

회동저수지 호저퇴적물의 미량원소 오염 및 수직적 분산특성

이평구^{1*} · 강민주^{1,2} · 염승준¹ · 이육종³

¹한국지질자원연구원 지질환경재해연구부, ²충북대학교 지구환경과학과, ³산업자원부

Vertical Distribution and Contamination of Trace Metals in Sediments Within Hoidong Reservoir

Pyeong-Koo Lee^{1*}, Min-Ju Kang^{1,2}, Seung-Jun Youm¹ and Wook-Jong Lee³

¹Department of Geological and Environmental Hazards, Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources, Daejeon 305-350, Korea

²Department of Earth and Environmental Sciences, Chungbuk National University

³Ministry of Commerce, Industry and Energy

In order to investigate the vertical variations and speciations of trace elements, and their correlations in Hoidong reservoir, sediment cores (21-41 cm below surface) and interstitial water samples were collected from five sampling locations. The total average concentrations of trace metals in sediment core samples were 232 ± 30.8 mg/kg for Zn, 119 ± 27.2 mg/kg for Cu, 58.4 ± 4.1 mg/kg for Pb, 15.7 ± 3.3 mg/kg for Ni and 1.6 ± 0.3 mg/kg for Cd. The total concentrations of trace metals in core sediments generally decreased toward the center of the Hoidong reservoir. The total concentrations of Mn, Pb and Zn decreased with depth for all the sample locations, while Cu and Fe concentrations increased. The trace metal concentrations of interstitial water sample were in the order of Fe>Mn>Cu>Zn, but Cd, Ni and Pb were not detected. The concentrations of Zn, Cu, Fe and Mn in the interstitial water samples showed a tendency of increasing toward the bottom of the core, suggesting a possible upward diffusion. This migration of trace metals may lead to their transfer to the sediment-water interface. These trace elements would be subsequently fixed onto amorphous Fe and Mn-oxides and carbonates in the topmost layer of sediment. Based on the K_D values, the relative mobilities of the studied metals were in the order of Mn>Cu>Zn>Fe. Geochemical partitioning confirmed that surface enrichment by trace metals mainly resulted from a progressive increase of the concentrations in the fractions II and III. Copper, Fe, Mn and Zn concentrations of interstitial water were closely correlated with their exchangeable fractions of sediments.

Key words : Hoidong reservoir, Bottom sediment, Trace elements, Vertical distribution, Geochemical behavior

회동저수지의 호저퇴적물에 대하여 미량원소의 심도별 변화와 존재형태 및 이들의 상관관계에 대해서 알아보려고 하였다. 회동저수지의 5개 지점에서 깊이 21-41cm의 코어와 간극수를 채취하였다. 회동저수지 퇴적물 내 미량원소의 평균 총합량은 Zn 232 ± 30.8 mg/kg, Cu 119 ± 27.2 mg/kg, Pb 58.4 ± 4.1 mg/kg, Ni 15.7 ± 3.3 mg/kg 및 Cd 1.6 ± 0.3 mg/kg이었다. 회동저수지 안쪽으로 가면서 호저퇴적물 내 미량원소 함량이 감소하는 경향이 관찰되었다. 깊이에 따른 함량 변화는 시료채취 위치에 상관없이 Mn, Pb 및 Zn는 감소하는 반면, Cu와 Fe는 증가하였다. 간극수에 용해된 미량원소의 함량은 Fe>Mn>Cu>Zn의 순으로 낮았고 Cd, Ni 및 Pb는 검출되지 않았다. 간극수에 용해된 Zn, Cu, Fe 및 Mn 함량은 퇴적층의 하부로 가면서 증가하는 경향을 보여주고 있으며, 이는 상부로 미량원소가 확산되고 있음을 의미한다. 이러한 미량원소의 이동은 퇴적물-물과의 경계부분까지 전달될 것이며, 퇴적층 상부에서 비정질 철 및 망간 산화광물과 탄산염광물에 의하여 흡착되고 있다. 겔보기 분산계수 값을 이용한 결과, 각 미량원소의 상대적인 이동도는 Mn>Cu>Zn>Fe 순이다. 연속추출결과, 미량원소의 표면집적이 비정질 산화광물형태와 탄산염광물 수반형태에 기인된 것임을 확인하였다. Cu, Fe, Mn 및 Zn의 간극수 내 함량은 호저퇴적물의 양이온교환형태와 밀접한 상관관계가 있음이 관찰되었다.

주요어 : 회동저수지, 퇴적물, 미량원소, 수직적 분산, 지화학적 거동

*Corresponding author: pkleee@kigam.re.kr

1. 서 론

일반적으로 호수 및 저수지에 퇴적된 퇴적물은 그 집수유역 수계로부터 유입된 오염물질의 저장고(sink) 역할을 하므로 중금속 등 무기오염물질과 유기 화합물질 등에 의해서 오염되어 있을 가능성이 있다. 특히 이러한 호수 내지는 저수지를 식수원으로 사용할 경우 집수유역 내에 분포하는 비점오염원으로부터 유입된 오염물질의 오염도 평가가 필요하며, 호수와 저수지에 퇴적된 이후 퇴적환경에서 물리화학적 변화(pH, Eh 등)에 의한 중금속 등 미량원소의 용출거동특성이 호수와 저수지 수질에 미치는 영향에 대한 과학적인 규명이 이루어져야 한다(Youm *et al.*, 2004; Lee *et al.*, 2005a).

도로변 퇴적물 내 미량원소의 주요 오염원은 인근 산업단지 및 자동차로부터 배출되는 미세한 분진 등이 있으며, 도로의 차선 및 구조물의 도료(paint), 산업폐기물 및 광산폐기물을 이용한 포장, 도로 주변 제조제 사용 및 자동차 사고 등에 의해서도 오염이 가중되고 있다(Harrison *et al.*, 1981; Hewitt and Rashed, 1990; Lee *et al.*, 1997a; Lee and Touray, 1998). 중금속 등에 오염된 도로변 퇴적물은 빗물과의 물리화학적 반응에 의해 중금속이 이온형태로 용해되어 우수관을 통해 수역강 및 회동저수지로 직접 유입됨으로써 하천 및 저수지 수질에 해로운 영향을 끼칠 수 있다. 또한 도로 유출수(runoff water)에 의해 부유되어 하천으로 흘러들어 간 세립질의 도로변 퇴적물이 회동저수지로 유입되어 저수지 바닥에 퇴적되므로 잠재적인 수질 오염원으로 작용할 수 있다. 퇴적물에 수반된 중금속 등 오염물질은 퇴적 후 발생하는 환경의 변화(Eh, pH, chemistry 등)에 따라 퇴적물에 존재하는 산화광물과 유기물 등의 용해반응이 발생하게 되므로 이와 수반된 중금속 및 유기오염물질이 다시 용해되어 간극수를 통해 재 분산되게 될 것이다.

중금속 등 유해물질에 오염된 퇴적물은 저서환경 질서를 교란시키며, 생물학적 농축현상까지도 야기하게 된다. 생태계에 미치는 영향의 정도는 오염물질의 독성과 생물학적 흡수성(bioavailability)에 의해서 결정되며, 이는 원소의 이동도(mobility)에 따라 차이가 큰 것으로 알려져 있다. 이러한 특성은 도로변 퇴적물에 함유된 미량원소의 지구화학적 존재형태에 의해서 결정된다. 그러므로 회동저수지에 퇴적된 퇴적물이 생태계 및 인간의 건강에 미치는 영향을 평가하기 위해서는 미량원소의 총 함량뿐만 아니라 각 미량원소의 지구화학적 존재형태의 규명도 중요하다고 할 수 있다.

물론 지구화학적 존재형태 연구를 위하여 사용하는 연속추출방법(Sequential extraction procedure)(Tessier *et al.*, 1979; Kersten and Förstner, 1986)은 선택성과 재흡착의 문제점이 지적이 되고 있지만(Kheboian and Bauer, 1987; Belzile *et al.*, 1989), 연속추출방법은 오염된 토양 및 퇴적물이 환경에 장기적으로 해로운 영향을 주는 것을 예측하고 환경의 변화에 따른 미량원소의 이동도 및 생체흡수도의 차이를 평가하는데 있어 유용한 방법으로 현재까지 사용되고 있다(Hursthouse, 2001; Lee *et al.*, 2005b).

부산시에서 식수원으로 사용하는 회동저수지의 집수 분지 내 토지이용은 주로 농경지, 임야 및 주거시설 등이며, 일부 산업체가 산재해 있는 실정이다. 주요 환경오염원은 폐광산으로부터 유출되는 폐광석 및 침출수, 농경지로부터 유실되는 토사, 7번 국도로부터 유출되는 도로변 퇴적물 및 일부 산업체에서 발생하는 폐수 등이 있다. 회동저수지 집수유역 내 오염원 중 7번 국도에서 채취한 도로변퇴적물의 미량원소 함량을 분석한 결과, 아연, 납 및 구리 함량이 높았으며, 오염되지 않은 배경토양에 비교하여 최소 2배에서 최대 7배 정도 높은 것으로 나타났다. 특히, 도로변퇴적물 내 입도별 중금속 함량은 세립입도($63 \mu\text{m}$ 이하)일수록 높은 함량을 보이고 있음을 보고하였다(Youm *et al.*, 2005; Lee *et al.*, 2006).

이번 연구에서는 회동저수지 퇴적물의 오염 상태와 수직적인 오염변화 양상을 파악하고 퇴적물에 오염된 중금속의 지구화학적 존재형태 연구를 통하여 퇴적 후 퇴적물-간극수 상호반응에 기인한 미량원소의 수직적 분산에 관한 연구를 수행하였다.

2. 시료채취 및 방법

2.1. 시료채취 및 전처리

회동저수지의 호저 퇴적물에 대한 시추조사는 수영강을 통하여 이동되는 부유퇴적물이 많이 퇴적될 것으로 추정되는 회동저수지 입구부분에서 2005년 6월 5개 장소에서 실시하였다(Fig. 1). 시료채취 방법은 현장에서 교란되지 않은 곳에 시추기를 내려놓고 진공상태를 만들어 교화되지 않은 퇴적물을 아크릴 관으로 끌어올려 시료를 채취하였다. 현장에서 채취한 시추시료는 밀봉한 후 액체 질소에 담아 냉동시킨 후, 실험실로 이동하여 냉동고에서 얼린 후 얼린 상태로 2-5cm 간격으로 절단하였다. 이후 해동시켜 원심분리기를 이용하여 퇴적물로부터 간극수를 채취하였으며, 이후 퇴

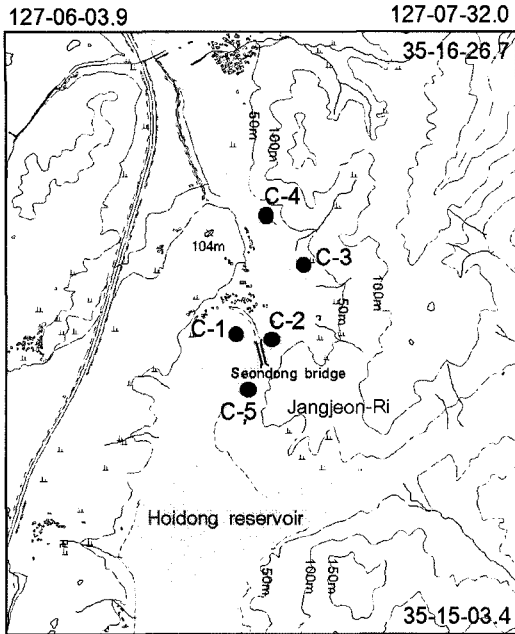


Fig. 1. Sampling sites of core sediments form Hoidong reservoir, Busan.

