Regular Article

Environmental Impact Evaluation of Steelmaking Slag Applied to Coastal Area Development

Toshiaki KATO¹⁾, Takashi KUSUI²⁾, Chika KOSUGI³⁾ and Toshikazu FUKUSHIMA^{3)*}

1) Advanced Technology Research Laboratories, Nippon Steel & Sumitomo Metal Corporation, now Technology Division, Nippon Steel Eco-Tech Corporation

2) Department of Environmental and Civil Engineering, Toyama Prefectural University

3) Advanced Technology Research Laboratories, Nippon Steel & Sumitomo Metal Corporation, now Advanced Technology Research Laboratories, Nippon Steel Corporation

Abstract: Steelmaking slag came to be used in a marine environment and safety issue of slag material is a matter of concern. We are trying to provide the safety information of the slag material. Experimental facility with mesocosm aquarium tank, which integrated tidal flat area and shallow area, was constructed in order to evaluate the environmental impact. The facility consists of two aquarium tanks, one is the experimental unit using slag materials as dredged soil improver, called CaO-improver, and another is the control unit not using slag materials. Long-term operation over the five years from 2012 to 2017 was carried out to evaluate the long-term safety of slag materials. We observed not only the changes of water quality but also the acute and chronic toxicity assessment using three kinds of aquatic marine organisms such as bioluminescent bacteria, micro algae and copepod for seawater in the aquarium tanks. As a result of the long-term experiment, stabilization of bottom sediment by CaO-improver could be confirmed, but on the other hand, influence of alkali elution from slag was estimated. Furthermore, as a result of three bioassays, it was judged that there was no effect of acute toxicity and chronic toxicity on organisms caused by slag material within the range examined.

Keywords: steelmaking slag; bioassay.

Received on Mar. 27, 2019 ; Accepted on Aug. 20, 2019

* Corresponding author. E-mail : fukushima.x6t.toshikazu@jp.nipponsteel.com, Address : Nippon Steel Corporation, 20-1 Shintomi Futtsu Chiba 293-8511

製鋼スラグ資材の海域利用時の生物に対する影響評価

加藤 敏朗¹⁾・楠井 隆史²⁾・小杉 知佳³⁾・福島 寿和^{3)*}

Environmental Impact Evaluation of Steelmaking Slag Applied to Coastal Area Development

Toshiaki KATO, Takashi KUSUI, Chika KOSUGI and Toshikazu FUKUSHIMA

1. 緒言

環境資材として活用が期待されている鉄鋼スラグは、路盤材や簡易舗装材といった道路用材料、軟弱地盤の土壤改良材、農業用の肥料や土壤改良材などのような陸域用途に限定されることなく、最近では海域においても有用に活用できる資材として注目されている¹⁾。

海域での利用技術として、鉄鋼スラグやそれを原料とした人工石材²⁾などを構造材として利用するばかりでなく、鉄鋼スラグの特性を生かした機能材としての利用も提案されており、例えば海藻の肥料としてのミネラル供給材³⁻⁸⁾や浚渫土を改質するカルシア改質材⁹⁻¹¹⁾などがあげられ、それらを単独ないしは複合的に活用することにより、藻場や浅場などの沿岸海域環境の造成に貢献する技術開発が進められている^{12,13)}。

実海域での実証試験に先立つ開発段階、ないしは、実証試験と並行して、鉄鋼スラグ資材の有用性の立証や効果メカニズムの解明、さらには安全性の評価を目的として、メソコスム水槽実験での検討が取り組まれてきた。Kosugiら¹⁴⁾は、有効容積0.65 m³ (W300 mm×L5,000 mm×D500 mm) の水槽を用いてカルシア改質材の有用性について検討を行い、浚渫土砂にカルシア改質材を混合すると浚渫土砂からの栄養塩類の溶出や赤潮の原因となるような微細藻類の発生を抑制できることを実証した。また、Mikiら¹⁵⁾は、前記した水槽を用いて栄養塩類の溶出等の定量評価を行い、それらの基礎データに基づいた「浮遊系-底生系結合生態モデル」を用いて、三河湾を例に浚渫窪地の埋め戻しによる環境改善効果を予測した。さらに、Uekiら¹⁶⁾は、造波装置が付帯した有効容積8 m³ (W1,000 mm×L5,000 mm×D1,800 mm) の水槽を用いて鉄分供給施肥材(ビバリー®ユニット)からの栄養塩類の溶出とそれに伴うノリの生育効果について実証した。

