

水工学シリーズ 11-B-5

石炭灰を活用した水域環境修復について

エネルギー・エコ・マテリア 環境技術部長

斉藤 直

土木学会
水工学委員会・海岸工学委員会

2011 年 8 月

石炭灰を活用した水域環境修復について

Improvement Method of Water Environment by Using Coal Ash

齊藤 直

Tadashi SAITO

1. はじめに

石炭灰は全国大で年間1,000万 tを超える水準で発生しており、その増嵩する発生量ゆえに、従来のセメント・コンクリート分野から土木建設資材へと有効利用分野が拡大されている¹⁾。これらの有効利用を通じて、廃棄物由来の副産物を有効利用する観点から、環境基準を守りながら公共の場に活用する取り組みがなされてきた。近年、中国地方では、石炭灰の特性を活かした石炭灰造粒物によって、閉鎖性水域や潮干帯河川などの水質・底質を改善する環境修復材としての活用が始まっている。

本講では、まず、石炭灰の発生状況とその種類と基本特性を述べる（2章）。ついで、閉鎖性水域の水環境の課題と水環境修復に有効な石炭灰造粒物の基本特性について紹介（3章）し、4章では水環境修復への石炭灰の活用事例を挙げて、その効果について紹介する。

2. 石炭灰の発生

2.1 全国の石炭灰の発生

電力の安定供給に大きな役割を果たしている石炭火力発電所では、石炭燃焼に伴う副産物として大量の石炭灰が産出されており、その発生量は年間1,000万 tを超え、今後も増加傾向にある（図-2.1.1）²⁾。また、石炭灰は、北海道から沖縄まで広い地域において発生しており、日本各地で広く活用されやすい資材といえることができる（図-2.1.2）²⁾。

石炭灰の有効利用は、セメントやコンクリートへの利用を中心に進められ、現在もセメント原料への利用が全体の7割程度を占めているが、近年はその用途も広がり、建設資材や建材など多岐に亘って利用されている¹⁾。今後、日本各地で大量に活用が期待される水環境修復用の資材としての活用ができれば、新たな有効利用用途の拡大につながる事となる。

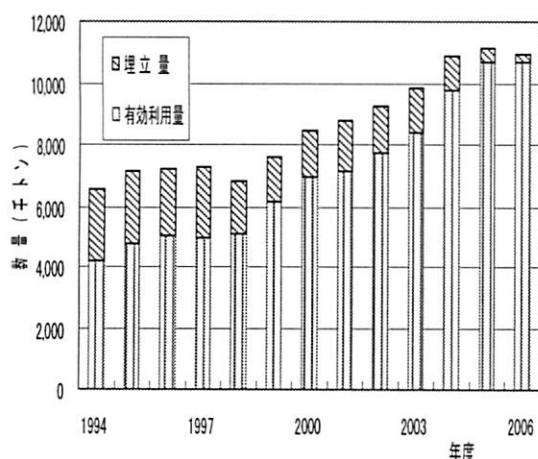


図-2.1.1 石炭灰発生量の推移²⁾

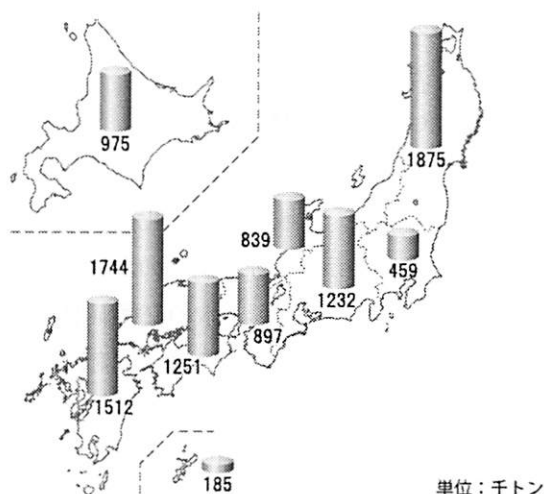


図-2.2.2 全国の石炭灰発生分布²⁾

2.2 石炭灰の発生機構と種類

石炭灰は、石炭火力発電所から燃焼後に発生する副産物で、図-2.2.1に示すとおりその発生機構（場所）によって異なり、クリンカアッシュとフライアッシュの2種類の石炭灰が発生する。クリンカアッシュは、燃焼中にボイラー壁面に溶融附着して炉底に落ち、ボイラー底部でそれを捕集・破碎した材料である。フライアッシュは、微粉碎された石炭をボイラー内で燃焼させた際、炭素分が燃焼した残りの成分が溶解した微粉で、煙道を通して電気集塵機で捕集された材料である。石炭灰の発生量のうち、90%程度がフライアッシュで、10%程度がクリンカアッシュである。

クリンカアッシュは、ガラス化していることから化学的に安定（硬化反応性および重金属の溶出が極めて小さい）した材料で、内部に連続・非連続の比較的大きい空隙を持ち（軽量で通水性がよい）、破碎によって角張った形状（内部摩擦角が大きい）の数mm粒径の材料となっている。一方、フライアッシュは、空気中を漂うため表面張力によって球形となったパウダー状の微粒子で、反応性のシリカが主成分であることから、化学反応しやすい（カルシウム等のアルカリ刺激でポズラン反応する）材料である。

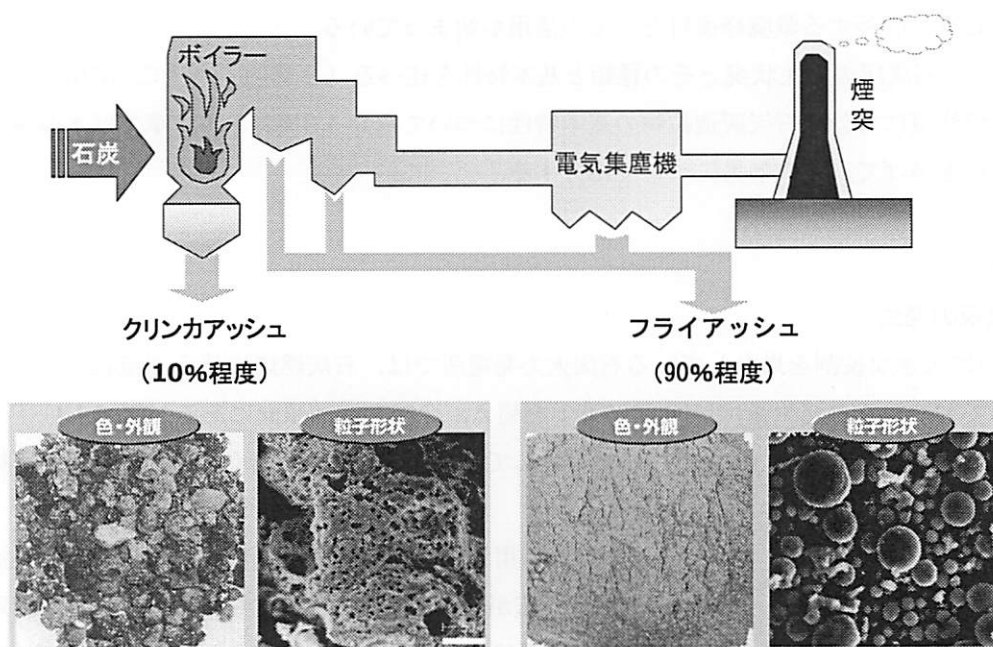


図-2.2.1 石炭灰の発生機構³⁾

3. 環境修復材としての利用

3.1 閉鎖性水域周辺の課題と対応

(1) 閉鎖性水域周辺の問題点

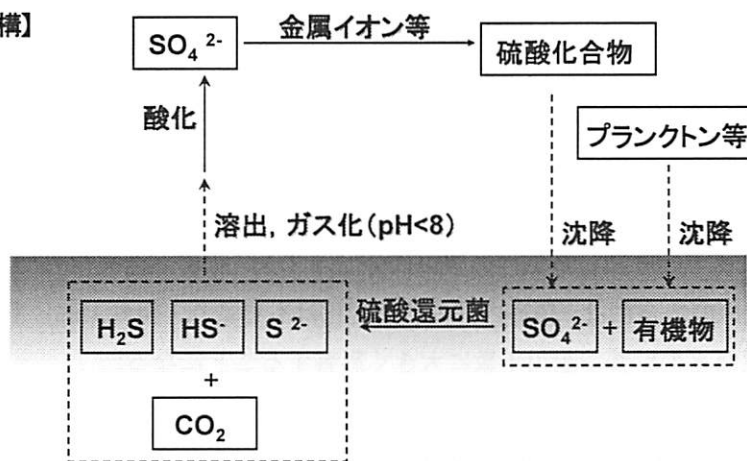
日本経済の発展と共に、水域に流入する栄養塩等の負荷が増加し、これらの浄化機構を持つ干潟の消失が進行してきたことから、水域環境の悪化が生じてきた。近年、これら水域環境の悪化に対し、下水道整備など流入負荷の低減が行われ、日本全体の水域で見れば、水環境は徐々に取り戻されつつあると言える。一方で、特に閉鎖性の強い水域では、水の交換が悪く系内での物質の滞留時間が長いことから、大都市周辺の閉鎖性水域では富栄養の状態になりやすく、流れの遅い場所では水底に栄養塩等を含む有機沈降物が厚く堆積した状態となり、流れによる酸素供給の不足による貧酸素状態となる場所も見受けられる⁴⁾。このようなことから、大都市を抱える3大閉鎖性海域（東京湾、伊勢湾、大阪湾を含む瀬戸内海）では、これまで水質汚染防止法による流入負荷の削減を中心とした対策が取られ⁵⁾、再生基本方針や行動計画が策定され、活動が始まるに至っている^{5,6,7)}。

