

第6章 産卵場

本種資源の時空間的動態を明らかにするために、前章では資源の時空間分布と小型底曳網漁場との関係について検討した。その結果、本種には湾内の環境に対応すると考えられる移動習性があることが示唆された。春から夏にかけての南下移動がそれであるが、その時期は本種にとってちょうど産卵期に当たる（第1章参照）。

本章では、比較的長い本種の産卵期中の成熟個体の分布状況を調べることにより、産卵場とその形成機構を明らかにすることを目的とした。

6.1 材料と方法

分布の季節変化を調べたところ、産卵期である春から夏の分布は湾南部に偏る傾向が強かった（前章参照）。そこで、産卵場を明らかにするために、南部の10定点（Fig. 1. 1のSts.11~20）において1987年および1988年に計12回の試験底曳を行った。調査日はTable 6. 1に示す通りである。また、1987年8月22日、1988年4月9日、4月28日、6月24日、および8月6日には湾内全域の定点（全定点ではないが）で飯島精密工業株式会社製の酸素メーターを用いて底層の溶存酸素（DO）の測定を行った。用いた漁具および曳網方法は第1章と同じである。

漁獲個体は、10%ホルマリンで固定、保存した後に性の判定を行い、体長

Table 6.1 List of sampling
dates for this study

Year	Sampling date
1987	21 February
	18 April
	19 May
	4 July
	1 August
	22 August
	22 September
1988	9 April
	28 April
	26 May
	24 June
	6 August

の測定、体重、卵巣重量の秤量を行った。雌の成熟度を調べるため、GIを(1.1)式で計算した。1曳網あたりに漁獲された雌成熟個体数を定点別に調べた。なお、多数漁獲された定点については漁獲個体の中から無作為抽出を行い、一部を測定、秤量して上記個体数を算出した。これらの方法の詳細は第1章で述べた通りである。

6. 2 結果と考察

6. 2. 1 2回の産卵盛期

1987年における、1曳網あたりに漁獲された雌成熟個体数の経時的变化を定点別にFig. 6. 1に示す。全ての定点で成熟雌が漁獲されていることから、湾南部全域で産卵が行われると考えることができる。しかしながら、Fig. 6. 1をみると定点によってピークが異なることがわかる。第1章で、一産卵期中に2回の産卵盛期(最初の盛期は4~5月、2回目の盛期は7~8)があることを明らかにした。西側の定点、すなわちSts. 11, 12, 14, 17, 20では両方の盛期に成熟雌が漁獲され、一方、東側の定点ではほとんどの成熟個体は2回目の盛期に漁獲されている。

原ほか(1963)によると、本種水揚げ量が一時皆無になる以前の1960年代には、本種の産卵場は湾の東側のほうが西側よりも約2カ月早かった。しかしながら、それはそれぞれの水域で経時的变化を調べた結果ではない。本研究において、現在の東京湾のシャコについて湾南部の広範囲で雌成熟個体の分布の経時的变化を調べたところ、逆に西側のほうが東側よりも2~4カ月産卵期が早いことがわかった(Fig. 6. 1)。

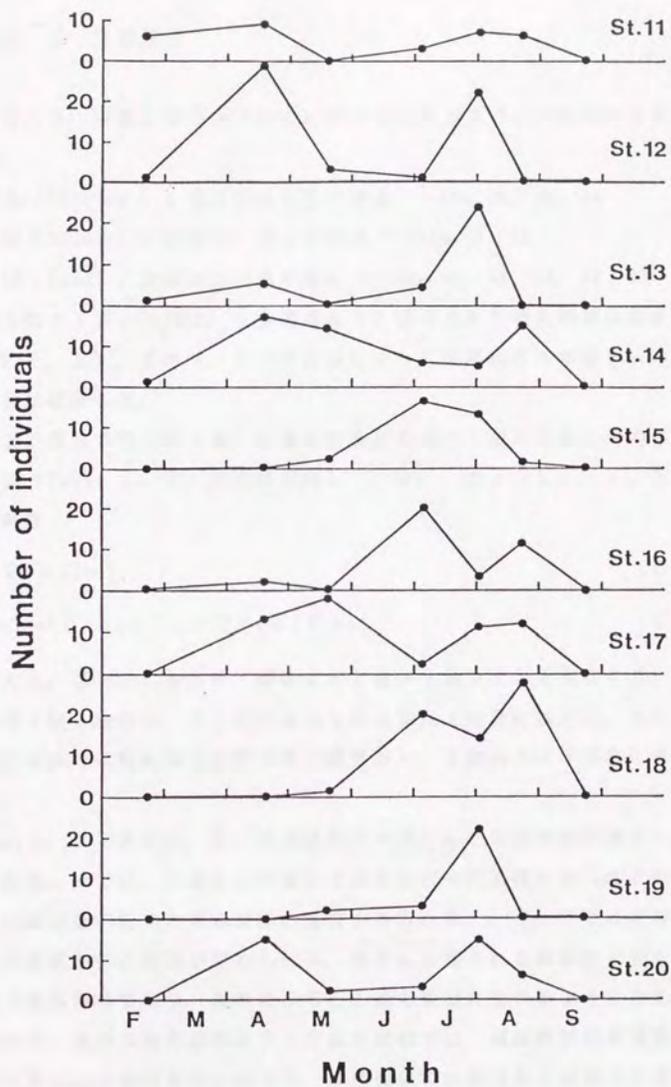


Fig. 6.1 Change in number of mature females of the mantis shrimp taken per tow at each southern station in Tokyo Bay.

6. 2. 2 主産卵場

各定点は、水深に基づいて以下に示す3つのカテゴリーに分けることができる。

S (Shallow) : 水深20m以浅の定点 — Sts.15, 16, 19

M (Middle) : 水深20~30mの定点 — Sts.13, 18

D (Deep) : 水深30m以深の定点 — Sts.11, 12, 14, 17, 20

これらのカテゴリー別に、1曳網当たりに漁獲された雌成熟個体数を調べた (Fig. 6. 2)。この時、以下の方法によって成熟個体の年齢を決定し、年齢群別に検討した。

成長の検討の際 (第2章) に求めた各月の雌の1歳と2歳の平均体長と標準偏差 (Table 2. 2) をそれぞれ L_1 、 σ_1 、および L_2 、 σ_2 として、判別関数

$$Z_i = C - L_i \quad (6. 1)$$

$$C = (L_1 \sigma_2 + L_2 \sigma_1) / (\sigma_1 + \sigma_2) \quad (6. 2)$$

を考える。月別にCを求め、個体*i*が1歳か2歳以上かを判定する。 $Z_i > 0$ なら*i*は1歳群に、 $Z_i < 0$ なら*i*は2歳以上の群に属する。なお、3歳以上の個体の出現は稀なので (第2章参照)、2歳以上は年齢群に分けなかった。

Fig. 6. 2をみると、Sでは成熟個体のほとんどは産卵期の後半に漁獲がみられる。Mでは、2歳以上の個体で前半に若干の漁獲がみられる他はSと同様に産卵期の後半に成熟個体の漁獲がみられる。一方、Dでは産卵期中を通じて成熟個体の漁獲が認められる。前半に漁獲される個体の大部分は2歳以上の高齢個体であり、後半になると1歳も産卵に加わるようになる。

つまり、最初の産卵盛期を含んだ産卵期前半は、雌成熟個体が漁獲されるのが水深30m以深の水域に限られ、成熟個体の大部分が2歳以上の高齢個体であること、そして2回目の産卵盛期を含む産卵期後半は、より浅い水域に産卵場が広がると同時に1歳の個体の生後初めての産卵が始まることがわかった。

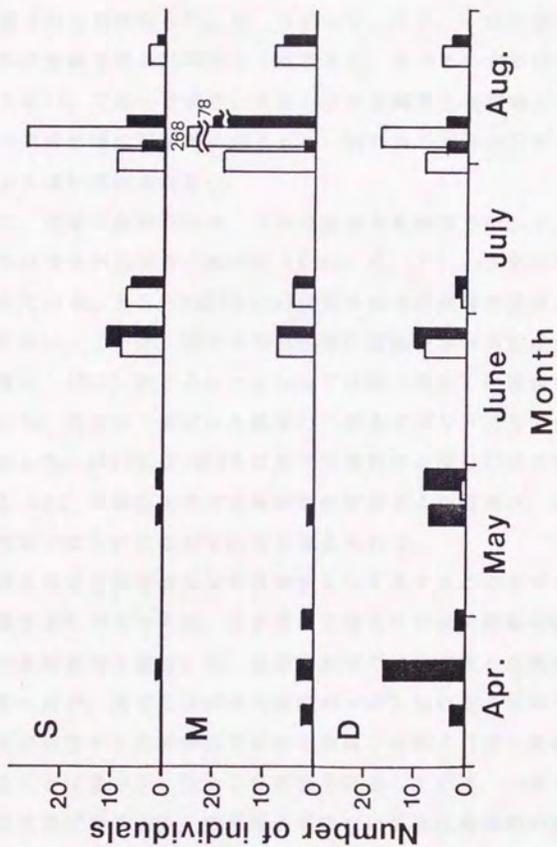


Fig. 6.2 Number of mature females of the mantis shrimp taken per tow by water depth category in Tokyo Bay. Data for 1987 and 1988 were pooled. White and black bars represent individuals with 1 year old and above 2 years old, respectively.

次に、前章のデータより、上記の各カテゴリー別に本種資源の個体数分布の季節変化を調べた (Table 6. 2)。これをみると、冬および春の分布が深場 (D) に偏っていることがわかる。これは、さらに詳細な調査が必要であるが、おそらく冬期に深場の底層水温が相対的に高いためと思われる。産卵期前半の主産卵場を Fig. 6. 3 に示す。なお、一産卵期において少なくとも 1 回の曳網で雌が 10 個体以上漁獲され、かつその中の 10% 以上が成熟個体 ($GI \geq 10$) であった定点とその周辺の水域を主産卵場と定義した。産卵期前半の主産卵場は西部の深場であり、同時期の資源の分布と一致する。また、年による違いはみられない。

次に、同様に産卵期後半、つまり夏の主産卵場を Fig. 6. 4 に示す。夏の資源の分布は依然深場に多いが (Table 6. 2)、主産卵場は東部の浅場に広がっている。また、1987年と1988年では主産卵場の範囲が異なり、後者のほうが広い。これは、湾中央部の底層に貧酸素水塊が形成されるために (桑原・清水, 1989) 起こるシャコの南下移動 (前章) の度合いの違いのためと思われる。各定点で測定した底層 DO のカテゴリーごとの平均値を Table 6. 3 に示した。1988年は1987年に比べて湾内の底層 DO が全体的にかなり高い年であった。産卵期後半の主産卵場の位置および範囲は、毎年の底層 DO の南北勾配の度合いに左右されると考えられる。

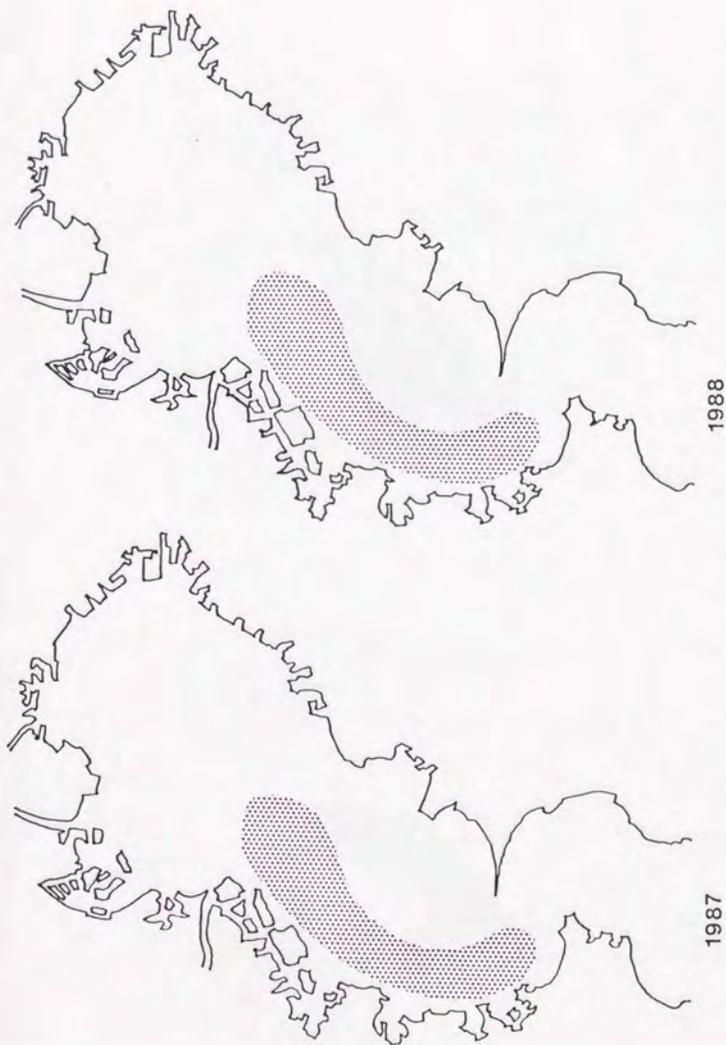
産卵場は成熟個体の生息する水域として考えることができるが、主産卵場を定義するに当たっては、ここでは漁獲された成熟個体の絶対数よりも成熟個体の出現割合を重視した。産卵期前半では絶対数と出現割合はほぼ同じ傾向にあったが、後半には両者の傾向が一致しない定点もみられた。1歳以上の個体が成熟する産卵期後半は加入期間ではなく (第1章参照)、漁獲個体のほとんどは最低でも生後1年前後を経過している。つまり漁獲された雌の大半は成熟可能である。産卵期後半については成熟個体の出現割合を群成熟度 (相川, 1940) と考えることができる。成熟個体の漁獲が多い水域を主産卵場とするよりもむしろ、成熟個体の出現頻度が高いという点で群成熟度の高い水域を主産卵場と考えるほうが妥当であろう。

Table 6.2 Number of individuals taken per tow and percentages
(in parentheses) by water depth category in Tokyo Bay, data
from Chapter 5

Season	Spring	Summer	Autumn	Winter
Category				
I ^{*1}	48(13.2)	26 (1.2)	22(18.0)	14(10.2)
S ^{*2}	10 (2.8)	156 (7.5)	30(24.6)	5 (3.6)
M ^{*2}	77(21.2)	838(40.1)	23(18.9)	29(21.2)
D ^{*2}	228(62.8)	1,069(51.2)	47(38.5)	89(65.0)

*¹ : Inner part of the bay; the outside of the spawning ground.

*² : See text.



1988

1987

Fig. 6.3 The spawning ground of the mattsis shrimp in Tokyo Bay at the first spawning period.



1988



1987

Fig. 6.4 The spawning ground of the mantis shrimp in Tokyo Bay at the second spawning period.

Table 6.3 Mean bottom dissolved oxygen (mg/l) by water depth category in Tokyo Bay

Year	1987		1988			
	Date	22 August	9 April	28 April	24 June	6 August
Category						
I*		0.2	10.9	6.3	2.4	6.3
S*		1.3	10.8	5.9	5.1	7.0
M*		2.1	12.0	6.3	2.4	2.7
D*		1.8	11.3	6.6	5.1	-

* : See Table 6.2.

第7章 生残率と死亡係数の推定

これまでの第1章から第6章まででは、本種資源の生物学的特性のいくつかと資源、漁場の時空間的動態についての検討を行ってきた。しかしながら、本種の資源管理を実現させるためにはこれまで明らかにしてきた知見に加え、現在の資源の量的把握および現状の評価を行う必要がある。

本章では、定量解析の手始めとしてまず雌雄別に生残率および各死亡係数の推定を試みた。

7. 1 推定方法

7. 1. 1 自然死亡係数

自然死亡係数 (M) は精度の高い推定値が得られ難い資源特性値の1つである。

田中 (1960) は M が寿命 (x_0) に反比例するとして、その種の寿命から M を推定する式

$$M = 2.5 / x_0 \quad (7. 1)$$

を提示した。Rikhter and Efanov (1976) は、寿命と成熟体長/極限体長 (L_∞) 比との関係を用い、 M を資源中で50%が成熟する年齢 ($t_{0.50}$) から求

める式、

$$M = 1.521 / (t_{m50}^{0.720}) - 0.155 \quad (7.2)$$

を示した。また、Pauly (1980) は 175種の魚類のデータを用い、成長パラメータ L_{∞} 、 K 、および対数変換された年平均表層水温を説明変数として $\ln M$ を求める重回帰式を提示した。しかしこの方法は、魚類にしか適用できない (Sparre et al., 1989)。ここでは、寿命から、および50%成熟年齢からの M の推定を行った。

7. 1. 2 生残率と漁獲係数

本種のように年齢査定ができない種でも、ある瞬間の体長組成を年齢群に相当する複合正規分布に分解することにより、その時点での各年齢群の個体数割合を知ることができる。年齢群間での加入量および生残率の変動がないと仮定すると、体長組成における n 歳と $n+1$ 歳の個体数の比はその間 (1年間) の生残率を表す。

ここでは、体長組成の複合正規分布への分解には Hasselblad (1966) の方法を用いた。本種では当歳のものは加入完了しておらず、また2歳の冬までに大半が死亡することから (第2章参照)、生残率の推定に用いることができるのは1歳と2歳の個体数割合のみである。そこで、体長組成における両年齢群の個体数割合を求め、

$$S_{v_{0.0r}} = N_2 / N_1 \quad (7.3)$$

により生残率を求めた。なお、 N_1 は1歳の個体数割合、 N_2 は2歳の個体数割合である。

上の方法は最も一般的であるが、生残率は成長パラメータと体長組成からも推定することができる。

定常状態にある資源において、加入年齢を t_r 、加入量を R とし、加入以後の全減少係数 (Z) を一定と仮定すると、年齢 t 以上の資源の総個体数 (

ΣN_t) は

$$\Sigma n_t = (R/Z) \exp(-Z(t - t_r)) \quad (7.4)$$

となる。Jones (1981) は von Bertalanffy (1938) の成長式を利用し、成長パラメータから Z を推定する方法を与えた。年齢を体長 (L) に変換すると、(7.4) 式は

$$\Sigma N_L = (R/Z) \{ (L_\infty - L) / (L_\infty - L_r) \}^{Z/K} \quad (7.5)$$

と書き換えられる。ここで、(7.5) 式について両辺の対数をとると

$$\ln \Sigma N_L = \ln(R/Z) (L_\infty - L_r)^{-Z/K} + (Z/K) \ln(L_\infty - L) \quad (7.6)$$

となる。体長組成における各体長階級の左端の値を順次 L として、 $\ln(L_\infty - L)$ に対する $\ln \Sigma N_L$ をプロットし、直線関係にある部分に (7.6) 式を当てはめる。得られた直線の傾きが Z/K なので、それに K を乗ずると Z が求まる。

また、ある体長組成において、最大頻度を示す体長階級 (モードが複数ある場合は最も右側のモードとなる階級) を含めてそれより右側の部分に属する個体の平均体長を L_{mean} とすると、

$$Z = K \{ (L_\infty - L_{mean}) / (L_{mean} - L_r) \} \quad (7.7)$$

から Z が求まる (Beverton and Holt, 1956)。

全減少係数 (Z) と生残率 (S) は

$$Z = -\ln S \quad (7.8)$$

という関係にあるので、(7.8) 式により生残率に換算することができる。また、 Z と M が推定できれば、

$$F = Z - M \quad (7.9)$$

から漁獲係数 (F) を求めることができる。

7. 2 東京湾のシャコにおける 推定値

7. 2. 1 自然死亡係数

まず、田中(1960)の方法による推定を試みた。東京湾のシャコの寿命は雌雄ともに2.75年である(第2章参照)。そこで、(7.1)式の x_0 にこの値を代入すると、 $M=0.909$ が得られた。

