

Article

우리나라 갯벌 조간대 바지락 *Ruditapes philippinarum*의 지역별 중금속 농축 변화

안인영^{1*} · 지정연¹ · 최희선^{1†} · 표세홍¹ · 박 현¹ · 최진우²

¹한국해양연구원 부설 극지연구소
(425-600) 경기도 안산시 안산우체국 사서함 29호

²한국해양연구원 남해연구소
(656-830) 경남 거제시 장목면 장목리 391번지

[†](현주소) 지오시스템리서치
(435-824) 경기도 군포시 금정동 1-40번지

Spatial Variations of Heavy Metal Accumulation in Manila clam *Ruditapes philippinarum* from Some Selected Intertidal Flats of Korea

In-Young Ahn^{1*}, Jungyoun Ji¹, Heeseon J. Choi^{1†}, Sei-Hong Pyo¹,
Hyun Park¹, and Jin-Woo Choi²

¹Korea Polar Research Institute, KORDI
Ansan P.O. Box 29, Seoul 425-600, Korea

²South Sea Research Institute, KORDI
Geoje 656-830, Korea

Abstract : Spatial variation of heavy metal accumulation was investigated in Manila clam *Ruditapes philippinarum* collected from several tidal flats. Sediment metal levels varied highly among the sites, which was attributed primarily to differences in Fe and organic carbon contents and in part to grain size. Significant differences in metal concentrations also were found in the clam tissue among the different sampling sites. However, except for a few metals (Mn, Zn, Pb), which showed some elevation, the variations in the clam tissue were not related to the variations in the sediment. This is likely because most metals in filter-feeding herbivores such as *R. philippinarum* accumulated as a result of feeding on suspended particles such as phytoplankton and organic detritus in the water column, not in bottom sediment. In addition, tissue weight for a specific shell size varied significantly among the sites, and increased tissue mass indicating a good nutritive condition likely caused a subsequent dilution of body metals leading to reduced weight-specific concentrations of some metals (Cd, Zn, Cu, Co).

Keywords : *Ruditapes philippinarum*, heavy metal, spatial variation, tidal flat, Korea

1. 서 론

전 세계적으로 해양환경 오염 모니터링에는 1970년대부

터 시작된 ‘Mussel Watch Program’을 중심으로(Goldberg 1975) 굴이나 홍합이 지표종으로 널리 이용되어 왔다. 그러나 최근에는 특정 지역 또는 국가에 따라서는 굴이나 홍합의 분포가 국한되어 있어, 굴이나 홍합 이외의 다른 종을 지표종으로 선정해야 한다는 의견이 제기되어 왔다(Rainbow and Phillips 1993; Tanabe 2000;

*Corresponding author. E-mail : iahn@kopri.re.kr

[†]Present address: GeoSystem Research Corporation
Gunpo 435-824, Korea

Irato et al. 2003).

우리나라는 남해안과 서해안 조간대에 갯벌이 널리 발달해 있으며, 특히 강 하구에 인접한 갯벌의 경우 생활하수나 산업폐기물 등의 오염 물질 유입에 노출되어 있어 이에 대한 정기적 모니터링이 필요한 실정이다. 그동안 굴이나 홍합을 이용하여 간헐적으로 모니터링이 시행되어 왔으나(한국해양연구소 1988, 1989, 1990; Choi et al. 1992; 이 1994; 백과 이 1998; 이와 김 2000), 주로 암반에 부착하여 서식하는 굴이나 홍합류는 갯벌에서는 자연적 분포가 제한되어 있어(제 등 1990), 이들 지역에 대해 굴이나 홍합을 이용하여 해양 환경의 전반적인 오염 현황을 파악하는 데는 한계가 있으며, 체계적이고 지속적인 모니터링을 위해서는 대체종의 개발이 시급한 실정이다.

바지락(*Ruditapes philippinarum*)은 분포가 제한되어 있는 굴, 홍합류와는 달리 우리나라 거의 전 해안지역에서 서식하며, 특히 서해와 남해의 갯벌조간대에 높은 밀도로 널리 분포되어 있다(유 1976; 권과 이 1993; Chung et al. 1994). 바지락은 환경모니터링의 지표종으로서의 요건을 잘 갖추고 있는 것으로 보인다. 우선적으로 바지락은 여과식자(filter feeders)로서 실트에서 모래까지 다양한 종류의 퇴적환경에서도 잘 서식하며 각장의 길이가 24~47.5 mm 까지 성장하고, 또 10년 정도의 수명을 갖고 있다(Liang et al. 2004). 또한 바지락은 넓은 범위의 온도와 염분 변화에 내성을 가지며(Laing and Child 1996; Kim et al. 2001; Baudrimont et al. 2005), 연중 채집이 용이하기 때문에 실험실 내의 연구 대상으로도 적합하다. 이와 같이 바지락은 퇴적물의 종류나 염분의 변화 등의 환경적 요인에 크게 영향을 받지 않고 서식할 수 있다는 점에서 유용한 지표종으로서의 가능성을 보여준다. 특히 오염물질의 축적이 가장 활발하게 일어나는 하구역 등 담수와 해수가 만나는 곳에서 잘 서식한다는 점은 해양오염모니터링의 목적에 잘 부합하는 생물종이라 할 수 있다. 또 하나의 장점은 굴이나 홍합류가 중 수준에서의 동정이 매우 어려운 반면, 바지락은 중 동정이 매우 용이하다는 점이다. 바지락은 굴이나 홍합 같이 전 세계적으로 분포하지는 않으나 비교적 도시화나 산업화가 많이 진행된 한국, 중국, 일본, 미국 북서 해안, 여러 유럽 국가들의 해안에 널리 분포함으로써(Flassch and Leborgne 1992), 'Mussel Watch Program'에서와 같이 유용한 지표종으로 사용될 수 있을 것으로 생각된다. 또한 바지락은 우리나라 주요 양식종으로서 그 경제적 가치가 높으나, 최근 환경조건의 악화 등으로 인해 대량 폐사가 발생하는 등 사회적으로도 오염의 영향에 관한 연구가치가 높은 종이다.

