

바지락 치패발생장 조성을 위한 모래살포가 저서동물 군집구조에 미치는 영향 (태안군 고남면 옷점 갯벌 사례)

윤상필, 송재희, 최윤석, 박광재, 정상옥, 한형균

국립수산과학원 갯벌연구소

The impact of sand addition to an intertidal area for the development of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* habitat on benthic community structure (the case of Ojjeom tidal flat in Gonam-myeon, Taean-gun)

Sang Pil Yoon, Jae Hee Song, Yoon Seok Choi, Kwang Jae Park and Sang Ok Chung,
Hyoung Kyun Han

Tidal Flat Research Institute, NFRDI, Kunsan 573-882, Korea

ABSTRACT

This study was conducted to investigate the impact of sand addition to an intertidal for the development of the Manila clam habitat on benthic community structure. For this, we focused on the spatio-temporal changes in the surface sediment condition and benthic community structure including Manila clam before and after the event. Study site was the lower part of Ojjeom tidal flat in Gonam-myeon, Taean-gun where sand added to on July 2010. We set three stations at each of sand adding area (experimental plot) and non sand-adding area (control plot) and did sampling works ten times from June 2010 to October 2011. Directly after the event, surface sediments changed to very coarse sand, but the state was not maintained over two months because of seasonal sedimentation and finally got back to the original grain sizes in eight months. The number of species and density were temporarily reduced right after the event and polychaetes such as *Sternaspis scutata*, *Ampharete arctica* were most negatively affected by the event. However, the number of species and density quickly recovered from the reduction in four to six weeks owing to the recolonization by the existing species and species in the vicinity of the plot. However, despite the recovery of ecological indices, species composition was continuously changed from one to another, thereby community structure stayed unstable condition, especially in some stations with finer sediment in their original condition. After sand addition, density of Manila clam was prominently increased at only one station with coarser sediment in its original condition.

Key words: Sand addition, Manila clam, Disturbance, Benthic community, Recolonization

서 론

Received: August 18, 2014; Revised: September 19, 2014;
Accepted: September 23, 2014

Corresponding author : Sang-Pil Yoon

Tel: +82 (63) 472-8613 e-mail: spyoon@korea.kr
1225-3480/24537

This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License with permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproducibility in any medium, provided the original work is properly cited.

바지락 (*Ruditapes philippinarum*, Adams & Reeve, 1850) 은 아시아 동부 연안의 고유종으로서, 전 세계적으로 양식이 가장 많이 이루어지고 있는 종 가운데 하나이다 (Statistics and Information Service of the Fisheries and Aquaculture Department, 2011). 국내에서도 바지락은 갯벌 패류양식 생산량의 약 80%를 차지하는 주요 양식 어종이다 (해양수산부 수산정보포털, 2012). 그러나 연안 개발에 의한 서식처 감소, 인위적·자연적 원인에 의한 서식환경 변화, 도시화 및 산업화에 따른 환경오염 증가, 갯벌 어장의 노후화 및 관리 부실 등으로 그 생산량은 상당히 감소된 상태이다. 한 예로, 2012년 바지락 생산량은 25,028 MT으로 약 20여 년

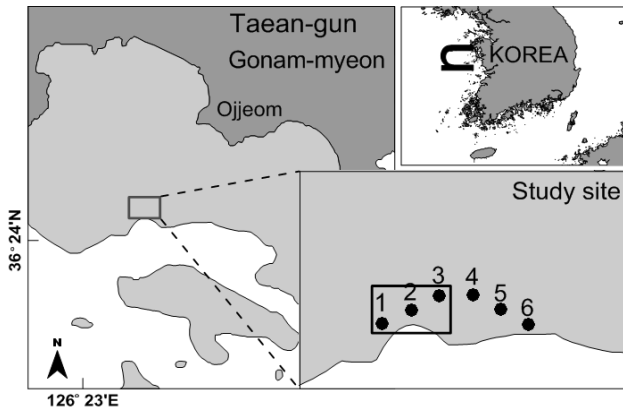


Fig. 1. Map of study area and 6 sampling stations in Tae'an-gun. Rectangular box indicates the adding-sand area. Station 1 to 3 within box are experimental stations and 4 to 6 are control stations.

전인 1990년의 74,581 MT에 비해 약 1/3 수준에 그치고 있다 (해양수산부 수산정보포털, 2012).

바지락 생산량 감소에 대한 대처방안으로서 최근 가장 주목하는 부분은 바지락 치패발생장의 조성이다. 이는 갯벌 패류양식에 있어 성체의 생산량이 유생의 착저량과 착저 후 생존율에 달려있다는 근원적 요인에 대한 인식의 결과이며, 각종 연안 개발로 변화된 수력학적 조건 하에서 상실된 치패 자연발생장을 인위적 수단에 의해서라도 복원하고자 하는 노력의 일환이다 (Snelgrove and Butman, 1994; Thompson, 1995). 국외에서 치패 발생장 조성을 위해 주로 사용되어온 방식은 자갈과 분쇄된 패각의 혼합 기질을 서식처에 살포하는 방식이다 (Thompson and Cooke, 1991; Thom *et al.*, 1994; Thompson, 1995). 이와 같은 굵은 입자의 기질이 첨가될 경우, 패각의 칼슘 성분에 의한 유생 착저 유도, 새로운 공극 형성에 의한 유생 밀식 방지, 기질 안정화에 따른 침식 배제, 포식자로부터 치패 보호 등의 부가적 효과가 있는 것으로 알려져 있다 (Thompson, 1995). 최근 국내에서 적용하고 있는 1-2 mm 굵기의 모래기질을 바지락어장에 살포하는 방식도 유사 효과를 기대하는 방식이라 할 수 있다.

지금까지 자갈과 패각을 혼합·살포하는 방식에 대해서도 그렇게 많은 연구가 행해진 것은 아니지만 굵은 입자의 혼합기질 살포가 왜 치패의 착저량 및 생존율을 증가시키는지 (Flagg and Malouf, 1983; Taylor, 1988), 어떤 비율로 자갈과 패각이 혼합될 때 보다 향상된 효과를 얻을 수 있는지 (Thompson and Cooke, 1991; Toba, 1992), 그리고 동일한 조건을 만들어 주었을 때 치패 착저 효과의 차이를 유발하는 가의 요인은 무엇인지 (Thompson, 1995; Thompson and Cooke, 1991; Toba, 1992) 등과 같은 비교적 다양한 효과 검증 연구가 있어왔다. 또한, 자연 상태에 인위적 변화를 추가하

는 행위이기 때문에 혼합기질의 살포 후 발생하는 저서생태계의 변화나 악영향에 대한 연구들도 병행되어 왔다 (Newman and Cooke, 1988; Thompson, 1995). 반면, 바지락 서식처에 모래기질을 살포하는 방식은 최근 들어 태안, 강진, 부안 등 국내 여러 지역으로 확대 시행되고 있지만 구체적인 치패 착저 효과에 대한 검증이나 모래살포에 이은 생태계 변화 및 영향 등에 대한 연구는 극히 제한적인 상황이다 (해양수산부, 2013; Yoon *et al.*, 2012).

이와 관련하여 본 연구는 바지락 치패 발생장 조성을 위해 모래가 살포된 충남 태안군 고남면 옷점갯벌을 대상으로 모래살포 전과 후, 그리고 모래살포지역과 비살포지역을 상호 비교함으로써 모래살포구역의 저서동물군집구조에 나타나는 시·공간적 변화상을 파악하고자 하였다. 또한 군집조사 차원에서 파악할 수 있는 바지락 밀도 변화를 추적함으로써 모래살포에 따른 바지락 밀도 증가 효과에 대한 유효성 검증도 아울러 다루고자 하였다.

재료 및 방법

1. 조사지역 및 현장조사계획

본 연구는 충남 태안군 고남면 고남리에 위치한 옷점어촌계 갯벌 (이하 옷점 갯벌) 에서 이루어졌다. 옷점 갯벌은 바람아래 해수욕장에서 영목항 인근까지 이어지는 길이 약 5 km의 갯벌 중 중앙부에 위치하며, 갯벌의 너비는 약 1 km 이다. 바지락 치패발생장 조성을 목적으로 모래살포가 이루어진 지점은 옷점 갯벌의 하부로 상부와 중부에 비해 상대적으로 펄함량이 높고 바지락의 서식밀도가 가장 낮은 지점이었다. 모래살포가 이루어진 시점은 2010년 7월 14일이었으며, 약 2 ha의 면적에 5-10 cm 두께로 모래가 뿌려졌다. 저서동물군집과 퇴적환경에 대한 조사를 위해 연구지역을 모래살포구역 (실험구) 과 비살포구역 (대조구) 으로 구분하고, 모래살포 전과 후를 상호 비교하는 방식으로 조사를 진행하였다. 조사 정점은 각각의 구역 내에서 조위에 따라 상·중·하 3개 정점 (실험구 정점 1-3; 대조구 정점 4-6) 을 선정하였으며, 정점 1과 4, 정점 2와 5, 정점 3과 6이 각각 동일 조위 상에 위치하도록 배치하였다 (Fig. 1). 사전조사는 2010년 6월 17일에 1회 실시되었고, 사후조사는 모래가 살포되고 약 2주가 지난 7월 말부터 2011년 10월 말까지 총 9회에 걸쳐 진행되었다 (2010년 7월 28일, 8월 11일, 8월 26일, 9월 9일, 10월 7일, 11월 9일, 2011년 3월 22일, 6월 16일, 10월 26일). 조사 시점 간의 간격은 조사 초기에는 약 2주 간격으로 하였으며, 후반부로 가면서 간격을 점차 늘렸다. 사전조사는 정확한 위치의 정점에 대한 지속적인 조사를 위해 모래살포 시기와 지점에 대한 계획이 확정된 이후에 시행하여야 했기에 1 회에 한정될 수밖에 없었다.

