

生石灰で粒状化処理した建設発生土の 海水に対する環境影響について

檜垣貫司¹・金子文夫²・末岡 徹³

¹正会員 大成建設株式会社 技術研究所 (〒245 横浜市戸塚区名瀬町344-1)

²正会員 大成建設株式会社 技術研究所 (〒245 横浜市戸塚区名瀬町344-1)

³正会員 工博 大成建設株式会社 技術研究所 (〒245 横浜市戸塚区名瀬町344-1)

生石灰で被覆して粒状化処理した建設発生土を、海面埋立に利用した場合の材料特性とその材料が環境に与える影響について実海水と大型水槽を用いて実験した。本粒状土からカルシウムが溶出して海水のpHおよびイオンバランスが変化するが、カルシウム溶出量は、粒状土重量の1000倍の通水があるとほぼ平衡に達し、海水のイオンバランスも元の状態に近づく。通水中に海中生物を入れて観察した結果、死亡検体数はゼロであり、粒状土には生物が付着し、海底生物も共存できる環境が形成されていた。この結果より、生石灰で被覆した粒状土は、海水域に浸漬した当初はカルシウムイオンの溶出が激しいが、浸透を続けることで生物が生存できる環境を形成する可能性のあることがわかった。

Key Words : surplus soil, utilization, environmental impact assessment, pulverization, effluent, sand mat, sea water

1. はじめに

本研究で扱う建設発生土を粒状化してその表面を石灰系材料で固結し、砂に近い土質材料に改質する再利用技術（以下、粒状土という）は、建設省の技術評価を受け、埋戻し材として多くの実績を積んできている^{1)・2)}。

この粒状土を陸部および海部の水面埋立材として利用する場合、砂としての必要強度と透水性、そしてその耐久性、さらに水中・海中に投下し堆積したとき海水に与える環境影響や海底生物が生存できる環境が形成できるかどうか問題となる。

カルシウムを含む固化材で処理した土からのアルカリ溶出に関して、久保田ら³⁾、天野ら⁴⁾、そして木次⁵⁾の研究がある。それらによると、処理土上に客土すれば浸透水のpHは上がらなくなること、久野ら⁶⁾、篠田ら⁷⁾と建設省・総合技術開発プロジェクト「建設副産物の発生抑制・再生利用技術の開発」⁸⁾の研究では、高pHの地下水は処理土周辺の土の吸着作用で広範囲に拡散しないという結果を得ている。

玉井ら⁹⁾は高炉セメントを用いたコンクリートを海中に浸漬して、溶出イオンと海中生物に与える影響について調べた。カルシウムイオンは海水中で3カ月間溶出したが、浸漬開始から1カ月で生物は付

着し始めたことを観察した。片倉ら¹⁰⁾はポーラスコンクリートを用いて同様の結果を得ている。さらに、特殊な研究として、Vincentら¹¹⁾は一般廃棄物の焼却灰をセメント固化した供試体を海中浸漬し、カルシウムや重金属の溶出と生物付着、そして生物への重金属の集積に関して実験を行った。その結果、重金属の溶出もなく、生物付着そして集積に関して問題がなかったという報告がある。

以上のことから、セメントで処理した海中構造物のカルシウムが海中に溶出してpHが上昇しても、海中生物に対する影響は小さく、構造物の表面には海中生物がある期間経過後に付着することがわかる。しかし、本粒状土は、原材料が建設発生土であることと、表面に生石灰を被覆していることから、海面埋立材として使用するときには、その粒状土の土質工学的性質の変化と水質の変化を化学成分の変化で説明すること、また海中生物に与える影響を調べる必要がある。そこで、粒状土の透水係数の変化や浸出水のpH、そして化学種の濃度変化を室内実験で求め、次に、海岸の近くに設置した大型水槽に実海水を揚水し、粒状土中を浸透させた海水の成分変化、粒状土の透水係数の変化、さらにはその粒状土が生物の生息環境に影響を及ぼすかどうかを実験的に冬～春期と夏～秋期の2シーズンに分けて調べた。

表-1 使用発生土の性質

土の種類	w_L %	ρ_s g/cm ³	w_L %	w_p %	lp
関東ローム	136.0	2.852	164	110	54

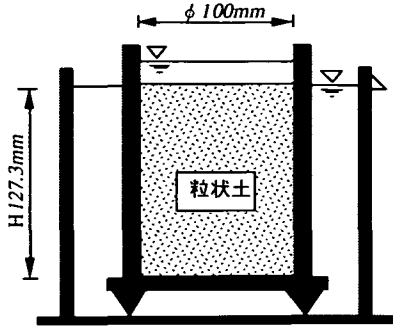


図-1 室内透水試験装置

2. 粒状土の土質特性

(1) 粒状土の作製

粉体を粒状化する操作は、化学工学分野では既にその分野を確立しており、われわれの生活のなかに葉や食品として多く係わっている。しかし、土を粒状化することに関しては、粘土を細粒子化あるいは顆粒化して取扱いやすくしたものや、石炭灰を粒状化するのにわずかに用いられているだけで^{(12)・(13)} 実用化例は少ない。

a) 使用材料

発生土は、表-1に示す土質定数を持つ八王子産関東ロームを用いた。粒状化に必要な助材としてカルボキシル基含有水溶性高分子を用い、粒状土の表面を固化する材料として、粉体生石灰を使用した。

b) 作製方法

土の粒状体を作成する基本的な手順を示す。まず、発生土にカルボキシル基含有水溶性高分子を粉体状で発生土の重量に対して0.1%加えてミキサーで攪拌する。次に、発生土の重量に対して生石灰を3%添加して再度攪拌する。それを山積み状態で2日間以上放置して試験に供した。

c) 試験項目

試験項目は次のとおりである。

イ) 締固め特性：突固めによる土の締固め試験法 (JSF T 711-1990) による。

ロ) 透水係数：土の透水試験 (JSF T 311-1990) の定水位試験法に準ずる。透水試験装置として、内径100mm、高さ127.3mmの鋼製モールド (図-1) を使

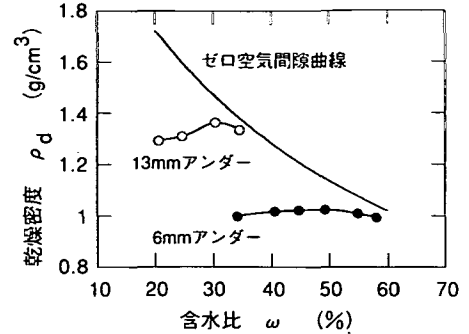


図-2 粒状土の締固め特性

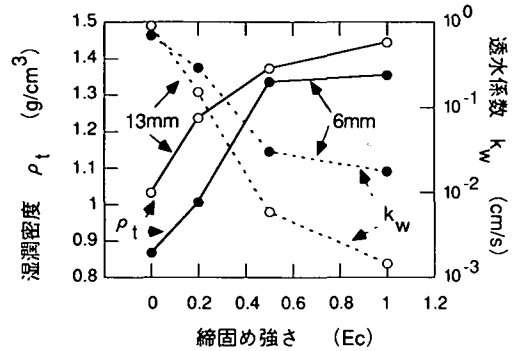


図-3 突固めエネルギーに対する粒状土の湿潤密度と透水係数の関係

用した。通水は純水と人工海水の2種類を用いた。人工海水は腐食試験用の試薬を用い、後述 (表-2) に示す成分のものを用いた。

(2) 試験結果

a) 締固め特性

関東ロームを粒状化して、最大粒径が13mm (0-13土という) と6mm (0-6土という) の2種類をふるい分けて、締固め試験を行った。その時の含水比 w と乾燥密度 ρ_d の関係を図-2に示す。

