

노출실험을 통한 진주담치(*Mytilus edulis*)와 넙치(*Paralichthys olivaceus*)의 Pb 및 Cd 축적에 관한 연구

조영길¹ · 김기범^{2,†}

¹목포대학교 해양자원학과, ²경상대학교 해양환경공학과 해양산업연구소

Bioaccumulation of Pb and Cd in Blue Mussel (*Mytilus edulis*) and Oliver Flounder (*Paralichthys olivaceus*) Exposed to Rearing Media

Yeong-Gil Cho¹ and Gi Beum Kim^{2,†}

¹Department of Marine Resources, Mokpo National University, Muan, 534-729, Korea

²Department of Marine Environmental Engineering, Marine Industry Institute, Gyeongsang National University,
Tongyeong 650-160, Korea

요 약

진주담치와 넙치를 치사농도 이하의 납과 카드뮴을 첨가한 배양수조에 2주간 노출시킨 후 해당 중금속의 생물농축을 조사하였다. 노출 후 생물체내 중금속 농도는 배양액의 중금속 농도에 비례하여 증가하였으며, 진주담치에서 그 경향이 뚜렷하였다. 체내에 농축되어진 중금속 농도는 모두 고농도의 배양액에 노출시킨 시료에서 최대치를 기록하였으며, 납 5.0 mg/L 배양액에서 넙치 및 담치의 납 최대농도는 각각 170(±10) µg/g, 5,260(±70) µg/g, 카드뮴 1.0 mg/L 배양액에서 넙치 및 담치의 카드뮴 최대농도는 각각 72(±4) µg/g, 1,040(±40) µg/g으로 두 금속의 생물축적이 배양액 농도와 직접 관련이 있음을 나타냈다. 납과 카드뮴의 생물농축비(배양액 노출농도에 대한 분석시료의 농도비)는 두 중금속 모두 배양액의 농도에 반비례하여 낮은 노출농도에서 최대치를 보였고, 특히 진주담치에서 납의 생물농축비는 배양액 농도 0.01 mg/L에서 무려 12,100(±1,400)을 보여주었다. 이러한 사실은 두 실험생물이 중금속 농도가 낮은 용액에 노출되었을 때 더 빨리 중금속을 섭취한다는 사실을 뒷받침한다. 한편, 진주담치의 중금속 축적을 기관별로 비교, 분석한 결과 납은 내장낭보다 아가미에서 다소 높은 반면 카드뮴은 내장낭에서 더 높은 농축특성을 보였다.

Abstract – The bioaccumulation of Pb and Cd dissolved in seawater was assessed measuring the concentrations recorded within blue mussel (*Mytilus edulis*) and oliver flounder (*Paralichthys olivaceus*) after two weeks exposure period. The Pb and Cd concentration within the whole body of two testing organisms increased according to the exposure concentrations, and the such tendency was clear specially from the mussel. Maximum metal concentration reached 5,260(±70) µg/g for Pb reared under 5.0 mg/L Pb, 1,040(±40) µg/g for Cd reared under 1.0 mg/L Cd in the mussel, and indicated that the bioaccumulation of Pb and Cd was directly related to the rearing medium concentrations. Bioconcentration factors (BCF) reached very high values for Pb (maximum value: 12,100±1,400) in the mussel reared under lowest Pb concentration (0.01 mg/L). The BCF value for Cd in the mussel were also far higher at exposure to low Cd concentration than high Cd concentration. At higher external concentrations, the BCF for Cd and Pb declined. This demonstrated the ability of two testing organisms to rapidly uptake heavy metals particularly when exposed to low external concentration. The mean Pb concentration was slightly higher in the gill of mussel than in the digestive gland, while Cd showed a higher level in the digestive gland than in the gill.

Keywords: Heavy metals(중금속), Blue mussel(진주담치), Oliver flounder(넙치), Rearing medium(배양액), Bioconcentration factors(생물농축비)

[†]Corresponding author: kgb@gsnu.ac.kr

1. 서 론

산업 활동의 부산물로 다양한 형태의 유·무기 오염물질이 해양 환경에 유입되고 축적되면서 해양생태계는 오염으로부터 자유로울 수 없게 되었고, 오염된 생태계는 궁극적으로 인간의 건강과 생명을 위협하기에 이르렀다(Mance[1987]; Preston[1989]; Clark[1997]). 특히 무기독성물질인 중금속은 유출된 환경에서 보존적으로 거동하는 까닭에 극미량일지라도 먹이사슬을 통한 단계적인 농축으로 생물의 활동에 장애를 주고 생명을 저해할 수 있는데(Sorensen[1991]), 소위 생물증폭에 따른 독성과 피해사례가 연구, 보고 되면서 중금속 오염에 대한 감시(monitoring)의 필요성이 부각되었다(Ringwood[1992]; Watzin and Roscigno[1997]; McGeer et al.[2000]).

오염주체인 해수 및 퇴적물을 분석함으로써 수주 및 저서환경을 진단, 평가하는 다양한 연구가 오염감시의 필요에 따라 시도되었으며(Förstner and Wittmann[1981]; Calmano and Förstner [1996]) 특히 Goldberg[1975]는 중금속 및 유해독성물질에 대한 US Mussel Watch Monitoring Program을 통해 인위적 기원의 오염물질 유입을 추적, 감시할 수 있는 유용한 도구로 생물체를 제안하고, 진주담치를 이용한 오염감시 결과를 발표하였다(Goldberg et al.[1978, 1983]). 우리나라에서도 해수 및 퇴적물을 대상으로 중금속의 농도수준에 근거한 수서 및 저서환경의 오염양상을 평가하고, 아울러 그 환경에 서식하는 생물을 통해 오염원 노출에 의한 위해성을 진단할 수 있는 다양한 상호보완적 오염감시 방안에 대한 연구가 심도 있게 추진되었다(환경부[1999]; Kang et al.[1999]).

생물을 표본으로 하는, 이른바 지표생물을 이용하는 연구는 감시지역의 환경오염이 생물상에 어떠한 영향을 미치는지 서식환경과 생물의 상관관계에 대한 새로운 정보를 획득함으로써 해수 및 퇴적물 연구의 단점을 보완할 수 있는 장점이 있다(Waldichuk[1985]; Brown et al.[1998]). 따라서 지표생물의 조건을 갖추고 있는 수산생물에 대한 생물시험은 과학적 자료의 획득뿐만 아니라 해양환경에서 오염물질의 영향을 예측하고 그에 따른 대책을 마련하는데 중요한 수단이 될 수 있다(Betty and Woodhead[1975]; Parker and Wilson[1975]).

