

水産系副産物（貝殻）の土木資材としての利用 にむけた環境影響の検討

EVALUATION OF ENVIRONMENTAL IMPACT OF SHELLS FOR UTILIZATION AS A RECYCLING-ORIENTED MATERIAL OF CONSTRUCTION

清田 健¹・奥西 武²・佐藤 準³・佐藤朱美⁴・桜井 博⁵・足立久美子⁶
Takeshi KIYOTA, Takeshi OKUNISHI, Hitoshi SATO, Akemi SATO
Hiroshi SAKURAI, Kumiko ADACHI

- ¹ 理修 株式会社エコニクス（〒004-0015 札幌市厚別区下野幌テクノパーク1-2-14）
² 水産科学博 北海道大学大学院工学研究科（〒060-8628 札幌市北区北13条西8）
³ 理博 株式会社エコニクス（〒004-0015 札幌市厚別区下野幌テクノパーク1-2-14）
⁴ 独立行政法人北海道開発土木研究所（〒062-8602 札幌市豊平区平岸1条3-1-34）
⁵ 北海道開発局網走開発建設部網走港湾建設事務所（〒093-0032 北海道網走市港町3）
⁶ 正会員 独立行政法人北海道開発土木研究所（〒062-8602 札幌市豊平区平岸1条3-1-34）

Recently, nation-building utilizing recycling-oriented materials is being advanced in Japan. The utilization of seafood processing by-product (shells) in the construction is requested as the part.

In this study, elution tests for scallop shells in both legal method and the original method are given in order to evaluate the water pollution load from shells. The result from the tests is as follows. : No harmful substance elution is detected but organic pollutant had better be noted. Organic pollutant from shells varies from separating methods of edible part from shell. The hand-separation has more pollution loads than the steam-separation. And weathered shells have fewer loads than shells just after discharge. From this evaluation, it is suggested that comparably many shells could be used for constructions as one of recycling-oriented materials.

Key Words : Recycling-oriented Material, Shells, Elution Test, Water Pollution Load Evaluation

1. はじめに

循環型社会形成推進基本法をはじめ、我が国ではリサイクル資源を活用した国づくりが進められている。建設リサイクル法の整備もその一環ではあるが、土木工学を基礎とする建設分野では多くの資源を調達していることから、循環型資源の積極的な活用が期待されており、リサイクル材の利用実績も増えつつある。

港や海岸整備等の海洋開発事業においてもリサイクル資源の活用が進みつつあるが、漁港・漁村の成立や漁業・水産加工業の経営基盤の強化等を鑑み、水産系副産物の活用が望まれている¹⁾。なかでも推計で年間50万トン発生する貝殻は土木資材としての活用が可能との報告がある。有用な生物資源（バイオマス）として港湾整備や水産基盤整備等沿岸部での利用促進が図られつつある^{2) 3) 4) 5) 6)}。

貝殻の海洋土木分野での活用は、表-1のよう

にいくつかの方法があるが、利用量や輸送コスト等の観点で特に期待されているのは、砂利等の代替材として海中に設置する方法である。

表-1 海洋土木分野における貝殻の活用方法

利用方法	概要	備考
SCP工法	砂の代替として土中に打設	海水への汚濁負荷が懸念される
サンドドレーン工法	砂の代替として土中に打設	
覆砂工法	砂の代替として海底面上に敷設	
魚礁用資材	モルタル固化や網等に充填して構造化	加工法によるが、海水への汚濁負荷が懸念される
コンクリート骨材	砂利や砂の代替として混入	環境への溶出は考えにくい
道路路盤材	砂利の代替として敷設	河川・地下水への汚濁負荷が懸念される
暗渠疎水材	砂利の代替として敷設	

