

한국의 남해 거문도 암반조하대의 수심별 해조류의 분포: 조사기법에 따른 장·단점

배종일 · 황성일* · 한상조 · 성봉준¹ · 전병현¹

수중생태기술연구소, ¹씨캠

Vertical Distribution of Seaweeds in the Rocky Shore Ecosystem in Geomundo, South Coast of Korea: Analyzing Strengths and Weaknesses Using a Survey Method

Jong Il Bai, Sung Il Hwang*, Sang Jo Han, Bong Jun Seong¹ and Byeong Hyeon Jeon¹

Underwater Ecology Institute, Yeosu 59769, Republic of Korea
¹Seacam, Jeju 63047, Republic of Korea

This study performed three research methods (destructive, non-destructive, and panoramic image analysis) to determine the most useful for identifying seaweed habitat characteristics. Panoramic images are suitable for understanding the overall seaweed distribution. The composition of the main dominant seaweed species showed a significant difference between the destructive and non-destructive methods using Quadrat. The destructive method showed Rhodophyta dominance, whereas the non-destructive was showed Phaeophyta as dominant. Destructive methods are disadvantageous because they destroy natural communities in sea areas where bleaching is severe. Non-destructive methods are disadvantageous because of the difficulty in analyzing small species. Performing 10 surveys using a non-destructive method was found to explain up to 80% of the species identified by the destructive method. However, considering the difficulty of field investigation, repeating the investigation with non-destructive methods at least 6–7 times is necessary to ensure that more than 60% of the destructive methods can be interpreted. To understand the distribution of oceanic marine algae, performing both destructive and non-destructive surveys are necessary, as each has its own merits and demerits.

Keywords: Seaweed, Quadrat sampling, Coverage, Image analysis, Spatial distribution

서론

암반생태계를 구성하는 대부분의 저서생물은 영구부착성이거나 이동성이 낮아서 연안역의 환경변화를 관찰하는 주요한 대상 생물군으로 평가받지만(Wenner, 1987; Lindeman et al., 2009; Dauvin et al., 2010), 수중에서 잠수작업을 통한 정량적 표본채집의 어려움 등(Bohnsack, 1979)으로 인하여 연구의 빈도와 강도는 연성기질 조하대에 서식하는 저서생물 연구에 비해 상대적으로 낮은 편이다. 제한적이고 까다로운 연구 조건에도 불구하고 암반 생태계 저서동물 군집은 주로 서식하는 수심의 차이에 따라 서로 다른 구조적 특징을 나타내는 것으로 알려

져 있다(Ruitton et al., 2000). 일차적으로 해수 내에 유입되는 수심별 광량의 차이는 수심에 따른 해조류의 생체량과 군락의 구조적 차이를 가져오게 되고(Grace, 1983), 나아가 이들 해조류를 섭식하는 초식형 저서동물의 군집구조의 차이를 유발한다(Ruitton et al., 2000). 또한 인과관계를 명확히 제시하지는 못했으나, 수심이 깊어질수록 부유물 여과섭식형 저서동물인 태형동물의 우점정도가 강해진다는 연구결과도 제시된 바 있다(Grace, 1983). 한국 연안 암반 조하대 저서동물 군집구조에 대한 연구는 일부 연구(Son et al., 2004a; Kwon et al., 2010)를 제외하고는 지금까지 군집구조 그 자체에 대한 기술적 연구(Seo et al., 2009; Yoon et al., 2009; Lim et al., 2018) 또는 서식하는

*Corresponding author: Tel: +82. 61. 644. 7602 Fax: +82. 61. 1644. 7609

E-mail address: watereco@naver.com



This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

<https://doi.org/10.5657/KFAS.2024.0278>

Korean J Fish Aquat Sci 57(3), 278-291, June 2024

Received 7 March 2024; Revised 2 May 2024; Accepted 13 June 2024

저자 직위: 배종일(연구소장), 황성일(대표이사), 한상조(부장), 성봉준(생태실장), 전병현(대표이사)

종들의 목록을 파악하는 등에 대한 연구들(Son et al., 2004b; Choi et al., 2006)이 대부분을 차지하며, 방법론적으로 파괴법에 의한 조사가 주를 이루고 있다.

특수 장비를 그다지 필요로 하지 않는 조간대 해조류 조사와는 달리 조하대의 해조류를 조사할 때에는 Scuba 등 잠수장비를 갖추어야 한다는 점이 가장 큰 문제점이지만(Foster et al., 1985), 제한된 체류시간 내에 조사를 수행하는 것도 그에 못지않게 중요한 문제점으로 간주된다(Parravicini et al., 2009). 후자의 문제점에 대하여 해조류를 포함하여 다양한 연안 생물을 연구하는 많은 학자들은 현장에서 소요되는 조사시간을 줄이는 대안으로 수중카메라 또는 수중비디오카메라로 방형구 내의 해조류나 잘피류의 식생을 촬영하고 있다(McDonald et al., 2006; Alvaro et al., 2008; Celliers et al., 2007; Kutser et al., 2007). 이렇게 촬영된 사진 또는 영상을 바탕으로 실험실에서는 사진방형구법(photo quadrat method) 또는 점방형구법(point quadrat method)으로 해조류의 피도나 빈도를 조사하거나(Littler, 1980; Littler and Littler, 1985; Foster et al., 1991), 컴퓨터의 화상처리 프로그램을 이용한 영상분석(image analysis)을 시도하고 있다(Chung et al., 1997; Choi, 2001; Beuchel et al., 2006). 최근에는 현장에서 촬영한 사진을 컴퓨터영상분석장치와 병행 분석을 통해 대상생물의 서식면적측정 및 공간분포와 저서동물의 부착 후 크기변화 등을 정량적으로 측정하는데 적용하고 있다(Sutherland, 1990; Whorff and Griffing, 1992; Chung et al., 1997).

본 연구에서는 암반 생태계를 조사하는 다양한 방법을 병행하여 파괴법인 채집을 통한 방형구 조사와 비파괴법인 방형구 영상 분석, 공간촬영기법을 활용한 파노라마영상 제작을 통해 얻어진 자료를 서로 비교 후 암반 생태계의 서식생물 표집에 가장 효과적인 방법을 알아보고, 적절한 수준의 정량자료를 확보하면서 정성적 영상분석 자료를 통한 비파괴적인 방법을 활용하여 암반 생태계를 구성하는 해조류의 서식특성을 파악하는 유용한 방법별 접근법을 파악하기 위해 수행되었다.

재료 및 방법

조사위치 및 방법

본 연구는 거문도 덕촌리 남쪽해역에서 조사위치를 선정하여 수심별(2, 6, 8, 10, 12 m)로 조사지점을 선정하였다. 수심 12 m에서 수심 2 m까지 Scuba diving을 이용하여 공간분포를 위한 연속 수중촬영을 1회 진행하였다. 조사수심(2, 6, 8, 10, 12 m)별로 3개소씩 선정하여 방형구(Quadrat; 50 cm × 50 cm)내 모든 생물을 대상으로 수중생물정량채집장치(특히 제10-14180264호)를 이용해 유실율을 최소화하여 파괴적 방법으로 채집하였다. 또한 점방형구법(point quadrat method)을 이용한 서식종별 피도분석을 위해 조사 수심별(2, 6, 8, 10, 12 m)로 10개소씩 방형구(50 cm × 50 cm)의 수중촬영을 병행하였다(Fig. 1).

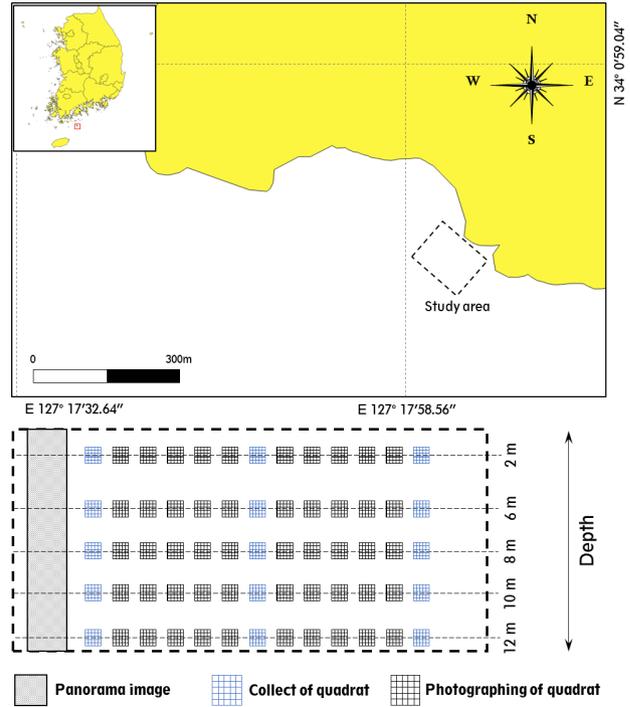


Fig. 1. Location of the study area.

