

남해 특별관리해역 생태계 건강지수 개발

Development of Marine Ecosystem Health Index (MEHI) in the special management areas of the South Sea

(2단계 2차년도)



2015. 3

제 출 문

한국해양과학기술원장 귀하

본 보고서를 “남해특별관리해역 생태계 건강지수 개발” 사업의 보고서로 제출합니다.

2015년 3월 31일

연구책임자 : 백승호, 김영옥

연구원 : 김경태 김남숙 김동선 김문구
김성근 김은식 김의열 김정현
김종근 김지선 김태욱 김태훈
김하나 나공태 박기완 배시우
백승호 서영은 서진영 손문호
손준혁 송영경 심원준 안준건
양범식 오정희 윤동영 이민지
이선은 이승용 임운혁 장 미
정재호 정지현 정진현 조경덕
조소설 차승아 채영선 최동림
최상화 최유정 최정민 최진우
최현우 하성용 한기명 홍민지
홍상희 홍석찬 황청희

Andrew L. J. Yi MANVIRI Rani
RAVI Shankar

목 차

요 약 문	xix
제1장 과제 개요	1
제1절 연구개발의 필요성	1
제2절 연구개발 목표 및 내용	4
제2장 국외 연구 현황	9
국외 건강성 평가 최근 동향	9
제3장 연구추진 체계	15
제1절 추진 전략	15
제2절 추진 방법	16
제4장 연구개발 내용 및 결과	21
제1절 수질	21
제2절 부유생물	44
제3절 퇴적물	67
제4절 저서생물	184
제5절 MEHI 종합지수 및 정보시스템 개발	206
제6절 해양생태계 건강성 통합평가	220
참고문헌	227

CONTENTS

SUMMARY	xxvi
Chapter 1. Outline of the study	1
Section 1. Necessity of the study	1
Section 2. Objectives and contents of the study	4
Chapter 2. States of technical trends and outlook	9
Trends of study in foreign countries	9
Chapter 3. Driving system of the study	15
Section 1. Driving strategy	15
Section 2. Driving approach	16
Chapter 4. Results of the study	21
Section 1. Water quality	21
Section 2. Plankton	44
Section 3. Sediment	69
Section 4. Benthos	184
Section 5. GIS mapping and statistical approaches	206
Section 6. Marine Ecosystem Health Assessment Integration	220
References	227

Figure List

Figure 2-1-1. 2013 Chesapeake Bay Health Report Card (www.ian.umces.edu).	9
Figure 2-1-2. Best Management Practices (BMP) in Chesapeake Bay (www.ian.umces.edu).	10
Figure 2-1-3. Potential pressures affecting the MNPS Ecosystem (www.ian.umces.edu).	11
Figure 2-1-4. Jamnager 해양국립공원의 생태계 건강성 평가지표와 기준(www.ian.umces.edu).	12
Figure 2-1-5. Ecosystem Health Reporting Card in Marine National Park Sanctuary-Jamnager (www.ian.umces.edu).	12
Figure 4-1-1. Study areas and sampling stations in Jinhae Bay (a), Busan coastal area (b) and Ulsan Bay (c).	23
Figure 4-1-2. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the winter of 2014.	27
Figure 4-1-3. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the spring of 2014.	28
Figure 4-1-4. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the summer of 2014.	30
Figure 4-1-5. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the autumn of 2014.	31
Figure 4-1-6. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the win- ter of 2014.	33
Figure 4-1-7. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the spring of 2014.	34
Figure 4-1-8. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the summer of 2014.	36
Figure 4-1-9. Water quality index (WQI) around Ullsan Bay during the au- tumn of 2014.	37
Figure 4-1-10. Water quality index (WQI) in Masan Bay during the winter of 2014.	39
Figure 4-1-11. Water quality index (WQI) in Masan Bay during the spring of 2014.	40

Figure 4-1-12. Water quality index (WQI) in Masan Bay during the summer of 2014.	42
Figure 4-1-13. Water quality index (WQI) in Masan Bay during the autumn of 2014.	43
Figure 4-2-1. Summary of selected indicators based on the planktonic organisms and the process of 1st step (2010-12) and 2nd step (2013-15). ...	45
Figure 4-2-2. Seasonal changes of total phytoplankton, HABs and HB in Jinhae Bay 2014.	50
Figure 4-2-3. Seasonal changes of E. coli in Jinhae Bay, 2014.	51
Figure 4-2-4. Seasonal changes of total phytoplankton, HABs and HB in Busan coastal area, 2014.	53
Figure 4-2-5. Seasonal changes of E. coli in Busan coastal area, 2014.	54
Figure 4-2-6. Seasonal changes of total phytoplankton, HABs and HB in Ulsan Bay, 2014.	56
Figure 4-2-7. Seasonal changes of E. coli in Ulsan Bay, 2014.	57
Figure 4-2-8. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and E.coli in Jinhae Bay, 2014.	59
Figure 4-2-9. Results in integrated scoring for total phytoplankton, HABs, HB, and E.coli in Jinhae Bay, 2013(upper) and 2014(lower).	59
Figure 4-2-10. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and E.coli in Busan coastal area, 2014.	60
Figure 4-2-11. Results in integrated scoring for total phytoplankton, HABs, HB, and E.coli in Busan coastal area, 2013(upper) and 2014(lower). ..	60
Figure 4-2-12. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and E.coli in Ulsan Bay, 2014.	62
Figure 4-2-13. Results in integrated scoring for total phytoplankton, HABs, HB, and E.coli in Ulsan Bay, 2013(upper) and 2014(lower).	62
Figure 4-2-14. Results in seasonal integrated scoring for total phytoplankton, HABs, HB, and E.coli in Jinahe, Busan and Ulsan Bay, 2014.	63
Figure 4-2-15. Seasonal and annual variation of plankton indices in Jinhae Bay (2010-14).	64
Figure 4-2-16. The specific growth rate of the total phytoplankton. the red lines indicate Ks and the threshold value, which is 75% of the maximum growth rate; meosocosm (left), microcosm (right).	65

Figure 4-2-17. Z-score of COD in Jinhae and Gwangyang Bay, Korea (2010-12).	66
Figure 4-2-18. Specific values of COD, HB, and total phytoplankton in the mesocosm bioassay; red dotted line indicate the objective values from field survey, blue dotted line indicate the specific value in threshold value (6.37 N μ M).	67
Figure 4-2-19. linear correlation with HB by COD(left), and Chl.a by COD (right) from mesocosm bioassay.	67
Figure 4-3-1. Survey locations for surface sediment in Busan coastal area. Red and black dots represent sampling stations in 2014 and 2013, respectively.	70
Figure 4-3-2. Survey locations for surface sediment in Ulsan Bay. Red and black dots represent sampling stations in 2014 and 2013, respectively.	71
Figure 4-3-3. Schematic diagram for the analysis of PAHs in sediment.	75
Figure 4-3-4. Schematic diagram for the analysis of PCBs and organochlorine pesticides in sediment.	77
Figure 4-3-5. Schematic diagram for the analysis of PBDEs in sediment.	79
Figure 4-3-6. Schematic diagram for the analysis of alkylphenols in sediment.	81
Figure 4-3-7. Schematic diagram for the analysis of butyltins in sediment.	84
Figure 4-3-8. Schematic diagram for the analysis of TBBPA, HBCDs, and BTBPE in sediment.	85
Figure 4-3-9. Benthic amphipod (<i>Monocorophium acherusicum</i>), test species for the sediment toxicity test.	87
Figure 4-3-10. Photographs of 10-day sediment toxicity test with amphipod <i>Monocorophium acherusicum</i> , in a laboratory.	89
Figure 4-3-11. Distribution of organic pollutants and trace metals in surface sediment from Busan coastal area (BT*: ng Sn/g).	90
Figure 4-3-12. Distribution of organic pollutants and trace metals in surface sediment from Ulsan Bay (BT*: ng Sn/g).	91
Figure 4-3-13. Comparison of organic pollutants in study regions (B:Busan, U:Ulsan).	92
Figure 4-3-14. Comparison of trace metals in surface sediment from study regions (B:Busan, U:Ulsan).	93

Figure 4-3-15. Comparison of TOC (%), TN (%), and grain size (phi) in surface sediment from study regions (B:Busan, U:Ulsan).	93
Figure 4-3-16. Distribution of PAHs in surface sediment from Busan coastal area.	96
Figure 4-3-17. Radar graph of PAHs group analysis in surface sediment from Busan coastal area.	97
Figure 4-3-18. Composition profiles of PAHs in surface sediment from Busan coastal area.	98
Figure 4-3-19. Comparison of spatial distributions of PAHs in surface sediment from Busan coastal area surveyed in 2007 and this study.	99
Figure 4-3-20. Composition profiles of PAHs in surface sediment from Ulsan Bay.	101
Figure 4-3-21. Radar graph of PAHs group analysis in surface sediment from Ulsan bay.	102
Figure 4-3-22. Composition profiles of PAHs in surface sediment from Ulsan Bay.	103
Figure 4-3-23. Comparison of spatial distributions of PAHs in surface sediment from Ulsan Bay surveyed in 2008 and this study.	104
Figure 4-3-24. Distribution of PCBs in surface sediment from Busan coastal area.	106
Figure 4-3-25. Distribution of PCBs in surface sediment from Busan coastal area.	106
Figure 4-3-26. Distribution of PCBs in surface sediment from Ulsan Bay.	107
Figure 4-3-27. Distribution of PCBs in surface sediment from Ulsan Bay.	108
Figure 4-3-28. Relative composition of PCB homologues in surface sediment from Busan coastal area.	109
Figure 4-3-29. Relative composition of PCB homologues in surface sediment from Ulsan Bay.	109
Figure 4-3-30. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediment from Busan coastal area.	111
Figure 4-3-31. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediment from Busan coastal area.	112
Figure 4-3-32. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediment from Ulsan Bay.	114

Figure 4-3-33. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediment from Ulsan Bay.	115
Figure 4-3-34. Relative compositions of DDTs in surface sediment from a) Busan coastal area and b) Ulsan Bay.	116
Figure 4-3-35. Relative compositions of HCHs in surface sediment from a) Busan coastal area and b) Ulsan Bay.	117
Figure 4-3-36. Relative compositions of CHLs in surface sediment from a) Busan coastal area and b) Ulsan Bay.	118
Figure 4-3-37. Distribution of PBDEs in surface sediment from Busan coastal area.	119
Figure 4-3-38. Distribution of PBDEs in surface sediment from Busan coastal area.	120
Figure 4-3-39. Distribution of PBDEs in surface sediment from Ulsan coast.	122
Figure 4-3-40. Distribution of PBDEs in surface from Busan coastal area.	122
Figure 4-3-41. Relative compositions of PBDEs in surface sediment from a) Busan coastal area and b) Ulsan Bay.	124
Figure 4-3-42. Distribution of NP in surface sediment from Busan coastal area.	125
Figure 4-3-43. Distribution of NP in surface sediment from Busan coastal area.	125
Figure 4-3-44. Distribution of NP in surface sediment from Ulsan Bay.	126
Figure 4-3-45. Distribution of NP in surface sediment from Ulsan Bay.	126
Figure 4-3-46. Distribution of butyltins in surface sediment from Busan coastal area.	128
Figure 4-3-47. Distribution of TBT concentrations in surface sediment from Busan coastal area.	129
Figure 4-3-48. Composition of butyltins in surface sediment from Busan coastal area.	129
Figure 4-3-49. Relationship of butyltin compounds (TBT vs DBT and DBT vs MBT) in surface sediment from Busan coastal area.	130
Figure 4-3-50. Distribution of butyltins concentration in surface sediment from Ulsan Bay.	131
Figure 4-3-51. Distribution of TBT and BTs concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.	132

Figure 4-3-52. Distribution of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Busan coastal area.	135
Figure 4-3-53. Distributions of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Busan coastal area.	136
Figure 4-3-54. Distribution of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Ulsan Bay.	137
Figure 4-3-55. Distribution of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Ulsan Bay.	138
Figure 4-3-56. Relative compositions of HBCDs in surface sediment from a) Busan b) Ulsan Bay.	139
Figure 4-3-57. The α/γ ratios of HBCDs in the sediment from Busan and Ulsan.	140
Figure 4-3-58. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Busan coastal area.	142
Figure 4-3-59. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Busan coastal area.	143
Figure 4-3-60. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Ulsan Bay.	145
Figure 4-3-61. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Ulsan Bay.	146
Figure 4-3-62. Spatial distribution maps of trace metals in surface sediment from Busan coastal area.	148
Figure 4-3-63. Spatial distributions of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in surface sediment from Busan coastal area. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values of sediment quality guideline of Korea.	149
Figure 4-3-64. Spatial distribution maps of trace metals in surface sediment from Ulsan Bay.	153
Figure 4-3-65. Spatial distributions of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in surface sediment from Ulsan Bay. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values of sediment quality guideline for Korea.	154
Figure 4-3-66. Comparison of heavy metal concentrations in surface sediments collected from 4 different regions(J-Jinhae, G-Gwangyang, B-Busan, U-Ulsan).	158

Figure 4-3-67. Ternary graph of textural parameters in surface sediment from Busan (upper) and Ulsan Bay (lower).·····	160
Figure 4-3-68. Correlations between sediment median size and metals contents in Busan (closed symbol) and Ulsan (open symbol) sediments.·····	164
Figure 4-3-69. Correlations between Al and metals contents in Busan (closed symbol) and Ulsan (open symbol) sediments.·····	165
Figure 4-3-70. Correlations between total organic carbon and metals contents in Busan (closed symbol) and Ulsan (open symbol) sediments.·····	166
Figure 4-3-71. Relationship between total organic carbon (TOC) and organic pollutants (closed circle: Busan coastal area, opened circle: Ulsan Bay).·····	167
Figure 4-3-72. Mortality of amphipod exposed to sediment from Busan coastal area.·····	169
Figure 4-3-73. Mortality of amphipod exposed to sediment from Ulsan Bay.·····	169
Figure 4-3-74. Sediment quality index (SQI) of Busan coastal area derived from (a) CCME interim sediment quality guideline (ISQG), (b) CCME probable effect level (PEL), (c) NOAA effect range low (ERL), (d) NOAA effect range median (ERM), (e) ANZECC interim sediment quality guideline low (ISQG-low), and (f) ANZECC interim sediment quality guideline high (ISQG-high).·····	177
Figure 4-3-75. Sediment quality index (SQI) of Ulsan Bay derived from (a) CCME interim sediment quality guideline (ISQG), (b) CCME probable effect level (PEL), (c) NOAA effect range low (ERL), (d) NOAA effect range median (ERM), (e) ANZECC interim sediment quality guideline low (ISQG-low), and (f) ANZECC interim sediment quality guideline high (ISQG-high).·····	178
Figure 4-3-76. Sediment quality index (SQI) of Busan and Ulsan Bay derived from the combined guidelines of CCME and ANZECC.·····	179
Figure 4-3-77. Distribution maps of the sediment quality index (SQI: CCME, 2002) in Busan coastal area (upper) and Ulsan Bay (lower) based on the combined sediment guidelines from CCME and ANZECC.·····	179
Figure 4-3-78. Distribution maps of the sediment quality index (SQI: CCME, 2002) in Busan coastal area (upper) and Ulsan Bay (lower) based on	

the combined sediment guidelines from CCME, ANZECC and Korea.	180
Figure 4-3-79. Changes in sediment quality index according to applied target variables.	181
Figure 4-3-80. Relationship between amphipod mortality and (a) sum of toxic unit of all toxicants, and (b) sum of toxic unit without metals in sediment from Busan and Ulsan Bays. Note: PNEC is estimated from PEL (CCME) and ISQG-high (ANZECC) for organic contaminants and PEL (Korea) for heavy metals.	183
Figure 4-4-1. Sampling stations for macrobenthic infauna in Busan coastal area, Ulsan Bay and Jinhae Bay (Red circles: hot spot stations).	186
Figure 4-4-2. Spatial distribution of TOC (%) in Busan coastal area from February to November, 2014.	188
Figure 4-4-3. Spatial distribution of TOC (%) in Ulsan Bay from February to November, 2014.	189
Figure 4-4-4. Spatial distribution of TOC (%) in Jinhae Bay from February to November, 2014.	190
Figure 4-4-5. Spatial distribution of benthic pollution index (BPI) representing the faunal community health condition in Busan coastal area from February to November, 2014.	201
Figure 4-4-6. Seasonal change of a relative composition of benthic health status in Busan coastal area from February, 2013 to November, 2014.	201
Figure 4-4-7. Spatial distribution of benthic pollution index (BPI) representing the faunal community health condition in Ulsan Bay from February to November, 2014.	203
Figure 4-4-8. Seasonal change of a relative composition of benthic health status in Ulsan Bay from February, 2013 to November, 2014.	203
Figure 4-4-9. Spatial distribution of benthic pollution index (BPI) representing the faunal community health condition in Jinhae Bay from February to November, 2014.	205
Figure 4-4-10. Seasonal change of a relative composition of benthic health status in Jinhae Bay from February, 2013 to November, 2014.	205
Figure 4-5-1. Diagram of weighting procedure from indicators to integrated MEHI.	207

Figure 4-5-2. MEHI map integrating four major index in 2013, Busan coastal area.	210
Figure 4-5-3. MEHI map integrating four major index in 2013, Ulsan Bay.	210
Figure 4-5-4. MEHI map integrating four major index in 2013, Busan coastal area a) using equal weighting, b) using unequal weighting.	211
Figure 4-5-5. MEHI map integrating four major index in 2013, Ulsan Bay a) using equal weighting, b) using unequal weighting.	211
Figure 4-5-6. MEHI web-site components.	212
Figure 4-5-7. Design for main page interfaces.	214
Figure 4-5-8. Improvement of design for MEHI symbols.	214
Figure 4-5-9. Result of development of MEHI map service.	217
Figure 4-5-10. MEHI web-site main screen.	218
Figure 4-5-11. Result of construction of the screen for MEHI web-site.	219
Figure 4-6-1. Integrated marine ecosystem health assessment in Jinhae Bay in 2014.	221
Figure 4-6-2. Annual marine ecosystem health assessment of Jinhae Bay in 2010 to 2014.	221
Figure 4-6-3. Integrated marine ecosystem health assessment in Busan coastal area in 2013.	222
Figure 4-6-4. Integrated marine ecosystem health assessment in Busan coastal area in 2014.	223
Figure 4-6-5. Integrated marine ecosystem health assessment in Ulsan Bay in 2013.	224
Figure 4-6-6. Integrated marine ecosystem health assessment in Ulsan Bay in 2014.	224

Table List

Table 4-1-1. Five classification criteria for dissolved inorganic nitrogen, dissolved inorganic phosphorus, chlorophyll-a, and dissolved oxygen.	25
Table 4-1-2. Five classification criteria for water quality index.	26
Table 4-2-1. Scoring criteria for plankton organism index (total phytoplankton, HABs, HB and E.coli) based on data from 2010 to 2012 in Gwangyang and Jinhae bays.	45
Table 4-2-2. The concentrations of N, P treatment in mesocosm.	48
Table 4-3-1. Sampling locations and information of surface sediment in Busan coastal area.	72
Table 4-3-2. Sampling locations and information of surface sediment in Ulsan Bay.	73
Table 4-3-3. Surrogate internal standards for the analysis of PAHs.	74
Table 4-3-4. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for PAHs.	75
Table 4-3-5. List of quantification and confirmation ions for mass selective detection of PAHs.	76
Table 4-3-6. Surrogate internal standards for the analysis of PCBs and organochlorine pesticides.	78
Table 4-3-7. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for PCBs and organochlorine pesticides.	78
Table 4-3-8. Target chemicals of organochlorine group.	78
Table 4-3-9. Surrogate internal standards for the analysis of PBDEs.	80
Table 4-3-10. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for PBDEs.	80
Table 4-3-11. List of quantification and confirmation ions for mass selective detection for PBDEs.	80
Table 4-3-12. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for alkylphenols.	82
Table 4-3-13. List of quantification and confirmation ions for mass selective detection of alkylphenols.	82
Table 4-3-14. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for butyltins.	84

Table 4-3-15. MS/MS optimization data.....	86
Table 4-3-16. Souce parameter for optimization.....	86
Table 4-3-17. Experimental conditions for sediment toxicity test with amphipod, <i>Monocorophium acherusicum</i>	89
Table 4-3-18. Summary of PAH concentrations in surface sediment from Busan coastal area.....	94
Table 4-3-19. Summary of PAH concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.....	100
Table 4-3-20. Summary of PCB concentrations in surface sediment from Busan coastal area.....	106
Table 4-3-21. Summary of PCB concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.....	107
Table 4-3-22. Summary of OCP concentrations in surface sediment from Busan coastal area.....	110
Table 4-3-23. Summary of OCP concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.....	113
Table 4-3-24. Summary of PBDE concentrations in surface sediment from Busan coastal area.....	119
Table 4-3-25. Summary of PBDE concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.....	121
Table 4-3-26. Concentration (ng/g dw) of PBDEs in sediment from other countries.....	123
Table 4-3-27. Summary of NP concentrations in surface sediment from Busan coastal area and Ulsan Bay.....	125
Table 4-3-28. Summary of butyltin concentrations in surface sediment from Busan coastal area.....	127
Table 4-3-29. Summary of butyltins concentration in surface sediments from Ulsan Bay.....	130
Table 4-3-30. Overview of recent regulations of Flame retardant (MOE, 2005).	133
Table 4-3-31. Toxicity of brominated flame retardants (MOE, 2005).....	134
Table 4-3-32. Summary of the contentations of HBCDs, TBBPA and BTBPE in surface sediment from Busan coastal area.....	134
Table 4-3-33. Summary of the contentations of HBCDs, TBBPA and BTBPE in surface sediment from Ulsan Bay.....	137

Table 4-3-34. Summary of the contentations of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in surface sediment from Busan coastal area.	141
Table 4-3-35. Summary of the contentations of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in surface sediment from Ulsan Bay.	144
Table 4-3-36. Pearson’s correlation coefficients for sediment textures. organic carbon and metals in surface sediments (n=37) from Busan coastal area.	162
Table 4-3-37. Pearson’s correlation coefficients for sediment textures. organic carbon and metals in surface sediments (n=33) from Ulsan bay.	163
Table 4-3-38. Sediment quality guidelines of Canada, USA ,Aus/AZ and Korea for the Target Toxicants in Busan and Ulsan Bay.	172
Table 4-3-39. Percentages of sediment samples in Busan coastal area and Ulsan Bay exceeding the each SQG value.	173
Table 4-4-1. Species richness, density (ind./m ²) and dominance (%) of each functional group of macrobenthos in Busan coastal area during February and May, 2014.	192
Table 4-4-2. Species richness, density (ind./m ²) and dominance (%) of each functional group of macrobenthos in Busan coastal area during August and November, 2014.	193
Table 4-4-3. Species richness, density (ind./m ²) and dominance (%) of each functional group of macrobenthos in Ulsan Bay during August and November, 2014.	195
Table 4-4-4. Species richness, density (ind./m ²) and dominance (%) of each functional group of macrobenthos in Ulsan Bay during August and November, 2014.	196
Table 4-4-5. Species richness, density (ind./m ²) and dominance (%) of each functional group of macrobenthos in Jinhae Bay during February and May, 2014.	198
Table 4-4-6. Species richness, density (ind./m ²) and dominance (%) of each functional group of macrobenthos in Jinhae Bay during August and November, 2014.	199
Table 4-4-7. The assessment criteria for the benthic community health using BPI.	200
Table 4-5-1. Result of data collection and GIS mapping support in 2013, 2014.	208

Table 4-5-2. The weighting value of major four index for MEHI development.	209
Table 4-5-3. Results of data collection and resource report making for developing web-site.	216

요 약 문

I. 제 목

남해 특별관리해역 생태계 건강지수 개발

II. 연구개발의 목적과 필요성

1. 연구개발의 필요성

연안해역의 생태계는 인구집약, 경제개발, 기후변화와 같은 요소로 부터 피할 수 없는 압력 하에 있으며 인위적 생산의 증가와 함께 연안 생태계는 자연 치유기능을 상실하고 있다. 우리가 영유하고 있는 연안해역이 얼마나 병들어 있는가? 어디가 치명적인 상태인가? 대답을 얻기 위해 미국, 캐나다, 호주와 같은 선진국에서는 해역 건강도 평가법을 마련하여 연안환경의 체계적인 감시와 관리방안을 강구하고 있다. 국내의 경우 이화학적 수질 항목에 치우쳐 해역환경을 평가하고 있으며 생물학적 평가는 매우 제한되어 국내 해역의 건강성 평가는 실제로 불가능하다.

연안해역의 활용도는 매우 다양하여 가해지는 인위적 압력 또한 다양하다. 해역환경의 건강성 평가는 인위적 압력의 특성을 반영하여 측정 항목을 지표로 설정해야 한다. 측정된 무생물적 환경요인과 생물적 요인과의 관계를 조사함으로써 압력에 대한 생물학적 반응을 파악하고 압력과 반응의 관계가 명확히 표출되는 경우를 실용적 지표로 선별할 수 있다. 연안해역의 생물은 서식지에 따라 크게 부유생물, 유영생물, 저서/조간대생물로 구분된다. 인위적 압력은 공간적 차이가 크므로 공간적 분포가 다른 생물군의 반응도 그 차이를 나타낸다. 따라서 연안해역의 건강도 평가는 생물의 서식지를 고려하여 수중생태계, 저서 및 조간대생태계로 나누어 각 생태계의 물리, 화학적 환경과 서식생물의 반응을 토대로 평가함이 바람직하며 각 공간에서 도출된 세부지표를 종합하면 수 환경 전체의 건강상태를 조명할 수 있다. 아울러 평가지표는 조사해역의 특성은 물론 평가 이슈도 충분히 반영하여 선별해야 하며 측정된 결과는 쉽게 이해되고 활용될 수 있도록 건강지수와 같은 표현방법과 정보를 서비스할 수 있는 전달 방법 또한 평가법과 함께 마련되어야 한다.

2. 연구개발의 목적

해양오염의 다원화에 대응하는 해양생태계 변화를 진단/평가하는 기술을 개발하고, 생태계 건강정보의 실용적 공급을 위한 해양생태계 관련 정보의 조직화·단순화·일반화에 기반한 해양생태계 건강지수 (Marine Ecosystem Health Index: MEHI)의 산출 방안 제시를 본 연구의 최종 연구목표로 두고 있다. 당해년도 2단계 2차년도 (2014년)의 핵심 연구내용은 1단계 3년간 연구를 통해 개발된 광양만과 진해만의 해양생태계 건강성 평가 기법을 부산해역과 울산만에 확대 적용하고자 2013년에 이어 2014년 연속 모니터링 자료를 확보하고 실측자료에 기반한 건강성 평가 지표의 선별과 지표의 기준치 검토에 주력하였다.

III. 연구개발의 내용 및 범위

1. 연구기간

2014년 1월 1일 - 2014년 12월 31일

2. 연구내용 및 범위

1단계 3년간 연구를 통해 개발된 남해특별관리해역 중 진해만과 광양만의 건강성 평가 기법을 기반으로 2013년부터 3년간 연속 특별관리해역 부산해역과 울산만의 생태계 건강성 평가를 수행하고자 생태계 기반요소 모니터링 및 기존 자료 검토를 통한 해양생태계 건강 위해 요소를 선별하였다. 부산해역과 울산만의 부영양화 유발 요소를 중심으로 수질환경과 유기독성물질과 중금속을 중심으로 퇴적물환경을 1단계와 동일하게 현장 탐색하였다. 물리적, 화학적 오염 환경 특성에 따른 부유생물과 저서생물의 군집 구조와 개체군 변동의 관계를 파악하며 화학적 오염원 압력과 생물학적 반응의 모니터링 결과에 따라 1단계에 설정된 생태계 건강성 평가 지표를 재검토 하였다. 1단계에 선별된 건강성 평가 지표와 설정된 지표의 기준치를 근거로 건강성 평가를 수리적으로 표현을 하기 위한 통합지수 산출을 시도하였다. 진해만의 경우 2010-2013년에 이어 2014년 해양생태계 4대 세부분야 (수질, 퇴적물질, 부유생물, 저서생물)를 통합한 해양생태계 건강지수 (스코어)를 산출하여 5년간 연차별 변화를 조사하였고 진해만 해역내 집중관리가 요구되는 우심해역과 문제요소를 파악하였다.

IV. 연구개발의 결과

1. 수질

진해만과 광양만에서 수질 지수는 다음과 같이 선정하였다.

$$\text{용존산소등급} \times 0.33 + \text{염록소등급} \times 0.33 + \text{용존무기질소등급} \times 0.17 + \\ \text{용존무기인등급} \times 0.17$$

수질지수는 점수에 따라 5등급으로 분류하였다. 1등급은 1.0부터 1.49까지이며 "Excellent"에 해당된다. 2등급은 1.50부터 2.49까지이며 "Good"에 해당된다. 3등급은 2.50부터 3.49까지이며 "Fair"에 해당된다. 4등급은 3.50부터 4.49까지이며 "Poor"에 해당된다. 5등급은 4.50부터 5.0까지이며 "Very poor"에 해당된다.

2014년에 조사한 부산 주변해역의 수질은 봄, 가을, 겨울은 양호(Good)하였으며 여름은 보통(Fair)이었다.

2014년에 조사한 울산 주변해역의 수질은 사계절 모두 양호(Good)하였다.

2014년에 조사한 진해만 수질은 봄과 겨울은 양호(Good)하였으며 여름과 가을은 보통(Fair)이었다.

2. 부유생물

해양생태계의 건강성 평가를 위한 부유생물 지표는 오염원특성에 기반을 두어 선정하였으며, 1단계 (2010-12') 조사결과를 통해 무기오염원에 대한 지표는 식물플랑크톤 총 개체수, 유해유독성 생물(HABs)로, 유기오염원에 대한 지표는 종속영양박테리아(HB), 대장균수로 각각 선정하였다. 선정된 지표는 통계적 방법과 기존의 고시된 내용을 바탕으로 5 등급으로 나누어 현장에 적용하였다. 2단계 (2013-15') 이후 진해만을 포함한 특별관리해역인 부산해역과 울산만으로 확대 적용하여 4개 지표를 바탕으로 평가하였다. 2014년도의 진해만, 부산해역, 울산만에서 부유생물의 건강성지표(식물플랑크톤 총 개체수, HABs, HB, 대장균수)의 현장조사 결과를 등급화 한 결과, 3-4등급의 빈도는 진해만 75%(12/16 정점), 울산만 23% (3 /13 정점), 부산해역 12% (3 /25 정점)의 순서로 평가되었다. 아울러 2013년도 대비 3등급 (Marginal)에서 2등급 (Good)으로 상향 조정된 해역이 진해만 (4개 정점), 울산만 (5개 정점), 부산해역(12개 정점)이었다. 이러한 결과는 2013년에 비해 2014년의 부유생물에 따른 건강성이 양호해졌음을 의미한다. 반면, 2013년과 2014년 조사결과 진해만에서의 마산만 정점, 울산만에서의 울산항 정점, 부산해역에서의 낙동강 최내측과 주요항만 정점은 지속적으로 3-4등급으로 평가되었다. 결과적으로 진해만은 내만형 특징, 울산만은 하구형 특징, 부산해역은 내만형과 하구형을 동시에 갖고 있는 지리적 특징

을 갖고 있었으며, 이러한 해역의 특성을 고려한 해양생태계에서의 관리체계를 갖추는 것이 중요하다고 판단된다.

부유생물 지표의 기준치를 검증하기 위해 1) 진해만에서 현장조사결과의 변동성을 조사시기별로 분석하고, 2) bioassay 결과(mesocosm, microcosm)에서 영양염 임계값에 대한 기준치의 타당성을 재차 검토하였다. 진해만의 HB는 2010년 이후부터 조사기간에 따른 변동 폭이 크지 않았고, 춘계와 하계에 높고 동계에 추계에 낮은 계절적 추이를 잘 나타내었다. 반면, 총식물플랑크톤과 2014년 하계에 매우 낮고, HAB는 2013년 동계에 매우 높은 특이적인 변동폭을 보여, 추후 이들 지표에 대한 지속적인 모니터링이 요구되었다. 기준치의 타당성을 검토하기 위한 mesocosm bioassay에서, 영양염 임계값이 질산염 기준으로 $6.37 \mu\text{M}$ 이며, 1단계에서 수행한 microcosm 에서의 $6.12 \mu\text{M}$ 과 유사하였다. 또한 영양염 임계값($6.37 \mu\text{M}$)에 해당하는 식물플랑크톤과 HB의 개체수를 산출한 결과, 식물플랑크톤은 기준치 ($1.2 \times 10^6 \text{ cells L}^{-1}$), HB의 기준치 ($2.0 \times 10^6 \text{ cells mL}^{-1}$)와 유사한 $2.2 \times 10^6 \text{ cells L}^{-1}$, $2.0 \times 10^6 \text{ cells mL}^{-1}$ 으로 각각 나타났다. 특히 영양염 임계값에서 COD 농도는 3.62 mg L^{-1} 으로 나타났으며, 이는 1 단계 현장조사를 Z-score 방법으로 산출한 결과(3.77 mg L^{-1})와 유사하였다. 결과적으로 mesocosm에서 생물상호반응(오염압박과 생물반응 관계)이 현장자료를 지지하고 있다는 것을 밝힐 수 있었다. 따라서 누적된 현장조사결과의 분석과 bioassay를 통해 1-2단계에서 재검토된 부유생물의 세부지표에 대한 기준치가 재차 검토되어, 해양생태계 건강성평가의 세부 지수산출에 기여할 것으로 판단되었다.

3. 퇴적물

부산해역과 울산만의 표층퇴적물 중 오염물질 자료를 확보하기 위하여 2013년 부산해역 25개, 울산만 13개 공통정점에 이어, 2014년 부산해역 12개, 울산만 19개 정밀조사정점을 추가하여 유기오염물질과 중금속을 분석하였다. 더불어 퇴적물 중 오염물질의 잔류량과 생물독성 간의 상관관계를 분석하기 위하여 동일 시료에 대해 단각류(*Monocorophium acherusicum*) 독성시험을 실시하였다. 분석된 퇴적물 오염물질 자료와 생물독성 자료를 기초로 퇴적물 오염평가지표를 검토하고 최종적으로 퇴적물지수를 산출하였다.

부산해역과 울산만 모두에서 유기오염물질과 중금속이 광범위하게 분포하고 있었고, 두 해역의 오염물질 농도는 대체로 비슷한 수준을 보였으나, 울산만 퇴적물에서 PCBs, BTs, NP의 평균 오염도가 상대적으로 높게 나타났다. 부산해역에서는 부산항, 감천항, 다대포항 내측에서 모든 유기오염물질이 높은 수준으

로 검출되었고, 중금속류인 Pb, Zn, Cd, Cu, Hg 역시 높은 농도를 보였다. 이는 대형 선박활동이 많고 중소형 조선소가 위치한 항만 내측이 주 오염원임을 의미한다. 울산만의 경우, 중금속과 유기오염물질 모두 내만과 온산산업단지 인근에서 상대적으로 높은 농도를 보였다. 신규 브롬계 난연제인 HBCDs와 BTBPE는 부산해역에 비해 상대적으로 높은 수준으로 검출되어 울산산업단지 내 석유화학산업 발달에 의한 영향으로 추정되었다.

부산해역과 울산만 표층퇴적물에서 유기오염물질의 농도를 선진국의 환경권고기준(캐나다 CCME, 미국 NOAA, 호주 ANZECC)과 비교하면, 부산해역의 경우 3~57% 정점에서 PAH 화합물, Lindane, DDT 화합물, dieldrin, Endrin, PCB 화합물, TBT가 권고기준 하한값을 초과하였다. TBT의 경우 57% 정점에서 권고기준 하한값(ANZECC의 ISQG-low)을 22% 정점에서 상한값(ISQG-high)을 초과하여, 부산해역 내 주요 오염물질로 파악되었다. 중금속의 경우, 상당수의 정점에서 Zn, Cr, Cu, Cd, Pb, As, Hg가 권고기준 하한값(ISQG/ERL/ISQG-Low)을 넘고 있다. 울산만의 경우, 부산해역에 비해 PAH 화합물, DDT 화합물, Dieldrin 권고기준을 초과하는 정점이 제한적이며, 16~25% 정점에서 Endrin, PCBs의 기준치를 초과하고 있다. 한편, TBT의 경우 91% 정점이 ANZECC의 ISQG-low를 초과하였고, 또한 34% 정점에서 ISQG-high를 초과하였다. 중금속의 경우 캐나다, 미국, 호주의 퇴적물권고기준 하한값을 모두 초과하고 있고, 3~19% 정점에서 상한값을 초과하였다. 국내 퇴적물 중금속 기준값과 비교하면, 부산해역과 울산만 경우, Zn, Cu, Cd, As, Hg, Pb가 3~97% 정점에서 하한값(TEL)을 초과하며, 이 중 Zn과 Cu는 8-19% 정점에서 상한값(PEL)을 초과하였다. 퇴적물 입자에 따른 영향을 보정하여 설정된 중금속 국내기준치는 외국 퇴적물 중금속 기준치보다 초과 정점이 상대적으로 낮게 나타났다.

부산해역과 울산만에서의 단각류 사망률은 각각 0~33%, 1.3~53% 범위를 보였고, 2개 정점과 3개 정점에서 20%를 초과하였다. 정점 B5-4, U10-3, U12-1은 통계적으로 대조구와의 유의한 차이($p < 0.05$) 또한 나타났다. 정리하면, 부산·울산만 총 69개 정점 중 두 정점에서 '잠재적 독성(Toxic potential)', 세 개의 정점에서 '독성(Toxic)'으로 평가되었다.

캐나다의 퇴적물지수(sediment quality index) 도출법을 적용하여 해역별 퇴적물 오염 실태를 종합적으로 평가하였다. 퇴적물 권고기준 하한값(ISQG)과 상한값(PEL)을 적용하여 산출된 부산해역의 퇴적물지수는 18~100, 54~100, 울산만에서 25~100, 71~100을 나타냈다. 부산해역과 울산만 모두 내측 해역이 주요 우심지역으로 파악되었으며, TBT와 중금속류가 주요 관리대상 물질로 파악되었다.

4. 저서생물

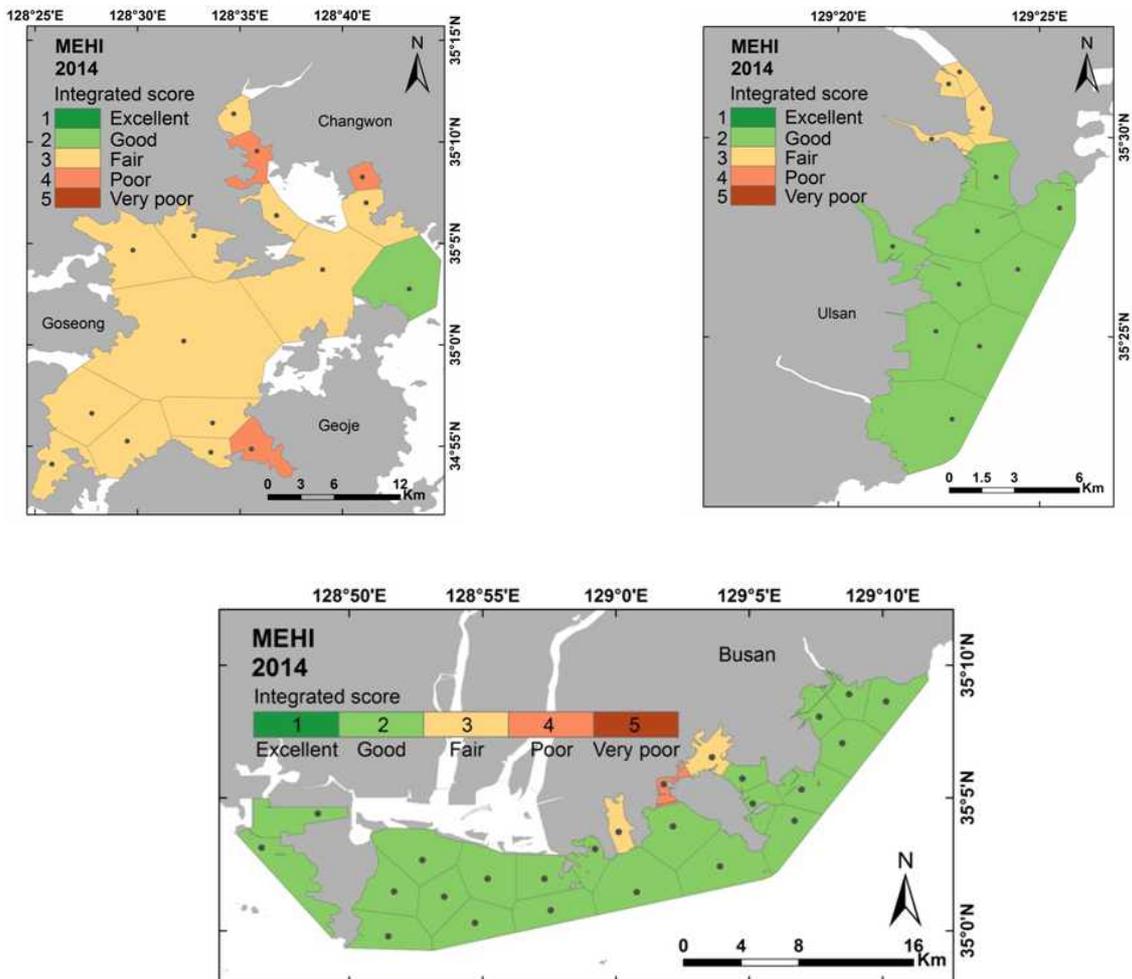
남해안 특별관리해역의 저서생물군집 건강도를 평가하기 위해서 2014년 2월, 5월, 8월, 11월에 부산연안 25개 정점, 울산만 13개 정점, 진해만 16개 정점에서 계절별 대형저서동물의 군집조사를 실시하였고, 2월에는 정밀조사 정점을 추가하여 조사를 실시하였다. 모든 계절에 출현한 대형저서동물의 개체수 자료를 이용하여 섭식유형과 기회종 유무에 따라 4개 기능군으로 나누고 저서오염지수를 산출하였다. 환경보전해역인 득량만의 저서오염지수를 기준으로 60 이상은 저서건강도 1등급 (Excellent), 40이상 60미만은 2등급 (Good), 30이상 40미만은 3등급 (Fair), 20이상 30미만은 4등급 (Poor) 그리고 20이하는 5등급 (Very Poor)으로 설정하였다. 부산연안에서는 4계절 동안 11-18종의 오염지시종이 출현하였으며, 그 중 *Polydora ligni*는 모든 계절에 우점하였다. 부산연안의 저서오염지수는 평균 48-57로 겨울에 가장 낮았고 여름에 가장 높았다. 지역별로는 남향 자갈치 시장에 위치한 정점 11과 감천항 정점 13에서 모든 계절에 매우 심하게 혹은 심하게 오염된 상태로 나타났고, 그 외의 정점들은 저서건강도 1-2등급으로 나타났다. 울산만에서는 11-19종의 오염지시종이 출현하였고, *Cirriformia tentaculata*가 모든 계절에 우점하였다. 울산만의 저서오염지수는 평균 53-62로 겨울에 가장 낮았고, 가을에 높았다. 울산만에서는 2월과 8월에 각각 정점 3-1과 정점 2에서 무생물 상태를 보였다. 그러나 모든 계절에 80% 이상의 정점에서 저서건강도가 1-2등급으로 나타났다. 진해만에서는 11-19종의 오염지시종이 출현하였고, 연체동물의 *Theora fragilis*, *Paraprionospio patiens*등이 우점하였다. 진해만의 저서오염지수는 평균 12-26의 범위를 보였고, 가을에 가장 낮았고 봄철에 가장 높았다. 여름철 빈산소수괴의 형성으로 인해 무생물 현상이 나타났으며, 11월에는 조사 정점의 80%이상이 저서건강도 5등급으로 나타났다.

5. MEHI 종합지수 및 정보시스템 개발

2단계 사업에서는 진해만을 포함한 세 지역의 계절 모니터링 자료를 DB화하고, GIS 기술을 이용한 가시화를 수행하였다. 2013, 2014년에 수행된 현장 모니터링 자료의 수는 14,305개 이었으며, GIS 주제도 제작 수는 646장이었다. 또한, 새롭게 선정된 연구지역인 부산해역과 울산만에 대한 MEHI를 개발하였다. 아울러 MEHI 연구사업의 주요 결과를 활용하기 위해 온라인 정보시스템을 일차적으로 구축하였다.

6. 2014년 통합 건강성 평가

2014년 수행된 진해만의 해양생태계 건강성 평가 결과는 마산만, 행암만, 고현만 수역이 4등급을 기록하여 타 수역에 비해 불건강한 수역으로 평가되었다 (상단 우측 건강맵). 2013년에 비해 고현만 인근의 4등급 수역이 확대되었다. 이외의 대부분이 3등급의 보통수준의 건강성을 보임으로 지속적인 건강성 추세 파악이 요구된다. 부산연안의 경우 남항 인근 수역이 유일하게 4등급의 불건강 상태가 확인되었으나 (하단 건강맵), 울산만의 경우 모든 수역에서 2-3등급으로 비교적 양호한 건강성을 보였다 (상단 좌측 건강맵).



SUMMARY

I. Tittle

Development of Marine Ecosystem Health Index (MEHI) in the special management areas of the South Sea

II. Necessities and Objectives of the Study

1. Necessities of the Study

Coastal marine ecosystems continue to be under unrelenting pressures from future population growth, increased development and climate change. Its capacity for self-repair is losing with the increase of anthropogenic production. What is the present health or condition of the coastal ecosystem? What condition is serious if our coastal are unhealthy? With these questions, US, Canada, and Australia are currently assessing coastal ecosystem health by the systematic monitoring program and continuing to identify and undertake management actions to improve the health of degraded coastal ecosystem. For evaluating marine environments we are relying on only several items to estimate the water quality. In fact, we have no idea for our coastal ecosystem health assessment because there are no biologically specific criteria responding on the effects of various pollutants

Because the human uses of coastal areas vary widely, the resulting stresses to coastal environments also vary. Diagnostic indicators used to assess coastal marine health should be selected depending on the characteristics of such pressures. In examining the relationships between abiotic stressors and biotic responses, indicators exhibiting clear stress-responses would provide appropriate options. Marine life within coastal habitats is divided into the plankton, nekton, and benthos, and the scale and type of stress both vary with the different biological habitats, which determines the direction of the biological responses. Thus, for the valid assessment of coastal ecosystem health, we must consider aquatic, benthic, and tidal zone ecosystems. We should then select ecosystem-specific

indicators from physicochemical stressors and evaluate the subsequent biological responses within each ecosystem. Furthermore, a set of practical indicators should be generated by considering the characteristics and uses of a local coastal area and the key issues at hand. The values of indicators should be presented as indices that allow understanding by the general public as well as by practitioners, policy makers, environmental managers and other stakeholders.

2. Objectives of the Study

For the purpose of development of technical tools for assessing coastal ecosystem health and practical service of the health information, this project is currently driving a research goal to develop Marine Ecosystem Health Index(MEHI) based on organizing, simplifying, and generalizing the holistic data of marine ecosystem. Based on the previous study in Jinhae Bay and Gwangyang Bay, health assessment indicators according to the relationships between chemical pressures and biological responses were selected and indicator criteria was also determined. Finally, the numerical expression tool applying the selected indicator and the criteria was generated for the integration of bay ecosystem health assessment. In this fiscal year, 2014, the indicators selected and the criteria established for the ecosystem health assessments of Busan coast and Ulsan Bay are revised to apply the assessment technique previously developed in Jinhae Bay and Kwangyang Bay during last 4 years.

III. Contents and Scopes of the Study

1. Research Period

January 1, 2014 - December 31, 2014

2. Contents and Scopes of the Study

As a serial assessment of marine ecosystem health in the special management areas, the coastal ecosystem components were monitored in Busan coast and Ulsan Bay. Water environments focused on the eutrophication and sediment environments on toxic organic compounds and heavy metals were monitored to understand the environmental status by the chemical pollutants. Community structures and population dynamics of plankton and benthos were investigated at the same time, which was intensely analyzed in the relationships with the chemical factors. For the ecosystem health assessment in Busan coast and Ulsan Bay, the indicators were selected on the relationships between the chemical pressures and the biological responses. Finally, the health score integrated four divisions (water quality, sediment quality, plankton, and benthos) was displayed. In the case of Jinhae Bay, the annual health map was consecutively updated from 2010 to 2014 and provided the scientific information about unhealthy areas and indicators in Jinhae Bay.

IV. Results

1. Water quality

The water quality index for Jinhae Bay, Busan and Ulsan areas was determined as the following.

$$\text{DO grade} \times 0.33 + \text{chlorophyll grade} \times 0.33 + \text{DIN grade} \times 0.17 + \text{DIP grade} \times 0.17$$

Water quality index is classified into five grades. The first grade ranges from 1.0 to 1.49, called "Excellent". The second grade ranges from 1.50 to 2.49, called "Good". The third grade ranges from 2.50 to 3.49, called "Fair". The fourth grade ranges from 3.50 to 4.49, called "Poor". The fifth grade ranges from 4.50 to 5.0, called "Very poor".

The water quality around Busan coastal area showed a little seasonal variation, with "Good" in spring, autumn, and winter and "Fair" in summer.

The water quality around Ulsan Bay showed no seasonal variation, with "Good" during four seasons.

The water quality of Jinhae Bay showed a seasonal variation, with "Good" in spring and winter and "Fair" in summer and autumn.

2. Plankton

The plankton health index (PHI) was used to assess the pollutant-related marine ecological health of coastal areas in Korea during an initial survey conducted from 2010 - 2012. Pollutants that were harmful to total phytoplankton and which promoted algal blooms included inorganic pollutants, and organic pollutants. The latter comprised heterotrophic bacteria and *Escherichia coli*. Objective values and scoring criteria for four PHIs were determined using statistical analysis (Z-score) and the guidelines of United States Environmental Protection Agency, with five PHI grades assigned.

In the second survey period, from 2013 - 2015, the four PHIs were widely applied at Jinhae Bay, Busan coast, and Ulsan Bay. In 2014, the frequency of the fair and poor grades were 75% in Jinhae Bay (12/16 sites), 23% in Ulsan Bay (3/13 sites), and 12% in Busan coast (3/25 sites). Comparison with 2013 data revealed improved marine health (fair → good) in four sites in Jinhae Bay, five sites in Ulsan Bay, and 12 sites in Busan coast. While improved ecological health of the coastal regions between 2013 and 2014 is indicated, the semi-enclosed Masan Bay region of Jinhae Bay, Ulsan port in Ulsan Bay, and the Nakdong estuary/Pusan port in Busan coast require sustainable management to aid the recovery of marine ecological health. Jinhae Bay, Busan coast, and Ulsan Bay have different geological characteristics, such as semi-enclosed type or estuary type. Jinhae Bay, which is semi-enclosed, and Busan coast and Ulsan Bay influenced by

port and river were particularly polluted in the vicinity of pollutant-enriched urban and industrial areas. PHI grades in Jinhae Bay, Busan coast, and Ulsan Bay can be useful in formulating pollutant management guidelines in urban and industrial areas.

The objective value of PHI was verified by an analysis of the seasonal and annual fluctuation of PHI in Jinhae Bay, and a bioassay conducted in a mesocosm enclosure (1 ton). Heterotrophic bacteria displayed seasonal trends (high in spring and summer, low in winter and autumn) and less fluctuation annually. However, harmful algal blooms and total phytoplankton appreciable fluctuated in 2013 and 2014 respectively. Further studies need to consider complementary parameters to reduce the annual fluctuation. In the bioassay, the threshold value (the nutrient concentration permitting 75% of maximum growth rate) was similar between the mesocosm bioassay (6.37 N μM) and microcosm bioassay (6.12 N μM) in the 2010 - 2012 survey. The specific cells density of total phytoplankton and harmful algal bloom species in the mesocosm was 2.2×10^6 cells L^{-1} and 2.0×10^6 cells mL^{-1} respectively, which was very similar to the objective value determined as the 0 Z-score in the same survey period. The chemical oxygen demand was 3.62 mg L^{-1} in the mesocosm bioassay, and was also similar to the objective value of 3.77 mg L^{-1} .

The adequacy of the indices and suitability of the objective value confirm the suitability of PHI for use in the assessment of marine ecological health.

3. Sediment

To establish a database on toxic contaminants in Busan coastal area and Ulsan Bay, sediment samples were collected in 2013 (common stations, Busan: 25; Ulsan: 13) and 2014 (specific stations, Busan: 12; Ulsan: 19) were analyzed for organic pollutants and heavy metals. Additionally, amphipod (*Monocorophium acherusicum*) toxicity tests were simultaneously conducted for the same sediment samples. Based on the chemical data and sediment quality guidelines, sediment quality index was derived for both bays.

Organic contaminants and heavy metals were widely distributed at both regions. In Ulsan Bay, the contamination levels of PCBs, BTs and NP were higher than those of Busan coastal area. In Busan, not only organic

pollutants but heavy metal such as Pb, Zn, Cd, Cu and Hg also showed the high level of concentrations in inner part of Busan, Gamchun and Dadaepo harbors. It could be assumed that Busan Harbor is highly contaminated area which is closely attributed to a lot of large vessels and ship-building activities. In Ulsan, the relatively high levels of heavy metal and organic pollutants were observed in the inner part of the bay and Onsan industrial complex. Emerging contaminants, HBCDs and BTBPE (flame retardants), were higher in Ulsan than in Busan, which seems to be related to the development of petrochemical industry in Ulsan.

The contaminant data detected in two areas were compared with the sediment quality guidelines (SQG) derived by Canada CCME, US NOAA and Australia/New Zealand ANZECC. In Busan coastal area, 3~57 % of the sites exceeded the low-SQGs of PAHs, lindane, DDTs, dieldrin, endrin, PCBs and TBT. TBT was the compound most frequently exceeding its low-SQGs in 57% of the sites and high-SQGs in 22% of the sites, indicating that TBT is the main chemical of concern in Busan coastal area. At most of stations in Busan coastal area, heavy metals like Zn, Cr, Cu, Pb, As and Hg frequently exceeded their low-SQGs. In Ulsan Bay, the site for PAHs, DDTs, dieldrin frequency exceeding SQGs was a little limited than those of Busan coastal area. The 16~25% of the sites were exceeding the low-SQGs of PCBs and endrin. The concentrations of TBT were exceeding its low- and high-SQGs of ANZECC in 91% and 34% of the sites, respectively. Heavy metals exceeded all low-SQGs of CCME, NOAA and ANZECC and exceeded the high-SQGs in 3~19% of sites. Comparing between the contaminant data detected in two areas and the SQGs for heavy metals recently provided by Korean government, Zn, Cu, Cd, As, Hg and Pb were exceeding low-SQGs (TEL) in 3~97% of the sites, while Zn and Cu were exceeding high-SQGs (PEL) in 8~19% of the sites.

In Busan and Ulsan the Amphipod mortality rate was in range of 0~33% and 1.3~53%, respectively, and exceeding 20% of level in 2 stations of Busan and 3 stations of Ulsan. Among 69 stations in both regions, three stations were considered as 'Toxic', 2 stations as 'Toxic Potential' and others as 'non-toxic'.

Comprehensive evaluation of contamination status of two areas was conducted, applying to sediment quality index (SQI) of Canada. The SQI

scores calculated from low-SQGs and PEL were in range of 18~100 and 54~100 for the Busan coastal area; and 25~100 and 71~100 for Ulsan Bay, respectively. Inner parts of Busan harbor and Ulsan Bay were observed as the regions of concern. TBT and heavy metals were the major concerned target constituents in both regions.

4. Benthos

For the development of a marine benthic ecosystem health Index, seasonal field-works for sampling macrobenthic fauna were carried out at 54 stations (25 station in Busan coastal area and 13 station in Ulsan Bay, and 16 stations in Jinhae Bay) and added hot spot stations at February 2014. Each infauna was classified and assigned into each functional group by feeding types and life strategies based on the literature data, and the benthic index at each station was calculated using the benthic pollution index (BPI) using the percentage composition of functional groups. We tried to use BPI as an assessment tool for macrofaunal community health status by categorizing the BPI values into 5 grades. If the BPI value of the community is more than 60, the health status of a macrobenthic community will be assessed as 'Excellent' (Grade 1) and as 'Good' (Grade 2), if between 40 and 60, as 'Fair' (Grade 3), if between 30 and 40, as 'Poor' (Grade 4), if between 20 and 30, and finally the health status of a community will be assessed as 'Very Poor' (Grade 5), if the BPI value is less than 20. In Busan coastal area, 11 to 18 opportunistic species appeared during study period, and *Polydora ligni* was the most dominant species. The mean value of BPI ranged from 48 to 57 in Busan coastal area. The overall benthic health status was from "Excellent" to "Good" except at station 11 and 13. In Ulsan Bay, 11 to 19 opportunistic species appeared during study period, and *Cirrifornia tentaculata* was the most dominant species. The mean value of BPI ranged from 53 to 62 in Ulsan Bay. An azoic condition with no fauna appeared at st. 3-1 in February and st. 2 in August 2014. However, benthic health status was estimated to be from "Excellent" to "Good" over than 80% of study sites seasons. In Jinhae Bay, opportunistic fauna accounted for the most abundance of macrofaunal community in all seasons. The mean values of BPI were very low and ranged from 12 to 26 in Jinhae Bay. At some stations of Masan

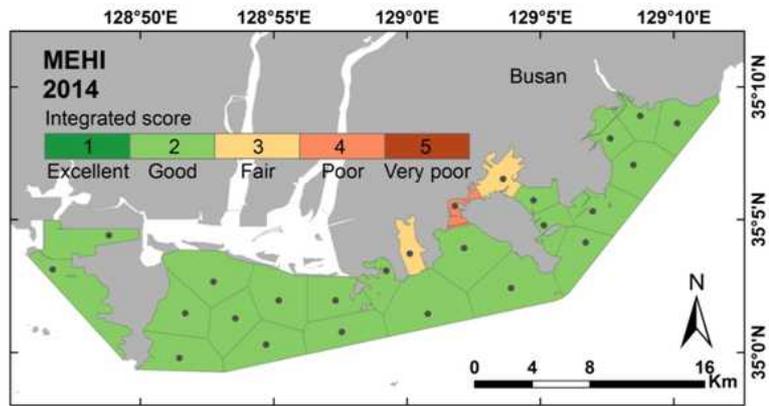
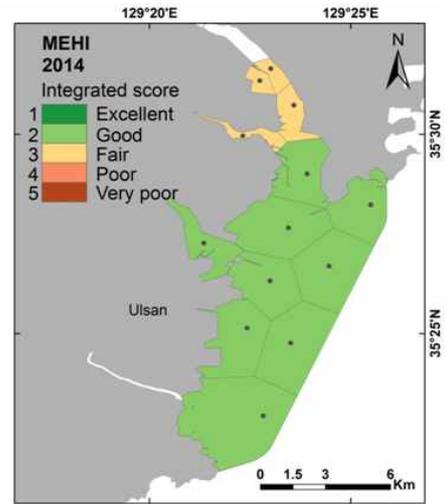
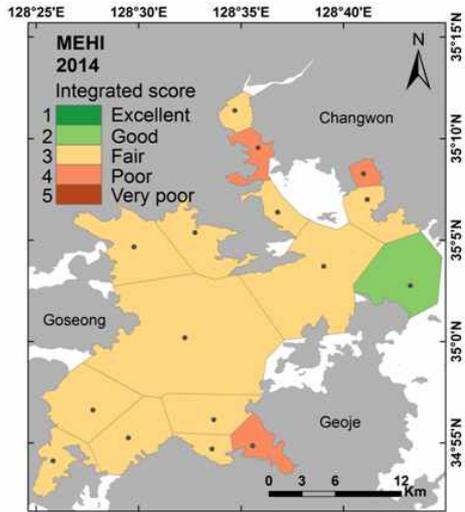
Bay, Haengam Bay and Gohyun Bay, an azoic condition with no fauna appeared in summer due to the summer hypoxia, and at some sites an azoic condition prolonged to autumn.

5. GIS mapping and statistical approaches

DB was implemented for the data observed in three bays including Jinhae Bay, and GIS technical supports for the visualizing of data spatial distribution were performed at 2nd stage of project. The amount of monitored data are 14,305 and GIS thematic mapping amount are 646 maps for three bays in 2013, 2014. Also, MEHI were developed in Busan coastal area and Ulsan bay that selected new study area. In addition, 1st on-line information system was constructed to take advantage of the results of project MEHI.

6. Ecosystem Health Intergration in 2014

In 2014, the ecosystem health assessment in Jinhae Bay displayed relatively unhealthy status of grade IV from three hot spots of Masan Bay, Haengam Bay and Gohyun Bay (health map in upper left). Comparing with the result in 2013, the unhealthy status of grade IV in Gohyun Bay was expanded. Although other areas except these hot spots were recorded the fair graded health, the health condition needs to be evaluated regularly and traced steadily. The annual health result from Busan coastal area in 2014 showed a hot spot of grade IV in Busan Namhang (Stn. 11) (health map in bottom). In the case of Ulsan Bay, "Good" or "Fair" of grade II to III were recorded over the whole area (health map in upper right).



제1장 과제 개요

제1장 과제 개요

제1절 연구개발의 필요성

1. 기술적 필요성

- 해양의 환경 관리는 수질과 생물 그리고 기후가 상호 밀접하게 연관되어 있으므로 생태계 기반의 접근 (Ecosystem-based approach)이 요구됨.
- 다양한 생태계의 구성요소간의 종합적 관계를 고려하는 해양환경관리는 해양의 지속가능한 발전 (Sustainable development)을 위한 글로벌 전략임.
- 해양생태계의 안정적 존속을 위협하는 다양한 오염원의 압력 (생물, 화학, 물리, 지리적 압력)에 대응하는 종합적 평가법 즉 해양 생태계 평가법이 필요함.
- 사람의 건강진단법과 같은 해역 생태계의 정기적, 지속적 감시를 위한 체계적 건강진단 방법 (해양 생태계 건강성 평가법: Marine Ecosystem Health Assessment) 개발이 필요함.
- 평가결과는 정부, 연구자, 산업체, 일반대중의 공감대 형성을 위한 공유자료로 표현되어야 함. 즉, 해양생태계 건강지수 (Marine Ecosystem Health Index: MEHI)로 정보의 조직화, 단순화, 일반화 시킨 지수화가 바람직함.



2. 경제적 필요성

- 해양환경관리에 투입된 예산의 효과를 극대화시키기 위한 해양환경관리의 지역적 우선순위 및 관리분야의 우선순위를 효율적으로 결정 할 수 있는 해양환경의 정확한 진단과 평가가 요구됨.
- 양식업 안정화 및 안전한 수산자원의 공급처로 어민경제의 활성화 도모를 위해 연안오염환경의 개선을 위한 효과적 대처법을 마련하여 안전한 해양환경 조성이 시급함.
- 임해산업의 지속적 발전을 위해 생산성과 환경보존성을 동시에 추구하는 친환경적 산업 마인드를 정착시키기 위한 해역관리의 공감대 형성이 필요함.
- 건강한 해양생태계는 안전한 수산식품 제공과 수산물 생산증가와 동시에 쾌적한 해양 레저공간을 제공함으로써 어민경제 활성화의 다원화를 도모함.

3. 사회 · 문화적 필요성

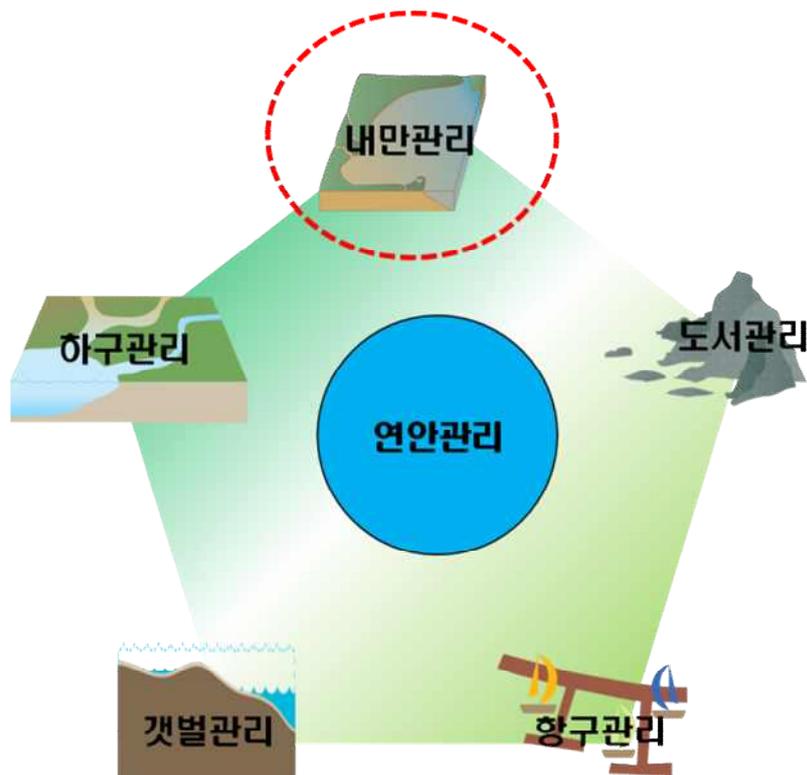
- 해양생태계는 우리를 삶을 위해 다양한 서비스를 하고 있는 바, 생태계의 서비스 효과는 숫자로 표현될 수 없는 사회적 문화적 무한한 가치를 창출함.
- 신뢰성 있는 해역의 건강성 평가에 기반된 진단결과의 홍보로 지역 해양환경개선 및 자원관리를 위한 지역민의 관심을 높이고 지역민 주체 지역해 관리를 위해 솔선수범할 수 있는 계기가 마련될 수 있음.
- 건강한 해양환경으로부터 안전한 해양활동이 영유되고 국민의 웰빙 라이프를 위한 공간으로 국민의 육체적, 정신적 건강을 보장되며 궁극적으로 건강한 해양문화의 미래를 유도할 수 있음.

4. 연구원 발전적 필요성

- 해양 생태계의 요소, 즉 생물, 화학, 물리, 지리의 종합적 접근을 통해 수행되어야 하는 본 과제는 다방면의 전문성이 요구되는 바, 우리 연구원의 인적 자원을 최대로 활용할 수 있으며 우리 연구원의 연구역량과 독창성을 크게 발휘할 수 있음.
- 해양환경의 보전, 복원이라는 국가 차원의 요구를 성공적으로 수행하는 전문연구기관으로 해양연구원의 정체성을 확립하며, 나아가 적극적인 국가적

지원을 확보할 수 있는 기반을 구축할 수 있음.

- 아울러 해양과학 관련 우수한 학술적 이미지뿐만 아니라 자연 친화적 나아가 국민 친화적 이미지로 우리 연구원의 위상을 브랜드화 시킬 수 있음.
 - 국내 연안공간의 특성을 고려한 해양생태계 평가 기반 관리의 다원화 체계를 구축하기 위한 연구과제의 방향 설정함
 - 내만의 우심해역 (특별관리해역) 관리를 위한 만 생태계 (Bay ecosystem) 건강성 평가법 개발
 - 하구역 관리를 위한 하천 기인 오염물질 추적 및 생태계 영향 평가 기술 개발
 - 도서해역 관리를 위한 외해기인 압력원 파악 및 섬 생태계 (Island ecosystem) 평가 기술 개발
 - 갯벌 관리를 위한 갯벌 물질 플럭스 특성 및 갯벌 생산성 유지를 위한 방안 강구
 - 항구관리를 위한 선박유래 압력원 (선박평형수, 외래생물) 저감을 위한 위해도 평가 기술 개발



제2절 연구개발 목표 및 내용

1. 연구개발의 최종목표

해양생태계 압력과 반응요소에 기반한 생태계 건강성 평가지표를 개발하고 건강지표의 모니터링 체계와 건강기준을 설정하여 건강지수를 산출하고 해양생태계 건강성 평가기술을 정립함.

2. 연구개발의 연차별 목표 및 세부내용

부산 & 울산만 건강성 평가

연차	연구목표	세부내용
3차년도 (2013)	해양생태계 건강성 평가 지표 선별	<ul style="list-style-type: none"> - 부유생물지표 설정 - 저서생물지표 설정 - 수질지표 설정 - 퇴적물지표 설정 - 물리환경기반 검토 - 생태계요소 DB 구축
4차년도 (2014)	해양생태계 건강성 평가 지표 기준치 설정	<ul style="list-style-type: none"> - 부유생물지표 기준치 설정 - 저서생물지표 기준치 설정 - 수질지표 기준치 설정 - 퇴적물 기준치 설정 - 생태계 정보 가시화 기술 개발
5차년도 (2015)	해양생태계 건강지수 산출	<ul style="list-style-type: none"> - 부유생물지수 산출 - 저서생물지수 산출 - 수질지수 산출 - 퇴적물 지수 산출 - 생태계 통합지수 산출

3. 당해년도 (2013년) 연구개발의 내용 및 범위

구분	목표	내용 및 범위
4차년도 (2013)	부유생물 지표 탐색 및 기준치 검토	<ul style="list-style-type: none"> ● 무기오염원 부유생물지표 검토 -부산·울산특별관리해역 식물플랑크톤 계절별 정성 및 정량 모니터링 ● 유기오염원 부유생물지표 검토 -부산·울산해역 원생/미생물 (박테리아, 대장균) 계절별 정성 및 정량 모니터링 ● 진해만 지수 업데이트를 위한 기본조사 및 annual 지수산출 (계속) ● 부유생물지표 선별을 위한 관련 측정/과거자료 검토 ● 국내 부유생물 전문가 의견 수렴
	저서생물 지표 탐색 및 검토	<ul style="list-style-type: none"> ● 진해, 부산연안, 울산만 대형저서동물 계절별 모니터링 ● 국내외 저서생물 기능군 관련 자료 분석 및 DB 구축 ● 저서생태계 평가지수의 기준치 보완 ● 국내 및 해외 저서생물 관련 전문가 자문으로 저서생물 지표 재검토
	수서/저서 생태계 압력 및 반응 지표 설정	<ul style="list-style-type: none"> ● 부산항·울산항 및 진해만 사계절 수질조사 (암모니아, 질산염, 인산염, 규산염, 용존산소, pH, COD, 부유물질, 부유유기탄소, 용존유기탄소 등) ● 부산항·울산항 수질지표 선별 및 타당성 검토 -과거 및 현장측정자료 근거 수질지표 예비선정 -국내 수질전문가 의견반영 및 수질지표 재검토 ● 4년차 진해만 수질지수 산출
	퇴적물지표 검토	<ul style="list-style-type: none"> ● 부산 및 울산 특별관리해역 표층퇴적물 중 중금속/유기독성물질 모니터링 ● 주요 오염 중금속/유기독성물질 파악 및 오염수준 비교 평가 ● 오염물질 퇴적물 분배영향인자 분석 ● 표층퇴적물 단각류 독성시험
	물리기반 특성 리뷰	<ul style="list-style-type: none"> ● 부산항·울산항 해류 특성 문헌 기반 리뷰 ● 부산항·울산항 지형 특성 문헌 기반 리뷰
	GIS/통계 기반 지수 산출 및 가시화	<ul style="list-style-type: none"> ● GIS 공간계획에 의한 모니터링 적지선정 (부산만·울산만) ● AHP 기법을 이용한 지표/지수 가중치 설정 및 통합지수 지도 제작 ● 공간통계기법을 이용한 해양환경 공간분포 패턴 분석 ● 관측자료 DB 구축 및 GIS 주제도 매핑

제2장 국외 연구현황

제2장 국외 연구 현황

국외 건강성 평가 최근 동향

1. Chesapeake Bay 건강성 평가 최근 결과 및 관리 효과

가. 2013년 Chesapeake Bay 건강성 평가 결과

Chesapeake Bay의 2013년 서식지 건강지수는 강우량이 크게 증가한 연도이나 C등급을 기록하여 2012년과 유사한 결과를 보임. 강우의 영향은 동부와 서부가 다르게 나타남 (Fig. 2-2-1). 즉, 동부의 경우 강우량 증가에 따라 육상으로부터 영양염이 부하가 커져 수질을 악화시킴. 동부의 건강성 악화지역은 농경지 이용면적이 큰 지역으로 농경지로부터 영양염 배출이 원인으로 파악됨. 서부의 경우는 반대로 건강성이 향상된 평가가 기록되었고 주 원인은 최근 오폐수처리 시설의 개선이 기여했음을 보고함.

Bay health: eastern shore degrading, western shore improving

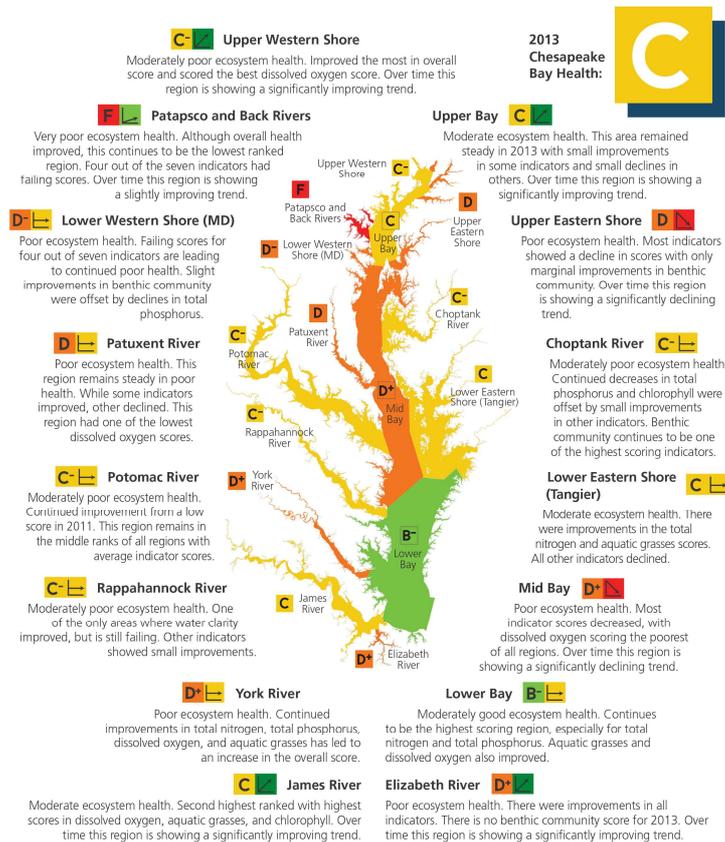


Figure 2-1-1. 2013 Chesapeake Bay Health Report Card (www.ian.umces.edu).

나. Chesapeake Bay 건강성 확보를 위한 미래 핵심 관리 방향 (Fig. 2-1-2)

- 오폐수처리시설 개선을 위한 지속적 투자 : 질소계 영양염과 인산염의 부하 저감에 큰 효과를 보임 (예: James River Watershed의 수질 향상)
- Clean Air Act : Chesapeake Bay 질소계 영양염의 30%가 대기원입. 따라서 대기의 질소원 관리를 위한 정책 병행
- 농경/축산지역 관리 : 농경지 비료원과 축산지 가축분뇨원의 관리를 통한 영양염 유출 저감 방안 수립. 특히 경작지 면적 관리 강화
- 빗물관리 : 인근 도시개발 및 인구증가로 인해 빗물과 함께 유입되는 영양염 및 퇴적물 오염원이 증가함으로 이를 저감하기 위한 시설 및 방안 마련

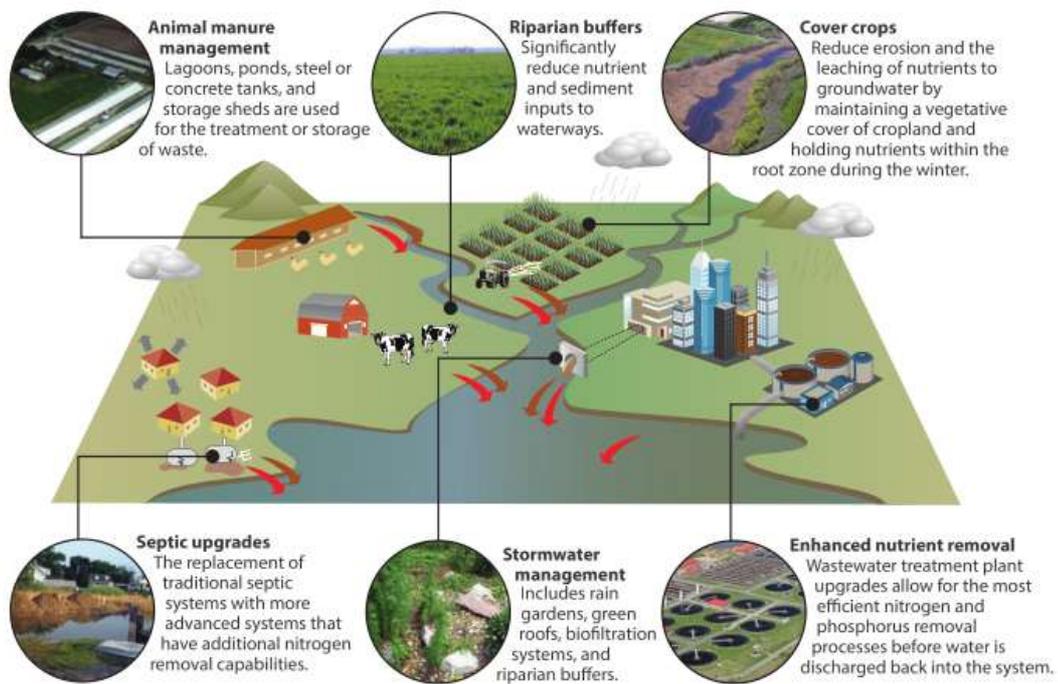


Figure 2-1-2. Best Management Practices (BMP) in Chesapeake Bay (www.ian.umces.edu).

2. 국외 해상국립공원 생태계 건강성 평가 사례 : Marine National Park Sanctuary (MNPS) - Jamnager 건강성 평가

- 인도 남부의 해상국립공원 Jamnagar는 지속적인 자연재해와 연안오염의 가중으로 해양생태계의 맹그로브, 산호, 바다거북의 서식지가 파괴되어 생태계 건강성 보존을 위협받는 바, 미국의 메릴랜드대학 환경과학센터의 Intergation & Application Network (UMCES, IAN)와 National Centre for Sustainable Coastal Management (NCSCM)와 파트너십을 구축하여 건강성 평가를 실시함.
- Jamnager 해역에 주로 가해지는 인위적 압력원을 분석하고 이를 바탕으로 13개의 생태계 건강성 평가 지표를 설정함 (Fig. 2-1-3).

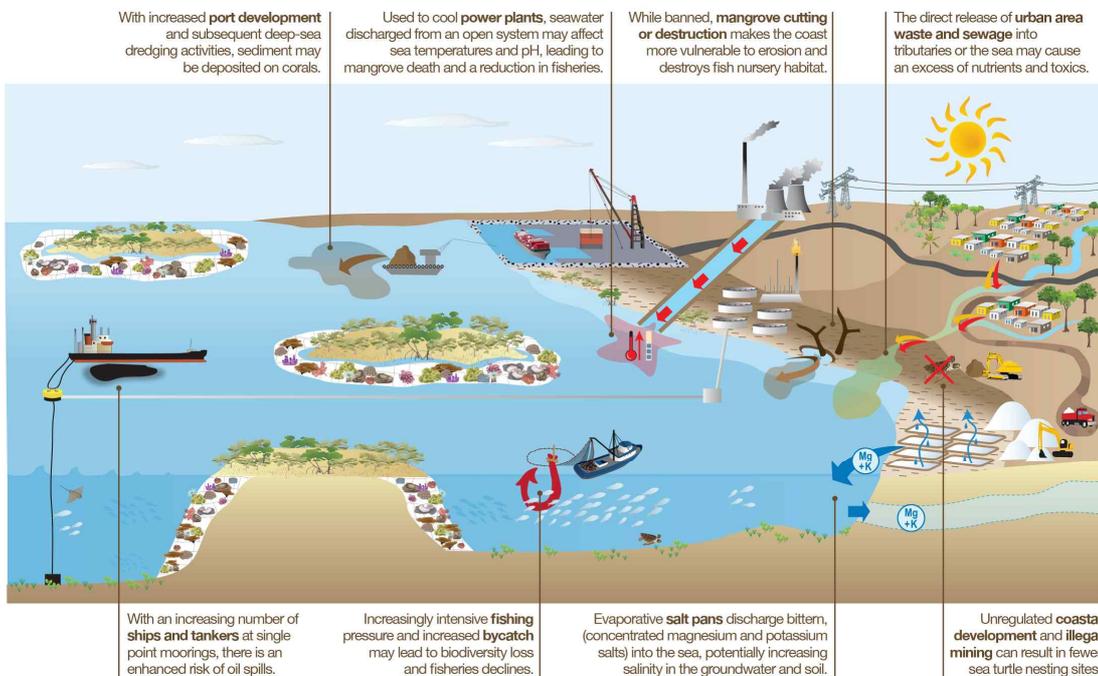
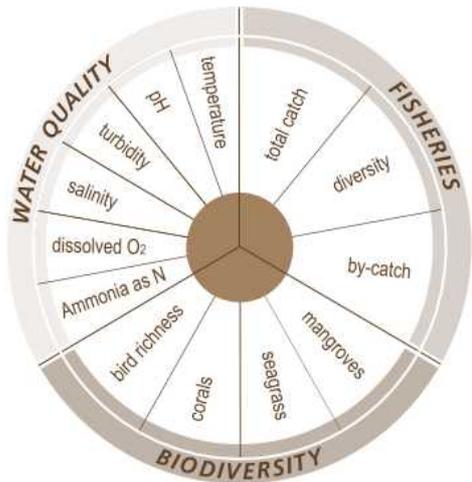


Figure 2-1-3. Potential pressures affecting the MNPS Ecosystem (www.ian.umces.edu).

- Jamnager 해역의 건강성 평가는 3개의 지수 (수질지수, 어업지수, 생물다양성지수)를 산출하고 생태계 상태요소 (산호, 맹그로브, 바다새)와 생태계 위협요소 (산업오염, 오폐수배출, 염전수배출, 수자원남획)를 표현하는 13개의 지표 측정에 기반하고 있음. 아울러 각 지표의 기준치를 여러 기존측정자료를 토대로 설정하고 있음 (Fig. 2-1-4).



Index	Indicator	Threshold	Source
Water Quality	Temperature	$\leq 30^{\circ} \text{C}^1$	
	pH	6.5 - 8.5 ¹	CPCB
	Turbidity	30 NTU ¹	CDA
	Salinity	33 - 39 ppt ¹	
	Dissolved oxygen	$\geq 4 \text{ mg/L}^1$	CPCB
	Ammonia as N	$\leq 1.2 \text{ mg/L}^1$	CPCB
Fisheries	Total catch	mean \pm STDEV ²	calculated
	Diversity	% species landed/expected ³	calculated
	By-catch	% of total catch - targeted ²	calculated
Biodiversity	Bird richness	% observed/expected ³	*
	Corals	Ratio live/total (live + dead) ⁴	calculated
	Seagrass	% area observed/expected ³	*
	Mangroves	% area observed/expected ⁵	GEC

2012 GPCB data
 Jul 2012-Jun 2013 Fisheries Department data

¹ insufficient data
² Aug 2012-Mar 2013 GEER and Zoological Soc India data

³ 2007 GEER data
⁴ source to be determined
⁵ source to be determined

Figure 2-1-4. Jamnager 해상국립공원의 생태계 건강성 평가지표와 기준 (www.ian.umces.edu).

○ Jamnager 해역의 건강성 평가 결과는 4개의 구역으로 나누어 A-F까지 6단계로 13개 지표의 상태를 표현하고 있음. 해역 전체평가는 B등급으로 양호한 상태이나 염분지표는 타 지표에 비해 낮은 등급을 기록함으로써 본 해역이 염전산업에 의한 영향을 크게 받고 있음이 암시됨 (Fig. 2-1-5).

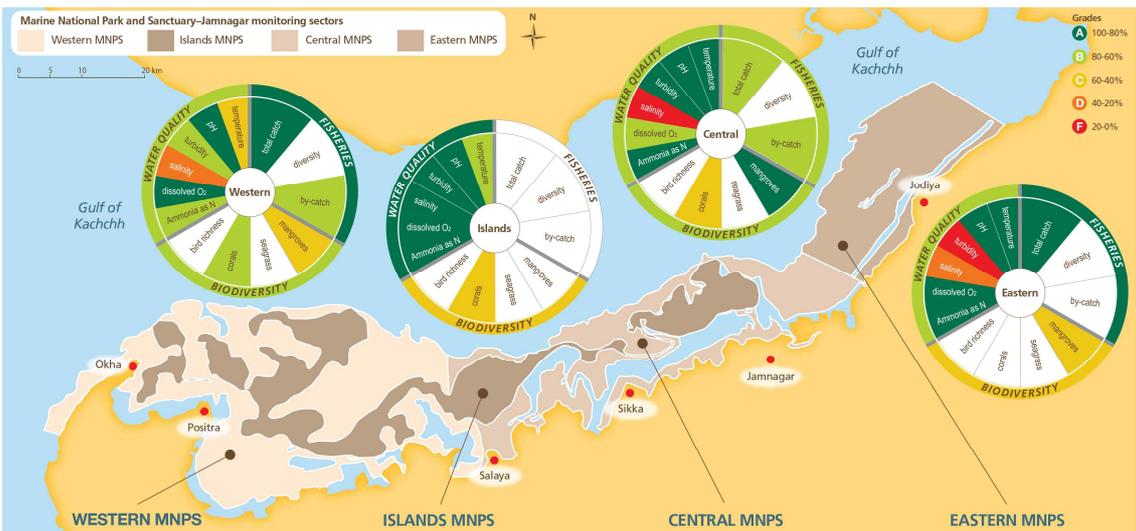


Figure 2-1-5. Ecosystem Health Reporting Card in Marine National Park Sanctuary-Jamnager (www.ian.umces.edu).

제3장 연구추진 체계

제3장 연구추진 체계

제1절 추진 전략

1. 남해특별관리해역 건강성 평가 프로그램 개발 (2단계)

- ▶ 진해만 (계속)·부산해역·울산만 현장 모니터링 및 생태계 지표 자료 구축
- ▶ 부산해역·울산만 생태계 구성 지표 선별 및 생태계 건강 기준치 설정
- ▶ 진해만 (계속)·부산해역·울산만 생태계 세부지수 및 통합 건강지수 산출
- ▶ 건강정보 온·오프라인 서비스 매체 개발 및 서비스

2. 국내 전문가 그룹 공감대 형성

- ▶ 생태계 건강성 지표, 기준치, 지수 개발을 위한 의견 수렴
- ▶ 국내 전문가 자문회의 및 자체평가회 개최
- ▶ 국내학술지 (Ocean Science Journal) 특별호 (해양생태계 건강성 평가) 출간

3. 국제적 역량 강화

- ▶ 국제 학회 관련 연구결과 발표
- ▶ 선진 벤치마킹 대상국과 국제협력연구 추진

4. 국내 해역환경/생태계 평가 및 관리 액션 피드백 설계

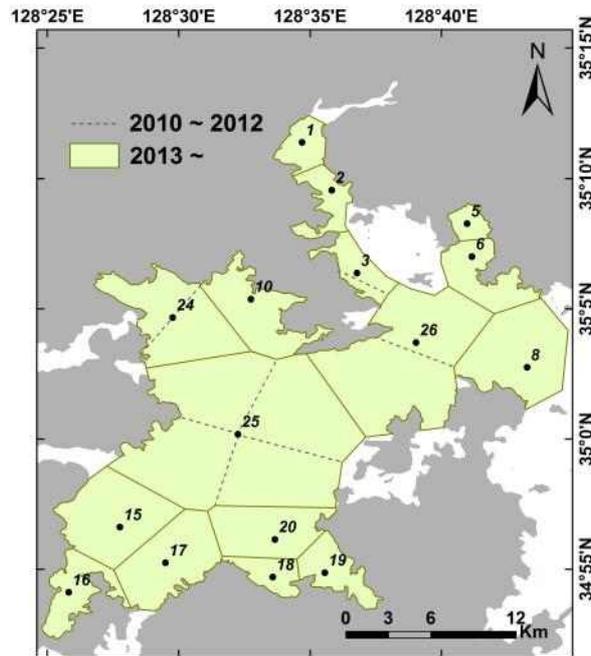
- ▶ 진해만·광양만 해양생태계 건강성 문제 지역 관리 액션 플랜 제시
- ▶ 진해만·광양만 해양생태계 건강성 평가 및 관리 피드백 시스템 제시

5. 국내 타 해역 적용 검토 및 기술이전 방향 제시

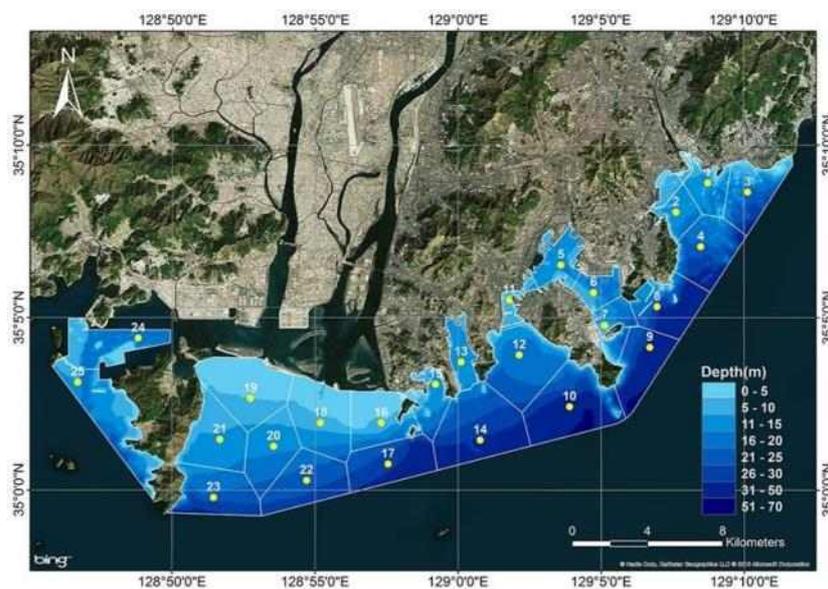
제2절 추진 방법

1. 조사 해역 (2014년) : 진해만 (계속), 부산해역과 울산만

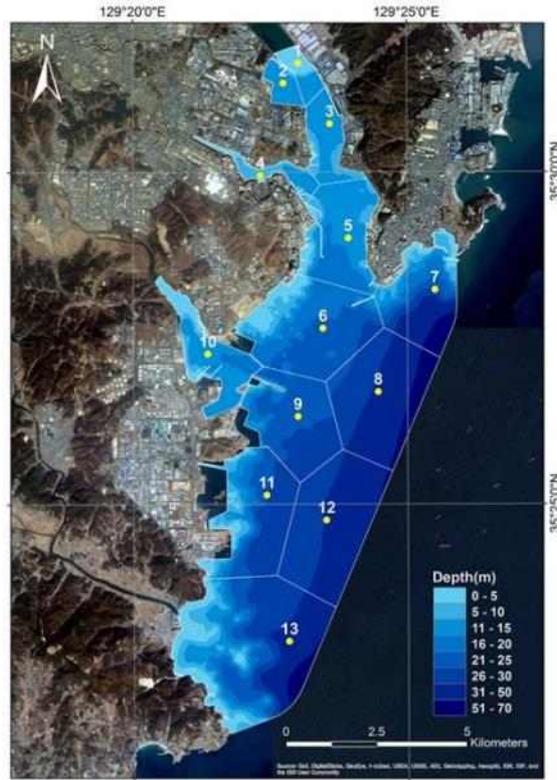
- ▶ 진해만 1단계 평가 결과 기반한 2013년 2단계 조사정점의 재선별 : 23개 정점에서 16개 정점으로 축소



- ▶ 부산해역 25개 정점 선별



▶ 울산만 13개 정점 선별



2. 세부 분야



3. 분야별 핵심 추진내용

분야	방법	관측	항목
해류, 지형	 CCI 기자료 리뷰	KIOST 등 관측자료	- 조석, 유속 및 오염원 확산 - 퇴적물입도 및 오염물 집적지
수질	 WGI 현장조사	계절관측: 표준정점 정밀관측: 하구역 (N, P)	-14개 수질요소 (DIN, DIP, Chl, DO 등) -수질지표, 기준치 & 지수 적용/보완
퇴적물	 SGI 현장조사	계절관측: 표준정점 정밀관측: Hot spot	- 33개 퇴적물질요소 (PCBs, DDT 등 유기독성물질 26 + 중금속 7) - 퇴적물질 기준치 & 지수 적용/보완
부유생물	 PHI 현장조사	계절관측: 표준정점 Bioassay (Chl. <i>a</i>)	-10개 부유생물 요소 (Cell no. HAB, HB, <i>E. coli</i> 등) -부유생물 기준치 & 지수 적용/보완
저서생물	 BPI 현장조사	계절관측: 표준정점 Ref. site 관측	-BPI 저서생물지수 측정 -저서생물 기준치 & 지수적용/ 보완
DB / 수리분석	 GII DB자료 선별/통계	진해만, 부산, 울산만 수집관측자료	- DB 업그레이드, GIS 맵핑 - 세부지수 가중치 설정법, 세부지수 통 합 절차 수립

4. 추진 로드맵 (2단계, 6년: 2010-2015)



제4장 연구개발 내용 및 결과

제4장 연구개발 내용 및 결과

제1절 수질

1. 연구배경

연안해역의 수질은 사람들의 건강과 해양생태계에 직접적인 영향을 미치기 때문에 지난 수 십년 동안 지대한 관심거리가 되어왔다. 인구가 증가하고 산업이 발전하면서 생활하수와 산업폐기물과 같은 오염물질들이 연안해역으로 유입되는 양이 점차 증가하고 있다. 최근 연안해역에서 양식장, 항만, 휴양지 개발과 같은 인간 활동이 증가하면서 수질은 더 악화되어가고 이에 따라 해양생태계도 점차 황폐화되어가고 있다. 따라서 연안 해역에서의 오염을 방지하고 수질을 유지하기 위해서는 현재 수질상태를 이해하고 수질의 시·공간변화를 파악하기 위한 수질 모니터링 프로그램이 필요하다(Singh et al. 2004). 미국과 유럽에서는 이미 오래전부터 다양한 수질 모니터링 프로그램을 개발하여 지속적으로 수질 모니터링을 수행하고 있다(Giordani et al. 2009; Williams et al. 2009).

