 1 3 地形図

そのほかの特徴としては、塩浜地先から浦安市埋立地の突端にかけて滞筋が延びている。また、塩浜地先にはアサリ場として造成された干潟がある。浅海域の水深ごとの面積を図2-14に示す。水深5m以浅の面積は1,650ha、うち1m以浅は1,280haとなっている。さらにこのうち、0m以浅の、通常の大潮期に干出する干潟（潮間帯）面積は140haであり、三番瀬はその大半が干出しない浅海域である。この原因は地形変遷の中での地盤沈下によるものと考えられる。



出典：千葉県（1998）、臨海北部地区浅海図により作成

（注）荒川工事基準面（A.P）は、東京湾平均海面（T.P）を基準としたとき-1,134mである。

図2-14 浅海域の水深ごとの面積

2.3.3 流動

対象海域における流況は、上げ潮時に沖合から岸に向かって浅海域内に海水が流入し、下げ潮時に浅海域から沖合に向かって海水が出ていくパターンであり、市川航路にほぼ平行な岸－沖方向の流れが中心となっている。一般に、海岸域においては岸に平行な流れが卓越するのが普通であるが、三番瀬では東側、西側ともに埋立地で囲まれ、このような流れはほとんど見られない。

流速は、上げ潮時、下げ潮時ともに浅海域の奥部ほど流速が遅く、特に猫実川河口から市川市の護岸沿いにおいて最も遅くなっている（図2-15のA部分）。一方、浅海域南部では流速が速く、特に浦安市の埋立地突端（図2-15のB部分）は三番瀬内で最も強い所となっている。しかし、沖からの波浪が前置斜面上部（砂堆）において碎波し、減衰する（千葉県企業庁：1998）ことによって浦安市の埋立地背後（陸側）には波浪の影響が比較的小さい静穏域が形成されている（表2-1）。

このように、三番瀬における波浪は、南南西方向からのものが大きいですが、浅海域西部の市川側奥部はこの方向からの波向に対して浦安市埋立地の陰になっている。そのため、この海域では波浪による影響が三番瀬内で最も小さくなっている。埋立地の存在が停滞性を高める要因になっていると推定されるが、埋立地造成前の流動環境についてはこれまで定量的な検討がなされていないため、実証されていない。流速分布を図2-15に示す。

本研究の対象海域となる点間の流速ベクトルを比較して見ると、対称的な流速であることと、全般に岸側で遅く、特に市川では停滞性が強い。海水の滞留時間は、3.3日と見積もられている（千葉県、1999）。このことから、底質への物理的条件は底質環境に影響されていると考えられる。

表 2-1 流動の特徴のまとめ

区 間	水深	波浪の影響
猫実川河口 (A)	浅い	小 ↑ ↓ 大
市川航路付近 (B)	浅い	
浦安市の埋立地突端 (C)	浅い	

注) 陸側から沖合までの区間

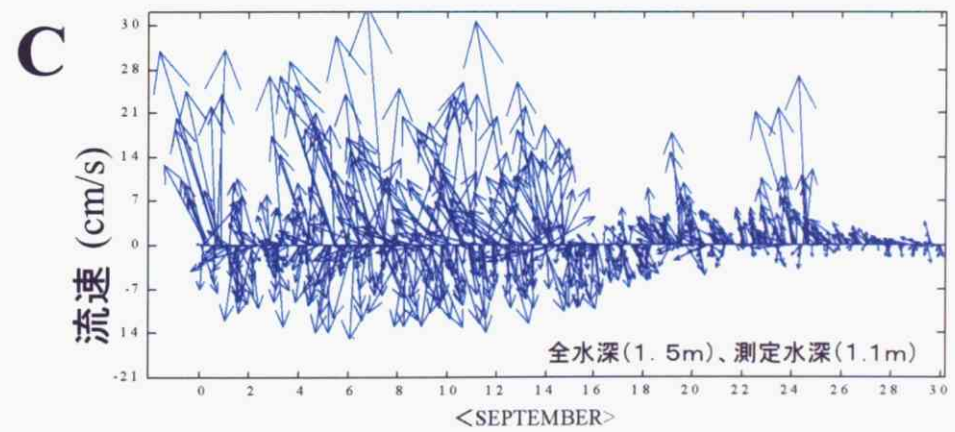
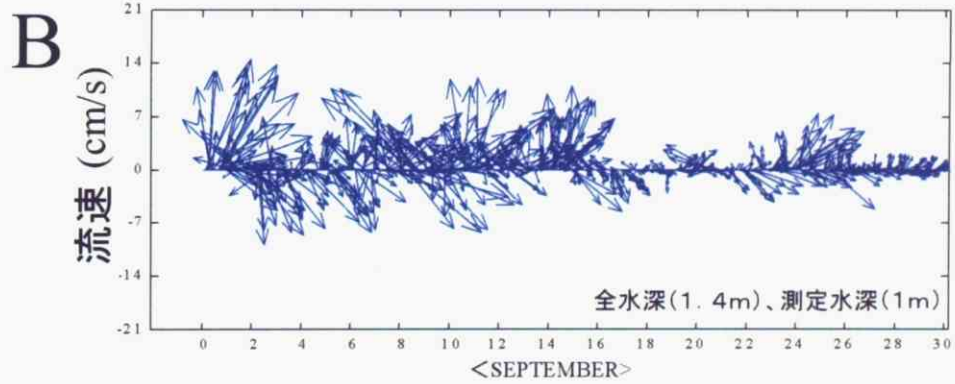
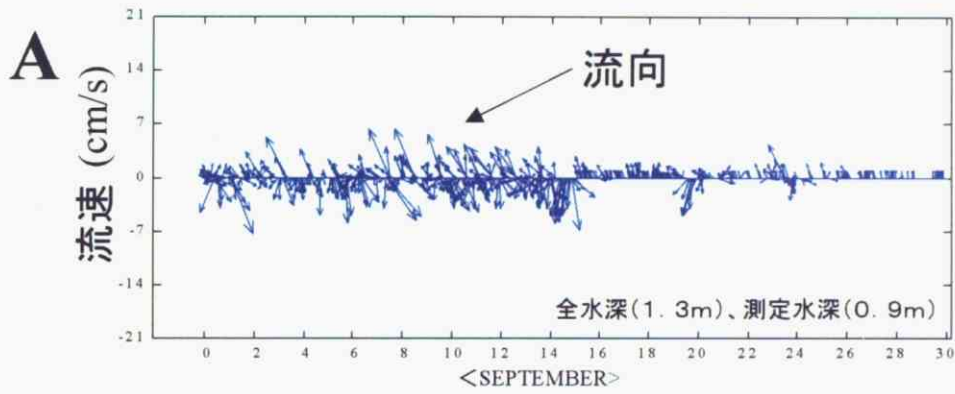
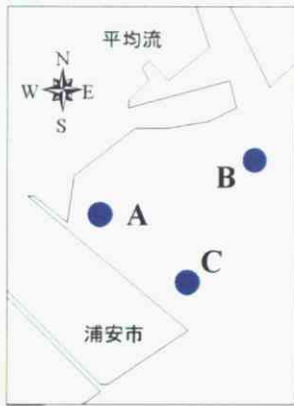
下記の表 2-2 は、流速ベクトルの作成にあたって入手したデータの情報をまとめた。

表 2-2 流速ベクトルの作成にあたって入手したデータの情報

実施	調査地点	調査項目	調査期間	解析期間	解析日数
東京大学	St. 1 ~ 6	流速 (WAVE-HUNETER)	1999. 8. 31~10. 2	1999. 8. 31~9. 15	15 昼夜
		波高・波向	1999. 8. 31~10. 2	1999. 8. 31~10. 2	30 昼夜

調査地点	緯度	経度
猫実川河口 (A)	35° 39' 03"	139° 55' 44"
市川航路付近 (B)	35° 39' 31"	139° 56' 22"
浦安市の埋立地突端 (C)	35° 38' 35"	139° 56' 03"

提供：沿岸域環境研究室



注：東大調査データ（1999.9）より作成。

図2-15 三番瀬の西側奥部における流動・流向

第 3 章

現地調査及び分析の手法

3.1 現地調査の概要

大都市や臨海工業地帯を背景に有する閉鎖性の高い内湾では、その多くが堆積域であり、水質・底質の悪化が問題となっている。特に、底質環境は人為的な改変によって地形、堆積物の粒径や有機物などの重要な環境条件が変化し、底生生物相に悪影響を与えていることが懸念されている。この問題を正確に把握することは、環境再生の基礎として非常に重要であるが、底質調査は最近になってからしか行われていないため、過去から現在に至る地形・底質環境の変遷の把握は十分行われていないのが現状である。そこで、東京湾三番瀬と韓国始華湖を対象とし、コアサンプリングを行い、地形や底質の「時間的変遷」を明らかにする。

ここで述べるコアサンプリングの重要な目的は、図3-1に示す。堆積物中に残る特徴を鉛直的变化から、過去の底質環境の「時間的変化」を把握することである。特に対象海域は、過去から現在に至るまで埋立、地盤沈下、汚濁負荷の流入などによる様々な影響を受けている。その変遷は底質の堆積物に履歴として記録されているものと考えられるため、コア試料の柱状断面は都合の良いものである。また、研究目的に満たす試料としては、堆積物を海底現場のまま乱さずに1m以上の長さで柱状に採取することが要求されるため、柱状採泥器（コアラ）を使用するとともに、独自のコア採取法と分画法を考案した（図3-5参照）。

また、表3-7のような分析手法を適用した。まず、対象海域周辺の開発に伴う堆積物の粒径などの底質変化や侵食・堆積などの地形変化を調べるために粒度分析や自然放射線強度測定の手法を用いた。さらに、陸起源の汚濁負荷の流入などを調べるために、強熱減量・C/N比および電気伝導度などの実験法を加えた。特に、年代測定については、得られた年代数値と実際の現象として知りたい年代との対応を的確に行うことが、最も重要な点である。しかし、三番瀬や始華湖など的人為的な改変がある場所では、堆積物の擾乱が激しく、知りたい年代推定までにはいたらないこともある。一般的に、100年以下の年代測定については鉛-210法を用いる場合が多いが、本研究では、埋立の影響を勘案し、セシウム-137法の特定年代に着目した。それは、通常セシウム-137が見出される最深の深さは核実験が始まった1954年、ピークは1963年、さらに最近のピークはチェルノブイリ原子力発電所の事故によりセシウム-137が放出された1986年となるという原理である。この手法に物理・化学的要素の項目を加えることにより、最近30～50年間の堆積過程を推定することができる。

このように底質の時間的変遷を解明するためには、汚染底質の層厚調査、堆積速度決定などの堆積物の柱状断面調査を必要とする。その際に底質コアが重要な因子となるため、ここでは海底の底質試料採取から測定分析までの過程の概要を記述する。

