

水工学シリーズ 11-B-8

内湾域における底泥について

国土技術政策総合研究所 沿岸海洋研究部海洋環境研究室

主任研究官

岡田 知也

土木学会
水工学委員会・海岸工学委員会

2011 年 8 月

内湾域における底泥について

Sediment in Coastal Area

岡田 知也
Tomonari OKADA

1. はじめに

泥（ドロ）と聞くと、ある人は、子供の頃のドロ遊びをイメージして、手は汚れるけど楽しい思い出を思い出すかもしれない。しかし、内湾の海底のドロと聞くと、多くの人は、ヘドロをイメージして、汚い、臭いと連想するに違いない。そもそもヘドロとは、超軟弱な泥のことを指していたが、それがいつしか、色が黒く、腐敗臭を伴う超軟弱な泥となってしまった（建設省土木研究所赤羽支所、1978）ようである。

この内湾域の底泥に関して、多くの人はなんとなく連想（思い込み？）はできるけれども、その実態についてはほとんど知っていない。波や水質は目で見ることができるのに対して、海底の泥はなかなか見ることができないためであろう。一般の人が海底の泥を見る機会は、干潟や汀線において干潮時に海底部が水面上に顔を出すときぐらいである。そして、その時に見える海底の泥は、泥の表面で、その泥の内部を見る機会はますます限られる。干潟や浅瀬に足を踏み入れ、「泥って柔らかい」とか、足を引き抜いたときに、「表面は茶色だけど、中は黒っぽい」とか、その靴を洗う時に「ヌルヌルするけど、ときどきザラザラする砂が入っている」とか、そんなことを感覚を通じた経験として知っている人はかなり限定されているに違いない。

このあまり人目にふれずひっそりと海の底にいる底泥であるが、内湾環境の視点からみるとその機能は多岐に渡っていて、沿岸環境に従事する者にとっては、底泥との関係は切っても切れないものである。まず、底泥は生物の生息場である。底泥には、微生物からゴカイ、貝、それらを捕食する底魚のハゼやカレイ等が生息する。ハゼ等は底泥に巣穴を作り底泥は産卵場ともなる。また、海藻・海草の付着基盤ともなる。水塊中の物質循環を考えると、底泥は有機物の堆積場所であり、栄養塩の蓄積場所（堆積、吸着）または放出場所（溶出）となる。底泥から溶出するのは栄養塩だけでなく、青潮の原因となる硫化物も溶出される。また、重金属およびダイオキシン等の有害化学物質も土粒子に吸着され泥中に蓄積される。さらには、水塊中の溶存酸素を消費したりする。

一方、底泥の性状は有機物の沈降・堆積の影響を強く受けるため、水域の水質の影響を強く受ける。また、底泥は、港湾整備、航路維持および砂利採取等の浚渫や浚渫土砂の投棄等によって人為的な改変を受け、水塊と比べて人為的な影響が移流や拡散によって消失したり希釈されたりする作用が小さいため、その影響を長く保持する。

このように内湾域において、水環境を考える上で、底泥は様々な機能を持つキープレイヤーであると同時に環境負荷および人為的負荷の受容者である。ここでは、この様な底泥の特徴および機能を理解し、今後の内湾域の自然再生に向けて底泥環境をどの様に活用するのか考えてみたい。

表-1 粒径による底泥区分

粒径(μm)	堆積物	
16,000		礫
8,000		
4,000		
2,000		
1,000	極粗	砂
500	粗	
250	中	
125	細	
0.063	極細	
0.031	シルト	泥
0.016		
0.004		
0.002	粘土	

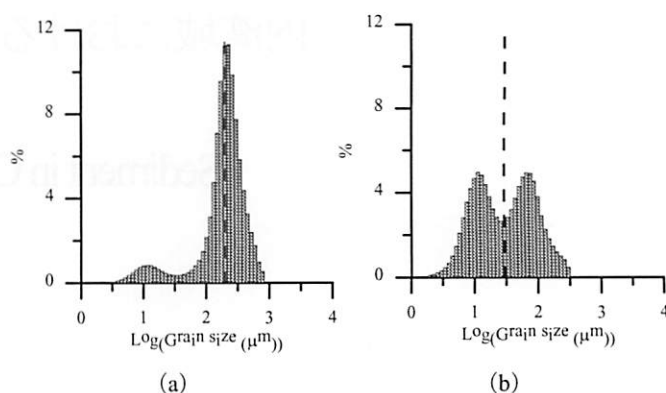


図-1 東京湾で採取された底泥の粒度分布の例。(a) 一方のモードが卓越する場合、(b) 複数のモードが同程度の大きさの場合。図中の破線は中央粒径。

2. 底泥の特徴

2.1 区分

底泥を特徴付ける指標の一つとして、粒径がある。底泥は、粒径の大きさによって、砂、シルト、粘土と区分される(表-1)。砂は粒径が2000μmから63μmの粒子、その中でも粒径が大きい方から粗砂、中砂、細砂と区分されている。シルトは63μmから0.4μmの粒子、粘土は0.4μm以下の粒子である。砂の粒径の測定は篩を用いて、シルト・粘土は沈降分析で測定される(日本海洋学会編, 1986)。得られた粒度分布は、様々な方法で示されるが、累積曲線として表現されるのが一般的である。環境分野では、砂とシルト分に着目し、2成分で、砂混じりのシルト、シルト混じりの砂のように表現されることや、全体に対するシルトおよび粘土の比率を含泥率(またはシルト%)として表現することが多い。また、粒度分布をもつ粒径は、中央粒径で代表してしばしば表現される。

粒度分布のモードが一つで、分布がガウス分布に従う場合には、中央粒径はそのモードに相当する。内湾域の底泥は、種々の起源(例えば、異なる河川)からの底泥によって形成されているので、モードが一つになる場合の方が少ない。図-1は東京湾における粒度分布の測定事例である。図-1(a)のように細砂のモードが卓越してもシルトのモードが多少なりとも存在する、また(b)の様にシルトと極細砂の複数モードが同程度の大きさの粒度分布の底泥もある。(a)の場合は中央粒径にほぼ相当する粒径は卓越しているが、(b)の場合は中央粒径に相当する粒径は実際には卓越していない。中央粒径を使用する場合、このようなことを理解した上で使用するべきである。

近年、粒度分布の測定にレーザー回折式粒度分布測定装置が使われるようになってきた。この装置の利点は、篩や沈降分析と比べて、分析労力が非常に小さいこと、分析時間が短いこと、分析試料が少量で十分であることである。分析試料が少なく済むことは、採泥労力を大幅に削減する。その結果、多地点の採泥および分析が比較的少ない労力で可能になる。ただし、レーザー回折式粒度分布測定装置の場合、メーカーによって分析結果が異なる可能性があることを留意しなければならない。検定粒子のように単一粒子の場合は、当然、どのメーカーも同じ値となる。しかし粒度が広範に渡る場合や、複数のモードが存在する場合には、結果が異なることがある。東京湾の底泥を用いて代表的な3社のレーザー回折式粒度分布測定装置を用いて測定を行った(図-2)。3者ともに、異なる粒度分布を示した。この差は予想以上に大きかったので、当研究所が所有する機器に対しては、粒度分布を持つ検定粒子(MBPI-10, MBP3-30: JIS 粒子径測定装置検定用粒子)を2種

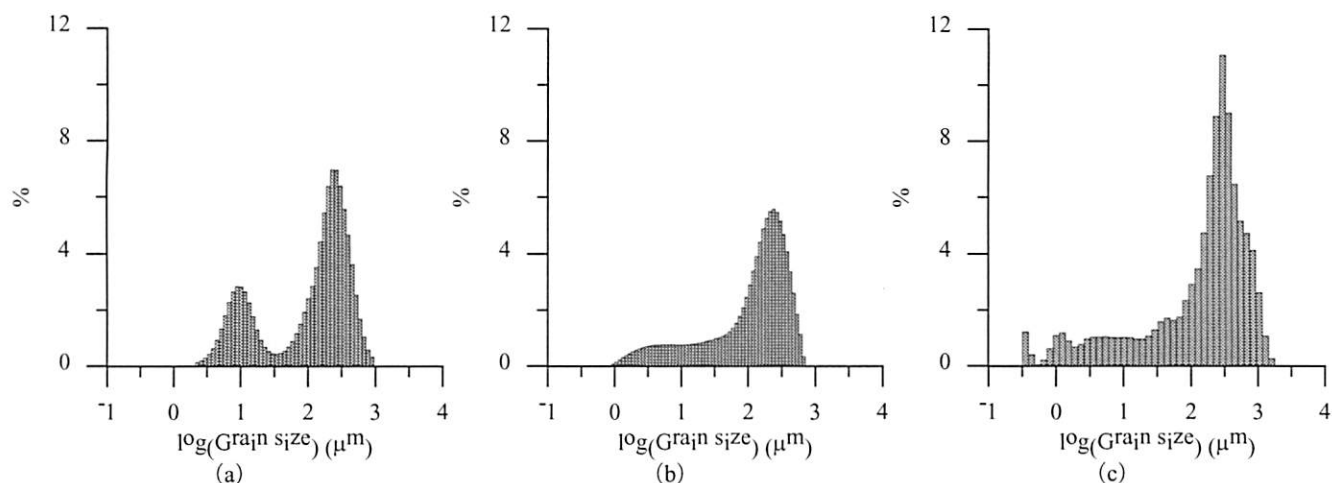


図-2 異なるレーザー回折式粒度分布測定装置を用いた測定結果 (a) A 社, (b) B 社, (c) C 社

類混合し、チェックを実施した。簡易なテストではあるが、出るべきモードが表現されていたので、当研究所の装置は問題ないと判断した。各々が所有する装置の特性が気になる方は、上記の簡単なテストを実施してみることをお勧めする。

2.2 粒度分布, 含水比, その他の底泥指標との関係

底泥を特徴付ける指標は粒径分布以外にも多くある。物理的な指標としては、含水比（含水率）が挙げられる。化学的な指標としては、富栄養化の指標となる強熱減量, COD, TOC, 窒素, リン, 硫化物等, また, 間隙水中の DO 濃度, 酸化還元電位等が挙げられる。

東京湾内で 75 地点で採取された底泥に対して、含水比と他の指標の関係を調べた（図-3）（岡田ら, 2005a）。各指標は含水比と高い相関があることから、各指標は他の指標に対して一意の関係があることが判る。

