

진해만 저서동물의 군집생태

2. 우점종의 분포

임현식 · 홍재상*

목포대학교 해양자원학과 · *인하대학교 해양학과

Ecology of the Macrozoobenthos in Chinhae Bay, Korea

2. Distribution Pattern of the Major Dominant Species

Hyun-Sig LIM and Jae-Sang HONG*

Department of Marine Resources, Mokpo National University, Chonnam 534-729, Korea

*Department of Oceanography, Inha University, Incheon 402-751, Korea

A study on the distribution of the major dominant species of macrobenthos was carried out in Chinhae Bay from June 1987 to May 1990. The 13 dominant species, based on the number of individuals and frequency, occupied more than 70% of the total individuals. Of these species, 11 species represented polychaetes (85%) and 2 species molluscs (15%). The dominant species included *Lumbrineris longifolia*, *Paraprionospio pinnata* and *Theora fragilis*, with a density of 173.3 (± 55.4), 169.3 (± 257.8) and 81.8 (± 93.3) ind./m², respectively. In terms of biomass these dominant species occupied more than 75% of the total biomass of the macrobenthos. These were composed of 6 species of polychaetes, 7 of molluscs and one echinoderm. The biomass of *Macoma tokyoensis*, *Periglypta* cf. *puerpera* and *Paraprionospio pinnata* were predominant (more than 45% of the total biomass), and their biomass were 14.69 (± 30.17), 8.71 (± 29.40), 4.17 (± 11.93) g/m², respectively. In terms of density, distribution patterns of *Lumbrineris longifolia*, *Paraprionospio pinnata*, *Aricidea jeffreysii*, *Magelona japonica*, *Sigambra tentaculata*, *Raetellops pulchella*, *Glycinde gurjanovae* were discussed. In the inner area of the bay with high organic content, *Lumbrineris longifolia*, *Paraprionospio pinnata*, *Aricidea jeffreysii*, *Sigambra tentaculata*, *Raetellops pulchella* were predominant, whereas in the mouth of the bay with low organic content, *Magelona japonica*, *Glycinde gurjanovae*, *Sternaspis scutata*, *Theora fragilis* were dominant. *Lumbrineris longifolia* was widely distributed throughout the bay. However, *Paraprionospio pinnata*, *Aricidea jeffreysii* and *Sigambra tentaculata* had high density particularly in the central part of the bay where there was high organic content in surface sediment, and these species possibly can be used as the potential pollution indicating species.

Key words : macrobenthos, dominant species, distribution pattern, Chinhae Bay

서 론

저서동물 군집의 구조 및 변동은 그 군집을 구성하는 몇몇 우점종의 분포 양상과 변동에 따라 크게 영향을 받는 것으로 알려져 있다. 특히 유기오염의 영향을 받는 내만에서의 저서동물군집은 우점종의 개체수 점유 비율이 타 해역에 비하여 상대적으로 높고, 환경인자의 변동에 따라 이들 우점종의 분포 양상은 영향을 받게 된다. 따라서 어느 해역에 서식하는 저서동물의 군집에 있어서, 우점종의 공간 분포 양상과 이들의 계절적인 변동 특성 등은 그 군집의 구조와 특성을 파악하는 데 좋은 정보를 제공한다.

저서동물이 수서생태계 내에서 가지는 역할은 매우 다양하며, 유용 저어류나 무척추동물의 먹이로서도 매우 중요한 부분을 차지한다 (Daan, 1973; McIntyre, 1978;

McIntyre and Eleftheriou, 1968). 따라서 저서동물은 저어류의 성장효율과 생산에 영향을 미치는 주요인이 될 수도 있으며, 그 밖에도 해양생태계의 먹이망 등의 역학 관계를 이해하는 데 필수적이다 (Mills, 1975). 한편 연안의 일정 해역에서 유용어류의 환경 수용량을 추정하기 위해서도 저서동물의 현존량에 대한 조사는 필수적인 요인이기도 하다 (Matsumiya et al., 1986).

지금까지 우리나라의 저서동물의 생태학적 연구에서는 군집 분석의 일환으로 우점종을 이용한 경우가 대부분이기 때문에, 각 우점종의 분포 및 계절에 따른 변동은 보다 상세히 다루어지지 못하였다. 따라서 군집 내에서의 우점종의 중요성이 과소 평가되어, 결국 분석으로부터 얻을 수 있는 정보가 누락될 가능성이 많다. 특히 진해만의 경우 퇴적상과 퇴적물의 유기물 함량 및 저층수의 용존 산소량에 따라 저서환경이 특징지어지고, 우점종의 분포

가 달라지며, 이들이 진해만 전체의 저서동물 군집의 구조를 조절하고 있는 것으로 밝혀지고 있다 (Lim and Hong, 1994a, b, 1996b).

진해만에서의 저서동물에 관한 연구로는, 오염구배에 따른 저서동물 군집의 변동 (Hong and Lee, 1983), 빈산소 수괴형성이 저서동물의 분포와 생물량에 미치는 영향 (Hong, 1987), 진해만 양식장 밀집해역의 저서동물 분포 (Lim et al., 1992), 진해만의 환경 특성 (Lim and Hong, 1994a)과 저서동물 군집을 이용한 오염평가 방법의 적용 (Lim and Hong, 1994b) 등이 있다. 그러나 저서동물의 우점종만을 다룬 예로서는 아기반투명조개 (*Theora fragilis*)의 분포 특성 (Lim et al., 1995) 및 오뚜기갯지렁이의 분포 및 성장 (Lim and Hong, 1996a)에 대한 연구들이 있을 뿐이다.

본 연구에서는 진해만 내의 저서동물 군집내에서 우점종의 종류를 알아보고, 이들의 분포 양상과 환경 요인과의 관계, 계절에 따른 공간 분포 및 밀도의 변동, 새로운 개체의 가입 등 전반적인 특성을 파악하고자 하였다. 우점종은 개체수 측면에서의 우점종과 생물량 (biomass) 측면에서의 우점종을 동시에 고려해 볼 수 있으나, 군집의 구조를 결정하는 것은 주로 개체수이기 때문에, 본 논문에서는 개체수 측면에서의 우점종을 고려하였다.

재료 및 방법

본 연구에서 저서동물의 채집 및 환경요인의 측정을 위한 장소, 정점, 기간 및 측정법은 Lim and Hong (1994a)과 같으며, 채집된 저서동물 시료의 처리방법은 Lim and Hong (1994b)이 수행한 방법과 동일하다.

우점종의 순위를 정하기 위한 지수는 출현 개체수와 출현 빈도를 동시에 고려하는 Le Bris 지수 (Le Bris, 1988)를 사용하였다.

즉,

$$F_{ij} = \{(P_{ij}/P_j) \times 100\}$$

P_{ij} = j번째 군집에서 i종의 출현 횟수

P_j = j번째 군집에서 전체 정점수

$$D_{ij} = [(\sum_{k=1}^p (N_{ik}/N_k) \times 100/P_j) \times 100]$$

N_{ik} = j군집에서 k번째 정점에서 i종의 개체수 또는 생물량

N_k = k번째 정점에서 전체 개체수 또는 생물량

$$D'_{ij} = F_{ij} \times D_{ij} \times 100$$

한편, 우점종의 분포에 영향을 미치는 물리 환경요인을 파악하기 위하여, Lim and Hong (1994a)이 수행한 주성분 분석의 결과를 이용하여, 주성분 1축과 2축에 대해 각 우점종의 정점별 출현 밀도를 도시하였다 또한 조사해역의 환경 특성을 고려하여, 내만에 위치한 정점 1, 2, 12는 내만해역, 정점 9, 10, 11은 진해만 중앙부, 정점 3, 4, 8은 진해만 입구해역, 그리고 정점 5, 6, 7은 외해역으로 나타내었다.

결 과

1. 우점종의 종류

전 조사기간 동안 채집된 저서동물 중 개체수 우점종은 Table 1에서와 같다. 진해만에서 출현한 총 287종 가운데, 개체수 면에서 볼 때 상위 13종이 전체 출현 개체수의 70% 이상을 차지하고 있으며, 이 가운데 다모류는 11종이었으며, 연체동물은 2종이었다. 전체 출현 개체수에 대해 2% 이상을 차지하는 종은 9종이었으며, 이들 개체수의 합은 전체 출현 개체수의 64%에 해당된다. 가장 우점한 종은 유기물이 풍부한 해역에서 높은 밀도로 발견되는, 다모류의 *Lumbrineris longifolia*와 *Paraprionospio pinnata* 및 내만성 지표종으로 잘 알려진 소형 이매패류의 *Theora fragilis*였으며, 각각 173.3 (± 55.4), 169.3 (± 257.8), 81.8 (± 93.3) 개체/m²의 밀도로 분포하였다. 다모류인 *Aricidea jeffreysii*, *Magelona japonica*도 각각 62.3 (± 34.2), 55.1 (± 22.8) 개체/m²가 출현하였다.

한편 Le Bris 지수로서 선별한 생물량 우점종은 Table 2에서와 같다. 전체 출현종 가운데 14종의 생물량이 전체 채집된 생물량의 75% 이상을 차지하고 있으며, 이 가운데 다모류가 6종, 연체동물이 7종, 극피동물이 1종이었다. 생물량에 의한 우점종은 이매패류인 *Macoma tokyoensis* 및 *Periglypta cf. puerpera*, 그리고 다모류인 *Paraprionospio pinnata*가 우점하여 이들 3종이 전체 생물량의 약 45% 이상을 차지하였으며, 이들의 생물량은 각각 14.69 (± 30.17), 8.71 (± 29.40), 4.17 (± 11.93) g/m²이었다. 또한 이매패류인 *Acila divaricata*와 다모류인 *Sternaspis scutata*도 우점하여 4.47 (± 10.91) g/m² 및 3.66 (± 7.22) g/m²였다.

