

2011年度 2月

博士學位論文

수 환경 복원을 위한 퇴적물 준설
깊이 및 면적 설정에 관한 연구

朝鮮大學校 大學院

環境生命工學科

田 基 石

수 환경 복원을 위한 퇴적물 준설
깊이 및 면적 설정에 관한 연구

A study on designation of dredging depth and area in
sediment for restoration of water environment

2011年 2月 25日

朝鮮大學校 大學院

環境生命工學科

田 基 石

수 환경 복원을 위한 퇴적물 준설
깊이 및 면적 설정에 관한 연구

指導教授 鄭 京 勳

이 論文을 工學博士 學位申請 論文으로 提出함






2010年 10月

朝鮮大學校 大學院

環境生命工學科

田 基 石

田基石의 博士學位論文을 認准함

委員長	朝鮮大學校 教授	崔 炯 一	
委 員	朝鮮大學校 教授	申 大 允	
委 員	光州廣域市 保健環境研究阮 部長	白 桂 辰	
委 員	江原大學校 教授	金 輝 中	
委 員	朝鮮大學校 教授	鄭 京 勳	

2010年 12月

朝鮮大學校 大學院

목 차

List of Tables	i
List of Figures	iv
Abstract	viii
I . 서 론	1
II . 이론적 고찰	3
2.1 퇴적물이 수질 및 수생태계에 미치는 영향	3
2.2 퇴적물 관리기준	4
2.3 퇴적물 준설을 위한 환경오염도 평가	6
2.3.1 Pollution index를 이용한 퇴적물 오염도 평가	6
2.3.2 단계적 퇴적물 오염도 평가(S.E.D.I)	7
2.4 퇴적물 내 중금속에 의한 오염평가기준	8
2.5 퇴적물의 준설	10
2.5.1 준설의 역사	10
2.5.2 준설 현황	12
2.5.3 준설 방법	17
2.5.4 준설토 활용방안	19
2.5.5 준설토 복원방법	21
2.6 외국의 퇴적물 환경기준 및 시험방법	23
2.6.1 미국의 퇴적물 환경기준	23
2.6.2 캐나다의 퇴적물 환경기준	33
2.6.3 일본의 퇴적물 환경기준	34
2.6.4 퇴적물 환경기준 시험방법 변화	35
2.7 퇴적물 환경기준 설정 방법	39
2.7.1 배경농도법	39
2.7.2 수질기준법	44

III. 재료 및 방법47

3.1 지역현황 및 지질 개요47

 3.1.1 지역현황47

 3.1.2 지질기반47

3.2 시료채취방법51

3.3 분석방법56

 3.3.1 입도분포56

 3.3.2 유기물 함량56

 3.3.3 부식화도56

3.4 퇴적물 내 중금속농도 분석57

 3.4.1 폐기물공정시험기준에 의한 용출시험법57

 3.4.2 EPA Method 3050 A57

 3.4.3 EPA Method 305158

 3.4.4 존재형태별 중금속농도 분석58

 3.4.5 전함량 중금속농도 분석62

3.5 하상퇴적물의 중금속 오염도 평가62

IV. 결과 및 고찰64

4.1 퇴적물의 특성64

 4.1.1 퇴적물의 특징64

 4.1.2 퇴적물의 물리·화학적 특성67

4.2 중금속농도 평가75

 4.2.1 전 함량 분석법에 의한 중금속농도 평가75

 4.2.2 용출시험 분석법에 의한 중금속농도 평가81

 4.2.3 외국 분석법과의 중금속농도 비교85

 4.2.4 퇴적물의 심도별 중금속농도 평가90

 4.2.5 중금속의 존재형태별 농도 평가93

4.3. 퇴적물 오염도 평가125

 4.3.1 Tolerable level을 이용한 중금속 총량에 대한 오염도 평가(S.P.I)126

 4.3.2 깊이별 tolerable level을 이용한 중금속 총량에 대한 오염도 평가130

4.3.3 Tolerable level을 이용한 이동 가능한 형태에 대한 위해도 평가	134
4.3.4 깊이별 tolerable level을 이용한 이동 가능한 형태에 대한 위해도 평가 ..	138
4.4. 수질개선을 위한 준설 면적 및 체적 설정	143
V. 결 론	148
REFERENCES	150

List of Tables

Table 1. Tolerable level of heavy metal	7
Table 2. U.S. EPA, Region V, Guidelines for classifying sediments of Great lakes harbors	8
Table 3. Existing sediment quality criteria	9
Table 4. List of dredging equipment and capacity in 1945	11
Table 5. Summary of dredging purpose in Korea	12
Table 6. Guideline for polluted sediments dredging in Han river	13
Table 7. Guideline for polluted sediments dredging in lake Chungcho	14
Table 8. Guideline for polluted sediments dredging in lake Paldang	15
Table 9. Existing sediment quality criteria and management guidelines	25
Table 10. Criteria for maximum allowable concentrations in dredged material from federal water quality administration	26
Table 11. U.S. EPA, Region V, Guidelines for classifying sediments of Great lakes harbors	27
Table 12. Criteria for sediment quality from Wisconsin department of natural resources	28
Table 13. Criteria for sediment quality from Ontario ministry of environment ..	29
Table 14. Guideline for sediment quality from NOAA's national status and trends program	30
Table 15. Criteria ^a for classification of dredged material disposal from Ontario ministry of environment (Anon, 1988)	31
Table 16. Criteria for sediment quality from Beak consultants Ltd.	32
Table 17. Schematic representation of criteria for sediment quality in Canada	33
Table 18. Criteria for sediment removal in Tokyo bay and Yokohama bay	34
Table 19. Criteria for sediment removal in Nagoya harbor	34
Table 20. Criteria for sediment removal in Japan	35
Table 21. Maximum concentration of contaminants for characterization of EP toxicity	37

Table 22. Standard for designated wastes in Korea	37
Table 23. Standard for open water disposal in Korea	38
Table 24. Method for development of environmental standard for sediments	39
Table 25. Comparison of heavy metal concentrations in sediment of Masan bay and near shores in Japan	43
Table 26. Chemicals for which U.S. Environmental Protection Agency water quality criteria are available, and information in their partition coefficients	46
Table 27. Sampling method for survey area	51
Table 28. Descriptions of sediment samples in Huyngsan river	54
Table 29. Descriptions of sediment samples in Youngil bay	55
Table 30. The methology of a sequential chemical extraction scheme	60
Table 31. Characteristic of sediments in Hyungsan river	64
Table 32. Characteristic of sediments in Youngil bay	65
Table 33. Flow velocity of sampling points in Hyungsan river	67
Table 34. Physical and chemical properties of sediments in Hyungsan river	68
Table 35. Physical and chemical properties of sediments in Youngil bay	69
Table 36. Total heavy metal contents of sediments in Hyungsan river by leaching test	82
Table 37. Total heavy metal contents of sediments in Youngil bay by leaching test	83
Table 38. Total heavy metal contents of sediments in Hyungsan river by different method	86
Table 39. Total heavy metal contents of sediments in Youngil bay by different method	88
Table 40. Cadmium concentration of different forms of sediments in Hyungsan river	94
Table 41. Copper concentration of different forms of sediments in Hyungsan river	98

Table 42. Lead concentration of different forms of sediments in Hyungsan river	101
Table 43. Zinc concentration of different forms of sediments in Hyungsan river	104
Table 44. Cadmium concentration of different forms of sediments in Youngil bay	109
Table 45. Copper concentration of different forms of sediments in Youngil bay	114
Table 46. Lead concentration of different forms of sediments in Youngil bay	118
Table 47. Zinc concentration of different forms of sediments in Youngil bay	121
Table 48. S.E.D.I of sediments in Youngil bay	139

List of Figures

Fig. 1. Dredging conducted to improve water quality(1980–1997)	16
Fig. 2. Regulation of contaminated sediments (National Research Council,1997)	24
Fig. 3. Mercury in sedimentary core profile from lake Ontario and Lake Windermere	40
Fig. 4. Aluminum and metal concentrations(Pb, Cd and Cr) of Capital lake, and Bayou Trepagnier	42
Fig. 5. Sampling method for interstitial water	45
Fig. 6. Geologic map of Hyungsan river area	50
Fig. 7. Sampling points of Hyungsan river	52
Fig. 8. Sampling points of Youngil bay	53
Fig. 9. Flowing diagram of the sequential chemical extraction scheme	61
Fig. 10. Vertical profiles of loss on ignition ratio in Hyungsan river	71
Fig. 11. Vertical profiles of loss on ignition ratio in Youngil bay	72
Fig. 12. Vertical profiles of loss on ignition ratio in Youngil bay	72
Fig. 13. Vertical profiles of loss on ignition ratio in Youngil bay.	73
Fig. 14. Vertical profiles of loss on ignition ratio in Youngil bay	73
Fig. 15. Vertical profiles of loss on ignition ratio in Youngil bay	74
Fig. 16. Total heavy metal contents of sediments in Hyungsan river(I)	76
Fig. 17. Total heavy metal contents of sediments in Hyungsan river(II)	77
Fig. 18. Total heavy metal contents of sediments in Youngil bay(I)	79
Fig. 19. Total heavy metal contents of sediments in Youngil bay(II)	80
Fig. 20. Total heavy metal contents of sediments in Hyungsan river by leaching test	81
Fig. 21. Total heavy metal contents of sediments in Youngil bay by leaching test	84
Fig. 22. Total heavy metal contents of sediments in Hyungsan river by depths	90
Fig. 23. Total heavy metal contents of sediments in Youngil bay by depths(I)	91
Fig. 24. Total heavy metal contents of sediments in Youngil bay by depths(II)	92

Fig. 25. Total heavy metal contents of sediments in Youngil bay by depths(III)	92
Fig. 26. The cadmium fraction ratio of different forms of sediments in Hyungsan river	96
Fig. 27. The ratio of labile fraction to total contents of lead of sediments in Hyungsan river	97
Fig. 28. The copper fraction ratio of different forms of sediments in Hyungsan river	98
Fig. 29. The ratio of labile fraction to total contents of copper of sediments in Hyungsan river	100
Fig. 30. The lead fraction ratio of different forms of sediments in Hyungsan river	102
Fig. 31. The ratio of labile fraction to total contents of lead of sediments in Hyungsan river	103
Fig. 32. The zinc fraction ratio of different forms of sediments in Hyungsan river	105
Fig. 33. The ratio of labile fraction to total contents of zinc of sediments in Hyungsan river	106
Fig. 34. The cadmium fraction ratio of different forms of sediments in Youngil bay	110
Fig. 35. The ratio of labile fraction to total contents of cadmium of sediments in Youngil bay	111
Fig. 36. The copper fraction ratio of different forms of sediments in Youngil bay	113
Fig. 37. The ratio of labile fraction to total contents of copper of sediments in Youngil bay	116
Fig. 38. The lead fraction ratio of different forms of sediments in Youngil bay	119
Fig. 39. The ratio of labile fraction to total contents of lead of sediments in Youngil bay	120
Fig. 40. The zinc fraction ratio of different forms of sediments in Youngil bay	122
Fig. 41. The ratio of labile fraction to total contents of zinc of sediments in Youngil bay	123
Fig. 42. Index of tolerable level on the total concentration of heavy metals in Hyungsan river	126

Fig. 43. Index of tolerable level on the total concentration of heavy metals in Hyungsan river	127
Fig. 44. Index of tolerable level on the total concentration of heavy metals in Youngil bay	128
Fig. 45. Index of tolerable level on the total concentration of heavy metals in Youngil bay	129
Fig. 46. Vertical profiles of sediment pollution index in Youngil bay sediments (Site 1, 2)	130
Fig. 47. Vertical profiles of sediment pollution index in Youngil bay sediments(Site 3)	131
Fig. 48. Vertical profiles of sediment pollution index in Youngil bay sediments(Site 6)	132
Fig. 49. Vertical profiles of sediment pollution index in Youngil bay sediments(Site 9)	133
Fig. 50. Vertical profiles of sediment pollution index in Youngil bay sediments(Site 11)	134
Fig. 51. S.E.D.I on labile concentration of zinc in Hyungsan river	135
Fig. 52. S.E.D.I on labile concentration of lead in Hyungsan river	135
Fig. 53. S.E.D.I on labile concentration of heavy metals in Hyungsan river	136
Fig. 54. S.E.D.I on labile concentration of heavy metals in the Youngil bay	137
Fig. 55. Vertical profiles of Sequential Extraction Dangerous Index in Youngil bay sediments(Site 1, 2)	138
Fig. 56. Vertical profiles of Sequential extraction dangerous index in Youngil bay sediments(Site 3)	140
Fig. 57. Vertical profiles of Sequential extraction dangerous index in Youngil bay sediments(Site 6)	141
Fig. 58. Vertical profiles of Sequential extraction dangerous index in Youngil bay sediments(Site 8)	142
Fig. 59. Vertical profiles of Sequential extraction dangerous index in Youngil bay sediments(Site 11)	142
Fig. 60. Construction of criteria for deciding dredging area and volume for water quality improvement	144

Fig. 61. Dredging needed area in Youngil bay146
Fig. 62. Dredging needed volume in Youngil bay147

Abstract

A study on designation of dredging depth and area in sediment for restoration of water environment

By : Jeon Gee-Seok

Advisor : Prof. Cheong Kyung-Hoon Ph. D

Department of Environmental-Biological Engineering

Graduate School of Chosun University

Heavy metals in water have a potential toxicity and continue to remain. That's why they can threat human health through the food chain system. Many of them are removed by adsorption and sedimentation, but more many of them are extracted into water due to pH or ORP change. And they move to the upper layer of sediments especially by extraction from settlements, dissolution, anion exchange, biological process of microorganism, and deteriorate the water quality. So, when planning the dredge and drainage of river, you have to consider the portion of heavy metals in sediment.

There are two sediment management methods for water purification. One is a site-treatment system of extraction prevention, the other is a dredge of sediment. In my country heavy rain falls in summer and a big amount of soil erosion occurs into the lake. Therefore, dredge often suggested as an alternative. But there are no sediment control standards for water improvement in the lake. Whenever dredge method is considered, many problems are suggested and the foreign dredge standards for building harbor are applied directly. But we have to think about whether the standards for building harbor is reasonable or not for water improvement. sediment standards have to be divided considering water usage, regional situation, characteristics of pollutants. So it is necessary to make the environmental-friendly and economical standards considering the regional characteristic.

The objective of this study is to evaluate the heavy metals' concentration and the toxicity of sediments in Hyungsan-river and Youngil-bay and the results are as follows.

There are a lot of clay and weak sediment in the upper side of Hyungsan-river, the sand layer in the surface is getting thinner along down the river, and the mixture of sand and clay is getting darker by microorganism decomposition as the river is deeper. And in the middle and downstream of Youngil-bay, the portion of organic matter and clay is so high that it is important to make the dredge technology capable to minimize the turbulence of sediment layers.

In Hyungsan-river, the concentration of heavy metals was Zn > Pb > Ni > Cu > Cr > Cd > As > Hg and heavy metal concentration in upper stream was high in sed. 1, 6, 7 and was high in the downstream. It was higher than the standards of America, Canada. Heavy metal concentration of Youngil-bay was higher than Hyungsan-river's one in the middle and down streams. Especially concentrations of heavy metals in the Posco and harbor area were high.

The concentration of heavy metals did not change a lot according to the depth in Hyungsan-river but in Youngil-bay, the concentration change was very big according to the increasing amount of water in summer and the difference between the rise and fall of the tide affecting to sediment. In upper part of sediment, The total heavy metal concentration was high by small organic matters in that area or by heavy metal absorption or enrichment in water.

This kind of heavy metal absorption or enrichment came from partial anhydritization and decomposition from sediment section. Thus there are some relations between sediment and particle size in Youngil-bay sediments. Especially, in 20cm layer which contains rich organism there is a high concentration of heavy metals.

Zn in the sediment was found in all kinds of heavy metals, bound to Fe-Mn oxides > bound to carbonate > bound to residual > bound to organic matter > absorbed type. Pb was combined type with oxidized Fe and Mn, residual type. The portion of Cu in Youngil-bay was high as organic combined type but that in

Hyungsan-river was high as combined type with oxidized Fe and Mn. According to pre-treatment, concentration difference was high as this order : EPA 3050 A method> EPA 3051 method> Korean standard method of soil analysis(leaching test)> Korean leaching test. After the evaluation of contaminates according to sediment's depth of Youngil-bay, I could know the change of heavy metal concentration.

As a result, there were not a big necessity about sediment dredge in Hyungsan-river. In Youngil-bay the necessary sediment dredge area is about 348,243 m³ which is about 49.8% of the planned area(699,036m³). Considering to prevent the water deterioration due to the sediment turbulence, the capable amount of dredge is about 208,946m³ which is 33.2% of the planned amount(629,132m³).

In this study, I suggested such a minimized dredge amount and area for sediment treatment that the cost efficient dredge can be possible. And I think that it could be the best way to water treatment in this area.

1. 서론

퇴적물에 의한 수질오염은 퇴적물의 조성, 저서생물의 활동 및 오염물질의 존재형태 등에 따라 달라진다. 퇴적물 중 수질오염 재연성이 큰 물질은 용해성 물질이며 수환경 변화에 따라 상부의 수층을 오염시킬 가능성이 크고, 수질오염물질 중 중금속은 급·만성적으로 수생생물에 독성을 나타내며 수역에 유입되면 지속적으로 잔류하기 때문에 먹이연쇄를 통하여 축적된다.

중금속이 퇴적물 중에 포함되는 과정은 유역에서 유입된 쇄층성 광물의 퇴적, 자체에서 생성된 유기물과의 결합, 퇴적물 표면에 존재하는 부착생물이나 다른 생명체에 의한 동화 등으로 대별된다. 침전물 중의 중금속은 점토 등의 입자표면에 흡착, 착물 형성, 광물의 결정 내에 존재하는 경우 및 생체 구성요소 등으로 존재한다.

수환경에서 중금속은 이화학적 작용에 의해 금속은 흡착, 침전되기도 하고 퇴적물 중 유기물의 혐기성 분해 등에 의한 pH나 ORP 변화 등에 의하여 용출되기도 한다. 침전량 보다 용출량이 많으면 수질이 악화되는데, 주로 퇴적물 입자로 부티의 탈착, 용해, 음이온의 치환, 가수분해 및 미생물의 활동 등에 기인한다.

일단 수역이 오염된 후에는 오염행위를 중지하고 많은 예산을 투입하더라도 좀처럼 개선되기 어렵다. 이것은 수질을 오염시키는 많은 부분들이 용존 상태에서 입자 상태로 변하거나 입자상의 물질에 흡착되어 하상에 퇴적된 후에 수층의 환경변화 및 퇴적물 내에서의 물리화학적인 변화에 따라 재용출 되면서 퇴적물 상부의 수층으로 장기간 이동하기 때문이다.

하천이나 호소의 정화 목적으로 준설 및 배수를 계획할 경우에는 퇴적물의 중금속 함량 및 존재형태를 파악하고 오염 가능성을 예측하는 것이 중요하다. 이와 같은 필요성 때문에 최근 수중의 부유물이나 하상 퇴적물 및 토양 중의 중금속을 정량 분석방법이 다양하게 개발되고 있다.

중금속의 다양한 존재형태를 파악하기 위하여 연속추출법으로 분석하면 미량 중금속의 유래, 발생방법, 물리·화학·생물학적 이용, 이동 및 전달에 의한 자세한 정보를 얻을 수 있으며, 퇴적물의 중금속 연속추출법 중 Tessier(1979)가 제시한 방법을 사용하면 퇴적물의 존재형태별 함량을 알 수 있다.

지금까지 국내에서 이루어진 퇴적물의 중금속에 대한 연구는 주로 중금속 함량에 대한 것이고 존재형태에 대한 것은 미비하며, 특히 하천 준설을 목표로 깊이 및 면적을 조사한

연구는 환경학적 측면에서 접근한 예를 찾아볼 수 없어 향후 지속적인 연구수행으로 수자원의 복원을 위한 원인규명 및 준설을 위한 연구가 필요한 실정이다. 이에 본 연구에서는 형산강 및 영일만 유역수계의 퇴적물에 함유된 중금속의 입도 및 심도별 분포특성을 조사하고 Tessier(1979) 등이 제안한 연속추출법을 이용하여 중금속의 존재형태를 조사하여 하천의 준설 깊이 및 면적을 제시하고자 한다.

II. 이론적 고찰

2.1 퇴적물이 수질 및 수생태계에 미치는 영향

호소나 해양에 유입된 고형물질은 바닥에 침전된 후 직·간접적인 수질 및 수생태계에 악영향을 끼친다.

첫째, 퇴적물은 분해과정에서 산소를 소비한다. 만일 이 과정에서 수층의 혼합이 이루어지지 않아 지속적인 산소 공급이 중단된다면 유기물이 다량 포함된 퇴적물 주위의 산소는 고갈되며 그 결과 퇴적물내의 저서생물은 생존에 위협을 받게 된다. 더욱이 유기물을 분해하는 미생물은 혐기성 상태가 되면 혐기성 분해에 의해 발생한 메탄, 황화수소 등의 가스가 수생태계를 구성하는 동·식물상에 까지 영향을 미친다.

둘째, 침전된 유기물이 분해되는 과정에서 인, 질소 등의 영양염류가 다시 무기이온 상태로 수중에 방출된다. 방출된 영양염류는 수층의 혼합에 의해 표층으로 재방출되어 식물플랑크톤의 성장을 촉진시키고 새로운 유기물을 형성한다. 이러한 수중 유기물 증가는 곧 수질의 저하를 의미하며 상수처리 소독과정에서 발암물질 생성 및 처리비용의 증가를 초래한다.

셋째, 퇴적물에 포함된 DDT, PCBs, 납, 다이옥신, 유기화합물질 등과 같은 독성물질은 수층으로 방출되거나 저서생물에 축적된다. 그런데 저서생물에 축적된 독성물질은 먹이사슬을 통해 다음 단계의 소비자로 전달되며 체내 축적 농도는 또한 최종 소비자로 갈수록 증가한다.

수계 농도가 0.000003 ppm 인 농약 성분 DDT가 동물성 플랑크톤에서는 0.04 ppm, 동물성 플랑크톤의 포식자인 소어류에서는 0.5 ppm, 소어류의 포식자인 대어류에서는 2 ppm, 대어류의 포식자인 조류에서는 25 ppm 이 검출된 예에서 보듯이 유해물질은 먹이사슬을 거치면서 백만 배 이상 농축된다. 따라서 오염된 어류를 섭취할 경우 인체에도 심각한 영향을 미칠 수 있다는 사실이 자명해진다. 한편 미국에서는 약 1200개 지역의 퇴적물을 오염됐다고 판단하고 여기서 포획된 어류에 대한 소비를 제한하고 있다.

물론 위와 같은 영향은 지역 환경 특성에 따라 크게 좌우된다. 예를 들어 유기물 유입이 많은 호소라 하더라도 수층이 잘 혼합되는 얇은 호소에서는 바닥 근처에도 산소가 지속적으로 공급될 수 있기에 무산소 환경과 같은 최악의 상태는 상대적으로 드물다. 반면 수심이 깊어 저층과 표층의 혼합이 원활하지 못한 경우에는 유기퇴적물 근처에 무산소 환경이 형성될 가능성은 커진다. 또한 얇은 호수에서는 퇴적물에서 방출되는

영양염류들이 쉽게 표층으로 공급되어 식물성 플랑크톤 성장 등에 쉽게 이용되지만 깊은 호수의 경우 퇴적물에서 방출된 영양염류가 표층으로 재공급되기는 상대적으로 힘들다. 아울러 유해물질의 전달 및 농축 현상도 특정 지역의 먹이사슬 구조에 따라 크게 달라질 수 있다.

수계에 유입된 입자성 오염물질은 유속이 느려지면 중력에 의해 침강하여 바닥에 퇴적되고 용존성 오염물질 중에서도 중금속이나 인과 같은 친토성 원소들은 입자성 물질에 흡착되거나 수산화물 등으로 침전하여 퇴적되는 경우가 많고 난분해성 독성물질은 유기물의 침전, 혹은 바닥의 유기물에 집적되어 퇴적된다.

일반적으로 퇴적물에 함유된 오염물질은 물보다 높은 농도를 나타내어 저서생물의 생존에 직접적인 위협이 될 수 있고, 또한 퇴적층에 산소의 고갈이나 pH 상승과 하강시, 물리적 교란 등의 환경에서 급속히 용출되어 수질오염의 근원이 되기 때문이다. 이러한 이유로 각국에서는 퇴적물의 관리와 오염퇴적물 처리 및 처분을 위하여 많은 연구들이 수행되고 있으나 아직 일률적인 기준을 적용하기에는 여러 가지 문제점이 노출되고 있다. 이러한 어려움은 퇴적물의 특성상 동일한 시료 채취조건의 실현, 오염물질 농도에 미치는 기질물질의 영향, 시료의 지역적 이질성 등에 기인한다. 따라서 각국에서는 지역의 특성에 따라 여러 가지의 퇴적물의 관리기준이 설정되어 있는 실정이다. 우리나라에는 아직 퇴적물 관리를 위한 기준이 설정되어 있지 않아 오염 퇴적물의 관리나 처리 시에는 분쟁의 소지가 되고 있다.

2.2 퇴적물 관리기준

그동안 각국에서 개발된 퇴적물 관리기준의 목적은 오염된 퇴적물을 평가하는 방법 개발, 생태계와 사람의 건강에 위해를 줄 수 있는 퇴적물의 오염 예방, 사람의 건강과 환경에 심각한 영향을 주는 오염된 퇴적물 정화, 퇴적물 준설과 준설 폐기물의 환경친화적 처리 등 전부 혹은 일부에 집중되어 있다(EPA, 1994). 그러나 퇴적물 관리기준의 운영에 있어서는 퇴적물의 상대적인 오염정도를 스크린하는 예비적 기능이나 오염 퇴적물의 처리를 위한 처리기준, 안전한 투기를 위한 투기기준 등이 개발되어 왔다. 우리나라에서는 아직 퇴적물관리를 위한 기준이 설정되어 있지 않아 퇴적물 관리를 위한 지침이 없어 준설이나 투기 시에 많은 논란이 되어 왔다.

퇴적물 관리는 하천이나 호수의 수질개선을 위하여 선별적으로 적용될 수 있는 주요한 방법 중 하나이다. 퇴적물은 물속의 오염물질, 특히 인이나 중금속 등의 lithophil

element를 잘 흡착하여 침전, 퇴적시키기 때문에 일반적으로 유역의 토양이나 물에서 측정되는 농도보다 수십 배에서 수천 배까지 높은 농도로 관찰되는 경우가 많다(전, 1990a; 전, 1990b).

수층의 오염물질이 퇴적되는 현상은 일반적으로 수질개선에 매우 중요한 역할을 하지만 퇴적층이 교란되거나, 특정 기간 중 수온약층의 생성 등으로 수층에 산소가 부족하거나 광합성 등에 의해 수층의 pH 상승 등이 일어날 때는 퇴적물로부터 중금속 등의 오염물질을 용출시켜 수질오염의 근원이 되는 경우가 있다(전, 1984; 김, 2006 2010, ; Golterman, 1976). 이에 따라 각국에서는 수질개선을 위한 퇴적물 관리의 필요성이 검토되고 있다.

수질개선을 위한 퇴적물 관리는 오염된 퇴적물로부터 오염물질의 용출을 억제하는 현장 처리방안과 오염된 퇴적물을 제거하는 준설방안 등으로 대별할 수 있다. 우리나라에서는 여름철의 집중 강우 시 많은 양의 토사가 호수로 유입되기 때문에 퇴적물에 의한 수질개선의 논의가 있을 때마다 준설이 가장 쉬운 대안의 하나로 검토되어 왔다. 그러나 우리나라에는 아직 상수원 호수에서 수질개선을 위한 퇴적물 관리기준이 없어 수질개선을 위한 준설이 계획될 때마다 논란이 많았었다.

몇 차례 준설을 검토할 경우 외국에서 항만의 준설 시에 적용되는 기준들을 그대로 적용한 경우가 있었는데 상수원의 수질개선을 위한 준설 시에 항만 준설 기준을 적용하는 데에는 검토할 여지가 많다. 퇴적물 환경기준은 수역의 이용목적에 따라 구분되어야 하고, 같은 목적이라 하더라도 지역의 물리적 조건이나 오염물질의 특성에 따라 그 기준이 달라질 수 있기 때문에 환경 친화적이고 경제적이며 지역적 특성을 고려한 퇴적물 평가 및 관리기준의 개발이 필요하다.

수질개선을 위한 퇴적물의 관리는 1980년대에 와서 시작되었다. 현실적으로 수질개선을 위한 퇴적물 관리의 일환으로 준설이 시행되는 경우에도 홍수기의 유로 확보, 저수용량 증가, 골재 채취 등의 다목적의 경우가 많았다.

우리나라의 경우 퇴적물은 '수질환경보전법', '해양오염방지법', '하천법', '폐기물관리법' 등에서 오니, 퇴적물, 침전물, 수저퇴적물, 골재 등으로 다양하게 언급되고 있으나 퇴적물을 직접적인 관리의 대상으로 취급하지는 않았다. 단지 수질개선을 위한 오염원 관리차원에서 유기물 또는 영양염류로 오염된 퇴적물을 제거하는 것과 환경기초조사의 일환으로 퇴적물 오염도 조사를 실시한 것이 지금까지 수행된 퇴적물 관리의 전부라 할 수 있다. 또한 대규모 상수원에서 수질개선의 목적으로 퇴적물 준설이 계획된 일은 있지만 실제로 실시된 사례는 아직 없다.

수질개선을 위해 오염된 퇴적물을 준설하기 위해서는 준설 적용 여부, 준설 공법, 준설 범위, 준설량, 준설 폐기물 처리 방법 결정 등을 결정할 수 있는 퇴적물 환경기준이 필요하다(박, 1998). 국내에서는 퇴적물에 대한 환경기준이 없어 준설 시에는 외국의 경험을 참고하였고, 준설된 퇴적물의 처리는 폐기물관리법의 지정폐기물관정기준과 해양오염방지법의 해양배출처리기준을 근거로 하고 있다.

2.3 퇴적물 준설을 위한 환경오염도 평가

산업 활동에 의해 배출된 오염물질은 인간 및 동식물, 하천 자정작용 매체 중 하나인 미생물의 생활터전인 퇴적물에 허용한계기준치 이상으로 축적되어 퇴적물이 가지고 있는 자정작용 활동의 기반을 상실케 하며, 오염물질의 분해 및 완충 기능을 어렵게 하여 퇴적물의 기능과 구조를 파괴하고 있다.

이에 따라 일부 중금속에 대해 퇴적물오염을 발생시키는 오염물질의 농도에 따른 기준으로 비소(As), 카드뮴(Cd), 구리(Cu) 등이 조사되었지만 오염물질에 대한 퇴적물 상태를 종합적으로 판단하기 위한 방법의 부재로 분석수치에 대한 해석이 전문가를 제외하고는 이해하기 어려운 실정이다.

본 장에서는 토양 중금속 연속 추출법을 사용하여 퇴적물 내 존재하는 중금속의 화학종에 대한 자료를 적용 퇴적물층 상태에 관한 객관성을 높이고 퇴적물 오염관리에 대한 정책결정을 종합적으로 판단할 수 있도록 퇴적물 오염도 평가(sediment Pollution Index: S.P.I)와 단계적 오염도 평가(Sequential Extraction sediment Dangerous Index: S.E.D.I)를 제시하였다.

2.3.1 Pollution index를 이용한 퇴적물 오염도 평가

PI를 이용한 퇴적물오염도 평가는 Kloke 등.(1979)에 의해 제시된 tolerable level을 기준으로 이용하여 영일만 상류 지역의 하천 퇴적물과 영일만 하구의 해양퇴적물을 대상으로 퇴적물 오염도를 평가하였다. 퇴적물 오염도 평가는 Table 1의 허용 한계치를 이용한 1식의 계산 방법에 의해 퇴적물 오염지수(SPI)로 나타내었다.

$$SPI = \frac{\sum \frac{\text{Heavy metal concentration in sediment}}{\text{Tolerable level}}}{\text{Number of heavy metal}} \dots\dots\dots (1)$$

Table 1. Tolerable level of heavy metal

(Kloke, 1979)

Pollutant	Tolerable level(mg/kg)
Cd	3
Cu	100
Pb	100
Zn	300
Ni	100

2.3.2 단계적 퇴적물 오염도 평가(S.E.D.I)

단계적 오염도 평가는 중금속의 존재형태별 분석된 자료를 각 step마다의 분석치를 오염지수 계산에 도입한 기준 값인 Kloke(1979)가 계산 값과 Table 2에 제시된 U.S. EPA, Region V, Guidelines(Anon, 1977)을 이용하여 단계별 오염수치를 합하여 원소의 값을 구한 후 다시 분석된 원소인 카드뮴, 구리, 납, 니켈, 아연 농도의 합을 원소수로 나눈 값으로 오염도를 결정, 평가하였다. 오염도 평가 산정 계산은 다음 2식과 같다.

$$S.E.D.I. = \frac{\sum \frac{\text{Heavy metal fraction concentration in soil}}{\text{Tolerable level}}}{\text{Number of heavy metal}} \dots\dots\dots (2)$$

Table 2. U.S. EPA, Region V, Guidelines for classifying sediments of Great lakes harbors (Anon, 1977)

Division	Nonpolluted	Moderately polluted	Heavily polluted
Lead	<40	40~60	>60
Zinc	<90	90~200	>200
Mercury	<1.0	N.A.	>1.0
Ammonia	<75	75~200	>200
Cyanide	<0.10	0.10~0.25	>0.25
Phosphorus	<420	420~650	>650
Iron	<17,000	17,000~25,000	>25,000
Nickel	<20	20~50	>50
Manganese	<300	300~500	>500
Arsenic	<3	3~8	>8
Cadmium	-	-	>6
Chromium	<25	25~75	>75
Barium	<20	20~60	>60
Copper	<25	25~50	>50

^aAll concentrations as mg/kg, dry weight.

2.4 퇴적물 내 중금속에 의한 오염평가기준

퇴적물 오염 정도를 판단하기 위한 환경기준은 1970년대부터 현재까지 미국에서 개발된 SQG(sediment Quality Guide), SQC(sediment Quality Control)로 Arakel(1995)과 Smith 등(1996)이 발표한 자료에 의하면 Table 3과 같다.

부분적으로 퇴적물 환경기준 정도를 보면 1977년 U.S. EPA와 U.S. Army Corps of Engineers(ACOE)에서 Table 2와 같은 퇴적물 환경기준을 개발하여 육수와 해양에서 준설된 퇴적물의 오염 정도를 평가하였다.

캐나다의 퇴적물 환경기준은 Long & Morgan(1990)의 방법을 변형해 퇴적물에 대한 국가적 기준을 사용하고 있다. Long & Morgan(1990)은 화학물질이 생물체에 미치는 영향을 평가한 자료에서 악영향이 나타난 확률 10% 이하의 농도(Effects Range Low)와 50% 이하의 농도(Effects Range Median)로서 퇴적물 평가기준을 계산하였다.

이 두 단계의 기준은 거의 발생하지 않음(rarely), 가끔 발생함(occasionally), 자주 발생함(frequently)으로 나뉜다. 이러한 정의는 퇴적물과 결합한 오염물질의 독성은 오염물질의 농도가 높아지면 증가한다는 것을 가정하고 있다(Long et al., 1994). 캐나다는 생물체에 악영향을 미칠 확률 20% 이하를 TEL(Threshold Effect Level), 50% 이하를 PEL(Probable Effect Level)로 정의하여 사용하고 있다.

그러나 이러한 오염판단 기준치의 총체적인 자료는 존재하나 광산 활동 중이거나 휴광 또는 폐광된 지역을 대상으로 중금속에 의한 토양, 퇴적물, 하천수 및 지하수, 식물체 등의 오염 가능성에 대한 판단 기준은 존재하지 않는다. 따라서 본 연구에서는 하상퇴적물의 중금속 오염도 평가를 축적지수(Index of geoaccumulation, I_{geo})를 이용하여 오염도를 평가하였다.

Table 3. Existing sediment quality criteria

Criteria and Sources	Comments
Federal water quality administration criteria for maximum allowable contaminants in dredged material, Washington, 1973	Single parameter criteria variable parameter criteria (non-polluted, moderately polluted, heavily polluted)
U.S. EPA, Region V, Guidelines for classifying sediments of Great lakes harbors(Annon, 1977)	Single parameter criteria variable parameter criteria (no effect level, lowest effect level, limit of tolerance level)
Wisconsin Department of Environment: sediment quality criteria(Sullivan et al., 1985)	Variable parameter criteria
Ontario Ministry of Environment: sediment quality criteria(Persaud et al., 1989)	Variable parameter criteria (single parameter and normalization against TOC in bulk sediment)
Beak Consultants Ltd:sediment quality guidelines(Hart et al., 1988)	Variable parameter criteria
NOAA'S National Status and Trends Program sediment quality guideline, 1996	Single parameter and normalization against TOC in bulk sediment
Washington State Department of Ecology:marine sediment quality standards(chemical criteria)	Single parameter criteria
Washington State Department of Ecology:Puget Sound marine sediment impact zones (max. chemical criteria)	Single parameter criteria
Washington State Department of Ecology:Puget sound marine sediment cleanup screening levels and minimum cleanup levels(chemical criteria)	Single parameter criteria

형산강 수계의 하상퇴적물의 존재형태별 중금속의 농도를 총 농도와 이동가능성이 있는 labile한 형태를 분류하여 카드뮴, 구리, 납, 니켈, 아연의 농도를 Tolerable level of heavy metal(Kloke, 1979)과 U.S. EPA, Region V, Guidelines for Classifying sediments (Anon, 1977)의 non polluted 수치를 연구지역 퇴적물의 중금속 함량에 나누어 하상퇴적물의 축적지수를 산출 각 원소의 지수를 합하여 평균값을 오염도로 산정 평가하였다.

2.5 퇴적물의 준설

2.5.1 준설의 역사

준설의 역사는 홍수 시 하천이나 하구언의 범람을 막기 위해 실시되었다. 조선시대의 경우 수도인 한양으로 인구가 집중되면서 주변 산림이 땔감으로 벌채되었고 그 결과 산의 토사들이 하천에 유입되면서 계속 퇴적되어 하천 바닥이 높아졌으며, 또한 인구 집중 현상으로 인하여 인구가 밀도수가 높았던 청계천 주변은 연례적으로 홍수로 인한 피해가 발생하였기 때문에 1760년(영조 36년)에 청계천을 대대적으로 준설하였다(한국 역사연구회, 1996).

근대적인 개념의 준설은 개항이후 항만건설과 수로유지를 위해 실시되었으며 국내에서 항만건설을 위해 투입된 최초의 준설선은 1912년 4월 인천항에서 사용된 동래구호(東萊九號)다. 그 외에 1911년 독일에서 건조된 강화호(江華號)가 1923년 진남포항(鎭南浦港)에서 사용되었고, 1913년 1월에 건조된 bucket 준설선 용두호(龍頭號)가 인천항에서 사용되었다(대한준설공사, 1975). 일제시대에 실시된 준설은 일본의 대륙진출을 위한 전초기지 건설을 위해 실시되었기 때문에 경제개발을 위한 준설과는 본질적으로 차이가 있었으며 소규모 준설이었다. 해방 이후부터 1960년대까지는 전쟁과 경제적 빈곤 때문에 준설이 거의 이루어지지 않았으며 그나마 보유하고 있던 준설선도 대부분 파손되었다. 이 기간 동안 준설된 양에 대한 기록이 없으므로 준설장비의 준설용량에 대한 기록을 살펴보면 Table 4와 같다.

우리나라에서 항만건설과 수로유지를 위해 본격적이고 활발한 준설이 실시되었던 시기는 1962년 경제개발 사업의 착수 이후 부터이다. 이때부터 준설의 목적도 하천 및 호수 등의 정비, 공유수면매립사업, 간척사업 등으로 다양화되기 시작했다. 1960~1964년 사이 5년 동안 연평균 준설량은 약 20만^m³ 였고, 1966년 대한준설공사가 설립되어

국가적 차원에서 준설 사업을 주도하면서 준설량이 비약적으로 증가하기 시작했다. (대한준설공사, 1975). 이 시기는 경제적인 목적에 의해 항만건설을 위한 준설이 양적으로 급격히 증가하였으며, 준설 목적이 다양해진 기간이다.

Table 4. List of dredging equipment and capacity in 1945

Name	Number	Capacity
Yeung Du 1	1	1,000,000 m ³
Yeung Du 2	1	1,000,000 m ³
Dong Rae	1	1,340,000 m ³
Kum Kang	1	336,000 m ³
Kang Wha	1	840,000 m ³
Grab E type	6	378,000 m ³
Grab D type	2	105,000 m ³
Total	13	4,999,000 m ³

따라서 국내에서 현대적인 개념의 준설이 본격적으로 시작된 시기는 1962년 이후부터이고 대한준설공사의 주도하에 준설이 이루어졌기 때문에 연간 준설량, 준설용량 변화, 준설지역, 준설목적 등에 대한 통계가 잘 나타나 있다.

1980년대 후반부터는 수질개선을 위한 준설이 많이 실시되었는데 이것은 산업화 과정에서 발생하는 수질오염을 개선하기 위해 단기적인 개선책으로 준설이 적용하였기 때문이다(환경처, 1987, 마산시, 1992, 환경처, 1993, 서울특별시, 1993, 속초시, 1995). 수질개선을 위해 준설을 실시하는 경우 공사 중, 공사 후에 나타나는 환경영향을 최소화하려면 준설에 따른 오염의 발생을 억제, 대상 퇴적물의 확실한 제거, 준설된 퇴적물의 안전한 처리 등이 요구된다. 따라서 준설적용 여부, 준설공법, 준설범위, 준설량, 준설 폐기물 처리방법 등을 결정하는데 기존에 사용하였던 토목공학적인 기준으로는 수질개선 효과를 기대하기 어렵다.

우리나라의 준설 목적의 변화를 간단하게 요약하면 Table 5와 같다.

Table 5. Summary of dredging purpose in Korea

1760's	1910's	1960's	after 1980's
① Flood control	① Harbor construction ② Navigation need	① Management of lake, river ② Fill up the pond ③ Land reclamation	① Recover of water quality
Civil engineering			Environmental clean up

2.5.2 준설현황

국내에서 수질개선을 위해 실시된 최초의 준설은 1979년 공지천 준설사업으로 이전에는 항만건설, 유로 확보, 저수용량 확보를 위한 준설이 주를 이루었다(환경처, 1993). 1979년부터 1997년까지 수질개선을 목적으로 오염된 퇴적물 준설 사업을 실시한 곳은 공지천, 마산만, 경포호, 청초호, 주문진항, 축산항 등이었다.

가. 공지천

환경부는 춘천시 공지천 정화사업을 실시하면서 1979년부터 1980년까지 약 43만³의 퇴적물을 준설하였고 준설 폐기물은 고수부지 조성에 따른 매립토로 사용하였다.

나. 마산만

마산시는 마산만 정화사업을 실시하면서 1988년부터 1995년까지 약 211만³의 퇴적물을 준설하였다. 준설 폐기물은 배사관을 이용하여 준설선에서 약품처리선까지 운반한 후 응집·침강시켜 겔 상태로 만든 후 매립하였다.

다. 한강

서울 한강관리사업소 유로 확보와 수해방지를 위해 86년 한강종합개발 이후부터 지난 96년 말까지 380억 원을 투입, 퇴적물 약 735만^m을 준설하였다. 한강 하류에서 오염된 퇴적물을 준설하기 위한 기준은 일본의 사례, 팔당호의 준설기준, 한강 하류의 특성을 고려하여 Table 6과 같이 설정하였다. 측정항목은 T-N, T-P, 강열감량, COD, 유화물의 5개 항목으로 기준을 초과하는 항목이 잠실수중보 상류는 2개 이상, 하류부는 3개 이상이고 동경만의 평가방법에 의한 평가점이 6점 이상을 준설 기준으로 설정하였다.(서울특별시, 1993)

Table 6. Guideline for polluted sediments dredging in Han river(Seoul, 1993)

Parameter	Criterion
T-N (mg/kg)	> 2,000
T-P (mg/kg)	> 1,000
Ignition Loss (%)	> 10
COD (mg/g)	> 20
Sulfide (mg/kg)	> 1

라. 아산호

경기도는 아산호의 저수량 확보, 침수피해 방지, 수질 개선을 위해 1985년부터 1996년까지 모래 약 1200만^m, 뿔 약 150만^m을 준설하였다. 준설 폐기물 중 모래는 건축 자재로 매각하였고 뿔은 도로보수용 또는 매립용으로 매각하였다(평택 농지개량조합, 1997). 김태철 등(1996)의 연평균 침전량 연구에 의하면 아산호의 지난 20년간 총 침전량은 619만^m이었으며, 이 기간에 약 588만^m의 토사가 준설된 것으로 조사하였다. 그러나 1985년부터 1996년까지 아산호의 준설량을 조사한 결과 약 1,370만^m의 토사를 준설한 것으로 조사되었는데 이는 김태철 등(1996)이 제안한 토사 퇴적량의 약 2배정도를 준설한 것이다. 따라서 아산호에서 실시된 준설은 수질개선보다는 저수량 확보, 침수피해방지, 골재채취 등을 위해 실시되었다고 판단된다.

마. 경포호

강릉시는 경포호의 수심이 얕아 수초가 무성하게 자라고 수질이 악화되자 91년부터

95년까지 35억5천만 원을 들여 호수 바닥에서 64만^m의 퇴적물을 준설했다.

바. 청초호

속초시는 청초호의 수질개선을 위해 1995년 약 76만 ^m의 오염된 퇴적물 준설을 계획하였다. 청초호에서 오염된 퇴적물을 준설하기 위한 퇴적물 환경기준은 청초호와 유사한 환경인 일본 동경만의 준설 평가 기준을 이용하여 강열감량, COD, 황화물 오염도 평점 6점 이상을 준설 기준으로 제안하였다(속초시, 1995, Table 7).

Table 7. Guideline for polluted sediments dredging in lake chungcho

(Sokcho City, 1995)

Ignition Loss (%)	Grade	COD (mg/g)	Grade	Sulfide (mg/g)	Grade
0~5	0	1~13	0	0~0.6	0
-	-	13~20	1	0.6~1.0	1
5~15	3	20~30	2	1.0~5.0	2
-	-	30~40	4	5.0~10	4
>15	6	>40	6	>10	6

사. 주문진항

환경부는 주문진항의 수질 개선을 목적으로 1997년부터 2005년까지 총 54만 ^m의 퇴적물을 준설하고, 준설 폐기물은 해양투기 하였다.

아. 축산항

환경부는 경북 영덕 축산항의 수질개선을 목적으로 1996년 말부터 1997년 초까지 총 23만 ^m의 퇴적물을 준설하였고, 준설 폐기물은 해양투기 하였다(환경부, 1996).

차. 팔당호

환경부는 상수원으로 이용되는 팔당호의 수질개선을 위해 1994년부터 1998년까지 총 3002 만^m의 오염된 퇴적물을 준설할 계획이었으나 준설 과정에서 발생할 수 있는 수질오염 문제가 제기되어 준설이 유보되고 있다.

팔당호의 오염된 퇴적물 준설을 위한 퇴적물 제거기준은 Table 8과 같다. 측정항목

은 T-N, T-P, 강열감량, COD 4개 항목이고, 기준을 초과하는 항목이 2개 이상인 퇴적물은 준설에 적합하다고 제안하였다(환경부, 1993).

Table 8. Guideline for polluted sediments dredging in lake paldang

(Dep. environment, 1993)

Parameter	Criterion
T-N (mg/kg)	<800
T-P (mg/kg)	<1,100
Ignition Loss (%)	<7
COD (mg/g)	<20

카. 시화호

한국수자원공사는 시화호 수질개선 및 저수용량 확보를 위해 1996년부터 2000년까지 약 60~100만 m³의 퇴적물을 준설할 계획이다. 준설 폐기물은 용출시험에 의한 특정 폐기물 구분으로 오염도를 판정하여 시화확장단지 건설시 조성된 처리장에 매립할 계획이다(고석환, 1996).

현재 준설은 일반 업체에서 개별적으로 실시하고 있어 전체적인 준설량을 파악하는 것은 어려운 일이다. 각 종 자료를 종합하여 볼 때 현재까지 수질개선을 위해 실시된 준설은 약 2,500만 m³ 정도로 사료된다. 그동안 국내에서 오염된 퇴적물을 준설하기 위해 제안된 퇴적물 환경기준은 유기물질에 한정되어 있고, 화학분석 위주의 기준을 제시하고 있다.

1980년대 이후 수질개선을 목적으로 실시된 준설은 Fig. 1.과 같다.

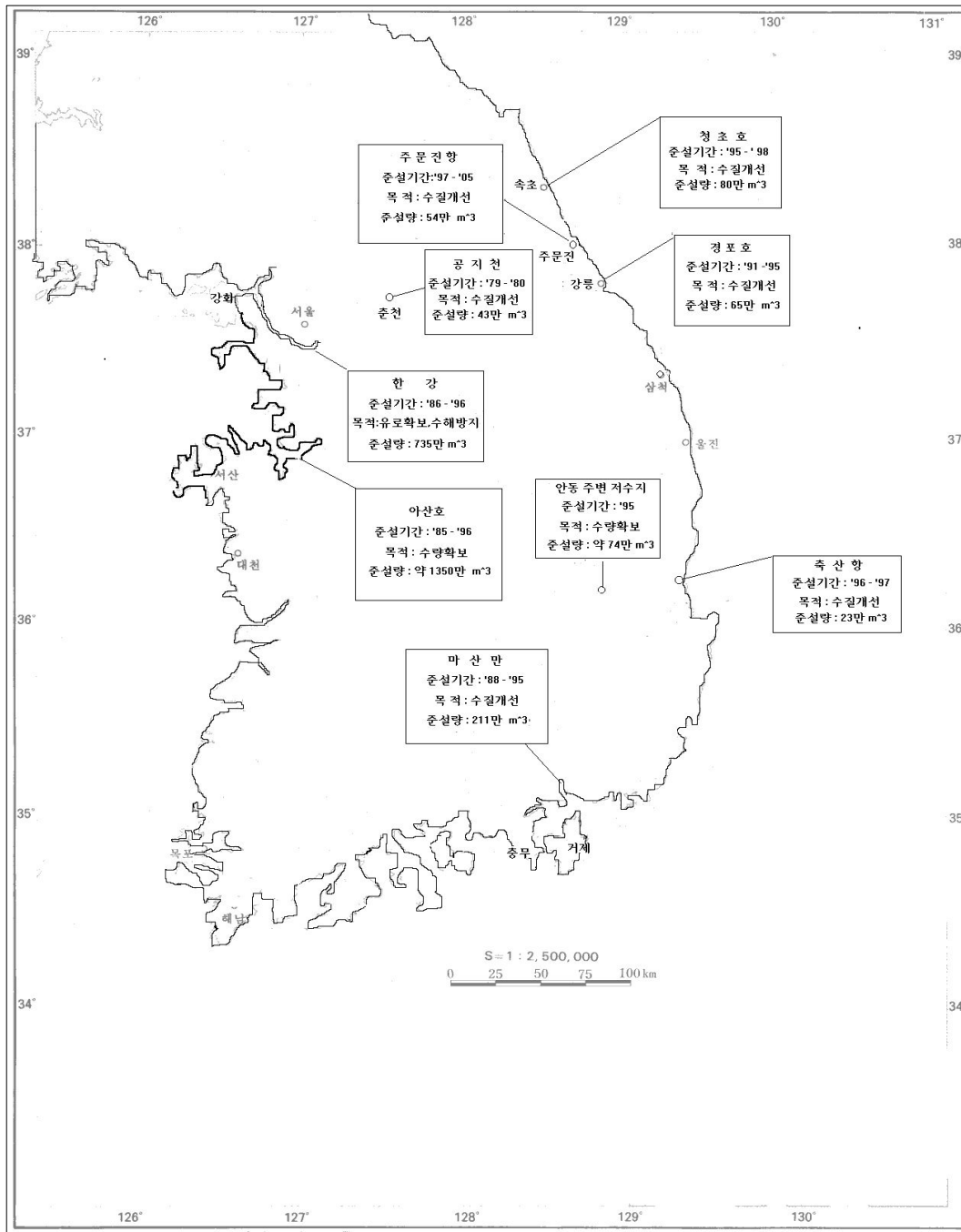


Fig. 1. Dredging conducted to improve water quality(1980-1997).

2.5.3 준설방법

가정하수와 공장폐수, 각종 폐기물의 방치로 인하여 하천이나 저수지 등의 퇴적층에 중금속과 같은 독성물질 등이 과다로 침전되어 적재되고 물의 산성도가 높아지며 수온이 상승하는 등의 부작용을 초래하여, 이러한 여러 문제점을 해결하는 하나의 방법으로 준설을 통한 해결책을 강구하고 있다.

가. Pump dredger

주로 항만준설 또는 매립공사에 사용되는 준설선으로서 해저의 토사를 cutter로 굴삭하거나, 해수와 혼합된 것을 pump로 인양하여 배수관으로 목적하는 거리까지 배송하는 작업선이다. pump 준설선에는 자항식과 비항식이 있으며, 자항식의 것은 대부분 심전토사의 준설에 사용하며 hopper를 가지고 있지 않으며, 비항식은 주로 매립공사에 사용되며 항두에 cutter를 가지고 있고 흡양관을 통하여 흡양한다. pump dredger는 타 준설선에 비하여 능률이 좋고 신속히 작업할 수 있을 뿐만 아니라 공사비가 저렴하고, 원동기는 여러 가지 형식이 있으나, 최근에는 diesel 기관이 많이 쓰이고 있다.

나. Bucket dredger

육상의 bucket 굴삭기와 같은 모양과 원리의 작업선이다. 비교적 대규모의 항만 등, 정박지의 준설작업에 사용되며, 세사, 점토, 사리, 연암 등 광범위한 토질에 적용되고 능률이 좋은 준설선으로서 해저의 토사를 일종의 bucket conveyor를 사용하여 연속적으로 굴삭하는 방식이고, 준설된 토사는 토운선에 의하여 운반된다.