적물은 즉시 100 mesh 이하로 체질하여 냉동건조기를 이용하여 건조 후 미분쇄하였다.

2.2. 화학분석 방법

총 함량분석 방법은 퇴적물에 함유되어 있는 총 중금속 함량을 측정하기 위해 실시되었다. 시료 1g에 질산(HNO₃) 5ml를 넣은 뒤 온도 110°C에서 완전히 증발시킨 후, 과염소산(HClO₄)과 질산의 혼합산(1:5 비율)을 10ml를 넣고 흰색의 연기가 완전히 없어질 때까지 증발시킨다. 이후, 6 N HCl를 10ml를 넣고 30분간 끓이며, 실온까지 냉각시킨 후, 0.45 μm로 여과하여 ICP-AES로 분석하였다. 회동저수지 호저퇴적물 중에 존재하는 미량원소의 깊이별 화학적 존재형태의 양상을 파악하기 위해 회동저수지 입구에서 채취한 1번 코어(core)시료와 회동저수지 내부의 가장자리에서 채취한 5번 코어시료를 대상으로 Tessier *et al.*(1979)가 제시한 연속추출법을 이용하여 분석하였다.

중금속 함량의 분석은 ICP-AES(Perkins-Elmer Optima 3000XL)를 이용하였으며, 분석조건은 RF Power 1300 watt, Plasma Flow 15 L/min, Coolant Flow 0.5 L/min, Nebulizer Flow 0.8 L/min 이었다. 사용된 시약은 analytical grade(Prolabo 또는 Merck)였고, ICP 분석 시 사용된 비소(As), 카드뮴(Cd), 구리(Cu),

니켈(Ni), 납(Pb) 및 아연(Zn)의 표준금속용액(standard metal solution)은 1,000 ppm 저장용액(stock solution, Merck)을 희석하여 사용하였다. 전 분석과정에 이용된 탈이온수를 얻기 위해 Milli-Q Millipore system을 사용하였다.

3. 연구결과 및 토의

3.1. 회동저수지 호저퇴적물의 미량원소 총함량

부산 회동저수지에서 채취한 퇴적물의 미량원소 함량은 아연(Zn) 144-292 mg/kg(평균 236±28 mg/kg), 구리(Cu) 44.3-869.6 mg/kg(평균 94±145 mg/kg), 납(Pb) 51.6-69.2 mg/kg(평균 58.6±3.7 mg/kg), 니켈(Ni) 6.2-25.3 mg/kg(평균 16.0±2.7 mg/kg) 및 카드뮴(Cd) 0.52-2.15 mg/kg(평균 1.61±0.24 mg/kg)이었다(Table 1). 호저퇴적물의 각 미량원소의 함량은 7번국도 도로변 퇴적물의 미량원소 함량보다(Lee *et al.*, 2006) 아연 0.3배, 납 0.4배, 구리 0.5, 니켈 0.6배 및 카드뮴 0.8배 등 미량원소별로 0.3-0.8배 인 것으로 확인되었다(Table 1). 오염되지 않은 집수유역 내 하천퇴적물의 미량원소 함량과 비교한 결과, 아연 1.8배, 납 1.2배, 구리 4.1배, 카드뮴 1.1 및 니켈 1.0배로 나타났다(Table 1). 회동저수지 퇴적물의 미량원소 함량이 집수유역 내 하천퇴적물보다 높은 것은 하천퇴적물 이외 다른 미량원소의 오염원이 있음을 지시하는 것으로, 7번 국도에 오염된 도로변퇴적물이 회동저수지 호저퇴적물의 미량원소 함량에 영향을 주고 있음을 지시한다. 이외 회동저수지 퇴적물이 유입된 후 미량원소의 집적(enrichment) 현상이 있음을 지시한다. 한편, 주암댐 호저퇴적물의 아연(평균 87.9±6.1 mg/kg), 구리(평균 30.7±2.9 mg/kg), 납(평균 63.3±9.0 mg/kg), 니켈(평균 34.7±4.0 mg/kg) 및 카드뮴(평균 0.8±0.4 mg/kg) 함량과 비교하면(Lee *et al.*, 2005a), 부산 회동저수지 퇴적물에서 검출된 아연(2.7배), 구리(3.1배) 및 카드뮴 함량이 주암댐 호저퇴적물보다 각각 2.7배, 3.1배 및 2.0배 높은 것으로 나타났으나 납 및 니켈 함량은 낮은 함량을 보이고 있는 것으로 비교되었다. 이러한 결과는 주암댐 집수유역 내에는 자동차 통행이 많은 국도가 없는 반면 폐광산 및 폐탄광이 많이 분포하고, 회동저수지 집수유역 내에는 일부 폐광산이 있지만 회동저수지로 유입되는 수영강변에 7번 국도가 있기 때문인 것으로 판단된다.

회동저수지 퇴적물의 납, 아연 및 망간 함량은 코어시료 채취 위치에 따라 현저한 차이가 있었으며, 회동저수지 입구(3번 및 4번 코어시료)에서 내부(1번, 2번

Table 1. Trace element concentrations of core sediments from Hoidong reservoir (mg/kg).

Core sample number	Depth (cm)	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
C4-1	- 5	n.d.	1.83	94.9	27,892	974	25.3	69.2	290
C4-2	- 9	n.d.	1.86	79.7	28,875	742	17.2	63.2	282
C4-3	-13	n.d.	1.60	54.4	27,050	639	15.6	58.1	256
C4-4	-17	n.d.	1.80	54.8	28,497	679	16.8	60.6	259
C4-5	-21	n.d.	2.15	70.5	32,751	794	20.8	64.5	292
C3-1	- 5	n.d.	1.85	46.1	28,152	730	16.9	62.1	269
C3-2	- 7	n.d.	1.82	50.2	27,843	756	16.2	63.4	274
C3-3	-11	n.d.	1.67	50.8	27,805	745	14.7	61.0	255
C3-4	-15	n.d.	1.61	50.3	27,223	781	15.0	61.6	263
C3-5	-19	n.d.	1.79	50.6	28,325	782	15.1	62.3	264
C3-6	-23	n.d.	1.74	49.9	29,081	737	14.2	59.5	239
C3-7	-29	n.d.	1.76	57.5	29,876	886	16.4	58.7	225
C2-1	- 5	n.d.	1.54	44.3	27,769	671	15.1	61.0	233
C2-2	- 7	n.d.	1.49	58.2	27,963	663	14.0	58.7	219
C2-3	-11	n.d.	1.44	68.6	28,366	696	14.1	58.7	221
C2-4	-15	n.d.	1.59	60.5	28,172	702	15.5	59.7	235
C2-5	-19	n.d.	1.65	47.5	29,846	668	14.1	57.5	234
C2-6	-23	n.d.	1.80	50.8	31,567	715	16.2	58.8	244
C2-7	-27	n.d.	1.80	52.8	30,966	606	19.3	56.9	257
C2-8	-31	n.d.	1.64	54.6	30,931	558	18.1	54.3	253
C2-9	-35	n.d.	1.62	65.4	31,346	562	16.3	57.9	224
C1-1	- 5	n.d.	1.58	49.6	23,624	729	14.8	56.8	231
C1-2	- 7	n.d.	1.58	75.0	25,754	702	14.5	55.7	228
C1-3	- 9	n.d.	1.68	55.4	28,724	996	14.7	61.6	227
C1-4	-11	n.d.	1.58	65.4	27,388	681	14.6	56.0	228
C1-5	-13	n.d.	1.65	66.5	28,701	656	15.5	64.6	228
C1-6	-15	n.d.	1.56	64.7	28,756	635	15.9	57.9	222
C1-7	-19	n.d.	1.65	73.6	28,780	604	16.2	56.7	224
C1-8	-23	n.d.	1.55	72.6	26,606	540	16.7	52.3	224
C1-9	-27	n.d.	1.47	77.9	26,435	533	18.3	51.6	222
C1-10	-31	n.d.	1.58	73.1	26,523	569	18.0	54.0	221
C1-11	-35	n.d.	1.59	72.3	25,808	547	17.8	53.0	204
C1-12	-41	n.d.	1.43	77.4	26,664	579	16.6	55.7	186
C5-1	- 5	n.d.	1.36	53.3	28,427	815	13.7	53.6	215
C5-2	- 9	n.d.	1.42	74.8	28,454	691	14.9	55.6	222
C5-3	-13	n.d.	1.44	81.9	29,242	659	16.1	57.7	218
C5-4	-17	n.d.	1.34	461.9	28,792	614	16.3	57.9	216
C5-5	-31	n.d.	0.52	869.6	26,681	593	6.2	59.1	144
mean			1.61	94.1	28,307	690	16.0	58.6	236
Min			0.52	44.3	23,624	533	6.2	51.6	144
Max			2.15	869.6	32,751	996	25.3	69.2	292
Median			1.60	62.6	28,345	680	16.0	58.4	228
Stdev			0.24	145	1,767	109	2.7	3.7	28.2
CV			0.15	1.54	0.06	0.16	0.17	0.06	0.12
*No.7 Roadside sediments			1.9	192			28	157	733
uncontaminated sediments			1.5	23			16	49	133

