

I S S N 1 8 8 0 - 0 1 1 4

国総研プロジェクト研究報告第55号

平成 2 9 年 3 月

国土技術政策総合研究所 プロジェクト研究報告

PROJECT RESEARCH REPORT of
National Institute for Land and Infrastructure Management

No.55

March 2017

東日本大震災によって影響を受けた港湾域の環境修復技術 に関する研究

Study on Environmental Restoration Technique in Port and Harbor
Damaged by the “Great East Japan Earthquake of 2011”

国土交通省 国土技術政策総合研究所

National Institute for Land and Infrastructure Management
Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism, Japan

東日本大震災によって影響を受けた港湾域の環境修復技術に関する研究

鈴木 武 (2012 年 9 月～2016 年 8 月) *

Study on Environmental Restoration Technique in Port and Harbor
Damaged by the "Great East Japan Earthquake of 2011"

Takeshi SUZUKI (2012.9 ~ 2016.8)

概 要

2011 年 3 月 11 日に発生した東日本大震災によって、東北地方の太平洋沿岸の港湾域の水環境は、干潟や藻場等の生物生息基盤の消失等の多大の被害を受けた。また、震災前において湾内水質悪化の要因となっていた港湾構造物の復旧には、環境に配慮した構造が強く求められた。さらに、福島第一原子力発電所から放出された放射性物質が東北地方から関東地方の広い沿岸域に流入し、航路浚渫等の際の放射性物質を含んだ底泥の取り扱いが課題となった。そこで、本プロジェクト研究では、①湾口防波堤に付加する環境配慮技術の開発、②津波被害を受けたアマモ場の再生手法の開発、および③底泥中の放射性物質の測定を適切に行うための知見の獲得、をサブテーマとして研究を実施した。サブテーマ①については、大船渡湾の湾口防波堤について検討し、湾口部の底層の海水交換を高めることが湾内水質を良好に保つためには重要であることを明らかにした。サブテーマ②については、宮古湾のアマモ場について検討し、底泥の状況に基づき水域を 3 つにゾーニングし、ゾーン毎の回復の予測を示した。サブテーマ③については、東北地方の太平洋沿岸 5 地点と東京湾 1 地点において鉛直コア採泥を実施し、通常のグラブサンプラーで表層泥を分析することで、Cs の汚染地点をスクリーニングすることができることを示した。

キーワード：東日本大震災、津波、沿岸環境、湾口防波堤、アマモ場、放射性物質

Synopsis

The ecosystems in ports and harbors on the Pacific coast of the Tohoku region were greatly damaged by the tsunami caused by the Great East Japan Earthquake of 2011. During the planning phase to reconstruct the port and harbor facilities damaged by the tsunami, the stakeholders preferred environmental friendly facilities. In this study, we focused on the following: (1) developing environmental friendly tsunami protection breakwaters, (2) understanding the restoration process of eelgrass (*Zostera marina*) damaged by the tsunami, and (3) comprehending the vertical distribution of Cs in sediments to determine its measurement method. In (1), we investigated the tsunami protection breakwater in Ofunato Bay, displaying the importance of devising a method to decrease the blocking of the current in the bottom layer to prevent water quality deterioration. In (2), we observed eelgrass in Miyako Bay. The head of the bay was divided into three zones based on the suitability for eelgrass and the possibility of restoration in each zone was estimated. In (3), we analyzed the vertical profiles of Cs in the sediments of six coastal areas. Results revealed that it would be feasible to screen the area polluted by Cs using grab samplers.

Key Words: Great East Japan Earthquake, tsunami, environment in coastal area, tsunami protection breakwater, *Zostera marina*

* 沿岸海洋・防災研究部長 Director of Coastal Marine and Disaster Prevention Department

プロジェクト研究参加者一覧

(プロジェクトリーダー)

沿岸海洋・防災研究部長 鈴木 武 (2012.9 ～ 2016.8)

(プロジェクトメンバー)

沿岸海洋・防災研究部海洋環境研究室 室 長 岡田知也 (2012.9 ～ 2016.8)

沿岸海洋・防災研究部海洋環境研究室 研究官 井芹絵里奈 (2012.9 ～ 2016.3)

沿岸海洋・防災研究部海洋環境研究室 研究官 秋山吉寛 (2012.9 ～ 2016.8)

沿岸海洋・防災研究部海洋環境研究室 研究員 黒岩 寛 (2016.4 ～ 2016.8)

目 次

1. はじめに	1
1.1 研究の背景	1
1.2 研究内容	1
1.3 研究体制	2
参考文献	2
2. 湾口防波堤に付加する環境配慮技術の開発	4
2.1 はじめに	4
2.2 湾口防波堤に付加する環境配慮の留意点に関する検討	5
2.3 湾口防波堤に付加した環境配慮技術の効果に関する検討	13
2.4 まとめ	21
参考文献	21
3. 津波被害を受けたアマモ場の再生手法の開発	22
3.1 はじめに	22
3.2 津波後のアマモ場の状況	23
3.3 底泥およびアマモの空間分布	33
3.4 アマモ場の復元の可能性	41
3.5 まとめ	52
参考文献	53
4. 底泥中の放射性物質の測定を適切に行うための知見の獲得	55
4.1 はじめに	55
4.2 方法	55
4.3 結果	57
4.4 考察	61
4.5 まとめ	62
参考文献	62
5. まとめ	64
謝辞	65

1. はじめに

1.1 研究の背景

2011年3月11日に三陸沖を震源とした東北地方太平洋沖地震に伴い、北海道から関東地方北部の太平洋側に津波が発生した。特に東日本の太平洋沿岸では非常に高い津波が発生したため、青森県八戸港から茨城県鹿島港に至る太平洋側の全ての港湾が被災し、防波堤や岸壁等の港湾構造物に甚大な被害が生じた（高橋ら、2011）。

港湾機能を回復するため、被災した港湾構造物の復旧が求められた。これら港湾構造物の中には、建設当時の技術では予測できなかった水質および底質の悪化をもたらしているものがあった。このような被災前において環境悪化の要因として懸案事項となっていた港湾構造物の復旧には、環境に配慮した構造が関係者から強く求められた。特に、湾内の海水交換を抑制していた湾口防波堤の復旧においては、被災前から研究が実施されており（岡田ら、2000a；岡田ら、2000b；okada et al., 2007）、既往の研究成果を踏まえた実行性の高い環境配慮技術を付加できる可能性がある。

津波による被害は、港湾構造物だけでなく沿岸の生態系にも及んでいた（例えば、鈴木ら、2011；後藤、2011）。干潟や浅場の地形は大きく変わり、底泥は攪乱され、多くの藻場が消失した。地形、底質、藻場は、沿岸生態系の基盤であり、それら被害による沿岸生態系への影響は計り知れない。沿岸の生態系の復元のためには、それら生物の生息基盤の復元が極めて重要である。しかし、今回の津波の様な甚大かつ広範囲な沿岸生態系および生態系基盤へのダメージは近代科学にとって未経験であり、「自然の復元力に期待して、元の生態系に復元するのか？」、または「違った生態系となるのか？」、「復元するとしたらどの程度の期間で復元するのか？」等々、自然の復元過程メカニズムに関して未知な点が多かった。したがって、沿岸環境の自然の復元力について知見を増やすことが、今後の沿岸環境の復元に向けて強く求められた。

加えて、東日本大震災の被害の特徴として、福島第一原子力発電所の事故に伴う放射性物質の放出が挙げられる。この影響は福島第一原子力発電所の周辺の沿岸域だけでなく、大気放出を経由して、東北地方から関東地方の広い沿岸域に及んでいた。今回の放出された放射性物質の一つである¹³⁷Csの半減期は30.1年であり、放射性物質が流入した沿岸域に位置する港湾において、航路浚渫等の港湾事業の際の放射性物質を含んだ底泥の取り扱いは今後長期に及ぶ課題であると考えられた。しかしながら、港湾はもとより海域において底泥の放射性物質を測定する方法は定められていない。そこで、福島原発から発生した放射性物質の底泥中の鉛直分布の実態を調べ、放射性物質の測定方法に関する知見を得ることが求められた。

1.2 研究内容

これらのことから、本プロジェクト研究の内容として、東日本大震災によって影響を受けた港湾域の環境修復技術開発として、以下のサブテーマを実施した。

1. 湾口防波堤に付加する環境配慮技術の開発
 - (1) 湾口防波堤に付加する環境配慮の留意点に関する検討
 - (2) 湾口防波堤に付加した環境配慮技術の効果に関する検討
2. 津波被害を受けたアマモ場の再生手法の開発
 - (1) 被災後の底質およびアマモ場の変遷のモニタリング
 - (2) 自然の復元力による復元の可能性の検討
3. 底泥中の放射性物質の測定を適切に行うための知見の獲得
 - (1) 底泥中の放射性物質の鉛直分布の特徴の把握
 - (2) 放射性物質の測定に関する留意点

1.3 研究体制

本プロジェクト研究を実施するにあたっては様々な研究領域の研究者との連携、行政・市民との協働を通じた実証的な研究推進が不可欠であり、国総研を中心に他機関との情報共有を随時図りながら、研究を推進した。主たる連携外部研究機関として以下の研究所、大学、NPO、自治体等との勉強会・情報交換を通して、緩やかな連携の下、問題意識・成果を共有しながら研究を推進した。サブテーマ毎に研究協力機関を示す。

1. 湾口防波堤に付加する環境配慮技術の開発

(1) 技術の検討・評価・体系的整理

国土技術政策総合研究所

(2) 設計、現場調査、事業実施

国土交通省東北地方整備局、大船渡市

(3) 技術協力、データ提供、情報共有

岩手県水産技術センター

岩手大学、横浜国立大学、東京都市大学、常葉大学

2. 津波被害を受けたアマモ場の再生手法の開発

(1) 技術の検討・評価・体系的整理

国土技術政策総合研究所

(2) 設計、現場調査、事業実施

岩手県、宮古市

(3) 技術協力、データ提供、情報共有

水産研究・教育機構 東北区水産研究所、北見工業大学

(4) 現場協力、技術協力

宮古湾の藻場・干潟を考える会

3. 底泥中の放射性物質の測定を適切に行うための知見の獲得

(1) 技術の検討・評価・体系的整理

国土技術政策総合研究所

(2) 設計、現場調査、事業実施

国土交通省港湾局、国土交通省東北地方整備局

(3) 技術協力、データ提供、情報共有

港湾空港技術研究所、国立環境研究所、岩手県水産技術センター、

東京大学、慶応義塾大学

参考文献

岡田知也，中山恵介，日比野忠史，細川恭史，古川恵太（2000a）：大船渡湾における底層 DO 濃度の変動に及ぼす湾外の影響，海岸工学論文集，第 47 巻，pp.1041-1045.

岡田知也，中山恵介，日々野忠史，細川恭史（2000b）：大船渡湾における湾外水の密度変動が湾内水環境に及ぼす影響，港湾技術研究所，第 39 巻，第 2 号.

後藤友明（2011）：東日本大震災によって三陸海岸域の海と海洋生物に何がおこったか，Ebucheb, Vol.43, pp. 2-5.

鈴木昌弘，石丸隆，伊藤進一，梅澤有，小川浩史，木暮一啓，小松輝久，高田秀重，田辺信介，津田敦，中田薫，福田秀樹，風呂田利夫（2011）：東日本大震災による海洋生態系影響の実態把握と今後の対応策の検討（提言），日本海洋学会ニューズレター，Vol.1, No.3, pp. 1-4.

高橋重雄，他 33 人（2011）：2011 年東日本大震災による港湾・海岸・空港の地震・津波被害に関する調査速報，港湾空港技術研究所資料，No.1231，110p.

Okada, T. and Nakayama, K. (2007): Density intrusion and variation in dissolved oxygen concentrations in a bay with a sill at its mouth, *Journal of Environmental Engineering*, 133, 4, pp. 447-453, 2007.

2. 湾口防波堤に付加する環境配慮技術の開発

2.1 はじめに

東北地方太平洋沖地震によって発生した津波によって、青森県八戸港から茨城県鹿島港に至る沿岸の港湾施設は甚大な被害を受けた（高橋ら，2011）。その一つである大船渡湾においては、湾口防波堤が流失した。ケーソンはマウンドから落ち、礫積みのマウンドは崩れて海底から高さ3 m 程度が残ったのみとなり、湾口防波堤がほぼ無くなった状態となった。大船渡湾は、岩手県の南部に位置するリアス式形状の湾である（図-2.1）。リアス式形状の湾は、湾口から湾奥に向かって水深および湾の幅が減少し、波エネルギーを収斂するため、津波の波高は湾口から湾奥に向かって相対的に大きくなる。1900 年以降だけでも、1933 年の昭和三陸津波、および 1960 年のチリ地震津波の 2 度の津波被害が発生した地域である。津波による被害を低減する目的で、湾口防波堤は、チリ地震津波を想定対象として、1967 年に完成した。湾口防波堤は水深約 36 m の湾口部に設置された（図-2.2）。海底から水深 10 m までが礫によるマウンド、その上にケーソンが設置された構造となっていた。南堤のケーソンの延長は 291 m、北側のケーソンの延長は 244 m、開口部の幅は 201 m、開口部の水深は 16 m であった。

湾口防波堤は、湾口部の面積を小さくし津波の透過エネルギーを小さくする働きがある。大船渡湾では、湾口部断面積の約 1 割の開口部面積となっている。津波エネルギーを防ぐことは、水環境における海水交換とはトレードオフの関係であり、湾口防波堤によって大船渡湾の閉鎖度は高まってしまった。また時を同じくして、流域圏人口の増加や養殖業の拡大に伴う流入負荷の増大（図-2.3）も重なった。その結果、大船渡湾は富栄養化状態となった。湾奥の底泥はヘドロ化し、底層水は貧酸素化することがしばしば起こった。この状態を改善するために、被災前には大船渡湾水質浄化対策マスタープラン（岩手県）や負圧を利用した海水交換装置の設置（国土交通省東北地方整備局）等の水質

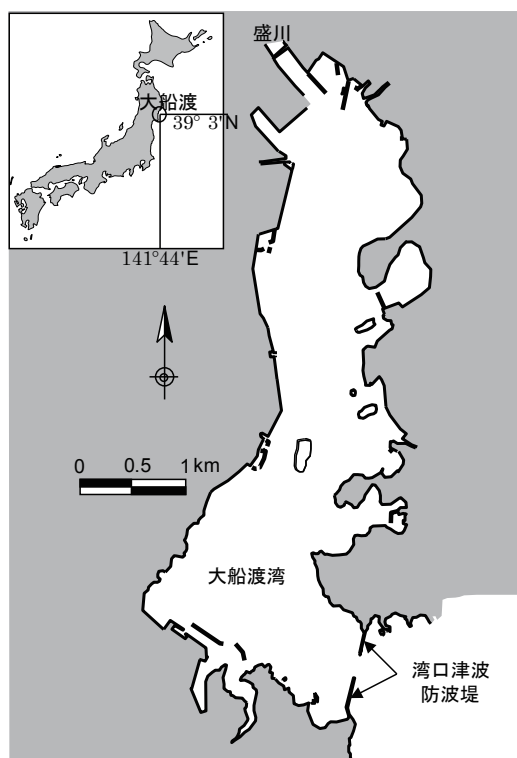


図-2.1 大船渡湾の位置と形状

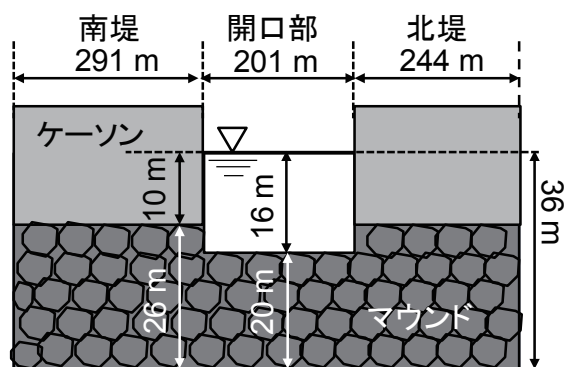


図-2.2 湾口防波堤の断面図

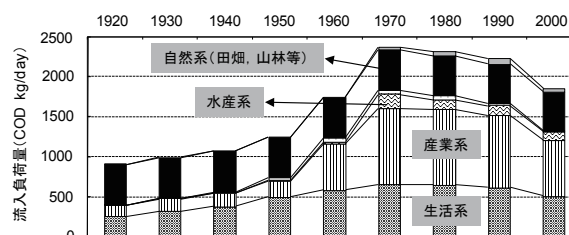


図-2.3 大船渡の流入負荷（COD）の変遷

改善対策が図られていた。このようなことから、湾口防波堤の復旧に際しては、環境への配慮が重要であると考えられた。

そこで、本研究では、①湾口防波堤に付加する環境配慮の留意点を明らかにすること、②湾口防波堤に付加した環境配慮技術の効果を評価することを目的とする。

2.2 湾口防波堤に付加する環境配慮の留意点に関する検討

本節では、被災後の湾口防波堤が無い状態での水環境特性と、湾口防波堤があった過去の状態との比較を行い、湾口防波堤に付加する環境配慮の留意点を明らかにする。

2.2.1 方法

現地観測は、2012年9月18日から10月23日および2013年7月26日から11月25日にかけて、水質および流況に関して行った（村上ら、2013；古土井ら、2014）。

観測期間中において、湾口防波堤の復旧に伴い基礎マウンドおよびケーソンの施工完了率は増加しているものの、湾口幅の約3割に相当する開口部のマウンドは無い状態であった。大船渡湾は水深が深く縦（湾口 - 湾奥方向）に長い形状であるため、大船渡湾の海水交換は水平的な循環よりも鉛直的な循環が支配的と考えられる。したがって、開口部が表層から底層まで開いている状態の期間中のデータは湾口防波堤が無い状態のデータとして扱った。

(1) 水質

水温、塩分および溶存酸素(DO)濃度の連続観測を、湾内2地点(Stn. A, Stn. B)および湾外1地点(Stn. D)の3地点で実施した(図-2.4(a), 表-2.1(a))。水温には水温計(HOBO WaterTemp Pro V2, クリマテック社製)を2m層間隔で設置し、詳細な鉛直分布の時間変化を測定した。塩分にはCompact-CT(JFEアドバンテック社製)を、DO濃度にはCompact-DOW(JFEアドバンテック社製)を使用し、海面下2m、水深18m、海底上1mの3層で測定した。

水温、塩分およびDO濃度の鉛直分布を湾奥から湾外にかけた13地点(Stn. 1 - Stn. 13)で、2012年に3回、2013年に6回行った(図-2.4(a), 表-2.1(a))。測定には多項目水質計(AAQ-RINKO, JFEアドバンテック社製)を用い、海面から海底まで0.1m間隔で測定を行った。

(2) 流況

流速の鉛直分布の連続観測を、ADCP(RD社製600kHz)を用いて、湾内1地点(Stn. C)において、2012年9月18日から10月9日、および2013年8月26日から9月27日にかけて行った(図-2.4(b), 表-2.1(b))。鉛直方向には、海底上1mから1m間隔で測定した。

湾口部付近で湾を横断するラインを2本設定し(L1, L2)、調査船にADCP(RD社製600kHz)を艀装して曳航観測を、2012年10月2日および3日に行った(図-2.4(b), 表-2.1(b))。海面下4mから海底面まで、1m間隔に測定した。

2.2.2 結果

(1) 水質

a) 縦断面分布

2012年9月19日の水温の縦断面分布には、水深方向に減少傾向があったが、明確な躍層はなかった(図-2.5(a))。水温は表層から底層にかけて、徐々に減少しており、表層は25℃、湾奥から湾口にかけての水深30m付近の底層は16℃だった。表層は湾奥から湾外までほぼ一様に25℃程度であっ

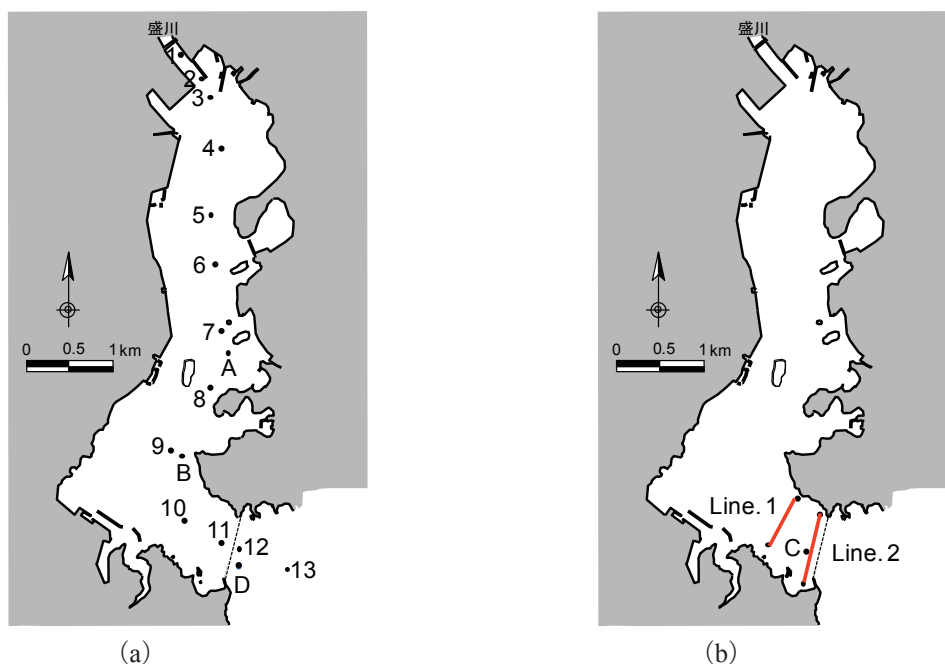


図-2.4 調査地点図. (a) 水質, (b) 流況

表-2.1 調査内容. (a) 水質, (b) 流況

(a)

観測方法	項目	期間	地点	備考
連続観測	水温, 塩分, DO 濃度	2012 年 9/18-10/23, 2013 年 7/26-11/25	湾内 (Stn. A, Stn. B), 湾外 (Stn. D)	水深: -2 m, -18 m, B+1 m (水温は 2 m 間隔)
鉛直分布観測	水温, 塩分, DO 濃度	2012 年 (3 回) 9/19, 10/4, 10/22, 2013 年 (6 回) 7/26, 8/27, 9/26, 10/25, 11/25	湾奥から湾外の 13 地点 (Stn. 1-Stn. 13)	湾内外 15 地点 (海面から 海底にかけて 0.1 m 間隔)

(b)

観測方法	項目	期間	地点	備考
連続観測	多層流向・流速	2012 年 9/18-10/9, 2013 年 8/26-9/27	湾内 (Stn. C)	海底上 1 m から 1 m 間 隔に測定
曳航観測	多層流向・流速	2012 年 10/2, 10/3	湾口部の 2 測線 (Line. 1, Line. 2)	鉛直 1 m 間隔に測定

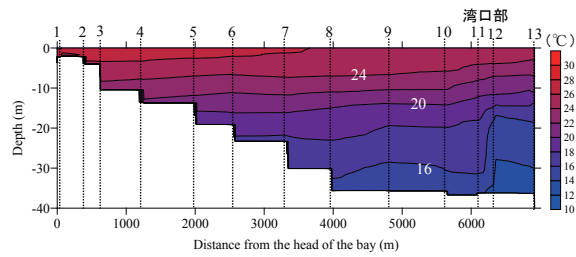
たが, 底層の水温は, 湾口部を境にして湾外の方が約 1℃低かった。

湾奥部の塩分は, 湾奥部に流入する盛川の影響により表層で 30 以下になっていたが, 湾中央部と湾口部では, 塩分はほぼ一様に 33 程度だった (図-2.5 (b))。水深 20 m 以下では塩分 34 であった。

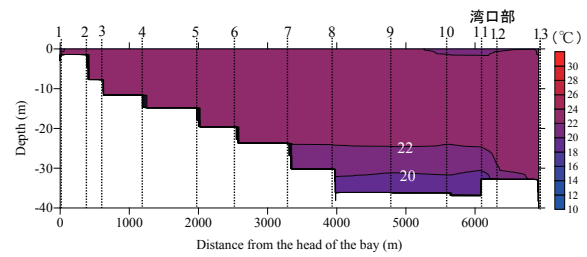
湾内には貧酸素水塊は形成されていなかった (図-2.5 (c))。湾中央から湾口にかけての底層の DO 濃度は 8 mg/l の高い値であった。Stn. 4 から Stn. 7 にかけての水深 10 m 付近の DO 濃度は, 周囲よりも相対的に小さかったが, 濃度は 5 mg/l 以上だった。

2012 年 10 月 4 日の水温は, 水平方向にはほぼ一様だった (図-2.6 (a))。水深 25 m 以深で水温の低下があった。表層で 22℃, 底層で 20℃だった。

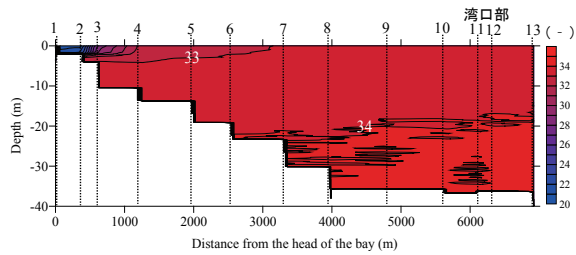
塩分に対する盛川の影響は 2012 年 9 月 19 日と較べると小さく, 湾奥部を除くと, 塩分は, 水平方



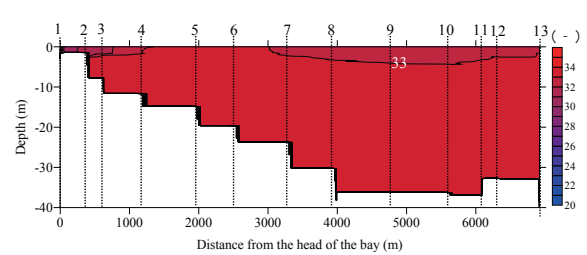
(a)



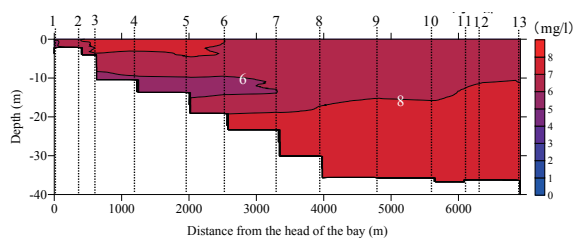
(a)



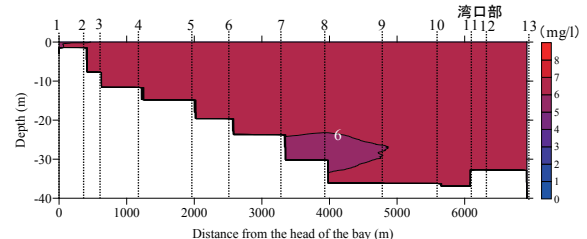
(b)



(b)



(c)



(c)

図-2.5 縦断面分布図 (2012 年 9 月 19 日). (a) 水温, (b) 塩分, (c) DO 濃度

図-2.6 縦断面分布図 (2012 年 10 月 4 日). (a) 水温, (b) 塩分, (c) DO 濃度

向および鉛直方向にほぼ一様に 33 だった (図-2.6 (b)).

9 月と同様に、貧酸素水塊は形成されていなかった (図-2.6 (c)). Stn. 7 から Stn. 9 かけての水深 30 m 付近の DO 濃度は、周囲と較べて相対的に小さかったが、濃度は 5 mg/l 以上だった。

b) 時間変化

Stn. A の底層 DO 濃度は、2013 年 7 月から 10 月の観測期間中、1 週間から 2 週間の時間周期で、緩やかな減少と急激な上昇を繰り返していた (図-2.7). DO 濃度は減少時に 4 mg/l まで低下することがあった. 特に、9 月 23 日から 29 日の期間は、4 mg/l を下回った. しかし、3 mg/l (貧酸素化の目安値) を下回ることにはなかった。

図-2.7 の DO 濃度の時間変化と同時期の Stn. A における水温の鉛直分布の時間変化は、DO 濃度と同様に 1 週間から 2 週間の時間周期で、底層に低水温水塊が現れることを示していた (図-2.8). この低水温水塊の出現と DO 濃度の急激な上昇のタイミングは一致していた。

9 月上旬から 10 月下旬までの期間では、水温は鉛直方向に様な状態がベースとしてあり、湾外から下層に低水温水塊が明瞭なもので 6 回流入していた. この外海からの低水温水塊の湾内への影響の程度は、それぞれ異なっていた. 9 月 6 日の流入時は低水温層は、底層から水深 23 m まで、9 月 13 日、9 月 16 日、10 月 1 日、10 月 9 日の流入時は底層から水深 15 m まで、10 月 13 日の時は底層から水深 5 m まで及んでいた. 低水温水塊の底層での持続時間は、いずれの流入時も 3 日間程度だった。

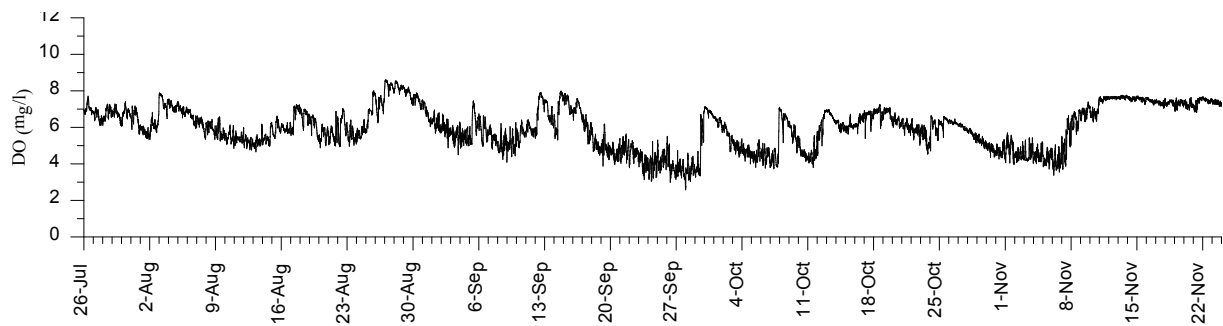


図-2.7 Stn. A における底層の DO 濃度の時間変化 (2013 年)

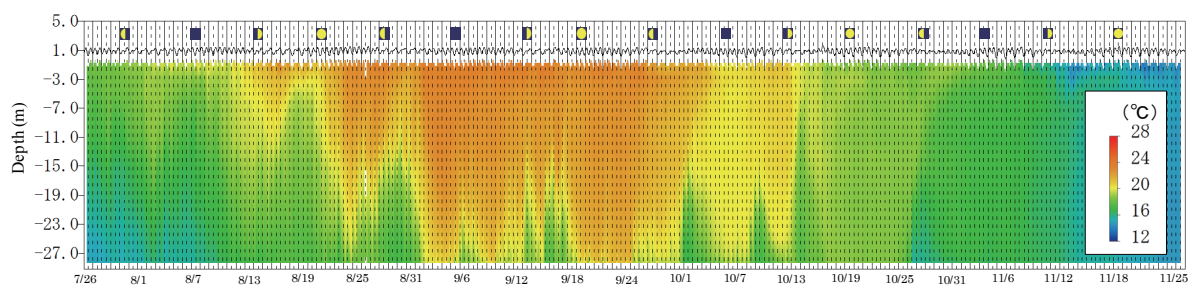


図-2.8 Stn. A における水温の鉛直分布の時間変化 (2013 年)

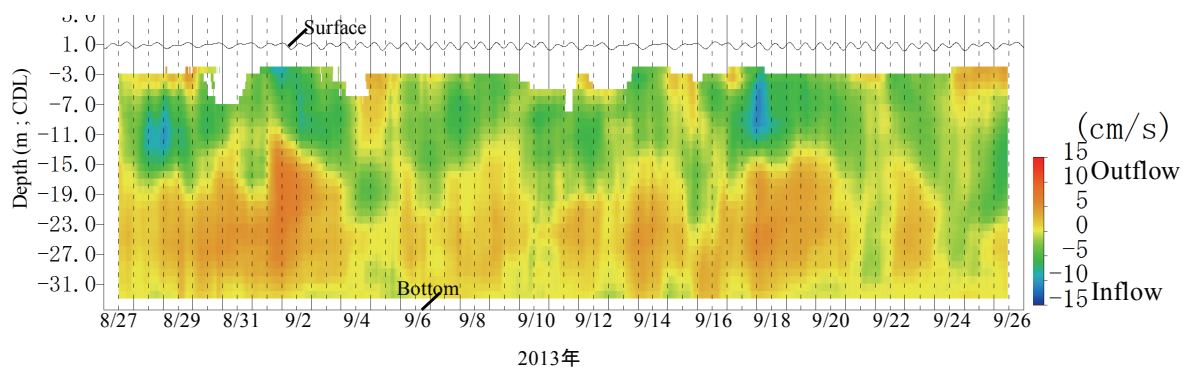


図-2.9 湾口部 (Stn.C) における流速 (25 時間平均) の鉛直分布の時間変化

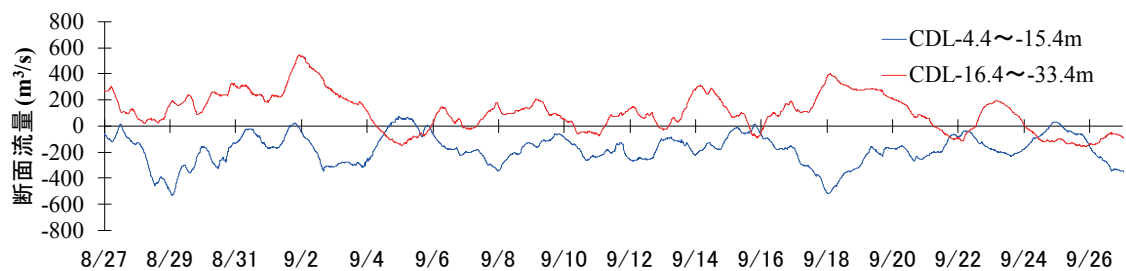


図-2.10 湾口部における断面積算流量 (25 時間平均) の時間変化. + : 流出, - : 流入.