ところで、工業製品である鉄鋼スラグ資材を沿岸域などの実際の環境中で利用するに際して、材料としての安定性以外に、そこに生育する水生生物や生態系への影響、いわば安全性についてデータをひとつでも多く集積することが重要である。この点に関し、海域利用を想定した鉄鋼スラグ資材については、海洋汚染防止法における水底土砂に係る判定基準に基づいた品質管理¹⁷⁾が実践されていることに加え、水産分野で提案されている「海産生物毒性試験指針」¹⁸⁾に準拠して魚類、貝類、甲殻類等の6種の水産生物に対する急性毒性影響を評価することで、また、カルシア改質材については30日間の飼育試験によっても生物安全性を確認し、全国漁業協同組合連合会が制定する製品安全確認認証制度における認証を得た製品も開発されている¹⁹⁻²²⁾。

また、環境分野においては水産分野とは異なる視点から、すなわち生態系における食物連鎖を想定した各階層の代表生物を対象とした各種の生物影響評価が提案されており、我々は、これまでに一次生産者である植物プランクトン、それを捕食する動物プランクトン、さらにその上位に位置する貝類・ウニ類、分解者としての細菌などについて製鋼スラグの溶出液を評価してきた。そのうちの細菌(海洋性発光細菌(*Vibrio fischeri*)を用いた発光阻害試験)と動物プランクトン(海洋性ミジンコ(*Tigriopus japonicus*)を用いた遊泳阻害試験)についてはスラグからのアルカリ溶出によるpHと硬度の変化に起因した影響が観察されている^{22,23)}。

このように鉄鋼スラグを海域に適用するにあたっての、有用性や安全性について検討が進められている。しかし、自然環境中で長期にわたって安心して使用してもらうために、長期的な安全性や生物に対する慢性毒性についてのデータを取り続けることが重要と考え、我々は、干潟浅場一体型のメソコスム水槽設備を2011年に開設し、予備実験

2019年3月27日受付 2019年8月20日受理 (Received on Mar. 27, 2019; Accepted on Aug. 20, 2019)

1) 新日鐵住金(株)先端技術研究所(現:日鉄環境(株)技術本部)(Advanced Technology Research Laboratories, Nippon Steel & Sumitomo Metal Corporation, now Technology Division, Nippon Steel Eco-Tech Corporation)

2) 富山県立大学環境・社会基盤工学科(Department of Environmental and Civil Engineering, Toyama Prefectural University)

3) 新日鐵住金(株)先端技術研究所(現:日本製鉄(株)先端技術研究所)(Advanced Technology Research Laboratories, Nippon Steel & Sumitomo Metal Corporation, now Advanced Technology Research Laboratories, Nippon Steel Corporation)

* Corresponding author. E-mail: fukushima.x6t.toshikazu@jp.nipponsteel.com, Address: Nippon Steel Corporation, 20-1 Shintomi Futtsu Chiba 293-8511

の後に、カルシア改質した浚渫土（以下、カルシア改質土という）を用いて水槽内にアサリを投入した干潟とアマモを移植した浅場を造成し、2012年から2017年までの5年間にわたって長期稼働させて、水槽内の水質や生物の変化を観測するとともに、水槽内の海水について複数種の海洋性生物を用いた急性および慢性の生物影響評価を実施することで長期安全性評価を目指した。以下、本論文では、干潟浅場一体型のメソコスム水槽を用いた試験の経過と水槽内の海水について実施した急性および慢性毒性試験の結果について報告する。