파노라마 영상촬영

수심별 공간분포 파악을 위해 수중디지털카메라(Canon 5D mark IV; Canon, Tokyo, Japan)를 이용하였다. 촬영환경은 Manual mode, ISO 400을 설정하였으며, 영상의 크기는 6,720 × 4,480 pixel로 설정하였다. 수심별 저서생물의 분포파악을 위해 수중영상은 수심 12 m부터 2 m까지 폭 2 m, 중첩율 60~70%로 연속촬영으로 획득하였으며, 획득된 이미지는 컴퓨터에 저장 후 영상매프로그램(Image Composite Editor, V2.0; Microsoft, Redmond, WA, USA)을 이용하여 파노라마 이미지(panorama image)를 제작하였다(Fig. 2). 제작된 파노라마 이미지는 주요 생물들의 크기를 균체 외곽선 내부에 존재하는 픽셀(pixel)의 면적함으로 정의하여 피도(percent coverage)는 주요 종별 면적에 대한 panorama image/total pixel area에 대한 비율을 image J 1.52a (University of Wisconsin and National Institutes of Health, Bethesda, ML, USA)를 이용하여 산출하였다.

방형구 파괴법

수심별로 방형구(50 cm × 50 cm)를 이용하여 3개소씩 파괴법으로 수중정량채집장치를 이용하여 정량 채집하였다. 채집된 시료는 채집망을 밀봉하여 선상으로 운반하였으며, 운반된 표본은 냉장보관하여 실험실로 운반하였다. 운반된 표본들은 망목크기 1 mm인 체(sieve)에서 퇴적물을 제거하고 남은 표본을

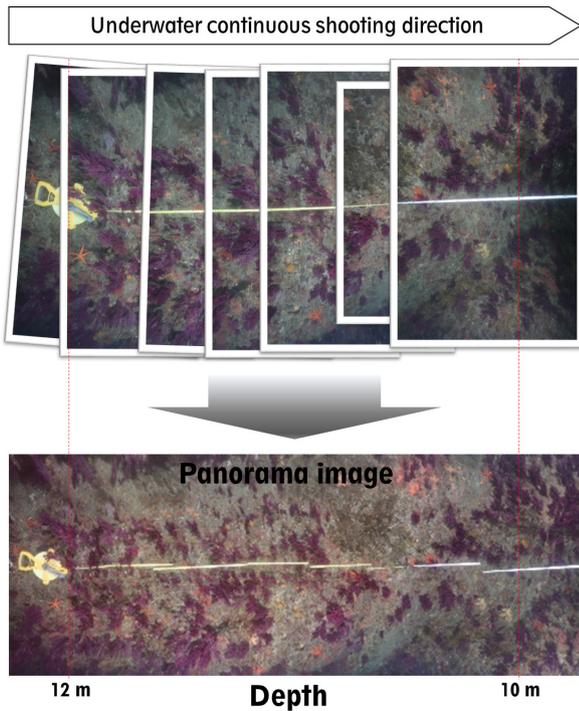


Fig. 2. Panoramic image production process using images taken continuously underwater.

sorting 작업을 통해 저서생물(해조류, 저서동물)을 선별하였다. 선별된 저서생물은 해부현미경하에서 가능한 중수준까지 동정한 후 종별로 계수하였으며, 단위면적당 서식밀도(indiv. m⁻²) 및 생체량(g Wet Wt·m⁻²)으로 환산하였다. 분석된 시료는 수심별 각각의 방형구에서 출현한 저서생물의 종조성 및 우점종에 대해 비교하였다. 방형구별 저서생물의 군집특성을 파악하기 위해 생태지수는 다양도지수(Shannon and Weaver, 1963), 풍부도지수(Margalef, 1958), 균등도지수(Pielou, 1966), 우점도지수(McNaughton, 1968)를 산출하였다. 또한, 생물의 자료를 이용하여 각 조사지점간 유사성 파악을 위해 집괴분석(cluster analysis)을 진행하였다. 유사성을 파악하기 위한 지수로는 Bray Curtis index를 사용하고(Bray and Curtis, 1957), 결합법은 Lance and Williams (1967)의 linear combinatorial equation을 이용한 가중평균결합법(weighted pair-group average method, WPGMA)을 사용하였다.

방형구 비파괴법

수심별로 10개소씩 서식생물에 대한 피도 및 빈도분석을 위하여 수중촬영을 진행하였다. 촬영에 사용된 방형구는 가로 50 cm, 세로 50 cm로 총 면적은 2,500 cm²이며, 내부를 10 cm 간격으로 구획하여, 소면적(100 cm²) 25개로 구분된 방형구를 사용했다. 대형갈조류의 분포로 인해 소형홍조류가 분석에서 제외되는 양을 최소화하기 위해 방형구 촬영시 최상층과 차상층

을 구분하여 촬영하였으며, 차상층 촬영시 대형갈조류를 제거한 후 촬영을 진행하였다.

수심별로 촬영된 방형구에 출현한 저서생물을 컴퓨터 모니터의 화상을 이용하여 종별 피도(coverage, C)와 빈도를 측정하였다. 여기서 슬라이드 필름을 투광기(projector)로 종이에 투영하는 고전적인 사진방형구법(Littler, 1980; Littler and Littler, 1985)을 다소 변형시켜 다음과 같은 방법으로 조사하였다. 먼저 모니터 전면에 1 cm 간격의 빨간점이 격자 모양으로 100개가 표시된 폴리에스테르 필름(polyester film)을 부착하였다. 편집된 분석용 화상 자료를 대상으로 먼저 방형구 소면적(100 cm²)의 빨간점의 개수(Ct)를 측정하고, 각 종이 걸쳐있는 빨간점의 개수(Ca)를 측정하여 종별 피도(C)와 상대피도(relative coverage, RC)를 다음과 같이 계산하였다(Cox, 1996; Brower et al., 1998).

$$C = Ca / Ct \times 100$$

$$RC = Ci / \Sigma C$$

ΣC , 모든 종의 피도 합계

이와 같은 방법을 25개 소면적마다 측정하여 피도 평균치를 계산하였다. 빈도산출은 소면적을 4개로 편집하여 총 100개의 구간으로 구분하여, 각 종이 나타난 개수(Fa)를 측정하여 다음과 같이 종별 빈도(frequency, F)와 종별 상대빈도(relative frequency, RF)를 계산하였다(Cox, 1996; Brower et al., 1998).

$$F = Fa / 100 \times 100$$

$$RF = Fi / \Sigma F$$

ΣF , 모든 출현종의 빈도 합계

이렇게 얻어진 방형구별 RC와 상대빈도 평균치를 바탕으로 종별 중요도(importance value, IV)를 계산하였다(Cox, 1996; Brower et al., 1998; Lee et al., 2001).

$$\text{종별 중요치 백분율(IVI; \%)} = (RCi + RFi) / 2$$

분석을 위해 촬영된 영상기기는 수중디지털카메라(Canon 5D mark IV; Canon)를 이용하였다. 촬영환경은 Manual mode, ISO 400-600을 사용하였으며, 영상의 크기는 6,720×4,480 pixel로 설정하였다.

결 과

파노라마 이미지 분석

수심별 서식생물의 공간분포양상 파악을 위해 수중촬영 이

미지를 영상맵핑프로그램을 이용한 panorama image로 합성한 결과, Line에서 공간분포를 형성하는 주요 생물로는 감태 (*Ecklonia cava*), 잔가시모자반(*Sargassum micracanthum*), 미역(*Undaria pinnatifida*), 홍합(*Mytilus coruscus*), 가시수지맨드라미(*Dendronephthya spinulosa*) 총 5종으로 나타났다.

Line의 총 조사길이는 8.66 m으로, 영상분석을 위한 총 pixel 916,416에서 잔가시모자반(*S. micracanthum*) 97,222 pixel로 10.609%로 가장 많은 공간을 활용하고 있으며, 다음으로 감태(*E. cava*)가 82,079 pixel 8.957%, 홍합(*M. coruscus*)이 28,027 pixel 3.058%, 미역(*U. pinnatifida*)이 26,621 pixel로 2.905%, 가시수지맨드라미(*D. spinulosa*) 5,455 pixel으로 0.595%의 공간을 활용하고 있는 것으로 확인되었다(Table 1, Fig. 3).

수심별로는 수심 2 m에서 많은 공간을 활용하는 종은 잔가시모자반으로 확인되며, 홍합, 미역이 수반되어 분포하였다. 수심 6 m에서는 감태, 잔가시모자반, 미역이 혼재되어 나타나며, 수심 8-10 m 범위에서는 감태가 다른 종에 비해 우점하여 출현하고 있다.

저서동물인 가시수지맨드라미의 경우 수심 12 m 이상에서 출현하였으며, 수심이 깊어질수록 증가하는 양상으로 확인되었다. 홍합의 경우는 수심에 따른 분포양상이 대형해조류의 아래에 부착 서식하거나 암반의 사이에 부착하는 경향이 있어 영상분석으로 공간분포패턴을 확인하는 것에 어려움이 있다. 수중 암반에 부착서식하는 생물의 공간분포를 분석하는데 panorama image의 활용은 대형갈조류와 주요피도를 구성하는 생물위주의 관찰에 용이한 것으로 판단된다.