最適含水比 w_{opt} と最大乾燥密度 ρ_{dmax} は、それぞれ、0-13土で30.4%、1.362g/cm³、0-6土で49.3%、1.024g/cm³と非常に軽い材料である。0-6土の w_{opt} は0-13土の w_{opt} と比較して明瞭でなく、含水比の変化による密度の変化が少ない。粒子状を示すが、粒子の内部は土を自然状態 (常圧) で丸めたものであるから、砂質土の粒子密度 ρ_s (2.65g/cm³程度) よりも低く (2.2g/cm³程度)、吸水率 (JIS A 1109-1976による) が大きい (砂は数%程度であるが、本粒状土は20%以上)。

次に、突固めエネルギー (E_c) に対する湿潤密度 (ρ_t) と透水係数 k_w の関係を図-3に示す。

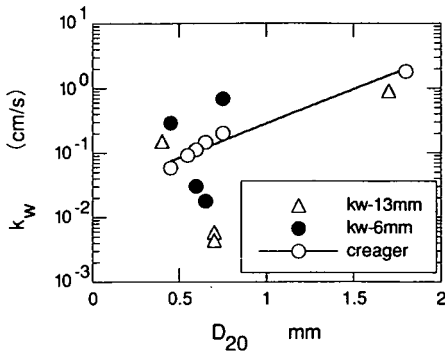


図-4 D_{20} と透水係数の関係

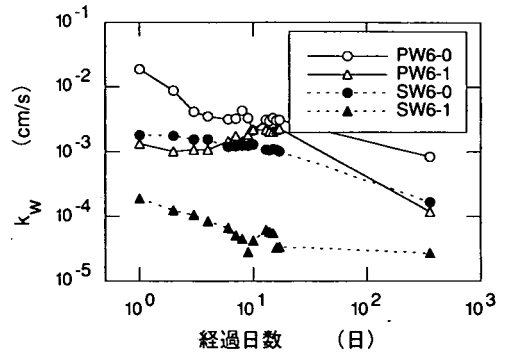


図-5 透水係数の経時変化

Ecが0から1.0と大きくなると ρ_i は大きくなり、 k_w は小さくなる。0Ecのとき0-13土と0-6土の ρ_i は、それぞれ1.033、0.867g/cm³であり、 k_w は 9.026×10^{-1} cm/s、 6.892×10^{-1} cm/sで 10^{-1} cm/sのオーダーであった。そして、Ecが0から0.5までは両粒状土とも ρ_i は直線的に大きくなり、それにつれて k_w は小さくなる。しかし、Ecが0.5から1.0では ρ_i は緩やかに増大し、 k_w も緩やかに低下する。1.0Ecにおける0-13土と0-6土の ρ_i は、それぞれ1.445と1.354g/cm³である。そのときの k_w はそれぞれ 4.456×10^{-3} cm/sと 1.766×10^{-2} cm/sとなった。0-13土の k_w が突固めによって 10^0 から 4×10^{-3} cm/sへと大きく低下したことは、粒子破碎によるものと考えられる。

b) 透水特性

土の粒度と透水係数の関係がよく引用されるCreagerの D_{20} と k_w との関係をこの粒状土の場合と比較したのが図-4である¹⁴⁾。Ecが小さくて透水係数が高いときはCreagerの値に近づぐが、Ecが大きくなって k_w が小さいところでは大きくずれている。これは、突固めによって粒子破碎が生じたあと、粒子内部の関東ロームが団粒化するためと考えられる。

0-6土を0Ecと1.0Eとで締固め、図-1のモールドで k_w を1年間測定した結果を図-5に示す。図中のPW、SWは、それぞれ純水、海水を意味し、6-0の6は0-6土を、0は突固めエネルギー(Ec)を意味する。これは、以降の図でも同じである。

0Ecの場合、海水(SW)および純水(PW)とも、粒径によらず k_w は漸次低下した。PWでは 2×10^{-2} cm/sから 10^{-3} cm/sへ、SWでは 2×10^{-3} cm/sから 2×10^{-4} cm/sへと1年間で約1オーダー低下した。

1.0Ecの場合の k_w は、PWでは長期間 2×10^{-3} cm/s付近を維持していたが、1年後には 10^{-4} cm/sに低下した。SWにおいては初期の k_w が 2×10^{-4} cm/sと非常に低い値であり、時間の経過とともに低下して 4×10^{-5} cm/s付近までになったが、1年後もほぼ同じ値であった。

表-2 海水の化学成分

成分	濃度 (mmol/l)		成分	濃度 (mmol/l)	
	自然海水 ¹⁵⁾	人工海水		自然海水 ¹⁵⁾	人工海水
Na	463	479	Cl	545	559
Mg	53.9	50.0	SO ₄	26.8	28.8
Ca	10.3	10.0	CO ₃	1.87	2.00
K	10.3	10.0	Br	0.843	0.900
Sr	0.09	0.15	B	0.410	0.500

以上の結果から、海水の方が純水よりも透水係数が低く、突固めエネルギーが大きい方が透水係数が低くなり、両通水とも1年間の連続通水では約1オーダー程度低下することがわかった。室内試験では、空気中の炭酸ガスと浸透水のアルカリイオンとの反応で沈殿物が生じるため、ポーラストーンを閉塞させ、透水係数に変動することがある。また、海水中には多くのイオンが含まれているために、粒子表面への水酸化物の沈積やポーラストーンの閉塞が純水よりも多いことから、透水係数が低いことも考えられる。

3. 粒状土の海水に対する環境評価

(1) 評価実験方法

a) 使用海水

この環境評価実験に供した海水は、千葉県の高浜から採取した自然海水と、室内で試験するための人工海水の2種類である。人工海水の化学成分は、表-2に示すように、自然海水の文献値(表-2)に非常に近い¹⁵⁾。室内実験の主目的は、粒状土からのアルカリイオンが溶出するメカニズムを調べるものであるので、自然海水でのイオン平衡と同等に扱うことができる。

