

有機懸濁物質の沈降過程に及ぼす塩分の影響

Effect of Salinity on Settling Process of Suspended Organic Matter

小枝豪志¹・中下慎也²・駒井克昭³・日比野忠史⁴

Takeshi KOEDA, Shinya NAKASHITA, Katsuaki KOMAI and Tadashi HIBINO

The estimating the settling velocity of suspended organic matter (SOM) under the effects of salinity is necessary for developing a pelagic-benthic coupled ecosystem model to evaluate the coastal environment, where SOM is deposited on the sea bottom. In this study, laboratory experiments were performed with several materials, such as bentonite and SOM by using a particle distribution analyzer in order to estimate the settling velocity of SOM. From the experiment results, it was found that salinity accelerated the flocculation of settling particles, especially, loose flocs formed when SOM was consisted low amount of organic matter. As the flocked particle size increased, the settling velocity of SOM decreased.

1. はじめに

一般に、フロクの沈降速度 (V_f) はフロクの粒径 (D_f) の関数であり、両者の間には、

$$V_f = D_f^\alpha \dots\dots\dots (1)$$

というべき乗則が成り立つ (足立ら, 2003)。フロクの密度が粒径によらず一定であり、粒子の形状が球であれば、 V_f は粒径の2乗 ($\alpha=2$) に比例する。しかし、海中の有機懸濁粒子は、様々な種類の有機物が鉱物である土粒子に付着した凝集体からなっている。フロクの形状は様々で粒子径が同じ粒子であっても抵抗係数、密度が異なるため、 α は2をとらず、0.6~1.5の範囲で変化することが知られている。複数のフロクが結合し、粒子径が大きくなるとフロクの構造は複雑になり (空隙が増え)、線状に近い形状になるため密度は小さくなる (足立ら, 2003)。フロクの構造が自己相似なフラクタルになっていれば、フロクを構成する有機懸濁粒子 (直径 d_0) の数 (i) と D_f には、(2) 式の関係が成り立つ。

$$i = \left(\frac{D_f}{d_0} \right)^D \dots\dots\dots (2)$$

D はフラクタル次元であり ($D = \alpha + 1$)、幾何学的構造を特徴づける量である。 D は1~3の範囲で変化し、フロクは $D=3$ の時、最密な構造を持つ球体となる。

一方、有機懸濁粒子が淡水中から海水中に流出するとフロクの構造に依存した複雑な挙動をとると考えられ

る。有機物は沈降過程において複数のフロクを形成したり、分解の影響を受けることで、フロク構造を変化させている。ただし、フロクの構造は付着する有機物量や種類と海水の物理・化学的特性によって変化する。例えば、塩分は鉱物の凝集を促進することが知られているが、有機物に対する塩分による凝集効果は鉱物に対するものとは異なるために有機物の付着量 (鉱物の露出量) によって懸濁粒子の挙動が変化すると考えられる。本研究では、有機泥に付着する有機物量の異なる試料の沈降速度を測定し、有機物の付着に対する速度分布の特性を把握した。さらに、塩水による凝集の効果を純水中の沈降に伴う粒度分布の変化、沈降速度、有効密度、フラクタル次元を比較することで検討した。

2. 沈降過程での粒度分布変化を利用した沈降速度の推定

(1) 粒度分布の変化の測定

レーザー回折式粒度分布計 (島津製作所社製: SALD-2000J) を用いて塩水中と純水中で沈降するフロクの粒度分布を断続的に測定した。粒度分布の測定毎に、レーザーを照射したときの回折/散乱光の強度の時間平均値 (平均光強度) を読み取った。測定高さは2.8 cm である。測定時の水温は10℃前後に保ち、試料 (後述する) を塩水あるいは純水に加え、混合し静置した後、粒度分布と平均光強度を測定した。ここではフロクの状態を保つため、分散剤などは使用していない。試料には塩分が含まれているが、実験容器内の水量は含水量の100倍のオーダーであるため、試料の混合によって容器内水の塩分は変化しないとしている。測定間隔は平均光強度が約20下がる毎に行われ、測定時間は沈降速度に依存して20~180分程度であった。

1 学生会員		広島大学	工学研究科	
2 学生会員	修(工)	広島大学	工学研究科	JSPS 特別研究員 DC
3 正会員	工博	広島大学	工学研究科	助教
4 正会員	工(博)	広島大学	工学研究科	准教授