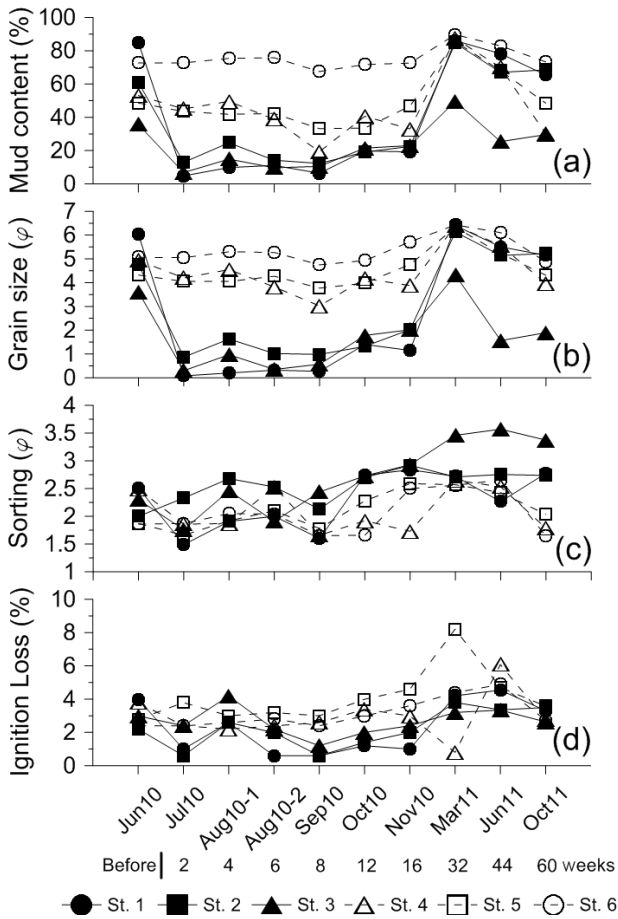


Fig. 2. Temporal variation of sediment characteristics at each of the stations. (a) mud content (%), (b) grain size (ϕ), (c) sorting (ϕ), (d) ignition loss (%). Shadow symbol and solid line indicate values at experimental stations and open symbol and dot line indicate values at control stations.

2. 분석시료채집 및 데이터분석 방법

저서동물 채집을 위한 퇴적물 시료는 각 조사정점에서 can corer (12.5 cm × 20.5 cm × 30 cm) 를 사용하여 2회씩 반복 채집하였으며, 정점 당 채집면적은 0.05 m²이었다. 채집된 퇴적물 시료는 현장에서 망목 크기 1.0 mm 체에 걸러 퇴적물을 제거하고, 잔존물을 10% 중성포르말린으로 고정시켜 실험실로 운반하였다. 실험실에서 분류군별로 선별작업을 거친 저서동물을 종 수준까지 동정한 후 종별 개체수를 계수하였다.

표층퇴적환경 분석을 위한 퇴적물 시료는 동일 can corer를 사용해 표층 5 cm 이내의 퇴적물만을 채집하였으며, 냉장 상태로 실험실로 운반한 후 분석 전까지 냉동보관 하였다. 퇴적물의 특성치로서 평균입도 (Mz; Mean Grain Size) 및 분급도, 강열감량 (IL; Ignition Loss) 등의 항목을 측정하였다. 표

층퇴적물의 분석은 해양환경공정시험기준 (국토해양부, 2010)에 준하여 시행하였다.

저서동물군집의 구조를 파악하기 위한 단변량 변수로서 종수, 개체수 그리고 종다양도지수 (H') (Shannon and Weaver, 1963) 등을 계산하였다. 군집구조의 시-공간적 변화를 파악하고 케이스 간 유사도에 의해 군집을 구분하기 위하여 제공된 변환된 생물자료에 대해 Bray-Curtis 유사도 지수를 구하고, 그 결과 만들어진 유사도 행렬에 기초하여 집괴분석 (cluster analysis) 과 다차원척도법 (non-metric multidimensional scaling: MDS) 분석을 수행하였다 (Clarke and Warwick, 2001). 집괴분석 시 조사 케이스 간 연결방법은 그룹평균법을 사용하였으며, SIMPROF (similarity profiles) test를 적용하여 결과 해석에 유의성을 기하였다 (Clarke *et al.*, 2008). 모든 통계분석은 PRIMER 패키지 (ver. 6.1.11) 를 이용하여 수행하였다.

결 과

1. 퇴적환경 변화

모래살포 이전 실험구 및 대조구의 표층퇴적물 니질함량은 각각 35.7-85% (평균 60.6 ± 24.7%), 48.6-72.6% (평균 58.1 ± 12.8%) 로 범위에 차이는 있었지만 평균적으로는 유사한 수준이었다 (Fig. 2a). 조사지역에서 관찰된 표층퇴적물 분포의 한 가지 특징은 상부 쪽 정점에서 하부 쪽 정점으로 가면서 점차 세립화되는 경향이 있었던 점이며, 이러한 경향은 실험구에서 보다 뚜렷하였다. 모래살포 직후 (2010년 7월), 실험구의 니질함량은 전 정점에서 급락하였으며 (평균 8.2 ± 4.2%), 이후 점진적으로 증가하여 2010년 11월에 21.6 ± 2.1%의 수준에 이르렀지만 여전히 대조구 (평균 50.8 ± 20.1%) 에 비해 2배 이상 낮은 함량을 유지하였다. 그러나 이듬해인 2011년 3월에는 모래살포 이전 수준 이상으로 증가하였다 (평균 73.4%). 같은 기간 동안 대조구에서도 역시 니질함량의 증가 현상이 있었다.

모래살포 전 실험구와 대조구의 평균입도 범위는 각각 3.6-6.0 φ, 4.3-5.1 φ로 세립사에서 조립실트 범주의 퇴적물들이 분포하였다 (Fig. 2b). 모래살포 직후 실험구의 표층퇴적물은 극조립사 (입도 평균 0.4 ± 0.4 φ) 로 변화하였으며, 2010년 11월까지 조립사 (입도 평균 1.7 ± 0.5 φ) 를 유지하였다가 2011년 3월에 극조립실트 (입도 평균 5.6 ± 1.1 φ) 로 급격히 세립화 되었다.

모래살포 전 실험구와 대조구의 평균 분급도는 각각 2.3 ± 0.3 φ, 2.1 ± 0.4 φ로 모두 매우 불량한 분급의 수준이었다. 모래살포 직후 실험구의 분급도는 일시적으로 낮아져 불량한 분급의 수준으로 변화하였다가 다시 값이 증가하였다 (Fig. 2c). 분급도의 계절적 변화는 니질함량 등에 비해 뚜렷하지 않았

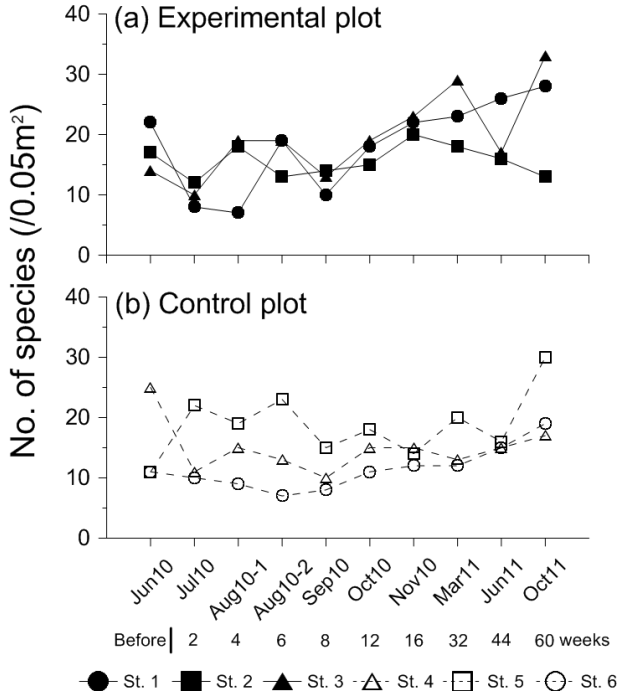


Fig. 3. Temporal variation of the number of species ($/0.05m^2$) at each of the stations. Shadow symbol and solid line indicate values at experimental stations and open symbol and dot line indicate values at control stations. Stations with similar tidal level were represented by identical shapes of symbols.

나 두 구역 모두에서 2010년 10월부터 2011년 6월 사이에 상대적으로 높은 분급도 값을 보였다.

모래살포 전 실험구의 대조구의 평균 강열감량은 $3.1 \pm 0.9\%$, $3.0 \pm 0.7\%$ 로 유사한 수준이었다. 그러나 모래살포 직후에는 실험구의 강열감량이 $1.3 \pm 1.0\%$ 의 수준으로 감소하면서 두 구역 간에 2배 정도의 차이가 발생하였다 (Fig. 2d). 실험구의 강열감량은 2010년 11월까지 $1.8 \pm 0.7\%$ 의 수준을 유지하였다가 2011년 3월에 $3.7 \pm 0.5\%$ 로 상승하여 모래살포 이전 수준으로 돌아갔다.

2. 군집 생태지수 변화

모래살포 전, 실험구의 정점별 출현종수는 14-22 종/ $0.05 m^2$, 평균 18 ± 4 종/ $0.05 m^2$ 이었으며, 대조구는 11-25 종/ $0.05 m^2$, 평균 16 ± 8 종/ $0.05 m^2$ 로 실험구에서 다소 높은 편이었다 (Fig. 3). 그러나 모래살포 후 2주가 경과된 첫 사후 조사에서 실험구의 출현종수는 8-12 종/ $0.05 m^2$, 평균 10 ± 2 종/ $0.05 m^2$ 로 감소하여 대조구보다 평균적으로 4 종 이상 적은 값을 보였다 (Fig. 3a). 이 시기에 실험구에서 사라진 종들은 보리새우 *Crangon affinis*, 집게류 *Pagurus sp.*, 풀게 *Hemigrapsus penicillatus* 등과 같은 표서성 저서동물과 안

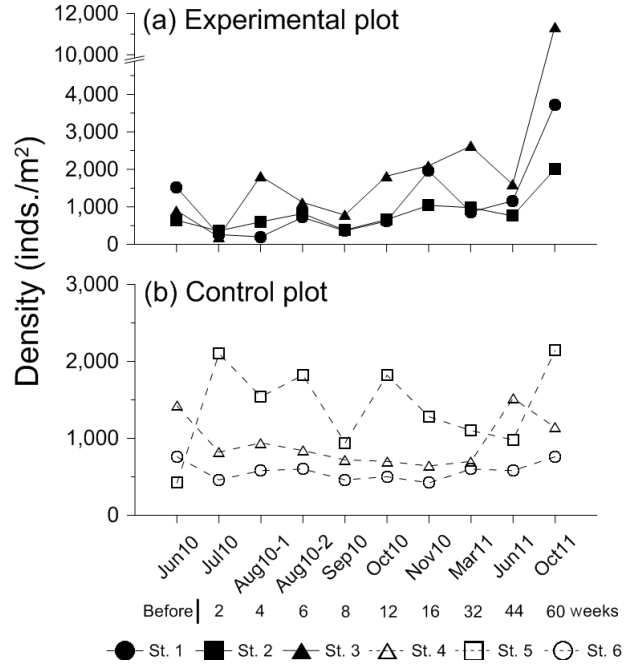


Fig. 4. Temporal variation of density (inds./ m^2) at each of the stations. Shadow symbol and solid line indicate values at experimental stations and open symbol and dot line indicate values at control stations. Stations with similar tidal level were represented by identical shapes of symbols.