2. 우점종의 공간분포 패턴

(1) *Lumbrineris longifolia*

*L. longifolia*는 진해만 내에서 가장 우점하게 출현하는 종으로서 진해만 내의 모든 정점에서 출현하였다. 특히

Table 1. The list of the dominant species based on the number of individuals by Le Bris index in Chinhae Bay during the study period (June 1987 to May 1990)

Rank	Species name	Mean density (ind./m ² ± SD)	Total ind.	% of total ind.	Cum. % of total ind.	Freq.	Le Bris index
1	<i>Lumbrineris longifolia</i> (po)	174.75 ± 208.79	42989	16.80	16.80	22	172406.53
2	<i>Paraprionospio pinnata</i> (po)	157.23 ± 541.33	38679	15.11	31.91	22	139099.20
3	<i>Theora fragilis</i> (bi)	83.45 ± 210.93	20529	8.02	39.93	22	76886.59
4	<i>Aricidea jeffreysii</i> (po)	62.11 ± 151.83	15279	5.97	45.90	22	62859.02
5	<i>Magelona japonica</i> (po)	56.46 ± 89.73	13889	5.43	51.33	22	54874.64
6	<i>Sigambra tentaculata</i> (po)	47.51 ± 90.94	11689	4.57	55.90	22	47032.43
7	<i>Raetellops pulchella</i> (bi)	34.75 ± 263.85	8547	3.34	59.24	22	34091.75
8	<i>Sternaspis scutata</i> (po)	26.80 ± 54.60	6593	2.58	61.82	22	28392.73
9	<i>Glycinde gurbanovae</i> (po)	25.36 ± 29.74	6240	2.44	64.26	22	25340.20
10	<i>Notomastus</i> sp.(po)	19.91 ± 39.84	4899	1.91	66.17	22	20273.17
11	<i>Tharyx</i> sp.(po)	18.16 ± 42.63	4469	1.75	67.92	22	17336.34
12	<i>S. cf. costarum</i> (po)	16.16 ± 36.83	3976	1.55	69.47	22	16834.19
13	<i>Mediomastus</i> sp.(po)	14.87 ± 69.81	3659	1.43	70.90	20	14137.16

po: polychaete, bi: bivalve

Table 2. The list of the dominant species based on the biomass (wet wt., g) by Le Bris index in Chinhae Bay during the study period (June 1987 to May 1990)

Rank	Species name	Mean biomass (g/m ² ± SD)	Total Biomass	% of total biomass	Cum. % of total bio.	Freq.	Le Bris index
1	<i>Macoma tokyoensis</i> (bi)	14.69 ± 30.17	5559.894	22.64	22.64	22	219954.043
2	<i>Periglypta cf. puerpera</i> (bi)	8.71 ± 29.40	3834.244	15.61	38.25	20	135868.422
3	<i>Paraprionospio pinnata</i> (po)	4.17 ± 11.93	1813.380	7.38	45.64	22	72150.495
4	<i>Acila divaricata</i> (bi)	4.47 ± 10.91	1744.244	7.10	52.74	13	33404.733
5	<i>Sternaspis scutata</i> (po)	3.66 ± 7.22	912.149	3.71	56.45	19	32549.410
6	<i>Yoldia johanni</i> (bi)	1.80 ± 6.64	767.990	3.13	59.58	22	28750.413
7	<i>Scapharca broughtonii</i> (bi)	4.02 ± 26.88	759.247	3.09	62.67	22	24589.753
8	<i>Protankyra bidentata</i> (ec)	6.86 ± 9.24	640.177	2.61	65.28	19	24394.751
9	<i>Pista cristata</i> (po)	1.89 ± 3.72	526.268	2.14	67.42	22	20533.716
10	<i>Glycera chirori</i> (po)	2.48 ± 3.63	506.854	2.06	69.49	22	19835.085
11	<i>Raetellops pulchella</i> (bi)	1.69 ± 7.53	442.869	1.80	71.29	22	17968.873
12	<i>Lumbrineris longifolia</i> (po)	1.24 ± 1.53	397.094	1.62	72.91	22	17144.760
13	<i>Notomastus</i> sp.(po)	1.11 ± 1.73	356.333	1.45	74.36	18	14694.996
14	<i>Zeuxis caelatus</i> (ga)	1.55 ± 2.92	347.853	1.42	75.78	22	12715.625

po: polychaete, bi: bivalve, ga: gastropod, ec: echinoderm

진해만 중앙부에 위치한 정점 8, 9, 10과 입구에 위치한 정점 3, 4에서 그 출현 밀도가 높았다. 한편 내만에 위치한 정점 1, 2 및 12에서는 출현하지 않거나, 출현하더라도 밀도가 극히 적었다 (Fig. 1). 결국 이 종은 진해만 전역에 걸쳐 분포하지만, 만 중앙부 및 입구역에서 밀도가 상대적으로 높았고, 내만역 및 외해역은 상대적으로 밀도가 낮았다. 따라서 만 중앙부 및 입구역이 주된 분포역임을 알 수 있었다. 계절별 분포해역의 특징을 보면, 여름철인 7, 8, 9월에는 주로 만 입구 정점에서 분포 밀도가 상대적으로 높았고, 내만에서의 밀도는 상대적으로 낮았다. 특히 8월부터 이듬해 2월까지의 진해만 내의 정

점 1과 2에서는 출현하지 않았다. 11월부터 밀도는 전반적으로 감소하는 양상이지만, 분포역은 내만으로 확대되었다. 그 후 봄철에는 여름철 이후 출현하지 않던 정점 1과 2에서도 출현하였다. 3월과 4월에는 내만의 정점 10에서 580개체/m² 및 784개체/m²가 출현하여, 다른 정점에 비해 상대적으로 높은 밀도를 나타내었다. 한편 정점 12의 경우 5월에 2개체/m²가 출현하였으며, 8월을 제외하고 6월부터 이듬해까지 계속 출현하지 않았다.

전체 정점에서의 월별 밀도 변동은 평균 104.0~309.5 개체/m²의 범위로서 (Fig. 2), 1987년 6월과 1989년 7월에 상대적으로 높은 밀도였으며, 가을철과 겨울철인 1987년

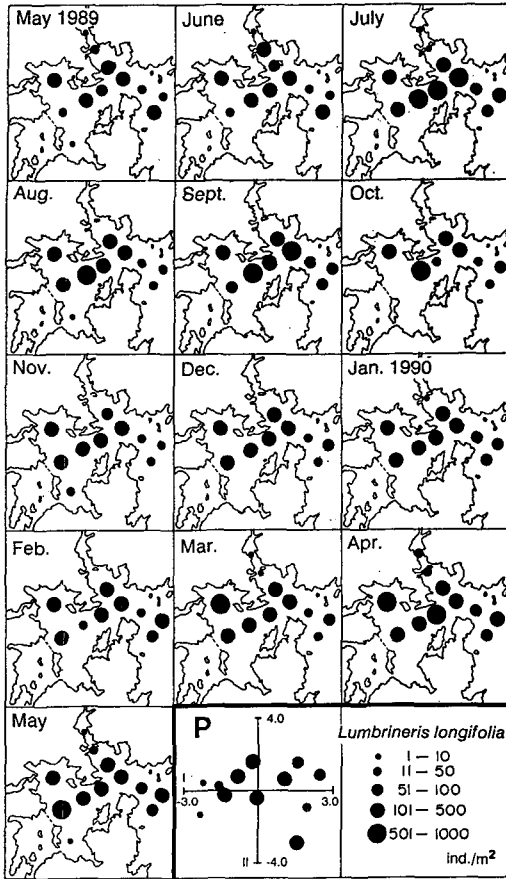


Fig. 1. Spatial distribution of *Lumbrineris longifolia* in Chinhae Bay. P indicates the result of PCA analysis using five environmental factors, water temperature, salinity and dissolved oxygen in bottom water layer, SOC and mean grain size in sediment.

10월과 1989년 12월에 가장 낮은 밀도를 나타내었다. 그러나 겨울철과 봄철이 되면서 밀도는 다시 증가하는 경향을 나타내었다. 따라서 초여름에 가장 높은 밀도를 나타낸 이후, 가을철에는 감소하고 다시 겨울과 봄이 되면서 밀도가 증가하는 일련의 주기적인 양상을 반복하고 있었다.

한편 이 종은 퇴적물 내의 유기 탄소 함량이 4.0~6.0 (평균 4.28 ± 1.12) %인 곳에 주로 분포하였으며, 이 점점들의 평균 밀도는 8.96 (± 0.64) 개체였다. 또한 유기물량의 증가에 따라 밀도는 증가하지만 지나칠 경우 밀도는 오히려 감소하는 양상을 나타내었다 (Fig. 3).