Rikhter and Efanov(1976)の方法による推定を行うためには、50%成熟体長を求める必要がある。産卵期後半の漁獲物中には産卵直後のGIが低い個体が混じるので、より正確に50%成熟体長を推定するには産卵期初期のデータを用いるのが良いと考えられる。そこで、1987年4月の雌のデータを用い、体長(X)と成熟率(Y; $100 \times$ 雌成熟個体数/雌全個体数)の関係について、マルカール法によるロジスティック曲線の当てはめを行った(Fig. 7.1)。その結果、

$$Y = 104.6 / \{1 + \exp(11.65 - 1.069X)\} \quad (7.10)$$

が得られた。Yに50を代入するとXは10.82(cm)となる。(3.15)式において $L_t = 10.82$ を満たすtは1.366である。この値を(7.2)式に代入すると、 $M=1.060$ が得られた。

2つの方法で推定したMの値の差は0.151で、両推定値には大きな差はないと考えて良からう。しかしながら、成熟体長より推定した値は雌のみに適用できるものである。ここでは、雌雄ともに適用可能な寿命からの推定値、 $M=0.909$ を採用することにする。

7. 2. 2 漁獲対象資源の生残率と死亡係数

漁業により得られた漁獲物の組成より推定された生残率は、漁獲対象資源

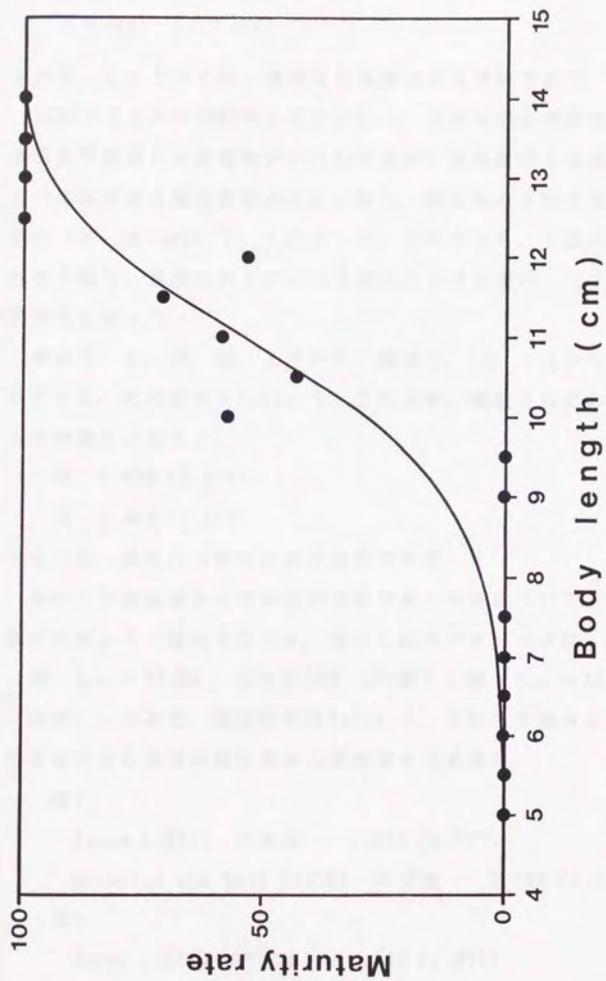


Fig. 7.1 Relationship between body length and maturity rate of females of the mantis shrimp in Tokyo Bay.

の生残率、すなわち

$$S = \exp\{-(F + M)\} \quad (7.11)$$

を表す。ここでのFは、漁獲対象資源の漁獲係数である。

1986年6月から1987年4月にかけて、柴漁協の小型底曳網漁船に同乗して漁場内で採集した漁獲物から月別雌雄別に体長組成を作成した。そして、各月の体長組成を複合正規分布に分解し、得られたそれぞれの年齢群別個体数割合(%)をTable 7. 1に示した。この中から、1歳の個体数が2歳のそれを上回り、採集に偏りがないと思われる月を選び、(7. 3)式によりZの推定を行った。

雌は7、9、10、12、1月から、雄は7、10、1月からZを推定することができた。その結果をTable 7. 2に示す。雌雄それぞれの各月の推定値から平均値を求めると、

雌 1.426 (0.514)

雄 1.982 (0.452)

となった。括弧内の数字は標準偏差である。

次に、年齢組成からの推定が可能であった月について、成長パラメータと体長組成からの推定を行った。用いた成長パラメータは、第3章で求めた値(雌、 $L_{\infty} = 13.99$ 、 $K = 1.102$ (年間)；雄、 $L_{\infty} = 15.68$ 、 $K = 0.898$ (年間))である。推定結果はTable 7. 3に示す通りとなった。それぞれの方法による各月の推定値から平均値を求めると、

雌：

Jones (1981) の方法 — 1.853 (0.717)

Beverton and Holt (1956) の方法 — 2.194 (0.750)

雄：

Jones (1981) の方法 — 2.440 (1.038)

Beverton and Holt (1956) の方法 — 2.738 (0.703)

となった。括弧内の数字は標準偏差である。

これら推定されたZを生残率に換算した値、およびMを0.909とした時のFの値をTable 7. 4に示した。これらはいずれも漁獲対象資源、つまり漁

Table 7.1 Percentage of the number of individuals by age group in each month

Month	Female			Male		
	Age 0	Age 1	Age 2	Age 0	Age 1	Age 2
June, 1986		17.9	82.1		8.0	92.0
July, 1986		70.9	29.1		82.2	17.8
August, 1986		37.1	62.9		37.9	62.1
September, 1986		83.2	16.8		98.2	1.8
October, 1986		85.3	14.7		87.9	12.1
November, 1986	35.4	64.6		50.0	50.0	
December, 1986		88.1	11.9	2.6	97.4	
January, 1987	5.2	67.0	27.8	8.3	84.3	7.4
March, 1987	4.7	95.3		7.1	92.9	
April, 1987	19.8	80.2		15.4	84.6	

Table 7.2 Total mortality coefficient
estimated from the age composition

Month	Female	Male
July	0.891	1.530
September	1.600	-
October	1.758	1.983
December	2.002	-
January	0.880	2.433

Table 7.3 Total mortality coefficients estimated using Jones' method (Jones, 1980) and Beverton-Holt's method (Beverton and Holt, 1956)

Month	Female		Male	
	Jones	Beverton-Holt	Jones	Beverton-Holt
July	2.204	2.561	3.333	3.462
September	2.785	2.818	-	-
October	1.870	2.669	2.685	2.694
December	1.531	1.913	-	-
January	0.873	1.007	1.301	2.058

Table 7.4 Survival rates (S), total mortality coefficients (Z), and fishing mortality coefficients (F) for the exploited stock of the mantis shrimp in Tokyo Bay estimated from the age composition, Jones' method (Jones, 1980), and Beverton-Holt's method (Beverton and Holt, 1956) in the case where natural mortality coefficients for both sexes are 0.909

Method of estimation	Female			Male		
	S	Z	F	S	Z	F
Age composition	0.240	1.426	0.517	0.138	1.982	1.073
Jones	0.157	1.853	0.944	0.087	2.440	1.531
Beverton-Holt	0.111	2.194	1.285	0.065	2.738	1.829

場内の資源に当てはまる推定値である。

7. 2. 3 資源全体の生残率と死亡係数

生残率等の推定に用いたデータが漁業により得られた漁獲物、もしくはふだん漁場となっている水域から採集された個体の体長組成に基づく場合、推定値は漁場内の資源に当てはまる。東京湾のシャコでは、資源の分布域は常に漁場の範囲よりも大きい。また、漁場との重複度には季節変化がみられる(第5章参照)。この重複度は、土井(1977)の利用度と本質的に同義である。

今、季節 a における1歳のシャコの利用度を p_a とすると、その間の資源全体の生残率は

$$S_a' = p_a \exp\{-(F+M)/4\} + (1-p_a) \exp(-M/4) \quad (7.12)$$

で表せる。そして、年間の資源全体の生残率は

$$S' = S_s' \cdot S_o' \cdot S_c' \cdot S_a' \quad (7.13)$$

となる。

すでに第5章において、資源の中で漁場の外に分布する個体数割合を季節別に示した(Table 5. 4)。これらから、1歳の各季節における利用度はそれぞれ

春	0.71
夏	0.90
秋	0.66
冬	0.91

と考えることができる。これらを(7.12)式および(7.13)式に代入して、それぞれの季節における生残率および年間の生残率を求めるとTable 7. 5の値が得られた。自然死亡係数(M)は、漁場の内外にかかわらず一定と

Table 7.5 Seasonal and annual survival rates (S'), total mortality coefficients (Z'), and fishing mortality coefficients (F') for the mantis shrimp in Tokyo Bay estimated from the age composition in the case where natural mortality coefficients for both sexes are 0.909

Season	Female			Male		
	S'	Z'	F'	S'	Z'	F'
Spring	0.727	0.319	0.092	0.659	0.418	0.191
Summer	0.709	0.344	0.117	0.626	0.469	0.242
Autumn	0.732	0.313	0.086	0.667	0.404	0.177
Winter	0.708	0.345	0.118	0.624	0.471	0.244
Total	0.267	1.321	0.412	0.172	1.762	0.853

考えた。Table 7. 5には、全減少係数への換算値および年間のMを0.909とした時の資源全体の漁獲係数（F'）の値も同時に示した。

7. 3 考 察

石岡ほか（1981）は、処女資源を想定したときの年齢別資源重量から自然死亡係数（M）を推定する方法（土井，1977）により、大阪湾のシャコの年間のMを0.799とした。東京湾では、本種は戦前からすでに漁獲の対象になっており（鈴木，1971）、上の方法でMを推定することはできない。寿命を用いる田中（1960）の方法で推定した東京湾のシャコのM（0.909）は、大阪湾のシャコの値よりもやや高くなった。

本種の寿命は2.75歳であるため（第2章）、1歳と2歳からしか生残率を推定することができない。両年齢群の個体数比からの推定では、漁具の選択性によって1歳中の小型の個体が網にかかり難くなっている恐れがあれば生残率が過大推定される可能性がある。しかしながら、成長パラメータと体長組成からの方法でもその懸念は同じであるし、さらにパラメータ推定値の誤差によっても生残率に誤差が生じる。また、解析に用いる体長範囲の選び方によっても偏りが入る（田中，1985）。何よりも、後者の方法は体長組成の右側の傾斜を利用している。短命な種では、この方法による推定値は年齢群間の個体数比よりもむしろ単一年齢群の分布型に左右されることが多い。複数の方法による推定値にずれが生じた場合は真の生残率を決定づけるのは難しいが、ここでは年齢群別の個体数割合から求める方法による推定値が最も信頼性が高いと判断した。漁獲対象となるシャコ資源の年間の生残率は、年齢組成より、雌で0.240、雄で0.138程度と推定された。

東京湾のシャコでは、資源の利用度に季節変化がみられる。それは、湾内全域を生息域としている本種資源の主分布域や分布範囲が季節によって変化

するとともに、漁場も季節によって異なるためである（第5章参照）。小型底曳網の主対象は本種だけではなく、季節によってはマコガレイやマアナゴを主対象とすることがある。そのため、必ずしも本種の分布域の全域あるいは大半が漁場になるとは限らず、利用度に季節変化が生じることになる。このように季節によって資源の利用度が異なるため、資源全体の年間生残率にも季節変化が生じる。漁場外の資源は自然死亡のみにより減少するので当然資源全体の生残率は漁獲対象資源における率よりも高くなるが、利用度が低い春と秋には差がより大きくなる。自然死亡係数一定の下では生残率の値は漁獲係数に左右されるので、季節的にみると1年の中で夏と冬の漁獲圧力が相対的に高い。

資源全体の年間生残率は、年齢組成より、雌が0.267、雄が0.172と推定された。石岡ほか（1981）は雌雄の区別をしていないが、3月および6月の年齢組成から大阪湾のシャコの年間生残率を0.231と推定している。本研究の結果と比較すると、雌では東京湾のシャコの生残率は大阪湾よりも高く、雄では低い。

生残率は雌よりも雄のほうが低く、従って全減少係数は雄のほうが高い傾向にあった（Tables 7, 4, 7, 5）。ここでは寿命から雌雄の自然死亡係数を同じと考えているので、全減少係数が雌雄で異なるのは漁獲係数の差、つまり雌雄の行動の違い等による漁具能率の差によるものと解釈できる。年間の漁獲率を計算したところ、雌では0.212、雄では0.401となった。

本種のように漁獲係数に対して自然死亡係数が高いような場合は、後者の推定誤差の影響力が大きくなる。自然死亡係数は精度の高い推定が困難な特性値の1つであるが、その季節変化等の詳細が明らかにできれば、生残率についてもより精度の高い推定結果が得られるであろう。

本研究は、毎年の加入量が一定であるという前提の下で行った。東京湾では、1970年代前半に本種資源は一時壊滅状態に陥ったが、以後回復し、1977年以降は出荷枚数制限を行うほどになり、漁業は安定している。現在の資源は概ね定常状態にあり、年ごとの加入量にそう大きな変動はないものと思われるが、もし生残率の推定に用いた両年級群の加入量が異なれば、推定値の補正が必要になる。

第8章 海上投棄を考慮した

修正漁獲量と資源量の推定

本章では、現在のシャコ資源の量的把握を行う意味で、資源量の推定を試みる。

東京湾における本種の水揚げ量の大半は柴漁協所属の5tの小型底曳網漁船によるものであるが、同漁協では1977年以降、1日1隻当たりの出荷枚数の制限を行っている。漁業者は曳網ごとに漁獲した個体の中から大型のものを選別して水揚げ（出荷）し、残りは海上で投棄している。従って、柴漁協で得られる水揚げ量統計には出荷分しか含まれておらず、それは実際の漁獲量（操業により漁獲死亡させた量）を表すものではない。多かれ少なかれこのような状況は各地の底曳網漁業でみられるものと思われるが、海上投棄の実態は現場の様子を把握しなければわからないことであり、資源の定量解析において見逃されていることが多い。海上投棄割合の高い種では、資源の定量解析を行う際にはまず水揚げ量に海上投棄による死亡量を加算して漁獲量の修正を行う必要がある。

小型エビ類を対象とした底曳網漁業では、海上投棄は深刻な問題である（Saila, 1983; Atkinson, 1984など）。例えば、オランダ沿岸ではブラウンシュリンプ *Crangon crangon* を主対象とした底曳網漁業が盛んであるが、同海域では1945年以来海上投棄が問題視されている（Boddeke, 1989）。わが国では、沿岸の小型底曳網漁業における海上投棄の実態については若狭湾（北沢・大阿久, 1982）、播磨灘（松村・福田, 1980, 1981）、周防灘（檜山, 1987）、豊前海（上城・横松, 1984）、別府湾（森, 1984）、および延岡湾（通山ほか, 1971）などで研究がみられるが、そのうち播磨灘、周防灘、豊

前海での報告では投棄物中に占めるシャコの割合が高いとされている。なお、東南アジアを中心に底曳網における屑魚 (trash fish) の水揚げ量に関する研究がみられるが (Shinoda et al., 1978; Hayase and Meeneskul, 1987)、屑魚とは、水揚げはされるが経済価値が低く、フィッシュミール等にされるものことで、投棄魚 (discards) とは意味が異なる。

これまでの乗船調査時の観察より、上記の海域と同様に東京湾でもシャコの海上投棄量がかなり高いことが予想される。投棄量が高ければ資源の評価結果等に与える影響は大きくなる (Shepherd, 1988)。従って、シャコ資源の解析に際して海上投棄の実態を把握することは極めて重要であるが、その定量的調査は未だなされていない。

そこで、本章ではまず東京湾におけるシャコの海上投棄の実態を調べた上で、海上投棄量と水揚げ量を併せた修正漁獲量の推定を行い、それをもとに資源量の推定を行った。

8. 1 材料と方法

1989年4月から1990年4月にかけて柴漁協の標本船に毎月1回、計13回同乗し、シャコの海上投棄個体数を計数した。なお、調査を行った日は全て晴れない曇りで、その月の平均的な気候 (特に気温) から著しく外れるような日はなかった。

揚網後、漁業者が漁獲物の中から出荷用の個体を選別した後、残った投棄される個体の全数 (D_i) を計数した。計数の方法については、研究の目的や漁業の特性により異なるいくつかの方法が Saila (1983) によって紹介されているが、ここでは標本船が1日に投棄する個体が口径25cm、深さ18cmのプラスチック製のバケツに何杯あるかを数え、バケツ1杯分の個体数を計数して杯数をかけるといった方法をとった。また、体長、体重の測定のために一

部を実験室に持ち帰った。同時に、出荷個体についても100個体前後を無作為抽出して持ち帰った。

さらに、第1回目の揚網後、船上で漁獲個体の選別が行われる前（出荷個体と投棄個体に分けられる前）にその中から無作為に100個体前後を抽出して自作の「かご」に入れ、選別が終了するまで船上に放置した後、原則として海中に、または支障のある場合は船内の活魚槽内に投入し、5～6時間後の各個体の生死を調べた。操業に支障のない浮標の付近の海底に投入しようとしたが、実際に操業している場所の近辺に適当な浮標がなかったり、他船にワイヤーを切られるようなことがあった。そのような場合は、船内のイケス内に投入した。なお、操業時のイケス内の水温および溶存酸素は常にシャコにとって問題がない状態に保たれている。生死の判定は難しいが、ここでは複数の者が同時に目視により行い、身がすでに白化していて明らかに死亡していることがわかる個体、および体全体に全く動きがなく筋肉の収縮がみられない個体を死亡個体と定義した。

調査日、体長、体重の測定に用いた個体数、および船上での実験に用いた個体数はTable 8. 1に示す通りである。

実験室に持ち帰った投棄個体と出荷個体の体長組成から、出荷される最小の体長を調べた。そして、上の実験における出荷最小体長未満の個体の死亡率をその月の海上投棄死亡率（ d ）とした。次に、柴漁協の日別船別水揚げ量統計資料より、乗船日の標本船の出荷個体数（ m_k ）とその月の柴漁協の出荷総個体数（ m ）を調べた。そして、その月の修正漁獲個体数（ C_i ）を

$$C_i = m(1 + d D_v / (m_k + n)) \quad (8. 1)$$

により計算した。 n は標本船の出荷個体の中から体長の測定のために抽出しておいた個体数である。なお、投棄個体と出荷個体の体重を秤量することにより、各月の漁獲物1個体当たりの平均重量を求めた。

* : 底面の直径50cm、高さ30cmの円柱形で、材料には大日本プラスチック社製造のネットロンネットを使用した。

Table 8.1 Summary of materials for this study

Sampling date	Number of specimens		
	Commercial	Discards	Survival experiment
13 April, 1989	109	200	122
24 May, 1989	112	188	381
29 June, 1989	115	207	136
26 July, 1989	106	160	168
23 August, 1989	119	240	108
21 September, 1989	86	240	94
25 October, 1989	55	120	122
24 November, 1989	83	120	167
21 December, 1989	99	120	172
25 January, 1990	85	120	111
22 February, 1990	105	120	119
28 March, 1990	97	120	64
25 April, 1990	83	120	-

上で算出した修正漁獲個体数をもとに、資源個体数 (N) を

$$N = (F + M) \sum (C_i) / F \{1 - \exp[-(F + M)]\} \quad (8. 2)$$

により雌雄別に推定した。i は月、F は漁獲係数、M は自然死亡係数を示す。さらに、1 個体当たりの平均重量からこれらを資源重量にも換算した。

なお4月については、体長組成および漁獲個体数は1989年のデータを用いたが、体重の秤量を行わなかったので重量に関してのみ1990年のデータを用いた。

8. 2 結果と考察

8. 2. 1 海上投棄後の死亡率

投棄個体、出荷個体の月ごとの平均体長と平均体重を、それぞれTable 8. 2とTable 8. 3に示した。投棄個体および出荷個体の体長組成から出荷される最小の大きさを調べたところ、雌雄ともに体長で11cm程度であることが判明した (Fig. 8. 1)。なお、出荷の最小体長には明確な季節変化はみられなかった。生のまま出荷する播磨灘では、出荷の最小体長は8~10cmであり (松村・福田, 1981)、東京湾よりやや小さい。