(独)北海道開発土木研究所調べ

貝殻の組成を表-2に示す。貝殻は主に（90%以上）炭酸カルシウム(CaCO₃)で構成されることが確認されており^{7) 8)}、貝殻に特定の有害物質（HgやCd等）を蓄積することはない。したがって、この利用における環境影響の懸念は比較的少ない。しかしながら、廃棄物（動植物性残さ）として排出される物質であるために、利用においては、有効性ととも、生活環境の保全上の支障が無いことを示すことが必要である。

貝殻による環境影響として最も問題視されるのは、貝殻に付着残存した有機物に起因するもので、腐敗による悪臭の発生、害虫の発生および汚濁水の発生が挙げられる。また、ホタテガイの場合は中腸腺にCdを蓄積することが知られており、加工時に不要物として除去された際、場合によっては貝殻に混入することも懸念材料として挙げられる。

本研究では、貝殻を土木資材として利用する際に懸念される有害物質や有機物による環境影響について、水質汚濁の観点から評価することを目的とし、全国で最も多く生産され、多量の未利用貝殻が発生しているホタテガイについて、貝殻から溶出する物質を測定した。

表-2 貝殻の組成⁸⁾

成分	単位	アコヤガイ	マガキ
H ₂ O	%	0.5 - 1.0	0.36 - 0.52
IL	%	46.0 - 47.5	43.95 - 44.43
CO ₂	%	39.9 - 41.7	42.74 - 42.92
Ca	%	35.4 - 37.9	38.71 - 38.82
Mg	ppm	180 - 5,800	820 - 1,420
Sr	ppm	840 - 1,040	750 - 825
Li	ppm	0.2 - 1.3	1.3 - 1.8
Na	ppm	4,250 - 7,720	5,560 - 6,580
K	ppm	76 - 79	47 - 76
Mn	ppm	4 - 35	5 - 20
Fe	ppm	4.0 - 40	2.0 - 6.0
Cu	ppm	0 - 3.3	0.2 - 1.4
Zn	ppm	5.8 - 25	0.8 - 5.2
SO ₄	ppm	947 - 8,770	2140 - 2,630
Cl	ppm	78 - 475	164 - 412
P	ppm	90 - 140	279 - 858

2. 試験の内容および方法

(1) 貝殻による汚濁物質の把握試験

貝殻の再利用における判断については、現状では明確な試験方法および基準はない。したがって、既存の試験方法や基準を参考に、環境影響を独自に評価しなければならない。

水質汚濁のうち最も大きな関心は、重金属や有機化学物質等の有害物質による汚染である。

そこで、有害物質については、廃棄物処理法（海洋汚染防止法も同じ）に定められた方法⁹⁾、（第1ーハ；重量体積比3%）で検液を作成した。検液作成方法を図-1に示す。この検液中の物質を測定することで、貝殻からの溶出物質とされた。分析項目は、海洋投入処分時の有害物質の基準¹⁰⁾に定められた33項目および油分¹¹⁾の合計34項目とした（油分の検出方法は、法に基づく方法¹²⁾による）。有害物質に関する試験は、表-3に示す1試料について行った。

また、懸念される有機物による汚濁については、溶出試験の方法が法律等に定められていないため、上記有害物質に用いる試験方法を、溶出する有機物量の検出が可能なように応用（ろ過の操作を省略、代わりに30分間静置）した。分析は、pH、BOD、COD、T-N、T-P、Cl（ion）の6項目について行った。