진해만은 마산시, 창원시, 진해시로 둘러 싸여있고 수 천개의 산업공장이 있는 자유무역단지가 마산만 주위에 존재하고 있다. 1960년대 이후, 매일 97,990톤의 생활하수와 76,130톤의 산업폐수가 아무런 처리도 받지 않고 한천을 통해 마산만으로 유입되고 있다(Lee and Min 1990). 따라서 진해만은 우리나라에서 오염이 가장 심한 해역으로 알려져 있다; 매년 여름이면 적조가 발생하여 물고기들이 폐사하고 저층에서는 산소농도가 2 mg L⁻¹ 이하의 저산소 상태가 발생하여 저서생물이 서식할 수 없는 환경이 된다(Lee and Kim 2008). 진해만 오염을 방지하고 수질을 개선하기 위해서 하루에 280,000톤의 하수를 처리할 수 있는 규모의 마산 하수종말처리장이 1993년에 건설되었고 2003년에는 하수처리능력이 500,000톤으로 증가하였다. 또한, 하루에 60,000톤의 하수를 처리할 수 있는 규모의 진해 하수종말처리장이 2001년에 건설되었다. 하지만 진해만 수질은 하수종말처리장이 건설된 이후도 크게 개선되지 않고 주변 해역에 비해 상대적으로 악화되어 있다(임 등 2007).

부산연안해역은 가덕도에서 해운대까지 총 연장길이가 40~50 km이며, 부산항, 해운데, 광안리 해수욕장, 낙동강 하구 등 다양한 해양환경으로 이루어졌다. 인구 3백5십만의 부산광역시 인근에 위치하고 있어 막대한 양의 생활하수가

부산연안해역으로 유입되고 있다. 또한, 신평, 장림, 정관, 기룡 등 총 12개 2천 백만 m²의 산업단지가 부산연안해역에는 인근에 위치하고 있어, 이들 산업단지로부터 상당한 양의 공장폐수가 부산연안해역으로 유입될 것으로 예상된다. 울산연안해역은 울산과 온산 주변해역으로 총 연장길이가 10 km 정도이며, 울산항과 태화강이 주변에 위치하고 있다. 울산연안해역에도 인구 백십만의 울산광역시도 인근에 위치하고 있어 막대한 양의 생활하수가 인근해역으로 유입되고 있다. 또한 대규모 단지의 울산공업단지가 해안에 위치하고 있어 상당한 양의 공장폐수가 인근해역으로 유입될 것으로 예상된다.

본 연구의 목적은 2010년부터 2012년까지 3년동안 본 과제를 통해 개발된 수질지수를 이용하여 2014년 겨울, 봄, 여름, 가을, 사계절 동안 진해만, 부산연안해역, 울산연안해역의 수질상태를 평가하고자 한다.

2. 연구방법

진해만, 부산연안해역, 울산연안해역 겨울 조사는 2월, 봄 조사는 5월, 여름 조사는 8월, 가을조사는 11월에 수행하였다. 진해만에서는 16개 정점, 부산연안해역은 25개 정점, 울산연안해역은 13개 정점을 조사하였다(Fig. 4-1-1). 각 조사 정점에서 니스킨(Niskin) 채수병을 이용하여 표층과 저층해수를 채집하였다. 수온과 염분은 다항목 수질측정기(Water Quality Sondes; Hydrolab MS5)을 이용하여 현장에서 측정하였다. 해수 1000 ml를 0.7 μ m Whatman GF/F 여과지로 거른 후, 여과된 해수는 영양염과 용존유기탄소 분석을 위해 냉동하였고, GF/F 여과지는 부유물질, 엽록소, 입자태유기탄소 분석을 위해 냉동하였다. 용존산소는 현장에서 manganese chloride와 alkaline-iodide 용액을 시료병에 넣어 고정 한 후에 실험실로 운반하여 3일 이내에 Winkler 역적정법(back-titration)을 이용하여 측정하였다.

암모니아, 질산염+아질산염(이후로 질산염이라 줄여서 명함), 용존무기인, 규산염 농도는 자동이온분석기(Proxima, Alliance)를 이용하여 측정하였으며, 각각의 측정값은 표준 해수시료(SRM)를 이용하여 검정하였다. 두 번 이상 분석을 통하여 얻은 질산염, 용존무기인, 규산염의 정밀도는 5% 이내였다. 엽록소 농도는 90% 아세톤 10 ml로 24시간 동안 추출한 후에 Turner-designed fluorometer(Turner BioSystems, USA)를 이용하여 측정하였다. 입자태유기탄소(particulate organic carbon) 농도는 GF/F 여과지(사용 전에 550°C에서 5시간 태움)를 염산 원액이 들어있는 데시케이터에 24시간 동안 넣어 무기탄소(inorganic carbon)을 제거한 후에, CNS 분석기(EA1110, CE Instrument)를 이

용하여 분석하였다. 용존유기탄소(dissolved organic carbon) 농도는 지오시스템 리서치(주)에서 HTCO(high-temperature catalytic oxidation) /NDIR(non-dispersive infrared gas analysis)의 방법으로 총유기탄소분석기(TOC-5000A, SHIMADZU)를 이용하여 측정하였다. pH는 30 ml 해수에 0.01 ml m-cresol purple를 넣어 발색한 후에, 분광분석기(spectrophotometer)를 이용하여 측정하였다.

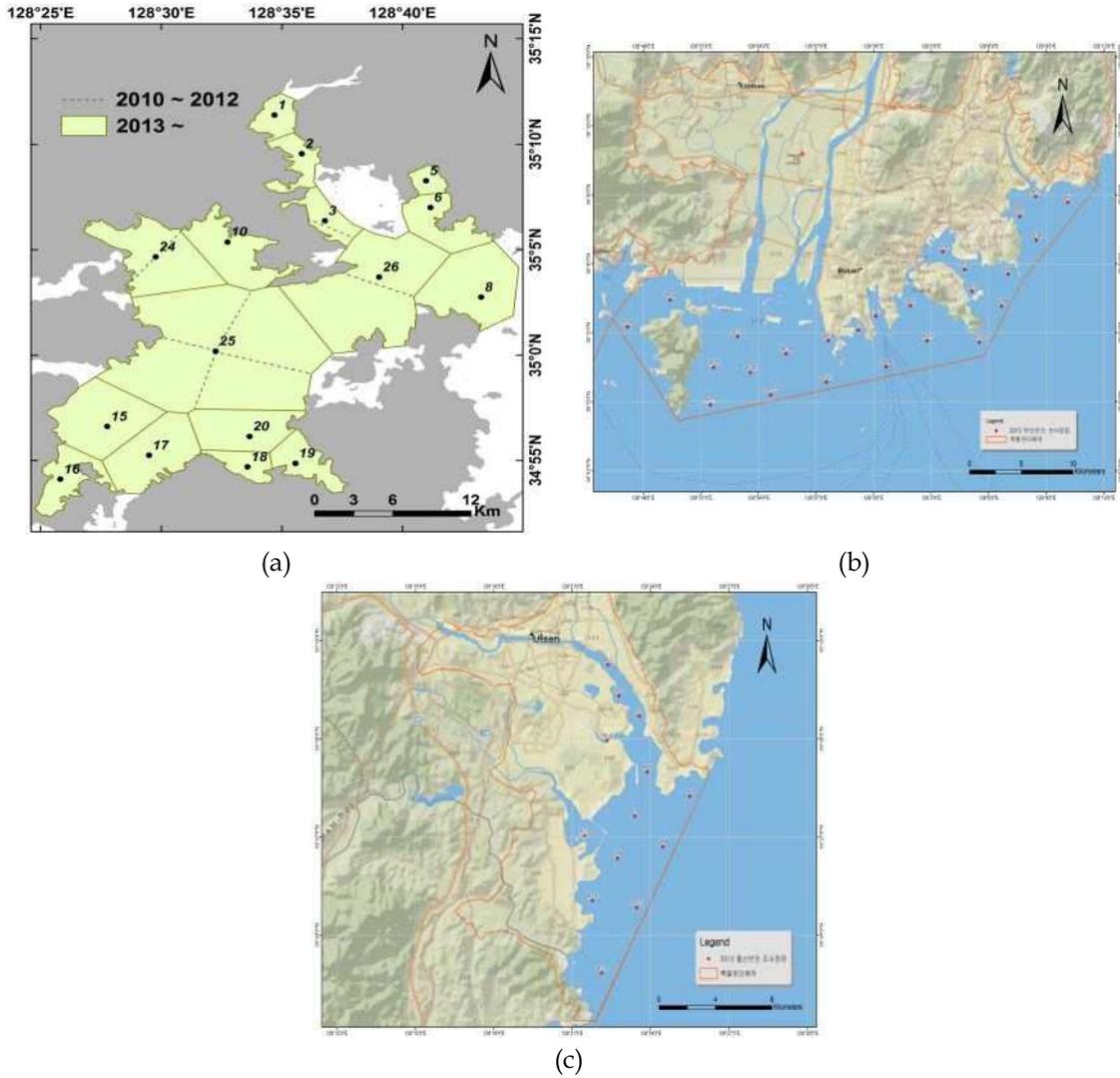


Figure 4-1-1. Study areas and sampling stations in Jinhae Bay (a), Busan coastal area (b) and Ulsan Bay (c).

3. 연구결과 및 토의

가. 수질 등급

수질등급은 각 수질의 기준치를 3등급 기준으로 정하여, 총 5등급으로 나누었다(Table 4-1-1). 용존무기질소는 외해(offshore)에 위치한 대한해협에서 2007년부터 2012년까지 6년동안 매월 관측한 자료에서 겨울철에 관측한 최고농도의 평균값인, 6.22 μM 을 기준으로 정하였다. 용존무기질소 등급은 각 등급의 기준을 먼저 정한 후에, 각 등급 기준의 중간 값으로 등급을 나누었다. 기준치인 6.22 μM 을 3등급의 기준으로 정하였고 2등급의 기준은 3.11 μM (기준치 - 기준치/2), 1등급의 기준은 0 μM (기준치 - 기준치), 4등급의 기준은 9.33 μM (기준치 + 기준치/2), 5등급의 기준은 12.4 μM (기준치 + 기준치)으로 정하였다. 1등급은 0 μM 부터 1.55 μM (1등급 기준과 2등급 기준의 중간값)까지, 2등급은 1.56 μM 부터 4.66 μM (2등급 기준과 3등급 기준의 중간값)까지, 3등급은 4.67 μM 부터 7.77 μM (3등급 기준과 4등급 기준의 중간값)까지, 4등급은 7.78 μM 부터 10.88 μM (4등급 기준과 5등급 기준의 중간값)까지, 5등급은 10.89 μM 이상으로 정하였다(Table 4-1-1).

용존무기인은 외해(offshore)에 위치한 대한해협에서 2007년부터 2012년까지 6년동안 매월 관측한 자료에서 겨울철에 관측한 최고농도의 평균값인, 0.38 μM 을 기준으로 정하였다. 용존무기인 등급은 기준치인 0.38 μM 을 3등급의 기준으로 정하였고 2등급의 기준은 0.19 μM (기준치 - 기준치/2), 1등급의 기준은 0 μM (기준치 - 기준치), 4등급의 기준은 0.57 μM (기준치 + 기준치/2), 5등급의 기준은 0.72 μM (기준치 + 기준치)으로 정하였다. 1등급은 0 μM 부터 0.095 μM (1등급 기준과 2등급 기준의 중간값)까지, 2등급은 0.096 μM 부터 0.285 μM (2등급 기준과 3등급 기준의 중간값)까지, 3등급은 0.286 μM 부터 0.475 μM (3등급 기준과 4등급 기준의 중간값)까지, 4등급은 0.476 μM 부터 0.665 μM (4등급 기준과 5등급 기준의 중간값)까지, 5등급은 0.666 μM 이상으로 정하였다(Table 4-1-1).

엽록소 등급은 2010년부터 2012년까지 진해만과 광양만에서 관측한 엽록소 자료를 정규분포화시켜 Z-score 값으로 등급을 나누었다. 1등급은 1.28 $\mu\text{g L}^{-1}$ 이하(Z-score 값이 -1.3 미만), 2등급은 1.29~2.56 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Z-score 값이 -1.3~-0.5), 3등급은 2.57~6.06 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Z-score 값이 -0.5~0.5), 4등급은 6.07~12.06 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Z-score 값이 0.5~1.3), 5등급은 12.07 $\mu\text{g L}^{-1}$ 이상(Z-score 값이 1.3 초과)으로 정하였다(Table 4-1-1).

용존산소는 생물의 활동에 영향을 미치지 않은 5 mg L^{-1} 초과를 1등급으로 정하였으며, hypoxia 상태인 2 mg L^{-1} 이하를 5등급으로 정하였고, 2등급은 4.1

~5.0 mg L⁻¹, 3등급은 3.1~4.0 mg L⁻¹, 4등급은 2.1~3.0 mg L⁻¹으로 정하였다 (Table 4-1-1).

Table 4-1-1. Five classification criteria for dissolved inorganic nitrogen, dissolved inorganic phosphorus, chlorophyll-a, and dissolved oxygen.

등급	용존무기질소 (μM)	용존무기인 (μM)	엽록소 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	용존산소 (mg L^{-1})
1등급	1.55 이하	0.095 이하	1.27 이하	5.0 초과
2등급	1.56~4.66	0.096~0.285	1.29~2.56	4.1~5.0
3등급	4.67~7.77	0.286~0.475	2.57~6.06	3.1~4.0
4등급	7.78~10.88	0.476~0.665	6.07~12.06	2.1~3.0
5등급	10.89 이상	0.666이상	12.07 이상	2.0 이하

나. 수질 지수

4개의 수질 지시자는 세가지 그룹으로 나뉘어진다; (1) 영양염 과잉공급; 용존무기질소와 인 (2) 영양염 과잉공급에 의해 직접적인 영향을 받는 것; 엽록소, (3) 영양염 과잉공급에 의해 간접적인 영향을 받는 것; 용존산소. 이 세가지 그룹은 수질지수를 결정하는데 모두 중요한 요인으로 작용하기 때문에 동일한 가중치를 주었다. 그래서, 엽록소와 용존산소는 각각 33%의 가중치를 주었고 용존무기질소와 인은 각각 17%의 가중치를 주었다. 따라서 진해·광양만에서 수질 지수는 다음과 같이 선정하였다;

$$\text{용존산소등급} \times 0.33 + \text{엽록소등급} \times 0.33 + \text{용존무기질소등급} \times 0.17 + \text{용존무기인등급} \times 0.17$$

수질지수도 점수에 따라 5등급으로 분류하였다(Table 4-1-2). 1등급은 1.0부터 1.49까지이며 "Excellent"에 해당된다. 2등급은 1.50부터 2.49까지이며 "Good"에 해당된다. 3등급은 2.50부터 3.49까지이며 "Fair"에 해당된다. 4등급은 3.50부터 4.49까지이며 "Poor"에 해당된다. 5등급은 4.50부터 5.0까지이며 "Very poor"에 해당된다.

Table 4-1-2. Five classification criteria for water quality index.

등급	수질지수	상태
1등급	1.0~1.49	Excellent
2등급	1.50~2.49	Good
3등급	2.50~3.49	Fair
4등급	3.50~4.49	Poor
5등급	4.50~5.0	Very Poor

다. 2014년 부산해역 수질지수

2014년 겨울(2월)에 조사한 용존산소는 모든 정점에서 1등급을 나타냈다(Fig. 4-1-2). 엽록소는 1등급이 16개 정점, 2등급이 7개 정점, 3등급이 2개 정점으로, 부산항과 가덕도 왼쪽해역에서만 3등급을 보였고, 낙동강 하구해역에서는 2등급을 나타냈고 나머지 해역에서는 1등급을 보였다. 용존무기질소는 3등급이 5개 정점, 4등급이 10개 정점, 5등급이 10개 정점으로, 겨울철에 용존무기질소에 의해 수질이 매우 악화되었다. 용존무기인은 3등급이 5개 정점, 4등급이 16개 정점, 5등급이 4개 정점으로 용존무기질소에 비해 약간 낮은 등급을 보였으며, 부산항과 광안리, 해운대 해수욕장 인근해역에서 5등급을 나타냈다. 2014년 겨울에 부산주변해역에서 관측한 수질지수는 2등급이 19개 정점, 3등급이 6개 정점으로, 비교적 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-2).

2014년 봄(5월)에 조사한 용존산소는 모든 정점에서 1등급을 나타냈다(Fig. 4-1-3). 엽록소는 1등급이 6개 정점, 2등급이 13개 정점, 3등급이 5개 정점, 4등급이 1개 정점으로, 감천항에서 4등급을 보였고 낙동강 하구해역에서 3등급을 나타냈다. 용존무기질소는 2등급이 2개 정점, 3등급이 7개 정점, 4등급이 4개 정점, 5등급이 12개 정점으로, 겨울철과 마찬가지로 봄철에도 용존무기질소에 의해 수질이 매우 악화되었다. 특히, 광안리, 해운대 해수욕장 인근 해역과 낙동강 하구해역에서 5등급을 나타냈다. 용존무기인은 2등급이 4개 정점, 3등급이 12개 정점, 4등급이 9개 정점으로 용존무기질소에 비해 낮은 등급을 보였으며, 겨울철에 비해서도 낮은 등급을 나타냈다. 2014년 봄에 부산주변해역에서 관측한 수질지수는 2등급이 20개 정점, 3등급이 5개 정점으로, 겨울철과 마찬가지로, 비교적 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-3).

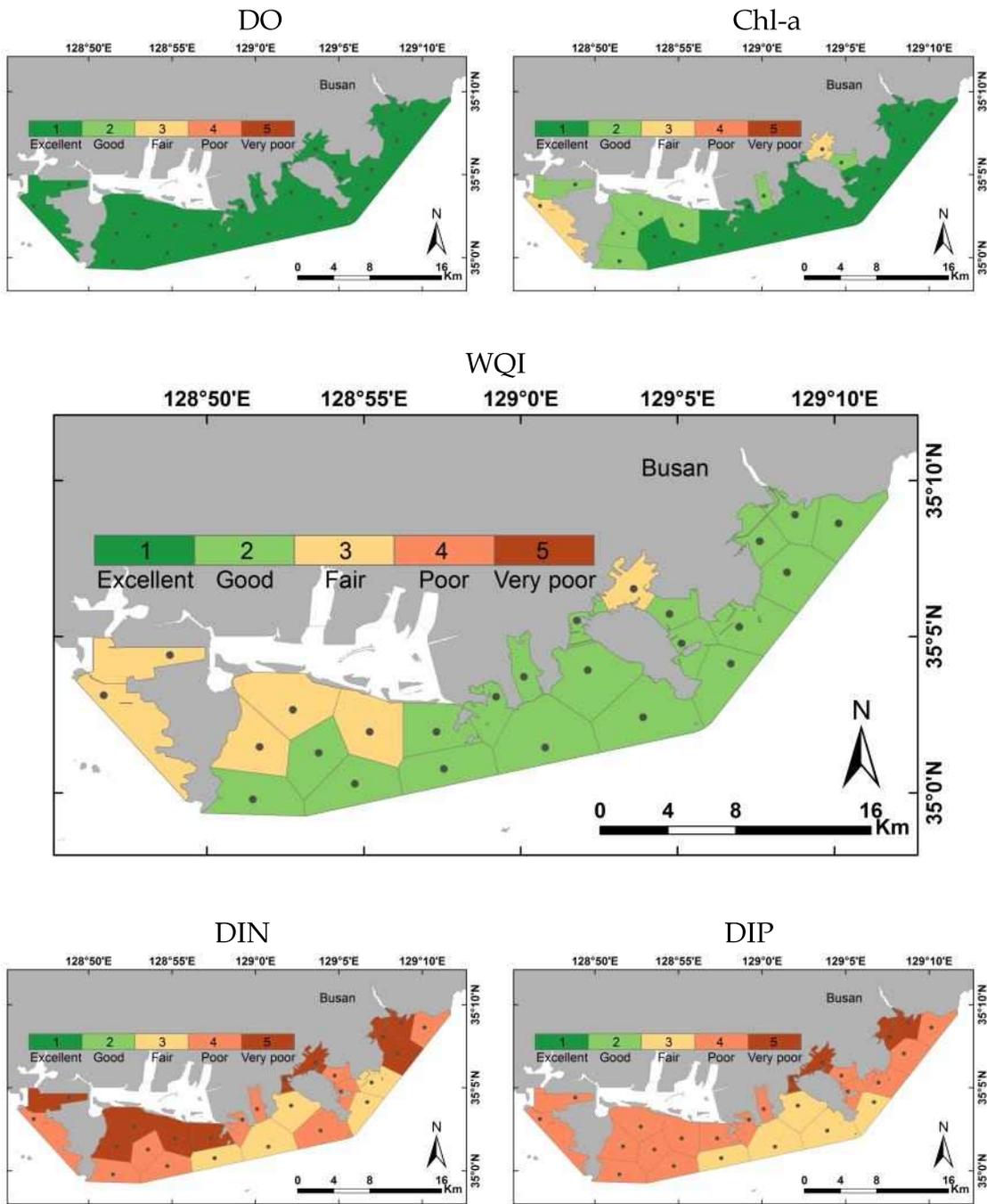


Figure 4-1-2. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the winter of 2014.

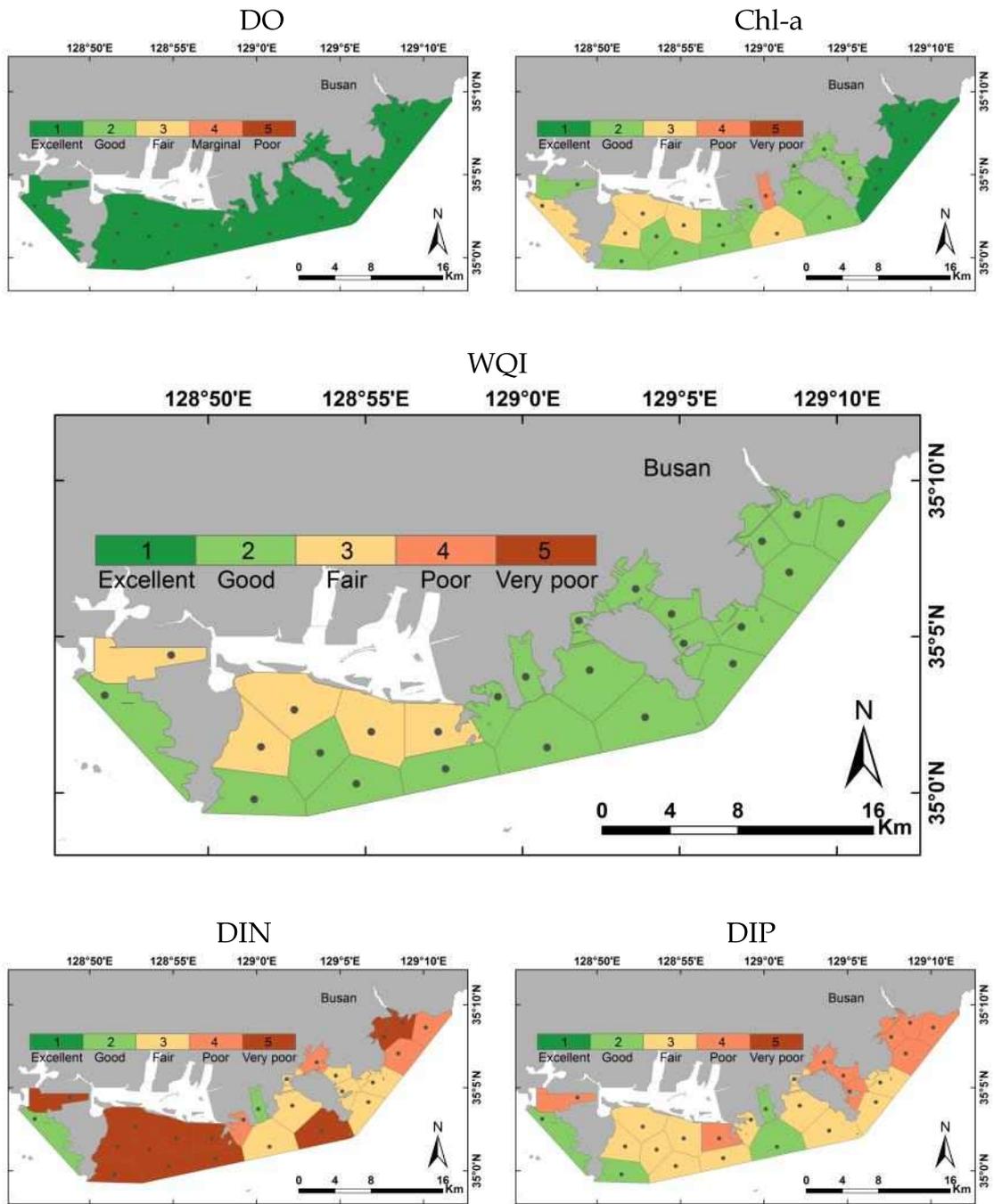


Figure 4-1-3. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the spring of 2014.

2014년 여름(8월)에 조사한 용존산소는 1등급이 23개 정점, 2등급이 1개 정점, 3등급이 1개 정점으로, 부산항에서 3등급을 보였고 가덕도 왼쪽해역에서 2등급을 나타냈다(Fig. 4-1-4). 염록소는 1등급이 1개 정점, 2등급이 9개 정점, 3등급이 11개 정점, 4등급이 4개 정점으로, 낙동강 하구해역에서는 3~4등급으로 염록소에 의해 수질이 악화되었다. 용존무기질소는 2등급이 1개 정점, 2등급이 1개 정점, 나머지 모든 정점이 5등급으로, 용존무기질소에 의해 수질이 매우 악화되었다. 용존무기인은 2등급이 6개 정점, 3등급이 6개 정점, 4등급이 1개 정점, 5등급이 12개 정점으로, 용존무기질소에 비해서는 낮은 등급을 나타냈으며, 해운대 해수욕장, 부산항, 낙동강 하구해역에서 5등급을 보였다. 2014년 여름에 부산주변해역에서 관측한 수질지수는 2등급이 3개 정점, 3등급이 22개 정점으로, 보통(Fair)의 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-4).

2014년 가을(11월)에 조사한 용존산소는 모든 정점에서 1등급을 나타냈다(Fig. 4-1-5). 염록소는 1등급이 3개 정점, 2등급이 13개 정점, 3등급이 9개 정점에서 나타나서, 여름철에 비해 낮은 등급을 보였다. 용존무기질소는 3등급이 10개 정점, 4등급이 5개 정점, 5등급이 10개 정점으로, 여름철에 비해서는 상당히 낮은 등급을 나타냈다. 용존무기인은 2등급이 5개 정점, 3등급이 10개 정점, 4등급이 4개 정점, 5등급이 6개 정점으로, 용존무기질소에 비해 낮은 등급을 보였으며, 여름철에 비해서도 낮은 등급을 나타냈다. 2014년 가을에 부산주변해역에서 관측한 수질지수는 2등급이 17개 정점, 3등급이 8개 정점으로, 겨울과 봄철과 마찬가지로, 비교적 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-5).

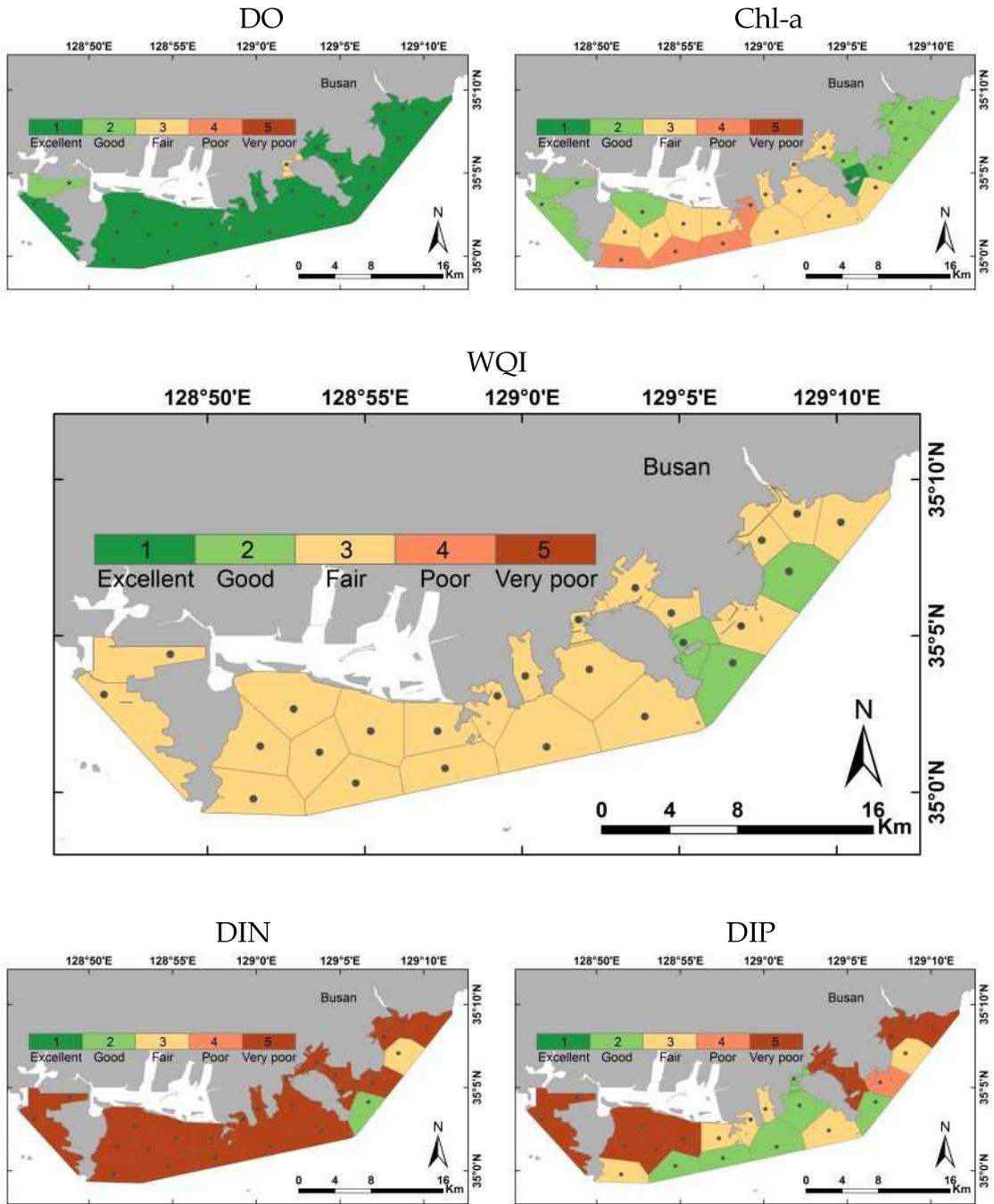


Figure 4-1-4. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the summer of 2014.

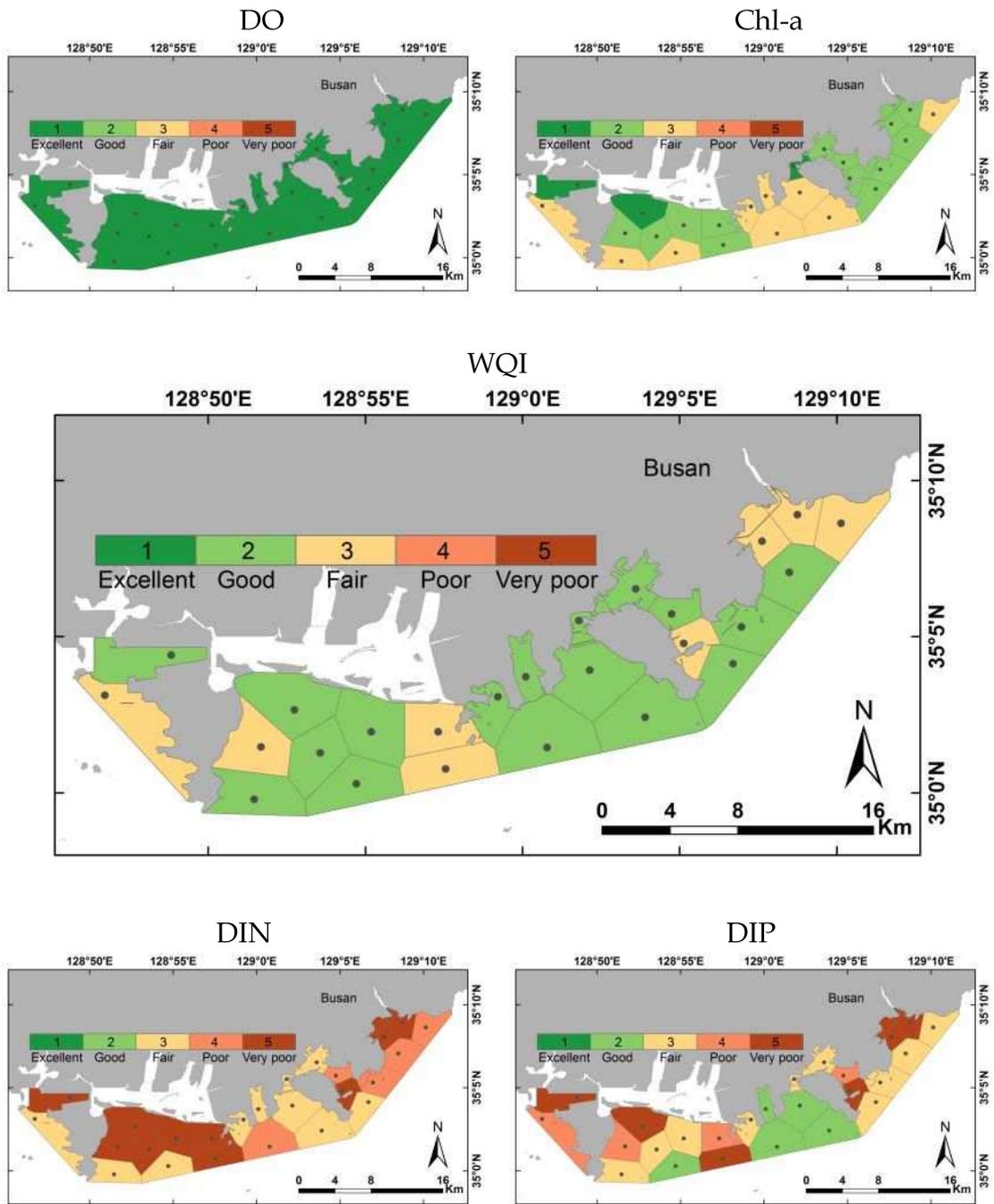


Figure 4-1-5. Water quality index (WQI) around Busan coastal area during the autumn of 2014.

라. 2014년 울산주변해역 수질지수

2014년 겨울(2월)에 조사한 용존산소는 모든 정점에서 1등급을 나타냈다(Fig. 4-1-6). 엽록소도 모든 정점에서 1등급을 나타냈다. 용존무기질소는 3등급이 2개 정점, 4등급이 1개 정점, 5등급이 10개 정점으로, 대부분이 5등급이었다. 용존무기인은 3등급이 1개 정점, 4등급이 2개 정점, 5등급이 10개 정점으로 용존무기질소와 마찬가지로 매우 높은 등급을 나타냈다. 엽록소는 모든 정점에서 1등급을 보였기 때문에, 겨울철에 용존무기질소와 인이 4~5등급의 매우 높은 등급을 보인 것은 오염물질의 유입에 의한 것보다 식물플랑크톤의 생물량이 감소하여 식물플랑크톤에 의한 섭취가 크게 줄어들었기 때문인 것으로 생각된다. 2014년 겨울에 울산주변해역에서 관측한 수질지수는 모든 정점에서 2등급을 나타내서, 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-6).

2014년 봄(5월)에 조사한 용존산소는 모든 정점에서 1등급을 나타냈다(Fig. 4-1-7). 엽록소는 1등급이 7개 정점이고 2등급이 6개 정점으로 겨울철에 비해 약간 높은 등급을 보였다. 용존무기질소는 3등급이 3개 정점, 4등급이 3개 정점, 5등급이 7개 정점으로, 겨울철에 비해 등급이 약간 낮아졌다. 용존무기인은 3등급이 2개 정점, 4등급이 3개 정점, 5등급이 7개 정점으로, 용존무기질소와 마찬가지로 겨울철에 비해 등급이 약간 낮아졌다. 용존무기질소와 인은 울산항에서 5등급을 나타내, 울산항을 통해 영양염이 많이 유입되는 것으로 판단된다. 2014년 봄에 울산주변해역에서 관측한 수질지수는 2등급이 11개 정점, 3등급이 2개 정점으로, 비교적 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-7).

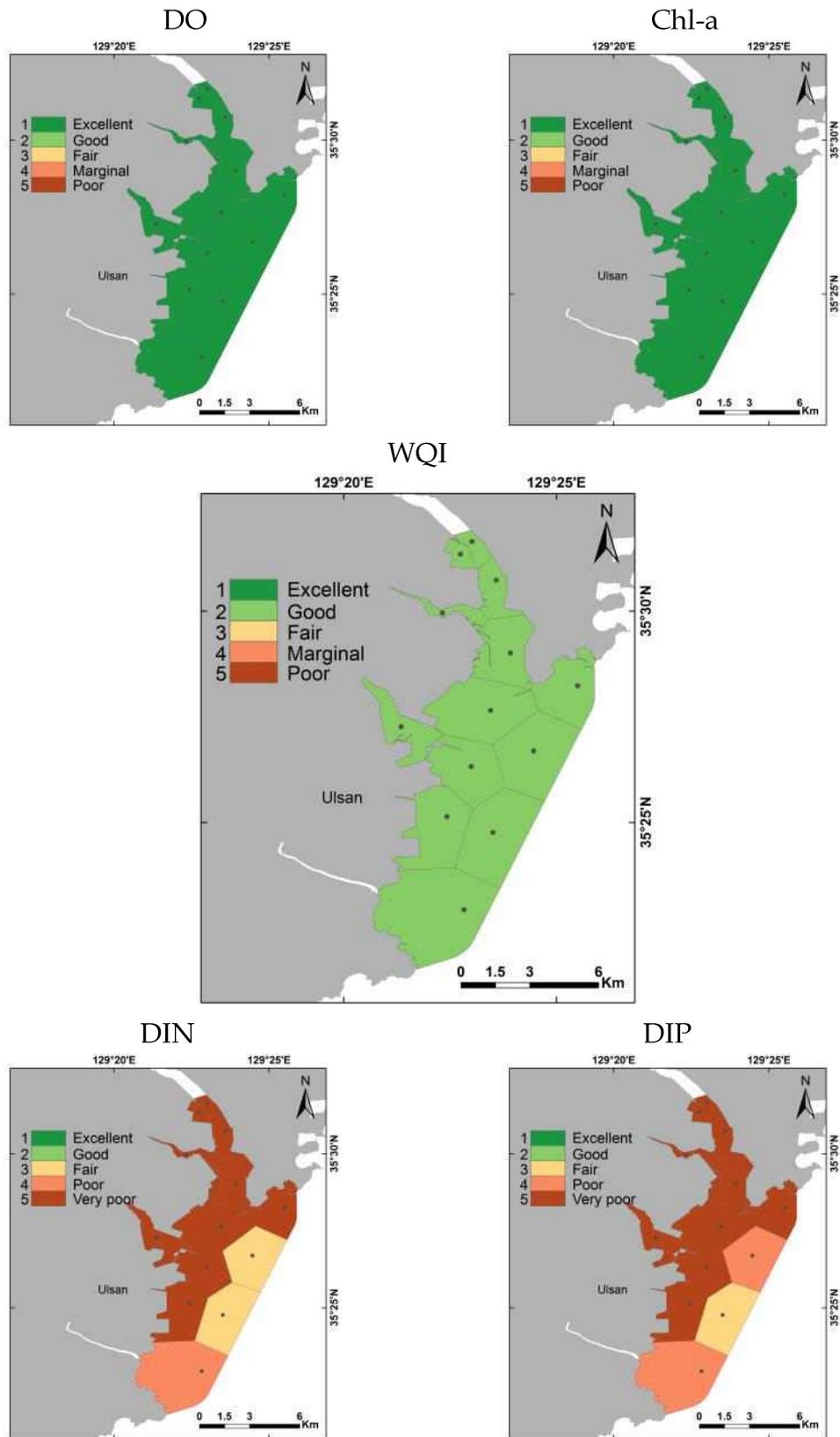


Figure 4-1-6. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the winter of 2014.

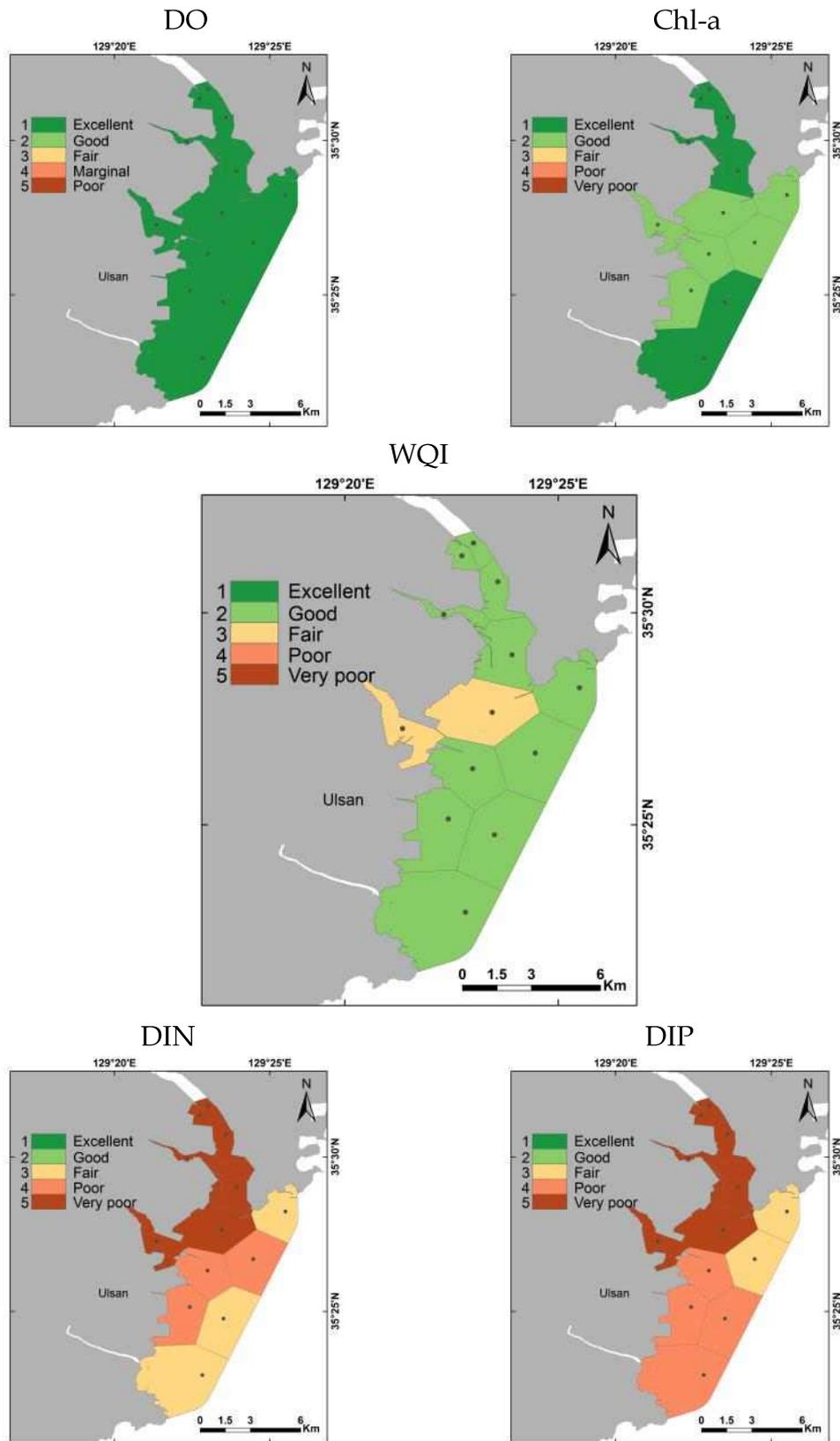


Figure 4-1-7. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the spring of 2014.

2014년 여름(8월)에 조사한 용존산소는 1등급이 12개 정점이고 2등급이 1개 정점으로, 울산항을 제외하고 모든 정점에서 1등급을 나타냈다(Fig. 4-1-8). 엽록소는 1등급이 10개 정점, 2등급이 2개 정점, 3등급이 1개 정점으로, 울산항에서 3등급을 나타냈다. 용존무기질소는 모든 정점들에서 5등급을 나타내, 여름철에 용존무기질소에 의한 오염이 심각한 것으로 나타났다. 용존무기인도 4등급이 1개 정점이고 5등급이 12개 정점으로 용존무기질소와 마찬가지로, 여름철에 용존무기인에 의한 오염도 매우 심각한 것으로 나타났다. 여름철에는 모든 정점에서 영양염 오염이 매우 심각하게 일어났다. 2014년 여름에 울산주변해역에서 관측한 수질지수는 2등급이 9개 정점이고 3등급이 4개 정점으로, 비교적 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-8). 여름철에 모든 정점에서 영양염 오염이 심각하게 일어났지만, 식물플랑크톤 대변성이 일어나지 않았기 때문에 수질은 비교적 양호한 상태로 판정되었다.

2014년 가을(11월)에 조사한 용존산소는 모든 정점에서 1등급을 나타냈다(Fig. 4-1-9). 엽록소는 1등급이 3개 정점, 2등급이 7개 정점, 3등급이 3개 정점으로 여름철에 비해 다소 높은 등급을 보였다. 용존무기질소는 2등급이 4개 정점, 3등급이 3개 정점, 5등급이 6개 정점으로, 여름철에 비해 등급이 상당히 낮아졌다. 용존무기인은 1등급이 1개 정점, 2등급이 5개 정점, 4등급이 1개 정점, 5등급이 6개 정점으로, 용존무기질소와 마찬가지로 여름철에 비해 등급이 상당히 낮아졌다. 2014년 가을에 울산주변해역에서 관측한 수질지수는 2등급이 10개 정점, 3등급이 3개 정점으로, 비교적 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-9). 따라서 2014년에 울산항 주변해역에서 관측한 수질은 모든 계절에서 비교적 양호한(Good) 상태를 나타냈다.

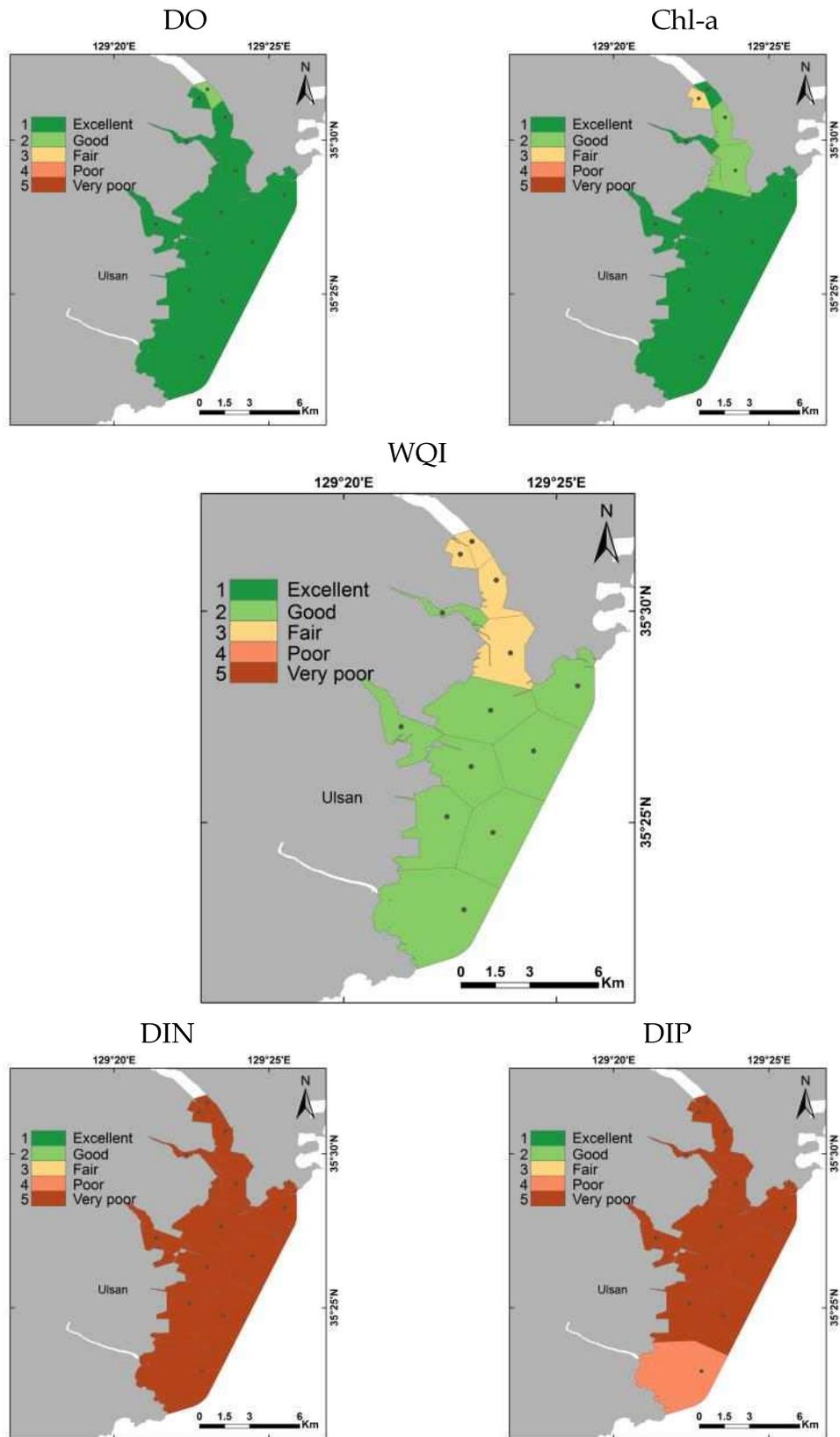


Figure 4-1-8. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the summer of 2014.

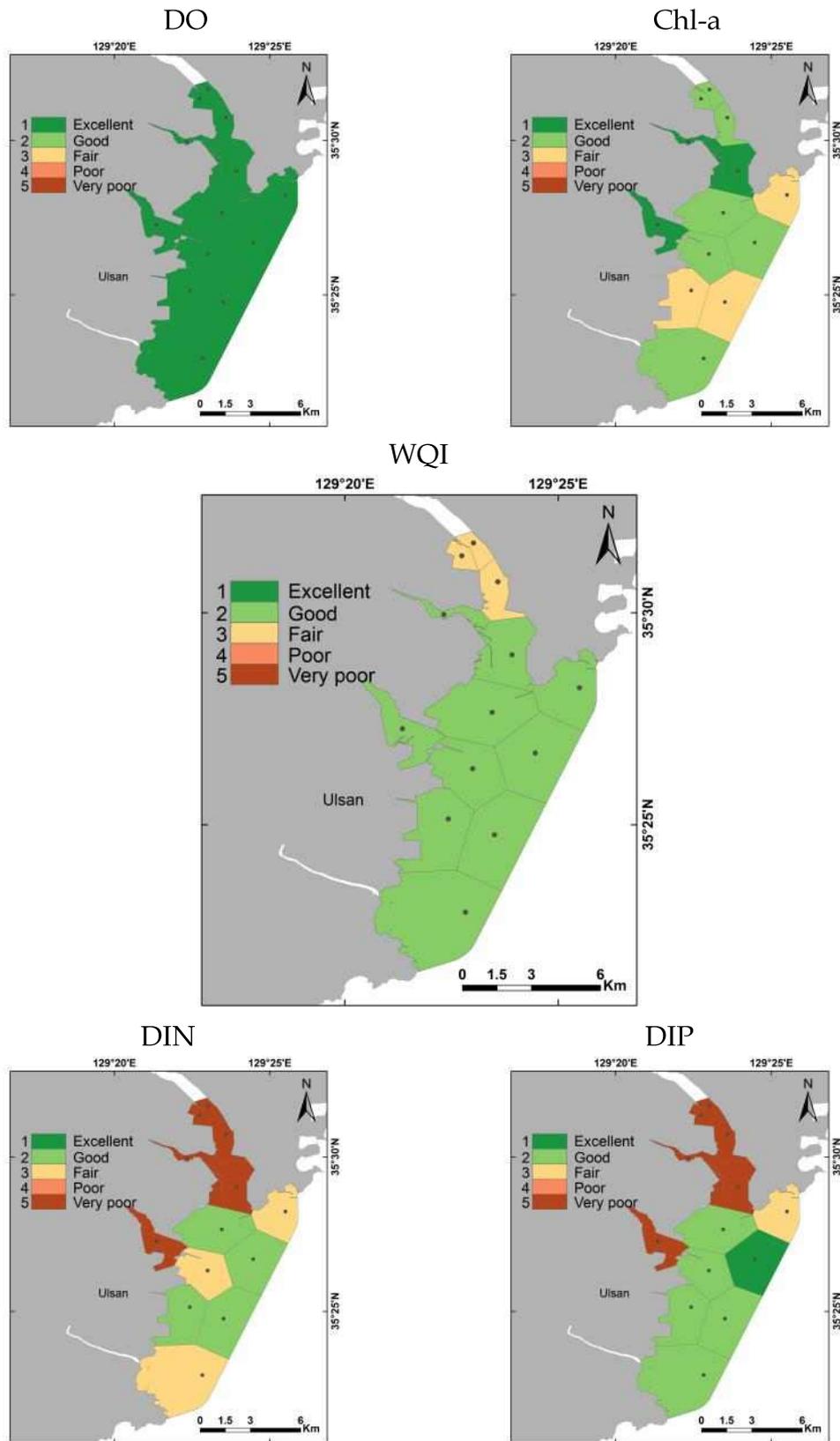


Figure 4-1-9. Water quality index (WQI) around Ulsan Bay during the autumn of 2014.

마. 2014년 진해만 수질지수

2014년 겨울(2월)에 조사한 용존산소는 모든 정점에서 1등급을 나타냈다(Fig. 4-1-10). 엽록소는 1등급이 1개 정점, 2등급이 5개 정점, 3등급이 5개 정점, 4등급이 3개 정점, 5등급이 2개 정점으로, 마산만과 행안만에서 4~5등급을 보여 이 해역 수질이 엽록소에 의해 크게 악화되었다. 용존무기질소는 1등급이 12개 정점, 2등급이 2개 정점, 3등급이 1개 정점, 5등급이 1개 정점으로, 대부분이 1등급이었지만, 마산만 하수처리장 인근해역에서 5등급을 보여, 겨울철에 하수처리장을 통해 용존무기질소가 다량으로 유입되는 것으로 판단된다. 용존무기인은 2등급이 8개 정점이고 3등급이 8개 정점으로, 겨울철 용존무기인에 의한 수질은 대체로 양호한 것으로 나타났다. 2014년 겨울에 진해만에서 관측한 수질지수는 1등급이 1개 정점, 2등급이 13개 정점, 3등급이 2개 정점으로, 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-10).

2014년 봄(5월)에 조사한 용존산소는 모든 정점에서 1등급을 나타냈다(Fig. 4-1-11). 엽록소는 1등급이 6개 정점, 2등급이 3개 정점, 3등급이 5개 정점, 4등급이 2개 정점으로, 겨울에 비해 등급이 다소 낮아졌다. 용존무기질소는 1등급이 15개 정점이고 5등급이 1개 정점으로, 행안만에 위치한 정점을 제외하고 모든 정점에서 1등급을 보였다. 봄에 행안만에 위치한 정점에서만 유일하게 5등급을 나타냈는데, 이것은 봄에 행안만으로 상당한 양의 용존무기질소가 유입되고 있는 것을 지시해준다. 용존무기인은 1등급이 6개 정점이고 2등급이 10개 정점으로, 겨울에 비해 등급이 상당히 낮아졌다. 봄철 진해만에서 영양염에 의한 오염은 거의 없는 것으로 나타났다. 2014년 봄에 진해만에서 관측한 수질지수는 1등급이 8개 정점, 2등급이 7개 정점, 3등급이 1개 정점으로, 상당히 양호한(Good) 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-11).

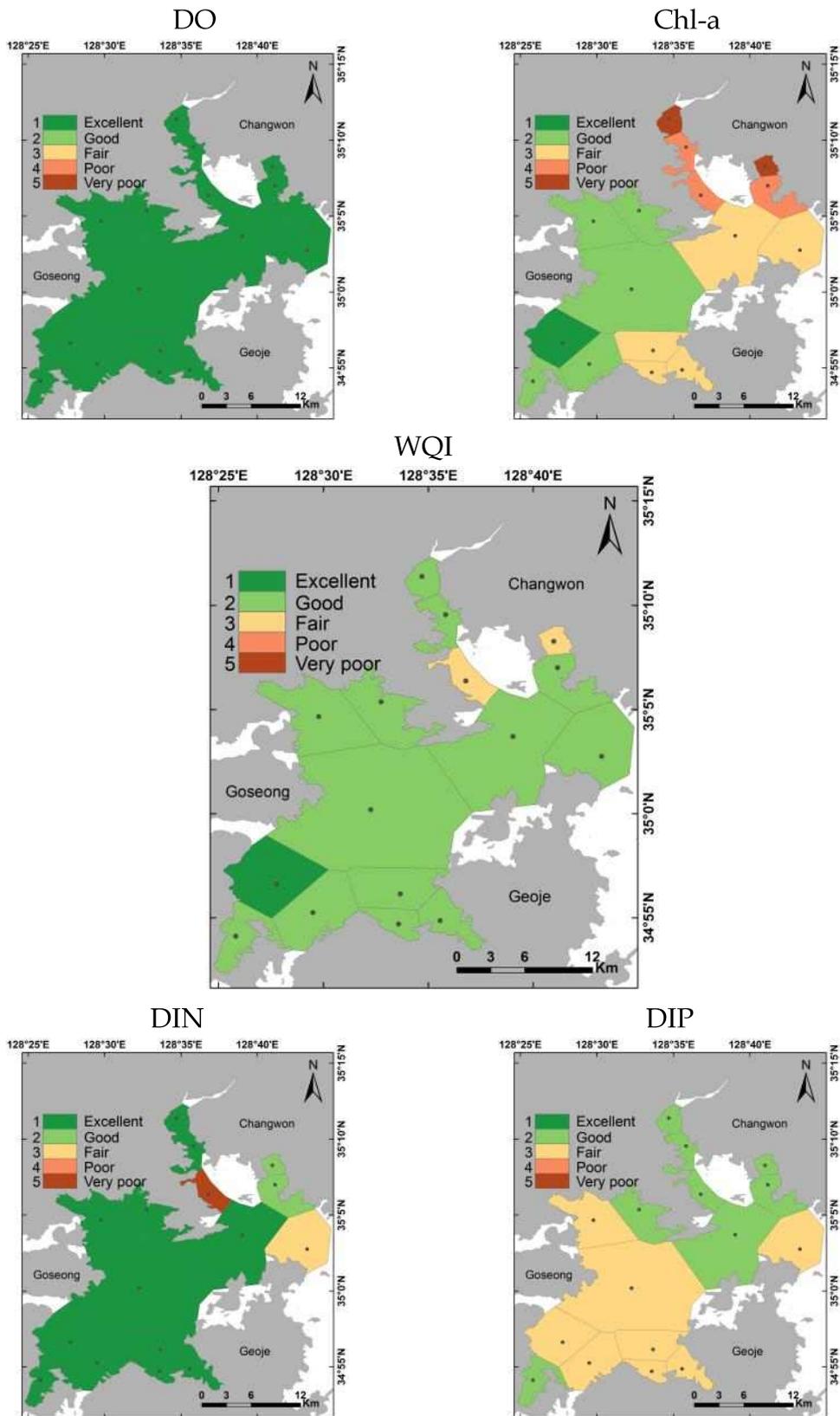


Figure 4-1-10. Water quality index (WQI) in Masan Bay during the winter of 2014.

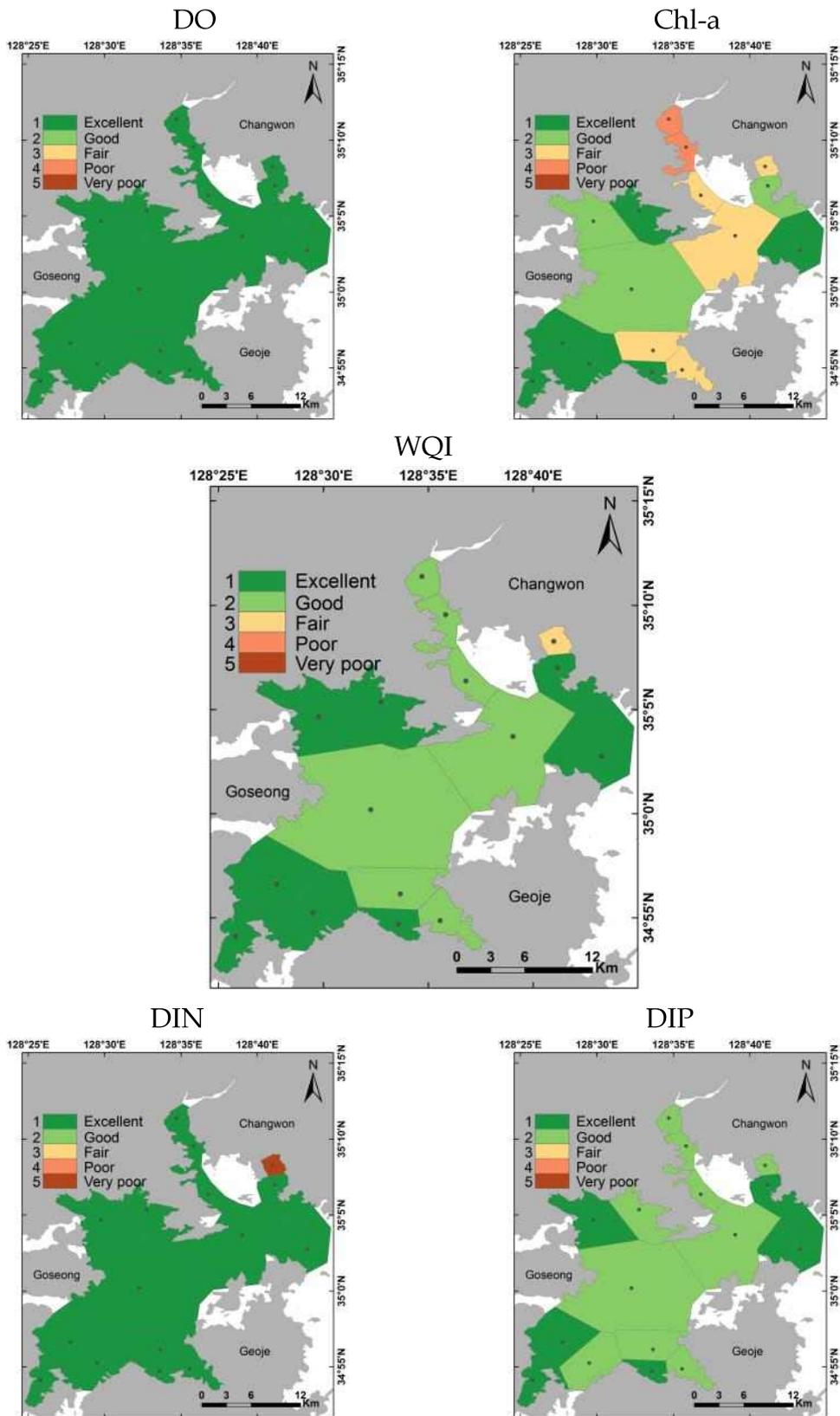


Figure 4-1-11. Water quality index (WQI) in Masan Bay during the spring of 2014.

2014년 여름(8월)에 조사한 용존산소는 1등급이 6개 정점, 3등급이 5개 정점, 4등급이 5개 정점으로, 겨울과 봄에 비해 등급이 상당히 높아졌다(Fig. 4-1-12). 이것은 여름철에 수온증가로 인해 수층의 성층화가 강하게 일어나, 표층에서 저층으로 산소공급이 감소하였기 때문이다. 엽록소는 1등급이 4개 정점, 2등급이 3개 정점, 3등급이 4개 정점, 4등급이 3개 정점으로, 행안만에서 4등급을 보여, 여름철에도 이 해역 수질이 엽록소에 의해 크게 악화되었다. 용존무기질소는 2등급이 1개 정점, 3등급이 4개 정점, 4등급이 3개 정점, 5등급이 8개 정점으로, 마산만과 행안만에서 5등급을 보여, 여름철에 마산만과 행안만으로 매우 많은 양의 용존무기질소가 유입되고 있다. 용존무기인은 3등급이 7개 정점, 4등급이 4개 정점, 5등급이 5개 정점으로, 용존무기질소와 마찬가지로 마산만과 행안만에서 5등급을 보여, 여름철에 마산만과 행안만으로 매우 많은 양의 용존무기인이 유입되고 있다. 2014년 여름에 진해만에서 관측한 수질지수는 2등급이 3개 정점, 3등급이 9개 정점, 4등급이 2개 정점으로, 보통(Fair)의 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-12).

2014년 가을(11월)에 조사한 용존산소는 모든 정점에서 1등급을 나타냈다(Fig. 4-1-13). 엽록소는 1등급이 2개 정점, 2등급이 2개 정점, 3등급이 8개 정점, 4등급이 4개 정점으로, 행안만에서 4등급을 보여, 가을철에도 이 해역 수질이 엽록소에 의해 크게 악화되었다. 용존무기질소는 2등급이 3개 정점, 3등급이 5개 정점, 4등급이 2개 정점, 6등급이 8개 정점으로, 마산만과 행안만에서 5등급을 보여, 가을철에도 마산만과 행안만으로 매우 많은 양의 용존무기질소가 유입되고 있다. 용존무기인은 2등급이 1개 정점, 3등급이 2개 정점, 4등급이 4개 정점, 5등급이 9개 정점으로, 마산만과 행안만뿐만 아니라 진동만에서도 5등급을 보여, 가을철에 진해만 대부분 해역에서 용존무기인에 의한 오염이 심각한 것으로 나타났다. 2014년 가을에 진해만에서 관측한 수질지수는 2등급이 3개 정점이고 3등급이 13개 정점으로, 여름철과 마찬가지로, 보통(Fair)의 수질을 나타냈다(Fig. 4-1-13).

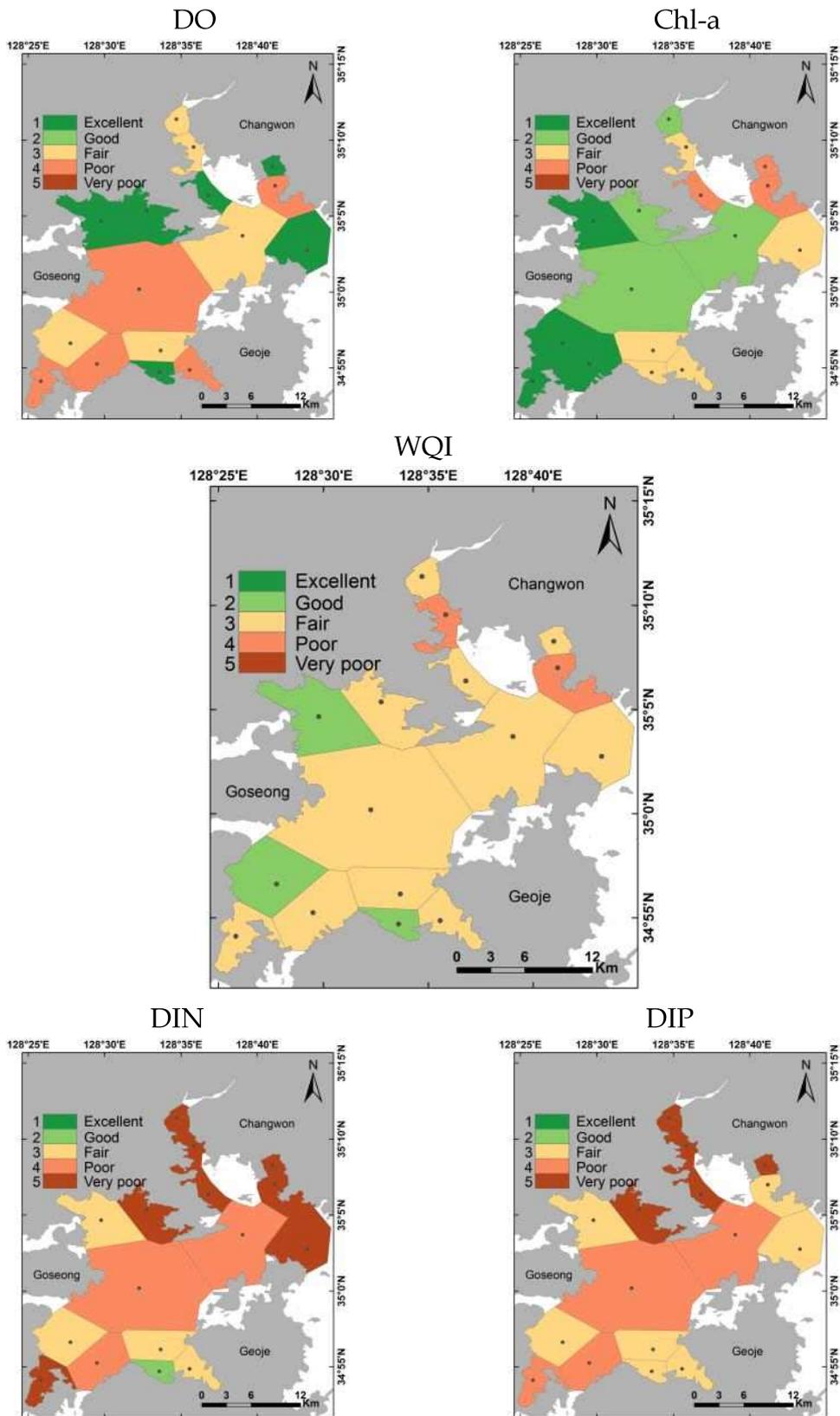


Figure 4-1-12. Water quality index (WQI) in Masan Bay during the summer of 2014.

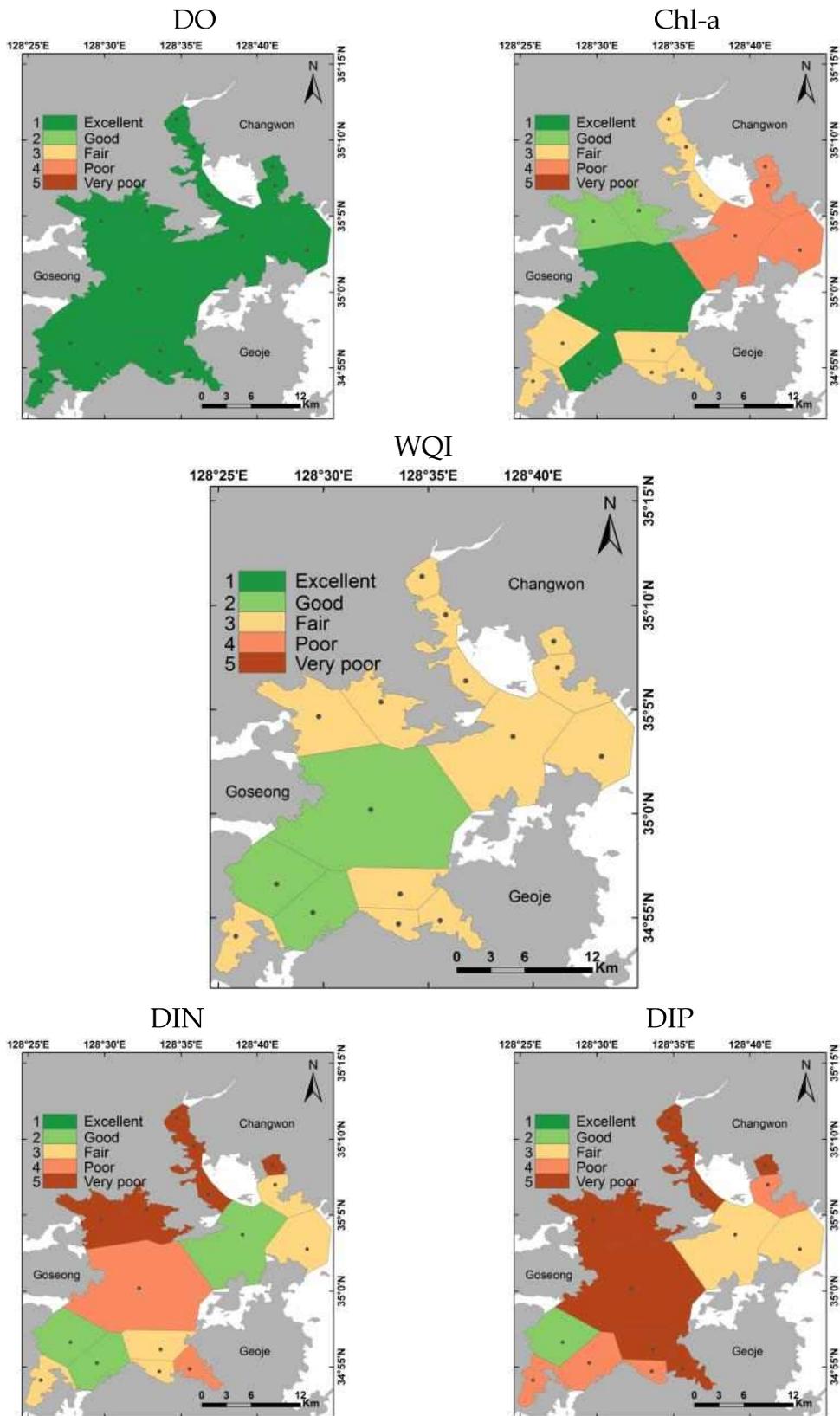


Figure 4-1-13. Water quality index (WQI) in Masan Bay during the autumn of 2014.

제2절 부유생물

1. 연구배경

국내 해양오염은 화학적 산소요구량(COD)을 척도로 평가되어 왔으나, 이러한 일반적인 방법을 개선하기 위한 방법의 필요성과 중요성이 제안되어 왔다. 해양생태계 건강성 평가는 단편적인 해양오염의 문제점을 개선할 뿐만 아니라 해양생물의 구조, 기능 및 역할과 관련된 생태학적 관점에서 평가할 수 있다. 본 연구는 해양생태계 건강성에 영향을 미칠 수 있는 부유생물에 대한 다양한 오염원에 종합적으로 분석하여, 일반 국민들이 알기 쉽고, 이해하기 편할 수 있도록 지수화 하였다. 1단계(2010-2012년) 연구에서 광양만과 진해만의 해양 부유생물에 대한 세부지표를 선정하고, 지표에 대한 기준치를 과학적 근거를 바탕으로 설정하여, 최종적으로 조사자료를 지수화 및 등급화하여 해역의 건강지수를 산출하였다. 1단계 진해만과 광양만에서의 오염원 특성을 기반으로 한 부유생물의 지표를 선정한 결과, 무기오염원에 의한 평가는 식물플랑크톤 총 개체수와 유해유독성 식물플랑크톤 (HABs, harmful algal bloom species)으로, 유기오염원에 의한 평가는 종속영양박테리아 (HB, heterotrophic bacteria)와 대장균 (*E. coli*)이 선정되었다 (Fig. 4-2-1). 선정된 4가지 지표의 기준치와 지수의 설정은 통계적 분석¹⁾과 기존에 고시된 기준치²⁾를 차용하여 등급화 하였다 (Table 4-2-1). 2단계 연구 (2013-15)에서는 진해만을 포함하여, 부산해역과 울산만으로 조사해역을 확장하였다. 진해만에서 산출된 부유생물 지수는 지리/지형학적 공간분포, 계절, 연도별 차이를 보여, 지속적인 모니터링으로 연간보고 (annual report)를 산출하기 위해서 계속 조사가 수행되었다. 부산해역과 울산만은 2000년도 이후 특별관리 해역으로 지정되어 해양환경개선을 위한 다양한 시도가 있었으나, 낙동강과 태화강에서 유출되는 유·무기 오염물질 뿐 만 아니라 주거지와 산업공단으로부터 유입되는 오염물질에 의해 연중 식물플랑크톤의 대발생 및 이상증식이 감지되고 있다. 따라서 진해만과 아울러 부산해역과 울산만에서 유·무기 오염물에 대한 부유생물의 반응은 해양환경의 관리 및 보호하는 차원에서 중요하다. 이에 본 연구에서는 진해만, 부산해역, 울산만해역을 대상으로 1단계에서 선정된 지표에 대한 지수화 작업에 필요한 기준치의 재검토 및 부유생물 지수를 산출하여, 해양 생태계 건강지수에 통합하고자 하였다.

1) 1단계 자료를 지표별(식물플랑크톤 총 개체수, HABs, HB)로 통합하여 Z-score에 의한 확률 분포범위를 바탕으로 5등급으로 나누었고, Z-score의 0에 해당하는 값을 기준치로 설정하였고, 그 값의 전, 후 값을 등급화하였음; 1등급(<-1.25: 16%), 2등급 (-1.25 ~ -0.5: 15%), 3등급 (-0.5 ~ +0.5: 38%), 4등급 (+0.5 ~ +1.25: 15%), 5등급 (>+1.25: 15%)

2) 대장균수(*E. coli*)의 자료가 정규성을 나타내지 않아, 미국의 EPA 기준(threshold value: 225 cfu/100mL)과 해양부고시(구 국토해양부) 제 2011-344호 해역별 수질등급기준의 기준치 및 등급



Figure 4-2-1. Summary of selected indicators based on the planktonic organisms and the process of 1st step (2010-12) and 2nd step (2013-15).

Table 4-2-1. Scoring criteria for plankton organism index (total phytoplankton, HABs, HB and *E.coli*) based on data from 2010 to 2012 in Gwangyang and Jinhae bays.

통합 등급	Total Phytoplankton (cells L ⁻¹)	HABs (cells L ⁻¹)	HB (cells mL ⁻¹)	<i>E.coli</i> (colony L ⁻¹)
1	<1.7X10 ⁵	<1.5X10 ³	<9.0X10 ⁵	<2.0X10
2	>1.7X10 ⁵ , <5.5X10 ⁵	>1.5X10 ³ , <1.1X10 ⁴	>9.0X10 ⁵ , <1.5X10 ⁶	>2.0X10, <2.0X10 ²
3	>5.5X10 ⁵ , <2.4X10 ⁶	>1.1X10 ⁴ , <1.3X10 ⁵	>1.5X10 ⁶ , <2.7X10 ⁶	>2.0X10 ² , <1.0X10 ³
4	>2.4X10 ⁶ , <8.0X10 ⁶	>1.3X10 ⁵ , <9.6X10 ⁵	>2.7X10 ⁶ , <4.4X10 ⁶	>1.0X10 ³ , <2.0X10 ³
5	>8.0X10 ⁶	>9.6X10 ⁵	>4.4X10 ⁶	>2.0X10 ³

2. 연구방법

가. 기본지표 조사

부유생물 지표(식물플랑크톤 총 개체수, HABs, HB, 대장균수)의 현장조사는, 진해만에서 1단계(23개 정점)를 수정보완 한 16정점, 부산해역에서 낙동강 하구 서쪽해역(신항만)으로부터 해운대(수영만)까지 총 25개 정점, 울산만은 태화강을 기점으로 회야강 하류까지 총 13개 정점에서 동계, 춘계, 하계, 추계 조사를 수행하였다.

대장균은 각 정점의 표층수를 200 μm mesh로 동물플랑크톤을 여과한 후 1L의 멸균팩에 넣고 냉암조건을 유지하여 실험실로 운반하였다. 각 정점의 현장수를 멸균작업대에서 0.2 μm membrane filter로 40-100 mL의 해수를 여과한 후 3M Petrifilm(*E.coli*/ Coliform Count Plate)에 접종하였다. 그 후 35도의 항온배양기에 48시간 배양한 후 각각의 개체수를 계수함과 동시에 사진을 촬영하였다. 박테리아(HB)는 염산으로 세척한 50 mL의 Tube (Cornical tube, SPL, Korea)에 현장수를 45 mL 넣고, 글루타르알데하이드 (최종농도 1%)로 고정한 후 실험실로 운반하였다. 박테리아의 생물량은 0.2 μm 검정색 여과지 (Millipore)에 고정된 시료를 잘 혼합 희석하여 일정량(0.5-1 mL)을 취해 여과후 DAPI (4',6-diamidino-2-phenylindole)로 5분간 염색하여 형광현미경 (Axioplane, Zeiss)으로 1,000배 하에서 검경 및 계수하였다. 각 샘플은 임의의 field에서 총 세포수가 400개 이상 되도록 계수하고, 그에 해당하는 field수가 전체에서 차지하는 부분을 환산하여 총 박테리아의 생물량을 산출하였다 (Porter and Feig, 1980). Chl. *a* 농도 측정을 위해서 표층 300-1000 mL(계절에 따라서 다름)를 선상에서 GF/F필터(47mm Whatman glass fiber filters)로 여과하였고, 그 필터는 15 mL 튜브에 넣어 일정기간 냉동 보관한 후 여과지를 90% acetone에 넣고 24시간 냉암소에서 엽록소를 추출한 후 형광측정기(Turner Designs 10-AU Fluorometer)로 분석하였다 (Parsons et al. 1984).

나. 해역의 등급화

선정된 지표의 기준치를 활용하여 총 5단계의 등급으로 나누어 평가하였다. 각 등급에 대한 명칭은 1등급(Excellent), 2등급(Good), 3등급(Fair), 4등급(Poor), 5등급(Very Poor)이며, 진해만, 부산해역, 울산만의 정점별로 나타난 부유생물 지표별 등급을 도식화 하여 분석하였다. 최종적으로 진해만, 부산해역, 울산만의 연간 등급 분포는, 각 부유생물지표를 동등한 기준으로 평가하여, 각 지표별

등급을 아래와 같이 산출하여 1에서 5등급으로 나타내었다.

$$\begin{aligned} & (\text{식물플랑크톤 등급} + \text{HABs 등급} + \text{HB 등급} + \text{대장균 등급}) / 4 \\ & = 1,2,3,4,5 \text{ 등급(정수)} \end{aligned}$$

다. 부유생물 지표 지수의 변동성 조사

본 연구의 건강성지수의 기준치는 1단계(2010-12년) 진해만과 광양만에서 계절별로 조사된 누적결과를 Z-score 통계법을 이용하여 설정하였다. 이러한 방법은 현장자료를 바탕으로 수행되어 실질적인 기준치로서 활용될 수 있는 장점이 있으나, 현장 data가 누적됨에 따라 기준치가 일부 변경될 수 있는 단점도 있다. 이에 지속적인 현장자료의 관리를 통해 기준치의 변동성을 모니터링하는 것은 반드시 필요하다. 따라서 1, 2단계를 통틀어 지속적으로 현장조사가 수행된 진해만을 대상으로 2013년과 2014년 현장조사결과가 누적되었을 때 부유생물 지표의 지수가 어떻게 변동되는지 그 추이를 파악하고, 기존 기준치의 적절성을 평가하였다.

라. 중형폐쇄생태계(mesocosm)에서의 생물검정실험(bioassay)

부유생물 지표의 검증을 위해 1단계 연구과정(2010-12)에서 수행된 1L 규모의 생물검정실험 (이하 bioassay) 결과와 비교 및 재검증을 하기 위해서 1ton 규모 중형폐쇄생태계(이하 mesocosm)에서 bioassay 수행하였다. 다양한 실험규모에서의 bioassay 결과를 비교함과 아울러 현장의 폐쇄생태계에서 자연계의 생태계에서 일어나는 현상을 재현하고자 하였다.

한국해양과학기술원의 남해연구소 pier에서 주변해수를 6개 mesocosm (1ton)에 주입 후, 12시간 정치하였다. 이후 영양염을 Table 4-2-2과 같이 농도 범위를 조절하여 mesocosm에 주입하였고, 질산염과 인산염의 비율은 1:10으로 맞추었다. 질산염은 Sodium nitrate (NaNO_3 , Wako, Japan), 인산염은 Sodium dihydrogenphosphate dihydrate ($\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, Wako, Japan)을 이용하여, 영양염 농도를 조절하였다. 규산염, 미량금속, 필수비타민은 F/10 medium 농도 기준에 맞추어 모든 mesocosm에 주입하였다.

Table 4-2-2. The concentrations of N, P treatment in mesocosm.

		Treatment concentration (μM)				
N	0	1	5	10	20	50
P	0	0.1	0.5	1.0	2.0	5.0

측정항목은 무기오염과 유기오염에 관련된 부유생물 지표인 총식물플랑크톤과 종속영양박테리아 (HB)이며, 화학적산소요구량 (COD, chemical oxygen demand) 분석도 병행하였다. COD는 일반적인 오염지표이나, 부유생물지표와 병행하여 조사된 바 없어, 이에 mesocosm bioassay를 통해 오염물질의 유입에 따른 COD 농도의 변화를 파악하고, 현장에서의 적용 가능성을 파악해 보았다. 총식물플랑크톤과 종속영양박테리아는 현장조사와 동일한 방법으로 수행하였다. COD 분석은 해수시료를 NaOH로 알카리화하여 강산화제인 과망간산칼륨을 넣은 다음 일정시간 가열 반응시키고, 요오드화칼륨과 황산을 차례로 넣어 남아있는 과망간산칼륨에 의해 유리된 요오드의 양으로부터 산소량을 계산하였다 (해양수산부 1998). 모니터링은 매일 09:00에 총 14일간 수행되었다.

3. 연구결과 및 토의

가. 진해만 조사 결과

진해만에서 식물플랑크톤의 평균 개체수는 동계와 춘계 0.5×10^6 cells L^{-1} , 하계 0.7×10^6 cells L^{-1} , 추계 1.0×10^6 cells L^{-1} , 추계에 가장 높고 동계와 춘계에 가장 낮았다 (Fig. 4-2-2). 추계에는 진해 속천항 (정점 5, 6)에서 각각 2.4×10^6 cells L^{-1} (정점 5), 3.1×10^6 cells L^{-1} (정점 6)로 높은 개체수를 보였으나, 중앙해역(정점 25)에서는 0.1×10^6 cells L^{-1} 으로 평균개체수에 비해 10배 낮은 개체수를 나타내었다. 동계와 춘계에는 마산만 내측에서 2.5×10^6 cells L^{-1} (동계, 정점 1), 2.1×10^6 cells L^{-1} (춘계, 정점 2)으로 현저히 높은 개체수를 보였으나, 그 외 정점에서는 1.0×10^6 cells L^{-1} 이하의 밀도를 나타내었다. 하계에는 마산만 외측(정점 2,3), 고현만(정점 19), 속천항(정점 5)에서 1.3×10^6 cells L^{-1} 이상으로 평균개체수의 2배 높은 개체수를 나타내었다. 진해만의 식물플랑크톤 개체수의 분포는 계절에 따라 해역별로 서로 다른 특징을 보였으며, 중앙해역에 속하는 정점에서 낮고, 내만지역에서 높게 나타나는 양극화된 특징을 보였다.

유해유독성 생물(HABs)은 하계에 가장 높은 평균개체수 밀도 (1.8×10^5 cells L⁻¹)를 보였고, 동계에 가장 낮은 평균개체수 밀도 (0.9×10^5 cells L⁻¹)를 나타내었다. 춘계와 추계는 1.0×10^5 cells L⁻¹으로 유사한 평균개체수를 보였다 (Fig. 4-2-2). 가장 높은 평균개체수 밀도를 보인 하계에는 마산만 인근 (정점 1-6)에서 *Karenia* spp., 고현만 인근 (정점 18-20)에서 *Prorocentrum* spp.,가 우점하여 나타났고, 그 외 해역에서는 *Pseudo-nitzschia* spp.가 높은 밀도를 보였다. 동계에는 가장 낮은 평균개체수를 보였으나, 마산만 최내측 (정점 1)에서는 조사기간에서 가장 높은 8.6×10^5 cells L⁻¹으로 관측되었고, *Heterocapsa triquetra*가 95%이상으로 높은 비율을 차지하였다. 춘계와 추계에는 마산만 인근 (정점 1-6)에서 상대적으로 높은 개체수를 보였고, 주요 우점종은 *Pseudo-nitzschia* spp.으로 관측되었다.

중속영양 박테리아(HB)는 춘계에 평균 5.2×10^6 cells mL⁻¹으로 현저히 높은 개체수 밀도를 보였고, 하계 (2.5×10^6 cells mL⁻¹), 추계 (2.4×10^6 cells mL⁻¹), 동계 (2.1×10^6 cells mL⁻¹)의 순서로 평균개체수의 밀도를 나타내었다 (Fig. 4-2-2). 하계에는 외해수와의 교환이 활발히 일어나는 정점 8에서 1.2×10^6 cells mL⁻¹으로 낮게 분포하였고, 마산만 최내측 (정점 1-2)에서 14.3×10^6 cells mL⁻¹ 이상의 높은 개체수 밀도를 나타내었다. 하계와 추계에는 마산만, 진동만, 행암만에서 2.0×10^6 cells mL⁻¹ 이상의 높은 HB 밀도가 관측되었고, 중앙해역(정점 24-26)은 상대적으로 낮은 개체수 밀도를 나타내었다. 결과적으로 춘계를 제외한 다른 계절에 HB의 개체수는 중앙해역에서 낮고, 해수의 교환이 원활하지 않고 육상에 인접한 내만(마산만, 진동만, 행암만 등)에서 높은 경향을 나타내었다.

대장균(*E. coli*) 수는 하계에 진해만 전체 정점에서 관측되었고, 평균 개체수도 254 cells L⁻¹로 현저히 높은 특징을 보였으나, 동계, 춘계, 추계에는 마산만 인근(정점 1-6)에 집중되어 나타났다 (Fig. 4-2-3). 특히 마산만 인근 (정점 1-6)에서 *E. coli* 평균밀도는 하계 (686 ± 793 cells L⁻¹) > 추계 (133 ± 114 cells L⁻¹) > 동계 (108 ± 105 cells L⁻¹) > 춘계 (9 ± 12 cells L⁻¹) 순으로 높게 나타났고, 이는 진해만의 오염원이 마산만에 집중되고, 이는 하계에 집중되어 나타나고 있다는 것을 의미한다.

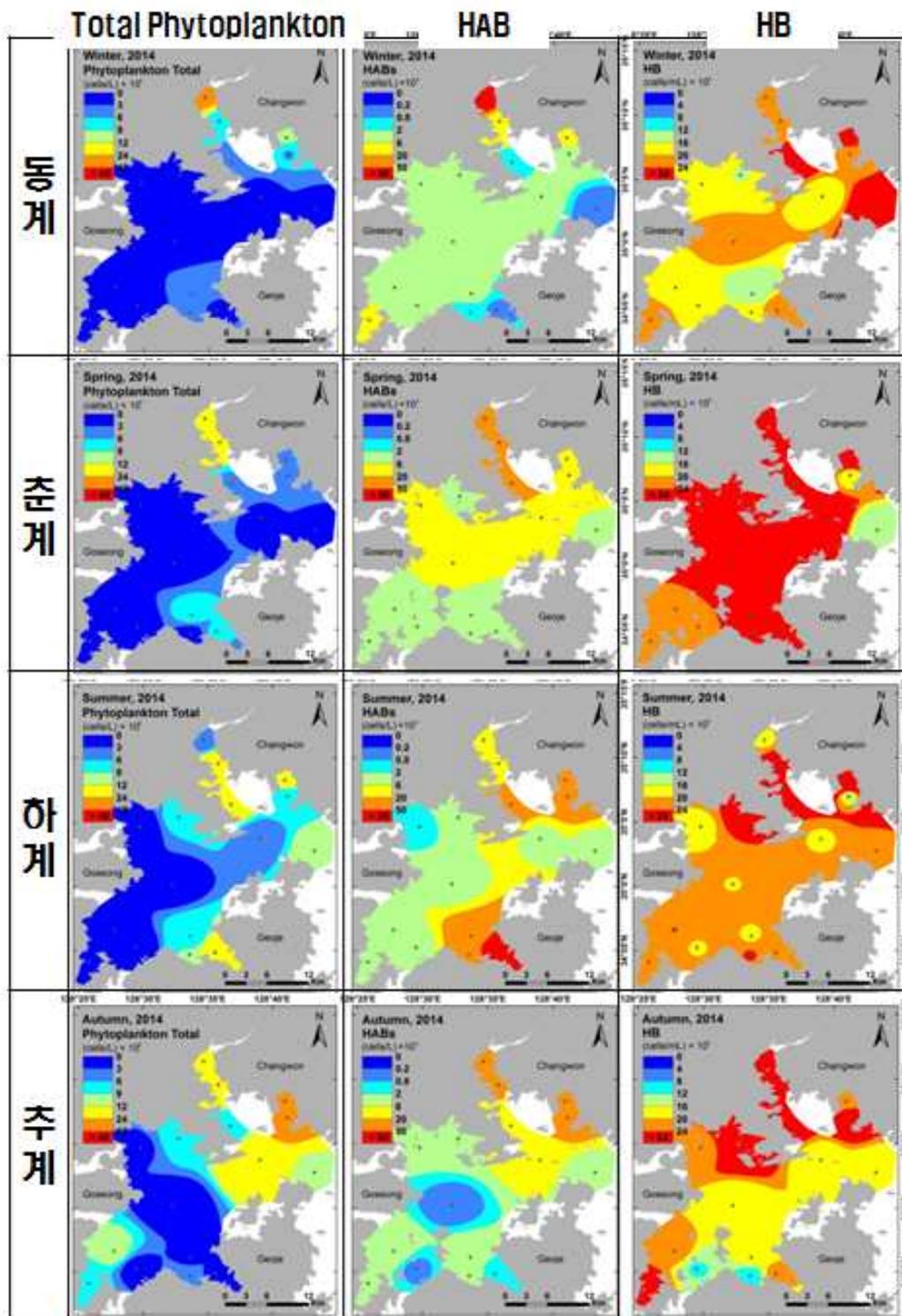


Figure 4-2-2. Seasonal changes of total phytoplankton, HABs and HB in Jinhae Bay 2014.

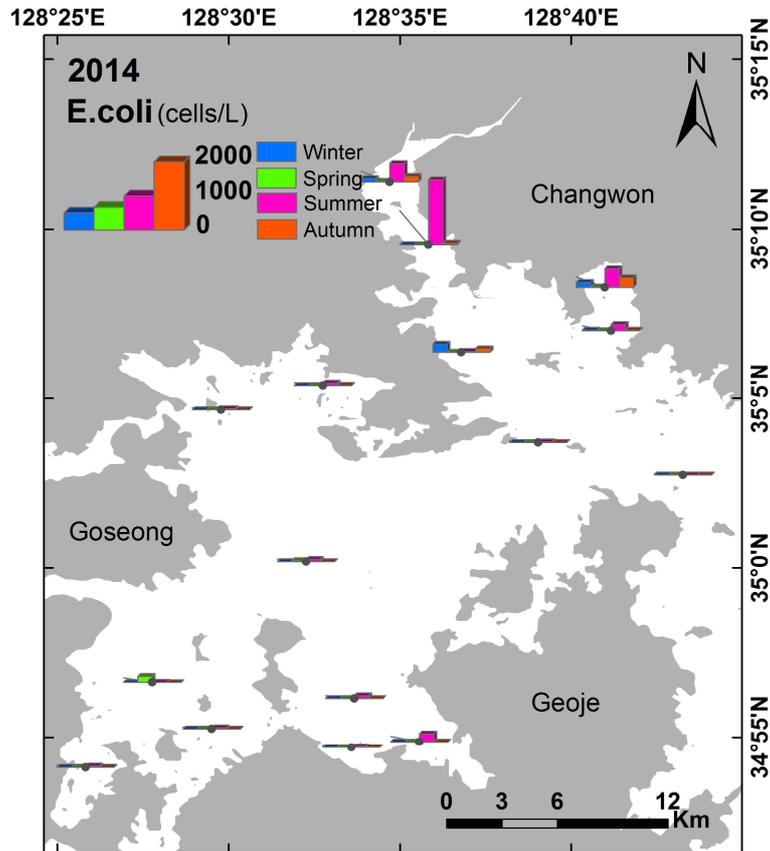


Figure 4-2-3. Seasonal changes of *E. coli* in Jinhae Bay, 2014.