경열새우류 *Ampelisca bocki*, 멜리타열새우류 *Melita spp.* 등과 같이 잠입 깊이가 얇은 내서성동물들이 주를 이루었다. 한편, 동시기에 관찰된 대조구에서도 일부 정점에서 감소양상이 관찰되었지만 실험구와 같은 일관성은 없었다. 한편, 모래살포 후 감소된 실험구의 출현종수는 매우 빠르게 회복되어 모래살포 후 약 4주가 경과된 시점에서 대조구 수준 (14 종/ $0.05 m^2$)의 평균 출현종수를 회복하였으며, 약 6주가 경과된 시점부터는 대조구보다 꾸준히 높은 평균 출현종수를 기록하였다. 실험구의 평균출현 종수가 모래살포 전 수준에 도달한 시기는 2010년 10월이며, 이후에는 연구 종료 시까지 모래살포 전보다 높은 평균값을 보였다. 반면, 대조구의 경우 2011년 10월을 제외하고 첫 조사보다 높은 평균값을 나타낸 시기는 없었다.

모래살포 전, 실험구의 정점별 개체밀도는 640-1,520 개체/ m^2 , 평균 $1,020 \pm 452$ 개체/ m^2 이었으며, 대조구는 420-1,420 개체/ m^2 , 평균 867 ± 509 개체/ m^2 로 동일조위 대비 전 정점에서 실험구가 다소 높았다 (Fig. 4). 모래살포 직후 조사에서 실험구의 개체밀도는 출현종수와 유사하게 전 정점에서 급격히 감소하여 대조구에 비해 평균 4배 이상 낮은 밀도를 보였다. 이 시기에 실험구에서 큰 밀도 감소를 보인 종들은 주로 우점적으로 출현하던 다모류들로 작은사슴갯지렁이

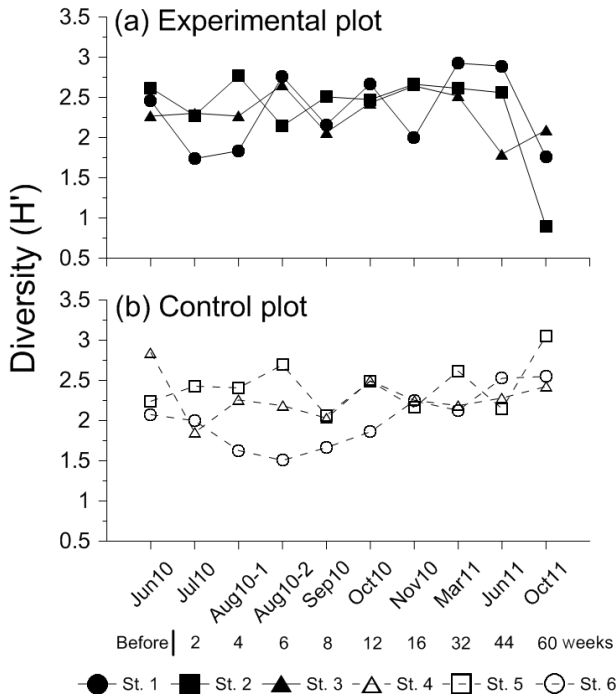


Fig. 5. Temporal variation of diversity (H') at each of the stations. Shadow symbol and solid line indicate values at experimental stations and open symbol and dot line indicate values at control stations. Stations with similar tidal level were represented by identical shapes of symbols.

Ampharete arctica, 고리갯지렁이류 *Glycinde gurjanovae*, 오투기갯지렁이 *Sternaspis scutata* 등이 이에 포함되었다. 한편, 대조구에서도 동일 시기에 정점 4와 6에서 밀도감소가 있었지만 상대적으로 감소폭이 작았고 정점 5에서는 오히려 큰 폭의 밀도 증가가 있어 정점 간 변화의 일관성이 없었다. 모래살포 후 4주 경과 시점에서 추가적인 밀도 감소가 관찰된 정점은 1번 정점이 유일하였으며, 나머지 정점들의 밀도는 증가하는 양상이었다. 실험구의 평균 개체밀도가 다시 모래살포 이전 수준에 도달한 시기는 2010년 10월이었으며, 이 시기 이후에는 지속적으로 모래살포 전 개체밀도를 상회하였다. 특히, 2011년 10월에 밀도가 큰 폭으로 상승하여 초기 밀도에 비해 5.5배 이상 높은 밀도를 보였다. 한편, 대조구의 개체밀도는 정점 5와 나머지 정점들이 서로 다른 증감양상을 보여 일정한 경향성을 찾기 힘들었다.

모래살포 전 실험구의 정점별 다양도는 2.27-2.62, 평균 2.45이었으며, 대조구는 2.07-2.85, 평균 2.39로 유사한 수준이었다. 모래살포 직후에 실험구의 다양도 감소는 정점 1과 2에서만 관찰되었으며, 평균 다양도는 2.11로 소폭 감소하였다. 대조구에서도 정점 4의 감소로 인해 평균 다양도가 2.09로 감소하였다. 모래살포 후 4주 경과 시점부터 실험구와 대조구의

다양도 변화 양상은 출현종수와 거의 유사한 증감 패턴을 보였다. 다만, 조사기간 후반부에 개체밀도 증가가 두드러진 실험구에서는 다양도가 급감하는 양상이 나타났지만, 상대적으로 밀도 증가폭이 크지 않았던 대조구에서는 지속적으로 출현종수와 유사한 패턴을 보였던 점에서 차이가 있었다 (Fig. 5).

3. 우점종의 시·공간적 분포 변화

실험구 및 대조구를 대표하는 우점종은 각 구역에서 채집된 총 개체수의 1% 이상의 비율을 차지하는 종들을 대상으로 하였다 (Table 1). 그 결과, 실험구에서는 총 103종의 출현종 가운데 22종이 우점종에 포함되었으며, 다모류 14종, 갑각류 4종, 연체동물이 4종이 이에 포함되었다. 대조구에서는 총 85종의 출현종 가운데 21종이 우점종에 포함되었으며, 다모류 12종, 갑각류 5종, 연체동물 4종이 이에 포함되었다. 각 구역을 대표하는 우점종의 세부적 종조성은 매우 유사하여 총 17종이 일치하였지만 각 종의 우점 순위와 밀도의 변화양상은 구역마다 다소 차이가 있었다.

모래살포 전·후 실험구와 대조구 우점종들의 시간에 따른 순위 (또는 밀도) 변화를 살펴보면, 전반적으로 실험구에서의 변화가 더 컸다. 모래살포 전 실험구의 최우점종은 오투기갯지렁이 *Sternaspis scutata*, 고리갯지렁이류 *Glycinde gurjanovae*, 작은사슴갯지렁이 *Ampharete arctica*, 남방백금갯지렁이 *Nephtys polybranchia*, 바지락 *Ruditapes philippinarum* 등이었다 (Table 1). 모래살포 직후 개체밀도의 전반적 감소에 이어 2010년 8월에 칠게 *Macrophthalmus japonicus*, 버들갯지렁이류 *Heteromastus filiformis*, 둥근선녀얼굴갯지렁이 *Pseudopolydora paucibranchiata* 등이 일시적인 최우점종으로 등장하였다. 2010년 10월 이후에는 바지락을 비롯한 초기 우점종의 일부가 다시 본래의 밀도를 회복하면서 2011년 6월까지 지속적으로 높은 우점 순위를 보였다. 2011년 10월에는 기존 우점종들 외에 종뱀 *Musculista senhousia* 과 버들갯지렁이류 *Mediomastus californiensis* 가 급속히 개체밀도를 높이면서 최우점종으로 등장하였다. 한편, 실험구의 초기 최우점종 가운데 오투기갯지렁이와 작은사슴갯지렁이는 모래살포 후 감소된 개체수를 연구 종료 시점까지 회복하지 못하였다.

대조구의 경우, 모래살포 전 최우점종은 바지락, 고리갯지렁이류, 남방백금갯지렁이 등이었다 (Table 1). 2010년 7월과 8월에 바지락 등 초기 우점종 중 일부에서 실험구와 유사하게 밀도감소가 있었으며, 발성육질꼬리열새우 *Grandidierella japonica*, 칠게 등이 일시적인 최우점종으로 등장하였다. 2010년 9월 이후에는 초기 우점종들의 밀도가 다시 증가하여 연구 종료 시점까지 비교적 꾸준히 상위 밀도를 유지하였다. 2011년 6월 이후에는 버들갯지렁이류 *M. californiensis*, 버

Table 1. Lists of dominant species in the experimental plot (a) and control plot (b)

