

一般水底土砂の海洋処分を想定した底生動物の埋没耐性実験

齊藤 肇*・浅川典敬**・間辺本文***・我原弘昭****

浚渫土砂の海洋投入処分における底生生物への影響を評価する基礎的なデータを取得することを目的として、アサリ幼貝と砂浜性小型甲殻類のシキシマフクロアミを用い、鉛直シリンダー内での異なる埋没深度及び埋没速度における土砂表層への復帰率と生残率を明らかにした。実験生物の復帰率と生残率は細砂よりも粗砂において低く、米豪の thin-layer placement に相当する埋没深度である 30 cm より浅い埋没深度でも、シキシマフクロアミにとって致死性であり、アサリ幼貝では、土砂表層に復帰することが困難であることが示された。

1. はじめに

陸上発生廃棄物の海洋投棄や洋上での焼却処分を規制する国際的枠組みである「1972年廃棄物その他の物の投棄による海洋汚染の防止に関する条約」の改正議定書(1996年議定書)の発効に向けて、港湾等から発生する浚渫土砂の処分方針を策定することが求められている。我が国では、海洋汚染防止法が定める基準値濃度を越える毒性金属・化学物質を含まない水底土砂を一般水底土砂と呼び、同議定書発効後も海洋投入処分を検討してよいとされているが、海洋環境の保全に配慮した指針に従って処分しなければならない。本研究では、一般水底土砂を海洋投入処分する場合の底生生物への影響を評価する基礎的情報を取得することを目的として、異なる埋没深度及び埋没速度における底生動物の土砂表層への復帰率と生残率を明らかにした。

2. 材料と方法

埋在性と表在性の底生動物の代表種として、各々アサリ *Ruditapes philippinarum* (殻長 20~26 mm; 2004年12月3日に静岡県浜名湖産) とシキシマフクロアミ *Archaeomysis vulgaris* (全長 5~11 mm; 2004年12月9日に茨城県波崎海岸産; 以下、アミと略記) を用いた。

実験1(埋没深度耐性): 容積を測定した実験土砂(粗砂・細砂)の乾燥質量を計量し、密度定数 2.65 g/cm^3 を用いて空隙率を推定した。また、粒度組成と有機物含量(450°Cで1時間処理した強熱減量)を測定した。側面に幅 5 mm の溝を切って目合 0.063 mm のネットで目貼したアクリル製の円筒 6 本に粗砂を 50 mm, 別の 6 本に細砂を 50 mm 敷き、ろ過海水を満たした恒温槽に浸漬させて1晩静置した。酸素飽和度は 40%以上、塩分は採集地の $\pm 2 \text{ psu}$ の範囲になるように 31.7~32.6 psu,

水温は $20 \pm 2^\circ\text{C}$ の範囲に保った。各円筒にアサリ 3 個体またはアミ 10 個体を入れ、24時間馴致した。死亡個体がみられた場合は、同条件で畜養していた別個体と入れ替えた。最初に敷いた土砂と同じ実験土砂を、6本の円筒に埋没深度が各々 0, 3, 10, 30, 100, 300 mm になるように瞬時に加え、24時間静置した。アサリでは殻の一部または水管が上から目視できることで土砂表層への復帰とみなし、復帰個体を計数した。実験土砂を目合 1 mm のふるいにかけ、生物を分別した。埋没深度 100 mm と 300 mm の実験区については、サイフォンを用いて 50 mm 間隔で土砂を回収した。分別した生物の生死を判別し、個体数を計数した。アサリの生死は、ろ過海水に浸漬した状態で水管を出すことによって判別した。1時間以上静置しても水管を出さない個体については、軟体部への刺激に対する反応によって生死判別した。アミの生死は遊泳運動によって判別した。反復実験は、各々の実験区について同様の作業を 3 回繰り返すことで行った。さらに長期埋没におけるアサリの生残を明らかにするため、埋没深度 300 mm (細砂) で同様の実験を行い、土砂表層への復帰がみられるか毎日観察した。1週間後、土砂を深度別に回収し、アサリの生死を判別した。反復実験として円筒 3 本、対照区として埋没処理を行わない円筒 1 本を用いた。