*Lee *et al.*, 2006

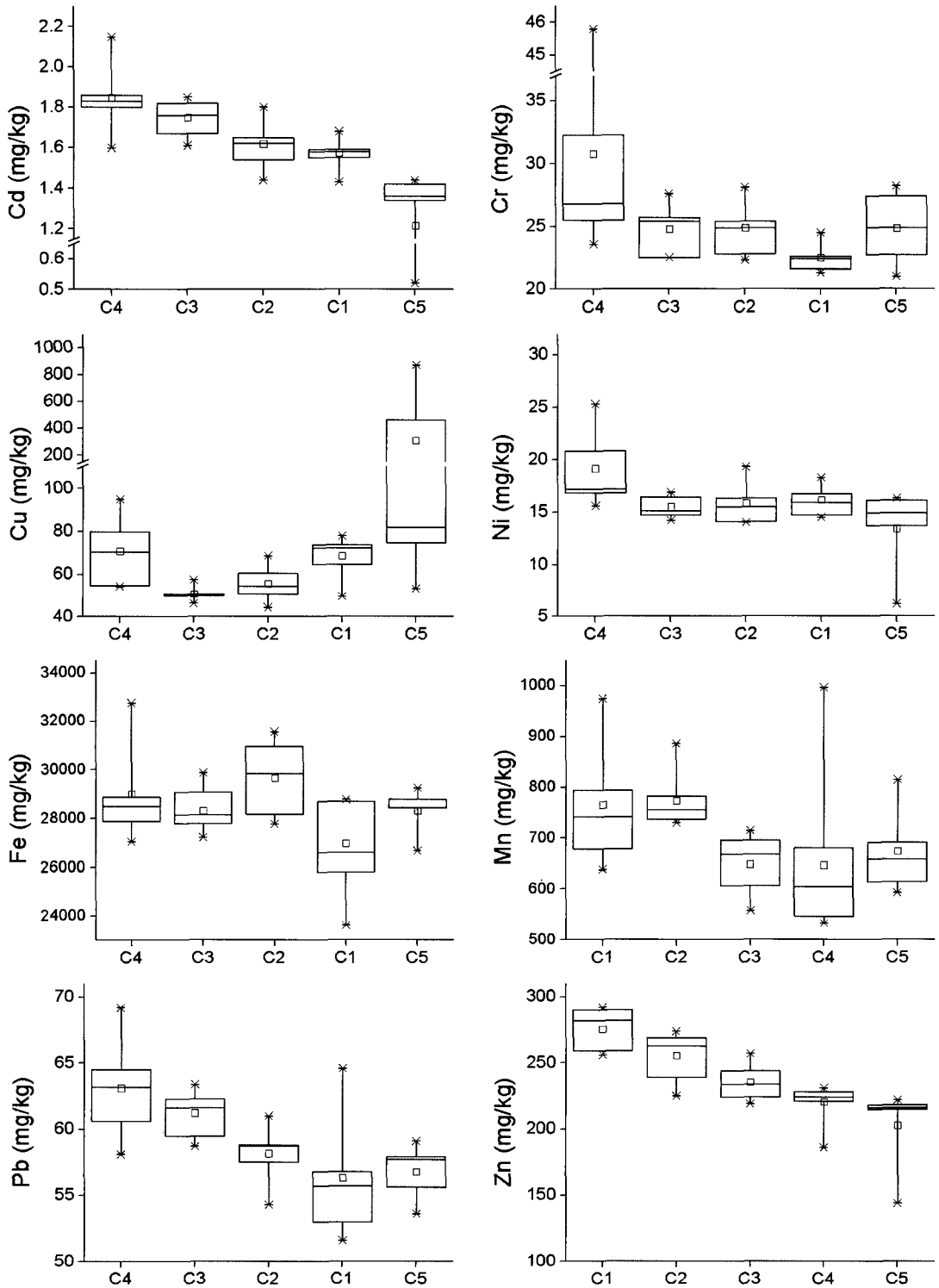


Fig. 2. Trace element concentrations for core sediments from Hoidong reservoir(mg/kg).

및 5번 코아시료)로 갈수록 함량이 감소하는 경향이 관찰되었다(Fig. 2). 퇴적물 중 아연 함량은 회동저수지 입구인 4번 및 3번 코아시료에서 각각 256-292 mg/kg (평균 276±17.1 mg/kg)과 225-274 mg/kg(평균 256±17.5 mg/kg)이었으며, 회동저수지 내부인 2번, 1번 및 5번에서는 각각 219-257 mg/kg(평균 236±13.5 mg/kg), 186-231 mg/kg(평균 221±12.8 mg/kg) 및 144-222 mg/kg(평균 203±33.1 mg/kg)이 검출되었다(Table 1). 즉 아연함량은 회동저수지 입구에서 채취한 코아시료가 회동저수지 내부에서 채취한 시료보다 상대적으로 높은 함량이 검출되었다. 납의 함량은 회동저수지 입구에서 채취한 코아(4번과 3번 코아)시료에서 각각 평균 63.1±4.19 mg/kg(58.1-69.2 mg/kg)와 평균 61.2±1.66 mg/kg(58.7-63.4 mg/kg)이 검출되었고 내부시료인 2번, 1번 및 5번에서 각각 평균 58.2±1.88 mg/kg(54.3-61.0 mg/kg), 평균 56.3±3.75 mg/kg(51.6-64.6 mg/kg) 및 평균 56.8±2.18 mg/kg(53.6-59.7 mg/kg)이었다. 망간함량은 회동저수지 입구부분인 4번과 3번 코아시료에서 각각 평균 766±130 mg/kg(639-974 mg/kg)와 평균 774±53.6 mg/kg(730-886 mg/kg)이 검출되었고 내부시료인 2번, 1번 및 5번에서 각각 평균 649±59.3 mg/kg(558-715 mg/kg), 평균 648±128 mg/kg(533-996 mg/kg) 및 평균 674±87.5 mg/kg(593-815 mg/kg)이었다(Table 1). 이러한 결과는 회동저수지 입구에서 미량원소 함량이 높은 입자(particle)가 많이 퇴적된 결과가 반영된 것으로 해석된다. 그러나 구리 함량은 5번 코아시료의 구리 함량이 매우 높아 시료채취 위치에 따른 함량변화가 관찰되지 않았다(Fig. 2). 회동저수지 입구에서 채취한 코아시료에서 46.1-94.9 mg/kg(평균 59.1±14.9 mg/kg)이었으며, 회동저수지 내부에서 채취한 코아시료에서 검출된 함량은 44.3-87.0 mg/kg(평균 110±17.4 mg/kg)이었다(Table 1). 즉 구리의 경우 회동저수지 입구보다 회동저수지 내부에서 채취한 코아시료의 함량이 상대적으로 높은 것으로 나타났으며, 이는 회동저수지 내 퇴적층 하부의 원지반 토양에서 높게 검출된 것에 기인한다.

3.2. 회동저수지 퇴적물의 미량원소 함량 수직적 분포 특성

회동저수지 입구에서 채취한 4번 코아시료의 경우, 구리, 납, 망간 및 아연 총합량은 깊이에 따라 감소되는 경향이 관찰되었으나, 약 17cm 이하부터 총합량이 다시 증가하였다. 철의 총합량은 약 17cm 깊이까지 함량변화가 없다가 그 이하부터 증가하였다(Table 1). 3번 코아시료의 경우에도 납과 아연의 함량은 19cm

까지 조금씩 감소되다가 19cm 이하에서부터 뚜렷하게 감소하였다. 구리, 망간 및 철의 총합량은 깊이에 따라 증가하는 경향이 관찰되었다(Fig. 3).

회동저수지 내부에서 채취한 1번 코아시료의 경우, 퇴적물에 함유된 아연의 총합량은 0에서 31cm 지점까지 일정하게 조금씩 감소하다가, 31cm 이하 깊이에서부터 급격하게 감소하는 경향이 관찰되었다. 구리의 총합량은 깊이에 따라 뚜렷하게 증가하는 경향이 관찰되었으며, 철의 총합량도 19cm까지 증가하는 경향을 보이다가 19cm 이하의 깊이에서는 감소하였다. 납의 경우, 대체로 깊이에 따라 함량이 감소하는 경향을 보였다(Fig. 3). 아연과 망간 총합량은 23cm까지 뚜렷하게 증가하다가 이상의 깊이에서부터 감소하였으며, 구리 총합량은 깊이에 따라 증가되는 경향이 관찰되었으며, 특히 약 5-15cm 구간에서 높은 함량을 기록하였다. 그러나 납 총합량은 깊이에 따라 지속적으로 감소하였다. 철 함량은 깊이에 따라 증가하는 경향이 관찰되었다(Fig. 3). 5번 코아시료는 아연과 망간 등의 총합량은 17cm 까지 감소하는 경향이 관찰되었으며, 그 이하의 깊이에서는 함량의 변화가 없이 일정한 것으로 나타났다. 구리와 납의 총합량은 깊이에 따라 급격하게 증가하였으며, 17cm 이하의 깊이부터는 일정한 함량을 보이고 있었다(Fig. 3).

즉 회동저수지 입구와 내부에서 채취한 코아시료의 퇴적물에 함유된 미량원소 함량의 수직적 분산특성은 시료채취 위치에 따라 원소의 분산특성 차이가 있음이 관찰되었다. 이러한 결과는 회동저수지에 유입된 오염된 입자상 물질의 퇴적작용의 차이에 따른 것으로 해석된다. 한편, 1번 시료는 31cm, 2번 시료는 31cm, 3번 시료는 약 19cm, 5번 시료는 13cm 지점에서부터 미량원소의 함량의 분산특성 차이가 뚜렷하게 변화되는 것이 인지되었으며, 회동저수지 입구에서의 퇴적물과 토양과의 경계가 약 13-31cm인 것으로 추정된다(Table 1).

4번 코아시료를 제외하면 구리 총합량의 수직적 분산특성은 시료채취 위치에 상관없이 퇴적물의 깊이가 증가할수록 증가하는 경향이 일정하게 관찰되었다(Fig. 3). 이런 결과는 회동저수지에 유입되는 입자상 부유물질(suspended particles)에 수반된 구리 함량보다 원지반 토양의 구리 함량이 더 높은 것을 의미한다. 그러나 원소별로 일부 코아시료를 제외하면 아연, 납, 망간 및 철의 총합량은 대체로 퇴적층의 깊이에 따라 조금씩 감소하다가, 특정 깊이에서는 급격하게 감소하는 경향이 관찰되었다. 또한 퇴적층의 깊이에 따라 각 미량