本研究の観測の内容は、基本的に底質がメインで水質は補足的なものであるため、水質調査の内容は、第5章の5.3項で概説する。

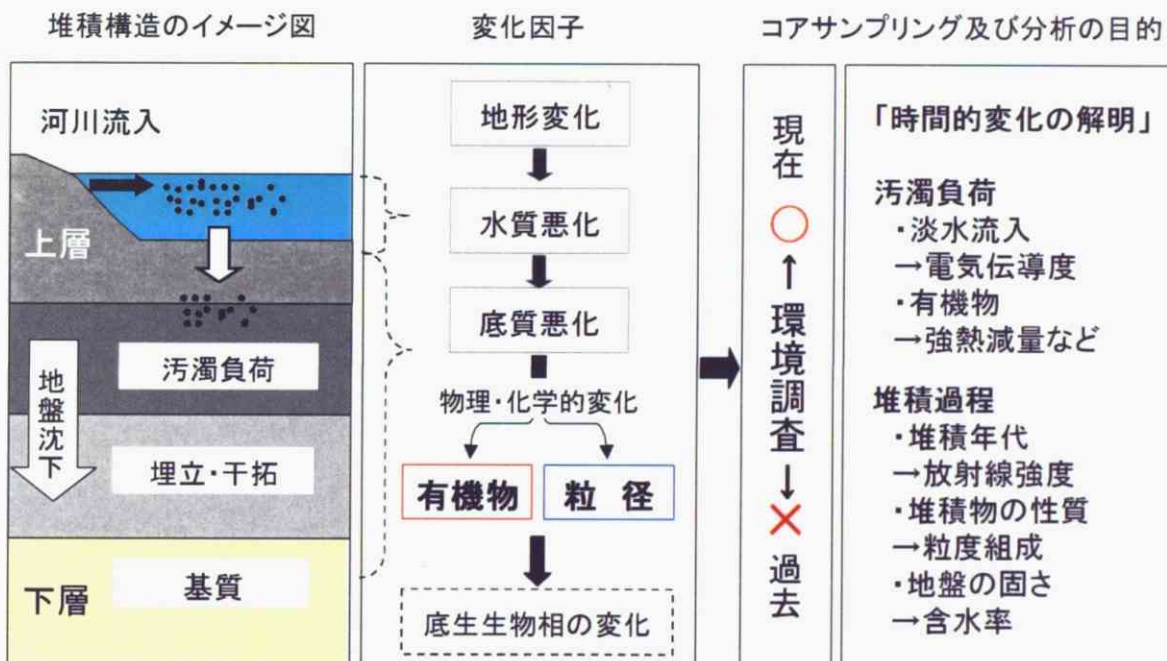


図3-1 底質環境変遷及び調査目的

3.1.1 調査海域のトピック

現地観測期間中には、東京湾の干潟・浅瀬「三番瀬」の保全再生計画計画検討会議（円卓会議）が2002年5月16日、浦安市内で開かれた。三番瀬視察会で、本研究のコア採取方法により干潟のコア試料の採取が行われ、本研究の指導教官（円卓会議の磯部雅彦）が県民らに説明している（図3-2参照）。



① 県民らに説明をしている磯部教官



② 視察会の参加者によるゴミ収集



③ 視察前の三番瀬について説明している円卓会議

図 3 - 2 三番瀬視察会、2002. 5. 26

3. 1. 2 観測地点・時期

現地測定地点は、東京湾三番瀬の「底質表層試料、コア試料」と、韓国の始華湖の「水質測定、コア試料」に区分して表 3 - 1 ~ 5 にまとめた。

表 3 - 1 三番瀬の底質表層試料の採取地点 (1)

地点	緯 度	経 度	観測期間
No.3	35° 39' 50"	139° 55' 36"	2003年 (10、12月)
No.6	35° 39' 51"	139° 56' 37"	2003年(9、10、12月)
No.9	35° 39' 51"	139° 57' 44"	2003年(9、10、12月)
No.11	35° 39' 51"	139° 58' 19"	2003年 (10、12月)
No.15	35° 39' 34"	139° 55' 35"	2003年(9、10、12月)
No.18	35° 39' 34"	139° 56' 37"	2003年(9、10、12月)
No.22	35° 39' 34"	139° 57' 59"	2003年(9、10、12月)
No.29	35° 39' 18"	139° 56' 16"	2003年(9、10、12月)
No.33	35° 39' 18"	139° 57' 38"	2003年(9、10、12月)
No.35	35° 39' 18"	139° 58' 19"	2003年(9、10、12月)
No.41	35° 39' 07"	139° 56' 37"	2003年(9、10、12月)
No.43	35° 39' 07"	139° 57' 18"	2003年(9、10、12月)
No.46	35° 39' 07"	139° 58' 40"	2003年 (10、12月)
No.53	35° 38' 45"	139° 56' 16"	2003年(9、10、12月)
No.61	35° 38' 45"	139° 58' 59"	2003年(9、10、12月)
No.69	35° 38' 28"	139° 57' 18"	2003年(9、10、12月)
No.71	35° 38' 28"	139° 57' 59"	2003年(9、10、12月)
No.85	35° 38' 11"	139° 58' 19"	2003年 (10、12月)

(注) 三番瀬全海域の底質表層試料の採取日は、2003年の「9月24日、10月29日、12月15日」である。

表 3 - 2 三番瀬の底質コア採取地点 (2)

地点	緯 度	経 度	観測期間
ST.1	35° 39' 19"	139° 55' 08"	2002. 4.28
ST.2	35° 39' 17"	139° 55' 11"	2002. 4.28
ST.3	35° 38' 47"	139° 55' 59"	2004. 4.28
ST.4	35° 38' 41"	139° 56' 07"	2002. 5.26
ST.5	35° 38' 40"	139° 56' 18"	2002. 5.26
No.38	35° 39' 05"	139° 55' 34"	2002. 8.17

(注) No. 38 地点の試料は、千葉県企業庁の提供によるものである。

表 3 - 3 三番瀬の底質コア採取地点 (3)

地点	緯 度	経 度	観測期間
No.1	35° 39' 07"	139° 55' 28"	2002.11.21
No.2	35° 39' 04"	139° 55' 32"	2002.11.21
No.3	35° 39' 02"	139° 55' 35"	2002.11.21
No.4	35° 38' 59"	139° 55' 37"	2002.11.21
No.5	35° 38' 57"	139° 55' 43"	2002.11.21
No.6	35° 38' 55"	139° 55' 46"	2002.11.21
No.7	35° 38' 52"	139° 55' 5"	2002.11.21
No.8	35° 38' 5"	139° 55' 15"	2002.11.21
No.9	35° 38' 47"	139° 55' 57"	2002.11.21
No.10	35° 38' 45"	139° 55' 01"	2002.11.21
No.11	35° 38' 43"	139° 55' 04"	2002.11.21
No.12	35° 38' 39"	139° 56' 07"	2002.11.21
No.13	35° 38' 38"	139° 56' 12"	2002.11.21
No.14	35° 38' 34"	139° 56' 16"	2002.11.21

表 3 - 4 韓国始華湖の水質測定地点 (4)

地点	緯 度	経 度	観測期間
SITE:SIHWA #1	37° 17' 27"	126° 36' 01"	2004.11.19
SITE:SIHWA #2	37° 18' 01"	126° 36' 26"	2004.11.19
SITE:SIHWA #3	37° 18' 46"	126° 38' 30"	2004.11.19
SITE:SIHWA #4	37° 18' 23"	126° 40' 41"	2004.11.19
SITE:SIHWA #5	37° 18' 10"	126° 41' 55"	2004.11.19
SITE:SIHWA #6	37° 18' 01"	126° 42' 50"	2004.11.19
SITE:SIHWA #7	37° 18' 09"	126° 43' 20"	2004.11.19
SITE:SIHWA #8	37° 17' 33"	126° 45' 12"	2004.11.19
SITE:SIHWA #9	37° 17' 22"	126° 46' 38"	2004.11.19
SITE:SIHWA #10	37° 17' 31"	126° 48' 22"	2004.11.19

表 3 - 5 韓国始華湖の底質コア採取地点 (5)

地点	緯 度	経 度	観測期間
SITE:SIHWA #1	37° 17' 31"	126° 48' 22"	2004.11.21
SITE:SIHWA #2	37° 18' 10"	126° 41' 55"	2004.11.21
SITE:SIHWA #3	37° 18' 01"	126° 36' 26"	2004.11.21

3.1.3 底質サンプリング方法

海底の底質サンプリング機器は、海洋地質学の歴史とともに、1700年代中頃から出現した。底質試料の取り方の基本型によって3種類に分類される。海底面にそって、これと平行にある距離を移動することによって、この区間の底質を採取するドレッジ(dredger)、海底面上の1定点を中心として、その点周辺の底質をつかみとるグラブサンプラ(grob samplers) 及びパイプを通じて海底の垂直方向の試料を柱状に採取する柱状採泥器(corers または、core samplers) の3種類である。

ここでは、本研究で用いたグラブサンプラ及び柱状採泥器の原理と問題点について記述する。

よく使用されている海底の試料採泥器は2通りに分類され、海底の表層試料採泥器(グラブサンプラ式またはグラブ式)と柱状採泥器(重力式)の3タイプの既存の手法があるが、研究目的に応じて異なった採取法が要求されるため、独自のコア採取法のCEL式採泥器を考案した。例えば、三番瀬では、水深が浅く、船上からの採取が困難であるため、干潮時をねらい、直接採取するCEL式の採取法を用い、韓国始華湖では、水深が深く、船上から自由落下ができるため、自重式の柱状コアラーを使用した。それぞれの海域で平均1m以上の試料が採取できた。

表3-6は、市販されている販売名称を5つ(KK式、マルチプル、エクマンバー、IOSDLミニ、スミスマッキンタイヤ)例示したものである。これらの仕様を整理し、本研究で用いた方法と比較を試みる。詳細な内容は、「3.1.3のb-2のCEL式採泥器」において説明する。

各サンプラの操作方法については、第4章、第5章の調査内容の欄でも言及する。

表 3 - 6 採泥器の仕様

項目	柱状採泥器 (垂直方向の試料採取法)			表層試料採泥器 (水平方向の試料採取法)		
	重力式 (CORER)			ボックス式		グラブ式
	CEL式	KK式	マルチプル	エクマンバ ージ	IOSDL ミニ	スミスマッ キンタイヤ
採泥 面積 (cm)	φ4.4 φ5.0 φ5.5	20 cm ² φ5.0	43 cm ² φ7.4	225 cm ² (15*15)	412 cm ² (20*20)	484 cm ² (22*22)
容器の 形	透明管	透明管	透明管	採泥箱	採泥箱	半円ジョー 2個開閉
容器の 長さ	200 cm	60 cm	60 cm	15 cm	41 cm	r = 10 cm
採れる 厚さ	~160 cm	~ 40 cm	30 cm	~ 10 cm	~ 30 cm	-
容器の 個数	1	1	8	1	1	1
採泥 断面	見える	見える	見える	不可	一部	不可
直上水 の採取	可	可	可	不可	困難	不可
採取時 の底部	ゴム栓	ゴム栓	不蓋	すき刃 (ジョー)	すき刃 (ジョー)	半円ジョー 閉鎖
底部の 閉め方	手でねじ 込む	手でねじ 込む	バネ自動	メッセンジ ャー掛金外 し	リリース機 構	スプリン& ワイヤーラ イン

a. グラブサンプラ (Grab Sampler)

グラブサンプラは、閉塞ジョー (jaw) の動作機構、言い換えれば、つかみとりを起こさせる力、ジョーを閉じさせる力の種類によって、自重型グラブ、レバーアーム型グラブ、スプリング型グラブ及びコード型グラブの 4 種類に細分される。グラブサンプラの中でよく使われるのは、エクマン・バージグラブサンプラ (Ekman-Birge grab sampler) とスミス・マッキンタイヤグラブサンプラ (Smith-McIntyre grab sampler) である。特に、エクマン・バージグラブサンプラは、エクマンが 1915 年に製作し、バージが 1922 年に改良した採泥器が、現在もそのままの名称で広く用いられている。