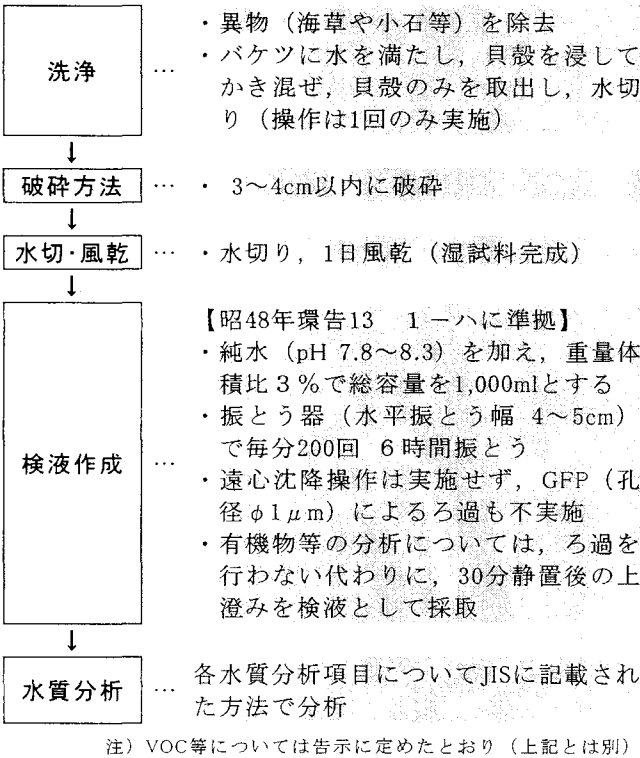


図-1 溶出試験における検液作成方法

貝殻に付着残存する有機物は、貝の外側に着生したフジツボや藻類等の取り残しと貝殻と可食部を分離する際に取り残された軟体部であるが、前者は加工前に十分洗浄されるため、主に後者が問題となる。ホタテガイの場合には製品ごとに貝殻の分離方法が異なる。従って、試験区として、熱処理により分離するため付着残存が比較的少ないと考えられる「スチーム」と熱を加えずに分離し、有機物の付着残存が多いと考えられる「手剥き」を設定した。また、貝殻は発生後、有効利用されることを前提として、

屋外に保管（堆積）されているが、この間に風化され有機物の分解が促進されていることが考えられることから、この影響を確認するため排出直後と堆積された貝殻とを比較できるように試験区を設定した。試験区の一覧を表-3に示す。

表-3 溶出試験の試験区

貝殻の分離方法	有害物質	有機物等	
		排出直後	堆積
スチーム (乾燥貝柱製品用)	A堆積	A直後	A堆積
手剥き (冷凍貝柱製品用)	—	B直後	B堆積

注) 「A」および「B」は入手した貝殻の地区を示す。
「排出直後」は加工場から排出された直後の貝殻であり、「堆積」は屋外で一定期間堆積保管された貝殻。保管に際し、B地区では排出年度別に分離していたため堆積は平成14年度の漁期に排出されたもの。A地区では年度別の管理を行っていないため、堆積の期間の詳細は不明（概ね1～2年程度）。

(2) 海水中での2ヶ月間の溶出試験

海水中での溶出は、検液作成のための機械振とうによる強制的なもの（上記の方法）ではなく、静置に近い状態で起こることから、実際に海水中でおこる現象に近い状態での溶出量を把握するため、実験室内で海水を満たした水槽中に貝殻を投入後、約2ヶ月間にわたり水質の変化を測定した。

水槽（満水容量 182 L）に人工海水を約7分目（120 L）まで満たし、一つの水槽につき海水との体積比10%（12 L ≒ 32 kg）の貝殻（粗破碎されたもの：粒径約3～5 cm）を投入し、貝殻投入後の水位を記録した（写真-1）。投入直後、水槽内を攪拌し、試験開始時の水質測定用試料（2 L）を採取した。水槽にはフタをし、暗幕を掛け、室温（約20℃）に保った。その後、7, 14, 21, 28, 42, 56日後に試料採取を行った。試料採取直前に水槽内の海水を攪拌し、水質の均一化を図った。試料採取前後の水位を記録した。採取した試料は随時分析を行った。