2014년 진해만에서 부유생물지표의 분포특징은 해수의 교환이 원활하면서 육상과 멀리 떨어진 해역에서 상대적으로 낮았고, 반폐쇄적 내만이며 오염물의 부하가 높은 해역에서 높은 개체수밀도가 관찰된 것을 알 수 있었다. 이러한 해역별 분포 특징은 2013년 조사결과와 유사하였으나, 계절별 개체수 밀도에는 차이를 나타내었다. 2013년 조사에서는 하계에 평균 2.0×10^6 cells L^{-1} 으로 관측되었으나, 본 조사에서의 하계 평균 개체수는 0.7×10^6 cells L^{-1} 로 현저히 낮게 나타났다. 이러한 차이는 동일한 계절임에도 불구하고 오염물의 부하량이 조사시기에 따라 다를 수 있음을 시사하며, 이러한 차이를 보완하기 위해 지속적인 모니터링이 반드시 수행되어야 할 것으로 판단되었다.

나. 부산해역 조사 결과

계절별 총 식물플랑크톤 개체수는 하계에 평균 1.5×10^6 cells L⁻¹로 현저히 높게 나타났고, 추계 (0.5×10^6 cells L⁻¹), 춘계 (0.2×10^6 cells L⁻¹), 추계 (0.1 cells L⁻¹)순으로 나타났다 (Fig. 4-2-4). 부산해역에서 하계에 총 식물플랑크톤의 높은 개체수는 낙동강과 인접한 넓은 해역 (정점 10-23)에서 나타났으며, 총 식물플랑크톤의 개체수가 높은 특징을 보였으며, 낙동강 하구에 근접한 정점 23 (4.4×10^6 cells L⁻¹)에서 가장 높은 개체수가 관측되었다. 또한 하계에 낙동강 인근 해역 (정점 10-23)의 평균 개체수 (2.2×10^6 cells L⁻¹)는 전체 평균 개체수보다 높게 나타났으며, 다른 계절에서 나타난 평균개체수 보다 최고 20배 높은 특징을 보였다. 특히 은편모조류, *Chaetoceros* spp.(규조류)가 전체 해역에서 평균 66%로 우점하여, 하계에 상대적으로 높은 총식물플랑크톤 개체수 밀도에 기여하였다.

HABs의 평균개체수는 하계 (0.3×10^5 cells L⁻¹) > 춘계 (0.2×10^5 cells L⁻¹) > 추계 (0.2×10^6 cells L⁻¹) > 동계 (0.1×10^6 cells L⁻¹)의 순서로 나타났다 (Fig. 4-2-4). 부산 주요항만 (부산항, 감천항)에서 동계와 춘계에 *Heterocapsa* spp.의 상대적으로 높은 개체수를 보였다. 하계에 부산해역 내측 정점에서는 *Pseudo-nitzschia* spp., 부산해역 외측정점에서는 *Cochlodinium polykrikoides*가 주요 HABs 종으로 나타났다. 특히 하계에 부산해역의 북동 해역(정점 1-9)에서는 *Cochlodinium polykrikoides*의 높은 개체수 밀도가 관측되어, 남해안 전체 해역에서 발생한 적조생물(*C. polykrikoides*)이 부산해역까지 확산되어 나타난 것으로 판단하였다.

HB의 평균밀도는 춘계와 하계에 각각 2.5×10^6 cells mL⁻¹, 2.4×10^6 cells mL⁻¹으로 동계 (평균: 1.1×10^6 cells mL⁻¹)와 추계 (평균: 1.6×10^6 cells mL⁻¹)보다 상대적으로 높은 개체수 밀도를 나타내었다 (Fig. 4-2-4). 해역별 분포 특징으로는 유기오염물의 부하가 높은 낙동강 하구에 인접한 해역 (정점 10-23)과 더불어 해수의 교환이 제한적인 부산 신항만 내측(정점 24-25)에서 상대적으로 높게 나타났다.

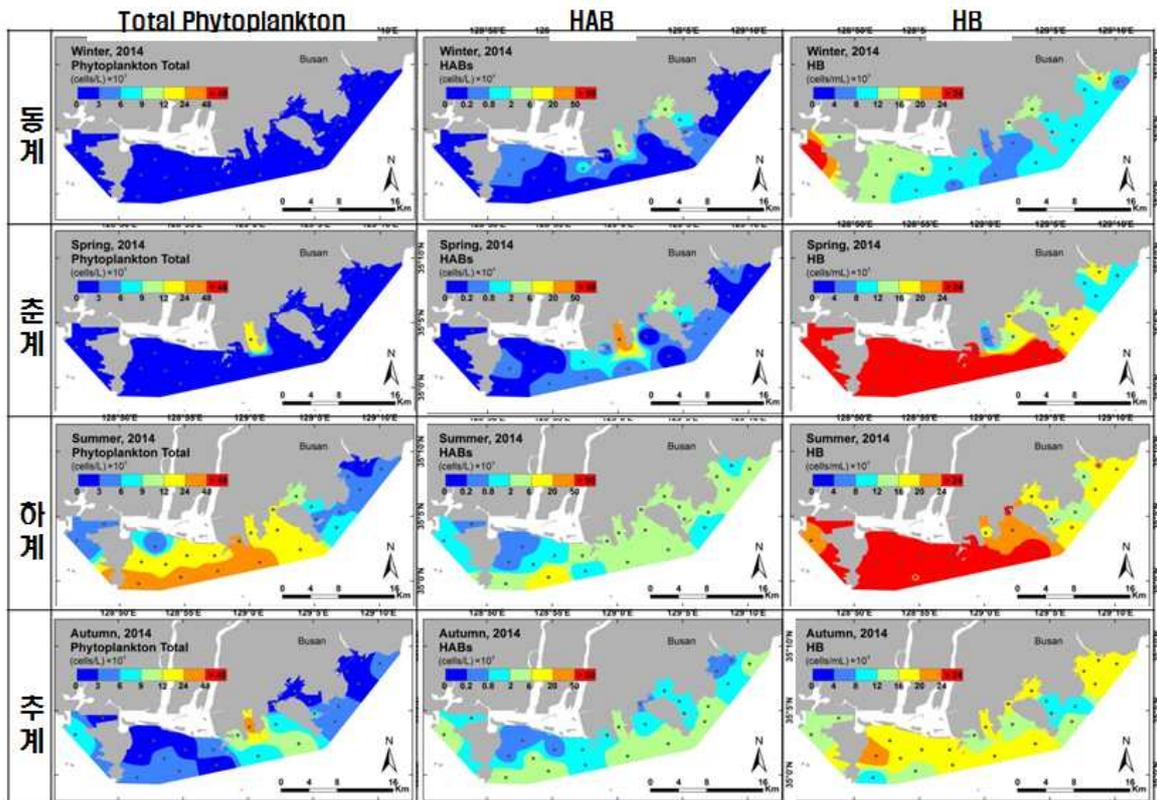


Figure 4-2-4. Seasonal changes of total phytoplankton, HABs and HB in Busan coastal area, 2014.

대장균(*E. coli*) 수는 하계에 23개 정점에서 관측되어 (92%), 가장 높은 관측 빈도를 보였고, 평균 개체수도 283 cells L⁻¹으로 가장 높았다 (Fig. 4-2-5). 다음으로 추계와 동계에 각각 평균 70 cells L⁻¹, 64 cells L⁻¹으로 관측되었다. 해역별 *E. coli* 분포 특징으로, 하계에는 낙동강 인근이 수영강인근해역보다 높은 특징을 보였으나, 추계와 동계에는 수영강 인근이 낙동강 인근보다 높은 상이한 특징을 나타내었다. 이러한 결과에서, 부산해역은 낙동강의 하구형 특징에 높은 영향을 받아, 오염물질의 유입이 하계에 집중되고 있음을 나타내며, 또한, 수영강과 부산항 인근 (정점 1-9) 에서 지속적으로 오염물질이 유입되어, 연중 *E. coli* 의 분포가 관찰 된 것으로 판단된다.

결과적으로 부산해역에서 관측된 부유생물지표는 2013년과 마찬가지로 낙동강 하구를 중심으로 개체수 밀도가 상대적으로 높은 특징을 보였고, 특히 대장균수는 하계에 높을 뿐 만 아니라, 주요 항만 부두, 상업지역(자갈치 시장), 주거지 밀집지역(해운대 등)에서 높은 개체수 밀도를 나타내어, 이들 오염원에 대한 관리가 필요 할 것으로 판단되었다.

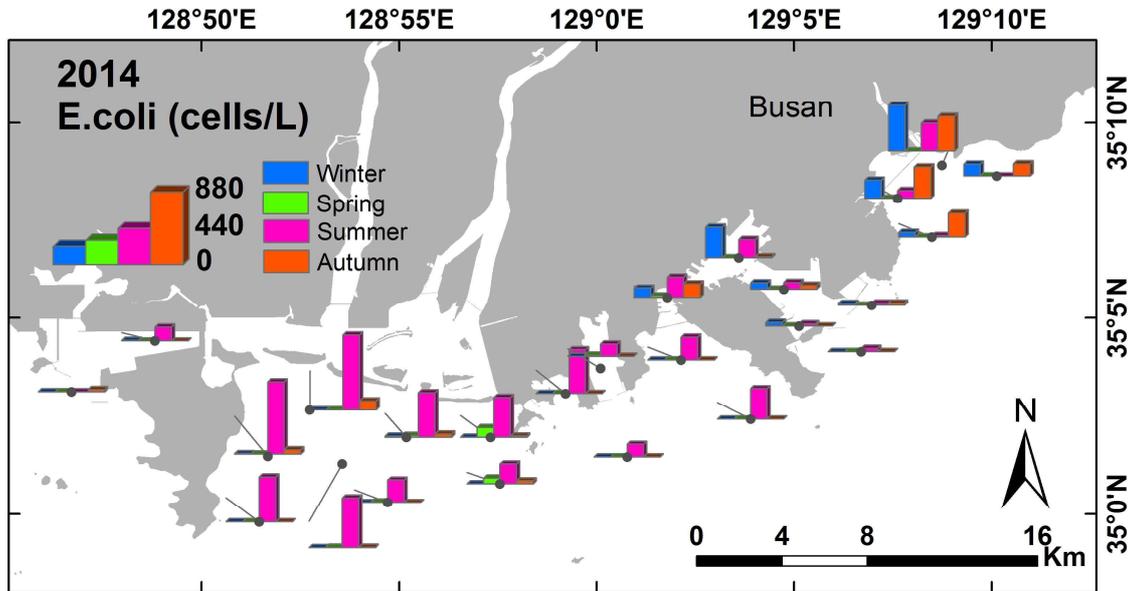


Figure 4-2-5. Seasonal changes of E. coli in Busan coastal area, 2014.

다. 울산만 조사 결과

총 식물플랑크톤 평균 개체수는 하계 (0.3×10^6 cells L^{-1}) > 춘계 (0.2×10^6 cells L^{-1}) > 추계 (0.2×10^6 cells L^{-1}) > 동계 (0.1×10^6 cells L^{-1})의 순서로 평균 개체수 밀도를 보였고 (Fig. 4-2-6), 부산해역과 진해만에 비해 현저히 낮은 밀도로 관측되었다. 하계의 식물플랑크톤 분포에서 태화강 울산항 인근해역에서 상대적으로 높은 개체수 밀도를 나타내었고, 태화강 하류 (정점 5)에서 1.0×10^6 cells L^{-1} 으로 가장 높은 밀도를 보였다. 특히 하계 태화강 인근 (정점 1-5)에서는 *Scenedesmus* spp., *Ocillatoria* spp., *Microcystis* spp. 등의 담수성 녹조류나 남조류의 개체수가 관측되었으며, 정점 5에서 나타난 상대적으로 높은 개체수 밀도는 *Microcystis* spp.가 0.8×10^6 cells L^{-1} 으로 높게 관측되어 나타난 결과이다. 결과적으로 울산만의 총 식물플랑크톤의 개체수는 부산해역과 진해만에 비해 현저히 낮았으나, 하계에 태화강으로부터 유입된 담수성 식물플랑크톤의 관찰이 특이적으로 나타났다.

HABs의 평균 개체수는 추계에 0.2×10^5 cells L^{-1} , 춘계와 하계에 0.1×10^5 cells L^{-1} 로 각각 나타났고, 동계의 평균 HABs 개체수는 다른 계절에 비해 현저히 낮은 개체수를 나타내었다. 추계에 나타난 주요 HABs는 태화강 인근 (정점 1-4)에서는 *Ceratium* spp., *Prorocentrum* spp.등의 와편모조류가 상대적으로 높게 나타났으나, 그 외 해역에서는 *Pseudo-nitzschia* spp.가 우점하였다 (Fig. 4-2-6). 하계에는 *Cocchloidium polykrikoides*과 *Pseudo-nitzschia* spp.가 주로 관측

되었고, 특히 *C. polykrikoides*가 태화강 외해역에서도 상대적으로 높은 밀도를 나타내었다. 이는 2014년 하계에도 적조생물 *C. polykrikoides*가 남해안에서 동해까지 확장된 것을 파악할 수 있었다.

HB는 하계에 평균 2.5×10^6 cells mL⁻¹으로 가장 높은 개체수를 보였고, 태화강 하구역 (정점 1-5) 에서 3.4×10^6 cells mL⁻¹ 이상의 높은 개체수 밀도를 나타내었다 (Fig. 4-2-6). 추계의 HB 평균 개체수는 2.3×10^6 cells mL⁻¹이었고, 하계와는 달리 울산만 최외측인 정점 13을 제외한 전체 해역에서 1.9×10^6 cells mL⁻¹ 이상으로 고르게 분포하는 특징을 보였다. 춘계와 동계의 HB 평균 개체수는 각각 1.9×10^6 cells mL⁻¹, 1.4×10^6 cells mL⁻¹ 이며, 태화강 인근 (정점 1-5)에서 상대적으로 높은 개체수 밀도를 나타내었다. 결과적으로 HB 개체수는 태화강 인근해역에서 연중 상대적으로 높은 밀도를 보여, 태화강으로부터의 유기오염물질 유입이 HB의 개체수 밀도에 영향을 주었을 것으로 판단되었다.

*E. coli*의 분포는 동계에 가장 높은 평균 개체수 (654 cells L⁻¹)로 관측되었고, 92 %의 높은 분포빈도 (12개 조사정점에서 관측됨)를 보였으며, 특히 태화강 인근(정점 1-5)의 평균 개체수가 1,140 cells L⁻¹으로 현저히 높게 나타났다 (Fig. 4-2-7). 하계의 *E. coli*는 100%의 분포빈도를 보였으나, 평균 개체수는 (212 cells L⁻¹)로 관측되어, 동계에 비해 3배 낮게 나타났다. 춘계와 추계의 *E. coli*의 분포는 주로 태화강 인근에서 관찰되었으며, 평균 개체수는 각각 105 cells L⁻¹, 177cells L⁻¹ 였다.

결과적으로 울산만의 부유생물지표는 무기오염물질에 반응하는 총 식물개체수와 HABs에 비해 유기오염물질의 지표인 HB와 *E. coli*에 의한 영향이 큰 것으로 판단되며, 특히 태화강으로부터 유출된 육상기원의 유기오염물질이 HB와 *E. coli* 개체수 밀도에 영향을 미치는 것으로 평가되었다. 또한 울산만에서 관측된 대장균은 진해만과 부산해역의 평균 농도보다 높은 개체수밀도를 보여, 태화강기원의 유기오염물질이 울산만 내만에 영향을 미쳐 생태계 건강성 평가에 부정적 요인으로 작용될 수 있을 것으로 예측되었다.

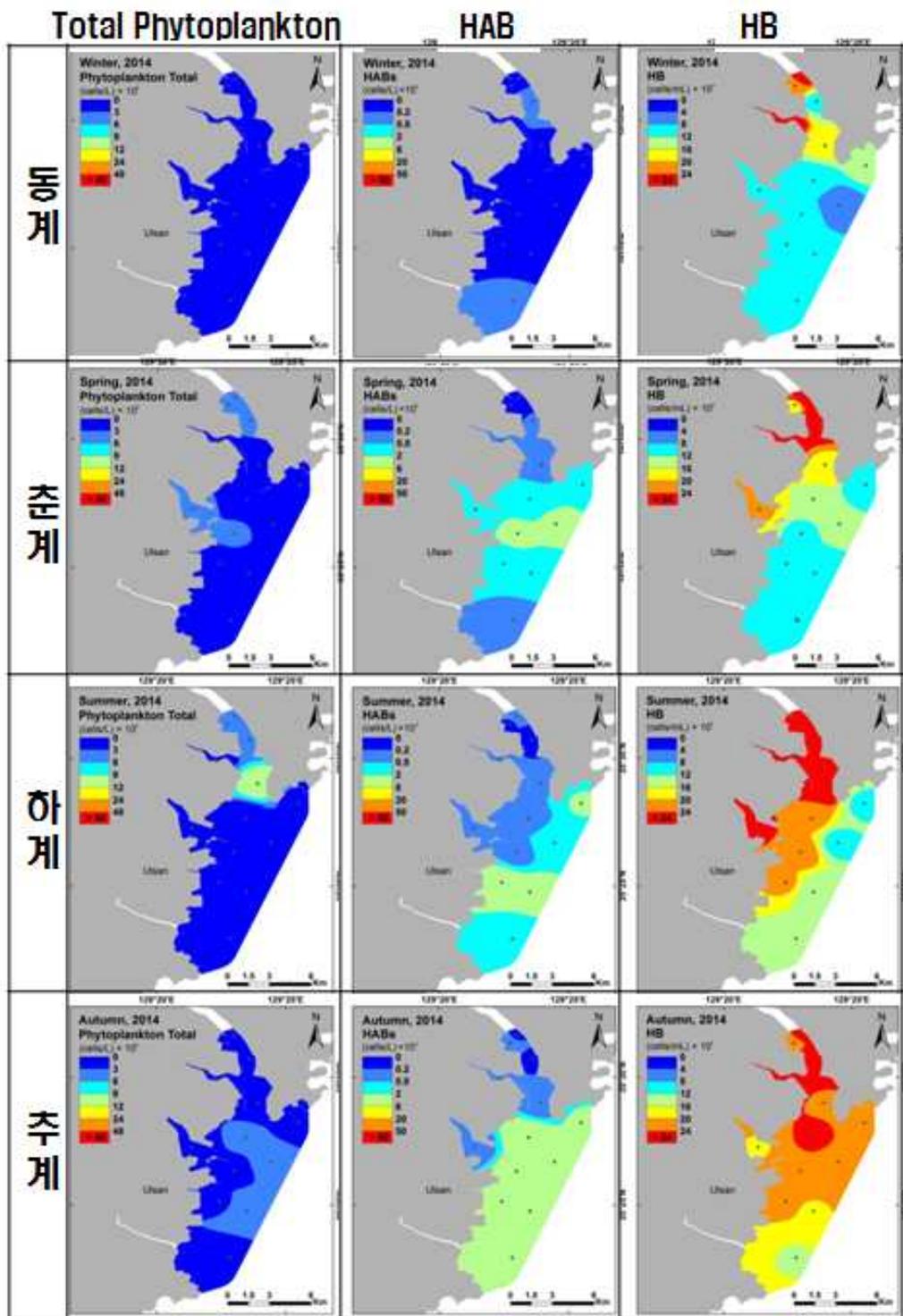


Figure 4-2-6. Seasonal changes of total phytoplankton, HABs and HB in Ulsan Bay, 2014.

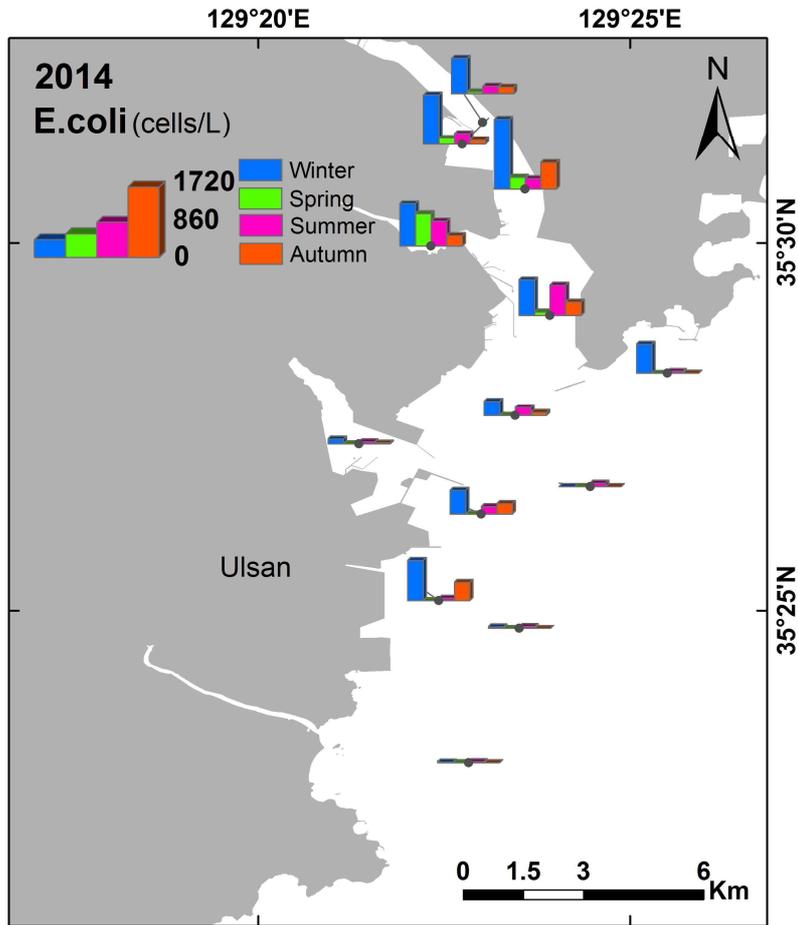


Figure 4-2-7. Seasonal changes of E. coli in Ulsan Bay, 2014.

라. 부유생물 지표에 대한 진해만, 부산해역, 울산만의 등급평가

○ 진해만 등급평가

무기오염 지표에서 총식물플랑크톤 개체수는 마산만, 고현만, 고성만 등 만 내측 정점을 제외한 해역에서는 주로 1-2등급으로 나타났으며, 하계에 3등급의 분포가 가장 높았다 (Fig. 4-2-8). 유해유독성 생물 (HABs)은 마산만 인근 해역에서 지속적으로 3-4등급으로 나타났고, 중심해역은 3등급을 유지하는 경향으로 나타났다 (Fig. 4-2-8). 진해만은 무기오염원에 반응하는 HABs에 의한 등급이 상대적으로 높게 나타나, HABs의 관리 및 모니터링에 집중해야 할 필요가 있을 것으로 판단된다.

유기오염 지표에서 종속영양 박테리아 (HB)는 동계와 하계에 마산만과 고성만의 일부 정점을 제외하고 3등급으로 평가된 반면, 춘계에는 마산만, 고성만, 고현만에서 4-5등급으로 나타나 높은 계절적 편차를 보였다. 특히 춘계의 HB는 다른 지표와 비교하여 건강지수가 좋지 않았다 (Fig. 4-2-8). *E. coli*에 관한 건강성지수의 값은 다른 지표와 비교하여 상대적으로 등급이 양호하였다 (1, 2등급의 빈도, 87%). 유기오염에 반응하는 *E. coli*와 HB 지표는 오염원에 따라서 민감하게 반응하여 해역의 건강상태를 평가하는데 유용하게 활용될 수 있을 것으로 판단되었다.

진해만에서 2013년과 2014년의 부유생물 종합 지수의 등급을 비교한 결과, 2013년보다, 2014년에는 동계 대부분의 해역에서 2등급으로 개선되었고, 아울러 모든 계절 전반적으로 부유생물 건강성지수가 호전되고 있는 경향을 보였다 (Fig. 4-2-9).

○ 부산해역 등급평가

무기오염 지표에서 총식물플랑크톤의 건강성지수는 동계, 춘계에 1-2등급으로 나타났으나, 하계에 낙동강 하구 인근해역에서 3-4등급으로 상대적으로 나쁘게 평가되었다 (Fig. 4-2-10). 유해유독성 생물 (HABs)은 동계, 춘계에 총식물플랑크톤과 마찬가지로 대부분 1-2등급으로 나타났으나, 주요 항만(부산항, 감천항)에서는 3-4등급으로 평가되었지만, 하계에는 대부분 3등급으로 평가되었다 (Fig. 4-2-10).

유기오염 지표에서 종속영양 박테리아 (HB)의 건강성지수는 동계에 비해, 춘계와 하계에 3-4등급으로 나타나, 다른 지표보다 높은 특징을 보였다 (Fig. 4-2-10). *E. coli*의 건강성지수는 주요 강 (낙동강, 수영강)과 부산항에서 상대적으로 높게 나타났으나, 전체적으로 1-2 등급으로 양호하였다.

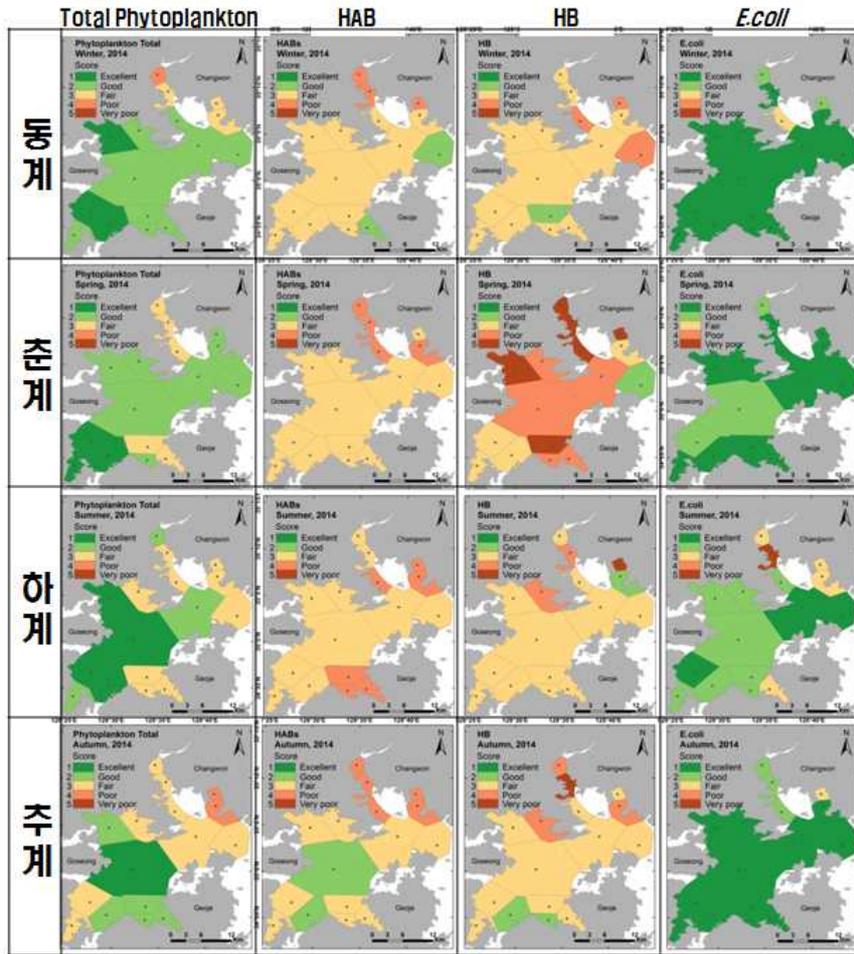


Figure 4-2-8. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Jinhae Bay, 2014.

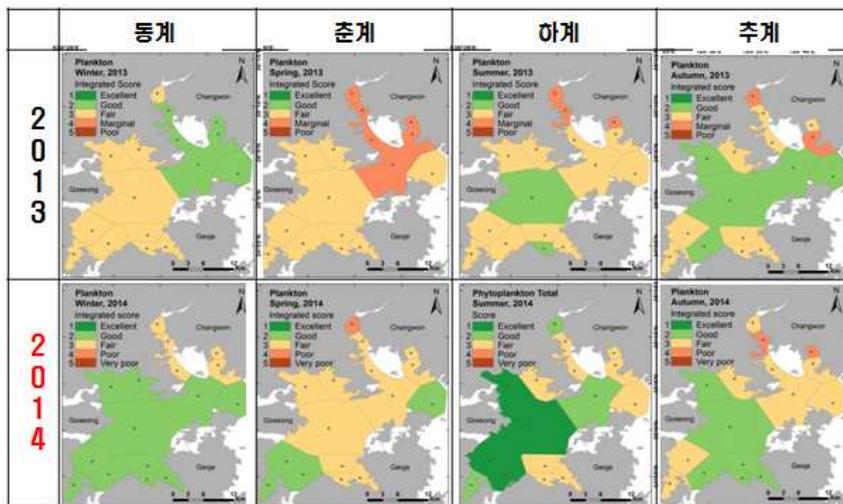


Figure 4-2-9. Results in integrated scoring for total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Jinhae Bay, 2013(upper) and 2014(lower).

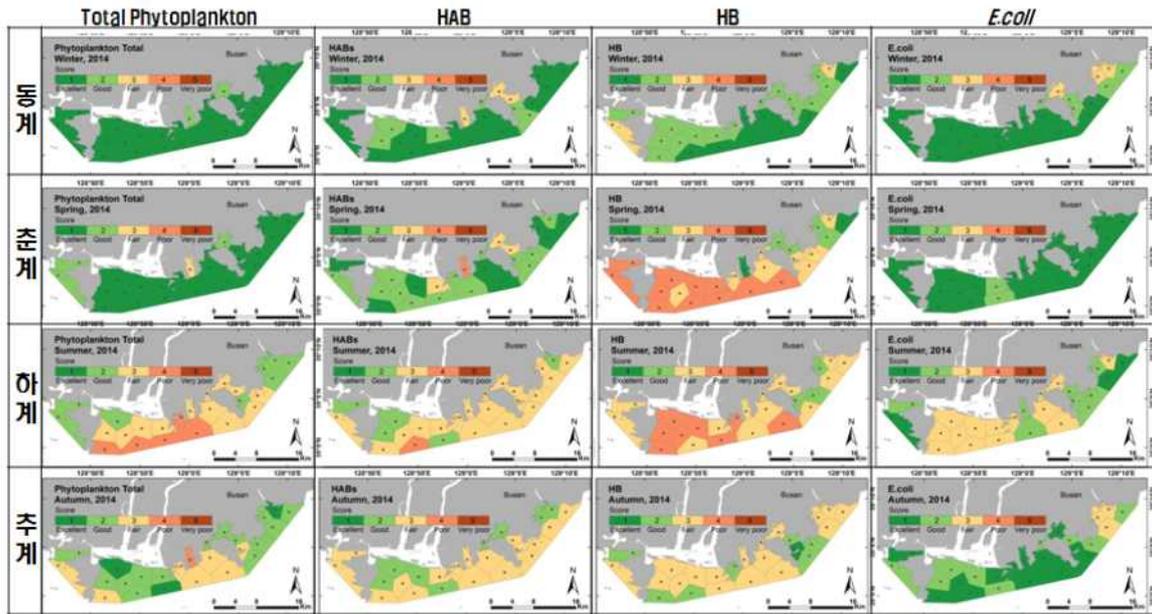


Figure 4-2-10. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Busan coastal area, 2014.

부산해역의 2013년과 2014년의 부유생물 종합지수는 낙동강, 수영강에서 하계를 중심으로 상대적으로 등급이 나쁘게(Fair & Poor) 나타났고, 전반적으로 뚜렷한 계절적 차이를 나타내었다. 2013년과 2014년간의 비교에서 춘계에 HB의 높은 개체수 밀도에 의한 3등급의 비중이 상대적으로 높은 특징을 제외하면, 2년간 유사한 경향으로 평가되었다 (Fig. 4-2-11).

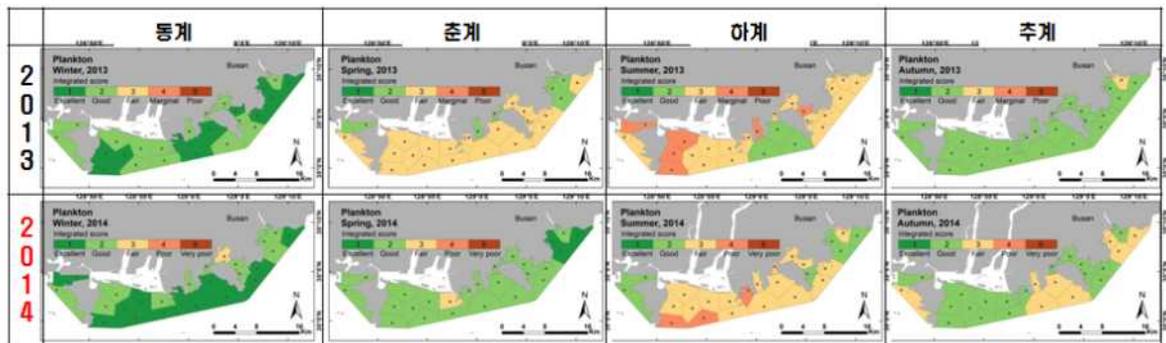


Figure 4-2-11. Results in integrated scoring for total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Busan coastal area, 2013(upper) and 2014(lower).

○ 울산만 등급평가

무기오염 지표에서 울산만의 식물플랑크톤의 건강지수는 동계, 춘계에 1-2등급으로 양호하게 나타났으나, 하계 태화강인근해역에서 2-3등급을 보였다 (Fig. 4-2-12). 유해유독성 생물 (HABs)의 건강지수는 하계 해수의 교환이 빠른 외해역이 3등급으로 나타났고, 이는 앞서 언급한 적조생물 (*C. polykrikoides*)의 광역화 현상에 의한 것이다 (Fig. 4-2-12).

유기오염 지표에서 종속영양 박테리아 (HB)의 건강성지수는 태화강 주변해역에서 3-4 등급으로 보였었고, 하계에는 전 해역의 69%가 3-5 등급으로 평가되었다 (Fig. 4-2-12). *E. coli*의 건강성지수는 태화강에 근접한 해역에서 높게 (3-4 등급) 나타났다 (Fig. 4-2-12). 특히, 동계에서는 유기오염원의 지표 (HB, 대장균수)가 상대적으로 높은 등급으로 나타났다. 결과적으로 태화강으로부터 유출되는 오염물은 주로 유기물이며, 유기오염물이 확산되는 정도에 따라 유기오염원의 지표 (HB, 대장균수)의 개체수 밀도에 영향을 줄 수 있을 것으로 판단되었다.

울산만의 2013년과 2014년의 부유생물 종합지수는 계절적 차이는 보였지만 태화강을 기점으로 외측정점으로 갈수록 등급이 구배화 (울산만 내만이 상대적으로 나쁨)되는 특징이 나타났다. 아울러, 진해만, 부산해역, 울산만 3개의 조사해역에서는 울산만의 부유생물 건강지수가 상대적으로 좋게 나타났다 (Fig. 4-2-13).

2014년도 진해만, 부산해역, 울산만의 부유생물 지표를 종합하여 등급화 한 결과, 첫째 진해만에서 마산만과 속천항은 4등급, 진해만의 북동해역과 고현만, 행암만은 3등급, 그 외 중앙해역은 2등급으로 평가되었다 (Fig. 4-2-14). 2013년도 이후 마산만은 지속적으로 4등급으로 나타나 오염원의 관리가 필요할 것으로 나타났으나, 진해만의 중앙해역과 북서해역은 2등급으로 나타나 2013년도보다 호전된 것으로 판단되었다. 둘째, 부산해역은 낙동강 하구, 주요항만(신항만, 항만부두)의 최내측에서만 3등급으로 평가 되어, 낙동강 하구와 주요항만으로 부터의 오염물질 유입의 관리가 필요할 것으로 판단되었다 (Fig. 4-2-14).

2013년에 낙동강 하구를 비롯한 주요항만의 외측해역을 포함한 광범위한 해역이 3등급으로 평가 된 것 과 비교하였을 때, 2014년도에는 건강성지수의 등급이 좋은 것으로 판단되었다. 마지막으로 울산만은 2013년과 마찬가지로 태화강으로부터 유입되는 오염물질의 영향이 주요 요인으로 나타났으나, 3등급의 범위가 온산항 인근해역까지 확장되어 나타난 2013년도에 비해, 2014년에는 온산항 내측 해역에서만 3등급으로 평가되어, 결과적으로 2013년 보다 2014년도 가 상대적으로 건강성이 좋게 나타났다 (Fig. 4-2-14).

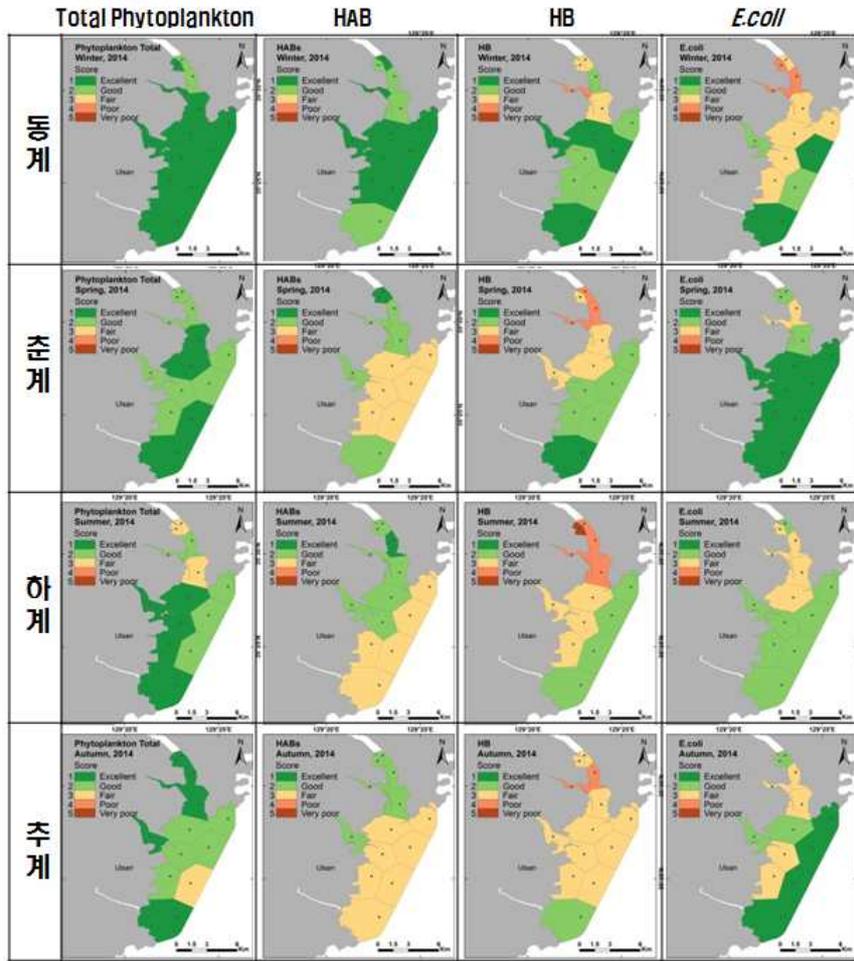


Figure 4-2-12. Results in scoring of total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Ulsan Bay, 2014.

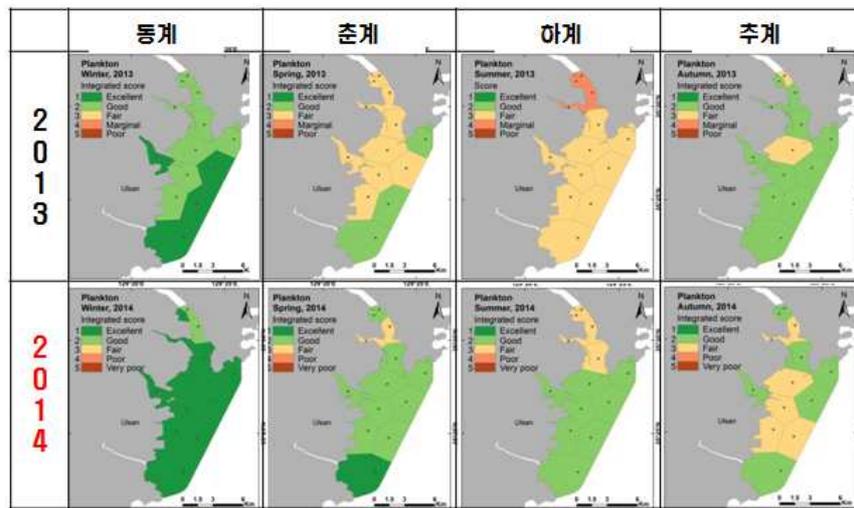


Figure 4-2-13. Results in integrated scoring for total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Ulsan Bay, 2013(upper) and 2014(lower).

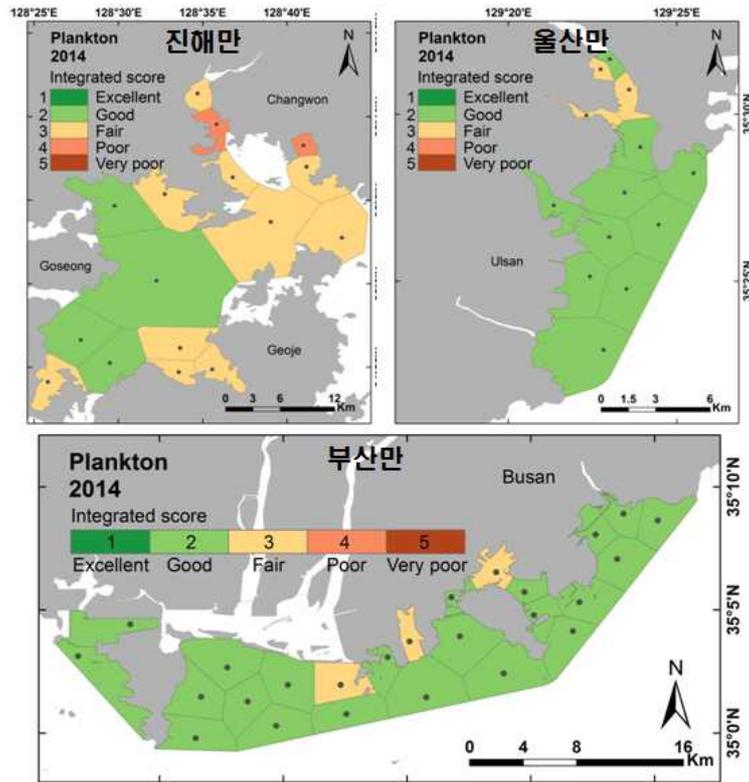


Figure 4-2-14. Results in seasonal integrated scoring for total phytoplankton, HABs, HB, and *E.coli* in Jinahe, Busan and Ulsan Bay, 2014.

마. 부유생물 지표 지수의 변동성 조사

총 식물플랑크톤의 개체수는 춘계와 하계에 높고, 동계와 추계에 낮은 계절적 경향을 나타내어, 동계와 추계는 대부분 3등급 이하, 춘계와 하계는 4등급 이상의 빈도가 높았다 (Figure 4-2-15a). 특히적으로 2014년에는 춘계와 하계에 상대적으로 낮은 총 식물플랑크톤을 개체수를 보여, 2014년의 등급이 상대적으로 좋게 평가 될 수 있음을 시사하였다.

HABs 개체수는 총 식물플랑크톤과 유사하게 춘계와 하계에 상대적으로 높은 개체수를 보이는 계절적 특징을 나타내었다. 특히, 춘계와 하계는 높은 편차를 보이는 특징을 보였고, 2013년도에 특히적으로 동계와 춘계에 *Pseudo-nitzschia* spp.의 매우 높은 개체수 밀도에 의해 HABs의 등급이 4-5 등급으로 나타났다. 추후 다른 부유생물 지표에 비하여 조사시기와 지역별로 HABs는 건강지수의 높은 편차를 보일 것으로 판단되었다 (Fig. 4-2-15b).

HB는 동계를 제외한 다른 계절에는 년도별 높은 차이는 나타나지 않았고, 3등급과 4등급에서 고르게 분포되는 것으로 관찰되었다 (Fig. 4-2-15c). 결과적으로 각 지표의 계절적 변동 폭이 뚜렷하였고, 이는 춘계와 하계에 두드러져 지표의 적절성을 보였다. 반면, 일부 조사기간에 HB지표와 비교하면 총식물플랑크톤 지표와 HABs 지표의 건강지수가 특정 종에 의해 높은 차이를 나타내었다. HABs 종이 유발하는 독소의 측정 및 실질적으로 인간의 건강을 위협하는 요인에 대해서는 보다 면밀한 조사를 병행하여, 최종적인 건강성을 평가를 위해 지표의 보완이 필요 할 것으로 판단되었다.

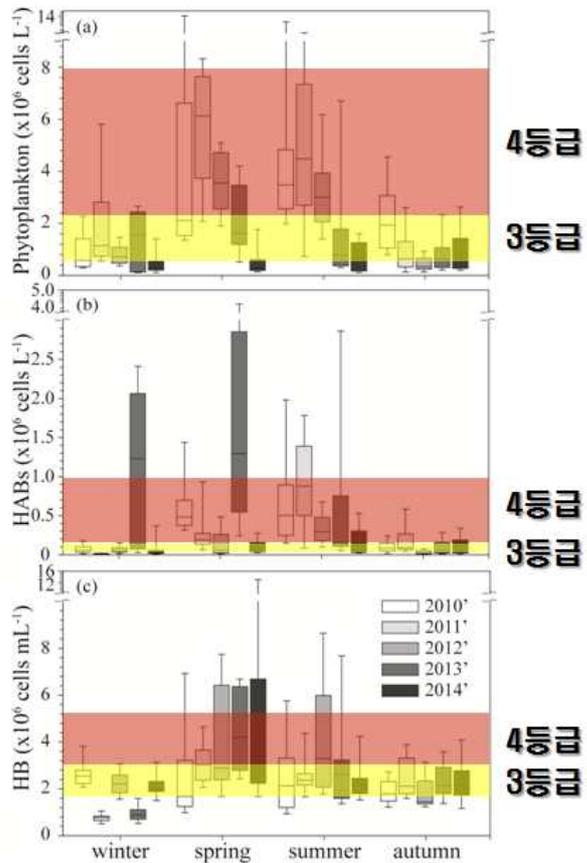


Figure 4-2-15. Seasonal and annual variation of plankton indices in Jinhae Bay (2010-14).

바. 중형폐쇄생태계(mesocosm)에서의 생물검정실험(bioassay)

1단계 조사기간(2010-12)에 수행한 microcosm bioassay 실험에서 식물플랑크톤의 총 개체수는 *in vivo* fluorescence (FSU)를 측정하여 나타내었고, 2단계 조사기간에 수행한 mesocosm 실험결과와 이를 비교하여 반포화계수의 50%에 해당되는 영양염 농도를 계산하였다. mesocosm bioassay 결과 영양염 농도가 높을수록 식물플랑크톤 총 개체수의 급격한 변화를 보였고, 영양염을 주입하지 않은 대조구는 모니터링이 지속될수록 점차 개체수 밀도가 낮아졌으며, microcosm bioassay 결과와 유사한 경향을 나타내었다 (Fig. 4-2-16). 성장률의 계산은 microcosm bioassay와 동일한 기준으로, 대조군을 제외한 낮은 영양염농도의 실험구에서 식물플랑크톤의 성장이 더 이상 증가하지 않은 시점(2일)으로 선정하였다. microcosm bioassay의 성장률 계산과 동일한 방법으로 반포화계수의 50%에 해당되는 (누적75%) 영양염 농도를 계산하였으며, 이

에 준하는 mesocosm bioassay에서의 질산염 농도는 $6.37 \mu\text{M}$ 로 평가되었고, microcosm bioassay에서의 $6.12 \mu\text{M}$ 과 유사하게 나타났다.

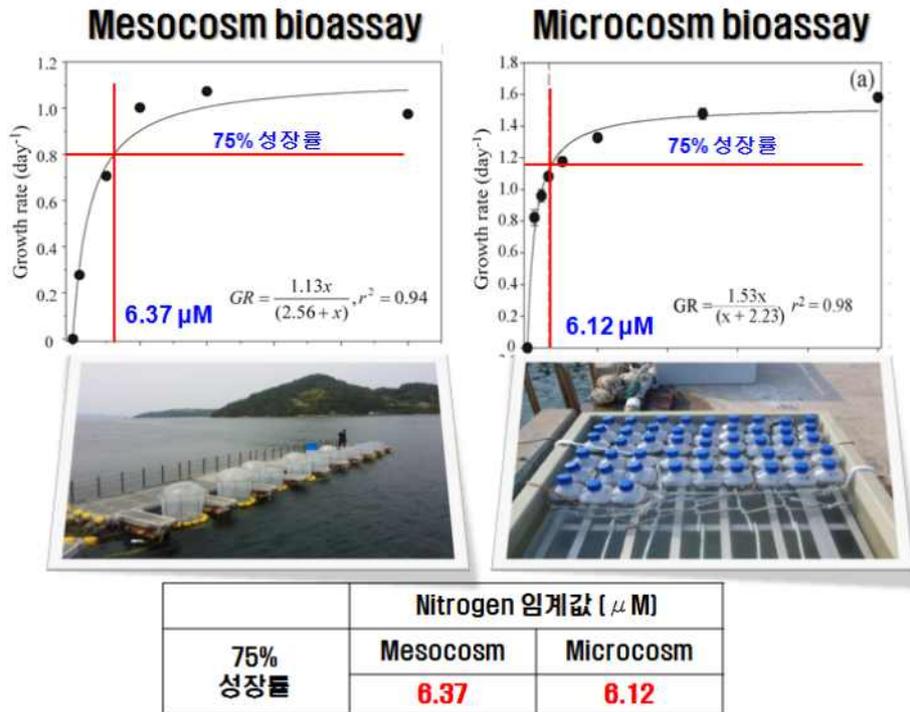


Figure 4-2-16. The specific growth rate of the total phytoplankton. the red lines indicate K_s and the threshold value, which is 75% of the maximum growth rate; mesocosm (left), microcosm (right).

화학적산소요구량(COD, chemical oxygen demand)는 일반적으로 활용되는 해양환경의 오염지표로서 활용되어, mesocosm bioassay결과와 현장결과를 비교하여 부유생물 지표 기준치의 타당성을 파악하기 위해 조사하였다. 진해, 광양만의 조사결과(2010-12년)에서 COD 농도를 부유생물지표의 기준치 선정에 활용된 동일한 통계방법인 Z-score를 활용하여 중앙값을 평가하였다 (기준치; 3.77 mg L^{-1}) (Fig. 4-2-17). Mesocosm에서 질산염 임계값 $6.37 \mu\text{M}$ 에 준하는 COD 농도의 값은 3.62 mg L^{-1} 로 진해, 광양만의 현장조사에서 Z-score 기준치 3.77 mg L^{-1} 와 유사한 값을 나타내었다 (Fig. 4-2-18). 즉 폐쇄생태계의 결과가 현장에서 일어나는 현상을 잘 반영하고 있다는 것을 과학적으로 검증되었다.

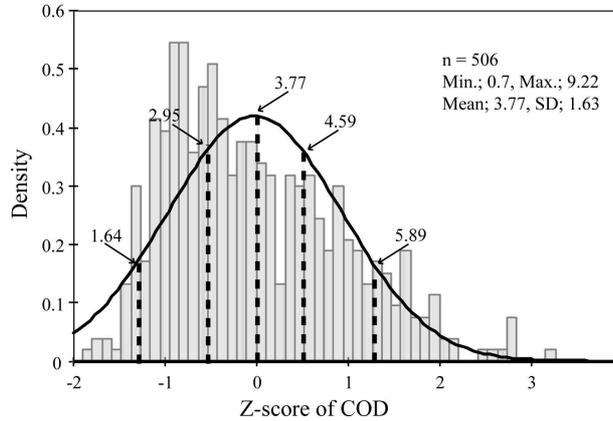


Figure 4-2-17. Z-score of COD in Jinhae and Gwangyang Bay, Korea (2010-12).

총식물플랑크톤 개체수는 mesocosm bioassay에서 1차적으로 질산염과 인산염을 주입한 환경에서 식물플랑크톤의 성장이 어떻게 변화하며, 더불어 선정된 영양염의 임계값에 대한 식물플랑크톤의 개체수가 현장자료의 기준치와 얼마나 차이를 보이는지 검증하고자 하였다. 질산염 $6.37 \mu\text{M}$ 에 해당하는 식물플랑크톤 개체수를 계산한 결과 $2.2 \times 10^6 \text{ cells L}^{-1}$ 로 현장자료의 기준치 농도($1.2 \times 10^6 \text{ cells L}^{-1}$) 보다 높았으나, 3등급 범위 ($0.5 \sim 2.4 \times 10^6 \text{ cells L}^{-1}$)에 포함되어 있었다 (Fig. 4-2-18).

종속영양박테리아(HB)는 유기오염물의 지표로 활용가능하며, 무기영양염을 흡수한 식물플랑크톤 또한, 주요 유기쇄설물 형태로 기여될 수 있다. 따라서 폐쇄생태계에서 분석한 COD와 HB 및 Chl.a (식물플랑크톤의 생물량을 평가하는 일반적인 방법)를 선형회귀 분석한 결과, COD와 HB 개체수가 높은 양(+)의 상관관계 ($p < 0.001$, $R^2 = 0.735$)를 보였고, COD와 Chl.a도 양(+)의 상관관계 ($p < 0.05$, $R^2 = 0.237$)를 나타내었다 (Fig. 4-2-19). 질산염 $6.37 \mu\text{M}$ 에 해당하는 종속영양 박테리아 개체수를 계산한 결과 $2.1 \times 10^6 \text{ cells mL}^{-1}$ 로 1단계에서 설정한 기준치 ($2.0 \times 10^6 \text{ cells mL}^{-1}$)와 유사한 값을 나타내었다 (Fig. 4-2-18).

이러한 폐쇄생태계의 결과가 반증하듯이, 식물플랑크톤의 개체수와, HB 개체수는 부유생물을 이용한 해양생태계의 건강성을 평가하는 지표로 충분히 활용가능할 것으로 판단되었다. 아울러 1단계(2010 - 12년) 광양만, 진해만에서 Z-score 기준치의 타당성이 검증되었을 뿐 만 아니라, 2단계 (2013 - 15년) 부산, 울산만에서 수행한 현장조사 결과와도 종합적으로 평가가 가능 할 것으로 평가되었다. 반면, 일부 지표의 조사시기에 따른 높은 편차를 보임에 따라, 해역별(항구, 내만, 하구형의 특성에 따름) 관리목적에 맞게 기준치 및 등급화를 세분화하여 건강성 평가 및 적용에 활용되어야 할 것으로 생각된다. 또한, 동남해 특별관리해역(진해, 광양, 부산, 울산만)을 통합적으로 관리하기 위하여,

2015년까지 현장조사결과를 종합한 후, 통합 부유지수를 산출하여, 해역을 실용적이고 효율적으로 평가할 수 있는 기준을 순차적으로 개발할 계획이다.

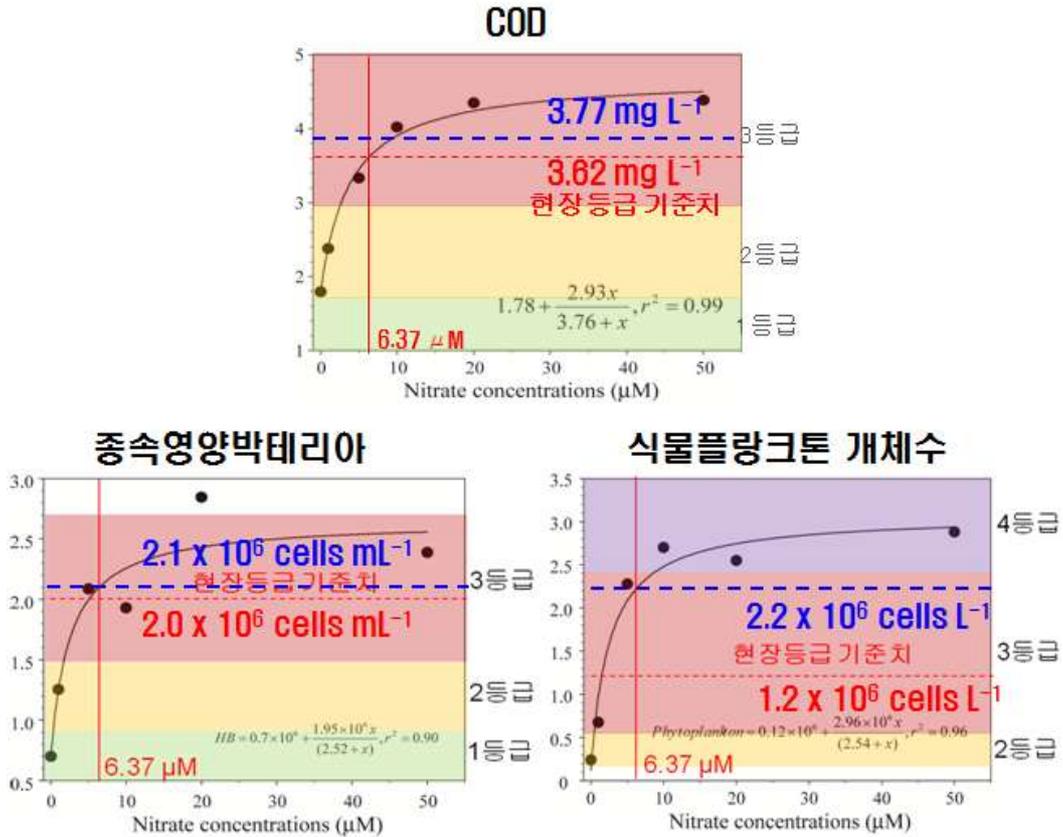


Figure 4-2-18. Specific values of COD, HB, and total phytoplankton in the mesocosm bioassay; red dotted line indicate the objective values from field survey, blue dotted line indicate the specific value in threshold value (6.37 N μ M).

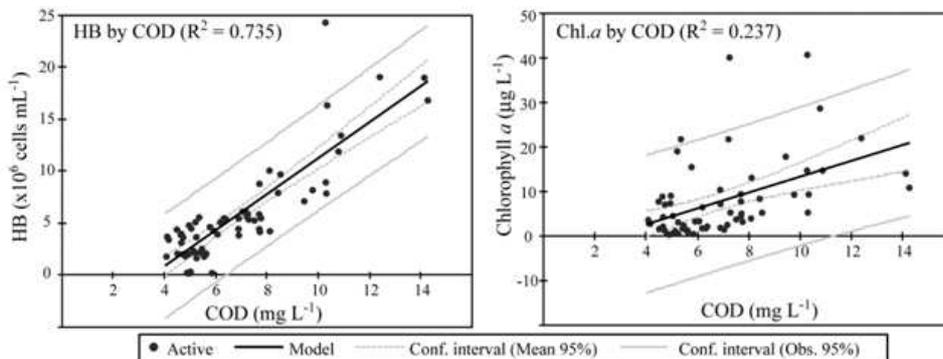


Figure 4-2-19. linear correlation with HB by COD(left), and Chl.a by COD (right) from mesocosm bioassay.

요약하면, 2014년도 진해만, 부산해역, 울산만에서 부유생물의 건강성지표(식물플랑크톤 총 개체수, HABs, HB, 대장균수)의 현장조사 결과를 등급화 한 결과 3-4등급의 빈도는 진해만 75%(12 /16 정점), 울산만 23% (3 /13 정점), 부산해역 12% (3 /25 정점)의 순서로 평가되었다. 아울러 2013년도 대비 3등급 (Marginal)에서 2등급 (Good)으로 상향조정된 해역이 진해만 (4개 정점), 울산만 (5개 정점), 부산해역(12개 정점)이었다. 이러한 결과는 2013년에 비해 2014년의 부유생물에 따른 건강성이 양호해 졌음을 의미한다. 반면, 2013년과 2014년 조사결과 진해만에서의 마산만 정점, 울산만에서의 울산항 정점, 부산해역에서의 낙동강 최내측과 주요항만 정점은 지속적으로 3-4등급으로 평가되어 이들 해역의 지속적인 관리가 필요할 것으로 판단하였다. 특히 진해만은 내만형, 울산만은 하구형, 부산해역은 내만형과 하구형을 동시에 갖고 있는 지리적 특징을 갖고 있으며, 이러한 특징은 무기오염원과 유기오염원에 대한 부유생물지표의 지수가 상이하게 나타나, 결과적으로 해역의 특성을 고려한 관리체계를 갖추는 것이 필요할 것으로 평가되었다.

건강성평가 지표의 지수를 검증하기 위해 1) 진해만에서 현장조사결과의 변동성을 조사시기별로 분석하고, 2) bioassay 결과(mesocosm, microcosm)에서 영양염 임계값에 대한 지표 지수의 적절성을 평가하였다. 먼저 진해만의 현장조사 결과에서, HB는 조사기간에 따른 변동 폭이 크지 않았으나, 총식물플랑크톤과 HABs는 춘계와 하계에 높은 변동폭을 2013년과 2014년에 보여, 추후 이들 지표를 보완할 수 있는 지표의 개발이 요구되었다. bioassay 결과는 영양염 임계값이 mesocosm의 경우 $6.37 \mu\text{M}$ (질산염 기준)의 값을 보여, 1단계에서 수행한 microcosm 에서의 $6.12 \mu\text{M}$ 과 상당히 유사한 값의 범위를 나타내었다. 또한 영양염 임계값에서의 식물플랑크톤과 HB의 개체수가 기준치에 근접한 3등급(Fair) 내의 범위에서 나타나, 지표 기준치의 적절성이 검증되었다. 특히 COD 농도는 메소코즘(3.62 mg L^{-1}), 1단계 현장조사(3.77 mg L^{-1})로 상당히 유사한 값으로 나타나, 메소코즘 내의 현상이 현장자료를 반영되고 있다는 것이 검증되었다. 결과적으로 누적된 현장조사결과의 분석과 bioassay를 통해 1단계에서 선정된 부유생물 지표 및 기준치가 해양건강성평가의 기준으로서 적절할 것으로 평가되었다.

제3절 퇴적물

1. 연구배경

퇴적물은 육상으로부터 유입된 오염물질이 흡착되고 축적되는 오염물질의 주요 저장소이며 저서생물이 오염물질에 노출되는 주요 경로가 된다. 저서생물에 축적된 오염물질은 먹이사슬을 통해 상위단계 생물로 전달된다. 따라서 퇴적물질을 평가하고 관리하는 것은 수서생태계를 보호하고 나아가 사람의 건강을 보호하는데 유용하게 이용될 수 있다.

퇴적물의 질을 종합적으로 진단하고 관리하기 위해 퇴적물 환경지수를 개발하고 이를 환경정책에 활용하려는 시도가 선진국을 중심으로 진행되어 왔다. 퇴적물 환경지수는 수서퇴적물의 오염상태를 단순화시키고 종합된 형태로 제시하기 위해 제안되어 적용되어온 방법으로, 잔류성이 높고, 생물에 축적되며, 독성이 있는 유기오염물질과 중금속이 주요 대상물질로 고려되고 있다. 퇴적물 환경지수가 산출되기 위해서는 대상물질 각각에 대한 퇴적물 환경기준이 우선적으로 마련되어야 한다. 또한, 이들 변수의 자료를 지수화하기 위한 프로토콜 역시 필요하다. 우리나라의 해양환경기준은 2012년, 2013년에 중금속에 대해 고시되었고 유기오염물질에 대해서는 아직 준비중에 있다.

퇴적물 환경기준을 설정하기 위해서는 방대한 화학자료 및 이와 연동하는 독성자료가 구축되어야 하고, 모든 자료에 대해 그 적합성이 평가·선별되어야 하며 환경기준 설정에 적용될 접근법 역시 검토되어야 한다. 무엇보다도 오염실측자료가 충분히 확보되고 검토되어, 우리나라 실정에 맞는 퇴적물 환경기준이 설정되어야 한다. 우리나라의 경우 일부 중금속을 제외한 대부분의 유기오염물질 자료는 극히 제한적이고, 관련된 생물영향 자료 역시 제한적이기 때문에 환경기준을 설정하는데 어려움이 있는 실정이다. 본 연구에서는 부산과 울산 연안해역의 오염수준을 모니터링하여 화합물별 오염수준을 평가하고, 퇴적물 단각류 독성자료를 동시에 확보하여 퇴적물 내의 독성물질 농도와 생물독성 간의 상관관계를 비교 하였다. 부산해역과 울산만 퇴적물 중의 오염물질 모니터링과 단각류 독성평가는 2013년 조사를 포함하여 3차년에 걸쳐서 수행될 예정이다. 2013년도 공통정점 38개에 이어, 당해연도의 경우 부산과 울산에서 추가 정밀정점에 대한 연구를 추진하였다. 두 개의 해역에 대한 각 화합물별 오염특성, 단각류 독성 및 오염과 독성 간의 상관관계는 2015년 최종년도에 종합적으로 평가될 예정이다. 퇴적물의 오염수준과 생물독성 자료를 기초로 예비 퇴적물지수를 산출함으로써 해역별 주요 퇴적물 지표를 선정하고 해역의 관리

방안 도출에 활용할 수 있도록 하였다.

2. 연구방법

가. 부산, 울산해역 퇴적물 연구정점

퇴적물의 경우 물과 달리 이동성이 없고 시간에 따른 변화폭이 크지 않는 반면, 오염원과의 거리에 따라 또는 정점간 농도변화 폭이 큰 특성을 지닌다. 따라서 퇴적물 연구에서는 월별, 계절적 변화에 집중하기 보다는 전체 공통정점 모니터링과 더불어 오염우심해역에 집중된 정밀조사를 계획하였다. 공통정점과 정밀조사 정점에서 채집된 퇴적물에 대해서는 화학분석과 단각류 독성시험을 동시에 시행할 계획이다. 이를 통해 오염물질의 농도와 생물독성간의 현장데이터를 구축하고 상관관계를 분석하여 퇴적물 지표선정의 적합성을 검증하고자 한다.

2013년도 공통정점 부산해역 25개 정점과 울산해역 13개 정점에 이어, 당해 연도(2014년)에는 정밀조사정점 부산해역 12개 정점과 울산해역 19개 정점에서 표층퇴적물 시료를 추가로 확보 하였다. 부산해역과 울산만의 조사정점 대한 상세정보를 Figure 4-3-1, Figure 4-3-2, Table 4-3-1, Table 4-3-2에 나타내었고, 추가된 정밀조사정점은 빨간색으로 표시하였다.

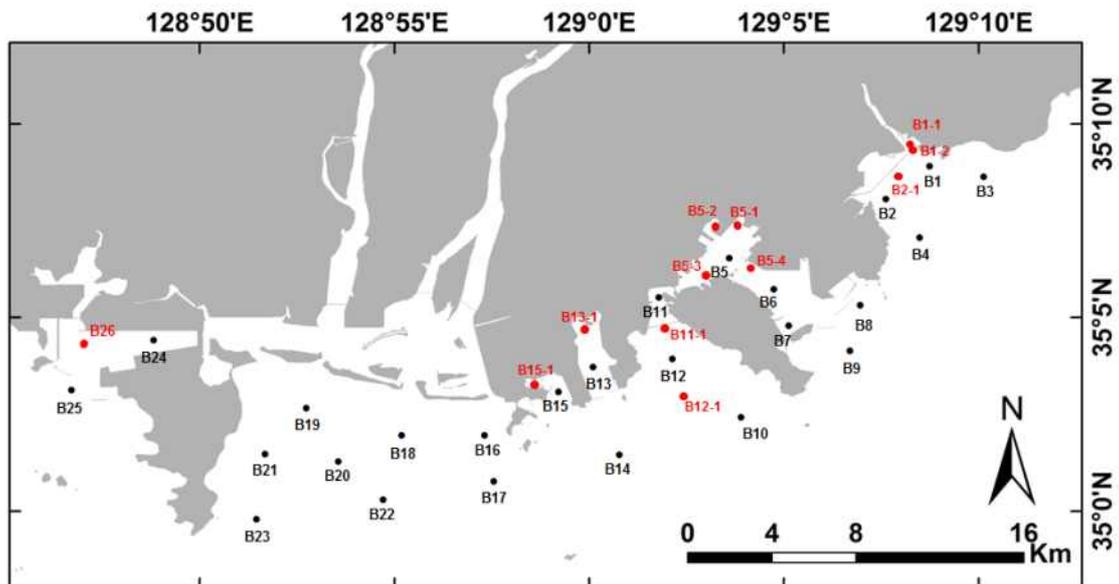


Figure 4-3-1. Survey locations for surface sediment in Busan coastal area. Red and black dots represent sampling stations in 2014 and 2013, respectively.

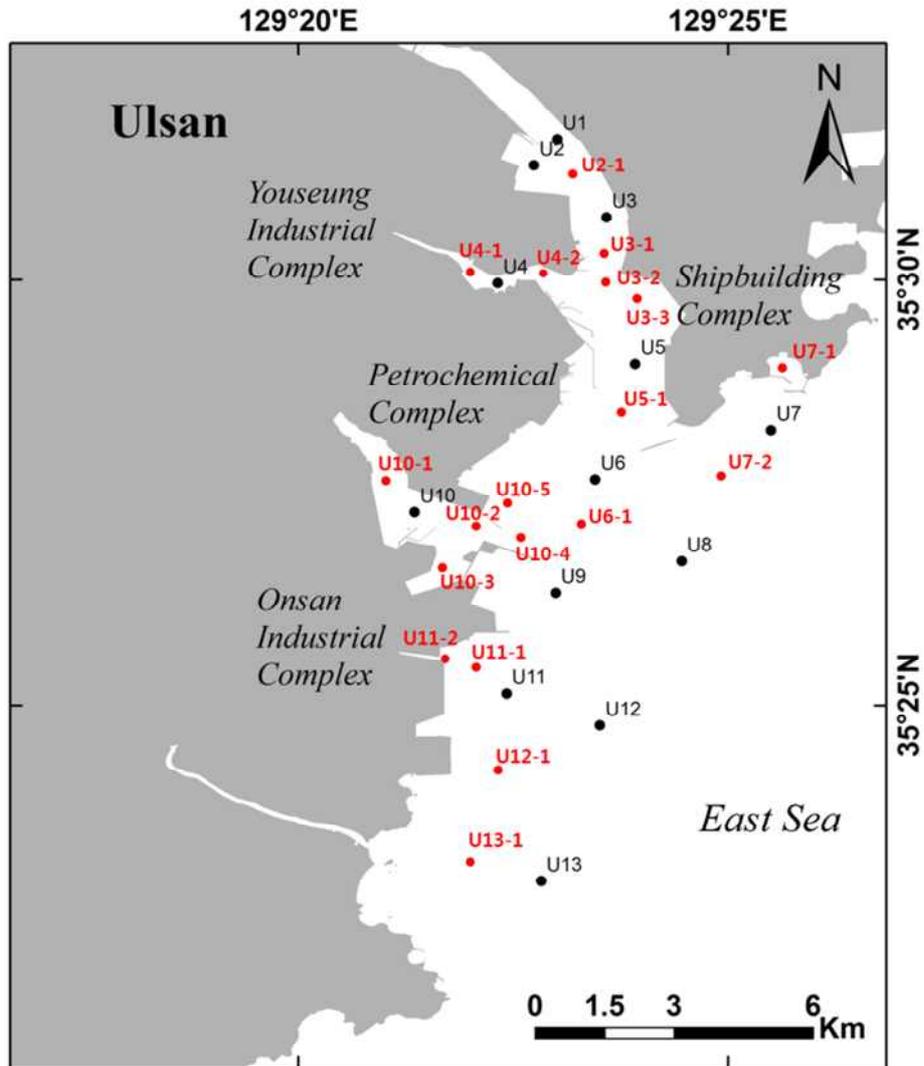


Figure 4-3-2. Survey locations for surface sediment in Ulsan Bay. Red and black dots represent sampling stations in 2014 and 2013, respectively.

Table 4-3-1. Sampling locations and information of surface sediment in Busan coastal area.

정점	지역	주변항만	경도 (Longitude, E)			위도 (Latitude, N)		
			°	'	"	°	'	"
B 1	부산연안	수영만	129°	8'	44.8"	35°	8'	54.8"
B 1-1	부산연안	수영만	129°	8'	15.0"	35°	9'	28.8"
B 1-2	부산연안	수영만	129°	8'	19.6"	35°	9'	19.2"
B 2	부산연안	수영만	129°	7'	37.7"	35°	8'	3.9"
B 2-1	부산연안	수영만	129°	10'	8.5"	35°	8'	38.8"
B 3	부산연안	수영만	129°	7'	56.5"	35°	8'	39.5"
B 4	부산연안	수영만	129°	8'	29.6"	35°	7'	4.1"
B 5	부산연안	부산항; 북항	129°	3'	36.1"	35°	6'	32.3"
B 5-1	부산연안	부산항; 북항	129°	3'	48.5"	35°	7'	23.9"
B 5-2	부산연안	부산항; 북항	129°	3'	14.9"	35°	7'	22.5"
B 5-3	부산연안	부산항; 북항	129°	3'	0.4"	35°	6'	4.9"
B 5-4	부산연안	부산항; 북항	129°	4'	8.3"	35°	6'	17.3"
B 6	부산연안	부산항; 북항	129°	4'	44.5"	35°	5'	44.3"
B 7	부산연안	부산항; 북항	129°	5'	7.8"	35°	4'	47.5"
B 8	부산연안	부산항	129°	6'	57.9"	35°	5'	19.6"
B 9	부산연안	부산항	129°	6'	42.3"	35°	4'	8.9"
B 10	부산연안	부산항	129°	3'	54.1"	35°	2'	25.8"
B 11	부산연안	부산항; 남항	129°	1'	47.4"	35°	5'	31.6"
B 1-1	부산연안	부산항; 남항	129°	1'	56.8"	35°	4'	44.6"
B 12	부산연안	부산항; 남항	129°	2'	8.4"	35°	3'	55.9"
B 2-1	부산연안	부산항; 남항	129°	2'	25.8"	35°	2'	59.3"
B 13	부산연안	감천항	129°	0'	6.3"	35°	3'	43.6"
B 3-1	부산연안	감천항	128°	59'	53.6"	35°	4'	43.3"
B 14	부산연안		129°	0'	46.5"	35°	1'	27.7"
B 15	부산연안	다대포항	128°	59'	12.8"	35°	3'	5.0"
B 5-1	부산연안	다대포항	128°	58'	34.9"	35°	3'	15.8"
B 16	낙동강 하구		128°	57'	18.7"	35°	1'	57.8"
B 17	낙동강 하구		128°	57'	33.4"	35°	0'	46.1"
B 18	낙동강 하구		128°	55'	11.2"	35°	1'	57.8"
B 19	낙동강 하구		128°	52'	44.3"	35°	2'	40.0"
B 20	낙동강 하구		128°	53'	33.4"	35°	1'	16.9"
B 21	낙동강 하구		128°	51'	40.1"	35°	1'	28.4"
B 22	낙동강 하구		128°	54'	42.4"	35°	0'	17.5"
B 23	낙동강 하구		128°	51'	27.2"	34°	59'	47.8"
B 24	낙동강 하구	부산신항	128°	48'	48.7"	35°	4'	24.9"
B 25	낙동강 하구	부산신항	128°	46'	42.0"	35°	3'	8.0"
B 26	낙동강 하구	부산신항	128°	47'	2.1"	35°	4'	20.2"

Table 4-3-2. Sampling locations and information of surface sediment in Ulsan Bay.

정점	지역	주변항만	경도 (Longitude, E)			위도 (Latitude, N)		
			°	'	"	°	'	"
U 1	울산연안	울산항	129°	23'	1.0"	35°	31'	38.8"
U 2	울산연안	울산항	129°	22'	44.7"	35°	31'	20.5"
U 2-1	울산연안	울산항	129°	23'	13.7"	35°	31'	9.5"
U 3	울산연안	울산항	129°	23'	35.4"	35°	30'	43.9"
U 3-1	울산연안	울산항	129°	23'	33.0"	35°	30'	13.1"
U 3-2	울산연안	울산항	129°	23'	34.6"	35°	29'	52.7"
U 3-3	울산연안	울산항	129°	23'	57.6"	35°	29'	48.4"
U 4	울산연안	장생포항	129°	22'	19.4"	35°	29'	57.4"
U 4-1	울산연안	장생포항	129°	21'	57.4"	35°	30'	8.3"
U 4-2	울산연안	장생포항	129°	22'	50.5"	35°	30'	1.7"
U 5	울산연안	울산만	129°	23'	55.4"	35°	29'	0.6"
U 5-1	울산연안	울산만	129°	23'	40.0"	35°	28'	28.7"
U 6	울산연안	울산만	129°	23'	27.4"	35°	27'	39.0"
U 6-1	울산연안	울산만	129°	23'	10.5"	35°	27'	7.6"
U 7	울산연안	방어진항	129°	25'	30.2"	35°	28'	13.8"
U 7-1	울산연안	방어진항	129°	25'	40.1"	35°	28'	57.2"
U 7-2	울산연안	울산만	129°	24'	49.9"	35°	27'	39.5"
U 8	울산연안	울산만	129°	24'	27.8"	35°	26'	41.6"
U 9	온산연안	온산항	129°	22'	59.9"	35°	26'	19.4"
U 10	온산연안	울산 신행	129°	21'	21.3"	35°	27'	16.0"
U 10-1	온산연안	울산 신행	129°	21'	3.4"	35°	27'	35.5"
U 10-2	온산연안	울산 신행	129°	22'	4.4"	35°	27'	4.7"
U 10-3	온산연안	울산 신행	129°	21'	38.8"	35°	26'	32.0"
U 10-4	온산연안	울산 신행	129°	22'	31.6"	35°	26'	58.2"
U 10-5	온산연안	울산 신행	129°	22'	25.2"	35°	27'	22.8"
U 11	온산연안	울산 신행	129°	22'	25.6"	35°	25'	8.5"
U 11-1	온산연안	울산 신행	129°	22'	2.0"	35°	25'	26.9"
U 11-2	온산연안	울산 신행	129°	21'	42.2"	35°	25'	32.2"
U 12	온산연안		129°	23'	30.7"	35°	24'	45.8"
U 12-1	온산연안	울산 신행	129°	22'	8.2"	35°	24'	11.0"
U 13	온산연안		129°	22'	49.6"	35°	22'	56.2"
U 13-1	온산연안	울산 신행	129°	21'	56.1"	35°	23'	5.2"

나. 유기오염물질 분석법

1) 다환방향족탄화수소(PAHs) 분석방법

퇴적물 내 존재하는 PAH를 측정하기 위해 이용된 분석과정은 크게 시료추출, 정제, 기기분석의 3단계로 이루어진다. 분석방법에 대한 모식도는 Figure 4-3-3에 나타내었다. 현장에서 영하 20 °C 이하의 냉동상태로 보관된 퇴적물 시료는 실험실에서 해동시킨 후 균질화하여 분석에 이용하였다. 퇴적물 시료 약 3 g을 무게접시에 담아 건중량 측정에 이용하였고, 약 20 g은 막자사발에 담아 450°C에서 4 시간 동안 활성화시킨 무수황산나트륨 50 g과 함께 혼합하여 수분을 제거한 뒤 200 mL의 디클로르메탄으로 16 시간 동안 속실렛(S Soxhlet) 추출하였다. 추출 전 분석 화합물에 대한 내부표준물질(surrogate standards, Table 4-3-3)을 첨가하여 회수율을 구하는데 사용하였다.

속실렛(S Soxhlet)을 이용하여 추출된 추출액은 쿠데르나데니쉬 농축기(Kuderna-Danish concentrator, K.D. 농축기)를 사용하여 1-2 mL 수준으로 농축하였다. 추출액에 포함된 무기 황은 활성화된 구리를 사용하여 제거하였다. 무기황이 제거된 추출액은 비활성화된 실리카/알루미나 컬럼을 사용하여 1단계 정제를 거쳤다. 실리카/알루미나 컬럼에는 10 g 알루미나(1% 수분함량)와 20 g 실리카겔(5% 수분함량)을 차례로 충전하며, 100 mL 디클로르메탄으로 시료 추출액을 용출시킨다. 용출액은 회전 농축기로 농축한 후 고순도액체크로마토그래피(HPLC; Phenomenex사의 Phenogel 100 Å이 충전된 250 x 22.5 mm i.d. size-exclusion column)에 통과시켜 분취 및 추가 정제단계를 밟는다. 고순도액체크로마토그래피 정제과정을 거친 분액은 회전용매농축기를 사용하여 1-2 mL 수준으로 농축 후 노말헥산 15 mL로 치환하였다. 노말헥산으로 용매 치환된 시료는 고순도 질소가스(N₂, 99.999%)를 이용하여 0.5 mL로 농축시켰다. 농축된 시료는 기체크로마토그래프 내부표준용액(GC internal standard)을 첨가한 후 GC-vial에 에 옮겼다. 시료분석은 가스크로마토그래피-질량분석기를 이용하여 기기분석을 하였다. PAHs 분석에 사용된 가스크로마토그래피-질량분석기의 조건과 정성·정량 이온은 Table 4-3-4와 Table 4-3-5에 기술하였다.

Table 4-3-3. Surrogate internal standards for the analysis of PAHs.

Surrogate standard	GC Internal standard
naphthalene- <i>d</i> ₈	<i>p</i> -terphenyl- <i>d</i> ₄
acenaphthene- <i>d</i> ₁₀	
phenanthrene- <i>d</i> ₂	
chrysene- <i>d</i> ₀	
perylene- <i>d</i> ₂	

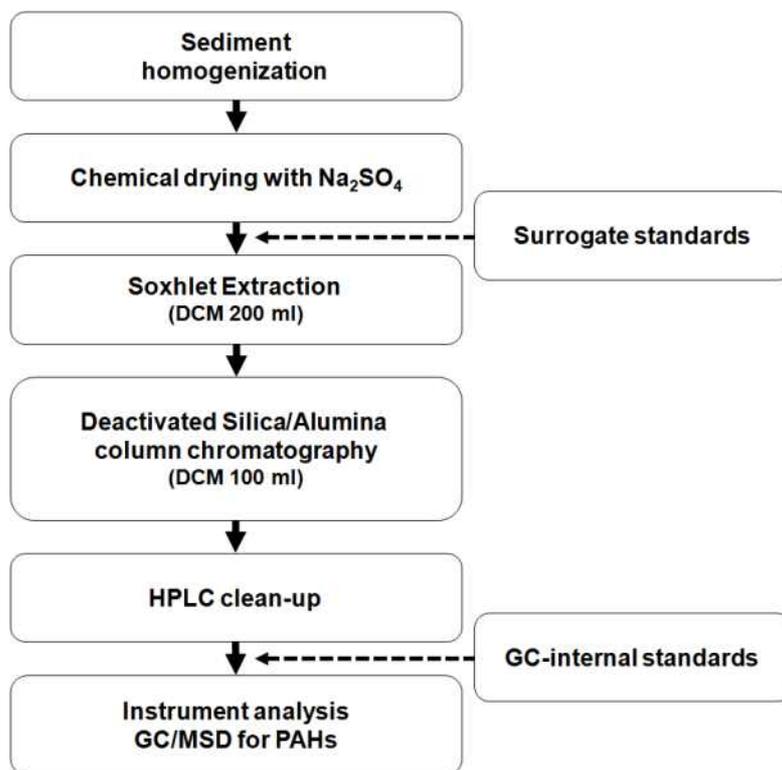


Figure 4-3-3. Schematic diagram for the analysis of PAHs in sediment.

Table 4-3-4. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for PAHs.

GC condition (HP GC 5890)

Column	DB-5MS (30m × 0.25 mm × 0.25 μm Film)
Temperature program	60°C (2 min) → 6°C/min to 300°C → 300°C (13 min)
Carrier gas	He 1.0 mL/min
Injection port Temp	300°C
Injection mode	splitless
Injection volume	2 μl

MS condition (HP MS 5972)

Interface Temp	280°C
Ionization Voltage	70 eV
Monitoring method	Selected Ion Monitoring

Table 4-3-5. List of quantification and confirmation ions for mass selective detection of PAHs.

Approximate time window	Compounds	Abbreviation	Target m/z	Confirmation m/z
8 to 23 min	Naphthalene- <i>d</i> ₈		136	
	Naphthalene	Naph	128	127
	2-Methyl naphthalene	2mN	142	141
	1-Methyl naphthalene	1mN	142	141
	Biphenyl		154	152
	2,6-Dimethyl naphthalene	2,6mN	156	154
	Acenaphthene- <i>d</i> ₁₀		164	162
	Acenaphthylene	Acnl	152	151
	Acenaphthene	Acnt	154	153, 152
	2,3,5-Trimethyl naphthalene	2,3,5mN	170	
Fluorene	Flu	166	164	
23 to 32 min	Phenanthrene- <i>d</i> ₁₀		188	
	Phenanthrene	Phen	178	176
	Anthracene	Anth	178	176
	1-Methylphenanthrene	1mP	192	191
	Fluoranthene	Flrt	202	101
	Pyrene	Pyr	202	101
	Terphenyl- <i>d</i> ₄		244	
32 to 52 min	Chrysene- <i>d</i> ₂		240	
	Benz[a]anthracene	BaA	228	226
	Chrysene	Chr	228	226
	Benzo[b]fluoranthene	BbF	252	250
	Benzo[k]fluoranthene	BkF	252	250
	Benzo[e]pyrene	BeP	252	250
	Benzo[a]pyrene	BaP	252	250
	Perylene- <i>d</i> ₂		264	
	Perylene	Per	252	250
	Indeno[1,2,3-cd]pyrene	IcdP	276	138
	Dibenz[a,h]anthracene	DahA	278	139
	Benzo[ghi]perylene	BghiP	276	138

2) 유기염소계화합물 분석방법

퇴적물 시료중의 유기염소계화합물(PCBs 및 유기염소계 농약류)의 잔류농도 분석은 Hong et al., (2003)에 기초하여 분석하였다. 기기분석을 제외한 시료 전처리 방법은 앞서 서술한 PAHs의 분석방법과 동일하다(Fig. 4-3-4). 각 단계는 추출, 실리카/알루미나 칼럼 크로마토그래피 그리고 HPLC 분취 과정을 거친 뒤 가스크로마토그래피/고분해능 질량분석기(GC/HRMS)를 사용하여 분석하였다. 유기염소계화합물 분석에 이용한 표준물질과 기기분석에 사용된 GC/HRMS 조건은 Table 4-3-6과 Table 4-3-7에 기술하였다.

분석대상 유기염소계화합물은 25종 유기염소계 농약과 22종 PCBs로 구성된다. 유기염소계 농약은 3종의 클로르벤젠 화합물, 4종 헥사클로르사이클로헥산 화합물(HCHs), 7종 클로르단 화합물(CHLs), 6종 DDT 화합물과 기타 시클로디엔(cyclodiene) 화합물로 구성된다(Table 4-3-8).

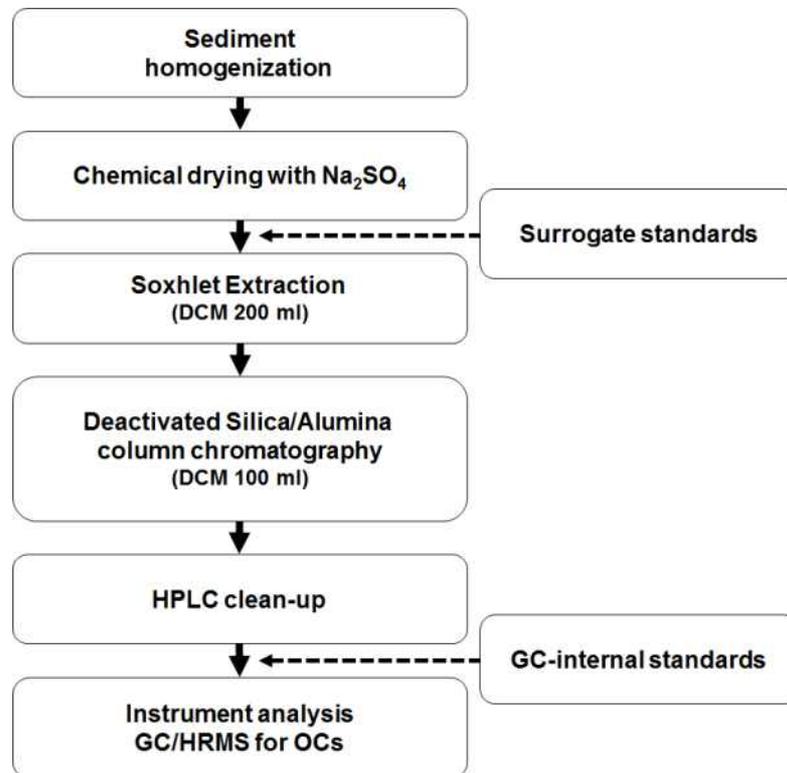


Figure 4-3-4. Schematic diagram for the analysis of PCBs and organochlorine pesticides in sediment.

Table 4-3-6. Surrogate internal standards for the analysis of PCBs and organochlorine pesticides.

Surrogate standard	GC Internal standard
DBOFB	TCMX
PCB103	
PCB198	

Table 4-3-7. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for PCBs and organochlorine pesticides.

<i>GC condition (Thermo Trace GC Ultra)</i>	
Column	DB-5 (30m × 0.25 mm × 0.25 μm Film)
Temperature Program	100°C [5°C/min, 1min] → 140°C [1.5°C/min, 1min] → 250°C [10°C/min, 1min] → 300°C [5min]
Carrier gas	He 1.0 ml/min
Injection port Temp	260°C
Injection mode	splitless
Injection volume	1 μl
<i>MS condition (Thermo DFS)</i>	
Interface Temp	280°C
Ionization Voltage	35 eV
Monitoring method	Selected Ion Monitoring

Table 4-3-8. Target chemicals of organochlorine group.

Chlorinated pesticides	Chlorinated biphenyls
<i>DDT compounds (DDTs)</i>	
o,p'-DDE p,p'-DDE	IUPAC No. 8, 18, 28, 29, 44, 52, 66,
o,p'-DDD p,p'-DDD	87, 101, 105, 110, 118, 128, 138, 153,
o,p'-DDT p,p'-DDT	170, 180, 187, 195, 200, 206, 209
HCHs (α-,β-, γ-, δ-HCH)	
<i>Chlordane compounds (CHLs)</i>	
α-Chlordane γ-Chlordane	
<i>cis</i> -Nonachlor <i>trans</i> -Nonachlor	
Pentachlorobenzene	
Hexachlorobenzene	
Aldrin, Dieldrin	
Endrin	
Endosulfan II	
Mirex	

3) Polybrominated diphenyl ethers(PBDEs) 분석방법

퇴적물 시료중의 PBDEs의 분석은 Hong et al., (2010)에 기초하여 분석하였다. 시료 전처리방법은 앞서 제시한 PAHs, PCBs, OPCs 분석방법과 동일하고 정제과정을 밟은 뒤 추가로 산/염기 실리카 칼럼 크로마토그래피를 거친다. 산/염기 실리카 칼럼크로마토그래피는 염기성 실리카 2 g, 중성 실리카 1 g, 산성 실리카 4 g 그리고 중성 실리카 1 g 순으로 1 cm 직경 유리 칼럼에 충전시키고 혼합유기용매 60 mL (DCM:Hexane, 1:1 v/v)을 이용하여 용출시킨다. 용출액은 회전용매농축기를 이용하여 1-2 mL수준으로 농축 후 헥산 20 mL을 이용하여 용매 치환한다. 용매 치환된 시료는 고순도 질소가스 이용하여 최종 0.2 mL로 농축시킨 후 기체크로마토그래프 내부표준용액(GC internal standard)을 첨가하여 GC-vial에 옮겼다. 기기분석은 가스크로마토그래피-질량분석기를 사용하였다(Fig. 4-3-5). PBDEs 분석에 이용한 내부표준물질과 기기분석에 이용된 가스크로마토그래피, 질량분석기 조건은 각각 Table 4-3-9와 Table 4-3-10에 기술하였다. 분석에 사용된 정성·정량 이온 값은 Table 4-3-11에 나타내었다.

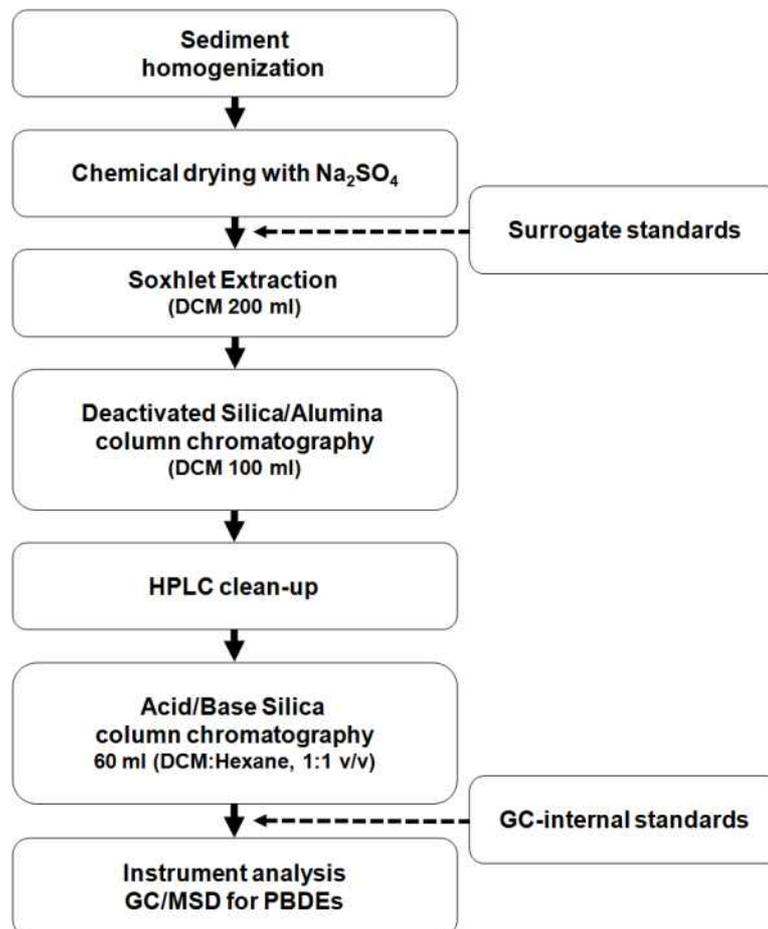


Figure 4-3-5. Schematic diagram for the analysis of PBDEs in sediment.

Table 4-3-9. Surrogate internal standards for the analysis of PBDEs.

BDEs Surrogate standard	BDEs GC Internal standard
¹³ C ₁₂ -BDE 139	PCB 189
¹³ C ₁₂ -BDE 209	

Table 4-3-10. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for PBDEs.