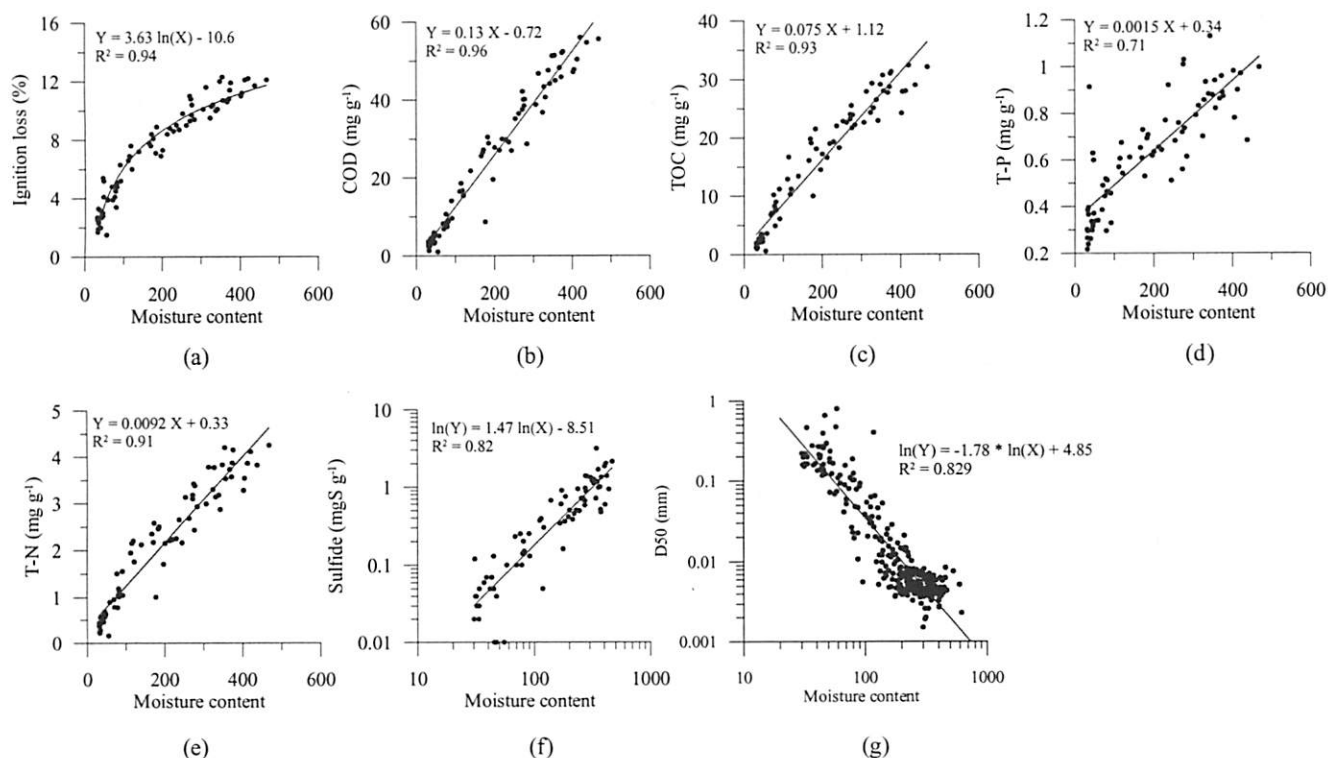


図-3 東京湾内 75 地点の底泥に対する含水比と他の底泥指標の関係 (a) 強熱減量 (%), (b) COD (mg g^{-1}), (c) TOC (mg g^{-1}), (d) T-P (mg g^{-1}), (e) T-N (mg g^{-1}), (f) 硫化物 (mgS g^{-1}), (g) 中央粒径 (mm)

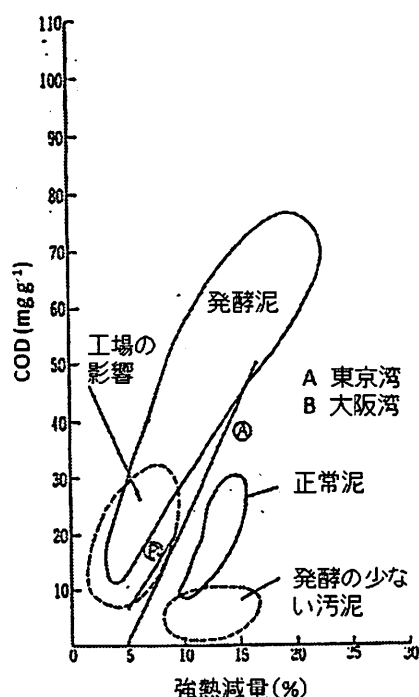


図-4 有機物の種類に対する COD と強熱減量の関係。奥村・梅原 (1978) に加筆。

海域の栄養階級区分として、COD の値は、腐水域および過栄養域では 30 mg g^{-1} 以上、富栄養域では $5 \sim 30 \text{ mg g}^{-1}$ 、貧栄養域では 5 mg g^{-1} 以下であり、硫化物の値は、腐水域で 1.0 mg g^{-1} 以上、過栄養域で $0.3 \sim 3.0$ 、富栄養域で $0.03 \sim 0.3$ 、貧栄養域で 0.03 以下である (日本海洋学会編, 1979)。これらの関係から、富栄養化が進行した過栄養域の底泥と、富栄養化していない貧栄養域の底泥の概略的な性状を表現すると、次のようになる。富栄養化が進行した底泥 (ここでは、ヘドロと呼ぶこととする) は、ドロドロ、サラサラしていて (粒径が細かく、含水比が高い)、有機物量も高く (強熱減量, COD および TOC が高い)、その他の富栄養化の指標も高い (窒素, リンが高い)。逆に、富栄養化していない泥は、ザラザラしていて (粒径が粗い)、有機物量は少なく (強熱減量, COD および TOC が低い)、富栄養化の指標も低い (窒素, リンが低い)。この関係は、他の海域の底泥に対しても当てはまると思われるが、その勾配は必ずしも全ての海域の底

泥で同じとは限らない。例えば、図-4 に示すように流入する有機物の種類によって、その勾配が異なることが知られている。

2.3 堆積有機物

富栄養化した底泥には有機物が多く含まれている。その有機物を微生物による分解または底生生物群集の代謝基質としての利用のし易さし難さで分けると、有機物は易分解性有機物と難分解性有機物に分けることができる (例えば、日本海洋学会編, 1979, 小池編, 2000)。易分解性有機物にはブドウ糖等があり、難分解性有機物にはフミン物質、硬タンパク質等がある。

この分解のし易さの違いは、底泥の酸素消費能力の違いとして現れる。例えば中村ら (2010) は、底泥上に堆積する前の懸濁有機物について貧酸素に及ぼす寄与を検討した。その結果、東京湾奥部において、内部生産により大量に産生される珪藻を主体とした植物プランクトン細胞に由来する懸濁態有機物は相対的に易分解性で速やかに分解されるのに対し、運河・河口域に多いと考えられる陸起源の有機物は比較的難分解性であり、東京湾等の都市隣接閉鎖性海域における水柱中における浮遊系の酸素消費の要因として、内部生産により大量に産生される有機物の寄与が大きいことを示した。また鯉淵ら (2002) は、有明海において赤潮の発生の数日後に貧酸素水塊が発生することを報告している。

このように易分解性の有機物と難分解性の有機物は、貧酸素水塊に対する寄与や底泥内で分解速度が異なるため、数値モデル内において、近年では両者を分けて考えるモデルが現れている (例えば、相馬ら, 2010)。

3. 鉛直分布

底泥の鉛直混合は、水塊のそれと比較して極めて小さく、水-底泥界面での物質のやり取りに関する底泥

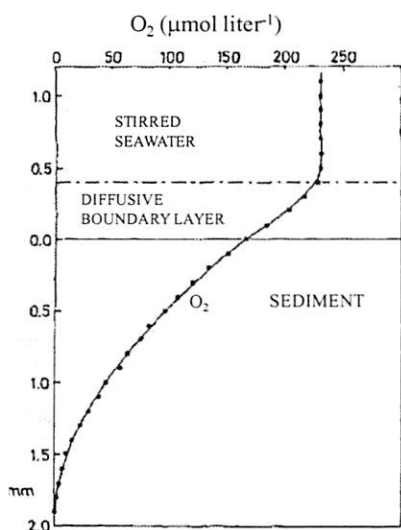


図-5 微小酸素電極を用いた水-底泥界面における DO 濃度の鉛直分布. Jorgensen and Revbech (1985) に加筆

消費し底層に貧酸素水塊を形成したりするからである。この有機物の分解には、酸素の存在は重要な役割を果たす。まず、酸素の鉛直分布から見てみよう。

干潮時に干出する干潟や水際、また底生藻類等によって覆われている浅場の底泥を除けば、底泥への酸素は底泥直上の水塊からのみ供給される。そのため、底泥中の溶存酸素の分布は水-底泥界面に限定される。その底泥内の溶存酸素の鉛直分布は、微小電極によって詳細に測定され、(例えば, Jorgensen and Revbech, 1985, 井上ら, 1996,) 溶存酸素が存在するいわゆる酸化層は数 mm 程度であることが示された。水塊中の溶存酸素濃度が飽和状態の場合、溶存酸素は、底泥直上の 1 mm 以下の境界層から減少し始め、底泥に入って

中の鉛直分布の空間スケールは 1 cm 以下である。一方で、長期的にみた場合、富栄養化した海域では、底泥は 1 年当りに 1 cm 程度堆積し、10 年以上の履歴を考察する際には 10 cm 以上の鉛直分布が必要になる。ここでは、それぞれの鉛直スケールについて述べる。

3.1 境界面

水-底泥界面では、物理的および化学的な変化が大きく、また、底泥中では底泥粒子および間隙水の鉛直混合は極めて小さいため、底泥中の化学物質の鉛直分布は数 mm スケールとなる。富栄養化した底泥中で、我々が最も注目するのは、有機物の分解に伴う化学変化である。なぜなら、その過程において、窒素やリンが水塊中に回帰し水塊中の富栄養化を助長したり、底層中の溶存酸素を