貧酸素状態の形成とそれともなう水底からの硫化水素の発生は、底生生物の生息環境を大きく阻害し、結果的に閉鎖性水域生態系全体に影響を及ぼし、そこで営まれる漁業等にも影響を及ぼすこととなる。一旦、水底から硫化水素が発生する状態となると、その度合いにもよるが、元通りの水環境へ修復することは難しい。一般に、水底が高い温度となると嫌気性の還元菌による硫化水素の生成が促進され水域に貧酸素状態が生じ、水温（地温）が低下すると還元菌の活動が抑えられ再び好気条件となる。このような場所の水底には、下水道等の外的要因で供給される高有機物質や、プランクトンや好気条件で着床した生物の死骸などが厚く堆積しているため、硫化物のほかリンや窒素などの栄養塩や脂質等の高分子有機物が水底に豊富に蓄積された状態となっている。

図-3.1.1に、硫化物およびリンを事例にとって、水底からの溶出の簡易モデルを示す。硫化物においては、水底が無酸素の還元状態となると、硫酸還元菌により硫化水素等の硫化物イオンが生成されて水中に溶出またはガス化して放出される。その際、水中の酸素を大量に消費して貧酸素の環境となり、貧酸素水発生の要因となる。一方で、リンは土中に豊富にある鉄に吸着された状態で存在するが、還元状態となれば、リン酸が形成されて水中に溶出しやすくなる。このため、還元状態となるほどリン酸の溶出量は大きくなることになる⁹⁾。

閉鎖性水域では、水循環の滞留が生じやすく、水底は還元状態となりやすくなる。水底に堆積した有機物中の大量の栄養塩も水底が還元状態となれば、その溶出量が増加して水環境が悪化する負の循環に陥りやすいことになる。逆に言えば、閉鎖性水域の水環境改善のためには、水底の状態を好気条件とすること、沈降する栄養塩を豊富に含む有機泥を減少させる、この二つが抜本的な解決策となるものと考えられる。

【硫化物の溶出機構】



【リンの溶出機構⁹⁾】

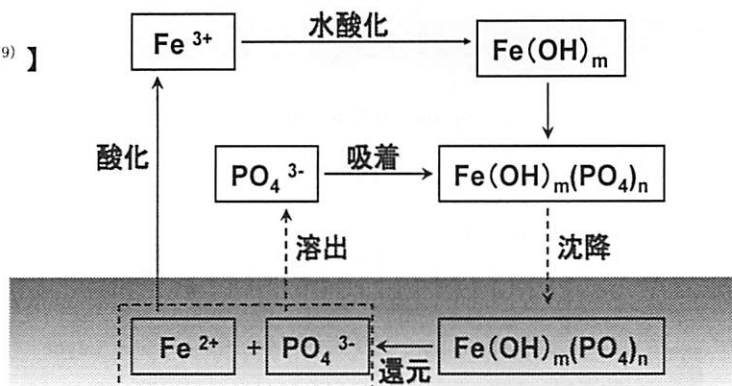


図-3.1.1 水底からの物質溶出の簡易モデル

また、これらの有機質泥は、潮位変動に伴う流れによって、沿岸部や河口部、潮間帯河川に運ばれ、その周辺に堆積する。この有機質泥は、食油脂等の高分子態であることから、微生物分解されるのに時間がかか

り、護岸周辺で堆積することとなる。潮干帯に存在する干潟は、その水域の浄化を担う大切なエリアであるが、閉鎖性水域周辺では有機質泥によって、干潟の機能低下が生じ、最終的にはヘドロ化して人々が水辺に接することもできない状態に陥る。このような一連の負のスパイラルを考えると、有機泥の減容化が非常に重要となることが分かる。

(2) 閉鎖性水域の水環境改善

閉鎖性水域の水環境改善については、各種の取り組みが始まっており、流入負荷の低減を除く主な改善方法は、次の二つに大別される。

①水流・酸素供給による方法（攪拌等による水流、エアレーションやマイクロバブル等）

②水底の改善による方法（浚渫、海底耕運、覆砂、ゼオライト等吸着物質・水酸化化合物等の散布等）

公共事業としての費用対効果を考えると、水底に大きい負荷を抱える広い水域においては、ランニングコストがかかる手法は中々取り入れにくい現状がある。このため、小規模な水域においては水流¹⁰⁾や酸素供給¹¹⁾の手法や海底耕運¹²⁾等が試みられた事例があるが、抜本的に水底の改善や有機物の減容化をするものでないため、持続して行い続けなければならないことになる。吸着物質や各種金属の水酸化化合物などの散布も同様である。大規模な水域においては、浚渫¹³⁾や覆砂¹⁴⁾などが採用されている事例が多く見られる。しかし、これらの手法も課題を抱えており、抜本的な改善策とは言えない面もある。浚渫では、浚渫の対象となる水底の土量が膨大な量となりがちで、水循環が少ない閉鎖性水域周辺では浚渫後の水底が再び嫌気性となる懸念がある。覆砂では、水底からの溶出を抑え込んで新たな良質な水底を形成するものであるが、覆砂層の上部に沈降してくる浮泥等による影響を受けるため、耐用年数を考慮した設計が成立しがたい面がある。

図-3.1.2に覆砂に伴う経時的な変化の模式図を示す。覆砂上に新たな有機物が沈降して、覆砂の上部に新しく嫌気層が形成され、硫化水素が発生してくる。一般に、硫酸還元には海水に由来する硫酸イオンが必要であるため、泥の場合には深いほど海水の供給が少なくなる傾向になるため、泥の深い部分は表層より嫌气的となるが、硫化水素の発生量は逆に少なくなる傾向となりやすい。ただし、泥の表層が酸化的な場合には、表層より深い部分で硫化水素の生成が成されることもある。このため、表層から20-30cmまでの領域で硫化水素の生成量が多くなり¹⁵⁾、より深い嫌気性の強い部分ではメタン細菌が活発化してメタンが生成される。このようなことから、覆砂の場合には、覆砂内部の状態変化はもとより、覆砂上部に形成される新生堆積層の変化も、硫化水素生成などの影響で耐用年数に大きく影響することになる。

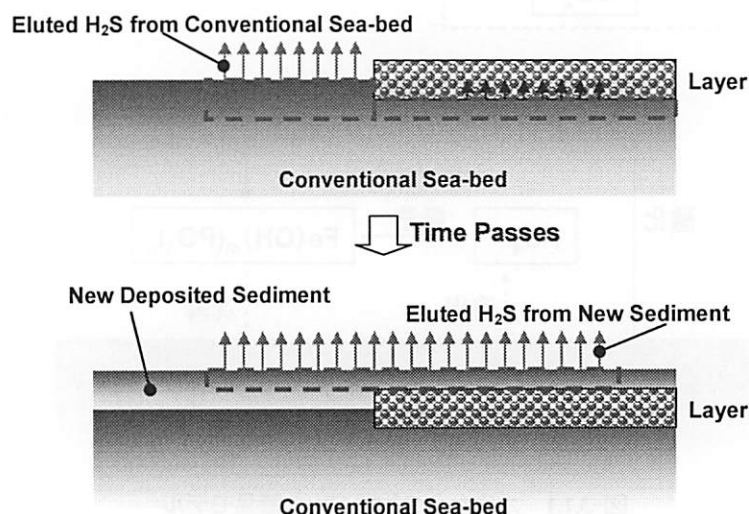


図-3.1.2 有機物沈降に伴う覆砂への影響

3.2 石炭灰の効用

3.2.1 有効な石炭灰の利用法

閉鎖性水域における環境修復において、覆砂による底質からの硫化水素や栄養塩の溶出抑制が一つの有効な手段として利用されているが、覆砂の上部に沈降する有機泥の堆積によって新たな発生源が形成されることを述べた。このように、覆砂の物理的な効果だけでは環境修復には十分とは言えない現状があり、環境修復のためには、化学的な吸着効果など有効な材料が求められている。

石炭灰の内、クリンカアッシュは化学的な反応性はないが、覆砂の材料として活用した場合、通水性の確保が得られることから、干潟材料として比較的良好な生物環境を造れることが報告されている¹⁶⁾。閉鎖性水域で有機物の沈降量が多い場合や嫌気条件となる場合には、化学的な効果が有効となるが、石炭灰の中で化学反応性が得やすいのはフライアッシュであり、その反応性を活用することで環境修復に有効な材料となり得る可能性があった。フライアッシュの主な化学組成はシリカ (SiO_2) であり、ポゾラン反応性もあるようにカルシウム (CaO) 等のアルカリ刺激によってその反応が得られることになる。

この特性を活用し、中国地方を中心にフライアッシュに少量のセメントを添加した石炭灰造粒物¹⁷⁾による環境修復が始まっている^{18, 19, 20)}。図-3.2.1に、フライアッシュとセメント、石炭灰造粒物の化学組成を示す。フライアッシュには CaO 成分が少ないが、石炭灰造粒物には適度にリンの吸着固定化に有効とされる CaO 成分が配合されており、リン等の固定化が期待できることになる。

また、 CaO の刺激によって SiO_2 の反応性も向上して珪酸イオンが水中に供給されることが期待された。特に、海水のようなアルカリ金属 (Na^+ , K^+ 等) が豊富に含まれている場所にフライアッシュを使用する場合、可溶性シリカの反応活性が長期に亘って向上する。この特性を活かした水和固化体なども実用化されている²¹⁾などを考慮すると、水中への珪酸イオンの積極的な供給が期待できることとなる。