Polybrominated Diphenyl Ethers	
<i>GC condition (Agilent GC 6890)</i>	
Column	DB-1 (15m × 0.25 mm × 0.25 μm Film)
Temperature program	50°C (2 min) → 20°C/min to 200°C → 10°C/min to 320°C (5 min)
Carrier gas	He 1.0 mL/min
Injection port Temp	50 °C → 700 °C/min to 700 °C
Injection mode	splitless
Injection volume	1 μl (purge time of 2.0 min)
<i>MS condition (Agilent MS 5975)</i>	
Interface Temp	280°C
Ionization Voltage	70 eV
Ion source Temp	150°C
Monitoring method	Electron capture negative ionization mode(ECNI)

Table 4-3-11. List of quantification and confirmation ions for mass selective detection for PBDEs.

Brominated diphenyl ethers	Target ion (m/z)	
	quantification	confirmation
BDE- 17, 28, 47, 66, 99, 100, 138, 153, 154, 183	71	81
BDE- 196, 197, 201, 202, 203	409	407
BDE- 203	642	640
BDE- 206, 207, 208	487	489
BDE- 209	487	484

4) 알킬 페놀류 분석방법

퇴적물 시료 5 g에 0.1 N 염산을 5 mL 첨가하여 30 분간 방치한다. 산처리가 된 시료는 디클로로메탄 5 mL을 넣어 2 분간 진탕 추출한다. 추출된 시료는 원심분리기를 이용하여 6,000 rpm에서 15 분간 원심분리 하여 하층에 있는 디클로르메탄층을 취한다. 한 시료에 대하여 위의 추출과정을 3 회 반복한다. 디클로르메탄으로 추출된 시료를 회전식 증발 농축기를 이용하여 0.5 mL까지 농축한다. 농축된 퇴적물 추출액에 함유된 무기황은 활성화된 구리를 이용하여 제거하며, 황이 제거된 추출액은 아세톤 1.5 mL을 첨가하여 용매 치환한다. 용매 치환된 추출액은 고순도 질소농축기를 이용하여 농축 후 유도체화과정과 정제과정을 동시에 진행할 수 있는 전처리 kit를 이용하여 페놀 추출물을 유도체화 하고 정제한다(Li et al., 2001). 질소 가스로 0.5 mL이하로 농축한 뒤 일정량의 가스크로마토그래프 내부표준물질을 첨가한 다음 1.5 mL의 노말헥산으로 용매치환 후 농축과정을 통해 최종 부피가 0.5 mL되게 한다. 분석액은 GC/MS/SIM 기법을 이용하여 정성 및 정량분석을 진행한다(Fig. 4-3-6). 분석방법 및 기기조건·대상화합물을 각각 Table 4-3-12, Table 4-3-13에 기술하였다.

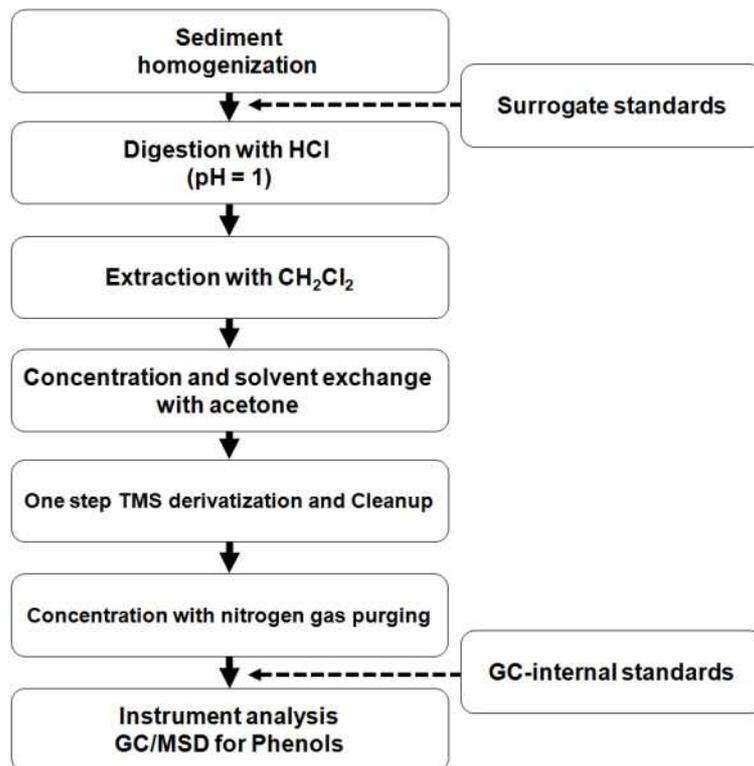


Figure 4-3-6. Schematic diagram for the analysis of alkylphenols in sediment.

Table 4-3-12. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for alkylphenols.

GC condition	
Column	DB-5MS (30 m × 0.25 mm × 0.25 μm Film)
Temperature program	50°C (2 min) → 100°C (20°C/min) → 200°C (10°C/min) → 290°C (20°C/min, 3 min)
Carrier gas	He 40 kPa 50 mL
Injection port temp	280°C
Injection mode	splitless
Injection volume	2 μl
MS condition	
Interface temp	280 °C
Scanning range	m/z 35 ~ 400
Ionization voltage	70 eV
Monitoring method	selected ion monitoring(SIM)

Table 4-3-13. List of quantification and confirmation ions for mass selective detection of alkylphenols.

Target analytes	Retention time (min)	Quantification ion (abundance)	Confirmation ion (abundance)	Internal standard
4-t-Butylphenol(t-BP)	8.94	222(12)	207(100)	IS ₁ ^a
2,4-Dichlorophenol(DCP)	9.13	234(16)	93(100), 219(51)	IS ₁
4-n-Butylphenol(n-BP)	9.92	222(17)	179(100)	IS ₁
4-n-Pentylphenol(n-PP)	11.20	236(14)	179(100)	IS ₁
4-n-Hexylphenol(n-HexP)	12.47	250(12)	179(100)	IS ₂
4-t-Octylphenol(t-OP)	12.72	278(3)	207(100)	IS ₂
4-n-Heptylphenol(n-HepP)	13.65	264(10)	179(100)	IS ₂
Nonylphenol(NP)	13.80	221(32)	207(100), 193(13)	IS ₂
4-n-Octylphenol(n-OP)	14.62	278(20)	179(100)	IS ₂
Pentachlorophenol(PCP)	15.05	323(43)	93(100), 321(24)	IS ₂
Bisphenol A(BPA)	17.37	372(10)	357(100)	IS ₃
Bisphenol A-d ₁₄ (BPA-d ₁₄)	17.31	386(9)	368(100)	IS ₃
Naphthalene-α ₈ (IS ₁)	6.72	136(100)		
Phenanthrene-d ₁₀ (IS ₂)	14.47	188(100)		
Pyrene-d ₁₀ (IS ₃)	17.06	212(100)		

^a IS: internal standard.

5) 유기주석화합물(Butyltins) 분석방법

표층퇴적물 중 부틸주석화합물의 분석과정은 Shim et al.(2002)의 방법을 이용하였다. 분석과정은 6단계 과정으로 1) 시료동결건조 및 분쇄, 2) 시료의 산처리 (acid digestion), 3) 용매추출 (solvent extraction), 4) 유도체화 (derivatization), 5) 정제 (clean-up), 6) 기기분석 (Gas Chromatograph Flame Photometric Detector:GC-FPD)이다(Fig. 4-3-7). 모든 실험 유리초자기구는 초음파 세척기로 세척하여 450°C 고온 오븐 (muffle furnace)에 5시간 이상 가열한 후, 실험 전에 유기용매인 디클로로메탄(DCM; dichloromethane)으로 세척하여 사용하였다.

퇴적물은 동결건조기로 건조 한 후 패각의 조각 및 이물질을 모두 제거한 다음, 막자사발에 분쇄하여 체질(Sieve: 200 μm mesh)하였다. 분쇄한 퇴적물 약 5.0 g을 50 mL 폴리프로필렌 원심분리튜브에 넣고 이후 전처리 과정에서 일어날 수 있는 손실오차를 보정하기 위해 내부표준물질(Tripentyltin chloride)을 시료에 첨가한 후 50%(v/v)의 염산을 10 mL 넣어서 30분간 방치하였다. 이후, 0.1 % tropolone이 함유된 디클로르메탄을 20 mL 넣어 교반기에서 3시간 흔들어주었다. 추출된 시료는 4,000 rpm에서 10분간 원심분리 시킨 후 4 mL의 유기용매 층을 15 mL 유리 시험관에 옮겨 담아 질소가스에서 추출용매를 수 μL 정도로 농축하고, n-헥산 2 mL를 넣어 용매 치환하였다. 프로필마그네슘 브로마이드 (n-Propylmagnesium Bromide, 27 % in Tetrahydrofuran, ca. 2 mol/L, Tokyo kaseikogyo co., Japan)를 250 μl 넣고 혼합기로 섞어서 20분간 방치하였다. 0.4 N 황산을 4 mL 첨가하여 중성화 시킨 후 3,500 rpm에서 10분간 원심 분리 후 노말 헥산을 이용하여 활성화시킨 프로리실(Supelco) 컬럼(SPE tube 8 mL, polypropylene, frit polyethylene 20 μm)에 정제하였다. 정제된 시료는 고순도 질소가스로 수 μL 정도로 농축 시킨 후 GC 내부표준물질로서 테트라부틸틴 (TeBT: tetrabutyltin, Aldrich, 93 %)를 넣었다. 그리고 기기분석기인 가스크로마토그래피/불꽃광학검출기로 분석하였다(Table 4-3-14).

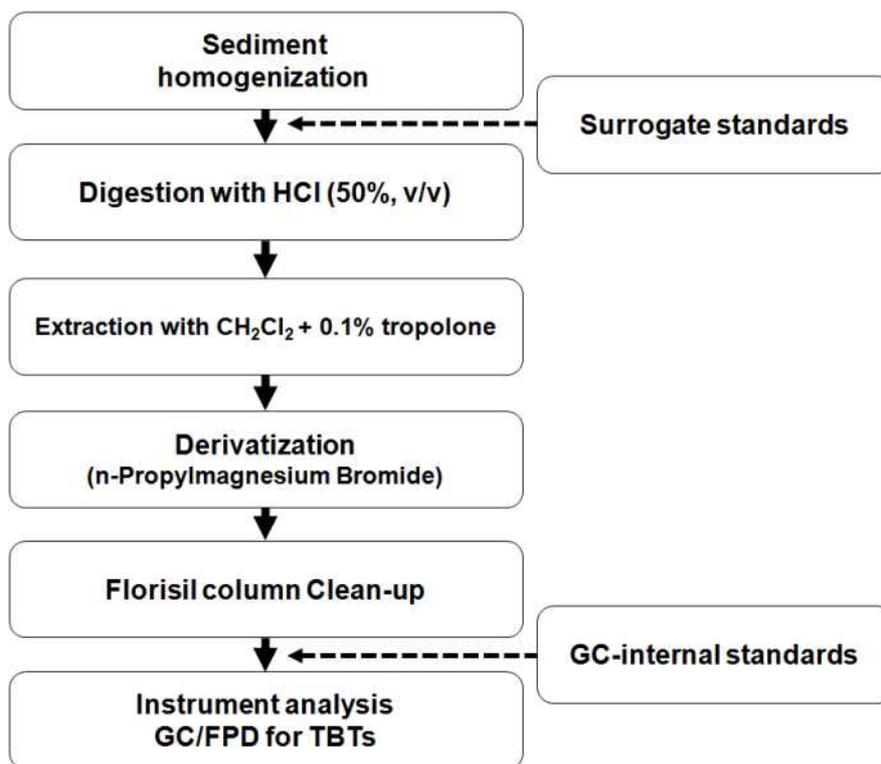


Figure 4-3-7. Schematic diagram for the analysis of butyltins in sediment.

Table 4-3-14. Analytical conditions of gas chromatograph and detector for butyltins.

GC condition

GC	Hewlett Packard 5890 Series II
Detector	FPD tin mode filter for 610 nm
Column	DB-5 (30 m × 0.25 mm × 0.25 μm Film)
Carrier gas	35 mL/min for He ₂
Make-up gas	170 mL/min for H ₂ , 100 mL/min for Air
Injection port temp	250°C
Detector temp.	225°C
Injection mode	Splitless
Injection volume	2 μl
Temperature program	50°C (2 min) → 150°C (10°C/min, 2 min) → 280°C (10°C/min, 3min)

6) 신규 브롬계난연제 분석방법

퇴적물 시료중의 브롬계난연제화합물(HBCDs, TBBPA, BTBPE)의 분석과정은 Al-Odaini et al.(2013)을 기초로 하였다. 분석방법에 대한 모식도는 Figure 4-3-8에 나타내었다. 퇴적물은 동결건조기로 건조한 후 분석에 사용하였다. 건조된 퇴적물 10 g을 팀블에 넣고 디클로로메탄 240 ml와 함께 16시간 속실텐 추출하였다. 추출 전 분석 화합물에 대한 내부표준물질 (Surrogate standard : ¹³C-TBBPA, ¹³C-HBCD, ¹³C-BTBPE)을 첨가하여 회수율을 구하는데 사용하였다. 추출된 추출액은 농축기를 사용하여 1-2 ml로 농축후 실리카 컬럼을 사용하여 정제하였다. 용출액을 회전용매농축기와 고순도 질소가스를 이용하여 0.2 ml로 농축시켰다. 농축된 시료는 내부표준용액(GC Interanl standard :¹³C-BDE139)을 첨가한 후 GC-vial에 옮겼다. 시료 분석은 High performance liquid chromatography-atmospheric pressure chemical ionization-tandem mass spectrometry (HPLC-APCI-MS/MS)를 이용하여 기기 분석하였다. 브롬계 난연제 분석에 사용된 HPLC-APCI-MS/MS의 최적화 조건과 정성,정량 이온을 Table 4-3-15과 Table 4-3-16에 나타내었다.

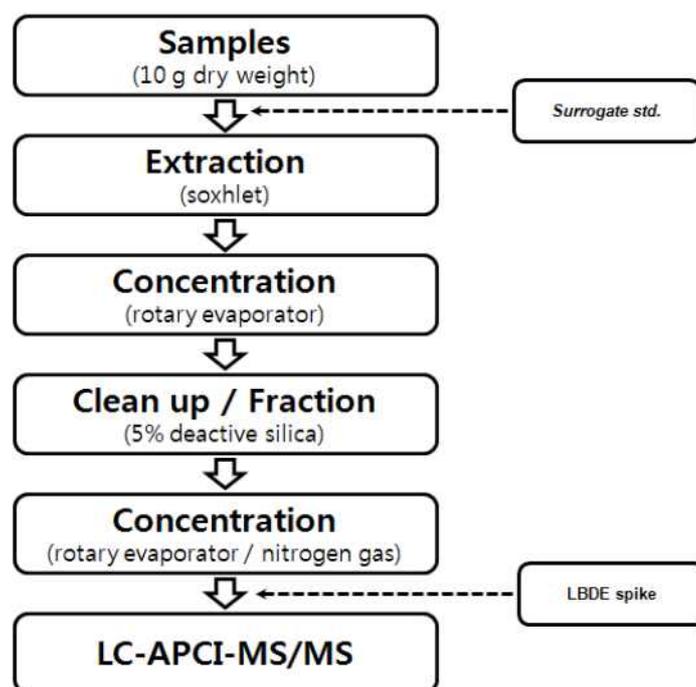


Figure 4-3-8. Schematic diagram for the analysis of TBBPA, HBCDs, and BTBPE in sediment.

Table 4-3-15. MS/MS optimization data.

Analyte	Precursor Ion	Product Ions	DP	EP	CEP	CE	CXP
HBCDs	639.8	78.9	-10	-10	-40	-40	-10
		80.8	-10	-8	-40	-40	-10
TBBPA	543.2	78.8	-80	-10	-40	-40	-10
		80.8	-80	-8	-40	-130	-10
BTBPE	328.9	78.9	-50	-10	-30	-65	-8
		80.8	-50	-10	-30	-65	-8
¹³ C_HBCD	652.1	78.8	-20	-3	-40	-60	-10
¹³ C_ BTBPE	334.9	78.9	-80	-10	-20	-52	-8
¹³ C_TBBPA	555.0	78.9	-50	-10	-30	-90	-8
¹³ C_BDE139	590.7	78.7	-50	-7	-32	-70	-10

DP: Declustering potential; EP: Entrance potential; CEP: Collision cell entrance potential; CE: Collision energy; CXP: Collision cell exit potential

Table 4-3-16. Source parameter for optimization.

Curtain Gas(CUR)	20
Collision gas(CAD)	6
Nebulizer current(NC)	-5
Temperature(TEM)	320
Ion source gas 1(GS1)	40
Ion source gas 2(GS2)	0
Interface heater(ihe)	on

다. 총유기탄소, 입도 및 중금속 분석법

표층퇴적물은 van Veen Grab 또는 Smith-McIntyre Grab을 이용하여 채취하였고 그랩의 뚜껑과 접촉되지 않은 퇴적물 상층부를 미리 산 세척된 플라스틱 스푼을 이용하여 지퍼백에 담아 냉동시킨 후 실험실로 운반하였다. 퇴적물은 동결건조(Labconco Freeze Dry System) 후 균일하게 섞었으며, 분쇄기(Pulverisette 6, Fritsch Co., Deutschland)로 분쇄한 후 200 mesh 체를 통과하여 분석시까지 산 세척된 폴리에틸렌 병에 넣어 보관하였다. 퇴적물 내 중금속(Hg 제외)은 분쇄된 시료 약 0.1 g을 Teflon 용기에 넣고 고순도(Merck, suprapur-grade)의 HF와 HNO₃를 각각 가하여 2시간 이상 실온에 둔 다음 HClO₄를 가한 후 테플론 뚜껑을 덮고 가열판에서 180°C로 24시간 가열하여 용기내의 시료를 완전분해 하였다(Windom et al., 1989). 이 후 혼합산을 증발 건

고 시킨 뒤 1 % HNO₃를 가해 테플론 용기 내의 잔사를 녹여 10 mL로 맞추어 ICP-MS(Thermo, Elemental-X7)로 측정하였다. 수은(Hg) 분석은 분쇄된 시료를 오븐(60°C)에서 완전히 건조시켜 수분을 제거한 뒤 US EPA method 7473에 의하여 열분해 및 금포집 방식을 이용한 Hydra-C(Teledyne Technologies Co., USA)를 이용하여 분석하였다. 퇴적물의 중금속분석 정확도를 검증하기 위하여 NRC(National Research Council, Canada)의 해양퇴적물 표준물질인 MESS-3도 시료와 동일한 방법으로 처리하여 측정하였으며, 95.9%(Co)~101.7%(Hg)의 매우 좋은 회수율을 보였다.

퇴적물 입도는 1N 염산과 과산화수소를 이용하여 무기탄소 및 유기물을 제거한 뒤 입도분석기(Masterizer 2000,, Malvern Instrument)를 이용하여 분석하였다. 퇴적물의 총유기탄소(Total Organic Carbon) 함량은 분쇄된 시료를 1N 염산으로 무기탄소를 제거하였으며 총질소(Total Nitrogen) 함량은 분쇄된 시료를 각각 Tin capsule에 넣은 뒤 원소분석기(Flash 2000 series, Thermo Scientific)로 측정하였다.

라. 퇴적물 단각류 독성 시험법

1) 시료의 채취 및 보관

퇴적물 독성 실험에는 오염물질 분석에 사용된 시료와 동일한 퇴적물 시료를 사용하였다. 정점별로 채취된 퇴적물을 비닐 봉지에 담았고, 채취 즉시 냉장상태로 실험실로 운반하였다. 시료는 실험이 실시되기 전까지 냉장상태로 보관되었고, 모든 실험과 시료처리는 시료채취 후 2주 이내에 실시하였다.

2) 단각류를 이용한 퇴적물 독성 평가

단각류 퇴적물 독성 평가는 실험생물인 저서 단각류를 10일간 현장 퇴적물에서 배양한 이후 각 실험구와 대조구에서 생존율 또는 사망률을 비교하여 생물영향을 평가하는 시험법이다(USEPA, 1994).

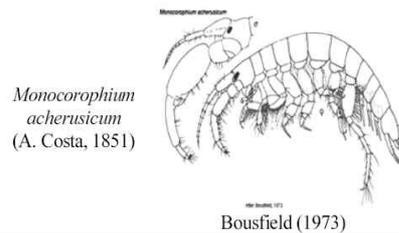


Figure 4-3-9. Benthic amphipod (*Monocorophium acherusicum*), test species for the sediment toxicity test.

가) 실험생물

퇴적물 독성 평가를 위한 실험생물로는 저서성 단각류인 *Monocorophium acherusicum*을 이용하였다(이 등, 2008)(Fig. 4-4-9). 이 종은 우리나라 연안의 조간대와 조하대에 있는 니사질 퇴적물에 서식하는 대표적인 저서생물로서 우리나라 연안의 퇴적물 특성에 아주 적합한 시험종이다(서해수산연구소, 2006). 실험실에서 계대배양 중인 단각류 중 망목 500- μm 인 표준체는 통과하고 350- μm 표준체는 통과하지 않는 어린 개체 중, 해부현미경 관찰 시 외관상 상처나 부속지의 손상이 없고 움직임이 활발한 개체만을 선별하여 실험에 이용하였다.

나) 시료의 준비

각 정점에서 채취된 퇴적물은 수차례에 걸쳐 채취된 것으로, 채취된 시료간의 퇴적물 특성의 차이를 최소화할 필요가 있다. 따라서 동일 정점에서 채취된 모든 시료를 모아서 균일하게 혼합하였다. 균질화된 각 정점의 퇴적물은 300- μm 의 표준체를 통과시켜 굵은 입자와 내서 생물을 제거한 후 실험에 사용하였다. 대조구에 사용된 퇴적물은 오염되지 않은 서해안 영종도에서 채취한 퇴적물을 같은 방법으로 준비하였다.

실험용기로는 1 L 유리 비커를 이용하였다. 퇴적물 시료를 실험용기 바닥에서부터 약 2 cm 정도(약 200 g) 두께로 잘 퍼지도록 주입하였다. 이와 같은 시료를 각 정점당 4개씩 준비하였다. 여기에 여과해수(1 μm 필터 통과, 30 psu)를 퇴적물이 재부유하지 않도록 조심스럽게 부어 최종 부피를 1 L로 맞추었다.

퇴적물로부터 상층해수로 확산되어 나오는 황화수소 혹은 암모니아의 영향을 제거하기 위하여 각각의 실험 용기에 공기 주입 장치를 설치하여 하루 이상 폭기하였다. 생물을 투입하기 전에 해수의 염분, pH 그리고 암모니아 농도를 측정하였다. 표준지침서(USEPA, 1994)에 의하면 실험 초기 암모니아 농도가 2 mM 미만일 때만 실험을 시작하도록 되어 있으므로, 암모니아 농도가 2 mM 이하인지 확인한 후 생물을 투입하였다.

다) 노출실험

단각류를 이용한 퇴적물 독성실험 수행조건은 Table 4-3-17와 같다. 퇴적물이 담긴 실험 용기에 시험용 단각류를 20 마리씩 주입하였다. 생물 주입 후 독성 실험용 배양장치에 넣고 10일 동안 노출 실험을 실시하였다(Fig. 4-4-10). 배양이 끝난 후 시험에 사용된 개체는 모두 회수하였다. 이를 위해 퇴적물을 300- μm 의 표준체로 걸러서 체에 남은 개체들을 모아서 현미경으로 생존한 개체와 사망한 개체를 관찰하여 각각을 계수 하였다. 생존율 혹은 사망률은 다음과 같은 식을 이용하여 계산하였다.

$$S (\%) = (N_f / N_0) \times 100, M (\%) = 100 - S$$

[S: 생존율; N_f = 최종 생존개체수; N₀: 초기투입 개체수, M: 사망률]

각 정점별 생존율이 대조구와 통계적 차이가 있는지 여부를 알아보기 위하여 Student's t-test를 실시하여 독성의 유무를 판단하였다.

Table 4-3-17. Experimental conditions for sediment toxicity test with amphipod, *Monocorophium acherusicum*.

항목	실험 조건
노출 시간	10일
수온	20°C
광조건	24 시간 연속조명
실험 용기	1-L 유리 비이커
퇴적물	부피 200 mL (입자크기 300- μ m 미만)
해수	800 mL (염분: 30 psu)
반복수	정점당 4 회
단각류 개체수	용기당 20 마리
폭기	있음
먹이 급이	없음
관찰 항목	사망률 (생존율)

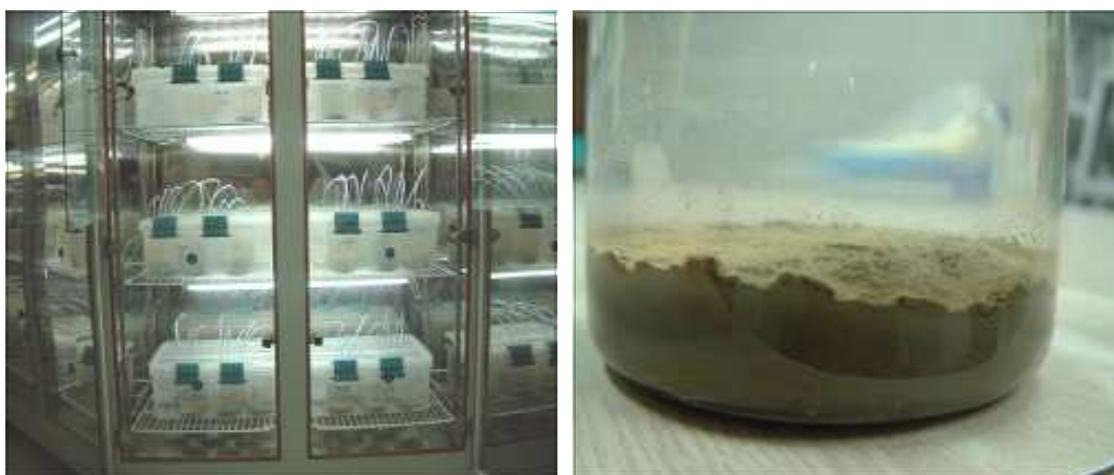


Figure 4-3-10. Photographs of 10-day sediment toxicity test with amphipod *Monocorophium acherusicum*, in a laboratory.

3. 연구결과 및 토의

부산해역 37개 정점 표층퇴적물 중 유기독성물질 PBDEs, PCBs, DDTs, HCHs, CHLs, PAHs, BTs의 농도(건중량 기준)는 각각 0.34~126 ng/g, 0.02~63.3 ng/g, 0.004~133 ng/g, 미검출~3.74 ng/g, 미검출~0.23 ng/g, 3.88~5346 ng/g, 미검출~3919 ng Sn/g의 범위를 보인다. 신규브롬계난연제 HBCDs, TBBPA, BTBPE의 농도(건중량 기준)는 각각 0.05~23.4 ng/g, 미검출~3.81 ng/g, 0.01~7.62 ng/g으로 나타났다. 중금속의 경우 Zn, Cr, Cu, Ni, Cd, As, Hg 그리고 Pb 농도는 각각 44~462 $\mu\text{g/g}$, 20~88 $\mu\text{g/g}$, 5.73~799 $\mu\text{g/g}$, 7.88~35.9 $\mu\text{g/g}$, 0.08~0.91 $\mu\text{g/g}$, 4.4~16.8 $\mu\text{g/g}$, 0.01~0.29 $\mu\text{g/g}$, 19.5~108 $\mu\text{g/g}$ 의 범위로 나타났다(Fig. 4-3-11). 부산해역에서 유기오염물질의 분포는 평균값을 기준으로 PAHs > BTs > NP 순으로 전반적으로 10 ppb 이상의 값을 보였고, 브롬계난연제 및 유기염소계와 같은 화합물은 PBDEs > HBCDs > PCBs > DDTs 등의 순으로 10 ppb 이하의 값을 나타냈다. 중금속은 수은(Hg)과 카드뮴(Cd)을 제외하고 분석된 항목에서 10 ppm 이상의 수준을 보이고, 다른 중금속에 비해 구리(Cu)는 정점 간 농도차이가 큰 것으로 나타났다.

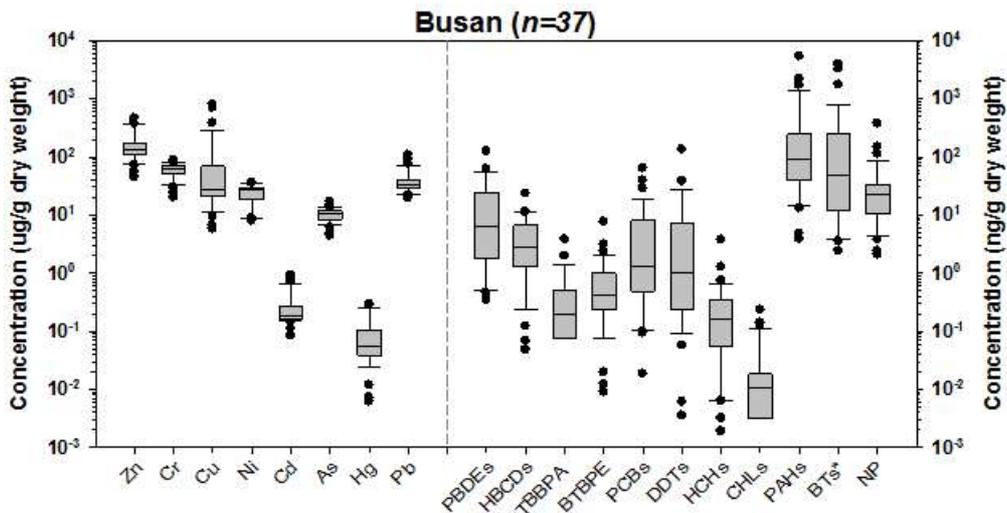


Figure 4-3-11. Distribution of organic pollutants and trace metals in surface sediment from Busan coastal area (BT*: ng Sn/g).

울산해역 32개 정점 표층퇴적물 중 유기독성물질 PBDEs, PCBs, DDTs, HCHs, CHLs, PAHs, BTs의 농도는 각각 0.5~49 ng/g, 0.1~85.5 ng/g, 0.04~53.9 ng/g, 미검출~0.51 ng/g, 미검출~0.05 ng/g, 48~2870 ng/g, 6.88~2543 ng Sn/g의 범위를 나타냈다. 신규브롬계난연제 HBCDs, TBBPA, BTBPE의 농도(건중량 기준)는 각각 1.79~208 ng/g, 미검출~0.7 ng/g, 0.15~51.3 ng/g의 범위로 검출되었다. 중금속의 경우, Zn, Cr, Cu, Ni, Cd, As, Hg, Pb 농도는 각각 90~775 µg/g, 11~90 µg/g, 25~731 µg/g, 8.13~42.9 µg/g, 0.17~5.32 µg/g, 6.15~88 µg/g, 0.04~2.60 µg/g, 27.3~878 µg/g의 범위를 보였다 (Fig. 4-3-12). 울산해역에서 유기오염물질의 분포는 BTs > PAHs > NP 순으로 10 ppb 이상이고, HBCDs > PBDEs > PCBs > BTBPE 등의 순으로 부산해역과 다른 분포 양상을 보였다. 당해연도에 분석된 신규난연제 화합물인 HBCDs의 경우 기존에 잘 알려져 있는 브롬계 난연제 PBDE 화합물보다 상대적으로 높은 농도 수준을 나타내어 향후 지속적인 관찰이 필요할 것으로 사료된다.

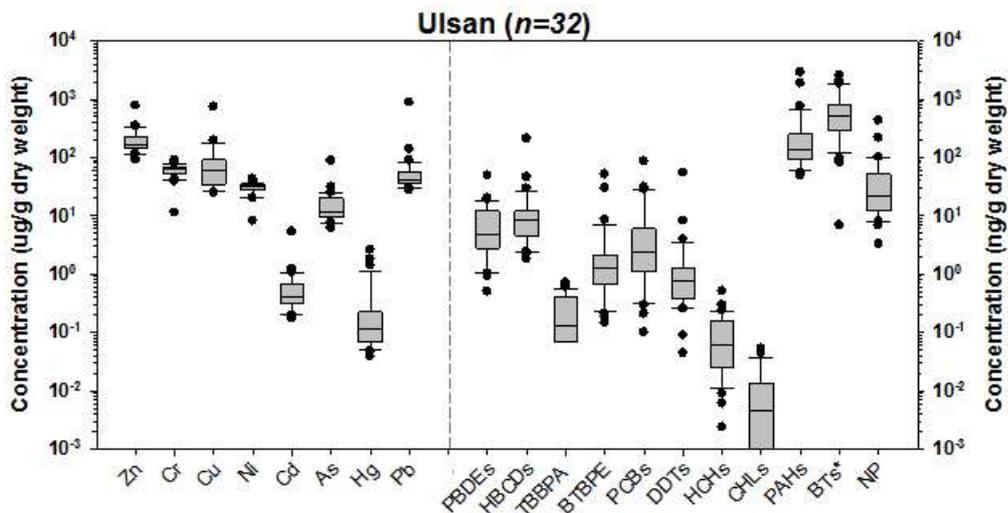


Figure 4-3-12. Distribution of organic pollutants and trace metals in surface sediment from Ulsan Bay (BT*: ng Sn/g).

부산해역과 울산만에서의 유기오염물질 오염정도를 비교하면, 부틸틴(BTs)을 제외하고 두 해역 간에 평균적인 농도수준은 비교적 유사하다. 부틸틴 화합물은 울산만이 부산해역에 비해 평균적으로 10배가량 높지만, 부산해역이 정점 간 차이가 크고, 최고농도 수준이 높게 나타났다. 울산만 퇴적물에서 PCBs, HBCDs, PAHs, BTs, BTBPE의 평균 오염도가 상대적으로 높았다. 유기오염물질의 최고 농도는 HBCDs와 BTBPE를 제외하고 부산해역에서 주로 나타났다

(Fig. 4-3-13). 이 결과는 유기오염물질의 경우 울산만이 전반적으로 오염수준은 높지만, 부산해역은 일부 정점에서 높은 오염을 보이는 것으로 판단된다.

중금속의 경우, 울산만이 부산해역에 비해 평균적인 오염도가 높다(Fig. 4-3-14). 분석된 중금속의 최대 농도는 울산만이 1~10배가량으로 대부분 높게 검출되었다. 이러한 오염정도의 차이는 주변 오염원에 따른 차이와 퇴적물의 입도 및 총유기탄소의 함량 등이 관여하는 것으로 사료된다. 부산해역과 울산만에서의 평균적인 총유기탄소 함량은 각각 $0.96 \pm 0.48\%$, $1.42 \pm 0.75\%$ 이다. 총질소는 부산해역이 $0.08 \pm 0.04\%$, 울산만이 $0.12 \pm 0.04\%$ 로 나타났다. 울산만이 부산해역에 비해 표층퇴적물 내 총유기탄소 함량과 총질소의 함량이 높은 경향을 보인다. 부산해역에서의 퇴적물 입도는 최소 2.20 Φ 에서 최대 6.93 Φ (평균 $5.6 \pm 1.4 \Phi$)의 범위로 나타났고, 니질 퇴적물에서 사질까지 다양한 형태의 퇴적상이 존재하였다. 반면, 울산만은 평균 6.44 $\pm 0.79 \Phi$ 로 정점 간 입도 차이가 크지 않고, 실트와 점토질로 구성된 퇴적상이다(Fig. 4-3-15).

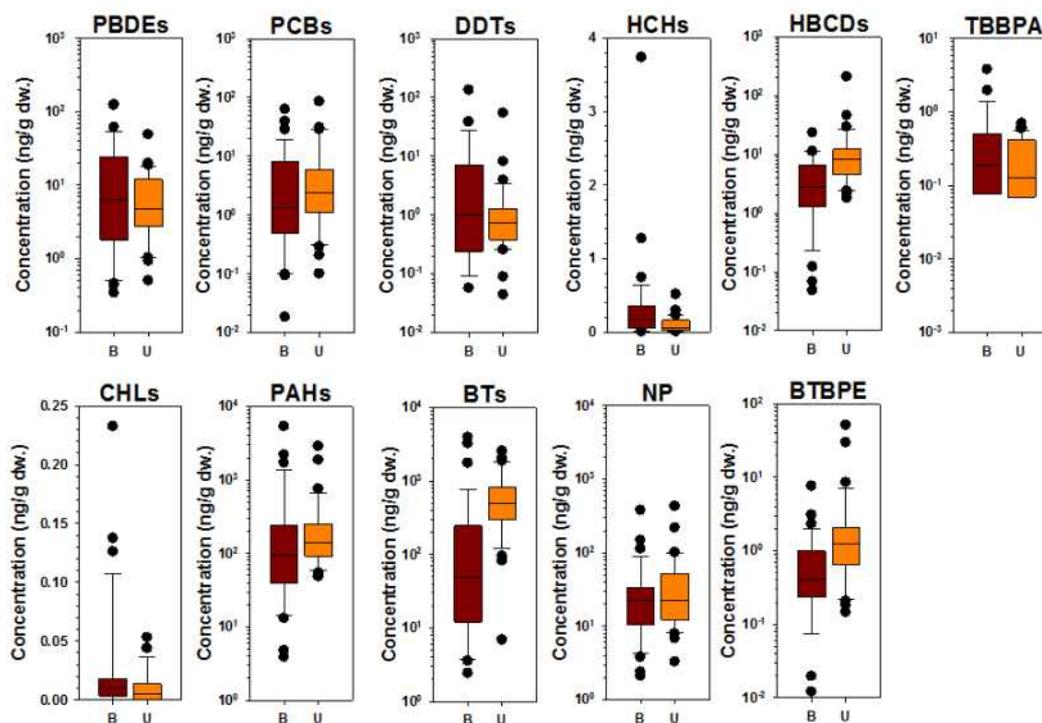


Figure 4-3-13. Comparison of organic pollutants in study regions (B:Busan, U:Ulsan).

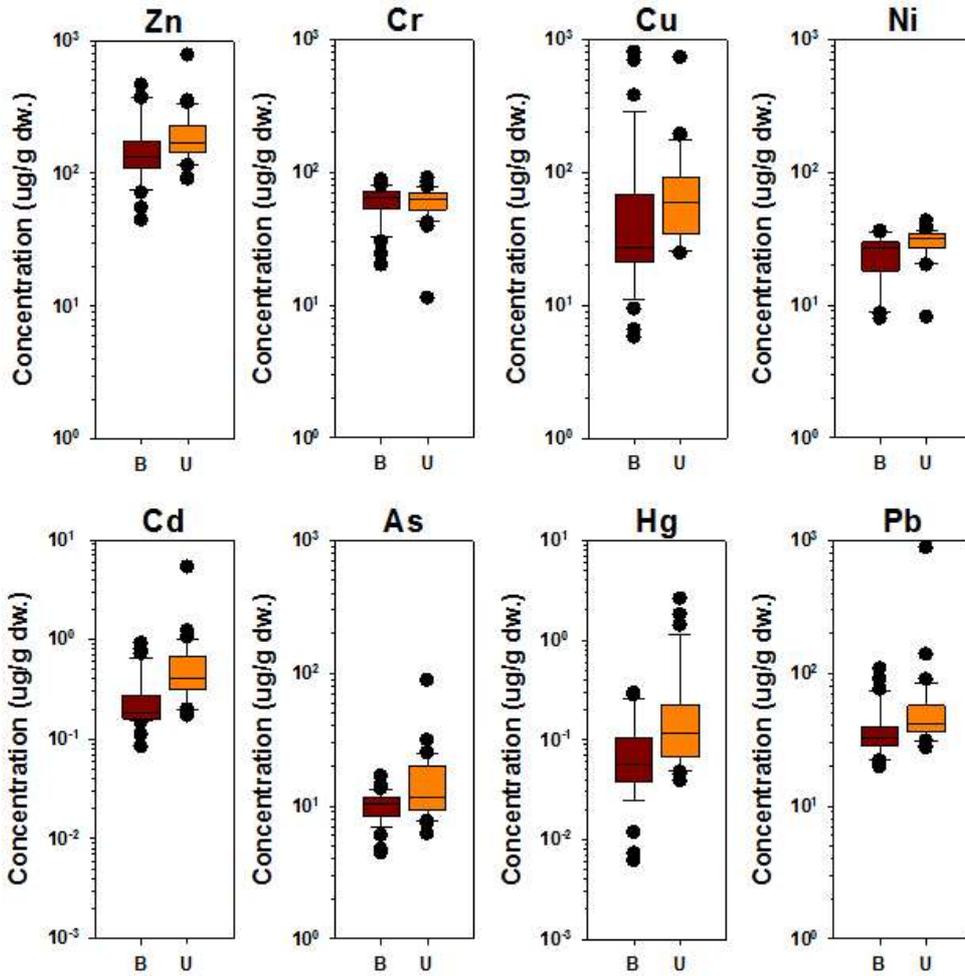


Figure 4-3-14. Comparison of trace metals in surface sediment from study regions (B:Busan, U:Ulsan).

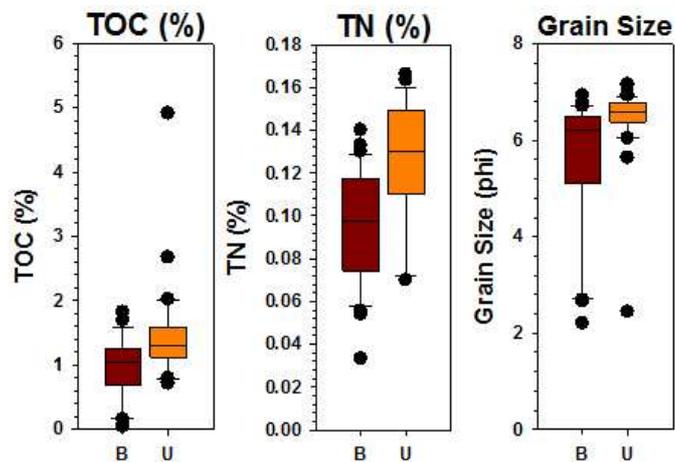


Figure 4-3-15. Comparison of TOC (%), TN (%), and grain size (phi) in surface sediment from study regions (B:Busan, U:Ulsan).

가. 표층 퇴적물 내 PAH 화합물의 오염현황 및 특성

다환방향족 탄화수소(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)는 2개 이상의 벤젠고리가 결합된 유기오염물질로 대표적인 발암물질이다. 화석연료의 주요 구성성분이며 유기물의 불완전 연소에 의해서도 발생하는 것으로 알려져 있다(Blumer, 1975). 산업화와 도시화가 진행됨에 따라 PAH의 오염부하가 증가하고 있으며, 이로 인해 환경 내에서 주된 오염물질로 분류되고 있다. 대부분의 연소기원 PAH는 미국 EPA에서 주요 오염물질로 지정한 16종 PAHs를 중심으로 관리되고 있으나, 유류계 PAH 즉, 알킬 PAH의 경우 아직 연구가 미진한 상황이다. PAH는 물에 대한 용해도와 증기압이 낮고 소수성이기 때문에 유기물이나 입자성 물질에 대한 흡착력이 높으며, 해양에서는 다른 매질에 비해 퇴적물에서 상대적으로 높은 농도를 나타낸다(Means et al., 1980; Schlautman and Morgan, 1993). 본 연구에서는 부산과 울산해역 표층퇴적물 내 PAH의 오염현황 및 오염원 파악을 위해 16종 PAHs와 더불어 유류오염을 지시하는 알킬 PAHs도 분석하였다.

1-1. 부산해역 표층 퇴적물의 PAH 오염현황 및 분포

공통조사 정점을 포함한 부산해역 총 37개 정점에서의 표층 퇴적물 내 16종 PAHs는 2013년 조사된 25개 정점에서 검출된 농도범위와 동일하게 최소 3.88 ng/g에서 최대 5,346 ng/g으로 나타났다. 평균은 2013년에 조사된 결과에 비해 대략 1.3배가량 높은 390±960 ng/g으로 검출되었다.

알킬 PAHs 농도는 5.20~2,698 ng/g, 평균 317±585 ng/g으로 나타났다 (Table 4-3-18). 평균과 중간값은 전년도 조사결과에 비해 높았다.

Table 4-3-18. Summary of PAH concentrations in surface sediment from Busan coastal area.

(단위: ng/g dry wt.)

	조사시기	정점수	최소 - 최대	평균 ± 편차	중간값
Σ 16종 PAHs	2013. 2 2014. 2	37	3.88 - 5,346	390 ± 960	92
Σ Alkyl PAHs	2013. 2 2014. 2	37	5.20 - 2,698	317 ± 585	102

정점별 표층퇴적물 내 PAH 농도 수준을 살펴보면, B11에서 가장 높은 16 PAHs농도(16 PAHs: 5,346 ng/g; 알킬 PAHs: 1,515 ng/g)를 보였고, Alkyl PAHs는 B5-2 (16 PAHs: 1,706 ng/g; 알킬 PAHs: 2,698 ng/g)에서 조사정점

중 가장 높은 농도로 검출되었다. 일부 정점을 제외하고 대부분 (73 %가량)이 200 ng/g 이하로 나타났다(Fig. 4-3-16). 특히, 낙동강 하구에 인접한 정점 (B16-26)에서 평균 25 ng/g으로 낮은 오염 수준을 나타냈고, 부산연안에 위치한 정점들(B1~B15-1)은 평균 544 ng/g으로 하구에 위치한 정점에 비해 대략 20 배 정도 높았다. 특히, B5, B11, 그리고 B15에 인접한 정점은 부산의 대표적인 항구인 부산항과 다대포항이 위치한 정점들로 높은 오염도를 보였다. 이들 정점으로부터 거리에 따른 농도 구배가 관찰되었다. 이는 인구가 밀집하고 산업 및 항만활동이 주요오염원임을 의미한다. 그리고 조립한 입자(정점 B16~B26, 평균: 5.047 ϕ)의 함량이 높은 하구 표층퇴적물은 상대적으로 세립한 입자(정점 B1~B15, 평균: 5.810 ϕ)를 가진 부산연안 해역 퇴적물에 비해 낮은 농도를 반영한다.

부산해역 표층 퇴적물 내 PAH의 주된 오염원을 추론하기 위하여 조성의 차이를 이용하였다(Fig. 4-3-17, Fig. 4-3-18). 모든 조사 정점에서 분석된 PAHs를 나프탈렌계열, 플루오렌 계열, 디벤조티오펜 계열, 페난스렌 계열, 벤젠링 4~6개의 합, 그리고 페릴린 6개로 분류하여 우세한 화합물 그룹을 확인하였다. 부산연안 정점은 정점 간 조성의 차이를 보이나, 벤젠링 4에서 6개의 합이 대부분 정점에서 높은 조성비를 나타냈다. 낙동강 하구에 위치한 일부 정점에서는 페릴린이 30%에서 60%로 높게 검출되었다(Fig. 4-3-17).

부산해역에서 높은 오염도를 보인 대표정점을 선별하여 개별 PAH 조성을 보았다(Fig. 4-3-18). 가장 높은 오염도를 보인 B11에서는 주로 벤젠링 4개 이상으로 구성된 플루란센과 피렌이 높은 조성비를 나타냈고, 다음으로 벤조[b]플루란센이 퇴적물 내에 높게 검출되었다. 이 정점은 전형적으로 도시화와 산업화가 진행된 해양 퇴적물에서 보이는 연소기원의 패턴이다. B5-2의 PAHs조성은 B11, B15-1과 유사하나, 모체보다 알킬치환된 PAH가 더 높은 조성비를 가진다. 이는 부두 인접 정점으로 대형 항구시설, 선박 활동이 활발한 곳으로 연소기원 뿐만 아니라 유류기원에 의해 생성된 PAH의 영향을 동시에 받고 있는 것으로 보였다. B20정점은 낙동강 하구에서 위치한 정점으로 페릴린이 33 %로 부산연안 정점에 비해 높은 조성비를 보였다. 페릴린은 육상 식물 또는 생물 기원, 혐기성 해양 퇴적물에서 전구체로 작용, 그리고 퇴적물의 숙성작용 등과 같이 유류기원, 연소기원으로 생성되는 PAHs와 다르게 자연적으로 생성되는 것으로 알려져 있다(Venkatesan, 1988; Soma et al., 1996; Jiang et al., 2000; Silliman et al., 2001). 낙동강 하구의 경우, 앞서 서술한 바와 같이 농도 수준은 전반적으로 낮으나, 하구 특성상 다양한 경로를 통해 인위적인 유입뿐만 아니라 자연적으로도 PAH가 유입되는 것으로 나타났다.

2007년에 조사된 부산해역 자료와 비교해 보면(Fig. 4-3-19), 16 PAHs는

5.76~954 ng/g (평균: 178±218 ng/g), 알킬 PAHs는 1.68~873 ng/g (평균: 117±164 ng/g)의 범위를 가진다(국토해양부, 2010). 부산해역에서 2013~2014년에 조사된 표층퇴적물은 이전조사에 비해 평균적으로 2배가량 높게 검출되었다. 이전 조사의 경우 현재 가장 높은 오염도를 보인 부산항 북항 정점이 포함되지 않아 오염정도의 변화를 직접적으로 비교하기는 어렵다. 하지만, 이전과 동일하게 현조사에서도 부산항 인근에서 여전히 높은 농도가 검출되고 있어 우선적으로 관리가 필요한 해역으로 판단된다.

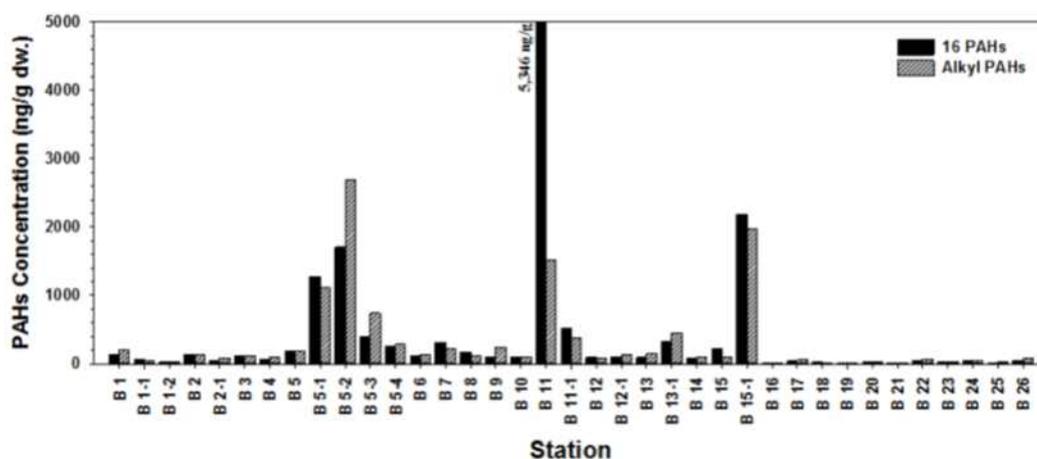


Figure 4-3-16. Distribution of PAHs in surface sediment from Busan coastal area.

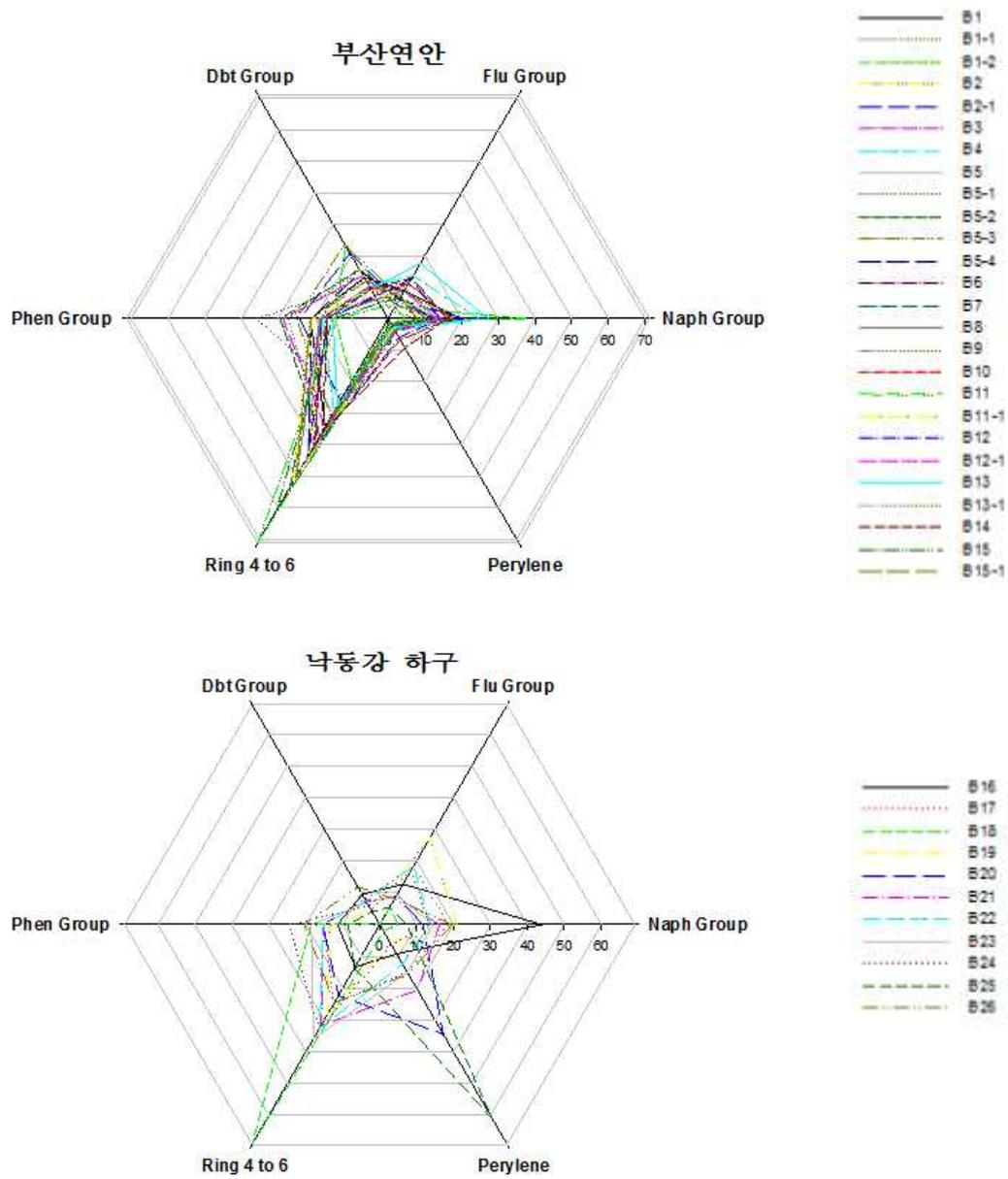
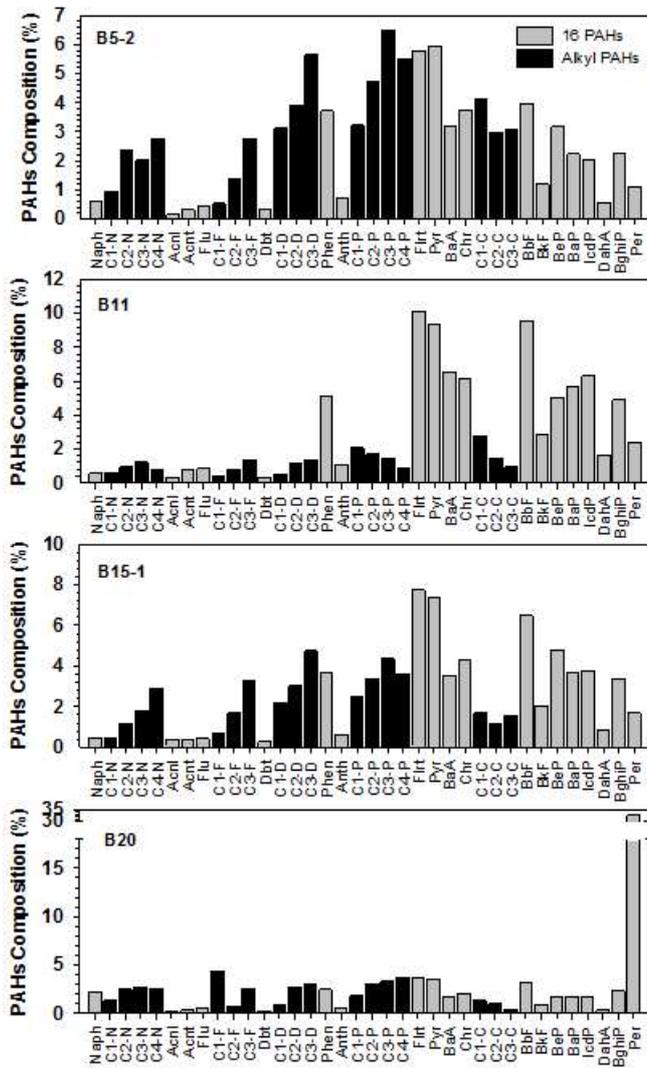
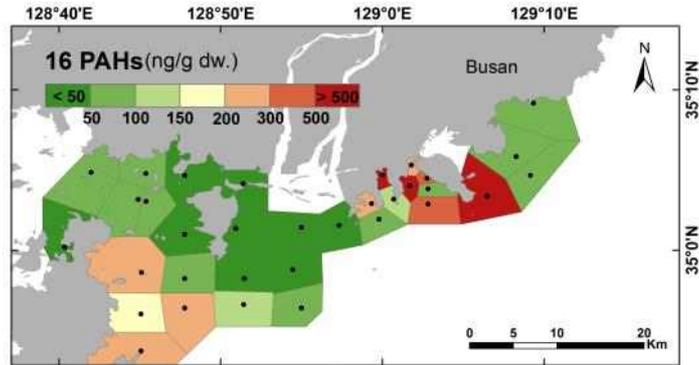


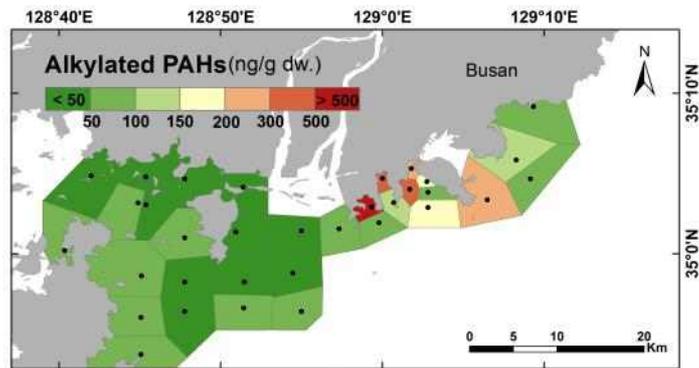
Figure 4-3-17. Radar graph of PAHs group analysis in surface sediment from Busan coastal area.



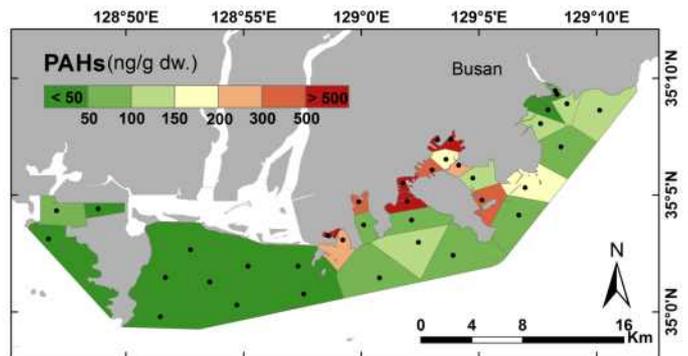
a) 2007년 - 16 PAHs



b) 2007년 - Alkylated PAHs



c) 2013~2014년 - 16 PAHs



d) 2013~2014년 - Alkylated PAHs

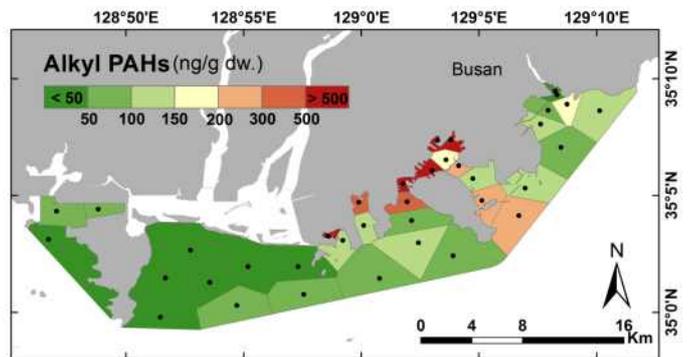


Figure 4-3-19. Comparison of spatial distributions of PAHs in surface sediment from Busan coastal area surveyed in 2007 and this study.

1-2. 울산만 표층 퇴적물의 PAH 오염현황 및 분포

울산만 전년도 13개 정점을 포함한 32개 정점에서의 표층 퇴적물 내 16 PAHs 농도범위는 48.3 ng/g에서 2,870 ng/g의 범위를 가지며, 평균은 316±569 ng/g이다. 알킬 PAHs는 55.7~1,323 ng/g, 평균 257±296 ng/g이다(Table 4-3-19).

Table 4-3-19. Summary of PAH concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

	조사시기	정점수	최소 - 최대	평균 ± 편차	중간값
Σ 16종 PAHs	2013. 2 2014. 2	32	48.3 - 2,870	316 ± 569	140
Σ Alkyl PAHs	2013. 2 2014. 2	32	55.7 - 1,323	257 ± 296	150

울산만에서 정점에 따른 PAHs농도 분포를 보면, 울산연안이 농도 수준이 높고, 전반적으로 온산연안은 상대적으로 낮게 나타났다. 정점 U7-1에서 가장 높은 농도(16 PAHs: 2,870 ng/g; 알킬 PAHs: 1,323 ng/g)가 검출되었고, 다음으로 U3-3에서 16 PAHs는 1,860 ng/g, 알킬 PAHs는 715 ng/g으로 나타났다. 이러한 일부 정점을 제외하고, 총 32개 정점 중 20개 정점(62%)에서 200 ng/g 이하로 나타났다(Fig. 4-3-20). 석유화학단지 및 산업시설이 인접한 정점(U1~U4)과 대형 조선소에 인접한 정점 U3-3, U7-1에서 상대적으로 높다. 내만에서 외만으로 갈수록 농도가 감소하는 경향을 보였다.

울산만 표층 퇴적물 내 PAH의 주된 오염원을 추론하기 위하여 조성 분포를 살펴보았다(Fig. 4-3-21, Fig. 4-3-22). 울산연안과 온산연안에 위치한 시료는 전반적으로 유사한 PAHs조성을 가졌다. 벤젠링 4에서 6개의 합이 대부분 정점에서 높고, 페난스렌 계열이 다음으로 높다. 이는 울산연안과 온산연안이 유사한 오염원에 영향을 받고 있으며, 연소기원 형태의 오염원의 유입이 주된 오염원임을 반영하고 있다. 그리고 페난스렌과 디벤조티오펜 계열이 높게 나타난 정점은 알킬치환된 PAHs화합물이 높게 검출되어 유류기원의 유입도 일부 반영하고 있는 것으로 보였다.

울산만 표층 퇴적물 내 대표적으로 오염된 정점인 U3-3, U4-1, U7-1에서 PAH 조성을 이용하여 평가를 하였다(Fig. 4-3-22), U3-3과 U7-1정점은 서로 유사한 PAH 조성을 보인다. 이는 동일한 유입원에 의한 영향을 받고 있음을 나타냈다. 이들 정점은 대형 조선소가 인접한 정점으로, 선박건조 및 선박활동에

의한 영향이 주로 있는 것으로 확인되었다. 반면에, U4-1 정점은 앞서 서술한 두 지역과는 다른 PAH 분포 특성을 보이고 있다. 이 정점은 알킬치환된 PAHs의 조성이 우세하다. 정점 주변으로 석유화학, 대형산업단지, 그리고 선박활동이 활발하다. 이로 인해 유류기인 영향이 주된 오염원임과 동시에 연소기원이 혼재하는 패턴이 관찰되는 것으로 판단된다.

2008년 조사된 울산만 자료와 현재 결과를 비교해보았다(Fig. 4-3-23). 이전 조사결과에서 16 PAHs는 26.1~4,749 ng/g (평균 394±833 ng/g), 알킬 PAHs는 23.1~1,254 ng/g (평균 182±243 ng/g)으로 나타났다(국토해양부, 2010). 이전 결과와 비교하면 16 PAHs는 소폭 감소하였으며, 알킬 PAHs는 소폭 증가하는 양상을 나타냈다. 그러나 여전히 이전조사와 당해연도 조사 모두에서 대형항구 시설이 발달하고, 산업시설이 위치한 울산항 인근해역과 대형조선소가 인접한 정점에서 높은 농도가 관측되고 있어, 우선적으로 관리가 필요한 해역으로 사료된다.

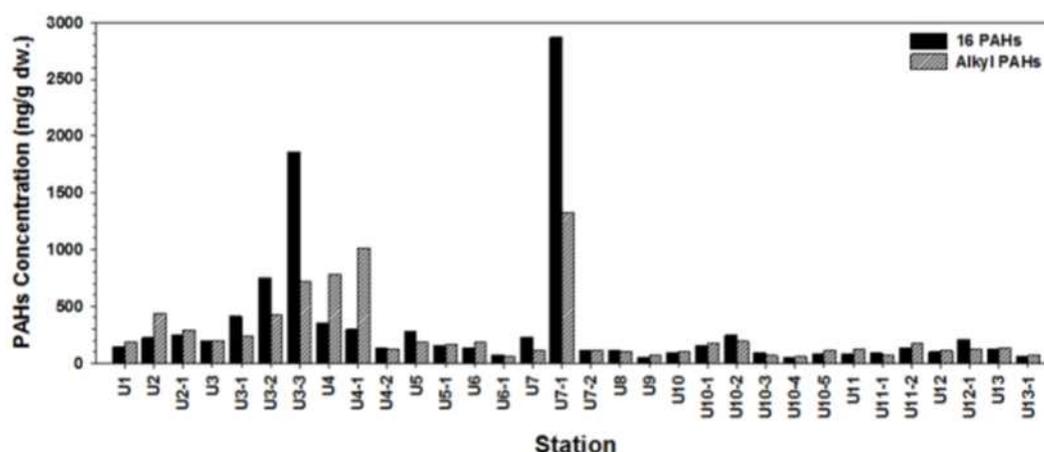


Figure 4-3-20. Composition profiles of PAHs in surface sediment from Ulsan Bay.

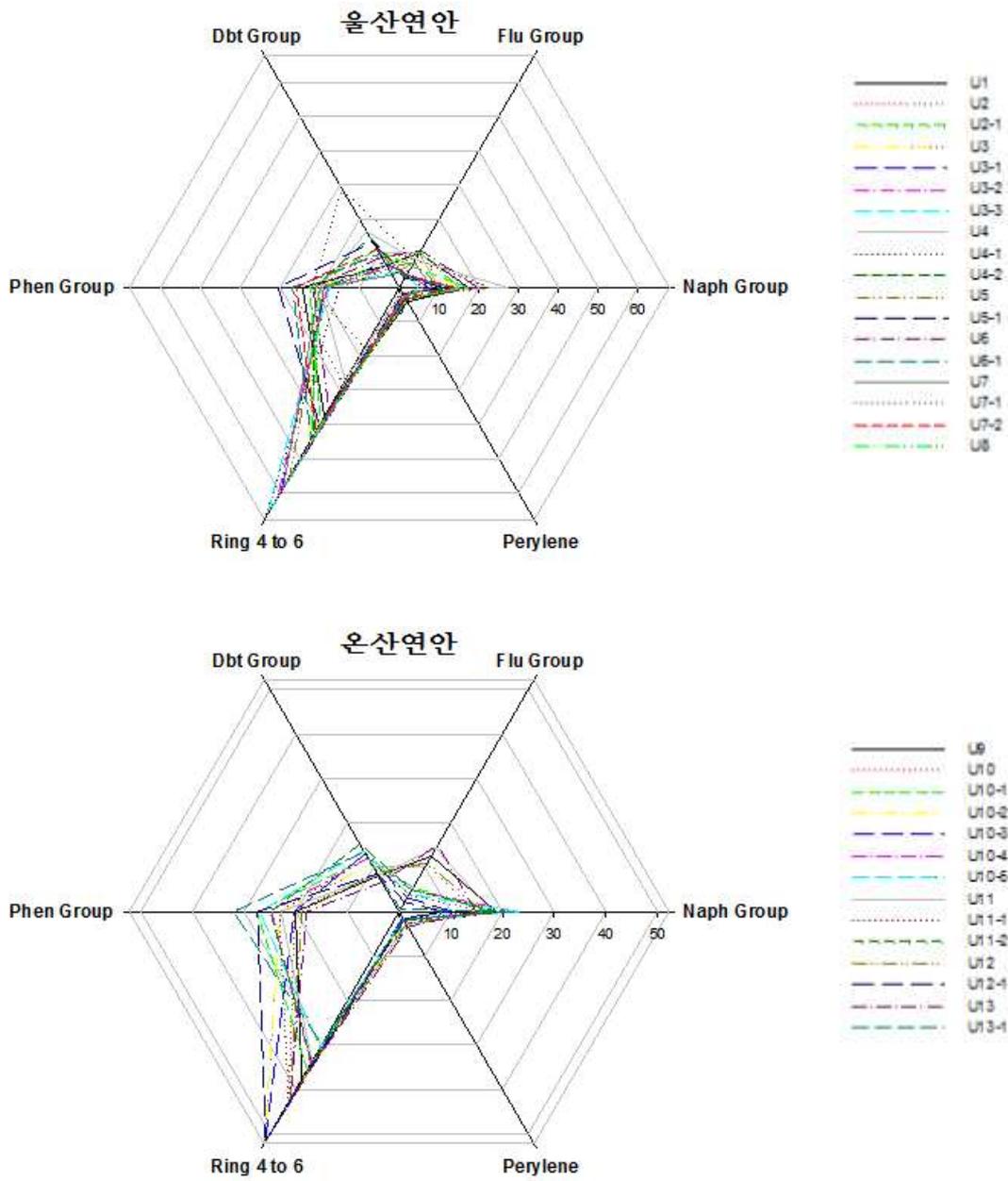


Figure 4-3-21. Radar graph of PAHs group analysis in surface sediment from Ulsan bay.

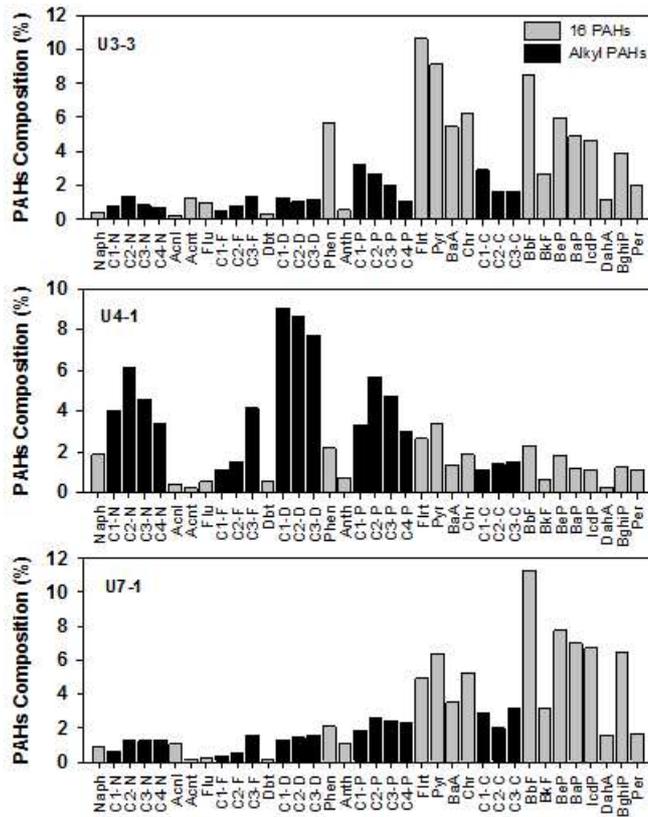
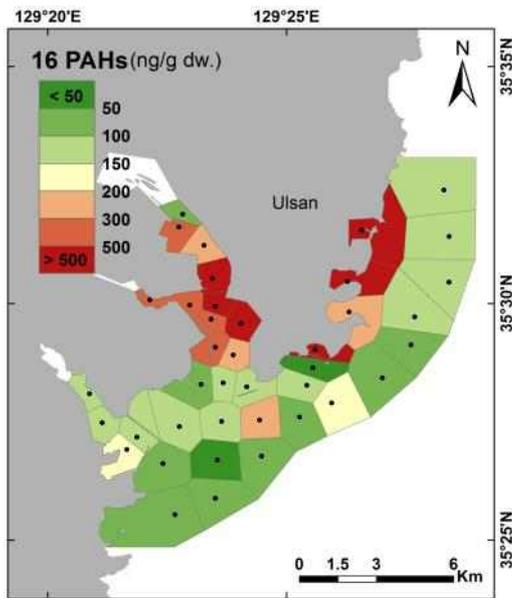
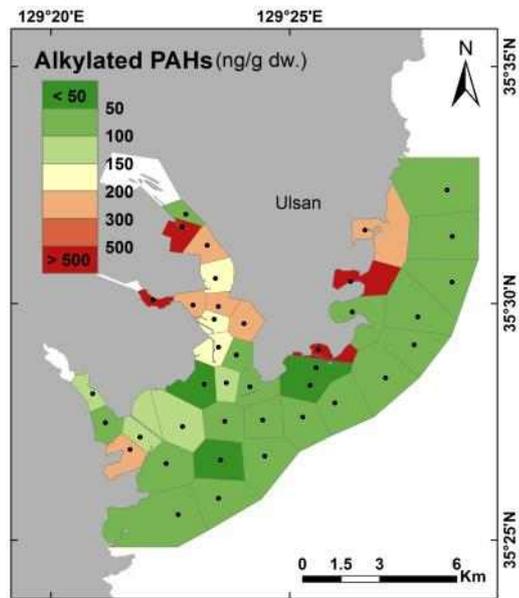


Figure 4-3-22. Composition profiles of PAHs in surface sediment from Ulsan Bay.

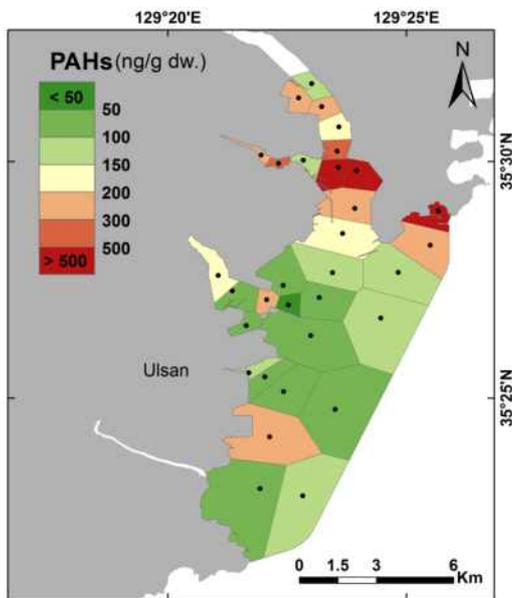
a) 2008년 - 16 PAHs



b) 2008년 - Alkylated PAHs



c) 2013~2014년 - 16 PAHs



d) 2013~2014년 - Alkylated PAHs

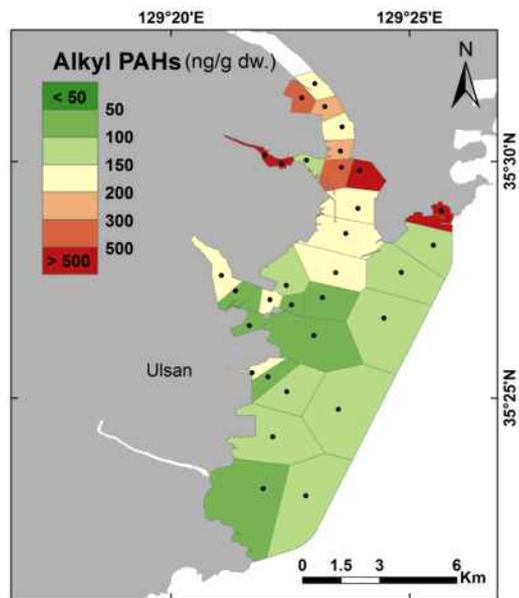


Figure 4-3-23. Comparison of spatial distributions of PAHs in surface sediment from Ulsan Bay surveyed in 2008 and this study.

나. 표층 퇴적물 내 PCB와 유기염소계 화합물의 오염현황 및 특성

PCBs, DDTs, CHLs, HCHs 등을 포함하는 유기염소계 화합물은 합성화합물로서 환경에서 잔류성이 크고 생물독성이 강한 대표적인 환경오염물질이다. 다수의 유기염소계 화합물이 UN-ECE와 UNEP 등의 국제기구에서 배출 감소 및 규제를 위한 우선적 오염물질로 규정되고 있다 (UN-ECE, 1998; UNEP, 1999).

유기염소계 화합물은 안정된 물리·화학적 성질을 가지고 있어 환경에 유입되면 장기간 잔류하게 된다. 또한 대부분의 지속성 유기염소계 화합물은 난분해성과 준휘발적 성향을 함께 지니고 있어 상당량이 대기를 통해 넓은 지역으로 확산 이동한다. 그 결과로서 이들 화합물이 사용된 바 없는 극지방 및 대양의 다양한 매질에서 검출되고 있다 (Iwata et al., 1993; Muir et al., 1995; Allen-Gil et al., 1997; Hargrave et al., 2000; Montone et al., 2001).

1-1. 부산해역/울산만 표층퇴적물의 PCB 오염현황

부산해역 37개 정점에서 채취한 퇴적물 시료 중 PCB 화합물의 농도 범위는 0.02~63.3 ng/g였으며, 평균값은 6.85 ± 12.6 ng/g으로 나타났다(Table 4-3-20). 표층퇴적물 내 PCB 화합물의 오염분포를 보면 소규모 조선소와 부산공동어시장 및 자갈치 시장이 인접한 B11에서 63.3 ng/g으로 가장 높게 나타났고, 다음으로 부산항 내 B5-1과 다대포항 B15-1 정점에서 각각 39.3 ng/g, 28.5 ng/g으로 높게 검출되었다. 낙동강 주변 정점인 B19에서 0.02 ng/g으로 가장 낮게 검출되었다. 인구가 밀집하고 산업과 항만활동이 많은 부산항 주변(B5~B15-1, 평균값 12.3 ng/g)과 수영강 주변(B1~B4, 평균값 2.01 ng/g)이 낙동강하구(B16~B26, 0.44 ng/g)보다 상대적으로 높은 PCB 농도를 나타냈으며, 부산항 내측에서 외측으로(B5~B8, B11~B12-1) 갈수록 농도가 감소하는 경향을 나타냈다. 이는 선박활동이 많고 조선소가 위치한 부산항 내측이 주 오염원임을 의미한다(Fig. 4-3-24, 4-3-25).

부산항 해역의 PCBs 농도는 2000년 부산항 퇴적물 시료에서 검출된 평균 농도 57.9 ng/g와 2001~2007년에 채집한 퇴적물 시료에서 검출된 평균 농도 15 ng/g보다 낮아 점진적으로 감소하는 추세를 보였다(Hong et al., 2005; Choi et al., 2011).

Table 4-3-20. Summary of PCB concentrations in surface sediment from Busan coastal area.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
PCBs	0.02 - 63.3	6.85±12.6	1.32

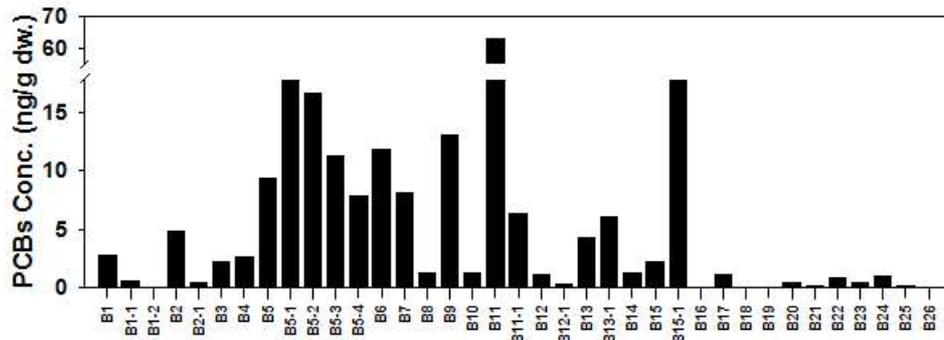


Figure 4-3-24. Distribution of PCBs in surface sediment from Busan coastal area.

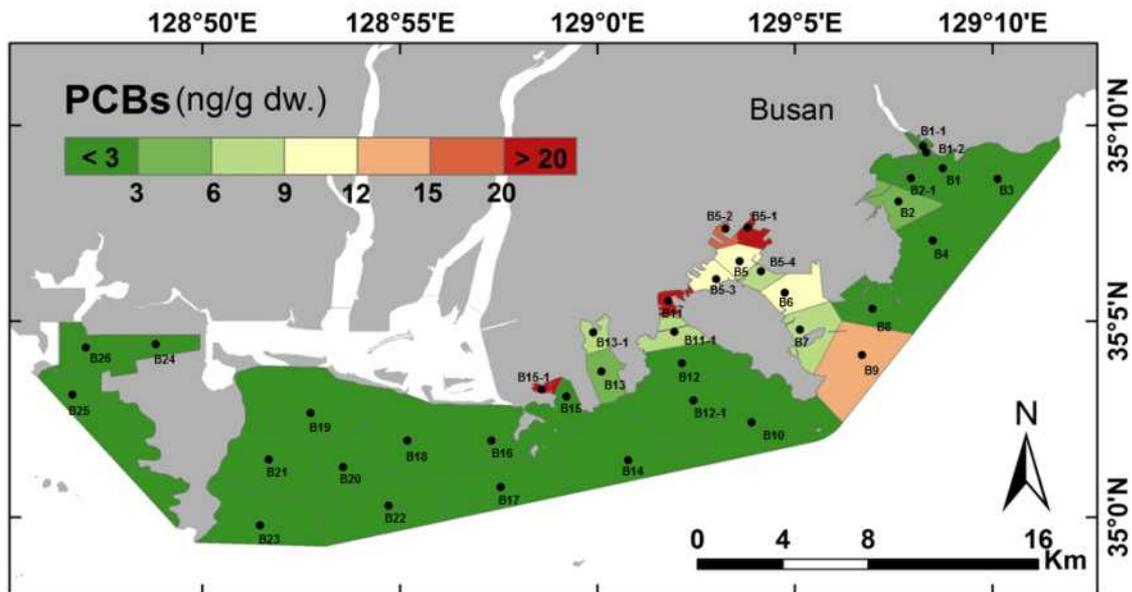


Figure 4-3-25. Distribution of PCBs in surface sediment from Busan coastal area.

울산만 32개 정점에서 채취한 퇴적물 시료 중 PCB 화합물의 농도범위는 0.1~85.5 ng/g였으며, 평균값은 8.72±16.7 ng/g으로 나타났다(Table 4-3-21). 표층퇴적물 내 PCB 화합물의 오염분포를 보면 자동차, 화학 및 조선 산업이 발달한 정점(U3~U4-1)에서 상대적으로 높은 PCB 화합물의 농도를 나타냈다. 대도시인 울산시를 횡단하는 태화강 입구(U1)에서 상대적으로 낮은 농도 수준을 보였는데 이는 울산만의 경우 PCB 오염이 도시 활동보다는 오히려 산업 활동과 관련이 있음을 시사한다. 울산만 남쪽에 위치한 온산산업단지(U8~U13-1)에서는 내만보다 상대적으로 낮은 농도 수준을 나타냈다(Fig. 4-3-26, 4-3-27).

울산만 PCB 농도는 동일시기에 같이 조사된 부산해역보다 상대적으로 높은 농도로 나타났고, 2010~2012년에 조사된 진해만(평균값 1.81 ng/g)과 광양만(평균값 0.65 ng/g)보다는 약 4~13배 높은 농도를 나타냈다(한국해양과학기술원, 2013). 울산만에서의 PCB 오염도가 다른 지역(진해만, 광양만, 부산해역)에 비해 높아 지속적인 관리가 필요한 것으로 사료된다.

Table 4-3-21. Summary of PCB concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
PCBs	0.1 - 85.5	8.72±16.7	2.43

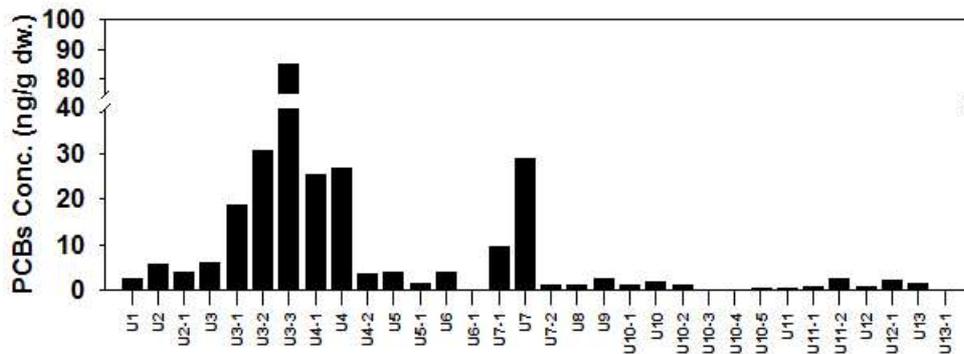


Figure 4-3-26. Distribution of PCBs in surface sediment from Ulsan Bay.

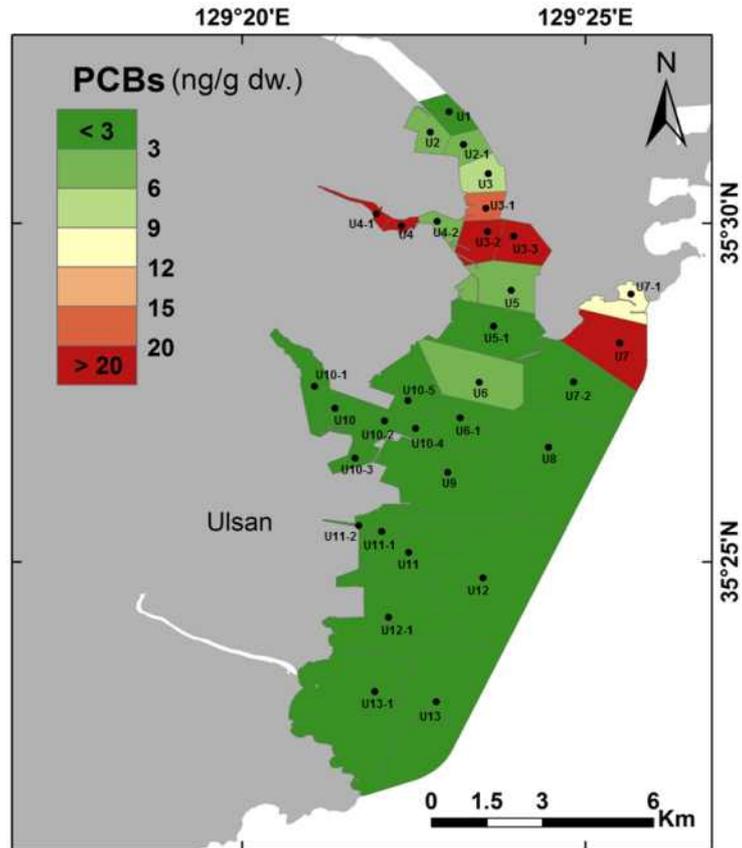


Figure 4-3-27. Distribution of PCBs in surface sediment from Ulsan Bay.

1-2. 부산해역/울산만 표층퇴적물의 PCB 조성

부산해역 표층퇴적물 중 PCB 화합물의 homologue 구성비를 보면 Hepta-CB가 28%로 가장 많은 비중을 차지하였고, Hexa-CB와 Penta-CB가 25%, 21%로 나타났다. Tetra-, Tri-, Octa-CBs가 그 다음 순으로 나타났고, Di-, Nona-, Deca-CBs는 합쳐서 4% 미만으로 낮은 비중을 차지하였다(Fig. 4-3-28).

울산만의 PCB 화합물의 평균 조성을 살펴보면 Hexa-CB와 Hept-CB가 가장 높은 비중인 35%를 차지하였고, 뒤를 이어 Penta, Tetra 순으로 나타났다(Fig. 4-3-29). 따라서 두 해역 모두 High-chlorinated PCBs가 우세한 PCB 패턴을 나타냈고, 이는 두 해역이 유사한 오염원의 영향을 받고 있음을 의미한다.

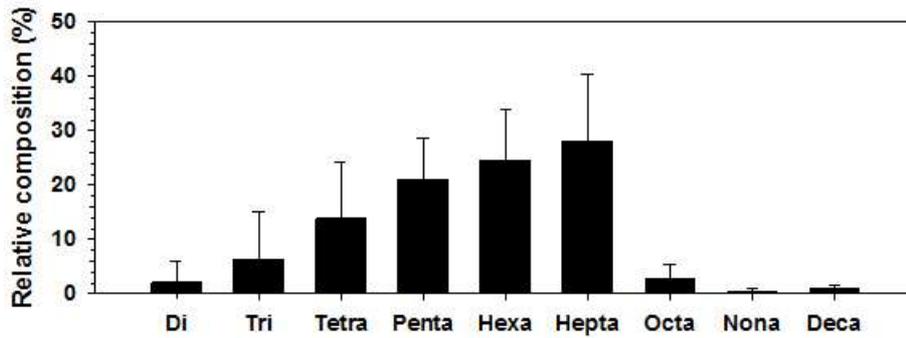


Figure 4-3-28. Relative composition of PCB homologues in surface sediment from Busan coastal area.

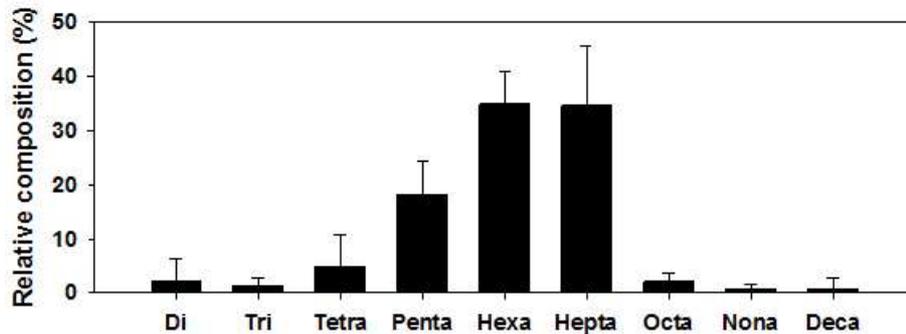


Figure 4-3-29. Relative composition of PCB homologues in surface sediment from Ulsan Bay.

1-3. 부산해역/울산만 표층퇴적물의 유기염소계 농약의 오염현황

부산해역 37개 퇴적물 정점에서의 DDTs, HCHs, CHLs 농도범위는 각각 0.004~133 ng/g, 0.002~3.74 ng/g, 미검출~0.23 ng/g이었고, 평균값은 8.62 ± 23.1 ng/g, 0.32 ± 0.63 ng/g, 0.03 ± 0.05 로 나타났다(Table. 4-3-22).

DDT 화합물의 공간분포를 보면 부산항 내측(B5~B5-4, B11, B11-1)과 감천항(B13-1), 다대항(B15-1)에서 상대적으로 높은 농도로 검출되었고, PCB 화합물과 유사하게 전반적으로 부산항 내측에서 높고 바깥쪽으로 갈수록 감소하는 양상을 보였다.

HCH 화합물의 공간분포를 보면 B11 정점에서 3.74 ng/g으로 가장 높게 검출되었고, 다음으로 B6, B13 정점에서 상대적으로 높은 농도를 나타냈다. 전체적으로 특이한 공간 분포를 보이지 않았다.

CHL 화합물의 공간분포를 보면 DDT 화합물과 유사하게 부산항 내측에서

높은 농도로 검출되었고, 보편적으로 모든 정점에서 대체로 낮은 농도를 나타냈다(Fig. 4-3-30, 4-3-31). HCB, Dieldrin, Endrin 화합물의 농도는 각각 미검출~0.52 ng/g(평균값 0.07 ng/g), 미검출~0.16 ng/g(평균값 0.03 ng/g), 미검출~0.39 ng/g(평균값 0.04 ng/g)의 범위를 나타냈다.

2001년에 부산해역에서 조사된 DDTs(평균 35.2 ng/g), HCHs(평균 1.57 ng/g), CHLs(평균 1.10 ng/g) 자료를 비교하면 점진적으로 감소하는 추세를 보였다(해양수산부, 2001).

Table 4-3-22. Summary of OCP concentrations in surface sediment from Busan coastal area.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
DDTs	0.004 - 133	8.62±23.1	1.01
HCHs	0.002 - 3.74	0.32±0.63	0.16
CHLs	미검출 - 0.23	0.03±0.05	0.01

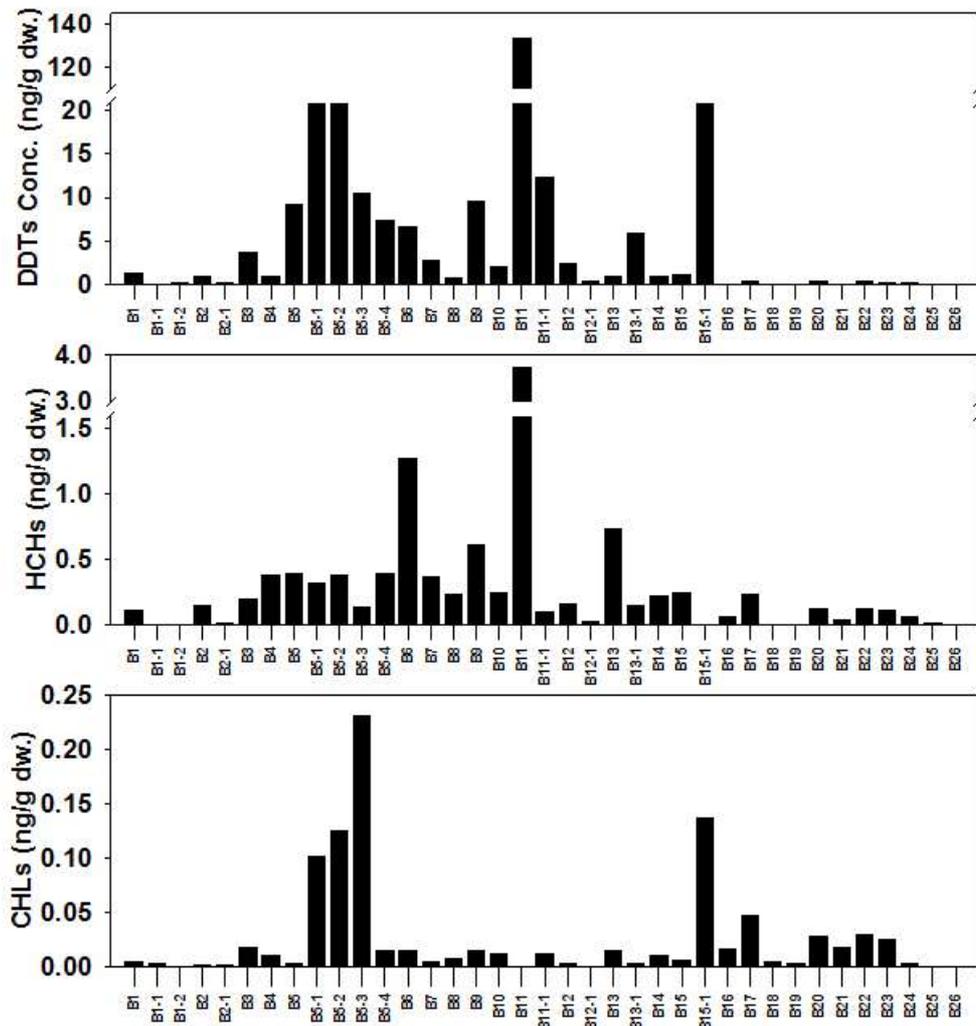


Figure 4-3-30. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediment from Busan coastal area.

