

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

小濱 剛,^{1*} 門谷 茂,¹ 梶原 葉子,² 山田真知子²

(2000年6月14日受付, 2000年12月14日受理)

¹香川大学農学部生命機能科学科, ²北九州市環境科学研究所アクア研究センター

Population Dynamics of Sessile Bivalves *Mytilus galloprovincialis* and *Xenostrobus securis* in Hyper Eutrophic Bay, Japan

Takeshi Kohama,^{1*} Shigeru Montani,¹ Youko Kajiwaru,² Machiko Yamada²

¹Department of Life Sciences, Kagawa University, Kagawa 761-0795, ²Aqua Research Center, Kitakyusyu City
Institute of Environmental Sciences, Kitakyusyu 804-0082, Japan

This study was conducted to clarify the population dynamics of the two predominant bivalves, *Mytilus galloprovincialis* and *Xenostrobus securis*, in Dokai Bay, Japan. Quantitative sampling of sessile animals and monitoring of water quality in Dokai Bay, were carried out from 1991 to 1992. We applied cohort allometry to these species to evaluate their population dynamics. These bivalves predominated on the vertical walls of the intertidal zone, and its maximum standing stock reached 18.3 kg/m² for *M. galloprovincialis* and 10.6 kg/m² for *X. securis*. With respect to *M. galloprovincialis*, it is suggested that most of the population inhabiting the inner bay will be spoiled by anoxic water in summer, and the population which is inhabiting the bay-mouse will act as a source population to support the whole population in Dokai bay. On the other hand, *X. securis* dominated the inner part of the bay, and a negative relationship was found between *X. securis* biomass and the number of sessile animal species in Dokai Bay. In this study, we found typical population dynamics of the sessile animal community in the eutrophic area.

キーワード：過栄養内湾, 洞海湾, 貧酸素水塊, 個体群動態, 二枚貝, ムラサキイガイ

洞海湾は北九州工業地帯の発展に伴い未処理の工場排水や生活排水が流入し、水質汚濁の進行とともに湾の一部が無生物地帯となってしまったことから、かつては“死の海”と呼ばれていた。その後、下水道整備や工場排水規制などの水質浄化対策が行われた結果、以前と比べるとその水質は大幅に改善され、多くの生物が復帰しつつある。しかし、今現在でも湾奥部ではNO₃+NO₂-N, NH₄-Nがそれぞれ100 μM, PO₄-Pが10 μMのオーダーで観測され、夏季には赤潮や長期間(約2ヶ月)にわたる貧酸素水塊の形成がみられるなど,¹⁾ 過度に富栄養化していることは否めない。

洞海湾は湾周辺部が工場地帯であり湾岸のほとんどがコンクリートなどで構築された人工護岸となっていることから、付着動物は湾内における主要な生物群集である。梶原と山田²⁾は洞海湾における付着動物について調

査を行っており、湾口部ほど生物種の多様度が増し、湾全体の現存量では移入種が在来種を上回るという富栄養化した内湾における典型的な生物構造を持つことを報告している。特にムラサキイガイ *Mytilus galloprovincialis* やコウロエンカワヒバリガイ *Xenostrobus securis* は洞海湾における最優占種であり、多い時期にはこの2種だけで湾内の全付着生物湿重量の50%以上を占める。²⁾ しかし、ムラサキイガイは夏期における高水温や貧酸素水塊等の環境悪化に伴って大量に死亡することが他の内湾域で報告されており,^{3,4)} 洞海湾においても同様の現象が観察されている。矢持ら³⁾は、大阪湾におけるムラサキイガイの大量死亡に付随する有機態窒素の負荷が、本種の生産によるそれを上回っていることから、本種が護岸近傍の水質や底質に負の影響を与える動物であることを指摘している。このように、生物相の単調化された富栄養

* Tel & Fax : +81-87-891-3143, E-mail : kohama@stmail.ag.kagawa-u.ac.jp

養化海域において、優占種がその物質循環に大きく関与することは容易に推察され、これらのライフサイクルを解明することは、同湾において回復しつつある生態系や水質環境を保持する上で重要である。本研究では洞海湾における付着生物が湾内の物質循環に与える影響を見積もるための一環として、夏期における水質の悪化が洞海湾における優占付着性二枚貝類の個体群動態に与える影響を評価するとともに、湾内においてこれらの付着性二枚貝がいかなる方法で個体群を維持しているのかを明らかにした。

試料および方法

坪刈り調査は1991年10月16日、1992年5月11日、8月24日および12月15日の計4回にわたり、Fig. 1に示した湾内の5地点において実施した。水深は上層として潮間帯（基本水準面を潮位0としたとき、潮位+20～+50 cm）、中層として低潮線直下（潮位-50～-80 cm）、下層として海底付近（海底から120～150 cm上）の3層を設定した。なお、採集地点（Stn. 1～5）の下層における平均水深はそれぞれ、8.3, 7.5, 3.5, 4.0, 3.7 mであった。各Stn.の各層において、スキューバ潜水により一辺31.6 cmの方形枠（採集面積0.1 m²）を、目視により各現場の平均的な生物相を代表すると思われる岸壁に1点設置し、その中に付着するムラサキガイおよびコウロエンカワヒバリガイを坪刈りし試料とした。採集地点の設定に当たっては、これら二枚貝が過度に濃密な分布をするパッチ等は避けた。採集した試料は実験室に持ち帰ったのち、その殻長と湿重量を測定