各月の体長11cm未満の個体の海上投棄後の死亡率を求めたところ、Fig. 8. 2のような季節変化がみられた。投棄死亡率は春から夏に高く、冬に低くなる傾向がある。Table 8. 4は、投棄死亡率が最も高かった7月において、それを体長階級別に示したものである。これをみると、雌雄の差はそれほどないが、雌雄ともに一度漁獲された個体の投棄後の死亡率は小型の個体ほど高いことがわかる。

Table 8. 5に、標本船における毎月の1日当たりの曳網回数、1回の平

Table 8.2 Mean body length, mean body weight, and their standard deviations of discarded individuals

Month	Body length (cm)				Body weight (g)							
	Total		Female		Male		Total		Female		Male	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
May	8.82	1.04	8.66	1.17	9.00	0.85	10.19	3.81	9.64	4.11	10.78	3.38
June	9.22	1.12	9.31	1.13	9.12	1.09	11.16	3.74	11.41	3.74	10.84	3.73
July	10.13	0.79	10.04	0.77	10.27	0.80	14.52	3.36	14.07	3.29	15.29	3.38
August	10.08	0.85	9.95	0.71	10.23	0.97	13.87	3.78	12.93	3.12	14.91	4.19
Conger net	9.51	1.10	9.49	1.17	9.53	1.02	12.03	3.94	11.96	4.18	12.12	3.66
September	10.39	0.74	10.37	0.71	10.43	0.83	16.00	3.47	15.78	3.15	16.53	4.11
Conger net	10.23	1.57	9.88	1.09	10.53	1.20	15.73	5.21	14.01	4.21	17.23	5.56
October	9.35	1.45	9.46	1.48	9.21	1.43	11.35	4.13	11.51	4.10	11.17	4.19
November	10.20	2.01	10.26	1.84	10.04	2.39	16.21	6.51	16.21	5.97	16.19	7.76
December	8.30	2.21	8.77	2.26	7.86	2.09	10.08	7.50	11.85	7.85	8.42	6.80
January	8.67	2.29	8.93	2.29	8.31	2.27	11.48	7.56	12.37	7.65	10.28	7.35
February	7.46	1.94	7.37	2.02	7.57	1.85	6.99	5.67	6.84	5.88	7.17	5.44
March	9.71	2.18	9.78	2.03	9.56	2.47	14.90	6.85	14.86	6.34	14.93	7.89
April	8.35	1.45	8.17	1.43	8.52	1.44	7.81	-	7.26	-	8.43	-

Table 8.3 Mean body length, mean body weight, and their standard deviations of commercial individuals

Month	Body length (cm)				Body weight (g)							
	Total		Female		Male		Total		Female		Male	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
May	12.44	0.85	12.38	0.80	12.51	0.90	28.99	5.69	28.08	5.32	30.19	6.00
June	12.72	0.68	12.66	0.66	12.75	0.70	30.05	4.92	28.73	4.16	30.53	5.11
July	12.51	0.93	12.39	0.93	12.56	0.93	28.50	6.62	26.65	6.25	29.45	6.64
August	11.96	0.80	12.19	0.55	11.87	0.60	22.98	4.08	23.00	4.07	22.98	4.11
September	11.93	0.58	11.78	0.76	12.01	0.45	24.22	4.16	22.63	5.19	25.08	3.22
October	11.67	0.67	11.51	0.55	11.93	0.76	20.51	3.98	19.75	4.05	21.66	3.66
November	12.56	0.67	12.32	0.52	12.82	0.73	27.82	4.99	25.73	3.36	30.08	5.50
December	12.49	0.67	12.34	0.67	12.59	0.65	29.83	4.87	28.08	4.81	31.01	4.57
January	12.44	0.55	12.31	0.40	12.58	0.65	28.42	4.49	26.68	2.77	30.20	5.21
February	12.72	0.67	12.58	0.56	12.83	0.72	29.45	5.50	27.92	4.04	30.59	6.16
March	12.64	0.67	12.50	0.63	12.72	0.68	28.69	4.81	26.69	4.03	29.81	4.88
April	12.61	1.08	12.42	1.14	12.76	1.02	29.02	—	27.32	—	30.68	—

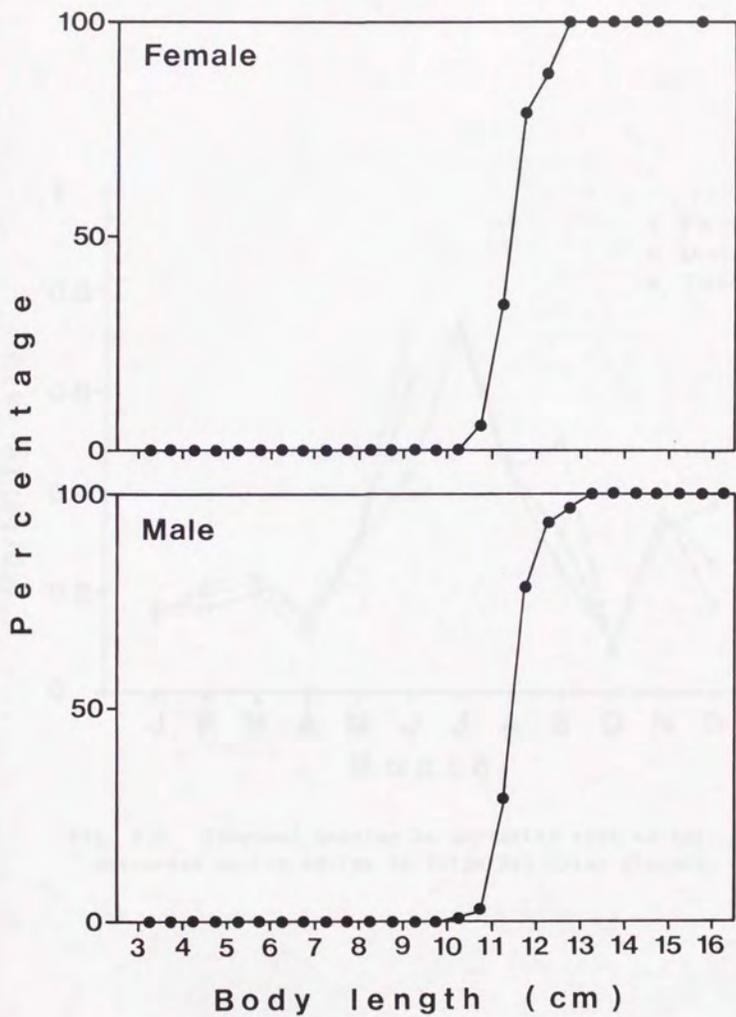


Fig. 8.1 Relationships between body length and percentage of landing of the mantis shrimp in Tokyo Bay.

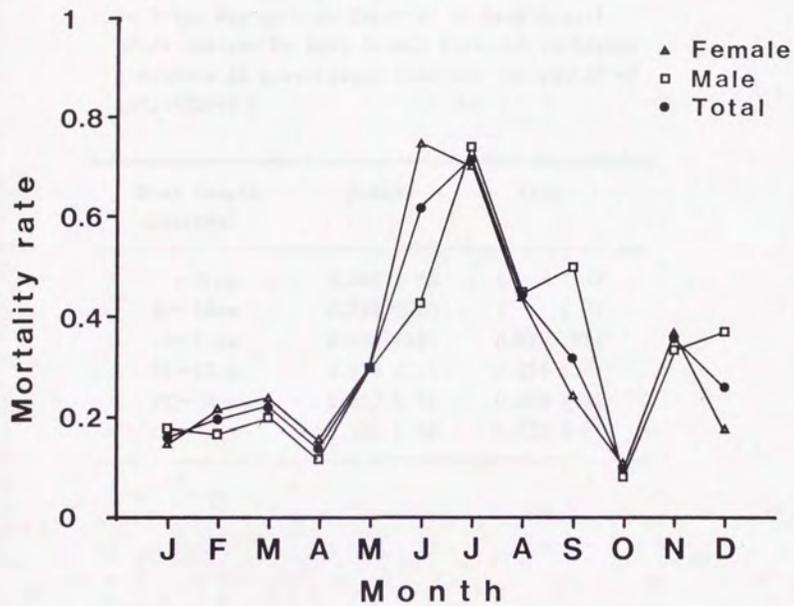


Fig. 8.2 Seasonal changes in mortality rate of the discarded mantis shrimp in Tokyo Bay after discard.

Table 8.4 Mortality rate of the mantis shrimp
 in Tokyo Bay at 1 cm interval of body length
 after discard by body length interval in Summer
 (Numbers in parentheses indicate the number of
 individuals)

Body length interval	Female	Male
- 9 cm	0.800 (5)	1 (1)
9 - 10cm	0.762 (21)	1 (7)
10 - 11cm	0.706 (34)	0.652 (23)
11 - 12cm	0.476 (21)	0.666 (36)
12 - 13cm	0.333 (3)	0.500 (8)
13cm -	0.333 (3)	0.333 (6)

Table 8.5 Monthly averages of the number of tow, and durations of towing and sorting for the small bottom trawlers belonging to the Shiba Branch of Yokohama City Fishermen's Cooperative Association in Tokyo Bay

Month	Number of tow	Duration of towing (min.)	Duration of sorting (min.)
January	5	67	16.5
February	4	63	26.3
March	6	67	13.5
April	5	78	14.8
May	6	72	—
June	6	62	16.0
July	5	67	27.3
August	8	50	20.3
September	8	44	13.5
October	7	59	10.6
November	5	59	22.5
December	4	80	21.3
Mean	5.8	64	18.4

均曳網時間、平均仕分け時間を示した。曳網時間は投棄死亡率の高い夏には短く、冬にやや長くなる傾向がみられる。仕分け時間（出荷個体を抽出する時間）は月によってややばらつきがあるが、それは漁獲量の大小に左右されるものではない。また、季節的傾向もみられない。そういったことから、シヤコの投棄後の死亡率を左右する第一の要因は、曳網時間や仕分け時間よりもむしろ気温であると考えられる。気温が高い夏の投棄死亡率は高い。また、秋にもやや投棄死亡率が高くなるのは漁獲個体の体長組成と関係し、小型の当歳群の新規加入を示唆している。

海上投棄後の個体の死亡率が調べられた例は少ない。甲殻類では、Simonson and Hochberg (1986) がはさみ脚のみを取って再び放流するという漁業で有名なアメリカ合衆国、フロリダ州のストーンクラブ Menippe mercenaria について、また Kennelly et al. (1990) がタンブルネットで漁獲されるオーストラリア、ニューサウスウェールズ州のアサヒガニ Ranina ranina について、漁獲時の外傷が大きいほど投棄後の死亡率が高いことを報告している。本種は底曳網で漁獲され、漁獲の過程で体部分の損傷を受けることはほとんどないので外傷による死亡は無視できる程度であろう。一方、Jean (1963) はカナダのセントローレンス湾において海上投棄されるコッド Gadus morhua とアメリカンブレイス Hippoglossoides platessoides について、異なる気温（および活魚槽内の水温）、仕分け時間等の下での投棄死亡率を調べる実験を行った。その結果、概ね小型の個体ほど、気温が高いほど、そして仕分け時間が長いほど投棄死亡率が高くなることが示された。セント・ローレンス湾では夏の日中最高気温が22℃程度である（Jean, 1963）のに対し、東京湾では30℃以上になる。そのために東京湾では気温による影響が最も大きくなると考えられる。

8. 2. 2 海上投棄による死亡量と修正漁獲量

標本船の毎月の投棄個体数、および実験室に持ち帰った投棄個体の性比から推定した雌雄別の1日1隻当たりの投棄個体数 (D_k) をTable 8. 6に

Table 8.6 Number of discarded mantis shrimp per day per boat
in Tokyo Bay

Month	Female		Male	
	Mantis shrimp net	Conger net	Mantis shrimp net	Conger net
May	2,627		2,413	
June	17,747		14,197	
July	14,929		8,721	
August	2,596	8,790	2,348	6,954
September	1,680	2,238	720	2,558
October	579		489	
November	3,917		1,613	
December	2,356		2,519	
January	2,346		1,734	
February	5,698		4,508	
March	1,307		629	
April	2,331		2,331	

示した。次に、上の死亡率をもとに推定した標本船の1日当たりの海上投棄による死亡個体数 (dD_k)、水揚げ量統計資料より調べた標本船の採集を行った日の出荷個体数 ($m_k + n$)、および柴漁協の月別出荷総個体数 (m) をTable 8. 7に示した。

これらの推定値をもとに、(8. 1)式により月ごとの修正漁獲個体数 (C_i) を算出し、Table 8. 8に示した。また、投棄個体 (Table 8. 2) と出荷個体 (Table 8. 3) の平均体重から加重平均をとって漁獲個体の平均体重を求め (Table 8. 9)、修正漁獲個体数から修正漁獲重量を算出した。Fig. 8. 3およびFig. 8. 4には、1日1隻当たりの修正漁獲個体数および重量をそれぞれ水揚げ個体数、水揚げ重量と併せて図示した。これらを見ると、雌雄ともに夏 (6~7月) の海上投棄による死亡量が極端に高く、特に雌の6月では出荷個体数の20倍以上の個体を投棄により死亡させていることがわかった。年間を通じてみると、平均して個体数では出荷の約2.4倍を海上投棄により死亡させている。

1989年5月から1990年4月までの1年間におけるシャコの総漁獲個体数は約 6.9×10^7 個体、漁獲重量は約 1,150 tであった。

播磨灘での調査によると、1年のうち6~10月がシャコの投棄割合が最も高い (松村・福田, 1980, 1981)。周防灘のえび漕網、桁網漁業によるシャコの投棄割合は夏 (7月) と秋 (10~11月) に高く、重量では出荷の4倍程度になる (檜山, 1987)。また、周防灘と隣接した豊前海でも夏、秋のシャコの投棄量は多い (上城・横松, 1984)。但し、それらの研究では投棄後の死亡率の推定はなされていない。東京湾では、夏は周防灘と同程度の投棄割合であるが、秋の投棄割合は低い。周防灘の秋から冬にかけての投棄個体の平均体重は3~5 g程度であり (檜山, 1987)、これは明らかに当歳の新規加入群の投棄を示唆している。瀬戸内海では小型エビ類を主対象とした底曳網の操業が多い。周防灘でも小型エビ類を主対象として16節の袋網を使用しているが (檜山, 1987)、東京湾ではシャコを主対象として10節 (1989年5月以降は9節) の袋網を使用している。このような漁具の違いにより、加入期間中の投棄率は両海域でやや異なるものと思われる。

Table 8.7 Number of individuals dead after discard per day per boat (dD_x) number of commercial individuals per day per boat (m+n), and that of the Shiba Branch of Yokohama City Fishermen's Cooperative Association (m) in each month

Month	Female		m	Male		
	dD _x	m. + n		dD _x	m. + n	
May	789	1,243	931,679	719	933	698,760
June	13,239	507	444,377	6,091	1,373	1,204,119
July	10,510	796	609,233	6,454	1,548	1,184,619
August	4,964	331	367,129	4,617	826	917,823
September	949	421	525,931	1,639	786	981,737
October	63	517	934,872	40	345	623,248
November	1,438	1,180	716,035	537	1,097	666,079
December	417	952	810,313	932	1,404	1,195,211
January	357	1,306	729,488	310	1,276	712,523
February	1,231	1,110	593,043	753	1,481	790,725
March	311	931	544,890	126	1,648	965,235
April	368	755	716,200	275	959	910,170
Total	34,646	10,049	7,923,190	22,493	13,676	10,850,249

Table 8.8 Monthly catches of the mantis shrimp by sex by the small bottom trawlers from the Shiba Branch of Yokohama City Fishermen's Cooperative Association in Tokyo Bay

Month	Female		Male	
	Catch in number of individuals ($\times 1,000$)	Catch in weight (t)	Catch in number of individuals ($\times 1,000$)	Catch in weight (t)
January	929	21.9	886	23.3
February	1,251	21.1	1,193	27.1
March	727	17.3	1,039	29.8
April	1,065	22.1	1,171	30.1
May	1,531	31.9	1,237	28.9
June	12,048	145.2	6,550	94.7
July	8,653	129.5	6,123	110.4
August	5,873	75.5	6,053	88.0
September	1,711	29.4	3,029	59.6
October	1,049	19.8	696	14.3
November	1,589	34.3	992	25.3
December	1,165	27.0	1,989	43.8

Table 8.9 Mean body weight in g of catch
(commercial and discard)

Month	Female	Male
May	20.86	21.74
June	12.05	14.46
July	14.96	18.03
August	12.86	14.54
September	17.18	19.67
October	18.85	20.57
November	21.56	25.51
December	23.14	22.00
January	23.61	26.31
February	16.84	22.70
March	23.73	28.63
April	20.75	25.72

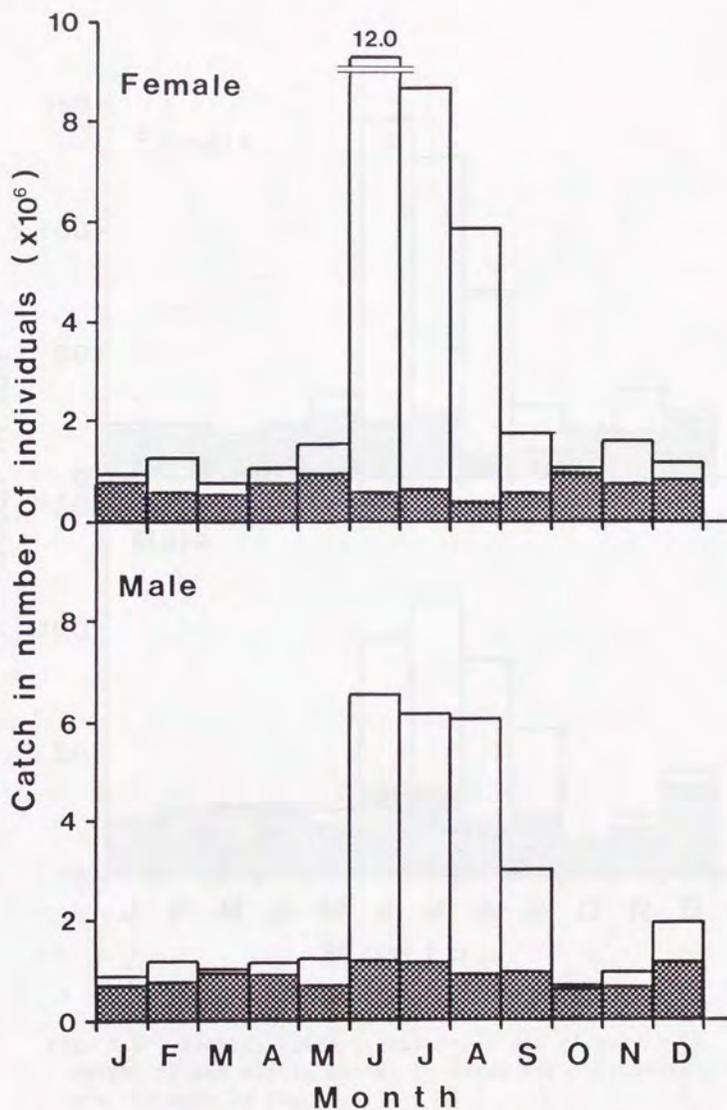


Fig. 8.3 Monthly catch (commercial and discard) in number of individuals of the mantis shrimp in Tokyo Bay. Mesh and white represent commercial and discarded individuals, respectively.