환경오염모니터링 지표종으로서 바지락의 잠재적 유용성은 여러 학자들에 의해 제기되어 왔으나, 중금속 축적 등 오염물질 농축과 관련된 연구는 극히 제한되어 있다

(Usero et al. 1997; Liang et al. 2004; Baudrimont et al. 2005). 우리나라에서는 현재까지 중금속오염 연구에는 주로 굴, 홍합 등을 사용하였으며(한국해양연구소 1988, 1989, 1990; Choi et al. 1992; 이 1994; 백과 이 1998; 이와 김 2000), 바지락에 대한 자료는 거의 없다(한국해양연구소 2000; 한국해양연구원 2003). 한편 최근 유럽에서는 *Ruditapes* spp.를 오염 모니터링 연구에 활용하기 위한 연구가 증가하고 있는 상황으로, *Ruditapes* spp.가 중금속이나 다른 오염물질에 노출되었을 때 뚜렷한 생화학적 유전적 반응을 보인다고 보고된 바 있다(Blasco and Puppo 1999; Nasci et al. 2000; Moraga et al. 2002; Irato et al. 2003). 본 연구와 연계된 선행 연구에서는 바지락의 생물학적 요인(개체 크기, 성별, 생식주기 등)에 의한 기저값 변화를 연구하여, 바지락이 굴이나 홍합에 비금가는 중금속 농축 능력과 특성을 갖고 있음을 밝히고 해양환경 오염모니터링 대체종으로서의 잠재적 가치가 크다고 보고한 바 있다(Ji et al. 2006). 본 연구에서는 환경오염 모니터링 지표종으로서 바지락의 활용도를 높이기 위해, 생물학적 요인에 의한 기저값 변화를 연구한 선행 연구에 이어 지역에 따른 기저값의 변화를 보고자, 우리나라 남해안과 서해안의 대표적 바지락 서식지에서 시료를 채집하여 중금속 농도를 비교하였으며, 퇴적물의 조성, 오염도, 먹이환경 등이 바지락의 중금속 농축에 주는 영향을 알아보고자 하였다.

2. 재료 및 방법

채집 지역

바지락은 갯벌이 잘 발달되어 있는 서해안 경기만 시화방조제 부근인 탄도(St. A)와 대부도 부흥리(St. B), 그리고 남해안에서는 공단이 밀집되어 있는 마산만 가포(St. C), 마지막으로 대조지역으로 청정지역으로 알려진 서해안 안면도 천수만(St. D)에서 비산란기인 2002년 10월 말부터 2003년 3월에 걸쳐 채집하였으며, 2004년 10월 9일에는 탄도, 곰소만(St. E), 천수만 세 지역에서 동시에 채집하였다(Fig. 1).

바지락은 보통 2월부터 생식소가 발달하기 시작하여 5월에 최고성숙도에 이른 다음, 8월까지 산란하고 10월부터 생식 비활동기에 접어드는 것으로 알려져 있다(Chung et al. 1994, 2001; Park and Choi 2004). 한편, 바지락이 서식하고 있는 환경의 중금속 농도를 알아보기 위해 바지락 채집지역의 표층 2 cm 퇴적물을 채취하였다.

바지락 및 퇴적물의 중금속 분석

채집된 바지락은 증류수로 표면의 이물질을 제거하였으며 분석 시까지 -70°C에서 보관되었다. 채집된 바지락은

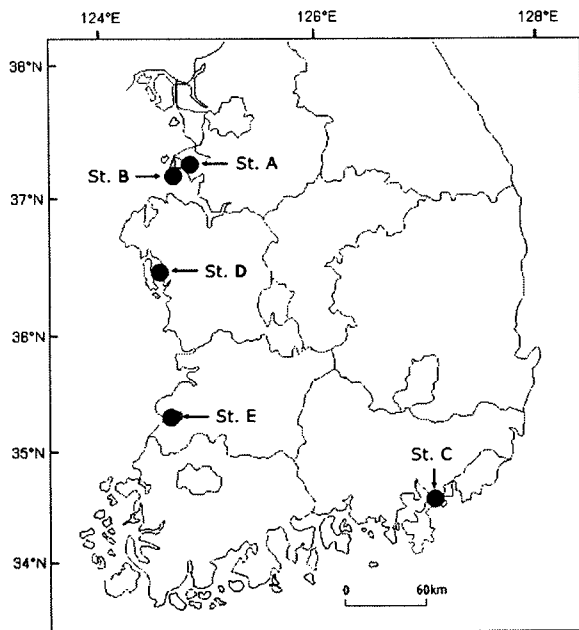


Fig. 1. The sampling sites. St. A: Tando, St. B: Buheung-li (Daebudo), St. C: Gapo (Masan Bay), St. D: Cheonsu Bay. St. E: Gomso Bay. *Ruditapes philippinarum* were collected from these sites during the non-reproductive periods from October 2002 through October 2004.

해부하여 생체 조직(tissue)과 패각(shell)을 분리한 후 그 무게를 측정하여 약 72시간 동결 건조하였다. 동결 건조한 조직의 중량(tissue dry mass: TDM)을 0.1 mg까지 측정하였으며 패각은 Vernier calipers를 이용하여 최장각장(shell length: SL)을 0.1 mm까지 측정하였다.

동결 건조된 시료는 마노 유발(agate mortar)로 가능한 곱게 갈아서 0.2~0.3 g을 취하여 분석하였다. 시료는 진한 질산(Suprapur[®], Merck)으로 Ahn *et al.*(2002)에 수

록된 방법을 따라 전처리하였으며, 중금속 농도는 한국 해양연구원 부설 극지연구소의 유도결합플라즈마 질량분석기(ICP/MS, Elan 6100, Perkin Elmer Ltd.)로 측정하였다. 각 지역별로 동결건조한 후 분말화한 퇴적물 시료 0.2~0.5 g을 취하여 바지락 생체 분석과 동일한 방법으로 전처리하여 분석을 수행하였다. 표준시료(Standard Reference Material, SRM)로 Oyster(SRM 1566b, National Institute of Standards and Technology, NIST, U.S.A)와 Mussel (CRM 278R, Community Bureau of Reference, BCR, Belgium)을 함께 분석하여 회수율을 계산하였다 (Table 1).

퇴적물의 입도 및 유기물 함량 분석

채취한 퇴적물은 30% 과산화수소에 반응시켜 유기물을 제거하고 증류수로 씻어낸 후 63 μm 의 표준체로 걸러서 조립질 부분(4 Φ 미만)과 세립질 부분(4 Φ 이상)으로 나누었다. 4 Φ 미만의 조립질 시료는 1 Φ 간격의 체가 단계별로 장착된 진탕체질기(Ro-tap sieve shaker)를 이용하여 분석되었다. 4 Φ 이상의 세립질 시료는 X-선 자동입도분석기(Sedigraph 5100)로 분석하여 입도 무게 백분율을 구하였다.

퇴적물 내의 총 탄소 함량은 원소분석기(Elemental Analyzer, Carlo Erba NA-1500, CE Elantech, Inc.)를 사용하여 분석하였다. 무기탄소 함량(TIC: Total Inorganic Carbon)은 회석된 인산(45%)으로 탄산칼슘을 제거한 후 무기탄소분석기(CO₂ Coulometer, UIC Inc.)로 분석하였다. 유기탄소 함량(Total Organic Carbon: TOC)은 총 탄소 함량에서 무기탄소 함량을 뺀 값을 이용하였다.

통계처리

측정된 중금속 농도의 통계처리는 통계 프로그램인 MINITAB 13(MINITAB Inc.)을 이용하였다. 퇴적물의 중

Table 1. Analytical results of metal concentration ($\mu\text{g g}^{-1}$ tissue dry mass) in the standard reference materials of oyster (SRM 1566b, NIST, USA) and mussel (CRM 278, IRMM-BCR, Belgium) tissues. Values are mean \pm standard deviation.