(2) *Paraprionospio pinnata*

*P. pinnata*는 봄철과 여름철에는 진해만 중앙부와 마산만 입구 정점에서 상대적으로 높은 밀도로 출현하였다

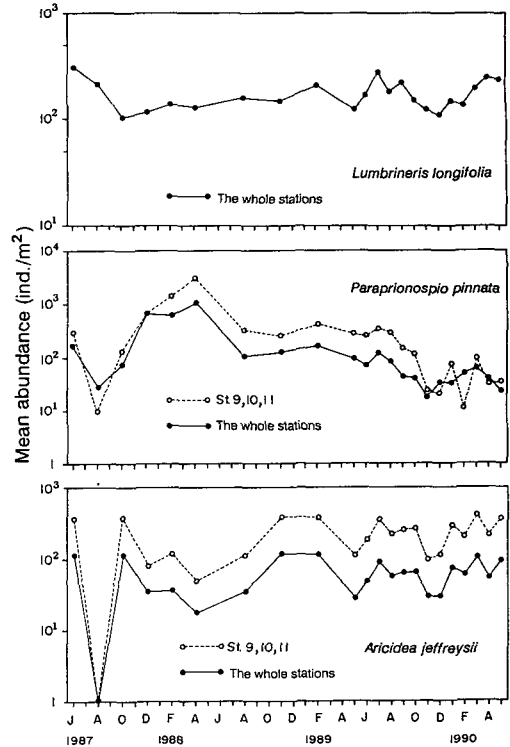


Fig. 2. Seasonal fluctuation of mean abundance of *Lumbrineris longifolia*, *Paraprionospio pinnata* and *Aricidea jeffreysii* in Chinhae Bay.

(Fig. 4). 마산만 내에 있는 정점 1, 2의 경우 6월부터 11월까지는 출현하지 않다가, 12월부터 밀도가 증가하여 이듬해 2월부터 4월까지 비교적 높은 밀도로 출현하였으나, 그 후 5월부터는 서식 밀도가 감소하였다. 특히, 저층 빈산소 수괴가 형성되는 정점 1과 2에서는, 저층수의 용존 산소량이 회복된 가을철에도 출현하지 않았으며, 겨울철인 2월이 되어야 밀도가 크게 증가하였다. 한편 7월과 8월에는 정점 10에서 각각 550개체/m², 851개체/m²가 출현하였는데, 전 조사기간 중 가장 높은 밀도였다. 또한 정점 12의 경우에는 전 조사기간 동안 11월 및 5월에만 낮은 밀도로 출현하였고, 그 이외에는 출현하지 않았다. 따라서 이 종은 전형적인 기회종의 특성을 지니고 있음을 알 수 있다.

*P. pinnata*의 전체 정점의 월별 평균 밀도 변화는 1987년 8월에 18개체/m²가 출현하여 가장 낮았으며, 1988년 4월에는 1067개체/m²로 조사기간 중 가장 높은 밀도를 나타내었다 (Fig. 2). 그러나 계속 밀도가 감소하는 양상이므로 1990년 3월에 일시적인 밀도 증가를 나타내지만 밀도의 감소 경향이 뚜렷하였다. 특히 이 종의 월별 밀도 변동은 주 분포역인 진해만 중앙부 정점 9, 10, 11에서의

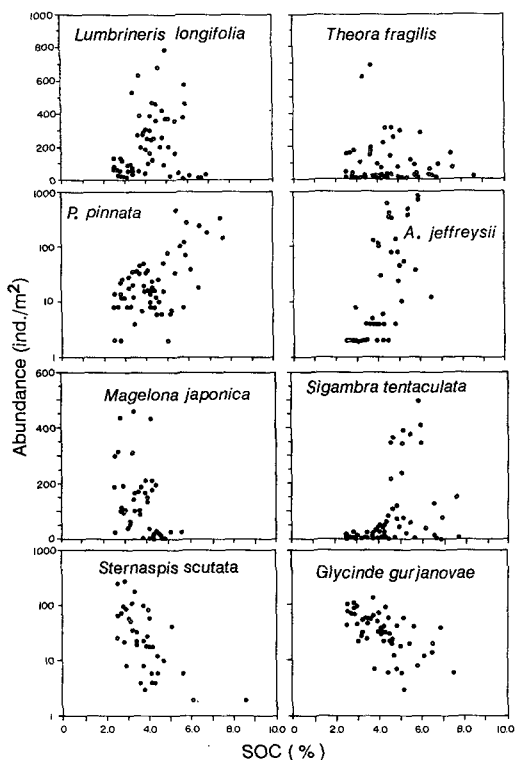


Fig. 3. Relationship between SOC content and abundance of eight dominant species *Lumbrineris longifolia*, *Paraprionospio pinnata*, *Theora fragilis*, *Aricidea jeffreysii*, *Magelona japonica*, *Sigambra tentaculata*, *Sternaspis scutata* and *Glycinde gurjanovae* in Chinhae Bay.

밀도 변동에 따라 영향을 받고 있었다.

*P. pinnata*의 분포와 퇴적물 내의 유기물량의 관계는, 유기물량이 8.0%까지는 유기물량의 증가와 함께 밀도가 증가하는 경향이 뚜렷하였다 ($r^2=0.308$, $p<0.01$). 따라서 이 종의 서식 밀도는 퇴적물의 유기물 함량과 밀접한 상관관계가 있음을 알 수 있다 (Fig. 3).

(3) *Aricidea jeffreysii*

*A. jeffreysii*는 진해만 중앙부에 위치한 정점들에서 풍부하게 발견되며, 외해수의 영향을 받고 유기 오염도가 낮은 만 입구의 정점들에서는 서식 밀도가 낮거나 출현하지 않았다. 한편 유기 오염도가 높은 마산만과 고현성만에 위치한 정점들에서는 1989년 11월을 제외하고는 출현하지 않았다 (Fig. 5). 진해만 중앙부의 정점 9, 10, 11은 이 종의 주된 분포역이었는데, 전계절에 걸쳐 이들 3개 정점에서의 출현밀도가 상대적으로 높았다. 특히 1990년 3월에는 정점 10에서 814개체/m²가 출현하여 가장 높은 밀도를 나타냈으며, 4월과 5월에도 각각 610개체/m², 686

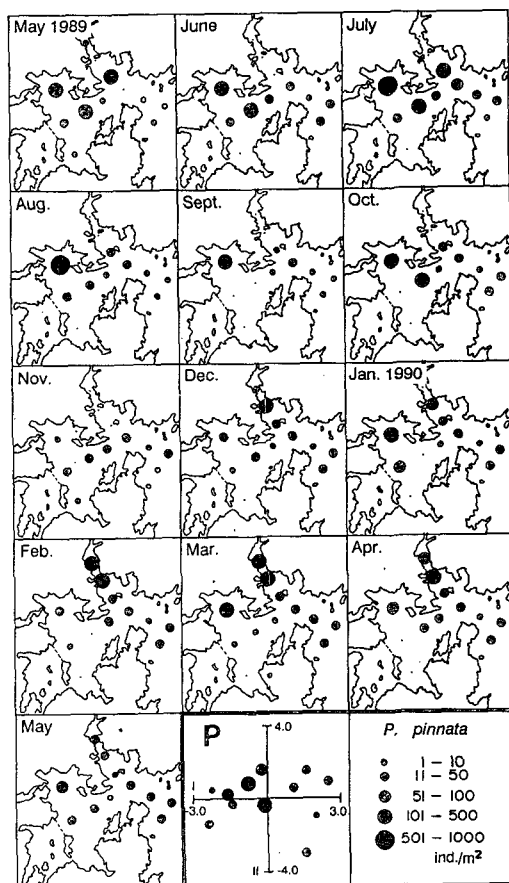


Fig. 4. Spatial distribution of *Paraprionospio pinnata* in Chinhae Bay. P is same as Fig. 2.

개체/m²로서 상대적으로 높은 밀도를 나타내었다.

진해만 전체 정점에서의 월별 평균 밀도 변동은 0.9~116.1개체/m² 범위로서, 1987년 8월에는 조사기간 중 가장 낮은 밀도를 나타내었다 (Fig. 2). 또한 1988년 4월과 1989년 5월 및 10월에도 밀도가 낮았으며, 가을철과 겨울철에는 밀도가 다시 증가하였다. 정점 9, 10, 11에서의 밀도가 이 종의 밀도 변동에 영향을 미치고 있었는데, 계절에 따른 밀도의 증감은 크지 않고 거의 일정한 수준을 유지하였다.

이 종이 분포하는 정점들의 퇴적물 유기물 함량은 4.0~6.0 (평균 4.21 ± 0.92) % 범위로서, 진해만의 내만 정점들 보다는 낮은 양상이지만, 외해에 비해 높은 값이었다 (Fig. 3). 이들 정점들의 평균 입도는 $9.05 (\pm 0.61) \phi$ 로서 진해만 내에서 상대적으로 세립한 퇴적상을 나타내었다.

(4) *Magelona japonica*

*M. japonica*의 분포역은 진해만의 입구에 위치한 정점

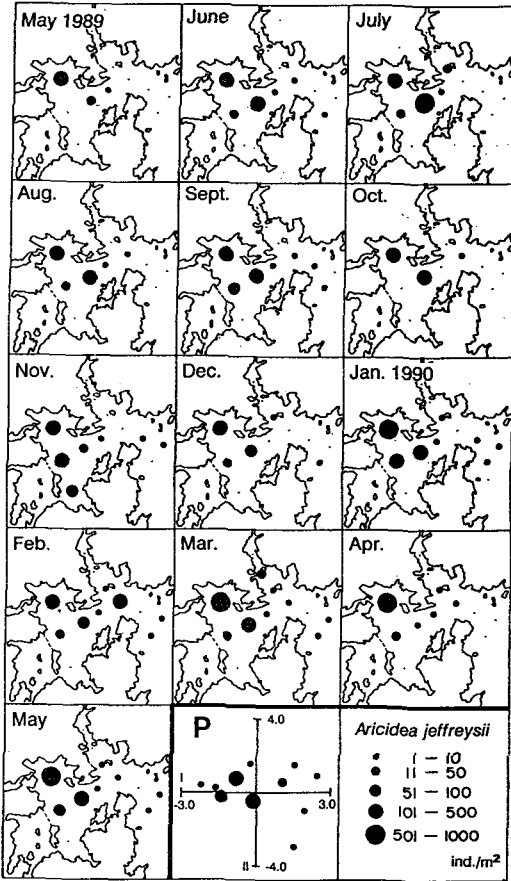


Fig. 5. Spatial distribution of *Aricidea jeffreysii* in Chinhae Bay. P is same as Fig. 2.