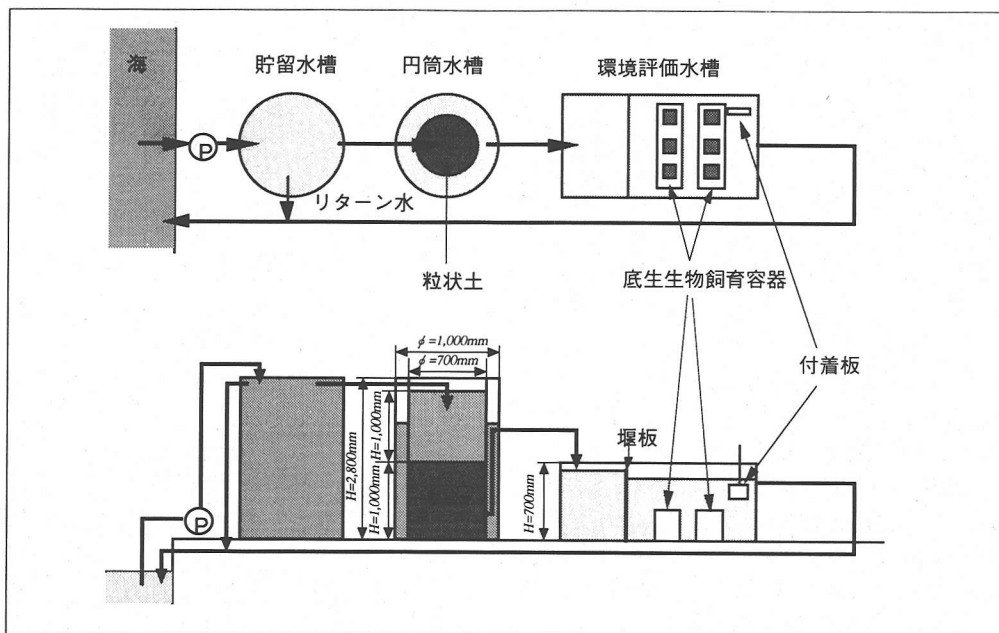


図-6 環境影響測定装置

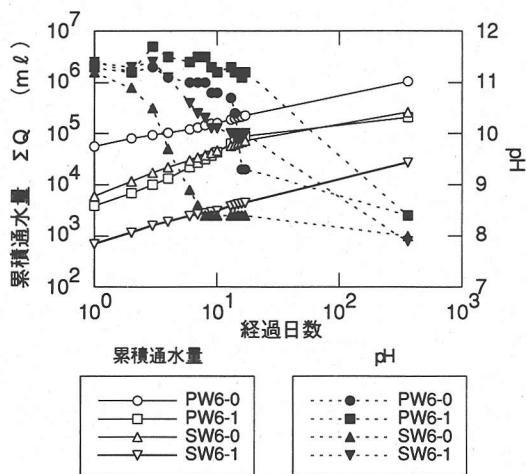


図-7 透水試験における通水量とpHの経時変化

b) 実験装置

図-6に示した環境影響測定装置は、護岸沿いに設置して自然海水を使用した（東京湾の最奥に近い千葉県西浜）。貯留水槽にポンプアップした海水は、円筒水槽内側の上部に通水し、粒状土供試体層を通過させた後、供試体層と同じ高さに設けた円筒水槽側部のスリットから外側の円筒水槽を経て環境評価水槽に通水した。粒状土は、水深および層厚を1mとした。環境評価水槽には、底生生物飼育容器と生

物附着用のスレート板が入れた。分析用の水は、貯留水槽、円筒水槽、そして環境評価水槽で採取した。円筒型水槽に使用した粒状土は2. で作製した0-6土である。

(2) 水質評価試験結果

a) 室内透水試験装置によるアルカリ溶出

透水装置（図-1）に0-6土を入れ、純水と海水による透水試験を行った。累積通水量 ΣQ とpHの経時変化を図-7に示した。純水の k_w は海水の k_w よりも大きいことから（図-5）、純水の通水量は常に海水の通水量よりも大きかった。

純水、海水ともに初期のpHは11~11.5の値を示したが、海水のpHの低下は速く、1年経過後にはもとの海水のpH8程度になった。純水のpHは締固め度に関係なく ΣQ が 10^5ml になった時点からpHが低下し始め、1年経過後の $5 \sim 10 \times 10^5 \text{ml}$ では8.5付近に達した。1.0Ecの通水のpHは、締固めによる粒子破碎の影響で0Ecの通水のpHよりも高いが、最終的にはほぼ同じpHとなる。

通水が純水の場合のpH値は、粒状土からカルシウムイオンが溶解し、加水分解によって水酸イオン(OH)が生成するとした、水酸化カルシウムの解離平衡定数(K)を $10^{-5.1}$ として求めたpH値に近くなった。しかし、海水中のイオンはイオン対を形成し、他のイオンが溶解すると緩衝効果を示すため、海水

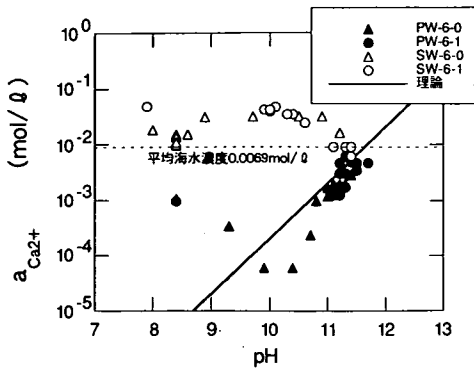


図-8 室内透水試験における通水のpHとカルシウム濃度の関係

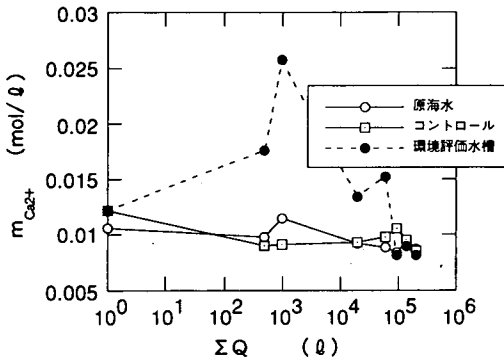
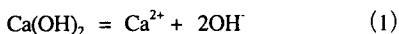


図-9 環境影響測定装置におけるカルシウムイオン濃度の経時変化

のpHを予測することは難しいといわれている¹⁶⁾。

水溶液中でカルシウムイオンが水酸イオンと平衡にあるときの平衡は、式(1)に示すようになる。



すなわち、粒状土の表面のカルシウムは水酸化物の形態をとっているとした。純水中のカルシウムイオン濃度は、イオン強度(I)が小さいので活動度係数 $\gamma_{\text{Ca}^{2+}}$ は1とみなしてもよく、活動度 $a_{\text{Ca}^{2+}}$ はモル濃度 $m_{\text{Ca}^{2+}}$ に等しくなる。しかし、海水の I_f (T は海水を意味する)は0.72であるから海水中の活動度 $a_{\text{Ca}^{2+},T}$ はモル濃度 $m_{\text{Ca}^{2+},T}$ に $\gamma_{\text{Ca}^{2+},T}$ を乗じたものとなる。

