



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

공 학 박 사 학 위 논 문

폐기물 배출해역의 환경성 평가에 의한
준설토 피복효과에 관한 연구



2022년 8월

부 경 대 학 교 대 학 원

해양산업공학협동과정

이 광 섭

공 학 박 사 학 위 논 문

폐기물 배출해역의 환경성 평가에 의한
준설토 피복효과에 관한 연구

지도교수 이 석 모

이 논문을 공학박사 학위논문으로 제출함.



2022년 8월

부 경 대 학 교 대 학 원

해양산업공학협동과정

이 광 섭

이광섭의 공학박사 학위논문을 인준함.

2022년 8월 26일



위 원 장 공학박사 이 인 철 (인)

위 원 공학박사 윤 한 삼 (인)

위 원 공학박사 조 윤 식 (인)

위 원 공학박사 박 상 현 (인)

위 원 공학박사 이 석 모 (인)

목 차

List of Tables	iv
List of Figures	viii
Abstract	xi
I. 서론	1
1. 연구 배경	1
2. 연구 목적	4
II. 폐기물 해양배출 및 오염퇴적물 정화·복원 방법	5
1. 폐기물 해양배출 일반현황	5
가. 폐기물 해양배출제도의 국내·외 동향	5
나. 폐기물 해양배출 방법	9
다. 폐기물 배출해역 현황	10
2. 폐기물 배출해역 퇴적물 오염 정도 평가	14
가. 오염퇴적물 평가의 필요성	14
나. 퇴적물 오염도 평가 방법	15
3. 오염퇴적물 정화·복원 방법	17
가. 자연정화	17
나. 준설	19

다. 피복	20
라. 국내·외 적용 사례	21
Ⅲ. 폐기물 배출해역의 퇴적물 오염도 평가	24
1. 연구 대상 해역	24
가. 서해의 퇴적환경 특성	24
나. 서해병 폐기물 배출해역	25
2. 퇴적물 오염도 평가 방법	28
가. 퇴적물 화학 환경	28
나. 저서생물 군집구조	39
다. 생태독성시험	43
3. 퇴적물 오염도 평가 결과 및 고찰	47
가. 퇴적물 화학 환경	47
나. 저서생물 군집구조	89
다. 생태독성시험	110
Ⅳ. 폐기물 배출해역의 준설토 피복효과 평가	115
1. 준설토 피복효과 평가 방법	115
가. 퇴적물 중금속 함량 분석	115
나. 저서생물 다양도	115
다. 저서건강도 평가	116
라. 생태독성시험	116

2. 준설토 피복효과 평가 결과 및 고찰	117
가. 준설토 피복 두께 효과	117
나. 퇴적물 중금속 오염도 저감 효과	120
다. 저서생물 다양성 회복 효과	120
라. 저서동물 건강성 회복 효과	121
마. 퇴적물 생태독성	122
3. 준설토 피복효과 종합 결과	123
 V. 폐기물 배출해역 오염퇴적물 정화·복원 기술 제안	129
1. 준설토를 활용한 오염퇴적물 피복 방법	129
2. 굴 패각을 활용한 오염퇴적물 피복 방법	130
3. 적응관리 개념을 도입한 폐기물 배출해역 관리	135
가. 적응관리 개념과 절차	135
나. 폐기물 배출해역의 적응관리 적용 방안	138
 VI. 요약 및 결론	143
 참고문헌	147

List of Tables

Table 1. Criteria for contamination of dredged materials that can be utilized	23
Table 2. The recovery rate of heavy metals compared with SRM 2702 (NIST, USA), MESS-3 (NRC, Canada)	31
Table 3. Marine environment standards for heavy metal contents	34
Table 4. Background concentration of heavy metals in continental crustal average	36
Table 5. Classification of enrichment factor of the metal elements in the sediment	37
Table 6. Classification of geoaccumulation index of the metal elements in the sediment	38
Table 7. Classification of benthic health condition based on AMBI and BPI indices ..	42
Table 8. Comparison of mean grain size, sorting and it's standard deviations between areas from 2017 to 2021	49
Table 9. Comparison of average organic matter (COD, TOC, TN) contents and it's standard deviations between areas from 2017 to 2021	54
Table 10. The average of organic matter (COD, TOC, TN) contents in surface sediments around Korea Peninsula	55

Table 11. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (N-C)	62
Table 12. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (C-R)	62
Table 13. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (N-R)	62
Table 14. Comparison of average heavy metal contents and it's standard deviations between areas from 2017 to 2021	69
Table 15. The average of heavy metals (Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Hg) in surface sediments around Korea Peninsula	70
Table 16. Classification of enrichment factor and the number of EF for the heavy metal concentrations in surface sediments of No capping area ..	74
Table 17. Classification of enrichment factor and the number of EF for the heavy metal concentrations in surface sediments of Capping area ..	74
Table 18. Classification of enrichment factor and the number of EF for the heavy metal concentrations in surface sediments of Reference area ..	75
Table 19. Classification of geoaccumulation index and the number of I_{geo} for the heavy metal concentrations in surface sediments of No capping area ..	77
Table 20. Classification of geoaccumulation index and the number of I_{geo} for the heavy metal concentrations in surface sediments of Capping area ..	78
Table 21. Classification of geoaccumulation index and the number of I_{geo} for the heavy metal concentrations in surface sediments of Reference area ...	78

Table 22. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (N-C)	83
Table 23. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (C-R)	83
Table 24. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (N-R)	83
Table 25. Correlation matrix of mean grain size (Mz), organic matters (COD, TOC, TN) and heavy metals (Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Hg) in surface sediments of study area	88
Table 26. Comparison of average benthos appearance amount and it's standard deviations between areas from 2017 to 2021	90
Table 27. Comparison of dominant species between areas from 2017 to 2021 ..	91
Table 28. Comparison of average ecological index and it's standard deviations between areas from 2017 to 2021	93
Table 29. The result of SIMPER analysis which species contributed to the overall similarity between station groups in the macrobenthic community at the West Sea-Byeong ocean dumping site	98
Table 30. Species that contributed to dissimilarity between Group A, B	99
Table 31. Species that contributed to dissimilarity between Group A, C	100
Table 32. Species that contributed to dissimilarity between Group B, C	101
Table 33. Benthic health index and it's standard deviations between areas from 2017 to 2021	103

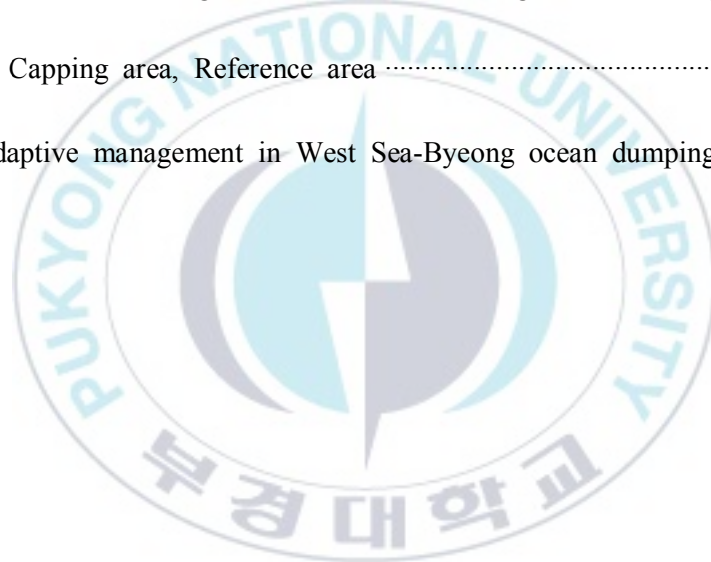
Table 34. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (N-C)	106
Table 35. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (C-R)	106
Table 36. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (N-R)	106
Table 37. Correlation matrix of environmental variables and dominant species ..	109
Table 38. pH and salinity of luminescent bacteria toxicity test solutions from 2017 to 2021	110
Table 39. Relative luminescence inhibition rate (%) of <i>Vibrio fischeri</i> from 2017 to 2021	111
Table 40. Temperature, pH, DO, salinity and NH ₄ -N of benthic amphipod toxicity test solutions from 2017 to 2021	113
Table 41. Relative average survival rate (%) of <i>Monocorophium acherusicum</i> from 2017 to 2021	114
Table 42. Index for integrated evaluation of COD, I _{geo} , BPI, Toxicity	124
Table 43. Index for integrated evaluation of dredged material capping effects ..	125
Table 44. The result of integrated evaluation of dredged material capping effects	126
Table 45. Items of monitoring for adaptive management	141

List of Figures

Fig. 1. The impact of waste discharge on the ocean	2
Fig. 2. Methods of discharging waste to the ocean(MOF, 2020)	9
Fig. 3. Ocean dumping site, Korea	12
Fig. 4. Amount of wastes discharged at the ocean dumping site	13
Fig. 5. Sampling locations of West Sea-Byeong ocean dumping site	26
Fig. 6. Typhoons that affected the West Sea during the study	27
Fig. 7. Triangular diagram showing sedimentary types in each areas	50
Fig. 8. The horizontal distributions of organic matter contents for COD in surface sediments	52
Fig. 9. The horizontal distributions of organic matter contents for TOC, TN in surface sediments	53
Fig. 10. Plot of total nitrogen (TN) versus total organic carbon (TOC) in surface sediment from study areas	58
Fig. 11. The result of temporal variations of the organic matter contents in each areas	60
Fig. 12. The result of comparison of the spatial difference among areas	61

Fig. 13. The horizontal distributions of metallic elements contents for Cr, Ni in surface sediments	65
Fig. 14. The horizontal distributions of metallic elements contents for Cu, Zn in surface sediments	66
Fig. 15. The horizontal distributions of metallic elements contents for As, Cd in surface sediments	67
Fig. 16. The horizontal distributions of metallic elements contents for Pb, Ni in surface sediments	68
Fig. 17. The result of temporal variations of the heavy metal contents in each areas	72
Fig. 18. The result of comparison of the spatial difference among areas	82
Fig. 19. Correlationship between $Mz(\Phi)$ and organic matters	85
Fig. 20. Correlationship between $Mz(\Phi)$ and heavy metals	86
Fig. 21. Correlationship between TOC(%) and heavy metals	87
Fig. 22. The result of temporal variations of the benthic fauna in each areas ...	94
Fig. 23. The result of cluster analysis of benthos	97
Fig. 24. The result of temporal variations of the benthic fauna in each areas ...	103
Fig. 25. The result of comparison of the spatial difference among areas	105

Fig. 26. The result of toxic effect determination on the bioluminescent bacteria ...	111
Fig. 27. The result of toxic effect determination on the benthic amphipod ...	114
Fig. 28. Vertical profiles of the concentrations of Cr in sediment core samples ...	119
Fig. 29. The result of integrated evaluation of dredged material capping effects in No capping area	127
Fig. 30. The result of integrated evaluation of dredged material capping effects in Capping area, Reference area	128
Fig. 31. Adaptive management in West Sea-Byeong ocean dumping site	142



Environmental Evaluation and Capping Effects of Dredged Materials at the Ocean Dumping Site in Korea

Kwang Sup Lee

Interdisciplinary Program of Ocean Industrial Engineering, The Graduate School,
Pukyong National University

Abstract

In this study, the capping effects of the dredged materials applied for remediation and restoration of heavily contaminated areas in the West Sea-Byeong ocean dumping site were evaluated through analyses of sediment physicochemical properties, the assemblages and health of benthic fauna, and sediment ecotoxicity. Management plans for future development were sought to improve the capping effect.

First, results of the analysis of sediment physicochemical properties showed significant differences in particle size between areas due to the capping effect of dredged materials. In the capping area, the content of organic matter (COD; about 48%) and heavy metals (about 50%) was lower than such content in the no capping area due to blockage of the contaminated sediment layer, demonstrating the capping effect of dredged materials.

In the case of benthic assemblages, differences in particle size, COD, and the number of sensitive species were observed in the capping area. Regarding the evaluation of the health of benthic fauna for each research area, while the score on AZTI's Marine Biotic Index (AMBI) was 3.2 (good) or less in all areas, the Benthic Pollution Index (BPI) value of 1 has been maintained in the capping area since 2017, indicating better benthic health than in the no capping area (BPI 1-2) and suggesting that the recovery of the benthic ecosystem is underway.

As a result of the ecotoxicological test using luminescent bacteria (*Vibrio fischeri*) and benthic amphipods (*Monocorophium acherusicum*), in all areas, the relative luminescence inhibition rate and the relative

average survival rate were each less than 30%, indicating “no toxicity” according to the criteria presented in the Korean Standard Method of Examination for Marine Environment.

The integrated evaluation of the capping effects of dredged materials was determined from scores for the COD, heavy metal concentration index (Geoaccumulation Index: I_{geo}), BPI, and results of the ecotoxicological test. As a result, the no capping area scored 4-5 (very poor), whereas the reference area was evaluated with a score of 3 (normal). Meanwhile, the score for the capping area was 2 (good) to 3 (normal), indicating that dredged materials were effective in remediating and restoring contaminated sediment.

Therefore, it is desirable to apply the capping method in order to establish a physical barrier with dredged materials as a method for remediation and restoration of heavily contaminated sediment in ocean dumping site.

By applying such capping materials as zeolite and oyster shells, in addition to dredged materials, a chemical remediation effect can be expected through adsorption and decomposition of highly concentrated heavy metals and organic substances isolated under the capped layer.

In addition, when expanding the project to remediate and restore at the ocean dumping site in the future, it will be necessary to establish and operate an integrated ocean dumping site management system by adopting the concept of adaptive management including the steps of assessing problems, establishing and designing the management plan, implementing the plan, monitoring, conducting evaluations, and adjustments.

I. 서론

1. 연구 배경

해양으로 배출된 폐기물은 해수의 이동·확산 현상에 의해 희석되지만 상당 부분은 해저로 가라앉게 된다. 이렇게 배출된 폐기물을 해양생물이 섭취하게 되면 폐기물에 포함된 중금속 등 오염물질이 해양생태계 내에서 먹이사슬에 따라 고등생물로 올라갈수록 축적된다. 그리고 해저로 가라앉은 퇴적물의 일부는 해저에 서식하는 저서생물이 섭취하고 다른 일부는 재부유한 후 다시 가라앉기를 반복하면서 최종적으로 해저퇴적물 속으로 매몰된다.

특히 폐기물은 그 자체가 고농도의 유기물을 함유할 수 있고, 중금속이나 유기오염물질 등과 같은 오염물질도 포함할 수 있다. 폐기물에 포함된 유기물은 미생물에 의해 분해되는 과정을 거치면서 해양으로 유입되고 분해되지 않은 유기물은 퇴적물 내에 축적된다. 또한 유기물이 분해되어 발생하는 다량의 질소와 인이 해양으로 배출되어 부영양화를 일으켜 해수 중에 용존산소를 감소시키고, 해저퇴적물에 축적된 유기물은 미생물에 의해 산소를 소모하면서 분해된다. 만일 이 과정에서 수층의 혼합이 이루어지지 않아 지속적인 산소 공급이 중단되면 유기물이 다량 포함된 퇴적물 주위의 산소가 고갈되어 퇴적물 내의 저서생물은 생존에 위협을 받게 된다(강과신, 2013).

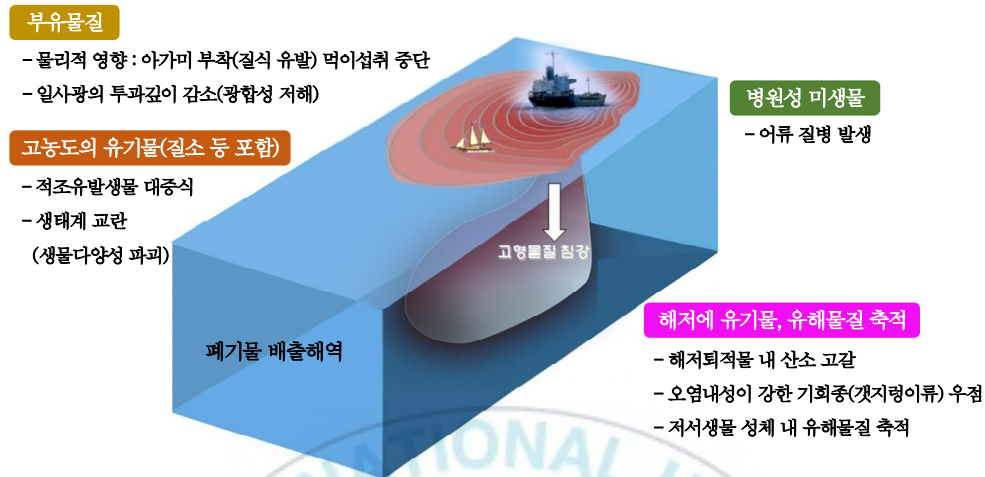


Fig. 6. The impact of waste discharge on the ocean.

또한 폐기물에 함유되어 있는 중금속이나 독성물질과 같은 오염물질은 해수 중에서 먹이사슬을 통해 수산자원에 농축되거나 혹은 해저퇴적물에서 서식하는 생물체 내에 농축되어 결국 수산자원의 안전성에 영향을 미치고 생물자원 감소와 국민 건강을 위협하게 될 것이다.

실제로 미국이나 유럽의 선진국들은 산업혁명 초기부터 폐기물 처분장으로 해양을 활용해 왔으나 1960년대 후반 발틱해에서 해수 중의 높은 비소 농도가 1930년대 콘크리트 컨테이너에 넣어져 해양투기 되었던 비소 때문이라는 사실이 밝혀지면서 세계 각 나라에서는 해양에서의 폐기물 투기 문제가 결코 안전하지 않고 해양에 악영향을 줄 수도 있다는 인식이 확산되어 국제적으로 해양투기에 대한 규제의 필요성이 제기되었다(이 등, 2006).

우리나라는 1988년 폐기물 해양배출제도가 도입된 이후 배출량이 매년 급격하게 증가하여 1988년 $547 \times 10^3 \text{ m}^3$ 에서 2005년 $9,927 \times 10^3 \text{ m}^3$ 로 18년간 약 18배 가량 증가하였다. 이에 2006년부터 정부는 「육상폐기물 해양투기 관리 종합대책」 수립·시행 및 동년 6월부터 배출해역 내에 표층 퇴적물 중 금속 농도가 미국 해양대기청(National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA)에서 권고하는 ERM(Effects Range Median)을 초과하고, 환경조사 결과에서 해저 서식생물에 영향을 미치는 것으로 판단되는 구역에 대해 폐기물 배출을 금지하는 휴식년제를 실시하고 있다. 이후 육상폐기물 해양배출량은 매년 10% 이상 지속적으로 감소하였으며, 2012년부터 폐기물 종류별 해양배출을 단계적으로 금지하여 2016년부터는 국제협약에서 허용한 원료동식물폐기물, 수산가공잔재물, 준설토 등 3종의 물질을 제외한 모든 육상폐기물의 해양배출이 전면 금지되고 있다(해양수산부, 2006).

그러나 육상폐기물 해양배출의 지속적 감소에도 불구하고 폐기물이 집중 투기된 곳은 투기가 종료된 지 2022년 현재 16년이 경과되었음에도 여전히 퇴적물 오염이 심각한 상태이며 중금속의 경우 Cr 등 일부 항목이 해양환경기준의 주의기준(Threshold Effects Level, TEL) 및 관리기준(Probable Effects Level, PEL)을 초과하는 것으로 나타났다. 또한 해양생태계 자정작용에 의한 자연회복도 느리게 진행되는 것으로 나타나 폐기물 배출해역의 오염퇴적물에 대한 복원·관리가 필요한 실정이다.

2. 연구 목적

전술한 바와 같이 폐기물 배출해역의 오염퇴적물에 대한 정화·복원이 요구되는 상황에서 우리나라는 연안 해역 오염 정화 및 항로 유지 등의 목적으로 준설사업을 실시하고 있으며 이로 인해 해마다 다량의 준설토사가 발생하고 있다. 따라서 이러한 준설토사를 자원으로써 이롭게 활용(Beneficial Use)하기 위한 검토가 이루어졌고, 해양배출이 불가피한 경우 배출해역 오염퇴적물의 복원을 위한 피복재로서의 활용 가능성이 도출되었다. 이에 해양수산부는 항로 유지 준설 등으로 발생하는 준설토를 서해병 폐기물 배출해역 오염심화구역을 피복하는 정화복원 시범사업을 실시하였다(해양수산부, 2014). 이 사업은 폐기물 해양배출 처리기준을 통과한 준설토를 4회(2013년, 2014년, 2016년, 2017년)에 걸쳐 서해병 휴식년 구역의 오염퇴적물을 피복하는 것이 주 내용에 해당한다.

이에 본 연구에서는 서해병 폐기물 배출해역 내 오염심화구역의 정화·복원을 위해 적용된 준설토 피복의 효과를 퇴적물 이화학적 환경, 저서생물 군집구조 및 건강도, 그리고 퇴적물 생태독성시험을 통해 통합 평가하고, 향후 폐기물 배출해역의 오염퇴적물 정화·복원을 위한 피복기법 개발 및 적용 시 효과 제고 및 관리 방안을 제시하고자 하는데 목적이 있다.

II. 폐기물 해양배출 및 오염퇴적물 정화·복원 방법

1. 폐기물 해양배출 일반현황

가. 폐기물 해양배출제도의 국내·외 동향

(1) 국외 폐기물 해양배출제도

(가) 영국

영국의 폐기물 해양배출은 오스파협약과 런던의정서에 의거한 2009 해양 및 연안접근법(Marine & Coastal Access Act 2009) 및 식품, 환경 보호법(Food and Environment Protection Act 1985)의 허가 조건을 통해 엄격히 규제된다. 이에 따라 1982년 방사능 폐기물의 해양투기 금지를 시작으로 1992년 산업폐기물 투기 금지, 1998년 하수오니 투기 금지, 1990년 이후 폐기물 해상 소각이 금지되었다. 현재 영국의 관련법 하에서 해양투기가 가능한 물질은 준설물질, 생선 폐기물, 천연기원 불활성지질물질 및 선박 또는 항공기이다(해양수산부, 2021).

(나) 캐나다

캐나다는 해양투기와 관련해서 해양투기규제법(Ocean Dumping Control Act)에서 규제를 하였으나, 유해물질로부터 환경을 보호하고, 특히 해양투기로부터 해양환경을 보호하기 위하여 기존의 해양투기규제법보다 더욱 강화된 캐나다 환경보호법을 제정하였다. 환경보호법 Section 61에 의하면 환경장관으로부터 허가를 받지 않고는 캐나다의 관할권이 미치는 수역에서 어떠한 선박, 항공기, 기타 인공 구조물로부터의 해양투기를 금지하고 있다.

선박, 항공기 등의 정상적인 운행 및 해저광물자원의 개발로부터 발생하는 배출을 제외하고는 선박 등으로부터의 고의적인 투기가 금지된다. 캐나다의 폐기물 해양투기 품목은 대부분 준설물질이다(이, 2008).

(다) 일본

일본은 1972년 런던협약의 당사국으로서 폐기물의 해양배출 규제는 런던협약을 「해양오염 등 해상재해의 방지에 관한 법률」 및 「폐기물 및 청소에 관한 법률」로서 제도화하여 폐기물 등의 해양투기를 관리하고 있다. 일본은 국제적 동향에 맞추어 해양투기량을 매년 감소시켜 왔으며 2007년부터 하수오니를 포함한 폐기물의 해양투기를 전면 금지하고 있다(해양수산부, 2021).

(라) 중국

중국의 폐기물 해양배출제도는 「해양환경보호법」, 「해양폐기물 관리조례」, 「해양폐기물 관리조례 실시방법」으로서 해양투기관리 기준, 해양투기 관할범위, 해양투기 주관부문, 해양투기 허가증 제도, 폐기물 분류규정, 해양투기 관리대상, 해양투기구 선정과 법률책임 등이 규정되어 있다. 중국은 1985년 런던협약, 2006년 런던의정서에 가입하였으며 해양투기 품목으로는 준설물질에 한정되어 있다. 폐기물의 해양투기 절차는 해양환경보호법 제55조 22항에 의거하여 폐기물 해양투기 시 사전에 신청서를 제출하여 승인을 받아 허가증을 발행받은 후 해양투기해야 한다(해양수산부, 2021).

(2) 국내 폐기물 해양배출제도

우리나라는 과거 오래전부터 폐기물을 해양으로 배출한 것으로 추정되지만 1960년대 후반 및 1970년대 초반에 극소량의 방사성폐기물을 해양에 배출하였다. 법적으로 폐기물 해양배출제도는 1977년 해양오염방지법(현 해양폐기물 및 해양오염퇴적물 관리법)이 제정되면서 도입되었고, 1978년 갑, 을, 병, 정, 무 해역으로 배출해역을 구분하여 해역별 배출 폐기물을 지정하였다. 그리고 1988년부터 육상에서 처리가 곤란한 폐기물 중 해양환경의 유해성이 비교적 적고 쉽게 분해, 확산되는 폐기물에 한하여 연안에서 멀리 떨어진 지정된 해역에 해양배출을 허용하였다. 이후 1993년에 해양오염방지법이 개정되면서 현재의 3개 폐기물 배출해역(서해병, 동해병, 동해정)이 지정되었다. 배출해역별로 하·폐수처리오니는 서해병 해역과 동해병 해역, 그리고 적토(수산화알루미늄 공정과정에서 발생하는 잔재물)는 동해병 해역에만 허용되었다(해양수산부, 2005).

1988년 초기 해양배출물질은 대부분 분뇨이었으나 육상에서 처리하기 곤란한 폐기물의 해양배출이 허용되면서 1993년에 하수처리오니의 해양배출이 시작되고, 1997년부터 처리비용이 육상처리에 비해 현격하게 낮고 처리설비 설치에 대한 건설비 부담이 적은 이유로 폐기물의 해양투기량이 폭발적으로 증가하게 되었다. 특히 2003년부터 유기성오니의 직매립 금지, 1999년에 개정된 「비료관리법」의 도시 및 공단지역 폐수처리오니를 이용한 퇴비화 금지 및 2002년 「오수분뇨 및 축산폐수 처리에 관한 법률」 개정으로 축산농가의 폐수처리시설 설치 의무가 면제됨에 따라 해양배출은 매년 큰 폭으로 증가하여 1988년 $547 \times 10^3 \text{ m}^3$ 에서 2005년 $9,927 \times 10^3 \text{ m}^3$ 로 18년간

약 18배 가량 증가하였다(해양수산부, 2005).

이에 국내에서는 국제적인 수준에 미치지 못하는 육상폐기물 처리제도로 인해 대부분의 산업폐기물을 해양으로 투기하는 상황을 해결해야 했고, 국제적으로는 정부에서 지정한 배출해역이 인접국가인 중국, 일본과의 공동어로수역에 속하여 이들 국가들과 발생할 마찰을 완화하기 위한 방안을 강구해야 했다. 따라서 국제적인 해양환경 보전 노력에 동참하기 위해 1993년에 런던협약에 가입하였으며, 2006년 「육상폐기물 해양투기관리 종합대책」을 수립·시행하여 매년 해양배출량을 단계적으로 감축해왔다. 이후 2011년에 해양환경관리법 시행규칙이 개정·시행됨에 따라 2012년부터 하수처리오니와 가축분뇨, 2013년부터는 음식물류, 폐기물, 폐수에 대한 해양배출도 전면 금지되었다. 2014년부터 시행된 폐수, 폐수처리오니의 해양배출 원칙적 금지와 육상처리 불가능 사유를 입증한 경우에만 한시적으로 해양배출을 허용하는 해양배출 한시적 기준(해양수산부 제2013-327호)이 수립·시행되면서, 2016년 1월부터는 준설토를 제외한 고농도의 유해물질들을 함유한 폐수처리오니 등 런던의정서에서 하수오니로 분류되는 모든 육상폐기물의 해양배출을 전면 금지하여 해양배출 제로화를 달성하였다(해양수산부, 2016).

나. 폐기물 해양배출 방법

폐기물 해양배출 방법은 「해양폐기물 및 해양오염퇴적물 관리법 시행규칙」에 따라 크게 확산식과 집중식으로 분류하고, 폐기물의 유기 또는 무기성 여부에 따라 해양배출 방법을 적용하고 있다(Fig. 2). 확산식은 선박이 대수속도 4노트 이상으로 항행하면서 해면 아래에 배출하는 방식으로 배출된 폐기물을 확산·희석시켜 정화기능을 높일 수 있다. 하·폐수오니, 음폐수를 포함한 폐수, 가축분뇨를 포함한 분뇨, 수산가공잔재물 등 분해되는 유기물로 구성된 폐기물에 적용되는 방식이다. 반면에 집중식은 준설토 등과 같이 비중 1.2 이상의 분해가 되지 않는 폐기물을 선박이 정지된 상태에서 배출하는 방식으로 한 곳에 집중 배출하여 해수 혼탁을 최소화시키는 방식으로 수저준설토, 적토 등의 배출에 적용된다(해양수산부, 2020).



Diffused discharge

Concentrated discharge

Fig. 7. Methods of discharging waste to the ocean(MOF, 2020).

다. 폐기물 배출해역 현황

(1) 서해병 해역

서해병 해역은 북위 36도 12분과 35도 27분, 동경 124도 13분과 124도 38분의 점을 연결한 선으로 둘러싸인 해역으로 총 면적은 3,165 km²이다 (Fig. 3). 평균 수심은 약 80 m이며, 군산에서 서쪽으로 약 200 km 떨어진 거리에 있고, 3분의 2가 한중잠정조치수역에 위치해 있다(해양수산부, 2021). 서해병 해역의 폐기물 해양배출은 1988년 폐수의 해양배출을 시작으로 1992년 폐수, 폐수처리오수를 포함한 총 989×10^3 m³, 1995년 하수처리오수를 포함한 총 $1,049 \times 10^3$ m³, 1998년 가축분뇨를 포함한 총 $2,429 \times 10^3$ m³, 2004년 음폐수를 포함한 총 $2,397 \times 10^3$ m³이 배출되었으며, 서해병, 동해병, 동해정 3개 해역 중 서해병 해역에 전체 배출량의 약 31%가 배출되었다(Fig. 4). 2016년부터 현재까지 원료동식물폐기물, 수산가공잔재물 및 준설토를 제외한 모든 육상폐기물 배출이 종료된 상태이다(해양수산부, 2021).

(2) 동해병 해역

동해병 해역은 북위 36도 38분과 동경 130도 38분의 점, 북위 36도 38분과 동경 131도의 점, 북위 36도 04분과 동경 131도의 점, 북위 35도 46분과 동경 130도 38분의 점을 연결한 선으로 둘러싸인 해역으로 총 면적은 3,583 km²이다(Fig. 3). 평균 수심은 약 200 ~ 2,000 m 범위이며, 포항에서 동쪽으로 약 125 km 떨어진 거리에 있다(해양수산부, 2021). 동해병 해역의 폐기물 해양배출은 1991년 폐수, 폐수처리오니, 수산가공잔재물 등 총

201×10³ m³의 해양배출을 시작으로 1992년 폐산·폐알칼리를 포함한 총 343×10³ m³, 1999년 원료동식물폐기물, 적토를 포함한 총 2,255×10³ m³, 2004년 음폐수를 포함한 총 5,034×10³ m³이 배출되었으며, 3개의 배출해역 중 동해병 해역에 전체 배출량의 약 48%가 배출되었다(Fig. 4). 2016년부터 현재까지 원료동식물폐기물, 수산가공잔재물 및 준설토를 제외한 모든 육상폐기물 배출이 종료된 상태이다(해양수산부, 2021).

(3) 동해정 해역

동해정 해역은 북위 35도 30분과 동경 130도 03분의 점, 북위 35도 21분과 동경 130도 19분의 점, 북위 35도 10분과 동경 130도 09분의 점 및 북위 35도 08분과 동경 129도 43분의 점을 연결한 선으로 둘러싸인 해역으로 총 면적은 1,189 km²이다(Fig. 3). 평균 수심은 약 150 m이며, 울산에서 남동쪽으로 약 63 km 떨어진 거리에 있다(해양수산부, 2021). 동해정 해역의 폐기물 해양배출은 1991년 폐수 등 총 103×10³ m³의 해양배출을 시작으로 1992년 분뇨, 수산가공잔재물을 포함한 총 658×10³ m³, 2004년 음폐수를 포함한 총 2,003×10³ m³이 배출되었으며, 3개의 배출해역 중 동해정 해역에 전체 배출량의 약 21%가 배출되었다(Fig. 4). 2016년부터 현재까지 원료동식물폐기물, 수산가공잔재물 및 준설토를 제외한 모든 육상폐기물 배출이 종료된 상태이다(해양수산부, 2021).

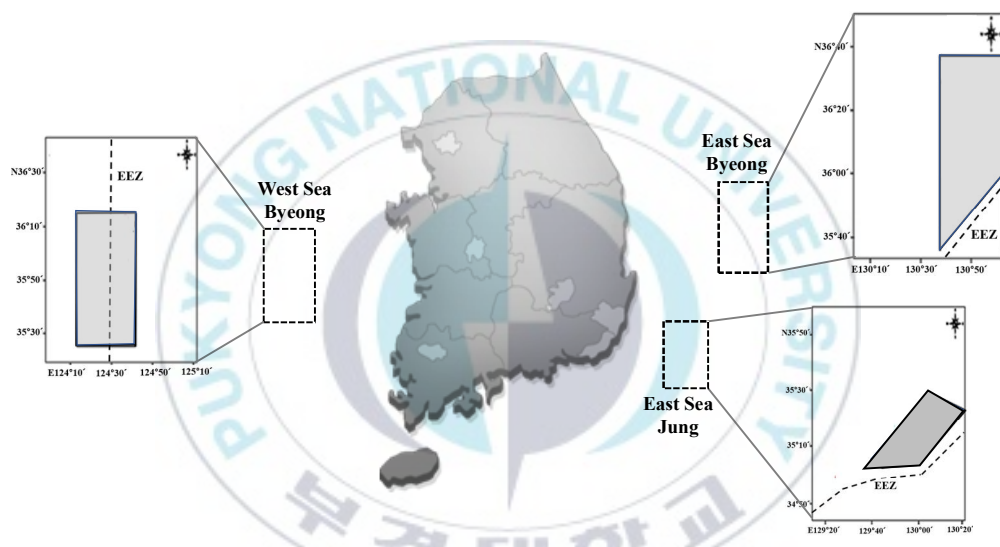


Fig. 8. Ocean dumping site, Korea.

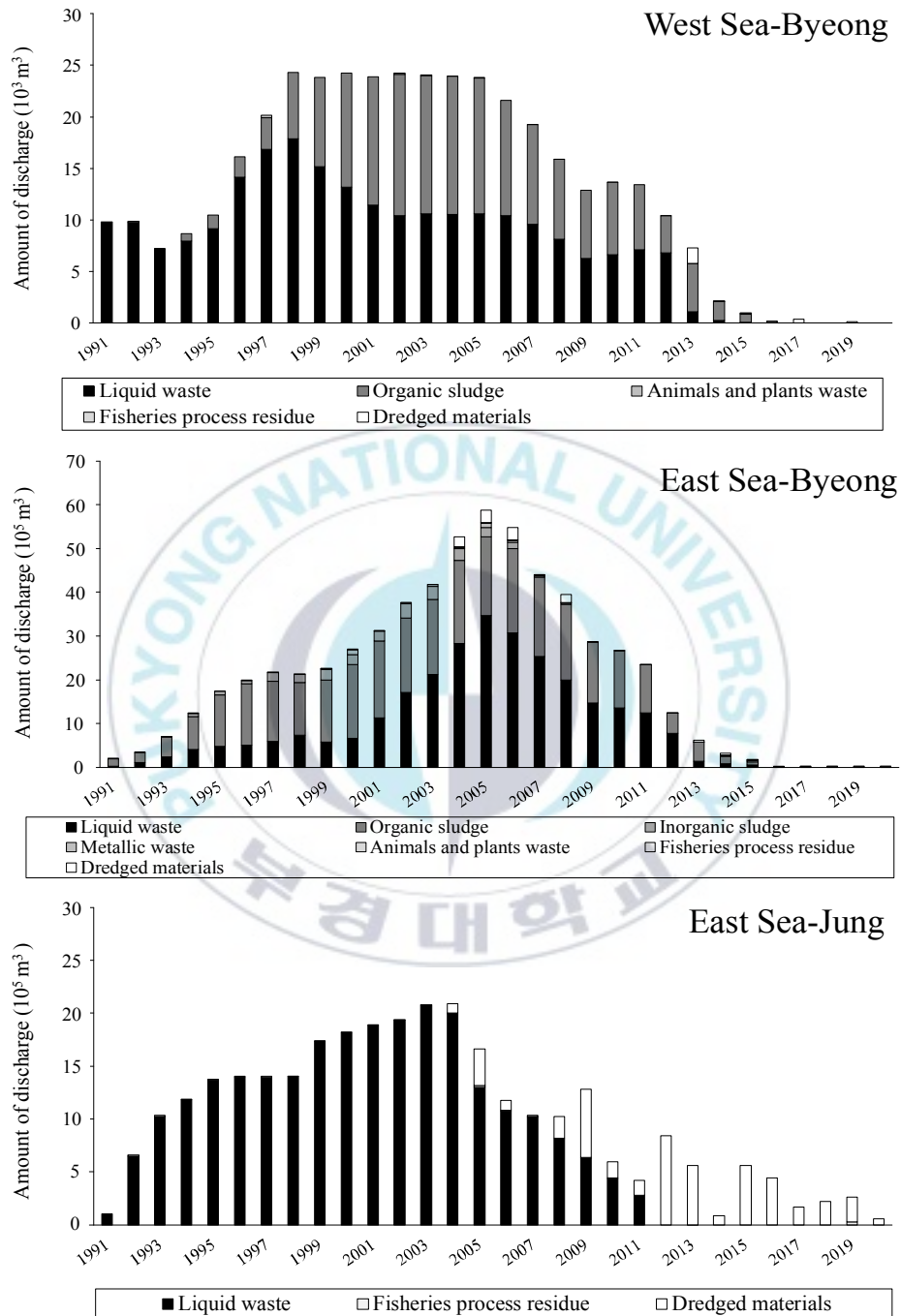


Fig. 9. Amount of wastes discharged at the ocean dumping site.

2. 폐기물 배출해역 퇴적물 오염 정도 평가

가. 오염퇴적물 평가의 필요성

해양은 지구를 구성하는 요소 중 가장 큰 요소이며, 궁극적으로 육상이나 대기에 존재하는 대부분의 물질에 대한 최종 도착지이자 저장고라고 할 수 있다. 대부분의 육상 및 대기에 존재하는 물질들은 해양으로 유입되어 해양 내에서 다시 물리, 화학, 생물학적 과정을 거치고, 아주 오랜 기간 지질학적인 과정을 거쳐 육상이나 대기로 다시 운반된다. 즉, 물질 순환에 있어서 해양은 대부분의 물질들이 오랫동안 거처가므로 해양계 내의 여러 구성요소들에 의해 영향을 받거나 줄 수 있다.