선박의 길이를 1/3, 또는 1/2로 그 좌우양현을 나누어 상단의 회전체에 지지된 ladder를 중심으로 bucket이 달려 있어, 이 ladder를 해저에 내리고 토사의 접하면 구동력을 전달하여 bucket이 회전(ladder를 중심으로 회전)하게 된다. 이 회전력으로 토사를 굴삭하여 수면 상으로 운반, 적재하면 이를 hopper로 받아 다른 운반선에 실어 사토하는 것으로서 작업 시에는 요동을 방지하도록 전후, 좌우를 anchor chain으로 고정한다.

다. Dipper dredger

단단한 지반이나 파쇄된 암석들을 준설하는데 사용되며 선두에 2개, 선미에 1개의 spud를 설치하고 선두에 dipper를 가지고 있다. 이 준설선의 굴삭력은 준설선 중에서 가장 높으나 작업능력이 좋지 않은 것이 단점이다. 이것은 육상의 power shovel 장치와 같은 것을 대선 위에 장착한 것으로서 대부분이 비행선이다. 굴삭 시에 선체의 요동을 방지할 수 있도록 선박의 좌우와 중앙부에 spud를 내리박아 고정하고, 자유스럽게 회전할 수 있는 jib의 상단에 있는 winch의 wire rope로 작동하는 dipper로 굴삭하는 바 dipper의 크기에 따라 작업량의 차가 있음은 육상의 power shovel과 같다.

라. Grab dredger

grab Dredger는 육상의 Clam Shell 장치를 자항식, 또는 비행식 선반에 장착한 작업선으로서 선회대에 jib과 winch를 설치하고 Jib의 끝에 용량 2~4m³의 grab bucket을 달고 winch로서 상하운동을 하면서 토사를 굴삭한다. 비교적 소규모의 항로, 또는 정박지의 준설공사, 계선안벽의 기초공사 등에 사용되며 grab bucket로 해저의 토사를 굴삭하여 선회작동에 따라 토운선에 적재하여 운반된다. 다른 준설선에 비하여 준설심도의 제한을 받지 않으며, bucket 용량이 10m³ 전후의 대형은 굴삭력이 크고 단단한 지반의 준설에 사용된다.

마. Rock cutter

쇄암선은 선박에서 쇄암추를 낙하하여 암을 파쇄하며 추의 무게는 10~30Ton 정도이고, 이 추는 guide용 철제원 통을 이용하여 지면상 2~4m위에서 낙하식으로 암을 파쇄한다.

또한, 상기와 같은 낙추식과는 달리 pile hammer식도 있으며, 이것은 hammer의 선단에 추를 장치하여 hammer의 타격력으로 파쇄작업을 한다. 쇄암선의 일당 능력은 200~300m³라고 알려져 있다. 흔히 논의하는 일반적인 퇴적물 준설은 2차 오염 등으로 인하여 항만 및 내해 등의 준설공사 시 환경적인 기대효과가 불확실하나, 오니확산 방지용 흡입구가 장착된 아지테이타식 오니준설은 박스형태의 흡입구, 특수 아지테이타, 전동식 개폐장치, 스트레이너 등에 대하여 특수고안, 개발한 신기술로 2차 오염 방지를 위해 상수원, 도시주변호수, 항만 및 내해의 오니준설에 적합한 준설 방법이다.

2.5.4 준설토 활용방안

저수지 내용적 확보를 위해 실시하는 준설로 인하여 많은 양의 준설토가 발생한다. 준설토를 효율적으로 활용하기 위해서는 각 저수지의 준설토에 대한 물리적 성질과 화학적 성분의 분석 결과에 따라 이들 성분 함량간의 균형을 적절히 조절하고, 준설 시기, 운반거리, 진입로와 같은 준설여건을 충분히 검토해야 한다.

이를 위해서는 먼저 농경지에 객·복토 등을 통한 토성 및 토양개량, 채취 후 선별하여 골재 및 도로성토용으로 활용하는 방안을 강구해야 할 것으로 판단된다. 또한 고화제 등을 이용한 토양의 물리적 성질을 개선하여 저수지 제당의 압성토용, 공원 등 공공시설 부지조성, 대도시 주변 정원 조성 등 준설토를 이용한 친수공간의 확보, 축사, 비닐하우스, 농기계보관소 등 농업용 시설물 설치를 위한 부지조성, 쓰레기매립장의 성토용으로 활용하거나, 저습지의 개량으로 배수개선 효과를 거두어 홍수로 인한 침수피해를 방지하고, 배수시설의 설치비 및 유지관리 비용의 절감효과를 거두는 등 경제성과 적절한 처리방법을 찾아 합리적 이용이 가능하도록 처리방법별로 활용방안을 모색하는 것이 중요하다고 할 수 있다. 그러나 현재 실시되고 있는 준설토의 처리방법은 저수지 부근 또는 인근 저지대에 객·복토용으로 사토처리하고 있어 이용면에서 적절한 것으로 볼 수 있지만 준설의 물리적, 화학적 성질을 고려하지 않고 이에 대한 대책이 요구되고 있는 실정이다.

가. 국내 준설토 처리현황

현재 국내에서는 아직까지 준설토의 오염현황 파악과 정부차원의 준설토 재활용을 위한 정책 및 오염준설토의 유효한 관리방안이 없는 실정이며, 준설토적물을 그대로 육상에 단순매립 또는 해양투기하거나 오염토적물에 대해서 준설토 전량에 응집제를 투입하여 응집·침전에 의한 처리 후 탈수하는 것이 대부분이다. 골재로서의 가치가 있는 준설토는 직접 판매할 수 있으나, 그렇지 못한 경우에는 처분에 의한 비용이 추가로 소요되어야 한다. 현재 국내의 항만 건설시 발생하는 준설토는 매립에 의한 용지확보(매립지 조성)의 목적으로 대부분 활용되고 있으며, 하천의 준설에 의하여 발생하는 준설토는 매각 또는 적절한 곳에 야적하고 있는 실정이다. 용량 확보를 위한 농업용 저수지 준설토는 대부분 오염도가 낮아 농경지 등에 활용되어 객·복토용 또는 일부 골재 및 성토재료로 활용되고 있다. 육상에서 단순 매립하는 경우 매립 후 침출수에 의한 2차 오염이 문제가 되며, 기존 매립 장소의 포화와 매립지 주변주민의 민

원 등으로 새로운 매립지 확보가 곤란한 상황이다. 해양투기의 경우 육상폐기물은 해양오염방지법에 의한 14가지 항목(유분, 시안, 크롬, 아연, 구리, 카드뮴, 수은, 유기인, 비소, 납, 6가크롬, 불소, PCB 및 페놀류)이 폐기물의 해양배출 기준을 만족하면 해양에 투기하는 것으로 허용되고 있다. 매년 해양에 배출되는 폐기물의 양이 증가하고 있는데 해양투기 폐기물의 포괄적인 평가 체계인 런던협약(1972년)과 의정서(1996년)에 의거하여 폐기물 투기장으로서의 해양의 이용을 점차 축소해야할 상황에 놓여있다.

따라서 국내에서도 단순처리에 의해 중요자원인 준설토를 폐기물로서 처분하고 있는 것은 재고해야 할 문제이며, 사토처리, 야적, 매립 및 해양투기를 점차적으로 줄이고 합리적인 방법의 준설토적용 활용기술의 개발을 서둘러야 할 것이다.

이와 같이 저수지의 용적 확보 및 기능 향상을 위하여 실시되는 준설토는 준설토물량과 운반거리, 준설토시기, 현장 집입로, 준설토 처리장소 등과 같은 제반 공사여건, 처리방법, 공사비를 감안한 경제성, 준설토의 물리·화학적 특성을 비교 검토하여 실시함이 원칙이나 현재 실시되고 있는 준설토의 처리방법은 그렇지 못한 실정이다. 현재까지의 준설토의 처리방법은 저수지 외의 사토처리, 저습지 매립(사토처리), 저수지부근(홍수면 위)사토처리, 인근부락 사토처리, 경지정리 복토용, 선별 후 골재로 사용, 도로 성토용, 농경지에 객, 복토용 등 8가지 방법으로 주로 처리되고 있는 것으로 나타났다(김경만 외, 2005).

나. 외국의 준설토 활용

선진국에서는 연안매립 및 육상의 매립지 조성이 제한되고, 준설토의 투기에 의한 환경영향평가가 강화되고 있기 때문에 준설토의 오염도 평가에 의한 투기방법, 투기시설, 경제성 이용 등에 대한 연구가 활발하다.

또한 국내에서도 연안매립에 대한 규제가 연안관리법의 발효와 함께 상당부분 제한될 추세에 있다. 국내에서는 연안 준설토사업에 의하여 발생하는 준설토를 대부분 매립하여 매립지를 조성하는 획일화된 방법을 사용하고 있다. 매립지 조성도 매우 효율적이고 경제성이 있는 준설토 활용방안 중의 하나이긴 하나 보다 다양화된 준설토 활용방안이 모색되지 않고 있다. 미국에서는 조류 및 어류의 서식지(habitat) 조성, 모래가 유실되는 해안의 모래공급(beach nourishment) 등에 준설토가 활용되고 있으며, 일본에서는 준설토를 이용하여 수중장애를 조성하여 해역의 정 온도를 유지하거나, 오염된 저질의 복토(sand capping)용으로 사용하고 있다.

또한 유럽에서는 준설토와 기존 토양과의 적절한 혼합에 의한 영양분이 풍부한 표토(top soil)로 이용하거나, 고형화에 의한 골재생산 등 다양한 활용방안을 모색, 적용하고 있다. 그 외에도 골프장 및 축구장을 위한 토양으로 활용하거나 공원 조성 등 친환경적인 활용방안을 다각적으로 연구하고 있다. 물론, 오염도분석, 법적규제, 경제성분석, 기술적인 타당성 분석을 통하여 경제적인 활용이 곤란한 경우에는 환경영향을 최소화하는 처분체계를 모색하고 있다.

외국의 경우에는 준설토사업을 준설토-매립의 한 과정에 국한하지 않고, 준설토/수송/처분을 하나의 체계로 인식하여 연구 및 현장적용을 수행하고 있다. 따라서 준설토의 성분분석 및 준설토의 물리, 화학, 생물학적 처리시스템 및 재활용의 차원에서 준설토를 매우 다양한 목적으로 활용하는 연구를 수행하고 있다.

오염물질 규제의 경우에도, 오염원 제어 및 비 제어에 따라서 발생하는 준설토 재활용방안의 비율은 서로 다르게 나타난다. 그러나 향후 준설토의 처리방안은 해양투기 및 매립 등 환경에 악영향을 크게 미치는 방안보다는 준설토를 적절한 수준으로 처리하여 환경에 미치는 영향을 최소화하는 방향 또는 경제적인 활용방안을 다각적으로 모색하고 있다.

2.5.5 준설토 복원방법

오염된 준설토의 처리공법은 토양정화 공법과 유사한 점이 많으나 수계에 직접적인 영향을 끼치고 하천의 형태와 흐름 특성과 관련이 있는 등 까다로운 점이 많고 처리공정만을 보더라도 많은 양의 이물질과 함수율로 인해 중간 처리과정이 필요하다. 그 중 처리 공정상의 가장 큰 특징은 퇴적토 처리에 입도분리가 포함되는 점을 들 수 있다. 일반적으로 준설토사는 모래크기 이상의 골재 성분과 미립자 실트 및 점토 성분으로 이루어져 있는데 이 중 미립자는 큰 비표면적으로 인해 오염물질의 농도가 높으며 일반적인 세척공정에서 효율적으로 처리되지 않는 것으로 알려져 있다(Wenning et al., 2001).

따라서 준설토사 중 골재 성분만을 분리하여 적절한 처리를 거쳐 건설용 자재 및 복토재 등으로 재이용하고 나머지 미립자는 폐기물로 간주되어 매립하거나 해양에 투기하는 것이 일반적이었다(USEPA, 2005). 그러나 폐기물의 해양투기를 금지한 런던협약 '96의정서'가 발효되면서 단계 별로 배출기준이 강화되고 있으며, 이에 실질적인 해양투기가 어려워진 상태이기 때문에 한정된 매립지의 수명 및 처리비용의 상승에 대한 문제가 대두되고 있어, 적극적인 처리와 재활용 증대를 통하여 그 동안 폐기 처

분되어 왔던 사토의 양을 줄이는 노력이 필요한 시점이다. 준설된 하천 퇴적토는 준설 후 이송 및 탈수과정 등의 전처리과정과 입도분리를 포함한 오염 퇴적토 처리과정 그리고 폐수처리 및 매립까지의 후처리 공정으로 크게 구분할 수 있다.

가. 생물학적처리(Bioremediation)

생물학적 처리는 미생물에 의하여 오염물질을 분해시키거나 독성을 저감시키는 기술로 최근에 유기물질에 의해 오염된 퇴적토를 처리하는데 많이 사용되고 있다. 이 공법은 환경 친화적으로 이용될 수 있으나 현장 특이적(site specific) 조건에 크게 좌우되는 특징이 있으므로 토양 특성에 따른 적절한 적용이 필요하다.

나. 화학적처리(Chemical treatment)

시약을 투여하여 오염물질을 완전히 제거하거나 독성을 저감시키는 기술로 효과가 빠르고 효율이 높은 장점이 있으나 화학물질로 인한 2차오염의 우려가 있고 토양의 생태적 기능의 완전파괴로 인하여 정화된 준설토를 복토재 등으로 재활용에 제한이 있을 수 있다. 준설토 처리에 가장 널리 쓰이는 방법은 킬레이트화(chelation), 탈염소화(dechlorination), 산화(oxidation) 등 이 있다

다. 세척(Extraction/Washing)

세척은 오염물질을 퇴적토로부터 탈착시키는 제거기술로 크게 extraction과 washing을 함께 일컬으나 정확히 말하면 추출용매에 물이 포함된 경우가 washing이다. 세척 후 오염퇴적토는 정화된 입자와 물 그리고 슬러지로 나누어지는데 후에 기술될 입도분리를 통해서 정화된 입자의 양을 최대화하고 농축슬러지의 양을 최소화하기 위한 최신기술들이 개발되고 있다. 정화기작이 비교적 간단하여 편리하고 오염물질을 근본적으로 제거할 수 있으나 처리 후 폐수의 양이 많이 발생하므로 여기에 따른 대책이 같이 고려되어야한다

라. 안정화(Immobilization or Solidification/Stabilization)

안정화는 안정화제(stabilizing agent)를 투여하여 오염물질의 유동성을 떨어뜨리는 위해도 저감 개념의 공법으로 퇴적토 물리화학적 특성을 변화시킬 수 있는 적합한 안정화제의 투입이 중요하다. 오염물질의 제거가 아닌 용출을 최소화 시키는 공법으

로 경제적인 처리가 가능하나 적절한 고형화 등으로 안정성을 확보하여야 한다. 정화가 어려운 미세 오염토에 적용 가능한 기술이다.

마. 열처리(Thermal treatment)

소각 열분해 등의 열처리 공법으로 유기오염 물질의 완전 제거가 가능하나 비용이 많이 들고 에너지 소비가 많으며, 중금속에 대한 적용이 어렵다.

바. Particle size separation

일반적으로 준설 퇴적토 처리에는 입도분리가 선행되나 입도에 따른 오염도가 차이가 뚜렷하여 미세입자에 오염물질이 집중되어 있는 경우 물리적인 입도분리 공정만을 통하여 미세입자를 분리해 내고 분리된 미세 오염토를 폐기처분 한다. 입도에 따른 오염도 차이가 큰 경우에 제한적으로 사용될 수 있다.

2.6 외국의 퇴적물 환경기준 및 시험방법

퇴적물 환경기준은 1970년대 초 유럽과 미국의 대도시 수로에서 준설된 퇴적물을 어떻게 처리할 것인가에 대한 연구가 진행되면서 개발되기 시작했다(Araki, 1995). 퇴적물의 오염도 평가에 대한 연구는 미국과 일본에서 활발히 진행 중인데 미국은 퇴적물의 오염도 평가를 위해 주성분과 미량성분 모두를 분석하는 반면 일본은 강열감량, COD, 유화물, 악취 등 간단한 분석을 이용해서 퇴적물 환경기준을 개발하고 있다.

현재 외국에서는 유역의 특성을 반영한 퇴적물 환경기준(site-specific sediment quality criteria)이 주로 사용되고 있는데, 이것은 퇴적물의 조성이 유역의 지질학적 조성, 토지이용도, 오염정도에 따라 크게 영향을 받기 때문이다. 다양한 유역에 적용될 수 있는 퇴적물 환경기준(national sediment quality criteria)은 연구 단계에 있다(ES&T, 1997).

2.6.1 미국의 퇴적물 환경기준

미국에서 준설물질은 수로에서 굴착 또는 퍼 올려진 물질로 정의된다. 대부분의 준설은 항로 유지를 위해서 이루어지고 항로 유지를 위한 준설은 U.S. Army Corps of Engineers (USACE)에서 관리하고 있다. USACE는 1824년 미국의회가 오하이오와 미시시

피 강의 장애물과 모래톱을 제거할 것을 결정하면서 준설 업무에 관여하게 되었다.

현재 미국에서 준설 업무는 National Oceanic and Atmospheric Administration(NOAA), Environmental Protection Agency(EPA), U.S. Army Corps of Engineers(USACE), Department of the Interior(DOI)에서 관리하고 있으며 각 주정부도 관여하고 있다. 준설 관련 법안은 환경 개선이 목적인 경우에는 Comprehensive Environmental Response, Cleanup and Liability Act (CERCLA), Resource Conservation and Recovery Act(RCRA), Clean Water Act(CWA)가 적용되고, 항로유지가 목적인 경우에는 Marine Protection Research and Sanctuaries Act(MPRSA), Coastal Zone Management Act(CZMA), Endangered Species Act(ESA), Rivers and Harbors Act(RHA)가 관련되어 있다(National Research Council, 1997). 관련 법안의 적용 범위와 관련 기관의 관리 업무에 대한 모식도를 Fig. 2에 나타내었다.

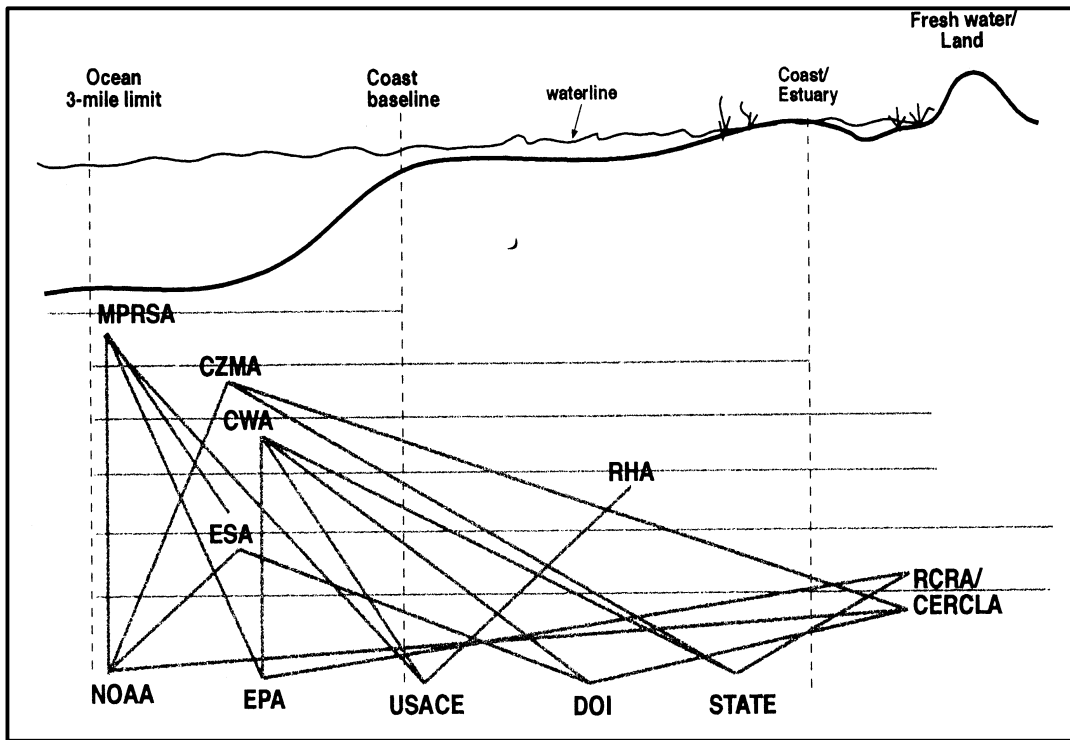


Fig. 2. Regulation of contaminated sediments(National Research Council, 1997).

1970년대부터 현재까지 미국에서 개발된 SQG, SQC를 개략적으로 살펴보면 Table 9와 같다.

Table 9. Existing sediment quality criteria and management guidelines

Criteria and Source	Comments
Federal Water Quality Administration Criteria for Maximum Allowable Contaminants in Dredged Material, Washington, 1973	Single parameter criteria Variable parameter criteria (non-polluted, moderately polluted, heavily polluted)
U.S. EPA, Region V, Guidelines for Classifying sediments of Great Lakes Harbors(Annon. 1977)	Single parameter criteria
Wisconsin Department of Environment: sediment quality criteria(Sullivan et al. 1985)	Variable parameter criteria (no effect level, lowest effect level, limit of tolerance level)
Ontario Ministry of Environment:sediment quality criteria(Persaud et al. 1989)	Variable parameter criteria
Ontario Ministry of Environment: dredged material disposal classification criteria(Anon. 1988)	Variable parameter criteria (single parameter and normalization against TOC in bulk sediment)
Beak Consultants Ltd: sediment quality guidelines (Hart et al. 1988)	Variable parameter criteria (single parameter and normalization against TOC in bulk sediment)
NOAA'S National Statuses and Trends Program sediment quality guideline, 1996	Single parameter criteria
Washington State Department of Ecology: marine sediment quality standards(chemical criteria)	Single parameter criteria
Washington State Department of Ecology: Puget Sound marine sediment impact zones(max. chemical criteria)	Single parameter criteria
Washington State Department of Ecology: Puget Sound marine sediment cleanup screening levels and minimum cleanup levels(chemical criteria)	Single parameter criteria

data from : Arakel, 1995, Smith et al, 1996

최초의 퇴적물 환경기준은 1973년 Federal Water Quality Administration가 제안하였다. 이것을 EPA가 채택하였고 현재 이 기준은 “Jensen criteria “라고 알려져 있다. 이 최초의 기준은 Table 10과 같이 7개 항목에 대해 퇴적물을 화학 분석하여 규제치를 설정하였고 한 가지 항목이라도 규제치를 초과하면 오염된 퇴적물로 분류하였다.

Table 10. Federal water quality administration criteria for maximum allowable contaminants in dredged material

Parameter	Criteria ^a
Volatile solids	6.0
COD	5.0
TKN	0.10
Oil and greade	0.15
Mercury	0.0001
Lead	0.005
Zinc	0.005

^aAll values as % dry weight(Anon, 1973)

1977년 U.S EPA와 U.S Army Corps of Engineers(ACOE)는 Table 11과 같은 퇴적물 환경기준을 개발하여 육수와 해양에서 준설된 퇴적물의 오염 정도를 평가하였다. 권영택 등(1997)이 기준을 적용하여 마산만 퇴적물의 오염도를 평가한 바 있다.

Table 11. U.S. EPA, Region V, Guidelines for classifying sediments of Great lakes harbors^a

Division	Non-polluted	Moderately polluted	Heavily polluted
Volatile solids	<5%	5%~8%	>8%
COD	<40,000	40,000~80,000	>80,000
TKN	<1,000	1,000~2,000	>2,000
oil and grease (hexane solubles)	<1,000	1,000~2,000	>2,000
Lead	<40	40~60	>60
Zinc	<90	90~200	>200
Mercury	<1.0	N.A.	>1.0
Ammonia	<75	75~200	>200
Cyanide	<0.10	0.10~0.25	>0.25
Phosphorus	<420	420~650	>650
Iron	<17,000	17,000~25,000	>25,000
Nickel	<20	20~50	>50
Manganese	<300	300~500	>500
Arsenic	<3	3~8	>8
Cadmium	-	-	>6
Chromium	<25	25~75	>75
Barium	<20	20~60	>60
Copper	<25	25~50	>50

^aAll concentrations as mg/kg, dry weight.

Anon, 1977

Wisconsin Department of Natural Resources는 PCBs, 금속류, 살충제류에 대한 기준을 Table 12와 같이 개발하였다.

Table 12. Wisconsin department of natural resources sediments quality criteria

Parameter	Guideline ^a
Arsenic	10
Cadmium	1
Chromium	100
Copper	100
Lead	50
Mercury	0.1
Nickel	100
Zinc	100
Heptachlor	0.05
Endrin	0.05
Aldrin	0.01
Chlordane	0.01
PCBs	0.05
Dieldrin	0.01
δ-BHC	0.05

^aAll concentrations as mg/kg, dry weight.

Sullivan, 1985

Ontario Ministry of Environment(OME)은 1989년 No effect level, Lowest effect level, Limit of tolerance level로 오염물질의 농도를 구분한 퇴적물 환경기준을 개발하였다. OME의 퇴적물 환경기준은 저서생물에 대한 독성시험 결과를 바탕으로 하였고 Table 13에 도시하였다.

Table 13. Ontario ministry of environment(OME) sediments quality criteria

(Long et al, 1995)

Division	No effect level	Lowest effect level	Limit of tolerance level
<Metals> (mg/kg)			
Arsenic	4	5.5	33
Cadmium	0.6	1	10
Chromium	22	31	111
Copper	15	25	100
Iron %	2	3	4
Lead	23	31	250
Manganese	400	457	1,110
Mercury	0.1	0.12	2
Nickel	15	31	90
Zinc	65	110	800
<Organics> ($\mu\text{g/g}$)			
δ -Chlordane	0.001	0.005	6.6
Heptachlor	0.001	0.002	0.5
Endrin	0.002	0.003	33.1
Aldrin	0.001	0.007	128.4
Mirex	0.001	0.002	9.1
Chlordane	0.001	0.008	6.2
p,p-DDT	0.005	0.009	13.6
p,p-DDD	0.002	0.008	9
p,p-DDE	0.003	0.005	21.3
o,p-DDT	0.001	0.006	11.3
PCB 1254	-	0.058	34.4
PCB 1248	-	0.034	150.5
PCB 1016	-	0.007	53.3
PCB(Total)	0.02	0.041	69.8
Dieldrin	0.006	0.019	59.9
BHC	-	0.003	11.8
δ -BHC	0.002	0.003	25
β -BHC	0.001	0.005	21
α -BHC	0.001	0.006	10.4
HCB	0.001	0.020	47.6
Heptachlor Eposide	0.001	0.005	5.5
<Nutrients> (mg/kg)			
TOC (%)		1	10.0
TKN		545	4800
TP		600	2050
Solvent extractables (oils and greases)		2400	-

NOAA는 National status and trends program을 수행하면서 퇴적물에 함유된 유기오염물질(EPA, 1993)과 중금속(Long et al, 1995)의 오염도 평가를 위한 SQG를 Table 14와 같이 제안하였다. 이 방법은 원래 Long and Morgan(1990)이 제시한 방법이고 미국의 플로리다 주와 캐나다에서도 약간의 수정을 거쳐 이 방법을 사용하고 있다.

유기오염물질은 TOC로 평준화 하였고, 중금속은 생물학적 영향에 따라 Effects Range Low(ERL)과 Effects Range Median(ERM)으로 구분하였다. 미국 연안 퇴적물을 조사한 결과 92%가 ERL을 초과하는 것으로 나타났고, ERM을 초과하는 곳은 33%로 나타났다.

Table 14. NOAA's national status and trends program sediments quality guideline

Parameter	Guideline	
	ERL	ERM
Dieldrin	20.4 $\mu\text{g/gOC}^a$	
Acenaphthene	232 $\mu\text{g/gOC}$	
Fluoranthene	296 $\mu\text{g/gOC}$	
Phenanthrene	238 $\mu\text{g/gOC}$	
	ERL	ERM
Arsenic	8.2 $\mu\text{g/g-dry}$	70 $\mu\text{g/g-dry}$
Cadmium	1.2 $\mu\text{g/g-dry}$	9.6 $\mu\text{g/g-dry}$
Chromium	81 $\mu\text{g/g-dry}$	370 $\mu\text{g/g-dry}$
Copper	34 $\mu\text{g/g-dry}$	270 $\mu\text{g/g-dry}$
Lead	47 $\mu\text{g/g-dry}$	220 $\mu\text{g/g-dry}$
Mercury	0.15 $\mu\text{g/g-dry}$	0.71 $\mu\text{g/g-dry}$
Nickel	21 $\mu\text{g/g-dry}$	52 $\mu\text{g/g-dry}$
Ag	1 $\mu\text{g/g-dry}$	3.7 $\mu\text{g/g-dry}$
tDDT	1.6 ng/g-dry	46 ng/g-dry
tPCB	23 ng/g-dry	180 ng/g-dry
t1PAH	4000 ng/g-dry	45000 ng/g-dry

a: OC = 0.2%[dry weight] if measured OC<0.2%

그 외에도 Anon(1988), Hart(1988) 등이 다양한 기준을 제시하였다.

Table 15. Dredged material disposal classification criteria^a used by the Ontario Ministry of Environment(Anon, 1988)

Parameter	Open Water Disposal	Unrestricted Land Use	Restricted Land Use
Cadmium	1.0	1.6	4.0
Lead	50.0	60.0	500.0
Mercury	0.3	0.5	0.5
PCBs	0.05	<2.0	>2.0
Ignition Loss	6.0	-	-
Oil and grease	1500.0	-	-
Total phosphorus	1000.0	-	-
TKN	2000.0	-	-
Ammonia	100.0	-	-
Arsenic	8.0	14.0	20.0
Copper	25.0	100.0	100.0
Zinc	100.0	220.0	500.0
Chromium	25.0	120.0	120.0
Iron	10000.0	350000.0	350000.0
Nickel	25.0	32.0	60.0
Cobalt	50.0	20.0	25.0
Silver	0.5	-	-
Cyanide	0.1	-	-
Molybdenum	-	4.0	4.0
Selenium	-	1.6	2.0

a : $\mu\text{g}/\text{kg}$

Table 16. Beak consultants ltd.'s sediments quality criteria (Hart et al,1988)

Contaminant	Proposed Guideline ($\mu\text{g/g}$) ^a	Method of Derivation ^b
Arsenic	17	SLC
Cadmium	2.5	Background
Chromium	100	Bioassy
Copper	85	Bioassy
Iron %	5.9	Background
Lead	55	Background
Manganese(%)	0.12	Background
Mercury	0.6	Background
Nickel	92	SLC
Zinc	143	Background
Heptachlor	0.008	SLC
Endrin	0.012	SLC
Mirex	0.028	SLC
Aldrin	0.008	SLC
Chlordane	0.003	SLC
DDT(total)	0.002	Partitioning
p,p-DDT	0.036	SLC
p,p-DDD	0.032	SLC
p,p-DDE	0.02	SLC
o,p-DDT	0.024	SLC
PCBs	0.16	SLC
PCB 1254	0.23	SLC
PCB 1248	0.14	SLC
PCB 1016	0.03	SLC
Dieldrin	0.076	SLC
δ -BHC	0.0113	SLC
β -BHC	0.012	SLC
α -BHC	0.02	SLC
HCB	0.08	SLC
Heptachlor Eposide	0.018	SLC
δ -Chlordane	0.002	SLC

a:Except as noted.

b:Proposed guidelines based on SLC and partitioning were derived in $\mu\text{g/g}$ and adjusted to bulk sediment basis assuming an average 4% total carbon.

미국에서는 각 주정부나 관련기관에서 제시한 SQG, SQC를 site-specific sediment quality criteria로 변형하여 퇴적물 준설에 적용하고 있다. 미국 전역에 적용되는 국가적 기준으로써의 퇴적물 환경기준을 설정하기 위한 연구가 EPA에서 활발히 진행 중이다.

2.6.2 캐나다의 퇴적물 환경기준

캐나다에서 국가적인 환경기준은 1988년 공포된 CEPA의 적용을 받고 있으며, 주정부가 환경관련 법률을 제정하고자 할 때 중요한 판단지표가 되고 있다. CEPA에는 주정부가 조사활동, 화학적 평가, 오염방지, 오염제어 정책, 규제활동을 수행하도록 명시하고 있다.

현재 캐나다에는 퇴적물에 대한 국가적 기준이 설정되어 있지 않아 Long & Morgan(1990)의 방법을 변형해서 SQC로 설정하고 있으며, Long & Morgan(1990)은 화학물질이 생물체에 미치는 영향을 평가한 자료에서 악영향이 나타난 확률 10% 이하의 농도(Effects Range Low)와 50% 이하의 농도(Effects Range Median)로서 퇴적물 평가기준을 계산하였다. 이 두 단계의 기준은 거의 발생하지 않음(rarely), 가끔 발생함(occasionally), 자주 발생함(frequently)으로 나누어지며, 이러한 정의는 퇴적물과 결합한 오염물질의 독성은 오염물질의 농도가 높아지면 증가한다는 것을 가정하고 있다(Long et al, 1995). 캐나다에서는 생물체에 악영향을 미칠 확률 20% 이하를 TEL(Threshold Effect Level), 50% 이하를 PEL(Probable Effect Level)로 정의하여 사용하고 있다.

Table 17. Schematic representation of Canadian sediments quality criteria

↑ chemical concentration	effect under protective ▽	① ERM	② PEL
	uncertain level of protection effects may or may not occur		
	▲ over protective no effects	ERL	TEL

▽ : 값 이하

▲ : 값 이상

Biological Taxa/Population/Communities

① : Long & Morgan, 1990

② : Smith et al, 1996

2.6.3 일본의 퇴적물 환경기준

일본에서는 1970년대 초부터 수질개선을 목적으로 준설을 실시하였다. 대부분 펌프 준설선을 사용하였으며 준설 퇴적물은 주로 매립하였고, 우리나라와 마찬가지로 퇴적물 환경기준은 없고 각각의 준설 사업에 따라 퇴적물 제거기준을 제시하고 있다. 1970년대 초부터 시작된 동경만 퇴적물 연구결과는 일본 퇴적물 관리의 기초 자료로 이용되고 있다.

동경만(1972-1981)과 요코하마(横浜市)만(1973-1979)에서는 각각 2,400천³, 691천³의 퇴적물이 준설되었으며 이때 설정한 퇴적물 제거기준은 Table 18과 같이 강열감량, COD, 유화물을 평가점으로 산정하여 6점 이상이면 제거하는 것으로 하였다.

Table 18. sediment removal criteria in Tokyo bay and Yokohama bay

강열감량(%)	평가점	COD((mg/g)	평가점	유화물(mg/g)	평가점
0~5 미만	0	0~13 미만	0	0~0.6 미만	0
		13~20 미만	1	0.6~1.0 미만	1
5~15 미만	3	20~30 미만	2	1.0~5.0 미만	2
		30~40 미만	4	5.0~10.0 미만	4
15 이상	6	40 이상	6	10.0 이상	6

나고야 항은 1972~1981년에 걸쳐 729,000³의 퇴적물을 준설하였으며 퇴적물제거기준은 Table 19와 같이 강열감량, COD, 유화물 중 2개 항목에서 (+)로 평가되면 제거하는 것으로 하였다.

Table 19. sediment removal criteria in Nagoya Harbor

Parameter	Criteria	Evaluation
Ignition Loss	≥ 10 %	+
	< 10 %	-
COD	≥ 20 mg/g	+
	< 20 mg/g	-
Sulfide	≥ 1 mg/g	+
	< 1 mg/g	-

기타 지역의 일본에서 퇴적물의 제거기준은 Table 20과 같다.

Table 20. sediment removal criteria in Japan

Area	Criteria	Area	Criteria
大板	>Ignition loss 15%	田子浦港	>Ignition loss 15%, >PCB 100ppm
姫路	>Ignition loss 15%	三田泥中間	>Ignition loss 15%
鹽釜	>Ignition loss 15%	三河	> COD 16mg/g, Sulfide 1mg/g, Ignition loss 15%
尼崎, 西宮, 芹屋	> COD 20mg/g or Sulfide 1mg/g	油律	>Ignition loss 20%

2.6.4 퇴적물 환경기준 시험방법 변화

가. 퇴적물 분석(Bulk sediment analysis)

퇴적물 분석 방법은 화학분석을 통해 단위 건조량 당 함유된 오염물질의 농도를 분석하여 퇴적물 환경기준을 결정하는 방법이다. 초기에 개발된 퇴적물 환경기준들은 대부분 이런 방법을 적용하였다. 미국 Jensen criteria의 경우 휘발성 고형물, 화학적 산소요구량, 유분, 총 질소, 세 가지 중금속(수은, 납, 아연)의 7개 항목에 대해 퇴적물 분석을 실시하여 한 가지 항목이라도 기준을 초과하는 경우에는 퇴적물이 오염되었으므로 해양투기가 부적합하다고 판정하였다(Dana et al, 1983, Giesy and Hoke, 1990).

퇴적물 분석방법이 개발되면서 퇴적물에 함유된 오염물질을 화학적으로 분석하는 것만으로는 생물이용도나 독성을 평가하기 어렵다는 주장들이 제기되었다. 특히 중금속은 지각 구성성분이기 때문에 자연상태 퇴적물에도 중금속이 함유되어 있으므로 퇴적물 분석보다는 간극수 분석이 독성을 평가하는데 효과적이다. 1984년 Schuytema 등은 *Daphnia magna*에 독성을 나타내는 카드뮴의 형태는 자유(free) 혹은 용존된 카드뮴 형태이며 “퇴적물에 흡착된 카드뮴의 독성은 무시할 정도로 작다” 라고 결론지었다. 1984년 Cairns 등은 *Daphnia magna*, *Chironomus tentants* 등을 대상으로 퇴적물에 함

유된 구리의 독성 연구에서 퇴적물과 결합된 형태의 구리가 아닌 용존구리에 의해서 독성이 나타난다고 하였다. 1988년 van de Guchte와 Mass-Diepeveen은 *Daphnia magna*, *Chironomus tentants*에 대한 카드뮴, 수은, 살충제 Dieldrin의 독성은 퇴적물에 함유된 농도보다는 간극수에 함유된 농도와 더 밀접한 관련이 있다고 하였다.

위와 같은 이유에도 불구하고 현재까지도 퇴적물 분석을 이용한 퇴적물 환경기준 설정 방법이 연구되고 있는 것은 다음 두 가지 문제가 해결되고 있지 않기 때문이다.

1) 다량의 퇴적물을 직접 섭취하는 *Hezagenia limbata*는 간극수보다는 퇴적물에 결합된 독성물질의 농도에 큰 영향을 받는다(Zimmermam et. al, 1975).

2) *Hezagenia limbata*는 서식환경에 퇴적물이 필요하기 때문에 퇴적물을 배제한 간극수만으로 독성시험을 하면 서식처에 대한 스트레스를 받는다(Giesy et al, 1990).

초기의 화학적 퇴적물 분석 방법은 오염물질의 자연함유량을 평가하는 경우에는 유용하지만 퇴적물 환경기준을 설정하고자 할 때는 독성자료의 비교, 시험대상종의 서식 환경과 생활방식 고려 등이 필요할 것이라고 판단된다.

나. 용출시험 (Leaching test)

퇴적물 환경기준 산출을 위해 두 번째로 시도된 방법은 용출시험 방법이다. 용출시험 방법은 1973년 EPA가 준설이나 준설퇴적물의 폐기과정에서 나타날 수 있는 공중보건상의 위해와 환경오염을 막기 위해 제안하였다. 이 방법은 퇴적물과 물 사이의 관계를 고려하기 때문에 퇴적물 분석 방법보다 퇴적물의 독성 평가에 유리하다(Kenneth, 1983).

Resource Conservation and Recovery Act(RCRA)에서는 1976년 용출시험을 통해 기준을 제안하였으며, 그 내용은 Table 21과 같다. 현재 국내에서도 준설 폐기물의 유해여부와 해양투기 여부를 결정하는데 폐기물공정시험기준에 의한 용출시험을 이용한 기준을 사용하고 있다.

폐기물로 구분되는 준설 폐기물은 유해물질 함유량에 따라 일반폐기물과 지정폐기물로 나뉘는데 지정폐기물에 함유된 유해물질 판정기준은 Table 22와 같다.

해양오염방지법에서는 준설 폐기물을 육지폐기물(하천 및 호소 준설물질)과 해양폐기물(해저 준설토사)로 구분하고 있고 준설 폐기물을 해양투기 하고자 하는 경우에는 위에 있는 Table 23과 같은 기준에 적합해야 한다.

Table 21. Maximum concentration of contaminants for characteristic of EP toxicity (RCRA, 1976)

Parameter	Maximum concentration (mg/ℓ)
Arsenic	5.0
Barium	100.0
Cadmium	1.0
Chromium	5.0
Lead	5.0
Mercury	0.2
Selenium	1.0
Silver	5.0
Endrin	0.02
Lindan	0.4
Methoxychlor	10.0
Toxaphene	0.5

Table 22. Standard for designated wastes in Korea (Waste management act, 2010)

Parameter	Designated wastes standard (mg/ℓ)
Lead	3
Copper	3
Arsenic	1.5
Cadmium	0.3
Chromium	1.5
organo phosphates	1
tetra chloro ethylen	0.1
tri chloro ethylen	0.3

Table 23. Standard for open water disposal in Korea

(Marine protection act, 1992)

구 분	집중식 처리방법에 의하여 처리하는 폐기물 (mg/ℓ)		확산식 처리방법에 의하여 처리하는 폐기물 (mg/kg, mg/ℓ)	
	갑·을·병 해역	정·무 해역	갑·을·병 해역	정·무 해역
pH	-	-	-	5.0~9.0
Oil and greases	-	-	< 20	< 5
Cyanogen compound	< 1	< 1	< 1	< 1
Chromium or compound	< 2	< 1	< 8	< 2
Zinc or compound	< 5 < 3	< 13 < 2	< 40 < 8	< 15 < 3
Copper or compound	< 0.1	< 0.05	< 0.5	< 0.1
Cadmium or compound	< 0.005 < 1	< 0.002 < 0.5	< 0.02 < 1	< 0.005 < 1
Mercury or compound	< 0.5	< 0.3	< 3	< 0.5
Organophosphates	< 1	< 0.5	< 5	< 1
Arsenic or compound	< 0.5	< 0.3	< 3	< 0.5
Lead or compound	< 15	< 8	< 60	< 15
Chromium(VI)	< 0.003	< 0.001	< 0.01	< 0.003
Fluorine or compound	< 5	< 3	< 15	< 5

위와 같이 사용되고 있는 용출시험 방법은 다음과 같은 두 가지 문제점이 있다.

1) 준설된 퇴적물이 수층에서 용출되는 양을 측정하기 위한 방법이므로 저서생물에 대한 영향을 측정할 수 없다. 2) 오염물질의 용출은 수층의 흡착, 착물, 산화·환원전위, 산·염기 반응과 같은 요인에 의해 증감될 수 있기 때문에 현장에서 실질적으로 용출되는 양을 평가하기 곤란하다.

다. 생물검정 (Bioassay testing)

퇴적물 환경기준 산출을 위해 세 번째로 시도된 방법은 생물검정 방법이다. 이 방법은 National Wildlife Federation에 의해 1975년 제기된 소송사건으로 널리 알려지게 되었다(Kamlet, 1976). 생물검정은 1976년 6월 발표된 Ocean Dumping Criteria 수정안에서 최초로 요구되었고 곧바로 1976년 7월 AOC에 의해 잠정적으로 적용되었다. 1976년에 적용된 생물검정은 준설된 물질로부터 추출된 용액에 대해 96시간 시험한 결과를 사용하였기 때문에 직접 추출방법에 따라서 결과가 상이하게 나타난다.

2.7 퇴적물 환경기준 설정 방법

퇴적물 환경기준을 설정하기 위한 방법은 크게 화학적 방법과 생물학적 방법으로 나눌 수 있다. 화학적 방법으로 설정한 퇴적물 환경기준은 특정 오염물질에 의한 오염이 발생한 곳에서 유용하고 정책적, 기술적인 접근이 용이한 장점이 있으나 생물학적인 영향을 고려하지 못한다는 단점이 있다. 생물학적 방법으로 설정한 퇴적물 환경기준은 여러 가지 오염물질이 혼합되어 있는 곳에 유용하고 저서생물의 보호에 효과적이지만 많은 노력이 필요하다는 단점이 있다. 퇴적물 환경기준 설정 방법의 구분은 Table 24와 같다. 현재 EPA에서는 퇴적물 환경기준을 설정하기 위해 다음 세 가지 방법을 사용하고 있다 1) WQC 접근방법 2) EP방법 3) 생물검정(bioassay)(Shea, 1988).

Table 24. Method for development of environmental standard for sediments
(J.P. Giesy and Robert A. Hoke, 1990)

Division	Method to establish environmental criteria
Chemical method	The background concentration approach
	The water quality criteria approach
	The equilibrium partitioning approach
Biological method	The bioassay approach(field bioassay, spiked bioassay)
	The screening level concentration approach
	The apparent effects threshold approach

2.7.1 배경농도법(Background concentration approach)

배경농도법은 퇴적물 분석 방법으로 퇴적물의 오염도 평가에 사용되어 왔다. 이 방법은 생물체가 독성에 대한 내성이 없고, 퇴적물의 입도, 유기 탄소 함량 등의 변화에 따른 독성 변화가 크지 않다는 것을 가정하고 있다(Chapman, 1989). 초기의 퇴적물 환경기준은 대부분 이 방법을 사용하였으나 퇴적물 보다는 간극수에 함유된 오염물질의 농도가 독성을 평가하는데 효과적이며, PAHs, 살충제류, PCBs 등과 같은 소수성 유기오염물질이 퇴적물에 함유된 유기탄소의 함량과 밀접한 관계가 있다는 단점들이 밝혀지고 있다(Shea, 1988). 이 방법의 단점을 보완하기 위해 생물검정법을 추가하는 영향한계법에 대한 연구가 활발하게 진행 중이다(Chapman, 1989).

가. 산출 방법

(1) 과거 퇴적물에 함유된 오염물질의 농도와 비교하는 방법

오염원 발생 시기 이전에 연구하였던 퇴적물 분석 결과를 이용하는 방법으로 과거에 분석한 자료가 없다면 주상시료의 분석과 연대측정을 통해 과거의 농도를 간접적 측정하여 특정 지역의 배경농도와 인위적인 오염을 평가한다.

주상시료에 함유된 중금속의 농도를 조사해 보면 최근 100~200년 사이에 급격히 농도가 증가하고 있다. Canada의 Ontario호수와 England의 Windermere호수에서는 주상시료 분석을 통해 수은의 배경농도를 300~400ppb로 평가했다(Förstner and Wittmann, 1981, Fig. 3).

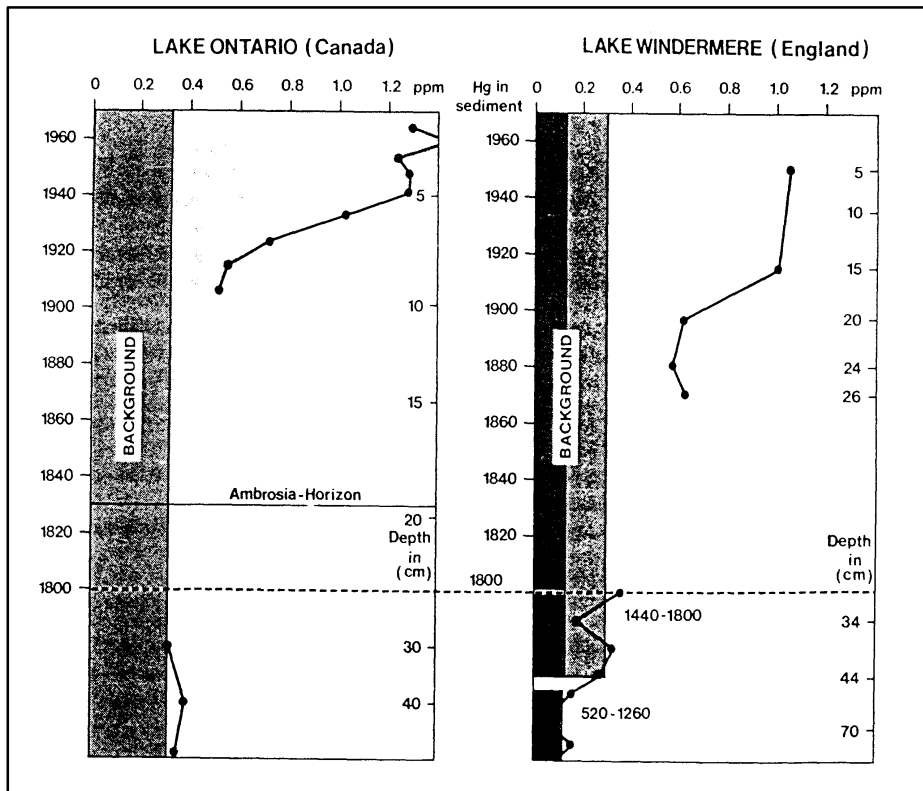


Fig. 3. Mercury in sedimentary core profile from Lake Ontario and Lake Windermere(Förstner and Wittmann, 1981).

(2) 기준원소를 사용하는 방법

퇴적물에 함유된 원소는 분포 특성에 따라 ① 철, 망간, 황과 같은 이동성 원소. ② 탄산염 원소 ③ 영양염류, 유기탄소, 질소, 인. ④ 구리, 카드뮴, 아연, 납, 수은 같이 축적성 원소. ⑤ 칼륨, 실리콘, 티타늄, 나트륨, 망간과 같은 보존성 원소로 구분할 수 있다(Kemp et al., 1976). 이 중에서 보존성 원소는 퇴적물에 함유된 금속 농도를 비교하는데 사용할 수 있다.

연구초기에는 퇴적물 시료의 수직적 분포에서 인위적인 영향을 추적하기 위하여 알루미늄이 사용되었고(Bruland et al., 1974) 유역 특성에 따라 티타늄, 철 등이 사용되기도 한다.

Fig. 4와 같이 Pardue(1992)는 Louisiana 해변 습지에서 알루미늄을 기준원소로 중금속 오염도를 평가하였다. 조사결과 Capital Lake와 Bayou Trepagnier 퇴적물이 납에 의해 오염되어 있는 것으로 나타났고 Bayou Trepagnier은 납 뿐만 아니라 크롬에 의한 오염이 심각한 것으로 나타났다.

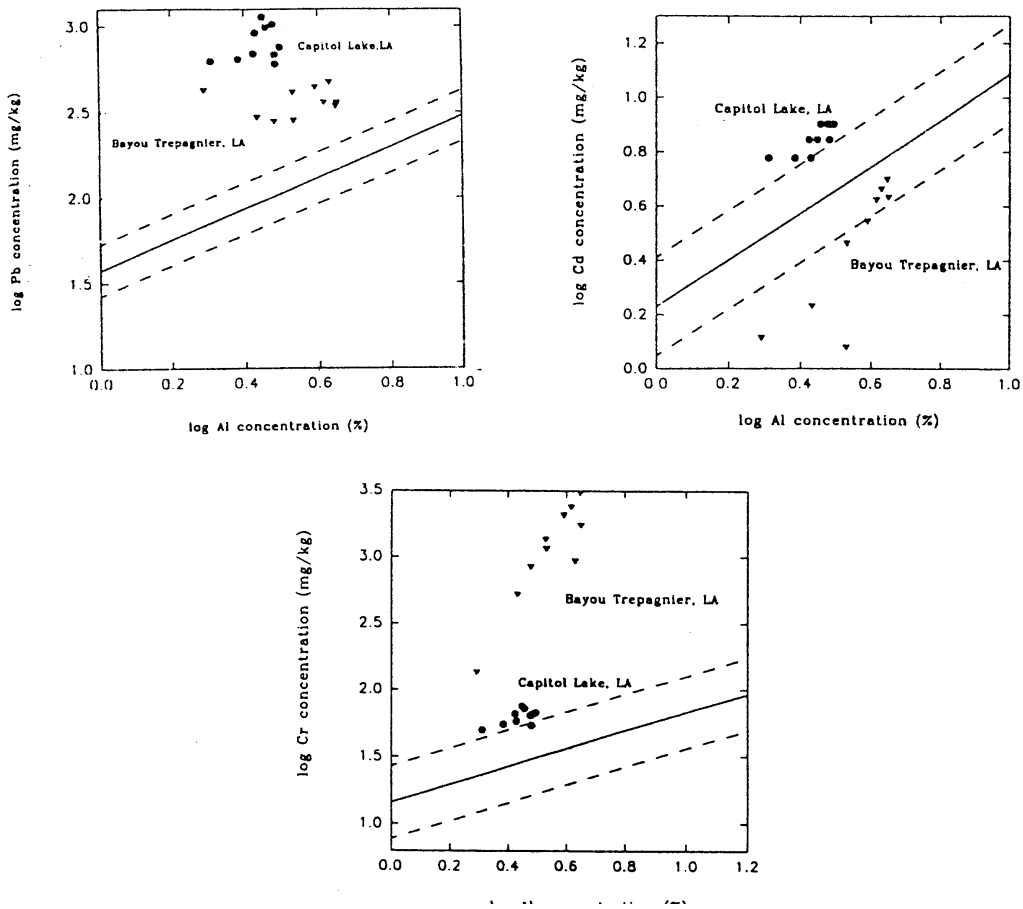


Fig. 4. Aluminum and metal concentrations(Pb, Cd and Cr) of Capital Lake, LA, and Bayou Trepagnier, LA, compared with metal/Al regression lines calculated from the large coastal data set. Data are plotted on log-log for scale purposes(Pardue et al, 1992)

(3) 다른 장소의 농도와 비교하는 방법

조사대상 퇴적물과 다른 지역의 퇴적물에 함유된 오염물질 농도를 비교하는 방법이다(박영동, 2005). 이찬원 등(1990)은 마산만과 일본의 퇴적물 중금속 농도를 비교한 후(Table 25), 마산만 퇴적물의 중금속 함량이 일본에서 대표적 오염해역인 Osaka 만 보다 높기 때문에 마산만 퇴적물의 중금속 오염이 심각하다고 평가했다. 이와 같은 방법은 현재 국내에서 가장 보편적으로 사용되고 있는 퇴적물 오염평가 기준이다.