図-8にpHと $a_{\text{Ca}^{2+}}$ の関係を示した。純水の場合、pHが10から12の間はpHと $a_{\text{Ca}^{2+}}$ は比例関係にあり、式(1)の平衡定数 $K=10^{-5.1}$ から求めた $a_{\text{Ca}^{2+}}$ とpHの関係とpHが10以上ではほぼよい一致をみた。したがって、粒状土の表面のカルシウムは主として水酸化物の形態をとっているとみなすことができる。

しかし、海水の場合pHが8付近から11.5まで変化する間に、 $a_{\text{Ca}^{2+},T}$ は 10^{-1} mol/lから 10^{-2} mol/lとわずかに1オーダー変化するのみで、pHと $a_{\text{Ca}^{2+},T}$ は相関していない。海水は緩衝能を有しているといわれている

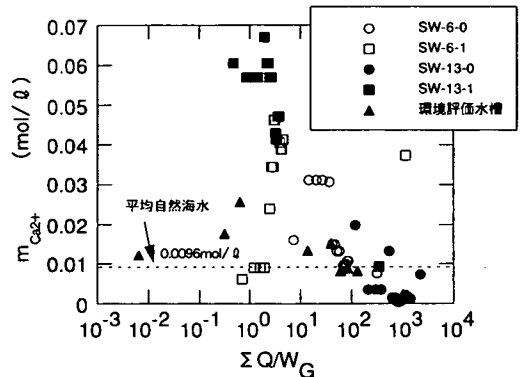


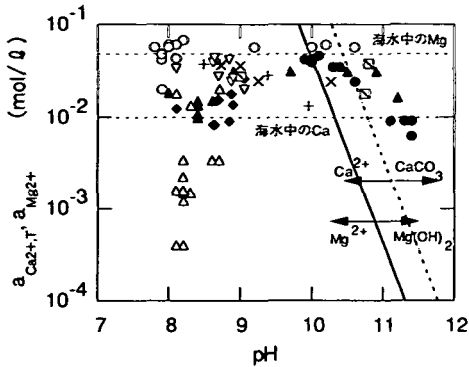
図-10 室内透水試験と環境評価水槽における $\Sigma Q/W_G$ とカルシウムイオン濃度との関係

が¹⁶⁾、pHが大きく変化することから、これにはあてはまらない。海水中には、カルシウムやマグネシウムイオンが炭酸塩や硫酸塩として過飽和状態で溶解しており、その中にカルシウムイオンがさらに溶解すると、溶解度の小さい化合物(例えば水酸化マグネシウムなど)が沈殿して化学平衡がずれるためにこのような現象が生じたとも考えられる¹⁷⁾。

b) 環境影響測定装置によるアルカリ溶出

環境影響測定装置における環境評価水槽での ΣQ と $m_{\text{Ca}^{2+},T}$ の関係を図-9に示す。原海水の $m_{\text{Ca}^{2+},T}$ は、試験期間中0.0088~0.0113 mol/lとほぼ一定の値を維持した。しかし、粒状土が入っている円筒水槽を通過して環境評価水槽に入った海水の $m_{\text{Ca}^{2+},T}$ は、粒状土からカルシウムが溶出して一時的に0.025 mol/lまで上がったが、その後は直線的に低下し、最終的には ΣQ が 10^5 lに達したあたりで原水と同じ値となるような破過する性質を有することがわかる。室内透水試験では $m_{\text{Ca}^{2+},T}$ が 0.1 mol/l近くまで達したのに比べれば、環境評価水槽での最高濃度0.025 mol/lは非常に低い。これは、両試験における粒状土層の透水量の違いによるものであると思われる。

環境評価水槽および室内透水試験の海水の $m_{\text{Ca}^{2+},T}$ を比較するために、 ΣQ を粒状土の重量(W_G)で除した値($\Sigma Q/W_G$)に対して $m_{\text{Ca}^{2+},T}$ をプロットした(図-10)。環境評価水槽での $m_{\text{Ca}^{2+},T}$ は、室内試験の $m_{\text{Ca}^{2+},T}$ に比較して通水初期の $\Sigma Q/W_G$ が小さい状態から低いが、両者とも $\Sigma Q/W_G$ が 10^3 の付近で収斂して $m_{\text{Ca}^{2+},T}$ が 0.001 mol/lに近接する。1.0Ecで締固めた粒状土は $\Sigma Q/W_G$ が 10^3 に近づいても $m_{\text{Ca}^{2+},T}$ が高いものもあるが、0.0Ecの粒状土は $\Sigma Q/W_G$ が 10^3 でほとんどの点が 0.001 mol/l付近に収斂している。そして、収斂の仕方もわずかの点でずれているが、ほぼ類似した近づき方をする。すなわち、投入した粒状土の重量



▲	SW6-0-Ca	+	カラム試験1Mg
●	SW6-1-Ca	□	カラム試験2Mg
△	SW13-0-Ca	×	カラム試験3Mg
○	SW13-1-Ca	—	Mg(OH) ₂
◆	環境評価水槽Ca	- - - -	CaCO ₃
▽	環境評価水槽Mg		

図-11 海水のpHとイオン濃度の関係

の 10^3 倍の通水量で、粒状土からのカルシウムの溶出がほぼ平衡に達することがわかる。

海水が粒状土層内を通水し続ければ、 $m_{Ca^{2+},T}$ は図-10のような破過する性質を有するが、通水中の海水のイオン平衡は図-8に見るように複雑であることが想定される。そこで、人工海水と自然海水を用いた室内試験と環境評価水槽におけるpHと $a_{Ca^{2+},T}$ および $a_{Mg^{2+},T}$ 濃度の関係を図-11に示す。これによれば、海水にカルシウムイオンが溶解することで海水のpHは上昇するが、pHが8から9に上昇するのに $a_{Ca^{2+},T}$ は $3 \times 10^{-4} \text{ mol/l}$ から $2 \times 10^{-2} \text{ mol/l}$ に大きく変化するのは、海水の緩衝効果であると思われる。pHが9を過ぎても $a_{Ca^{2+},T}$ は変化しない領域があり、10.5を過ぎるころから $a_{Ca^{2+},T}$ は低下し始める。図中には炭酸カルシウムと水酸化マグネシウムの平衡関係を示したが、測定値は理論値からずれた。しかし、 $a_{Ca^{2+},T}$ が上昇すると、純水中と同様にカルシウムの水酸化物が炭酸化物の沈殿が生じるものと思われるが、この図からは炭酸塩が生じている可能性が高い。それにつれ、マグネシウムイオンはpHが10.5以上で沈降を開始し始めている。すなわち、マグネシウムイオンも低pHでは緩衝作用で高い濃度を維持しているが、pHが10付近から水酸化物として沈降を開始するものと思われる。

