

ISSN 1346-7301

国総研研究報告 第44号

平成 23 年 3 月

国土技術政策総合研究所 研究報告

RESEARCH REPORT of National Institute for Land and Infrastructure Management

No.44

March 2011

港湾構造物に生息する付着生物群集の全国比較

上村了美・吉田潤・岡田知也・古川恵太

Nationwide study on the sessile assemblage inhabiting coastal structures, Japan

Satomi KAMIMURA, Jun YOSHIDA, Tomonari OKADA, Keita FURUKAWA

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

港湾構造物に生息する付着生物群集の全国比較

上村了美*・吉田潤*・岡田知也**・古川恵太***

要 旨

本研究では、三大湾（東京湾、伊勢・三河湾、大阪湾）および主要な港湾域（苫小牧港、秋田港、新潟港、舞鶴港、洞海湾）の防波堤や護岸に生息する付着生物の分布状況を 2009 年度の冬季に調査し、優占種、多様度、および群集の類似性を整理した。調査対象を付着生物に限り、単年度かつ冬季限定ではあるが、全国の調査地点に対して統一した手法を適用してデータを得たという点で他に類を見ないデータであり、港湾域における生物群集構造の記録として報告する。さらに空間変異、緯度勾配および局所的な要因（構造形式、堤前波高、水深など）との関連性を検討するために、各海域の共通性と特異性について基礎的な解析を実施した。

海域ごとの傾向としては、それぞれの海域ごとに異なる優占種が出現し、東京湾、秋田港、新潟港では主にムラサキガイが第一優占種となり、その他の海域では他の二枚貝、小型甲殻類、多毛類など複数の分類群が第一優占種であった。20～30 年前と比較すると、特に洞海湾において優占種が著しく変化していた。東京湾および大阪湾では湾スケールの大規模な空間構造を持つという特徴が見られたが、伊勢・三河湾ではそうした大規模な構造は顕著ではなく湾内に複数の分布構造を持っていることが示唆された。全国的な傾向を見ると、多様度について苫小牧港から洞海湾までの 3 大湾を除く主要な 5 港では他の多くの生物種で見られるような緯度による変化（緯度勾配）が見られた。

付着生物の種数や多様度についての局所分布をみると、種数は平均水面下 1.0～6.0m の範囲で最大となり、個体数および湿重量は平均水面付近で最大となっていた。多様度は水深が浅いほど低い値となり、水深が深くなるほど高くなる傾向を示した。特に、平均水面付近では特定の種が優先して多様度が低くなる傾向があった。港湾構造物の構造形式や材質の違い、数十年スケールの建設年数と付着生物の種数や多様度との関連は明確ではなかったものの、種数の最大値は波高が大きくなるにつれて減少していた。

港湾域に生息する付着生物に関し、各海域の各地点および地点間の多様度、群集構造、局所的な種組成に関する基礎データが得られ、生物共生型港湾構造物の企画、立案時の目標設定や施工、管理時の評価に資する情報としての活用が期待される。

キーワード：多様度、類似度、港湾構造物、波高、水深

*沿岸海洋研究部海洋環境研究室研究官
**沿岸海洋研究部海洋環境研究室主任研究官
***沿岸海洋研究部海洋環境研究室長
〒239-0826 横須賀市長瀬3-1-1 国土交通省国土技術政策総合研究所
電話：046-844-5023 Fax：046-844-1145 e-mail: kamimura-s92y2@ysk.nilim.go.jp

Nationwide study on the sessile assemblage inhabiting coastal structures, Japan

Satomi KAMIMURA*

Jun YOSHIDA*

Tomonari OKADA**

Keita FURUKAWA***

Abstract

Field observation of the sessile assemblage on coastal structures was conducted along the Japanese coastline, including three bays (Tokyo Bay, Ise-mikawa Bay, and Osaka Bay) and five other main areas (Tomakomai, Akita, Niigata, Maizuru, and Dokai Bay). The dominant species, species diversity index, and community similarity were examined in terms of their relationship with spatial distribution, latitudinal gradient, structured material, wave strength and depth, and the similarities and differences between these bays and areas were discussed. *Mytilus galloprovincialis* was the primary dominant species in Tokyo Bay, Akita, and Niigata, and other bivalves, crustaceans, and polychaeta were the primary dominant species in the other bay and areas. The primary dominant species in Dokai Bay changed dramatically during the past 20–30 years. In the three bays, the species diversity of the assemblage was lowest at the inner side of the bays, where the primary dominant species was most dominant. Although the distribution of species diversity was localized in specific parts of Tokyo and Osaka Bays, it was distributed randomly in Ise-Mikawa Bay. Data from the five areas, indicate that species diversity declines as latitude increases. This tendency is often observed among many species, including sessile assemblage. It was not clear whether coastal structures' form and material affect sessile assemblages' species diversity. Species number and diversity did not correlate with the number of years after construction, which means that the sessile assemblage on vertical coastal structures stabilizes soon after construction. The maximum number of species decreased with increasing wave height, as previous studies indicated. The maximum number of species appears at between 1.0–6.0 m below the mean sea level, and each population's number and wet weight were highest at the mean sea level. Species diversity increased with increasing depth of the sampled layer. Around the mean sea level, the number of some particular species increased, reducing species diversity.

Key Words : species diversity, assemblage similarity, coastal structure, wave height, water depth

*Researcher of Marine Environmental Division, Coastal and Marine department

**Senior Researcher of Marine Environmental Division, Coastal and Marine department

***Head of Marine Environment Division, Coastal and Marine Department

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

3-1-1 Nagase, Yokosuka, 239-0826 Japan

Phone : +81-468-44-5023 Fax : +81-468-44-1145 e-mail:kamimura-s92y2@ysk.nilim.go.jp

目 次

1. はじめに	1
2. 方法	1
2.1 現地調査	1
2.2 護岸・防波堤の情報	2
2.3 堤前波高の計算	2
2.4 解析	2
3. 結果	3
3.1 各海域の特色	3
3.2 局所的環境要因と付着生物群集の関係	12
4. 考察	19
4.1 各海域の特色に関して	19
4.2 多様度指数, 群集構造, 種組成に関して	21
4.3 局所的環境要因に関して	21
4.4 生物共生型港湾構造物への成果の活用について	22
5. おわりに	22
謝辞	23
参考文献	23
付録 A	25
付録 B	33
付録 C	44
付録 D	46
付録 E	49

1. はじめに

日本の沿岸域では、防災対策に伴う堤防等の築造や臨海部の開発による埋め立て等により自然海岸が減少し、特に流域人口の多い三大湾（東京湾、伊勢・三河湾、大阪湾）では、構造物によって人工化された水際線（以下、人工水際線）の割合が湾内の海岸線総延長の80%を超えている（第5回自然環境保全基礎調査 報告書（1998, 環境省）より試算）。このような都市型の沿岸域において自然再生を推進するためには、港湾域の人工水際線を生物の生息場所として利用し、環境改善を図ることが有効な施策の一つとなると考えられる。

港湾域の人工構造物に対し環境修復の機能を持たせる試みは、1971年着工の四日市港霞ヶ浦地区の透水型ケーソン防波堤、1974年着工の相馬港大津地区の緩傾斜式護岸、1978年着工の輪島港輪島崎地区の擬岩防波堤、1981年着工の千葉港千葉中央地区の階段式護岸等 1970年代に始まった。その後、藻場の機能を持たせたり、親水施設としての機能を持たせたりといったより広範な環境（生物・親水）に配慮した形状の防波堤・護岸が全国的に整備されるようになり、エコポート政策（1994年策定）を経て、2011年現在、今後の完成予定も含め全国計66カ所において環境配慮型防波堤・護岸が造成・着手されている（国土交通省港湾局環境整備計画室）。2009年には、老朽化した護岸を復旧する際に、海洋生物の生息環境としての機能にも配慮し、生物共生型港湾構造物とする実験的な取り組みが、秋田港（大浜地区）、新潟港（西港地区）、堺泉北港（堺2区）、北九州港（洞海地区）、石垣港（新港地区）の計5カ所において行われた。

それぞれの港湾域における付着生物の生息状況（多様度や群集）と環境条件（波浪や構造物の形状等の物理条件等）との関連性について調査・研究が蓄積されつつあるが、こうした個々の事例に着目するだけでなく、複数の海域における共通性や特異性を整理しておくことは、新たに事業をする場合の目標設定や事業の評価において不可欠な情報である。しかし、全国規模の調査としては、防波堤の藻場機能を整理した浅井ら（1997）、干潟等湿地の類型化を試みた国立環境研究所（2003）、フジツボの系統分布に着目した Yamaguchi (1973)、生物群集に着目した Asakura and Suzuki (1987)、Okuda ら(2004)などの報告は見られるものの、全国各地の港湾域を対象に調査・解析した例は少ない。特に、付着生物の調査においては、付着基盤が岩礁のように固定しているか、ブイのように水位変化に追随するか、表面の生物の目視観察か、かきとりによる種の同定をするかなどにより、調査結果

が異なるために結果の比較が困難である。近年の生物分布の変化や、より広範な対象生物に対する知見を集積するために、広範囲の海域について統一的な手法、同時期において調査し、整理する必要があると考えた。

このような背景を踏まえ、本研究では、日本全国の概況を把握するために、三大湾（東京湾、伊勢・三河湾、大阪湾）および地方の主要港湾域（苫小牧港、秋田港、新潟港、舞鶴港、洞海湾）を調査対象とし、

- 1) 全国の人工水際線における付着生物の現状を統一的な手法により把握し、
 - 2) 様々な空間スケールにおける変異、勾配と局所的な環境要因との関係性について検討するため、各海域の付着生物種組成・群集構造・多様度指数の共通性と特異性について基礎的解析を実施すること、
- を目的とした。

2. 方法

2.1 現地調査

調査地点は各湾・各港の護岸や防波堤とし、東京湾 (T-P01～15)、伊勢・三河湾 (M-P01～15)、大阪湾 (O-C05,O-P02～15)において15箇所ずつ、苫小牧港 (H-R01)、秋田港 (A-C03)、新潟港 (N-C02)、舞鶴港 (Mi-R01)、洞海湾 (D-R01)においては代表的な場所を各1ヶ所ずつ設定し（図-1）調査は2009年12月から2010年2月の間に1回行った。

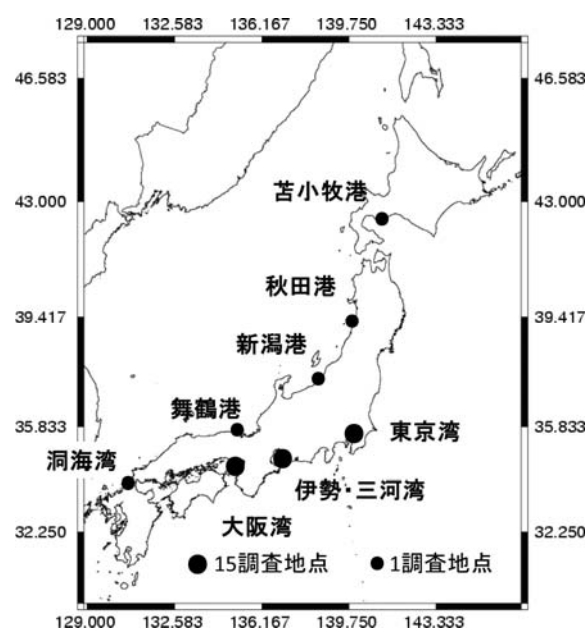


図-1 調査地点

各調査地点において、水深の上中下の3測点と同水深

で3コドラート（1コドラートあたり(33 cm×33 cm)）の合計9コドラートを調査対象とした。生物採集は、コドラートにサーバーネットをかぶせ、スクレイパーを用いて枠内の生物をすべてかきとり回収した。凹凸のある岸壁については、面積一定で形状の変更可能な治具を作成し、定量的に採取できるよう配慮した。また、生物を採集した付近で多項目水質計により水深、塩分、水温、クロロフィル、濁度、DOを計測した。水深は潮汐観測資料等（気象庁、<http://www.data.kishou.go.jp/kaiyou/db/tide/genbo/index.php>）を用いて潮位補正を行い、測定高さの基準を平均水面とした。回収した生物は船上に引き上げて1mm目のふるいにかけて、ふるい上に残ったものをエタノール固定し、実験室に持ち帰り、同定した。種ごとに個体数を計数し、湿重量を測定した。貝類やフジツボ類などの殻をもつ生物については、殻つきの状態で湿重量を測定した。

2.2 護岸・防波堤の情報

調査箇所の各護岸・防波堤の構造形式及び建設時期については各施設管理者より入手した施設台帳や標準断面図等により整理を行った。尚、施設管理者が不明もしくは情報不足の箇所については、現場状況の写真等により材質のみの判断を行い、建設時期については不明とした。

2.3 堤前波高の計算

堤前波高の代表値は、2009年1月1日～12月31日の期間の波高0mとなる日を除く日最大波高を平均した値とした。代表波高の設定方法としては、浅井ら（1997）のように1年確率波相当の波高を算定する方法や、ある年の全生起波高の平均値をとる方法などが考えられる。前者は統計的に算出できるだけの情報を集めることが必要であること、後者は堤内側の静穏度の高い海域においては、過小評価につながる恐れがあることなどから、できるだけ簡単に（第1次近似的に）代表波高を設定する方法として、以下のような手法を採用した。この値は、その地域において「波がたつ時は、どのくらいの波高となるか？」と地元の方に伺った場合の答えに近い、感覚的にも理解しやすい波高に相当するものと考えている。日毎の日最大波高は、式(1)で示されるS-M-B法（Wilson, 1965）を用いて、気象庁（<http://www.jma.go.jp/jma/menu/report.html>）の気象統計情報より入手した各調査地点における日あたり最大風速（風向・風速）とその風向方向の吹送（離岸）距離に基づいて算出した。したがって、陸側から風が吹く日は、波高が0mとなる。

$$gH_{1/3}/U^2 = 0.30 \left[1 - 1 / \left\{ 1 + 0.004 \left(\frac{gF}{U^2} \right)^{1/2} \right\}^2 \right] \quad (1)$$

ここに、 $H_{1/3}$ ：有義波高（m）、 U ：風速（m/s）、 F ：吹送距離（m）、 g ：重力加速度（m/s²）（9.81m/s²）である。なお、今回は波の屈折、浅水変形、碎波、回折および反射などの波の変形は考慮していない。

2.4 解析

すべての種について、コドラート毎の優占度（ P_i ）、調査地点毎の優占度（ P_{i_st} ）は式(2)、(3)により計算した。

$$P_i(\%) = \left\{ \frac{\text{種}i\text{の個体数}}{\text{全種の総個体数}} \right\} \times 100 \quad (2)$$

$$P_{i_st}(\%) = \left\{ \frac{\text{種}i\text{の総個体数}}{\text{全種の総個体数}} \right\} \times 100 \quad (3)$$

また、最も高い優占度を示した種を第一優占種とした。

種の多様性を表す種数および多様度指数について、種数は、各海域に出現した種の総数と各調査地点に出現した種の平均値を求めた。多様度指数は Simpson 多様度指数（Krebs, 1999）を用いることとし、コドラート毎の多様度指数（ Dq ）および調査地点ごとの多様度指数（ Dst ）を式(4)、(5)により計算した。

$$Dq = 1 - \sum_{i=1}^S P_i^2 \quad (4)$$

$$Dst = 1 - \sum_{i=1}^S P_{i_st}^2 \quad (5)$$

ここに、 P_i はコドラートあたりの各種の優占度、 P_{i_st} は調査地点における各種の優占度、 S は全種数である。

上層・中層・下層における多様度は各層における3つのコドラート毎の多様度 Dq の平均値を用いて算出した。また、東京湾、伊勢・三河湾、大阪湾の各湾の多様度（ $D\gamma$ ）については、調査地点レベルの多様度（ $D\alpha$ ）と調査地間の種組成の差すなわち調査地点間の多様度（ $D\beta$ ）の和として式(6)により計算した（Lande, 1996；総説として宮下ら, 2003；向井, 2003）。

$$D\gamma = D\alpha + D\beta \quad (6)$$

ここに、 $D\alpha$ は各湾内の Dst の平均値、 $D\beta$ は Bray-curtis 指数を用いて同湾内の各地点の総当たりで非類似度（ Db ）を計算し、その平均値を $D\beta$ とした。Bray-Curtis 指数（ Db ）は式(7)により計算される（小林, 1995）。

$$Db = \frac{\sum_{i=1}^S |n_{Ai} - n_{Bi}|}{N_{Ai} + N_{Bi}} \quad (7)$$

ここに、 n_{Ai} は調査地点 A の i 番目の種の個体数、 N_A は調査地点 A の全個体数とし、添え字 B は調査地点 B に関する同様の諸量である。

群集の類似性については、種組成の類似度と群集構造の類似度(出現頻度を加味した類似度)を比較するため、出現の有無データおよび個体数密度を用いて、それぞれで群平均法によるクラスター解析を行った。この結果をもとに、樹形図の最大の高さの 80%を目安とし、種組成の樹形図では分岐点の高さ 0.6 以上、群集構造では 0.8 以上の場合にグループ分けを行った。Simpson 多様度や Bray-Curtis 指数の計算、およびクラスター解析は、統計解析ソフト R のパッケージ vegan および stats を用いた。

3. 結果

3.1 各海域の特色

生物分布の特性、多様度の空間分布、群集の類似性、についての結果を示す。

(1) 東京湾

a) 生物分布の特性

湾全体で出現したのは 159 種、調査地あたりの平均種数は 44.5 種で、他の調査海域に比べ最も出現種数が少なかった(表-1)。東京湾内ではムラサキイガイが顕著に見られ、T-P15(湊川河口)を除く 14 地点で出現し、そのうち 11 地点で第一優占種であった(表-2)。湾内で最も高い平均密度を示したのは T-P07(中防沖埋め立て地)の 6661 個体/(33 cm×33 cm)であり(図-2-a)、これは全国的にも最も高く、優占度は 94.7%であった(表-2)。ミドリイガイもまた他の海域に比べ東京湾において広範囲かつ高密度で出現しており、湾内 14 地点において出現し、最も高い密度を示したのは T-P10(122.6 個体/(33 cm×33 cm))であった(図-2-b)。また第一優占種ではないものの、チビクモヒトデ科の 1 種が 12 地点で出現して

いた(図-2-c)。

b) 多様度の空間分布

調査地点ごとの多様度は (D_{st})、T-P03(野島堤防)が最も高く(0.799)、T-P07が最も低い値(0.103)を示した(図-6-a)。T-P07からT-P01(観音崎)にかけての西側(神奈川県側)は、T-P03を除いて、多様度が 0.5 以下と低い傾向にあった(図-6-a)。一方で、T-P11からT-P15の千葉県側は 0.6 以上と湾内では高い値であった。東京湾の $D\alpha$ と $D\beta$ はそれぞれ、0.509、0.647 であり、伊勢・三河湾や大阪湾よりも低く、結果として $D\gamma$ も低い値であった(図-3)。上層・中層・下層と、それぞれの多様度を計算したところ、多様度が 0.2 以下だった T-P04 や T-P07 では、上層では 0.2 以下と低いが(図-6-b)、中層・下層につれて多様度は高くなる傾向がみられた(図-6-c, d)。

c) 群集の類似性

種組成の類似度は、東京湾の群集は 3 グループに分かれ、T-P03 と T-P15 は異なるグループとなり、その他がまとまって 1 グループを形成した(図-4)。群集構造の類似度は、4 グループに分かれ、T-P03、T-P09、T-P15 がそれぞれ異なるグループを形成し、その他の 12 調査地点は類似の群集としてまとめられた(図-5)。類似した 12 調査地点の群集は、ムラサキイガイが第一もしくは第二優占種となっていた(表-2)。T-P03 はイボニシが第一優占種であったが優占率は低く(34.7%、表-2)、T-P09 および T-P15 はイワフジツボが第一優占種となり(表-2)、さらに T-P15 ではムラサキイガイが出現しないことが特徴的であった。T-P09 に類似した群集は伊勢・三河湾や大阪湾にもみられた。また、種組成が類似していた群集の多くは、群集構造の類似度においても同グループに属していた(図-7-a, b)。

表-1 出現種数

調査海域	東京湾	伊勢・三河湾	大阪湾	苫小牧港	秋田港	新潟港	舞鶴港	洞海湾
調査地点数	15	15	15	1	1	1	1	1
海域に出現した種数	159	185	264	112	65	118	100	114
調査地点あたりの種数	44.5	48.7	96.9	112	65	118	100	114

表-2 各地の優占種

東京湾			伊勢・三河湾			大阪湾		
調査地点	第一優占種	優占度(%)	調査地点	第一優占種	優占度(%)	調査地点	第一優占種	優占度(%)
T-P01	ムラサキイガイ	68.3	M-P01	ケガキ	17.2	O-C05	タテジマフジツボ	16.3
T-P02	ムラサキイガイ	77.3	M-P02	イソヨコエビ	40.8	O-P02	ヒバリガイモドキ	16.6
T-P03	イボニシ	34.7	M-P03	イワフジツボ	54.0	O-P03	カンザシゴカイ科	27.4
T-P04	ムラサキイガイ	91.2	M-P04	イワフジツボ	64.0	O-P04	ウズマキゴカイ科	13.8
T-P05	ムラサキイガイ	82.5	M-P05	ヨーロッパフジツボ	22.2	O-P05	チリハギガイ	10.1
T-P06	ムラサキイガイ	84.6	M-P06	ムラサキイガイ	34.6	O-P06	ムギガイ	17.0
T-P07	ムラサキイガイ	94.7	M-P07	コウロエンカワヒバリガイ	80.1	O-P07	チビクモヒトデ科	56.2
T-P08	チビクモヒトデ科	46.8	M-P08	モクズヨコエビ属	20.8	O-P08	ムラサキイガイ	43.4
T-P09	イワフジツボ	44.1	M-P09	イワフジツボ	55.0	O-P09	イソギンチャク目	13.8
T-P10	ムラサキイガイ	75.8	M-P10	ムラサキイガイ	31.2	O-P10	ムラサキイガイ	21.0
T-P11	ムラサキイガイ	40.5	M-P11	チビクモヒトデ科	14.5	O-P11	ムラサキイガイ	26.5
T-P12	ムラサキイガイ	53.4	M-P12	イワフジツボ	37.6	O-P12	イワフジツボ	22.5
T-P13	ムラサキイガイ	61.6	M-P13	イワフジツボ	41.4	O-P13	イワフジツボ	55.6
T-P14	ムラサキイガイ	47.8	M-P14	メリタヨコエビ属	43.0	O-P14	イワフジツボ	45.3
T-P15	イワフジツボ	53.1	M-P15	ヒメベンケイガニ	18.6	O-P15	サンカクフジツボ	24.6

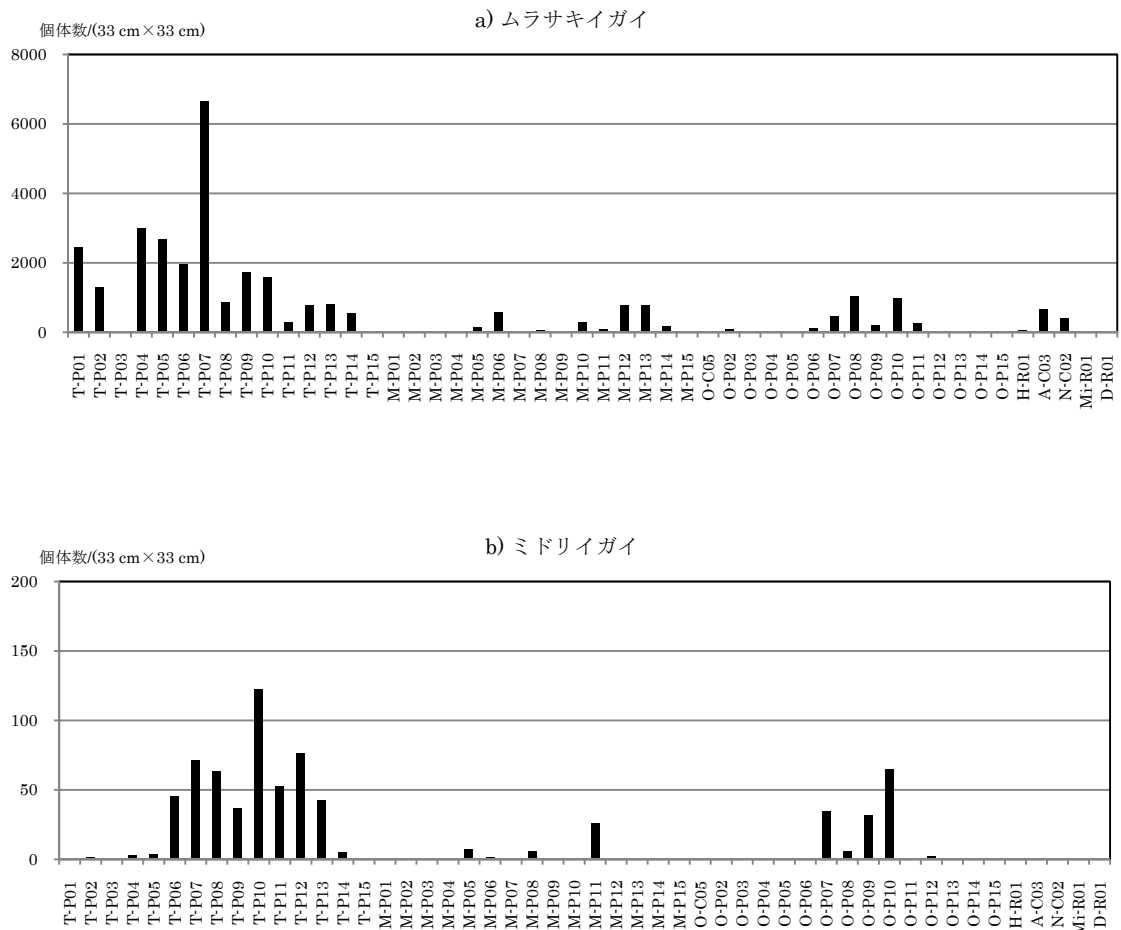


図-2 優占種の平均個体数密度

(a: ムラサキイガイ, b: ミドリイガイ)

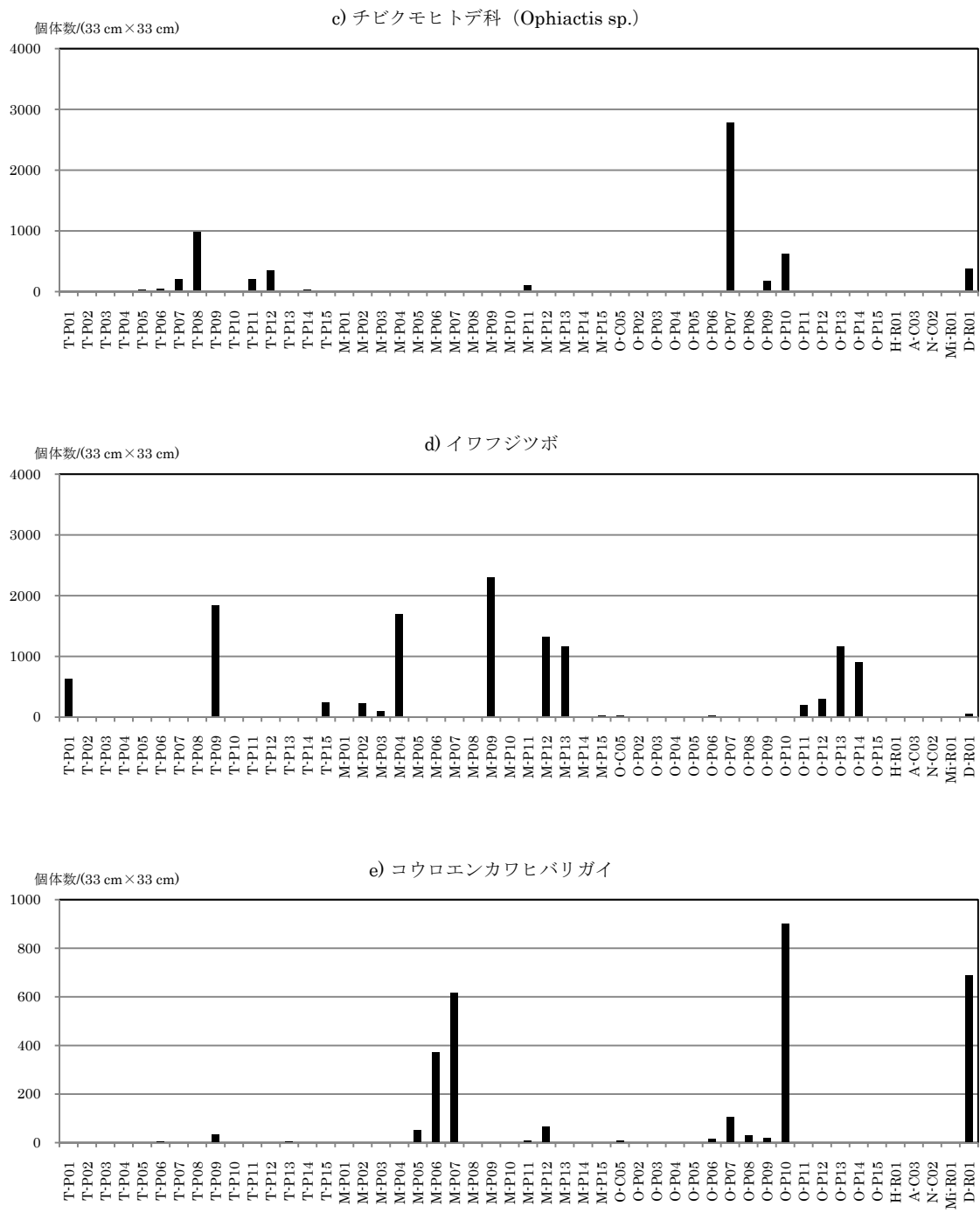


図-2 優占種の平均個体数密度 (つづき)