Element	Oyster			Mussel		
	Certified	Measured	%Recovery	Certified	Measured	%Recovery
Cd	2.48 \pm 0.08	2.63 \pm 0.03	106	0.348 \pm 0.007	0.363 \pm 0.012	104
Zn	1420 \pm 46	1430 \pm 96	101	83.1 \pm 1.7	86.1 \pm 4.4	104
Cu	71.6 \pm 1.6	71.4 \pm 3.0	100	9.45 \pm 0.13	9.80 \pm 0.24	104
Pb	0.308 \pm 0.009	0.332 \pm 0.016	108	2.00 \pm 0.04	2.05 \pm 0.06	104
Cr	-	-	-	0.78 \pm 0.06	0.85 \pm 0.03	103
Mn	18.5 \pm 0.2	18.7 \pm 1.5	101	7.69 \pm 0.23	7.90 \pm 0.48	109
Fe	206 \pm 6.8	210 \pm 12	102	-	-	-
Co	0.371 \pm 0.009	0.386 \pm 0.012	104	-	-	-
Ni	1.04 \pm 0.09	1.05 \pm 0.06	101	-	-	-

금속 농도와 입도, 유기탄소 함량과의 상관관계는 피어슨 상관계수(Pearson correlation coefficient)로 나타내고, 지역별 바지락 및 퇴적물의 중금속 농도 차이의 유의성은 크루스칼-왈리스 테스트(Kruskal-Wallis test), 일원분산분석(One-Way ANOVA)으로 분석하였으며 지역 간 개체크기의 유의한 차이가 있는 경우 일반선형모형(General linear model, GLM)을 이용하여 분석하였다.

3. 결과 및 고찰

지역별 퇴적물의 특성 비교

생식이 끝난 가을(2002년 10월)부터 생식소가 성숙되기 시작하는 봄철(2003년 3월) 이전까지 네 지역에서 채집한 퇴적물의 니질(mud) 및 유기탄소 함량 그리고 중금속 농도를 Table 2에 정리하였다. 니질 함량은 마산만 지역(St. C)에서 95.0%로 가장 높았으며, 천수만 지역(St. D)에서

27.5%로 가장 낮았다. 유기 탄소 함량도 니질 함량이 가장 높은 St. C에서 가장 높고(1.93%), St. D에서 가장 낮았다(0.182%).

퇴적물 내 중금속 농도도 지역별로 유의한 차이를 보였다. 대부분의 중금속 농도가 St. C에서 가장 높았다(Table 2). 특히 Cd은 St. C($0.57 \pm 0.01 \mu\text{g g}^{-1}$)가 다른 세 지역($0.040 \sim 0.057 \mu\text{g g}^{-1}$)보다 10배 이상 그리고, Pb, Cu, Zn, Fe 등의 농도도 수 배 높았다. Mn의 경우 St. A($868 \pm 90 \mu\text{g g}^{-1}$)와 St. C($704 \pm 76 \mu\text{g g}^{-1}$) 두 지역에서 높게 나타났다. Co 농도는 지역 간 유의한 차이가 없었다. 통계분석 결과 Mn과 Co를 제외한 모든 중금속들이 유기탄소 함량과 Fe 농도와 양의 상관관계를 보였다($p < 0.001$, Table 3). 그러나 퇴적물 입도를 나타내는 니질 함량과는 Cd과 Pb만이 상관관계를 보였다.

대부분의 중금속이 Fe와 높은 상관관계를 보이는 것은 지역 간의 중금속 농도 차이가 풍화작용에 따른 육상원에

Table 2. Comparison of the mud and organic carbon contents (%) and the metal concentrations ($\mu\text{g g}^{-1}$) in the surface sediments between the sampling sites. Figures in bold are the highest values. Significance: > ; $p < 0.05$, >> ; $0.001 < p < 0.01$, >>> ; $p < 0.001$ (n = 4 except the one indicated). TOC: total organic carbon.

	St A	St B	St C	St D	Significance
%mud	62.6 ± 4.6	85.8 ± 3.2	95.0 ± 0.6	27.5 ± 1.4 (n=3)	C>>>B>>>A>>>D
%TOC	0.327 ± 0.074	0.258 ± 0.013	1.929 ± 0.087	0.182 ± 0.014	C>>>A>D, C>>>B
Cd	0.041 ± 0.003	0.040 ± 0.002	0.567 ± 0.012	0.057 ± 0.004	C>>>D=A=B
Zn	48.0 ± 1.5	45.1 ± 0.3	123 ± 3	57.8 ± 6.6	C>A=B
Cu	8.47 ± 0.47	7.53 ± 0.24	28.5 ± 0.9	16.5 ± 0.6	C>>>D>>>A=B
Pb	12.7 ± 0.3	10.8 ± 0.2	34.8 ± 0.6	14.1 ± 0.5	C>>>D=A>>>B
Cr	18.1 ± 0.7	16.2 ± 0.2	22.8 ± 0.2	20.7 ± 1.2	C=D>>A>B
Mn	868 ± 90	535 ± 11	704 ± 76	656 ± 107	A=C>B
Fe	23350 ± 1006	21019 ± 1931	41970 ± 4220	26110 ± 1824	C>>>D=A=B
Co	7.87 ± 0.24	7.27 ± 0.04	9.87 ± 0.37	10.6 ± 0.4	n.s.
Ni	12.2 ± 0.4	10.8 ± 0.2	16.1 ± 0.2	13.3 ± 0.5	C>>>D>>A>>B

Table 3. Product-moment correlation coefficients between percentage mud and organic carbon and heavy metal concentrations in *Ruditapes philippinarum* habitat sediment. N = 16

	% Mud	% TOC	Cd	Zn	Cu	Pb	Cr	Mn	Fe	Co
% TOC	0.629**									
Cd	0.579*	0.993***								
Zn	0.475	0.971***	0.988***							
Cu	0.286	0.880***	0.921***	0.956***						
Pb	0.512*	0.983***	0.995***	0.994***	0.946***					
Cr	0.083	0.728***	0.772***	0.834***	0.934***	0.827***				
Mn	-0.037	0.092	0.059	0.063	0.046	0.114	0.263			
Fe	0.422	0.920***	0.950***	0.971***	0.946***	0.967***	0.862***	0.169		
Co	-0.372	0.364	0.375	0.423	0.351	0.376	0.227	-0.178	0.380	
Ni	0.229	0.861***	0.891***	0.930***	0.968***	0.929***	0.969***	0.259	0.942***	0.346