した。水質に関しては現場で水温、D.O.（現場型溶存酸素計 TDADO-25A）を測定し、塩分およびChlaは採水した試料を実験室に持ち帰ったのち、海洋観測指針⁵⁾に従って測定した。

また、洞海湾におけるムラサキガイおよびコウロエンカワヒバリガイ幼生の付着時期について知見を得るために、Stn. 3とStn. 4の間に位置するStn. Tにおいて1996年3月から1年間にわたり、ロープによる稚貝付着実験を行った（Fig. 1）。調査方法は長さ50 cmのロープを水深0～50 cmの位置に1ヶ月間浸漬し、付着した稚貝を顕微鏡を用いてロープから剥離した後、殻長約1 cm未満の個体を稚貝として計数を行った。

坪刈り調査から得られた各時期毎のムラサキガイおよびコウロエンカワヒバリガイの基礎データをもとに、2種の二枚貝に対しコホート解析を実施した。解析はStn. 毎に、上、中、下層を合計し、1平方メートル当たり換算して行った。コホート解析ソフトとしては、堤と田中⁶⁾によるPROGEAN (Ver. 4.0J)を用いた。さらに、これらの二枚貝について、各Stn. 毎にの0年群のモード値から成長速度を求めた後、各Stn. における成長速度の相違を検定するため、0年個体群のサイズ分布組成に、分散分析およびPost hocテストとしてScheffeのPLSDを用いた統計解析を行った。

次に、夏季におけるムラサキガイの大量死亡の原因とコウロエンカワヒバリガイの現存量に影響を及ぼす原因を明らかにすることを目的として、各Stn. における1年群以上の個体の年間平均現存量（新規付着群を除く越年個体群）と各Stn. 毎の環境要因との関連について相関を調べた。二枚貝類の生息に影響を及ぼす要因として、既知の報告も考慮し、⁷⁾ 水温、塩分、D.O., Chla, 付着動物種数に関して検討を行った。なお、付着動物種数は各Stn. で4回実施した調査の上、中、下、3層の計12試料について採取された付着動物種の総数であり、その他の項目は4回の調査における各Stn. 毎の平均値である。

結 果

現場水質環境 富栄養化した内湾域では特に夏期に水質の悪化が著しく、この時期の環境が湾内に生息する生物に最も大きな影響を及ぼすことが推察される。そこで、1992年8月の水温、塩分、D.O. およびChlaについてFig. 2に示した。8月の調査時における湾全体の平均水温は26.0℃（標準偏差±0.6）で、最高水温はStn. 1の表層で27.3℃であった。塩分についてみると、表層において湾口（Stn. 5）方向に順次上昇する傾向を示し、最低値はStn. 1の表層で24.3 psuであった。また、各Stn. 毎の底層に塩分の変化はみられず、その平均値は31.0±0.86 psuであった。湾内におけるD.O. は、湾奥

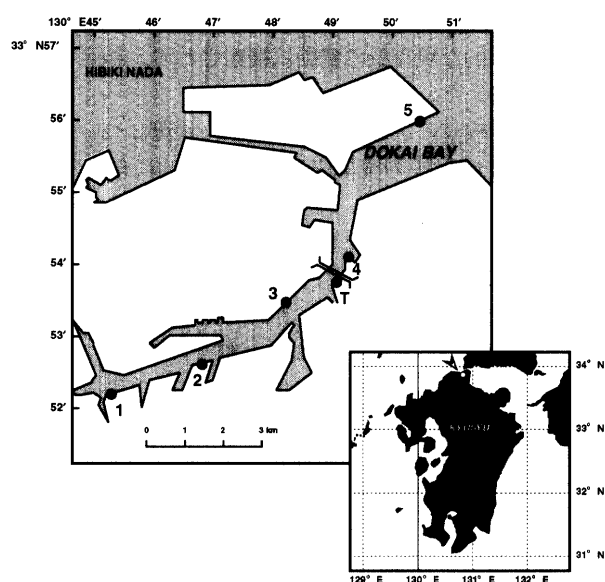


Fig. 1. The location map of sampling stations in Dokai Bay.

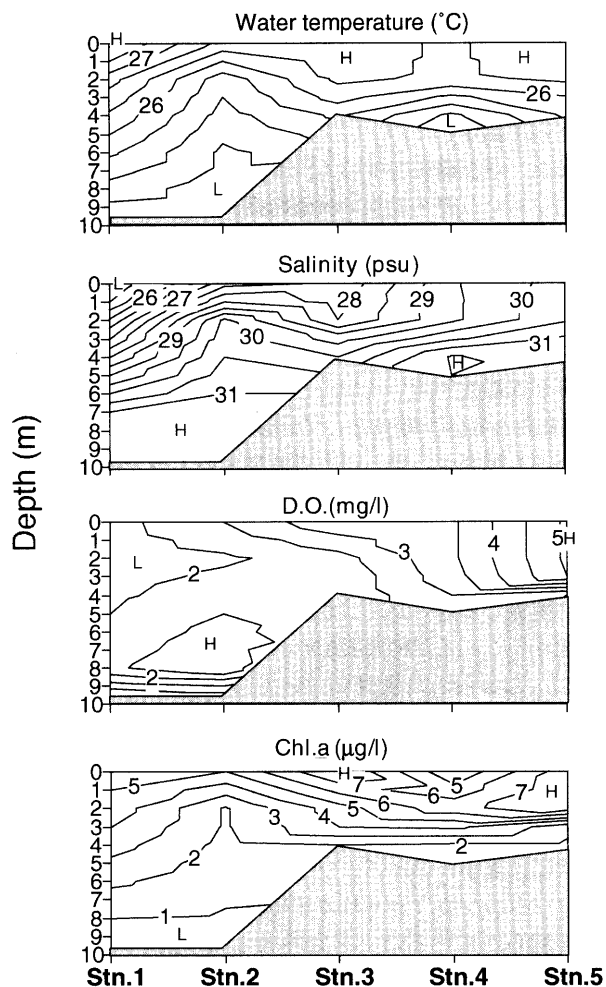


Fig. 2. Vertical distribution of the water temperature, salinity, dissolved oxygen and Chl. *a* concentration in August 1992.

