

(50) 海面埋立地における焼却灰の沈降と凝集に関する研究

Settlement and flocculation characteristics of incineration residue in sea area landfill site

古賀大三郎*, 島岡隆行**, 崎田省吾**, 横尾武臣*, 小久保裕***

Daisaburo Koga*, Takayuki Shimaoka**, Shogo Sakita**, Takeomi Yokoo* and Hiroshi Kokubo***

ABSTRACT ; This paper focuses on the characteristics of settlement and flocculation of incineration residue in sea area landfill site. The column was filled with seawater and bottom ash which was put into the column. The seawater for analyses was vertically and intermittently sampled, while sedimentation situation of particles in the seawater was observed. Bottom ash that threw in the seawater was separated into coarse-grained and fine-grained waste; and they formed two layers. Bottom layer was coarse-grained layer, and upper layer was mud layer. Fine-particle waste contains twice as many components of organic as coarse-grained waste. Furthermore, coefficient of permeability of mud layer was order of 10^{-6} cm/s. It is possible that mud layer prevented diffusion of the pollution component from coarse-grained layer to the seawater. The pollution component in landfill will be decreased, if there are flocs in the settlement. This means that by the promotion of flocculation and its active clearing, and that the stabilization of a sea area landfill site is promoted.

KEYWORDS ; sea area landfill site, MSW bottom ash, stabilization, flocculation, settlement

1 はじめに

海面埋立地の規模は大きく、陸上埋立地よりも埋立容量が膨大である。このため、海面埋立処分場の施設数は、最終処分場全施設の2%程度¹⁾と少ないが、我が国から排出される一般廃棄物の約2割を受け入れている²⁾。また、新規の最終処分場を内陸部に確保することが困難になっている現在、海面埋立処分場の必要性は、今後益々高くなることが予想される。しかし、海面埋立処分された廃棄物は海水中に没するために、汚濁成分の洗い出しが遅く、さらに嫌気雰囲気であるため有機成分の分解も遅れる傾向にある。また、海面埋立地の残留海水の水質調査によると、埋立てが進み残留海水の容量が減少することで、残留海水の汚濁成分濃度は増加することが知られている^{3)・4)}。このようなことから、保有水の集排水処理のために残される内水ポンドの水質が廃止基準に適合するためには長期を要すると言われており、埋立地の安定化を促進する埋立前処理方法や埋立工法の開発が急務となっている。

著者は、海面埋立地の安定化促進工法を開発するために、海水中における焼却灰の沈降実験を行い、①海水中に焼却灰を投入することによりフロックが生成されることや、②海面埋立地に投入された焼却灰は、沈降における分級により、いち早く砂礫が沈降堆積し、その上に浮泥(微細粒子やフロック)が堆積する(以後、各々を砂礫層、浮泥層と称す。)との結果を得ている⁵⁾。また、焼却灰は、金属、ガラス、陶磁器、熔融物などの不燃物と灰分等の微細な粒子(微細粒子)から構成されており⁶⁾、焼却灰粒子は不燃物の周りに

*九州大学大学院工学府都市環境システム工学専攻 Department of Urban and Environmental Engineering, Graduate School, Kyushu University

**九州大学大学院工学研究院環境都市部門 Department of Civil Engineering, Graduate School of Engineering, Kyushu University

***五洋建設株式会社 Penta-Ocean Construction Co., Ltd.

微細粒子が取り巻いている構造となっていることが知られている⁷⁾。このため、焼却灰が沈降するに伴い、焼却灰粒子の表面にある微細粒子は剥れ、粒子の形状は変化していくと考えられる。生成された浮泥は、粒子が細かいために地盤支持力に乏しく、跡地利用において不陸の原因になることや、難透水層を形成し、保有水の浄化を妨げるなど、物理化学的安定に影響を与えられと考えられる。これらのことから、焼却灰の沈降に伴う浮泥の生成量など焼却灰の沈降特性や凝集性を知ることは、海面埋立地の安定化の調査に必要と言える。

本研究では、早期安定化工法の開発に必要な知見の習得を目的としており、まず室内において、焼却灰と海水を用いた投入実験を行うことで、焼却灰粒子の沈降状況やフロックの生成量、汚濁成分の挙動を把握した。また、海面埋立処分場を模擬した大型ポンドを海面埋立地に造成し、焼却灰を投入した後の堆積成層状況や焼却灰からの汚濁成分の溶出特性について検討した。さらに、ジャーテスターを用いた攪拌実験を行い、焼却灰の凝集性に pH が与える影響についても検討した。