진주담치(*Mytilus edulis*)와 넙치(*Paralichthys olivaceus*)는 우리나라의 대표적인 식용 수산생물이다. 담치는 오염에 내성이 강한 고착성 여과식자로 서식지 환경의 오염물질 지시자로 적합할 뿐만 아니라 해수에 있는 오염물질을 상당량 농축시킬 수 있어(Farrington et al.[1983]) 해양오염 감시를 위해 세계적으로 널리 이용되고 있으며(Goldberg et al.[1978]; Davies and Pirie[1980]; Goldberg et al.[1983]; Claisse[1989]; O'Connor[1996, 1998]), 우리나라에서도 담치를 이용한 오염감시 연구가 수행된바 있다(Lee and Lee[1984]; Choi et al.[1992]; 환경부[1999]; 김[2000]; Szefer et al.[2004]). 저어류인 넙치 또한 해저의 바닥에 서식하면서 저층 부유물을 섭취함에 따라 체내 중금속 축적이 퇴적물의 중금속 농도에 의해 큰 영향을 받는 까닭에 유해중금속 오염에 대한 감시

자료 이용되고 있다(Myers et al.[1994]; Bolton et al.[2004]; Miller et al.[2004]).

지표생물을 대상으로 하는 중금속 노출실험은 해당농도에서 중금속을 어느 정도 흡수하는지 농도에 따른 축적정도를 파악할 수 있는데, 본 연구에서는 연안환경의 대표적 지표생물인 진주담치와 우리나라 연안의 정착성 수산어류인 넙치를 대상으로 Pb 및 Cd 장기노출에 따른 생물축적을 조사하였다. 아울러 진주담치와 넙치의 중금속 축적에 대한 기관별 기능을 알아보기 위해 생물본체(whole body) 외 진주담치는 아가미와 내장낭을, 넙치는 내장을 따로 분리하여 기관별 축적을 정량하였다.

2. 재료 및 방법

2.1 생물시료 및 노출실험

실험에 이용한 진주담치와 넙치는 실험일정에 따라 2002년 7월, 9월 및 12월, 그리고 2003년 4월 및 6월에 각각 통영 해산물 시장과 경남 옥지도 넙치 양식장에서 구입하였다. 실험시기별 시료의 크기에 따른 오차를 피하기 위하여 담치는 각장크기가 평균 35 cm (4.5 g)인 것을 취했으며, 넙치는 길이가 평균 7.5 cm (3.7 g) 되는 것을 선택하였다. 실험 전 생물시료는 실험실에서 약 4일의 적응기간을 두었으며, 이후 실험생물을 Pb(lead nitrate) 및 Cd(cadmium chloride)를 첨가한 40 리터 해수 수조에서 2주 동안 넙치는 수조 당 10 마리, 진주담치는 20 마리 노출시켰다.

수조의 초기 중금속 농도는 급성실험을 통해 구한 치사농도를 고려하여 결정하였으며, 한 실험시기에 일련의 4개 수조에 동시 노출시키고 아울러 실험시기별로 노출농도에 변화를 주었다. 실험시기별 중금속 노출농도는 48시간 급성독성실험에 의해 계산된 48시간 반치사농도보다 낮게 설정하였다. 이에 따라 2002년 7월 및 9월 실험에서 Pb는 0.1, 0.4, 1.0, 5.0 mg/L, Cd는 0.02, 0.1, 0.5, 1.0 mg/L로 하였고, 12월 실험에서 Pb는 0.1, 0.2, 0.5, 1.0 mg/L, Cd는 0.01, 0.02, 0.1, 0.5 mg/L로 하였다. 한편, 2003년 4월 및 6월 실험에서는 Pb 노출농도를 0.01, 0.02, 0.05, 0.1 mg/L, Cd는 0.001, 0.002, 0.01, 0.05 mg/L로 하여 2002년 12월 실험시 노출농도의 1/10로 조절하였다. 수조의 해수용량은 총 20 L로 맞추었고, 두 중금속의 초기 노출농도를 유지하면서 진주담치는 10 L씩 주 2회, 넙치는 10 L씩 주 3회 교환하였다.

수조의 수온 및 pH는 매일 측정하여 그 변화를 점검하였으며 실험시기별로 당시의 자연 조건이 유지되도록 하였다. 수온은 계절에 따라 변하여 겨울에 최저 8.8까지 떨어졌으나 여름에는 최고 19°C를 넘지 않도록 조절하였다. pH는 연중 큰 변화 없이 7.9~8.2 값을 보였고, 염분은 33~34 psu를 나타내었다. 실험기간 동안 진주담치의 먹이는 해양연구원에서 배양중인 식물플랑크톤(*Isochrysis galbana*, *Chaetoceros gracilis*, *Nannochloris oculata*)을 공급받아 해수 중 농도가 50,000 세포/ml 이상 되도록 조절하여 매일 공급하였고, 넙치는 넙치용 사료를 하루 1회 공급하였다.

총 5회 노출실험 가운데 넙치는 2002년 7월 및 12월, 2003년

6월에 걸쳐 세 차례, 진주담치는 2002년 9월 및 2003년 4월에 걸쳐 두 차례 수행되었으며, 이 가운데 2003년 6월과 2002년 9월 실험에서는 생물의 본체(whole body) 외에 넙치의 내장(internals), 진주담치의 내장낭(digestive gland) 및 아가미(gill) 부시료를 추가로 확보하였다. 따라서 분석에 사용된 시료는 매회 실험에서 확보한 생물체 외에 넙치의 내장, 담치의 내장낭 및 아가미를 포함한다. 각 시료의 중금속 농도는 노출농도별로 2마리를 분석하여 평균값으로 나타내었다.