방형구 파괴법 분석

방형구를 이용하여 정량채집된 시료의 분석결과, 분류군별 총 출현종수는 73종, 평균출현량은 379.12 gWWt·m²으로 조

Table 1. Ratio of appeared seaweed to total pixels of Panorama image

Specific name	Total pixel area (916,416 pixel)	
	Pixel	Ratio (%)
<i>Sargassum micracanthum</i>	97,222	10.609
<i>Ecklonia cava</i>	82,079	8.957
<i>Mytilus coruscus</i>	28,027	3.058
<i>Undaria pinnatifida</i>	26,621	2.905
<i>Dendronephthya spinulosa</i>	5,455	0.595

Table 2. Appearance patterns of seaweed taxa in the study area

Taxonomic group	Chlorophyta	Phaeophyta	Rhodophyta	Total
Number of species	2	10	61	73
Biomass (gWWt·m ²)	2.74	91.22	285.16	379.12

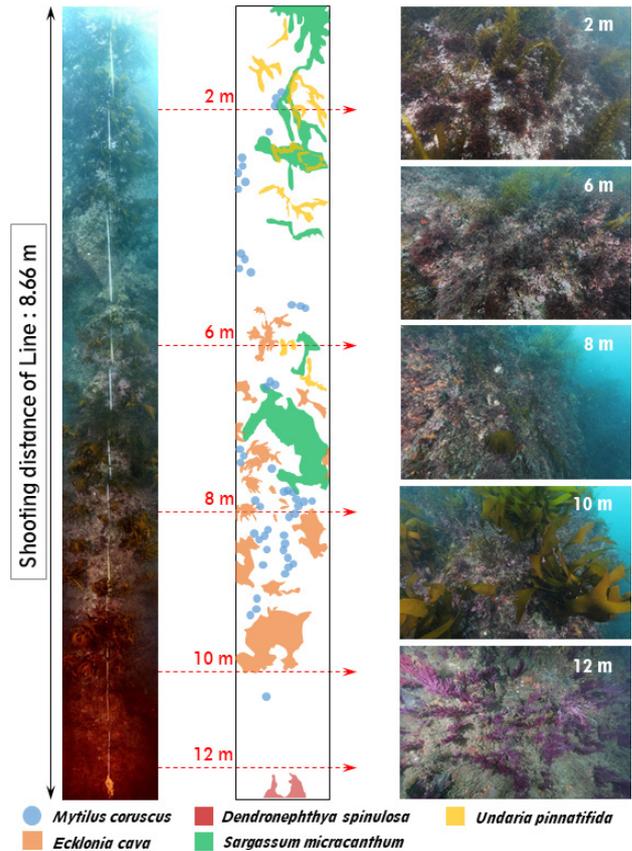


Fig. 3. Analysis of distribution patterns by water depth by forming panoramic images.

사되었다. 분류군별 출현종수를 살펴보면, 홍조류가 61종으로 전체 출현 해조류의 83.56%로 최우점하였으며, 갈조류 10종 (13.70%), 녹조류 2종(2.74%)로 나타났다. 해조류의 출현량은 홍조류가 285.16 gWWt·m²으로 75.22%로 우점하며, 갈조류 91.22 gWWt·m² (24.06%), 녹조류 2.74 gWWt·m² (0.72%)로 확인되었다(Table 2).

수심별로 출현한 해조류의 분류군별 특성을 살펴보면, 해조류의 출현종수가 가장 높은 수심대는 6 m로 총 41종이 출현하였으며, 평균생체량은 2 m에서 752.19 gWWt·m²으로 나타났다.

분류군별로 홍조류와 갈조류는 모든 수심대에서 출현한 반면, 녹조류는 수심 8 m이상에서만 출현하는 것으로 파악되었다. 모든 수심대에서 출현하는 홍조류와 갈조류는 수심 6 m에서 각각 34종, 6종으로 가장 많은 종이 출현하였으며, 녹조류는 수심 8

m에서 가장 많이 출현하였다. 생체량으로는 홍조류가 수심 2 m에서 618.12 gWWt·m²로 가장 높은 생체량을 보이며, 갈조류는 수심 6 m에서 147.40 gWWt·m²으로 가장 높은 생체량으로 나타났다. 녹조류는 수심 8 m에서 8.46 gWWt·m²으로 가장 높은 생체량을 보였다(Fig. 4).

조사해역에서 출현한 해조류의 생체량 기준으로 우점하는 상위 5종을 살펴보면, 애기돌가사리(*Chondracanthus intermedius*)가 평균생체량 69.36 gWWt·m² (18.29%)로 최우점으로 나타났다. 차우점종으로는 새발(*Acanthopeltis japonica*)이 생체량 56.74 gWWt·m² (14.97%)로 나타났으며, 다음으로 막우뭇가사리(*Gelidium vagum*) 48.25 gWWt·m² (12.73%), 감태 36.78 gWWt·m² (9.7%), 고리마디게발(*Amphiroa beauvoisii*) 23.81 gWWt·m² (6.28%)순으로 나타났다.

수심별로 나타난 우점종은 수심 2 m 지점에서는 애기돌가사리가 생체량 345.91 gWWt·m² (45.99%)로 최우점으로 나타났다. 차우점종으로는 고리마디게발이 생체량 106.21 gWWt·m² (14.12%)로 나타났으며, 다음으로 잔가시모자반 48.13 gWWt·m² (6.4%), 패(*Ishige okamurae*) 44.87 gWWt·m² (5.97%), 갈고리참곱슬이(*Plocamium uncinatum*) 43.05 gWWt·m² (5.72%)순으로 나타났다. 수심 6 m 지점에서는 막우뭇가사리가 생체량 225.31 gWWt·m² (42.93%)로 최우점으로 나타났다. 차우점종으로는 감태가 생체량 85.77 gWWt·m² (16.34%)로 나타났으며, 다음으로 잔가시모자반 59.99 gWWt·m² (11.43%), 새발 46.17 gWWt·m² (8.8%), 겹가지분홍치(*Rhodymenia adnata*) 13.45 gWWt·m² (2.56%)순으로 나타났다. 수심 8m 지점에서는 새발이 생체량 154.41 gWWt·m² (38.18%)로 최우점으로 나타났다. 차우점종으로는 감태가 생체량 81.73 gWWt·m² (20.21%)로 나타났으며, 다음으로 벚붉은잎(*Callophyllis japonica*) 54.23 gWWt·m² (13.41%), 모자반(*Sargassum fulvellum*) 43.67 gWWt·m² (10.8%), 둘레게발혹(*Marginisporum crassissimum*) 17.33 gWWt·m² (4.28%)순으로 나타났다. 수심 10 m 지점에서는 새발이 생체량 74.79 gWWt·m² (52.04%)로 최우점으로 나타났다. 차우점종으로는 감태가 생체량 16.39 gWWt·m² (11.4%)로 나타났으며, 다음으로 막우뭇가사리 15.96 gWWt·m² (11.11%), 둘레게발혹 7.59 gWWt·m² (5.28%), 방황게발혹(*Marginisporum aberrans*) 5.87 gWWt·m² (4.08%)순으로 나타났다. 수심 12 m 지점에서는 모자반이 생체량 28.13 gWWt·m² (39.79%)로 최우점으로 나타났다. 차우점종으로는 벚붉은잎이 생체량 13.25 gWWt·m² (18.74%)로 나타났으며, 다음으로 새발 8.31 gWWt·m² (11.75%), 떡청각(*Codium arabicum* Kützinger) 5.16 gWWt·m² (7.3%), 자루바다표고(*Peyssonnelia capensis*) 3.88 gWWt·m² (5.49%)순으로 나타났다(Table 3).

방형구 비파괴법 분석

수심별 방형구 피도분석에서 방형구 촬영시 최상층과 차상층

으로 구분하여 촬영하였으며, 최상층에서는 갈조류에 대한 피도를 분석하고, 차상층은 갈조류를 제거하고 남은 홍조류와 녹조류에 대한 분석을 진행한 결과, 조사해역에서 출현한 해조류는 총 40종으로 녹조류 1종, 갈조류 9종, 홍조류 30종이 출현한 것으로 나타났다. 조사해역에서 나타난 총 해조류의 피도는 147.40으로 홍조류가 58.74, 중요도 62.16%로 가장 우점하여 나타나며, 갈조류의 피도가 40.56, 중요도 37.04%로 차우점하여 나타났다. 녹조류의 경우는 피도 0.70, 중요도 0.81%로 가장 낮은 수치로 분포하는 것으로 확인되었다(Table 4).

수심별로 출현종수 및 피도의 변화를 살펴보면, 수심 2 m에서

Table 3. Dominant species by depth of seaweed collected by destruction method

Depth	Scientific name	Biomass (gWWt·m ²)	Dominance (%)
2 m	<i>Chondracanthus intermedius</i>	345.91	45.99
	<i>Amphiroa beauvoisii</i>	106.21	14.12
	<i>Sargassum micracanthum</i>	48.13	6.4
	<i>Ishige okamurae</i>	44.87	5.97
	<i>Plocamium uncinatum</i>	43.05	5.72
6 m	<i>Gelidium vagum</i>	225.31	42.93
	<i>Ecklonia cava</i>	85.77	16.34
	<i>Sargassum micracanthum</i>	59.99	11.43
	<i>Acanthopeltis japonica</i>	46.17	8.8
	<i>Rhodymenia adnata</i>	13.45	2.56
8 m	<i>Acanthopeltis japonica</i>	154.41	38.18
	<i>Ecklonia cava</i>	81.73	20.21
	<i>Callophyllis japonica</i>	54.23	13.41
	<i>Sargassum fulvellum</i>	43.67	10.8
	<i>Marginisporum crassissimum</i>	17.33	4.28
10 m	<i>Acanthopeltis japonica</i>	74.79	52.04
	<i>Ecklonia cava</i>	16.39	11.4
	<i>Gelidium vagum</i>	15.96	11.11
	<i>Marginisporum crassissimum</i>	7.59	5.28
	<i>Marginisporum aberrans</i>	5.87	4.08
12 m	<i>Sargassum fulvellum</i>	28.13	39.79
	<i>Callophyllis japonica</i>	13.25	18.74
	<i>Acanthopeltis japonica</i>	8.31	11.75
	<i>Codium arabicum</i> Kützinger	5.16	7.3
	<i>Peyssonnelia capensis</i>	3.88	5.49
Total	<i>Chondracanthus intermedius</i>	69.36	18.29
	<i>Acanthopeltis japonica</i>	56.74	14.97
	<i>Gelidium vagum</i>	48.25	12.73
	<i>Ecklonia cava</i>	36.78	9.7
	<i>Amphiroa beauvoisii</i>	23.81	6.28