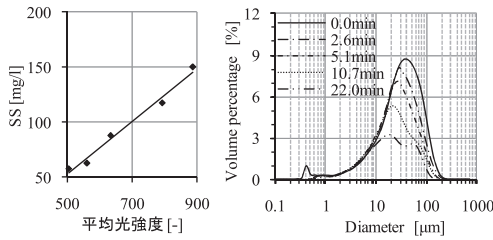


図-1 SSと平均光強度の関係 図-2 粒度分布の経時変化

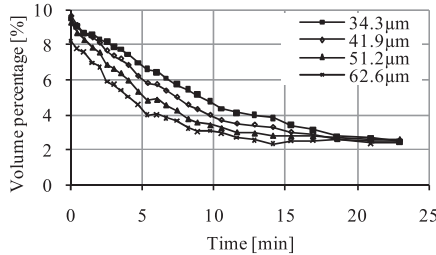


図-3 Case 1の粒径別の体積割合の経時変化

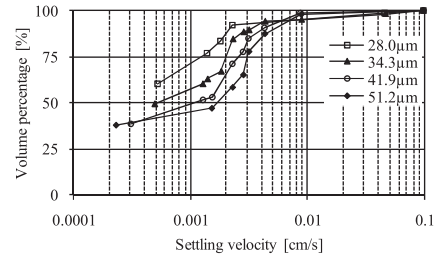


図-4 沈降速度分布 (Case 1)

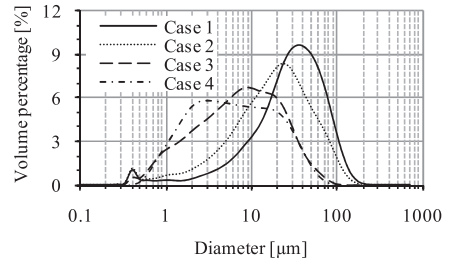


図-5 初期粒度分布の比較

(2) 実験試料の作成と有機懸濁粒子の結合状況の確認

塩分が沈降速度に及ぼす影響は有機物付着量が異なる試料の沈降状況を分析することによって検討した。有機泥の付着量が異なる試料は現地で採取された有機泥から有機物を除去して作成した。有機物の除去は H_2O_2 の添加による分解および 600°C 、4時間による強熱処理により行った。用いた試料は海田湾海底に埋設したセディメントトラップに捕捉された有機泥である。測定に用いた試料の概要は表-1に示されている。処理を行わない有機泥(以後捕捉泥と呼ぶ)の有機物量(IL)は15.5%であるのに対し、 H_2O_2 による有機物分解によりILは10.7%まで低下した。有機物の土粒子(鉱物)への付着状況は顕微鏡写真を用いて確認された。さらに、有機物を除去した試料(表-1)についても顕微鏡写真により粒子の結合状態が確認された。

(3) 沈降速度の推定手法

沈降速度の推定は西村ら(2009)の手法に準じており、以下に推定法の概略を述べる。図-1には平均光強度とSSの関係が示されている。図-1に示されるように平均光強度とSSは線形関係にあり、同種の有機泥であれば平均光強度(体積)からSS(質量)への換算が可能である。また、平均光強度が粒子径によって変化することから、平均光強度から測定領域内に残留する粒子の体積割合に換算することができる。図-2には例としてCase 1の場合について、懸濁物の初期体積を基準(100%)として測定範囲内に残留する粒子の粒度分布の経時変化が示されている。30 μm を超える粒子は時間の経過に従って顕著な減少があるのに対し、10 μm 以下の粒子の変化は小さいことがわかる。同径粒子の体積割合に着目して残留粒子の

体積割合の経時変化を表すと図-3のようになる。図中には30～70 μm の4つの範囲にある粒径の初期値からの体積の経時変化が示されている。各々のブロックには時間的な構造の変化がなく、沈降速度の経時変化もないと仮定すれば、体積の変化から沈降速度が求まる。図-3では、残留粒子の体積割合の減少率が一定ではないことから同径粒子においても同一の沈降速度ではなく、沈降速度には分布があることがわかる。各時間ステップにおける粒子体積の減少割合から沈降速度は(3)式によって推定される。

$$w_n = \frac{dv_n \cdot y}{dis_n \cdot dt_n} \quad \dots\dots\dots (1)$$

ここに、 n :各時間ステップ、 w_n :沈降速度[cm/s]、 y :沈降距離[cm]、 dv_n :同一の沈降速度をもつ粒子群の減少体積割合[%]、 dis_n :同一の沈降速度をもつ粒子群の初期体積割合[%]、 dt_n :測定の時間間隔[s]である。