(c : チビクモヒトデ科, d : イワフジツボ, e : コウロエンカワヒバリガイ)

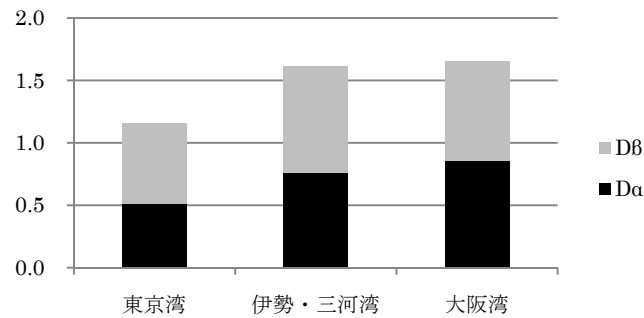


図-3 三大湾の α 多様度の平均値 ($D\alpha$) と β 多様度 ($D\beta$)

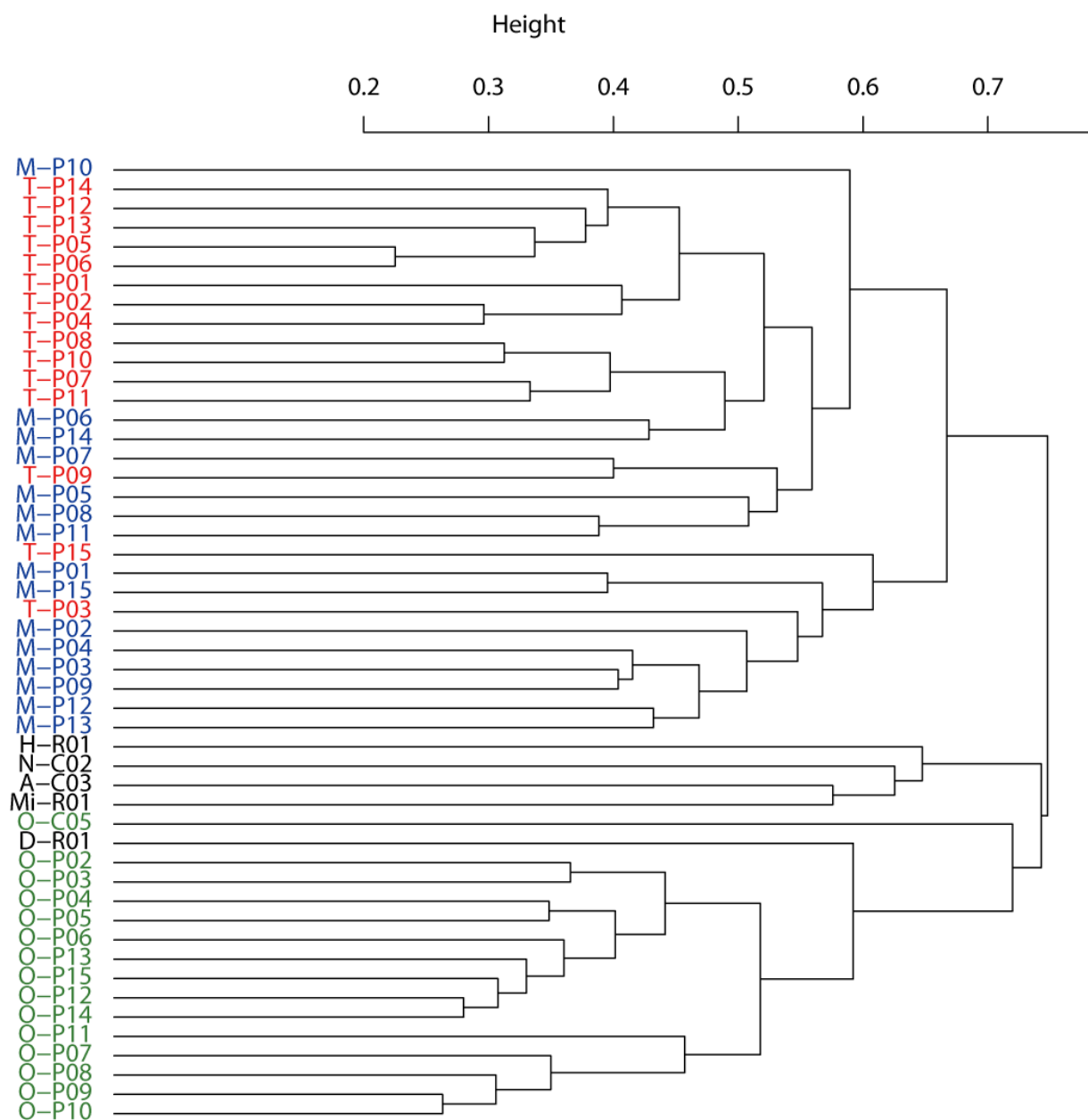


図-4 種組成の類似度（出現種の有無で解析）

(T-P : 東京湾, M-P : 伊勢・三河湾, O-P, O-C : 大阪湾,
H-R : 苫小牧港, A-C : 秋田港, N-C : 新潟港, MI-R : 舞鶴港, D-R : 洞海湾)

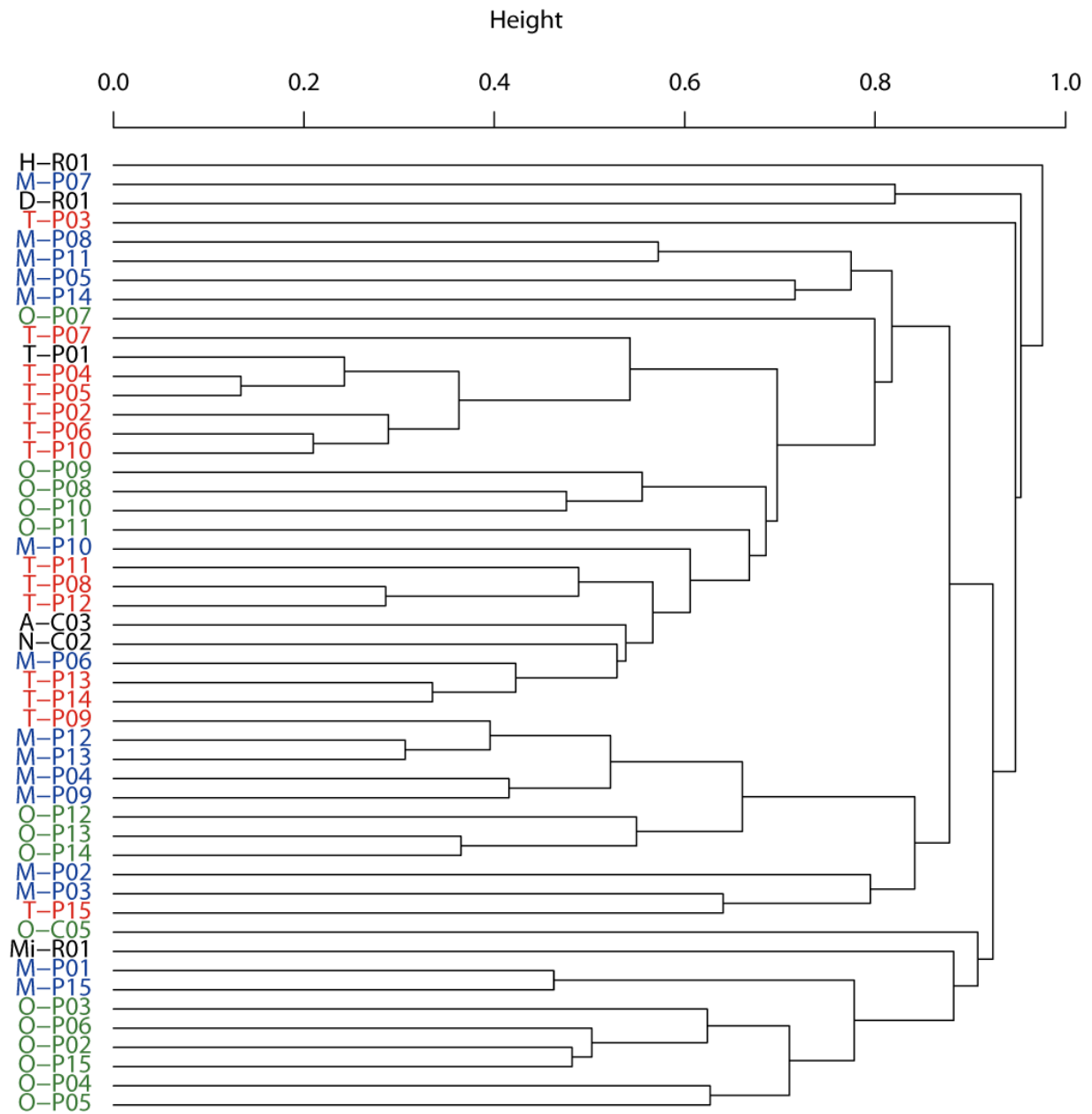
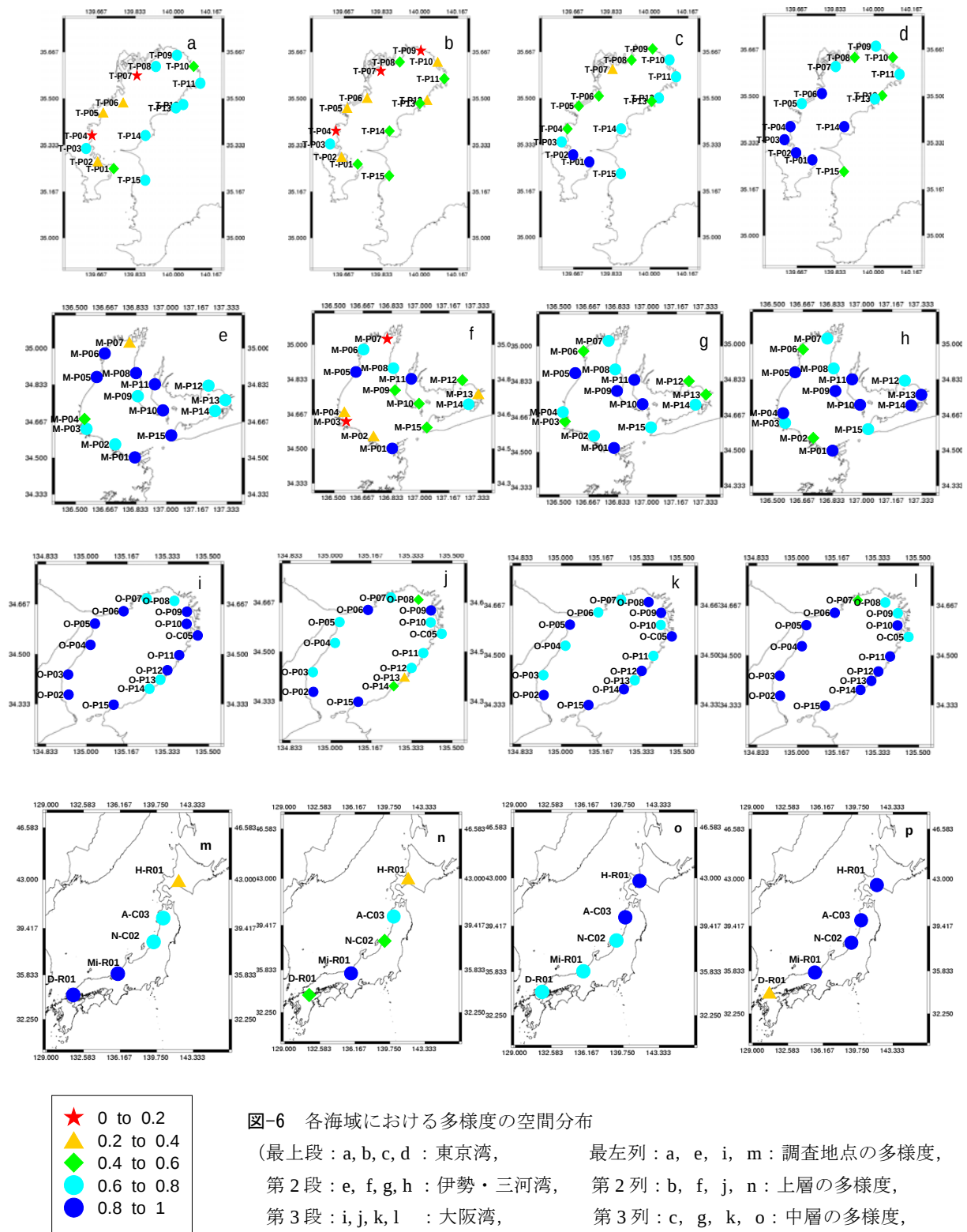


図-5 群集構造の類似度（個体数の重みづけをした解析）

（T-P：東京湾，M-P：伊勢・三河湾，O-P, O-C：大阪湾，
H-R：苫小牧港，A-C：秋田港，N-C：新潟港，MI-R：舞鶴港，D-R：洞海湾）



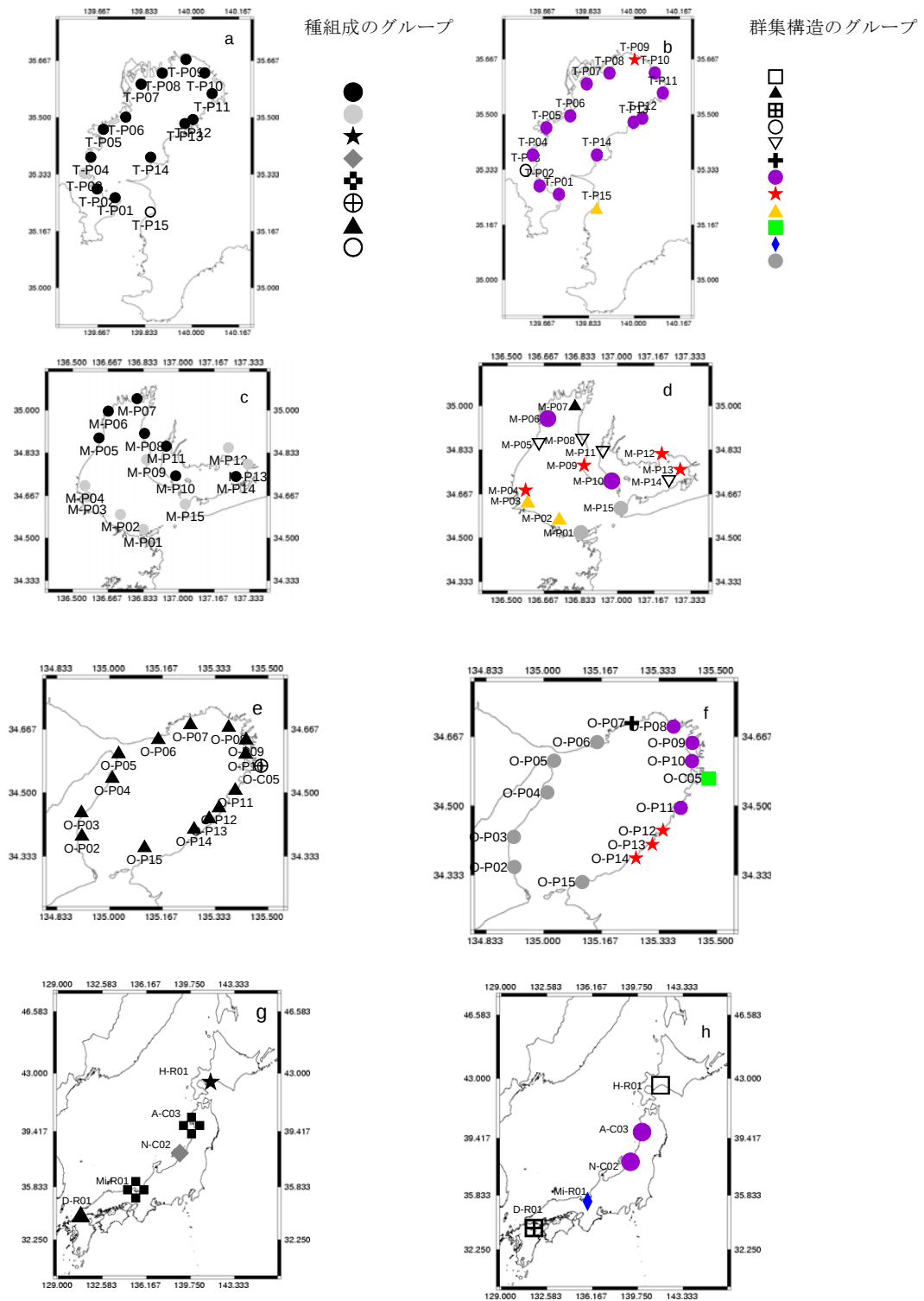


図-7 種組成の類似度と群集の類似度の空間分布

(最上段：a, b：東京湾，
第2段：c, d：伊勢・三河湾，
第3段：e, f：大阪湾，

左列：a, c, e, g：種組成の類似度，
右列：b, d, f, h：群集組成の類似度
最下段：g, h：その他の港湾)

(2) 伊勢・三河湾

a) 生物分布の特性

湾全体で出現したのは 185 種、調査地点あたりの平均種数は 48.7 種で、東京湾よりやや多くの種が出現した(表-1)。湾内ではイワフジツボが 8 地点で出現し、最大平均個体数は M-P09 の 2304 個体/(33 cm×33 cm)で(図-2-d)、湾内の 5 地点で第一優占種として出現した(表-2)。その他の第一優占種では、蔓脚類(フジツボの仲間)や端脚類(ヨコエビの仲間)など、甲殻類が多くみられた(表-2)。

b) 多様度の空間分布

各調査地点の多様度 (Dst) は、M-P11 (衣浦港防波堤) が最も高く (0.930)、最も低いのは M-P07 (0.354) であった(図-6-e)。M-P07 では第一優占種コウロエンカワヒバリガイの優占度が 80.1%と高い値であった(表-2)。多様度の高い場所や低い場所が空間的にばらつき、まともりはみられなかった。 $D\alpha$ と $D\beta$ はそれぞれ、0.763, 0.852 であり、 $D\alpha$ は大阪湾よりもやや低いものの、 $D\beta$ は伊勢・三河湾の方が高い値であった(図-3)。上層、中層、下層の多様度は、M-P07 では特に上層の多様度が低く、一方で多様度の高い M-P05 では水深毎の変化はあまり見られなかった(図-6-f, g, h)。また M-P06 では、中層と下層の方が多様度は低くなる傾向が見られた。

c) 群集の類似性

種組成の類似度は、伊勢湾奥 (M-P05～08)、知多半島の三河湾側 (M-P10 と M-P11) および M-P14 が同グループで、その他が 1 グループにまとまり、計 2 グループに分かれた(図-4)。特に伊勢・三河湾の湾口から中央部に種組成の類似した空間的なまとまりがみられる(図-7-c)。また、群集構造の類似性は種組成より細分化して 6 グループに分けられ、M-P07 が単独のグループであった他は、湾口に近い M-P01 と M-P15 が同グループ、伊勢湾の M-P02 と M-P03 が同グループ、伊勢湾中部の M-P04、M-P09 および三河湾奥の M-P12、M-P13 が同グループ、M-P06 と M-P10 が同グループとなり、その他がまとまって 1 グループを形成した(図-5)。M-P06 と M-P10 は東京湾でもみられたムラサキガイ優占型の群集である。また、M-P04、M-P09、M-P12、M-P13 はイワフジツボが第一優占種となっており、M-P07 は先述のようにコウロエンカワヒバリガイが優占していることが特徴的であった。

(3) 大阪湾

a) 生物分布の特性

湾全体で出現したのは 264 種、調査地点あたりの平均種数は 96.9 種と東京湾、伊勢・三河湾に比べ多くの種が出現した(表-1)。第一優占種は主に蔓脚類や二枚貝類であったが、O-P03 ではカンザシゴカイ科の 1 種、O-P04 ではウズマキゴカイ科の 1 種が優占するなど、多毛類が第一優占種となる地点もあった(表-2)。O-P10 ではコウロエンカワヒバリガイの密度が高く、他の海域を含め、最も高い平均個体数で出現し (903.1 個体/(33 cm×33 cm))、湾内では合計 8 地点において生息が確認された(図-2-e)。O-P07 ではチビクモヒトデ科の 1 種の密度が高く、他の海域も含めて最も高密度で出現していた (2783.7 個体/(33 cm×33 cm))、優占度 56.2%、図-2-c)。

b) 多様度の空間分布

湾内の多様度 (Dst) は、O-P05 (岩屋港近く) が最も高く (0.953)、O-P07 (神戸港、0.644) が最も低い値を示した(図-6-i)。O-P02 と O-P15 を含む湾口から O-P06 までの淡路島側と、O-P09 から O-P12 の大阪府側の多様度がいずれも 0.8 以上と高い値であった。 $D\alpha$ と $D\beta$ はそれぞれ、0.861, 0.797 であり、 $D\alpha$ は東京湾および伊勢・三河湾よりも高く、 $D\gamma$ は伊勢・三河湾とほぼ同じ値であった(図-3)。上層・中層・下層の多様度は、O-P07 では上層よりも下層の方が低い値であったが、O-P13 では上層の多様度が低く、水深が下がるにともない多様度が高くなる傾向が見られた(図-6-j, k, l)。

c) 群集の類似性

種組成の類似度は、O-C05 が単独のグループであった他は、ひとつにまとまったグループを形成した(図-4)。群集構造の類似性は、種組成より細分化して 5 グループに分かれ、O-C05 が単独のグループ、湾奥の O-P07～10 が同グループ、湾中央部の O-P11～14 が同グループ、淡路島側の O-P02～06 と本州の湾口部 O-P15 が同グループとなり、空間的なまとまりが見られた(図-5、図 7-f)。淡路島側と本州の湾口を含むグループは、多様度の高かった空間配置と一致した。O-C05 はタテジマフジツボが第一優占種であるが優占率は低く (16.3%、表-2)、多様度が 0.918 と高い値であることが特徴的であった。

(4) 苫小牧港

苫小牧港に出現した種数は 112 種であり(表-1)、第一優占種ハナフジツボの平均個体数は 3722.6 個体/(33 cm×33 cm)、優占度は 81.8%であった(表-3)。多様度は、

最も低い値 (0.327) を示していた (図-6-m) . 苫小牧港においては出現した種数は多いが、第一優占種の優占度が高いため、多様度が低かったと考えられる。多様度を上層・中層・下層に分けたところ、上層の多様度が、中層・下層よりも低い傾向にあった (図 6-n, o, p) . 種組成および群集構造では、類似する群集はなく、他の海域とは明確に異なる群集であった (図-4, 5, 7-g, h) .

(5) 秋田港

出現した種数は 65 種で (表-1) , 第一優占種はムラサキイガイであり、平均個体数は 678.9 個体/(33 cm×33 cm) (図-2-a) , 優占度は 47.2%であった (表-3) . 多様度は上層よりも中層・下層の方が高い傾向が見られた (図 6-n, o, p) . 種組成では舞鶴港の群集と類似しており、群集構造では東京湾に多い群集 (ムラサキイガイ優占型群集) と同じグループに属していた (図-4, 5, 7-g, h) .

(6) 新潟湾

出現した種数は 118 種で (表-1) , 第一優占種ムラサキイガイの平均個体数は 419.8 個体/(33 cm×33 cm) (図-2-a) , 優占度は 56.5%であった (表-3) . 上層の多様度が低く、水深が下がるにつれて高くなる傾向が見られた (図 6-n, o, p) . 種組成では類似する群集はみられなかったが、群集構造では、秋田港と同様に東京湾に多い群集 (ムラサキイガイ優占型群集) 同じグループに属していた (図-4, 5, 7-g, h) .

(7) 舞鶴港

出現した種数は 100 種で (表-1) , 第一優占種チャツボの平均個体数は 112.6 個体/(33 cm×33 cm) , 優占度は 26.6%であった (表-3) . チャツボは小型の巻貝であるが、これが第一優占種である場所のほかには見られなかった。調査地点の多様度は三大湾を除いて最も高い値であった (0.896, 図-6-m) . 種組成では秋田港の群集と類似していたが、群集構造では類似する群集はなかった (図-4, 5, 7-g, h) .

(8) 洞海湾

出現した種数は 114 種で (表-1) , 第一優占種ミズヒキゴカイの 1 種の平均個体数は 1798.1 個体/(33 cm×33 cm) , 優占度は 28.3%であった (表-3) . また第一優占種ではないものの、コウロエンカワヒバリガイの平均個体数が高く (689.1 個体/(33 cm×33 cm)) , 全国的には大阪湾の O-P10 について高い密度であった。多様度は舞鶴港に次いで高い値であった (0.849, 図-6-m) . 種組成で

は大阪湾の群集と類似していたが、群集構造では類似する群集はなかった (図-4, 5, 7-g, h) .