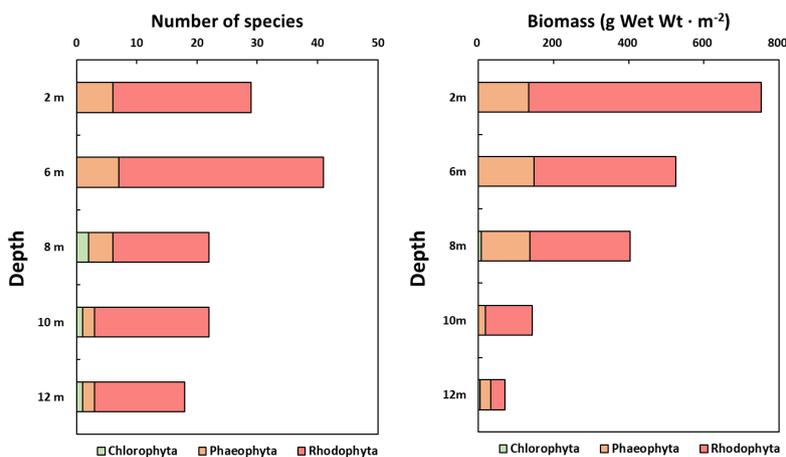


Fig. 4. Panoramic image analysis synthesized by depth in the study line and photos by depth.

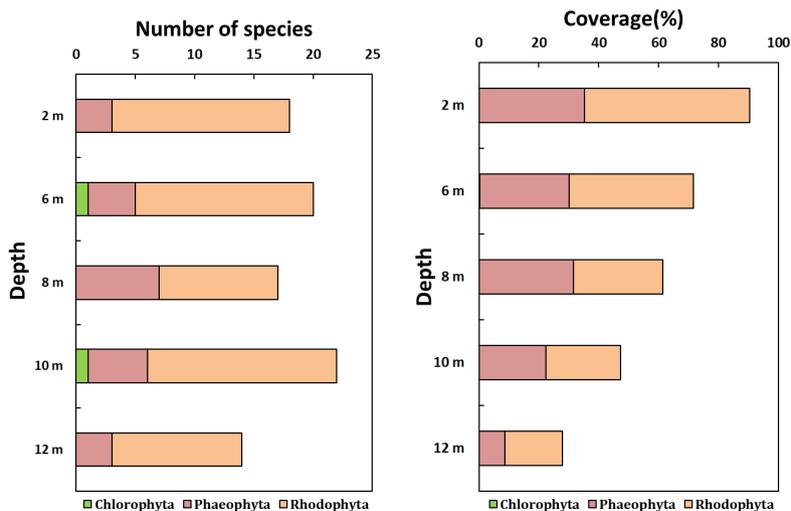


Fig. 5. The number of species and the coverage(%) according to the water depth of taxon of seaweed.

는 총 18종이 출현하고 갈조류 2종, 홍조류 15종이 출현하였으며, 피도는 각각 35.22, 55.18로 총 해조류의 총 피도는 90.4로 나타났다. 수심 6 m에서는 총 20종이 출현하고 녹조류 1종, 갈조류 4종, 홍조류 15종으로 피도는 각각 0.34, 29.69, 41.68로 총 해조류의 총 피도는 71.71로 나타났으며, 수심 8 m에서는 갈조류 7종, 홍조류 10종으로 피도는 각각 31.52, 29.94로 나타났다. 수심 10 m에서는 녹조류 1종 갈조류 5종, 홍조류 16종으로 총 22종이 출현하고, 피도는 각각 0.17, 22.18, 25.02로 총 해조류의 총 피도는 47.37로 조사되었으며, 수심 12 m에서는 갈조류 3종, 홍조류 11종으로 총 14종이 출현하고 각각 8.68, 19.19로 총 해조류의 총 피도는 27.87로 확인되었다(Fig. 5).

조사해역에서 해조류의 분포는 수심이 깊어질수록 해조류의 피도가 90.4에서 27.87로 점차 감소하는 경향을 보이며, 수심

10 m까지는 종수에 큰 변화를 보이지 않으나, 12 m에서 종수가 급격히 감소하는 것이 확인되었다. 특히 갈조류의 경우는 수심 10 m에서 12 m로 넘어가는 지점에서 피도가 급격히 감소한다. 이는 해조류는 수중으로 투과되는 빛을 이용하여 광합성을 하는 식물로 녹조류는 붉은빛의 파장을 이용하고, 홍조류는 푸른빛의 파장을 이용하여 광합성을 진행하는데, 갈조류는 황색빛의 파장을 이용한다. 이에 따라 빛이 투과하는 깊이의 차이로 인해 녹조류가 가장 낮은 수심에 분포하고, 홍조류가 가장 깊은 수심에 분포하며, 갈조류는 녹조류와 홍조류의 사이에서 서식군락을 형성하는 것과 같이 본 조사에서도 홍조류는 수심이 깊은 곳까지 10종이상이 서식하는 것이 확인되며, 피도의 변화도 천천히 감소하는 반면, 갈조류의 경우는 수심 8 m에서 최대 출현종수 및 피도분포를 보이다가, 수심 12 m에서 감소하는 경

향을 보이는 것으로 파악되었다. 조사해역에서 녹조류와 갈조류는 수심 10 m까지가 서식하기 유리한 빛이 투과되고 있다고 추정할 수 있다.

조사해역에서 출현한 해조류의 피도를 기준으로 우점하는 상위 5종은 갈조류인 팽생이모자반이 피도 22.106, 우점율 15.00%로 최우점으로 나타났다. 차우점종으로는 갈조류인 감태가 피도 13.11 (8.89%)로 나타났으며, 다음으로 돌가사리 (*Chondracanthus tenellus*)가 피도 12.792 (8.68%), 큰잎모자반 (*Sargassum coreanum*)이 피도 10.588 (7.18%), 작은구슬산호말 (*Corallina pilulifera*)이 피도 8.85 (6.00%)순으로 나타났다.

수심 2 m에서는 갈조류인 팽생이모자반이 피도 33.92 (37.52%)로 최우점으로 나타났다. 차우점종으로는 홍조류인 돌가사리가 피도 31.98 (35.38%)로 나타났으며, 다음으로 고리마디게발이 피도 6.69 (7.40%), 가지까막살 (*Grateloupia chian-gii*)이 피도 5.69 (6.29%), 작은구슬산호말 피도 4.1 (4.54%)순으로 나타났다. 수심 6 m에서는 홍조류인 작은구슬산호말이 피도 19.48 (27.16%)로 최우점으로 나타났다. 차우점종으로는 갈조류인 큰잎모자반이 피도 15.1 (21.06%)로 나타났으며, 다음

으로 팽생이모자반이 피도 9.34 (13.02%), 두갈래분홍치 (*Rhododymenia intricata*)가 피도 6.81 (9.5%), 우뚝가사리 (*Gelidium amansii*)가 피도 5.49 (7.66%)순으로 나타났다.

수심 8 m에서는 갈조류인 감태가 피도 26.54 (43.18%)로 최우점으로 나타났다. 차우점종으로는 홍조류인 두갈래분홍치가 피도 13.24 (21.54%)로 나타났으며, 다음으로 분홍애기풀 (*Binghamia californica*)이 피도 8.34 (13.57%), 진분홍딱지 (*Hildenbrandita rubra*)가 피도 5.78 (9.4%), 팽생이모자반의 피도 1.36 (2.21%)순으로 나타났다. 수심 10 m에서는 갈조류인 감태가 피도 17.43 (36.8%)로 최우점으로 나타났다. 차우점종으로는 홍조류인 작은구슬산호말이 피도 6.9 (14.57%)로 나타났으며, 다음으로 진분홍딱지가 피도 4.85 (10.24%), 분홍애기풀이 피도 4.62 (9.75%), 두갈래분홍치가 피도 4.51 (9.52%)순으로 나타났다. 수심 12 m에서는 갈조류인 감태가 피도 8.18 (29.35%)로 최우점으로 나타났다. 차우점종으로는 홍조류인 분홍애기풀이 피도 8.15 (29.24%)로 나타났으며, 다음으로 두갈래분홍치가 피도 3.06 (10.98%), 진분홍딱지가 피도 2.87 (10.3%), 방황게발혹이 피도 2.05 (7.36%)순으로 나타났다 (Table 5).