実験2(埋没速度耐性): 実験生物の馴致までは、実験1と同様。その後、所定の速度で細砂を埋没深度が 100 mm になるまで加えた。0.1 及び 1 mm/s の実験区では、小分けした細砂を順次投入することによって、所定の埋没速度で実験生物を埋没させた。埋没速度 10 mm/s の実験区では、所定量の土砂を1個の容器に用意し、10秒間かけて円筒内に投入した。そのまま24時間静置し、土砂を深度別に回収すると共に、生物を分別して生死判別と計数を行った。

実験3(間隙水毒性): 実験方法は、USEPA・USACE (1991) を参考にした。人工海水 4L に実験土砂 1L を入れて 30 分間攪拌し、10分毎にガラス棒で攪拌した。攪拌終了後1時間静置して上澄み液を回収した。上澄み液を

* 博(農) (独法)水産総合研究センター 水産工学研究所
** 工修 水産庁 漁港漁場整備部
*** 正会員 工修 (財)漁港漁場漁村技術研究所
**** (財)漁港漁場漁村技術研究所

人工海水で希釈し、希釈率100%, 50%, 10%の実験区を各々5つ、300mlのビーカーに作成した。また、人工海水、埋没実験で用いたろ過海水、天然海水の対照区を各5つ作成した。人工海水は、ロートマリン（ロート製薬）を純水に溶解させ、1週間曝気したものを用いた。ガラス器具は中性洗剤で洗浄し、水道水で十分に洗い流したものを希塩酸に4時間以上浸漬し、再び水道水と純水で洗浄した。各ビーカーにアミを10個体ずつ入れ、恒温槽に無作為に配置し、暗条件で無給餌飼育した。水温は $18 \pm 2^\circ\text{C}$ の範囲で保温し、全てのビーカーの水温、塩分、酸素飽和度、pHを毎日記録した。飼育中に曝気は行わなかったが、酸素飽和度が40%を下回らないように注意した。ビーカー毎に生残個体数と脱皮殻数を毎日記録し、死体と脱皮殻を除去した。

3. 結 果

実験1（埋没深度耐性）：実験土砂は、粗砂も細砂もシルト・クレイや有機物を少量しか含まない点で共通していたが、細砂は粗砂よりも空隙率が高かった（図-1、表-1）。粗砂には一部、細砂の粒度区分に属する粒子が含まれていたが、本研究では粗砂として扱った。

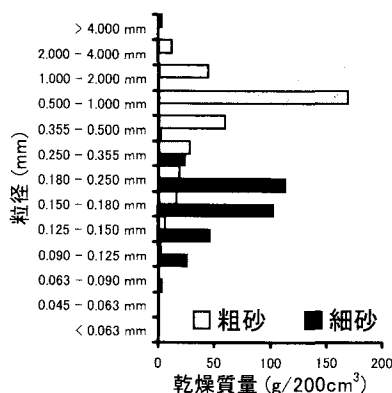


図-1 実験土砂の粒度分布

表-1 実験土砂の特徴

粒径区分	粗 砂	細 砂
採取日	2004/11/30	2004/11/30
採取地	波崎海岸汀線	波崎海岸砂丘
空隙率(%)	31.6	40.0
中央粒径(mm)	0.643	0.174
泥分含量(%)	0.014	0.016
強熱減量(%)	0.678	0.665

アサリの生死を判別した結果、全ての実験区で死亡個体はみられなかった。粗砂の埋没深度300 mmの実験区と細砂の埋没深度0 mmの実験区で水管を出さないアサリが各1個体みられたが、開殻に対する強い抵抗力があ

