

## 인공구조물에 따른 조간대 대형저서동물 군집변화

유옥환\* · 이형곤 · 이재학  
한국해양연구원 해양환경연구본부

### The Intertidal Macrobenthic Community along an Artificial Structure

Ok Hwan YU\*, Hyung-Gon LEE and Jae-Hac LEE  
Marine Environment Research Department Korea Ocean Research & Development Institute,  
Ansan, P.O. Box 29, Seoul 425-600, Korea

Artificial structures have been designed as pilot structures to promote the creation and restoration of tidal flats. However, little information is available as to whether such artificial construction affects the macrobenthic community structure. We monitored the variation of the macrobenthic community structure and species composition near natural and artificial structures (seaweed and a timber fence) on the tidal flats near the Iwon Dike, Korea. In total, 137 macrobenthic species were recorded during this study, predominantly crustaceans (47%), polychaetes (18%), and molluscs (27%). Polychaetes comprised over 50% of the total density, followed by gastropods (38%) and crustaceans (11%). Macrobenthic species composition in the artificial and natural areas, was initially similar, but it differed after 7 months. The gastropod *Umbonium thomasi*, the most dominant species, was present at both sites in the first month after the start of the experiment, but disappeared at the artificial sites within 7 months, suggesting disturbance by the environmental factors. The number of species and diversity ( $H'$ ) varied significantly within sites at the beginning of the experiment, but no difference was observed after 7 months. Multivariate analysis (multidimensional scaling) revealed significant differences in community structure between the artificial and the natural areas from 7 months after the start of the experiment, except from 18 to 21 months. The community structures were mainly influenced by *U. thomasi*. Community structure at the artificial sites was affected by environmental variables, such as carbon, COD/IL sulfide, loss of ignition, kurtosis and silt, which changed over time. We observed no significant correlations between environmental variables and the dominant species, except in the case of *Spio* sp. and *Macrophthalmus dilatatus*, suggesting that the biological interactions and temporary disturbances such as typhoon, as well as the effects of artificial structures may also be important regulating factors in this system.

Key words: Macrobenthos, Intertidal, Artificial structure, Environmental monitoring

#### 서론

조간대에서 인간 활동의 증가와 매립에 따르는 수리환경의 변화는 퇴적환경을 변화시키고, 또한 저층에서 살아가는 저서동물 구조에 직접적인 영향을 끼쳐, 조간대의 저서생태계 뿐만 아니라 연안생태계 전반에 직·간접적인 영향을 주고 있다 (Meir, 1994; Herman et al., 2001). 그러므로 최근에 훼손된 조간대를 회복시키거나 새로운 조간대를 조성하기 위한 퇴적 축진 인공구조물을 설치하여, 구조물에 따른 조간대 환경변화를 파악하기 위한 모니터링 연구가 시작되었다 (Boumans et al., 1997; Scarton et al., 2000; Zedler, 2000; Koo and Je, 2002; KORDI, 2003).

조석의 흐름에 따라 변화하는 조간대에 적응하여 살아가는 저서동물들은 조간대 환경의 변화에 매우 민감하게 반응한다 (Luckenbach et al., 1990). 특히, 온도, 염분 등의 물리학적

환경과 산소농도, 유기물질농도 등의 화학적 환경, 그리고 퇴적물의 입도 및 분급도에 따른 공극수의 유동 및 간극생물의 서식공간과 관련 있는 공극률 등의 지질학적 환경, 그리고 먹이, 경쟁 등의 생물학적 환경과 같은 여러 가지 주변 서식환경 변화에 따라 그 군집구조와 서식양상이 변화한다 (Sanders et al., 1962; Gordon, 1966; Holland and Polgar, 1976; Myer 1977; Mayes and Howie, 1985; Beukema 1989; Park et al., 1998). 그러므로 퇴적축진 인공구조물이 설치된 조간대에는 조수의 흐름에 따른 퇴적물의 이동과 퇴적양상의 변화가 나타나, 퇴적물에 서식하는 생물의 천이 및 가입양상에 영향을 주어, 저서동물의 군집구조 및 종 구성에 변화가 나타날 것으로 여겨진다. 그럼에도 불구하고 조간대에 설치된 인공구조물에 따른 저서동물 군집구조 변화에 대한 연구는 매우 적다.

지금까지 퇴적축진 인공구조물에 따른 저서생태계의 변화에 대한 많은 연구는 염습지에서 이루어졌다 (Boumans et al., 1997; Scarton et al., 2000; Edwards and Proffitt, 2003; Orr et

\*Corresponding author: ohyu@kordi.re.kr

al., 2003). Koo and Je (2002)는 염습지 조간대의 인공구조물에 따른 대형저서동물 군집구조 연구에서, 구조물 설치 이후 새로운 종의 가입은 나타났지만, 군집구조 변화를 알기 위해서는 장기간의 모니터링 연구가 필요하다고 했다. 더군다나 습지가 없는 개펄 조간대에서의 인공구조물 설치에 따른 저서동물 군집구조 및 종조성에 대한 연구는 매우 적다(KORDI, 2003).

이 연구의 목적은 개펄 조간대의 퇴적층 인공구조물 설치에 따른 대형저서동물의 군집변화를 밝히는 것으로, 1) 인공구조물이 설치되지 않는 지역과 구조물이 설치된 지역에서의 대형저서동물의 군집구조 및 종 조성의 변화양상을 파악하였고, 2) 저서생태계의 구조에 영향을 주는 요인을 분석하였다.

**재료 및 방법**

연구 지역은 충남 태안군 이원면 이원방조제 외각에 위치한 조간대로서 2001년 8월부터 2003년 10월까지 퇴적층 구조물이 설치되기 이전의 대형저서동물 군집구조와 구조물이 설치된 이후 총 24개월 동안 대형저서동물 군집 변화를 조사하였다. 조사는 두 가지 종류의 퇴적층 구조물(수초형, 잠목 잠재형)이 설치된 실험구 지역과 자연상태의 대조구 지역으로 구분하여 실시하였다(Fig. 1). 실험구에서의 정점은 구조물 기준으로 육지쪽과 바다쪽에 2개씩 설정하였고, 인공구조물

의 추가 설치와 위치에 따라 정점을 추가로 설정하였다. 대조구의 정점(R)은 실험구로부터 300 m 떨어진 곳에 실험구 정점과 평행하게 4곳을 설정하였다.

퇴적층 수초형구조물을 2001년 10월 31일과 11월1일 사이에 설치하였고, 2002년 5월에 잠목 잠재형 구조물을 추가로 설치하였다(Fig. 1A). 그리고 2002년 8월 31일에서 9월 1일 사이의 태풍 루사에 의해 인공구조물이 파손되어 잠목 잠재형 구조물의 복구가 이루어졌다.