本研究においては、泥質堆積物の表層を不攪乱で採取するため、図 3-3 に示すコード型のエクマン・バージグラブサンプラを使用した。これは、エクマン・バージグラブサンプラのメッセンジャー操作方式に改良したグラブである。ジョーの上部に試料収納箱が取り付けられており、ジョーはスプリングによって閉じて、試料収納箱の底蓋となる。小型、軽量、簡単のため、浅海や内湾での小型船による採取器として有効であるが、砂、砂利には不向きである。1/40 m²-5.2kg、1/25 m²-9.5kg などの機種がある。ある程度重くないとうまく泥に刺さらないが、逆に重すぎると刺さりすぎて、箱の上から泥が溢れ出す恐れがあったが、今は溢れないような工夫もしてある。

現在、市販されている (Ekman-Birge grab sampler) とスミス・マッキンタイヤグラブサンプラ (Smith-McIntyre grab sampler) 式のもの、閉塞ジョーの合わせ目が下側についているため、合わせ目に異物 (砂利、貝殻など) がはさまると試料を流出してしまう。グラブサンプラの最大の問題点は、異物のはさみによる採取確率の低下である。

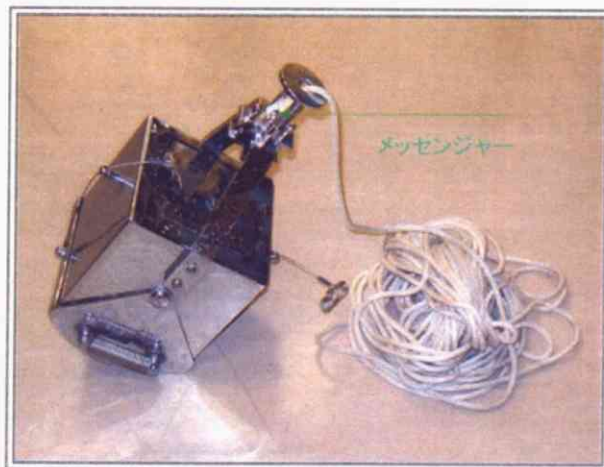


図 3-3 エックマン・バージ型採泥器

b. 柱状採泥器 (Corer)

柱状採泥器 (コアラー) はその名称が示すように、堆積物の柱状断面を分析するための試料採取に使われる。すなわち底質の柱状断面は、堆積状況や地質の歴史的層序を示すので、地質学、生物学、化学などの研究には欠かせない重要なサンブラである。最近では、堆積学の研究や海底の土質工学の分野において、不攪乱試料の採取が要求されているが、コアラーは乱されない底質試料の採取可能な唯一のサンブラであると考えられている。

コアリングは垂直方向の試料を採取法である。そのため、柱状試料採取法とも呼ばれ、コアラーは柱状採泥器とも呼ばれている。普通、柱状採泥器という呼び方よりも、コアラーという名称の方がよく用いられているように思われる。原理的には、細長いパイプを海底に貫入し、底質をパイプ中に捕獲するものであり、機能としては、パイプを地層中に貫入させること、底質をパイプ中に捕獲することおよび捕獲した底質を落下させないことの組み合わせである。したがって、コアラーはこれら 3 つの基本的な機能を果たす機構を備えたものでなければならない。また、コアリングにおいては、まず、コアが確実に取れること、次に調査の目的に応じた“取れ方”に留意すべきである。従来の研究もまた、この順序に従って進められてきた。型式と特徴的に関して、特殊な機構や形状によって分類しているものもあるが、一般には、コアラーはコアチューブを底質に貫入させる機構によって分類されている。ここでも、その貫入機構によって、押し込み型、重力型、振動型、衝撃型、差圧型、回転型および噴射型の 7 型式に分類するが、本研究では、押し込み型と重力型の型式の特徴について記述する。

b-1. 重力型コアラー (Gravity Type)

押し込み型コアラー (Manual Type) は、ごく浅い所で小舟や橋上、川岸などから、入力により操作し、底質試料を採取するもので、コアチューブが自重で底質に貫入する力を主として推進力にするが、中には軽い重錘を使って打撃を加え、貫入力を助勢させるものも含まれる。コアラーの上部に押し込みのためのシャフトがついているのが普通で Hopkins の分類では Manual corer, Hough による Samplers with stiff handles と同型式のものである。

重力型コアラー (Gravity Type) は、柱状試料 (コア) を収納するコアチューブと、荷重用の重錘とから成り、ワイヤロープに吊り下げられながら、自重によって落下してゆくコアラーの運動エネルギーおよび位置エネルギーを利用して貫入させる型式のもので、コアラーの中では、この型式に属するものが最

も多い。この型式は落下の仕方によって、さらに、制動落下型と自由落下型の2種類に細分される。前者は最後まで、ワイヤロープにつながれたまま、ウインチの巻下ろしのみによって落下するもので、そのため、落下速度はウインチの巻下ろし速度によって制御されることになる。この速度は、通常、1～3m/s程度である。貫入の原動力はそのほとんどがコアラーの運動エネルギーに負い、また、この運動エネルギーはコアラーの平均質量と落下速度の自乗との積として得られるが、この程度の速度から大きな運動エネルギーを得るには、重量を大きくしなければならない。しかし、これは、ウインチの巻上げ能力、ワイヤロープの強度、作業上の危険性などから制約を受ける。そのため、重量を増す代わりに、落下速度を増大させる工夫がなされ、自由落下型(free-fall type)が開発された。最初、Emeryらによって、ワイヤロープの繰り出し速度をあげることが試みられた。コアラーが海底面上付近に到達したとき、いったんウインチを止め、クラッチをはずした後に再び繰り出すのである。これにより、コアラーとワイヤロープの自重による自由落下となる。その結果、落下速度は約6m/sにも達するという。もちろん、この際、ウインチを全くの解放状態にしておくのではなく、ブレーキ制御は行うが、このような状態を実際に経験した人にはよくわかると思うが、かなりの危険を伴うばかりではなく、着底後のワイヤロープにキックが生ずる可能性も多分に多い。そこで、Hvorslevらによって、適当な高さから、安全に自由落下ができるように工夫されてきた。

本研究においても、コアラーとロープの自重による自由落下式(重力型)を用い、対象海域の韓国の始華湖で船上からコア試料採取を行った(図3-4)。

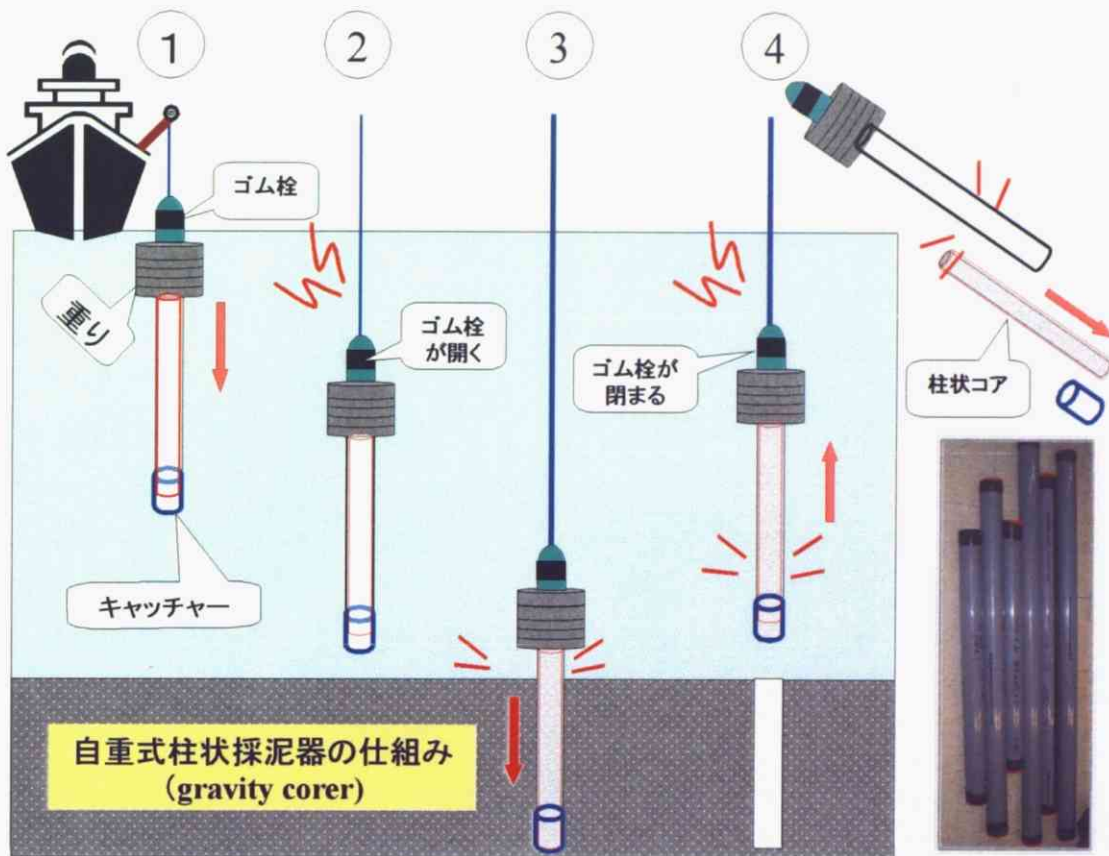


図3-4 重力型コアラー (Gravity Type)

b-2. CEL式採泥器

表3-6は、市販されている販売名称を5つ(KK式、マルチプル、エクマンバージ、IOSDLミニ、スミスマッキンタイヤ)例示したものである。これらの仕様を整理し、本研究で用いた方法と比較を試みると、表3-6に示すものは、いずれも採れる深さは数十センチ程度である。また、マルチプルの場合は、8個の容器と620kgの重さがあり、小型船かつ少人数では作業が難しい。本研究の目的には適したものではない。

そこで、打撃により突き刺して抜き取るという押し込み・打ち込み方式を用いた。また、この方法をCEL式(名称:沿岸環境研究室式)と名前付けてよぶこととする。操作は、海底に打ち込み、上部にゴム栓をして引き抜くことで負圧により柱状底質を採取する。コア抜き後はすぐに下側のゴム栓で密栓し、直立にしたまま、実験室に持ち帰る。

C E L式の利点としては、①確実に採れる、②1～2人でもできる、③柱状試料の厚さは最大 160cm 以上採れるなどがある。特に、水深が浅くて船を使わずに直接とれる干潟域などには簡単・便利な方法である。

実際に東京湾三番瀬の現地観測において有効に活用されたものである。図3-3は、コアリングとコア試料の写真である。サンプリング用のパイプは、研究目的に応じて内径 5.5 cm、5.0 cm、4.4cm のポリカーボネイト製のものを使用した。