り、外套膜や水管に対する刺激に反応がみられたので、生存個体として計数した。粗砂と細砂でアサリの復帰個体数を比較すると、埋没深度が10 mmまでの実験区では差はみられなかったが、30 mmと100 mmの実験区においては、細砂の方が粗砂に比べ復帰個体数が多く、埋没深度300 mmの実験区では粗砂・細砂共に復帰個体はみられなかった（図-2）。Kruskal-Wallis 検定では、埋没深度ごとの復帰個体数の変動は、粗砂では5%水準で有意であったが（ $p < 0.05$ ）、細砂では10%水準で有意であった（ $p < 0.10$ ）。埋没深度100 mmと300 mmの実験区でのアサリの深度別個体数を表-2に示す。細砂の方が粗砂に比べ埋没土砂の上部でアサリが確認され、粗砂においては約半数の個体が在来層にとどまっていた。粗砂と細砂でアミの生残個体数を比較すると、深度が3 mm以下の実験区では大きな差がみられなかったが、埋没深度が大きくなるにつれ、細砂の方が粗砂に比べ生残個体数が多くなる傾向がみられた（図-3）。また、粗砂の埋没深度300 mmの実験区では、生残個体がみられなかった。Kruskal-Wallis 検定では、埋没深度による生残個体数の変動は、粗砂で強く有意であったが（ $p < 0.01$ ）、細砂では有意でなかった（ $p > 0.10$ ）。粗砂に比べて細砂では埋没土砂の上部までアミが這い上がり、半数以上の個体が生存していた（表-3）。粗砂では大部分の個体が在来層及び在来層から50 mm以内の高さで死亡していた。長期埋没実験では細砂のみを用いたところ、埋没深度300 mmの実験区では、埋没処理後1週間、土砂表層へのアサリの復帰はみられなかった。アサリを取り出すと、埋没深度0 mmの対照区では全個体が生存していたのに対し、実験区で

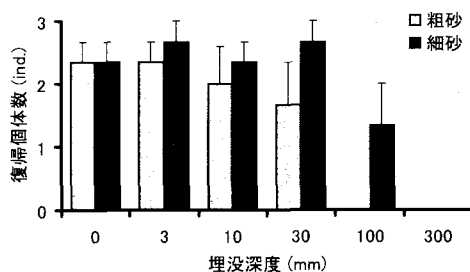


図-2 埋没深度とアサリの復帰個体数（M+SE, n=3）

表-2 埋没深度実験におけるアサリの鉛直分布

上 砂		粗 砂		細 砂	
埋没深度(mm)		100	300	100	300
在来層からの高さ(mm)	250~300	—	0	—	0
	200~250	—	0	—	0
	150~200	—	0	—	0
	100~150	—	0	—	4
	50~100	0	0	5	2
0~50		5	3	3	3
在 来 層		4	6	1	0

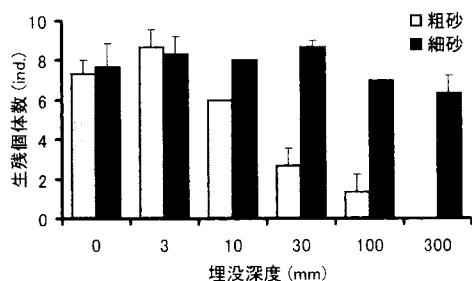


図-3 埋没深度とアミの生残個体数 (M+SE, n=3)

表-3 埋没深度実験におけるアミの鉛直分布

土 砂		粗 砂		細 砂	
埋没深度 (mm)		100	300	100	300
個体の生存・死亡		生	死	生	死
在来層からの高さ (mm)	250~300	—	—	0	0
	200~250	—	—	0	0
	150~200	—	—	0	0
	100~150	—	—	0	1
	50~100	2	0	0	10
	0~50	2	4	0	5
在 来 層		0	22	0	24