2 実験試料と方法

室内実験では、都市ごみ清掃工場より排出された飛灰を含まない焼却灰（焼却灰 A）のうち、30mm ふるいを通過したものを試料とした。実験用水には、蒸留水のほかに、福岡県津屋崎海岸の沖合い約 400m、水深約 4m の地点から採水、砂ろ過した天然海水を、さらに $1\mu\text{m}$ のメンブレンフィルタ（MF）でろ過したものを用いた。また、2 回行った海面埋立地での現地実験では、N 市清掃工場より排出された焼却灰（焼却灰 B）を試料とした。実験に用いた海水には、安定型区画内の内水を利用した。海水の水質、焼却灰の溶出試験（環境庁告示第 13 号法試験：JLT13）結果を表 1 に示す。焼却灰（A, B）の粒度分布を図 1 に示す。

2. 1 室内における沈降実験

焼却灰粒子単体の沈降特性を調べるために、蒸留水を満たした透明塩化ビニール管（内径 4cm、2mm）に 9.5mm ふるいを通過し、0.25mm に残留する焼却灰を沈降させ、沈降速度を測定した。顕微鏡投影により得られた焼却灰粒子像の二軸平均径を平均粒径とした。また、沈降に伴う焼却灰粒子単体からの微細粒子の剥離重量を調べるために、海水を満した高さの異なる透明塩化ビニール管（内径 4cm、高さ 1m、2m、4m）に焼却灰粒子（200 個程度）を一粒ずつ沈降させ、沈降状況を観察した。ここでは、4.75mm ふるいを通過し、2mm ふるいに残留する焼却灰を用いた。投入終了後、海水および堆積試料をひらき目 2mm および $75\mu\text{m}$ のふるいと孔径 $1\mu\text{m}$ の MF を用いて 4 区分に分級し、これらの乾燥重量を測定した。

次に、焼却灰粒子群の沈降特性を明らかにするために、アクリル製カラム（内径 30cm、高さ 1m、2m、3m）を用いた沈降実験を行った。天然海水を満したカラムに湿潤焼却灰（焼却灰 A）を 14.1kg 投入し、焼却灰粒子群の沈降状況、フロックの生成・

表 1 天然海水と焼却灰の化学特性

項目	天然海水	内水	焼却灰 A	焼却灰 B
pH (-)	8.1	8.2	—	—
TOC (mg/L)	3.9	2.0	19.7	25.1
T-N (mg/L)	0.3	1.7	2.4	4.2
Pb (mg/L)	<0.01	<0.005	1.01	0.012

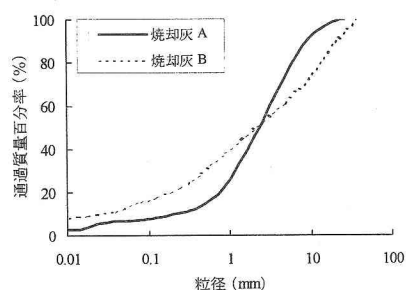


図 1 使用焼却灰の粒度分布

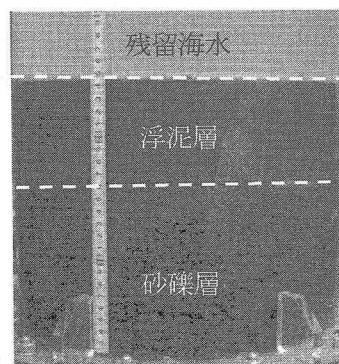


図 2 焼却灰の堆積状況

成長状況を観察した。投入から 24 時間経過後に堆積した浮泥および砂礫 (図 2) を採取すると同時に、海水および堆積層間隙水を採水した。採水後直ちにろ過し、ろ液の pH、EC (電気伝導度)、全有機炭素 : TOC、全窒素 : T-N を測定した。

さらに、焼却灰粒子群を連続的に投入することによる、ブロックの生成状況や汚濁成分の挙動も調べた。この実験では、天然海水を満たしたカラム (内径 30cm、高さ 2m) 内に 1 日置きに湿潤焼却灰 (焼却灰 A) 14.1kg を投入する手順を 5 回繰り返した。毎回の投入毎に粒子の沈降過程、ブロックの生成・成長状況を観察し、堆積層厚を測定した。また、カラム側壁に設けた採水口より、鉛直方向に上部海水をシリンジで経時的に採水した。採水後直ちに水温、pH、EC を測定し、孔径 $1\mu\text{m}$ の MF でろ過して SS 濃度を測定した。さらに、ろ液中の TOC 成分、T-N 成分の濃度を測定した。