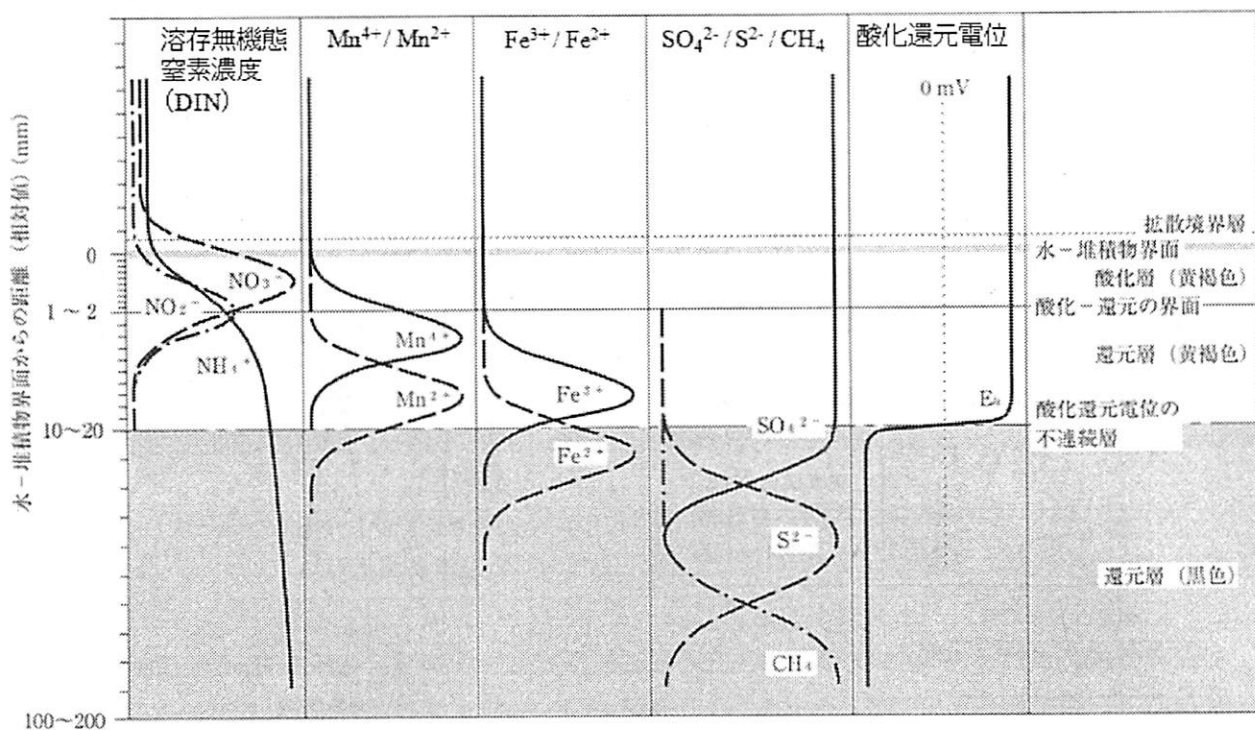


図-6 水-底泥界面における化学物質の濃度および酸化還元電位の鉛直分布の概念図. 小池編 (2000) に加筆.

も連続的に減少し、底泥中 2 mm で 0 mg l^{-1} となる ($100 \mu\text{mol l}^{-1} = 3.2 \text{ mg l}^{-1}$) (図-5)。このように底泥中の溶存酸素濃度は 0.1 mm オーダーで変化しており、その他の関連する化学反応も同等のスケールで変化する。なお、水塊底層に水塊上層から酸素が供給されない場合は、この底泥直上の溶存酸素の減少層が発達し、底層における貧酸素水塊の形成となる。

有機物は、底生生物群集（底生バクテリアやベントス）によって、二酸化酸素と水に無機化される。この過程は酸化還元反応であり、反応が進行するためには、有機物の酸化と共役して還元される物質（電子受容体）が必要である。その過程については、小池編（2000）や栗原編（1988）に詳しく説明されている。まず、酸素は、最もエネルギー効率が高い最終電子受容体であり、底生生物群集による有機物の無機化では最初に酸素が利用される。この時の酸化還元電位は 500 から 300 mV である。分子状酸素がなくなり嫌気的環境に近づくと、次にエネルギー効率が高い硝酸塩が利用され（酸化還元電位：400 から 100 mV）、続いて酸化マンガン（IV）および酸化鉄が利用される（酸化還元電位：200 から -200 mV）。嫌気的分解過程では、発酵産物を代謝基質とする硫酸還元（酸化還元電位：0 から -200 mV）およびメタン生成（酸化還元電位：-200 から -300 mV）が行われる。栄養塩および硫化物は、この有機物の分解過程またはそれに伴う嫌気状態において溶出される。この酸化の順番は、溶存酸素濃度および酸化還元電位の鉛直分布に従い、数 mm から数 cm のオーダーで、理想的には鉛直方向に図-6 に示す概念図のようになる。黄褐色をした干潟に足がはまると、目に見えていた黄褐色の層は非常に薄く、その下の層の泥は黒色で、硫化水素臭がするのは、まさにこの鉛直分布を表現している。

ところで、この黒色泥の正体は何であろうか？図-6 で示したように底泥中では溶存酸素がない無酸素状態が形成される。この状態を還元状態（嫌気状態）と呼ぶ。この還元状態では、海水中に多量に存在する酸化硫化物は硫酸還元菌によって、硫化物イオン (S^{2-})、硫化水素イオン (HS^{-}) と硫化水素に分解される。そして、硫化物イオンはさらに底泥中の鉄と化合し硫化鉄（II）(FeS) を形成する。この硫化鉄（II）が黒色泥の正体である。したがって、黒色泥（ヘドロ）が形成されている状態は、有機物分解における酸化還元反応において、最後の段階の硫酸還元まで達していると判断できる。

3.2 数 10 cm スケール

(1) 浮泥層

富栄養化した水域では、しばしば浮泥層と呼ばれる層が存在する。しかし、その浮泥の定義はそれほど明

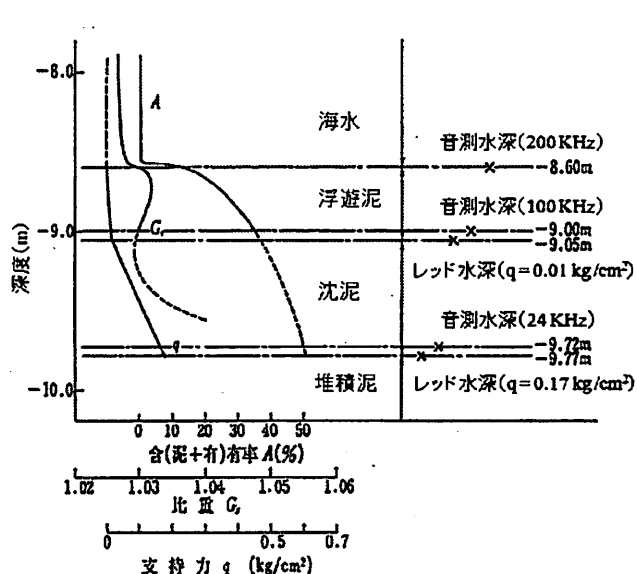


図-7 音波の反射面およびレッド水深に基づく底泥区分。奥村・梅原（1978）に加筆。

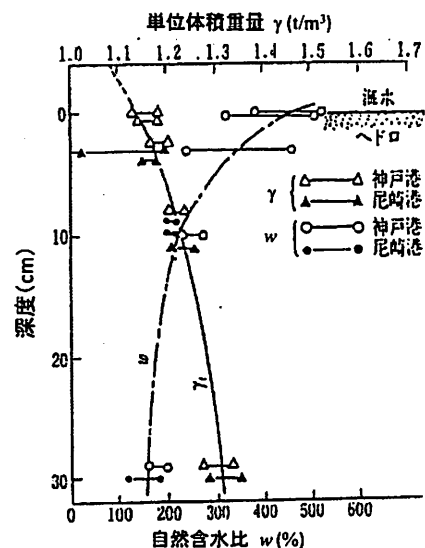


図-8 神戸港および新潟港における浮泥中の含水比と単位体積重量の鉛直分布。奥村・梅原（1978）に加筆。

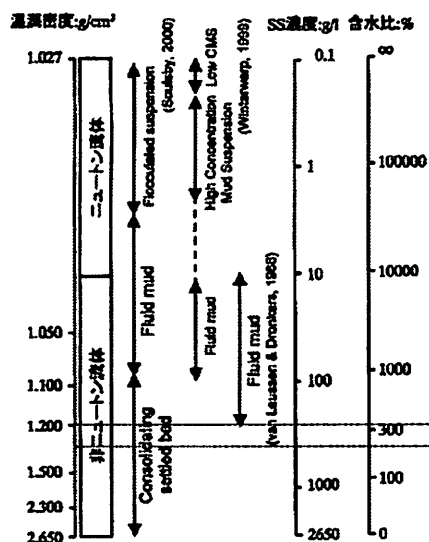


図-9 密度による底泥区分, 中川ら(2004)に加筆した.