3. フロックの純水中での沈降特性

(1) 同径粒子の持つ沈降速度の分布

図-4にCase 1で測定された同径粒子に対する沈降速度の分布を示した。同径粒子であっても2桁以上の速度の違いが現れていること、大径粒子の粒子群ほど沈降速度の速い粒子が多く含まれていることがわかる。また、同径粒子においても沈降速度の分布があることから、(2)式を用いることで同径粒子に対する一つの沈降速度が表わされることがわかる。この沈降速度の分布は粒子が大きいほど幅広い分布となり、これは大径粒子に付着する有機物量が様々であることを示している。つまり、フロ

表-1 実験試料の条件と解析結果

Case No.	試料概要					解析結果
	試料	採取場所	有機物除去方法	塩分 [psu]	IL [%]	フラクタル次元 [-]
Case 1	採取状態の沈降泥	海田湾	—	0	15.5	1.8
Case 2	有機物除去した沈降泥		過酸化水素水		10.7	2.0
Case 3	有機物除去した沈降泥		強熱後 (600℃)		—	2.1
Case 4	ベントナイト	—	—	30	—	3.0
Case 5	採取状態の沈降泥	海田湾	—		15.5	1.5
Case 6	有機物除去した沈降泥		過酸化水素水		10.7	1.7
Case 7	有機物除去した沈降泥		強熱後 (600℃)		—	—
Case 8	ベントナイト	—	—		—	—

沈降泥：セディメントトラップによる捕捉泥，過酸化水素水：過酸化水素水により有機物除去した試料
 強熱後：600℃で焼却し有機物除去した試料

ックが種々の有機物の付着および異なる個数の粒子によって構成されていることを示している．今川ら (2009) は分解前後の有機泥の粒度分布から有機物は20~30 μm 以上のフロックに多く含まれていることを示している．

(2) 有機物の付着とフロック形状

図-5に捕捉泥 (Case 1) と有機物を除去した有機泥 (Case 2と3) およびベントナイト (Case 4) の初期粒度分布，図-6に各々の試料の顕微鏡写真が示されている．有機物を除去すると大粒径粒子が減少し，小粒径粒子が増加する (図-5)．顕微鏡写真は粒度分布をよく表わしており，有機物が鉱物を結合させフロックを形成していることがわかる．図-6 (a) と (b) を比較すると H_2O_2 によって有機物が分解し，有機物量が減少するとフロックは分割され大粒径が存在しなくなることがわかる．さらに600℃で強熱することでは有機物が焼却され，細かい粒子の鉱物に分離し，ベントナイトに同オーダーの粒径になる (図-6 (c), (d))．図-5と図-6から沈降泥に付着した有機物は鉱物を結合する働きを有しており，有機物含有量が多くなると粒径の大きいフロックが形成されやすくなることが理解できる．フロック径が大きくなると抵抗係数が大きくなり，さらに，有機物の密度が鉱物の1/4程度であるために，有機物量に比例して有機泥 (フロック) の密度が小さくなる．このことから，有機物の付着状態により沈降速度は大きく変化することが予測される．

(3) 同粒径粒子の沈降速度分布と代表値

図-7と図-8にCase 1~Case 6での各粒径の沈降速度と有効密度の分布を示した．図の上段には純水，下段には塩水中での各試料に対する沈降速度が示されている．縦方向への○の大きさを示された分布は各同径粒子の沈降速度の分布を示しており，図-4と同じ意味を持つ．すなわち，○の大きさは各粒径の同一の沈降速度を粒子群の体積頻度として示している．●は各粒径の沈降速度分布 (○) の中央値 (図-4 (b) での50%となる沈降速度) を表しており，本論文では各粒径の代表速度としている．