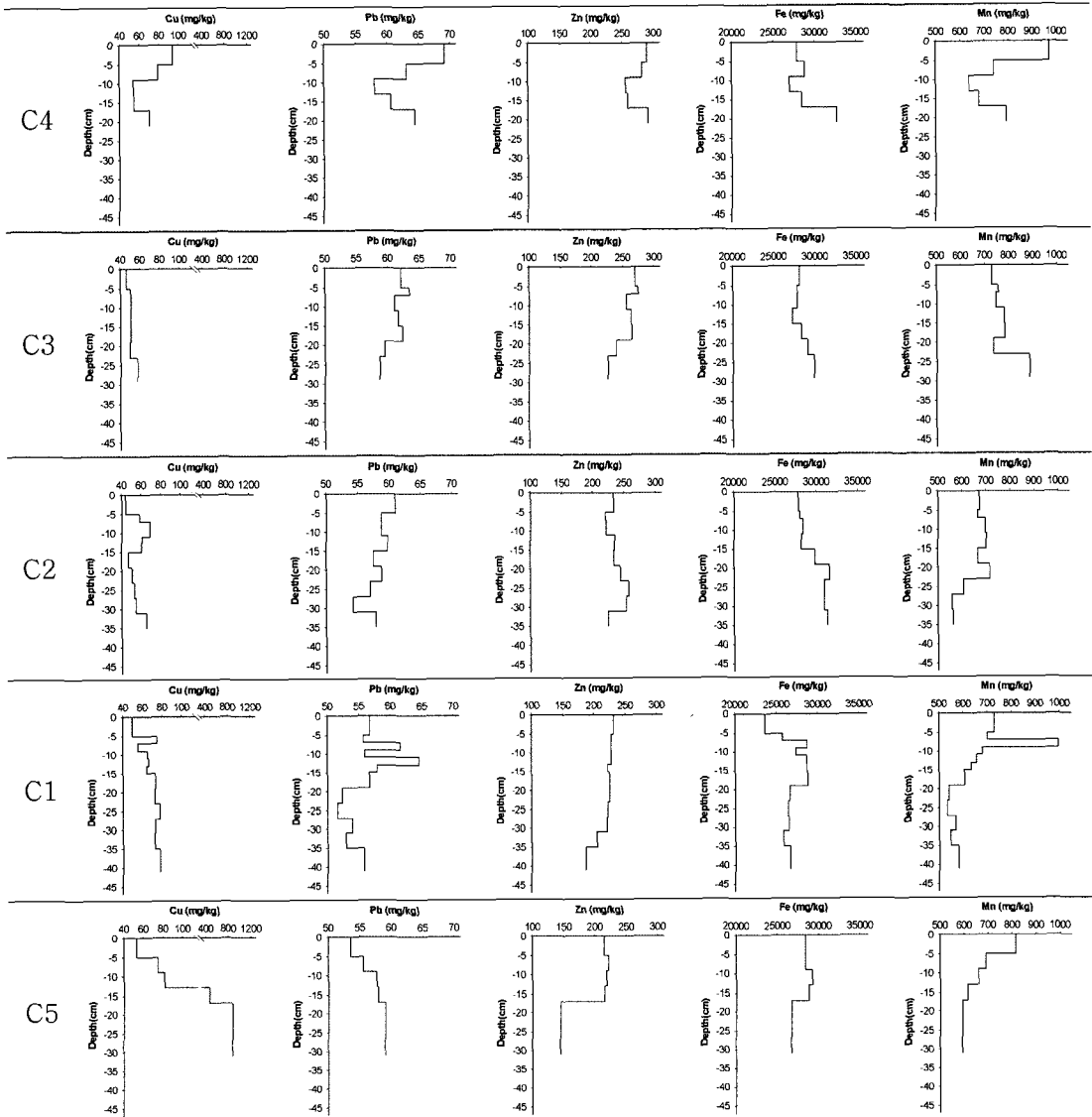


Fig. 3. Trace element concentrations of core sediments within the watershed of Hoidong reservoir(mg/kg).

원소의 총합량이 증가할 경우에도 특정 깊이 이하부터 급격하게 감소하는 경향이 일반적이었다. 이러한 표면 집적(surface enrichment) 현상은 주암댐 호저퇴적물에서도 관찰된 바 있으며(Lee *et al.*, 2005a), 퇴적된 이후 산화환원 환경의 변화에 따른 용해반응에 기인된 것으로 해석된다. 한편, 아연, 납, 망간 및 철 등 미량 원소는 원지반 토양층의 함량보다 회동저수지로 유입되는 부유물질에 수반된 함량이 더 높은 것임을 지시하는 것으로 회동저수지로 유입되는 토사 등 부유물질에 의해 이들 원소의 집적현상이 발생하는 것임을 의미한다.

3.3. 회동저수지 퇴적물에서 채취한 간극수의 미량 원소 함량 수직적 분포특성

호저퇴적물의 간극수에 용해된 미량원소 함량의 수직적 분산 특성을 평가하기 위하여 분석한 결과, 납 함량은 검출되지 않았다. 용존 미량원소 함량이 높은 원소는 망간과 철 이었으며, 함량은 각각 1.13-4.28 mg/l(평균 2.74 mg/l) 및 0.22-3.92 mg/l(평균 1.63 mg/l)이었다. 다음으로 구리와 아연 이었으며 함량은 각각 0.027-3.255 mg/l(평균 0.209 mg/l) 및 0.008-0.176 mg/l(평균 0.029 mg/l) 이었다(Table 2). 이러한 각 원소의 상대적인 함량 특성은 주암댐 호저퇴적물에서 채취한

간극수 중 각 원소의 상대적인 함량 특성과 유사한 결과였다(Lee *et al.*, 2005a). 간극수 중 망간의 함량이 가장 높은 코아시료는 회동저수지 내부인 1번 코아 시료였으며, 1번>2번>5번>3번>4번의 순으로 낮아지는 것으로 나타나 회동저수지 입구보다 내부에서 코아 시료내 간극수의 망간 함량이 상대적으로 높았다(Table

Table 2. Trace element concentrations of interstitial water within core sediments from Hoidong reservoir (mg/kg).

	Depth (cm)	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Pb	Ni
C4-1	-5	0.099	0.49	1.13	0.015	n.d.	n.d.	n.d.
C4-2	-9	0.142	2.39	1.54	0.020	n.d.	n.d.	n.d.
C4-3	-13	0.123	1.95	1.59	0.018	n.d.	n.d.	n.d.
C4-4	-17	0.065	2.46	2.20	0.021	n.d.	n.d.	n.d.
C4-5	-21	0.124	2.63	2.46	0.016	n.d.	n.d.	n.d.
C3-1	-5	0.031	0.24	1.46	0.018	n.d.	n.d.	n.d.
C3-2	-7	0.074	0.65	1.88	0.023	n.d.	n.d.	n.d.
C3-3	-11	0.123	0.43	2.65	0.023	n.d.	n.d.	n.d.
C3-4	-15	0.131	1.28	2.76	0.030	n.d.	n.d.	n.d.
C3-5	-19	0.164	2.84	3.24	0.032	n.d.	n.d.	n.d.
C3-6	-23	0.210	3.03	2.84	0.085	n.d.	n.d.	n.d.
C3-7	-29	0.164	3.10	2.51	0.047	n.d.	n.d.	n.d.
C2-1	-5	0.027	0.36	1.13	0.008	n.d.	n.d.	n.d.
C2-2	-7	0.126	0.77	2.12	0.013	n.d.	n.d.	n.d.
C2-3	-11	0.126	2.60	2.28	0.016	n.d.	n.d.	n.d.
C2-4	-15	0.070	2.05	3.16	0.013	n.d.	n.d.	n.d.
C2-5	-19	0.102	1.18	3.48	0.017	n.d.	n.d.	n.d.
C2-6	-23	0.124	1.68	3.85	0.019	n.d.	n.d.	n.d.
C2-7	-27	0.121	1.73	3.27	0.017	n.d.	n.d.	n.d.
C2-8	-31	0.156	2.61	3.38	0.025	n.d.	n.d.	n.d.
C2-9	-35	0.192	2.52	3.25	0.043	n.d.	n.d.	n.d.
C1-1	-5	0.061	0.43	1.84	0.012	n.d.	n.d.	n.d.
C1-2	-7	0.071	1.07	2.72	0.016	n.d.	n.d.	n.d.
C1-3	-9	0.059	0.77	3.03	0.019	n.d.	n.d.	n.d.
C1-4	-11	0.093	2.10	3.57	0.019	n.d.	n.d.	n.d.
C1-5	-13	0.087	0.99	4.28	0.016	n.d.	n.d.	n.d.
C1-6	-15	0.099	1.14	3.37	0.017	n.d.	n.d.	n.d.
C1-7	-19	0.103	1.27	3.37	0.019	n.d.	n.d.	n.d.
C1-8	-23	0.110	1.33	3.92	0.023	n.d.	n.d.	n.d.
C1-9	-27	0.172	3.92	3.19	0.027	n.d.	n.d.	n.d.
C1-10	-31	0.116	2.87	3.40	0.020	n.d.	n.d.	n.d.
C1-11	-35	0.153	3.72	3.14	0.052	n.d.	n.d.	n.d.
C1-12	-41	0.167	3.02	3.03	0.041	n.d.	n.d.	n.d.
C5-1	-5	0.148	0.22	1.49	0.015	n.d.	n.d.	n.d.
C5-2	-9	0.231	0.66	2.37	0.025	n.d.	n.d.	n.d.
C5-3	-13	0.229	0.86	2.36	0.021	n.d.	n.d.	n.d.
C5-4	-17	0.276	0.30	3.19	0.058	n.d.	n.d.	n.d.
C5-5	-31	3.255	0.28	3.64	0.176	n.d.	n.d.	n.d.
mean		0.209	1.63	2.74	0.029			
Min		0.027	0.22	1.13	0.008			
Max		3.255	3.92	4.28	0.176			
Median		0.124	1.30	2.94	0.020			
Stdev		0.510	1.08	0.81	0.029			
CV		2.45	0.66	0.30	1.00			