Table 4. Comparison of the number of species, coverage, frequency, and importance of seaweeds by water depth in the surveyed area

Depth	Taxon	No. of species	C	F	RC	RF	IV
2 m	Chlorophyta	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Phaeophyta	3	35.22	73.60	38.96	31.72	35.34
	Rhodophyta	15	55.18	158.40	61.04	68.28	64.66
	Total	18	90.40	232.00	100.00	100.00	100.00
6 m	Chlorophyta	1	0.34	1.60	0.47	0.90	0.69
	Phaeophyta	4	29.69	58.80	41.40	32.96	37.18
	Rhodophyta	15	41.68	118.00	58.12	66.14	62.13
	Total	20	71.71	178.40	100.00	100.00	100.00
8 m	Chlorophyta	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Phaeophyta	7	31.52	59.20	51.29	39.78	45.54
	Rhodophyta	10	29.94	89.60	48.71	60.22	54.47
	Total	17	61.46	148.80	100.00	100.00	100.00
10 m	Chlorophyta	1	0.17	0.40	0.36	0.28	0.32
	Phaeophyta	5	22.18	55.60	46.82	38.72	42.77
	Rhodophyta	16	25.02	87.60	52.82	61.00	56.91
	Total	22	47.37	143.60	100.00	100.00	100.00
12 m	Chlorophyta	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Phaeophyta	3	8.68	20.00	31.14	22.03	26.59
	Rhodophyta	11	19.19	70.80	68.86	77.97	73.42
	Total	14	27.87	90.80	100.00	100.00	100.00
Total	Chlorophyta	1	1.03	3.73	0.70	0.92	0.81
	Phaeophyta	9	59.79	136.46	40.56	33.51	37.04
	Rhodophyta	30	86.59	267.02	58.74	65.57	62.16
	Total	40	147.40	407.22	100.00	100.00	100.00

C, Coverage; F, Frequency; RC, Relative Coverage; RF, Relative frequency; IV, Importance value.

우점종의 분포를 보면 수심 6 m를 제외한 대부분의 수심에서 갈조식물이 최우점하는 경향으로 분석되었으며, 갈조류 중 수심 2 m와 6 m에서는 모자반류(*Sargassum* sp.)가 우점하는 반면, 8 m 이상의 수심에서는 모자반류보다는 감태가 최우점하는 경향으로 바뀌는 것으로 나타났다. 또한 홍조류 중 갯녹음생물로 분류되는 석회조류는 수심 6 m에서부터 우점종으로 출현하며, 12 m까지 우점종으로 출현한 것으로 확인되었다.

고찰

생물다양성에 관한 관심이 증가하면서 암반생태계의 중요한 부분을 차지하고 있는 해조류를 정량적으로 평가하기 위한 효율적인 방법을 연구하기 위해 본 연구를 수행하였다. 일반적으로 해양에 서식하는 부착생물의 군집구조의 대한 연구방법으로 직접적인 채집에 의한 분석은 단기적으로 연구성과를 얻을 수

있으나 장기적으로 접근할 경우, 부착생물의 서식공간 파괴로 지속적인 연구가 어렵다(Kang et al., 2005). 조하대 암반에 부착하여 서식하는 생물의 공간분포를 분석하기 위해서는 정량적 방법(방형구 등)을 통한 분석과 피도 및 빈도를 산정하는 사진 분석방법이 사용되고 있으나(Drew 1971; Menge and Farrell, 1989), 최근에는 현장에서 촬영한 사진을 컴퓨터 소프트웨어를 통해 대상생물의 공간분포와 크기변화 등을 정량적으로 측정하고 있다(Sutherland 1990; Whorff and Griffing 1992; Chung et al., 1997). 본 연구는 방형구에 의한 파괴적인 채집법과 비파괴적인 영상분석과 더불어 수심별 해조상에 대한 공간분포를 파악하기 위한 파노라마이미지 분석을 병행하여 수행하였으며, 3 가지 조사방법에서 출현한 종을 비교하면 Table 6과 같다.

공간분포를 확인하는 파노라마이미지 분석결과, 수심 2 m에서 2종, 6 m 3종, 8 m 2종, 10 m 1종, 12 m 1종으로 대형갈조류만 확인된 반면에 방형구를 이용한 파괴법과 비파괴법 조사에

Table 5. Dominant species according to seaweed coverage

Depth	Taxon	Scientific name	Coverage	Dominance (%)
2 m	Phaeophyta	<i>Sargassum horneri</i>	33.92	37.52
	Rhodophyta	<i>Chondracanthus tenellus</i>	31.98	35.38
	Rhodophyta	<i>Amphiroa beauvoisii</i>	6.69	7.40
	Rhodophyta	<i>Grateloupia chiangii</i>	5.69	6.29
	Rhodophyta	<i>Corallina pilulifera</i>	4.10	4.54
6 m	Rhodophyta	<i>Corallina pilulifera</i>	19.48	27.16
	Phaeophyta	<i>Sargassum coreanum</i>	15.10	21.06
	Phaeophyta	<i>Sargassum horneri</i>	9.34	13.02
	Rhodophyta	<i>Rhodymenia intricata</i>	6.81	9.50
	Rhodophyta	<i>Gelidium amansii</i>	5.49	7.66
8 m	Phaeophyta	<i>Ecklonia cava</i>	26.54	43.18
	Rhodophyta	<i>Rhodymenia intricata</i>	13.24	21.54
	Rhodophyta	<i>Binghamia californica</i>	8.34	13.57
	Rhodophyta	<i>Hildenbrandita rubra</i>	5.78	9.40
	Phaeophyta	<i>Sargassum horneri</i>	1.36	2.21
10 m	Phaeophyta	<i>Ecklonia cava</i>	17.43	36.80
	Rhodophyta	<i>Corallina pilulifera</i>	6.90	14.57
	Rhodophyta	<i>Hildenbrandita rubra</i>	4.85	10.24
	Rhodophyta	<i>Binghamia californica</i>	4.62	9.75
	Rhodophyta	<i>Rhodymenia intricata</i>	4.51	9.52
12 m	Phaeophyta	<i>Ecklonia cava</i>	8.18	29.35
	Rhodophyta	<i>Binghamia californica</i>	8.15	29.24
	Rhodophyta	<i>Rhodymenia intricata</i>	3.06	10.98
	Rhodophyta	<i>Hildenbrandita rubra</i>	2.87	10.30
	Rhodophyta	<i>Marginisporum aberrans</i>	2.05	7.36
Total	Phaeophyta	<i>Sargassum horneri</i>	22.11	15.00
	Phaeophyta	<i>Ecklonia cava</i>	13.11	8.89
	Rhodophyta	<i>Chondracanthus tenellus</i>	12.79	8.68
	Rhodophyta	<i>Sargassum coreanum</i>	10.59	7.18
	Rhodophyta	<i>Corallina pilulifera</i>	8.85	6.00

Table 6. Comparison of species composition and dominant species of seaweed according to survey methods

Depth	Panoramic image analysis	Quadrat analysis			
		Destructive (No. of species)		Non-destructive (No. of species)	
2 m	2	29		18	
6 m	3	41		20	
8 m	2	22		17	
10 m	1	22		22	
12 m	1	18		14	

Taxonomic group	Biomass (gWWt·m ²)	Dominance (%)	Coverage	Dominance (%)
2 m	Chlorophyta	0.00	0.00	0.00
	Phaeophyta	134.07	17.82	35.22
	Rhodophyta	618.12	82.18	55.18
6 m	Chlorophyta	0.00	0.00	0.34
	Phaeophyta	147.40	28.09	29.69
	Rhodophyta	377.41	71.91	41.68
8 m	Chlorophyta	8.46	2.09	0.00
	Phaeophyta	128.12	31.68	31.52
	Rhodophyta	267.86	66.23	29.94
10 m	Chlorophyta	0.07	0.05	0.17
	Phaeophyta	18.35	12.77	22.18
	Rhodophyta	125.29	87.18	25.02
12 m	Chlorophyta	5.16	7.30	0.00
	Phaeophyta	28.20	39.89	8.68
	Rhodophyta	37.34	52.81	19.19

Dominant species	Scientific name	Biomass (gWWt·m ²)	Dominance (%)	Scientific name	Coverage	Dominance (%)	
2 m	<i>Sargassum micracanthum</i>	<i>Chondracanthus intermedius</i>	345.91	45.99	<i>Sargassum horneri</i>	33.92	37.52
		<i>Amphiroa beauvoisii</i>	106.21	14.12	<i>Chondracanthus tenellus</i>	31.98	35.38
	<i>Undaria pinnatifida</i>	<i>S. micracanthum</i>	48.13	6.4	<i>A. beauvoisii</i>	6.69	7.4
		<i>Ishige okamurae</i>	44.87	5.97	<i>Grateloupia chiangii</i>	5.69	6.29
		<i>P. uncinatum</i>	43.05	5.72	<i>Corallina pilulifera</i>	4.1	4.54
6 m	<i>S. micracanthum</i>	<i>Gelidium vagum</i>	225.31	42.93	<i>C. pilulifera</i>	19.48	27.16
		<i>E. cava</i>	85.77	16.34	<i>Sargassum coreanum</i>	15.1	21.06
	<i>Ecklonia cava</i>	<i>S. micracanthum</i>	59.99	11.43	<i>S. horneri</i>	9.34	13.02
		<i>Acanthopeltis japonica</i>	46.17	8.8	<i>Rhodymenia intricata</i>	6.81	9.5
	<i>U. pinnatifida</i>	<i>Rhodymenia adnata</i>	13.45	2.56	<i>Gelidium amansii</i>	5.49	7.66
8 m	<i>E. cava</i>	<i>A. japonica</i>	154.41	38.18	<i>E. cava</i>	26.54	43.18
		<i>E. cava</i>	81.73	20.21	<i>R. intricata</i>	13.24	21.54
	<i>S. micracanthum</i>	<i>Callophyllis japonica</i>	54.23	13.41	<i>Binghamia californica</i>	8.34	13.57
		<i>Sargassum fulvellum</i>	43.67	10.8	<i>Hildenbrandita rubra</i>	5.78	9.4
		<i>Marginisporum crassissimum</i>	17.33	4.28	<i>S. horneri</i>	1.36	2.21