이러한 해양의 여러 구성요소 중에서 퇴적물은 해양환경 내에서 운반 매개체인 동시에 해양환경에 대한 잠재적인 오염원이다. ‘해양오염퇴적물 조사 및 정화·복원 범위 등에 관한 규정’에서는 해양오염퇴적물을 일정 기준 이상의 화학물질을 포함하거나, 인체의 건강 또는 해양생태계에 위해를 가하는 것으로 간주되는 해저퇴적물로 정의하고 있다(국토해양부, 2010). 퇴적물 내 오염물질은 물리·화학적 조건에 따라 재이동되며, 재이동된 물질은 저서생물에 의해 흡수될 수 있다. 그리고 수층 내 오염물질의 농도가 생물에게 영향을 미치지 못할 정도라고 하더라도 퇴적물에 포함된 오염물질은 잠재적으로 저서생태계에 큰 영향을 미칠 수 있다. 더구나 폐기물 배출해역은 고농도의 유기물과 중금속 등의 오염물질이 장기간 배출되었으며 특히 배출이 집중된 구역은 오염이 심화된 상태를 나타내고 있다. 중금속의 경우 Cr 등 일부 항목이 해양환경기준의 주의기준(Threshold Effects Level, TEL) 및 관리기준(Probable Effects Level, PEL)을 초과하여 오염퇴적물의 정화·복원의

필요성이 대두되기 시작하였다. 따라서 오염퇴적물의 분포현황을 파악하고 오염도 평가를 통해 해양오염퇴적물의 정화·복원을 위한 관리가 필요하다.

나. 퇴적물 오염도 평가 방법

퇴적물의 오염도를 평가하는 방법에는 다양한 방법들이 있다. 먼저 화학물질의 농도에 의한 평가방법 중 가장 쉽고 간편하게 퇴적물의 오염을 파악할 수 있는 방법은 퇴적물 기준과 비교하는 것이다. 우리나라를 포함한 세계 여러 나라에서는 각 나라의 환경 특성 및 해양생물 영향 등을 고려하여 유기물 및 중금속 항목에 대한 퇴적물 기준을 설정해 놓고 있는데 우리나라는 ‘해양환경관리법 제8조에 따른 해양환경기준’에 의해 중금속 8가지 항목에 대한 기준이 설정되어 있다(Choi et al., 2015). 퇴적물 기준 외에 퇴적물 오염도를 평가하는 방법은 중금속 오염을 평가하는 방법이 대부분으로 농축계수(Enrichment Factor, EF), 농집지수(Geoaccumulation Index, I_{geo}), 오염부하량지수(Pollution Load Index, PLI), 생태계위해도지수(Ecological Risk Index, ERI) 등이 있다(황 등, 2018). 화학물질의 농도에 의한 퇴적물의 오염도 평가 사례를 살펴보면 마산만, 시화호·인천연안, 광양만 등의 특별관리해역 및 무역항, 연안항 등을 대상으로 농축계수(EF) 및 농집지수(I_{geo})를 이용하여 대상 해역의 중금속 오염정도 및 인위적인 오염여부를 파악하였고, 폐기물 배출해역 내 퇴적물에 대한 오염도는 중금속 항목에 대해 퇴적물 기준과의 비교를 통해 평가하였다(해양수산부, 2020).

화학적 물질의 농도에 의한 퇴적물 오염도 평가와 더불어 퇴적물 중 대형저서동물을 이용한 생물지수를 바탕으로 저서생태계 건강도를 파악하여

오염도를 평가하는 방법이 다양하게 개발 및 적용되고 있다(해양수산부, 2021). 대표적으로 유기물에 대한 민감성에 따른 AZTI's 생물지수(AZTI's Marine Biotic Index, AMBI), 생물의 섭식유형과 생활사 특성에 따른 저서 오염지수(Benthic Pollution Index, BPI), 환형동물문에 속하는 다모류 개별 종의 유기물 농도에 따른 저서동물지수(Benthic Health Index, BHI) 등이 있다(Borja et al., 2000; 한국해양연구소, 1995). 이를 활용하여 중금속 오염에 의한 영향(Borja et al., 2003), 무산소환경이 저서생물에 미치는 영향(Muxika et al., 2005), 폐기물 배출에 의한 영향(Borja et al., 2000; 2003) 등을 평가하였다. 그리고 정 등(2014)은 천수만에 서식하는 대형저서동물의 군집구조 및 건강도를 평가하였고, 임 등(2016)은 남해도 주변 조하대 해역의 대형저서동물 군집구조 및 건강도를 AMBI, BPI 등의 지수를 이용하여 평가하였다. 또한 퇴적물이 저서생물에게 미치는 영향을 평가하기 위해 저서성 단각류(*Monocorophium acherusicum*) 및 발광박테리아(*Vibrio fischeri*)를 이용한 생태독성시험을 수행하는 방법도 활용되고 있다.

과거에는 이러한 방법 중 한 가지 방법을 이용하여 퇴적물 오염도를 평가하였는데 이는 퇴적물 내 오염물질의 이동 등 전체적인 오염도를 평가하는 데 한계가 있다. 이러한 한계를 극복하기 위해 Chapman(1990)은 퇴적물 화학 환경 측정, 저서생물 군집구조 분석, 생태독성시험 등 3가지 요소를 동시에 수행하여 퇴적물 오염도를 평가하는 삼중접근법(Sediment Quality Triad, SQT)을 제안하였으며, 본 연구에서는 폐기물 배출해역 내 퇴적물의 오염도를 평가하기 위해 퇴적물 화학 환경, 저서생물 군집구조 분석, 그리고 퇴적물 생태독성시험을 수행하였다.

3. 오염퇴적물 정화·복원 방법

오염된 퇴적물의 정화·복원을 위한 처리방법 및 기술에 대한 연구는 1980년대 미국 오대호 관리프로그램을 시작으로 다양한 기술이 소개되었고 ‘오대호 오염퇴적물 평가와 복구 프로그램’을 통해 체계화되었다(김 등, 2011). 이러한 연구를 통해 약 250가지 이상의 오염퇴적물 처리방안이 개발되었고, 각각의 기술과 방법에 대한 안정성, 경제성 및 효율성 평가를 통하여 다양한 오염퇴적물의 정화·복원 사업에 적용되어 왔다(U.S. EPA, 1992).

현재 일반적으로 많이 사용되는 오염퇴적물 정화·복원 방법은 장기간 모니터링을 병행한 자연정화(Monitored natural recovery), 오염퇴적물을 수역에서 물리적으로 제거하는 준설(Dredging), 그리고 오염퇴적물을 오염되지 않은 물질로 덮어 차단시키는 피복(Capping) 등이 있다(국토해양부, 2010).

가. 자연정화

자연정화는 오염퇴적물의 독성을 자연의 생화학적 반응이나 자연적인 청정 입자물질의 퇴적으로 분해, 정화되는 과정에 근간을 두고 있다. 그러나 단순히 자연분해에 의지하여 정화되는 것을 기대하는 것이 아니라 장기적인 모니터링과 오염원 차단을 위한 노력이 뒷받침되어야 자연정화의 성공을 이룰 수 있다. 이 방법을 선택하기 위해서는 퇴적물과 주변 환경에서 자연정화가 어떠한 과정을 거쳐 발생하며, 어떠한 결과를 도출하는지에 대한 이해가 필요하다. 사후 결과에 대해서는 충분한 양의 자료를 바탕으로

시뮬레이션을 통하여 예측되어야 하는데 이러한 예측은 시행 전 뿐만 아니라 자연정화가 시행되는 순간에도 지속적으로 시행되어야 한다. 이를 위해서는 오염된 퇴적물 현장과 더불어 그 주변 해역에서 지속적으로 환경 모니터링이 이루어지고 그 자료를 바탕으로 위험도 조사, 환경영향평가 및 사회경제학적 영향평가가 수행되어야 한다(국토해양부, 2010).

자연정화의 가장 큰 장점은 환경변화에 민감한 생태계에 큰 변화를 일으키지 않고 시행이 가능하다는 것이다. 준설이나 피복 등은 2차 오염을 방지하는데 많은 노력을 기울여도 완벽하게 방지하기 어렵기 때문에 생태계 자체의 정화 능력을 통하여 오염된 퇴적물을 복원하는 것은 큰 의미가 있다. 또한 오염퇴적물 정화에 필요한 준설선이나 오염퇴적물 운반선 등 사업 시행을 위한 건설물이나 인프라 구축이 필요하지 않아 해역의 자연적인 이용 및 관리에 친환경적으로 적용이 가능하다. 따라서 자연정화는 다른 오염정화 활동과 비교하여 상대적으로 인위적인 관리가 덜 요구되므로 오염원의 완전 차단 및 해역의 정화 능력이 뒷받침된다면 가장 바람직한 방법이다(김과 김, 2011).

이에 반해 자연정화의 단점은 해역의 자연정화 능력이 항상 일정하지 않고 외부의 인위적 혹은 자연적인 요소로 인하여 정화 능력이 떨어지고 오염퇴적물의 확산이 일어날 수 있다는 것이다. 일차적으로 자연정화를 선택 시 오염된 퇴적층의 침식이나 운반이 매우 적은 상황에서 시행하게 되는데 강한 자연적인 원인(태풍, 자연 침식 등)이나 외부의 인위적인 요소에 의해 오염물질이 이동하여 재오염 및 확산될 수 있다(김과 김, 2011). 또한 자연정화는 준설이나 피복과 같은 방법에 비해 그 효과가 매우 더디게 나

타나기 때문에 정화·복원 효과에 대해 단기적으로 불확실성이 높아지게 된다. 특히 표·저층수의 혼합이 제한된 깊은 수심이나 오염물질의 농도가 고농도일수록 회복하기까지 장시간이 소요된다(최 등, 2019).

나. 준설

준설은 오염퇴적물을 해저면에서 제거하는 방법으로 환경에 미치는 영향이 크거나 오염물질을 단기간에 처리해야 하는 경우에 주로 적용된다(강 등, 2017). 오염퇴적물의 준설에 있어 고려해야 할 점은 오염퇴적물의 재부유와 오염물질 누출이 최소화되도록 해야 하며 이를 위해서는 제거작업의 정확성이 요구된다. 특히 오염퇴적물의 준설은 오염된 퇴적물질을 해양환경에서 제거하여 대상 해역의 오염도를 저감시키고 준설된 오염물질을 후처리하는 것이 매우 중요하다.

준설의 가장 큰 장점은 오염퇴적물을 대상 환경 내에서 제거가 가능하다는 것이다. 이는 오염퇴적물이 장기간 해양생태계에 미치는 영향이 크거나 영향을 예측하는데 어려움이 있을 경우 수행되는데 준설 후 단기간 내에 해양환경에 미치는 효과가 크기 때문에 정화·복원 방법 중에서 우선적으로 선택되는 방법이다(국토해양부, 2010).

그러나 준설 과정 중 오염퇴적물의 재부유, 확산 등 2차 오염의 가능성이 있어 사전에 부유물 확산 방지대책 수립이 요구되며, 수심이 얕고(<40 m) 운송비용이 저렴한 육지 근접 해역으로 제한되는 단점이 있다(최 등, 2019). 그리고 준설된 오염퇴적물을 후처리해야 하므로 전체적으로 자연정화나 피복 방법에 비해 많은 비용이 소요되고, 특히 준설된 오염물질을 환

경기준에 만족시키기 위해서는 준설에 소요된 비용보다 더 많은 비용이 들기 때문에 비용 대비 편익을 고려해야 한다. 또한 준설 및 운반 등에 따른 2차 오염을 완벽하게 관리하기 어렵기 때문에 준설에 따른 환경피해가 따를 수 있다(김 등, 2011; 2012).

다. 피복

피복은 오염퇴적물을 제거하지 않고 현장에서 직접 처리하는 방법 중의 하나로 오염퇴적물 위에 오염되지 않은 물질(자갈, 모래, 오염되지 않은 퇴적물 등)을 덮어서 수계와 물리·화학적으로 차단시키는 방법이다(U.S. EPA, 1998). 오염퇴적물 정화·복원을 위해 피복 방법 적용 시 수십 년 주기의 해황, 선박 활동 및 서식생물의 침투 깊이 등이 영향을 받지 않도록 이루어져야 하며, 오염물질 고립, 배치물질의 안정화 및 침식을 방지할 수 있는 적합한 피복물질의 선정과 배치가 중요하다(김 등, 2012).

피복의 가장 큰 장점은 자연정화 또는 준설 등에 비해 상대적으로 빠른 시일 안에 오염퇴적물을 해양환경에서 고립시킬 수 있다는 것이다. 그리고 오염퇴적물의 처리·운반에 필요한 인프라 시설이 필요하지 않기 때문에 자연정화 및 준설보다 비용적인 측면에서 유리하다. 또한 피복물질로 오염퇴적물을 분리시킴으로써 깨끗한 퇴적층 위에 새로운 해양생태계의 조성이 가능하게 되며 이에 따른 퇴적층의 생태계 복원이 가능해지는 장점이 있다.

그러나 피복의 단점으로 지적되는 것은 퇴적층에 여전히 오염퇴적물이 존재하고 있다는 것이다. 인위적인 사고 또는 자연적인 재해로 인해 피복물질이 손상되거나 탈락되면 오염퇴적물이 다시 드러나 해양생태계에 악영

향을 미칠 수도 있다. 또한 피복물질과 기존 퇴적환경과의 이질성으로 인해 생태계 교란이 일어날 가능성이 있다(김과 김, 2011). 하지만 오염퇴적물의 재노출 위험은 피복을 충분히 두껍게 함으로써 방지할 수 있고, 퇴적환경의 이질성에 의한 생태계 교란의 가능성은 기존의 퇴적물 성상과 유사한 성상의 피복물질을 이용하여 최소화시킬 수 있다.

라. 국내·외 적용 사례

국외의 경우 캐나다 노바스코샤주의 시드니항에서 오염퇴적물 정화·복원을 위해 준설물질 피복 공법을 적용하여 PAH, PCB 및 Pb의 농도 감소를 보고한 사례(Walker et al., 2013)가 있으며, 노르웨이 트론헤임항에서는 황성탄 피복 공법을 적용하여 오염퇴적물 내의 PAHs 농도 감소가 보고된 바 있다(Cornelissen et al., 2011). 이탈리아 로마 라 사피엔자 대학에서 실험한 기름 유출에 의해 오염된 해양퇴적물 정화를 위한 바이오차(Biochar)를 이용한 피복 공법 적용(Silvani et al., 2017), 중국의 오염 퇴적물 정화를 위한 다목적 준설(Liu et al., 2015) 등도 적용된 바 있다.

국내 해양오염퇴적물 정화 사례를 살펴보면 몬모릴로나이트를 피복 소재로 활용하여 오염퇴적물의 PO_4^{3-} 를 흡착 제거한 사례가 있으며(강 등, 2014), 부산 N항을 대상으로 해양오염퇴적물 정화를 위해 원통관과 클램셀을 활용한 피복 공법을 비교하고 적용하여 퇴적물 내 중금속 함량이 피복 전에 비해 감소되는 경향을 보고한 사례(강 등, 2017)가 있다. 또한 부산 용호만과 남항의 해양오염퇴적물을 준설하여 생물 독성이 저감되고 해수 수질이 향상된 사례(김 등, 2011) 등이 있다.

또한 본 연구 대상 해역인 서해병 폐기물 배출해역은 육지로부터 멀리 떨어져 있고, 평균 수심이 약 80 m로서 오염퇴적물 정화·복원을 위해 준설 방법을 적용하기에는 높은 운송비용 등의 문제로 적용하기 힘들 것으로 판단된다. 또한 폐기물 해양배출 제로화 이후에도 국제협약에서 허용한 일부 폐기물은 여전히 해양배출 중이어서 오염원 완전 차단이 힘들고, 깊은 수심으로 인해 표·저층수의 혼합이 제한되어 자연정화에 의한 회복에는 수십 년 이상의 시간이 소요될 것으로 나타났다(해양수산부, 2018). 한편 우리나라는 오염정화 및 항로 유지 등의 목적으로 준설사업을 통해 해마다 준설토사가 발생하고 있다. 이러한 해저준설토사는 1996년 청소준설토사(오염정화 목적) 해양배출을 시작으로 1999년에는 오염도가 상대적으로 적은 항로 유지를 위한 유지·기본준설토사의 해양배출이 시작되었다. 그러나 해저준설토사 해양배출 처리기준이 2006년에 수립되었고, 2007년부터는 청소준설토사의 해양배출이 중단되었다. 이에 따라 준설토사를 자원으로써 이롭게 활용(Beneficial Use)하기 위한 검토가 이루어졌고, 해양배출이 불가피한 경우 배출해역 오염퇴적물의 복원을 위한 피복재로서의 활용 가능성도 도출되었다. 그리하여 「해양폐기물 및 해양오염퇴적물 관리법 시행령」의 ‘활용할 수 있는 준설물질의 오염도 기준’ (Table 1) 이하의 준설토를 서해병 해역 휴식년 구역에 2013년 149,000 m³, 2014년 2,900 m³, 2016년 12,000 m³, 그리고 2017년 35,700 m³의 양을 집중식으로 배출하여 피복하였다 (Chung et al., 2017). 이후 2017년부터 2021년까지 피복구역과 피복을 하지 않은 비피복구역, 그리고 대조구역에 대한 퇴적물 화학 환경, 저서동물 군집구조, 생태독성시험을 통해 퇴적물 오염도를 파악하여 준설토 피복효과를 평가한 바 있다.

Table 1. Criteria for contamination of dredged materials that can be utilized

Item	Criteria(mg/kg, dry weight)
Cr or its compounds	80
Zn or its compounds	180
Cu or its compounds	60
Cd or its compounds	1.5
Hg or its compounds	0.25
As or its compounds	18
Pb or its compounds	45
Ni or its compounds	35
Total PCBs	0.023
Tota PAHs	2.64
TN	1,500
TP	500

Ⅲ. 폐기물 배출해역의 퇴적물 오염도 평가

1. 연구 대상 해역

가. 서해의 퇴적환경 특성

서해는 제주도와 양자강을 잇는 선에 의해 동중국해와 경계를 이루며, 발해를 포함한 서해의 총면적은 약 460,000 km²이고, 총용량은 18,000 km³, 최대 수심 105 m, 평균 수심 44 m로 수심이 얕은 반폐쇄성의 대륙붕 천해이다.

서해 해류는 크게 중앙부의 북향류와 주변부의 남향류로 대표된다. 제주도 서쪽에서 서해의 중앙골로 흐르는 해류인 황해난류는 서해로 고온 고염의 해수를 공급한다. 계절변동이 큰 온대 몬순기후에 속하는 서해는 수층의 계절적인 특성이 뚜렷하게 나타난다.

또한 황하, 양자강 및 한강 등 여러 하천으로부터 많은 쇄설성 퇴적물이 유입되어 퇴적된다. 퇴적물은 계절풍에 의하여 재분배되는데, 여름철에는 반시계방향의 연안류에 의해 금강 기원의 세립질 퇴적물들이 북서방향으로 퍼져나가며, 겨울철에는 반대로 시계방향의 순환에 의해 남쪽으로 이동한다(해양수산부, 2021). 서해의 퇴적물 축적률은 산둥반도 수하삼각주의 정적층에서 연간 1 ~ 2 mm, 전치층에서 연간 4 ~ 9 mm, 기저층 기부에서 연간 2 ~ 4 mm이고, 기저층의 말단에 해당하는 서해 중앙부에서는 연간 0.3 ~ 0.9 mm로 가장 낮다(Hong et al., 1999).

나. 서해병 폐기물 배출해역

본 연구 대상 해역인 서해병 폐기물 배출해역은 2006년 이전까지 폐기물 해양배출이 집중되어 표층 퇴적물의 중금속 농도가 ERM (Effect Range Median)을 초과하고, 환경조사 결과에 근거하여 해저 서식생물에 영향을 미치는 것으로 판단되는 해역에 대해 2006년부터 배출을 금지하는 휴식년제를 실시하고 있다(해양수산부, 2021).

이에 본 연구에서는 휴식년 지정 구역 내 정점을 포함하여 피복을 하지 않은 비피복구역 6개 정점(N-1 ~ N-6), 휴식년 지정 구역의 오염퇴적물 정화·복원을 위해 준설토를 활용하여 피복을 실시한 피복구역 4개 정점(C-1 ~ C-4), 그리고 배출해역 최상단에서 북쪽으로 약 30 km 떨어진 대조구역 1개 정점(R)을 대상으로 2017년부터 2021년까지 연 1회(4월) 퇴적물 화학 환경 측정, 저서생물 군집구조 분석, 생태독성시험을 실시하여 퇴적물의 오염도를 평가하였다(Fig. 5).

퇴적물 화학 환경 및 저서생물 군집 조사는 전술한 전체 11개 정점, 생태독성시험은 비피복구역 1개 정점(N-6), 피복구역 1개 정점(C-1), 대조구역 1개 정점(R)을 대상으로 실시하였다.

연구 기간 동안 서해병 폐기물 배출해역이 위치한 서해상에 영향을 미친 태풍은 2018년 8월 16일 ~ 25일 솔릭(SOULIK), 2019년 9월 2일 ~ 8일 링링(LINGLING), 2020년 8월 22일 ~ 27일 바비(BAVI)로 조사되었으며 본 조사시기인 4월에는 태풍이 발생하지 않아 태풍이 조사결과에 어떠한 영향을 미쳤는지 여부는 고려하지 않는 것으로 생각하였다(Fig. 6).

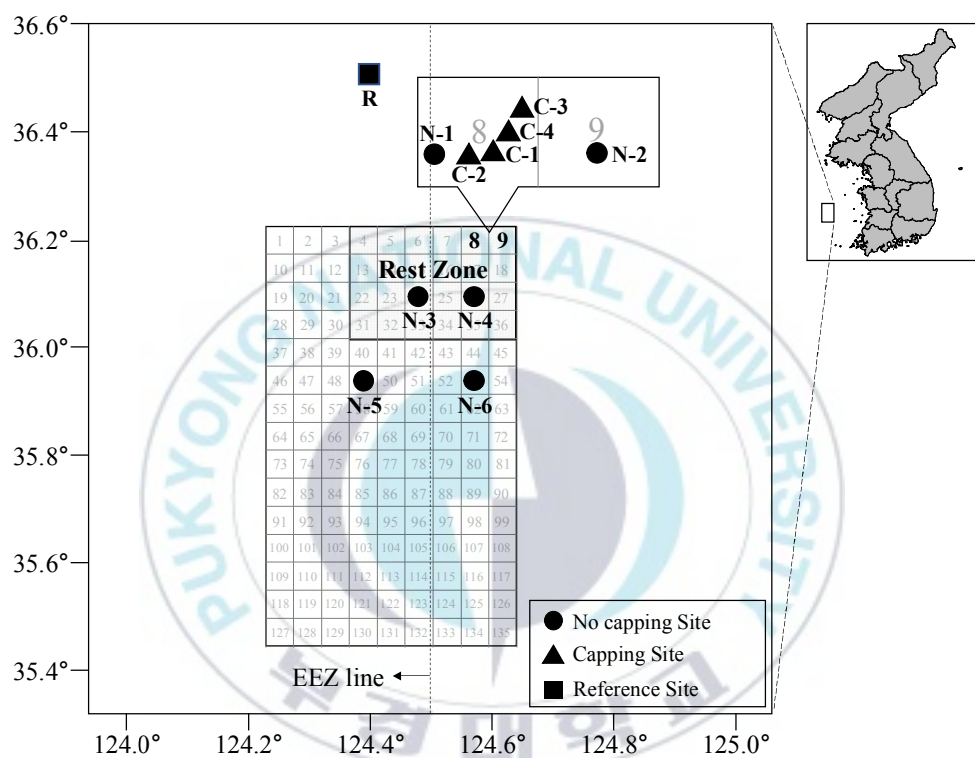
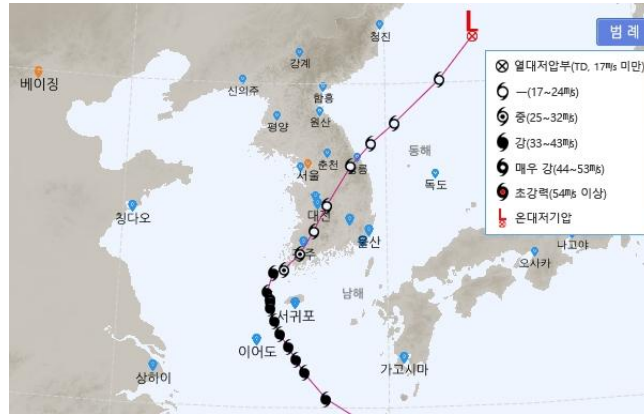


Fig. 10. Sampling locations of West Sea-Byeong ocean dumping site.



SOULIK (2018.08.16. ~ 08.25.)



LINGLING (2019.09.02. ~ 09.08.)



BAVI (2020.08.22. ~ 08.27.)

Fig. 11. Typhoons that affected the West Sea during the study.

2. 퇴적물 오염도 평가 방법

가. 퇴적물 화학 환경

(1) 조사방법

퇴적물 화학 환경 분석을 위한 시료 채취는 Smith McIntyre Grab (0.1 m²)을 이용하여 각 정점 당 3회씩 퇴적물을 채취하였다. 채취된 퇴적물 시료는 각 분석 항목별로 미리 전처리와 사전에 무게를 측정한 전용 용기에 담아 측정 성분의 특성에 맞추어 냉동 및 냉장 보관 상태로 실험실로 옮겨 입도, 화학적산소요구량(Chemical Oxygen Demand, COD), 총유기탄소(Total Organic Carbon, TOC), 총질소(Total Nitrogen, TN), 그리고 중금속(Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Li, Ni, Pb, Zn)을 해양환경공정시험기준(2021)에 따라 분석하였다.

(2) 분석방법

(가) 입도

퇴적물의 입도분석은 퇴적물에 과산화수소(H₂O₂)와 염산(HCl)을 넣어 유기물과 탄산염을 제거한 후 습식체질(Wet Sieving)에 의해 4 Φ 이하와 그 이상으로 퇴적물을 분류한다. 이 중 4 Φ 이하 조립질 퇴적물은 sieve shaker로 체질한 후 1 Φ 간격으로 무게 백분율을 구하고 4 Φ 이상의 세립질 퇴적물은 약 2 g 정도 취한 다음 자동입도분석기(Sedigraph 5100)로 분석하였다. 퇴적물의 입도 특성을 나타내는 평균입도(Mz), 분급도(Sorting)는 컴퓨터를 이용하여 통계 처리하였으며, 퇴적물의 분류는 Folk (1968)의 방법을 따랐다.

(나) COD

COD 분석은 동결 건조된 시료 약 1 g의 무게를 정확히 취하여 250 mL 삼각플라스크에 담고 0.1 N 과망간산칼륨용액 100 mL와 10% 수산화나트륨용액 5 mL를 넣고 잘 흔든다. 시료와 시약이 담긴 플라스크를 1시간 동안 증탕한 후 실온에서 식히고, 10% 요오드화칼륨용액 10 mL와 4% 아지드나트륨용액 한 방울을 넣는다. 증류수를 가해 500 mL로 만든 후 잘 흔들어 유리섬유여과지를 사용하여 여과한다. 여과한 용액 100 mL를 250 mL 삼각플라스크에 옮겨 30% 황산용액 2 mL를 넣고 잘 흔든다. 이를 0.1 N 티오황산나트륨용액으로 적정하였다. 이 때 지시약은 녹말용액을 사용하였다.

(다) TOC 및 TN

TOC 및 TN 분석은 동결 건조된 시료를 분쇄기로 균일하게 간 후 건조 오븐에서 80℃로 24시간 건조시킨 후 데시케이터(Desiccator)로 옮겨서 상온에서 2시간 방냉한다. 미리 무게를 측정한 20 mL 유리 바이알에 정확하게 무게를 측정한 시료 약 0.5 g을 첨가한 후 탄산염(CaCO_3)을 제거하기 위해 1 M HCl 10 mL를 첨가하여 30분간 반응시킨다. 반응이 끝난 후 건조 오븐에서 80℃로 72시간 건조하여 수분과 잔류염산을 완전히 날려 보낸 후 desiccator로 옮겨서 상온에서 2시간 방냉한다. 탄산염 제거 전후의 무게 비를 보정하기 위해 산처리 후 무게를 정확하게 측정한다. 산처리가 끝난 시료 수 mg을 주석 박막(Tin Capsule)으로 싸 후 원소분석기(EA 1112, Thermo)에 투입하여 측정하였다.

(라) 중금속

중금속 분석은 동결 건조된 시료를 분쇄기로 균일하게 간 후 건조 오븐에서 105℃로 24시간 건조시킨 후 고압용 테프론 용기에 시료 약 20 mg과 HNO₃, HClO₄ (6:1 v/v) 혼합산 3.5 mL를 넣고 뚜껑을 단단히 닫은 후 가열판 위에서 가열용해시킨다. 시료가 완전히 용해된 후 뚜껑을 열어 가열판에서 산을 날려 보내고 다시 HNO₃와 HF (3:2 v/v) 혼합산 5 mL를 넣어 뚜껑을 단단히 닫은 후 가열판 위에서 가열용해시킨다. 완전히 용해된 시료는 뚜껑을 열어 가열판에서 산을 날려 보낸 후에 1% 질산에 완전히 녹인 후 유도결합플라즈마 질량분석기(ICP-MS, iCAP-Q, Thermo Scientific Co., USA)로 측정하였다. 분석 결과의 신뢰성 확보를 위해 미국 국립표준기술연구소(NIST)의 SRM 2702를 시료 전처리 과정에 함께 처리하고 측정하여 회수율을 검정하였다. 수은(Hg)은 동결 건조 후 분쇄기로 균일하게 갈아 건조 오븐에서 105℃로 24시간 건조시킨 시료 약 20 mg을 아말감 가열기화 방식인 자동수은분석기(Hydra-C, Teledyne Leeman Labs, USA)로 측정하였다. 분석 결과의 신뢰성 확보를 위해 캐나다 국립연구소(NRC-CNRC)의 표준물질인 MESS-3를 시료와 함께 측정하여 회수율을 검정하였다. 검정 결과 회수율은 94~108% 범위를 나타내었다(Cr: 97%, Ni: 97%, Cu: 96%, Zn: 96%, Li: 97%, As: 103%, Cd: 108%, Pb: 95%, Hg: 100%)(Table 2).

Table 2. The recovery rate of heavy metals compared with SRM 2702 (NIST, USA), MESS-3 (NRC, Canada)

Heavy metals	Cr	Ni	Cu	Zn	Li	As	Cd	Pb	Hg
Recoveries (%)	97.0	97.0	96.0	96.0	97.0	103.0	108.0	95.0	100.0

(3) 자료분석

(가) 상관분석

일반적으로 지화학적 특성 및 거동이 유사한 중금속들은 비슷한 농도 분포를 보이고 높은 상관관계를 나타내므로 각 중금속들 간, 그리고 퇴적물의 입자크기와 유기물 함량 등 환경인자와의 상관관계를 분석하는 것은 이들의 농도분포를 조절하는 요인을 파악하는데 유용하다(Harman, 1967; Summerhayes, 1972).

퇴적물 환경인자들 간의 상관분석은 원자료 및 변환자료에 대해 정규성을 검정하였고 정규분포를 나타내지 않아 비모수 상관분석(Spearman's rank correlation test) 방법으로 1% 및 5% 유의수준 하에서 분석하였다(IBM, SPSS version 17).

(나) 평균 비교

퇴적물 환경인자의 구역별 평균 비교는 자료 및 변환자료에 대해 정규성을 검정하였고 정규분포를 나타내지 않아 비모수 평균 비교(Mann Whitney's U-test) 방법으로 1% 및 5% 유의수준 하에서 분석하였다(IBM, SPSS version 17).

(4) 퇴적물 오염도 평가

(가) 유기물

퇴적물 중 유기물 함량 및 오염의 지표로 COD, TOC, TN을 분석하였다. 각 분석결과는 COD의 경우 일본의 수산생물 보호기준(Yokoyama, 2000)과 비교하였다. 그 기준값은 저서생물의 정상적인 활동에 제한을 가져오는 부영양화 및 오염의 초기 상태를 나타내는 $20 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$, 그리고 오염이 진행된 상태를 나타내는 $30 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ 이다. TOC는 국내 어장환경기준(MOF, 2017)과 비교하였다. 또한 TOC에 대한 TN의 비(C/N ratio)를 이용하여 표층 퇴적물 내 유기물의 기원을 살펴보았다. 일반적으로 C/N ratio는 퇴적물 내 유기물의 특성과 기원을 나타내는 지시자로 알려져 있으며(Meyers, 1994), 공급되는 유기물의 특성이나 기원에 따라 값을 달리한다. C/N ratio가 10 이상인 경우에는 인근 육상으로부터 도시하수나 산업폐수 등의 유입에 의한 육상기인 유기물을 의미하고, C/N ratio가 5 ~ 10 사이인 경우에는 해역 자체의 생물체에 의해 생성된 해양기원성 유기물을 의미한다(Hyun et al., 2003; 황 등, 2006).

(나) 중금속

1) 퇴적물 기준

캐나다, 미국, 호주, 중국 등 여러 나라에서는 각 나라의 환경 특성과 중금속 농도에 따른 생물의 영향을 고려하여 퇴적물 기준을 설정해 놓고 있다(Choi et al., 2015). 미국에서의 퇴적물 관련 기준은 준설된 퇴적물을 수계에 투기하기 위해 현실적으로 필요한 퇴적물 투기기준의 설정에서 비

못되었다. 최초의 투기기준은 1973년 미국 환경보호청(U.S. EPA)이 준설퇴적물을 관리하기 위해 마련된 연방수질국(Federal Water Quality Administration)의 기준이다. 투기하려는 준설퇴적물이 7개의 기준항목 중 한 항목이라도 기준을 초과하면 수계에 악영향을 미칠 것으로 판단하여 투기를 허용하지 않거나 투기 전에 적절한 처리를 하도록 요구하였다. 이와는 별도로 주정부는 지역적인 오염 특성을 고려하여 자체적인 준설퇴적물의 투기기준을 설정하고 있는데, 이는 미시간호와 슈피리어호에 접해 있는 위스콘신주의 잠정퇴적물 투기기준이 그 예이다(이 등, 1998).

투기기준과 더불어 지역적인 특성 및 관리의 필요성에 의해 퇴적물 관련 기준이 개발되었는데 미국 지역환경보호청에서 배경농도법에 기초하여 설정한 오대호 퇴적물 오염분류 기준이 있다. 이 기준은 오대호 항구의 퇴적물을 배경농도와 비교하여 비오염, 약간 오염, 심한 오염으로 등급화하여 분류하고 있다(이 등, 2000).

국내에서는 국외 환경기준 설정 방법론 검토 및 국내 지역별 특성과 퇴적물 입자 크기 그리고 배경농도를 고려하여 2011년 중금속 6개 물질(As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn), 2013년 중금속 2개 물질(Cr, Ni)에 대한 해양 퇴적물 기준이 고시되었다(해양환경기준 백서, 2015).

국내 해양퇴적물의 해양환경기준은 Table 3과 같이 총 8가지 중금속(As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn)에 대해 주의기준(Threshold Effects Level, TEL)과 관리기준(Probable Effects Level, PEL)으로 구분하고 있다(해양수산부, 2018).

Table 3. Marine environment standards for heavy metal contents

Marine environment standards	Heavy metal (mg/kg)							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Threshold Effects Level (TEL)	14.5	0.75	116	20.6	0.11	47.2	44.0	68.4
Probable Effects Level (PEL)	75.5	2.72	181	64.4	0.62	80.5	119.0	157.0

여기서 주의기준(TEL)은 부정적인 생태 영향이 일부 발현될 개연성이 있을 것으로 예측되는 농도이며, 관리기준(PEL)은 부정적인 생태 영향이 발현될 개연성이 매우 높은 농도를 의미한다. 이들 기준과의 비교 시 금속의 농도는 입자 크기에 따라 변화하므로 입자 크기의 변화를 나타낼 수 있는 금속인 Li를 사용하여 입도 보정 후 기준 농도와 비교한다. As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb는 시료와 각 기준 농도를 직접 비교하고, Cu, Zn은 시료의 Li로 측정 농도를 다음의 식으로부터 보정한 후 기준 농도와 비교하였다.

$$\text{입도보정한 Cu 농도} = \left(\left(\frac{\text{시료의 Cu 농도} - 4.10}{\text{시료의 Li 농도} - 21.2} \right) \times 11.9 \right) + 4.10 \quad (2.1)$$

$$\text{입도보정한 Zn 농도} = \left(\left(\frac{\text{시료의 Zn 농도} - 30.4}{\text{시료의 Li 농도} - 21.2} \right) \times 11.9 \right) + 30.4 \quad (2.2)$$

만일 시료의 Li 농도가 33.1 mg/kg 이하이거나 입도 보정 농도가 음의 값을 보일 경우 별도의 입도 보정 없이 주의기준(TEL)과 관리기준(PEL)에 직접 비교하였다.

2) 농축계수(Enrichment Factor, EF)

농축계수(Enrichment Factor, EF)는 퇴적물 내 광물의 구성 비율을 고려하여 보정 원소(Al, Fe 등)에 대한 금속의 농도비 값을 이용하여 지각에 비해 퇴적물 내 중금속이 어느 정도 농축되어 있는지 상대적인 농축정도를 파악하는 방법이다(Hwang et al., 2011).

EF는 시료의 원소와 보존성 원소의 비를 지각 평균 혹은 퇴적물 평균 값으로 나누어 계산할 수 있으며, 본 연구에서 EF를 계산하기 위한 보존성 원소로는 퇴적물 이동에 따른 변화가 없고, 한반도 주변에서 입도 의존성을 나타내는 Al을 이용하여 다음의 식으로부터 계산하였다(Cho, 1994).

$$EF = \frac{(Me / Al)_{sample}}{(Me / Al)_{background}} \quad (2.3)$$

여기서 $(Me/Al)_{sample}$ 은 연구 해역 내 퇴적물 중 Al에 대한 각 중금속의 농도비이며, $(Me/Al)_{background}$ 는 배경농도 중 Al에 대한 각 중금속의 농도비를 나타낸다. 배경농도는 국내·외 많은 연구에서 널리 사용돼 온 Taylor and McLennan(1995)의 전 세계 연안 대륙붕 지역의 퇴적물 내 중금속의 평균농도를 이용하였다(Table 4).

Table 4. Background concentration of heavy metals in continental crustal average

Heavy metal (%)		Heavy metal (mg/kg)								
Al	Fe	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Li	Ni	Pb	Zn
8.04	3.5	1.5	0.098	35	25	0.08	20	20	20	71

일반적으로 EF 값이 0.5 ~ 1.5 사이일 경우에는 퇴적물 내 중금속은 지각 또는 풍화기원을 의미하고, 1.5 보다 클 경우에는 외부의 인위적인 요인에 의한 오염으로 평가해 왔다(Zhang and Liu, 2002).

이후 Birth(2003)는 EF 값을 7단계로 세분화하여 평가하였으며, 본 연구에서는 이 세분화된 기준을 적용하여 퇴적물 내 중금속 오염도를 평가하였다. EF < 1은 오염되지 않은 상태(No enrichment), 1 ~ 3은 약간 오염된 상태(Minor enrichment), 3 ~ 5는 중간 오염 상태(Moderate enrichment), 5 ~ 10은 조금 심한 오염 상태(Moderately severe enrichment), 10 ~ 25는 심한 오염 상태(Severe enrichment), 25 ~ 50은 매우 심한 오염 상태(Very severe enrichment), > 50은 극히 오염된 상태(Extremely severe enrichment)로 구분하였다(Table 5).