方向に順次減少する傾向を示し, Stn. 1 および Stn. 2 では亜表層においても $2 \text{ mgO}_2/\text{L}$ 以下の貧酸素水塊が観測された。また, 底層における D.O. は, Stn. 5 の $5.0 \text{ mgO}_2/\text{L}$ を除けば大きな差異はなく, その平均値は $2.7 \text{ mgO}_2/\text{L}$ であった。Chl *a* は表層では $4.1 \sim 8.1 \mu\text{g}/\text{L}$, 底層では $0.5 \sim 4.0 \mu\text{g}/\text{L}$ の範囲を変動しており, 各 Stn. とも表層付近でより高い値を示したが, 水平方向に関して一定の濃度変化の傾向はみられなかった。

二枚貝現存量の季節変動 次に, 洞海湾におけるムラサキガイおよびコウロエンカワヒバリガイ稚貝の付着時期について Fig. 3 に示す。ムラサキガイの付着は 3～7 月にかけて観察され, 5 月にピークが見られた (3308 個体/rope)。一方, コウロエンカワヒバリガイの付着は 7～10 月にかけて観察され, ピークは 8 月 (2288 個体/rope) であった。

洞海湾におけるムラサキガイおよびコウロエンカワヒバリガイの現存量の時系列変化をそれぞれ Fig. 4, 5

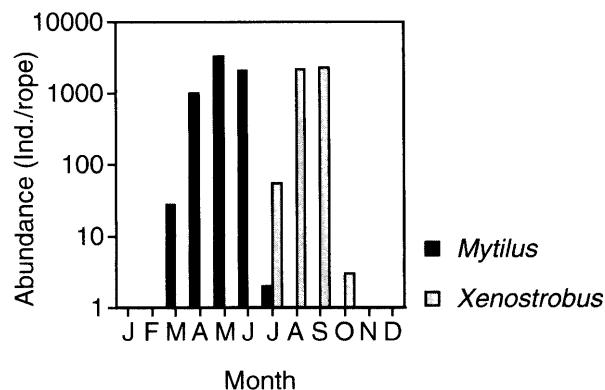


Fig. 3. The settlement period of *Mytilus galloprovincialis* and *Xenostrobus securis* in Dokai Bay. Values are the abundance of bivalve larvae attached on 50 cm rope during each month.

に示した。本調査におけるムラサキガイ現存量は, $0.0 \sim 18.3 \text{ kg}/\text{m}^2$ の間で推移した。各 Stn. 毎にムラサキガイ現存量の季節変動を見ると, Stn. 2～4 では 8 月から 12 月にかけて大幅に減少する傾向を示し, 12 月におけるムラサキガイ現存量はそれぞれ最も現存量の大きかった時期を 100% とすると, 7～35% にまで減少していた。また, 湾奥側の Stn. 1 では年間を通じてほとんど個体が観察されず (年間平均 $0.5 \pm 0.7 \text{ kg}/\text{m}^2$), Stn. 5 におけるムラサキガイの現存量は年間を通じて安定していた。一方, コウロエンカワヒバリガイの現存量は $0 \sim 10.6 \text{ kg}/\text{m}^2$ の間で推移し, 主に湾中央から湾奥側にかけて分布していたが, 湾口側の Stn. 5 では年間を通じて個体は観察されなかった。また, その季節変動についてみると Stn. 2 では 5 月から 12 月にかけて現存量の低下がみられたが, その他の Stn. で季節変動に関して特徴的な現存量の変動は観察されず, 年間を通じて安定していた。

これら二枚貝の個体数の鉛直分布の状況についてみると, 水深 2 m 以浅の潮間帯付近に集中的に付着する傾向がみられた (Fig. 6A, B)。ムラサキガイについては, 5 月を除き, 全付着個体の約 93% (個体数当たり) が水深 2 m 以浅に付着していたのに対し, 稚貝付着がピークになる 5 月には 2 m 以深にも生息域を広げており, 2 m 以深に付着した個体数の割合は約 20% に達した。特に Stn. 2 の下層 (水深 8 m) では 1 平方メートル当たり現存量 14.4 kg , 個体数で 4000 個体と高い値を示していた (Fig. 4, Fig. 6A)。一方, コウロエンカワヒバリガイについては各 Stn. における層別の違いは見られず, 全 Stn., 全期間を通じて個体数の 95% 以上が水深 2 m 以浅に付着していた (Fig. 6B)。