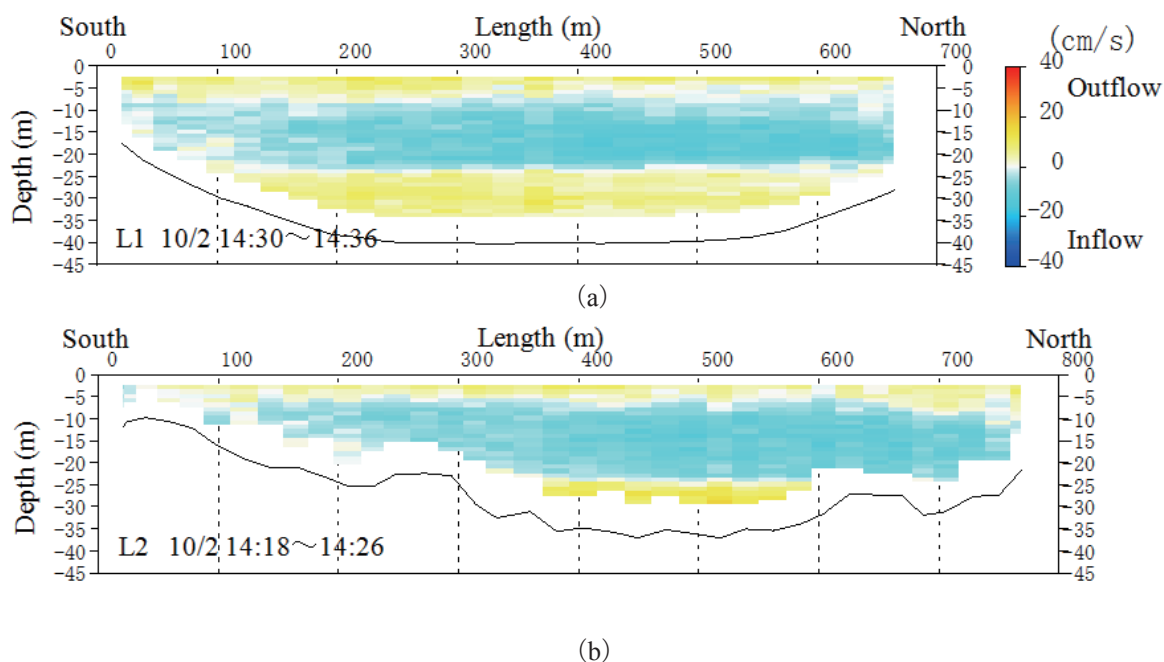


図-2.11 湾口部における流速の横断面図（2012年10月2日）。（a）Line 1，（b）Line 2

（2）流況

a) 流速の鉛直分布の経時変化

湾口部（Stn. C）における水深4 mから15 mまでの層の恒流成分（25時間平均）は流入方向の頻度が高かった（図-2.9）。2013年8月28日および9月17日には、流入方向に10 cm/s以上の流速が発生していた。期間平均値は流入方向に2.8 cm/sであった。

一方、水深15 m以深は、流出方向の頻度が高かった。8月29日から9月2日の期間および9月16日から9月20日の期間では流出方向に5 cm/s以上の流速が発生していたが、期間平均値は流出方向に1.8 cm/sであった。

水深4.4 mから水深15.4 m層（上層）と水深16.4 mから水深33.4 m層（下層）の断面積算流量を算出した（図-2.10）。後述する横断面観測の結果（図-2.11 参照）を踏まえて横方向に流速は一樣と仮定した。前述したように、上層では流入が、下層では流出が卓越していた。上層（流入）および下層（流出）共に、大きい時には400-500 m³/sであった。上層の期間平均値は流入方向に178.0 m³/s、下層の期間平均値は流出方向に108.3 m³/sであった。流出流量の差は、流出成分が70 m³/s少なかった。この差の要因の一つは、表層部（水深0.4 - 3.4 m）が測定できなかったため、表層流出成分が考慮されていないことであると考えられる。

b) 流速の横断面分布

図-2.11に2012年10月2日の14時18分から14時26分にかけて曳航して測定した流速の横断面分布を示す。表層から水深5 mまでの層は流出、水深5 mから20 mまでは流入、水深20 m以深は流出だった。横断方向に、流速が逆向きになることはなく、岸付近で流速が低下する程度でほぼ一樣であった。

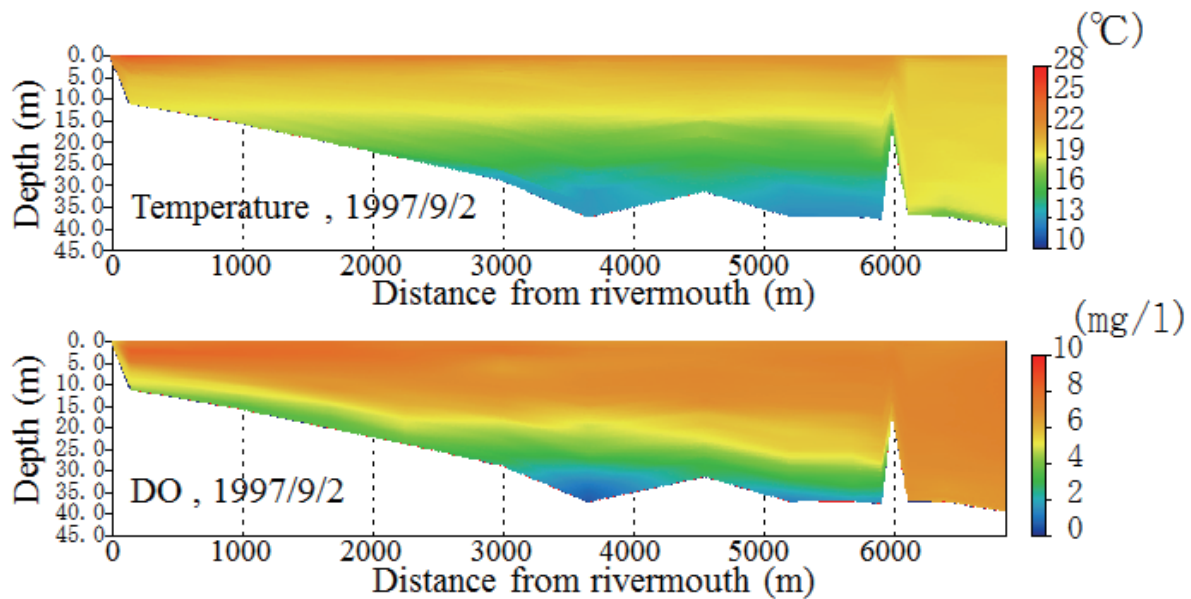


図-2.12 被災前の水質の縦断面図（1997年9月2日）. (a) 水温, (b) DO 濃度

2.2.3 考察

(1) 水温

津波被災前の1997年9月に観測された水温およびDO濃度の縦断面図を図-2.12に示す。湾口防波堤が存在していた状況では、湾内において、マウンド天端付近の水深に強い躍層が形成され、その躍層より下層に湾外水よりも低水温の水塊があった。上層と下層の温度差は約10℃あった。また、上層においては、湾外との温度差は無かったが、下層においては、湾内の方が5℃程度低かった。

被災後の2012年10月4日には、明確な躍層はなかった（図-2.6 (a)）。下層において、上層と比べて相対的に低水温の水塊があったが、温度差は2℃と小さかった。また、湾外との温度差は無かった。

一方、被災後の2012年9月19日は、下層に低水温水塊があったが（図-2.5 (a)）、これは外海からの低水温水塊が流入したタイミングに観測したためと考えられる。下層の塩分が湾外から連続して34以上になっていること、およびStn. D（湾口部）における9月19日前後の下層水温の低下から（図-2.13 (a)）、外海水の侵入によって生じたと考えられる。

Stn. D（湾口部）と大船渡湾沖の水温のJCOPE2による計算結果（宮澤ら, 2008）を比較すると、湾内底層に流入する水塊と同じ水温の層は、沖合では水深60-80mの層の水塊に相当することが判る（図-2.13 (b)）。これから、沖合では水深60-80mの層の水塊が、内部潮汐波（岡寄, 1994）等の何らかの突発的な要因によって水深30mまで上昇し、底面に沿って湾内に流入したものと考えられる。

よって、突発的な外海水の影響が無い時の基本的な水温の鉛直分布は10月4日の様な分布であると考えることができる。基本的な状態における湾口防波堤の有無で水温の縦断面分布を較べると、湾口防波堤がある場合にはマウンド天端以深が上層および湾外と比べて低水温となるのに対して、湾口防波堤が無い場合には水深方向に一樣、かつ湾内外の水温差が生じないと考えられる。

(2) DO 濃度

被災前の2000年と被災後の2013年にStn. Aで観測した底層のDO濃度を比較した。DO濃度の減少が大きい9月14日付近のDO濃度の減少率は共に約0.4 g/m³/dayであった（図-2.14）。減少率が湾

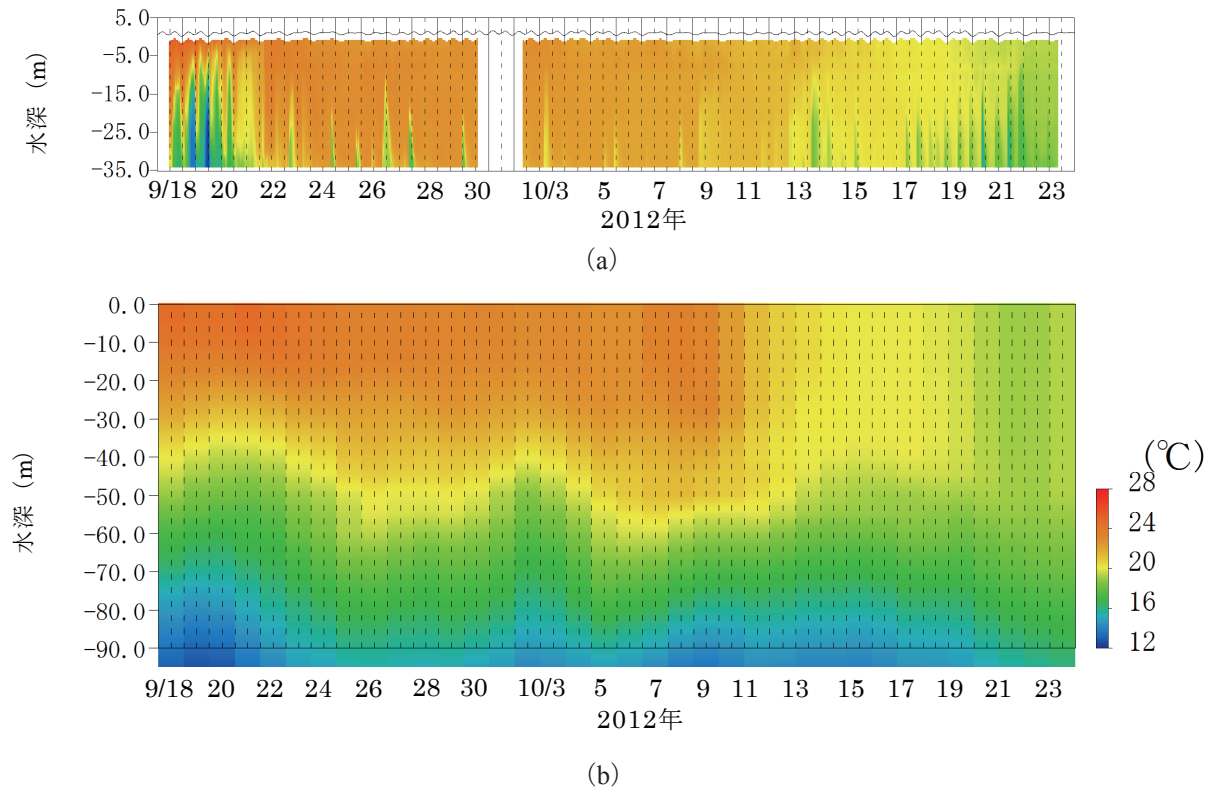


図-2.13 (a) Stn. D (湾口部) と (b) 大船渡沖 (JCOPE2) の水温鉛直分布の時系列の比較

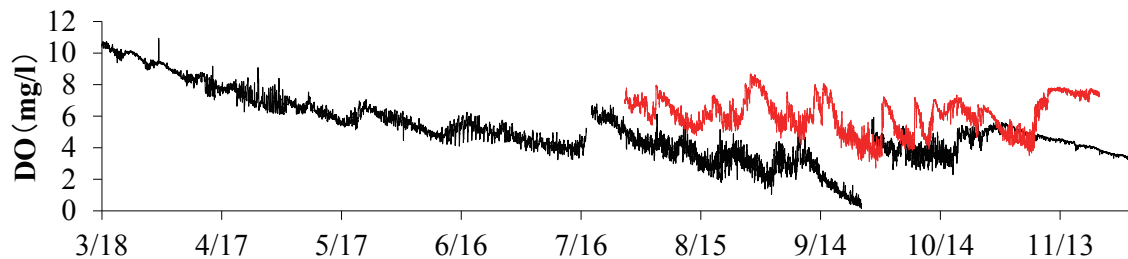


図-2.14 湾口防波堤がある場合と無い場合の DO 濃度の時間変化の比較. 黒：湾口防波堤がある場合 (2000 年), 赤：湾口防波堤がない場合 (2013 年).

口防波堤があった時と同じであったことを考慮すると、もし、湾外から低水温水塊が流入し DO 濃度が急激に上昇するような現象がなければ、湾口防波堤が無い状況においても貧酸素水塊が形成されていた可能性が高い。

この湾外から低水温水塊が流入し、DO 濃度が急激に上昇する現象は、湾口防波堤があった時から存在していた (岡田ら, 2000)。2000 年の DO 濃度の時間変化においても DO 濃度が急激に上昇する現象があったことが判る (図-2.14)。しかし、頻度は湾口防波堤が無い場合の方が多く、また、DO 濃度の上昇は湾口防波堤が無い場合の方が高かった。

前節 (1) で示した様に低水温水塊は湾外の底層に沿って流入してくる。また、湾外からの低水温水塊の流入規模は、それぞれ異なり、大規模の場合には底層から水深 5 m まで影響を及ぼすことがある一方、小規模の場合には底層から水深 23 m までしか影響を及ぼさない (図-2.8)。さらに湾口防波堤がある場合には湾内底層は突発的に流入する低水温水塊と同程度に低水温であるのに対して、湾

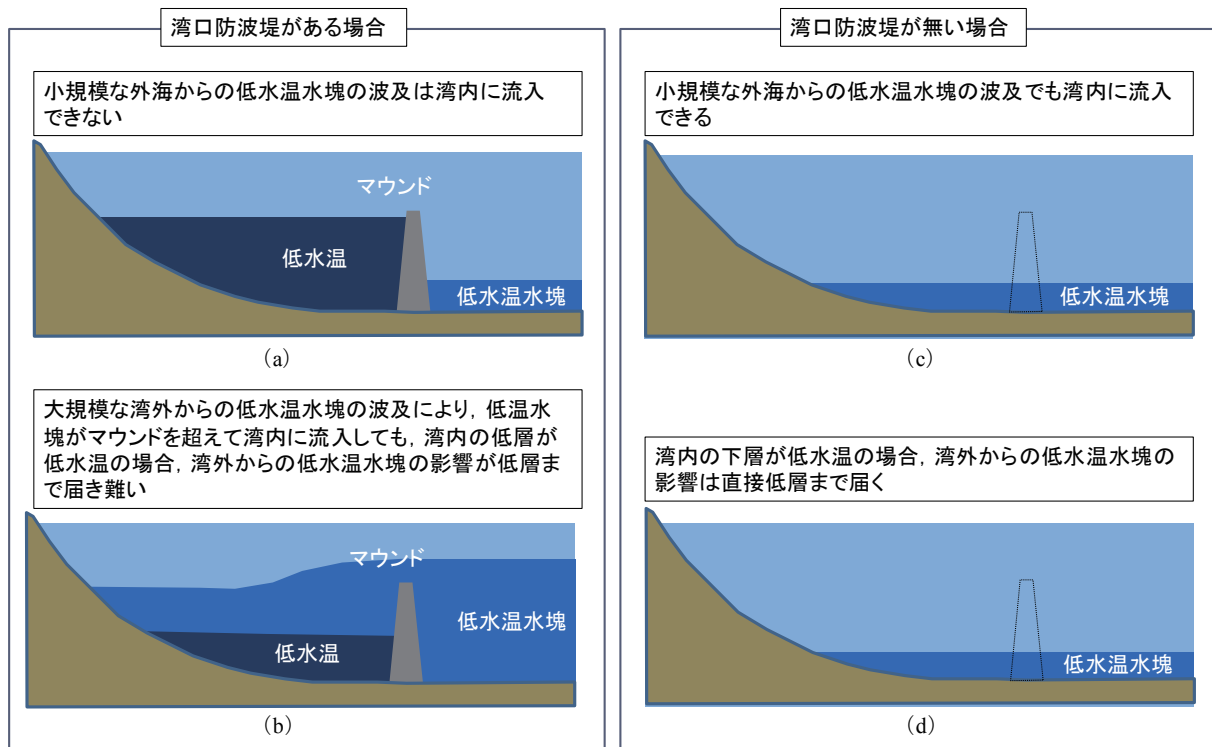


図 -2.15 湾口防波堤がある場合と無い場合の湾外からの低水温水塊の流入および影響の違い

口防波堤が無い場合には湾内底層は低水温になっていない。これらから、マウンドがある場合には、湾外から流入する低水温水塊の上面がマウンドより低い小規模の時には湾内に流入できない。また、マウンドを超えて湾内に流入しても湾内底層には同程度の密度の低水温水塊が存在しするため、底層へ影響が届き難い。それに対して、湾口防波堤が無い場合には、小規模な低水温水塊の流入でも湾内に流入することができる。また、底層は低水温ではないので、湾外から低水温水塊は底層に直接影響を及ぼすことができる。これらのことが、外海からの低水温水塊の流入の頻度は、湾口防波堤が無い場合の方が多く、また、DO 濃度の上昇は湾口防波堤が無い場合の方が高かった大きな要因であると考えられる。

(3) 流況

湾口部における流速の鉛直分布の時間変化（図 -2.9）と横断面図（図 -2.11）から、湾口防波堤が無い場合には、表層から水深 4 m は流出、水深 4 m から水深 15 m は流入、水深 15 m から底層までは流出の 3 層構造が平均的な流況であると推測される。被災前の湾口防波堤があった状態では、開口部のマウンドの高さは水深 16 m の位置であることを考えると、下層の流出が大幅に塞がれた状態になっていたと考えられる。大船渡湾の底層の低水温化および水環境の悪化を防ぐためには、この下層の流れ阻害を低減する工夫が重要であると考えられる。

2.2.4 環境配慮に向けて

被災前後で底質の変化が無いこと（村上ら，2013），および湾口防波堤が無い場合の底層の DO 濃度の減少率が湾口防波堤があった場合の減少率と同じだったことから、湾口防波堤が復旧した後は、被災前と同様に貧酸素水塊が発生することが危惧され、復旧の際には何らかの環境配慮が望ましい。

湾口防波堤が無い状態で湾内底層に貧酸素水塊が形成されなかった要因として次のことが明らかに

なった。

- ・湾口防波堤が無い場合には、小規模な湾外からの低水温水塊の波及も湾内に流入すること（図-2.15（c））。
- ・湾口部底層は恒常的に湾内から湾外の流れがあり、湾内の成層化を弱めていること。
- ・湾内底層が低水温にならない（水温成層が弱い）ため、湾外から流入する低水温水塊が底層に直接影響を及ぼすこと（図-2.15（d））。

したがって、湾口防波堤の復旧に際しては、下層の流れの阻害を低減し、突発的に湾外の底層から入ってくる低水温水塊が湾内底層に流入し易くする技術の開発が重要であると考ええる。

2.2.5 まとめ

東北地方太平洋沖地震に伴い発生した津波によって湾口防波堤が流失した大船渡湾において、湾口防波堤が無い状況での水質調査を実施し、湾口防波堤が無い状況の水環境特性を把握した。得られた特徴を次に示す。

水質

- ・湾口防波堤が無い状況では、貧酸素水塊は形成されなかった。
- ・底層の DO 濃度は、湾口防波堤がある状況と同じ減少率で低下していた。
- ・月に数回の頻度で突発的に流入する湾外水の影響によって、貧酸素化は免れていた。

流況

- ・湾口防波堤が無い状況の平均的な流況は、表層から水深 4 m は流出、水深 4 m から水深 15 m は流入、水深 15 m から底層は流出の 3 層構造だった。

また、湾口防波堤が無い状態で湾内底層に貧酸素水塊が形成されなかった要因としては、

- ・小規模な湾外からの低水温水塊の波及も湾内に流入すること。
- ・底層には恒常的に湾内から湾外の流れがあり、湾内の成層化を弱めていること。
- ・湾内底層が低水温にならないので、湾外から流入する低水温水塊が底層に直接影響を及ぼすことができること。

が考えられる。

これらのことから、湾口防波堤に付加する環境配慮として、

- ・下層の流れの阻害を低減し、湾内の低層が低温になることを防ぐこと
- ・湾外の底層から入ってくる突発的な低水温水塊が湾内底層に流入し易くすること

が重要であると考えられる。

2.3 湾口防波堤に付加した環境配慮技術の効果に関する検討

前節で検討した留意点から、湾口防波堤に付加する環境配慮技術として、湾口防波堤マウンド部に通水管を設置することを考案した。本節では、その通水管の効果について現地観測により検討を行う。

2.3.1 通水管

通水管は、開口部マウンド部の水深 31 m に設置された（図-2.16, 2.17, 写真-2.1）。通水管の直径は 3.5 m、長さは 87 m である。通水管の設置本数は 18 本である。通水管 1 本当たりの断面積は 9.6 m²、18 本全ての断面積は 172.8 m² である。開口部の天端高さは水深 16 m である。現地観測を行った 2015 年 9 月時点での湾口防波堤復旧状況は、北堤 10 函のケーソンのうち 9 函が設置された状態であり、南堤 13 函のケーソンのうち 4 函が設置された状況であった。

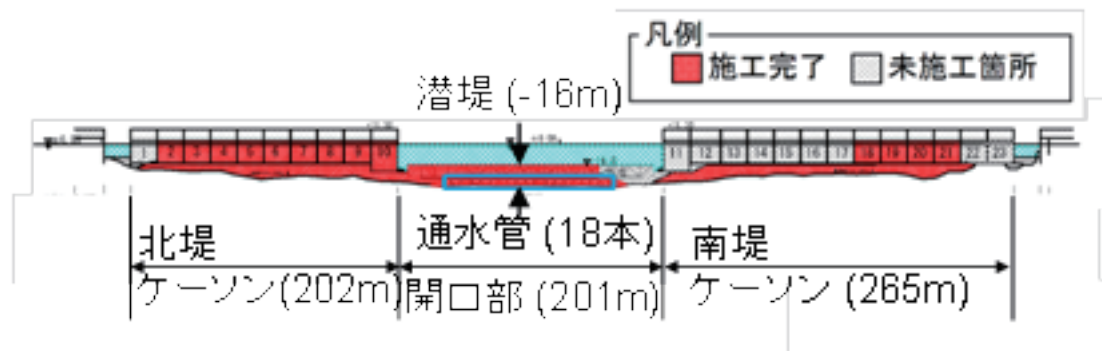


図-2.16 2015年9月時点の湾口防波堤の横断図

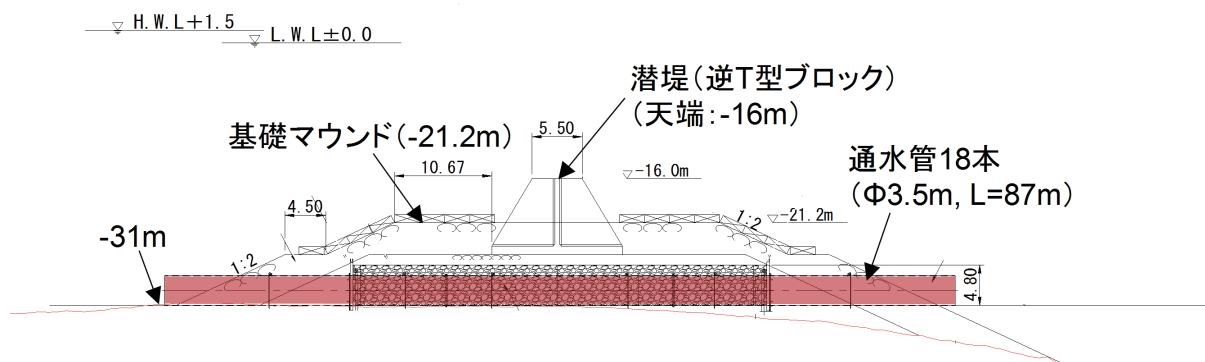


図-2.17 開口部の断面図



写真-2.1 通水管の外観

2.3.2 手法

2015年7月28日から11月26日まで、Stn.AとStn.D(図-2.4)において、水深2m、18m、海底上1mで水温、塩分の連続観測を実施した。また、水温は、表層から底層まで2m間隔で連続観測を実施した。水温、塩分は水深2mにACTW-USB(JFEアドバンテック社製)を用い、水深18mと海底上1mにCompact-CT(JFEアドバンテック社製)を用いた。水温は、HOBO Water Temp Pro V2(クリマテック社製)を用いた。同じ期間のStn.Aの18mと海底上1mでDO濃度(ARO05-USB, JFEアドバンテック社製)の連続観測を実施した。

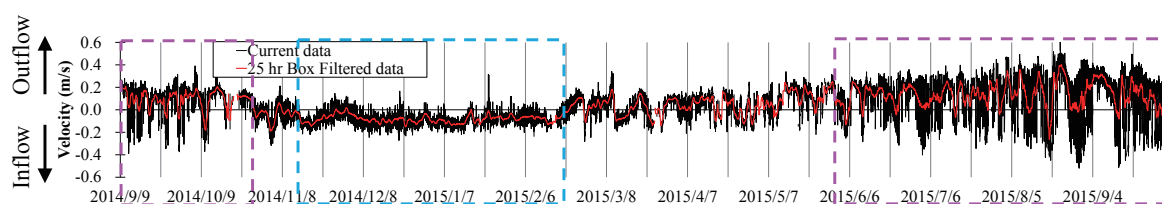
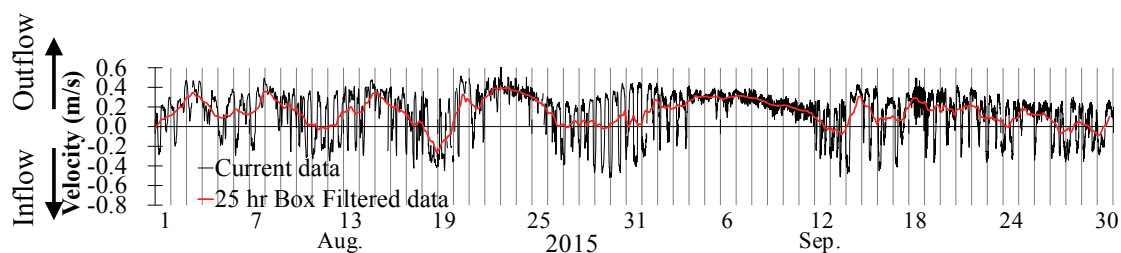
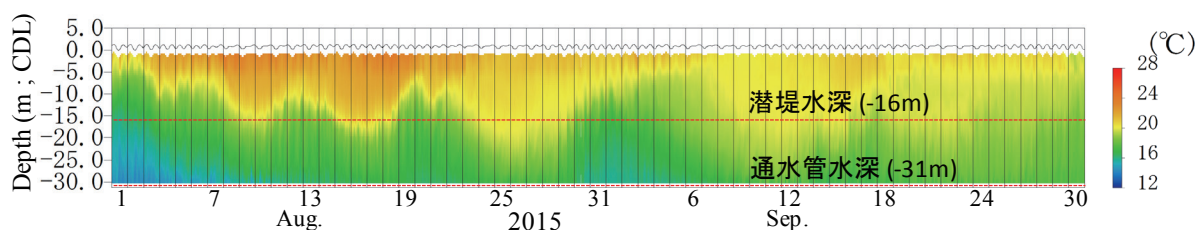


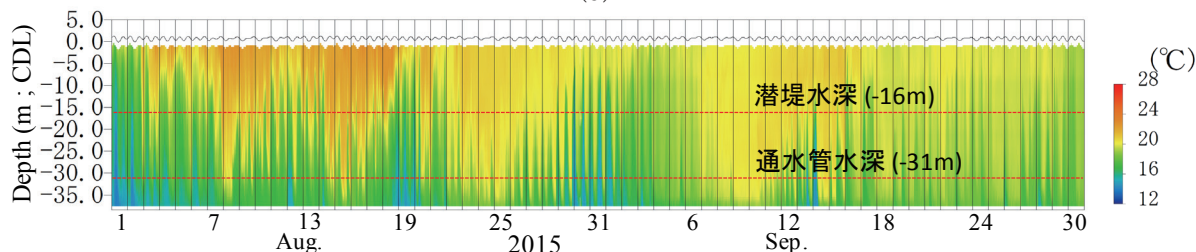
図-2.18 通水管内の流速の季節変化



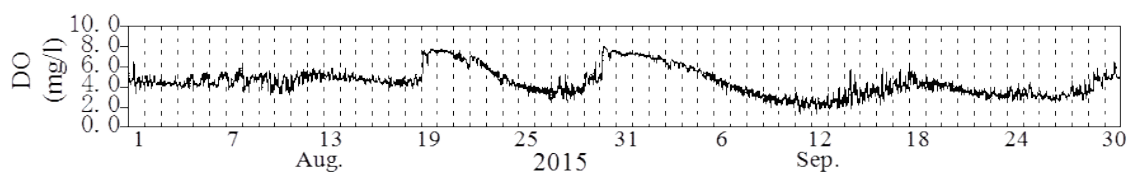
(a)



(b)



(c)



(d)

図-2.19 2015年8月から9月の通水管内の (a) 流速, (b) 湾内 (Stn.A) の水温イソプレット, (c) 湾外 (Stn.D) の水温イソプレット, および (d) 湾内 (Stn.A) 下層の DO 濃度

Stn.1 - Stn.13 において, 2015 年 1 月, 7 月 - 11 月に月 1 回の頻度で水温, 塩分, DO 濃度の鉛直分布を 0.1 m 間隔に測定した (AAQ-RINKO, JFE アドバンテック社製)。

中央に設置された通水管において, 2014 年 9 月 9 日から 2015 年 10 月 1 日までの約 1 年間の流速・流向の連続観測を実施した。流速・流向は, 超音波式流速計 (Vector, NORTEK 社製) を用いた。2014 年 9 月 9 日から 2015 年 8 月 31 日の間は, 測定時間 30 秒 (1 秒毎), 測定間隔 30 分とし港内側のみで測定した。2015 年 8 月 31 日から 10 月 1 日の間は, 測定時間 60 秒 (1 秒毎), 測定間隔 10

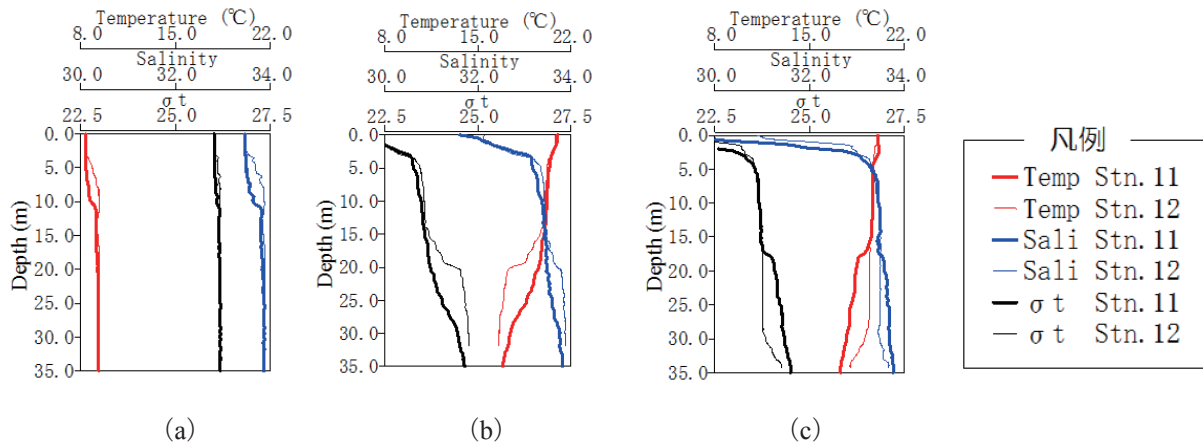


図-2.20 水温、塩分、 σ_t の鉛直分布. (a) 2015 年 1 月 15 日, (b) 8 月 28 日, (c) 9 月 28 日.

分で測定した.

2.3.3 結果

冬期の2014年11月から2015年2月の管内の流れは、ほぼ一定して湾外から湾内に流入していた(図-2.18). 一方で、2015年6月から9月の夏期から秋期の流れは、大きく振動しており、25時間移動平均流でみると湾内から湾外へ流出していた.

通水管内流速の大きく振動していた2015年8月から9月の期間においても、流向が大きく振動する期間と、ほぼ一定して流向が流出方向だった期間があった(図-2.19(a)). 流向が大きく振動していた2015年8月28日から9月3日と9月12日から9月17日の水温は、湾外(Stn.D)の中層から通水管の設置水深(-30 m)に湾内(Stn.A)よりも水温の低い水塊が半日周期で出現していた(図-2.19(b), (c)). このときの湾内下層のDO濃度は上昇していた. 一方、ほぼ一定して流向が流出方向だった2015年9月4日から9月11日の水温は、湾外の中層から通水管の設置水深(-30 m)にかけての水温が湾内の水温よりも高い状態となっていた(図-2.19(b), (c)). この時の湾内下層のDO濃度は、ほぼ一定した速度で低下し続けており、減少速度は約0.5 mg/l/dだった.

通水管内の流向がほぼ一定して流入方向だった冬期の2015年1月15日9:05~9:15の塩分は、水深3-12 m層において湾内(Stn.11)の塩分が湾外(Stn.12)の塩分よりも低かった(図-2.20). 水温も同じ層において湾内の方が湾外より低かった. 低水温による高密度化の影響よりも低塩分による低密度化の影響の方が大きく、水深3-12 m層において、湾内の方が湾外よりも若干低密度となっていた.

通水管内の流向が流入方向だった2015年8月28日13:30~13:40においては、湾外の水深14 m以深に湾内よりも低温・高塩分の水塊が存在しており、水深14 m以深で湾内の方が湾外よりも低密度になっていた.

通水管内の流向が流出方向だった2015年9月28日9:05~9:20においては、湾内の17 m以深に湾外よりも低温・高密度の水塊が存在しており、水深17 m以深で湾内の方が湾外よりも高密度になっていた.

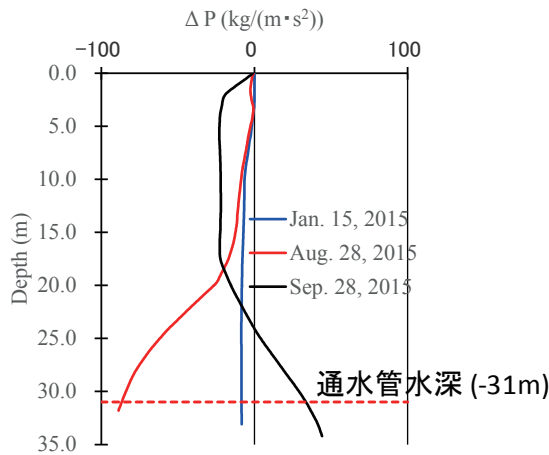


図-2.21 圧力差の鉛直分布 (2015 年 1 月 15 日, 8 月 28 日, 9 月 28 日). プラスは湾内側 (Stn.11) が湾外側 (Stn.12) より高压を示す.