3.1.4 底質サンプリングの問題点

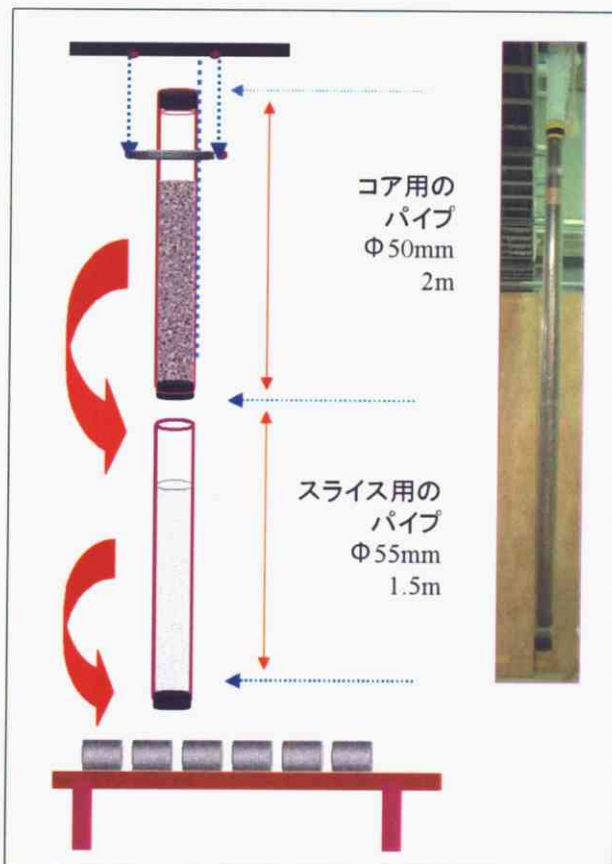
- ・ グラブサンプラは、海底表層のサンプリングに適し、大量の試料が必要な場合にボックス式などが有利である。しかし、グラブの閉塞ジョーの合わせ目が下側についているため、合わせ目に異物（砂利、貝殻など）がはさまると試料を流出してしまう。グラブサンプラの最大の問題点は、異物のはさみによる採取確率の低下である。
- ・ 汚染底質の厚層調査、堆積速度決定などの堆積物の柱状断面調査では、堆積物を海底現場のまま乱さずに1～2mの長さで柱状に採取することが要求される。このように調査の目的を満たす試料としては、“コアの乱れ”や“コアの厚さ”程度が重要な因子となる。しかし、底質試料の採取の中で、コアの採取ほど難しいものはない。機器が複雑で工夫を要し、コアの取り扱い方もうるさい。それだけに、使用者の努力と完成度にかかっている。
- ・ 本研究の現地観測中に発生したハプニングと注意すべきことを簡単に説明する。干潟では、足を泥に埋めてしまい、動けなくなるという危険がある。砂質の干潟なら、この心配はないが、やわらかい泥質干潟・浅海域では要注意である。三番瀬は、泥だけでなくアオサに被われたところがたくさん存在し、足をとられてしまうことがある。足をとられないようにするには、コア採取現場までは足を速く運ぶのがコツである。それからコア抜き作業がはじまったら、海底面に長いひも付きの木の板を敷き、その上に乗って作業をはじめめる。特に干潮時には潮位が大きく下がるので便利である。
- ・ 現地調査の経験から得た認識としては、「そんなに重たいものではないので、溢れ出したらやり直せばよいだけであり、失敗したら迷わず何度もやり直したほうがよい。」ことに達した。

3.2 柱状コア試料分画方法の開発

近年、海洋コア研究センターなどでは、水平に装着された電動カッターを用いて、採取された堆積物コアを包んでいるパイプごと縦割りに半割りし、各研究者の要望に応じた試料が採取される。その利点としては、攪乱が少ない、堆積物断面の観察ができる、などが挙げられる。このように大型電動カッター装置は、採取された試料をそれぞれの研究に応じた試料処理ができるので便利であるが、分析の内容、経済性、設置場所、使用人数などを考えると、そう簡単に利用できるものではない。また、大量の生試料を短時間で処理し、迅速に測定することが要求される。

そこで、本研究目的にあわせたコア試料の処理方法の開発を試みる。その柱状コア試料のスライス装置・方法をOHC式とよぶ。詳細な内容は次の通りに図3-5および図3-6で示す。

STEP. 1



OHC式の 柱状コア分画方法

1. コアを天井に固定し、ぶら下げる。
2. コア用パイプの外枠に合うビニル袋を被せる。
3. コアとビニル袋にスライス用パイプを入れる。
4. コア上部のふたをはずす。
5. 重力による力で、自力で試料とスライスパイプがゆっくりと下りてくる。

図3-5 OHC式の柱状コアのスライス装置

STEP. 2

1. スライス用パイプの中にビニル袋と試料が入っている状態。



2. スライス用パイプの中からビニル袋の試料を取り出す。



3. ビニルに包まれた試料をそのままナイフで切り分ける。



4. 試料のみを残し、ビニル袋ははずす。



5. 試料保管用のビニルに入れて冷凍保管する。



図3-6 OHC式の柱状コア分画方法

既存の現地観測の手法や試料処理方法を改良および開発したことで、得られる成果としては、次のようにまとめられる。

コア採取方法（CEL式）および試料分画方法（OHC式）の利点

1. 堆積層を乱さずに深く採取できる。
2. 採取したコアをそのままの状態を実験用の試料として利用可能である。
3. 透明パイプを使用し、鉛直分布を観察できる。
(底生生物の巣穴・種、底泥の色など)
4. 堆積物直上水を採取できる。
5. 試料の取り扱い、切り分けが容易である。
6. 特殊な工作を要せずに安価で手作りできる。
7. 動作が確実で故障しにくい。
8. 現地作業・試料前処理時間が短縮できる。
9. 少人数で作業が可能である。
10. 処理する場所に拘束されない。

* 注意事項：試料分画前後の処理は下記の順でおこなう。

- ・ 現地観測により不攪乱柱状泥をポリカーボネイト製のパイプに採取し、パイプの両側にシールを貼り速やかに搬送車で実験室へ運搬する。
- ・ 運搬中には、試料中の生物活動による堆積層の混合が生じる可能性があるため、なるべく低温にして速やかに運搬する。
- ・ 実験室で、ポリカーボネイト内直上水をシリンジで除去する。(浮泥層から1 cm以内まで除去)
- ・ アクリルパイプ内の直上水除去後、直ちに底泥をコア上部から重力によって押し下げ、速やかに表層：(2～3 cm)、その後は、5 cmごとに切り取る。(重力式)
- ・ 均一になるまで攪拌して切り取ったサンプルを直ちに凍結する。
- ・ サンプルを乾燥させる。
- ・ 乾燥させたサンプルをすりつぶし、2 mmのふるいにかける。
- ・ 純水を加えて粒度分析を行う。
- ・ 残りの試料は、その他の測定試料として乾燥試料の状態に冷凍室に保管する。

3.3 測定分析の意義と原理

表3-7 測定項目の概説については次の通りである。また、各分析項目の意義と原理、測定の実験条件などについてここで記述する。

表3-7 測定項目の概要

項目	測定方法	意義
1. 粒度組成	<ul style="list-style-type: none"> ・中央粒径の分類 (JIS A1204) ・レーザ回折式 粒度分布測定装置 (SALD-3000S) 	<ul style="list-style-type: none"> ◎ 物理的な基本性質 ・底質変化 ・泥・砂質干潟の分類
2. 含水率	<ul style="list-style-type: none"> ・土壌物環境測定法、1995 (電気乾燥機) 	<ul style="list-style-type: none"> ◎ 地盤の固さ ・軟弱泥質、砂質 ・圧密沈下
3. 有機物測定 ① 強熱減量 ② C/N 比	<ul style="list-style-type: none"> ① 土壌物環境測定法 (農業土木学会、1983) ② MT700型CNコーダー (日本ヤナコ製) 	<ul style="list-style-type: none"> ◎ 有機物含有量指標 ・河川流入の汚濁負荷 ・有機物の起源の推定
4. 電気伝導度	<ul style="list-style-type: none"> ・第4紀試料分析法 (日本第4紀学会、1998) (粘土混濁水のEC実験法) 	<ul style="list-style-type: none"> ◎ 淡水流入の影響
5. 自然放射線強度 ・鉛-210法 ・Cs-137法	<ul style="list-style-type: none"> ・GMX29PHP-Ge検出器 (米国ORTEC社製) ・解折Spectrum Navigator (SEIKO EG&G社製) 	<ul style="list-style-type: none"> ◎ 年代推定と古環境 ・堆積過程 ・堆積速度測定
6. 生物遺骸 (貝殻など)	<ul style="list-style-type: none"> ・沿岸環境調査マニュアル (日本海洋学会、1986) 	<ul style="list-style-type: none"> ◎ 生息場の状況 ・生物の鉛直分布変化

3.3.1 粒度組成

粒度組成を把握することは底質研究にとっていわば基本的事項である。例えば、干潟を形成する堆積物の粒度組成は生物相と密接な関係がある。そのため、底質をもとにして砂質干潟と泥質干潟に分けることができる。また、粒子の侵食・運搬・堆積過程で重要な因子となる（寒川喜三郎ら、1996）。堆積物の粒子の大きさを特徴づけるための伝統的な方法は、粒子を直径に応じて分類される種類、すなわち砂、シルトおよび粘土に分けることである。

実際にこれらの分布を分けてそれぞれの割合を求める操作は機械分析と呼ばれ、そのための標準的な実験方法も考案されている。その分析結果が堆積物の粒度組成である。粒度組成はしばしば土性ともいう。残念ながら、粒径区分の普遍的な定義がなく、異なる分野の研究者、技術者が用いている様々な基準はかなり異なるものである。例えば、図3-7に示す米国農務省（USDA）、国際土壌学会（ISSS）、米国材料試験協会（ASTM）、マサチューセッツ工科大（MIT）や様々な国際機関から公表された分類は異なる（ダニエル・ヒレル、2002）。同じ用語が異なる粒径範囲を指すこともあり、その不統一は実に紛らわしい。

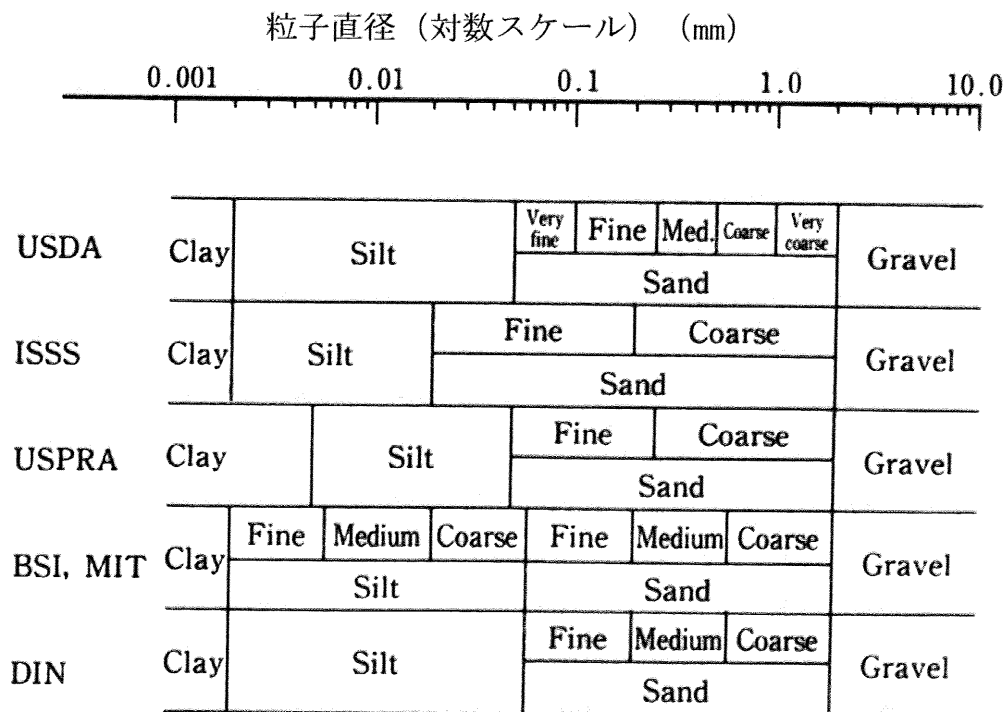
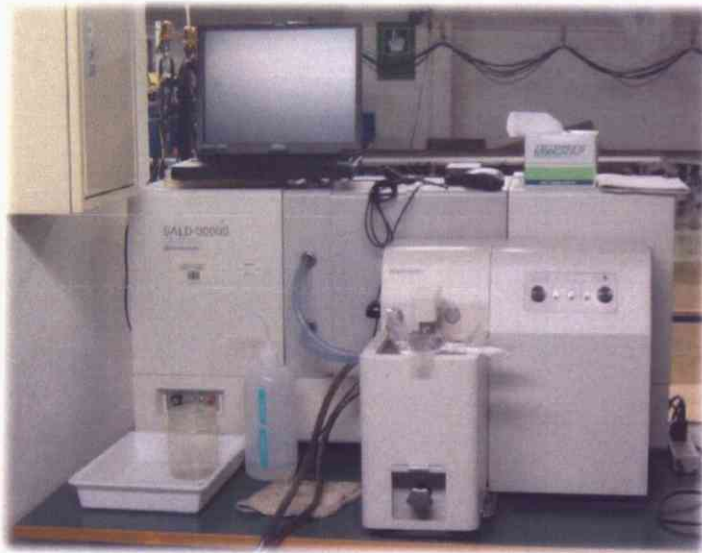