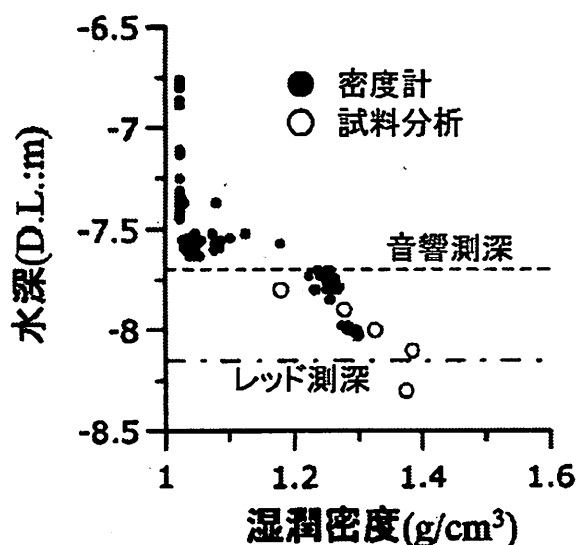


図-10 密度計による密度の鉛直分布に対する音響測深およびレッド測深の位置。中川ら（2004）に加筆した。

確ではない。過去において、浮泥層が公害として社会的に問題になり、それらを浚渫する必要が生じた。その際に、浮泥の定義が工学的に必要になり、浮泥の上面を 200 kHz の音波の反射面、浮泥の下面をレッド測定面とした（例えば、奥村・梅原，1978）。田子の浦港における観測例では、図-7 で示すように音波の反射面、レッド水深および含泥率、比重、支持力に基づいて海水、浮遊泥（ここでは、これを浮泥と呼ぶことにする。）、沈泥、堆積泥に分類されている。この図では単位体積重量の情報が明確でないので、神戸港および尼崎港における、浮泥の単位体積重量と含水比の鉛直分布の関係を図-8 示す。これで見ると、浮泥の下層の含（泥+有）有率は約 40%、すなわち含水率は 60%、含水比は 150% に相当する単位体積重量は約 13 g cm^{-3} である。また、浮泥の上面の含水比は約 400、単位体積重量は約 12 g cm^{-3} である。

中川ら (2004) は海外文献に基づいて、低濃度域の浮遊 (Suspension) 状態から高濃度の圧密 (Consolidating) 状態までの層を、密度に対して分類した (図-9)。そして、浮遊状態と圧密状態の間を流動泥 (Fluid Mud) と呼んだ。研究者によって多少の違いはあるものの、流動泥の密度の上限は 1.2 g cm^{-3} 程度である。また、中川ら (2004) は、現地式密度計 (XL-4, HR Wallingford 製)、音波測深 (200 kHz) およびレッド測深 (底面反力,

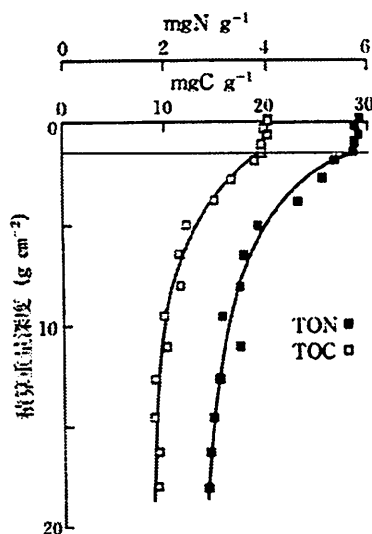


図-11 TOC および TON の鉛直分布. 実線はモデル計算値を示す. 日本海洋学会編 (1979) に加筆した.

0.306 kg cm⁻³) を用いて、3 者を比較した (図 -10)。必ずしも全てのケースにおいて、音響測深面と湿潤密度の関係は一致していないが、おおよその傾向として、湿潤密度が 1.2 g cm⁻³ 以下の流動泥層は音響測深面よりも上であり、音響測深面からレッド測深面の間の層はその下側で、密度は 1.2 - 1.4 g cm⁻³ に相当していた。レッド測深面が 1.4 g cm⁻³ まで到達しているのは、中川ら (2004) が使用したレッドが比較的重いためである。

両者を合わせると、浮泥層とは単位体積重量が 1.2 から 1.3 g cm⁻³ 程度、含水比が 400 から 150 程度の層と考えられる。そして、流動性の高い流動泥層が、浮泥層の上に存在すると位置づけられる。図-9 にこの定義の浮泥に相当する層を破線で示している。

前節で示したように水-泥界面では、数 mm スケールの化学物質の鉛直分布の存在を示したが、実際には、

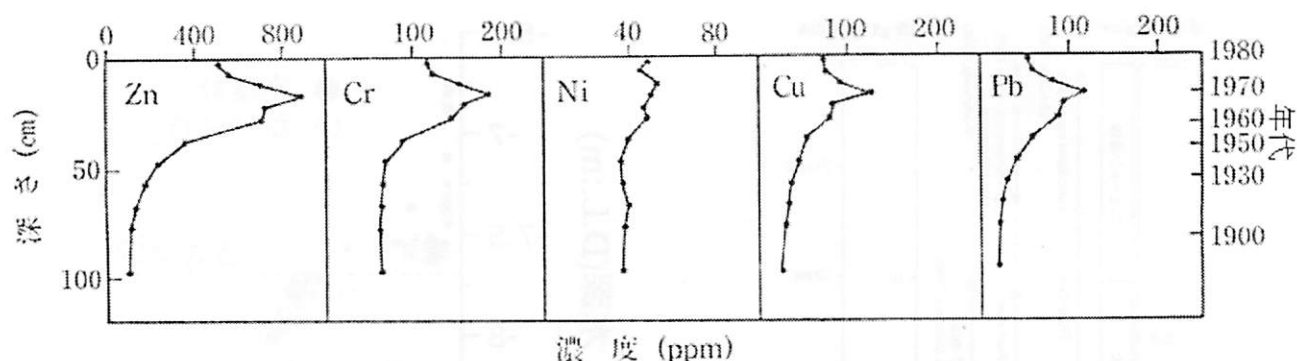


図-12 東京湾における底泥中の重金属の鉛直分布と年代分析の推定結果. 小倉 (1993) に加筆した.

水と底泥の界面は必ずしもシャープではなく、数 10 cm のスーケルの流動泥層や浮泥層連続的に存在していることがあることを念頭に置いておくべきであろう。

(2) 鉛直分布

図-11 は伊勢湾における全有機炭素 (TON) と全有機窒素 (TOC) の鉛直分布とモデル計算で得られた鉛直分布を示したものである。縦軸は積算重量深度で示している。積算重量深度とは、圧密の影響を取り除くために、土粒子密度と間隙率から求められる深さの指標である。モデル計算値は、年代測定によって得られる堆積速度や有機物および窒素の分解速度から求められる。ここで注目したいところは、表層の約 1.5 g cm^{-2} (間隙率を 0.9 とすると約 6 cm に相当) の鉛直分布は、指数関数的に減少するモデル値から外れて、鉛直方向に一様になっていることである。この一様化は、浮泥層に相当し流動によって攪乱されている場合や、底生生物による攪乱の場合がある。そして、ここでの堆積速度は 0.14 g cm^{-2} である (日本海洋学会編, 1979) ことを考慮すると、約 10 年分の堆積物の影響が一様化 (平均化) されていることになる。底泥を採取して値を評価する際には、このようなことを考慮して、採泥厚さおよび解釈に留意する必要がある。

因みに、東京湾の堆積速度は東京港の外側で $0.5 \text{ g cm}^{-2} \text{ y}^{-1}$ 、湾平均で $0.18 \text{ g cm}^{-2} \text{ y}^{-1}$ (松本, 1983) (間隙率を 0.9 と仮定すると約 $2 \text{ g cm}^{-2} \text{ y}^{-1}$, $0.7 \text{ g cm}^{-2} \text{ y}^{-1}$ に相当)、伊勢湾では湾平均で 1.4 cm y^{-1} (日本海洋学会編, 1979)、大船渡湾では 0.6 cm y^{-1} 、釜石湾では 0.5 cm y^{-1} だった。

図-12 は亜鉛、クロム、ニッケル、銅および鉛の鉛直分布を年代分析の結果推定された年代とともに示したものである。これら重金属の汚染は 1900 年頃から始まり、1970 年にピークに達し、それ以降は減少している (小倉, 1993) ことが明瞭である。このように底泥の鉛直分布から、歴史的な環境変遷を推定することが可能である。

4. 底泥の空間的な分布

ここでは、底泥の平面分布に着目してみよう。はじめにで触れたように、底泥の機能には、大きく分けて 2 つある。一つは水塊中の水質に対する境界条件 (栄養塩溶出、酸素消費)、一つは生物の生息場である。底泥の機能を水質の境界条件として捉えるならば、底泥の空間分布の解像度は、対象となる水塊

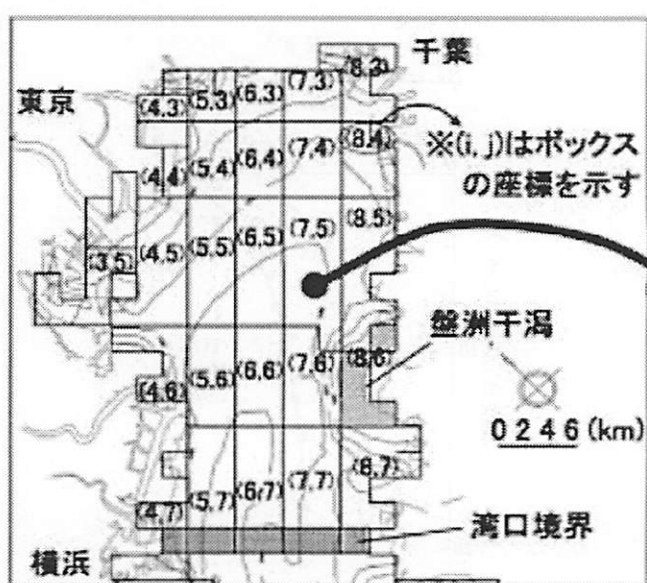


図-13 底泥系と浮遊系の複合モデルの底泥系の空間分解能. 相馬ら (2010) を一部引用.