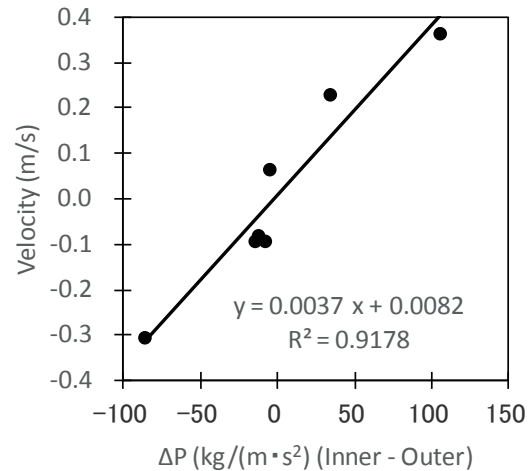


図-2.22 通水管内の流速と 30m 深における湾内 (Stn.11) と湾外 (Stn.12) の圧力差の比較

2.3.4 考察

(1) 通水管の海水交換性能

通水管内の流向と湾内外の密度分布の観測結果から、通水管内の流れは湾内外の密度差に強く関連していることが考えられた。そこで、密度 (σ_t) の鉛直分布をもとに、通水管の設置水深 (-30 m) での湾内 (Stn.11) と湾外 (Stn.12) の圧力差を比較した (図-2.21)。湾内と湾外の水位は同じであると仮定し、水深 0 m での圧力差はゼロとした。湾内の方が湾外よりも低塩分 (低密度) となっていた 2015 年 1 月 15 日 9:05 ~ 9:15 の通水管の設置水深 (-30 m) での圧力は、湾内 < 湾外となっていた。湾外の中層以深で湾内よりも低温・高塩分 (高密度) の水塊が存在していた 2015 年 8 月 28 日 13:30 ~ 13:40 の通水管の設置水深 (-30 m) の圧力は、湾内 < 湾外となっていた。湾内の中層以深で湾外よりも低温・高塩分 (高密度) の水塊が存在していた 2015 年 9 月 28 日 9:05 ~ 9:20 の通水管の設置水深 (-30 m) の圧力差は、湾内 > 湾外となっていた。この他の観測日の σ_t の鉛直データも活用し、通水管内の流速と密度 (σ_t) の鉛直分布より求めた通水管の設置水深 (-30 m) での湾内 (Stn.11) と湾外 (Stn.12) の圧力差の相関を調べたところ、 R^2 が 0.92 を示し、両者に高い相関が得られた (図-2.22)。この結果から、通水管内の流れは、湾内と湾外の密度の鉛直分布に起因した密度流が支配的であると考えられる。

このことを考慮すると、鉛直混合の発達する冬期に通水管内の流れが流入方向だった理由は、上層部において湾内が湾外よりも低塩分・低密度となり、通水管の設置水深 (-30 m) において湾内の圧力よりも湾外の圧力の方が高くなることであると考えられる (図-2.23 (a))。湾内外の密度の連続観測結果が無いので確かなことは言えないが、流入が継続していたことから (図-2.18)、このような密度の湾内外の関係が冬期においては継続していたと推測される。

春期になると、湾内外ともに水温が高くなっていくが、湾内のマウンドより下層では湾外との海水交換が妨げられ、冬期の低温水の影響が残り、湾外と比べて水温は低くなる。その結果、底層の圧力は湾内の方が湾外よりも高くなり、平均的に湾外に流出する流れが生じるものと考えられる。

夏期から秋期にかけては、岡寄 (1994) や古土井ら (2015) が報告しているように、月に数回の頻度で湾外下層に半日周期で湾内よりも水温の低い (高密度の) 水塊が出現する。湾外下層に低水温水塊が出現している間、通水管の設置水深 (-30 m) において湾内の圧力よりも湾外の圧力の方が高くなり、この圧力差により湾外から湾内に流入する。その後、湾外の低水温水塊がなくなると、湾内

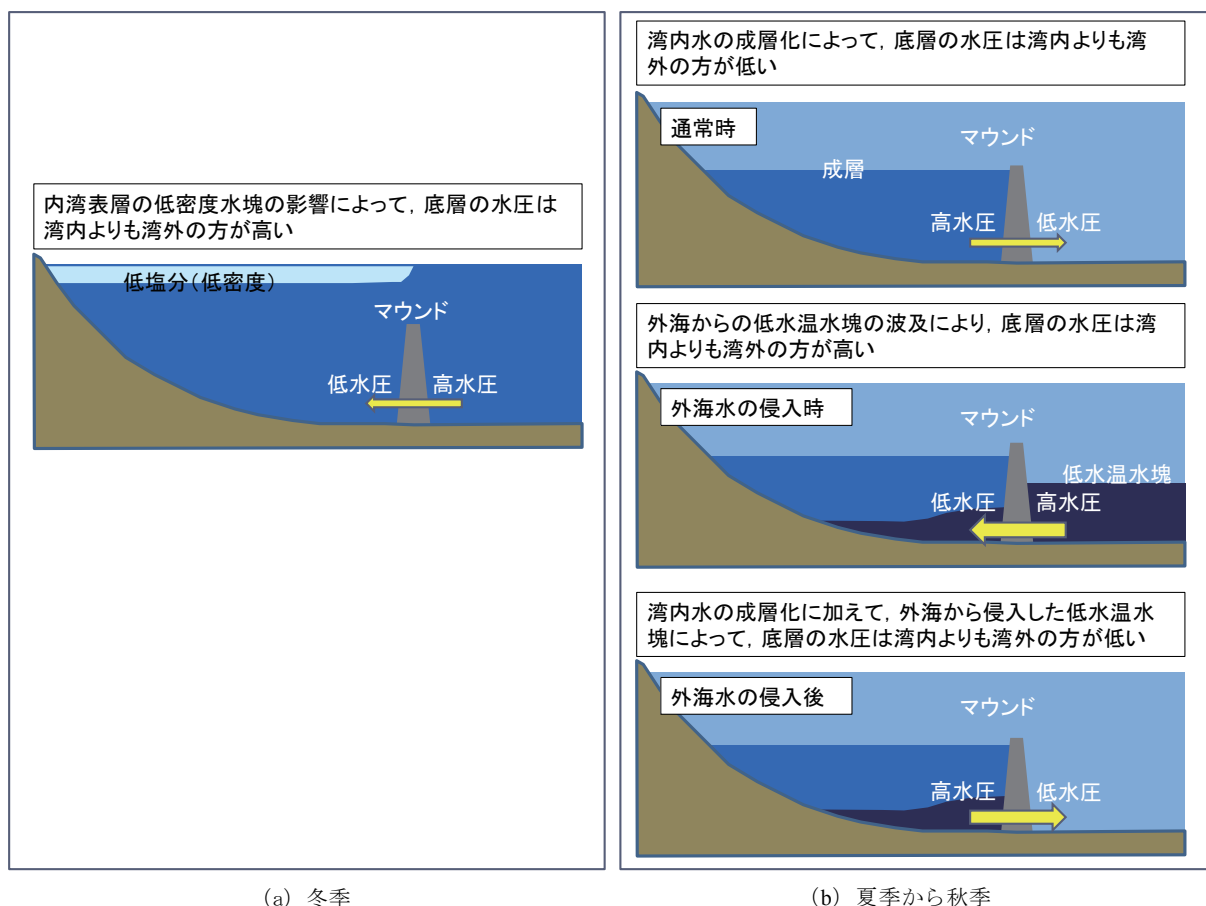


図 -2.23 通水管内の流向と底層における湾内外の水圧差の関係のイメージ図

下層に湾外から流入した水温の低い水塊が存在するため、湾内下層の方が湾外よりも水温の低い（高密度の）状態となる。この間、通水管の設置水深 (-30 m) において、湾内の方が湾外よりも圧力が高くなり、この圧力差により湾内から湾外に流出する（図 -2.23 (b)）。

流向が半日周期で振動していた 2015 年 8 月 30 日から 8 月 31 日のように流速約 0.4 m/s の流れが管内断面で一様に流れたと仮定すると、約 3.8 m³/s の流量が管内を流れた計算になる。仮に片振幅 3.8 m³/s の流量で半日周期の変動をする場合、半日に約 5.5×10^4 m³ の体積が通水管を出入りすることになる。18 本の通水管の全てで同様に流れると仮定すると、半日に約 1.0×10^6 m³ の体積が通水管を出入りする計算になる。湾内における開口部の潜堤の高さ (-16 m) よりも深い部分の体積は、約 3.9×10^7 m³ である。この半日の流量は、湾内の開口部潜堤の天端より深い部分の体積の約 2.5 % に相当する。これは、1 日では 5% に相当する。

また、平均すると 0.26 m/s で流出していた 2015 年 9 月 4 日から 9 月 11 日の 8 日間についても管内断面で一様に流れたと仮定すると、2.5 m³/s の流量で流れたと計算され、1 日間で約 0.21×10^6 m³、8 日間で約 1.7×10^6 m³ が中央通水管から流出した計算になる。18 本の通水管の全てで同様に流れたと仮定すると、総流量は 1 日で約 0.39×10^7 m³、8 日間で約 3.1×10^7 m³ 相当となる。この量は湾内の開口部潜堤の天端より深い部分の体積に対して、1 日間では約 10%，8 日間では約 80 % に相当する。このような量の海水が通水管を通して湾外に流出した可能性がある。

(2) 通水管の貧酸素水塊抑制効果

通水管による貧酸素水塊抑制効果を把握するため、貧酸素水塊が形成されていた震災前の DO 濃

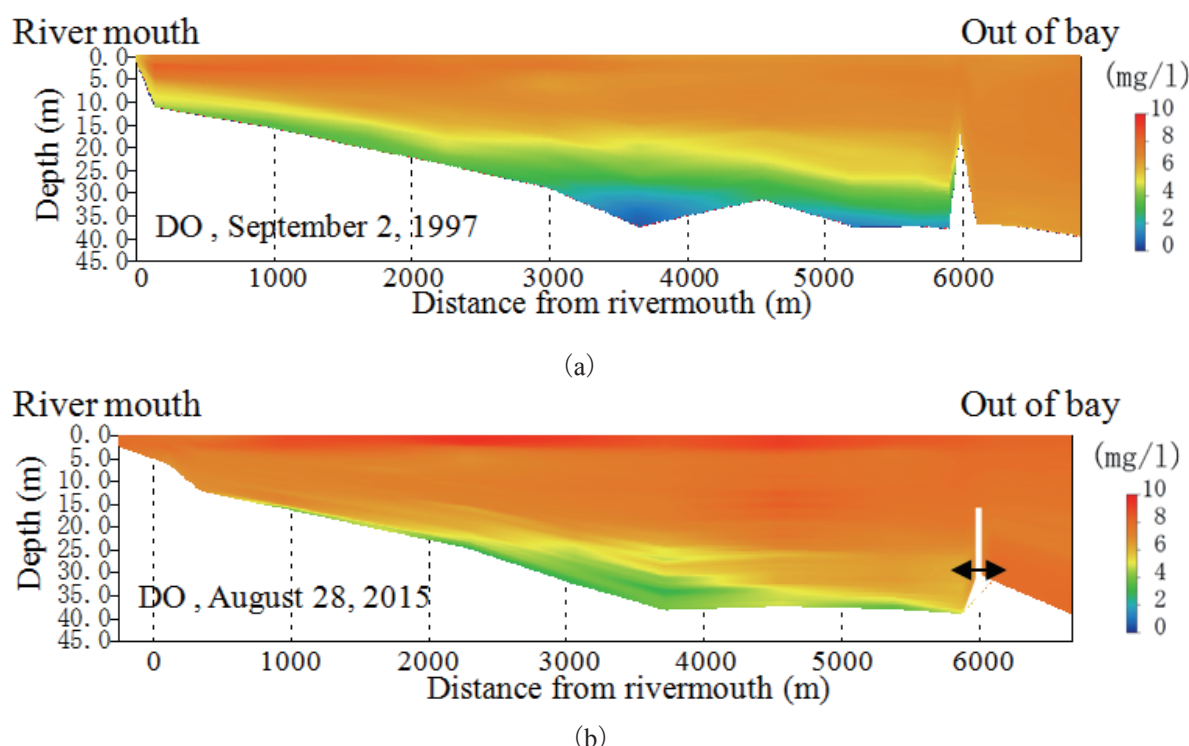


図-2.24 DO濃度の縦断面図。(a) 震災前(1997年9月2日)，(b) 震災後(2015年8月28日)。

度と2015年のDO濃度の比較を行った。震災前として1997年9月2日の観測結果を、2015年8月28日の観測結果と比較した(図-2.24)。震災前の分布では、湾口部マウンドを境として、湾内下層のDO濃度が低下していた。特に、湾口部($x=5,900$)から湾中央部($x=3,000$)にかけての水深30m以深でのDO濃度は2 mg/l以下まで、底層のDO濃度は1 mg/l以下まで低下していた。

2015年8月28日のDO濃度は、湾中央部の下層で低い分布を示したが、湾中央部底層のDO濃度は約4 mg/lであった。通水管のある湾口部水深30m付近のDO濃度は6.2 mg/lであり、湾外のDO濃度に近い値を示した。このことから、通水管による海水交換によって、湾外水の侵入時に湾口部下層にDOが供給されていることがわかる。

成層が発達している期間を対象に、湾のほぼ中央の水深約30mでの水温とDO濃度の時系列を、震災前(1999年8月から9月)と震災後(2015年8月から9月)で比較した(図-2.25)。震災前の大船渡湾では湾外水がマウンドを越えて突発的に流入し、底層のDO濃度は急激に上昇する現象があった(図中の矢印参照)。2015年にも8月18日、8月29日、9月13日において同様の現象があった(図中の矢印参照)。その時のDO濃度の変動幅は震災前と較べて大きく、2 mg/l以上上昇しており、震災前のような低いDO濃度の値は観測されなかった。DO濃度が回復していた8月18日、8月29日、9月13日前後の通水管内流速は、図-2.19より約半日の周期で流入・流出を繰り返していた。このことから、通水管を通して湾外のDO濃度の豊富な海水が湾内に流入していたと考えられる。

湾外水が通水管を通して湾内下層に侵入していない期間(9月4日から9月11日)は、湾内下層のDO濃度は徐々に低下していた。このことから、湾外水の湾内下層への侵入が無い期間の湾内下層のDO濃度は、徐々に低下すると考えられる。しかし、この湾内下層の水塊が通水管を通して湾外に排出されていたことから、この期間においても湾内底層の海水交換を促し、貧酸素水塊の形成を抑制することに寄与していたものと考えられる。

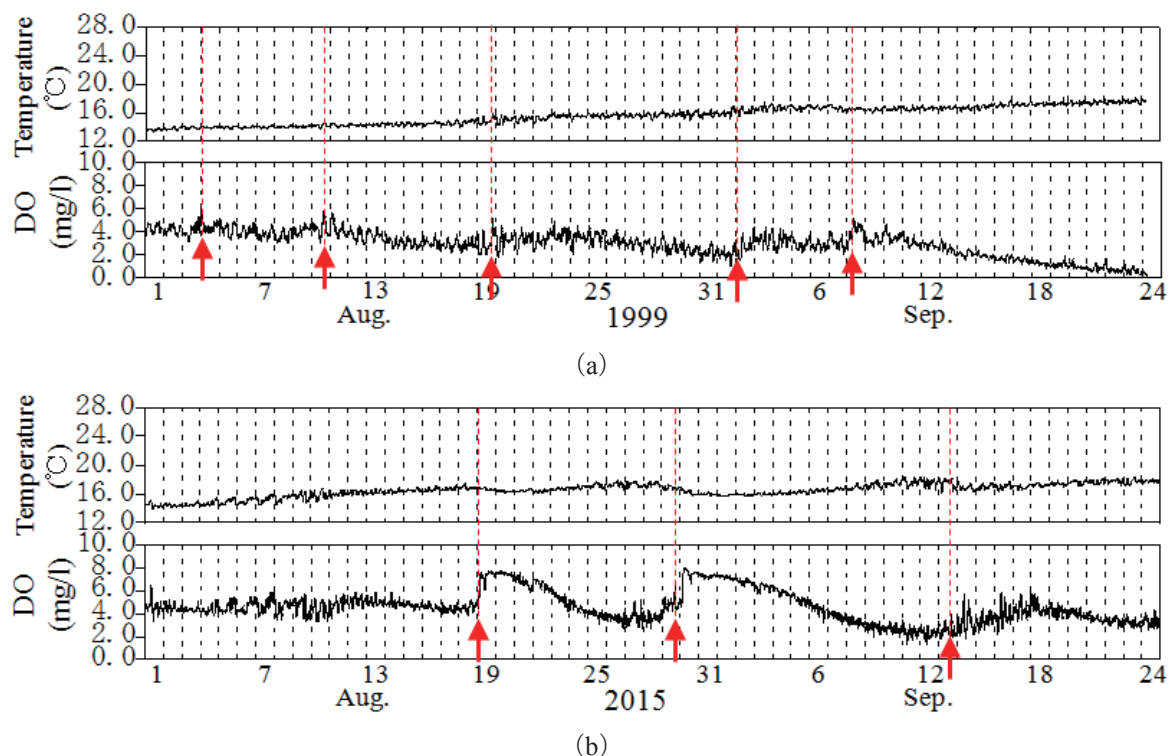


図-2.25 湾内底層の水温およびDO濃度の経時変化。(a)震災前(1997年9月2日), (b)震災後(2015年8月28日)。

2.3.5 まとめ

大船渡の湾口防波堤復旧工事では、環境に配慮した湾口防波堤として、マウンド部に直径3.5 mの通水管18本を設置した。まだ一部のマウンド部が完成していないため通水管自体の正確な評価はできないが、2015年の現地観測から通水管内の流動特性と貧酸素水塊の抑制効果を推測した。主要な結果を以下にまとめる。

- 1) 通水管内の流れは、一定流入、一定流出、および半日周期振動の3つのパターンがあった。冬期は一定流入のみだった。夏期から秋期は、一定流出と半日周期振動の2つのパターンが現れた。
- 2) 通水管内の流れは、湾内と湾外の通水管の設置水深における圧力差によって発生していた。
- 3) 夏期から秋期の半日周期の振動流において、1回の片振幅によって、湾内の開口部潜堤(-16 m)以深の体積の約2.5%の流量が通水管を出入りしていると推測された。1日では約5%の流量に相当する。
- 4) 夏期から秋期の一定流出流においては、1日間で湾内の開口部潜堤(-16m)以深の体積の約10%の流量が通水管を通っていたと推測された。観測期間中では、この一定流出は8日間続いており、8日間で開口部潜堤(-16m)以深の体積の約80%の流量が通水管を通っていたと推測された。
- 5) 通水管設置後の湾内底層のDO濃度は、震災前と比べて高く、貧酸素水塊は発生していなかった。
- 6) 湾外に低水温水塊が出現した場合には、通水管を通じて湾外からDO濃度が豊富な底層水が流入し、DO濃度は急激に上昇した。この高いDO濃度の上昇が、貧酸素水塊の発達を抑制していたと考えられる。この貧酸素水塊の抑制メカニズムは、2.2節で検討した留意点に基づいて考案した通水管の期待通りの機能であった。

2.4. まとめ

本研究では、湾口防波堤の復旧に際して、湾口防波堤に付加する環境配慮技術について検討した。まず、被災後の湾口防波堤が無い状態で、水環境特性を把握し、湾口防波堤があった状態との比較を行い、湾口防波堤に付加する環境配慮の留意点について検討した。その結果、

- ・下層の流れの阻害を低減し、湾内の低層が低温になることを防ぐこと
- ・湾外の底層から入ってくる突発的な低水温水塊が湾内底層に流入し易くすること

が重要であると考えられた。その留意点に基づき、湾口防波堤に付加する環境配慮技術として、湾口防波堤のマウンド部に通水管を設置することを考案し、直径 3.5 m の通水管 18 本を実際に設置した。

次に、現地観測を通じて、その通水管の効果を確かめた。2.2 節で検討した留意点に基づいて考案した通水管の期待通りの機能が得られ、湾内底層の貧酸素水塊の発達を抑制していた。通水管内の流れは、一定流入、一定流出、および半日周期振動の 3 つのパターンがあった。冬期は一定流入のみだった。夏期から秋期は、一定流出と半日周期振動の 2 つのパターンが現れた。夏期から秋期の一定流出時の 1 日当たりの流出量は、湾内の開口部潜堤 (-16m) 以深の体積の約 10 % と推測された。また、夏期から秋期半日周期振動時の 1 日当たりの通過流量は、湾内の開口部潜堤 (-16m) 以深の体積の約 5 % と推測された。

一部のマウンド部がまだ完成していないため通水管の正確な評価はできないものの、これまでの現地観測から今回設置した通水管による湾内底層の貧酸素水塊の抑制効果は十分期待できるものと考えている。今後も観測を継続し、効果の検証を進めていきたい。

本研究で開発した湾口防波堤に付加する環境配慮技術としての通水管は、他の海域にも応用できると考えている。ただし、大船渡湾においては、通水管を通じた海水交換のメカニズムにおいて、外洋の条件、低水温水塊の波及が大きな役割を果たしていたことに留意する必要がある。他の水域に応用する場合においても、本検討と同様に湾口防波堤が無い状況での海水交換メカニズムを把握に努めることが重要であると考ええる。

参考文献

- 岩手県沿岸広域振興局 (2011) : 大船渡湾水質・底泥調査業務委託報告書, 45 p.
- 岡寄守良 (1994) : 三陸沿岸の海湾における海水交換と変動現象, 沿岸海洋研究ノート, Vol. 32, No. 1, pp. 15-28.
- 岡田知也・中山恵介・日比野忠史・細川恭史・古川恵太 (2000) : 大船渡湾における底層 DO 濃度の変動に及ぼす湾外の影響, 海岸工学論文集, Vol. 47, pp. 1041-1045.
- 岡田知也, 古土井健 (2015) : 東北地方太平洋沖地震に伴う津波被災後の大船渡湾の水質に関する研究, 国土技術政策総合研究所資料, No.831, pp.1-13.
- 国土技術政策総合研究所 (2012) : 港湾環境情報, WWW 公開データ, <http://www.nilim.go.jp/>
- 高橋重雄, 他 33 人 (2011) : 2011 年東日本大震災による港湾・海岸・空港の地震・津波被害に関する調査速報, 港湾空港技術研究所資料, No.1231, 110p.
- 古土井健・堺茂樹・村上和男・中村由行・阿部郁男・岡田知也・柴木秀之・高尾敏幸 (2014) : 現地観測データによる大船渡湾海域環境の影響要因の分析, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.70, pp.426-430.
- 宮澤泰正・小松幸生・瀬藤聡 (2008) : 数値海況予測システム JCOPE2 による黒潮・親潮混合域の再現性, 海と空, Vol.84, pp.85-91.
- 村上和男 : 閉鎖性内湾域の海水浄化に係わる水理・水質環境に関する研究, 港湾技研資料, No.900, pp.91-110, 1998.

3. 津波被害を受けたアマモ場の再生手法の開発

3.1. はじめに

2011年3月11日に発生した東日本大震災の津波によって、三陸地方沿岸域の生態系は大きな被害を受けた（例えば、鈴木ら，2011；後藤，2011）。干潟や浅場の地形は大きく変わり、底泥は攪乱され、藻場の多くが消失した。地形、底質環境、藻場は、沿岸生態系の基盤であり、それら被害による沿岸生態系への影響は計り知れない。したがって、沿岸環境の再生のために、それら生物の生息基盤の復元が極めて重要である。

今回の津波のような強烈かつ広範囲な沿岸生態系および生態系基盤の破壊は近代科学にとって未経験であり、「自然の復元力に期待して、元の生態系に復元するのか？」、または「違った生態系となるのか？」、「復元するとしたらどの程度の期間で復元するのか？」等々、自然の復元過程メカニズムに関して未知な点が多い。

したがって、沿岸環境の自然の復元力について知見を増やすことが、今後の沿岸環境の再生に向けて強く求められていると考えている。この自然の復元力に対する理解が深まれば、自然の復元力の強弱に合わせた、効率的・効果的な人為的な再生対策を講じることが可能になると考えるからである。

今回の津波による沿岸生態系の被害は多面的かつ広範に渡っているが、本研究ではアマモ場に着目する。アマモ（*Zostera marina*）は、日本各地沿岸に分布し、波の静かな内湾の砂泥質の浅海域に多い（千原，1970）。アマモは種子植物（顕花植物）で、海藻類と異なり、根、茎、葉の区分があり、花を咲かせて種子を作る（写真-3.1）。葉の長さは、50 - 100 cm、幅は3 - 5 mmである。アマモ場は、①基礎生産、②デトリタス食物連鎖と一次消費者の維持、③産卵場および保育場、④摂餌場および隠れ場、および⑤環境の安定化の機能をもつ（国土交通省港湾局，2003）。基礎生産では、アマモは光合成により無機物から有機物を生成すると共に、酸素を水塊中に供給する。デトリタス食物連鎖とは、枯死してデトリタス（懸濁態有機物）化した植物体が、底生生物の餌となる過程のことである。アマモ場内は、流動や波の影響が少ない静穏域が形成され、魚類の保育場や産卵場となる。アマモの葉の表面には微小動植物が付着し、それを摂餌する魚類の摂餌場となる。アマモによる静穏域の形成は、堆積環境にも大きな影響を与える。特にアマモは地下茎の効果によって漂砂を防ぎ砂地盤の安定化をもたらす。このような特徴がアマモ場にはあり、生態系の復元過程の対象としてアマモ場に着目した主な理由は次の3つである。①アマモは砂地盤に繁茂するため、今回の津波により、砂地盤ごと消失した場所が多く被害が大きいこと。②アマモ場の再生には砂地盤の回復が必要であり、地形や底質環境の復元過程を合わせた総合的な環境復元過程を検討できること。③アマモ場は沿岸域に生息する高次生態系の産卵場および稚子魚の生育場であり、高次生態系の生活史には欠かせない場所であり、その再生は急務であること。

対象とする水域は、宮古湾とした。宮古湾では、アマモがニシンの産卵場として着目されていたが、津波によって大幅に減少してしまったことが報告されている（山根，2011）。宮古湾の湾奥の水深が5 m以浅に対して、宮古湾湾奥地域の津波浸水高は7 m - 11 mだった（原口・岩松，2011）ことから、津波は砕波しながら押し寄せたと推測される。各種メディアで公開されている津波の映像からも、そのような津波の襲来の様子が見てとれる。砕波を伴った波が底面に及ぼす影響（掃流力）は大きく、アマモは海底の底泥と共に根こそぎ消失したと推測される。

そこで本研究では、今後の宮古湾のアマモ場の再生を目指し、①被災後の底質およびアマモ場の変遷のモニタリング、②自然の復元力による再生の可能性の検討を行った。



写真-3.1 アマモ（港湾空港技術研究所 沿岸化学物質メソコソム実験施設）

表-3.1 アマモの生育条件（マリノフォーラム 21）

環境要素	生育条件
水温	月平均水温 28℃以下
塩分	17 ～ 34
水深	透明度の 2 倍程度
粒度	シルト分 30%以下 中央粒径 140 ～ 390 μm
底質	強熱減量 5% 以下 COD 5 mg/g 以下 硫化物 1 mg/g 以下
波・流れ	波高 0.5 m 以下 流速 60 cm/s 以下

3.2. 津波後のアマモ場の状況

アマモの復元に対しては、アマモの生育基盤となる底質の状況の把握が不可欠である。把握のポイントは、①かつてアマモ場だったところの底質の現状は、アマモの生育に適した状態だろうか？②現状では適していなくても、底質の復元の可能性はあるだろうか？等である。そこで本節では、今後の宮古湾のアマモ場の復元を目指し、アマモ場の復元のための初期の情報として、上記で示したポイントの視点から底質の状況を把握することを目的とし、調査および検討を行う。

3.2.1 手法

(1) アマモの生育条件

アマモの生育条件は、水温、塩分、水深、粒度、底質および波・流れである（表-3.1）（マリノフォーラム 21）。アマモは光合成をして成長するので、光条件は重要である。一般に、透明度の 2 倍程度の水深が、限界水深と言われている。アマモは砂質系の底質を好み、シルト分は 30 % までである。また、その砂質系の底質に根をはって生育するため、砂が流されない程度の流況の場所を好む。波高・流速で示すと、波高はおよそ 0.5 m 以下、流速はおよそ 60 cm/s 以下である。このような生育条件の中で、津波によって大きく変わった可能性がある条件として、粒度および底質を考えた。

(2) データ

調査は、2012 年 2 月に宮古湾湾奥で実施した。宮古湾のアマモ場に詳しい地元の漁業者の意見を参考にして、震災前にアマモが成育していた水域を特定し、その水域において 26 地点の採泥を行った（図-3.1）。採泥は、底質がシルト系の場所ではエクマン・バージサンプラーを、底質が砂・礫系の場所ではスミス・マッキンタイヤサンプラーを用いて、船上から実施した。グラブサンプラーで採取された底泥の表層 2 cm をスプーンで取り出し、分析用のサンプルとした。層厚を 2 cm とし

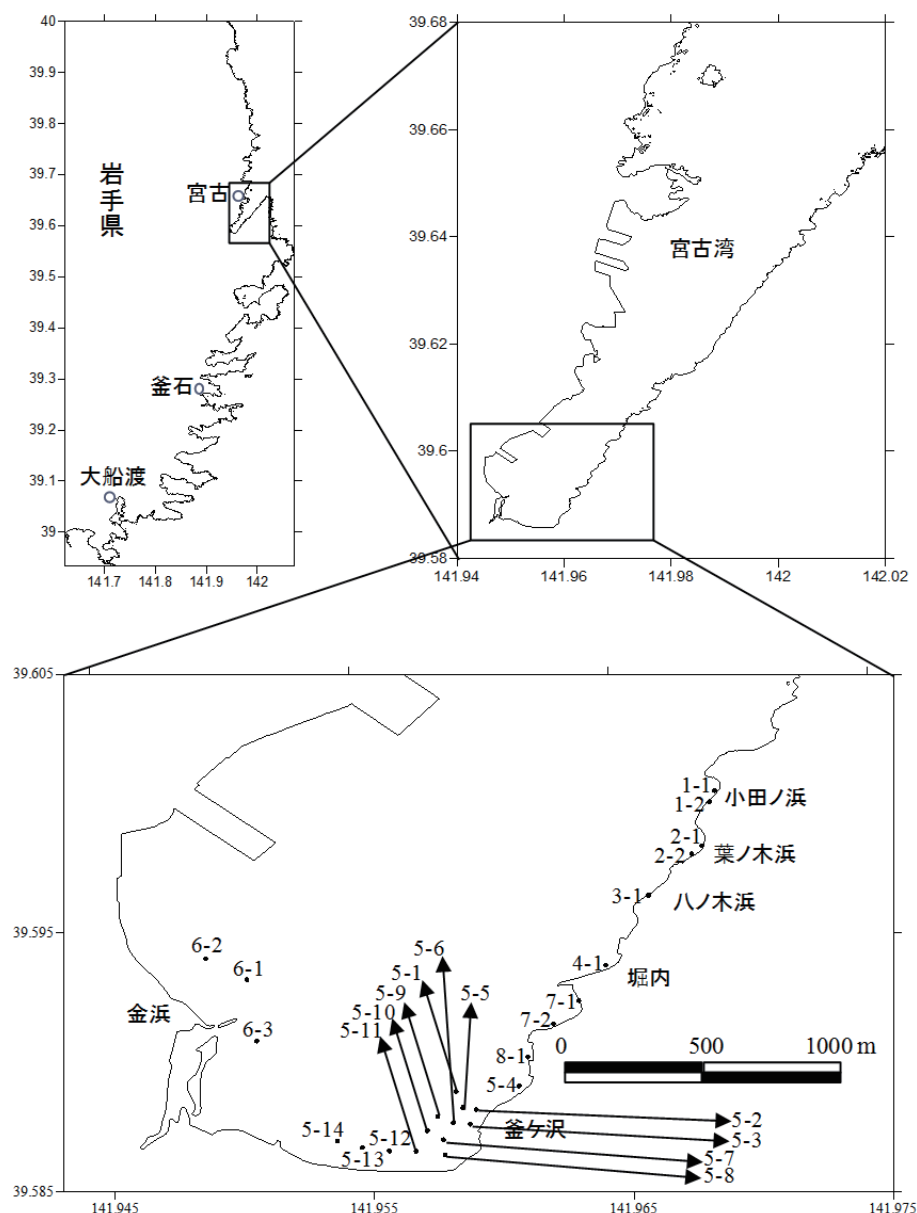


図-3.1 調査地点。図中の数字は調査地点番号 (stn.) を示す。

た理由は、今後の短期的（数カ月から年程度の時間スケール）な底質変化を精度良く測定するためである。ただし、礫成分が多い地点に対しては、表層 2 cm を選択的に取ることが不可能だったため、全サンプルを分析試料とした。サンプルは速やかにクーラーボックスに入れ、冷蔵保存した。

各底泥に対して、粒度分布、含水比および強熱減量を分析した。粒度分布の測定には、レーザ回折・分散式粒度分布測定装置 (LA-950, 堀場製作所) を用いた。粒度区分は表-3.2 に示す 60 分割とした。26 地点のうち 2 点の底泥 (stn. 1-2, 3-1) (図-3.1) は、礫 (3000 μm (3 mm) 以上) および粗砂が多かったため粒度分布測定から除外した。

(3) エントロピー法

アマモの生育に対する底質の条件である粒度分布を用いて、24 地点のグループ化に際し、エントロピー法を用いてグループ化した (Forrest and Johnston, 1981 ; 岡田ら, 2009)。

a) コンセプト

表 -3.2 レーザ回折・散乱式粒度分布測定装置による粒径区分

No	Grain size (μm)	log (Grain size)	No	Grain size (μm)	log (Grain size)	No	Grain size (μm)	log (Grain size)
1	1.0	0.00	21	15.2	1.18	41	229.1	2.36
2	1.2	0.06	22	17.4	1.24	42	262.4	2.42
3	1.3	0.12	23	19.9	1.30	43	300.5	2.48
4	1.5	0.18	24	22.8	1.36	44	344.2	2.54
5	1.7	0.24	25	26.1	1.42	45	394.2	2.60
6	2.0	0.30	26	29.9	1.48	46	451.6	2.65
7	2.3	0.36	27	34.3	1.53	47	517.2	2.71
8	2.6	0.41	28	39.2	1.59	48	592.4	2.77
9	3.0	0.47	29	44.9	1.65	49	678.5	2.83
10	3.4	0.53	30	51.5	1.71	50	777.1	2.89
11	3.9	0.59	31	59.0	1.77	51	890.1	2.95
12	4.5	0.65	32	67.5	1.83	52	1019.5	3.01
13	5.1	0.71	33	77.3	1.89	53	1167.7	3.07
14	5.9	0.77	34	88.6	1.95	54	1337.5	3.13
15	6.7	0.83	35	101.5	2.01	55	1531.9	3.19
16	7.7	0.89	36	116.2	2.07	56	1754.6	3.24
17	8.8	0.95	37	133.1	2.12	57	2009.7	3.30
18	10.1	1.00	38	152.5	2.18	58	2301.8	3.36
19	11.6	1.06	39	174.6	2.24	59	2636.5	3.42
20	13.2	1.12	40	200.0	2.30	60	3000.0	3.48