Table 5. Classification of enrichment factor of the metal elements in the sediment

EF Range	Designation of sediment quality
> 50	Extremely severe enrichment
25 ~ 50	Very severe enrichment
10 ~ 25	Severe enrichment
5 ~ 10	Moderately severe enrichment
3 ~ 5	Moderate enrichment
1 ~ 3	Minor enrichment
< 1	No enrichment

3) 농집지수(Geoaccumulation Index, I_{geo})

농집지수(Geoaccumulation Index, I_{geo})는 퇴적물 내 중금속 농도를 오염되지 않은 자연 상태의 중금속 배경농도를 이용하여 환산함으로써 오염도를 정량적으로 평가하는 방법으로 다음 식으로부터 계산하였다(Müller, 1979).

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_{metal}}{B_{metal} \times 1.5} \quad (2.4)$$

여기서 C_{metal} 은 연구 해역 내 퇴적물 중 중금속의 농도이며, B_{metal} 은 각 중금속의 배경농도이다. 그리고 1.5는 서로 다른 지각에 존재하는 중금속의 배경농도를 보정하기 위한 지수이다(Ghani et al., 2013; Choi et al., 2015).

배경농도는 EF와 마찬가지로 Table 4와 같이 Taylor and McLennan(1995)의 전 세계 연안 대륙붕 지역의 퇴적물 내 중금속의 평균 농도를 이용하였다.

I_{geo} 또한 퇴적물 내 중금속 오염도 평가를 위해 7단계로 세분화하여 평가하였다. $I_{geo} < 0$ 은 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted), 0 ~ 1은 거의 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted / moderately polluted), 1 ~ 2는 약간 오염된 수준(Moderately polluted), 2 ~ 3은 약간 오염된 수준과 심한 오염 수준의 중간 단계(Moderately / strongly polluted), 3 ~ 4는 심한 오염 수준(Strongly polluted), 4 ~ 5는 심한 오염 수준과 매우 심한 오염 수준의 중간 단계(Strongly / very strongly polluted), > 5는 매우 심한 오염 수준(Very strongly polluted)으로 구분하였다(Table 6).

Table 6. Classification of geoaccumulation index of the metal elements in the sediment

I_{geo}		Designation of sediment quality
Range	Class	
> 5	6	Very strongly polluted
4 ~ 5	5	Strongly / very strongly polluted
3 ~ 4	4	Strongly polluted
2 ~ 3	3	Moderately / strongly polluted
1 ~ 2	2	Moderately polluted
0 ~ 1	1	Practically unpolluted / moderately polluted
< 0	0	Practically unpolluted

나. 저서생물 군집구조

(1) 조사방법

저서동물상 분석을 위해 Smith McIntyre Grab (0.1 m²)을 이용하여 각 정점 당 3회씩 퇴적물을 채취하였다. 채취된 퇴적물은 현장에서 망목 1 mm 체를 이용하여 저서동물을 분리한 후 최종 농도 10%가 되도록 중성 포르말린으로 고정하여 실험실로 옮겨 분석하였다.

(2) 분석방법

저서동물상 분석은 현장조사에서 채집된 시료를 분류군별로 선별하여 종 단위로 동정 및 계수한 후 채집된 총량을 표시하였으며, 정점 당 출현 개체수와 생체량은 단위면적(m²)으로 환산하였다. 표본 동정은 Imajima (1972, 1990), Imajima and Takeda (1987), 김(1973, 1977), 백(1989), Nishimura (1992, 1995), Okutani (1994, 2000) 및 국립수산진흥원(2001)을 참고하였으며, 각 종에 대한 국명은 국가해양수산생물종목록집(국립해양생물자원관, 2020)을 근거로 하였다.

저서동물의 생태지수와 군집 분석은 PRIMER 7 (Plymouth Routines Multivariate Ecological Research 7)를 이용하여 다양도(Shannon and Weaver, 1949), 풍부도(Margalef, 1958), 균등도(Pielou, 1966) 및 우점도(Simpson, 1949)를 산출하였다.

(3) 자료분석

(가) 상관분석

서해병 배출해역의 저서생물 군집 구성에 영향을 미치는 퇴적물 환경인자에 대한 상관관계를 분석하기 위해 원자료 및 변환자료에 대한 정규성을 검정하였고 정규분포를 나타내지 않아 비모수 상관분석(Spearman's Rank Correlation Test) 방법으로 1% 및 5% 유의수준 하에서 분석하였다(IBM, SPSS version 17).

(나) 평균비교

저서동물상의 구역별 평균 비교는 자료 및 변환자료에 대해 정규성을 검정하였고 정규분포를 나타내지 않아 비모수 평균 비교(Mann Whitney's U-test) 방법으로 1% 및 5% 유의수준 하에서 분석하였다(IBM, SPSS version 17).

(다) 군집 분석

저서동물 군집 분석은 출현종수, 개체수 자료를 바탕으로 PRIMER 7 (Plymouth Routines Multivariate Ecological Research 7)를 이용하여 실시하였다. Bray-Curtis (1957)의 유사도 행렬을 이용하여 Group-average 방법으로 수지도를 작성하였으며, 이때 SIMPROF (Similarity Profile) test를 적용하여 결과 해석에 유의성을 기하였다(Clarke et al., 2008). 그리고 다차원척도법(nMDS, Non-metric Multidimensional Scaling)을 통해 구역별 공간에서의 차이를 파악하였으며, SIMPER(Similarity Percentages) 분석을 통하여 각 그룹의 구분에 기여한 우점종들의 기여율을 파악하였다.

(4) 저서생태계 건강도 평가

저서생태계 건강도 평가는 AZTI's 생물지수(AMBI, AZTI's Marine Biotic Index)(Borja et al., 2000)와 저서오염지수(BPI, Benthic Pollution Index)(한국해양연구소, 1995)를 통해 저서환경의 건강도를 평가하였다.

(가) AMBI(AZTI's Marine Biotic Index)

AMBI는 유럽 해안에서 널리 사용되는 지수로서 연성 기질에 서식하는 저서동물을 유기물에 대한 민감성에 따라 5가지 생태 그룹으로 분류하여 각 생태 그룹의 비율을 통해 그 환경이 얼마나 교란된 환경인지를 파악한다. AMBI는 다음 식으로 계산하며, 건강 상태 산정 방법은 Table 7과 같다. AMBI는 0 ~ 6까지의 값을 나타내며, 무생물 조건에서는 AMBI 값을 7로 할당하였다.

$$AMBI = [(0 \times \%GI) + (1.5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4.5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)] / 100 \quad (2.5)$$

GI: 유기물 증가에 매우 민감한 종으로 정상 환경에서만 출현하는 종인 특정 육식자, 서관을 가진 퇴적물식자

GII: 유기물 증가에 둔감한 종으로 정상상태에서 낮은 밀도를 가진 종, 여과식자, 일반적인 육식자, 부식자

GIII: 유기물 증가에 내성이 강한 종, 표층 퇴적물식자로서 서관을 가진 Spionids가 속함

GIV: 2차 기회종, 주로 소형갯지렁이류, 표층하 퇴적물식자인 Cirratulidae에 속하는 종

GV: 1차 기회종(현저한 비균등 환경의 종), 환원 상태의 퇴적물에서 번성하는 퇴적물식자

(나) BPI(Benthic Pollution Index)

BPI는 국내에서 개발한 지수로서 저서동물 각 종의 섭식유형과 생활사 특성을 기반한 기능군의 조성을 이용하여 저서건강도를 판단한다. BPI는 다음 식으로 계산하며, 건강 상태 산정 방법은 Table 7과 같다. 결과값은 $0 < BPI < 100$ 의 범위를 나타내며, 오염된 지역일수록 작은 값이 나타나고 값이 높아질수록 저서환경상태가 양호함을 의미한다(정 등, 2014).

BPI=0이면 저서균집이 모두 오염지시종으로 구성되어 있는 경우이며, BPI=100이면 저서생물군집이 여과식자와 육식자만으로 구성되어 있음을 나타낸다. 무산소 상태의 무생물 조건에서는 BPI 값을 0으로 할당하였다.

$$BPI = [1 - (0 \times N_1 + 1 \times N_2 + 2 \times N_3 + 3 \times N_4) / (N_1 + N_2 + N_3 + N_4) / 3] \times 100 \quad (2.6)$$

N_1 : 육식자나 여과식자의 개체수

N_2 : 표층 퇴적물식자의 개체수

N_3 : 표층하 퇴적물식자의 개체수

N_4 : 오염지시종이나 기회종의 개체수

Table 7. Classification of benthic health condition based on AMBI and BPI indices

Condition	Grade	AMBI	BPI
Excellent	1	0 ~ 1.2	≥ 60
Good	2	1.2 ~ 3.2	40 ~ 60
Normal	3	3.2 ~ 5.0	30 ~ 40
Poor	4	5.0 ~ 6.0	20 ~ 30
Very poor	5	6.0 ~ 7.0 (Azoic 7.0)	≤ 20

다. 생태독성시험

서해병 폐기물 배출해역의 퇴적물이 저서생태계에 미치는 영향을 평가하기 위하여 발광박테리아(*Vibrio fischeri*)의 발광량과 저서성 단각류(*Monocorophium acherusicum*)의 생존율에 대한 생물학적 독성영향을 파악하였다.

(1) 조사방법

생태독성시험을 위해 Smith McIntyre Grab (0.1 m²)을 이용하여 퇴적물 약 3 kg를 채취하였다. 채취된 퇴적물은 즉시 밀봉한 후 냉동하여 암조건에서 보관하였으며, 실험실로 운반 후 동결 보관하였고, 시험 시 해동 후 이용하였다.

(2) 분석방법

(가) 발광박테리아(*Vibrio fischeri*)

발광박테리아(*V. fischeri*)의 독성시험은 해양환경공정시험기준(해양수산부, 2021) 해양폐기물편에 따라 수행하였다. 시료의 전처리는 시료를 여과해수와 1:10(W:V) 비율로 혼합하여 6시간 연속 진탕한 후, 상등액만 분취하여 GF/F filter (0.7 µm, Whatman™, Germany)로 여과 후 고속원심 분리(Hanil, Smart R17, 9,000 rpm, 4℃, 15분)하여 상등액을 시험에 이용하였다.

시험 시작 30분 전, 동결건조된 발광박테리아를 재활성 시약에 첨가하여 N-tox (Neoenbiz, Korea) 기기 내에서 재활성하였다. 모든 대조구 및 시험구는 지수식으로 4개의 반복구를 두었으며, 96 well plate의 각 well에

25 μ L씩 재활성된 발광박테리아를 접종한 후 접종 직후의 발광량과 30분 후의 발광량을 측정하였다.

시험의 적합도는 시험 시작 시 발광박테리아의 초기 발광량과 30분 후의 발광량의 비가 0.6 ~ 1.8의 범위에 포함되는지 확인하였다.

시험용액의 pH 및 염분은 pH·DO meter(Thermo Fisher Scientific, STAR A216, USA) 및 다항목 수질측정기(TOA-DKK, WQC-22A, Japan)를 이용하여 측정하였다.

(나) 저서성 단각류(*Monocorophium acherusicum*)

저서성 단각류(*M. acherusicum*)의 독성시험은 해양환경공정시험기준(해양수산부, 2021) 해양폐기물편에 따라 수행하였다. 먼저 시료의 전처리는 채취한 퇴적물 시료를 300 μ m 표준체에 통과시켜 굵은 입자와 내서생물을 제거하여 통과시킨 시료 약 1 L에 5 L의 여과해수(1 μ m Membrane Filter, Chisso Filter, Japan)를 혼합한 뒤 24시간 동안 폭기 후 퇴적물에 내재하는 암모니아가 시험생물에 영향을 주는 것을 줄이기 위해 Ammonia Photometer(Hanna Instruments, HI96715, Italy)를 사용하여 암모니아 농도가 1 mM 이하임을 확인하였다.

전처리한 시료에 10일 동안 *M. acherusicum*를 노출시켜 생존에 미치는 영향을 조사하였다. 모든 대조구 및 시험구는 지수식으로 4개의 반복구를 두었으며, 1,000 mL 유리 비이커에 175 mL 퇴적물(시료)과 800 mL 무독성 여과해수를 분주하여 300 ~ 500 μ m 크기의 저서성 단각류 20개체를 수용하였다. 시험온도는 20 ± 1 °C, 500 ~ 1,000 lux의 조도로 24시간 연

속 조명 하에, 용존산소 포화도가 80% 이상으로 유지되도록 폭기하였다.

그리고 시험 시작 10일 후 사망 개체를 확인하여 기록하였다. 회수된 생존 개체를 대조구와 동일하게 투여한 후 생존 개체가 퇴적물 안으로 잠입하는지 여부를 확인하였다. 이때 재잠입하지 못하는 개체와 10초 이상 움직임이 없는 개체는 사망한 것으로 간주하였다.

시험의 적합도는 시험기간 동안 대조구의 평균 생존율이 90% 이상이 되는지 확인하였다.

시험용액의 수온, pH, DO, 염분 및 암모니아는 다항목 수질측정기 (TOA-DKK, WQC-22A, Japan) 및 Ammonia Photometer(Hanna Instruments, HI96715, Italy)를 이용하여 시험 시작과 종료시에 측정하였다.

(3) 자료분석

해양환경공정시험기준의 독성판정 기준에 따른 결과와 시험구 및 대조구 간의 평균 검정을 통한 결과 차이를 비교하기 위해 t 검정(TOXCALC 5.0, Tidepool Scientific Software, U.S.)을 적용하였고, 정규성 검정(Shapiro Wilk's test), 분산의 동질성 평가(F-test) 후 유의수준 5%에서 분석하였다. 독성영향의 요인을 파악하기 위해 단순선형회귀분석을 수행하였으며 유의수준 1% 및 5%에서 분석하였다(IBM, SPSS version 17).

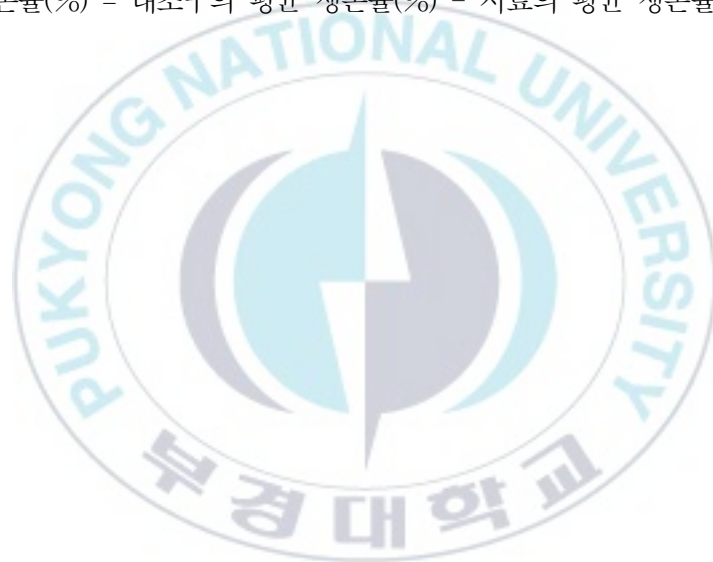
(4) 생태독성시험을 통한 오염도 평가

생태독성시험을 통한 오염도 평가는 해양환경공정시험기준(해양수산부, 2021) 해양폐기물편에서 제시하고 있는 독성 판정기준에 따라 상대발광저

해율(발광박테리아) 및 상대평균생존율(저서성 단각류)이 각각 30% 이하일 경우 “독성없음”으로 판단하였다. 상대평균생존율(%) 및 상대발광저해율(%)은 다음의 식으로부터 계산하였다.

$$\text{상대발광저해율(\%)} = (\text{대조구의 평균 발광량} - \text{시료의 평균 발광량}) / \text{대조구의 평균 발광량} \times 100 \quad (2.7)$$

$$\text{상대평균생존율(\%)} = \text{대조구의 평균 생존율(\%)} - \text{시료의 평균 생존율(\%)} \quad (2.8)$$



3. 퇴적물 오염도 평가 결과 및 고찰

가. 퇴적물 화학 환경

(1) 입도

표층 퇴적물의 입도는 현재의 수리·역학적 퇴적환경 특성을 반영하는 중요한 요인 중 하나이며, 퇴적물의 공급원, 파도, 조류 등과 같은 다양한 요인의 변동에 의해 그 구성이 달라진다(Gao and Collins, 1992; Lee et al., 2004). 일반적으로 오염퇴적물의 정화·복원을 위해 피복기법을 적용할 경우 조립질 퇴적물을 많이 사용한다. 이는 모래와 같은 조립질의 양호한 결정상태와 유기탄소가 오염물질의 이동 봉쇄 및 화학적 고립을 효과적으로 해주기 때문이다(김과 김, 2011).

2017년 ~ 2021년 서해병 폐기물 배출해역의 표층 퇴적물 입도분석 결과, 평균 입도는 비피복구역에서 5.66 ~ 9.05 Φ (평균 $7.04 \pm 0.99 \Phi$), 피복구역에서 0.34 ~ 5.93 Φ (평균 $2.42 \pm 1.39 \Phi$), 대조구역에서 5.17 ~ 6.09 Φ (평균 5.75Φ)로 나타났다. Folk (1968)의 퇴적물 분류에 따라 비피복구역은 sM, sC, 피복구역은 gmS, (g)mS, 대조구역은 sM, mS으로 분류되어 비피복구역과 대조구역은 Mud가 우세한 세립질이었고, 피복구역은 Sand가 우세한 조립질의 퇴적물 조성을 나타내어 준설토 피복으로 인해 퇴적층이 조립화 된 것으로 판단된다(Table 8, Fig. 7).

분급도는 비피복구역에서 1.91 ~ 3.27 Φ (평균 $2.94 \pm 0.48 \Phi$), 피복구역에서 1.31 ~ 3.89 Φ (평균 $2.81 \pm 0.66 \Phi$), 대조구역에서 2.68 ~ 3.14 Φ (평균 3.01 Φ)로 모든 구역에서 2.00 Φ 이상(very poorly sorted)으로 나타나 불량한 분급도를 보였다(김과 장, 2014). 일반적으로 퇴적물은 세립한 입자

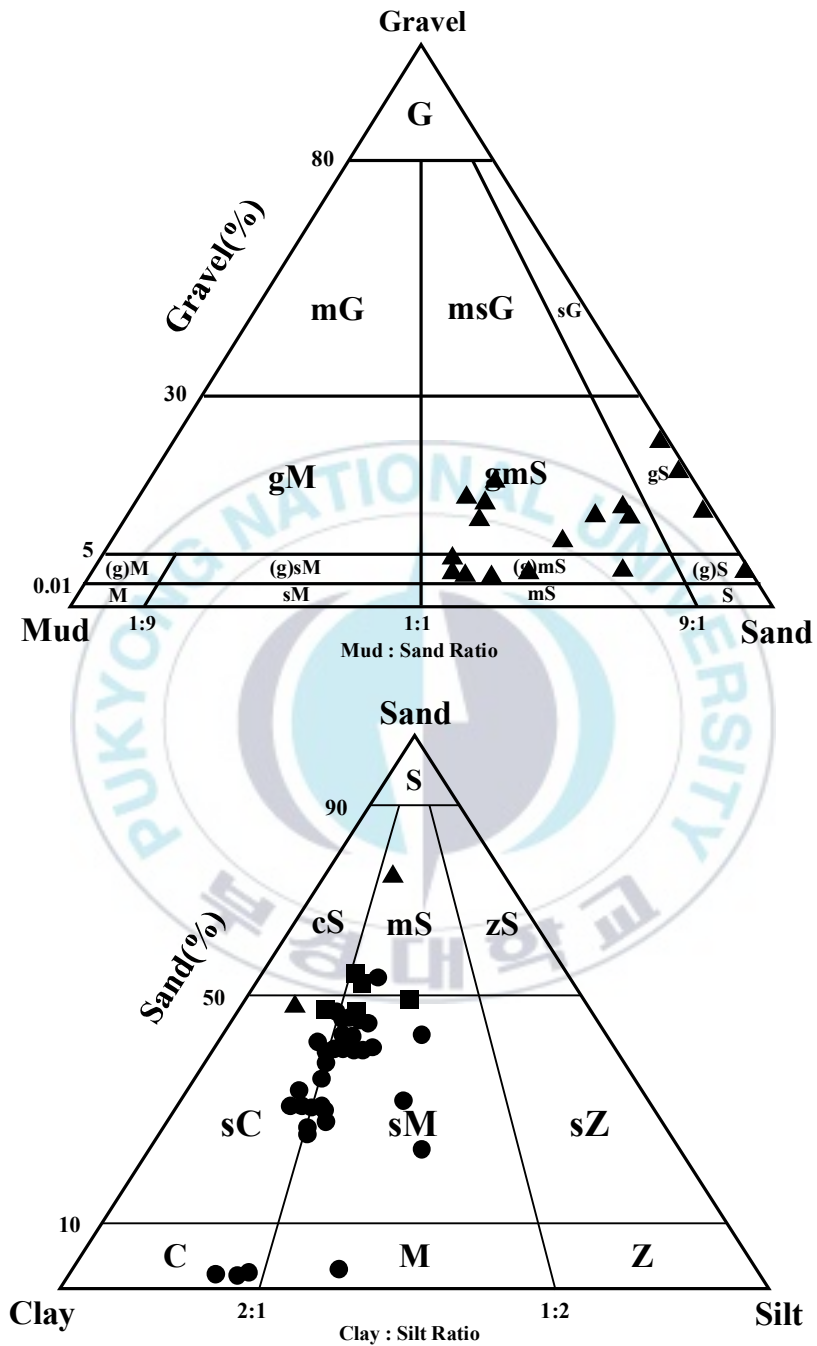
로 구성될수록 표면적이 커져 유기물 및 중금속의 흡착 능력이 뛰어난 것으로 알려져 있어(Horowitz, 1991; Hwang et al., 2010) 비피복구역 및 대조구역이 피복구역과 비교하여 유기물 및 중금속 축적에 유리한 퇴적환경인 것으로 판단된다.



Table 8. Comparison of mean grain size, sorting and it's standard deviations between areas from 2017 to 2021

Year	Group	Mz	So
		Φ	
2017	N (n=6)	6.77±0.96	2.92±0.43
	C (n=4)	2.58±2.45	2.06±0.81
	R (n=1)	5.17	2.68
2018	N (n=6)	6.78±1.16	2.98±0.52
	C (n=4)	1.47±1.46	2.33±0.77
	R (n=1)	5.82	3.14
2019	N (n=6)	7.23±0.98	2.93±0.51
	C (n=4)	2.48±1.15	2.97±0.84
	R (n=1)	5.65	2.99
2020	N (n=6)	7.12±0.98	2.95±0.47
	C (n=4)	2.75±1.13	3.40±0.49
	R (n=1)	6.09	3.13
2021	N (n=6)	7.28±0.90	2.94±0.49
	C (n=4)	2.80±0.75	3.27±0.39
	R (n=1)	6.03	3.13
Average	N (n=30)	7.04±0.99	2.94±0.48
	C (n=20)	2.42±1.39	2.81±0.66
	R (n=5)	5.75	3.01

※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area, Mz: Mean grain size, So: Sorting



●: No capping Site, ▲: Capping Site, ■: Reference Site

Fig. 12. Triangular diagram showing sedimentary types in each areas.

(2) 유기물

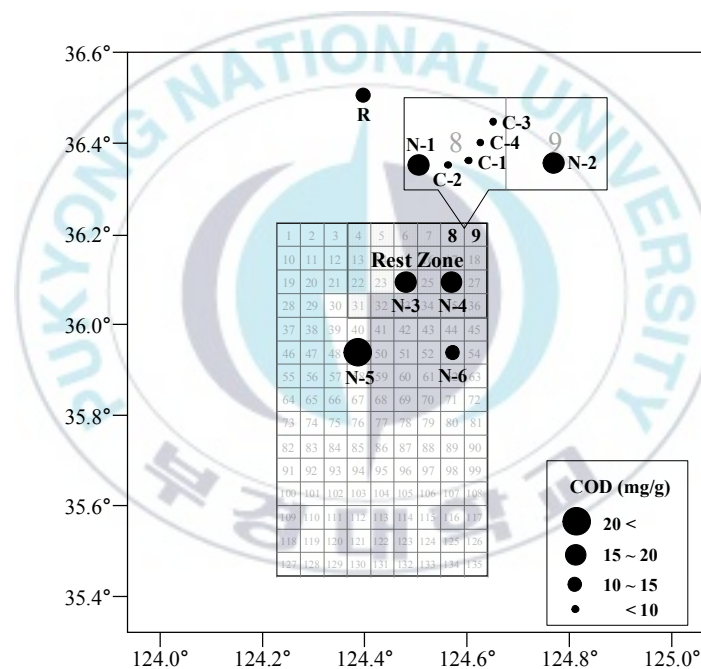
(가) 유기물 함량

2017년 ~ 2021년 서해병 폐기물 배출해역의 표층 퇴적물 유기물 함량 분석 결과, COD는 비피복구역에서 $12.84 \sim 23.05 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ (평균 $16.61 \pm 2.87 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$), 피복구역에서 $2.93 \sim 13.59 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ (평균 $8.69 \pm 2.10 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$), 대조구역에서 $10.35 \sim 11.78 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ (평균 $10.96 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$)으로 비피복구역에서 가장 높게 나타났고, 피복구역에서 가장 낮게 나타났다(Fig. 8). 우리나라의 다른 해역과 비교해 보면 비피복구역의 경우 부산항 및 마산항에서 조사된 표층 퇴적물의 COD 농도 $5.05 \sim 43.67 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ (평균 $17.45 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$), $11.30 \sim 29.90 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ (평균 $19.60 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$) 범위보다는 다소 낮은 농도이지만, 서해안의 경기만, 아산만, 군산 연안, 목포 연안 등에서 조사된 표층 퇴적물의 COD 농도 $3.19 \sim 8.41 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ 범위보다는 2배 이상 높은 함량을 나타내었다. 이는 비피복구역이 과거 2006년까지 폐기물의 집중배출로 인한 오염부하가 컸던 구역으로 10여 년이 경과한 시점까지도 우리나라 연안보다 높은 함량을 나타내고 있었다. 피복구역과 대조구역의 COD 농도는 우리나라 서해안의 COD 농도와 비슷한 수준으로 나타났다(강 등, 1993; 박 등, 1995; 황 등, 2006).

TOC는 비피복구역에서 $0.83 \sim 1.62\%$ (평균 $1.16 \pm 0.19\%$), 피복구역에서 $0.23 \sim 0.96\%$ (평균 $0.49 \pm 0.14\%$), 대조구역에서 $0.64 \sim 0.78\%$ (평균 0.71%)으로 비피복구역에서 가장 높게 나타났고, 피복구역에서 가장 낮게 나타났다(Fig. 9).

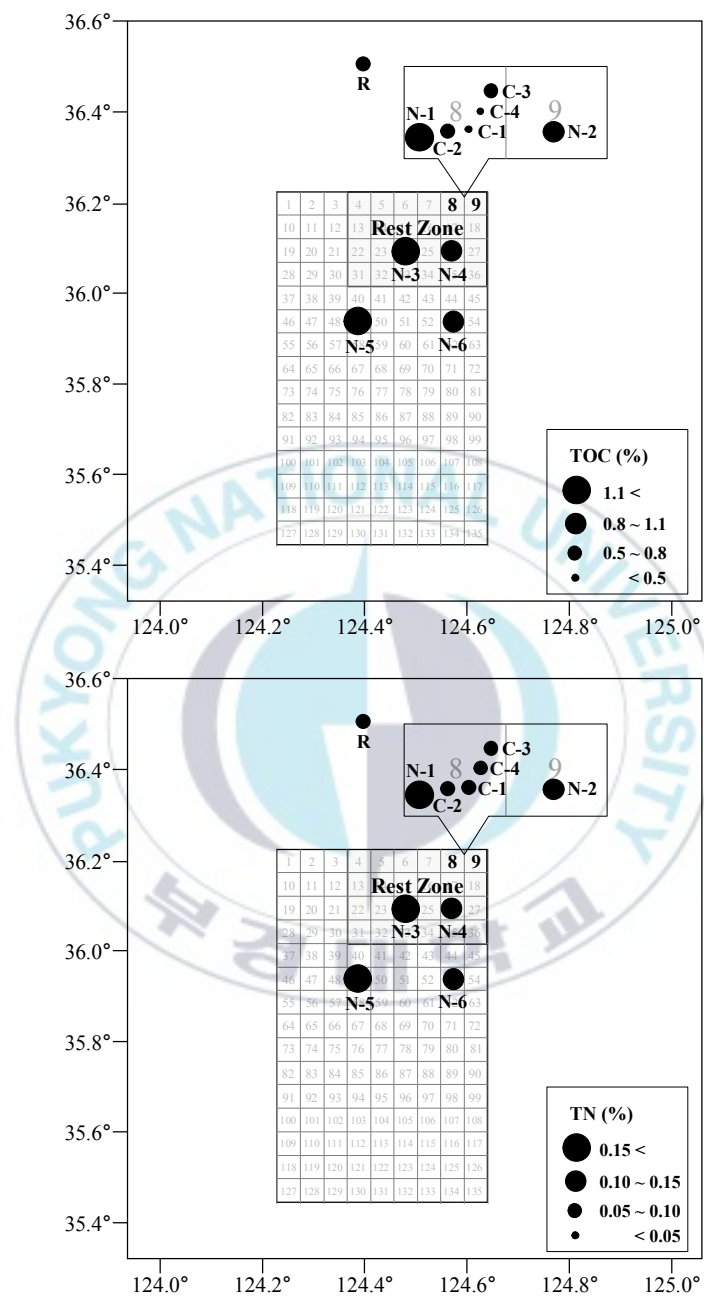
TN은 비피복구역에서 0.11 ~ 0.19%(평균 $0.15 \pm 0.02\%$), 피복구역에서 0.02 ~ 0.14%(평균 $0.07 \pm 0.02\%$), 대조구역에서 0.06 ~ 0.10%(평균 0.09%)으로 나타나 비피복구역에서 가장 높게 나타났고, 피복구역에서 가장 낮게 나타났다(Fig. 9).

TOC와 TN은 비피복구역의 경우 우리나라 연안의 평균 농도보다 높게 나타났고, 피복구역과 대조구역은 유사하거나 낮게 나타났다(강 등, 1993).



※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 13. The horizontal distributions of organic matter contents for COD in surface sediments.



※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 14. The horizontal distributions of organic matter contents for TOC, TN in surface sediments.

Table 9. Comparison of average organic matter (COD, TOC, TN) contents and it's standard deviations between areas from 2017 to 2021

Year	Group	COD	TOC	TN
		mgO ₂ /g·dry	%	
2017	N (n=6)	17.44±2.07	1.21±0.15	0.16±0.02
	C (n=4)	10.72±3.00	0.73±0.20	0.11±0.02
	R (n=1)	10.47	0.78	0.10
2018	N (n=6)	15.81±3.40	1.18±0.30	0.14±0.03
	C (n=4)	4.49±1.72	0.31±0.10	0.05±0.01
	R (n=1)	11.78	0.75	0.10
2019	N (n=6)	16.49±3.48	1.13±0.17	0.15±0.02
	C (n=4)	7.91±3.07	0.48±0.13	0.06±0.02
	R (n=1)	10.35	0.64	0.09
2020	N (n=6)	17.29±3.22	1.07±0.15	0.15±0.02
	C (n=4)	10.62±1.68	0.43±0.15	0.05±0.02
	R (n=1)	10.84	0.64	0.06
2021	N (n=6)	16.02±2.17	1.22±0.15	0.16±0.02
	C (n=4)	9.73±1.05	0.47±0.10	0.06±0.01
	R (n=1)	11.34	0.73	0.10
Average	N (n=30)	16.61±2.87	1.16±0.19	0.15±0.02
	C (n=20)	8.69±2.10	0.49±0.14	0.07±0.02
	R (n=5)	10.96	0.71	0.09

※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Table 10. The average of organic matter (COD, TOC, TN) contents in surface sediments around Korea Peninsula

Study region	COD	TOC	TN	Reference
	mgO ₂ /g·dry	%		
Coastal zone of Korea	12.40	1.10	0.19	
Kyeonggi Bay	4.05	0.53	0.08	
Asan Bay	6.20	0.73	1.03	Kang et al.(1993)
Coast of Kunsan	3.19	0.17	0.03	
Coast of Mokpo	8.41	0.63	0.09	
Gwangyang Bay	13.67	1.04	0.11	
Gamak Bay	31.00	1.03	0.14	Noh et al.(2006)
Masan Harbor	19.60	2.30	0.20	Hwang et al.(2006)
Busan Harbor	17.45	2.49	0.13	Park et al.(1995)
Ulsan Bay	9.70	1.07	0.13	Hwang et al.(2014)
West Sea-Byeong (N)	16.61±2.87	1.16±0.19	0.15±0.02	
West Sea-Byeong (C)	8.69±2.10	0.49±0.14	0.07±0.02	This Study
West Sea-Byeong (R)	10.96	0.71	0.09	
Environmental quality criteria in Japan	20.00	–	–	Yokoyama(2000)
Quality guidelines for in Korea	–	2.00	–	MOF(2017)

※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

(나) 유기물 오염도 평가

서해병 폐기물 배출해역의 표층 퇴적물 유기물 오염도를 평가하기 위해 COD, TOC 분석 결과와 퇴적물 기준과 비교해 보았다. 먼저 COD는 비피복구역의 경우 N-5 정점에서 2017년 20.59 $\text{mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$, 2018년 22.49 $\text{mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$, 2019년 20.60 $\text{mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$, 2020년 23.05 $\text{mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ 로 일본 수산생물 보호기준의 초기 오염 상태를 나타내는 20 $\text{mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ 보다 높은 농도를 나타내었고, 전체적으로 20 $\text{mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ 에 근접한 농도 분포를 나타내어 유기물 오염의 가능성을 시사하고 있었다. 반면, 피복구역과 대조구역에서는 기준치를 초과하지 않았다.

한편, TOC는 모든 구역에서 국내 어장환경기준(MOF, 2017)의 2.0%보다 낮게 나타났고, TOC에 대한 TN의 비(C/N ratio)를 이용하여 서해병 폐기물 배출해역의 표층 퇴적물 내 유기물의 기원을 살펴본 결과, 비피복구역에서 7.34 ~ 7.65(평균 7.52), 피복구역에서 6.65 ~ 7.57(평균 7.27), 대조구역에서 7.84로 모든 구역에서 10 이하로 나타났다(Fig. 10). 따라서 서해병 폐기물 배출해역의 표층 퇴적물 내 유기물은 폐기물 배출에 의한 유기물 기원보다는 해역 자체의 생물체에 의해 생성된 유기물 기원이 우세하다는 기존 연구결과와 일치하였다(Hyun et al., 2003, 2004; Hwang et al., 2006). 일반적으로 C/N ratio는 기기분석적인 측면과 상대적인 안정성 때문에 C/P ratio에 비해 유기물의 기원을 해석하는데 있어서 널리 사용되고 있다. 그러나 퇴적물 내 유기물 함량은 다양한 기원에서 유래된 산물이기 때문에 C/N ratio만으로 유기물 기원을 판단하는 것은 한계가 있다. 더구나 C/N ratio는 지역적인 특성(풍화, 육상기원 유기물의 공급)과 퇴적환경

의 특성(수층의 일차생산, 수심, 퇴적률, 유기물의 광물화 정도)에 따라 좌우된다(최 등, 2000). 서해병 폐기물 배출해역과 같이 연안에 비해 수심이 깊고 고농도의 유기물이 다량으로 유입된 해역에 C/N ratio의 적용이 적합한지 고려해볼 필요가 있을 것이며, C/N ratio 이외에 입자성 유기탄소 동위원소비($\delta^{13}\text{C}$)를 적용하여 유기물 기원을 판단하는 추가적인 연구도 필요할 것으로 판단된다.



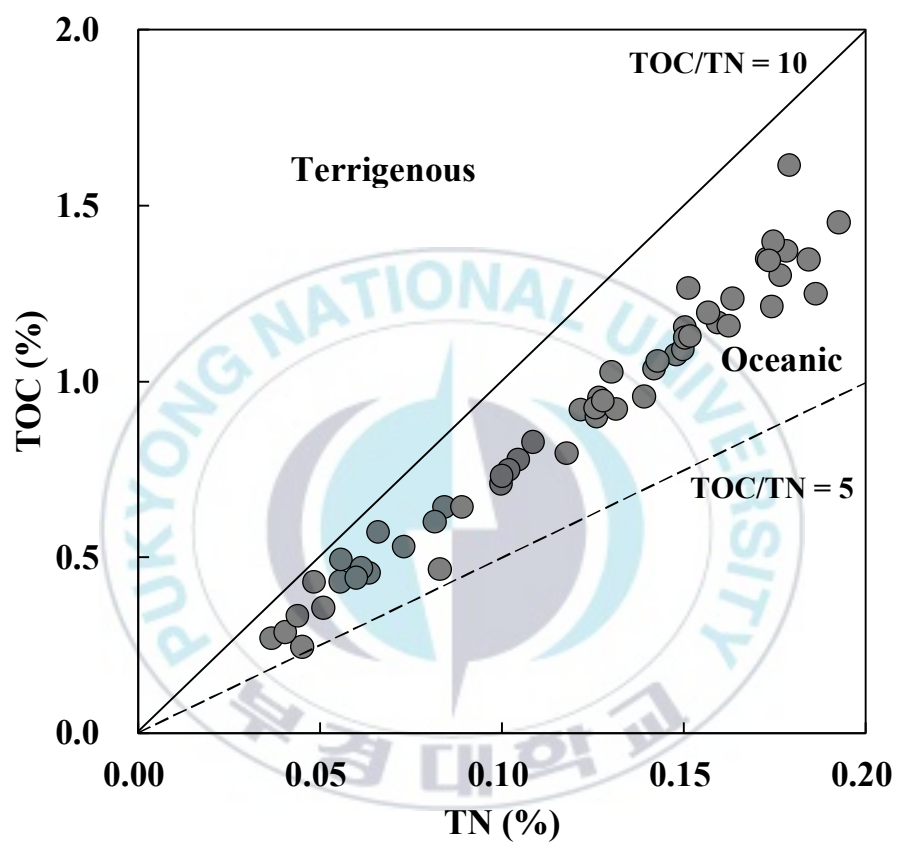


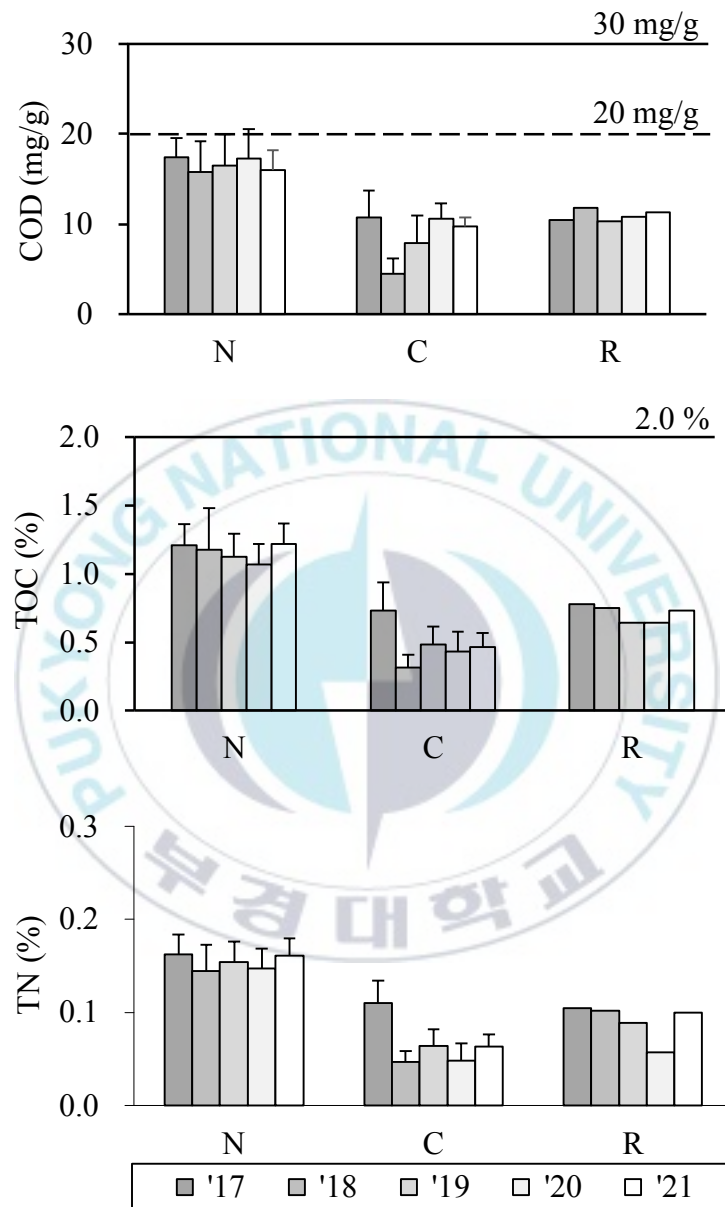
Fig. 15. Plot of total nitrogen (TN) versus total organic carbon (TOC) in surface sediment from study areas. The solid and dotted lines represent the boundary of terrigenous and oceanic origins for organic matter in sediment, respectively.