は全個体が死亡し、全9個体のうち2個体が在来層から100~150 mmの高さまで這い上がったほかは、在来層または在来層から50 mm以内にとどまっていた。

実験2 (埋没速度耐性)：アサリでは、すべての実験区で死亡個体はみられなかった。土砂表層への復帰個体数を図-4に、深度別個体数を表-4に示す。復帰個体数は埋没速度の増加と共に減少し、埋没速度と復帰個体数との相関は有意であったが (Spearman 順位検定, $p < 0.05$), Kruskal-Wallis 検定では、埋没速度による復帰個体数の変動は有意でなかった ($p > 0.10$)。深度別個体数は、埋没速度0.1 mm/sでは在来層と埋没土砂層に二極化した分布パターンを示したのに対し、1 mm/sと10 mm/sでは、すべての個体が埋没土砂層に移動し、埋没土砂層の上部に集まる傾向がみられた。アミの生残個体数を図-5に、深度別生残個体数を表-5に示す。生残個体数に埋没速度による顕著な相違はみられず、平均生残率はすべての実験区において76%以上であった。埋没速度と生残個体数の相関は有意でなく (Spearman 順位検定, $p > 0.10$), Kruskal-Wallis 検定でも、埋没速度による生残個体数の変動は有意でなかった ($p > 0.10$)。すべての実験区において、アミは埋没土砂層の上部に集まる傾向がみられた。

実験3 (間隙水毒性)：すべての実験区において、酸素飽和度は75%以上を維持していた。pHは土砂間隙水及び人工海水の実験区で7.3~7.8、ろ過海水と天然海水の実験区で7.6~8.0であり、同じ実験区では、顕著なpHの変動がみられなかった。各実験区における生残個

体数と脱皮殻数の推移を図-6に示す。飼育開始後1日目では全てのアミが生きていたが、2日目以降に死亡がみられた。ろ過海水の実験区では、10%前後の死亡がみられたのに対し、他の実験区では平均すると95%以上の個体が生残し、対照的な結果となった。3日目には、粗砂間隙水の実験区では、人工海水で希釈していない100%の実験区の平均生残率が94%であったのに対し、50%, 10%に希釈した実験区では、生残率は各々82%と76%であった。細砂間隙水では、希釈率100%と50%の実験区での平均生残率が各々80%と84%であったのに対し、希釈率10%の実験区では68%と若干低い値を示した。間隙水を用いなかった対照区では、天然海水での平均生残率が88%であったのに対し、人工海水とろ過海水での平均生残率が共に74%と低い値を示した。各希釈率

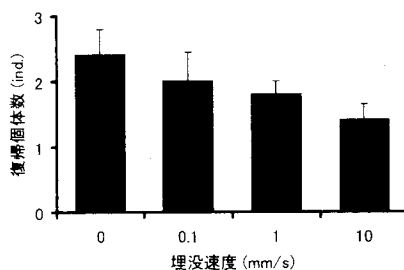


図-4 埋没速度とアサリの復帰個体数 (M+SE, n=5)

表-4 埋没速度実験におけるアサリの鉛直分布

埋没速度 (mm/s)	在来層	在来層からの高さ (mm)	
		0~50	50~100
0	15	—	—
0.1	3	1	11
1	0	4	11
10	1	4	10

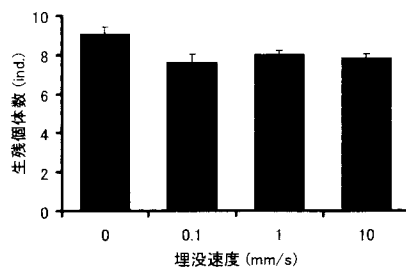


図-5 埋没速度とアミの復帰個体数 (M+SE, n=5)

表-5 埋没速度実験におけるアミの鉛直分布

埋没速度 (mm/s)	在来層	在来層からの高さ (mm)	
		0~50	50~100
0	45	—	—
0.1	1	2	35
1	0	2	38
10	0	2	37

