Bull. Korean Fish. Soc. 27(5), 643~658, 1994 韓水誌, 27(5), 643~658, 1994

수영만 퇴적물의 퇴적속도와 중금속 오염

양한섭 · 김성수
부산수산대학교 해양학과

Pollution of Heavy Metals and Sedimentation Rate in the Sediments of Suyeong Bay, Pusan

Han-Soeb YANG and Seong-Soo KIM
Department of Oceanography, National Fisheries University of Pusan, Pusan 608-737, Korea

The sedimentary records of anthropogenic metal loads in the Suyeong Bay, Pusan were determined by combining the Pb-210 dating technique with the measurements of heavy metals in the sediment cores.

The sedimentation rates of sediment particles ranged from 0.12 to 0.20 $g/cm^2/yr$ or 2.4~4.0 mm/yr in accumulation rates. The lowest sedimentation rate was observed at station S3 which was characterized by a bottom with relatively low organic matter contents(e.g. TIL and TOC).

Heavy metals showed generally higher concentrations at station S1 and S2 near the mouth of the Suyeong River than at station S3 and the outmost station S4. The contents of copper, lead and zinc in the sediment cores especially from station S1 and S2 began to increase around 1930, and were at their highest levels in the 1960~1970 period as a result of increasing industrial activities. Concentrations of these heavy metals have slightly decreased since 1970, probably due to regulation of pollution discharge.

The natural background levels of copper, lead and zinc in the sediments of this bay ranged 18 ± 4 ppm, 28 ± 6 ppm and 74 ± 9 ppm, respectively, by averaging the contents in the sediment depths corresponding to periods between about 1900 and 1920 at the four stations. The total amounts of anthropogenic loads deposited in the sediments since about 1930 were estimated to be 9~291 $\mu g/cm^2$ for lead, 165~1122 $\mu g/cm^2$ for zinc and 20~208 $\mu g/cm^2$ for copper. These values were remarkably high at stations S1 and S2 relative to the other two stations. At stations S1 and S2, the anthropogenic loads of lead, copper and zinc constituted 29~30%, 32~42% and 28~35% of the total sedimentary inventories at the present day, respectively. These metal contents have a good correlation($r>0.7$) with each other and cadmium measurements also show a positive linear relation with nickel or total organic nitrogen.

* 이 논문은 1992년도 교육부지원 한국학술진흥재단의 지방대 육성과제 학술연구조성비에 의하여 연구된 결과의 일부임.

서 론

산업의 발달로 각종 공장이 건설되고, 인구가 집중화됨에 따라 산업폐수 및 가정하수가 대량 발생하고, 이들 오폐수는 하천을 통하거나 직접 해양으로 배출되므로 인하여 연안해역은 자정능력의 한계를 벗어나 심각한 환경오염 문제를 야기시켜왔다. 이를테면, 유기물 및 영양염류의 과량 유입으로 연안해역은 부영양화되거나 적조가 대량 발생하여 해수중의 용존산소를 고갈시키고 연안생태계를 파괴한다. 반면에, 해역으로 유입된 중금속원소의 대부분은 해수중 입자물질과 친화력이 크기 때문에 침강입자에 잘 흡착되어 해수로 부터 빨리 제거된다. 그러므로, 해수중 중금속원소의 체류시간은 매우 짧고, 그 농도도 극히 낮기 때문에 장기간 연속적인 농도측정과 미량분석이 동반되지 않고서는 중금속 오염의 역사를 파악하기 어렵다. 그러나, 대부분의 중금속원소는 해저퇴적물중에 잘 보존되므로 장기간의 시계열 측정자료가 없어도 퇴적물의 연대측정과 중금속원소의 수직농도분포로부터 연안해역의 인위적인 중금속 오염 기록을 알 수 있다(Bruland *et al.*, 1974; Lavelle *et al.*, 1986). 외국의 경우, 해저퇴적물중 중금속원소의 수직농도분포와 퇴적연대를 측정하여 연안해역의 중금속오염 진행과정에 대한 연구가 1970년대 초부터 활발히 진행되어 왔다(Matsumoto and Wong, 1977; Matsumoto and Yokota, 1978; Hoshika *et al.*, 1983; Hoshika and Shiozawa, 1984a; 1984b; 1985; 1986; 1988; Macdonald *et al.*, 1991; Presley, *et al.*, 1992; Zwolsman *et al.*, 1993).