表-3 5湾の第一優占種と優占度

調査地点	第一優占種	優占度(%)
苫小牧港	ハナフジツボ	81.8
秋田港	ムラサキイガイ	47.2
新潟港	ムラサキイガイ	56.5
舞鶴港	チャツボ	26.6
洞海湾	ミズヒキゴカイの1種	28.3

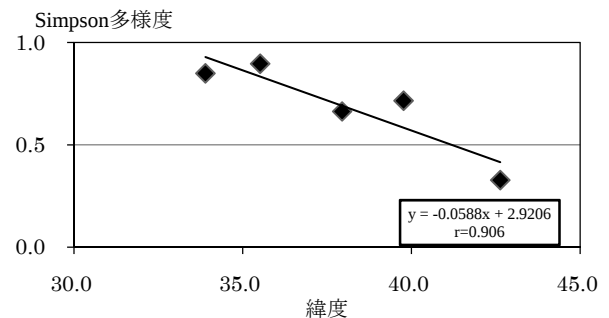


図-8 主要港湾における多様度と緯度

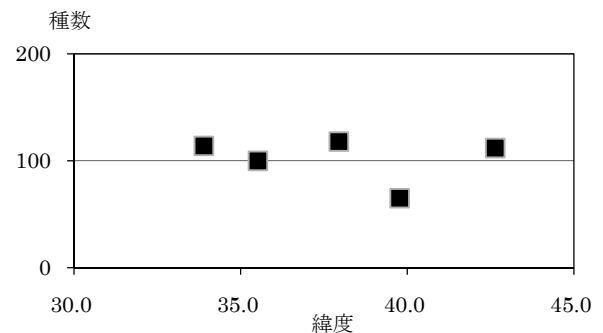


図-9 主要港湾 (1 港湾 9 コドラート中) に出現した種数と緯度

(9) 各海域の比較

各海域の特色を比較すると以下ようになる。調査地点あたりの種数は東京湾が最も少なく、苫小牧港、新潟港、洞海湾がほぼ同数で多い種数であった。東京湾のほとんどの調査地点と秋田港、新潟港において、ムラサキイガイが第一優占種であったが、伊勢・三河湾、大阪湾、苫小牧港、舞鶴港、洞海湾においては、ムラサキイガイの他にも、他の二枚類や甲殻類、多毛類などが第一優占種であった。苫小牧港や舞鶴港の第一優占種は、他の調査地点ではあまり出現しない種であった。三大湾において、多様度が最も低い調査地点はいずれも湾奥にあり、東京湾ではムラサキイガイ、伊勢・三河湾ではコウロエンカワヒバリガイ、大阪湾ではチビクモヒトデ科の 1 種がそれぞれ著しく高い個体数で出現した。

全国的な多様度や種数の分布傾向として、三大湾を除き、他の主要な港湾域の多様度は、緯度が上がるとともに多様度が下がる傾向（緯度勾配）がみられた（図-8）ものの、種数については明確な傾向はみられなかった（図-9）。

湾規模の多様度についてまとめると、東京湾および大阪湾では湾スケールの大規模な空間構造を持つという特徴が見られたが、伊勢・三河湾ではそうした大規模な構造は顕著ではなく湾内に複数の分布構造を持っていることが示唆された。また、湾全体としての多様度の構成について $D\alpha$ （各地点の多様度）、 $D\beta$ （地点間の多様度）および $D\gamma$ （全体の多様度）を指標として比較すると、東京湾がいずれの多様度も低く、 $D\gamma$ は大阪湾と伊勢・三河湾ともほとんど同じ値であったが、 $D\alpha$ は大阪湾、 $D\beta$ は伊勢・三河湾が高い値であった。この結果は、湾全体の多様度が同等であった場合でも、それが各地点の多様度が支配的なのか、あるいは調査地点間の多様度が支配的なのか、といった多様度の支配要因が湾によって異なることを示唆している。また、東京湾全体の多様度が比較的低いのは、各地点の多様度および地点間の多様度が共に他の2湾に比べて低いことによるものである。

局所的な多様度については、上層・中層・下層に分けた場合には、上層が高い場合や下層の方が高い場合など、調査地点ごとに異なる傾向が見られた。

種組成および群集構造については、類似度による解析により、種組成は7グループ（東京湾と伊勢・三河湾には共通する2つのグループ、大阪湾は洞海湾と共通するグループ、秋田港と舞鶴港が同グループ、新潟港と苫小牧港がそれぞれ単独のグループ）を形成した。群集構造

は12グループ（東京湾のほとんどは類似した群集構造、それと同じグループの群集が伊勢・三河湾、大阪湾、秋田港および新潟港でも見られた）を形成した。東京湾では類似した種組成の群集は、群集構造でも同グループに属していたが、伊勢・三河湾では種組成が類似しても群集構造の異なる場所が多くみられ、多様度と同様に独立の空間構造が見られた。また、大阪湾では、調査地点のほとんどが類似した種組成であったが、群集組成はより細かいグループに分かれ、類似した群集構造を持つ調査地点は空間的にまとまり、淡路島側と本州湾口部は1グループを形成し、多様度の高い調査地点の空間配置と一致していた。苫小牧港の種組成および群集組成は、他の海域においては類似する群集はなかった。

3.2 局所的環境要因と付着生物群集の関係

本節では、物理的な環境条件として考えられる構造物の形式、構造物の経過年数、調査場所の堤前波高、および水深との関係について整理を行った。

(1) 構造物の構造形式及び経過年数と付着生物の関係

a) 調査護岸の分類

i) 構造形式

調査対象の護岸・防波堤の種類、構造形式、材質および建設年を表-4に示す。防波堤の構造形式は、主にケーソン式、コンクリートブロック式、セルラーブロック式およびコンクリート単塊式だった。護岸の構造形式は、ケーソン式および鋼矢板・鋼管矢板で支えられている矢板式だった（図-10）。防波堤と護岸に共通してケーソン式の構造形式があったが、同じ構造形式とした。

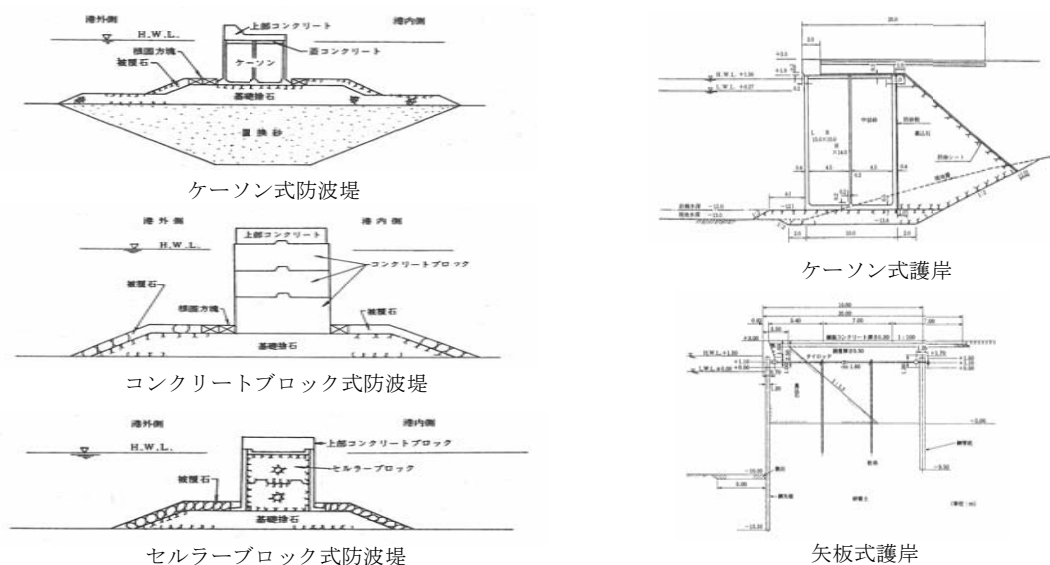


図-10 主な構造形式の例（港湾の施設の技術上の基準・同解説（下巻））

表-4 調査地点の構造形式と建設年

	調査地点	種類	構造形式、材質	建設年
東京湾	T-P01	突堤	コンクリート単塊式	1961
	T-P02	護岸	ケーソン式	1974
	T-P03	護岸	鋼矢板式	不明
	T-P04	突堤	ケーソン式	1980
	T-P05	護岸	ケーソン式	1986
	T-P06	防波堤	ケーソン式	1999
	T-P07	護岸	ケーソン式	2001
	T-P08	護岸	消波ブロック	1980
	T-P09	護岸	コンクリート	不明
	T-P10	突堤	鋼管杭	1990
	T-P11	防波堤	ケーソン式	1970
	T-P12	防波堤	ケーソン式	1967
	T-P13	護岸	コンクリート	不明
	T-P14	防波堤	ケーソン式	1981
	T-P15	防波堤	コンクリート単塊式	1957
伊勢・三河湾	M-P01	防波堤	コンクリート	不明
	M-P02	防波堤	コンクリートブロック式	2001
	M-P03	防波堤	コンクリート単塊式	不明
	M-P04	防波堤	セルラーブロック式	1997
	M-P05	防波堤	ケーソン式	不明
	M-P06	防波堤	ケーソン式	1973
	M-P07	防波堤	ケーソン式	1973
	M-P08	防波堤	コンクリートブロック式	2005
	M-P09	防波堤	コンクリートブロック式	1978
	M-P10	防波堤	コンクリート	1974
	M-P11	防波堤	ケーソン式	1969
	M-P12	防波堤	コンクリート単塊式	1966
	M-P13	護岸	鋼矢板式	1993
	M-P14	防波堤	コンクリートブロック式	1987
	M-P15	防波堤	コンクリートブロック式	1959
大阪湾	O-P02	防波堤	コンクリート	1991
	O-P03	防波堤	ケーソン式	1986
	O-P04	防波堤	コンクリートブロック式	1987
	O-P05	防波堤	ケーソン式	1985
	O-P06	防波堤	ケーソン式	不明
	O-P07	防波堤	ケーソン式	1968
	O-P08	防波堤	ケーソン式	1987
	O-P09	防波堤	コンクリートブロック式	1935
	O-P10	防波堤	ケーソン式	1981
	O-P11	防波堤	ケーソン式	不明
	O-P12	防波堤	ケーソン式	1970
	O-P13	防波堤	コンクリートブロック式	1992
	O-P14	防波堤	コンクリート	1987
	O-P15	防波堤	コンクリートブロック式	2008
	O-C05	防波堤	コンクリートブロック式	1965
苫小牧港	H-R01	護岸	鋼管矢板式	1998
秋田港	A-C03	防波堤	ケーソン式	1971
新潟港	N-C02	防波堤	ケーソン式	1989
舞鶴港	Mi-R01	護岸	コンクリート	1976
洞海湾	D-R01	護岸	コンクリート	1908

東京湾における調査地点の構造物の種類は、全 15 調査地点のうち、7 箇所が護岸であり、8 箇所が防波堤（突堤含む）だった。構造形式で分類すると、ケーソン式の調査地点は 8 箇所、コンクリート単塊式の調査地点は 2 箇所、コンクリート材質の調査地点は 2 箇所、消波ブロック、鋼管杭、鋼矢板式の調査地点はそれぞれ 1 箇所だった。

伊勢・三河湾における調査地点の構造物の種類は、全 15 調査地点のうち、護岸が 1 箇所、それ以外は全て防波堤だった。構造形式で分類すると、ケーソン式の調査地点は 4 箇所、コンクリートブロック式の調査地点は 5 箇所、セルラーブロック式の調査地点は 1 箇所、コンクリート単塊式の調査地点は 2 箇所、コンクリート材質の調査地点は 2 箇所および鋼矢板式の調査地点は 1 箇所だった。

大阪湾における調査地点の構造物の種類は、全 15 地点すべてが防波堤だった。構造形式で分類するとケーソン

式の調査地点が 8 箇所、コンクリートブロック式の調査地点が 5 箇所、およびコンクリート材質の調査地点が 2 箇所だった。

苫小牧港、秋田港、新潟港、舞鶴港および洞海湾においては、調査地点はそれぞれ 1 地点で、苫小牧港、舞鶴港および洞海湾の調査地点の構造物の種類は護岸、秋田港および新潟港の調査地点の構造物の種類は防波堤だった。構造形式は、苫小牧港の調査地点では鋼管矢板式、秋田港および新潟港の調査地点ではケーソン式、舞鶴港および洞海湾の調査地点ではコンクリート材質だった。

ii) 経過年数

建設年は、施設台帳や標準断面図等に示されている代表的な年を用いた。そのため、調査地点に該当する護岸面の建設年は厳密には数年程度異なる可能性がある。

東京湾においては、1960 年頃に造られたものから、2000 年頃に造られた比較的新しい施設まであり、経過年数は 50 年から 10 年程度の範囲だった。伊勢・三河湾においては、1960 年頃に造られたものから、2005 年頃に造られた新しい施設まであり、経過年数は、東京湾と同じく 50 年から 5 年程の範囲だった。

大阪湾においては、1930 年頃に造られたものから、2008 年頃に造られた新しい施設まであり、経過年数は、80 年から 2 年程度の範囲だった。

洞海湾の施設は、1910 年前後に建設されており、経過年数は 100 年程度であった。

b) 構造物形式と付着生物の関係

海域毎に、構造形式と付着生物の種数および多様度指数の関連性を検討した。コドラート調査の上層・中層・下層それぞれの平均値で整理を行ったが(図-11, 図-12)、構造物形式と種数および多様度との関連は見いだせなかった。構造物の材質（ケーソン式、コンクリートブロック式、セルラーブロック式およびコンクリート単塊式の材質はコンクリート材質とし、鋼管杭や矢板式の材質は鋼材とする）で整理すると、東京湾においては、コンクリート材質（n=13）では上層：11.6±3.8, 中層：15.3±5.0, 下層：16.6±7.8, 鋼材（n=2）では上層：11.3, 中層：12.3, 下層：11.5 だった。伊勢・三河湾においては、コンクリート材質（n=14）では上層：10.2±4.3, 中層：14.8±6.6, 下層：15.4±4.4, 鋼材（n=1）では上層：6.0, 中層：15.0, 下層：13.7 であり、伊勢・三河湾の表層データを除けば有意な差はなかった。

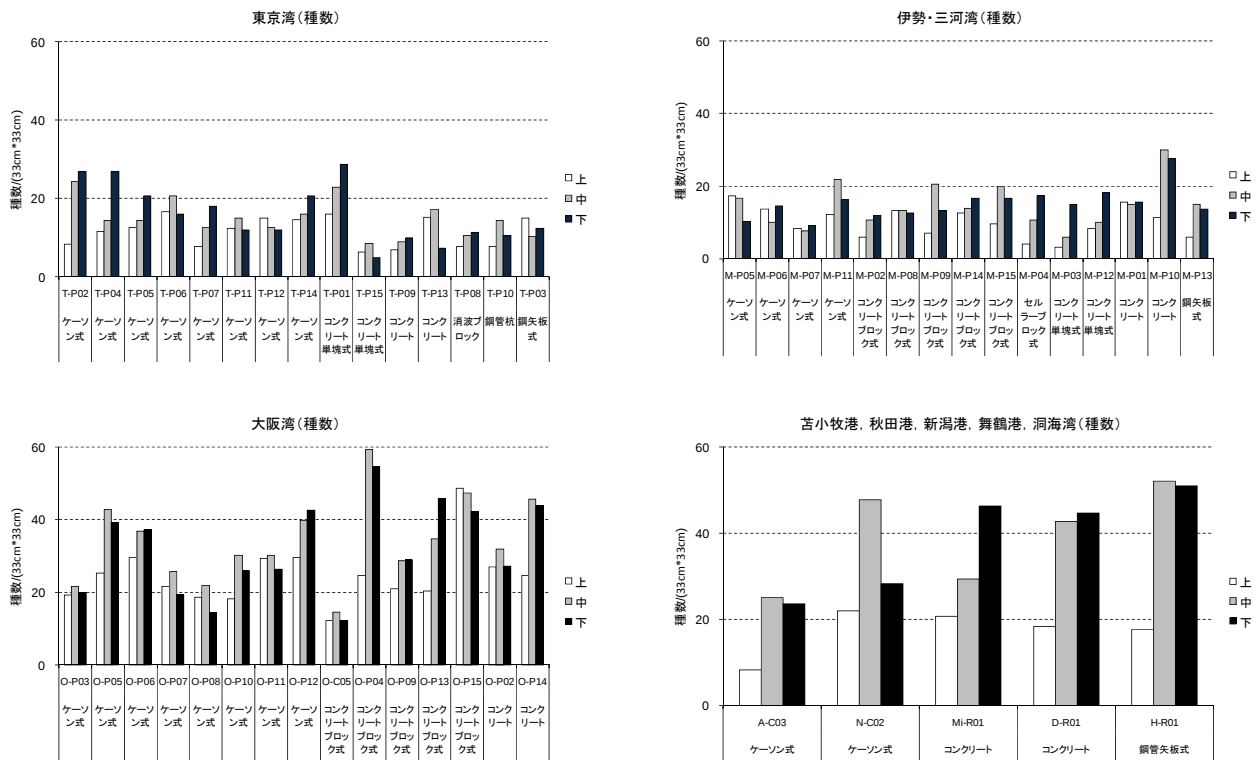


図-11 構造形式と付着生物種数の関係

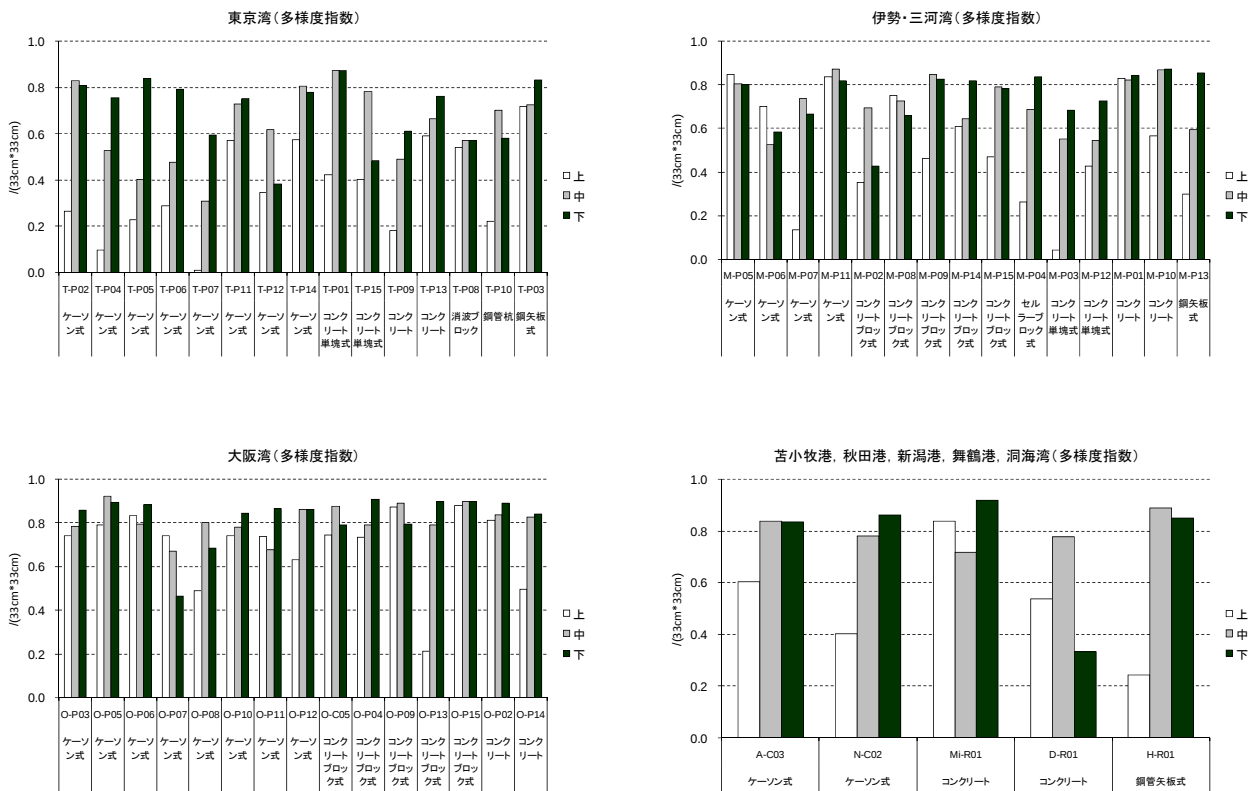


図-12 構造形式と付着生物多様度指数の関係

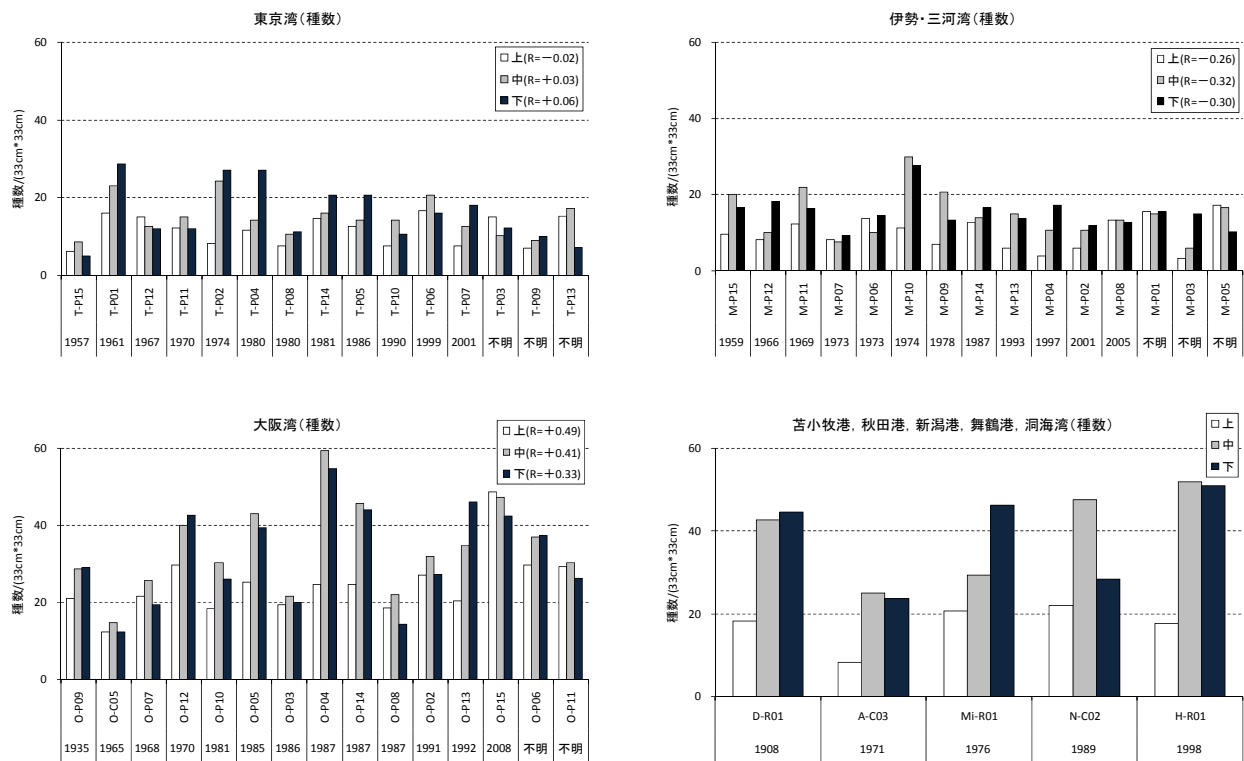


図-13 建設経過年数と付着生物種数の関係

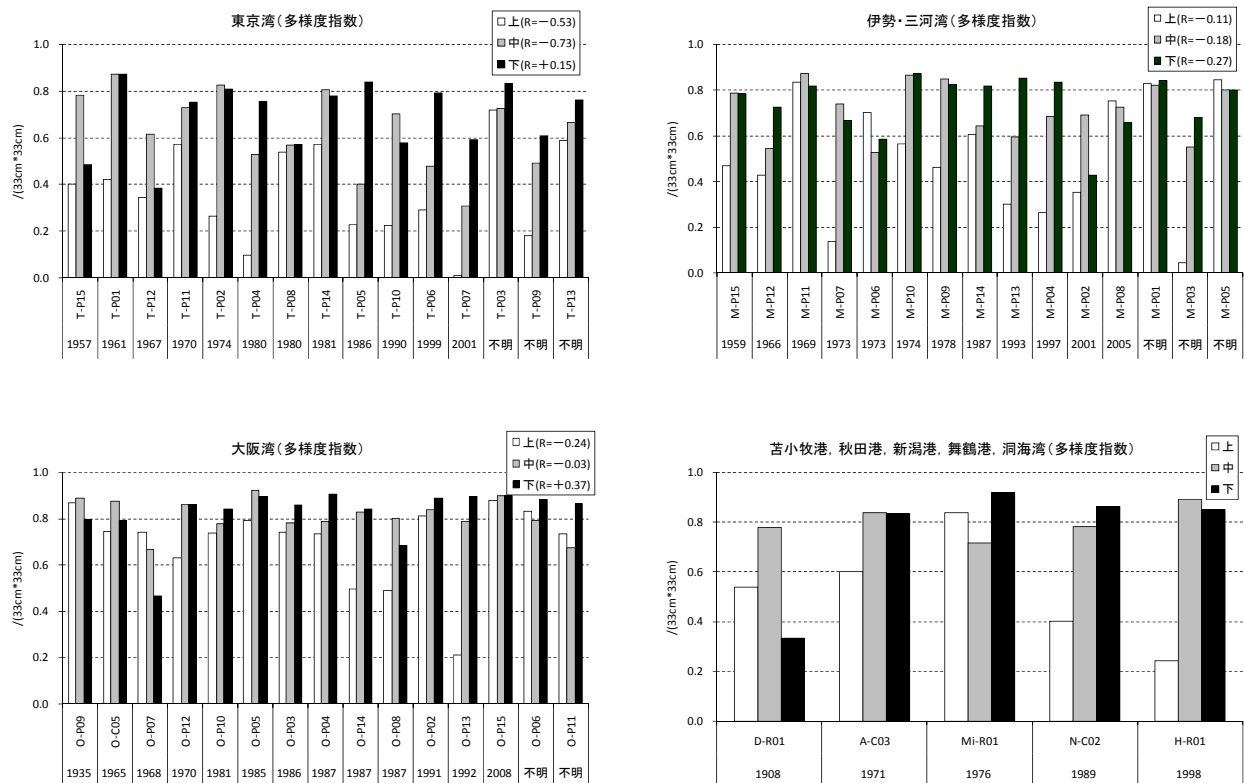


図-14 建設経過年数と付着生物多様度指数の関係

a) 経過年数と付着生物の関係

構造物建設後の経過年数と付着生物の種数および多様度指数の関連性を整理した(図-13, 図-14)．経過年数の増加に伴い, 種数および多様度指数の増加は見られず, 全ての湾および層において, 明確な経過年数との関連性は見出されなかった．

(2) 堤前波高と付着生物の種数との関係

図-15 は, 全地点での堤前波高に対する付着生物の種数の分布を上層・中層・下層に分けて示したものである．種数の分布幅は, 堤前波高が 0.2m 以下では約 5 から 50 であったが, 堤前波高が 0.6m 以上では約 5 から 20 までと, その幅は小さくなっていった．ここで, 各波高に対す

る最大の種数を最大出現種数とすると, 最大出現種数は堤前波高の増大に伴い直線的に減少していた．

種数の局所分布に関して採取層で比較してみると, 上層の種数の方が, 中層および下層の種数に比べて小さく, その分布幅も小さかった．一方, 種数の大域的な分布に関して三大湾で比較してみると(図-16), 波高が 0.2m 以下で種数が 30 を超えるデータは, 大阪湾のデータが多く, 東京湾および伊勢・三河湾のデータは波高が 0.2m 以下であっても種数は 30 以下だった．波高が 0.4m 以上に関しては, 大阪湾のデータは存在せず, 東京湾および伊勢・三河湾のデータのみであり, 種数は 20 以下だった．

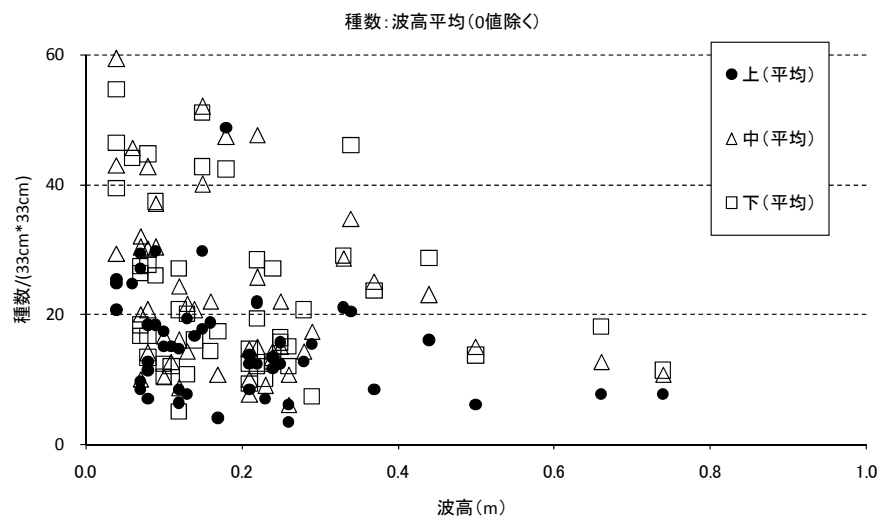


図-15 波高と付着生物種数の関係(上層・中層・下層)

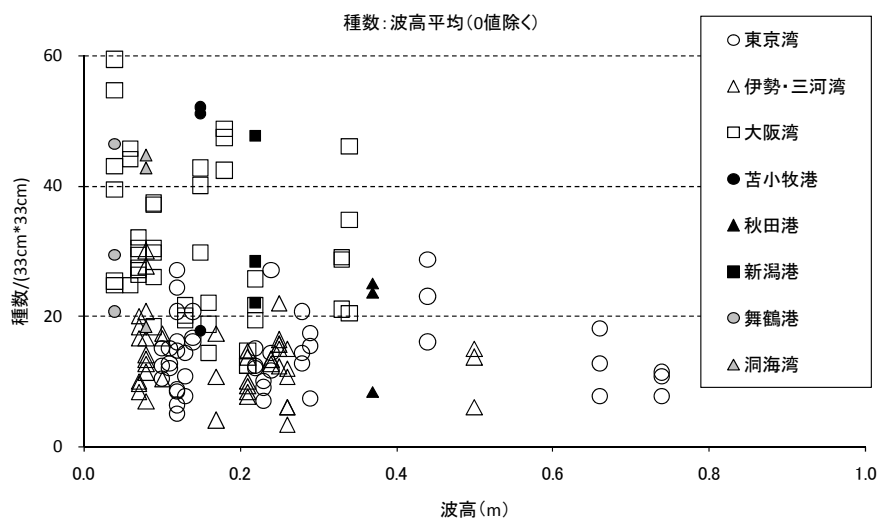


図-16 波高と付着生物種数の関係(海域毎)

(3) 水深と付着生物の種数との関係

付着生物の群集構造の支配要因の一つである水深について整理した。

図-17 は、全地点における水深と種数の関係を、全コドラートに対してプロットしたものである。採取水深が平均水面付近における種数は、最大で約 30 種だった。水深が平均水面下 1.0～6.0m の範囲では、種数の最大は約 60 種だった。水深が平均水面下 6.0m 以深では、種数の最大が深さとともに減少していくように見え、水深が平均水面下 11.0m の深い場所では最大値は 40 種に満たなかった。