2. 実験方法

2・1 メソコスム水槽実験

実験に用いた干潟浅場一体型のメソコスム水槽（以下、実験水槽という）はFig.1に示すように造波ゾーンのある右側から消波ゾーンのある左側にかけて槽幅が広がる扇型の形状のFRP製水槽（有効容積約8 m³）であり、造波ゾーン側の約4 mを浅場ゾーンとし、消波ゾーン側の1.5 mを干潟ゾーンとした。水槽の外観をFig.2に示した。

実験水槽は造波装置を備えており、また、屋外に設置した貯水槽（容量10 m³）との間で海水交換によって浅場ゾーンの水深で最干潮位700 mmから最満潮位1,300 mmの範囲で潮汐を設定することができ、この時、干潟ゾーンは、満潮時は最大で40 cmの海水に浸り、干潮時は砂面が露出す

ることになる。本実験においては1日2周期、すなわち1潮汐12時間で運転した。なお、下げ潮時に貯水槽へ送る海水のうちの0.5 m³を系外へ排出し、貯水槽へは新鮮な海水を0.5 m³導入することで、1日当たり1 m³の海水を入れ替えた。

また、実験水槽は窓のない屋内に設置しており、水槽上部に設置した照明装置（15 W メタルハライドランプ; 18 灯; 照射距離 850 mm 面にて照度 10,000 Lx）からの人工照明とした。本実験では昼夜を再現するため、かつ、季節変動も

Fig. 2. Photograph of experimental water tank. (Online version in color.)

Fig. 1. Drawing of experimental water tank.

再現するために、ランプの点灯周期を1日当たり10～14時間の範囲で設定した。すなわち、冬季の点灯時間を10時間、夏季を14時間、春秋季節を12時間とした。さらに、夏場の海水温上昇を回避するため、海水冷却装置を付帯しており、本実験では夏季の水温を22℃程度として運転した。なお、冬季は導入している天然の海水温に依存し、おおむね10℃程度であった。

実験水槽を2式用意し、一方はカルシア改質土を基盤材として施工した実験区（以下B区）とし、他方は浚渫土のみを基盤材として施工した対照区（以下A区）とした。

浅場ゾーンには基盤材を充てんした容積10 Lのプラスチック製コンテナボックス（400×280×125 mm）を25個並べて、基盤を施工した。一方、干潟ゾーンには底上げ材として厚さ100 mm程度のコンクリートブロックを敷設し、その上に基盤材を充てんした容積17 Lのプラスチック製コンテナボックス（424×291×198 mm）を20個並べて中詰め材とし、さらに、天然の山砂を厚さ300 mmで覆砂した。なお、実験区の干潟ゾーンに用いたカルシア改質土は浚渫土に対して容積比で30%の割合でカルシア改質材を混合したものであるのに対して、浅場ゾーンに用いたカルシア改質土は容積比で10%の割合でカルシア改質材を混合したものとした。

実験区、対照区ともに2012年9月に基盤材を施工し、それぞれの干潟ゾーンには三河湾で採取したアサリの稚貝（平均サイズ：殻長15 mm×殻高10 mm×殻幅6.5 mm）を2,600個投入した。また、実験区、対照区ともに2013年1月に浅場ゾーンのそれぞれ4個のコンテナボックスに志摩市の矢湾で採取したアマモ種子を50粒ずつ（各区とも約200粒）播種した。

本実験水槽を設置した千葉県富津市の研究施設の地先から採取した東京湾の海水を、2012年9月より通水して実験を開始し、2017年8月までの期間にわたって観察を実施した。

水槽実験では、水槽内にpH計、酸化還元電位計（ORP計）、溶存酸素濃度計（DO計）、電気伝導率計（EC計）、水温計を設置して水質を連続計測した。また、両水槽内の海水および水槽に流入する海水を定期的（週2回程度）採取して、栄養塩類、濁度、懸濁物質濃度、pH、クロロフィル濃度等を分析した。さらに、2013年11月、2014年7月、および2015年1月に水槽内の海水を採取し、以下の生物影響試験に供した。