우리나라 연안해역에서는 주로 마산만과 진해만의 중금속 오염에 관한 연구가 대부분이며, 또한 이들 연구는 해수중 중금속 농도의 단기적인 측정이거나 표층퇴적물에서만 중금속농도를 측정했다(이 등 1974; Lee and Lee, 1983; Hong *et al.* 1983; 이 등, 1986; Lee *et al.*, 1986; Choi *et al.*, 1992). 그러므로, 다른 해역과 비교하여 표층퇴적물중 중금속 오염의 정도는 파악할 수 있으나, 상세한 오염역사는 거의 알려져 있지 않다. 최근, Lee *et al.* (1988)은 마산내만과 울산만 외황강 하구의 2개 정점에서 퇴적연대와 퇴적물중 중금속원소의 수직농도분포를 측정하고, 이 두 해역은 1960년대부터 Cu, Pb, Zn이 오염되었다고 보고했다. 한편, 전국적으로 유명한 해운대 해수욕장과 광안리 해수욕장을 끼고 있는 수영만은 오래전부터 미역 등 해조류 증양식이 성행되어 왔으나, 1970년대 초부터 수질이 악화되어 해조류 생산량이 급격히 저하되었다. 수영만은 마산만, 진해만, 울산만과는 달리 만의 입구가 넓어 외해수와의 해수교환이 비교적 활발함에도 불구하고 최근 수영강과 만 주변에 있는 공장 및 주택가로부터 각종 오폐수가 대량 유입되어 수질은 물론 퇴적물 오염이 우려된다. 수영만에서는 김과 원(1974)이 양식미역, 모자반 및 해수중 Hg, Cd, Pb, Cu의 농도를 처음으로 측정 보고하였으며, 원과 이(1979)도 수영만 해수중 중금속원소의 주된 공급원과 그 오염정도에 대해 연구한 바 있다. 그러나, 수영만 퇴적물중 유기물 및 중금속의 수직농도분포특성과 오염역사에 대한 연구보고는 아직 없다. 따라서, 본 연구는 수영만의 4개 정점에서 채취한 주상퇴적물중 유기물질의 농도, ^{210}Pb 및 중금속원소들의 수직농도분포를 측정하여 과거 100여년 동안 입자물질의 퇴적속도와 중금속원소의 오염진행과정을 연구하였다.

재료 및 방법

부산 수영만의 4개 정점에서 1993년 5월에 내경이 5*cm*이고, 길이가 1*m*인 주상 채니기(sediment core sampler)를 사용하여 표층 30~40*cm*의 주상퇴적물을 채취 하였다. 퇴적물을 채취한 정점 S1과 S2는 수영강 하류에서 2~2.5*km* 떨어진 지점이고, 정점 S3는 동국제강이 위치한 용호만 밖의 지점이며, 정점 S4는 수심이 약 40*m*이고 비교적 만의 바깥쪽 지점이다(Fig. 1). 이들 4개 정점에서 채취한 해저퇴적물 주상시료는 밀봉한 후 동결 보관하였다가 약 2주일 후에 표층으로부터 2*cm* 간격으로 절단하였다. 이 퇴적물 시료 일정량을 취해 110℃에서 약 12시간 동안 건조시켜 함수율(water content)을 측정하고 나서, agate mortar로 파쇄하여 가루로 만든 다음 450℃에서 약 5시간 동안 회화(ashing)시켜 총강열감량(TIL)을 측정하였다. 또한, 건조시키지 않은 퇴적물 시료 일정량을 취해 62.5 μm(4ϕ) 표준체로 물체질을 하여 약식 입도분석을 행하였으며, 각 시료의 90% 이상이 니질(mud)이었다.