(다) 시공간적 변화 분석

2017년 ~ 2021년 서해병 폐기물 배출해역의 표층 퇴적물 COD, TOC, TN 등 유기물 농도는 모든 구역에서 시간 경과에 따라 증감을 반복하는 경향을 보였으며, 피복구역의 유기물 함량이 비피복구역 및 대조구역보다 낮게 유지되고 있어 준설토 피복으로 인해 표층 퇴적물의 유기물 함량이 저감된 것으로 판단된다(Fig. 11).

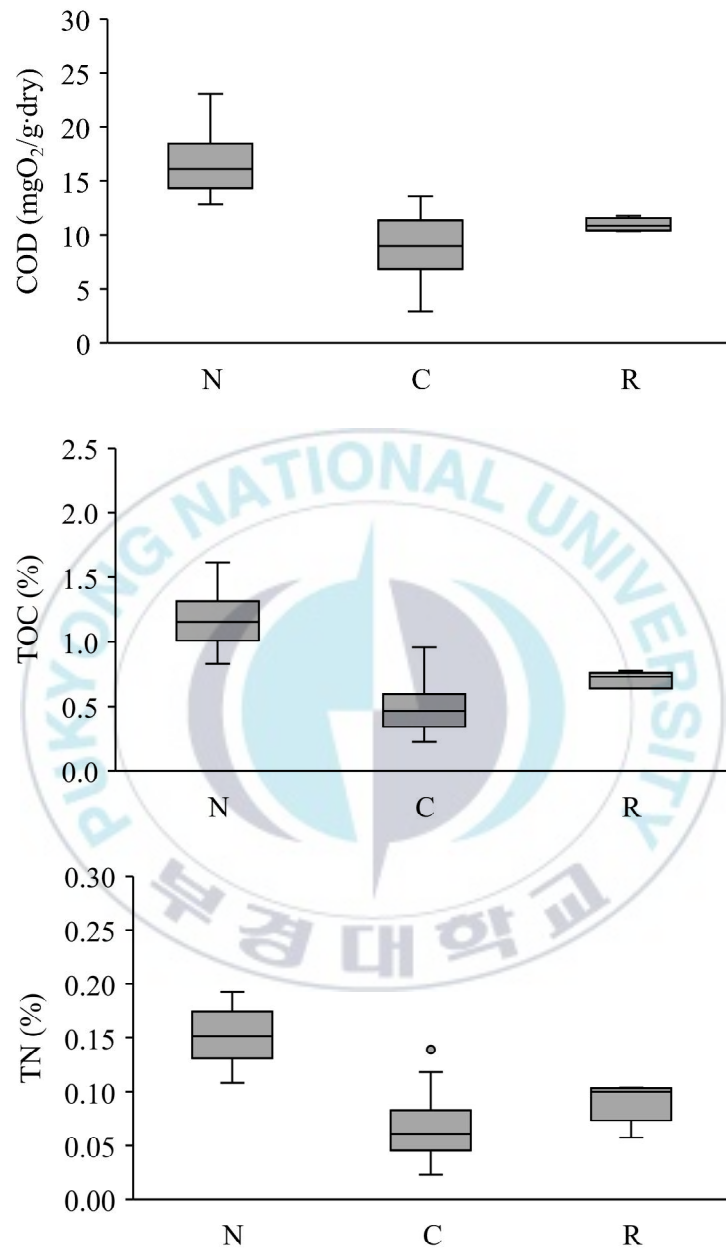
(라) 구역별 평균 비교

각 구역별 유기물 함량 평균 비교 결과, COD, TOC, TN의 모든 항목에서 피복구역의 유기물 함량이 비피복구역의 함량보다 유의하게 낮았다($p < .05$). 또한 피복구역의 TOC, TN의 함량이 대조구역보다 유의하게 낮은($p < .05$) 것으로 볼 때 준설토 피복으로 인한 오염물질 차단 효과가 나타난 것으로 판단된다(Fig. 12, Table 11 ~ Table 13).



※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 16. The result of temporal variations of the organic matter contents in each areas.



※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 17. The result of comparison of the spatial difference among areas.

Table 11. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (N-C)

	COD	TOC	TN
	mgO ₂ /g·dry	%	
N (Avg.)	16.61	1.16	0.15
C (Avg.)	8.69	0.49	0.07
<i>p</i> -value	.000	.000	.000

※ N: No capping area, C: Capping area

Table 12. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (C-R)

	COD	TOC	TN
	mgO ₂ /g·dry	%	
C (Avg.)	8.69	0.49	0.07
R (Avg.)	10.96	0.71	0.09
<i>p</i> -value	.148	.012	.042

※ C: Capping area, R: Reference area

Table 13. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (N-R)

	COD	TOC	TN
	mgO ₂ /g·dry	%	
N (Avg.)	16.61	1.16	0.15
R (Avg.)	10.96	0.71	0.09
<i>p</i> -value	.000	.000	.000

※ N: No capping area, R: Reference area

(3) 중금속

(가) 중금속 함량

2017년 ~ 2021년 서해병 폐기물 배출해역의 표층 퇴적물 중금속 함량 분석 결과, Cr은 비피복구역에서 $61.3 \sim 152.8 \text{ mg/kg}$ (평균 $93.8 \pm 24.2 \text{ mg/kg}$) 범위로 가장 높게 나타났고, 피복구역에서는 $10.6 \sim 77.5 \text{ mg/kg}$ (평균 $46.9 \pm 15.9 \text{ mg/kg}$) 범위로 비피복구역과 비교 시 평균 농도가 약 50% 수준으로 낮게 나타났으며, 대조구역(평균 59.5 mg/kg)과는 유사하거나 낮게 나타났다.

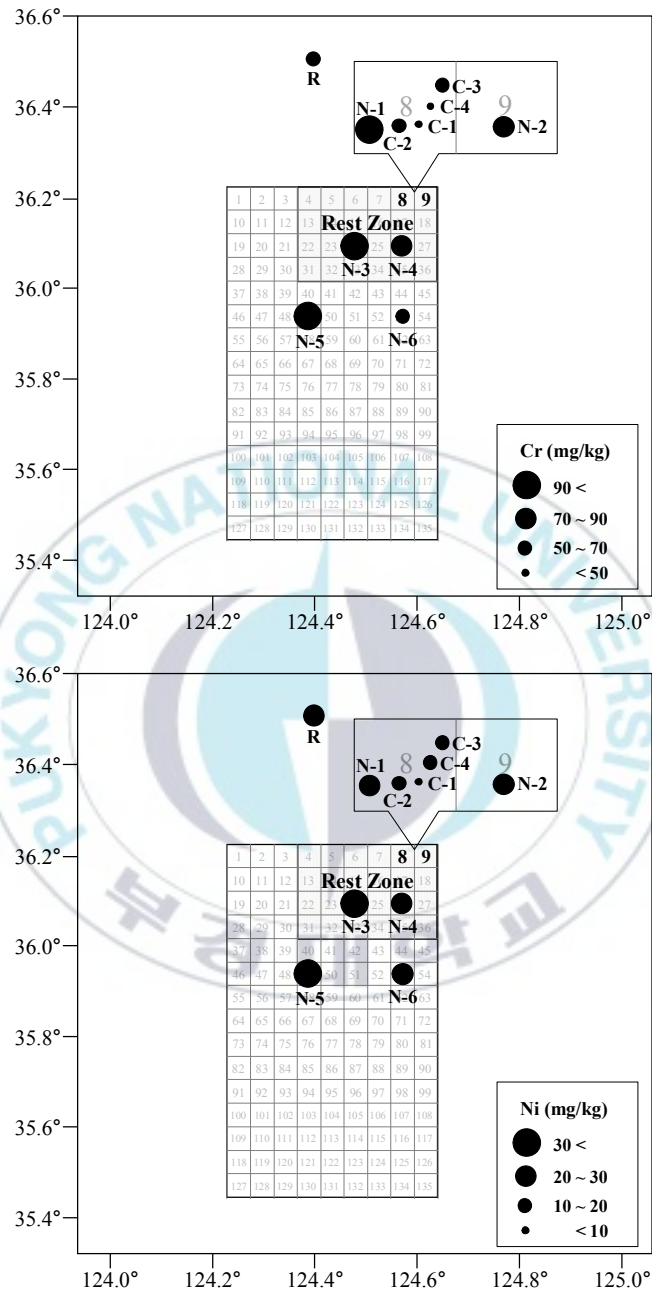
Ni과 Cd은 비피복구역에서 각각 평균 $28.7 \pm 5.2 \text{ mg/kg}$ 과 $0.113 \pm 0.020 \text{ mg/kg}$ 로 가장 높게 나타났고, 피복구역에서 각각 평균 $14.4 \pm 4.1 \text{ mg/kg}$ 과 $0.056 \pm 0.021 \text{ mg/kg}$ 로 Cr과 마찬가지로 피복구역에서 비피복구역 대비 약 50% 수준으로 낮게 나타났다.

그 외 Cu, Zn, As, Pb, Hg 항목들도 피복구역에서 비피복구역보다 낮은 농도 분포를 나타내었고, 대조구역과 비교 시 유사하거나 낮게 나타나 준 설토 피복으로 인한 오염물질 격리 효과가 나타난 것으로 판단된다.

서해병 폐기물 배출해역의 중금속 평균 함량을 우리나라의 다른 해역과 비교해 보면 비피복구역의 경우 Cr의 평균 함량(평균 93.8 mg/kg)이 반폐쇄성 내만의 특성을 가진 마산항(79.0 mg/kg) 및 시화호 외측(81.0 mg/kg)보다 1.2배, 광양제철소와 여천국가산업단지가 위치한 광양만(51.0 mg/kg)보다 1.8배, 서해병 배출해역이 위치한 황해(37.0 mg/kg)의 퇴적물에 비해 2.5배 높게 나타났다. Ni의 평균 함량(평균 28.7 mg/kg)은 시화호 외측(33.0 mg/kg)의 퇴적물보다는 낮았지만, 경기만, 함평만, 황해의 퇴적물보

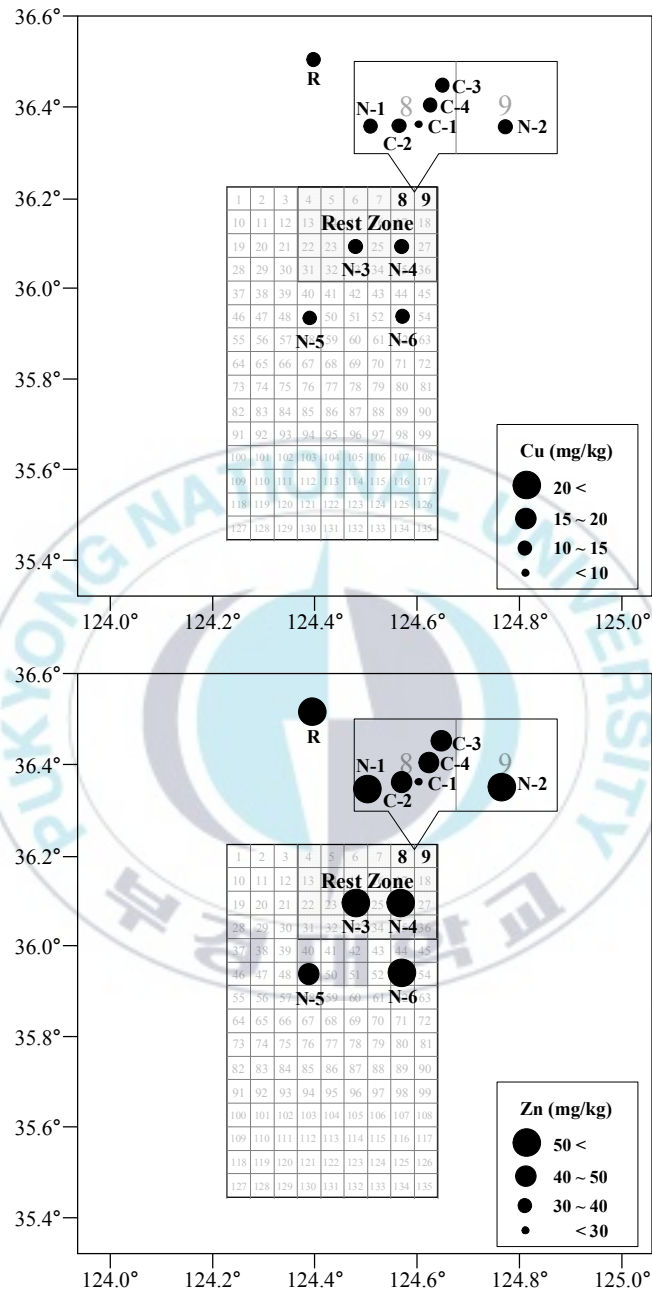
다 비슷하거나 높게 나타났다. 그 외 항목들은 다른 해역과 비슷하거나 낮게 나타났다. 피북구역의 경우 기존에 연구된 다른 해역의 중금속 평균 함량 중 가장 낮은 농도 분포를 보이는 함평만의 퇴적물과 비슷하거나 낮게 나타났다. 대조구역은 Cr의 평균 함량(평균 59.5 mg/kg)이 우리나라 연안(평균 58.0 mg/kg) 및 광양만(평균 51.0 mg/kg)의 퇴적물과 비슷한 농도를 나타내었고, 그 외 항목들은 비슷하거나 낮게 나타났다(Table 14).





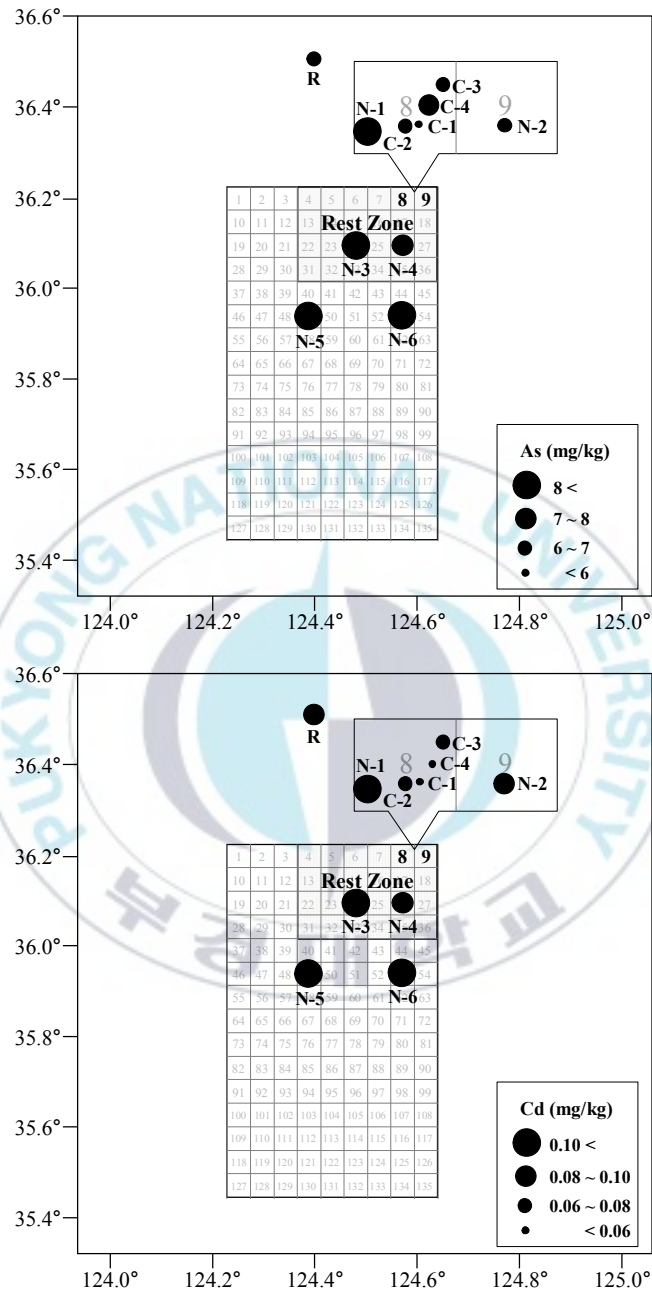
※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 18. The horizontal distributions of metallic elements contents for Cr, Ni in surface sediments.



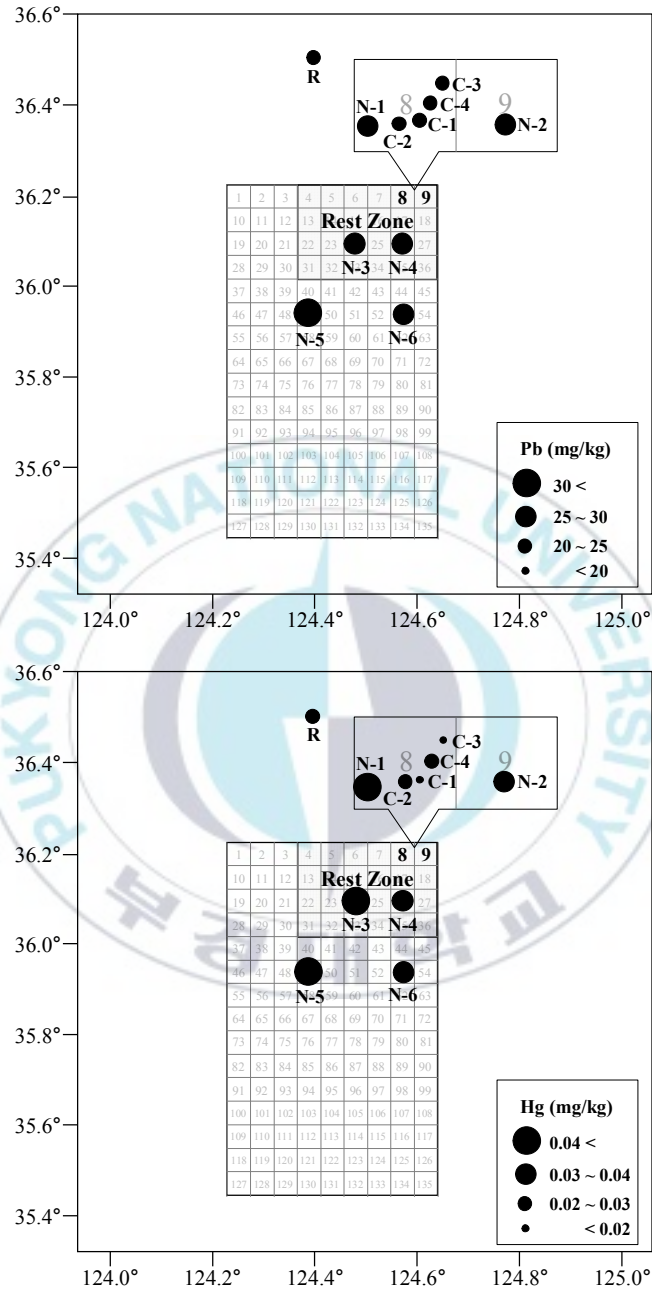
※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 19. The horizontal distributions of metallic elements contents for Cu, Zn in surface sediments.



※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 20. The horizontal distributions of metallic elements contents for As, Cd in surface sediments.



※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 21. The horizontal distributions of metallic elements contents for Pb, Ni in surface sediments.

Table 14. Comparison of average heavy metal contents and it's standard deviations between areas from 2017 to 2021

Year	Group	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
mg/kg									
2017	N	100.6±17.7	29.7±6.3	13.2±2.0	58.0±5.8	7.4±1.1	0.105±0.034	28.4±2.3	0.038±0.010
	C	54.6±21.1	16.4±7.1	9.2±4.4	45.9±16.7	6.7±1.0	0.064±0.037	24.8±0.5	0.013±0.011
	R	63.3	21.7	12.8	57.1	7.0	0.063	21.0	0.019
2018	N	95.8±25.6	29.2±5.5	10.4±1.0	50.9±2.3	7.1±0.9	0.108±0.020	27.6±2.4	0.042±0.009
	C	41.3±21.2	10.4±3.8	6.8±2.9	33.5±12.6	6.1±0.9	0.041±0.018	23.4±2.7	0.025±0.017
	R	66.5	25.6	11.0	51.2	7.4	0.092	26.8	0.025
2019	N	85.0±23.2	28.2±5.8	11.2±1.7	50.5±4.2	8.4±2.1	0.126±0.018	29.3±2.6	0.038±0.007
	C	31.9±11.7	11.3±3.6	7.7±3.7	31.9±10.5	6.7±0.3	0.046±0.014	23.1±1.1	0.015±0.007
	R	53.5	21.4	11.1	52.4	5.3	0.112	25.1	0.022
2020	N	87.0±25.7	26.3±4.4	13.3±0.9	54.2±1.8	7.8±1.4	0.114±0.016	27.8±2.4	0.045±0.009
	C	49.3±12.2	16.0±3.6	11.9±2.9	45.7±11.1	6.8±1.3	0.059±0.012	23.7±2.7	0.021±0.004
	R	49.9	19.2	12.4	53.0	6.9	0.073	23.4	0.025
2021	N	100.7±28.6	30.1±4.1	10.7±0.6	48.5±2.3	9.0±0.5	0.114±0.013	27.8±1.8	0.048±0.014
	C	57.5±13.6	17.9±2.3	12.6±0.4	47.4±1.7	7.9±0.7	0.071±0.022	24.6±0.8	0.025±0.009
	R	64.3	24.2	10.1	47.5	8.5	0.084	24.3	0.030
Average	N	93.8±24.2	28.7±5.2	11.8±1.3	52.4±3.3	8.0±1.2	0.113±0.020	28.2±2.3	0.042±0.010
	C	46.9±15.9	14.4±4.1	9.6±2.9	40.9±10.5	6.8±0.9	0.056±0.021	23.9±1.5	0.020±0.010
	R	59.5	22.4	11.5	52.2	7.0	0.085	24.1	0.024

※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Table 15. The average of heavy metals (Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Hg) in surface sediments around Korea Peninsula

Study region	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg	Reference
	mg/kg								
Coastal zone of Korea	58.0	-	37.0	122.0	9.1	0.250	35.0	0.050	Ra et al.(2013)
Kyeonggi Bay	70.0	25.0	25.0	92.0	-	-	-	-	Lee et al.(1998)
Shihwa (outer)	81.0	33.0	55.0	122.0	7.9	0.500	29.0	-	Choi et al.(1999)
Gwangyang Bay	51.0	-	18.0	86.0	-	0.200	28.0	-	Hyun et al.(2003)
Gamak Bay	78.0	-	28.0	114.0	9.8	0.100	28.0	0.020	Kim et al.(2012)
Hampyeong Bay	34.0	15.0	12.0	45.0	-	-	20.0	-	Youn et al.(1999)
Masan Harbor	79.0	-	73.0	321.0	10.5	1.400	74.0	0.140	Hwang et al.(2006)
Yellow Sea	37.0	17.0	9.0	40.0	-	-	22.0	-	Cho et al.(1993)
West Sea- Byeong (N)	93.8±24.2	28.7±5.2	11.8±1.3	52.4±3.3	8.0±1.2	0.113±0.020	28.2±2.3	0.042±0.010	This Study
West Sea- Byeong (C)	46.9±15.9	14.4±4.1	9.6±2.9	40.9±10.5	6.8±0.9	0.056±0.021	23.9±1.5	0.020±0.010	
West Sea- Byeong (R)	59.5	22.4	11.5	52.2	7.0	0.085	24.1	0.024	
Threshold Effect Level (TEL)	116.0	47.2	20.6	68.4	14.5	0.750	44.0	0.110	MOF(2018)
Probable Effect Level (PEL)	181.0	80.5	64.4	157.0	75.5	2.720	119.0	0.620	

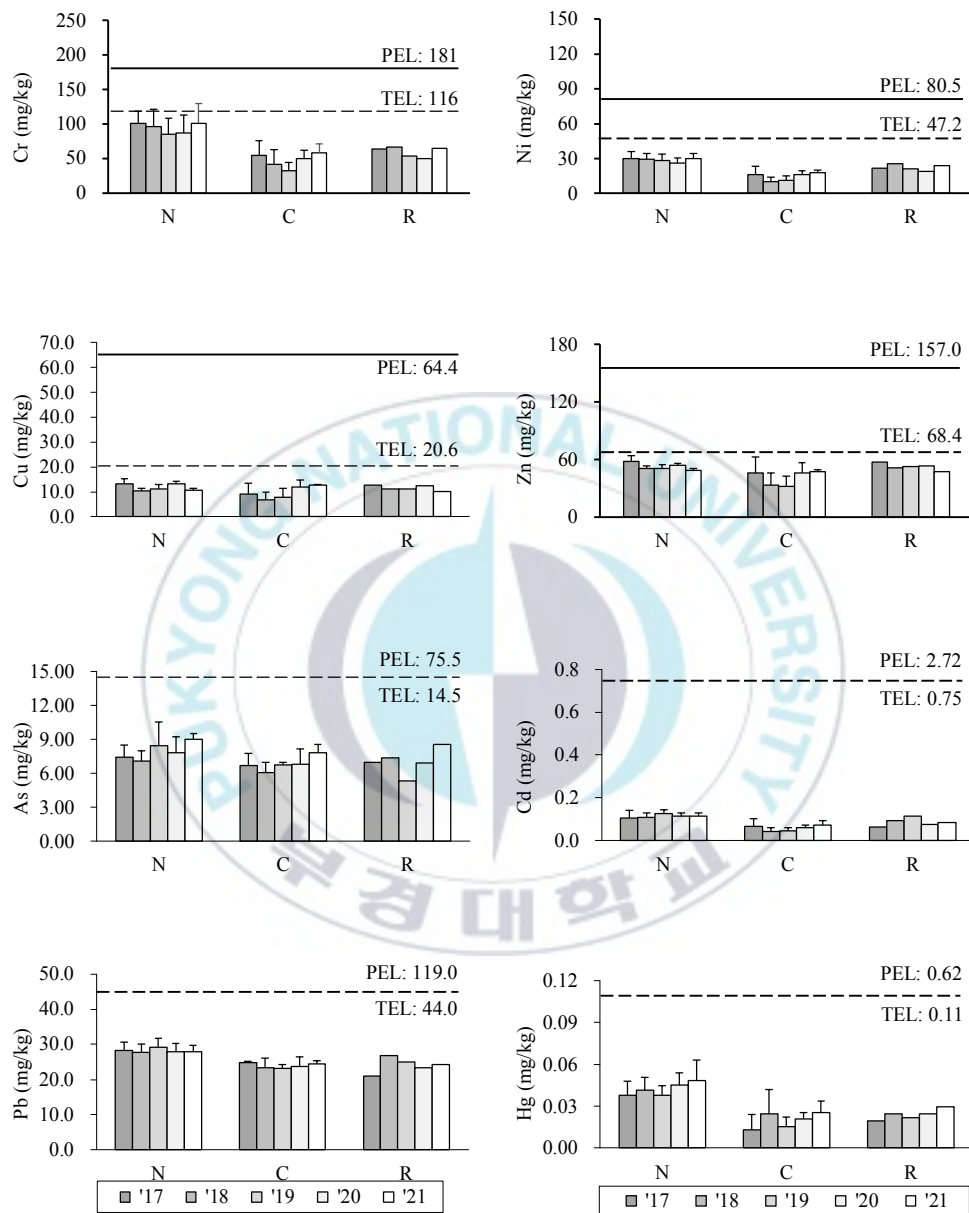
※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

(나) 중금속 오염도 평가

1) 퇴적물 기준

서해병 폐기물 배출해역의 표층 퇴적물의 중금속 오염도를 평가하기 위해 국내 해양 퇴적물의 해양환경기준에서 제시한 8가지 중금속(As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn)에 대한 분석 결과와 기준을 비교하였다.

먼저, 비피복구역의 경우 일부 정점에서 Cr의 함량이 주의기준(TEL)을 초과하여 부정적인 생태 영향이 발현될 가능성을 시사하였다. 피복구역과 대조구역 퇴적물의 중금속 함량은 주의기준 및 관리기준을 초과하지 않는 것으로 나타났고, 피복구역 퇴적물의 중금속 중 Cr, Ni, Cd, Hg의 평균 함량이 비피복구역의 퇴적물에 비해 50% 정도 낮게 유지되고 있고, 그 외 항목들도 비피복구역 및 대조구역에 비해 낮게 나타나 준설토 피복에 의한 오염물질 차단 효과가 있는 것으로 판단된다.



※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 22. The result of temporal variations of the heavy metal contents in each areas.

2) 농축계수(Enrichment Factor, EF)

2017년 ~ 2021년 서해병 폐기물 배출해역 내 표층 퇴적물의 중금속 오염도를 농축계수(EF)를 이용하여 평가하였다.

먼저 Cu, Hg, 그리고 Zn은 EF 값이 모든 구역에서 1.0 미만의 값으로 나타나 오염되지 않은 상태(No enrichment)로 평가되었다.

Cd은 EF 값이 비피복구역에서 평균 1.2로 전반적으로 약간 오염된 상태(Minor enrichment)로 평가되었고, 피복구역(평균 0.8) 및 대조구역(평균 1.0)에서는 일부 정점을 제외하고 오염되지 않은 상태(No enrichment)로 평가되었다.

Ni은 EF 값이 모든 구역에서 1 ~ 3의 값으로 나타나 약간 오염된 상태(Minor enrichment)로 평가되었다.

Pb는 EF 값이 피복구역의 일부 정점에서 1.0 미만의 값으로 나타나 오염되지 않은 상태(No enrichment)로 평가되었고, 그 외 정점 및 비피복구역과 대조구역에서는 1 ~ 3의 값으로 나타나 약간 오염된 상태(Minor enrichment)로 평가되었다.

Cr은 EF 값이 비피복구역에서는 일부 정점에서 3 ~ 5의 값으로 나타나 중간 오염 상태(Moderate enrichment)로 평가되었고, 그 외 정점에서는 1 ~ 3의 값으로 나타나 약간 오염된 상태(Minor enrichment)로 평가되었다. 피복구역과 대조구역에서는 EF 값이 1 ~ 3의 값으로 나타나 전체적으로 약간 오염된 상태(Minor enrichment)로 평가되었다.

As는 EF 값이 각 구역의 일부 정점에서 3 ~ 5의 값으로 나타나 중간 오염 상태(Moderate enrichment)로 평가되었고, 그 외 정점에서는 5 ~ 10

의 값으로 나타나 전체적으로 조금 심한 오염 상태(Moderately severe enrichment)로 평가되었다.

Table 16. Classification of enrichment factor and the number of EF for the heavy metal concentrations in surface sediments of No capping area

EF Range	Designation of sediment quality	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
> 50	Extremely severe enrichment	0	0	0	0	0	0	0	0
25 ~ 50	Very severe enrichment	0	0	0	0	0	0	0	0
10 ~ 25	Severe enrichment	0	0	0	0	0	0	0	0
5 ~ 10	Moderately severe enrichment	24	0	0	0	0	0	0	0
3 ~ 5	Moderate enrichment	6	0	11	0	0	0	0	0
1 ~ 3	Minor enrichment	0	25	19	0	1	30	30	1
< 1	No enrichment	0	5	0	30	29	0	0	29

Table 17. Classification of enrichment factor and the number of EF for the heavy metal concentrations in surface sediments of Capping area

EF Range	Designation of sediment quality	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
> 50	Extremely severe enrichment	0	0	0	0	0	0	0	0
25 ~ 50	Very severe enrichment	0	0	0	0	0	0	0	0
10 ~ 25	Severe enrichment	0	0	0	0	0	0	0	0
5 ~ 10	Moderately severe enrichment	19	0	0	0	0	0	0	0
3 ~ 5	Moderate enrichment	1	0	0	0	0	0	0	0
1 ~ 3	Minor enrichment	0	3	18	0	1	14	20	3
< 1	No enrichment	0	17	2	20	19	6	0	17

Table 18. Classification of enrichment factor and the number of EF for the heavy metal concentrations in surface sediments of Reference area

EF Range	Designation of sediment quality	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
> 50	Extremely severe enrichment	0	0	0	0	0	0	0	0
25 ~ 50	Very severe enrichment	0	0	0	0	0	0	0	0
10 ~ 25	Severe enrichment	0	0	0	0	0	0	0	0
5 ~ 10	Moderately severe enrichment	4	0	0	0	0	0	0	0
3 ~ 5	Moderate enrichment	1	0	0	0	0	0	0	0
1 ~ 3	Minor enrichment	0	2	5	0	0	5	5	0
< 1	No enrichment	0	3	0	5	5	0	0	5

3) 농집지수(Geoaccumulation Index, I_{geo})

2017년 ~ 2021년 서해병 폐기물 배출해역 내 표층 퇴적물의 중금속 오염도를 농집지수(I_{geo})를 이용하여 평가하였다.

Cu, Hg, 그리고 Zn은 I_{geo} 값이 모든 구역에서 0 미만의 값을 나타내 I_{geo} class 0에 해당하여 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted)으로 평가되었다.

Cd은 I_{geo} 값이 비피복구역 1개 정점에서 0 ~ 1의 값으로 나타나 I_{geo} class 1에 해당하여 거의 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted/moderately polluted)으로 평가되었고, 그 외 정점에서는 0 미만의 값으로 나타나 I_{geo} class 0에 해당하여 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted)으로 평가되었다.

Ni과 Pb는 I_{geo} 값이 비피복구역 일부 정점에서 0 ~ 1의 값으로 나타나 I_{geo} class 1에 해당하여 거의 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted/moderately polluted)으로 평가되었고, 그 외 정점 및 피복구역과 대조구역에서는 0 미만의 값으로 나타나 I_{geo} class 0에 해당하여 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted)으로 평가되었다.

Cr은 I_{geo} 값이 비피복구역의 일부 정점에서 1 ~ 2의 값으로 나타나 I_{geo} class 2에 해당하여 약간 오염된 수준(Moderately polluted)을 나타내었고, 그 외 정점에서는 0 ~ 1의 값으로 나타나 I_{geo} class 1에 해당하여 거의 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted/moderately polluted)으로 평가되었다. 피복구역에서는 일부 정점에서 0 ~ 1의 값으로 나타나 I_{geo} class 1에 해당하여 거의 오염되지 않은 수준(Practically

unpolluted/moderately polluted)을 나타내었고, 그 외 정점에서는 0 미만의 값으로 나타나 I_{geo} class 0에 해당하여 오염되지 않은 상태(No enrichment)으로 평가되었다. 대조구역에서는 0 ~ 1의 값으로 나타나 I_{geo} class 1에 해당하여 거의 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted/moderately polluted)으로 평가되었다.

As는 I_{geo} 값이 비피복구역에서 I_{geo} class 3에 해당하는 약간 오염된 수준과 심한 오염 수준의 중간 단계(Moderately/strongly polluted)와 I_{geo} class 2에 해당하는 약간 오염된 수준(Moderately polluted)으로 평가되었다. 피복구역과 대조구역에서는 모든 정점에서 1 ~ 2의 값으로 나타나 I_{geo} class 2에 해당하여 약간 오염된 수준(Moderately polluted)으로 평가되었다.

Table 19. Classification of geoaccumulation index and the number of I_{geo} for the heavy metal concentrations in surface sediments of No capping area

I_{geo}		Designation of sediment quality	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Range	Class									
> 5	6	Very strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
4 ~ 5	5	Strongly / very strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
3 ~ 4	4	Strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
2 ~ 3	3	Moderately / strongly polluted	8	0	0	0	0	0	0	0
1 ~ 2	2	Moderately polluted	22	0	7	0	0	0	0	0
0 ~ 1	1	Practically unpolluted / moderately polluted	0	1	23	0	0	10	6	0
< 0	0	Practically unpolluted	0	29	0	30	30	20	24	30

Table 20. Classification of geoaccumulation index and the number of I_{geo} for the heavy metal concentrations in surface sediments of Capping area

I_{geo}		Designation of sediment quality	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Range	Class									
> 5	6	Very strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
4 ~ 5	5	Strongly / very strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
3 ~ 4	4	Strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
2 ~ 3	3	Moderately / strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
1 ~ 2	2	Moderately polluted	20	0	0	0	0	0	0	0
0 ~ 1	1	Practically unpolluted / moderately polluted	0	0	8	0	0	0	0	0
< 0	0	Practically unpolluted	0	20	12	20	20	20	20	20

Table 21. Classification of geoaccumulation index and the number of I_{geo} for the heavy metal concentrations in surface sediments of Reference area

I_{geo}		Designation of sediment quality	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Range	Class									
> 5	6	Very strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
4 ~ 5	5	Strongly / very strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
3 ~ 4	4	Strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
2 ~ 3	3	Moderately / strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
1 ~ 2	2	Moderately polluted	5	0	0	0	0	0	0	0
0 ~ 1	1	Practically unpolluted / moderately polluted	0	0	4	0	0	0	0	0
< 0	0	Practically unpolluted	0	5	1	5	5	5	5	5

4) 폐기물 배출해역의 중금속 오염도 평가 결과

이상의 3가지 평가방법을 이용한 서해병 폐기물 배출해역의 퇴적물 중 8가지 중금속(As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn)에 대한 오염도 평가결과를 종합해 보면, Cd, Cu, Hg, Zn은 비피복구역, 피복구역 및 대조구역의 일부 정점에서 약간 오염된 수준을 나타내었으나 전체적으로 오염되지 않은 상태인 것으로 파악되었다. Ni, Pb은 전반적으로 약간 오염된 수준을 나타내었으며, Cr은 피복구역 및 대조구역에서 약간 오염된 수준을 나타내었으나 비피복구역에서는 중간 오염 수준을 나타내어 피복구역과 대조구역에 비해 농축정도가 높은 것으로 파악되었다. As는 다른 중금속과 달리 모든 구역에서 오염된 상태를 나타내었으며 특히, 비피복구역에서는 조금 심한 오염 상태를 나타내었다. 일반적으로 As는 지각물질에 풍부하게 존재하는 원소 중 하나로써 암석의 풍화나 화산활동 등에 의해 자연적으로 공급되는 것으로 알려져 있으며, 한국 연안 퇴적물 중 높은 As 농도는 지층을 구성하는 기반암 자체 내 As의 배경농도가 높기 때문인 것으로 알려져 있다(Hwang et al., 2003). 게다가 최근 산업화 및 인간활동에 의한 화석연료의 연소, 살충제 및 제초제의 사용 등을 통해서 인위적으로 공급되기도 하므로 As의 높은 함량은 자연적인 현상과 인위적인 활동이 결부되어 나타난 것으로 판단된다(Hwang et al., 2003; Muñoz-Barbosa et al., 2012).