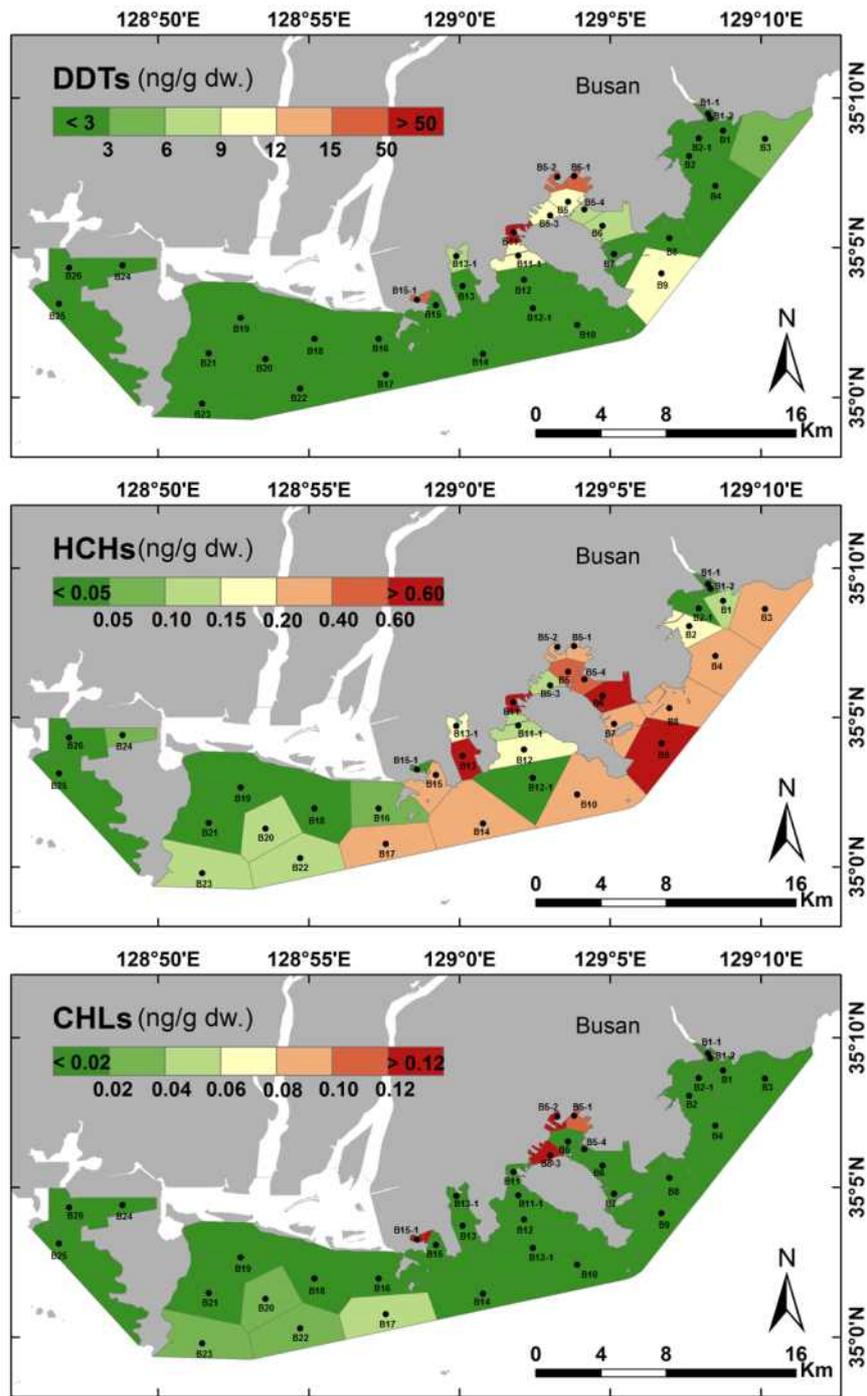


Figure 4-3-31. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediment from Busan coastal area.

울산만 32개 퇴적물 정점에서의 DDTs, HCHs, CHLs 농도범위는 각각 0.04~53.9 ng/g, 0.002~0.51 ng/g, 미검출~0.05 ng/g이었고, 평균값은 2.8±9.45 ng/g, 0.1±0.11 ng/g, 0.01±0.01 ng/g로 나타났다(Table. 4-3-23).

DDT 화합물의 공간분포를 보면, U3-3에서 53.9 ng/g으로 가장 높은 농도로 나타났고, 뒤를 이어 U9, U10-2 정점 등에서 상대적으로 높은 농도를 나타냈다. 울산만 DDT 화합물의 농도는 동일시기에 조사된 부산해역보다 상대적으로 높은 값을 나타냈다.

HCH 화합물과 CHL 화합물은 장생포 부근 정점인 U4에서 각각 0.51 ng/g, 0.05 ng/g으로 가장 높게 검출되었고, 보편적으로 모든 정점에서 낮은 농도를 나타냈으며, 전체적으로 특이한 공간 분포를 보이지 않았다(Fig. 4-3-32, 4-3-33).

2001년에 부산해역에서 조사된 DDTs(평균 4.83 ng/g), HCHs(평균 0.77 ng/g), CHLs(평균 0.20 ng/g) 자료와 비교하면 점진적으로 감소하는 추세를 보였다(해양수산부, 2001).

Table 4-3-23. Summary of OCP concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
DDTs	0.04 - 53.9	2.8±9.45	0.74
HCHs	0.002 - 0.51	0.1±0.11	0.06
CHLs	미검출 - 0.05	0.01±0.01	0.005

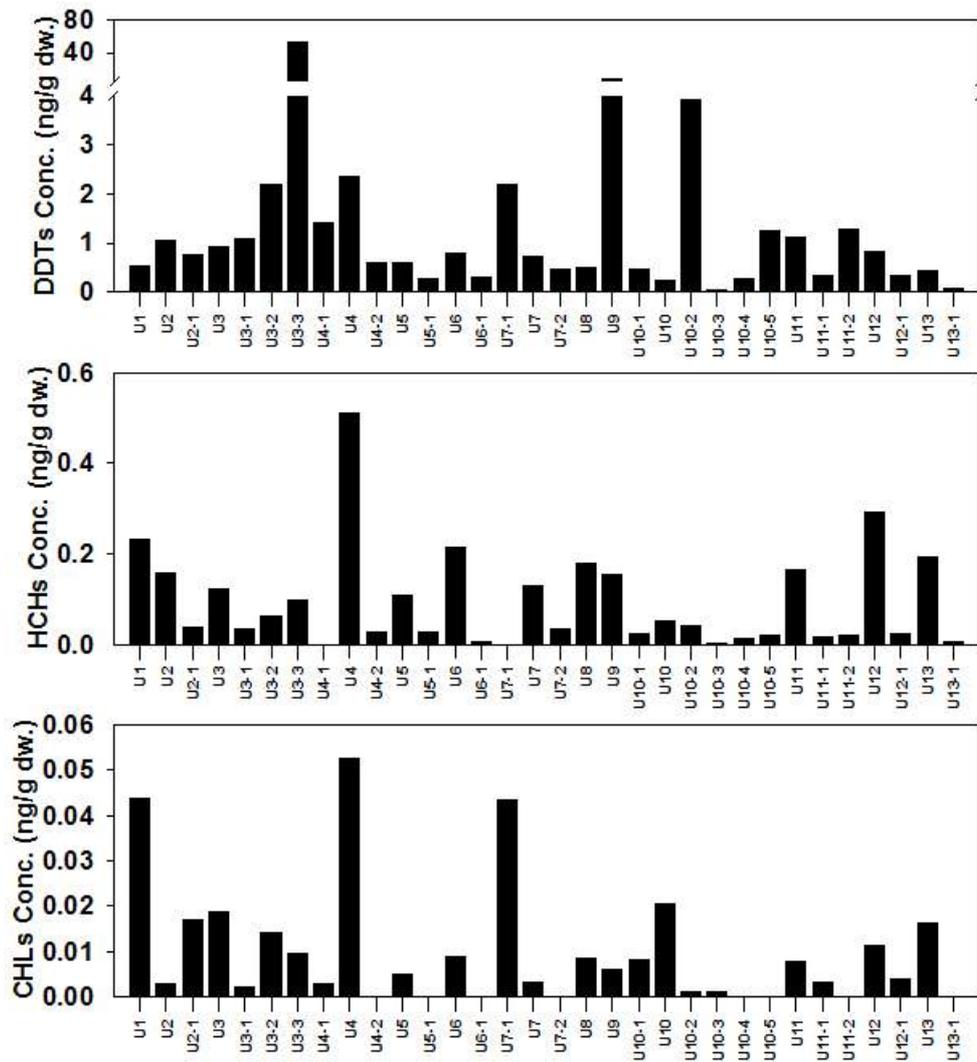


Figure 4-3-32. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediment from Ulsan Bay.

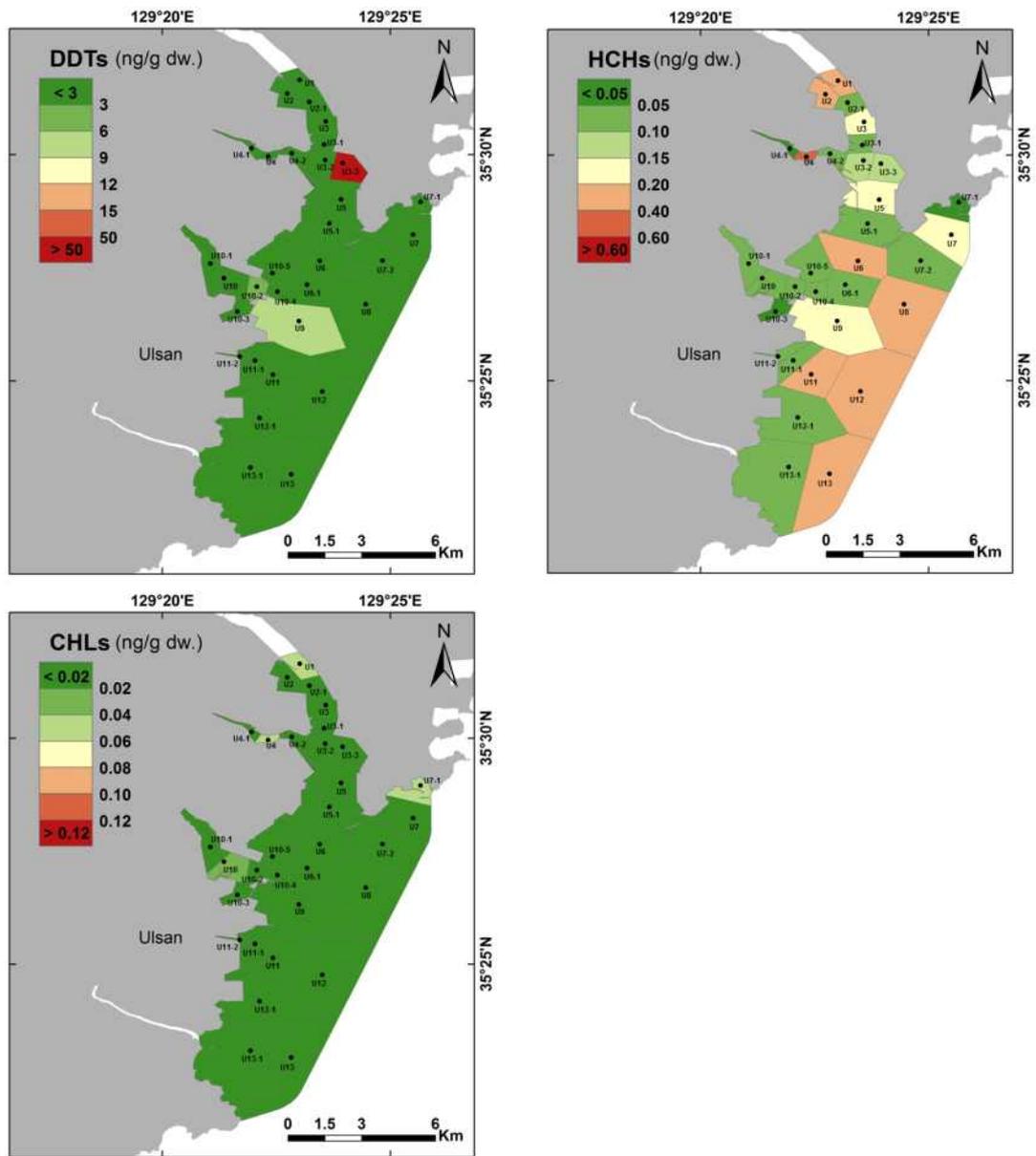


Figure 4-3-33. Distribution of DDTs, HCHs and CHLs in surface sediment from Ulsan Bay.

1-4. 부산해역/울산만 표층퇴적물의 유기염소계 농약의 조성

부산해역 표층퇴적물 중 DDT 화합물의 이성질체 및 대사산물의 구성비는 p,p'-DDD가 33%, p,p'-DDT가 32%, p,p'-DDE가 21%로 나타났고, 그 외 세 가지 이성질체의 구성비 합은 15% 미만으로 나타났다. 울산만의 구성비는 p,p'-DDT가 32%, p,p'-DDD가 29%, p,p'-DDE가 21%로 나타났다(Fig. 4-3-34). 부산해역의 경우 혐기환경에서 주요 분해산물인 DDD의 조성비가 높게 나타나고 있어, 과거에 유입된 DDT가 환경에서 상당량 분해되었고 새로운 유입은 제한적인 것으로 해석된다. 반면 울산만의 경우, 부산해역에 비해 모화합물인 p,p'-DDT가 상대적으로 높은 조성을 보였다.

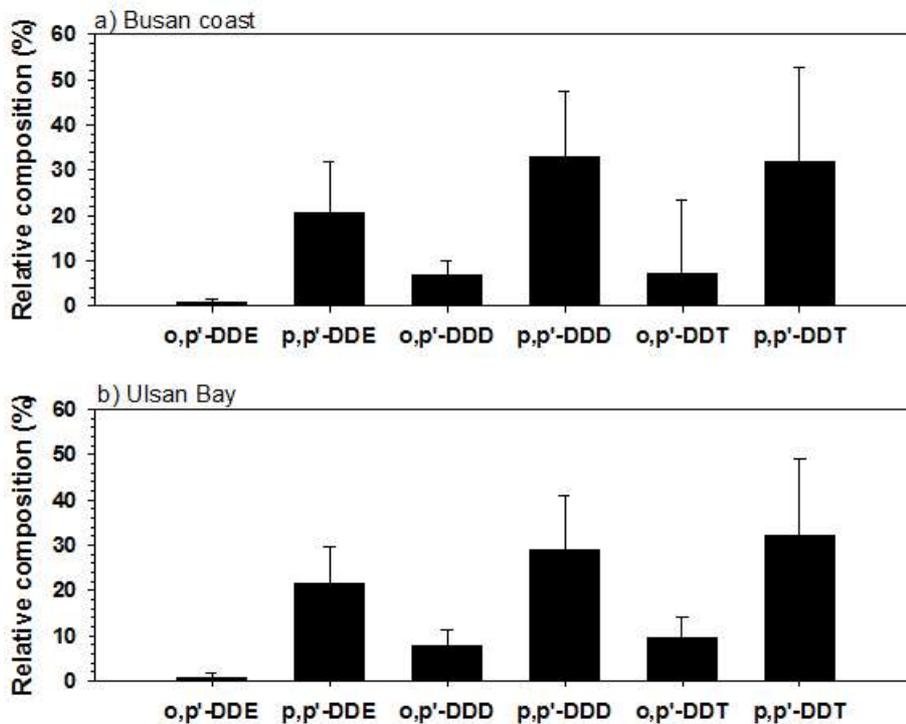


Figure 4-3-34. Relative compositions of DDTs in surface sediment from a) Busan coastal area and b) Ulsan Bay.

부산해역의 HCH 화합물의 이성질체 조성비를 보면 γ -HCH가 36%, α -HCH가 27%, β -HCH가 23%, δ -HCH가 14%로 나타났고, 울산만은 β -HCH가 41%, γ -HCH가 33%, α -HCH가 21%, 와 δ -HCH가 6%의 조성비를 나타냈다(Fig. 4-3-35). HCH 화합물은 HCH의 동위체가 혼합된 technical HCH와 γ -HCH를 정제화한 린단(Lindane)으로 생산되어 사용되어왔다. Technical HCH내 동위체들의 구성은 다음과 같다(Walker et al., 1999); α -HCH(55-80%), β -HCH(5-14%),

γ -HCH(8-15%), δ -HCH(2-16%), ϵ -HCH(3-5%). Technical HCH내 α -HCH의 구성비가 높음에도 불구하고 α -HCH는 상대적으로 높은 휘발성을 가지며 분해가 빨라 환경 중의 지속성이 낮다. 반면, β -HCH는 α -HCH와 γ -HCH에 비해 지속성이 높다. 부산해역에서의 γ -HCH의 상대적으로 높은 조성은 최근 린단의 유입이 있었음을 시사한다. 린단은 살충제로서의 사용이 1970년대 후반 이후 규제되고 있음에도 불구하고, 린단이 포함된 샴프 타입의 이(lice) 제거액이 약국 등에서 현재까지도 시판되고 있음을 확인한 바 있다. 울산만의 경우 부산해역과 다르게 지속성이 강한 β -HCH가 상대적으로 높은 조성을 나타냈다.

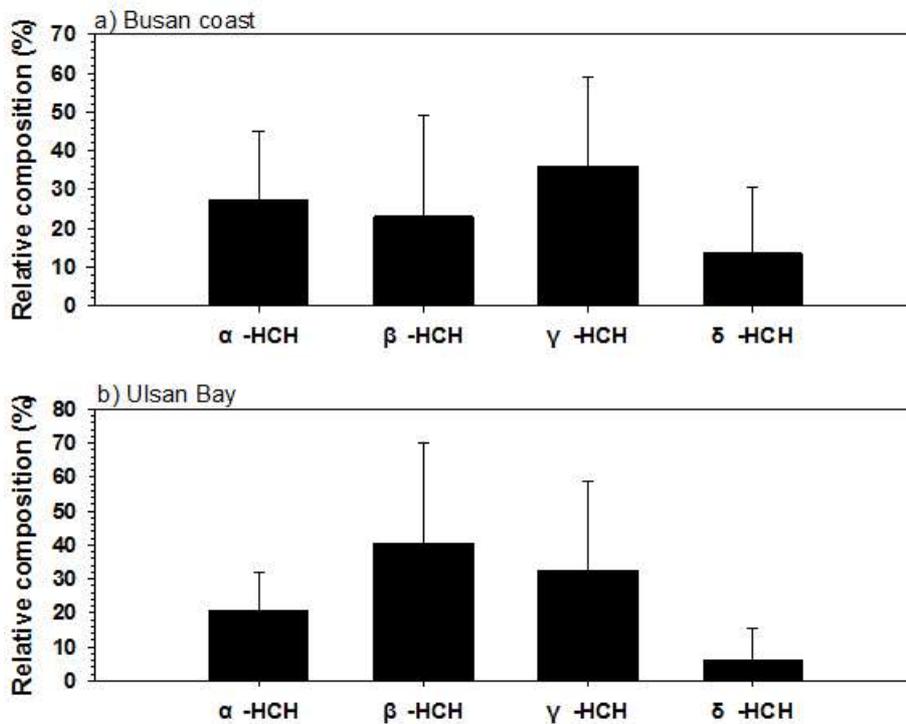


Figure 4-3-35. Relative compositions of HCHs in surface sediment from a) Busan coastal area and b) Ulsan Bay.

부산해역 퇴적물 중 CHL 화합물의 구성비를 보면 trans-nonachlor, γ -chlordane, α -chlordane 화합물이 각각 58%, 18%, 18%로 나타났고, 울산만은 trans-nonachlor, γ -chlordane, α -chlordane 화합물이 각각 53%, 25%, 17%로 두 해역이 유사한 조성비를 나타냈다(Fig. 4-3-36). 140여개의 화합물로 구성된 technical chlordane에는 α -chlordane, γ -chlordane, heptachlor, trans-nonachlor, cis-nonachlor가 각각 $24\pm 2\%$, $19\pm 3\%$, $10\pm 2\%$, $7\pm 3\%$, and $7\pm 1\%$ 가 함유되어 있다(Iwata et al., 1993). 일반적으로 trans-nonachlor와 γ -chlordane의 비(N/C ratio)를 이용하여 유입경로 및 오염 진행상황을 판단하는 비교 값으로 사용하며, N/C ratio가 0.45 보다 낮을 경우 최근 유입이 있는 것으로 예측한다. 이는 trans-nonachlor가 농약 중 함량이 γ -chlordane에 비해 적으나, 난분해적 성향이 상대적으로 강하여, 오래된 퇴적층에서는 그 값이 높게 검출되는 것이다. 본 연구지역의 경우, 부산해역은 두 화합물이 모두 검출된 8개 정점의 N/C비는 평균 0.75로 나타났고, 울산만은 모두 검출된 4개 정점의 N/C비가 평균 0.46로서, 두해역 모두 최근 유입은 없는 것으로 판단된다.

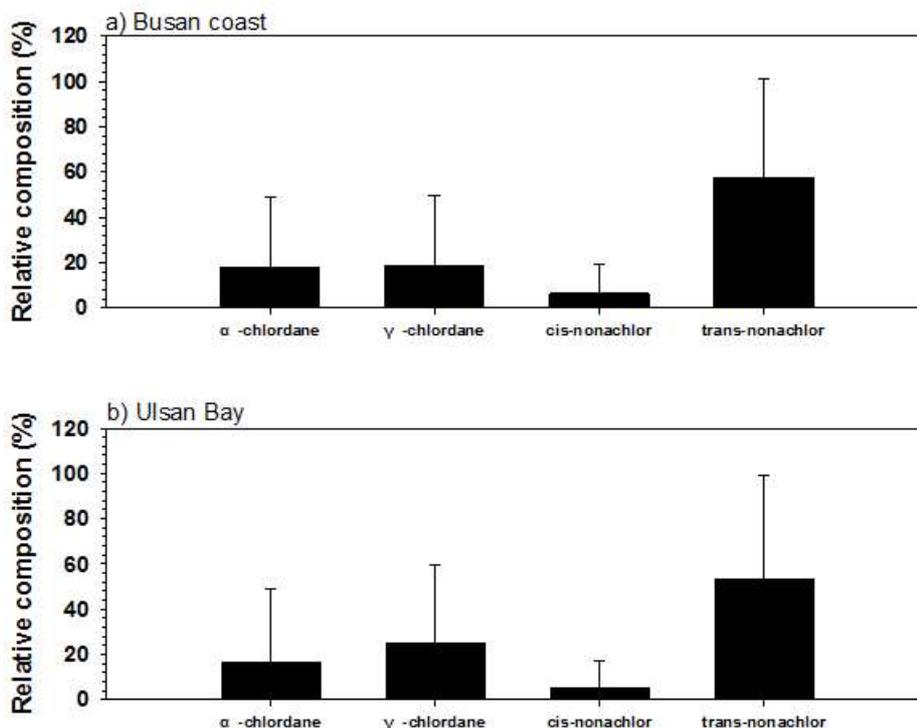


Figure 4-3-36. Relative compositions of CHLs in surface sediment from a) Busan coastal area and b) Ulsan Bay.

다. 표층 퇴적물 내 PBDE 화합물의 오염현황 및 특성

1-1. 부산해역/울산만 표층퇴적물의 PBDEs 오염현황

PBDE 화합물은 브롬계 난연제의 일종으로서 플라스틱, TV, 건축자재, 직물 등에 광범위하게 사용되어왔다. 국내 PBDE 사용량은 1993년 16,800 톤에서 2004년 69,000 톤으로 급속히 증가하였으며, 총 브롬계 난연제 사용량의 54%에 달한다(Cischem, 2005). 2009년 이후 Penta-, Octa-BDE 혼합물이 스톡홀름 조약의 우선적 규제대상물질 목록에 포함되어 국제적 규제대상물질이 되었다.

부산해역에서의 표층퇴적물 내 PBDE 화합물의 농도범위는 0.34~126 ng/g이며 평균값은 19.5±30.6 ng/g로 나타났다(Table. 4-3-24). PCB 화합물과 마찬가지로 부산항(B5~B9, B11~B12-1) 내측에서 바깥쪽으로 갈수록 점차 감소하는 양상을 보였고, B5-4와 B5-3에서 각각 126 ng/g, 123 ng/g으로 가장 높은 농도를 나타냈다. 전반적으로 부산항 내 정점(B5~B6)에서 높은 농도를 나타냈으며, 다음으로 수영강의 영향을 받는 정점 B1에서 41.4 ng/g으로 높은 농도로 검출되고 있다(Fig. 4-3-37, 4-3-38). 이와 같은 PBDE의 패턴은 대형조선소 및 선박활동과 더불어 수영강이 주 오염원이 되고 있음을 시사한다.

Table 4-3-24. Summary of PBDE concentrations in surface sediment from Busan coastal area.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
Σ PBDEs	0.34 - 126	19.5 ± 30.6	6.32

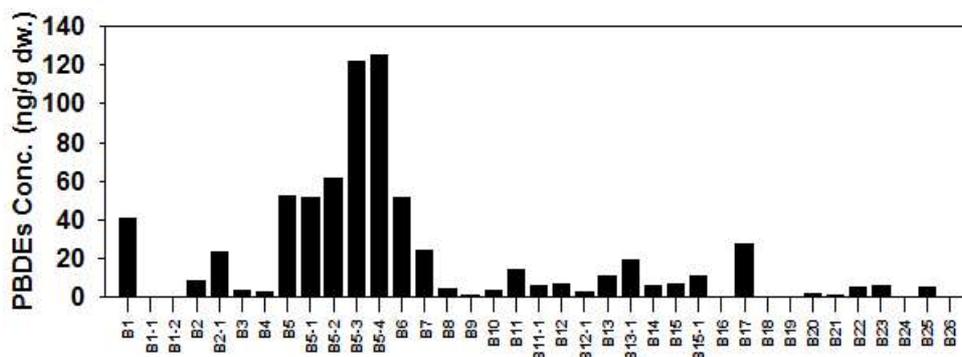


Figure 4-3-37. Distribution of PBDEs in surface sediment from Busan coastal area.

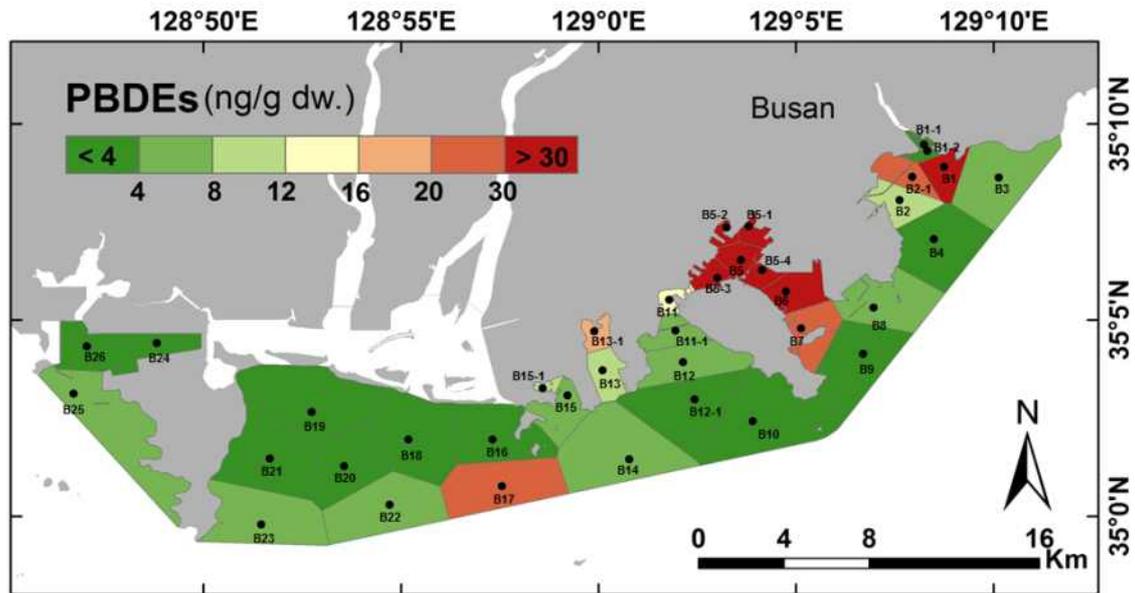


Figure 4-3-38. Distribution of PBDEs in surface sediment from Busan coastal area.

울산만에서의 표층퇴적물 내 PBDE 화합물의 농도범위는 0.5~49 ng/g이며 평균값은 8.13 ± 9.28 ng/g로 나타났다(Table. 4-3-25). 정점별 PBDE 화합물의 오염분포를 보면 비철금속류 및 화학제품 업체가 밀집한 정점 U11-2에서 49 ng/g으로 가장 높은 농도로 검출되었고, 울산만 내만에서 바깥쪽으로 갈수록 감소하는 양상을 보였다. 다음으로 태화강 인접 정점 U1과 석유화학단지에서 많이 밀집된 정점인 U10에서 각각 19.9 ng/g, 18.7 ng/g으로 높은 농도로 검출되었다(Fig 4-3-39, 4-3-40). 이와같이 본 연구지역에서는 대도시 인구활동과 석유 산업활동이 PBDE 화합물의 주 오염원으로 사료된다.

부산해역과 울산만에서 측정된 PBDE 화합물의 농도는 싱가포르(Wurl et al., 2005)와 중국 연안에서 측정된 농도(Chen et al., 2006; Pan et al., 2007)보다 상대적으로 높은 수준이었으며, 일본 오사카만(Ohta et al., 2002), 미국 샌프란시스코 하구와 나이아가라 강(Oros et al., 2005; Samara et al., 2006)에서의 농도 보다는 월등히 낮았다(Table 4-3-26).

Table 4-3-25. Summary of PBDE concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
Σ PBDEs	0.5 - 49	8.13 ± 9.28	4.71

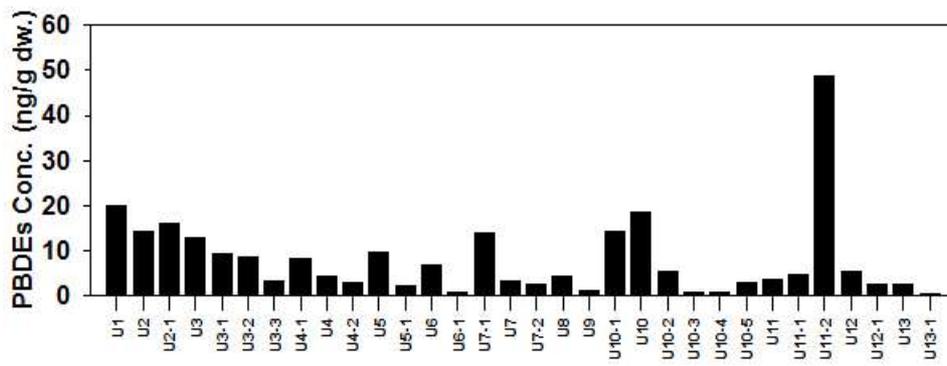


Figure 4-3-39. Distribution of PBDEs in surface sediment from Ulsan coast.

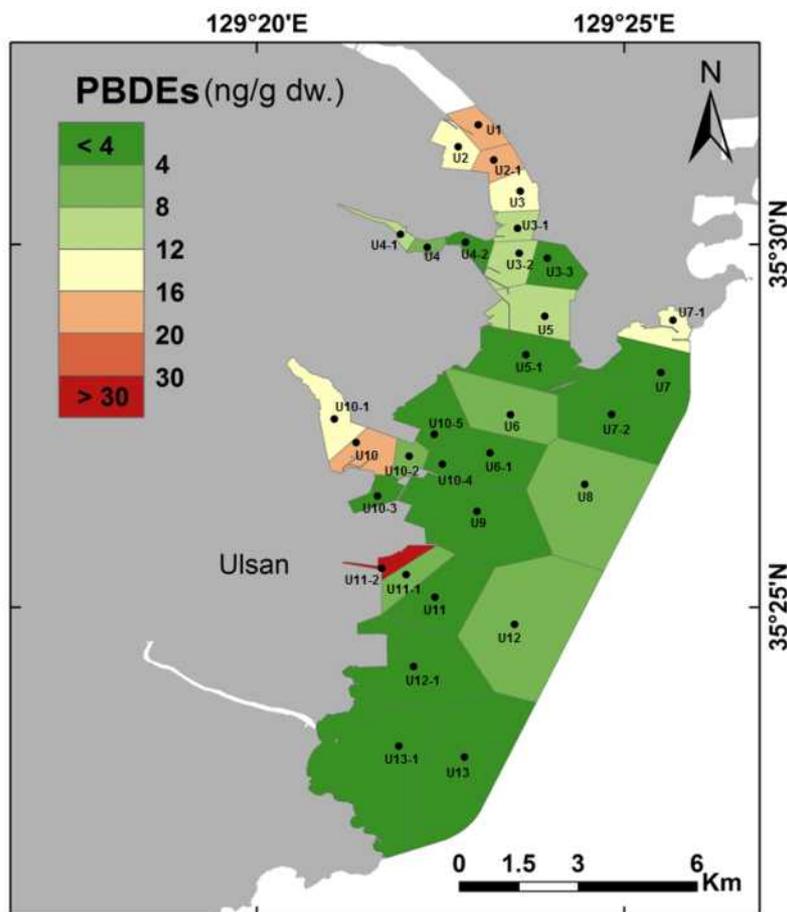


Figure 4-3-40. Distribution of PBDEs in surface from Busan coastal area.

Table 4-3-26. Concentration (ng/g dw) of PBDEs in sediment from other countries.

Location	Σ PBDEs ^a	Reference
Busan coastal area	0.02 - 21.7	This study
Ulsan Bay	0.07 - 7.83	This study
Qingdao Coastal (China)	0.1 - 5.5 ^b	Pan et al. (2007)
Yangtze River Delta (China)	n.d. - 0.55 ^c	Chen et al. (2006)
Singapore	3.40 - 13.8 ^d	Wurl et al. (2005)
Osaka Bay (Japan)	8 - 352 ^e	Ohta et al. (2002)
Niagara River (USA)	0.70 - 148 ^f	Samara et al. (2006)
San Francisco Estuary (USA)	n.d. - 212 ^g	Oros et al. (2005)
Bo sea (China)	0.07 - 5.24 ^h	Wang et al. (2009)

^a Σ PBDEs (excluding BDE-209)

^bSum of 17 BDE congeners, except for BDE-209

^cSum of BDE-7, 11, 15, 17, 28, 47, 66, 99, 100, 153, 154, 183

^dSum of BDE-47, 99, 100

^eSum of BDE-47, 99, 100, 138, 153

^fSum of BDE-28, 47, 66, 85, 99, 100, 138, 153, 154

^gSum of BDE-47, 99, 183, 204, 205

^hSum of BDE-17, 28, , 47, 66, 71, 85, 99, 100, 138, 153, 154, 183, 190

1-2. 부산해역/울산만 표층퇴적물의 PBDE 조성

부산해역과 울산만 퇴적물에서 PBDE 조성을 살펴보면, Deca-BDE 즉, BDE-209가 86%, 82%의 높은 비중을 차지하였다(Fig. 4-3-41). 퇴적물에서의 높은 BDE-209의 조성은 우리나라에서 Deca-BDE 혼합물이 Penta-BDE, Octa-BDE 혼합물보다 우세하게 사용되었던 점을 잘 반영하고 있다. 두 해역 모두 Nona-BDE, Penta-BDE 다음으로 우세하게 관찰 되었으며, 이는 PBDE 혼합물의 사용패턴이 유사하다는 것을 시사한다.

라. 표층 퇴적물 내 알킬페놀 화합물의 오염현황 및 특성

Alkylphenolpolyethoxylates(APnEOs)의 분해물질인 nonylphenol(NP), t-octylphenol 등 알킬페놀 화합물(alkylphenols, APs)과 chlorophenols, bisphenol A(BPA)는 내분비계장애물질로 널리 알려진 페놀류화합물이다 (Madigou et al., 2001). 저렴한 가격과 강한 세척력으로 인하여 APnEOs는 공업용 및 가정용 세제로 광범위하게 사용될 뿐만 아니라 계면활성제로도 많이 사용되어 왔다(Hawrelak et al., 1999). APnEOs는 물에 쉽게 용해되고 생물 및 빛에 의한 분해가 빠를 뿐만 아니라(La Guardia et al., 2001) 생물 혹은 인체에 대한 독성도 약하지만 이들의 분해산물인 APs는 그 구조적 특성과 친지성 특성으로 인하여 환경에서 지속성 및 농축성의 특성을 보이고 있다(Ferrara et

al., 2001; Keith et al., 2001). 이러한 특성은 생물 및 인체에 대한 내분비계교란 작용을 하기 때문에 일부 선진국에서는 APnEOs의 생산과 사용을 금지 또는 제한하고 있는 실정이다(Madigou et al., 2001; Isobe et al., 2001).

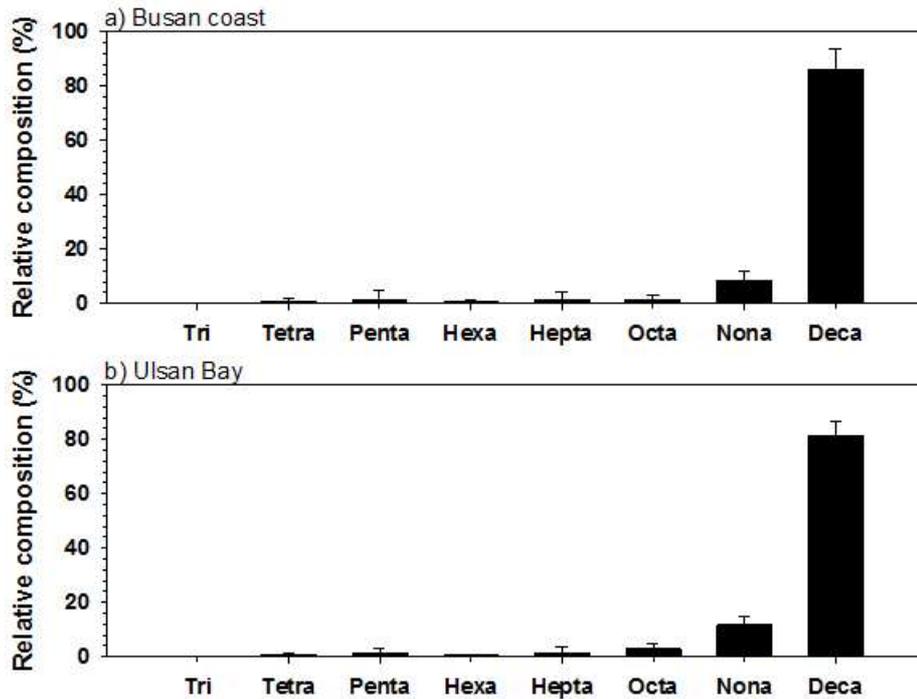


Figure 4-3-41. Relative compositions of PBDEs in surface sediment from a) Busan coastal area and b) Ulsan Bay.

1-1. 부산해역/울산만 표층퇴적물의 알킬페놀 화합물의 오염현황

부산해역 37개 정점 표층퇴적물에서 노닐페놀 화합물의 농도 범위는 2~377 ng/g이며, 평균 40 ± 65 ng/g, 중간값 22 ng/g로 나타났다(Table 4-3-27). 부산항에 위치한 정점 B5-3에서 377 ng/g으로 가장 높은 농도로 검출되었고, B5-1에서 147 ng/g, B5-4에서 113 ng/g 순으로 높게 나타났다(Fig. 4-3-42, 4-3-43). 노닐페놀의 오염분포는 인구가 밀집하고 항만활동이 많은 부산항 내측(B5~B5-4)과 수영강의 영향을 받는 정점 B1(63 ng/g)에서 높은 오염도를 보였다.

울산만 32개 정점 표층퇴적물에서 노닐페놀 화합물의 농도 범위는 3~429 ng/g이며, 평균 49 ± 81 ng/g, 중간값 22 ng/g로 나타났다(Table 4-3-27). 석유화학 산업단지 인근에 위치한 정점 U10에서 429 ng/g으로 가장 높은 농도로 나타났고, 장생포항 인근 위치한 정점 U4-1에서 101 ng/g로 다음으로 높은 농도를 보였다(Fig. 4-3-44, 4-3-45). 부산해역에서 측정된 농도에 비해 상대적으로 높은 수준이며, 노닐페놀의 오염분포는 울산만 내측에서 바깥쪽으로 갈수록 감

소하는 경향을 나타냈다. 이는 도시 및 산업활동이 노닐페놀 화합물의 주요 오염원이 되고 있음을 시사한다.

Table 4-3-27. Summary of NP concentrations in surface sediment from Busan coastal area and Ulsan Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Location	Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
Busan	NP	2 - 377	40 ± 60	22
Ulsan	NP	3 - 429	49 ± 81	22

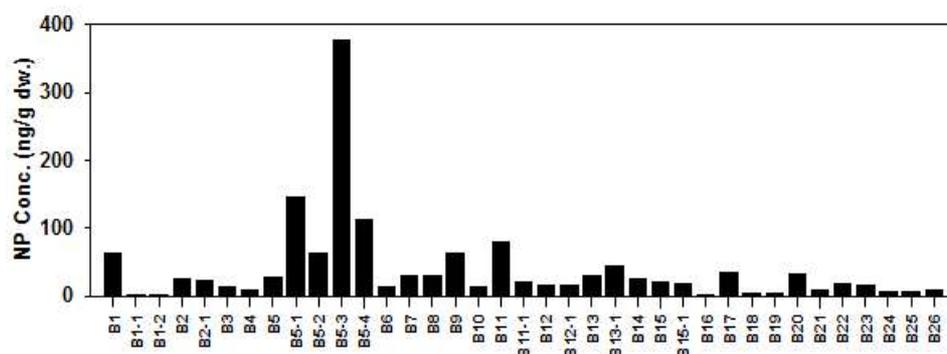


Figure 4-3-42. Distribution of NP in surface sediment from Busan coastal area.

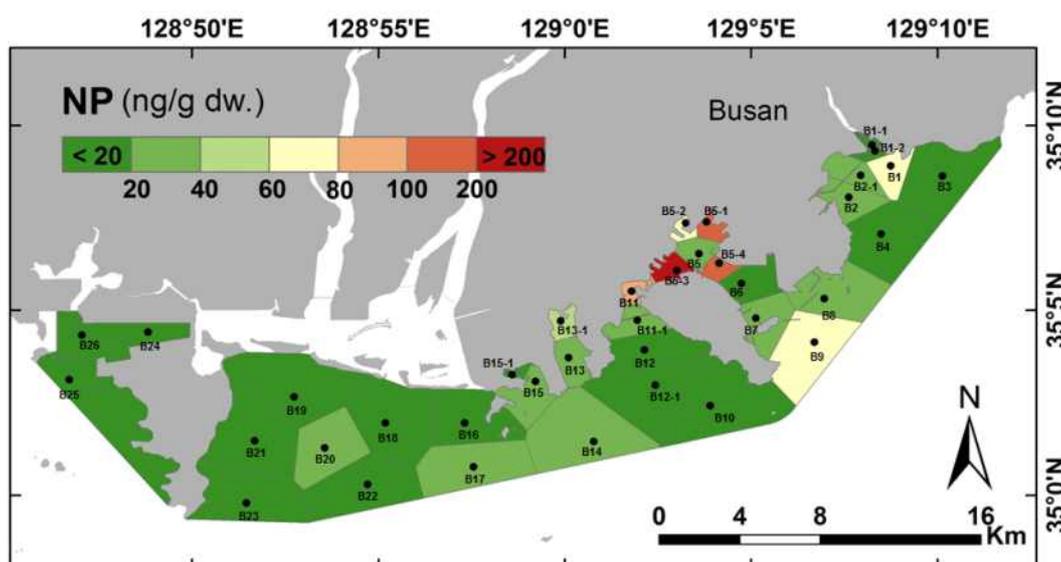


Figure 4-3-43. Distribution of NP in surface sediment from Busan coastal area.

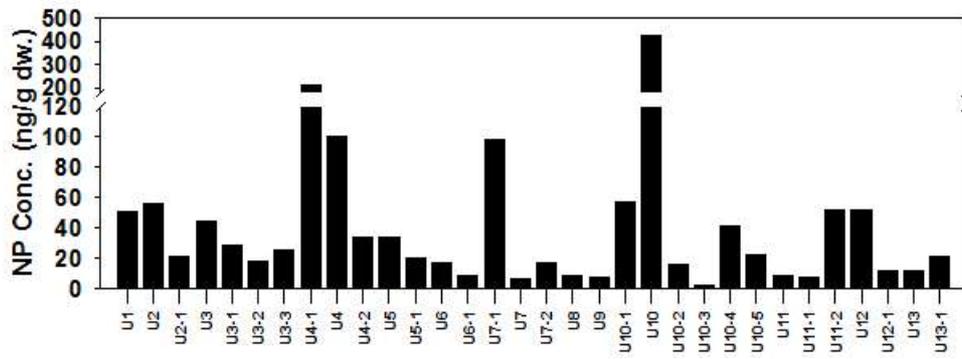


Figure 4-3-44. Distribution of NP in surface sediment from Ulsan Bay.

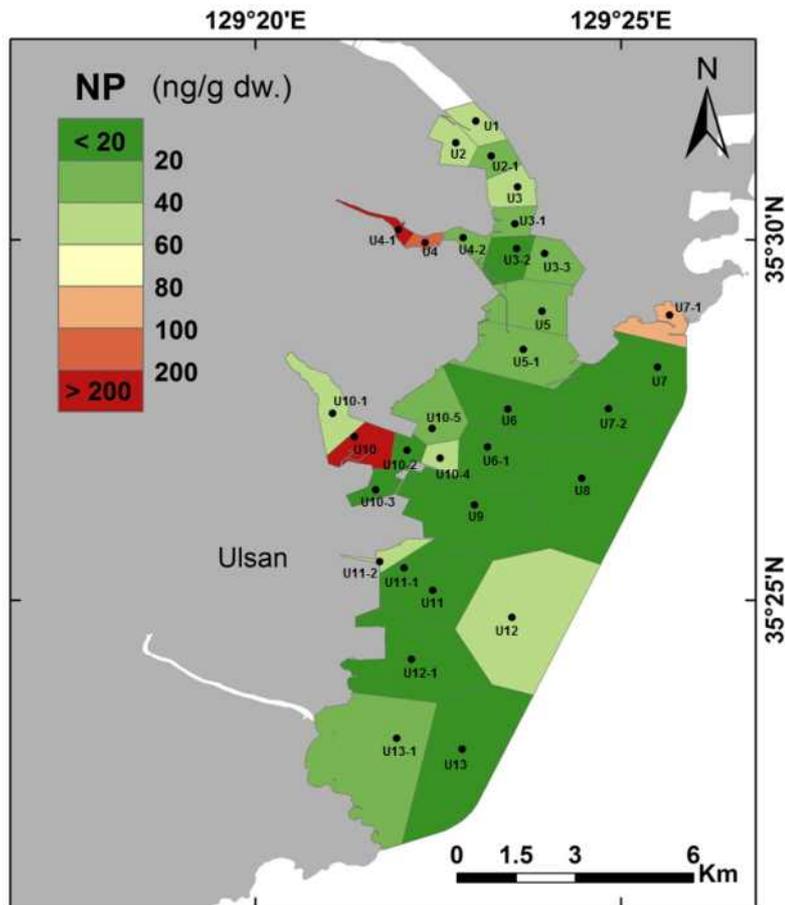


Figure 4-3-45. Distribution of NP in surface sediment from Ulsan Bay.

마. 표층 퇴적물 내 유기주석화합물의 오염현황 및 특성

유기주석화합물 중 트리부틸주석(TBT; tributyltin)은 1960년부터 선박과 해양 구조물의 오손생물 부착을 막는 방오도료에 사용되어왔다. 방오도료가 도말된 해양구조물 및 선저표면으로부터 용출된 TBT는 해양의 비표적 생물에게까지 영향을 주는 매우 독성이 강한 물질로 알려져 있다. TBT는 해수중의 1 ng/L 이하의 농도에서도 신복족류의 암컷에서 임포섹스 현상을 유발한다. 빈산소 환경의 퇴적물 중에서는 TBT의 반감기가 수년에 이르기도 한다. 매우 낮은 농도에서도 비표적 생물에 미치는 TBT의 독성 영향으로 선진국을 중심으로 1980년대부터 TBT 사용을 금지하였다. 국제해사기구(IMO)는 2008년부터 모든 신조선에 TBT 함유 방오도료의 사용을 금지하였다. 국내는 2000년 소형선박에 TBT 사용을 단계적으로 규제하여 2003년에는 모든 선박의 TBT 사용을 전면금지 하였다.

1-1. 부산해역 표층퇴적물중 유기주석화합물의 오염현황

2013년~2014년 2월 부산해역의 총37개 조사정점의 표층퇴적물에서 검출된 부틸주석화합물 농도의 최소, 최대, 평균 및 중간값을 나타냈다(Table 4-3-28). 표층퇴적물에서 검출된 monobutyltin(MBT), dibutyltin(DBT) 및 TBT 농도는 각각 미검출~321, 미검출~967 및 미검출~1644 ng Sn/g 건중량의 범위를 보였으며, 평균농도(±표준편차)는 각각 135±303, 75±197 및 126±350 ng Sn/g의 값을 보였다. 총부틸주석 화합물 (BTs: [MBT+DBT+TBT]의 총합)의 평균농도(±표준편차)는 336±845 ng Sn/g 값으로 나타났다.

Table 4-3-28. Summary of butyltin concentrations in surface sediment from Busan coastal area.

Compounds	Concentration (ng Sn/g d.w.)		
	Min-Max	Average±SD	Median
MBT	미검출 - 1321	135 ± 303	34
DBT	미검출 - 967	75 ± 197	9
TBT	미검출 - 1644	126 ± 350	6
Total butyltins (BTs)	미검출 - 3919	336 ± 845	49

부산해역의 표층퇴적물중 MBT, DBT 및 TBT 농도분포는 시료채취 정점의 위치에 따라 공간적으로 큰 농도차이를 나타냈다(Fig. 4-3-46). 정점 B16에서는 3종의 부틸주석화합물이 검출되지 않았다. 부산해역 표층퇴적물중의 TBT 및 BTs 화합물의 공간적 오염분포를 살펴보면 다대포항 가장 안쪽의 항구 및 중

소규모의 조선소들이 인접한 정점 B15-1에서 TBT, DBT 및 MBT는 각각 1644, 967 및 1308 ng Sn/g의 최대농도 값이 검출되었다. 두 번째로 높은 TBT 농도는 정점 B11에서 1263 ng Sn/g의 값을 나타냈으며(Fig. 4-3-47), BTs농도는 3919 ng Sn/g으로 가장 높은 농도를 보였다. 특히 TBT 주요오염원이 국지적으로 뚜렷하게 높은 농도를 보이는 퇴적물의 경우 축적된 TBT에 의한 생물분해의 저해로 잔류기간이 길어지기 때문에 TBT 전면규제 10여년 이후 일지라도 여전히 높은 농도가 검출되는 것으로 사료된다(Shim et al., 2002). Choi et al. (2009) 의하면 TBT 전면규제 전 후 부산해역의 유사한 조사정점에서 퇴적물중의 TBT 농도가 높게 검출된 것과 일치하는 경향을 보였다. 항구 및 조선소주변의 B5-2~B5-4 및 B13~13-1의 5개 정점에서 TBT 및 BTs 농도는 각각 119~772 ng Sn/g, 278~1750 ng Sn/g 값으로 높은 농도범위를 보였다.

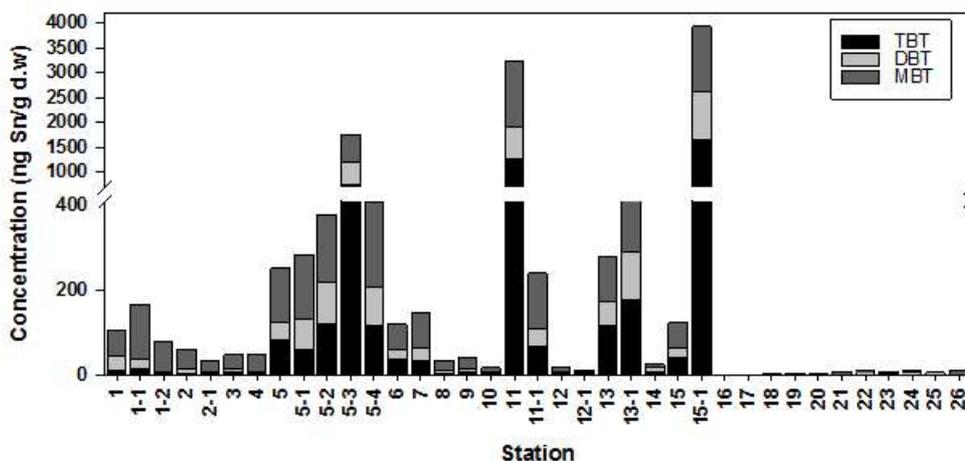


Figure 4-3-46. Distribution of butyltins in surface sediment from Busan coastal area.

1-2. 부산해역 표층퇴적물중 유기주석화합물의 조성 및 관계

부산해역의 표층퇴적물중 부틸주석화합물의 오염특징을 살펴보면, 부산해역 37개 정점 표층퇴적물에서 총부틸주석 농도중 MBT, DBT 및 TBT의 각 화합물 농도 조성비는 각각 0~100%, 0~73%, 0~100%이며, 평균 48%, 21%, 28%로 MBT > TBT > DBT 순으로 MBT의 조성비가 다소 높게 차지하였다(Fig. 4-3-48). 정점 B26에서 TBT는 검출되지 않아 MBT 조성비는 높게 차지하였다.

정점 B26을 제외한 총부틸주석 화합물 중 TBT와 DBT 및 DBT와 MBT 농도 간에는 유의한 상관관계를 보였다. TBT 및 DBT와 DBT 및 MBT 화합물 농도 간의 회귀직선 상관계수는 각각 $r^2=0.99$; $p<0.001$, $r^2=0.95$; $p<0.001$ 값으로 통계

적으로 높은 유의한 상관관계를 보였다(Fig. 4-3-49).

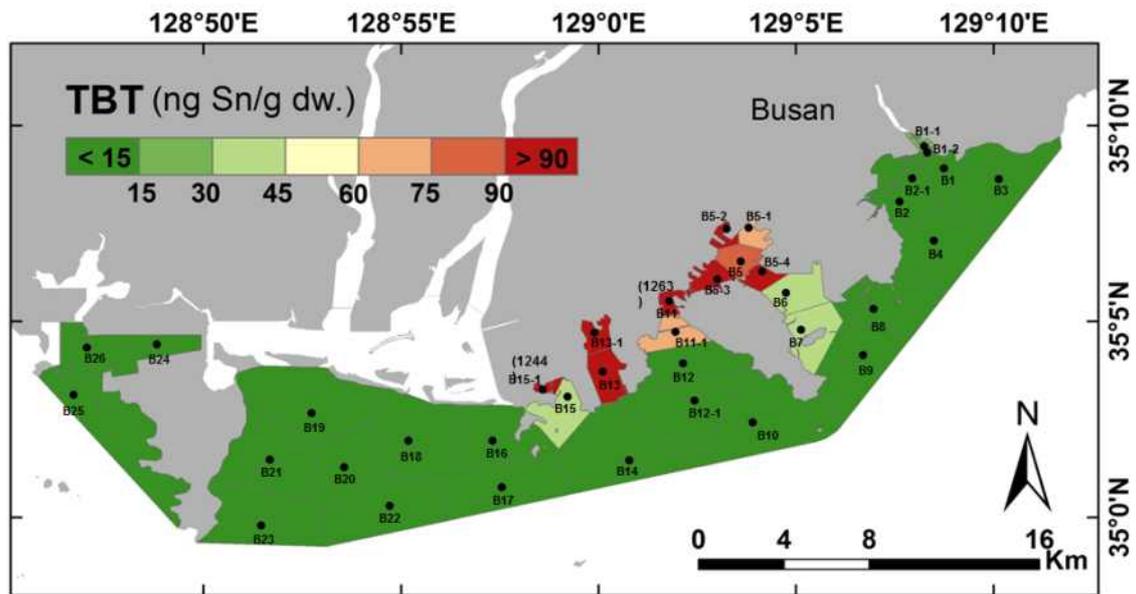


Figure 4-3-47. Distribution of TBT concentrations in surface sediment from Busan coastal area.

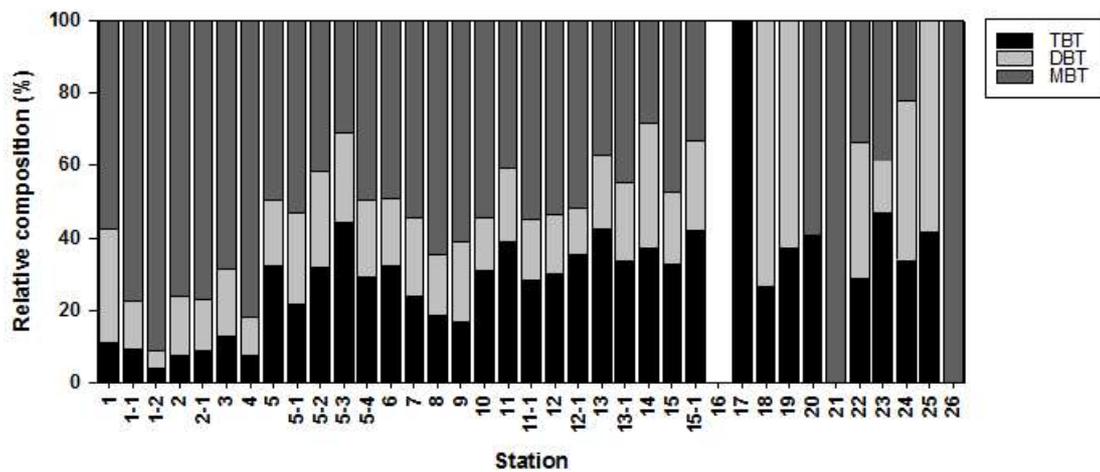


Figure 4-3-48. Composition of butyltins in surface sediment from Busan coastal area.

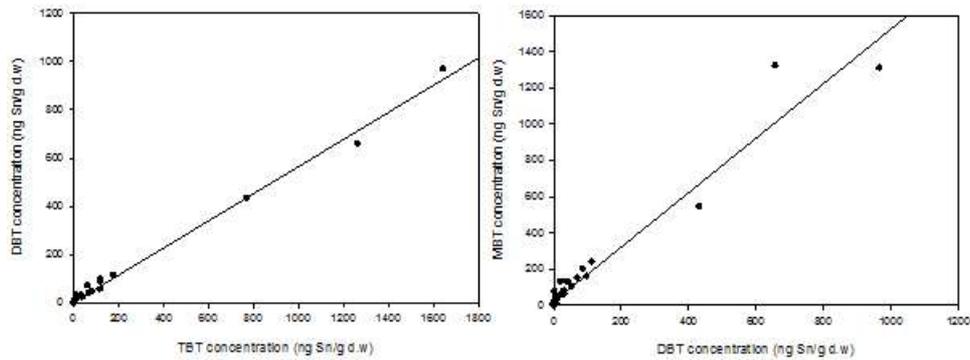


Figure 4-3-49. Relationship of butyltin compounds (TBT vs DBT and DBT vs MBT) in surface sediment from Busan coastal area.

1-3. 울산만 표층퇴적물중 유기주석화합물의 오염현황

2013년~2014년 2월 울산만 32개 조사정점 중 U13-1를 제외한 31개 정점의 표층퇴적물에서 MBT, DBT 및 TBT 3종의 부틸주석화합물이 모두 검출되었다. 표층퇴적물에서 검출된 MBT, DBT 및 TBT 농도는 각각 7~1890, 미검출~376 및 미검출~1086 ng Sn/g 건중량의 범위를 보였으며, 평균농도(±표준편차)는 각각 470±346, 68±105 및 141±250 ng Sn/g의 값을 보였다(Table 4-3-29). BTs 화합물의 농도는 7-2573 ng Sn/g 값으로 나타났다.

Table 4-3-29. Summary of butyltins concentration in surface sediments from Ulsan Bay.

Compounds	Concentration (ng Sn/g d.w.)		
	Min-Max	Average±SD	Median
MBT	7 - 1890	470 ± 346	435
DBT	미검출 - 376	68 ± 105	11
TBT	미검출 - 1086	141 ± 250	14
Total butyltins (BTs)	7 - 2573	679 ± 595	503

울산만의 표층퇴적물중 MBT, DBT 및 TBT 농도분포는 부산해역과 마찬가지로 시료채취 정점의 위치에 따라 농도차이는 크게 나타났다(Fig. 4-3-50). 전반적으로 부산해역과 비교하여 울산만 표층퇴적물중 TBT 농도는 일부 정점을 제외하고 낮은 경향을 보였다. 울산만 표층퇴적물중의 TBT의 공간적 오염분포를 살펴보면 울산만 내측의 울산항 중간에 위치한 중규모의 수리조선소 인근정점 U3-3에서 TBT는 1086 ng Sn/g의 최고 농도를 보였다. BTs농도는 울산항 정점

U2에서 2543 ng Sn/g 값으로 가장 높게 검출되었다(Fig. 4-3-51). 울산항 U2, U2-1, U3, U3-1 및 U3-2 정점을 포함하여 인접한 장생포항(U4, U4-1 및 U4-2)과 방어진항(정점 U7-1)과 같이 선박의 정박활동과 통항이 많은 곳이며 또한 중소규모의 수리조선소 및 조선소들이 위치하고 있다. 이들 정점에서의 표층퇴적물중 TBT 농도는 149~803 ng Sn/g의 범위로 다른 정점에 비해 상대적으로 높은 경향을 보였다. 비교적 울산만 20개 조사정점 (U1, U5-1, U6, 6-1 및 U7-2~U13--1)에서의 TBT 농도는 4~39 ng Sn/g 범위로 낮은 분포 경향을 보였다. 울산만 정점 U13-1를 제외한 모든 정점에서 MBT 농도범위는 7~1890 ng Sn/g의 값으로 높게 검출되었다. 특히 정점U2 및 U4에서 MBT 농도는 1021-1890 ng Sn/g의 값으로 매우 높았다. 부산해역과 비교하여 울산만에서 전체적으로 높은 MBT의 구성비는 울산만 내측의 태화강 및 울산신항과 온산항 주변에 위치한 산업, 화학 및 공업단지의 오폐수 유입에 기인했을 것으로 사료된다. BTs 평균농도는 679 ng Sn/g으로 높은 경향을 보였다.

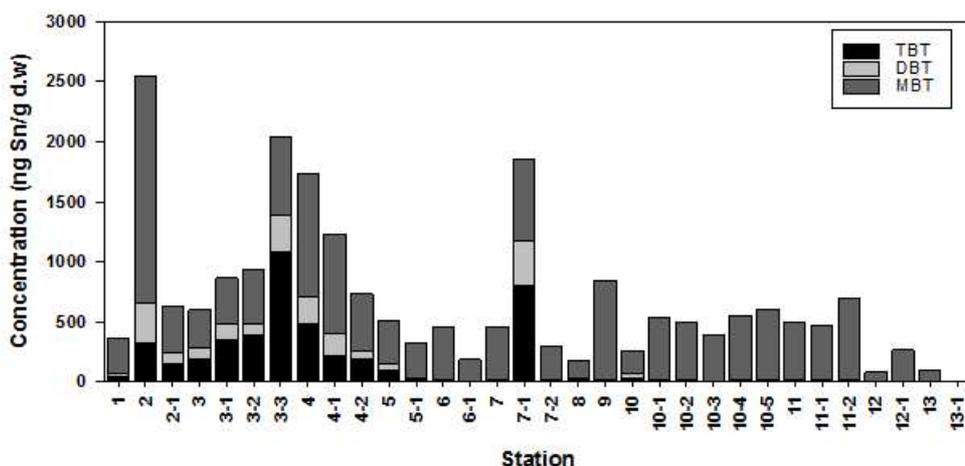


Figure 4-3-50. Distribution of butyltins concentration in surface sediment from Ulsan Bay.

1-4. 울산만 표층퇴적물중 유기주석화합물의 조성 및 관계

울산만 표층퇴적물중 부틸주석화합물의 오염특징을 살펴보면, 울산만 19개 정점 표층퇴적물에서 총 부틸주석 농도 중 MBT, DBT 및 TBT의 각 화합물농도 평균조성비는 각각 80%, 7%, 13%로 MBT > TBT > DBT 순으로 MBT의 조성비가 월등히 높게 차지하였다. 총부틸주석 화합물 중 TBT와 DBT 화합물 농도간의 회귀직선 상관관계수($r^2=0.77$; $p<0.001$)는 유의한 관계를 보였으나 DBT와 MBT농도간의 상관성은 보이지 않았다.

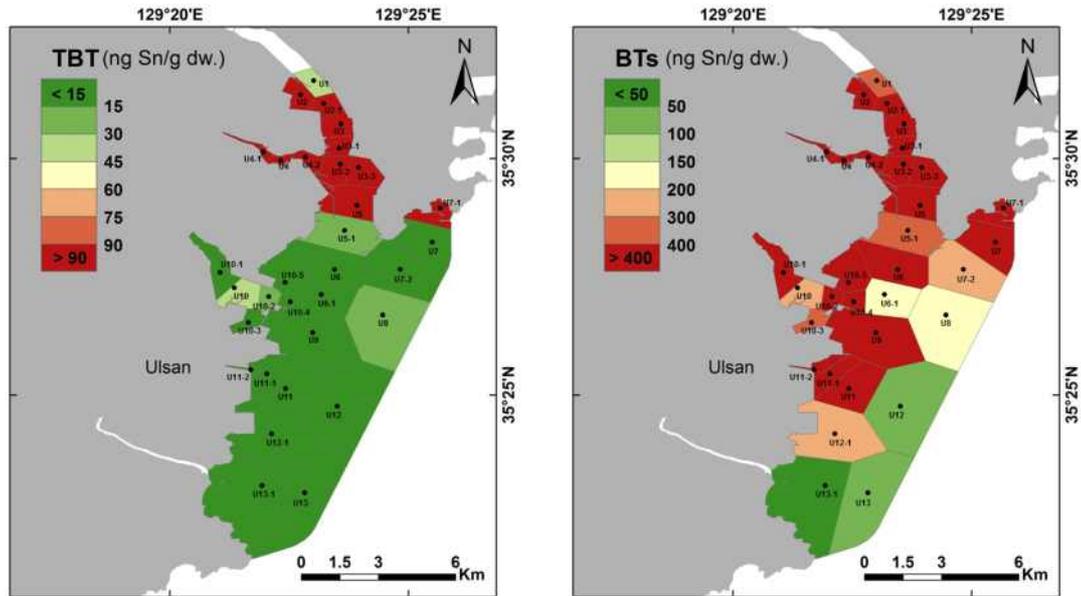


Figure 4-3-51. Distribution of TBT and BTs concentrations in surface sediment from Ulsan Bay.

바. 표층 퇴적물 내 신규브롬계 난연제 화합물의 오염현황 및 특성

난연제는 상품에 화재방지를 위하여 첨가하는 화학물질이다. 난연제는 건설, 전기전자, 직물 등의 거의 모든 상품에 포함되어 있으며 중량대비 최고 70 %까지 첨가되기도 한다. 주된 브롬계 난연제 종류는 Tetrabromobisphenol A (TBBPA), polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), hexabromocyclododecanes (HBCDs)가 있다. PBDEs의 유해성이 알려지고 여러나라에서 규제를 시행하면서(Table 4-3-30) 신규 브롬계 난연제의 수요가 점점 증가하고 있다. 신규 브롬계 난연제인 HBCDs, TBBPA, BTBPE는 환경중에서 잔류성이 높고 생물체 내에 축적되며 독성이 있는 유기오염물질이다(Legler, 2008; Covaci et al. 2011). 브롬계 난연제 독성을 Table 4-3-31에 정리하였다. TBBPA는 상품에 반응형 난연제로 첨가되어 쉽게 용출되지 않는 반면, HBCDs, BTBPE는 첨가형 난연제로서 상품을 사용하고 버리는 과정에서 쉽게 용출 될 수 있다. 따라서 환경 매질 중의 HBCDs 농도는 HBCDs 사용 증가량에 맞춰 지난 20년 동안 계속 증가해 오고 있다. 또한 잔류성이 높은 특징 때문에 범세계적으로 검출되어지고 있다(Covaci et al. 2006, Isobe et al. 2012).

Table 4-3-30. Overview of recent regulations of Flame retardant (MOE, 2005).

브롬화 난연제 물질	제한항목	법적규제	적용기한	EU 과학적 유해성평가현황
Octa-BDE	재활용과 회수에 우선하여 전기, 전자제품에서 브롬화 난연제 분리	WEEE 지침	2006년 12월	유해성 확정
	새로 출시되는 전기, 전자 제품에서 사용 금지	RoHS 지침	2006년 7월	
	EU에서 생산, 시장출시에 대한 모든 사용 금지	사용금지 지침 (76/769/EEC)	2004년 8월	
	환경과 수질 기준에서 배출, 방류 및 손실 관리의 확립	수자원 정책 분야, EU지침		
Penta-BDE	재활용과 회수에 우선하여 전기, 전자제품에서 브롬화 난연제 분리	WEEE 지침	2006년12월	유해성 확정
	새로 출시되는 전기, 전자 제품에서 사용 금지	RoHS 지침	2006년 7월	
	환경으로 배출 중단	수자원 정책 분야, EU지침	2020년	
	EU에서 생산, 시장출시 모두 금지	사용금지 지침 (76/769/EEC)	2004년 8월	
Deca-BDE	재활용과 회수에 우선하여 전기, 전자제품에서 브롬화 난연제 함유 부품 분리처리	WEEE 지침	2006년	유해성 확정
	새로 출시되는 전기 및 전자제품에서 사용 금지물질의 예외	RoHS 지침	2008년	
	환경과 수질 기준에서 배출, 방류 및 손실 관리의 확립	수자원 정책 분야, EU지침		
TBBPA	재활용과 회수에 우선하여 전기 및 전자제품에서 브롬화 난연제 분리	WEEE 지침	2006년	진행중
PBBs	EU에서 생산, 시장 출시 적용 금지	사용금지 지침 (76/769/EEC)	1984년 11월	유해성 확정
	EU에서 생산, 시장 출시 사용 금지	RoHS 지침	2006년 7월	

Table 4-3-31. Toxicity of brominated flame retardants (MOE, 2005).

난연제 종류(물질명)	독성
Penta-BDE	갑상선 내분비계 장애, 피부염증, 행동이상
Octa-BDE	생식이상, Embryo치사율 높이고 골격 형성 늦춤
Deca-BDE	신경독성 가능성, 발암유발가능성
TBBPA	모유에서 발견되며 간독성 가능성
HBCD	생체 축적성, 신경독성

1-1. 부산해역, 울산만 표층퇴적물의 신규브롬계 난연제 오염현황

부산해역 37개 정점에서 채취한 퇴적물 시료 중 HBCDs, TBBPA, BTBPE 농도 범위는 각각 0.05~23.35 ng/g, 미검출~3.81 ng/g, 0.01~7.62 ng/g이었고, 평균값은 4.30±4.69 ng/g, 0.47±0.75 ng/g, 0.84±1.33 ng/g로 나타났다(Table 4-3-32). HBCD 화합물의 오염분포를 보면, 조선소에 인접한 다대포항 내측 정점인 B15-1에서 23.35 ng/g으로 가장 높은 농도로 검출되었고, 정점 B5-1에서 다음으로 높은 농도로 검출되었다. 부산항만 주변(B5-B15)과 수영강 주변(B1-B4) 정점에서 낙동강 인접해역 정점보다 상대적으로 높은 오염분포를 나타냈다. 이는 중대형 조선소 및 선박활동이 많은 부산항과 비점오염원의 영향을 받는 수영강이 주 오염원임을 시사한다. TBBPA와 BTBPE의 오염수준은 HBCD에 비해 월등히 낮은 수준으로 나타났고 전체적으로 특이한 공간분포를 보이지는 않았다(Fig. 4-3-52, 4-3-53).

Table 4-3-32. Summary of the contentations of HBCDs, TBBPA and BTBPE in surface sediment from Busan coastal area.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
HBCDs	0.05 - 23.35	4.30±4.69	2.74
TBBPA	미검출 - 3.81	0.47±0.75	0.19
BTBPE	0.01 - 7.62	0.84±1.33	0.41

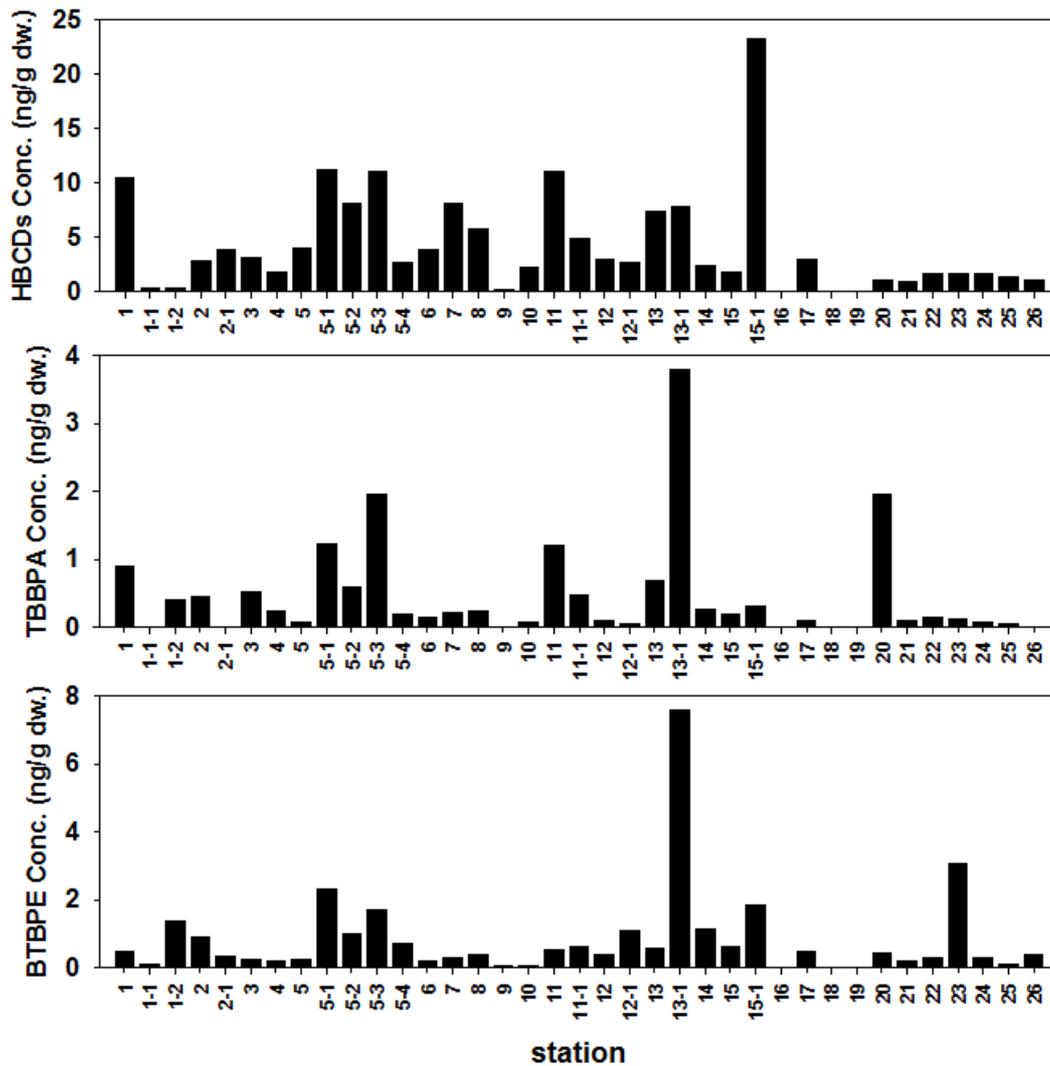


Figure 4-3-52. Distribution of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Busan coastal area.

울산 해역 32개 정점에서 채취한 퇴적물 시료 중 HBCDs, TBBPA, BTBPE 농도 범위는 각각 0.38~208.32 ng/g, 미검출~0.70 ng/g, 0.15~51.29 ng/g이었고, 평균값은 15.59 ± 35.68 ng/g, 0.21 ± 0.21 ng/g, 3.85 ± 9.95 ng/g로 나타났다 (Table 4-3-33). 신규 브롬계 난연제의 오염분포를 보면 울산만 내측에서 외측으로 갈수록 농도가 감소하는 경향이 나타났고, 정점 U10-1에서 HBCDs, BTBPE 화합물이 가장 높은 농도를 나타냈다(Fig. 4-3-54, 4-3-55). 이는 울산만 내만에 위치한 울산산업단지와 온산산업단지 내 석유화학산업이 많이 발달되어 있어, 이 지역이 신규 난연제의 주 오염원임을 추정 할 수 있다. 가장 높은 농도를 나타낸 정점 U10-1 주변에 대한 추후 정밀 조사가 필요 할 것으로 사료된다.

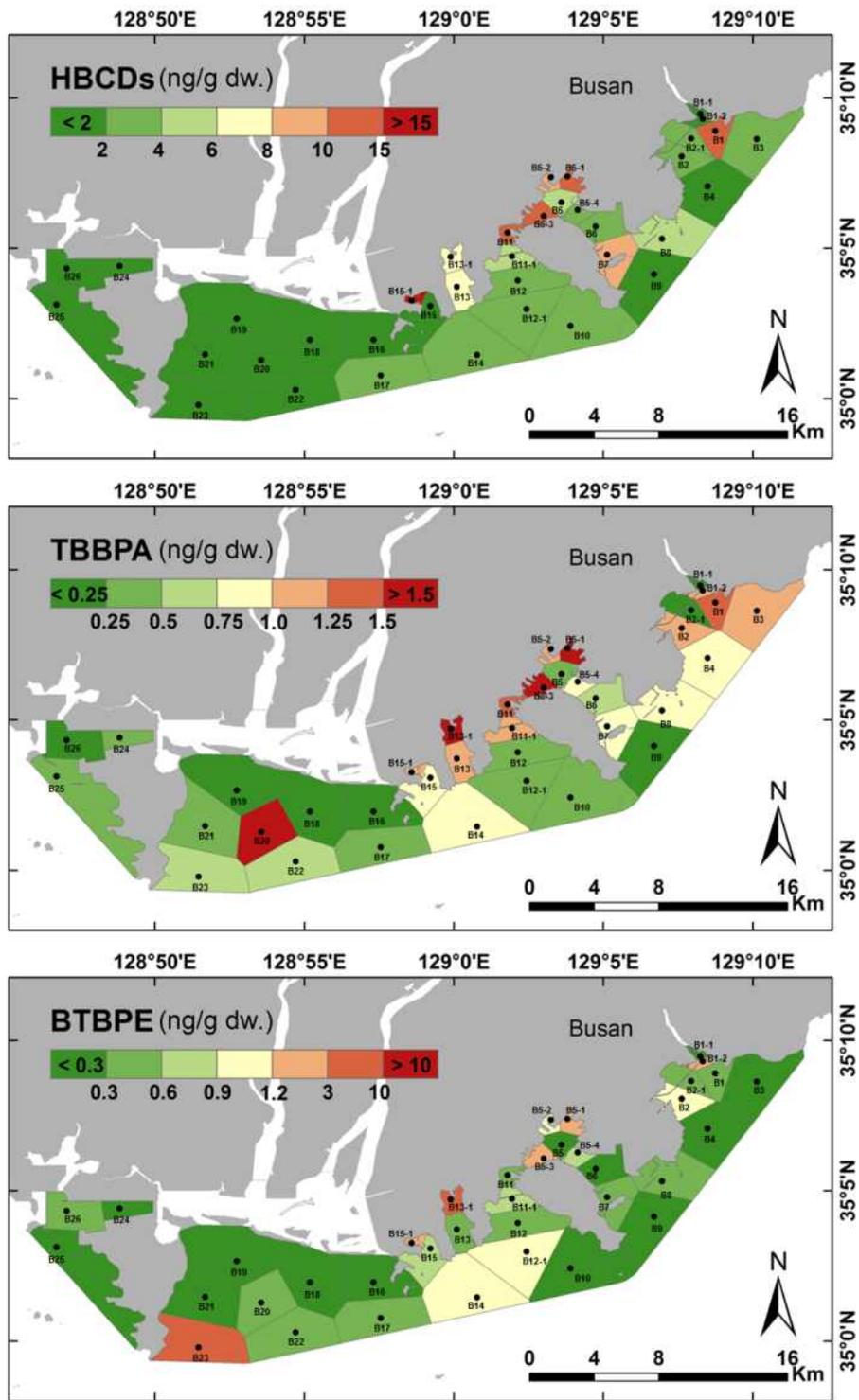


Figure 4-3-53. Distributions of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Busan coastal area.

Table 4-3-33. Summary of the contentations of HBCDs, TBBPA and BTBPE in surface sediment from Ulsan Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
HBCDs	0.38 - 208.32	15.59±35.68	8.29
TBBPA	미검출 - 0.70	0.21±0.21	0.12
BTBPE	0.15 - 51.29	3.85±9.95	1.22

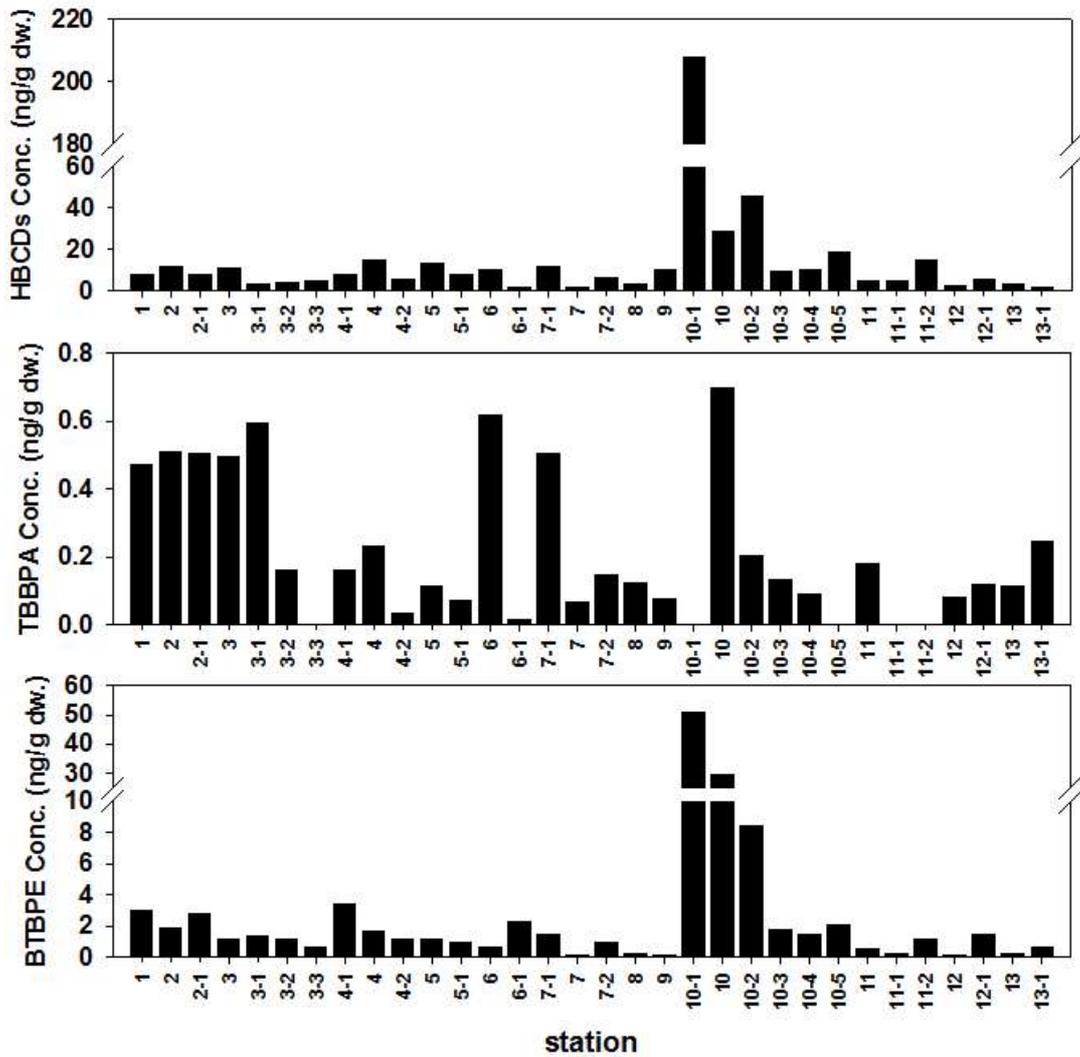


Figure 4-3-54. Distribution of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Ulsan Bay.

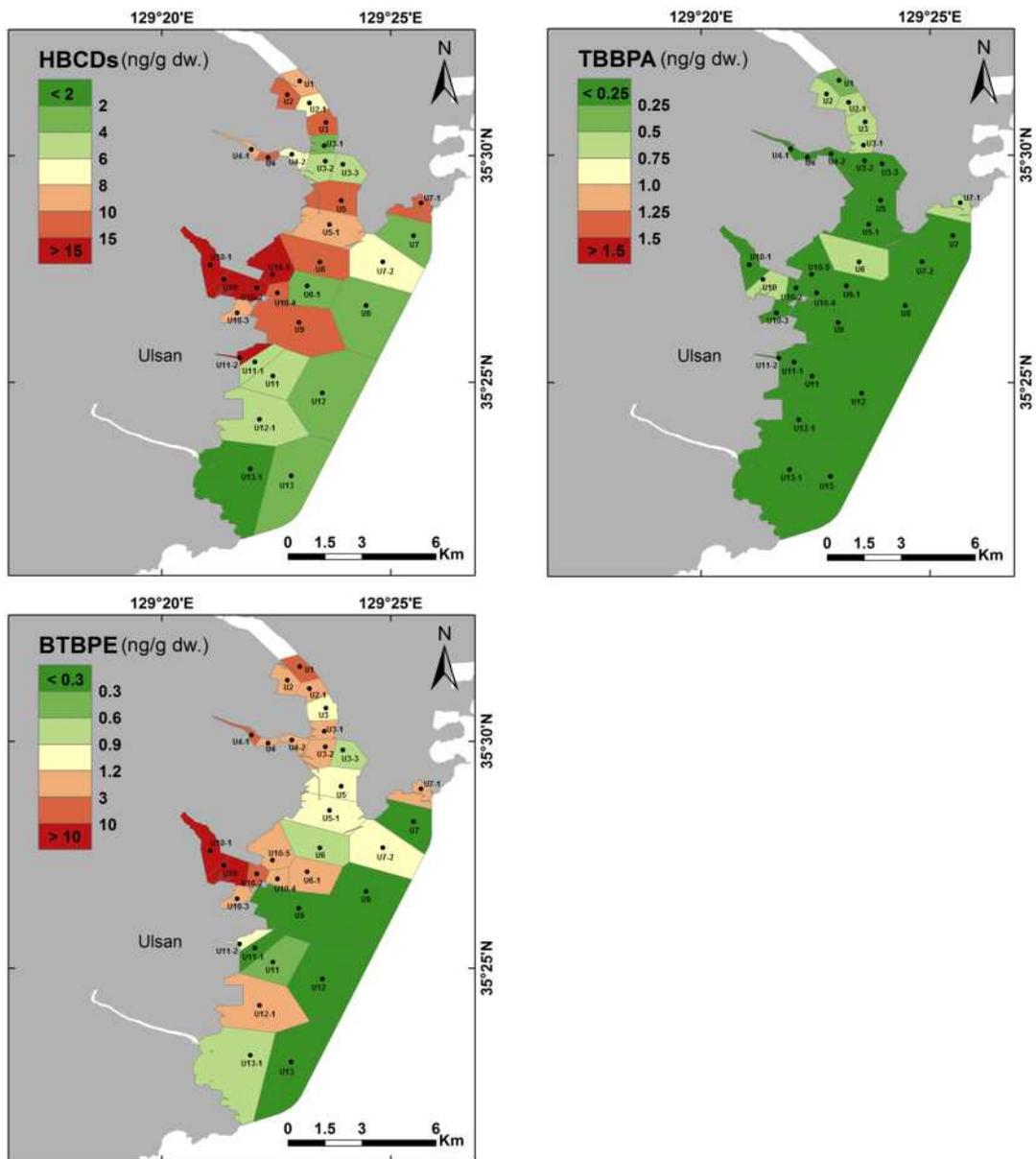


Figure 4-3-55. Distribution of HBCDs, TBBPA and BTBPE in sediment from Ulsan Bay.

1-2 부산해역, 울산만 표층퇴적물의 HBCD 화합물의 조성

부산해역, 울산만 모두에서 HBCD 이성질체 중 γ -HBCD가 65%, 73%로 가장 높은 조성을 나타냈다(Figure 4-3-56). 이는 일반적인 국내·외 퇴적물 연구결과에서 보고된 경향과 같으며 상업용 HBCD는 γ -HBCD 75-89%, α -HBCD 10-13%, β -HBCD 1-12%의 비율로 구성되어 있으므로 이를 잘 반영하고 있다. 하지만 γ -HBCD는 160 °C 이상의 온도에서 열을 α -HBCD로 가할 경우 이성질체 변형이 일어난다(Covaci et al., 2006). 열처리한 제품에는 α -HBCD가

HBCDs 중 78%정도로 우세한 비율을 차지하게 된다. 따라서 α -HBCD와 γ -HBCD의 비를 이용하여 HBCDs의 기원을 추측할 수 있다. 이번 결과에서는 울산해역 보다 부산해역에서 α/γ 비율이 더 높았다(Fig. 4-3-57). 이는 두해역이 서로 다른 HBCDs 오염원의 영향을 받은 것을 의미한다. 울산은 공업중심의 도시로서 공업용 HBCDs의 사용이 많아 상대적으로 낮은 α/γ 비를 나타내고 있으며, 부산은 인구가 밀집된 도시로서 생활용품, 가공품의 사용에 따른 HBCDs의 용출이 상대적으로 높은 α/γ 비에 영향을 미치는 것으로 추정된다.

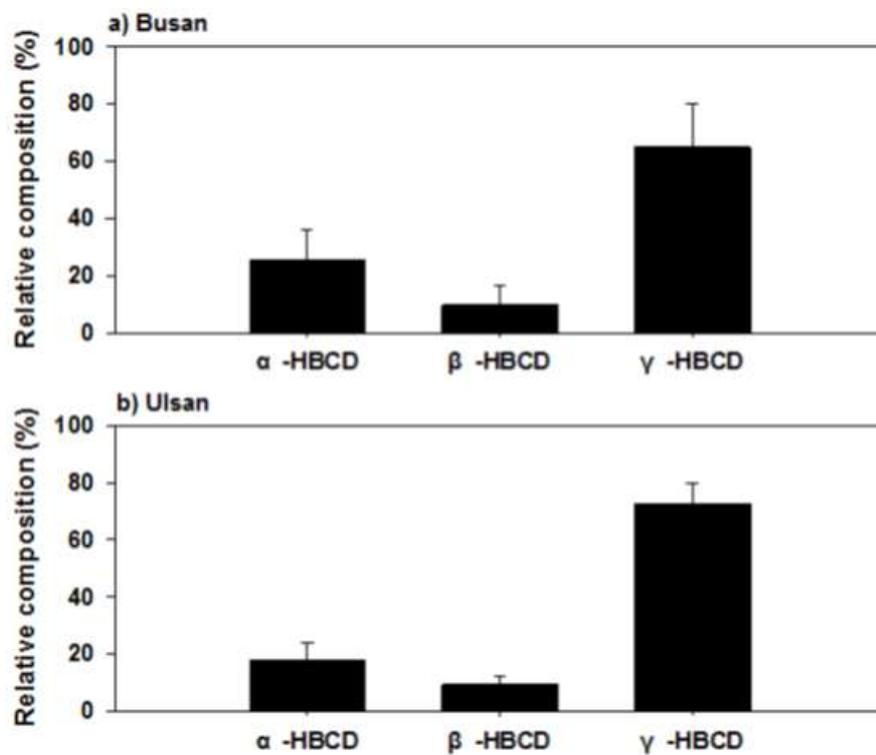


Figure 4-3-56. Relative compositions of HBCDs in surface sediment from a) Busan b) Ulsan Bay.

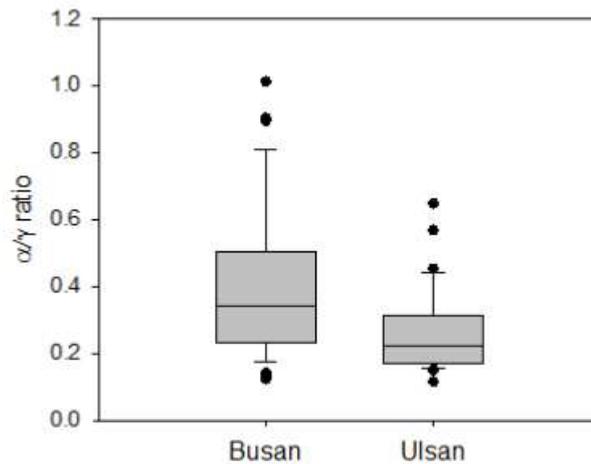


Figure 4-3-57. The α/γ ratios of HBCDs in the sediment from Busan and Ulsan.