대형저서동물의 시료채집은 각 정점에서 can corer (12×22 cm)를 사용하여 20 cm 깊이까지 정점당 총 4회씩 반복채집하였다(0.1 m<sup>2</sup>). 저서생물이 서식하는 퇴적물은 채집 현장에서 직경 1 mm 망목의 체에 거른 다음 잔존물 모두를 해수로 희석한 10%의 해수 중성포르말린 용액에 고정하였다. 고정된 시료는 실험실로 운반하여 생물체를 분리하여 분류군에 따라 선별한 다음, 최종적으로 해부현미경 하에서 종 수준까지 동정하고 계수하였다.

환경요인 분석을 위해 채집된 퇴적물은 냉동 보관하였으며, 모래성분이 많은 것은 제외하고 동결 건조시킨 후 막자사발로 분쇄하여 분석 전까지 보관하였다. 실험실에서 환경요인으로 퇴적물의 유기탄소, 총인, 총질소, 총황의 농도, 강열감량(IL), 화학적산소요구량(COD)를 측정하였다. 또한, 퇴적물의 입도는 Folk and Ward (1957)방법에 따라, 평균입도(Mz), 분급도

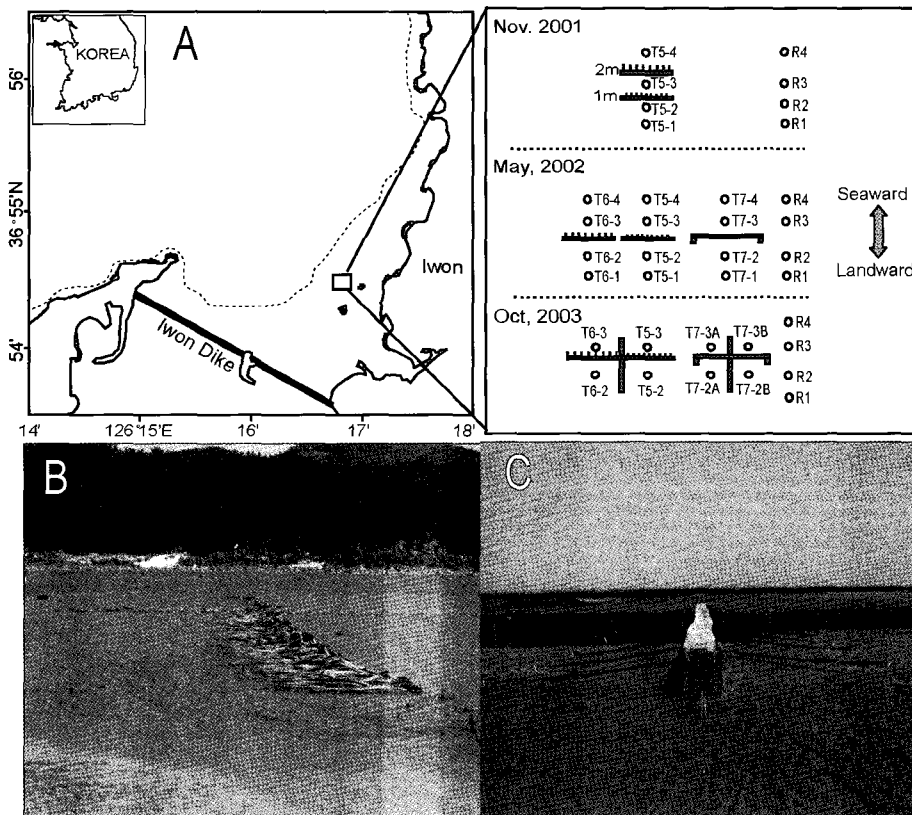


Fig. 1. Location of the study area and sampling sites (A), and artificial seaweeds (B) and timber fence (C).

(SD), 왜도(Skewness) 및 첨도(Kurtosis)를 측정하였다.

자료분석

실험구와 대조구 지역에서 대형저서동물의 생태환경 분석을 위한 지표로서 Shannon and Weaver (1963)의 종 다양성 지수(Diversity index, H')와 Pielou의 균등도 지수(Evenness, J')를 분석하였다. 정점별 종조성과 그에 따른 지역별 유사도 측정을 위해 정점별 총 출현 개체수 자료를 이용하여 Bray-Curtis의 유사도지수를 구하여 가중 평균결합법으로 정점간의 수지도(dendrogram)로 작성하였다. 또한, 출현 종 별 개체수 자료를 이용하여 MDS (non-metric multidimensional scaling) 배열법으로 군집분석을 하였다(Clarke, 1993). 군집분석의 결과로 구분되어지는 각 지역의 유의한 차이를 보기 위해 one-way ANOSIM 평가를 실시하였으며, 각 지역의 구분에 영향을 미치는 저서동물을 파악하기 위해 SIMPER (similarity-percentages procedure) 분석을 실시하였다(Primer 5.0, Primer-E Ltd.).

채집 시기별 실험구와 대조구 그리고 구조물의 종류와 위치에 따라 출현하는 종수와 밀도의 유의한 차이를 파악하기 위해, 먼저 자료의 정규성 검증(test of normality)을 실시하였다. 정규성 분포의 자료는 모수적인 ANOVA test와 비정규성 분포의 자료는 비모수적인 Kruskal-Wallis test를 실시하여 총 시기별 종수와 밀도를 파악하였고, 유의한 차이가 있는 경우 각각 Holm-Sidak test와 Dunn's test를 추가로 실시하여 채집 시기별 차이를 분석하였다(SigmaStat 3.0, SPSS Inc.). 또한 구조물의 종류와 실험기간 사이의 저서동물의 종수와 밀도와 종 다양도의 차이를 파악하기 위해 two-way ANOVA test를 실시하였다. 저서동물의 군집분석에 영향을 끼치는 환경요인을 파악하기 위해 BVSTEP (Biota-environment matching using step algorithm) 평가를 실시하였으며 (Clarke and Ainsworth, 1993), BVSTEP에 의한 최상의 환경요인과 저서동물 군집간의 유의성 평가를 위해 Relate test (P<0.05)를 실시하였다 (Clarke and Warwick, 1994).