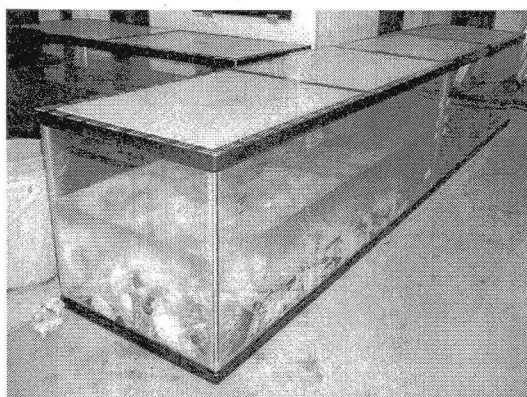


写真-1 水槽での試験状況

水槽実験に用いた試料は、有機物の付着残存が多いとみられる手剥きを用い、「生貝」と「ボイル処理」（実験室で1分間煮沸）の2種類として、人為的な有機物の除去処理の有効性を確認することとした。試料はいずれも排出直後（保管堆積されていないもの）である。

3 試験結果

(1) 貝殻からの汚濁物質量の把握試験

有害物質に関する試験結果を表-4に示す。有害物質は、一部の金属（鉛、銅、亜鉛、又はこれらの化合物）を除いて全て定量下限値未満であった。

有機物等に関する試験結果を表-5に示す。pHは8.3～9.7、BODは1～31 mg/L、CODは12～42 mg/L、TOCは2.0～10 mg/L、T-Nは4.9～26 mg/L、T-Pは1.1～2.5 mg/L、Cl⁻は6.4～21 mg/Lの範囲であった。

表-4 有害物質の試験結果

項 目	値	項 目	値
アルキル水銀*	<0.00005	1,1,2-トリクロロエタン	<1
水銀**	<0.00005	1,3-ジクロロプロペン	<0.006
カドミウム**	<0.001	チウラム	<0.002
鉛**	0.003	シマジン	<0.006
有機燐*	<0.1	チオベンカルブ	<0.02
六価クロム*	<0.05	ベンゼン	<0.01
砒素**	<0.001	セレン**	<0.001
シアン*	<0.01	有機塩素*	<0.5
PCB	<0.0005	銅**	0.002
トリクロロエチレン	<0.03	亜鉛**	0.007
テトラクロロエチレン	<0.01	弗化物	<0.05
ジクロロメタン	<0.02	ベリリウム**	<0.02
四塩化炭素	<0.002	クロム**	<0.001
1,2-ジクロロエタン	<0.004	ニッケル**	<0.001
1,1-ジクロロエチレン	<0.02	バナジウム**	<0.01
シス-1,2-ジクロロエチレン	<0.04	フェノール類	<0.005
1,1,1-トリクロロエタン	<0.00005	油分	<0.1

注) *…化合物, **…又はその化合物, <…定量下限値

表-5 有機物等の溶出量

単位: mg/L (pHは無単位)

試料名	pH	BOD	COD	T-N	T-P	Cl ⁻
A直後	9.7	29	32	12	2	21
A堆積	9.8	2	12	4.9	1.1	8.6
B直後	8.3	31	42	26	2.5	18
B堆積	9.7	1	17	5.4	2.4	6.4

(2) 海水中での2ヶ月間の溶出試験

表-6に溶出試験の結果を示す。生貝の試料のpHは7.3～7.9、CODは6.4～13.1 mg/L、T-Nは8.9～30 mg/L、T-Pは0.29～1.3 mg/Lの範囲であり、全ての項目とも時間の経過とともに濃度が高くなる傾向であり、21日目から28日目にかけての変動は小さかった。ボイル処理した試料については、pHは7.3～8.1、CODは2.8～6.9 mg/L、T-Nは3.3～18 mg/L、T-Pは0.33～0.57 mg/Lの範囲であり、全ての項目とも時間の経過とともに緩やかに濃度が高くなる傾向であった。