(a) Experimental plot													
Rank	Species name	Jun10	Jul10	Aug10-1	Aug10-2	Sep10	Oct10	Nov10	Mar11	Jun11	Oct11	AV. (inds./m ²)	Per. (%)
1	<i>Musculista senhousia</i>	0	0	0	0	0	13	67	73	20	2,527	270	18.4
2	<i>Ruditapes philippinarum</i>	60	27	60	27	20	153	140	187	307	647	163	11.1
3	<i>Mediomastus californiensis</i>	0	0	0	0	0	0	87	133	60	947	123	8.4
4	<i>Ceratonereis erythraeensis</i>	0	0	7	20	93	140	147	227	87	140	86	5.9
5	<i>Grandierella japonica</i>	27	47	67	73	60	47	160	60	33	180	75	5.1
6	<i>Nephtys polybranchia</i>	67	13	40	133	27	113	80	67	40	27	61	4.1
7	<i>Heteromastus filiformis</i>	27	20	67	113	60	87	20	73	27	47	54	3.7
8	<i>Glycinde gurjanovae</i>	100	7	13	27	13	60	80	40	33	140	51	3.5
9	<i>Hemigrapsus penicillatus</i>	13	0	60	0	13	20	20	7	0	307	44	3.0
10	<i>Melita</i> spp.	27	0	13	0	0	7	340	0	0	0	39	2.6
11	<i>Macrophthalmus japonicus</i>	0	33	227	13	7	0	7	0	7	13	31	2.1
12	<i>Sigambra tentaculata</i>	40	13	27	47	33	40	7	7	20	53	29	2.0
13	<i>Diopatra sugokai</i>	7	13	20	33	20	47	73	33	7	20	27	1.9
14	<i>Haploscoloplos elongatus</i>	53	20	13	53	20	20	53	0	7	27	27	1.8
15	<i>Stemaspis scutata</i>	193	7	20	0	0	0	0	13	7	13	25	1.7
16	<i>Lumbrineris longifolia</i>	33	13	40	33	27	20	7	13	13	27	23	1.5
17	<i>Aricidea pacifica</i>	40	13	0	27	27	33	0	20	0	0	16	1.1
18	<i>Yokoyamaia ornatisima</i>	7	0	0	0	0	0	7	73	73	0	16	1.1
19	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>	0	0	27	107	0	0	7	7	0	7	15	1.0
20	<i>Polydora</i> sp.	0	0	60	13	0	0	53	7	0	13	15	1.0
21	<i>Ampharete arctica</i>	87	7	20	0	0	0	0	7	20	0	14	1.0
22	<i>Theora fragilis</i>	27	0	0	0	0	0	7	7	93	7	14	1.0

(b) Control plot													
Rank	Species name	Jun10	Jul10	Aug10-1	Aug10-2	Sep10	Oct10	Nov10	Mar11	Jun11	Oct11	AV. (inds./m ²)	Per. (%)
1	<i>Ruditapes philippinarum</i>	153	87	133	167	13	107	67	87	200	100	111	11.4
2	<i>Nephtys polybranchia</i>	73	40	40	120	187	107	193	133	27	67	99	10.1
3	<i>Heteromastus filiformis</i>	53	53	47	113	120	93	27	53	87	133	78	8.0
4	<i>Grandierella japonica</i>	33	280	233	40	7	0	7	27	7	33	67	6.8
5	<i>Macrophthalmus japonicus</i>	13	227	187	93	80	7	7	7	13	33	67	6.8
6	<i>Haploscoloplos elongatus</i>	7	33	27	67	60	207	53	0	13	93	56	5.7
7	<i>Sigambra tentaculata</i>	13	40	47	53	7	67	20	53	93	107	50	5.1
8	<i>Glycinde gurjanovae</i>	73	33	7	27	47	60	47	13	13	73	39	4.0
9	<i>Mediomastus californiensis</i>	0	0	0	0	0	0	80	27	167	113	39	4.0
10	<i>Ceratonereis erythraeensis</i>	13	7	13	47	20	73	7	73	27	93	37	3.8
11	<i>Hemigrapsus penicillatus</i>	27	40	73	73	7	40	0	0	0	40	30	3.1
12	<i>Stemaspis scutata</i>	27	7	7	60	7	13	13	27	33	20	21	2.2
13	<i>Minuspia multibranchiata</i>	0	0	0	0	0	0	127	20	33	27	21	2.1
14	<i>Melita</i> spp.	67	53	13	20	0	20	0	7	0	13	19	2.0
15	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>	0	7	13	27	20	7	7	7	67	7	16	1.6
16	<i>Diopatra sugokai</i>	27	7	20	13	13	13	7	7	13	27	15	1.5
17	<i>Macoma incongrua</i>	13	27	7	20	13	0	13	13	7	27	14	1.4
18	<i>Latemula anatina</i>	0	0	0	0	0	0	0	20	100	0	12	1.2
19	<i>Cyathura higoensis</i>	0	0	7	20	47	13	13	7	0	7	11	1.2
20	<i>Lumbrineris longifolia</i>	33	13	13	7	0	20	0	0	13	0	10	1.0
21	<i>Musculista senhousia</i>	0	0	0	0	0	0	7	0	0	87	9	1.0

들갯지렁이류 *H. filiformis*, 투구갯지렁이 *Sigambra tentaculata* 등이 바지락 등 기존 우점종들과 유사한 밀도 수준에서 상위 우점종으로 등장하였다.

4. 바지락 개체밀도의 시·공간적 변화

모래살포 전 실험구의 정점별 바지락 개체밀도는 0-160 개체/m², 평균 60 개체/m²이었으며, 대조구는 0-280 개체/m², 평균 153 개체/m²로 대조구에서 2배 이상 높았다. 모래살포 후에도 2010년 8월 말까지는 실험구의 바지락 밀도가 대조구에 비해 최소 2배, 최대 6배까지 낮은 상태를 유지하였다. 그러나 2010년 9월에 전반적인 밀도 감소를 거친 후 2010년 10월에는 실험구의 바지락 밀도가 대조구에 비해 오히려 1.5배 이상 높아졌다. 이후에도 대조구에서는 일정 수준의 밀도를 유지한 반면 실험구에서는 꾸준한 증가가 이루어져 2011년 10

에는 약 6.5배까지 차이가 났다. 그러나 실험구에서의 밀도 증가 현상은 조위가 가장 높은 정점 3에서만 발생하였으며, 정점 1과 2에서는 조사기간 동안 최대 80 개체/m² 미만의 낮은 밀도를 유지하였다. 대조구에서도 유사하게 조위가 가장 낮은 정점 6에서는 바지락의 출현 빈도 및 밀도가 상대적으로 매우 낮았다. 2011년 10월, 실험구 및 대조구의 최종적인 바지락 평균 밀도는 각각 647 ± 1103 개체/m², 100 ± 140 개체/m² 이었다 (Fig. 6).

5. 군집 구조 변화

실험구 및 대조구에서 조사된 총 60개 케이스를 대상으로 집괴분석 (Cluster analysis) 과 다차원척도법 (MDS) 을 적용하여 군집구조의 유사도를 비교하고 그 결과를 바탕으로 유사 군집의 그룹화를 시도해 보았다 (Fig. 7, 8). 전체군집은 유

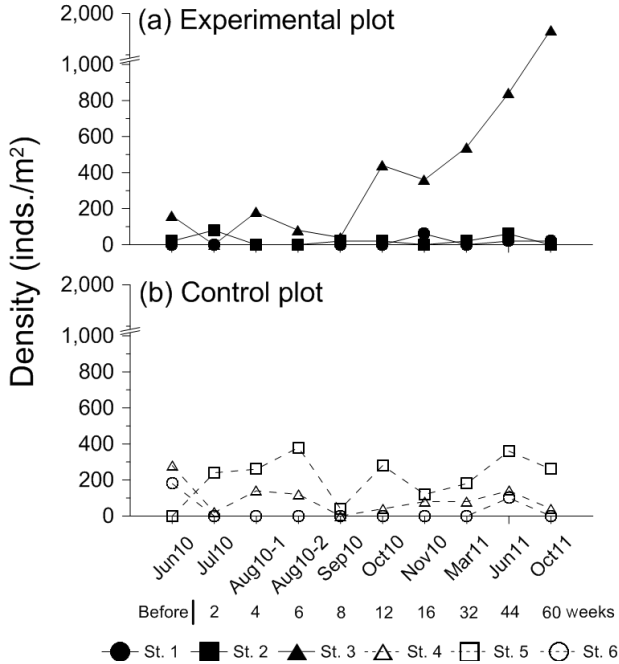


Fig. 6. Temporal variation of Manila clam density (inds./m²) at each of the stations. Shadow symbol and solid line indicate values at experimental stations and open symbol and dot line indicate values at control stations. Stations with similar tidal level were represented by identical shapes of symbols.

사도 31.98% 수준에서 총 4개 (G1-G4) 의 그룹으로 구분되었다 (Fig. 7). 먼저, 그룹 G1은 정점 3, 4, 5 위주로 구성되었으며, 그룹 내에 다시 약 5개 정도의 소그룹이 존재하였다. 각각의 소그룹은 2010년 6월의 정점 3과 4, 2010년 7월에서 8월 초까지의 정점 3, 4, 5, 2010년 8월 말에서 11월까지의 정점 3, 4, 5, 2011년 6월 이후의 정점 4와 5 그리고 나머지 시기의 정점 3과 5 등으로 구분되었다. 그룹 G2는 2010년 6월부터 10월까지의 정점 1과 2로 구성되었으며, 그룹 G3은 2010년 11월부터 2011년 10월까지의 정점 1과 2로 구성되었다. 그룹 G4는 2011년 10월을 제외한 정점 6의 전 시기 조사 케이스를 포함하였다 (Fig. 7).

다차원척도법의 이차원평면상에 그려진 각각의 조사케이스 및 그룹들의 상대적 위치를 살펴보면, 조사 시기 및 정점의 상이성이 군집구조에 영향을 주었음을 알 수 있다 (Fig. 8). 먼저, 평면의 상하 배치에서는 상부에 주로 2010년 11월 이후의 조사케이스들이, 그리고 하부에 그 이전의 조사케이스들이 분포하여 군집구조가 조사 시기에 따라 확연히 달라짐을 알 수 있다. 평면의 좌우배치에서는 좌측에 정점 3, 4, 5가, 중앙부에 정점 1과 2가 그리고 우측에 정점 6이 위치하여 군집구조가 정점에 따라서도 달라지고 있음을 알 수 있다. 이러한 두 가지 조합에 의해 4개의 그룹이 평면의 상하좌우에 배치된 형태를

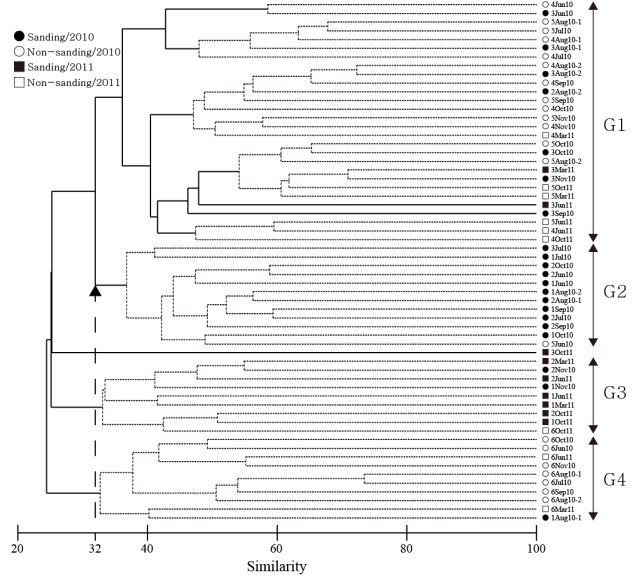


Fig. 7. Dendrogram resulted from cluster analysis. Doted lines within the dendrogram represent the result of SIMPROF test.