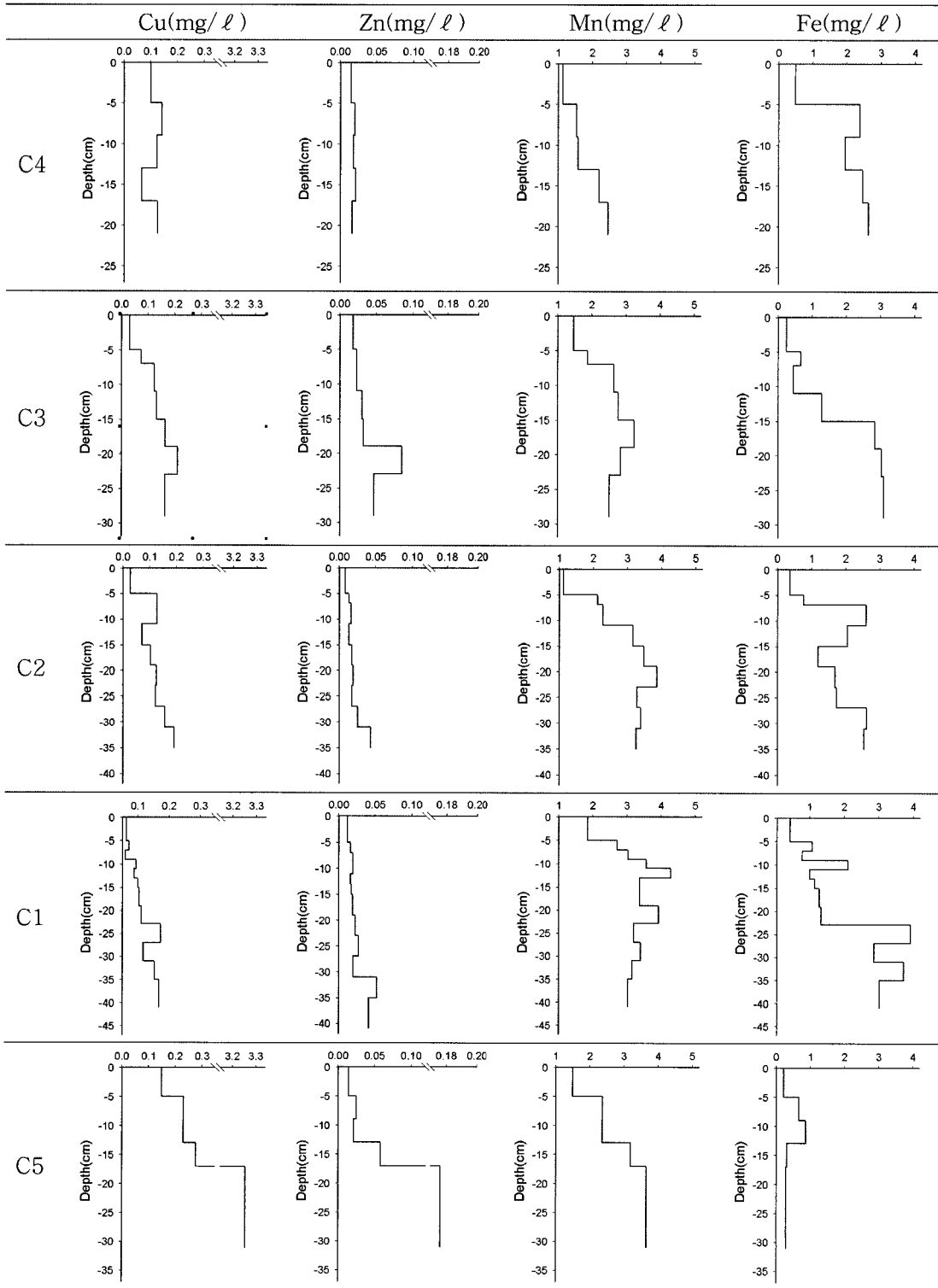


Fig. 4. Trace element concentrations of interstitial water within core sediments of Hoidong reservoir (mg/l).

2). 철의 경우에는 가장 함량이 높은 코아시료는 4번코아 이었으며, 4번>1번>2번>3번>5번의 순서이었다. 회동저수지 입구보다 회동저수지 내부에서 채취한 퇴적물의 간극수에서 검출된 철 함량이 상대적으로 낮았다. 구리의 경우, 5번 코아시료에서 가장 높은 함량을 보였으며, 5번>3번>2번>1번=4번의 순으로 낮은 함량을 보였다(Table 2). 간극수 중 아연 함량은 5번 코아시료에서 가장 높은 함량을 기록하였으며, 5번>3번>1번>2번=4번의 순으로 낮아졌다. 구리의 경우, 회동저수지 입구에서 채취한 코아의 간극수보다 회동저수지 내부에서 채취한 코아의 간극수의 구리 함량이 상대적으로 높은 것으로 나타났다. 아연의 경우에는 회동저수지 입구와 내부에서 채취한 코아시료의 함량이 유사한 것으로 나타났다(Table 2). 이러한 결과로 보면 회동저수지 입구에서 채취한 시료의 간극수에서는 철 함량이 높은 반면, 회동저수지 내부에서 채취한 시료의 간극수에는 망간과 구리함량이 높았으며, 아연은 입구와 내부 지역에서 유사한 함량을 보이는 것으로 나타났다. 한편 변동계수(CV, coefficient variation) 값을 보면 시료채취 위치 및 깊이별 함량 차이가 큰 원소는 구리 이었으며, 아연 함량도 변화가 현저한 것으로 나타났다. 그러나 철과 망간은 위치 및 깊이별 함량변화가 작은 것으로 판단된다(Table 2).

간극수에 용해된 아연 함량은 회동저수지 입구 및 내부에서 채취한 코아시료 모두 일반적으로 퇴적층의 깊이에 따라 증가되는 경향이 뚜렷하였다. 특히, 코아시료에 따라 17-31cm 이하의 깊이에서 간극수에 용해된 아연 함량이 갑자기 증가하는 경향이 공통적으로 관찰되었다(Fig. 4). 구리의 경우에도 아연과 마찬가지로 시료채취 위치에 상관없이 회동저수지 입구 및 내부지역 모두 퇴적층의 깊이가 증가할수록 간극수 중 구리 함량도 현저하게 증가되는 경향이 관찰되었으며, 특히 5번 코아시료에서 원지반 토양으로 추정되는 깊이부터 용존 함량이 급격하게 증가하였다(Fig. 4). 코아시료 5의 경우를 제외하면, 간극수에 용해된 철 함량의 수직적 분산 특성은 아연과 유사하게 퇴적물의 깊이에 따라 증가하였으며, 코아시료에 따라 5-9 cm 이하의 깊이에서부터 간극수 중 용해된 철 함량이 뚜렷하게 증가하였다(Fig. 4). 간극수의 망간 함량은 코아시료에 따라 분산특성의 차이가 있음이 관찰되었으며, 깊이에 따라 용해된 망간 함량이 급격하게 증가하다가 일정 깊이 이하에서는 함량 변화가 일정하거나 다소 감소하는 경향이 있었다(Fig. 4). 이러한 결과를 종합하면, 간극수에 용해된 아연, 구리, 철 및 망간 원소는

퇴적물과 물과의 경계부분으로 확산되고 있음을 지시하고 있으며, 이러한 결과는 Lee *et al.*(1997b)의 연구 결과와도 일치된다. 따라서 퇴적층의 상부로 확산된 용존 미량원소는 회동저수지의 수질을 영향을 주거나 혹은 퇴적층 상부에 침전된 철과 망간 산화광물에 의하여 흡착되는 것으로 해석된다. 실제로 이러한 결과는 이번 연구결과인 회동저수지에서 채취한 코아의 퇴적물에서 관찰되는 표면집적(surface enrichment) 현상 및 이에 대한 연속추출 결과와 일치된다.

3.4. 미량원소의 지구화학적 존재형태의 수직적 특성

회동저수지 내부에서 채취한 1번 및 5번 코아시료를 대상으로 아연, 망간, 구리 및 철의 수직적인 지구화학적 존재형태의 변화를 관찰하였으며, 철의 탄산염광물수반(FII : carbonate fraction) 형태를 제외하면 1번과 5번의 각 원소의 수직적인 지구화학적 존재형태는 일치하였다. 각 원소의 총함량 대비 존재형태 단계별 용출함량의 비율을 보면, 아연은 주로 잔류형태(FV: residual fraction)(전체 함량의 37.7-66.6%, 평균 43.7%), 비정질산화광물형태(FIII : reducible fraction)(전체 함량의 19.1-38.2%, 평균 31.7%) 및 탄산염광물수반형태(전체 함량의 3.4-17.5%, 평균 12.5%)로 수반되는 것으로 나타났으며, 이들 형태로 존재하는 아연 함량은 전체 함량의 약 88%이었다. 이외 양이온교환형태(FI : exchangeable fraction)와 유기물 및 황화광물수반형태(FIV: organic and sulfide fraction)로 수반되는 아연 함량도 전체 함량의 평균 6.1%(각각 1.2-10.4% 및 5.4-6.9%)이었다. 한편, 이런 결과는 7번국도 도로변퇴적물의 아연함량의 51.4%가 비정질산화광물형태인 결과와는 상이한 결과이었으나, 7번국도 도로변퇴적물의 아연의 존재형태 연구에서도 전체 함량의 약 94%가 FV, FIII 및 FII로 존재한다는 결과 및 서울시 도로변 퇴적물의 아연 존재형태 연구결과와도 잘 일치된다(Lee *et al.*, 2005b; Lee *et al.*, 2006). 이러한 결과를 종합하면 도로변 퇴적물과 호수 및 저수지 등 호저퇴적물에 함유된 아연의 주요 지구화학적 존재형태는 잔류형태, 비정질산화광물형태 및 탄산염광물형태인 것임을 알 수 있다. 망간은 주로 잔류형태(전체 함량의 23.9-49.4%, 평균 40.0%) 및 양이온교환형태(전체 함량의 17.9-30.7%, 평균 26.7%)와 수반되었으며, 탄산염광물수반형태와 비정질산화광물형태로 수반되는 망간도 전체함량의 각각 평균 13.1%(2.3-23.9%)와 17.8%(12.4-32.5%)이었다. 특히 다른 원소와는 다르게 양이온교환형태로 존재하는 망간 함량의 비

Table 3. Chemical partitioning of trace metals(%) for core sediments of Hoidong reservoir.

	Depth (cm)	FI(%)	FII(%)	FIII(%)	FIV(%)	FV(%)	
Zn	C1-1	-5	1.96	15.75	38.20	6.34	37.75
	C1-2	-7	2.69	17.48	35.57	6.35	37.90
	C1-3	-9	3.81	15.68	32.90	6.91	40.70
	C1-4	-11	3.84	14.45	37.00	6.36	38.35
	C1-5	-13	5.10	13.37	35.84	6.33	39.37
	C1-6	-15	6.28	13.56	33.46	5.83	40.86
	C1-7	-19	7.87	12.36	33.18	5.36	41.24
	C1-8	-23	9.87	12.04	30.19	6.16	41.75
	C1-9	-27	10.39	11.60	29.26	5.71	43.03
	C1-10	-31	8.22	13.36	29.70	6.11	42.61
	C1-11	-35	10.03	12.03	26.16	5.63	46.16
	C1-12	-41	10.24	10.03	25.83	5.91	47.99
C5	C5-1	-5	1.24	15.86	35.99	6.41	40.51
	C5-2	-9	4.37	12.17	35.40	5.88	42.18
	C5-3	-13	5.18	10.73	31.19	6.31	46.58
	C5-4	-17	6.81	8.51	29.56	6.07	49.05
	C5-5	-31	5.40	3.45	19.09	5.42	66.63
Mn	C1-1	-5	21.59	23.81	21.04	2.17	31.39
	C1-2	-7	26.82	19.49	19.45	2.33	31.91
	C1-3	-9	17.90	23.01	32.51	2.68	23.90
	C1-4	-11	28.73	15.27	18.84	2.51	34.65
	C1-5	-13	29.97	12.76	17.31	2.51	37.44
	C1-6	-15	30.71	11.74	16.43	2.42	38.70
	C1-7	-19	30.28	10.01	15.48	2.30	41.94
	C1-8	-23	29.35	9.04	14.18	2.76	44.67
	C1-9	-27	26.52	8.83	12.94	2.63	49.08
	C1-10	-31	28.05	10.33	13.90	2.62	45.10
	C1-11	-35	27.15	9.70	12.41	2.52	48.21
	C1-12	-41	29.01	9.52	14.39	2.64	44.44
C5	C5-1	-5	23.34	23.89	20.13	2.04	30.61
	C5-2	-9	28.06	13.90	17.42	2.09	38.53
	C5-3	-13	29.05	11.21	14.25	2.09	43.40
	C5-4	-17	27.63	7.73	13.08	2.13	49.44
	C5-5	-31	20.23	2.35	29.15	2.37	45.90
Cu	C1-1	-5	1.40	0.00	9.45	42.70	46.45
	C1-2	-7	1.53	12.37	15.21	42.01	28.88
	C1-3	-9	2.28	0.00	7.35	49.16	41.21
	C1-4	-11	1.99	7.66	12.85	45.87	31.63
	C1-5	-13	2.56	8.44	13.54	41.97	33.49
	C1-6	-15	3.67	8.53	11.88	41.84	34.07
	C1-7	-19	4.93	12.07	15.40	35.21	32.38
	C1-8	-23	6.54	0.00	13.57	43.74	36.15
	C1-9	-27	6.25	13.63	13.62	37.89	28.60
	C1-10	-31	4.85	12.69	16.65	37.37	28.46
	C1-11	-35	6.54	14.07	14.54	36.58	28.27
	C1-12	-41	8.84	15.59	14.05	39.03	22.49
C5	C5-1	-5	1.51	9.34	10.55	42.68	35.92
	C5-2	-9	3.78	12.90	12.88	39.81	30.64
	C5-3	-13	5.09	13.95	12.89	39.19	28.88
	C5-4	-17	11.57	28.41	13.61	35.61	10.80
	C5-5	-31	19.66	25.29	38.38	10.45	6.22