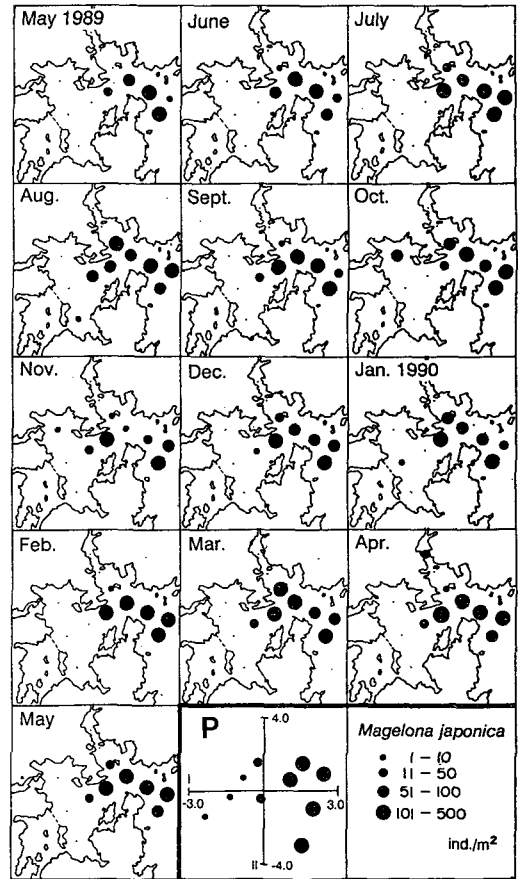


Fig. 6. Spatial distribution of *Magelona japonica* in Chinhae Bay. P is same as Fig. 2.

들이었으며, 분포역은 계절적으로 일정한 경향을 나타내었다. 진해만 중앙부에 위치한 정점 10, 11, 12의 경우, 전계절을 통하여 출현하지 않거나 출현하더라도 밀도가 매우 낮은 양상이었다 (Fig. 6). 특히 내만에 위치한 정점 1과 2의 경우에는 1990년 4월에 22개체/m²가 출현한 것을 제외하고는 출현하지 않았다. 따라서 *M. japonica*의 분포는 정점에 따른 계절별 밀도의 변동은 있지만, 외양수의 영향을 받는 진해만 입구 해역으로 분포 범위가 한정되어 있으며, 내만에 위치한 정점들에서는 출현 빈도도 적을 뿐 아니라 분포 밀도도 매우 낮았다.

진해만 전체 정점에서 월평균 12.5~105.2개체/m² 범위로 출현하였는데, 1987년 6월과 1989년 7월에 상대적으로 밀도가 높았다 (Fig. 7). 그러나 1987년 11월과 1989년 12월에는 밀도가 최저로 감소하였으며, 겨울철부터 다시 증가하였다. 그러나 전반적으로 보아 계절별 밀도의 증감은 크지 않았으며, 1990년 이 후에는 점차 증가하는 경향이였다. 한편 정점 4, 5 및 8에서의 밀도 변동이 이

종의 전반적인 밀도 변동에 영향을 미치고 있었다.

M. japonica 분포역에서의 퇴적물내의 유기물 함량은 2.5~4.5 (평균 3.72 ± 0.74) %였으며 (Fig. 3), 이들 정점들의 평균 입도는 8.77 (± 0.62) φ 범위로서 진해만내에서는 상대적으로 조립한 퇴적상에 속하는 정점들이다.

(5) *Sigambra tentaculata*

*S. tentaculata*는 주로 진해만 중앙부의 정점 9, 10 및 11에서 상대적으로 밀도가 높았다. 겨울철에는 마산만 입구 근처인 정점 2와 3에서도 비교적 밀도가 높았으며, 만 중앙부로부터 외해로 나갈수록 밀도가 감소하는 경향이였다 (Fig. 8). 5월에는 진해만 중앙부의 정점들에서 48~128개체/m² 범위로 출현한 반면, 내만 해역에서는 출현 개체가 없었으며 외해역에서는 10개체/m² 미만으로 출현하였다. 7월에는 정점 1과 12를 제외한 전 정점에 분포하는데, 진해만 중앙부의 정점 9, 10, 11에서 밀도가 높았으며, 정점 9에서 238개체/m²가 출현하였다. 8월에는 진해만 중앙부에서 밀도가 높았으며, 외해역으로 나갈수

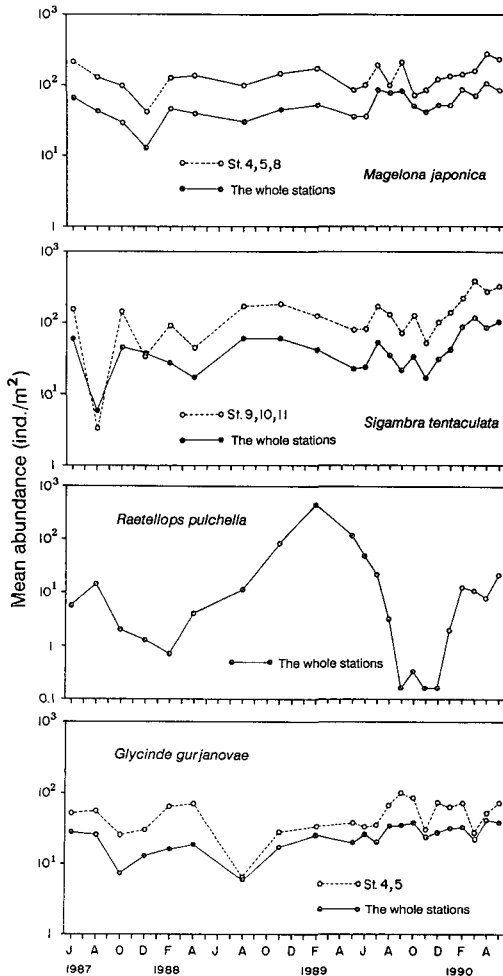


Fig. 7. Seasonal fluctuation of mean abundance of *Magelona japonica*, *Sigambra tentaculata*, *Raetellops pulchella*, and *Glycinde gurjanovae* in Chinhae Bay.

록 밀도가 감소하는 경향이였다. 그리고 내만역에서는 11월까지 출현하지 않았다. 겨울철인 12월부터는 분포범위가 점차 만 전체로 확대되어, 1월에는 정점 2와 9, 10에서 밀도가 증가하였다. 또한 2월에는 마산만내의 정점 1에서도 8개체/m²가 출현하였으며, 그 분포 범위가 만 전체로 확대되면서 밀도도 증가하였다. 봄철인 4월에는 진해만 내의 전 정점에서 출현하였으며 밀도는 증가된 양상이었다. 그러나 계절에 따른 밀도의 변동은 크지 않으며 그 분포역도 일정한 양상이었다. 한편 내만역에는 여름철과 가을철에는 서식하지 않았으며, 외해로 갈수록 밀도가 감소하여 진해만 입구에 위치한 정점에서는 낮은 밀도를 나타내었다.

월별 출현 양상은 전정점 평균 5.7~119.8개체/m²의 범

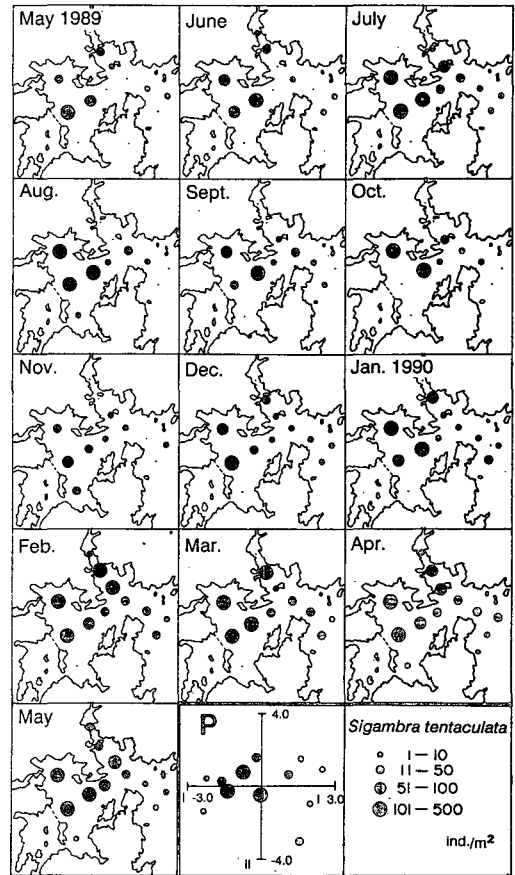


Fig. 8. Spatial distribution of *Sigambra tentaculata* in Chinhae Bay. P is same as Fig. 2.

위였다 (Fig. 7). 1987년 8월에 가장 낮아 평균 5.7개체/m²였는데, 10월에는 평균 44개체/m²로 증가하였다. 그 후 감소하여 1988년 4월에는 평균 17.2개체/m²였으며, 8월에는 평균 60.5개체/m²로 다시 증가하였다. 그러나 겨울철과 봄철에 걸쳐 다시 감소하였다가, 1989년 7월에 52.7개체/m²로 증가한 후 1989년 11월에 최저로 감소하였다. 1989년 12월부터는 계속적으로 증가하여 1990년 3월에는 119.8개체/m²로 가장 높은 밀도를 나타내었다. 이 종의 전체 밀도의 변동은 주 분포역인 정점 9, 10, 11에서의 밀도 변동에 의해 영향을 받고 있었다.