次に、水深と種数の関係を三大湾とその他の港湾に別けて図-18 および図-19 に示す。両者ともに、水深が平均水面下 1.0～6.0m の範囲で種数のピークをとる傾向は同じだった。しかし、そのピークの値は大きく異なり、三大湾では最大で 40 に満たないが、その他の港湾では 40

を超える種数を示した。水深に対する種数の違いは、三大湾よりもその他の港湾の方が大きかった。

図-20、図-21 は、水深と個体数および湿重量の関係を示したものである。個体数は平均水面付近で最大約 15,000 個体/(33 cm×33 cm)であり、水深が深くなるにつれて減少し、水深が平均水面下 6.0m 付近ではほぼ 0 だった。湿重量についても同様で、平均水面付近でおよそ 8,000g/(33 cm×33 cm)であり、水深が深くなるにつれて減少し、水深が平均水面下 6.0～8.0m になるとほぼ 0 だった。

図-22 は、水深と多様度の関係を示したものである。平均水面付近では多様度指数が 0.0～0.9 と幅広い値だが、水深が深くなるにつれて多様度指数の最小値は大きくなった。水深が平均水面下 11.0m になると多様度指数は 0.8～0.9 であり、低い多様度は現れなかった。

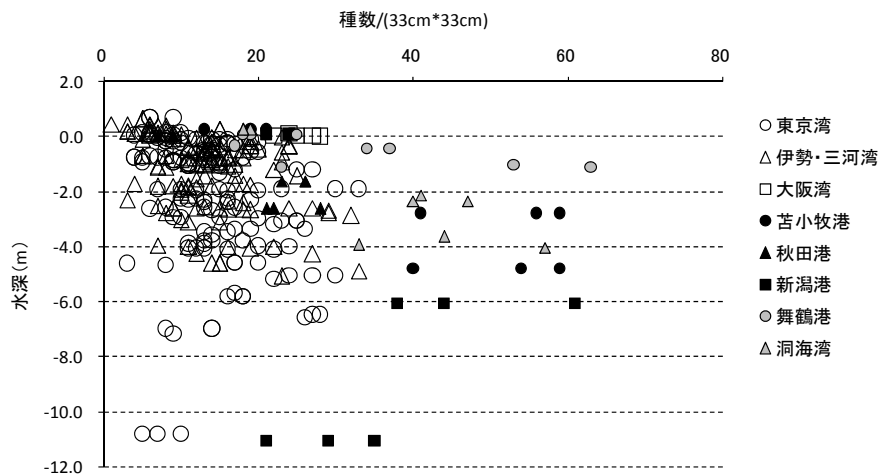


図-17 水深と付着生物種数の関係

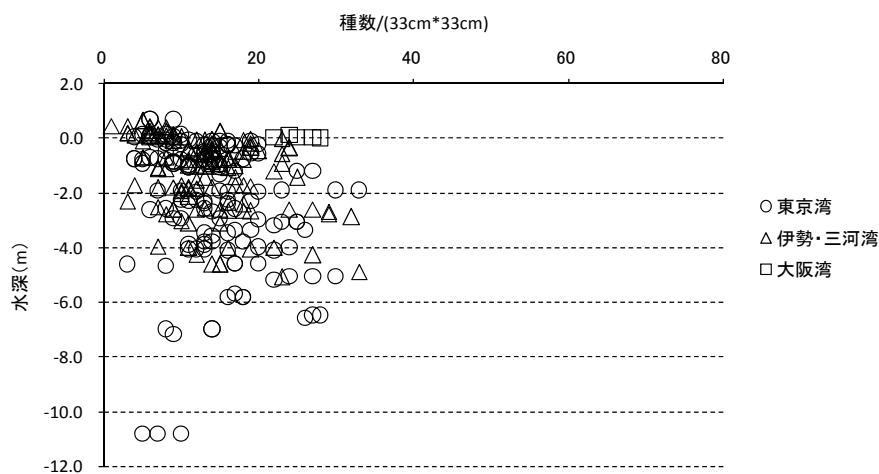


図-18 水深と付着生物種数の関係（東京湾、伊勢・三河湾、大阪湾）

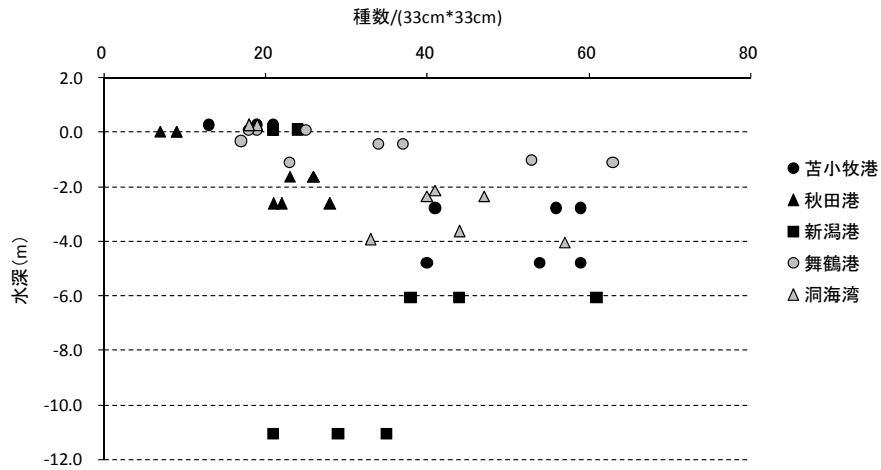


図-19 水深と付着生物種数の関係（苫小牧港，秋田港，新潟港，舞鶴港，洞海湾）

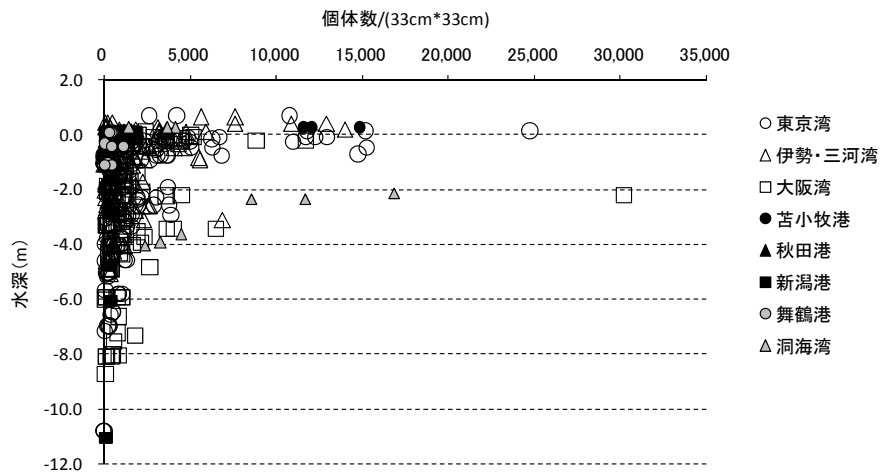


図-20 水深と付着生物個体数の関係

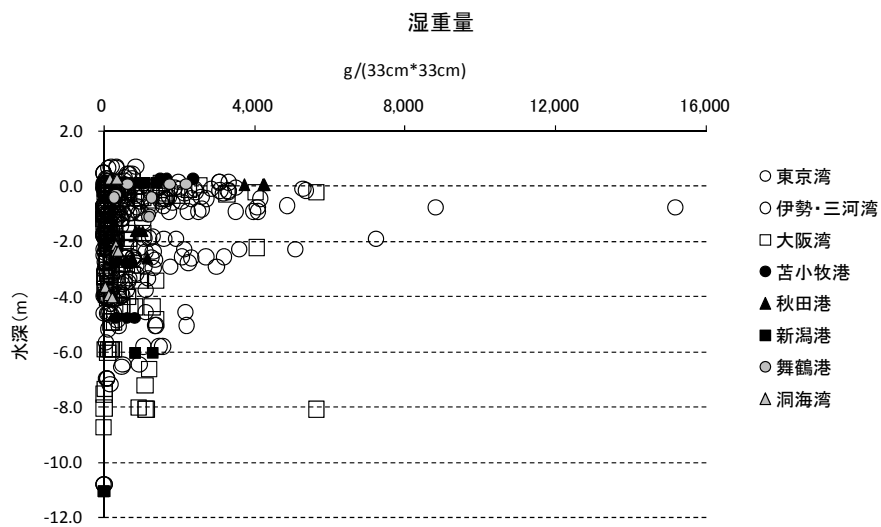


図-21 水深と付着生物湿重量の関係

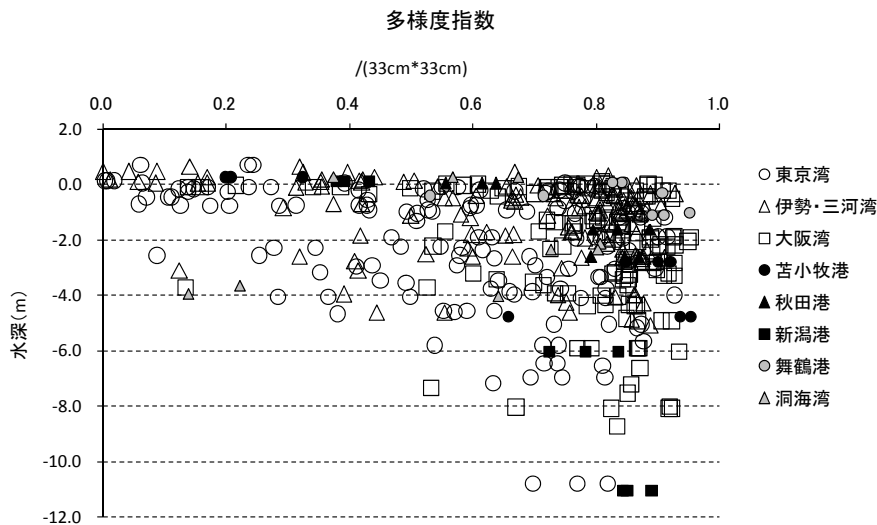


図-22 水深と付着生物多様度指数の関係

4. 考察

4.1 各海域の特色に関して

第一優占種について、秋田港、新潟港、東京湾ではほとんどがムラサキガイだったのに対し、これら以外の海域では、ムラサキガイの他に、他の二枚貝や甲殻類、多毛類などが第一優占種として出現した。優占種について、今回の調査と過去に個別の港湾で行われた調査を比較したところ、特に東京湾と洞海湾で異なる傾向が見られた。

東京湾においてムラサキガイが優占している状況は、1982年（古瀬・風呂田，1985），1995～1996年（木村ら，1998年），2006年（海洋環境研究室，2006）に確認されており、本調査（2009年）においてもムラサキガイが優占種であることが確認された。ムラサキガイと同様の生態的特徴（足糸を分泌し付着生活をする、懸濁物食者であること、富栄養の条件に生息可能なこと、さらに外来種であることなど）を持つと考えられるものには、コウロエンカワヒバリガイやミドリイガイがおり、それらは、1982年の東京湾奥（古瀬・風呂田，1985），1989年の横浜港（梶原，1994），および本調査（2009年12月）において一定の個体数が観測されているものの、東京湾において近年約30年はムラサキガイが優占する状況は継続されてきたことが示唆された。

一方、洞海湾においては、1991～1992年の調査ではムラサキガイとコウロエンカワヒバリガイが優占して生息し、ムラサキガイが第一優占種であることが報告されていたが（梶原・山田，1997），本研究の調査（2010年1月現在）では、ムラサキガイはわずかしこ確認で

きず（3.6個体/（33cm×33cm）），コウロエンカワヒバリガイが高い密度で生息していた。同時期に行った、洞海湾内での5カ所の補完的な目視観察においてもムラサキガイは確認できなかった。さらに、コウロエンカワヒバリガイを上回る個体数のミズヒキゴカイの1種やホウキムシの1種が生息していたことをあわせて考えると、洞海湾では近年約20年の間にムラサキガイが衰退し、優占種が変化したものと示唆された。近年のムラサキガイの衰退は、洞海湾だけでなく、九州南部や四国の岩礁帯でも確認されており（Kurihara，2009），和歌山県白浜においては、ムラサキガイの衰退と同時にミドリイガイが増加したことが報告されている（久保田，2007）。優占種の変化は、環境に対する生物の応答と考えることができ、その場所の水質の変化の結果であるという可能性がある。ミズヒキゴカイやホウキムシについては、生態的特徴に不明な点が多いが、ムラサキガイやコウロエンカワヒバリガイについては生態に関する研究が行われており、コウロエンカワヒバリガイの方がムラサキガイより低塩分や高水温に耐えられるものと考えられている（Wilson，1968；Cračun，1980；His et al，1989；安田・日比野，1986；木村ら，1995；三好ら，2009）。また小濱ら（2001）は、コウロエンカワヒバリガイが洞海湾の湾中央から湾奥に多く分布していたことから、ムラサキガイより富栄養化に耐えられる可能性を指摘していることから、低塩分化や高水温化、富栄養化といった環境変化が生じている可能性も否定できない。

この他、新潟港に関しては、浅井ら（1997）と比較すると、ムラサキガイが優占する状況に大きな変化はないものと考えられる。また、秋田港に関しては、1989年

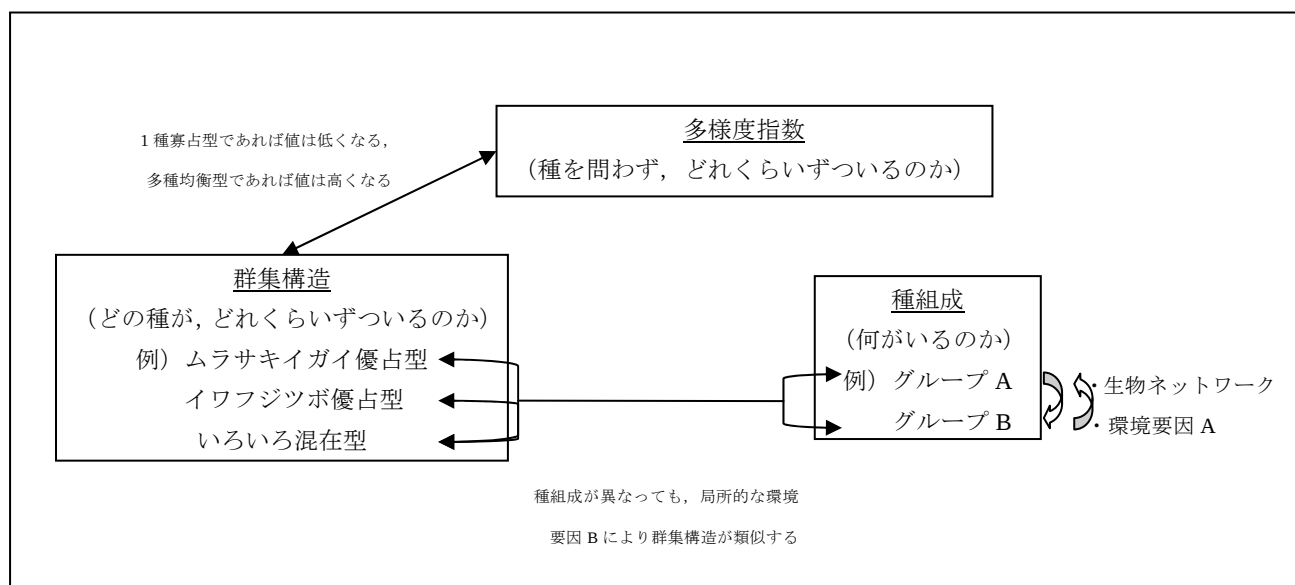


図-23 多様度指数，群集構造，種組成の概要

と 1998 年にムラサキイガイが優占していることが示されており（秋田県，1990，2006），近年約 20 年間は優占種の交代はなかったものと考えられる。ムラサキイガイが 20～30 年に渡り同一の種が優占し続けている海域と優占種の交代が起こった海域があることは，海域毎の水質の変化に違いがあることを示唆しており，今後の研究課題となり得る現象である。研究にあたっては，短期的に影響する要因と長期的に影響する要因の抽出・分離を意識して検討する必要がある。

局所的な多様度（上層・中層・下層）の傾向が調査地点によって異なっていた原因として，極端な高密度の優占種が出現したかどうかの影響しているようである。例えば東京湾の T-P07 では，表層のムラサキイガイが上層の総個体数の 99.6%を占めていたが，中層では 83.5%，下層では 39.2%と減少しており，これが多様度の見かけの増加をもたらしている。伊勢・三河湾の M-P07 では，コウロエンカワヒバリガイが上層で 92.2%，中層 26.9%と減少し，中層の多様度を相対的に高くしている。一方で，M-P06 の場合は，上層はコウロエンカワヒバリガイ，中層はムラサキイガイ，下層はムギガイと第一優占種が異なるが，これらがいずれも優占度 50%前後であるため，多様度はほとんど変わらなかった。大阪湾の O-P07 の場合は，チビクモヒトデ科の 1 種が中層と下層に集中し，優占度 60～70%前後で分布しているため，表層よりも中層・下層の多様度が低くなっている。

全国的な傾向として，種の多様性の緯度による変化（緯度勾配）については，主要 5 港のデータから，緯度が上

がるにつれて多様度が減少する様子が観測された。例えば，苫小牧港においては出現した種数は多いが，第一優占種の優占度が高いため，多様度が低かった。こうした優占度の高まりは厳しい環境による種の選択が働いていることが考えられ，緯度の変化による環境の変化が多様度の緯度勾配を形成している一因となっている可能性がある。一般的には地球規模で見た場合，多くの生物において，緯度 0° を中心として北緯 80° から南緯 60° までの低緯度ほど種数が多いことが知られている。しかし，朝倉 (2003) に指摘されるように，分類群によってピークの緯度はやや異なる場合があるとともに，そのメカニズムについては，進化的，エネルギー論的あるいは気候変動と進化論的な考察など諸説ある。例えば，日本の沿岸域の群集を対象とした調査として，Asakura and Suzuki (1987) は太平洋岸の腹足類の種数に着目し，食性により緯度勾配の傾向が異なることを示唆した。また，Okuda ら (2004) は，太平洋側において自然海岸の岩礁の群集を対象とし，種の豊富さとして種数を用いた場合には緯度勾配がみられたが，Simpson 多様度指数については緯度との明確な関係が見られないことを示した。本研究では逆に，種数では緯度との明確な関連はなかったが，Simpson 多様度の緯度勾配がみられた。こうした違いが見られた原因として，調査手法の違いによる対象生物の違いが挙げられる。本研究ではコドラートの生物を回収（かきとり）し，回収した試料の個体数をもとに，より多くの生息生物を対象とした Simpson 多様度を計算している一方で，Okuda ら(2004)は現場観察による被度を用

いて計算しており、ヨコエビ類などの小型生物は現場で見つけにくく、被度としてデータに反映されにくいことから、種数を過小評価している可能性を考慮すると、両者の結果は矛盾してない。このことは、種数および多様度の緯度勾配の調査において、Okuda ら(2004)が指摘するように、異なる研究結果を利用する際には、手法の違いによるデータの特性の違いを認識して取り扱う必要があることを示唆している。

本稿においては、湾全体の多様度を $D\alpha$ (各地点の多様度)、 $D\beta$ (地点間の多様度) および $D\gamma$ (全体の多様度) を用いて分離して解析したことにより、東京湾の多様度は、伊勢・三河湾や大阪湾と比べて、各地点の多様度および地点間の多様度の両方が低いことが明らかとなった。このことは、後述するように、海域によって生物ネットワークの形成が異なることや局所的な環境要因による種組成や群集構造の制限が存在すること等と関連があると著者らは考えている。

4.2 多様度指数、群集構造、種組成に関して

多様度の違いについてさらに考察を進める前に、ここで多様度指数、群集構造、種組成から見た種の多様度について考え方を整理しておく(図-23)。

種組成は、その場に存在する生物(対象生物)の出現リストであり、そこに現れる生物の種数は種組成から導かれる指標のひとつである。種組成が類似した調査地点間では、その対象生物に適した共通の環境要因があることが示唆される。さらに同じ湾内で種組成が類似するということは、それらの間で対象生物の浮遊幼生が移動分散し、生物ネットワークを形成している可能性がある。例えば、種組成の類似性を鍵とすると、東京湾及び大阪湾では湾全体でひとつのネットワークがあり、伊勢・三河湾では湾奥でひとまとまり、湾中奥部および湾口でひとまとまり、という複数のネットワークがある可能性が示唆される。

群集構造は、複数の出現種の出現割合(優占度等)を表しており、群集構造の類似度などで指標化される。どのような種が優占種となるか、またそれらの優占度がどの程度かは、その場所の局所的な環境条件に強い影響を受けると考えられる。種組成も群集構造と同様に、環境要因に影響を受けると考えられるが、東京湾や伊勢・三河湾における群集構造と種組成の空間配置(図-7)は必ずしも一致していない。これは、種組成と群集構造を支配する環境要因が異なること(図-23では環境要因AもしくはBとした)や、生物同士の競合といった種間関係を反映している可能性があるからである。

多様度指数は、こうした種組成、群集構造をマクロに評価する指標であり、一義的には種の多さを相対的に示し、地点の生態系としての健全性やポテンシャル(生物生息を制限する環境要因が少ないこと)を示すと考えられる。しかし、その定義から、1種寡占型となると値が低くなり、多種均等型であれば値が高くなるために、ある特定の生物が極端に優先してしまうと、残りの生物が同等の多様性を持っていても、見かけ上、多様性が減少するといった点に注意が必要である。

4.3 局所的環境要因に関して

種数や多様度指数を支配する局所的環境要因の候補として港湾構造物本体の構造形式と建設経過年数、その場の波浪条件(堤前波高)および水深(平均水面との差)について検討を行った結果、付着生物の種数および多様度指数は、港湾構造物の構造形式による違いおよび材質の違いに対して、明確な関連性はなかったことは前述のとおりである(図-11, 図-12)。この結果は、港湾構造物の構造形式や材質は、環境要因A, Bにも該当しないということを示している。特に三大湾においては、種組成の検討から、湾域スケールの生物ネットワークの存在が示唆されており、そうしたより大きな空間スケールの支配要因や、直立壁であるという構造的な支配要因に局所的な構造物形式および材質といった差異による影響が埋没してしまっている可能性がある。さらに、付着生物の種数および多様度は、数10年のオーダーの建設経過年数に対しても関連性が見出されなかったことも興味深い結果である(図-13, 図-14)。このことは、森林が数十年～数百年かけて極相に遷移するイメージでの付着生物群集の遷移が起こっていない可能性を示唆している。干潟や藻場の再生における生態系の形成の目標年次が3-6年程度である(海の自然再生ワーキンググループ, 2007)ことから類推しても、鉛直護岸に付着する生物群集は、比較的早い生活史を持ち、数年間で安定することを示しているのではないかと考えられる。

水深に対する種数は、平均水面付近よりも平均水面下1.0～6.0mの範囲で最大となり、水深がそれ以降深くなると減少傾向にあった。また、個体数および湿重量は、平均水面付近で最大となり、水深が深くなるにつれて減少していた。さらに多様度指数は水深が浅いほど低い値があり、水深が深くなるほど、多様度は高くなる傾向を示した。平均水面付近では干出する、温度や塩分の変化が大きい等の環境要因に耐えうる特定の種が繁殖し、水深が深くなるに従って生物の生息を制限する要因(干出、温度・塩分変化)が緩和していき、より多くの生物が生

息できる環境であることに対応していると考えられる。すなわち、平均水面付近での多様度指数の減少は特定生物の卓越によるものであり、その結果個体数、湿重量の局所的な増加が見られ、水深が深くなるにつれて多様度が回復（増加）するものの、光の届きにくい深部においては、個別の種の個体数、湿重量が減少していく。ただし、生物群集としては、ある種が卓越する状況にはないので、多様性が大きくなっているという解釈が可能である。こうした考察に基づくと、水深に付随する干出頻度、温度・塩分変化、光環境は図-23の種組成を支配する環境要因Aであるが、その総体としての水深は環境要因Bとして群集構造を支配している可能性が示唆される。

さらに、環境要因の候補として波高を検討した結果によれば、波高が大きくなるにつれて付着生物の最大出現種数は減少し、波高が環境要因として重要であることが示唆された。このことは、浅井ら（1997）によっても同様の結果が報告されている。同じ波高に対する種数の減少は、波高以外の環境因子（水質等）による種組成の制限によると考えるならば、波高は水深とともに環境要因Bとして群集構造を支配しているという仮説を立てることができる。その仮説に従えば、波高が大きくなると他の環境要因がどんなに良くても最大出現種数は多くすることができないこととなる。

4.4 生物共生型港湾構造物への成果の活用について

前節までの検討により、湾域の生物ネットワークが広域的な多様度を支配し、水深および波高が群集構造を、水質や干出頻度、温度・塩分変化、光環境などが種組成を支配していることが推察される整理結果を得た。

生物共生型港湾構造物の企画、立案時の目標設定においては、その海域の生物ネットワークの現状や緯度勾配に起因する種の多様度を把握し、ターゲットとする生物の種組成を想定するとともに、目標とする生息生物の種数を増やそうとする時には波高に着目し、場所の選定や波向きに配慮することが重要である。波あたりが強い場所に構造物を設置する場合には、データに基づいて目標の種数を減ずることも検討すべきである。なお、多様度を上げる手法として、特定の水深帯（平均水面下1.0～6.0 m）に生物の生息に配慮した構造物をつくることも有効と考えられる。しかし、平均水面付近にそのような構造物を造ると、目標とする生物の個体数、湿重量を多くすることが期待できる一方で、特定の種が繁殖することで多様性を失う危険性があることも念頭に考えておかねばならない。その場において個体数を増やすのか、多

様度を増やすのか等、目的を明確にして、水深帯を考えることが重要である。

現在取り組んでいる生物共生型港湾構造物では、鉛直壁ばかりではなく、緩傾斜、テラス型の干潟等、護岸部に生物生息に適した構造を積極的に配置する試みがなされている。複雑な構造になればなるほど、支配的となる環境要因も複雑になるものの、基本的には、種組成を支配する環境要因、群集構造を支配する支配要因についてモデル化し、検討することが有効であると考えられる（例えば、岡田・古川, 2006；古川・WALLACE, 2006；五十嵐・古川, 2007；梅山ら, 2010）。

生物共生型港湾構造物の施工、管理時の評価においては、評価データをモニタリングすることが不可欠であるが、そのモニタリングの時期間隔の設定において短期、長期の生物群集の変化を意識すること、モニタリング点の空間配置の設定において多様度・種構成の空間的変化を意識することが重要であることが示唆された。事業後数年間は時間的にも空間的にも密なモニタリングによりその変動を注視する必要がある、逆に、生物群集が安定すると考えられる数年後以降は、数年おきに湾内数点の対照点と比較するような疎なモニタリングでも十分であることが示唆された。

5. おわりに

本研究では我が国の港湾構造物（防波堤や護岸）に生息する付着生物の分布状況を把握するため、北海道から九州にわたる多くの場所で付着生物調査を行った。本文で示したように、多様な環境要因と、それに対応する様々なスケールの種組成・群集構造・多様度が生じていることから、調査時期や調査方法が異なるデータの単純な比較は容易ではない。本研究では、ほぼ同時期に同じ手法による調査を行ったことによりこの問題点を克服した。特に、すべての調査地点でかきとりを行い、実験室に持ち帰った後に種を同定する方法を採用したことにより、目視による被度調査や写真撮影による調査では得られない小型甲殻類の個体数等も把握することができ、港湾域に生息する付着生物に関し、各海域の各地点および地点間の多様度、群集構造、局所的な種組成に関して以下のような基礎的知見が得られた。

- (1) 広域の多様度や群集構造、種組成について三大湾（東京湾、伊勢・三河湾、大阪湾）においては湾規模の構造が見られることなど、共通性を持ち、その他の港湾（苫小牧港、秋田港、新潟港、舞鶴港、洞海湾）では全国規模の緯度勾配がある

- (2) 3大湾の湾全体の多様度 D_{γ} については、 D_{α} (各地点の多様度) と D_{β} (地点間の多様度) に分離して多様性の構造を解析し、湾毎の特性を比較し、三大湾で湾全体の多様度の発現様式が異なる
- (3) 出現する生物種数や多様度の特異性は、水深や波浪等の環境要因の影響を受けて発現している可能性がある

こうした知見は、生物共生型港湾構造物の企画、立案時の目標設定や施工、管理時の評価に資する情報としての活用が期待される。特に、対象とする生物の特定、その生物の個体数の増加を目指すのか、多様性の向上を目指すのかといった、目的の明確化や、それに対応する構造形式やモニタリング計画の立案に資する等、自然再生の施策を考える上で重要な基礎情報として活用されることを期待すると同時に、本調査が、単年度かつ冬季限定、構造物の構造形式限定の調査であることの限界も有していることは否めない事実であり、今後も継続した調査・研究の取り組みが必要であることを指摘して結語とする。

謝辞

本研究を進めるにあたり奥田武弘博士 (遠洋水産研究所)、木村妙子博士 (三重大学)、栗原健夫博士 (西海区水産研究所)、桜井博孝氏 (国土交通省) の各氏には、付着生物の分布に関する論文ならびにご助言をいただきました。また、調査の実施、施設情報の提供にご協力を頂きました各港湾施設管理者・地方整備局の皆様、調査許可を頂きました関係者の皆様に心より感謝致します。

参考文献

- 秋田県 (1990) : 秋田港港湾計画資料
- 秋田県 (2006) : 秋田港港湾計画資料
- 浅井正・小笹博昭・村上和男 (1997) : 付着生物群集の着生に及ぼす物理的環境条件の影響、港湾技研資料、No. 880
- 朝倉彰 (2003) : 生物地理 in 海洋ベントスの生態学、日本ベントス学会 (編)、東海大学出版会、pp. 303-359.
- 五十嵐学・古川恵太 (2007) : 東京湾沿岸域における付着生物および底生生物の空間分布特性、海洋開発論文集、Vol.23, pp.459-464.
- 海の自然再生ワーキンググループ (2007) : 順応的管理による海辺の自然再生、環境配慮の標準化のための実践ハンドブック、国土交通省港湾局、294p.
- 梅山崇・古川恵太・岡田知也 (2010) : 生物生息に配慮したテラス型護岸の造成に際して考慮すべき視点、国土技術政策総合研究所資料、No. 586, 55p.