퇴적물 시료중 ^{210}Pb은 대체적으로 Koide *et al.* (1972)의 방법에 따라 분석하였다. 즉, 회화시킨 퇴적물시료 적당량(표층 10*cm*까지의 시료는 약 2*g*을 취하고, 그 이하의 깊이에서는 약 10*g*을 취함)을 취해 항량을 구하고 나서 6N HCl용액 약 50*ml*를 첨가하고 80~90℃로 약 12시간 동안 가

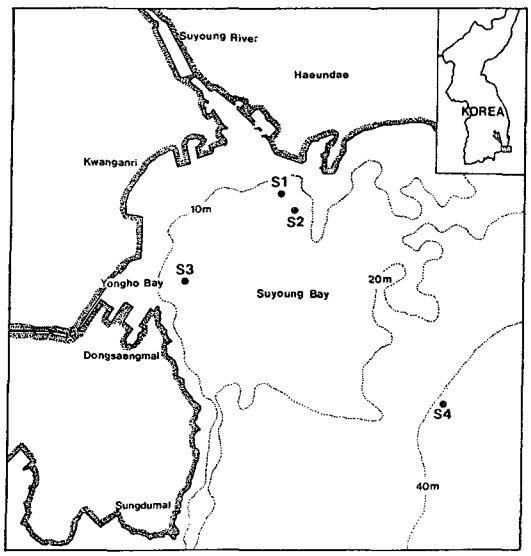

Fig. 1. Location of sediment core sampling sites in the Suyeong Bay, Pusan.

열하여 Pb을 용출시킨다. 이용액을 No. 5C 여과지로 여과하고 여액에 Pb^{2+} 담체(carrier) 70*mg*을 첨가하여 잘 혼합한 후 서서히 가열 건조시킨다. 건조시킨 후 남아 있는 잔사(residue)는 1.5N HCl용액 약 20*ml*에 녹인다. 이 용액을 미리 준비한 1.5N HCl 음이온교환칼럼(Dowex AG1×8 resin, 100~200 mesh, 1×15*cm* column)을 통과시켜 Pb을 분리 정제한다. Pb을 함유한 용액을 가열 건조시킨 다음, 남아 있는 유기물을 분해하기 위하여 2~3회에 걸쳐 진한 HNO_3 용액 소량을 첨가하고 가열 증발 건조시킨다. 이온교환수로 잔사를 녹인 후 진한 H_2SO_4용액을 첨가하고 용액을 가열하여 $PbSO_4$ 침전을 형성시킨다. 이 침전을 밀리포어 여과지로 여과한 후 건조시켜 항량을 구하고 Pb^{2+} 첨가량으로부터 화학적 수율을 계산한다. 이때, 퇴적물중에 함유되어 있던 Pb의 양은 첨가한 양의 1% 미만이기 때문에 화학적 수율의 계산에는 고려하지 않았다. 밀리포어 여과지상의 $PbSO_4$ 침전을 플라스틱 홀더에 고정시키고 엷은 셀로판지로 덮게를 하여 ^{210}Pb이 딸핵종인 ^{210}Bi(반감기 약 5일)와 방사평형이 되도록 약 30일 동안 방치한 다음 ^{210}Bi가 방출하는 베타입자를 low background beta counter로 측정하였다. 퇴적물시료중 ^{210}Pb의 농도는 취한 시료의 무게, 화학적 수율, ^{210}Bi의 베타입자 계수율(counts per min., cpm) 및 검출기의 계수효율(counting efficiency)로부터 계산하였다.