서해병 폐기물 배출해역이 속해있는 황해는 우리나라와 중국의 여러 하천으로부터 퇴적물이 유입되어 지화학적 공간분포에 영향을 받는다. 그러나 서해병 폐기물 배출해역이 위치한 황해의 중앙부는 퇴적물 축적률이 연간 0.3 ~ 0.9 mm로 황해 해역 중에서 가장 낮다(Hong et al., 1999). 그러

므로 서해병 배출해역은 인위적인 폐기물 배출에 의해 중금속의 분포에 영향을 미칠 수 있는 환경조건을 가지고 있다. 과거 서해병 배출해역에는 주로 폐수처리오니, 하수처리오니, 폐수, 분뇨 등의 폐기물이 배출되었다. 그 중에서 폐수처리오니는 화학, 섬유, 염색, 제지 및 피혁 업종에서 생물·화학적 처리 과정에서 발생된다. 이러한 폐수처리오니 폐기물의 중금속 함량은 업종에 따라 분포범위가 광범위하여 평균적인 함량으로 살펴보면, Cr이 평균 2,392 mg/kg로 가장 높은 함량을 나타내었고, 다음으로 Zn(평균 1,133 mg/kg), Ni(평균 502 mg/kg), Cu(평균 184 mg/kg)가 높게 나타났다. 하수처리오니 폐기물에서는 Zn이 평균 3,679 mg/kg로 가장 높은 함량을 나타내었고, Cu(평균 997 mg/kg), Cr(평균 223 mg/kg), Ni(평균 181 mg/kg), As(평균 10.1 mg/kg)가 비교적 높게 나타났다(해양수산부, 2004).

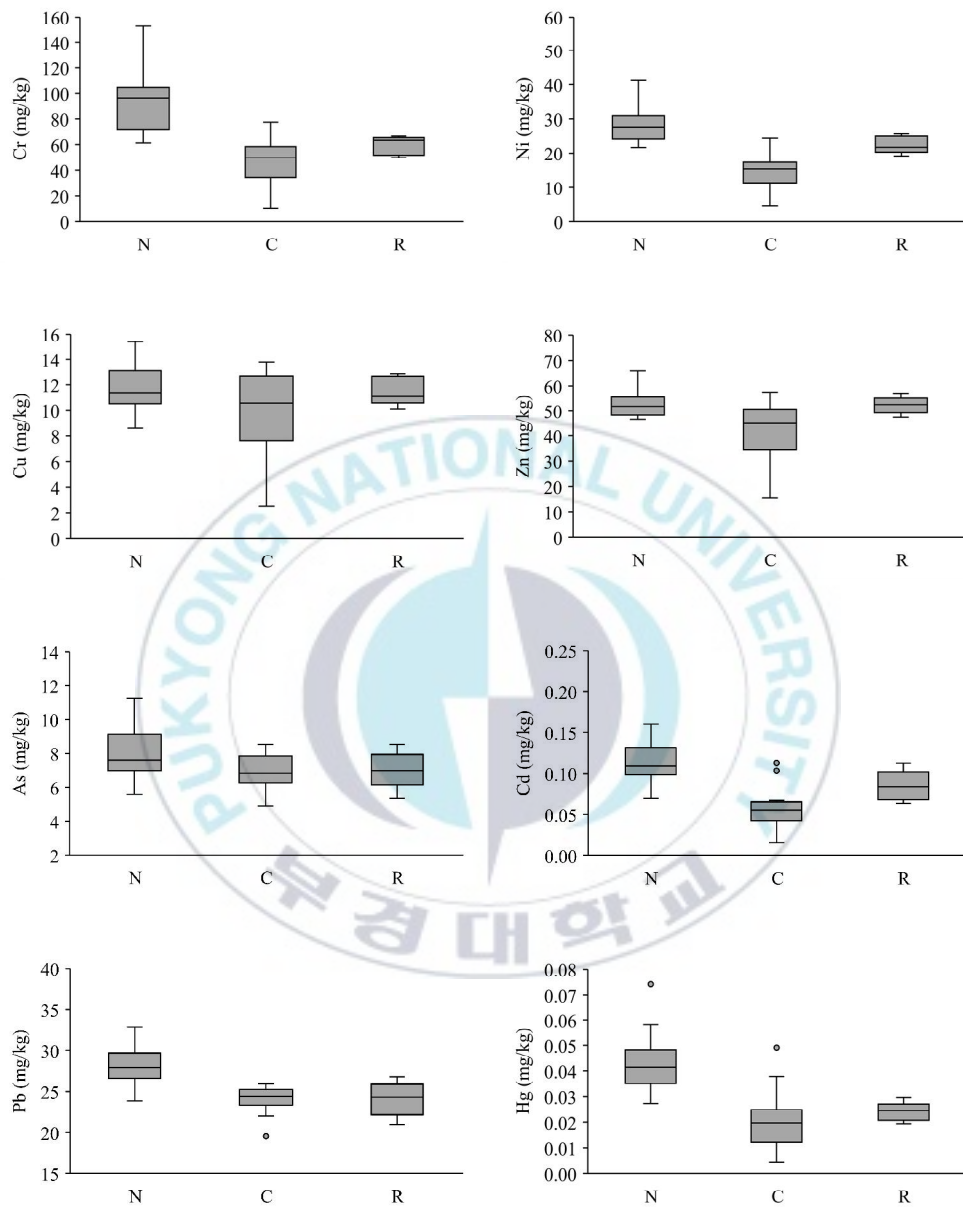
이러한 오니류 폐기물의 배출에 의한 영향으로 서해병 폐기물 배출해역 표층 퇴적물의 Cr, As 등 중금속 함량이 높게 나타난 것으로 판단되며, 비피복구역은 폐기물 배출이 금지된 이후에도 여전히 높은 중금속 함량을 나타내고 있어 지속적인 관찰이 요구된다. 그에 반해 준설토를 활용하여 피복을 실시한 피복구역의 중금속 함량은 상대적으로 낮게 나타나 준설토 피복효과가 있는 것으로 판단된다.

(다) 시공간적 변화 분석

2017년 ~ 2021년 서해병 폐기물 배출해역의 표층 퇴적물 중금속 평균 함량은 모든 구역에서 시간 경과에 따라 증감을 반복하는 경향을 보였다. 또한 피복구역에서는 중금속 함량이 주의기준 및 관리기준을 초과한 연도는 없었으며, 시간 경과에 따른 중금속 함량 변화가 크지 않았고, 비피복 및 대조구역보다 낮은 함량을 유지하고 있어 준설토 피복효과가 지속되는 것으로 판단된다.

(라) 구역별 평균 비교

각 구역별 표층 퇴적물의 중금속 함량 평균 비교 결과 Cu를 제외한 모든 항목에서 피복구역 표층 퇴적물의 중금속 함량이 비피복구역 표층 퇴적물의 중금속 함량보다 유의하게 낮았다($p < .05$). 또한 대조구역 표층 퇴적물의 중금속 함량보다도 낮게 나타났으나 Ni, Zn, Cd을 제외한 항목에서 유의한 차이를 나타내지 않았다($p > .05$)(Fig. 18).



※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

*: Statistically significant difference between areas

Fig. 23. The result of comparison of the spatial difference among areas.

Table 22. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (N-C)

	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
	mg/kg							
N (Avg.)	93.8	28.7	11.8	52.4	8.0	0.113	28.2	0.042
C (Avg.)	46.9	14.4	9.6	40.9	6.8	0.056	23.9	0.020
<i>p</i> -value	.000	.000	.060	.000	.007	.000	.000	.000

※ N: No capping area, C: Capping area

Table 23. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (C-R)

	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
	mg/kg							
C (Avg.)	46.9	14.4	9.6	40.9	6.8	0.056	23.9	0.020
R (Avg.)	59.5	22.4	11.5	52.2	7.0	0.085	24.1	0.024
<i>p</i> -value	.067	.002	.415	.025	.587	.014	1.00	.197

※ C: Capping area, R: Reference area

Table 24. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (N-R)

	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
	mg/kg							
N (Avg.)	93.8	28.7	11.8	52.4	8.0	0.113	28.2	0.042
R (Avg.)	59.5	22.4	11.5	52.2	7.0	0.085	24.1	0.024
<i>p</i> -value	.002	.007	.888	.777	.172	.014	.003	.001

※ N: No capping area, R: Reference area

(4) 퇴적물 환경인자들 간의 상관분석

서해병 폐기물 배출해역의 표층 퇴적물 입도 조성, 유기물 함량, 그리고 중금속 함량 사이의 상관성을 분석하였다.

먼저 퇴적물의 평균 입도(Mz)와 유기물 함량과의 상관성을 분석한 결과, COD, TOC, TN 항목 모두 평균 입도와 좋은 양의 상관성($p=0.846 \sim 0.904$, $p < .01$)을 나타내었고, 평균 입도와 중금속 함량과의 상관성을 분석한 결과, Cr, Ni, As, Cd, Pb, Hg 항목이 평균 입도와 좋은 양의 상관성($p=0.532 \sim 0.892$, $p < .01$)을 나타내어 퇴적물이 세립한 입자로 구성될수록 표면적이 커져 유기물 및 중금속의 흡착 능력이 뛰어나 유기물 및 중금속의 함량이 높아지는 일반적인 경향을 나타내었다(Horowitz, 1991; Hwang et al., 2010).

퇴적물에서 축적이 없는 곳에서 대표적으로 입도 효과를 나타내는 Cu와 Zn은 조립질 퇴적물에서 낮은 농도를 나타내고, 세립질 퇴적물에서 높은 농도를 나타내는데 입자 크기의 변화를 나타낼 수 있는 Li를 사용하여 보정 후에는 입도와 상관성이 낮게 나타났다. 퇴적물 중 중금속 함량은 기원 암석의 광물적 조성, 입도, 퇴적물 내 숙성작용, 자생광물 혹은 생물기원물질, 그리고 인위적인 요인 등 여러 가지 요인에 의해 영향을 받는다(Cho and Park, 1998; Hwang et al., 2010). 중금속에 대한 유기물의 영향을 알아보기 위해 TOC와의 상관성을 분석한 결과, 유기물과 친화력이 큰 Cu, Zn, Cd 항목을 포함한 모든 항목에서 좋은 양의 상관성($p=0.509 \sim 0.925$, $p < .01$)을 나타내었다.

이는 서해병 폐기물 배출해역의 표층 퇴적물 중금속 함량은 입도 및 유기물 함량과 밀접한 관련이 있으며, 이는 준설토 피복으로 인해 조립화된 피복구역의 표층 퇴적물보다 세립한 퇴적상을 가진 비피복구역과 대조구역에서 유기물 및 중금속 함량이 높게 나타난 결과와 일치하는 것으로 나타났다. 따라서 서해병 폐기물 배출해역 오염퇴적물 정화·복원을 위한 준설토 피복을 통해 오염퇴적물의 유기물 및 중금속 함량 저감 효과가 있는 것으로 판단된다.

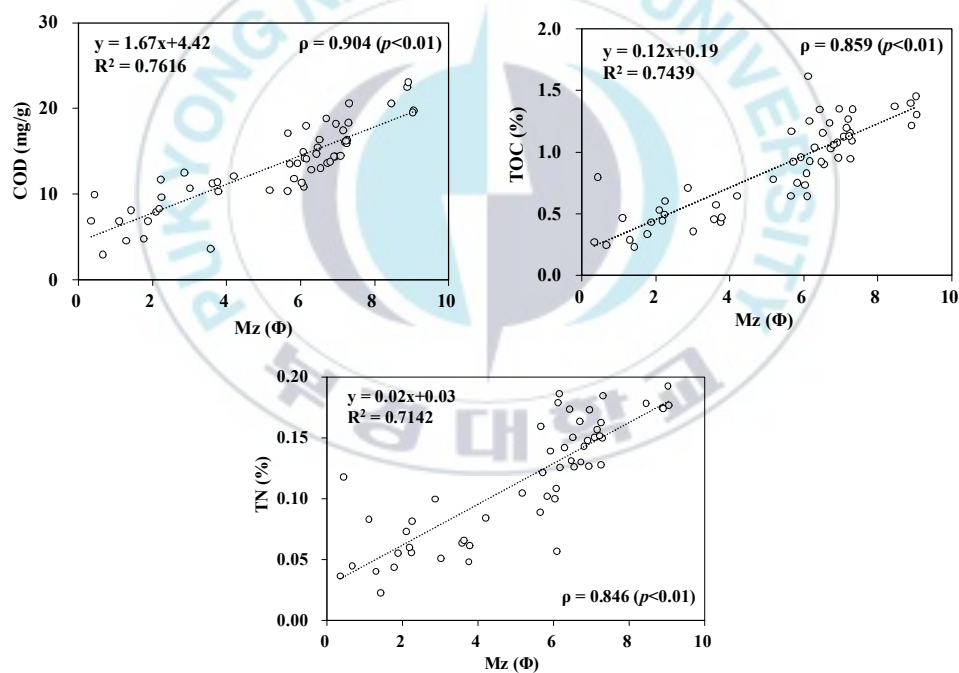


Fig. 24. Correlationship between Mz(Φ) and organic matters.

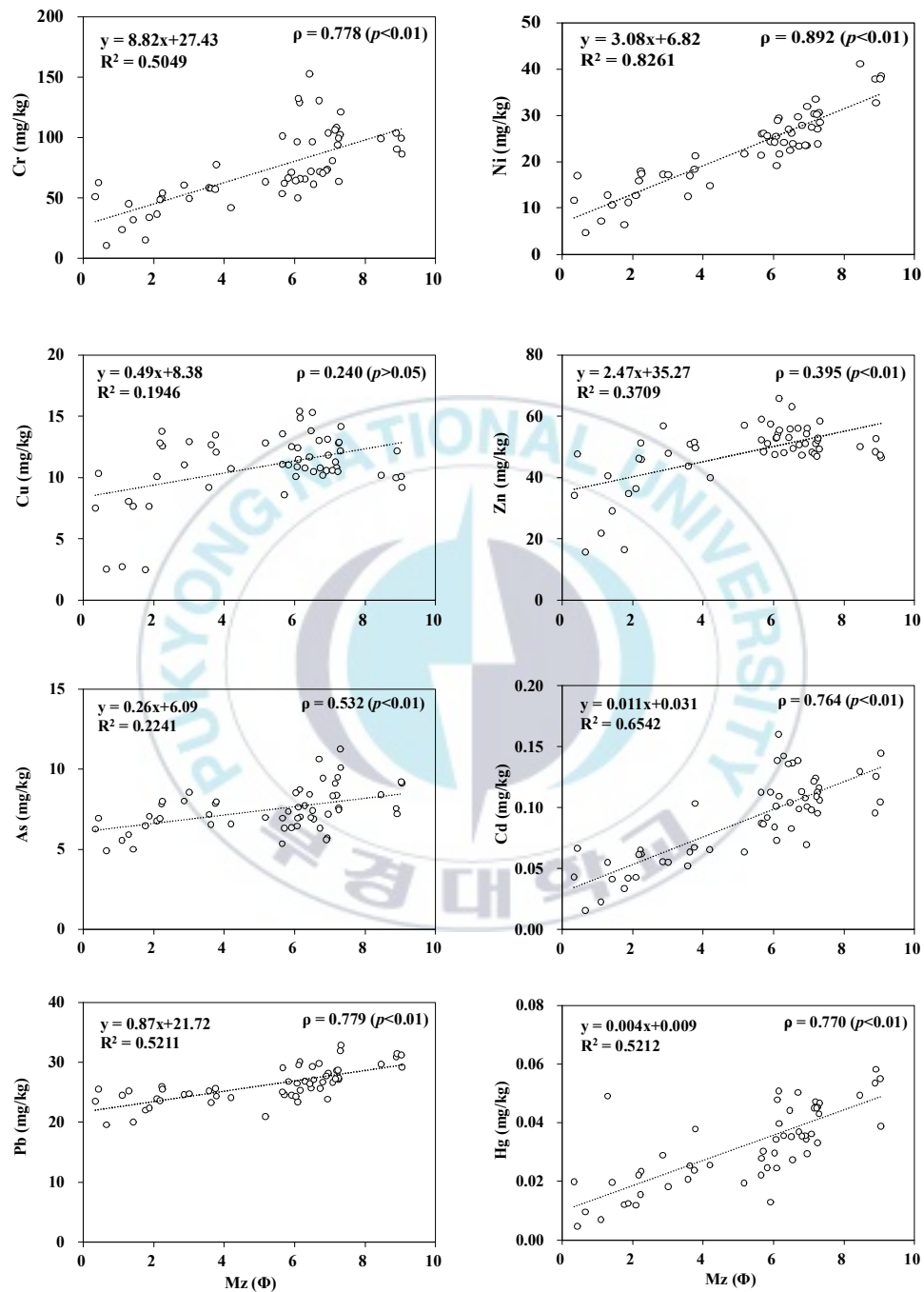


Fig. 25. Correlationship between Mz(Φ) and heavy metals.

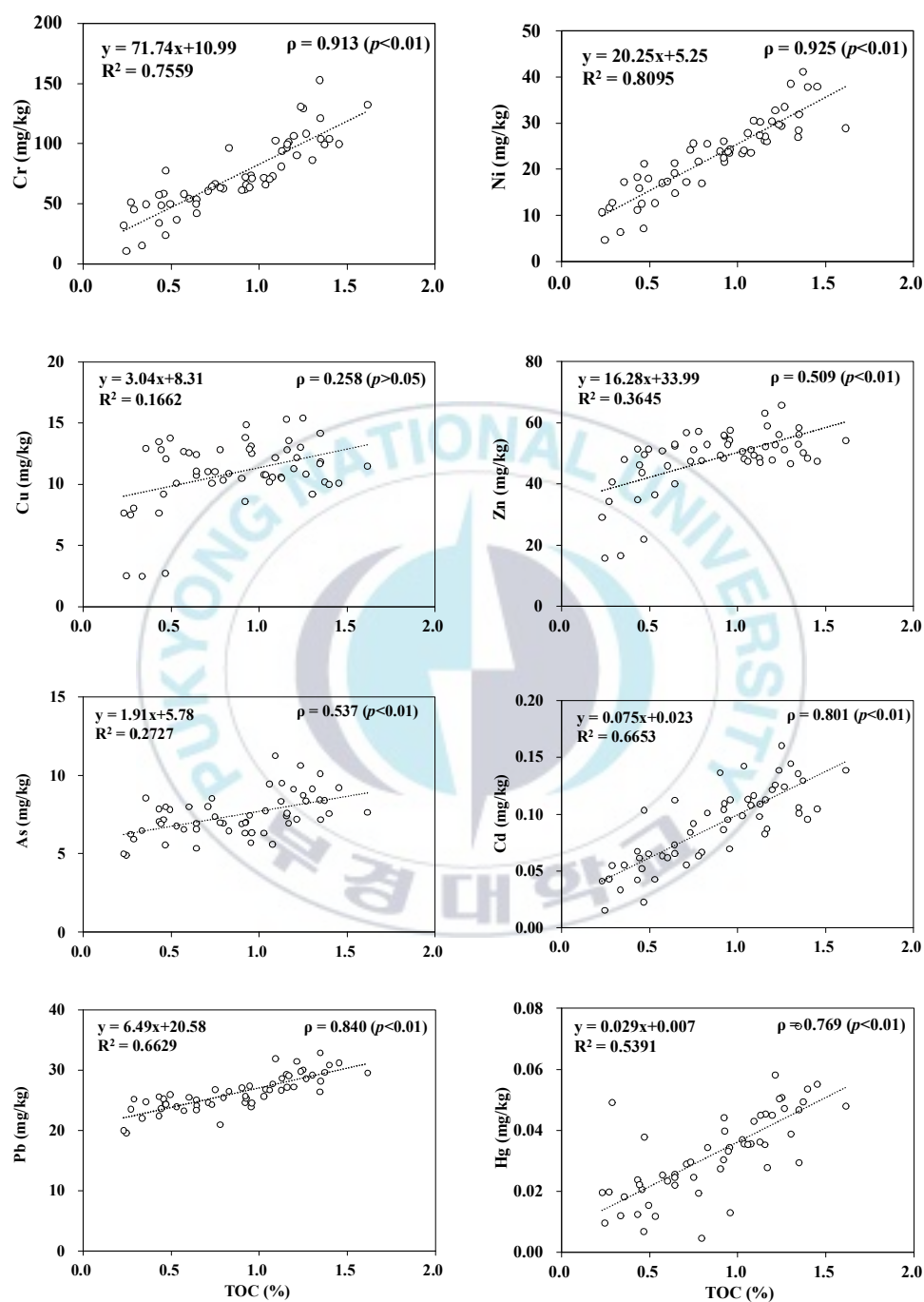


Fig. 26. Correlationship between TOC(%) and heavy metals.

Table 25. Correlation matrix of mean grain size (Mz), organic matters (COD, TOC, TN) and heavy metals (Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Hg) in surface sediments of study area

	Mz	Sort	COD	TOC	TN	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
Mz	1												
Sort	-.028	1											
COD	.904**	-.005	1										
TOC	.859**	-.048	.911**	1									
TN	.846**	-.065	.904**	.986**	1								
Cr	.778**	-.014	.865**	.913**	.900**	1							
Ni	.892**	-.015	.915**	.925**	.908**	.889**	1						
Cu	.240	.411**	.382**	.258	.255	.374**	.229	1					
Zn	.395**	.200	.549**	.509**	.488**	.585**	.444**	.791**	1				
As	.532**	.140	.556**	.537**	.540**	.584**	.633**	.288*	.184	1			
Cd	.764**	.154	.751**	.801**	.805**	.788**	.824**	.291*	.468**	.510**	1		
Pb	.779**	.018	.862**	.840**	.850**	.809**	.849**	.277*	.398**	.618**	.738**	1	
Hg	.770**	-.069	.774**	.769**	.761**	.804**	.777**	.219	.356**	.533**	.736**	.738**	1

※ $p < .05$: *, $p < .01$: **, Mz: Mean grain size

나. 저서생물 군집구조

(1) 출현 양상

2017년 ~ 2021년 서해병 폐기물 배출해역의 대형저서동물 출현 양상 분석 결과, 출현종수는 2019년 피복구역에서 9±2종으로 가장 적었으며, 2017년 대조구역에서 21종으로 가장 많이 출현하였다. 서식밀도의 경우 2019년 피복구역에서 106 ± 15 개체/m²으로 가장 낮았으며, 2021년 피복구역에서 423 ± 152 개체/m²로 가장 높았다. 생체량의 경우 2017년 피복구역에서 10.78 ± 7.30 gWWt/m²로 가장 낮았으며, 2019년 피복구역에서 83.85 ± 89.85 gWWt/m²로 가장 높았다(Table 26).

2021년 피복구역에서 개체수가 가장 높은 것은 연체동물 다모류인 황금뿔사슴갯지렁이(*Melinna elisabethae*)가 대량 출현하였기 때문이며, 2019년 피복구역에서 생체량이 가장 높게 나타난 것은 단일 개체의 생체량이 높은 말미잘류 Actiniaria unid와 *Calliactis* sp.의 출현에 의한 것으로 판단된다. 우리나라 서해 연안과 비교해 보면 서해 연안의 저서동물 출현량은 평균 61종, 1,810 개체/m², 122 gWWt/m²로 서해 연안 평균 출현종수, 서식밀도 및 생체량은 서해병 폐기물 배출해역의 모든 구역보다 높았다(해양수산부, 2016).

피복구역에서 2017년 ~ 2021년 우점종은 모두 황금뿔사슴갯지렁이(*M. elisabethae*)였다. 이 종은 유기물 오염과는 관련이 없는 종으로 비피복구역과 대조구역의 주요 우점종인 말발조개(*Thyasira tokunagai*), 집갯지렁이류인 *Nothria otsuchiensis*와는 차이가 있었다(Table 27). 말발조개(*T. tokunagai*)는 유기물 선호종으로 유기물 오염이 높은 퇴적환경에서 개체수가 증가하는 특징이 있다(Borja et al., 2000; 2003; Kim et al., 2018).

Table 26. Comparison of average benthos appearance amount and its standard deviations between areas from 2017 to 2021

Year	Group	Number of Species	Abundance	Biomass
			ind./m ²	gWWt/m ²
2017	N	17±5	201±78	11.94±8.13
	C	14±2	217±118	10.78±7.30
	R	21	169	21.04
2018	N	12±4	167±43	24.51±20.60
	C	12±1	284±78	16.56±2.63
	R	17	211	15.71
2019	N	10±2	137±61	23.11±18.54
	C	9±2	106±15	83.85±89.85
	R	12	207	16.26
2020	N	16±4	252±99	37.79±14.79
	C	12±4	420±156	41.47±34.88
	R	18	317	19.71
2021	N	11±3	172±50	31.92±21.29
	C	11±3	423±152	20.28±5.23
	R	12	393	65.90

※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Table 27. Comparison of dominant species between areas from 2017 to 2021

Year	Group		Species	Abundance	Ratio
				ind./m ²	%
2017	N	M.D.S	<i>Melinna elisabethae</i>	47	23.2
		S.S	<i>Thyasira tokunagai</i>	38	19.0
	C	M.D.S	<i>Melinna elisabethae</i>	95	43.8
		S.S	<i>Thyasira tokunagai</i>	34	15.4
	R	M.D.S	<i>Nothria otsuchiensis</i>	23	13.6
		S.S	<i>Nuculana yokoyamai</i>	23	13.6
2018	N	M.D.S	<i>Melinna elisabethae</i>	51	30.6
		S.S	<i>Thyasira tokunagai</i>	32	19.0
	C	M.D.S	<i>Melinna elisabethae</i>	177	62.4
		S.S	<i>Ampharete arctica</i>	28	9.9
	R	M.D.S	<i>Raeta pulchella</i>	47	22.3
		S.S	<i>Nothria otsuchiensis</i>	37	17.5
2019	N	M.D.S	<i>Thyasira tokunagai</i>	30	22.0
		S.S	<i>Nothria otsuchiensis</i>	29	21.1
	C	M.D.S	<i>Melinna elisabethae</i>	56	52.8
		S.S	<i>Ampharete arctica</i>	13	12.6
	R	M.D.S	<i>Thyasira tokunagai</i>	70	33.9
		S.S	<i>Goniada maculata</i>	30	14.5
2020	N	M.D.S	<i>Nothria otsuchiensis</i>	46	18.3
		S.S	<i>Thyasira tokunagai</i>	38	15.2
	C	M.D.S	<i>Melinna elisabethae</i>	319	76.1
		S.S	<i>Ampharete arctica</i>	30	7.1
	R	M.D.S	<i>Thyasira tokunagai</i>	73	23.2
		S.S	<i>Nothria otsuchiensis</i>	53	16.8
2021	N	M.D.S	<i>Nothria otsuchiensis</i>	45	26.4
		S.S	<i>Thyasira tokunagai</i>	34	20.0
	C	M.D.S	<i>Melinna elisabethae</i>	281	66.6
		S.S	<i>Ampharete arctica</i>	56	13.3
	R	M.D.S	<i>Nothria otsuchiensis</i>	88	22.6
		S.S	<i>Ennucula tenuis</i>	63	16.1
			<i>Nuculana yokoyamai</i>	63	16.1

※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area, M.D.S: Most dominant species, S.S: Subdominant species

(2) 생태지수

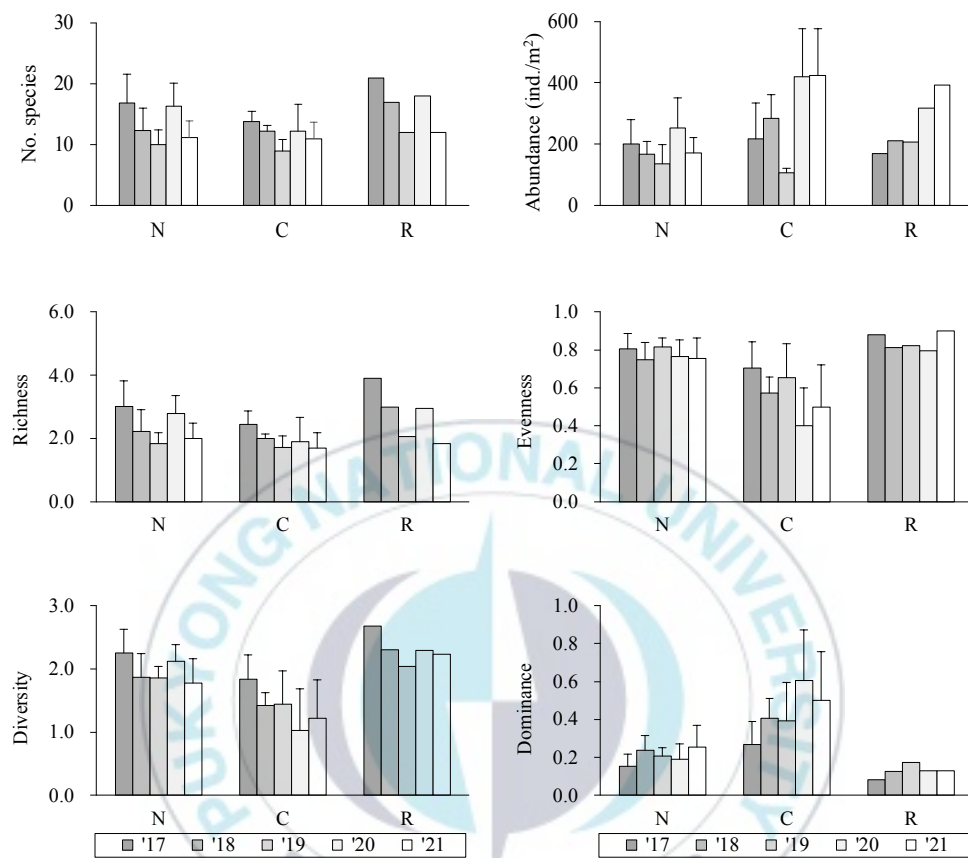
2017년 ~ 2021년 저서동물 생태지수 분석 결과, 풍부도는 2017년 대조구역에서 3.90로 가장 높았고, 2021년 피복구역에서 1.69 ± 0.49 로 가장 낮게 나타났다. 균등도는 2021년 대조구역에서 0.90으로 가장 높았고, 2020년 피복구역에서 0.40 ± 0.20 으로 가장 낮게 나타났다. 다양도는 2017년 대조구역에서 2.68로 가장 높았고, 2020년 피복구역에서 1.03 ± 0.66 으로 가장 낮게 나타났다. 우점도는 2020년 피복구역에서 0.61 ± 0.26 으로 가장 높았고, 2017년 대조구역에서 0.08로 가장 낮게 나타났다. 풍부도, 균등도 및 다양도 모두 대조구역에서 높게 나타났다(Table 28).

피복구역에서 풍부도, 균등도 및 다양도가 낮게 나온 것은 최우점종인 황금뿔사슴갯지렁이(*M. elisabethae*)의 대량 출현으로 인해 서식밀도가 높게 나타남에 따른 것으로 이전 연구에서도 특정종의 대량 출현으로 인해 서식밀도는 높지만 상대적으로 풍부도, 균등도 및 다양도는 낮아진다고 보고하였다(장과 신, 2016; 윤 등, 2021). 이후 각 구역별 저서생물 군집에 대한 장기적인 모니터링을 통해 변화를 관찰할 필요가 있다.

Table 28. Comparison of average ecological index and its standard deviations between areas from 2017 to 2021

Year	Group	Richness	Evenness	Diversity	Dominance
2017	N	3.00±0.82	0.80±0.08	2.25±0.37	0.15±0.06
	C	2.45±0.41	0.70±0.14	1.84±0.38	0.27±0.12
	R	3.90	0.88	2.68	0.08
2018	N	2.22±0.69	0.75±0.09	1.86±0.39	0.24±0.08
	C	2.00±0.15	0.57±0.09	1.43±0.20	0.41±0.11
	R	2.99	0.81	2.30	0.13
2019	N	1.84±0.34	0.82±0.04	1.86±0.19	0.21±0.05
	C	1.71±0.36	0.65±0.18	1.45±0.52	0.39±0.20
	R	2.06	0.82	2.04	0.17
2020	N	2.79±0.55	0.77±0.09	2.12±0.27	0.19±0.08
	C	1.89±0.78	0.40±0.20	1.03±0.66	0.61±0.26
	R	2.95	0.79	2.29	0.13
2021	N	1.99±0.50	0.76±0.11	1.78±0.38	0.26±0.11
	C	1.69±0.49	0.50±0.22	1.22±0.61	0.50±0.26
	R	1.84	0.90	2.23	0.13

※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area



※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 27. The result of temporal variations of the benthic fauna in each areas.

(3) 군집 분석

서해병 폐기물 배출해역의 대형저서동물 군집 분석 결과, 그룹 A(C-1, C-2, C-3, C-4)와 그룹 B(N-1, 2, 3, 4, 6, R), 그리고 정점 N-5가 별도의 그룹 C로 구분되었다(Fig. 23). 그룹 A의 최우점종은 황금빨사슴갯지렁이 (*M. elisabethae*)였으며, 서식밀도가 1,448 개체/m²으로 다른 그룹과 정점에 비해 가장 많았다. 그룹 B의 최우점종은 집갯지렁이류인 *N. otsuchiensis*였고, 출현종수가 다른 그룹과 정점에 비해 가장 많았으며, 그룹 C인 정점 N-5에서는 출현종수 및 서식밀도가 가장 낮았으며, 말발조개 (*T. tokunagai*)가 최우점하였다. 그룹 A의 경우 모두 비피복구역, 그룹 B는 비피복 및 대조구역으로 구분되어 비피복구역과 비피복 및 대조구역 간의 군집에 차이를 보였다.

각 그룹의 구분에 영향을 미친 종을 파악하기 위한 SIMPER 분석 결과, 그룹 A에서는 유기물 오염에 내성을 가지고 있는 황금빨사슴갯지렁이 (*M. elisabethae*)가 30.28%로 가장 기여도가 높았으며, 다음으로 유기물 오염이나 교란이 발생했을 경우 개체수가 감소하는 민감종인 작은사슴갯지렁이(*Ampharete arctica*)(Borja et al., 2000)의 기여도가 11.95%로 높게 나타났다. 그룹 B에서는 집갯지렁이류인 *N. otsuchiensis*가 12.56%로 가장 기여도가 높았으며, 다음으로 유기물 오염지시종인 말발조개(*T. tokunagai*)의 기여도가 12.10%로 높게 나타났다.

각 그룹의 구분에 영향을 미친 기여종들의 특성에 따라 비피복구역으로 구성된 그룹 B에서 높은 유기물 함량을 보이는 퇴적상에서 출현하는 오염지시종의 밀도가 높은 것으로 볼 때 비피복구역 내 표층 퇴적물의 유기물

함량이 피복구역으로 구성된 그룹 A보다 높다고 판단되며, 비피복구역 내 정점 N-5의 경우 유기물 오염에 민감한 작은사슴갯지렁이(*A. arctica*)의 서식밀도가 낮게 나타나 별도의 그룹으로 구분된 것으로 미루어 볼 때 정점 N-5에서 유기물 함량이 가장 높은 것으로 판단된다. 이는 실제 분석 결과에서도 정점 N-5에서 COD 평균 21.08 mg/g, TOC 평균 1.35%, TN 평균 0.18%로 비피복구역의 전체 평균(COD 16.61 mg/g, TOC 평균 1.16%, TN 평균 0.15%)보다 높게 나타났다. 반면 피복구역은 COD 평균 8.69 mg/g, TOC 평균 0.49%, TN 평균 0.07%로 비피복구역의 유기물 함량보다 42 ~ 52% 낮게 나타났다.

그룹 A, B 간의 비유사도는 53.0%로 기여율이 높은 종들은 황금뿔사슴갯지렁이(*M. elisabethae*), 북방호두조개(*Ennucula tenuis*), 말발조개(*T. tokunagai*), 집갯지렁이류인 *N. otsuchiensis*, 가죽명게류인 *Eugyra glutinans*로 상위 5종들이 비유사도 약 30.1%를 차지하였다. 그룹 A, C 간의 비유사도는 57.0%로 기여율이 높은 종들은 황금뿔사슴갯지렁이(*M. elisabethae*), 쇠개량조개(*Raetella pulchella*), 작은사슴갯지렁이(*A. arctica*), 말발조개(*T. tokunagai*), 작은갈매기고리갯지렁이(*Goniada maculata*)로 상위 5종들이 비유사도 약 33.8%를 차지하였다. 그룹 B, C 간의 비유사도는 50.8%로, 기여율이 높은 종들은 쇠개량조개(*R. pulchella*), 작은사슴갯지렁이(*A. arctica*), 집갯지렁이류인 *N. otsuchiensis*, 황금뿔사슴갯지렁이(*M. elisabethae*), 가죽명게류인 *E. glutinans*로 상위 5종들이 비유사도 약 27.3%를 차지하였다.