2. 2 大型ポンドを用いた現地投入実験

現地実験として、海面埋立処分場を模擬した大型ポンドを用いて、海水中への投入実験も行った。この実験では、海面埋立処分場内の陸化部に造成した大型ポンド (図 3 参照) を使い、水深 2m の海水 (100m^3) へ投入した焼却灰 (焼却灰 B) の堆積状況や汚濁成分の挙動を調査した。実験は 2 回 (Case1, Case2 とする。) 行った。Case 1 では、大型ポンドの中央にて水面上 1m の位置から、Case 2 では同地点で水面上 3m の位置から焼却灰を投入した。各実験では、1 日 1 回の頻度で 3 日連続して焼却灰を投入した。大型ポンドへの焼却灰の投入は、セメント用投入ホッパーを用いて行った。1 回の投入量は 2t とし、全投入量は 6t である。焼却灰を投入して 24 時間後と第 3 回投入から 3 日後、および 1 週間おきに 4 週目まで水質の現場測定と採水を行った。水質測定や採水位置は、水表面 (水深 0m)、水深 1m とした。採水した海水は、孔径 $1\mu\text{m}$ の MF によりろ過し、SS 濃度、TOC 濃度、T-N 濃度を測定した。実験終了後には、堆積焼却灰を採取し、溶出試験を行うとともに、間隙水の水質分析も行った。

2. 3 凝集実験

粘土粒子や腐植物質などのコロイド粒子の凝集現象は、pH の影響を受けることが知られている⁸⁾。そこで、海水の pH が焼却灰の凝集性に与える影響を調べるために、海水と焼却灰 (焼却灰 A) の搅拌実験を pH 調整しながら行った。溶媒には、天然海水 1L と焼却灰 500g を混合し、1 時間振とうさせた後に孔径 $1\mu\text{m}$ の MF でろ過したろ液 (以後、調整海水と称す。) を用いた。調整海水の pH は 11.8 であった。調整海水 500mL を入れた 1L ビーカーに焼却灰を 100g 投入し、ジャーテスタを用いて搅拌した。急速搅拌 (150r. p. m) を 20 分間行った後、緩速搅拌 (20r. p. m) を開始した。搅拌中は、2mol/L の塩酸を添加し pH を一定とした。緩速搅拌開始、0、10、30、60 分後にビーカー底面から 4.5cm の高さより内径 2.0mm のゴムチューブを用いて懸濁液を 25mL 採水した。EC

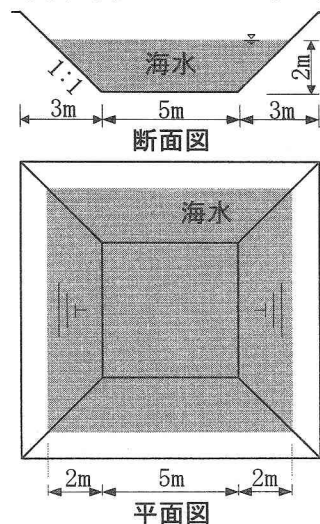


図 3 大型ポンド

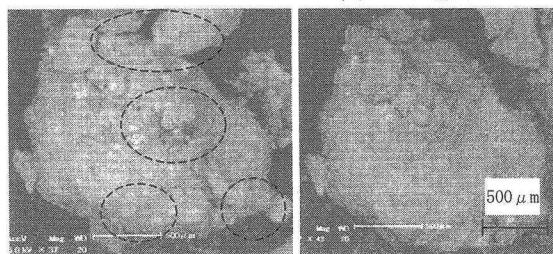


図 4 沈降に伴う焼却灰粒子の形状変化

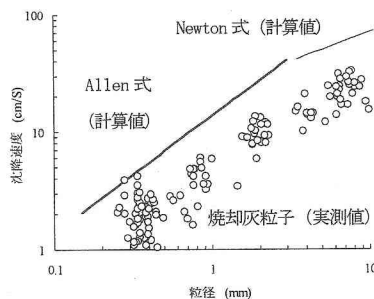


図 5 焼却灰粒子の沈降速度

を測定した後、孔径 $1\mu\text{m}$ の MF によりろ過し、SS 濃度を測定した。加えて、pH8、10 ではろ液の TOC 濃度を測定した。pH8、10 それぞれの添加量は 13.6mL、12.0mL であった。

3 結果と考察

3. 1 焼却灰粒子単体の沈降特性

焼却灰粒子単体の沈降状況を観察すると、沈降に伴う微細粒子の剥離は、ほとんどが投入直後に起きていた。また、焼却灰粒子は球形でなく、表面も起伏に富んでいるため、回転したり、左右に揺れながら沈降していた。図 4 に、SEM により撮影した海水投入前後の焼却灰粒子を示す。投入前写真内の破線は、投入によりみかけが変化した位置である。海水中に投入することにより、粒子の表面から、微細な粒子が部分的に剥離するものの、全体的な形状は変化しないことが伺える。