사. 표층 퇴적물 내 대체 브롬계 난연제 및 분해산물의 오염현황 및 특성

2009년 PBDEs, 2013년 HBCDs가 스톡홀름 규약의 물질 목록에 포함 되면서 이를 대체하기 위한 난연제의 수요가 급증하고 있다(UN. 2013, Covaci et al. 2011). TBBPA-DBPE는 브롬계난연제인 decabromodiphenyl oxide (DBDPO)의 환경문제로 인하여 대체제로 처음 생산되었으며(Jpn. Chem. Week. 1998) 2,3-Dibromopropyl-2,4,6-trobromophenyl ether (DPTE)는 폴리프로필렌 플라스틱 첨가제로 만들어졌다(ICPS. 1997). Pentabromocyclododecene (PBCD)는 HBCDs의 열과 자외선에 의한 분해산물로 영국 호수에서 처음 검출 되었다(Harrad et al. 2009). 1,5,9-cyclododecatriene (CDT)는 HBCDs가 해양 퇴적물이나 슬러지에서 미생물 작용에 의해 브롬이 제거된 형태의 화합물로 발견되었다(Davis et al. 2006). HBCDs에서 브롬(Br)이 한 개 제거된 형태가 PBCD이며, 브롬 5개 모두가 제거된 형태가 CDT이다. 전세계적으로 신규, 대체 브롬계 난연제의 연간 수요는 100,000~180,000톤으로 추정 된다(Harju et al. 2009). 따라서, 이러한 대체 난연제 화합물 및 분해산물은 환경 중 다양한 매질에서 광범위하게 검출되어지고 있다(Gauthier et al. 2009, Kolic et al. 2009).

1-1부산해역/울산만 표층퇴적물의 대체브롬계 난연제 및 분해산물 오염현황
 부산해역 37개 정점에서 채취한 퇴적물 시료 중 DTPE, PBCD, CDT, TBBPA-DBPE 농도 범위는 각각 미검출~26.95 ng/g, 미검출~62.89 ng/g,

0.35~4.54 ng/g, 미검출~7.92 ng/g이었고, 평균값은 7.06±6.79 ng/g, 6.11±13.73 ng/g, 1.68±1.17 ng/g, 1.64±1.62 ng/g로 나타났다(Table 4-3-34). DPTE는 선박 활동이 많고 소규모 조선소가 인접한 다대포항 내측 정점 B15-1에서 가장 높은 농도로 검출되었다. HBCDs의 분해산물인 PBCD, CDT와 대체난연제인 TBBPA-DBPE는 수영강 인근(B1)과 부산항 주변(B5-1~3, B11), 감천항(B13, B13-1), 다대포항(B15-1)에서 높은 오염도를 보였고 HBCDs와 유사한 오염분포를 나타냈다. 이는 HBCDs와 같이 중대형 조선소 및 선박활동이 많은 부산항과 비점오염원의 영향을 받는 수영강이 주 오염원임을 시사한다. 4개 화합물 모두 육지와 인접한 곳이 오염도가 높고 외해로 갈수록 낮은 오염도를 보였다(Fig. 4-3-58, 4-3-59).

Table 4-3-34. Summary of the contentations of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in surface sediment from Busan coastal area.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
DPTE	미검출 - 26.95	7.06±6.79	5.50
PBCD	미검출 - 62.89	6.11±13.73	1.21
CDT	0.35 - 4.54	1.68±1.17	1.35
TBBPA-DBPE	미검출 - 7.92	1.64±1.62	1.43

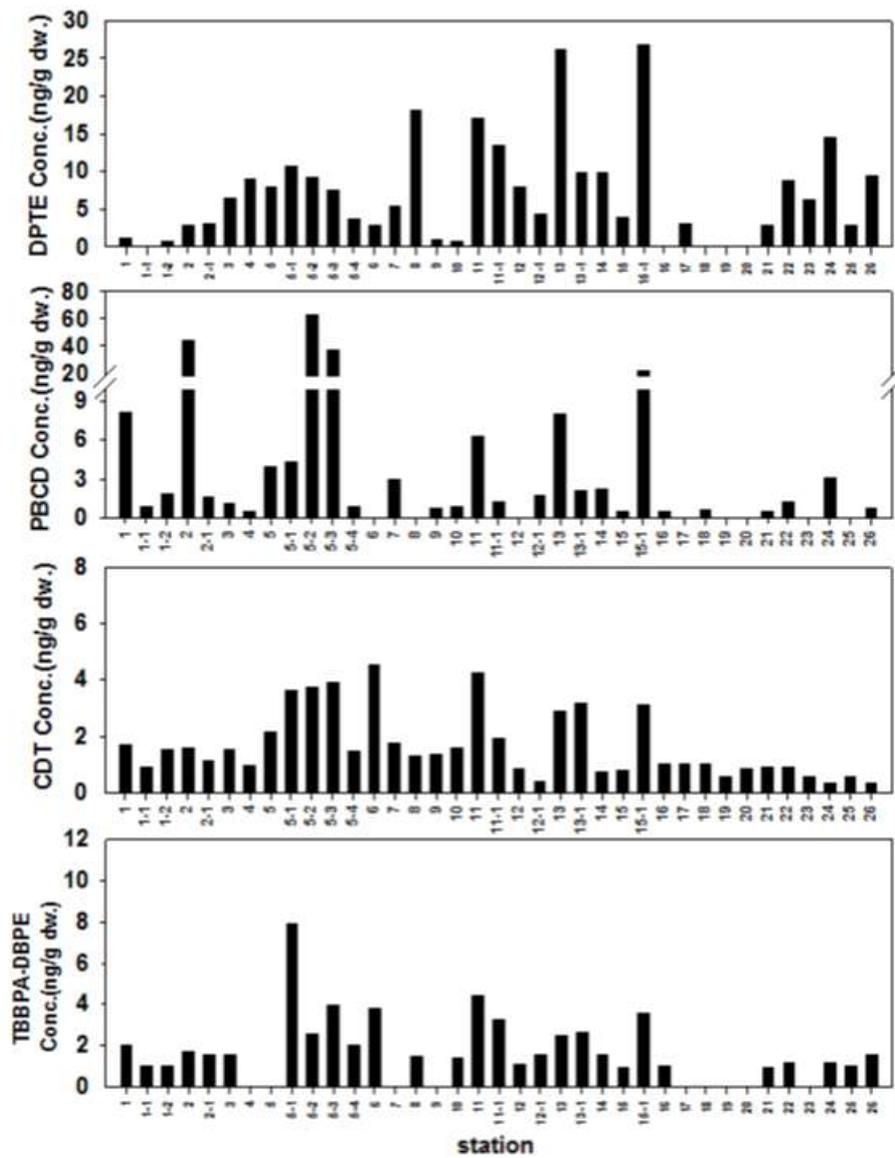


Figure 4-3-58. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Busan coastal area.

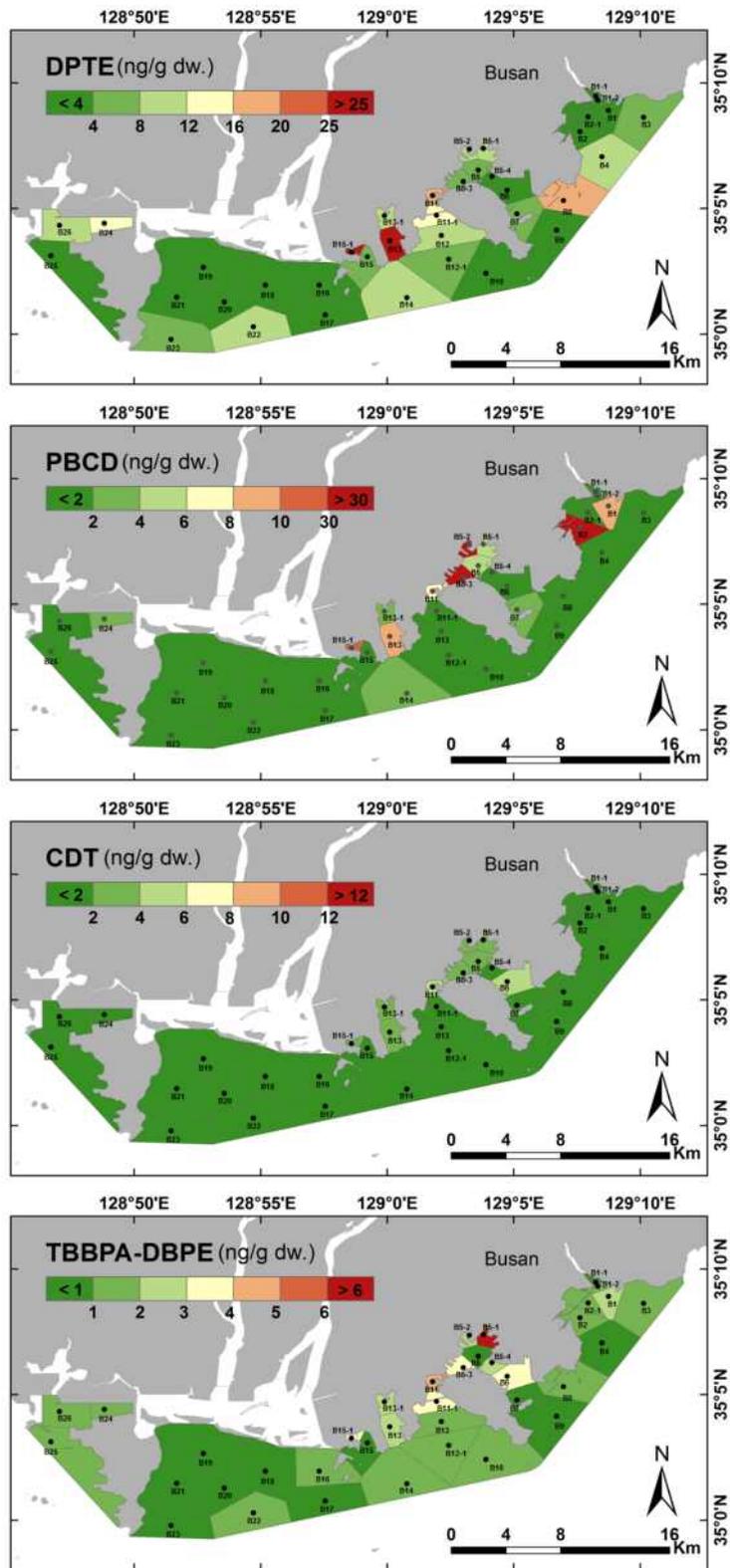


Figure 4-3-59. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Busan coastal area.

울산 해역 32개 정점에서 채취한 퇴적물 시료 중 DTPE, PBCD, CDT, TBBPA-DBPE 농도 범위는 각각 미검출~25.33 ng/g, 미검출~26.52 ng/g, 0.66~10.92 ng/g, 미검출~7.34 ng/g 이었고, 평균값은 9.66±5.19 ng/g, 3.45±4.75 ng/g, 3.14±2.09 ng/g, 2.65±1.86 ng/g로 나타났다(Table 4-3-35). 4개 화합물 모두 부산보다 울산에서 높은 농도 수준을 보였다. 부산보다 산업활동이 활발한 울산에서 이러한 화합물들을 더 많이 사용되고 있는 것으로 추측된다. DTPE는 만 내측의 농도가 외해 보다 낮아 다른 화합물과 반대의 오염분포를 보였다. 이는 화합물이 다른 화합물보다 극성인 화합물로써 바다에 용해되어 보다 먼 거리를 이동할 수 있으며 최근의 DTPE의 유입이 낮거나 없는 것으로 추측 된다. PBCD는 대형조선소 인근 정점 U3-3에서 가장 높은 농도로 검출되었다. CDT와 TBBPA-DBPE는 장생포항 주변 정점 U4-1에서 가장 높은 농도를 나타냈으며, 만 내측에서 외측으로 갈수록 농도가 감소하는 경향을 보였다(Fig. 4-3-60, 4-3-61).

Table 4-3-35. Summary of the contentations of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in surface sediment from Ulsan Bay.

(단위: ng/g dry wt.)

Compound	최소-최대	평균±편차	중간값
DPTE	미검출 - 25.33	9.66±5.19	9.19
PBCD	미검출 - 26.52	3.45±4.75	2.29
CDT	0.66 - 10.92	3.14±2.09	2.49
TBBPA-DBPE	미검출 - 7.34	2.65±1.86	2.03

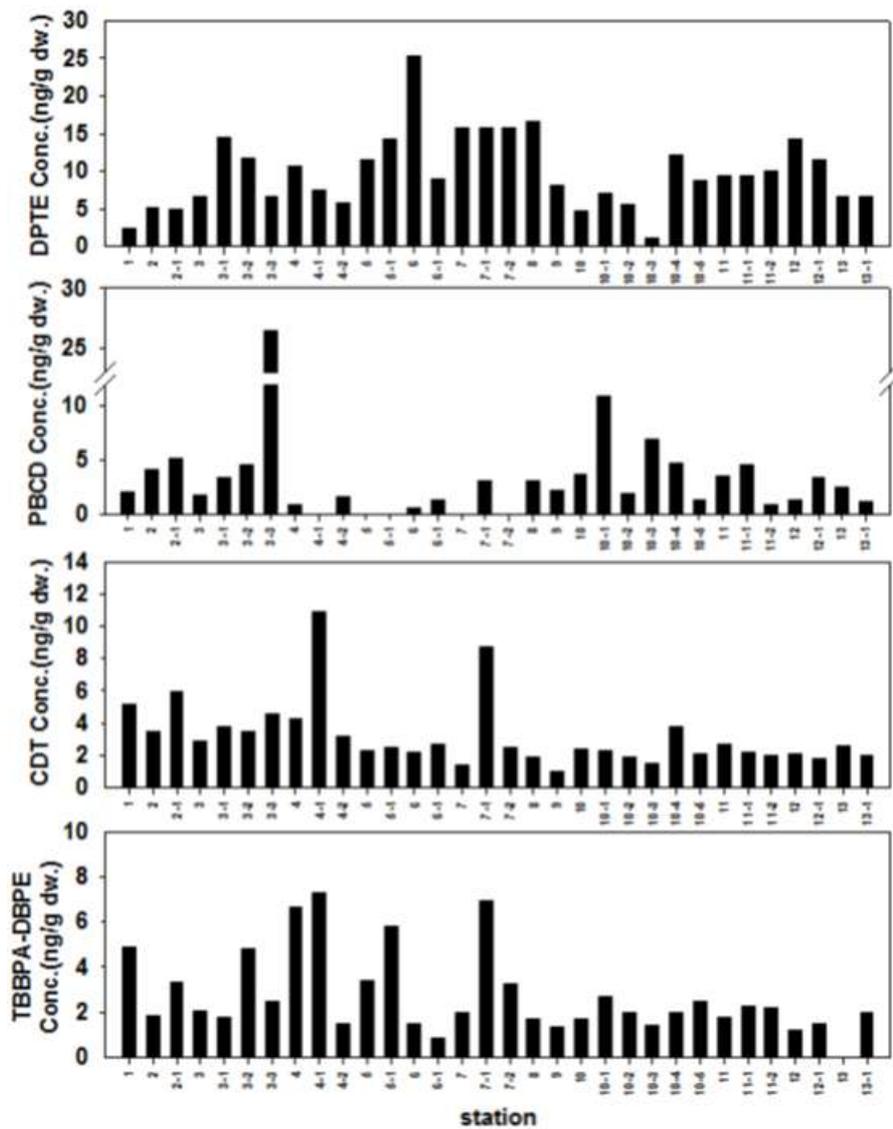


Figure 4-3-60. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Ulsan Bay.

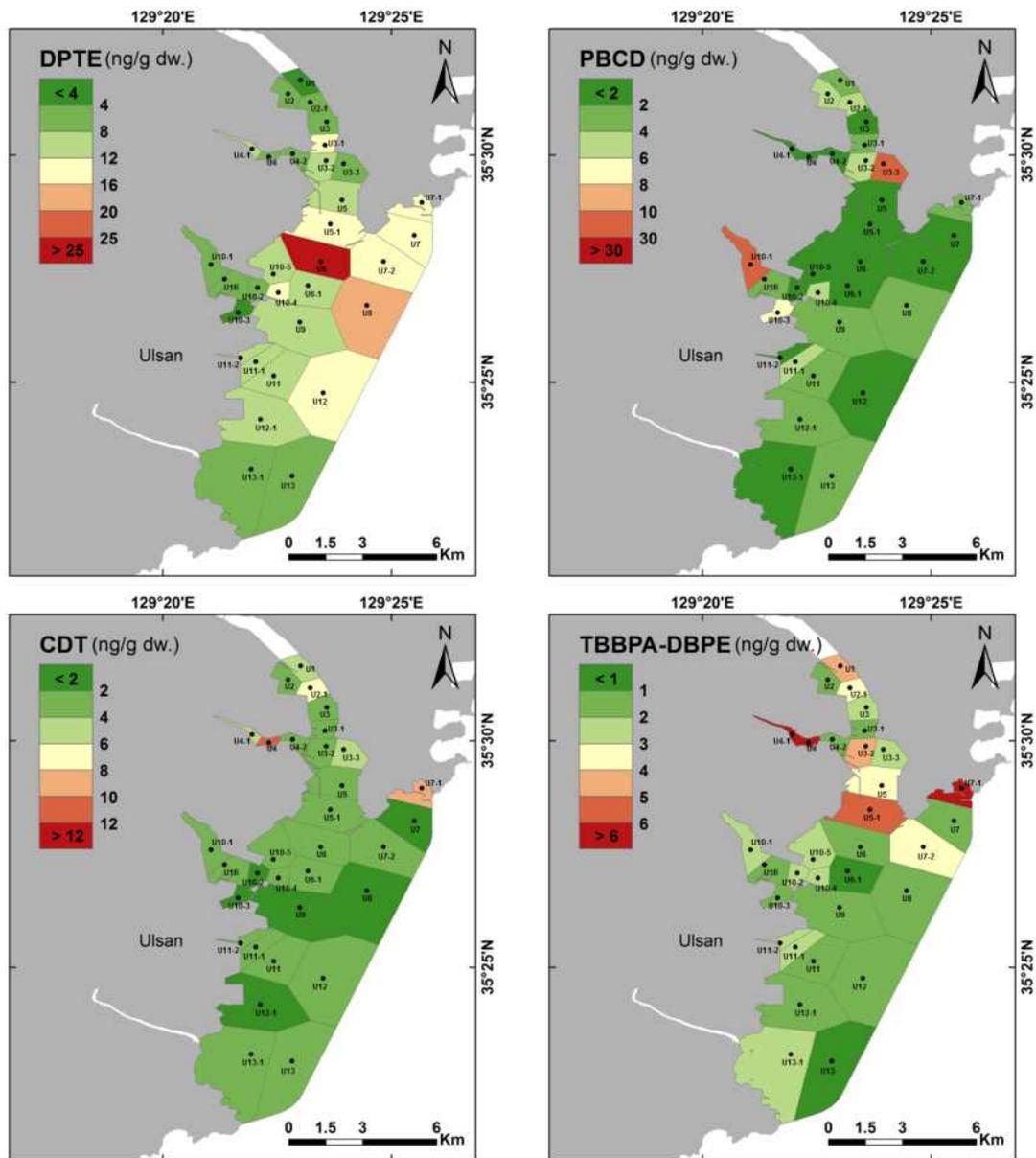


Figure 4-3-61. Distributions of DPTE, PBCD, CDT and TBBPA-DBPE in sediment from Ulsan Bay.

아. 표층 퇴적물 내 중금속의 오염현황 및 특성

1) 부산해역 표층퇴적물 중 중금속 농도와 분포

부산해역 표층퇴적물 내 중금속 원소들의 농도는 Cr 20.0~87.6 ppm, Co 4.2~14.8 ppm, Ni 7.9~35.9 ppm, Cu 5.7~799.3 ppm, Zn 44.4~461.8 ppm, As 4.4~16.8 ppm, Cd 0.08~0.91 ppm, Pb 19.5~107.8 ppm, Hg 0.01~0.29 ppm의 농도범위를 나타내고 있었다(Fig. 4-3-63). 분석된 중금속의 평균농도는

Zn이 165.7 ppm으로 가장 높았으며 Cu(93.2 ppm)>Cr(60.2 ppm)>Pb(39.0 ppm)>Ni(24.5 ppm)>Co(11.0 ppm)>As(10.1 ppm)>Cd(0.27 ppm)>Hg(0.09 ppm)의 순으로, 원소간의 1,900배의 큰 농도차이가 존재하는 것으로 나타났다. Cd는 부산항 내측인 B5-1 정점에서 최대농도를 보였으며, Cu, Pb 및 Hg는 자갈치 시장 인근인 B11 정점에서 최대농도를 보였다. Cr과 Ni은 감천항 내측은 B13 정점에서, Zn과 As는 B15-1 정점에서 최대농도를 나타내고 있어, 오염원에 따라 중금속 원소의 농도가 상이하게 나타났다.(Fig. 4-3-63).

부산해역 퇴적물 내 중금속 농도를 해역의 지형적 특성에 따라 수영강 주변(B1~4), 부산항만 주변(B5~15) 및 낙동강 주변(B16~26)로 구분하면 중금속 원소의 농도를 비교하면 다음과 같다. Cu의 경우, 수영강 주변해역에서는 19.8 ppm의 평균농도를 보였으나 부산항만을 포함한 해역에서는 143.3 ppm로 가장 높은 평균농도를 보였고, 낙동강에 영향을 크게 받는 해역에서는 19.2 ppm으로 수영강 인근과 유사한 농도를 보였다. Cd는 수영강 주변해역에서의 평균농도는 0.23 ppm이었으며, 부산항만 주변지역이 0.33 ppm으로 가장 농도가 높았고 낙동강 주변은 0.17 ppm으로 상대적으로 낮은 농도를 보이고 있었다. 나머지 중금속 원소 및 TOC 농도 역시 부산항만 인근에서 상대적으로 높은 농도를 보이고 있었다.

부산해역 퇴적물 내 중금속의 농도를 우리나라 해양환경기준과의 비교는 Figure 4-3-63에 나타났다. Cr은 모든 조사정점에서 우리나라 주의기준(TEL, 116 ppm) 이하의 농도를 보였다. Ni 역시 모든 정점에서 TEL(47.2 ppm) 이하의 농도를 나타내고 있었다. Cu와 Zn는 Li을 이용하여 입도보정을 실시하게 되어있다. 입도보정 후 Cu의 농도는 9개 정점에서 TEL(20.6 ppm)과 PEL(64.4 ppm) 사이의 농도를 보였으며, 7개 정점(정점 11)은 PEL(64.4 ppm)을 초과하고 있는 것으로 나타났다. 입도보정 후 Zn의 농도는 19개 정점에서 TEL(68.4 ppm)과 PEL(157 ppm) 사이의 농도를 보였으며, 6개 정점은 PEL(157 ppm)을 초과하는 것으로 나타났다. Cu와 Zn가 우리나라 주의기준(TEL) 또는 관리기준(PEL)을 초과하는 지역은 부산항, 부산남항, 감천항 및 다대포항 등 항구 지역인 것으로 나타나 이들 지역의 금속 오염도가 매우 큰 것으로 나타났다. As는 다대포항 내측은 B15-1 정점에서 주의기준을 초과하고 있었으며, Cd는 부산항 부두 밀집지역인 B5-1과 B5-3에서 주의기준을 초과하고 있었다. Pb는 부산항, 감천항 및 다대포항 정점들에서 주의기준을 초과하였다. Hg는 수영강 영향을 받는 B1~B1-2와 부산항, 부산남항 및 감천항에서 주의기준을 초과하는 것으로 나타났다. 그러나 As, Cd, Pb 및 Hg는 부산해역 퇴적물에서 관리기준을 초과하는 농도는 없었다.

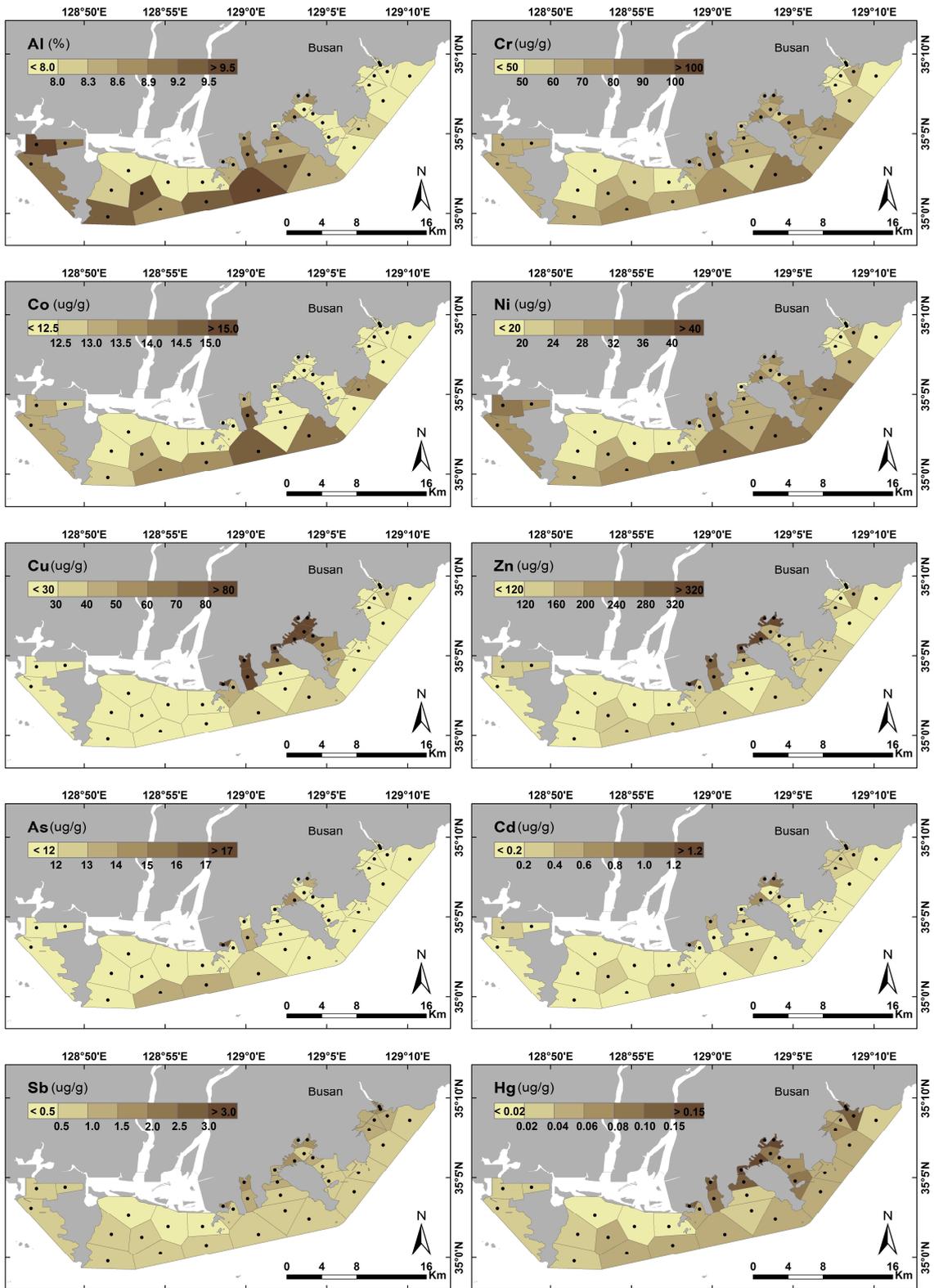


Figure 4-3-62. Spatial distribution maps of trace metals in surface sediment from Busan coastal area.

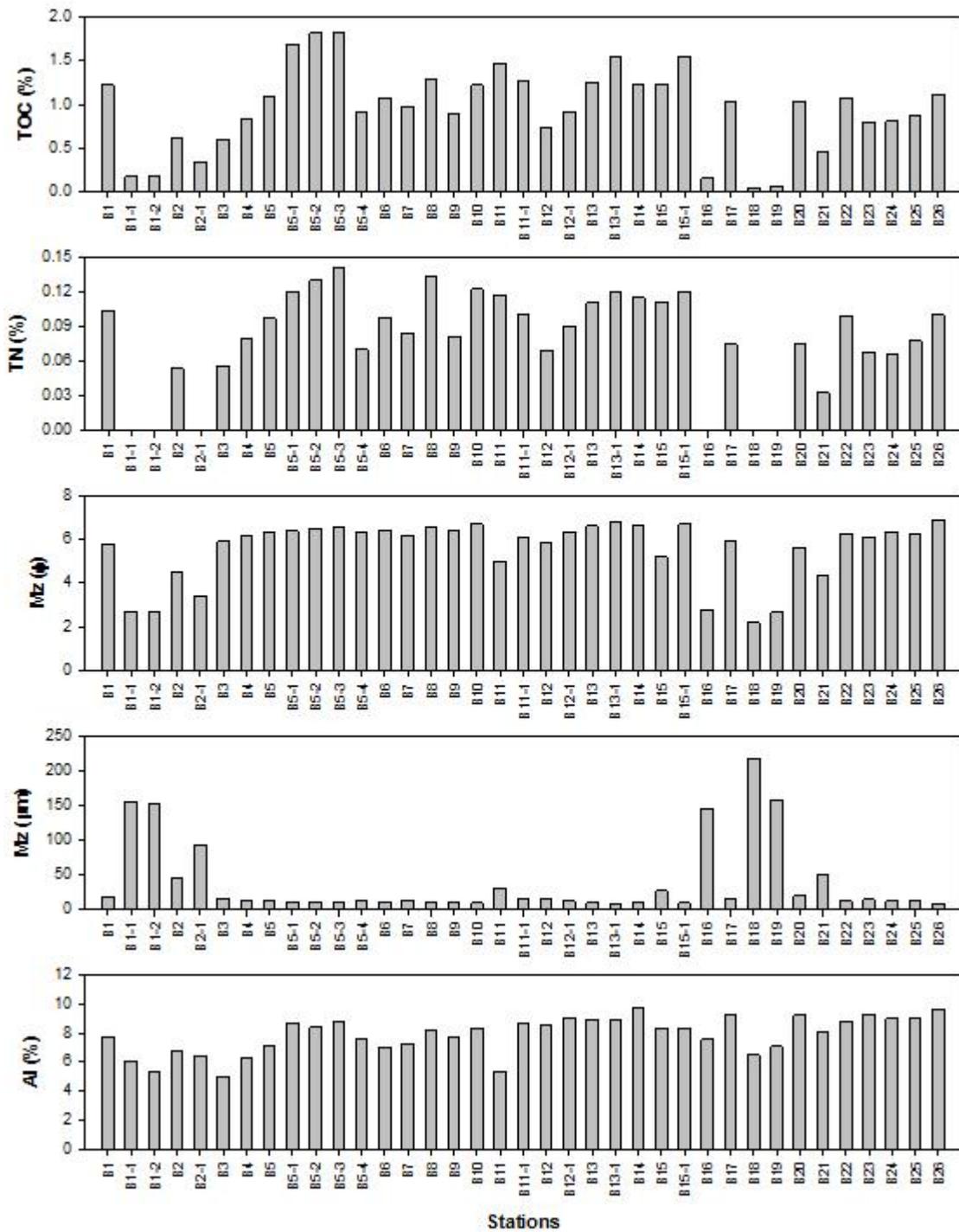


Figure 4-3-63. Spatial distributions of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in surface sediment from Busan coastal area. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values of sediment quality guideline of Korea.

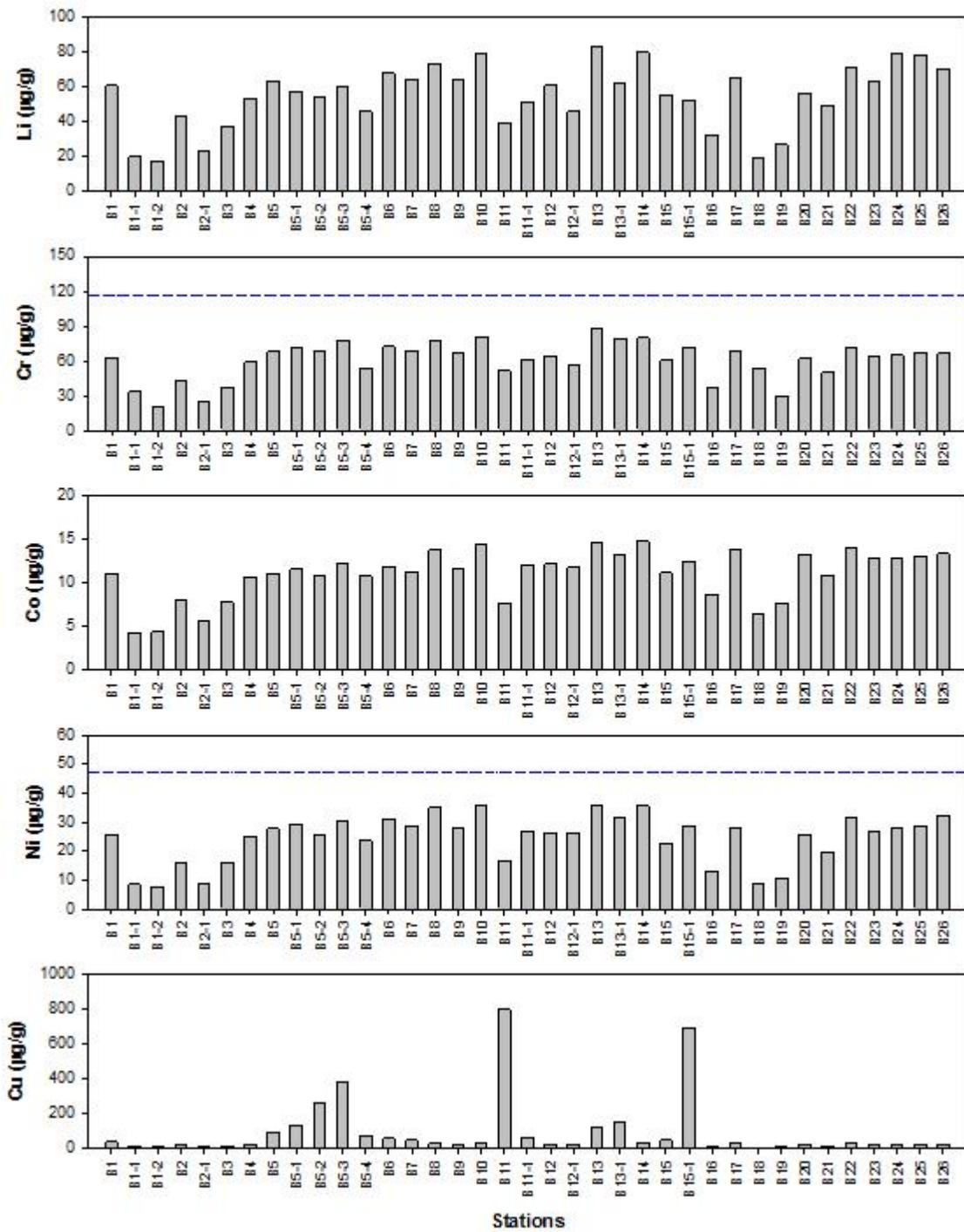


Figure 4-3-63. continue.

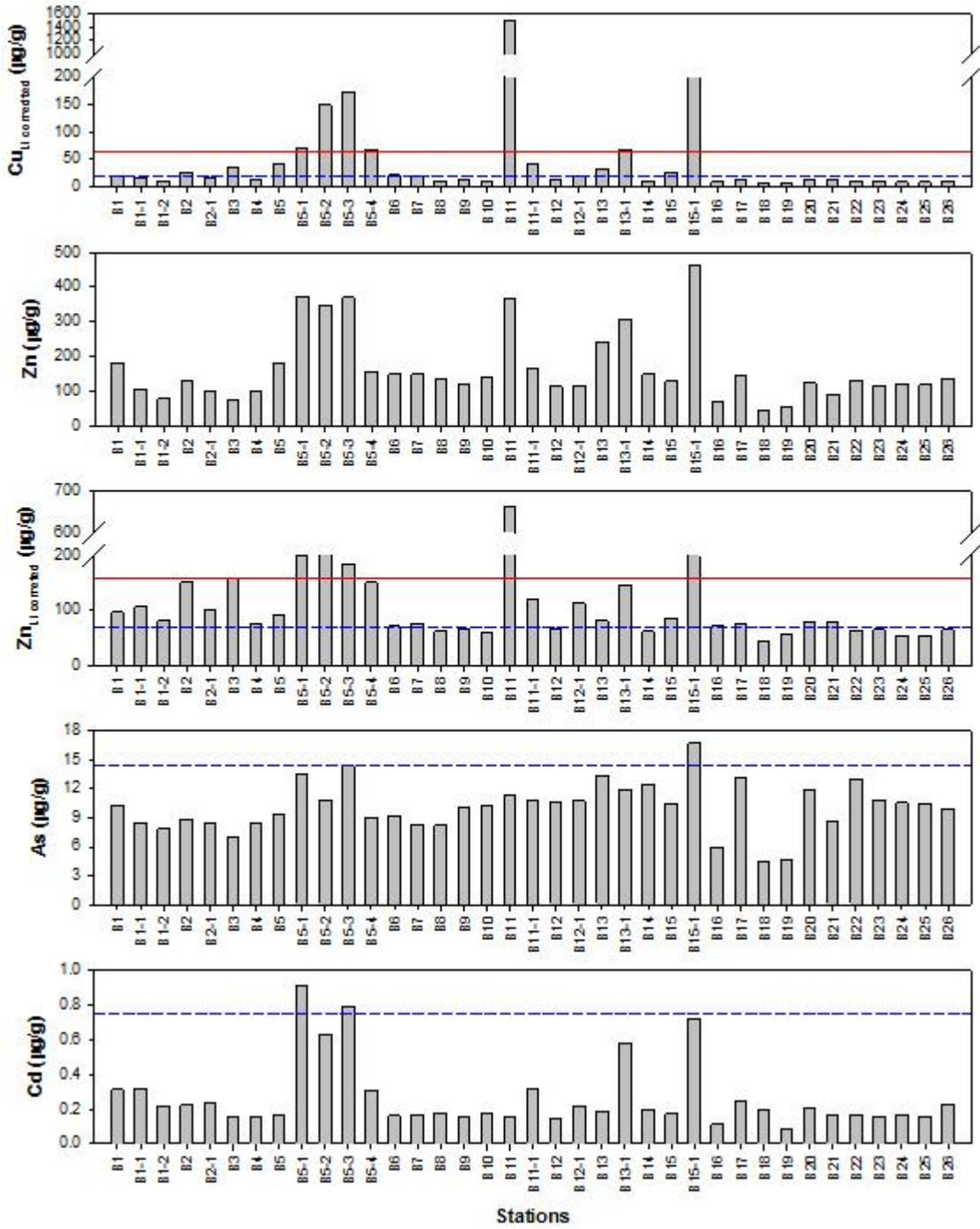


Figure 4-3-63. continue.

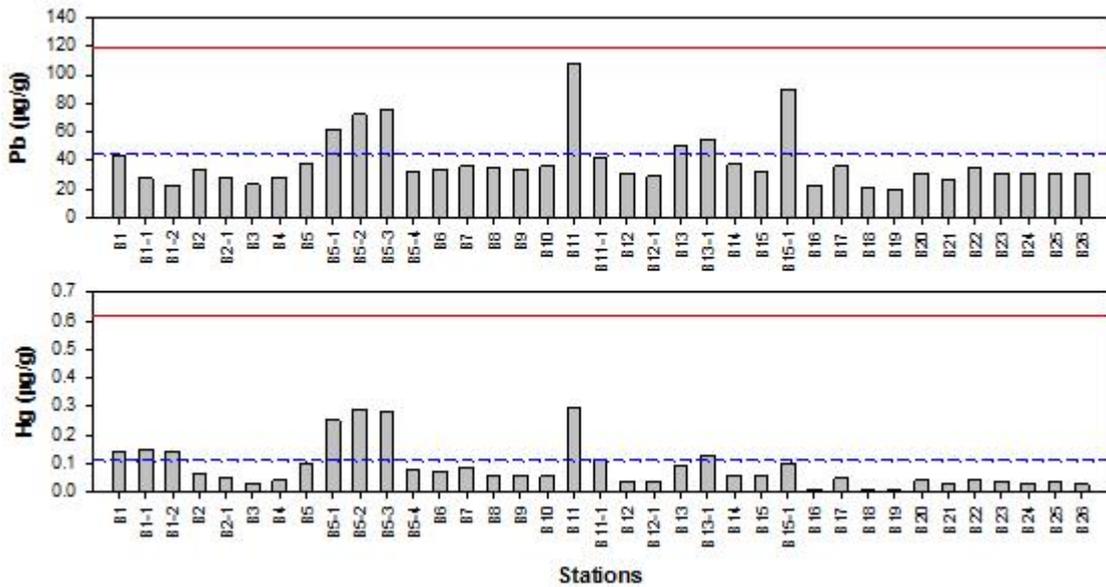


Figure 4-3-63. continue.

2) 울산해역 표층퇴적물 중 중금속 농도 및 공간분포

표층퇴적물 내 중금속 원소들의 농도는 Cr 11.2~90.1 ppm, Co 5.2~32.1 ppm, Ni 7.8~42.9 ppm, Cu 10.0~731.4 ppm, Zn 69.5~775.2 ppm, As 6.2~88.0 ppm, Cd 0.17~5.32 ppm, Pb 20.6~878.5 ppm, Hg 0.01~2.60 ppm의 범위를 나타내었다(Fig. 4-3-64). 원소별 중금속의 평균농도는 Zn이 203.9 ppm으로 가장 높았으며 Cu(88.6 ppm)>Pb(72.5 ppm)>Cr(60.2 ppm)>Ni(29.5 ppm)>As(16.2 ppm)>Co(13.4 ppm)>Cd(0.61 ppm)>Hg(0.30 ppm)의 순이었다. 공간적으로 살펴보면 Co와 Hg는 외항강을 통하여 석유화학단지 및 울주신일반산업단지의 영향을 받는 U10-1 정점에서 최대농도를 보였다. 나머지 Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd 및 Pb는 U11-2 정점에서 가장 높은 농도를 나타냈다(Fig. 4-3-65).

울산 해역 퇴적물 내 중금속 농도를 울산만 내측(U1~4), 온산산업단지 인근(U10~11) 및 외해역(U5~9, 12~13)로 구분하여 중금속 원소의 농도를 비교한 결과, Cr은 울산만 내측에서, Co, Cu, Zn, Cd, Pb 및 Hg 온산산업단지 주변에서 상대적으로 더 높은 평균농도를 보이고 있었다. 울산해역 중금속 농도를 우리나라 해양환경기준과 비교를 하면, Cr, Ni은 모든정점에서 TEL이하의 농도를 보였다. 입도보정 후 Cu는 총 33개 정점 중 15개 정점에서 TEL과 PEL사이의 농도였으며, 8개 정점은 PEL을 초과하였다. 입도보정 후 Zn의 농도는 총 33개 정점 중 10개 정점이 TEL과 PEL사이의 농도를 보였으며, 9개 정점은 PEL을 초과하고 있는 것으로 나타났다. As은 12개 정점에서, Cd는 4개 정점에서, Pb

는 12개 정점에서, Hg는 13개 정점에서 TEL과 PEL사이의 농도를 나타냈으며, As 1개, Cd 1개, Pb 2개, Hg 3개 정점은 PEL을 초과하는 높은 농도를 보였다.

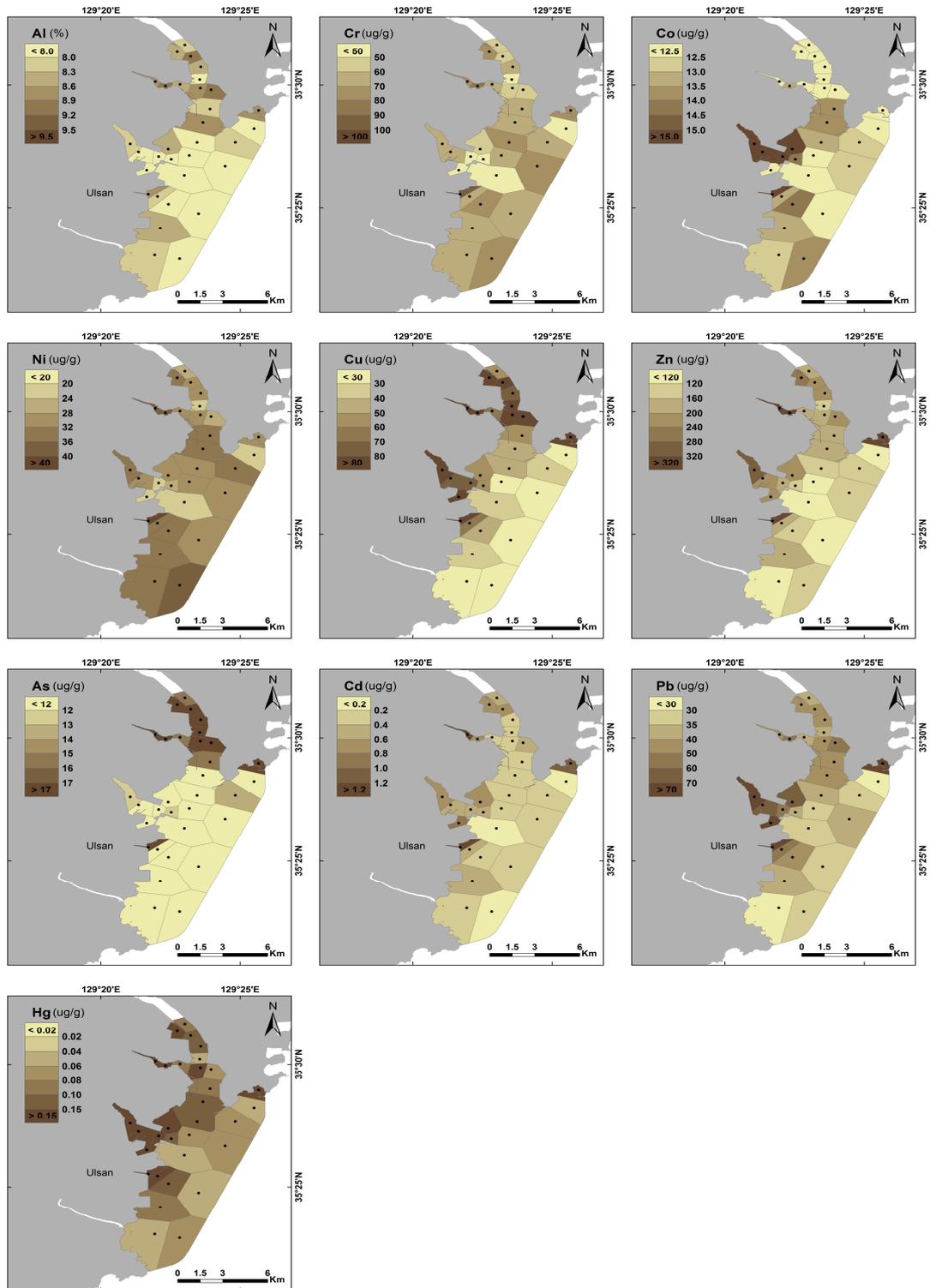


Figure 4-3-64. Spatial distribution maps of trace metals in surface sediment from Ulsan Bay.

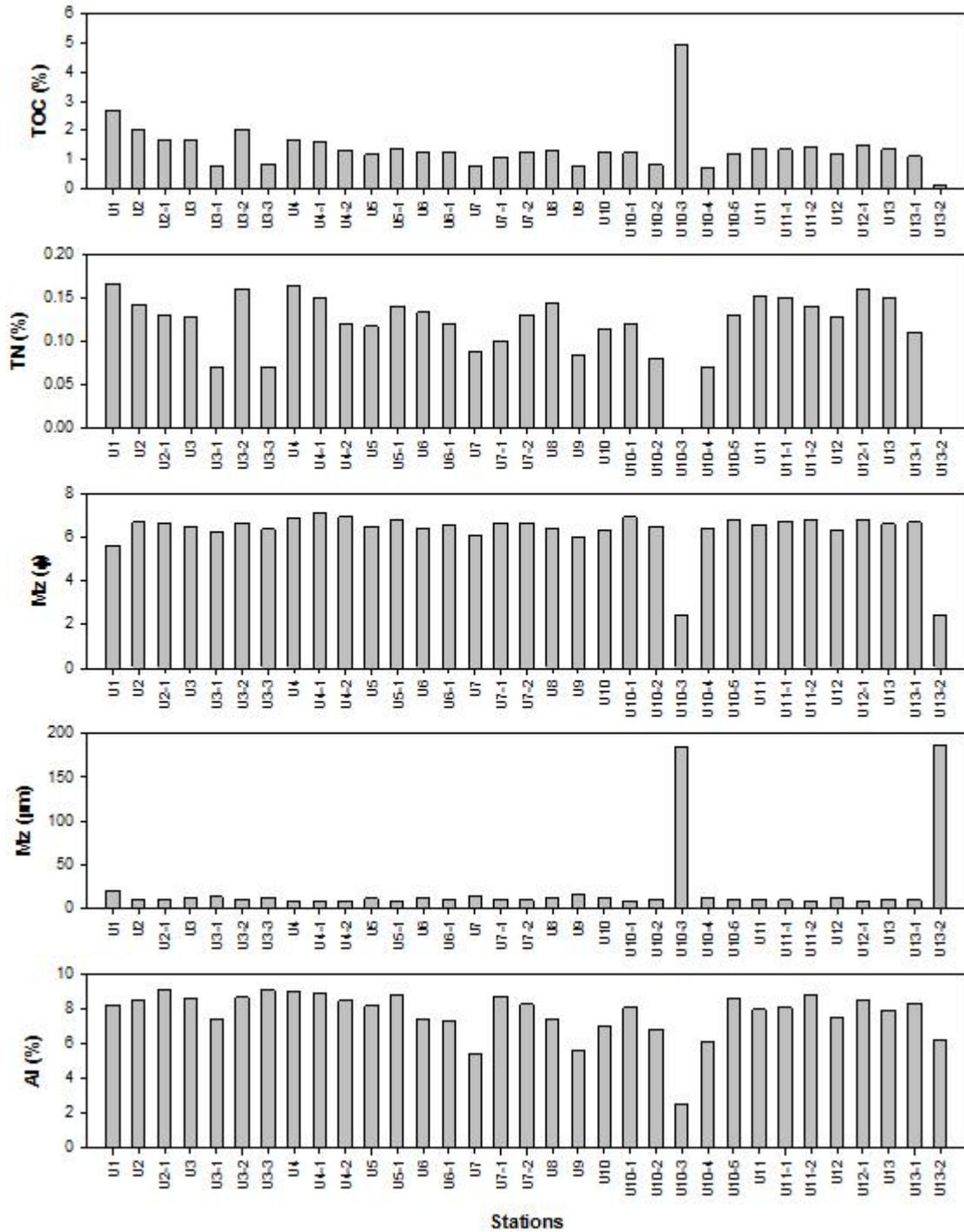


Figure 4-3-65. Spatial distributions of TOC, TN, mean grain size and heavy metals in surface sediment from Ulsan Bay. Dashed and solid lines represent the TEL and PEL values of sediment quality guideline for Korea.

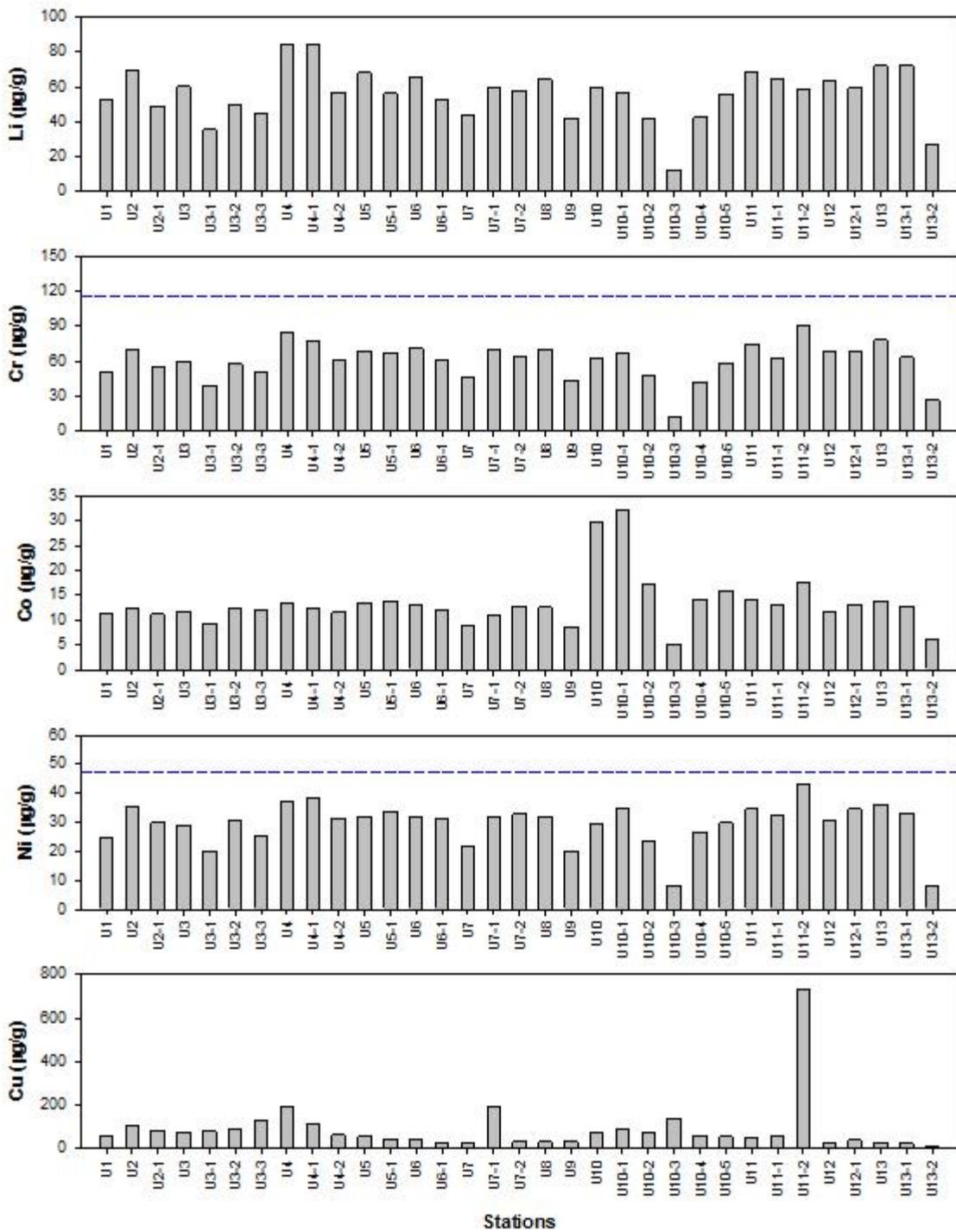


Figure 4-3-65. continue.

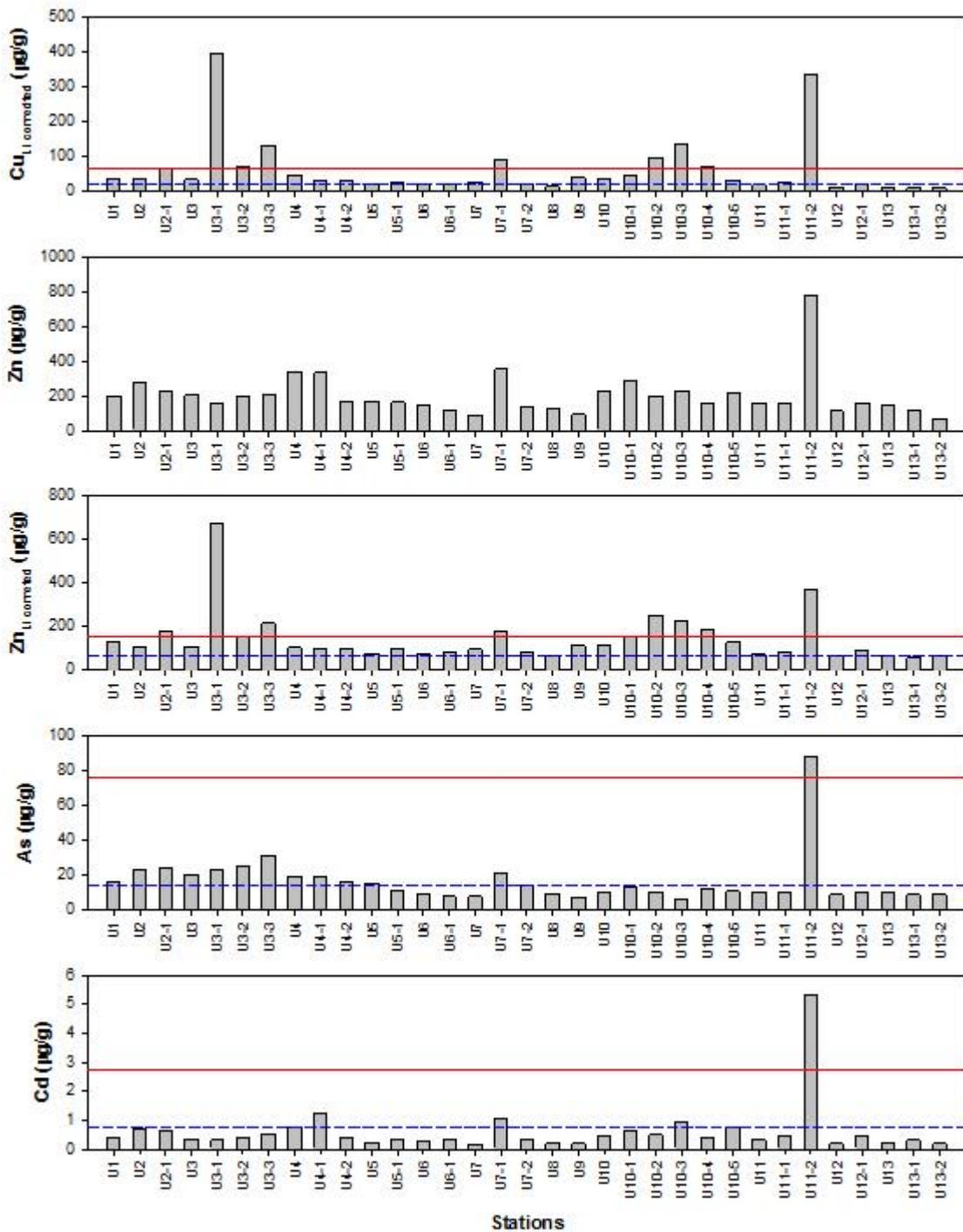


Figure 4-3-65. continue.

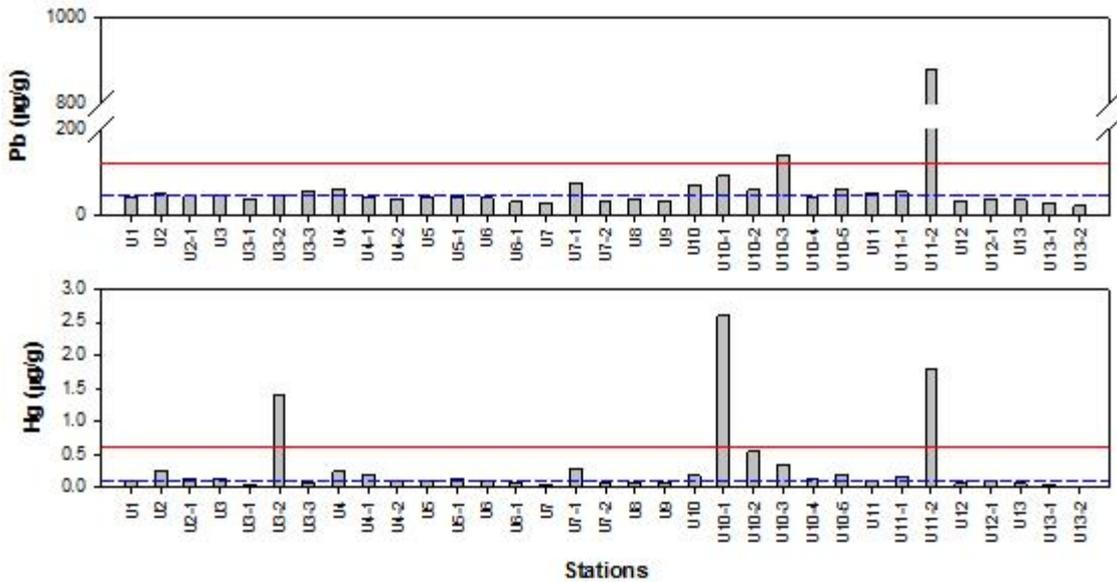


Figure 4-3-65. continue.

4) 진해/광양/부산/울산 해역 표층퇴적물 중 중금속 농도 비교

진해/광양/부산/울산 총 4개의 조사해역에서의 TOC 및 중금속 농도의 비교는 Figure 4-3-66에 나타냈다. TOC의 평균농도는 광양만 1.10%, 진해만 2.33%, 부산해역 0.96%, 울산해역 1.39%로 진해만이 가장 높은 TOC 농도를 보였으며 부산해역이 가장 낮았다. 이는 광양만, 진해만 및 울산해역은 만의 내측에서의 조사정점이 많았으나 부산해역에서는 만의 내측보다는 외해역의 정점이 우세하며, 낙동강 등의 영향을 크게 받았기 때문으로 판단된다. Cr과 Ni은 진해만에서의 평균농도가 가장 높은 결과를 보였다. Cu는 부산해역에서, As는 광양만에서 가장 높은 평균농도를 보였으며, Zn, Cd, Pb 및 Hg은 울산해역에서 평균농도가 다른 특별관리 해역에 비해 높은 것으로 나타났다. Cr과 Hg의 평균농도는 4개 특별관리 해역에서 1.2~1.3배의 농도차이가 존재하는 것으로 나타났으나, Hg는 지역에 따라 10.6배의 큰 농도차이가 존재하는 것으로 나타났다. 나머지 금속 원소(Cu, Zn, Cd, Pb, As)는 지역에 따라 2.0~6.6배의 농도차이가 있음을 알 수 있었다. As를 제외하고는 울산해역에서의 중금속의 평균농도가 가장 높거나 대체적으로 높은 편으로 나타났다.

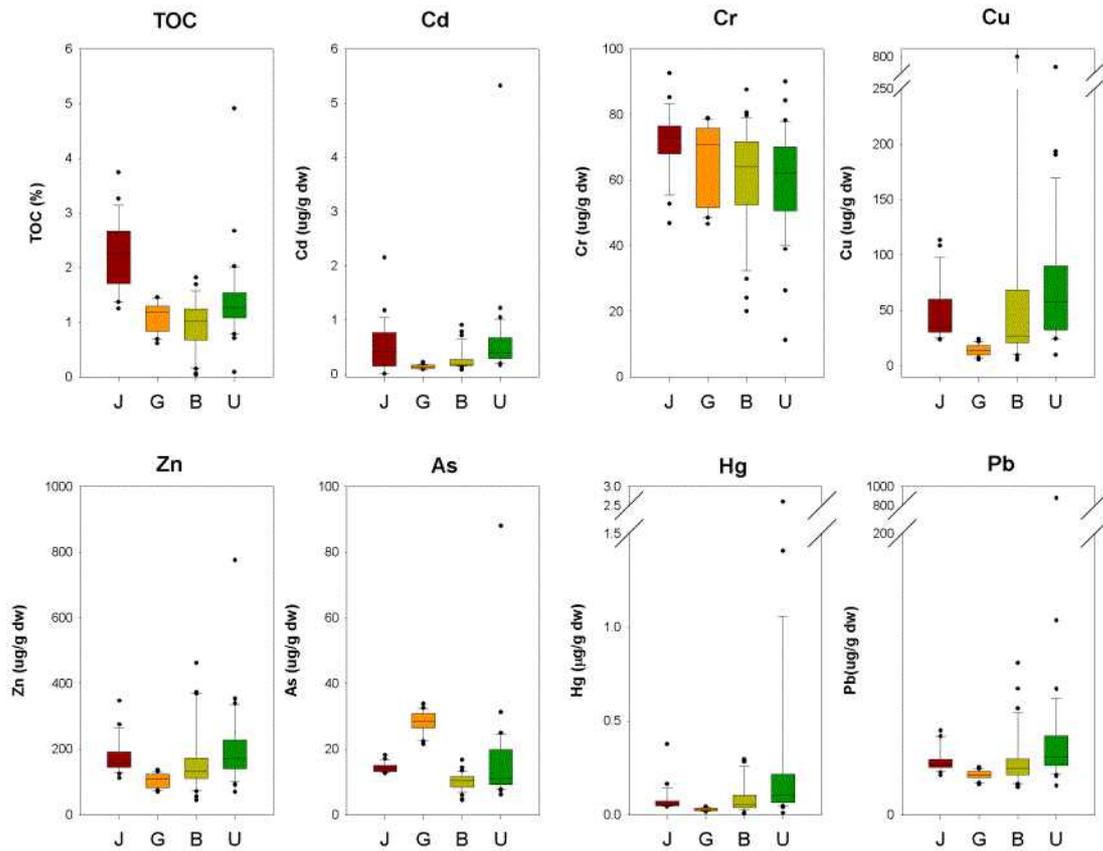


Figure 4-3-66. Comparison of heavy metal concentrations in surface sediments collected from 4 different regions(J-Jinhae, G-Gwangyang, B-Busan, U-Ulsan).

자. 표층 퇴적물 중 분배영향인자 분석

1-1. 부산해역/울산만의 입자 조직 및 유기탄소 함량

부산해역 퇴적물의 입자크기는 8.2~217.4 μm 의 범위와 38.3 μm 의 평균 입자 크기로 B26 정점이 가장 세립한 입도를, 낙동강의 영향을 받는 B18 정점에서 가장 조립한 입도를 보이고 있는 것으로 나타났다. 특히 낙동강의 영향을 받는 해역(정점 16, 18 및 19)에서는 퇴적물이 조립하였으며, 모래가 구성하는 상대적인 비율이 93%를 초과하는 것으로 나타났다(Fig. 4-3-67). 부산해역에서는 지형에 따라 크게 silt, sandy silt 및 sand의 3가지 퇴적물 입도 특성을 보이고 있었다. 퇴적물 내 총유기탄소(TOC)의 평균 및 농도범위는 각각 0.96%와 0.04~1.82%로 정점에 따라 약 45배의 농도차이가 존재하였다. 공간적으로 살펴보면 부산항 내측인 B5-1~2 정점에서 TOC 농도가 가장 높았으며, 입도가 가장 조립한 정점 B18에서 가장 낮은 농도를 보였다(Fig. 4-3-62).

울산해역 33개 정점 표층퇴적물 내 입도의 평균 및 범위는 각각 21.4 μm 와 7.0~187.1 μm 로 평균적으로 부산해역에 비해 상대적으로 세립한 퇴적물이 분포하는 것으로 나타났다(Fig. 4-3-67). 정점별로 살펴보면 장생포항 상류인 U4-1 정점에서 입도가 7.0 μm 로 가장 세립하였으며 온산산업단지 인근인 U10-3과 외해역인 U13-2에서 180 μm 을 초과하는 조립한 퇴적물이 존재하고 있었다. 퇴적물 내 TOC의 평균 및 농도범위는 각각 1.39%와 0.09~4.91%로 정점에 따라 약 54배의 큰 농도차이가 존재하는 것으로 나타났다. 공간적으로 살펴보면, 온산산업단지 인근인 U10-3 정점에서 4.91%의 가장 높은 TOC 농도를 보였으며, 울산만 상류지역에서 상대적으로 높은 농도를 보였다. 그러나 상대적으로 입도가 조립한 외해역에서는 낮은 TOC 농도를 나타내고 있었다.

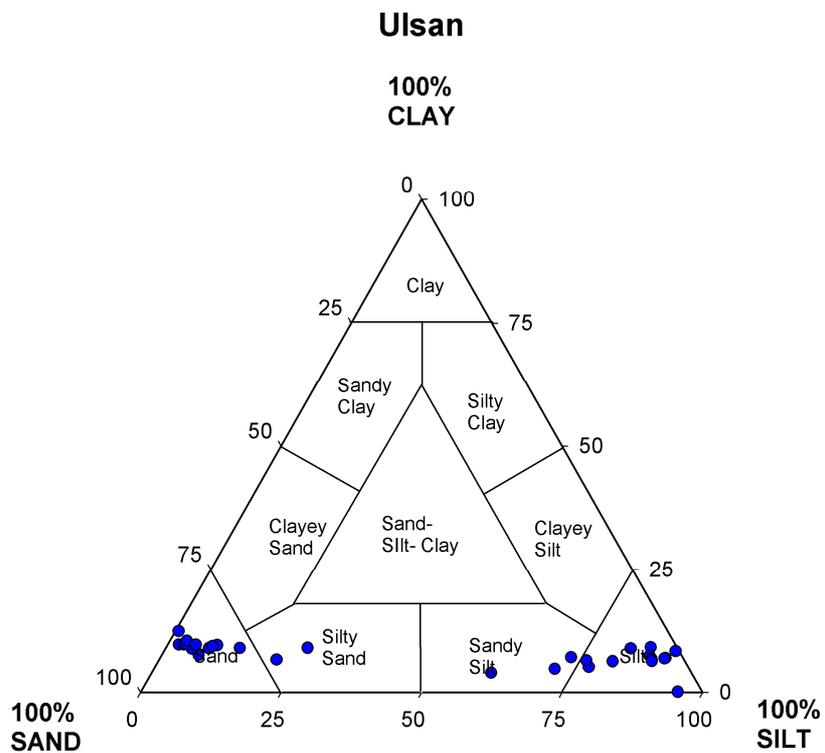
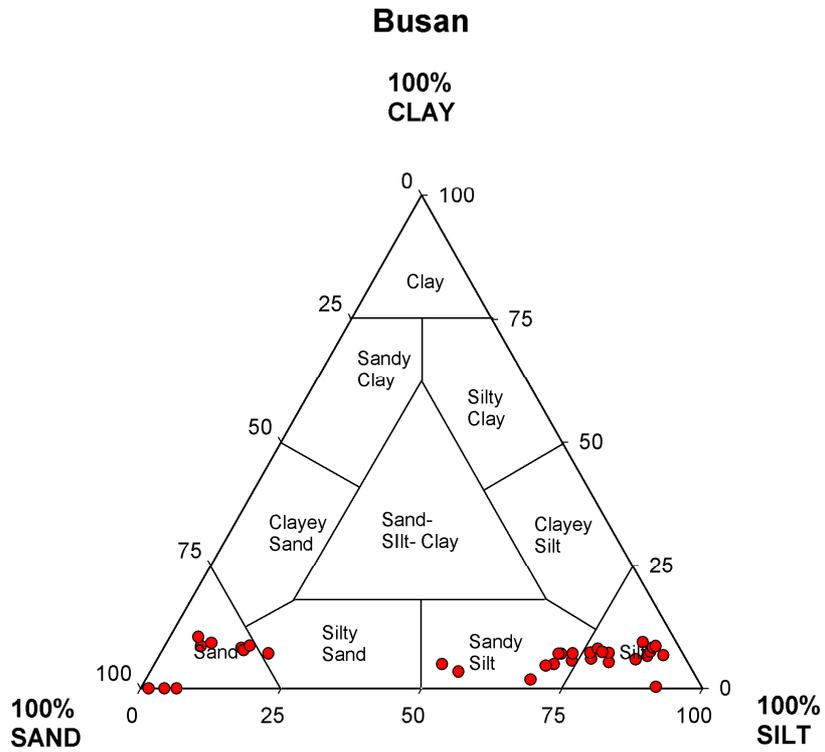


Figure 4-3-67. Ternary graph of textural parameters in surface sediment from Busan (upper) and Ulsan Bay (lower).

1-2. 부산/울산해역 표층퇴적물 중 중금속 오염물질 영향인자

일반적으로 퇴적물은 입도, 기반암의 종류, 광물조성, 탄산염 및 유기물 농도의 영향을 많이 받고 있으며(Calvert, 1976) 용존 중금속은 입자와의 친화력이 크기 때문에 입자에 흡착되어 저층으로 퇴적되고 있다. 따라서 중금속과 유기물 농도는 세립한 입자의 표면적이 더 크기 때문에 금속농도가 높아지고 조립한 퇴적물 일수록 낮은 농도를 보이고 있다(Horowitz, 1991). Al은 퇴적물 내 수 % 단위로 존재하는 주요원소이며 대부분이 퇴적물 내에서 안정성이 높은 광물격자에 존재하기 때문에 퇴적물의 입도보정이 가능한 원소 중 하나로 활용되고 있다. Table 4-3-36는 부산해역에서 퇴적물 입도구성, TOC, Al 및 중금속 원소 등 분석항목간의 개별적인 상관성을 파악하기 위하여 상관분석(Pearson's correlation)을 실시하였다(Fig. 4-3-68, 4-3-69). 퇴적물 입도(Mz)와 Al은 Cr, Co, Ni 및 As과 양호한 상관성을 보여주고 있어 이들 중금속 원소는 퇴적물 입자 크기 변화에 따른 알루미늄-규산염 광물, 즉 석영 회석 효과에 의해 조절되고 있는 것으로 판단된다. 그러나 입도 및 Al은 Cu, Zn, Cd, Pb 및 Hg 등의 중금속 원소와는 상관성이 없는 것을 알 수 있었다. TOC는 Al을 제외한 중금속 원소간에 양호한 양의 상관성을 보이고 있는 것으로 나타났다(Fig. 4-4-70).

울산해역의 경우, 퇴적물 입도는 Cr, Ni과 양호한 상관성을, TOC는 Al, Zn, As, Cd와 양호한 상관성을 보였다(Table 4-3-37). Al은 Cr, Ni, As 등과 양호한 상관성을 보이고 있었으나, 나머지 원소와는 상관성이 없는 것으로 나타났으며 나머지 원소들 간에는 양호한 양(+의 상관성을 나타내고 있었다.

부산해역 37개, 울산만 32개 정점 퇴적물 입자의 유기탄소함량은 각각 평균 0.96%, 1.43%으로 울산만에서 상대적으로 높게 나타났다. 유기탄소함량이 상대적으로 높은 부산항 내측과 울산만 내측 정점에서 대다수의 유기오염물질이 높은 농도로 보였다. 그러나, 정점별 퇴적물 입자의 총유기탄소 함량과 유기오염물질 간의 상관관계를 분석해 보면 상관성은 미약하게 나타났다(Fig. 4-3-71).

Table 4-3-36. Pearson's correlation coefficients for sediment textures, organic carbon and metals in surface sediments (n=37) from Busan coastal area.

	Mz	Clay	Sand	Silt	TOC	Al	Li	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
Mz	-															
Clay	0.94**	-														
Sand	-0.18	0.01	-													
Silt	0.09	-0.11	-0.99**	-												
TOC	0.81**	0.80**	0.06	-0.14	-											
Al	0.58**	0.72**	0.11	-0.17	0.49**	-										
Li	0.85**	0.80**	-0.38*	0.31	0.62**	0.71**	-									
Cr	0.83**	0.82**	-0.13	0.05	0.78**	0.69**	0.88**	-								
Co	0.84**	0.85**	-0.14	0.06	0.65**	0.85**	0.93**	0.89**	-							
Ni	0.92**	0.90**	-0.22	0.14	0.76**	0.73**	0.94**	0.94**	0.95**	-						
Cu	0.19	0.20	0.28	-0.30	0.54**	-0.10	-0.03	0.19	0.00	0.08	-					
Zn	0.46**	0.50**	0.31	-0.36*	0.81**	0.20	0.22	0.48**	0.26	0.38*	0.83**	-				
As	0.66**	0.72**	-0.05	-0.02	0.78**	0.60**	0.55**	0.64**	0.62**	0.64**	0.52**	0.73**	-			
Cd	0.27	0.39*	0.49**	-0.52**	0.61**	0.22	0.01	0.29	0.10	0.20	0.48**	0.81**	0.57**	-		
Pb	0.36*	0.38*	0.25	-0.28	0.74**	0.07	0.15	0.38*	0.17	0.27	0.94**	0.94**	0.65**	0.63**	-	
Hg	0.16	0.14	0.19	-0.20	0.60**	-0.12	-0.06	0.15	-0.12	0.05	0.65**	0.78**	0.41*	0.70**	0.79**	-

** 상관계수는 0.01 수준(양쪽)에서 유의

* 상관계수는 0.05 수준(양쪽)에서 유의

Table 4-3-37. Pearson's correlation coefficients for sediment textures, organic carbon and metals in surface sediments (n=33) from Ulsan bay.

	Mz	Clay	Sand	Silt	TOC	Al	Li	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
Mz	-															
Clay	-0.68**	-														
Sand	-0.24	0.65**	-													
Silt	0.27	-0.69**	-0.99**	-												
TOC	0.36	0.03	-0.08	0.08	-											
Al	-0.66**	0.73**	0.29	-0.33	-0.31	-										
Li	-0.65**	0.49**	-0.10	0.07	-0.18	0.69**	-									
Cr	-0.69**	0.54**	0.02	-0.05	-0.20	0.74**	0.91**	-								
Co	-0.39*	0.29	0.16	-0.17	-0.17	0.26	0.31	0.40*	-							
Ni	-0.76**	0.71**	0.22	-0.25	-0.14	0.76**	0.87**	0.95**	0.45**	-						
Cu	-0.04	0.28	0.22	-0.22	0.14	0.19	0.06	0.34	0.14	0.33	-					
Zn	-0.13	0.44*	0.25	-0.27	0.20	0.32	0.21	0.45**	0.29	0.45**	0.95**	-				
As	-0.16	0.38*	0.24	-0.25	0.01	0.38*	0.08	0.36*	0.10	0.36*	0.34**	0.87**	-			
Cd	-0.02	0.30	0.28	-0.28	0.13	0.17	0.07	0.34	0.16	0.34	0.98**	0.93**	0.90**	-		
Pb	0.00	0.18	0.19	-0.20	0.11	0.09	-0.01	0.29	0.18	0.29	0.96**	0.86**	0.89**	0.97**	-	
Hg	-0.07	0.29	0.33	-0.33	0.10	0.13	-0.02	0.20	0.59**	0.26	0.53**	0.58**	0.48**	0.52**	0.54**	-

** . 상관계수는 0.01 수준(양쪽)에서 유의

* . 상관계수는 0.05 수준(양쪽)에서 유의

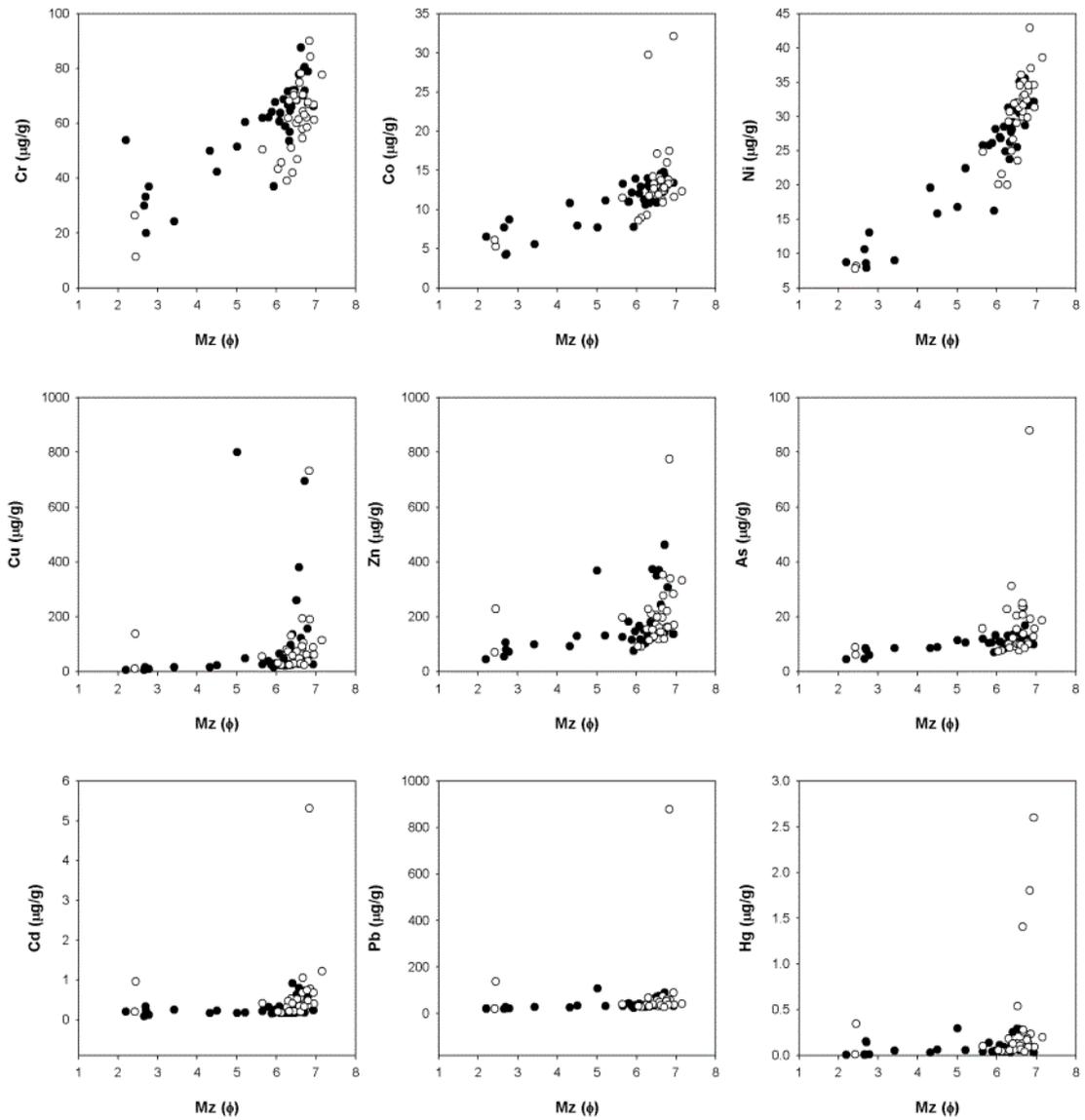


Figure 4-3-68. Correlations between sediment median size and metals contents in Busan (closed symbol) and Ulsan (open symbol) sediments.

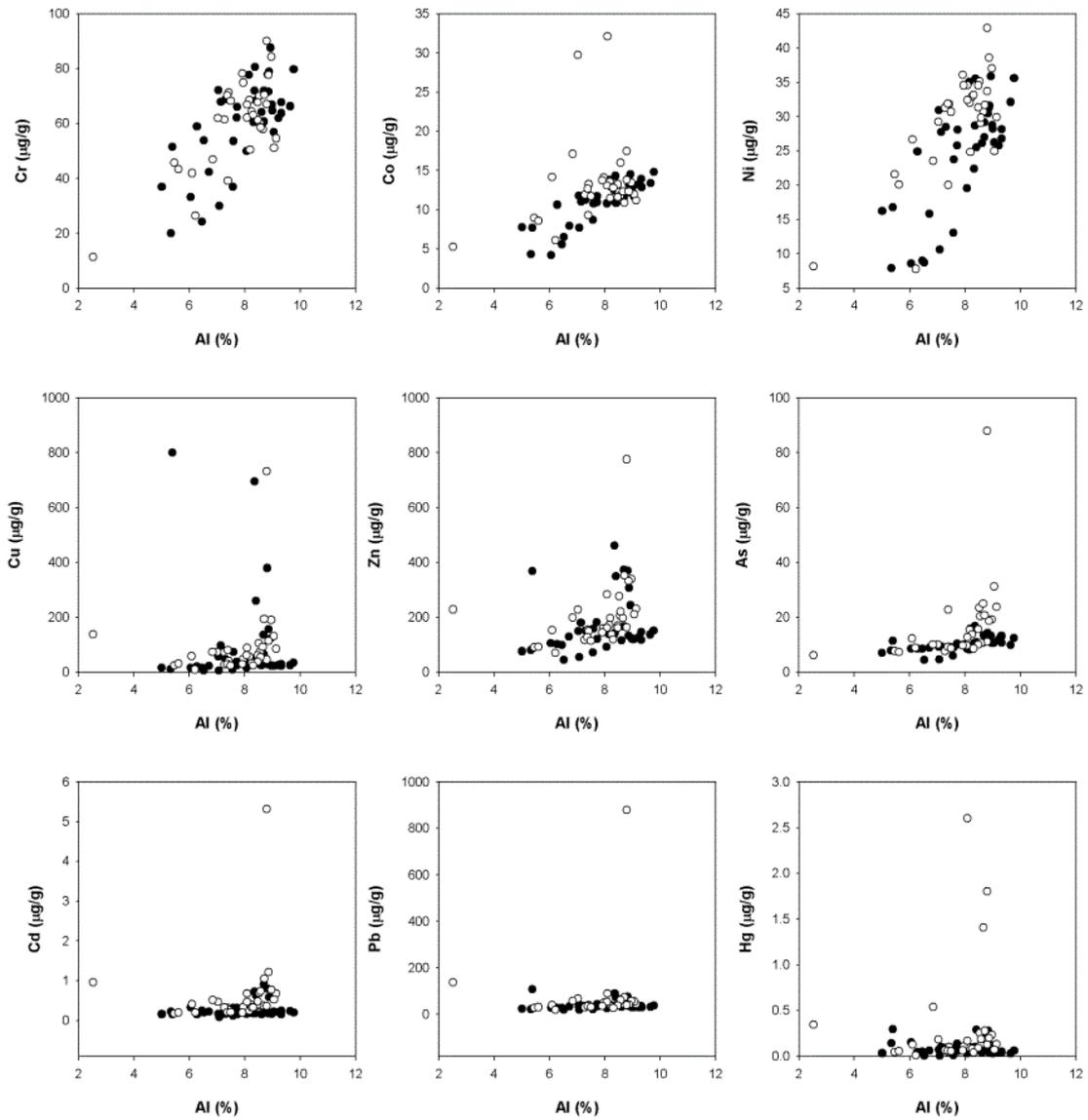


Figure 4-3-69. Correlations between Al and metals contents in Busan (closed symbol) and Ulsan (open symbol) sediments.

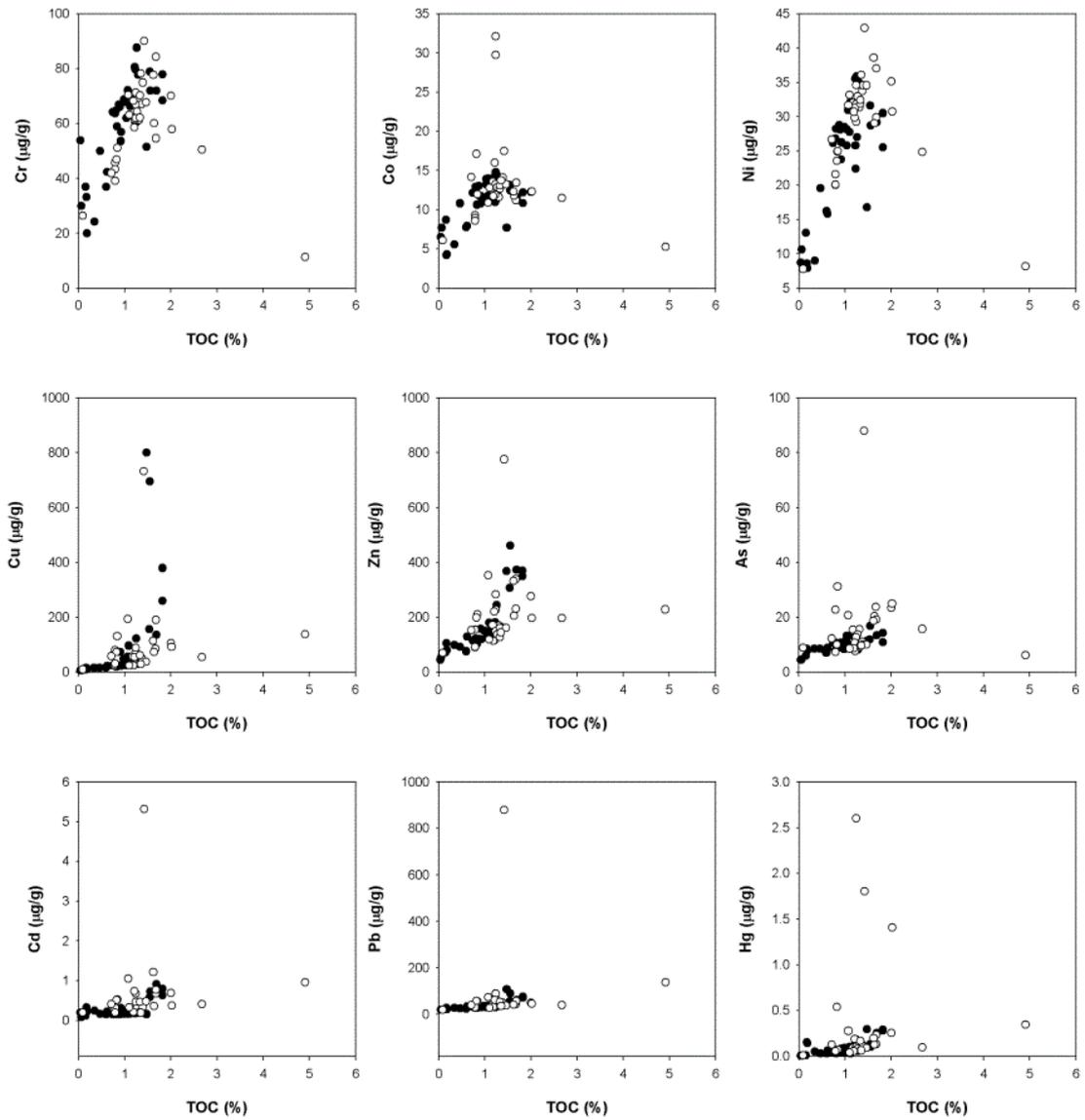


Figure 4-3-70. Correlations between total organic carbon and metals contents in Busan (closed symbol) and Ulsan (open symbol) sediments.

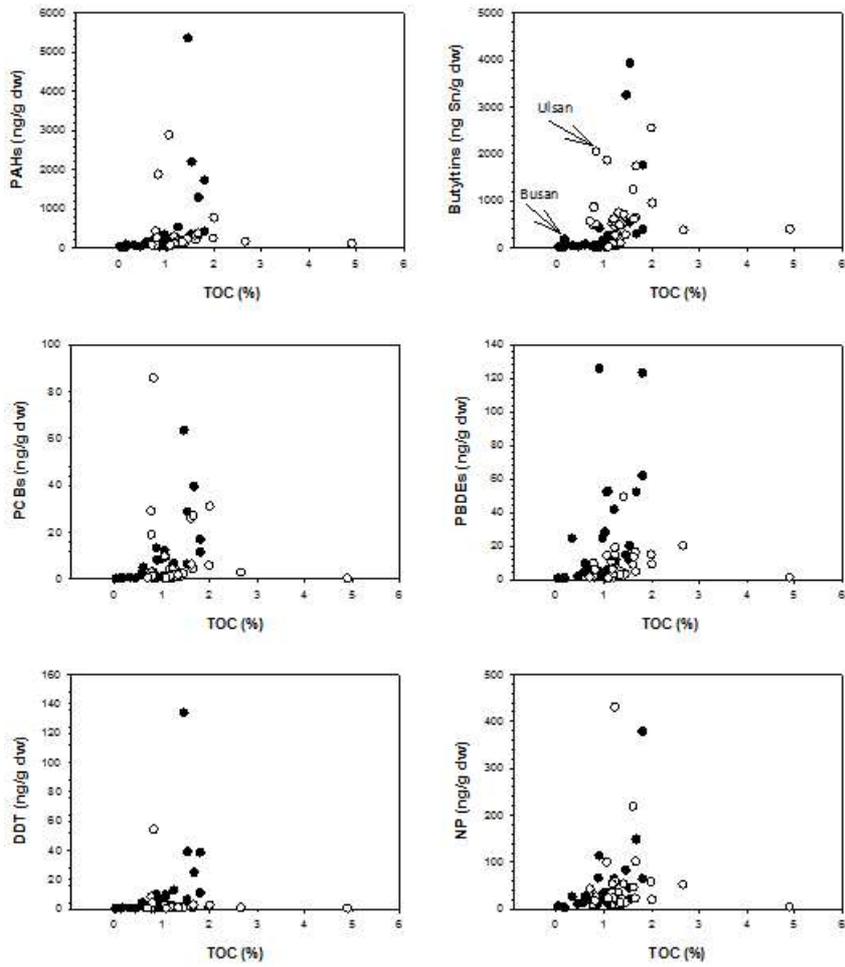


Figure 4-3-71. Relationship between total organic carbon (TOC) and organic pollutants (closed circle: Busan coastal area, opened circle: Ulsan Bay).

차. 단각류 독성(Amphipod sediment toxicity test)

해양오염의 평가에 있어 오염 매체의 이화학적인 분석만으로 완전한 평가결과 도출은 힘들다. 따라서 평가에 있어, 농도분석을 통한 오염 물질 군 및 개별 물질의 농도분석과 군집분석과 같은 평가 현장 생태의 구조분석, 그리고 노출실험을 통한 현장시료의 실험실 내 독성시험 결과를 종합적으로 검토해야 한다(Long and Chapman, 1985; Chapman et al., 1987). 특히, 근해 해양 퇴적물은 인간 활동 및 자연발생적인 오염원으로부터의 영향을 모든 환경매체로부터 받을 수 있다. 이러한 복합적 혼합물인 해양퇴적물의 오염평가를 위해서 분석 가능한 물질 농도의 고저로 생물, 더 나아가 생태계에 미치는 영향을 판단 또는 예측할 수 없다. 오염의 평가에 있어서 생물에 대한 매체의 영향을 독성실험 또는 생물검정을 병행 연구할 필요가 있다.

ASTM (American Society for Testing and Materials), USACE(United States Army Corps of Engineers) 등에서 해양생물을 이용한 생물검정법의 표준화 지침서를 제시하였으며, OECD(Organization for Economic Cooperation and Development)에서 생태 독성평가를 위하여 초기생활사 단계의 무척추동물 이용을 권하고 있다. 국내에서도 해양환경공정시험기준에 해양 무척추동물인 저서 단각류를 이용한 퇴적물의 독성시험 기준을 제시하고 있다. 해양 무척추동물을 이용한 퇴적물의 독성시험 또는 생물검정법 중 단각류를 이용한 퇴적물 독성시험은 널리 이용되는 기법으로 퇴적환경의 진단 및 모니터링에 이용되고 있으며 미 환경보호국(USEPA)에서는 표준화 지침서 또한 제공하고 있다. 특히 본 연구에서는 국내 연안퇴적 환경을 잘 반영할 수 있는 국내산 단각류를 이용하여 해양환경공정시험기준에 준하여 퇴적물의 독성을 판단하였다.

1-1. 부산해역/울산만 표층퇴적물의 단각류 독성 평가

부산 서안 녹산공단 연안에서 동안 수영만 까지 총 37 개 정점에서의 표층 퇴적물을 대상으로 한 단각류 독성실험에서 사망률은 최고 33±5.8% ~ 0% 수준으로 나타났다(Fig. 4-3-72). 실험 대조구의 평균 사망률은 2.5±2.9% 이었고 실험 시작 시와 종료 시 실험구 내 상등액에서의 암모니아 농도는 시험기준치 이하였다. 부산해역 37개 정점 중 부산항내 정점 B5-2와 B5-4에서 단각류 사망률 20%를 초과하였고, 정점 B5-4는 통계적으로 대조구와의 유의한 차이 ($p < 0.05$) 또한 나타났다. 따라서 부산해역 퇴적물이 단각류에게 미치는 영향은 정점 B5-2 '잠재적 독성(Toxic potential)', B5-4 '독성(Toxic)', 나머지 정점은 '무독성(non-toxic)'으로 평가되었다.