Significance: *, $0.01 < p < 0.05$; **, $0.001 < p < 0.01$; ***, $p < 0.001$

서의 유입 등 자연적 과정과 관련되어 있음을 시사한다. 한편, Cd, Zn 그리고 Pb의 경우 유기탄소 함량과도 0.97~0.99의 매우 높은 상관을 보여 퇴적물 내의 유기물이 이들 금속의 농축에 어느 정도 영향을 준 것으로 생각된다. 퇴적물의 유기물 함량이 중금속 축적에 미치는 영향에 대해서는 여러 가지 의견이 있으나, 일반적으로 퇴적물 내 유기물이 주위의 중금속을 흡착하여 유기물의 양에 비례하여 중금속 농도가 증가한다고 보고하고 있다(Pasternack and Brush 1998; Knight and Pasternack 2000). 한편, 유기탄소 함량은 니질 함량과 양의 상관관계($p < 0.01$, Table 3)를 나타내, 퇴적물의 입도가 유기탄소 함량에 어느 정도 영향을 준 것으로(Förstner and Wittman 1981) 보이나, 상관관계수가 0.63으로 아주 높은 것이 아니기 때문에 St. C (마산만)의 높은 유기탄소 함량이 단지 퇴적물 입도차이에만 기인하는 것 같지는 않다. 저서규조류 등에 의한 활발한 1차 생산에 기인할 수도 있고, 한편으로는 환경오염이 심각한 마산만의 상황을 고려해 볼 때, 외부로부터의 유기오염물질의 유입도 생각해 볼 수 있을 것이다.

본 연구에서 측정된 퇴적물의 중금속 농도는 퇴적물 입도와 유기물함량 그리고 Fe 농도에 따라 지역 간 큰 차이를 보였으나, 대부분 하구나 해안 퇴적물에서 보고된 측정치보다 낮거나 비슷하였다. 그러나 St. C의 Zn($123 \mu\text{g g}^{-1}$) 농도는 다른 연안지역의 해양 퇴적물(ca. $90 \mu\text{g g}^{-1}$)에 비해 다소 높다고 할 수 있다(Turekian and Wedepohl 1961;

Cantillo and O'Connor 1992). 한편 Mn 농도는 퇴적물의 입도나 유기탄소 함량과 상관이 없는 것으로 나타났는데, 특히 $868 \pm 90 \mu\text{g g}^{-1}$ 로 가장 높게 측정된 St. A의 경우는 7개월 후인 2003년 5월에 퇴적물을 채취해 분석해 본 결과 Mn 농도가 $450 \pm 87 \mu\text{g g}^{-1}$ 로 크게 낮아진 것으로 나타나(Ji *et al.* 2006), 2002년 10월 퇴적물 채취 당시 일시적 유입이 있었던 것이 아닌가 생각된다.

지역별 바지락 생체조직의 중금속 농도 비교

4개 지역에서 채집한 성체 중 바지락 크기에 따른 영향을 최소화하기 위해 패각의 길이가 29~39 mm 사이의 시료를 각 지역별로 24~26개체씩 선택하여 중금속을 분석 비교하였다. 채집지역별 분석에 사용된 시료의 각장과 조직의 건중량, 그리고 각 지역별 단위중량당 중금속 농도는 Table 4와 Table 5에 각각 정리하였다. 네 지역 시료의 평균 각장은 거의 동일하였으나 생체조직의 건중량은 천수만(St. D) 시료가 유의하게 높았다. 퇴적물에서와 마찬가지로 바지락 체내에 축적된 중금속은 Cu를 제외하고 지역 간에 뚜렷한 농도 차이를 보였다. 그러나 퇴적물의 경우 St. C에서 중금속 농도가 전반적으로 가장 높았던 것과는 달리, 바지락에서는 Zn와 Pb를 제외한 모든 측정된 중금속(Cd, Cr, Mn, Fe, Co와 Ni)의 농도가 시화방조제 부근인 탄도지역(St. A)에서 가장 높았다. 특히 St. A에서 채집한 바지락의 Mn 농도는 다른 지역에서 측정된 농도의

Table 4. Comparison of shell length (SL, mm) and tissue dry mass (TDM, g) of *R. philippinarum* collected from four different localities. While shell sizes were similar, the mean tissue weight value of the clams from St. D was higher than those of the clams from the other three sites. n.s.; not significant

	St A (n = 24)	St B (n = 25)	St C (n = 24)	St D (n = 26)	Statistical significance
Sampling date	Oct. 24, 2002	Dec. 8, 2002	Nov. 24, 2002	Mar. 12, 2003	
SL	34.11 ± 3.33	34.98 ± 2.53	35.50 ± 2.35	35.66 ± 1.72	n.s.
TDM	0.343 ± 0.089	0.446 ± 0.096	0.427 ± 0.062	0.767 ± 0.137	$p < 0.001$

Table 5. Comparison of the metal concentrations ($\mu\text{g g}^{-1}$ tissue dry mass) in *Ruditapes philippinarum* between the sampling sites. Clams were collected from October 2002 to March 2003. Figures in bold are the highest values. Significance: >; $p < 0.05$, >>; $0.001 < p < 0.01$, >>>; $p < 0.001$

	St A (n = 24)	St B (n = 25)	St C (n = 24)	St D (n = 26)	Significance
Cd	1.47 ± 0.35	0.985 ± 0.271	0.561 ± 0.171	0.820 ± 0.264	A>>>B>>>C, D>>C, B=D
Zn	102 ± 19	91.3 ± 28.1	144 ± 37	69.9 ± 8.1	C>>>A>B>D, A>>D
Cu	8.98 ± 1.92	8.35 ± 5.68	6.96 ± 2.39	6.57 ± 1.40	
Pb	1.09 ± 0.20	0.626 ± 0.330	1.43 ± 0.61	0.449 ± 0.106	C>>A>>>B=D
Cr	1.55 ± 0.24	0.995 ± 0.295	0.900 ± 0.200	0.869 ± 0.212	A>>>B=C=D
Mn	80.2 ± 25.8	19.9 ± 5.8	8.90 ± 1.61	14.0 ± 5.0	A>>>B=D, B>C
Fe	789 ± 159	444 ± 151	323 ± 64	334 ± 130	A>>>B>D=C, B>>C
Co	3.71 ± 1.12	1.70 ± 0.60	1.23 ± 0.31	1.59 ± 0.41	A>>>B=D, B>C
Ni	21.5 ± 5.9	13.4 ± 6.1	7.81 ± 2.31	4.74 ± 1.50	A>>>B>>>C=D

4~9배 정도로 높았다. 그 다음으로는 St. B 바지락의 중금속 농도가 대체적으로 높았으며, 천수만(St. D)에서 가장 낮았다. 특히하게도 퇴적물의 중금속 농도가 가장 높았던 St. C에서 채집된 바지락 시료는 Zn와 Pb만 가장 높았을 뿐 나머지 중금속들은 St. D 시료와 비슷한 수준이거나 (Cu, Cr, Mn, Fe, Co, Ni) 낮았다(Cd).