2.2 중금속 분석

분석시료의 Cd 및 Pb 농도는 산분해 후 측정된 중금속 농도를 건중량으로 계산하였다. 생물시료의 분해는 HNO₃와 H₂O₂를 사용하였다. 먼저 생물시료를 건조 및 분쇄한 후 약 0.2 그램을 취하여 저압용 테플론 반응조에 넣고 증류수 2 ml와 고순도 HNO₃ 5 ml를 넣어 실온에서 1 시간 이상 반응시켜 CO₂ 가스를 제거하였다. 이어 용기의 뚜껑을 닫고 Microwave Digestor(Model: MDS-2000, CEM Corp.)를 이용하여 분해한 다음 다시 고순도 H₂O₂ 1.5 ml를 추가하여 재분해하였다(McCarthy and Ellis[1991]). 반응이 끝난 시료는 냉각 후 적당량 희석하여 flame-AAS(Perkin Elmer AAnalyst 300)로 중금속 농도를 측정하였다. 분석의 정확도는 NOAA의 패류 표준물질인 CRM 2976을 시료와 병행 분석하여 검증하였으며, 그 결과 Cd 및 Pb에 대해 각각 115%와 105% 회수율을 보였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 노출농도별 생물체내 중금속 함량

2002년 7월, 9월, 12월 및 2003년 4월, 6월의 다섯 차례 노출

실험을 통해 분석된 진주담치와 넙치의 체내 중금속 함량은 Table 1에 요약하였다. 넙치의 체내 중금속 함량은 모든 실험에서 노출농도가 높아짐에 따라 전반적으로 증가하는 경향을 보였으며, 특히 Cd가 뚜렷한 증가율을 보였다(Fig. 1). Pb 함량은 초기노출농도를 0.1 mg/L에서 10배 이상(>1.0 mg/L) 높였을 때 약 1.5배 내외, 초기농도를 0.01 mg/L에서 10배(0.1 mg/L) 높였을 때 20 µg/g에서 98 µg/g으로 약 5배 증가하여 낮은 노출농도 범위에서 축적률이 훨씬 더 높았다. 이에 반해 Cd 축적은 노출농도가 높은 범위에서 더 높아져 노출농도를 0.01 mg/L에서 0.5 mg/L로 증가시켰을 때 9배 상승하였다. 한편, 같은 노출농도에서 계절에 따른 Pb 축적은 겨울(021224)에 비해 여름(020708)에 약간 더 높은 결과를 보였으며, Cd는 그 차이가 미약하였다(Fig. 2).

진주담치의 중금속 함량은 두 금속 모두 노출농도가 높아짐에 따라 뚜렷하게 증가하는 경향을 보였으며(Fig. 3), 증가율도 넙치에 비해 훨씬 높았다(Table 1). Pb 노출농도를 0.01 mg/L에서 0.1 mg/L로 10배 높였을 때 체내 축적량은 125 µg/g에서 709 µg/g으로 5.7배 증가하였으며, 대조표준시료(control)에 비해서는 192배가 되었다. Pb 노출농도를 더 높은 0.1~5.0 mg/L 구간에서 체내 축적량은 395 µg/g에서 5,258 µg/g으로 13배 증가하였고, 대조표준에 대해 무려 1319배로 노출농도가 증가할수록 Pb 축적량이 급상승하였다. 이러한 경향은 Cd 노출실험에서도 재현되었다. Cd 노출농도를 0.02 mg/L에서 1.0 mg/L로 50배 높였을 때 체내 중금속 함량은 1,036 µg/g으로 24배의 높은 증가를 보였다. 그러나 노출농도를 낮춘 실험(030425)에서는 노출농도 0.001 mg/L에서 14 µg/g의 축적을, 노출농도 0.05 mg/L에서 111 µg/g이 축적되어 8배의 증가율을 나타냈다.

실험에 이용된 넙치와 진주담치는 모두 해양오염 모니터링에서 생물학적 지시자로 사용되고 있다. 그러나 같은 노출농도에서 Pb

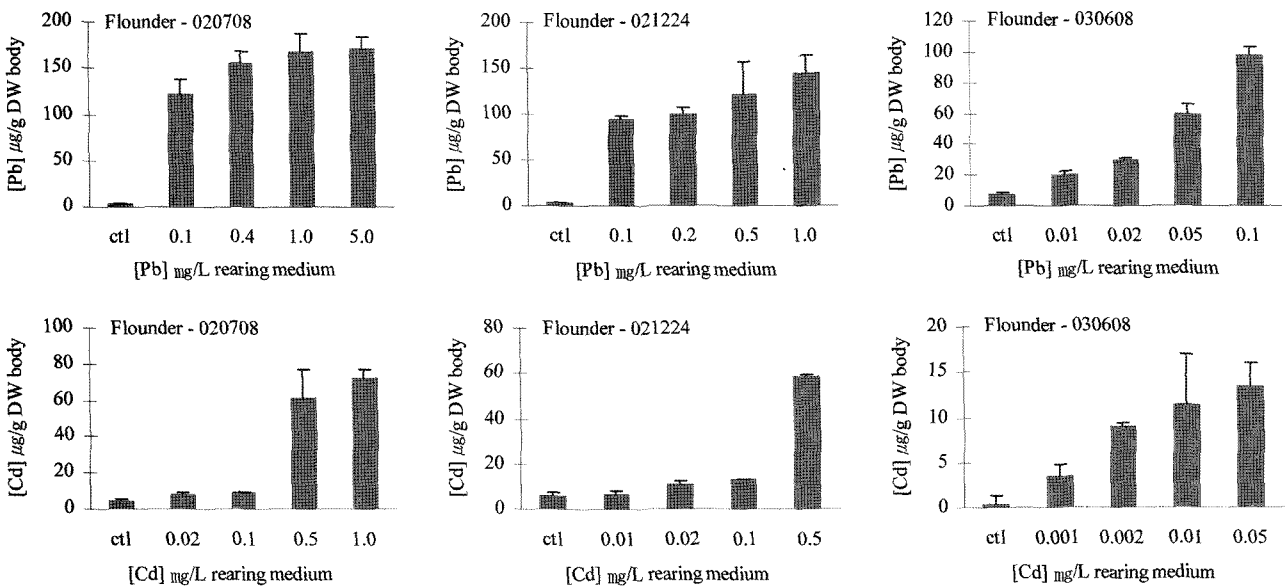


Fig. 1. Metal concentrations of Pb and Cd in whole body of flounder after a 2-week exposure experiment.