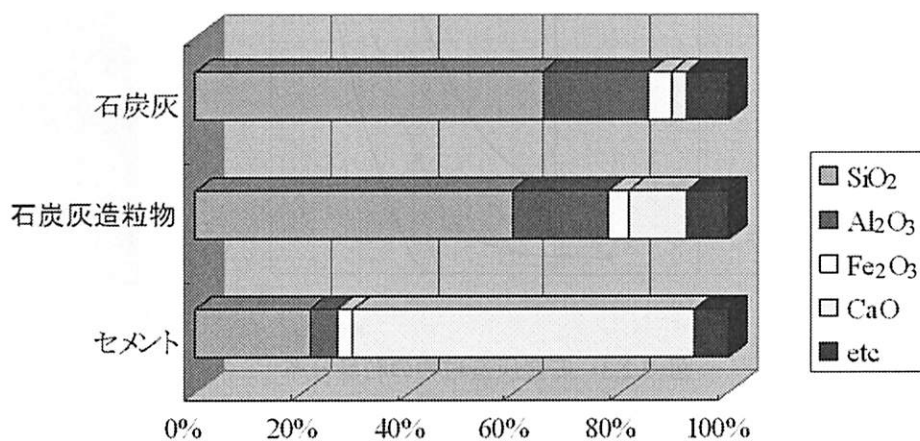


図-3.2.1 石炭灰造粒物の化学組成

3.2.2 石炭灰造粒物の特性

(1) 物理的な特性

a. 粒子強度

石炭灰造粒物の粒子強度は、製造方法の他、配合するセメントや水の量によって定義される。図-3.2.2に石炭灰造粒物の単粒子破碎強度と粒径の関係を示す。概ね15%程度のセメント量とした場合、マサ砂と同等以上の強度を有することが明らかとなっている²²⁾。石炭灰造粒物のスレーキングに対する抵抗性も高く、元々、サンドコンパクション等の施工を対象に造られた材料であり、水域で使用する材料としては十分な強度を持っているといえる¹⁷⁾。

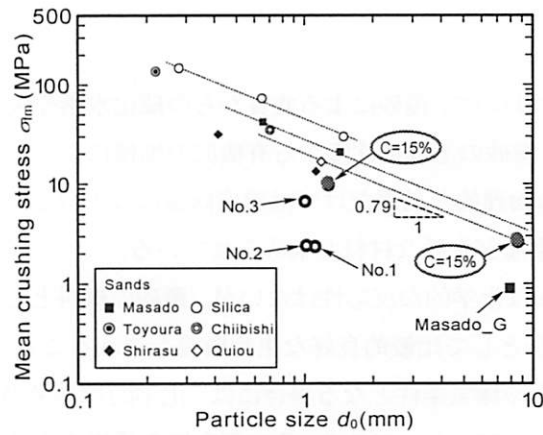


図-3.2.2 単粒子破碎強度²²⁾

b. 空隙構造の形成

石炭灰造粒物は、図-3.2.3に示すとおり、3～40mm (D50=10mm) と粗砂～礫の粒径で構成されていることから、粒子間に35～40%の大きい空隙が形成される。このため、覆砂内の粒子間には流れや水圧変動に伴う通水が生じやすい構造となる。このような粒子間空隙に加え、石炭灰造粒物は粒子内に微細な細孔径を持つ空隙が存在する。フライアッシュのポズラン反応によって、非常に緻密な効果組織を持った材料であるため、図-3.2.4に示すように、20 nmをピークとする非常に微細な空隙が粒子内に形成され、容積比換算で40%の空隙が粒子内に存在する。このように、約40%の粒子間空隙に加え、40%の粒子内微細空隙があることから、石炭灰造粒物による覆砂構造は60%以上の空隙を保持した層を形成できることとなる。

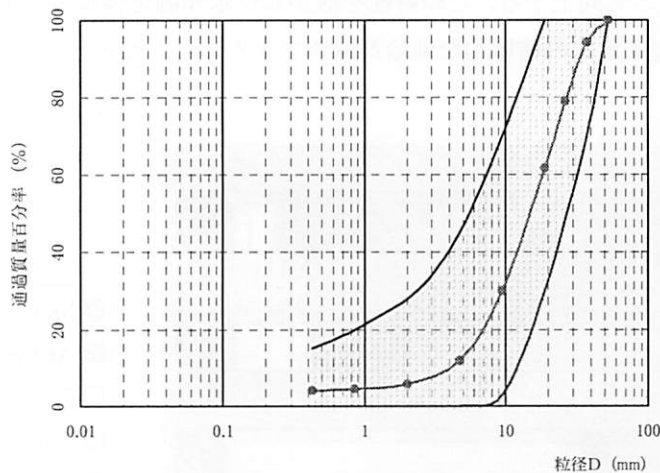


図-3.2.3 石炭灰造粒物の粒度分布²³⁾



(覆砂に形成される空隙)

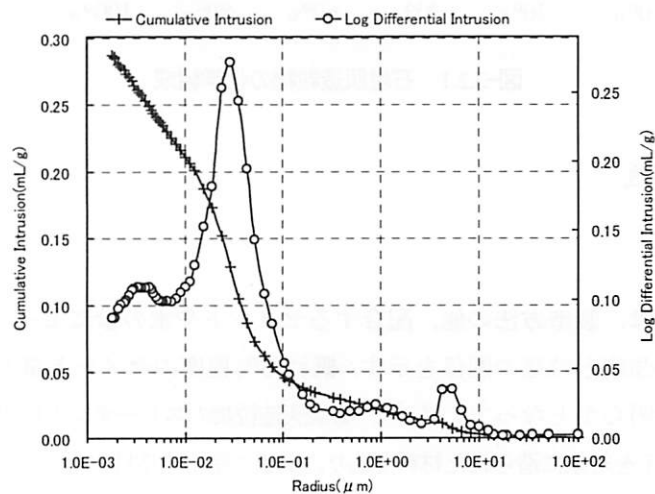


図-3.2.4 粒子内の細孔径分布²⁴⁾

c. 覆砂層の形成

一般に、砂等の粒子密度の大きい材料を環境修復が必要な軟弱な海底に投入すると、海底の軟弱層への減り込みや海底の浮泥の巻き上がり再沈降による覆砂構造体内への残留が生じるため、健全な覆砂層が形成されにくい。密度の大きさは、健全な覆砂層の形成には致命的な一面がある。石炭灰造粒物の密度は、湿潤状態で 1.6 g/cm^3 と比較的軽く、粒子形状が大きくても沈降時の水の抵抗もあり、水中投入時の沈降速度は小さくなる。このため、軟弱な海底上にも石炭灰造粒物は良質な覆砂層を形成することができる²⁵⁾。(図-3.2.5)

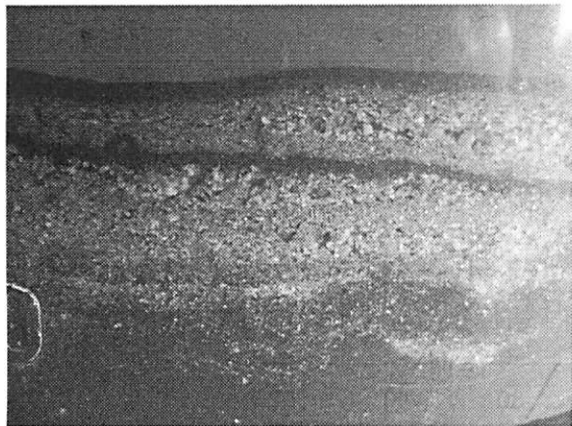
自然界では、覆砂層には波浪や流れなどの水圧変動等が作用するため、覆砂は常時弱い締め固めが行われていることとなる。粒子形状が比較的丸い海砂は良好な状態が維持されるのに対し、粒子形状が角張った山砂は経年に受ける作用により締め固められ、固くなって嫌気性となる現象が見受けられるのもその影響が一因と考えられる。石炭灰造粒物も同様であり、丸い粒子形状とすることによって初めて、粒子間の内部空隙を長期間維持することができる。

d. 温度抑制効果

水底からの硫化水素等の溶出は、水温の上昇によって泥温が上昇することにより、硫酸還元菌の活性が上がる事が支配的な要因である。このため、水底の泥温が高くなる夏～秋にかけて、貧酸素水が発生しやすくなる。石炭灰造粒物は、粒子内と粒子間に空隙構造を持つことから、水温の上昇に対して断熱材的な効果が得られることが分かっている

26)

(砂) 減込み、巻上りが生じるため、覆砂内部に有機質泥が混入して良好な覆砂構造にならない



(石炭灰造粒物) 減込み、巻上りが少なく、良質な構造体が得られる



図-3.2.5 覆砂構造の形成²⁵⁾

(2) 化学的な特性

a. 硫化水素 (H_2S) の低減効果

図-3.2.6に、石炭灰造粒物を使った H_2S の吸着試験の結果を示す。初期の H_2S 濃度によりその低減効果には差異があり、材料の吸着特性として下式に示す反応速度が求められている²⁷⁾。

$$[C] = [C]_0 e^{-kt}$$

ここに、 $[C]$ ：硫化水素濃度 (mg/g)， $[C]_0$ ：初期の硫化水素濃度 (mg/g)，

k ：定数〔低濃度 (8 mg-S/L) : $k = 0.043$ ，高濃度 (80mg-S/L) : $k = 0.014$ (初期 : $t < 38 \text{ hr}$) ~ 0.063 (長期 : $t > 38 \text{ hr}$)〕， t ：時間 (hr)

また、硫化水素の飽和吸着量を求めた試験では、石炭灰造粒物の硫化水素を低減させる性能は、S 換算で 108 mg-S/g と高い性能が確認されている²⁷⁾ (図-3.2.7)。これら硫化物イオンの吸着等の性能は、嫌気条件・酸化条件を問わず同等の性能である成果が得られており、酸化反応が生じている可能性が示唆されている²⁸⁾。