결 과

조사기간 동안 총 137종의 저서동물 출현 가운데 조사시기별 평균 48종(39-63종)이 나타났고, 평균밀도는 174개체/0.1 m<sup>2</sup>였다. 종 조성은 갑각류가 47%, 다모류가 18%, 연체동물 27%로 이루어 졌으며, 평균밀도는 환형동물의 다모류가 89개체/0.1 m<sup>2</sup>로 가장 높았다. 실험기간 동안 전체 종 밀도는 유의한 차이를 보였다(Kruskal-Wallis test, H=30.6, P<0.001). 특히 구조물이 설치된 이후 1개월과 10개월 이후에 급격히 감소하였으며, 실험 후 10개월 때에는 실험 후 1개월과 비교해 유의한 감소가 나타났다(Dunn's test, Q=3.91, P<0.05). 실험초기에 우점했던 연체동물의 밀도는 실험 후 24개월 이후에는 50% 이상으로 감소하였으며, 반면에 다모류의 밀도는 50% 이상 증가하였다(Fig. 2).

조사기간 동안 구조물 설치지역의 실험구와 자연상태 지역의 대조구간, 종수는 차이가 없었다(one-way ANOVA test,

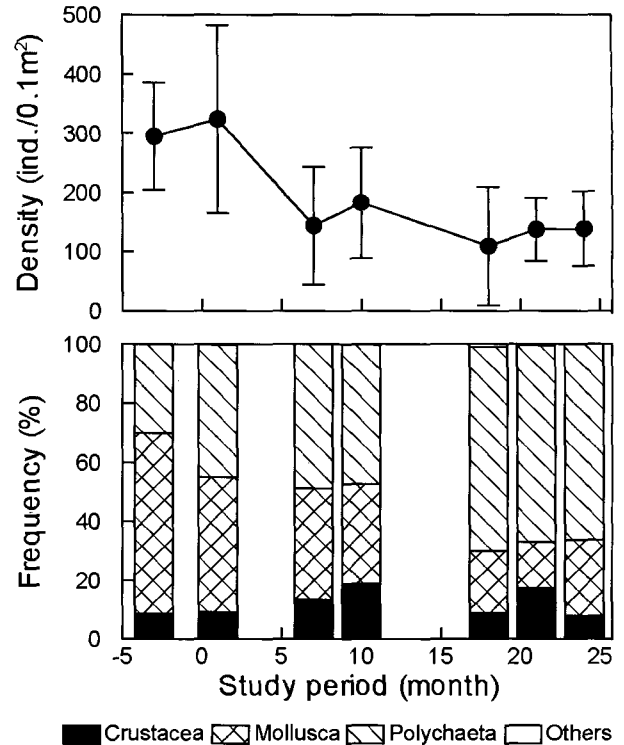


Fig 2. Density (ind./0.1 m<sup>2</sup>) and relative frequency (%) of the dominant macrobenthic taxa during the study periods.

P=0.37). 실험구에서의 대형저서동물의 종수는 구조물이 설치된 바로 직후, 일시적인 감소와 함께 실험기간 동안 유의한 차이가 나타났다(one-way ANOVA test, df=5,30, F=6,40, P<0.001). 특히, 실험 후 1개월 이후(Holm-Sidak test, t=3.29, P<0.05)와 10개월 이후(Holm-Sidak test, t=3.96, P<0.05)에 급격히 감소하였다. 그러나 실험 후 20개월 이후에는 종수의 증가가 나타났다. 대조구에서의 종수는 조사기간 동안 뚜렷한 차이가 없었으며(Kruskal-Wallis test, P>0.05), 10개월과 18개월 사이에 약간의 감소가 나타났다(Fig. 3).

저서동물의 밀도는 실험 초기 10개월까지 대조구에서 높았고, 28개월 이후에는 실험구 지역에서 높게 나타났으나, 두 지역간의 유의한 차이는 없었다(one-way ANOVA test, P>0.05) (Fig. 3). 실험기간 동안 저서동물의 밀도는 대조구에서 뚜렷한 변화가 나타나지 않았으나(one-way ANOVA test, P>0.05), 실험구에서 차이가 나타났다(Kruskal-Wallis test, H=18.14, P<0.01). 특히, 실험구에서는 실험 후 1개월 이후에 유익하게 감소하였다(Dunn's test, Q=3.4, P<0.05). 실험구에서의 종 다양도는 대조구 보다 평균적으로 높게 나타났으나, 두 지역간에 유의한 차이는 나타나지 않았다(one-way ANOVA test, P>0.05).

수초형과 잠목 잠재형 구조물 사이의 종수와 종 다양도는 뚜렷한 차이가 나타나지 않았다(Fig. 4). 밀도는 수초형 구조물에서 시간이 경과함에 따라 증가하였으나, 잠목 잠재형 구조물에서는 감소하였다(Fig. 4). 밀도는 두 구조물에서 뚜렷한

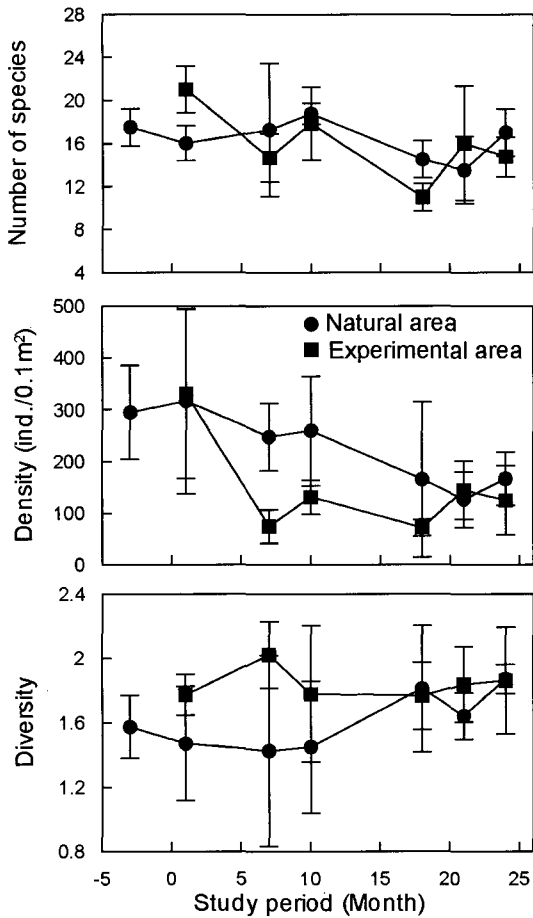


Fig. 3. Number of species, density (ind./0.1 m<sup>2</sup>) and diversity of macrobenthos at the experimental and natural areas.

차이가 나타났고(two-way ANOVA test,  $df=1,22$ ,  $F=5.98$ ,  $P<0.05$ ), 시간변화에 대해서도 유의한 차이가 나타났다(two-way ANOVA test,  $df=4,22$ ,  $F=3.51$ ,  $P<0.05$ ). 특히, 실험기간 동안 구조물의 종류에 따라 저서동물의 밀도는 유의한 차이가 나타났다(two-way ANOVA test,  $df=4,22$ ,  $F=4.24$ ,  $P<0.01$ ).