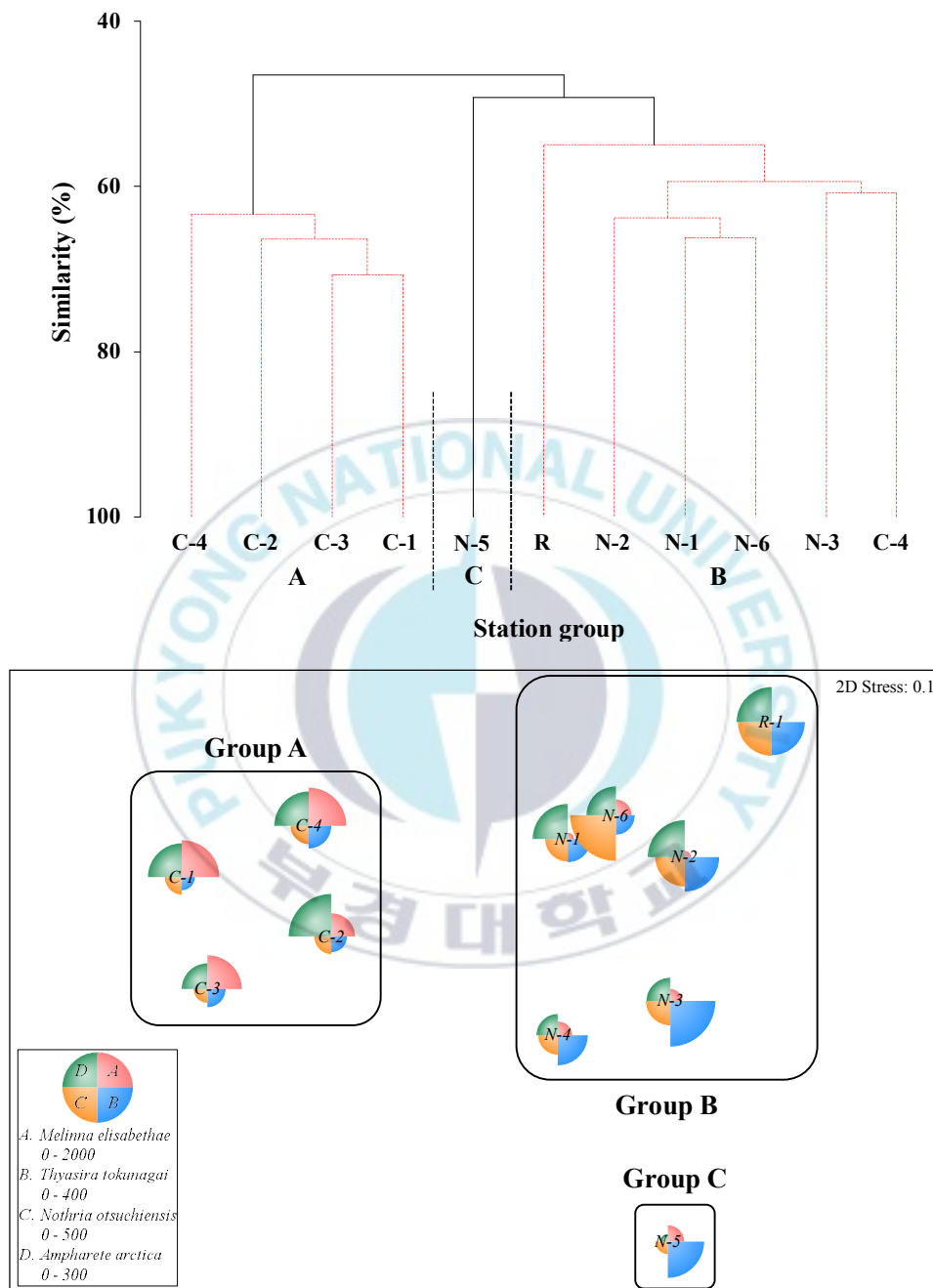


Fig. 28. The result of cluster analysis of benthos.

* The dotted lines indicate no significant difference among the study sites (SIMPROF test)

Table 29. The result of SIMPER analysis which species contributed to the overall similarity between station groups in the macrobenthic community at the West Sea-Byeong ocean dumping site

Group	Species	Average abundance	Average similarity	Contribution	Cum. contribution	Overall average similarity
		ind./m ²		%	%	
A	<i>Melinna elisabethae</i>	30.00	19.85	30.28	30.28	65.6
	<i>Ampharete arctica</i>	12.02	7.83	11.95	42.23	
	<i>Nothria otsuchiensis</i>	7.40	5.12	7.81	50.04	
	<i>Thyasira tokunagai</i>	6.82	4.30	6.56	56.60	
B	<i>Nothria otsuchiensis</i>	13.14	7.42	12.56	12.56	59.1
	<i>Thyasira tokunagai</i>	12.45	7.18	12.16	24.72	
	<i>Ampharete arctica</i>	10.54	6.48	10.97	35.69	
	<i>Ennucula tenuis</i>	9.26	6.06	10.26	45.95	
	<i>Melinna elisabethae</i>	7.91	3.43	5.80	51.75	
C	N-5 station (Less than 2 samples in group)					

Table 30. Species that contributed to dissimilarity between Group A, B

Ave. dissimilarity: 53.0%		Group A	Group B	Contrib. %	Cum.
Species	Av.Abund.	Av.Abund.			
<i>Melinna elisabethae</i>	30.00	7.91		15.23	15.23
<i>Ennucula tenuis</i>	2.83	9.26		4.40	19.63
<i>Thyasira tokunagai</i>	6.82	12.45		3.88	23.52
<i>Nothria otsuchiensis</i>	7.40	13.14		3.80	27.32
<i>Eugyra glutinans</i>	0.00	3.91		2.74	30.06
<i>Nuculana yokoyamai</i>	1.60	4.52		2.53	32.59
<i>Golfingia</i> sp.	3.26	0.00		2.25	34.84
<i>Actiniaria</i> unid.	0.46	3.79		2.25	37.09
<i>Ophiura kinbergi</i>	6.33	6.32		2.15	39.24
<i>Nephtys californiensis</i>	3.04	0.00		2.11	41.35
<i>Byblis japonicus</i>	0.47	3.33		1.98	43.32
<i>Goniada maculata</i>	4.90	3.44		1.92	45.25
<i>Ampharete arctica</i>	12.02	10.54		1.90	47.15
<i>Ophiarachnella gorgonia</i>	2.38	0.44		1.64	48.79
<i>Amphicteis gunneri</i>	3.17	2.27		1.58	50.36
<i>Pherusa plumosa</i>	2.85	0.58		1.56	51.93
<i>Raetella pulchella</i>	2.62	3.64		1.56	53.48
<i>Kuwaita heteropoda</i>	2.78	0.72		1.54	55.02
<i>Calliactis</i> sp.	2.14	4.18		1.48	56.50
<i>Praxillella affinis</i>	1.91	1.50		1.47	57.97
<i>Acila divaricata</i>	0.43	2.33		1.36	59.33
<i>Yoldia notabilis</i>	0.56	1.86		1.33	60.66
<i>Scoletoma japonica</i>	1.70	1.99		1.30	61.96
<i>Thelepus</i> sp.	2.31	0.83		1.22	63.17
<i>Sthenolepis japonica</i>	0.43	1.66		1.13	64.30
<i>Eupentacta quinquesemita</i>	0.72	1.54		1.07	65.37
<i>Nuculana arai</i>	1.62	2.48		1.05	66.42
<i>Nereis longior</i>	0.56	1.54		0.99	67.42
<i>Chirimia biceps biceps</i>	0.93	1.74		0.97	68.39
<i>Maera</i> sp.	0.79	1.18		0.95	69.34
<i>Nemertea</i> unid.	3.69	3.05		0.95	70.29

※ Av.Abund.: Average abundance, Contrib.: Contribution, Cum: Cumulate

Table 31. Species that contributed to dissimilarity between Group A, C

Ave. dissimilarity: 57.0%				
		Group A	Group C	
Species	Av.Abund.	Av.Abund.	Contrib.	Cum.
			%	
<i>Melinna elisabethae</i>	30.00	14.35	10.80	10.80
<i>Raetella pulchella</i>	2.62	13.77	7.69	18.49
<i>Ampharete arctica</i>	12.02	2.45	6.58	25.07
<i>Thyasira tokunagai</i>	6.82	14.61	5.37	30.44
<i>Goniada maculata</i>	4.90	0.00	3.37	33.82
<i>Ennucula tenuis</i>	2.83	7.70	3.37	37.19
<i>Ophiura kinbergi</i>	6.33	2.58	2.57	39.76
<i>Eudorella</i> sp.	0.00	3.61	2.49	42.25
<i>Mysid</i> sp.	0.00	3.61	2.49	44.74
<i>Golfingia</i> sp.	3.26	0.00	2.25	46.99
<i>Nephtys californiensis</i>	3.04	0.00	2.10	49.09
<i>Kuwaita heteropoda</i>	2.78	0.00	1.93	51.02
<i>Portletia japonica</i>	0.00	2.58	1.78	52.80
<i>Yoldiella philippiana</i>	0.00	2.58	1.78	54.59
<i>Eudorella pacifica</i>	0.66	3.16	1.70	56.29
<i>Nuculana arai</i>	1.62	4.08	1.70	57.99
<i>Ophiarachnella gorgonia</i>	2.38	0.00	1.64	59.62
<i>Thelepus</i> sp.	2.31	0.00	1.59	61.21
<i>Amphicteis gunneri</i>	3.17	1.73	1.57	62.77
<i>Synchelidium</i> sp.	1.03	3.16	1.49	64.26
<i>Actiniaria</i> unid.	0.46	2.52	1.43	65.69
<i>Yoldia notabilis</i>	0.56	2.58	1.40	67.10
<i>Ennucula niponica</i>	2.01	0.00	1.37	68.46
<i>Onuphis</i> sp.	1.96	0.00	1.36	69.82
<i>Praxillella affinis</i>	1.91	0.00	1.33	71.16

※ Av.Abund.: Average abundance, Contrib.: Contribution, Cum: Cumulate

Table 32. Species that contributed to dissimilarity between Group B, C

Ave. dissimilarity: 50.8%		Group B	Group C	Contrib. %	Cum.
Species	Av.Abund.	Av.Abund.			
<i>Raetella pulchella</i>	3.64	13.77		7.81	7.81
<i>Ampharete arctica</i>	10.54	2.45		6.09	13.90
<i>Nothria otsuchiensis</i>	13.14	5.51		5.57	19.47
<i>Melinna elisabethae</i>	7.91	14.35		4.81	24.27
<i>Eugyra glutinans</i>	3.91	0.00		3.00	27.27
<i>Ophiura kinbergi</i>	6.32	2.58		2.94	30.21
<i>Mysid</i> sp.	0.00	3.61		2.73	32.94
<i>Thyasira tokunagai</i>	12.45	14.61		2.67	35.61
<i>Goniada maculata</i>	3.44	0.00		2.54	38.15
<i>Eudorella</i> sp.	0.29	3.61		2.54	40.69
<i>Nuculana yokoyamai</i>	4.52	1.83		2.42	43.11
<i>Eudorella pacifica</i>	0.29	3.16		2.19	45.30
<i>Yoldia notabilis</i>	1.86	2.58		2.17	47.47
<i>Portletia japonica</i>	0.00	2.58		1.96	49.43
<i>Synchelidium</i> sp.	0.91	3.16		1.86	51.29
<i>Acila divaricata</i>	2.33	0.00		1.68	52.97
<i>Ophiura sarsii</i>	0.58	2.65		1.60	54.57
<i>Yoldiella philippiana</i>	0.76	2.58		1.43	55.99
<i>Heptacarpus rectirostris</i>	0.00	1.83		1.38	57.38
<i>Themisto japonica</i>	0.00	1.83		1.38	58.76
<i>Nuculana arai</i>	2.48	4.08		1.34	60.10
<i>Edwardsia japonica</i>	0.53	1.83		1.32	61.43
<i>Yoldia johanni</i>	0.00	1.73		1.31	62.74
<i>Actiniaria</i> unid.	3.79	2.52		1.28	64.02
<i>Calliactis</i> sp.	4.18	2.52		1.25	65.27
<i>Chirimia biceps biceps</i>	1.74	0.00		1.24	66.51
<i>Sthenolepis japonica</i>	1.66	0.00		1.23	67.74
<i>Ennucula niponica</i>	1.60	0.00		1.18	68.92
<i>Ophelina acuminata</i>	0.30	1.83		1.17	70.08

※ Av.Abund.: Average abundance, Contrib.: Contribution, Cum: Cumulate

(4) 저서생태계 건강도 평가

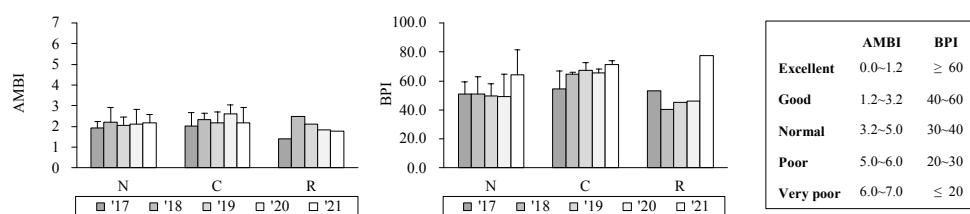
2017년 ~ 2021년 서해병 폐기물 배출해역의 저서생태계 건강도 분석 결과, AMBI는 모든 구역에서 2등급(good)을 보이고 있었다. BPI의 경우 피복구역은 2017년을 제외한 모든 연도에서 1등급(Excellent)으로 나타나 비피복 및 대조구역보다 양호한 저서 건강상태를 보이고 있었다(Table 33). 피복구역에서 상대적으로 BPI가 양호하게 나타난 이유는 BPI 생물지수 등급 2인 황금빨사슴갯지렁이(*M. elisabethae*)가 모든 연도에서 우점하여 출현한 반면, 비피복 및 대조구역에서는 상대적으로 생물지수 등급이 낮은 말발조개(*T. tokunagai*) 등이 주요 우점종으로 출현하였기 때문이다.

이전 연구에서도 특별관리해역으로 지정된 마산만의 경우 BPI는 10 ~ 67의 범위로 극심한 오염상태와 정상상태의 정점들이 혼재하였지만 AMBI의 경우 2.2 ~ 5.5의 범위로 중간 정도의 오염상태를 나타내 두 지수의 평가 결과에 차이가 있었다(최와 서, 2007). 이는 각 지수별 생물의 섭식유형 및 오염 민감도에 따른 생물군 분류 차이에 의한 것으로 개별 생물이 가지는 2중 섭식 형태(예, 현탁물 및 퇴적물을 동시에 섭식하는 형태) 또는 일시적인 먹이 섭식 전환(환경변화에 따른 섭식 형태 전환) 등에 따라 건강도 평가가 달라질 수 있다(정 등, 2014). 따라서 보다 정확한 저서생태계 건강도 평가를 위해 개별 생물에 대한 섭식유형의 파악을 위한 개체군 연구가 필요할 것으로 판단된다.

Table 33. Benthic health index and it's standard deviations between areas from 2017 to 2021

Year	Group	AMBI	Grade	BPI	Grade
2017	N	1.9 ± 0.3	2	51.0 ± 8.4	2
	C	2.0 ± 0.7	2	54.5 ± 12.3	2
	R	1.4	2	53.2	2
2018	N	2.2 ± 0.7	2	51.2 ± 11.5	2
	C	2.3 ± 0.3	2	64.6 ± 1.5	1
	R	2.5	2	40.6	2
2019	N	2.0 ± 0.4	2	49.7 ± 8.6	2
	C	2.2 ± 0.5	2	67.5 ± 5.0	1
	R	2.1	2	45.2	2
2020	N	2.1 ± 0.7	2	49.4 ± 15.5	2
	C	2.6 ± 0.4	2	65.6 ± 2.5	1
	R	1.8	2	46.3	2
2021	N	2.2 ± 0.4	2	64.4 ± 17.2	1
	C	2.2 ± 0.7	2	71.3 ± 2.8	1
	R	1.8	2	77.4	1

※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area



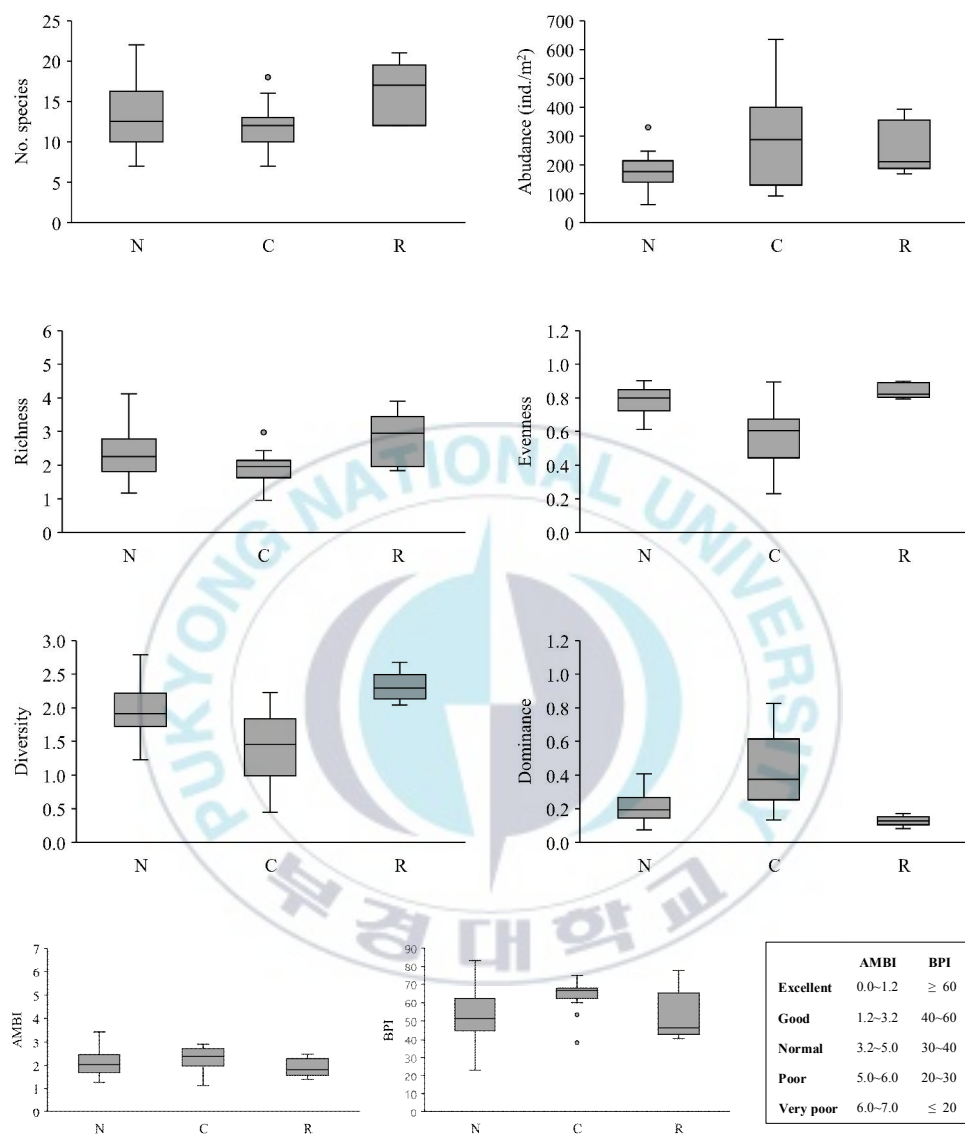
※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 29. The result of temporal variations of the benthic fauna in each areas.

(5) 구역별 평균 비교

각 구역별 저서생물 군집의 평균 비교 결과 비피복구역과 피복구역은 서식밀도, 균등도, 다양도 및 BPI에서 유의한 차이가 있었으며($p < .05$), 피복구역과 대조구역은 균등도 및 다양도에서 유의한 차이가 있었다($p < .05$). 비피복구역보다 피복구역에서 균등도와 다양도가 낮았으며 서식밀도와 BPI는 높은 값을 나타냈다. 또한 피복구역은 대조구역보다 균등도와 다양도가 낮게 나타났다.





※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 30. The result of comparison of the spatial difference among areas.

Table 34. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (N-C)

	Number of Species	Abundance	Biomass	Richness	Evenness	Diversity	Dominance	AMBI	BPI
N (Avg.)	13	185	25.90	2.4	0.8	2.0	0.2	2.1	53.1
C (Avg.)	11	289	34.60	1.9	0.6	1.4	0.4	2.3	64.7
<i>p</i> -value	.282	.042	.953	.066	.000	.000	.216	.135	.000

※ N: No capping area, C: Capping area

Table 35. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (C-R)

	Number of Species	Abundance	Biomass	Richness	Evenness	Diversity	Dominance	AMBI	BPI
C (Avg.)	11	289	34.60	1.9	0.6	1.4	0.4	2.3	64.7
R (Avg.)	16	259	27.70	2.7	0.8	2.3	0.1	1.9	52.5
<i>p</i> -value	.050	.812	.684	.067	.004	.001	.541	.154	.089

※ C: Capping area, R: Reference area

Table 36. The result of the Mann-Whitney's U test among areas (N-R)

	Number of Species	Abundance	Biomass	Richness	Evenness	Diversity	Dominance	AMBI	BPI
N (Avg.)	13	185	25.90	2.4	0.8	2.0	0.2	2.1	53.1
R (Avg.)	16	259	27.70	2.7	0.8	2.3	0.1	1.9	52.5
<i>p</i> -value	.177	.066	.480	.278	.144	.048	.671	.509	.637

※ N: No capping area, R: Reference area

(6) 저서생물 군집과 퇴적물 환경 요인과의 상관분석

서해병 폐기물 배출해역의 표층 퇴적물의 저서생물 군집과 퇴적물 환경 요인 간의 상관관계를 알아보기 위해 저서생물 군집의 대표적 생태지수와 총 채집개체수의 1% 이상을 차지하는 상위 우점종들이 갖는 퇴적물 평균 입도, 유기물 함량, 그리고 중금속 함량 등 퇴적물 환경 요인과의 상관성을 분석하였다.

결과적으로 출현종수는 Cu, Zn과 유의한 양의 상관성($p < .01$)을 나타내었고, 서식밀도는 유기물(COD, TOC, TN) 및 중금속(Cr, Ni, Cd, Pb)과 유의한 음의 상관성($p < .01$)을 나타내었다. 군등도 및 다양도는 Mz, 유기물(COD, TOC, TN) 및 중금속 함량과 유의한 양의 상관성($p < .05$)을 보였다. 일반적으로 중금속이 생물에게 필수적인 요소이나 그 함량이 높을 경우 종다양도가 감소한다는 연구 결과(Chapman et al., 1987; Warwick, 2001; Mucha et al., 2005)와는 달리 본 연구에서는 피복구역에서 비피복구역보다 중금속 함량이 낮게 나타났으나 준설토 피복으로 인한 저서환경 교란과 같은 인위적인 요인에 의해 종다양도가 낮게 나타난 결과가 반영된 것으로 추정된다.

한편 상위 우점종들과 퇴적물 환경 요인과의 상관성을 살펴보면 황금빨사슴갯지렁이(*M. elisabethae*)는 비피복구역보다 유기물 및 중금속 함량이 낮은 피복구역에서 우점하여 퇴적물의 평균 입도, 유기물 및 중금속과 유의한 음의 상관성($p < .01$)을 나타내었다. 또한 유기물 오염이나 교란에 민감도가 높은 종인 작은사슴갯지렁이(*A. arctica*)와 작은갈매기고리갯지렁이(*G. maculata*)도 유기물 및 중금속 함량과 유의한 음의 상관성($p < .01$)을

나타내었다. 반면, 유기물 오염지시종인 말발조개(*T. tokunagai*)는 유기물 및 중금속 함량이 높게 나타난 비피복구역에서 우점하여 유의한 양의 상관성($p < .01$)을 나타내었으며, 북방호두조개(*E. tenuis*)도 유기물 및 중금속 함량과 유의한 양의 상관성을 나타내었다.



Table 37. Correlation matrix of environmental variables and dominant species

Factor	Mz	COD	TOC	TN	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
S							.378**	.494**	-.305*			
A		-.303*	-.432**	-.445**	-.358**	-.322*				-.373**	-.275*	
B				-.274*								
R							.356**	.538**	-.287*			
J	.401**	.415**	.467**	.473**	.473**	.425**		.443**		.479**		.315*
H'	.317*	.315*	.352**	.340*	.357**	.294*	.382**	.596**		.341*		
D												
Melinna elisabethae	-.507**	-.415**	-.498**	-.515**	-.484**	-.504**		-.366**	-.319*	-.589**	-.328*	-.390**
Thyasira tokunagai	.600**	.600**	.601**	.565**	.526**	.599**		.495**		.567**	.469**	.515**
Nothria otsuchiensis							.340*	.340*				
Ampharete arctica	-.364**	-.314*	-.282*	-.318*		-.333*					-.353**	
Ennucula tenuis	.640**	.484**	.449**	.461**	.423**	.482**		.287*	.267*	.510**	.323*	.474**
Ophiura kinbergi												
Raeta pulchella								.300*				
Nuculana yokoyamai								.322*				
Goniada maculata	-.369**	-.369**	-.427**	-.448**	-.379**	-.398**				-.351**	-.395**	-.292*
Calliactis sp.	.284*							.293*		.279*		
Nemertea unid.							.368**					

※ $p < .05$: *, $p < .01$: **, S: Species, A: Abundance, B: Biomass, R: Richness, *J*: Evenness, *H'*: Diversity, D: Dominance, Mz: Mean grain size

다. 생태독성시험

(1) 발광박테리아를 이용한 생태독성시험

2017년 ~ 2021년 서해병 폐기물 배출해역 시료의 독성시험 기간동안 시험용액의 pH 농도는 7.4 ~ 8.1이었으며, 염분은 29.0 ~ 30.6 psu이었다. 발광박테리아를 이용한 생태독성시험 결과, 상대발광저해율이 비피복구역에서는 -18.90 ~ -0.33%, 피복구역에서 -17.30 ~ 0.70%, 대조구역에서 -5.36 ~ 0.02%로 모든 구역에서 30% 이하로 나타나 해양환경공정시험기준에 따른 독성영향이 검출되지 않아 퇴적물에 대한 발광박테리아의 부정적인 영향이 없는 것으로 판단된다. t 검정을 통하여 유의한 차이를 확인한 결과, 구역 간 유의한 차이는 없었다($p > .05$).

Table 38. pH and salinity of luminescent bacteria toxicity test solutions from 2017 to 2021

Item	Station	Year				
		2017	2018	2019	2020	2021
pH	N	8.1	8.0	7.7	8.2	8.1
	C	7.9	8.2	7.7	8.2	8.1
	R	8.1	8.1	7.4	8.2	8.1
Salinity (psu)	N	30.3	30.2	30.2	29.4	29.4
	C	30.6	30.5	30.2	30.2	29.0
	R	29.5	30.2	30.0	29.7	29.6

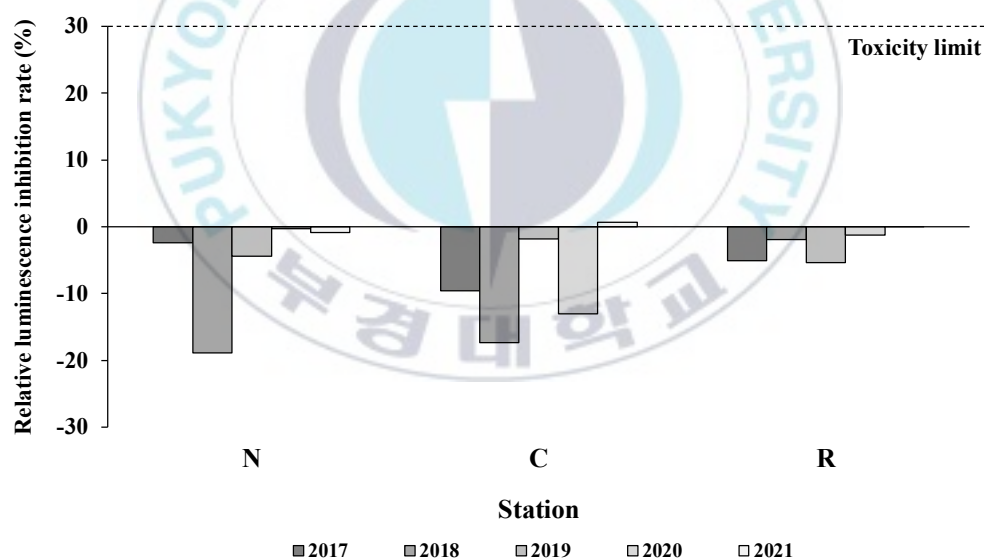
※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Table 39. Relative luminescence inhibition rate (%) of *Vibrio fischeri* from 2017 to 2021

(Unit : %)

Station	Year				
	2017	2018	2019	2020	2021
N	-2.40	-18.90	-4.36	-0.33	-0.88
C	-9.60	-17.30	-1.83	-13.03	0.70
R	-5.10	-1.90	-5.36	-1.24	0.02

※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area



※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 31. The result of toxic effect determination on the bioluminescent bacteria.

(2) 저서성 단각류를 이용한 생태독성시험

2017년 ~ 2021년 서해병 폐기물 배출해역 시료의 독성시험 기간동안 시험용액의 수온은 20.3 ~ 20.7℃이었으며, pH는 7.7 ~ 7.9, DO는 6.1 ~ 7.6 mg/L, 염분은 30.2 ~ 30.7 psu, 암모니아는 0.2 ~ 0.7 mg/L이었다. 저서성 단각류를 이용한 생태독성시험 결과, 상대평균생존율이 비피복구역에서는 -2.50 ~ 7.50%, 피복구역에서 0.00 ~ 5.00%, 대조구역에서 -1.20 ~ 8.80%로 모든 구역에서 30% 이하로 나타나 해양환경공정시험기준에 따른 독성영향이 검출되지 않아 퇴적물에 대한 저서성 단각류의 부정적인 영향이 없는 것으로 판단된다. t 검정을 통하여 유의한 차이를 확인한 결과, 구역 간 유의한 차이는 없었다($p > .05$).

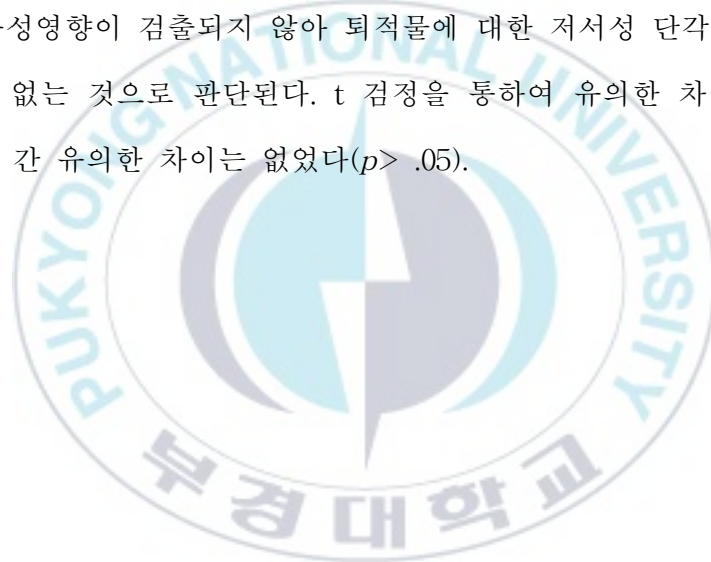


Table 40. Temperature, pH, DO, salinity and NH₄-N of benthic amphipod toxicity test solutions from 2017 to 2021

Item	Station	Year				
		2017	2018	2019	2020	2021
Temp. (°C)	N	20.5	20.6	20.5	20.3	20.7
	C	20.4	20.6	20.5	20.7	20.4
	R	20.4	20.4	20.7	20.4	20.5
pH	N	7.8	7.7	7.9	7.8	7.8
	C	7.7	7.8	7.9	7.9	7.8
	R	7.7	7.8	7.9	7.8	7.8
DO (mg/L)	N	7.3	7.6	7.5	7.3	6.6
	C	7.1	7.6	7.3	7.3	6.1
	R	7.2	7.6	7.2	7.4	6.7
Salinity (psu)	N	30.4	30.3	30.6	30.4	30.7
	C	30.2	30.5	30.6	30.3	30.5
	R	30.6	30.3	30.6	30.2	30.4
NH ₄ -N (mg/L)	N	0.7	0.3	0.5	0.4	0.3
	C	0.6	0.4	0.5	0.5	0.2
	R	0.5	0.4	0.5	0.5	0.2

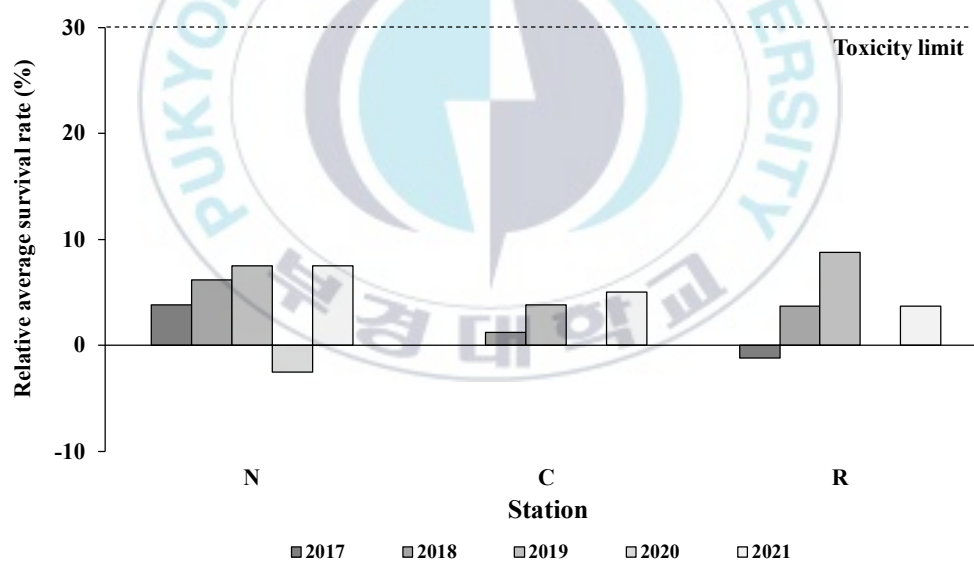
※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Table 41. Relative average survival rate (%) of *Monocorophium acherusicum* from 2017 to 2021

(Unit : %)

Station	Year				
	2017	2018	2019	2020	2021
N	3.80	6.20	7.50	-2.50	7.50
C	0.00	1.20	3.80	0.00	5.00
R	-1.20	3.70	8.80	0.00	3.70

※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area



※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 32. The result of toxic effect determination on the benthic amphipod.

IV. 폐기물 배출해역의 준설토 피복효과 평가

1. 준설토 피복효과 평가 방법

가. 퇴적물 중금속 함량 분석

서해병 폐기물 배출해역 내 오염심화구역의 준설토 피복을 통한 오염퇴적물 정화·복원 효과를 평가하기 위해 전술한 중금속의 농집지수(I_{geo})를 이용하여 각 항목별 등급에 따른 오염 수준을 비교하였다. 각 중금속 항목별 등급을 점수화한 후 평균 점수를 산출하였다. 또한 시계열 변화 자료를 바탕으로 감소 혹은 증가 경향을 분석하여 복원 효과를 평가하였다.

나. 저서생물 다양도

서해병 폐기물 배출해역 내 오염심화구역의 준설토 피복을 통한 오염퇴적물 정화·복원 효과를 평가하기 위해 저서생물의 다양도를 기준으로 설정하였다. 저서생태계의 복원 효과를 판단하기 위한 기준은 통상적 연안환경의 저서생태계에서 나타나는 2.0 이상(Gray and Elliott, 2009), 허베이 스피릿호 기름 유출 사고 시 생태계 회복 기준으로 설정한 2.0 이상(Yim et al., 2020)으로 설정하였다. 또한 시계열 변화 자료를 바탕으로 감소 혹은 증가 경향을 분석하여 복원 효과를 평가하였다.

다. 저서건강도 평가

서해병 폐기물 배출해역 내 오염심화구역의 준설토 피복을 통한 오염퇴적물 정화·복원 효과를 평가하기 위해 저서생물의 저서건강도(AMBI, BPI)를 기준으로 설정하였다. AMBI는 유기물에 대한 민감도를 이용하여 판단하는 방법으로 폐기물 배출, 중금속 오염, 무산소 환경에 의한 영향 등 (Borja et al., 2000, 2003; Muxica et al., 2005)과 같이 다양한 연구에 적용된 바 있다. BPI는 국내에서 개발된 지수로서 저서동물의 섭식유형을 기초로 판단하는 방법이며, 우리나라의 다양한 연구에 보편적으로 적용된 바 있다(이 등, 2003; 최 등, 2003; 최 등, 2005; 최와 서, 2007; 임 등, 2007; 정 등, 2014). 저서생태계 복원 효과를 판단하기 위하여 AMBI는 3.2 (Good) 이하, BPI는 40 (Good) 이상인 2등급으로 기준을 설정하였다. 또한 시계열 변화 자료를 바탕으로 감소 혹은 증가 경향을 분석하여 복원 효과를 평가하였다.

라. 생태독성시험

서해병 폐기물 배출해역 내 오염심화구역의 준설토 피복을 통한 오염퇴적물 정화·복원 효과를 평가하기 위해 생태독성시험 결과를 기준으로 설정하였다. 해양환경공정시험기준(해양수산부, 2021) 해양폐기물편에서 제시하고 있는 독성 판정기준에 따라 상대발광저해율(발광박테리아) 및 상대평균 생존율(저서성 단각류)이 각각 30% 이하일 경우 “독성없음”으로 판단하였으며 이를 준설토 피복효과 평가 기준으로 설정하였다.

2. 준설토 피복효과 평가 결과 및 고찰

가. 준설토 피복 두께 효과

서해병 폐기물 배출해역 내 피복을 위해 배출된 준설토 양은 2013년 149,000 m³, 2014년 2,900 m³, 2016년 12,000 m³, 그리고 2017년 35,700 m³이다. 준설토 피복구역의 피복 두께는 2017년과 2021년 주상퇴적물 내 중금속 항목 중 Cr의 수직분포 분석 결과자료를 바탕으로 추정하였다. 주상퇴적물 조사 결과자료와 본 조사정점이 중복되는 정점은 비피복구역 중 N-1, 피복구역 중 C-1, C-2, 그리고 대조구역 R 정점으로 표층에서 10 cm 깊이까지는 1 cm 간격, 10 cm 이상부터는 2 cm 간격으로 분석되었다(해양수산부, 2017, 2021).

먼저 비피복구역 N-1 정점의 주상 퇴적물 내 Cr 농도 분포를 살펴보면, 모두 표층 0 ~ 2 cm 사이에서 2017년 207.4 mg/kg, 2021년 157.2 mg/kg으로 가장 높은 농도를 나타내었고 깊이가 증가함에 따라 감소하는 경향을 나타내었다. 그러나 비피복구역의 표층 부근에서 여전히 해양환경기준의 주의기준(TEL, 116 mg/kg) 및 관리기준(PEL, 181 mg/kg)을 초과하고 있어 관리가 필요하다.