以上のことから、粒状土が海水中にある場合は、そのごく近傍はカルシウムイオンが溶解して海水のpHが上昇するが、pHが9から10の間では高イオン濃度の状態を維持し、水酸化マグネシウムが沈降を開始して海水中のマグネシウムイオンが減少する。続いて炭酸カルシウムが沈降を開始するから、カルシ

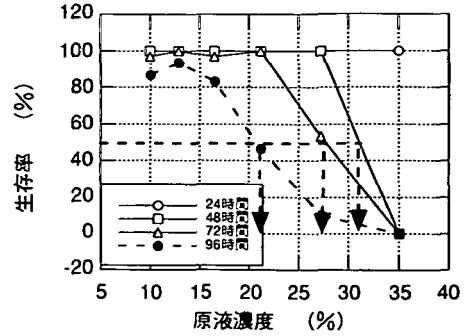


図-12 粒状土から溶出した液をもちいたヨツパネスピオに対する急性毒性試験

ウムイオン濃度も減少をする。しかし、カルシウムイオン濃度は初期の濃度以下にはならない。

粒状土による海水の化学変化を考える時、その状態が閉鎖系か解放系かを分けて考える必要がある。解放系の場合は、図-10に見るように、常に新しい海水の供給があるために、粒状土の表面からカルシウムイオンが溶解して、ある程度の溶解が終了した時点で海水はほとんど変化しなくなることが予想される。しかし、閉鎖系の場合は、溶解したカルシウムイオンによって海水のpHが変化し、他のイオンのバランスが崩れることになる。その一番典型的な減少が、水酸化マグネシウムの沈降である。したがって、海水中のマグネシウムイオン濃度は減少する。それにつれて、その他のイオン、たとえばストロンチウムなどは共沈によって若干変化するかもしれないが、それは全体のイオン平衡には大きく影響しない。したがって、大きく変わるのは、カルシウムイオン濃度が上昇するにつてマグネシウムイオン濃度が低下することである。

(3) 生物評価実験結果

図-6の測定装置を用いた粒状土供試体層の通水実験は、冬～春期および夏～秋期の2シーズンについて行い、水質変化と生物の付着や生存状態との関連性を検討した。

a) 急性毒性試験 (LC₅₀)

粒状土から溶出するアルカリ成分が底生生物に与える影響を調べるために、粒状土を浸漬した海水を希釈して6段階にpH調整した海水を入れた装置の中にゴカイ類のヨツパネスピオを入れて96時間で半数致死する濃度(すなわち、LC₅₀)を調べた。

実験は、6段階にpH調整した水槽およびコントロールを含む7つの飼育水槽にそれぞれ30個体のヨツパネスピオを投入し、実験開始より24、48、72、96時

表-3 水質測定項目および分析方法

項目	分析方法
水温	ハンディpHメーター DI3
塩分濃度	ポータブルCST計 ACT20-D
pH	ハンディpHメーター DI3
DO	ハンディ溶存酸素メーター OM-12
SS	環境庁告示第59号付表9 GFPろ過 重量法
マグネシウム量	JIS K0102 51.2 原子吸光度法 (Mg換算)
カルシウム量	JIS K0102 50.2 原子吸光度法 (Ca換算)
アルカリ度	アルカリ度 JIS K0102 15.1および15.2 ph4.8,ph8.3塩酸溶液滴定法(CaCO3)
COD	JIS K0102 17 過マンガン酸カリウム滴定法
クロロフィルa	海洋観測指針
T-N	JIS K0102 45.4
NO ₂ -N	JIS K0102 43.1.1
NO ₃ -N	JIS K0102 43.2.3
T-P	JIS K0102 46.3.1
PO ₄ -P	JIS K0102 46.1.1

間後の生存率を観察した。実験は、水温を10.5℃に調整し、暗条件で行った。

その結果を図-12に示す。ヨツバナスピオ96時間半数致死濃度は、原液濃度として20.8%, pHは9.5という結果であった。さらに、試験期間内における生存に影響を与えないpHは9.2以下であることが推測された。

b) 水質変化

円筒水槽および環境評価水槽における水質の変化を調べた。測定項目および分析方法を表-3に示す。水温、塩分濃度、pH、DOはポータブル型測定器でそれぞれの水槽に投入して測定した。その他の項目については2ℓのポリ瓶に採水して分析した。

以下にこれらの結果をまとめる。

イ) 塩分濃度については(図-13), 冬~春期においては約30と安定していたが、夏~秋期では26からしだいに30へと上昇した。さらに、両期において、観測期間中に一時的に原水の塩分濃度が上昇したが、環境評価水槽ではその影響はなかった。このことは粒状土がフィルターの役目をしているか、イオン濃度を一定にする能力を有していることなどが考えられるが、生物環境にとって好材料と考えられる。

ロ) DOについてみると(図-13), 冬~春期のDOは4mg/ℓを示したこともあったが、ほぼ8~11mg/ℓ高い値であった。一方、夏~秋期は全体的に前期よ

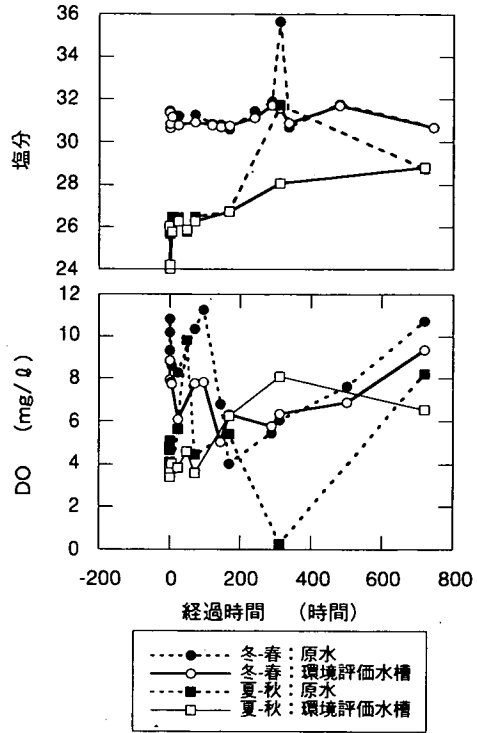


図-13 塩分濃度と溶存酸素 (DO) の経時変化

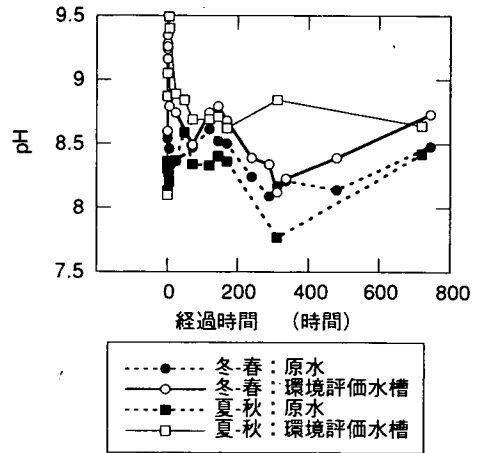


図-14 pHの経時変化

り低く、一時期0.2mg/ℓと貧酸素状態となった。環境評価水槽内のDOは多少変動があるものの、季節により大きな差異はなく、6~8mg/ℓを示した。水温の低い冬~春期は鉛直混合が行われるため水質は安定するが、温度躍層ができやすい夏~秋期は鉛直混合がないため表層と下層で水質環境が異なり、特に下層でDOが低下する傾向を示す。