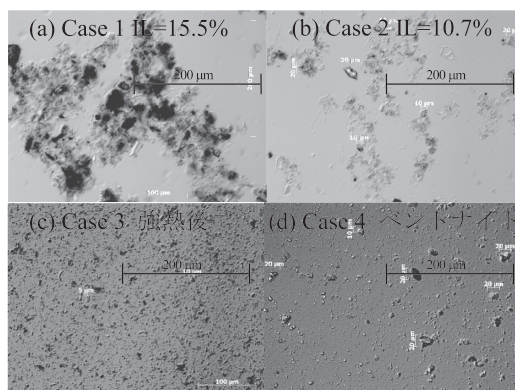


図-6 顕微鏡写真 (各ケースは同倍率である)

なお，粒子の沈降が速い場合や光強度が安定しない等によって沈降速度分布のデータ数が十分に得られない場合 (図-4) には，加積曲線において50%を含む体積割合に相当する沈降速度を代表速度としている．図-7から，(2) 節で予測されたように有機物が除去されるに従って (Case 1~Case 4) 沈降速度の中央値が速くなっていくことがわかる．また，捕捉泥の有効密度 (図-8 (a1)) は粒径の増大に伴って減少し，有機物を除去した試料では粒径に関わらず一定の値を示すようになることがわかる．このことから，有機物量の多い試料では，フロック粒径に対する有効密度が減少しており，複数のフロックが結合することでフロック構造に間隙が増えることが示唆される．また，有機物量が少なくなるとフロックが形成されにくくなり，単一粒子に近い粒子を多く含むようになることがわかる．

(4) 有機物と鉱物の沈降

図-9には残留粒子の粒度分布，図-10には平均光強度の時間変化が示されている．図-9中の $t_1 \sim t_2$ は図-10中に示した測定時間に対応している．図-7と図-9の (a1) ~ (d1) に示す純水中の沈降速度と粒度分布から，粒子径が10 μm 以上の粒子ではフラクタル次元 (表-1) が有機物量に

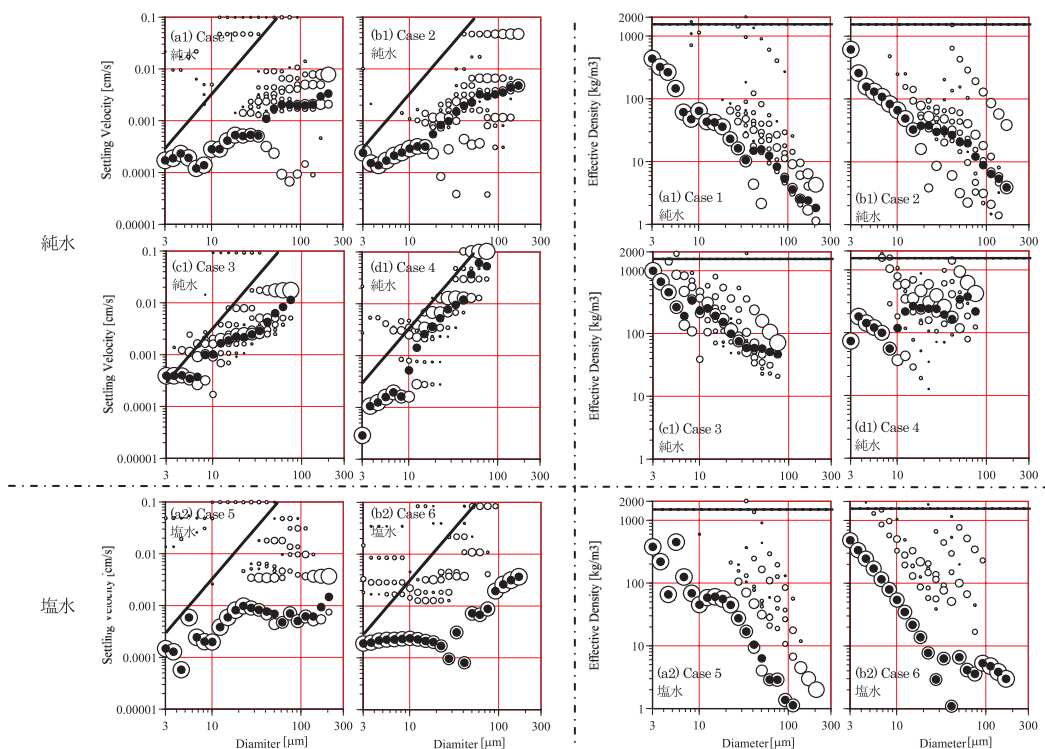


図-7 沈降速度分布と中央値

図-8 有効密度分布と中央値

(a) IL=15.5%, (b) IL=10.7%, (c) 強熱後, (d) ペントナイト, 上段: 純水, 下段: 塩水
(図-7の実線はフロック密度2.58 [g/cm³]とした時のストークス則による沈降速度, 図-8の実線は有効密度1.58 [g/cm³]を示す)