コホートおよび統計解析結果 次に, 各 Stn. における 2 種の二枚貝の殻長組成, 並びにコホート解析の結

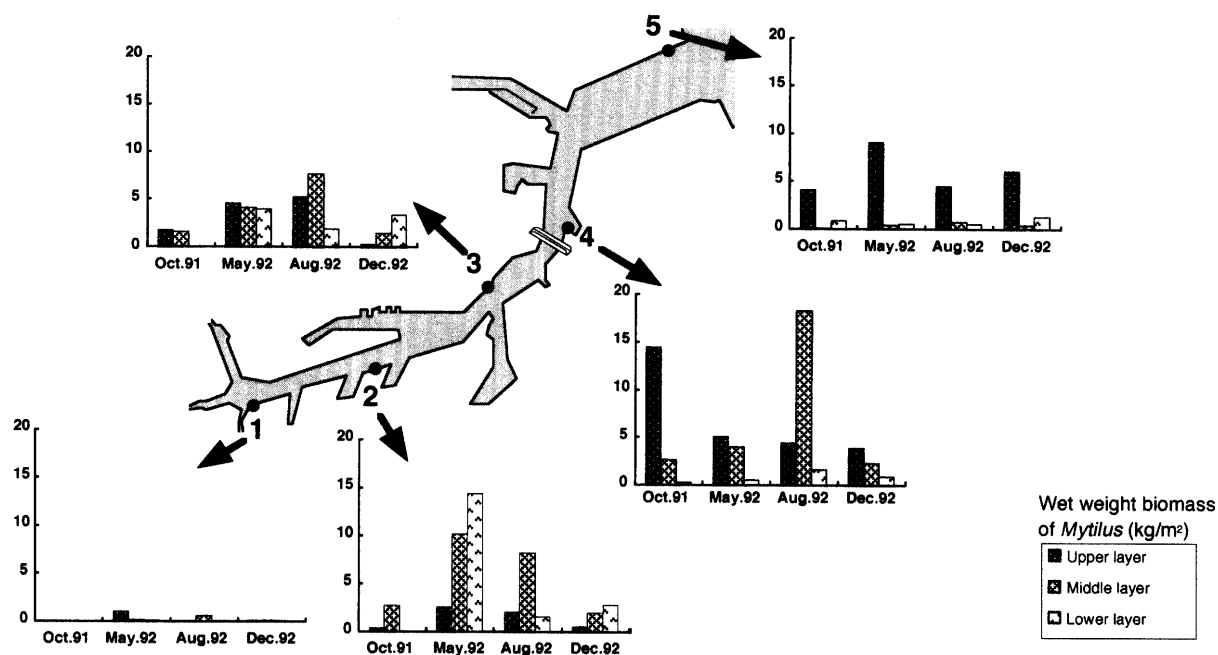


Fig. 4. Seasonal change in the wet weight biomass (kg/m²) of *Mytilus galloprovincialis* at each station.

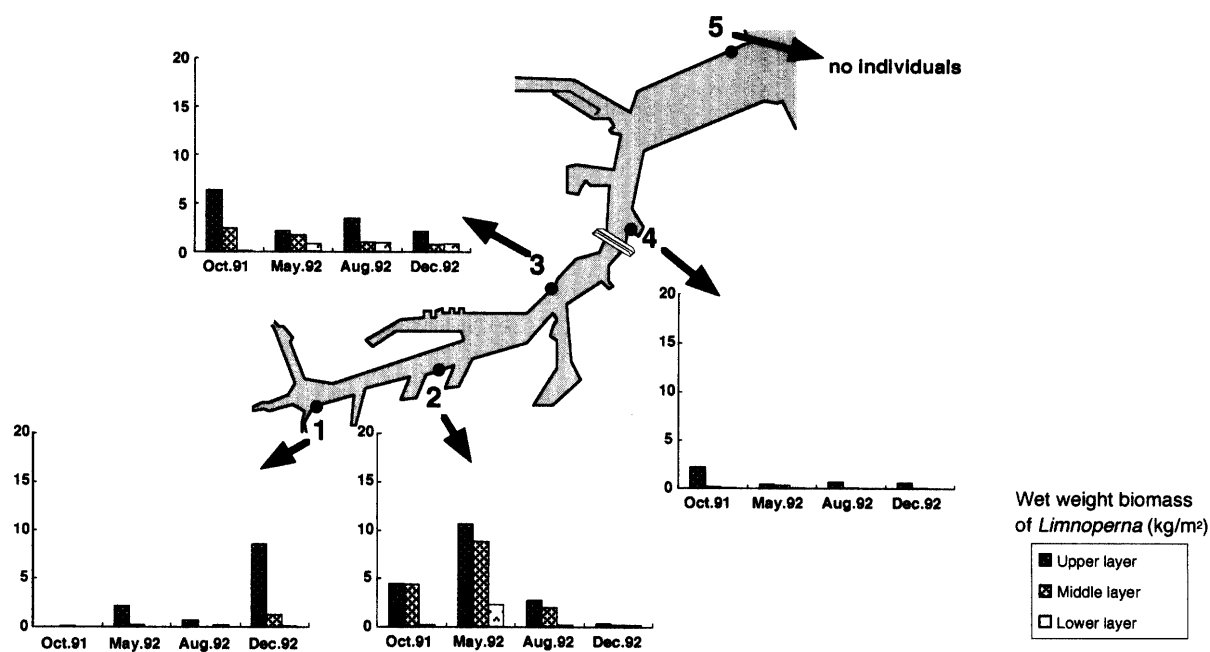


Fig. 5. Seasonal change in the wet weight biomass (kg/m²) of *Xenostrobus securis* at each station.