이 연구지역에서 가장 우점한 종으로 알려진 서해비단고둥 (*Umbonium thomasi*)은 자연상태의 대조구 지역에서 실험 후 10개월까지 60% 이상으로 높게 나타났으나, 10개월 이후부터 출현 밀도는 감소하여 40% 이하를 유지하였다(Table 1). 그리고 퇴적축진물이 설치된 실험구 지역에서 서해비단고둥의 출현 밀도는 실험 후 1개월 때에 총 출현량의 33.3%로 감소하였으며, 실험 후 7개월 이후에는 우점종으로 나타나지 않았다. 반면에, 실험구와 대조구 지역 모두, 시간이 경과함에 따라 서해비단고둥 대신에 다모류인 삼각모자갯지렁이(*Scoloplos armiger*), 남방백금갯지렁이(*Nephtys polybranchia*), *Aricidea pacifica*로 우점종이 바뀌었다. 특히, *Aricidea pacifica*는 실험 후 18개월부터 대조구 지역에서 우점종인 *S. armiger*와 *N. polybranchia* 보다 높게 나타났다.

실험구와 대조구에 나타나는 대형저서동물의 종별 개체수

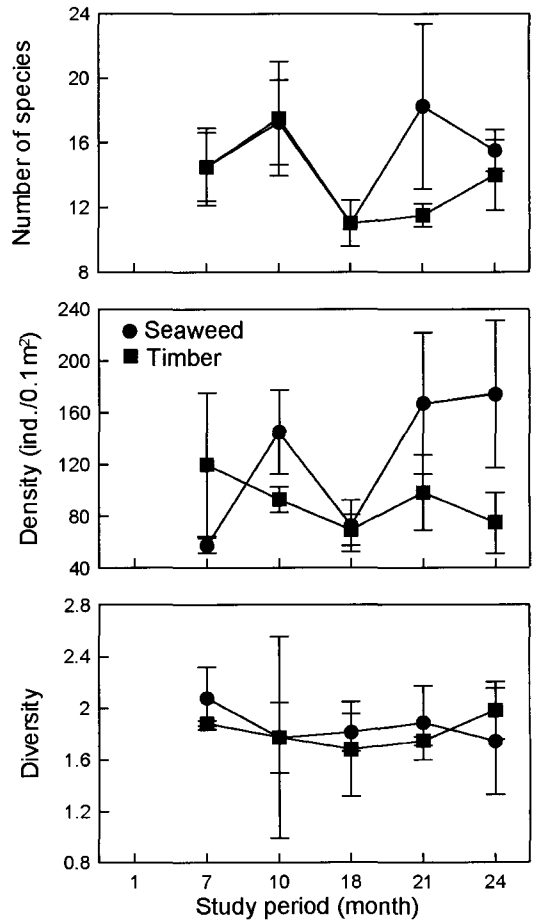


Fig. 4. Number of species, density (ind./0.1 m<sup>2</sup>) and diversity of macrobenthos at the artificial seaweed and timber fence.

자료를 이용하여 유사도를 구하여 집괴분석과 MDS를 수행한 결과, 실험 후 1개월 후에는 대조구와 실험구의 육지쪽에 같은 군집구조가 나타나, 대조구와 실험구 지역의 구분이 나타나지 않았다(Fig. 5). 실험 후 7개월 이후에는 실험구와 대조구간의 군집구조의 뚜렷한 구별이 나타났으나(Table 2), 태풍 루사 이후인 실험 후 18-21개월 사이에 실험구와 대조구간에 군집구조의 차이가 나타나지 않았다. SIMPER 분석 결과, 실험기간 동안 실험구와 대조구 지역에서의 군집구조의 구분은 서해비단고둥에 의한 영향이 컸다(Table 2). 실험기간이 경과됨에 따라, 서해비단고둥의 영향은 점점 작아졌으며, 다모류의 비율이 증가 되었다. 또한 대조구와 실험구의 평균 비유사도 비율은 점점 낮아졌다.

대형저서동물의 군집구조에 영향을 미치는 환경요인에 대한 분석결과, 시기에 따라 군집구조에 영향을 미치는 환경요인이 변화하였다(Table 2). 실험 후 7개월에는 유기탄소(C)와 감열감량과 화학적 산소요구량의 비(COD/IL)가 군집구조에 영향을 미치는 환경요인이었으나, 실험 후 10개월에는 퇴적물의 황화물(sulfide), 강열감량(IL), 첨도(kurtosis)로 변화하였고, 실험 후 24개월에는 퇴적물의 실트함량이 군집구조에 영

Table 1. Mean density (ind./0.1 m<sup>2</sup>) and frequency of dominant species (>5% of total density) during sampling periods

Natural area			Experimental area		
Species	Density	%	Species	Density	%
August, 2001					
<i>Umbonium thomasi</i>	175	59.5			
<i>Scoloplos armiger</i>	29	9.9			
<i>Nephtys polybranchia</i>	23	7.7			
November, 2001					
<i>Umbonium thomasi</i>	169	53.5	<i>Umbonium thomasi</i>	110	33.3
<i>Nephtys polybranchia</i>	73	23.1	<i>Nephtys polybranchia</i>	89	27.0
<i>Scoloplos armiger</i>	20	6.3	<i>Scoloplos armiger</i>	41	12.2
			<i>Microdeutopus anomalus</i>	22	6.6
May, 2002					
<i>Umbonium thomasi</i>	155	62.4	<i>Nephtys polybranchia</i>	31	36.2
<i>Nephtys polybranchia</i>	33	13.2	<i>Scoloplos armiger</i>	12	13.7
<i>Armandia lanceolata</i>	15	6.0	<i>Monoculodes koreanus</i>	11	12.9
			<i>Aricidea pacifica</i>	8	8.7
August, 2002					
<i>Umbonium thomasi</i>	161	62.0	<i>Scoloplos armiger</i>	53	42.9
<i>Nephtys polybranchia</i>	29	11.0	<i>Nephtys polybranchia</i>	22	18.0
<i>Scoloplos armiger</i>	24	9.2	<i>Macrophthalmus dilatatus</i>	12	9.3
<i>Macrophthalmus dilatatus</i>	14	5.2	<i>Sinocorophium sinensis</i>	9	7.0
April, 2003					
<i>Umbonium thomasi</i>	65	39.5	<i>Nephtys polybranchia</i>	21	29.5
<i>Aricidea pacifica</i>	36	21.5	<i>Aricidea pacifica</i>	16	22.3
<i>Nephtys polybranchia</i>	23	13.6	<i>Scoloplos armiger</i>	15	20.9
<i>Scoloplos armiger</i>	17	10.0	<i>Spio</i> sp.	4	5.8
<i>Spio</i> sp.	8	5.0			
July, 2003					
<i>Aricidea pacifica</i>	40	31.7	<i>Scoloplos armiger</i>	38	26.4
<i>Umbonium thomasi</i>	38	30.3	<i>Aricidea pacifica</i>	35	24.2
<i>Nephtys polybranchia</i>	19	15.2	<i>Nephtys polybranchia</i>	21	14.5
<i>Scoloplos armiger</i>	10	8.1	<i>Amphithoe lacertosa</i>	15	10.0
October, 2003					
<i>Umbonium thomasi</i>	65	39.2	<i>Scoloplos armiger</i>	43	34.8
<i>Aricidea pacifica</i>	31	18.5	<i>Nephtys polybranchia</i>	32	25.8
<i>Nephtys polybranchia</i>	17	10.1	<i>Aricidea pacifica</i>	16	13.1
<i>Scoloplos armiger</i>	14	8.1	<i>Spio</i> sp.	7	5.9
<i>Spio</i> sp.	13	7.8			