ハ) 原水のpHは(図-14), 文献値から8.3±0.2であるから¹⁵⁾, 通水初期の200時間までは8.5前後と安

表-4 環境評価水槽中の付着板に付いた生物一覧

種名	山砂		コントロール		粒状土		
	個体数	湿重量(g)	個体数	湿重量(g)	個体数	湿重量(g)	
腔腸動物 Campanularidae							
扇形動物 Polycladida	2	0.00	4	0.03			
紐形動物 NEMERTINEA			8	0.03	3	0.01	
環形動物	<i>Ophiodromus</i> sp.		2	0.00			
	<i>Neanthes succinea</i>			13	0.21		
	<i>Necteanthes latipoda</i>			1	0.03		
	<i>Polydora</i> sp.	20	0.14	38	0.04	1	0.01
	<i>Hydroides ezoensis</i>	2	0.01	71	0.38	8	0.06
動物	<i>Australeba picta</i>			2	0.01		
	<i>Chloromytilus viridis</i>			1	0.04		
	<i>Limnoperna fortunei kikuchii</i>			40	0.11		
	<i>Musculus senhousia</i>			16	0.04		
	<i>Crassostrea gigas</i>			27	0.90		
	<i>Mytilopsis sallei</i>			9	0.06		
	<i>Ruditapes philippinarum</i>			1	0.00		
	<i>Petricolirus aequistriatus</i>						
	節足動物	PYCNOGONIDA					
		<i>Balanus albicostatus</i>	1	0.00			1
<i>Balanus amphitrite</i>		1	0.14				
<i>Balanus eburneus</i>		19	2.27	33	1.31	29	1.32
<i>Balanus improvisus</i>		1	0.01	11	0.03	4	0.04
<i>Ampithoe</i> sp.							
<i>Caprella</i> sp.							
<i>Diptera larva</i>		9	0.06			3	0.03
原索動物							
<i>Molgula manhattensis</i>	1	0.33	12	10.77			
植物	緑藻植物	<i>Enteromorpha</i> sp.		0.00		0.20	
		<i>Ulva</i> sp.				0.42	

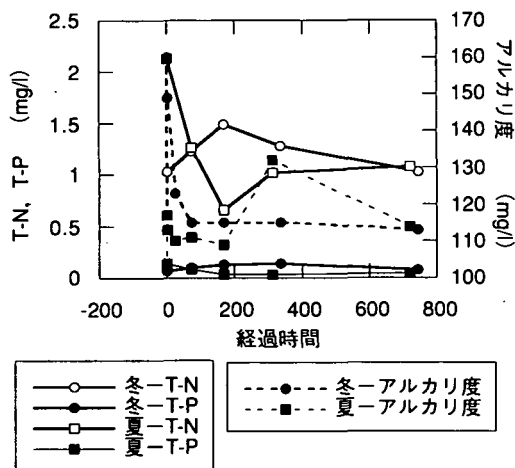


図-15 栄養塩類とアルカリ度の経時変化

定していたが、300時間経過後には8を切ることがあった。しかし、最終的には8.5近くになった。円筒水槽を通過した海水のpHは、試験開始直後は9.5まで高くなるが、その後すぐに低下して8.7付近となる。通水のpHは常に原水よりも若干高い値を示す。

二) 海水中の栄養塩類として、窒素およびリンの濃度変化を図-15に示した。冬～春期のT-Nは1～1.5mg

ℓと安定していたが、夏～秋のT-Nは、通水初期に粒状土からのカルシウムイオンの溶出によってアルカリ性となったことから溶解性窒素が増えた。しかし、時間経過とともに低下し、冬～春期と同様の値を示すようになった。T-Pに関しては、冬～春期と夏～秋期とも通水のごく初期には高い濃度を示すが、その直後からは低下し、0.1mg/ℓ以下を維持した。これは、リン酸態リンがカルシウム塩を形成して沈殿するためと考えられる。

ホ) 表-4に環境評価水槽に浸漬した生物付着板(スレート板)に出現した生物の種類と数を、同一条件における山砂と原水(コントロール)と対比した。原水の付着生物の種類と数は、山砂と粒状土と比較して多いが、山砂と粒状土は同程度であった。スピオ科は若干山砂通過水と粒状土通過水で見られたが、軟体動物は観察されなかった。節足動物は両供試土ともコントロールと変わらなかった。

以上より、原水と山砂の付着板出現生物種の相違は明確であったが、山砂と粒状土による付着生物の種類や個体数は同様であった。このことから、粒状土からの溶出液の特異性は見いだせなかった。

c) 粒状土の変化

円筒水槽の中の粒状土の中を海水が通過することによって、粒状土の表面のカルシウム化合物が溶

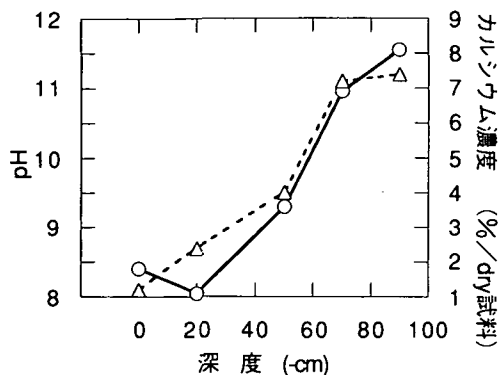


図-16 通水試験後における円筒型水槽中の粒状土のカルシウム濃度・細菌数分布

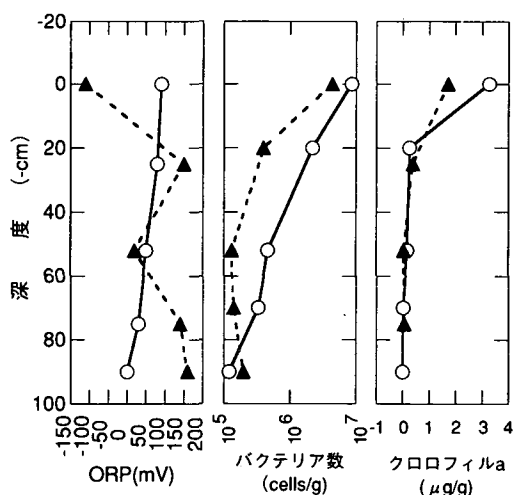


図-17 通水試験後における円筒型水槽中の粒状土のORP、細菌の数、そしてクロロフィルaの濃度

出する。実験終了後に海水を全て排水し、上面から粒状土の試料を採取して、pH、クロロフィルa(付録-1参照)、細菌数(付録-2参照)、酸化還元電位(ORP)を測定した。