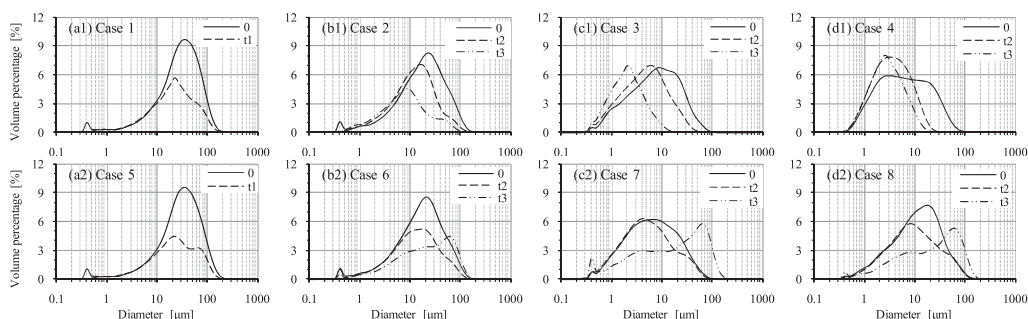


図-9 沈降に伴う粒度分布の経時変化 ((a) IL=15.5%, (b) IL=10.7%, (c) 強熱後, (d) ペントナイト)

上段: 純水中の粒度分布変化, 下段: 塩水中の粒度分布変化 (凡例は沈降実験開始からの経過時間[min]を示す)

依存していること, 有機物量が減少すると大粒径粒子の沈降速度が速くなっていき, D は3に近づいていくことがわかる. Case 1とCase 2を比較すると, Case 2では20 μm以上の粒子から沈降していくのに対し, Case 1では粒径が100 μm付近の粒子が残留する傾向があり, 有機物の付着しない粒径の大きな粒子の沈降速度が速いことがわかる. なお, 有機物を分解させない有機泥 (Case 1) の10~20 μmの粒子で沈降速度が速い傾向があるのは, 自然に存在する有機泥では20 μm以下の粒子に付着する有機物が少ないのに対し, Case 2では有機物が H_2O_2 によ

て分離されることにより10~20 μm程度の有機泥が形成された (図-6 (b)) ためと考えられる. さらにCase 3では10 μm以上の粒子の沈降速度がCase 1よりも速くなっていることから沈降速度が有機物量に依存していることが理解される.

4. 塩水中でのフロックの沈降特性

(1) 光強度の減少と粒度分布の変化

純水中 (Case 1) と塩水中 (Case 5) での沈降実験開始直後と沈降が終了した (測定不能濃度に達した) 時間 t_1

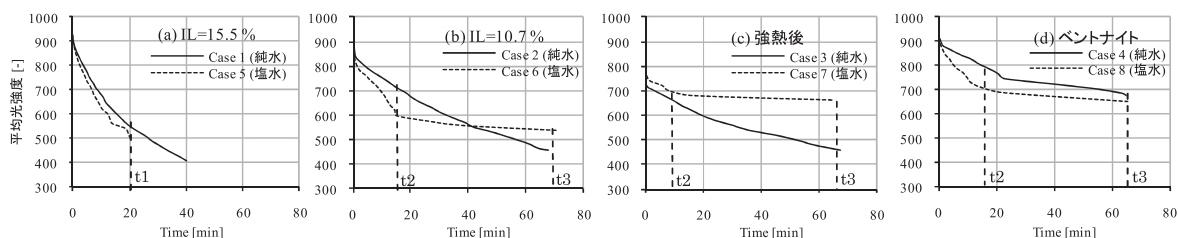


図-10 平均光強度の経時変化
(a) IL=15.5%, (b) IL=10.7%, (c) 強熱後, (d) ベントナイト)