表-6 海水中での溶出試験結果

単位：mg/L (pHは無単位)					
検体	経過日	pH	COD	T-N	T-P
人工海水	—	8.0	2.4	0.042	0.045
B直後 (生貝)	投入直後	7.9	6.4	8.9	0.29
	7日後	7.4	6.5	15	1.0
	14日後	7.3	8.3	18	1.2
	21日後	7.2	12.7	25	1.3
	28日後	7.3	13.1	25	1.3
	42日後	7.3	7.2	28	1.3
	56日後	7.3	6.8	30	1.3
B直後 をボイル (処理)	投入直後	8.1	3.8	3.3	0.33
	7日後	7.6	3.7	7.2	0.45
	14日後	7.5	2.8	8.5	0.50
	21日後	7.4	5.0	10	0.54
	28日後	7.5	4.9	12	0.57
	42日後	7.3	6.9	16	0.50
	56日後	7.3	5.7	18	0.54

4 考察

(1) 貝殻からの汚濁物質量の把握

貝殻による有害物質の溶出は、測定したほとんどの物質で検出されなかった。検出された3種類の金属についても、溶出物質の量はごく僅かで、同様の溶出試験で判断することとなっている非水溶性の無機性汚泥の海洋投入処分する際の基準¹⁰⁾と比較しても1オーダー以上低い値であった。このことから、有害物質に関しては、貝殻は汚染源になり得ないと考えられる。

有機物等による汚濁に関しては、pHは、全ての試験区においてやや高い傾向にあった。しかし、海水中での溶出試験では顕著なpHの上昇は見られていないことから、pHの上昇は検液の作成操作において、機械振とうによる強制的な溶出により、貝殻が砕け、主成分であるCaCO₃が溶けたことに起因するものと考えられる。土木資材として利用するにあたり、貝殻をあまり砕

かずに使う場合には特に問題はないと思われるが、貝殻を細かく粉砕し、細骨材や砂の代替のように使用する場合には、アルカリ分の影響にも留意する必要があると考えられる。

その他の物質について、貝殻1kgあたりに換算した溶出物質量を図-2に示す。これらの物質について、排出形態による相違では、総じて手剥きで溶出量が多い傾向がみられた。特にT-NおよびCODでその傾向が顕著であることから、軟体部や貝の外側に着生していた生物の残存がその要因であると考えられる。

また、保管堆積による風化の影響について、排出形態別の溶出物質の減少率を表-7に示す。保管堆積により、全ての項目で排出直後よりも溶出量が減少しており、風化の影響が顕著に示された。特にBODについて減少が著しいことから、降雨雪による洗い流しだけでなく、微生物等により分解が促進されたと考えてよいだろう。

貝殻から溶出した塩化物イオン濃度は、排出直後で0.6～0.7 g/kg、堆積されたものでは0.2～0.3 g/kgであった。したがって、淡水域での使用を想定すると、排出直後の貝殻では、1 Lの水に300 g、堆積では同1 kg程度を添加すると、水道水の水質基準値(200mg/L)を超過することになる。淡水域での使用やコンクリート骨材としての使用の際には留意が必要であろう。

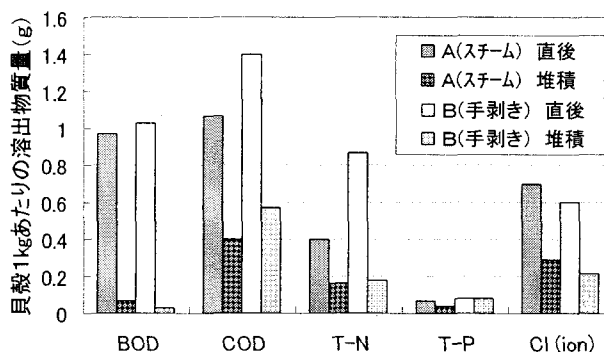


図-2 貝殻1kgあたりの有機物等の溶出量

表-7 屋外保管による溶出物質の減少率

試験区	BOD	COD	T-N	T-P	Cl ⁻
スチーム(A)	93%	63%	59%	45%	59%
手剥き(B)	97%	60%	79%	4%	64%

(2) 海水中での2ヶ月間の溶出試験

水槽中の水質の推移を図-3に示す。pHは変化がほとんど無いことから、グラフ化していない。COD、T-N、T-Pともに、生貝(無処理)はボイル処理したものよりも高濃度となっており多量の物質が溶出している。生貝のCODは時間とともに上昇後、あるところでピークを持ち減少し