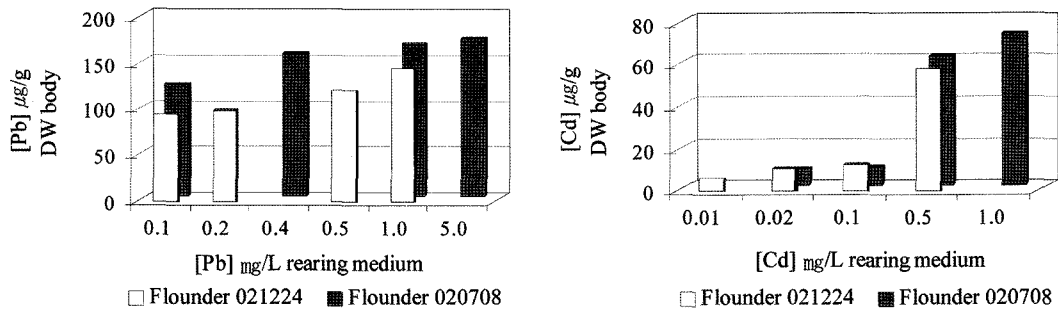


Fig. 2. Pb and Cd concentrations in whole body of flounder between summer (020708) and winter (021224) season.

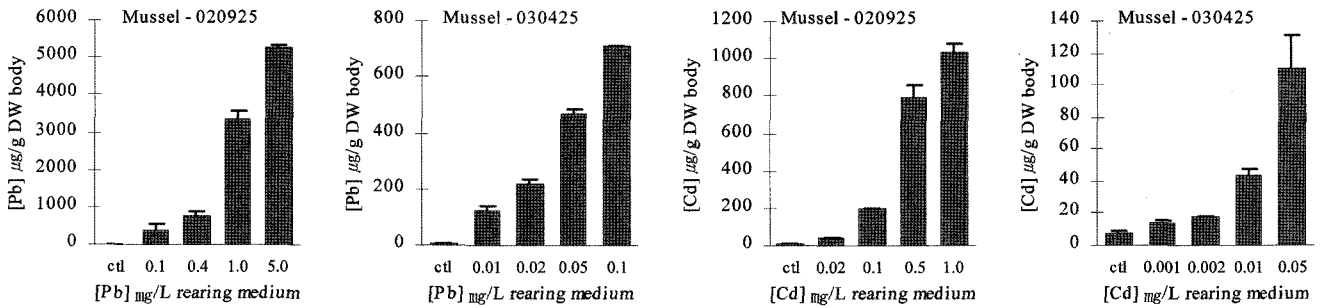


Fig. 3. Metal concentrations of Pb and Cd in whole body of mussel after a 2-week exposure experiment.

Table 1. Pb and Cd concentrations in various parts of flounder and mussel after a 2-week exposure experiment according to nominal metal concentrations within rearing media.

Exposure conc.(mg/L)	Pb (µg/g)										Cd (µg/g)									
	control	0.01	0.02	0.05	0.1	0.2	0.4	0.5	1.0	5.0	control	0.001	0.002	0.01	0.02	0.05	0.1	0.5	1.0	
Flounder	020708*	3.9	-	-	-	122	-	156	-	168	172	4.5	-	-	-	8	-	9	62	72
	021224*	3.8	-	-	-	95	100	-	122	146	-	6.2	-	-	6	11	-	13	58	-
	030608*	7.5	20	30	60	98	-	-	-	-	-	0.4	4	9	11	-	14	-	-	-
	Internals	5.7	19	31	86	126	-	-	-	-	-	0.7	6	8	12	-	12	-	-	-
Mussel	020925*	4.0	-	-	-	395	-	789	-	3,341	5,258	7.6	-	-	-	44	-	201	791	1,036
	030425*	3.7	125	220	473	709	-	-	-	-	-	7.8	14	18	44	-	111	-	-	-
	Gill	1.8	-	-	-	209	382	-	1,617	1,983	-	2.2	-	-	29	43	-	179	654	-
Gland	2.6	-	-	-	190	445	-	1,164	1,743	-	5.6	-	-	37	53	-	194	746	-	

* Whole body samples

및 Cd의 체내 축적량은 생물간 차이가 뚜렷하였으며, 이매패류인 진주담치가 저어류인 넙치에 비해 두 금속의 함량이 매우 높은 결과를 보였다. 이러한 현상은 무엇보다 부유물 여과식자인 진주담치와 퇴적물 식자인 넙치의 먹이식성이 다른데서 그 원인을 찾을 수 있으며(Langston *et al.*[1998]; Burgos and Rainbow[2001]), 이에 따라 노출농도의 중금속을 흡수하는 정도가 달라진 것으로 판단된다.

3.2 생물체내 중금속의 생물농축비

배양액의 중금속 노출농도와 생물시료에서 측정된 중금속 농도의 관계를 정량적으로 평가하기 위하여 생물농축비(bioconcentration factors, BCF)를 계산하였으며, BCF는 배양액 노출농도(C_w)에 대한 분석시료의 농도($C_A=C_{\text{sample}}-C_{\text{control}}$) 비로 정의하였다(Radenac *et al.*[2001]).

$$BCF = \frac{C_A(\text{mg/kg dry tissue})}{C_w(\text{mg/l})}$$

계산된 각 금속의 BCF는 Table 2에 제시하였으며, 그 값을 Fig. 4에 도시하였다. 넙치의 Pb BCF는 세 차례 실험에서 노출농도가 높아짐에 따라 감소하는 경향을 보였다. 그러나 노출농도를 0.1 mg/L에서 1.0 mg/L로 10배 높인 두 실험(020708 및 021224) 시기에서 Pb의 BCF는 각각 7.2배와 6.4배로 비교적 차이가 큰 반면, 노출농도를 0.1 mg/L에서 0.01 mg/L로 10배 낮춘 실험(030608)에서 BCF 차이는 1.3배로 작아 넙치의 Pb 축적이 0.1 mg/L 이하의 낮은 농도구간에서 훨씬 더 활발한 사실이 확인되었다. Cd의 BCF 역시 노출농도에 반비례하는 경향이 뚜렷하였으며, 세 차례 실험을 통해 나타난 BCF 값은 0.001-1.0 mg/L 노출농도 범위에서 최대 두 자릿수의 현격한 차이를 보였다.

