

代償人工海浜における巻貝ホソウミニナの定着阻害要因の検討 —底生生物の種間関係および底質中の重金属から—

○東 和之¹, 前川 あゆみ², 蟻馬 花音², 小林 由佳²

¹阿南工業高等専門学校 技術部, ²阿南工業高等専門学校 創造技術工学科

1. はじめに

徳島市にあるマリニピア沖洲人工海浜は、高速道路用地造成のために埋め立てられた既存海浜の代償措置として 2007 年に造成された。しかしながら人工海浜には、既存海浜の優占種である腹足類の巻貝ホソウミニナがほとんど存在せず、その生物相は大きく異なっていた¹⁾。人工海浜にホソウミニナが定着しない理由として、人工海浜に優占する十脚目エビ類のニホンスナモグリ（以下スナモグリ）の生物攪拌による影響があると考えられている²⁾。しかしホソウミニナは腹足類は、金属結合性タンパク質（メタロチオネイン）を発現するため、底質中の重金属の影響を受けやすいことが知られている³⁾。そこで本研究では、底質中の重金属および底生生物の種間関係に着目し、沖洲人工海浜へのホソウミニナの定着阻害要因を明らかにすることを目的とした。

2. 研究方法

代償創出された人工海浜と僅かに残存する既存海浜において、底生生物定量調査、底質中の重金属濃度分析、底質の粒度分布分析および底質の強熱減量分析を実施した。人工海浜では 3 潮位（TP≒0.4 m, 0.0 m および -0.3 m）の合計 9 地点、既存海浜では 1 潮位（TP≒-0.3 m）5 地点の調査地点を選定した。各調査地点において、φ=4.89 cm のヤビーポンプを深さ 50 cm まで差し込み、底質を 10 本コア採取した。この底質を 2 mm 目でふるい、ふるい上に残った生物を実験室へ持ち帰りサイズ測定した。底質中の重金属濃度は表層から 5 cm までの底質をコア採取し、底質調査方法に則り前処理を行ったあと、ICP-AES により分析した（Mn, Fe, Cu および Zn）。底質粒度分布と強熱減量は、表層から 1 cm の底質を実験室に持ち帰り実験に供した。底質粒度組成は SHIMADZU 製 SALD-2300 を用いて測定を行い、強熱減量は JIS A 1226:2009 に則り分析を行った。