果について Fig. 7, 8 に示す。ロープによる稚貝付着実験の結果から、ムラサキガイについては1992年5月における最小のコホートを0年個体群（新規加入群）とし、コウロエンカワヒバリガイについては1991年10月における最小コホートを0年個体群として、図中にそれぞれ“92”，“91”と示した。ムラサキガイの解析結果から（Fig. 7），Stn. 2～4 では新規個体群の加入

は年1回であり，各 Stn. において5月に加入したコホートが時間とともに右に移動し，成長していく様子が明確にうかがえる。各 Stn. における個体群の年齢についてみると，Stn. 2～4 では1年個体群までは確認されたが，それ以上の年齢個体群は確認されなかった。これに対し，Stn. 5 では1992年5月および8月においても，小数ではあるが新規個体群の加入が確認され，2年

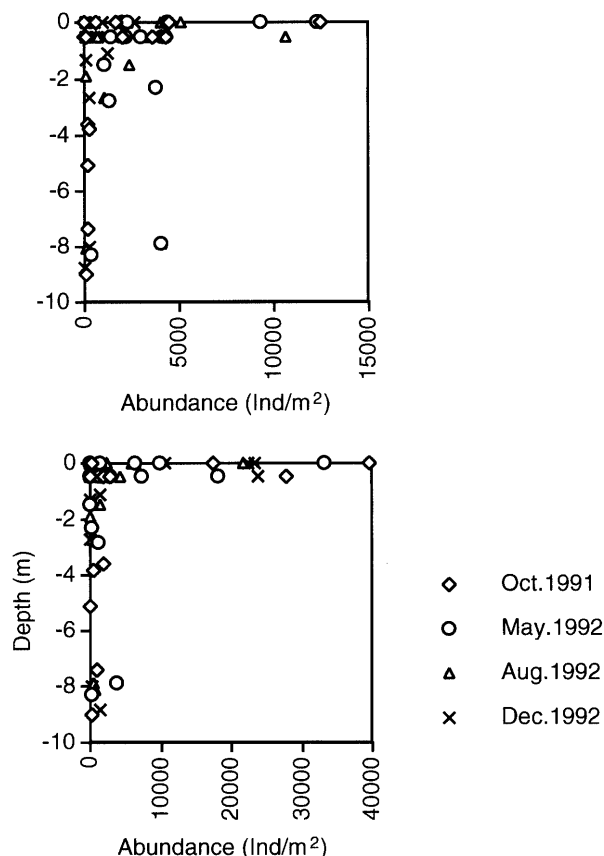


Fig. 6. Vertical profiles of the abundance of *Mytilus galloprovincialis* (A) and *Xenostrobus securis* (B) in Dokai Bay.

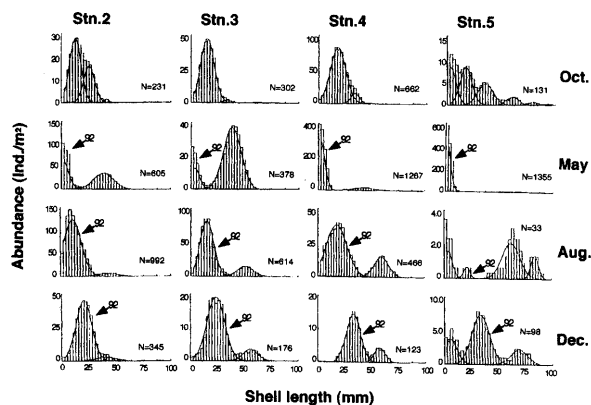


Fig. 7. *Mytilus galloprovincialis*. Seasonal variations of size distributions and the figure of cohort analysis at Stn. 2, 3, 4, 5.

以上の年齢個体群が年間を通じて存在する事が確認された。コウロエンカワヒバリガイについてみると、1991年10月並びに1992年8月において新規個体群の加入が観察され、その成長過程から個体群のほとんどは0～

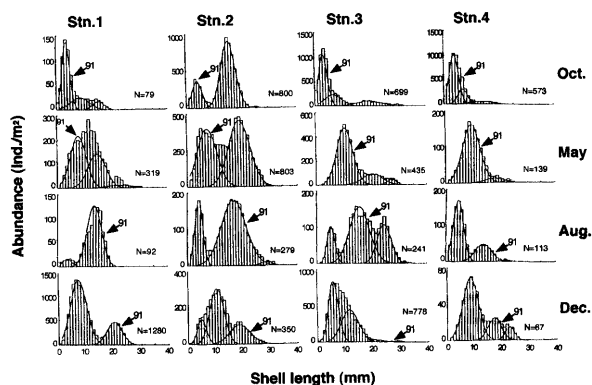


Fig. 8. *Xenostrobus securis*. Seasonal variations of size distributions and the figure of cohort analysis at Stn. 1, 2, 3, 4.