での平均光強度を比較すると (図-10 (a)), 塩水中でのフロックの沈降速度は, 平均的には純水中に比べて速くなるが, 図-7と9で示されたとおり, 沈降速度は粒径により異なり, 小径粒子は速く, 大径粒子は遅くなる. 有機物を分解させたCase 6では, 平均光強度の減少勾配が t_2 から小さくなっている (図-10 (b)). 実験開始後20分で勾配が変わるのは, 凝集によりフロックが形成されている (図-9 (b1), (b2)) ためと考えられ, 付着有機物が少なくなると塩水中ではフロックの形成速度が速くなると考えられる. この特性は600℃で焼却した粒子では, さらに顕著に現れ, ベントナイトの特性に類似してくる (図-9 (c2), (d2)). このことから, 有機物を除去することにより除去しない場合に比べて塩水の影響が強く現れていることがわかる. これは, 粒子の持つ電気的なエネルギー (反発力) が有機物量 (鉱物の露出面積) によって異なるためだと考えられる. 有機物を除去した試料 (Case 6) では捕捉泥 (Case 5) に比較して小径粒子の割合が多く (図-5), 反発力の小さい粒子が多く存在するようになる. その結果, 有機物を除去した試料では多くの粒子が塩水により反発力が打ち消され, 凝集の作用を強く受けるようになる (図-9). 一方, 捕捉泥では有機物が鉱物を覆う面積が多く, 反発力が大きくなるため, 塩水中においても反発力を完全に打ち消すことができず, 凝集の作用をほとんど受けない (図-9 (a)) と考えられる. また, 有機物を含有しないCase 7と8では沈降終了時の大径粒子の増加が顕著であり, 鉱物は塩水中で凝集により形成された大粒径の緩い構造を持つ粒子を形成することがわかる.

(2) フロック化による有効密度の変化

捕捉泥の塩水中 (Case 5) での大径粒子の速度が純水中 (Case 1) に比較して遅くなっている (図-7 (a)) のは, 有効密度が小さくなるためであるが (図-8 (a)), この傾向は有機物を除去した試料でも現れる (図-7 (b), 8 (b)). 塩水中で凝集が促進されることは前節で確認されており, 有効密度の減少はフロック化によるものであることが推定される. このフロック化に伴いフラクタル次元が減少することが確認できる (表-1). 捕捉泥のフラクタル

次元は1.8 (純水) から1.5 (塩水) に減少しており, 有機物を除去した試料においても同様に減少を示す (表-1). フラクタル次元の減少が有効密度の減少 (フロックの間隙の増加) を意味することから塩水中で有効密度が減少することを裏付けているといえる.

塩水中では鉱物間の凝集が活発になり, 本手法では塩水中での鉱物の沈降速度を直接推定できないが, 有効密度比から塩水中での沈降速度を推定できる. 有機物がフロックを形成している場合には塩分による凝集効果は小さく, 本手法により沈降速度の測定は可能である.

5. 結論

(1) 塩水中でのフロックの形成 (凝集)

有機懸濁粒子では純水と塩水の違いにより, 大径粒子 (70 μm 程度) の塩水中での沈降速度が遅くなる. また, 有機物を酸化除去した粒子は純水中の粒度分布の変化とは逆の挙動を示し, 除去しない場合に比べて塩水の影響を強く受ける. 塩水では大径粒子の体積割合が増大し, 付着有機物が少なくなると凝集によりフロックが形成されやすい.

(2) 塩分が沈降速度に及ぼす影響

純水中に比較して塩水中では有機懸濁物質の沈降速度が減少する. 有機懸濁物質から有機物が離脱した鉱物は塩水中でフロックを形成し, その沈降速度は極めて遅くなる. その結果, 塩水中では純水中に比較して沈降しない有機懸濁物質が増加する.

参 考 文 献

- 足立泰久, 岩田進午 (2003): 土のコロイド現象 (土・水環境の物理化学と工学的基礎), 学会出版センター.
- 今川昌孝, 日比野忠史, 首藤 啓, 西田芳弘 (2009): 海田湾に堆積する有機泥性状と水質の変動特性, 海岸工学論文集, 第56巻, pp.1036-1040.
- 西村尚哉, TOUCH NARONG, 駒井克昭, 日比野忠史 (2009): 有機性状を考慮した有機懸濁物質の沈降速度のモデル化, 海岸工学論文集, Vol.B2-65, No.1, pp.1151-1155.
- 日比野忠史, 三戸勇吾, 今川昌孝, 駒井克昭, 木村道夫 (2010): ヘドロ被覆設計のための海底有機泥挙動の把握, 海洋開発論文集, 第26巻.