2・2 生物影響試験

生物（海洋性、淡水性）を用いた複数のバイオアッセイ手法の中から、鉄鋼スラグについて海洋利用を想定し、適用場にふさわしい、信頼性の高いバイオアッセイ手法として、3種の生物影響試験を選択し、急性・慢性毒性を定量的に評価した。

2・2・1 海洋性発光細菌試験

海洋性発光細菌 *Vibrio fischeri* を用いた試験法²⁴⁾で、他の毒性試験の結果との相関の比較的高く、短時間で結果が得られるために簡易毒性スクリーニング法として世界中で用いられている。本研究では、市販キット（米国Strategic Diagnostics Inc. 社製マイクロトックス毒性試験システム、装置：Microtox5000）を用いた。試験は付属のマニュアルに従い81.9%Basic test（公比2）を行った。その概略は以下の通りである。試料を希釈液（2%NaCl溶液）を用いて5段階に希釈した（測定時の最終試料濃度5.12, 10.2, 20.5, 41.0, 81.9%, 公比2）。凍結乾燥菌体（*Vibrio fischeri*, NRRL B-11177）を付属の再生液で溶解・分散し、専用のキュベット（ガラス容器）に分注して再活性後（15分後）、最初の発光量を測定した。直ちに、試料を分注・混合し、曝露15分後の発光量を測定した。結果は、最初の発光量（曝露前）を基準に表示した。試験中、試料を入れたキュベットは測定装置の所定の場所に放置しておくことにより、15℃±0.5℃に保った。なお、比較に用いたブランク海水は実験水槽に流入する天然海水（東京湾海水）とした。

2・2・2 藻類生長阻害試験

一次生産者である植物プランクトンの試験としては、珪藻 *Chaetoceros gracilis* を用いて海産藻類生長阻害試験の公定法^{18,25,26)}に準拠して実施した。藻類の成長培地には過天然海水を用いたf/2培地を用い、培養装置として光照射付き振盪式恒温培養庫（BR-100LF, タイテック）を用いた。実験時には、検水60 mlに対して、f/2培地1.125 ml、植種0.195 mlを加えて実験を開始した（検水最終濃度97.8%）。藻類濃度は電気粒子計測計（CDA-500, シスメックス（株））で測定した。また、生長速度 μ は以下の式により求めた。

$$\mu = \frac{\ln C_{3\text{day}} - \ln C_{\text{start}}}{3}$$

このとき、

C_{start} : 試験開始時の藻類濃度（= 10,000 cells/ml）

$C_{3\text{day}}$: 3日後（72時間）の藻類濃度（cells/ml）

また、ブランク海水の生長速度を基準とした場合の生長阻害率 I_μ を以下の式により求めた。

$$I_\mu = (\mu_c - \mu_t) / \mu_c \times 100$$

このとき、

μ_c : ブランク海水を用いた試験の平均成長速度

μ_t : 実験区もしくは対照区での平均成長速度

2・2・3 カイアシ類繁殖阻害試験

カイアシ類（橈脚類, copepoda）は、ワムシ類同様、一次消費者（動物プランクトン）として、一次生産者（藻類）と高次消費者（魚類等）の中間に位置し生態学的に重要な役割を担っている。本研究では、まず、水産庁で検討された *Tigriopus japonicus*（以下、チグリオプス）を用いた急性毒

性試験²⁷⁾に準拠した方法を実施し、次に、水産庁ガイドライン¹⁸⁾の*Tigriopus japonicus*シオダマリミジンコの繁殖阻害試験方法に準拠して、慢性毒性試験法を実施した。培養および試験は光照射培養庫 (CL-301, サンヨー) 内で実施した。チグリオプスは受精卵から孵化し、ノープリウス幼生と呼ばれる初期幼生となり、複数回の脱皮を繰り返したのち、コペポダイトと呼ばれる親と似た体形に変態し、さらに5回の脱皮をへて成体となる。水産庁のガイドライン¹⁸⁾では、24時間ないしは48時間の試験期間における致死性で急性毒性を判断している。本研究においては、21日間にわたる曝露試験を実施して毒性影響を評価した。まず、試験開始初期の8日目までの致死性とノープリウス幼生からコペポダイトへの変態を指標として亜慢性毒性を判断した。さらに、その後の21日目まで、判定項目として、ノープリウス幼生からコペポダイトへの変態に要した日数、雌個体が試験開始から初回の抱卵および産卵まで要した日数、1個体の雌が試験期間中に産仔した回数・1回あたりの産仔幼生数・累積産仔幼生数に基づいて、慢性毒性を評価した。