Table 6. Continued

Dominant species	Scientific name	Biomass (gWWt·m ²)	Dominance (%)	Scientific name	Coverage	Dominance (%)
10 m <i>E. cava</i>	<i>A. japonica</i>	74.79	52.04	<i>E. cava</i>	17.43	36.8
	<i>E. cava</i>	16.39	11.4	<i>C. pilulifera</i>	6.9	14.57
	<i>G. vagum</i>	15.96	11.11	<i>H. rubra</i>	4.85	10.24
	<i>M. crassissimum</i>	7.59	5.28	<i>B. californica</i>	4.62	9.75
	<i>Marginisporum aberrans</i>	5.87	4.08	<i>R. intricata</i>	4.51	9.52
12 m <i>E. cava</i>	<i>S. fulvellum</i>	28.13	39.79	<i>E. cava</i>	8.18	29.35
	<i>C. japonica</i>	13.25	18.74	<i>B. californica</i>	8.15	29.24
	<i>A. japonica</i>	8.31	11.75	<i>R. intricata</i>	3.06	10.98
	<i>Codium arabicum</i>	5.16	7.3	<i>H. rubra</i>	2.87	10.3
	<i>Peyssonnelia capensis</i>	3.88	5.49	<i>M. aberrans</i>	2.05	7.36

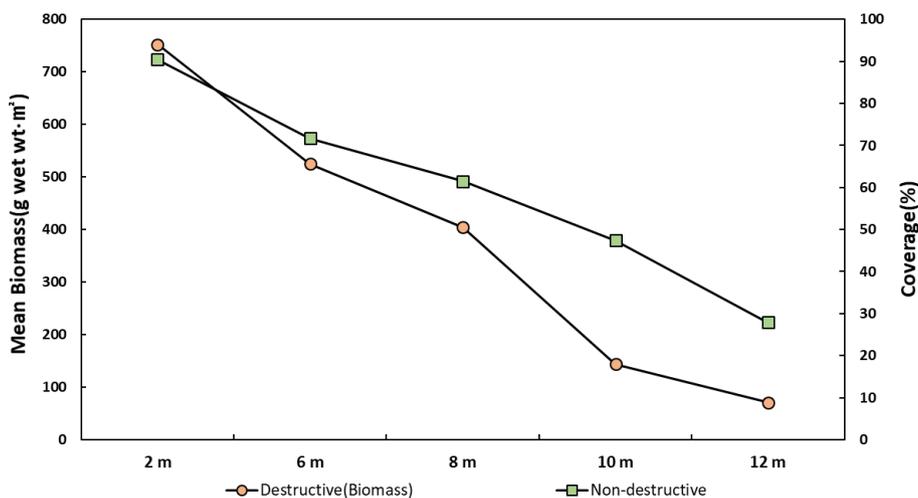


Fig. 6. Vertical distribution of macroalgal biomass and coverage in the different seawater depths using two estimation methods, destructive (biomass, n=3) and non-destructive (coverage, n=10) methods.

서는 수심 2 m에서 파괴법 29종, 비파괴법 18종, 6 m는 파괴법 41종, 비파괴법 20종이 출현하였다. 수심 8 m에서는 파괴법 22종, 비파괴법 17종, 수심 10 m는 파괴법 22종, 비파괴법 22종으로 확인되었으며, 수심 12 m에서는 파괴법 18종, 비파괴법 14종으로 확인되었다. 이는 1990년대까지 방형구에 대한 수중촬영을 통해 얻어진 이미지를 영상분석하는 작업의 시간이 많이 소모되고, 고가라는 단점으로 많은 활용은 없었다(Whorff and Griffing, 1992). 그러나 최근 컴퓨터 그래픽 작업을 위한 소프트웨어들의 발전으로 이런 단점들이 많이 사라졌다. 이와 더불어 디지털 카메라를 통한 고해상도 이미지의 획득이라는 장점을 통해 한정된 다이빙 시간 이내에 조사지역의 생물군락의 이미지를 정량화 할 수 있고, 형성된 자료는 영구적인 보존성과 더불어 생물군집의 변화양상을 장기적으로 모니터링 할 수 있는 자료가 될 수 있다(Kang et al., 2005). 그러므로 본 연구에서 사

용한 파노라마 이미지를 이용한 촬영기법은 수심별 분포하는 대형해조류 군락의 패턴을 이해하고 군집변화를 정량화하는데 유용한 자료이다. 그러나 본 연구에서 진행한 수심변화에 따른 연속촬영을 통한 파노라마 이미지의 형성은 대형 해조군락의 수심별 분포양상을 파악하는데는 유용하지만, 동일 수심대에 분포하는 대형 해조군락을 평가하기에는 촬영폭이 좁아 일반적인 단위면적에 대한 수중촬영과 큰 차이를 보이지 않으며, 수심대를 대표하는 해조군락에 대한 분석에는 용이하지 않았다. 해조류 군락의 연구에 있어 수심별 해조군락의 분포양상의 파악을 위해서는 동일 수심대에 대한 파노라마 이미지에 대한 조사를 병행한 연구가 이루어져야 할 것으로 사료된다.

수심별 분류군 출현양상을 살펴보면, 파노라마 이미지는 수심별 자료를 산출할 수 없어 비교가 불가능하였다. 비교가 가능한 방형구를 이용한 파괴법과 비파괴법분석에 대한 평균 밀

도 및 피도의 분포를 보면, 수심 2 m에서는 파괴법과 비파괴법 모두 녹조류는 출현하지 않았으며, 홍조류가 파괴법에서 평균 생체량 618.12 gWWt·m²으로 82.18%로 우점하며, 비파괴법에서도 평균 피도 55.18 (61.04%)로 우점하는 것으로 확인되었다. 수심 6 m에서는 파괴법은 녹조류는 출현하지 않았으나, 비파괴법은 녹조류가 소규모로 출현하였으며, 우점하는 분류군은 두 방법 모두 홍조류가 우점하며, 파괴법은 평균 생체량 377.40 gWWt·m²으로 71.91%, 비파괴법에서도 평균피도 41.68으로 우점율 58.12%로 확인되었다. 수심 8m에서는 비파괴법에서 녹조류가 출현하지 않았으나, 파괴법은 평균생체량 8.46 gWWt·m²으로 소규모로 출현하였다. 우점하는 분류군은 파괴법과 비파괴법에서 서로 상이하게 나타났으며, 파괴법에서는 홍조류가 267.86 gWWt·m²으로 우점율 66.23%로 나타나며, 비파괴법에서는 갈조류가 평균피도 31.52로 우점율 51.29%로 확인되었다. 수심 10 m에서는 파괴법과 비파괴법 모두 녹조류가 소규모로 출현하였으며, 우점종은 모두 홍조류로 파괴법은 평균생체량 125.29 gWWt·m² (66.23%), 비파괴법은 평균피도 25.02 (52.82%)로 나타났다. 수심 12 m에서 녹조류는 파괴법에서만 5.16 gWWt·m² (7.30%) 출현하며, 비파괴법에서는 출현하지 않았다. 우점종은 모두 홍조류로 파괴법은 평균생체량 37.3416 gWWt·m² (51.81%), 비파괴법은 평균피도 19.19 (68.86%)로 나타났다.

수심별 해조류의 출현패턴을 보면, 수심이 깊어짐에 따라 해조류의 출현양 및 피도 모두 점차 감소하는 경향을 보인다. 파괴법에 의한 해조류의 수심별 출현양은 2 m에서 평균 752.19 gWWt·m²으로 가장 높은 출현양을 보이며, 수심 12 m에서 70 gWWt·m²으로 점차 감소하는 것으로 확인되었으며, 비파괴법에 의한 해조류의 수심별 평균피도 역시 파괴법과 동일하게 수심 2 m에서 90.40으로 매우 높은 피도를 보이다가 수심이 깊어지면서 점차 감소하여 수심 12 m에서는 27.87로 감소하는 경향을 보인다(Fig. 6). 전반적인 해조류의 출현패턴은 광합성이 가

능한 광도에 영향을 받으며, 본 연구에서도 파괴법과 비파괴법 모두 수심에 따라 점차 감소하는 경향을 보이는 것으로 확인되었다. 그러나 파괴법과 비파괴법에 의한 분석결과와의 차이는 전체적인 경향이나 분포패턴의 양상은 유사하게 나타나고 있으나, 수심대에 분포하는 해조류의 주요 우점종의 구성에서는 많은 차이를 가진다.