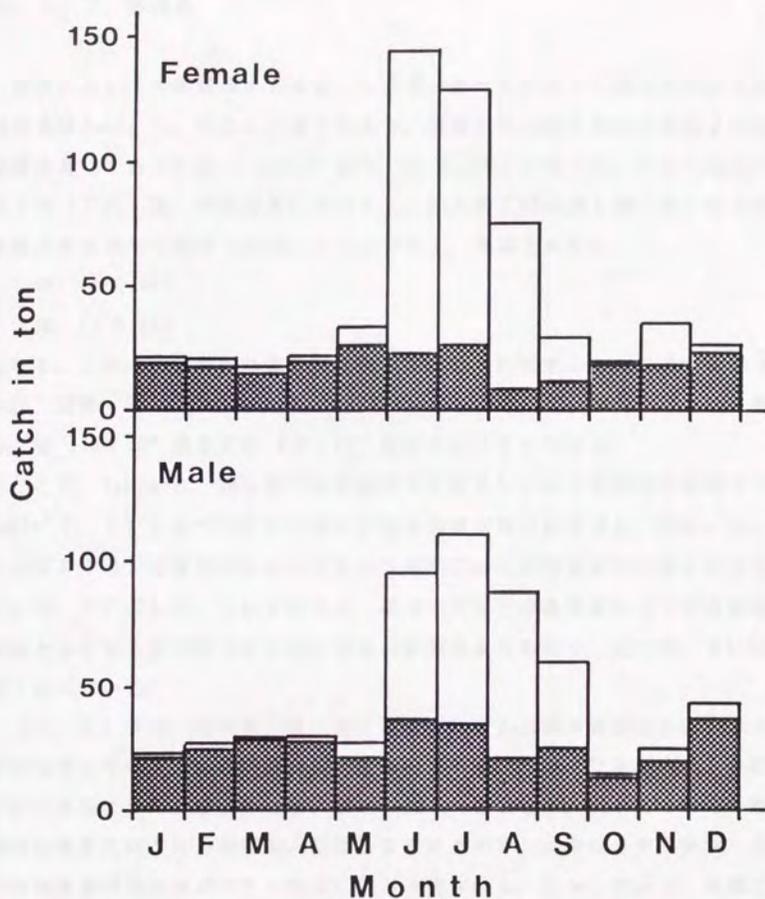


Fig. 8.4 Monthly catch (commercial and discard) in weight of the mantis shrimp in Tokyo Bay. Patterns are the same as Fig. 8.3.

8. 2. 3 資源量

前章において年齢組成から推定した全減少係数に対応する資源個体数および重量はTable 8. 10に示す通りである。資源全体の総資源個体数および総資源重量はそれぞれ約 2.4×10^8 個体、約 4,000 t となった。これらは加入完了時（6月；夏）の資源量に相当する。加入完了時の満1歳と満2歳の個体数比を本種の生残率（前章）から求めると、雌雄それぞれ

雌 1: 0.267

雄 1: 0.172

となる。これらの比から年齢群別の資源個体数を計算すると、1歳が雌 12.9×10^7 個体、雄 6.6×10^7 個体で計 19.5×10^7 個体、2歳が雌 3.5×10^7 個体、雄 1.1×10^7 個体で計 4.6×10^7 個体ということになる。

ここで、Table 8. 10を夏の初期資源個体数とした時の季節別の生残率（Table 7. 5）に基づいた各季節の初期資源個体数の計算値と、Table 8. 8の毎月の修正漁獲個体数から推定した季節ごとの初期資源個体数を併せてFig. 8. 5に示した。これをみると、後者の月ごとの漁獲量からの推定値は雌雄ともに加入完了時である夏に前者の計算値よりも高く、逆に秋、冬には低くなっている。

（8. 2）式は、加入が一時に起こる資源の加入以後の資源量と漁獲量の関係を表している。本種の場合は加入期間が長く、実際には秋から冬、春にかけて長期にわたる連続的な加入がみられる（第2章）。よってそれらの時期の漁獲量にはこれら新規加入個体も含まれるので、本来ならその分秋、冬、春の資源量の推定値が大きくなることが予想される。しかしながら、季節ごとの漁獲量から推定した初期資源個体数は、夏以外の季節には雌雄ともに低く、特に秋、冬は生残率に基づいた計算値との差が大きい。これは、秋、冬の修正漁獲量の推定値が小さいことに由来する。前章では漁具能率の季節差を利用度（資源と漁場の重複度）からしか検討しなかったが、実際にはシャコの生活形態が季節によって変化し、それによって漁具能率も変化することが考えられる。秋は脱皮が最も盛んな時期であるし（第2章参照）、冬から春先にかけては底層水温が最低になる（Table 3. 3）。今後十分な検討を

Table 8.10 Stock abundance of the mantis shrimp in Tokyo Bay estimated in the case where natural mortality coefficient values for both sexes are 0.909

Sex	Exploited stock		Total stock	
	Number of individuals ($\times 10^6$)	Weight (t)	Number of individuals ($\times 10^6$)	Weight (t)
Female	136	2,087	164	2,514
Male	66	1,228	77	1,429
Total	202	3,315	241	3,943

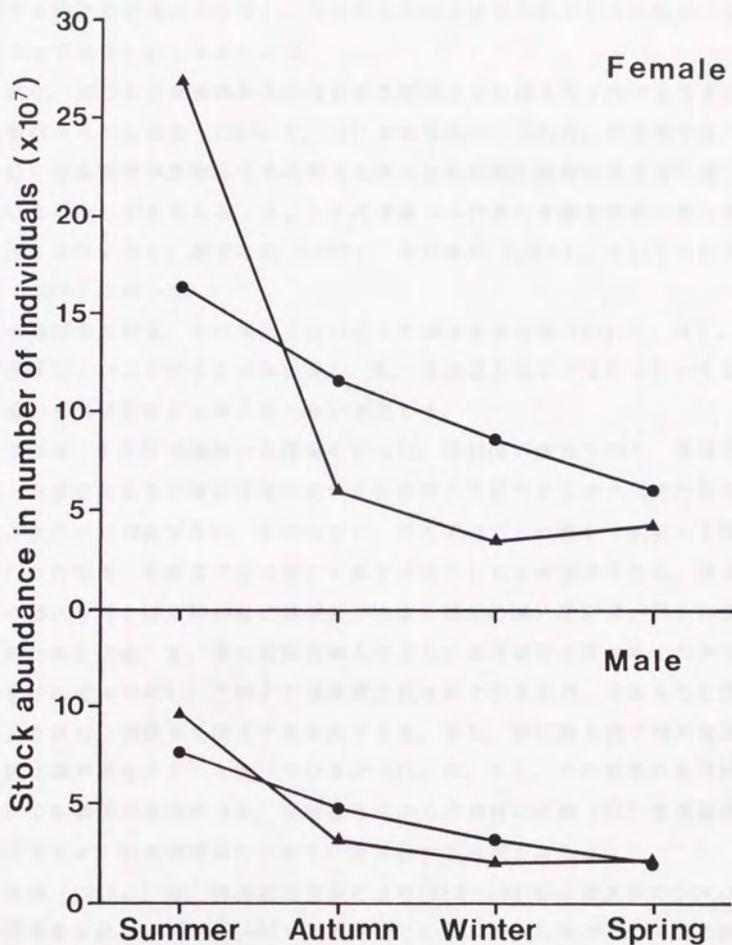


Fig. 8.5 Seasonal changes in stock abundance of female and male mantis shrimp in Tokyo Bay, estimated from seasonal survival rate (Table 7.5) (●) and monthly catch (Table 8.8) (▲).

要するが、秋は脱皮時に敵から身を守るため、また冬は避寒のため、巢穴に対する依存度が夏よりも増し、そのために漁具能率が低下して漁獲量が低くなるのではないかと考えられる。

逆に、月ごとの漁獲量からの推定値は雌雄ともに加入完了時である夏には生残率からの計算値 (Table 8, 10) よりも高い。これは、計算値が秋、冬の低い漁具能率が影響してやや低く見積られた年間の総修正漁獲量に基づいているためと考えられる。月ごとの漁獲量からの夏の資源個体数の推定値を重量に換算すると、雌では約 3,500 t、雄では約 1,500 t、そして合計では約 5,000 t になった。

水揚げ量では夏、冬の年に2回のピークがみられるが (Fig. 0, 4)、資源量は加入が完了する夏の高みに高い。秋、冬は漁具能率の補正を行っても資源量の水準は夏ほどは高くないであろう。

今回は、1年間の資料から推定を行った。短期間の調査なので、現場での海上投棄による死亡量の推定において個体数の計数や死亡率の推定の際に誤差が生じる可能性が高い。そのために、特に季節ごとに細かく区切って推定を行った場合、資源量の推定値にも誤差が生じることが懸念される。漁具能率の補正を行えば年間の修正漁獲量からより精度の高い推定値が得られるが、そのためには秋、冬、春に連続的加入のみられる当歳群の量が常にわかっているなければならない。このような課題が残されているので、今後さらに現地調査を重ね、資料を充実させる必要がある。また、特に加入完了時の資源個体数は雌が雄を大きく上回っているが (Fig. 8, 5)、この結果の妥当性についても検討の余地がある。今回は寿命から自然死亡係数 (M) を雌雄同じと考えたが、Mの雌雄差について今後検討する必要がある。

中田 (1989a) は、標識放流実験により1982~1987年の東京湾のシャコの資源重量を約 4,000~7,000 t と推定している。しかしながら、中田の研究において湾の東岸 (千葉県) の漁業者からの採捕の報告が皆無であったことから、採捕率が幾分過小評価され、その分資源量が過大に推定されていると考えられる。本研究の結果からは、現在の東京湾のシャコの資源量は概ね重量で 4,000~5,000 t 程度と推定された。今回の結果は主に商業漁業の際の漁獲データに基づいているが、清水 (1989) は試験底曳において網の掃過面

積中の30%が漁獲されるという仮定の下で、漁業と独立した方法で資源量の推定を試みている。そして、1984年から1988年にかけての毎年のシャコの資源量を、夏は1,560～2,900t、冬は90～610tと推定している。資源量の絶対値は本研究あるいは中田(1989a)の推定値とかなりの差があり、漁具能率を1/2程度にした場合に本研究の結果と同水準の推定値になる。しかしながら、資源量の夏高冬低傾向という点では本研究と清水(1989)は一致している。

第9章 資源の診断

漁業の対象種において、魚種によっては大きさごとにいくつかの銘柄に分けて出荷されることがある。そのような場合、銘柄別に分けられた水揚げ量統計は資源の解析を行う上で有効な資料の一つとなる。例えば、長崎ではマダイ *Pagrus major* は4つの銘柄に分かれており（岡田，1974）、その銘柄組成と年齢別体長組成を用い、繰り返し法によって資源の年齢組成を推定する方法が検討されている（真子・松宮，1977）。漁獲物の銘柄組成には、その資源における個体の年齢や大きさに関する情報が含まれている。

柴漁協のシャコも銘柄別に出荷される。同漁協のシャコには特大、大、中、 \oplus 、および小の5段階の銘柄がある。水揚げ、加工した後に銘柄ごとに一定の個体数を小型のプラスチックケースに詰めて出荷するため、水揚げ量の単位はそのプラスチックケースの枚数になる（序章参照）。特大、大といった大きな銘柄ほど経済価値は高い（1990年11月現在で、特大が1枚当たり800円、大が560円、中が370円、 \oplus が270円、小は1989年4月以降出荷を中止している）。同漁協ではシャコの出荷枚数制限を行っているので、1日に1隻が水揚げ（出荷）できる個体数には上限がある。そのため、漁業者としては単価の高い大型個体を多く漁獲し、総出荷枚数に占める大きな銘柄の割合を高くしたほうが都合が良い。つまり、大型個体の増加あるいは持続的漁獲がなされることが望ましい。しかしながら、当該漁業者の間では近年になって本種の漁獲物の小型化が懸念されはじめている。

本章では、まず銘柄組成を解析することによって資源における個体の大きさの経時的変化について検討する。さらに、Beverton and Holt (1957) の等漁獲量曲線、土井 (1973) の親魚（成体）減少比により現在の本種資源の診断を行う。

9. 1 資料と方法

1977年1月から1990年2月までの柴漁協の日別銘柄別水揚げ量統計資料から、総出荷枚数に占める各銘柄の割合（頻度）を月別に求めた。そして、特大と大を大型個体と考え、総出荷枚数に占める大型個体の割合の経年変化および季節変化について検討した。

次に、毎年の延べ出漁日数から銘柄別の1日1隻当たりの水揚げ量（L P U E）の経年変化を調べた。

等漁獲量曲線の作図には、加藤（1988）およびそれを一部改変したプログラムを用いた。

なお、方法の詳細については解析の際に述べる。

9. 2 銘柄組成解析

9. 2. 1 出荷個体中に占める大型個体の割合

柴漁協でシャコの出荷制限が始まった1977年以降について、総出荷枚数に占める大型個体の割合、つまり特大と大の割合の経年変化をFig. 9. 1に示した。出荷制限制度を施行した当初は大型個体は全体の70%以上を占めていた。1979年に41.9%に低下したが、翌1980年には67.1%にまで回復した。しかしながら、それ以降は現在に至るまで総出荷枚数に占める大型個体の割合は減少傾向にあり、1987年以降は50%を下回るようになった。経済価値の低い小型個体の割合が増加するようになり、本種の平均単価は近年低下している。

次に、月ごとに総出荷枚数に占める大型個体の割合の経年変化を調べた（

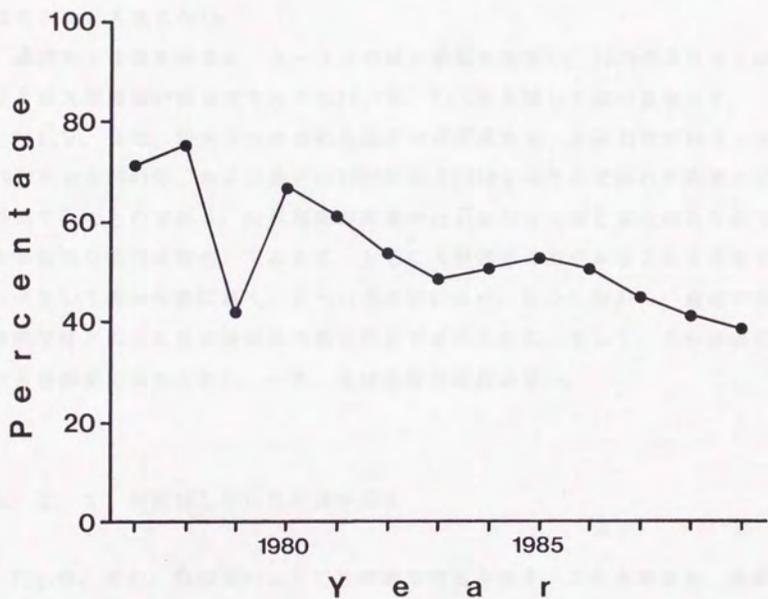


Fig. 9.1 Yearly change in percentage of large market size categories (LL and L) of the mantis shrimp in Tokyo Bay.

Fig. 9. 2)。どの月も激しく変動しながら、経年的には大型個体の割合は減少傾向にあるが、その程度は月によって異なる。Fig. 9. 1の経年変化で1979年の一時低下が認められたが、それは特に5～9月における低下によるためであることがわかる。逆に、11、12月では1978年から1979年にかけてはむしろやや増加している。また、それらの月では経年変化における減少傾向はそれほど大きくない。

最近の5年間をみると、8～9月の減少が最も大きい。1989年8月および9月は大型個体の割合はそれぞれ14.7%、13.6%と著しく低い値を示す。

Fig. 9. 3は、特大と大の占める割合の季節変化を、出荷制限が始まった1977年から1981年、および最近の1985年から1989年のそれぞれの5年間の平均値でみたものである。出荷制限が始まった最初の5年間と最近の5年間では季節的な傾向は変化しておらず、ともに大型個体の占める割合は4月をピークとして春から夏に高く、9～11月の秋に低い。しかしながら、最近の5年間ではどの月にも大型個体の割合の低下がみられる。そして、その差は6～8月の夏に最も大きい。一方、冬は比較的差は小さい。

9. 2. 2 銘柄別LPUEの経年変化

Fig. 9. 4に、銘柄別のLPUEの経年変化を示す。これをみると、全体ではLPUEは増加傾向にある。しかしながら、それは銘柄が中以下の小型個体の増加のためであり、特大と大を併せた大型個体のLPUEは概ね横ばい状態にある。

Fig. 9. 1でみられた出荷個体中の大型個体の割合の減少は、大型個体が少なくなったというよりはむしろ小型個体のLPUEの増加によるものと解釈される。

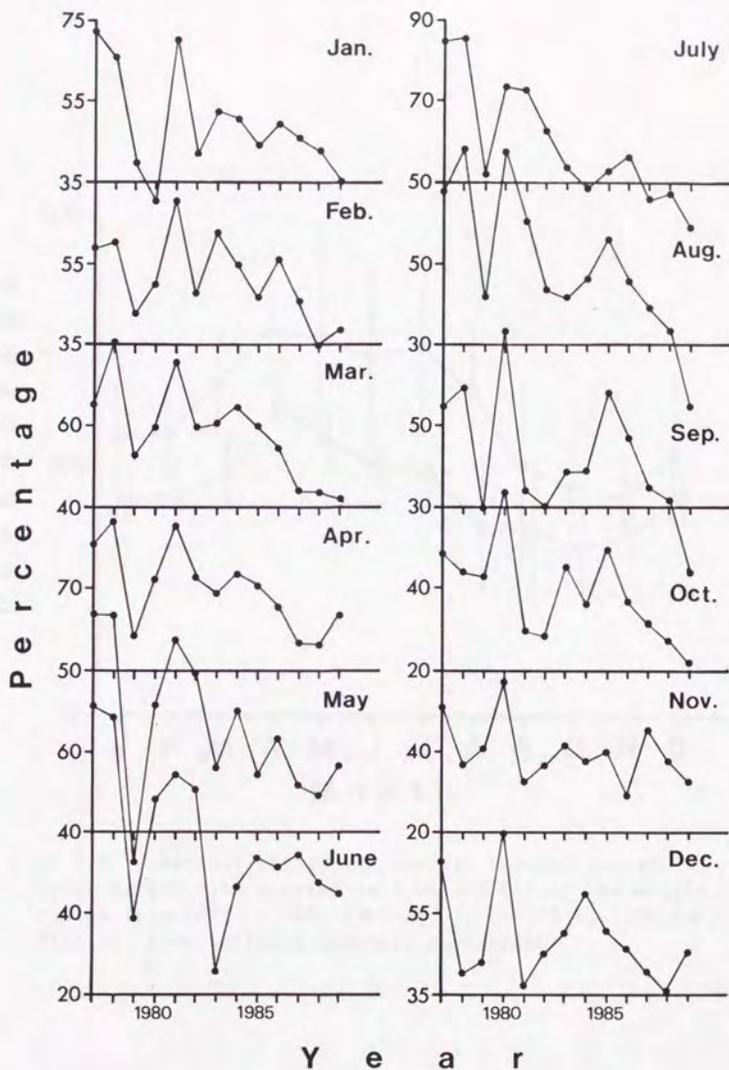


Fig. 9.2 Yearly changes in percentage of large market size categories (LL and L) of the mantis shrimp in Tokyo Bay in each month.

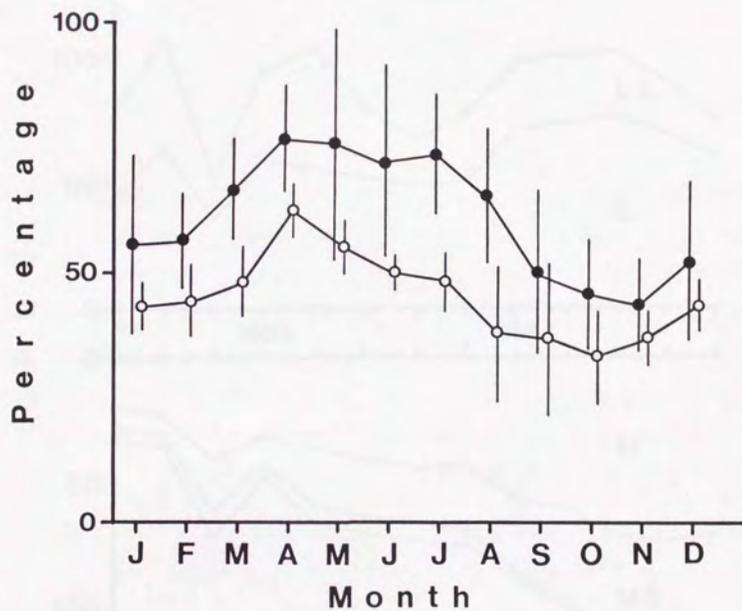


Fig. 9.3 Seasonal changes in average percentages of large market size categories (LL and L) of the mantis shrimp from 1977 to 1981 (●) and from 1985 to 1989 (○). Vertical bars indicate standard deviation.