(0%, 10%, 50%, 100%) におけるアミの生残率に対する分散分析では、3日目の粗砂間隙水の実験区において、10%水準での群間変動がみられた他は有意な変動がみられなかった (Kruskal-Wallis 検定, $p > 0.10$)。また、3日目の粗砂間隙水の実験区に対する多重比較では、すべての希釈率の組み合わせに対して生残率の有意差を検出することができなかった (Scheffe 検定, $p > 0.10$)。脱皮殻数は細砂間隙水の希釈率100%の実験区を除き、日を経つごとに減少する傾向がみられた。本実験は無給餌で行ったため、脱皮殻数の減少は飢餓の進行を示しているのかもしれない。人工海水、天然海水、ろ過海水の対照区での生残率では、2日目に海水の種類による生残率の変動は有意であり (Kruskal-Wallis 検定, $p < 0.05$)、天然海水とろ過海水における生残率のあいだに有意差がみられた (Scheffe 検定, $p < 0.05$)。3日目にはアミの生残率に海水の種類による10%水準の有意な変動がみられたが (Kruskal-Wallis 検定, $p < 0.10$)、多重比較による有意差は検出されなかった (Scheffe 検定, $p > 0.10$)。以上の結果をまとめると、人工海水やろ過海水を用いた場合、天然海水よりもアミの生残率が若干低下したが、粗砂・細砂の間隙水では、対照 (ろ過海水) と比較して生残率が低くなかった。このため、実験1・2での間隙水毒性による影響は無視できると考えられる。

4. 考 察

浚渫土砂の海洋投入処分や有効利用による干潟等の造成において、底生動物の人為的埋没は生物群集に直接的

な影響を与える。浚渫土砂の海洋投入処分によって形成された空白の生息地における底生動物群集の回復は、1) 浮遊幼生の着底、2) 周辺生息地からの親個体の移入、3) 埋没前の堆積層からの底生動物の這い上がり及び 4) 処分海域内に点在する在来土砂のパッチに生息する個体の繁殖等によって達成されと考えられている (Oliver・Slattery, 1973; Oliver ら, 1977; Hancock, 1973; Richardson ら, 1977)。浚渫土砂の海洋投入処分や干潟造成では、底生動物群集の回復には数年を要することを示す例が多い (Harvey ら, 1998; Qian ら, 2003; Sheridan, 2004; Bolam ら, 2004)。通常、攪乱によって無生物化した海底における底生動物群集の遷移では、最初に日和見種 opportunistic species と呼ばれる短命性の小型底生動物の新規加入がみられ、その後、比較的寿命が長く大型に成長する底生動物が徐々に出現する (Pearson・Rosenberg, 1978; Grassle・Grassle, 1974)。浚渫土砂を投入処分した海域では、処分後の早い段階で大型底生動物がみられることがあるが、これは周辺生息地からの移入か、埋没前の堆積層からの這い上がりによると考えられる。このことから、底生動物が土砂表層まで這い上がることができる厚さに埋没深度を制限することは、底生動物群集を早期に回復させる手段のひとつである。

米国の枠組では、埋没深度12インチ以内の海洋投入処分及び覆砂を thin-layer placement と呼び、底生動物の土砂表層への復帰と周辺からの幼稚体の新規加入を容易にすると述べている (USEPA・USACE, 1992)。豪州

の指針もこれを引用し、埋没深度が30 cm 未満であれば、底生動物の復帰と周辺からの新規加入が促進されると述べている (DEH, 2002)。しかし、thin-layer placement の効果を支持した研究は少なく、米国の枠組は2004年に改訂され、新しい枠組では、thin-layer placement の効果に関する文献は殆どなく、Nester・Rees (1988) に短い論議がみられると記述されただけである (USEPA・USACE, 2004)。本研究では、埋没深度が大きくなるに従って、粗砂の方が細砂に比べてアサリの復帰個体数が少なくなり、粗砂では埋没深度100 mm 以上、細砂では埋没深度300 mm で復帰がみられなくなった。24時間の埋没で死亡したアサリはみられなかったが、細砂への1週間の埋没では全個体が死亡したことから、人為的に埋没させられたアサリは、短期間に復帰できなければ死亡する可能性が高い。