향을 주었다. 반면에 실험구에서 군집구조에 영향을 주는 *Spio* sp.와 *Macrophthalmus dilatatus*를 제외한 주요 우점종들은 여러 환경요인들과 유의한 상관관계가 나타나지 않았으며, 종간 유의한 관계를 보였다(Table 3).

## 고 찰

이 연구에서 인공구조물이 설치된 조건대내에서 실험구와 대조구에서 출현하는 대형저서동물의 종수와 밀도의 차이는 나타나지 않았다. 그렇지만, 각각 실험구와 대조구에서 실험 시간이 경과됨에 따라 출현종수와 밀도의 변화가 나타났다.

특히 구조물 설치 후, 1-10개월 사이에, 대조구에서는 종수와 밀도의 변화가 나타나지 않았지만, 실험구에서는 종수와 밀도의 급격한 감소가 나타났다. 이와 같은 이유는 구조물 설치에 의한 인위적인 서식지 교란에 의한 것으로 생각할 수 있다. 저서동물의 분포와 종수와 밀도의 변화는 서식 기질인 퇴적물의 입도와 밀접한 관계를 가지고 있다(An and Koh, 1992; Hong and Yoon, 2000; Hong and Seo, 2001). Koo and Je (2002)는 인공구조물 설치지역과 자연상태의 지역에서의 대형저서동물의 밀도 차이가 크며, 이는 구조물 설치에 따른 퇴적물의 세립화에 따른 새로운 종의 가입에 의한 것이라고 했다. 이

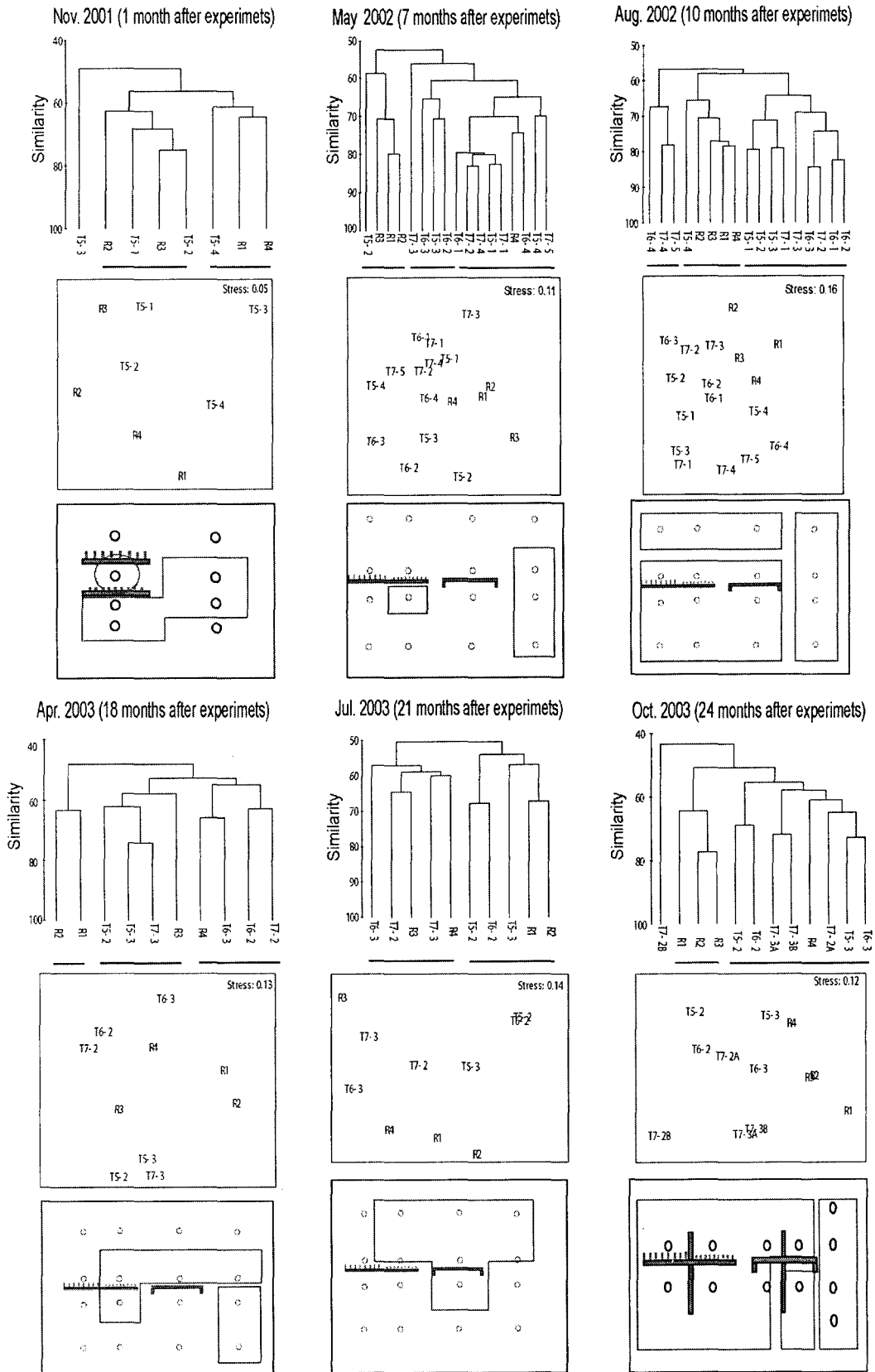


Fig. 5. Dendrogram of Bray-Curtis similarity and multidimensional scaling ordination plot before and after the experiments.