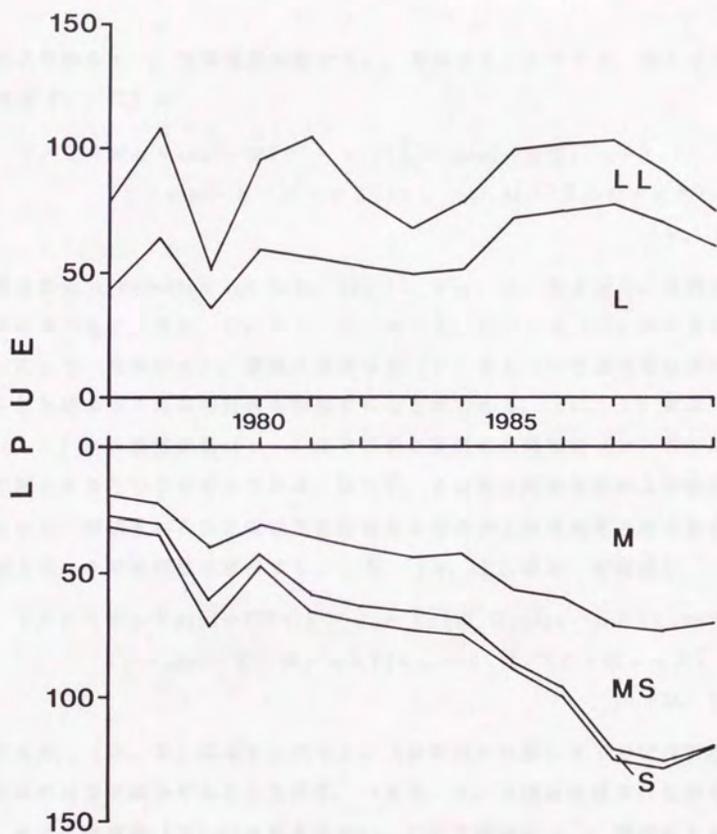


Fig. 9.4 Yearly changes in landing per unit of effort of each market category of the mantis shrimp in Tokyo Bay.

9.3 等漁獲量曲線

加入年齢を t_r 、漁獲開始年齢を t_c 、寿命を t_s とすると、加入当たり漁獲量 (Y/R) は

$$Y/R = W_{\infty} F \exp(-M(t_c - t_r)) \sum_{n=0}^3 \Omega_n \exp(-nK(t_c - t_0)) \\ (1 - \exp(-F - M - nK)(t_s - t_c)) / (F + M + nK) \quad (9.1)$$

で表される (Beverton and Holt, 1957)。 W_{∞} 、 K 、および t_0 は成長パラメータである。また、 $\Omega_0 = 1$ 、 $\Omega_1 = -3$ 、 $\Omega_2 = 3$ 、 $\Omega_3 = -1$ である。ここで、縦軸に t_c 、横軸に漁獲係数 (F) をとって等漁獲量曲線図を描くことによって漁業の現状を把握することができる。(9.1)式は、加入 (t_r) から漁獲開始 (t_c) までの間に資源は自然死亡 (M) のみによって減少するというモデルである。従って、 Y は加入開始年齢以上の総漁獲量を示し、図示される等量線は出荷個体と小型の海上投棄個体の両方を含んだ加入当たりの漁獲量を意味する。一方、(9.1)式を一部改変し、

$$Y/R = W_{\infty} F \exp(-(M+F)(t_u - t_r)) \sum_{n=0}^3 \Omega_n \exp(-nK(t_u - t_0)) \\ (1 - \exp(-F - M - nK)(t_s - t_u)) / (F + M + nK) \quad (9.2)$$

とすると、(9.2)式は t_c から t_u (出荷最小年齢) までの間は資源が F と M の両方で減少することを表す。つまり、 t_c 以降は漁獲されながらも t_u までは漁獲量 (Y) には含まれない。ここで縦軸に t_u 、横軸に F をとった時に図示される等量線は、出荷個体のみについての加入当たり漁獲量、つまり加入当たり水揚げ量を意味する (石岡ほか, 1981)。なお、 t_0 は t_r に等しい。(9.1)、(9.2)式に基づいた2種類の等漁獲量曲線図を描くことによって、水揚げ量および投棄量の評価を行うことができる。

解析に先立ち、 W_{∞} を求めるために体長-体重関係を調べた。肥満度に季節変化がみられるので (第4章) この関係にも季節差が生じるであろうが、

ここでは1989年5月から1990年4月までの1年間をこみにして求めた。その結果、

$$\text{雌 } BW = 0.01205 BL^{3.057} \quad (r^2 = 0.981) \quad (9.3)$$

$$\text{雄 } BW = 0.01183 BL^{3.076} \quad (r^2 = 0.985) \quad (9.4)$$

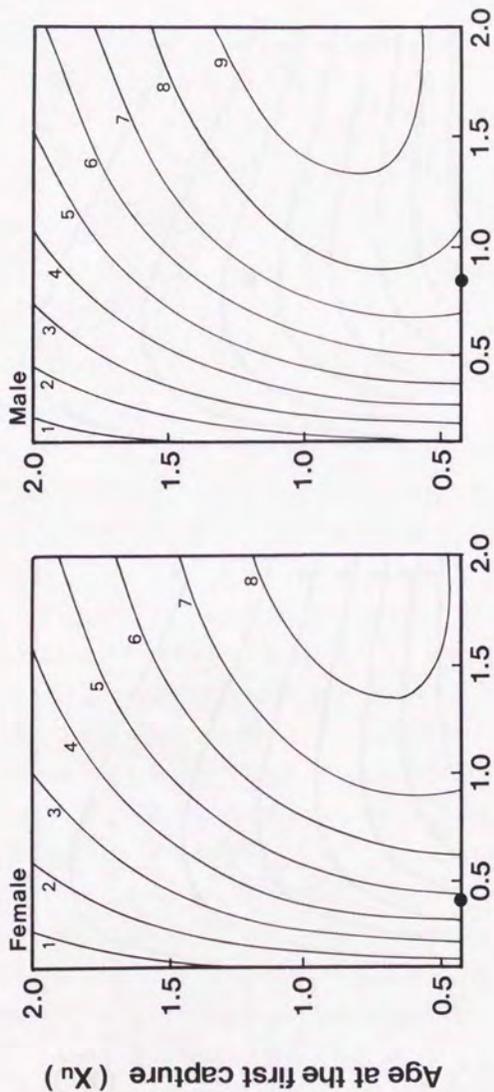
が得られた。BWは体重(g)、BLは体長(cm)である。これらをもとに第3章で求めた L_{∞} から W_{∞} に換算すると、 W_{∞} は雌が38.35g、雄が56.22gとなった。

ここで、加藤(1988)およびそれを一部改変したプログラムを用い、各パラメータを代入して加入当たり総漁獲量、加入当たり水揚げ量についての等漁獲量曲線図を描いた(それぞれFig.9.5とFig.9.6)。なお、雌雄ともに加入年齢は0.417(孵化から5カ月後)、寿命は2.75とした。 W_{∞} は上記の値、その他の成長パラメータは第3章で求めた値を用いた。

Fig.9.5からは、雌雄ともに現状よりも総漁獲量を上げるにはFを大きく、つまり努力量を引き上げれば良いことが示唆された。しかしながら、Fig.9.6をみると、水揚げ量(出荷量)は努力量を引き上げてそれほど増加せず、努力量をさらに引き上げると水揚げ量は減少する。よって、努力量を引き上げると市場価値のない小型の投棄個体の漁獲のみが増加することになる。

9.4 成体減少比

等漁獲量曲線は加入量の効率的利用のためのもので、どの大きさ(年齢)からどの程度の漁獲強度で漁業を行うのが最も良いかを示すものである。すなわち、再生産が考慮されたかたちでの持続生産量を与えるものではない(土井, 1973)。そこで、土井(1973)は成体減少比(原著では親魚減少比)



Fishing mortality coefficient (F)

Fig. 9.5 Isopleth diagram of yield per recruit for female and male mantis shrimp in Tokyo Bay. Points represent the present situation calculated from equation (9.1).

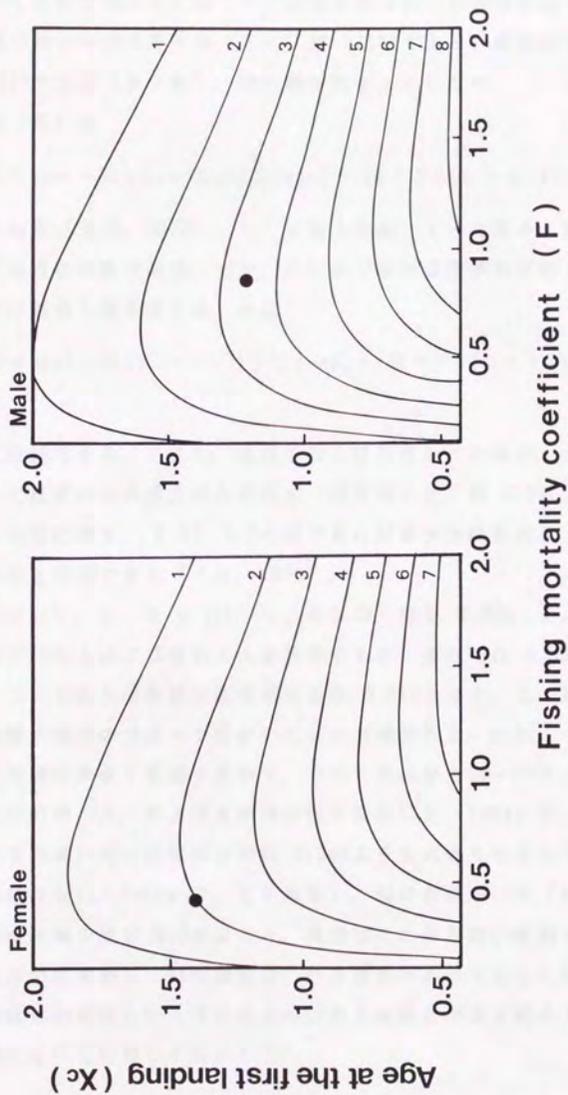


Fig. 9.6 Isopleth diagram of yield per recruit for female and male mantis shrimp in Tokyo Bay. Points represent the present situation calculated from equation (9.2).

を用いて生物学的根拠に基づいた適正漁獲係数の簡便推定法を提示した。

本種の雌の平均成熟年齢 (t_m) は 1.366 であり、漁獲開始年齢 (t_c) は 0.417 である (第 7 章)。加入个体数を 1 とした時、 $t_c \leq t_m$ の場合の成体数 (A) は

$$A = \exp(-M(t_c - t_r)) \sum_{t=t_c}^{t_2} \{\exp[-(M+F)(t - t_c)]\} \quad (9.5)$$

で表される (土井, 1973)。 t_r は加入年齢、 t_2 は寿命、 M は自然死亡係数、 F は漁獲係数である。(9.5) 式では t は整数の年齢であるが、本種のような短命な種の場合は、 A は

$$A = \exp(-M(t_c - t_r)) \int_{t_c}^{t_2} \{\exp[-(M+F)(t - t_c)]\} dt \quad (9.6)$$

として計算できる。ここで、漁獲を全く行わなかった場合、つまり $F=0$ の時の A と現状の F の場合の A との比 (成体減少比) が 0.5 以上であれば資源は良い状態にあり、0.3 と 0.5 の間であれば最大持続生産量 (MSY) の近傍にあると判断できる (土井, 1973)。

雌について、 t_r を 0.417、 t_2 を 2.75、 M を 0.909、 t_m を 1.37 として $F=0$ の時の A および現状の A を計算すると、それぞれ 0.332、0.181 となった。これらから成体減少比を求めると 0.545 となる。この結果からは、現在の漁獲水準がほぼ MSY に近いことが示唆される。次に、ここでは M の精度が A の値に大きく影響するので、念のために M を 10~50% 小さくした場合の $F=0$ の時の A 、および成体減少比を算出した (Table 9.1)。なお、 M がより大きい時の成体減少比は 0.545 よりも大きくなるので、雌成体の乱獲の心配はない。Table 9.1 をみると、 M の誤差が 40% ($M=0.545$) 以内なら成体減少比は 0.3 を上回り、資源はそれほど悪い状態とはいえない。

これらの結果から、 M の推定値にやや誤差があったとしても、産卵に関与する雌成体の確保という再生産力の点からは現在の東京湾のシャコ資源は乱獲状態にないと判断して良からう。

Table 9.1 The number of spawning adults (A)
and rate of decrease estimated using various
values of natural mortality coefficient (M)

M	A	Rate of decrease
0.909	0.332	0.545
0.818	0.381	0.476
0.727	0.438	0.414
0.636	0.503	0.360
0.545	0.579	0.313
0.455	0.667	0.271

9. 5 考 察

東京湾のシャコの水揚げ量は近年増加しているが (Figs. 0. 1, 0. 2)、当該漁業者の間では水揚げ個体の小型化による平均単価の低下が懸念されていた。しかしながら、本研究で銘柄組成の解析を行ったところ、小型化は出荷制限枚数の増加に伴って小型個体の出荷枚数が増えたためのものであり、特大と大を併せた大型個体のL P U Eは横ばい状態にあることがわかった。従って、資源の中での大型個体の減少は確認されなかった。

漁業者は、漁獲した個体のうち大型のものを優先的に出荷する。そして、小型のものは体長が概ね11cmを上回る範囲内 (前章) で制限枚数に応じて出荷する。本種にみられるL P U Eの増加は出荷制限枚数の増加を反映するもので、それ従って小型個体の中で海上投棄されずに出荷される割合が高くなったものと考えれば、平均単価は下がるものの出荷個体にみられる小型化は資源における個体の小型化を示唆するものではない。さらに、等漁獲量曲線および雌の成体減少比による資源の診断結果からみても、生物学的には現在は資源に対してほぼ適正な漁獲を行っているとは判断できる。

出荷制限枚数の引き上げは小型個体の出荷枚数の増加につながる。現状では、出荷の最小体長を下げない限りいずれ小型個体の出荷枚数は頭打ちになるので、将来を考えるとこれ以上制限枚数を引き上げるのは好ましくない。また、ある制限枚数の下で平均単価を高くするためには、大型個体の増加が望まれる。

資源が一時壊滅する前の1950年代のシャコでは、推定値の幅は広いが当歳の平均体長が5.0~7.2cm、1歳が7.5~11.3cm、2歳が9.4~14.4cmで、寿命は雌で3年9カ月、雄で3年5カ月であった (Kubo et al., 1959)。また、1960年代の研究でも類似した結果が得られた (原ほか, 1963)。残念ながら1970年代には成長に関する研究はみられないが、現在と当時の成長を比較すると、当時に比べて現在では当歳から1歳の成長がやや良くなったことがうかがえる。逆に、寿命は約1年短くなった。体長組成からみて、当時は大型個体の出現頻度は明らかに現在よりも高かったが (第2章参照)、そ

れは寿命に変化が生じたためと解釈できる。なお、成長がやや良くなったことや成熟年齢が低下したこと（第1章）は資源の減少の兆候とも解釈できるが（田中，1985）、試験底曳での本種の1曳網当たりの漁獲個体数は最近増加している（清水，1990）。大型個体の多かった1950年代の体長組成が再現できれば出荷個体の大型化が期待できるが、そのためには目を大きくして若齢個体の海上投棄量を減少させ、現在よりも生残率を高めることが必要であろう。そうすれば、一時的に小型個体の出荷枚数は減少するが、いずれは大型個体の増加が見込まれる。

第10章 目合の規制による効果の検討

東京湾のシャコの水揚げ量は、1970年代後半に急増し、現在でも高水準を保っている。水揚げ量の増加に伴い、柴漁協では出荷枚数制限、2操1休制度を導入して漁業者による資源の自主管理を行っている（序章参照）。その目的は資源の保護にあるが、もともとの出発点は市場での値崩れ防止のための出荷調整、第2次オイルショックによる燃料価格の高騰のための出漁日数削減にあり、十分な生物学的根拠に基づいた管理方策ではない。2操1休制度を施行しても1日の操業時間が延長すれば努力量削減の効果は小さくなるし、もちろん漁具の性能の向上もみられる。また、出荷枚数制限下では、経済価値の高いより大型の個体を出荷しようとするために多量の小型個体が海上投棄され、死亡している（第8章参照）。

前章での資源の診断により、生物学的には資源の現状は概ね良好と判断されたが、近年の出荷制限枚数の引き上げに伴って総出荷個体数中に占める小型個体の割合が増加してきている。その結果、単価の低下により出荷枚数が増加しているほどは収入の増大はみられない。そこで、シャコによる収入の増大をはかるためには資源管理方策について再検討の余地がある。

ある出荷制限枚数の下で単価を増大させるためには、シャコの生残率増大による出荷個体の大型化が目標となる。本種の出荷の最小体長は約11cmであり（これはいわば制限体長である）、それ以下の大きさの個体は海上投棄されるが、この海上投棄による死亡量を最小とする漁具による漁獲が望ましい。そのためには、現行の自主管理に加えてさらに目合の規制が要求されよう。なお、出荷枚数が制限されているので、1日1隻当たりの曳網回数（努力量）は必然的に制限されることになる。

本章では、現行の漁業者による自主管理に加えて目合の規制が望まれる当

漁業において、網目試験を実施し、目合の規制による効果についての検討を試みた。

10. 1 網目試験の漁具と方法

柴漁協の小型底曳網で主に使用されている網には、網本体の側面部（「はさ」）の目合の違いによる以下の5種類がある。「はさ」は上部、下部の2層に分かれており、上下とも5節の網が総5つ網（以下、55網）、上が6節で下が5節の網が5つ6つ網（以下、56網）、上が7節で下が6節の網が6つ7つ網（以下、67網）、上下とも7節の網が総7つ網（以下、77網）である。そして、マアナゴを主対象として8～9月のみに使用する14～16節のあなご網がある。現在は、3～7月は56網、8～9月はあなご網（午前10時まで）と56網、10～翌2月は77網が主流になっている。

本種水揚げ量には夏と冬の2回のピークがある（Fig. 0, 4）。そこで、夏（1989年8月1日）と冬（1989年12月9日）に「はさ」を変えた比較操業試験を行った。夏は55網、56網、67網、あなご網を使用し、冬は56網、67網、77網、あなご網を使用した。曳網場所は、周年漁場になっている柴地先の St.17付近（Fig. 1, 1）とし、曳網速度と曳網時間はともに商業漁業を行う際に合わせてそれぞれ約2kt、60分間とした。本研究における総曳網回数は16回である。

夏、冬ともに各網2回ずつの曳網を行った。漁獲物のうち魚類、甲殻類、軟体類（頭足類、二枚貝類、腹足類に限る）、ウニ類について種の査定を行い、網ごとに各種の漁獲個体数と重量を測定した。本研究には、シャコの測定値のみを用いた。