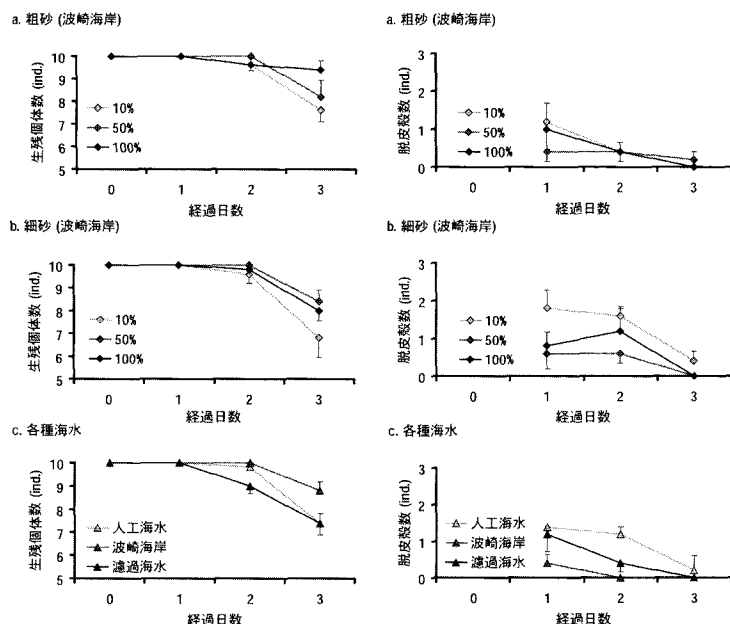


図-6 実験海水の生物毒性試験結果 (M ± SE, n=5)

アミの場合、粗砂への埋没では、埋没深度が大きくなるに従って生残個体数が減少し、埋没深度300 mmでは全ての個体が死亡した。一方、細砂への埋没では、埋没深度が300 mmでも平均生残率は63%であり、埋没の影響は土砂の種類によって大きく異なった。細砂を使用した実験2では、土砂の影響を過小評価していると考えられる。浚渫土砂の海洋投入処分においても、底生動物の生残と土砂表層への復帰率は、投入土砂の粒度によって異なるだろう。本実験に用いた粗砂のような土砂では、thin-layer placementを行っても、小型甲殻類の少なくとも一部の種に対して致命的な影響を与え、埋没性二枚貝でも少なくとも一部の種は、24時間以内に土砂表層に復帰することが困難になるだろう。埋没深度が大きいと、土砂表層に復帰しても死亡することがホンビノスガイ *Mercenaria mercenaria* で報告されており (Maurer ら, 1981), 復帰に長期間を要することは、二枚貝の生残のために好ましくない。以上のことから、米・豪にならって thin-layer placement を導入しても、這い上がりによる復帰が促進されるのは、一部の底生動物に限られると予想され、埋没深度に対する規制や指導に高い効果を求めるならば、埋没深度はさらに小さな上限値を設定する必要がある。

本研究の間隙水実験では、間隙水に由来するアミの生残率の低下はみられなかったことから、埋没実験でも底生動物への急性的な影響はないか、無視できるほど微弱であったと考えられる。アミ類等の小型甲殻類は水質悪化等の影響を受けやすく、生物毒性実験に好適な材料とされている (USEPA・USACE, 1991)。したがって、今回の埋没実験における生物へのストレスは、埋没の物理的影響に由来していたと考えられる。同時に、今回の実験では、実際の浚渫土砂を使用した場合に比べ、底生動物に与える生理的ストレスを過小評価していると考えられるので、実験結果の解釈には注意が必要である。有機物含量2.8%の還元的な土砂を干潟の覆砂に用いた事例では、1年後も底生動物群集が周辺の非覆砂域と同状態に回復しなかった (Bolam ら, 2004)。浚渫土砂の場合、表面下の堆積物は掘り返されるまで水流にさらされていないため、しばしば高濃度のアンモニアを含んでおり、間隙水毒性の原因として重要であると指摘されている (Ho ら, 2002)。