Table 2. The major species ranked in decreasing order of their importance to the dissimilarity within the respective sites from the SIMPER analysis, environmental parameters affecting to the benthic community structures from the BIO-ENV analysis, and the ANOSIM Global test for difference on macrobenthic community between the natural and the experimental sites

Date	Groups	Species (%)	Average dissimilarity (%)	Environmental parameter	ANOSIM test Global R (p-value)
November, 2001	A* vs. B*	<i>Umbonium thomasi</i> (59.6) <i>Nephtys polybranchia</i> (9.7) <i>Scoloplos armiger</i> (7.6)	56.4	-	0.87 (p<0.01)
May, 2002	natural sites vs. experimental sites	<i>Umbonium thomasi</i> (60.6) <i>Nephtys polybranchia</i> (6.5) <i>Armandia lanceolata</i> (6.3)	75.2	Carbon, COD/IL	0.77 (p<0.01)
August, 2002	natural sites vs. experimental sites	<i>Umbonium thomasi</i> (54.3) <i>Scoloplos armiger</i> (14.8) <i>Nephtys polybranchia</i> (5.1)	67.5	Sulfide, lose of ignition, kurtosis	0.94 (p<0.01)
October, 2003	natural sites vs. experimental sites	<i>Umbonium thomasi</i> (42.2) <i>Scoloplos armiger</i> (14.0) <i>Aricidea pacifica</i> (17.6)	64.1	silt	0.47 (p<0.01)

A\*(R2, R3, T5-1, T5-2) and B\*(R1, R4, T5-3, T5-4) are divided from the cluster analysis; -: no data.

Table 3. Spearman rank correlation coefficients for all possible combinations between sedimentary environmental variables and dominant macrobenthic species within the experimental area. \*P<0.05

	UT	NP	SA	AP	MK	SS	MD
TOC	-0.04	-0.03	0.03	-0.19	0.22	-0.36*	0.08
IL (%)	-0.12	0.00	0.09	0.05	0.01	-0.22	0.24*
COD (mg/g)	-0.08	0.09	0.03	-0.16	0.05	-0.36*	0.25*
S (%)	-0.14	-0.07	-0.23	0.04	0.20	-0.07	0.07
TC (%)	0.18	-0.09	-0.04	-0.15	0.21	-0.39*	0.16
Sand	-0.09	-0.10	-0.03	0.20	-0.17	0.43*	-0.31*
Silt	0.09	0.11	0.06	-0.21	0.13	-0.43*	0.34*
Clay	-0.05	0.02	-0.31	-0.01	-0.04	-0.48*	-0.02
Silt/Clay	0.07	0.10	0.03	-0.20	0.18	-0.43*	0.31*
Mean grain	0.02	0.08	0.06	-0.16	0.20	-0.31*	0.29*
Standard deviation of grain	-0.00	0.06	-0.12	-0.16	0.13	-0.42*	0.19
Skewness of grain	-0.05	0.06	0.10	0.18	0.11	0.37*	-0.16
Kurtosis of grain	-0.01	0.12	0.17	0.19	0.03	0.51*	-0.19
<i>Umbonium thomasi</i> (UT)		0.41*	0.16	-0.11	-0.05	0.48*	-0.32
<i>Nephtys polybranchia</i> (NP)			0.15	-0.12	-0.13	0.09	0.18
<i>Scoloplos armiger</i> (SA)				-0.36*	-0.14	0.05	0.37*
<i>Aricidea pacifica</i> (AP)					0.26*	0.33*	-0.31*
<i>Monoculodes koreanus</i> (MK)						0.22	0.02
<i>Spio</i> sp. (SS)							-0.30*
<i>Macrophthalmus dilatatus</i> (MD)							

연구지역에서 인공구조물이 설치되기 전의 조간대는 평균 입도가 2.7-3.2로 실트 및 점토의 함량이 5% 이하로 매우 낮았지만, 구조물 설치 후, 실트 및 점토의 함량이 10-50%까지 급격히 증가하여 세립질화 되었다(KORDI, 2003). 또한, 겨울철에는 강한 파랑에 의해 깎여 2.5-3.0로 조립화되며, 여름과 가을철에는 평균입도 4.0 이상으로 세립질화 되는 등 퇴적물 조성의 계절변화가 인공구조물지역에서 매우 크게 나타났다(KORDI, 2003). 조간대에서 퇴적물 입도의 계절적 큰 변화는 이곳에 살아가고 있는 생물들에 영향을 끼치며, 특히 대형저서동물 밀도 및 종수는 퇴적물의 입도변화에 불

안정한 상태를 보인다(Herman et al., 2001). 또한 환경의 변화와 영향이 적은 안정적인 퇴적환경에서는 대형저서동물의 종수는 증가된다(Dittmann, 2000). 그러므로 이 연구에서 인공구조물의 설치에 따른 퇴적물의 입도 변화는 안정적인 환경에 살아가는 대형저서동물 종과 밀도의 감소를 일으킨 것으로 여겨진다.

이 연구에서 인공구조물 설치 후 10-18개월 사이에 대조구와 실험구 모두에서 대형저서동물의 종수의 감소가 나타났고, 밀도는 실험구 보다는 대조구에서 감소 폭이 컸다(Fig. 3). 특히, 대조구에서 우점하는 서해비단고둥의 평균밀도가 50%

이상 감소하였다(Table 1). 이는 실험 10개월 이후 태풍 “루사”에 의한 전 조간대 지역의 퇴적환경 교란에 의한 것으로 여겨진다. 자연적인 퇴적환경 교란은 인공구조물이 설치되어있는 실험 지역의 저서동물 밀도에는 큰 영향을 주지는 않았으나, 대조구 지역의 밀도는 급격히 감소하였다. 저서동물들은 서식 방식에 따라 외부적인 교란의 영향이 다르게 나타난다(Reise, 1985). 특히 퇴적물 위에서 살아가는 저서동물의 밀도는 퇴적층의 교란이 클수록 급격히 감소한다(Sanders et al., 1962). 이 연구에서 대조구에서 가장 우점하는 서해비단고둥은 표서생활방식을 가지는 동물로, 태풍과 같은 외부적인 환경교란 이후 밀도의 급격한 감소가 나타났으나, 반면에 구조물 설치 이후 실험구에서 우점하는 내서생활방식의 다모류들은 상대적으로 밀도의 감소가 적었다(Table 1). 그러므로 조간대에서 내서생활방식 보다는 표서생활방식을 가지는 저서동물들이 인위적인 서식환경 교란뿐만 아니라 자연적인 교란에도 크게 영향을 받는것으로 여겨진다.