*S. tentaculata*가 분포하는 정점에서의 퇴적물 유기물 함량은 4.5~6.0 (평균 4.44 ± 1.27) % 범위에서 상대적으로 높은 밀도를 나타내었으며 (Fig. 3) 이들 정점에서의 퇴적물 평균 입도는 8.99 (± 0.64) φ였다.

(6) *Raetellops pulchella*

이때패류인 *R. pulchella*는 유기오염이 어느 정도 진행된 지역에서 높은 밀도로 출현하는 내만성 종으로서, 5~

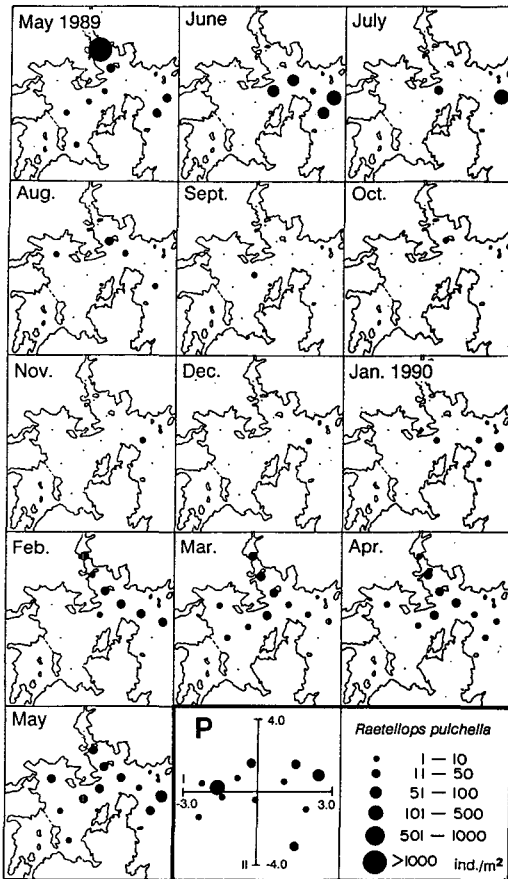


Fig. 9. Spatial distribution of *Raetellops pulchella* in Chinhae Bay. P is same as Fig. 2.

6월까지의 여러 정점에서 출현하다가 여름철에는 몇 개 정점에서만 극히 낮은 밀도로 출현하였다. 그 후 겨울철인 1월에는 외해역에 위치한 정점에서도 낮은 밀도로 출현하기 시작하여, 점차 진해만과 마산만 내만으로 분포 범위가 확산되어 5월까지 지속되었다 (Fig. 9). 그러나 여름철이 되면서 내만에서는 완전히 소멸되었다. 1989년 5월에는 정점 2에서 1268개체/m²로서 상대적으로 가장 높은 밀도를 나타내었으나, 진해만 중앙부에 위치한 정점들에서는 4~10개체/m²의 범위였으며, 가장 외해쪽에 위치한 정점 6, 7에서는 각각 50개체/m²의 밀도로 출현하였다. 그러나 6월이 되면서 진해만 중앙부에 위치한 정점들에서는 출현하지 않고 진해만 입구에 위치한 정점들에서만 8~360개체/m²의 밀도로 출현하였다. 7월에는 정점 8과 6에서 각각 20개체/m² 및 246개체/m²의 밀도를 나타낸 것 외에 다른 정점들에서는 출현하지 않았다. 8월부터 12월까지는 출현한 정점수도 제한되었으며 밀도도 매우 낮은 양상이었다. 그러나 1월이 되면서 외해역

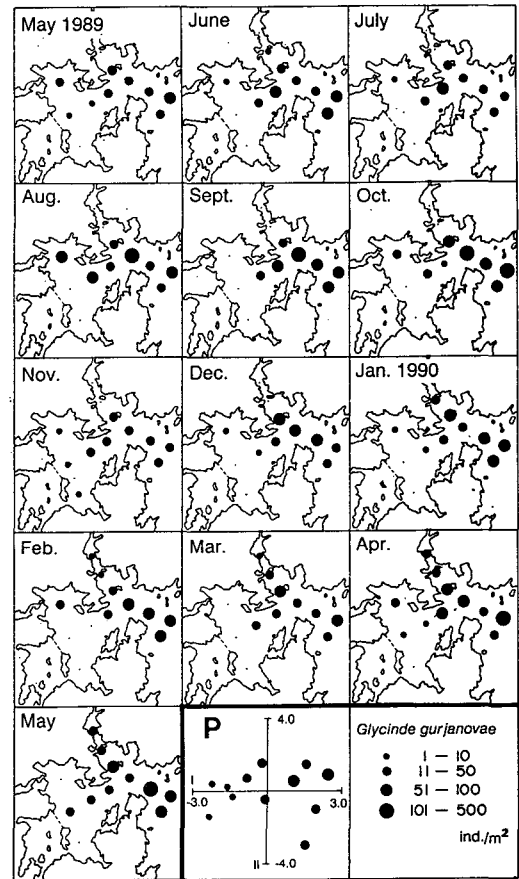


Fig. 10. Spatial distribution of *Glycinde gurjanovae* in Chinhae Bay. P is same as Fig. 2.

인 정점 5, 6, 7에서 출현하기 시작하여, 2월에는 그동안 출현하지 않던 마산만 내만 정점까지 그 분포범위가 급속히 확산되어 정점 1과 2에서 각각 34개체/m² 및 10개체/m²의 밀도였다. 또 정점 3과 4에서도 각각 40개체/m² 및 28개체/m²의 밀도로 출현하였다. 3월에는 그 분포범위가 더욱 넓어져 진해만 중앙부 정점까지 확산되었으며, 5월에는 정점 1을 제외한 전정점에서 출현하였고, 그 밀도는 4월에 비해 증가된 양상을 나타내었다. 따라서 전반적인 분포 양상은, 겨울철에서 봄철까지 진해만 전해역에 분포하고, 6월부터 내만에서는 점차 감소하여 만 입구에서만 분포하며 밀도는 감소한다. 그 후 여름철과 가을철에는 거의 출현하지 않다가 겨울철인 1월부터 외해역에서부터 출현하기 시작하여 점차 진해만 내로 분포역을 넓혀가는 특징을 나타내고 있다.

월평균 출현 밀도는 평균 0.2~435.9개체/m² 범위였다 (Fig. 7). 1987년 8월에는 평균 14.3개체/m²가 출현하였으나, 1988년 2월에는 0.7개체/m²로 감소되었다. 그 후

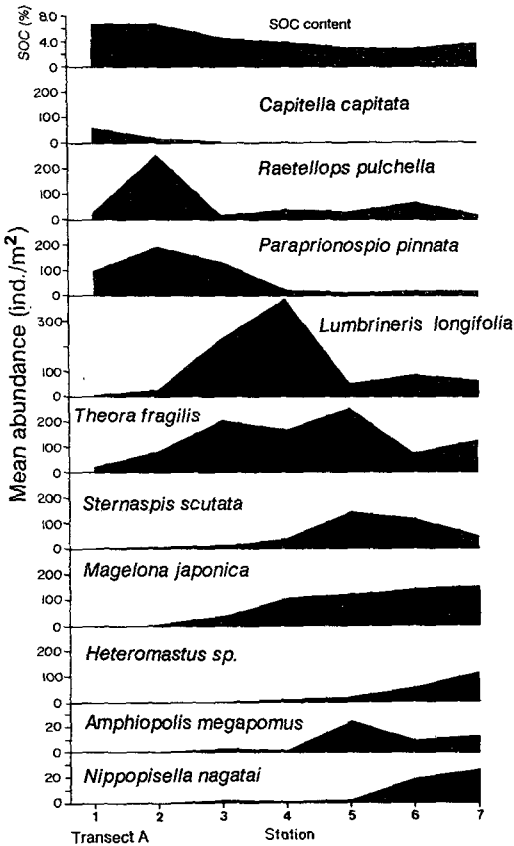


Fig. 11. Distribution of the dominant species along the pollution gradient of Transect A (St. 1-2-3-4-5-6-7).

밀도가 점차 증가하여 1989년 2월에는 435.9개체/m²의 최고 밀도를 나타내었으며, 다시 급격히 감소하여 1989년 가을철에는 최저 밀도를 나타내고 겨울철로 접어들면서 밀도가 다시 증가하였다. 여름철과 겨울철의 밀도의 증감은 해에 따라 차이를 나타내고 있음을 알 수 있다.

(7) *Glycinde gurjanovae*

*G. gurjanovae*는 겨울철과 봄철에는 내만의 정점에까지 그 분포 범위가 확대되지만, 외양수의 영향을 받는 진해만 입구 해역에 한정되어 있다 (Fig. 10). 5월의 경우 만 입구에 위치한 정점 3부터 8까지에서 20개체/m² 이상의 밀도였으며, 내만에는 밀도가 낮거나 출현하지 않았다. 7월에는 내만에 위치한 정점들에서는 밀도가 점차 감소하여, 분포역은 외해역으로 축소되었으며, 이러한 양상은 10월까지 계속되었다. 11월이 되면서 분포범위가 내만역으로 점차 확대되어, 정점 1과 2를 제외한 전 정점에서 출현하였다. 1990년 1월부터는 내만에 위치한 정점 1과 2에서도 출현하였으며, 4월에는 정점 12를, 5월에는 정점

10과 12를 제외한 전해역에 걸쳐 출현하였다. 결국 계절에 따라 분포역이 확대되어도 진해만 중앙부와 가조도 동측의 내만에는 분포하지 않거나 낮은 밀도로 분포하였다. 또한 마산만의 정점 1과 2에는 여름철과 가을철에는 출현하지 않다가 겨울철과 봄철에만 출현하였다.