1歳で占められていることが解った。また、各 Stn. における個体群の年齢組成に相違はなく、湾中央部 (Stn. 2～3) では殻長 30 mm 以上の個体が観察された (Fig. 8)。1992 年 12 月の Stn. 2 や Stn. 3 におけるコウロエンカワヒバリガイのコホート解析結果を見ると、1992 年には年 2 回の加入があったことが伺われた。なお、Stn. 1 におけるムラサキイガイ、ならびに Stn. 5 におけるコウロエンカワヒバリガイについては個体が存在しなかったため解析結果を省略した。

次に、コホート解析の結果を用い、各 Stn. における 1 年群以上の個体の年間平均現存量と各 Stn. 毎の環境要因 (年平均値) との関連について解析した (Table 1)。その結果、ムラサキイガイについては D.O. との間に統計的に有意な負の相関 ($r^2=0.86, p=0.02$) が得られたが、その他の環境要因との間に有意な相関は得られなかった。一方、コウロエンカワヒバリガイの年間平均現存量に影響を及ぼす因子について検討を行ったところ (Table 1)、付着生物出現種数との間に有意ではないものの、最も高い負の相関が得られた ($r^2=0.48, p=0.19$)。なお、Stn. 1～5 における環境要因の年平均値の傾向として、塩分、D.O.、付着動物種数は湾口側に順次高くなる傾向を示したが、水温と Chl. *a* 濃度に関して一定の変化傾向は見られなかった。

Stn. 2～4 の 5～12 月におけるコホート解析結果をもとに、各 Stn. におけるムラサキイガイの 0 年群の殻長モード値から求められた成長速度を Fig. 9A に、その統計解析結果を Table 2 に示す。なお、Sheffe による統計解析結果として、各 Stn. 名と 0 年群の殻長モード値を示したが、有意な差が認められなかったデータを同一ライン上に示した。Stn. 2～4 におけるムラサキイガイ 0 年個体群のサイズ分布組成に、分散分析を行った結果、主な加入時期に当たる 1992 年 5 月の時点では、Stn. 2～4 における 0 年個体群の間に有意な差は認めら

Table 1. The result of linear regression of environmental factor and two species of dominant bivalve with respect to each station in Dokai Bay*

Dependent Variable	Independent Variable	+ / -	r^2	P	F	df
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Wet weight biomass	D.O.	-	0.86	0.02	19.1	1, 3
	Sal.	+	0.65	0.07	7.77	1, 3
	W.T.	+	0.59	0.13	4.25	1, 3
	N.S.S.	+	0.44	0.23	2.32	1, 3
	Chl. a	+	0.08	0.66	0.24	1, 3
<i>Xenostrobus securis</i> Wet weight biomass	N.S.S.	-	0.48	0.19	2.73	1, 3
	D.O.	+	0.31	0.33	1.33	1, 3
	Sal.	+	0.21	0.44	0.78	1, 3
	Chl. a	+	0.02	0.85	0.05	1, 3
	W.T.	+	0.00	0.93	0.01	1, 3

* Each environmental factor is expressed as dissolved oxygen concentration (D.O.), salinity (Sal.), water temperature (W.T.), Chl. a concentration (Chl. a), and the number of total sessile animal species (N.S.S) observed in this study. + / - = positive or negative correlation

Table 2. The result of statistical analysis calculated by ANOVA and Scheffé's method for population of two species of bivalve from October 1991 to December 1992 against each station ($P < 0.01$)

Bivalve species	Sampling date and station	Degree of Freedom	Sums of Squares	F value	P value	Mean value of shell length, Scheffé's separation			
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	May 1992 (Stn. 2,3,4)	2	16.55	2.61	0.07				
	Aug. 1992 (Stn. 2,3,4)	2	7677	87.44	<0.01	17.88 Stn. 4	15.13 Stn. 3	10.88 Stn. 2	
	Dec. 1992 (Stn. 2,3,4)	2	17581	216.16	<0.01	33.67 Stn. 4	23.65 Stn. 3	19.92 Stn. 2	
<i>Xenostrobus securis</i>	OCT. 1991 (Stn. 1,2,3,4)	3	96.57	18.60	<0.01	4.24 Stn. 2	3.62 Stn. 1	3.60 Stn. 4	3.20 Stn. 3
	May 1992 (Stn. 1,2,3,4)	3	1485	56.29	<0.01	10.48 Stn. 3	9.15 Stn. 4	7.70 Stn. 1	7.57 Stn. 2
	Aug. 1992 (Stn. 1,2,3,4)	3	1322	31.24	<0.01	17.25 Stn. 2	15.68 Stn. 3	13.40 Stn. 4	13.40 Stn. 1
	Dec. 1992 (Stn. 1,2,3,4)	2	17581	216.16	0.37				

れなかったが、8月および12月の時点では有意な差が認められた ($P < 0.01$)。さらに Post hoc テストとして Scheffé の PLSD を用いた統計解析を行った結果、それぞれの Stn. における個体群間に有意な差があることが認められ、0年個体群の殻長モード値はより湾口側に大きくなる傾向を示した (Fig. 9A)。すなわち Fig. 9 と Table 2 の結果から、ムラサキイガイの成長速度は湾奥から湾口に向かって早まることが明らかとなった。次に、コウロエンカワヒバリガイの0年群の殻長モード値から求められた成長速度を Fig. 9B に、その統計解析結果を Table 2 に示す。各 Stn. におけるコウロエンカワヒバリガイの成長速度に顕著な差は見られず、ムラサキイガイで見られたような湾の水平方向に関して一定な成長速度の変化傾向も確認されなかった。また、コウロエンカワヒバリガイの0年個体群に関する分散分析の結果から、1991年10月、1992年5月、8月において Stn. 間に有意な差が認められたが ($P < 0.01$)、Scheffé に