図 5 に焼却灰粒子単体の沈降速度 (○) を示す。また、図中には、実験式である Allen 式と Newton 式をもとに算出した球形粒子の沈降速度 (実線) も併記する。なお、球形粒子の密度は焼却灰と同様に $2.55\text{g}/\text{cm}^3$ とした。焼却灰の平均沈降速度は、Allen 式や Newton 式で求めた沈降速度と異なり $1/2$ 以下と小さかった。この要因としては、焼却灰粒子の形状は一樣ではなく、左右に揺れたり、螺旋状に回転しながら沈降するためと考えられる。

図 6 に、投入完了後の粒子の乾燥重量比について水深 1m の結果を示す。投入した焼却灰の 96% は 2mm 以上であり、微細粒子 ($75\mu\text{m}$ 通過分) の発生量は 1.5% 程度であった。なお、水深 2m、4m における粒子の乾燥重量比は、水深 1m とほぼ同じ割合であった。つまり、焼却灰粒子単体からの微細粒子の剥離量は沈降距離に影響を受けないと言える。さらに、粒子単体からの微細粒子の剥離は、投入直後の水深 1m 以内に起きていたものと推察される。

3. 2 焼却灰粒子群の沈降特性と汚濁成分の溶出

海水へ投入された焼却灰は、島岡ら⁹⁾が示すように、シルト・粘土と同様に単粒子沈降、凝集沈降、界面沈降、自重圧密を示した。焼却灰投入後の界面位置の経時変化を図 7 に示す。焼却灰を投入して約 20 分を経過すると、水深約 50cm の位置に界面が現れ、約 1 時間で 120cm 沈降した。その後、沈降速度は減速し、90 分後から 24 時間経過までに 4cm 沈降した。前者が界面沈降で、後者が自重圧密である。また、発生した焼却灰微細粒子の凝集体であるブロックの沈降状況をデジタルビデオで撮影すると同時に、同水深のブロックを採取し、光学顕微鏡によりブロック径を測定した。ブロックの 2 軸平均径は $100\sim 400\mu\text{m}$ であり、沈降の平均速度は約 $0.11\text{cm}/\text{s}$ であった。有富ら¹⁰⁾は、海底土、ダム底質土と東京湾海水を用いた凝集実験を行い、これら細粒土により生成されるブロックの径は $30\mu\text{m}$ 程度であるとしている。このこと

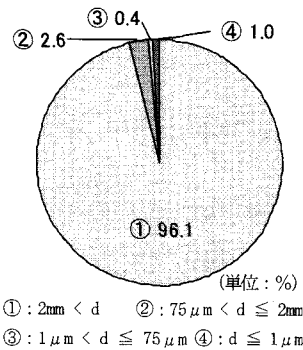


図 6 沈降に伴う焼却灰粒子の分離特性 (水深 1m)

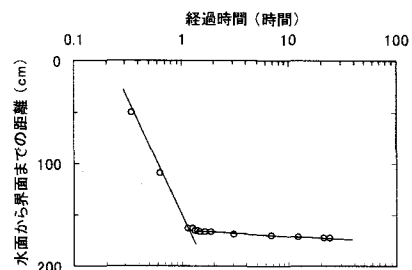


図 7 界面沈降状況

表 2 浮泥の生成量

項目	単位	水深 (m)		
		1	2	3
容量	cm^3	1,437	1,357	2,286
重量	g	214	254	307
生成重量比	%	6.0	7.2	8.4
単位体積重量	g/cm^3	0.15	0.19	0.13

表 3 TOC 成分の溶出特性

項目		単位	水深 (m)		
			1	2	3
残留海水	濃度	mg/L	15	13	9
	溶出量	mg	1020	1760	1840
砂礫層	濃度	mg/L	334	324	229
	溶出量	mg	1120	1070	770

から、焼却灰粒子は、底質土等より凝集性が高いと言える。XRD による機器分析の結果、焼却灰粒子には、無機凝集剤として用いられる石灰 (CaO) 等が含有していることを確認しており、これらの影響で凝集性が高いと考えられる。なお、焼却灰粒子の密度が 2.55g/cm^3 、天然海水の密度が 1.025g/cm^3 であることから、フロックの算出密度は、式 1 に示すストークスの沈降式より 1.03g/cm^3 となった。

$$V = 1.82 [(\rho' - \rho) / \rho \cdot g d]^{1/2} \quad \dots \text{式 1}$$

V: 終末沈降速度 (cm/s), ρ' : 粒子比重 (-), ρ : 溶媒比重 (-)
g: 重力加速度 (cm/s^2), d: 粒子直径 (cm)