謝辞: 本研究は、水産庁委託事業「浚渫土砂海洋投入処分に係る漁場環境影響評価調査」において実施した。また、高橋一生氏 (東北水研) には、海岸性アミ類の採集方法をご指導いただいた。協力を賜った関係各位に謝意を表する。

参考文献

- Australian Government Department of the Environment and Heritage (DEH) (2002) National Ocean Disposal Guidelines for Dredged Material. Commonwealth of Australia, Canberra. pp. 1-182.
- Bolam, G.G.・P. Whomersley・M. Schratzberger (2004) Macrofaunal recolonization on intertidal mudflats: effect of sediment organic and sand content. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 306, pp. 157-180.
- Grassle, J. F.・J. P. Grassle (1974) Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. *J. Mar. Res.* 32, pp. 253-284.
- Hancock, D. R. (1973) Biological survey of dredge and spoil site. In: Effects of hopper dredging and in channel spoiling in Coos Bay, Oregon (Slota, L. S.・C. K. Sollitt・D. A. Bella・D. R. Hancock・J. E. McCauley・R. Parr (Eds)). Final Report to NSF-RANN, Oregon State Univ., Corvallis, Oregon, pp. 1-33.
- Harvey, M.・D. Gauthier・J. Munro (1998) Temporal changes in the composition and abundance of the macro-benthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse a Beaufils, Baie des Chaleurs, Eastern Canada. *Mar. Poll. Bull.* 36, pp. 41-55.
- Ho, K. T.・R. M. Burgess・M. C. Pelletier・J. R. Serbst・S. A. Ryba・M. G. Cantwell・A. Kuhn・P. Raczewski (2002) An overview of toxicant identification in sediments and dredged materials. *Mar. Poll. Bull.* 44, pp. 286-293.
- Maurer, D.・R. T. Keck・J. C. Tinsman・W. A. Leathem (1981) Vertical migration and mortality of benthos in dredged material-Part I: Mollusca. *Marine Environ. Res.* 4, pp. 299-319.
- Nester, R. D.・S. I. Rees (1988) Thin-Layer Dredged Material Disposal-Fowl River, Alabama, Test Case. USACE/D-88-4, Vicksburg, MS.
- Oliver, J. S. & P. N. Slattery (1973) Dredging, dredge spoil disposal and benthic invertebrates in Monterey Bay. *Mar. Lab. Rept., Moss Landing, California*, pp. 130.
- Oliver, J. S.・P. N. Slattery・L. W. Hulberg・J. W. Nybakken (1977) Patterns of succession in benthic infaunal communities following dredging and dredged material disposal in Monterey Bay, US Army Waterways Experiment Station, Tech. Rept. D-77-27, pp. 186.
- Pearson, T.・R. Rosenberg (1987) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of marine environment. *Ann. Rev. Oceanogr. Mar. Biol.* 16, pp. 9-311.
- Qian, P.-Y.・J.-W. Qiu・R. Kennish・C. A. Reid (2003) Recolonization of benthic fauna subsequent to capping of contaminated dredged material in East Sha Chau, Hong Kong. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 56, pp. 819-831.
- Richardson, M. D.・A. G. Carey・W. A. Colgate (1977) Aquatic disposal field investigations. Columbia River disposal site, Oregon. US Army Waterways Experiment Station, Tech. Rept. D-77-30, pp. 1-411.
- Sheridan, P. (2004) Recovery of floral and faunal communities after placement of dredged material on seagrasses in Laguna Madre, Texas. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 59, pp. 441-458.
- (USEPA) US Environmental Protection Agency・US Army Corps of Engineers (1991, 2004) Evaluation of Dredged Material Proposed for Ocean Disposal: Testing Manual. EPA/503-R-91/001, Washington, DC.
- (USEPA) US Environmental Protection Agency・US Army Corps of Engineers (1992) Evaluating Environmental Effects of Dredged Material Management Alternatives - Technical Frameworks. EPA/842-B-92/008, Washington, DC.