各試験水にチグリオプスを21日間曝露し、毎日の観察により致死数や、雌1個体あたりの産仔数など、様々な影響を測定し化学物質による慢性影響を評価した。実験容器として径2.5 cmガラス容器 (特注)、50 mlガラスビーカーを用いた。新たに作成した試験溶液で水換えを週に3回行い、温度25℃、照明は約1,200 lxの範囲で一定とし、明条件16時間・暗条件8時間に設定した恒温室内で飼育した。なお、実験室の温度を25℃に設定することで、換水前後の水温変化を極力抑えた。

曝露開始時から8日目までは、一試験区につきチグリオプス24個体用いる。開始時に一連の披検物質濃度の各試験溶液2 mlが入ったガラス容器に孵化24時間以内のノープリウス幼生を1個体ずつ入れ、一連の濃度の試験区を準備

した。幼生の移し替えにはスポイトを用いた。1日1回定時に各個体の生死およびコペポダイトへの変態の有無を確認した。

曝露8日目に生存している個体20匹を50 mlビーカーに40 mlの試験溶液とともに合一して収容した。収容後、産卵した雌個体の有無を定時に確認した。卵囊の保持が確認された雌は、ガラス容器に2 mlの試験海水とともに1個体ずつ収容した。個別収容した雌は1日1回定時に観察し、ノープリウス幼生のふ化が確認された場合にはノープリウス幼生の生存数を記録してその区画から除去した。この操作を21日目まで実施し、上述の指標に基づき影響を評価した。

3. 実験結果および考察

3・1 メソコスム水槽実験における水質の推移

計測ないしは分析した水質項目のうち、濁度とpHについてはスラグ適用の効果や影響が推定された。Fig.3に経時変化を、Fig.4に平均値等の統計量を示す。それぞれ (a) pH, (b) 濁度の観測結果を示している。

まず、pHについては、流入海水であるブランク海水では 7.97 ± 0.15 で推移し、水槽内の海水に比べてやや低位で推移した。また、26.7%の観測値が水産用水基準 (7.8~8.4) を下回ったが、降雨の影響と推定している。A区 (対照区) では 8.04 ± 0.13 , B区 (実験区) では 8.15 ± 0.14 となり、ブランク海水に比べて平均値でそれぞれ0.07, 0.18高かった。データは示さないが、水槽内に流入した無機態窒素やリン酸態リンがほぼ消費されていたことから、水槽内での植物プランクトン等による光合成の結果としてpHが微増した可能性も考えられた。また、開始直後3か月のpH平均値はA区 (対照区) では 8.20 ± 0.14 , B区 (実験区) では 8.30 ± 0.12 となり、ブランク海水に比べて平均値でそれぞれ0.19, 0.29高かった。特にpHが高かったB区については、基盤材

Fig. 3. Time-course changes of (a) pH and (b) turbidity of seawater in experiment tanks.