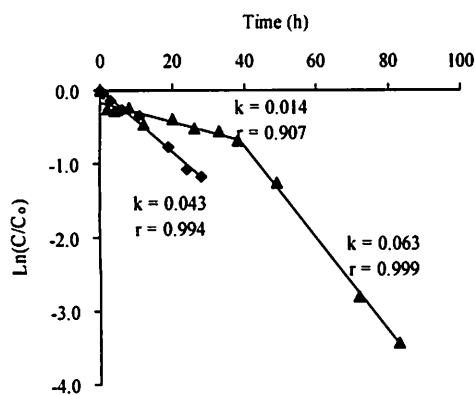


図-3.2.6 硫化水素の吸着特性 ²⁷⁾

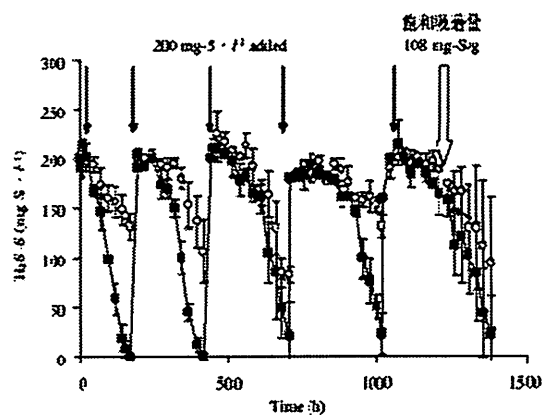


図-3.2.7 硫化水素の飽和量測定結果 ²⁷⁾

b. 弱アルカリ性の維持効果（カルシウムイオンの供給）

石炭灰造粒物には、少量のセメントが含まれているため、pHはアルカリ側に推移する。富栄養や貧酸素の条件となるとpHが低く酸性側となることを考えれば、pHが高くなることは環境修復につながるものとなるが、逆にpHが高くなりすぎると周辺の生物層に悪影響を及ぼすこととなる。室内試験において、石炭灰造粒物のpH上昇は、投入時にpHは1.0程度アルカリ側に推移するが、時間経過と共に、海水の平衡作用によりpHは徐々に低下する傾向となる²⁹⁾。図-3.2.8に示すように、実海域のモニタリングの結果においても、覆砂層内のpHは1.0以内の弱アルカリが8年間保持され、過剰なpH上昇も起こっておらず、覆砂の直上水へpHの影響は生じずに、pHによる周辺生物層への影響もないことが報告されている³⁰⁾。このことは、微細な細孔組織によって、長期間に亘ってCaO等のpHがアルカリ側に傾く成分が持続して供給されていることが要因であると考えられる。

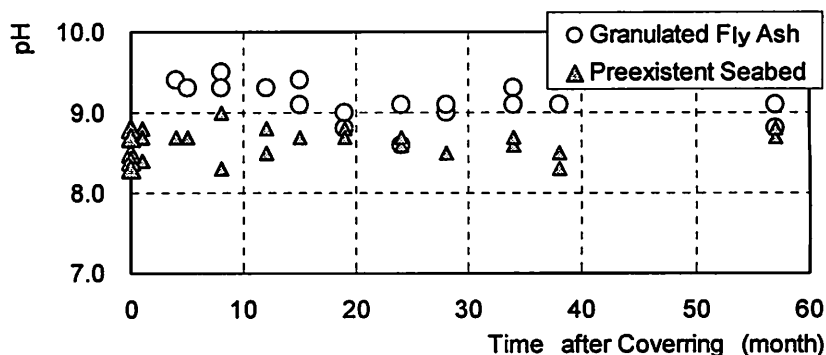


図-3.2.8 石炭灰造粒物による覆砂内のpHの変化 ³⁰⁾

c. 珪酸イオンの供給

フライアッシュを大量配合したセメント水和物では、図-3.2.9に示すとおり、水中への珪酸イオンの供給につながる事が分かっている³¹⁾。セメント水和物（BB）と対比しても、珪酸イオンの溶出量が多く、長期的な溶出量が大きくなる事がわかる。石炭灰造粒物の珪酸イオンの溶出量の絶対値は、自然海水中の濃度（0-180 $\mu\text{mol/L}$ ）の範囲であり、粒径によってその溶出速度が左右される²⁸⁾ことから、微細な細孔空隙によって、珪酸イオンが緩やかに長期に亘って溶出する特性を持っているものと考えられる。

珪酸イオンは、水環境を整える効果を持ち、珪素の殻を持つ有用な珪藻の繁殖効果を得ることができる。石炭灰造粒物を実海域に投入すると、写真-3.2.1に示すように、光が届く範囲では数日後に一面に珪藻が繁茂し、浮遊珪藻も増加する^{30, 32)}。珪酸イオンの供給、或いは珪藻類の卓越によって、水中への酸素供給や、植物プランクトンの優先度の変化による赤潮の抑制効果が得られる。

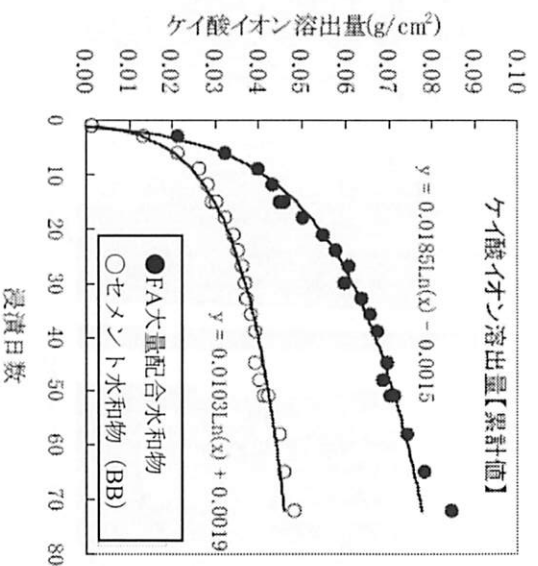


図-3.2.9 水和物からのケイ酸イオン溶出 ³¹⁾

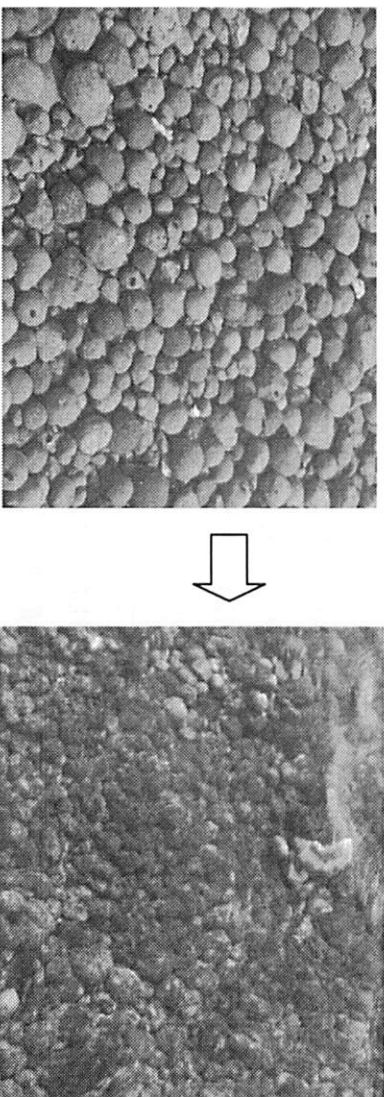


写真-3.2.1 現場海域での石炭灰造粒物表面の変化

d. 有機物の分解

石炭灰造粒物を用いたサンドコンパクションの砂杭工事において、杭の周辺地盤から n-ヘキサン抽出物が逸散されたことが報告された ^{33, 34)}。図-3.2.10に示す、室内試験で行った石炭灰造粒物による有機物の減容化試験の結果によれば、嫌気条件・好気条件共に分解・減容化が確認された ²⁶⁾。実際の覆砂エリアでも、写真-3.2.2に示すように石炭灰造粒物の空隙に有機質の沈降物はトラップされ、有機物の減容化が確認されている ³⁰⁾。このような石炭灰造粒物による有機物の分解は、嫌気条件でも生じているが、アルカリ条件下で有機物の分離が起こる ³⁵⁾ ことから、造粒物層内のpHが上昇してDOCの溶出が生じている可能性が示唆されている ²⁶⁾。

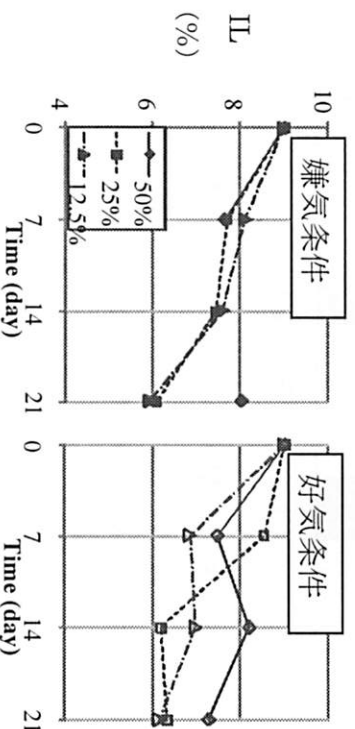


図-3.2.10 有機物の減容化 ²⁶⁾

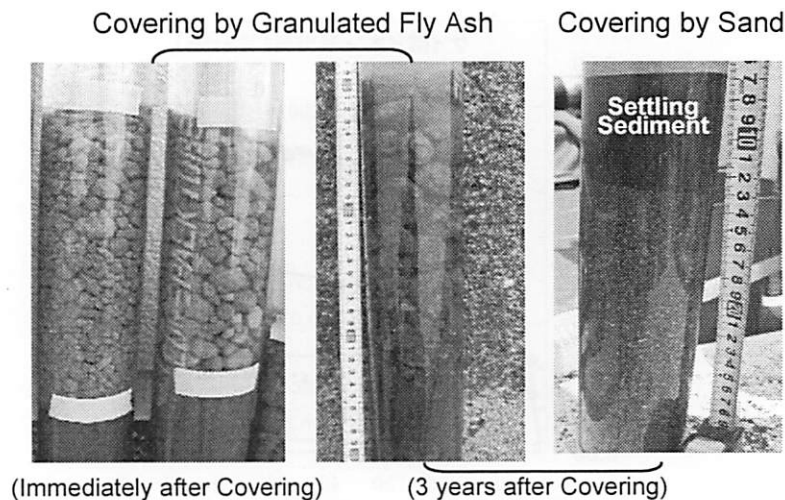


写真-3.2.2 時間経過に伴う覆砂上に沈降する有機質沈降物の状況³⁰⁾

e. リンの吸着効果

石炭灰造粒物の原材料であるフライアッシュはリンを含有していることから、微量のリン酸態リン（DIP）の溶出が生じるが、有機物の多い底泥から溶出するDIPと比較して非常に微量であることが報告されている²⁹⁾。逆に、石炭灰造粒物から長期に亘って溶出するカルシウムイオンは、栄養物質（リン酸）と反応し、化学的に不活性なリン酸アパタイトを形成するため、富栄養化を抑止する機能を持つことが室内実験より明らかにされている。石炭灰造粒物によりヘドロを覆うことにより、造粒層内間隙水中のリン酸濃度は砂層に比較して低下量が多いことが確認されている²⁷⁾。