이 종의 월별 밀도는 평균 5.9~41.1개체/m² 범위였다 (Fig. 7). 1987년 10월과 1988년 8월에는 일시적인 밀도 감소가 있었으나 1988년 11월 이후 계속적으로 밀도가 증가하는 양상이었다. 그리고 정점 4와 5에서의 밀도 변동 경향이 이 종의 전반적인 밀도 변동에 영향을 미치고 있었다.

이 종은 표층 퇴적물의 유기 탄소량이 증가함에 따라 밀도가 크게 감소하는 경향을 나타내는데, 유기물 함량이 평균 4.23 (± 1.24) %인 정점들에서 주로 분포하고 있으며 (Fig. 3), 이들 정점에서의 평균 입도는 8.88 (± 0.64) 였다.

(8) *Sternaspis scutata*와 *Theora fragilis*

*S. scutata*는 진해만 내에서 유기 오염도가 낮고 외양수의 영향을 받는 만 입구역에 주로 분포하고 있었으며, 계절에 따라 분포역이 확대되거나 축소되지 않고 일정한 경향을 나타내었다. 또한, *T. fragilis*의 공간분포 특징은,

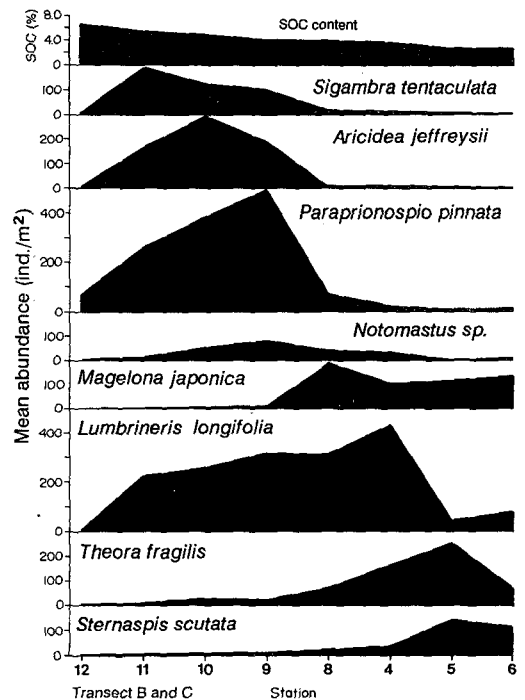


Fig. 12. Distribution of the dominant species along the pollution gradient of Transect B (St. 12-11-9-8-4-5-6) and C (St. 11-10-9-8-4-5-6).

여름철에 내만에는 출현하지 않고 만 입구역에만 높은 밀도로 분포하다가 겨울철이 되면서 내만 해역으로 그 분포역이 확산되는 경향을 나타내었다. 따라서 상기 두 종의 분포 특성에 대해서는 Lim and Hong (1996a) 및 Lim et al. (1995)이 상세히 고찰하였다.

3. 유기물 함량의 구배에 따른 우점종의 분포

퇴적물의 유기물 함량에 따른 우점종의 분포 양상을 알아보기 위하여, 진해만 내만에 위치한 정점에서 외해에 이르는 정점들을 하나의 조사선 (Transect)으로 설정하고, 주요 우점종의 분포를 나타내었다 (Figs. 11, 12). 정점 1-2-3-4-5-6-7까지를 Transect A, 정점 11-10-9-8-4-5-6에 이르는 조사선을 Transect B, 그리고 정점 12-11-9-8-4-5-6에 이르는 조사선을 Transect C로 설정하고, 각 조사선에서 출현한 우점종 및 특징적인 종들의 밀도 변동을 나타내었다.

Transect A에서는, *Capitella capitata*가 내만의 정점 1에서 63개체/m²가 출현하여 최고 밀도를 나타낸 후 감소하여, 정점 3부터는 전혀 출현하지 않았다 (Fig. 11). 또한 *R. pulchella*는 정점 2에서 240개체/m²의 밀도로 최고치에 달한 후 급격히 감소하였다가 정점 6에서 58개체/m²로 다시 약간 증가하는 양상이었다. 한편, *P. pinnata*는 내만역에서 상대적으로 높은 밀도로 출현하였는데, 정점 2에서 198개체/m²로 최고치를 나타낸 다음 감소하는 양상이었다. 한편, *M. Japonica*는 외해역으로 갈수록 계속 증가하는 경향이며 *Heteromastus* sp.도 밀도는 낮지만 증가하는 경향이다. *S. scutata*는 내만에는 극히 적은 밀도로 출현하다가 정점 5에서 137개체/m²로 최고치를 보이며 외해역으로 가면서 감소하였다. 극피동물인 *Amphipolis megapomus*는 내만에서는 출현하지 않으나 정점 5에서 24개체/m²로 최고밀도를 나타내었다. 단각류인 *Nippopsella nagatai*는 외해역으로 갈수록 밀도가 증가하는 양상이었다.

Transect B와 C의 경우, 유기물 함량이 높은 내만에는 다모류인 *Sigambra tentaculata*, *A. jeffreysii* 및 *P. pinnata*가 높은 밀도를 나타낸 후 외해역으로 나오면서 급격히 감소하였으며, *Notomastus* sp.는 만 중앙에 위치한 정점에서 밀도가 높았다 (Fig. 12). 외해역으로 나올수록 밀도가 증가하는 종은 다모류인 *M. japonica* 및 *S. scutata*, 이매패류인 아기반투명조개 *T. fragilis*였다. 한편 *L. longifolia*는 내만의 정점 12와 외해역의 정점 5와 6을 제외하고는 진해만 중앙부와 입구까지 비교적 넓게 분포하였다.

고찰

우점종을 선정하는 기준으로서, 일반적으로 전 조사기간 중 채집된 총 개체수에 기초한 우점도도 중요하지만, 전 조사기간 중 몇 회나 출현했는지의 출현빈도도 동시에 고려가 되는 것이 바람직할 것이다. 이러한 두가지 측면을 동시에 고려한 것이 Le Bris 지수 (Le Bris, 1988)이다. 이 방법에 의해 선별된 우점종은 어느 특정 시기 및 정점에만 높은 밀도로 출현하는 것이 아니라, 출현빈도도 높다는 것을 의미한다.

진해만에서 관찰된 주요 우점종들은 현재까지 우리나라의 다른 해역에서 보고된 우점종들과는 다소 다른 양상을 나타내었다. 즉, 진해만에서의 최우점종들을 보면, *Lumbrineris longifolia*, *Paraprionospio pinnata*, *Theora fragilis*, *Aricidea jeffreysii*, *Magelona japonica* 등 이었다. *L. longifolia*의 경우, 광양만에서 최우점종 (Shin and Koh, 1990), 혹은 두번째 우점종으로 출현하였는데 (Choi and Koh, 1984; Jung et al., 1995), 동해남부역의 영일만 (Shin et al., 1992), 남해안의 여자만 (Lim et al., 1991) 해역에서는 우점종으로 출현하지 않았다. 한편 *P. pinnata*의 경우, Hong and Lee (1983)가 본 조사해역과 동일한 해역에서의 조사에서 우점종으로 보고한 것을 제외하고는, 남해안의 다른 해역에서는 우점종으로 출현하지 않았다. 또한 *T. fragilis*도 진해만 입구에서는 높은 밀도로 출현하였으나, 광양만, 여자만, 득량만 등에서는 우점종에 속하지 않았다. 그러나 *Sternaspis scutata*의 경우에는 광양만 (Shin and Koh, 1990; Choi and Koh, 1984)과 여자만 (Lim et al., 1991) 등에서 우점종으로 출현하였다. 이와 같은 결과는, 진해만에서의 우점종 분포가 표층퇴적물의 유기물 함량에 영향을 받는다는 점을 고려할 때, 각 연구지역의 퇴적물의 유기물 함량 차이에서 그 이유를 찾을 수도 있을 것으로 생각된다. 이러한 표층퇴적물의 유기물 함량은 흔히 퇴적물 입도에 의해 영향을 받으므로, 궁극적으로는 퇴적물 입도의 관점에서도 파악되어야 할 것으로 판단된다.

진해만에서 출현한 우점종들은 모두 유기물 함량이 높은 정점에서 높은 밀도로 출현하는 기회종의 특성을 가지는 종들이 많으며, 이러한 분포 양상은 진해만의 유기오염 상태를 잘 반영하고 있다고 할 수 있다. 특히 *L. longifolia*는 진해만의 전 해역에서 풍부하게 발견되는 가장 우점적으로 출현한 종으로서, 조사기간 동안의 평균 밀도는 173.3~55.4개체/m²였다. 따라서 진해만의 저서동물 평균 밀도의 17.8%를 차지하였으며, 최대 밀도는 정점 4에서 1,063개체/m²였다. 이러한 밀도는 수역만에서 500개

체/m² (Lee, 1976), 광양만에서 최고 570개체/m² (Choi and Koh, 1984), 147개체/m² (Shin and Koh, 1990), 경기만에서 평균 21.4개체/m² (Shin et al., 1989), 경기만에서 평균 21.4개체/m² (Shin et al., 1989) 보다도 상대적으로 높은 밀도이며, 최대 밀도의 경우 Jung (1992)이 광양만에서 보고한 1983년 2월의 1110개체/m²와 거의 비슷한 수준이다. 이 종은 유기물에 의해 오염된 곳에서 높은 밀도로 출현하는 것으로 알려져 있는데 (Kitamori and Funae, 1960; Lee, 1976; Yi et al., 1982), 우리나라의 다른 해역에 비해 진해만에서의 밀도가 높은 것으로 보아, 진해만의 유기오염 상태가 상대적으로 높다는 것을 간접적으로 시사하고 있다고 판단된다.