울산 내만과 중·외해 총 32 개 정점의 표층퇴적물에 노출한 단각류

(*Monocorophium ueno*)의 사망률은 $1.3 \pm 2.5\%$ ~ $53 \pm 5.8\%$ 의 범위를 보였다(Fig. 4-3-73). 실험 대조구의 평균 사망률은 $2.5 \pm 2.9\%$ 이었고 실험 시작시와 종료시 실험구내 상등액에서의 암모니아 농도는 시험기준치 이하이었다. 3개 정점(U10-3, U11-2, U12-1)에서 단각류 사망률 20%를 초과하였고, U10-3과 U12-1은 통계적으로 대조구와의 유의성 또한 나타났다. 따라서 정점 U11-2는 '잠재적 독성(Toxic potential)', U10-3과 U12-1은 '독성(Toxic)'으로 평가되었다.

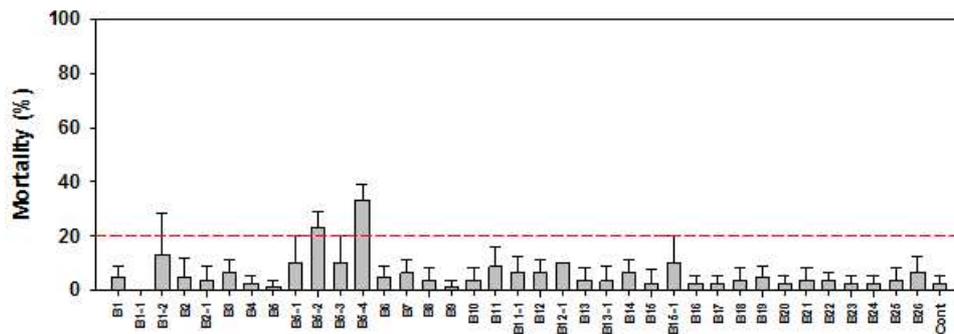


Figure 4-3-72. Mortality of amphipod exposed to sediment from Busan coastal area.

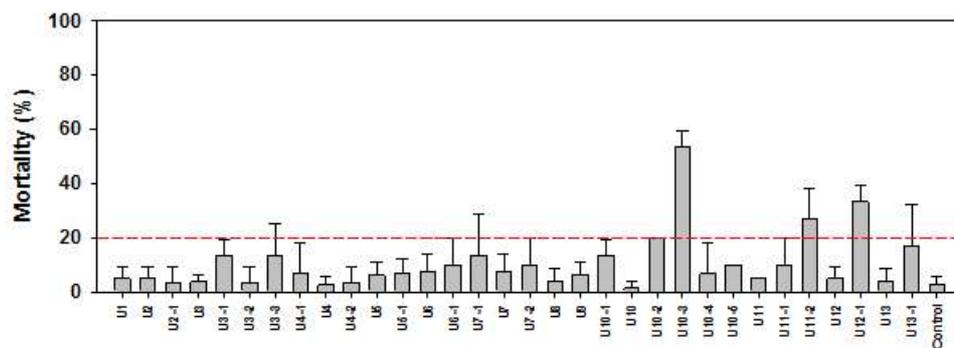


Figure 4-3-73. Mortality of amphipod exposed to sediment from Ulsan Bay.

카. 선진국 퇴적물 관리기준과의 비교

선진국에서는 해양생물을 오염으로부터 보호하기 위하여 퇴적물의 권고기준을 과학적 근거를 가지고 설정하고 있다. 우리나라의 경우, 국토해양부를 중심으로 2008년부터 수질과 퇴적물에 대한 '해양환경기준설정 및 개선방안 연구'

사업을 추진하여 왔다. 2012년 일부 중금속(As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn)에 대한 해저퇴적물 기준을 고시하였으며, 2013년에 Cr, Ni에 대해 기준치를 추가 고시하였다. 유기오염물질에 대한 기준치는 아직 준비 단계에 있다. 본 연구에서는 국내 퇴적물 기준 설정 작업이 마무리 되지 않은 관계로 퇴적물 지수 산출에 선진국의 퇴적물 기준을 활용하였으며, 중금속의 경우 국내 기준치를 적용하여 비교하였다.

부산해역 37개 정점과 울산만 32개 정점에서 채집된 표층퇴적물에서 측정된 유기오염물질과 중금속의 농도를 캐나다 CCME(Canadian Council of Ministers of the Environment), 미국 NOAA, 호주/뉴질랜드 ANZECC(Australian and New Zealand Environment and Conservation Council)에서 제안한 퇴적물 권고기준과 함께 Table 4-3-38에 나타내었다. 캐나다의 퇴적물 권고기준은 수서생물을 보호하는 것을 목적으로 설정되었으며, 'interim sediment quality guideline (ISQG)'과 'probable effect level (PEL)'로 제시되고 있다. ISQG 값 이하일 경우 위대한 생물학적 영향이 관찰되지 않는 농도로 규정되며, PEL을 초과할 경우 위대한 영향이 발생할 가능성이 높은 농도로 규정된다. 이와 비슷하게 미국 NOAA는 'effects range low (ERL)', 'effects range median (ERM)'을, 호주/뉴질랜드는 'ISQG-low', 'ISQG-high'를 설정하고 있다.

선진국의 해양퇴적물권고기준과 부산해역 퇴적물 중 유기오염물질의 농도를 비교하면(Table 4-3-39), PAH 화합물과 린단, DDT 화합물, Dieldrin, Endrin, PCB 화합물, TBT가 권고기준 하한값(ISQG, ERL, ISQG-low)을 3~57% 정점에서 초과하고 있다. 중금속의 경우 상당수의 정점에서 퇴적물권고기준 하한값인 ISQG(캐나다), ERL(미국), ISQG-low(호주)를 넘고 있다. PAH 화합물의 경우, 3~16% 정점에서 ISQG/ERL/ISQG-low 기준값을 넘고 있고 정점 B11에서는 PEL 기준값도 넘고 있다. 유기염소계 농약류의 경우, 3~51% 정점에서 ISQG/ERL/ISQG-low 기준값을 초과하였고, PEL/ERM/ISQG-High 또한 3~19% 정점에서 초과하고 있다. 정점 B5, B5-1, B5-2, B9, B11, B11-1, B15-1은 p,p'-DDT의 캐나다 PEL(4.77 ng/g)을 초과하며 총 DDTs에 대한 p,p'-DDT의 조성비가 약 50%를 차지한다. 이는 DDT가 최근에 유입되었음을 시사하며, 유입경로와 원인을 밝히기 위한 연구가 진행될 필요가 있다.

부산해역 51% 정점에서 Dieldrin 농도는 미국과 호주/뉴질랜드의 권고기준을 넘고 있다. 이는 Dieldrin에 대한 미국 ERL과 호주 ISQG-Low가 0.02 ng/g로 매우 낮게 책정되어 있기 때문이다. 캐나다 ISQG는 0.71 ng/g으로 이를 초과하는 농도는 검출되지 않았다. Dieldrin은 다른 화합물과 다르게 어떤 권고기준을 적용하느냐에 따라 상당히 다른 결과가 나오는 물질로 구분되며, 퇴적물 지수산출에 적용할 기준 선정에 있어 보다 세밀히 검토할 필요가 있다. TBT의

경우 ANZECC 만이 권고기준을 설정하고 있는데, 57% 정점에서 ISQG를 초과하며 이 중 선박활동이 많은 부산항, 감천항, 다대포항 정점이 ISQG-high를 초과하고 있다. PCB의 경우, 정점 B5-1, B11, B15-1에서 ISQG/ERL/ISQG-low 기준값을 초과하고 있고, NP 화합물은 퇴적물 권고기준을 넘지 않았다.

부산해역 퇴적물 내 중금속의 농도를 우리나라 해양환경기준과의 비교하면 (Table 4-3-39), Cr은 모든 조사정점에서 우리나라 주의기준(TEL, 116 ppm) 이하의 농도를 보였다. Ni 역시 모든 정점에서 TEL(47.2 ppm) 이하의 농도를 나타내고 있었다. Cu와 Zn는 Li을 이용하여 입도보정을 실시하게 되어있다. 입도보정 후 Cu의 농도는 30개 정점에서 TEL(20.6 ppm)을 초과하고 있었으며, 4개 정점(정점 5-2, 5-3, 11, 15-1)은 PEL(64.4 ppm)을 초과하고 있는 것으로 나타났다. 입도보정 후 Zn의 농도는 35개 정점에서 TEL(68.4 ppm)을 초과하였으며 3개 정점은 PEL(157 ppm)을 초과하는 것으로 나타났다. 그러나 입도보정 후 Cu와 Zn가 PEL을 초과하는 정점은 부산항만 내측인 정점 B11과 다대포항 정점 B15-1로 이 지역에서의 중금속 오염도가 큰 것을 알 수 있었다. Cd는 부산항 내측 2개 정점에서 TEL(0.75 ppm)을 초과한 것으로 나타났다. Pb는 부산항, 감천항, 다대포항 내측 정점에서 TEL(44.0 ppm)을 초과하고 있었으며, Hg는 부산항과 수영강 인근 정점에서 TEL(0.11 ppm)을 초과하고 있었으나 PEL을 초과하는 정점은 없는 것을 알 수 있었다.

울산만의 경우(Table 4-3-39), 울산만의 경우, 부산해역에 비해 PAH 화합물, DDT 화합물, Dieldrin 권고기준을 초과하는 정점이 제한적이며, 16~25% 정점에서 Endrin, PCBs의 기준치를 초과하고 있다. 한편, TBT의 경우 91% 정점이 ANZECC의 ISQG-low를 초과하였고, 또한 34% 정점에서 ISQG-high를 초과하였다. 중금속의 경우 캐나다, 미국, 호주의 퇴적물권고기준 하한값을 모두 초과하고 있고, 3~19% 정점에서 상한값을 초과하였다.

울산해역 중금속 농도를 우리나라 해양환경기준과 비교를 하면, Cr, Ni은 모든 정점에서 TEL이하의 농도를 보였다. 입도보정 후 Cu는 총 32개 정점 중 28개 정점이 TEL을 초과하였고, 6개 정점에서 PEL을 초과하였다. 입도보정 후 Zn의 농도는 1개 정점을 제외한 31개 정점에서 TEL을 초과하였고, 3개 정점은 PEL을 초과하는 것으로 나타났다. As은 13개 정점에서, Cd는 5개 정점에서, Pb는 14개 정점에서, Hg는 16개 정점에서 TEL을 초과하고 있어, 전체적인 중금속의 오염도는 부산해역에 비해 높은 것을 알 수 있었다.

Table 4-3-38. Sediment quality guidelines of Canada, USA ,Aus/AZ and Korea for the Target Toxicants in Busan and Ulsan Bay.

Compound	Unit	Canada		US NOAA		ANZECC		Korea		Busan	Ulsan
		ISQG	PEL	ERL	ERM	ISQG-Low	ISQG-High	TEL	PEL		
Acenaphthene	ng/gdw	6.71	88.9	16	500	16	500	-	-	nd-60.3	0.18-34.6
Acenaphthylene	ng/gdw	5.87	128	44	640	44	640	-	-	nd-24.8	0.37-50.5
Anthracene	ng/gdw	46.9	245	85.3	1100	85	1100	-	-	0.09-81.5	0.52-49.6
Benz[a]anthracene	ng/gdw	74.8	693	261	1600	261	1600	-	-	0.17-487	2.25-164
Benzo[a]pyrene+Benzo[b]fluoranthene	ng/gdw	88.8	763	430	1600	430	1600	-	-	0.31-1133	4.92-847
Chrysene	ng/gdw	108	846	384	2800	384	2800	-	-	0.11-455	2.91-245
Dibenzo[a,h]anthracene	ng/gdw	6.22	135	63.4	260	63	260	-	-	0.03-124	0.31-72.5
Fluoranthene	ng/gdw	113	1494	600	5100	600	5100	-	-	0.28-756	6.71-298
Fluorene	ng/gdw	21.2	144	19	540	19	540	-	-	0.07-62.9	0.41-27.9
2-Methylnaphthalene	ng/gdw	20.2	201	70	670	-	-	-	-	0.12-27	1.05-34.9
Naphthalene	ng/gdw	34.6	391	160	2100	160	2100	-	-	0.56-41.2	2.19-43.5
Phenanthrene	ng/gdw	86.7	544	240	1500	240	1500	-	-	0.29-381	2.85-156
Pyrene	ng/gdw	153	398	665	2600	665	2600	-	-	0.37-179	1.79-76.5
Lindane	ng/gdw	0.32	0.99	-	-	0.32	1	-	-	nd-0.38	nd-0.27
Chlordane	ng/gdw	2.26	4.79	0.5	6	0.5	6	-	-	nd-0.23	nd-0.05
p,p-DDD	ng/gdw	1.22	7.81	2	20	2	20	-	-	nd-29.8	0.01-2.23
p,p-DDE	ng/gdw	2.07	374	2.2	27	2.2	27	-	-	nd-10.5	0.01-6.41
p,p-DDT	ng/gdw	1.19	4.77	1	7	-	-	-	-	nd-68.6	0.01-33.3
Dieldrin	ng/gdw	0.71	4.3	0.02	8	0.02	8	-	-	nd-0.16	nd-0.05
Endrin	ng/gdw	2.67	62.4	-	-	0.02	8	-	-	nd-0.39	nd-0.04
T-PCBs	ng/gdw	21.5	189	22.7	180	23	-	-	-	0.01-59.1	0.09-80
Heptachlorepoide	ng/gdw	0.6	2.74	-	-	-	-	-	-	nd-0.01	nd
PCDD/Fs	ngTEQ/gdw	0.00085	0.0215	-	-	-	-	-	-	-	-
TBT	ngSn/gdw	-	-	-	-	5	70	-	-	nd-1644	nd-1086
NPs	ng/gdw	1000	-	-	-	-	-	-	-	2.09-377	3.27-429
Zinc	mg/kgdw	124	271	150	410	200	410	68.4 (Li보정)	157 (Li보정)	44-462 44-817(Li보정)	90-775 57-675(Li보정)
Chromium	mg/kgdw	52.3	160	81	370	80	370	116	181	20-88	11-90
Copper	mg/kgdw	18.7	108	34	270	65	270	20.6 (Li보정)	64.4 (Li보정)	5.7-799 5.7-1855(Li보정)	25-731 10-397(Li보정)
Nickel	mg/kgdw	-	-	20.9	51.6	-	-	47.2	80.5	7.9-36	8.1-43
Arsenic	mg/kgdw	7.24	41.6	8.2	70	20	70	14.5	75.5	4.4-17	6.2-88
Cadmium	mg/kgdw	0.7	4.2	1.2	9.6	1.5	10	0.75	2.72	0.08-0.91	0.17-5.3
Mercury	mg/kgdw	0.13	0.7	0.15	0.71	-	-	0.11	0.62	0.01-0.29	0.04-2.6
Lead	mg/kgdw	30.2	112	46.7	218	50	220	44	119	20-108	27-879

Table 4-3-39. Percentages of sediment samples in Busan coastal area and Ulsan Bay exceeding the each SQG value.

Variables	부산해역								울산해역							
	Canada		US EPA/NOAA		ANZECC		Korea		Canada		US EPA/NOAA		ANZECC		Korea	
	ISQG	PEL	ERL	ERM	ISQG- Low	ISQG- High	TEL	PEL	ISQG	PEL	ERL	ERM	ISQG- Low	ISQG- High	TEL	PEL
Acenaphthene	11	0	5	0	5	0	11	0	9	0	3	0	3	0	9	0
Acenaphthylene	11	0	0	0	0	0	11	0	6	0	3	0	3	0	6	0
Anthracene	3	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	3	0
Benz[a]anthracene	11	0	3	0	3	0	11	0	6	0	0	0	0	0	6	0
Benzo[a]pyrene+Benzo[b]fluoranthene	14	3	5	0	5	0	14	3	9	3	3	0	3	0	9	3
Chrysene	11	0	3	0	3	0	11	0	6	0	0	0	0	0	6	0
Dibenzo[a,h]anthracene	16	0	3	0	3	0	16	0	19	0	3	0	3	0	19	0
Fluoranthene	11	0	3	0	3	0	11	0	9	0	0	0	0	0	9	0
Fluorene	3	0	8	0	8	0	3	0	3	0	0	0	3	0	3	0
2-Methylnaphthalene	5	0	0	0	-	-	5	0	3	0	0	0	-	-	3	0
Naphthalene	3	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	3	0
Phenanthrene	8	0	3	0	3	0	8	0	6	0	0	0	0	0	6	0
Pyrene	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lindane	3	0	-	-	3	0	3	0	0	0	-	-	0	0	0	0
Chlordane	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p,p-DDD	30	5	22	3	24	3	30	5	3	0	3	0	3	0	3	0
p,p-DDE	14	0	14	0	14	0	14	0	3	0	3	0	3	0	3	0
p,p-DDT	38	19	38	8	-	-	38	19	9	6	9	3	-	-	9	6
Dieldrin	0	0	51	0	55	0	0	0	0	0	19	0	19	0	0	0
Endrin	0	0	-	-	22	0	0	0	0	0	-	-	25	0	0	0
T-PCBs	8	0	8	0	8	0	8	0	16	0	16	0	16	0	16	0
Heptachlor epoxide	0	0	-	-	-	-	0	0	0	0	-	-	-	-	0	0
TBT (as Sn)	-	-	-	-	57	22	57	22	-	-	-	-	91	34	91	34
NPs	0	-	-	-	-	-	0	-	0	-	-	-	-	-	0	-
Zinc	59	16	835	3	19	3	95	8	84	19	75	3	38	3	91	9
Cromium	76	0	3	0	5	0	0	0	75	0	6	0	6	0	0	0
Copper	78	19	41	8	24	8	81	11	100	19	75	3	44	3	97	19
Nickel	-	-	73	0	73	0	0	0	-	-	91	0	91	0	0	0
Cadmium	8	0	0	0	0	0	5	0	19	3	6	0	3	0	88	3
Arsenic*	89	0	86	0	0	0	3	0	97	3	88	3	25	3	0	3
Mercury*	22	0	14	0	14	0	22	0	41	9	38	9	38	9	16	9
Lead	73	0	19	0	19	0	19	0	94	6	38	3	31	3	41	6

다. 퇴적물 지수 산출을 위한 지표 검토

선진국의 환경기준 값을 초과하는 빈도가 높은 물질을 우선적으로 지표로 포함시킬 수 있으며, 부산해역과 울산만의 경우 PAH 화합물, 린단, DDT 화합물, Dieldrin, TBT, 중금속류가 이에 해당할 수 있다.

중금속의 경우 단각류 독성이 나타나지 않은 상당수의 정점에서 선진국의 권고기준을 넘고 있다. 배경농도를 고려해서 산정된 국내 중금속 퇴적물 기준치를 적용할 경우, 상대적으로 소수의 정점에서 기준치를 초과하며 Zn, Cu, Cd, As, Hg, Pb이 기준치를 넘고 있어 주요 지표로 고려되어야 할 것으로 판단된다. 더불어 기준치를 초과하는 빈도와 함께 초과 정도를 퇴적물 지수 산정에 반영시켜 해역별 오염도 차이에 변별성을 부여할 필요가 있다.

한편, 평가해역 전반에 걸쳐 낮은 오염도를 보이는 물질의 경우 오염조사에 소요되는 비용 절감시키고 효율성을 높이기 위해 평가지표 목록에서 제외하는 것을 고려할 수 있다. 예로서, 클로르단 화합물은 전 정점에서 캐나다, 미국, 호주의 권고기준 이하를 나타내고 있다.

Dieldrin의 경우 미국 NOAA와 ANZECC의 기준치를 적용할 경우와 캐나다 CCME의 기준치를 적용했을 경우 서로 오염도 평가 결과가 상당히 다르게 나타날 수 있다. NOAA와 ANZECC는 Dieldrin의 권고기준이 0.02 ng/g으로, CCME는 0.71 ng/g으로 설정하고 있기 때문으로, 독성자료를 함께 검토하여 지수산정에 적용할 기준치 설정할 필요가 있다.

대상해역의 오염특성에 따른 주요 우려대상 화합물을 지표 구성에 포함시킬 필요가 있으며, 선박관련 활동이 활발한 부산항과 울산만의 경우 TBT 오염이 퇴적물 오염평가에 고려되도록 TBT를 지표로서 포함시키는 것이 중요하다.

파. 외국의 환경지수 적용

해역별 우선관리 대상 물질과 관리대상 해역을 정하고, 해역의 오염을 종합적으로 평가하기 위해서는 보다 체계적이고 논리적인 자료 분석과 해석이 필요하다. 본 연구에서는 캐나다의 퇴적물 지수(sediment quality index, SQI; CCME, 2001) 도출 방법을 두 해역에서 측정된 퇴적물 오염자료에 적용함으로써 해역별 퇴적물 오염 실태를 종합적으로 평가하였다.

1) 캐나다 퇴적물 지수 (sediment quality index, SQI, CCME, 2001) 적용

캐나다의 퇴적물환경지수는 Grapentine et al.(2002)이 제안하고 CCME가 변형한 것으로서 아래의 식으로 계산된다. F1은 총 변수 중 퇴적물기준 값을 초과하는 변수의 수로 얼마나 많은 물질이 기준치를 초과하는지를 의미하며, F2

의 경우 얼마만큼 초과하는지를 나타내는 값이다. 계산된 퇴적물 지수는 값의 범위에 따라 다음의 다섯 단계로 등급화된다: (1) excellent (SQI value of 95-100), (2) Good (SQI value of 80-94), (3) Fair (SQI value of 60-79), (4) Poor (SQI value of 45-59), and Very Poor (SQI value of 0-44).

<캐나다 퇴적물지수 산출식>

$$F_1 = \left(\frac{\# \text{ of tests variables}}{\text{total \# of variables}} \right) \times 100 = \text{Scope}$$

$$F_2 = \left(\frac{mdnc}{(0.01mdnc + 0.01)} \right) = \text{Amplitude}$$

$$mdnc = \frac{\sum_{i=1}^p non-compliance_i}{\# \text{ of tests}};$$

$$non-compliance_i = \left(\frac{\text{failed test value}_i}{\text{guideline}_i} \right) - 1;$$

$mdnc$ = Mean degree of non-compliance;
 i = Individual guideline;
 P = Total number of guideline used.

$$SQI = 100 - \frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2}}{\sqrt{2}}$$

퇴적물환경지수 산출식에 캐나다, 미국, 호주/뉴질랜드의 퇴적물 권고기준치를 적용하여 산출한 부산해역과 울산만 퇴적물의 퇴적물지수를 Figure 4-3-74~77에 나타냈다. 부산해역 37개 표층퇴적물의 퇴적물지수는 CCME_ISQG, 20-100; NOAA_ERL, 25-100; ANZECC_ISQG low, 21-100의 범위를 나타냈다 (Figure 4-3-74). CCME_PEL, NOAA_ERM, ANZECC_ISQG high를 적용하여 계산된 퇴적물지수의 경우 각각 66-100, 78-100, 66-100으로 대부분의 정점에서 'excellent'를 나타냈다. CCME_ISQG, NOAA_ERL, ANZECC_ISQG low의 세 가지 권고기준을 적용한 결과를 비교하면, ANZECC의 ISQG low를 적용했을 때 부산해역의 오염상태가 가장 세분화되어 나타났다. 이는 부산해역의 퇴적물 오염상태를 판별함에 있어 ANZECC의 권고기준이 CCME와 NOAA에 비해 좋은 변별력을 주는 기준임을 의미하며, 이는 퇴적물 권고기준 설정항목의 차이 때문으로 해석된다. ANZECC의 경우 대상항목으로 TBT가 포함되어 있는 반면, CCME와 NOAA에서는 TBT의 기준치가 빠져있다. 한편, CCME의 경우

PCDD/Fs와 NPs의 기준치가 있는 반면 NOAA와 ANZECC는 관련 항목의 기준치가 없다. 이는 부산해역 퇴적물 오염평가에 있어 TBT가 중요한 평가항목으로 고려되어야 함을 시사한다. 이와 같이 조사지역의 주요 오염물질에 대한 권고기준이 설정되었는지 아닌지의 여부에 따라 퇴적물지수는 상당히 다른 값을 나타낼 수 있다. 이러한 한계점을 보완하기 위해 CCME의 권고기준치에 빠져 있는 오염물질 항목인 TBT와 Nickel의 권고치를 ANZECC의 권고치로 보완한(이후부터 CCME/ANZECC로 표현함) 후 다시 부산해역 퇴적물의 퇴적물지수를 재산정하면, ISQG와 PEL을 적용한 퇴적물지수는 각각 17-100, 58-100을 나타냈다(Figure 4-3-76~77). 부산해역 퇴적물 지수를 보면 5개 정점이 'Very Poor', 1개 정점이 'Poor', 8개 정점이 'Fair', 16개 정점이 'Good', 7개 정점에서 'Excellent'로 나타났고, 부산항 인근과 다대포항이 가장 낮은 퇴적물지수를 나타냈다. 이에 중금속과 TBT외에도 PAH 화합물, DDT 화합물, PCB의 농도가 퇴적물 기준치를 초과하고 있었다.

울산만 표층퇴적물의 SQI는 CCME_ISQG, 38~93; NOAA_ERL, 45~97; ANZECC_ISQG low, 30~97의 범위를 나타냈고, CCME_PEL, NOAA_ERM, ANZECC_ISQG high를 적용하여 계산된 SQI의 경우 각각 70~100, 80~100, 75~100로 대부분의 정점에서 'Excellent'를 나타냈다(Figure 4-3-75). CCME/ANZECC 퇴적물 기준치를 적용하여 퇴적물지수를 산정하면, 기준치 하한값을 적용한 경우 5개 정점이 'Very Poor', 6개 정점이 'Poor', 8개 정점이 'Fair'를 나타냈고, 기준치 상한값을 적용할 경우 대부분 정점에서 'Excellent'를 나타냈다(Figure 4-3-76~77). 울산만 내측(U1~U5)과 온산산업단지 부근(U10~U10-5, U11-2)에서 낮은 퇴적물지수를 나타냈는데, 이에 TBT가 상당부분 기여하고 있고, PAH 화합물, PCB 화합물과 DDT도 일부 기여하고 있다.

CCME, ANZECC의 유기물질 퇴적물 권고기준에 우리나라에서 최근 설정된 중금속 권고기준을 함께 고려하여 퇴적물지수를 산정할 경우, 중금속 기준치의 초과 정점수(F1)와 초과 정도(F2)의 감소에 따라 지수 값이 소폭 호전되는 양상을 나타냈으나 전반적인 경향은 CCME, ANZECC의 권고기준만을 고려한 결과와 대체로 유사하였다(Figure 4-3-78).

앞서 언급한 바와 같이 세 종류의 퇴적물 권고기준을 퇴적물지수 산정식에 적용할 경우 서로 다른 오염등급이 계산되는 것은 주로 퇴적물 권고기준 설정 항목의 차이 때문으로, 실제 많은 정점에서 권고기준을 초과하는 중금속을 제외하고 유기독성물질로만 퇴적물지수를 계산할 경우 두 해역의 환경등급이 개선되는 결과를 보인다. 반대로 중금속만을 적용할 경우 환경등급이 낮아지는 결과를 나타냈다(Figure 4-3-79). 이는 해역의 오염도를 평가할 때 평가대상 오염물질의 선정이 가장 중요한 부분이 될 수 있음을 의미한다.

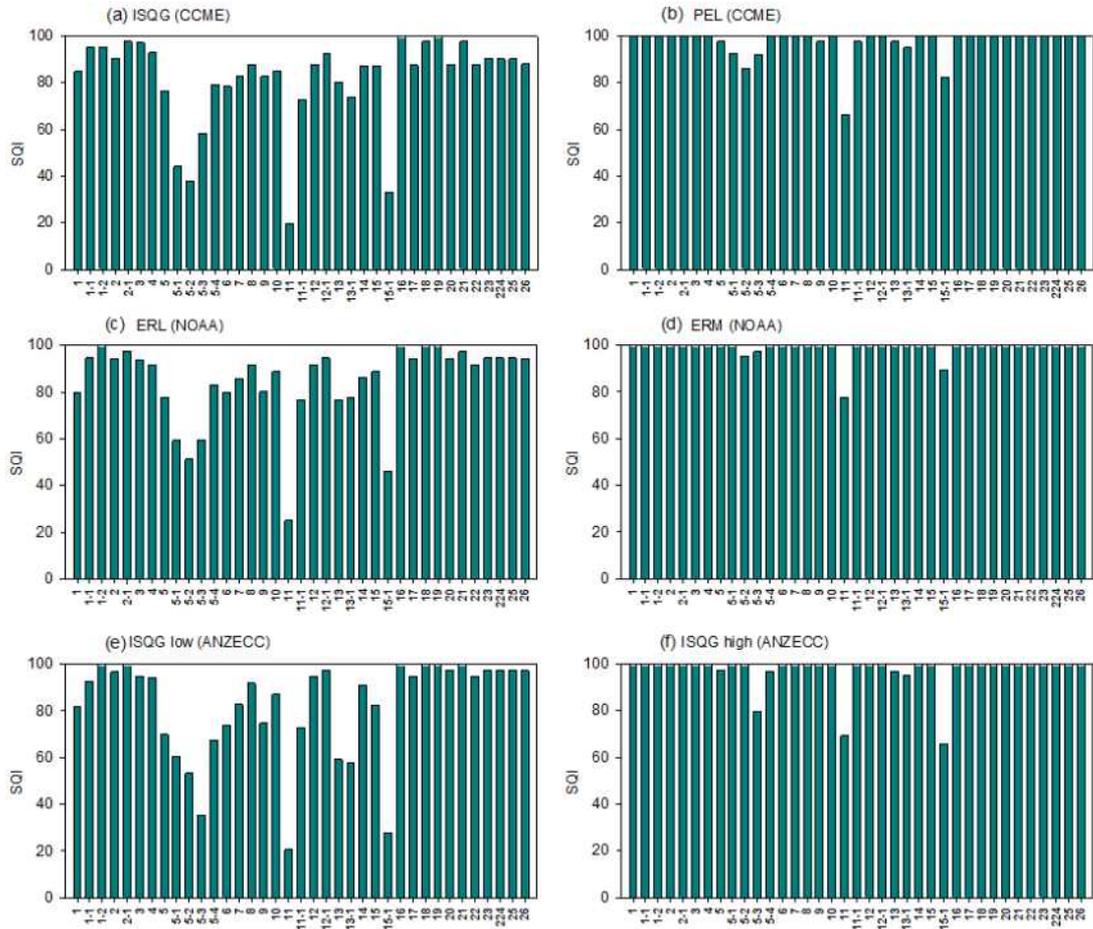


Figure 4-3-74. Sediment quality index (SQI) of Busan coastal area derived from (a) CCME interim sediment quality guideline (ISQG), (b) CCME probable effect level (PEL), (c) NOAA effect range low (ERL), (d) NOAA effect range median (ERM), (e) ANZECC interim sediment quality guideline low (ISQG-low), and (f) ANZECC interim sediment quality guideline high (ISQG-high).

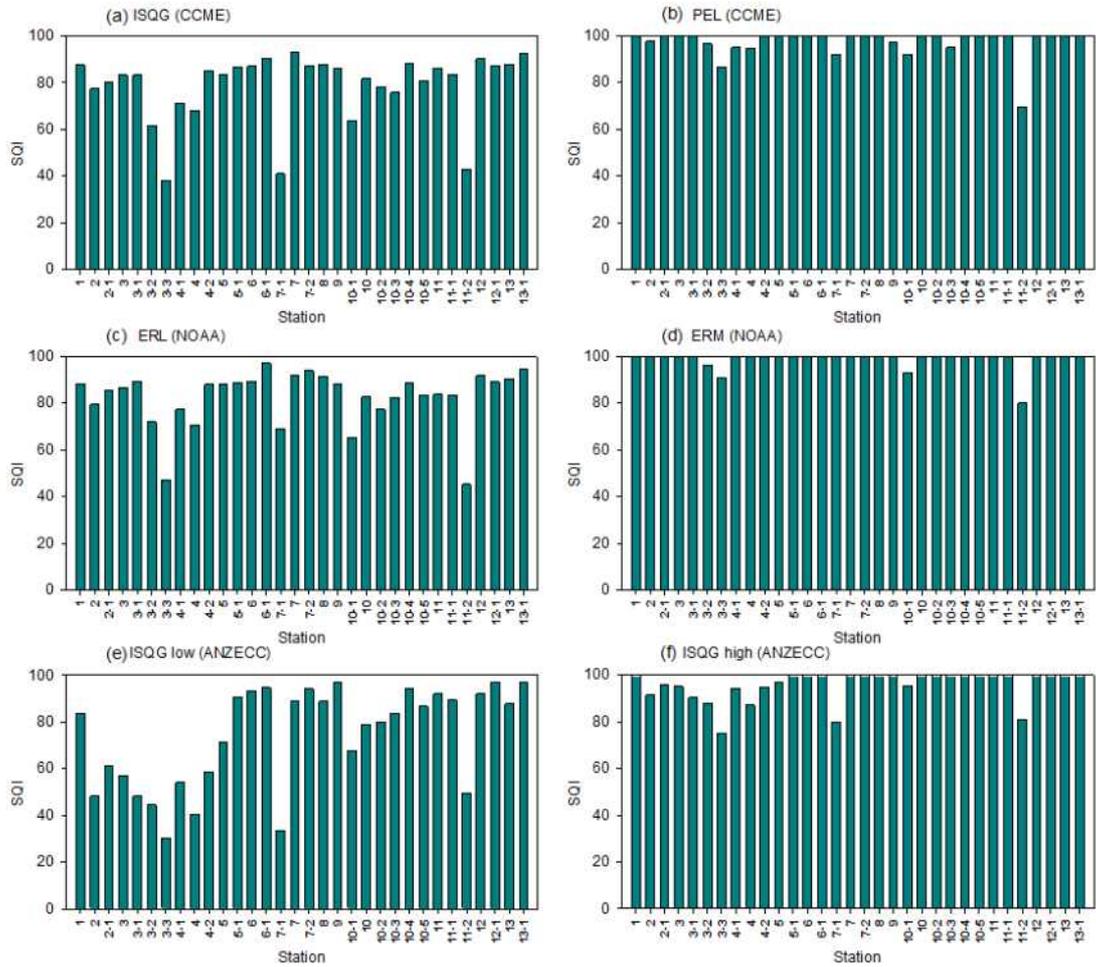


Figure 4-3-75. Sediment quality index (SQI) of Ulsan Bay derived from (a) CCME interim sediment quality guideline (ISQG), (b) CCME probable effect level (PEL), (c) NOAA effect range low (ERL), (d) NOAA effect range median (ERM), (e) ANZECC interim sediment quality guideline low (ISQG-low), and (f) ANZECC interim sediment quality guideline high (ISQG-high).

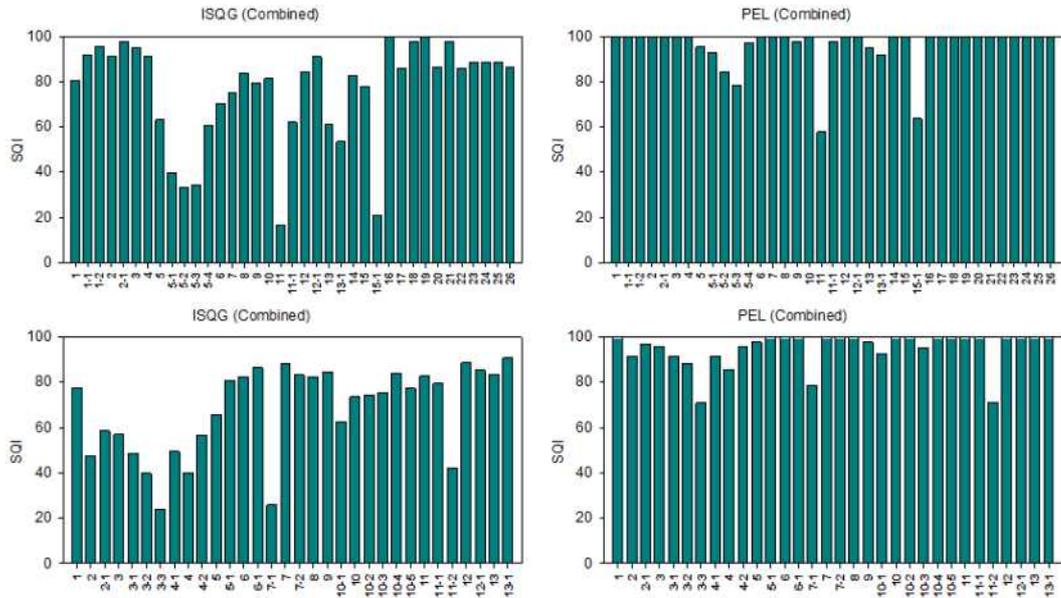


Figure 4-3-76. Sediment quality index (SQI) of Busan and Ulsan Bay derived from the combined guidelines of CCME and ANZECC.

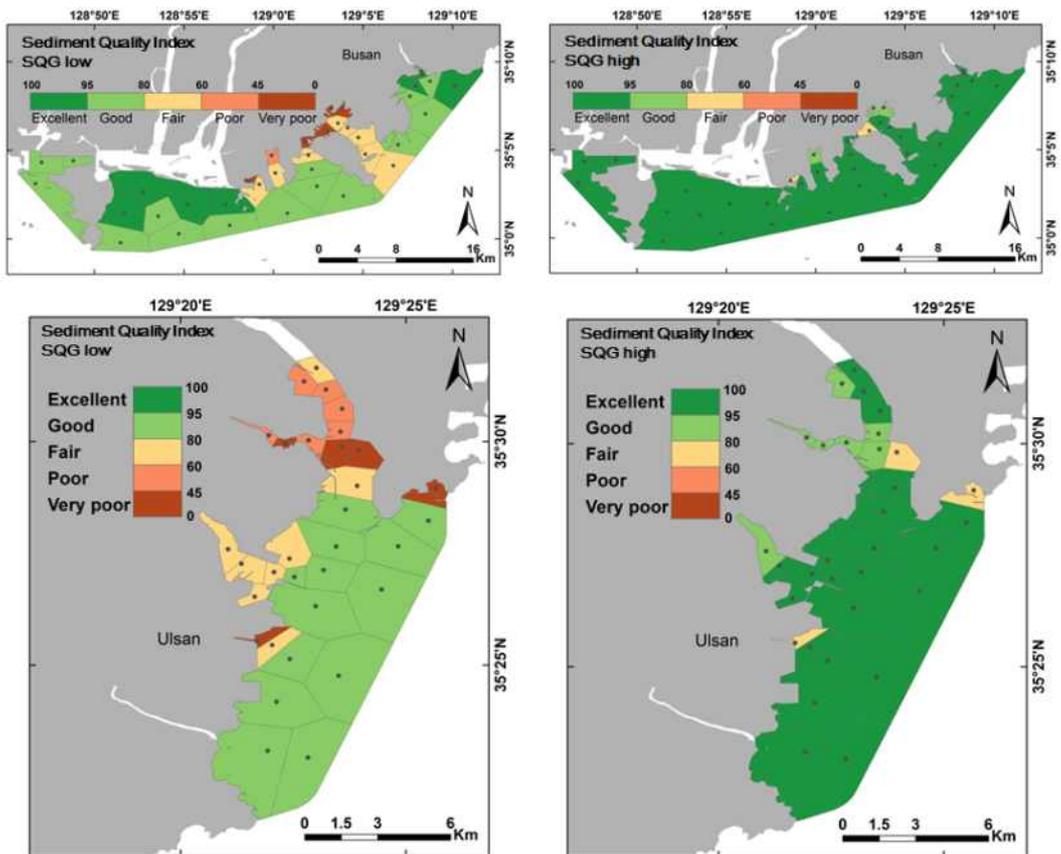


Figure 4-3-77. Distribution maps of the sediment quality index (SQI: CCME, 2002) in Busan coastal area (upper) and Ulsan Bay (lower) based on the combined sediment guidelines from CCME and ANZECC.

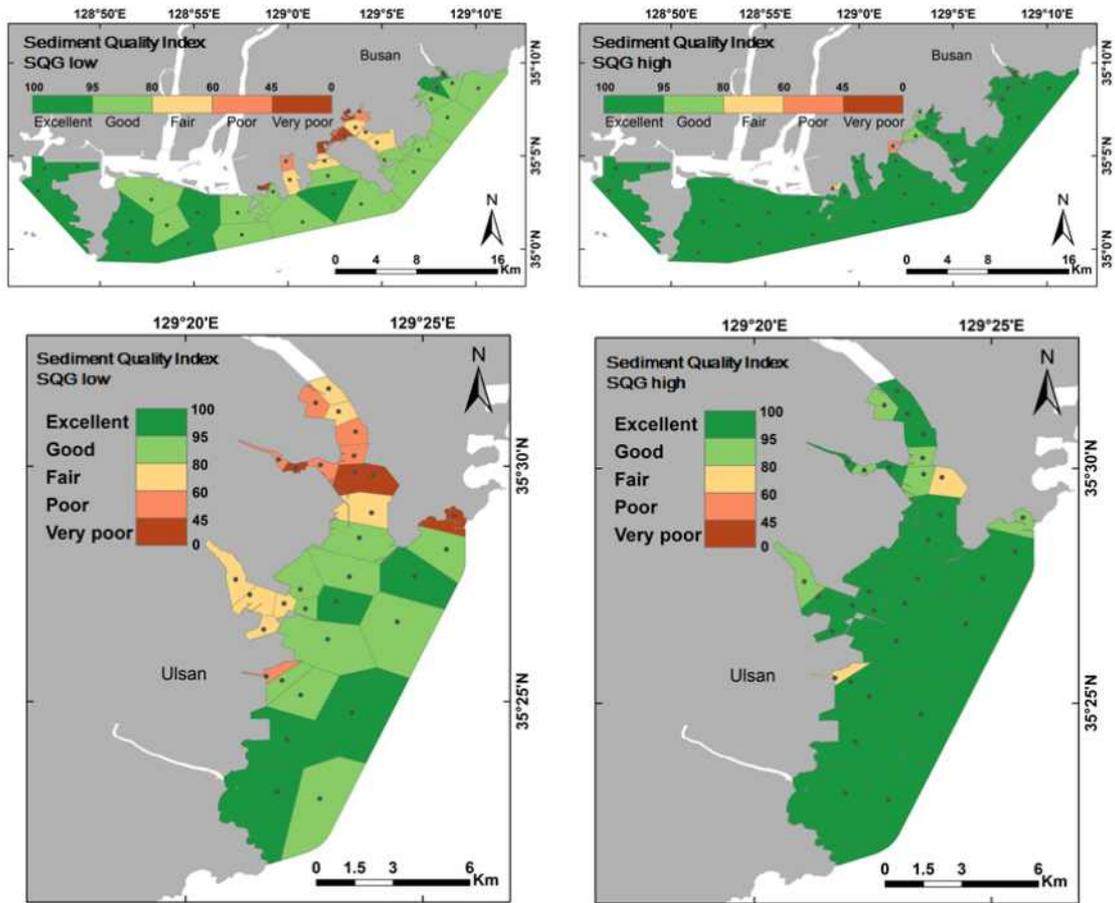
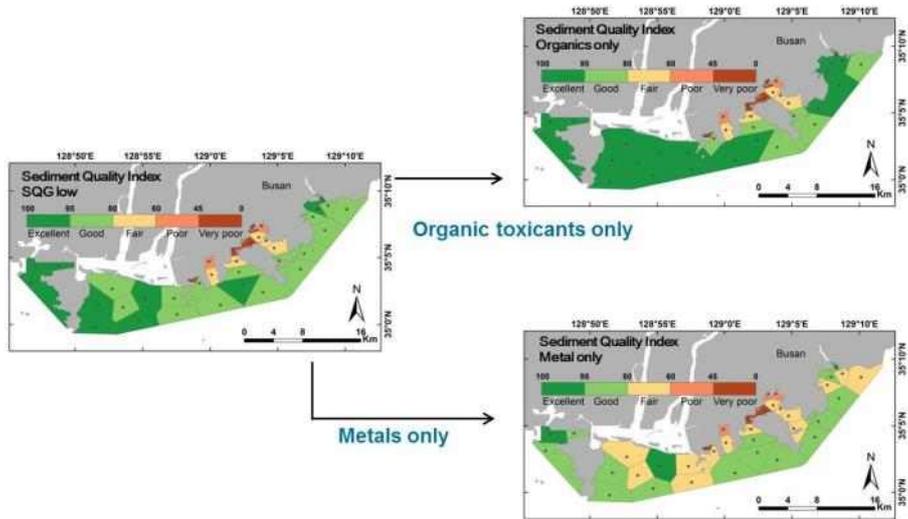


Figure 4-3-78. Distribution maps of the sediment quality index (SQI: CCME, 2002) in Busan coastal area (upper) and Ulsan Bay (lower) based on the combined sediment guidelines from CCME, ANZECC and Korea.

a) Busan coastal area



b) Ulsan Bay

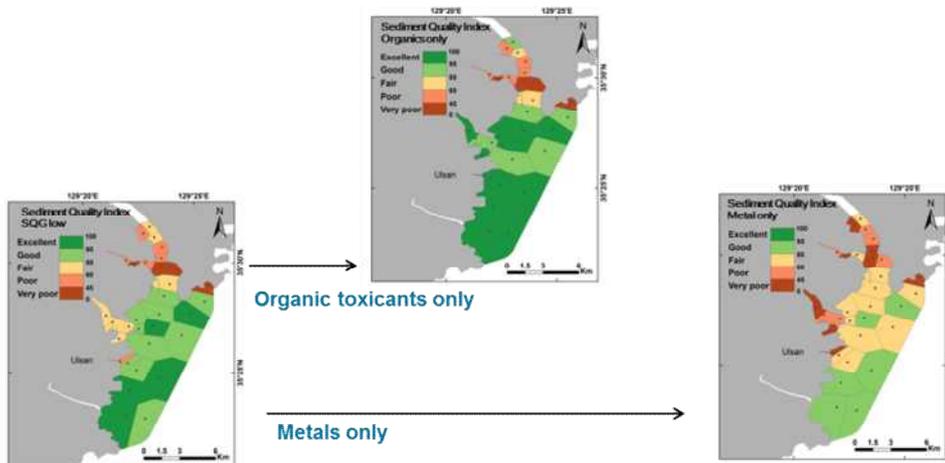


Figure 4-3-79. Changes in sediment quality index according to applied target variables.

2) 독성물질 복합오염과 단각류 독성의 비교

현장에서 채취한 퇴적물에는 수많은 오염물질이 시료마다 다양한 종류와 농도의 조합으로 존재하는 것이 일반적이다. 따라서 실험실에서의 독성물질을 추가하여 실시하는 생물검정 실험과 달리 수많은 오염물질이 복합적으로 노출되는 현장시료에서 생물독성과 직접적으로 통계적으로 유의한 상관관계를 보이기 어렵다. 오염물질의 종류와 생물검정법의 종말점(end-point)에 따라서 상이한 독성영향(additive, synergistic, interference)을 나타낼 수 있다. 다양한 유기오염물질과 중금속류의 농도자료를 동일 시료에서 확보함에 따라 오염물질의 노출을 종합한 결과와 단각류 독성 수준을 비교해 보았다.

퇴적물의 복합오염에 대한 생태위해성 평가방법으로 다양한 종류의 오염물질에 의한 복합독성 평가를 위한 독성단위(Toxic Unit) 합산방법[Sum of Toxic Unit(ΣTU)] 모델의 활용이 가능하다. ΣTU 는 다음의 식을 이용하여 구할 수 있다.

$$\sum TU_i = \sum (EC/PNEC)_i$$

TU: toxic unit

EC: 환경노출농도

PNEC: 무영향농도(퇴적물 기준 상한값 적용)

i : 개별 화합물

표층퇴적물의 생태위해성평가 목적은 조사 분석된 오염물질에 한해서 환경노출 수준을 평가하고 생태위해도를 정량적으로 측정하기 위함이다. 퇴적물의 생태위해성 평가를 위해서는 개별 오염물질에 대한 생태독성 값을 여러 생물종으로부터 얻어야 한다. 오염물질의 생태독성영향은 수생태 독성자료에 의해서 주로 평가되기 때문에 개별화합물에 대한 퇴적물 독성 자료는 극히 제한적이다. 퇴적물에 존재하는 오염물질별 생태위해성평가 기준(ecological risk criterion)은 물질별로 국가별로 큰 차이를 보이고 있다. 국내에서는 아직 물질별로 충분한 퇴적물 독성 D/B자료를 확보하지 못하고 있기 때문에 국내 기준치는 중금속에 한해 제한적으로 설정된 실정이다.

이번 분석에서는 경험적 또는 생태위해성평가를 통해 설정된 캐나다, 호주/뉴질랜드의 퇴적물 환경기준에서 퇴적물 권고기준 상한값(PEL, ISGQ High) 설정에 활용된 기준을 무영향농도(PNEC) 값으로 적용하고 분석된 부산해역 37개, 울산만 32개 퇴적물에 측정된 오염물질 화학분석 자료를 노출농도(PEC)자료로 활용하여 ΣTU 를 계산한 후, 동일 정점의 단각류 독성 실측자료와 비교평가해 보았다. ΣTU 모델의 적용 시 이용되는 무영향농도 도출 방법은 대표적으로 1) TLM과 2) 생태독성 DB로부터 도출된 95% 생물보호 농도수준을 이용한다. 독성단위 합산 방법은 동일한 독성 작용방식(Mode of Action)을 보이는 복합독성물질에 대해 적용 가능하다. 하지만 본 사업의 경우 측정된 각 오염물질의 독성기전이 동일하다는 단순한 가정 하에서 비교평가를 하였다.

평가결과 PNEC를 퇴적물 권고기준 값 상에서 PEL 또는 ISQG High 값으로부터 PNEC를 추출하여 ΣTU 값을 계산하였다. 단, 노닐페놀의 경우 ISQG Low값은 설정되어 있으나, ISQG High 값은 미설정으로 ΣTU 값 계산에는 활용되지 못했다. 추출된 PNEC 값을 활용하여 계산된 ΣTU 값의 경우, 두 해역 모든 정점에서 1을 초과하는 값이 얻어졌다(Fig. 4-3-80). 대상물질 중 TBT, Cu, Zn, p,p'-DDT가 ΣTU 값에 높게 기여하고 있다. 부산항 내측 두 정점(B5-2,

B5-4)과 온산산업단지 인근 정점(U10-2~3, U11-1~2, U12-1)에서 $\Sigma TU > 1$, 단각류 사망률 > 20%를 나타냈으나, ΣTU 값이 1을 초과하는 대부분의 정점에서 단각류 사망률은 20%미만으로 독성을 나타내지 않는 것으로 평가되었다. 이는 실제 존재하는 분석된 오염물질의 생물이용도가 낮을 수 있음을 시사하고 있다.

본 평가에서 추출한 PNEC값은 다양한 생물의 독성을 기준으로 한 퇴적물 환경기준을 활용한 것으로 단각류의 독성에 근거하여 설정된 값이 아니기 때문에 상이한 결과를 나타낼 수 있다. 그리고 이번 연구에서 아울러 국내 서식 종을 대상으로 하는 퇴적물 환경기준이 설정된다면, 해당 물질의 기준을 근거로 한 평가도 향후에 수행되어야 할 것으로 사료된다.

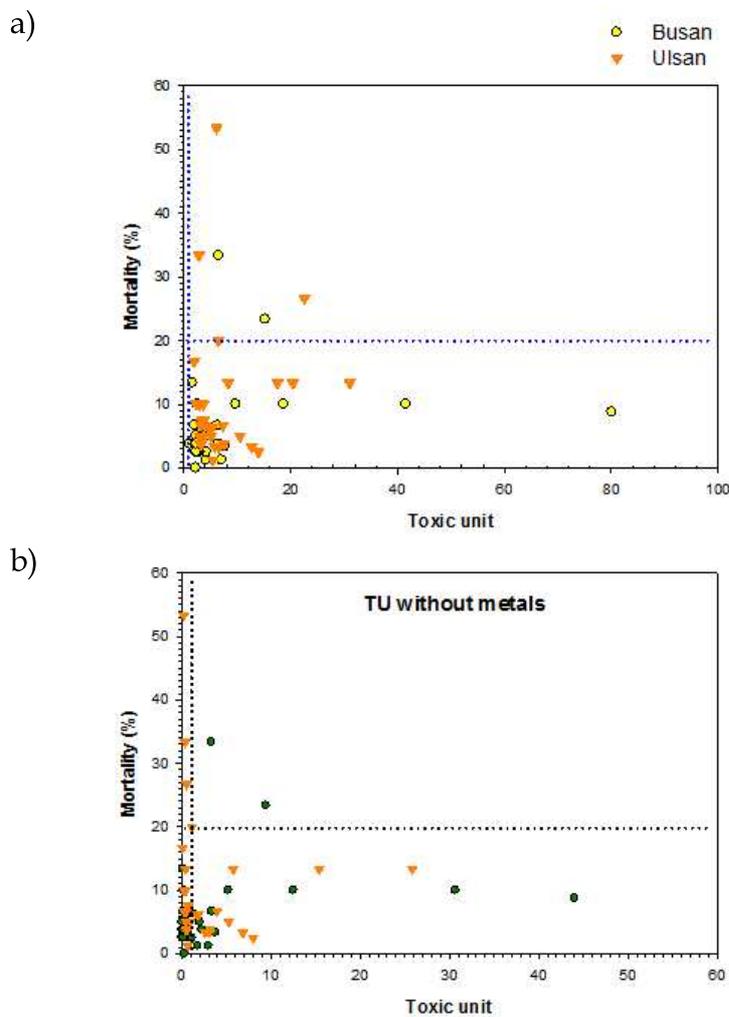


Figure 4-3-80. Relationship between amphipod mortality and (a) sum of toxic unit of all toxicants, and (b) sum of toxic unit without metals in sediment from Busan and Ulsan Bays. Note: PNEC is estimated from PEL (CCME) and ISQG-high (ANZECC) for organic contaminants and PEL (Korea) for heavy metals.

제4절 저서생물

1. 연구배경

일반적으로 저서환경 변화에 따른 저서생물군집의 상태변화를 알아보기 위해 생물량, 개체수, 종다양성지수 등을 주로 측정하였다 (Berge, 1990; Dauer and Alden, 1995; Vandolah *et al.*, 1990). 그러나 최근에는 하구역과 같은 복잡한 구조를 가진 저서생태계의 건강도 여부를 평가하기 위해 저서생물지수들을 산출하고 있다. 유럽에서는 지표종을 이용한 Azti's 생물지수 (Borja *et al.*, 2000), 미국의 Chesapeake Bay의 경우 다양한 변수를 염분구배와 퇴적상의 종류에 따라 구분하여 등급화한 생물통합지수 (Benthic-Index of biological Integrity) (Weisberg *et al.*, 1997)를 사용하고 있다. 그 외에도 생태계의 전체 환경자료를 통합하여 산출한 Trophic Index (TRIX) (Wollenweider *et al.*, 1998), 생물체내 농도비율을 이용한 Ecological Reference Index (Langston *et al.* 1987; Reish and Gerlinger, 1984) 등 다양한 지수를 이용하여 저서생태계의 건강도를 평가하고 있다. 그러나 국내에서는 종다양성지수를 이용하는 방법 (임 과 홍, 1997), log-normal curve를 이용한 방법 (임 과 홍, 1997), 오염지시 종이나 민감종에 속하는 단각류의 군집구성 비율에 의해 건강성을 평가한 방법 (고 등, 1997) 등이 있으나, 최근에는 섭식유형의 구성에 기초하여 infauna index를 수정한 저서생물지수를 사용하여 건강성을 평가한 사례가 증가하고 있다 (이 등, 2003; 최 등, 2003; Seo *et al.*, 2012; Lim *et al.*, 2013).

본 연구에서 대형저서동물의 건강도 평가에 사용된 지수는 저서오염지수 (Benthic Pollution Index; BPI)이다. 저서오염지수는 국내에서는 1995년에 처음 적용되었는데 (한국해양연구원 1995), 산출 및 비교 방식에서 Word (1978)의 내서동물 식성지수 ITI (Infaunal Trophic Index)를 변경시킨 오염평가방법으로서 저서생물의 서식특성을 고려한 환경평가 방법 중 하나이다 (이 등, 2003). 저서오염지수는 저서동물이 유기물 오염에 대한 반응 정도에 따라 섭식유형을 달리한다는 가정 하에, 저서동물을 크게 4개의 섭식유형군으로 구분하여 Word (1978)의 식성지수공식 (ITI)을 응용하여 1-100사이의 수치로 나타내는 방법이다 (한국해양연구원, 1995; 이 등, 2003; 최 등, 2003). 저서오염지수는 국내에서 저서생물의 건강도 평가에 가장 널리 이용되고 있는 방법이지만 아직 정확한 평가 기준이 마련되어 있지 않아 연구자에 따라 다른 평가 기준을 적용한 것을 확인 할 수 있다. 이러한 기준치 설정에 따른 문제점을 해결하고자 2012년에 환경보전해역인 득량만을 대조해역으로 선정하여 건강도를 산출하고, 기준

치를 설정하였다 (Seo *et al.*, 2014).

본 연구에서는 BPI를 이용하여 특별관리해역인 부산연안, 울산만, 그리고 진해만의 2014년 계절별 저서건강도를 평가하고자 한다.

2. 연구방법

가. 저서환경

퇴적물은 2014년 2월부터 11월까지 계절별로 채집하였고, 실험실에서 입도분석과 총유기탄소 (TOC) 함량을 측정하였다. 입도분석은 2014년 2월에만 수행하였다. 입도분석을 위해 채취된 시료 중 5g을 비이커에 담아 10%의 과산화수소로 유기물과 0.1 N-HCl로 탄산염을 제거한 후, 시료를 40체로 조립질과 세립질로 구분하여 40 이하의 사질 시료는 Ro-top sieve shaker로 15분간 체질한 후 입도 등급별로 무게 백분율을 구하였으며, 40 이상의 니질 시료 2g를 0.1% calgon 용액을 넣고 교반시킨 후 X-선 자동입도 분석기인 Sedigraph 5000D를 이용하여 입도무게 백분율을 Folk and Ward (1957)의 Inclusive Graphic Method에 의하여 변수를 구하였다. 퇴적물내의 총유기탄소 (TOC) 함량은 퇴적물을 100°C에서 24시간 이상 건조 시킨 후 분말화 하였다. 분말화한 시료는 건조시켜, 1N 염산으로 무기탄소 (inorganic carbon)를 제거한 후 CHNS analyser (EA1112, Thermo scientific)를 이용하여 전 유기탄소 (total organic carbon) 함량을 측정하였다.

나. 대형저서동물 채집 및 분석

대형저서동물 채집은 퇴적물 채집과 동일 시기에 수행되었으며, van Veen Grab (표면 면적: 0.1 m²)을 이용하여 정점별 2회씩 반복 채집하였다. 채집은 부산연안 25개, 울산만 13개, 진해만 16개 정점에서 이루어졌다 (Fig. 4-6-1). 2014년 2월에는 부산연안 12개, 울산만 18개, 진해만 12개의 정밀조사 정점을 추가로 조사하였다. 채집된 퇴적물은 선상에서 망목 (Mesh size) 1 mm인 체를 이용하여 저서생물과 퇴적물을 분리하였으며, 잔존물은 10 % 중성 포르말린 용액으로 고정한 후 실험실로 운반하였다. 실험실에서 각 분류군별로 선별하였으며, 선별된 생물은 해부현미경하에서 종 단위까지 동정, 계수하였다.

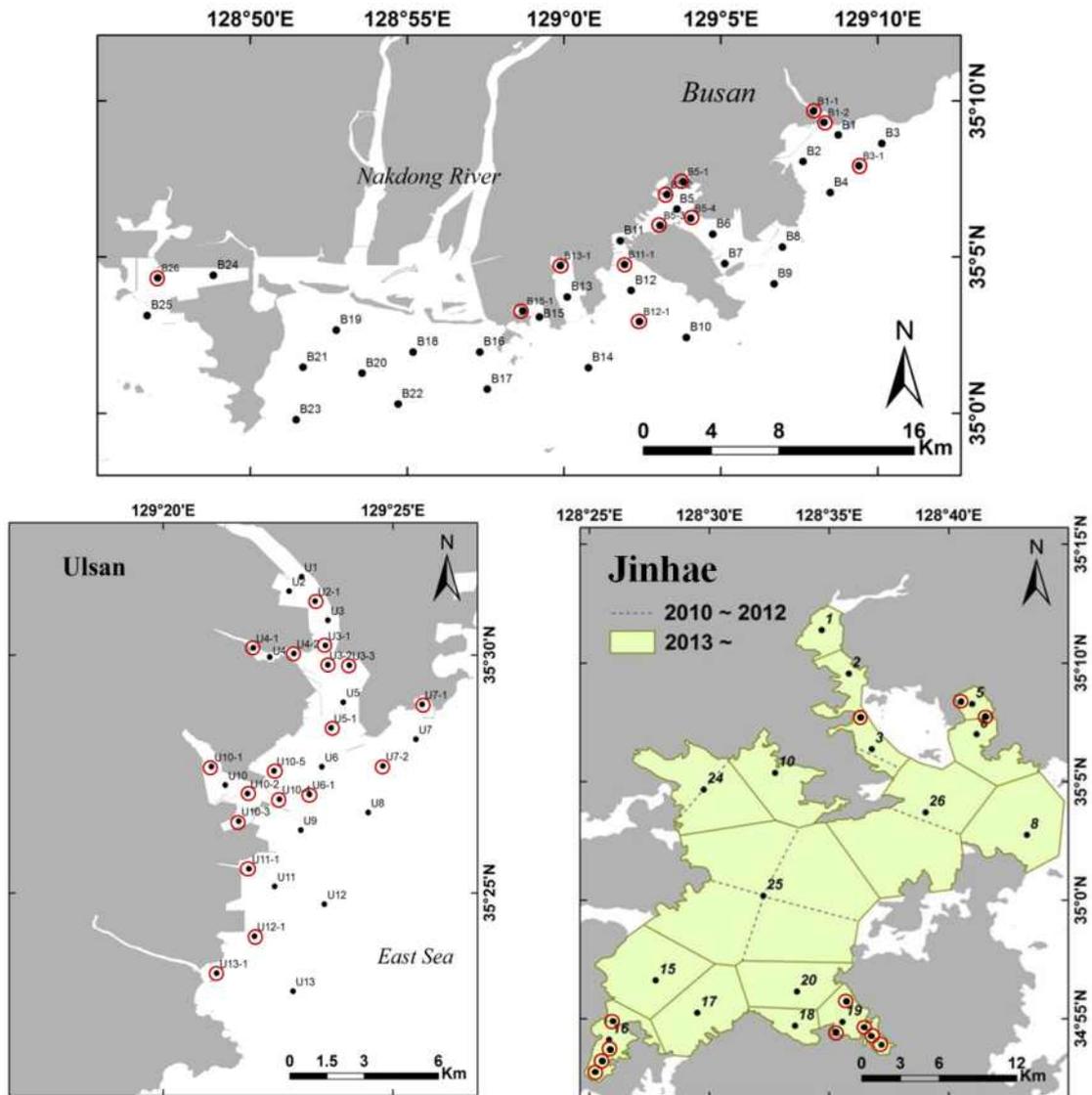


Figure 4-4-1. Sampling stations for macrobenthic infauna in Busan coastal area, Ulsan Bay and Jinhae Bay (Red circles: hot spot stations).

다. 건강도지수 산출

1) 저서오염지수 계산방법

본 연구에서는 섭식유형의 구성에 기초하여 infauna index를 수정하여 개발된 저서오염지수 (Benthic pollution index, BPI)를 사용하여 각 해역의 대형저서동물군집의 건강도를 평가해 보고자 하였다. BPI는 대형저서동물군집 구성원의 생태정보를 이용하여 계산되어지며, 값이 작아질수록 군집 건강도가 낮으며, 저서생물이 오염된 환경에 서식하고 있는 것으로 평가된다 (Lee et al., 2003).

BPI의 계산식은 다음과 같다.

$$BPI = [1 - (axN1 + bxN2 + cxN3 + dxN4)/(N1 + N2 + N3 + N4)/d] \times 100$$

여기서 N1은 육식자나 여과식자의 개체수를, N2는 표층퇴적물식자의 개체수를, N3는 표층하퇴적물식자의 개체수를, N4는 오염지시종이나 기회종의 개체수를 나타낸다. 각 기능군의 출현개체수에 부과하는 가중치는 a=0, b=1, c=2, d=3으로 주어졌다. BPI=0이면 저서군집이 모두 오염지시종으로 구성되어 있는 경우이며, BPI=100이면 저서생물군집이 여과식자와 육식자만으로 구성되어 있음을 나타낸다. 무산소 상태의 무생물 조건에서는 BPI 값을 0으로 준다.

3. 연구결과 및 토의

가. 저서환경

1) 입도 및 총유기탄소 함량

부산연안의 퇴적물 입도는 2.7-11.1 phi의 범위로, 낙동강 하구역의 일부 정점에서만 사질 퇴적상을 보였고, 그 외 정점들에서는 니질 퇴적상을 보였다. 부산연안의 전 유기탄소 (total organic carbon; TOC) 함량은 2월에는 0.1-1.7%의 범위를 보였고, 5월에는 0-1.2%, 8월에는 0-1.0%, 11월에는 0.1-2.0%의 범위를 보였다. TOC 함량은 모든 계절에 사질퇴적상인 낙동강 하구역의 정점들에서 가장 낮았고, 2월에는 정밀 정점인 북항 인근 정점 5-2와 정점 5-1에서 각각 1.7%, 1.6%로 상대적으로 높게 나타났다 (Fig. 4-6-2).

울산만의 퇴적물 입도는 0.62-10.4 phi의 범위로, 공통정점 9와 정밀정점 10-3에서는 사질 퇴적상을 보였고, 그 외 정점들에서는 니질 퇴적상을 보였다. 울산만의 TOC 함량은 2월에는 0.2-1.9%의 범위를 보였고, 5월에는 0.4-1.8%, 8월에는 0.6-1.8%, 11월에는 0.3-1.8%의 범위를 보였다. TOC 함량은 공통정점 조사에서는 울산항을 제외한 모든 해역이 큰 차이를 보이지 않았으나, 정밀조사 결과 미포조선소, 방어진 인근 해역에서도 높게 나타났다 (Fig. 4-6-3).

진해만의 퇴적물 입도는 8.7-11.4 phi의 범위를 보여 모든 해역이 니질 퇴적상으로 나타났다. 진해만의 TOC 함량은 2월에는 1.0-3.5%의 범위를 보였고, 5월에는 0.9-3.0%, 8월에는 1.0-3.0%, 11월에는 1.1-3.0%의 범위를 보였다. TOC 함량은 마산만, 행암만, 진동만, 통영만, 고현만 등 연안에 인접한 정점들에서 상대적으로 높게 나타났다 (Fig. 4-6-4).

세 지역의 TOC 함량은 진해만 (평균 2.0%), 울산만 (1.1%), 부산연안 (0.7%)의 순으로 나타났다. 부산연안의 TOC 함량은 2월 북항의 정밀 정점에서만

1.5% 이상의 값을 보였고, 그 외 계절에는 모두 1.0%이하의 상대적으로 낮은 TOC 함량을 보였다. 울산만의 TOC 함량은 2월에 정밀정점인 방어진 부근과 미포조선소 부근에서 1.5%이상의 상대적으로 높은 값을 보였고, 그 외 계절에는 울산항 인근 정점들에서 1.5%이상으로 나타났으나 그 외 정점들은 1.5% 이하로 나타났다. 진해만은 거제도 북쪽의 정점에서만 1.5% 이하의 TOC 함량을 보였고, 그 외 정점들에서는 2.0-3.0%의 상대적으로 높은 TOC 함량을 보였으며, 계절에 따라 3.0% 이상의 높은 값을 보여 부산연안과 울산만과는 차이를 보였다.

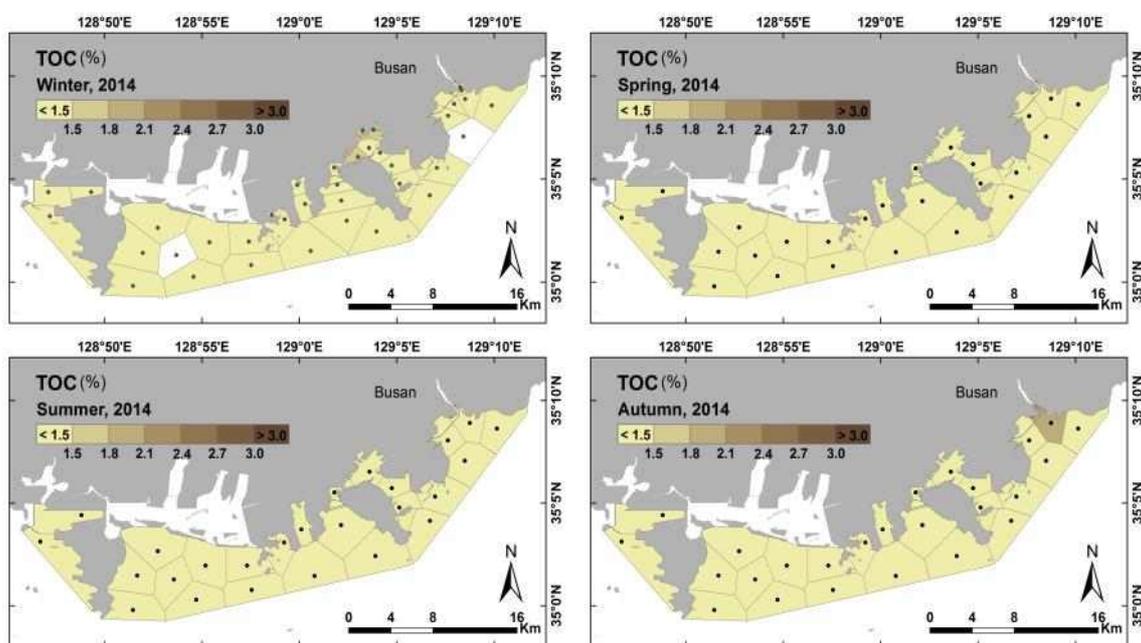


Figure 4-4-2. Spatial distribution of TOC (%) in Busan coastal area from February to November, 2014.

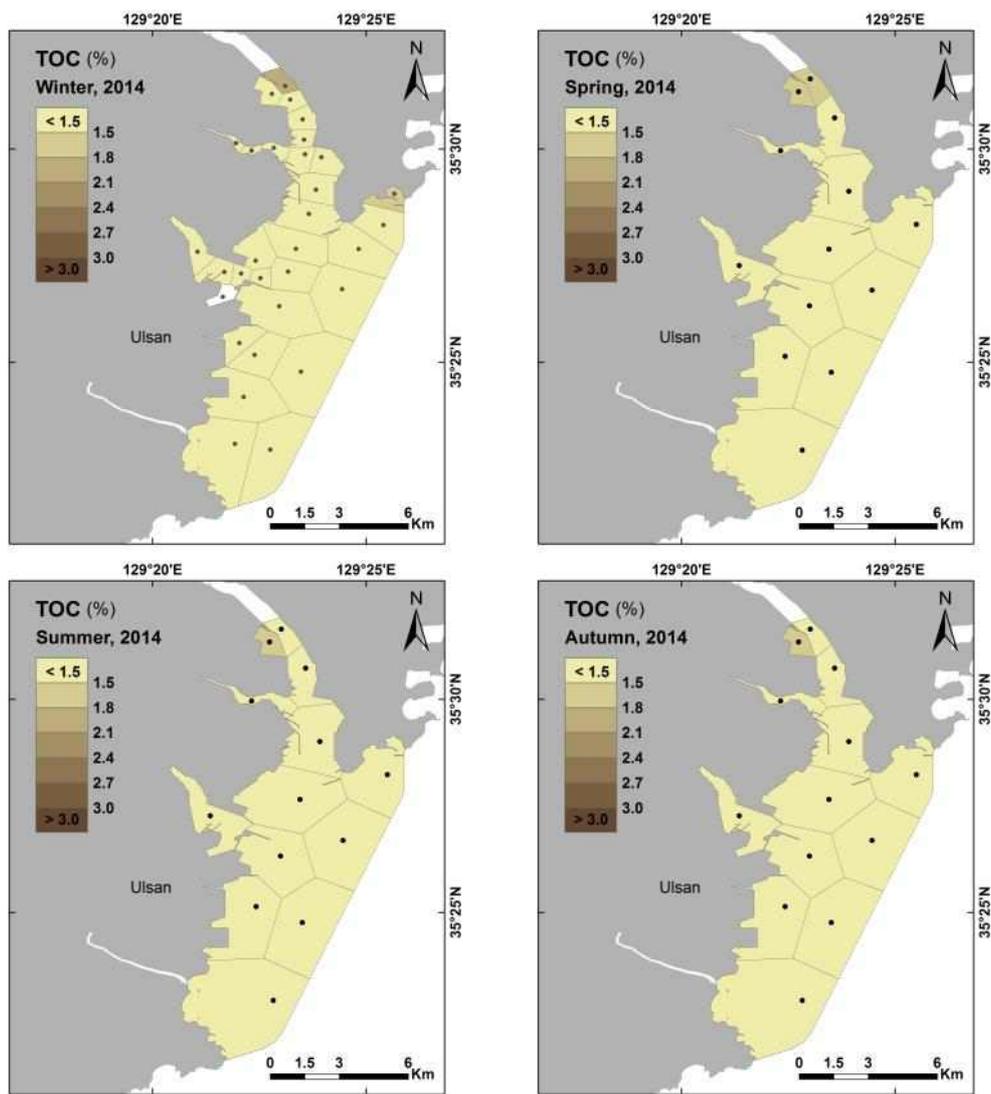


Figure 4-4-3. Spatial distribution of TOC (%) in Ulsan Bay from February to November, 2014.

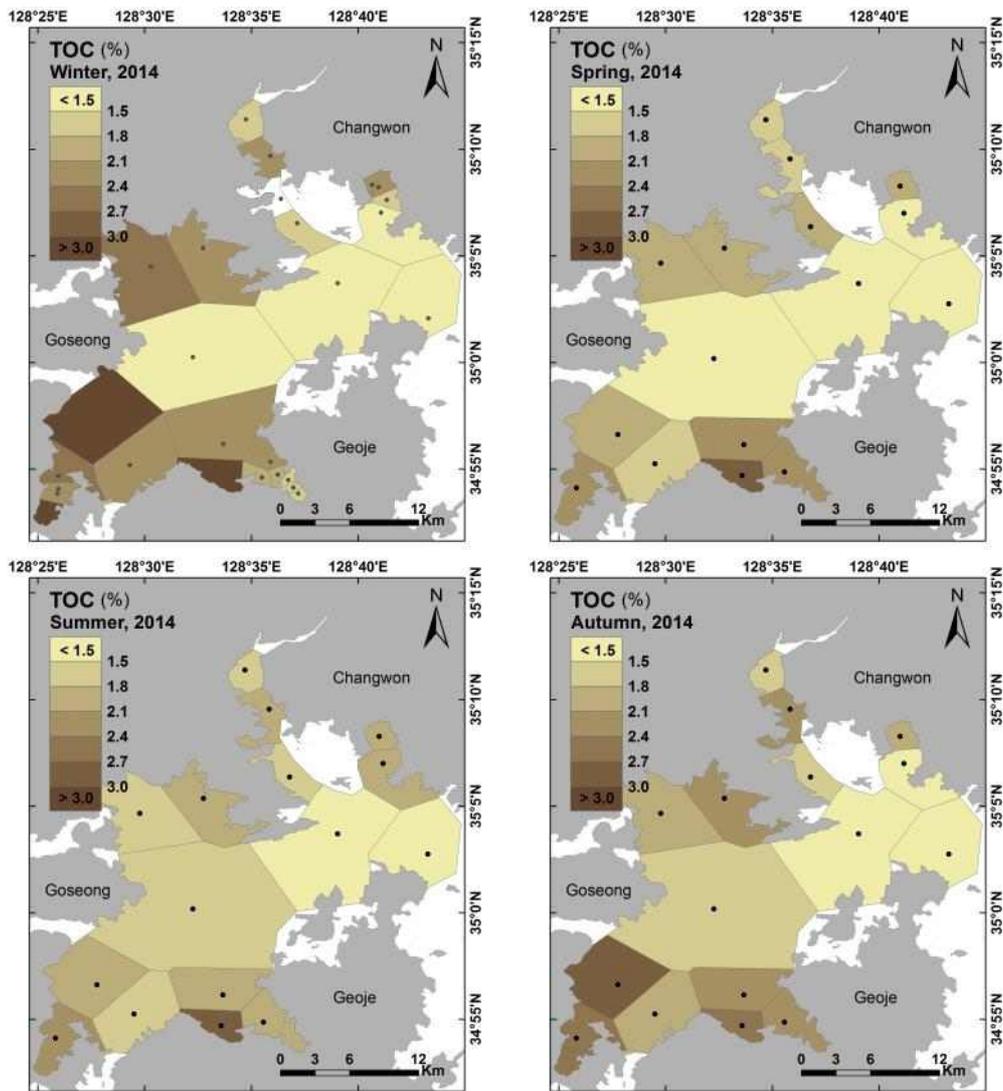


Figure 4-4-4. Spatial distribution of TOC (%) in Jinhae Bay from February to November, 2014.

나. 기능군 분류

1) 부산연안

2014년 2월에 출현한 대형저서동물을 4개의 기능군으로 구분한 결과, 그룹 I에 속하는 종이 51종이었고, 그 중 다모류의 *Glycera nicobarica*가 22.0%로 그룹 내에서 가장 우점하였다 (Table 4-6-1). 그룹 II에 속하는 종은 40종이었고, 그 중 다모류의 *Magelona japonica*, *Aphelochaeta* sp.가 각각 45.4%, 22.0%로 그룹 내에서 우점하였다. 그룹 III에 속하는 종은 총 22종 이었고, 그 중 다모류의 *Sternaspis scutata* (52.4%), *Scolectoma longifolia* (12.9%), *Heteromastus filiformis*

(11.5%)가 그룹 내에서 우점하였다. 오염지시종이 속한 그룹 IV에서는 총 18종이 출현하였고, 그중 다모류의 *Spiochaetopterus koreana* (29.3%), *Cirratulus cirrata* (27.0%), *Polydora ligni* (12.5%) 등이 우점하였다. *S. koreana*는 감천항 인근 정점 13에서 1,035 개체/m²가 출현하였고, *C. cirrata*는 북항 내 정밀조사 정점인 B5-3에서 1,500 개체/m², *P. ligni*는 자갈치 시장 인근 정점 11에서 575 개체/m²가 출현하여 세 종 모두 일부 정점에서만 극 우점하는 현상을 보였다.

2014년 5월에는 그룹 I에 속하는 종이 57종이었고, 그 중 다모류의 *G. nicobarica*가 14.7%로 그룹 내에서 가장 우점하였다 (Table 4-6-1). 그룹 II에 속하는 종은 46종이었고, 그 중 다모류의 *M. japonica*가 56.3%로 그룹 내에서 가장 우점하였다. 그룹 III에 속하는 종은 총 20종이었고, 그 중 다모류의 *S. scutata* (54.5%), *H. filiformis* (18.1%)가 그룹 내에서 우점하였다. 오염지시종이 속한 그룹 IV에서는 총 14종이 출현하였고, 그중 다모류의 *P. ligni* (75.3%)가 가장 우점하였다. 2월과 5월의 각 그룹별 주요 우점종에는 큰 차이가 없었고, 각 그룹별 최 우점종 역시 큰 차이를 보이지 않았다.

2014년 8월에는 그룹 I에 속하는 종이 42종이었고, 그 중 다모류의 *Nephtys oligobranchia*가 15.1%로 그룹 내에서 가장 우점하였다 (Table 4-6-2). 그룹 II에 속하는 종은 39종이었고, 그 중 다모류의 *M. japonica*, *Prionospio cirrifera*가 각각 37.8%, 22.3%로 그룹 내에서 우점하였다. 그룹 III에 속하는 종은 22종이었고, 그 중 다모류의 *S. scutata* (42.7%), *Praxillella pacifica* (20.8%)가 그룹 내에서 우점하였다. 오염지시종이 속한 그룹 IV에서는 총 15종이 출현하였고, 그중 다모류의 *P. ligni* (49.1%)가 가장 우점하였고, *S. koreans*, 연체동물의 *Theora fragilis* 등이 우점하였다.

2014년 11월에는 그룹 I에 속하는 종이 37종이었고, 그 중 다모류의 *G. nicobarica*가 23.1%로 그룹 내에서 가장 우점하였다 (Table 4-6-2). 그룹 II에 속하는 종은 28종이었고, 그 중 다모류의 *M. japonica*가 62.1%로 그룹 내에서 가장 우점하였다. 그룹 III에 속하는 종은 19종이었고, 그 중 다모류의 *S. scutata* (24.7%), *H. filiformis* (18.0%)가 그룹 내에서 우점하였다. 오염지시종이 속한 그룹 IV에서는 총 11종이 출현하였고, 그중 다모류의 *P. ligni* (97.2%)가 가장 우점하였다. 이 종은 자갈치 시장 인근 정점 11에서만 49,280 개체/m²가 출현하여 극 우점하였고, 그 외 북항과 감천항의 정점 5와 13에서 5 개체/m²만이 출현하였다.

Table 4-4-1. Species richness, density (ind./m²) and dominance (%) of each functional group of macrobenthos in Busan coastal area during February and May, 2014.

Date	Functional group	Species richness	Species name	Density	%
Feb, 2014	Group I	51	<i>Glycera nicobarica</i>	14	22.0
			<i>Glycinde</i> sp.	10	15.0
			<i>Ampelisca</i> sp.	5	7.8
	Group II	40	<i>Magelona japonica</i>	98	45.4
			<i>Aphelochaeta</i> sp.	47	22.0
			<i>Amphisamytha japonica</i>	13	6.1
	Group III	20	<i>Sternaspis scutata</i>	137	52.4
			<i>Scoletoma longifolia</i>	34	12.9
			<i>Heteromastus filiformis</i>	30	11.5
	Group IV	18	<i>Spiochaetopterus koreana</i>	47	29.3
			<i>Cirratulus cirrata</i>	43	27.0
			<i>Polydora ligni</i>	20	12.5
May, 2014	Group I	57	<i>Glycera nicobarica</i>	17	14.7
			<i>Glycinde</i> sp.	12	9.8
			<i>Goniada maculata</i>	10	8.6
	Group II	46	<i>Magelona japonica</i>	144	56.3
			<i>Magelona pacifica</i>	22	8.5
			<i>Sinocorophium sinensis</i>	13	4.9
	Group III	20	<i>Sternaspis scutata</i>	141	54.5
			<i>Heteromastus filiformis</i>	47	18.1
			<i>Praxillella pacifica</i>	20	7.7
	Group IV	14	<i>Polydora ligni</i>	195	75.3
			<i>Spiochaetopterus koreana</i>	42	16.1
			<i>Sigambra bassi</i>	5	2.1

Table 4-4-2. Species richness, density (ind./m²) and dominance (%) of each functional group of macrobenthos in Busan coastal area during August and November, 2014.

	Functional group	Species richness	Species name	Density	%
Aug, 2014	Group I	42	<i>Nephtys oligobranchia</i>	17	15.1
			<i>Glycinde</i> sp.	14	12.5
			<i>Anatanais normani</i>	14	12.0
	Group II	39	<i>Magelona japonica</i>	78	37.8
			<i>Prionospio cirrifera</i>	46	22.3
			<i>Sinocorophium sinensis</i>	16	7.6
	Group III	22	<i>Sternaspis scutata</i>	75	42.7
			<i>Praxillella pacifica</i>	36	20.8
			<i>Heteromastus filiformis</i>	26	14.8
	Group IV	15	<i>Polydora ligni</i>	75	49.1
			<i>Spiochaetopterus koreana</i>	37	24.0
			<i>Theora fragilis</i>	25	16.7
Nov, 2014	Group I	37	<i>Glycera nicobarica</i>	17	23.1
			<i>Goniada maculata</i>	12	15.9
			<i>Glycinde</i> sp.	8	11.3
	Group II	28	<i>Magelona japonica</i>	73	62.1
			<i>Amphisamytha japonica</i>	11	9.7
			<i>Pista cristata</i>	4	3.7
	Group III	19	<i>Sternaspis scutata</i>	32	24.7
			<i>Heteromastus filiformis</i>	24	18.0
			Sipuncula unid. 1	20	15.1
	Group IV	11	<i>Polydora ligni</i>	1,972	97.2
			<i>Spiochaetopterus koreana</i>	30	1.5
			<i>Macoma</i> sp.	11	0.6

2) 울산만

2014년 2월에는 그룹 I에 속하는 종이 39종으로 가장 많았고, 그 중 다모류의 *G. nicobarica*가 21.8%로 그룹 내에서 가장 우점하였다 (Table 4-6-3). 그룹 II에 속하는 종은 총 35종이었고, 그 중 다모류의 *Aphelocheata* sp., *M. japonica*가 각각 36.0%, 31.4%로 그룹 내에서 우점하였다. 그룹 III에 속하는 종은 14종이었고, 그 중 다모류의 *Scoletoma longifolia* (48.6%), *Heteromastus filiformis* (16.6%)가 그룹 내에서 우점하였다. 오염지시종이 속한 그룹 IV에 속하는 종은 총 19종이었고, 그중 다모류 *Dorvillea matsushimaensis*가 37.8%로 그룹 내에서 가장 우점하였고, *Cirriformia tentaculata* (16.9%), *Theora fragilis* (16.5%)등도 우

접하였다.

2014년 5월에는 그룹 I에 속하는 종이 36종이었고, 그 중 다모류의 *G. nicobarica*가 23.6%로 그룹 내에서 가장 우점하였다 (Table 4-6-3). 그룹 II에 속하는 종은 총 29종으로, 다모류의 *Aphelochaeta* sp., *M. japonica*가 각각 60.1%, 21.3%로 그룹 내에서 우점하였다. 그룹 III에 속하는 종은 총 15종으로, 다모류의 *S. longifolia* (51.2%)가 그룹 내에서 가장 우점하였고, *H. filiformis*도 20.8%로 우점하였다. 오염지시종이 속한 그룹 IV에 속하는 종은 15종으로, 다모류의 *C. tentaculata*, *Capitella capitata*가 각각 32.1%, 22.3%로 우점하였다.

2014년 8월에는 그룹 I에 속하는 종은 29종이었고, 그 중 다모류의 *Chone* sp.가 17.7%로 그룹 내에서 가장 우점하였다 (Table 4-6-4). 그룹 II에 속하는 종은 총 30종이었고, 그 중 갑각류인 *Caprella* sp., 다모류의 *Aphelochaeta* sp.가 각각 42.3%, 32.9%로 그룹 내에서 가장 우점하였다. 그룹 III에 속하는 종은 총 12종으로, 다모류의 *S. longifolia* (60.1%)가 그룹 내에서 가장 우점하였고, *Praxillela pacifica*, *H. filiformis*등도 우점하였다. 오염지시종이 속한 그룹 IV에 속하는 종은 총 15종으로, 다모류의 *C. tentaculata*가 45.1%로 그룹 내에서 가장 우점하였고, 연체동물의 *T. fragilis*도 우점하였다.

2014년 11월에는 그룹 I에 속하는 종은 31종이었고, 그 중 다모류의 *G. nicobarica*가 24.4%로 그룹 내에서 가장 우점하였다 (Table 4-6-4). 그룹 II에 속하는 종은 총 28종으로, 다모류의 *M. japonica*, *Aphelochaeta* sp.가 각각 40.6%, 31.6%로 그룹 내에서 우점하였다. 그룹 III에 속하는 종은 총 13종으로 다모류의 *P. pacifica*와 *S. longifolia*가 각각 21.5%, 21.0%로 우점하였다. 오염지시종이 속한 그룹 IV에 속하는 종은 총 11종으로 다모류의 *C. tentaculata*가 47.5%로 그룹 내에서 가장 우점하였고, *Spiochaetopterus koreana*, 연체동물의 *T. fragilis*등도 우점하였다.

Table 4-4-3. Species richness, density (ind./m²) and dominance (%) of each functional group of macrobenthos in Ulsan Bay during August and November, 2014.

	Functional group	Species richness	Species name	Density	%
Feb, 2014	Group I	39	<i>Glycera nicobarica</i>	14	21.8
			Cnidaria sp. 1	6	10.1
			<i>Echinocardium cordatum</i>	6	9.4
	Group II	35	<i>Aphelochaeta</i> sp.	151	36.0
			<i>Magelona japonica</i>	132	31.4
			<i>Prionospio cirrifera</i>	39	9.3
	Group III	14	<i>Scoletoma longifolia</i>	60	48.6
			<i>Heteromastus filiformis</i>	20	16.6
			<i>Sternaspis scutata</i>	20	16.2
	Group IV	19	<i>Dorvillea matsushimaensis</i>	49	37.8
			<i>Cirriformia tentaculata</i>	22	16.9
			<i>Theora fragilis</i>	21	16.5
May, 2014	Group I	36	<i>Glycera nicobarica</i>	17	23.6
			<i>Ciona intestinalis</i>	11	14.7
			Platyhelminthes unid.	5	6.8
	Group II	29	<i>Aphelochaeta</i> sp.	321	60.1
			<i>Magelona japonica</i>	114	21.3
			<i>Pista cristata</i>	18	3.4
	Group III	15	<i>Scoletoma longifolia</i>	56	51.2
			<i>Heteromastus filiformis</i>	23	20.8
			<i>Ophelina acuminata</i>	10	8.8
	Group IV	15	<i>Cirriformia tentaculata</i>	45	32.1
			<i>Capitella capitata</i>	31	22.3
			<i>Dorvillea matsushimaensis</i>	21	14.8

Table 4-4-4. Species richness, density (ind./m²) and dominance (%) of each functional group of macrobenthos in Ulsan Bay during August and November, 2014.

	Functional group	Species richness	Species name	Density	%
Aug, 2014	Group I	29	<i>Chone</i> sp.	12	17.7
			<i>Glycera nicobarica</i>	12	17.1
			<i>Nephtys polybranchia</i>	7	10.3
	Group II	30	<i>Caprella</i> sp.	294	42.3
			<i>Aphelochaeta</i> sp.	228	32.9
			<i>Magelona japonica</i>	94	13.6
	Group III	12	<i>Scoletoma longifolia</i>	101	60.1
			<i>Praxillella pacifica</i>	22	13.1
			<i>Heteromastus filiformis</i>	15	8.9
	Group IV	15	<i>Cirriformia tentaculata</i>	34	45.1
			<i>Theora fragilis</i>	13	17.4
			<i>Nebalia bipes</i>	10	13.3
Nov, 2014	Group I	31	<i>Glycera nicobarica</i>	19	24.4
			<i>Megangulus venulosus</i>	10	12.7
			Platyhelminths unid.	7	9.3
	Group II	28	<i>Magelona japonica</i>	153	46.0
			<i>Aphelochaeta</i> sp.	105	31.6
			<i>Pista cristata</i>	18	5.5
	Group III	13	<i>Praxillella pacifica</i>	18	21.5
			<i>Scoletoma longifolia</i>	18	21.0
			<i>Heteromastus filiformis</i>	15	18.3
	Group IV	11	<i>Cirriformia tentaculata</i>	15	47.5
			<i>Spirochaetopterus koreana</i>	5	17.5
			<i>Theora fragilis</i>	3	10.0

3) 진해만

2014년 2월에는 그룹 I에 속하는 종이 35종이었고, 그 중 다모류의 *Glycinde* sp., *Ampelisca* sp.가 각각 22.3%, 17.6%로 그룹 내에서 우점하였다 (Table 4-6-5). 그룹 II에 속하는 종은 총 39종으로 다모류의 *Aphelochaeta* sp. (20.8%), *Nectoneanthes oxypoda* (13.9%)등이 그룹 내에서 우점하였다. 그룹 III에 속하는 종은 총 10종이었고, 그 중 다모류의 *S. longifolia* (78.5%), *H. filiformis* (10.0%)가 그룹 내에서 우점하였다. 오염지시종이 속한 그룹 IV에 속하는 종은 총 19종으로, 연체동물의 *T. fragilis* (33.0%), 다모류 *Pseudopolydora paucibmachia* (21.9%), *Capitella capitata* (12.5%)등이 우점하였다.

2014년 5월에는 그룹 I에 속하는 종이 27종이었고 그 중 단각류인 *Ampelisca* sp.와 다모류의 *Chone* sp.가 각각 25.9%, 17.9%로 그룹 내에서 가장 우점하였다 (Table 4-6-5). 그룹 II에 속하는 종은 총 30종으로 다모류의 *M. japonica*

(16.3%), *Aphelochaeta* sp. (11.8%)등이 그룹 내에서 우점하는 것으로 나타났다. 그룹 III에 속하는 종은 총 10종이었고, 그 중 다모류의 *S. longifolia* (39.4%), *P. pacifica* (20.2%)가 그룹 내에서 우점하였다. 오염지시종이 속한 그룹 IV에 속하는 종은 총 17종으로, 연체동물의 *T. fragilis*가 45.2%로 그룹 내에서 가장 우점하였고, 다모류의 *S. koreana*와 *Capitella capitata*도 우점하였다.

2014년 8월에는 그룹 I에 속하는 종은 총 15종으로 단각류인 *Ampelisca* sp. (22.5%)가 가장 우점하였고, 다모류의 *G. nicobarica* (16.9%), *Glycine* sp. (12.7%) 등도 우점하였다 (Table 4-6-6). 그룹 II에 속하는 종이 22종으로 가장 많았고, 다모류의 *M. japonica* (23.2%), *Nereis longior* (17.7%)등이 그룹 내에서 우점하였다. 그룹 III에 속하는 종은 총 6종이었고, 그 중 다모류의 *Aricidea hartley*와 *H. filiformis*가 25.6%로 가장 우점하였고, *S. longifolia*도 20.5%로 우점하였다. 오염지시종이 속한 그룹 IV에 속하는 종은 총 14종으로 다모류 *S. koreana*가 전체의 51.1%로 그룹 내에서 가장 우점하였고, *Sigambra bassi*, *P. patiens*등도 각각 16.7%, 14.4%로 우점하였다.

2014년 11월에는 그룹 I에 속하는 종은 총 18종이었고, 단각류인 *Ampelisca* sp.가 38.6%로 가장 우점하였다 (Table 4-6-6). 그룹 II에 속하는 종이 23종이었고, 다모류의 *M. japonica* (20.8%), *Amphisamytha japonica* (14.2%), 갑각류의 *Upogebia major* (9.9%)등이 우점하였다. 그룹 III에 속하는 종은 총 9종이었고, 그 중 다모류의 *H. filiformis* (37.5%)가 그룹 내에서 가장 우점하였고, *A. hartley*와 *Sternaspis scutata*이 각각 15.6%로 우점하였다. 오염지시종이 속한 그룹 IV에 속하는 종은 총 11종으로, 다모류의 *P. partiens*가 전체의 94.4%로 가장 우점하였다.

Table 4-4-5. Species richness, density (ind./m²) and dominance (%) of each functional group of macrobenthos in Jinhae Bay during February and May, 2014.