として用いたカルシア改質土からのアルカリ溶出の影響も推定され、実験開始直後の3か月程度は水産用水基準の上限値8.4を上回る傾向が観察された。しかし、本水槽実験では日量10%程度を新鮮海水に交換しているにすぎず、実際の海域で施工した場合に比べて基盤材からの溶出成分の影響が生じやすかったものと推定しており、そのような環境においても実験開始3か月以降はpH平均値が 8.14 ± 0.14 と開始直後より低くなり、2013年以降pHが水産用水基準上限の8.4を超えることは無かった。さらに既報²⁸⁾より、実際の海域での施工においては溶出成分による海水のpH上昇はほぼ無いものと考えている。

ついで、濁度については、ブランク海水とA区ではそれぞれ 2.35 ± 4.63 , 3.38 ± 3.76 mg/Lとなり、40程度の大きな値を示すことがあったため、分散が大きくなっていた。一方、B区では 0.88 ± 0.70 mg/Lであり、他の2区に比べて明らかに低い水準で推移していた。また、ブランク海水、A区、B区の中央値はそれぞれ、0.79, 2.37, 0.76 mg/Lであり、A区は他の2区に比べて明らかに高く、B区はブランク海水よりも低かった。この結果は、水槽内の造波によって

A区は基盤材である浚渫土からの巻き上がりにより濁度が増加したこと、一方、B区ではカルシア改質、すなわち水和固化反応によって盤石な基盤となり^{29,30)}、造波による巻き上がりが生じにくくなっていたものと推定しており、スラグ適用の有益な効果と考えている。

3・2 海洋性発光細菌試験に基づく急性毒性影響

3回の評価の結果、ほぼ同様の傾向が得られたため、2014年の試験結果を典型例としてFig.5に示す。ブランク海水、A区、B区のいずれの試料についても濃度の増加とともに発光量が増加する傾向が認められた。これは試験に用いる発光細菌液が2%塩化ナトリウム溶液であるのに対して、天然海水はカルシウムイオンを含んでいることから、供試海水の添加に応じてカルシウムイオン濃度が高まり、発光量が高まったものと考えられる²³⁾。一方、いずれの供試海水についても濃度依存的な発光量の低下傾向は認められないことから、今回の試料中には発光細菌の活性を阻害する成分は含まれていないと判断される。

3・3 藻類生長阻害試験に基づく急性毒性影響

3回の評価結果をFig.6に示す。いずれの試験においても

Fig. 4. Average values of (a) pH and (b) turbidity of seawater in experiment tanks.

Fig. 5. Example of the results of luminescent bacteria test.

Fig. 6. Results of algal growth inhibition test.

対数増殖が認められ、ブランク海水についての生長速度は2013年, 2014年, 2015年でそれぞれ 1.79 ± 0.02 , 1.54 ± 0.02 , 1.60 ± 0.05 /日であった。2013年の試験および2015年の試験についてはブランク海水, A区(対照区), B区(実験区)の3条件でそれぞれ有意差がなかった。一方, 2014年の試験において, ブランク海水とA区(対照区), ブランク海水とB区(実験区)の間で有意水準5%の有意差が観察され, ブランク海水を基準とした場合の生長阻害率はA区で4.3%, B区で6.4%であった。しかし, A区とB区の間で有意差が認められなかったことから, スラグ資材に起因した藻類成長阻害は認められないと判断した。

なお, 2014年に見られた有意差については, 本実験に用いた検水の水質, 特に窒素, リン, ケイ素の濃度を比較すると, 試験区間および試験時期(2013年, 2014年, 2015年)でばらついたにもかかわらず(データ未掲載), 毎回の試験で成長速度に大きな差が見られなかったことから, 検水に添加したf2培地により栄養塩環境は整えられていたと考えられる。一方で, 1週間の滞留期間で得られたA区, B区の検水は, 天然環境では到底得られない水質であり, 微量成分の変化など何らかの影響があったものと推察される。

3・4 カイアシ類繁殖阻害試験に基づく亜慢性毒性影響および慢性毒性影響

まず, 亜慢性毒性試験の結果をTable 1に示した。2013年のB区, 2014年のブランク海水, 2015年のブランク海水およびA区において試験に供した24個体中の1~3個体の致死が観察された。一方, いずれの試験区についても8日目まで生存していた個体はすべて成体へ変態した。

次いで, 慢性毒性試験の結果をFig.7に示した。幼生から成体への変態に要した平均日数(Fig.7(a))では, 2013年と2015年のB区においてブランク海水に対して有意な遅