Table 3. Continued.

		Depth (cm)	FI(%)	FII(%)	FIII(%)	FIV(%)	FV(%)
Fe	C1-1	-5	0.00	2.17	23.29	1.88	72.66
	C1-2	-7	0.00	2.16	23.22	2.01	72.61
	C1-3	-9	0.01	2.81	22.08	2.24	72.86
	C1-4	-11	0.01	1.75	23.41	2.14	72.68
	C1-5	-13	0.02	2.13	22.36	2.00	73.49
	C1-6	-15	0.05	1.92	22.84	1.82	73.37
	C1-7	-19	0.08	2.42	23.41	1.63	72.46
	C1-8	-23	0.11	2.17	22.75	1.88	73.10
	C1-9	-27	0.14	2.62	22.42	1.82	72.99
	C1-10	-31	0.07	2.55	22.61	1.90	72.86
	C1-11	-35	0.14	2.63	22.50	1.67	73.05
	C1-12	-41	0.17	2.98	24.75	1.79	70.31
	C5-1	-5	0.00	2.47	20.32	1.80	75.40
	C5-2	-9	0.02	1.80	20.50	1.61	76.08
	C5-3	-13	0.05	1.53	20.02	1.82	76.58
	C5-4	-17	0.04	1.66	22.36	1.29	74.64
	C5-5	-31	0.01	0.97	26.84	0.96	71.22

율이 높은 것은 물리화학적 환경변화가 발생할 경우 쉽게 용출되어 오염이 확산될 가능성이 상대적으로 높은 것임을 지시한다. 이외 유기물 및 황화광물 수반형태와 수반된 망간 함량은 전체함량의 약 2.4%(2.0-2.8%)이었다(Table 3).

호저퇴적물의 깊이별 아연과 망간의 존재형태는 양이온교환형태와 잔류형태의 비율이 퇴적층의 깊이가 증가됨에 따라 증가하였으나, 탄산염광물 수반형태, 비정질산화광물형태 및 유기물 및 황화광물 수반형태로 존재하는 형태는 감소하였다(Fig. 5). 퇴적층의 깊이가 증가할수록 양이온교환형태로 수반된 아연 및 망간 함량이 증가하는 것은 간극수의 용존 아연 및 망간 함량의 수직적 분산특성과 유사한 결과이다(Fig. 4). 또한 간극수 중 용존 아연 및 망간 함량과 양이온교환형태로 존재하는 아연 및 망간 함량을 비교한 결과, 뚜렷한 경향을 보이지 않았지만, 간극수 중 용존 아연 및 망간 함량과 퇴적물 중 비정질산화광물수반형태의 함량을 비교한 결과 뚜렷한 역의 상관관계를 보이고 있다(Fig. 6). 이런 결과는 회동저수지에서 퇴적층의 깊이가 증가함에 따라 탄산염광물, 비정질 산화광물 및 유기물 형태로 존재하는 아연과 망간이 용해되어 양이온교환형 및 잔류광물로 존재하는 형태로 변형(transformation) 되고 있음을 지시한다. 한편, 구리를 제외하면 이번 연구결과, 회동저수지 바닥에서 채취한 퇴적물의 최상부층에 함유된 미량원소 함량이 가장 높은 표면집적 현상이 관찰되었으며, 연속추출결과에서 비정질산화광물

형태와 탄산염광물 수반형태에 기인된 것으로 확인되었다. 이런 결과를 간극수의 미량원소 수직적 분산특성과 종합하여 해석하면, 간극수에 용해된 미량원소가 확산을 통하여 퇴적층의 상부로 이동하며, 퇴적층 상부에서 비정질 철 및 망간 산화광물과 탄산염광물에 의하여 흡착되어 집적되고 있음을 지시하고 있다.

구리의 경우, 주로 유기물 및 황화광물 수반형태(전체 함량의 10.4-49.2%, 평균 38.9%)와 잔류형태(전체 함량의 6.2-46.4%, 평균 29.7%)로 수반되는 것으로 나타났다으며, 이들 형태로 존재하는 구리 함량은 전체 함량의 약 68.6%에 이르는 것으로 나타났다. 퇴적물에 함유된 구리의 주요 존재형태가 FIV와 수반되는 특징은 주암댐 호저퇴적물에서 나타난 결과(Lee *et al.*, 2006) 및 다른 도로변 퇴적물을 대상으로 연구한 결과와도 잘 일치된다(Lee *et al.*, 1997a; Wang *et al.*, 1998; Banerjee *et al.*, 2003; Lee *et al.*, 2005b). 이의 비정질산화광물형태(전체 함량의 7.3-38.4%, 평균 14.5%), 탄산염광물수반형태(전체 함량의 0.0-28.4%, 평균 11.5%) 및 양이온교환형태(전체 함량의 1.4-19.7%, 평균 5.5%)의 순으로 수반되었다(Table 3). 퇴적물의 깊이에 따라 양이온교환형태, 탄산염광물수반형태 및 비정질산화광물형태로 수반되는 비율이 증가하는 반면에 유기물 및 황화광물 수반형태와 잔류형태로 존재하는 비율은 감소하는 경향이 관찰되었다(Fig. 5). 특히 5번 코어시료의 경우에는 원지반 토양으로 추정되는 퇴적층의 경우(약 13-31cm 구간) 양이온교환형태, 탄산

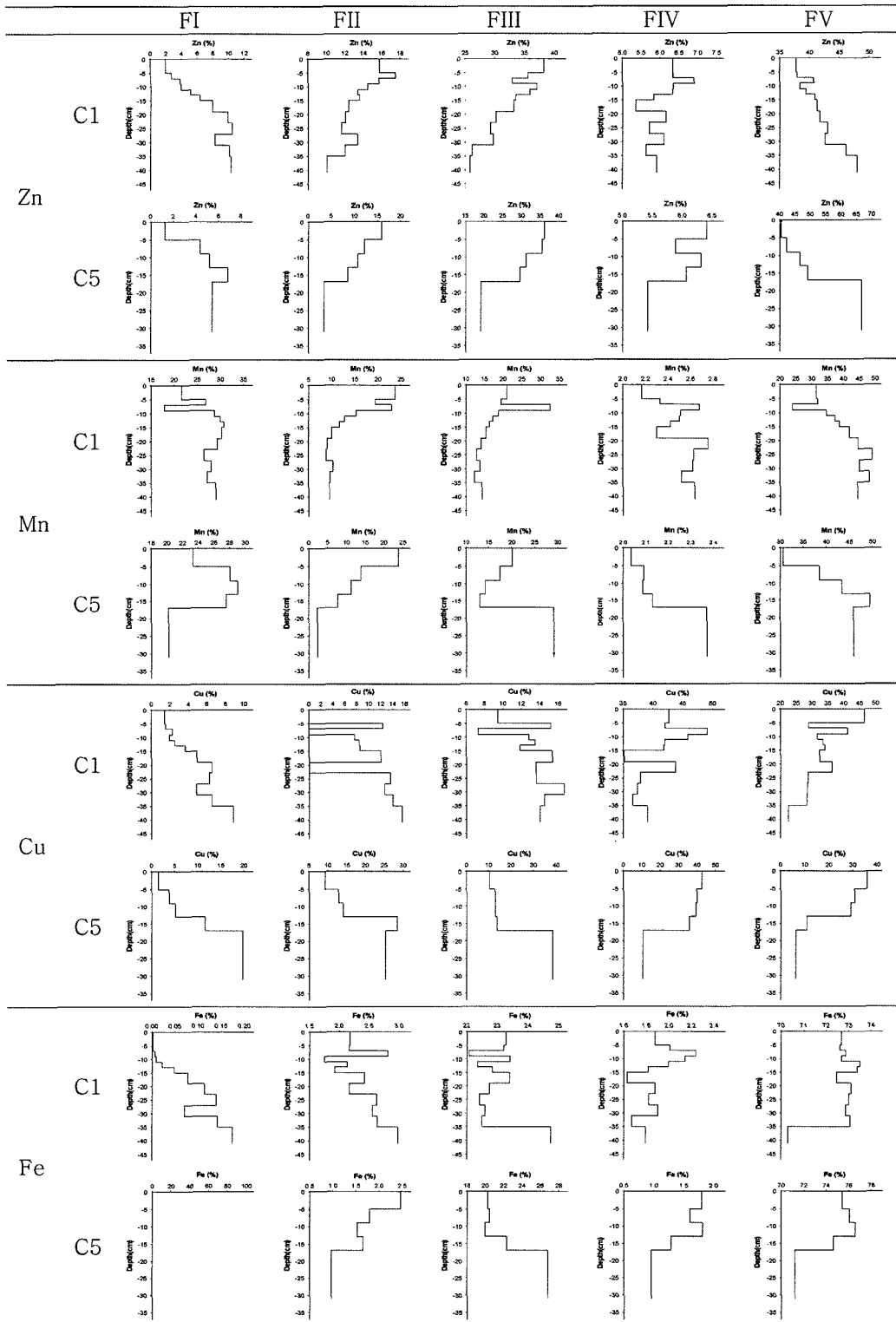


Fig. 5. Solid phase partitioning of trace metals in different size fractions of core sediments from Hoidong reservoir.