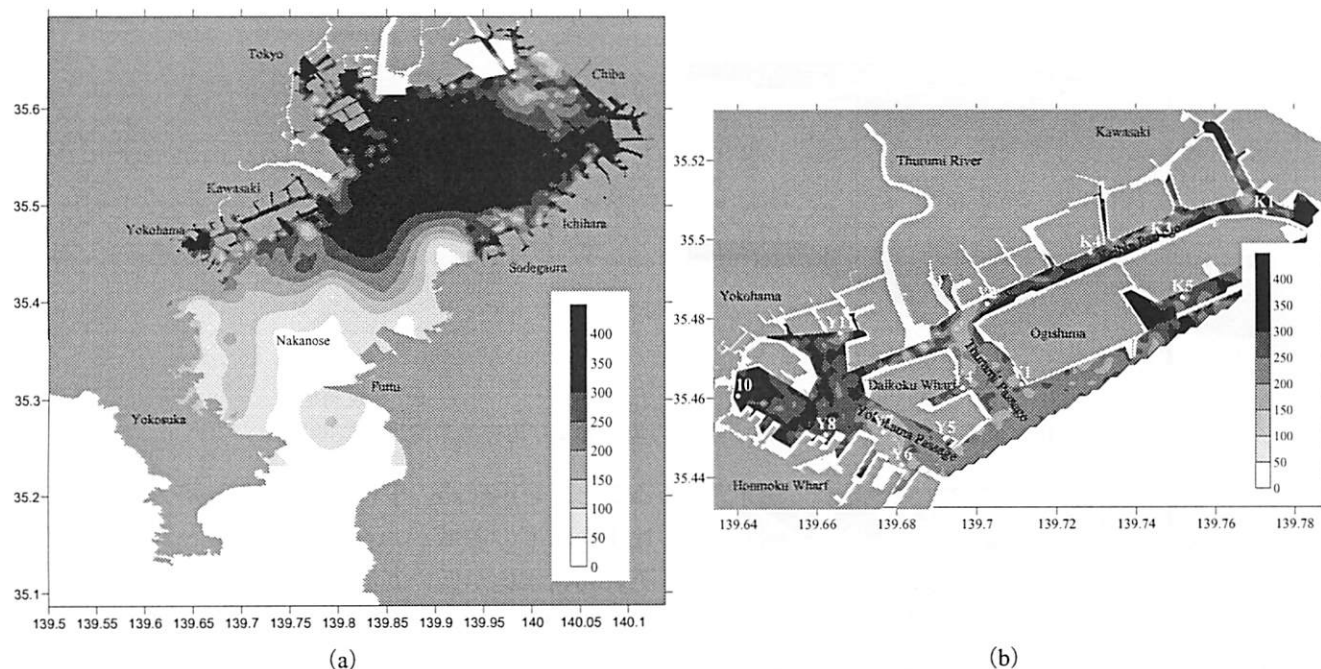


図-14 249地点の採泥結果を音響底質識別装置のデータを用いて補完して作成した含水比の空間分布。(a)東京湾全体、(b)横浜・川崎周辺水域。

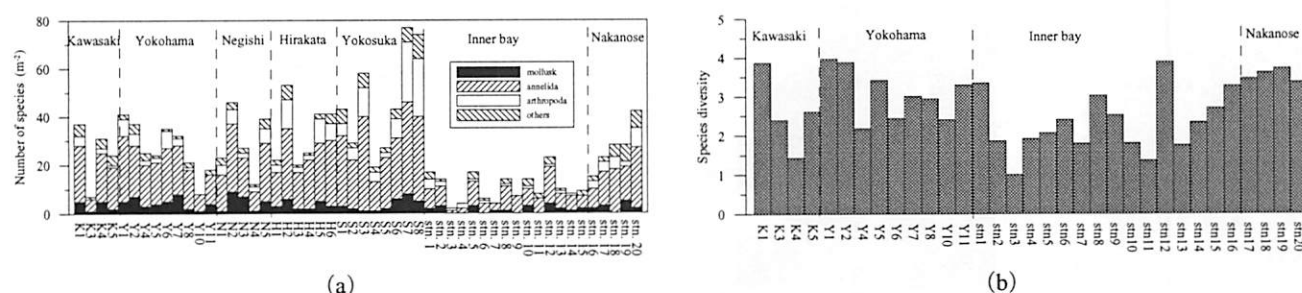


図-15 東京湾の沿岸域におけるベントスの調査結果(3月)。(a)種類数、(b)多様度指数。

の水平方向の移流・拡散のスケール、または水質の水平分布のスケール程度の空間スケールがあれば十分であろう。現在、底泥と水塊の相互作用を考慮したモデルで詳細なものの一つである相馬ら(2010)のモデルでも、底泥の境界条件は図-13程度である。東京湾に対しては、底泥の空間分布は、数kmスケールで十分となる。

一方、対象が水質ではなく、生物の生息場となるとどうだろうか？底泥に住む底生動物(ベントス)はそれほど空間移動能力は高くない。また、それを捕食する底魚もそのベントスの分布に依存することになる。そのため、比較的詳細な底泥状況が重要となる。例えば、釣りが好きな人ならば経験があるかもしれないが、あそこ釣れなかったが、少し移動したここは釣れると。

では、果たして富栄養化した海域で、底泥はそれほど空間的に違うのだろうか？あたり一面ヘドロでは？図-14(a)は、東京湾における、湾内249地点の採泥データを音響底質識別装置のデータを用いて補完して作成された底泥の分布図である(岡田・古川, 2005a, 岡田・古川, 2005b)。コンターの濃淡は、含水比の分布を示している。湾奥の中央部は、含水比300以上であり、図-3の関係でみると、強熱減量は10%以上、CODは 40 mg g^{-1} 以上となり、非常に富栄養化した底泥であることが判る。一方、沿岸域では、含水比が150%程度で富栄養化がそれほどでなく生物生息場となり得る底泥が所々に点在していることが判る。

また、図-14(b)は、横浜・川崎の京浜運河に対して図-14(b)を拡大したものである。横浜港の奥は250以上の含水比であるが、横浜航路・鶴見航路には比較的広い範囲に含水比150程度の領域が存在してい

これらが示すように、底泥の生物生息機能に着目して、底質分布を調べる際には、従来よりもきめ細やかな底泥調査が必要となる。その一つの試みとして、運河域の地形を、水中部の測定にはスワス音響測深機（インターフェロメトリ音響測深機）（C3D：Benthos 社製，測深分解能：5.5 cm）を用い，陸上部の測定には航空レーザ測量（ALTM3100AG4：Optech 社製，高さ精度：± 0.15 m，水平精度：対地高度の 1/3000）および地上レーザ測量（LMS-Z420：RIEGL 社製，方位・ピッチ・ロール精度：± 0.01°）を用いて測定を行った（岡田，2010）。音響測深機と地上レーザは個別の調査船に設置し，水面付近の陸・水の境界付近のデータの空白地帯をなるべく少なくするように調査は行われた。

図-18 中の運河内で色が白くなっている箇所の水深帯が約 3 m に相当し，著者らが生物生息場として利用したい砂溜まり等がある浅場である。運河中央部は水深 5 m 程度になっているが，護岸部近傍は水深 3 m 程度の水域が比較的多く存在することが判る。この付近の水域に対して，全体の水域に対する 0 m から 2 m の水深帯の占める割合は 6%，0 m から 3 m の水深帯の占める割合は 17% だった。運河域全体を短期で改善することは，現状の貧酸素水塊の規模（図-16）（岡田ら，2010）を考慮すると不可能に近い考えであるので，この 10% 前後の水域をまずは手当てすることが現実的かつ効率的な方向性と考えている。

5. 底泥起源の推定手法

その場の水環境を評価する上では，静的な情報として底泥の空間分布が重要であったが，その場を管理したり，再生を図るための将来予測をするためには，それらの底泥成分がどこから輸送されるかといった動的情報が重要となる。この解析に対しても底泥指標の空間分布が重要となるが，一般的な底泥指標と異なる点は，トレーサとしての機能を持つか否かである。ここで，底泥の成分として，底泥中に含まれる有機物と土粒子の 2 つがあることを認識しなければならない。有機物について着目したトレーサとしては CN 比および安定同位体が挙げられ，土粒子に着目したトレーサとしては鉱物の化学組成，粒度分布，ルミネッセンス等が挙げられる。

5.1 有機物に対して

(1) 安定同位体

種々の研究目的で使用する安定同位体比には，炭素安定同位体比，窒素安定同位体比，水素安定同位体比，酸素安定同位体比および硫黄安定同位体比があるが，有機物が陸上植物起源か，それとも海洋植物プランクトン起源かを推定するための安定同位体としては，炭素の安定同位体 $\delta^{13}\text{C}$ が用いられる。陸上高等植物の $\delta^{13}\text{C}$ はおよそ -28‰ で，海洋の植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ はおよそ -18‰ と報告されている（永田，宮島編，2009）。ここで， $\delta^{13}\text{C}$ は標準物質からの同位体比 ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) の差の 1000 分率である。東京湾に流入する河川中の懸濁態有機物の $\delta^{13}\text{C}$ は，塩分に対して正の相関がある（図-19）（永田，宮島編，2009）。

岡村ら（2005）は，有明海の多地点において $\delta^{13}\text{C}$ を分析し， $\delta^{13}\text{C}$ の空間分布を示した（図-20）。その結果，岡村ら（2005）は次のように考察した。“筑後川河口付近が -23‰ 以下で最も低く筑後川デルタには筑後川から負荷された陸起源の有機物が多く含まれると考えられる。また，鹿島沖泥質平坦地とその周辺の水深 5 m 以浅の海域においても，ほとんどの

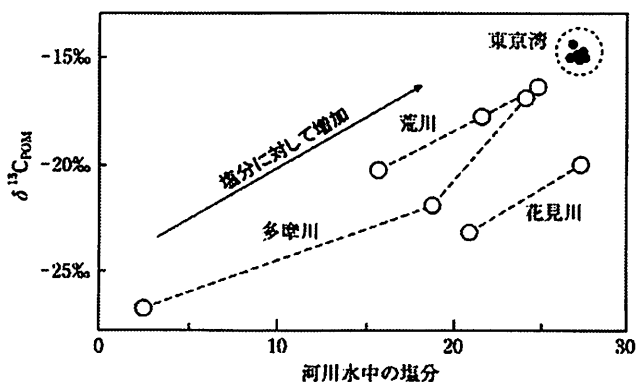


図-19 東京湾およびその流入河川河口域の $\delta^{13}\text{C}_{\text{POM}}$ と塩分の関係。永田・宮島（2009）に加筆した。

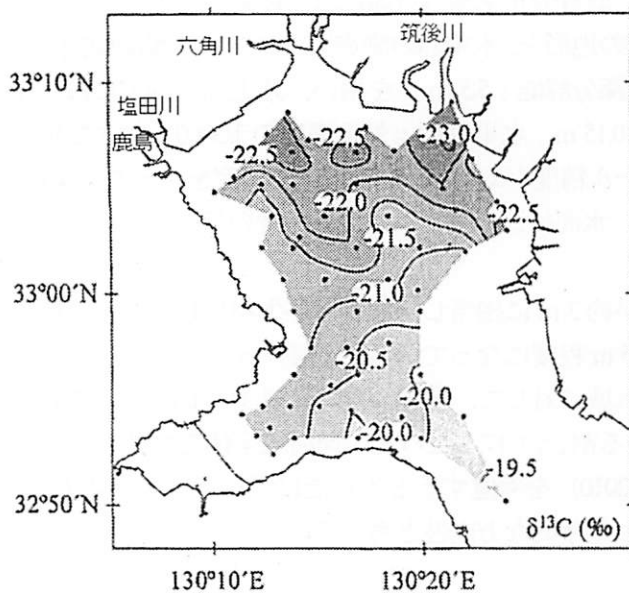


図-20 有明海における $\delta^{13}\text{C}$ の空間分布 (2002 年 6 月). 岡村ら (2005) に加筆した.