自然界の底泥の粒度は単一粒度ではなく、少なくともある程度の分布を持つ。そのため、中央粒径、ソート度および歪度等の粒度分布を1つの指標に集約した値（以後、統計値と呼ぶ）を用いて粒度分布は表現されてきた。ただし、これら統計値を使う前提は、粒度分布が1つのガウス関数で近似できることである。しかし、実際の海域において、粒度分布が1つのガウス関数で常に近似できるとは限らない。むしろ近似には無理がある場合が多いと思われる。

一方、近年の技術発展により、これまで篩（ふるい）を用いて測定していた粒度分布が、レーザ回折・散乱式粒度分布測定装置によって、測定が容易になった。加えて、レーザ回折・散乱式粒度分布測定装置に必要とされる試料の量は、たかだか数 g 程度である。その結果、分析および採泥に対する労力は従来に較べて格段に軽減し、多地点の粒度分布を得ることが可能になってきている。しかし、その多地点の粒度分布データを解析・表現する手法が無いため、せっかく得られた粒度分布データの統計値のみしか使われていない場合が多い。

Forrest and Clark (1989) および Woolfe and Michibayashi (1995) らはこの問題を解決するために、情報理論分野で確立されたエントロピー法 (Shannon, 1963) を粒度分布に適用する手法を提案した。この手法は、粒度分布の分布形状をエントロピー量を用いて解析し、多数の粒度分布を最適なグループに分割する手法である。グループ化において粒度分布の全体形状を直接使うため、統計値を使った解析と較べて粒度分布が持つ情報量の損失が小さい利点がある。これまでの適用事例は、Forrest and Johnston (1981), Forrest and Clark (1989), Woolfe and Michibayashi (1995), Woolfe (1995), Woolfe *et al.* (1998), Woolfe *et al.* (2000), Orpin and Kostylev (2006), Mikkelsen *et al.* (2007), Okada *et al.* (2009), 岡田ら (2009a), 岡田ら (2009b) 等がある。

b) 計算方法

粒度サイズが J 個に分割された1つの粒度分布のエントロピー E は

$$E = -\sum_{j=1}^J p_j \log p_j \quad (3.1)$$

と表現される（例えば、Forrest and Clark, 1989 ; Orpin and Kostylev, 2006）。ここで、 p_j は粒度サイズ j 番目の粒度の頻度である。このエントロピー E は、全ての p_j が $1/J$ の時に最大値 $\log J$ になり、

1つの粒度サイズ p_j が 1 で他の p_j が 0 の時（均一粒度）に最小値 0 になる．この時，不等度合い I は次式で定義される．

$$I = (\log J) - E \quad (3.2)$$

I は， E が最大の時に 0 となり， E が最小の時に $\log J$ となる．

次に粒度分布データが複数ある場合を考える． J 個にサイズ分割された N 個の粒度分布 ($Y_{ij} : i = 1 \sim N, j = 1 \sim J$) に対する不等度合い I_T は次式で表現される．

$$I_T = \sum_{j=1}^J Y_j \sum_{i=1}^N Y_i \log NY_i \quad (3.3)$$

ここで，

$$Y_j = \sum_{i=1}^N Y_{ij}, \quad Y_i = \frac{Y_{ij}}{Y_j} \quad (3.4)$$

である．

そして， N 個のデータが R 個のグループに分けられた時，グループ間の不等度合い I_B は次式で表される．

$$I_B = \sum_{j=1}^J Y_j \sum_{r=1}^R p_{jr} \log \left(\frac{p_{jr}}{N_r / N} \right) \quad (3.5)$$

$$p_{jr} = \frac{\sum_{i \in r} Y_{ij}}{Y_j} \quad (3.6)$$

ここで， N_r は R 個のグループ中のグループ r のデータ数である．

グループ化の最適化過程では，各グループ内の不等度合いが小さく，グループ間の不等度合い I_B が大きくなるように，データはグループ化される．そして，グループ化された結果が，元の全データの特徴をどの程度説明しているかは，次式で示される R_s で表現される．

$$R_s = \frac{I_B}{I_T} \cdot 100 \quad (3.7)$$

グループ数が多くなれば， I_B は I_T に近づき， R_s は 100 % に近づく傾向が一般的にあるが，多くのデータを少ないグループで説明するというグループ化本来のメリットは減少する．

最適なグループ数を推測する方法は幾つか提案されている．一つは， R_s が 70% 以上で， R_s の増加率が小さくなった付近のグループ数を選ぶ手法 (Woolfe *et al.*, 1998) である．これは， R_s の増加率が小さいということは，分割効率が小さいことを意味することに基づいている．次に，C-H の分散比基準を用いた方法である (Calinski *et al.*, 1974 ; Orpin and Kostylev, 2006)．C-H の分散比基準が大きい程，最適に近いグループとみなされる．しかし，これらは絶対ではなく，これらを参考にして，実際のグループ化された分布を比較し，グループ化の目的にあったグループ数を最終的には判断するべきであると考えられる．

3.2.2 結果

(1) グループ化

礫主体の底質だった 2 地点を除いた 24 地点の粒度分布は，1つのモードの粒度分布から，3つのモードを持つ粒度分布まで，種々の分布形状を示した (図-3.2)．これらの粒度分布をエントロピー法を用いてグループ化した．

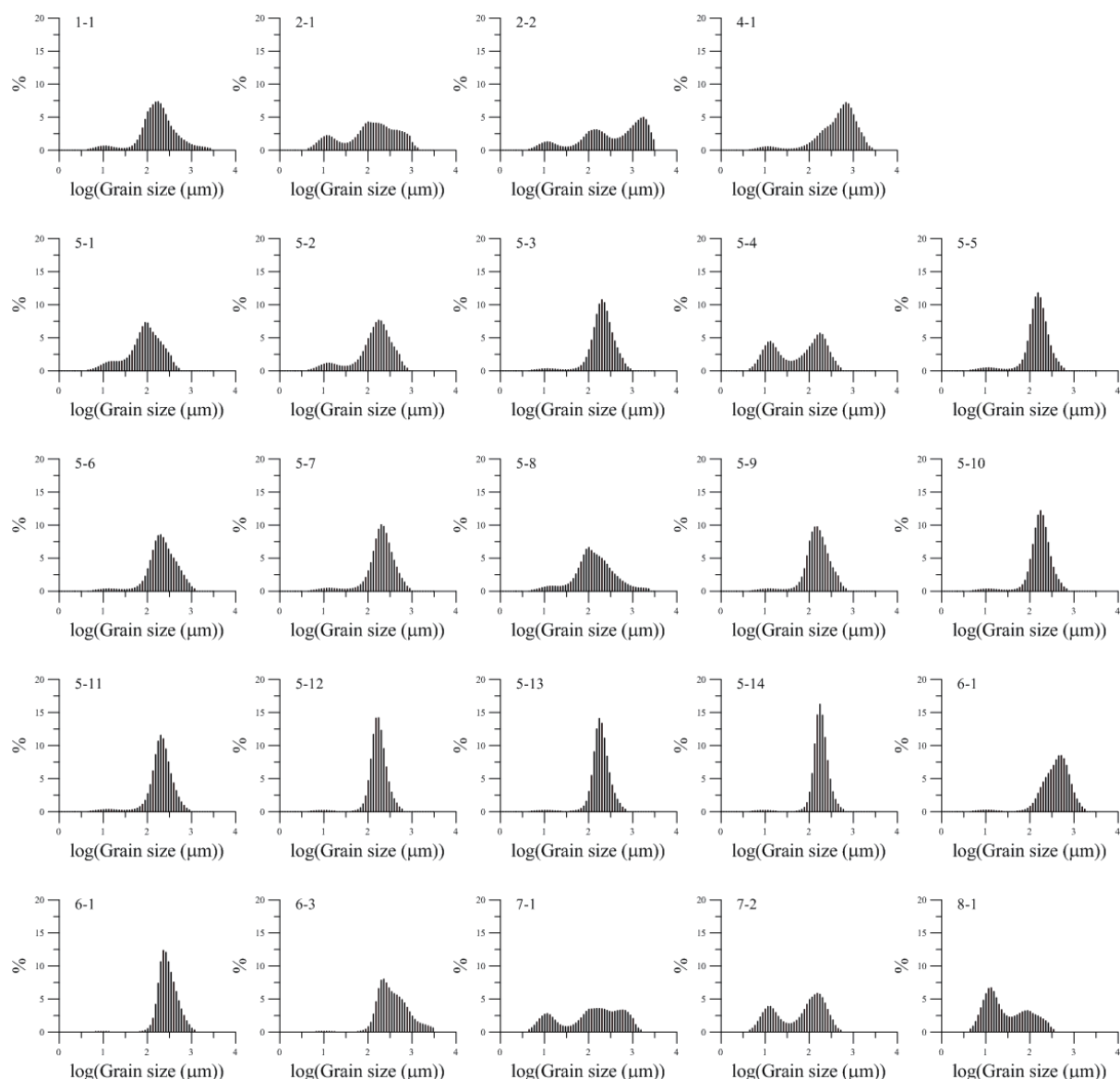


図-3.2 各地点の粒度分布

R_s の値は、4 グループ以上で 70% 以上になった (図-3.3)。6 グループおよび 7 グループ付近で R_s の勾配は小さくなった。また C-H は 7 グループで極大値をとった。そこで、6 グループおよび 7 グループに対して、グループ化された粒度分布を比較した。図-3.4 の粒度分布は各グループ内で平均化された粒度分布であり、 n は各グループ内のデータ数、縦方向の実線は±標準偏差を示す。6 グループと 7 グループを比較すると、 g_1 、 g_2 、 g_3 の 3 つのグループが 4 つのグループ (g_1 、 g_2 、 g_3 、 g_4) に再編され、新たに g_3 が現れた。

空間的な分布でみると、釜ヶ沢沖における g_1 の分布と $g_2 \cdot g_3$ の分布の境界については、6 グループでは不明瞭であるのに対して、7 グループでは明確に分かれた (図-3.5, 3.6)。アマモの生育の適性度では、 g_1 の粒度分布はシルト成分が適性よりも過剰であり、 $g_2 \cdot g_3$ の粒度分布はシルト成分が少なく適性であった。6 グループと 7 グループで所属が変わった stn.5-1 の粒度分布 (図-3.2) はシルト成分が少なくアマモの生育に対して適性であるので、6 グループより 7 グループの方が、アマモ生育の対するグループ化として適していると考え、7 グループを採用した。

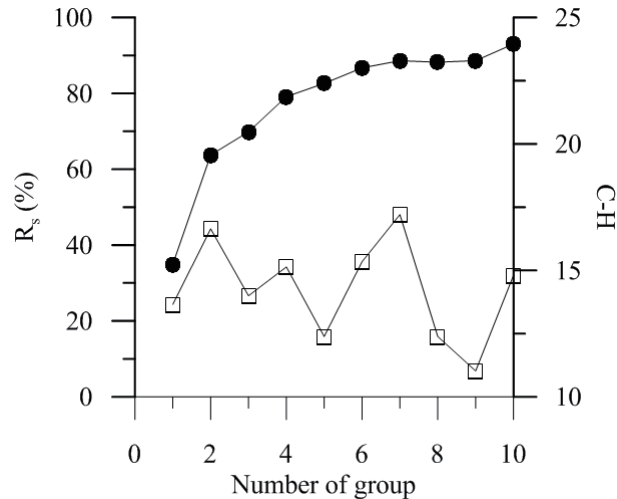


図-3.3 グループ数と R_s および C-H の関係

(2) 各水域の特徴

各水域の特徴を評価する際において、エントロピー法によって分けられたグループの中で、アマモの生育の適性度という観点から類似している粒度分布を持つグループ (g₂, g₃, g₄) を 1 つのグループにまとめた (図-3.7)。その結果、最終的には、3.2.1(2) で除外していた 2 地点の礫のグループを含めて 6 個のグループ (G1 - G6) に集約された。それぞれのグループの粒度分布の特徴は次の通りだった。

- G1：卓越する粒径が 10 - 20 μm および 100 - 200 μm の 2 つ，主な粒径が 3 - 500 μm ，粒度分布の広がりが大きいシルト混じりの細砂。
- G2：卓越する粒径が 200 - 300 μm ，主な粒径が 40 - 1000 μm ，粒度分布の広がりが小さい細砂。
- G3：卓越する粒径が 200 - 300 μm ，主な粒径が 100 - 3000 μm ，粒度分布の広がりが中程度の粗砂混じりの細砂。
- G4：卓越する粒径が 10 - 20 μm および 100 - 1000 μm の 2 つ，主な粒径が 3 - 1000 μm ，粒度分布の広がりが大きいシルト・粗砂混じりの中砂。
- G5：卓越する粒径が 500 - 1000 μm ，主な粒径が 20 - 3000 μm ，粒度分布の広がりが大きいシルト・細砂混じりの粗砂。
- G6：3000 μm 以上の礫が卓越。

それぞれのグループは、水域毎に非常にきれいにまとまって分布していた。G1 は、釜ヶ沢の北側 (湾口側) の沿岸に、G2 は、釜ヶ沢の沖から湾奥側に、G3 は、金浜の沖にまとまっていた。堀内から小田ノ浜にかけての沿岸では、G4 から G6 が混在していた。小さな岬の背後にあたる地点 (stn.1-1, stn.2-1, stn.7-1) では、G2 や G4 のようにアマモ生育に適した砂成分を含んだ底質であるが、岬の背後から外れると G5 や G6 のような粗砂や礫主体の底質となっていた。

(3) 強熱減量，含水比

強熱減量は釜ヶ沢の北側の沖の地点である stn.8-1 において、アマモ生育の適性基準の 5% よりも高く 8.2% だった (図-3.8)。その他の水域では、適性基準以下だった。

含水比は、表-1 においてアマモ生育条件の指標とはなっていないが、参考のために示す。強熱減

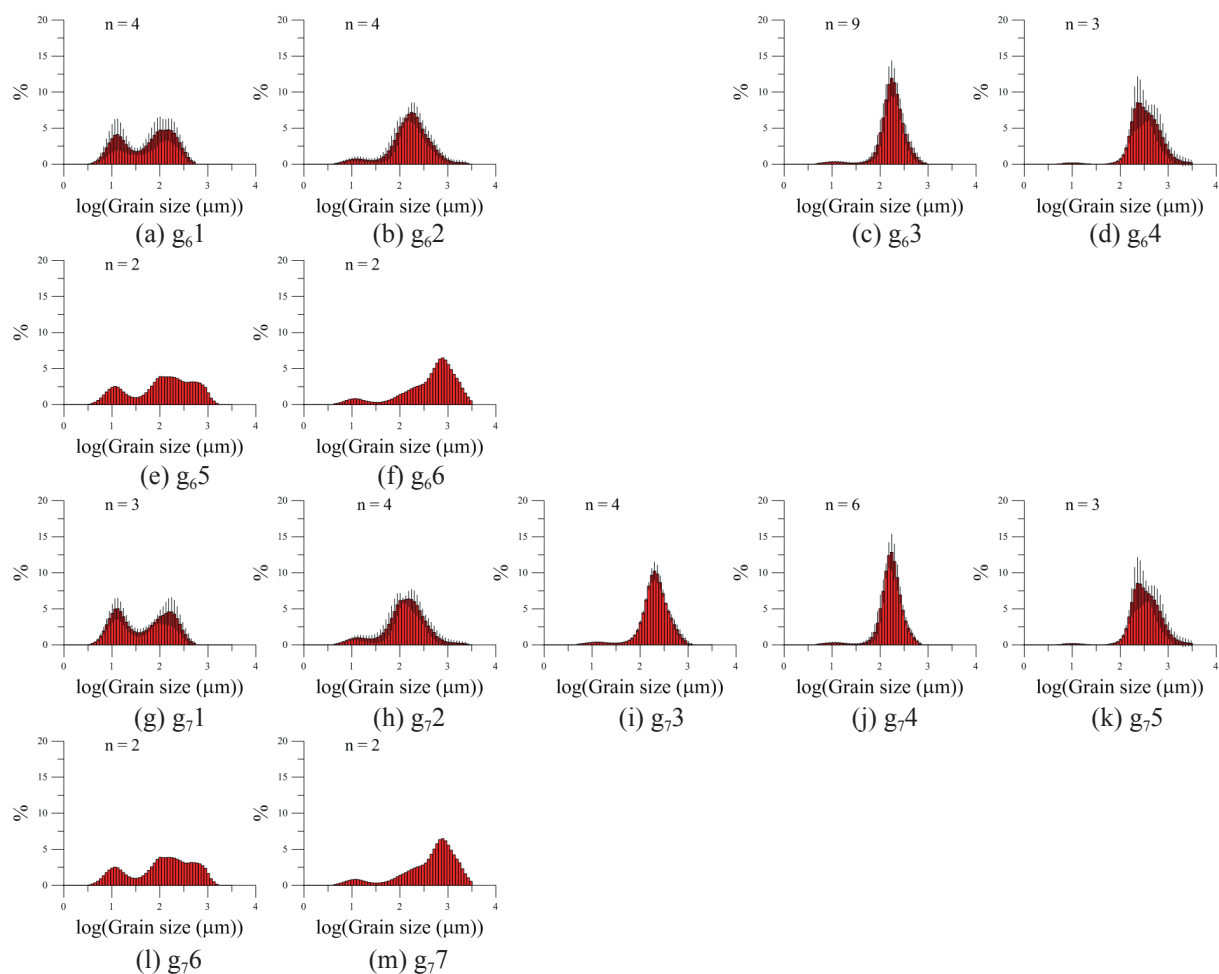


図 -3.4 6 グループ (a から f) および 7 グループ (g から m) の各グループの平均粒度分布. 縦バーは各フラクションの土標準偏差を示す.

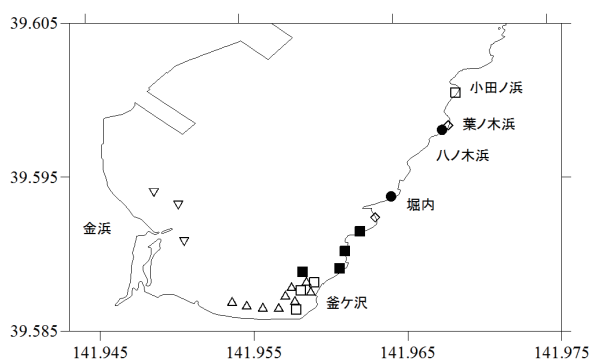


図 -3.5 6 グループの空間分布 (■ : g₆1, □ : g₆2, △ : g₆3, ▽ : g₆4, ◇ : g₆5, ● : g₆6)

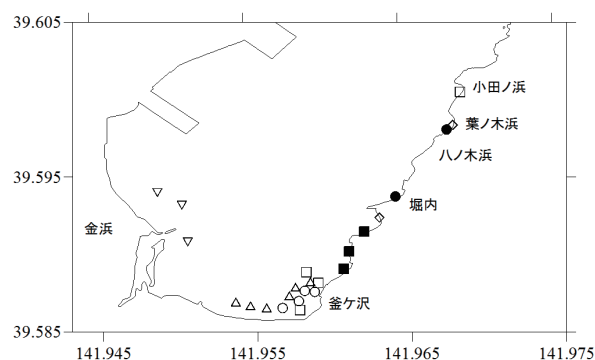


図 -3.6 7 グループの空間分布 (■ : g₇1, □ : g₇2, ○ : g₇3, △ : g₇4, ▽ : g₇5, ◇ : g₇6, ● : g₇7)

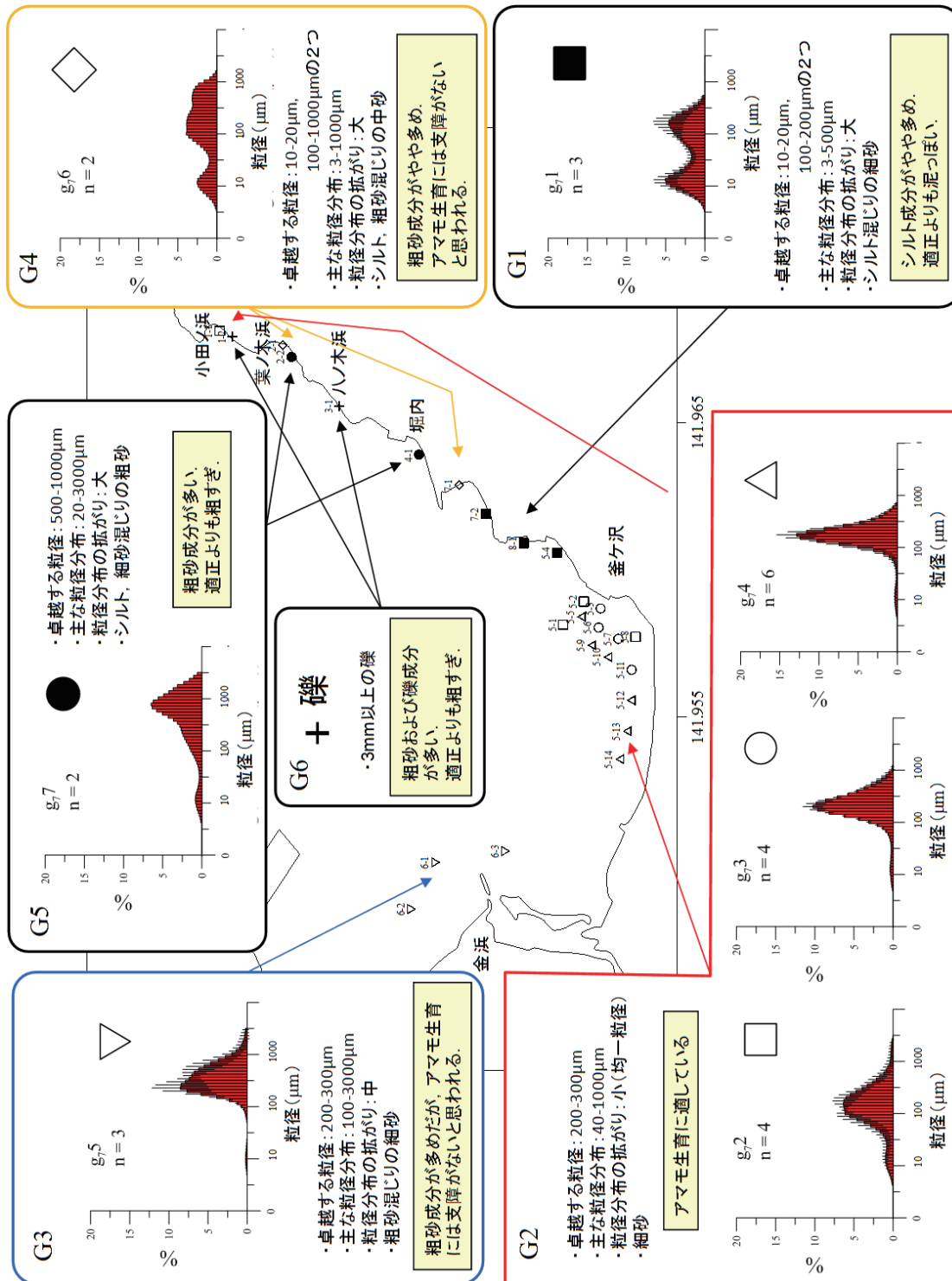


図-3.7 各グループの特徴とその空間分布図

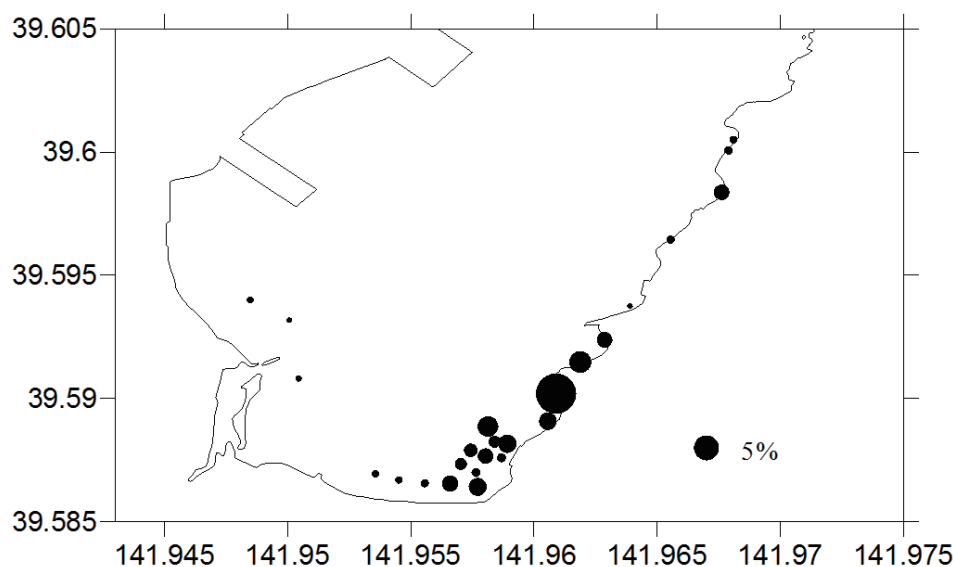


図-3.8 強熱減量の分布

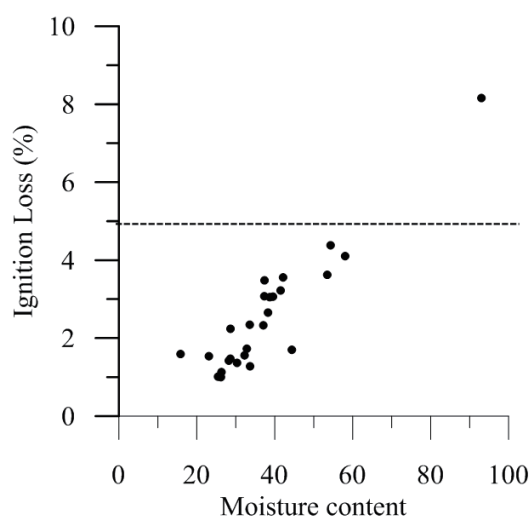


図-3.9 含水比と強熱減量の関係

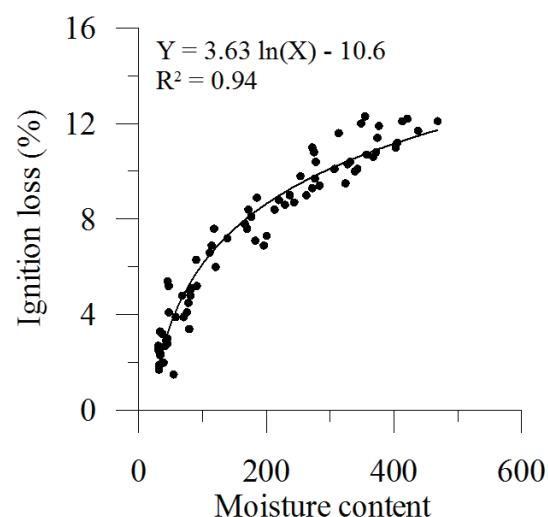


図-3.10 東京湾における含水比と強熱減量の関係

量と含水比の間には、良い相関があった。この関係は、その他の湾の底泥でも見られ（例えば、岡田ら，2005；岡田ら，2011），含水比が高い程，強熱減量が高い値となる傾向を示した（図-3.9）。強熱減量が適性基準を上回った stn.8-1 の含水比は 93 だった。東京湾の値（図-3.10）と比較すると，強熱減量が高い割には，それほどヘドロのような性状を示していなかった。

3.2.3 考察

表-3.1 に示したようにアマモに適した底質の条件は，中央粒径が 140 - 390 μm ，強熱減量が 5% 以下である。ここでは，この中央粒径の値を粒径の範囲と置き換えて，図-3.7 に示した各グループ（G1 から G6）のアマモ生育に対する適性を評価する。

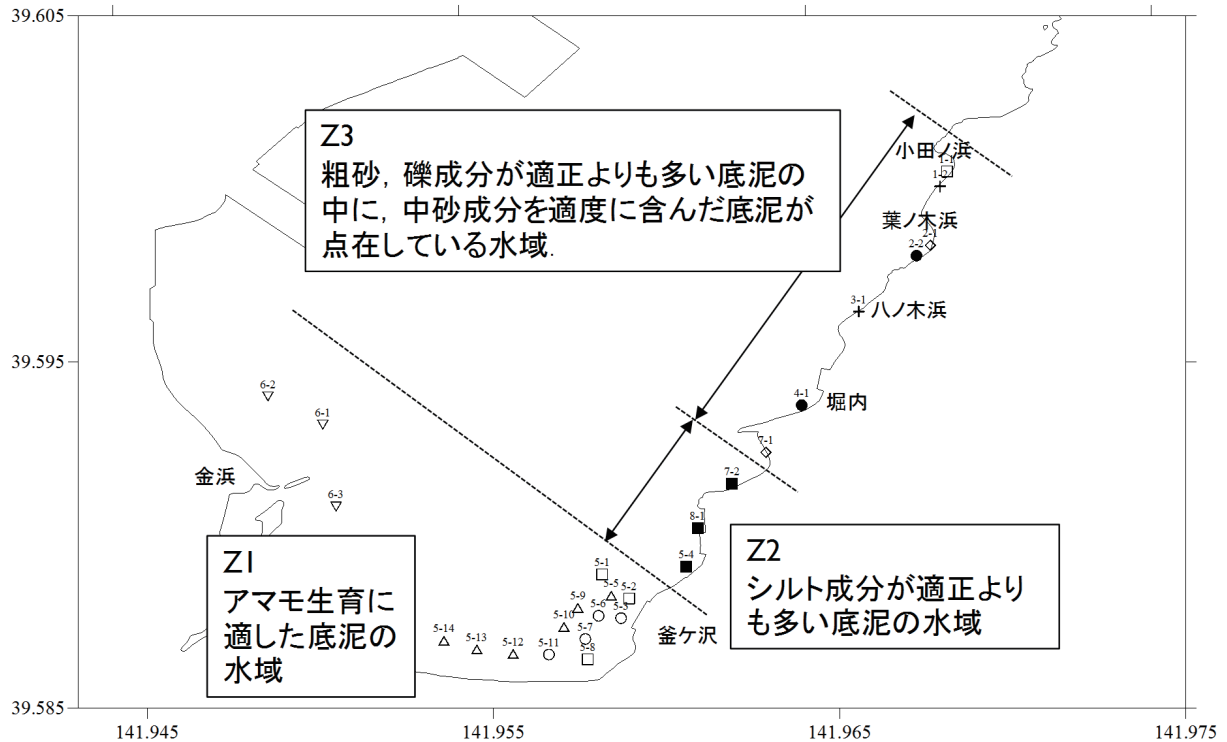


図 -3.11 アマモの生育条件からみたゾーニング

- G1: 2つのモードの内、大きいモードは適性粒径に一致するが、小さいモードが適性粒径より小さく、その小さいモードの割合は、大きなモードと同じ程度の割合であることから、適性よりも泥っぽいと考えられる。
- G2: g_2 が適性粒径に対して少しシルト成分が多いものの、 g_2 , g_3 , g_4 とともに卓越する粒径は適性範囲に入っており、アマモの生育に適していると考えられる。
- G3: 適性粒径よりも大きい粗砂成分が多いが、卓越する粒径は適性範囲に入っており、アマモの生育には支障がないと思われる。
- G4: 適性よりも小さいモードがあるが、その割合は小さく、また適性よりも大きな粒径も存在するが、主要なモードとなっていないので、アマモ生育には支障がないと思われる。
- G5: 卓越する粒径が、適性範囲よりも大きく、アマモ生育は困難と思われる。
- G6: 礫が多く、適性範囲よりも大きく、アマモ生育は困難と思われる。

強熱減量で評価すると、適性範囲を超えているのは、stn.8-1 の1地点だけだった (図 -3.8, 3.9)。この地点は G1 内の点であり、シルト成分が多いことから、妥当な結果である。

これらの評価から、宮古湾湾奥の水域は、アマモの生育に対して次のようにゾーニングできる (図 -3.11)。

Z1: アマモの生育に適した底泥の水域。

Z2: シルト成分が適性よりも多く、強熱減量も高めの底質で、アマモの生育には適さない底質の水域。

Z3: 粗砂・礫成分が適性よりも多い底泥の中に、中砂成分を適度に含んだ底泥が点在している水域。

3.3 底泥およびアマモの空間分布

前節では、2012 年 10 月に調査（以下「第 1 回調査」という）を実施し、宮古湾湾奥はアマモ復元の視点で底質条件により、3 つのゾーンに分けられた；Z1: 現状でもアマモ生育に適した水域、Z2: 現状ではシルト成分が適性よりも多い底泥の水域、および Z3: 粗砂・礫成分が適性よりも多い底泥の中に、中砂成分を適度に含んだ底泥が点在している水域（図-3.11）。Z3 においては、中砂成分を適度に含んだ底泥の存在量および空間分布が重要となるが、調査地点が少なかったため把握することができなかった。また、アマモの空間的な分布も得ていなかった。そこで、本調査では、2012 年 10 月に調査（以下「第 2 回調査」という）を実施し、底泥の詳細な空間分布およびアマモの空間分布を得ることを目的とする。また、アマモの分布調査で明らかとなった現存するアマモ場からの種子等の輸送経路について検討を行うことを目的とする。

3.3.1 方法

(1) 現地調査

調査は、2012 年 10 月に宮古湾の湾奥部で実施した。本調査では、第 1 回調査（2012 年 2 月実施）の結果を参考にして、120 地点の採泥を実施した（図-3.12 (a)）。採泥方法は第 1 回調査と同様に、グラブサンプラーまたは潜水土によって行った。採取された底泥の表層 2 cm をスプーンで取り出し、分析用のサンプルとした。

アマモの分布状況は、採泥と同じ水域で潜水土による目視または水中カメラによって調査された。

各底泥に対して、粒度分布、含水比および強熱減量を分析した。粒度分布の測定には、レーザ回折・分散式粒度分布測定装置（LA-950、堀場製作所）を用いて、第 1 回調査と同じ粒径区分で分析した。粒度分布は、エントロピー法を用いてグループ化した（Forrest and Johnston, 1981；岡田ら，2009）。

(2) 数値計算

アマモの種子等の輸送経路を、数値モデルを用いて検討した。数値モデルには 3 次元環境流体モデル（Fantom3D）（新谷・中山，2009）を用いた。本モデルは、オブジェクト指向型環境流体モデルであり、並列計算による処理速度の向上、複数のフィールドを設定することが可能等の利点がある。

計算範囲は図-3.12 (b) に示す範囲である。地形データは海上保安庁海洋情報部の J-EEG500、J-BIRD、沿岸の海の基本図及び海図を作製する際の基礎データに基づくデータ（5 次：グリッドサイズ 50 m）を用いた。水平メッシュは 50 m 間隔とした。鉛直方向には表-3.3 に示すように成層が形成されやすい上層は薄い層に分割し、水表面付近では 0.2 m、海底付近では 3.0 m とした。