延(有意水準はそれぞれ1%未満, 5%未満)が認められ, 有害成分の存在, あるいは, 有用成分の欠如を示唆しているが, 平均変態日数自体は同時期に実施した他の天然海水と差がなかったため, 軽微な影響であると判断した。最初の抱卵までに要した平均日数(Fig.7(b))では, 2013年のA区でブランク海水に対して有意な遅延(有意水準5%未満)が認められたが, B区で有意差が見られなかった。最初の産仔までに要した平均日数(Fig.7(c))については, 2014年のA区でブランク海水に対して有意差(有意水準5%未満)が認められたが, B区で有意差が認められなかった。雌1個体の平均累積産仔数(Fig.7(d))については, 2014年のA区およびB区, また, 2015年のA区でそれぞれブランク海水との有意差(有意水準5%未満)が認められたが, いずれの年次ともA区とB区との間で有意差は認められなかった。雌1個体の平均産仔回数(Fig.7(e))については, 2015年のB区でブランク海水との有意差(有意水準5%未満)が認められたが, いずれの年次ともA区とB区との間で有意差は認められなかった。

以上の結果から, ブランク海水とB区の海水との間で有意差が観察されることがあったが, A区とB区との間で有

Table 1. Results of semi-chronic toxicity test with marine copepods.

year	8 day mortality (%)			8 days metamorphosis (%)		
	Blank	A	B	Blank	A	B
2013	0	0	2.9	100	100	100
2014	2.9	0	0	100	100	100
2015	2.9	8.6	0	100	100	100

Fig. 7. Results of chronic toxicity test with marine copepods.

意差が観察されることがなかったことから、スラグ資材に起因したカイアシ類に対する亜慢性および慢性毒性影響は認められないと判断した。

4. 結論

カルシア改質土（実験区）もしくは浚渫土（対照区）を基盤材として施工したメソコスム水槽へ、東京湾の海水を導入し、長期間にわたって稼働させ、水質変化をモニタリングするとともに、3種の生物試験を実施し、環境影響を評価した。その結果、実験区の水槽の海水のpHは流入海水に比べて平均で0.18程度高めに推移し、スラグからのアルカリ溶出の影響が推定された。また、対照区の濁度は流入海水および実験区のそれに比べて3倍程度の高位で推移し、造波による巻き上がりが生じたものと考えられ、カルシア改質によりそれを抑止できることが確認できた。一方、3種の生物試験の結果については、発光細菌試験では天然海水成分に由来する発光増加が認められたが発光阻害は認められなかった。藻類生長阻害試験およびカイアシ類繁殖阻害試験では、ブランク海水と実験海水との間で軽微な有意差が認められる事例があったが、実験区と対照区との間で有意差が認められる事例がひとつもなかった。以上のことから、調べた範囲においてスラグ資材に起因した生物に対する急性毒性および慢性毒性の影響はないと判断した。