よる統計解析結果から、ムラサキイガイで見られたような各 Stn 毎における顕著な差異は認められなかった。

考 察

夏期におけるムラサキイガイの生長阻害や大量死亡については数多くの報告があり^{3,4,7)} その主な原因として報告されている要因は主に、水温 (気温) や D.O. などである。本調査における1992年8月のDO濃度についてみると、二枚貝類を中心とする付着動物が優占する潮間帯付近においても貧酸素水塊の形成が確認されている。洞海湾における貧酸素水塊の形成過程とその特性について、東ら¹⁾が報告するように、底層から流入した海水は湾奥で湧昇したのち、河川水と混合して沖合へ流出していく。すなわち、より湾奥側ほど夏期に底層で形成された貧酸素水塊の影響が現れやすく、特に洞海湾の奥部では、風などの影響による一時的な貧酸素水塊の解消を除けば、このような状態が約2ヶ月間持続される。¹⁾

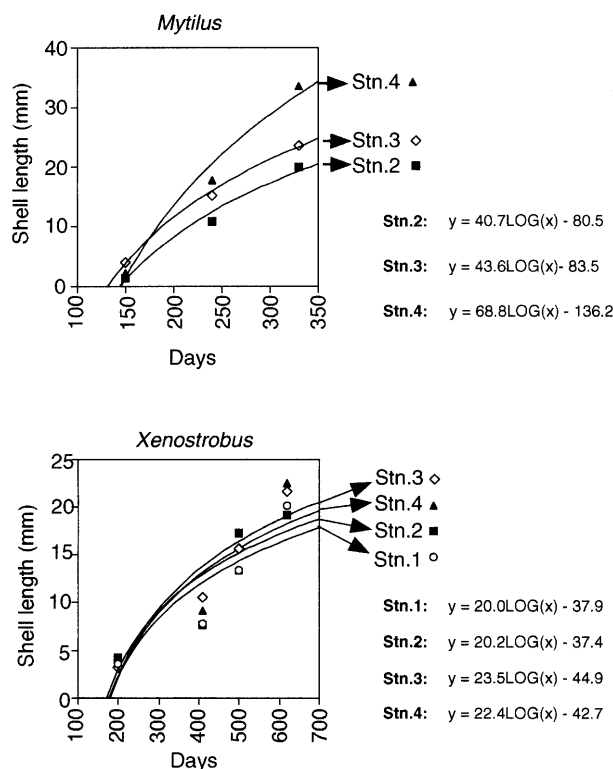


Fig. 9. Comparison of growth rate of *Mytilus galloprovincialis* and *Xenostrobus securis* among stations.

1992年8月における水質環境を見ると (Fig. 2), 二枚貝類が卓越する潮間帯付近の D.O. が Stn. 4 付近を境に明らかに異なることが解る。一方, 東京湾におけるムラサキガイは 26°C 以上でその生長が抑制されるという報告があり,^{4) Bohle⁸⁾ や Verway⁹⁾ は低塩分 (20 psu 以下) がムラサキガイの生長に有害な影響を及ぼすことを指摘しているが, 今回の調査では Stn. 1 を除けば最高水温, 最低塩分ともに生長に悪影響を及ぼす値は観測されなかった (Fig. 2)。また, 今回行ったムラサキガイ現存量と各環境要因との相関解析の結果, D.O. が最も大きな要因となることが示唆されたことから (Table 1), 今回の調査で観察されたムラサキガイの大量死亡は貧酸素化に起因するものであると考えられる。また, より湾奥部でムラサキガイの成長が遅くなる (Fig. 9A, Table 2) 原因としても, 湾奥部に定着した個体が長期にわたる貧酸素化の影響によって, その生長が阻害されている可能性が示唆される。さらに, 1992年8月の Stn. 5 では, 水質の悪化が生じる時期であるにもかかわらず, 小数ではあるが新規個体群の加入が認められており, Stn. 5 における環境が, ムラサキガイの生長や生存に並んで加入においても適した環境であると考えられる。これらのことから, 夏期の湾奥における D.O. が Stn. 5 付近と同レベルで維持されれば, ムラサキガイは年間を通じて安定した現存量が維持さ}

れることが予想される。1991年10月の調査におけるムラサキガイのコホート解析結果をみると (Fig. 7), 湾奥から湾中央にかけては2年個体群までしか確認されなかったのに対し, 湾口部に位置する Stn. 5 では少なくとも3~4年個体群が確認された。このことは, 湾奥側 (Stn. 1~4) に定着した個体の大半は夏期の貧酸素化に伴って比較的短期間に死滅することを示唆している。すなわち, 湾口部に存在する個体群が母集団としての役割をなし, 比較的水質の良好な5月には湾奥方向に向かって水平垂直的にその生息域を拡大するが, 多くの個体の湾奥部への侵入は無効分散に終わる可能性が高い。

ムラサキガイが湾口側を中心に卓越しているのとは対照的に, コウロエンカワヒバリガイは湾奥から湾中央にかけて卓越していた (Fig. 5)。このようにコウロエンカワヒバリガイが湾奥で卓越できる要因の一つに, 低塩分に対する耐性が高いことがあげられる。木村らは, 本種が 10 psu 以上の塩分で活発に活動する事を報告しており,¹⁰⁾ 有機物汚染の進行した低塩分の水域で生息可能なことは, 東京湾においても報告されている。¹¹⁾ また, コウロエンカワヒバリガイに関するコホート並びに統計解析結果から, 各 Stn. におけるコウロエンカワヒバリガイの生長速度 (Fig. 9B, Table 2) や年齢組成に顕著な差異は認められず (Fig. 8), 湾奥側における水