중금속원소의 농도측정을 위해 회화한 퇴적물시료 약 1*g*의 무게를 정확히 달고 테플론용기(teflon bomb)로 옮긴 다음 혼합산 용액(HF 6*ml*+HNO_3 3*ml*+$HClO_4$ 2*ml*)을 첨가하고 용기를 밀폐시킨다. 이 용기를 건조기에 넣어 약 5시간 동안 110℃로 유지하여 유기물을 분해시킨다. 용액을 가열 증발시키고 다시 혼합산 용액을 첨가하여 가열한다. 이러한 조작을 2회 이상 반복한 후 남아 있는 잔사는 여과하여 제거한 다음 여액을 중금속 측정용 시료로 사용하였다. 유기물 분해가 끝난 시료용액을 가열 건조시키고, 다시 진한 HNO_3용액 소량을 첨가하여 가열 증발시켜 남아 있는 HF용액을 완전히 제거한다. 잔사를 0.1N HCl용액으로 녹이고 일정한 부피로 희석시켜 원자흡광광도계(IL Model VIDEO 20)로 중금속을 측정하였다.

총유기탄소(TOC)와 총유기질소(TON)의 함량은 CHN분석기(Perkin-Elmer Model 2400)로 측정하였다. 즉, 동결 보관한 퇴적물 주상시료를 실온에서 녹인 다음 2*cm* 간격으로 절단하고, 이들 시료 4~5*g*을 취하였다. 이 시료에 1N HCl용액 약 25*ml*를 첨가하고, 유리막대로 잘 저으면서 약 50℃로 30분 동안 가열한다. 이때 $CaCO_3$는 용해되고 CO_3^{2-} 이온은 CO_2로 되어 휘발된다. 탄산이온을 제거한 후 잔사를 이온교환수로 헹구고 나서 원심분리를 한다. 상등액을 버리고 퇴적물 잔사를 60~65℃에서 건조하여 agate mortar로 파쇄한 다음 일정량을 취해 CHN 분석을 하였다.

결과 및 고찰

본 연구에서는 수영만 4개 정점에서 채취한 퇴적물 주상시료에 대해 수분함량, 총강열감량(TIL), 총유기탄소(TOC), 총유기질소(TON), ^{210}Pb 및 중금속(Fe, Mn, Pb, Zn, Co, Ni, Cu, Cd)을 측정하였으며, 각 성분의 농도는 Table 1과 Table 2에 제시하였다. 수분함량을 제외한 모든 성분들의 농도는 건조중량(dry weight)이며, ^{210}Pb의 측정오차는 방사능 계수오차이다.

퇴적속도(Sedimentation rate)

환경오염이 심각한 과거 약 100년간의 퇴적년대를 측정하기 위하여 Krishnaswami *et al.*(1971)에 의해서 반감기 22.2년인 천연방사성 핵종 ^{210}Pb이 처음으로 사용되었다. 그 후 연안퇴적물의 퇴적년대 측정에는 주로 이 ^{210}Pb 방법이 이용되어 왔으

Table 1. Concentrations of total ignition loss, total organic carbon, total organic nitrogen, C/N ratio and ^{210}Pb in four sediment cores from Suyeong Bay, Pusan(Unit: dry weight)