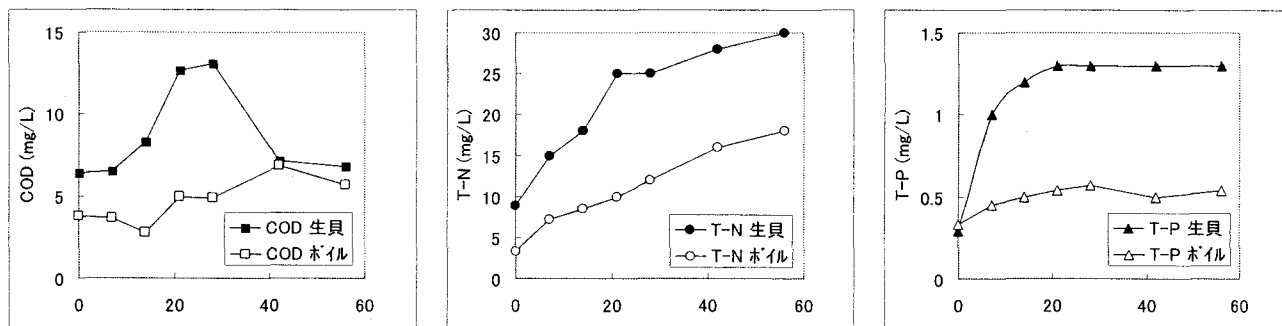


図-3 海水中での貝殻からの溶出 (COD, T-N, T-P)

ている。一方、ボイル処理したものは溶出速度が遅く、ピークも明確でない。T-Nはどちらも56日目まで単調増加である。また、T-Pはいずれの検体でも21日目以降は変動が小さく、平衡状態にある。坂口ら(1991)¹³⁾はアコヤガイの貝殻について、ピーカーを用いて7ヶ月間に渡り類似の実験を行っている。彼らの報告でもpHはほぼ一定、窒素(DIN)は3ヶ月目まで溶出、無機態リン($\text{PO}_4\text{-P}$)は最初の1ヶ月間に急激に濃度が上昇しその後一定、となっており、今回のホタテガイの結果は、これとよく似たプロファイルであった。

(3) 土木資材としての利用可能量の試算

貝殻の利用にあたっては、環境基本法の環境基準や水質汚濁防止法の排水基準等、一定の水質基準値を超えるような有機物負荷はさけるべきであると思われる。そこで、海水中での溶出試験結果を基に、水域で利用できる貝殻の最大量の算出を以下に試みた。

貝殻の性状としてCOD, T-NおよびT-Pの最大溶出量の値を利用する。COD, T-NおよびT-Pの最大値は、それぞれ10.7 mg/L, 30 mg/L, 1.3 mg/Lである。これらから貝殻の湿重量あたりの溶出物質質量(汚濁負荷量)を算出すると、CODは37 mg/kg貝殻、T-Nは100 mg/kg貝殻、T-Pは4.3 mg/kg貝殻となる。

例えばCODの算出は、次式のように計算した。

$$(\text{COD}_{\text{max}} - \text{COD}_{\text{BL}}) \times V \div W = 37 \text{ mg/kg貝殻}$$