한편, Cd의 경우 퇴적물의 농도가 가장 높은 St. C에서 바지락의 Cd 농도가 가장 낮았으며, 퇴적물에서의 농도가 낮은 St. D에서 오히려 가장 높았다. Pb의 경우 천수만에서는 $0.45 \mu\text{g g}^{-1}$ 로 낮았다. 경기만 내 영흥도, 선재도 등 시화방조제에서 멀리 떨어진 곳에서도 천수만 바지락과 비슷한 Pb 농도($0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ 미만)가 보고된 바 있다(한국해양연구원 2003).

바지락 체내 중금속 농도에 관한 기존의 자료는 많지 않으나, 외국의 오염지역 자료와 비교하여 Zn, Fe, Mn의 농도가 높은 편이며(Userso et al. 1997), 특히 St. A 바지락의 Mn 농도는 타지역 바지락이나 굴, 홍합에서 보고된 농도보다 훨씬 높은 농도이다(Tables 5, 6).

지역별 퇴적물의 중금속 농도 변이와 바지락 중금속 농도와의 관계

Mn은 퇴적물과 바지락 모두 St. A에서 가장 높았으며, Zn와 Pb의 경우도 퇴적물의 농도가 가장 높은 St. C에서 바지락의 농도 역시 가장 높았다. 이와 같이 퇴적물 내 일부 중금속의 경우는 바지락과 같은 서식 생물의 중금속

Table 6. Comparison of metal concentrations ($\mu\text{g g}^{-1}$ tissue dry mass) in *Ruditapes philippinarum* to those in the same species and the representative marine bivalves from other localities. Data from "hot spots", such as estuaries near mines and harbors, were excluded.

Metal	<i>Ruditapes philippinarum</i> ^a	<i>Mytilus</i> spp. ^b	<i>Crassostrea</i> spp. ^c
Cd	0.47-3.6	0.03-3.7	0.1-3.7
Zn	58-123	2.14-273	21-5100
Cu	7.52-16	0.26-18	1.9-643
Pb	0.41-1.94	0.14-3.2	0.10-3.6
Cr	0.65-3.4	0.5-2.5	0.54-2.5
Mn	6.5-21.2	2.7-38	0.55-46
Fe	218-952	60-2640	4.7-700
Co	0.82-2.41	0.3-1.6	0.1-3.5
Ni	1.58-17.5	0.87-3.4	0.20-5.1

^aUserso et al. 1997; Baudrimonut et al. 2005; Liang et al. 2004. Wet tissue-based data were converted to dry tissue-based data by assuming water content of 83% (Userso et al. 1997).

^bFrstner & Wittman 1981; Lauenstein et al. 1990; Choi et al. 1992; 이 1994; O'Conner 1996, 2002; Liang et al. 2004; Szefer et al. 2004.

^cLauenstein et al. 1990; Choi et al. 1992; O'Conner 2002.

농축에 영향을 주어, 결과적으로 바지락 체내에 축적된 중금속 농도가 어느 정도 서식지 퇴적물에서의 농도를 반영해 준다고 할 수 있으나, 대부분의 다른 중금속들의 경우 서식지 퇴적물과 바지락 중금속 농도 간에 유의한 상관관계가 관찰되지 않았다. 이는 바지락과 같은 여과식자의 체내에 축적된 중금속은 대부분 퇴적물에서 직접 온 것이라기보다는 수중에 부유해 있는 식물플랑크톤이나 유기체설물과 같은 먹이 입자를 주먹으로 섭취한 결과, 즉 먹이망(food web)을 통해 생물 농축이 일어난 것이기 때문인 것으로 추정된다. 예를 들면, Cd의 경우 퇴적물의 농도가 가장 높은 St. C에서 바지락의 Cd 농도가 가장 낮았으며, 퇴적물에서의 농도가 낮은 St. D에서 오히려 가장 높았다. Cd의 경우는 특히 식물영양염인 인산염과 친화력이 높은 데 식물플랑크톤이 인산염을 흡수할 때 Cd이 부수적으로 식물플랑크톤 내에 축적이 되고 이어서 이를 먹이로 하는 바지락과 같은 초식동물의 체내에 농축되는 것으로 추정되고 있다. 특히 Cd 농도가 가장 높은 St. D에서 채집한 바지락의 경우 다른 지역의 개체보다 건중량이 높는데 이는 영양상태가 좋은 것으로, 영양상태가 좋을수록 식물플랑크톤 섭취가 많았던 것이고, 결과적으로 Cd 농축도 이에 비례한 결과라고 생각된다. 즉 섭식활동이 타 지역에 비해 훨씬 왕성하여 생물농축이 두드러진 결과로 추정된다. 남극큰띠조개 *Laternula elliptica* 등 남극해 해양초식동물의 경우에서도 서식지 퇴적물의 Cd 농도가 낮음에도 불구하고, 생체 내 Cd 농축이 높은 것으로 관찰되었는데, 이는 남극해수에 높은 농도로 존재하는 Cd이 인산염과 함께 식물플랑크톤에 의해 흡수된 후 먹이망을 통해 생물 농축된 결과에 기인하는 것으로 보고되고 있다(Honda et al. 1987; Ahn et al. 1996, 2002, 2004). Cu의 경우 퇴적물에서의 농도는 St. C가 다른 지역에 비해 2~3배 정도 높았으나, 바지락에서의 농도는 지역 간 유의한 차이가 없이 고른 분포를 보였다. Cu의 경우 필수 금속의 하나로 생체 내 농도를 조절하는 기작이 있기 때문인 것으로 생각된다. 그 외 Cr, Mn, Fe 그리고 Ni도 St. C 퇴적물에서 농도가 가장 높았으나, 바지락에서는 St. A와 B에서 오히려 높았다.

선행연구에서 본 연구지역의 하나인 St. A의 표층퇴적물의 입도가 계절풍의 영향으로 니질 퇴적물의 침식이 계절적으로 일어나고 이에 따라 표층퇴적물의 입도가 변화하여 중금속 농도가 변한다고 보고한 바 있다(Ahn et al. 1998). 그럼에도 불구하고 단순 입도 변화에 따른 서식 퇴적물의 중금속 농도 변화는 서식하고 있는 바지락의 중금속 농축에는 영향을 주지 않는 것으로 보고하고 있다(Ji et al. 1996). 오히려 산란주기에 따른 생식조직의 증식으로 인한 체중 증가로 인한 희석 효과, 그리고 생식에 필수적인 Zn, Cu, Fe 등 원소의 선택적 흡수 등 생리적 요인에

의한 변동이 체내 중금속 농도의 계절 변화의 주요 요인을 보고하고 있다.