シャコについては、各網ごとに100～150個体程度を無作為抽出し、雌雄の判定を行った後で体長を測定した。個体の処理方法はすでに第1章で説明

した。

10. 2 基本モデル

網目試験に用いた各網ごとの1曳網当たりのシャコ漁獲個体数を C とし、体長11cm以上の個体の割合（出荷個体に相当する割合）を p とする。そして、体長11cm未満の個体を階級幅1cmの階級に分け、 C に対する階級 i の個体数割合を q_i とする。この時、

$$p + \sum q_i = 1 \quad (10. 1)$$

である。

出荷制限枚数を g として、それに相当する個体数を G とすると、1日1隻当たりの平均曳網回数（ X ）は理論的に

$$X = G / p C \quad (10. 2)$$

となる。

理想的には、体長11cmを境として切断型の選択性を持つ網が最適な漁具である。この漁具だと、出荷開始年齢（ t_u ）以前の資源は自然死亡（ M ）のみによって減少し、海上投棄による死亡は全くない。理想に最も近い漁具は、次式で示される海上投棄による死亡のための資源の逸失が最小になるものである。1日1隻当たりの資源の逸失（ H ）は、

$$H = X \exp(-M(t_u - t_i)) \sum (d_i q_i C) \quad (10. 3)$$

で表される。 t_i は階級 i の中央値に相当する年齢、 d_i は階級 i の大きさにおける投棄死亡率（第8章）である。 H は、1日1隻の操業で海上投棄によって死亡した個体が、もし漁獲されずに生残した場合に出荷の最小体長にまで成長するとした時の総数を表す。各網ごとに H を計算し、 H が最小にな

る漁具が海上投棄による死亡のための本種資源の逸失を最も少なくする漁具となる。

10. 3 結 果

10. 3. 1 漁獲量と体長組成

Table 10. 1には夏の、Table 10. 2には冬の各網のシャコ漁獲個体数と重量を示した。各網とも2回の曳網による漁獲量にやや差が生じたものの、夏は目合の小さい67網とあなご網の漁獲量が顕著に高い傾向にあり、一方冬は目合の違いによる漁獲量の差はそれほどみられなかった。

2回の平均値でみると、夏は67網の漁獲量が最も高く、漁獲量の最も低い55網に比べると数では1曳網当たり約7,600個体、重量では約100kgの差があった。それに対し、冬では漁獲量の最も高いあなご網は漁獲量が最低の77網の約1.6倍程度であり、数で約1,200個体、重量で約11kgとそれらの差は夏に比べてかなり小さかった。

次に、各網の漁獲個体の体長組成を調べた。各網ごとに、1回目と2回目の曳網により漁獲された個体の体長組成についてKolmogorov-SmirnovのTwo-sample test (Sokal and Rohlf, 1981)を行ったところ、夏、冬ともに全ての網において体長組成には有意差は認められなかった($p > 0.05$)。そこで、各網とも2回の結果をこみにして夏、冬における体長組成をそれぞれFig.10. 1、Fig.10. 2に示した。

夏の体長組成 (Fig.10. 1) は単峰 (モードは10cm前後) を示し、どの網も漁獲個体のほとんどは7~13cmの間である。7cm未満の小型の個体は目合が小さい77網とあなご網のみ漁獲がみられるが、出現頻度はそう高くはない。冬の体長組成 (Fig.10. 2) は8cmを境として2つの山に分かれてい

Table 10.1 Catch of the mantis shrimp per tow by each net in August

Catch		55net	56net	67net	Conger net
First tow	Number of individuals	3,064	5,276	11,425	5,907
	Weight (kg)	47.2	75.9	152.2	80.8
Second tow	Number of individuals	2,185	4,018	9,046	9,645
	Weight (kg)	29.7	59.5	119.3	132.5
Mean	Number of individuals	2,625	4,647	10,236	7,776
	Weight (kg)	38.4	67.7	135.7	106.6

Table 10.2 Catch of the mantis shrimp per tow by each net in December

Catch		56net	67net	77net	Conger net
First tow	Number of individuals	2,300	1,632	1,154	1,830
	Weight (kg)	51.2	31.0	22.3	30.2
Second tow	Number of individuals	3,123	2,142	2,399	4,220
	Weight (kg)	67.0	47.3	53.6	67.5
Mean	Number of individuals	2,712	1,887	1,777	3,025
	Weight (kg)	59.1	39.1	37.9	48.8

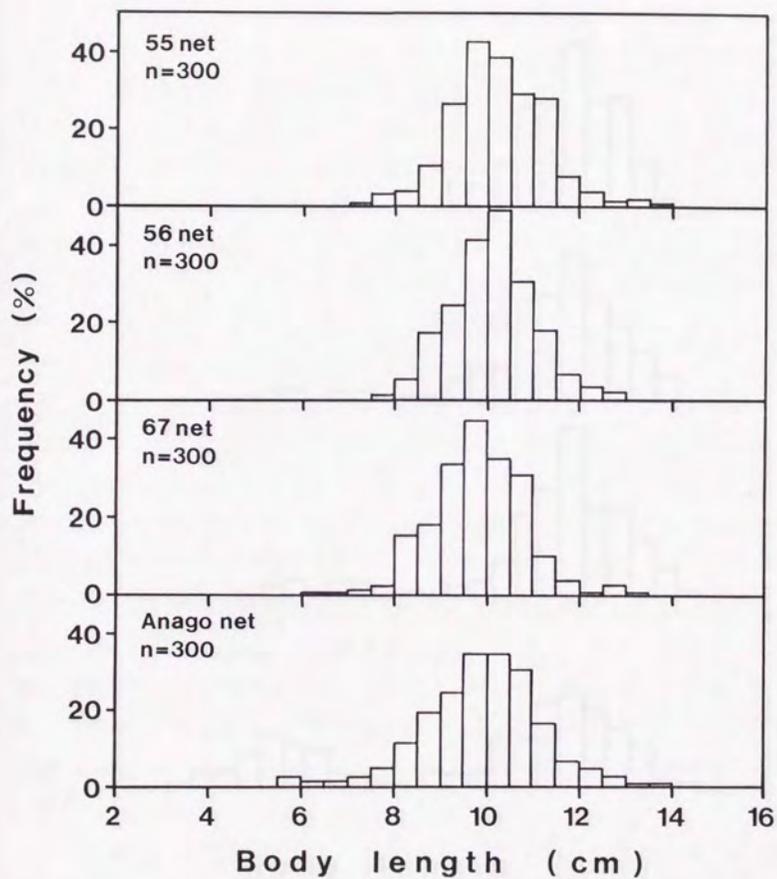


Fig. 10.1 Body length compositions of the mantis shrimp caught by each net in August. Data for female and male were pooled.

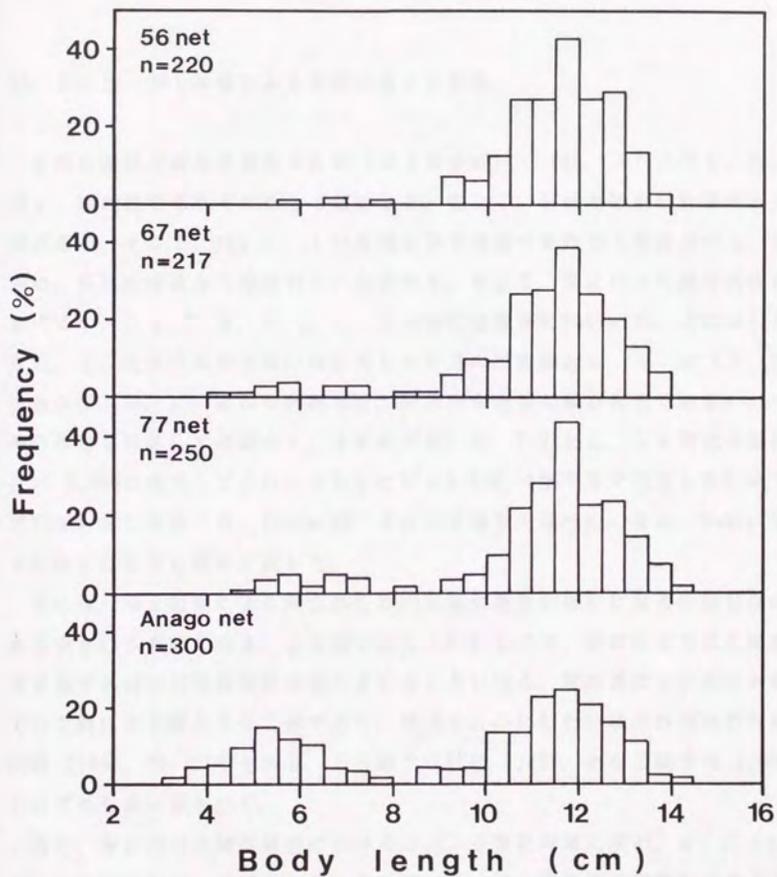


Fig. 10.2 Body length compositions of the mantis shrimp caught by each net in December. Data for female and male were pooled.

る。左の山に属する小型の個体は当歳と思われるが、あなご網での出現頻度が他に比べてやや高い。

10. 3. 2 海上投棄による資源の逸失の計算

本種は雌雄で成長が異なるため（第3章参照）、(10. 3)式の t_{ij} および t_{ij} は雌雄でそれぞれ異なる値になる。従って、Hは雌雄別に計算する必要がある。そこで、Fig.10. 1の各網各体長階級の性比から雌雄別の q_{ij} を求め、全体の性比から雌雄別のCを求めた。そして、夏に行った網目試験における t_{ij} と q_{ij} Cを、 d_{ij} 、 t_{ij} とともに雌雄別にTable 10. 3に示した。なお、 d_{ij} は第8章の実験における6~8月の平均値とし、 t_{ij} は(3. 15)式および(3. 16)式から計算した。同式から出荷の最小体長である11cmの時の年齢を計算して雌雄の t_{ij} をそれぞれ1.40、1.21とし、Gを現在の値に近い2,500に設定してこれらをもとに $M=0.909$ （第7章で推定した）の下でHを計算したところ、Table 10. 4に示す通りとなった。なお、Table 10. 4には p CとXも併せて記した。

夏には、海上投棄による死亡のための資源の逸失が最小になるのは目合の最も大きい55網である。55網では $X=4.3$ なので、計算の上では5回程度曳網すれば出荷制限枚数は満たされることになる。現在夏に主に使用されている網は56網とあなご網であり、雌雄をこみにしたHはそれぞれ55網の約1.9倍、約3.1倍もある。56網ではHは1,857、あなご網では3,086といずれも高い値を示す。

次に、冬に行った網目試験における q_{ij} Cを夏と同様に求め、 d_{ij} 、 t_{ij} とともにTable 10. 5に示した。ここでの d_{ij} は、第8章の実験における12~2月の平均値とした。そして、Gを同じく2,500に設定し、 $M=0.909$ の下でHを計算した（Table 10. 6）。

冬は夏に比べて海上投棄個体数がかなり少なく、投棄死亡率（ d_{ij} ）も低い（Table 10. 5）。Hは、56網が48、67網が46、77網が42とほとんど差がみられない。あなご網では187とやや大きい。雌雄をこみにした56

Table 10.3 Mortality rate after discard (d_i) and catch in number of individuals ($q_i C$) by body length interval in August. t_i is mean age of body length interval i

Sex	Body length interval (cm)	d_i	t_i	$q_i C$			Conger net
				55net	56net	67net	
Female	2-3	-	0.27	0	0	0	0
	3-4	-	0.32	0	0	0	0
	4-5	-	0.37	0	0	0	0
	5-6	1	0.43	0	0	0	78
	6-7	1	0.50	0	0	88	52
	7-8	0.87	0.59	44	20	103	181
	8-9	0.71	0.78	123	278	989	674
	9-10	0.72	1.16	446	898	1,949	1,192
	10-11	0.49	1.32	455	837	1,706	1,477
	Male	2-3	-	0.25	0	0	0
3-4		-	0.30	0	0	0	0
4-5		-	0.35	0	0	0	0
5-6		1	0.39	0	0	0	26
6-7		1	0.45	0	0	0	51
7-8		0.87	0.51	9	20	102	104
8-9		0.71	0.60	70	248	717	518
9-10		0.72	0.77	464	536	2,048	1,115
10-11		0.49	1.13	438	1,022	1,638	1,063

Table 10.4 Catch in number of mantis shrimp with commercial size per tow (pC), the number of tow per day required to catch 2,500 individuals above 11 cm in body length (X), and loss index (H) calculated from equation (10.3) by each net in August

	55net	56net	67net	Conger net
pC	578	697	921	1,243
X	4.3	3.6	2.7	2.0
H Female	533	1,022	2,377	1,766
Male	457	835	2,075	1,320
Total	990	1,857	4,452	3,086

Table 10.5 Mortality rate after discard (d_i) and catch in number of individuals (q_iC) by body length interval in December. t_i is mean age of body length interval i

Sex	Body length interval (cm)	d _i	t _i	q _i C				Conger net
				56net	67net	77net	Conger net	
Female	2-3	-	0.27	0	0	0	0	0
	3-4	0.40*	0.32	0	0	0	0	56
	4-5	0.40	0.37	0	8	4	4	110
	5-6	0.31	0.43	11	15	29	29	285
	6-7	0.44	0.50	11	23	21	21	114
	7-8	0.31	0.59	11	8	28	28	48
	8-9	0.15	0.78	0	18	15	15	35
	9-10	0	1.16	91	59	25	25	67
	10-11	0.08	1.32	321	177	155	155	293
	Male	2-3	-	0.25	0	0	0	0
3-4		0.40*	0.30	0	0	0	0	33
4-5		0.40	0.35	0	7	0	0	82
5-6		0.31	0.39	0	37	12	12	143
6-7		0.44	0.45	10	0	12	12	70
7-8		0.31	0.51	0	17	7	7	19
8-9		0.15	0.60	0	0	0	0	18
9-10		0	0.77	104	85	37	37	56
10-11		0.08	1.13	222	169	148	148	141

* : Substituted the value of next interval (4-5 cm).

Table 10.6 Catch in number of mantis shrimp with commercial size per tow (pC), the number of tow per day required to catch 2,500 individuals above 11 cm in body length (X), and loss index (H) calculated from equation (10.3) by each net in December

	56net	67net	77net	Conger net
p C	1,935	1,267	1,285	1,450
X	1.3	2.0	1.9	1.7
H Female	29	23	25	115
Male	19	23	17	72
Total	48	46	42	187

網と67網のHは、それぞれ夏の約1/40、約1/100と極めて低い。あなご網ではややHは大きい、それでも夏の1/17程度に過ぎない (Table 10, 6)。あなご網では体長5cm前後の小型の個体の漁獲が他に比べてやや多かったが (Fig. 10, 2)、それほど大きな資源の逸失にはならない。現在冬には77網が主に使用されているが、この網の海上投棄による死亡のための資源の逸失はほとんどないといって良からう。曳網回数 (X) でみれば56網が最も少なくても良いことになるが、他と比べてそれほど大きな差ではない。

10. 4 考 察

一般的に、目合の規制は袋網についてなされる場合が多い (青山, 1980)。本種では、周防灘でTokai et al. (1990) によって袋網の目合を変えた網目試験が行われ、網目選択性曲線が描かれている。東京湾では、神奈川県水産試験場の清水が1989年の春 (4月) と夏 (8月) に試験を行っており、袋網の目合を大きくするほど小型個体の網目選択性が高くなるという結果を得ている (清水, 1990)。

本研究では、網本体の側面部 (「はさ」) の目合を変え、出荷の大きさを上回る個体およびそれに満たない投棄個体の漁獲量の各網による違いを調べた。その結果、夏は袋網を変えた清水の結果よりも網ごとの漁獲個体数の差が大きくなることがわかった。さらに、現在主に使用されている56網、あなご網では、より目合の大きい55網と比較するとHがかなり高いことが判明した (Table 10, 4)。これらより、夏に「はさ」の目合を大きくすることは、出荷個体の大型化を目標とする当漁業の一管理手段として有効であるといえよう。夏は、1曳網当たりの漁獲量が網によってかなり違いがあったにもかかわらず体長組成は大差なかったため、「はさ」の目合を変えることは、本種に対する網目の選択性よりもむしろ何らかのかたちで漁具能率を変

化させることになると考えられる。

一方、冬には網ごとのHにあまり差はみられなかった。清水(1990)によると、袋網の目合を大きくすると小型個体の網目選択性が高くなるとのことであるが、冬はいずれの網を用いた場合もHは小さい値になるので目合の規制による効果はそれほど期待できない。

本研究において、各網を用いた時に出荷制限枚数に達するのに必要な1日当たりの曳網回数の期待値(X)は、夏で2.0~4.3、冬で1.3~2.0といずれも実際の曳網回数(Table 8, 5)よりも低くなった。それは、曳網水域を周年本種の密度の高い柴地先としたためかもしれない。Xは、その時期の各漁場(Fig. 5, 2あるいはTable 5, 2)の漁場利用率と各漁場内の資源密度で補正を行えばより正確な値が得られるであろうが、HはXよりもむしろ漁獲個体の体長組成に左右されるので、Xの絶対値はそれほど問題にはならない。

漁業規制による効果の測定は困難である(青山, 1980)。本研究でも効果の大きさの把握には至らなかった。また、今回はシャコのみを対象として漁具能率に変化をきたす目合の規制方策の検討を行ったが、本種は実際にはマコガレイやマアナゴなどの他種と同時に漁獲されている。本種に対する目合の規制の効果は混獲される他の全魚種に通用するものではないので、今後は漁獲対象となるそれぞれの魚種への効果、各魚種の生物学的特性や市場での単価も考慮に入れた多種混獲漁業というかたちでの最適管理方策の検討、およびその効果の測定が課題となる。

第11章 総合考察

11. 1 シャコの生活史

東京湾のシャコの産卵期には、4～5月と7～8月の2回の盛期がある。最初の盛期の主産卵場は湾南西部の水深30m以深の水域で、2回目の盛期の主産卵場は湾南東部の浅場にまで広がる。Hamano and Matsuura (1987a) によって提示された平均水温とシャコの抱卵期間の直線関係式に東京湾の5～6月の平均底層水温 15.07℃、8～9月の平均底層水温 18.54℃を代入すると、抱卵期間はそれぞれ約31日、約24日になる。従って、産出された卵は概ね5～9月ごろ孵化するものと思われる。なお、Hamano and Matsuura (1987a) は飼育下のシャコの胚発生に必要な最低水温を 15.26℃としているが、東京湾の4～6月の底層水温はそれ以下である (Table 3, 3)。

水温21～28℃におけるシャコの浮遊期間は1～2カ月である (Hamano and Matsuura, 1987a)。これから考えると、東京湾では7～11月ごろに着底するものと思われる。なお、産卵期には2回の盛期があるが、産卵期中、経時的に水温が上昇すること、あるいは変態遅延現象 (Hamano and Matsuura, 1987b) が考えられるので、着底時期には必ずしも2回の盛期があるとは限らない。中田 (1986) によると、東京湾ではシャコ幼生は6月上旬から12月中旬にかけて出現する。本研究では、前述した孵化、着底時期より、浮遊幼生は5～11月の間出現すると考えられ、中田の研究における幼生出現期とほぼ一致する。着底場所について、工藤・長谷川 (1966) は表層水の流れと浮遊幼生の拡散の関係を論じているが、浮遊幼生は表層のみに分布するのではなく (中田, 1986) 鉛直移動しているものと思われる。よって底層水の流れ

も含めて議論する必要があるが、それについては十分な資料がないのでここでは体長5 cm前後の当歳の分布の様子から判断した。その結果、湾内のほぼ全域に着底するものと考えられた。なお、着底時の大きさは、全長で約1.6 cmである (Hanano and Matsuura, 1987a)。

生後1年目の夏になると、体長約10 cmになって加入完了する。その時期は湾北部の底層の水質が悪化するため、南下移動して湾南部に集中した分布となる。そして、産卵期後半の7~8月になって生後最初の産卵を行う。秋になるとやや分布域は広がるが、湾北部に回帰するかどうかは不明である。1年中で底層水温が最も低い冬から春は湾南西部の水深30 m以深の水域に分布が集中する。従って、次年の産卵期前半 (生後2回目の産卵期) の主産卵場は湾南西部になる。大半は2歳の冬までに死亡し、3歳以上になる個体は稀である。