沈降に伴い生成した浮泥量を表 2 に示す。浮泥の質量は、水深が 1~3m へと深くなるに従い、投入焼却灰質量に対して 6~8.4% と増加した。粒子単体の沈降実験では、浮泥の生成量は沈降距離の影響を受けなかったものの、粒子群で沈降させた場合には、その生成量は沈降距離に影響を受けていた。海水へ投入された焼却灰粒子群は、干渉沈降しており、焼却灰粒子がお互いに衝突することで、粒子表面が削られ、浮泥の生成量が増えたものと考えられる。

表 3 に焼却灰投入から 24 時間経過後の TOC 濃度を水深別に示す。水深が深くなることで、残留海水への TOC 成分の溶出量は多くなった。しかし、砂礫層内間隙水への TOC 成分溶出量は、水深が深くなるに伴い少なくなった。沈降に伴う、焼却灰粒子から残留海水への TOC 成分の洗い出しは、沈降距離の増加に伴い促進される。逆に、残留海水への洗い出しが促進されることで、砂礫層内間隙水への溶出量は少なくなると考えられる。

3. 3 焼却灰粒子群の繰返し投入による浮泥の発生と水質変化

焼却灰粒子群を繰返して投入することにより、投入の度に一度堆積していた浮泥の一部が巻き上げられ、新たに堆積する砂礫層の上に浮泥層を形成する様子が観察された。投入毎に堆積層の最上段に形成される浮泥層の厚さを図 8 に示す。図中には、投入による浮泥の巻き上げが起きないように操作 (焼却灰投入後、微細粒子がほぼ沈降する 22 時間経過後に上部に堆積する浮泥のみを除去) した場合に、堆積層の最上段に形成される浮泥層の厚さも示す。前者を Case A、後者を Case B とする。Case A では、投入 3 回目まで浮泥厚さが大きくなり、その後は減少する傾向にあった。一方、投入毎に浮泥を除去した Case B では、投入 3 回目まで浮泥厚さが 10cm 程度であり、その後は小さくなる傾向を示した。Case A において浮泥の厚さが増大したのは、焼却灰の投入にともない、投入前に堆積していた浮泥分が巻き上げられたためである。焼却灰投入による浮泥層の巻き上げ率 (Case A と Case B の浮泥層厚さの差を Case A の投入前浮泥層厚さで除した値) は、30~50% であった。

図 9 に投入 1 時間経過後に水深 75cm から採取した海水の水質 (pH, SS, TOC) を示す。TOC のグラフには、

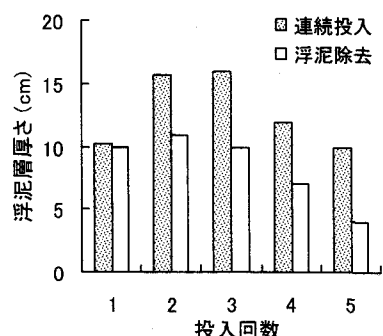


図 8 各投入後の浮泥層厚さ

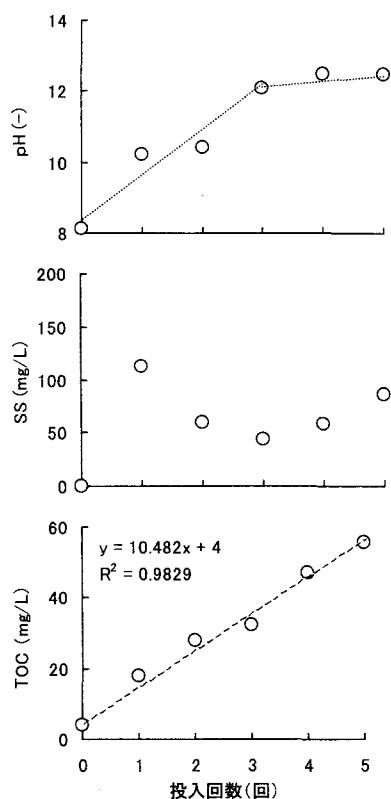


図 9 焼却灰投入に伴う残留海水の水質変化

投入毎の濃度変化を最小自乗法により線形近似した結果（図中の破線）も併記する。投入前に pH8.1 の弱アルカリを示していた海水は、焼却灰の投入に伴い pH が高くなり、3 回目投入後（L/S=3）には pH12 となった。3 回目投入以降において、pH の変化はほとんどなく 12.5 であった。SS 濃度は、1 回目から 3 回目にかけて低くなり、その後は増加する傾向にあった。特に、3 回目投入後の SS 濃度が最も低いことから、pH9~12 の間に最適な凝集条件が存在すると考えられ、過去の知見⁹⁾と一致した。天然海水中の TOC 濃度は 3.9mg/L であったものの、焼却灰投入にともない増加し、5 回目投入後には 55.8mg/L となった。TOC 濃度の増加傾向は、ほぼ一様であり、焼却灰の投入にともなう TOC 濃度増加量は 10.5mg/L/回であった。つまり、焼却灰からの TOC 成分の溶出量は 0.11mg/kg/回となる。JLT13 による TOC 成分の溶出量は 0.20mg/kg であったことから、その約半分が 2m の沈降過程で溶け出したと考えられる。