이와 같이 일부 인위적 오염이 의심되는 중금속(Mn, Zn, Pb)을 제외하고는 서식지 퇴적물과 바지락 생체조직의 중금속 농도와는 뚜렷한 상관관계가 관찰되지 않았다. 퇴적물의 중금속 농도는 대부분 마산만 지역인 St. C에서 가장 높게 나타난 반면, 바지락 생체 중금속 농도는 대부분 지역인 St. A에서 높게 나타났다. 이는 퇴적물내의 중금속 농도 변이가 주로 입자크기 즉 니질 및 유기물 함량, 그리고 Fe 농도와 상관이 있는 점, 그리고 Cd의 경우에서 보듯이 바지락이 여과식자(filter feeders)로서 수중에 부유된 식물플랑크톤이나 해저토로부터 재부유된 유기쇄설물을 주먹이로 하는 점 등으로 설명될 수 있다. 이러한 결과는 퇴적물 분석에만 의존한 환경오염도 측정은 서식생물에 실제로 어느 정도 축적되고 결과적으로 어떤 영향을 주는 지에 대하여는 직접적이고 결정적인 판단 근거를 제시하지 못함을 시사한다고 할 수 있다.

지역별 영양 상태와 바지락 중금속 농도와의 관계

이상과 같이 본 연구 결과 서식지 퇴적물의 중금속 함량이 바지락의 중금속 농축 정도와 생물학적 영향 등에 대해 신뢰성 있는 지표가 되지 못하는 것으로 보인다. 한편, 네 지역의 바지락 시료 중 천수만 시료의 중량이 다른 세 지역 시료에 비해 유의하게 높았기 때문에, 이러한 차

이가 채집 시기의 차이에 의한 것인지 아니면 영양 상태의 차이에 의한 것인지를 알아보기 위하여 2004년 10월 9일 탄도, 곰소만, 천수만 세 곳에서 동시에 바지락을 채집하여 비교하였다. 각 지역에서 채집한 바지락 개체 크기는 Table 7에 정리하였다. 세 지역 시료의 평균 각장은 거의 동일하였으며 생체조직의 건중량은 천수만 시료가 유의하게 높았다. 즉 천수만 바지락이 건강지수(Health index)가 가장 높다고 말할 수 있는데 이는 먹이 공급을 비롯한 천수만의 서식환경이 가장 좋은 것임을 나타낸다고 할 수 있다.

지역별 바지락 개체 조직의 중금속 농도는 단위 중량당 (Table 8a)과 총 함량(Table 8b)으로 비교하였다. 단위 중량당 농도는 St. A(탄도)와 St. E(곰소만)가 비슷한 수준이고, St. D(천수만)는 현저하게 낮았다. 대부분의 경우 곰소만은 탄도보다 좀 낮았으나 Ni를 제외하고는 두 지역 바지락 간에 통계적으로 유의한 차이는 없었다. 한편, 천수만 개체의 중량이 다른 두 지역에 비해 유의하게 높은 것을 고려할 때, 현저하게 낮은 단위 중량당 농도가 늘어 난 체중에 의한 희석 효과일 수도 있기 때문에 단위 중량당 농도를 개체 당 총 함량으로 환산하여(각각 약 39 mm 기준) 비교해 보았다. Cd, Cu, Co의 경우 단위 중량당 농도는 천수만 개체가 낮았으나 총 함량은 차이가 없었고, Zn의 경우 단위 중량당 농도는 차이가 없었으나, 총 함량은 St. D에서 오히려 높았다. Zn가 생식에 필요한 필수영양소

Table 7. Comparison of shell length (SL) and tissue dry weight (TDW) of *R. philippinarum* collected from three different localities. All the samples were collected on October 9, 2004. While shell sizes were similar, the mean tissue weight value of the clams from St. D was higher than those of the clams from the other two sites.

	St A (n = 10)		St D (n = 15)		St E (n = 15)		Significance
	SL (mm)	TDW (g)	SL	TDW	SL	TDW	
Mean	39.01	0.582	39.00	0.733**	39.87	0.612	0.001 < p < 0.01
SD	2.37	0.165	2.23	0.160	1.82	0.176	

Table 8(a). Comparison of the metal concentrations ($\mu\text{g g}^{-1}$ tissue dry mass) in *Ruditapes philippinarum* between the sampling sites. Clams were collected on the same date, October 9th, 2004. Figures in bold are the highest values. Significance: >; p<0.05, >>; 0.001<p<0.01, >>>; p<0.001, n.s.; not significant

	St A (n = 10)	St D (n = 15)	St E (n = 15)	Significance
Cd	1.23 ± 0.28	1.02 ± 0.27	1.38 ± 0.31	E>>D
Zn	85.9 ± 20.1	90.3 ± 11.4	78.6 ± 20.1	n.s.
Cu	7.89 ± 4.35	4.84 ± 1.25	5.70 ± 1.56	A>D
Pb	0.716 ± 0.157	0.265 ± 0.070	0.583 ± 0.125	A>>>D, E>>>D, A>E
Cr	1.46 ± 0.23	0.728 ± 0.071	1.25 ± 0.24	A>>>D E>D
Mn	27.1 ± 6.4	5.04 ± 1.36	24.2 ± 6.8	A=E>>>D
Fe	684 ± 172	126 ± 39	609 ± 186	A=E>>>D
Co	2.52 ± 0.68	1.54 ± 0.45	2.38 ± 0.73	A=E>>>D
Ni	14.0 ± 5.4	5.47 ± 1.69	7.19 ± 3.31	A>>>E=D

Table 8(b). Comparison of metal contents ($\mu\text{g clam}^{-1}$) in *R. philippinarum* tissues(total tissues) from three different sampling sites. All the samples were collected October 9th, 2004. >>> significant at $p<0.001$, >> or << at $0.001<p<0.01$

	St A (n = 10)	St D (n = 15)	St E (n = 15)	Significance
Cd	0.696 ± 0.174	0.731 ± 0.186	0.840 ± 0.274	n.s.
Zn	49.0 ± 12.8	65.8 ± 14.2	47.6 ± 14.7	A=E<<D
Cu	4.29 ± 1.58	3.50 ± 0.99	3.41 ± 0.97	A>E
Pb	0.409 ± 0.113	0.191 ± 0.048	0.348 ± 0.081	A=E>>>D
Cr	0.862 ± 0.322	0.531 ± 0.118	0.744 ± 0.163	A>>>D, E>D
Mn	15.9 ± 5.7	3.62 ± 0.96	14.1 ± 3.1	A=E>>>D
Fe	400 ± 153	89.8 ± 23.8	357 ± 97	A=E>>>D
Co	1.47 ± 0.61	1.09 ± 0.28	1.42 ± 0.50	n.s.
Ni	8.27 ± 4.05	3.95 ± 1.33	4.41 ± 2.82	A>>>E=D

임을 고려할 때 생리적 필요성에 의한 축적으로 생각된다 (Watling and Watling 1976; Orren et al. 1980; Latouche and Mix 1982). 즉 Zn와 같은 필수 중금속의 경우 영양 상태에 비례하여 능동적 흡수로 체내 함량이 오히려 증가하기도 하는 것으로 보인다. 그 외 Pb, Cr, Mn과 Fe 그리고 Ni은 총 함량 역시 천수만 개체에서 유의하게 낮았다. Ni의 경우 탄도 개체가 단위 중량당 농도와 총 함량에 있어 다른 두 지역보다 약 2배 정도 높아 Ni의 인위적 유입 원인이 있었을 것으로 추정된다. 이와 같이, 천수만 개체의 중금속 농도가 낮은 것은 Cd, Cu, Co와 Zn의 경우 늘어난 체중에 의한 희석 효과라고 설명할 수 있으나, Pb, Cr, Mn, Fe 그리고 Ni의 경우는 단지 체중에 의한 희석 효과로는 설명이 안 된다고 할 수 있다. 즉 이들 중금속의 축적이 절대적으로 적게 일어나고 있음을 시사한다고 하겠으며, 결과적으로 천수만 지역의 서식 환경이 다른 두 지역에 비해 훨씬 깨끗한 곳이라고 말할 수 있다.