図3-7 よく用いられる粒径画分の分類図式

注) 米国農務省（USDA）；国際土壌学会（ISSS）；米国公共道路局（USPRA）；英語規格協会（BSI）；マサチューセッツ工科大学（MIT）；ドイツ工業規格（DIN）

本研究では、中央粒径 (D_{50}) 分布の表現として JIS 規格による分類を用いることにする (A1204、日本規格協会)。また、島津製作所 (株) 製 SALD-3000 型レーザー回折式粒度分布測定装置を使用して粒度分析を行った。



堆積物の粒径による分類名



図 3-8 解析式粒度分布測定装置 SALD-3000S 及び粒径による分類 (JIS A1204)

次は、粒度分析の手順を図3-8に示す。

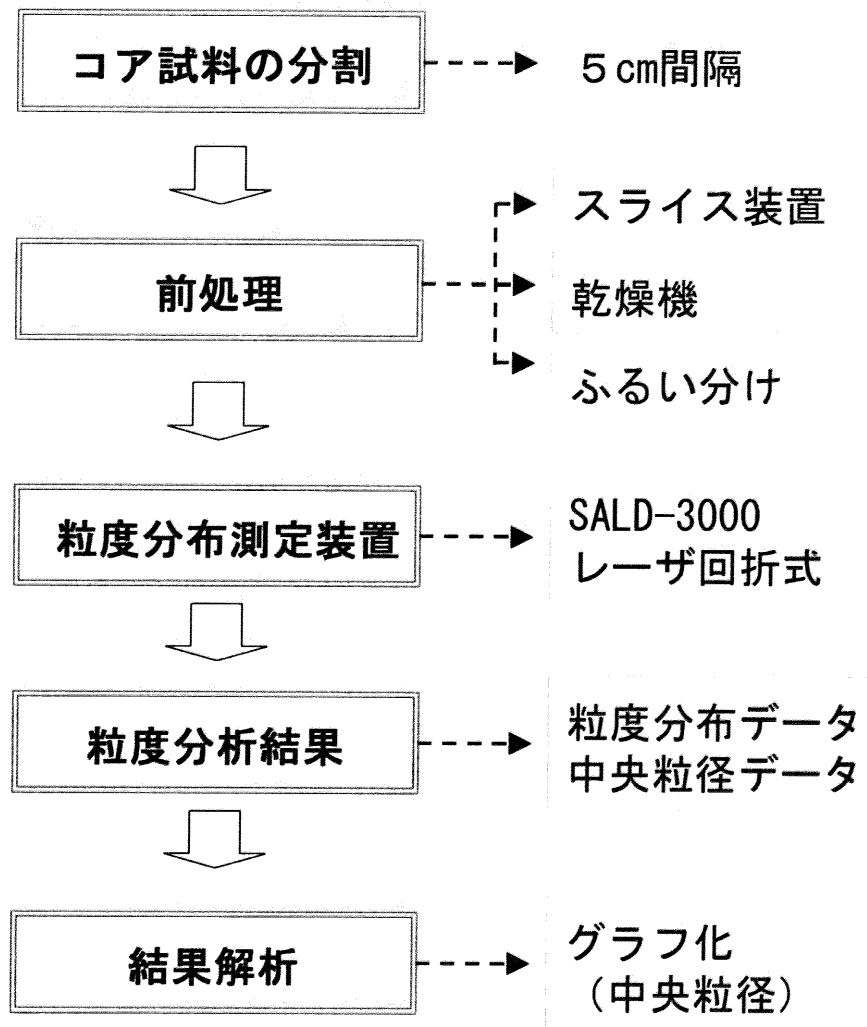


図3-9 粒度分析の手順

3.3.2 含水率

自然状態での含水率には、底質の状態や種類と密接な相関性があり、概略的に圧密沈下などを知ることも可能である。これは底質研究にとっていわば基本事項であり意義がある。

含水率とは底質試料を 105℃の乾燥機で 24 時間以上乾燥し、堆積物中の土粒子に対する水の質量比を百分率で示したものである。測定方法はまず、容器をよく洗い乾燥器で完全に乾くまで乾燥させ、その容器の重量をはかる。試料を容器に入れ、その重量をはかった後、これを電気乾燥器に入れ所定の温度で乾燥させ、放冷後、その重量をはかる。そして、式 1 により、含水率が求められる。基本的には、強熱減量の式と同様である。

本法の問題点として、乾燥後に通常の空気中に放置しておく、徐々にではあるがかなりの水分を吸収する。この現象を吸湿性といい、含水率に影響することがある。

3.3.3 有機物含有量の測定

堆積中の有機物の起源には、微生物などにより分解を受けた沿岸生物の残渣であったり、人間活動に起因する各種の有機物であったりする。分析項目としては、炭素、窒素等のいわゆる元素分析が行われているが、そこから得られる情報は少ないものの、堆積物の総有機物量を知る方法として意義がある。

堆積物の有機物含有量は、強熱減量法、重クロム酸法、湿式燃焼重量法、乾式燃焼法、CN コーダー法などで測定する。

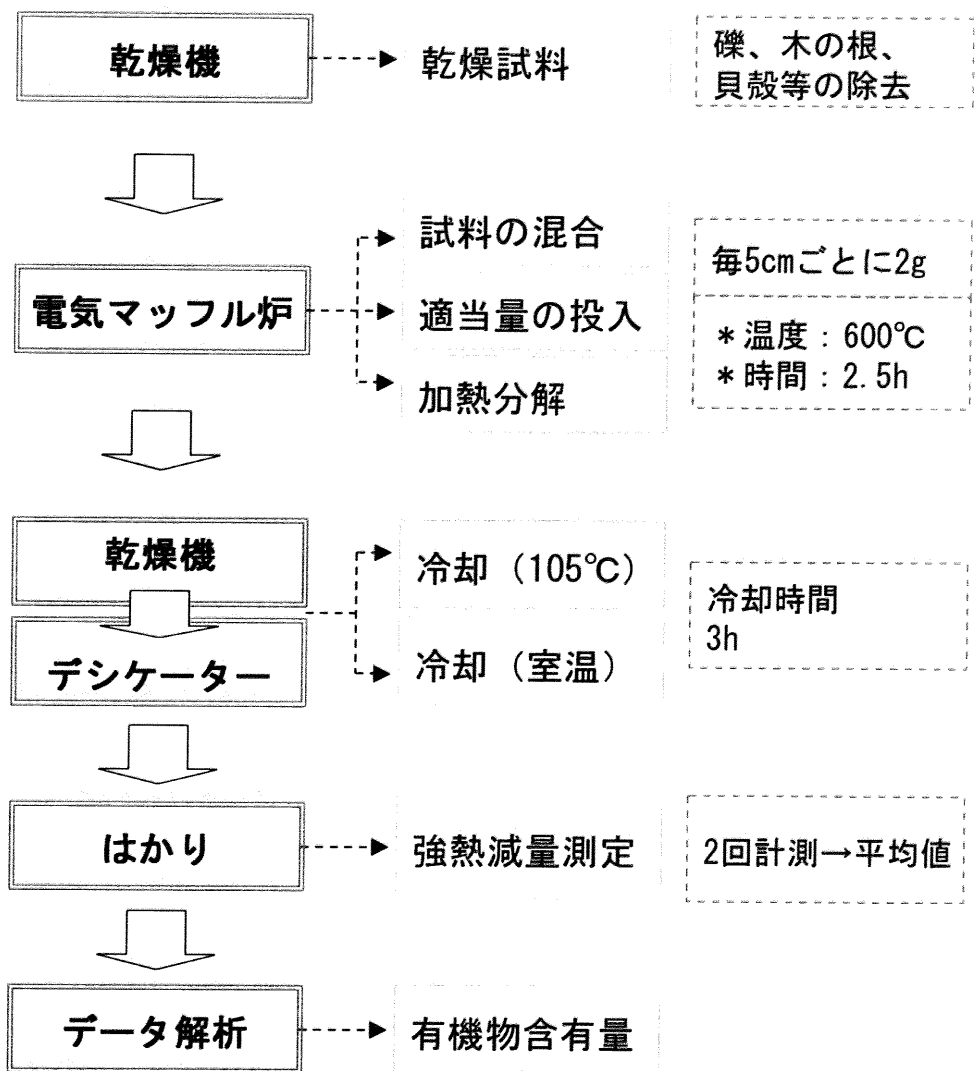
本研究では、強熱減量測定法及び CN コーダー法を用いた。

a. 強熱減量法

強熱減量法は有機物含有量が多い堆積物の場合に適した方法で、炉乾試料を蒸発皿に入れ、加熱することにより減量した質量を有機物の推定値とする。それによって柱状コア試料の有機物の鉛直分布が把握できる。

試料は乾燥試料を用いる。貝殻、根、礫などを取り除き土塊はサジでよくすりつぶす。その量は乾燥質量で 2 g 以上を要する。加熱は徐々に行い、安定加熱温度は 600℃が適当である。加熱が終了したら、注意深く内容物を攪拌する。試料に黒色部分が残っていれば有機物が残留しているので、さらに加熱する（図 3-10）。それから加熱を止め、乾燥機に移して 1 時間放置した後、蒸発皿ごとデシケーターに移して室温まで冷却し、質量を測る。

強熱減量の計算式を式 1 に示す。



$$L i (\%) = \frac{m a - m b}{m a - m c} \times 100 \quad \dots (式. 1)$$

ma : 試料+蒸発皿、 mb : 強熱後質量、 mc : 蒸発皿

図 3 - 1 0 有機物含有量の測定手順および計算法



図3-1-1 乾燥資料の強熱前・後の比較

b. CN コーダー法

海洋堆積物中の有機物総量を知る方法として、上記の強熱減量があるが、これは簡便法であり、より確実な方法としては有機物の燃焼によって生じる二酸化炭素を測定するCN分析が一般的である。堆積物中の有機物総量を、燃焼によって生ずる炭素と窒素量を測定することによって求める。