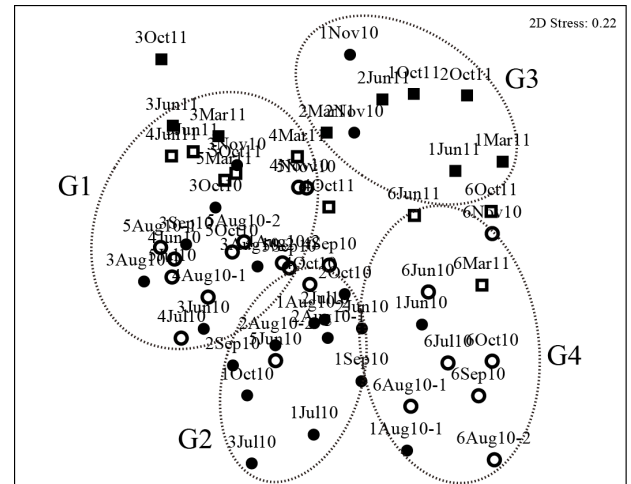


Fig. 8. Two-dimensional MDS plot from square-root transformed data. The legend of Fig. 7 was shared.

보이고 있다. 이러한 유사그룹의 평면상 공간 배치를 그룹별 생태지수 및 환경변수 측면에서 살펴보면, 수평축의 우측으로 갈수록 대체로 퇴적물이 세립하고 유기물 함량이 높은 정점들이 위치하고 있으며, 수직축의 위로 갈수록 전반적으로 출현종수 및 개체밀도가 높은 정점들이 위치하고 있다 (Table 2).

고찰

1. 퇴적환경과 마지막 밀도 변화

패류를 비롯한 저서동물 유생의 착저는 매우 다양한 물리적,

Table 2. Biotic and abiotic characteristics of macrofaunal community groups decided by the cluster analysis

Group	No. of species (spec./m ²)	Density (inds./m ²)	Diversity (H')	Mud (%)	Mean grain size (ϕ)	IL (%)
G1	18	1,322	2.38	41.5	3.8	3.3
G2	15	562	2.41	26	1.9	1.7
G3	21	1,471	2.32	62.8	4.6	3.2
G4	10	516	1.95	69.1	4.9	3.1

생물적 요인들에 의해 영향을 받는다. 예를 들어 수력학적 조건 (Butman *et al.*, 1988; Snelgrove *et al.*, 1998), 수온과 염분도 (Devakie and Ali, 2000; Thiyagarajan *et al.*, 2003), 퇴적물 입자의 크기 (Pinedo *et al.*, 2000; Snelgrove and Butman, 1994; Thompson, 1995), 그리고 바이오필름 (Bao *et al.*, 2007; Gribben *et al.*, 2009) 등이 유생 착저에 영향을 주는 것으로 보고되어 왔다. 태안군 고남면 옷점 갯벌에서 이루어진 모래살포는 퇴적물 입자의 크기에 변화를 줌으로써 바지락 유생의 착저를 촉진하고 착저 후 생존율을 증가시키기 위한 시도라고 볼 수 있다.

모래살포 전 실험구 퇴적물의 평균입도는 3.6-6.0 ϕ 로 조위가 상대적으로 높은 정점에 세립사가, 그리고 조위가 낮아지면서 세립화되어 최하부에서 조립실트가 분포하는 구조였다. 2010년 6월 17일에 조사된 실험구의 바지락 밀도는 세립사 정점에서 160 개체/m², 극세립사 정점에서 20 개체/m², 조립실트 정점에서 0 개체/m²로 조위 하강 및 퇴적물 입자의 세립화와 더불어 밀도가 현저히 감소하는 양상을 보였다. 반면, 대조구에서도 조위하강에 따른 퇴적물의 세립화가 있었지만 평균입도의 변화폭이 4.3-5.1 ϕ 로 상대적으로 좁았으며, 바지락의 밀도도 평균 153 개체/m²로 실험구에 비해 높았다. Cho *et al.* (2001)은 곰소만 바지락 양식장의 퇴적물 구성에 대한 연구에서 바지락 양식장의 평균 입도는 4-5 ϕ 사이이며, 이보다 조립한 지역에서는 바지락 양식이 이루어지지 않고 있다고 기술하였다. 본 조사 지역에서도 4-5 ϕ 구간에서 바지락 밀도가 상대적으로 높은 것은 일치하였지만 이보다 조립한 기질이 아닌 세립한 기질에서 밀도가 현저히 줄어들었다는 점에서 차이가 있었다.

옷점갯벌의 최하부가 모래살포구역으로 선정된 것은 현지 어민들이 해당구역의 바지락 저밀도 분포 상황을 인지하고 개선을 요청하여 이루어진 것이며, 실제 조사에서도 전술된 바와 같이 사실로 확인되었다. 실험구의 3개 정점 중 특히 밀도가 낮았던 정점 1과 2의 경우, 옷점 갯벌의 최하부에 위치하였으며, 간출시간 1시간 전후의 조위에 위치하였다. 바지락 치패의 착저량과 간출시간에 대한 한 연구 (Won and Hur, 1993)에서 간출시간 1시간, 3시간, 6시간의 지점들 가운데 바지락 유

생의 밀도는 3시간 이내의 지점에서 높았으며, 4 mm 이하 크기의 치패 밀도는 간출시간 증가에 따라 감소하는 경향을 보고한 바 있다. 이와 같은 연구 결과에 근거했을 때, 실험구의 정점 1과 2 지점도 퇴적물 조성에 변화만 준다면 조위적 이점과 치패를 공급해 줄 수 있는 모래들이 인접 지역에 분포하는 조건이었으므로 치패발생장으로의 변화를 유도해 볼 수 있을 것이라는 예측이 있었다.

실험구역에 치패발생장을 조성하기 위해 선택된 모래의 입자 크기는 약 0 ϕ 이었으며, 살포 시점은 2010년 7월 14일이었다. 극조립사의 모래기질이 갖는 치패 착저 유도 효과는 현지 어민들과 관련연구 종사자들의 경험적 측면도 포함된 것이지만 실제 실험적으로 효과가 증명된 바 있다. Yanagibashi (1992)는 바지락 유생을 기르고 있는 수조에 4 ϕ 부터 -1 ϕ 까지 6단계의 크기별 모래입자를 별도의 디쉬에 담아 넣은 후 유생의 입도별 착저 선호도를 실험하였다. 그 결과, 대부분의 유생은 2 ϕ 이상의 기질에 착저하였으며, 특히 0 ϕ 와 -1 ϕ 의 기질에서 밀도가 가장 높았다. 한편, 모래살포 시점의 적절성과 관련해서 국내 바지락의 산란 시기에 대한 연구들을 살펴보면, 지역에 따라 다소 차이가 있지만 부분적 산란기는 6월에서 9월 사이이며, 주 산란기는 7월에서 8월 사이인 것으로 보고되어 있다 (Chung *et al.*, 2002; Kang *et al.*, 2004; Won and Hur, 1993). 따라서 시기적으로도 바지락의 주 산란기에 모래가 살포되었음을 알 수 있다.

그러나 결과적으로 살포용 모래 입자의 크기 선택 그리고 살포시기의 적절성에도 불구하고 실제 바지락 밀도 증가가 관찰된 것은 정점 3에 국한되었다 (Fig. 6). 정점 3에서는 2010년 10월에 관찰된 440 개체/m²를 시작으로 최종적으로 2011년 10월에 1,920 개체/m²까지 밀도가 증가하였다. 이는 연중 200 개체/m² 이하의 수준에서 큰 변화가 없었던 대조구에 비해서도 현저히 높은 밀도였다. 반면, 정점 1과 2에서는 모래가 살포된 이후에도 최대 60 개체/m² 이상의 밀도 분포를 관찰할 수 없었다.

이처럼 퇴적상과 조위에서 차이가 나는 정점들에서 치패 착저 유도 효과가 다르게 나타난 또 하나의 사례가 있다. 본 조사와 병행하여 옷점 갯벌 전방의 풀등에서 똑같은 방식의 현장

실험 및 모래살포 전후 조사가 저자에 의해 진행된 바 있다 (Yoon *et al.*, 2012). 그 결과에서 모래살포 후 바지락의 본격적인 밀도 증가는 해가 바뀐 2011년 3월부터 관찰되었으며, 정점 3에서 최대 5,220 개체/m², 정점 2에서 최대 2,700 개체/m², 정점 1에서 최대 1,640 개체/m²로 밀도가 증가하였다. 풀등의 사례에서도 모래살포 전 퇴적상이 모래기질에 가깝고 조위가 상대적으로 높은 정점에서 모래살포 후에 현저히 높은 치패 착저율이 관찰되었다. 다만 두 사례에서의 차이점은 외해에 면한 풀등과 작은 수로에 면한 옷점 갯벌에서 바지락 밀도의 증가 규모가 달랐던 점이다. 이러한 결과는 한편으로 유생의 착저 규모가 충분히 큰 경우에 유생의 착저 성공률이 상대적으로 떨어지는 정점 1, 2와 같은 곳에서도 치패발생장 조성이 가능함을 암시하는 부분이다.