Depth (*cm*)	Water Content(%)	TIL (%)	TOC (%)	TON (%)	C/N	^{210}Pb (dpm/*g*)
Stn. S1						
0~ 2	69	7.81	1.53	0.18	8.5	11.66 ± 0.69
4~ 6	64	6.18	1.49	0.11	13.5	11.58 ± 0.72
8~10	58	9.11	2.12	0.17	12.5	14.13 ± 1.03
12~14	57	9.46	3.38	0.23	14.7	6.54 ± 0.61
16~18	59	8.80	0.93	0.09	10.3	5.17 ± 0.35
20~22	58	7.13	1.06	0.13	8.2	1.82 ± 0.19
24~26	56	5.73	0.72	0.06	12.0	1.98 ± 0.17
28~30	57	6.99	0.67	0.07	9.6	2.78 ± 0.18
32~34	55	6.16	0.78	0.09	8.7	2.23 ± 0.24
36~38	54	6.69	0.65	0.08	8.1	1.82 ± 0.18
Stn. S2						
0~ 2	71	7.94	1.63	0.53	3.1	14.89 ± 1.31
4~ 6	64	6.11	1.74	0.51	3.4	15.70 ± 1.37
8~10	58	8.11	1.77	0.29	6.1	8.49 ± 0.80
12~14	56	6.58	1.33	0.37	3.6	7.61 ± 0.62
16~18	57	7.84	1.65	0.38	4.3	4.64 ± 0.36
20~22	55	5.66	1.08	0.21	5.1	4.51 ± 0.36
24~26	54	5.57	1.09	0.18	6.1	3.14 ± 0.36
28~30	55	3.94	1.00	0.36	2.8	2.78 ± 0.25
32~34	53	6.99	0.87	0.13	6.7	1.82 ± 0.13
Stn. S3						
0~ 2	67	5.12	0.68	0.09	7.6	7.95 ± 0.45
4~ 6	63	6.28	0.93	0.13	7.2	7.41 ± 0.63
8~10	58	5.21	0.99	0.21	4.7	6.32 ± 0.60
12~14	57	7.06	0.93	0.37	2.5	4.84 ± 0.34
16~18	55	6.21	0.58	0.28	2.1	2.32 ± 0.22
20~22	56	6.35	0.82	0.51	1.6	2.10 ± 0.22
24~26	53	4.70	0.72	0.22	3.3	1.48 ± 0.12
Stn. S4						
0~ 2	65	8.73	1.92	0.45	4.3	16.59 ± 1.36
4~ 6	64	9.42	2.36	0.32	7.4	16.71 ± 1.40
8~10	56	9.97	1.63	0.16	10.2	20.23 ± 1.73
12~14	57	8.50	1.27	0.13	9.8	12.51 ± 0.73
16~18	53	8.12	1.04	0.09	11.6	13.00 ± 0.99
20~22	54	6.66	0.74	0.04	18.5	9.05 ± 0.70
24~26	56	5.96	0.96	0.11	8.7	6.15 ± 0.36
28~30	52	7.88	1.26	0.05	25.2	8.41 ± 0.59
32~34	55	5.56	1.22	0.10	12.2	8.30 ± 0.56
36~38	52	9.01	1.15	0.18	6.4	2.79 ± 0.28

Table 2. Concentrations of heavy metals in four sediment cores from Suyeong Bay, Pusan(Unit: dry weight)