시화방조제 부근 탄도(St. A)와 천수만(St. D) 바지락은 2002년과 2003년 자료(Table 5)에서도 유사한 경향을 보이는 것으로 보아 St. D는 다른 두 지역에 비해 청정 지역이며 먹이 환경도 훨씬 양호한 지역이라고 할 수 있다. 한편, 중금속 노출에 대한 생체 지표로 이용되는 중금속 결합 단백질인 methallothioneins(MTs)에 대한 항체 반응을 측정해 본 결과 탄도(St. A), 곰소만(St. E), 천수만(St. D) 순으로 바지락 아가미에서 강한 항체반응이 관찰되었다. 또한 탄도의 경우에는 라멜라 구조의 일부가 미세하게 손상되었음을 확인할 수 있었다(안 2005). 결론적으로 탄도나 곰소만 바지락이 건강지수는 낮은 반면 중금속 함량은 상대적으로 높다고 할 수 있다.

4. 결 론

퇴적물 내 중금속 농도는 지역별로 유의한 차이를 보였다. 본 연구에서 측정된 퇴적물의 중금속 농도는 Fe 농도

와 유기물함량 그리고 입도에 따라 지역 간 큰 차이를 보였으나, 대부분 하구나 해안 퇴적물에서 보고된 측정치보다 낮거나 비슷하였다. 바지락의 중금속 농도도 지역 간 뚜렷한 차이를 보였다. 일부 중금속(Mn, Zn, Pb)의 경우 바지락 체내 중금속 농도가 어느 정도 서식지 퇴적물에서의 농도를 반영해 주는 것으로 보이나, 대부분의 중금속들의 경우 서식지 퇴적물과 바지락 중금속 농도 간에 유의한 상관관계가 관찰되지 않았다. 오히려 영양상태 등에 따른 체중 변화가 단위 중량당 농도에 영향을 주기도 하는 것으로 나타났다. 이는 바지락과 같은 여과식자의 체내에 축적된 중금속은 대부분 퇴적물에서 직접 온 것 이라기보다는 수중에 부유해 있는 식물플랑크톤이나 유기쇄설물과 같은 먹이 입자를 주먹이로 섭취한 결과 즉 먹이망(food web)을 통해 생물 농축이 일어난 결과이기 때문인 것으로 추정된다.

사 사

본 논문을 세심하게 심사해 주시고 고견을 주신 두 분 심사위원들께 감사드립니다. 본 연구는 한국과학재단의 특정기초(R01-2002-000-00345-0)와 해양수산부의 수산특정(MNF220040243 1SB010) 연구사업의 일환으로 수행되었습니다.

참고문헌

- 권오길, 이준상. 1993. 원색한국패류도감. 아카데미서적. 446 p.
- 백수민, 이인숙. 1998. 온산 연안에 서식하는 진주담치 (*Mytilus edulis*)의 중금속 생물농축에 관한 연구. *한국생태학회지*, 21(3), 217-224.
- 안인영. 2005. 바지락을 이용한 하구역의 중금속오염 세포수준 이하 복합적 지표개발. 과학기술부, R01-2002-000-00345-0.