Table 2. Bioconcentration Factors (BCF) of Pb and Cd in various parts of flounder and mussel after a 2-week exposure experiment

Exposure conc.(mg/L)	BCF of Pb									BCF of Cd								
	0.01	0.02	0.05	0.1	0.2	0.4	0.5	1.0	5.0	0.001	0.002	0.01	0.02	0.05	0.1	0.5	1.0	
Flounder	020708*	-	-	-	1,178	-	380	-	164	34	-	-	-	188	-	43	114	68
	021224*	-	-	-	914	483	-	236	142	-	-	-	20	242	-	70	105	-
	030608*	1,213	1,125	1,042	907	-	-	-	-	-	3,084	4,337	1,090	-	261	-	-	-
	Internals	1,275	1,278	1,608	1,206	-	-	-	-	-	5,536	3,642	1,124	-	231	-	-	-
Mussel	020925*	-	-	-	3,907	-	1,962	-	3,337	1,051	-	-	-	1,797	-	1,930	1,566	1,028
	030425*	12,145	10,834	9,389	7,053	-	-	-	-	-	6,546	4,961	3,646	-	2,056	-	-	-
	Gill	-	-	-	2,074	1,901	-	3,230	1,981	-	-	-	2,674	2,042	-	1,767	1,304	-
Gland	-	-	-	1,870	2,212	-	2,322	1,741	-	-	-	3,170	2,380	-	1,882	1,480	-	-

* Whole body samples

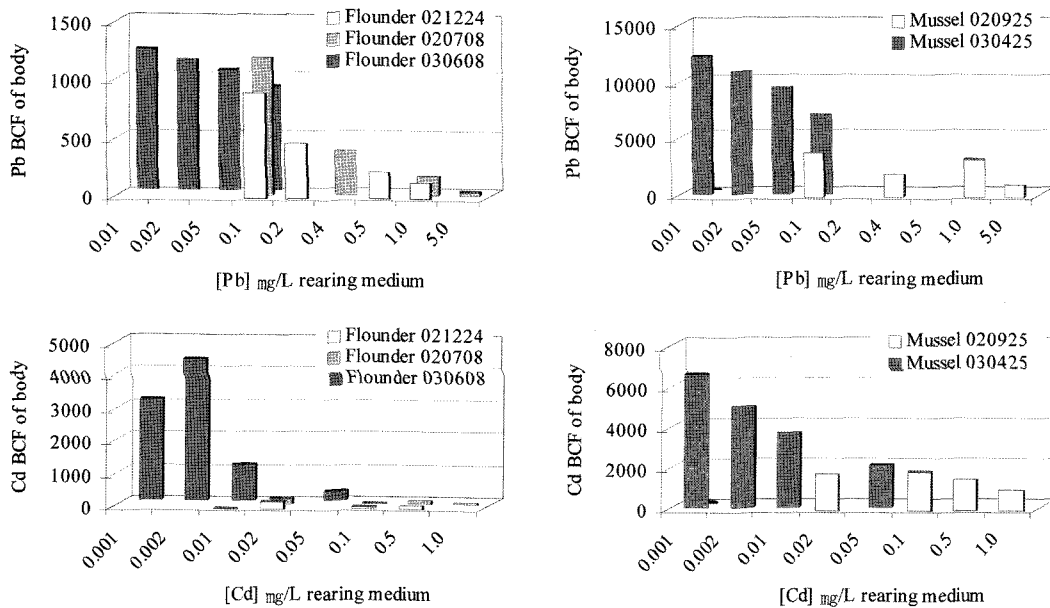


Fig. 4. Bioconcentration factors (BCF) of whole body of flounder and mussel after a 2-week exposure experiment

진주담치의 Pb BCF는 노출농도 0.01 mg/L에서 12,000을 초과하였으며, 노출농도가 증가할수록 순차적으로 감소하여 0.1 mg/L 일 때 약 7,000을 기록하였다. 노출농도 0.1 mg/L 이상에서 BCF는 변화의 경향이 분명하지 않았으나 1.0 mg/L 노출농도에서도 3,000 이상의 높은 값을 나타냈다. Cd의 BCF는 최저노출농도 0.001 mg/L에서 약 6,500으로 가장 높았고 50배 높은 0.05 mg/L 노출농도에서는 노출농도 증가에 반비례하여 1/3로 감소하였다.

같은 노출농도에서 넙치와 진주담치의 중금속 BCF는 전체적으로 진주담치에서 높은 값을 나타냈다(Table 2). 노출농도 범위가 동일한 실험시기(030608 및 030425)에서 Pb BCF는 노출농도 0.01 mg/L에서 10배 차이가 났고, Cd는 0.001 mg/L 노출농도에서 2배 이상의 차이를 보였다. 노출농도가 높았던 실험시기(020708 및 020925)에 두 생물간 BCF 차는 노출농도가 높아질수록 더 커졌으며, Pb는 노출농도 5.0 mg/L에서 31배, Cd는 0.1 mg/L 노출농도에서 45배의 최대 격차를 기록하였다.

생물의 중금속 축적은 크기, 성별 등의 생물적 요인은 물론 수온, 염분 등의 환경요소에 의해 영향을 받는다(Langston *et al.*[1998]; Serafim *et al.*[2002]). 비록 실험시기가 다른 자료의 직접비교가 다소 제한적이긴 하나 본 연구에서 나타난 중금속 농축경향은 두 실험생물 모두 낮은 중금속 농도에서 노출 초기에 매우 과파른 속도로 체내에 중금속을 축적하며, 두 금속 가운데 넙치는 Cd를 그리고 진주담치는 Pb를 더 많이 농축한다는 사실이다. 특히 Pb는 성계 유생의 노출실험에서도 0.1 mg/L 노출농도에서 16,000 이상의 높은 BCF 값이 보고된 바 있으며(Radenac *et al.*[2001]), 이러한 현상은 생물이 불필요한 원소에 노출되었을 때 나타나는 생물보호 기능과 관련이 있는 결과로 판단된다. 즉, 생물의 성장에 방해되는 중금속이 체내로 유입되면 생물의 조직에서 선택적으로 저분자량 단백질과 결합되어 메탈로티오닌이라는 착화합물로 안정화되는데(Bebianno and Langston[1991]; Langston *et al.*[1998]) 이 기능을 통해 생물조직에 높은 농도의 중금속이 적재될 수 있을 것이다.