Depth (*cm*)	Fe (%)	Mn (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)	Co (ppm)	Ni (ppm)	Cu (ppm)	Cd (ppm)
Stn. S1								
0~ 2	2.94	415	48.3	160	30.4	37.1	46.1	2.24
4~ 6	3.13	418	56.1	147	27.3	35.9	37.9	2.10
8~10	2.81	358	64.2	232	12.0	37.6	42.3	1.88
12~14	3.32	373	85.2	250	23.9	52.4	49.5	2.56
16~18	2.55	372	37.0	137	26.8	34.3	36.5	1.73
20~22	2.58	401	46.3	127	17.2	37.0	31.7	1.70
24~26	1.99	408	48.9	108	12.7	30.9	22.9	1.65
28~30	2.10	371	32.8	69	24.7	34.9	15.5	1.35
32~34	2.08	375	69.7	73	19.3	33.0	15.9	2.04
36~38	2.11	399	33.2	75	31.0	34.4	12.3	1.52
40~42	2.04	390	19.0	64	40.1	32.7	9.5	1.70
Stn. S2								
0~ 2	2.68	474	44.7	116	25.1	32.5	26.0	1.04
4~ 6	2.71	410	55.4	129	28.7	26.9	30.0	0.86
8~10	2.58	377	82.5	237	20.5	31.9	49.5	1.20
12~14	2.27	389	47.5	126	22.4	29.6	31.3	0.67
16~18	2.31	376	62.1	159	23.8	22.8	41.4	1.04
20~22	2.28	360	46.4	104	30.5	27.1	23.2	0.85
24~26	2.49	364	44.4	104	41.1	26.3	23.0	0.86
28~30	1.86	372	42.3	83	33.5	26.2	16.8	0.49
32~34	2.27	392	30.8	78	31.8	24.4	16.4	0.67
Stn. S3								
0~ 2	1.88	360	34.0	114	28.7	23.3	26.0	0.67
4~ 6	1.93	329	31.7	118	26.0	21.3	27.0	0.63
8~10	1.95	323	38.7	142	34.6	22.0	26.9	0.63
12~14	2.19	333	28.6	102	32.9	26.0	23.5	0.32
16~18	1.86	327	28.5	69	25.2	24.6	15.0	0.49
20~22	2.02	340	28.3	62	29.2	22.2	12.5	0.32
24~26	1.98	361	23.9	54	44.3	26.3	12.7	0.49
Stn. S4								
0~ 2	2.69	407	38.2	109	22.8	38.3	27.8	1.61
4~ 6	2.64	375	40.8	119	30.9	32.9	27.6	1.41
8~10	2.63	417	35.1	93	38.1	38.6	21.5	1.24
12~14	2.67	384	31.0	96	30.8	31.0	22.2	1.06
16~18	2.40	365	24.6	87	23.1	29.6	18.6	1.20
20~22	2.02	349	18.3	83	19.6	28.2	18.7	0.81
24~26	2.02	310	23.1	79	18.0	30.1	21.9	1.19
28~30	2.88	413	48.7	107	32.4	37.2	22.5	0.84
32~34	3.08	373	26.3	88	29.5	34.8	28.9	1.30
36~38	2.66	359	14.4	82	38.6	31.2	17.2	0.69

며, 몇개의 가정이 포함되어 있다. 즉, 입자물질의 퇴적속도와 입자물질중 과잉 ^{210}Pb의 농도는 항상 일정하며, ^{210}Pb은 해저에 퇴적한 후 퇴적물내에서 이동하지 않는다는 가정이 내포되어 있다(Matsumoto and Wong, 1977). 이때, 과잉량의 ^{210}Pb 즉, $^{210}Pb_{ex}$은 ^{210}Pb농도에서 어미핵종인 ^{226}Ra의 농도를 뺀 값이며, 해수로부터 입자에 흡착되어 해저로 제거된 ^{210}Pb을 의미한다.

수영만에서 채취한 4개의 퇴적물중 $^{210}Pb_{ex}$의 수직농도분포를 Fig. 2에 나타내었다. 퇴적물중 ^{226}Ra

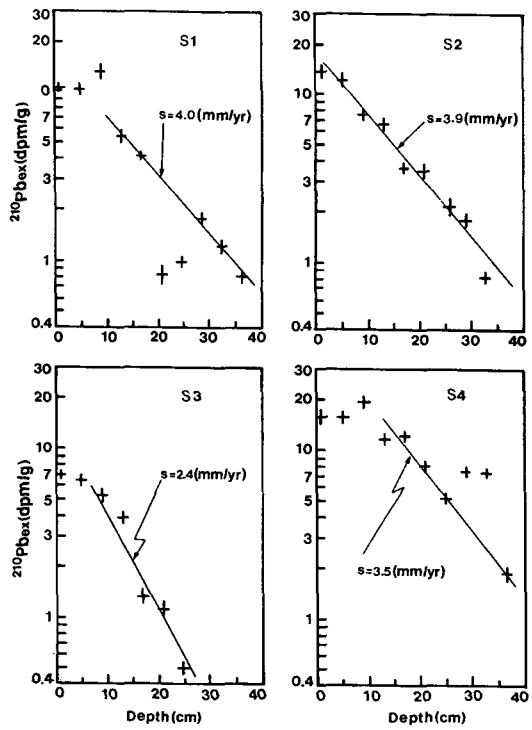

Fig. 2. Depth profiles of excess ^{210}Pb($^{210}Pb_{ex}$) in 4 sediment cores from Suyeong Bay.