수심 2 m에서부터 12 m까지 파괴법은 대부분이 소형홍조류가 최우점한데 반하여 비파괴법은 대형갈조류가 최우점하는 양상으로 조사되었다. 수심 2 m에서 파괴법에 의한 해조류 분석결과, 애기돌가사리가 평균생체량이 345.91 gWWt·m²으로 최우점하며, 차우점종도 고리마디게발이 106.21 gWWt·m²으로 나타났으며, 대형갈조류는 3번째와 4번째 우점종으로 출현하며, 잔가시모자반이 48.13 gWWt·m², 패 44.87 gWWt·m²의 출현양 보였다. 비파괴법에서는 평균 피도를 기준으로 최우점종이 대형 갈조류인 팽생이모자반이 33.92로 출현하였으며, 차우점종부터 소형 홍조류가 출현하였다. 차우점종은 돌가사리가 평균 피도 31.98로 나타나며, 다음으로 고리마디게발 7.40, 가지까막살 6.29, 작은구슬산호말 4.54 순으로 나타났다. 수심 6 m에서 파괴법에 의한 분석결과는 소형 홍조류인 막우뿔가사리가 225.31 gWWt·m²으로 최우점하며, 대형 갈조류는 차우점종인 감태와 잔가시모자반으로 2종이 나타났으며, 비파괴법에서는 소형 홍조류인 작은구슬산호말이 평균 피도 19.48로 최우점하였다. 수심 8 m에서 파괴법 조사결과는 소형 홍조류인 새발이 평균 생체량 154.41 gWWt·m²으로 최우점하고, 비파괴법에서는 감태가 평균 피도 26.54로 최우점하여 나타났다. 수심 10 m와 12 m에서도 파괴법은 소형 홍조류가 최우점하며, 비파괴법에서는 감태가 최우점하는 양상으로 조사되었다. 파괴법과 비파괴법에서 대형 갈조류의 경우 수심 2-6 m에서는 모자반류가 우점하는 양상을 보이며, 수심 8 m이상에서는 감태가 우점하는 양상으로 변화되어가는 것으로 나타났다. 본 연구에서 파괴법 3개소와 비파괴법 10개소에 대한 분석을 진행한 결

Table 7. Cumulative ratio of the number of species appearing according to repetition of the Quadrat in the non-destructive method based on the total number of species of seaweed that appeared in the destructive method

Quadrat No.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
No. of cases		10	45	120	210	252	210	120	45	10	1
2 m	Mean species	7	9	11	12	14	15	16	17	17	18
	Cumulative ratio (%)	24.48	32.03	37.61	42.40	46.65	50.46	53.88	56.93	59.66	62.07
6 m	Mean species	7	10	13	14	16	17	18	19	19	20
	Cumulative ratio (%)	17.32	25.47	31.02	35.24	38.61	41.37	43.68	45.64	47.32	48.78
8 m	Mean species	6	8	9	11	12	13	14	15	16	17
	Cumulative ratio (%)	26.36	35.66	42.69	48.83	54.40	59.55	64.36	68.89	73.18	77.27
10 m	Mean species	7	10	12	14	15	17	18	20	21	22
	Cumulative ratio (%)	32.27	44.14	53.64	62.10	69.84	76.95	83.48	89.49	95.00	100.00
12 m	Mean species	5	8	9	10	11	12	13	13	14	14
	Cumulative ratio (%)	28.33	42.10	50.74	57.14	62.24	66.43	69.95	72.96	75.56	77.78

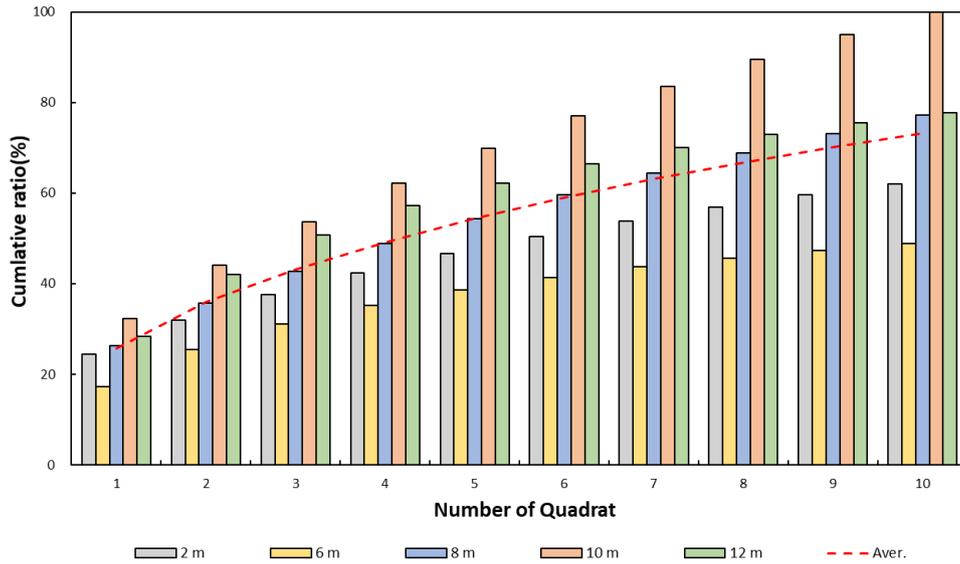


Fig. 7. Cumulative ratio of average number of species according to quadrat repetition.

과, 수심에 따른 해조류의 분포양상의 큰 틀에서는 유사한 결과를 보이고 있지만, 시료 채집에서 잠수사의 개인적인 견해와 방형구의 위치에 따른 해조상이 크게 다를 수 있다는 것을 우점종의 분포를 보면 알 수 있다. 또한 조사방법의 효율성면에서 파괴법에서는 반복수에 비해 많은 분류군이 분석된 것에 비하여, 비파괴법에 의한 조사에서는 반복수가 컸음에도 불구하고 분석되는 해조류의 종수가 적었다. 이와 같은 차이는 수중사진의 분석을 통한 피도분석에서 최근 디지털카메라의 사용으로 고해상도 이미지를 얻을 수 있으나, 수중사진만으로 분석 가능 종의 한계가 있는 것으로 사료된다. 이러한 이미지 분석에 의한 해조류 모니터링 방법은 동일한 공간에서 중장기적 모니터링을 진행함에 있어 지정된 실험지역에서 파괴없이 변화하는 해조류의 변화양상을 모니터링하는데 유용하나, 단기적인 조사의 방법으로는 한계가 있는 것으로 사료된다. 그러나 단기적인 모니터링으로도 적절한 반복성 조사를 진행하여 동일 수심대에서 주요 우점종을 분석하는 조사방법은 다이빙을 통한 직접채집에 의한 분석방법이 현장에 서식하는 생물을 직접채집하는 방법을 지양하는 추세(Lundalv and Himmelman, 1976; Littler and Littler, 1985)만큼 영상분석의 신뢰도를 높이기 위한 반복횟수를 판단해야 한다.

본 연구에서 진행된 수심별 비파괴법조사 10회의 반복구간별 출현종수를 기준으로 방형구의 적정반복수를 확인하기 위하여 1회부터 10회까지 누적되는 경우의 수(1,023개)를 이용하여 방형구를 채집하는 반복수에 따라 채집종의 누적비율을 산출하였다(Table 7).

파괴법에 의한 채집방법에 비하여 비파괴법을 통한 영상분석에서 확인된 출현종수의 비율은 파괴법에서 출현한 해조류의 평균 73.18%를 설명하는 것으로 확인되었으며, 각 수심별로 2

m에서는 최대 62.07%, 6 m (48.78%), 8 m (77.27%), 10 m (100.00%), 12 m (77.78%)로 확인되었다. 각각의 방형구 반복 횟수에 따른 누적비율을 그래프로 나타내면(Fig. 7), 각각의 수심별 평균 출현종수의 누적비율을 산출하여 평균치를 기준으로 살펴보면, 6회 반복을 진행하면 파괴법으로 채집한 총 출현종수의 58.95%를 설명할 수 있으며, 7회에서 63.07%의 해석되는 것으로 파악되었다.

본 연구는 파노라마 이미지, 방형구 파괴법과 비파괴법을 비교하기 위해 연구를 진행하였다. 해조류는 소규모 분산 분포를 하거나 대형군락을 형성하는 등 다양한 분포패턴을 가진다. 따라서 방형구법으로 채집자를 진행함에 있어 주관을 배제하고, 객관적인 조사 결과를 얻기 위해서는 방형구의 설치 지점의 선택에 있어 주변생물상을 관찰하고, 충분한 횟수로 조사해야 한다(Gleason, 1920). 이를 판단하기 위해 진행된 본 연구에서 파노라마 이미지는 수직촬영을 통해 정정별 해조류의 분류군별 분포정도를 파악하는데 용이하나, 세부적인 종을 구분하여 분석하는 것에 어려움이 있는 것으로 확인되었다. 파괴법은 작은 생물종까지 파악하는데 용이하나, 갯녹음이 심한 해역의 해조장을 파괴하는 단점을 가진다. 비파괴법은 천연해조장을 유지하고 관찰을 통해 해조상을 파악하는데 용이하나, 작은 생물종의 분석이 어려움을 보였다. 조사방법별 비교결과, 비파괴법은 파괴법의 출현생물종수의 최대 80%의 설명이 가능하나, 수중에서 10개 이상의 방형구조사는 현실적으로 어려움이 있으므로, 파괴법의 60% 이상을 설명하는 6-7회 이상의 방형구조사를 진행하는 것이 해당 정점의 해조군락을 분석하는데 유리할 것으로 판단된다.