	Functional group	Species richness	Species name	Density	%
Feb, 2014	Group I	35	<i>Glycinde</i> sp.	13	22.3
			<i>Ampelisca</i> sp.	10	17.6
			<i>Glycera nicobarica</i>	7	11.5
	Group II	39	<i>Aphelochaeta</i> sp.	12	20.8
			<i>Nectoneanthes oxypoda</i>	8	13.9
			<i>Magelona japonica</i>	6	10.9
	Group III	10	<i>Scoletoma longifolia</i>	85	78.5
			<i>Heteromastus filiformis</i>	11	10.0
			<i>Aricidea hartley</i>	10	8.9
	Group IV	19	<i>Theora fragilis</i>	184	33.0
			<i>Pseudopolydora paucibrnachiata</i>	122	21.9
			<i>Capitella capitata</i>	69	12.5
May, 2014	Group I	27	<i>Ampelisca</i> sp.	22	25.9
			<i>Chone</i> sp.	15	17.9
			Lysianassidae unid.	13	15.7
	Group II	30	<i>Magelona japonica</i>	24	16.3
			<i>Aphelochaeta</i> sp.	18	11.8
			<i>Nereis longior</i>	12	8.2
	Group III	10	<i>Scoletoma longifolia</i>	12	39.4
			<i>Praxillella pacifica</i>	6	20.2
			<i>Sternaspis scutata</i>	3	11.1
	Group IV	17	<i>Theora fragilis</i>	149	45.2
			<i>Spiochaetopterus koreana</i>	49	14.9
			<i>Capitella capitata</i>	48	14.7

Table 4-4-6. Species richness, density (ind./m²) and dominance (%) of each functional group of macrobenthos in Jinhae Bay during August and November, 2014.

	Functional group	Species richness	Species name	Density	%
Aug, 2014	Group I	15	<i>Ampelisca</i> sp.	5	22.5
			<i>Glycera nicobarica</i>	4	16.9
			<i>Glycinde</i> sp.	3	12.7
	Group II	22	<i>Magelona japonica</i>	13	23.2
			<i>Nereis longior</i>	10	17.7
			<i>Aphelochaeta</i> sp.	8	13.8
	Group III	6	<i>Aricidea hartley</i>	3	25.6
			<i>Heteromastus filiformis</i>	3	25.6
			<i>Scoletoma longifolia</i>	3	20.5
	Group IV	14	<i>Spiochaetopterus koreana</i>	29	51.1
			<i>Sigambra bassi</i>	9	16.7
			<i>Paraprionospio patiens</i>	8	14.4
Nov, 2014	Group I	18	<i>Ampelisca</i> sp.	11	38.6
			<i>Glycera nicobarica</i>	6	20.5
			<i>Glycinde</i> sp.	3	11.4
	Group II	23	<i>Magelona japonica</i>	14	20.8
			<i>Amphisamytha japonica</i>	9	14.2
			<i>Upogebia major</i>	7	9.9
	Group III	9	<i>Heteromastus filiformis</i>	4	37.5
			<i>Aricidea hartley</i>	2	15.6
			<i>Sternaspis scutata</i>	2	15.6
	Group IV	11	<i>Paraprionospio patiens</i>	386	94.4
			<i>Spiochaetopterus koreana</i>	11	2.6
<i>Paraprionospio cordifolia</i>			4	1.1	

다. 건강성 평가지표 기준치 개발 및 적용

1) 기준치 설정

저서오염지수에 대한 기준치를 산정하기 위해 2012년에 환경보전해역 중 하나인 득량만을 대조해역으로 선정하여 44개 정점에 대한 대형저서동물 조사를 수행하였고, 그 결과를 이용하여 저서오염지수의 기준치를 산출하였다 (Seo *et al.*, 2014). 이론적으로 오염지시종이 속한 Group IV가 출현하지 않은 곳의 평균 BPI는 약 60이상이다. 오염지시종이 일부 해역에서 출현하였던 가을철의 BPI를 제외한 득량만의 평균 BPI는 59였고, 이 평균값 이상을 저서건강도 1등급 ("Excellent")으로 설정하였다. 유기물 함량이 증가하고 표층하퇴적물식자의 비중이 증가하기 시작 할 때의 BPI는 약 40이다. 따라서 저서건강도 2등급 ("Good")은 40이상 60미만으로 설정하였다. 표층하퇴적물식자와 함께 오염지시

종이 출현하기 시작하면 BPI는 약 30정도로 떨어지고, 오염지시종의 비중이 증가하여 전체의 50% 이상을 차지하면 BPI는 20 이하로 나타나게 된다. 이러한 값들을 기준으로 하여 30이상 40미만은 저서건강도 3등급 ("Fair"), 20이상 30미만은 저서건강도 4등급 ("Poor"), 0이상 20미만은 저서건강도 5등급 ("Very Poor")으로 설정하였다.

Table 4-4-7. The assessment criteria for the benthic community health using BPI.

Condition	Status	Grade	Benthic Pollution Index
Normal	Excellent	1	60-100
Slightly polluted	Good	2	40-60
Moderately polluted	Fair	3	30-40
Highly polluted	Poor	4	20-30
Very high polluted	Very Poor	5	0-20

2) 기준치 적용

득량만은 남해안에 위치한 니질 퇴적상 (일부해역 사니질)을 보이는 해역이다. 따라서 득량만의 대형저서동물 자료를 이용하여 설정된 기준치를 유사한 퇴적상의 남해안에 위치한 본 연구해역에 적용하였고, 건강도를 평가해 보았다.

부산연안의 2014년 2월에 저서오염지수는 9-82 (평균 48 ± 17)의 범위를 보였다. 2014년 2월에는 정밀조사 정점인 북항의 정점 5-3, 부산신항 인근 정점 26, 공통정점인 자갈치시장 인근 정점 11, 감천항의 정점 13에서 저서건강도 5등급인 "Very Poor" 상태를 보였다 (Fig. 4-6-5). 2014년 2월 부산연안의 전체적인 저서건강도를 살펴본 결과, 저서건강도 2등급의 "Good"이 전체의 48.6%로 가장 높았고, 저서건강도 1등급의 "Excellent"가 전체의 27.0%로 높게 나타났다 (Fig. 4-6-6). 2014년 5월에 저서오염지수는 9-100 (평균 56 ± 19)의 범위를 보였고, 8월에는 18-99 (평균 57 ± 18), 11월에는 0.4-86 (평균 54 ± 17)의 범위를 보였다. 2014년 5월부터 11월까지 자갈치 시장 인근 정점 11에서만 저서건강도 5등급으로 나타났고, 감천항 인근 정점에서는 저서건강도가 4등급으로 낮았다 (Fig. 4-6-5). 8월에는 부산신항 인근 정점 25에서도 저서건강도가 4등급으로 낮았다. 그러나 그 외 대부분의 해역이 저서건강도 1혹은 2등급으로 나타났다. 2014년 부산연안의 저서건강도는 자갈치 시장 인근의 정점 11과 감천항 인근 정점 13에서만 모든 계절에 4-5등급으로 나타났다. 그러나 2월에 수행된 정밀조사 결과, 북항의 항에 인접한 정점들에서도 저서건강도가 4-5등급으로 낮았으나, 북

항 내 공통정점의 저서건강도는 모든 계절에 1-2등급으로 나타나 차이를 보였다. 2013년 2월부터 2014년 11월까지의 저서건강도를 등급별로 비교해 본 결과, 부산연안에서는 자갈치 시장 인근 정점 11에서만 모든 조사 계절에 저서건강도가 5등급으로 나타났고, 그 외 정점들에서는 모든 계절에 저서건강도 1등급과 2등급이 차지하는 비중이 80%이상으로 나타났다 (Fig. 4-6-6).

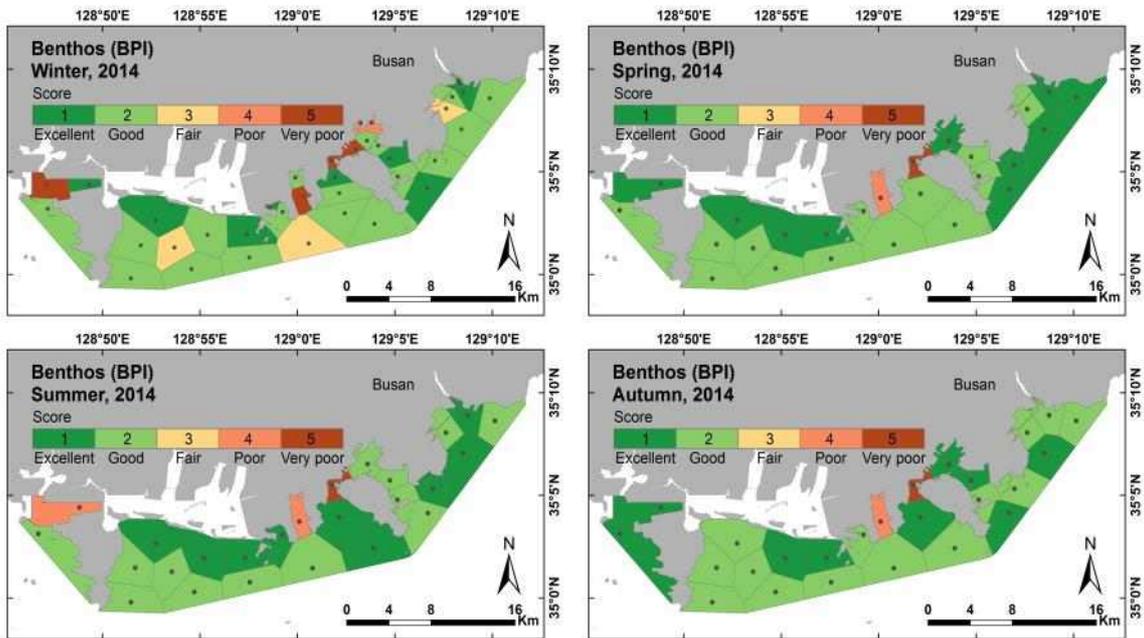


Figure 4-4-5. Spatial distribution of benthic pollution index (BPI) representing the faunal community health condition in Busan coastal area from February to November, 2014.

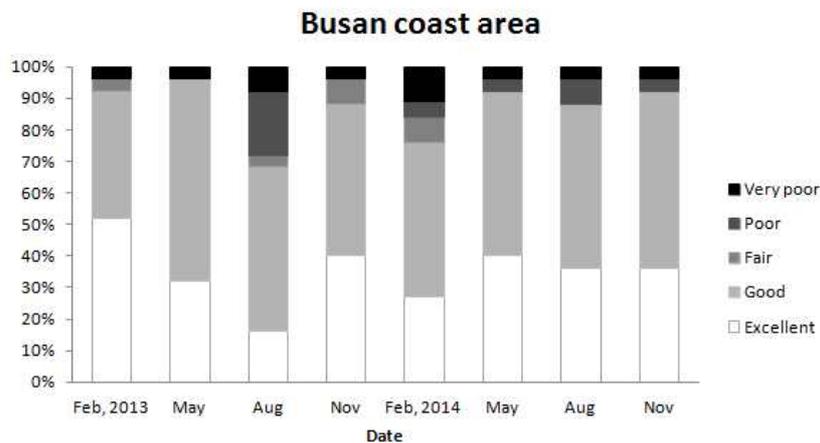


Figure 4-4-6. Seasonal change of a relative composition of benthic health status in Busan coastal area from February, 2013 to November, 2014.

울산만의 2014년 2월 저서오염지수는 0-68 (평균 53 ± 15)의 범위를 보였다. 2014년 2월에는 정밀조사 정점 인 미포조선 인근 정점 3-1에서 무생물상태를 보였고, 울산항 부근 정점 1과 방어진 부근 정밀 조사 정점 7-1에서 저서오염지수가 각각 26과 23으로 나타나 저서건강도 4등급의 "Poor" 상태를 보였다 (Fig. 4-6-7). 그러나 그 외 정점들은 저서건강도 1등급과 2등급으로 나타났다. 2014년 5월에 저서오염지수는 23-67 (평균 55 ± 14), 8월에는 0-67 (평균 55 ± 18), 11월에는 55-72 (평균 62 ± 6)의 범위를 보였다. 2014년 5월에는 정점 1과 정점 13에서 저서건강도 4등급으로 낮았으나, 그 외 정점들에서는 모두 1 혹은 2등급으로 나타났다 (Fig. 4-6-7). 2014년 8월에는 무생물 상태를 보인 정점 2를 제외한 모든 해역에서 저서건강도 1 혹은 2등급으로 나타났고, 2014년 11월에는 모든 정점에서 저서건강도 1 혹은 2등급으로 나타났다 (Fig. 4-6-7). 2013년 2월부터 2014년 11월까지 울산만의 저서건강도를 각 등급별로 살펴본 결과, 모든 계절에 저서건강도 1과 2등급의 합이 차지하는 비율이 80%이상으로 나타났다 (Fig. 4-6-8). 2013년 5월에는 오염지시종인 다모류의 *Paraprionospio coora*가 일시적으로 우점하여 5등급의 비중이 15.4%로 높았으나, 그 외 계절에는 5등급의 비중이 0%이거나 10%미만으로 나타났다.

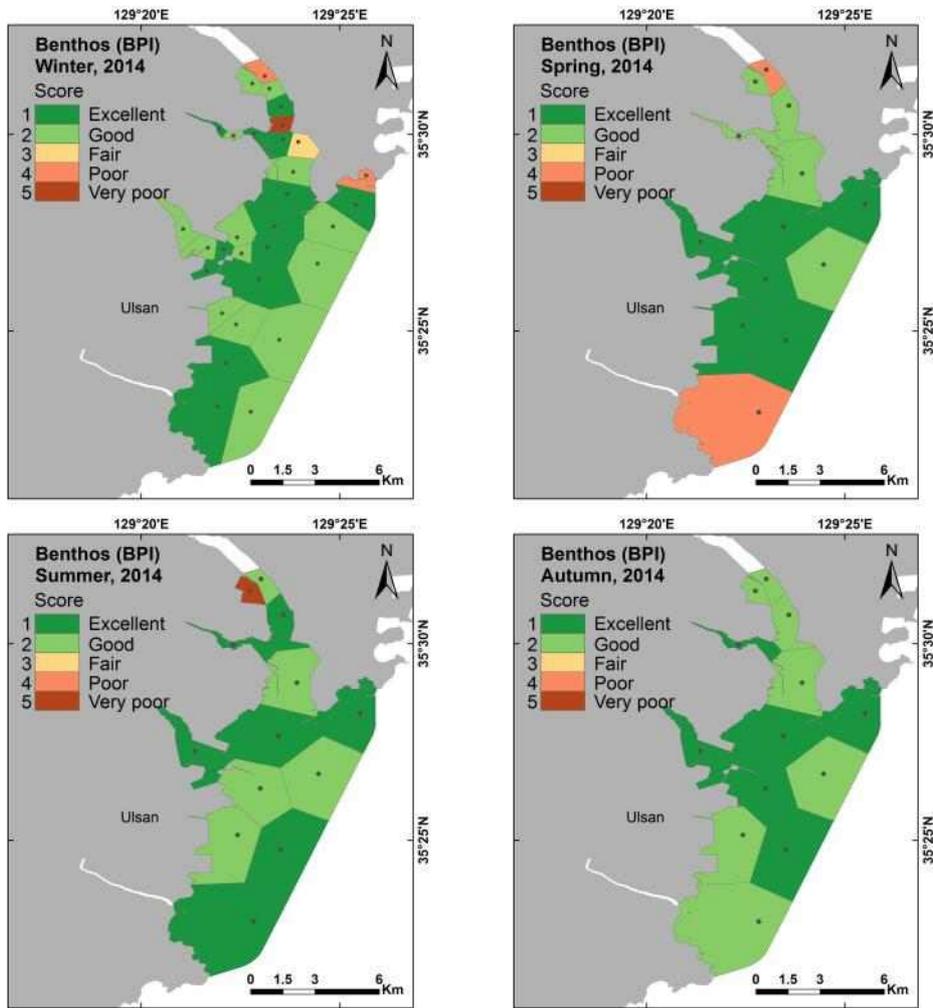


Figure 4-4-7. Spatial distribution of benthic pollution index (BPI) representing the faunal community health condition in Ulsan Bay from February to November, 2014.

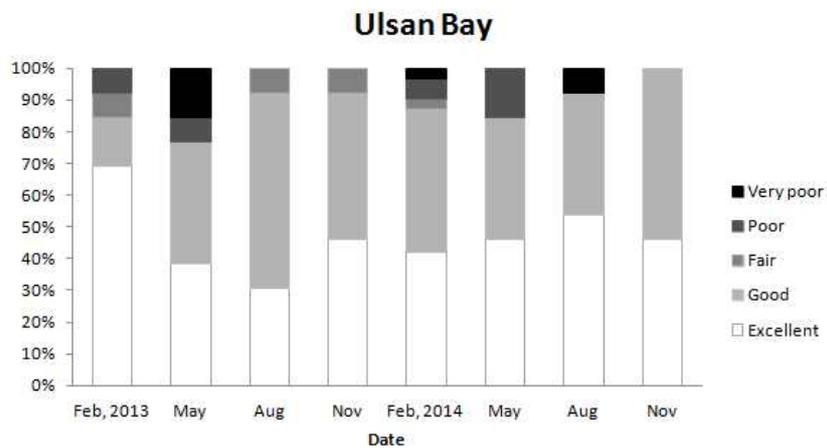


Figure 4-4-8. Seasonal change of a relative composition of benthic health status in Ulsan Bay from February, 2013 to November, 2014.

진해만의 2014년 2월 저서오염지수는 1-67 (평균 16 ± 16)의 범위를 보였다. 2014년 2월 조사 결과, 정밀 조사 정점 포함 28개 정점 중 21개 정점 (75.0%)에서 저서건강도 5등급으로 나타났다 (Fig. 4-6-9). 마산만과 행암만, 진동만, 통영만, 고현만의 해안가 인접 정점들에서는 모두 저서건강도 5등급인 "Very Poor" 상태를 보였다. 2014년 5월에 진해만의 저서오염지수는 0-69 (평균 26 ± 20), 8월에는 0-68 (평균 13 ± 23), 11월에는 0-71 (평균 12 ± 23)의 범위를 보였다. 2014년 5월에는 총 16개 정점 중 8개 정점 (50%)에서 저서건강도가 5등급으로 나타났고, 8월에는 12개 정점 (75%), 11월에는 13개 정점 (81%)에서 저서건강도가 5등급으로 나타났다 (Fig. 4-6-9). 2014년 5월에는 행암만의 정점 5에서 오염지시종인 다모류의 *Spiochaetopterus koreana*와 *Capitella capitata*만이 각각 95 개체/ m^2 , 460 개체/ m^2 가 출현하여 저서오염지수가 0으로 나타났고, 2014년 8월에 이후 빈산소수괴 형성으로 인한 무생물 현상이 마산만, 진동만, 통영만, 고현만에서 발생하여 저서오염지수가 0으로 나타났다. 고현만의 정점 20은 11월까지 빈산소수괴 형성에 의한 무생물 상태가 지속되었고, 행암만의 정점 5와 진해만 중앙의 정점 25에서는 11월 조사에서 무생물 상태를 보였다. 2013년 2월부터 2014년 8월까지 진해만의 저서건강도를 각 등급별로 살펴본 결과, 저서건강도 5등급의 차지 비중이 모든 계절에 50% 이상으로 나타났고, 2013년과 2014년 모두 2월과 8월에는 5등급의 비중이 70% 이상으로 높았다 (Fig. 4-6-10). 진해만에서 저서건강도 1등급인 정점은 16개 조사 정점 중 1-2개 정점에 불과했고, 2013년 11월에는 저서건강도가 1등급인 정점이 전혀 나타나지 않았다. 2013년 조사 결과 마산만의 2개, 진동만 2개, 통영만 1개, 고현만 2개, 고성만 1개 정점에서는 모든 계절에 저서건강도가 5등급으로 나타났고, 2014년에는 마산만 2개, 행암만 1개, 진동만 1개, 고현만 1개 정점에서 4계절 모두 저서건강도가 5등급으로 나타났으며, 그 중 마산만의 정점 1, 2, 진동만의 정점 10은 2013년 2월부터 2014년 11월까지 모든 계절에 저서 건강도가 5등급으로 나타났다.

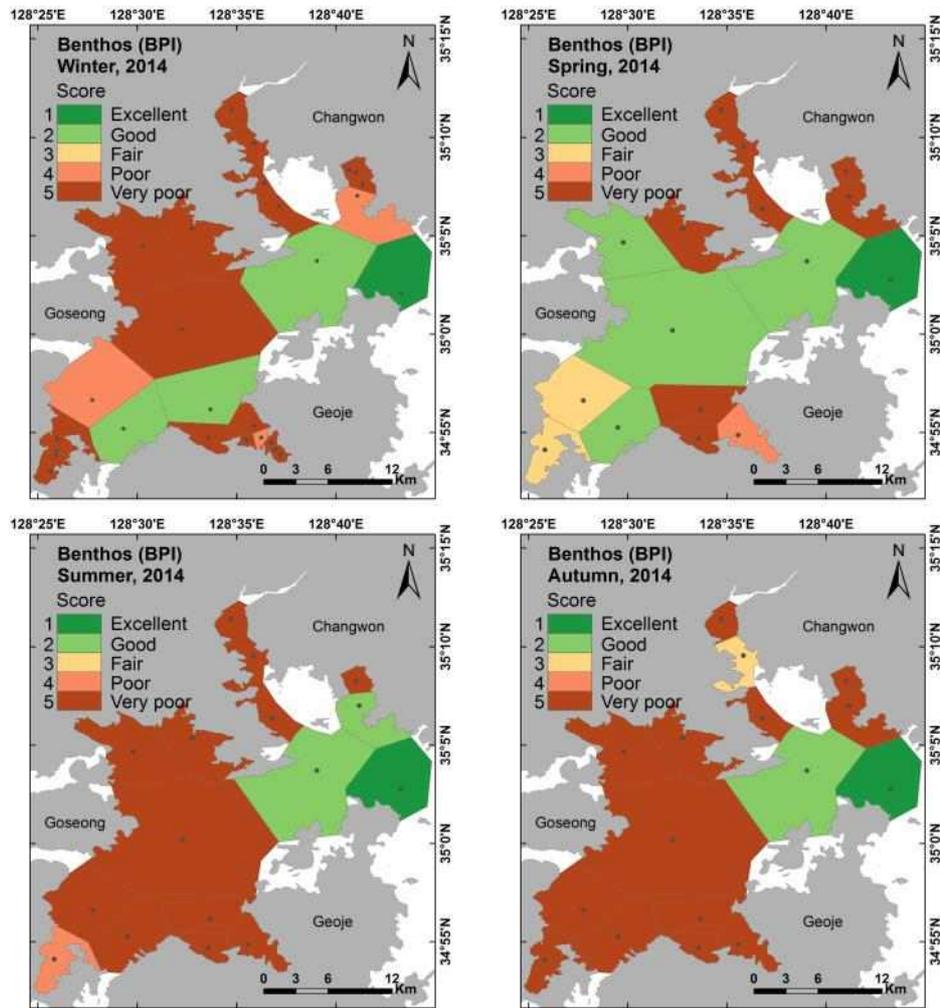


Figure 4-4-9. Spatial distribution of benthic pollution index (BPI) representing the faunal community health condition in Jinhae Bay from February to November, 2014.

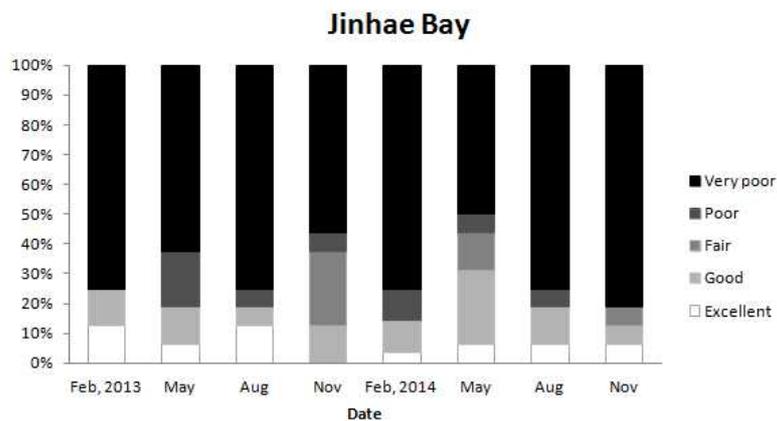


Figure 4-4-10. Seasonal change of a relative composition of benthic health status in Jinhae Bay from February, 2013 to November, 2014.

제5절 MEHI 종합지수 및 정보시스템 개발

1. 연구 목적 및 범위

MEHI를 위한 생태계 프레임워크는 수질환경, 부유생물, 저서생물 및 퇴적물 환경으로 정의되며, 프레임워크 마다의 지표 개발과 각 지표를 대표하는 지수 개발이 수행되어야 한다. 또한, 각 지표와 지수를 통합하는 기법에 대한 과학적이고 통계적인 방법론 정립이 필요하다. 아울러 MEHI 연구 결과의 활용과 홍보를 위한 노력도 필요하다. 따라서 다음과 같은 주제의 연구가 수행되어야 한다.

- MEHI의 구성요소 단위인 지표 개발을 위한 자료 수집 및 DB 구축
- 수질지수와 부유생물지수의 각 지표에 대한 기준치와 등급의 정의 기법
- MEHI 구축을 위한 각 지표/지수의 가중치 부여 방법의 정립
- 통합지수인 MEHI의 신뢰성과 타당성 검증
- GIS를 이용한 각 지표/지수와 종합지수(MEHI)의 가시화
- 해양생태계건강 정보시스템 개발

당해 연도에는 진해만, 울산만, 부산해역 모니터링 자료의 DB 구축을 통한 분야별 GIS 매핑을 지원하고, 2단계에서 새롭게 연구지역으로 선정된 부산해역과 울산만의 MEHI 종합지수 개발을 수행하고자 한다. 아울러 MEHI 연구사업의 주요 현황과 결과를 대내외 적으로 활용하기 위해 온라인 정보시스템을 구축하고자 한다. 이와 같은 MEHI 종합지수 및 정보시스템 개발을 위한 당해 연도 주요 연구 범위는 다음과 같다.

- ① 관측자료 DB 구축 및 GIS 주제도 매핑
- ② 부산해역·울산만 MEHI 종합지수 개발
- ③ 해양생태계건강 정보시스템 개발 (1차)

2. 연구 내용

가. 관측자료 DB 구축 및 GIS 주제도 매핑

2013년부터 시작된 2단계 사업에서는 수질환경, 부유생물, 저서생물, 퇴적물 환경 등 4개 분야에서 진해만 16개, 부산해역 25개, 울산만 13개 정점을 대상으로 연중 2, 5, 8, 11월의 계절조사가 진행되고 있다. 각 분야의 관측 자료는 1단계와 같이 MS MDB 파일 형식으로 DB화 하였으며, 각 분야 주요 항목들에 대하여 GIS 지도를 제작하였다. 2015년 1월 현재 2단계 관측자료 수집에 따른 DB 구축 실적 및 매핑 지원 현황은 표 4-5-1과 같이, 14,305건의 자료가 수집되었으며, 646개의 GIS 지도를 제작 지원하였다. 향후 분야별 추가적인 DB 구축과 GIS 매핑 지원 작업은 지속적으로 수행 될 것이다.

나. 부산해역·울산만 MEHI 종합지수 개발

1단계 프로젝트를 통해 제시된 4대 세부 지수를 구성하는 지표를 통합하여 종합지수인 MEHI를 산출하는 과정은 그림 4-5-1과 같다. 각 세부지수별로 계절 지수를 통합한 후, 4대 세부지수에 대한 동일 가중치를 주어 통합하는 방식이다.

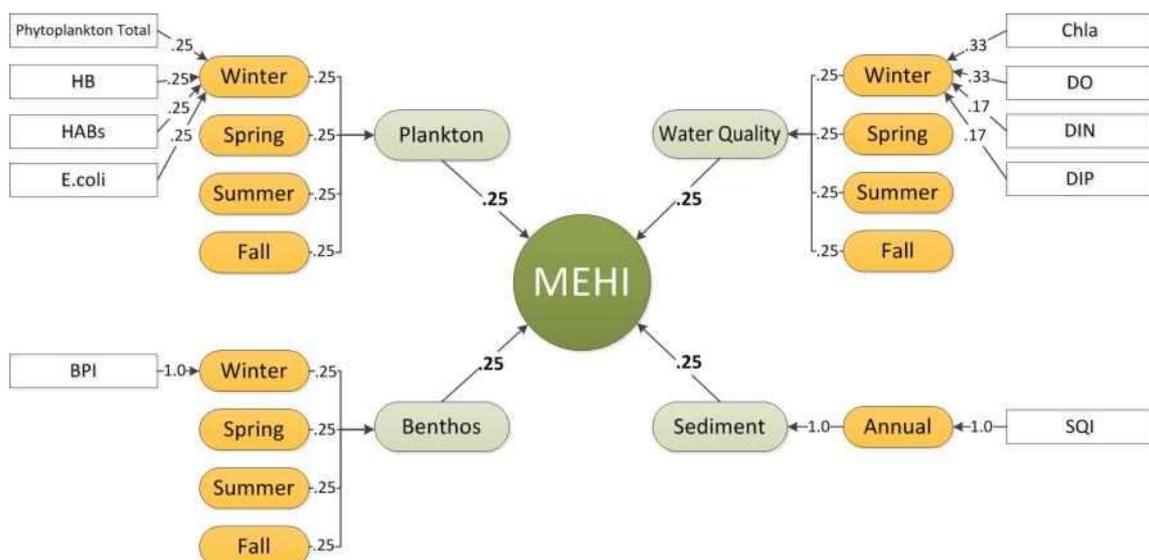


Figure 4-5-1. Diagram of weighting procedure from indicators to integrated MEHI.

Table 4-5-1. Result of data collection and GIS mapping support in 2013, 2014.

조사년도	조사분야	항목 수	조사지역	자료 수집 현황					Map 수	
				2월	5월	8월	11월	계		
2013	수질환경	12	진해만	384	384	384	80	1,232	44	132
			부산해역	600	600	600	125	1,925	44	
			울산만	312	312	312	65	1,001	44	
	부유생물	4	진해만	64	64	64	64	256	34	102
			부산해역	100	100	100	100	400	34	
			울산만	52	52	52	52	208	34	
	대형 저서생물	9	진해만	144	144	144	144	576	12	36
			부산해역	225	225	225	225	900	12	
			울산만	117	117	117	117	468	12	
	퇴적물	35	부산해역	875					875	39
울산만			455					455	39	
계	60						8,296		348	
2014	수질환경	4	진해만	64	64	64	64	256	21	63
			부산해역	100	100	100	100	400	21	
			울산만	52	52	52	52	208	21	
	부유생물	4	진해만	64	64	64	64	256	30	90
			부산해역	100	100	100	100	400	30	
			울산만	52	52	52	52	208	30	
	대형 저서생물	2	진해만	27	32	32	32	123	8	24
			부산해역	37	50	50	50	187	8	
			울산만	32	26	26	26	110	8	
	퇴적물	45	진해만	756					756	21
부산해역			1,665					1,665	50	
울산만			1,440					1,440	50	
계							6,009		298	
총 계								14,305		646

이 방법을 2단계 프로젝트의 연구대상지역인 분산만과 울산만에 동일하게 적용하여 2013년을 대표하는 MEHI 종합지수를 그림 4-5-2, 4-5-3과 같이 산출하였다.

또한, 2단계 1차 년도에서는 4대 세부지수의 가중치 설정을 위해 76명의 전문가 설문조사를 실시하였다. 설문조사 대상의 전문분야는 수질 17%, 퇴적물 21%, 부유생물 17%, 저서생물 20% 및 기타 일반분야 (정책, 공학, 공간 등) 25%로 구성되었다. 분석적 계층화 과정(Analytic Hierarchy Process: AHP) 기법을 이용하여 설문 자료를 분석한 결과 4대 지수에 대한 가중치는 표 4-5-2와 같이 도출되었다. 저서생물지수는 가장 큰 40%를, 나머지 3개 지수에 대해서는 각각 20%씩의 중요도를 보였다.

Table 4-5-2. The weighting value of major four index for MEHI development.

	수질환경	부유생물	저서생물	퇴적물환경	가중치
수질환경지수	0.133	0.364	0.143	0.062	0.2
부유생물지수	0.067	0.182	0.214	0.375	0.2
저서생물지수	0.400	0.364	0.429	0.375	0.4
퇴적물환경지수	0.400	0.091	0.214	0.188	0.2

2013년 부산해역과 울산만에 대한 동일 가중치와 설문조사 결과를 반영한 가중치를 적용한 결과 그림 4-5-4와 4-5-5와 같이, 가중치에 따라 종합적인 MEHI 결과도 다르게 나타남을 알 수 있었다. 향후 4대 지수별 가중치 적합성 평가를 위한 연구는 지속적으로 수행 될 필요가 있다.

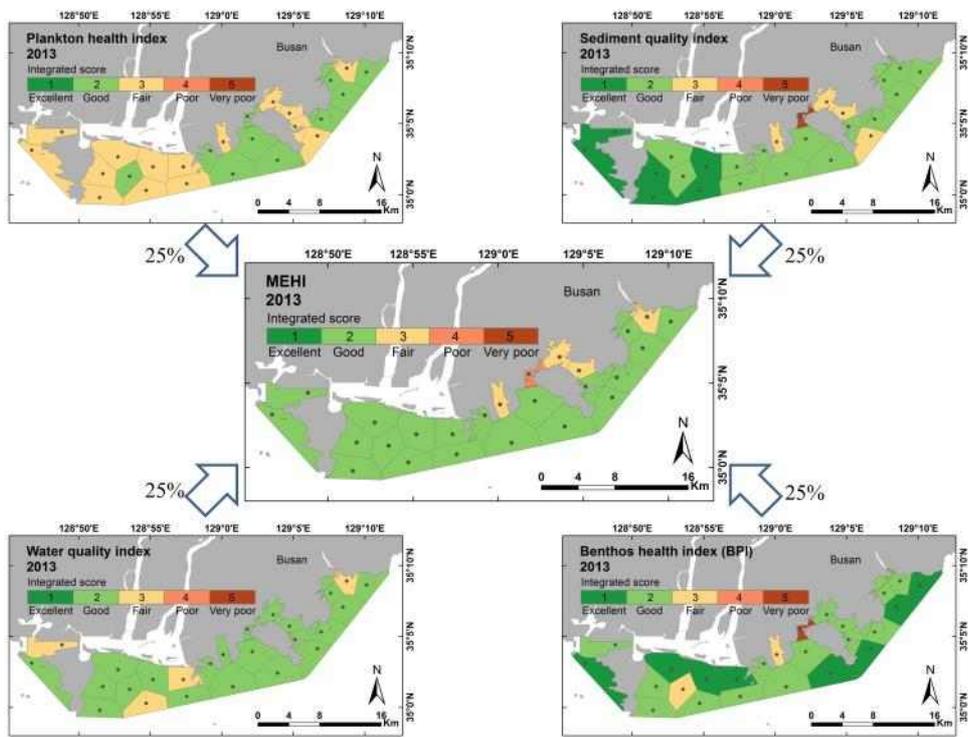


Figure 4-5-2. MEHI map integrating four major index in 2013, Busan coastal area.

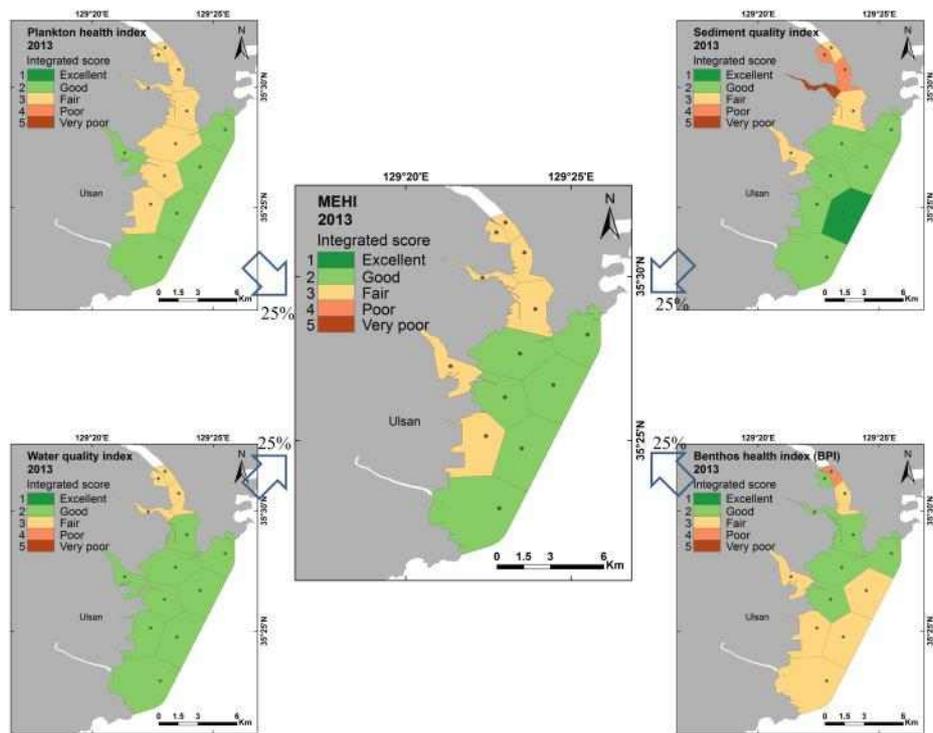


Figure 4-5-3. MEHI map integrating four major index in 2013, Ulsan Bay.

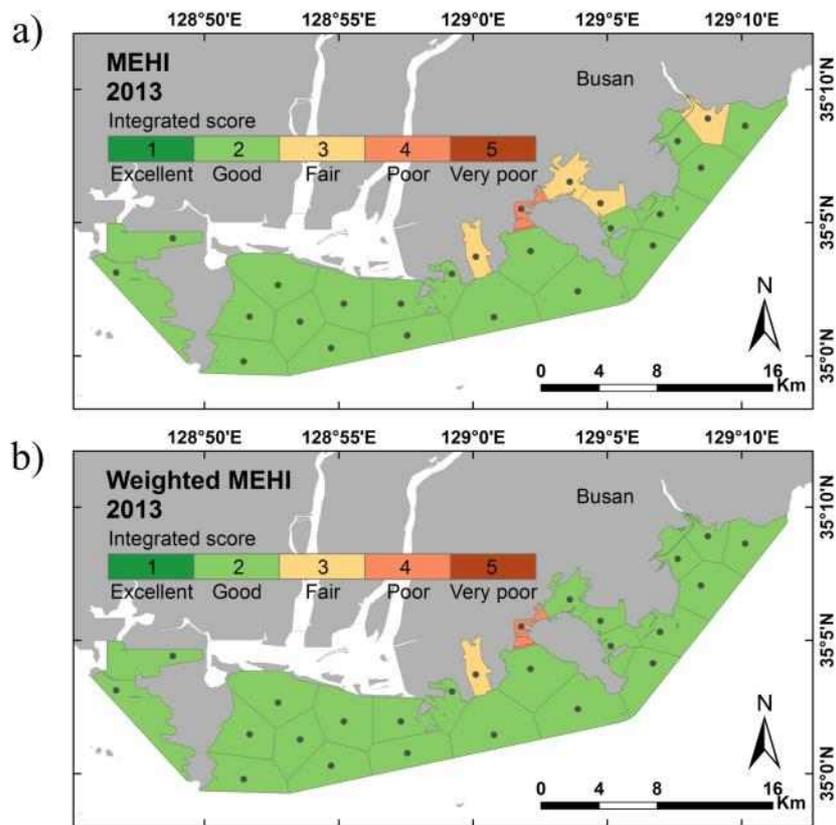


Figure 4-5-4. MEHI map integrating four major index in 2013, Busan coastal area a) using equal weighting, b) using unequal weighting.

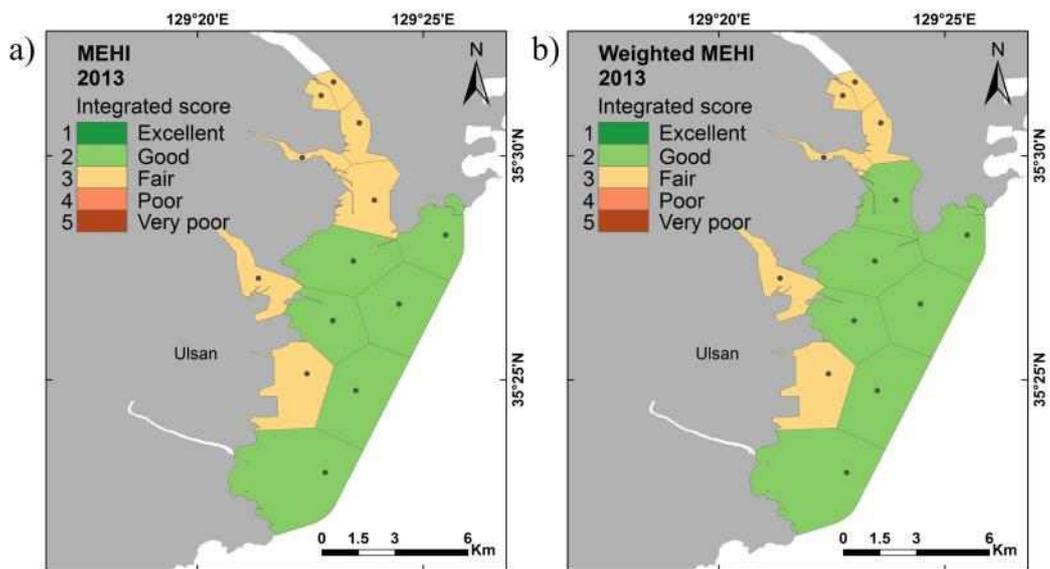


Figure 4-5-5. MEHI map integrating four major index in 2013, Ulsan Bay a) using equal weighting, b) using unequal weighting.

다. 해양생태계건강 정보시스템 개발(1차)

해양생태계건강 정보시스템은 MEHI 연구사업의 주요 현황과 결과를 인터넷 기반의 정보시스템(http://mehi.kiost.ac)으로 구축하여 활용하기 위한 것으로서 크게 연구결과의 홍보와 정보의 공동 활용을 목적으로 하고 있다. 총 2차에 걸쳐 추진계획인 본 업무는 올해 1차로 웹사이트 기획, 자료수집 및 온라인 콘텐츠 제작 등이다.

(1) 웹사이트 메뉴 구성

전체 사이트 구성은 그림 4-5-6과 같이 크게 연구사업소개, 수행절차, 지수산출방법, 연구성과, 해외연구사례 등의 5가지로 정의하였다. 본 주요구성 체계를 기반으로 세부 메뉴의 콘텐츠 제작 업무를 수행하였다.

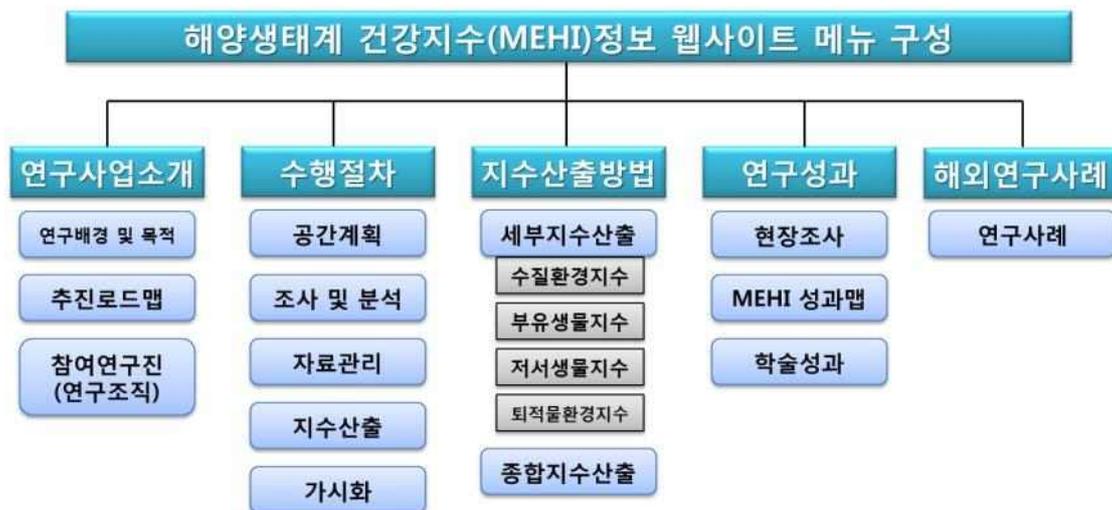


Figure 4-5-6. MEHI web-site components.

㉑ 연구사업소개

- 연구배경 및 목적 : MEHI 연구사업의 필요성 등 추진 배경과 목적을 기술
- 추진로드맵 : 전체 연구연혁 및 단계별 시기별 추진 프로세스 설명
- 참여연구진 : 주요 연구분야별 연구 담당자 및 업무 설명

㉒ 수행절차

- 공간계획 : 대상해역에 대한 일반정보 및 공간데이터(베이스맵, 티센망도, 정점도)등 설명
- 조사 및 분석 : 4개 연구분야(수질환경, 부유생물, 저서생물, 퇴적물환경)별 현

업에서 수행한 업무절차 및 과정 등을 소개

- 자료관리 : 4개 연구분야(수질환경, 부유생물, 저서생물, 퇴적물환경) 76개 조사항목에 대한 설명
- 지수산출 : 4개 분야별 개별지수 + 종합지수 산출방식 및 과정에 대한 설명
- 가시화 : MEHI평가지도 GIS주제도 제작방식 및 과정에 대한 설명

㉔ 지수산출방법

- 수질환경지수 : 수질환경지수 산출을 위한 지표선정 및 기준치에 대한 설명
- 부유생물지수 : 부유생물지표 평가를 위한 방법 설명
- 저서생물지수 : 대형저서생물의 건강도 평가를 위한 저서오염지수 사용배경설명
- 퇴적물환경지수 : 퇴적물환경지수 설정을 위한 캐나다식 권고기준 설명
- 종합지수산출 : 4대 지수를 이용한 종합지수 생성 방법과 절차 설명

㉕ 연구성과

- 현장조사 : 각 연구분야별, 항목별, 연도별 조사 및 분석량 종합집계
- MEHI MAP : 대상해역(광양만, 진해만, 부산해역, 울산만)별 분야별, 항목별, 계 절별 해양환경지수 적용 주제도 및 지도에니메이션 기능 서비스
- 학술성과 : 관련 논문발표실적(2010~2014) 및 학술활동실적(2010~2013) 리스트

㉖ 해외연구사례

- 연구사례 : 글로벌, 미국, 호주, 필란드 등의 구분으로 관련 해외 유사연구 사례를 정리

(2) 웹사이트 화면 구성

메인페이지는 사용자의 페이지별 접속 빈도수 예상 및 주요 콘텐츠의 강조적 측면 등을 감안하여 구성하였으며 다음 그림 4-5-7과 같이 총 6개의 부분으로 기획하였다. ①번 영역은 시스템명과 메인펼침메뉴, ②번 영역은 MEHI 연구를 상징할 수 있는 대표 이미지가 자동으로 애니메이션 되는 부분으로 기획하였다. ③~⑤번 영역은 각각 연구사업소개, MEHI MAP서비스, 지수산출방법 페이지로의 퀵 링크(Quick link) 영역으로 할당하였다. ⑥번 영역은 해양과기원 연락정보를 배치하였다.



Figure 4-5-7. Design for main page interfaces.

(3) MEHI 지수 심볼 디자인 제작

기존의 4대 해양생태계건강지수(수질, 부유, 퇴적, 저서)를 형상화한 심볼을 웹사이트 디스플레이에 어울리는 단순명료한 구도로 그림 4-5-8와 같이 디자인하였다. 이 심볼은 웹 정보 시스템에서 이용뿐만 아니라 각종 지도나 저작물 등 다목적으로의 활용도도 고려하였다.

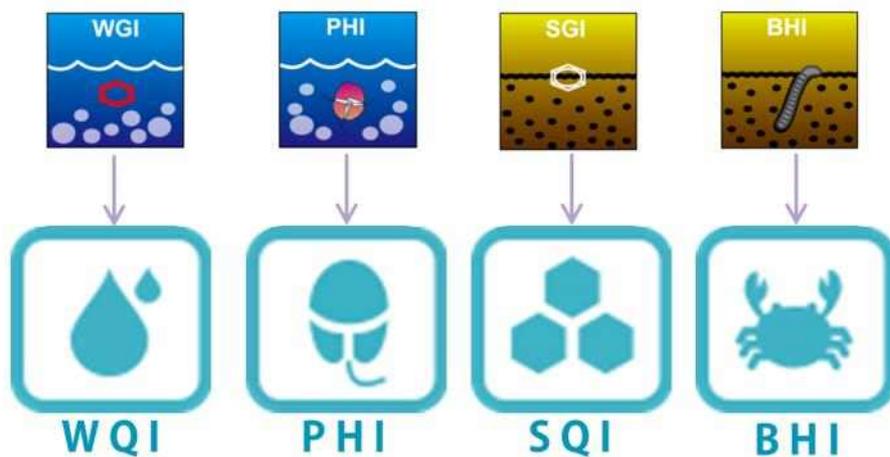


Figure 4-5-8. Improvement of design for MEHI symbols.

수질지수 심볼은 물방울을, 부유생물지수 심볼은 플랑크톤을, 퇴적물지수 심볼은 퇴적물의 화학적 분자 구조를, 저서생물지수 심볼은 일반인도 쉽게 인지할 수 있는 계를 각각 형상화 하였다.

(4) 자료 수집 및 구축 결과

2013년도(2단계 1차)까지의 연구보고서 원본 내용을 바탕으로 하여 참여 연구부서로부터 수집한 자료와 함께 표 4-5-3과 같이 총 26개 단위 메뉴 콘텐츠 구성을 위한 원고작업을 수행하였으며, 1차 년도 MEHI웹페이지 콘텐츠로 제작하여 구성하였다.

Table 4-5-3. Results of data collection and resource report making for developing web-site.

메인화면	1st sub	2st sub	콘텐츠 구축 결과 집계			
			페이지 수 (A4)	그림	표	기타
연구사업소개	연구배경 및 목적	-	5	6		-
	추진로드맵	-	2	2	4	-
	참여연구진 (연구조직)	-	6	3		-
수행절차	공간계획	-	3	6		-
	조사 및 분석	수질환경	4	5		-
		부유생물	3	1	1	-
		저서생물	5	5		-
		퇴적물환경	24	18	15	-
	자료관리	-	2	1	1	-
	지수산출	-	3	2	1	-
가시화	-	2	2	1	-	
지수산출방법	세부지수산출	수질환경	3	1	5	-
		부유생물	2	1	3	-
		저서생물	2	-	2	-
		퇴적물환경	2	1	2	-
	종합지수산출	-	4	6	-	-
연구성과	현장조사	-	5	23	1	-
	MEHI MAP (주제도 수)	광양만	1	147	-	-
		진행만	1	196	-	-
		부산해역	1	49	-	-
		울산만	1	49	-	-
	학술성과	MEHI논술	5	-	-	-
MEHI학술		4	-	-	-	
해외연구사례	연구사례	글로벌	2	2	-	-
		미국	15	5	10	-
		호주	5	4	3	-
		핀란드	2	4	1	-
합계			114	539	50	

(5) MEHI MAP서비스 구축

MEHI 성과맵 서비스는 연구대상 해역에 대해 2010년도부터 2013년도까지의 성과맵을 모두 볼 수 있는 부분이다. 그림 4-5-9과 같이 각 지수분야별 세부항목 지수 지도 및 종합지수 성과맵을 조회할 수 있다. 또한, 해역별 지수 및 지표를 선택할 경우 애니메이션 기능에 의해 성과맵이 자동, 순차적으로 나타나게 하여 다양한 방법으로 MEHI MAP 내용들을 열람할 수 있도록 하였다.

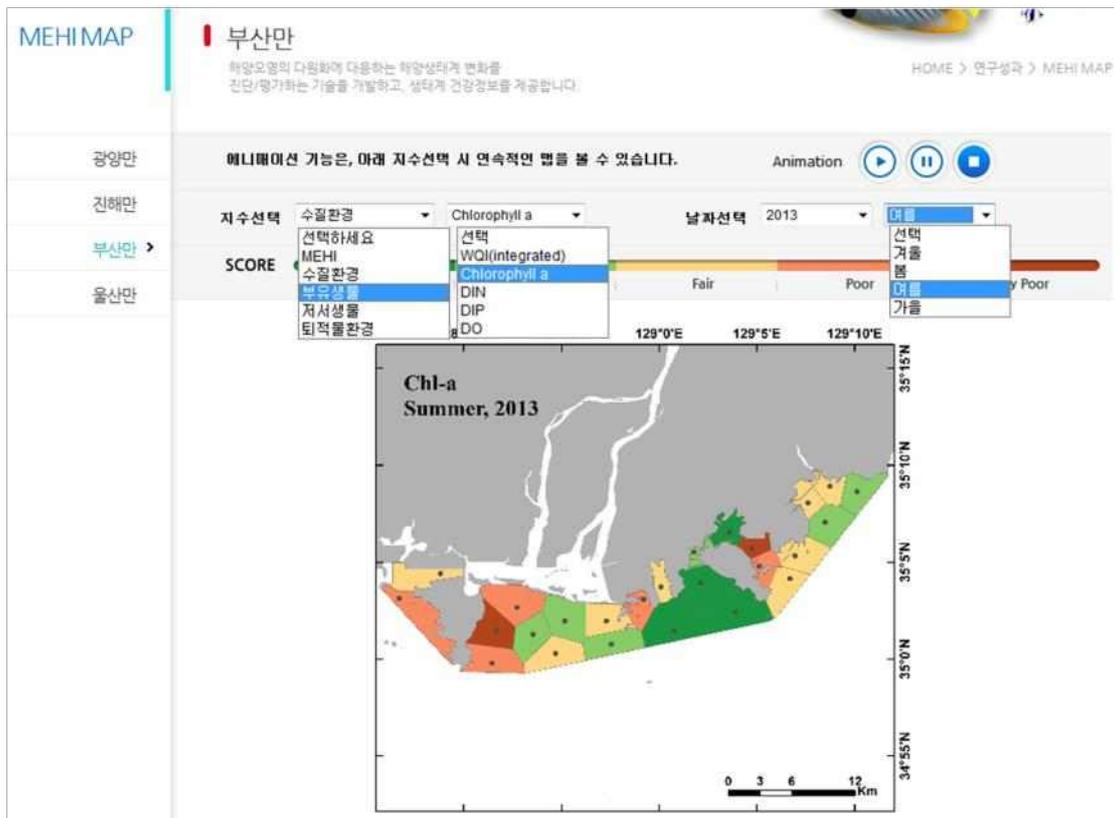


Figure 4-5-9. Result of development of MEHI map service.

MEHI 해역선택은 좌측에 배치하였고 이외의 지수 및 지표, 날짜 선택은 콤보박스 형태로 구성하였으며 선행 값을 선택함에 따라 하부 정보가 다음 선택 콤보박스에 순차적으로 배치되도록 하였다. 또한 화면 우측 하단에 애니메이션 컨트롤 버튼을 배치하여 성과맵을 연속해서 자동으로 볼 수 있도록 개발하였다.

(6) MEHI 웹사이트 구축 결과 화면

그림 4-5-10과 같이 메인페이지는 남해 대상해역의 환경, 해수샘플링, 실험분석, 생물사진, MEHI MAP의 총 5가지 테마를 순서대로 자동애니메이션 기법으로 이미징하여 사이트의미를 나타내고자 하였다.



Figure 4-5-10. MEHI web-site main screen.

1단계 5개 메뉴, 2단계 13개 메뉴, 3단계 메뉴 18개로 구성하였으며 각 단위 페이지들은 분량에 따라 스크롤과 하이퍼링크 기능으로 열람할 수 있다. 주요 각 콘텐츠는 그림 4-5-11과 같이 상호 연결되도록 구축하였다.

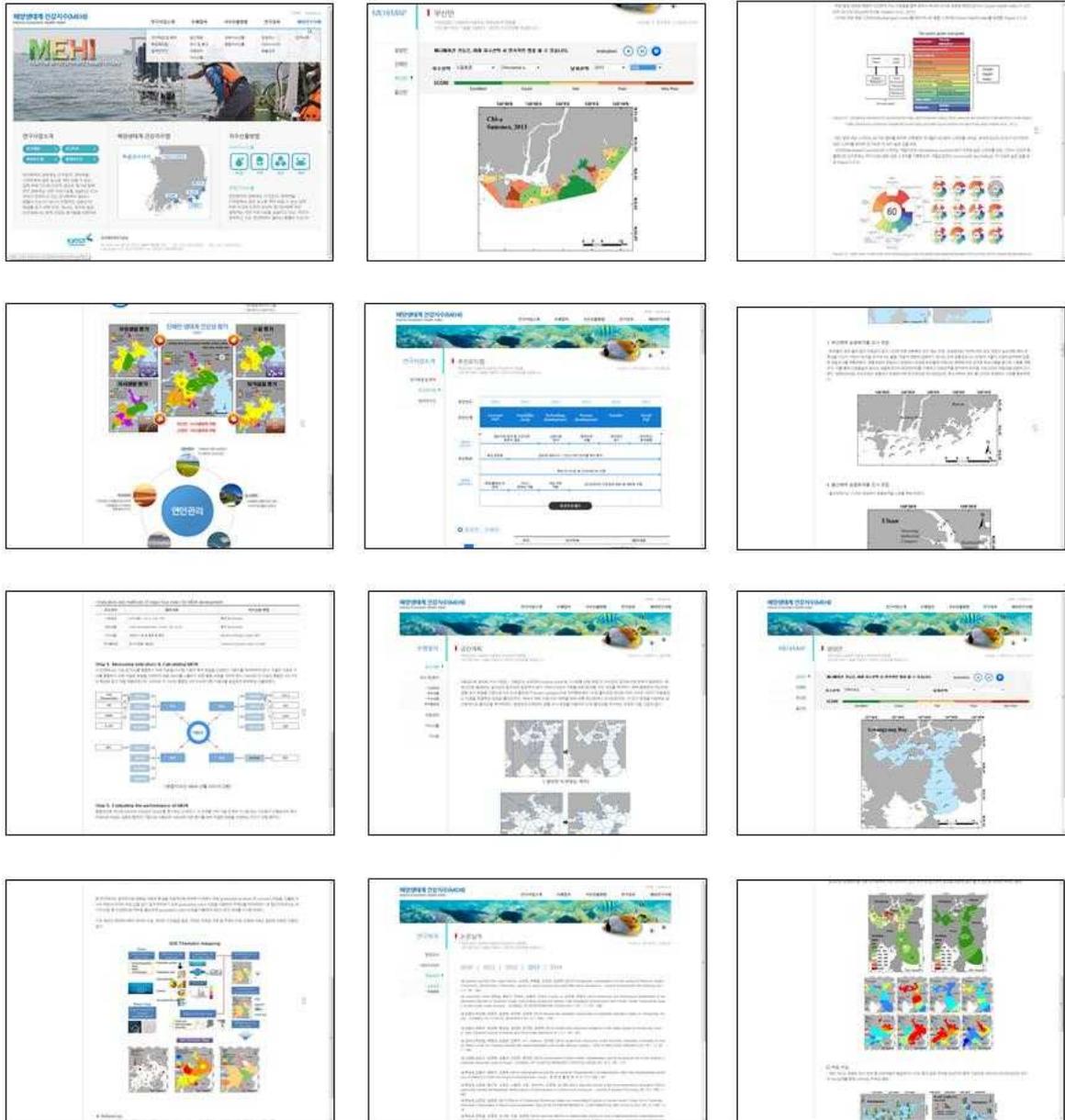


Figure 4-5-11. Result of construction of the screen for MEHI web-site.

제6절 해양생태계 건강성 통합평가

1. 진해만 통합 건강성

2. 진해만 통합 건강성

진해만의 해양생태계 건강지수 (스코어)를 4대 세부지수 (수질, 퇴적물질, 부유생물, 저서생물)를 동일한 가중치 (25%)를 두고 사계절을 통합한 결과를 보면 다음과 같다 (Fig. 4-6-1). 2014년 4대 세부지수의 통합결과 진해만 생태계 건강성 평가는 외측 한 수역을 제외한 모든 조사해역에서 3-4등급의 결과를 나타내고 있었다. 특히 마산만, 행암만, 고현만은 4등급으로 진해만 내에서 상대적으로 건강성이 계절 악화된 수역으로 평가되었다. 이 같은 결과는 저서생물지수에 의해 영향을 크게 받았으며 저서생물지수는 외해와 연결된 진해만 중앙 동측 수역에서 1-2등급을 제외한 대부분의 수역에서 4-5등급의 최저 건강성을 나타냈다. 반면에 수질지수는 모든 해역에서 1-2등급의 양호한 결과를 보였다. 부유생물지수는 마산만 중앙수역과 행진해만 통합 건강성

진해만의 해양생태계 건강지수 (스코어)를 4대 세부지수 (수질, 퇴적물질, 부유생물, 저서생물)를 동일한 가중치 (25%)를 두고 사계절을 통합한 결과를 보면 다음과 같다 (Fig. 4-6-1). 2014년 4대 세부지수의 통합결과 진해만 생태계 건강성 평가는 외측 한 수역을 제외한 모든 조사해역에서 3-4등급의 결과를 나타내고 있었다. 특히 마산만, 행암만, 고현만은 4등급으로 진해만 내에서 상대적으로 건강성이 계절 악화된 수역으로 평가되었다. 이 같은 결과는 저서생물지수에 의해 영향을 크게 받았으며 저서생물지수는 외해와 연결된 진해만 중앙 동측 수역에서 1-2등급을 제외한 대부분의 수역에서 4-5등급의 최저 건강성을 나타냈다. 반면에 수질지수는 모든 해역에서 1-2등급의 양호한 결과를 보였다. 부유생물지수는 마산만 중앙수역과 행암만에서 3등급으로 평가되었고, 퇴적물질지수는 마산만 중앙수역에서 유일하게 4등급을 기록하였다.

2010년부터 2014년까지 5년간 매년 산출된 진해만 생태계 건강성 평가 연도별 변화를 살펴보면 다음과 같다 (Fig. 4-6-2). 마산만 중앙수역과 고현만의 경우 5년간 지속적으로 4등급의 불건강한 평가를 보여 진해만 내에서 우선적으로 관리가 요구되는 수역으로 판단되며 행암만의 경우도 3-4등급의 연도별 변화를 보여 향후 건강성 악화 여부 파악이 필요하다.

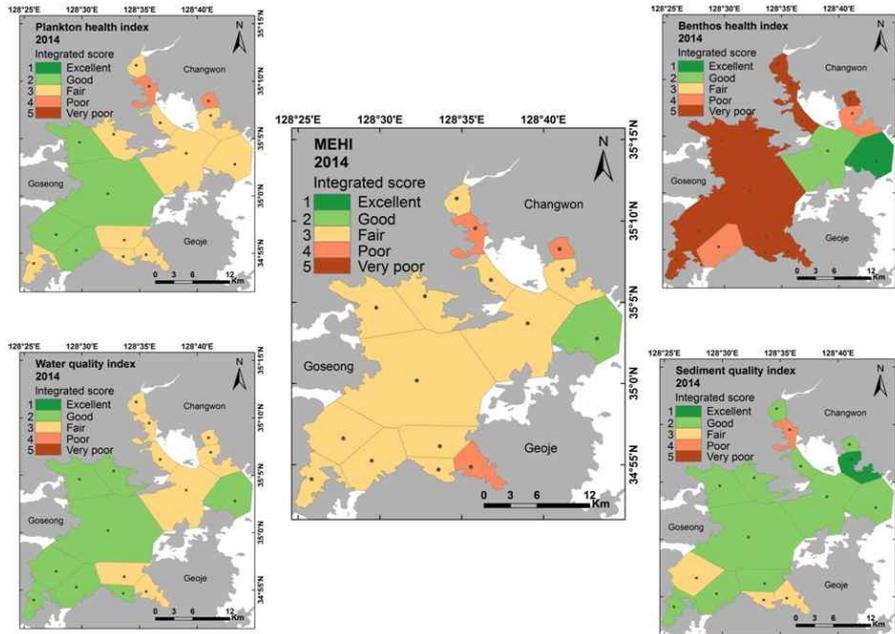


Figure 4-6-1. Integrated marine ecosystem health assessment in Jinhae Bay in 2014.

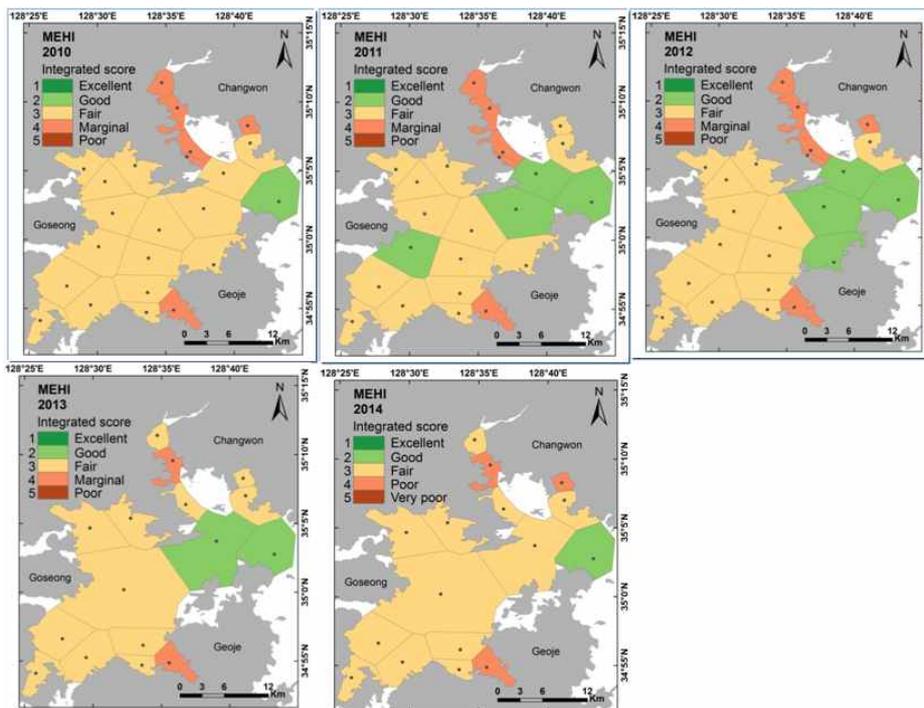


Figure 4-6-2. Annual marine ecosystem health assessment of Jinhae Bay in 2010 to 2014.

3. 부산해역 통합 건강성

2013년과 2014년 부산해역에서 산출된 4대 세부지수의 통합결과는 동일하게 부산 남항 인근 수역에서만 4등급의 불건강한 상태가 평가되었다 (Figs. 4-6-3, 4-6-4). 이 같은 원인은 저서생물지수와 퇴적물지수가 동시에 5등급으로 가장 불건강한 결과에 기인 한다. 아울러 부산항 인근수역의 경우도 비록 3등급으로 보통의 건강성을 보이거나 내항의 불건강 영향이 외측까지 확산되었을 가능성이 시사되고 있다.

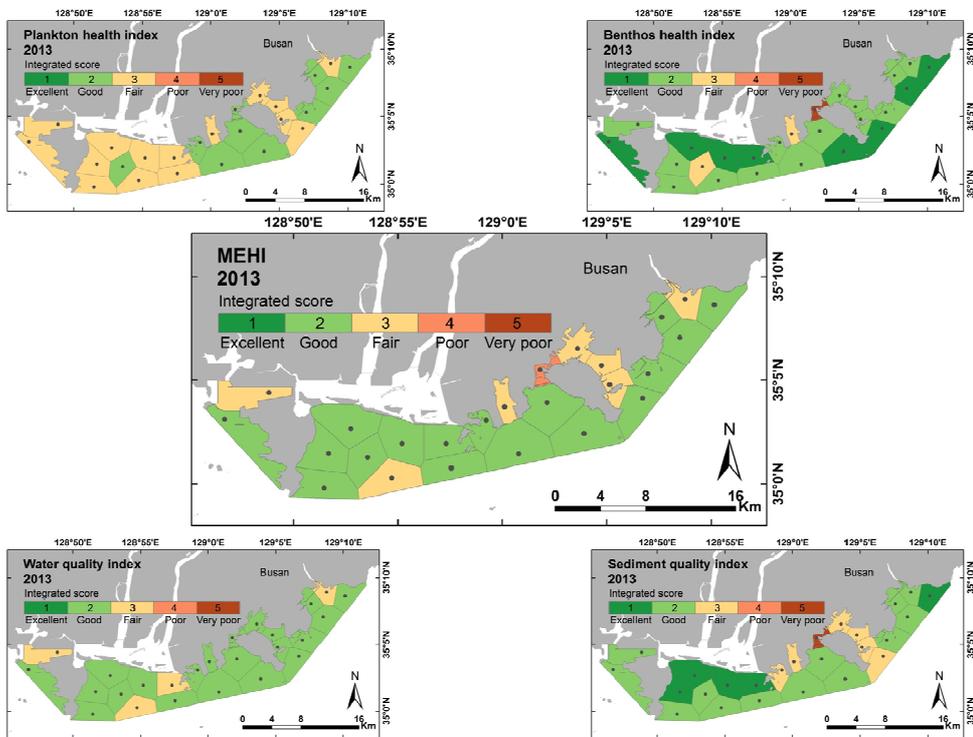


Figure 4-6-3. Integrated marine ecosystem health assessment in Busan coastal area in 2013.

4. 울산만 통합 건강성

2013년과 2014년 울산만에서 산출된 4대 세부지수의 통합결과는 유사하게 2-3등급의 비교적 양호한 건강상태가 측정되었다 (Figs. 4-6-5, 4-6-5). 만의 외측보다 태화강 하구 인근수역이 상대적으로 건강성이 나빠져 3등급을 기록하였다. 특히 퇴적물지수는 울산항 내에서 5등급의 가장 불량한 건강성을 보여 항만의 우선관리 대상으로 주목된다.

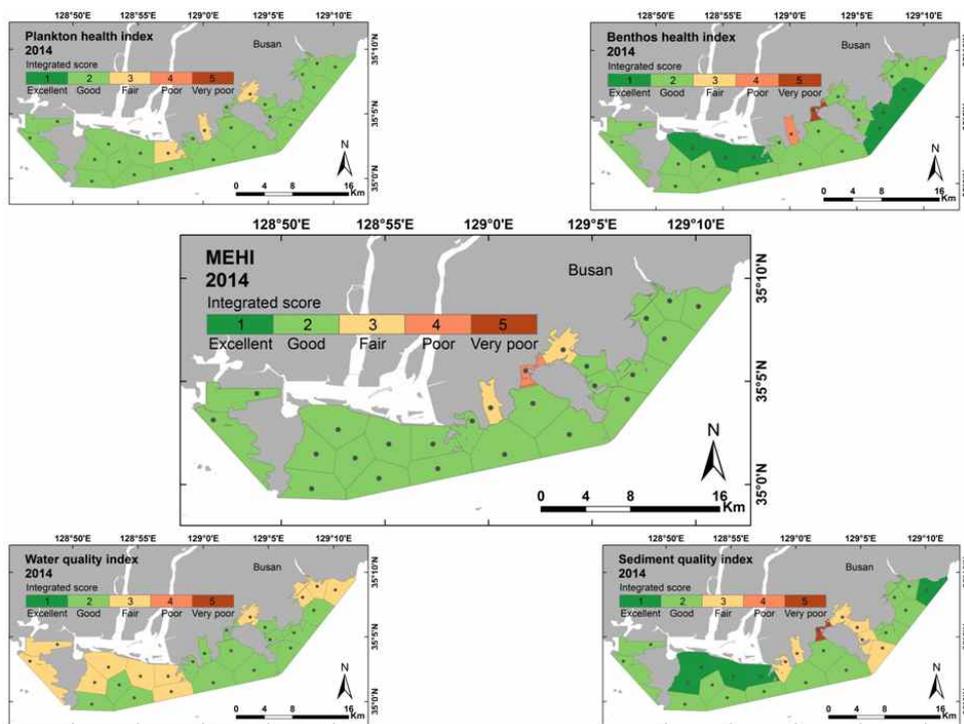


Figure 4-6-4. Integrated marine ecosystem health assessment in Busan coastal area in 2014.

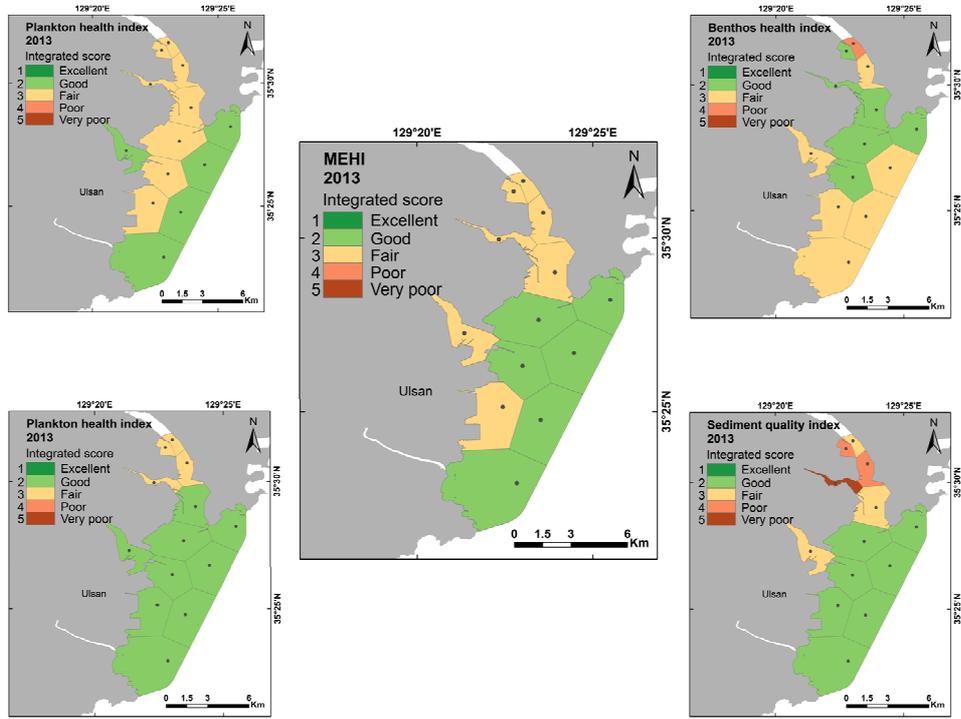


Figure 4-6-5. Integrated marine ecosystem health assessment in Ulsan Bay in 2013.

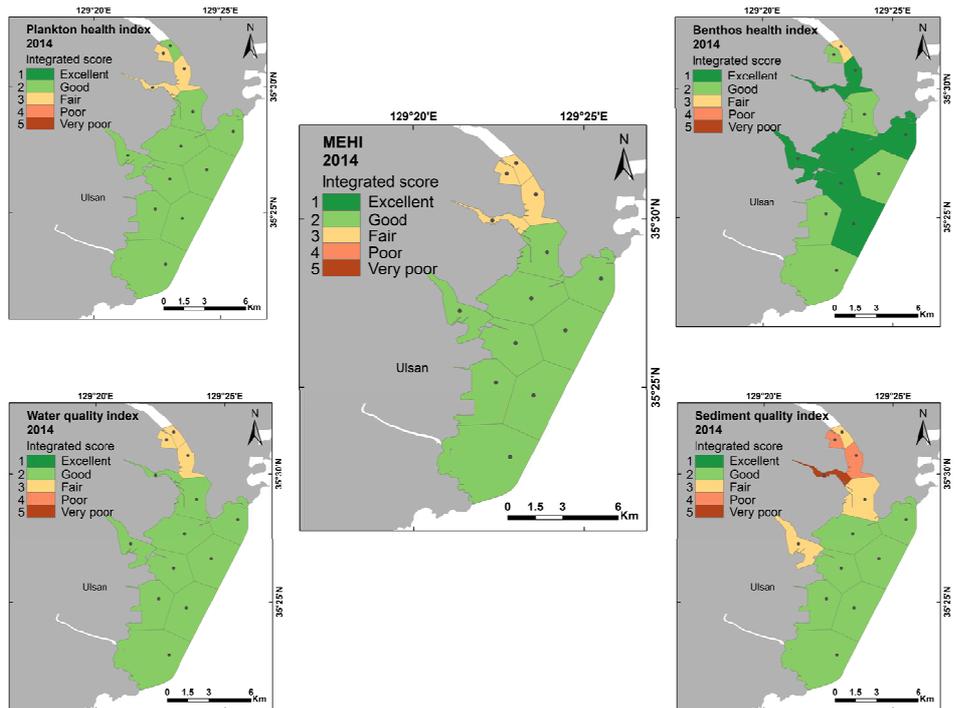


Figure 4-6-6. Integrated marine ecosystem health assessment in Ulsan Bay in 2014

제 5 장 참고문헌

참고문헌

- 고병설, 이재학, 홍재상. 1997. 인천연안역 저서동물군집의 시공간적 분포 양상. 해양학회지, 바다, 2(1): 31-41.
- 국토해양부. 2010. 유류오염 환경재해 평가기술개발. BSPM54770-2105-4.
- 서해수산연구소 (2006) 생물검정법을 이용한 해양환경평가기법개발 외부연구용역: 해조류, 해산어류 및 저서생물 독성평가 기법 개발과 교차분석 (최종보고서), pp. 189.
- 이재학, 박자양, 박홍식, 이형근, 김동성. 2003. 저서오염지수 (BPI)를 이용한 시화호 환경평가. OPR, 25:183-200.
- 이정석, 이승민, 박경수. 2008. 국내산 저서 단각류를 이용한 퇴적물 독성시험법 개발에 관한연구. Journal of the Korean Society of Oceanography, 13(2): 147-155.
- 임동일, 김영옥, 강미란, 장풍국, 신경순, 장만. 2007. 한국 남해 마산만에서 수질환경의 계절적 변동과 기초생산 제한인자. Ocean and Polar Research, 29:349-366.
- 임현식, 홍재상. 1997. 진해만 저서동물의 군집생태. 3. 군집 구조. 한국수산학회지, 30(2):175-187.
- 최진우, 현상민, 장만. 2003. 저서동물에 의한 여름철 광양만의 저서환경 상태파악, 환경생물학회지, 21:101-113.
- 한국해양과학기술원. 2013. 남해 특별관리해역 생태계 건강지수 개발. BSOE98745-10195-3.
- 한국해양연구원. 1995. 해양 저서생물상에 의한 환경평가 (해양환경관리기술보고서). 환경부, 과학기술처, pp. 339.
- 해양수산부. 1998. TBT 오염실태 조사 및 대책 수립연구.
- 해양수산부. 2001. 전국연안의 지속성 유기물질 오염실태 조사 연구. BSPM 00070-1336-3.
- 해양수산부. 1998. 해양환경공정시험법. 해양수산부고시 제 1998-4호. pp. 316.
- 환경부. 2005. 브롬화 난연제의 국제적 규제동향과 대응방안 연구. p.63, 72-73.
- Allen-Gil, S. M., Gubala, C. P., Wilson, R., Landers, D. H., Wade, T. L., Sericano, J. L. 1997. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments and biota from four US Arctic Lakes. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 33:378-387.
- Al-Odaini, N. A., Hong, S. H., Yim, U. H., Kim, N. S., Shim, W. J. 2013. Isotopic dilution determination of emerging flame retardants in marine

- sediments by HPLC-APCI-MS/MS. *Analytical Methods*, 7:1771-1778.
- Berge, J. A. 1990. Macrofauna recolonization of subtidal sediments. Experimental studies on defaunated sediment contaminated with crude oil two Norwegian fjords with unequal eutrophication status. I. Community responses. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 66:103-115.
- Blumer, M. 1975. Polycyclic aromatic compound in nature. *Scientific American*, 234:34-45.
- Borja, A., Franco, J., Pérez, V. 2000. A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.*, 40:1100-1114.
- Calvert, S. E. 1976. Mineralogy and geochemistry of nearshore sediments. In: *Chemical Oceanography*, Vol. 6 2nd ed., eds by Riley, J.P. and R. Chester. Academic Press, London, p. 187-280.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2002. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. In: *Canadian Environmental Quality Guidelines*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, MB.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2001. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Canadian Water Quality Index 1.0, Technical Report. In: *Canadian Environmental Quality Guidelines*, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Chapman, P. M., Dexter, R. N., Long, E. R. 1987. Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay. *Marine Ecological Progress Series*, 37:75-96.
- Chen, S. J., Gao, X. J., Mai, B. X., Chen, Z. M., Luo, X. J., Sheng, G. Y., Fu, J. M., Zeng, E. Y. 2006. Polybrominated diphenyl ethers in surface sediments of the Yangtze River Delta: Levels, distribution and potential hydrodynamic influence. *Environmental Pollution*, 144:951-957.
- Choi, H. G., Moon, H. B., Choi, M. K., Yu, J. 2011. Monitoring of organic contaminants in sediments from the Korean coast: Spatial distribution and temporal trends (2001 - 2007). *Marine pollution Bulletin*, 62:1352-1361.
- Choi, M., Moon, H. B., Yu, J., Eom, J. Y., Choi, H. G. 2009. Butyltin contamination in industrialized bays associated with intensive marine activities in Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 57:77-85.

- Cischem. 2005. Report on the recent international and Korean market demand for flame retardants and international regulations. Cischem. Com. Co. Ltd. (in Korean), Nov.10, 2005. pp.112 (339 pages report).
- Covaci, A. S., Harrad, M., A.-E. Abdallah, N., Ali, R. J., Law, D., Herzke, C. A. de Wit. 2011. Novel brominated flame retardants: A review of their analysis, environmental fate and behavior. *Environment International*, 37:532-556.
- Covaci, A., Gerecke, A. C., Law, R. J., Voorspoels, S., Kohler, M., Heeb, N. V., Leslie, H., Allchin, C. R., de Boer, J. .2006. Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the environment and humans: A review. *Environmental Science and Technology*, 12:3679-3688.
- Covaci, A., Harrad, S., Abdallah, M.A.E., Ali, N., Law, R. J., Herzke, D., Wit, C.A.D. 2011. Novel brominated flame retardants: A review of their analysis, environmental fate and behaviour. *Environmental International*, 37:532-556.
- Dauer, D. M., Alden R. W. 1995. Long-term trends in the macrobenthos and water quality of the Lower Chesapeake Bay. *Mar. Poll. Bull.*, 30:840-850.
- Davis, E. F., Stapleton, H. M. 2009 Photodegradation pathways of nonabrominated diphenyl ethers, 2-ethyl-hexyl-tetrabromobenzoate and di(2-ethylhexyl)tetrabromophthalate: Identifying potential markers of photodegradation. *Environ. Sci. Technol*, 43:5739-46.
- Ferrara, F., Fabietti, F., Delise, M., Bocca, A. P., Funari, E. 2001. Alkylphenolic compound in edible molluscs of the Adriatic Sea (Italy). *Environmental Science and Technology*, 35:3109-3112.
- Garpentine, L., Marvin, C., Painter, S. 2002. Initial development and evaluation of a sediment quality index for the Great Lakes region. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8:1549-1567.
- Gauthier, L. T., Potter, D., Hebert, C. E., Letcher, R. J. 2009. Temporal trends and spatial distribution of non-polybrominated diphenyl ether flame retardants in the eggs of colonial populations of Great Lakes herring gulls. *Environ Sci Technol*, 43:312-7.
- Giordani, G., Zaldivar, J. M., Viaroli, P. 2009. Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. *Ecological indicators*, 9:982-991.
- Hargrave B. T., Phillips, G. A., Vass, W. P., Bruecker, P., Welch, H. E., Siferd, T. D. 2000. Seasonality in bioaccumulation of organochlorines in lower trophic level Arctic marine biota. *Environmental Science and Technology*, 34:980-987.

- Harju, M., Heimstad, E., Herzke, D., Sandanger, T., Posner, S., Wania, F. 2009. Current State of Knowledge and Monitoring requirements for emerging "new" brominated flame retardants in flame retarded products and the Environment, 2008, TA 2462/2008, Report for the Climate and Pollution Agency, Norway.
- Harrad, S., Abdallah, MA-E., Covaci, A. 2009. Causes of variability in concentrations and diastereomer patterns of hexabromocyclododecanes in indoor dust. *Environ. Int.* 35:573-579.
- Hawrelak, M., Bennett, E., Metcalfe, C. 1999. The environmental fate of the primary degradation products of alkylphenol ethoxylate surfactants in recycled paper sludge. *Chemosphere*, 39:745-752.
- Hong, S. H., Kannan, N., Jin, Y. N., Won, J. H., Han, G. M., Shim, W. J. 2010. Temporal trend, spatial distribution, and terrestrial sources of PBDEs and PCBs in Masan Bay, Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 60:1836-1841.
- Hong, S. H., Yim, U. H., Shim, W. J., Oh, J. R. 2005. Congener Specific Survey for Polychlorinated Biphenyls in Sediments of Industrialized Bays in Korea: Regional Characteristics and Pollution Sources. *Environmental Science and Technology*, 39:7380-7388.
- Hong, S. H., Yim, U. H., Shim, W. J., Oh, J. R., Lee, I. S. 2003. Nationwide monitoring of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in sediments from coastal environment of Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 46:244-253.
- Horowitz, A.J. 1991. A primer on sediment-trace element chemistry. Lewis pu., USA, pp. 136.
- ICPS. 1997. Environmental Health Criteria : Flame Retardants-General introduction.
- Isobe, T., Nishiyama, H., Nakashima, A., Takada, H. 2001. Distribution and behavior of nonylphenol, octylphenol, and nonylphenol monoethoxylate in Tokyo metropolitan Area: Their association with aquatic particles and sedimentary distributions. *Environmental Science and Technology*, 35:1041-1049.
- Isobe, T., Ogawa, S. P., Ramu, K., Sudaryanto, A., Tanabe, S. 2012. Geographical distribution of non-PBDE-brominated flame retardants in mussels from Asian coastal waters. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 19:3107-3117.
- Iwata, H., Tanabe, S., Sakal, N., Tatsukawa, R. 1993. Distribution of persistent organochlorines in the Oceanic air and surface seawater and the role of ocean on their global transport and fate. *Environmental*

- Science and Technology, 27:1080-1098.
- Jiang, C., Alexander, R., Kagi, I. R., Murray P. A. 2000. Origin of perylene in ancient sediments and its geological significance. *Organic Geochemistry*, 31:1545-1559.
- Jpn. Chem. Week. 1998. Plastic Additives. Flame retardants: DBDPO substitutes being diversified.
- Keith, T. L., Snyder, A., Naylor, C. G., Staples, C. A., Summer, C., Kannan, K., Giesy, J. P. 2001. Identification and quantitation of nonylphenol ethoxylates and nonylphenol in fish tissues from michigan. *Environmental Science and Technology*, 35:10-13.
- Kolic, T. M., Shen, L., MacPherson, K., Fayez, L., Gobran, T., Heim, P. A., 2009. The analysis of halogenated flame retardants by GC-HRMS in environmental samples. *J. Chromatog. Sci.* 47:83-91.
- La Guardia, M. J., Hale, R. C., Harvey, F., Mainor, T. M. 2001. Alkylphenol ethoxylate degradation products in land-applied sewage sludge (biosolids). *Environmental Science and Technology*, 35:4798-4804.
- Langston, W. J., Burt, G. R., Zhou, M. J. A. F. 1987. Tin and organotin in water, sediment and biotic organisms of Poole Harbour. *Mar. Poll. Bull.*, 18:634-639.
- Lee, C. W., Min, B. Y. 1990. Pollution in Masan Bay, a matter of concern in South Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 21:226-229.
- Lee, M. O., Kim, J. K. 2008. Characteristics of algal blooms in the southern coastal waters of Korea. *Marine Environmental Research*, 65:128-147.
- Li, D., Park, J. M., Oh, J. R. 2001. Silyl derivatization of alkylphenols, chlorophenols, and bisphenol A for simultaneous GC/MS determination. *Analytical Chemistry* 73:3089-3095.
- Lim, H.-S., Diaz, R. J., Hong, J.-S., Schaffner, L. C. 2006. Hypoxia and benthic community recovery in Korean coastal waters. *Mar Poll Bull* 52:1517-1526.
- Long, E. R., Chapman, P. M. 1985. A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. *Marine Pollution Bulletin*, 16:405-415.
- Madigou, T., Le Goff, P., Salbert, G., Cravedi, J. P., Segner, H., Pakdel, F., Valotaire, Y. 2001. Effects of nonylphenol on estrogen receptor conformation, transcriptional activity and sexual reversion in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*, 53:173-186.
- Means, J. C., Hassett, J. J., Wood, S. G., Banwart. W. L. 1980. Sorption properties of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediment and soils.

- Environmental Science and Technology, 14:1524-1528.
- Montone R. C., Taniguchi, S. Weber, R. R. 2001. Polychlorinated biphenyls in marine sediments of Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Marine Pollution Bulletin*, 42:611-614.
- Muir D. C. G., Grift, N. P., Lockhart, W. L., Wilkinson, P., Billeck, B. N., Brunskill, G. J. 1995. Spatial trends and historical profiles of organochlorine pesticides in Arctic lake sediments. *Science of Total Environment*, 160/161:447-457.
- Ohta, S., Nakao, T., Nishimura, H., Okumura, T., Aozasa, O., Miyata, H. 2002. Contamination levels of PBDEs, TBBPA, PCDDs/DFs, PBDDs/DFs and PXDDs/DFs in the environment of Japan. *Organohalogen Compounds*, 57:57 - 60.
- Oros, D. R., Hoover, D., Rodigari, F., Crane, D., Sericano, J. 2005. Levels and distribution of polybrominated diphenyl ethers in water, surface sediments, and bivalves from the San Francisco Estuary. *Environmental Science and Technology*, 39:33 - 41.
- Pan, J., Yang, Y. L., Xu, Q., Chen, D. Z., Xi, D. L. 2007. PCBs, PCNs and PBDEs in sediments and mussels from Qingdao coastal sea in the frame of current circulations and influence of sewage sludge. *Chemosphere*, 66:1971 - 1982.
- Parsons, T. R., Maita, Y., Lalli, C. M. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, Oxford, p. 173.
- Poter, K. G. and Y. S. Feig. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology and Oceanography*, 25:943-948.
- Reish, D. J., Gerlinger, T. V. 1984. The effects of cadmium, lead and zinc on survival and reproduction in the polychaetous annelid *Neanthes arenaceodentata* (F. Nereidae). *Proc. First Int. Polychaete Conf.*, p. 383-389.
- Samara, F., Tsai, C. W., Aga, D. S. 2006. Determination of potential sources of PCBs and PBDEs in sediments of the Niagara River. *Environ. Pollut.* 139:489 - 497.
- Schlautman, M. A., Morgan, J. J. 1993. Effects of aqueous chemistry on the binding of polycyclic aromatic hydrocarbons by dissolved humic materials. *Environmental Science & Technology*, 27:961-969.
- Seo, J.-Y., Lim, H.-S., Choi, J.-W. 2014. Threshold value of benthic pollution index (BPI) for a muddy healthy benthic faunal community and its application to Jinhae Bay in the southern coast of Korea. *Ocean Sci. J.*

- 49:313-328.
- Seo, J.-Y., Park, S.-H., Lee, J.-H., Choi, J.-W. 2012. Structural changes in macrozoobenthic communities due to summer hypoxia in Gamak Bay, Korea. *Ocean Sci. J.* 47:27-40.
- Shim, W. J., Hong, S. H., Yim, U. H., Kim, N. S., Oh, J. R. 2002. Horizontal and vertical distribution of butyltin compounds in sediments from shipyard in Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 43:277-283.
- Silliman, J. E., Meyers, P. A., Eadie, B. J., and Klump, J. V. 2001. A hypothesis for the origin of perylene based on its low abundance in sediments of Green Bay, Wisconsin. *Chemical Geology*, 177:309-322.
- Singh, K. P., Malik, A., Mohan, D., Sinha. S. 2004. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variation in water quality of Gomti River (India) - a case study. *Water Research*, 38:3980-3992
- Soma, Y., Tanaka, A., Soma, M., Kawai T., et al. 1996. Photosynthetic pigments and perylene in the sediments of southern basin of Lake Baikal. *Organic Geochemistry*, 24:553-561.
- UN-ECE. 1998. Draft Protocol to the Convention on Long-range Air Pollution on Persistent Organic Pollutants. (EB.AIR/1998/2). Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, United Nations Economic and Social Council, Economic Commission for Europe.
- UNEP. 1999. Guidelines for the identification of PCBs and materials containing PCBs. UNEP reports in Inter-Organization Programme for the sound Management of Chemicals (IOMC). Geneva, Switzerland.
- US EPA. 1994. Methods for assessing the toxicity of sediment-associated contaminants with estuarine and marine amphipods. United States Environmental Protection Agency. EPA/600/R-94/025. pp. 140.
- US EPA. 2008. National coastal condition report III. <http://www.epa.gov/nccr>.
- Van Dolah, R. F., Hyland, J. L., Holland, A. F., Roesn, J. S., Snoots, T. R. 1999. A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA. *Mar. Environ. Res.*, 48:269-283.
- Venkatesan, M.I. 1988. Organic geochemistry of marine sediments in Antarctic region. Part II. Marine lipids in McMurdo Sound. *Organic Geochemistry*, 12:13-27.
- Walker K., Vallerio, D. A., Lewis, R. G. 1999 Factors influencing the

- distribution of lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment. *Environmental Science and Technology*, 33(24):4373-4378.
- Wang Z., Ma, Z., Lin, Z., Na, G., Yao, Z. 2009. Congener specific distributions of polybrominated diphenyl ether (PBDEs) in sediment and mussel(*Mytilus edulis*) of the Bo Sea, China. *Chemosphere*, 74:896-901.
- Weisberg, S. B., Ranasinghe, J. A., Dauer, D. M., Schaffner, L. C., Diaz R. J., Frithsen, J. B. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for the Chesapeake Bay. *Estuaries*, 20:149-158.
- Williams, M., Logstaff, B., Buchanan, C., Llanso, R., Dennison, W. 2009. Development and evaluation of a spatially-explicit index of Chesapeake Bay health. *Marine Pollution Bulletin*, 59:14-25.
- Windom, H. L., Schropp, S. J., Calder, F. D., Ryan, J. D., Smith, R. G., Burney, L. C., Lewis, F. G., Rawlinson, C. H. 1989. Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediment of the southeastern United States. *Environmental Science and Technology*, 23:314-320.
- Wollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalised water quality index. *Environmetrics*, 9:329-357.
- Word, J. Q., 1978. The Infaunal Trophic Index. Annual Report 1978. Coastal Water Research Project, El Segundo, CA, USA, p. 19-39.
- Wurl, O., Obbard, J. P. 2005. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in Singapore's coastal marine sediments. *Chemosphere*, 58:925 - 933.
- Yim, U. H., Hong, S. H., Shim, W. J., Oh, J. R., Chang, M. 2006. Spatio-temporal distribution and characteristics of PAHs in sediments from Masan Bay, Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 50:319-326.