본 연구와 Yoon *et al.* (2012)의 연구 모두에서 모래살포 효과가 정점 3에서 현저히 높았던 이유는 모래살포 전후 퇴적상 변화와 관련이 있을 것으로 판단된다. 실험구에 극조립사의 모래가 살포된 후 현장의 표층퇴적물이 0.1 φ 부근의 입도를 유지한 기간은 불과 2-3개월 정도였다. 이는 Yoon *et al.* (2012)의 연구에서 언급한 바와 같이 여름에 퇴적상이 조립화되고 겨울에 세립화되는 이 지역의 계절성 때문이며, 이러한 이유로 인해 2010년 10월부터 점차 세립화된 퇴적물은 이듬해 2011년 3월 조사 시에 모래살포 전 퇴적상으로 돌아가 있었다. 정점 3의 경우 2011년 6월 이후 다시 2 φ 미만의 퇴적상을 보이지만 정점 1과 2에서는 5 φ 이상의 상태를 유지하였다. 현장 조사 당시 퇴적물 단면을 수직코어링하여 촬영한 기록 (조사자 관측자료)에서도 2010년 9월까지의 실험구의 모든 정점에서 5-10 cm 두께의 극조립사만의 층이 존재하였지만 2010년 10월부터는 극조립사의 간극사이로 세립질의 퇴적 성분들이 섞이기 시작했으며, 2011년 3월 이후에는 특히 정점 1과 2에서 약 4 cm 이상 두께의 펄층이 극조립사 위를 덮고 있는 것이 관찰되기도 하였다.

Tezuka *et al.* (2013)은 Yanagibashi (1992)와 같은 6 단계 퇴적물 입자 크기에 대한 바지락 유생 착저 실험을 통해 바지락 유생은 모든 크기의 퇴적물 입자에 착저할 수 있지만, 착저 시 잠입의 용이성, 착저 후 침식 등에 의해 이탈되지 않을 수 있는 적정 서식 깊이의 확보, 그리고 서식처로서의 기질의 안정성 등에서 2 φ 이상의 조립질 기질이 자연상태에서 보다 유리할 수 있다고 하였다. 이러한 측면에서 보면, 본 조사의 정점 3은 퇴적물의 계절적 변화에도 비교적 긴 시간동안 조립질의 퇴적상을 유지함으로써 보다 뚜렷한 치패 착저 효과를 나타낸 것으로 판단된다.

2. 퇴적환경과 저서동물군집의 변화

사전조사일로부터 약 6주, 모래살포일로부터 약 2주가 경과

된 시점에서 이루어진 첫 사후 조사에서 실험구 모든 정점의 출현종수 및 개체밀도는 사전조사에 비해 감소해 있었다. 특히, 살포된 극조립사의 모래와 퇴적물 조성에서 차이가 가장 컸던 정점 1에서 변화폭이 가장 컸으며, 출현종수는 22종에서 8종으로, 개체밀도는 1,520 개체/m²에서 260 개체/m²로 감소하였다. 정점 2와 3에서도 각각 5종, 4종의 출현종수 감소와 280 개체/m², 700 개체/m²의 개체밀도 감소가 있었다. 이러한 실험구 전 정점의 일방향성 변화는 대조구 정점들의 서로 다른 증감 양상과 대조를 보여 실험구에서의 변화 양상이 계절적 변화가 아닌 인위적 환경 변화에 의한 것임을 뒷받침하였다. 모래살포와 유사한 형태의 기질 변화를 초래하는 해빈조성이나 준설토 투기 등의 사례에서도 출현종수 및 개체밀도의 일시적 감소는 흔하게 관찰되는 현상이며 (Colosio *et al.*, 2007; Miller *et al.*, 2002; Powilleit *et al.*, 2006; Zajac and Witlatch, 2001), 영향의 정도는 서식생물의 조성, 기질의 유사도, 수역학적 조건 등에 따라 큰 차이를 보이는 것으로 알려져 있다 (McLachlan, 1996; Powilleit *et al.*, 2006; Simonini *et al.*, 2005; Smith and Rule, 2001; Yoon *et al.*, 2012).

실험구에서 사전조사에 출현하였으나 첫 사후조사에서 출현하지 않은 종들은 멜리타열새우류 *Melita* spp., 안경열새우류 *Ampelisca bocki*, 풀게 *Hemigrapsus penicillatus*, 아기반투명조개 *Theora fragilis* 등으로 표시성이거나 잠입 깊이가 얕은 종들이 포함되었다. 일반적으로 퇴적물의 침식 또는 퇴적 등의 퇴적물 이동에 따른 스트레스에 대한 민감도는 분류군별로 큰 차이를 보이며 (Jumars and Nowell, 1984; Hall, 1994), 몸체가 크고 서식깊이가 깊은 종들에 비해 표시성에 가까운 종들이 민감하게 반응하는 것으로 알려져 있다 (Tuck *et al.*, 2000). 한편, 대조구가 아닌 실험구에서만 또는 대조구에 비해 실험구에서 현저하게 밀도가 감소했던 종들에는 오뚜기갯지렁이 *Sternaspis scutata*, 고리갯지렁이류 *Glycinde gurjanovae*, 작은사슴갯지렁이 *Ampharete arctica*, 남방백금갯지렁이 *Nephtys polybranchia* 등의 다모류가 포함되었으며, 모두 모래살포 전 실험구의 우점종들이었다. 특히, 이 가운데, 정점 1의 최우점종이었던 오뚜기갯지렁이와 정점 3의 최우점종이었던 작은사슴갯지렁이는 연구종료 시점까지 초기 밀도를 회복하지 못했다. 이 두 종은 모두 표층퇴적물식자로서 오뚜기갯지렁이는 펄함량이 높은 기질 (Martins *et al.*, 2013)에, 그리고 작은사슴갯지렁이는 세립사 기질 (Parapar *et al.*, 2012)에 주로 출현하는 종이라는 측면에서 초기 매물과 함께 서식기질 변화의 영향도 지속적으로 받았을 가능성이 있다.

첫 사후조사에서 실험구의 출현종수 및 개체밀도는 사전조사에 비해 감소하였지만 모래살포 시점에서 퇴적물 표층이 일

시적인 무생물상태였다는 점을 가정해본다면, 모래살포 후 2주 경과 시점에서 서식종의 존재는 이미 새로운 기질에 대한 저서 생물들의 재점유가 진행되고 있음을 암시한다. 퇴적물에 의한 매물 초기에 빠르게 군집을 재구성하는 종들은 일반적으로 기존 서식종들 가운데 적절한 서식깊이 유지를 위해 수직이동이 가능한 종들, 그리고 교란되지 않은 주변부로부터 직간접적 수단에 의해 이동이 가능한 성체들일 가능성이 높다 (Maurer *et al.*, 1978; Sandrini-Neto and Lana, 2014; Zajac *et al.*, 1998). 첫 사후조사에서 채집된 실험구의 종들은 발성육질꼬리옆새우 *Grandidierella japonica*, 칠게 *Macrophthalmus japonicus*, 바지락 *Ruditapes philippinarum*, 남방백금갯지렁이 *Nephtys polybranchia*, 갯모갯지렁이 *Haploscoloplos elongatus*, 버들갯지렁이류 *Heteromastus filiformis* 등이었다. 이 중 기존 분포종이 아니었던 칠게와 모래살포 후 오히려 정점 1에서 밀도가 증가한 발성육질꼬리옆새우의 경우에는 갑각류 특유의 이동성을 고려할 때, 주변부로부터 유입되었을 가능성이 높았다.

실험구에 대한 재점유 과정이 시작된 후 모래살포로 인해 감소되었던 출현종수 및 개체밀도는 매우 빠르게 회복되었다. 정점 2와 3에서는 모래살포 후 4 주가 경과한 시점에서, 정점 1에서는 6주 경과한 시점에서 사전조사 시의 수준을 회복하였다. 이와 유사하게 연성기질에 물리적 교란이 발생한 후 종조성과는 별개로 출현종수 및 개체밀도 등의 생태지수가 원상태 수준까지 수 주 내에 회복한 사례들은 다수 존재한다 (Grant, 1981; Negrello Filho *et al.*, 2006; Savidge and Taghon, 1988; Yoon *et al.*, 2012; Zajac *et al.*, 1998). 서식처 교란 후 빠른 재점유 과정을 결정짓는 주요 인자는 주변에 서식하는 다양한 생활사 단계의 생물들을 교란지역으로 원활히 수송시켜줄 수 있는 수력학적 조건이며, 유사한 수력학적 조건 하에서는 교란의 규모, 유형 및 시기 등이 서식종들의 생활사와 맞물려 중요한 요인으로 작용하는 것으로 알려져 있다 (Sandrini-Neto and Lana, 2014; Zajac *et al.*, 1998; Zajac and Witlatch, 2003). 본 연구에서 실험구가 갯벌의 최하부에 위치하고 수로에 인접해 있었던 점은 조건대와 조하대에 분포하던 잠재적 점유자들의 유입 가능성을 높였다는 측면에서 유리한 요인으로 작용했을 것으로 생각된다.

모래살포 후 2주 경과 시점부터 뚜렷한 증가를 보이던 출현종수 및 개체밀도는 2010년 9월에 잠시 침체기를 거친 후 세립질의 퇴적이 눈에 띄기 시작하는 2010년 10월부터 이전보다 가파르게 증가하였다. 이러한 일련의 과정에서 시기별로 출현종수 및 개체밀도 증감에 관여한 종들을 살펴보면 대략 다음의 4 가지 유형의 종들이 있음을 알 수 있다.

첫 번째 유형은 모래살포 후 일시적으로 사라졌거나 밀도가 급격히 감소하였던 기존 서식종들 가운데 모래살포 후 2주가

경과한 시점부터 밀도가 점차 증가하여 2010년 11월 이전까지 개체밀도의 피크를 보인 경우이다. 이에 태평양별난가시갯지렁이 *Aricidea pacifica*, 털보집갯지렁이 *Diopatra sugokai*, 남방백금갯지렁이 *Nephtys polybranchia*, 갯모갯지렁이 *Haploscoloplos elongatus*, 멜리타옆새우류 *Melita* spp. 등이 포함되었으며, 2010년 11월 이후에는 밀도가 다시 감소하거나 거의 출현하지 않았다.