図-16にカルシウム濃度とpHの深度方向の分布を示した。カルシウム濃度は乾燥粒状土の重量パーセントで示してあり、pH値との相関はよい。両測定値ともに深度が深くなるにつれて大きくなり、表層から50cm付近までは、粒状土の表面を覆っているカルシウム化合物は、大半溶出してしまったことがわかる。

次に、粒状土の中に生物が生息出来るかどうかを判定する材料として、ORP、細菌の数、そしてクロロフィルaを測定した。その結果を図-17に示

表-5 夏～秋期における円筒型水槽内の生物生息状況

動物名	壁面	深度 (-cm)				
		0	25	50	75	底部
環形動物	ゴカイ類	104	15	2	0	0
軟体動物	イガイ類	0	稚貝多数	0	0	0
	カイ類	371	1	0	0	0
節足動物	カニ類	0	0	0	0	0
	フジツボ類	0	0	0	0	0
原索動物	ホヤ類	242	93	0	0	0

す。粒状土のORPは、深度が増えてもマイナスになることはなく、山砂と同様に常に100~200mVの範囲にあった。細菌の数とクロロフィルaの濃度は、表層に近いほど数が多く、濃度が高かったが、深くなるにつれてその数は少なくなり、濃度も低下した。この傾向は山砂でも粒状土でも同じで、両者とも、約20cmぐらい深い場所までは、生物が生息できるが、それ以深はORPがプラスでも細菌は生息できない環境となっている。このような結果から、粒状土を海水に1ヶ月以上浸漬・通水すれば、水深が1m程度であれば酸素の供給があり、生物の生息環境にあることがわかる。

表-5には粒状土の中に観測された生物の種類と数を深度毎に示した。円筒水槽の壁面にはゴカイ類、カイ類、そしてホヤ類が多く観察され、これらの動物の種類と数は山砂を用いたときと大きく変わらなかった。そして、供試体の中に入ると急に生物の種類と数が急に減少している。そして、20cmも入るとほとんど生物は見られなくなり、この傾向も山砂と同様に生物の生存環境に関して両供試土の間に有意な差がないものと思われる。

4. まとめ

以上の実験結果から、粒状土の土質工学的性質と海水域におけるカルシウム溶出、およびそれにもなう生物環境に与える影響についてまとめると、以下のようになる。

(1) 粒状土の土質工学的性質

a) 突固めによる締固め特性は、0-6土で w_{opt} が49.3%のとき ρ_{dmax} が1.024g/cm³、0-13土で w_{opt} が30.4%のとき ρ_{dmax} が1.362g/cm³であったが、含水比の変化による ρ_{dmax} の変化は少ない。

b) 突固めエネルギー (E_c) が大きくなると ρ_o は大きくなり、 k_w は小さくなる。 E_c が0から0.5までは ρ_o も k_w も比例して変化するが、0.5 E_c 以上はその変化は緩やかになる。 E_c が0~1.0の範囲で、0-6土の ρ_o は0-13土の ρ_o よりも常に大きく、 k_w は0-6土の方が0-13土よりも小さい。

c) 通水に純水と海水を用いて、1年間連続通水による0-6土の k_w の変化を調べたところ、 k_w は時間経過とともに漸次小さくなり、1年経過後には初期の k_w から1オーダー低い値となった。純水での k_w は海水よりも平均的に大きい値であった。

(2) 粒状土の水質に与える影響

a) 粒状土層を通過した海水および純水のpHは、初期には高濃度のカルシウムイオンが溶出し、pHが11以上を示した。通水とともにpHは低下し、最終的には平衡に達する破過曲線を描く。純水では、0-6土の方が0-13土よりも常にpHが高くなり、粒子表面積の大きさによるものと考えられる。海水の場合もほぼ同様の傾向を示したが、0-13土のpHの低下速度が0-6土に比べて非常に早いことが特徴であった。

b) 破過曲線から、pHがほぼ落ち着く平衡状態に達するまでの通過水量は、粒状土の種類によって若干差はあるが、使用した粒状土重量の1000倍程度の容量であった。

c) 粒状土から溶出するカルシウムイオンによって、通水のpHは上昇するが、純水では水酸化カルシウムの溶解平衡から求めたpHと実測値とはよい相関を示した。海水では非常に複雑な相関を示し、特に、pHが8~9では海水の緩衝効果のためにpHの上昇はカルシウムイオン濃度の上昇に比べて小さいが、高pH(10.5以上)では、マグネシウムの水酸化物の沈殿とカルシウムの炭酸化物の沈殿などが生じ、純水中の平衡とほぼ近い平衡が生じている。したがって、溶出初期の低アルカリ領域では複雑な平衡関係があるが、高アルカリ領域ではほぼ純水と同様な平衡が成立しているものと考えられる。

d) 通水のカルシウムイオン濃度が上昇することによって、溶解性T-P濃度は減少するが、T-N濃度はカルシウムイオンの影響を受けず、変化しない。その他、塩分濃度とDOもほとんど変化しない。

(3) 粒状土の海中生物に与える影響

a) 東京湾沿岸の海底に生息する指標生物であるヨツバネスピオを用いた急性毒性試験によると、LC₅₀に対応するpHは9.2程度である。

b) 水深1m下に粒状土を層厚1m敷設して、海水がその層を自由に通水する条件で、約1カ月連続通水し

た後、粒状土の上層部(表面から約25cm)は微生物やクロロフィル値が増大しており、生物の生息環境が整いつつあった。これは、山砂を用いたときも同様の現象が見られ、また1年を通じても同様の結果が得られた。表面から25cm以下は比較的嫌気状態で、クロロフィルやバクテリアの数も急激に減少した。

また、生物の生息状況として、表層にはゴカイ類、イガイ類、そしてホヤ類が多く生息したが、25cm以深にはほとんどそれらの生物は観察されなかった。

c) 粒状土層を通過した海水のpHは一時9以上に上昇したが、その中に約1か月間浸漬した付着板には、節足動物や環形動物が付着し、海中生物の生息状況は破壊されていないことがわかった。しかし、コントロールと比べると、付着生物の種類と数は少なかった。

謝辞：本研究にあたって、日本大学理工学部建築学科の榎並 昭教授からは、終始ご指導と貴重なご助言を頂いた。ここに記して感謝の意を表します。また、三菱化学(株)の森 賢治氏には粒状土の製作と提供をいただいたことに、感謝します。