流入河川は閉伊川と津軽石川の河口とした。閉伊川からの淡水流入量は、平成 21 年および 22 年の閉伊川千徳測水所の水位流量年表（岩手県県土整備部河川課）を用いた。津軽石川の淡水流入量は閉伊川の 20%（岡寄，1994）とした。

計算は四季（春期:3 月から 5 月、夏期:6 月から 8 月、秋期:9 月から 11 月、冬期:12 月から 2 月）に対して行った。河川流量は各期間の平均値を用いた。風のデータは気象庁宮古気象観測所のデータを用いた。風向は期間中の卓越風向を用い、風速はその卓越風向の平均値を用いた。各期間の各条件の値を表-3.4 に示す。

塩分および水温の初期条件は、山根ら（未発表）による 2009 年の鉛直分布データの一部を使用した（図-3.13, stn. 1）。

モデルの検証データは、平成 9 年度および平成 10 年度に実施された流速測定結果（潮流楕円）（岩手県，1998）を使用した。流速の測定地点は、図-3.13 中の stn. A（水深 3 m および 6 m）と stn. B（水

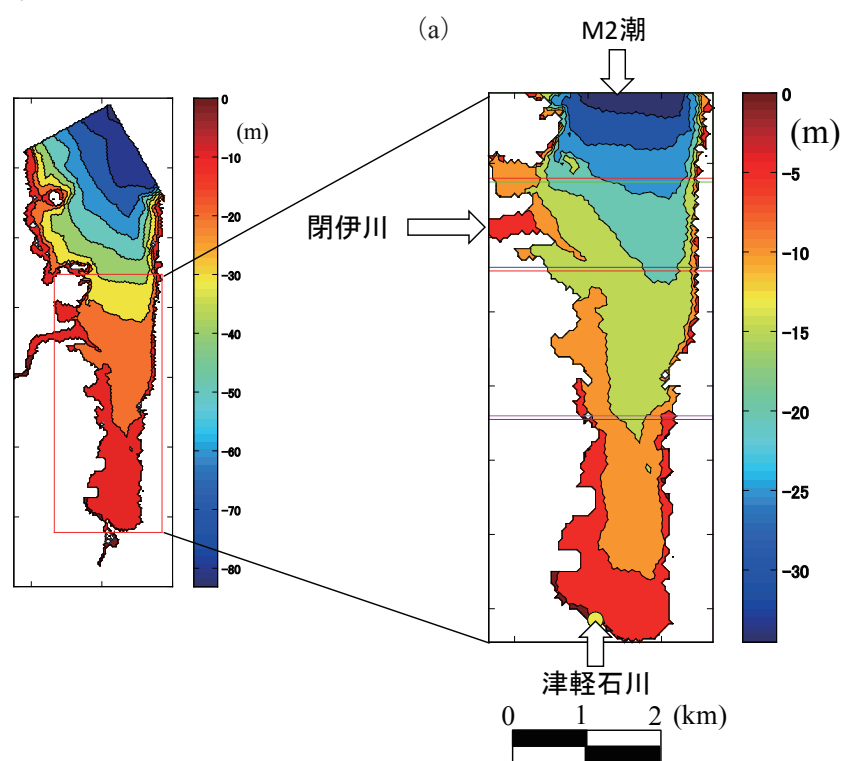
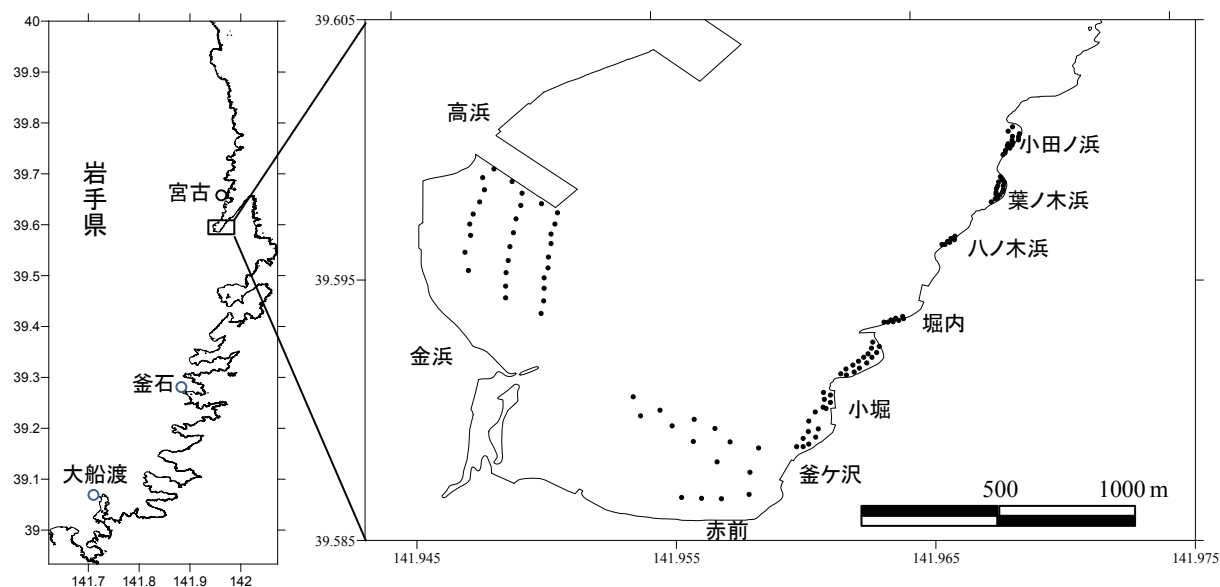


図-3.12 宮古湾の (a) 調査地点および (b) 計算領域. 右図中の四角枠は並列計算のためのフィールド区分

表-3.3 水深帯毎の鉛直層厚さ

水深帯	鉛直層厚さ
0 m ~ 3.0 m	0.2m
3.0 m ~ 4.5 m	0.3m
4.5 m ~ 6.5 m	0.4m
6.5 m ~ 9.0 m	0.5m
9.0 m ~ 15.0 m	1.0m
15.0 m ~ 25.0 m	2.0m
25.0 m ~ 底層	3.0m

表-3.4 各期間の閉伊川流量および風向・風速の条件

	春	夏	秋	冬
閉伊川流量 (m ³ /s)	33.9	25.8	24.3	9.0
風向	西南西	北北東	西南西	西南西
風速 (m/s)	1.5	0.5	1.7	2.9

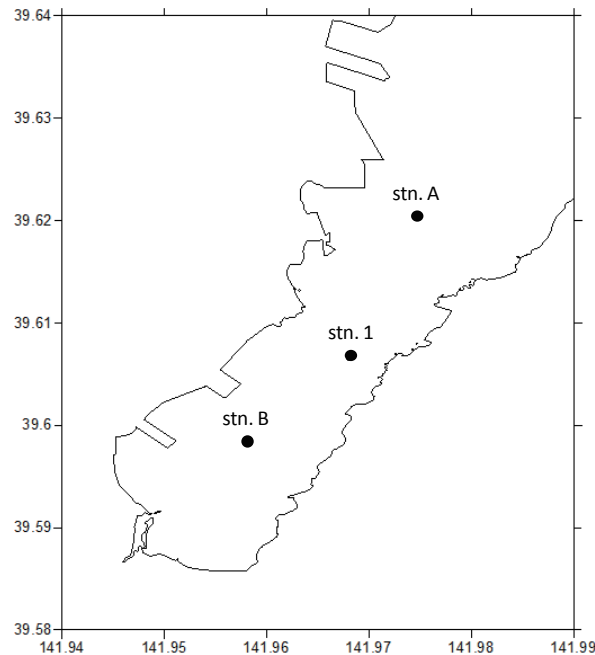


図 -3. 13 初期条件に用いた塩分・水温データの観測地点 stn. 1（山根ら，未発表）および検証に用いた流速データの測定地点 stn. A，stn. B（岩手県，1998）

深 3 m）である．検証は，流速，河川流量および水温・塩分データが揃っている 1 月に対して行った．初期条件には山根ら（未発表）の 2009 年 1 月のデータを使用し，閉伊川流量は平成 21 年 1 月の平均流量 $4.1 \text{ m}^3/\text{s}$ ，風向は西南西，風速は 5.9 m/s を与えた．

3. 3. 2. 結果および考察

(1) 底泥

採泥地点は，粒度分布に基づいて 8 つのグループに分けられ，アマモに対する適性と粒度分布の特徴から 5 グループに集約された（図 -3. 14）．また，その 5 グループに礫主体のグループ（H6）を加えて，計 6 グループとした．

H1：卓越する粒径が $10 - 20 \mu\text{m}$ および $100 \mu\text{m}$ 付近の 2 つ，両者の割合は同じ程度，主な粒径が $3 - 300 \mu\text{m}$ ，粒度分布の拡がり大きいシルト混じりの細砂．

H2：卓越する粒径が $10 - 20 \mu\text{m}$ および $200 - 300 \mu\text{m}$ の 2 つ，両者の割合は $200 - 300 \mu\text{m}$ の方が多い，主な粒径が $3 - 800 \mu\text{m}$ ，粒度分布の拡がり大きいシルト混じりの細砂．

H3：卓越する粒径が $200 - 400 \mu\text{m}$ ，主な粒径が $100 - 1000 \mu\text{m}$ ，粒度分布の拡がり小さい中砂．

H4：卓越する粒径が $10 \mu\text{m}$ ， $200 \mu\text{m}$ および $1000 \mu\text{m}$ の 3 つ，主な粒径が $3 - 3000 \mu\text{m}$ ，粒度分布の拡がり非常に大きいシルト・粗砂混じりの中砂．

H5：卓越する粒径が $1000 - 3000 \mu\text{m}$ ，主な粒径が $300 - 3000 \mu\text{m}$ ，粒度分布の拡がり小さい極粗砂．

H6： $3000 \mu\text{m}$ 以上の礫が卓越．

表 -3. 1 の粒度の条件に基づいて，アマモ生育に対する適性で各グループを評価すると，次の通りである．

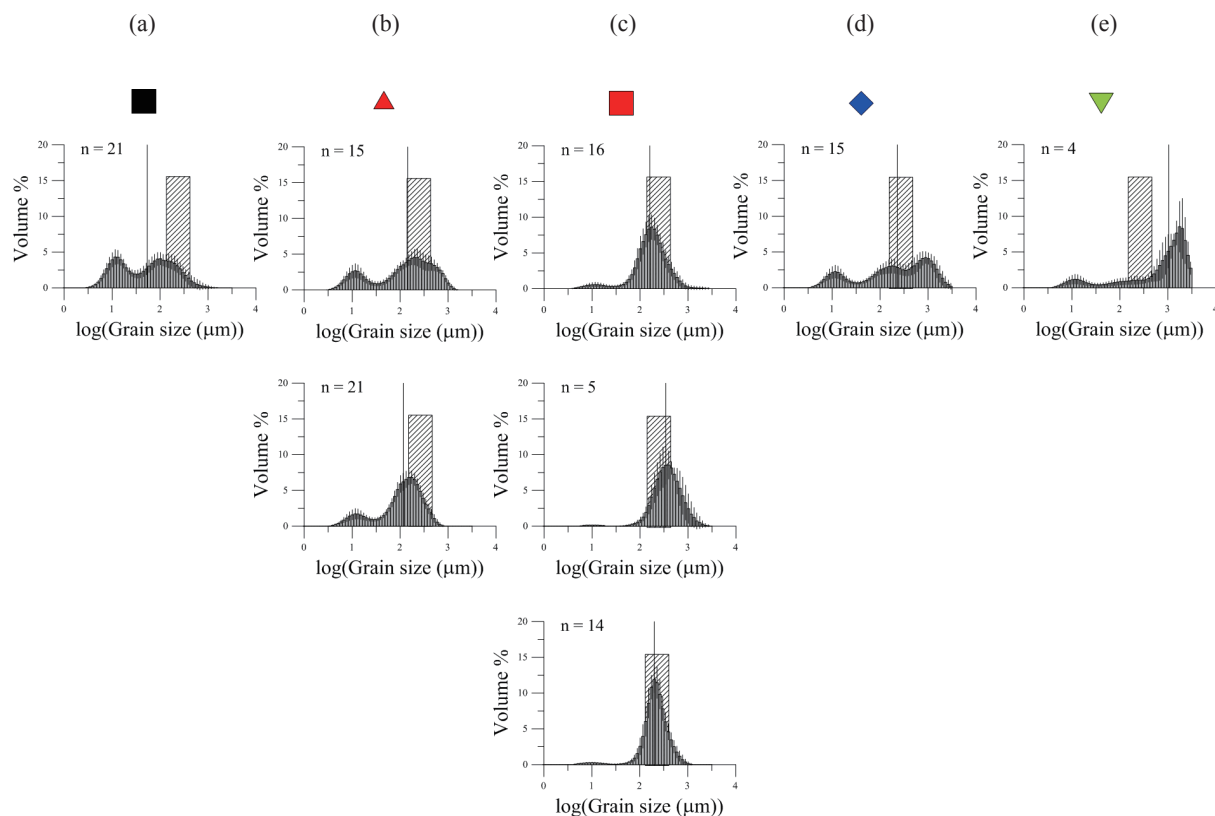


図-3.14 採泥地点のグループ化. (a) H1, (b) H2, (c) H3, (d) H4, (e) H5. ハッチは表-3.1で示すアマモの生育に適した中央粒径の範囲を示す. n はグループ内のデータ数. 縦の実線は中央粒径, 各バーの縦線は±標準偏差を示す.

H1 : 2つのモードの内, 大きいモードでも適性粒径よりも少し小さく, 小さいモードの割合は, 大きなモードと同じ程度の割合であることから, 適性な粒度分布よりも泥分が多く, アマモの生育にはあまり適していないと考えられる.

H2 : 2つのモードの内, 大きいモードが適性粒径の範囲に入っており, アマモの生育に適していると考えられる.

H3 : 卓越する粒径が適性粒径と一致しており, アマモの生育に適していると考えられる.

H4 : 適性に一致している粒径もあるが, それ以外の割合が多く, アマモ生育にはあまり適していないと考えられる.

H5 : 卓越する粒径が適性範囲よりも大きく, アマモ生育は困難と考えられる.

H6 : 礫が多く, アマモ生育は困難と考えられる.

各グループの空間分布 (図-3.15) は, 底泥の詳細分布を示す. 第1回調査で「Z3では礫主体の底泥と砂主体の底泥が一つの浜の中で混在している」と推測されたように, 堀内から小田ノ浜まで, 礫主体の底泥と砂主体の底泥が混在している様子が明確になった. 礫主体でアマモ生育に適していない地点が, 堀内および八ノ木浜では半数以上, 葉ノ木浜および小田ノ浜では4割程度だった. 葉ノ木浜および小田ノ浜では, 岬の背後に礫主体の地点が分布していた.

Z2 (小堀) では, シルト分が多く, アマモに適していない状況は変わっていなかった.

Z1 (釜ヶ沢, 赤前) では, 第1回調査と同様にアマモにとって適した状況だった. 第2回調査で新たに加えた宮古港高浜地区の背後の底泥は, アマモの生育に適していた.

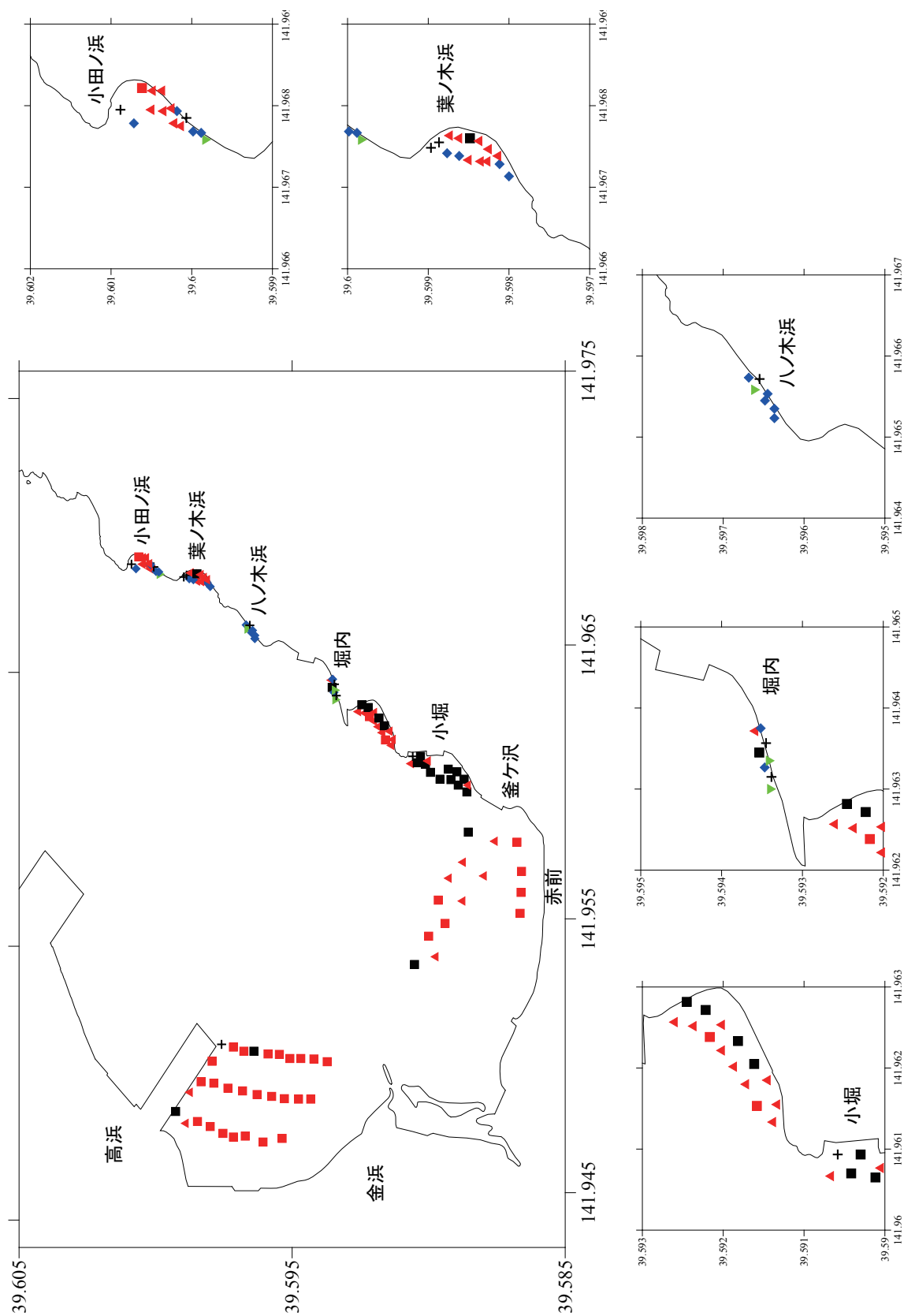


図 -3.15 6 グループの空間分布. (■ : H1, ▲ : H2, ■ : H3, ◆ : H4, ▼ : H5, + : H6)

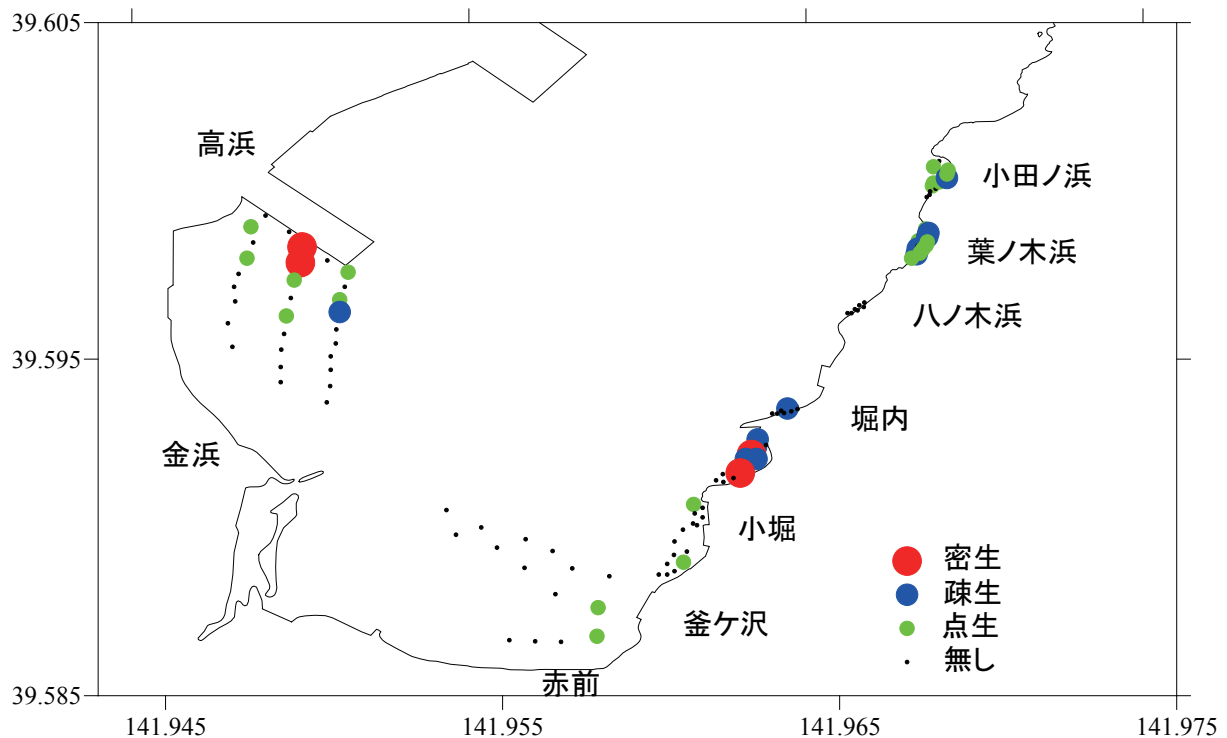


図-3.16 アマモの分布状況 (2012 年 10 月)

(2) アマモの分布

Z1 の釜ヶ沢および赤前では、アマモが点生している地点が 2 地点だった (図-3.16)。宮古港高浜地区の防波堤の背後では、アマモが密生している地点があった。これは、港湾構造物や岬の陰だったため、津波による消失を免れたアマモだと考えられる。

Z2 と Z3 の間 (小堀と堀内の間) の入江で、アマモが密生または疎生している点を確認された。これは北側の少し突き出た岬によって津波のエネルギーが軽減され、アマモの消失が免れたと考えられる。底泥が砂主体の H2, H3 または泥分が多い H1 であることは、このことを支持している。

Z3 の小田ノ浜および葉ノ木浜では、アマモが点生または疎生している点を確認された。

(3) 計算結果

a) モデルの検証

図-3.13 で示した Stn. A (上層および下層) および Stn. B において、潮流楕円を比較した。流速に着目すると、Stn. A の表層の計算値は、観測値の倍程度の値になっていた。Stn. A の下層および Stn. B の上層の計算値は、観測値とほぼ同じだった。Stn. A の潮流楕円の長軸方向は、観測値と比較して東よりだった。Stn. B の潮流楕円の長軸方向は、観測値とほぼ一致していた。Stn. A については、流速および流向ともに、計算値の精度はそれほど高くなかったが、Stn. B については、流速および流向ともに、計算値の精度はよかった。今回のアマモの種子の輸送の検討において重要な水域は Stn. B であるので、このモデルを用いて以後検討を行うこととした。

b) 結果

湾奥部の表層の残差流は、全ての季節において、流速の大小の違いはあるものの、北東もしくは東南東方向に流れていた (図-3.18, 3.19)。図-3.18 には計算領域全体を、図-3.19 には湾奥部を拡大して示している。図-3.19 は北を紙面の上にするように、図面を傾けている。

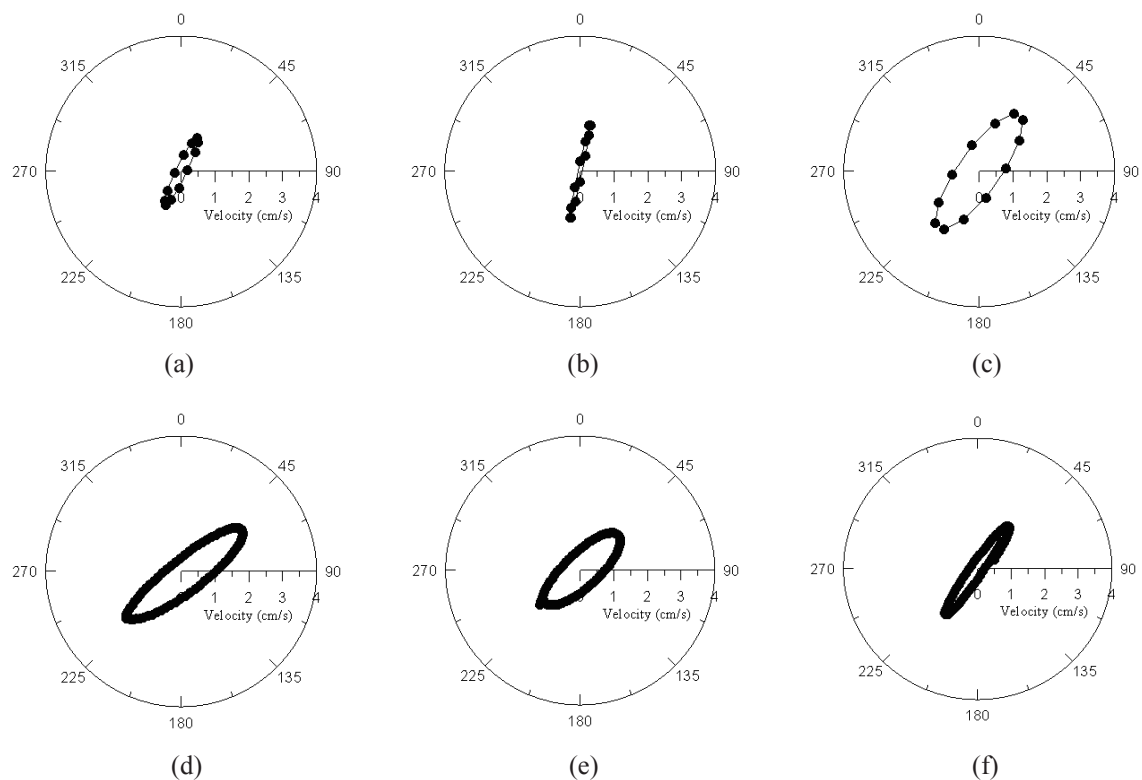


図-3.17 実測データおよび計算の潮流楕円。(a) 実測, stn. A 上層, (b) 実測, stn. A 下層, (c) 実測, stn. B 上層, (d) 計算, stn. A 上層, (e) 計算, stn. A 下層, (f) 計算, stn. B 上層. 0 度は北を指す.

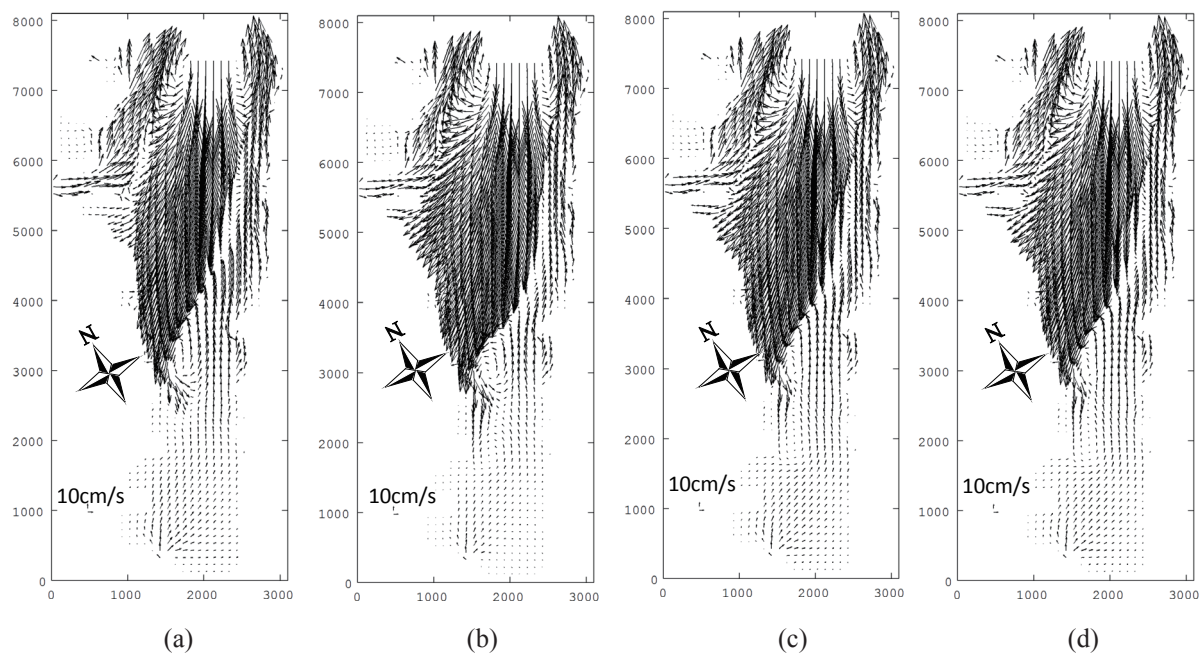


図-3.18 残差流の計算結果。(a) 春期, (b) 夏期, (c) 秋期, (d) 冬期.

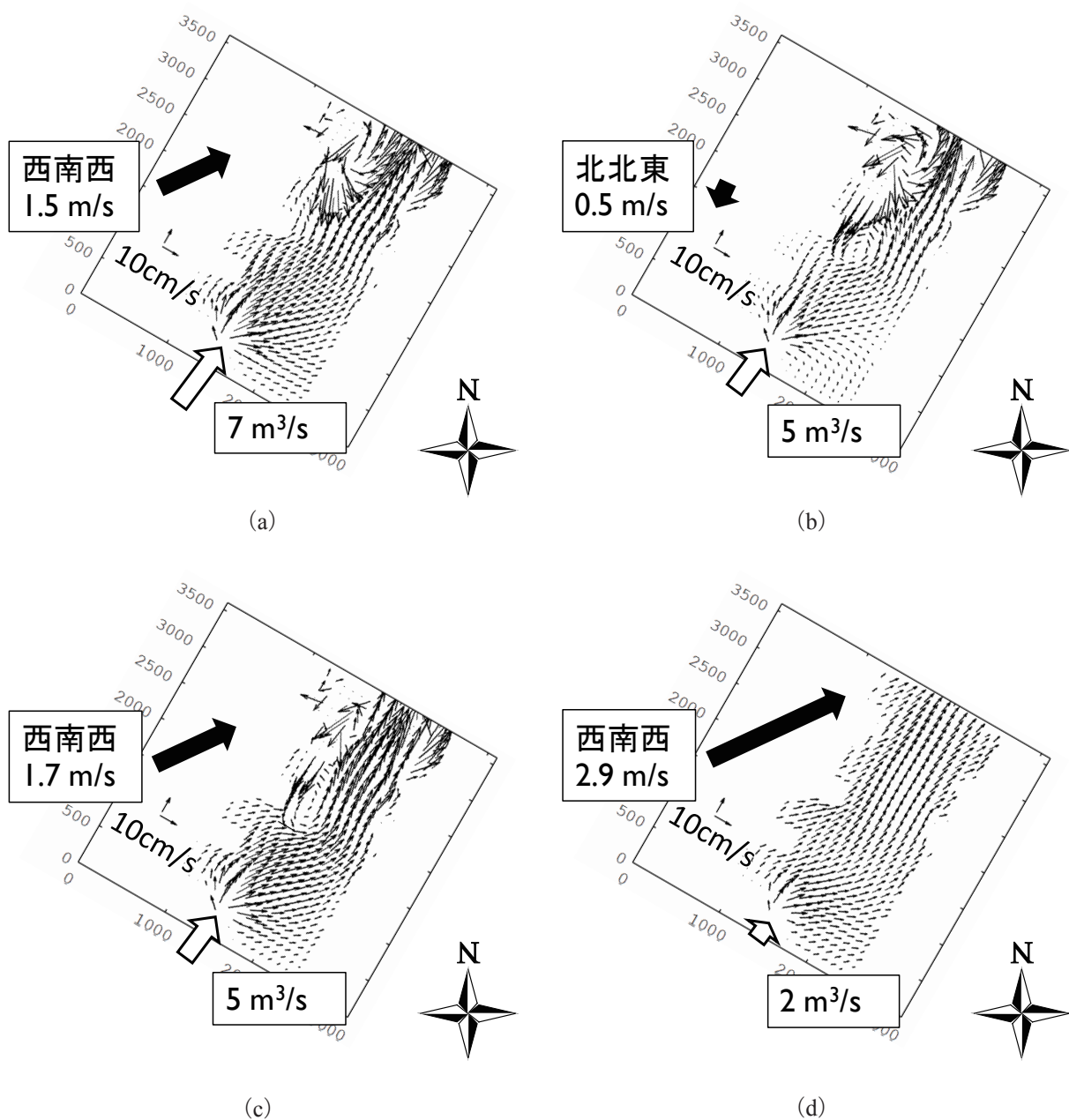


図-3.19 残差流の計算結果. (a) 春期, (b) 夏期, (c) 秋期, (d) 冬期. 黒矢印の向きと大きさは風向および風速を, 白矢印の大きさは河川流量を示す. 上を北にするように図面を傾けている.