- 運輸省港湾局 (1999) : 港湾の技術上の基準・同解説 (下)、日本港湾協会、595p. 655p. 664p.
- 運輸省港湾局 (1999) : 港湾の技術上の基準・同解説 (上)、日本港湾協会、88p.
- 岡田知也・古川恵太 (2007) : テラス型干潟におけるタイドプールのベントス生息に対する役割、海洋開発論文集、Vol. 22, pp. 661-666.
- 海上保安庁潮汐推算 : http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KANKYO/TIDE/tide_pred/index.htm
- 海洋環境研究室 (2006) : 東京湾環境マップ、国土技術政策総合研究所沿岸海洋研究部海洋環境研究室
- 梶原武 (1994) : 横浜港における潮間滞付着生物の種類組成と現存量、付着生物研究 11, pp. 1-9.
- 梶原葉子・山口真知子 (1997) : 洞海湾における付着動物の出現特性と富栄養度の判定、水環境学会誌、20, pp. 185-192.
- 気象庁気象統計情報 : <http://www.jma.go.jp/jma/menu/report.html>
- 気象庁潮汐観測資料 : <http://www.data.kishou.go.jp/kaiyou/db/tide/genbo/index.php>
- 木村妙子・角田出・黒倉寿 (1995) : 淡水および汽水域に生息するイガイ科カワヒバリガイ属の塩分耐性と浸透圧調節、日本海水学会誌、49, pp. 148-152.
- 木村賢史・土屋隆夫・稲森悠平・奥富重幸・西村修・須藤隆一 (1998) : 東京都内湾における付着動物の分布と水質浄化機能、日本水環境学会誌、21-1,35-40.
- 久保田信 (2007) : 和歌山県田辺湾およびその周辺海域におけるムラサキイガイ個体群の激減とミドリイガイの増加、南紀生物、49 (1), pp. 81-82.
- 九州地方整備局気象・海象データ : <http://www-2.pa.qsr.mlit.go.jp/>
- 国土交通省港湾局環境整備計画室 : <http://www.mlit.go.jp/kowan/ecoport/index5-3-2.htm#K-02>
- 国立環境研究所 (2003) : 干潟等湿地生態系の管理に関する国際共同研究、国立環境研究所特別研究報告、SR-51-2003, 71 p.
- 小濱剛・門谷茂・梶原葉子・山田真知子 (2001) : ムラサキイガイおよびコウロエンカワヒバリガイの個体群動態と過栄養海域における環境との関係、日本水産学会誌、67 (4), pp. 664-671.
- 小林四郎 (1995) : 生物群集の多変量解析、蒼樹書房、東京、194p.
- 古川恵太・Stephanie WALLACE (2006) : 生息場適性指標 (HSI) による沿岸域の統合的環境評価の試行、海洋開発論文集、Vol.22, pp. 229-234.

- 古瀬浩史・風呂田利夫（1985）：東京湾奥部における潮間帯付着生物の分布生態，付着生物研究，5，pp. 1-6.
- 宮下直・野田隆史（2003）：群集生態学，東京大学学術出版会，東京，187p.
- 三好真千・上月康則・山中亮一・山口暢洋・坂下広大・田中千裕・山口奈津美（2009）：港湾構造物壁面からのムラサキイガイ脱落と塩分・水温変化に関する研究，土木学会論文集 B2，Vol. 65，No. 1，
- 向井宏（2003）：群集の構造と動態 in 海洋ベントスの生態学，日本ベントス学会（編），東海大学出版会 pp. 195-243.
- 安田徹・日比野憲治（1986）：原子力発電所の温排水が生物に与える影響 - 内浦湾におけるムラサキイガイの生存と温排水 -，付着生物研究，6 (1)，pp. 35-39. pp. 1246-1250.
- Cra'ciun C. (1980) : Effect of high temperatures on the ultrastructure of Leydig cells in *Mytilus galloprovincialis*, Mar Biol, Vol. 60, pp. 73-79.
- His, E., Robert R., Dinet A. (1989) : Combined effects of temperature and salinity on fed and starved larvae of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* and the Japanese oyster *Crassostrea gigas*, Mar Biol, Vol. 100, pp. 455-463.
- Krebs, C.J. (1999) : Ecological Methodology., 2nd ed, Benjamin/Cummings, Canada, 624p.
- Kurihara T., Kosuge T., Takami H., Iseda M., Matsubara K. (2009) : Evidence of a sharper decrease in a non-indigenous mussel *Mytilus galloprovincialis* than in indigenous bivalves from 1978 to 2006 on Japanese rocky shores. Biological Invasions. DOI: 10.1007/s10530-009-9673-3
- Lande R. (1996) : Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. Oikos, Vol. 76, pp. 5-13.
- Okuda, T., T. Noda, T., Yamamoto, N., Ito, M. Nakaoka (2004) : Latitudinal gradient of species diversity: multiscale variability in rocky intertidal sessile assemblages along the Northwestern Pacific coast., Population Ecology, Vol. 46, pp. 159-170.
- Yamaguchi, T. (1973) : On the Megabalanus in Japan. Publication of Seto Marine Biology Laboratory, Vol. 21, No. 2, pp. 115-140.
- Wilson, B. (1968) : Survival and reproduction of the mussel *Xenostrobus securis* (Lam.) (Mollusca: Bivalvia: Mytilidae) in a Western Australian estuary. Journal of Natural History, Vol. 2, No. 3, pp. 307-328. (22)

付録 A 調査地点の詳細

表-A. 1 調査地点の緯度経度

調査海域	調査地点	緯度	経度
東京湾	T-P01	35. 25968222200	139. 74125011743
	T-P02	35. 28487708474	139. 67879380659
	T-P03	35. 33072305600	139. 63409234648
	T-P04	35. 37679885979	139. 65683357297
	T-P05	35. 45762756878	139. 70059888222
	T-P06	35. 49304670865	139. 77804688089
	T-P07	35. 58824105648	139. 83129380319
	T-P08	35. 62035000000	139. 90468000000
	T-P09	35. 65993000000	139. 98635000000
	T-P10	35. 62078000000	140. 05140000000
	T-P11	35. 56107000000	140. 07718000000
	T-P12	35. 48590000000	140. 01070000000
	T-P13	35. 47423027800	139. 98255945847
	T-P14	35. 37672952273	139. 86431613714
	T-P15	35. 21839025674	139. 86329856302
伊勢・三河湾	M-P01	34. 48519241383	136. 82474611100
	M-P02	34. 54510163783	136. 71771617813
	M-P03	34. 61617058809	136. 56164899150
	M-P04	34. 66168000000	136. 55075000000
	M-P05	34. 85428495370	136. 61715361100
	M-P06	34. 96243387139	136. 66086388467
	M-P07	35. 01313765167	136. 79569231438
	M-P08	34. 87240508545	136. 83114468039
	M-P09	34. 76625926719	136. 84064793496
	M-P10	34. 70113694400	136. 97767187678
	M-P11	34. 82093895357	136. 93351953050
	M-P12	34. 81487777800	137. 22560305600
	M-P13	34. 74838916700	137. 31708623314
	M-P14	34. 69858276860	137. 26106166700
	M-P15	34. 58663305600	137. 02257349070
大阪湾	O-P02	34. 34857750000	134. 90296060395
	O-P03	34. 41881939798	134. 90139164195
	O-P04	34. 52287440646	134. 99446614940
	O-P05	34. 59719510469	135. 01338066252
	O-P06	34. 64048837854	135. 13297676501
	O-P07	34. 68491031933	135. 22962111100
	O-P08	34. 67689213188	135. 34528326883
	O-P09	34. 63879013900	135. 39756577733
	O-P10	34. 59608479247	135. 39643906324
	O-P11	34. 48680468153	135. 36538935158
	O-P12	34. 43395337392	135. 31602986351
	O-P13	34. 40087890733	135. 28648036658
	O-P14	34. 36916067073	135. 24085304849
	O-P15	34. 31335477839	135. 09155333300
	O-C05	34. 55562009537	135. 44288174585
苫小牧港	H-R01	42. 63626749211	141. 63001488900
秋田港	A-C03	39. 75991000000	140. 03524000000
新潟港	N-C02	37. 96606189545	139. 07087237709
舞鶴港	Mi-R01	35. 51625361100	135. 38912842304
洞海湾	D-R01	33. 89424000000	130. 80853000000

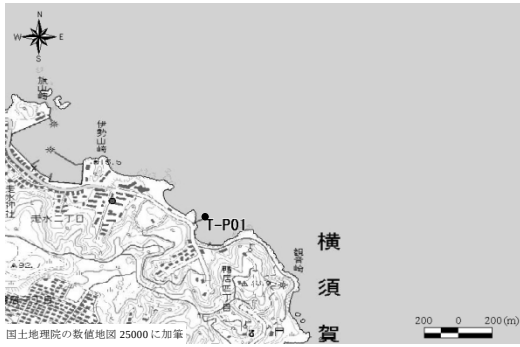


図-A. 1 東京湾における調査地点 (T-P01)



図-A. 5 東京湾における調査地点 (T-P05)

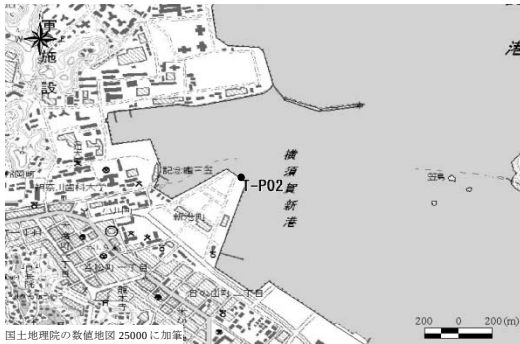


図-A. 2 東京湾における調査地点 (T-P02)

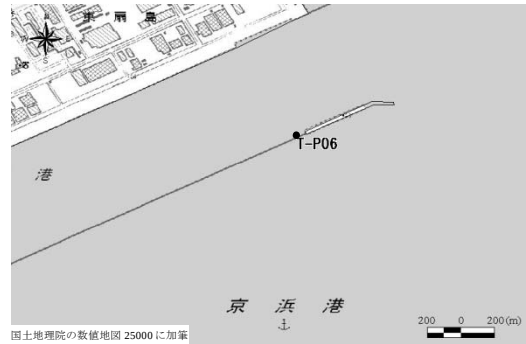


図-A. 6 東京湾における調査地点 (T-P06)

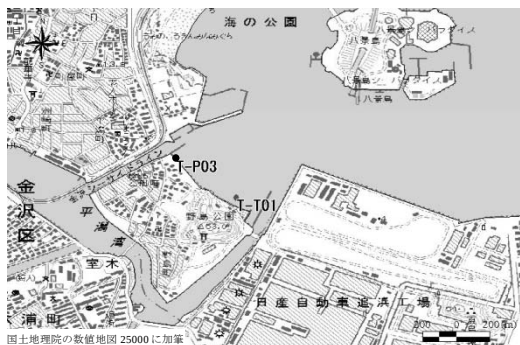


図-A. 3 東京湾における調査地点 (T-P03)

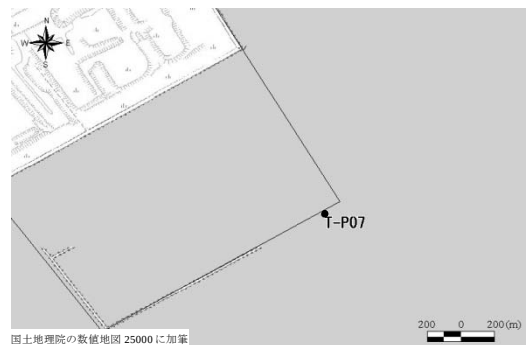


図-A. 7 東京湾における調査地点 (T-P07)

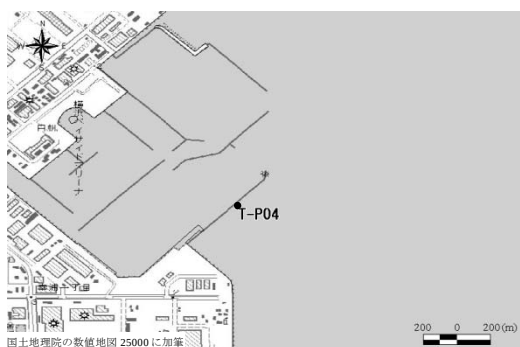


図-A. 4 東京湾における調査地点 (T-P04)



図-A. 8 東京湾における調査地点 (T-P08)

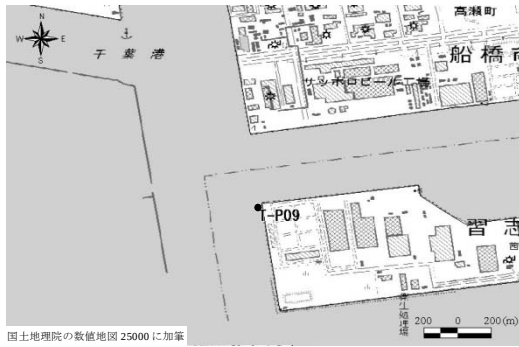


図-A. 9 東京湾における調査地点 (T-P09)

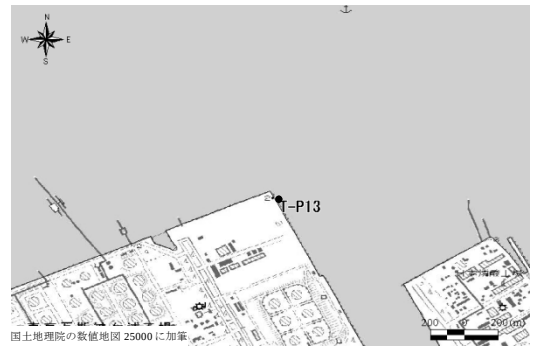


図-A. 13 東京湾における調査地点 (T-P13)

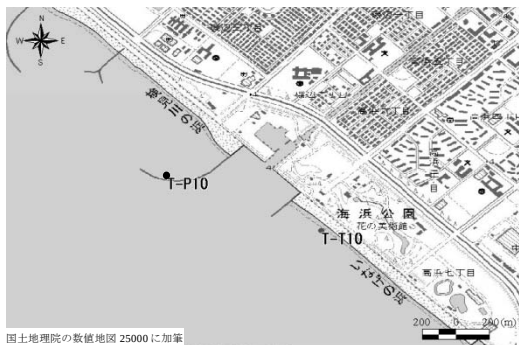


図-A. 10 東京湾における調査地点 (T-P10)

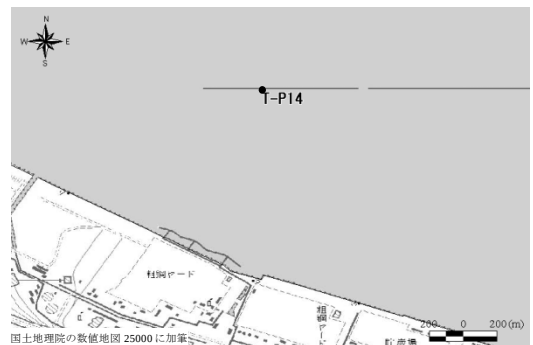


図-A. 14 東京湾における調査地点 (T-P14)

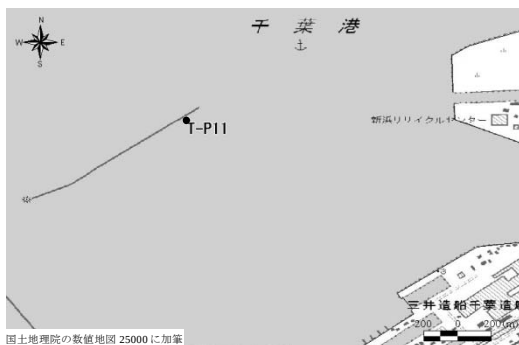


図-A. 11 東京湾における調査地点 (T-P11)



図-A. 15 東京湾における調査地点 (T-P15)



図-A. 12 東京湾における調査地点 (T-P12)

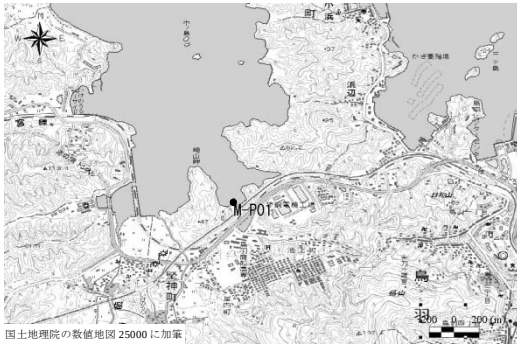


図-A. 16 伊勢三河湾における調査地点 (M-P01)

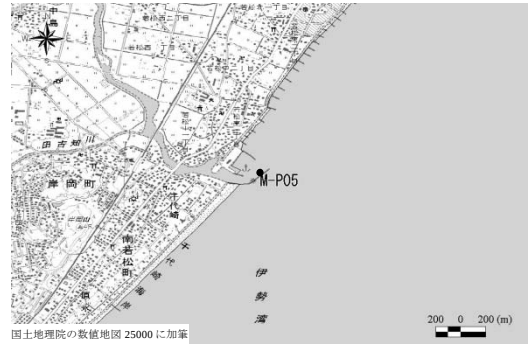


図-A. 20 伊勢三河湾における調査地点 (M-P05)

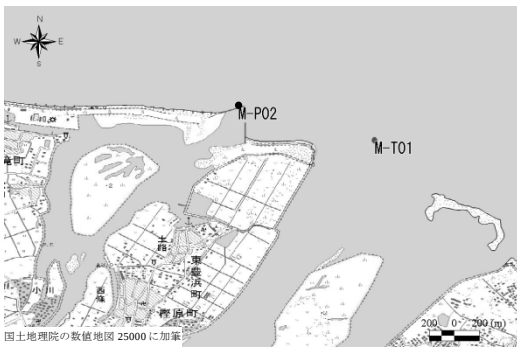


図-A. 17 伊勢三河湾における調査地点 (M-P02)

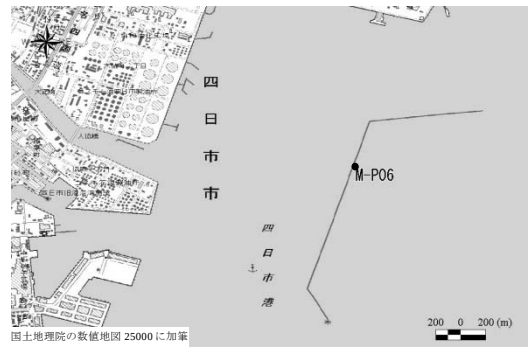


図-A. 21 伊勢三河湾における調査地点 (M-P06)

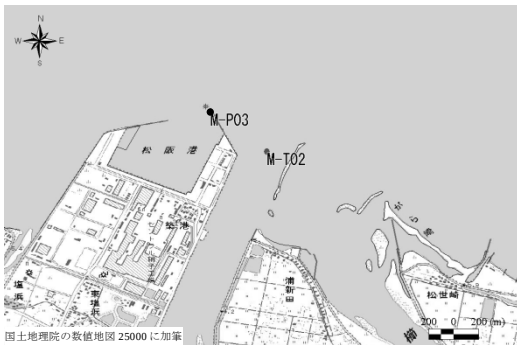


図-A. 18 伊勢三河湾における調査地点 (M-P03)

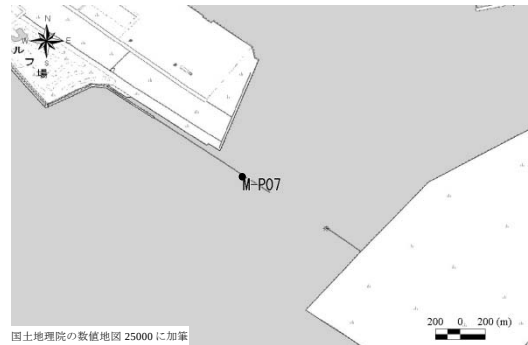


図-A. 22 伊勢三河湾における調査地点 (M-P07)

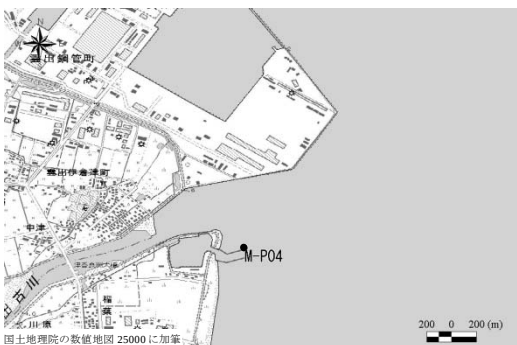


図-A. 19 伊勢三河湾における調査地点 (M-P04)



図-A. 23 伊勢三河湾における調査地点 (M-P08)



図-A. 24 伊勢三河湾における調査地点 (M-P09)

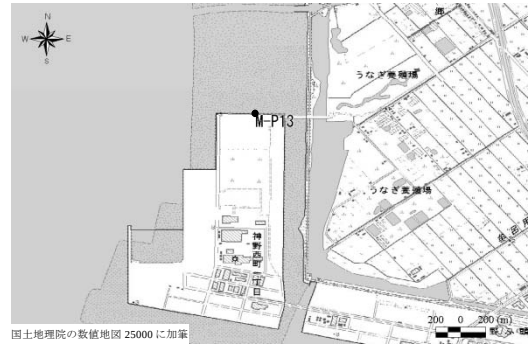


図-A. 28 伊勢三河湾における調査地点 (M-P13)



図-A. 25 伊勢三河湾における調査地点 (M-P10)



図-A. 29 伊勢三河湾における調査地点 (M-P14)

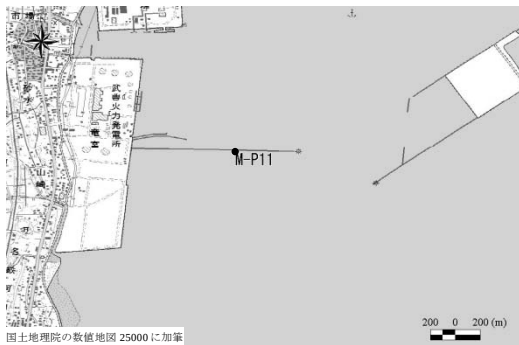


図-A. 26 伊勢三河湾における調査地点 (M-P11)



図-A. 30 伊勢三河湾における調査地点 (M-P15)

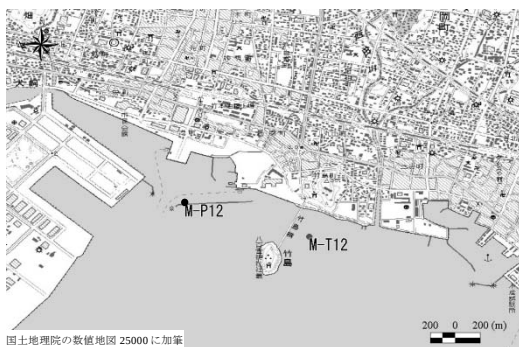


図-A. 27 伊勢三河湾における調査地点 (M-P12)

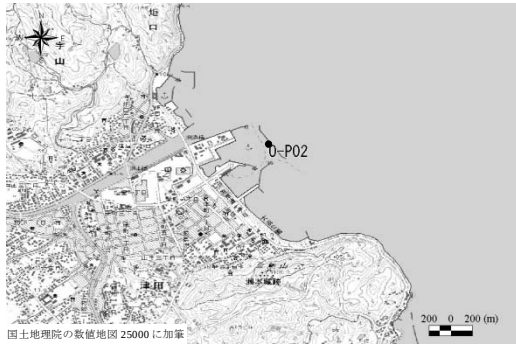


図-A. 31 大阪湾における調査地点 (O-P02)

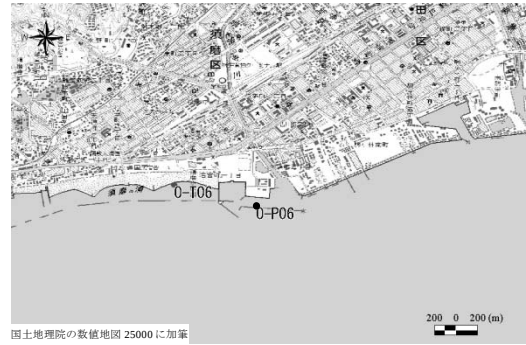


図-A. 35 大阪湾における調査地点 (O-P06)

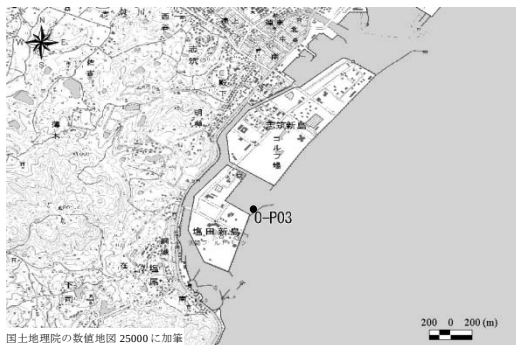


図-A. 32 大阪湾における調査地点 (O-P03)

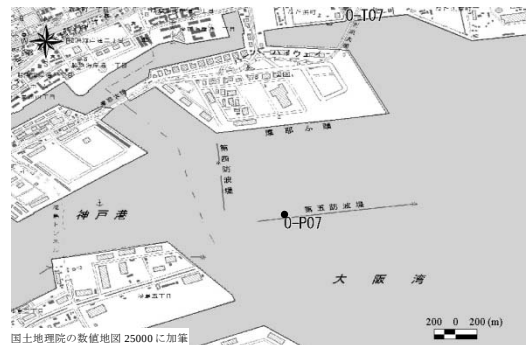


図-A. 36 大阪湾における調査地点 (O-P07)



図-A. 33 大阪湾における調査地点 (O-P04)



図-A. 37 大阪湾における調査地点 (O-P08)

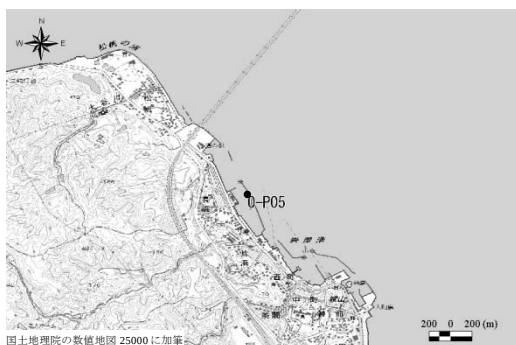


図-A. 34 大阪湾における調査地点 (O-P05)

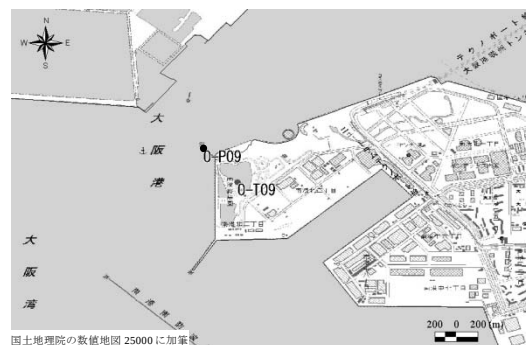


図-A. 38 大阪湾における調査地点 (O-P09)