두 번째 유형은 모래함량이 높은 기질을 선호하는 종들이 기질변화에 따라 새롭게 가입한 경우로 모래살포 후 일시적으로 출현하였으며, 개체밀도 증가 측면에서의 기여도는 매우 낮았다. 이에 침보석요정갯지렁이 *Armandia lanceolata*, 찌리버섯갯지렁이 *Owenia fusiformis*, 길게 *Macrophthalmus dilatatus* 등이 포함되었으며, 이들의 모래기질에 대한 선호도는 이미 몇몇 연구에서 보고된 바 있다 (Hong and Seo, 2001; Noffke *et al.*, 2009; Yi, 1975). 침보석요정갯지렁이는 모래살포 후 4주 경과 시점에서 일시적으로 출현하였으며, 길게는 2010년 10월에서 2011년 3월까지, 그리고 찌리버섯갯지렁이는 연구 후반부인 2011년 6월 이후에 출현하였다. 이 종들의 모래기질에 대한 선호도와 연구기간 전반에 걸친 산발적 출현은 기질의 계절적 재세립화에도 불구하고 살포된 모래기질의 영향이 연구기간 후반까지 남아있음을 암시한다.

세 번째 유형은 환경변화에 대한 내성이 큰 종들로 모래살포 후 급변하는 환경 하에서 일시적으로 개체밀도가 증가한 경우로 이에 기회종도 포함되었다. 연구 초기에는 분포하지 않았던 등가시버들갯지렁이 *Capitella capitata*, 둥근선녀얼굴갯지렁이 *Pseudopolydora paucibranchiata*, 얼굴갯지렁이류 *Polydora* sp. 등과 연구초기부터 있었지만 밀도가 낮았던 긴자락송곳갯지렁이 *Lumbrineris longifolia*와 같은 기회종들이 모래살포 후 4주 경과 시점부터 한시적으로 밀도 증가 경향을 보였다. 하지만 밀도 증가 규모는 평균 100 개체/m² 이내로 매우 작아 이들이 국내 연안의 유기물오염 해역에서 보여준 폭발적 개체밀도 증가 (Jung *et al.*, 2007; Lim *et al.*, 1992; Yoon *et al.*, 2009)와는 큰 차이가 있었다. 한편, 기회종과 유사한 분포 특성을 보이는 버들갯지렁이류 *Heteromastus filiformis*와 투구갯지렁이 *Sigambra tentaculata* 등의 내성종들도 모래살포 후에 오히려 밀도가 증가하였으며, 기회종과 달리 연구 후반까지 지속적으로 출현하였다.

네 번째 유형은 2010년 10월부터 퇴적물의 재세립화 과정이 진행됨에 따라 점차 또는 급격히 밀도가 증가한 경우로 2010년 11월 이후에 밀도 피크를 보임으로써 연구기간 후반의 밀도 증가에 기여한 종들이 포함된다. 기존 서식종으로 이 유형에 포함된 종은 발성육질꼬리옆새우 *Grandidierella japonica*, 고리갯지렁이류 *Glycinde gurjanovae*, 아기반투

명조개 *Theora fragilis* 등이 있었다. 기존 서식종이 아닌 종으로는 종뿔 *Musculista senhousia*, 버들갯지렁이류 *Mediomastus californiensis*, 붉은집참갯지렁이 *Ceratonereis erythraeensis* 등이 포함되었다. 이들은 2010년 11월을 전후로 등장하기 시작하여 연구 후반부에 밀도 급증을 보였으며, 군집의 전체적인 밀도 증가에 크게 기여하였다. 이 세 종이 세립질의 기질에서 높은 밀도의 분포를 보였다는 국내외의 연구 결과들 (Jung *et al.*, 2007; Kanou *et al.*, 2005; Lim and Park, 1998; Yoon *et al.*, 2009) 이 있는 만큼 퇴적물의 계절적 세립화도 이들의 밀도 증가의 요인일 수 있지만 밀도 규모가 이전 연도와 확연한 차이를 보였다는 측면에서 생물적·무생물적 요인의 연도별 차이가 보다 더 큰 요인으로 작용했을 것으로 생각된다. 특히, 종뿔과 버들갯지렁이류의 2011년 대량발생은 Yoon *et al.* (2012) 에 의해서도 보고된 바 있어 같은 현상이 옷점 갯벌에만 국한된 것이 아님을 알 수 있었다.

지금까지 살펴본 바와 같이, 실험구에 모래가 살포된 이후 저서동물군집은 매우 빠르게 그리고 끊임없이 변화하였다. 모래살포 후 발생한 출현종수와 개체밀도 감소는 비교적 빠르게 회복되었지만 기존에 분포하지 않던 다양한 유형의 생물들이 새롭게 군집의 구성원으로 등장하였고 기존 서식종들도 밀도 구성에 변화가 생김으로써 군집은 이전과는 다른 특성의 군집이 되었다. 다변량 분석을 통해 이러한 변화가 가장 크게 반영된 정점은 본래 서식기질이 살포된 모래와 좀 더 차이를 보였던 정점 1과 2였으며, 유사기질 및 조위의 정점 5 및 6과는 전혀 별개의 군집을 형성하였다. 모래살포 정점 가운데 본래 기질이 세립사였던 정점 3의 경우 대조구의 유사환경 정점인 4 및 5와 세부적으로는 차이가 있었지만 전체적인 구조에서는 대별될 만한 차이를 보이지는 않았다. 연구기간 동안 가장 큰 변화가 관찰된 시기는 모래 살포 직후보다 퇴적물의 재세립화가 발생한 2010년 11월 이후이다. 퇴적물의 재세립화에 대한 입도분석 결과는 퇴적상의 회귀를 의미할 수 있으나 현장관찰 결과나 실제 서식하는 생물들의 분포 양상은 기존 서식처, 기존 서식생물상으로서의 회귀를 의미하지 않았다. 대표적으로 정점 1과 2는 2010년 11월을 기준으로 또 전혀 다른 군집으로 변화하였다. 이는 정점 6이 전체 연구 기간 동안 하나의 군집으로 인지되었던 상황과 좋은 대조를 보인다. 정점 3도 2010년 11월 이전까지는 정점 4나 5와 구조적 측면에서 큰 차이가 없었으나 이후에는 일부 시기에는 대별되는 특성의 군집구조를 나타내는 것을 집괴분석 결과에서 확인할 수 있었다.

결과적으로 바지락 치폐 발생장 조성을 위해 약 2 ha의 작은 구역에 모래가 살포되었지만 그 안에서도 조위와 퇴적상 등에 따라 바지락 밀도 증가 효과 및 저서생태계에 미치는 영향은 현저히 달랐다. 치폐발생 효과는 정점 1과 2에서는 관찰할

수 없었지만 모래살포에 따른 군집구조 변화는 가장 크게 발생하였다. 반면, 정점 3에서는 실험구의 다른 정점이나 대조구에 비해 뚜렷이 구분되는 바지락 밀도 증가가 있었지만 모래살포에 따른 저서동물군집의 구조 변화는 상대적으로 크지 않았다. 군집의 구조 변화는 구성원의 조성 변화 그리고 밀도 변화 등에 의해 발생하며, 이는 내부적으로 생태계 내에서 각각의 구성원들이 발휘하던 기능적 특성에 변화가 발생하였음을 의미한다 (Snelgrove, 1998). 이러한 변화의 결과는 쉽게 예측할 수 없는 부분이다. 따라서 모래살포를 통해 바지락 치폐 발생장을 조성하고자 하는 경우, 생태적 악영향은 최소화하면서 치폐발생 효과를 최대로 얻을 수 있는 지역을 선택하는 것은 대단히 중요한 문제일 수 있다. 더욱이, 치폐발생 효과 및 저서생태계에 대한 영향은 본 연구에서 살펴본 바와 같이 아주 작은 환경적 차이에도 급격하게 달라질 수 있다는 사실을 감안하여 치폐 착저 효과 및 생태적 영향에 대한 정밀한 검증 절차는 필히 거쳐야 할 것이다.

사 사

본 연구는 국립수산과학원 갯벌연구소의 “갯벌어장환경모니터링 (14-OE-31)” 과제의 일환으로 수행되었습니다.

REFERENCES

- Bao, W.Y., Satuito, C.G., Yang, J.L. and Kitamura, H. (2007) Larval settlement and metamorphosis of the mussel *Mystilus galloprovincialis* in response to biofilms. *Marine Biology*, **150**: 565-574.
- Butman, C.A., Grassle, J.P. and Webb, C.M. (1988) Substrate choices made by marine larvae settling in still water and in a flume flow. *Nature*, **333**: 771-773.
- Cho, T.C., Lee, S.B. and Kim, S.Y. (2001) Sedimentological and Hydromechanical Characteristics of Bed Deposits for the Cultivation of *Manila clam*, *Ruditapes philippinarum* in Gomso Tidal Flat. *Journal of Korean Fisheries Society*, **34**(3): 245-253. [in Korean]
- Chung, E.Y., Lee, J.S., Lee, C.H. and Hur, S.B. (2002) Reproductive cycle of natural population and artificial control of gonadal development of *Ruditapes philippinarum* by the conditions of water temperature, feeding and starvation. *Korean Journal of Malacology*, **18**: 83-91. [in Korean]
- Clarke, K.R., Somerfield, P.J. and Gorley, R.N. (2008) Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **366**: 56-69.
- Clarke, K.R. and Warwick, R.M. (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd Edition. pp. 171, PRIMER-E, Plymouth, United Kingdom.
- Colosio, F., Abbiati, M. and Airoldi, L. (2007) Effects of