Table 25. Comparison Masan bay and near shore in Japan for heavy metal concentration in sediment (Lee et al., 1990) (mg/kg)

Station		Zn	Mn	Cu	Ni	Pb	Cd	Hg
Osaka-Bay N = 8	Mean	394	674	49.9	20.0	41.5	2.29	0.742
	Range	138~ 775	238~ 1330	10.6~ 91.9	7.5~ 31.3	16.9~ 92.5	1.75~ 2.75	0.125~ 1.88
Suc-Nada N = 15	Mean	154	422	22.2	18.1	29.5	0.65	0.173
	Range	50.0~ 270	128~ 578	12.2~ 31.0	7.5~ 24.5	12.0~ 50.0	0.08~ 1.40	0.070~ 0.315
Hiuchi-Nada N = 20	Mean	180	429	55.8	29.0	37.0	0.46	0.254
	Range	96.0~ 244	110~ 626	27.0~ 92.5	15.0~ 43.0	19.5~ 99.0	0.19~ 0.90	0.150~ 0.390
Iyo-Nada N = 4	Mean	117	316	19.2	22.5	15.8	0.16	0.237
	Range	100~ 126	263~ 360	10.7~ 28.2	12.2~ 34.0	13.0~ 18.7	0.10~ 0.22	0.163~ 0.341
Uwajima-Bay N = 30	Mean	84.4	165	16.7	20.7	-	-	-
	Range	47.2~ 219	104~ 232	8.69~ 28.1	14.7~ 27.0	-	-	-
Masan-Bay N = 18	Mean	525	521	122	44.0	47.8	2.65	0.34
	Range	149~ 2610	320~ 1080	45.7~ 366	24.4~ 141	22.4~ 109	0.075~ 12.2	0.08~ 1.19

나. 장점과 단점

배경농도법의 장점은 ① 필요한 정보의 양이 적다. ② 중금속의 오염정도를 나타내는 지표로 사용할 수 있다. ③ 독성 실험이 필요 없다. ④ 생물적 교란을 무시한다면 core를 사용해서 산업화 이전의 오염물질 농도를 측정할 수 있다는 것이다. 그러나 적당한 기준 퇴적물을 찾기 어렵고, 산업화가 되면서 만들어 지기 시작한 유기화합물은

측정하지 못하므로 배경농도 설정이 곤란하다는 단점이 있다(Chapman, 1989). 유기화합물 중에서 PAHs와 같이 발생원이 자연적인 물질에 대해서는 제한적으로 사용할 수 있다(Giesy and Hoke, 1989). 그 외에도 오염물질의 생물이용도를 평가할 수 없고 결과에 대한 임의성이 크다.

따라서 법적 기준으로는 부적합하며, 기준원소를 이용하는 방법의 경우 오염정도를 수치적으로 제시하지 못하기 때문에 법적 기준으로는 부적합하다.

2.7.2 수질기준법 (Water quality criteria approach)

수질기준법은 퇴적물 간극수에 함유된 오염물질의 농도를 WQC와 비교하여 퇴적물의 오염도를 평가하는 방법이다. 이 방법에서는 수질 기준을 만들기 위해 사용했던 생물들이 독성물질에 대해 저서생물과 똑같은 반응을 보인다는 것과 퇴적물을 섭취하는 것은 오염물질 노출 경로가 아니라는 것을 가정하고 있다. 간극수에 함유된 오염물질의 농도가 수질기준 이하라면 생물체가 부정적인 영향으로부터 95% 이상이 보호될 수 있다. 간극수 채취방법의 확립과 저서생물에 대한 독성자료의 축적 문제가 해결된다면 가장 간단한 산출방법이다(Chapman, 1989).

가. 산출 방식

수질기준법을 적용하기 위해서는 퇴적물에 함유된 간극수의 분리가 선행되어야 한다. 간극수의 분리 방법에 의해 독성검정에 미치는 영향을 최소화시키기 위해 많은 방법이 제안되었다(Knezovich et al, 1987). 간극수 분리법에는 원심분리법, 압착법, 격막법이 있다. 원심분리법은 원심분리기를 이용하여 5000rpm으로 20분간 원심 분리시켜 공극수를 추출하는 방법이다(김동선, 1989). 원심분리법은 분리 후 고체상으로 급속히 재분배되는 소수성 화학물질 분석에는 적합하지 않지만(Knezovich et al, 1988) 동적 평형을 이루고 있는 화학물질에 대해서는 유용한 방법이다.

압착법은 물리적인 압력을 가해 퇴적물 입자사이에 있는 시료를 채취하는 방법이다. 격막법은 1975년 Meyer가 개발하였고 원심분리법이나 압착법보다 시료의 채취가 어렵지만 실제 간극수의 오염물질 농도를 구할 수 있다는 장점이 있다. 다음 Fig. 5는 간극수 채취 방법의 모식도이다.

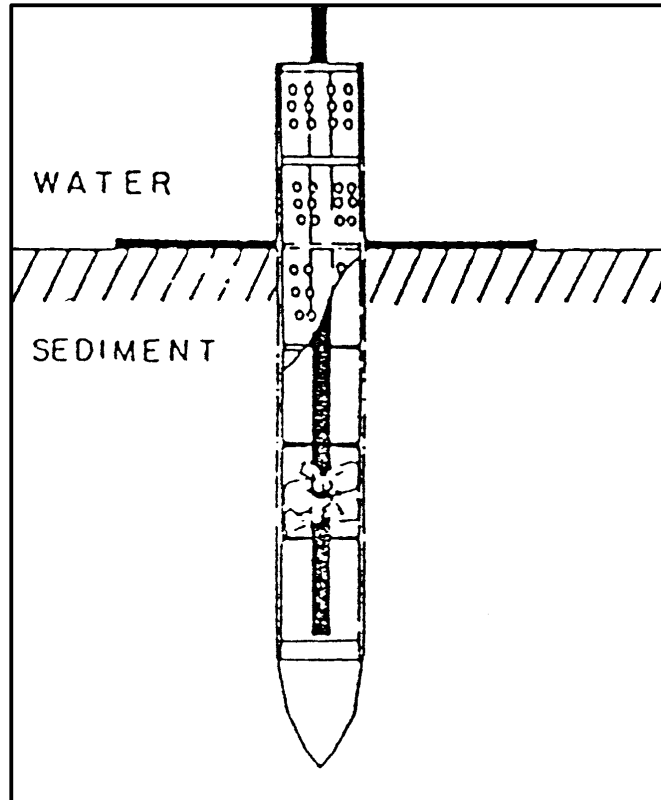


Fig. 5. Sampling method of interstitial water(Meyer, 1976).

간극수내에 함유된 오염물질의 농도를 측정하여 WQC와 비교한다. 이 과정에서 수질에서 규제하고 있지 않는 PHAs와 같은 오염물질은 비교가 불가능하기 때문에(Chapman, 1989) EPA의 WQC에서 사용가능한 오염물질은 Table 26과 같이 10가지 종류의 무기물과 9가지 종류의 유기물 뿐 이다.

나. 장점과 단점

수질기준법의 장점은 WQC 설정에 이용되었던 독성자료를 이용할 수 있고, 간극수 농도만 측정하기 때문에 시험이 간단하다는 것이다(Chapman, 1989). 반면에 WQC는 퇴적물이 없는 상태에서 설정된 기준이므로 퇴적물 때문에 발생할 수 있는 독성감소 현상을 고려할 수 없기 때문에 퇴적물 환경기준이 너무 낮게 설정될 가능성이 있고, WQC 항목에 없는 오염물질은 규제할 수 없으며, 표준화된 간극수 추출방법이 없다는 단점

이 있다. 따라서 수질기준법으로 퇴적물 환경기준을 산출하기 위해서는 저서동물에 대한 독성 자료가 축적되어야 한다.

Table 26. Chemicals for which U.S. Environmental Protection Agency water quality criteria are available, and information in their partition coefficients
(Chapman, 1989)

Division	Log K _{ow}	Log K _{oc} ^a	K _{oc}
Organic			
Aldrin/dieldrin	5.48	4.36	2.29*10 ⁴
Chlordane	2.78	2.89	7.76*10 ²
	6.00	4.64	4.37*10 ⁴
DDT	4.98	4.09	1.23*10 ⁴
Endosulfan	NA		
Endrin	5.60	4.42	2.63*10 ⁴
Heptachlor	5.44	4.34	2.12*10 ⁴
Lindane	3.85	3.47	2.95*10 ³
Polychlorinated biphenyls	4.00	3.55	3.55*10 ³
	6.00	4.64	4.37*10 ⁴
Toxaphene	3.30	3.17	1.48*10 ³
Division	K _d		r ²
Inorganic	NA		
Chromium	NA		
Nickel	NA		
Arsenic	K _d = -0.05(%TOC) + 2.46		0.04(r=0.19)
Cadium	K _d = 0.21(%TOC) + 2.34		0.30
Copper	K _d = 0.33(%TOC) + 3.28		0.55
Lead	K _d = 0.20(%TOC) + 3.10		0.22
Mercury	K _d = 0.05(%TOC) + 1.87		0.04
Zinc	K _d = 0.074(%TOC)+ 3.29		0.04
Cyanide	NA		

NA : no value available. TOC, total organic carbon.

^a : The Log K_{oc} was calculated from the following equation

$$\log K_{oc} = 0.544(\log K_{ow}) + 1.377$$

III. 자료 및 방법

3.1 지역 현황 및 지질 개요

3.1.1 지역현황

형산강 유역은 낙동강권역에 위치하며 물줄기가 동해로 유출, 동경 129° 0′ 50″ ~129° 24′ 21″, 북위 35° 39′ 58″ ~36° 12′ 5″ 에 위치하며, 수계현황은 유역의 서쪽에서 발원한 형산강 상류가 유하하면서 중류부의 좌안에서 대천, 우안에서 남천 및 북천이 합류하고, 하류부의 좌안에서 칠평천과 기계천이 합류하여 동해안으로 유입되고 있으며, 상류유역과 5개 지류영역을 포함한 총 유역면적은 1,140km²로써, 행정 구역별로는 경주시 843.6km² (74%), 포항시 239.4km² (21%), 울주군 57.06km² (5%)를 차지하고, 형산강 상류를 포함한 대천, 남천 및 북천 등의 4개 지류가 형산강 중류부의 경주시 주변에서 집중·합류하여 이들 총 유역면적은 472.14km²로써 면적 비는 41.4%를 차지하며, 울주군 두서면 내와리에서 발원하여 경주시와 포항시를 통과하는 총연장이 57.38km이다.

이 지역의 연평균 강수량은 1,207.2mm로, 6월에서 9월까지 집중호우의 형태를 보이며 여름철인 6·7·8월에 연평균 수량의 57.9%를 차지하고 있다.

3.1.2 지질기반

형산강 지역은 Fig. 6에 나타난 바와 같이 중생대 백악기에 발달한 경상분지의 지층 경상누층군이 분포된 곳이다. 한반도 남동부 행정구역상으로 주로 경상남·북도에 분포된 경상분지는 남서쪽으로 전남 광양, 북쪽으로는 경북 평해를 지나는 선까지 분포되며 남쪽과 동쪽은 각각 남해 및 동해와 접한다.

경상분지는 한반도에서 가장 큰 육성퇴적분지이고 이분지를 채운 육성퇴적층이 경상누층군이다. 경상분지의 지층은 Tateiwa에 의해 왜관과 경주사이에서 낙동과 신라의 2개 2통으로 구분되었고 백악기말에 이 지층들을 관입한 화강암류와 반심성암류는 불국사통으로 명명되었다. 한편 Chang은 암상에 기초한 암층서를 제안하여 Tateiwa의 2개 2지층을 하부로 부터 각각 신동층군, 하양층군, 유천층군의 3개 층군으로 나누고 이를 관입한 화강암류 및 반심성 암류를 불국사 관입암군으로 구분하였다. Chang에 따른 경

상누층군의 층서는 Fig. 6에 요약되어 있으며 이 분류안이 현재는 경상누층군의 층서 기준으로 가장 널리 쓰이고 있다. 장기홍에 의하면 신동층군은 비화산 쇄설성 퇴적물로 하양층군은 비화산쇄설성 및 화산쇄설성 퇴적물로 구성되어 있고, 유천층군은 주로 산성 및 중성 화산암의 교호체로 되어있다 이 3개 층군으로의 분류는 경상분지 전체에 걸쳐 적용될 수 있으나 하양층군 내 세부층에 대한 구분은 지역에 따라 다르게 세분된다.

가. 기반암

경상분지의 퇴적기반은 주로 선캄브리아기의 편마암류와 쥬라기 화강암으로 구성된 영남지괴이다. 경북고령 이남의 영남지괴에서 경상누층군 퇴적이전의 쥬라기에 관입한 것으로 보이는 중성 및 염기성 심성암류들도 분포 한다. 편마암류는 주로 선캄브리아기의 메타텍틱 편마암과 반상변정 편마암류이다 편마암류보다 생성시기가 후기인회장암 흑운모 화강암 및 편마상 화강암도 산 정상으로 분포한다. 이러한 기반암류는 대체로 북북동 남남서 방향의 분포를 보이고 경상누층군과 접촉하고 있다.

나. 신동층군

경상누층군의 최하부에 해당되는 신동층군은 낙동층 하산동층 및 진주층의 3개 3층으로 구성된다 낙동층은 왜관도폭(Tateiwa, 1929)에서 명명되었고, 진주 지역 이외에서는 각각 “원지층”과 “연화동층”으로 명명되었다. 그러나 그후 이 지층들은 동일층준에 해당되는 것이 밝혀져 낙동층으로 통일되었다. 낙동층은 경상분지 기반의 고침식면을 부정합으로 덮는다. 층의 상한은 붉은색 층이 처음 출현하는 층준의 직하이다. 층 후는 550m 내지1,900m로 진주에서 북쪽으로 갈수록 현저히 두꺼워진다. 이 층은 암상에 따라 진주지역과 낙동도 폭에 해당되는 지역에서 백마산 역암과 조립 사암층원으로 나뉘고 왜관 도폭지역에서 3개 부분으로 세분되었다. 하산동층은 Tateiwa(1929)에 의해 왜관 도폭에서 명명되었고 진주 주변지역의 여러도폭에서는 “마동층”이란 명칭이 사용되었다.

하산동층의 상한과 하한은 각각 붉은색 층이 나타나는 최상부와 최하부 층까지이며, 따라서 이층은 붉은색 층의 빈번한 협재가 특징이다. 층후는 지역에 따라 640m 내지 1,300m로 현저한 차이가 난다. 주 구성 암석은 역암 역질사암 붉은색 및 암회색이암이고 흑색셰일과 이암은 제한된 층에서 국한되며 국지적으로만 분포한다. 진주층은 대

구도폭에서 명명되었고, 진교도폭에서 구랑리층으로 합천 도폭과 창령도폭에서는 동명층으로 명명되었다. 진주층의 하한은 하산동층의 붉은색이 암이 끝나는 지점으로 흑색 및 암회색 층군이 최초로 나타나고, 상한은 칠곡층 또는 일직층 최하부 붉은색이 암직하의 흑색내지 암회색이 암층군으로 정의된다. 층후는 600m 내지 1,200m로 진주에서부터 북쪽으로 갈수록 층의 두께가 얇아진다. 주요 구성암석은 회색 역질사암 회색 내지 암회색 세립사암 실트스톤 흑색 세일 및 이암이며, 이 들은 크게 보아 사암과 세일 또는 이암으로 나누고 이 두 암상은 거의 전 층후에 걸쳐 서로 어긋나게 맞추어져있다.

다. 하양층군

하양층군은 신동층군과 달리 화산쇄설성 기원의 퇴적물이 많이 포함된다. 하양층군은 신동층군을 정합적으로 덮으며, 칠곡층, 신라역암층, 함안층, 진동층, 대구층·건천리층 포함의 4개 층으로 구성된다.

칠곡층은 Tateiwa(1929)에 의해 대구도폭에서 기재되었다. 층의 하한은 진주층의 암회색이 암위에 놓이는 최초의 붉은색 이암 층군이고, 상한은 신라역암층 직하위이다. 칠곡층의 구성암석은 역암역질사암 실트스톤 이암 등이고 퇴적물은 비화산기원의 것과 화산기원의 것들을 모두 포함한다. 칠곡층의 층후는 500m 내지 600m로 지역에 따른 차이가 별로 없다. 칠곡층은 암상에 따라 4개의 층원으로 구분된다. 신라 역암층은 대구도폭 Tateiwa(1929)에서 명명된 이래 거의 전 도폭에서 적용되어 왔다. 층의 상한과 하한은 각각 역암이 우세하기 시작하는 층준과 역질사암이 끝나는 층준이다. 주 구성암석은 역암 역질사암 및 이암이고 역과 기질에는 화산 기원쇄설물이 포함된다. 층 후는 지역에 따라 다소 차이가 있으나 대체로 250m 내외이다. 함안층은 마산도폭과 진동도폭 및 의령도폭에서 처음 사용되었다. 층의 하한은 신라 역암상부의 중립 세립역질사암이 끝나고 붉은색 이암과 얇은 판상사암 및 실트스톤이 협재되기 시작하는 층이다.

라. 유천층군과 불국사화강암

유천층군은 경상분지 주변에서 화산활동이 활발하게 진행되면서 형성된 암상으로 하양층군을 경사 부정합으로 덮고 있다. 주 구성암석은 안산암, 유문암질석영 안산암, 유문암 및 석영안산암의 용암류, 응회암류 및 용결응회암류로 구성되고 주로 화산쇄설성 퇴적물로 구성된 퇴적암도 협재되어 있으며 층후는 약2,000m이다. 경상누층군을 관

입한 불국사 화강암류는 퇴적분지의 발달 및 지질구조와 밀접히 연관되는 것으로 보이고 일반적으로 화강섬록암에서 화강암에 이르는 암상을 보인다.

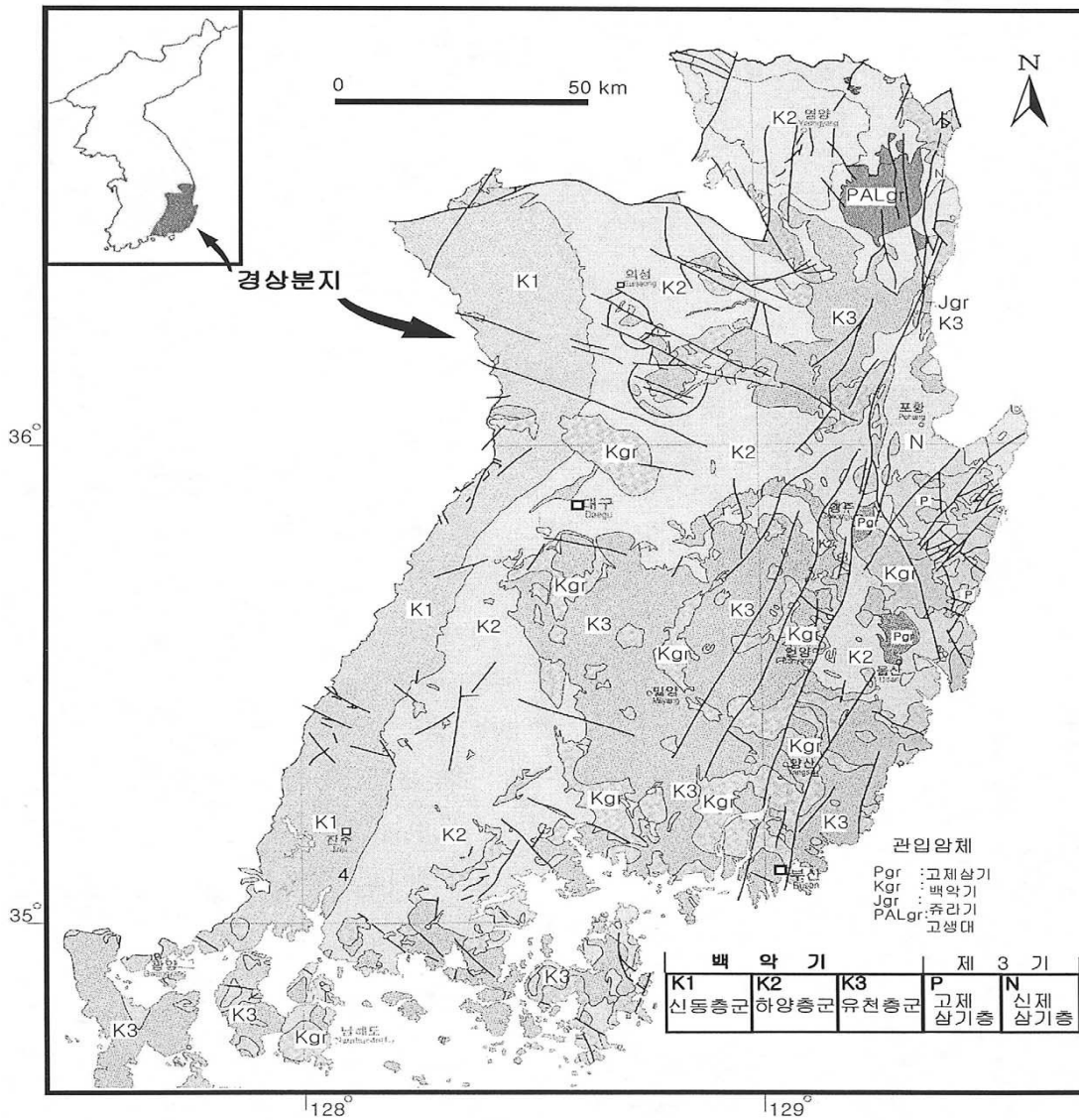


Fig. 6. Geologic map of Hyungsan river area (Tateiwa, 1929).

3.2 시료채취방법

형산강 및 영일만 지역 퇴적물의 시료채취는 상, 하류로 분리하여 시료채취 방법을 달리하여 채취하였으며, 중금속 분석용 시료채취 시 여러 가지 유의사항을 평가하여 안전한 방법으로 수행하였다.

퇴적물 채취는 Mud snapper를 사용하였으며, 주상시료를 채취하기 위하여 Scuba diving을 실시 층위별 시료를 채취하였다. 시료채취는 2008년 5월(1차 시료채취)과 2010년 6월(2차 시료채취)에 이루어졌으며, Table 27에서와 같이 형산강 상류지역 시료채취 지점 sed 1에서 sed 9까지는 폴리에틸렌 주걱을 사용하여 시료를 채취하였으며, 또한 시료채취 지점 선정은 비교적 오염이 많다고 판단되는 지점을 대상으로 하였고, 토양오염공정시험기준의 시료채취 방법에 따라 퇴적물 표층(5cm 정도)을 채취하여 폴리에틸렌팩에 넣고, 4~6℃ 아이스박스에 보관하여 실험실로 이송하여 분석하였다.

영일만 지역 시료채취 지점 sed. 1에서 sed. 11까지는 수심이 5m 이상 되는 지점이 많아 용선 및 잠수장비를 사용하여 시료를 채취하였고, 시료채취 지점 선정은 퇴적물이 비교적 많은 곳으로 선정하였으며, 투명 폴리에틸렌 코어 시료채취관(내경 5cm)을 사용하여 심도별(10~100cm 정도) 시료채취를 실시하였다. 그리고 형산강 수계 퇴적물 시료채취 지점은 Table 28, 29과 같으며, Fig 7, 8은 시료채취 지점을 보여주고 있다.

Table 27. Sampling method for survey area

구분 유역	시료채취 지점	시료채취 방법	시료채취 기구
형산강 유역	sed 1~sed 11	표층 (20cm 정도)	Mud snapper 및 주걱 (폴리에틸렌 재질)
영일만 지역	sed 1~sed 11	심층(100cm정도)	코어 (폴리에틸렌 재질)



Fig. 7. Sampling site of Hyungsan river .

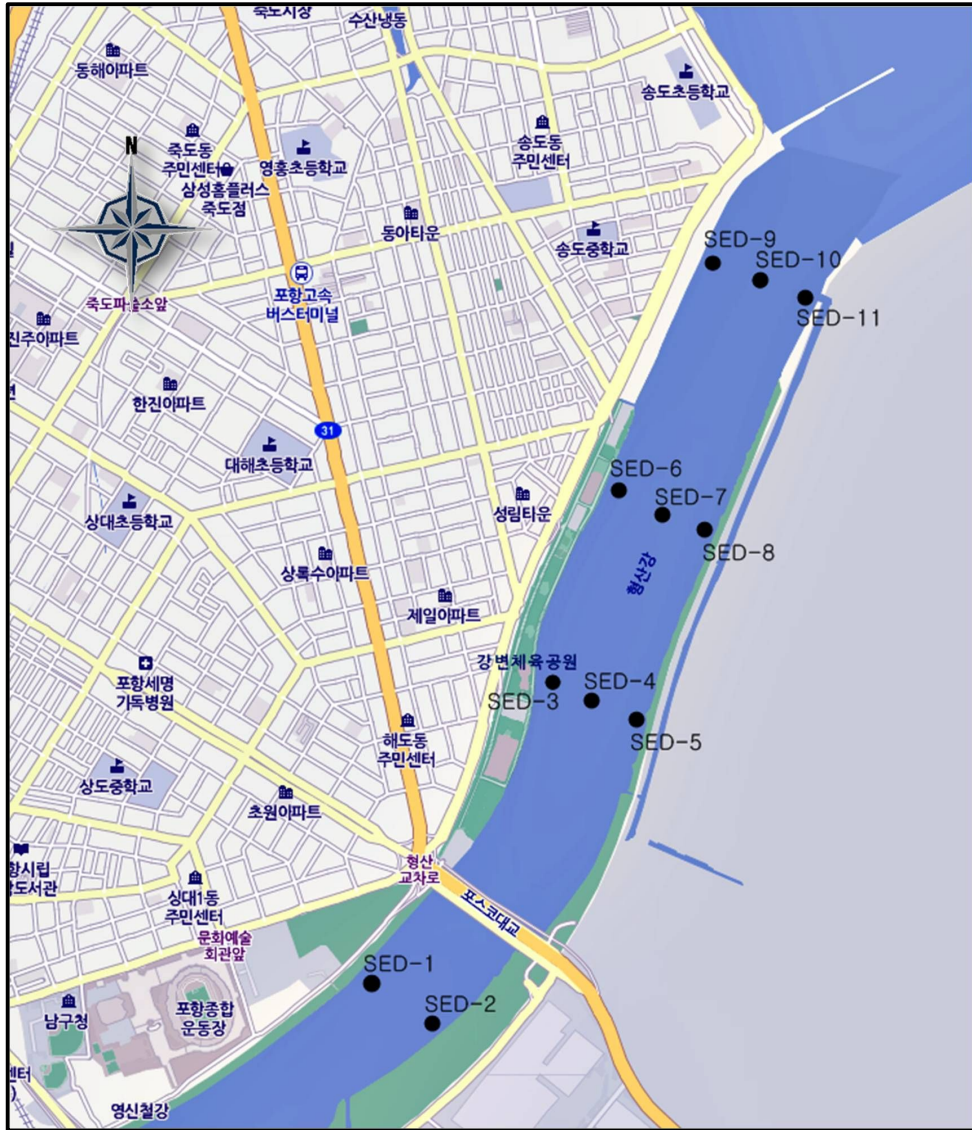


Fig. 8. Sampling site of Youngil bay.

Table 28. Descriptions of sediment samples in Huyngsan river

시료채취 번호	좌표(N)	좌표(E)	채취장소	비 교	
sed. 1	35° 45.024	129° 12.241	이조교 상류	시료채취 지점 인근 다리 공사 중	
sed. 2	35° 46.673	129° 11.678	망성교 상류 1km	고속도로 인근 하천	
sed. 3	35° 49.085	129° 12.000	탑동정수장 취수구	탑동정수장 취수구 아래지점, 대천 합류지점	
sed. 4	35° 49.751	129° 12.026	남천하류	형산강 합류전 남천 하류	
sed. 5	35° 50.329	129° 12.076	서천교 200m하류	경주시 고수부지 주차장	
sed. 6	35° 53.946	129° 14.259	경주하수종말처리장	형산강 유입전 경주시 하수종말처리장 약 500m 하류	
sed. 7	35° 58.812	129° 14.458	칠평천 하류지점	칠평천 하류 늪지대	
sed. 8	35° 58.870	129° 14.767	칠평천 합류지점	안강 하수종말처리장 앞	
sed. 9	35° 59.287	129° 15.347	양동마을 앞	기계천 합류지점	
sed. 10	10-1	35° 59.648	129° 17.591	유강정수장 취수구	유속이 완만하여 퇴적이 용이한 지점
	10-2				
sed. 11	11-1	36° 00.207	129° 21.410	섬안 큰다리	하수종말처리장 밑 작은 섬, 퇴적층이 많지 않음
	11-2				
	11-3				

Table 29. Descriptions of sediment samples in Youngil bay

시료채취 번호	좌표(N)	좌표(E)	채취장소	비 고	
sed. 1	1-1 1-2	36° 00.951	129° 22.477	형산교 하류	형산교 500m 하류
sed. 2	2-1 2-2	36° 01.233	129° 22.571	형산교 하류	형산교 하류 약1,000m 지점
sed.3	3-1 3-2 3-3 3-4	36° 01.130	129° 22.581	형산교 하류	형산교 하류 약1.5km 지점, 퇴적층이 발달하고 있음
sed. 4	4-1 4-2 4-3 4-4	36° 01.243	129° 22.578	형산교 하류	형산교 하류 약1.5km 지점, 퇴적층이 발달하고 있음
sed. 5	5-1 5-2 5-3 5-4	36° 01.249	129° 22.584	형산교 하류	형산교 하류 약1.5km 지점, 퇴적층이 발달하고 있음
sed. 6	6-1 6-2 6-3 6-4	36° 01.252	129° 22.580	영일만	형산교 하류 약1.8km 지점, 퇴적층이 발달하고 있음
sed. 7	7-1 7-2 7-3 7-4	36° 01.244	129° 22.581	영일만	형산교 하류 약1.8km 지점, 퇴적층이 발달하고 있음
sed. 8	8-1 8-2 8-3 8-4	36° 01.242	129° 22.579	영일만	형산교 하류 약1.8km 지점, 퇴적층이 발달하고 있음
sed. 9	9-1 9-2 9-3 9-4 9-5	36° 01.307	129° 22.720	해동 어촌계 방법 초소앞	형산교 하류 약 2.1km 지점, 퇴적층이 발달하고 있음
sed. 10	10-1 10-2 10-3 10-4 10-5	36° 01.246	129° 22.719	해동 어촌계 방법 초소앞	형산교 하류 약 2.1km 지점, 퇴적층이 발달하고 있음
sed. 11	11-1 11-2 11-3 11-4 11-5	36° 01.260	129° 22.714	해동 어촌계 방법 초소앞	형산교 하류 약 2.1km 지점, 퇴적층이 발달하고 있음

3.3 분석 방법

3.3.1 입도분포

입도분석은 체 분석(sieving)과 침강 분석(pipette method)을 병행하여 실시하였다 (박, 1983). 64 μ m 이상의 입경을 갖는 입자는 체로 걸러 내어 체 분석을 하고 그 이하는 침강 분석을 실시하였다. 퇴적물의 입도 분석은 (Shepard, 1954), 평균 입도(mean)는 (Folk와 Ward, 1954)의 분류 방법을 따랐다.

3.3.2 유기물 함량

수계 퇴적물의 경우 퇴적물에 다량의 유기물이 혼재되어 있어 수생생물의 활발한 활동으로 수계의 생태계에 미치는 영향이 크므로 퇴적물에 대한 유기물 함량을 평가할 필요가 있다. 유기물함량은 폐기물공정시험기준에 의거 다음과 같이 분석하였다.

사기제 도가니를 미리 600 \pm 25 $^{\circ}$ C에서 30분간 강열하고 황산데시케이터 안에서 방냉한 다음 그 무게(W₁)를 정확히 달고 여기에 시료 적당량(20g 이상)을 취하여 도가니 또는 접시와 시료의 무게(W₂)를 정확히 단다.

여기에 25% 질산암모늄 용액을 넣어 시료를 적시고 천천히 가열하여 탄화시킨 다음 600 \pm 25 $^{\circ}$ C의 전기로 안에서 3시간 강열하고 황산데시케이터 안에서 방냉하여 그 무게(W₃)를 정밀히 단다.

$$\text{강열감량(\%)} = (W_2 - W_3) / (W_2 - W_1) \times 100$$

$$\text{유기물함량(\%)} = [\text{휘발성고형물(\%)/고형물(\%)}] \times 100$$

3.3.3 부식화도

토양, 물 그리고 퇴적물 내에서 생물 활동에 의해 만들어지는 물질의 변화는 최종적으로 부식물질을 만들어 낸다. 이런 부식물질은 대부분의 토양과 물에서 유기물질의 양을 나타내는 중요한 부분이다. 또 부식물질은 해양 퇴적물 속에 유기물질을 저장하는 중요한 구성성분이다. 부식화도는 유기물의 부식정도를 나타내는 지표로 사용된다.

형산강 및 영일만 지역의 토양과 표층퇴적물의 부식화도는 Hakanson(1983)의 구분법인 T-N과 강열감량의 비로서 결정하였으며, T-N과 강열감량의 비가 20 이하일 경우는 Oligohumic, 20~25일 경우는 Mesohumic, 25 이상일 때는 Polyhumic으로 구분된다.

3.4 퇴적물 내 중금속농도 분석

우리나라의 경우 퇴적물은 '수질환경보전법', '해양오염방지법', '하천법', '폐기물관리법' 등에서 오니, 퇴적물, 침전물, 수저퇴적물, 저질토, 골재 등으로 다양하게 언급되고 있으나 퇴적물을 직접적인 관리의 대상으로 취급하지는 않았다. 단지 수질개선을 위한 오염원 관리차원에서 유기물 또는 영양염류로 오염된 퇴적물을 제거하는 것과 환경기초조사의 일환으로 퇴적물 오염도 조사를 실시한 것이 지금까지 수행된 퇴적물 관리의 전부라 할 수 있다.

이러한 퇴적물 관리 정책으로 인하여 수계 퇴적물에 대한 중금속 분석방법이 규정되지 않았으며, 또한 퇴적물의 중금속을 분석하는데 있어 중요한 쟁점중의 하나가 어떠한 방법을 이용하여 퇴적물 시료로부터 중금속을 추출하는가와 퇴적물의 중금속 분석방법에 따라 그 결과치가 상이하게 나타날 것으로 판단된다. 그래서 몇가지 중금속 분석방법으로 이용하여 중금속 농도를 분석하였으며, 그 결과를 비교하여 수계 퇴적물에 대한 중금속 분석방법에 대한 결과를 도출하였다.

3.4.1 폐기물공정시험기준에 의한 용출시험법

시료 100g을 정확히 달아 정제수에 염산을 넣어 pH를 5.8~6.3으로 한 용매(ml)를 시료 : 용매 = 1 : 10(W : V)의 비로 2,000ml 삼각플라스크에 넣어 혼합한 시료를 상온, 상압에서 진탕회수가 매 분당 약 200회, 진폭이 4~5cm의 진탕기를 사용하여 6시간 연속 진탕한 다음 원심분리기를 사용하여 매분 당 3,000회전 이상으로 20분 이상 원심 분리한 다음 상등액을 적당량 취하여 ICP(Lee Man)로 분석하였다.

3.4.2 EPA Method 3050 A

미국 EPA에서 권장하고 있는 전처리 방법으로 HCl, HNO₃ 원액의 산과 유기물을 분해하는 H₂O₂, HClO₄를 사용하였다. 이 경우 중금속 추출능력이 증가되어 용출법에 의해 추출될 수 있는 중금속류 외에도 풍화에 의해 생성된 철, 물과 유기물에 수반된 중금속을 용출시킬 수 있다. 퇴적물 시료 1~2g의 시료에 HNO₃ 15ml을 가해 끓인 후 냉각하고 물과 H₂O₂를 가해 천천히 가열한 후 왕수(HCl : HNO₃ = 3 : 1비로 혼합)를 사용하고 0.5M HNO₃을 가하고 2시간 동안 가열한 후 원심 분리하여 상등액을 시료로 하여 ICP(Lee Man)로 분석하였다.

3.4.3 EPA Method 3051

이 분석방법은 가온 가압을 줄 수 있는 장비(Microwave Acid Digestion)를 사용하여 중금속을 추출하였으며, 분석용 시료 0.5g을 채취하여 질산(70%) 10ml를 Vessel에 넣고 압력 800 psi 온도 175°C의 조건으로 running 시간과 retention 시간을 각각 5분간씩 하여 추출하였다. 추출액을 2,000rpm에서 20분간 원심 분리하여 상등액을 취하여 ICP(Lee Man)로 분석하였다.(Microwave Acid Digestion, CEM : MARS 5)

3.4.4 존재형태별 중금속 농도

퇴적물의 중금속이 수생태계에 미치는 영향을 평가하기 위하여 퇴적물 중의 중금속 총량만 평가하는 것은 충분하지 않다(Ma and Rao, 1997). 중금속 총량 뿐만 아니라 중금속의 이동도, 생체흡수도 등 수계생태계에 미치는 영향을 평가하기 위해서는 존재형태별 중금속 분석도 동시에 평가하여야 할 것이다. 토양 중에 함유된 중금속의 존재형태별 분석방법은 여러 가지가 있으나 하천 수계퇴적물 분석에 적합한 Tessier(1979) 등의 방법에 따라 분석하였다. Tessier 등의 방법은 흡수형태(adsorbed metal), 탄산염형태(carbonate metal), 환원형태(reducible metal), 유기물형태(organic metal), 잔류형태(residual metal) 5가지 형태로 추출하였으며, 각각의 특징은 Table 30과 같다.

토양중의 중금속은 여러 가지 형태로 존재하지만 일반적으로 미립자의 표면에 흡착된 adsorbed metal, 탄산염의 형태로 존재하는 carbonate metal, 금속산화물과 공침된 reducible metal, 유기물과 관련되거나 유화물 형태로 분류되는 organic metal, 퇴적물 자체의 구성성분과 관련된 residual metal 등으로 분류된다.

□ 퇴적물 및 토양의 중금속 존재형태 특성

1) Adsorbed metal(Exchangeable fraction)

- ① 미립자 표면에 전기적으로 결합된 형태.
- ② 물속에 녹아있던 중금속이 점토 등의 표면에 전기적으로 흡착된 것.
- ③ 결합력이 약하여 입자의 교란이나 수층의 pH, 중금속의 농도변화에 의하여 쉽게 이동이 될 수 있는 부분으로 오염의 소지가 크다.

2) Carbonate metal(Bound to carbonates or specially adsorbed)

- ① 탄산염의 형태로 존재하는 Carbonate metal

- ② 수중의 pH가 낮아지면 쉽게 용출될 수 있는 부분이며, CaCO_3 침전될 때 같이 침전하며, 실제로 중금속이 공침염 주위에 침전: $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 가 침전 될 때 카드뮴과 크롬이 같이 침전되기도 함.

3) Reducible metal [환원성 metal] (Bound to Fe and Mn oxides)

- ① 금속 산화물과 공침된 Reducible metal
- ② 점토 표면에 철이나 망간 산화물과 공침 되어 있는 부분.
- ③ 혐기성 상태로 될 때 용출이 일어날 수 있는 가능성이 큼.

4) Organic metal (Bound to organic to sulfides)

- ① 유기물과 관련되거나 유기물 형태의 금속.
- ② 유기물이나 bacteria에 흡착된 부분.
- ③ 유기물 분해(부식질)에 의해 유화물로 존재하는 금속.
- ④ 호기성 상태에서 용출이 일어날 가능성이 큼.

5) Residual metal (Mineral metal) (Residual fraction)

- ① 광물 성분과 관련된 금속.
- ② 광물의 결정 구조 속에 존재하는 금속.
- ③ 퇴적물 근원지의 지질이나 침식의 정도 반영.
- ④ 자연적인 환경에서는 거의 용출되지 않음.

조제한 분석용 건조시료 1g을 중금속이 시험과정에서 용출되지 않는 원심 분리관에 넣고, Fig. 9의 순서에 따라 각각의 유해금속용 시약(특급 이상)을 첨가하여 유출용액의 pH, 온도를 조절한 후 일정한 시간동안 연속적으로 추출하였으며, 추출된 용액을 2,000rpm에서 30분간 원심분리한 후 상등액을 AAS와 ICP(Lee Man)로 분석하였다.

Table 30. The methodology of a sequential chemical extraction scheme

(Tessier et al., 1979)

분획물	시험방법 요약
Exchangeable (Adsorbed form)	Extracted at room temperature for 1h with 8ml of 1M MgCl ₂ , pH 7.0 with continuous agitation.
Bound to carbonates (Carbonate form)	The residue was extracted at room temperature with 8ml of 1M NaOAc(pH 5.0) in HOAc while continuous agitation
Bound to Fe-Mn oxides (Reducible form)	The residue was extracted with 20ml 0.04M NH ₂ OH·HCl in 25%(v/v) HOAc at 96±3°C.
Bound to organic matter (Organic form)	The residue was added 3ml of 0.02M HNO ₃ and 5ml of 30% H ₂ O ₂ , adjusted to pH 2 with HNO ₃ and the mixture was heated 85±2°C for 2h with occasional agitation. A second 3ml aliquot of 30% H ₂ O ₂ (pH 2 with HNO ₃) was then added and the sample was heated again to 85±2°C for 3h with intermittent agitation. After cooling, 5ml of 3.2M NH ₄ OAc in 20%(v/v) HNO ₃ was added and the sample was diluted to 20ml.
Residual	The residue sample was digested with a HF-HClO ₄ .

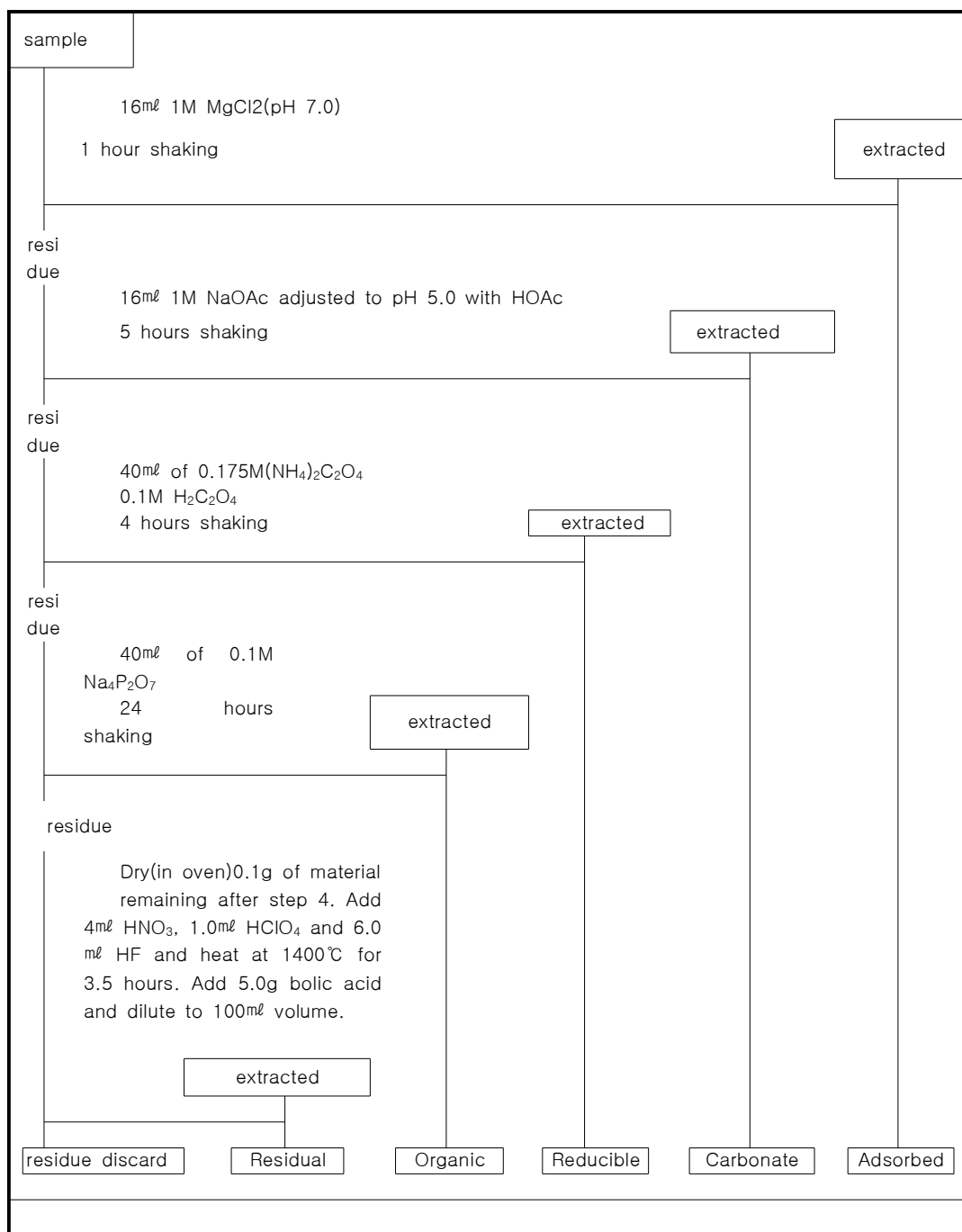


Fig. 9. A flowing diagram of the sequentially chemical fraction scheme.

3.4.5 전 함량 중금속 농도 분석

현재 국내에서는 각종 수계에 대한 퇴적물 시험분석 방법이 규정되어 있지 않아, 여러 가지 분석방법으로 중금속 전 함량 농도를 평가하였으며, 그에 대한 평가로 국내 퇴적물 분석방법의 규정을 설정하는데 동기부여가 될 수 있도록 하였다.

3.5 하상퇴적물의 중금속 오염도 평가

일반적으로 하천의 퇴적물은 수층에서 오염물질의 운반 매개체일 뿐만 아니라 잠재적인 오염원으로서의 역할을 하며, 여러 다른 입자들의 비균질 혼합체로 지표수에 함유된 중금속의 중요 저장소이다. 또한 퇴적물은 수질을 반영하며 인위적인 방출에 대한 결과적인 오염 산물이 된다. 따라서 퇴적물이 심하게 오염된 경우 지표수 및 지하수의 수질에 영향을 미칠 수 있으며, 수계에서 성장하는 유기생물체와 궁극적으로 이들의 먹이사슬에 속한 인간에게 까지 심각한 환경적 피해를 가져오기도 한다(More, 1960).

퇴적물에 함유된 중금속은 물리·화학적 환경의 변화에 의해 물-퇴적물 경계 면에서 수중으로 재용출이 일어날 수 있으며, 오염을 발생시키는 원인이 제거된 후에도 지속적인 수질오염을 발생시킨다(Forstner and Wittman, 1988). 중금속 오염을 평가하기 위해 Kloke(1979) 중금속의 토양 내 Tolerable level(Table 1)과 U.S. EPA, Region V, Guidelines for Classifying sediments of Great Lakes Harbors (Anon, 1977)(Table 2)에서 제시된 수치를 계산하였다. 오염도 평가 산정식은 아래 3과 같다.

$$SPI = \frac{\sum \frac{\text{Heavy metal concentration in sediment}}{\text{Tolerable level}}}{\text{Number of heavy metal}} \dots\dots\dots (3)$$

S.P.I.에 의하여 계산된 오염지수는 각 원소별로 허용 한계치와 비를 평균한 것이므로 조사지역의 오염지수가 1보다 크면 퇴적물이 중금속에 의해 오염이 된 것으로 평가된다.

퇴적물 내 중금속 Tolerable level을 이용한 단계적 오염도 평가 (S. E. D. I)는 형산강과 영일만 수계의 하상퇴적물의 존재형태별 중금속의 농도를 총 농도와 이동 가능성이 있는 labile한 형태를 분류하여 카드뮴, 구리, 납, 아연의 농도를 각 step마다의 분석치를 오염지수 계산에 도입한 기준 값인 Kloke(1979)가 계산 값(Table 1)과 U.S.

EPA, Region V, Guidelines(Anon, 1977)을 이용하여 단계별 오염수치를 합하여 원소의 값을 구한 후 다시 분석된 원소인 카드뮴, 구리, 납, 니켈, 아연의 농도합을 원소수로 나눈 값(Table 2)으로 오염도를 결정하여 평가하였다.

labile 한 부분의 퇴적물 내 중금속 Tolerable level에 의한 오염도지수 평가산정 계산은 다음 식 4와 같다.

$$S.E.D.I. = \frac{\sum \frac{\text{Labile fraction concentration in sediment}}{\text{Tolerable level}}}{\text{Number of heavy metal}} \dots\dots\dots (4)$$

퇴적물의 존재형태별 분석치 중 용출되어 수층으로 이동하여 수생태에 영향을 미치는 중금속량을 대상으로 하며, 산정된 오염도 지수가 1보다 크면 퇴적물에 있는 중금속이 수체로 이동하여 중금속에 의해 오염된 것으로 평가된다.

IV. 결과 및 고찰

4.1 퇴적물의 특성

4.1.1 퇴적물의 형태

형산강 상류지역은 퇴적물의 형태가 Table 31에 나타난 바와 같이 점토성분의 퇴적물은 거의 존재하지 않으며, 대부분이 모래 형태의 퇴적물에 조류가 성장하고 있다. 하류지점의 표층에는 조류가 나타나며, 하류 지역으로 내려갈수록 표층의 모래층은 깊이가 얕어진다. 심층은 진한 갈색 또는 검은색을 띠며 그 두께는 하류로 내려갈수록 두꺼워지고, 얇은 입자의 모래와 흙 등 퇴적물의 혼합 형태로 되어 있다.

Table 31. Characteristic of sediments in Hyungsan river

시료 번호	위치		색깔	냄새	층리 발달	조직	비고 (주변 환경)
sed 1	이조교 상류		밝은 갈색	거의 없음	없음	모래	다리건설
sed 2	망성교 상류		검은색	썩 냄새	없음	빨질	고속도로
sed 3	탑동 정수장		갈색	거의 없음	없음	모래	강 합류
sed 4	남천하류		진한갈색	거의 없음	없음	모래	강 하류
sed 5	서천교		밝은 갈색	거의 없음	없음	모래	강변 주차장
sed 6	경주하수종말 처리장 하류		갈색	썩 냄새	없음	모래	하수종말처리장 하류 약 500m 지점
sed 7	안강합류지점 늪지역		갈색	거의 없음	없음	얇은 모래	강하류 늪
sed 8	안강하수종말 처리장 앞		밝은 갈색	거의 없음	없음	모래	하수종말처리장
sed 9	양동마을 앞		밝은 갈색	거의 없음	없음	얇은 모래	강 합류
sed 10	유강 정수장 취수구 500m 상류	10-1	밝은 갈색	거의 없음	없음	모래	흐름이 없는 저수구역 형성 시작지점
		10-2	진한 갈색	거의 없음	거의 없음	얇은 모래	
sed 11	섬안 큰다리	11-1	밝은 갈색	거의 없음	없음	모래	하수종말처리장 아래 섬
		11-2	검은색	썩 냄새	조금발달	빨+모래	
		11-3	검은색	썩 냄새	조금발달	빨+모래	

Table 32. Characteristic of sediments in Youngil bay

시료 번호	위 치	심도별 시료번호	색 갈	냄 새	층리 발달	조 직	비 고 (주변 환경)
sed 1	형산교 500m 하류	1-1	밝은 갈색	거의 없음	거의 없음	모래	포항철강공단 포항도심 인근
		1-2	검은색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
sed 2	형산교 1km 하류	2-1	밝은 갈색	거의 없음	거의 없음	뽕질	포항철강공단, 포항도심 인근
		2-2	검은색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
sed 3	형산교 1.5km 하류	3-1	밝은 갈색	거의 없음	거의 없음	모래	포항철강공단, 포항도심 인근
		3-2	진한 갈색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
		3-3	검은색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
		3-4	검은색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
sed 4	형산교 1.5km 하류	4-1	갈색	없음	없음	모래	포항철강공단, 포항도심 인근
		4-2	진한 갈색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
		4-3	검은색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
		4-4	검은색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
sed 5	형산교 1.5km 하류	5-1	갈색	약한 쉼냄새	없음	뽕+모래	포항철강공단, 포항도심 인근
		5-2	진한 갈색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
		5-3	검은색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
		5-4	검은색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
sed 6	형산교 1.8km 하류	6-1	밝은 갈색	거의 없음	거의 없음	모래	포항철강공단, 포항도심 인근
		6-2	진한 갈색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
		6-3	검은색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
		6-4	검은색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
sed 7	형산교 1.8km 하류	7-1	밝은 갈색	거의 없음	거의 없음	모래	포항철강공단, 포항도심 인근
		7-2	진한 갈색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
		7-3	검은색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
		7-4	검은색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
sed 8	형산교 1.8km 하류	8-1	밝은 갈색	거의 없음	거의 없음	모래	포항철강공단, 포항도심 인근
		8-2	진한 갈색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
		8-3	검은색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	
		8-4	검은색	쉼 냄새	조금발달	뽕+모래	

Table 32. Characteristic of sediments in Youngil bay (계속)

시료 번호	위 치	심도별 번호	색 갈	냄 새	층리 발달	조 직	비 고 (주변 환경)
sed 9	해동 어촌계 방법초소 앞	9-1	밝은 갈색	쉬운 냄새	거의 없음	모래	포항제철, 어선 선척장
		9-2	검은색	쉬운 냄새	조금발달	뿔	
		9-3	검은색	쉬운 냄새	발달	뿔	
		9-4	검은색	쉬운 냄새	발달	뿔+모래	
		9-5	검은색	쉬운 냄새	발달	뿔+모래	
sed 10	해동 어촌계 방법초소 앞	10-1	밝은 갈색	쉬운 냄새	거의 없음	모래	포항제철, 어선 선척장
		10-2	검은색	쉬운 냄새	조금발달	뿔	
		10-3	검은색	쉬운 냄새	조금발달	뿔	
		10-4	검은색	쉬운 냄새	조금발달	뿔	
		10-5	검은색	쉬운 냄새	조금발달	뿔+모래	
sed 11	해동 어촌계 방법초소 앞	11-1	밝은 갈색	쉬운 냄새	거의 없음	모래	포항제철, 어선 선척장
		11-2	검은색	쉬운 냄새	조금발달	뿔	
		11-3	검은색	쉬운 냄새	조금발달	뿔	
		11-4	검은색	쉬운 냄새	조금발달	뿔	
		11-5	검은색	쉬운 냄새	조금발달	뿔+모래	

1차 시료채취 지점은 형산강과 영일만 지역을 대상으로 실시하였으며, 2차 시료채취는 1차 시료채취 결과 퇴적물의 오염물질 농도가 높은 영일만을 대상으로 시료채취를 실시하였다. 2차 시료채취 지점의 퇴적물의 형태는 Table 32에 나타났다. 영일만 지역 퇴적물 대부분이 뿔층으로 이루어져 있으며 암갈색 혹은 흑색을 띠는 부분이 대부분 지역과 층에서 관찰되었다. 이러한 형태는 유기물의 탄화작용을 일으키면서 나타나는 현상으로 판단된다.