生活史については、個体の産卵回数や水域による成長差など、未だ不明な点が多く、その全容を明らかにするには至らなかった。また、漁業における漁具能率に影響を与えることから、今後は巢穴に対する依存度の季節による違いも明らかにしたい。

11. 2 問題点と今後の課題

東京湾のシャコ水揚げ量の大半を占めるのは柴漁協であるが、同漁協では1977年以降1日1隻当たりの出荷量の制限を行っている。また、水揚げされずに海上投棄される量がかなりある。従って、本種の漁獲死亡の実態を明らかにし、より正確な定量解析を行うために海上投棄による死亡量を推定し、修正漁獲量の算出を試みた。これまでに東京湾のシャコの海上投棄の実態や投棄後の死亡率については調べられたことがなく、その点で本研究は意義のあるものであるが、短期間の資料に基づいているため、今後もさらに現地調

査を重ね、資料の充実をはかる必要がある。次に、自然死亡係数（ M ）は正確な推定が困難な特性値であるが、定量解析の結果を大きく左右するものである。 M の推定誤差を考慮していくつかの値を代入し、シミュレーションを行えば生残率や資源量についての幅広い推定結果が得られるが、結論を得るためには M の推定値が正しく資源を反映していなければならない。生残率、資源量の計算手順は得られたが、今後は M についてのより詳細な検討を要する。

本種資源について、得られた生物学的知見に基づいて診断を行ったところ、 M の推定誤差40%の範囲内で現状は良好であることが判明した。経済価値の高い大型個体（特大と大）のLPU Eは1977年以降概ね横ばい状態にあるので、現在の努力量水準を維持して出荷制限枚数の引き上げを行わなければ水揚げ個体中に占める大型個体の割合の減少を止めることができる。従って、出荷制限制度が施行された1977年以降、本種資源の顕著な小型化は認められなかった。

本種資源は1970年代初期に一時壊滅状態に陥ったが、それ以前の1950年代あるいは1960年代の資源と比較すると、産卵期の長さや成熟体長、成熟年齢、寿命等が異なる。一時壊滅の後、資源は早熟に、そして短命になったが、高齢の大型個体が少なくなることは漁業にとっては大きな打撃である。現在の資源に対して大型個体の割合をより高くするためには小型の若齢個体の漁獲による間引きを少なくすることが得策であるが、寿命が現在よりも長かった当時の資源の一時壊滅を引き起こした原因は漁獲圧力よりもむしろ高度経済成長に伴う生息域の物理的環境の変化にあると思われる。環境がそれほど変化しなければ資源は適正な漁業規制によって漁業者にとってより良い状態に導くことができるが、資源の変動が漁獲以上に環境要因による影響が大きい場合はその効果の範囲を超えている。将来的には、環境の変化およびそれに対する資源の対応を予測し、より多角的な見地からの研究の発展が待たれる。

また、本研究では対象種（シャコ）と混獲種との種間関係、および価格、費用などの経済的要因を考慮していないが、東京湾の小型底曳網漁業はわが国で研究の遅れている多種混獲漁業における管理アプローチを検討するに当たっての良い事例の一つといえよう。そこで、本研究を基礎として今後は多

摘 要

シャコ *Oratosquilla oratoria* (De Haan) は日本各地の沿岸域に分布しており、特に内湾の泥底質に多くみられる甲殻類である。東京湾では小型底曳網漁業の主対象種の一つとなっており、経済価値は高い。本種は1970年代初期に一時資源が壊滅して水揚げ量が皆無になったが、その後回復して近年は高水準を保っている。しかしながら、水揚げ量は増加したものの、漁業者の間では資源の小型化が懸念され始めている。

本研究は、東京湾のシャコ資源の適正な管理方策を構築するための手がかりを得ることを目的とした。まず、湾内で採集した標本をもとに成熟と産卵、成長、性比、肥満度といった生物学的特性のいくつかを明らかにし、次に資源と漁場の分布の解析を行って時空間的動態を検討した。さらに、資源の定量解析を行うとともにこれらの知見に基づいて資源の診断を行い、管理目標達成のための規制方法について論議した。

I. 生物学的特性

1986年5月から1987年9月にかけて小型底曳網により採集した23,039個体を用い、東京湾における本種資源の生物学的諸特性を明らかにした。

[成熟と産卵] 雌成熟個体の出現頻度および生殖腺指数 (GI) の季節変化から、産卵期を推定した。本種の産卵期は4～8月で、その間に4～5月と7～8月の2回の盛期がある。最初の盛期には主に生後2年目の体長10 cm以上の個体が産卵に参加する。GIの平均値はその後一時低下するが、生

後1年目の体長8~10cmの個体が産卵に加わるようになり、2回目の盛期を迎える。

水揚げ量が一時皆無になる以前の資源について Kubo et al. (1959) の研究がみられるが、当時と比較すると現在では産卵期がやや長くなるとともに産卵開始年齢が低下したことがわかった。

[成長と寿命] まず、体長組成の季節変化を検討したところ、本種は11月ごろに体長5cm前後で加入が始まり、翌年6月に完了することがわかった。その時点での平均体長は約10cmである。次に、Hasselblad (1966) の方法で雌雄別の体長組成を複合正規分布に分解し、月ごとの年齢組成を推定した。本種のように加入が長期にわたる種では随時体長の小さい新規加入個体が出現するために、加入期間中の当歳のモードの経時的移行は個体の成長を反映しない。そこで、加入完了後の成長を調べることにした。その結果、成長率は季節的周期を示し、晩夏から晩秋に高くなる傾向がみられた。また、雌よりも雄のほうが産卵期付近の成長が良いことがわかった。本種は脱皮をすることによって体長が増大するので、脱皮直後の軟殻個体の出現割合を調べたところ、特に春の脱皮頻度が雌よりも雄のほうが高いことが示唆された。

資源解析に用いる成長パラメータを求めるためには、生涯の成長を明らかにしなければならない。そこで、Hamano and Matsuura (1987c) の一定水温下での飼育実験個体の各年齢の体長と脱皮間隔、および東京湾の月別底層水温を用い、正常な発育が可能な水温範囲での水温変化の影響がどの年齢にも同等に及ぶという仮定の下で加入完了前の成長について理論的検討を行った。さらに、年齢と体長の関係および脱皮間隔から生涯の成長を求め、成長パラメータを推定した。得られた推定値は、雌では L_{∞} が13.99、 K が1.102、雄では L_{∞} が15.68、 K が0.898 (L_{∞} の単位はcm、 K は年間の値)である。

雌雄ともに大半が2歳の冬までに死亡すると推察されたので、寿命は2.75年とした。

[性比と肥満度の季節変化] 体長10cmを境界として成体と未成熟個体に

分け、両グループの漁獲個体の性比（雌に対する雄の個体数割合）の季節変化を調べたところ、産卵期中の成体の性比は未成熟個体のそれよりも高かった。その差は資源全体を反映するものではなく、放卵直後の雌成体が卵塊保護行動をとるために雄よりも漁獲され難くなるためと判断した。

肥満度は、夏に低く冬に高い傾向がみられた。雌雄を比較すると、周年雌よりも雄のほうが高かった。

II. 時空間的動態

本種資源の分布動態を明らかにするため、湾内全域にほぼ均等に設定した20の定点における試験底曳を実施するとともに、標識放流実験を行った。さらに、小型底曳網の漁場を調べるために複数の漁業者に操業日誌の記帳を依頼した。

〔資源の分布と漁場との関係〕 試験底曳の漁獲結果を解析したところ、本種は水深20m以深の水域に比較的多く分布し、分布密度は夏に最も高く、秋から冬には低いことがわかった。秋、冬は湾内広範囲に分布するが、夏には北部の水質の悪化に伴って南部に集中した分布となる。標識放流の再捕結果から、分布の南偏は主に南下移動によるものと推察された。漁場は、夏と秋は南部に偏るが、冬には東西方向に、春には南北方向に広がる。資源と漁場の分布の一致度、つまり利用度を調べたところ、夏と冬に高く、春と秋に低い傾向がみられた。漁場外である湾の北部に着底した個体は成長して南下移動するまで漁獲されないことから、加入完了後の資源量の増大に貢献すると考えられる。

〔産卵場〕 本種の産卵期における分布は南部に偏る。そこで、産卵場を明らかにするために1987年と1988年に南側の定点での試験底曳を計12回行った。2回の産卵盛期のうち、最初の盛期の主産卵場は湾南西部の水深30m以深の水域で、本種の冬から春にかけての分布域とよく一致し、成熟個体はほ

ほ2歳以上の高齢のものに限られる。2回目の盛期には1歳の個体も成熟し、産卵に加わるようになる。本種はこの時期は深場に多く分布するものの、主産卵場は湾南東部の浅場にまで広がる。産卵期後半の主産卵場の形成は、年ごとの底層の溶存酸素の南北勾配の度合に左右されると考えられる。

Ⅲ. 資源の定量解析と診断

本種資源の生残率、死亡係数を推定した。また、漁業における海上投棄の実態を調べた上で資源量の推定を試みた。最後に、資源の現状の診断を行った。

[生残率と死亡係数] まず、田中(1960)の寿命を用いる方法により、本種の自然死亡係数(M)を0.909と推定した。次に、毎年の加入量が一定という仮定の下で、成長の解析の際に推定した年齢組成から雌雄別に漁場内の資源の全減少係数(Z)を求め、それらの値から漁獲係数(F)を算出した。利用度に季節変化があるので漁場外をも含めた資源全体の生残率は季節によって異なり、春と秋に高く、夏と冬に低くなる。雌雄別には、年間の資源全体の生残率は雌が0.267、雄が0.172と雌のほうが高い値になった。それは、Mが雌雄同じという仮定の下ではFの雌雄差を意味する。

[修正漁獲量と資源量] 東京湾の本種水揚げ量の大半を占めるのは神奈川県横浜市漁業協同組合柴支所であるが、同支所では1977年以降1日1隻当たりの出荷量制限を行っている。また、水揚げされずに海上投棄される量がかなりあると思われる。そこで、本種の漁獲死亡の実態を明らかにするために、1989年4月から1990年4月にかけて、毎月1回標本船に同乗して本種の海上投棄量の季節変化を調べるとともに、生残実験により投棄後の個体の死亡率を推定した。その結果、夏には海上投棄量が最も高く、投棄後の死亡率も高かった。一方、秋から冬にかけての海上投棄死亡量は低かった。年間を通じてみると、個体数では出荷個体の約2.4倍の数が海上投棄死亡してい

るといふ計算結果が得られた。ここで、水揚げ量に海上投棄死亡量を加算して修正漁獲量を求めたところ、年間の総漁獲量は約 1,150 t、個体数では約 6.9×10^7 となった。上で推定した死亡係数と修正漁獲量から、加入完了時点（夏）の資源量は 4,000～5,000 t 程度と推定された。水揚げ量は夏と冬の2回のピークがみられるが、資源量水準は1年の中で夏のみが高い。

〔資源の診断〕 本種は銘柄別に出荷されるので、銘柄別水揚げ量を知ることができる。そこで、1977年から現在に至るまでの毎年の銘柄組成を解析したところ、近年出荷個体の中で小型の割合が増加していることがわかった。しかしながら、それは大型個体の水揚げ量が減少したためではなく、出荷制限値の引き上げに伴って小型個体が多く出荷されるようになったためである。従って、資源の回復から現在に至るまでの間、資源の小型化は確認されなかった。

Beverton and Holt (1957) に従った等漁獲量曲線、および土井 (1973) の親魚（成体）減少比からは、現在は生物学的には資源に対してほぼ適正な漁獲を行っているとは診断されたが、出荷制限値を引き上げるのは好ましくない。

本研究の結果から、1970年代半ばの資源の復活以降は大型個体の水揚げ量は減少しておらず、生物学的には資源の現状は概ね良好であると推察された。しかしながら、現在は水揚げ量は高水準を保っているものの、一時壊滅する以前に比べると資源は明らかに変化している。本種は大型の銘柄ほど経済価値が高いので、今後出荷個体の大型化を目標に適正な管理を行えば出荷制限値を引き上げることなく本種による収入の増大が期待できる。網目試験を行った結果、その一手段として夏に網本体側面部（「はさ」）の目合を大きくして漁具能率を低下させるのが良いことがわかった。

今後は、混獲される他種の生物学的特性、市場での価格をも考慮に入れた管理方策の構築が望まれる。

謝 辞

本研究中、終始懇切なる御指導、御鞭撻を賜り、本論文の原稿の詳細な御校閲をしていただいた東京大学農学部水産学科教授、清水 誠博士に深甚の謝意を表す。また、同助教授、谷内 透博士には、本論文の原稿の御校閲をしていただくとともに数々の御助言をいただいた。同名誉教授、能勢幸雄博士、東京水産大学資源管理学科助教授、水口憲哉博士、同助手、田中栄次博士には、有益な御助言と励ましをいただいた。併せて感謝の意を表す。

東京大学海洋研究所教授、石井丈夫博士、同教授、沖山宗雄博士、東京大学農学部水産学科助教授、二村義八朗博士には、多くの御助言をいただくとともに本論文の原稿の御校閲の労を賜った。同助手、松下克己博士には、20 定点調査を行う際に備船等の御高配を賜った。同助手、佐野光彦博士、神奈川県水産試験場の中田尚宏氏、清水詢道氏、千葉県水産試験場の山崎明人氏、韓国群山水産専門大学漁業学科の朴 鍾洙博士、東京水産大学海洋生産学科助手、根本雅生氏には数々の御助言をいただき、さらに本研究の遂行に当たって様々な便宜を計っていただいた。特に、中田尚宏氏には海上投棄についての現地調査にも同行していただき、終始暖かい励ましをいただいた。東京大学農学部農業生物学助教授、田付貞洋博士には、昆虫学研究者の立場から脱皮成長に関する有益な御助言をいただいた。これらの方々には心から感謝の意を表す。

本研究中、東京大学農学部水産学科水産資源学研究室の大学院生、研究生、学部学生の皆様には大変御世話になった。石原 元博士には、有益な御助言と励ましをいただいた。田 永軍氏には、中国語の文献の翻訳をしていただいた。栗田 豊氏には、快く議論の相手になっていただいた。上原伸二氏には、しばしば標本採集を手伝っていただいた。これらの方々をはじめとして、

現地調査に御協力いただいた皆様に深く感謝申し上げます。

操業日誌の記帳をお願いするとともに現地調査において終始好意的に御協力いただいた横浜市漁業協同組合柴支所の小山紀雄氏、小山宗輔氏、斉田昭一氏、小山新次郎氏をはじめとする組合員および職員の皆様、標識シャコの再捕の報告をしていただいた市川市行徳、大佐和、新富津、富津沖漁、船橋市、南行徳、横須賀市東部の各漁業協同組合の組合員および職員の皆様に厚く御礼申し上げます。

最後に、本研究の遂行に当たり、貴重な資料を提供していただくとともに終始御教示と暖かい励ましをいただいた農林水産省水産大学校付属田名臨海実験実習場助手、浜野龍夫博士、および終始親身になって御助言と励ましをいただいたメキシコ Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada の Dr. Oscar Sosa-Nishizaki に特に深く感謝の意を表する。

文 献

- Adelung, D. 1971. Untersuchungen zur Häutungsphysiologie der dekapoden Krebse am Beispiel der Strandkrabbe Carcinus maenas. Helgoländer wiss. Meeresunters., 22: 66-119.
- 愛知県水産試験場. 1972. 伊勢湾産シャコ資源. 底魚資源調査研究報告書, 昭和44~46年総括, 26pp.
- 相川廣秋. 1940. マイワシの産卵期及び産卵区域に就て. 日水誌, 8: 227-232.
- Aiken, D. E. 1980. Molting and growth, in The Biology and Management of lobsters, Vol.1 (Ed. J. S. Cobb and B. F. Phillips). Academic Press, New York. pp.91-163.
- 天田 茂. 1982. 横浜市漁協柴支所の漁場自主管理, 二勤一休方式によるシャコの資源管理. 漁場管理と漁協 - 第2回漁協活動実践交流集会の記録 -, 漁協経営センター, 東京. PP.37-44.
- 青山恒雄. 1980. 網目規制の実際. 底魚資源 (青山恒雄編), 恒星社厚生閣, 東京. PP.102-116.
- Atkinson, D. B. 1984. Discarding of small redfish in the shrimp fishery off Port au Choix, Newfoundland. J. Northw. Atl. Fish. Sci., 5: 99-102.
- von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth

- (inquiries on growth laws. II). Human Biology, 10: 181-213.
- Beverton, R. J. H. and S. J. Holt. 1956. A review of methods for estimating mortality rates in exploited fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling. Rapp. P.-V. Rénu. CIEM, 140: 67-83.
- Beverton, R. J. H. and S. J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fish. Invest. Ser. II, Vol. 19, 533pp.
- Boddeke, R. 1989. Management of the brown shrimp (Crangon crangon) stock in Dutch coastal waters, in Marine Invertebrate Fisheries (Ed. J. F. Caddy), John Wiley & Sons Ltd, New York. pp.35-62.
- 土井長之. 1973. 東シナ海・黄海産マダイの適正漁獲係数を見積る簡便法. 日本水誌, 39: 1-5.
- 土井長之. 1977. メキシコ産あわびの資源診断 - 迅速解析手法の一例として -. 日本水産資源保護協会月報, 154: 5-13.
- 董 聿茂・陳 永寿・王 复振. 1986. 東海大陸架外縁和大陸坡深海漁場調査甲殻動物の報告. 甲殻動物学論文集, 1: 202-205.
- Easton, M. D. L. and R. K. Misra. 1988. Mathematical representation of crustacean growth. J. Cons. int. Explor. Mer, 45: 61-72.
- 風呂田利夫. 1985. 東京湾の底生動物, 分布からみた汚濁海域での個体群維持機構に関する考察. 海洋と生物, 7: 346-352.
- Hamano, T. 1988. Mating behavior of Oratosquilla oratoria (De Haan) (Crustacea: Stomatopoda). J. Crust. Biol., 8: 239-244.
- Hamano, T. 1990. Growth of the Stomatopod Crustacean Oratosquilla oratoria in Hakata Bay. Nippon Suisan Gakkaishi, 56: 1529.

- 浜野龍夫・永井雄幸. 1989. 石狩湾におけるシャコの巣穴と幼生、および個体群動態に関する予察. 水産増殖, 37: 157-161.
- Hamano, T. and S. Matsuura. 1984. Egg laying and egg mass nursing behavior in the Japanese mantis shrimp. Nippon Suisan Gakkaishi, 50: 1969-1973.
- Hamano, T. and S. Matsuura. 1988a. Optimal prey size for the Japanese mantis shrimp from structure of the raptorial claw. Nippon Suisan Gakkaishi, 52: 1-10.
- Hamano, T. and S. Matsuura. 1988b. Food habits of the Japanese mantis shrimp in the benthic community of Hakata Bay. Nippon Suisan Gakkaishi, 52: 787-794.
- Hamano, T. and S. Matsuura. 1987a. Egg size, duration of incubation, and larval development of the Japanese mantis shrimp in the laboratory. Nippon Suisan Gakkaishi, 53: 23-39.
- Hamano, T. and S. Matsuura. 1987b. Delayed metamorphosis of the Japanese mantis shrimp in nature. Nippon Suisan Gakkaishi, 53: 167.
- Hamano, T. and S. Matsuura. 1987c. Growth of the Japanese mantis shrimp of the laboratory birth. Nippon Suisan Gakkaishi, 53: 889.
- Hamano, T. and S. Matsuura. 1987d. Sex ratio of the Japanese mantis shrimp in Hakata Bay. Nippon Suisan Gakkaishi, 53: 2279.
- Hamano, T., N. M. Morrissy, and S. Matsuura. 1987. Ecological information on Oratosquilla oratoria (Stomatopoda, Crustacea) with an attempt to estimate the annual settlement date from growth parameters. J. Shiminoseki Univ. Fish., 36: 9-27.