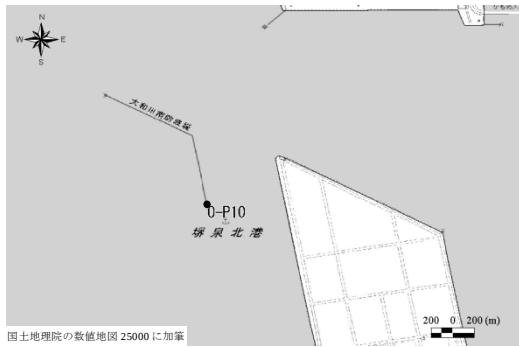


図-A. 39 大阪湾における調査地点 (O-P10)



図-A. 43 大阪湾における調査地点 (O-P14)

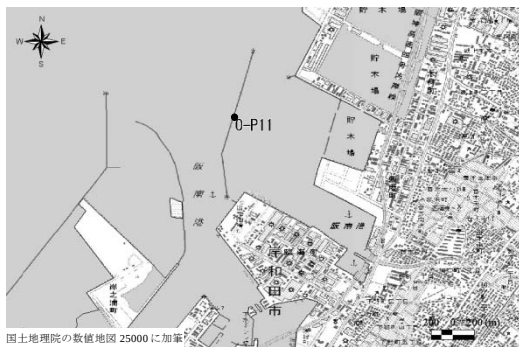


図-A. 40 大阪湾における調査地点 (O-P11)

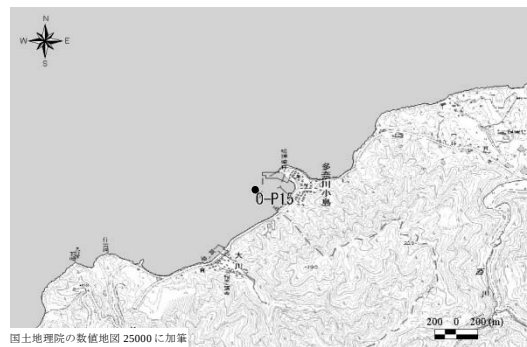


図-A. 44 大阪湾における調査地点 (O-P15)



図-A. 41 大阪湾における調査地点 (O-P12)

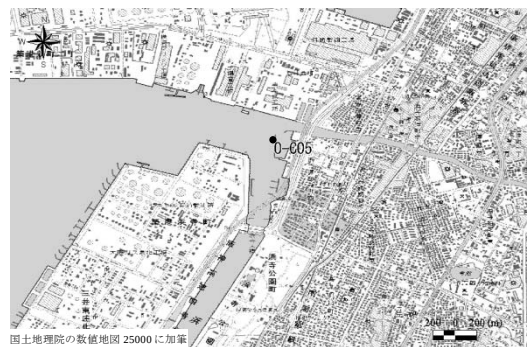


図-A. 45 大阪湾における採取地点 (O-C05)



図-A. 42 大阪湾における調査地点 (O-P13)



図-A. 46 苦小牧港における調査地点 (H-R01)

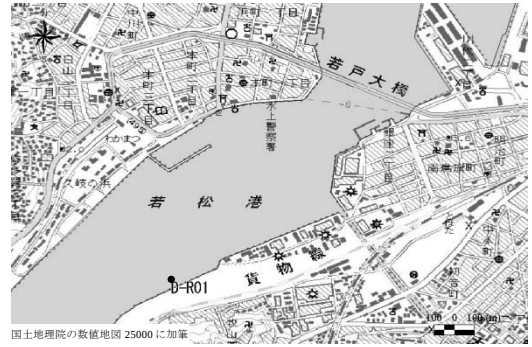


図-A. 50 洞海湾 (二島・戸畑) における調査地点 (D-R01)

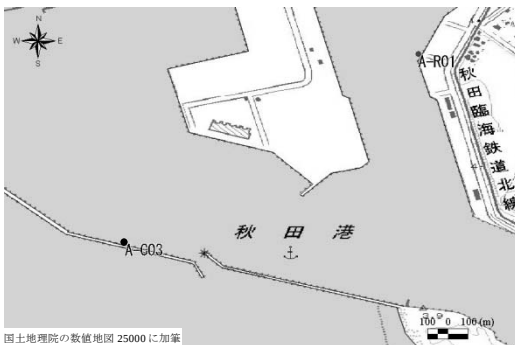


図-A. 47 秋田港における採取地点 (A-C03)

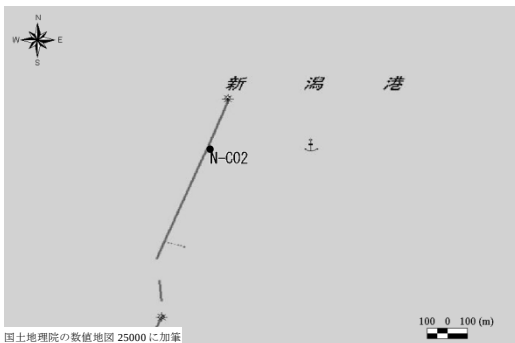


図-A. 48 新潟港における採取地点 (N-C02)



図-A. 49 舞鶴港における調査地点 (Mi-R01)

付録 B 水質結果

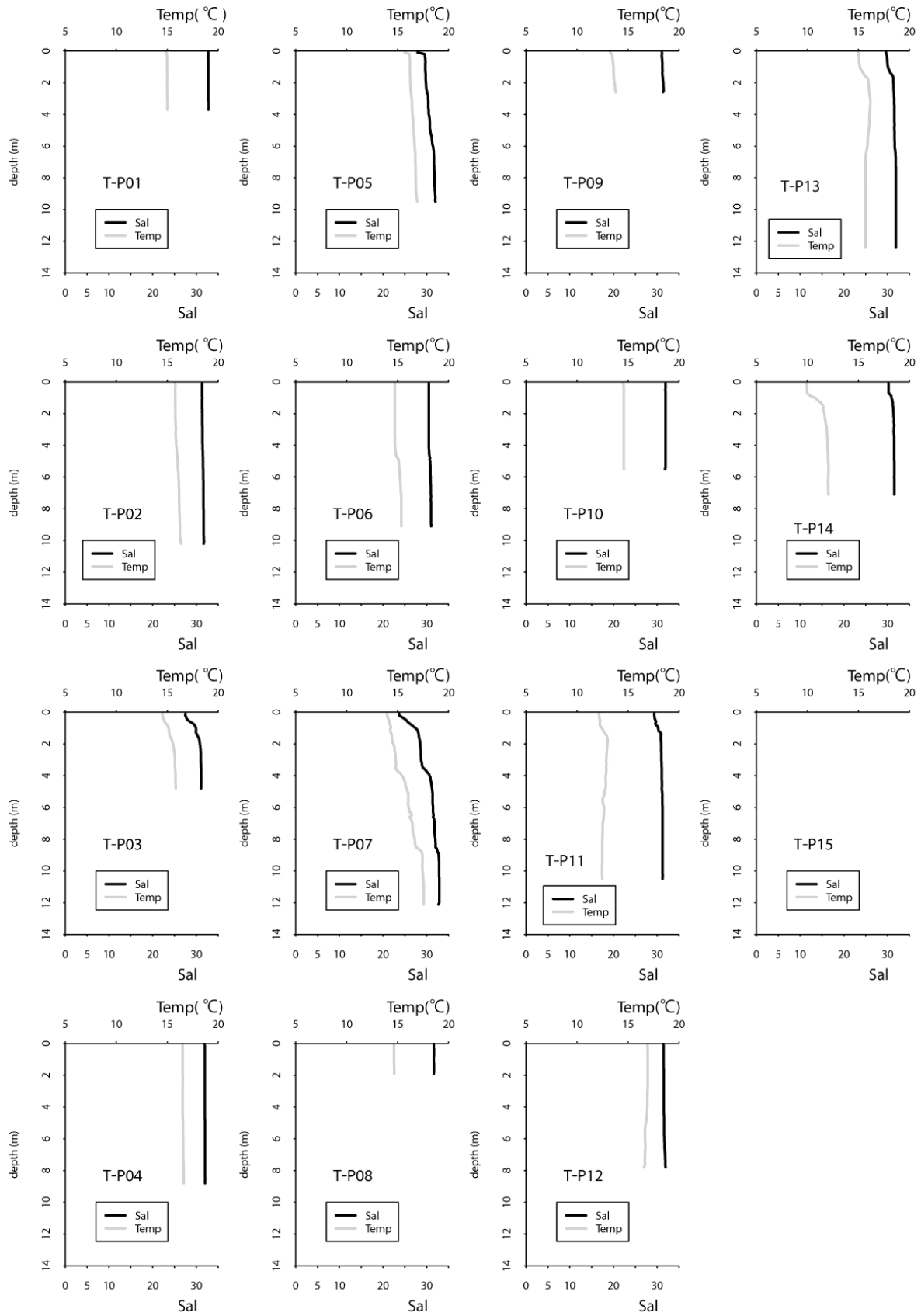


図-B. 1 東京湾の塩分(Sal)と水温(Temp)

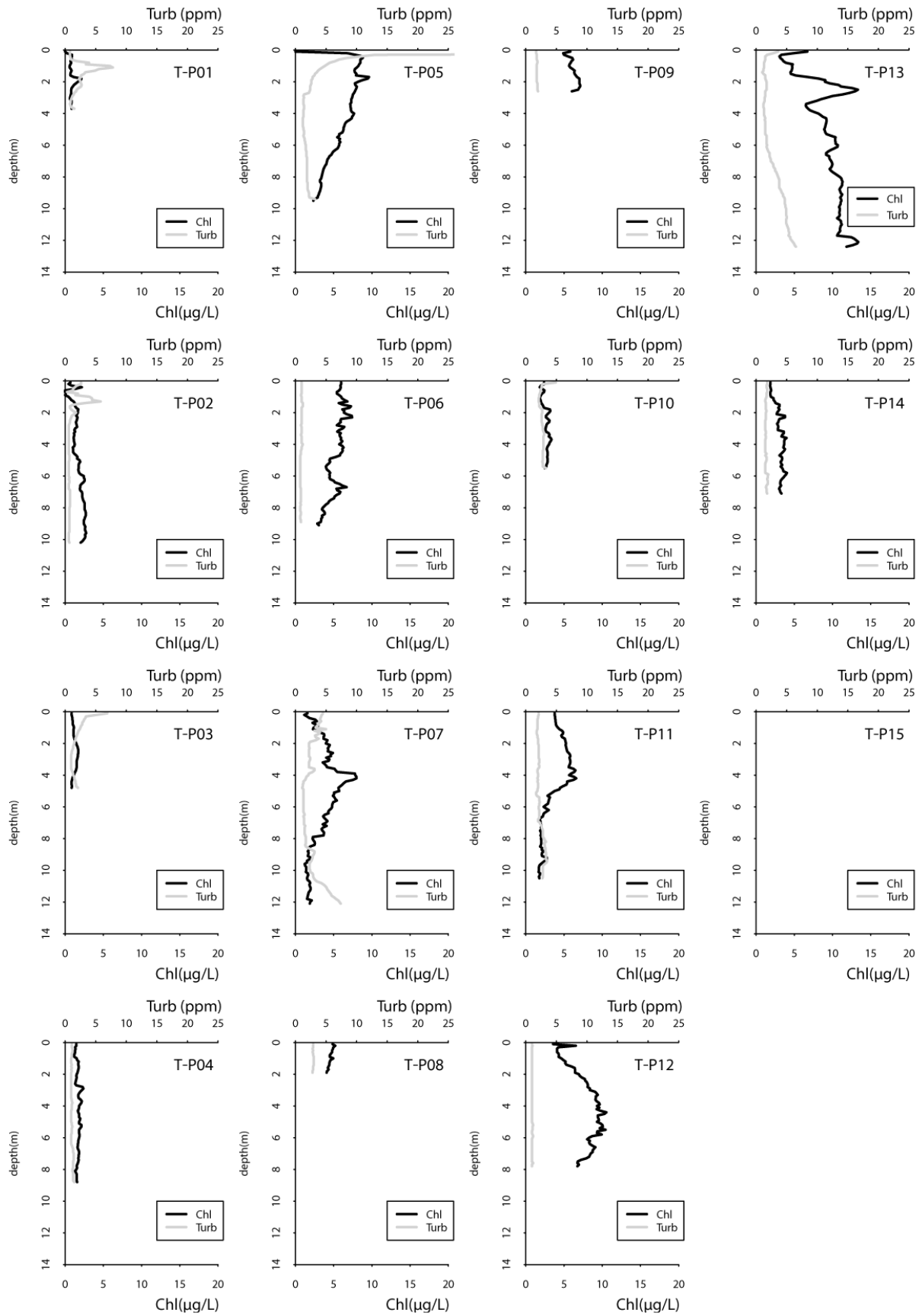


図-B. 2 東京湾の濁度(Turb)とクロロフィル(Chl)

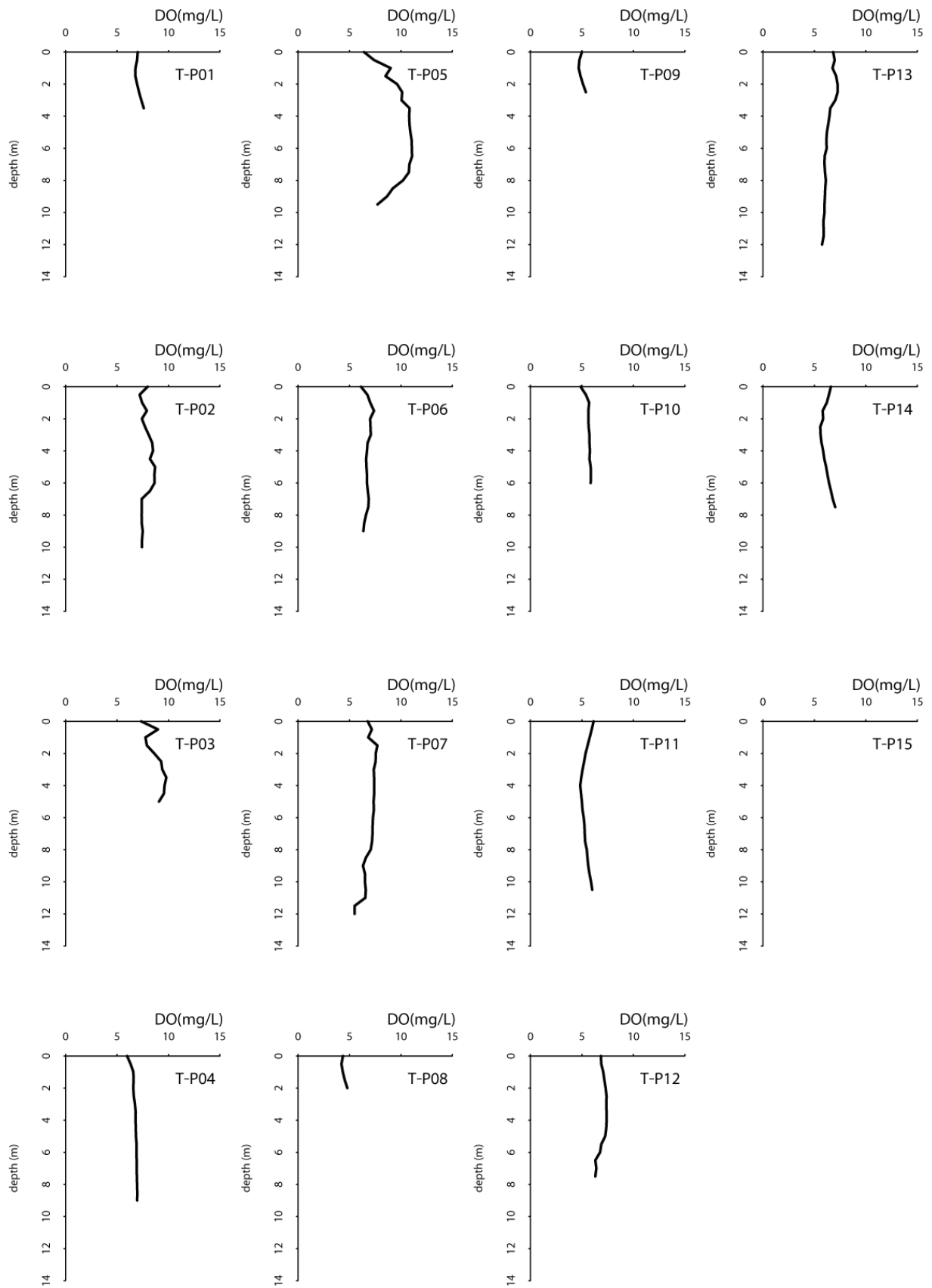


図-B. 3 東京湾の溶存酸素(DO)

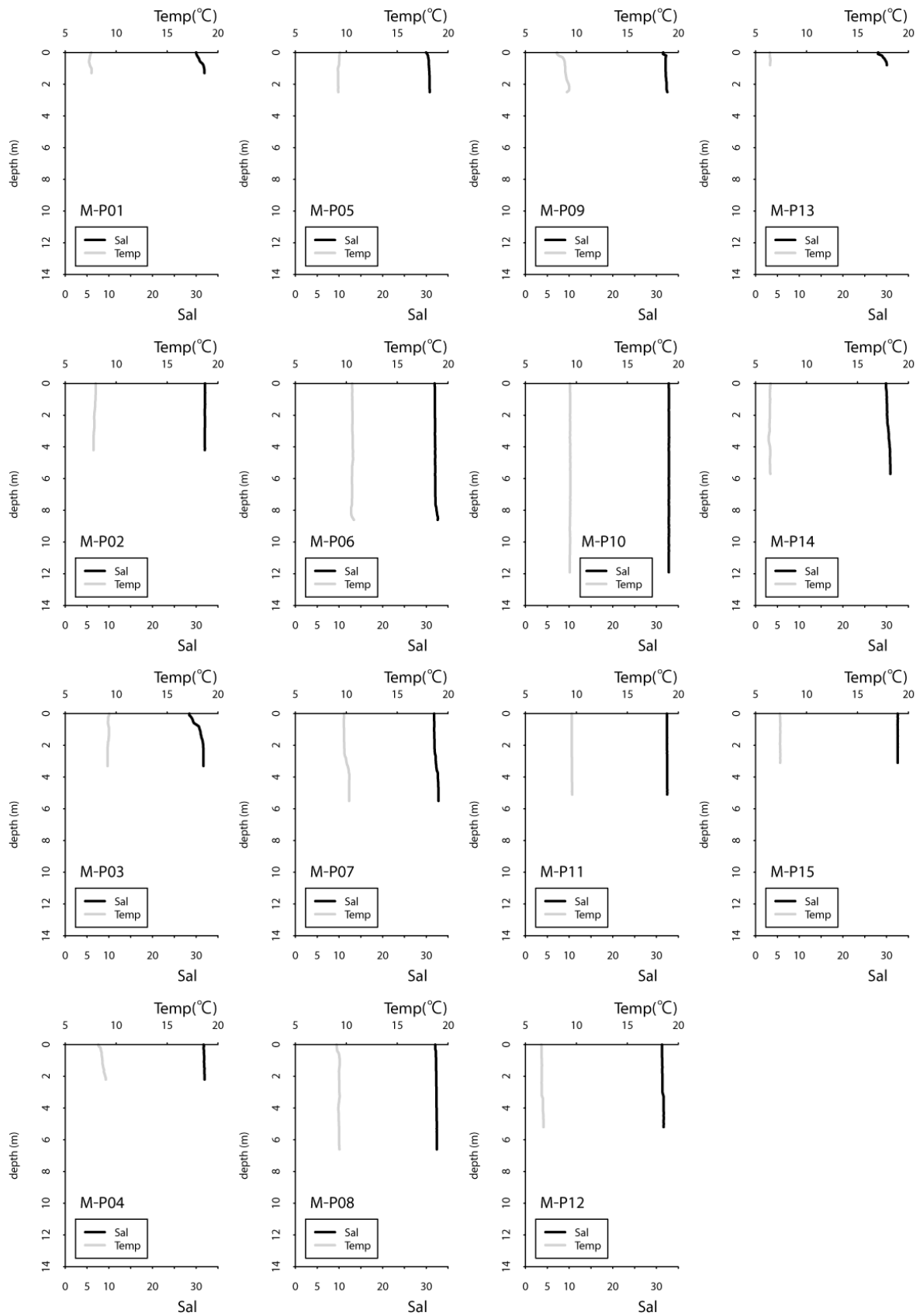


図-B. 4 伊勢・三河湾の塩分(Sal)と水温(Temp)

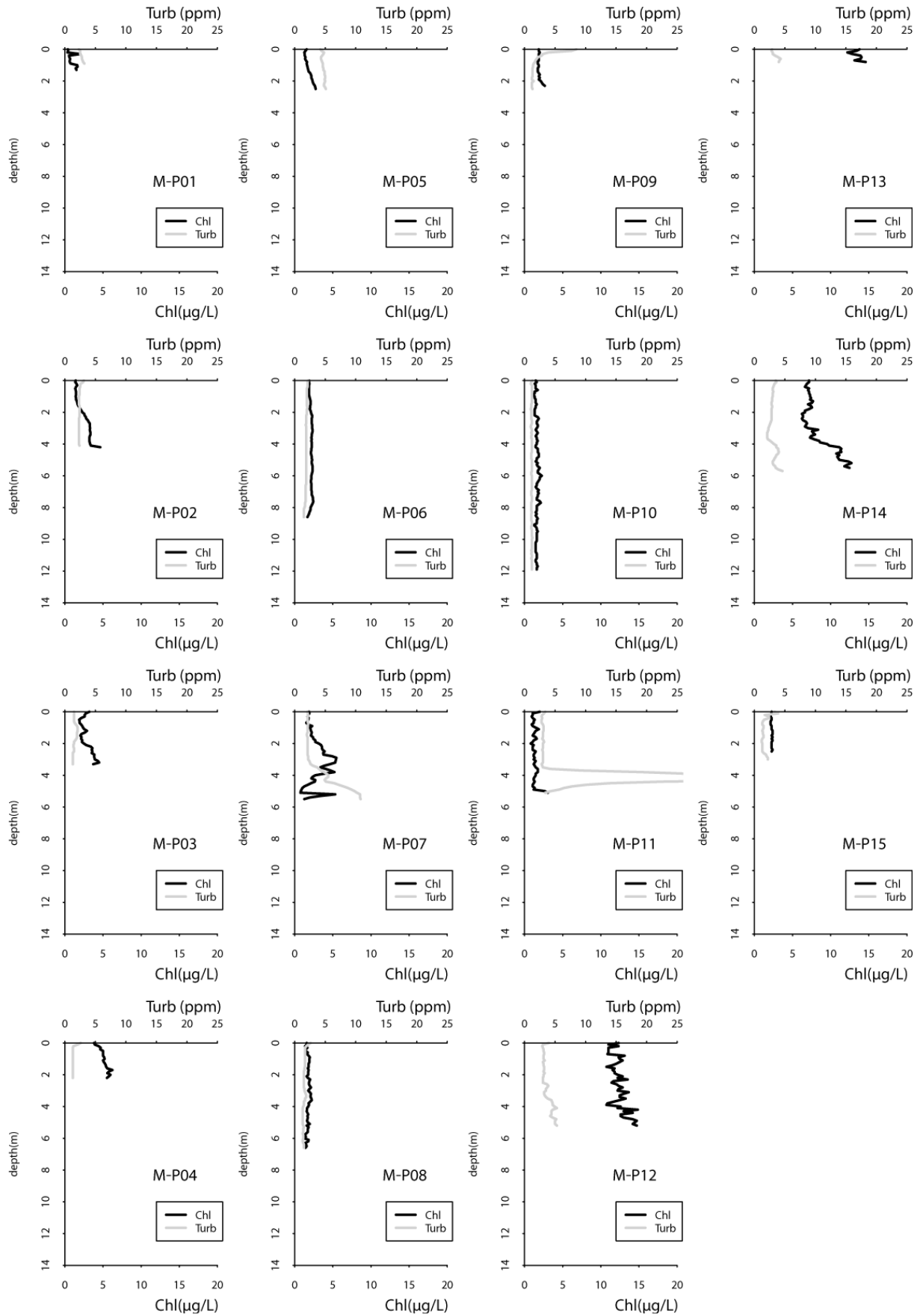


図-B. 5 伊勢・三河湾の濁度(Turb)とクロロフィル(Chl)

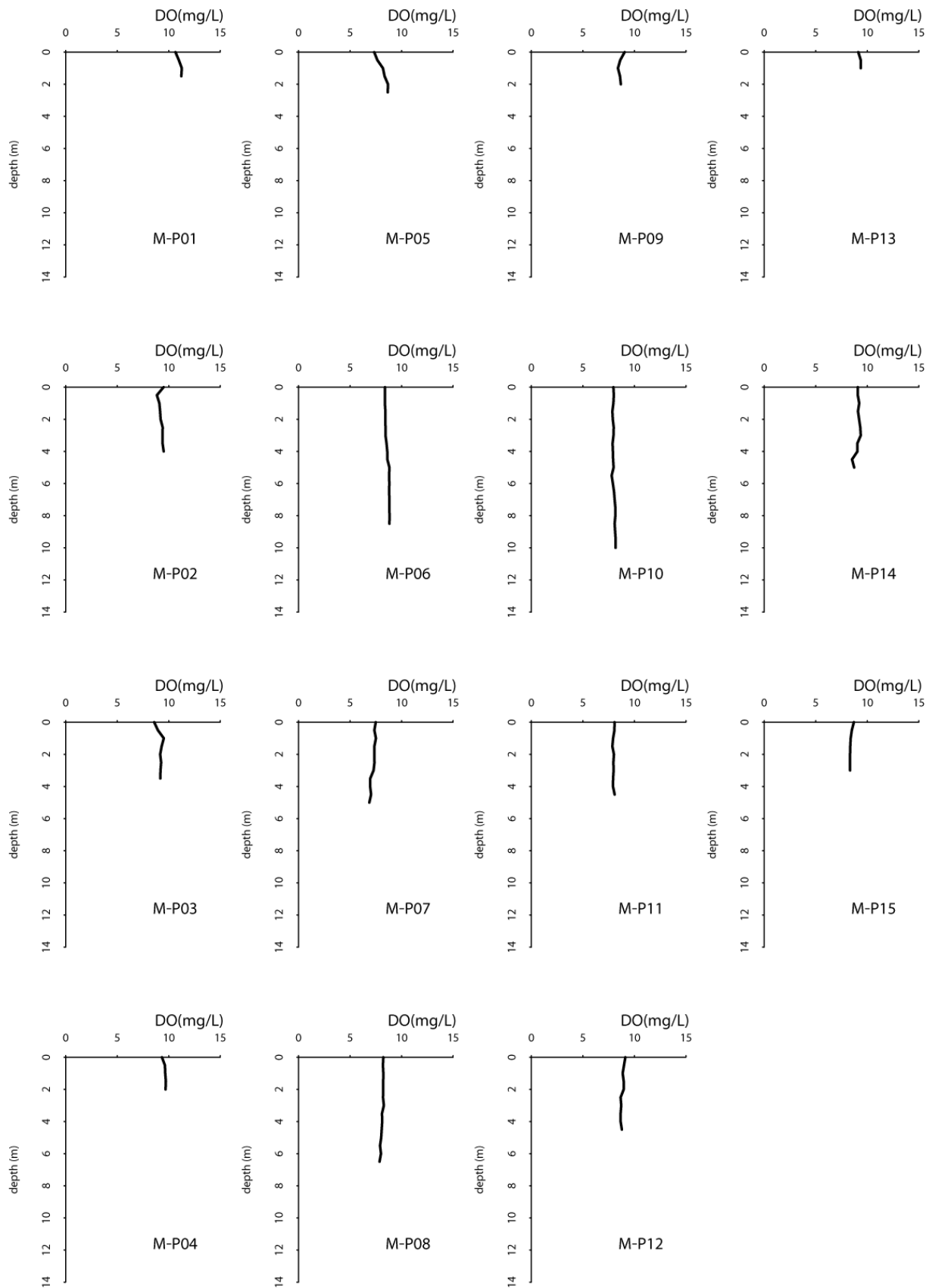


図-B. 6 伊勢・三河湾の溶存酸素(DO)