4.1.2 퇴적물의 물리·화학적 특성

가. 조사지역의 유속

하천에서의 하상퇴적물은 일반적으로 점토나 실트 같은 미립부유사에 흡착되어 퇴적된 것으로 하천의 오염물질 퇴적현상은 하천의 흐름 특성과 미립부유사의 물리적 특성을 규명하여야 한다. 하천의 흐름 특성인자는 유속, 수심, 수면폭, 하상소유력, 난류응력 등이며, 미립부유사의 물리적 특성 인자로는 입도, 밀도, 침강속도, 한계소유력 등이 고려되어야 한다. 또한 하천의 흐름은 시간에 따라 변하므로 미립 부유사의 이동현상도 각 흐름에 대하여 분석되어야 한다(신원식, 2006).

Table 33은 지점별 유속을 측정된 자료를 나타내었다. 지점별 유속은 형산강 상류에서 중류까지의 형산강 하천수 흐름이 완만함을 알 수 있었으며, sed. 7 지점은 형산강 지류인 칠평천이 형산강과 만나는 하류지점으로 늪지형을 형성되어 유속이 없는 지점이었다. 또한 형산강 하류에서는 하천수 흐름이 미미하여 유속 측정장비로 측정된 결과 유속이 나타나지 않았다.

Table 33. Flow velocity of sampling points in Hyungsan river

중상류 지역	시료채취 지점	sed 1	sed 2	sed 3	sed 4	sed 5	sed 6	sed 7	sed 8	sed 9
	유속 (m/s)	0.052	0.025	0.078	0.053	0.011	0.160	0.000	0.053	0.023
하류 지역	시료채취 지점	sed 10	sed 11	sed 12	sed 13	sed 14	sed 15	-	-	-
	유속 (m/s)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-

나. 퇴적물의 물리·화학적 특성

각 조사지점에서 퇴적물을 채취하여 색상에 따라 각각 분리하여 퇴적물의 pH, 유기물함량 및 입도조성을 분리한 결과를 Table 34와 35에 나타냈다.

Table 34에서 보는 바와 같이 형산강 지역 퇴적물의 pH는 6.9~7.8 사이로 중성 또는 약알칼리성을 보이며, pH 변화는 그다지 큰 차이가 없었다. 하상의 수질상태에 따라

중금속 존재형태에 많은 영향을 미칠 수 있는 T-N은 1.7~2.5mg/kg로 나타났다.

영일만 퇴적물의 pH와 T-N량은 Table 35에서와 같이 pH는 6.8~7.9 사이로 중성 또는 약알칼리성을 보여, pH 변화는 그다지 큰 차이가 없었다. 수체의 저층 퇴적물의 경계층과 퇴적물 상태에 따라 중금속 존재형태에 많은 영향을 미칠 수 있는 T-N은 1.0~2.6mg/kg로 나타났다.

이러한 T-N의 함량은 1993년 환경부(0.08%)와 서울특별시(0.2%)에서 제안한 퇴적물 준설기준과 비교하여 보면 전 지역에서 기준을 초과하는 값으로 나타났다. 또한 1973년 Federal Water Quality Administration(0.2%)에서 퇴적물 규제 치와 비교해 볼 때 전 지역에서 오염된 퇴적물로 분류되었으며, 1977년 EPA와 ACOE(U. S. Army of Engineers)에 의해 육수와 해양에서 준설된 퇴적물의 오염정도 평가기준치와 비교하면 전 지역이 Heavily Polluted로 평가되어 형산강과 영일만 퇴적물에 의한 하천 및 해양 수질의 영향을 받을 것으로 판단된다.

Table 34. Physical and chemical properties of sediments in Hyungsan river

시료 채취 지 점	심도별 시료 번호	pH	T-N (%)	lg.(%) ¹⁾	I.G./T-N ²⁾	clay(%)	silt(%)	sand(%)
						0.0098mm >	0.0625~ 0.0098mm	2~ 0.0625mm
sed.1	-	7.8	1.7	25.4	15.4	10.4	32.7	56.9
sed.2	-	7.0	2.2	43.4	19.7	10.5	32.3	57.2
sed.3	-	6.9	2.5	54.7	21.9	8.5	31.8	59.7
sed.4	-	7.2	2.6	42.4	16.0	7.7	30.0	62.4
sed.5	-	7.2	2.4	50.2	20.7	10.9	27.9	61.2
sed.6	-	6.7	2.1	49.5	23.6	13.3	26.6	60.1
sed.7	-	6.9	2.3	47.0	20.3	22.7	28.2	49.2
sed.8	-	7.4	2.3	50.5	21.8	8.9	19.3	71.8
sed.9	-	7.4	2.0	49.8	24.9	9.3	25.7	65.1
sed.10	10-1	7.7	2.5	39.2	15.5	10.4	22.2	67.3
	10-2	7.4	2.2	57.4	26.1	12.4	35.1	47.5
	11-1	6.9	2.5	40.2	15.8	8.3	30.8	60.9
sed.11	11-2	7.0	2.1	55.1	26.2	15.2	23.2	61.6
	11-3	7.0	2.1	58.3	27.8	10.3	25.9	63.8

※ ¹⁾lg(%): Ignition Loss(강열감량), ²⁾lg./T-N: Humification degree(부식화도)

Table 35. Physical and chemical properties of sediments in Youngil bay

시료재취 지 점	심 도 별 시료번호	pH	T-N (%)	lg. ¹⁾ (%)	l. G. ₂ / T-N ²⁾	clay(%)	silt(%)	sand(%)
						0.0098mm >	0.0625~ 0.0098mm	2~ 0.0625mm
sed. 1	1-1	7.1	2.3	34.4	15.0	11.0	28.3	59.8
	1-2	7.4	1.1	41.0	37.2	22.7	27.3	50.0
sed. 2	2-1	7.3	2.2	37.6	17.1	19.9	31.1	49.1
	2-2	7.7	1.2	51.4	42.9	26.5	22.9	50.6
sed. 3	3-1	7.6	2.4	37.4	15.6	8.6	29.1	62.3
	3-2	7.9	1.2	45.4	37.9	21.4	24.6	53.9
	3-3	7.9	1.1	57.7	52.4	18.7	20.9	59.3
	3-4	7.8	1.0	55.0	55.0	35.1	25.2	39.7
sed. 4	4-1	7.5	2.2	40.6	18.5	19.5	28.2	52.3
	4-2	7.7	1.2	47.4	39.5	21.1	25.1	53.8
	4-3	7.9	1.1	57.8	52.6	18.7	20.9	59.4
	4-4	7.8	1.1	56.9	51.7	36.2	26.0	38.8
sed. 5	5-1	7.5	2.4	43.7	18.2	15.6	39.1	50.3
	5-2	7.7	1.4	45.0	32.1	22.4	25.2	43.7
	5-3	7.9	1.2	45.6	38.0	23.1	26.3	51.7
	5-4	7.8	1.0	56.5	56.5	36.4	26.0	38.7
sed. 6	6-1	7.6	2.2	44.3	20.1	8.6	29.1	62.3
	6-2	7.9	1.2	46.2	38.5	21.4	24.6	53.9
	6-3	7.9	1.2	56.4	47.0	18.7	20.9	59.3
	6-4	7.8	1.1	57.0	51.9	35.1	25.2	39.7
sed. 7	7-1	7.4	2.6	45.0	17.3	9.1	39.5	52.4
	7-2	7.8	1.2	47.5	39.6	24.4	24.9	50.9
	7-3	7.9	1.4	57.7	41.2	25.4	20.9	53.8
	7-4	7.8	1.2	57.8	48.2	35.5	34.3	30.3
sed. 8	8-1	7.6	1.9	46.4	24.4	10.1	38.5	62.4
	8-2	7.8	1.2	47.0	39.2	23.7	25.2	41.2
	8-3	7.8	1.2	57.7	48.1	28.1	32.9	41.0
	8-4	7.8	1.1	57.8	52.6	30.0	31.5	39.5
sed. 9	9-1	7.1	1.7	46.9	27.6	15.9	35.1	49.1
	9-2	6.8	1.4	47.0	33.6	29.0	28.8	42.2
	9-3	7.0	1.1	47.8	43.5	26.6	31.6	41.9
	9-4	7.0	1.2	57.7	48.1	28.1	30.6	41.3
	9-5	7.8	1.0	57.5	57.5	30.2	29.8	40.0
sed. 10	10-1	7.0	1.3	45.8	35.2	25.0	37.0	48.1
	10-2	7.2	1.2	47.2	39.3	27.5	29.6	41.9
	10-3	7.5	1.2	57.5	47.9	28.6	31.6	40.8
	10-4	7.4	1.2	57.2	47.7	29.0	29.6	41.4
	10-5	7.8	1.1	56.6	51.4	31.3	29.8	40.1
sed. 11	11-1	7.1	2.0	46.4	23.2	20.2	34.4	45.4
	11-2	6.8	1.5	47.0	31.4	26.2	29.1	44.8
	11-3	7.0	1.4	46.6	33.3	27.5	31.0	41.6
	11-4	7.0	1.5	57.7	38.5	28.0	31.4	40.6
	11-5	7.8	1.6	56.9	35.6	30.3	28.3	41.5

※ ¹⁾lg(%): Ignition Loss(강열감량), ²⁾lg./T-N: Humification degree(부식화도)

형산강 퇴적물 강열감량의 함량은 25.4~58.3%로 형산강과 영일만 경계에의 sed. 11에서 58.3%로 가장 높은 값을 나타냈으며, sed. 1 지역인 최상류 지류 하천에서 25.4로 가장 낮은 값으로 나타났다.

영일만 퇴적물 강열감량의 함량은 34.4~57.8%로 소규모 어촌이 형성된 지역의 표층 퇴적물과 하류 심층 퇴적물 지역의 sed. 4-3, 7-4, 8-4 등에서 57.8%로 가장 높은 값을 나타냈으며, sed. 1-1 지역인 최상류 지류 하천에서 34.4%로 가장 낮은 값으로 나타났다. 이러한 강열감량 함량은 1993년 환경부(7.0%)와 서울특별시(10.0%)에서 제안한 퇴적물 준설기준과 비교하여보면 하상퇴적물이 전 지역에서 기준을 초과하는 값으로 나타났다. 또한 1973년부터 1981년 동경 만과 요코하마 만에서 실시한 퇴적물 준설시 이용하였던 퇴적물제거기준(Seoul Metropolitan, 1993)과 비교하여 보면 평가 산정점수인 60상을 초과하는 지역이 대부분이 중류와 하류에서 나타나 형산강과 영일만 퇴적물에 의한 하천 및 해양 수질의 영향을 받을 것으로 판단된다.

다. 부식화도(Humification degree)

토양, 물 그리고 퇴적물 내에서 생물 활동에 의해 만들어지는 물질의 변화는 최종적으로 부식물질을 만들어 낸다. 이런 부식물질은 대부분의 토양과 물에서 유기물질의 양을 나타내는 중요한 부분이다. 부식물질은 경작지 토양에서 2.3~3.5% 정도로 구성된다(조 등 1994). 또 부식물질은 해양 퇴적물 속에 유기물질을 저장하는 중요한 구성성분이다. 부식화도는 유기물의 부식정도를 나타내는 지표로 사용되며 각 지점별 부식화도를 Table 34 및 35에 나타냈다. 퇴적물의 부식화도는 Hakanson and Jansson(1983)의 구분법인 T-N과 강열감량의 비로서 결정하였으며, T-N과 강열감량의 비가 20 이하 일 경우는 Oligohumic, 20~25 사이 일 경우는 Mesohumic, 25 이상 일 경우에는 Polyhumic으로 구분된다. 따라서 형산강 퇴적물의 부식화도는 15.4~27.8로 형산강 하류로 영일만과 경계를 이루고 있는 sed. 11-3의 심층부에서 27.8로 가장 높은 부식정도를 나타낸 반면, 고속도로와 인접해 있으면서 유속과 하천의 깊이가 낮은 상류부 sed. 1에서 15.4로 가장 낮은 값을 보였다.

형산강 상류지역 퇴적물은 대부분이 Oligohumic 상태를 나타냈으며, 도시가 발달되거나 농경지 지역에서 Mesohumic과 하류부 퇴적물 심층부에서 Polyhumic 상태로 나타났다.

영일만 퇴적물의 부식화도는 15.0~57.5로 어촌계 지역과 sed. 9, 10, 11을 제외한

대부분의 표층 퇴적물에서 oligohumic를 나타냈다. 이러한 결과는 퇴적물 채취과정에서 관찰되었던 결과로 퇴적된 조류와 하수의 유입에 의한 영향으로 판단된다. 부식화가 제일 높게 나타난 지역은 어촌이 형성된 지역 하류부 심층 퇴적물인 sed. 9-5에서 57.5로 나타나 영일만 상류지역 퇴적물을 제외한 대부분의 지역에서 Mesohumic과 하류부 퇴적물 심층부에서 Polyhumic 상태로 나타났다.

이러한 결과는 퇴적물 내에 존재하는 오염물질이 대부분이 유기물과 결합된 형태로 존재할 것으로 판단되며, 형산강 표층 퇴적물과 영일만 일부지역 표층퇴적물의 부식화도는 대부분 Polyhumic 상태를 나타내므로 유기물의 분해에 의한 오염물질이 이동되지 않는 상태로 존재할 것으로 판단된다. 따라서 형산강 및 영일만 상류 지역과 표층 퇴적물에서 oligohumic과 Mesohumic을 나타내 향후 유기물 부식에 의해 결합된 중금속들이 수층으로 이동 할 가능성이 높은 반면 영일만 심층 퇴적물의 경우 Polyhumic상태로 오염물질이 이러한 유기물과 결합된 형태로 존재한다면 수층의 중금속 성분 혹은 이온성 양이온성 물질이 퇴적물 층으로 흡착 혹은 이동 할 가능성이 클 것으로 예측된다.

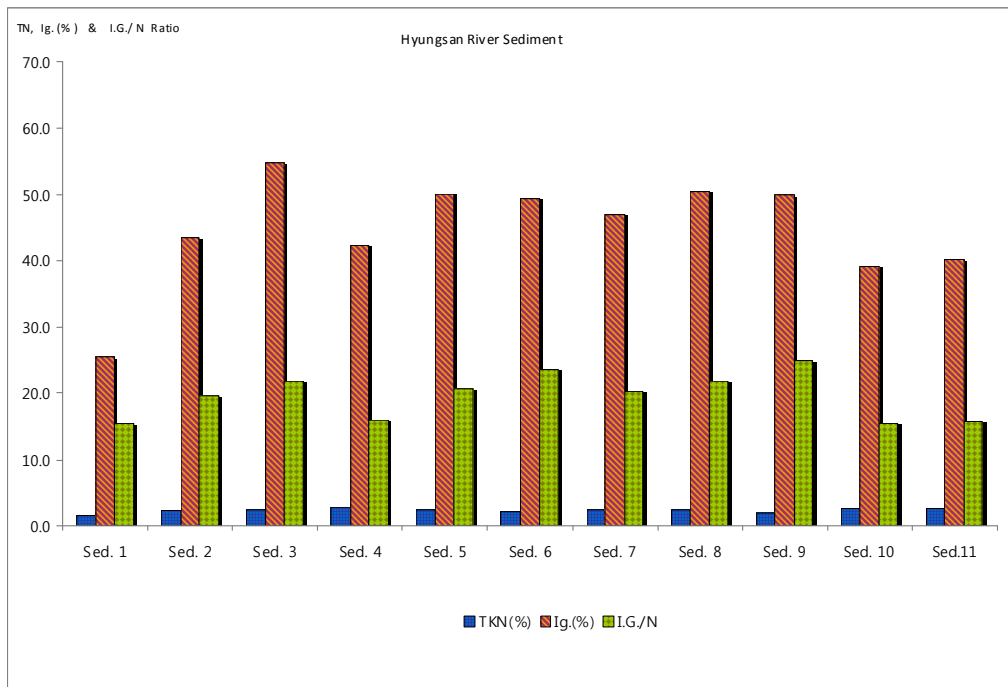


Fig. 10. Vertical profiles of loss on ignition ratio in Hyungsan river.

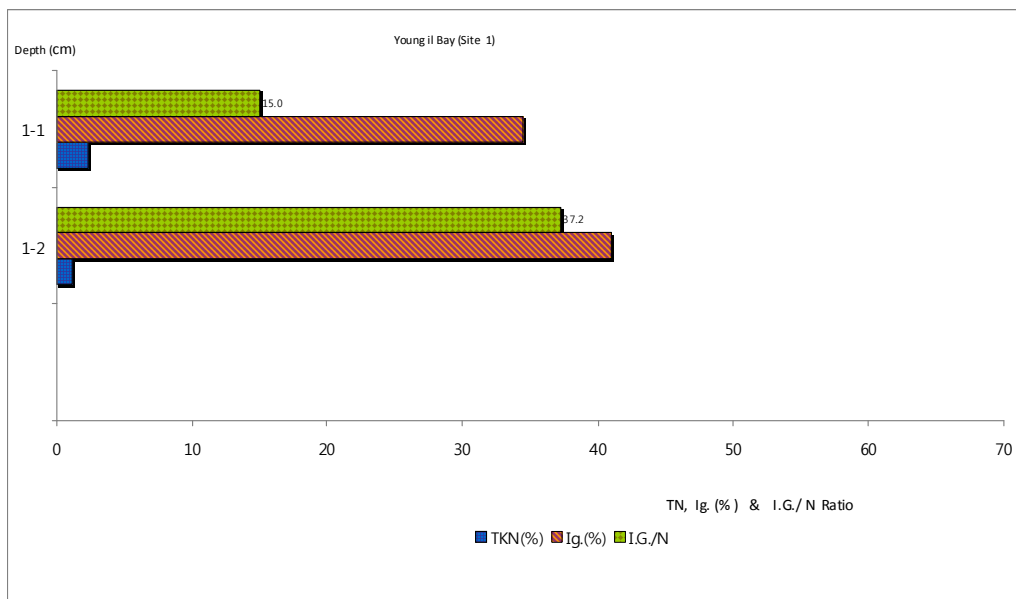


Fig. 11. Vertical profiles of loss on ignition ratio in Youngil bay.

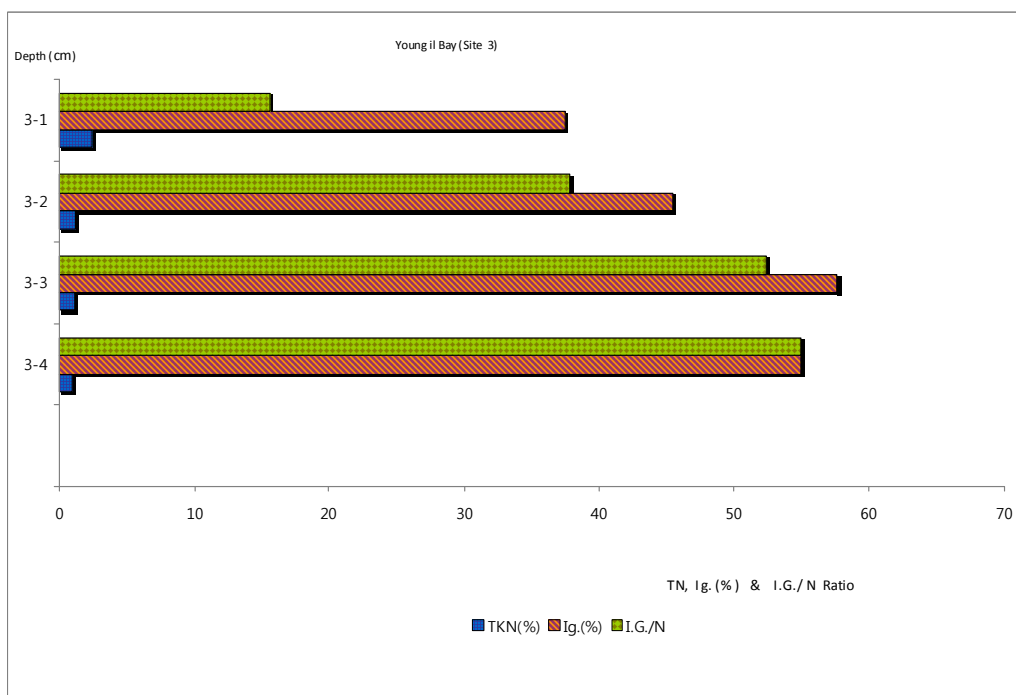


Fig. 12. Vertical profiles of loss on ignition ratio in Youngil bay.

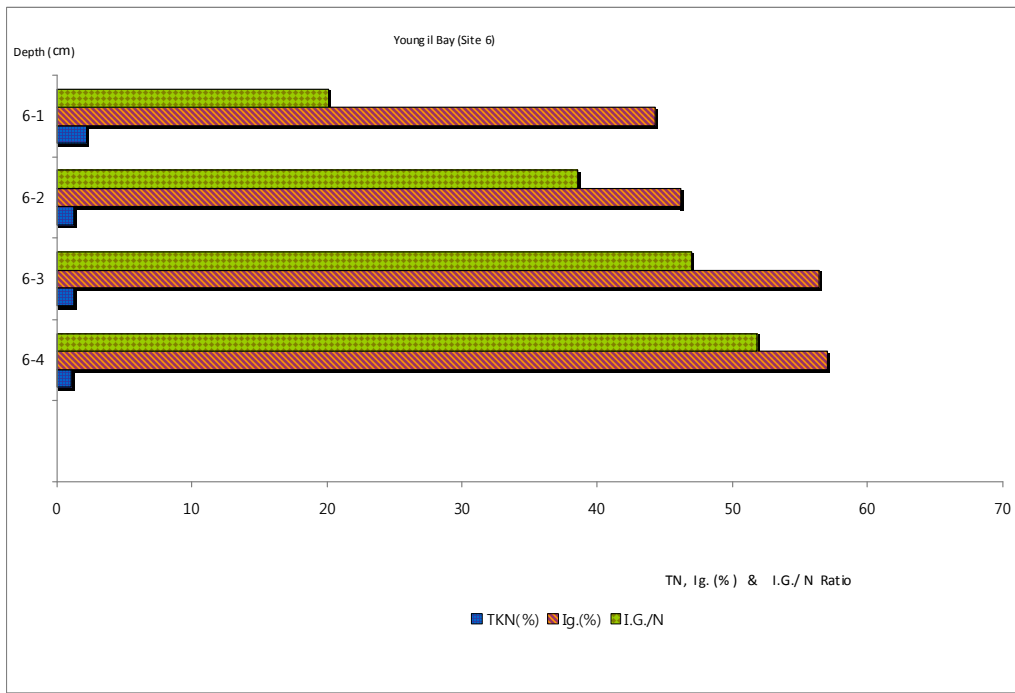


Fig. 13. Vertical profiles of loss on ignition ratio in Youngil bay.

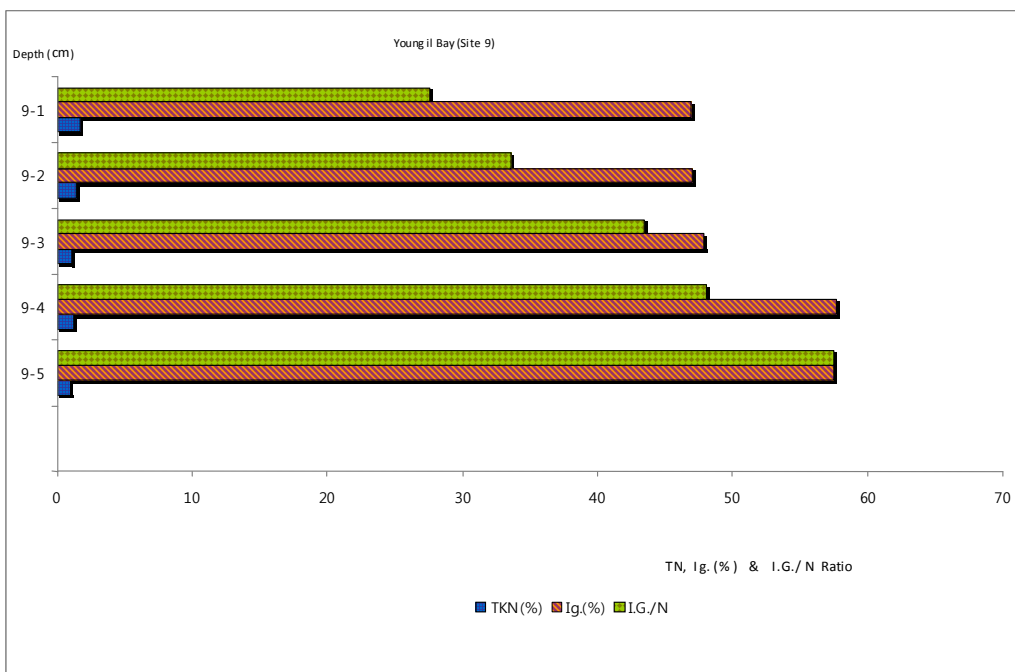


Fig. 14. Vertical profiles of loss on ignition ratio in Youngil bay.

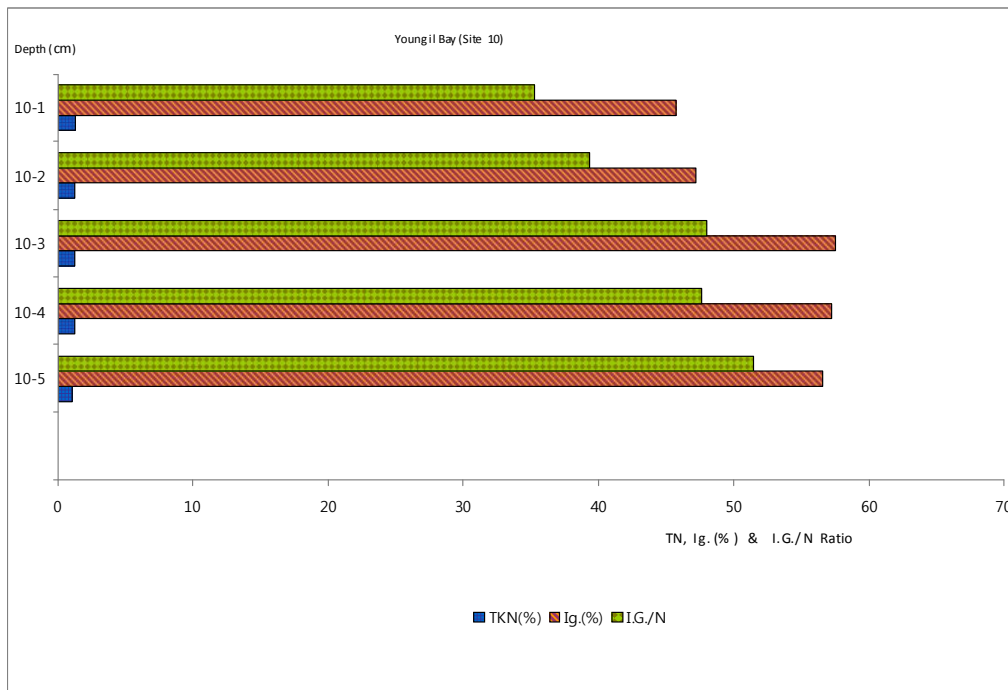


Fig. 15. Vertical profiles of loss on ignition ratio in Youngil bay.

라. 입도분포

퇴적물의 조직분류는 Shepard(1954)의 분류방법에 의하였으며 그 결과는 Table 34, 35에 나타냈다.

상류의 형산강의 퇴적물의 입도는 대부분 Silt와 clay의 함량이 높은 silty sand와 silt, siltclay로 농경지 및 도시가 접하는 지역의 경우와 유속이 느린 지역, 경주의 하수처리장 배출수가 유입되는 지역의 sed.들은 대부분이 sandy silt와 silty clay로, 모래, 미사, 점토의 함량은 각 47.5~67.3, 19.3~35.1%, 7.7~22.7%로 sandy silt, clayey sand, silty clay로 나타났다.

하류지역인 영일만 퇴적물의 경우 모래, 미사, 점토의 함량은 각각 30.3~62.4%, 20.9~39.5%, 8.6~36.4%로 sandy silt, clayey sand, silty clay로 나타났다.

이러한 결과는 상류지역의 입자 크기 대부분이 silt와 clay로 중·하류보다 미세한 입자구조를 가지고 있어 오염물질의 농도와 64 μ m이하 입자사이에 밀접한 상관관계를 가지고 있는(Kyle, 1991; Horowitz, 1991; Lin and Wu, 1992; Barbanti and Bother, 1993) 것으로 미루어 중·하류보다는 상류지역의 퇴적물의 오염물질농도가 높을 것으로

판단되며, 또한 재부유 가능성이 큰 크기로 조성되어(De Groot, 1982) 있어 유속에 의해 오염물질이 하류로 이동할 가능성이 큰 것으로 예측된다.

토양 및 하천 퇴적물에 함유된 오염 물질의 농도는 토양 및 퇴적물의 오염 현상 외에, 입도나 유기물 함량에 의해 결정되는 경우가 많은 것으로 알려져 있어(Salomon et al., 1978) 형산강 및 영일만 지역의 오염물질의 중 중금속 농도와 존재형태의 중요한 인자로 적용될 것으로 판단된다.

4.2 중금속농도 평가

4.2.1 전 함량 분석법에 의한 중금속농도 평가

가. 형산강

퇴적물은 오염물질에 직접적으로 노출되는 물이나 토양에 비해 2차적인 영향권에 있으므로, 중금속에 대한 퇴적물질 기준의 평가에 있어 수질환경기준, 수질규제기준, 토양환경기준, 유해폐기물기준과 관련성을 고려하여야 한다. 현실적으로 국내의 환경관리역량, 관리수준, 관리우선순위 등을 고려할 때 수질환경기준이나 토양환경기준에 설정된 항목보다 많은 항목을 설정하기에는 현실적으로 어려우므로 공통적으로 타 매체의 관리를 위해 환경기준이나 배출규제기준이 설정된 항목을 중심으로 한 퇴적물의 평가가 필요하다(김, 2006, 2007, 2008).

시료채취 지점을 상류에서 중류까지(시료채취 지점 sed. 1~8), 하류(시료채취 지점 sed. 9~11)의 퇴적물 내 8개 중금속의 총 농도를 분석하였다.

퇴적물 내 아연의 총 농도는 46.9~190.4mg/kg으로 나타났으며, 제일 높은 농도를 나타낸 지역은 sed. 6으로 하수종말처리장 하류에 위치하며, 경주, 포항 및 울산간의 자동차 왕래가 빈번한 지역이다. 하류로 내려 갈수록 아연의 경우 대부분 지역에서 농도가 낮게 나타났으며, 특히 오염 현상이 적을 것으로 판단되는 sed.1에서 138.1mg/kg으로 중류 지역 몇 군데만 제외하고 높은 값을 보였다.

납의 총 농도는 Fig. 16에서와 같이 11.3~51.4mg/kg으로 나타났으며, 제일 높은 농도를 나타낸 지역은 sed. 1로 경부고속도로가 인접한 지역으로 많은 량의 자동차 이동으로 인하여 발생된 현상으로 판단된다. 특히 Pb의 경우 도로와 인접하거나 교량 아래

하천에서 특히 다른 지역보다 높은 농도를 나타내는 것으로 확인되어, 형산강 퇴적물에 영향을 주는 인자는 생활 주거지에서 배출된 물질과 운송수단에서 발생된 오염물질의 영향으로 판단된다.

니켈과 크롬을 제외한 구리, 카드뮴, 비소, 수은의 경우도 납과 비슷한 경향을 나타내고 있어 경주, 포항 및 울산간의 자동차 왕래가 빈번한 지역에서 높게 나타났으며 크롬과 니켈의 경우 아연과 같이 밀집 지역에서 높게 나타나는 경향을 보였다.

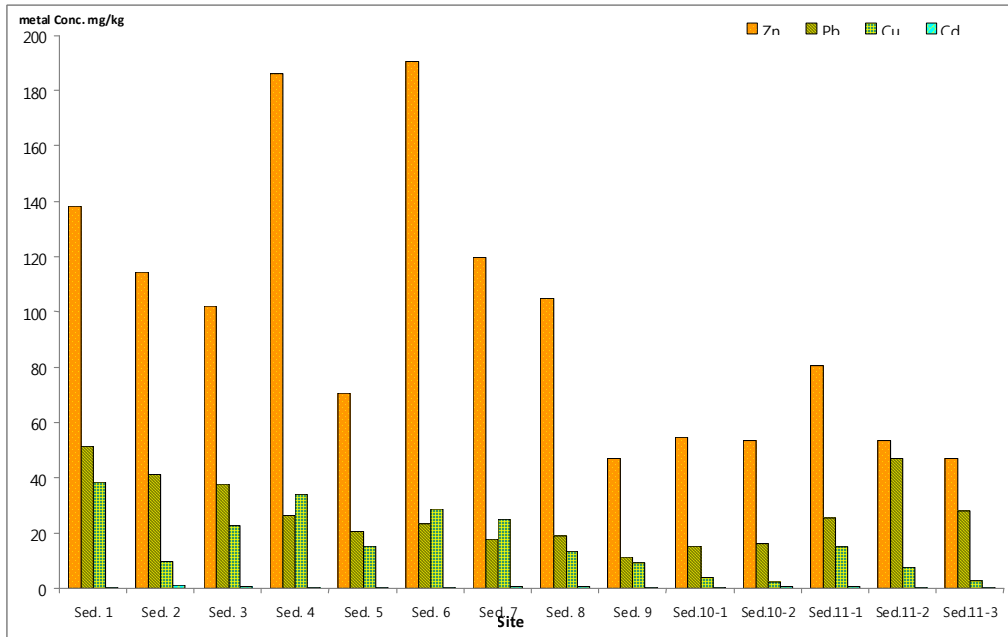


Fig. 16. Total heavy metal content of sediments in Hyungsan river(I).

특히 sed. 2 지점에서의 Pb의 농도가 41.5mg/kg로 다른 지역보다 상대적으로 높은 결과는 고속도로에 인접한 지점으로 자동차 매연 및 이동에 의한 오염이 이루어지고 있다고 판단된다(Coby Sze Chung Wong, 2004). sed. 4 지점은 남천 하류지점으로 아연, 구리, 비소 농도가 다른 상류지점보다 높게 나타난 것은 남천 상류 생활용수의 유입으로 판단되며, sed. 5지점은 경주시 고속버스 주차장 등 차량 통행이 빈번한 지역임에도 불구하고 모든 중금속 농도가 낮게 나타난 것은 경주시 고수부지 공사로 인한 하천 준설공사 시 오염물질을 처분한 결과라고 판단된다. sed. 6의 경우 신당천 하류에 위치해 있는 경주시 하수종말처리장에서 유출되는 생활하수 처리수와 신당천 하천

수와 합류되는 신당천 하류 지점으로 하수처리수의 영향으로 특히 아연(190.6mg/kg)과 구리(29.1mg/kg)가 매우 높은 농도를 보이고 있으며, 이 외의 항목도 비교적 높은 농도를 보이고 있다.

Fig. 17.에서와 같이 sed. 7 지점에서는 대부분의 중금속 농도가 높게 나타났으며, 특히 니켈 20.2mg/kg, 크롬 26.4mg/kg으로 다른 지점들보다 매우 높은 농도를 보이고 있다. 이 지점은 칠평천 하류지점의 늪지대에서 시료 채취한 것으로 이 늪지대는 안강읍 생활하수 및 풍산금속에서 유입될 수 있는 중금속이 계속적으로 퇴적되어 나타나는 현상이라고 판단된다. 형산강하류 지역은 포항시에서 주기적으로 하천바닥 준설로 오염물질들이 제거되어 시료채취 지점 sed. 10에서 sed. 11까지의 중금속 농도가 낮게 나타나는 것으로 판단된다.

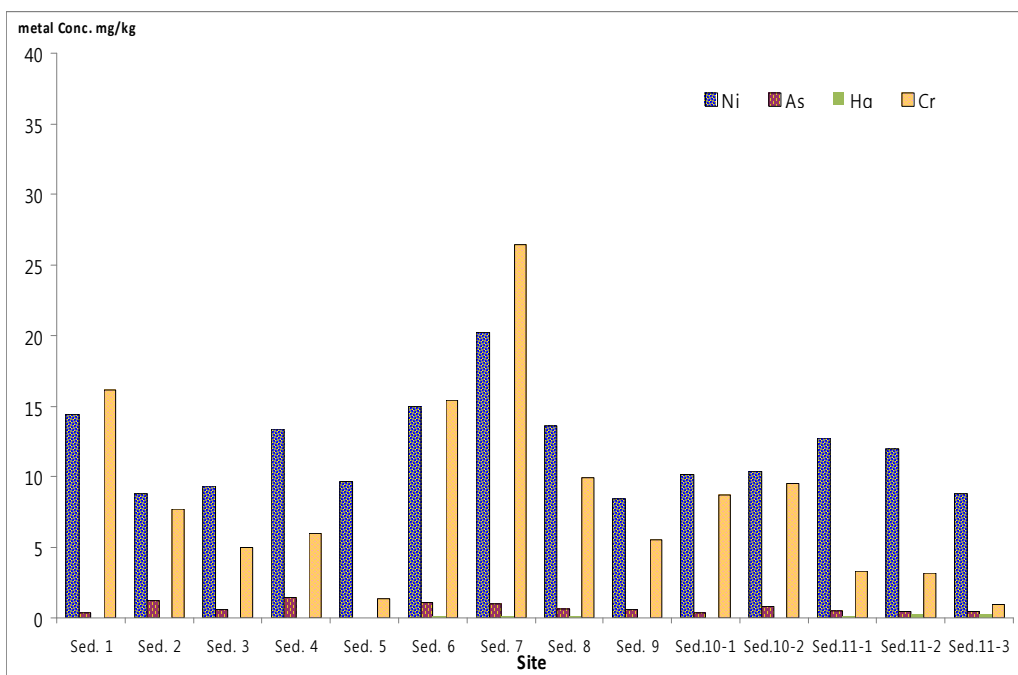


Fig. 17. Total heavy metal content of sediments in Hyungsan river(II).

퇴적물은 오염물질에 직접적으로 노출되는 물이나 토양에 비해 2차적인 영향권에 있으므로, 중금속에 대한 퇴적물질기준의 평가에 있어 수질환경기준, 수질규제기준, 토양환경기준, 유해폐기물기준과 관련성을 고려하여야 한다. 현실적으로 국내의 환경관리역량, 관리수준, 관리우선순위 등을 고려할 때 수질환경기준이나 토양환경기준에 설

정된 항목보다 많은 항목을 설정하기에는 현실적으로 어려우므로 공통적으로 타 매체의 관리를 위해 환경기준이나 배출규제기준이 설정된 항목을 중심으로 한 퇴적물의 평가가 필요하다(김, 2006, 2007, 2008).

나. 영일만

우리나라 해안선 지역에 위치한 만의 경우 대부분 퇴적물이 육지로부터 유입되거나 내부적인 생·화학적 작용을 통해 호소, 하천, 하구, 바다 등의 바닥에 쌓인 자갈, 모래, 점토, 유기물질, 광물질 등을 통칭하며 퇴적물은 수층의 오염물질, 특히 인이나 중금속 등의 친토성 원소(lithophilic element)를 잘 흡착하여 침전, 퇴적시키기 때문에 일반적으로 유역의 토양이나 물에서 측정되는 농도보다 수심 배에서 수천 배까지 높은 농도로 관찰되는 경우가 많다(김, 2006, 문 2007).

수층의 오염물질이 퇴적되는 현상은 일반적으로 수질개선에 매우 중요한 역할을 하지만 퇴적층이 교란되거나, 특정 기간 중 수온약층의 생성 등으로 수층에 산소가 부족하거나 광합성 등에 의해 수층의 pH 상승 등이 일어날 때는 퇴적물로부터 인이나 중금속 등의 오염물질을 용출시켜 수질오염의 근원이 되는 경우가 있다(Golterman, 1976).

수질오염물질의 하나인 중금속은 화산폭발, 토양이나 암석의 풍화, 광산 활동을 포함한 인간 활동뿐만 아니라 중금속 오염물질이 포함된 물질이나 중금속의 사용 중에도 수계로 유입된다(Pardo et al., 1990; Boughriet et al., 1992; Yu et al., 2001; Klavins et al., 2000). 퇴적물에 포함된 중금속은 유기오염물질과 달리 자연 상태의 분해과정으로는 제거 되지 않고, 유기물로 결합되거나 유기체에 축적되어 높은 독성을 나타낸다(Jain, 2004).

수층의 중금속은 퇴적물 입자에 흡착, 침전되어 수층에서 대부분 제거되는 경우가 많지만 퇴적물 내에서 유기물의 분해 등에 의한 pH나 ORP의 변화에 따라 그 메커니즘을 보면 퇴적물 입자로부터 탈착, 용해, 양이온의 치환, 가수분해 및 미생물의 활동 등에 따라 퇴적물로부터 용출되어 수질을 악화시킨다(Hakanson and Jansson, 1983). 그러므로 하천이나 호소의 정화를 위한 준설 및 배수를 계획할 경우에는 오염의 직접적인 원인의 하나인 퇴적물 내 중금속의 함량 및 그 존재형태를 파악함으로써 이로 인한 오염의 가능성을 평가하는 것은 수질관리에 아주 실용적인 방법 중에 하나라고 여겨진다.

영일만 지역 퇴적물의 시료채취 지점을 크게 3부분 (상류 ; 시료채취지점 1~2, 3~5,

중류 ; 시료채취 지점 6~8, 하류 ; 시료채취 지점 9~11)의 퇴적물 내 8개 중금속의 총 농도를 분석하였다. 퇴적물 내 아연의 총 농도는 106.5~175.4mg/kg으로 나타났으며, 제일 높은 농도를 나타낸 지역은 sed. 5로 담수와 해수가 합류되는 지역이며, 포항으로 진입하는 다리가 교차하는 지역이다.

하류로 내려 갈수록 Fig. 18.에서와 같이 아연의 경우 대부분 지역에서 농도가 낮게 나타났으며, 특히 오염 현상이 적을 것으로 판단되는 심층부인 80cm~100cm에서 상, 중, 하류에서 높은 값으로 나타났다. 상류에서의 아연의 깊이별 농도는 표층보다는 심층에서 대체로 높은 값을 나타내고 있으며, 도로변 보다는 생활환경이 발달된 거주지역인 sed. 5의 심층부에서 175.4mg/kg으로 높은 농도를 나타냈다.

납의 경우 총 농도는 28.2~48.9mg/kg으로 나타났으며, 제일 높은 농도를 나타낸 지역은 sed. 11로 소규모 어항이 위치한 곳으로 어구에 사용된 납 혹은 수변 공원에서 행하여지는 낚시, 주변 지역의 도로 등의 영향으로 판단된다. 특히 납의 경우 형산강 지역 퇴적물과 같이 도로와 인접하거나 교량 아래 하구에서 특히 다른 지역보다 높은 농도를 나타내는 것으로 확인되어, 납의 경우 영일만 퇴적물에 영향을 주는 인자는 어항에서 발생한 어구 폐기물과 운송수단 및 레저 활동 등에서 발생한 오염물질의 영향으로 판단된다.

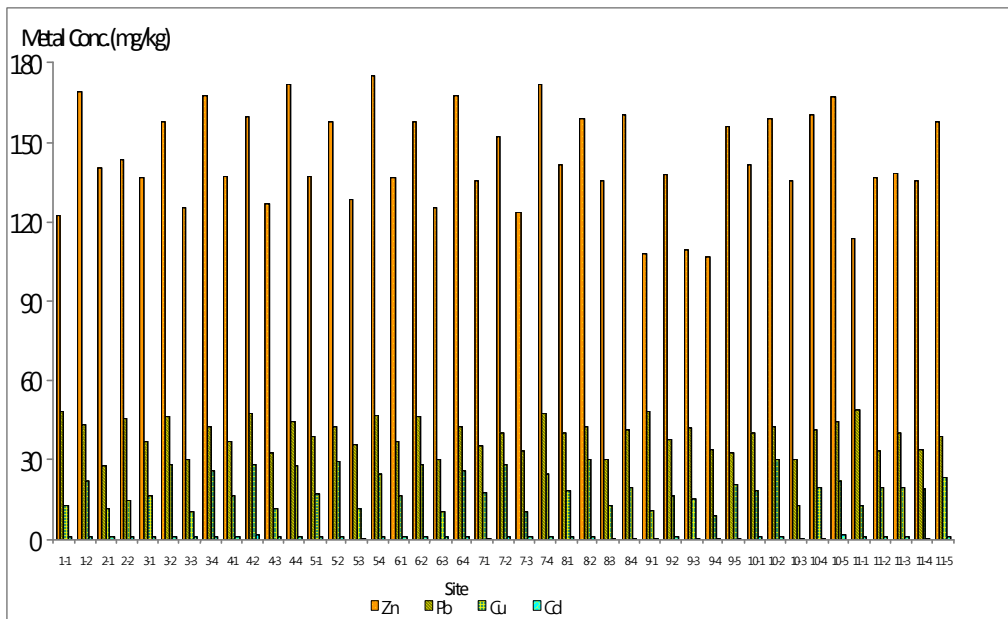


Fig. 18. Total heavy metal content of sediments in Youngil bay(I).

Fig. 19.에 나타난 바와 같이 니켈과 크롬을 제외한 구리, 카드뮴, 비소, 수은의 경우 납과 비슷한 경향을 나타내고 있어 포항 및 울산간의 자동차 왕래가 빈번한 지역에서 높게 나타났으며 크롬과 니켈의 경우 아연과 같이 밀집 지역에서 높게 나타나는 경향을 보였다.

특히 영일만 퇴적물에 내포된 중금속의 경우 형산강과 영일만이 합류되는 sed.부터 대부분의 중금속 농도가 증가되는데 이러한 현상은 영일만 간만차 등으로 인한 느린 유속으로 인하여 이러한 지점에서 미세한 입자가 퇴적이 이루어지고 있으며, 또한 표면적이 큰 미세한 입자 표면에 흡착 또는 결합되어 있는 중금속이 형산강 하류지역에서 지속적으로 퇴적되기 때문이라고 판단된다.

또한 구리, 납, 아연, 크롬의 경우 이러한 중금속이 주변지역 오염원에서 부터 장기적으로 대기오염물질로 침전되어 토양오염을 가중시키고 있다(C.S.C Wong, 2003)라고 알려진 것과 같이 포항시 철강공단에서 배출되는 대기오염물질의 영향이 클 것으로 판단된다.

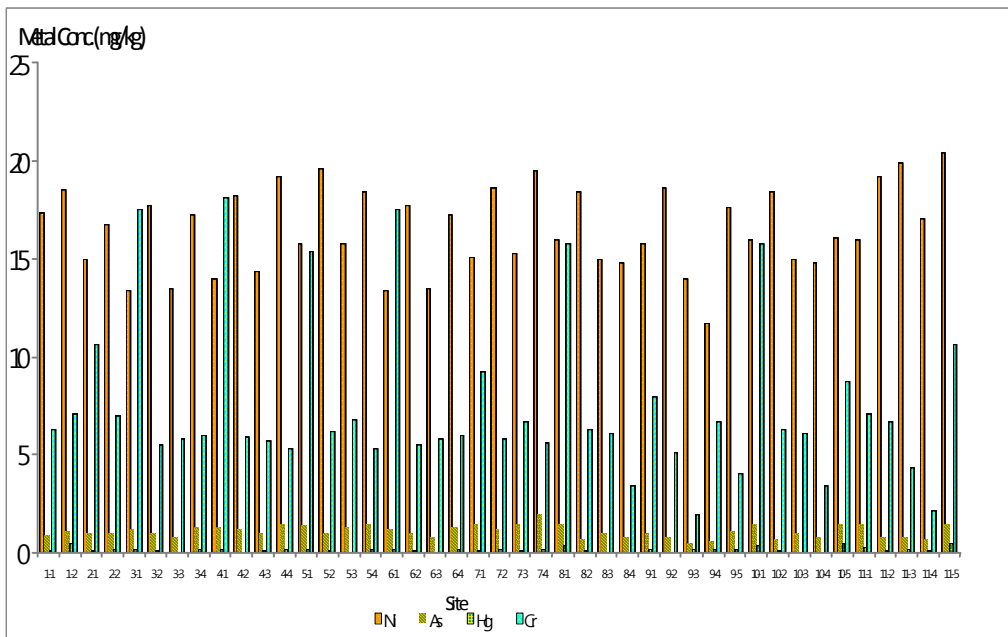


Fig. 19. Total heavy metal content of sediments in Youngil bay(II).

4.2.2 용출시험 분석법에 의한 중금속농도 평가

가. 형산강

형산강 유역 퇴적물 내에 포함되어 있는 중금속이 수중에 어느 정도 용출되어 수계로 이동할 것인지를 알아보기 위하여 폐기물오염공정시험기준 중 용출시험 방법으로 분석하였다. 그 결과를 Fig. 20에 나타내었다.

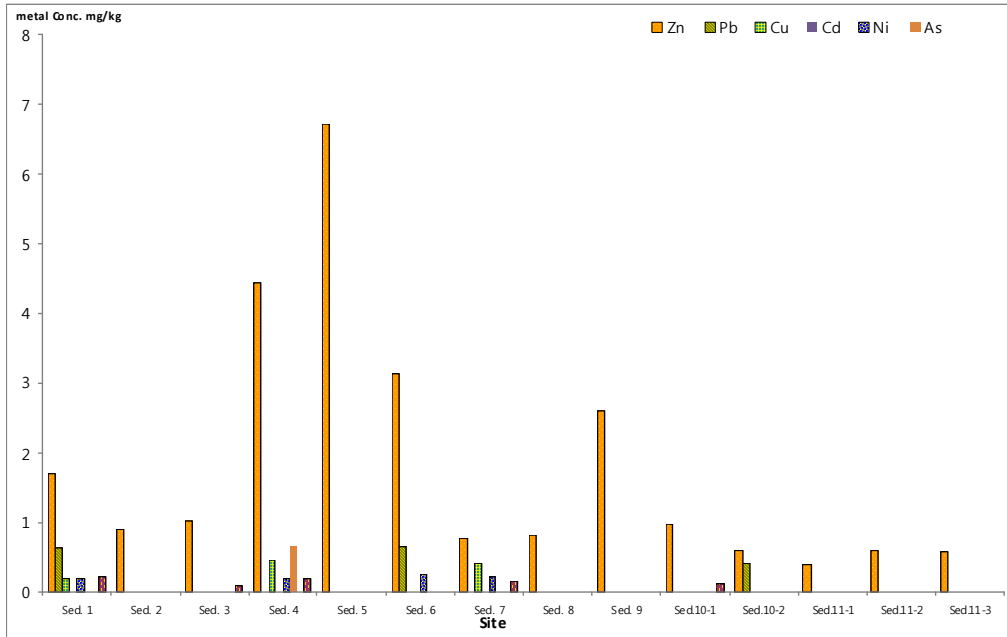


Fig. 20. Total heavy metal contents of sediments in Hyungsan river by leaching test.

Table 36에 나타난 바와 같이 아연은 전 지점에서 용출되고 있으며, 아연의 최저 농도가 0.2mg/kg, 최고농도가 6.7mg/kg으로 지점별로 전함량 중금속 대비 0.2~9.5% 용출되고 있으며, 구리, 수은, 비소 등은 용출량이 미비하게 나타났다. 납의 경우 sed. 1과 sed. 6에서 각 0.6mg/kg과 0.7mg/kg으로 도로와 인접한 지역에서 높은 용출 값을 나타내었다.

Table 36. Total heavy metal contents of sediments in Hyungsan river by leaching test

(mg/kg)

Site	Depth	Zn	Pb	Cu	Cd	Ni	As	Hg	Cr
sed. 1	-	1.7	0.6	0.2	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2
sed. 2	-	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
sed. 3	-	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
sed. 4	-	4.4	0.0	0.4	0.0	0.2	0.7	0.0	0.2
sed. 5	-	6.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
sed. 6	-	3.1	0.7	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0
sed. 7	-	0.8	0.0	0.4	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2
sed. 8	-	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
sed. 9	-	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
sed. 10	10-1	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
	10-2	0.6	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
sed. 11	11-1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	11-2	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	11-3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
MAX.		25.2	1.7	1.1	0.0	0.8	0.7	0.0	0.8
MIN.		0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
AVG.		1.8	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1

나. 영일만

영일만 지역 퇴적물 내에 포함되어 있는 중금속이 수중에 어느 정도 용출되어 수계로 이동할 것인지를 알아보기 위하여 폐기물오염공정시험기준 중 용출시험방법으로 분석하였다. 그 결과를 Fig.21에 나타내었다.

아연은 형산강 지역 퇴적물과 유사하게 전 지점에서 용출되고 있으며, 아연의 최저농도가 0.2mg/kg, 최고농도가 3.3mg/kg으로 지점별로 전함량 중금속 대비 0.1~0.3% 용출되고 있으며, 표층 보다는 심층에서 용출량이 높게 나타나 영일만의 경우 심층부 퇴적물에 대한 관리가 필요 할 것으로 판단된다. 다른 중금속의 경우 형산강 지역과 비슷한 경향을 나타냈다.

납의 경우 sed. 7과 sed. 8의 심층에서 각 0.8mg/kg과 1.1mg/kg으로 도로와 인접한 지역에서 용출량이 높게 나타났다. 그 외 중금속은 상류 또는 중류 일부 지점에서 미량 용출되고 하류로 갈수록 용출되는 중금속량이 적었다.