- beach nourishment on sediments and benthic assemblages. *Marine Pollution Bulletin*, **54**: 1197-1206.
- Devakie, M.N. and Ali, A.B. (2000) Salinity-temperature and nutritional effects on the setting rate of larvae of the tropical oyster, *Crassostrea iredalei* (Faustino). *Aquaculture*, **184**: 105-114.
- Flagg, P.J. and Malouf, R.E. (1983) Experimental plantings of juvenile of the hard clam, *Mercenaria mercenaria* (Linne), in the waters of Long Island, New York. *Journal of Shellfish Research*, **3**: 19-27.
- Grant, J. (1981) Sediment transport and disturbance on an intertidal sandflat: infaunal distribution and recolonization. *Marine Ecology Progress Series*, **6**: 249-255.
- Gribben, P.E., Wright, J.T., O'Connor, W.A. and Steinberg, P. (2009) Larval settlement preference of a native bivalve: the influence of an algae versus native substrata. *Aquatic Biology*, **7**: 217-227.
- Hall, S.J. (1994) Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments. *Oceanography and Marine Biology An Annual Review*, **32**: 179-239.
- Hong, J.S and Seo, I.S. (2001) The community ecology of benthic macrofauna on the Cheokjeon tidal flat, Incheon, Korea 1. Community structure. [*The Sea*] *Journal of the Korean Society of Oceanography*, **6**: 190-200. [in Korean]
- Jumars, P.A. and Nowell, A.R.M. (1984) Fluid and sediment dynamic effects on marine benthic community structure. *American Zoologist*, **24**: 45-55.
- Jung, R.H., Yoon, S.P., Kwon, J.N., Lee, J.S., Lee W.C., Koo, J.H., Kim, Y.J., OH, H.T., Hong, S.J. and Park, S.E., (2007) Impact of Fish Farming on Macrobenthic Polychaete Communities. [*The Sea*] *Journal of the Korean Society of Oceanography*, **12**(3): 159-169. [in Korean]
- Kang, D.H. Ngo, T.T.T., Koh, K.J. and Choi, K.S. (2004) Seasonal Changes in Gonadal Development of Manila Clam, *Ruditapes philippinarum* from Shi-Heung-Ri, Jeju, Korea. *Journal of Aquaculture*, **17**(1): 81-88. [in Korean]
- Kanou, K., Sano, M. and Kohno, H. (2005) Ontogenetic diet shift, feeding rhythm, and daily ration of juvenile yellowfin goby *Aconthogobius flavimanus* on a tidal mudflat in the Tama River estuary, central Japan. *Ichthyological Research*, **52**: 319-324.
- Lim, H.S., Choi, J.W., Je, J.G. and Lee, J.H. (1992) Distribution Pattern of Macrozoobenthos at the Farming Ground in the Western Part of Chinhae Bay, Korea. *Bulletin of the Korean Fisheries Society*, **25**(2): 115-132. [in Korean]
- Lim, H.S. and Park. K.Y. (1998) Population Ecology of the Mud Mussel *Musculista senhousia* (Bivalvia: Mytilidae) on the Mud Tidal Flat in Mokpo Coastal Area, Southwest Coast of Korea 1. Distribution and Growth. *The Korean Journal of Malacology*, **14**(2): 121-130. [in Korean]
- Martins, R., Sampaio, L., Rodrigues, A.M. and Quintino, V. (2013) Soft-bottom Portuguese continental shelf polychaetes: Diversity and distribution. *Journal of Marine Systems*, **123-124**: 41-54.
- Maurer, D., Keck., R.T., Tinsman, J.C., Tinsman, W.A., Leatham, W.A., Wethe, C.A., Huntzinger, M., Lord C. and Church, T.M. (1978) Vertical migration of benthos in simulated dredged material overburdens. vol. I. Marine benthos. Tech Report D-78/35. US Army Engineer Waterways Experiment Station.
- McLachlan, A. (1996) Physical factors in benthic ecology: effects of changing sand particle size on beach fauna. *Marine Ecology Progress Series*, **131**: 205-217.
- Miller, D.C., Muir C.L. and Hauser, O.A. (2002) Detrimental effects of sedimentation on marine benthos: what can be learned from natural processes and rates?. *Ecological Engineering*, **19**: 211-232.
- Negrello Filho, O.A., Underwood, A.J. and Chapman, M.G. (2006) Recolonization of infauna on a tidal flat: an experimental analysis of modes of dispersal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **328**: 240-250.
- Newman, J.R. and Cooke, W.A. (1988) Final impact statement for the enhancement of hardshell clam production by beach graveling. State of Washington Department of Fisheries, Olympia, Washington.
- Noffke, A., Hertweck, G., Kröncke, I. and Wehrmann, A. (2009) Particle size selection and tube structure of the polychaete *Owenia fusiformis*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **81**: 160-168.
- Parapar, J., Helgason, G.V., Jirkov, I. and Moreira, J. (2012) Polychaetes of the genus *Ampharete* (Polychaeta: Ampharetidae) collected in Icelandic waters during the BIOICE project. *Helgoland Marine Research*, **66**: 331-344.
- Pinedo, S., Sarda, R., Rey, C. and Bhaud, M. (2000) Effect of sediment particle size on recruitment of *Owenia fusiformis* in the Bay of Blanes (NW Mediterranean Sea): an experimental approach to explain field distribution. *Marine Ecology Progress Series*, **203**: 205-213.
- Powilleit, M., Kleine, J. and Leuchs, H. (2006) Impacts of experimental dredged material disposal on a shallow, sublittoral macrofauna community in Mecklenburg Bay (western Baltic Sea). *Marine Pollution Bulletin*, **52**: 386-396.
- Sandrini-Neto, L. and Lana, P.D.C. (2014) Does mollusc shell debris determine patterns of macrofaunal recolonisation on a tidal flat? Experimental evidence from reciprocal transplantations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **452**: 9-21.
- Savidge, W.B. and Taghon, G.L. (1988) Passive and active components of colonization following two types of disturbance on intertidal sandflat. *Journal of Experimental Marine Biology Ecology*, **115**: 137-155.
- Shannon, C.E. and Weaver, W. (1963) The mathematical theory of communications. pp. 125, University of Illinois Press, Urbana.

- Simonini, R., Ansaloni, I., Cavallini, F., Graziosi, F., Iotti, M., Massamba N'Siala, G., Mauri, M., Montanari, G., Preti, M. and Prevedelli, D. (2005) Effects of long-term dumping of harbor-dredged material on macrozoobenthos at four disposal sites along the Eilia-Romagna coast (Northern Adriatic Sea, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, **50**: 1595-1605.
- Smith, S.D.A. and Rule, M.J. (2001) The effects of dredge-spoil dumping a shallow water soft-sediment community in the Solitary Islands Marine Park, NSW, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, **42**: 1040-1048.
- Snelgrove, P.V.R. (1998) The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity Conservation*, **7**: 1123-1132.
- Snelgrove, P.V.R. and Butman, C.A. (1994) Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology An Annual Review*, **32**: 111-177.
- Snelgrove, P.V.R., Grassle, J.P. and Butman, C.A. (1998) Sediment choice by settling larvae of the bivalve, *Spisula solidissima* (Dillwyn), in flow and still water. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **231**: 171-190.
- Statistics and Information Service of the Fisheries and Aquaculture Department (2011) FAO yearbook. Fishery and Aquaculture Statistics. FAO, Rome.
- Taylor, P. (1988) Washington State clam farmers' experiences. *In*: British Columbia Manila Clam Culture Workshop. (ed. by Broadly, T.A., Clayton, W.F. and Mood, W.G.). pp. 180-185, Aquaculture and Commercial Fisheries Branch, British Columbia Ministry of Agriculture and Fisheries.
- Tezuka, N., Kanematsu, M., Asmi, K., Sakiyama, K., Hamaguchi, M. and Usuki, H. (2013) Effect of salinity and substrate grain size on larval settlement of the asari clam (Manila clam, *Ruditapes philippinarum*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **439**: 108-112.
- Thiyagarajan, V., Harder, T. and Quian, P.Y. (2003) Combined effects of temperature and salinity on larval development and attachment of the subtidal barnacle *Balanus trigonus* Darwin. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **287**: 223-236.
- Thom, R.M., Parkwell, T.L., Niyogi, D.K. and Shreffler, D.K. (1994) Effects of graveling on the primary productivity, respiration and nutrient flux of two estuarine tidal flats. *Marine Biology*, **118**: 329-341.
- Thompson, D.S. (1995) Substrate additive studies for the development of hardshell clam habitat in waters of Puget Sound in Washington State: An analysis of effects on recruitment, growth, and survival of the Manila clam, *Tapes philippinarum*, and on the species diversity and abundance of existing benthic organisms. *Estuaries*, **18**(1A): 91-107.
- Thompson, D.S. and Cooke, W. (1991) Enhancement of hardshell clam habitat by beach graveling. *In*: Puget Sound Research 1991 Proceedings, 2: 521-527. Puget Sound Water Quality Authority, Seattle, Washington.
- Toba, D.R. (1992) The effects of substrate modification on hardshell clams. Master's Thesis, University of Washington, Seattle.
- Tuck, I.D., Bailey, N., Harding, M., Sangster, G., Howell, T., Graham, N. and Breen, M. (2000) The impact of water jet dredging for razor clams, *Ensis* spp. in a shallow sandy subtidal environment. *Journal of Sea Research*, **43**: 65-81.
- Won, M.S. and Hur, S.B. (1993) Fatness index and spat occurrence of the shortnecked clam, *Ruditapes philippinarum*. *Journal of Aquaculture*, **6**(3): 133-146.
- Yanagibashi, S. (1992) Selective settlement of Japanese littleneck larvae and their distribution in Mikawa Bay. *Fisheries Engineering*, **29**: 55-59. [in Japanese]
- Yi, S.K. (1975) Studies on the Intertidal Macrofauna Community at Yong-ho Bay, Busan, Korea. *Bulletin of the Korean Fisheries Society*, **8**(3): 133-149.
- Yoon, S.P., Jung, R.H., Kim, Y.J., Kim, S.G., Choi, M.G., Lee, W.C., Oh, H.T. and Hong, S.J., (2009) Macrobenthic Community Structure Along the Environmental Gradients of Ulsan Bay, Korea. *[The Sea] Journal of the Korean Society of Oceanography*, **14**(2): 102-117. [in korean]
- Yoon, S.P., Song, J.H., Kim, Y.J. and An, K.H. (2012) The impact of sand addition to an intertidal area for the development of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* habitat on benthic community structure: the case of an sandbank in Gonam-myeon, Taean-gun. *[The Sea] Journal of the Korean Society of Oceanography*, **17**: 270-282. [in korean]
- Zajac, R.N., Whitlatch, R.B. and Thrush, S.F. (1998) Recolonization and succession in soft-sediment infaunal communities: the spatial scale of controlling factors. *Hydrobiologia*, **375**: 227-240.
- Zajac, R.N. and Whitlatch, R.B. (2001) Responses of macrobenthic communities to restoration efforts in a New England estuary. *Estuaries*, **24**: 167-183.
- Zajac, R.N. and Whitlatch, R.B. (2003) Community and population-level responses to disturbance in a sandflat community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **294**: 101-125.
- 국토해양부 (2010) 해양환경공정시험기준. 495pp.
- 해양수산부 (2013) 갯벌의 모래 유실 방지기법 개발 및 유용생물 서식장 복원 연구. 219pp.
- 해양수산부 수산정보포털. www.fips.go.kr