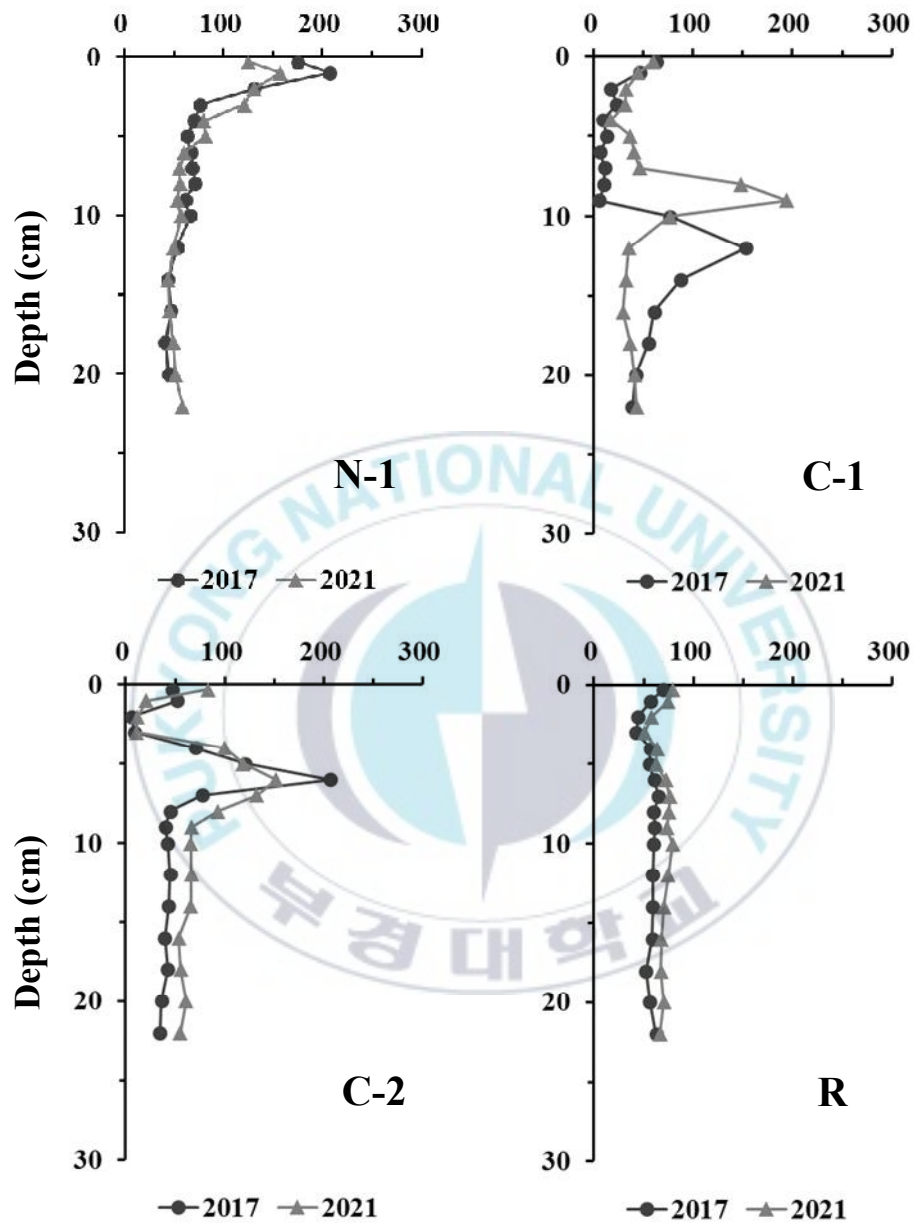
대조구역 R 정점의 주상 퇴적물 내 Cr 농도는 2017년 42.5 ~ 69.4 mg/kg, 2021년 50.8 ~ 79.4 mg/kg 범위로 표층 0 ~ 1 cm 사이에서 가장 높은 농도를 나타내었고 2 ~ 3 cm 사이에서 가장 낮은 농도를 나타내었으며 준설토 배출허용기준 중 Cr 농도 80 mg/kg 이하로 나타났다.

반면 준설토 피복구역 정점의 주상 퇴적물 내 Cr 농도 분포는 C-1 정점의 경우 2017년 2 ~ 10 cm 깊이의 퇴적물에서 Cr 농도가 17.1 ~ 5.6

mg/kg 범위로 급격히 감소하였고 10 ~ 12 cm 깊이에서 다시 증가하여 12 ~ 14 cm 깊이에서 152.6 mg/kg으로 가장 높은 농도를 나타낸 이후에는 깊이가 증가함에 따라 농도가 감소하였다. 2021년에는 표층에서부터 점차 Cr 농도가 감소하여 4 ~ 5 cm 깊이의 퇴적물에서 17.2 mg/kg로 가장 낮게 나타났고 이후 다시 증가하여 9 ~ 10 cm 깊이에서 194.4 mg/kg으로 가장 높은 농도를 나타내었다. 이후 깊이가 증가함에 따라 농도가 감소하였다. 이를 통해 C-1 정점의 준설토 피복 두께는 Cr 농도가 급격히 낮게 나타난 깊이를 바탕으로 약 5 ~ 10 cm로 추정된다.

C-2 정점의 경우 2017년 2 ~ 4 cm 깊이의 퇴적물에서 Cr 농도가 6.1 ~ 8.4 mg/kg 범위로 급격히 감소하였고 4 ~ 5 cm 깊이에서 다시 증가하여 6 ~ 7 cm 깊이에서 206.8 mg/kg으로 가장 높은 농도를 나타낸 이후에는 깊이가 증가함에 따라 농도가 감소하였다. 2021년에는 1 ~ 4cm 깊이의 퇴적물에서 Cr 농도가 20.9 ~ 10.5 mg/kg 범위로 급격히 감소하였고 이후 다시 증가하여 6 ~ 7 cm 깊이에서 151.9 mg/kg으로 가장 높은 농도를 나타낸 이후에는 깊이가 증가함에 따라 농도가 감소하였다. 따라서 C-2 정점의 준설토 피복 두께는 Cr 농도가 급격히 낮게 나타난 깊이를 바탕으로 약 4 cm로 추정된다.

이처럼 중금속 농도가 높은 표층의 오염퇴적물을 배출허용기준 이하의 준설토로 피복하여 오염물질을 물리적으로 차단·격리하는 효과가 있는 것으로 판단되며 피복층 아래의 오염퇴적물에서 여전히 높은 Cr 농도가 나타나고 있어 향후 피복기법 적용 시 준설토 외에 제올라이트, 굴 패각 등을 활용한 피복재를 적용함으로써 중금속 흡착 및 유기물 분해를 통한 화학적 정화 효과를 기대할 수 있을 것이다.



※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area

Fig. 33. Vertical profiles of the concentrations of Cr in sediment core samples.

나. 퇴적물 중금속 오염도 저감 효과

서해병 폐기물 배출해역 내 각 조사구역별 퇴적물 중금속의 농집지수 (I_{geo})를 이용하여 준설토 피복효과를 평가하였다.

Cr은 I_{geo} 값이 비피복구역의 일부 정점에서 1 ~ 2의 값으로 나타나 I_{geo} class 2에 해당하여 약간 오염된 수준(Moderately polluted)을 나타내었고, 그 외 정점에서는 0 ~ 1의 값으로 나타나 I_{geo} class 1에 해당하여 거의 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted/moderately polluted)으로 평가되었다. 피복구역에서는 일부 정점에서 0 ~ 1의 값으로 나타나 I_{geo} class 1에 해당하여 거의 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted/moderately polluted)을 나타내었고, 그 외 정점에서는 0 미만의 값으로 나타나 I_{geo} class 0에 해당하여 오염되지 않은 상태(No enrichment)으로 평가되었다. 그 외 항목들도 0 미만의 값으로 나타나 I_{geo} class 0에 해당하여 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted)으로 평가되어 준설토 피복에 의한 오염물질 차단 효과가 있는 것으로 판단된다.

다. 저서생물 다양성 회복 효과

서해병 폐기물 배출해역 내 각 조사구역별 저서생물의 다양도는 통상적인 연안 환경의 저서생태계에서 나타나는 2.0 이상 및 허베이 스피릿호 기름 유출 사고 시 회복 기준으로 설정한 다양도 지수 2.0 이상을 기준으로 준설토 피복효과를 평가하였다(Gray and Elliott, 2009; Yim et al., 2020).

먼저 대조구역의 경우 모든 연도에서 다양도 지수가 2.0 이상으로 나타나 건강한 저서 환경을 나타내었고, 비피복구역의 경우 2017년과 2020년을

제외한 연도에는 2.0 미만으로 나타났다. 한편, 피복구역의 다양도 지수는 모든 연도에서 2.0 미만으로 다른 구역에 비해 낮게 나타났다. 일반적으로 저서생물은 퇴적물 분급이 불량할수록 다양도가 높게 나타나는 경향이 있으며(Gray, 1974; Jung et al., 2014) 본 연구결과에서도 분급도가 가장 불량한 대조구역에서 다양도가 높게 나타났고, 이어서 비피복구역, 피복구역 순으로 높게 나타났다. 또한 준설토 피복으로 인한 저서생태계의 교란으로 기회성 생물종이 대량 출현함에 따라 다양도가 낮게 나타난 것으로 판단되며 이후 장기적인 관찰을 통해 피복효과를 평가해야 할 것으로 판단된다.

라. 저서동물 건강성 회복 효과

서해병 폐기물 배출해역 내 각 조사구역별 저서건강도 기준(AMBI: 3.2 이하, BPI: 40.0 이상)으로 준설토 피복효과를 평가하였다.

AMBI는 모든 구역에서 3.2(Good) 이하로 2등급을 나타내었고, BPI는 피복구역에서 2017년 이후 60 이상으로 1등급을 유지하고 있어 비피복구역(1 ~ 2등급)보다 양호한 저서건강상태를 나타내었다. BPI는 값이 높을수록 저서환경상태가 양호함을 나타내며 정 등(2014)의 연구에서 가로림만에 서식하는 대형저서동물의 군집구조 및 저서건강도 평가 시 BPI가 68 ~ 69로 나타난 정점은 양호한 건강상태를 반영하고 있으며, BPI가 10 ~ 50 내외로 나타난 정점은 유기물 오염의 가능성을 제시한 바 있다. 따라서 BPI 결과로 미루어봤을 때 피복구역의 저서생태계가 회복되고 있음을 시사하고 있다.

마. 퇴적물 생태독성

서해병 폐기물 배출해역 내 퇴적물의 발광박테리아 및 저서성 단각류를 이용한 생태독성시험 결과에서는 모든 구역에서 해양환경공정시험기준에서 제시하고 있는 독성 판정기준에 따라 상대발광저해율(발광박테리아) 및 상대평균생존율(저서성 단각류)이 각각 30% 이하로 나타나 “독성없음”으로 판정되었다.



3. 준설토 피복효과 종합 결과

서해병 폐기물 배출해역 내 준설토 피복을 통한 오염퇴적물 정화·복원 효과를 퇴적물의 유기물 및 중금속 함량, 저서생물 다양도, 저서건강도, 그리고 생태독성시험 등 각각의 기준을 통해 평가하였다. 그 결과에 따르면 평가 항목별 각각의 기준에 따라 피복효과 평가가 다르게 나타났다. 예를 들어 저서생물 다양도의 경우 피복구역에서 준설토 피복으로 인한 저서생태계의 교란으로 기회성 생물종이 대량 출현함에 따라 다양도가 낮게 나타나 회복 추이를 보다 장기적인 관찰을 통해 살펴볼 필요가 있다. 따라서 준설토 피복효과를 평가하기 위해서는 평가 항목을 통합하여 평가 기준을 도출하는 것이 바람직하다. 이에 본 연구에서는 퇴적물 내 유기물의 COD, 중금속의 농집지수(I_{geo}), 저서건강도(BPI), 그리고 생태독성시험 결과를 점수화하여 준설토 피복효과 평가 기준을 제시하여 평가하였다.

먼저 퇴적물 내 유기물의 COD는 「해양오염퇴적물 조사 및 정화·복원 범위 등에 관한 규정」(해양수산부 고시 제2016-80호)의 [별표 3] ‘부영양화 관련 평가항목, 기준농도 및 평가점수’ 중 COD의 기준농도에 따라 COD 농도가 $13 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ 미만이면 10점, $20 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ 미만이면 8점, $30 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ 미만이면 6점, $40 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ 미만이면 4점, $40 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{dry}$ 이상이면 2점을 부여하였다.

중금속의 농집지수(I_{geo})는 각 항목별 등급에 따라 점수화하였다(Müller, 1979). 농집지수(I_{geo})가 0 미만의 값일 경우 10점, 0 ~ 1의 값은 8점, 1 ~ 2의 값은 6점, 2 ~ 3의 값은 4점, 3 초과인 값은 2점을 부여하여 8개 중금속 항목의 점수를 평균하였다.

다음으로 저서건강도는 BPI가 60 이상이면 10점, 40 ~ 60의 값은 8점, 30 ~ 40의 값은 6점, 20 ~ 30의 값은 4점, 20 미만의 값은 2점을 부여하였다. 생태독성은 상대발광저해율(발광박테리아) 및 상대평균생존율(저서성 단각류)이 각각 30% 이하일 경우 10점, 30 ~ 35%의 값은 8점, 35 ~ 40%의 값은 6점, 40 ~ 45%의 값은 4점, 45% 초과인 값은 2점을 부여하였다.

이렇게 퇴적물 내 유기물의 COD, 중금속의 농집지수(I_{geo}), 저서건강도(BPI), 그리고 생태독성 결과에 대한 점수를 산출하였고 각 항목에 대해 가중치를 각각 적용한 후 평균하여 9.5 ~ 10.0점은 1등급, 8.5 ~ 9.5점은 2등급, 8.0 ~ 8.5점은 3등급, 7.0 ~ 8.0점은 4등급, 7.0점 미만은 5등급으로 피복효과 판정 기준을 설정하였다.

Table 42. Index for integrated evaluation of COD, I_{geo} , BPI, Toxicity

COD	I_{geo}	BPI	Toxicity	Index
mgO ₂ /g·dry			%	
< 13	< 0	> 60	< 30	10
13 ~ 20	0 ~ 1	40 ~ 60	30 ~ 35	8
21 ~ 30	1 ~ 2	30 ~ 40	35 ~ 40	6
31 ~ 40	2 ~ 3	20 ~ 30	40 ~ 45	4
> 40	> 3	< 20	> 45	2

Table 43. Index for integrated evaluation of dredged material capping effects

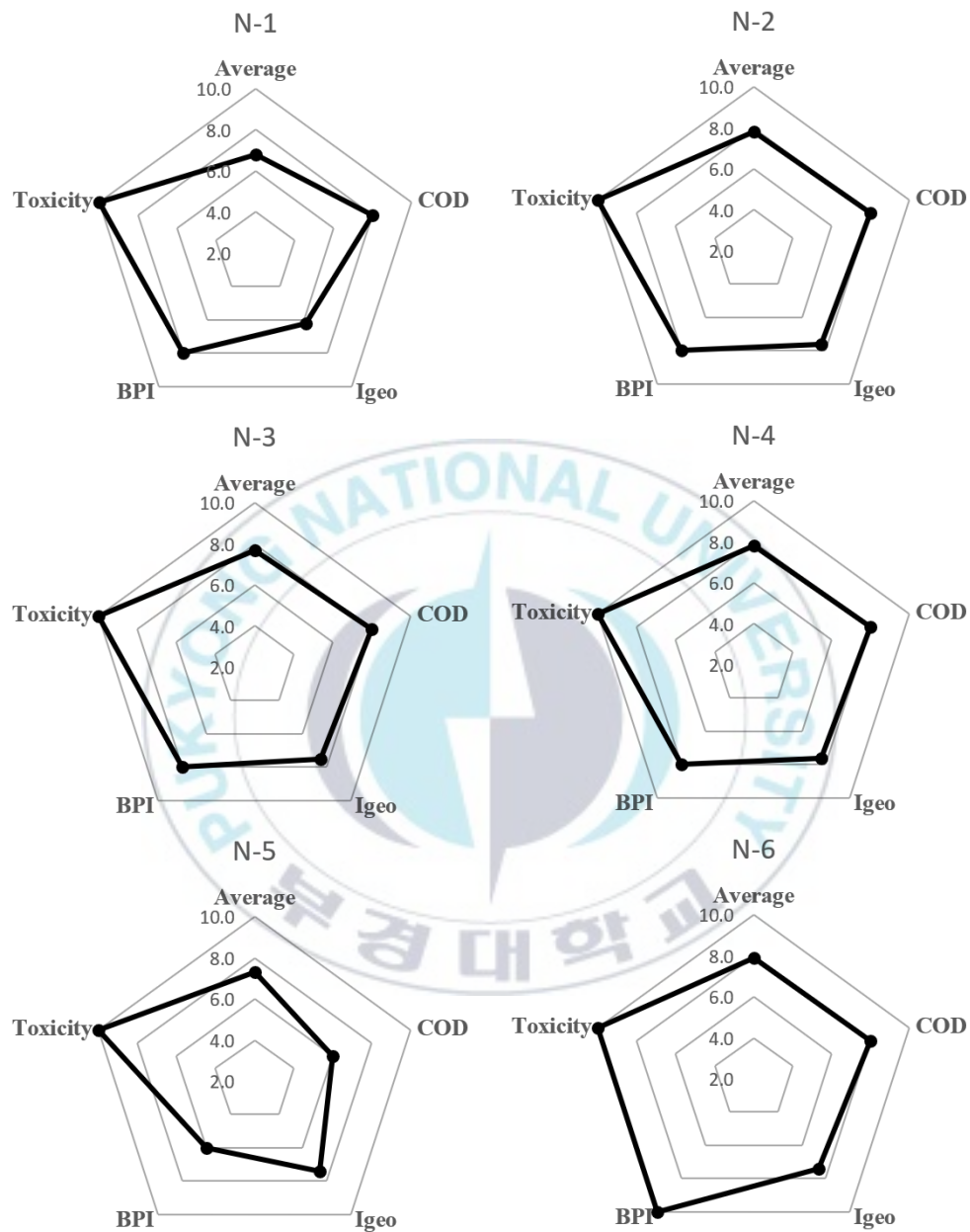
Index	Grade	Condition
9.5 ~ 10.0	1	Excellent
8.5 ~ 9.5	2	Good
8.0 ~ 8.5	3	Normal
7.0 ~ 8.0	4	Poor
< 7.0	5	Very poor

퇴적물 내 유기물의 COD, 중금속의 농집지수(I_{geo}), 저서건강도(BPI), 그리고 생태독성 결과를 점수화하여 준설토 피복효과를 통합 평가한 결과, 비피복구역의 경우 N-1 정점에서 6.8점으로 5등급(Very poor), N-2 ~ N-6 정점에서 7.3 ~ 7.9점으로 4등급(Poor)을 나타내었다. 대조구역의 R 정점에서는 8.0점으로 3등급(Normal)을 나타내었다. 반면 피복구역에서는 C-2 정점에서 3등급(Normal)으로 나타났고, C-1, C-3, C-4 정점에서 8.5 점으로 2등급(Good)으로 나타나 준설토 피복으로 인한 오염퇴적물 정화·복원 효과가 있는 것으로 판단된다.

Table 44. The result of integrated evaluation of dredged material capping effects

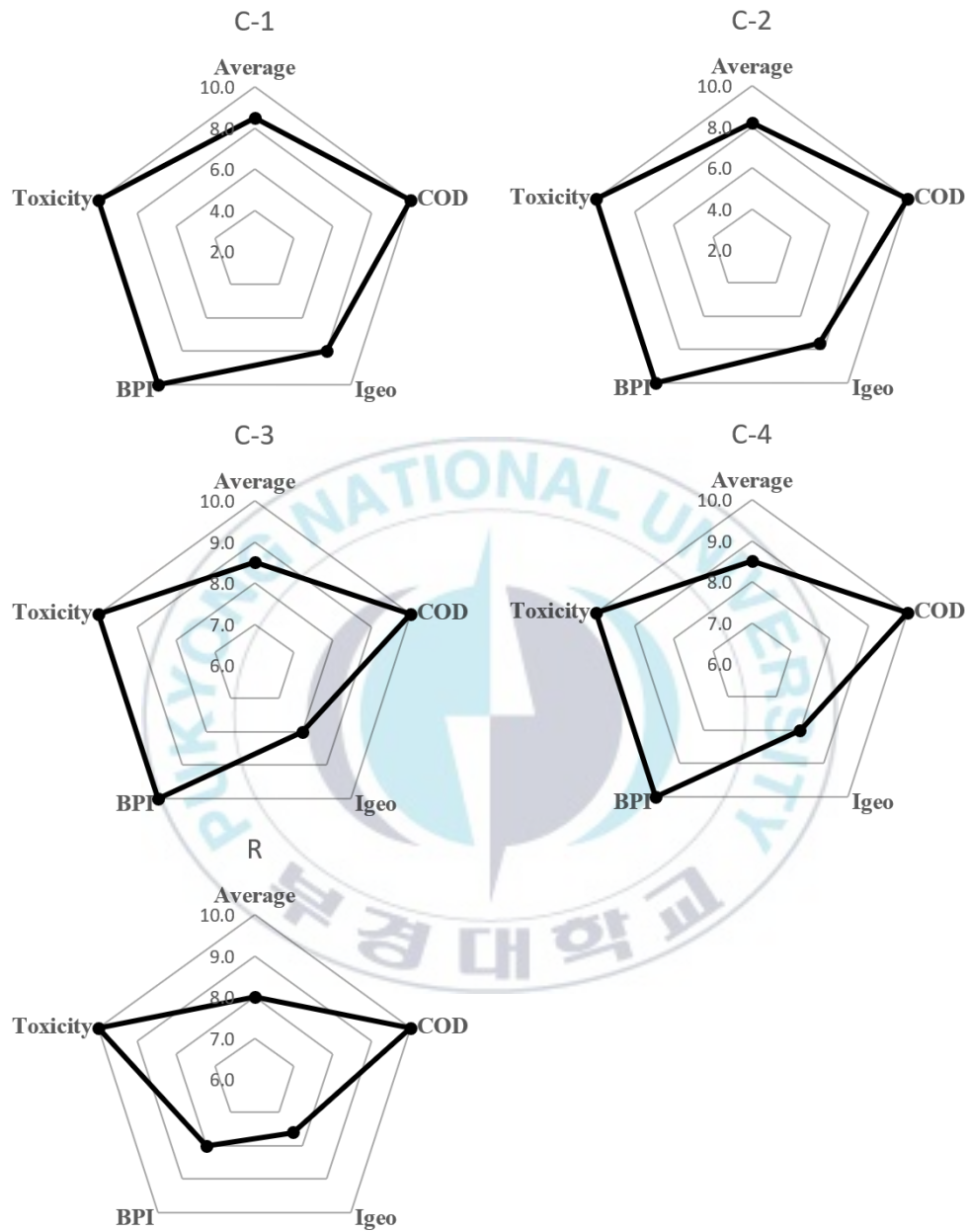
Station	COD	I_{geo}	BPI	Toxicity	Average	Grade
	mgO ₂ /g·dry			%		
N-1	8.0	6.2	8.0	10.0	6.8	5
N-2	8.0	7.6	8.0	10.0	7.8	4
N-3	8.0	7.5	8.0	10.0	7.7	4
N-4	8.0	7.6	8.0	10.0	7.8	4
N-5	6.0	7.4	6.0	10.0	7.3	4
N-6	8.0	7.4	10.0	10.0	7.9	4
C-1	10.0	8.0	10.0	10.0	8.5	2
C-2	10.0	7.6	10.0	10.0	8.2	3
C-3	10.0	8.0	10.0	10.0	8.5	2
C-4	10.0	8.0	10.0	10.0	8.5	2
R	10.0	7.6	8.0	10.0	8.0	3

※ N: No capping area, C: Capping area, R: Reference area



※ N: No capping area

Fig. 34. The result of integrated evaluation of dredged material capping effects in No capping area.



※ C: Capping area, R: Reference area

Fig. 35. The result of integrated evaluation of dredged material capping effects in Capping area, Reference area.

V. 폐기물 배출해역 오염퇴적물 정화·복원 기술 제안

1. 준설토를 활용한 오염퇴적물 피복 방법

우리나라는 서해병 폐기물 배출해역의 오염퇴적물 정화·복원을 위해 「해양폐기물 및 해양오염퇴적물 관리법 시행령」의 ‘활용할 수 있는 준설토 물질의 오염도 기준’ 이하의 준설토를 이용해서 서해병 폐기물 배출해역 휴식년 구역에 2013년 149,000 m³, 2014년 2,900 m³, 2016년 12,000 m³, 그리고 2017년 35,700 m³의 양을 집중식으로 배출하여 피복하였다(Chung et al., 2017).

이후 전술한 바와 같이 2017년부터 2021년까지 피복구역과 피복을 하지 않은 비피복구역, 그리고 대조구역에 대한 퇴적물 화학 환경, 저서동물 군집구조, 생태독성시험을 통해 퇴적물 오염도를 파악하여 준설토 피복효과를 평가한 결과, 피복구역 표층 퇴적물의 유기물 및 중금속 함량이 비피복구역 표층 퇴적물보다 낮게 나타났으며 퇴적물 내 유기물의 COD, 중금속의 농집지수(I_{geo}), 저서건강도(BPI), 그리고 생태독성 결과를 점수화하여 준설토 피복효과를 통합 평가한 결과, 비피복구역의 경우 N-1 정점에서 6.8점으로 5등급(Very poor), N-2 ~ N-6 정점에서 7.3 ~ 7.9점으로 4등급(Poor)을 나타내었다. 대조구역의 R 정점에서는 8.0점으로 3등급(Normal)을 나타내었다.

반면 피복구역에서는 C-2 정점에서 3등급(Normal)으로 나타났고, C-1, C-3, C-4 정점에서 8.5점으로 2등급(Good)으로 나타나 준설토 피복으로 인한 오염퇴적물의 물리적 차단 효과가 있는 것으로 판단된다. 따라서 폐기물 배출해역의 오염퇴적물 정화·복원 방법으로서 물리적 차단을 위해 준설토 피복 방법을 적용하는 것이 바람직하다고 판단된다.

2. 굴 패각을 활용한 오염퇴적물 피복 방법

서해병 폐기물 배출해역 오염퇴적물의 정화·복원을 위해 오염이 심화된 휴식년 구역에 준설토를 활용한 피복 방법이 효과가 있는 것으로 나타났다. 그러나 준설토의 해양배출량이 2008년에 $10,149 \times 10^3 \text{ m}^3$ 으로 최대를 기록한 이후 2009년 준설토가 매립제로 활용되면서 준설토의 해양배출량이 급격히 줄어들어 최근에는 해양배출량이 $500 \times 10^3 \text{ m}^3$ 이하로 유지되고 있다. 준설토 물질 발생량 대비 해양배출 비율은 1.5%(2010년) ~ 10.0%(2013년) 범위로서 2009년부터 2020년까지 평균 3.6%이다(해양수산부, 2021). 이러한 준설토 물량 확보의 불확실성을 대체하기 위한 방안으로 굴 패각을 활용한 오염퇴적물 피복 방법을 고려할 수 있다.

우리나라 연안에서는 대규모의 굴 양식업이 활발하게 이루어지고 있으며, 연간 약 30만 톤이 생산되고 있어 패류 양식수산물 가운데 생산량이 가장 많다(수산업관측센터, 2017). 그러나 굴의 전체 중량 중 약 93%에 해당하는 굴 패각으로 인해 굴 산업계는 굴 패각 처리에 대한 고민을 가지고 있다. 굴 패각은 폐기물관리법상 폐기물로 지정되어 있어서 단 10%만이 폐화석 비료나 공업원료로 재활용되고 있으며, 나머지는 대부분 매립(39%)되거나 해안에 불법으로 야적(51%)되고 있다(Lee, 2004). 적절하게 처리하지 않고 야적된 굴 패각은 부패로 인해 악취를 발생시키고 주변의 자연경관을 훼손시킨다. 또한 굴 패각에 잔존해있는 유기물과 중금속 등이 침출수를 통해 지반 및 연안으로 유입될 경우, 수질오염의 오염원이 된다(Sung and Kim, 2010).

이러한 문제점들을 해결하기 위해 과거부터 굴 패각의 재활용을 위한

다양한 연구가 진행되었다. 대표적인 굴 폐각의 재활용 방안 연구에는 CO_2 , NO_x 등의 가스 제거(Jung et al., 2007; Huh et al., 2016), 중금속 흡착(Hsu, 2009; Moon et al., 2015), 오폐수의 수질 개선(Kwon et al., 2003), 건설재료(Zhong et al., 2012), 적니와 굴 폐각을 이용한 해양오염퇴적물 내 중금속 안정화 처리(신 등, 2012), 그리고 저온 소성 굴 폐각의 피복에 의한 연안 오염퇴적물의 성상 변화(Kim et al., 2019) 등이 있다.

굴 폐각은 굴 전체 중량 중 약 93%를 차지하며, 탄산칼슘(CaCO_3)이 주 성분(80 ~ 95%)으로 인산칼슘($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$)은 1 ~ 2%, 탄산마그네슘(MgCO_3)은 극소량이 포함되어 있다. 통영 소재 박신장에서 채집·분석한 굴 폐각의 중금속 함량은 Cr 2.49 mg/kg, Ni 1.06 mg/kg, Cu 5.26 mg/kg, Zn 21.12 mg/kg, As 0.57 mg/kg, Cd 0.06 mg/kg, Pb 1.06 mg/kg, Hg 0.002 mg/kg로 매우 낮게 나타났다(해양수산부, 2021).

굴 폐각과 관련된 국내·외 법률을 살펴보면, 먼저 국회의 경우 런던의정서에서 굴 폐각은 런던의정서 부속서 1(해양투기 심의가능 폐기물)의 생선 폐기물에 해당한다. 또한 부속서 2(해양투기 폐기물 평가)에서 생선 폐기물 또는 양식 및 어업활동에서 포획된 생선을 가공하는 공정에서 발생된 물질은 살, 가죽, 뼈, 껍데기(Shell) 또는 액체(Stick water)이며, 여기서 생선(Fish)은 어류(Fish), 조개류(Shellfish)를 포함한다.

일본에서는 ‘폐기물 처리 및 청소에 관한 법률’에 의거하여 박신 과정에서 발생한 굴 폐각이 불요물(不要物)로 처리 시 폐기물로 분류된다. 굴 생산과정에서 해역으로부터 양륙, 알굴 가공 과정에서 발생한 굴 폐각은 폐기물처리법이 적용되고 어업활동에서 배출된 굴 폐각은 일반폐기물로 분류

된다. 또한 식료품제조업 등에서 발생한 굴 패각은 산업폐기물로 구분하고 있다.

그러나 굴 패각을 재활용할 시에는 예외규정을 통해 자원 활용을 촉진하고 있다. 오카야마 현에서는 굴 패각 유효 이용 관련 가이드라인에 따라 패각이 어장 조성, 간척 조성, 저질 개선, 양식어장 환경개선 등에 이용될 경우, 폐기물 처리 법률을 적용받지 않는다. 또한 해양오염 방지법 및 해상재해 방지에 관한 법률 3조에서 폐기물은 ‘인간이 불요로 하는 물질(기름 및 유해 액체 물질은 제외)을 의미한다’고 규정하고 있어 굴 패각은 폐기물에 해당되지 않는다. 히로시마 현에서는 굴 패각을 사료, 비료, 어장조성 등에 활용하기 위해 육상으로 반출할 때에는 반드시 3개월 이상 바닷속에 퇴적해야 한다고 명시하고 있다(세계법제정보센터, 2021).

굴 패각은 각기둥과 진주층 부분을 포함하는 탄산칼슘 층 구조로 인해 폐수처리와 오염퇴적물에서 납(Pb), 카드뮴(Cd) 등 유해 중금속을 안정화시키고, 황화수소 억제, 인 제거 등을 위한 정화제(흡착제)로 활용되고 있다. 일본 후쿠오카 현에서는 ‘굴 패각의 유효 이용에 관한 가이드라인’을 수립해 현에서 정한 품질관리기준을 충족시키는 파쇄 굴 패각을 바다의 저질개선과 생물상 개선 등에 활용하고 있으며, 굴 패각을 어장조성에 이용할 경우에는 굴 표면에 부착된 유기물이나 기타 부착물을 제거 후 이용한다.

한편, 굴 패각과 관련된 국내의 법률은 ‘폐기물관리법’(환경부)에서 굴 패각류는 동물성잔재물에 해당하며, 사업장폐기물이어서, 소각하거나 관리형 매립시설에 매립해야 한다고 명시하고 있다. 동법 시행규칙은 사전 확인이나 분석없이 재활용할 수 있는 경우를 나열하고 이 외에는 모두 사전

확인·분석을 요구하고, 육상·해양 폐기물 지정 차량으로 수거·운반해야 한다. 굴 폐각류 재활용은 동법 제13조의 2와 동법 시행규칙 제14조의 3(폐기물 재활용 기준)을 준수해야 한다.

이와 같이 ‘폐기물관리법’ 상에서 굴 폐각류를 포함한 수산부산물은 사료 및 비료 원료, 토양 및 공유수면 등의 성토제 등으로만 한정돼 재활용되어왔다. 이후 2019년 12월 3일에 ‘해양폐기물 및 해양오염퇴적물 관리법’(해양수산부)이 제정되어 굴 폐각은 모든 해역에 집중식으로 해양배출 가능한 폐기물에 해당하며, 동해 병해역, 서해 병해역, 정해역 전역 및 무해역에 집중식 처리방법에 따라 배출해야 한다고 명시하고 있고, 2021년 7월 20일에는 ‘수산부산물 재활용 촉진에 관한 법률’(해양수산부)이 제정됨에 따라 굴 폐각의 재활용을 촉진할 수 있게 되었다.

따라서 폐기물 배출해역의 오염·퇴적물 정화·복원을 위해 굴 폐각을 활용한 피복 방법의 적용이 가능할 것으로 판단되며 실제 적용을 위해서는 다음과 같은 사항들을 검토해야 할 것이다.

- ① 피복 대상 해역의 해류, 유속 등의 물리환경 조사를 실시한다.
- ② 피복재로 이용되는 굴 폐각을 집하장으로 이송 후, 굴 폐각에 포함된 플라스틱 코팅사를 분리하여 난분해성 해양쓰레기를 사전에 제거한다.
- ③ 굴 폐각의 해양배출을 위해 배출기준 적합성을 평가한다.(※ 해양폐기물공정시험기준의 준설토사에 대한 시료 채취 및 분석 방법을 적용한다.)

- ④ 굴 패각의 해양배출은 집중식 처리방법으로 이루어지므로 비중 1.2 이상의 상태로 배출해야 하며, 오염심화구역에 적절히 피복되기 위해서 침강 소요 시간을 단축할 수 있도록 적정 크기의 굴 패각을 선별한다.(※ 참고: 준설토사 피복 시 입도별 침강 속도에 따른 침강 소요 시간은 직경 2 mm 이상의 자갈(Gravel)의 경우 침강속도 1.56 m/s 이상, 100 m 침강 소요 시간 0.18시간 이하 소요, 직경 2 ~ 0.02 mm인 모래(Sand)의 경우 침강속도 1.56 m/s ~ 0.0156 cm/s, 100 m 침강 소요 시간 0.18시간 ~ 7.4일 소요)

위와 같은 검토 과정을 거친 후 굴 패각 피복을 실시한 이후에는 오염 퇴적물 정화 효과 검증을 위해 장기적인 모니터링이 필요할 것이다. 이를 통해 목표지점의 굴 패각 피복 확인 및 오염물질 격리·저감, 그리고 해양 생태계에 미치는 영향 등을 파악한다.

3. 적응관리 개념을 도입한 폐기물 배출해역 관리

향후 폐기물 배출해역 내 오염퇴적물의 정화·복원 사업의 확대 적용 시에는 문제 평가, 관리 계획 수립·설계, 관리 계획 이행, 모니터링, 평가, 조정의 단계를 통한 적응관리(Adaptive Management) 개념(박 등, 2019)을 도입한 폐기물 배출해역 관리시스템 구축 및 운영이 필요할 것으로 판단된다.

가. 적응관리 개념과 절차

적응관리란 과학적 방법을 바탕으로 관리 과정에서 습득한 지식을 학습함으로써 이를 의사결정에 반영하는 반복적인 과정을 통해 불확실성을 줄여나가는 체계적인 과정을 일컫는다. 적응관리란 단순히 관리 행동을 모니터링하고 임의로 계획을 수정하는 시행착오(Trial and Error) 방식이 아니라 불확실성에 대한 가정(Hypothesis)과 이행(Implementation)이라는 실험(test)을 통해 관리 대상인 시스템에 대해 학습하고 학습을 통해 가정과 관리 방향을 수정하는 과정이다(Williams et al., 2009).

적응관리란 문제 평가, 관리 계획 설계, 관리 계획 이행, 모니터링, 평가, 조정의 6단계 절차로 이루어진다(권 등, 2015).

먼저 문제의 평가(Assess Problem) 과정은 관리 과정의 출발점으로써 관리 행동 및 평가를 통해 습득한 지식을 적용하여 관리 초기에 논의된 문제에 대한 이해사항과 목표, 대안 등을 수정하는 과정이다. 이 과정에서는 다양한 이해관계자를 포함하는 워크숍을 통해 관리 문제를 정의하고 프로젝트의 범위와 관리 목적 및 대안 등의 설정이 필요하다. 그리고 가능한 폭넓은 분야의 이해관계자들이 참여하여 문제와 관련된 불확실성에 대

해 다양한 각도에서 고려해야 하며, 이해관계자의 참여는 초기 워크숍에 그치는 것이 아니라 프로젝트 전 기간에 걸쳐 지속적으로 이루어져야 한다. 이해관계자 워크숍은 하나의 해결책에 대한 동의를 얻기 위함이 아니라 관리 행동에 따라 예상되는 시스템 반응에 대한 토론을 통해 새로운 해결책을 모색하기 위한 목적을 가진다.

이러한 워크숍을 통해 첫 번째는 관리 문제의 시·공간적 범위를 설정하고, 두 번째는 측정 가능하고 달성 가능하며 결과 지향적인 명확한 관리 목표를 설정하며, 세 번째는 잠재적인 관리 행동에 대한 목록을 마련하게 된다. 측정 가능하고 명확한 관리 목표를 설정할 때는 각 목표에 대한 핵심 지표를 확인하는 것이 필요하다. 그리고 관리 행동에 따른 잠재적인 결과를 평가하기 위해 몇 가지 대안에 대한 개념 모델이나 시뮬레이션 모델을 개발하여 이해관계자들과 논의하는 것이 필수적이다. 이러한 개념 모델이나 시뮬레이션 모델은 대안이 지표에 미치는 영향을 예측하게 해주며, 시스템 이해에 있어서의 격차, 즉 불확실성을 확인하게 해준다. 이 과정에서 모델은 불확실성을 표현하기 때문에 적응관리 과정에서 핵심적인 역할을 하게 된다. 그리고 문제의 논의 과정에서 대안을 설정할 때 대안의 수는 최소화하되 대안 간의 차별성을 최대화하는 것도 중요하다.

다음으로 관리 계획 설계(Design Management Plan) 과정에서 첫 번째는 관리 계획과 모니터링 프로그램을 설계하고, 두 번째는 관리 대안 설계를 평가·선택하며, 세 번째는 모니터링 방식과 데이터 관리 및 분석 계획을 수립하고, 네 번째는 관리 행동과 목표의 조정 방식을 결정하며, 다섯 번째는 관리 행동의 결과와 정보에 대한 의사소통 체계를 수립하는 일이다.

수반되어야 한다. 적응관리 과정에서 모니터링은 일반적으로 목적 달성을 위한 진척을 평가하고, 적절한 관리 행동을 파악하기 위해 현재 자원의 현황을 결정하며, 예측치와 조사 데이터 비교를 통해 자원의 거동을 이해하고, 자원 거동에 관한 모델을 개발하고 강화하기 위한 목적을 가진다.

다음으로 관리 계획 이행(Implement Management Plan) 과정에서는 관리 계획 설계 과정에서 수립한 계획을 이행하고 계획과 다른 사항이 있다면 이를 기재해 두는 것이 필요하다.