Table 37. Total heavy metal contents of sediments in Youngil bay by leaching test

(mg/kg)

Site	depth	Zn	Pb	Cu	Cd	Ni	As	Hg	Cr
sed. 1	1-1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	1-2	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
sed. 2	2-1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	2-2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
sed. 3	3-1	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	3-2	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	3-3	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
	3-4	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
sed. 4	4-1	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	4-2	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	4-3	1.8	0.1	0.1	0.0	0.3	0.0	0.0	0.2
	4-4	2.1	0.2	0.1	0.0	0.8	0.0	0.0	0.1
sed. 5	5-1	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	5-2	1.5	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	5-3	1.9	0.1	0.1	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0
	5-4	2.3	0.4	0.2	0.0	1.0	0.0	0.0	0.2
sed. 6	6-1	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	6-2	1.9	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
	6-3	1.5	0.2	0.2	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0
	6-4	2.9	0.6	0.2	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0
sed. 7	7-1	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	7-2	2.0	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	7-3	2.3	0.1	0.1	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0
	7-4	2.9	0.8	0.3	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0
sed. 8	8-1	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	8-2	1.9	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0
	8-3	2.1	0.6	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0
	8-4	3.3	1.1	0.1	0.1	1.3	0.3	0.0	0.9
sed. 9	9-1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	9-2	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	9-3	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	9-4	0.5	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	9-5	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
sed. 10	10-1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	10-2	0.6	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	10-3	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	10-4	0.6	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	10-5	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
sed. 11	11-1	0.4	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	11-2	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	11-3	0.6	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	11-4	0.5	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	11-5	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
MAX.		3.3	1.1	0.3	0.1	1.3	0.3	0.0	0.9
MIN.		0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
AVG.		1.4	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1

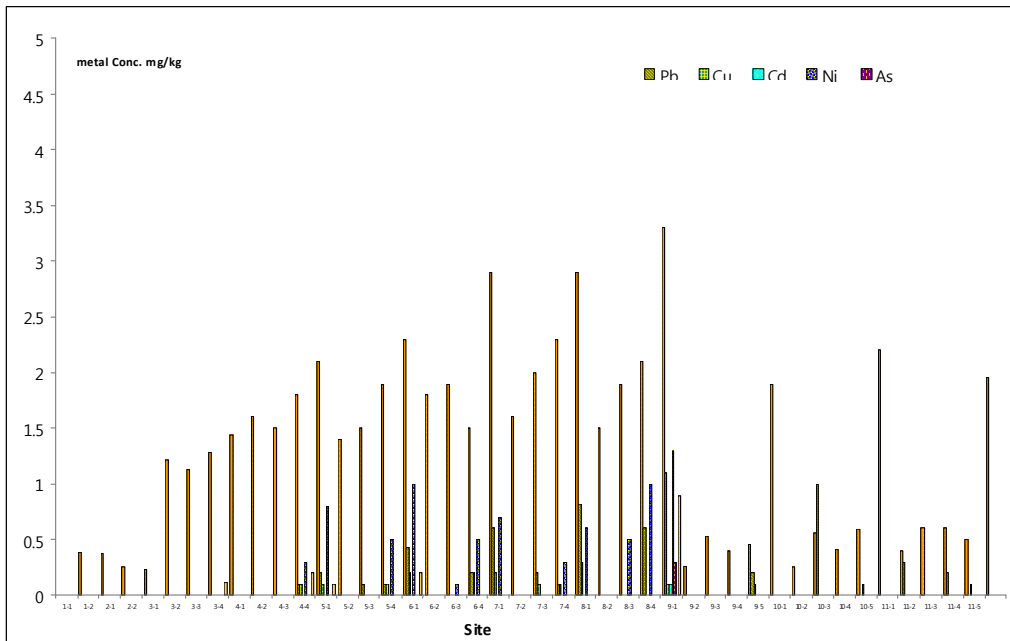


Fig. 21. Total heavy metal contents of sediments in Youngil bay by leaching test.

Table 36과 37은 형산강 지역 및 영일만의 퇴적물 시료를 분석한 결과치의 값을 나타냈다. 미국(중간오염90~200mg/kg), 캐나다 퇴적물 규정치(315mg/kg)를 비교하여 보면 아연의 경우 최소 검출농도 46.9mg/kg에서 최대 223.8mg/kg으로 대부분이 미국 지역환경청의 담수퇴적물 오염분류기준에 비오염지역에서 중간오염지역으로 분류되며, 일부 하류 퇴적층 심도에서 심한오염 농도를 초과하여 나타나고 있다.

캐나다 환경부의 담수퇴적물 잠정기준과 비교하여 보면 대부분의 지점에서 잠정퇴적물질권고기준(ISQGs)의 저서생물에 미치는 악영향이 거의 없는 오염되지 않는 지점으로 나타나며, 일부 지점은 잠정 퇴적물질권고기준(ISQGs) 악영향 기대수준(PEL) 이내로 악영향이 가끔 발생하는 정도의 오염상태를 보이고 있다. 납, 구리, 카드뮴의 경우에도 아연과 비슷한 오염정도를 보이고 있으며, 니켈의 경우에도 비오염 지역이거나 ERL 기준 이내를 보이고 있다. 이러한 결과를 미루어 보아 형산강 수계의 퇴적물 평균치보다는 영일만 지역 퇴적물의 평균치의 오염도가 높게 나타나는 것으로 평가할 수 있다.

4.2.3 외국 분석법과의 중금속농도 비교

일반적으로 퇴적물에 함유된 오염물질은 물보다 높은 농도를 나타내어 저서생물의 생존에 직접적인 위협이 될 수 있고, 또한 퇴적층에 산소의 고갈이나 pH 변화 시 물리적 교란 등의 환경에서 급속히 용출되어 수질오염의 근원이 되기 때문이다. 이러한 이유로 각국에서는 퇴적물의 관리와 오염퇴적물 처리 및 처분을 위하여 많은 연구들이 수행되고 있으나 아직 일률적인 기준을 적용하기에는 여러 가지 문제점이 노출되고 있다. 이러한 어려움은 퇴적물의 특성상 동일한 시료 채취조건인 실현, 오염물질 농도에 미치는 기질물질의 영향, 시료의 지역적 이질성 등에 기인한다고 판단된다.

우리나라에는 아직 퇴적물 관리를 위한 기준이 설정되어 있지 않아 오염퇴적물의 관리에 어려움이 있다. Table 38, 39에 4가지 분석법으로 분석한 결과를 비교하여 제시하였으며, 분석 결과에 의하면 모든 중금속 농도가 A(폐기물공정시험기준에 의한 용출시험농도) < B(토양오염공정시험기준에 의한 용출시험농도) < C(EPA Method 3051에 의한 분석농도) < D(EPA Method 3050 A에 의한 분석농도) 순으로 높게 검출되었다.

4가지 분석법(A, B, C, D)으로 분석한 형산강 지역 Zn의 경우 전 지점의 평균농도가 각각 1.0mg/kg, 1.8mg/kg, 66.3mg/kg, 86.8mg/kg, Pb는 각각 0.1mg/kg, 3.8mg/kg, 10.9mg/kg, 21.3mg/kg, Cu는 0.1mg/kg, 3.0mg/kg, 9.3mg/kg, 12.3mg/kg, Cd는 0.0mg/kg, 0.0mg/kg, 0.7mg/kg, 0.9mg/kg, Ni은 0.0mg/kg, 0.1mg/kg, 6.7mg/kg, 10.3mg/kg으로 검출되었으며, 영일만 지역 Zn의 경우 전 지점의 평균농도가 각각 0.5mg/kg, 1.3mg/kg, 134.2mg/kg, 162.1mg/kg, Pb는 각각 0.0mg/kg, 5.3mg/kg, 16.2mg/kg, 32.6mg/kg, Cu는 0.2mg/kg, 5.5mg/kg, 13.8mg/kg, 12.8mg/kg, Cd는 0.0mg/kg, 0.4mg/kg, 1.4mg/kg, 1.7mg/kg, Ni은 0.0mg/kg, 0.2mg/kg, 10.0mg/kg, 14.3mg/kg으로 검출되었다. 가장 높은 검출농도를 보이고 있는 EPA Method 3050 A와 EPA Method 3051을 항목별로 비교한 결과 Zn, Pb, Cu, Cd, Ni의 모든 시료채취 지점의 평균농도를 EPA Method 3050 A에 대한 EPA Method 3051의 비가 각각 82.3%, 50.3%, 91.9%, 88.1%, 72.0%로 나타났다.

이러한 결과를 미루어 보아 퇴적물내의 여러 가지 형태로 존재하는 중금속이 분석방법에 따라 큰 차이로 용출됨을 알 수 있었으며, 중금속의 존재형태에 따른 수계생태계에 미치는 영향 및 물리·화학적 조건 등을 고려한 더 많은 연구가 이루어져야 하고, 또한 우리나라 실정에 맞는 퇴적물 분석방법을 확립하여 효율적인 퇴적물 관리가 이루어져야 할 것이다.

Table 38. Total heavy metal contents of sediments in Hyungsan river by different method

(mg/kg)

Site	심 도	Zn				Pb				Cu			
		A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
sed.1	-	0.9	1.7	88.8	109.6	0.3	4.9	25.1	39.2	0.1	7.8	18.6	21.7
sed.2	-	0.6	0.9	85.7	99.6	0.0	12.4	25.2	33.8	0.0	5.0	9.0	7.7
sed.3	-	0.5	1.0	65.8	85.7	0.0	5.4	19.9	26.7	0.0	2.8	9.8	13.8
sed.4	-	2.5	4.4	83.9	123.6	0.0	1.5	5.4	18.5	0.3	3.5	9.9	18.7
sed.5	-	3.4	6.7	19.3	54.4	0.0	1.3	5.2	15.7	0.1	0.6	2.9	8.4
sed.6	-	1.6	3.1	134.4	141.7	0.3	1.7	9.3	17.8	0.1	4.5	21.7	26.5
sed.7	-	0.4	0.8	105.8	112.1	0.0	6.1	10.5	15.8	0.2	10.8	21.5	24.6
sed.8	-	0.8	0.8	45.8	79.9	0.0	2.1	6.8	14.1	0.0	0.8	5.6	8.5
sed.9	-	1.3	2.6	40.8	46.9	0.0	2.6	7.2	12.9	0.0	0.7	2.3	4.8
sed. 10	10-1	0.6	1.0	62.1	70.1	0.0	1.6	11.5	17.5	0.0	0.9	5.8	8.7
	10-2	0.6	0.6	34.3	53.5	0.4	4.8	5.0	16.1	0.0	1.5	1.9	2.3
sed. 11	11-1	0.2	0.4	48.3	99.2	0.0	3.1	7.5	19.9	0.0	1.3	6.2	10.1
	11-2	0.3	0.6	47.8	61.1	0.0	3.2	7.3	29.8	0.1	1.2	7.1	7.4
	11-3	0.3	0.6	65.1	77.2	0.0	2.8	7.4	21.0	0.0	1.3	8.4	9.6
AVG.		1.0	1.8	66.3	86.8	0.1	3.8	10.9	21.3	0.1	3.0	9.3	12.3

A : 폐기물공정시험기준에 의한 용출시험법

B : 토양오염공정시험기준에 의한 용출시험법

C : EPA Method 3051에 의한 분석법

D : EPA Methd 3050 A에 의한 분석법

Table 38. Total heavy metal contents of sediments in Hyungsan river by different method(계속)

(mg/kg)

Site	심 도	Cd				Ni			
		A	B	C	D	A	B	C	D
sed. 1	-	0.0	0.0	0.8	1.0	0.1	0.2	9.8	11.6
sed. 2	-	0.0	0.2	1.0	1.2	0.0	0.0	6.5	7.6
sed. 3	-	0.0	0.0	1.3	1.0	0.0	0.0	5.1	7.8
sed. 4	-	0.0	0.0	0.2	0.7	0.1	0.2	3.3	9.5
sed. 5	-	0.0	0.0	0.4	0.7	0.0	0.0	1.0	6.8
sed. 6	-	0.0	0.0	0.5	0.8	0.1	0.3	8.5	10.6
sed. 7	-	0.0	0.1	0.8	1.1	0.1	0.2	15.4	17.3
sed. 8	-	0.0	0.0	0.7	1.0	0.0	0.0	6.3	10.1
sed. 9	-	0.0	0.0	0.4	0.9	0.0	0.0	3.0	7.5
sed10	10-1	0.0	0.0	0.7	1.0	0.0	0.0	6.3	9.9
	10-2	0.0	0.0	0.3	0.9	0.0	0.0	5.9	10.4
sed. 11	11-1	0.0	0.0	0.6	1.0	0.0	0.0	5.9	12.7
	11-2	0.0	0.0	0.9	0.9	0.0	0.0	9.7	12.1
	11-3	0.0	0.0	0.7	1.0	0.0	0.0	6.4	9.9
AVG.		0.0	0.0	0.7	0.9	0.0	0.1	6.7	10.3

A : 폐기물공정시험기준에 의한 용출시험법

B : 토양오염공정시험기준에 의한 용출시험법

C : EPA Method 3051에 의한 분석법

D : EPA Methd 3050 A에 의한 분석법

Table 39. Total heavy metal contents of sediments in Youngil bay by different method

(mg/kg)

Site	심도	Zn				Pb				Cu			
		A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
sed. 1	1-1	0.3	0.4	86.1	112.8	0.0	4.7	8.6	30.4	0.0	3.9	7.4	8.2
	1-2	0.2	0.4	92.8	134.4	0.0	6.0	8.8	28.0	0.0	4.8	7.1	13.2
sed. 2	2-1	0.0	0.3	114.7	107.4	0.0	6.1	9.8	13.2	0.0	10.2	11.3	6.0
	2-2	0.0	0.2	214.3	197.4	0.0	1.9	17.8	22.7	0.0	10.1	22.3	12.1
sed. 3	3-1	0.1	1.2	163.9	174.3	0.0	5.3	16.9	25.6	0.0	5.6	17.6	8.5
	3-2	0.1	1.1	110.9	143.9	0.0	5.8	11.4	30.5	0.0	10.2	11.4	10.9
	3-3	0.0	1.3	240.6	223.8	0.0	1.9	19.0	26.7	0.1	9.2	25.4	20.1
	3-4	0.2	1.4	252.4	239.0	0.0	2.1	20.0	28.3	0.3	10.1	26.4	23.7
sed. 4	4-1	0.2	1.6	151.8	171.8	0.0	5.5	16.7	25.3	0.0	5.9	18.1	8.3
	4-2	0.1	1.5	111.1	141.6	0.0	5.1	11.1	30.7	0.0	10.5	11.1	10.2
	4-3	0.0	1.8	242.8	220.4	0.0	2.1	18.0	27.2	0.3	9.7	24.3	19.8
	4-4	0.5	2.1	259.1	241.7	0.0	2.5	21.1	28.9	0.5	10.1	27.9	25.1
sed. 5	5-1	0.5	1.4	135.3	140.6	0.0	5.8	19.5	27.5	0.2	3.5	16.7	10.7
	5-2	0.7	1.5	88.4	110.7	0.0	3.5	9.3	26.4	0.2	1.8	14.1	14.5
	5-3	0.6	1.9	62.3	101.4	0.0	5.2	8.7	30.1	0.1	3.7	10.1	6.3
	5-4	0.8	2.3	147.6	190.3	0.1	8.5	14.1	35.4	0.6	10.4	19.5	18.2
sed. 6	6-1	0.5	1.8	138.2	142.4	0.0	5.9	19.0	27.0	0.1	3.8	16.3	10.3
	6-2	1.0	1.9	80.7	113.5	0.0	3.7	9.9	27.5	0.1	2.2	14.2	13.8
	6-3	0.8	1.5	65.8	104.7	0.2	5.8	10.3	33.4	0.5	3.9	11.8	8.7
	6-4	1.2	2.9	150.6	195.1	0.2	9.3	17.7	38.2	0.9	12.7	19.1	14.9
sed. 7	7-1	0.7	1.6	132.2	142.9	0.0	5.9	20.2	28.7	0.1	3.8	17.1	11.6
	7-2	0.7	2.0	82.3	111.8	0.0	4.3	10.5	28.1	0.1	1.8	13.3	15.6
	7-3	0.8	2.3	59.6	100.5	0.0	5.4	9.2	30.5	0.1	4.0	10.3	6.4
	7-4	0.8	2.9	148.9	188.9	0.0	8.1	15.4	34.7	0.1	10.1	18.5	19.0
sed. 8	8-1	0.6	1.5	135.2	148.0	0.0	5.8	21.6	29.1	0.1	3.9	16.4	10.7
	8-2	0.5	1.9	84.1	118.5	0.0	5.4	11.3	29.9	0.2	2.0	14.2	16.0
	8-3	0.8	2.1	61.3	118.3	0.0	6.7	10.0	32.5	0.3	4.7	11.3	12.7
	8-4	1.5	3.3	154.0	194.2	0.0	10.4	18.9	39.7	0.8	11.3	19.5	21.7
sed. 9	9-1	0.1	0.3	98.7	108.4	0.0	3.4	9.8	31.4	0.0	2.8	8.4	7.8
	9-2	0.3	0.5	185.3	213.8	0.0	4.2	26.5	40.4	0.0	3.0	7.1	11.6
	9-3	0.2	0.4	135.2	174.8	0.0	5.0	21.7	40.8	0.0	1.0	6.1	10.8
	9-4	0.3	0.5	186.9	215.3	0.1	5.9	28.4	45.5	0.0	2.2	14.3	10.6
	9-5	2.0	1.9	29.4	156.1	0.0	8.2	10.0	32.5	0.0	5.9	8.1	20.9
sed. 10	10-1	0.1	0.3	95.4	110.4	0.0	3.9	9.0	33.2	0.0	2.9	7.3	7.9
	10-2	0.1	0.6	190.2	215.1	0.0	4.3	25.8	41.8	0.0	3.7	7.8	12.0
	10-3	0.3	0.4	154.7	176.3	0.0	5.8	22.6	43.3	0.1	1.6	6.9	11.1
	10-4	0.3	0.6	190.0	219.4	0.2	6.5	29.0	49.7	0.1	4.8	15.2	12.9
	10-5	2.4	2.2	30.1	159.7	0.0	5.3	9.2	30.1	0.0	5.0	7.3	9.5
sed. 11	11-1	0.2	0.4	100.4	111.5	0.0	4.2	9.2	32.4	0.0	3.0	8.1	8.1
	11-2	0.3	0.6	189.1	220.1	0.0	5.3	27.5	39.3	0.2	3.8	7.9	10.7
	11-3	0.3	0.6	160.8	181.6	0.1	5.9	22.6	42.7	0.0	1.9	8.9	10.3
	11-4	0.9	0.5	200.4	219.2	0.3	6.4	29.4	49.9	0.5	3.7	19.1	12.2
	11-5	0.4	2.0	55.7	157.0	0.0	6.1	10.0	30.4	0.0	5.4	8.2	15.4
AVG.		0.5	1.3	134.2	162.1	0.0	5.3	16.2	32.6	0.2	5.5	13.8	12.8

Table 39. Total heavy metal contents of sediments in Youngil bay by different method(계속)

(mg/kg)

시료채취 번호	심도	Cd				Ni			
		A	B	C	D	A	B	C	D
sed. 1	1-1	0.0	0.0	0.5	1.3	0.0	0.0	6.3	9.9
	1-2	0.0	0.1	0.6	0.9	0.0	0.0	5.9	10.4
sed. 2	2-1	0.0	0.0	0.5	1.1	0.0	0.0	5.9	12.7
	2-2	0.0	0.2	1.0	1.2	0.0	0.0	9.2	11.3
sed. 3	3-1	0.0	0.0	1.2	0.8	0.0	0.0	7.2	10.8
	3-1	0.0	0.4	1.4	1.6	0.0	0.0	11.9	15.0
	3-2	0.0	0.4	1.5	1.9	0.0	0.0	12.2	15.6
sed. 4	3-3	0.0	0.9	2.5	2.5	0.0	0.0	25.8	19.1
	4-1	0.0	0.1	1.1	1.1	0.0	0.0	8.1	13.4
	4-2	0.0	0.2	1.1	1.3	0.0	0.0	8.6	14.1
	4-3	0.0	0.4	1.6	1.5	0.0	0.3	12.2	11.0
sed. 5	4-4	0.0	0.6	3.2	2.2	0.0	0.8	22.5	17.4
	5-1	0.0	0.3	1.5	1.3	0.0	0.0	8.4	14.9
	5-2	0.0	0.5	1.3	1.5	0.0	0.0	8.3	15.7
	5-3	0.0	0.7	1.7	1.9	0.0	0.5	12.9	13.3
sed. 6	5-4	0.0	0.8	3.6	2.7	0.0	1.0	22.6	19.6
	6-1	0.0	0.2	1.5	1.6	0.0	0.0	15.7	14.6
	6-2	0.0	0.1	1.4	1.3	0.0	0.1	6.5	12.8
	6-3	0.0	0.1	1.0	1.3	0.0	0.5	6.6	11.5
sed. 7	6-4	0.0	0.3	1.5	1.7	0.0	0.7	14.4	17.7
	7-1	0.0	0.3	1.1	1.9	0.0	0.0	17.0	18.5
	7-2	0.0	0.9	1.9	2.1	0.0	0.0	8.3	14.0
	7-3	0.0	0.5	1.3	2.0	0.0	0.3	9.4	13.7
sed. 8	7-4	0.0	0.9	2.2	3.1	0.0	0.6	15.7	19.9
	8-1	0.0	0.5	1.6	2.1	0.0	0.0	17.7	18.1
	8-2	0.0	1.2	2.0	2.9	0.0	0.5	8.5	14.9
	8-3	0.0	0.8	1.5	2.7	0.0	1.0	9.6	14.0
sed. 9	8-4	0.0	0.8	2.9	3.7	0.0	1.3	14.2	20.8
	9-1	0.0	0.0	0.5	0.8	0.0	0.0	6.1	10.7
	9-2	0.0	0.1	1.2	1.2	0.0	0.0	7.7	13.5
	9-3	0.0	0.2	0.8	1.1	0.0	0.0	4.6	11.2
	9-4	0.0	0.2	1.2	1.5	0.0	0.0	9.8	12.8
sed. 10	9-5	0.0	0.1	0.6	0.7	0.0	0.0	3.8	17.6
	10-1	0.0	0.2	0.6	1.1	0.0	0.0	6.3	10.1
	10-2	0.0	0.2	1.6	1.5	0.0	0.0	7.9	13.6
	10-3	0.0	0.3	0.7	1.6	0.0	0.0	4.7	11.8
	10-4	0.0	0.5	1.3	2.1	0.0	0.0	9.9	12.1
sed. 11	10-5	0.0	1.0	0.7	0.9	0.0	0.0	3.5	17.9
	11-1	0.0	0.3	0.8	1.0	0.0	0.0	6.0	10.6
	11-2	0.0	0.3	1.0	1.9	0.0	0.0	6.9	13.1
	11-3	0.0	0.6	0.9	2.0	0.0	0.0	7.3	12.0
	11-4	0.0	0.7	1.5	2.4	0.0	0.0	10.2	14.6
AVG.		0.0	0.4	1.4	1.7	0.0	0.2	10.0	14.3

4.2.4 퇴적물의 심도별 중금속농도 평가

일반적으로 퇴적층의 상층으로 갈수록 총중금속 함량이 높은 이유를 보면 상층에 입경이 작은 유기물질이 많이 존재하고, 수계로 방출된 중금속이 수중 알칼리성 pH로 인하여 퇴적물 표층으로 흡착·농축되거나 퇴적물의 축적과 더불어 부분적인 탈수소화 과정 및 유기물의 분해과정이 일어남으로써 수중의 많은 중금속이 퇴적물 표층으로 이동하게 된다(김형석, 2000). 또한 형산강 유역에서 오염물질을 배출하고 있는 경주시, 포항시의 오염물질 배출시설이 증설(공단 설립 등)되기 전에 형성된 퇴적물과 이후의 퇴적물과는 그 농도가 달라질 것이다. 이러한 중금속 농도 변화를 알아볼 필요가 있다.

수중의 환경변화 및 퇴적되는 오염물질 농도의 변화에 따른 심도별 중금속 변화를 알아보기 위하여 형산강 지역 퇴적물 sed 10에서 sed 11 지점까지, 영일만 지역 퇴적물 sed 1에서 sed 11 지점까지 퇴적층의 아연, 납, 구리, 카드뮴, 니켈의 심도별 중금속 농도 변화를 평가하였다. 형산강 지역 퇴적물 결과를 나타낸 Fig. 22에서 알 수 있듯이 sed. 10에서 아연, 납, 구리, 카드뮴, 니켈의 깊이별 차이는 잘 나타나지 않았지만 sed. 11에서 심도가 내려 갈수록 중금속의 농도가 높아지는 경향을 보이고 있다.

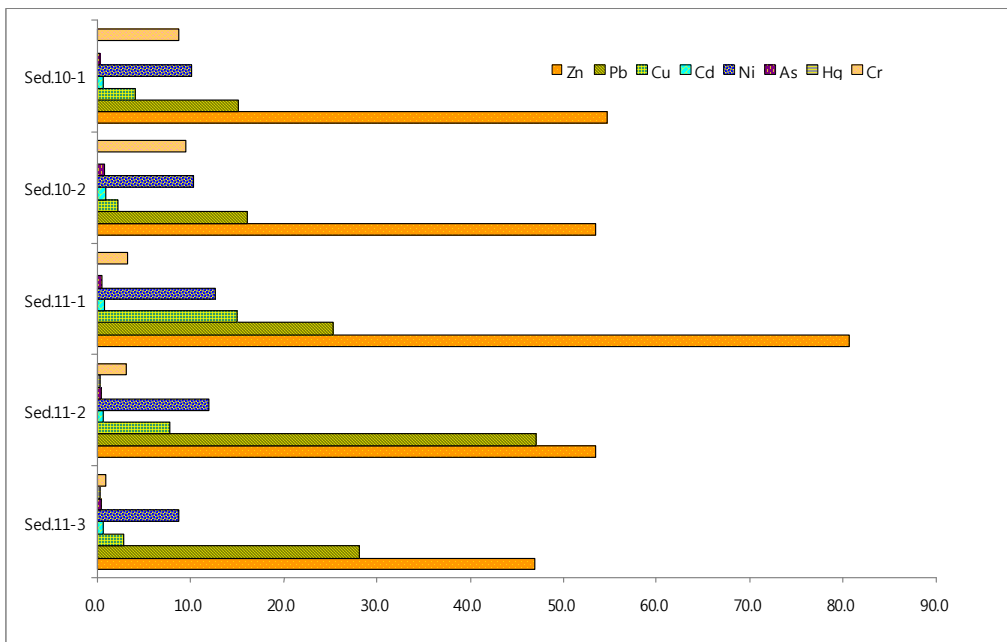


Fig. 22. Total heavy metal contents of sediments in Hyungsan river by depths.

영일만 지역의 퇴적물은 지점별로 두 가지 유형을 보이고 있다. Fig. 23, 24, 25와 같이 첫 번째, sed. 11 지점에서의 중금속 변화는 아연, 카드뮴, 구리, 니켈은 시료채취 지점이 깊어질수록 감소하고 있으며, 두 번째, 그 외 지점에서의 아연, 카드뮴, 구리, 니켈은 약 10cm 깊이에서는 농도가 증가하다 약 20cm에서 감소하며 다시 40cm 깊이에서 증가하는 경향을 보이고 있다. Pb의 경우 sed. 3, 6, 9 지점에서 깊이 10cm 농도가 증가하다가 20cm에서 감소하다 다시 증가하고 있으며, 그 외 지점에서는 깊어질수록 감소하는 경향을 보이고 있다.

형산강 퇴적물의 경우 심도별로 중금속의 농도 차가 크지 않았으나, 영일만 퇴적물의 경우 모든 중금속에서 심도별 중금속 농도 차가 많이 보이고 있다. 이러한 결과는 하절기 강우로 형산강 하류의 유량 증가와 영일만 간만의 차로 인한 퇴적층의 교란 현상으로 야기된다고 판단된다.

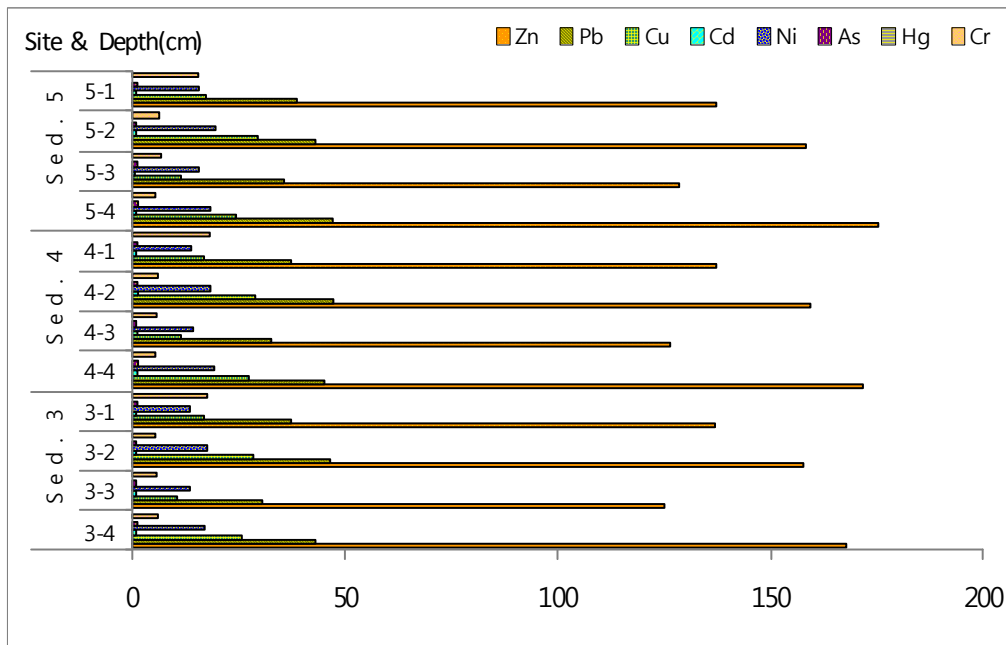


Fig. 23. Total heavy metal content of sediments in Youngil bay by depths (l).

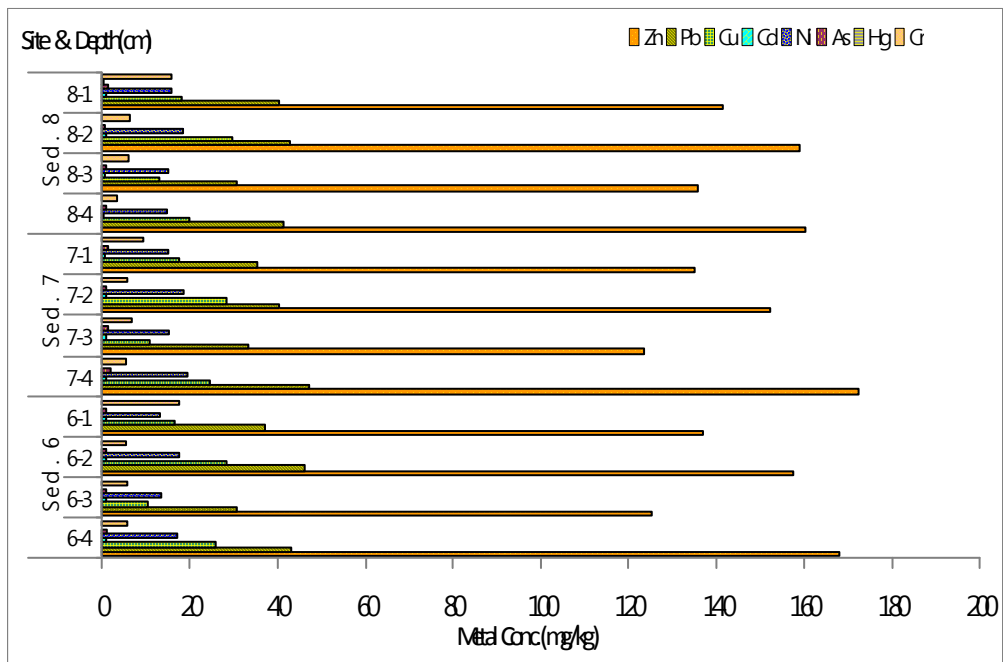


Fig. 24. Total heavy metal content of sediments in Youngil bay by depths(II).

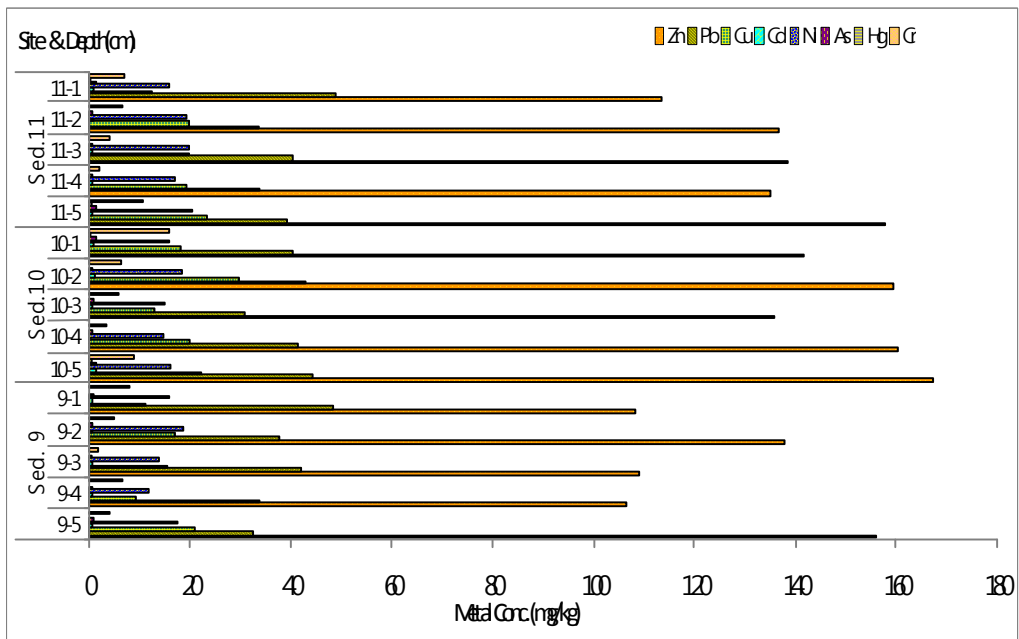


Fig. 25. Total heavy metal content of sediments in Youngil bay by depths(III).

4.2.5 중금속의 존재형태별 농도 평가

연속추출방법은 화학적 존재형태를 규명하기 위하여 토양과 퇴적물에 함유되어 있는 구성광물을 선택적으로 용해시키는 방법으로 각 광물을 선택적으로 용해시킬 때 그 광물의 형태로 존재하거나 수반된 중금속을 용해시키는 화학분석 방법으로 환경측면에서 중금속 원소의 존재형태를 규명하는데(Maiz, I. 1997) 이용된다.

현재 우리나라 퇴적물에 대한 중금속 분석법은 사용되지 않고 있으며 현행 토양오염 공정시험기준인 용출시험법 또는 전함량 분석법으로 중금속의 함량을 측정하는 방법을 이용하고 있다. 그러나 이러한 분석방법은 하천퇴적물에서 주변의 환경변화에 따라 총량 중 이동할 수 있는 중금속의 량과 주변 생태계 영향을 줄 수 있는 부분 변화를 알 수 없다.

퇴적물 내의 중금속의 존재형태를 분석하여 보면 하천 퇴적물 오염에 대한 정보를 얻을 수 있다고 보고하고 있다(김, 2006, 2008).

중금속이 민감한 환경변화에서 생물이용성과 하천수중 이동성에 가장 영향을 미칠 수 있는 형태는 adsorbed fraction이다. 그러나 퇴적물과 접하고 있는 수체의 심층부가 조건변화에 의해 pH가 낮아지거나 혐기성 상황이 되면 carbonate fraction이 수중으로 이동하여 저서 생태계나 수중 생태계에 영향을 줄 것으로 예측된다(Tesseir, 1979). 또한 퇴적물이 하천 깊은 곳이나 호수에 머물게 되면 하천과 호수의 특성상 수체의 심층이 혐기성 상황이 될 경우가 종종 발생하게 되어 산화·환원환경과 밀접한 관계를 가지고 있는 reducible fraction이 수체나 생태계로 이동할 가능성이 매우 높아진다(Teisser, 1979).

퇴적물 내의 중금속의 존재형태별 농도를 분석하여 보면 다음과 같다.

가. 형산강

(1) 카드뮴(Cadmium, Cd)

형산강 지역 하천 퇴적물에 함유되어 있는 카드뮴 총량은 고속도로와 인접한 sed. 2와 하류 지역 영일만과 나누어지는 sed. 11의 하층부 약 60cm 심층부에서 2.5mg/kg, 2.6mg/kg 으로 가장 높았으며, 중류 지역 비교적 오염물질 유입이 적어 비교적 오염이 적을 것으로 예상되는 sed. 5에서 1.0mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다. 그 결과 값을 Table 40과 Fig. 27에 나타냈다.

이를 1977년 U.S. EPA와 U.S. Army Corps of Engineers(ACOE)의 육수와 해양에서 준

설된 퇴적물의 오염정도 평가기준과 비교해보면 전 지역에서 Moderately polluted로 평가되었으며, Persaud(1989) 등이 제시한 수서생물에 악영향을 미칠 수 있는 퇴적물 내 중금속의 평균 허용값인 10mg/kg 보다는 낮은 값을 전 지역에서 나타냈다. 또한 Forster와 Witmann(1988)이 제시한 오염되지 않은 퇴적물의 평균 농도인 0.4mg/kg과 비교하여 보면, 각 sed.에서 약 2배에서 5배 정도의 높은 값을 나타냈으며, 토양의 평균값을 Bowen(1979)이 제시한 0.35mg/kg, Istvan&Benton(1997)이 제시한 0.11~3.0mg/kg, Rose(1979)이 제시한 0.1~0.5mg/kg, Bear(1964)이 제시한 0.01~0.7mg/kg과 비교하여 보아도 전 지역의 퇴적물에서 높은 값으로 나타났다.

퇴적물에 함유된 카드뮴의 존재형태는 adsorbed fraction 0.0~0.1mg/kg으로 하류 지역 sed. 10과 11에서 0.1mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈으며, 이 지역을 제외한 전 지역에서는 0.0mg/kg으로 낮은 값을 보였다.

Table 40. Cadmium concentration of different forms of sediments in Hyungsan river

(mg/kg)

Site	Adsorbed	Carbonated	Reducible	Organic	Residual	Total
sed. 1	0.0	0.2	0.3	0.5	0.9	1.9
sed. 2	0.1	0.2	0.5	0.4	1.3	2.5
sed. 3	0.0	0.0	0.4	0.6	1.3	2.3
sed. 4	0.0	0.0	0.3	0.5	1.1	1.9
sed. 5	0.0	0.0	0.2	0.2	0.7	1.1
sed. 6	0.0	0.1	0.3	0.3	0.8	1.5
sed. 7	0.0	0.1	0.3	0.5	1.1	2.0
sed. 8	0.0	0.1	0.3	0.6	1.2	2.2
sed. 9	0.0	0.1	0.2	0.5	0.9	1.7
sed. 10-1	0.1	0.2	0.3	0.5	1.2	2.3
sed. 10-2	0.0	0.3	0.4	0.7	1.0	2.4
sed. 11-1	0.1	0.1	0.4	0.6	1.0	2.2
sed. 11-2	0.0	0.4	0.2	0.5	0.9	2.0
sed. 11-3	0.0	0.5	0.3	0.7	1.1	2.6
MAX.	0.3	3.9	2.1	26.5	22.1	48.5
MIN.	0.0	0.0	0.2	0.2	0.7	1.1
AVG.	0.0	0.2	0.3	0.5	1.0	2.0

Carbonate fraction은 0.0~0.5mg/kg으로 영일만 접경지역 퇴적물인 sed. 11의 심층부 60cm에서 0.5mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈으며, 비교적 비 오염지역 및 유기물 유입이 높은 지역 퇴적물인 sed. 3, 4, 5에서 0.0mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다.

Reducible fraction은 0.2~0.5mg/kg으로 도로와 인접한 지역인 sed. 2에서 0.5mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈으며, sed. 5, 9, 11-2에서 0.2mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다.

Organic fraction은 0.2~0.7mg/kg으로 도시와 근접한 지역과 농경지가 주변에 산재한 지역인 sed. 10-3과 11-3에서 0.7mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈으며, 비교적 비 오염지역 및 유기물 유입이 높은 지역 퇴적물인 sed. 5에서 0.7mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다.

Residual fraction은 0.7~1.3mg/kg으로 도시와 근접한 지역과 교통량이 다른 지역보다 많은 sed. 2와 3에서 1.3mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈다. 그 외의 지역은 0.7~1.1mg/kg으로 낮은 값으로 나타났다.

퇴적물의 존재형태의 특성상 잔류형태를 제외한 organic fraction 이 가장 높게 나타났다으나, 형산강 퇴적물의 경우 도시 및 교통량이 많은 지역의 퇴적물에서 reducible fraction이 가장 높은 부분 비율을 차지하였다. 이러한 것은 철 · 망간 산화물과 결합된 형태인 reducible fraction이 yellow boy(황갈색침전물)의 구성물인 Fe_2O_3 및 SO_3 , H_2O 로 구성된 $Fe_8O_8(OH)_{4.5}(SO_4)_{1.75}$ (Bigham et.al., 1996) 침전 화합물은 모두 수산화물로서, 일반적으로 이들의 표면은 구조 내에 존재하는 OH^- 에 의해 정전기적으로 음성을 띄게 된다(Kinniburgh, 1981).

또한 이들이 수용액내에 존재하게 되면, 표면에 흡착된 H^+ 와 OH^- 의 양에 따라 전하가 결정된다. 즉 pH가 낮으면, 수용액내의 H^+ 이온들이 정전기적으로 양성인 다른 금속이온들의 흡착을 방해하며, 반대로 pH가 높으면, 금속이온들이 침전물의 표면에 흡착되어 있는 H^+ 이온과 교환반응을 하게 되어 침전물의 표면에 흡착될 수 있다(허, 1998). 따라서 하천수 화학조성의 변화에서 볼 수 있었던 부성분 원소들의 감소는 주성분원소가 침전됨에 따라 그들의 고상에 흡착되어 제거되어 퇴적물에 축적되는 것으로 판단된다.

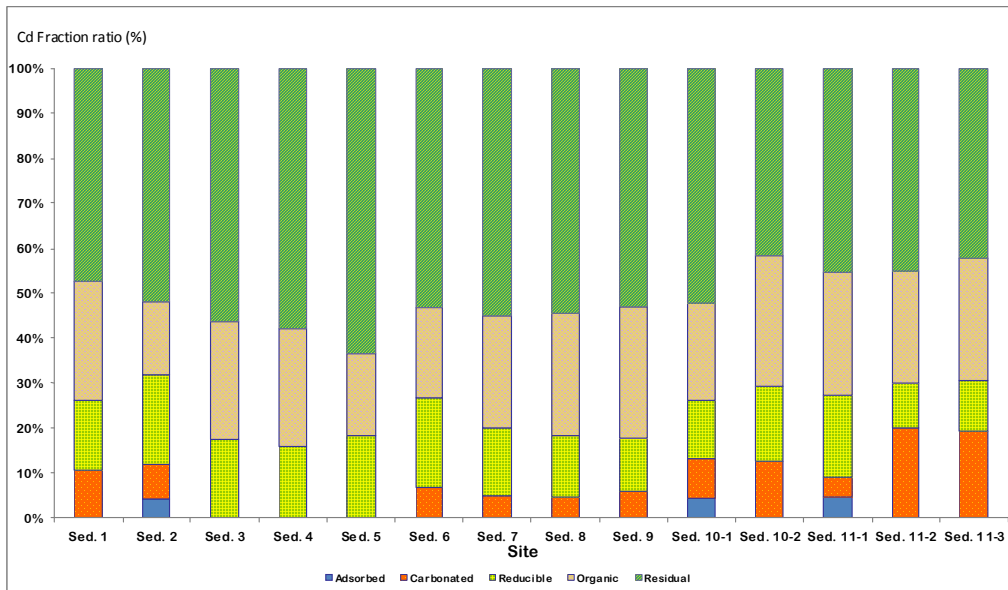


Fig. 26. The cadmium fraction ratio of different forms of sediments in Hyungsan river.

유기물에 흡착된 중금속 또는 유기물 분해에 의해 유화물로 존재하는 중금속으로 호기성 상태에서 유기물의 분해 시 용출이 일어날 가능성이 크므로 퇴적물의 분해의 정도를 평가할 수 있는 부식화를 분석하여 이동가능성에 대한 결과를 알아보는 것이 중요할 것으로 판단된다.

잔류형태의 경우 광물의 결정 구조 속에 존재하는 중금속은 자연 환경에서는 거의 용출이 되지 않았으나 풍화 및 분해(decomposition) 등에 의해서 용출될 가능성이 있지만 매우 희박할 것으로 판단된다. Fig. 26은 퇴적물 중 각 중금속의 총 농도 중 수체나 하천 생태계로 이동 가능성이 있는 카드뮴의 존재형태를 나타낸 것이다.

Fig. 27에 나타난 바와 같이 형산강 퇴적물에 포함된 카드뮴 중 수체로 이동될 수 있는 labile한 부분은 10~50%로 영일만과의 경계지역으로 포항시 도시구역 위해물질이 집중적으로 유입될 수 있는 sed. 11-1 표층 20cm에서 이동성이 가장 높게 나타났으며, 퇴적층 유기물의 부식도가 25% 이상으로 유기물의 부식에 의한 유기물과 결합된 중금속이 용출보다는 흡착이 가능한 중층 40cm와 60cm에서 이동도가 가장 낮은 값을 보였다.

카드뮴의 존재형태는 다른 중금속과 다른 형태를 보이고 있다. 환원형태(Reducible

fraction)와 잔류형태(Residual fraction)에서만 농도를 보이고, 그 농도는 각각 0.19~0.66mg/kg, 0.29~0.63mg/kg으로 다른 존재형태에서는 검출되지 않고 있다. 환원 형태의 총량에 따른 비율은 26.2~54.9%, 잔류형태는 45.1~73.8%로 나타났다. 중성부근에서 탄산염이나 탄산염 광물에 대한 특수한 친화력을 가지고 있다(Lehmann, R. G. 1984)는 보고 내용과는 상이한 결과를 보이고 있다.

이러한 결과는 형산강 수계의 지류 및 본류 용존산소량이 희박한 상태인 점을 미루어 실제 본 지역에서의 철이나 망간의 산화물과 결합된 형태의 중금속이 수체로 이동될 가능성은 높을 것으로 판단된다.

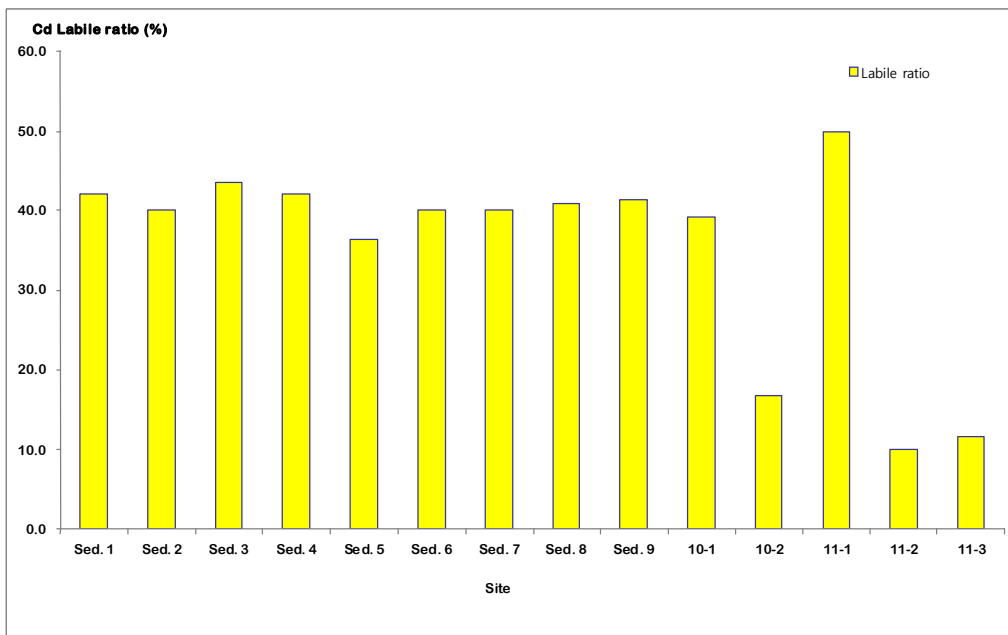


Fig. 27. The ratio of labile fraction to total metal content of cadmium in Hungsan river sediments.

(2) 구리(Copper, Cu)

구리의 총량은 Table 41 및 Fig. 28에 나타난 바와 같이 21.8~48.5mg/kg로 형산강 최상류로 연양지역 도시로 부터의 배출수가 유입되는 지류의 퇴적물인 sed. 1에서 48.5mg/kg으로 가장 높았으며 포항지역 상류 sed. 10-2로 40cm 심층 부 퇴적물에서 21.8mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다.

Table 41. Copper concentration of different forms of sediments in Hyungsan river
(mg/kg)

Site	Adsorbed	Carbonated	Reducible	Organic	Residual	Total
sed. 1	0.3	3.9	1.5	26.5	16.3	48.5
sed. 2	0.1	1.2	1.2	3.1	16.5	22.1
sed. 3	1.5	1.3	1.1	14.8	16.5	35.2
sed. 4	1.7	1.0	1.5	24.5	17.8	46.5
sed. 5	1.0	1.5	1.4	10.8	12.4	27.1
sed. 6	0.5	1.2	1.8	14.0	22.1	39.6
sed. 7	0.7	0.9	1.6	12.4	19.5	35.1
sed. 8	0.2	1.1	1.0	6.2	16.1	24.6
sed. 9	0.2	3.3	2.1	3.9	15.1	24.6
sed. 10-1	0.1	0.8	1.5	1.8	15.5	19.7
sed. 10-2	0.0	1.2	0.5	4.9	15.2	21.8
sed. 11-1	0.8	1.5	1.9	9.1	16.8	30.1
sed. 11-2	0.4	1.5	0.4	6.5	16.3	25.1
sed. 11-3	0.1	1.9	0.6	11.2	15.9	29.7
MAX.	7.6	3.9	2.1	26.5	22.1	48.5
MIN.	0.0	0.8	0.4	1.8	12.4	19.7
AVG.	0.5	1.6	1.3	10.7	16.6	30.7

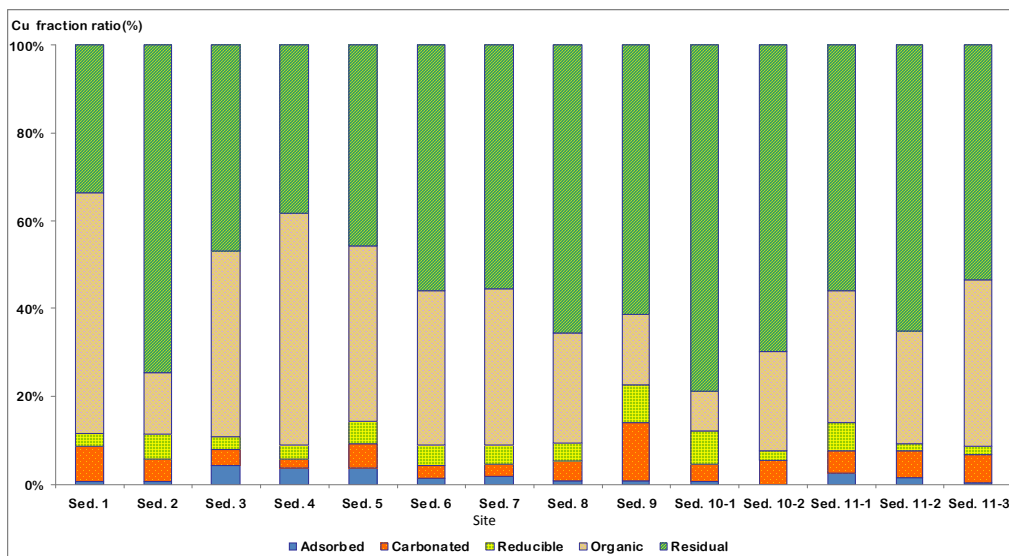


Fig. 28. The copper fraction ratio of different forms of sediments in Hyungsan river.

이를 1977년 U.S. EPA와 U.S Army Corps of Engineers(ACOE)의 육수와 해양에서 준설된 퇴적물의 오염정도 평가기준과 비교해 보면 전 지역에서 Moderately polluted로 평가되었고, Persaud(1989) 등이 제시한 수서 생물에 악영향을 미칠 수 있는 퇴적물 내 중금속의 평균 허용값인 114.0mg/kg 이하 값을 전 지역에서 나타냈다. 또한 Forster와 Witmann(1988)이 제시한 오염되지 않은 퇴적물의 평균 농도인 45.0mg/kg과 비교하여 보면 sed. 1과 4에서 높은 값을 나타냈으며, 지각의 평균농도 50.0mg/kg, 토양의 평균값 30.0mg/kg(범위 2.0~250.0mg/kg) (Bowen, 1979), 2.0~100.0mg/kg (Istvan & Benton, 1997), 15.00mg/kg (Rose, 1979), 2.0~100.0mg/kg (Bear, 1964)과 비교하여 보면 일부 지역 도시 혹은 하수처리수가 배출되는 지역의 퇴적물에서 높은 값으로 나타났다.

퇴적물에 함유된 구리의 존재형태는 Fig.28에 나타난 바와 같이 adsorbed fraction 0.0~1.7mg/kg으로 경주지역 인구가 밀집된 sed. 4에서 1.7mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈으며, 포항지역 상류 sed. 10-2로 40cm 심층부 퇴적물에서 0.0mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다. carbonate fraction은 0.8~3.9mg/kg, reducible fraction은 0.4~2.1mg/kg으로 나타났다. organic fraction은 1.8~26.5mg/kg으로 생활하수 및 농경수가 유입되어 합류되는 지역인 sed. 1에서 26.5mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈으며, 포항지역 상류 sed. 10-2로 40cm 심층부 퇴적물에서 1.8mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났고, residual fraction은 12.4~22.1mg/kg으로 나타났다. 퇴적물의 존재형태의 특성상 residual fraction을 제외한 존재형태 중 organic fraction 이 가장 높은 농도를 나타냈다.