原 武史・塩谷照雄・丸山武紀・岩沢俊一・豊崎悦久. 1963. 東京湾産シャコについて. 東水試研究要報, 38: 1-22.

Hartnoll, R. G. 1985. Growth, sexual maturity and reproductive output, in Crustacean Issues (General ed. F. R. Schram) 3, Factors in Adult Growth (Ed. A. M. Wenner), A. A. Balkema, Rotterdam. pp.101-128.

Hasselblad, V. 1966. Estimation of parameters for a mixture of normal distributions. Technometrics, 8: 431-444.

Hayase, S. and Y. Meemeskul. 1987. Fluctuation of trash fish catch by Thai trawlers. Bull. Japan. Soc. Fish. Oceanogr., 51: 124-132.

林 凱夫・辻野耕實. 1978. 大阪湾産シャコの漁業生物学的研究. 大阪水試研究, 5: 116-135.

Hiatt, R. W. 1948. The biology of the lined shore crab (*Pachygrapsus crassipes* Randall). Pacif. Sci., 2: 135-213.

檜山節久. 1987. 山口県周防灘における小型底曳網漁業の投棄魚について - I 投棄魚の種類. 山口内海水試報告, 15: 29-38.

石岡清英・土井長之・林 凱夫. 1981. 大阪湾のシャコ資源量の推定とその評価. 南海海区水研報, 13: 59-79.

Jean, Y. 1963. Discards of fish at sea by northern New Brunswick dragners. J. Fish. Res. Bd. Canada, 20: 497-524.

Jones, R. 1981. The use of length composition data in fish stock assessments (with notes on VPA and cohort analysis). FAO Fish. Circ., C734: 55pp.

神奈川県水産試験場. 1983. 昭和57年度海況予報事業結果報告書. 100pp.

- 神奈川県水産試験場. 1984. 昭和58年度海況予報事業結果報告書. 91pp.
- 神奈川県水産試験場. 1985. 昭和59年度海況予報事業結果報告書. 91pp.
- 神奈川県水産試験場. 1986. 昭和60年度海況予報事業結果報告書. 92pp.
- 神奈川県水産試験場. 1987. 昭和61年度海況予報事業結果報告書. 92pp.
- 神奈川県水産試験場. 1988. 昭和62年度海況予報事業結果報告書. 128pp.
- 神奈川県水産試験場. 1989. 昭和63年度海況予報事業結果報告書. 128pp.
- 神奈川県水産試験場. 1990. 平成元年度海況予報事業結果報告書. 122pp.
- 加藤史彦. 1988. 加入当り漁獲量の計算と等量線図のプロット. パソコンによる資源解析プログラム集, 東海区水産研究所数理統計部, 東京. pp. 116-123.
- Kennelly, S. J., D. Watkins, and J. R. Craig. 1990. Mortality of discarded spanner crabs *Ranina ranina* (Linnaeus) in a tangle-net fishery - laboratory and field experiments. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 140: 39-48.
- 菊池 嶺・原口明郎・前沢伸和. 1966. 東京湾産シャコの脂質組成について. 日水誌, 32: 605-609.
- 北沢博夫・大阿久俊郎. 1982. 若狭湾における小型底びき網漁業の投棄魚について. 日水誌, 48: 1089-1093.
- Komai, T. 1920. Spermatogenesis of *Squilla oratoria* de Haan. J. Morphol., 34; 307-333.
- Komai, T. 1924. Development of *Squilla oratoria* de Haan. I. Change in external form. Mem. Coll. Sci., Kyoto Imp. Univ., B1: 273-283.
- Komai, T. and Y. M. Tung. 1929. Notes on the larval stages of

Squilla oratoria, with remarks on some other stomatopod larvae found in the Japanese seas. Annot. Zool. Japon., 12: 187-237.

Kubo, I. and E. Asada. 1957. A quantitative study on crustacean bottom epifauna of Tokyo Bay. J. Tokyo Univ. Fish., 43: 249-289.

Kubo, I., S. Hori, M. Kumenura, M. Naganawa, and J. Soedjono. 1959. A biological study on a Japanese edible mantis-shrimp, *Squilla oratoria* de Haan. J. Tokyo Univ. Fish., 45: 1-25.

久保伊津男・吉原友吉. 1969. 水産資源学 (改訂版). 共立出版, 東京. 482pp.

工藤盛徳・長谷川 武. 1966. シャコ幼生の分布からみた相模湾と東京湾の交流について. 水産海洋研究会報, 9: 17-23.

倉田 博. 1960. 甲殻類の脱皮時における長さの増大について. 北水研報, 22: 1-48.

Kurata, H. 1962. Studies on the age and growth of Crustacea. Bull. Hokkaido Reg. Fish. Res. Lab., 24: 1-115.

桑原 連・清水 誠. 1989. 東京湾内湾のマクロベントス分布と水・底質環境. 沿岸海洋研究ノート, 26: 158-171.

真子 渺・松宮義晴. 1977. 銘柄組成による年齢組成推定法. 西水研研報, 50: 1-8.

松村真作・福田富男. 1980. 岡山県東部における小型底曳網標本船の漁獲物組成と海上投棄魚の実態. 昭和54年度岡山水試事報, 70-90.

松村真作・福田富男. 1981. 岡山県東部における小型底曳網標本船の漁獲物組成と海上投棄魚の実態 (昭和55年度). 昭和55年度岡山水試事報, 56-71.

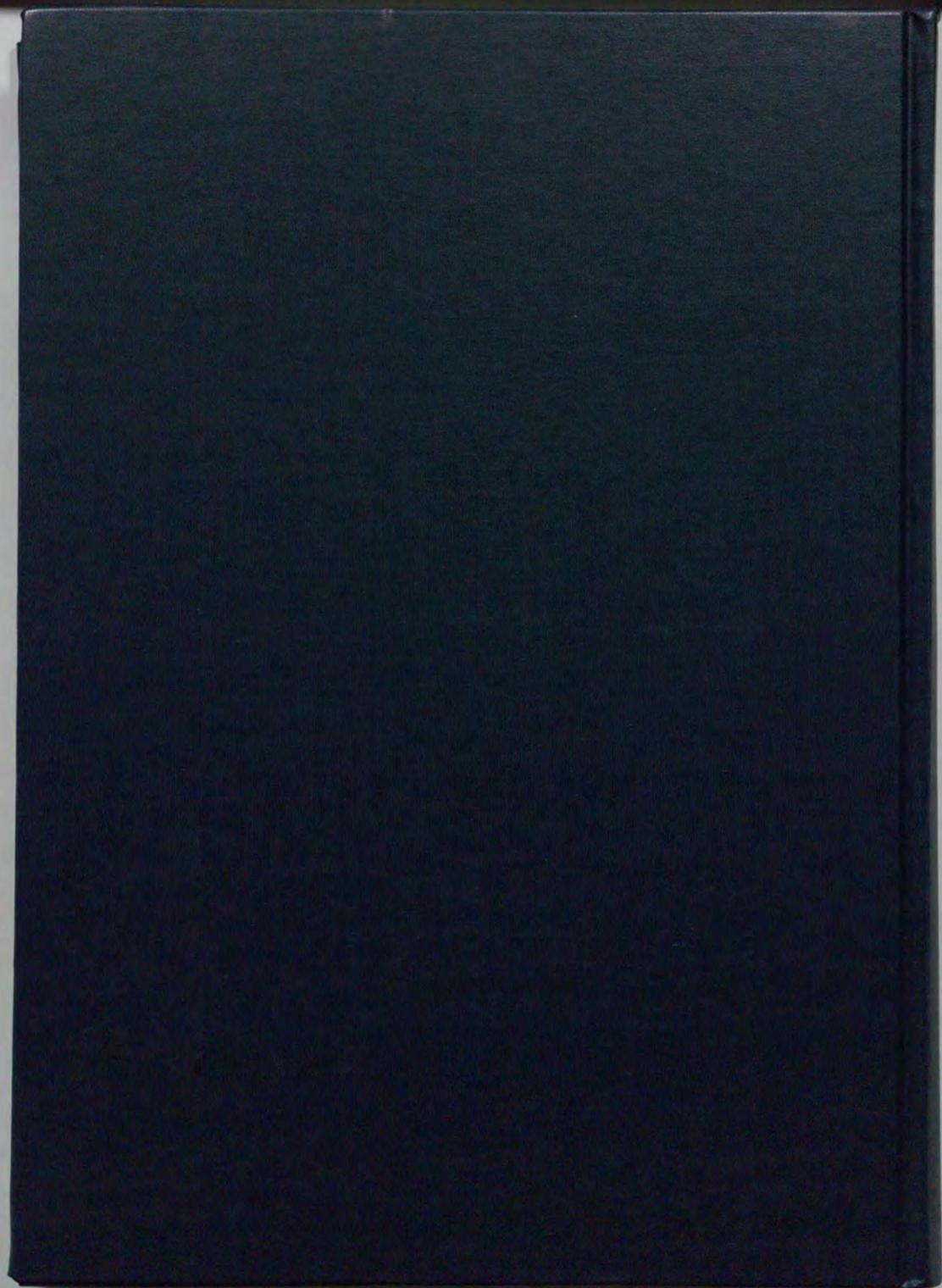
- Matsuura, S. and T. Hamano. 1984. Selection for artificial burrows by the Japanese mantis shrimp with some notes on natural burrows. Nippon Suisan Gakkaishi, 50: 1963-1968.
- Mauchline, J. 1976. The Hiatt growth diagram for Crustacea. Mar. Biol., 35: 79-84.
- Mauchline, J. 1977. Growth of shrimps, crabs and lobsters - an assessment. J. Cons. int. Explor. Mer, 37: 162-169.
- Misra, R. K. 1957. An expression for the growth-coefficient α in the law $y=bx^\alpha$ of constant differential growth ratio, expressing the growth relationship between the body size x and the organ size y , in various organic forms. Proc. Nat. Inst. Sci. India, 23B: 42-47.
- 森 由基彦. 1984. 小型機船底曳網漁業の投棄魚について - I 投棄の実態について. 大分県水試調研報, 11: 62-67.
- Myers, A. C. 1979. Summer and winter burrows of a mantis shrimp, *Squilla empusa*, in Narragansett Bay, Rhode Island (U.S.A.). Estuar. Coast. Mar. Sci., 8: 87-98.
- 中井 昭. 1983. シャコの資源管理型漁業 - 横浜市漁協の事例 -. 水産の研究, 2: 73-76.
- 中田尚宏. 1986. 東京湾におけるシャコ幼生の分布について. 神水試研報, 7:17-22.
- 中田尚宏. 1987. 東京湾におけるシャコの初期成長及び成長と年齢について. 水産海洋研究会報, 51: 307-312.
- 中田尚宏. 1989a. 東京湾産シャコの移動と資源量の推定. 水産海洋研究, 53: 131-137.

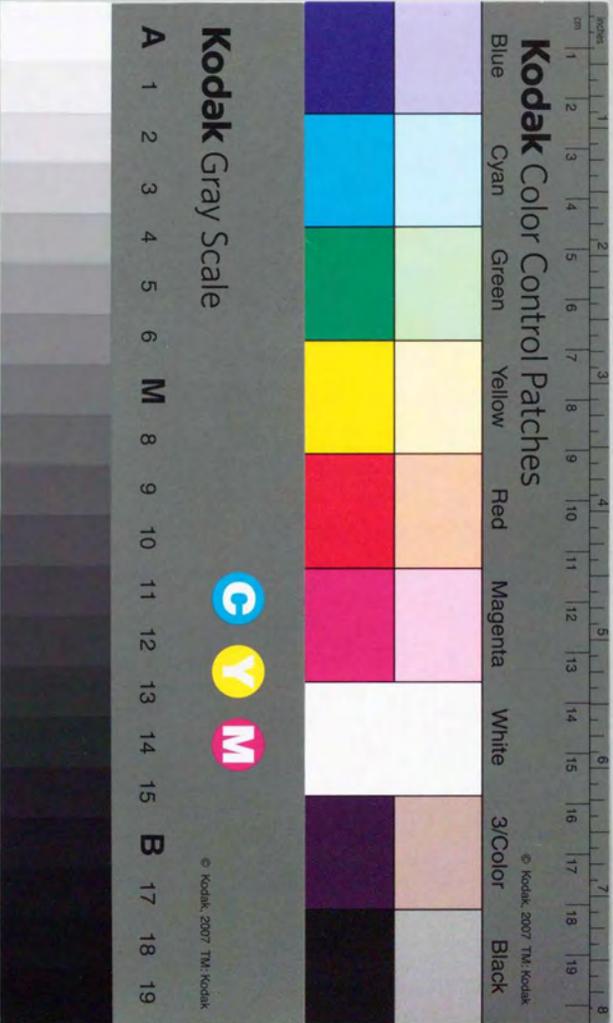
- 中田尚宏. 1989b. 東京湾におけるシャコの生物学的特性. 神水試研報, 10: 63-69.
- 夏八木尚之・今井正昭. 1969. 貝類・甲殻類振興対策試験, 1. シャコ資源調査. 昭和42年度神奈川水試金沢分場事報, 20-32.
- 岡田啓介. 1974. 東シナ海・黄海産マダイの漁業生物学的研究. 西水研研報, 44: 49-185.
- 朴 鍾洙. 1989. 東京湾のマコガレイ資源に関する研究. 東京大学大学院農学系研究科博士学位論文, 東京. 126pp.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. int. Explor. Mer.*, 39: 175-192.
- Pauly, D. and G. Gaschütz. 1979. A simple method for fitting oscillating length growth data, with a program for pocket calculators. *ICES CM 1979/G.24, Demersal Fish Cttee.* 26pp.
- Rikhter, V. A. and V. N. Efanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. *ICNAF Res. Doc.*, 76/VI/8: 12pp.
- Saila, S. B. 1983. Importance and assessment of discards in commercial fisheries. *FAO Fish. Circ.*, C765: 62pp.
- SAS Institute Inc. 1985. *SAS User's Guide: Statistics, Version 5 Edition.* SAS Institute Inc., Cary. 956pp.
- 千田哲資. 1967. 瀬戸内海におけるシャコ幼生の出現と垂直分布. *日水誌*, 33: 508-512.
- 千田哲資・清水 昭・原田徳三. 1969a. 岡山県東部におけるシャコ漁業. 昭和43年度岡山水試事報, 5-12.

- 千田哲資・清水 昭・原田徳三. 1969b. シャコの食性, 特に共食いについて.
昭和43年度岡山水試事報, 13-19.
- 千田哲資・清水 昭・原田徳三. 1969c. 瀬戸内海のシャコ卵巢の季節変化.
昭和43年度岡山水試事報, 20-29.
- Shepherd, J. G. 1988. Fish stock assessments and their data requirements, in Fish Population Dynamics second edition (Ed. J. A. Gulland), John Wiley & Sons Ltd, New York. pp.35-62.
- 柴漁業協同組合. 1990. 蒼穹の下魚鱗耀きし地「柴漁業協同組合史」. 柴漁業協同組合, 横浜. 407pp.
- Shiino, S. M. 1942. Studies of the embryology of *Squilla oratoria* de Haan. Mem. Coll. Sci., Kyoto Imp. Univ., B17: 77-174, pls. 4-14.
- 椎野季雄. 1964. 動物系統分類学, 7 (上) 節足動物 (I) 総説・甲殻類, 中山書店, 東京. pp.281-291.
- Shinoda, M., P. Y. Lim, and S. M. Tan. 1978. Preliminary study of trash fish landed at Kangkar Fish Market in Singapore. Nippon Suisan Gakkaishi, 44: 595-600.
- 清水 誠. 1984. 東京湾の環境の変化と漁業資源の推移. 産業公害, 21: 11-23.
- 清水 誠. 1989. 生態系モデルによる資源管理に関する基礎的研究. 昭和63年度文部省科学研究費補助金研究成果報告書, 55pp.
- 清水 誠. 1990. 東京湾の魚介類 (6) 昭和60年代の生物相. 海洋と生物, 12: 183-189.
- 清水詢道. 1990. 東京湾の小型底びき網の漁業管理に関する研究-I シャコの漁獲に対する網目拡大の影響. 神水試研報, 11: 27-33.

- Shinonson, J. L. and R. J. Hochberg. 1986. Effects of air exposure and claw breaks on survival of stone crabs Menippe mercenaria. Trans. Am. Fish. Soc., 115: 471-477.
- Sokal, R. R. and F. J. Rohlf. 1981. Biometry second edition. W. H. Freeman and Company, New York. 859pp.
- Somerton, D. A. 1980. Fitting straight lines to Hiatt growth diagrams: a re-evaluation. J. Cons. int. Explor Mer, 39: 15-19.
- Sparre, P., E. Ursin, and S. C. Venema. 1989. Introduction to tropical fish stock assessment Part 1 - Manual. FAO Fish. Tech. Pap., 306/1: 337pp.
- 鈴木 順. 1971. 東京都内湾漁業興亡史 (東京都内湾漁業興亡史編集委員会編). 東京都内湾漁業興亡史刊行会, 東京. pp.173-268.
- 高松利演・三村哲夫・塩谷照雄. 1966. シャコ幼生の飼育について (子報). 水産増殖, 14: 1-7, pls. 1-2.
- 田中昌一. 1960. 水産生物の Population Dynamics と漁業資源管理. 東海水研報, 28: 1-200.
- 田中昌一. 1985. 水産資源学総論. 恒星社厚生閣, 東京. 381pp.
- Templeman, W. 1936. Local differences in the life history of the lobster (Homarus americanus) on the coast of the Maritime Provinces of Canada. J. Fish. Res. Bd. Canada, 2: 41-88.
- Tokai, T., H. Ito. and Y. Masaki. 1990. Mesh selectivity curves of a shrimp beam trawl for southern rough shrimp Trachypenaeus curvirostris and mantis shrimp Oratosquilla oratoria. Nippon Suisan Gakkaishi, 56: 1231-1237.
- 時村宗春. 1985. 東京湾内湾部における底生魚介類の分布構造. 東京大学大

- 学院農学系研究科博士学位論文，東京，156pp.
- 通山正弘・工藤晋二・黒木敏行．1971．延岡湾における小型底曳網漁業について－II その漁獲物組成．南西海区水研報，4：13-35．
- 上城義信・横松芳治．1984．大分県豊前海域において小型底曳網によって投棄される生物の種組成．大分浅海調研報，6：1-24．
- 上田幸男・城 泰彦・楠本輝一・渡辺健一．1988．紀伊水道産シャコの資源生物学的研究，第20回南西海区ブロック内海漁業研究会報告，1-9．
- Vakily, J. M., M. L. Palomares, and D. Pauly. 1986. Computer programs for fish stock assessment: applications for the HP 41 CV calculator. FAO Fish. Tech. Pap., 101: 255pp.
- Wilder, D. G. 1953. The growth rate of the American lobster (*Homarus americanus*). J. Fish. Res. Bd. Canada, 10: 371-412.
- 山崎 誠．1985．シャコ *Oratosquilla oratoria* (De Haan) の食物摂取．北大水産彙報，36：177-181．
- 山崎 誠．1988．シャコ *Oratosquilla oratoria* (De Haan) の生物生産過程に関する生態学的研究．西水研報，66：69-100．
- 山崎 誠・富士 昭．1980．陸奥湾産シャコ (*Squilla oratoria* de Haan) の生殖周期．北大水産彙報，31：161-168．
- 矢沢敬三・池田文雄．1988．東京湾における低酸素水の分布および、シャコと溶存酸素量との関係．神水試研報，9：95-100．
- 依田 孝．1972．石狩湾のシャコについて．北水試月報，29：2-14．





Kodak Color Control Patches

Blue Cyan Green Yellow Red Magenta White 3/Color Black

Kodak Gray Scale

A 1 2 3 4 5 6 M 8 9 10 11 12 13 14 15 B 17 18 19

C Y M

© Kodak, 2007 TM: Kodak