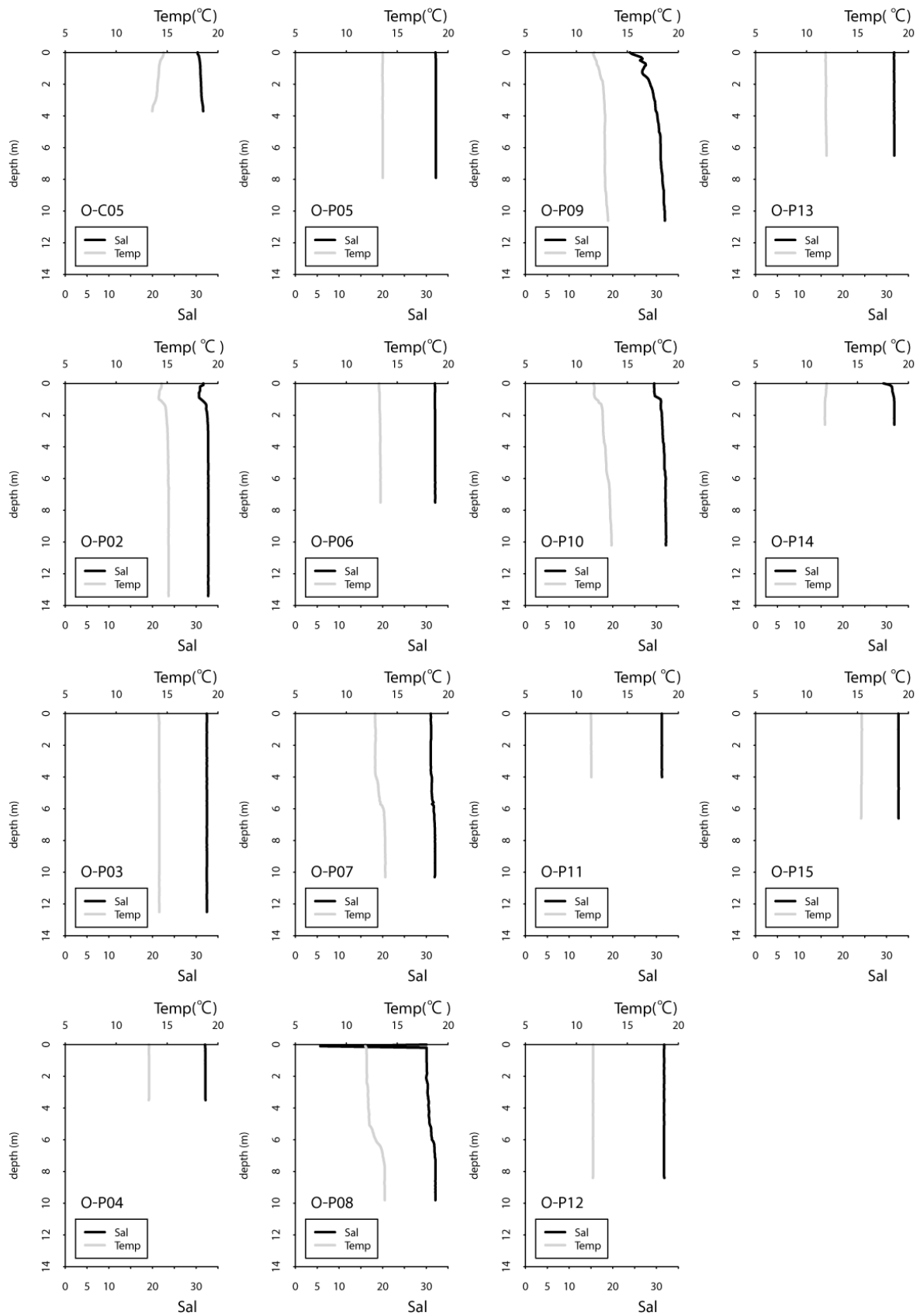


図-B. 7 大阪湾の塩分(Sal)と水温(Temp)

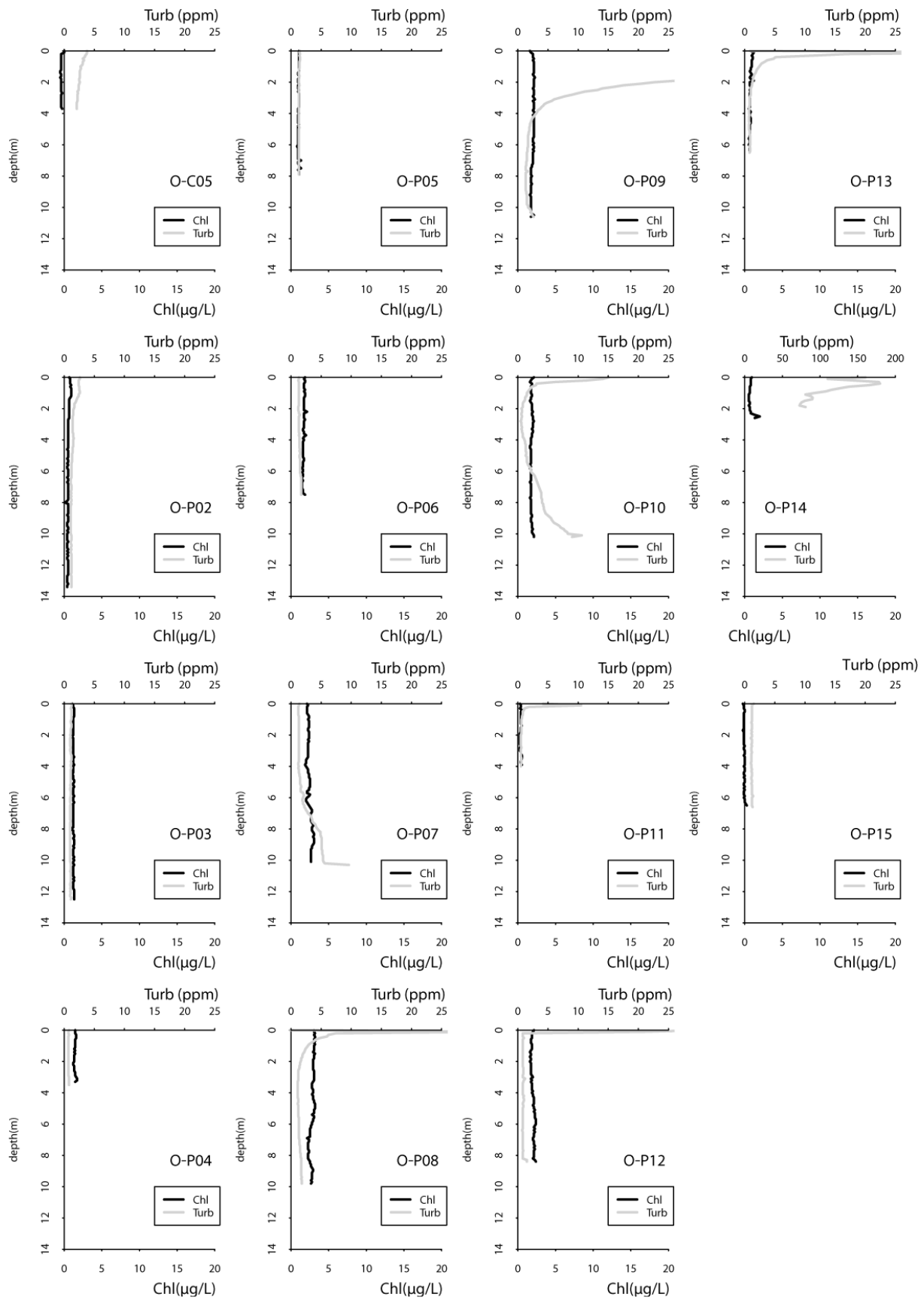


図-B. 8 大阪湾の濁度(Turb)とクロロフィル(Chl)

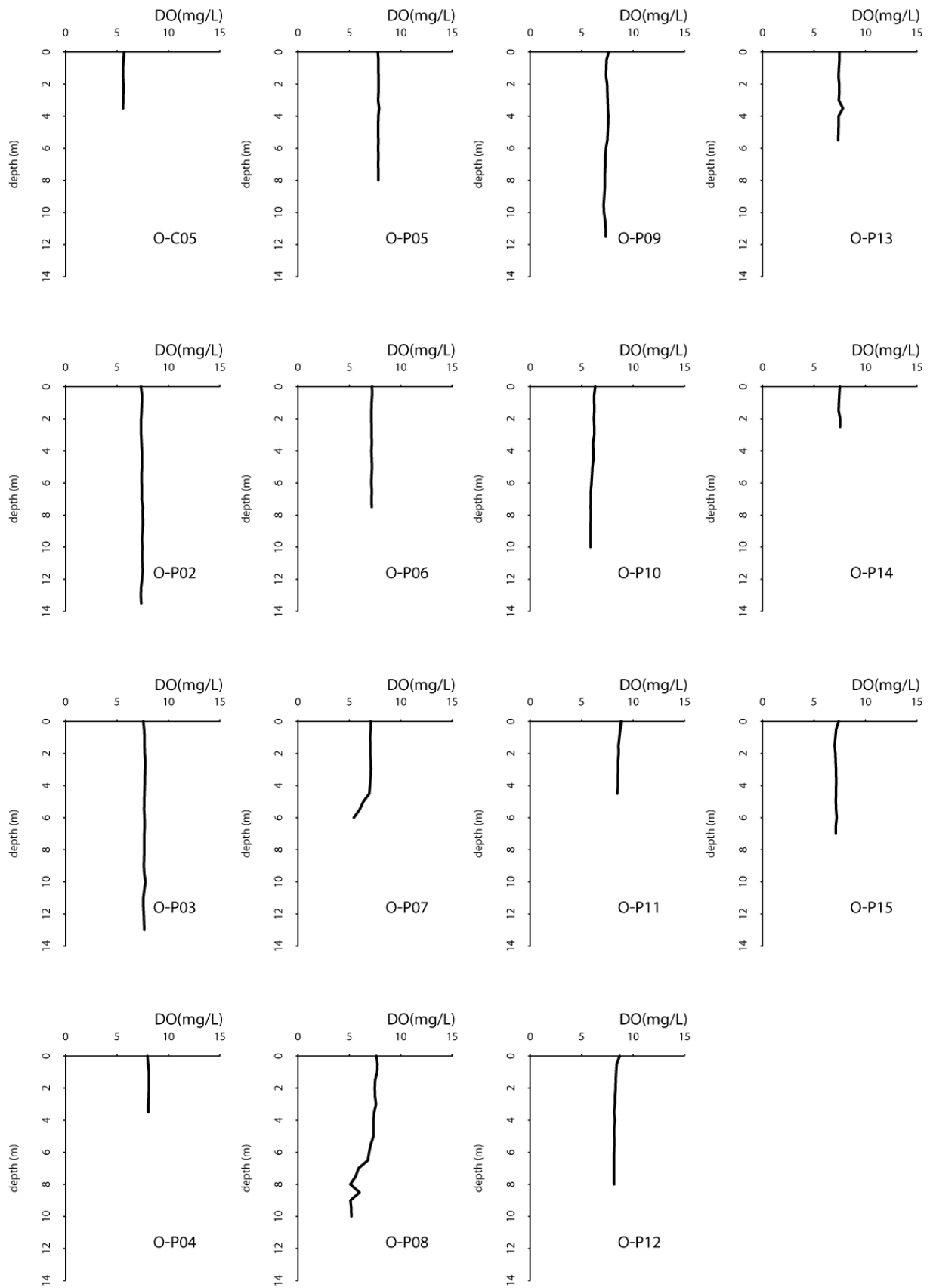


図-B. 9 大阪湾の溶存酸素(DO)

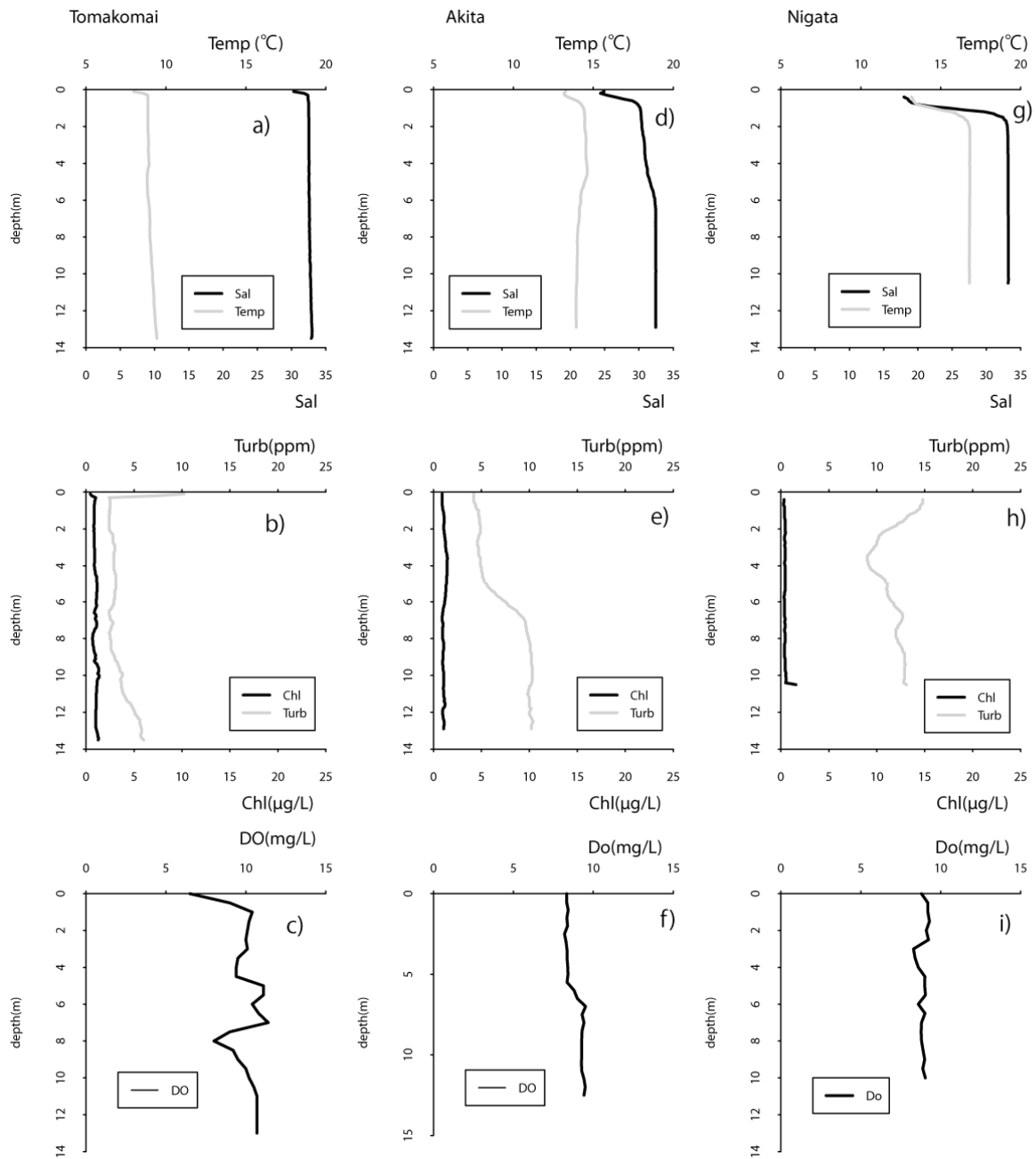


図-B. 10 苫小牧港(a,b,c), 秋田港(d,e,f), 新潟港(g,h,i)における水温と塩分(a,d,g), 濁度とクロロフィル(b,e,h)および溶存酸素(c,f,i)

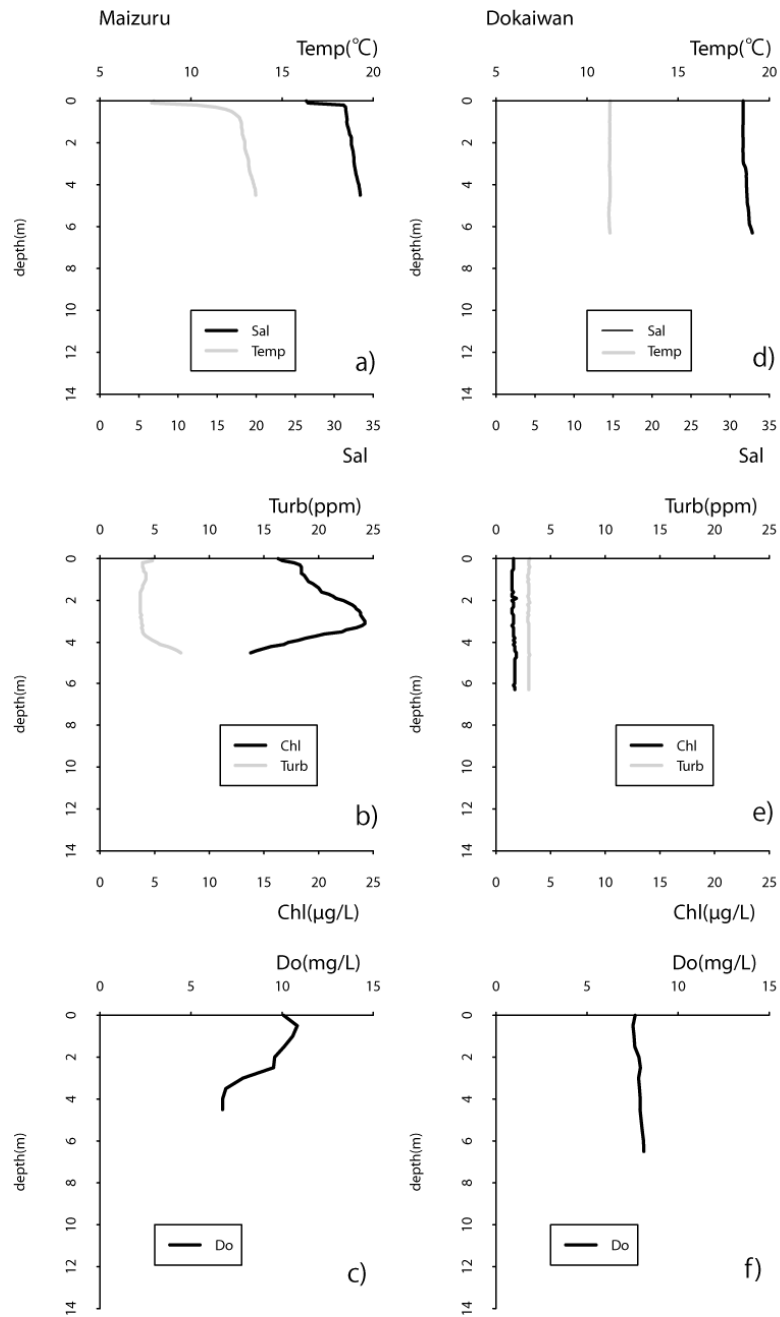


図-B. 11 舞鶴港(a,b,c)および洞海湾(d,e,f)における水温と塩分(a,d), 濁度とクロロフィル(b,e)および溶存酸素(c,f)