하천 퇴적물에 포함된 구리 중 수체로 이동될 수 있는 labile한 부분은 Fig. 29에 나타난 바와 같이 2.3~59.6%로 경주지역 인구가 밀집된 sed. 4에서 59.6%로 가장 높은 값을 나타냈으며, 포항지역 상류 sed. 10-2로 40cm 심층부 퇴적물에서 2.3%로 가장 낮은 값으로 나타났다. 탄산염형태는 상류에서 일부 지점에서 검출되고 중류 이후 지점에서는 검출되지 않았으며, 탄산염형태는 중류 지점에서 검출되고 있으며, 특히 sed. 9에서 비율이 35.7%로 상대적으로 높은 농도를 보이고 있다. 그리고 환원형태의 함유비율은 0~59.6%로 중류 최하류 지점에서 많이 검출되며, 유기물형태의 경우 함유비율이 32.6~89.7%로 가장 높은 존재형태를 보이고 있다. 이러한 현상은 산화성인 유기물이 구리 이온에 대한 Complexing capacity 때문(Robert, J. 1984)이라고 판단되고, 구리가 유기물과 밀접한 관계가 있다(Hung, T. C. 1993)고 하는 보고 내용과 비슷한 현상을 보이고 있으며, 잔류형태는 함유비율이 0~67.4%로 유기물형태 다음으로 많

은 함유비율을 보이고 있다.

이러한 결과는 형산강 수계의 지류 및 본류의 용존산소량이 낮은 것으로 미루어 실제 본 지역에서의 철이나 망간의 산화물과 결합된 형태의 중금속이 수체로 이동될 가능성은 높을 것으로 판단되며, 유기물과 결합된 구리의 경우 부식화 정도에 따라 이동 가능성이 있을 것으로 예측되어 형산강 상류 및 중류 특히 언양 하류, 경주, 포항에서 배출되는 지류 및 처리수의 유기물의 부식화 지수가 낮은 것으로 판단되어 이 지역에서는 유기물과 결합된 구리가 수체로 이동이 가능할 것으로 판단된다.

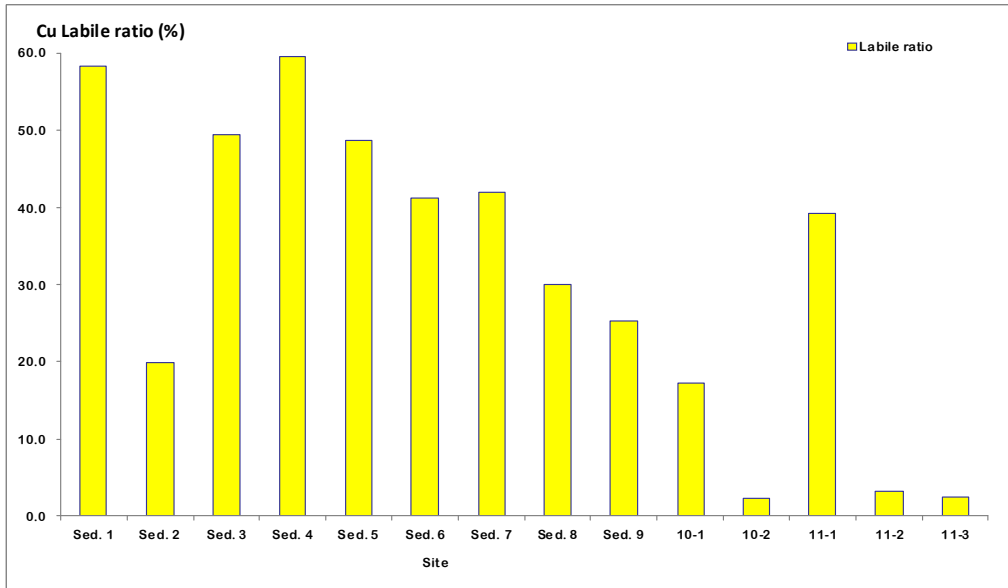


Fig. 29. The ratio of labile fraction to total metal content of copper in Hungsan river sediments.

(3) 납(Lead, Pb)

형산강 하천 퇴적물에 함유되어 있는 납의 총량은 21.4~57.6mg/kg로 고속도로 인접 지역 부근으로 농경지와 인구밀집지역의 생활하수가 유입되는 하천의 퇴적물인 sed. 2에서 57.6mg/kg으로 가장 높았으며, 오염원으로 거리가 있는 고경지역 지류의 퇴적물인 sed.6에서 21.4mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다.

이를 1977년 U. S. EPA와 U. S Army Corps of Engineers(ACOE)의 육수와 해양에서 준설된 퇴적물의 오염정도 평가기준과 비교해보면 형산강 상류지역의 도로 근접지역과

생활하수가 유입되는 인구 밀집지역 및 농경지 부근 하천 퇴적물에서 Moderately polluted(40~60mg/kg)로 평가되었으며, Persaud(1989) 등이 제시한 수서 생물에 악영향을 미칠 수 있는 퇴적물 내 중금속의 평균 허용 값인 250.0mg/kg 이하 농도를 전 지역에서 나타냈다. 또한 Forster와 Witmann(1988)이 제시한 오염되지 않은 퇴적물의 평균 농도인 34.0mg/kg과 Anon(1971)이 제시한 오염되지 않은 퇴적물의 평균 농도인 23.0mg/kg과 비교하여도 각 sed.에서 약 1.2배에서 2.5배 정도의 높은 값을 나타냈으며, 지각의 평균 농도 10.0mg/kg, 토양의 평균값 17.0mg/kg(Rose, 1979), 3.0~189.0mg/kg (Istvan & Benton, 1997), 2.0~200.0mg/kg(Bear, 1964)과 비교하여 보아도 전 지역의 퇴적물에서 평균을 상회하는 값으로 나타났다.

퇴적물에 함유된 납의 존재형태는 Table 42 및 Fig. 30에 나타난 바와 같이 adsorbed fraction 0.0~3.8mg/kg으로, carbonate fraction은 2.1~19.1mg/kg, reducible fraction은 2.8~30.5mg/kg, organic fraction은 0.7~3.5mg/kg으로 나타났다. residual fraction은 5.9~18.3mg/kg으로 고속도로 인접지역 부근으로 농경지와 인구밀집지역의 생활하수가 유입되는 하천의 퇴적물인 sed. 2에서 18.3mg/kg으로 가장 높았으며, 형산강 최상류 지역 sed. 1에서 5.9mg/kg으로 가장 낮은 값을 보였다.

Table 42. Lead concentration of different forms of sediments in Hyungsan river

(mg/kg)

Site	Adsorbed	Carbonated	Reducible	Organic	Residual	Total
sed. 1	2.5	10	2.8	3.5	5.9	24.7
sed. 2	1.3	4.7	30.5	2.8	18.3	57.6
sed. 3	2.1	3.7	20.7	2.7	13.6	42.8
sed. 4	0	2.3	15	2.1	13	32.4
sed. 5	0.5	3	12.7	2	12.3	30.5
sed. 6	0.2	3	4.4	1.1	12.7	21.4
sed. 7	0	2.4	11.8	1.5	12.6	28.3
sed. 8	0.3	3.7	11.4	1.8	12.7	29.9
sed. 9	0.5	2.1	6.7	1.6	12.5	23.4
sed. 10-1	1.1	3.3	9.6	0.7	12.9	27.6
sed. 10-2	0	4.7	9.1	1.6	12.8	28.2
sed. 11-1	3.8	3.6	25.4	1.1	12.5	46.4
sed. 11-2	2.5	19.1	16.6	2.3	12	52.5
sed. 11-3	0.9	6.6	14	3.2	13.4	38.1
MAX.	3.8	19.1	30.5	3.5	18.3	57.6
MIN.	0.0	2.1	2.8	0.7	5.9	21.4
AVG.	1.1	5.2	13.6	2.0	12.7	34.6

퇴적물의 존재형태의 특성상 residual fraction을 제외한 존재형태 중 reducible fraction이 가장 높은 부분 비율을 차지하였다. 따라서 형산강 지역 퇴적물에 포함된 납의 경우 수층의 용존 산소가 낮아지거나 혐기성 상태가 되면 이부분이 수층으로 용출되어 수생 생태계에 영향을 줄 것으로 판단된다.

하천 퇴적물에 포함된 납 중 수체로 이동될 수 있는 labile한 부분은 26.6~60.1%로 고속도로 인접지역 부근으로 농경지와 인구밀집지역의 생활하수가 유입되는 하천의 퇴적물인 sed. 2에서 60.1%로 제일 이동성이 높게 나타났으며, 오염원으로 거리가 있는 고경지역 지류의 퇴적물인 sed.6에서 26.6%로 가장 낮은 값을 나타냈다.

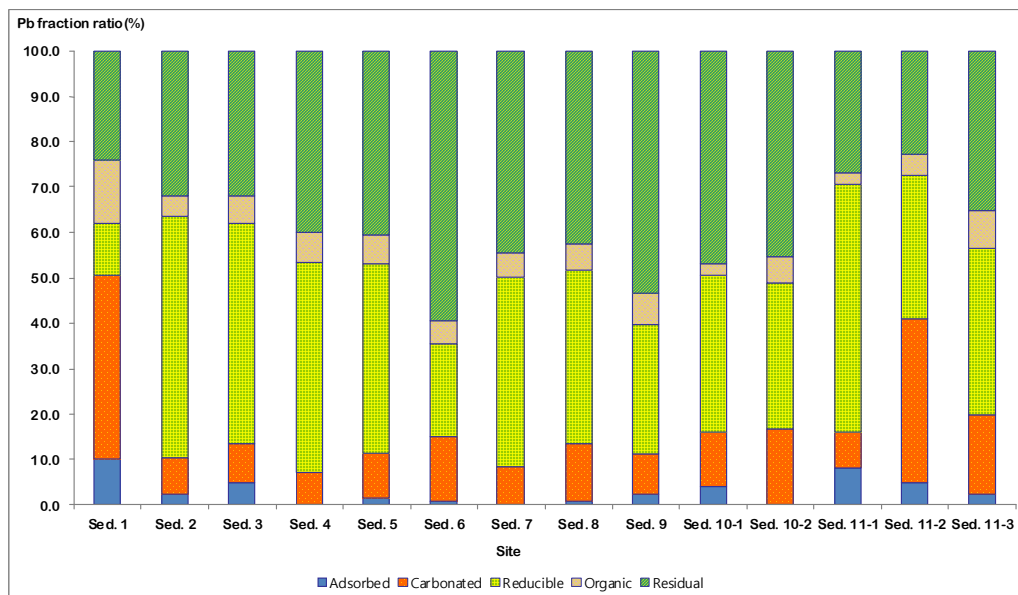


Fig. 30. The lead fraction ratio of different forms of sediments in Hyungsan river.

이러한 결과는 형산강 수계의 지류 및 본류의 용존산소량이 낮은 상태인 점을 미루어 실제 본 지역에서 철이나 망간의 산화물과 결합된 형태의 납이 수체로 이동될 가능성은 클 것으로 판단되어 총량 중 철과 망간 산화물과 결합된 납의 존재형태비율은 포함시켰으며, 유기물과 결합된 납의 경우 부식화 정도에 따라 이동 가능성이 있을 것으로 판단되어 일부지역 퇴적물의 유기물 부식화 진행 상태가 나타나 이 지역에서는 유기물과 결합된 납이 수체로 이동이 클 것으로 판단되어 수체로 이동 가능성 부분에

포함 시켰으며, 형산강 하류 심층 40cm에서 유기물과 결합된 납이 수체로 이동할 가능성이 작을 것으로 판단된다.

납의 존재형태는 Fig.30에 나타난 바와 같이 흡착형태(Absorbed fraction)에서는 0.0~3.8mg/kg, 탄산염형태(Carbonate fraction) 2.1~19.1mg/kg, 환원형태(Reducible fraction) 2.8~30.5mg/kg, 유기물형태(Organic fraction) 0.7~3.5mg/kg, 잔류형태(Residual fraction) 5.9~18.3mg/kg으로 나타났으며, 탄산염형태는 총량의 11.3~54.7%를 보였고, 환원형태는 총량의 7.1~40.5%로 전 지점에서 높은 검출률을 보이며, 유기물형태는 2.4~14.2%, 잔류형태는 22.9~59.3%로 나타났다. 납의 경우 대부분의 존재형태별 농도가 탄산염형태, 환원형태와 잔류형태로 아연의 경우와 비슷한 형태를 보이고 있다.

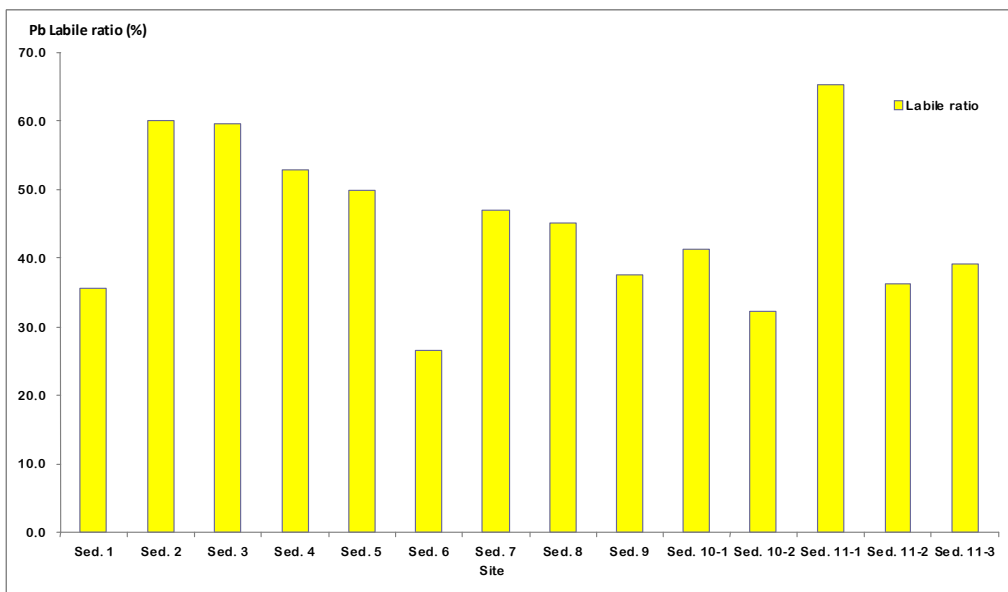


Fig. 31. The ratio of labile fraction to total metal content of lead in Hungsan river sediments.

(4) 아연(Zinc, Zn)

아연의 총량은 Table 43, Fig. 32에 나타난 바와 같이 217.9~357.0mg/kg으로 sed. 6에서 357.0mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈고, 형산강 하류 지역의 sed. 9에서 217.9mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다.

이를 1977년 U. S. EPA와 U.S Army Corps of Engineers(ACOE)의 육수와 해양에서 준 설된 퇴적물의 오염정도 평가기준과 비교해보면, 전 지역에서 Heavily polluted(>200.0 mg/kg)로 평가되었으며, Persaud(1989) 등이 제시한 수서 생물에 악영향을 미칠 수 있는 퇴적물 내 중금속의 평균 허용 값인 400.0mg/kg에 근접하는 농도를 중·하류지역의 농경지지역 하천의 퇴적물에서 나타냈다. 또한 Forster와 Witmann(1988)이 제시한 오염되지 않은 퇴적물의 평균 농도인 75.0mg/kg과 비교하여도 각 sed.에서 약 3배에서 4.2배 정도의 높은 값을 나타냈으며, 각각의 평균 농도 80.0mg/kg과, 10.0~300.0mg/kg (Istvan pais & J. Benton Jones, Jr., 1997), 36.0mg/kg(Rose, 1979), 50.0mg/kg (Bear, 1964)과 비교하여 보아도 대부분 지역의 퇴적물에서 높은 값으로 나타났다.

Table 43. Zinc concentration of different forms of sediments in Hyungsan river

(mg/kg)

Site	Adsorbed	Carbonated	Reducible	Organic	Residual	Total
sed. 1	0.9	42.6	70.2	53.7	124.4	291.8
sed. 2	2.8	13.1	53	50.9	155.4	275.2
sed. 3	1.1	17.9	48.9	55.7	142.6	266.2
sed. 4	3	35.3	101.4	60.9	137.333	337.9
sed. 5	2	19.9	42	52.4	118.9	235.2
sed. 6	5.4	33.6	119.7	69.4	128.9	357.0
sed. 7	4.8	15.8	71.6	70.3	132.4	294.9
sed. 8	2.4	27.1	32.3	64.3	131.9	258
sed. 9	1.3	27.5	16.9	50.7	121.5	217.9
sed. 10-1	4.7	42.02	25	66.5	122.9	261.1
sed. 10-2	5.6	41.9	15.3	69.4	135.2	267.4
sed. 11-1	2.3	51.8	30.2	71.5	127.3	283.1
sed. 11-2	2.8	56.4	17.1	80.6	128.7	285.6
sed. 11-3	5	53.2	20.4	85.7	123.3	287.6
MAX.	5.6	56.4	119.7	85.7	155.4	357.0
MIN.	0.9	13.1	15.3	50.7	118.9	217.9
AVG.	3.2	34.2	47.4	64.4	130.8	279.9

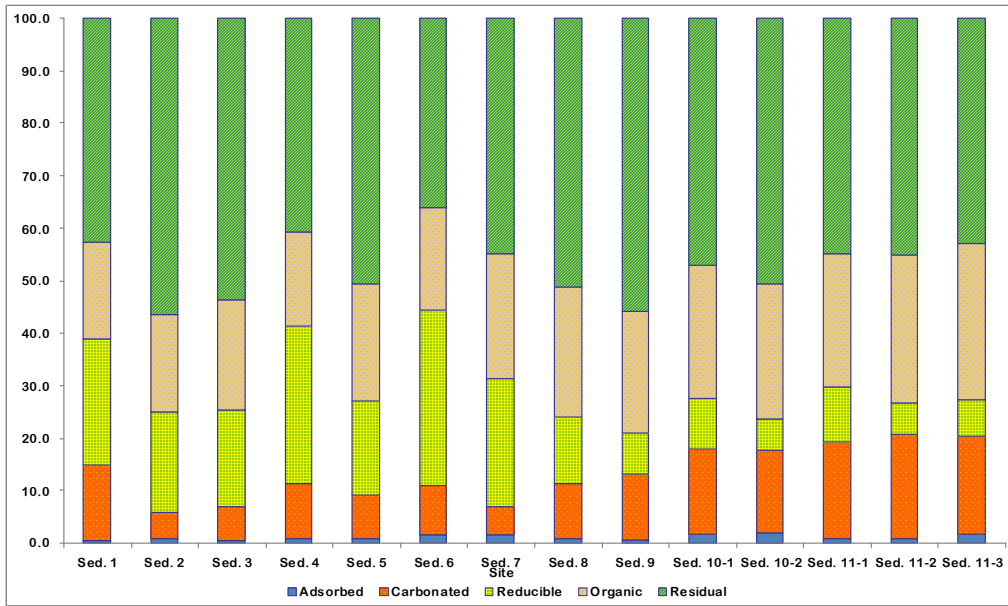


Fig. 32. The zinc fraction ratio of different forms of sediments in Hyungsan river.

퇴적물에 함유된 아연의 존재형태는 adsorbed fraction 0.9~5.6mg/kg, carbonate fraction은 13.1~56.4mg/kg으로 나타났고, Reducible fraction은 15.3~119.7mg/kg으로, organic fraction은 50.7~85.7mg/kg, residual fraction은 118.9~155.4mg/kg으로 나타났다.

형산강 퇴적물에서 수층으로 이동 가능한 형태의 비율은 흡착형태가 총량의 0.3~2.1%, 탄산염형태와 혹은 망간 산화물과 결합된 상태가 총량의 4.8~19.7%와 5.7~33.5%로 지점에 따라 상이한 현상을 보이고 있으며, 퇴적물의 pH가 낮아지거나 혐기성 상태로 될 때 수층으로 쉽게 용출될 것으로 예측되며, 규산염광물 등의 결정격자 내에 존재하고, 독성 및 생체흡수도가 매우 낮은 상태인 잔류형태가 차지하는 비율은 36.1~56.5%를 나타나고 있다. 퇴적물의 존재형태의 특성상 residual fraction을 제외한 존재형태 중 reducible fraction 이 가장 높은 농도를 나타내어, 철 수산화물 형성 과정 중 하나인 부성분 원소들의 감소에 의한 주성분 원소가 침전됨에 따라 그들의 고상에 흡착되므로써 제거되어 퇴적물에 축적되는 것으로 예측된다.

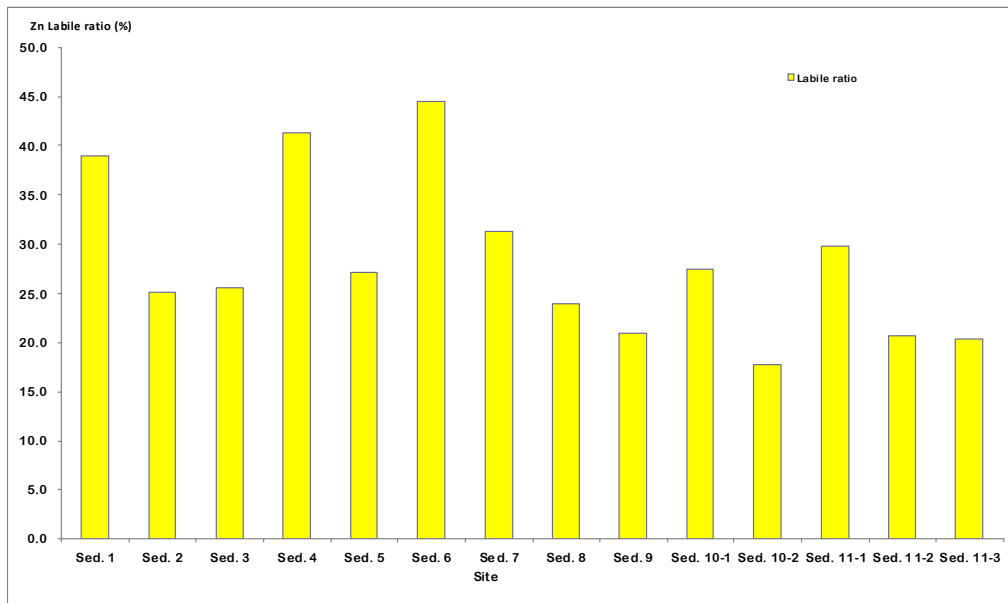


Fig. 33. The ratio of labile fraction to total metal content of zinc in Hungsan river sediments.

Fig. 33에 나타난 바와 같이 하천 퇴적물에 포함된 아연 중 수체로 이동될 수 있는 labile한 부분은 17.8%~44.5%로 고경 지역 인구밀집지역의 지류와 형산강 본류가 합류되는 sed. 6에서 제일 이동성이 높게 나타났으며, sed. 심층부 40cm 심도인 sed. 10-2에서 이동성이 가장 낮은 값을 나타냈다. 이러한 결과는 형산강 수계의 지류 및 본류의 용존산소량이 낮은 점으로 미루어 철이나 망간의 산화물과 결합된 형태의 중금속이 수체로 이동될 가능성이 높을 것으로 판단된다.

유기물과 결합된 아연의 경우 부식화 정도에 따라 이동 가능성이 있을 것으로 판단된다. 따라서 형산강지역 수계 지류 및 본류의 유기물의 부식화가 진행 중 상태로 나타나 이 지역에서는 유기물과 결합된 아연이 수체로 이동이 높을 것으로 판단되어 심층 부분을 제외한 전 지역에서 수체로 이동 가능성 부분에 포함시켰다.

아직 부식화가 진행되는 것으로 예상되는 형산강 상류, 중류, 하류의 표층퇴적물에서 유기물과 결합된 중금속이 수체로 이동할 가능성이 클 것으로 판단되어 아연에 의해 형산강이 영향을 제일 많이 받을 것으로 예상된다.

미립자 표면에 흡착되어 존재하는 흡착성(Adsorbed)형태에 있어서 아연의 농도가 총함량에 비해 낮은 값을 보였다. 이러한 결과는 중금속 흡착은 pH와 밀접한 관계가

있으며, AI 함량이 높은 퇴적물 입자에 의한 중금속 흡착을 저해하는 경향이 있기 때문이라고 보고하였다(Millward, G. E. 1982). 퇴적물에 함유된 중금속의 존재형태는 혐기성 및 호기성 환경, pH 변화 등 수환경의 변화에 따라 용출이나 이동이 가능한 형태로 될 수 있다. 비오염 하천 퇴적물에 중금속의 존재형태는 주로 광물의 결정구조와 연관된 잔존성형태의 비율이 높은 반면 오염된 하천의 경우는 용출 및 이동 가능성이 높은 존재형태가 많다(Schalscha, E. B. 1986)는 연구 결과와 거의 일치하였다.

또한 비 오염천은 퇴적물에 치환·흡착된 중금속이 시간이 경과함에 따라 탄산염과의 결합 등으로 침전하여 점토광물의 결정격자 내에 고정되는 양이 증가하지만 오염 하천은 외부에서 유입되는 중금속의 함량이 많고 혐기성 분해 등의 수환경 변화에 따라 용출 및 재침전이 일어나기 때문에 퇴적물 내 점토광물의 결정격자 내에 고정되는 양이 적게 나타난다(Chester, R. 1993)는 보고에서 알 수 있듯이 4가지 중금속의 존재형태별 농도가 각각 다른 것은 수환경의 변화로 인하여 각각의 중금속들이 수리화학적 친화성에 따라 다른 형태로 존재하기 때문이라고 판단된다.

나. 영일만

(1) 카드뮴(Cadmium, Cd)

영일만 지역 퇴적물에 함유되어 있는 카드뮴 총량은 Table 44 및 Fig. 34에 나타난 바와 같이 포항지역 공단이 위치한 지역 표층 퇴적물로 약 20cm 깊이의 sed. 8-1에서 가장 높게 나타나 형산강 퇴적물과는 다른 양상을 보이고 있다. sed. 8-1의 약 20cm 표층부에서 5.8mg/kg으로 가장 높았으며, 포항 시내 방향으로 공원지역 인접부 완충지역으로 비교적 오염물질 유입이 적어 오염이 적을 것으로 예상되는 sed. 3에서 2.1mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다.

이를 1977년 U. S. EPA와 U.S Army Corps of Engineers(ACOE)의 육수와 해양에서 준설된 퇴적물의 오염정도 평가기준과 비교해보면 전 지역에서 Moderately polluted 및 Heavily Polluted 로 평가되었으며, Persaud(1989) 등이 제시한 수서생물에 악영향을 미칠 수 있는 퇴적물 내 중금속의 평균 허용값인 10mg/kg 보다는 낮은 값을 전 지역에서 나타냈다. 또한 Forster와 Witmann(1988)이 제시한 오염되지 않은 퇴적물의 평균 농도인 0.4mg/kg과 비교하여 보면, 각 sed.에서 약 4~14배 정도의 높은 값을 나타냈으며, 지각의 평균 농도 0.11mg/kg 및 토양의 평균값 0.35mg/kg(Bowen, 1979),

0.11~3.0mg/kg(Istvan & Benton, 1997), 0.1~0.5mg/kg(Rose, 1979), 0.01~0.7mg/kg (Bear, 1964)과 비교하여 보아도 전 지역의 퇴적물에서 높은 값으로 나타났다.

퇴적물에 함유된 카드뮴의 존재형태는 Fig 34와 같이 adsorbed fraction 0.0~0.5mg/kg으로 하류 지역 sed. 10-1의 표층 20cm 부분에서 0.2mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈으며, 이 지역을 제외한 전 지역에서 0.0mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다. 이러한 결과를 남한강 상류의 광산 퇴적물과 비교해보면 상류지역의 경우 adsorbed fraction 0.3~1.7mg/kg으로 침출수가 배출되는 하류지역에서 1.7 mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈으며, 상류에 위치한 sed.에서 0.3mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타나 폐광산 지역 퇴적물 보다 낮은 값을 보이는 결과를 보였다.

Carbonate fraction은 0.0~0.5mg/kg으로 형산강 접경지역 퇴적물인 sed. 1의 표층부 20cm, sed. 5의 심층부인 80cm지역, sed. 10-2의 심층 100cm 부분에서 0.5mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈으며, sed. 9의 중층 40cm 부분에서 0.0mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다.

Reducible fraction은 0.1~2.5mg/kg으로 포항제철과 인접한 하구의 표층부 20cm 비역 sed. 8-1에서 2.5mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈으며, 영일만 하류지역의 sed. 10-3, 10-4, 10-5와 11-3, 11-4, 11-5의 심층부로 혐기성 지역으로 추정되는 지역에서 0.1mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다.

Organic fraction은 0.3~3.1mg/kg으로 인근 소규모 어항도시와 근접한 지역 sed. 6-4의 80cm 심층부에서 3.1mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈으며, 영일만 하류지역의 sed. 10-1, 10-2, 10-3과 11-1, 11-3의 표층부와 중층부에서 0.3mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다.

Residual fraction은 0.9~2.0mg/kg으로 공단 주변지역과 어항 지역으로 산업지역으로 sed.8-4와 11-2의 80cm 심층부와 40cm 중층부에서 2.0mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈다. 그 외의 지역은 0.9~1.1mg/kg으로 낮은 값으로 나타났다.

Table 44. Cadmium concentration of different forms of sediments in Youngil bay

(mg/kg)

Site	Adsorbed	Carbonated	Reducible	Organic	Residual	Total
1-1	0.0	0.3	0.5	0.7	1.1	1.9
1-2	0.0	0.5	0.7	1.1	0.9	2.1
2-1	0.1	0.2	0.3	0.6	1.3	1.9
2-2	0.0	0.3	0.4	1.3	1.2	1.9
3-1	0.1	0.1	0.2	0.5	1.2	1.6
3-2	0.1	0.2	0.5	1.2	1.4	2.2
3-3	0.0	0.2	0.3	1.5	1.2	1.7
3-4	0.0	0.3	0.4	1.4	1.0	1.7
4-1	0.1	0.2	0.4	1.1	1.7	3.5
4-2	0.1	0.3	0.3	1.0	1.8	3.4
4-3	0.0	0.2	0.3	1.2	1.8	3.5
4-4	0.0	0.3	0.2	1.3	1.1	3.0
5-1	0.1	0.3	0.4	1.2	1.7	3.8
5-2	0.0	0.3	0.3	1.0	1.7	3.4
5-3	0.0	0.2	0.3	1.3	1.8	3.5
5-4	0.0	0.5	0.2	1.5	1.7	3.9
6-1	0.1	0.2	1.2	1.4	1.8	4.5
6-2	0.0	0.2	0.8	1.7	1.8	4.5
6-3	0.0	0.2	0.7	1.5	1.9	4.3
6-4	0.0	0.3	0.4	3.1	1.4	5.3
7-1	0.1	0.1	0.5	1.2	1.9	3.7
7-2	0.0	0.1	0.3	1.0	1.8	3.3
7-3	0.0	0.2	0.3	1.2	1.7	3.5
7-4	0.0	0.3	0.3	1.5	1.8	3.8
8-1	0.1	0.2	2.5	1.1	1.9	5.8
8-2	0.0	0.1	1.5	1.3	1.8	4.8
8-3	0.0	0.2	1.0	1.4	1.7	4.4
8-4	0.0	0.3	1.0	1.6	2.0	4.9
9-1	0.0	0.1	0.3	0.5	1.3	2.2
9-2	0.0	0.0	0.4	0.6	1.5	2.5
9-3	0.0	0.1	0.3	0.5	1.9	2.8
9-4	0.1	0.3	0.4	0.4	2.0	3.2
9-5	0.0	0.3	0.2	0.8	1.4	2.7
10-1	0.2	0.1	0.2	0.3	1.8	2.6
10-2	0.1	0.1	0.2	0.3	1.9	2.6
10-3	0.0	0.2	0.1	0.3	1.8	2.4
10-4	0.0	0.3	0.1	0.4	1.8	2.6
10-5	0.0	0.5	0.1	0.4	1.3	2.2
11-1	0.1	0.1	0.3	0.3	1.9	2.7
11-2	0.1	0.2	0.2	0.7	2.0	3.1
11-3	0.1	0.2	0.1	0.3	1.8	2.6
11-4	0.0	0.3	0.1	0.4	1.8	2.7
11-5	0.0	0.4	0.1	0.4	1.3	2.2
MAX.	0.2	0.5	2.5	3.1	2.0	5.8
MIN.	0.0	0.0	0.1	0.3	0.9	2.1
AVG.	0.0	0.2	0.4	1.0	1.6	3.3

퇴적물의 존재형태의 특성상 residual fraction을 제외한 존재형태 중 organic fraction이 가장 높은 농도를 나타냈으나, 공업단지 주변 지역의 퇴적물과 도시 및 교통량이 많은 지역의 퇴적물에서 reducible fraction이 가장 높은 비율을 차지하였다. 이러한 것은 철산화물과 망간산화물이 결합된 형태인 reducible fraction이 yellow boy(황갈색침전물)의 구성물인 Fe_2O_3 및 SO_3, H_2O 로 구성된 $Fe_8O_8(OH)_{4.5}(SO_4)_{1.75}$ (Bigham et.al., 1996) 침전 화합물은 모두 수산화물로서, 일반적으로 이들의 표면은 구조 내에 존재하는 OH에 의해 정전기적으로 음성을 띄게 된다(Kinniburgh, 1981).

또한 이들이 수용액 내에 존재하게 되면, 표면에 흡착된 H^+ 와 OH의 양에 따라 전하가 결정된다. 즉 pH가 낮으면, 수용액내의 H^+ 이온들이 정전기적으로 양성인 다른 금속 이온들의 흡착을 방해하며, 반대로 pH가 높으면, 금속 이온들이 침전물의 표면에 흡착되어 있는 H^+ 이온과 교환반응을 하게 되어 침전물의 표면에 흡착될 수 있다(허, 1998). 따라서 하천수 화학조성의 변화에서 볼 수 있었던 부성분 원소들의 감소는 주성분원소가 침전됨에 따라 그들의 고상에 흡착되므로써 제거되어 퇴적물에 축적되는 것으로 판단된다.

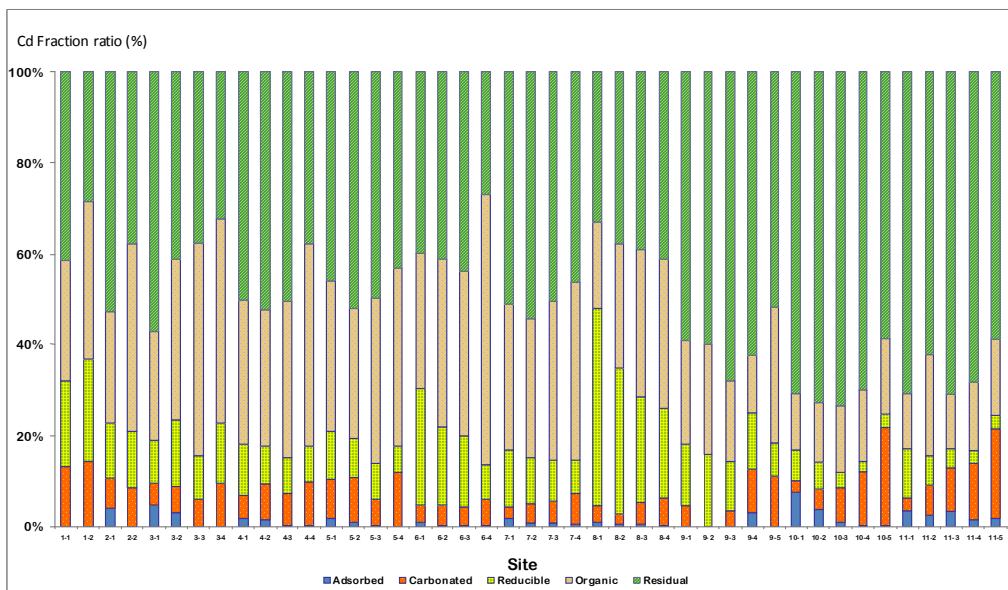


Fig. 34. The cadmium fraction ratio of different forms of sediments in Youngil bay.

유기물에 흡착된 중금속 또는 유기물 분해에 의해 유화물로 존재하는 중금속으로 호기성 상태에서 유기물의 분해 시 용출이 일어날 가능성이 크므로 퇴적물의 분해의 정도를 평가할 수 있는 부식화를 분석하여 이동가능성에 대한 결과를 알아보는 것이 중요할 것으로 사료되며, 광물의 결정 구조 속에 존재하는 중금속으로 자연 환경에서는 거의 용출이 되지 않으나 풍화 및 분해(decomposition) 등에 의해서 용출될 가능성이 있으나 매우 희박할 것으로 판단된다.

Fig. 35는 퇴적물 중 각 중금속의 총 농도 중 수체나 하천 생태계로 이동 가능성이 있는 카드뮴의 존재형태를 나타낸 것이다.

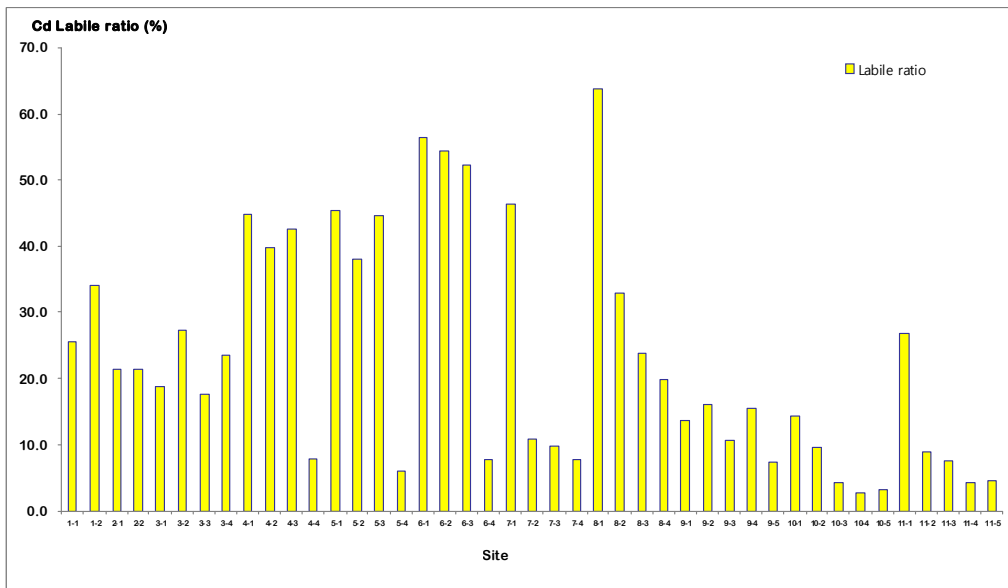


Fig. 35. The ratio of labile fraction to total metal content of cadmium in Youngil bay sediments.

영일만 퇴적물에 포함된 카드뮴 중 수체로 이동될 수 있는 labile한 부분은 2.8~63.7%로 포항시 하수종말처리장 배수가 집중적으로 유입되고 여항이 인접하여 있는 sed. 8-1 표층 20cm에서 이동성이 가장 높게 나타났으며, 퇴적층 유기물의 부식도가 25% 이상으로 높고 유기물과 결합된 중금속이 용출보다는 흡착이 가능한 중층 40cm와 60cm에서 이동도가 가장 낮은 값을 보였다.

카드뮴의 존재형태는 다른 중금속과 다른 형태를 보이고 있다. 환원형태(Reducible

fraction)와 잔류형태(Residual fraction)에서만 Cd농도를 보이고, 중성부근에서 탄산염이나 탄산염광물에 대한 특수한 친화력을 가지고 있다(Lehmann, R. G. 1984)는 보고 내용과는 상이한 결과를 보이고 있다. 이러한 결과는 영일만 수계 심층부 부분의 용존산소량이 희박한 상태인 점을 미루어 실제 본 지역에서의 철이나 망간의 산화물과 결합된 형태의 중금속이 수체로 이동될 가능성은 높을 것으로 판단된다.

(2) 구리(Copper, Cu)

구리의 총량은 Table 45 및 Fig. 36에 나타난 바와 같이 32.0~103.9mg/kg으로 어항과 도시가 인접한 해안지역 퇴적물 중층부인 심도 40cm 지역 sed. 11-2에서 103.9 mg/kg으로 가장 높았으며, 상류지역 표층 퇴적물인 표층 20cm인 sed. 4-1에서 32.0mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다.

이를 1977년 U. S. EPA와 U.S Army Corps of Engineers(ACOE)의 육수와 해양에서 준설된 퇴적물의 오염정도 평가기준과 비교해 보면 전 지역에서 Moderately polluted로 평가되었으며, Persaud(1989) 등이 제시한 수서 생물에 악영향을 미칠 수 있는 퇴적물 내 중금속의 평균 허용값인 114.0mg/kg 이하 값을 전 지역에서 나타냈다.

또한 Forster와 Witmann(1988)이 제시한 오염되지 않은 퇴적물의 평균 농도인 45.0 mg/kg과 비교하여 보면 sed. 10과 11에서 높은 값을 나타냈으며, 각각의 평균농도 50.0mg/kg 및 토양의 평균값 30.0mg/kg(범위 2.0~250.0mg/kg) (Bowen, 1979), 2.0~100.0mg/kg(Istvan & Benton, 1997), 15.00mg/kg(Rose, 1979), 2.0~100.0mg/kg(Bear, 1964)과 비교하여 보면 영일만 하류지역 표층과 심층부로 하수처리수가 배출되는 지역의 퇴적물에서 높은 값으로 나타났다.

퇴적물에 함유된 구리의 존재형태는 adsorbed fraction 0.0~2.0mg/kg으로 영일만 하류 지역 포항제철과 인접한 해안 지역 중층퇴적물로 심도 40cm인 sed. 9-2에서 2.0 mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈으며, 영일만 상류 지역 표층과 심층부인 20cm부분 지역인 sed. 2-2와 sed. 3-3과 3-4로 60cm 및 80cm 심층부 퇴적물에서 0.0mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다. 이러한 결과를 형산강 퇴적물의 adsorbed fraction의 농도인 0.0~1.7mg/kg과 비교하면 영일만 지역 퇴적물이 약 20% 정도 높게 나타났다.



Fig. 36. The copper fraction ratio of different forms of sediments in Youngil bay.

Carbonate fraction은 0.8~5.7mg/kg으로 이러한 결과를 형산강 퇴적물의 carbonate fraction은 0.8~3.9mg/kg과 비교하면 제일 높은 곳의 농도가 측정된 영일만 지역 퇴적물에서 약 68% 정도 높게 나타나는 것이 관찰되었다.

Reducible fraction은 1.1~30.5mg/kg으로 이러한 결과를 형산강 퇴적물의 reducible fraction은 0.4~2.1mg/kg과 비교하면 제일 높은 곳의 농도가 측정된 영일만 지역 퇴적물에서 약 700% 정도 높게 나타났다.

Organic fraction은 7.1~60.2mg/kg으로 부식화도가 높고 주변에서 유기물 유입이 높을 것으로 판단되는 sed. 11-4에서 60.2mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈으며, 영일만 하류지역 상류 sed. 9-5로 100cm 심층 부 퇴적물에서 7.1mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다.

Table 45. Copper concentration of different forms of sediments in Youngil bay

(mg/kg)

Site	Adsorbed	Carbonated	Reducible	Organic	Residual	Total
1-1	0.2	1.1	3.4	10.1	22.7	37.5
1-2	0.9	1.5	1.9	19.5	22.9	46.7
2-1	0.3	1.0	2.8	9.6	21.9	35.6
2-2	0.0	2.1	1.1	13.1	21.5	37.8
3-1	0.3	1.0	2.8	11.8	25.0	40.9
3-2	0.2	2.2	1.1	25.0	23.5	52.0
3-3	0.0	1.5	1.2	7.5	21.8	32.0
3-4	0.0	2.9	1.1	18.6	13.9	36.5
4-1	0.8	2.0	4.9	13.4	21.3	42.4
4-2	0.6	3.3	3.5	12.5	21.8	41.7
4-3	0.2	2.9	3.4	14.7	21.7	42.9
4-4	0.1	3.6	2.8	16.1	13.7	36.2
5-1	0.8	4.0	4.9	15.2	21.1	45.9
5-2	0.4	4.1	3.5	11.8	21.3	41.0
5-3	0.2	4.2	3.4	15.7	21.5	45.0
5-4	0.0	5.6	2.8	18.4	20.4	47.2
6-1	0.6	2.0	14.1	16.5	22.1	55.4
6-2	0.2	2.4	9.4	20.2	22.5	54.7
6-3	0.1	2.0	8.3	18.9	23.0	52.3
6-4	0.1	3.9	4.8	38.4	17.5	64.7
7-1	0.8	1.2	5.7	26.3	23.2	57.1
7-2	0.3	1.7	4.1	23.8	21.5	51.4
7-3	0.3	2.0	3.9	27.3	21.3	54.8
7-4	0.2	3.3	3.4	35.8	21.7	64.4
8-1	0.8	2.4	30.5	25.8	23.1	82.6
8-2	0.4	2.4	18.8	31.5	22.1	75.1
8-3	0.3	2.5	12.4	29.5	20.8	65.5
8-4	0.1	3.0	11.7	31.6	20.3	66.7
9-1	1.0	1.8	3.3	8.0	22.8	36.9
9-2	2.0	2.8	4.1	11.8	24.5	45.2
9-3	1.1	1.5	2.1	11.8	21.7	38.2
9-4	1.5	2.2	1.7	7.6	20.8	33.8
9-5	0.2	5.7	2.4	7.1	20.1	35.5
10-1	0.6	0.8	26.2	48.1	22.5	98.2
10-2	0.5	1.4	22.6	50.1	23.0	97.6
10-3	0.3	2.2	11.5	51.7	21.4	87.1
10-4	0.1	3.7	9.4	59.9	22.0	95.1
10-5	0.1	5.6	9.3	54.2	15.4	84.6
11-1	1.2	0.9	22.1	49.3	23.5	97.1
11-2	1.0	2.5	20.2	56.4	23.8	103.9
11-3	1.0	3.0	16.7	54.0	22.1	96.8
11-4	0.5	4.1	10.8	60.2	22.5	98.1
11-5	0.5	5.3	9.2	54.8	15.9	85.7
MAX.	2.0	5.7	30.5	60.2	25.0	103.9
MIN.	0.0	0.8	1.1	7.1	13.7	32.0
AVG.	0.5	2.7	8.0	26.6	21.3	59.1

Residual fraction은 13.7~25.0mg/kg으로 나타났으며, 이러한 결과를 형산강 퇴적물의 residual fraction 12.4~22.1mg/kg과 비교하면 제일 높은 곳의 농도가 측정된 영일만 지역 퇴적물에서 약 1.1배 정도 높게 관찰되었고, 퇴적물의 존재형태의 특성상 residual fraction을 제외한 존재형태 중 organic fraction 이 가장 높은 농도를 나타냈다.

하천 퇴적물에 포함된 구리 중 수체로 이동될 수 있는 labile한 부분은 Fig. 37에 나타난 바와 같이 2.5~74.9%로 영일만 하류지역의 도시 및 어항과 인접한 표층퇴적물인 심도 20cm인 sed. 11-1에서 74.9%로 가장 높은 값을 나타냈으며, 영일만지역 상류 sed. 3-2로 40cm 심층 부 퇴적물에서 2.5%로 가장 낮은 값으로 나타났다.

특히 이동성에 대한 부분 중 탄산염형태의 경우 영일만 지역 퇴적물의 경우 형산강과는 다른 표층부 보다는 심층부에서 농도가 높게 나타나 형산강 지역의 특징인 상류에서 일부 지점에서 검출과 특히 형산강 sed. 9에서 비율이 35.7%로 상대적으로 높은 농도를 보이고 있는 것과는 다른 형태를 보이고 있다. 그리고 철·망간 산화물과 결합된 형태의 함유비율은 2.1~36.9%로 종류의 표층과 중층에서 많이 검출되며, 유기물형태의 경우 함유 비율이 20.0~64.1%로 잔류형태 다음으로 많은 함유비율을 보이고 있다. 이러한 현상은 산화성인 유기물이 구리 이온에 대한 Complexing capacity 때문 (Robert, J. 1984)이라고 판단되고, 구리가 유기물과 밀접한 관계가 있다(Hung, T. C. 1993)고 하는 보고 내용과 비슷한 현상을 보이고 있으며, 잔류형태는 함유비율이 18.2~68.1%로 가장 높은 존재형태를 보이고 있다.

이러한 결과는 영일만 수계의 지류 및 본류의 용존산소량이 낮은 것으로 미루어 실제 본 지역에서의 철이나 망간의 산화물과 결합된 형태의 중금속이 수체로 이동될 가능성은 높을 것으로 판단되며, 유기물과 결합된 구리의 경우는 영일만 상류 및 중류 지역인 포항에서 배출되는 지류와 처리수의 유기물의 부식화 지수가 낮은 것으로 판단되어 이 지역에서는 유기물과 결합된 구리가 수체로 이동이 가능할 것으로 판단된다.

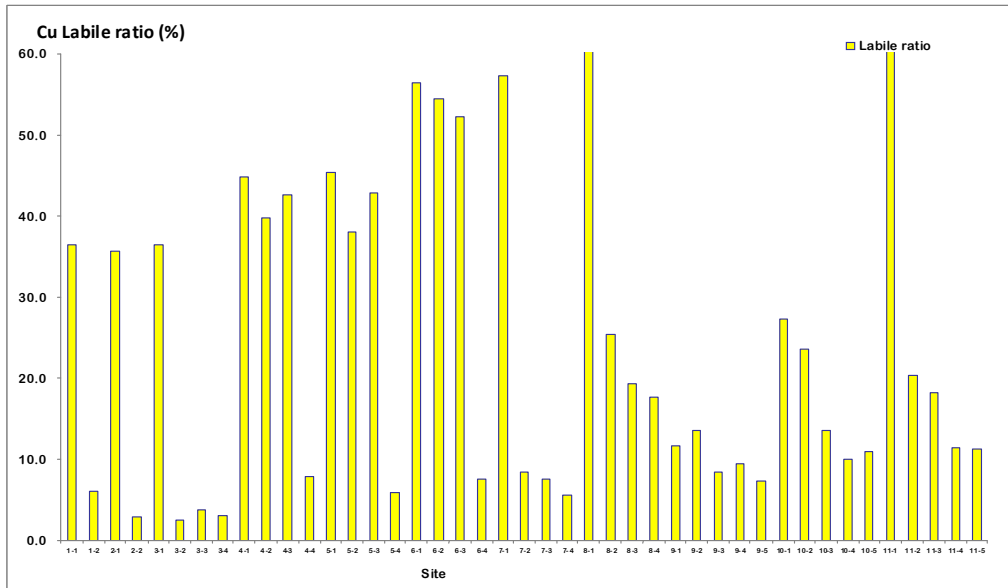


Fig. 37. The ratio of labile fraction to total metal content of copper in Youngil bay sediments.

(3) 납(Lead, Pb)

영일만 지역 퇴적물에 함유되어 있는 납의 총량은 Table 46 및 Fig. 38에 나타난 바와 같이 25.8~66.2mg/kg로 포항제철 인접 지역 수변 퇴적물인 sed. 9-1에서 66.2mg/kg으로 가장 높았으며, sed.7-2의 심층 40cm에서 25.8mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다. 이를 1977년 U.S. EPA와 U.S. Army Corps of Engineers(ACOE)의 육수와 해양에서 준설된 퇴적물의 오염정도 평가기준과 비교해 보면 영일만 하류지역으로 포항공단 지역과 도시지역 하류 sed. 표층 및 심층에서 퇴적물에서 Heavily polluted(>60mg/kg)로 평가되었으며, Persaud(1989) 등이 제시한 수서생물에 악영향을 미칠 수 있는 퇴적물 내 중금속의 평균 허용값인 250.0mg/kg 이하 농도를 전 지역에서 나타냈다.

또한 Forster와 Witmann(1988)이 제시한 오염되지 않은 퇴적물의 평균 농도인 34.0 mg/kg과 Anon(1971)이 제시한 오염되지 않은 퇴적물의 평균 농도인 23.0mg/kg과 비교하여도 각 sed.에서 약 1.2배~3.3배 정도의 높은 값을 나타냈으며, 지각의 평균농도 10.0mg/kg와 토양의 평균값 17.0mg/kg(Rose, 1979), 3.0~189.0mg/kg (Istvan & Benton, 1997), 2.0~200.0mg/kg(Bear, 1964)과 비교하여 보아도 전 지역의 퇴적물에

서 평균을 상회하는 값으로 나타났다.

퇴적물에 함유된 납의 존재형태는 adsorbed fraction 0.0~2.6mg/kg으로, carbonate fraction은 3.0~19.3mg/kg, reducible fraction은 3.1~33.9mg/kg, organic fraction은 0.0~16.2mg/kg으로 나타났다. residual fraction은 8.1~15.6mg/kg으로 영일만 상류지역으로 농경지와 인구 밀집지역의 생활하수가 유입되는 하천의 퇴적물인 sed. 1-1에서 15.6mg/kg으로 가장 높았으며, 영일만 상류지역 sed. 3-3 심층 60cm에서 8.1 mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다.

이러한 결과를 형산강 지역 퇴적물의 납 존재형태와 비교하면 탄산염형태 (Carbonate fraction) 0.0~19.1mg/kg, 환원형태(Reducible fraction) 4.4~31.4mg/kg, 유기물형태(Organic fraction) 0.0~3.2mg/kg, 잔류형태(Residual fraction) 4.5~19.3mg/kg으로 나타난 형산강 퇴적물의 경우 탄산염형태와 상류에서 일부 지점에서 검출되었다가 중류에서는 검출되지 않았고, 하류 sed 11 지점 이후에서 총량의 9.2~40.6%를 보였고, 환원형태는 전 지점에서 높은 검출률을 보이며 총량의 18.6~65.7%, 유기물형태는 0~9.7%, 잔류형태는 13.2~81.4%로 나타났다.

납의 경우 대부분의 존재형태별 농도가 탄산염형태, 환원형태와 잔류형태로 영일만 지역의 철·망간 산화물 형태> 탄산염형태> 유기물과 결합한 형태와 비슷한 형태를 보이고 있다.

퇴적물의 존재형태의 특성상 잔류형태를 제외한 존재형태 중 환원형태가 가장 높은 비율을 차지하였다. 따라서 영일만 지역 퇴적물에 포함된 납의 경우는 수층의 용존 산소가 낮아지거나 혐기성 상태가 되면 이 부분이 수층으로 용출되어 수생 생태계에 영향을 줄 것으로 판단된다.