図-3.2.11には、人工汚水による栄養塩の吸着性能試験を示す³⁶⁾。フライアッシュ自体がDIPの吸着性能を持っており、石炭灰造粒物とした場合に非表面積の低下と共にリンの吸着量は低下するものの、リンの吸着性能が維持されていることが分かる。後述する中海浚渫窪地における実証の事例において、表層に有機泥がある条件においても、高いリンの除去性能を保持することが確認された。

（詳細は「4.1（2）」参照）

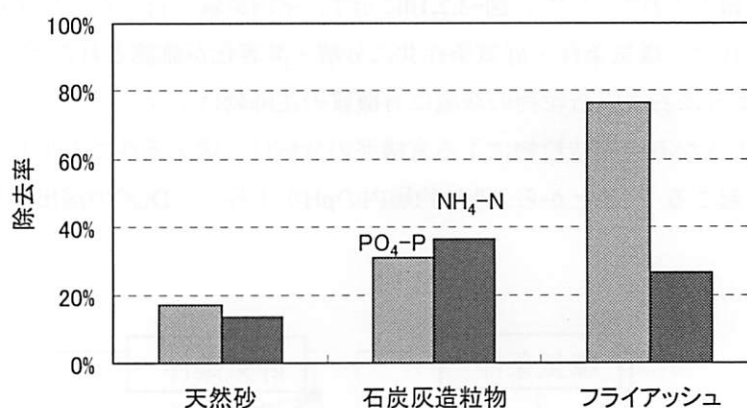


図-3.2.11 人工汚水によるリン酸態リン・アンモニア態窒素の吸着試験結果^{18, 36)}

f. 安全性

石炭灰造粒物は、主に閉鎖性海域～汽水域・潮干帯で使用される材料であり、海洋汚染防止法の「水底土砂基準」³⁷⁾を満足する材料である。海域に投入後、3～10年経過した材料の溶出試験結果においても、投入前の材料と同等の溶出値であることも確認されている³⁸⁾。

更に、一般市民の安心を得るために、図-3.2.12に示すような流れで貝類を使った重金属の蓄積、いわゆる生物濃縮の検討が行われている。その中で、2haを超える石炭灰造粒物の敷設エリアで自然着生して、着生

珪藻を食餌して育成したアサリにおいても、身肉内の重金属は近接する一般土壌で育成したアサリと対比しても同等以下の水準であることが確認されている³⁹⁾。この検証は、一般公開で進められており、手順を踏んだ実証を行うことによって、リサイクル材の安全性の理解を深めていくことが重要である⁴⁰⁾。

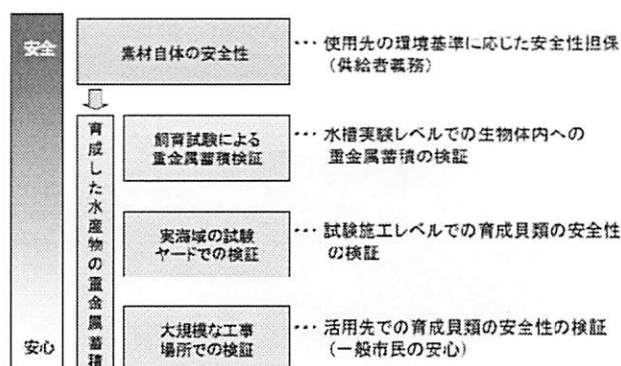


図-3.2.12 石炭灰造粒物の安全性評価手順³⁹⁾

4. 石炭灰造粒物による環境修復

4.1 富栄養化した水底上の覆砂構造への適用

3章で述べた石炭灰造粒物の環境修復効果を活用し、中国地方では閉鎖性水域（例えば、海田湾、福山内港、中海浚渫窪地等）において、水底の覆砂への石炭灰造粒物の活用による水環境修復が行われている。これらの事例は、いずれも沈降する高有機物浮泥を石炭灰造粒物の空隙にトラップ・分解させ、水底の硫化水素の発生抑制と栄養塩の溶出抑制を図るもので、その体系を図-4.1.1に示す。

ここでは、覆砂構造に石炭灰を活用した取り組み事例の一部を紹介する。

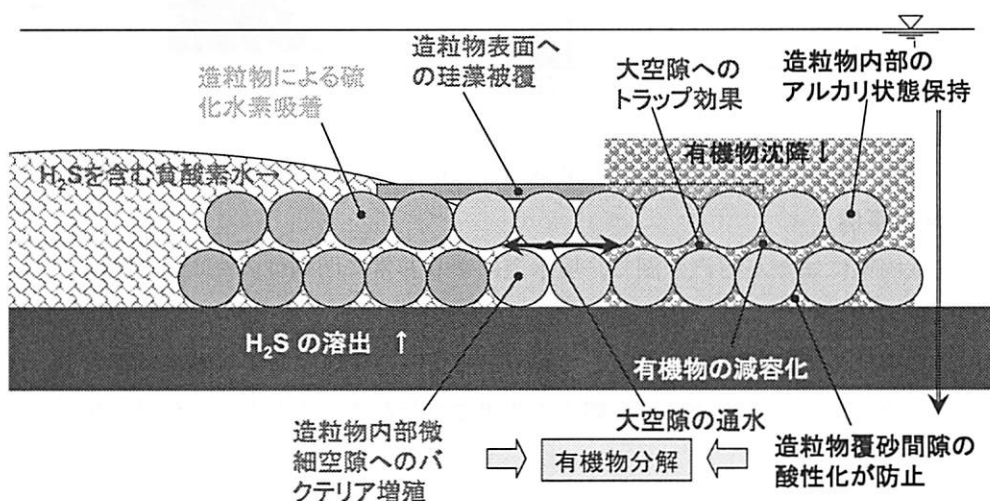


図-4.1.1 石炭灰造粒物による覆砂のメカニズム

(1) 福山内港の事例

福山内港は、合流式の下水処理が長期間運用されていたことから、水底は下水起源の高有機泥が厚く堆積し、写真-4.1.1に示すような硫化水素等の臭気成分を大量に含むスカムが発生し、水交換がある時期には常時青潮が発生する場所である。このような現状から、中国地方整備局・広島県・福山市・広島大学・中国電力グループが、石炭灰造粒物を使った覆砂による環境修復を実証している⁴⁰⁾。

図-4.1.1に福山内港の水底中の間隙水に含まれる臭気成分の抑制効果を示す。現地で不攪乱採取された試

料に高さ8cm程度石炭灰造粒物を敷き均し、約3週間後に上澄み液に含まれる臭気成分(NH_3 , H_2S , $(\text{CH}_2)_3\text{S}$, CH_3SSCH_3 , CH_3SH)を分析した結果である。検出された臭気成分について、どの項目も造粒物の敷設によって臭気成分抑制効果が確認された。石炭灰造粒物を敷設した箇所では、高有機質の底泥中への多少の減り込みが生じたが、スカムの発生も抑えられ、臭気的大幅改善が図られている。

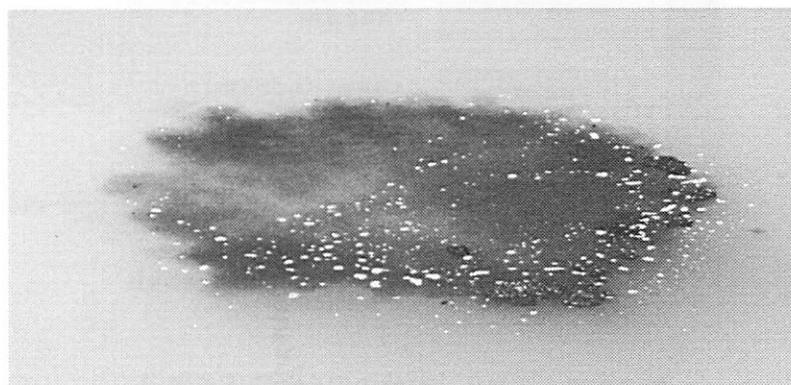
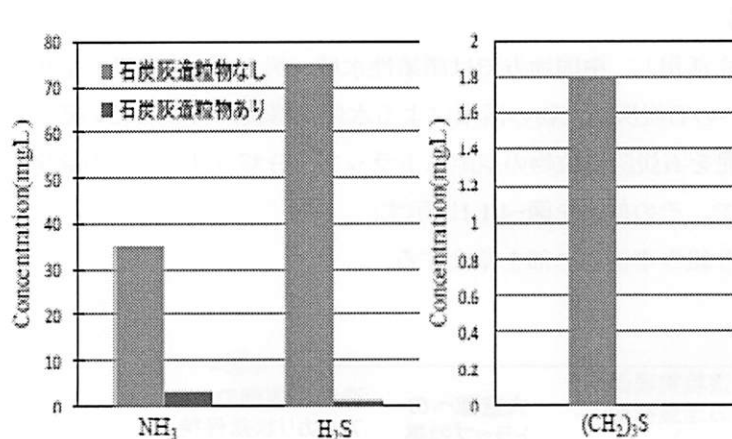


写真-4.1.1 福山内湾で発生する青潮とスカム



(試験体の状況)

上澄み水の透明度に大きな変化

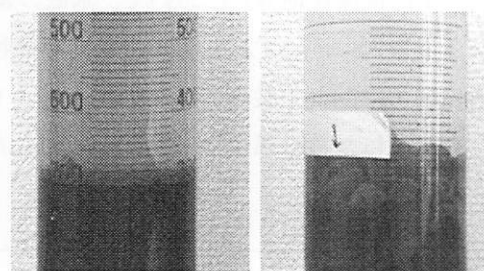


図-4.1.1 臭気成分の抑制効果⁴⁰⁾

(2) 中海浚渫窪地の事例

中海は島根・鳥取両県にまたがる汽水湖で、境水道により非常に閉鎖性の高い水域となっている。更に、宍道湖を経て斐伊川が流入しており、塩分躍層が形成され、下部にある海水の交換性が極めて悪い。加えて、中海内には干拓事業等による浚渫窪地が点在しており、独立性の窪地は通年無酸素状態となっており、夏～秋をピークとして波浪等による移送流により周辺の浅場まで無酸素水が移動し、赤潮や青潮の発生や海生生物の大量死が頻発している⁴¹⁾。