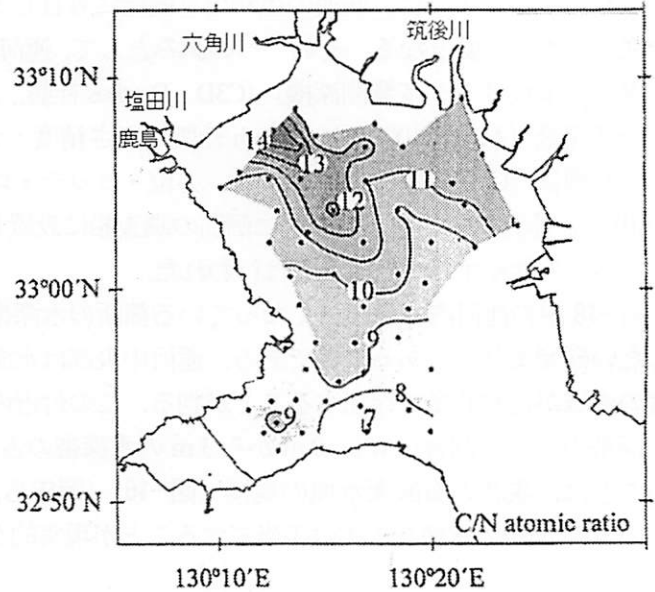


図-21 有明海における C/N の空間分布 (2002 年 6 月). 岡村ら (2005) に加筆した.

表層堆積物の $\delta^{13}\text{C}$ は -22‰ 以下の低い値を示し、同様に陸起源有機物の影響がつかものと考えられる。一方、諫早湾の表層堆積物の $\delta^{13}\text{C}$ は、有明海奥部に比べて $1 \sim 2\text{‰}$ 程度高い値を示すが、これは陸起源有機物に比べて高い $\delta^{13}\text{C}$ をもつ海産生物起源有機物の影響を強く受けているためと推察される。”その他の沿岸域において、多地点の $\delta^{13}\text{C}$ の解析を実施した例としては、Usui et al., (2006) がある。これらように、 $\delta^{13}\text{C}$ の空間分布をみることによって、陸域負荷の影響範囲や海生植物の寄与の相対的な強さを評価することができる。

(2) C/N 比

生物体をつくる有機物の主要元素である炭素と窒素の比 (C/N 比) は、それらを構成するタンパク質、炭水化物、脂肪などの構成比に対応して変化する (和田・中井, 1981)。植物が生産する有機物の C/N 比 (原子比) は、陸上高等植物が $25 \sim 500$ (Hedges et al., 1986)、海藻が $23 \sim 43$ (Duarte, 1992, Kennedy et al., 2004)、植物プランクトンが $5 \sim 15$ (Redfield et al., 1963, Duarte, 1992) であることが知られている (武邊ら, 2006)。

$\delta^{13}\text{C}$ と同時に岡村ら (2005) は表層堆積物中の C/N 比も測定している (図-21)。そして、次のように考察した。“有明海の表層堆積物の C/N 比は、筑後川デルタから鹿島沖泥質平坦地にかけて 11 以上、鹿島沖泥質平坦地の六角川と塩田川に挟まれた浅海域で 14 以上と最も高い値を示し、C/N 比の分布も $\delta^{13}\text{C}$ と同様に陸域起源有機物の強い影響を示している。一方、諫早湾および有明海中部域では 9 以下を示し、有明海奥部に比べて海産生物起源有機物の影響が増加していることが推察される。”。このように海域底泥中の有機物の C/N 比をみることによって、その底泥中の有機物が河川 (陸域) 起源か海域起源かを推定することができる。

$\delta^{13}\text{C}$ の解析と同様に、Usui et al., (2006) も C/N 比の検討を実施している。岡村ら (2005) および Usui et al., (2006) が $\delta^{13}\text{C}$ および C/N 比の両指標を使用したのは偶然ではない。トレーサを使用して推定する際には、独立な特徴をもつ複数のトレーサを使用してそれらを比較することが、推定精度および信頼度を高めるためには重要である。

5.2 土粒子に対して

(1) 化学組成

上記2つ手法が底泥中の有機物に着目したのに対して、化学組成は底泥中の土粒子に着目している。これは、流域圏の鉱物の違いに着目したもので、長期にわたって単一の流域圏からの流入しかない海域には適用でき

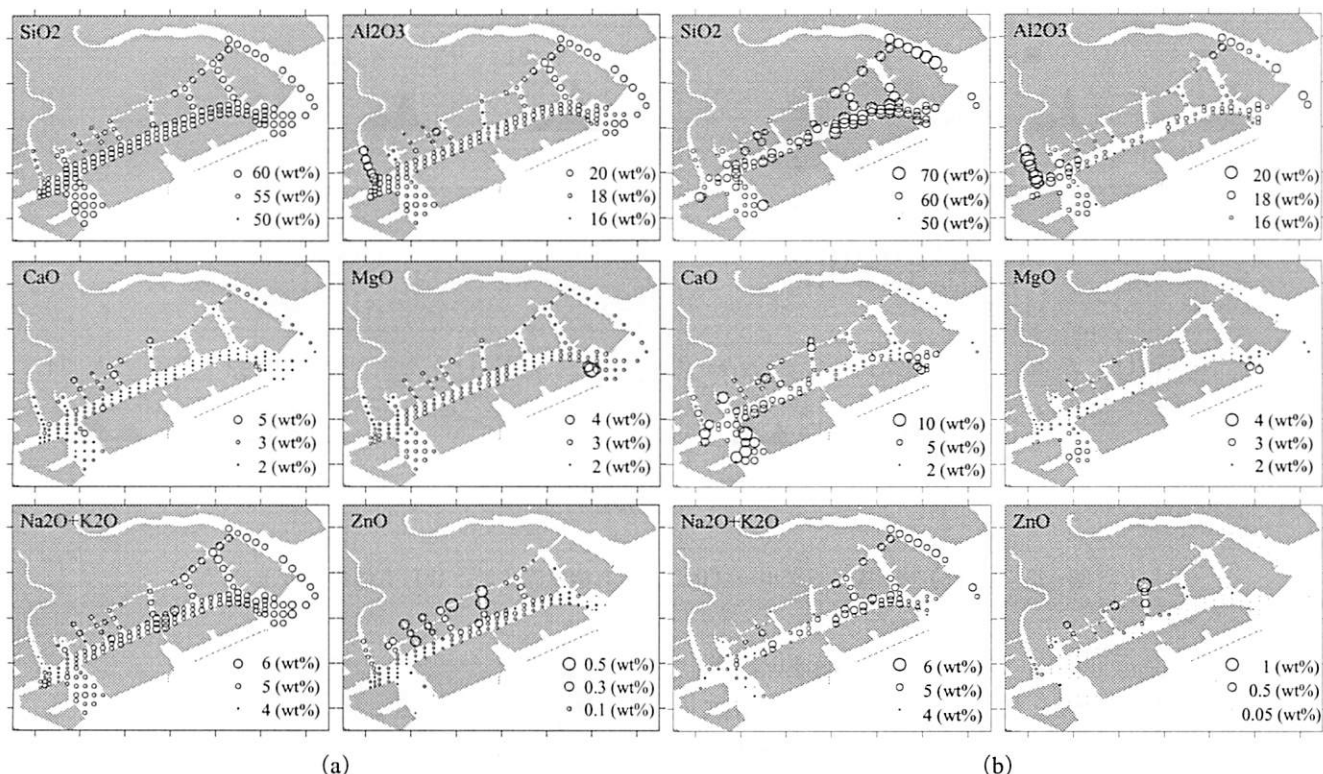


図-22 各化学組成成分の空間分布。(a) シルト, (b) 砂

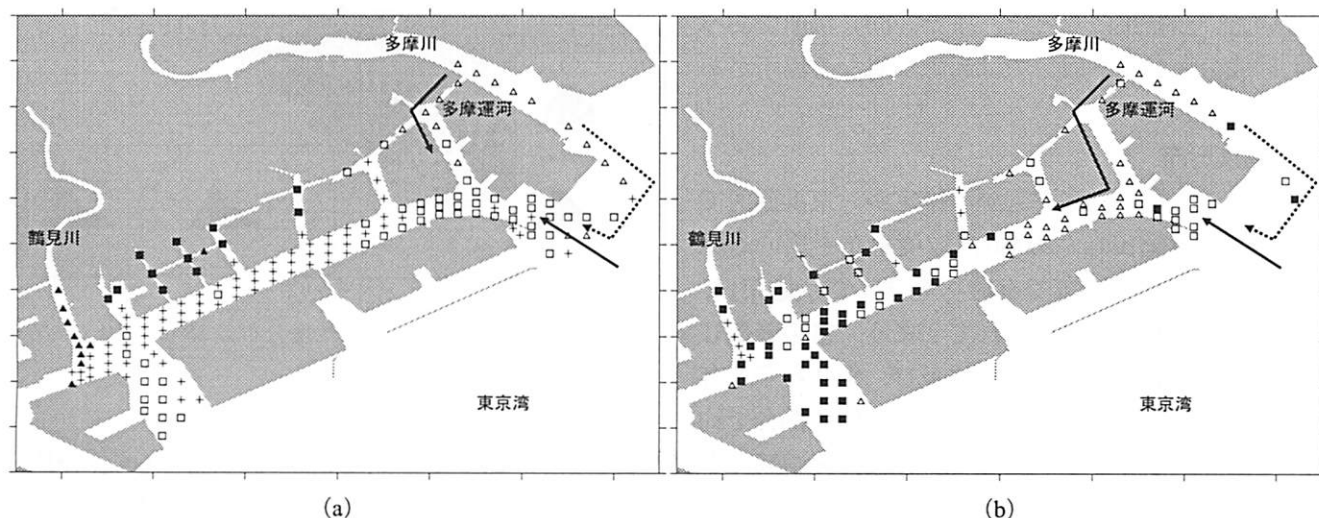


図-23 クラスター分析によるグループの平面分布図。(a) シルト, (b) 砂

ないが、複数の流域圏からの河川が流入する海域には適用できる技術である。化学組成は、地質および岩石鉱物等の分野でこれまで用いられてきたが（例えば、味喜ら, 2003；新正, 2002）、環境の視点から沿岸域や内湾の底泥に対して適用された事例は少ない。国内では、岡田ら（2009a）が京浜運河（横浜・川崎地区）に適用した事例がある程度である。