하구 퇴적물에 포함된 납 중 수체로 이동될 수 있는 labile한 부분은 Fig. 39에 나타난 바와 같이 10.2~68.8%로 sed. 8-1에서 68.8%로 제일 이동성이 높게 나타났으며, 부식화도가 높아 유기물 분해에 의한 결합된 중금속이 용출 보다는 수체 및 퇴적물 내 중금속을 유기물 킬레이트 결합에 의해 보다 안정적일 것으로 판단되는 labile 형태에서 제외된 sed. 5-4에서 10.2%로 가장 낮은 값을 나타냈다.

Table 46. Lead concentration of different forms of sediments in Youngil bay

(mg/kg)

Site	Adsorbed	Carbonated	Reducible	Organic	Residual	Total
1-1	1.1	4.8	24.7	3.2	15.6	49.4
1-2	0.0	4.0	23.8	2.2	13.4	43.4
2-1	0.9	3.8	13.2	1.8	9.5	29.2
2-2	0.0	7.4	23.6	0.0	15.1	46.1
3-1	1.2	6.5	14	2.7	14.2	38.6
3-2	1.0	5.5	26.9	0.0	13.9	47.3
3-3	0.0	5.5	15.9	1.1	8.1	30.6
3-4	0.0	9.8	20.1	0.6	12.6	43.1
4-1	1.1	4.6	5.4	4.2	13.5	28.8
4-2	0.9	5.3	3.9	6.1	13.8	29.9
4-3	0.3	3.3	3.8	5.7	13.7	26.8
4-4	0.1	5.6	3.1	6.9	13.7	29.4
5-1	1.1	8.2	5.4	5.0	13.3	33.0
5-2	0.5	6.5	3.9	7.5	13.7	32.1
5-3	0.3	6.7	3.8	5.7	13.5	30.0
5-4	0.0	7.2	3.1	7.2	12.9	30.4
6-1	0.9	6.1	15.7	2.8	12.9	38.3
6-2	0.3	5.6	10.4	3.4	12.9	32.6
6-3	0.2	3.2	9.2	3.1	13.0	28.7
6-4	0.2	4.0	5.4	6.4	12.7	28.6
7-1	1.1	3.1	6.3	4.4	13.3	28.1
7-2	0.4	3.0	4.5	4.0	13.9	25.8
7-3	0.4	4.6	4.3	4.6	13.8	27.7
7-4	0.3	5.2	3.8	6.0	12.7	28.0
8-1	1.0	3.8	33.9	4.3	13.9	57.0
8-2	0.6	3.8	20.9	5.3	13.8	44.3
8-3	0.3	4.0	13.8	4.9	13.7	36.7
8-4	0.2	4.8	13.0	5.3	13.5	36.7
9-1	2.6	13.7	22.3	13.7	13.9	66.2
9-2	1.3	7.1	18.4	9.9	13	49.7
9-3	1.2	16.6	18.6	6.1	13.7	56.2
9-4	0.5	12.1	15.1	10.4	13.2	51.3
9-5	0.0	19.3	14.6	16.2	13.3	63.4
10-1	1.0	4.1	29.1	8.0	12.8	55.0
10-2	0.9	3.5	25.1	8.4	13.0	50.9
10-3	0.3	4.7	12.8	8.6	13.2	39.6
10-4	0.2	6.9	10.4	10.0	12.8	40.3
10-5	0.0	8.0	10.3	9.0	12.5	39.9
11-1	1.9	3.9	24.6	8.2	13.2	51.8
11-2	2.2	4.6	22.5	9.4	13.1	51.8
11-3	1.3	5.3	18.5	9.0	13.0	47.1
11-4	1.2	6.4	12.0	10.0	12.5	42.1
11-5	0.8	7.6	10.2	9.1	12.6	40.3
MAX.	2.6	19.3	33.9	16.2	15.6	66.2
MIN.	0.0	3.0	3.1	0.0	8.1	25.8
AVG.	0.7	6.3	14.0	6.1	13.2	40.1

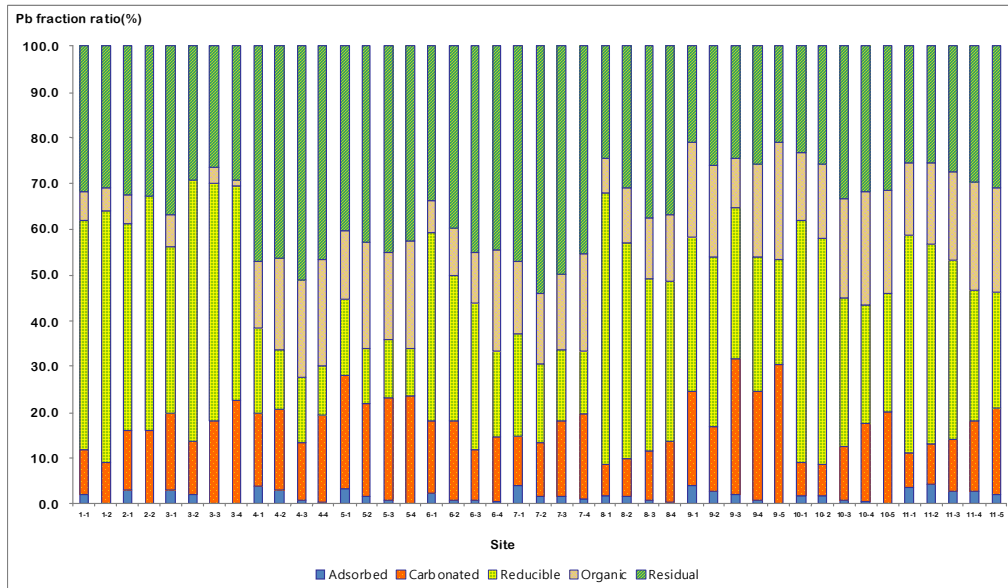


Fig. 38. The lead fraction ratio of different forms of sediments in Youngil bay.

이러한 결과는 수계의 지류 및 본류의 용존산소량이 낮은 상태인 점을 미루어 실제 본 지역에서 철이나 망간의 산화물과 결합된 형태의 납이 수체로 이동될 가능성은 클 것으로 판단되어 총량 중 철과 망간 산화물과 결합된 납의 존재형태비율은 포함시켰으며, 유기물과 결합된 납의 경우 부식화 정도에 따라 이동 가능성이 있을 것으로 판단되어 일부지역 퇴적물의 유기물 부식화가 진행 상태를 나타내어 이 지역에서는 유기물과 결합된 납이 수체로 이동이 클 것으로 판단되어 수체로 이동 가능성 부분에 포함시켰으며, 영일만 지역 심층 60cm~100cm에서는 유기물과 결합된 납이 수체로 이동할 가능성이 적을 것으로 판단된다.

퇴적물에 함유된 납의 존재형태는 adsorbed fraction 0.0~2.6mg/kg으로, carbonate fraction은 3.0~19.3mg/kg, reducible fraction은 3.1~33.9mg/kg, organic fraction은 0.0~16.2mg/kg으로 나타났다. residual fraction은 8.1~15.6mg/kg으로 나타났으며, 수층으로 이동 가능한 adsorbed fraction은 총량의 0.0~4.2%를, carbonate fraction은 총량의 6.8~30.4%를 보였고, 철과 망간 산화물과 결합된 형태는 전 지점에서 높은 검출률을 보이며 총량의 10.2~59.5%, 유기물형태는 0.0~25.6%, 잔류형태는 21.0~53.9%로 나타났다. 납의 경우 대부분의 존재형태별 농도가 탄산염형태, 철과 망간 산화물과 결합된 형태와 잔류형태로 아연의 경우와 비슷한 형태를 보이고 있다.



Fig. 39. The ratio of labile fraction to total metal content of lead in Youngil bay sediments.

(4) 아연(Zinc, Zn)

아연의 총량은 Table 47 및 Fig. 40에 나타난 바와 같이 233.3~325.6mg/kg으로 포항 지역 공단 하류에 위치한 지역 표층 퇴적물로 약 80cm 깊이 sed. 10-4에서 325.6 mg/kg으로 가장 높은 값을 나타냈고, 포항 시내 방향으로 공원 지 인접부로 완충지역으로 추정되어 비교적 오염 물질 유입이 적어 오염이 적을 것으로 예상되는 sed. 6-3에서 233.3mg/kg으로 가장 낮은 값으로 나타났다.

이러한 결과를 형산강 지역 퇴적물과 비교해보면 형산강 퇴적물 아연의 총량은 217.9~357.0mg/kg으로 최대 농도에서는 영일만 지역 퇴적물이 약 91% 정도로 낮게 나타났다.

Table 47. Zinc concentration of different forms of sediments in Youngil bay

(mg/kg)

Site	Adsorbed	Carbonated	Reducible	Organic	Residual	Total
1-1	0.9	34.4	52.4	52.6	132.8	273.1
1-2	0.2	52.7	61.3	66.3	138.4	318.9
2-1	0.3	58.4	50.2	62.0	129.2	300.1
2-2	0.0	47.1	60.4	71.2	134.7	313.4
3-1	0.6	55.8	40.9	47.2	132.5	277.0
3-2	1.1	67.4	30.9	74.2	135.5	309.1
3-3	2.5	38.1	30.5	45.8	126.0	242.8
3-4	0.0	57.7	42.8	48.6	129.3	278.4
4-1	1.5	45.8	31.4	59.0	138.9	276.7
4-2	1.0	52.6	38.6	60.6	139.4	292.2
4-3	2.5	33.3	38.1	57.2	139.9	270.9
4-4	0.9	56.5	53.5	60.7	136.9	308.5
5-1	9.0	56.9	40.1	59.0	132.0	297.0
5-2	0.0	68.8	38.6	74.9	135.2	317.6
5-3	2.5	38.9	38.1	57.2	135.7	272.4
5-4	0.0	58.9	53.5	60.7	128.7	301.8
6-1	0.2	46.5	31.4	27.5	128.9	234.6
6-2	1.3	56.2	38.6	33.6	129.4	259.1
6-3	2.1	31.8	38.1	31.5	129.9	233.3
6-4	1.6	46.3	53.5	33.7	126.9	262.1
7-1	1.3	30.8	39.3	43.8	132.7	247.9
7-2	2.2	30.2	48.3	39.7	140.5	260.9
7-3	2.9	31.8	47.6	45.5	139.7	267.5
7-4	3.1	38.5	66.9	59.7	138.5	306.7
8-1	1.6	38.5	31.4	43.0	149.3	263.8
8-2	0.9	37.8	38.6	52.6	146.7	276.6
8-3	2.0	39.8	38.1	49.2	147.3	276.3
8-4	1.5	48.1	29.5	52.7	148.5	280.3
9-1	1.5	59.2	39.6	82.5	125.6	308.4
9-2	0.0	56.4	25.9	85.5	131.6	299.4
9-3	0.1	60.6	22.8	80.7	124.5	288.7
9-4	0.3	63.9	22.1	93.4	120.0	299.7
9-5	4.0	81.7	26.7	88.6	123.4	324.4
10-1	1.1	40.5	37.2	80.1	129.2	288.1
10-2	0.5	34.9	50.7	83.5	130.4	300.0
10-3	1.1	47.1	28.1	86.1	127.1	289.5
10-4	2.1	69.0	25.4	101.2	127.9	325.6
10-5	0.0	80.2	28.6	90.3	125.2	324.3
11-1	0.6	39.2	21.4	82.2	129.3	272.7
11-2	1.1	46.4	24.8	94.0	130.0	296.3
11-3	1.6	72.3	22.3	90.0	129.9	316.1
11-4	0.9	68.7	20.6	105.3	125.1	320.6
11-5	0.0	72.8	26.0	91.4	125.7	315.9
MAX.	9.0	81.7	66.9	105.3	149.3	325.6
MIN.	0.0	30.2	20.6	27.5	120.0	233.3
AVG.	1.4	51.0	37.8	65.2	132.7	288.1

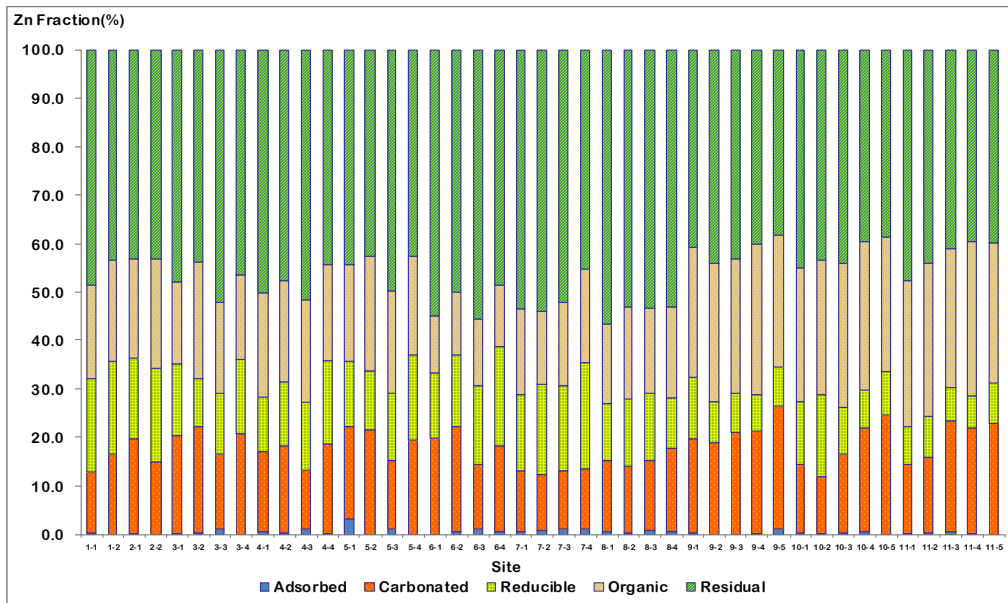


Fig. 40. The zinc fraction ratio of different forms of sediments in Youngil bay.

이를 1977년 U.S. EPA와 U.S Army Corps of Engineers(ACOE)의 육수와 해양에서 준 설된 퇴적물의 오염정도 평가기준과 비교해보면 전 지역에서 Heavily polluted(>200.0mg/kg)로 평가되었으며, Persaud(1989) 등이 제시한 수서 생물에 악영향을 미칠 수 있는 퇴적물 내 중금속의 평균 허용 값인 400.0mg/kg에 근접하는 농도가 공단지역 퇴적물과 어항 및 도시에 근접한 지역 하천의 퇴적물에서 나타났다. 또한 Forster와 Witmann(1988)이 제시한 오염되지 않은 퇴적물의 평균 농도인 75.0mg/kg과 비교하여도 각 sed.에서 약 3배에서 5.1배 정도의 높은 값을 나타냈으며, 각각의 평균 농도 80.0mg/kg과, 10.0~300.0mg/kg (Istvan pais & J. Benton Jones, Jr., 1997), 36.0 mg/kg(Rose, 1979), 50.0mg/kg(Bear, 1964)과 비교하여 보아도 대부분 지역의 퇴적물에서 높은 값으로 나타났다.

퇴적물에 함유된 아연의 존재형태는 adsorbed fraction 0.0~9.0mg/kg, carbonate fraction은 30.2~81.7mg/kg으로 나타났다. Reducible fraction은 20.6~66.9mg/kg으로, organic fraction은 27.5~105.3mg/kg, residual fraction은 120.0~149.3mg/kg으로 나타났다.

퇴적물에 포함된 아연 중 수체로 이동될 수 있는 labile한 부분은 Fig. 41에 나타

난 바와 같이 22.4~38.7%로 도시 및 어항과 인접한 표층 퇴적물인 심도 80cm인 sed. 6-4에서 38.7%로 가장 높은 값을 나타냈으며, 영일만지역 하류 sed. 11-1로 20cm 표층 부 퇴적물에서 22.4%로 가장 낮은 값으로 나타났다.

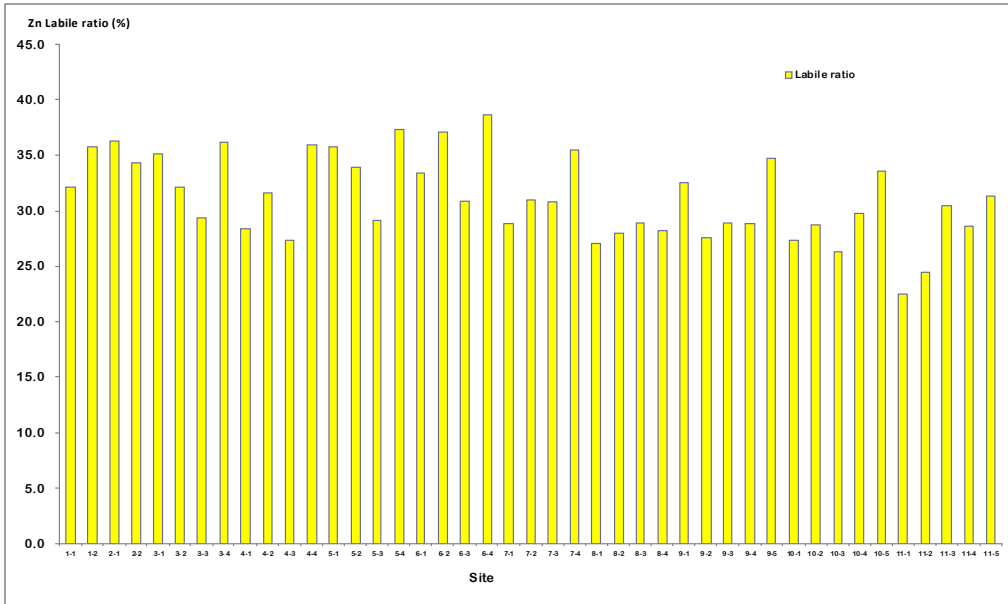


Fig. 41. The ratio of labile fraction to total metal content of zinc in Youngil bay sediments.

특히 이동성에 대한 부분 중 탄산염형태의 경우 영일만 지역 퇴적물의 경우 형산강과는 다른 표층부 보다는 심층부에서 농도가 높게 나타나 형산강 지역의 특징인 상류 일부 지점에서 검출되었는데, 특히 형산강 sed. 9에서 비율이 35.7%로 상대적으로 높은 농도를 보이고 있는 것과는 다른 형태를 보이고 있다.

그리고 철·망간 산화물과 결합된 형태의 함유비율은 6.4~21.8%로 상, 중, 하류의 표층에서 많이 검출되었으며, 유기물형태의 경우 함유 비율이 11.7~232.8%로 잔류형태 다음으로 많은 함유비율을 보이고 있다. 이러한 현상은 산화성인 유기물이 아연 이온에 대한 Complexion capacity 때문(Robert, J. 1984)이라고 판단되었으며, 잔류형태는 함유비율이 38.0~56.6%로 가장 높은 존재형태를 보이고 있다.

이러한 결과는 영일만 수계의 지류 및 본류의 용존산소량이 낮은 것으로 미루어 실제 본 지역에서 철이나 망간의 산화물과 결합된 형태의 중금속이 수체로 이동될 가능

성은 높을 것으로 판단되고, 유기물과 결합된 아연의 경우 영일만 상류 및 중류 그리고 포항에서 배출되는 지류 및 처리수의 유기물의 부식화 지수가 낮은 것으로 판단되어 이 지역에서는 유기물과 결합된 아연이 수체로 이동이 가능할 것으로 판단된다.

또한 퇴적물의 pH가 낮아지거나 혐기성 상태로 될 때 수중으로 쉽게 용출될 것으로 예측되며, 규산염광물 등의 결정격자 내에 존재하고, 독성 및 생체흡수도가 매우 낮은 상태인 잔류형태가 차지하는 비율은 38.0~56.6%를 나타나고 있다. 퇴적물의 존재 형태의 특성상 잔류형태를 제외한 존재형태 중 환원형태가 가장 높은 농도를 나타내어, 철 수산화물 형성과정 중 하나인 부성분 원소들의 감소에 의한 주성분원소가 침전됨에 따라 고상에 흡착되어 제거되어 퇴적물에 축적되는 것으로 예측된다.

영일만 퇴적물에 포함된 아연 중 수체로 이동될 수 있는 labile한 부분은 Fig. 41에 나타난 바와 같이 22.4%~38.7%로 도시 및 어항과 인접한 표층 퇴적물인 심도 80cm인 sed. 6-4에서 38.7%로 가장 높은 값을 나타냈으며, 영일만지역 하류 sed. 11-1로 20cm 표층 부 퇴적물에서 22.4%로 가장 낮은 값으로 나타났다. 이러한 결과는 영일만수계의 용존산소량이 낮은 점으로 미루어 철이나 망간의 산화물과 결합된 형태의 중금속이 수체로 이동될 가능성이 높을 것으로 판단되며, 유기물과 결합된 아연의 경우 부식화 정도에 따라 이동 가능성이 있을 것으로 판단된다.

따라서 퇴적물 내 유기물의 부식화가 진행 중인 상태로 나타나 이 지역에서는 유기물과 결합된 아연이 수체로 이동이 높을 것으로 판단되는 심층 부분을 제외한 전 지역에서 수체로 이동 가능성 부분에 포함 시켰다. 아직 부식화가 진행되는 것으로 예상되는 영일만 표층 퇴적물에서 유기물과 결합된 중금속이 수체로 이동할 가능성이 클 것으로 판단되어 아연에 의해 형산강이 영향을 제일 많이 받을 것으로 예상된다.

미립자 표면에 흡착되어 존재하는 흡착성(Adsorbed)형태에 있어서 아연의 농도가 총함량에 비해 낮은 값을 보였다. 이러한 결과는 중금속 흡착은 pH와 밀접한 관계가 있으며, AI 함량이 높은 퇴적물 입자에 의한 중금속 흡착을 저해하는 경향이 있기 때문이라고 보고하였다(Millward, G. E. 1982). 퇴적물에 함유된 중금속의 존재형태는 혐기성 및 호기성 환경, pH 변화 등 수환경의 변화에 따라 용출이나 이동이 가능한 형태로 될 수 있다.

비 오염 하천 퇴적물에 중금속의 존재형태는 주로 광물의 결정구조와 연관된 잔존성형태의 비율이 높은 반면 오염된 하천의 경우 용출 및 이동 가능성이 높은 존재형태가 많다(Schalscha, E. B. 1986)는 연구 결과와 거의 일치하였다. 또한 비 오염천은 퇴적물에 치환·흡착된 중금속이 시간이 경과함에 따라 탄산염과의 결합 등으로

침전하여 점토광물의 결정격자 내에 고정되는 양이 증가하지만 오염하천은 외부에서 유입되는 중금속의 함량이 많고 혐기성 분해 등의 수 환경 변화에 따라 용출 및 재침전이 일어나기 때문에 퇴적물내 점토광물의 결정격자 내에 고정되는 양이 적게 나타난다(Chester, R. 1993)는 보고에서 알 수 있듯이 4가지 중금속의 존재형태별 농도가 각각 다른 것은 수환경의 변화로 인하여 각각의 중금속들이 수리 화학적 친화성에 따라 다른 형태로 존재하기 때문이라고 판단된다.

4.3. 퇴적물 오염도 평가(S.P.I)

일반적으로 하천의 퇴적물은 수층에서 오염물질의 운반 매개체일 뿐만 아니라 잠재적인 오염원으로서의 역할을 하며 여러 다른 입자들의 비균질 혼합체로 지표수에 함유된 중금속의 중요 저장소이다. 또한 퇴적물은 수질을 반영하며 인위적인 방출에 대한 결과적인 오염 산물이 된다. 따라서 퇴적물이 심하게 오염된 경우 지표수 및 지하수의 수질에 영향을 미칠 수 있으며 수계에서 성장하는 유기생물체와 궁극적으로 이들의 먹이사슬에 속한 인간에게까지 심각한 환경적 피해를 가져오기도 한다(More, 1960).

퇴적물에 함유된 중금속은 물리화학적 환경의 변화에 의해 물-퇴적물 경계면에서 수중으로 재 용출이 일어날 수 있으며, 오염을 발생시키는 원인이 제거된 후에도 지속적인 수질오염을 발생시킨다(Forstner and Witman, 1988).

형산강과 영일만 수계 내 하상퇴적물 중금속(카드뮴, 구리, 납, 니켈, 아연) 존재 형태별 농도를 총 농도와 이동가능성(labile)형태 농도로 나누어 각각의 중금속(카드뮴, 구리, 납, 니켈, 아연) 값 에 대하여 오염되지 않은 퇴적물내의 중금속 배경값을 연구지역 퇴적물의 중금속 함량에 나누어 축적지수 평균값을 오염도로 산정하였다.

4.3.1 Tolerable level을 이용한 중금속 총량에 대한 오염도 평가

가. 형산강

형산강 하상 퇴적물에 포함된 중금속(아연, 구리, 납, 카드뮴) 총량에 대한 축적지수는 Fig. 42에 나타내었다..

총 농도에 대한 결과는 전 중금속에서 1.0 이상의 값을 나타내고 있어 오염 흔적을 보이고 있으며, 그 중 아연과 납은 하류지역과 상류지역의 도시지역과 도로 근접지역의 하천 퇴적물에서 non polluted의 경우 1.4~2.0을 나타낸 반면, moderately polluted에서는 1.0 이하로 나타났다.

이는 상류지역 도로와 인접한 지역과 도시 부근 지역의 퇴적물에서 0.9로 1.0에 인접한 값을 나타낸 반면, 하류 지역과 비교적 오염원이 없는 하천의 배출수가 유입되는 지역에서 0.6~0.7 정도를 나타내어 형산강 지역의 퇴적물은 중하류와 하류의 하천수에 의한 희석 효과가 영향을 미친 것으로 판단된다.

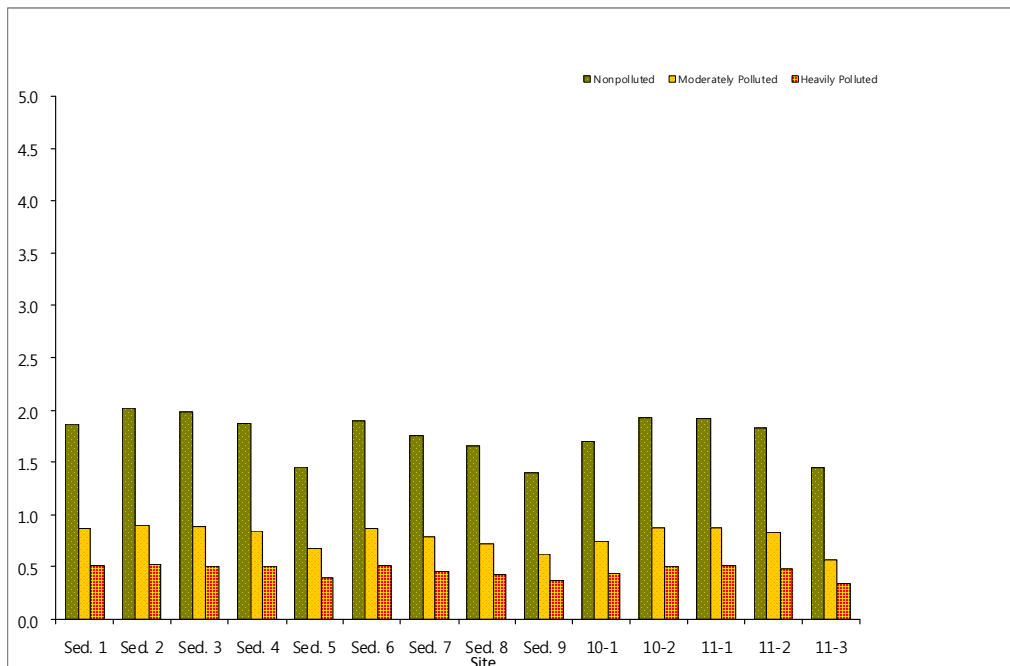


Fig. 42. Index of tolerable level on the total concentration of heavy metals in the Hyungsan river.

각 중금속의 오염지수는 non polluted에서 카드뮴 2.4, 구리 1.1, 납 0.8, 아연 3.1을 나타내 아연이 하천 생태계에 다른 중금속 보다 영향이 클 것으로 판단되며, 총 농도에 대한 퇴적물의 오염도는 Fig. 43과 같이 non polluted인 상황에서 1.4~2.0로 도로와 인접한 지역과 도시지역에 위치한 sed. 2, 3, 4에서 비교적 퇴적물의 오염이 확인되었다.

따라서 하천 퇴적물 중금속의 축적지수는 아연 > 카드뮴 > 납 > 구리 순으로 나타나 아연이 퇴적물 축적에 의해 가장 높은 오염물질로 하천 생태계에 다른 중금속 보다 영향이 큰 것으로 나타났다.



Fig. 43. Index of tolerable level on the total concentration of heavy metals in the Hyungsan river.

나. 영일만

영일만 하상 퇴적물에 포함된 중금속(아연, 구리, 납, 카드뮴)에 총량에 대한 축적 지수는 Fig. 44에 나타내었다.

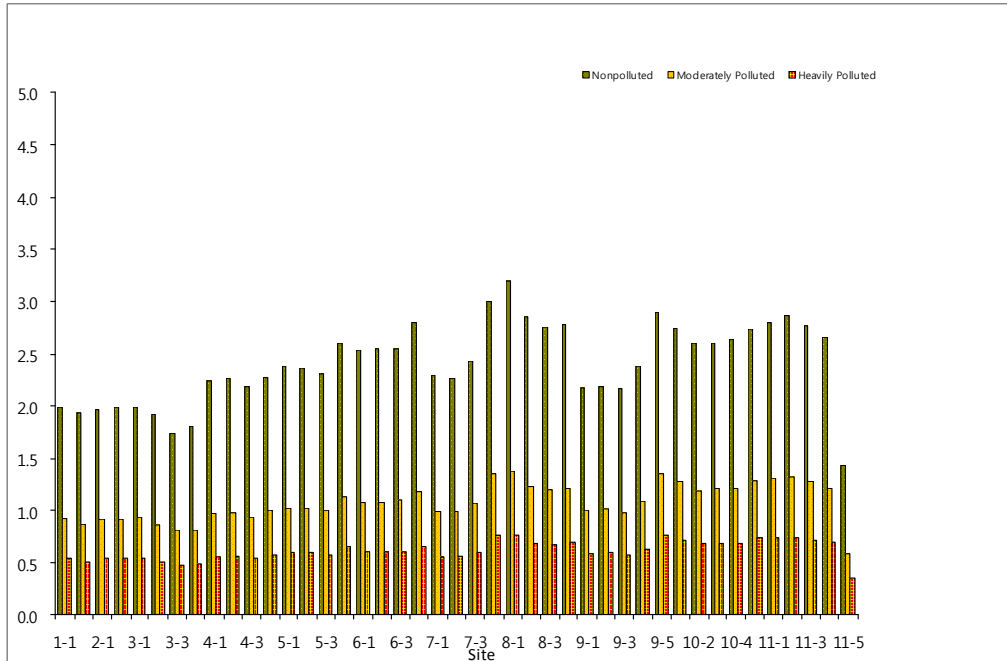


Fig.44. Index of tolerable level on the total concentration of heavy metals in the Youngil bay.

총 농도에 대한 결과는 전 중금속에서 1.0 이상의 값을 나타내고 있어 오염 흔적을 보이고 있으며, 특히 영일만의 종류로 공단과 인접한 지역의 퇴적물과 소규모 포구 지역 퇴적물에서 moderately pollution을 1.0 이상 상회하는 값을 보였다. 그 중 아연과 납은 도시의 하천이 유입되는 지역과 포항으로 들어오는 다리지역의 퇴적물에서 높은 값을 보인 반면, 구리와 카드뮴은 공단지역과 포구 지역에서 상대적으로 높은 값을 보이고 있다. 이러한 결과는 지역에서 배출되는 오염물질의 특성과도 비슷한 결과 값을 보이고 있다.

상류지역의 도시지역과 도로 근접지역의 하천퇴적물에서 moderately pollution의 경우 0.8~0.9를 나타낸 반면, 종류와 하류 지역으로 공단과 포구 및 하수처리장 유입 부에서는 moderately pollution 지수인 1.0을 상회하는 값으로 나타났다.

이는 상류 지역 도로와 인접한 지역과 도시 부근 지역의 퇴적물에서 0.9로 1.0에 인접한 값을 나타낸 반면, 비교적 오염원 유입이 예상되는 중하류 지역에서 1.0~1.4 정도를 나타내어 영일만 지역의 퇴적물은 중, 하류와 오염원에 의해 퇴적물의 영향으로 판단된다. 각 중금속의 오염지수는 non polluted에서 아연이 3.2, 구리가 2.3, 납이 1.0, 카드뮴이 3.1을 나타냈고, moderately pollution에서 아연이 1.4, 구리가 1.2, 납이 0.6, 카드뮴이 1.0, Heavily polluted에서 아연이 1.0, 구리가 0.6, 납이 0.4, 카드뮴이 0.5을 나타내 아연이 퇴적물 축적에 의해 가장 높은 오염물질로 하천 생태계에 다른 중금속 보다 영향이 클 것으로 판단된다.

총 농도에 대한 퇴적물의 오염도는 Fig. 45에 나타난 바와 같이 non polluted인 상황에서 1.7~2.9, moderately polluted에서 0.8~1.4, heavily polluted는 0.4~0.8로 주로 공단과 인접한 지역과 도로와 인접한 지역과 도시 지역에 위치한 지류의 퇴적물인 sed. 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11에서 퇴적물의 오염이 확인되었다.



Fig. 45. Index of tolerable level on the total concentration of heavy metals in the Youngil bay.

퇴적물 중금속의 축적지수는 아연> 카드뮴> 구리> 납 순으로 나타나 아연이 퇴적물 축적에 의해 가장 높은 오염물질로 하천 생태계에 다른 중금속 보다 영향이 클 것으로 나타났다.

4.3.2 깊이별 tolerable level을 이용한 중금속 총량에 대한 오염도 평가

영일만 하상 퇴적물에 포함된 중금속(아연, 구리, 납, 카드뮴)에 총량에 대한 깊이별 축적지수는 Fig. 46~50에 나타내었다.

sed. 1과 2에서 Non polluted의 경우 심층 20~40cm에서 전 중금속이 2.0 이상의 값을 나타내고 있어 오염흔적을 보이고 있다. 이는 심층보다는 표층의 오염도가 높게 나타난 경우로 외부에서 유입된 용존태 중금속이나 입자태 중금속이 표층에 축적된 것으로 판단된다. 특히 아연과 카드뮴이 도시의 하천이 유입되는 지역과 포항으로 들어오는 다리지역의 퇴적물에서 높은 값을 보이고 있다.

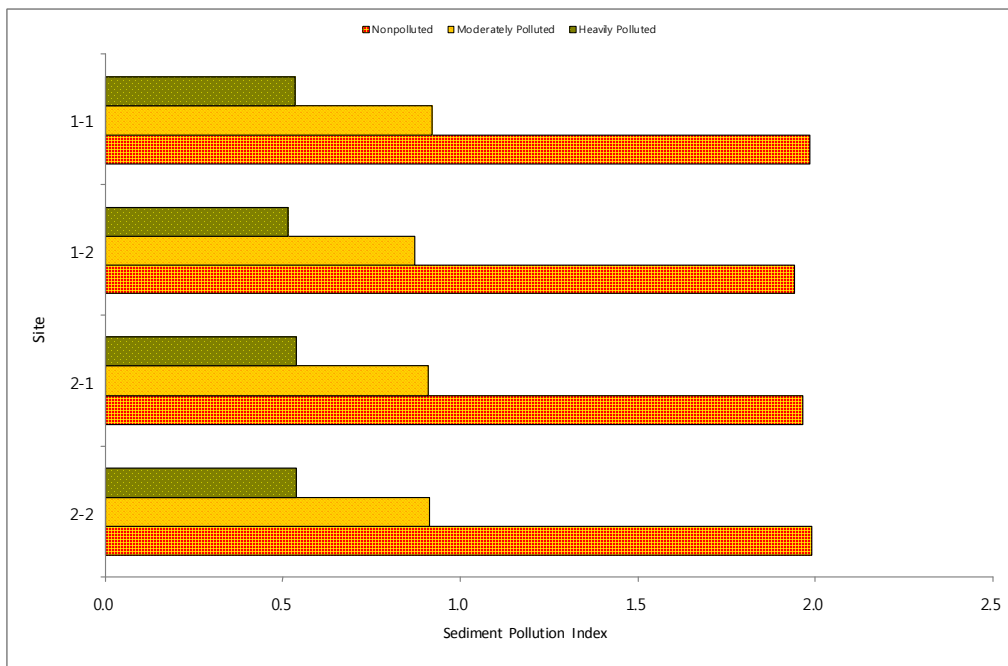


Fig. 46. Vertical profiles of sediment pollution index in Youngil bay sediments(Site 1, 2).

각 중금속의 오염지수는 non polluted에서 아연이 표층에서 3.2, 심층에서 3.5를 나타냈으며, 카드뮴의 경우 표층에서 1.9, 심층에서 1.9를 나타냈다.

sed. 3에서 Non polluted의 경우 표층에서 2.0의 값을 보이며, 심층으로 내려 갈수록 감소하는 경향을 보인다 80cm에서 전 중금속이 1.8 이상의 값을 나타내고 있어, 심층보다는 표층의 오염도가 높게 나타났으며 이는 외부에서 유입된 용존태 중금속이나 입자태 중금속이 표층에 축적된 예로 판단된다. 특히 아연과 카드뮴이 도시의 하천이 유입되는 지역과 포항으로 들어오는 다리지역의 퇴적물에서 높은 값을 보이고 있다. 각 중금속의 오염지수는 non polluted에서 아연이 표층에서 3.0, 중층에서 3.4, 심층에서 2.8을 나타냈다.

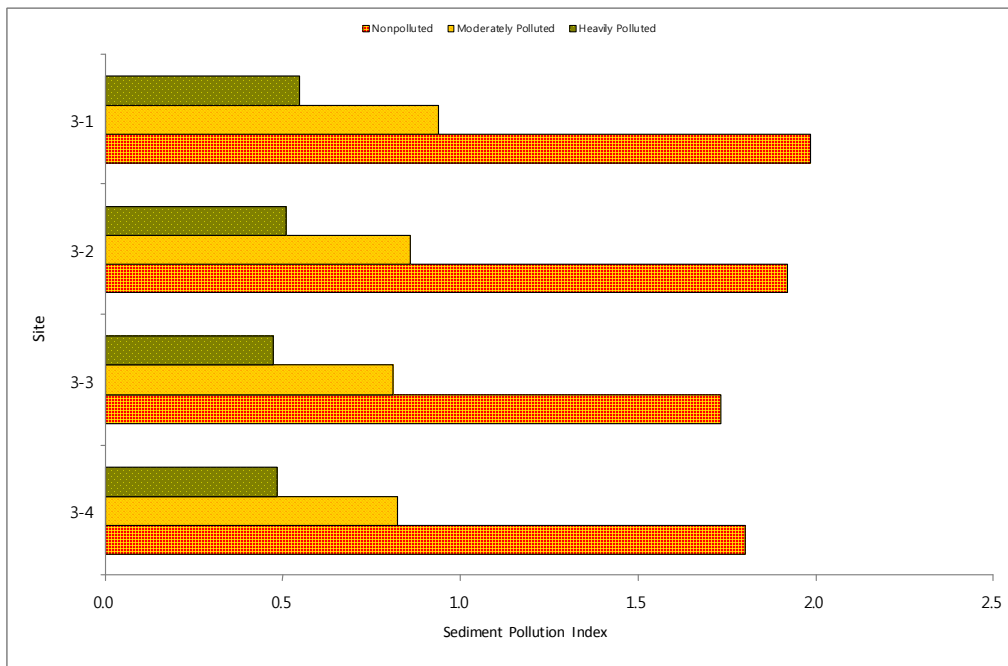


Fig. 47. Vertical profiles of sediment pollution index in Youngil bay sediments(Site 3).

sed. 6의 경우 sed. 1, 2, 3과 다른 Non polluted의 경우 표층에서 2.5의 값을 보이며, 심층으로 내려 갈수록 증가하는 경향을 보인다 80cm에서 전 중금속이 2.8 이상의 값을 나타내고 있다. sed. 1, 2, 3과는 다르게 표층보다 심층의 오염도가 높게 나타나. 이 지역의 경우 계속되는 외부의 유입된 용존태 중금속이나 입자태 중금속이

심층부터 안정되게 축적된 예로 판단된다.

또한 자연현상에 의해 발생된 풍화나 인위적 현상에 의해 중금속 성분이 수계로 유입되어 하천 바닥에 퇴적된 후 하천이 생활하수나 혹은 인위적 환경에 의해 수질 상태가 혐기성 조건에 놓이게 되면 산화환원에 매우 민감한 존재형태인 adsorbed form 과 reducible form이 지표수계 등으로의 확산 등으로 인한 이동된 결과로 판단된다.

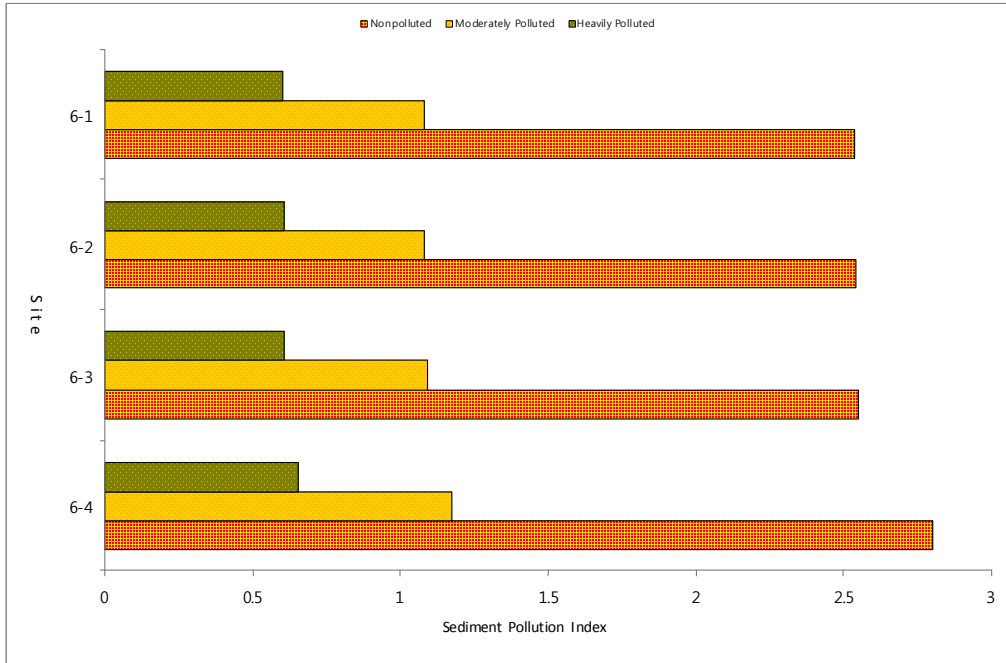


Fig. 48. Vertical profiles of sediment pollution index in Youngil bay sediments(Site 6).

sed. 9의 경우 sed. 1, 2, 3과 다른 Non polluted의 경우 표층에서 2.2의 값을 보이며, 심층으로 내려 갈수록 증가하는 경향을 보인다 100cm에서 전 중금속이 2.9 이상의 값을 나타내고 있다. sed. 1, 2, 3과는 다르게 표층보다 심층의 오염도가 높게 나타나. 이 지역의 경우 계속되는 외부의 유입된 용존태 및 입자태 중금속이 심층부터 안정되게 축적된 예로 판단된다.

또한 자연현상에 의해 발생된 풍화나 인위적 현상에 의해 중금속 성분이 수계로 유입되어 하천 바닥에 퇴적된 후 하천이 생활하수나 혹은 인위적 환경에 의해 수질 상태가 혐기성 조건에 놓이게 되면 산화환원에 매우 민감한 존재형태인 adsorbed form

과 reducible form이 지표수계 등으로의 확산 등으로 인한 이동된 결과로 판단된다.

각 층금속의 오염지수는 non polluted에서 아연이 표층에서 3.4, 중층에서 3.24, 심층에서 3.6을 나타내며, 구리, 납 카드뮴도 같은 경향을 보이고 있다.

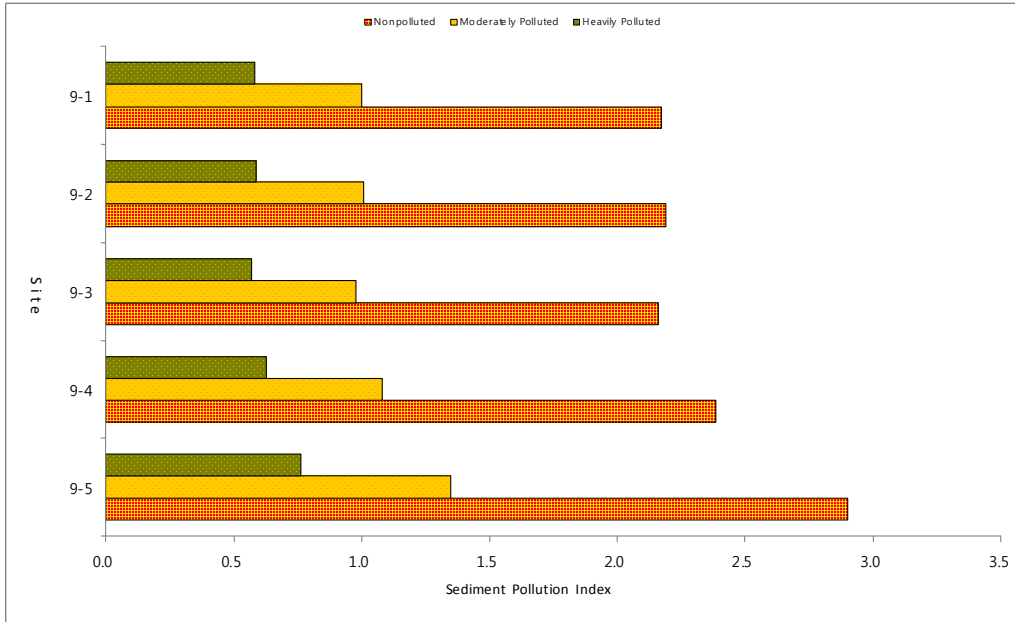


Fig. 49. Vertical profiles of sediment pollution index in Youngil bay sediments(Site 9).

sed. 11의 경우 sed. 1, 2, 3과 다른 Non polluted의 경우 표층에서 2.2의 값을 보이며, 심층으로 내려 갈수록 증가하는 경향을 보인다 100cm에서 전 층금속이 2.9 이상의 값을 나타내고 있다. sed. 1, 2, 3과는 다르게 표층보다 심층의 오염도가 높게 나타나 이 지역의 경우 계속되는 외부의 유입된 용존태 중금속이나 입자태 중금속이 심층부터 안정되게 축적된 예로 판단된다.

또한 자연현상에 의해 발생된 풍화나 인위적 현상에 의해 중금속 성분이 수계로 유입되어 하천 바닥에 퇴적된 후 하천이 생활하수나 혹은 인위적 환경에 의해 수질 상태가 혐기성 조건에 놓이게 되면 산화환원에 매우 민감한 존재형태인 adsorbed form과 reducible form이 지표수계 등으로의 확산 등으로 인한 이동된 결과로 판단된다.

각 층금속의 오염지수는 non polluted에서 아연이 표층에서 3.4, 중층에서 3.24, 심층에서 3.6을 나타내며, 구리, 납, 카드뮴도 같은 경향을 보이고 있다.

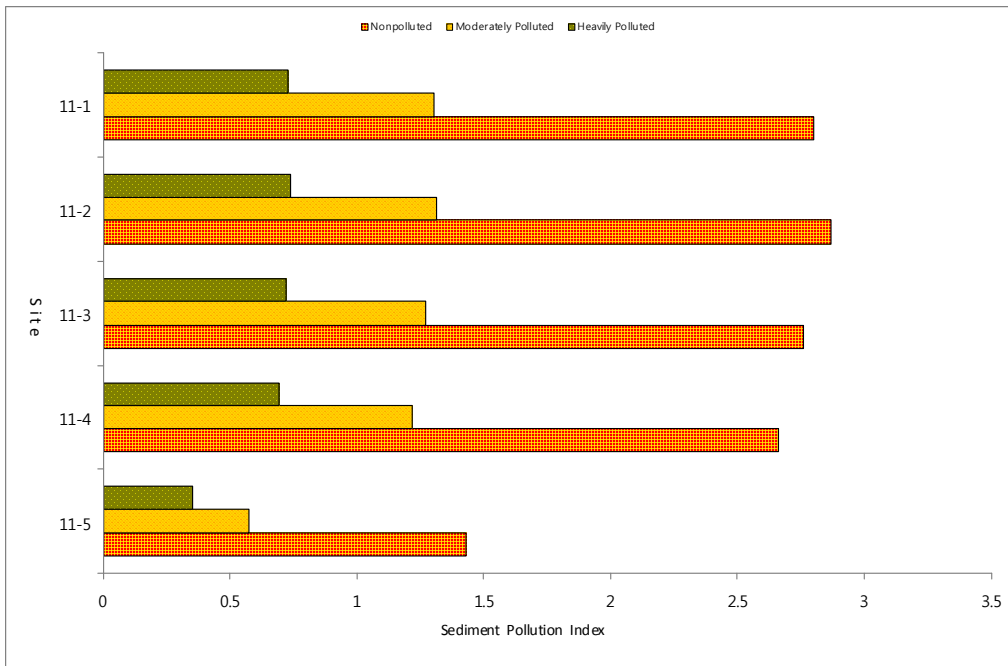


Fig. 50. Vertical profiles of sediment pollution index in Youngil bay sediments(Site 11).

4.3.3 Tolerable level을 이용한 이동 가능한 형태에 대한 위해도평가

가. 형산강

형산강 하상 퇴적물에 포함된 중금속(아연, 구리, 납, 카드뮴)에 이동 가능한 형태에 대한 S. E. D. I 는 Fig. 51에 나타내었다.

연속 추출방법에 의한 형산강 퇴적물의 이동 가능한 형태에 대한 위해도에 대한 결과는 아연이 일부지역 sed. 1, 4, 6, 7에서 1.0 이상의 값을 나타내고 있어 오염흔적을 보이고 있으며, 특히 아연의 경우 상류지역의 고속도로와 인접한 지역과 경주 도시지역의 하천퇴적물에서 1.0을 상회하는 값으로 나타났다.

이는 상류 지역과 중류지역 도로 및 도시 부근 지역의 퇴적물에서 1.0~1.7로 높은 값을 보이는 반면 하류 지역과 비교적 오염원인 없는 하천의 배출수가 유입되는 지역에서 0.5~0.7 정도를 나타내어 형산강 지역의 퇴적물의 주요 오염원은 도시지역의 유출수와 도로에서 유입된 우수 및 배출수의 영향이 큰 것으로 판단된다.

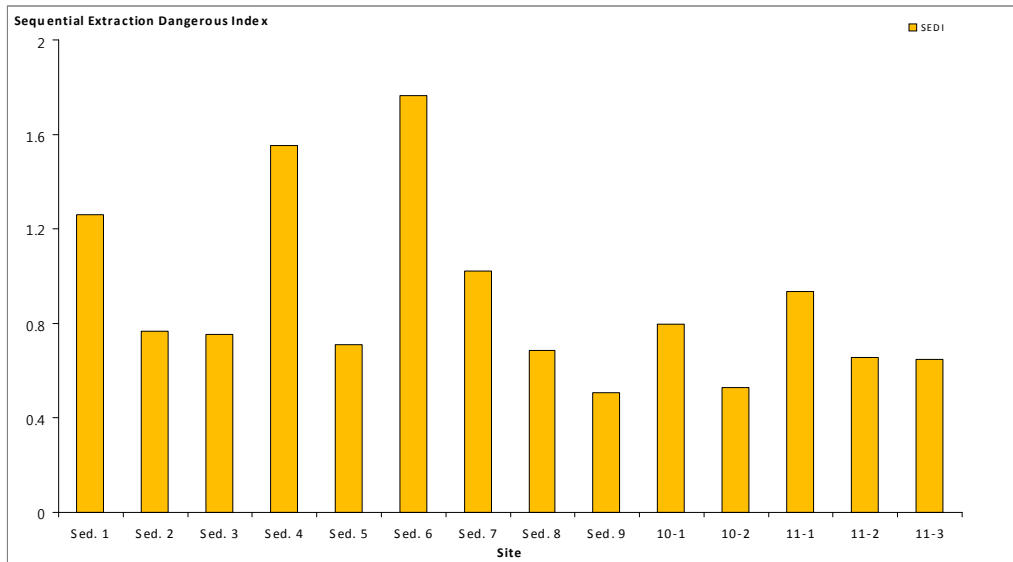


Fig. 51. S.E.D.I on labile concentration of zinc in the Hyungsan river.

연속 추출방법에 의한 형산강 퇴적물의 이동 가능한 형태에 대한 위해도 결과 중 납이 Fig. 52에 나타난 바와 같이 일부지역 sed. 2, 11에서 0.8과 0.9 이상의 값을 나타내고 있어 고속도로와 인접한 지역과 경주 도시지역으로 교통량이 많은 다리 지역 하천퇴적물에서 다른 지역의 값인 0.2~0.4를 상회하는 값으로 나타났다.

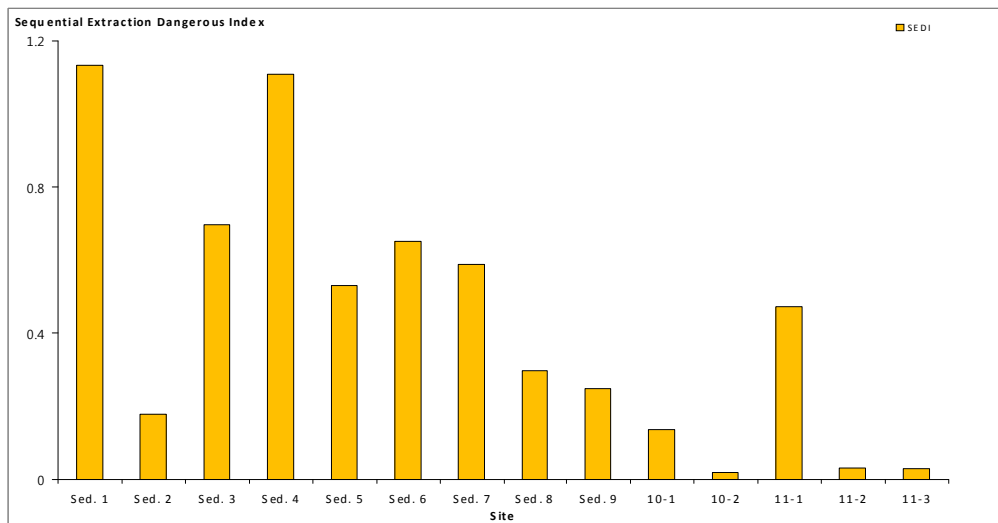


Fig. 52. S.E.D.I on labile concentration of lead in the Hyungsan river.