ここに、 COD_{max} は最大溶出量、 COD_{BL} は人工海水のCOD値、Vは水槽内の水容量、Wは使用した貝殻重量(32kg)である。

容積Aリットルの水域における貝殻の最大利用可能量は次式で算出できる。ここで、基準値は環境基準や排水基準などの値を考える。

COD, T-N, T-Pの基準値をそれぞれ S_{COD} , $S_{\text{T-N}}$, $S_{\text{T-P}}$ (mg/L)とすると、最大利用可能量(kg)は

$$(S_{\text{COD}} - \text{COD}_0) \times A \div 37$$

$$(S_{\text{T-N}} - \text{T-N}_0) \times A \div 100$$

$$(S_{\text{T-P}} - \text{T-P}_0) \times A \div 4.3$$

のいずれか最小のものとなる。ここに、 COD_0 , T-N_0 , T-P_0 は投入水域の現状のCOD, T-N, T-Pの値である。

ここでは仮に、水深が10mで現状の水質が、 $\text{COD}_0 : \text{T-N}_0 : \text{T-P}_0 = 1 : 0.1 : 0.01 \text{ mg/L}$ とした場合の試算結果を表-8に示す。環境基準(A類型・I類型)を満たすことを前提とした利用の場合は単位面積当りの最大利用量は 10 kg/m^2 、排水基準の場合は $5,990 \text{ kg/m}^2$ の貝殻を水中に敷設することができることになる(手剥き・無処理の貝殻の場合)。また、ボイル処理された貝殻の場合には、同様の試算から、環境基準の場合では 17 kg/m^2 、排水基準では $9,983 \text{ kg/m}^2$ が利用可能となる。貝殻のかさ比重は0.3~1.0程度であるから、参照する基準にもよるが、水底から水面に達するまで貝殻を利用したとしても汚濁源とはならないと考えることができる。

いずれにせよ、貝殻の利用にあたっては、施工する水域への環境影響を軽減する観点から、できるだけ事前に風化されたものを用いるか、ボイル等何らかの処理をした方が、資材として適当であろう。

表-8 最大利用可能量の試算

	単位	環境基準 (A・I類型)			排水基準		
		COD	T-N	T-P	COD	T-N	T-P
現状	mg/L	1	0.1	0.01	1	0.1	0.01
基準値	mg/L	2	0.2	0.02	120	60	8
可能量 (手剥き)	kg/m ²	270	10	23	32,162	5,990	18,581
可能量 (ボイル)	kg/m ²	667	17	56	79,333	9,983	44,389

5 おわりに

本調査研究から以下の結論が導かれた。

- ① ホタテガイの貝殻の利用において、重金属

や有機化学物質等の有害物質の溶出は無いと
考えて良い。しかし、貝殻に付着残存した軟
体部に由来する有機汚濁に留意する必要があ
る。

- ② 有機汚濁については、ホタテガイの場合、
貝殻と軟体部の分離方法の相違により負荷量
が異なり、スチームされた貝よりも手剥きの
方で負荷が大きかった。また、有機汚濁は、
屋外での保管によりエージング（風化）され、
負荷量が小さくなることが確認された。
- ③ 海水に浸漬した場合、有機汚濁物質が徐々
に溶出するが、軟体部の付着が多い手剥きで
もボイル処理により負荷を低減することが可
能である。
- ④ 海中に貝殻を敷設して利用する場合を想定
し、基準に対応した最大利用可能量を見積っ
た。この結果、参照する基準にもよるが、多
数の貝殻が利用可能であることが示唆された。

今回の実験では、有機物の付着残存が多い貝
殻の処理としてボイルを行った。この結果、ボ
イルによる汚濁負荷の軽減効果は顕著であった。
現在の貝殻処理は、専らロータリーキルン等で
の熱処理により有機物を除去している状況にあ
る。規模にもよるが、熱処理プラントの整備費
は数億円、安定した運転には年間1万トン以上
を処理しなければ事業として成り立たないとさ
れている¹⁴⁾のに対し、ボイルのプラントは比較
的小規模（数百～数千万円）でも整備が可能で
あり、より実効的と考えられる。とはいえ、景
気が低迷する中、漁業者・水産加工業者にとっ
て新たな設備に対する投資は難しいことから、
より効率的な処理についての技術開発が望まれ
るところである。