嫌気条件が続く独立性窪地内に石炭灰造粒物による覆砂 ($t = 40\text{cm}$) を実施し、その効果の確認まで地元公開で行われた事例である。試験は、図-4.1.2に示すように、海底にチャンバーを沈め、内部に酸素を含有した水を吹き込み、内部水の変化を経時的に観測することにより行った。

石炭灰造粒物の散布範囲が独立性窪地のごく一部であったことから、窪地内の移送流によって、窪地内に大量に存在する浮泥が覆砂上部を覆った状態となったが、表-4.1.1に示すように酸素消費速度の大幅な改善と栄養塩の高い溶出抑制効果が確認され、2年経過後の現在もその性能が維持されている。これらの結果から推定すると、独立性窪地全体を石炭灰造粒物で覆うことによって、窪地内の環境修復の可能性が得られている^{42, 43)}。

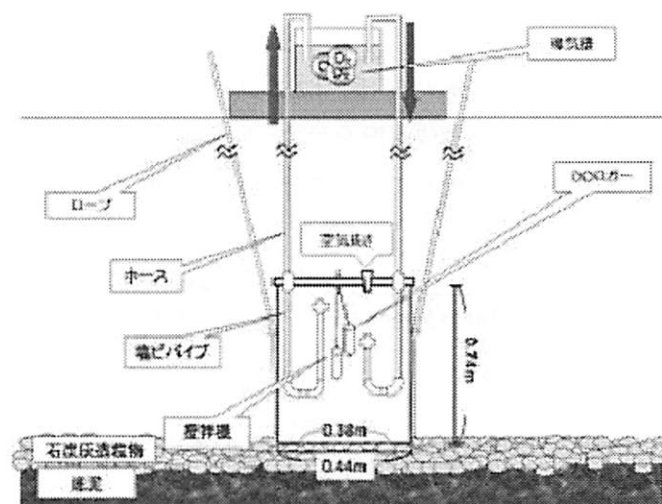


図-4.1.2 中海浚渫地内の有機泥の状況 ²⁵⁾

表-4.1.1 石炭灰造粒物による栄養塩等溶出量の除去率 ⁴³⁾

	酸素消費速度	NH ₄ -N溶出速度	PO ₄ -P溶出速度
7～9月	57%	79%	74%
11～5月	90%	91%	89%

4.2 生態系の創造事例

石炭灰造粒物からは付着藻類（珪藻）の増殖に必要なケイ酸が緩やかに長期間に亘って溶出するため、付着藻類の増殖を促進させることが報告 ³²⁾ されている。図-4.2.1に石炭灰造粒物による貝類の生息環境に至るメカニズムを示す。石炭灰造粒物を海底に散布することにより、海域の栄養塩が造粒物に吸着され、微細空隙を持つ造粒物にバクテリアが着生し、それを基盤として珪藻が造粒物を被覆する。更に、珪藻類を食餌とする貝類が増殖される。また、バクテリア皮膜が造粒物表面に形成されることは、貝類を初めとする浮遊幼生の着生床としての機能も有することとなる。

これらの貝类等浄化機能は、非常に高い。また、これらの水産資源の漁獲によって、系内の栄養塩が系外に取り出され、結果として閉鎖性水域の負荷の減少につながるることとなる。漁業を初めとする水産業は、水域の環境修復に大きく貢献するものであり、閉鎖性水域の環境修復のためには、最終的には漁獲につながる生態系の創造が必要不可欠である。

ここでは、石炭灰造粒物による生態系の創造事例とその取り組みの一部を紹介する。

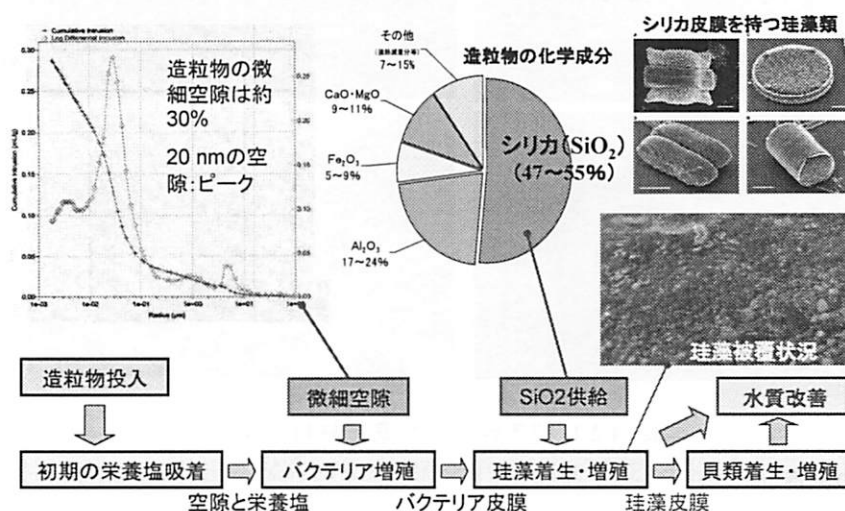


図-4.2.1 貝類の生息環境創造に至るプロセス

(1) 二枚貝の育成環境の創造

まず、中海での浅場造成事業の事例を紹介する。図-4.2.2に中海における長期間のアサリ (*Tapes japonica*) およびサルボウ (*Scapharca subcrenata*) の育成状況を示す。同一条件の砂による覆砂と対比して、アサリ、サルボウの育成状況が長期間に亘り非常に優れていることがわかる³⁰⁾。

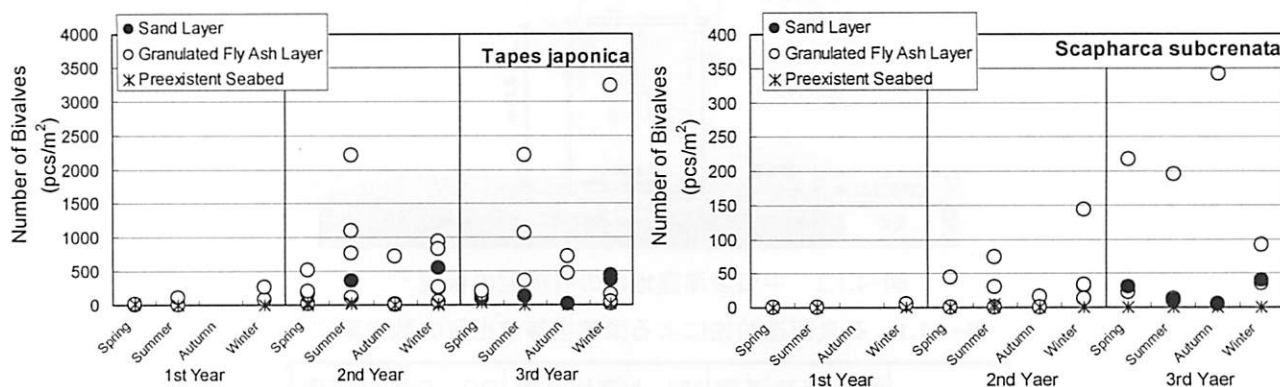


図-4.2.2 中海での二枚貝調査結果³⁰⁾

また、石炭灰造粒物内で自然着床して育成したアサリの育成状態も優れ、身肉の旨味成分や栄養成分も高い結果となっている³²⁾。アサリは、波浪等でフロック化して剥がれた付着珪藻も積極的に食餌する。石炭灰造粒物で育成したアサリは、積極的に付着珪藻を食餌していることが窺えた。このように、石炭灰造粒物由来の付着珪藻を食餌したアサリにおいても、貝類への重金属の蓄積も無く、水産資源確保の観点からも優れた性能を持つことが確認されている。中海では、既に石炭灰造粒物で育成し、安全性が確認された美味しい貝類が漁獲対象となっている。写真-4.2.1に、覆砂後3年経過した浅場の状況を示す。通水性の悪い山砂は、表面は良好な状態であるが、締め固められた状態となって内部は既に嫌気性の状態となっている。粒径が丸く、通水性が確保された造粒物では、表面は付着珪藻に被覆され、内部も好気条件となっており、多数のアサリが育成していることが分かる。このように、生息環境によるストレスがないことも、育成状況や旨味成分の増加に寄与しているものと考えられる。

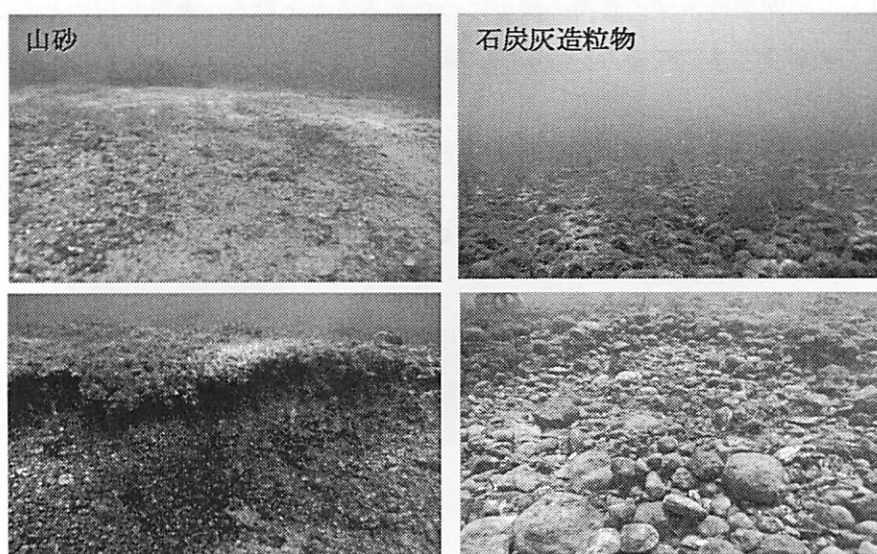


写真-4.2.1 3年経過した底質材料の対比

(2) アマモ育成床の創造

貝ガラ等のカルシウムを含む材料をヘドロに混入することで、アマモの生育が促進する事は経験的に確認

されているが、有機泥が集積される海岸に構築した石炭灰造粒物で構築された基盤においても移植したアマモの定着が極めて良好に進んだ（写真-4.2.2）。カルシウム等のアルカリ材は有機泥から生物が摂取し易いDOCの溶出させることがわかっており³⁵⁾、アマモもアサリに対して栄養の供給源を形成する場となっている。また、周辺には多数のナマコや海藻類の定着が見られ、生物多様性環境の創造の可能性が示唆されている。