이 연구에서 실험 전에 가장 우점한 종은 서해비단고둥으로 전체 밀도의 60%를 차지하였다(Table 1). 그러나 실험이 진행되면서, 실험구에서는 서해비단고둥의 수는 점점 감소하였으며, 10개월 이후에는 전혀 나타나지 않았다. 반면에 다모류의 비율이 증가하였다(Fig 2). 서해비단고둥은 조간대의 일정한 곳에 분포하며, 조석과 같은 물리적인 요인과 생물학적 상호작용을 받으며 살아간다(Park et al., 1998). 특히 서해비단고둥의 분포는 표층에서부터 표층 하 5 cm 이하의 깊이까지 서식하는 표서동물과 내서동물과 음의 상관관계를 가지고 있다(Park et al., 1998). 그러나 이 연구에서는 서해비단고둥의 감소와 함께 다모류의 비율이 증가하였지만, 우점하는 종들과의 음의 상관관계는 나타나지 않았다(Table 3). 이와 같은 이유는 이곳에서 우점하는 다모류(*S. armiger*, *N. polybranchia*, *A. pacifica*)의 분포 깊이와 관련이 있다. 다모류 *S. armiger*는 표층 하 8 cm 깊이까지 서식하는 내서성 동물로 알려졌다(Rice, 1986), *N. polybranchia*는 표층 하 10 cm 깊이까지 나타나고 있다(Tamaki, 1987). 또한 *Aricidea*속의 *A. quadrilobata*는 15 cm 깊이의 퇴적물에서도 나타나고 있다(Blair et al., 1996). 그리고 *S. armiger*와 *N. polybranchia*는 퇴적물 내에서 먹이를 섭취하는 표층퇴적물식자와 육식자이고, *A. pacifica*는 표층 및 표층하퇴적물식자로 알려졌다(Choi and Koh, 1994; Holte, 1998). 그러므로 이 연구에서 다모류들은 낮은 깊이의 서식 생활방식과 표층퇴적물식자인 서해비단고둥과 서식처와 먹이에 대한 경쟁관계가 크지 않아, 서해비단고둥의 밀도 감소에 따른 영향을 크게 받지 않는 것 같다.

이 연구에서 구조물을 설치한 후 대형저서동물의 군집은 실험구와 대조구 지역으로 구분되어졌다(Fig. 5). 그러나 태풍 “루사” 이후 18-21개월 사이에 실험구와 대조구의 구분이 사라졌고, 24개월 이후 다시 실험구와 대조구 지역으로 구분되었다. 이러한 군집간의 유사도에 영향을 주는 환경요인으로는 총황과 강열감량(IL)과 화학적산소요구량 등의 유기물의 함량과

퇴적물의 실트함량 이었다(Table 2). 이들은 서로간의 높은 상관관계를 가지는 요인들로, 실트의 함량이 높은 시기에 유기물의 함량이 높게 나타났다(KORDI, 2003). 인공구조물에 대한 실험이 있기 전 조간대에서 우점하는 *N. polybranchia*, *U. thomasi*, *S. armiger*와 유기물의 함량과 퇴적물의 실트의 함량등과는 음의 상관관계를 보였다(Lee et al., 2004). 그러나 구조물 설치 후, 실험구에서 *Spio* sp.와 *Macrophthalmus dilatatus*를 제외한 우점종들은 환경요인과 뚜렷한 상관관계를 보이지 않았다(Table 3). 이와 같은 이유는 자연적인 환경요인보다 인위적인 환경변화에 따라 나타나는 다른 요인들의 영향이 크게 작용하는 것으로 생각되어진다. 첫째로, 군집내의 중간 경쟁을 고려할 수 있다. 이 연구에서 우점하는 중간에는 서로간의 상관관계가 나타났다(Table 3). 같은 군집내의 대형저서동물들은 생물들간의 섭식경쟁과 우점종에 의한 생물학적 교란에 큰 영향을 받고 있다(Mayes and Howie, 1985; Park et al., 1998). Garcia-Arberas and Rallo (2002)는 저서동물은 섭식방식에 따라 시·공간적인 분포를 다르게 한다고 했다. 그러므로 실험구에서 우점하는 대형저서동물들은 비슷한 섭식특성에 의한 중간경쟁의 영향이 보다 크게 나타난 것으로 여겨진다. 두 번째는, 구조물 설치에 따른 서식환경의 불안정 상태를 고려할 수 있다. 저서동물의 밀도는 인위적 교란의 불안정한 서식환경에 따라 감소된다(Sanders et al., 1962; Lercari and Defeo, 2003). 특히, 물의 흐름에 의한 퇴적물의 침식과 퇴적이 반복되어 나타나는 퇴적고의 변화는 저서동물에 있어서 중요한 제한 요인이다(McLachlan, 1996). 이 연구에서도 인공구조물에 따른 퇴적물의 변화의 폭이 자연상태보다 크게 나타났으며, 구조물 바로 주변에는 침식이 많이 나타났다(KORDI, 2003). 그러므로 이 연구에서 인공구조물에 의한 퇴적물의 교란 작용이 대형저서동물의 군집구조에 영향을 주는 주요 우점생물들에게 큰 영향을 주는 것으로 여겨진다. 특히 인공구조물에 따른 정확한 군집변화에 대한 영향을 파악하기 위해서는 보다 많은 기간의 모니터링 연구가 필요할 것으로 여겨진다.

## 사 사

이 연구는 한국해양연구원의 기본 연구사업인 “황해 연안역의 인공갯벌 조성기술 연구(PE92100)”와 “연안역 통합관리를 위한 해양환경변화 특성 규명-천수만(PE92200)”과 “CO<sub>2</sub> 노출에 의한 해양생물 생리영향 연구(PE96100)”의 지원으로 수행되었습니다.