付録C 構造形式及び経過年数と付着生物の関係

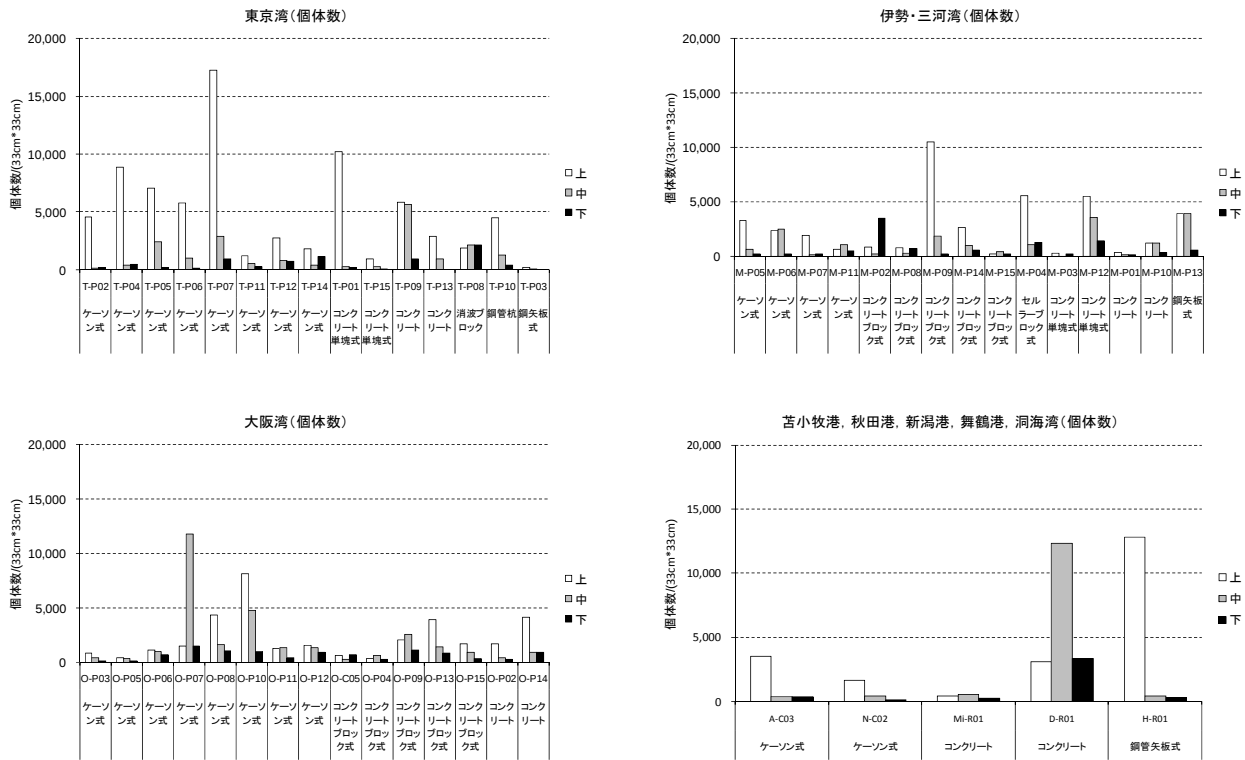


図-C. 1 構造形式と付着生物個体数の関係

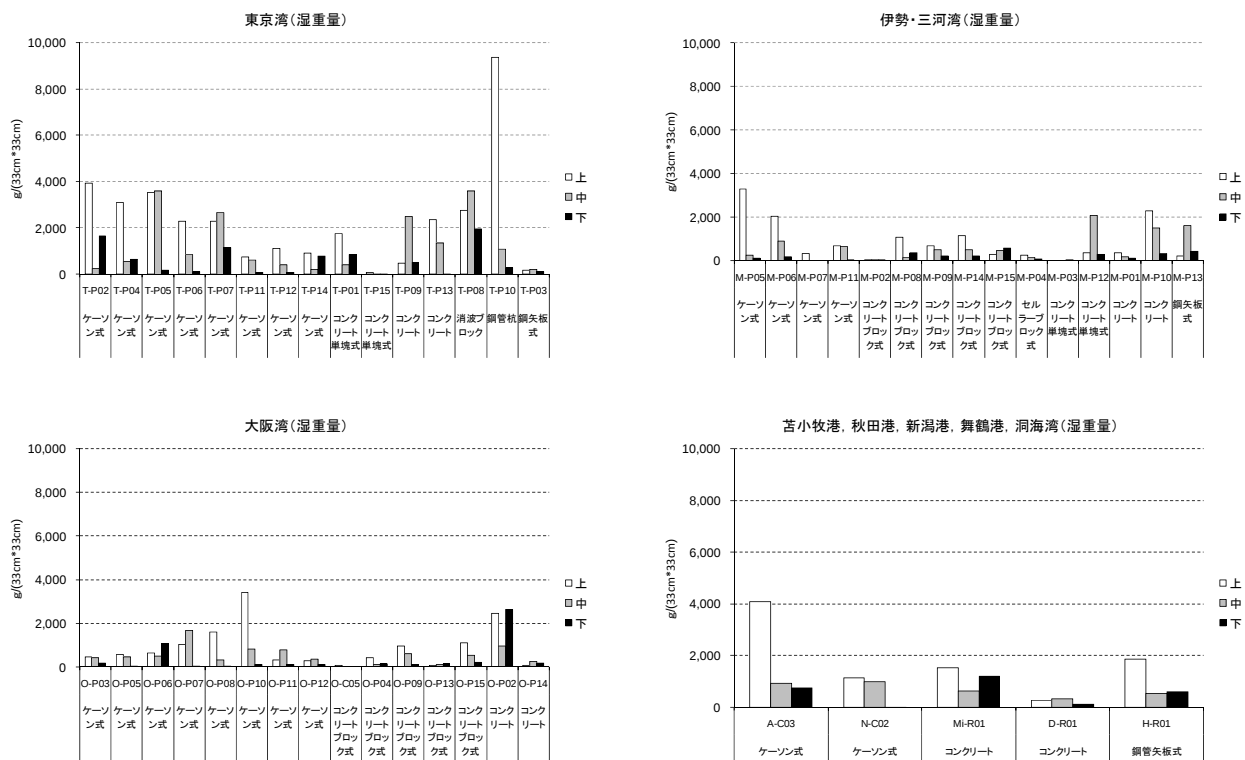


図-C. 2 構造形式と付着生物湿重量の関係

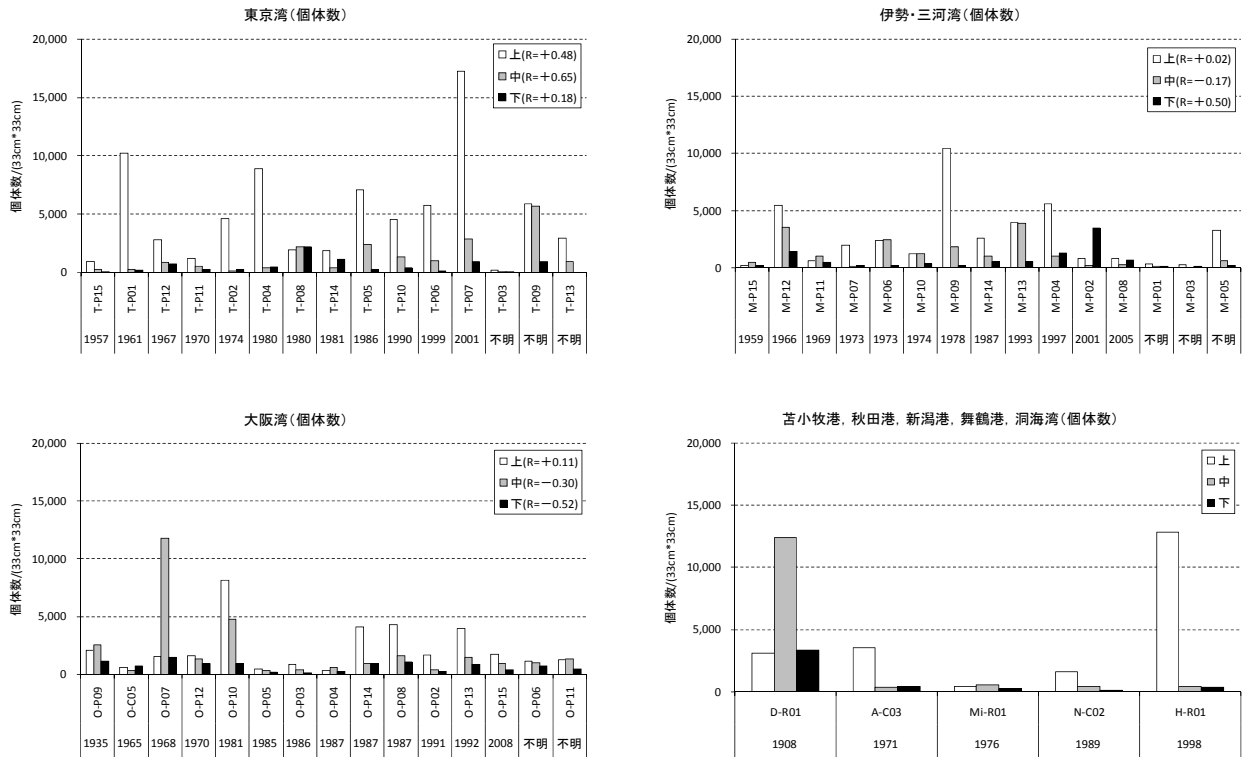


図-C. 3 建設経過年数と付着生物個体数の関係

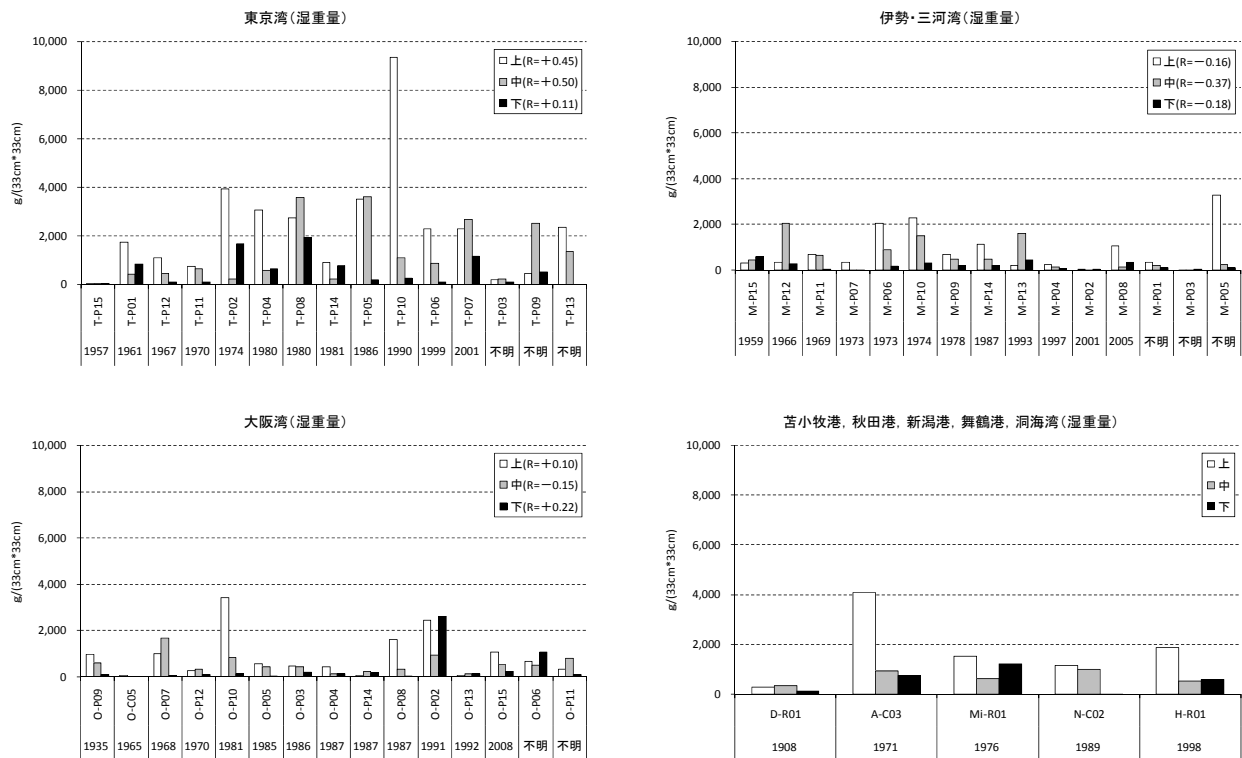


図-C. 4 建設経過年数と湿重量の関係

付録 D 堤前波高と付着生物の関係

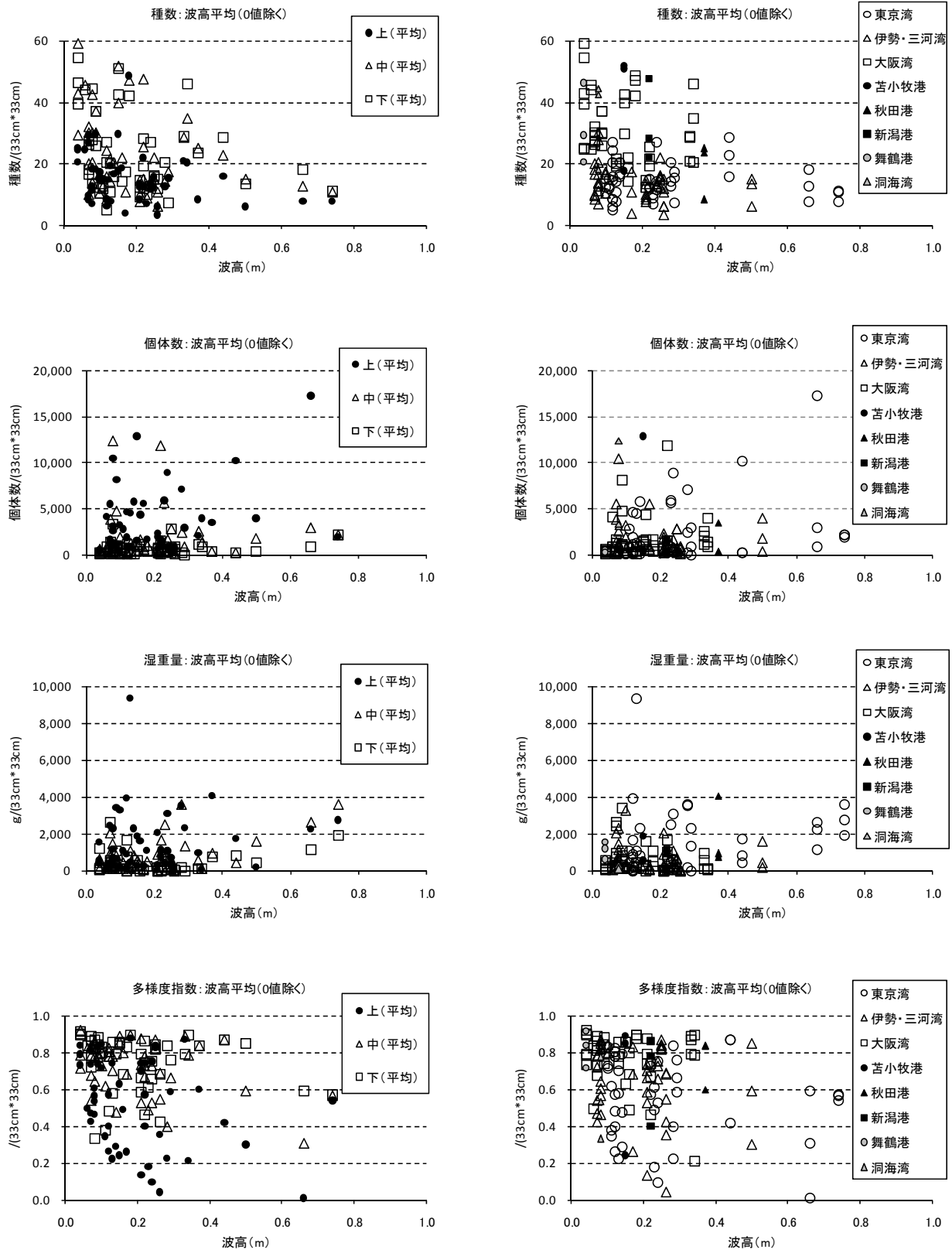


図-D. 1 波高と付着生物（種数（再掲）・個体数・湿重量・多様度指数）の関係「波高平均（0値除く）の場合」

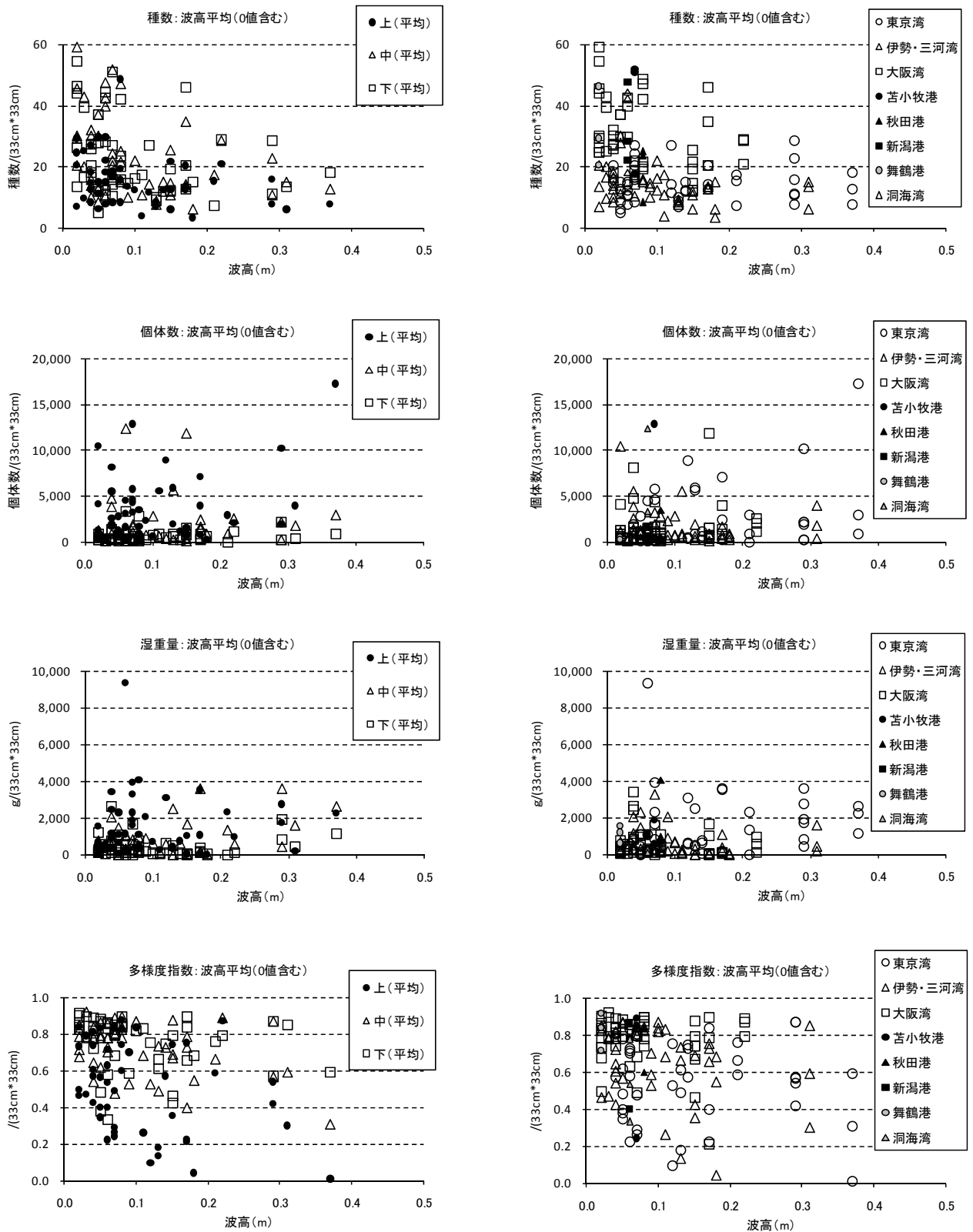


図-D. 2 波高と付着生物（種数・個体数・湿重量・多様度指数）の関係「波高平均（0 値含む）の場合」

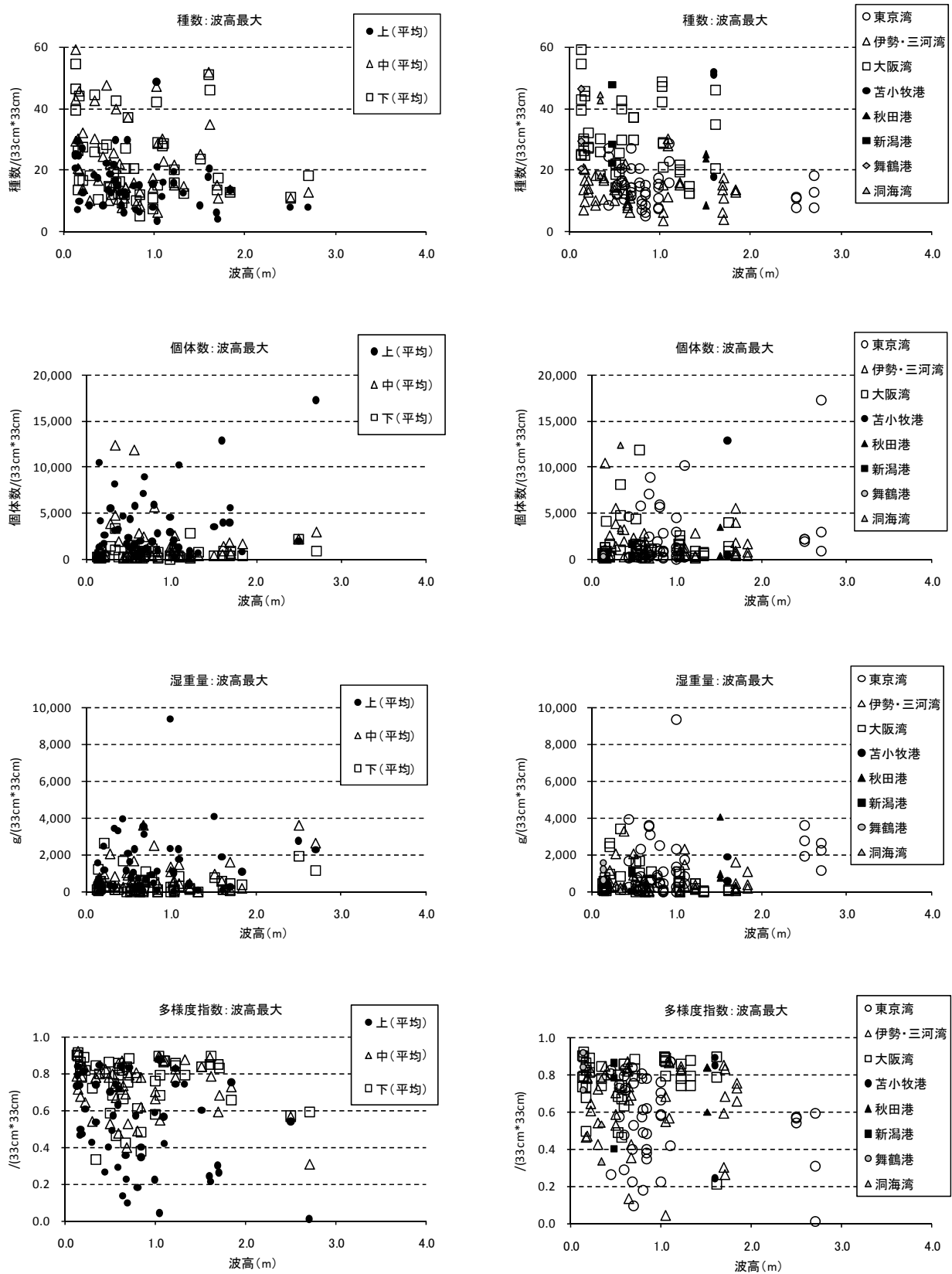


図-D. 3 波高と付着生物（種数・個体数・湿重量・多様度指数）の関係「波高最大の場合」

付録 E 水深と付着生物優占種の関係

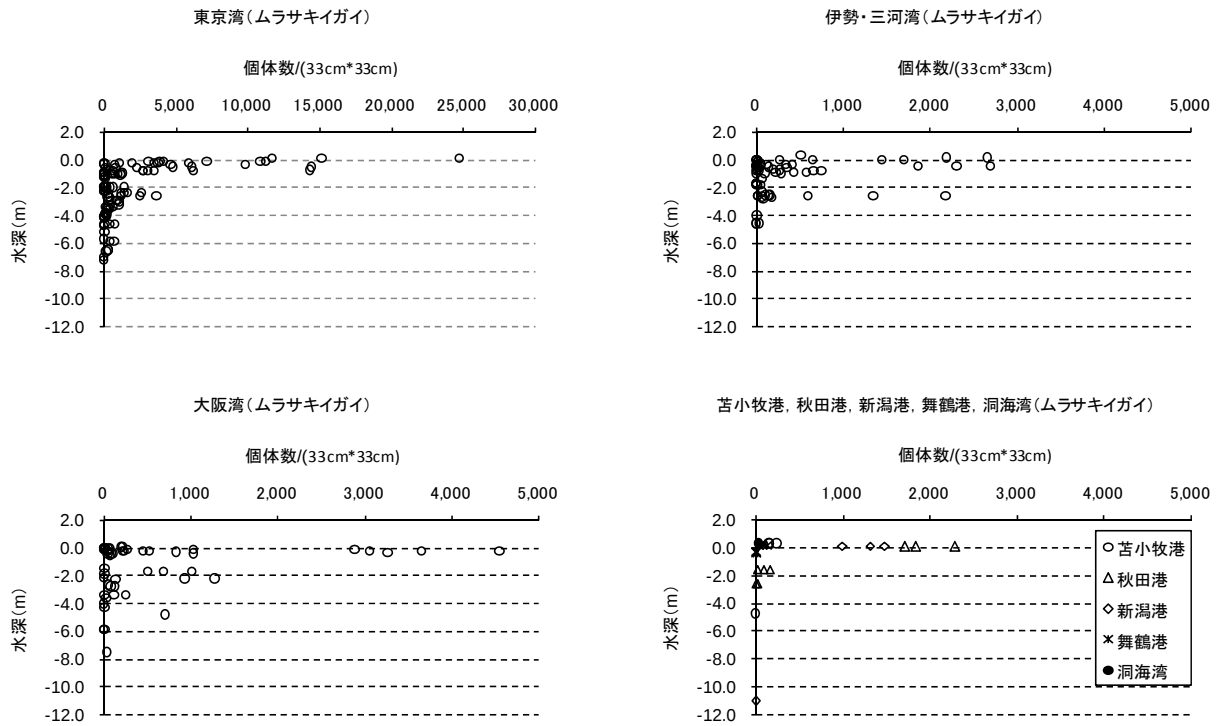


図-E. 1 水深と付着生物優占種 (ムラサキガイ) の関係

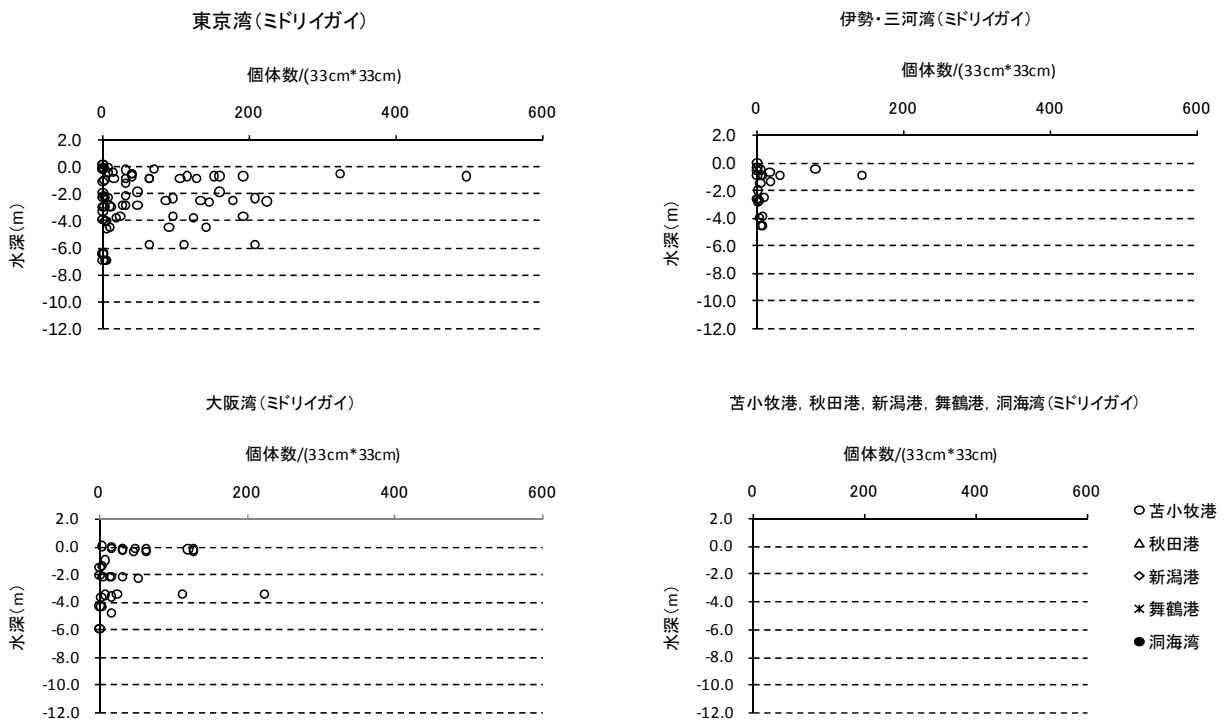


図-E. 2 水深と付着生物優占種 (ミドリイガイ) の関係

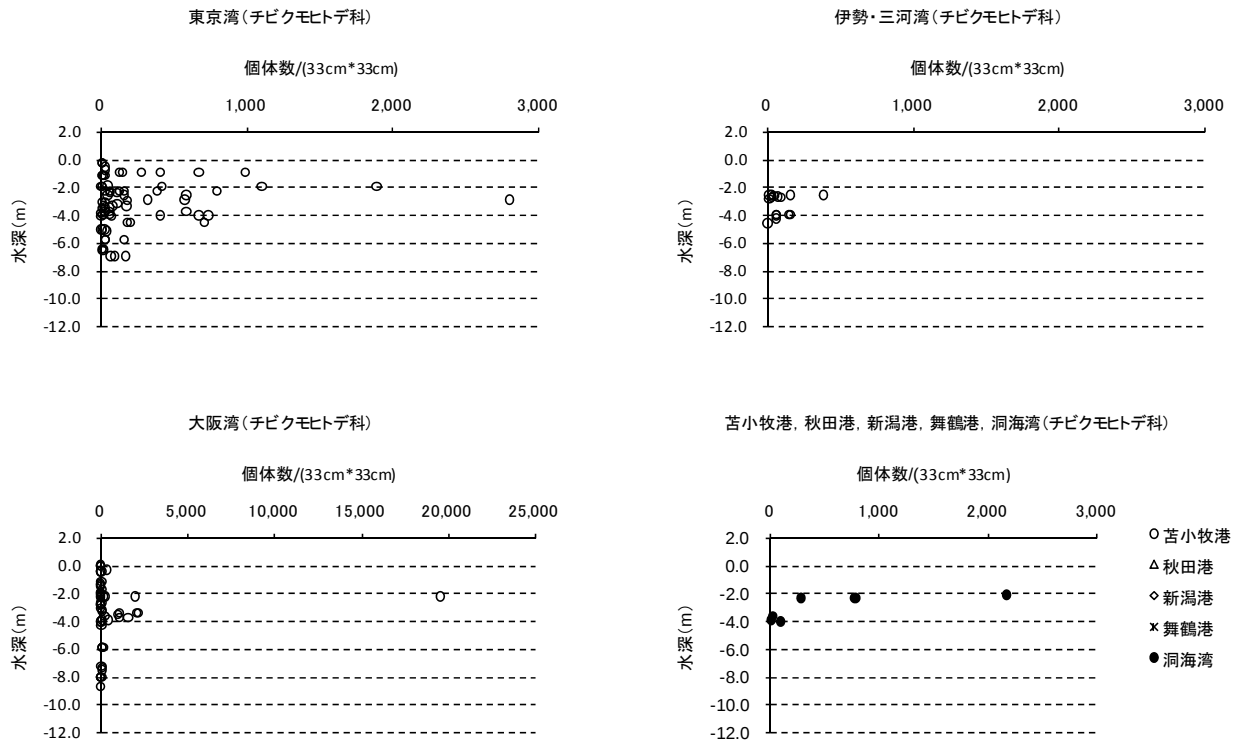


図-E. 3 水深と付着生物優占種 (チビクモヒトデ科) の関係

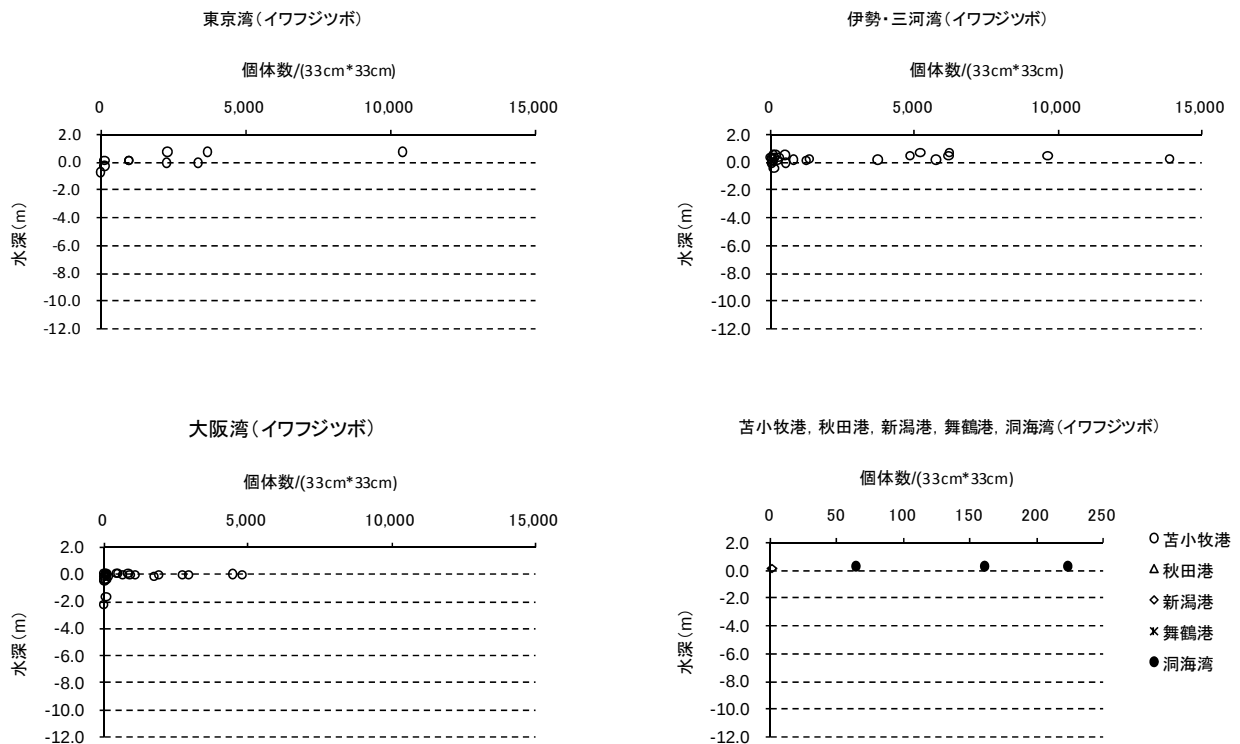


図-E. 4 水深と付着生物優占種 (イワフジツボ) の関係

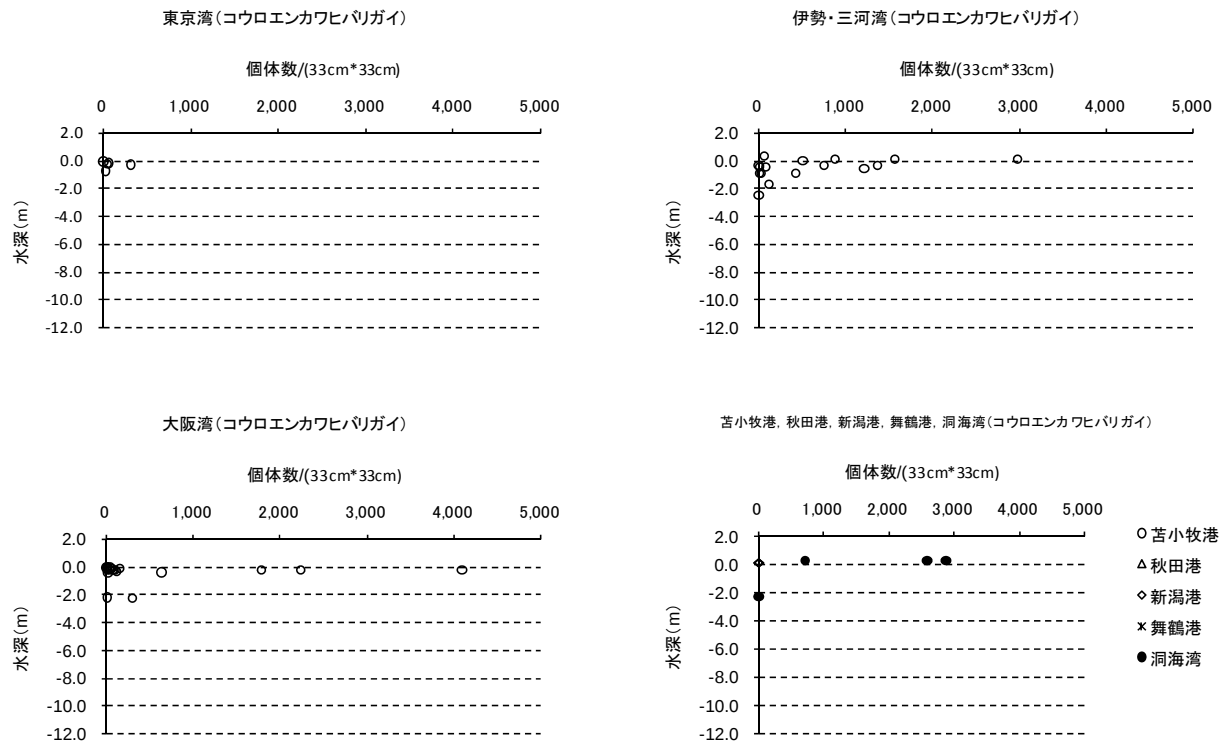


図-E. 5 水深と付着生物優占種（コウロエンカワヒバリガイ）の関係

国土技術政策総合研究所研究報告

RESEARCH REPORT of NILIM

No. 44 March 2011

編集・発行 ©国土技術政策総合研究所

本資料の転載・複写のお問い合わせは

〔 7239-0826 神奈川県横須賀市長瀬3-1-1 〕
管理調整部企画調整課 電話:046-844-5018 〕