모니터링(Monitor) 과정에서는 관리 계획 설계에서 결정한 방식에 따라 이행 과정에서 모니터링을 진행하는데, 이때 계획대로 수행했는지 확인하는 이행, 계획한 사항이 목표에 부합하는지에 대한 효과성, 초기에 모델을 통해 수립한 가설이 정확한지에 대한 모델 검증에 대한 모니터링이 수반되어야 한다. 또한 모니터링과 관련하여 기준값(Baseline)에 대한 고려도 필요하다.

평가(Evaluate) 과정에서는 관리 계획 이행과 모니터링 결과로부터 첫 번째 실제 결과치와 문제의 평가 과정에서 도출한 예측치를 비교하고, 두 번째 그 결과가 예측과 다르다면 이유를 평가하고, 세 번째 이를 활용하여 결과를 토대로 가설에 대한 평가를 진행하게 된다. 관리 대안에 대한 평가 과정에서는 비용, 편익, 영향 등을 균형 있게 고려하는 것이 필요하다.

마지막으로 조정(Adjust) 과정에서는 첫 번째로 앞의 과정들에서 얻은 정보를 토대로 모델을 개선하고 전체 목표와 가치와의 일관성을 위해 세부적인 목적을 검토·수정하며, 두 번째로 불확실성이 감소한 부분과 해결되지 않은 부분을 확인하고, 세 번째는 새로운 예측을 통해 새로운 관리 실험을 설계하는 일 등이 수반된다. 적응관리의 순환적인 과정에서 불확실성

이 상당 부분 해소되었을 경우에는 나머지 부분에 대해 관리 목적을 달성하기 위한 일반적인 자원관리 과정이 진행된다.

이상과 같이 적응관리는 모든 환경관리 상황에 적용하기보다는 특정 조건을 만족하는 상황에 적용하는 것이 바람직하다. 먼저 관리 목표에 따라 이행결과를 비교하여 계획 과정에서 설정한 가정의 적합 여부를 판단해야 하기 때문에 프로젝트의 관리 목표가 명확하게 정의될 수 있어야 한다. 관리 목표는 가급적이면 목표 달성 여부가 판단 가능한 정량적 목표가 권장된다. 다음으로 해당 시스템이나 관리에 있어서 불확실성이 높은 상황이 요구된다. 적응관리가 필요한 이유는 관리에 있어서 불확실성이 높은 경우 시스템에 대한 가정과 그에 따른 실험을 통해 그러한 불확실성을 줄여나가 고자 하기 때문이다. 따라서 불확실성이 낮은 상황은 적응관리를 적용할 필요가 없다. 마지막으로 적응관리는 이해당사자 간 논의를 통해 관리 행동을 유동적으로 조절할 수 있는 상황에서 적용 가능하다(권 등, 2015).

나. 폐기물 배출해역의 적응관리 적용 방안

서해병 폐기물 배출해역의 관리를 위해서는 오염심화구역 및 국경 접경 해역에 대한 준설토 및 굴 패각을 활용한 피복 방법을 우선적으로 적용할 필요가 있다. 적응관리를 적용하여 살펴보면 우선 첫 번째, 문제의 평가 단계에서는 폐기물 배출해역의 오염도를 평가한다. 오염도 평가는 퇴적물의 유기물 및 중금속 등의 화학환경, 저서생물 군집구조 및 저서건강도, 그리고 퇴적물에 의한 생태독성시험을 통해 실시한다. 이를 통해 오염심화구역에 대해 관리가 필요한 시·공간적 범위를 설정한다.

두 번째, 관리 계획 설계 단계에서는 폐기물 배출해역 오염심화구역의 정화·복원을 위해 준설토 및 굴 패각을 활용한 피복 방법 적용 계획을 수립하고 모니터링 프로그램을 설계한다. 피복 방법을 활용한 복원 계획 수립 시 피복을 위한 준설토 및 굴 패각의 성상, 배출물량, 피복 두께, 피복 시기 등을 고려해야 하며, 그에 따른 모니터링 시기, 방식, 항목, 데이터 관리 계획 등을 수립한다. 먼저 피복물질의 성상은 본 연구에서 준설토 피복으로 인한 오염퇴적물의 물리적 차단 효과가 있는 것으로 나타났고, 피복층 아래의 오염퇴적물 내 중금속 흡착 및 유기물 분해 등의 화학적 정화를 위해 제올라이트 및 굴 패각 등을 피복물질로 적용 가능하다.

배출물량은 퇴적물 오염도 평가를 통해 관리가 필요한 면적이 설정되면 최소 10 cm 이상의 피복 두께를 고려하여 선정하며, 피복 시기는 대상 해역의 물리적 환경(해류, 유속 등)을 고려하되 태풍 발생 시기는 피한다.

폐기물 배출해역은 육지에서 멀리 떨어져 있고, 면적이 광대하며 동해병 해역의 경우 수심이 1,000 m 이상으로 깊어 일반 모니터링과 비교하여 모니터링에 장시간이 소요된다. 따라서 정기적인 모니터링은 분석 기간 및 결과 분석을 고려하여 연 1회(4 ~ 5월) 비피복구역, 피복구역, 대조구역을 대상으로 실시하며, 향후 복원 대상 면적 및 정점이 축소된다면 반기 1회의 모니터링도 고려 가능하다.

모니터링 항목은 크게 퇴적물의 물리·화학적 환경, 저서생물 군집구조 및 저서건강도, 그리고 퇴적물에 의한 생태독성시험으로 이루어지며, 퇴적물의 물리·화학적 환경에는 입도, 유기물(COD, TOC, TN), 중금속(Al, Fe, Cu, Cd, Mn, As, Zn, Pb, Hg, Cr, Li, Ni) 등의 항목이 있다.

저서생물 군집구조 및 저서건강도 평가를 위해서는 저서생물의 출현 종수, 개체수, 생체량, 우점종, 생태지수, 저서건강도(AMBI, BPI) 등을 조사한다. 또한 생태독성시험은 발광박테리아 및 저서성 단각류를 이용한 생물독성을 파악한다.

세 번째, 관리 계획 이행 단계에서는 준설토 및 굴 패각을 활용한 피복 방법을 통한 복원 계획을 이행한다. 준설토 및 굴 패각을 활용한 피복은 집중식 방식으로 해양배출 하며, 오염심화구역 및 국경 접경 해역에 대해 우선적으로 계획된 시기, 배출물량, 피복 두께에 따라 이행한다.

네 번째, 모니터링 단계에서는 피복 복원 계획 설계에서 결정한 방식에 따라 이행 단계에서 모니터링을 진행하는데, 목표한 위치에 피복이 되었는지 확인하고, 비피복구역, 피복구역, 대조구역에 대한 모니터링을 통해 퇴적물 오염도를 파악한다.

다섯 번째, 평가 단계에서는 피복 복원 계획의 이행과 모니터링 결과로부터 퇴적물 유기물 및 중금속 함량, 저서건강도, 생태독성시험 결과를 통합적으로 분석하여 본 연구에서 설정한 피복효과 평가 기준에 부합하는지 비교하고, 예측과 다르다면 이유를 평가한다.

마지막으로 조정 단계에서는 앞의 단계에서 얻은 정보를 토대로 피복 복원 계획을 세부적으로 검토·수정하고 피복 복원 계획의 이행, 모니터링, 피복효과 평가 기준에 대한 조정을 통해 순환적인 과정을 진행한다.

Table 45. Items of monitoring for adaptive management

Division	Item
The physicochemical environmental of sediments	Mean grain size, COD, TOC, TN, Al, Fe, Cu, Cd, Mn, As, Zn, Pb, Hg, Cr, Li, Ni
Benthic health index	Number of Species, Abundance, Biomass, Ecological Index, AMBI, BPI
Toxicity	Relative luminescence inhibition rate (%) of <i>Vibrio fischeri</i> Relative average survival rate (%) of <i>Monocorophium acherusicum</i>



Fig. 36. Adaptive management in West Sea-Byeong ocean dumping site.

VI. 요약 및 결론

본 연구에서는 서해병 폐기물 배출해역 내 오염심화구역의 정화·복원을 위해 적용된 준설토 피복의 효과를 퇴적물 이화학적 환경, 저서생물 군집 구조 및 건강도, 그리고 퇴적물 생태독성시험을 통해 통합 평가하고, 향후 폐기물 배출해역의 오염퇴적물 정화·복원을 위한 피복기법 개발 및 적용 시 효과 제고 및 관리 방안을 모색하였다.

먼저, 퇴적물 화학 환경 조사 결과, 준설토 피복으로 인해 구역 간 유의한 입도 차이를 나타내었고, 오염퇴적층의 차단으로 피복구역에서 낮은 유기물(약 48%) 및 중금속(약 50%) 함량을 나타내었다. 비피복구역의 경우 일부 정점에서 Cr의 함량이 주의기준(TEL)을 초과하여 부정적인 생태 영향이 발현될 가능성을 시사하였다. 피복구역 퇴적물의 중금속 함량은 주의 기준 및 관리기준을 초과하지 않는 것으로 나타났다. 그리고 서해병 폐기물 배출해역 내 각 조사구역별 퇴적물 중금속의 농집지수(I_{geo})를 이용하여 준설토 피복효과를 평가해본 결과, Cr은 I_{geo} 값이 비피복구역의 일부 정점에서 1 ~ 2의 값으로 나타나 I_{geo} class 2에 해당하여 약간 오염된 수준(Moderately polluted)을 나타내었고, 그 외 정점에서는 0 ~ 1의 값으로 나타나 I_{geo} class 1에 해당하여 거의 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted/moderately polluted)으로 평가되었다. 피복구역에서는 일부 정점에서 0 ~ 1의 값으로 나타나 I_{geo} class 1에 해당하여 거의 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted/moderately polluted)을 나타내었고, 그 외 정점에서는 0 미만의 값으로 나타나 I_{geo} class 0에 해당하여 오염되지 않

은 상태(No enrichment)으로 평가되었다. 그 외 항목들도 0 미만의 값으로 나타나 I_{geo} class 0에 해당하여 오염되지 않은 수준(Practically unpolluted)으로 평가되어 준설토 피복에 의한 오염물질 차단 효과가 있는 것으로 판단된다.

저서생물 군집의 경우 피복구역에서 입도 및 유기물 함량 차이, 민감종 출현 여부에 따라 비피복구역과 차이를 보였다. 피복구역에서 준설토 피복으로 인한 저서생태계의 교란으로 기회성 생물종이 대량 출현함에 따라 다양도가 낮게 나타난 것으로 판단되며 이후 장기적인 관찰을 통해 피복효과를 평가해야 할 것으로 판단된다. 서해병 폐기물 배출해역 내 각 조사구역별 저서건강도 기준(AMBI: 3.2 이하, BPI: 40.0 이상)으로 준설토 피복효과를 평가한 결과, AMBI는 모든 구역에서 3.2(Good) 이하로 2등급을 나타내었고, BPI는 피복구역에서 2017년 이후 1등급을 유지하고 있어 비피복구역(1 ~ 2등급)보다 양호한 저서건강상태를 나타내어 저서생태계가 회복되고 있음을 시사하고 있다.

발광박테리아 및 저서성 단각류를 이용한 생태독성시험 결과에서는 모든 구역에서 해양환경공정시험기준에서 제시하고 있는 독성 판정기준에 따라 상대발광저해율(발광박테리아) 및 상대평균생존율(저서성 단각류)이 각각 30% 이하로 나타나 “독성없음”으로 판정되었다. 이에 퇴적물의 생물에 대한 독성영향을 좀더 면밀히 살펴보기 위해서는 다양한 노출경로(총 퇴적물, 부유퇴적물, 용출수, 상층수 등), 다양한 서식생물(단각류, 저서성 조류, 이매패류), 노출기간(급성, 만성)을 고려한 종 민감도 분포 곡선을 활용하여 정량적 위해성 평가를 실시하고 이에 근거한 준거치가 도출되어야 할

것(석 등, 2022)이며, 이를 바탕으로 향후 배출허용기준의 개정 검토도 고려해 볼 필요가 있을 것으로 판단된다.

퇴적물 내 유기물의 COD, 중금속의 농집지수(I_{geo}), 저서건강도(BPI), 그리고 생태독성 결과를 점수화하여 준설토 피복효과를 통합 평가한 결과, 비피복구역의 경우 N-1 정점에서 6.8점으로 5등급(Very poor), N-2 ~ N-6 정점에서 7.3 ~ 7.9점으로 4등급(Poor)을 나타내었다. 대조구역의 R 정점에서는 8.0점으로 3등급(Normal)을 나타내었다. 반면 피복구역에서는 C-2 정점에서 3등급(Normal)으로 나타났고, C-1, C-3, C-4 정점에서 8.5 점으로 2등급(Good)으로 나타나 준설토 피복으로 인한 오염퇴적물 정화·복원 효과가 있는 것으로 판단된다.

서해병 폐기물 배출해역 오염퇴적물의 피복을 통한 정화·복원 효과를 평가해 본 결과 화학적 측면에서 오염퇴적층의 차단 효과가 확인되며 저서 생태계의 회복 효과는 화학적 측면보다 반응이 느린 것으로 판단된다. 비 피복구역 퇴적물의 Cr과 같은 오염도가 높은 현재 상태는 저서생태계에 악영향을 초래할 수 있으므로 준설토 피복과 같은 정화·복원 방안이 조속히 적용될 필요가 있으며, 서해병 폐기물 배출해역에 준설토 배출이 지속적으로 진행될 것이라면 오염도가 높은 해역에 우선적으로 배출을 유도하는 것이 바람직하다고 판단된다.

더불어 준설토 외에 제올라이트, 굴 패각 등을 활용한 피복재를 적용함으로써 피복층 아래에 격리되어 있는 고농도의 중금속 및 유기물을 흡착·분해를 통한 화학적 정화 효과도 기대할 수 있을 것이다.

또한 준설토의 해양배출량이 줄어드는 추세이므로 피복기법의 효과성

제고를 위해서는 국내에서 발생량이 매년 30만 톤 수준인 굴 폐각을 대안
피복재로 활용할 수 있을 것이며 실제 적용을 위해서는 피복 대상 해역의
해류, 유속 등의 물리환경 조사가 선행되어야 할 것이다. 그리고 굴 폐각을
피복재로 사용하기 전 굴 폐각에 포함된 플라스틱 코팅사를 분리하여 난분
해성 해양쓰레기를 사전에 제거해야 하며, 굴 폐각의 해양배출을 위해 배
출기준 적합성을 평가해야 한다. 또한 굴 폐각의 해양배출은 집중식 처리
방법으로 이루어지므로 비중 1.2 이상의 상태로 배출해야 하며, 오염심화구
역에 적절히 피복되기 위해서 침강 소요 시간을 단축할 수 있도록 적정 크
기의 굴 폐각을 선별한다. 이러한 검토 과정을 거친 후 굴 폐각 피복기법
을 적용하여 퇴적물 정화 효과를 검증하기 위해서는 장기적인 모니터링이
필요할 것이며, 향후 폐기물 배출해역 정화·복원 사업의 확대 적용 시에는
문제 평가, 관리 계획 수립·설계, 관리 계획 이행, 모니터링, 평가, 조정의
단계를 통한 적응관리(Adaptive Management) 개념을 도입한 폐기물 배출
해역 관리시스템 구축 및 운영이 필요할 것으로 판단된다.

참고문헌

- 강구, 김영기, 홍성구, 김한중, 박성직, 2014, 해양오염퇴적물 내 인산염 용출차단을 위한 피복소재로서의 몬모릴로나이트 적용, 대한환경 공학회지, 36(8), 554-560.
- 강구, 홍성구, 김영기, 박성직, 2017, 해양 오염퇴적물 정화를 위한 원통관과 클램셀을 이용한 피복 기술의 비교, 한국항해항만학회지, 41(4), 195-206.
- 강진영, 신우석, 2013, 연안 해양오염퇴적물 처리·관리 및 재활용 방안, 제주발전포럼, 45, 62-74.
- 고철환, 박철, 유신재, 이원재, 이태원, 장창익, 최중기, 홍재상, 허형택, 1997, 해양생물학, 서울: 서울대학교 출판부, 654 pp.
- 구준호, 이가람, 황현진, 김정배, 김상수, 황동운, 2019, 남서해연안 수산자원보호구역 표층 퇴적물 중 유기물 및 중금속 농도분포, 해양환경안전학회지, 25(6), 666-677.
- 국립수산진흥원, 2001, 한국새우류도감, 부산: 한글그라픽스, 224 pp.
- 국립해양생물자원관, 2020, 국가해양수산생물종목록집. II. 해양무척추 동물, 서천, 522 pp.
- 국토해양부, 2010, 해양오염퇴적물 처리방안 및 기술개발(III). 최종보고서, 90 pp.
- 권영한, 이승준, 박채아, 2015, 기후변화에 대응하기 위한 생태계 환경안보 강화방안(III): 기후변화 적응을 위한 생태계 관리 방안 개선. 국가연구개발 보고서, 한국환경정책·평가연구원, 90-95 pp.

- 김경련, 김석현, 2011, 오염퇴적물 관리 전략, 한국환경준설학회지, 1(1), 21-32.
- 김경련, 김석현, 최기영, 김창준, 2011, 환경준설사업 모니터링 사례: 부산 용호만 및 남항, 한국환경준설학회지, 1(1), 33-52.
- 김경련, 김석현, 홍기훈, 2012, 해양오염퇴적물 정화·복원 처리기술 현황, 한국환경준설학회지, 2(1), 20-25.
- 김형철, 우희은, 정일원, 오석진, 이성호, 김경희, 2019, 저온 소성 굴패각의 피복에 의한 연안 오염 퇴적물의 성상 변화에 관한 연구, 해양환경안전학회지, 25(1), 74-80.
- 김훈수, 1973, 한국동식물도감. 제14권 동물편(집게·게류), 문교부, 694 pp.
- 김훈수, 1977, 한국동식물도감. 제19권 동물편(새우류), 문교부, 414 pp.
- 박영철, 유재원, 정수영, 오태건, 김종렬, 최미경, 최옥인, 2019, 자연 자원관리를 위한 핵심도구: 적응관리, 한국습지학회지, 21(4), 267-280.
- 백의인, 1989, 한국동식물도감. 제31권 동물편(갯지렁이류), 문교부, 764 pp.
- 세계법제정보센터, 2021, <http://world.moleg.go.kr>.
- 수산업관측센터, 2017, 굴 관측통계, <http://www.foc.re.kr>.
- 신우석, 강구, 박성직, 엄병환, 김영기, 2012, 적니와 굴패각을 이용한 해양오염퇴적물 내 중금속(Pb, Zn and Cu) 안정화 처리, 대한환경 공학회지, 34(11), 751-756.
- 윤석현, 이진우, 오철웅, 최병미, 윤건택, 나중현, 서인수, 2021, 낙동강 하구역에 서식하는 대형저서동물의 군집구조와 건강도, Ocean and Polar Research, 43(2), 73-88.

- 이윤철, 2008, 폐기물 해양투기에 대한 현황, 문제점 및 개선방안, 한국
마린엔지니어링학회지, 32(2), 221-231.
- 이재학, 박자양, 이형곤, 박홍식, 김동성, 2003, 저서오염지수(BPI)를
이용한 시화호 환경평가, Ocean and Polar Research, 25(2), 183-200.
- 이태오, 한현태, 한성익, 이권순, 2009, 폐기물 해양투기에 대한 현황
분석, 한국해양정보통신학회 학술대회 논문집, 682-685.
- 임경훈, 신현출, 윤성명, 고철환, 2007, 진해만 대형저서동물 분석을
통한 저서환경 평가, 바다: 한국해양학회지, 12(1), 9-23.
- 임현식, 최진우, 최상덕, 2016, 남해도 주변 조하대 해역의 대형저서
동물 분포, 한국해양학회지, 21(1), 11-23.
- 장소윤, 신현출, 2016, 가막만 양식장과 자연 서식지에서의 대형저서
다모류 군집구조 차이, 한국해양환경·에너지학회지, 19(4), 297-309.
- 정래홍, 서인수, 이원찬, 김형철, 박상률, 김정배, 오철웅, 최병미,
2014, 천수만에 서식하는 대형저서동물의 춘계와 하계의 군집구조
및 건강도 평가, 바다: 한국해양학회지, 19(4), 272-286.
- 정래홍, 서인수, 이원찬, 김형철, 김정배, 최병미, 윤재성, 나종현,
2014, 가로림만에 서식하는 대형저서동물의 춘계와 하계의 군집
구조 및 건강도 평가, 해양환경안전학회지, 20(5), 491-503.
- 정창수, 류선형, 2015, 폐기물 배출해역 오염퇴적물의 준설토 피복에
의한 복원 가능성 타진, 한국환경준설학회 학술대회 논문집, 103-113.
- 최기영, 김창준, 김혜은, 정준모, 정창수, 2019, 준설물을 이용한 폐기물
해양배출 해역의 복원 가능성에 대한 연구, 한국해양환경·에너지
학회 학술대회 논문집, 136-139.

- 최정훈, 강정원, 홍대벽, 박용안, 2000, 시화호 퇴적물의 유기탄소, 유기 질소 및 중금속 함량과 분포, 한국해양학회지, 5(4), 276-284.
- 최진우, 서진영, 2007, 마산만 저서생태계를 중심으로 연안해역 건강성 평가를 위한 저서생물지수의 적용, Ocean and Polar Research, 29(4), 339-348.
- 최진우, 서진영, 이창훈, 류태권, 성찬경, 한기명, 현상민, 2005, 남해 특별관리해역인 마산만에서 동계 및 하계에 출현하는 대형저서 동물군집의 공간분포 양상, Ocean and Polar Research, 27(4), 381-395.
- 최진우, 서진영, 정창수, 손민호, 2015, 준설물 피복이 해양배출해역의 저서생물 군집에 미치는 영향, 한국환경준설학회 학술대회 논문집, 135-152.
- 최진우, 현상민, 장만, 2003, 저서동물에 의한 여름철 광양만의 저서 환경 상태파악, 환경생물학회지, 21(2), 101-113.
- 한국해양연구소, 1995, 해양 저서생물상에 의한 환경평가. 해양환경 관리기술 보고서, 환경부, 과학기술처, 339 pp.
- 해양수산부, 2004, 폐기물 해양배출 종합관리 시스템 구축(1차). 최종 보고서, 43-46 pp.
- 해양수산부, 2005, 폐기물 해양배출 종합관리 시스템 구축(2차). 최종 보고서, 56 pp.
- 해양수산부, 2006, 폐기물 해양배출 종합관리 시스템 구축(3차). 최종 보고서, 1242 pp.
- 해양수산부, 2014, 폐기물 해양배출 종합관리 시스템 구축(11차). 최종 보고서, 752 pp.

- 해양수산부, 2016, 해양생태계 기본조사를 통해 본 우리바다 해양 생태계, 해양수산부, 해양생태과, 262 pp.
- 해양수산부, 2017, 폐기물 해양배출 종합관리 시스템 구축(14차). 최종 보고서, 674 pp.
- 해양수산부, 2018, 폐기물 해양배출 종합관리 시스템 구축(15차). 최종 보고서, 557 pp.
- 해양수산부, 2020, 폐기물 해양배출 종합관리 시스템 구축(17차). 최종 보고서, 420 pp.
- 해양수산부, 2021, 폐기물 해양배출 종합관리 시스템 구축(18차). 최종 보고서, 339-341 pp.
- 해양수산부, 2018, 해양수산부고시 제 2018-10호, 해양환경기준.
- 해양수산부, 2015, 해양환경기준 백서, 105-112.
- 황동운, 김평중, 정래홍, 윤상필, 2013, 목포-해남 연안 조간대 퇴적물중 유기물 및 미량금속 분포 특성, 한국수산과학회지, 46(4), 454-466.
- 황동운, 진현국, 김성수, 김정대, 박종수, 김성길, 2006, 마산항 표층 퇴적물의 유기물 및 금속원소의 분포, 한국수산과학회지, 39(2), 106-117.
- 황현진, 황동운, 이가람, 김형철, 권정노, 2018, 자란만 표층 퇴적물 중 유기물과 중금속 농도분포, 해양환경안전학회지, 24(1), 78-91.
- Ali, A. A., 1997, Bioaccumulation of heavy metals in soft tissues and byssus of molluscs in respect to the associated surficial sediments at the Gulf of Aden and Mexican lagoon, Unpublished Ph. D. Thesis, Medical University of Gdańsk, Poland.

- Birth, G., 2003, A scheme for assessing human impacts on coastal aquatic environments using sediments, In: Proceedings of coastal GIS 2003, Woodcoffe C. D. and Fumess R. A., eds. Wollongong University Papers in Center for Maritime Policy, Australia, 14.
- Borja, A., J. Franco and V. Pérez, 2000, A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments, *Marine Pollution Bulletin*, 40(12), 1100-1114.
- Borja, A., I. Muxika and J. Franco, 2003, The application of a marine biotic index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts, *Marine Pollution Bulletin*, 46(7), 835-845.
- Bray, J. R. and J. T. Curtis, 1957, An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin, *Ecological Monographs*, 27(4), 325-349.
- Chapman, P. M., R. N. Dexter and E. R. Long, 1987, Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay, *Marine Ecology Progress Series*, 37, 75-96.
- Chapman, P. M., 1990, The sediment quality triad approach to determining pollution induced degradation, *Science of The Total Environment*, 97, 815-825.

- Cho, Y. G., 1994, Distribution and origin of metallic elements in marine sediments around Korean peninsula, Ph. D. Dissertation, Seoul National University.
- Cho, Y. G., C. B. Lee, Y. A. Park, D. C. Kim and H. J. Kang, 1993, Geochemical characteristics of surface sediments in the eastern part of the Yellow Sea and the Korean west coast, *The Korean Journal of Quaternary Research*, 7(1), 69-92.
- Cho, Y. G. and K. Y. Park, 1998, Heavy metals in surface sediments of the Youngsan estuary, west coast of Korea, *Journal of Environmental Science International*, 7(4), 549-558.
- Choi, M. S., J. H. Chun, H. J. Woo and H. I. Yi, 1999, Change of heavy metals and sediment facies in surface sediments of the Shihwa Lake, *Journal of Environmental Science International*, 8(5), 593-600.
- Choi, T. J., J. N. Kwon, G. R. Lee, H. J. Hwang, Y. S. Kim and J. H. Lim, 2015, Distribution and pollution assessment of trace metals in the surface sediments around farming area of Jinhae Bay, *Journal of the Korean Society of Marine Environment & Safety*, 21(4), 347-360.
- Chung, C. S., K. H. Song, K. Y. Choi, Y. I. Kim, H. E. Kim, J. M. Jung and C. J. Kim, 2017, Variations in the concentrations of heavy metals through enforcement of a rest-year system and dredged sediment capping at the Yellow Sea-Byung

- dumping site, Korea, *Marine Pollution Bulletin*, 124(1), 512–520.
- Clarke, K. R., P. J. Somerfield and R. N. Gorley, 2008, Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota–environment linkage, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1-2), 56–69.
- Cornelissen, G., M. E. Kruså, G. D. Breedveld, E. Eek, A. M. P. Oen, H. P. H. Arp, C. Raymond, G. Samuelsson, J. E. Hedman, Ø. Stokland and J. S. Gunnarsson, 2011, Remediation of contaminated marine sediment using thin-layer capping with activated carbon—a field experiment in Trondheim harbor, Norway, *Environmental Science & Technology*, 45(14), 6110–6116.
- Gao, S. and M. Collins, 1992, Net sediment transport patterns inferred from grain-size trends, based upon definition of “transport vectors”, *Sedimentary Geology*, 81(1-2), 47–60.
- Ghani, S. A., G. E. Zokm, A. Shobier, T. Othman and M. Shreadah, 2013, Metal pollution in surface sediments of Abu-Qir Bay and Eastern Harbour of Alexandria, Egypt, *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 39(1), 1–12.
- Gray, S. J. and M. Elliott, 2009, *Ecology of marine sediments: from science to management*, Oxford: Oxford University Press, 225 pp.
- Harman, H. N., 1967, *Modern factor analysis*, 2nd ed., Chicago: University of Chicago Press, 469 pp.

- Hong, G. H., Y. H. Ahn, J. H. Lee, C. S. Chung, H. J. Lee, S. K. Kim, Y. I. Kim, J. K. Park and B. W. Ahn, 1999, Suspended particulate matter in the Yellow Sea, In biogeochemical processes in the Bohai and Yellow Sea, Seoul: Dongjin Publication Association, 249-274.
- Horowitz, A. J., 1991, A primer on sediment-trace element chemistry, 2nd ed., Michigan: Lewis Publishers Inc., 136 pp.
- Hsu, T. C., 2009, Experimental assessment of adsorption of Cu^{2+} and Ni^{2+} from aqueous solution by oyster shell powder, Journal of Hazardous Materials, 171(1-3), 995-1000.
- Huh, J. H., Y. H. Choi, C. Ramakrishna, S. H. Cheong and J. W. Ahn, 2016, Use of calcined oyster shell powders as CO_2 adsorbents in algae-containing water, Journal of The Korean Ceramic Society, 53(4), 429-434.
- Hwang, D. W., J. G. Han and H. S. Yang, 2003, The distribution characteristics of Sb and As in the surface sediment from the Yellow Sea and the coastal areas of Korea, Journal of Environmental Science International, 12(10), 1121-1129.
- Hwang, D. W., S. O. Ryu, S. G. Kim, O. I. Choi, S. S. Kim and B. S. Koh, 2010, Geochemical characteristics of intertidal surface sediments along the southwestern coast of Korea, Korean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 43(2), 146-158.

- Hwang, D. W., S. E. Park, P. J. Kim, B. S. Koh and H. G. Choi, 2011, Assessment of the pollution levels of organic matter and metallic elements in the intertidal surface sediments of Aphae Island, Korean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 44(6), 759–771.
- Hyun, S. M., T. H. Lee, J. S. Choi, D. L. Choi and H. J. Woo, 2003, Geochemical characteristics and heavy metal pollutions in the surface sediments of Gwangyang and Yeosu Bay, south coast of Korea, Journal of the Korean Society of Oceanography, 8(4), 380–391.
- Imajima, M., 1972, Review of the annelid worms of the family Nereidae of Japan, with descriptions of five new species or subspecies, Tokyo: Bull. Natu. Sci. Mus., 15(1), 37–153.
- Imajima, M. and Y. Takeda, 1987, Nephtyidae (Polychaeta) from Japan II, The genera Dentinephtys and Nephtys, Tokyo: Bull. Natu. Sci. Mus., Ser A., 13(2), 41–77.
- Imajima, M., 1990, Spionidae (Annelida, Polychaeta) from Japan III, The genus Prionospio (Minuspio), Tokyo: Bull. Natu. Sci. Mus., Ser A., 16(2), 61–78.
- Jung, J. H., B. H. Shon, K. S. Yoo, H. G. Kim and H. K. Lee, 2007, Reuse of waste oyster shells as a SO₂/NO_x removal adsorbent, Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 13(4), 512–517.

- Kim, H. C., H. E. Woo, I. W. Jeong, S. J. Oh, S. H. Lee and K. H. Kim, 2019, Changes in sediment properties caused by a covering of oyster shells pyrolyzed at a low temperature, Journal of the Korean Society of Marine Environment & Safety, 25(1), 74-80.
- Kim, P. J., S. G. Shon, S. Y. Park, S. S. Kim, S. J. Jang, S. B. Jeon and J. S. Ju, 2012, Biogeochemistry of metal and nonmetal elements in the surface sediment of the Gamak Bay, Journal of the Korean Society of Marine Environment & Safety, 18(2), 67-83.
- Kim, Y. R., S. J. Lee, J. H. Kim, C. J. Kim and K. Y. Choi, 2018, *Thyasira tokunagai* as an ecological indicator for the quality of sediment and benthic communities in the East Sea-Byeong, Korea, Marine Pollution Bulletin, 135, 873-879.
- Kwon, H. B., C. W. Lee, B. S. Jun, J. D. Yun, S. Y. Weon and B. Koopman, 2003, Recycling waste oyster shell for eutrophication control, Resources, Conservation and Recycling, 41, 75-82.
- Lee, H. S., 2004, A study on calcination characteristics of *Corbicula japonica* and *Ostrea virginica*, Journal of Environmental Health Sciences, 30(5), 427-431.
- Lee, J. H., J. S. Yi, B. S. Kim, C. B. Lee and C. H. Koh, 1998, Characteristics of metal distribution in the sediment in

- Kyeonggi Bay, Korea, Journal of the Korean Society of Oceanography, 3(3), 103-111.
- Lee, M. K., W. K. Bae, I. K. Um and H. S. Jung, 2004, Characteristics of heavy metal distribution in sediments of Youngil Bay, Korea, Journal of Korean Society of Environmental Engineers, 26(5), 543-551.
- Liu, C., S. Shao, Q. Shen and C. Fan, 2015, Use of multi-objective dredging for remediation of contaminated sediments: a case study of a typical heavily polluted confluence area in China, Environmental Science and Pollution Research, 22(22), 17839-17849.
- Margalef, R., 1958, Information theory in ecology, General Systems, 3, 36-71.
- Meyers, P. A., 1994, Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter, Chemical Geology, 114(3-4), 289-302.
- MOF, 2017, Quality guidelines for habitat environment of marine biota in Korea, Ministry of Oceans and Fisheries (MOF), Notification No., 2017-109, pp. 1.
- Moon, D. H., M. Wazne, K. H. Cheong, Y. Y. Chang, K. T. Baek, Y. S. Ok and J. H. Park, 2015, Stabilization of As-, Pb-, and Cu-contaminated soil using calcined oyster shells and steel slag, Environmental Science And Pollution Research International, 22(14), 11162-11169.

- Mucha, A. P., M. Teresa S. D. Vasconcelos and A. A. Bordalo, 2005, Spatial and seasonal variations of the macrobenthic community and metal contamination in the Douro estuary (Portugal). *Marine Environmental Research*, 60(5), 531-550.
- Muñoz-Barbosa, A., E. A. Gutiérrez-Galindo, L. W. Daesslé, M. V. Orozco-Borbón and J. A. Segovia-Zavala, 2012, Relationship between metal enrichments and a biological adverse effects index in sediments from Todos Santos Bay, northwest coast of Baja California, Mexico, *Marine Pollution Bulletin*, 64(2), 405-409.
- Muxika, I., Á. Borja and W. Bonne, 2005, The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coast, *Ecological Indicators*, 5(1), 19-31.
- Müller, G., 1979, Schwermetalle in den sedimenten des Rheins, Veränderungen Seit 1971, *Umschau*, 79, 778-783.
- Nishimura, S., 1992, Guide to seashore animals of Japan with color pictures and keys, Vol. I., Tokyo: Hoikusha Publishing Co., Ltd., 663 pp.
- Nishimura, S., 1995, Guide to seashore animals of Japan with color pictures and keys, Vol. II., Tokyo: Hoikusha Publishing Co., Ltd., 425 pp.
- Okutani, T., 1994, Field books, Vol. 8., Tokyo: Yama-kei Publishers Co., Ltd., 367 pp.

- Okutani, T., 2000, Marine Mollusks in Japan, Tokyo: Tokai University Press, 1173 pp.
- Pianka, E. R., 1970, On r- and K-selection, The American Naturalist, 104, 592-597.
- Pielou, E. C., 1966, The measurement of diversity in different types of biological collections, Journal of Theoretical Biology, 13, 131-144.
- Phillips, D. J. H. and S. Tanabe, 1989, Aquatic pollution in the Far East, Marine Pollution Bulletin, 20(7), 297-303.
- Ra, K. T., E. S. Kim, K. T. Kim, J. K. Kim, J. M. Lee and J. Y. Choi, 2013, Assessment of heavy metal contamination and its ecological risk in the surface sediments along the coast of Korea, Journal of Coastal Research, 65, 105-110.
- Shannon, C. E. and W. Weaver, 1949, The mathematical theory of communication, Urbana: University of Illinois Press, 117 pp.
- Silvani, L., P. R. Di Palma, C. Riccardi, E. Eek, S. E. Hale, P. Viotti and M. P. Papini, 2017, Use of biochar as alternative sorbent for the active capping of oil contaminated sediments, Journal of Environmental Chemical Engineering, 5(5), 5241-5249.
- Simpson, E. H., 1949, Measurement of diversity, Nature 163, 688 pp.
- Summerhayes, C. P., 1972, Geochemistry of continental margin sediments from northwest Africa, Chemical Geology, 10(2), 137-156.

- Sung, C. Y. and Y. I. Kim, 2010, Strength and durability properties of polymer concrete utilizing oyster shell powder as a filler, *Journal of the Korean Society of Agricultural Engineers*, 52(6), 125-134.
- Taylor, S. R. and, S. M. McLennan, 1995, The geochemical evolution of the continental crust, *Review Geophysics*, 33, 241-265.
- U. S. EPA, 1992, Assessment and remediation of contaminated sediments(ARCS) program 1992 Work Plan, USEPA-Great Lakes National Program Office, Chicago, Illinois.
- U. S. EPA, 1998, Assessment and remediation of contaminated sediments (ARCS) program, USEPA 905-B96-004, Great Lakes National Program Office, Chicago, Illinois, 147 pp.
- Verdingh, V. and H. L. Eschbach, 1981, Methods and reference materials for the measurement of environmental pollutants, UNESCO, Natural Sciences-Social Sciences Interface, ed. by Kornhause, Ljnbjlana.
- Walker, T. R., D. MacAskill and P. Weaver, 2013, Environmental recovery in Sydney Harbour, Nova Scotia: evidence of natural and anthropogenic sediment capping, *Marine Pollution Bulletin*, 74(1), 446-452.
- Warwick, R. M., 2001, Evidence for the effects of metal contamination on the intertidal macrobenthic assemblages of the Fal estuary, *Marine Pollution Bulletin*, 42(2), 145-148.

- Williams, B. K., R. C. Szaro and C. D. Shapiro, 2009, Adaptive management: The U. S. department of the interior technical guide, Washington, DC: U. S. Department of the Interior.
- Yim, U. H., S. J. Hong, C. K. Lee, M. K. Kim, J. H. Jung, S. Y. Ha, J. G. An, B. O. Kwon, T. W. Kim, C. H. Lee, O. H. Yu, H. W. Choi, J. S. Ryu, J. S. Khim and W. J. Shim, 2020, Rapid recovery of coastal environment and ecosystem to the Hebei Spirit oil spill's impact, *Environment International*, 136, 105438.
- Yokoyama, H., 2000, Environmental quality criteria for aquaculture farms in Japanese coastal areas: a new policy and its potential problems, *Bulletin of National Research Institute of Aquaculture*, 29, 123–134.
- Youn, S. T., Y. K. Koh and S. O. Ryu, 1999, Distribution characteristics of surface sediments and metal elements in Hampyeong Bay, the southwestern coast of Korea, *Journal of Environmental Science International*, 8(6), 677–684.
- Zhang, J. and C. L. Liu, 2002, Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China–weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54(6), 1051–1070.
- Zhong, B. Y., Q. Zhou, C. F. Chan Y and Y. Yu, 2012, Structure and property characterization of oyster shell cementing material, *Chinese Journal of Structural Chemistry*, 31(1), 85–92.