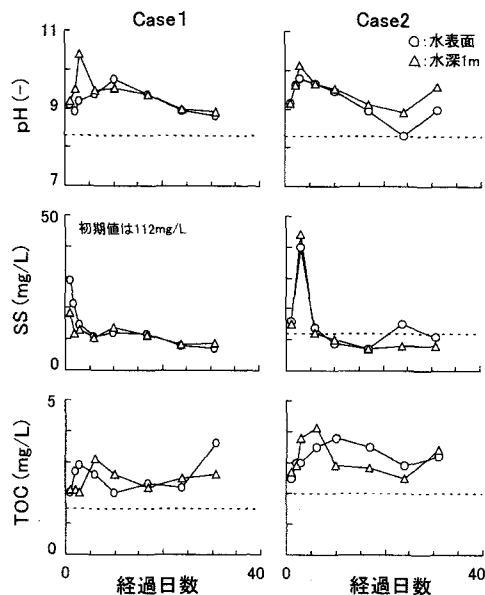


図10 海水水質の経日変化

3. 4 現地投入実験による堆積状況把握と水質変化

焼却灰の投入に伴う海水水質（pH, SS, TOC）の経日変化を図10に示す。第1回投入日を0日とした。また、廃棄物投入前の海水の水質（初期値）を点線によって示した。

海水の pH は、Case 1, Case 2 とも焼却灰の投入に伴い増加する傾向を示したが、第3回投入後（3日目）には時間の経過とともに減少した。pH の低下は、焼却灰から海水へ溶出したアルカリ成分（水酸化物イオン）の SS 成分への吸着や水酸化物の生成によると推測される。Case 1 の SS 濃度は、第1回投入後から 20mg/L 程度と投入前の海水の SS 濃度 112mg/L より低い値を示した。その後は、焼却灰の投入毎に低くなり、第3回投入4週間後（31日目）には 8mg/L となった。Case 2 では、焼却灰の投入により SS 濃度が高くなったが、第3回投入後3日（6日目）を経過すると濃度が初期値まで低下し、投入4週間後には 8mg/L と初期値よりも低い濃度となった。焼却灰投入から3日ほど経過すると、海水は澄み、投入前よりも透明度が高くなる様子が観察された。Case 1, Case 2 において SS 濃度が大きな減少傾向を示す時期は、第3回投入後（3日目）までであった。この時期は pH が 9~10 を示し、この pH 領域において凝集性が高くなることと考えられる。海水の TOC 濃度は、Case 1 が 2~3mg/L であるのに対し、焼却灰の投入高さが Case 1 より高い Case 2 では概ね 3~4mg/L となった。投入高さを 1m から 3m へと高くすることにより焼却灰が海面への着水する際の速度が大きくなり、焼却灰と海水との混合が激しくなるため、TOC 成分の溶出が促進されたも

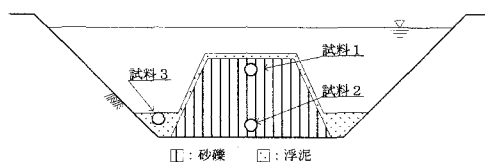


図11 試料の採取位

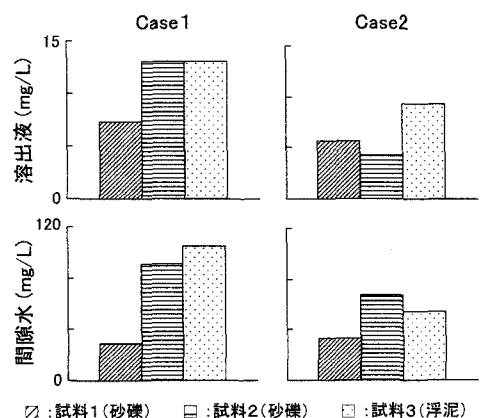


図12 堆積試料の TOC 成分溶出特性

のと考えられる。

大型ポンド内の海水を排水すると、その中央部には砂礫が山形に堆積していた。その山形の表面および裾の部分には浮泥が堆積していた。そこで、Case 1 と Case 2 について図 1 1 に示す位置から堆積した焼却灰を採取し、強熱減量や透水試験などの物理試験を行うと同時に、溶出試験や間隙水の水質分析を行った。