文 献

- 1) Y.Matsuda, R.Tanaka, T.Okuno, M.A.Uddin, Y.Kato, K.Takahashi and E.Kiso: *Tetsu-to-Hagané*, **105**(2019), 471 (in Japanese).
- 2) Y.Takano, M.Nakagawa, N.Tsutsumi, H.Shinozaki, E.Kiso and Y.Hirashima: *Shinnittetsu Sumikin Giho*, **399**(2014), 42 (in Japanese).
- 3) T.Kato, C.Kosugi, E.Kiso and K.Torii: *Shinnittetsu Sumikin Giho*, **399**(2014), 79 (in Japanese).
- 4) M.Yamamoto, T.Kato, S.Kanayama, K.Nakase and N.Tsutsumi: *J. Water Environ. Technol.*, **15**(2017), 186.
- 5) T.Futatsuka, K.Shitogiden, T.Miki, T.Nagasaka and M.Hino: *ISIJ Int.*, **44**(2004), 753.
- 6) D.Liu and M.Yamamoto: *Tetsu-to-Hagané*, **100**(2014), 1043 (in Japanese).
- 7) M.Yamamoto, M.Fukushima and D.Liu: *Tetsu-to-Hagané*, **97**(2011), 159 (in Japanese).
- 8) X.Zhang, H.Matsuura and F.Tsukihashi: *ISIJ Int.*, **54**(2014), 1443.
- 9) Y.Yamagoshi, Y.Akashi, Y.Kitano, E.Kiso, C.Kosugi, O.Miki, M.Nakagawa and K.Hata: *Shinnittetsu Sumikin Giho*, **399**(2014), 51 (in Japanese).
- 10) Y.Yamagoshi, Y.Akashi, C.Kosugi and M.Yokoo: *Shinnittetsu Sumikin Giho*, **399**(2014), 59 (in Japanese).
- 11) Y.Yamagoshi, Y.Akashi, H.Kanno, N.Takagi and Y.Tanaka: *Shinnittetsu Sumikin Giho*, **399**(2014), 65 (in Japanese).
- 12) T.Kato, C.Kosugi and Y.Yamagoshi: *Kensetsu Kikai Seko*, **69**(2017), 67 (in Japanese).
- 13) T.Kato: *Nippon Suisan Gakkaishi*, **79**(2013), 747 (in Japanese).
- 14) C.Kosugi, T.Kato and O.Miki: *J. Adv. Mar. Sci. Technol. Soc.*, **20**(2014), 1 (in Japanese).
- 15) O.Miki, C.Ueki, Y.Akashi, M.Nakagawa, K.Hata, K.Nagao, T.Kasahara and T.Suzuki: *J. Adv. Mar. Sci. Technol. Soc.*, **17**(2011), 37 (in Japanese).
- 16) C.Ueki, T.Kato and O.Miki: *J. Adv. Mar. Sci. Technol. Soc.*, **17**(2011), 49 (in Japanese).
- 17) 転炉系製鋼スラグ 海域利用の手引き, 日本鉄鋼連盟, 東京, (2008), 44.
- 18) 海産生物毒性試験指針, 水産庁, 東京, (2010).
- 19) 漁場造成・再生用資器材の技術審査・評価報告書, 第22001号, 全国水産技術者協会, 東京, (2010).
- 20) 漁場造成・再生用資器材の技術審査・評価報告書, 第22002号, 全国水産技術者協会, 東京, (2010).
- 21) 漁場環境修復技術審査・評価報告書, 第26001号, 全国水産技術者協会, 東京, (2014).
- 22) T.Kato, C.Kosugi and E.Kiso: *Shinnittetsu Sumikin Giho*, **399**(2014), 85 (in Japanese).
- 23) O.Miki, T.Kato and T.Kusui: *J. Jpn. Soc. Water Environ.*, **33**(2010), 141 (in Japanese).
- 24) 生態影響試験ハンドブック, 日本環境毒性学会編, 朝倉書店, 東京, (2003), 13.
- 25) ISO10253:2006 (E), Water quality-Marine algal growth inhibition test with *Skeltonea costatum* and *Phaeodactylum tricornutum*.
- 26) ASTM E 1218-04: 2004, Standard Guide for Conducting Static Toxicity Tests with Microalgae.
- 27) 魚介類水質環境基準検討調査総合報告書 (海産生物毒性試験指針), 水産庁, 東京, (2000).
- 28) S.Miyazaki, H.Sakanakura, S.Mizutani, K.Takahashi, E.Kiso, N.Hirai, M.Takeda and Y.Kurahara: *J. Jpn. Soc. Civ. Eng. B3*, **69**(2013), I_1042 (in Japanese).
- 29) 転炉系製鋼スラグと浚渫土との混合改良工法, 転炉系製鋼スラグ海域利用手引別冊, 日本鉄鋼連盟, 東京, (2008).
- 30) Y.Tanaka, K.Yamada, Y.Okubo, T.Shibuya, M.Nakagawa, Y.Akashi, M.Ichimura and Y.Yamagoshi: *J. Jpn. Soc. Civ. Eng. B3*, **68**(2012), I_486 (in Japanese).