夏期の流れが最も小さかった. これは, 夏期の風の条件が流れに対して逆であるためと考えられる. また, 冬期の流れは, 西南西の季節風が大きいにもかかわらず, 比較的小さかった. これは, 津軽石川からの河川流量が $2 \text{ m}^3/\text{s}$ と小さいためと推測される.

c) 流れの方向とアマモの分布

流れの計算結果(秋)と現存するアマモの分布を重ねると, 高浜のアマモや小堀のアマモが流れの上流になっていた. このことは, 八ノ木浜, 葉ノ木浜, 小田ノ浜に高浜や小堀から種子等の輸送が期待できることを意味する. 図-3.20 は秋の計算結果を示したが, 図-3.19 で示したように全て

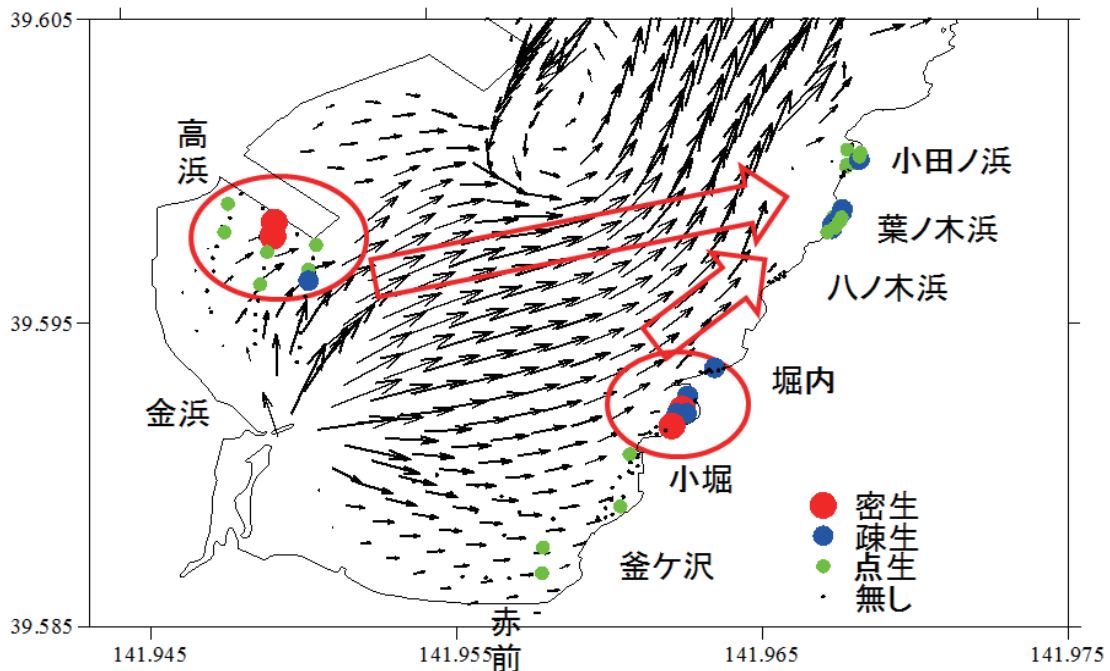


図-3.20 残差流の計算結果（秋期）とアマモの分布を重ねた図

の季節において流れの向きは同じなので、全ての季節において、八ノ木浜、葉ノ木浜、小田ノ浜に高浜や小堀からの移流の効果が期待できる。

(4) 今後のモニタリングの視点

Z1の釜ヶ沢および赤前では、現状のアマモの生育状況は点生が数地点だけであるが、底質条件はアマモに非常に適しているので、アマモ場が今後順調に広がるか否かの視点でのモニタリングが重要であると考え。高浜地区の背後のアマモ場も、底質状況は適しているので、順調に回復するか否かの同様の視点でのモニタリングが重要であると考え。

Z2では、シルト分が適性よりも多く、アマモにあまり適していない底質だった。よって、アマモの自然復元はあまり期待できない。アマモの復元のモニタリングだけでなく、底質の変化のモニタリングが重要であると考え。

Z3の小田ノ浜や葉ノ木浜では、アマモの点生や疎生が点在したが、これは、アマモの生育に適した砂主体の底泥が点在していることに関連している。アマモ場には、地形安定性(砂のトラップ機能)がある。今後、アマモの拡張と底泥の変化の關係に着目したモニタリングが重要であると考え。

今回の調査で、宮古港高浜地区の防波堤背後および小堀と堀内の間にアマモの密生が確認された。これらが湾奥一帯のアマモの種子の供給源になることを期待し、その可能性について検討していきたい。

3.4 アマモ場の復元の可能性

第1回調査および第2回調査の2回の調査を通じて、宮古湾湾奥はアマモ復元の視点で底質条件

により、3つのゾーンに分けられた；Z1: 現状でもアマモ生育に適した水域，Z2: 現状ではシルト成分が適性よりも多い底泥の水域，および Z3: 粗砂・礫成分が適性よりも多い底泥の中に，中砂成分を適度に含んだ底泥が点在している水域（図-3.21）。また，アマモが密生しているアマモ場が，宮古港高浜地区の防波堤の背後（Z1）および小堀の岬の背後の入江（Z2）に残存していることが確認された。さらに，数値計算によって，それら密生しているアマモ場から，アマモが点生もしくは疎生状態の小田ノ浜，葉ノ木浜，八ノ木浜等の沿岸（Z3）に種子が供給される可能性が示された。そこで，本節では，その後の底泥およびアマモ場の変化について調査すること，また，今後の底泥の回復の可能性について検討することを目的とする。

3.4.1. 方法

(1) 調査

本節では，2013年10月にアマモの分布状況および底泥の調査（第3回調査）を，宮古湾の湾奥の110地点で実施した（図-3.21）。この調査エリアは，第2回調査と同じエリアであり，地元漁業者の情報に基づき震災前にアマモが生育していたエリアとされたところである。また，stn. V1において鉛直コア（直径10 cm，長さ約50 cm）を採取した。

各地点の底泥に対して，粒度分布を分析した。粒度分布の測定には，レーザ回折・分散式粒度分布測定装置（LA-950，堀場製作所製）を用いた。ただし，礫（3000 μm 以上）が多かった地点に対しては，粒度分布測定から除外し，礫と記録した。

鉛直コアは，採泥後速やかに陸上において表-3.5に示す間隔でスライスした。酸化還元電位（PTS-2019C，東亜 DKK 社製）および pH（GST-2419C，東亜 DKK 社製）は，スライス後速やかに現場において測定した。粒度分布，土粒子密度， $\text{Excess}^{210}\text{Pb}$ および Cs は実験室に持ち帰り測定した。粒度分布の測定は，他地点と同様にレーザ回折・分散式粒度分布測定装置（LA-950，堀場製作所製）を用いた。 $\text{Excess}^{210}\text{Pb}$ および Cs は，Ge 半導体検出器（GL2020R，CANBERRA 社製）による γ 線測定を用いて分析した。20 g（乾重）の試料を 80,000 秒間測定した（検出限界：0.001 Bq/g）。 $\text{Excess}^{210}\text{Pb}$ は大気由来の ^{210}Pb であり（百島ら，2008），半減期は 22.3 年であり，沿岸域の堆積速度の推定にしばしば利用される。また，Cs は大気圏原水爆実験等により地球上に放出された放射性物質であり，1954 年のアメリカのビキニ環礁での水爆実験からはじまり，1963 頃にピークとなり，1967 年の部分的核実験停止条約まで続いた。その後，1986 年のチェルノブイリ原子力発電所事故，2011 年の福島第一原子力発電所事故等により突発的に地表面に降下している。これらの経時変化の特徴が年代測定に利用される。

アマモの分布調査は，各採泥地点において，潜水による目視で調査し，アマモの被度を，密生（50% 以上），疎生（25-50%），点生（25% 以下），無の 4 段階で記録した。

(2) 分析

粒度分布は，前節同様にエントロピー法を用いてグループ化した。化学組成分析は，2012 年 10 月の第 2 回調査とほぼ同地点の 120 地点で採取した底泥に対して行った。分析には，波長分散型蛍光 X 線装置（Supermini，Rigaku 社製）を用いた（岡田ら，2013）。各底泥を，63 μm の篩を湿式（AS200，Retsch 社製）で使用して，シルト成分（63 μm 以下）と砂成分（63 μm 以上）に分けた。

蛍光 X 線分析装置によって，多くの地点の底泥から共通して検出されたのは， SiO_2 ， Al_2O_3 ， Fe_2O_3 ， CaO ， K_2O ， MgO ， MnO ， Na_2O ， P_2O_5 ， TiO_2 ， ZnO ， Cl ， SO_3 ， SrO 等だった。この中で，水に溶ける可能性があるもの，底泥の嫌気状態等の底質の影響を受けるもの，貝殻の影響を受けるものを除いた Al_2O_3 ， Fe_2O_3 ， K_2O ， MgO ， SiO_2 のみを指標とした（岡田ら，2013）。化学組成のグループ化には，k-means 法を用いた。これは，クラスター解析において，非階層的手法の一般的な手法である。計算には，統計ソフト R を使用した。

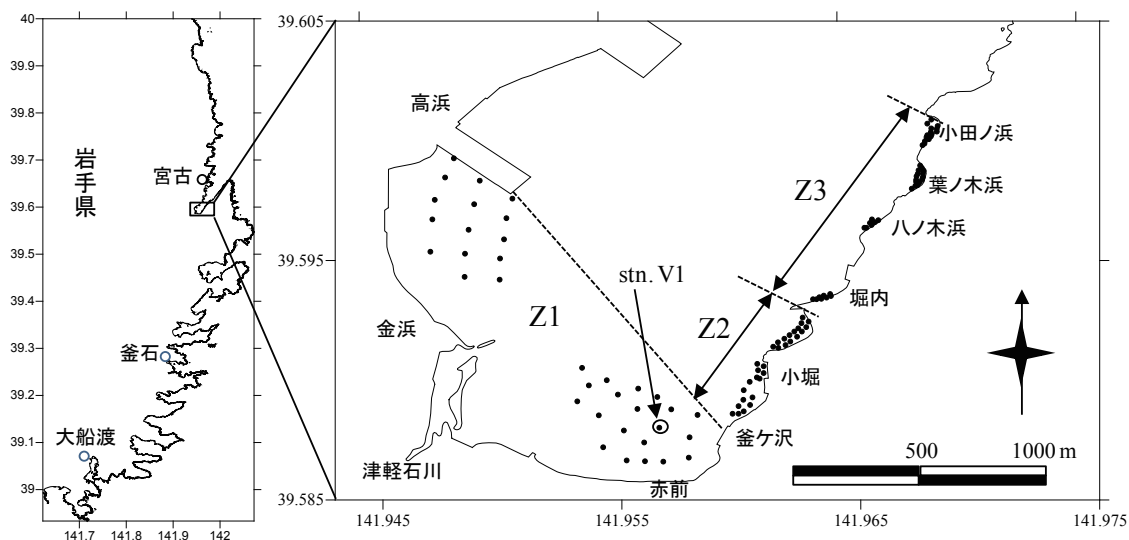


図 -3. 21 既往調査によるアマモの生育条件からみたゾーニング (Z1, Z2, Z3). ●は本調査の調査地点.

表 -3. 5 鉛直コアのスライス位置と分析項目

No	層の上面 (底泥表面からの 深さcm)	層の下面 (底泥表面からの 深さcm)	層厚 (cm)	excess 210Pb	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	粒度分 布	酸化還 元電位	pH	土粒子 密度	含水比
1	0	2	2	○	○	○	○	○	○	○	○
2	2	4	2				○	○	○	○	○
3	4	6	2	○	○	○	○	○	○	○	○
4	6	8	2				○	○	○	○	○
5	8	10	2	○	○	○	○	○	○	○	○
6	10	12	2	○	○	○	○	○	○	○	○
7	12	14	2	○	○	○	○	○	○	○	○
8	14	18	4	○	○	○	○	○	○	○	○
9	18	20	2	○	○	○	○	○	○	○	○
10	20	24	4	○	○	○	○	○	○	○	○
11	24	26	2	○	○	○	○	○	○	○	○
12	26	30	4				○	○	○	○	○
13	30	32	2	○	○	○	○	○	○	○	○
14	32	36	4				○	○	○	○	○
15	36	38	2	○	○	○	○	○	○	○	○
16	38	42	4				○	○	○	○	○
17	42	44	2	○	○	○	○	○	○	○	○
18	44	48	4				○	○	○	○	○
19	48	50	2	○	○	○	○	○	○	○	○

3. 4. 2. 結果

(1) 粒度分布

粒度分布をエントロピー法を用いて、8 グループに分割した (図 - 3. 22). それらをアマモの適正粒径 (140 - 390 μm) (マリノフォーラム 21) に照らし、大きく 4 グループ (I1 - I4) に分け、各グループの平均粒度分布を作成した (図 -3. 23). それぞれのグループは、次のような粒度分布の特徴があった.

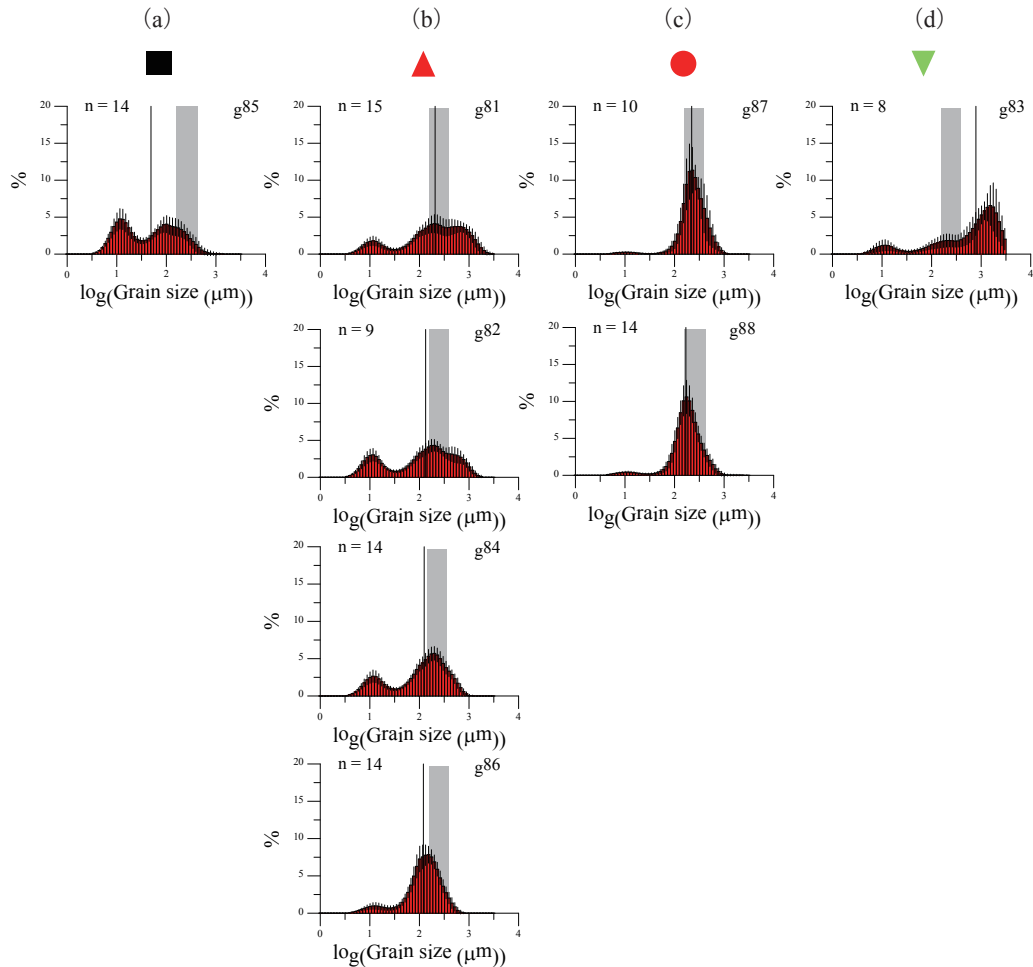


図-3.22 粒度分布のグループ化。(a) I1 : ■, (b) I2 : ▲, (c) I3 : ●, (d) I4 : ▼. ハッチはアマモの生育に適した中央粒径の範囲 (140-390 μm) を示す. n はグループ内のデータ数. 縦の実線は中央粒径, 各バーの縦線は土標準偏差を示す.

- I1 (■) : 卓越する粒径が 10 μm および 100 μm 付近の 2 つ, 両者の割合は同じ程度, 主な粒径が 5 - 500 μm , 粒度分布の拡がりが大きいシルト混じりの細砂. 中央粒径は 49 μm . 2 つのモードの内, 大きいモードでも適性粒径 (140 - 390 μm) よりも小さい. 適性よりも泥分が多く, アマモの生育にはあまり適していない.
- I2 (▲) : 卓越する粒径が 10 μm および 200 μm 付近の 2 つ, 両者の割合は 200 μm の方が大きい, 主な粒径が 50 - 1000 μm , 粒度分布の拡がりが大きいシルト混じりの中砂. 中央粒径は 138 μm . 2 つのモードの内, 大きいモードは適性粒径を含んでおり, アマモの生育に適している.
- I3 (●) : 卓越する粒径が 200 μm 付近の 1 つ, 主な粒径が 100 - 500 μm , 粒度分布の拡がりが小さい中砂. 中央粒径は 191 μm . モードは適性粒径に一致しており, アマモの生育に適している.
- I4 (▼) : 卓越する粒径が 1500 μm 付近の 1 つ, 主な粒径が 5 - 3000 μm , 粒度分布の拡がりが非常に大きい極粗砂. 中央粒径は 784 μm . モードは適性粒径よりも大きく, アマモの生育にあまり適していない.
- I5 (+) : 礫主体でアマモの生育にあまり適していない.

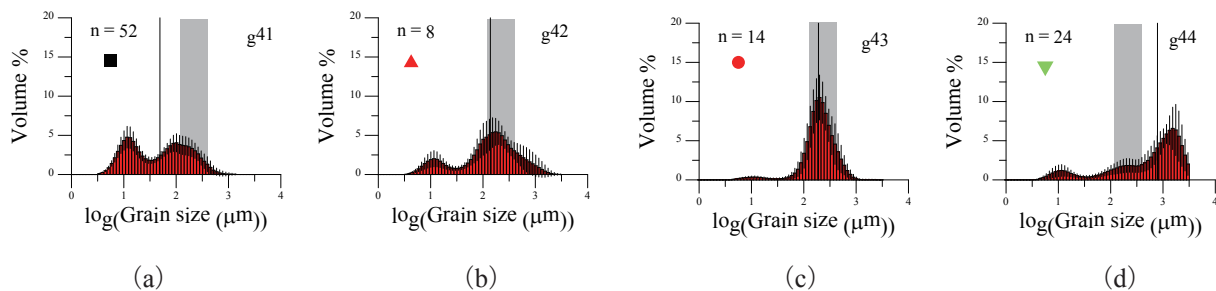


図-3.23 図-3.22で示した粒度分布の平均化. (a) I1 : ■, (b) I2 : ▲, (c) I3 : ●, (d) H4 : ▼. ハッチはアマモの生育に適した中央粒径の範囲 (140-390 μm) を示す. n はグループ内のデータ数. 縦の実線は中央粒径, 各バーの縦線は土標準偏差を示す.

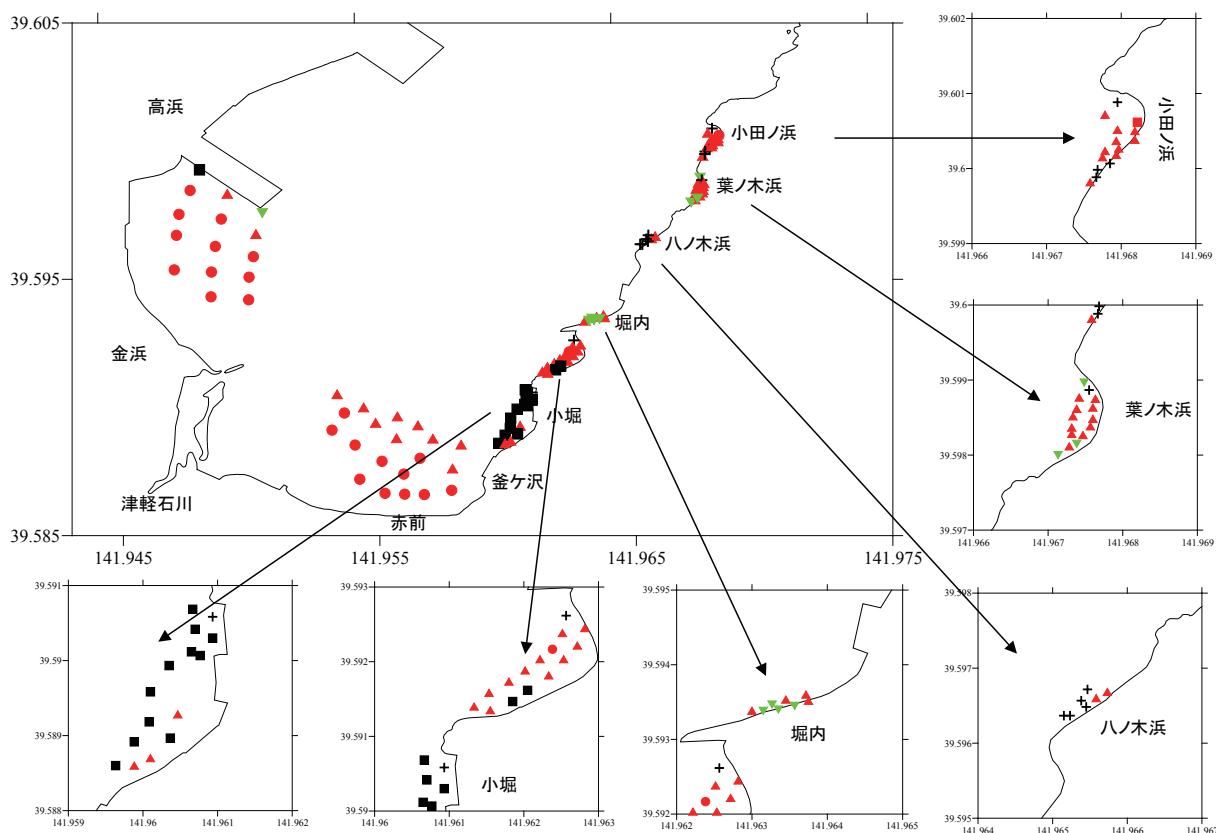


図-3.24 粒度分布からグループ化された4グループに礫のグループを加えた5グループの空間分布. I1 : ■, I2 : ▲, I3 : ●, I4 : ▼, I5 : +.

粒径が粗くアマモ生育に適していない地点が、葉ノ木浜および小田ノ浜では3割程度だった。堀内、八ノ木浜では、それぞれ5割、7割程度だった（図-3.24）。小堀では、底泥が細かくアマモに適していない地点が7割程度あった。釜ヶ沢、赤前、宮古港高浜地区の背後では、数地点を除いてアマモにとって適した底泥だった。

これらの状況は、2012年10月の第2回調査結果（図-3.25, 3.26）と比較すると、ほとんど変化が見られなかった。なお、第2回調査結果の粒度分布のグループ分けは、岡田ら（2013）では5グループだったが、今回調査のグルー分けに合わせて、4グループに変更した。これは、2012年と

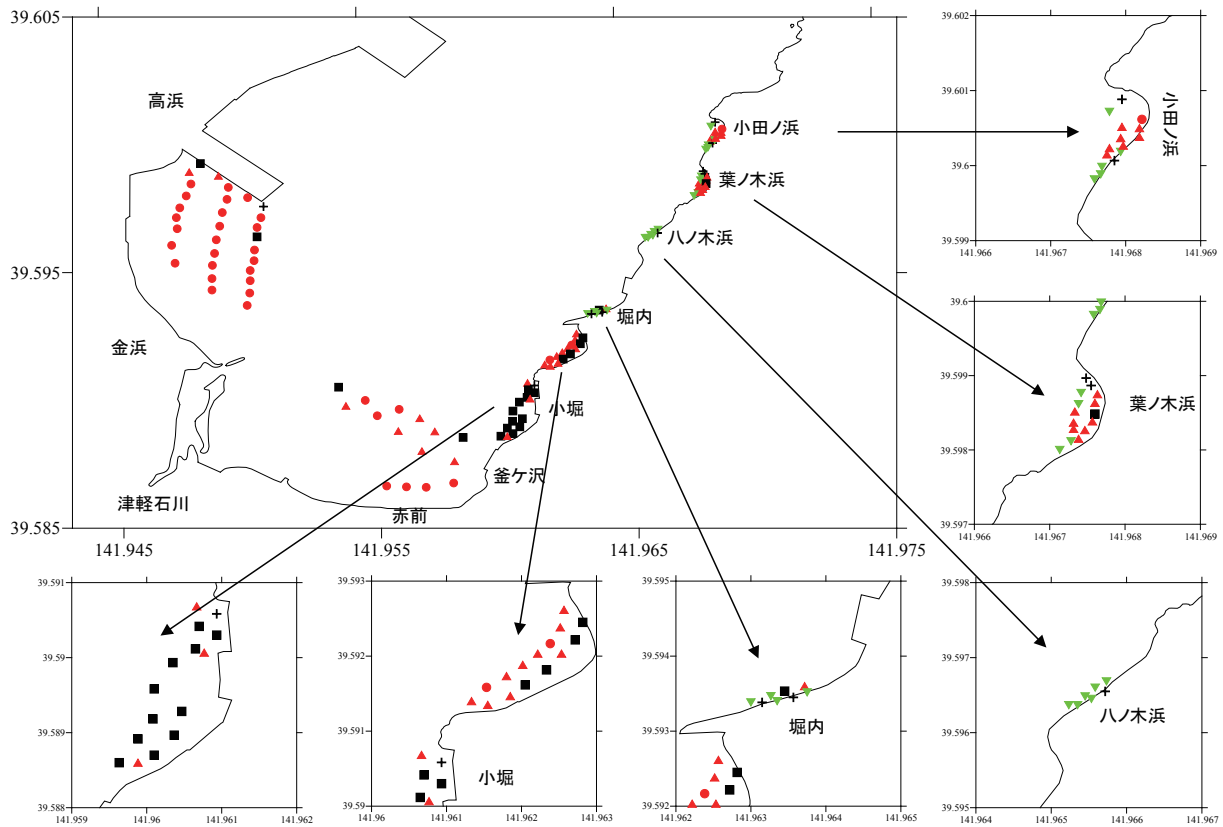


図 -3.25 既往調査（2012 年 10 月調査）で得られた粒度分布からグループ化された 4 グループに礫のグループを加えた 5 グループの空間分布. H1 : ■, H2 : ▲, H3 : ●, H4 : ▼, H5 : +.

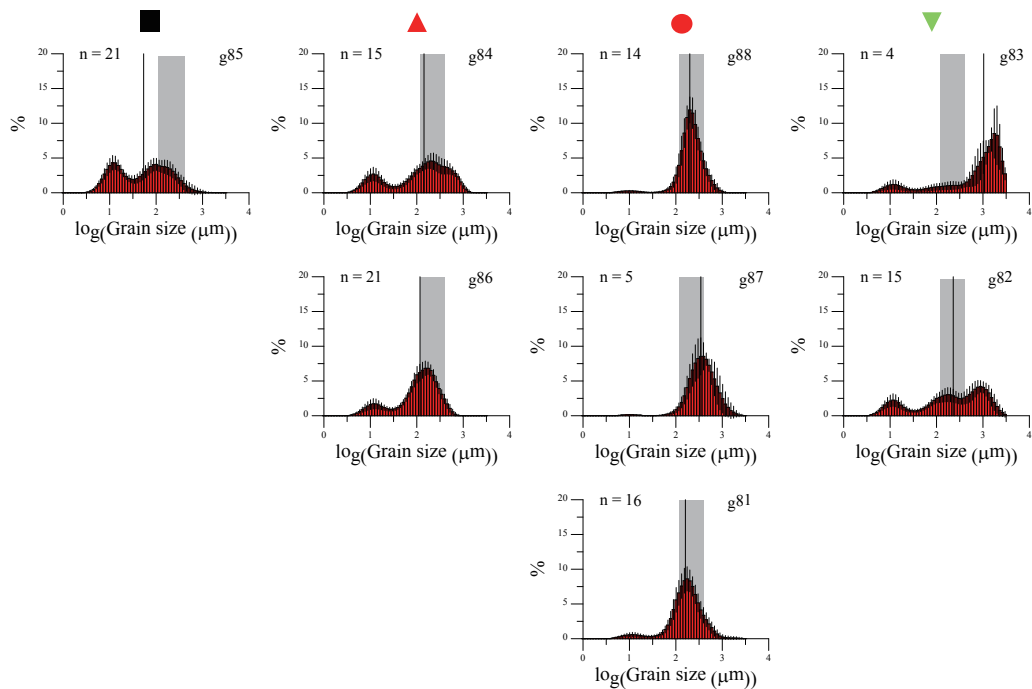


図 -3.26 既往調査（2012 年 10 月調査）で得られた粒度分布からグループ化された 4 グループに礫のグループを加えた 5 グループの空間分布. H1 : ■, H2 : ▲, H3 : ●, H4 : ▼, H5 : +.

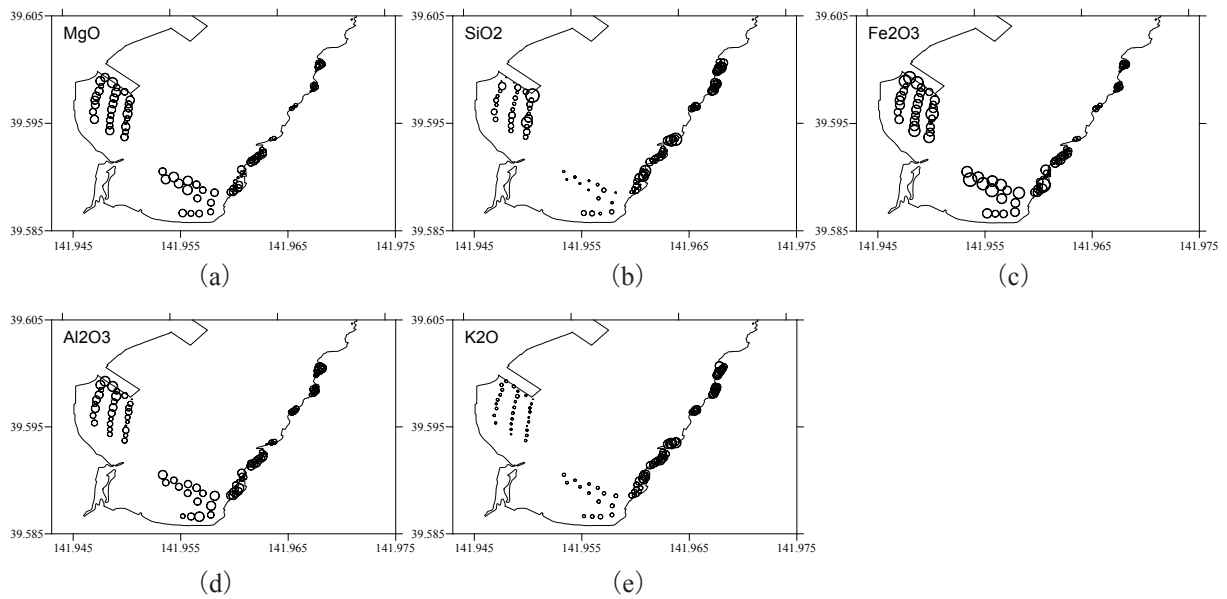


図-3.27 砂成分に対する化学組成の空間分布. (a) MgO, (b) SiO₂, (c) Fe₂O₃, (d) Al₂O₃, (e) K₂O.

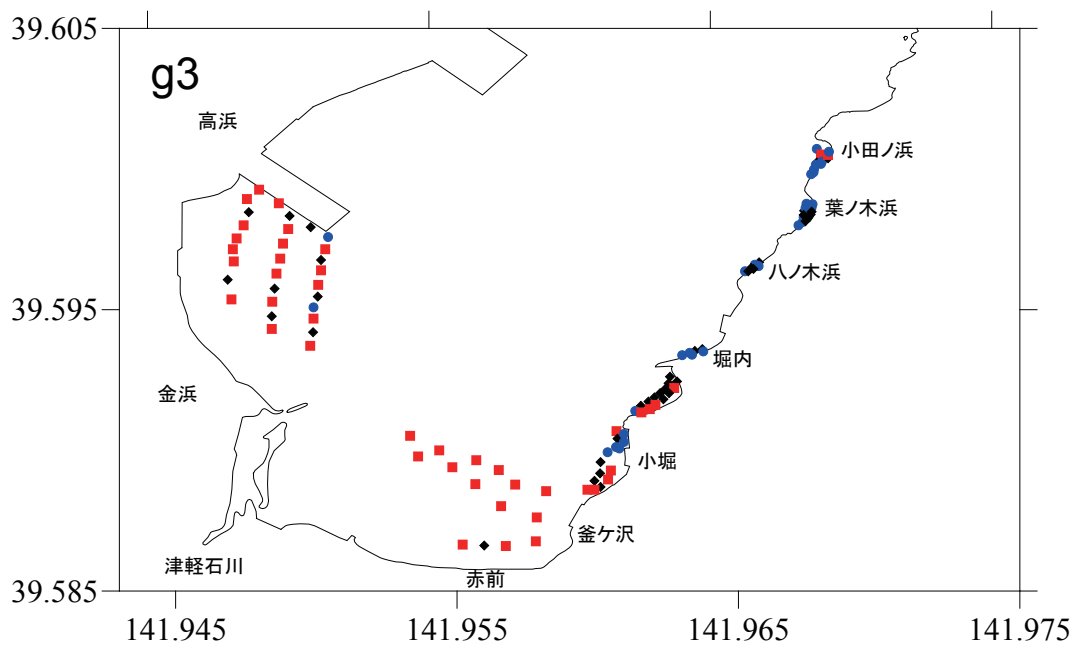


図-3.28 化学組成に基づいてグループ化された砂成分の空間分布. C1 : ■, C2 : ◆, C3 : ●.

2013 年調査結果において同じ記号の粒度分布は、類似した粒度分布を持つグループとするためである。

(1) 化学組成

砂成分の Fe₂O₃ は釜ヶ沢，赤前，宮古港高浜地区の背後では高い値だったが，葉ノ木浜および小田ノ浜では小さい値だった．MgO の分布は Fe₂O₃ に似ていたが，SiO₂ は逆に，釜ヶ沢，赤前，宮古港高浜地区の背後では小さく，葉ノ木浜および小田ノ浜では大きかった（図-3.27）．このような

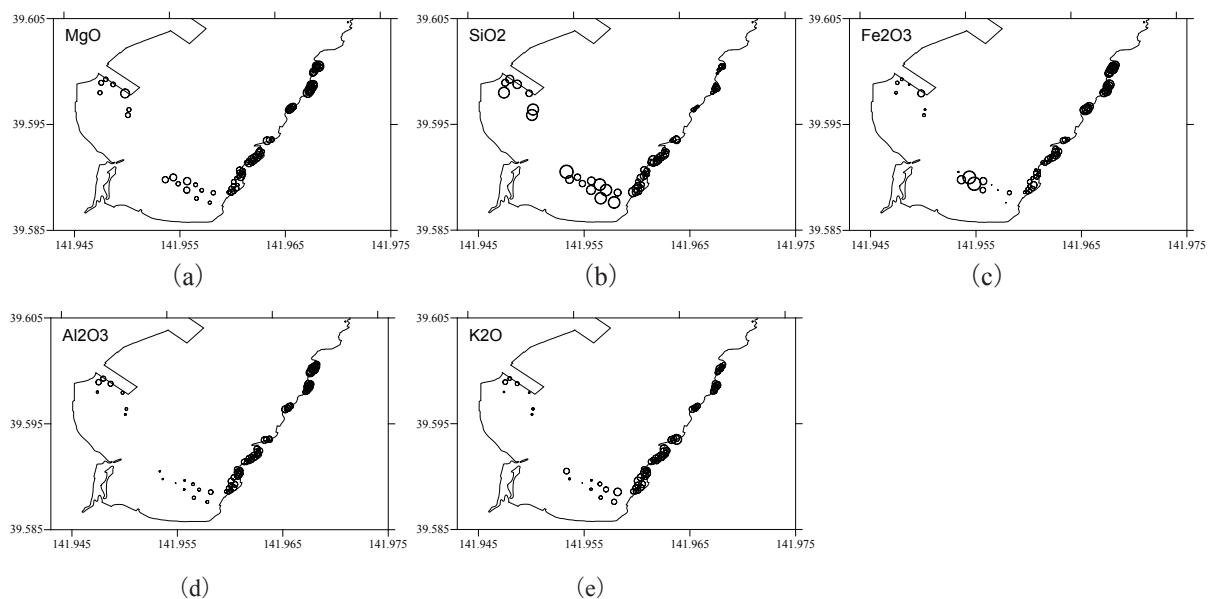


図-3.29 シルト成分に対する化学組成の空間分布. (a) MgO, (b) SiO₂, (c) Fe₂O₃, (d) Al₂O₃, (e) K₂O.