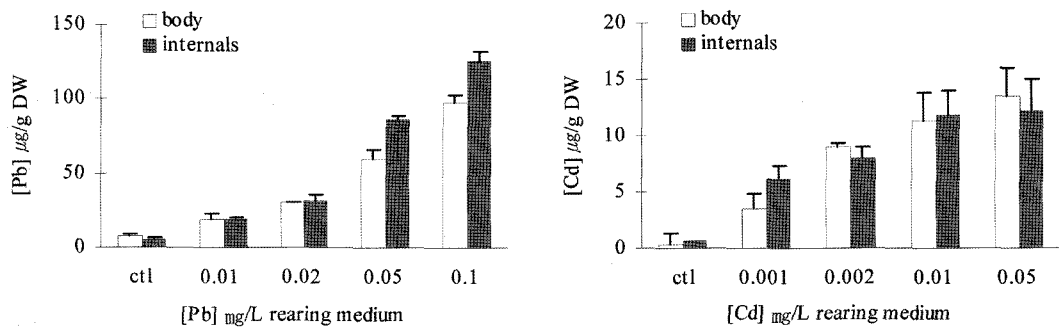


Fig. 5. Metal concentrations of Pb and Cd in whole body and internals of flounder after a 2-week exposure experiment.

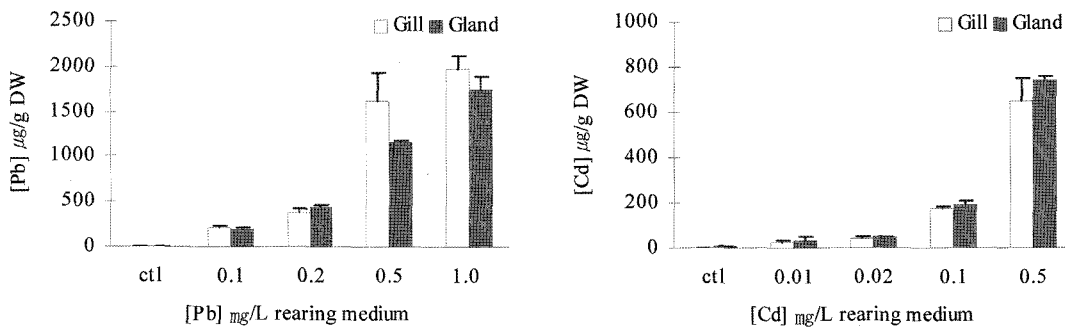


Fig. 6. Metal concentrations of Pb and Cd in gill and digestive gland of mussel after a 2-week exposure experiment.

3.3 실험생물의 기관별 중금속 축적 및 생물농축비

진주담치와 넙치의 중금속 농축을 기관별로 살펴보기 위하여 진주담치는 2002년 9월 노출실험에서 생물시료를 아가미와 내장낭으로 구분하고, 넙치는 2003년 6월 노출실험에서 내장을 구분하여 따로 분석하였으며, 그 결과를 Table 1에 제시하였다.

넙치의 내장에 축적된 Pb 함량은 같은 노출농도에서 생물체(030608)보다 약간 더 높은 경향을 보인 반면 Cd는 그 차이가 뚜렷하지 않았다(Fig. 5). 최대노출농도 Pb 0.1 mg/L에서 내장의 Pb 함량은 대조표준시료에 비해 22배 높은 126 µg/g 이었고, Cd는 최대노출농도 0.05 mg/L에서 12 µg/g으로 비노출시료보다 15배 높았다.

진주담치의 기관별 중금속 함량은 노출농도가 높아짐에 따라

증가하였으며, 아가미는 노출농도 Pb 1.0 mg/L에서 1,983 µg/g, 노출농도 Cd 0.5 mg/L에서 654 µg/g, 내장낭은 같은 노출농도에서 각각 Pb 1,743 µg/g, Cd 746 µg/g으로 나타났다. 특히 금속에 따라 기관별 농도의 차이를 보였는데 Pb는 아가미에서, Cd는 내장낭에서 약간 더 높았다(Fig. 6).

진주담치의 아가미와 내장낭에서 중금속의 BCF는 Table 2와 같다. 아가미의 Pb BCF는 노출농도에 따른 변화가 분명하지 않았으며 노출농도 0.5 mg/L에서 약 3,230으로 가장 높았다. 내장낭의 Pb BCF 또한 노출농도와의 관련성이 그다지 뚜렷하지 않은 가운데 노출농도에 비례하여 약간 증가하다가 노출농도 0.5 mg/L에서 약 2,320으로 최대 값을 보였다(Fig. 7). Cd의 BCF는 아가미와 내장낭 모두 최저 노출농도에서 가장 높은 2,670과 3,170을

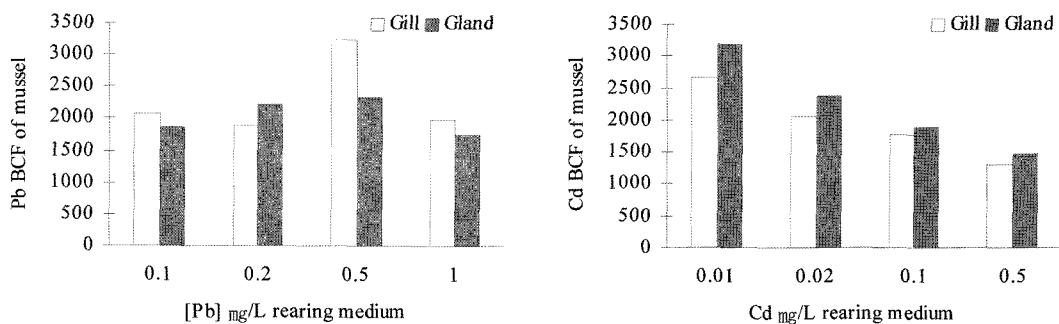


Fig. 7. Bioconcentration factors (BCF) of gill and digestive gland of mussel after a 2-week exposure experiment.

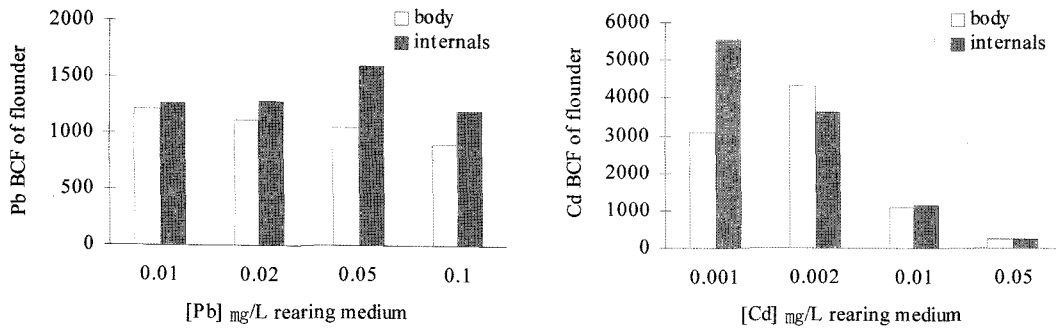


Fig. 8. Bioconcentration factors (BCF) of whole body and internals of flounder after a 2-week exposure experiment.