この測定値は、有機炭素と窒素の比 (C/N 比) は堆積物に残存する有機物の起源を論ずる場合に使われる (日本海洋学会編、1986)。水中生物ではその比がほぼ5~6であるのに対して、陸上の生物 (高等植物) では約40になることもある。水中生物の有機物が微生物分解を受けるとC/N比は増加し、陸上物質の場合はC/N比は低下するが、陸起源有機物と海起源有機物を区別するのに大体は使用できる。しかし堆積物中には、交換態や結合態の無機窒素が吸着して、C/N比が著しく低い値を示す場合もあるので、結果の解釈には注意しなければならない。

本研究では、MT700型CNコーダー (ヤナコ分析工業株式会社製) を用い、全有機炭素量を測定した。この装置は、試料内に含まれる炭素・窒素含有量およびC/N比を求めることができる装置で、1回の運転につき50サンプルを分析できる。分析に使用する試料量も0.2gと少ない。

その原理は、CN コーダーは試料を燃焼し、燃焼ガスを完全酸化還元する燃焼部、燃焼により生成された二酸化炭素、窒素ガスを採取する定量ポンプ部、二酸化炭素、窒素を測定する熱伝導度検出器 (TCD) 部およびこれらを自動的に制御する制御部より構成されている。分析は掃引、燃焼、混合、記録シーケンスの繰り返しにより進める。

燃焼シーケンスに資料をフラッシュ・ヒーターで 950℃まで加熱して分解させ、試料の分解により生成した燃焼ガスを約 850℃に加熱した銅還元層と接触させ、水、二酸化炭素、窒素酸化物、窒素などに分ける。試料中のハロゲン、イオウと水分はそれぞれサルフィックスと水吸収管により除去される。記録シーケンスに燃焼ガスが一定速度で還元炉を経て TCD に送り込まれる。この時、燃焼ガスは 550℃に加熱された還元銅により過剰な酸素の除去および窒素酸化物の窒素への還元が行われ、二酸化炭素、窒素になる。TCD の検出素子はホイートストンブリッジを構成しており、二酸化炭素と窒素それぞれの濃度に比例した不平衡電圧が得られる。この不平衡電圧がインターフェスを介してシグナルとして出力される。



図 3-12 MT700 型 CN コーダー

3.3.4 電気伝導度（粘土混濁水中の電気伝導度）

電気伝導度は、水中に溶けているイオンの量と各イオンの電気を運ぶ速さによって支配される。そこで、伝導率により大まかに水中の溶存イオン量を比較することができる。長さ1 cm、断面積1 cm²の立方体の相対する面の間の電気抵抗率の逆数に相当する。単位はSiemens cm⁻¹[S/cm]で表される。水質調査では25℃の値を用いS[/cm]の百万分の一を単位としてμS[/cm]で表現される。

このように、電気伝導度は物質の電気伝導性を表す量で、水溶液中の溶存イオン量にほぼ比例し、これにより無機イオンの総量を推定することができる。一般に水質の性格を決めるには陽イオンよりも陰イオンを分析する方が有利である。特に、自然水に含まれている陰イオン量は淡水に比べて海水の方が多いため、本研究では粘土に含まれる陰イオンの量に着目した。

表3-8に示すように、粘土混濁水中の電気伝導度測定値は硫酸イオンに依存していることから、その定量の結果によって古堆積環境推定に有効であることが実証されている。（例えば、横山・佐藤、1987。日本第4紀学会編、1998）

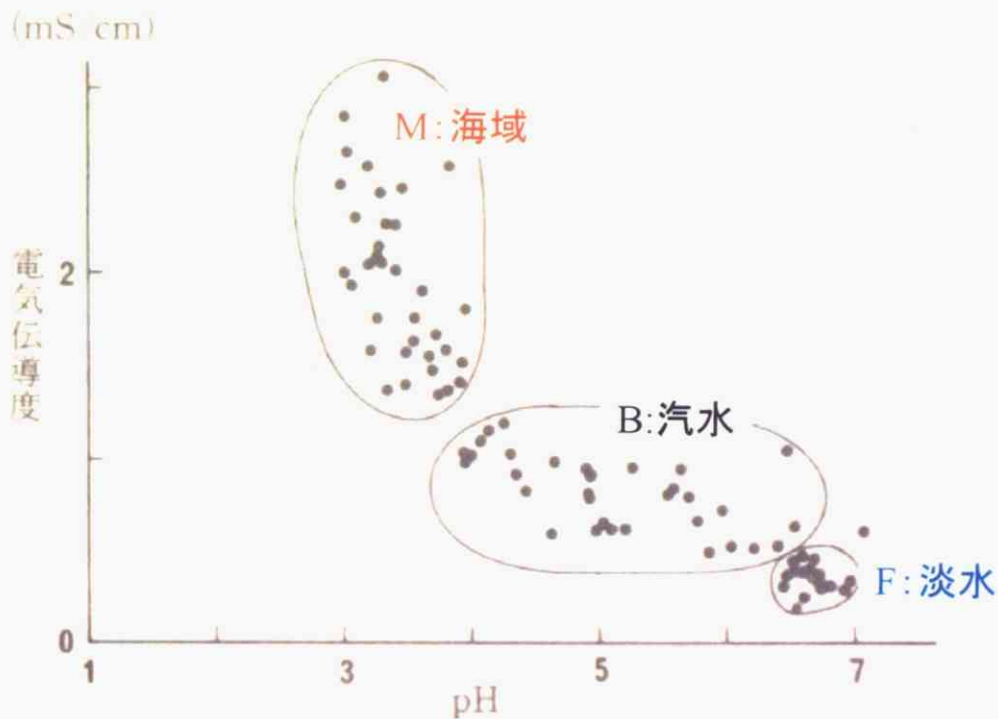
図3-13では、明確にM・B・Fの3つの分布に区分できる。この場合Mを海域、Bを汽水域、Fを淡水域と推定することができる。また、電気伝導度とpHの関係を見ると、外洋の影響がある地域で堆積した粘土層の場合は、電気伝導度の値は変わらないが、pHが内湾性の場合と異なる。

表3-8 陰イオンの定量分析結果

(単位: μm/ml)

Sample	Cl 塩素イオン	SO ₄ 硫酸イオン	F	NO ₂	NO ₃	PO ₄
D-40/1	24.7	1140	<1	<1	<1	<1
D-43/1	13.7	329	<1	<1	<1	<1

(注) Sample 番号は横山・佐藤 (1987) 参照



(注) 千里山東緑部のボーリングコアの場合[横山・佐藤、1987]

図3-13 粘土混濁水の電気伝導度とpHの関係

しかし伝導率の欠点でもあり長所でもあることは、電荷をもたない物質はいくら水に溶けていても伝導率に影響しないことである。例えばケイ酸などは伝導率にはほとんど関係しない場合もあるので、結果の解釈に注意しなければならない。その実験方法は、採取試料を5cm間隔で分割し、ビニール袋に保管したものを以下の手順で実験を実施する。

- ① 乾燥 (110°C、48 時間)
- ② 乾燥試料の粉砕
- ③ ビーカー (試料秤量 (10 g) + 純粋 (120ml))
- ④ 3 分間攪拌 (攪拌機)
- ⑤ 1 時間放置→粘土粒子沈殿
- ⑥ 上澄み液内の水面→50cm の深さで 2 回測定を行う。
 - ・ 電気伝導度測定・pH の測定・水温測定
 - ・ 攪拌後 1 時間経過後の測定結果
 - ・ 測定値の確認： 変化がなければ→「採用」、変化があれば→「再測定」をする。

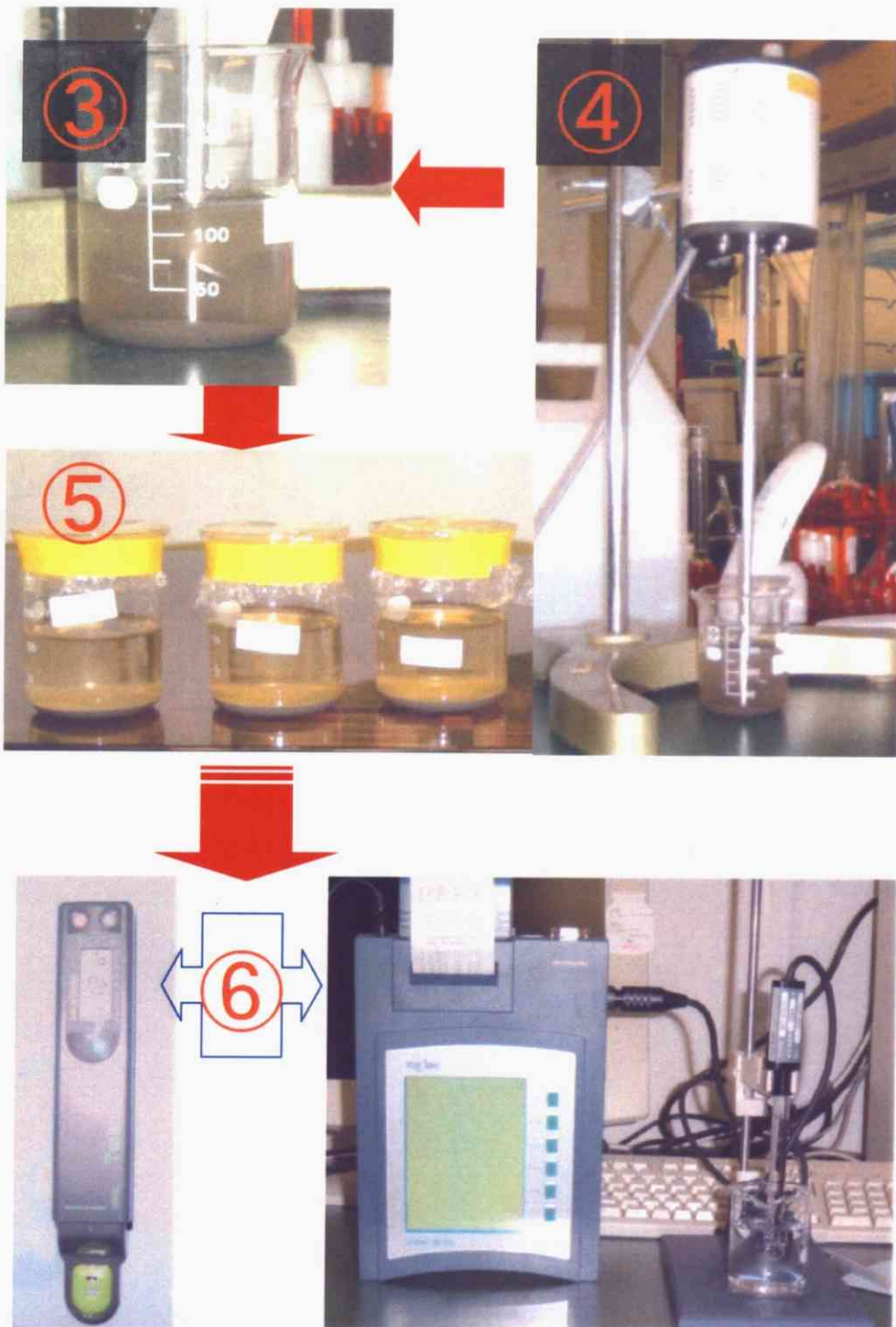


図 3 - 1 4 粘土混濁水中の電気伝導度測定

3.3.5 自然放射線強度測定の概要

年代測定は、私たちが直接記録にとどめることができなかつた過去の様々な自然現象がいつ生じたのかを探るために行う。年代測定により得られる年代の意味は、用いる方法や対象によって異なる。得られた年代数値と実際の現象として知りたい年代との対応を的確に行うことが、年代測定の最も重要な点である。しかし、人為的な改変がある場所では、堆積物の擾乱が激しく、知りたい年代推定までにはいたらないこともある。特に、100年以下の年代測定については鉛-210法を用いる場合が一般的であるが、本研究の対象海域では、埋立の影響で有効でないことが予測されるため、本研究では、セシウム-137法の特定年代に着目した。さらに、放射線強度測定にとどまらず、物理・化学的要素の項目も測定を加えることで、総合的に判断することができる。これにより、最近30～50年間の堆積過程の推定が可能となる。