土の強熱減量試験 (JIS A 1226) に従い、砂礫と浮泥の強熱減量を調べた結果、砂礫は 10% 程度であったのに対し、浮泥は 20% と約 2 倍となった。浮泥は、砂礫よりも多くの有機分を含有していると言える。また、透水試験の結果、砂礫は 1×10^{-3} cm/s のオーダーであったのに対し、浮泥は 1×10^{-5} cm/s (拘束圧 2kN/m²) のオーダーと 100 倍もの差があった。これより、浮泥層は汚濁成分の溶出に影響を与えることが示唆された。

溶出試験および間隙水の水質分析結果を図 1 2 に示す。浮泥からの TOC 成分の溶出濃度は砂礫に比べて、同程度がそれ以上であった。このことから、時間の経過とともに浮泥からの溶出が多くなると考えられた。砂礫の間隙水の TOC 濃度は、底部が大きな値となっており、汚濁成分の拡散等による移動が小さいためと考えられる。また、試料 1 の間隙水の TOC 濃度は、試料 3 のそれに比べ低い濃度であった。この現象は、砂礫の溶出濃度が低い上に、砂礫により形成される廃棄物層は透水性が大きく、間隙水へ溶出した TOC 成分が海水側に移動しやすかったためと考えられる。

さらに、TOC 成分の溶出濃度および間隙水濃度は、全体的に Case 2 に比べ Case 1 が高い傾向であった。焼却灰の投入高さが高く、着水する際の速度が大きな条件では、焼却灰を海水へ投入することにより、TOC 成分の海水への溶出が促進されると考えられる。

3. 5 焼却灰微細粒子の凝集特性

攪拌時間毎の海水の pH と SS 濃度との関係を図 1 3 に示す。焼却灰の微細粒子は凝集することにより早く沈降する。つまり、海水の SS 濃度は、凝集性が高くフロックを生成しやすいほど早く低下する。緩速攪拌開始 0 分の SS 濃度は約 1000mg/L であった。すべての pH において緩速攪拌開始 1 分経過後にはフロックの生成が確認された。各時間における SS 濃度は、pH8 のときが最も高く pH が大きくなるにつれ低下し、pH10.6 から再び高くなる傾向であった。pH8 において、SS 濃度は緩速攪拌開始 10 分後には 200mg/L となり、60 分後には 113mg/L まで低下した。一方、pH10.2~10.6 では 10 分後において 24.0mg/L まで低下しており、60 分後には 9.0mg/L となった。一般的に粒子表面には電気二重層が存在し、2 粒子間での斥力と粒子間引力が同時に働いている。2 粒子間で電氣的に中性かそれに近い状態になり斥力に対して、粒子間引力が相対的に大きくなることにより凝集が起こる¹¹⁾。焼却灰では、pH10.2~10.6 の間で 2 粒子間が電氣的に中性となったと考えられる。なお溶媒の EC は、pH の値に関係なく約 48mS/cm であり、溶媒中の電解質の量に変化はなかった。

海水の pH8, 10 における TOC 濃度の経時変化を図 1 4 に示す。攪拌前の海水の TOC 濃度は 98mg/L であった。急速攪拌することにより pH8, 10 ともに TOC 濃度は 164mg/L, 170mg/L となった。急速攪拌での TOC の溶出は pH8 において 33mg, pH10 が 36mg であり、pH10 では焼却灰からの溶出量が大きかった。pH8, 10 における緩速攪拌 5 分での TOC 濃度は 150mg/L, 152mg/L であり、緩速攪拌 5 分間で pH8, 10 それぞれ 7mg, 9mg 減少していた。緩速攪拌 0, 5 分の SS 濃度より沈降した SS 成分 1mg 当たりの TOC 吸着量を計算すると、pH8, 10 そ

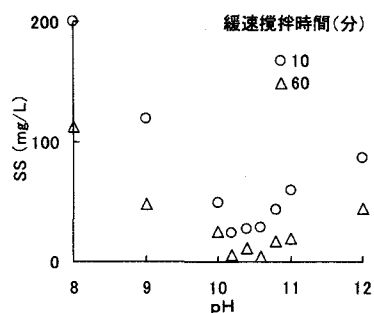


図 1 3 pH と SS 濃度の関係

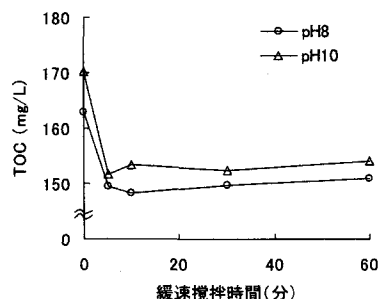


図 1 4 攪拌に伴う TOC 成分の経時変化

れぞれ0.012mg, 0.026mgとなった。緩速攪拌5分以後に関しては、TOC濃度は微増していた。フロックは生成時において汚濁成分を取り込み、フロックの生成の大部分は緩速攪拌開始後5分以内に完了したと考えられる。