岡田ら（2009a）は、析対象とする土粒子を $63\mu\text{m}$ 以下のシルト成分と $63\mu\text{m}$ 以上の砂成分に分け、それぞれの成分に対して解析を行った。底泥をシルト分と砂分に分けた理由は、粗粒子による吸着物質の希釈効果を排除するため（Homens et al., 2006）、シルトと砂の輸送形態が異なるためである。波長分散型蛍光 X 線装置（Rigaku 社製, Supermini）を用いた分析では、シルトおよび砂ともに、 SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , CaO , K_2O , MgO , MnO , Na_2O , P_2O_5 , TiO_2 , CuO , ZnO , Cr_2O_3 等が検出された（図-22）。そのデータをクラスター解析した結

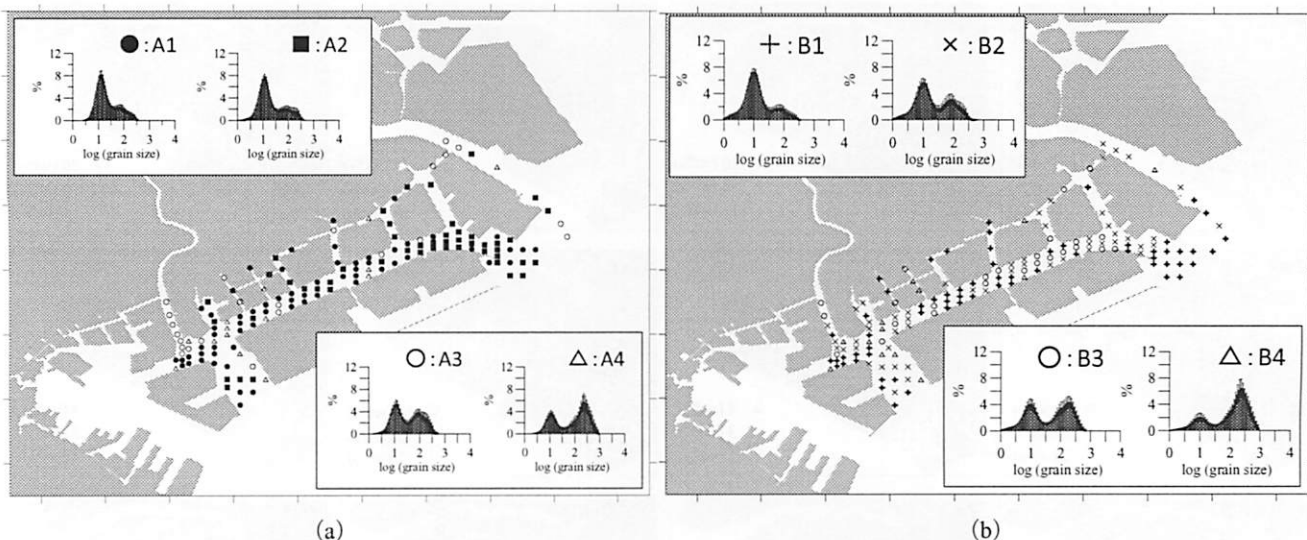


図-23 粒度分布に基づくグループ化。(a) 有機物除去前, (b) 有機物除去後

果(図-23), 京浜運河内に対する多摩川起源の土粒子は, シルトおよび砂ともに河口から東京湾に出たから川崎航路を通じて入ってくるものより, 多摩運河経由のものが主であることを示した。一方で, 鶴見川起源の土粒子は京浜運河内ではそれ程強い影響がないという結果になった。また, 同じ場所であっても砂成分とシルト成分では起源が異なる場所があることを示した。

(2) 粒度分布

粒度分布を用いた底泥起源の推定が, 京浜運河で試みられた(岡田ら, 2009a)。粒度分布を用いる際に, 富栄養化した水域で有機物を含んだ状態では, モード情報が有機物に埋もれてしまう。富栄養化した底泥の強熱減量は10%程度に及び, 鉍物粒子と有機物の密度差を考慮すると, 有機物は体積割合で約20%に及ぶからである。そこで, 有機物を過酸化水素水を用いて除去することによって(Poppe et al., 2003; Mikutta et al., 2005), モード情報を抽出することが必要になる。この有機物が除去された粒度分布を, エントロピー法を用いてグループ化した(岡田, 2009a)。ここで, エントロピー法とは, Forrest and Clark (1989) および Woolfe and Michibayashi (1995) らによって粒度分布のグループ化手法として開発された手法で, レーザー回折式粒度分布測定装置の恩恵によって多数得られた粒度分布を, 中央粒径の様な統計値を用いず, 粒度分布形状そのものを用いてグループ分けする手法である(岡田, 2009b)。粒度分布形状そのものを使用するので, 粒度分布が有する情報量を有効に活用することができる利点がある。統計手法としては, カテゴリカルデータに対するクラスター分析(非階層的手法)において, 大きさの評価に情報量(エントロピー)を使う手法(例えば, 上田, 2011)と同じである。

有機物を除去前の粒度分布の平面分布は, 殆どの地点がシルトが卓越した粒度分布だった。しかし, 有機物を除去したことによって, 多くの地点で砂のモードが明瞭となった(図-23)。そこで, 砂のモードに着目するために35 μ m以上の粒度分布に基づいてグループ化した(図-24)。その結果は, 化学組成に基づいたグループ化(図-23 (b))と類似しており, 粒度分布のモード情報をトレーサとして, 土粒子の起源を推定できる

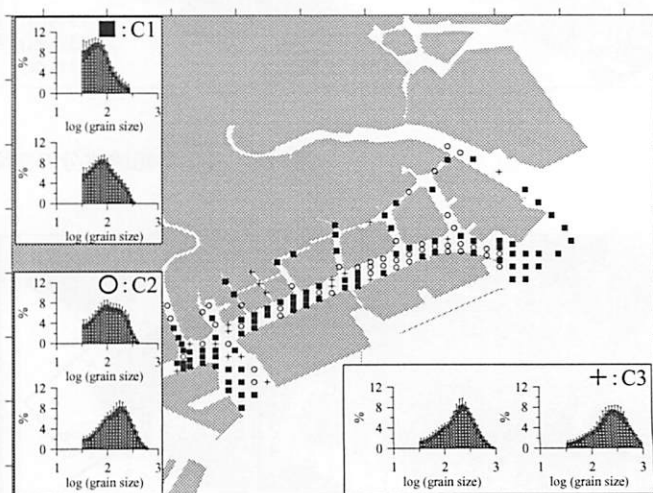


図-24 有機物が除去された粒度分布の35 μ m以上の成分に対するグループ化

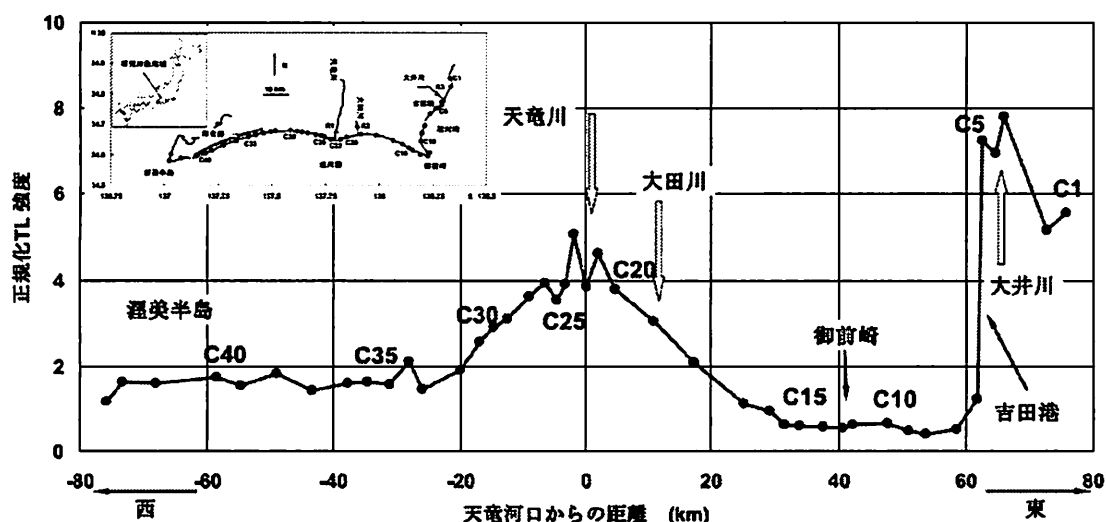


図-25 大井川および天竜川を含む遠州灘の沿岸域における TL の分布

可能性があることを示した（岡田，2009a）。

（3）ルミネッセンス

熱ルミネッセンス（TL）は、漂砂の分野で開発されはじめた技術である。TL とは、鉱物に熱が加えられることによって発光する現象であり、TL 信号は砂粒子が埋積している間に増加し、露光に伴い徐々に減少するため、この TL 信号強度の差異は、地中に埋積して露光していない粒子が、侵食などの影響で表面に露出し、流砂や漂砂での輸送過程で露光されるようになってからの、時間の差異だと考えることができる（小川ら，2009）。

小川ら（2009）は、この技術を静岡県の大井川および天竜川を含む遠州灘の沿岸域に適用した（図-25）。その結果、大井川から供給された土砂は、その大部分が北向きの漂砂として移動すること、また沿岸漂砂の供給される範囲は天竜川に比べて小さいこと等を示した。

5.3 トレーサの扱いについて

上記のようなトレーサはそれぞれ一長一短、得意不得意がある。したがって、 $\delta^{13}\text{C}$ と CN 比の併用のところでも触れたが、独立な特徴をもつ複数のトレーサを使用することを心がけるべきである。また、多くの研究は、有機物と土粒子は分けて考えられているが、底泥は有機物と土粒子の混合であることを考えれば、両者の起源を合わせて考察することも面白いアプローチであると考えている。