- 유종생. 1976. 한국패류도감. 일지사, 서울. 196 p.
- 이수형. 1994. 이매패류를 지표종으로 이용한 해양환경오염 연구. *한국패류학회지*, 10(2), 24-40.
- 이인숙, 김은정. 2000. 진해만의 퇴적물, 해수 및 참굴 내의 중금속 분포. *한국생태학회지*, 23(1), 59-64.
- 제종길, 장창익, 이수형. 1990. 한국산 홍합속(*Mytilus*)(홍합과: 이매패강) 3종의 형태 특성과 분포. *한국패류학회지*, 6(1), 22-32.
- 한국해양연구소. 1988. 연안환경 보전기술 개발 연구(1차년도). 과학기술처, BSPG00057-184-4. p. 46-65.
- 한국해양연구소. 1989. 연안환경 보전기술 개발 연구(2차년도). 과학기술처, BSPG00083-242-4. p. 43-60.
- 한국해양연구소. 1990. 연안환경 보전기술 개발 연구(3차년도). 과학기술처, BSPG 00112-315-4. p. 72-94.
- 한국해양연구소. 2000. 황해 연안오염 저감대책(2차년도). 해양수산부, BSPM 00060-00-1181-4. p. 135-145.
- 한국해양연구원. 2003. 황해 연안오염 저감대책(4차년도). 해양수산부, CRPM 165-00-1523-4. p. 151-160.
- Ahn, I.-Y., K.H. Chung, and H.-J. Choi. 2004. Influence of glacial runoff on baseline metal accumulation in the Antarctic limpet *Nacella concinna* from King George Island: variations with sex and body parts. *Mar. Pollut. Bull.*, 49, 119-127.
- Ahn, I.-Y., Y.-C. Kang, and J.-W. Choi. 1998. Macrobenthic communities impacted by anthropogenic activities in an intertidal sand flat on the west coast (Yellow Sea) of Korea. *Mar. Pollut. Bull.*, 36(10), 808-817.
- Ahn, I.-Y., K.-W. Kim, and H.-J. Choi. 2002. A baseline study on metal concentrations in the Antarctic limpet *Nacella concinna*(Gastropoda: Patellidae) on King George Island: variations with sex and body parts. *Mar. Pollut. Bull.*, 44, 424-431.
- Ahn, I.-Y., S.H. Lee, K.T. Kim, J.H. Shim, and D.-Y. Kim. 1996. Baseline heavy metal concentrations in the Antarctic clam, *Laternula elliptica* in Maxwell Bay, King George Island, Antarctica. *Mar. Pollut. Bull.*, 32, 592-598.
- Baudrimont, M., J. Schäfer, V. Marie, R. Maury-Brachet, C. Bossy, A. Boudou, and G. Blanc. 2005. Geochemical survey and metal bioaccumulation of three bivalve species (*Crassostrea gigas*, *Cerastoderma edule* and *Ruditapes philippinarum*) in the Nord Mdoc salt marshes (Gironde estuary, France). *Sci. Total Environ.*, 337(1), 265-280.
- Blasco, J. and J. Puppo. 1999. Effect of heavy metals (Cu, Cd and Pb) on aspartate and alanine aminotransferase in *Ruditapes philippinarum* (Mollusca: Bivalvia). *Comp. Biochem. Physiol.*, Part C 122, 253-263.
- Cantillo, A.Y. and T.P. O'Connor. 1992. Trace elements contaminations in sediments from the NOAA National Status and Trends Programme compared to data from throughout the world. *Chem. Ecol.*, 7, 31-50.
- Choi, H.-G., J.-S. Park, and P.-Y. Lee. 1992. Study on the heavy metal concentration in mussels and oysters from the Korean coastal waters. *Bull. Kor. Fish. Soc.*, 25(6), 485-494.
- Chung, E.Y., D.-K. Ryou, and J.-H. Lee. 1994. Gonadal development, age and growth of the shortnecked clam, *Ruditapes philippinarum* (Pelecypoda: Veneridae), on the coast of Kimje, Korea. *Kor. J. Malacol.*, 10(1), 38-54.
- Chung, E.Y., S.B. Hur, Y.B. Hur, and J.S. Lee. 2001. Gonadal maturation and artificial spawning of the manila clam, *Ruditapes philippinarum* (Bivalvia: Veneridae), in Komso Bay, Korea. *J. Fish. Sci. Tech.*, 4(4), 208-218.
- Flassch, J.P. and Y. Leborgne. 1992. Introduction in Europe, from 1972 to 1980, of the Japanese manila clam (*Tapes philippinarum*) and effects on aquaculture production and natural settlement. ICES Marine Science, 12-13 June, Halifax 194, 92-96.
- Förstner, U. and G.T.W. Wittman. 1981. Metal Pollution in the Aquatic Environment, 2nd ed. Springer, Berlin, Germany. 486 p.
- Goldberg, E.D. 1975. The Mussel Watch. A first step in global marine Pollution monitoring. *Mar. Pollut. Bull.*, 6, 111.
- Honda, K., Y. Yamamoto, and R. Tatsukawa. 1987. Distribution of heavy metals in Antarctic marine ecosystem. *Proc. Nat. Inst. Polar Res. Symp. Polar Biol.*, 1, 184-197.
- Irato, P., G. Santovito, A. Cassini, E. Piccinni, and V. Albergoni. 2003. Metal Accumulation and Binding Protein Induction in *Mytilus galloprovincialis*, *Scapharca inaequivalis*, and *Tapes philippinarum* from the Lagoon of Venice. *Archiv. Environ. Contamin. Toxicol.* 44, 476-484.
- Ji, J., I.-Y. Ahn, and H.J. Choi. 2006. Evaluation of Manila clam *Ruditapes philippinarum* as a sentinel species for metal pollution monitoring in estuarine tidal flats of Korea: Effects of size, sex, and spawning on baseline accumulation. *Mar. Pollut. Bull.*, 52, 447-453.
- Kim, W.S., H.T. Hur, S.H. Hur, and T.W. Lee. 2001. Effects of salinity on endogenousrhythm of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* (Bivalvia: Veneridae). *Mar. Biol.*, 138, 157-162.
- Knight, M.A. and G.B. Pasternack. 2000. Sources, input pathways, and distributions of Fe, Cu, and Zn in a Chesapeake Bay tidal freshwater marsh. *Environ. Geol.*, 39(12), 1359-1371.
- Laing, I. and A.R. Child. 1996. Comparative tolerance of small juvenile palourdes (*Tapes decussates* L.) and

- Manila clams (*Tapes philippinarum* Adams & Reeve) to low temperature. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 195, 267-285.
- Latouche, Y.D. and M.C. Mix. 1982. The effect of depuration, size and sex on trace metal levels in bay mussels. *Mar. Pollut. Bull.*, 13, 27-29.
- Lauenstein, G.G., A. Robertson, and T.P. O'Connor. 1990. Comparison of trace metal data in mussels and oysters from a Mussel Watch Programme of the 1970s with those from a 1980s Programme. *Mar. Pollut. Bull.*, 21, 440-447.
- Liang, L.N., B. He, G.B. Jiang, D.Y. Chen, and Z.W. Yao. 2004. Evaluation of mollusks as biomonitors to investigate heavy metal contaminations along the Chinese Bohai Sea. *Sci. Total Environ.*, 324(1-3), 105-113.
- Moraga, D., E. Mdelgi-Lasram, M.S. Romdhane, A. El Abed, I. Boutet, A. Tanguy, and M. Auffret. 2002. Genetic responses to metal contamination in two clams: *Ruditapes decussatus* and *Ruditapes philippinarum*. *Mar. Environ. Res.*, 54, 521-525.
- Nasci, C., L. Da Ros, N. Nesto, L. Spemi, F. Passarini, and B. Pavoni. 2000. Biochemical and histochemical responses to environmental contaminants in clam, *Tapes philippinarum*, transplanted to different polluted areas of Venice Lagoon, Italy. *Mar. Environ. Res.*, 50, 425-430.
- 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.*, 41, 183-200.
- O'Connor, T.P. 2002. National distribution of chemical concentrations in mussels and oysters in the USA. *Mar. Environ. Res.*, 53, 117-143.
- Orren, M.J., G.A. Eagle, H.F.-K.O. Henning, and A. Green. 1980. Variations in trace metal content of the mussel *Choromytilus meridionalis* (Kr.) with season and sex. *Mar. Pollut. Bull.*, 11, 253-257.
- Park, K.-I. and K.-S. Choi. 2004. Application of enzyme-linked immunosorbent assay for studying of reproduction in the Manila clam *Ruditapes philippinarum* (Mollusca: Bivalvia) I. Quantifying eggs. *Aquaculture*, 241, 667-687.
- Pasternack, G.B. and G.S. Brush. 1998. Sedimentation cycles in a river-mouth tidal freshwater marsh. *Estuaries*, 21(3), 407-415.
- Rainbow, P.S. and D.J.H. Phillips. 1993. Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Mar. Pollut. Bull.*, 26, 593-601.
- Szefer, P., B.-S. Kim, C.-K. Kim, E.-H. Kim, and C.-B. Lee. 2004. Distribution and coassociations of trace elements in soft tissue and byssus of *Mytilus galloprovincialis* relative to the surrounding seawater and suspended matter of the southern part of the Korean Peninsula. *Environ. Pollut.*, 129, 209-228.
- Tanabe, S. 2000. Asia-Pacific Mussel Watch Progress Report. *Mar. Pollut. Bull.*, 40(8), 651.
- Turekian, K.K. and K.H. Wedepohl. 1961. Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 72, 175-192.
- Usero, J., E. Gonzalez-Regalado, and I. Gracia. 1997. Trace metals in the Bivalve Molluscs *Ruditapes decussatus* and *Ruditapes philippinarum* from the Atlantic Coast of Southern Spain. *Environ. Int.*, 23(3), 291-298.
- Watling, H.R. and R.J. Watling. 1976. Trace metals in *Choromytilus meridionalis*. *Mar. Pollut. Bull.*, 7(5), 91-94.

Received May 18, 2006

Accepted Jul. 26, 2006