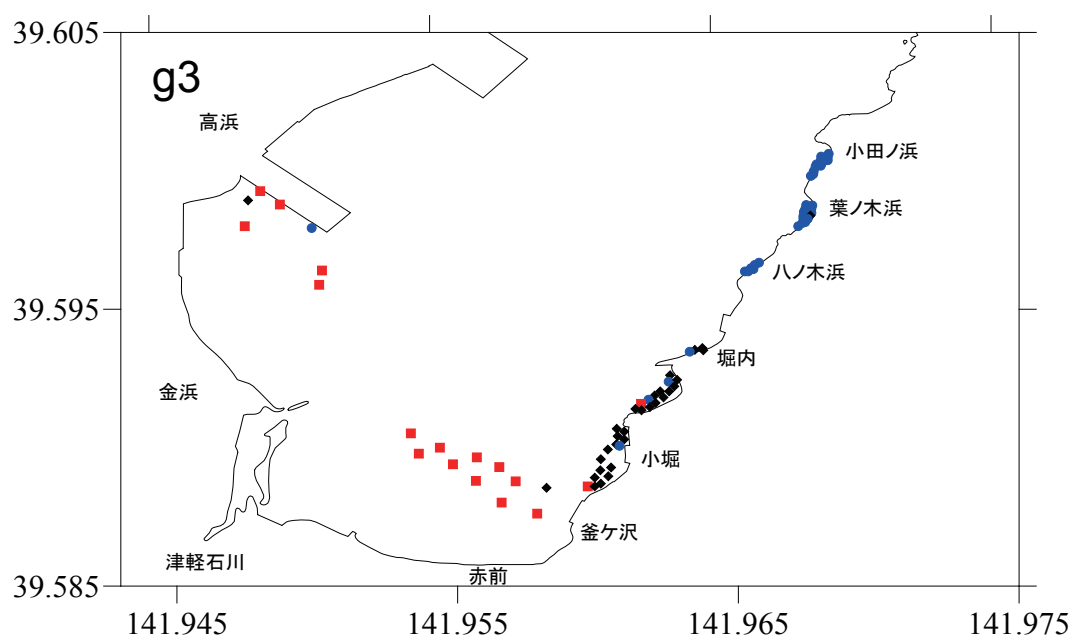


図-3.30 化学組成に基づいてグループ化されたシルト成分の空間分布. S1 : ■, S2 : ◆, S3 : ●.

Al₂O₃, Fe₂O₃, K₂O, MgO, SiO₂ の空間的な特徴を, k-means 法でクラスター解析し, 3つのグループに分けた (図-3.28). C1 は主に釜ヶ沢, 赤前, 宮古港高浜地区の背後に, C2 は主に小堀に, そして C3 は主に葉ノ木浜, 小田ノ浜, 八ノ木浜, 堀内に分布していた. この分布は図-3.21 で示した当初の粒度分布に基づくゾーンと一致していた. C1 は Z1, C2 は Z2, そして C3 は Z3 に分布していた.

シルト成分の分析結果は砂成分と比較すると, データ地点が少なくなっている. これは, 幾つかの地点において, 底泥中のシルト成分の量が分析に十分ではなかったためである. 砂成分とは逆に, 赤前および宮古港高浜地区の背後で, SiO₂ は大きく, Al₂O₃ は小さかった. このような Al₂O₃,

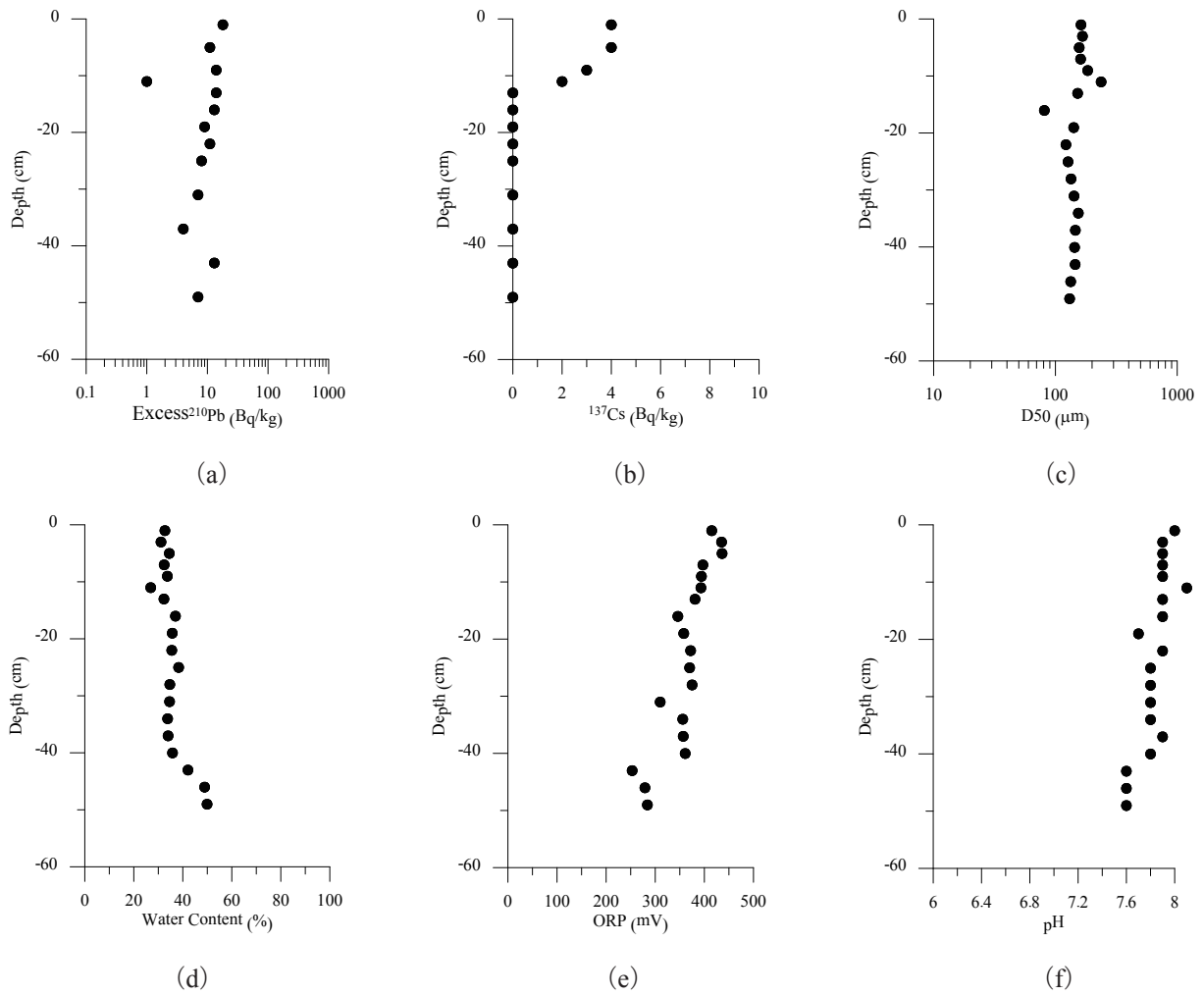


図-3.31 各成分の鉛直分布. (a) Excess²¹⁰Pb, (b) ¹³⁷Cs, (c) 中央粒径, (d) 含水比, (e) 酸化還元電位, (f) pH.

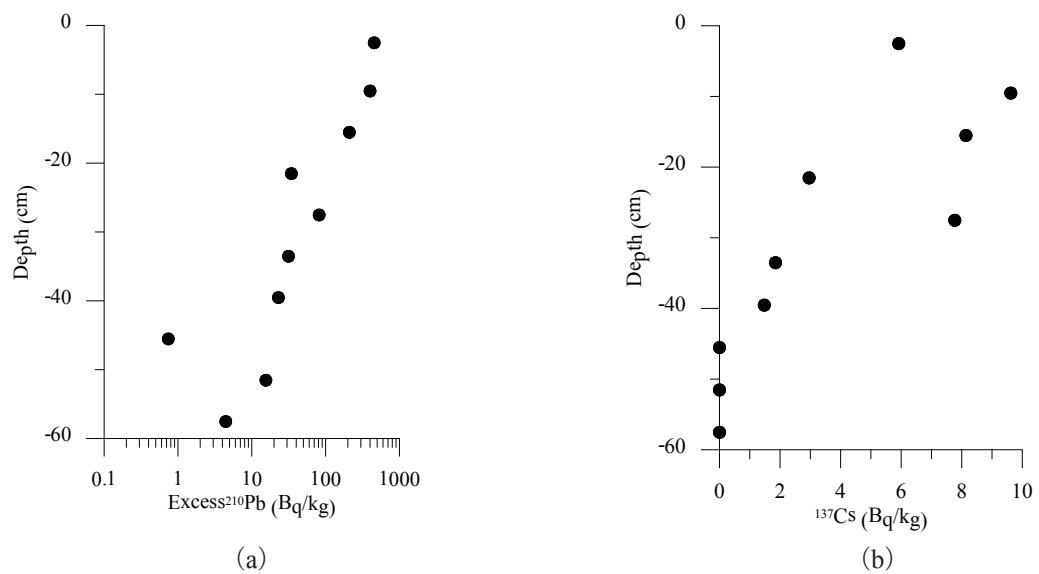


図-3.32 津波前（2000年）の大船渡湾における (a) Excess²¹⁰Pb, (b) ¹³⁷Cs の鉛直分布.

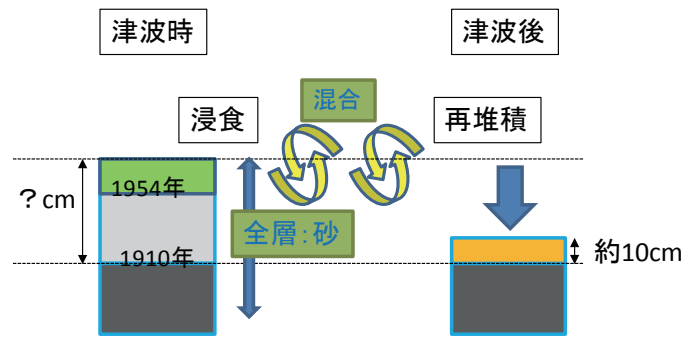


図-3.33 津波による底泥の浸食および再堆積のイメージ

Fe_2O_3 , K_2O , MgO , SiO_2 の空間的な特徴を、砂成分と同様に k-means 法でクラスター解析し、3つのグループに分けた (図-3.30). S1 は主に釜ヶ沢, 赤前, 宮古港高浜地区の背後に, S2 は主に小堀に, そして S3 は主に葉ノ木浜, 小田ノ浜, 八ノ木浜, 堀内に分布していた. この3グループの分布は, 砂成分と似た傾向を示していた. 砂成分は小堀付近で C1, C2, C3 が混合していたが, シルト成分は小堀付近で S2 以外のグループとの混合の度合いは強くなかった. この分布も図-3.21 で示した当初の粒度分布に基づくゾーンと一致しており, S1 は Z1, S2 は Z2, そして S3 は Z3 に分布していた.

(2) 鉛直コア

^{137}Cs は表層 11 cm まで検出されたが, 13 cm 以深は検出されなかった (図-3.31). 一方, ^{134}Cs は全層において検出されなかった. このことから, この ^{137}Cs は 1954 年以降の水爆実験由来と考えられる. また, 著者らが津波前の大船渡湾で実施した調査によって, 福島第一原事故以前でも過去の水爆実験等の影響によって大船渡湾においては 10 Bq/kg 程度の ^{137}Cs が存在していた (図-3.32). この値と比較しても, 値の大きさから, 今回調査の宮古湾表層の ^{137}Cs も過去の水爆実験等の影響と考えられる.

中央粒径は 11 - 16 cm 層に不連続な層が見られた. これは ^{137}Cs の検出限界層と一致していた. 中央粒径は, 不連続層で値が変動しているが, 表層から下層までほぼ一様に 100 - 200 μm だった. 粒度分布の形状は, 各層ともに図-3.22 の H3 グループに相当する形状だった.

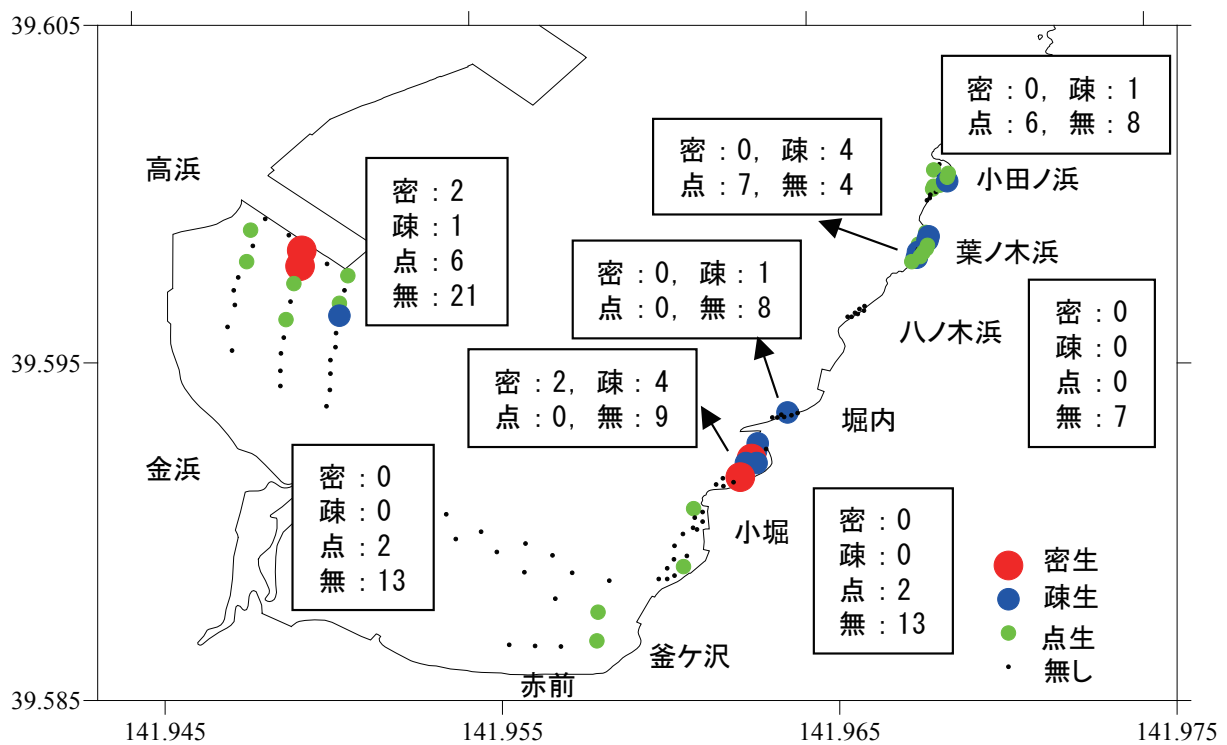
$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ の表層の値は 15 Bq/kg で, 50 cm 下層までほぼ一様だった. $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ は大気由来であるため, 降下量の地域差はあまり大きくなく, 日本では 167 - 380 Bq/m²/y の範囲である (Tsunogai ら, 1985). 著者らが津波以前の大船渡湾で測定した結果では, $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ は約 400 Bq/kg だった (図-3.32). 表層 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ の値は陸域からの土砂流入量, 粒径および底泥の混合等の条件によって異なるが, 宮古湾の津波前の表層の値を 400 Bq/kg だったと仮定すると, 15 Bq/kg の表層の底泥は, 約 100 年前の堆積物と推定される.

^{137}Cs , 中央粒径の不連続層および $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ の結果と合わせると, 津波によって 100 年分の堆積物が一時的に巻き上がり, その後に表層 11 cm 分が再堆積したと推測される (図-3.33).

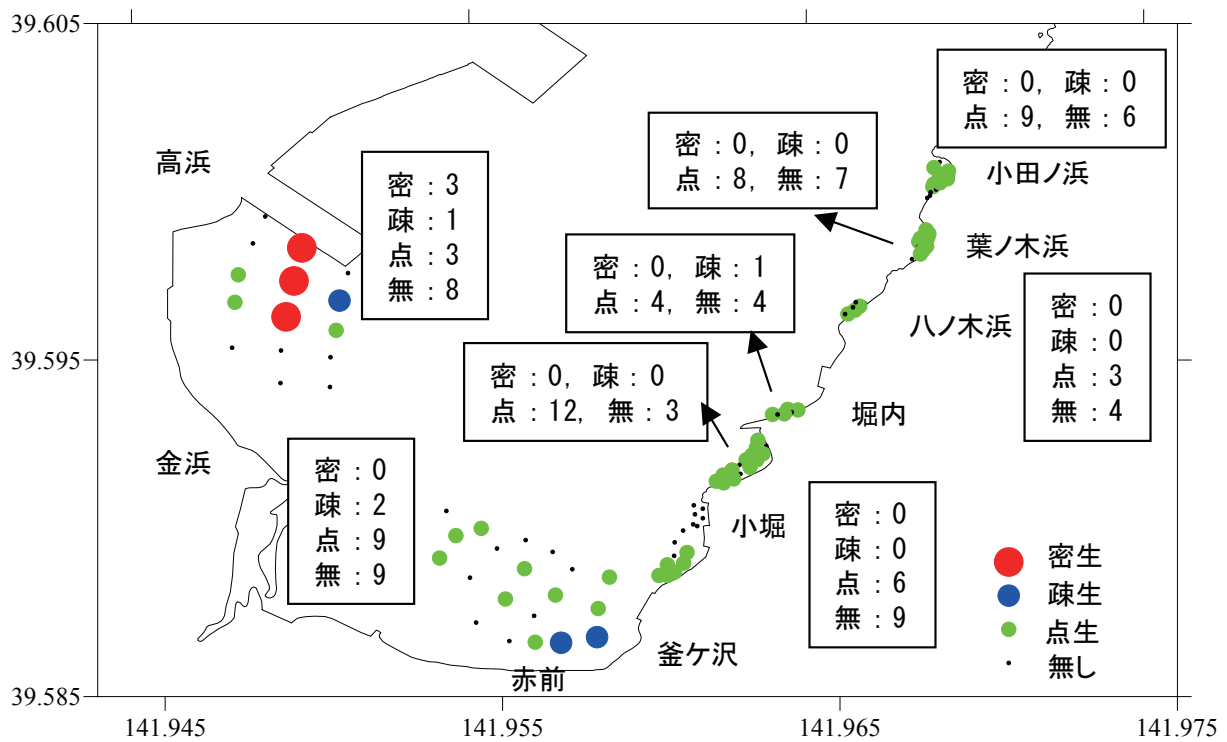
(3) アマモ

2012 年と比較すると, 2013 年のアマモ場は, 高浜においては, 密生の範囲が 2 地点から 3 地点に拡大していた (図-3.34). 2013 年の高浜の調査地点の密度は, 2012 年の調査密度の約半分なので, 面積換算すると約 6 倍の拡がりであった. 赤前では, 点生の範囲が, 2 地点から 9 地点に広がっていた. 八ノ木においても点生の範囲が 0 地点から 4 地点に, 堀内においても点生の範囲が 0 地点から 4 地点に広がっていた.

一方で, 葉ノ木浜において 2012 年に 4 地点あった疎生の地点は, 2013 年では見られなかった. 小田ノ浜において 2012 年に 1 地点あった疎生の地点は, 2013 年では見られなかった. また, 小堀



(a)



(b)

図-3.34 アマモの分布状況。(a) 2012年10月, (b) 2013年10月。

の北側の海岸において、2012年に2地点あった密生の地点および4地点あった疎生の地点は、2013年には見られなかった。一方、点生の地点が0地点から12地点に増加しており、生息密度は減少したが、生息範囲は増加していた。

3.4.3. 考察およびまとめ

2012年調査によって、津波によって被害を免れたアマモ場が小規模ながらも存在していることが見つかったZ1のアマモ場付近では、アマモが着実に拡大していた。底泥の鉛直コアの分析結果から、津波前の底泥表層は津波によって浸食され、約100年前の堆積層が現時点の表層泥となっていた。それにもかかわらず、この赤前の地点では、約100年前の底泥でも、粒度分布の拡がり小さい中砂で、アマモに適した粒度分布であることが幸いし、比較的速度やかなアマモの回復をもたらしていると考えられる。

化学組成の結果は、津軽石川河口の底泥とZ3の底泥の化学組成は異なることを示した(図-3.28)。このことは、Z3の底泥は、湾奥において唯一の主要河川である津軽石川由来でないことを意味する。Z3の海岸の底泥は、おそらく背後の山地から小河川等を通じて流入しているものと考えられ、その供給量は小さいと推測される。Z3のアマモ場の回復には、Z3の底泥の回復、すなわち砂分の増加が求められるが、このことを考慮すると、数年の短期間では砂分の回復は期待できない。

しかし、前節3.3の数値計算の結果(岡田ら, 2013)は、2012年のアマモ調査で密生が確認されたZ1の水域からZ3への流れがあり(図-3.20)、アマモの種子がZ3へ供給される可能性があることを示している。また、Z3にはアマモが既に点在していることが確認されている(図-3.32)。したがって、Z3はアマモが全く生育できない環境ではないと考えられる。

これらのことから、Z3のアマモ場の回復は、Z1よりもゆっくりとしたペース、またはZ1のように一面にアマモ場という生育形態とは異なり、点在する砂地にアマモ場が点在し、礫にはコンブ科やホンダワラ科が生息する生育形態になると考えられる。

3.5. まとめ

本研究では、東日本大震災の津波によって大きな被害を受けた宮古湾のアマモ場の再生を目指し、被災後の底質およびアマモ場の変遷のモニタリング、および自然の復元力により復元の可能性の検討を行った。

被災後の底質およびアマモ場の変遷のモニタリングによって、宮古湾湾奥はアマモ復元の視点で底質条件により、3つのゾーンに分けられた；Z1:現状でもアマモ生育に適した水域、Z2:現状ではシルト成分が適性よりも多い底泥の水域、およびZ3:粗砂・礫成分が適性よりも多い底泥の中に、中砂成分を適度に含んだ底泥が点在している水域。また、アマモが密生しているアマモ場が、宮古港高浜地区の防波堤の背後(Z1)および小堀の岬の背後の入江(Z2)に残存していることが確認された。

底泥の由来を分析した結果、Z3の底泥は、湾奥において唯一の主要河川である津軽石川由来でなく、背後の山地から小河川等を通じて流入しているものと考えられ、その供給量は小さいと推測された。Z3のアマモ場の回復には、Z3の底泥の回復(砂分の増加)が求められるが、砂の供給を考慮すると、数年の短期間では砂分の回復は期待できない。したがって、もし砂の供給が現状程度の少量の状態が続くならば、Z3のアマモ場の回復は、Z1よりもゆっくりとしたペース、またはZ1のように一面にアマモ場という生育形態とは異なり、点在する砂地にアマモ場が点在し、礫にはコンブ科やホンダワラ科が生息する生育形態になると考えられる。

このように、津波による大きなダメージを受けた海草の復元には、底泥の変化の有無が強く影響する。また、海草の自然復元速度に対して、底泥の自然復元速度は遅い。この植物と基盤の復元速度の差の程度が、元の生態系に戻るか、別の生態系になるかの要因になると考えられる。今後更に調査を継続して、アマモ場および底泥の変遷をモニターしていきたい。

参考文献

- 岩手県（1998）：平成9年度・10年度宮古湾港湾計画改訂環境現況調査業務委託報告書，245p.
- 岡田知也・古川恵太（2005）：東京湾沿岸域における音響装置を用いた詳細な底質分布図の作成とベントス生息状況，海岸工学論文集，第52巻，pp.1431-1435，2005.
- 岡田知也・グエン・ティエ・モンチン・古川恵太（2009a）：粒度分布形状に基づいた底泥分布図の提案－東京湾を例として－，海洋開発論文集，Vol.25，pp.401-406.
- 岡田知也・グエン・ティエ・モンチン・古川恵太（2009b）：底泥の化学組成および粒度分布を用いた底泥輸送の推定 - 京浜運河への適用事例 -，海岸工学論文集，56，pp.976-980.
- 岡田知也（2011）：内湾域における底泥について，2011年度（第47回）水工学に関する夏期研修会講義集.
- 岡田知也，吉田 潤，上村了美，古川恵太（2012）：宮古湾におけるアマモ復元の視点でみた底質状況，国総研資料，第688号，pp.1-17.
- 岡田知也，大淵敦司，古川恵太（2013）：化学組成および粒度分布に基づいた東京湾の底質分布，土木学会論文B2，Vol.69，No.2，pp.1121-1125. 岡寄守良（1994）：三陸沿岸の海湾における海水交換と変動現象，沿岸海洋研究ノート，第32巻，第1号，pp.15-28.
- 岡田知也，古川恵太（2013）：宮古湾における津波からのアマモ復元の視点でみた底質状況，土木学会論文B3，Vol.69，No.2，pp.31-36.
- 岡田知也，丸谷靖幸，中山恵介，古川恵太（2013）：宮古湾における底泥およびアマモのモニタリング結果（2012年10月），国総研資料，第752号，pp.1-17.
- 岡寄守良（1994）：三陸沿岸の海湾における海水交換と変動現象，沿岸海洋研究ノート，第32巻，第1号，pp.15-28.
- 国土交通省港湾局（2003）：海の自然再生ハンドブック 第3巻 藻場編，株式会社ぎょうせい，110p.
- 後藤友明（2011）：東日本大震災によって三陸海岸域の海と海洋生物に何がおこったか，Ebucheb，Vol.43，pp.2-5.
- 新谷哲也・中山恵介（2009）：環境流体解析を目的としたオブジェクト指向型流体モデルの開発と検証，水工学論文集，第53巻，pp.1267-1272.
- 鈴木昌弘，石丸隆，伊藤進一，梅澤有，小川浩史，木暮一啓，小松輝久，高田秀重，田辺信介，津田敦，中田薫，福田秀樹，風呂田利夫（2011）：東日本大震災による海洋生態系影響の実態把握と今後の対応策の検討（提言），日本海洋学会ニュースレター，Vol.1，No.3，pp.1-4.
- 千原光雄（1970）：標準原色図鑑全集 第15巻 海藻，株式会社保育社，173p.
- 原口強・岩松暉（2011）：東日本大震災 津波詳細地図，上巻，株式会社古今書院，167p.
- マリノフォーラム21：アマモ類の自然再生ガイドライン，<http://www.mf21.or.jp/pdf/amamo/guideline.pdf>（2016年8月現在）
- 百島則幸，上田祐介，杉原真司，山形陽一，国分秀樹（2008）：210Pb 堆積年代測定法による英虞湾の堆積環境の解析，地球化学，Vol.42，pp.99—111.
- 山根幸伸（2011）：東日本大震災からの復興－宮古湾の漁業と環境について－，東日本大震災からの復興 岩手県沿岸域の生の声をきく会 概要集.
- Calinski, T., Harabasz, J. (1974) : A dendrite method for cluster analysis, *Commun. Stat.*, 3, pp. 1-27.
- Forrest, J., Clark, N.R. (1989) : Characterizing grain size distribution: evaluation of a new approach using

- a multivariate extension of entropy analysis, *Sedimentology*, 36, pp. 711-722.
- Forrest, J., Johnston, R.J. (1981) : On the characterization of urban sub-areas according to age structure, *Urban Geography*, 2 (1), pp. 31-40.
- Michaelsen, P., McIntyre, C.M., Amjad, N. (1998) : Controls upon inner-shelf sedimentation, Cape York Peninsula, in the region of 12S, *Australia Journal of Earth Sciences*, 45, pp. 611-621.
- Mikkelsen, O.A., Curran, K.J., Hill, P.S., Milligan, T.G. (2007) : Entropy analysis of in situ particle size spectra, *Estuary, Coastal and Shelf Science*, 72 (4), pp. 615-625.
- Okada, T., Larcombe, P. and Mason, C. (2009): Estimation of the spatial distribution of dredged material disposed of at sea by using particle-size distributions and metal concentrations, *Marine Pollution Bulletin*, 58, pp. 1164-1177.
- Orpin, A.R., Kostylev, V.E. (2006) : Towards a statistically valid method of textural sea floor characterization of benthic habitats, *Marine Geology*, 225, pp. 209-222.
- Shannon, C.E. (1963) : The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Tsunogai, S., Shinagawa, T. and Kurata, T. (1985): Deposition of anthropogenic sulfate and Pb-210 in the western North Pacific area. *Geochemical Journal* 19, pp. 77-90.
- Woolfe, K.J., Michibayashi, K. (1995) : Basic entropy grouping of laser-derived grain-size data: an example from the great barrier reef, *Computers and geosciences*, 21 (4), pp. 447-462.
- Woolfe, K.J. (1995) : Textural entropy groupings from a modern lake-lagoon system and its ancient analogue, *New Zealand Journal of Geology and Geophysics*, 38, pp. 256-262.
- Woolfe, K.J., Larcombe, P., Orpin, A.R., Purdon, R.G., Michaelsen, P., McIntyre, C.M., Amjad, N. (1998) : Controls upon inner-shelf sedimentation, Cape York Peninsula, in the region of 12S, *Australia Journal of Earth Sciences*, 45, pp. 611-621.
- Woolfe, K.J., Larcombe, P., Stewart, L.K. (2000) : Shelf sediments adjacent to the Herbert River delta, Great Barrier Reef, Australia, *Australia Journal of Earth Sciences*, 47, pp. 301-308.