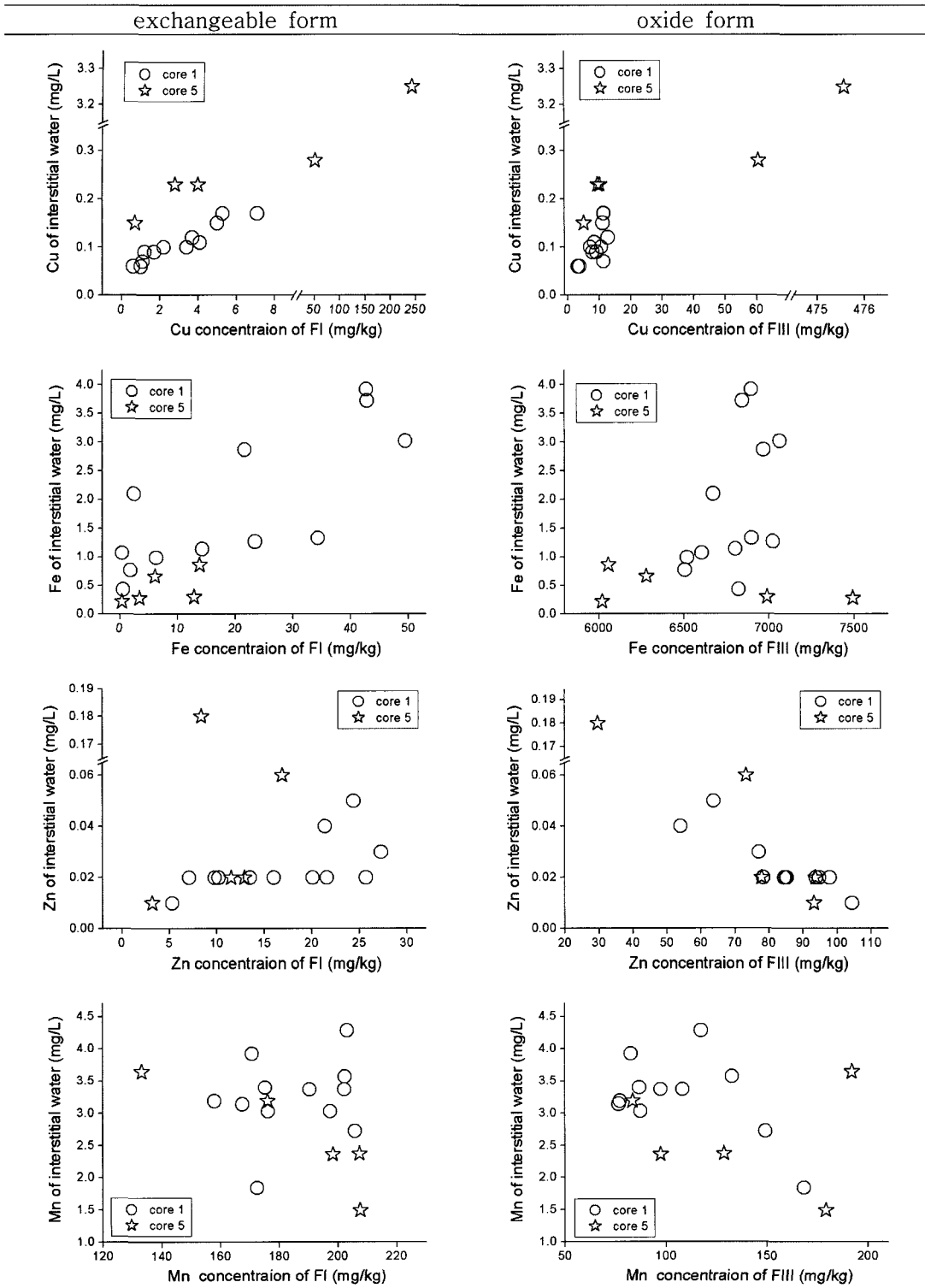


Fig. 6. Correlations between trace element concentrations of interstitial water and solid phase partitioning of trace metals in different size fractions of core sediments.

염광물수반형태 및 비정질산화광물형태로 수반되는 비율이 전체 구리 함량의 약 83.4%를 차지하는 것으로 나타났다(Table 3). 간극수 중 용존 구리 함량 대비 퇴적물 중 양이온교환형태로 존재하는 구리 함량 및 간극수 중 용존 구리 함량대비 퇴적물 중 비정질산화광물로 존재하는 구리 함량을 비교한 결과, 뚜렷한 정의 상관관계를 보이고 있다(Fig. 6). 이런 결과는 회동저수지 퇴적층의 간극수에 함유된 구리 함량이 퇴적층의 깊이에 따라 증가되고, 특히 원지반토양에 가까워질수록 용존 구리함량이 크게 증가되는 현상과 일치된 결과이다.

철의 경우에는 주로 잔류형태(전체 함량의 70.3-76.6%, 평균 73.3%)로 존재하는 것으로 나타났으며, 비정질산화광물형태로 존재하는 철 함량은 전체 함량의 20.0-26.8%(평균 22.7%)인 것으로 나타났다. 이외, 소량만이 탄산염광물수반형태(전체 함량의 1.0-3.0%, 평균 2.2%)와 유기물 및 황화광물 수반형태(전체 함량의 1.0-2.2%, 평균 1.8%)로 수반된 것으로 분석되었다(Table 3). 특히 회동저수지 축조 후 퇴적된 퇴적물보다 원지반 토양인 것으로 추정되는 깊이에서 채취된

시료에서는 비정질산화광물형태로 수반되는 철 함량이 증가하는 경향이 관찰되었다(Fig. 5). 간극수 중 용존 철 함량 대비 퇴적물 중 양이온교환형태로 존재하는 철 함량을 비교한 결과, 뚜렷한 정의 상관관계가 관찰되었다. 그러나 간극수 중 용존 철 함량대비 퇴적물 중 비정질산화광물로 존재하는 철 함량은 상관관계가 뚜렷하지 않았다(Fig. 6).

3.5. 미량원소의 호저퇴적물-간극수 분산특성

모든 코아시료의 깊이별 퇴적물의 총함량과 간극수에 용해된 함량을 비교한 결과, 아연과 망간의 분산특성은 간극수와 퇴적물에서 검출된 함량이 서로 역의 상관관계를 보이고 있는 것으로 나타났다(Fig. 7). 이는 코아시료의 깊이에 따라 퇴적물의 함량은 감소하는 데 반해 간극수 중의 용존 함량은 증가하는 것으로 볼 때 회동저수지 퇴적층 하부에서 아연과 망간을 함유한 오염물질의 용해반응에 기인하는 것으로 추정된다. 또한 구리의 경우에는 아연과 망간과는 달리 양의 상관관계를 보이고 있으며(Fig. 7), 이는 회동저수지로 유입된 부유물질이 퇴적된 퇴적층보다 원지반 토양의 구리 함량이 현

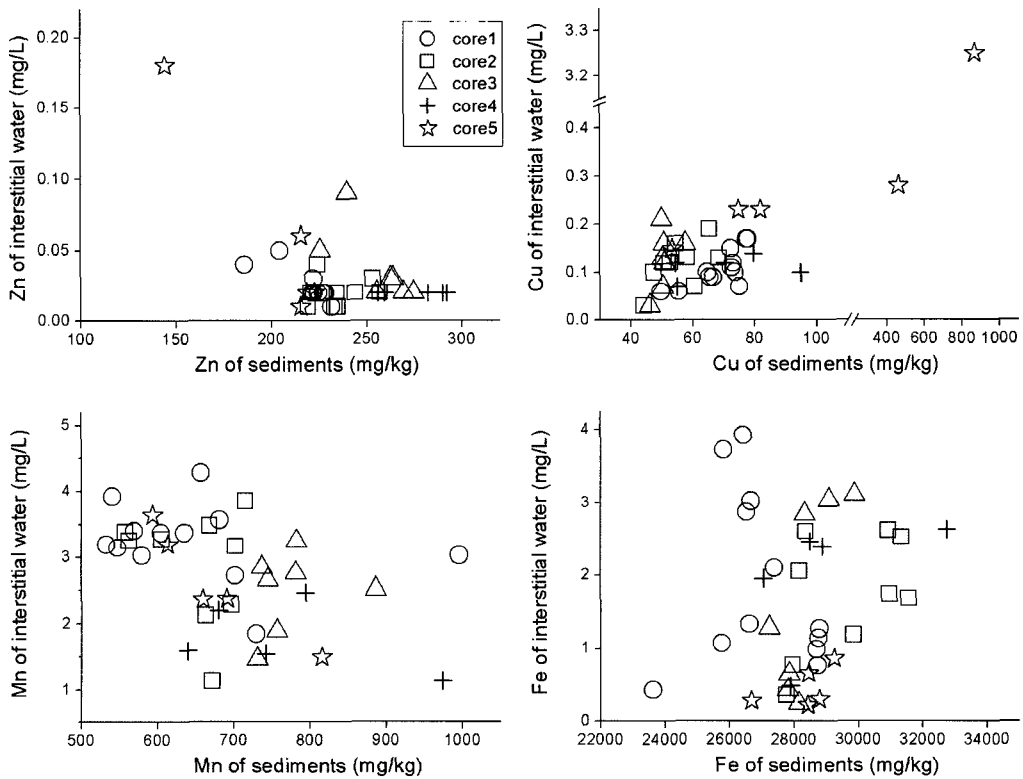


Fig. 7. Correlations between trace element concentrations of interstitial water and core sediments.

저하게 높은 것에 기인하여 퇴적층 하부로 갈수록 퇴적물의 함량과 간극수 중 용존 함량이 모두 높게 나타나는 것으로 해석된다. 그러나 퇴적물과 간극수 중 철 함량과의 상관관계는 없는 것으로 확인되었다.