質環境はコウロエンカワヒバリガイの生長や生存に影響を及ぼさないことが推察される。さらに、今回の調査からコウロエンカワヒバリガイの新規加入は年2回であることが示唆されたが (Fig. 8), 富栄養化した内湾において、年間に付着する回数が多いことは環境の回復に素早く対応するという点で有利である。これらのことから、ムラサキイガイと比較すると、コウロエンカワヒバリガイは環境の悪化に耐性を持つことが推察され、1~2年という比較的短いライフサイクルを利用して個体群を維持しているものと思われる。堤と菊池は,¹²⁾ 熊本県天草地方沿岸のタイ養殖場直下に生息するイトゴカイ *Capitella* spp. に関する調査を行っており、本種の繁殖開始令が約1~2ヶ月間で個体群としては周年にわたって繁殖可能であることから、秋期 (海水の循環期) における水質環境の回復に素早く対応し、再び個体群を繁栄させることを指摘している。より湾口側でコウロエンカワヒバリガイがその生息域を拡大できない理由として、他の競争種や捕食者の影響が考えられる。洞海湾では湾口に向かうほど生物の多様度が増加する傾向を示す。²⁾ 今回の解析結果から、統計学的に有意な相関は得られなかったが、コウロエンカワヒバリガイの現存量は付着動物種数と最も高い負の相関を示した (Table 1)。すなわち一つの可能性として、このような種は、先にも述べたイトゴカイで議論されるように,¹³⁾ 種間の競争には弱く、安定した群集内で個体群を増加させることはないが、環境悪化による群集の衰退が生じ種間の競争が緩和された状態の海域で急激に増殖する Opportunistic Species であると考えられる。

洞海湾は長さ約14 km程の小規模な湾であるが、その物理的環境は湾奥と湾口で著しく異なる特徴を備えた湾である。ムラサキイガイおよびコウロエンカワヒバリガイは、ともに富栄養化した海域における最優占付着動物であるが、両種の適正環境や生存戦略が異なっていることが今回の調査で明らかとなった。すなわち、ムラサキイガイは湾口側を、コウロエンカワヒバリガイは湾奥側を中心に分布し、ムラサキイガイは湾口部に生息する母集団からの幼生の参入によって、コウロエンカワヒバリガイは他の競争種にとって過酷な環境下で生息する能力を持つことで、洞海湾における個体群を維持している。このような個体群維持機構は東京湾^{14,15)} や富岡湾¹³⁾ においても報告されており、洞海湾における優占付着性二枚貝が、富栄養化した内湾域における典型的な個体群動態を示すことが明らかとなった。

謝 辞

本論文を遂行するに当たり、熊本県立大学教授 堤裕昭先生にはコホートの解析法等について有益なるご指導、ご助言を賜った。この場を借りて謹んで感謝の意を表します。

文 献

- 1) 東 輝明, 山田真知子, 門谷 茂, 広谷 純, 柳 哲雄. 過栄養な内湾, 洞海湾における貧酸素水塊の形成過程とその特性について. 日本誌 1998; **64**: 204-210.
- 2) 梶原葉子, 山田真知子. 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 1997; **20**: 185-192.
- 3) 矢持 進, 有山啓之, 日下部敬之, 佐野雅基, 鍋島靖信, 睦谷一馬, 唐沢恒夫. 人工護岸構造物の優占生物が大阪湾沿岸域の富栄養化に及ぼす影響 1. 垂直護岸でのムラサキイガイの成長と脱落. 海の研究 1995; **4**: 9-18.
- 4) 梶原 武, 浦 吉徳, 伊東信夫. 東京湾の潮間帯におけるムラサキイガイの付着, 生長および死亡について. 日本誌 1978; **44**: 949-953.
- 5) 気象庁海洋観測指針, 日本気象協会, 東京 1970; 149-155, 177-181, 257-263.
- 6) 堤 裕昭, 田中雅生. 多毛類の個体群動態の調査解析法 (マイクロコンピュータを使用した体長の計測から世代解析まで). 日本ベントス研究会誌 1987; **31**: 18-28.
- 7) 細見 彬文. 「ムラサキイガイの生態学」山海堂, 東京 1989; 83.
- 8) Bohle B. Effects of adaptation to reduced salinity on filtration activity and growth of mussels. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 1972; **10**: 41-9.
- 9) Verway J. On the ecology of distribution of cockle and mussel in the Dutch Wadden sea, their role in sedimentation and the source of their food supply. *Arch. Neerl. Zool.* 1952; **10**: 113-119.
- 10) 木村妙子, 角田 出, 黒倉 寿. 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. 日本誌, 1995; **49**: 148-152.
- 11) 木村賢史, 土屋隆夫, 稲森悠平, 奥富重幸, 西村 修, 須藤隆一. 東京内湾における付着動物の分布と水質浄化機能. 水環境学会誌 1998; **21**: 35-40.
- 12) Tsutsumi H, Kikuchi T. Benthic ecology of a small cove with seasonal oxygen depletion caused by organic pollution. *Publ. Amakusa. Mar. Biol. Lab.* 1983; **7**: 17-40.
- 13) Grassele JF, Grassele JP. Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. *J. Mar. Res.* 1974; **32**: 253-284.
- 14) 風呂田利夫. 東京湾における貧酸素水の底生・付着動物群集に与える影響について. 沿岸海洋研究ノート 1998; **25**: 104-113.
- 15) 風呂田利夫. 東京湾内湾底生動物の生き残りと繁栄. 沿岸海洋研究ノート, 1991; **28**: 160-169.