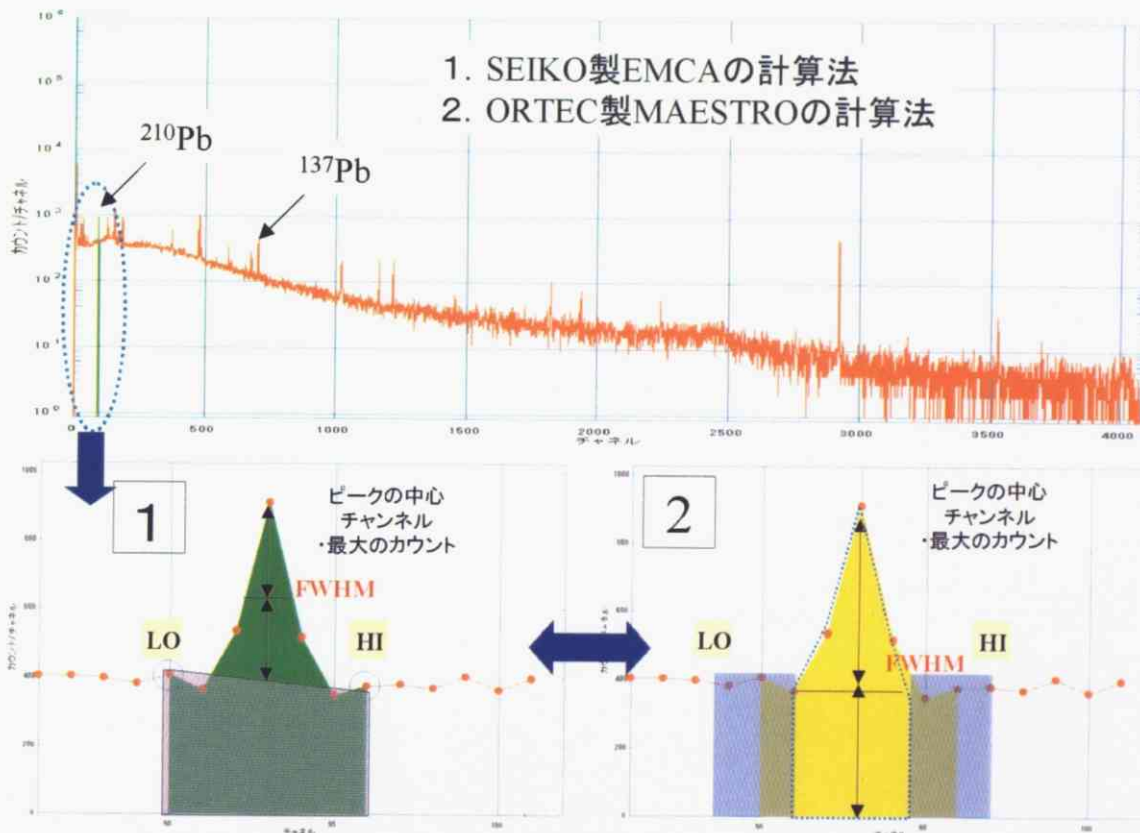
ここでは、機器とその機能及び測定法の原理を述べる。測定に当たっては、低エネルギーまで測定可能で、十分な遮蔽体をもった特別の γ 線検出器が必要である。そのため、図3-15のSEIKO EG&G社よりSpectrum Navigatorを用いた。分析器全体のシステムは、検出器、電子回路、波高分析器、データ解析用計算機、遮蔽体より構成されている。測定結果の γ 線エネルギースペクトルはコンピューターに表示される。特に γ 線検出器は、米国ORTEC社製GMX29PHP-Ge検出器を使用したもので、非常に優れたエネルギー分解能特性を持っている。この高純度ゲルマニウム半導体 γ 線検出器は、液体窒素で冷却して使用すると、 γ 線のエネルギースペクトルを精密に測定できる。測定の利点としては、検出器を室温に戻しても検出器の特性が劣化しない。つまり、使用時のみ冷却を行い、使用しない間は冷却しなくてもよい。また、 γ 線は物質への透過力が強いので、堆積物を容器に入れたまま非破壊で測定できる。



図 3 - 1 5 放射線強度測定器 (米国 ORTEC 社製 GMX29PHP-Ge 検出器)

a. 放射線強度の計算法

計算概要は、ピークサーチを行い、発見したピーク中心を計算するとともに、ピーク面積を計算する。その計算法には、ROI の開始・終了チャンネルを挟んで 3 点を使ったネット評価を行い、そのネットピークカウントに対する FWHM (半値幅) を計算する SEIKO 製 EMCA 計算法と、ROI の範囲内でピーク部分をガウス関数で適合させ、求めた適合関数からピーク中心カウントを求め、そのピーク中心カウントから FWHM を計算する ORTEC 製 MAESTRO の計算法がある。本研究では、SEIKO 製 EMCA 計算法を用いる。



(注) ROI (Region of Interest) : 着目 (関心) 領域では、マルチチャンネル波高分析器では開始チャンネルから終了チャンネルにわたって指定されたチャンネル領域をいう。

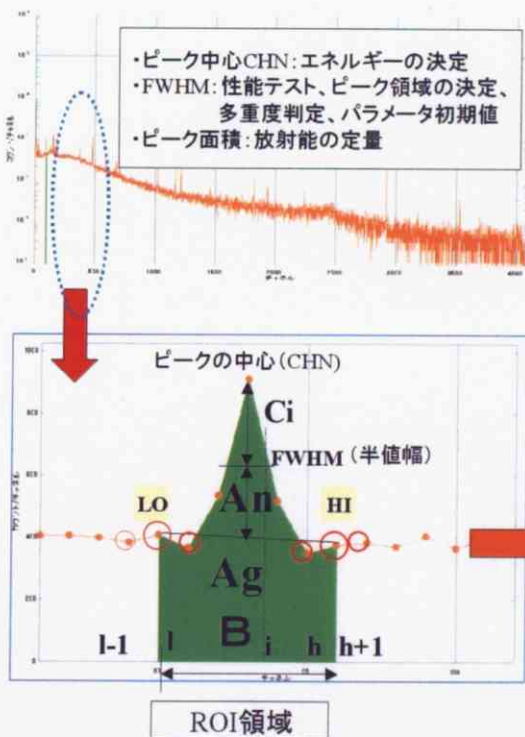
図 3 - 1 6 SEIKO 製 EMCA 及び ORTEC 製 MAESTRO の計算法

STEP. 1

SN 測定器による自動計算法をまとめると、次の通りである。ピークの低チャンネル側のバックグラウンド領域は、ROI の開始チャンネルを挟み両側に 1 チャンネルずつ取った 3 チャンネルである。ピークの高チャンネル側のバックグラウンド領域は、ROI の開始チャンネルを挟み両側に 1 チャンネルずつ取った 3 チャンネルである ((株) SEIKO EG&G、2002)。(図 3-16)

* 用語解説

- ① B=バックグラウンド面積
 l =ROI の開始チャンネル
 h =ROI の終了チャンネル
 Ci=I チャンネルのカウント
 6 =使用するデータチャンネル数 (高側、低側共 3 チャンネル)
- ② Ag =ROI のグロス面積
 (ROI が設定されている全チャンネルの合計)
- ③ An =ネット面積
 (グロス面積からバックグラウンド面積を引いたもの)



B・G面積

$$B = \left(\sum_{i=l-1}^{l+1} C_i + \sum_{i=h-1}^{h+1} C_i \right) \frac{h-l+1}{6}$$

グロス面積

$$A_g = \sum_{i=l}^h C_i$$

ネット面積

$$A_n = A_g - B$$

(*注意: 計算法の図は、実際の測定データにより作成)

図 3-17 SEIKO 製 EMCA の計算法の概要

STEP. 2

上記の SN 測定器の自動計算によるネット面積から容器のみの B・G を引いたものが、定量測定の本カウントである。定量本カウントを測定時間で割ると測定試料の全量 (g) が 1 秒間に出すカウント数になる。また、その値 (測定試料 (g)・s) を測定試料の全質量で割ると、堆積物の粒子 1 g が 1 秒間に放出する放射線強度 (count/s・g) を求めることができる。

b. 鉛-210 法の原理

鉛-210 による年代測定は、「日本海洋会、1986」に定める原理に準ずるものである。地殻中に含まれる ^{238}U から放射壊変で生成される ^{222}Rn が大気中に逃散される。大気中の ^{222}Rn の大部分はさらに壊変され、鉛-210 (^{210}Pb) となり、エアロゾルとして降水に取り込まれて、再び地表に戻ってくる。海水に導水された ^{210}Pb は、水中の懸濁粒子に吸着され、水中の懸濁粒子は、海底に積もっていく。 ^{210}Pb および堆積粒子の底泥表面への沈積速度が一定で、かつ堆積後再移動しなければ、その底泥が表面にあった時期を、つぎのようにして求めることができる。図 3-18 に示す。

t 年代表面にあった底泥が、現在ある深さになるまでの t 年代に、 ^{210}Pb が外部から加えられることはなかったと考えられるので、t 年代に減少するのみである。