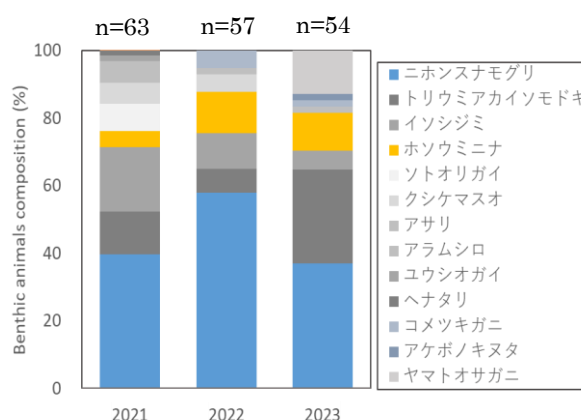


図1 人工海浜における底生生物相の変遷。
調査は全て 6 月に実施。

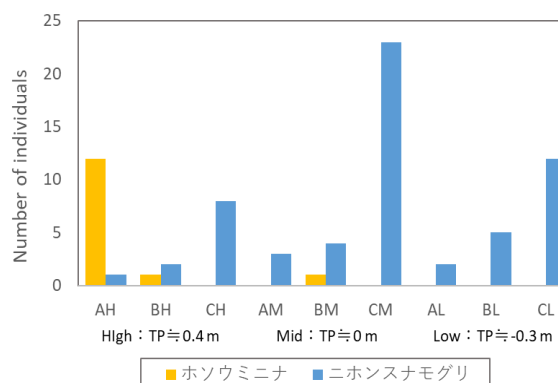


図2 各調査地点におけるホソウミニナとニホンスナモグリの確認個体数。

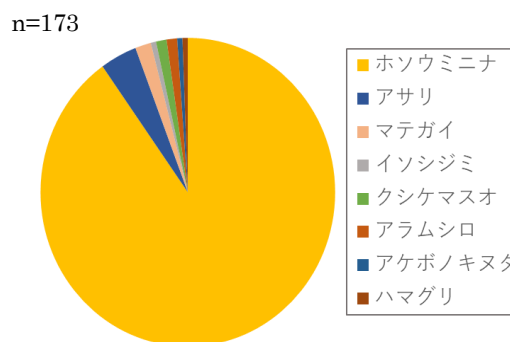


図3 既存海浜における 2023 年 6 月の底生生物種構成。

3. 研究結果および考察

図1に2021年から2023年の調査で得られた人工海浜の底生生物種構成比を示した(調査は全て6月に実施)。優占種はいずれの調査においてもスナモグリであり、ホソウミニナも4.8-12.3%の割合で存在していた。図2に調査地点ごとのホソウミニナとスナモグリの個体数を示した。ホソウミニナは主に高潮位帯であるAHで確認されたが、AHでスナモグリは1個体しか確認されなかった。逆にスナモグリが高密度で存在している地点(主にトランセクトC)ではホソウミニナは確認されておらず、既存の研究の通りスナモグリによるホソウミニナへの加害が推測された。図3に2023年6月の調査で得られた既存海浜の底生生物種構成比を示した。既存海浜の優占種は圧倒的にホソウミニナであり、確認された173個体中90%を占めていた。その他はアサリ等の二枚貝などが確認されたが、スナモグリは1個体も確認されなかった。

表1に底質重金属濃度と底質強熱減量およびシルトクレイ率の相関係数を示した。Znと強熱減量の間有意な相関($p<0.05$)が確認されており、本海浜においてZnは有機物中に吸着されていると考えた。Mnについては強熱減量およびシルトクレイ率と無関係な挙動を示した。これはMnが底質の酸化還元状態によって溶出や沈積を繰り返すため⁴⁾であり、底質の有機物量や粒径に依存しないためであると考えられた。

表2に両海浜の底質重金属濃度を示し、図4に人工海浜の各重金属濃度を100%として計算した人工海浜と既存海浜の底質重金属濃度の比較を示した。Cuを除いた3元素で既存海浜の方が重金属濃度は高い傾向であり、Mnのみ有意差(U-test, $p<0.05$)が確認された。4種の金属元素において既存海浜の方が、重金属濃度が高いもしくは有意差が確認されなかったため、今回分析を行った4金属元素については、ホソウミニナの定着阻害要因であるとは考えにくい。ただ、メタロチオネインを有する生物はCdやCr, Hgなどへの感受性が高いことが報告されており⁵⁾、今後は他の金属元素についての評価も行う必要がある。また今後は、ホソウミニナや他の底生生物体内の重金属濃度についても分析を行うとともに、野外実験などを通して二ホンスナモグリによるホソウミニナへの加害についても検討を進める予定である。

参考文献

- 1) 東和之, 大田直友, 河井崇, 上月康則, 徳島市沖洲人工干潟でのホソウミニナの棲息阻害要因, 沿岸域学会誌, 27(3), 41-50, 2014.
- 2) Tamaki A., Effects of the bioturbating activity of the ghost shrimp *Callinassa japonica* Ortmann on migration of a mobile polychaete, Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Vol. 120, pp. 81-95, 1988.
- 3) Dallinger, R., Berger, B. Hunziger, P., and Kägi, J. H.R., Metallothionein in snail Cd and Cu metabolism, *Nature*, 388, 237-238, 1997.
- 4) 長岡千鶴子, 山本義和, 江口さやか, 宮崎信之: 大阪湾における底質重金属濃度と底質環境の関係, 日本水産学会誌, 70(2), 159-167, 2004.
- 5) Gomot, A., Toxic effects of cadmium on reproduction, development, and hatching in freshwater snails *Lymnaea stagnalis* for water quality monitoring, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 41, 288-297, 1998.

表1 底質重金属濃度と強熱減量およびシルトクレイ率との相関係数. *: $p<0.05$

	Fe	Mn	Cu	Zn
強熱減量	-0.221	0.055	0.408	0.591*
シルトクレイ率	-0.272	0.072	0.226	0.341

表2 両海浜における底質重金属濃度($\mu\text{g/g}$)
±は標準偏差を示す。

	Fe	Mn	Cu	Zn
人工海浜	6150 ± 609	383 ± 82.4	18.3 ± 2.41	61.2 ± 4.47
既存海浜	6370 ± 141	512 ± 104	16.6 ± 0.855	61.5 ± 4.10

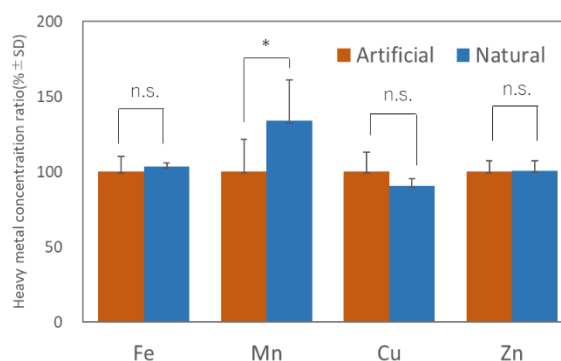


図4 人工海浜と既存海浜の底質重金属濃度の比較.
*: $p<0.05$