また、土木資材としての利用可能量の試算は、
水槽実験同様に完全に止水の場合を想定して
行ったが、実海域では潮汐や波浪、河川水の影
響などにより絶えず海水交換が行われているも
のと考えられることから、適用にあたってはこ
れらについても考慮しなければならない。しか
しながら、完全止水という最悪の条件下での利
用可能量が見積られたことは、今後の貝殻の利
用促進にあたって、一定の目安となるものと思
われる。ただ、参照する基準値の如何により利
用可能量が数百倍も変わることから、参照すべ
き基準の捉え方について、更なる議論が必要で
あると考える。

謝辞：本研究の実施にあたり、北海道指導漁業
協同組合連合会北海道漁業団体公害対策本部の
石川 清様には分析および実験について貴重な
ご助言を頂いた。ここに記載し謝意を表す。

参考文献

- 1) 清田 健・古屋温美・関いずみ・中泉昌光・福岡
康宣・長野 章：漁業地区における循環型社会の
形成について、海洋開発論文集，vol.28，土木学
会海洋開発委員会，pp.469-474，2003。
- 2) 河合 浩・小暮逸郎・富士昌哉：函館港港町ふ頭
の地盤改良におけるホタテ貝殻の利用について－
ホタテ貝殻混り砂の特性とサンドドレーン工法へ
の適用－，第45回北海道開発局技術研究発表会概
要集，北海道開発局，2002。
- 3) 山内弘明・石澤健志・早川 篤：S.C.P.工法にお
けるホタテ貝殻の有効活用について，第45回北海
道開発局技術研究発表会概要集，北海道開発局，
2002。
- 4) 橋立洋一・福田定治・奥村樹郎・小林正直：カキ
殻混じり砂の特性とサンドコンパクションパイル
への適用，第29回土質工学研究発表会発表講演集，
地盤工学会，1994。
- 5) 松永 務：漁業系廃棄物等を魚礁素材として再資
源化する取り組みについて，月刊建設，Vol.44，
pp.26-28，2000。
- 6) 吉井昭博・安倍隆二・内山智幸：ホタテ貝殻粉末
のアスファルト舗装材としての適用性，北海道開
発土木研究所月報，No.598，2002。
- 7) 佐藤朱美・足立久美子・大澤義之：ホタテ貝殻利
用による港内等の水質・底質悪化防止の試み，第
47回北海道開発局技術研究発表会概要集，北海道
開発局，2004。
- 8) 和田浩爾・藤貫 正：軟体動物の整理調整におけ
る貝殻の形成と溶解の整理 I．環境水－外套液
－貝殻間の化学成分の分配関係からみた水棲軟体
動物による微量成分の貝殻への濃縮について，国
立真珠研報，18，pp.2085-2110，1974。
- 9) 「産業廃棄物に含まれる金属等の検出方法」昭和
48年環境庁告示第13号
- 10) 「金属等を含む産業廃棄物に係る判定基準を定め
る省令」昭和48年総理府令第5号別表第2
- 11) 「廃棄物の処理及び清掃に関する法律施行令第六
条第一項第四号に規定する油分を含む産業廃棄物
に係る判定基準を定める省令」昭和51年総理府令
第5号
- 12) 「廃棄物の処理及び清掃に関する法律施行令第六
条第一項第四号に規定する海洋投入処分を行うこ
とができる産業廃棄物に含まれる油分の検定方
法」昭和51年環境庁告示第3号
- 13) 坂口秀雄・小泉喜嗣：養殖漁場底質浄化試験，愛
媛県水産試験場事業報告，pp.45-51，1991。
- 14) 石塚明弘・上野 務：ほたて貝殻の排煙処理剤原
料化に関する検討，北海道電力株式会社総合研究
所研究年報，vol.27，pp.44-48，1996。