해양에 서식하는 해조류는 대형군락을 형성하거나, 패치분포 또는 독립분포등 다양한 분포패턴을 보이고 있다. 연구하고자

하는 해역의 특성을 고려하여 조사방법을 결정해야하며, 해조류의 전반적인 분포패턴에 대한 이해를 위해 파노라마 이미지 분석을 통해 전반적인 해조류 분포특성을 이해하고, 파괴법과 비파괴법을 병행한 조사방법이 결정되어야 한다.

References

- Alvaro N, Wallenstein F, Neto A, Nogueira E, Ferreira J, Santos C and Amaral A. 2008. The use of digital photography for the definition of coastal biotopes in Azores. *Hydrobiologia* 596, 143-152. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9064-7>.
- Beuchel F, Gulliksen B and Carroll ML. 2006. Long-term patterns of rocky bottom macrobenthic community structure in an Arctic fjord (Kongsfjorden, Svalbard) in relation to climate variability (1980-2003). *J Mar Syst* 63, 35-48. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2006.05.002>.
- Bohnsack JA. 1979. Photographic quantitative sampling of hard-bottom benthic communities. *Bull Mar Sci* 29, 242-252.
- Bray JR and Curtis JT. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol Monogr* 27, 325-349.
- Brower JE, Zar JH and Ende von CN. 1998. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*, 4th ed. WCB/McGraw-Hill, Boston, MA, U.S.A., 90-96.
- Celliers L, Mann BQ, Macdonald AHH and Schleyer MH. 2007. A benthic survey of the rocky reefs off Pondoland, South Africa. *Afr J Mar Sci* 29, 65-77. <https://doi.org/10.2989/AJMS.2007.29.1.6.72>.
- Choi CG. 2001. Marine communities around the experimental artificial reefs. Ph.D. thesis, Pukyong National University, Busan, Korea, 26-28.
- Choi IY, Hong BK, Jeon KA and Son MH. 2006. Echinoderm fauna of Dokdo, Korea. *J Fish Sci Technol* 39, 231-235. <https://doi.org/10.5657/kfas.2006.39.spc1.231>.
- Chung H, Oh YS, Je JG and Lee SK. 1997. An application of underwater photogrammetry using image analysis for estimation of macroalgal standing stocks. *Underwater Sci Tech* 1, 15-24.
- Cox GW. 1996. *Laboratory Manual of General Ecology*, 7th ed. William C Brown Publishers, Dubuque, IA, U.S.A., 88-97.
- Dauvin, JC, Bellan G and Bellan-Santini D. 2010. Benthic indicators: From subjectivity to objectivity-Where is the line?. *Mar Pollut Bull* 60, 947-953. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.03.028>.
- Drew EA. 1971. Botany. p. 330. An introduction to experiments by divers. In: *Underwater Science*. Woods JD and Lythgoe JN, eds. Oxford University Press, London, U.K.
- Foster MS, Dean TA and Deysher LE. 1985. Subtidal techniques. In: *Handbook of Phycological Methods; Ecological Field Methods: Macroalgae*. Littler MM and Littler DS, eds. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., 199-231.
- Foster MS, Harrold C and Hardin DD. 1991. Point vs. photo quadrat estimates of the cover of sessile marine organisms. *J Exp Mar Bio Ecol* 146, 193-203. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(91\)90025-R](https://doi.org/10.1016/0022-0981(91)90025-R).
- Gleason HA. 1920. Some applications of the quadrat method. *Bull Torrey Bot Club* 47, 21-33. <https://doi.org/10.2307/2480223>.
- Grace RV. 1983. Zonation of sublittoral rocky bottom marine life and its changes from the outer to the inner Hauraki Gulf, northeastern New Zealand. *Tane* 29, 97-108.
- Kang DY, Song JI and Choi KS. 2005. Image Analysis of Typhoon Impacts on Soft Coral Community at Munseom in Jeju, Korea. *Ocean Polar Res* 27, 25-34. <https://doi.org/10.4217/OPR.2005.27.1.025>.
- Kutser T, Vahtmae E, Roelfsema CM and Metsamaa L. 2007. Photo-library method for mapping seagrass biomass. *Estuar Coast Shelf Sci* 75, 559-563. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.05.043>.
- Kwon JN, Jung MJ, Kim DI and Son MH. 2010. Correlation between community structure of herbivore and succession of macro-algal flora in the subtidal area of East coast of Korea. *Korean J Malocol* 26, 185-199.
- Lance GN and Williams WT. 1967. A general theory of classificatory sorting strategies. I. Hierarchical systems. *Comput J* 9, 373-380. <https://doi.org/10.1093/comjnl/9.4.373>.
- Lee JW, Kim YH and Lee HB. 2001. The community structure of intertidal marine benthic algae in the east coast of Korea II. Sokcho. *Algae* 16, 113-118.
- Lim HS, Choi JW and Son MH. 2018. Macrozoobenthic community structure in the shallow subtidal soft-bottom around Wando-Doam Bay during summer season. *J Korean Soc Oceanogr* 23, 91-108. <https://doi.org/10.7850/jkso.2018.23.2.091>.
- Lindeman KC, McCarthy DA, Holloway-Adkins KG and Snyder DB. 2009. *Ecological Functions of Nearshore Hardbottom Habitats in East Florida: A Literature Synthesis*. CSA International Inc., Stuart, FL, Korea.
- Littler MM. 1980. Southern California rocky intertidal ecosystems: methods, community structure and variability. In: *The Shore Environment, Vol. 2: Ecosystems*. Price JH, Irvine DEG and Farnham WF, eds. Academic Press, London, U.K., 565-608.
- Littler MM and Littler DS. 1980. The evolution of thallus form and survival strategies in benthic macroalgae: Field and laboratory tests of a functional model. *Am Nat* 116, 25-44.
- Littler MM and Littler DS. 1985. Nondestructive sampling. In: *Handbook of phycological methods. Ecological field methods: macroalgae*. Littler MM and Littler DS, eds. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., 251-268.
- Lundalv CJ and Himmelman JH. 1976. Stereophotographic method for quantitative studies on rocky bottom biocoeno-

- ses. In: Underwater Research. Drew EA, Lythgoe JN and Wood JD, eds. Academic Press, London, U.K., 299-302.
- Margalef R. 1958. La teoría de la información en Ecología. Memorias de la Real Academia de Ciencias y Artes de Barcelona 32, 373-436.
- McDonald JI, Coupland GT and Kendrick GA. 2006. Underwater video as a monitoring tool to detect change in sea-grass cover. *J Environ Manage* 80, 148-155. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.08.021>.
- McNaughton SJ. 1968. Structure and function in California grassland. *Ecology* 49, 962-972. <https://doi.org/10.2307/1936547>.
- Menge, BA and Ferrell TH. 1989. Community structure and interaction webs in shallow marine hard bottom communities: Tests of an environmental stress model. *Adv Ecol Res* 19, 189-262. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60159-2](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60159-2).
- Parravicini V, Morri C, Ciribilli G, Montefalcone M, Albertelli G and Bianchi CN. 2009. Size matters more than method: Visual quadrats vs photography in measuring human impact on Mediterranean rocky reef communities. *Estuar Coast Shelf Sci* 81, 359-367. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.11.007>
- Pielou EC. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J Theor Biol* 13, 131-144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0).
- Ruitton S, Francour P and Boudouresque CF. 2000. Relationships between algae, benthic herbivorous invertebrates and fishes in rocky subtidal communities of a temperate sea (Mediterranean). *Estuar Coast Shelf Sci* 50, 217-230. <https://doi.org/10.1006/ecss.1999.0546>.
- Seo IS, Choi BM, Kim KB, Kim MH, Yoon KT, Shon MB, Hwang CH, Lee JU, Park JY and Son MH. 2009. Community structure of macrobenthic invertebrates on the Gwaneumpo Tidal Flat, Hallyeohaesang National Park, Korea. *Korean J Nat Conserv* 7, 231-245. <https://doi.org/10.30960/kjnc.2009.7.4.231>.
- Son MH, Lee JW, Moon CH, Kim S and Chun CK. 2004a. Latitudinal variation of the number of species and species diversity in shelled gastropods of eastern coast of Korea. *Korean J Malacol* 20, 159-164.
- Son MH, Hong BK, Hong SY, Jeon KA and Moon CH. 2004b. Report of twenty five additional molluscan species from rocky inter-and subtidal area of Dokdo Island, Korea. *Korean J Malacol* 20, 135-140.
- Shannon CE and Weaver W. 1963. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, IL, U.S.A., 1-177.
- Sutherland JP. 1990. Recruitment regulates demographic variation in a tropical intertidal barnacle. *Ecology* 71, 955-972. <https://doi.org/10.2307/1937365>.
- Wenner AM. 1987. Crustacean and other invertebrates as indicators of beach pollution. In: *Marine Organisms as Indicators*. Soule DF and Kleppel GS, eds. Springer, New York, NY, U.S.A., 199-230. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3752-5_9.
- Whorff JS and Griffing L. 1992. A video recording and analysis system used to sample intertidal communities. *J Exp Mar Bio Ecol* 160, 1-12. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(92\)90106-K](https://doi.org/10.1016/0022-0981(92)90106-K).
- Yoon KT, Seo IS, Kim KB, Choi BM and Son MH. 2009. Community structure of macrobenthic fauna in the Hallyeohaesang National Park from Korea Strait, Korea. *Korean J Environ Biol* 27, 124-133.