4. 底泥中の放射性物質の測定を適切に行うための知見の獲得

4.1. はじめに

東日本大震災に伴う福島第一原子力発電所（以下、福島原発と呼ぶ）の事故により放射性物質が大気に放出された。放出された放射性物質は、陸域に降下した後、降雨によって河川に流入し、河川を通じて東北地方から関東地方の広い沿岸域に流入した。放射性物質が流入した沿岸域に位置する港湾において、航路浚渫等の港湾事業の際の放射性物質を含んだ底泥の取り扱いが課題となった。今回の放出された放射性物質の一つである ^{137}Cs の半減期は 30.1 年であるため、この課題は長期かつ広い範囲の港湾において直面すると考えられる。

ところが、港湾はもとより海域において底泥の放射性物質を測定する方法は定められていない。港湾における底質環境の汚染に関する調査に関しては「港湾における底質ダイオキシン類対策技術指針（改訂版）」（国土交通省港湾局，2008）がある。調査に関して参考となることは多いが、放射性物質とダイオキシン類の汚染過程は異なり、全く同じ調査手法や考え方は適用できないと考えられる。

また、放射性物質が流入した沿岸域には、津波の影響を受けた水域と津波の影響を受けていない水域が存在する。両者では、底泥の攪乱状況が大きく異なり、放射性物質の鉛直分布に差が生じる可能性がある。

そこで本研究では、津波の影響を受けた水域と津波の影響を受けていない水域において、福島原発から発生した放射性物質の底泥中の鉛直分布を調べ、放射性物質の測定方法に関する知見を得ることを目的とする。

4.2. 方法

(1) 採泥

底泥の採取を、津波の影響を受けた水域として大船渡湾（2012 年 9 月）、釜石湾（2015 年 12 月）、松島湾（2015 年 12 月）、相馬港（2013 年 1 月）、小名浜港（2013 年 7 月）、津波の影響を受けていない水域として東京湾（2014 年 2 月）で実施した（図 -4.1 参照）。

採泥後に港に戻り、陸上において速やかに、底泥コアを 2 cm 間隔にスライスした。各層または 2 層毎に、 ^{137}Cs 、 ^{134}Cs 、含水比、粒度分布を分析した。

(2) Cs

^{137}Cs は 1950 年代末期から 1960 年にかけての世界各地での大型の大気圏内原水爆実験によって大気中に放出され、また、1986 年のチェルノブイリ原発事故時には一時的に高い値が放出されており（気象研究所，2013）、日本各地の沿岸域の底泥から検出される。2011 年 3 月に発生した福島原発事故に伴って降下した Cs の特徴は、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の比がほぼ 1 であることである（小森ら，2013）。 ^{134}Cs の半減期は 2.06 年、 ^{137}Cs の半減期は 30.1 年であることから、分析時の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ の理論値を求めることができる。分析値がその理論値と一致した場合、その Cs は 2011 年 3 月に発生した福島原発事故由来であると言え、底泥は 2011 年 3 月以降に堆積した底泥を含んでいると推測することができる。

各地点の採泥時期から $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ を求めると、大船渡湾の底泥の分析は 2012 年 10 月に実施され $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs} = 0.59$ 、釜石湾の底泥の分析は 2016 年 1 月に実施され $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs} = 0.21$ 、松島湾の底泥の分析は 2016 年 1 月に実施され $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs} = 0.21$ 、相馬港の底泥の分析は 2013 年 2 月に実施され $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs} = 0.53$ 、小名浜港の底泥の分析は 2013 年 9 月に実施され 0.45、東京湾の底泥の分析は 2014 年 5 月に実施され $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs} = 0.36$ となる。

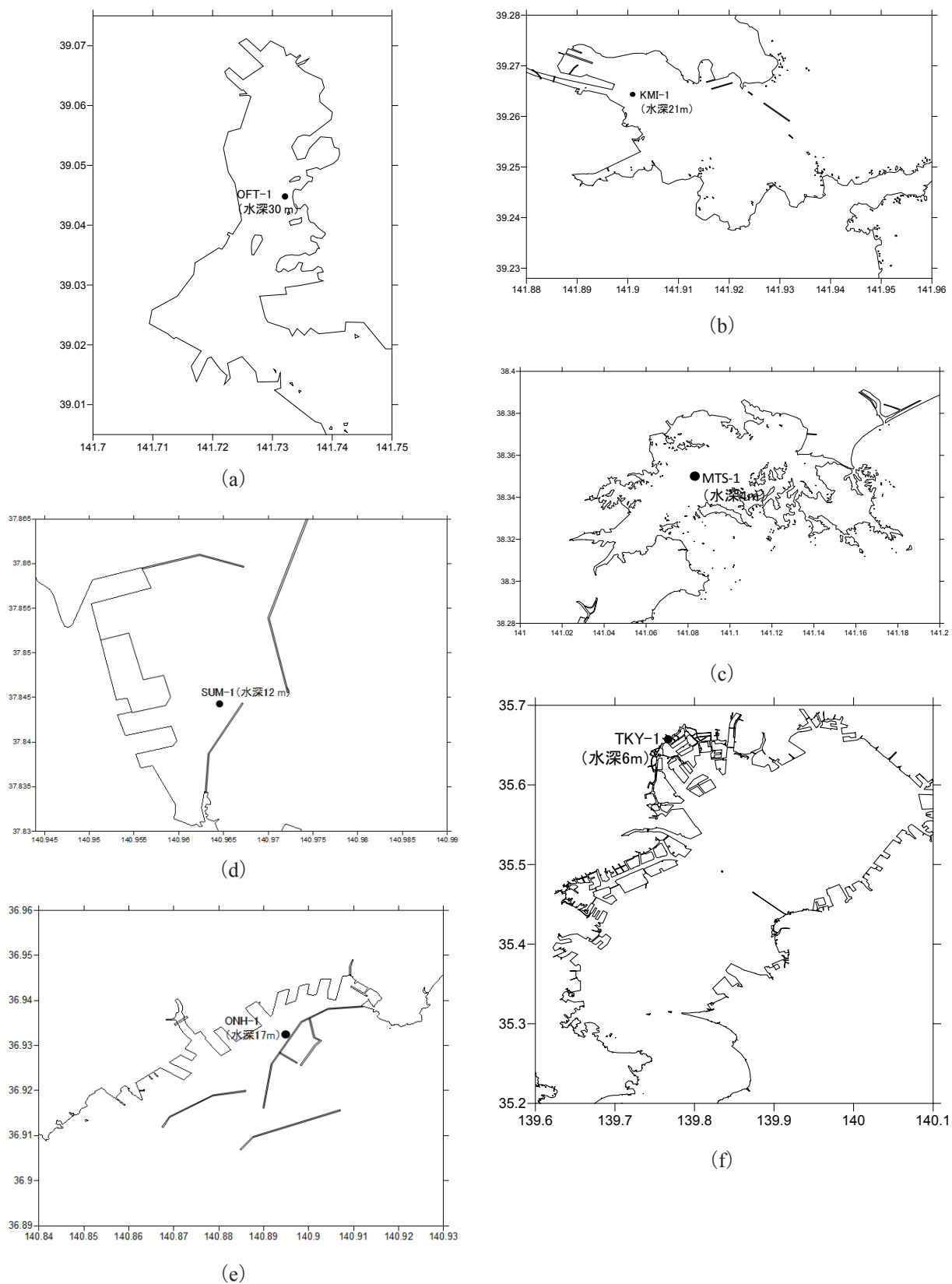


図-4.1 各水域における採泥地点. (a) 大船渡湾 (OFT-1), (b) 釜石湾 (KAI-1), (c) 松島湾 (MTS-1), (d) 相馬港 (SUM-1), (e) 小名浜港 (ONH-1), (f) 東京湾 (TKY-1)

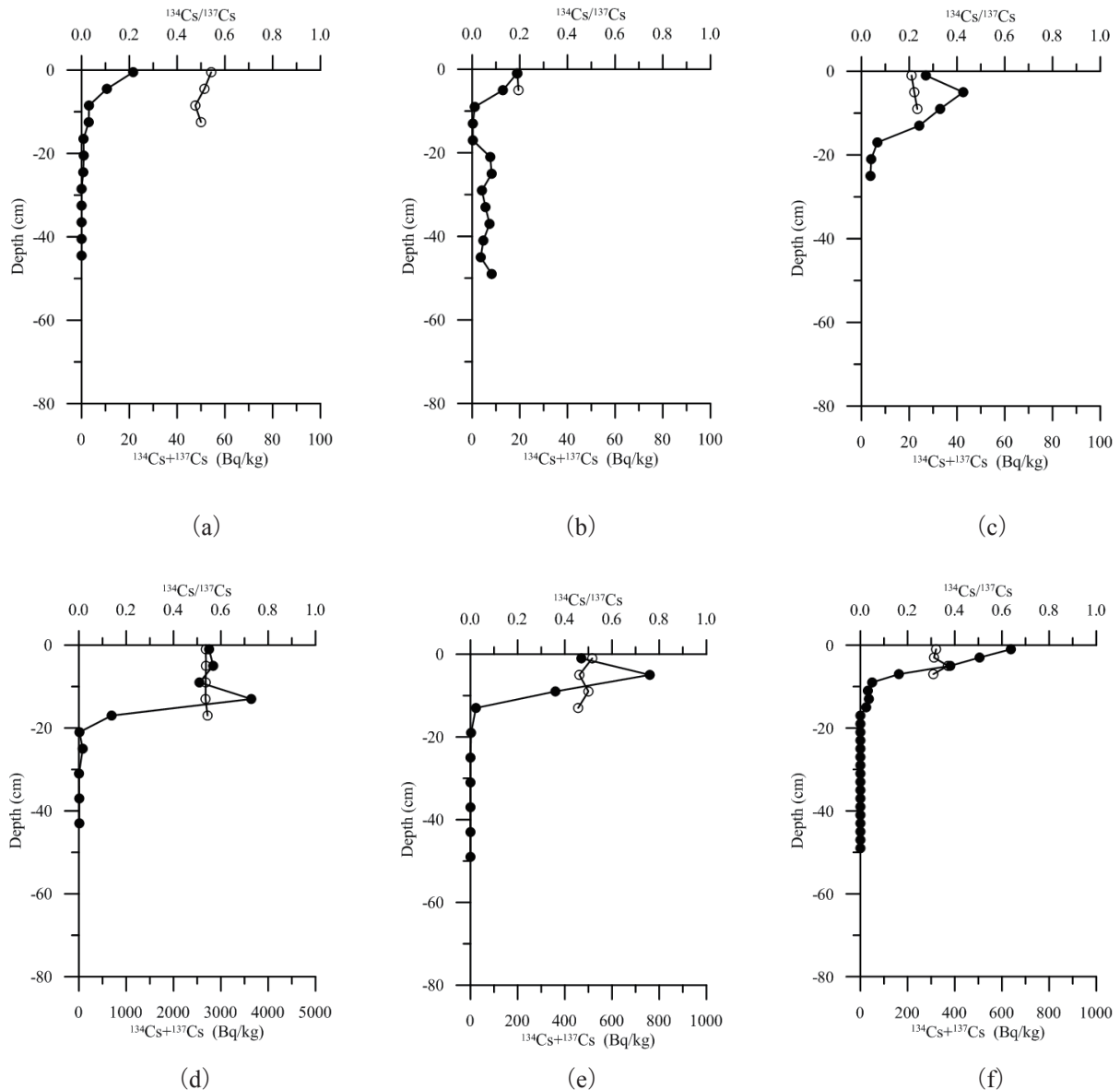


図-4.2 $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ (●) と $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ (○) の鉛直分布. (a) 大船渡湾, (b) 釜石湾, (c) 松島湾, (d) 相馬港, (e) 小名浜港, (f) 東京湾

4.3 結果

(1) 各地点

a) 大船渡湾 (OFT-1)

$^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ は表層が最も高く、泥深に伴い減少した (図-4.2 (a)). 最大値は泥深 0 cm で 21.6 Bq/kg, 泥深 16.5 cm 以深では 1 Bq/kg 以下であった. $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ が 1 Bq/kg 以上の泥深における $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ は約 0.5 であり、底泥分析時の 2012 年 10 月の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ の推定値 0.59 に近く、この Cs は福島原発由来と推測される. しかし、この $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ の大きさは、放射性物質として扱う必要のない線量に相当する濃度 (クリアランスレベル: 100 Bq/kg (環境省, 2012)) を大きく下回っていた. また、福島原発以前でも、英虞湾において、過去の水爆実験等の影響によって 20 Bq/kg (百島ら,

2008) 程度の Cs が存在していたことが報告されており, 過去の水爆実験等による Cs と同程度であった。

b) 釜石湾 (KMI-1)

$^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ は表層が最も高く 18.8 Bq/kg であった (図-4.2 (b))。泥深が 12 cm 以下で 1 Bq/kg 以下となったが, 泥深が 20 cm 以下で再び 3-9 Bq/kg の値となった。泥深が 0-6 cm の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ は約 0.2 であり, 底泥分析時の 2016 年 1 月の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ の推定値 0.21 にほぼ一致し, この Cs は福島原発由来と推測される。一方で, 泥深 20 cm 以下では ^{134}Cs が検出されず, 泥深 20 cm 以下の ^{137}Cs は過去の水爆実験等による Cs と推測される。

c) 松島湾 (MTS-1)

$^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ は泥深 4 cm にピークをもち, 42.6 Bq/kg であった (図-4.2 (c))。泥深が 16 cm 以下で 10 Bq/kg 以下となった。泥深が 0-10 cm の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ は約 0.2 であり, 底泥分析時の 2016 年 1 月の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ の推定値 0.21 にほぼ一致し, この Cs は福島原発由来と推測される。一方で, 泥深 12 cm 以下では ^{134}Cs が検出されず, 泥深 12 cm 以下の ^{137}Cs は過去の水爆実験等による Cs と推測される。

d) 相馬港 (SOU-1)

$^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ は泥深 13 cm にピークをもち, 3642.3 Bq/kg であった (図-4.2 (d))。表層から泥深 13 cm までも 2,500-3,000 Bq/kg と比較的に高かった。泥深 17 cm で 691.1 Bq/kg に減少し, 泥深 21 cm 以下は 100 Bq/kg 以下であった。泥深が 0-17 cm の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ は約 0.53 であり, 底泥分析時の 2016 年 1 月の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ の推定値 0.53 と一致し, この Cs は福島原発由来と推測される。一方で, 泥深 21 cm 以下では ^{134}Cs が検出されず, 泥深 21 cm 以下の ^{137}Cs は過去の水爆実験等による Cs と推測される。

e) 小名浜港 (ONH-1)

$^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ は泥深 5 cm にピークをもち, 760 Bq/kg であった (図-4.2 (e))。ピーク層を中心に上層の 3 層は比較的高く, 表層で 470 Bq/kg, 泥深 9 cm で 360 Bq/kg であった。泥深 13 cm で 23 Bq/kg に減少し, 泥深 19 cm で 2.5 Bq/kg, 泥深 25 cm 以下では検出されなかった。泥深が 0-13 cm の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ は約 0.48 であり, 底泥分析時の 2013 年 9 月の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ の推定値 0.45 とほぼ一致し, この Cs は福島原発由来と推測される。

d) 東京湾 (TKY-1)

$^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ は表層が最も高く 637.9 Bq/kg であった (図-4.2 (f))。泥深 9 cm まで一定勾配で減少し, 泥深 9 cm で 49.9 Bq/kg であった。泥深 11 cm から 15 cm まで 30 Bq/kg 程度の値を示し, 泥深 17 cm 以下は検出されなかった。泥深が 0-7 cm の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ は約 0.32 であり, 底泥分析時の 2014 年 5 月の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ の推定値 0.36 とほぼ一致し, この Cs は福島原発由来と推測される。

(2) 全体

$^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ の値は調査地点によって 30 から 3,000 まで大きな幅があった。福島原発由来の Cs は本調査の 6 地点において表層から 17 cm までであった。また, 底泥表層の Cs は, 最大もしくは鉛直分布のピーク値の半分以上の値であった。

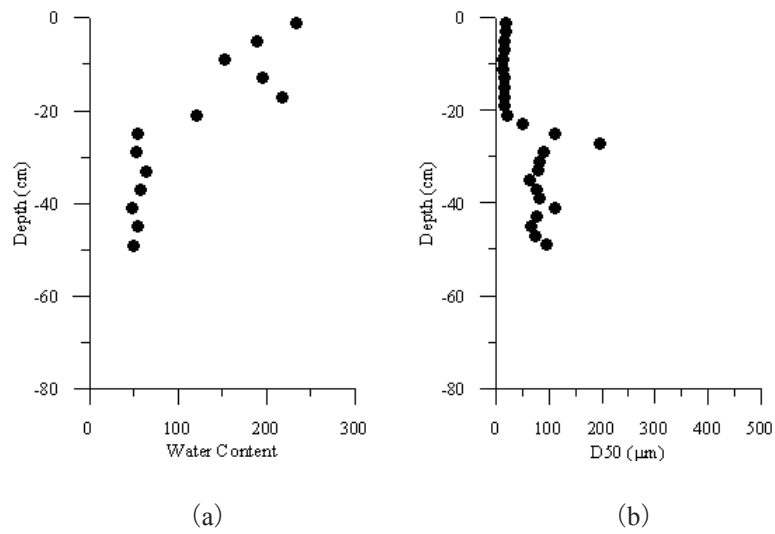


図-4.3 東京湾（TKY-1）における（a）含水比，および（b）中央粒径（mm）の鉛直分布

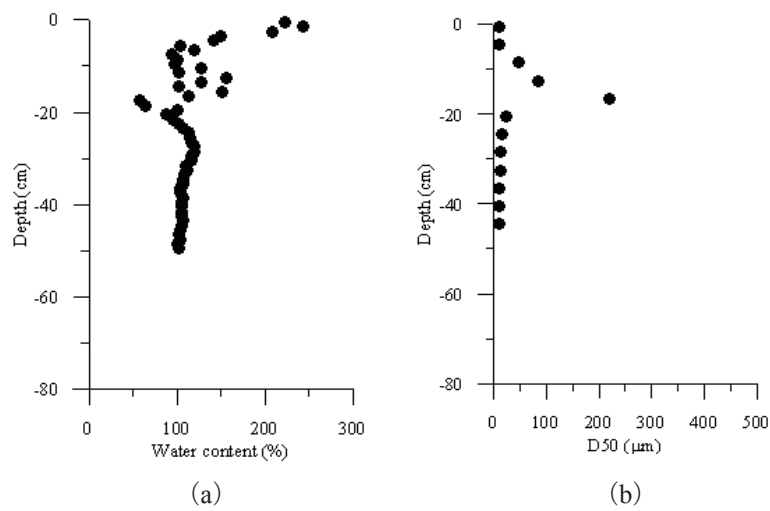


図-4.4 大船渡湾（OFT-1）における（a）含水比，および（b）中央粒径（mm）の鉛直分布

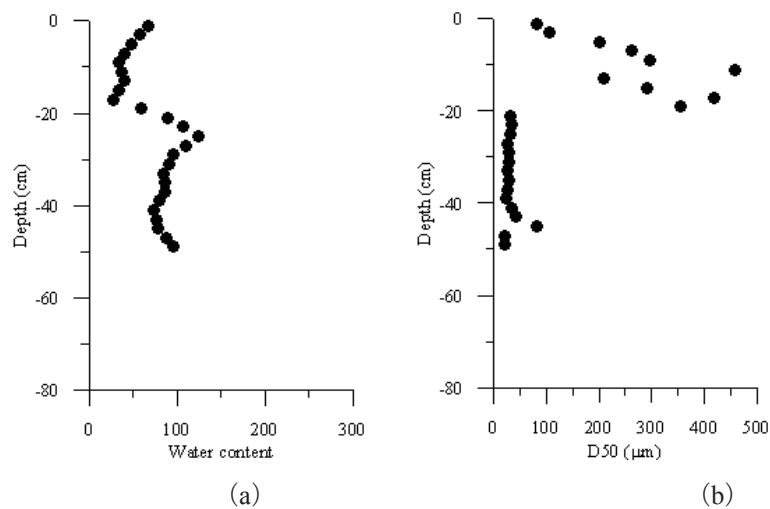


図-4.5 釜石湾（KMI-1）における（a）含水比，および（b）中央粒径（mm）の鉛直分布

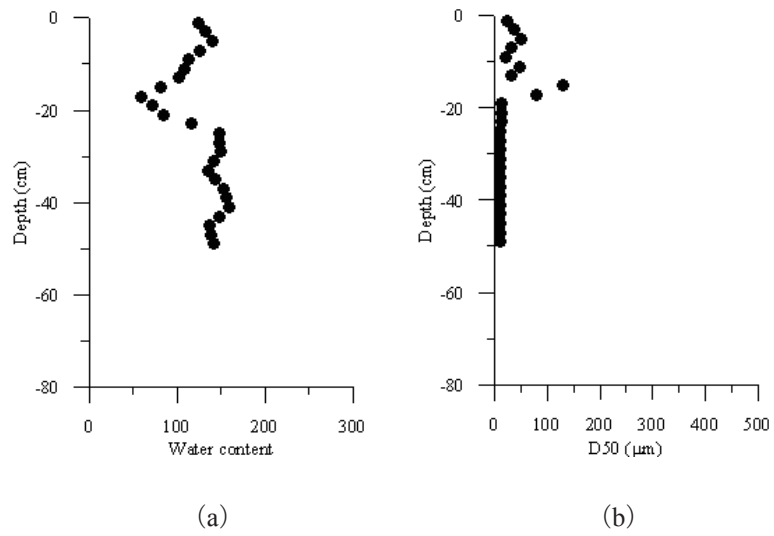


図-4.6 松島湾 (MTS-1) における (a) 含水比, および (b) 中央粒径 (mm) の鉛直分布

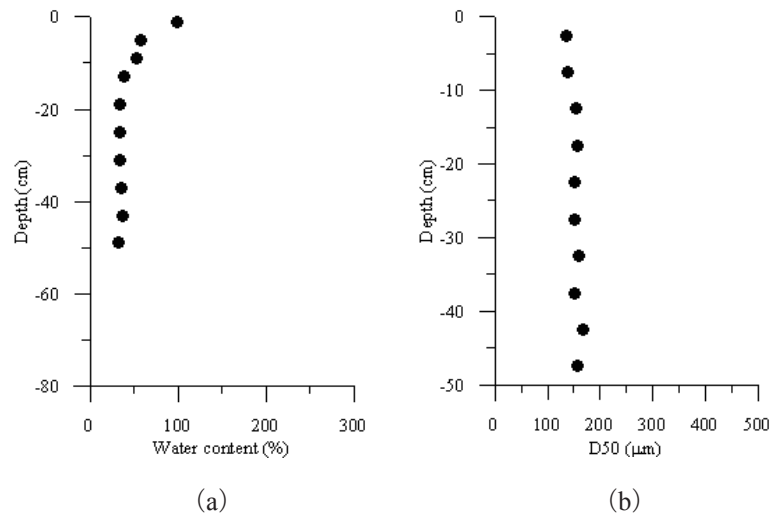


図-4.7 小名浜港 (ONH-1) における (a) 含水比, および (b) 中央粒径 (mm) の鉛直分布

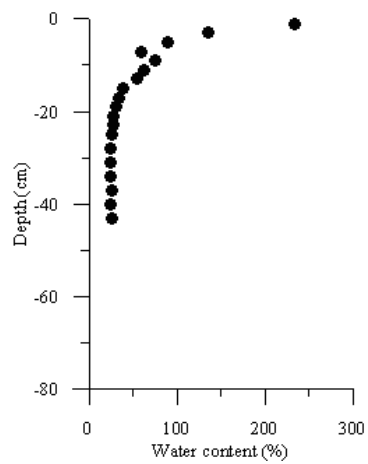


図-4.8 相馬港 (SUM-1) における含水比の鉛直分布

4.4. 考察

(1) 各地点の Cs の汚染過程

東京湾（TKY-1）の Cs は泥深 7 cm まで達していた。堆積速度 0.6-1 cm/y（岡田ら，2016），および福島原発事故から 3 年を考慮すると，深くまで達し過ぎである。この要因は，この地点の底泥の表層の含水比が 200 以上と高いため（図 -4.3）鉛直混合し易く，混合層は 9 cm 程度（岡田ら，2016）であるためと考えられる。

一方，東京湾以外の三陸沿岸の水域では，津波によって大きな攪乱を受けた。大船渡湾では，含水比の鉛直分布が底泥表面から泥深 16.5 cm まで乱れていた（図 -4.4）。また中央粒径は泥深 16.5 cm で不連続となっていた。粒径が泥深 16.5 cm で最大となり泥深が浅くなるに伴って小さくなっているのは，津波によって巻き上げられた底泥が再堆積する過程で，沈降速度の大きい粒径の大きな粒子から堆積したためと推測された。また，含水比が乱れているのは，底泥の中にカキ殻（大船渡湾はカキ養殖が盛ん）が多く入っていたことが影響しているものと考えられる。福島原発由来の Cs は 12.5 cm まで達していた。通常の堆積過程では 2 年間で 12.5 cm の堆積は考えにくい。津波による再堆積によって底泥の含水比が高くなったことによって，底泥が混合し易くなったためと考えられる。また粒径が大きくなり，Cs が吸着したシルトが空隙の間を通じて下の層まで移動（添盛ら，2013）し易くなったことも影響していると考えられる。

釜石湾では，中央粒径の鉛直分布が底泥表面から泥深 19 cm まで大きく乱れていた（図 -4.5）。泥深 20 cm 以深が 64 μm よりも小さいシルト・粘土であるのに対して，底泥表層から泥深 19 cm までは 100-500 μm の細砂・中砂であった。採泥地点は河口付近であり，津波後に河川から粒径の粗い砂が流入し堆積したのと考えられる。福島原発由来の Cs は泥深 3 cm までしか達していなかった。他の地点と比べて Cs の到達深度は浅かった。泥深 5-19 cm 層の中央粒径が 100-500 μm と大きく Cs が吸着し易いシルト・粘土成分が相対的に少ないことも関係していると考えられる。

松島湾では，中央粒径が底泥表面から泥深 17 cm まで乱れており，含水比も一様ではなかった（図 -4.6）。泥深 19 cm 以深は中央粒径 64 μm 以下のシルト・粘土であるのに対して，泥深 15 cm で中央粒径 130 μm の細砂であった。大船湾と同様に，津波によって巻き上げられた底泥が再堆積する過程で，粒径が大きな粒子から堆積したのと考えられる。福島原発由来の Cs は泥深 9 cm まで達していた。高含水比による混合のし易さ，および粒径が比較的に大きいことにより Cs を吸着した細粒分が空隙を通じて下層まで移動し易くなったことが要因と考えられる。また，松島湾の採泥は福島原発由来の Cs 発生後 5 年であること，津波後は海域だけでなく陸域・河川の土砂移動も不安定であることを考えると，堆積速度が比較的に速くなっている可能性も考えられる。

小名浜港については，含水比が底泥表面から泥深 13 cm まで 100 から 38 までほぼ一様に減少していた（図 -4.7）。粒度は全層ほぼ一様に 150 μm 程度であった。他の湾と比べて，津波による攪乱の痕跡は小さかった。採泥地点は防波堤の背後であるため津波の底泥への影響は大きくなかったと推測されること，および粒径が平面的にも鉛直的にも比較的に均質（粒径 150 μm 程度の細砂）であったことが要因として考えられる。福島原発由来の Cs は泥深 13 cm まで達していた。この層厚は，含水比がほぼ一様に減少していた層厚と一致していた。小名浜港の採泥は，福島原発由来の Cs 発生後 2.5 年である。2.5 年で 13cm の堆積速度は，通常の堆積速度としては早すぎる。福島原発由来の Cs が泥深 13 cm まで達していたのは，砂質系の底泥に，Cs が吸着したシルトが空隙の間を通じて下の層まで移動し易くなったことが要因と考えられる。津波による底泥の攪乱の影響が小さいため，津波による再堆積の影響は良く判らない。

相馬港では，小名浜港と同様に，含水比が底泥表面から滑らかに減少していた（図 -4.8）。底泥表面の含水比は 234 で泥深 17 cm の含水比は 33 であった。粒度のデータが無い（Cs 濃度が高いため，粒度分析ができなかった。）ので推測になるが，一般的に含水比が高いほど粒径が小さい傾向がある（岡田・古川，2005）ことを踏まえると，大船渡湾と同様に，津波によって巻き上げられた底泥が再堆積

する過程で、粒径が大きな粒子から堆積したものと考えられる。また、カキ殻のような不純物がなく、採泥地点付近に大きな流入河川がないため、含水比の鉛直分布が比較的に滑らかであると考えられる。福島原発由来のCsは泥深17 cmまで達していた。この層厚は、含水比がほぼ一様に減少していた層厚と一致していた。相馬港の採泥は、福島原発由来のCs発生後2年であり、2年で17 cmの堆積は通常の堆積速度としては早すぎる。よって、津波による底泥の再堆積層の高含水比による混合のし易さ、粒径の大きさによるCsを吸着した細粒分の移動が要因と考えられる。

(2) モニタリングについて

今回調査した6地点では、Csの鉛直方向の汚染メカニズムが津波の影響の有無によって異なっていたものの、福島原発由来のCsは最大でも17 cmであった。また、底泥表層のCsは、最大もしくは鉛直分布のピーク値の半分以上の値を示していた。一方、ダイオキシン類の汚染の深さは泥深50 cm以上に及ぶことがある(清水ら, 2005, 吉澤ら, 2004)。また、底泥表層の値は鉛直分布のピーク値の1/10以下になることがある(吉澤ら, 2004)。この鉛直分布の差は、汚染時からの時間の経過が大きいと考えられる。福島原発由来のCsは発生から5年未満(一番遅い調査時)しか経過していない。一方で、泥深80 cmまでダイオキシン汚染があった地点では、1960年代ごろダイオキシン類の大量汚染があったと推測されている(吉澤ら, 2004)。

また、今回調査した6地点では、福島原発由来のCsは、津波の影響の有無にかかわらず極表層(表層1 cm未満)に限定されることはなく、底泥の鉛直混合によって10 cm程度まで汚染されていた。現時点におけるCsの汚染状況を把握する目的では、発生直後のように極表層泥をmm単位の層厚で分析(堀口ら, 2015)する必要性は高くないと考えられる。

これらのことから、現時点におけるCsの調査は、通常のグラブサンプラーで表層泥(表層約10 cm)を分析することで、Cs汚染地点をスクリーニングすることができると考えられる。表層泥でCsが検出された地点では、鉛直コアサンプルによって鉛直分布を測定することが重要となる。前述した事例のように表層泥のCsが最大とは限らず、浚渫等の港湾事業において、浚渫時のCsの積分量の把握、および全体土量に対する平均Cs濃度の推定に、Csの鉛直分布の把握が必要となるからである。

4.5. まとめ

福島原発由来のCsの底泥中の汚染状況を把握するために、津波の影響によって底泥が大きく攪乱した港湾と津波の影響がない港湾の計6地点において、鉛直コアを用いてCsの鉛直分布を調査した。鉛直方向の汚染メカニズムは、津波の影響によって底泥が大きく攪乱した地点と津波の影響が無い地点では異なっていたが、底泥表層の値は最大もしくは鉛直分布のピーク値の半分以上の値を示していた。ダイオキシン類のように、底泥表層の値は鉛直分布のピーク値の1/10以下ではなかった。このことから現時点におけるCsの調査は、通常のグラブサンプラーで表層泥を分析することで、Csの汚染地点をスクリーニングすることができることが示された。

参考文献

- 岡田知也・井芹絵里奈・秋山吉寛(2016): 東京湾沿岸域の底泥の堆積速度, 国土技術政策総合研究所資料, No. 888, pp. 1-14.
- 岡田知也・古川恵太(2005): 東京湾沿岸域における音響装置を用いた詳細な底質分布図の作成とベントス生息状況, 海岸工学論文集, 第52巻, pp.1431 - 1435.
- 環境省(2012): 災害廃棄物の広域処理の推進について, https://www.env.go.jp/jishin/attach/memo20120111_shori.pdf (2016年8月現在)。

- 国土交通省港湾局（2008）：港湾における底質ダイオキシン類対策技術指針（改訂版）」, <http://www.mlit.go.jp/common/000015174.pdf>（2016 年 8 月現在）.
- 小森昌史・小豆川勝見・野川憲夫・松尾基之（2013）： $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比を指標とした福島第一原子力発電所事故に由来する放射性核種の放出原子炉別汚染評価, 分析化学, Vol. 62, No. 6, pp. 475-483.
- 清水潤子・山尾 理・野坂琢磨・野口賢一・峯 正之・松本敬三・大市一芳・堤 一尚・宮本哲司・池田善郎（2006）：東京湾海底堆積物中における POPs（残留性有機汚染物質）濃度分布の特徴について（平成 14 年東京湾 POPs 調査結果より）, 海洋情報部研究報告, 第 41 号, pp. 35-50.
- 添盛晃久・小豆川勝見・野川憲夫・桧垣正吾・松尾基之（2013）：東京湾底質における福島第一原子力発電所事故由来の放射性セシウムの濃度変化, 分析化学, Vol.62, No.12, pp.1079-1086.
- 堀口敏宏・苅部甚一・牧 秀明・荒巻能史・児玉圭太（2015）：内湾生態系における放射性核種の挙動と影響評価に関する研究, 国立環境研究所プロジェクト報告, 第 111 号, 36p.
- 百島則幸・上田祐介・杉原真司・山形陽一・国分秀樹（2008）： ^{210}Pb 堆積年代測定法による英虞湾の堆積環境の解析, 地球化学, Vol.42, pp. 99-111.
- 吉澤 正・強口英行・石渡康尊・半野勝正・田中 崇・依田彦太郎・木村満男・原 雄（2004）：市原港におけるダイオキシン類汚染調査 II（鉛直分布）, 全国環境研会誌, Vol.29, No.4, pp. 23-30.

5. まとめ

本プロジェクト研究では、東日本大震災後の港湾域の環境修復技術の開発として、3つのサブテーマについて研究を実施した。各サブテーマの主要な結論を以下に再掲する。

(1) 湾口防波堤に付加する環境配慮技術の開発

本研究では、湾口防波堤の復旧に際して、湾口防波堤に付加する環境配慮技術について検討した。まず、被災後の湾口防波堤が無い状態で、水環境特性を把握し、湾口防波堤があった状態との比較を行い、湾口防波堤に付加する環境配慮の留意点について検討した。その結果、

- ・下層の流れの阻害を低減し、湾内の低層が低温になることを防ぐこと
- ・湾外の底層から入ってくる突発的な低水温水塊が湾内底層に流入し易くすること

が重要であると考えられた。その留意点に基づき、湾口防波堤に付加する環境配慮技術として、湾口防波堤のマウンド部に通水管を設置することを考案し、直径 3.5 m の通水管 18 本を実際に設置した。

次に、現地観測を通じて、その通水管の効果を確かめた。2.2 節で検討した留意点に基づいて考案した通水管の期待通りの機能が得られ、湾内底層の貧酸素水塊の発達を抑制していた。通水管内の流れは、一定流入、一定流出、および半日周期振動の3つのパターンがあった。冬期は一定流入のみだった。夏期から秋期は、一定流出と半日周期振動の2つのパターンが現れた。夏期から秋期の一定流出時の1日当たりの流量は、湾内の開口部潜堤 (-16m) 以深の体積の約 10 % と推測された。また、夏期から秋期半日周期振動時の1日当たりの流量は、湾内の開口部潜堤 (-16m) 以深の体積の約 5 % と推測された。

一部のマウンド部がまだ完成していないため通水管の正確な評価はできないものの、これまでの現地観測から今回設置した通水管による湾内底層の貧酸素水塊の抑制効果は十分期待できるものと考えている。今後も観測を継続し、効果の検証を進めていきたい。

本研究で開発した湾口防波堤に付加する環境配慮技術としての通水管は、他の海域にも応用できると考えている。ただし、大船渡湾においては、通水管を通じた海水交換のメカニズムにおいて、外洋の条件、低水温水塊の波及、が大きな役割を果たしていたことに留意する必要がある。他の水域に応用する場合においても、本検討と同様に湾口防波堤が無い状況での海水交換メカニズムを把握に努めることが重要であると考えられる。

(2) 津波被害を受けたアマモ場の再生手法の開発

本研究では、東日本大震災の津波によって大きな被害を受けた宮古湾のアマモ場の再生を目指し、被災後の底質およびアマモ場の変遷のモニタリング、および自然の復元力により復元の可能性の検討を行った。

被災後の底質およびアマモ場の変遷のモニタリングによって、宮古湾湾奥はアマモ復元の視点で底質条件により、3つのゾーンに分けられた；Z1: 現状でもアマモ生育に適した水域、Z2: 現状ではシルト成分が適性よりも多い底泥の水域、および Z3: 粗砂・礫成分が適性よりも多い底泥の中に、中砂成分を適度に含んだ底泥が点在している水域。また、アマモが密生しているアマモ場が、宮古港高浜地区の防波堤の背後 (Z1) および小堀の岬の背後の入江 (Z2) に残存していることが確認された。

底泥の由来を分析した結果、Z3 の底泥は、湾奥において唯一の主要河川である津軽石川由来でなく、背後の山地から小河川等を通じて流入しているものと考えられ、その供給量は小さいと推測された。Z3 のアマモ場の回復には、Z3 の底泥の回復 (砂分の増加) が求められるが、砂の供給を考慮すると、数年の短期間では砂分の回復は期待できない。したがって、Z3 のアマモ場の回復は、Z1 よりもゆっくりとしたペース、または Z1 のように一面にアマモ場という生育形態とは異なり、点

在する砂地にアマモ場が点在し、礫にはコンブ科やホンダワラ科が生息する生育形態になると考えられる。

このように、津波による大きなダメージを受けた海草の復元には、底泥の変化の有無が強く影響する。また、海草の自然復元速度に対して、底泥の自然復元速度は遅い。この植物と基盤の復元速度の差の程度が、元の生態系に戻るか、別の生態系になるかの要因になると考えられる。今後更に調査を継続して、アマモ場および底泥の変遷をモニターしていきたい。

(3) 底泥中の放射性物質の測定を適切に行うための知見の獲得

福島原発由来の Cs の底泥中の汚染状況を把握するために、津波の影響によって底泥が大きく攪乱した港湾と津波の影響がない港湾の計 6 地点において、鉛直コアを用いて Cs の鉛直分布を調査した。鉛直方向の汚染メカニズムは、津波の影響によって底泥が大きく攪乱した地点と津波の影響が無い地点では異なっていたが、底泥表層の値は最大もしくは鉛直分布のピーク値の半分以上の値を示していた。このことから現時点における Cs の調査は、通常のグラブサンプラーで表層泥を分析することで、Cs の汚染地点をスクリーニングすることができることが示された。

謝辞

本研究を進めるにあたり、元岩手大学学長（故）堺茂樹氏、元東京都市大学名誉教授村上和男氏、横浜国立大学教授中村由行氏、富士常葉大学准教授阿部郁男氏、宮古湾の藻場・干潟を考える会会長山根幸伸氏、元水産総合研究センター東北区水産研究所野田勉氏、東京大学大気海洋研究所資源生態学分野山根広大氏、慶応大学医学部化学教室教授井上浩義氏には多くのご指導を頂いた。岩手県水産技術センター、岩手県県土整備部河川課、大船渡市、海上保安庁海洋情報部から有益な情報を提供して頂いた。地元の漁業関係者には現地観測への協力を頂いた。また、本研究の一部は、科学研究費基盤研究（C）（課題番号：2356615、研究代表者：岡田知也）の支援によって実施された。ここに記して感謝の意を表します。

国土技術政策総合研究所プロジェクト研究報告

PROJECT RESEARCH REPORT of N I L I M

N o . 55 March 2017

編集・発行 © 国土技術政策総合研究所

本資料の転載・複写の問い合わせは

〒239-0826神奈川県横須賀市長瀬3-1-1

国土技術政策総合研究所 管理調整部企画調整課