写真-4.2.2 アマモ育成床の創造³⁴⁾

4.3 潮間帯河川への適用

広島湾を初めとする瀬戸内海に流入する河川は、油脂分を含む有機泥が護岸周辺に堆積してヘドロ化し、嫌気状態となっており、水辺に接する本来の河川環境が損なわれている場所が多い。この課題に対し、広島市内河川を中心に石炭灰造粒物を使用した取り組みが展開されている^{43, 44)}。

河川の潮間帯や護岸には、干満差や広義の湧水が存在しており、この流れを活用して酸素を土中に供給することにより、ヘドロの分解・除去を行うことができる浸透柱や浸透溝が開発されている。図-4.3.1 に浸透柱を例に、そのメカニズムを示す。堆積泥の中に石炭灰造粒物を透水材料とした浸透柱を配し、干満差や地下水流入水を通水することによって、浸透柱周辺のヘドロ内に酸素を供給して嫌気状態を改善するもので、石炭灰造粒物の硫化水素・栄養塩吸着効果や有機物分解性能を活用して、その機能を長期に亘り持続させる手法である。砕石等では、通水層内に沈降するヘドロにより目詰まりが起こるが、石炭灰造粒物の有機分解効果により、良好な通水性を維持することが出来る。

写真-4.3.1 に施工直後と3年経過後の状況を示す。現在も浸透柱の通水性は良好に維持されており、周辺地盤の有機物が減容化して、40cm程度地盤が下がり、人が歩ける状態となっている。施工範囲には、これまでいなかった多数のカニやベントスが回復しており、新たに良好な生態系が構築されている。

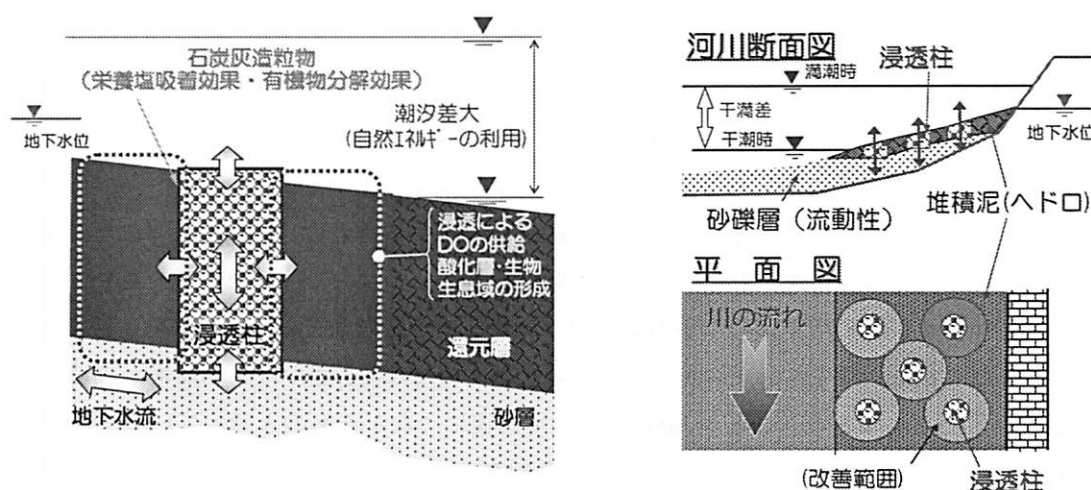


図-4.3.1 浸透柱のメカニズム⁴⁴⁾

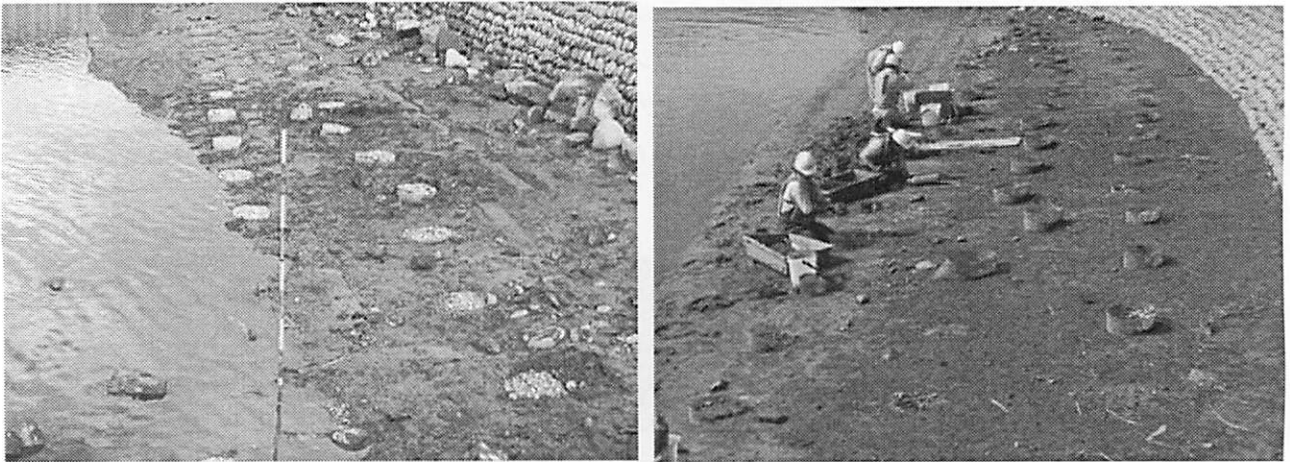


写真-4.3.1 浸透柱による底泥改善状況

5. 今後の展望

これまで、この取り組みは周辺住民や漁業者の方々と一緒になって、全て公開の形で実施してきた。このため、現場実証の過程で、pHや濁りの影響、微量に含まれる未燃カーボンの浮き上がりや微粒分の凝結の問題など、幾つかのご指摘を受け、その課題を克服して現在に至っている。材料性能に関する学術的な評価と並行して、地域の方々の納得の行く形となるよう進めてきたことから、要望や現場特性を踏まえた多数のノウハウを蓄積することが出来ている。今後、材料を供給する立場としてだけでなく、より良い成果が得られ、更に良い品質・構造を提供できるよう、現場の声を大切にしていけることが非常に重要であると考えている。

このような観点から、環境修復の進め方を改めて整理してみると、図-5.1のように整理できる。環境修復は、その水域の環境条件によって有効な対策は大きく変化する。このため、水域の環境条件を十分に把握し、水環境修復に必要な設計の目標を決める必要がある。例えば、覆砂で、「在来の水底からの栄養塩、或いは硫化水素が水中に溶出しないこと」が設計目標とすることが水域の水環境修復に有効な設計値であれば、簡単な実験によって覆砂厚を変化させ、溶出しない厚みを決定すればよいこととなるので、設計は容易にできる。大切なのは、その目標が水域の環境修復に効果があり、地域の方々からも求められている目標であるのかということだと考える。水域の物質収支や生態系モデルなど描くことが出来ても、悪化した水環境を直ぐに改善する必要性があれば、その物質収支やモデルに即した答えを事前に評価して取り組みを進めていくことは非常に難しい面がある。更に、何年効果が持続する（或いは追加投資が必要）かなど、実施後に修正が必要となる場合も多い。結果的に、取り組みの効果をモニタリングで確認しながら、修正していくことが重要なこととなる。かつては、公害問題などその目標と対策が明確であったが、現在求められる環境修復事業は、水環境・水産業・地元産業・住民生活など多岐にわたっており、目標の設定や効果の確認には、地元とのコンセンサスと説明責任が大変重要な意味を持つこととなる。

石炭灰造粒物による水環境修復においても、幅広い性能に対する評価や設計法が確認され、各所で適用がなされてきた。有機物の分解能や硫化物・栄養塩の抑制性能によるところである。その取り組みによって、個別の性能に対する成果は着実に得られてきた。今後、これらの性能に対する成果を使った水環境全体の設計手法の確立が期待される場所である。水産資源の確保の観点から言えば、貧酸素だけでなく貧栄養⁴⁾といった状況も見受けられる。環境修復において、最後に環境を整えるのは、やはり漁業者であり、漁業を行うことができるよう、水産資源の増産につながるものがゴールであると考えている。「水をきれいにする」という意味が、澄んだ水で魚介類やベントスがいらない水域を指すのではなく、豊かな生物環境が創造される水域でバランスが取れている水域となることが、継続した環境修復につながるものと考えている。そのためには、やはり生態系を含んだ自然界のバランスというものが学術的に確立されることが必要であり、その手助けを有効に出来る材料や工法が今後求められていくものであると考えている。