다모류인 *P. pinnata*는 진해만에서 두번째로 우점한 종으로서, 조사기간 중 평균 169.3개체/m²의 밀도를 보였다. 이 종은 유기물이 풍부하고 여름철에 용존산소량이 감소하는 해역에서 우점종으로 나타난다고 알려져 있다 (Yokoyama, 1981). 또한 Tamai (1981)와 Yokoyama and Tamai (1981)에 의하면, 이 종은 외부형태의 차이에 따라 4가지 type으로 나눌 수 있으며, 각각 서식 수심, 생태적 지위 (niche) 등도 다르며, 그 중에서도 유기오염 해역에 높은 밀도로 출현하는 종은 type A인 것으로 보고한 바 있다. 지금까지 이 종의 4가지 type에 대해서는 보다 구체적인 분류학적 연구가 이루어지지 않은 상태이므로, 본 연구에서는 type을 나누지는 않았다. 따라서 유기오염도가 높은 내만의 정점들에서 높은 밀도로 출현한다는 A type을 포함하여 외해쪽에서 출현하는 개체들에 대하여 앞으로 상세한 분류학적인 재검토가 필요하다. 이 종의 진해만에서의 주 분포역은 정점 3, 9 및 10이었는데, 이 정점들은 다른 정점에 비해 유기물량이 상대적으로 높고 해수의 유동도 크지 않는 정점들이다. 결국 만내부에는 해수유동이 적고 먹이가 되는 입상 유기물이 풍부한 것이 표층 퇴적물식자인 이 종의 밀도를 높이는 하나의 요인이라고 판단된다 (Takahashi et al., 1986).

본 조사 결과 마산만에서 가덕수도에 이루는 Transect A에서, *P. pinnata*는 정점 3에서 가장 높은 밀도를 나타내었는데, Hong and Lee (1983)의 결과와 비교해 볼 때, 이 종의 분포역에는 큰 변화가 없었다. 한편 Kitamori (1963)와 Tamai (1982) 등은 이 종이 낮은 용존산소와 유기오염의 지표종이라고 하였는데, 이를 진해만에 적용해 보면, 마산만 내만의 오염이 심각함을 알 수 있다 (Hong and Lee, 1983). 본 조사에서도 이 종은 퇴적물의 유기물 함량의 증가와 함께 밀도가 증가하는 양의 상관관계를 나타내고 있으며 (Fig. 3), 본 조사기간 3년 동안 진해만 전체의 평균밀도가 계속 감소하고 있음은 주목할

만한 현상이라고 생각된다. 따라서 본 종의 이러한 밀도의 감소가 현재까지 연구되지 않은 상대적 특성의 한 부분인지, 아니면 그 동안 진해만과 마산만 주변에서 수행된 환경 정화노력의 결과 (MOE, 1991)인지는 이 자료로서는 정확히 알 수 없었다. 따라서 이 종의 밀도가 계속적으로 감소할 것인지는 1990년 5월 이후 조사가 중단되었기 때문에 알 수 없으며, 이러한 경향을 분명하게 밝히기 위해서는 생활사적 측면을 포함한 지속적인 개체군 상태학적 조사가 이루어져야 한다.

한편 *Magelona japonica*의 진해만에서의 주된 분포역은, 외해의 영향을 받는 만 입구 해역에 위치한 정점들이었다. 이러한 정점들은 유기물 함량이 평균 3.27%로서 내만에 비해 상대적으로 낮으며, 평균 입도는 8.77 ϕ 로 상대적으로 조립한 퇴적상이었다. 이러한 분포 유형은 다른 해역의 분포에서도 유사하게 지적되었다. 즉, Oh and Kim (1976)은 인천 연안에서 강한 조류로 인해 외해의 영향을 많이 받는 곳에서는 이 종이 높은 밀도로 서식한다고 하였고, Yi et al. (1982)도 울산만의 경우 이 종이 외해역에서 주로 발견되었다고 보고하였는데, 이러한 분포양상은 진해만에서의 분포양상과 매우 유사하였다. 따라서 이들은 반폐쇄성 내만의 경우 외해수의 영향을 받고, 내만에 비해 퇴적상도 상대적으로 조립한 만 입구 해역을 주된 분포역으로 하고 있다고 판단된다. 한편, *M. japonica*의 계절별 밀도 변동을 보면 6, 7월에 밀도가 높아지고 11, 12월에 낮아지는 계절변동을 나타내고 있다. 본 연구에서는 이 종의 가입시기 등에 대해서는 조사되지 않았으나 여름철의 밀도 증가는 어린 개체의 착저로 인한 밀도 증가이며, 그 이후의 밀도 감소는 착저 후초기 감모로 인한 것으로 생각된다.

유기물 함량이 높은 진해만의 내만 해역에서는 *Sigambra tentaculata*와 *Aricidea jeffreysii*가 높은 밀도로 출현하였다. 이들은 여름철인 7, 8월에 상대적으로 밀도가 높으며, 1990년 3월에는 최대 밀도를 나타내었다. 결국 *S. tentaculata*는 여름철에 밀도가 증가하고 3월에 최대 밀도를 나타내는 것을 보면, 이 시기에 어린 개체의 착저가 일어나고 있다고 추정해 볼 수 있다. 또한 *A. jeffreysii*는 정점 9, 10, 11이 주된 분포 해역이었는데, 주성분 분석 결과에서도 유기물 함량에 따라 이 종이 분포가 영향을 받고 있다. 따라서 이 종은 진해만에서의 내만 오염을 나타내는 새로운 지표종으로서의 가능성을 생각할 수 있으며, 앞으로 지속적인 감시가 필요한 종으로 판단된다.

소형 이매패류인 *Raetellops pulchella*의 주된 분포역은 정점 1, 2와 같이 내만에 위치한 해역이었다. 이러한 분포 유형은 이 종이 유기물 오염도가 높은 곳을 선호한다는

것을 나타내 주고 있는 Kitamori (1963)의 연구 결과와 같다. 그러나 여름철에는 유기물 함량이 이 종이 선호하는 양 이상으로 높아질 뿐만 아니라, 빈산소 수괴의 출현으로 저층 환경이 악화되어 대부분의 개체는 폐사하게 된다. 진해만에서도 9월부터 12월까지의 외해역의 정점에서 극히 낮은 밀도인 2~4개체/m²가 출현한 것을 제외하고는, 전해역에 걸쳐 거의 출현하지 않았다. 따라서 내만역에 분포하다가 산소 결핍으로 폐사한 후, 저층 환경이 호전되는 겨울부터 출현 밀도도 높아지고 분포역도 내만으로 확장되는 주기성을 가지고 있다고 할 수 있다.

결론적으로, 유기물에 의한 오염도가 높은 내만 정점에서는 상대적으로 높은 밀도를 나타내고, 반면 외해역으로 갈수록 밀도가 감소하는 종들은 다모류인 *C. capitata*와 *P. pinnata* 및 이매패류인 *R. pulchella*였다. 또한 유기물 오염도가 극히 높은 내만에는 밀도가 낮고, 점이 지역 (transitory zone)에 해당되는 정점에서는 가장 높은 밀도를 보인 후 외해로 나갈수록 감소하는 종들은, 다모류인 *L. longifolia*와 이매패류인 *T. fragilis*였다. 그리고 유기물 함량이 높은 내만에서는 밀도가 낮고 유기물 함량이 상대적으로 낮은 외해로 나갈수록 계속 밀도가 증가하는 종들은, 다모류인 *M. japonica*, *Heteromastus* sp., 극피동물인 *A. megapomus* 등이었다.

이상과 같이 진해만에서 출현한 주요 우점종의 분포 범위와 서식 밀도는, 진해만의 환경 특성인 유기오염의 상태를 간접적으로 나타내고 있다고 볼 수 있으며, 또한 이들은 만 입구에 주로 분포하는 종, 만중앙부에 분포하는 종 및 내만역에 분포하는 종 등으로도 나눌 수 있다. 계절별로 보면, 연중 밀도 변동의 폭이 적은 종, 밀도 변동이 주기성을 보이는 종 등으로 구분되었다. 또한 여름철에는 외해역에 분포하다가 겨울이 되면서 내만역으로 분포역이 확장되는 종 등으로 특징지어진다. 따라서 앞으로 이들 우점종의 생태 특성에 따른 분포 범위와 서식 밀도의 변화로부터, 진해만의 오염의 변화를 추정할 수가 있을 것으로 판단된다. 그 중에서도 특히 오염 지표종이면서, 현재 계속 밀도가 감소하는 경향을 나타낸 *P. pinnata*는 앞으로의 밀도 변화가 중요한 의미를 지닐 것으로 생각된다. 결국 진해만의 오염 상태의 변화를 파악하기 위해서는, 앞으로 본 연구에서와 같은 정점에서, 이들 우점종을 포함한 저서동물의 장기적이고도 지속적인 생태 감시 조사가 필요하다.

한편, 우점종들의 이러한 분포 양상은 퇴적물 및 수괴의 양·무기적인 환경 및 오염의 영향 외에도, 생물학적인 요인인 포식과 피식 등의 중간 및 종내 경쟁등에 의해서도 조절될 것으로 생각된다. 따라서 우점종의 분포에

영향을 미치는 요인에 대해서는, 무기적인 환경요인 외에 생물 상호간의 관계에 대해서도 연구가 이루어지면 보다 정확한 해석이 가능할 것으로 판단된다. 또한 내만 정점에서 높은 밀도로 서식하고 있는 다모류인 *S. tentaculata*와 *A. jeffreysii*는 다른 해역에서도 유기물 오염의 지표종으로서 사용할 수 있는지의 여부에 대해 보다 구체적인 환경의 변화에 따른 개체군 생태학적 연구가 요구된다.