각각 기록하였으며, 두 기관 모두 노출농도 증가에 반비례하여 점차 감소하였다. 기관별 Cd BCF는 비록 작지만 아가미 보다는 내장장에서 상대적으로 더 높은 차이를 보였다.

넙치 내장의 중금속 BCF는 노출농도에 따른 변화가 진주담치의 아가미 및 내장장에서 나타난 경향과 전반적으로 비슷하였으나 그 값에 있어 Pb는 낮은 반면 Cd는 최저노출농도 0.001 mg/L에서 약 5,500으로 훨씬 높았다(Table 2, Fig. 8). 진주담치의 기관별 Cd 최저노출농도는 넙치 내장에 비해 10배 낮은 0.01 mg/L이며 이 농도에서 BCF는 넙치 내장의 1/2 이다. 이러한 사실은 두 생물의 기관에 Pb 농축이 노출농도에 크게 의존적이지 않은 반면 Cd는 노출농도가 낮을수록 초기에 강하게 농축이 진행되고 이후 점차 둔화된다는 것을 재확인 해준다. 넙치 내장의 Pb BCF는 같은 노출농도에서 생물체에 비해 일률적으로 높은 반면 Cd는 노출농도에 따라 조금씩 달라지는 결과를 도출하였다(Fig. 8).

4. 결 론

연안환경에 인간활동의 부산물로 유입된 중금속은 보존적으로 거동하는 까닭에 먹이사슬을 통한 생물농축으로 인간의 건강을 위협하는 독성 오염물질이다. 이러한 중금속 오염을 감시하기 위해 다양한 방법이 제안되고 있는데 본 연구에서는 생물에 의해 흡수된 중금속을 직접 측정할 수 있는 지표생물을 이용하여 중금속 노출에 따른 생물농축을 파악하였다. 노출실험은 진주담치와 넙치를 이용하여 총 5회 실시하였으며, 치사농도 이하의 농도구배를 갖도록 Pb 및 Cd를 첨가한 일련의 배양수조에서 2주 동안 노출시켰다.

넙치와 진주담치의 체내 Pb 및 Cd 함량은 두 실험생물 모두 노출농도가 높아짐에 따라 비례하여 증가하였으며, 특히 진주담치에서 그 경향이 뚜렷하였다. 중금속의 생물축적은 전체 노출농도에서 진주담치가 매우 높았고, 노출농도가 높아질수록 현격하여 최대노출농도 Pb 5.0 mg/L에서 넙치에 비해 30배, Cd 1.0 mg/L에서 14배의 차이를 보였다.

Pb 및 Cd의 BCF(생물농축비)는 진주담치와 넙치 모두 노출농도가 증가할수록 점차 감소하는 경향을 보였으며, 같은 노출농도에서 전체적으로 진주담치의 BCF가 높았다. 따라서 중금속 농축은 BCF의 변화에 근거할 때 두 생물 모두 저농도에서 강하게 이

루어지는 것으로 판단되며, 아울러 넙치는 Cd를 그리고 진주담치는 Pb를 더 효율적으로 축적하는 결과를 제시하였다.

중금속 축적률이 높은 진주담치를 아가미와 내장장을 따로 구분하여 분석해 본 결과 Pb는 아가미에서, Cd는 내장장에서 약간 더 높았으며, 넙치는 Pb 함량이 생물체에 비해 내장에서 다소 높은 기관별 차이를 보였다. 각 기관의 BCF는 Pb 농축이 노출농도와 관련성이 적은 반면 Cd는 노출농도에 반비례하여 낮은 농도에서 강한 농축이 진행되는 것으로 나타났다.

사 사

본 연구는 해양수산부 수산특정연구개발사업 “오염물질에 의한 신 생물지시자 개발” 과제의 지원에 의한 것입니다.

참고문헌

- [1] 김찬국, 2000, 마산만과 울산만 연안에 분포하는 진주담치 (*Mytilus edulis galloprovincialis*)의 체내 중금속 농도에 관한 연구, 서울대학교 석사학위논문, 74 pp.
- [2] 환경부, 1999, 연안 저서환경 건강평가 기술, 786 pp.
- [3] Bebianno, M.J. and Langston, W.J., 1991, “Metallothionein induction in *Mytilus edulis* exposed to cadmium”, *Mar. Biol.*, Vol. 108, 91-96.
- [4] Betty, M. and Woodhead, P., 1975, “The effect of two commercial herbicides on the settlement, germination and growth of *Enteromorpha*”, *Mar. Pollut. Bull.*, Vol. 6, 189-192.
- [5] Bolton, J.L., Stehr, C.M., Boyd, D.T., Burrows, D.G., Tkalin, A.V. and Lishavskaya, T.S., 2004, “Organic and trace metal contaminants in sediments and English sole tissues from Vancouver Harbour, Canada”, *Mar. Environ. Res.*, Vol. 57, 19-36.
- [6] Brown, D.W., McCain, B.B., Horness, B.H., Sloan, C.A., Tilbury, K.L., Pierce, S.M., Burrows, D.G., Chan, S.L., Landahl, J.T. and Krahn, M.M., 1998, “Status, correlations and temporal trends of chemical contaminants in fish and sediment from selected sites on the Pacific Coast of the USA”, *Mar. Pollut. Bull.*, Vol. 37, 67-85.
- [7] Burgos, M.G. and Rainbow, P.S., 2001, “Availability of cad-