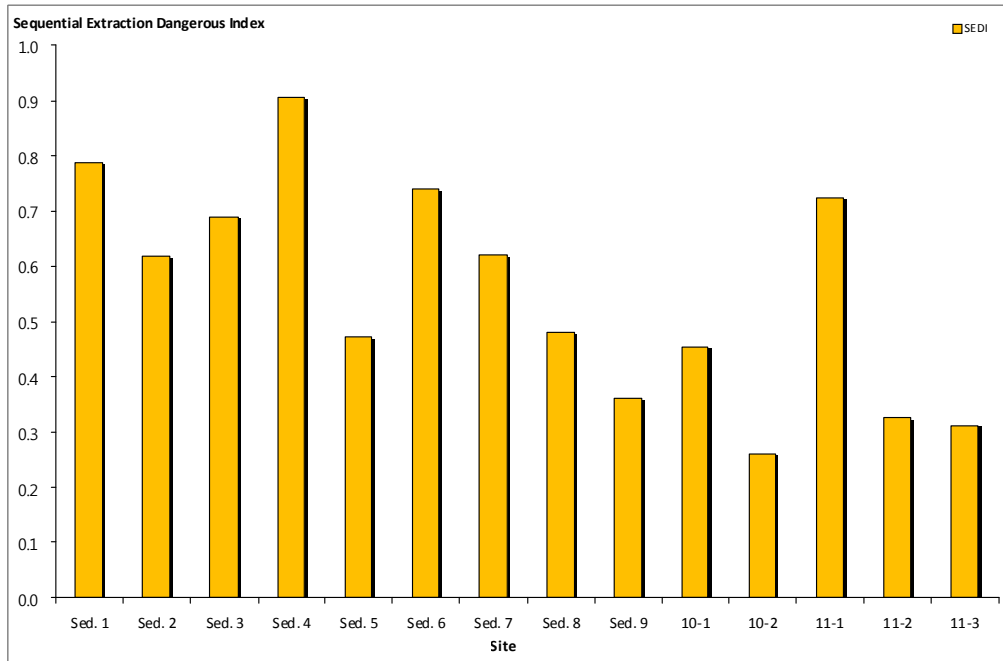


Fig. 53. S.E.D.I on labile concentration of heavy metals in the Hyungsan river.

형산강 하상 퇴적물에 포함된 중금속(아연, 구리, 납, 카드뮴)의 이동 가능한 형태에 대한 S. E. D. I 는 Fig. 53에 두었다. 연속 추출방법에 의한 형산강 퇴적물의 이동 가능한 형태에 대한 위험도 결과는 일부지역 sed. 1, 4, 6, 11에서 다른 지역 보다 비교적 높은 값을 나타내고 있어 오염 영향을 받았을 것으로 판단된다. 지수에 의하면 조사된 중금속 중 일부를 제외하고 오염은 적을 것으로 판단된다.

나. 영일만

영일만 하상 퇴적물에 포함된 중금속(아연, 구리, 납, 카드뮴) 이동 가능한 형태에 대한 위험도는 Fig. 54에 나타내었다.

총 농도에 대한 결과는 전 중금속에서 1.0 이상의 값을 나타내고 있어 오염흔적을 보이고 있으며, 특히 영일만의 종류로 공단과 인접한 지역의 퇴적물과 소규모 포구 지역 퇴적물에서 moderately polluted을 1.0 이상 상회하는 값을 보였다. 그 중 아연과 납은 도시의 하천이 유입되는 지역과 포항으로 들어오는 다리지역의 퇴적물에서 높은 값을 보인 반면 구리와 카드뮴은 공단지역과 포구지역에서 상대적으로 높은 값

을 보이고 있다. 이러한 결과는 지역에서 배출되는 오염물질의 특성과도 비슷한 결과 값을 보이고 있다.

상류지역의 도시지역과 도로 근접지역의 하구퇴적물에서 S.E.D.I.의 경우 0.4~0.9 를 나타낸 반면 중류와 하류 지역으로 공단과 포구 및 하수처리장 유입부인 sed. 6, 8, 11에서 S.E.D.I 지수인 1.0을 상회하는 값으로 나타났다.

이는 상류지역 도로와 인접한 지역과 도시 부근 지역의 퇴적물에서 0.5로 낮은 값을 나타낸 반면 비교적 오염원 유입이 예상되는 중하류 지역에서 1.1~1.6 정도를 나타내어 영일만 지역의 퇴적물은 중, 하류와 오염원에 의해 퇴적물의 영향으로 판단된다. 각 중금속의 오염지수는 아연이 0.6, 구리가 0.4, 납이 0.6, 카드뮴이 1.0으로 나타나 카드뮴이 퇴적물 축적에 의해 가장 높은 오염물질로 하천 생태계에 다른 중금속 보다 영향이 클 것으로 판단된다.

또한 이러한 결과는 주로 공단 및 도로와 인접한 지역과 도시지역에 위치한 지류의 퇴적물인 sed. 6, 8, 11에서 퇴적물의 오염이 확인되었다.

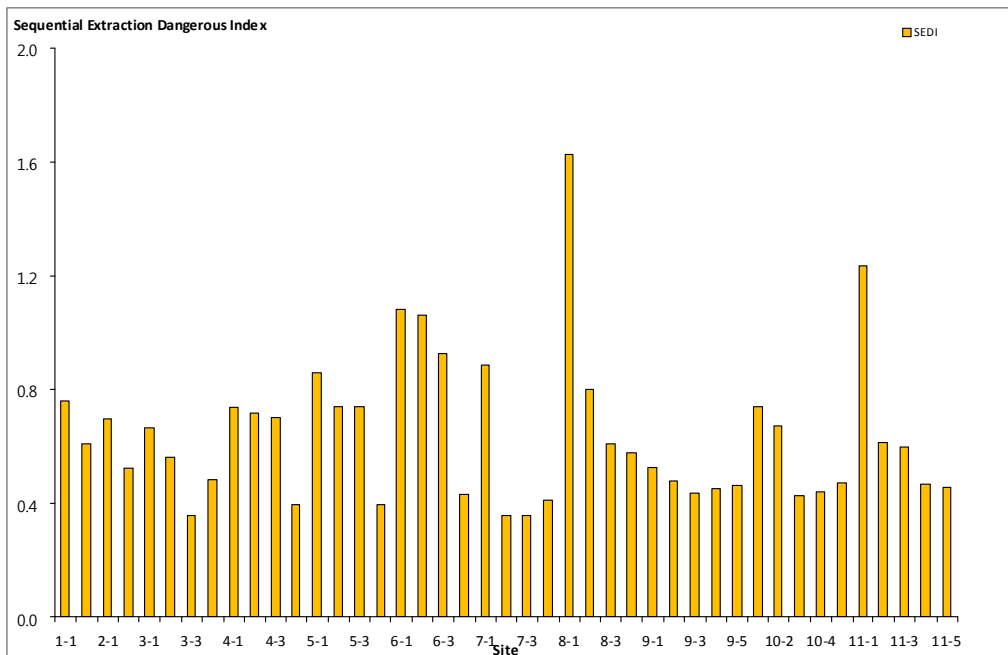


Fig. 54. S.E.D.I on labile concentration of heavy metals in the Youngil bay.

4.3.4 깊이별 Tolerable level을 이용한 이동 가능한 형태에 대한 위험도 평가

영일만 하상 퇴적물에 포함된 중금속(아연, 구리, 납, 카드뮴)의 총량에 대한 깊이별 축적지수는 Table 48 및 Fig. 55~59에 두었다. sed. 1과 2에서 심층보다는 표층에서 S.E.D.I가 0.5~0.8의 값을 나타내고 있어 총 함량에 의한 평가와는 다른 양상을 보이고 있다. 이는 심층보다는 표층의 오염도가 높게 나타난 경우로 외부에서 유입된 용존태 중금속이나 입자태 중금속이 표층에 축적된 예로 판단된다. 특히 아연과 카드뮴이 도시의 하천이 유입되는 지역과 포항으로 들어오는 다리지역의 퇴적물에서 높은 값을 보이고 있다.

각 중금속의 오염지수는 아연이 표층에서 1.1, 심층에서 1.2를 나타냈으며, 카드뮴의 경우 표층에서 0.7, 심층에서 0.3을 나타냈다.

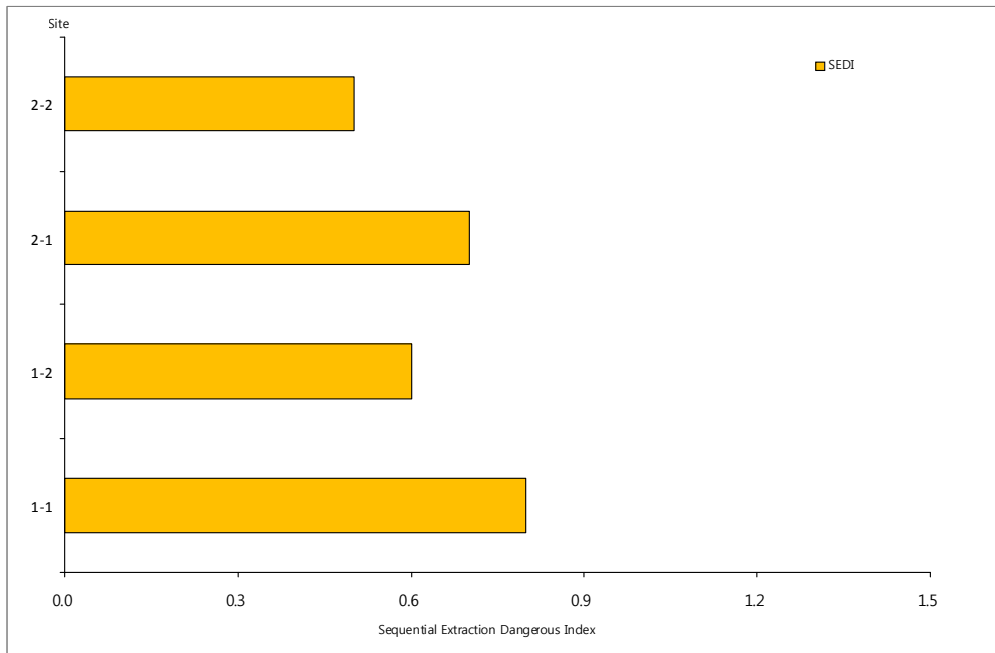


Fig. 55. Vertical profiles of sequential extraction dangerous index in Youngil bay sediments(Site 1, 2).

Table 48. S.E.D.I of sediments in Youngil bay

Site	Cd-sedl	Cu-sedl	Pb-sedl	Zn-sedl
1-1	0.8	0.5	0.7	1.0
1-2	0.5	0.1	0.6	1.3
2-1	0.7	0.5	0.4	1.2
2-2	0.3	0.0	0.6	1.2
3-1	0.5	0.6	0.4	1.1
3-2	0.4	0.1	0.7	1.1
3-3	0.2	0.0	0.4	0.8
3-4	0.3	0.0	0.5	1.1
4-1	1.0	0.8	0.3	0.9
4-2	0.9	0.7	0.3	1.0
4-3	1.0	0.7	0.2	0.8
4-4	0.2	0.1	0.1	1.2
5-1	1.1	0.8	0.3	1.2
5-2	0.9	0.6	0.3	1.2
5-3	1.1	0.8	0.2	0.9
5-4	0.2	0.1	0.1	1.2
6-1	1.7	1.3	0.5	0.9
6-2	1.6	1.2	0.4	1.1
6-3	1.5	1.1	0.3	0.8
6-4	0.3	0.2	0.1	1.1
7-1	1.2	1.3	0.3	0.8
7-2	0.2	0.2	0.1	0.9
7-3	0.2	0.2	0.1	0.9
7-4	0.2	0.1	0.1	1.2
8-1	2.4	2.3	1.0	0.8
8-2	1.0	0.8	0.5	0.9
8-3	0.7	0.5	0.4	0.9
8-4	0.6	0.5	0.3	0.9
9-1	0.2	0.2	0.6	1.1
9-2	0.3	0.2	0.5	0.9
9-3	0.2	0.1	0.5	0.9
9-4	0.3	0.1	0.4	1.0
9-5	0.1	0.1	0.4	1.2
10-1	0.3	1.1	0.8	0.9
10-2	0.2	0.9	0.6	1.0
10-3	0.1	0.5	0.3	0.8
10-4	0.0	0.4	0.3	1.1
10-5	0.0	0.4	0.3	1.2
11-1	0.5	2.9	0.9	0.7
11-2	0.2	0.8	0.6	0.8
11-3	0.1	0.7	0.5	1.1
11-4	0.1	0.5	0.3	1.0
11-5	0.1	0.4	0.3	1.1

sed. 3에서 S.E.D.I의 경우 표층에서 0.7의 값을 보이며, 심층으로 내려 갈 수록 감소하는 경향을 보인다 80cm에서 전 중금속이 0.5 이상의 값을 나타내고 있어 심층보다는 표층의 오염도가 높게 나타났으며, 이는 외부에서 유입된 용존태 중금속이나 입자태 중금속이 표층에 축적된 예로 판단된다. 특히 아연과 납이 도시의 하천이 유입되는 지역과 교통량이 많은 포항으로 들어오는 다리지역의 퇴적물에서 높은 값을 보이고 있다. 각 중금속의 오염지수는 아연이 표층에서 1.1, 중층에서 0.9, 심층에서 1.1을 나타냈다. 납의 경우 표층에서 0.6, 중층에서 0.0, 심층에서 0.0을 나타내 대부분 납의 퇴적물에서 납의 오염은 표층 퇴적물에서 오염도가 높은 경향을 보였다.

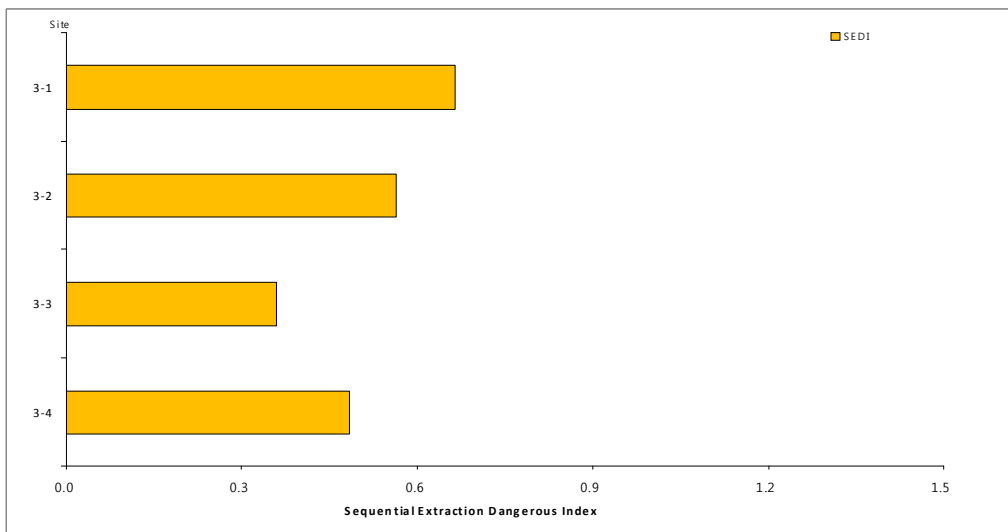


Fig. 56. Vertical profiles of sequential extraction dangerous index in Youngil bay sediments(Site 3).

sed. 6의 경우 sed. 1, 2, 3과 비슷한 경우로 표층에서 S.E.D.I 1.1의 값을 보이며, 심층으로 내려 갈수록 감소하는 경향을 보였다. 이는 S.P.I.와 다르게 심층보다 심층의 오염도가 높게 나타나 이 지역의 경우 계속되는 외부의 유입된 용존태 중금속이나 입자태 중금속이 표층에 축적된 예로 판단된다. 또한 자연현상에 의해 발생된 풍화나 인위적 현상에 의해 중금속 성분이 수계로 유입되어 하천 바닥에 퇴적된 후 하천이 생활하수나 혹은 인위적 환경에 의해 수질 상태가 혐기성 조건에 놓이게 되면 산화환원에 매우 민감한 존재형태인 adsorbed form과 reducible form이 지표수계로의 확산 등으로 인하여 수층의 오염이 발생할 것으로 판단된다.

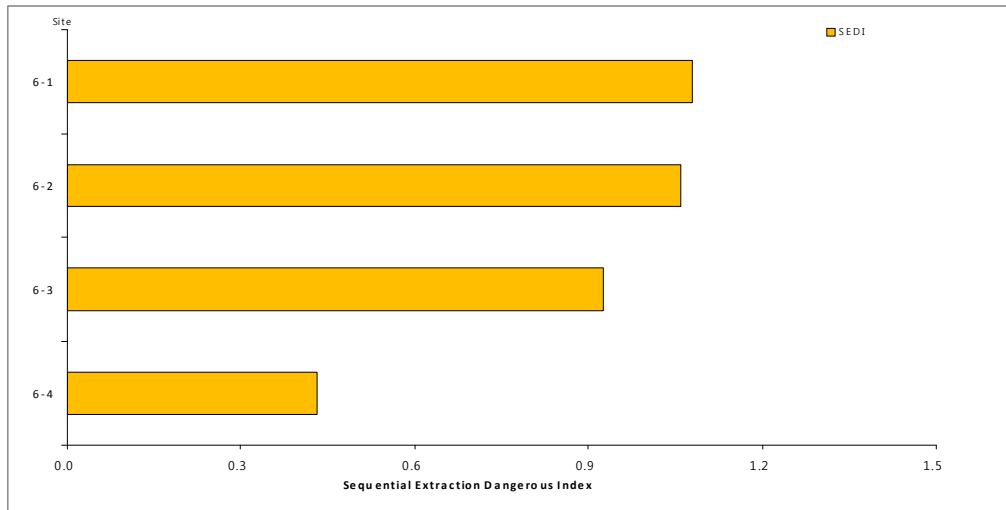


Fig. 57. Vertical profiles of sequential extraction dangerous index in Youngil bay sediments(Site 6).

sed. 8의 경우 sed. 1, 2, 3, 6과 동일한 경우로 표층에서 S.E.D.I 1.6의 값을 보이며, 심층으로 내려 갈수록 감소하는 경향을 보이고 있다. 각 중금속의 S.E.D.I. 지수는 카드뮴이 표층에서 2.4, 중층에서 0.8, 심층에서 0.6을 나타내며, 구리, 납, 카드뮴도 같은 경향을 보이고 있다.

sed. 11은 표층에서 1.2의 값을 보이며, 심층으로 내려 갈수록 감소하는 경향을 보인다. 특히 100cm에서 전 중금속이 S.E.D.I 0.5의 값을 나타내고 있다.

따라서 sed. 11의 경우 표층이 심층보다 표층에서 1.2, 중층에서 0.5, 심층에서 0.4를 나타냈다. 이 지역의 경우 계속되는 외부의 유입된 용존태 중금속이나 입자태 중금속이 심층부터 안정되게 축적된 예로 판단된다.

또한 자연현상에 의해 발생된 풍화나 인위적 현상에 의해 중금속 성분이 수계로 유입되어 하천 바닥에 퇴적된 후 하천이 생활하수나 혹은 인위적 환경에 의해 수질 상태가 혐기성 조건에 놓이게 되면 산화환원에 매우 민감한 존재형태인 adsorbed form 과 reducible form이 지표수계 등으로의 확산 등으로 인해 수질이 중금속으로 오염될 가능성이 클 것으로 판단된다.

각 중금속의 S.E.D.I.는 아연이 표층에서 0.7, 중층에서 0.9, 심층에서 1.0을 나타내 labile한 값의 S.E.D.I와는 다른 현상을 보이고 있다. 이는 구리, 납, 카드뮴이 아연과는 다르게 표층에서 S.E.D.I가 높게 나타난 결과로 예측된다.

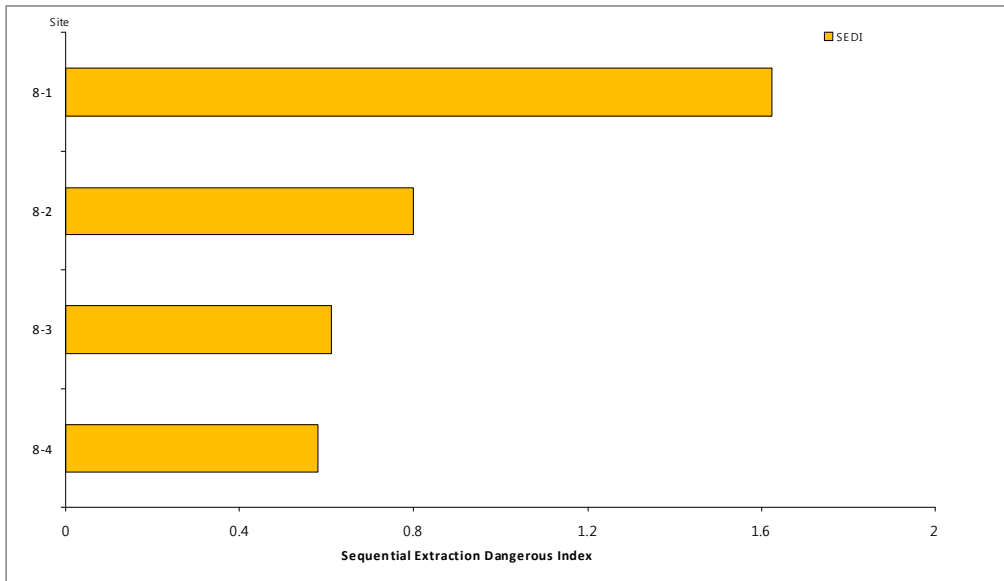


Fig. 58. Vertical profiles of sequential extraction dangerous index in Youngil bay sediments(Site 8).

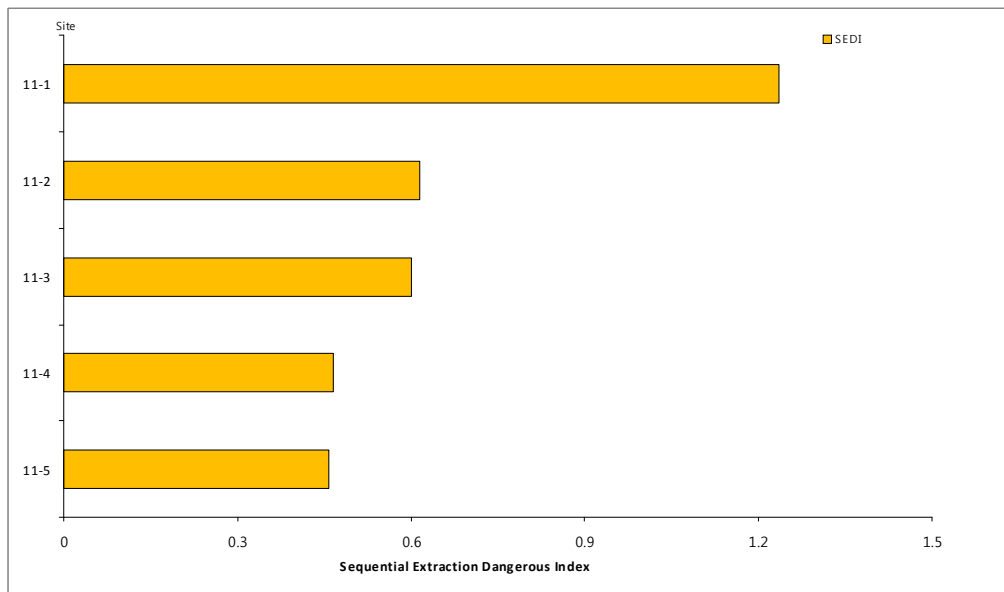


Fig. 59. Vertical profiles of sequential extraction dangerous index in Youngil bay sediments(Site 11).

4.4. 수질개선을 위한 준설 면적 및 체적 설정

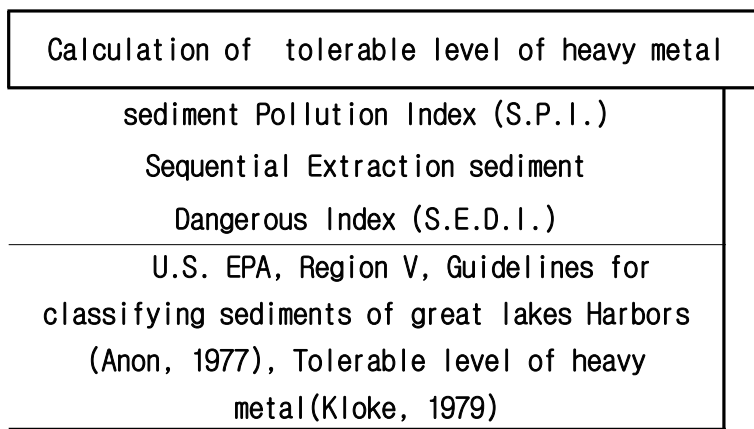
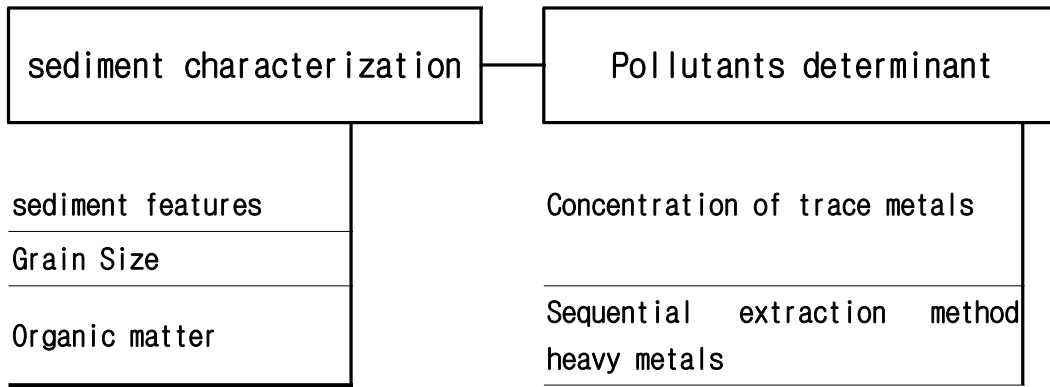
하천 및 하구의 수질개선을 위해 퇴적물을 준설하는 경우 준설 면적, 오염물질의 정량 및 정성, 준설량이 준설공법의 중요한 요소이다. 위와 같은 요소들이 효과적으로 결정되어야 수질개선 효과를 극대화시킬 수 있고, 또한 경제적으로 효과적인 준설을 할 수 있다. 우선 준설면적 설정은 준설구간 환경에 미치는 영향이 크기 때문에 최소한의 범위에서 최대한의 수질개선 효과를 거둘 수 있도록 선정해야 한다.

준설 구간은 오염된 퇴적물이 포함된 것으로 예상되는 지역으로 본 연구에서는 물리적 방법인 퇴적물의 외형적 특성, 입도분포와 중금속 분포 등을 포함시켰다. 특히 입도분포는 준설공법 결정에 주요한 요인으로, 입도는 다음 세가지 기작으로 퇴적물에 함유된 오염물질의 농도에 영향을 준다. 1) 입도가 작은 퇴적물은 입도가 큰 퇴적물보다 표면적이 증가하므로 오염물질의 제거와 흡착 능력이 크다. 2) 입도가 작은 퇴적물에는 철과 망간 수화물 또는 유기물이 많이 함유되어 있어서 입자 표면의 반응성이 더 커진다. 3) 탄산염과 heavy mineral과 같은 광물은 침전환경에 따라서 특정한 입도에 농축될 수 있다(Barbanti, Bothner. 1993, Lin and Wu, 1992).

오염물질의 정성 및 정량은 퇴적물에 배경농도 이상으로 함유되어 있어 수질오염을 유발할 가능성이 있는 오염물질을 정성하는 것이므로 퇴적물 내 포함된 중금속의 총량 및 존재형태 분석을 통해 수체로 이동 가능한 형태 등의 분석자료를 이용하여 결과 및 고찰에서 설명한 방법으로 실시하였다.

준설 체적을 결정하기 위하여 준설 깊이는 준설 대상 지역의 주상시료 분석을 통해 설정한 퇴적물 환경기준을 초과하는 깊이와 깊이별 퇴적물 물리적 특성 등을 고려하여 결정하였고, 준설량은 준설 깊이, 오염된 퇴적물의 분포 면적, 준설선 작업능력, 해당 지역의 하상정비기본 계획 등을 고려하여 결정하였다.

준설공법의 결정은 퇴적물 대상 지역의 물리·화학적 특성을 고려하였으며, 본 연구는 수질개선을 목적으로 하는 환경학적 측면의 준설을 대상으로 하고 있기 때문에 준설공법에 있어서도 공사 종과 후에 나타나는 환경의 영향을 최소화하고, 대상퇴적물을 확실히 제거할 수 있는 공법을 선택해야 한다. 이러한 목적에 적합한 준설 공법에는 Clean-up, Refresher, Drag head, Wide sweeper, Piston pump, Pneuma pump, Oozer pump, 밀폐 Grab 등이 있다(환경부, 1993). 수질개선을 위한 준설 면적 및 체적 결정을 위한 기준 설정 과정을 간단하게 요약하면 Fig. 60과 같다.



above

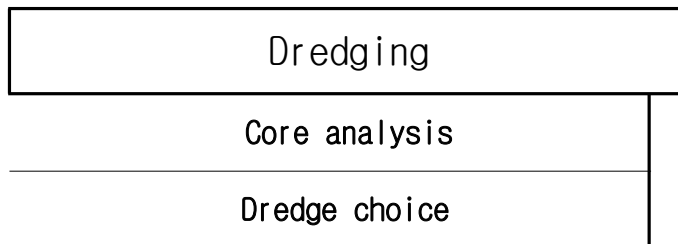


Fig. 60. Construction of criteria for deciding dredging area and volume for water quality improvement.

형산강과 영일만 지역 퇴적물의 준설 필요 구간은 중금속 존재형태 및 전함량 조사를 통한 분석 결과, 형산강은 환경학적 측면에서 수질개선을 위한 준설의 필요성이 낮으며, 영일만의 경우는 중금속을 대상으로 수질오염에 대한 예측을 한 결과 각 중금속의 오염지수는 아연이 표층에서 1.1, 심층에서 1.2를 나타냈으며, 카드뮴의 경우 표층에서 0.7, 심층에서 0.3을 나타냈다.(Table 48, Fig. 56)

특히 아연과 납은 도시의 하천이 유입되는 지역과 교통량이 많은 포항으로 들어오는 다리지역의 퇴적물에서 높은 값을 보이고 있다. 각 중금속의 오염지수는 아연이 표층에서 1.1, 중층에서 0.9, 심층에서 1.1을 나타냈으며, Pb의 경우 표층에서 0.6, 중층에서 0.0, 심층에서 0.0을 나타내 대부분 퇴적물에서 납의 오염은 표층 퇴적물에서 오염도가 높은 경향을 보였다.(Table 48, Fig. 57)

sed. 6의 경우 심층으로 내려 갈수록 감소하는 경향을 보였다 이는 심층보다 심표층의 오염도가 높게 나타나 이 지역의 경우 계속되는 외부의 유입된 용존태 중금속이나 입자태 중금속이 표층에 축적된 예로 판단된다. 또한 자연현상에 의해 발생된 풍화나 인위적 현상에 의해 중금속 성분이 수계로 유입되어 하천 바닥에 퇴적된 후 하천이 생활하수나 혹은 인위적 환경에 의해 수질 상태가 혐기성 조건에 놓이게 되면 산화·환원에 매우 민감한 존재형태인 adsorbed form과 reducible form이 지표수계에 확산 등으로 인하여 수층의 오염이 발생할 것으로 판단된다.

sed. 8의 경우 심층으로 내려 갈수록 감소하는 경향을 보이며, 각 중금속의 S.E.D.I 지수는 카드뮴이 표층에서 2.4, 중층에서 0.8, 심층에서 0.6을 나타내며, 구리, 납, 카드뮴도 같은 경향을 보이고 있다.(Table 48, Fig. 58)

sed. 11은 표층이 심층보다 표층에서 1.2, 중층에서 0.5, 심층에서 0.4를 나타냈다. 이 지역의 경우 계속되는 외부의 유입된 용존태 중금속이나 입자태 중금속이 심층부터 안정되게 축적된 예로 판단된다. 또한 자연현상에 의해 발생된 풍화나 인위적 현상에 의해 중금속 성분이 수계로 유입되어 하천 바닥에 퇴적된 후 하천이 생활하수나 혹은 인위적 환경에 의해 수질 상태가 혐기성 조건에 놓이게 되면 산화·환원에 매우 민감한 존재형태인 adsorbed form과 reducible form이 지표수계 등으로 확산에 의해 수질이 중금속으로 오염될 가능성이 클 것으로 판단된다.

각 중금속의 S.E.D.I는 아연이 표층에서 0.7, 중층에서 0.9, 심층에서 1.0을 나타내 labile 한 값의 S.E.D.I와는 다른 현상을 보이고 있다. 이는 구리, 납, 카드뮴이 아연과는 다르게 표층에서 S.E.D.I가 높게 나타난 결과로 예측된다.(Table 48, Fig. 59)

이러한 결과에 의하면 영일만 퇴적물의 경우 평균 60cm 까지 퇴적물이 오염양상을 띄는 것으로 나타나 차후 이 지역의 퇴적물이 준설을 하지 않고 그대로 둘 경우 중금속에 의해 수질 및 수생생태계가 영향을 받을 것으로 판단된다.

Fig. 61에 나타난 바와 같이 면적의 경우 조사된 sed. 1, 2, 3, 4, 5를 제외한 sed. 6, 7, 8, 9, 10, 11이 오염이 심한 것으로 나타나 영일만은 준설을 계획한 면적(699,036㎡)의 약 49.8%인 348,243㎡ 정도가 준설이 필요하며, 준설의 적정량은 퇴적물의 약 60cm까지는 중금속의 이동성에 의해 수질악화 및 수생태계에 지속적인 영향을 줄 것으로 판단되므로, 계획 준설량인 629,132㎡ 중 약 33.2%(208,946㎡) 정도라고 판단된다.

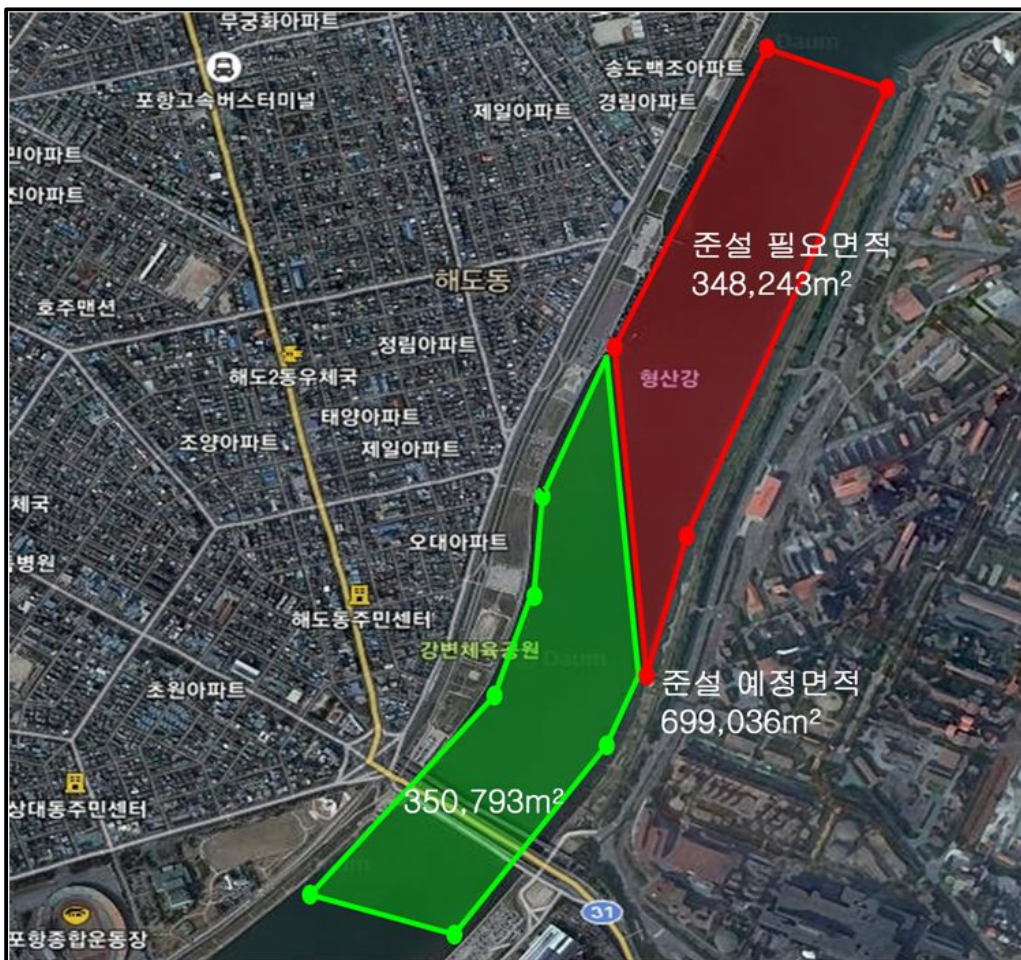


Fig. 61. Dredging needed area in Youngil bay.



$$\begin{aligned} \text{준설필요체적} &= 0.6\text{m} \times 348,243\text{m}^2 \\ &= 208,945.8\text{m}^3 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{준설예정필요체적} &= 0.9\text{m} \times 699,036\text{m}^2 \\ &= 629,132.4\text{m}^3 \end{aligned}$$

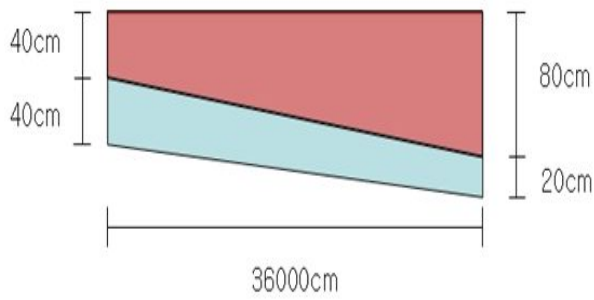


Fig. 62. Dredging needed volume in Youngil bay.

V. 결 론

형산강 및 영일만의 수환경 복원을 위한 퇴적물 준설 깊이 및 면적을 설정하기 위하여 퇴적물의 특성 및 중금속 농도를 평가하고, 퇴적물에 함유되어 있는 중금속 함량과 중금속 존재형태별 농도를 평가하여 얻은 결론은 다음과 같다..

1. 퇴적물의 특성은 형산강 상류는 점토 성분이 적고, 퇴적층이 발달되어 있지 않았으며, 하류로 갈수록 표층의 모래층은 얇아지고, 심도가 깊어질수록 뽕층과 모래층이 혼합된 형태이며 부패된 유기물로 인하여 검정색을 띄었다.
2. 형산강 중·상류 지역 및 영일만 지역 sed. 11 지점은 유기물 함량과 점토성분 함량이 높아 차후 준설을 위해서는 퇴적층의 교란을 최소화 시킬수 있는 준설공법의 도입이 필요하다고 판단된다.
3. 영일만 중·하류지역은 중금속 농도가 형산강 시료의 중금속 농도보다 높게 나타났다, 특히 영일만 지역 포항제철 및 포구의 농도가 높게 나타났다.
4. 형산강 퇴적물의 전함량 중금속 농도는 아연> 납> 니켈> 구리> 크롬> 카드뮴> 비소> 수은 순으로 높게 검출되고, 상류지점의 sed. 1, 6, 7과 하류 지점에서 높게 나타났다. 오염정도는 미국, 캐나다 퇴적물 기준에 비하면 비교적 오염된 것으로 나타났다.
5. 전처리방법에 따른 중금속 농도차는 EPA 3050 A > EPA 3051> 토양오염공정시험기준 중 용출시험방법 > 폐기물공정시험기준의 용출시험방법 순으로 높게 나타났다.
6. 형산강 퇴적물의 심도별 중금속 농도는 변화가 크지 않았으나, 영일만은 하절기 유량 증가, 조석 간만차로 형성된 수계 와류현상 등의 영향으로 심도별 중금속 농도 변화가 크게 나타났다.
7. Tessier 등의 연속추출법에 따른 퇴적물 중금속 존재형태는 아연은 모든 존재형태에서 검출되었는데, 철·망간 산화물과 결합된 형태> 탄산염형태> 잔류형태> 유

기물결합형태> 흡착형태 순으로 많고, 납은 철·망간 산화물과 결합된 형태, 잔류 형태 순으로 많았다. 구리는 영일만 퇴적물은 유기물 결합태가 높고 형산강 퇴적물은 철·망간 산화물과 결합된 형태가 높게 나타났다.

8. 퇴적물 상층의 총 중금속 함량이 높은 이유는 입경이 작은 유기물이 많고, 중금속이 알칼리성에서 흡착·농축되거나 탈수소화 과정 및 유기물의 분해과정에 의하여 표층으로 이동하기 때문이다. 따라서 영일만 퇴적물은 유기물과 입도의 상관성이 높으며 중금속 농도는 입자 및 유기물 함량이 많은 20cm층에서 높게 분포하였다.
9. 형산강과 영일만 퇴적물의 준설 필요성을 검토한 결과, 형산강은 준설의 필요성이 낮고, 영일만은 준설을 계획한 면적(699.036㎡)의 약 49.8%인 348,243㎡ 정도가 준설이 필요하다고 판단된다. 준설의 적정량은 퇴적물의 약 60cm까지는 중금속의 이동성에 의해 수질악화 및 수생태계에 지속적인 영향을 줄 것으로 판단되므로, 계획 준설량인 629,132㎡ 중 약 33.2%(208,946㎡) 정도라고 판단된다.

REFERENCES

1. 광산물 수급현황, (1997) 통산사업부
2. 고철환, 이종현, 류종성, 이정석, 장원근, 유기물, 중금속의 퇴적물내 분포특성 및 환경요인과의 관계, 해양환경감시 평가기술 1차년도 보고서, 1997.
3. 김중호, 한국광업사, 광업생산성조사소
4. 이재영, 김선구, 최승진, 박준홍, 2007, 귀명광산 광미의 깊이별 중금속의 존재형태와 이동 가능성에 대한 연구, 한국지하수토양환경학회 춘계학술대회집, p. 101-109
5. 문선정, 전상호, 2007, 호수 퇴적물의 중금속 오염도 평가 방법에 관한 연구, 한국지하수토양환경학회 춘계학술대회집, p. 316-322
6. 김휘중, 송민경, 전상호, 2007, 간척사업으로 조성된 인공호 표층퇴적물에 함유된 인의 존재형태 및 용출특성에 관한 연구, 한국지하수토양환경학회 춘계학술대회집, p. 323-331
7. 김휘중, 2006, 광해에 의한 토양 및 수질 오염과 대책, 강원대학교사범대학부설중등 교원연수원,
8. 양재의, 전상호, 2003, Fraction and Soil Pollution Assesment Index of Heavy Metals in the abandoned closed mine near cultivated land soils., 한국지하수토양학회, 8권, 3호,
9. 양재의, 유경열, 김정호, 박병길, 전상호, 2003, 옥동천 유역에서 발생된 휴·폐광산폐재의 중금속 에 의한 하상퇴적물의 오염순위 평가. 2003년 학회발표집
10. 농촌진흥청 토양화학분석법(1988)
11. 박용안, 해양 지질학 및 퇴적학 실험, 1983, 집문당, pp. 38.
12. 이정란, 이재영, 2006, 폐탄광지역 퇴적물의 중금속 존재형태 및 안정화에 관한 연구, 한국폐기물학회지, 23, 5, 443-453
13. 전상호, 1989, 강원도 춘천지역의 소양호, 춘천호 및 의암호 퇴적물의 인의 존재형태와 이동에 관한 연구, 서울대학교 박사학위논문.
14. 전상호, 1990, 한강 퇴적물에 함유된 오염물질의 존재형태와 이동성에 관한 연구, 강원대학교 부설환경연구소보, 제 7권, pp. 37~42.
15. 이창균, 2005, 간월·부남호의 수질 및 퇴적물 특성 연구, 대한환경공학회, pp. 1153~1160.

16. 토양오염공정시험방법, 1996, 환경부
17. Alloway, B. J., 1990, Soil processes and the behavior of metals, In "Heavy metals in soils(Alloway, B. J.(ed))" : Blackie and Son, p.7-28
18. Arakel, A. V., 1995, Towards Developing sediment Quality Assessment Guidelines for Aquatic Systems : an Australian Perspective. Australian Journal of Earth Science, 42, pp 335-369.
19. Baudo, R., Giesy, J. P., and Muntau. H., 1990, sediments : Chemistry and toxicity of In-place pollutants, Lewis Publishers, INC., p.450.
20. Burton, G.A. and K. John Scott, 1987, sediment Toxicity Evaluations Their Niche in Ecological Assessments. Environ. Sci. Technol. 26(11), pp 2068-2075.
21. DiToro, Dominic M., Zarba, Christopher, S., 1983, et al. Technical Basis for establishing sediment Quality Criteria for Nonionic Organic Chemicals Using Equilibrium Partitioning. Environ. Tox. & Chem., 10, 1983. pp 1541-1583.
22. Forstner, U. and Wittmann, G.Y.W., 1979, Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, New York, p. 486.
23. Forstner, U. and W. Salomon. 1991. Mobilization of metals from sediments, Metals and Their compound in environment, Ed. by E, Merian, p.379-398.
24. Folk, R. L., 1966, A Review of grain-size Parameters, sedimentology, 6, p.73-93.
25. Hakanson, L. and M. Jansson, 1983, Principles of lake sedimentology. Springer Verlag, Berlin, p. 316.
26. Kim, H. J., Lee, J. L., Lee, J. Y., Park, G. O., Yang, J. E., Jun, S. H., 2006, Study on the Fraction and Mobility of Heavy Metals in the Abandoned coal Mine sediments, The Korean Society for Geosystem Engineering, Annual Meetings, p. 431-438
27. Kim, H. J., YANG, J. E., Lee, J. Y. and JUN, S. H., 2006, Leaching Characteristics of Heavy Metals from Abandoned Mines wastes in the Namhan River Shore, Korea n Society of Soil and Ground Water Environment, Annual Meetings, p.201-2071.
28. 김형석, "낙동강 유역 퇴적물의 오염물질의 분포 및 용출특성" 신라대학교 낙동강 연구총론, 제2집, PP.13~27 (2000)

29. 박용안, "해양 지질학 및 퇴적학 실험", 집문당, p. 38, (1983)
30. 신원식 외 "낙동강 및 호소퇴적물이 수체에 미치는 영향 및 관리방안" 낙동강 수계관리위원회 국립환경과학원 낙동강물환경연구소, (2006)
31. 이정재, 최정, "금호강 및 그 지류의 하상 퇴적오니 중 중금속(아연, 구리, 카드뮴, 납) 분포와 그 형태", 한국환경농학회지, PP.27~46 (1986)
32. 이연희, 지정만, 오재경, "한강 상류 하상퇴적물과 인근 유역 육상지질과의 지화학적 상관관계", 자원환경지질, 제37권, 제2호, pp153~171, (2004)
33. F.E. Grousset, J.M. Jouanneau, P. Castaing, G. Lavaux and C. Latouche, "A 70 year record of contamination from industrial activity along the Garonne River and its tributaries(SW France)", Estuarine, Coastal and Shelf Science, 48, p p401~414 (1999)
34. Folk, R. L. and Y. Ward, "A Review of grain-size Parameters", sedimentology, 6, pp73~93 (1966)
35. Forster, U, Wittmann. G.T.W, "Metal pollution in the aquatic environment", Springer- Verlag, Berlin, pp486 (1979)
36. Hakanson, L. and M. Jansson, "Principles of lake sedimentology", Springer- Verlag, Berlin, pp 316, (1983)
37. Hung, t. c., Meng, P. J. Wu, S. J., "Species of copper and zinc in sediments collected from the Antarctic ocean and the Taiwan Erhjin Chi coastal area", Envir. Pollut., 80, pp 223~230, (1993)
38. John G. Farmer and Lorna J. Eades, "Stable lead isotope record of lead pollution in Lomond sediments since 1630 A. D., Eviron. Sci. Technol., 30, pp3083~3083 (1996)
39. Kabata-Pendias, A. and Pendias, H. "Trace elements in soils and plants", 3rd ed. Boca Raton, FL:CRC Press, pp 413, (2001)
40. Lehmann, R. G. and Harter, R. D., "Assessment of copper-soil bind strength by desorption kinetics, Soil. Soc. Am., 48, pp 769~772, (1984)
41. Ma, L. and Rao, G.N. "Chemical fractionation of Cd, Cu, Ni and Zn in contaminated soils", Journal of Environmental Quality, v. 26, pp 259~264 (1997)
42. Maiz, I., Esnaola, M.V. and Millan, E., "Evaluation of heavy metal availability in contaminated soils by a short sequential extraction procedure",

The Science of the Total Environment, v. 206, pp. 107~115, (1997)

43. Michael Kersten, "Source apportionment of Pb pollution in the Coastal water of Elefsis Bay, Greece", *Enviro. Sci. Technol.*, 31 pp 1295~1301 (1997)
44. Millward, G. E. and Moore, R. M., "The adsorption of Cu, Mn and Zn by iron oxyhydroxide in model estuarine solution", *At. Res.*, 16, pp 491~499, (1982)
45. Robert, J., Davies-Colley, Nelson, P. O. and Williamson, K. J., "Copper and cadmium uptake by estuarine sedimentary phases", *Envir. Sci. Technol.*, 18, p p 494~499,(1984)
46. S.C. Wong, X.D. Li, G. Zhang, S.H. Qi, Y.S Min, "Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China", *Environmental Pollution*, 119, pp 33~44 (2002)
47. Schascha. E. B, and Sommer, K. E, "Extractability of Cu, Zn, Cd and Pb in soils incubated with sewage sludge, *J. Environ. Qual.*, 6 (1971)
48. Schalscha, E. B, Morales, M, Vergara, I and Cang, A. C, "Chemical fractionation of heavy metals in wastewater affected soil, *J, Water Pollut.*, 11, pp117~135 (1986)
49. Sugden, C. L., Farmer, J. G., MacKenzie, A. B., *Environ. Gedchem. Health*, 15, pp 59~65, (1993)
50. Tessier, A., Campbell, P. G. C. and Bisson, M., "Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals", *Analytical Chemistry*, 51, 7, pp844~850(1979)
51. 국토해양부, 2009, 4대강살리기 마스터플랜.
52. 김건하, 정우혁, 2007, 오염퇴적물 관리방향 및 처리공법, 지하수토양환경, 12(3), 1-9.
53. 김영진, 남경필, 이승배, 김병규, 권영호, 황인성, 2010, 세척과 안정화기술을 적용한 오염 준설토의 처리 및 재활용 시스템 개발, 지하수토양환경, 15(2).
54. 김영진, 남경필, 권영호, 2010, 하천 오염준설토 재활용을 위한 관리 및 처리 방안, 물과 미래, special issue 02, 준설공법
55. 이창희, 유혜진, 1998, 호소 및 하천 오염퇴적물 관리방안, 한국환경정책평가연구원
56. 이창희 유혜진, 2000, 수저 퇴적물 환경기준 개발에 관한 연구, 한국환경정책평가연구원

57. 김경만, 홍병덕, 지광재, 2005, 저수지 준설 환경기준 정립 및 준설토 활용방안 연구, 농업기반공사/농어촌연구원
58. USACE, 2000, Dredging and dredged materials disposal, US Army Corps Engineers, Washington, DC., EMI110-2-5025
59. USEPA, 1998, EPA's Contaminated sediment Management Strategy, USEPA, Office of Water, Washington DC, EPA 823/R-98/001
60. USEPA, 2005, Contaminated sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites, USEPA, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, EPA-540-R-05-012
61. Vida Parraneh, "A investigation on the mercury contamination of Persian Gulf fish", Bull Contam. Tosical, 23, 357 (1979)

저작물 이용 허락서

학 과	환경생명공학과	학 번	20087565	과 정	박사
성 명	한글 전 기 석 한문 田 基 石 영문 Jeon Gee-Seok				
주 소	경기도 과천시 원문동 4번지 래미안슈르 307동 1404호				
연락처	e-mail : jeongiseok@hanmail.net				
논문 제목	한글 수 환경 복원을 위한 퇴적물 준설 깊이 및 면적 설정에 관한 연구 영문 A study on designation of dredging depth and area in sediment for restoration of water environment				

본인이 저작한 위의 저작물에 대하여 다음과 같은 조건 아래 조선대학교가 저작물을 이용할 수 있도록 허락하고 동의합니다.

- 다 음 -

1. 저작물의 DB구축 및 인터넷을 포함한 정보통신망에의 공개를 위한 저작물의 복제, 기억장치에의 저장, 전송 등을 허락함.
2. 위의 목적을 위하여 필요한 범위 내에서의 편집과 형식상의 변경을 허락함. 다만, 저작물의 내용변경은 금지함.
3. 배포·전송된 저작물의 영리적 목적을 위한 복제, 저장, 전송 등은 금지함.
4. 저작물에 대한 이용기간은 5년으로 하고, 기간종료 3개월 이내에 별도의 의사 표시가 없을 경우에는 저작물의 이용기간을 계속 연장함.
5. 해당 저작물의 저작권을 타인에게 양도하거나 출판을 허락을 하였을 경우에는 1개월 이내에 대학에 이를 통보함.
6. 조선대학교는 저작물 이용의 허락 이후 해당 저작물로 인하여 발생하는 타인에 의한 권리 침해에 대하여 일체의 법적 책임을 지지 않음.
7. 소속 대학의 협정기관에 저작물의 제공 및 인터넷 등 정보통신망을 이용한 저작물의 전송·출력을 허락함.

동의여부 : 동의(0) 반대()

2011 년 2 월

저작자 전 기 석 (인)

조선대학교 총장 귀하