요 약

진해만의 저서동물 군집의 생태학적 연구의 일환으로 주요 우점종의 분포 양상을 조사하였다. 출현종의 개체수 및 출현 빈도를 동시에 고려하여 우점종을 선별한 결과, 총 287종 가운데 상위 13종이 전체 출현 개체수의 70% 이상을 차지하였으며, 다모류가 11종 (85%), 연체동물의 2종 (15%)을 차지하였다. 개체수 우점종은 다모류의 *Lumbrineris longifolia*와 *Paraprionospio pinnata* 및 이매패류인 *Theora fragilis*였으며, 각각 평균 173.3 (± 55.4), 169.3 (± 257.8), 81.8 (± 93.3) 개체/m²이 밀도였다. 한편 생물량 우점종은 14종이 전체 채집된 생물량의 75% 이상을 차지하고 있으며 다모류가 6종, 연체동물이 7종, 극피동물이 1종이었다. 이매패류인 *Macoma tokyoensis* 및 *Periglypta* cf. *puerpera*, 그리고 다모류인 *Paraprionospio pinnata*의 생물량이 우점하여 이들이 전체 생물량의 약 45% 이상을 차지하였으며, 생물량은 각각 14.69 (± 30.17), 8.17 (± 29.40), 4.17 (± 11.93) g/m²이었다. 한편 이들 우점종 가운데 6종의 다모류와 1종의 이매패류 (*Lumbrineris longifolia*, *Paraprionospio pinnata*, *Aricidea jeffreysii*, *Magelona japonica*, *Sigambra tentaculata*, *Raetellops pulchella*, *Glycinde gurbanovae*)에 대하여 분포 특성을 논의하였다. 대체로 유기물 함량이 높은 내만해역에 주로 서식하는 *Lumbrineris longifolia*, *Paraprionospio pinnata*, *Aricidea jeffreysii*, *Sigambra tentaculata*, *Raetellops pulchella*와 만의 입구역에 서식하는 *Magelona japonica*, *Glycinde gurbanovae*, *Sternaspis scutata*, *Theora fragilis* 등의 분포가 특징적이었다. 진해만 전해역에 광범위하게 분포하는 종은 *Lumbrineris longifolia*, 중앙부 일부 정점에 우점하게 분포하는 종은 *Paraprionospio pinnata*, *Aricidea jeffreysii*, *Sigambra tentaculata*로서, 이들은 퇴적물 유기물 함량이 비교적 높은 해역에서 출현하고 있어 유기물 오염의 지표종으로 사용될 수 있는 가능성을 시사하고 있다.

참 고 문 헌

- Allison, L. E. 1965. Organic carbon. In *Methods of Soil Analysis*, Agronomy part 2, Academic Press. New York, pp. 1367~1376
- Choi, J. W. and C. H. Koh. 1984. A study on the polychaete community in Kwangyang Bay, southern coast of Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea*, 19 (2), 153~162.
- Daan, N. 1973. A quantitative analysis of the food of North Sea cod (*Gadus morhua*). *Neth. J. Sea Res.*, 6, 479~517.
- Hong, J. S. 1987. Summer oxygen deficiency and benthic biomass in the Chinhae Bay System, Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea*, 22 (4), 246~256.
- Hong, J. S. and J. H. Lee. 1983. Effects of the pollution on the benthic macrofauna in Masan Bay, Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea*, 18 (2), 169~179.
- Hughes, R. N., D. L. Peer and K. H. Mann. 1972. Use of multivariate analysis to identify functional components of the benthos in St. Margaret's Bay, Nova Scotia. *Limnol. Oceanogr.*, 17 (1) 111~121.
- Jung, R. H. 1992. A study on the community of benthic polychaete in Kwangyang Bay. M.S. Thesis. Inha Univ. 96. pp (in Korean)
- Jung, R. H., J. S. Hong and J. H. Lee. 1995. Temporal changes of community structure in two subtidal polychaete assemblages in Kwang-yang Bay, Korea. *J. Korean Soc. Oceanogr.*, 30 (5), 390~402 (in Korean).
- Kitamori, R. 1963. Studies on the benthic communities of littoral area in the Seto Inland Sea and adjacent waters. *Bull. Naikai Reg. Fish. Res. Lab.*, 21, 1~90 (in Japanese).
- Kitamori, R. and K. Funae. 1960. The benthic community in polluted coastal water (V) Hiro Bay. *Bull. Naikai Reg. Fish. Res. Lab.*, (13), 11~18 (in Japanese).
- Le Bris, H. 1988. Fonctionnement des écosystèmes benthiques cotiers au contact d'estuaires: l'arade de Lorient et la baie de Vilaine. These doc., Univ. Bretagne Occidentale, Brest.
- Lee, J. H. 1976. A study on the benthic fauna along the Busan coast, Korea. *Publ. Inst. Mar. Sci., Nat'l. Fish. Univ. Busan*, 9, 49~70.
- Lim, H. S. and J. S. Hong. 1994a. Ecology of the macrobenthic community in Chinhae Bay, Korea. 1. Benthic environment. *Bull. Korean Fish. Soc.*, 27 (2), 200~214 (in Korean).
- Lim, H. S. and J. S. Hong. 1994b. An environmental impact assessment based on the benthic macrofauna in Chinhae Bay-An application of some graphic methods by distribution pattern of individuals among species. *Bull. Korean Fish. Soc.*, 27 (5), 659~672 (in Korean).
- Lim, H. S. and J. S. Hong. 1996a. Abundance and growth pattern of *Stemaspis scutata* (Polychaeta: Stemaspidae) in Chinhae Bay, Korea. *Bull. Korean Fish. Soc.*, 29 (4), 537~545 (in Korean).
- Lim, H. S. and J. S. Hong. 1996 b. Ecology of the macrobenthic community in Chinhae Bay, Korea. 3. Community structure. *Bull. Korean Fish. Soc.* (in press) (in Korean).
- Lim, Ho. S., J. S. Hong and J. G. Je 1995. Abundance and distribution pattern of the smelid bivalve, *Theora fragilis* A. Adams in Chinhae Bay, Korea. *Korean J. Malacol.*, 11 (1), 21~34 (in Korean).
- Lim, H. S., J. G. Je, J. W. Choi and J. H. Lee. 1991. Distribution pattern of the macrobenthos at Yoja Bay in summer. *Ocean Res.*, 13 (2), 31~46 (in Korean).
- Lim, H. S., J. W. Choi, J. G. Je and J. H. Lee. 1992. Distribution pattern of macrozoobenthos at the farming ground in the western part of Chinhae Bay, Korea. *Bull. Korean Fish. Soc.*, 25 (2), 115~132 (in Korean).
- Matsumiya, Y., T. Koguchi and H. Sudo. 1986. A consideration on sampling efficiency and quantitative sampling for benthos, especially gammaridean amphipods. *Bull. Fac. Fish. Nagasaki Univ.*, 60, 41~51.
- McIntyre, A. D. 1978. The benthos of the western North Sea. *Rapp. p.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer.*, 172, 405~417.
- McIntyre, A. D. and A. Eleftheriou. 1968. The bottom fauna of a flatfish nursery ground. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, 48, 113~142.
- Mills, E. L. 1975. Benthic organisms and the structure of marine ecosystems. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 32, 1657~1663.
- MOE (Ministry of Environment). 1991. Technical report on the pollution in Chinhae Bay. MOE Tech. Rep. 502 pp. (in Korean).
- Oh, I. S. and W. S. Kim. 1976. The polychaetous annelid and environment in the intertidal flat, Incheon, Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea*, 11, 71~76.
- Shepard, E. P. 1954. Nomenclature based on sandsilt-clay ration. *J. Se. Petrol.*, 24, 151~158.
- Shin, H. C. and C. H. Koh. 1990. Temporal and spatial variation of polychaete community in Kwangyang Bay, southern coast of Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea*. 25 (4), 205~216 (in Korean).
- Shin, H. C., J. W. Choi and C. H. Koh. 1989. Faunal assemblages of benthic macrofauna in the inter and subtidal region of the inner Kyeonggi Bay, west coast of Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea*, 24 (4), 184~193.
- Shin, H. C., S. S. Choi and C. H. Koh. 1992. Seasonal and spatial variation of polychaetous community in Youngil Bay, southeastern Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea*, 27 (1), 46~54 (in Korean).
- Takahashi, T., T. Maeda, T. Nakatani and N. Yanagawa. 1986. Temporal and spatial distributions of macrobenthos in Mutsu Bay. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 52 (8),

1339~1349.

- Tamai, K. 1981. Some morphological aspects and distributions of four types of *Paraprionospio* (polychaeta: Spionidas) found from adjacent waters to western part of Japan. Bull. Nansei Reg. Fish. Res. Lab., (13), 41~58 (in Japanese).
- Tamai, K. 1982. Seasonal fluctuation and growth of spionid polychaete *Paraprionospio* sp. (type A) population in Osaka Bay, Japan. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 48 (3), 401~408 (in Japanese).
- Yi, S. K., J. S. Hong and J. H. Lee. 1982. A study on the subtidal benthic community in Ulsan Bay, Korea. Bull. KORDI, 4, 17~26.
- Yokoyama, H. 1981. Larval development of a spionid polychaete *Paraprionospio pinnata* (Ehlers). Publ. Seto Mar. Biol. Lab., 26, 157~170.
- Yokoyama, H. and K. Tamai. 1981. Four forms of the genus *Paraprionospio* (Polychaeta: Spionidae) from Japan. Publ. Seto Mar. Biol. Lab., 26, 303~317.

1996년 9월 6일 접수

1997년 2월 28일 수리