- mium and zinc from sewage sludge to the flounder, *Platichthys flesus*, via a marine food chain”, *Mar. Environ. Res.*, Vol. 51, 417-439.
- [8] Calmano, W. and Förstner, U., 1996, *Sediments and Toxic Substances: Environmental Effects and Ecotoxicity*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 335 pp.
- [9] Choi, H.G., Park, J.S. and Lee, P.Y., 1992, “Study on the heavy metal concentration in Mussels and Oysters from the Korean Coastal waters”, *Bull. Korean Fish. Soc.*, Vol. 25, 485-494.
- [10] Claisse, D., 1989, “Chemical contamination of French Coasts: The results of a ten years mussel watch”, *Mar. Pollut. Bull.*, Vol. 20, 523-528.
- [11] Clark, R.B., 1997, *Marine Pollution*. 4th eds., Oxford University Press, 161 pp.
- [12] Davies, I.M. and Pirie, J.M., 1980, “Evaluation of a “mussel watch” project for heavy metals in Scottish coastal waters”, *Mar. Biol.*, Vol. 57, 87-93.
- [13] Farrington, J.W., Goldberg, E.D., Risebrough, R.W., Martin, J.H. and Bowen, V.T., 1983, “U.S. “Mussel Watch” 1976-1978: an overview of the trace-metal, DDE, PCB, hydrocarbon and artificial radionuclide data”, *Environ. Sci. Tech.*, Vol. 17, 490-496.
- [14] Förstner, U. and Wittmann, G.T.W., 1981, *Metal Pollution in the Aquatic Environment*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York, 486 pp.
- [15] Goldberg, E.D., 1975, “The mussel watch- A first step in global marine monitoring”, *Mar. Pollut. Bull.*, Vol. 6, 111.
- [16] Goldberg, E.D., Koide, M., Flegal, V. Hodge A. R. and Martin, J., 1983, “U.S. Mussel Watch: 1977-1978 results on trace metals and radionuclides”, *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, Vol. 16, 69-93.
- [17] Goldberg, E.D., Bowen, V.T., Farrington, J.W., Harvey, G.R., Martin, J.H., Parker, P.L., Risebrough, R.W., Robertson, W., Schneider, E. and Gamble, E., 1978, “The mussel watch”, *Environ. Conservation*, Vol. 5, 101-125.
- [18] Kang, S.G., Choi, M.S., Oh, I.S., Wright, D.A. and Koh, C.H., 1999, “Assessment of metal pollution in Onsan Bay, Korea using Asian periwinkle *Littorina brevirula* as a biomonitor”, *Sci. Total Environ.*, Vol. 234, 127-137.
- [19] Langston, W.J., Bebianno, M.J. and Burt, G.R., 1998, *Metabolic pathways in marine invertebrates*. In Langston, W.J. and Bebianno, M.J.(eds), *Metal Metabolism in the Aquatic Environment*, Chapman and Hall, London U.K., pp. 219-248.
- [20] Lee, S.H. and Lee, K.W., 1984, “Heavy metals in mussels in the Korean coastal waters”, *J. Oceanol. Soc. Korea*, Vol. 19, 111-117.
- [21] Mance, G., 1987, *Pollution Threat of Heavy Metals in Aquatic Environments*, Elsevier Applied Science Publishers Ltd., London and New York, 372 pp.
- [22] McCarthy H.T. and Ellis, P.C., 1991, “Comparison of microwave digestion with conventional wet-ashing and dry-ashing digestion for analysis of lead, cadmium, chromium, copper, and zinc in shellfish by flame atomic absorption spectroscopy”, *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, Vol. 74, 566-569.
- [23] McGeer, J.C., Szebedinszky, C., McDonald, D.G. and Wood, C.M., 2000, “Effects of chronic sublethal exposure to waterborne Cu, Cd or Zn in rainbow trout. 1: Iono-regulatory disturbance and metabolic costs”, *Aquatic Toxicol.*, Vol. 50, 231-243.
- [24] Miller, K.A., Addison, R.F. and Bandiera, S.M., 2004, “Hepatic CYP1A levels and EROD activity in English sole: biomonitoring of marine contaminants in Vancouver Harbour”, *Mar. Environ. Res.*, Vol. 57, 37-54.
- [25] Myers, M.S., Stehr, C.M., Olson, O.P., Johnson, L.L., McCain, B.B., Chan, S.L. and Varanasi, U., 1994, “Relationships between toxicopathic hepatic lesions and exposure to chemical contaminants in English sole (*Pleuronectes vetulus*), starry flounder (*Platichthys stellatus*), and white croaker (*Genyonemus lineatus*) from selected marine sites on the Pacific Coast, USA”, *Environ. Health Perspect.*, Vol. 102, 200-215.
- [26] O’Connor T.P., 1996, “Trends in chemical concentrations in mussels and oysters collected along the US coast from 1986 to 1993”, *Mar. Environ. Res.*, Vol. 41, 183-200.
- [27] O’Connor, T.P., 1998, “Mussel Watch results from 1986 to 1996”, *Mar. Pollut. Bull.*, Vol. 37, 14-19.
- [28] Parker, J.G. and Wilson, F., 1975, “Incidence of poly-chlorinated biphenyls in Clyde seaweed”, *Mar. Pollut. Bull.*, Vol. 6, 46-47.
- [29] Preston, M.R., 1989, *Marine Pollution*. In Riley, J.P.(ed.), *Chemical Oceanography*, Academic Press, London, U.K., pp. 53-196.
- [30] Radenac, G., Fichet, D., and Miramand, P., 2001, “Bio-accumulation and toxicity of four dissolved metals in *Paracentrotus lividus* sea-urchin embryo”, *Mar. Environ. Res.*, Vol. 51, 151-166.
- [31] Ringwood, A.H., 1992, “Comparative sensitivity of gametes and early developmental stages of a sea urchin species (*Echinometra mathaei*) and a bivalve species (*Isognomon californicum*) during metal exposures”, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, Vol. 22, 288-295.
- [32] Serafim, M.A., Company, R.M., Bebianno, M.J. and Langston, W.J., 2002, “Effect of temperature and size on metallothionein synthesis in the gill of *Mytilus galloprovincialis* exposed to cadmium”, *Mar. Environ. Res.*, Vol. 54, 361-365.
- [33] Sorensen, E.M.B., 1991, *Metal Poisoning in Fish*, CRC Press, Inc., 374 pp.
- [34] Szefer, P., Kim, B.S., Kim, C.K., Kim, E.H. and Lee, C.B., 2004, “Distribution and coassociations of trace elements in soft tissue and byssus of *Mytilus gallo-provincialis* relative to the surrounding seawater and suspended matter of the southern part of the Korean Peninsula”, *Environ. Pollut.*, Vol. 129, 209-228.
- [35] Waldichuk M., 1985, “Biological availability of metals to marine organisms”, *Mar. Pollut. Bull.*, Vol. 16, 7-11.
- [36] Watzin, M.C. and Roscigno, P.R., 1997, “The effects of zinc contamination on the recruitment and early survival of benthic invertebrates in an estuary”, *Mar. Pollut. Bull.*, Vol. 34, 443-455.

2006년 8월 10일 원고접수

2006년 11월 22일 수정본 채택