付録-1：砂中のクロロフィル量測定法

まず各砂のサンプル40g(W)程度を50ml遠心管に採取し、湿潤重量を記録した。その後遠心管に90%アセトンサンプルが十分に浸る程度に入れ、サンプルを懸濁させた。この遠心管をアルミホイルで包み、内部に光が当たらないようにして4℃で一晩静置した。その後3500rpmで5分間遠心分離し、上澄みを新たな遠心管にとり、抽出液の量(Q)を記録した。この抽出液の750、663、645、630、480nmにおける吸光度を分光光度計で測定し、それぞれ、 E_{750} 、 E_{663} 、 E_{645} 、 E_{630} 、 E_{480} とした。このときの各波長の吸光度から以下の式によって90%アセトン1ml当たりの各クロロフィルの量ChF₉₀を求めた。

$$\begin{aligned} \text{クロロフィル a (ChF}_{a,90}) \text{ (}\mu\text{g/ml)} &= 11.64 E_1 - 2.16 E_2 + 0.10 E_3 \\ \text{クロロフィル b (ChF}_{b,90}) \text{ (}\mu\text{g/ml)} &= -3.94 E_1 + 20.97 E_2 - 3.66 E_3 \\ \text{クロロフィル c (ChF}_{c,90}) \text{ (}\mu\text{g/ml)} &= -5.53 E_1 - 14.81 E_2 + 54.22 E_3 \end{aligned}$$

ここに、

$$\begin{aligned} E_1 &= E_{663} - E_{750} \\ E_2 &= E_{645} - E_{750} \\ E_3 &= E_{630} - E_{750} \end{aligned}$$

上の式で求められた値から、以下の式によって各砂のサンプル当たりのクロロフィル量(ChF) ($\mu\text{g/g}$)を求めた。すなわち、

$$\text{ChF (}\mu\text{g/g)} = \text{ChF (}\mu\text{g/ml)} \times Q \text{ (ml)} / W \text{ (g)}$$

付録-2: 砂中のバクテリア数測定

まず各砂のサンプル3g程度をスピッツ管に採取し、湿重量 (W_1) を記録した。その後、各スピッツ管にろ過海水5ml (W') を入れサンプルを懸濁させ、数分静置した。サンプルが十分に沈澱した後、上澄み2ml (Q) を新たなスピッツ管にとり、25%濃度のグルタルアルデヒド (GHO) 40 μ l で懸濁した微生物を固定し、0.1%濃度のアクリジンオレンジ (AO) 250 μ l で染色した。染色した上澄み2ml (Q_1) を、イルガランブラックで染色したヌクレポアフィルターを用いて吸引ろ過 (Q') した。格子を接眼レンズに入れた落射蛍光顕微鏡 (excitation; 488nm, emission; 515-575nm) によってろ過後のフィルターを顕鏡し、格子内バクテリア数 (N) を計測した。このときのバクテリア数から以下の式によって上澄み1ml中のバクテリア数 (n) (cells/ml) を求めた。

すなわち、

$$n = N \times \left\{ \frac{(Q_1 \text{ (ml)} + \text{GHO (ml)} + \text{AO (ml)}) / Q'}{Q} \right\}$$

上の式で求められた値から、以下の式によって各砂のサンプル1g当たりのバクテリア数 N' (cells/g) に換算した。すなわち、

$$N' = n \times (W' / Q) / W$$

なお、顕鏡した際にバクテリアが見られなかった場合、あるいは逆に計測不可能な数のバクテリアが観察された場合は、ろ過量を変更あるいはサンプル重量の変更によって適宜対応した。

参考文献

- 1) 檜垣貴司, 末岡 徹, 藤原 靖: 生石灰で粒状化した発生土の土質学的性質, 第30回土質工学会年次講演会, pp.1982-1983, 1995.
- 2) (財) 土木研究センター 土木系材料技術・技術審査証明報告書: スーパーソイル, 1995年6月.
- 3) 久保田忠郎, 羽山高義: 石灰系安定処理土層透過水のpH値, 第13回日本道路会議一般課題論文集,

- pp. 203- 204, 1979.
- 4) 天野晴雄, 増本二巳: セメント系材料による安定処理土のアルカリ溶出, セメント技術年報, Vol.34, pp.472-475, 1980.
- 5) 木次恭一: 軟弱地盤改良技術と環境問題, セメント・コンクリート, No.511, Sept. 1989.
- 6) 久野悟郎, 佐久間常昌, 高橋信子, 神保千加子: 流動化処理土を浸透した水のpH, 第30回土質工学会研究発表会, pp.2257-2258, 1995.
- 7) 篠田大士, 三嶋信雄, 殿垣内正人, 星野克之: 土のpHの吸着に関する研究, 第31回土質工学会研究発表会, pp.143-144, 1996.
- 8) 建設省・総合技術開発プロジェクト報告: 土のアルカリ中和能力および土中のアルカリ浸透深さに関する試験, 1994.
- 9) 玉井元治, 河合 章, 西脇裕二: ポーラスコンクリートに付着する海洋生物の変化, 第45回セメント技術大会講演集, pp.340-345, 1991.
- 10) 片倉徳男: 多孔質担体を利用した海域浄化手法, 環境技術, Vol.20, No.3, pp.32-34, 1991.
- 11) Vincent, T.B., Frank, J.R. and Victor, P. S.: Physical and Chemical Interaction of Stabilized Incineration residue with the Marine Environment, Marine Pollution Bulletin, Vol.19, No.11B, pp.628-632, 1988.
- 12) 宮沢清: セメント原料の造粒, 工場操作シリーズ No.18造粒, pp.132-140, 化学工業社, 1991.
- 13) 三浦雅彦, 奥田康三, 近藤寛通, 川崎宏二, 須網功二: 石灰系固材物の特性を活かした土質材料としての利用に関する基礎研究, 第49回土木学会年次講演会, 1994.
- 14) 土質工学ハンドブック, p.70, 地盤工学会, 1986.
- 15) メイスン: 一般地球化学, 松井義人, 一国雅巳訳 pp.232-249, 岩波書店, 1970.
- 16) W.スタム, J.J.モーガン: 一般水質化学 下, 安部喜也, 半谷高久訳, pp.389-395, 共立出版, 1976.
- 17) 一国雅巳: 無機地球化学, pp.117-120, 培風館, 1974.

(1996.2.15受付)

ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF SEA WATER INFLUENCED BY SURPLUS SOIL GRANULATED BY QUICKLIME

Kanji HIGAKI, Fumio KANEKO and Tohru SUEOKA

This report aims at the environmental assessment of sea water influenced by the granulated surplus soil with quicklime which is utilized to sandmat for the sea reclamation. Chemical balance of sea water happens to change by dissolution of calcium ion from the material, and begins to raise pH. But at the condition of large scale of column test, 1000 times of water of the material's weight passes through the materials, pH of sea water passed through reaches to the original condition, and the effluent disappear the influence of the material. Also, the surface of the material is formed as condition which sea livings can live, and on the plate made of slate some quantity of a few kinds of livings start to create same condition as sandy soil come from mountain.