4 まとめ

我々は、海面埋立地の安定化促進工法を目的としている。本研究では、これら工法開発に有用な知見を得るため、焼却灰の投入実験を行い、海面埋立処分された焼却灰の沈降特性および凝集性について検討した。得られた結果を以下に示す。

- (1) 焼却灰粒子の沈降速度は、AllenやNewton式で求めた沈降速度の1/2以下であった。
- (2) 沈降に伴う焼却灰粒子単体からの微細粒子の剥離は、ほとんどが投入直後に起き、沈降距離の影響を受けなかった。しかし、粒子群で海水中に投入した場合は、粒子が互いに衝突するため、沈降距離が長くなるに伴い微細粒子（浮泥）の生成量は増加した。
- (3) 焼却灰粒子により生成されたフロックの径は100～300 μ m程度であり、海底土やダム底質土により生成されたフロック（50 μ m程度）よりも大きく、凝集性が高いことが分かった。
- (4) 本実験条件では、海水中に焼却灰を投入することにより、生成される浮泥層は、新たに焼却灰を投入することにより30～50%が巻き上がった。
- (5) 海水中において焼却灰の沈降による汚濁成分の洗出し効果は、沈降距離に影響を受ける可能性があり、これが堆積層内間隙水の汚濁成分濃度に影響を及ぼすと考えられる。
- (6) 焼却灰の投入高さを高くすることにより、着水の速度が大きくなるため、TOC成分の海水への溶出が促進される可能性が示唆された。
- (7) 浮泥の強熱減量は20%と砂礫（10%程度）に比べ高く、有機物を多く含んでいた。さらに、浮泥の透水係数は 1×10^{-5} cm/sのオーダーと砂礫の1/100倍であった。
- (8) 焼却灰の凝集性はpHの影響を受け、pH10.2～10.6程度で粒径の大きいフロックが生成され、凝集性が最も高くなることが分かった。
- (9) フロックは生成時に汚濁成分を取り込んだ。フロックの著しい生成、成長は緩速攪拌開始後5分以内に終了していた。

以上のことより、焼却灰を海面埋立処分することで発生する浮泥は有機分を多く含み、浮泥層の透水性は砂礫層よりも低いことが分かった。つまり、浮泥層は砂礫層から溶出する汚濁成分の溶出に影響を与え、ひいては処分場の安定化にも影響を与えると考えられる。これらのことから、海面埋立地の安定化を促進するためには、廃棄物埋立地盤より浮泥層を除去するか、埋立前に浮泥を取り除くことが有効であると考えられる。

【参考文献】

- 1) 最終処分場技術システム研究会：日本の最終処分場2000，環境新聞社（2000）
- 2) （財）港湾空間高度化センター：管理型廃棄物埋立護岸設計・施工・管理マニュアル（2000）
- 3) 大阪湾広域臨海環境整備センター：平成12年度環境保全対策調査（2001）
- 4) 石井彰，福原一郎：南本牧処分場における余水の水質変化について，第25回全国都市清掃研究事例発表会講演論文集，pp.282-284（2004）
- 5) Daisaburo Koga, Takayuki Shimaoka, Shogo Sakita, Masataka Hanashima, Hiroshi Kokubo：SETTLEMENT CHARACTERISTICS OF INCINERATION RESIDUE AND THE BEHAVIOR OF THE POLLUTANT IN A SEA AREA LANDFILL SITE，Ninth International Waste Management and Landfill Symposium，SessionB4 WasteMEchanics（2003）

- 6) 登石将士, 松下和正, 品川
掃研究事例発表会講演論文集
- 7) 大寺泰輔, 島岡隆行, 中山
論文集, Vol. 40, pp. 473-479
- 8) 岩田進午, 喜田大三: 土の
pp. 75-81 (1998)
- 9) 島岡隆行, 古賀大三郎, 崎
定化, 第5回環境地盤工学シ
- 10) 有富範伊, 中本正, 大木
(1988)
- 11) 日本粉体工学技術協会編
口宏, 辻俊昭: ごみ焼却灰構成粒子の基礎特性, 第22回全国都市清
-185 (2001)
- と廃棄物焼却灰の粒子性状と生成過程に関する一考察, 環境工学研究
現象の基礎と応用 (その1), 農業土木学会誌, 第66巻, 第1号,
久保裕: 海面埋立処分における焼却灰の凝集特性と埋立廃棄物の安
ム, pp. 1-4 (2003)
- 中の塩分による細粒土凝集作用, 五洋建設技術研究所年報, Vol. 17
学—基礎と応用— (1982)