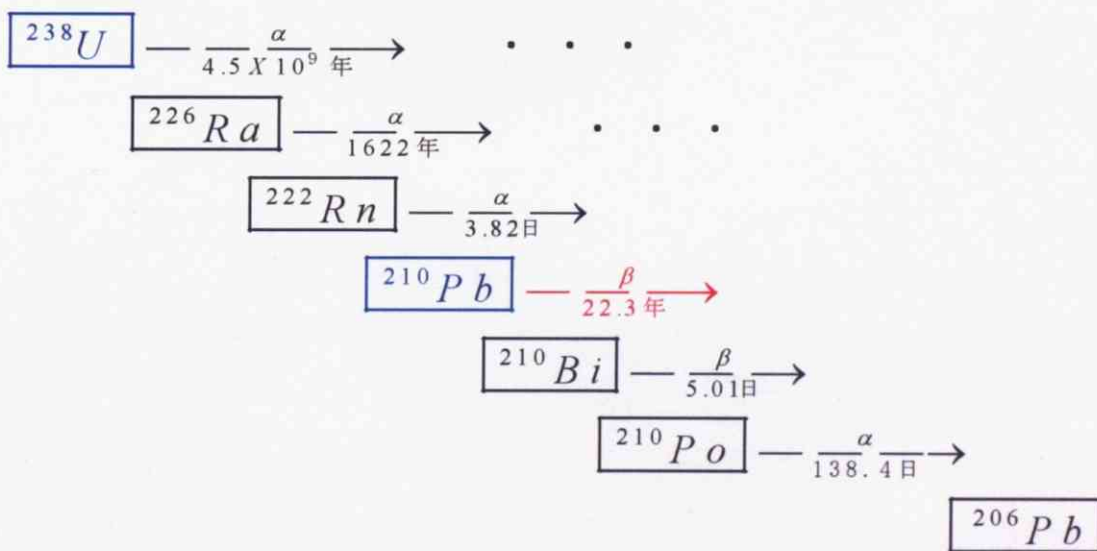


図 3-18 ウラン-238 の放射壊変系列

この底泥が t 年前に表面にあったときの ^{210}Pb 濃度は、現在表面の底泥中の ^{210}Pb 濃と同じであったはずである。このことを式でかけば

$$A(t)/A(0) = \exp(-\lambda t) \quad \dots \dots \dots \text{(式. 2)}$$

となる。

ここで A (0) は底泥表面での ^{210}Pb 濃度、A (t) は t 年前に表面にあったある深さ z (cm) の底泥中の現在の ^{210}Pb 濃度である。λ は ^{210}Pb の壊変定数で半減期 22.2 年を用いれば

$$\lambda = 0.693/22.2(\text{年}^{-1}) \quad \dots \dots \dots \text{(式. 3)}$$

となる。

ただし t は現在から数えた年数である。式. 2 の左辺 A(t)/A(0) を測定すれば、t の値を求めることができる。

実際には、 ^{210}Pb および堆積粒子の底泥表面への沈積速度には多少の変動が考えられるので、底泥中での ^{210}Pb の詳細な鉛直分布を測定して平均的な堆積速度を求め、堆積年数を決定する。

ここでの壊変定数 (λ) は放射性壊変の起こりやすさを表す値である。壊変定数 (λ) は次のように定義される。放射性原子核の数を N、壊変率を $-dN/dt$ とすると、 $-dN/dt = \lambda N$ なる関係がある。異なる壊変形式 (α 壊変、β 壊変、など) が混在しているときは、 $\lambda = \lambda_1 + \lambda_2 + \dots$ のように表すことができる。なお、半減期 T との関係は、 $\lambda = 0.693/T$ である。

平均堆積速度 $s(\text{cm年}^{-1})$ とすれば、式. 3 は、

$$A(z)/A(0) = \exp(-\lambda z/s) \quad \dots \dots \dots \text{(式. 4)}$$

で表される。

ところで、ある深さの堆積物は、つぎつぎと上に降り積る堆積物中の間隙水が絞り出されて圧縮される。堆積速度 s は深くなると減少することになる。この堆積速度の値に対す圧密の影響は、単位面積あたりの堆積粒子の平均重量堆積速度 $\omega(\text{gcm}^{-2}\text{年}^{-1})$ を考えることにより除かれる。

底泥表面から深さ z (cm) までの単位面積当たりの堆積粒子の堆積重量深度を W (gcm^{-2}) とすれば、深さ z における ^{210}Pb 濃度 A(ω) は式. 4 より、

$$A(W) - A(\infty) = \{A(0) - A(\infty)\} \exp(-\lambda W / \omega) \dots \dots \dots \text{(式. 5)}$$

$$W = \int_0^z (1 - \phi) \rho_s dz \dots \dots \dots \text{(式. 6)}$$

となる。

ここで ϕ は底泥の間隙率、 ρ_s は堆積粒子の密度、 $A(\infty)$ は堆積粒子の鉍物粒子中に含まれる ^{210}Pb 濃度であり、通常 ^{210}Pb 濃度が一定値に達する深さでの値をとる。

$\{A(W) - A(\infty)\}$ の値を過剰鉛—210 とよび $A_{ex}(W)$ と表わせば、式. 5は

$$A_{ex}(W) = A_{ex}(0) \exp(-\lambda W / \omega) \dots \dots \dots \text{(式. 7)}$$

となる。

片対紙上に W 対して $A_{ex}(W)$ をプロットし、直線の傾きより平均堆積速度 ω が求められる。 W/ω より堆積年数 t が決定される。 ω と s の間には

$$\omega = s(1 - \phi) \rho_s \dots \dots \dots \text{(式. 8)}$$

の関係がある。

上記の鉛-210 による年代測定には、 β 崩壊に伴って、放出率4%で46.5keVの γ 線を γ 線スペクトロメーターにより測定する。セシウム—137 と同時測定も可能である。

c. セシウム—137 法の原理

セシウム—137 (^{137}Cs) は、大気圏原水爆実験により地球上に放出された半減期30年の人工放射性核種である。1954年のアメリカによるビキニ環礁での水爆実験に始まり、1963年7月に米英ソ3カ国の部分的核実験停止条約が成立するまで、大気圏内の核実験が続行され、大量の放射性物質が地表に降下してきた。図3—19に示す東京における ^{137}Cs の年間降下量の変化を示した。図3—19から明らかなように、1956年の水爆の高空爆発実験から降下量が増大し、1963

年にピークとなり、1967年まで減少を続けた。1986年には、チェルノブイリ原子炉事故の影響を強く受けて ^{137}Cs の大きいピークがみられたが、翌年には事故前の平常レベルにまで激減した。地表に降下した ^{137}Cs は、 ^{210}Pb と同様に水底に次々に積もり、堆積物の年代尺度となる。降下放射性核種のうち、 ^{137}Cs は量が一番多く、 γ 線を放出するため測定も容易である（平野、1998）。

セシウム-137測定は、試料を乾燥して粉末にした後、プラスチック容器に密封する。プラスチック容器を γ 線検出器に密着し、放出率84%の622keVの γ 線を γ 線スペクトロメーターにより測定する。 ^{137}Cs は、試料の化学処理を行わずに容易に測定でき、 ^{210}Pb と同時測定も可能である。

通常セシウム-137が見出される最深の深さは核実験が始まった1954年、ピークは1963年、さらに最近のピークはチェルノブイリ原子力発電所の事故によりセシウム-137が放出された1986年となるという原理である。すなわち、この方法は1954年以降の堆積物、すなわち堆積物の表層のみに適用が可能である。ところが、堆積物の表層はしばしば底生生物により上下混合され、 ^{137}Cs の分布が乱されてしまう。 ^{137}Cs の鉛直分布の形から表層混合の有無を見極めて適用することが不可欠である。

計算法は、STEP.1（図3-16）およびSTEP.2に示す鉛-210法と同じとする。

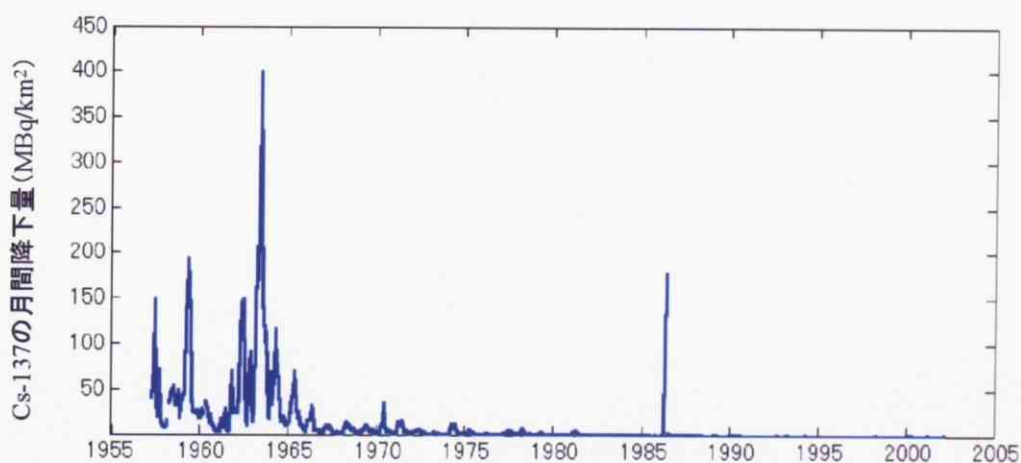


図3-19 東京湾におけるCs-137の年間降下量の変化

3.3.6 生物遺骸分析

生物は種それぞれが、様々な環境（水温・水深・塩分濃度・溶存酸素量など）に対して、生息可能な環境域を持っている。したがって、生息可能な環境域内では生存し、環境域外では生存しにくい。また、最適環境条件であれば多数が生存しうる（日本海洋学会、1986）。

ここで述べる生物遺骨分析の目的は、堆積物中の生物遺骸を調べることにより、その海域の底質環境およびその海域の水質環境を知ることである。さらに、堆積物中に残るという特徴から、堆積物内での分布の鉛直的变化から、そこでの環境の時間的変化を把握することも重要な目的である。この考え方や手法は、地質学の分野での、“化石から古環境を知る”（古環境学）方法である。水質汚染・底質汚染を長時間の生物への総合的影響として評価するためにも、海底堆積物中の遺骨は、都合のよいものである。しかし、一般的に、汚染の影響の調査などは、影響が現れてから調査が行われるため、過去の調査結果との比較ができない。こういう場合は、柱状試料の分析により、時間的変化を堆積物中にみるのが、生物遺骸分析では可能で有効である。

本研究では、堆積物の中の貝殻、根、礫のみを対象にし、鉛直分布量を調べる。

1. 乾燥した試料を2mmのふるいにかける。
2. ふるいに残ったものを水で洗う。
3. 再び乾燥機にかけて乾燥する。
4. 貝殻、根、礫などを内容別にはかる。
5. 計測した量に基づき、鉛直的变化を把握する。



図3-20 種類別の計測

3.4 考察とまとめ

① 干潟・浅海域の底質試料採取法の考案

よく使用されている既存の海底の試料採泥器は2通りに分類され、海底の表層試料採泥器（グラブサンプル式またはグラブ式）と柱状採泥器（重力式）の手法があるが、研究目的に応じて異なった採取法が要求されるため、独自のコア採取法のCEL式採泥器を考案した。特に、地形・底質変化などの時間的変遷を調べるためには、堆積物の柱状断面を示すために柱状採泥器（コアラー）の使用が不可欠であり、100年以下の年代測定を目的とする試料としては、堆積物を海底現場のまま乱さずに1m程度の長さで柱状に採取することが重要であるが、三番瀬の場合は、水深が浅く、船上から1m以上のコア試料の採取が困難である。そのため、干潮時をねらい、直接採取できるCEL式の採取法を考案した。また、韓国始華湖では、水深が深く、船上から自由落下ができるため、自重式の柱状コアラーを使用することで、それぞれの海域で平均1m以上のコア試料が採取できた。

② コア試料の分画法の開発

コア試料の分割方法は、一般的に既存の電動カッターを用いて、採取された堆積物コアを包んでいるパイプごと縦割りに半割りする。しかし、大型電動カッター装置は、分析の内容、設置場所、使用人数、などを考えると、そう簡単に利用できるものではないため、独自の方法を開発した。この手法の開発によって、「①攪乱が少ない、②堆積物断面の観察ができる、③大量の生試料を短時間で前処理し、迅速に測定できる」という利点を得ることができた。

図3-21は、分析試料として必要な分量を検討した結果である。直径5.0cm、5.5cm、6.0cmの採泥器を使用し、鉛直方向5cm間隔で分画した場合は、平均93g、101g、109gの乾燥試料が得られたが、混合している貝殻などを除くと約80~90gとなり、そこから実際に使われる量60~70gを考えると、鉛直方向5cm間隔のスライスが適量であることがわかった。