6. 改善・再生に関して

前述したように、底泥の機能をハビタットとして捉えたい場合には、きめ細やかな調査が必要となる。これは、お金を掛けて多地点を隈無く調査するべきと言っている訳ではない。現状の貧酸素水塊の形成状況を考えると、ある水域全域を自然再生、改善しようということは、現実的には不可能に近い。したがって、現状で使える自然の場を有効に活用することを念頭に、使える場を漏らさないように調査計画を作るべきであると考えている。例えば、砂溜まりのような浅場が生物生息場として使える可能性があるにもかかわらず、航路の中央のみを調査して、あたかもそれが代表値として、運河域には生物は全くいませんと言うのはナンセンスである。しかし、残念ながら既往の調査はこれに近い調査が多いように見受けられる。これからの一

つの考え方として、使えるところ如何にして効率的・効果的に活用するかといった考え方が重要だろう。

その際には、生物のネットワークといった概念（風呂田，2000，風呂田，2005）が重要になるだろう。そして、砂溜まりのような小領域間で生物の相互作用、またその相互作用の媒介としての水塊および底泥の輸送経路が生物のネットワークの駆動として重要となると考えている。加えて、生物の生活史も念頭にいれる必要がある。夏期に浅場にいる魚類で、冬期に成長して水深 5 - 10 m 程度の水域に生息場を移動するものもいる。マハゼがその代表例である。マハゼは冬期に産卵のため、水深 10 m 程度の水域に生息場を移動する。すなわち、浅場だけでの手当てでは、そのような魚類の持続的な存続は望めない。貧酸素化が解消する冬期には、それら魚類が生息場として使えるような深い水深帯の底泥環境も合わせて考慮する必要があるだろう。

ここまで、生物主体の話であったが、今後はそれら生物のいる環境を楽しむ“人”を中心にする重要性が益々高まると考えている。Millennium Ecosystem Assessment (<http://www.millenniumassessment.org/en/index.aspx>) によって提唱された生態系サービスという概念がある（横浜国立大学 21 世紀 COE 翻訳委員会，2007）。これは、生態系がもたらすサービスのことであり、沿岸域に関連するサービスを列举すると、供給（漁業）、支持（水環境、栄養塩循環）、調節（気候、栄養塩循環）、精神的（散策）、教育的（環境学習）、娯乐的（釣り）等がある。豊かな自然の中で人が生産活動をする、楽しむ、憩う、学ぶといったサービスを享受できる生物生息場、すなわち人と自然が触れ合える場を再生・創造していくことが、内湾環境に対して我々が目指す一つの重要な方向性であると考えている。

謝辞：本原稿で記した研究の一部は、科学研究費基盤研究 (C) (課題番号:20560483 および 23560615, 研究代表者：岡田知也) の支援によって実施された。ここに記して感謝の意を表します。

参考文献

- Duarte, C. M. (1992): Nutrient concentration of aquatic plants: patterns across species. *Limnol. and Oceanogr.* **37**, 882-889.
- Forrest, J., Clark, N.R. (1989): Characterizing grain size distribution: evaluation of a new approach using a multivariate extension of entropy analysis. *Sedimentology*, **36**, 711-722.
- Hedges, J. L., Clark, W. A., Quay, P. D., Richey, J. E., Devol, A. H. and Santous, U. M. (1986): Compositions and fluxes of particulate organic material in the Amazon River. *Limnol. Oceanogr.* **31**, 717-738.
- Homens, M. M., R. L. Stevens, F. Abrantes and I. Cato (2006): Heavy metal assessment for surface sediment from three areas of the Portuguese continental shelf. *Continental Shelf Research*, **26**, 1184-1205.
- Jorgensen, B. B. and Revsbech, N. P. (1985): Diffusive boundary layer and the oxygen uptake of sediments and detritus. *Limnol. and Oceanogr.* **30**(1), 111-122.
- Kennedy, H., Gacia, E., Kennedy, D. P., Papadimitriou S. and Duarte, C. M. (2004): Organic carbon sources to SE Asian coastal sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.* **60**, 59-68.
- Mikutta, R., M. Kleber, K. Kaiser, and R. Jahn (2005): Organic matter removal from soils using hydrogen peroxide, sodium hypochlorite, and disodium peroxodisulfate. *Soil Science Society of America*, **69**, 1120-135.
- Poppe, L. J., A.H. Eliason, J. J. Fredericks, R. R. Rendigs, D. Blackwood and C. F. Polloni (2003): Grain-size analysis of marine sediments: methodology and data processing. *U.S. Geological Survey Open-file Report*, <http://pubs.usgs.gov/of/2000/of00-358/text/chapter1.htm>, 参照 2011-07-29.
- Redfield, A. C., Ketchum, B. H. and Richards, F. A. (1963): The influence of organisms on the composition of seawater. In the Sea, 2 (ed. M. N. Hill), 26-77, John Wiley, New York.
- Usui, T., Nagao, S., Yamamoto, M., Suzuki, K., Kudo, I., Montani, S., Noda, A., Minagawa, M., (2006): Distribution and sources of organic matter in surficial sediments on the shelf and slope off Tokachi, western North Pacific, inferred from C and N stable isotopes and C/N ratios. *Marine Chemistry*, **98**, 241-259.
- Woolfe, K.J., Michibayashi, K. (1995): "Basic" entropy grouping of laser-derived grain-size data: an example from the great barrier reef. *Computers*

and geosciences, **21** (4), 447-462.

上田尚一 (2011), クラスタ分析, 朝倉書店, 206p.

岡田知也, 古川恵太 (2005a): 東京湾沿岸域における音響装置を用いた詳細な底質分布図の作成とベントス生息状況, 海岸工学論文集, **52**, 1431-1435.

岡田知也, 古川恵太 (2005b): 音響底質識別装置を用いた東京湾沿岸域の底質分布図の作成, 海洋開発論文集, **21**, 749-754.

岡田知也, グェン・ティール・モンチン, 古川恵太 (2009a): 底泥の化学組成および粒度分布を用いた底泥輸送の推定 - 京浜運河への適用事例 -, 海岸工学論文集, **56**, 976-980.

岡田知也, グェン・ティール・モンチン, 古川恵太 (2009b): 粒度分布形状に基づいた底泥分布図の提案 - 東京湾を例として -, 海洋開発論文集, **25**, 401-406.

岡田知也, 古川恵太 (2010): 運河部の貧酸素水塊に及ぼす内湾部の貧酸素水塊の影響, 海洋開発論文集, **26**, 663 - 668.

岡村和麿, 田中勝久, 木元克則, 清本容子 (2005): 有明海奥部と諫早湾における表層堆積物中の有機物の分布と有機炭素安定同位体比, 海の研究, **15**(2), 191-200.

小川裕貴, 劉海江, 高川智博, 佐藤慎司 (2009): 長石の熱ルミネッセンス特性から推定した広域的な土砂移動特性, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), **B2-65** (1), 616-620.

奥村樹郎, 梅原靖文 (1978): 海底浮泥の基礎的性質, 土と基礎, **26-1**, 25-32.

小倉紀雄 (1993): 東京湾 - 100 年の環境変遷 -, 恒星社厚生閣, 193p.

栗原康編 (1988): 河口・沿岸域の生態とエコテクノロジー, 東海大学出版, 335p.

建設省土木研究所赤羽支所 (1978): 有害底泥の生成究明に挑む, HEDORO, **12**, 32-40.

小池勲夫編 (2000): 海底境界層における窒素循環の解析手法とその実際, 社団法人産業環境管理協会, 195p.

鯉渕幸生, 佐々木淳, 磯部雅彦 (2002): 2001 年の有明海における水質の動態解明, 海岸工学論文集, **49**, 1056-1060.

国連ミレニアムエコシステム評価 (2007): 生態系サービスと人類の将来, 訳 横浜国立大学 21 世紀 COE 翻訳委員会, オーム社, 241pp.

佐藤千鶴, 古川恵太, 岡田知也 (2006): 京浜運河における底生生物からみた自然再生の可能性, 海洋開発論文集, **22**, 211-216.

新正裕尚・折橋裕二・角井朝昭・中井俊一 (2002): 室生火砕流堆積物の全岩化学組成: その給源への手掛り, 岩石鉱物科学, **31**, 307-317.

相馬明郎, 関口泰之, 桑江朝比呂, 中村由行 (2010): 干潟・浅海域が貧酸素化と生態系バランスに与える影響 - モデル解析 -, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), **66**(1), 1146-1150.

中川康之, 渡邊和重, 谷川晴一, 黒田祐一 (2004): 底面近傍における底泥密度の鉛直分布特性の把握, 海岸工学論文集, **51**, 986-990.

中村泰男, 東博紀, 牧秀明 (2010): 貧酸素水塊の形成機構と生物への影響評価に関する研究, 国立環境研究所特別研究報告, **SR-93-2010**, 35p.

中村由行, 井上徹教, Fatos Kerciku, 左山幹雄 (1996): 微小酸素電極を用いた濃度境界層の微細構造の把握, 海岸工学論文集, **43**, 1081-1085.

永田俊, 宮島利宏編 (2009), 流域環境評価と安定同位体 - 水循環から生態系まで, 京都大学学術出版会, 476p.

日本海洋学会編 (1986): 沿岸環境調査マニュアル, 恒星社厚生閣, 266p.

風呂田利夫 (2000): 内湾の貝類, 絶滅と保全 - 東京湾ウミノナ類の衰退からの考察. 月刊海洋, 号外, **20**, 74-82.

風呂田利夫 (2005): 内湾ベントスにおける地域個体群間ネットワークの重要性, 水産総合研究センター研究報告 別冊 **3**, 35-46.

松本英二 (1983): 東京湾の底質環境, 地球科学, **17**, 27-32.

味喜大介・宇都浩三・周藤正史・石原和弘 (2003): 古地磁気と全岩化学組成からみた桜島火山観測井ボーリングコア中の溶岩の対比, 京都大学防災研究所年報, **46B**.

武邊勝道, 大屋誠, 三村耕一, 杉谷健一郎, 山本鋼志, 亀谷均, 高田龍一, 吉田英一 (2006): 中海安来港内の有機物に富む堆積物 (ヘドロ) とその間隙水の化学組成, 名古屋大学博物館報告, **22**, 19-29.

和田秀樹, 中井信之 (1981): 堆積物中の有機物の炭素同位体組成と C/N 比, 静岡大学地球科学研究報告, **6**, 73-81.