퇴적 후 간극수와 퇴적물의 화학적 반응에 따른 퇴적물-간극수 미량원소의 분산특성을 겔보기분산계수 (apparent distribution coefficient: $K_D=[MS]/[ML]$)을 이용하여 추정하였다. 여기서 [MS]과 [ML]은 각각 퇴

Table 4. log K_D values of trace elements for core sediments from Hoidong reservoir.

	depth (cm)	log[K_D] Cu	log[K_D] Zn	log[K_D] Fe	log[K_D] Mn
C4-1	-5	2.98	4.29	4.76	2.94
C4-2	-9	2.75	4.15	4.08	2.68
C4-3	-13	2.65	4.15	4.14	2.61
C4-4	-17	2.93	4.09	4.06	2.49
C4-5	-21	2.76	4.26	4.10	2.51
C3-1	-5	3.17	4.17	5.07	2.70
C3-2	-7	2.83	4.08	4.63	2.61
C3-3	-11	2.62	4.05	4.81	2.45
C3-4	-15	2.58	3.94	4.33	2.45
C3-5	-19	2.49	3.92	4.00	2.38
C3-6	-23	2.38	3.45	3.98	2.41
C3-7	-29	2.54	3.68	3.98	2.55
C2-1	-5	3.21	4.46	4.89	2.78
C2-2	-7	2.66	4.23	4.56	2.50
C2-3	-11	2.74	4.14	4.04	2.49
C2-4	-15	2.94	4.26	4.14	2.35
C2-5	-19	2.67	4.14	4.40	2.28
C2-6	-23	2.61	4.11	4.27	2.27
C2-7	-27	2.64	4.18	4.25	2.27
C2-8	-31	2.54	4.01	4.07	2.22
C2-9	-35	2.53	3.72	4.09	2.24
C1-1	-5	2.91	4.29	4.74	2.60
C1-2	-7	3.02	4.15	4.38	2.41
C1-3	-9	2.97	4.08	4.57	2.52
C1-4	-11	2.85	4.08	4.12	2.28
C1-5	-13	2.88	4.15	4.46	2.19
C1-6	-15	2.82	4.12	4.40	2.28
C1-7	-19	2.85	4.07	4.35	2.25
C1-8	-23	2.82	3.99	4.30	2.14
C1-9	-27	2.66	3.91	3.83	2.22
C1-10	-31	2.80	4.04	3.97	2.22
C1-11	-35	2.67	3.59	3.84	2.24
C1-12	-41	2.67	3.66	3.95	2.28
C5-1	-5	2.56	4.17	5.12	2.74
C5-2	-9	2.51	3.96	4.64	2.47
C5-3	-13	2.55	4.02	4.53	2.45
C5-4	-17	3.22	3.57	4.98	2.28
C5-5	-31	2.43	2.91	4.98	2.21
mean		2.75	4.01	4.36	2.42
Min		2.38	2.91	3.83	2.14
Max		3.22	4.46	5.12	2.94
Median		2.71	4.08	4.31	2.41
Stdev		0.21	0.28	0.36	0.19
CV		0.08	0.07	0.08	0.08

적물에 함유된 미량원소 함량과 간극수에서의 용해된 미량원소 함량을 나타내며, K_D 값은 자연로그(log)로 표시하였다. 간극수의 철 함량은 콜로이드 형태로 존재하는 함량이 많은 것으로 알려져 있으므로 철의 겔보기 분산계수 값을 계산하지 않았다(Lee *et al.*, 1997b). 간극수에서 납, 니켈 및 카드뮴 함량이 검출되지 않았으므로 이들 원소의 겔보기분산계수 값을 계산할 수 없었으며, 퇴적 후 간극수에 이온형태로 존재하기 보다는 퇴적물에 흡착 혹은 미량성분으로 존재하는 것으로 추정된다. 1번 및 5번 코아시료를 대상으로 계산한 아연, 구리, 망간 및 철의 겔보기분산계수값은 각각 2.91-4.46(평균 4.01), 2.38-3.22(평균 2.75), 2.14-2.94(평균 2.42) 및 3.83-5.12(평균 4.36)이었다(Table 4). 겔보기분산계수 값을 이용한 각 미량원소의 상대적인 이동도(mobility)를 추정하면 납, 니켈, 카드뮴은 입자형태(particulate)로 수반되고 이동도가 높은 순서로 표시하면 망간>구리>아연>철임을 지시한다.

4. 결 론

회동저수지 호저 퇴적물 내 미량원소의 평균 총합량은 아연 232±30.8 mg/kg, 구리 119±272 mg/kg, 납 58.4±4.1 mg/kg, 니켈 15.7±3.3 mg/kg 및 카드뮴 1.6±0.3 mg/kg이었다. 미량원소 총합량은 공간적으로 저수지 입구에서 내부로 갈수록 함량이 감소하는 경향이 관찰되었다. 코아시료의 깊이에 따라 망간, 납 및 아연 함량은 일반적으로 감소하며, 구리, 철 함량은 증가하는 경향을 보이고 있다. 이는 회동저수지에 유입된 오염된 입자상 물질의 퇴적작용의 차이에 따라 원소의 분산특성 차이가 있다는 것을 지시한다. 원지반 토양과 퇴적물의 미량원소 함량을 비교한 결과, 구리 함량은 원지반 토양에서 더 높은 함량을 보인 반면에, 아연, 납, 망간 및 철은 회동저수지로 유입되는 부유물 질에서 함량이 더 높았다. 이들 원소는 회동저수지로 유입되는 토사 등 부유물질에 의해 집적현상이 발생하는 것임을 지시한다. 간극수에 용해된 원소의 함량은 철>망간>구리>납의 순으로 낮으며, 코아시료의 상부에서 하부로 갈수록 증가하는 경향이 관찰되었다. 이는 퇴적층 상부 및 지표수와 퇴적물의 경계부분으로 확산되고 있음을 지시한다. 호저퇴적물의 깊이별 아연과 망간의 존재형태는 퇴적층의 깊이가 증가됨에 따라 FI와 FV의 비율이 증가하였으나, FII, FIII 및 FIV는 감소하였다. 또한 FI으로 존재하는 미량원소 함량이 높을수록 간극수 중 미량원소 함량이 증가하는 경향이 관찰되었

다. 이는 회동저수지에서 퇴적층의 깊이가 증가함에 따라 FI, FIII 및 FIV로 존재하는 아연과 망간이 용해되어 FI 및 FV로 변형되고 있음을 지시한다. 구리의 경우, 퇴적물의 깊이에 따라 FI, FII 및 FIII 비율이 증가하는 반면에 FIV와 FV 비율은 감소하는 경향이 관찰되었다. 겔보기분산계수 값을 이용한 각 미량원소의 상대적인 이동도를 추정하면 망간>구리>아연>철이며 납은 입자형태로 수반되고 있음을 지시한다. 이러한 결과를 종합하면, 간극수에 용해된 아연, 구리, 철 및 망간 원소는 퇴적물과 물과의 경계부분으로 확산되고 있음을 지시하고 있으며 회동저수지의 수질을 영향을 주거나 혹은 퇴적층 상부에 침전된 철과 망간 산화광물에 의하여 흡착되는 것으로 해석된다. 구리를 제외하면, 회동저수지 바닥에서 채취한 퇴적물은 표면집적 현상이 관찰되었으며, 이는 연속추출결과 비정질산화광물형태와 탄산염광물 수반형태에 기인된 것으로 확인되었다.

사 사

이 연구는 한국지질자원연구원 기관고유사업인 “대도시 지질환경오염개선 관리기술 연구(부산지역), OAA2004020-2006(3)” 과제의 일환으로 수행되었습니

참고문헌

- Banerjee, A.D.K., 2003, Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India, *Environmental Pollution*, V. 123, p. 95-105.
- Belzile, N., Lecomte, P. and Tessier, A., 1989, Testing readsorption of trace elements during partial chemical extraction of bottom sediments, *Environmental Science and Technology*, V. 23, p. 1015-1020.
- Harrison, R.M., Laxen, D.P. and Wilson, S.J., 1981, Chemical associations of lead, cadmium, copper, and zinc in street dusts and roadside soils, *Environmental Science and Technology*, V. 15, p. 1378-1383.
- Hewitt, C.N. and Rashed, M.B., 1990, An integrated budget for selected pollutants for a major urban highway, *The Science of Total Environment*, V. 93, p. 375-384.
- Hursthouse, A.S., 2001, The relevance of speciation in the remediation of soils and sediments contaminated by metallic elements-an overview with specific examples from central Scotland, *Journal of Environmental Monitor.*, V. 3, p. 49-60.
- Kersten, M. and F?rstner, U., 1986, Chemical fractionation of heavy metals in anoxic estuarine and coastal sediment, *Water Science and Technology*, V. 18, p. 121-130.

- Kheboian, C. and Bauer, C.F., 1987, Accuracy of selective extraction procedures for metal speciation in model aquatic sediments, *Analytical Chemistry*, V. 59, p. 1417-1423.
- Lee, P.K., Baillif, P., Touray, J.C. and Ildefonse, J.P., 1997a, Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France, *The Science of Total Environment*, V. 201, p. 1-15.
- Lee P.K., Baillif P. and Touray J.C., 1997b, Geochemical behaviour and relative mobility of metals (Mn, Cd, Zn and Pb) in recent sediments of a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France, *Environmental Geology*, V. 32, p. 142-152.
- Lee, P.K. and Touray, J.C., 1998, Characteristics of polluted artificial soil localized on a motorway border and effects of acidification on the leaching behavior of heavy metals (Pb, Zn, Cd), *Water Research*, V. 32, p. 3425-3435.
- Lee P.K., Youm S.J., Shin Y.S., Chi S.J., Kim J.W., Oh C.W. and Kim S.O., 2005a, Vertical Distribution of Heavy Metal Concentrations in Sediment Cores and Sedimentation Rate Using ^{210}Pb Dating Technique in the Juam Reservoir, *The Journal of Korean Society of Soil and Groundwater Environment*, V. 10, p. 43-57.
- Lee, P.K., Yu, Y.H., Yun, S.T. and Bernhard Mayer, 2005b, Metal contamination and solid phase partitioning of metals in urban roadside sediments, *Chemosphere*, V. 60, p. 672-689.
- Lee P.K., Kang M.J., Youm S.J., Lee I.G., Park S.W. and Lee W.J., 2006, Trace Metal Contamination and Solid Phase Partitioning of Metals in National Roadside Sediments Within the Watershed of Hoidong Reservoir in Pusan City, *The Journal of Korean Society of Soil and Groundwater Environment*, v. 11, p. 20-34.
- Tessier, A., Campell, P.G.C. and Bisson, M., 1979, Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals, *Analytical Chemistry*, V. 51, p. 844-851.
- Wang, W.H., Wong, M.H., Leharne, S. and Fisher, B., 1998, Fractionation and biotoxicity of heavy metals in urban dusts collected from Hong Kong and London, *Environmental Geochemistry and Health*, V. 20, p. 195-198.
- Youm, S.J., Lee, P.K., Kang, M.J., Shin, S.C. and Yu, Y.H., 2004, Contamination Level and Behavior of Heavy Metals in Stream Sediments within the Watershed of Juam Reservoir, *Economic and Environmental Geology*, V. 37, p. 311-324.
- Youm, S.J., Lee, P.K., Yeon, K.H. and Kang, M.J., 2005, Heavy Metal Contamination in Roadside Sediments within the Watershed of the Hoidong Reservoir in Busan City, *Economic and Environmental Geology*, V. 38, p. 247-260.

2007년 8월 25일 원고접수, 2007년 10월 22일 게재승인.