## 참 고 문 헌

- An, S. and C.H. Koh. 1992. Environments and distribution of benthic animals on the Mangyung-Dongjin tidal flat, west coast of Korea. J. Ocnol. Soc. Kor., 27, 78-90.
- Beukema, J.J. 1989. Long-term changes in macro-



- zoobenthic abundance on the tidal flats of the western part of the Dutch Wadden Sea. *Helgol. Meeres.*, 43, 405-415.
- Blair, N.E., L.A. Levin, D.J. DeMaster and G. Plaia. 1996. The short-term fate of fresh algal carbon in continental slope sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 41, 1208-1219.
- Boumans, R.M.J., J.W. Day, G.P. Kemp and K. Kilgen. 1997. The effect of intertidal sediment fences on wetland surface elevation, wave energy and vegetation establishment in two Louisiana coastal marshes. *Ecol. Eng.*, 9, 37-50.
- Choi, J.W. and C.H. Koh. 1994. Macrobenthos community in Keum-Mankyung-Dongjin estuaries and its adjacent coastal region, Korea. *J. Kor. Soc. Oceanogr.*, 29, 304-318.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, 18, 117-143.
- Clarke, K.R. and M. Ainsworth. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 92, 205-219.
- Clarke, K.R. and R.M. Warwick. 1994. Changes in marine communities: an approach to statistical analyses and interpretation. *Nat. Environ. Res. Council, U.K.*, 1-144.
- Dittmann, S. 2000. Zonation of benthic communities in a tropical tidal flat of north-east Australia. *J. Sea Res.*, 43, 33-51.
- Edwards, K.R. and C.E. Proffitt. 2003. Comparison of wetland structural characteristics between created and natural salt marshes in southwest Louisiana, USA. *Wetlands*, 23, 344-356.
- Folk, R.L. and W.C. Ward. 1957. Brazos river bar: A study in the significance of grain-size parameters. *J. Sed. Pet.*, 267, 3-27.
- Garcia-Arberas, L. and A. Rallo. 2002. The intertidal soft-bottom infaunal macrobenthos in three Basque estuaries (Gulf of Biscay): a feeding guild approach. *Hydrobiologia*, 475/476, 457-468.
- Gordon, M.S. 1966. The effect of the deposit feeding polychaete *Pectinaria gouldii* on the intertidal sediments Barnstable Harbor. *Limnol. Oceanogr.*, 11, 327-332.
- Herman, P.M.J., J.J. Middelburg and C.H.R. Heip. 2001. Benthic community structure and sediment processes on an intertidal flat: results from the ECOFLAT project. *Continent. Shelf Res.*, 21, 2055-2071.
- Holland, A.F. and T.T. Polgar. 1976. Seasonal changes in the structure of an intertidal community. *Mar. Biol.*, 37, 341-348.
- Holte, B. 1998. The macrofauna and main functional interactions in the sill basin sediments of the pristine Holandsfjord, northern Norway, with autecological reviews for some key-species. *Sarsia*, 83, 55-68.
- Hong, J.S. and I.S. Seo. 2001. The community ecology of benthic macrofauna on the Cheokjeon tidal flat, Incheon, Korea 1. Community structure. *The Sea (J. Kor. Soc. Oceanogr.)*, 6, 190-200.
- Hong, J.S. and S.P. Yoon. 2000. Zonation of the exposed sandy beach macrofauna in Okjukpo, Taechongdo, Korea. *The Sea (J. Kor. Soc. Oceanogr.)*, 5, 146-156.
- Koo, B.J. and J.G. Je. 2002. A preliminary study on changes in macrobenthic assemblages in the fenced experimental plots for restoring tidal marsh, Hogok-ri tidal flat, west coast of Korea. *Ocean Polar Res.*, 24, 63-71.
- KORDI (Korea Ocean Research and Development Institute). 2003. Restoration of the eastern marginal environment of the Yellow Sea: Creation and restoration of environmentally sustainable tidal flat (REYES: CREST) (1st Phase Final report), 1-826.
- Lee, J.H., O.H. Yu, H.G. Lee and J.Y. Park. 2004. Effect of environmental variables on the inter- and subtidal macrobenthic communities in the Iwon dike area. *J. Kor. Fish. Soc.*, 37, 295-306.
- Lercari, D. and O. Defeo. 2003. Variation of a sandy beach macrobenthic community along a human-induced environmental gradient. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 58S, 17-24.
- Luckenbach, M.W., R.J. Diaz, E.C. Zobrist and C.H. Hutton. 1990. Evaluation of the benthic resource value of impounded and nonimpounded tidal creeks in Virginia, U.S.A. *Ocean Shoreline Manage.*, 14, 35-50.
- Mayes, E. and D.I.D. Howie. 1985. Biochemical composition and sediment temperature in relation to the reproductive cycle in the lugworm *Arenicola marina*. *Neth. J. Sea Res.*, 19, 111-118.
- McLachlan, A. 1996. Physical factors in benthic ecology: effects of changing sand particle size on beach fauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 131, 205-217.
- Meir, P.M. 1994. Theme 3: The structure of the benthic system. In: *The Oosterschelde Estuary (The Netherlands): A case-study of a changing eco-system*, Nienhuis, P.H. and A.C. Smaal, eds. *Hydrobiologia*, 282/283, 153-156.
- Myer, A.C. 1977. Sediment processing in a marine subtidal sandy bottom community. 1. Physical aspects. *J. Mar. Res.*, 35, 609-632.
- Orr, M., S. Crooks and P.B. Williams. 2003. Will restored

- tidal marshes be sustainable? In: San Francisco Estuary Tidal Wetlands Restoration. Brown, L.E., ed. San Francisco Estuary and Watershed Science, 1, 1-33.
- Park, H.S., J.H. Lee, C.S. Kim and B.M. Choi. 1998. Relationship between the spatial distribution of macro-benthic fauna and density of *Umbonium thomasi* on a tidal sandflat, Taebudo, Korea. Ocean Res., 20, 89-96.
- Reise, K. 1985. Tidal Flat Ecology - An experimental approach to species interactions, Springer-Verlag, Yew York, 1-191.
- Rice, D.L. 1986. Early diagenesis in bioadvective sediments: relationships between the diagenesis of beryllium-7, sediment reworking rates, and the abundance of conveyor-belt deposit feeders. J. Mar. Res., 44, 149-184.
- Sanders, H.L., E.L. Goudsmit and G.E. Hampson. 1962. A study of the intertidal fauna of Barnstable Harbor, Massachusetts. Limnol. Oceanogr., 7, 63-79.
- Scarton, F., J.W. Day, Jr., A. Rismondo, G. Cecconi and D. Are. 2000. Effects of an intertidal sediment fence on sediment elevation and vegetation distribution in a Venice (Italy) lagoon salt marsh. Ecol. Eng., 16, 223-233.
- Shannon, C.E. and W. Weaver. 1963. The Mathematical Theory of Communication. Univ. Illinois Press, Urbana, 1-177.
- Tamaki, A. 1987. Comparison of resistivity to transport by wave action in several polychaete species on an intertidal sand flat. Mar. Ecol. Prog. Ser., 37, 181-189.
- Zedler, J.B. 2000. Progress in wetland restoration ecology. TREE, 15, 402-407.

---

2005년 9월 11일 접수  
2006년 5월 23일 수리