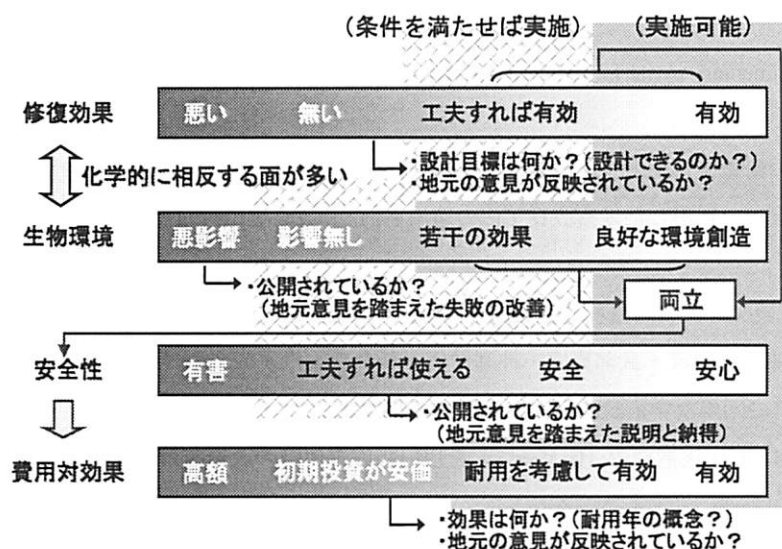


図-5.1 環境修復の検討手順

本テキストの内容は、広島大学日比野准教授を始めとする多数の大学・学識経験者の方々、水環境修復に取り組まれる行政の方々、水域に携わられる漁業者や地元の方々の水環境改善に取り組もうとする熱意に支えられた成果である。末尾となりますが、心から感謝の意を表します。

【参考文献】

- 1) 土木学会 エネルギー土木委員会 新技術・エネルギー小委員会 石炭灰利用分科会 報告書：石炭灰利用技術について－循環型社会を目指して－，土木学会，2003.9.
- 2) 循環型社会に適合したフライアッシュコンクリートの最新利用技術－利用拡大に向けた設計施工指針試案－，コンクリートライブラリー，Vol. 132，2009.12.
- 3) 石炭灰ハンドブック，環境技術協会・日本フライアッシュ協会，2005.5. を参考に加筆作成
- 4) 山本民次・古谷研：閉鎖性海域の環境再生，水産学シリーズ，日本水産学会監修，恒星社厚生閣，Vol. 156，2009.5.
- 5) 東京湾、伊勢湾及び大阪湾の全窒素及び全燐に係る環境基準の暫定目標の見直しに関する中央環境審議会答申について，環境省，2001.12.
- 6) 東京湾再生のための行動計画，東京湾再生推進会議，2003.3.
- 7) 伊勢湾姿勢行動計画，伊勢湾再生推進会議，2007.3.
- 8) 大阪湾再生行動計画，大阪湾再生推進会議，2004.3.
- 9) 小林節子・西村肇：鉄の酸化、水酸化、吸着過程からみた底質からのリンの溶出機構，水質汚濁研究，Vol. 14, No.4, pp253-260, 日本水質汚濁研究協会（現 水環境学会），1991.
- 10) 例えば，大塚耕司・中谷直樹・大内一之・栗島祐治・山磨敏夫：五ヶ所湾における密度流拡散装置の環境修復効果，日本船舶海洋工学会論文集，Vol.6，2007.12.
- 11) 例えば，大阪府高石漁港における貧酸素化軽減技術の実証試験，農林水産研究情報，2007.
- 12) 例えば，江崎恭志・松井繁明：福岡湾における海底耕運による底質改善効果，福岡県水産海洋技術センター研究報告，Vol.19, pp.41-50，2009.3.
- 13) 例えば，浚渫による水質浄化～霞ヶ浦における大規模浚渫事業～，環境共生・創造マスタープラン（事例充実版），p57，国土交通省関東地方整備局，2007.3.
- 14) 例えば，豊前海浅海域における覆砂による底質改善効果，福岡県水産海洋技術センター研究報告，Vol.9, pp.61-65，

1999.3.

- 15) Robert A. Berner, Sedimentary pyrite formation: An update, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol.48, pp.605-615, 1983.12.
- 16) 有明海生物生息環境の俯瞰型再生と実証試験, 重要課題解決型研究事後評価書, pp141-150, 2010.3.
- 17) 斉藤直・樋野和俊: 石炭灰を利用した地盤改良工法の適用事例 (石炭灰造粒物: Hiビーズ), Vol.34, No.2, pp.42-45, 基礎工, 2006.2.
- 18) 池田陵志・斉藤直: 石炭灰を使った環境改善製品の開発, No.305, pp.58-63, 電力土木, 電力土木技術協会, 2003.5.
- 19) 福岡晴美・入江功四郎・斉藤直・武部真実・神庭浩司・藤井功: 汽水域における石炭灰造粒物 (Hiビーズ) の環境改善効果, 2-060, 第62回年次学術講演会, 土木学会, 2007.9.
- 20) 小枝豪志・日比野忠志: 石炭灰造粒物 (Hiビーズ) を用いた底質環境の改善技術, II-122, 第65回年次学術講演会, 土木学会, 2010.9.
- 21) 斉藤直: ハイボリュームフライアッシュコンクリートの日本での実用化に向けて, 2007年度石炭灰有効利用シンポジウム講演集, 講-III-1-講-III-17, 石炭エネルギーセンター, 2007.11.
- 22) 吉本憲正・中田幸男・兵動正幸・加登文学: 地盤工学的リサイクル材の開発における単粒子破砕強度特性の利用, 土と基礎, Vol.51, No.6, pp.1-3, 地盤工学会, 2003.
- 23) Hiビーズ品質試験成績書, エネルギー・エコ・マテリア
- 24) 樋野和俊・柳楽俊之・福岡晴美・斉藤直: 石炭灰造粒物の環境改善効果に係る基礎的性状, II-168, 第65回年次学術講演会, 土木学会, 2010.9.
- 25) 木戸健一郎・相崎守弘・斉藤直・魚谷律夫: 浚渫溜地における覆砂材投入による懸濁物質の挙動および覆砂効果の検証実験, 第2回中海の自然再生を目指すシンポジウム講演要旨集, 2009.
- 26) 上野耕平・日比野忠志・斉藤直・吉岡一郎: 石炭浴び造粒物の組成とヘドロ浄化機能, 第63回土木学会中国支部研究発表会, VII-11, 土木学会, 2011.5.
- 27) 浅岡聡・山本民次・山本杏子: 石炭灰造粒物を用いた沿岸底質環境改善材開発のための基礎的研究～栄養塩溶出試験および*Skeletonema costatum*の増殖試験, 水環境学会誌, Vol.31, No.8, pp.455-462, 水環境学会, 2008.
- 28) 浅岡聡・山本民次・早川慎二郎・高橋嘉夫: 石炭灰造粒物への硫化物イオン吸着機構の解明, X線分析討論会講演要旨集, Vol.46, pp.67-68, 日本分析化学会, 2011.1.
- 29) Satoshi Asaoka・Tamiji Yamamoto・Ichiro Yashioka・Hitoshi Tanaka: Remediation of coastal marine sediments using granulated coal ash, *Journal of Hazardous Materials*, ELSEVIER, 2009.6.
- 30) Tadashi Saito・Kazutoshi Hino・Tadashi Hibino: Effects on Granulated Fly Ash for Restoration of Water Environment, 8th ICCEE, 2009.
- 31) 福岡晴美・樋野和俊: フライアッシュを主材としたリサイクル品からのケイ酸イオン溶出特性, 土木学会年次学術講演会 (投稿中 報文), 土木学会, 2011.9.
- 32) 福岡晴美・日比野忠志・山本民次・斉藤直: 石炭灰造粒物覆砂による環境修復効果—汽水域をフィールドとして—, 海岸工学論文集, Vol.B2-65, No.1, pp.1026-1030, 土木学会, 2009.
- 33) 内田裕二・樋野和俊・斉藤直・車田佳範: 石炭灰造粒物の海上SCP打設試験における改良特性 (その3. 環境評価), 3-B202, 第56回年次学術講演会, 土木学会, 2001.10.
- 34) 伊藤信一: 石炭灰リサイクル材の建設資材への活用—小野田港の石炭灰を利用したSCP工法—, 月間建設, pp.24-26, 2002.10.
- 35) 駒井克昭・今川昌孝・TOUCH NARONG・日比野忠史: アルカリ, 酸化剤による海田湾海底泥の分解・分離特性, 海岸工学論文集, Vol. 66, No. 1, pp.1046-1050, 土木学会, 2010.
- 36) 池田陵志・斉藤直・松崎和征: Hiビーズによる環境改善効果について, VII-314, 第58回年次学術講演会, 土木学会,

2003.9.

- 37) 海洋汚染等及び海上災害の防止に関する法律施行令第五条第一項に規定する埋立場所等に排出しようとする金属等を含む廃棄物に係る判定基準を定める省令，昭和48年2月17日，総理府令第6号
- 38) 石炭灰造粒物（Hiビーズによる海域環境の改善技術），090-1001，平成22年度環境技術実証事業（閉鎖性海域における水環境改善技術分野）実証試験報告書，2011.5.
- 39) 山本民次・日比野忠志・桑原智之・花岡研一・斉藤直：石炭灰造粒物の安全性（口頭発表），水産学シンポジウム，2011.7.
- 40) 岩本幸生・田辺弘雄・斉藤直・水戸勇吾・吉岡一郎・日比野忠志・出路康夫・清水直樹：ヘドロ化した内湾でのスラム発生機構の解明と石炭灰造粒物を用いた底泥浄化法の設計，第63回土木学会中国支部研究発表会，VI-5，土木学会，2011.5.
- 41) 向井哲也・山根恭通：宍道湖・中海貧酸素調査，平成21年度事業報告書，pp61-66，島根県水産技術センター，2010.3.
- 42) 木戸健一朗・斉藤直・魚谷律人・辻幸佑・相崎守弘：中海浚渫窪地における石炭灰造粒物による覆砂効果の検討，日本水環境学会年会講演集，Vol.44，p365，日本水環境学会，2010.6.
- 43) 木戸健一朗・桑原智之・相崎守弘・斉藤直・魚谷律人：中海・浚渫窪地の水質と石炭灰造粒物の覆砂効果，平成23年度日本水環境学会年会講演集，Vol.45，p.19，日本水産学会，2011.3.
- 44) 日比野忠志・末國光彦・山田恭平・多田一史・富田智・水野雅光：有機泥の堆積した河岸の親水性向上のための施工技術の検証，海洋開発論文集，Vol.22，pp.939-944，2006.7.
- 45) 日比野忠志：石炭灰造粒物を用いた底質改善技術の開発，中国地方建設技術開発交流会，2006.11.