의 농도는 Lee *et al.*(1988)이 마산만과 울산만에서 측정한 1*dpm/g*의 값을 사용하였으며, 이 값은 다른 연안퇴적물중에서의 값과도 잘 일치한다. Fig. 2에서 보는 바와 같이, $^{210}Pb_{ex}$의 농도는 대체적으로 표층퇴적물에서 가장 높고 퇴적물 깊이가 깊어짐에 따라 지수함수적으로 감소한다. 그런데, $^{210}Pb_{ex}$의 농도는 정점 S2를 제외한 나머지 정점들에서는 표층 5~10*cm* 깊이까지 거의 동일하며, 이와같이 연안퇴적물 표층 10~20*cm*까지 $^{210}Pb_{ex}$의 농도가 균일한 경우는 종종 발견된다(Matsumoto and Yokota, 1978; Hoshika and Shiozawa, 1984a, b). 이러한 현상은 퇴적물시료 채집시 표층퇴적물이 인위적으로 혼합되거나, 조석 파랑에 의한 물리적 혼합, 저서생물에 의한 교란(bioturbation) 또는 저인망어선의 어로작업 등에 의해 표층퇴적물이 혼합된 경우 나타날 수 있다. 또한, 연안역에서 준설토의 대량 퇴적에 의해서도 이러한 현상이 일어날 수 있다. 하지만, 이 표면혼합층 이하의 깊이에서 측정값에 잘 맞도록 직선을 그어 퇴적속도 S(*cm/yr*)를 아래 식으로부터 계산하였다.

$$S = \frac{\lambda Z}{\ln(A_0/A)}$$

여기서 λ는 ^{210}Pb의 방사붕괴상수 0.0312yr^{-1}이고, A_0는 상대적 표층퇴적물중 $^{210}Pb_{ex}$의 농도(*dpm/g*), A는 깊이 Z에서의 $^{210}Pb_{ex}$의 농도(*dpm/g*)이다. 이와 같이 계산한 퇴적속도는 정점 S3에서 2.4*mm/yr*로 가장 작지만, 나머지 3개 정점에서는 3.5~4.0*mm/yr* 범위로 정점간에 그다지 큰 차이가 없을 뿐만 아니라, 마산만과 울산만에서 Lee *et al.*(1988)이 측정한 값과 잘 일치한다. 또한, Osaka만 중앙부에서의 퇴적속도 2~6*mm/yr*(Matsumoto and Yokota, 1978; Hoshika and Shiozawa, 1986)의 범위내에 있다. 그런데, 이외로 정점 S1의 20~26*cm* 깊이에서 $^{210}Pb_{ex}$의 농도가 직선으로부터 현저히 아래로 떨어지고, 정점 S4에서는 28~34*cm* 깊이에서 $^{210}Pb_{ex}$이 직선보다 훨씬 위에 있는 것이 특이하다. 이처럼 $^{210}Pb_{ex}$의 농도가 특이하게 다른 값을 보이는 것은 퇴적물의 입도분포나 광물조성 등의 차이에 의해 생길 수 있으나, 그 원인은 알 수가 없다.

한편, 입자물질의 퇴적속도(S)는 퇴적물의 bulk density에 의해 달라지고, 이 bulk density는 또한 퇴적물의 공극률(porosity)에 따라 변화한다. 일반적으로 연안퇴적물의 공극률은 표층에서 0.9 정도이고, 깊이가 깊어질수록 점차 감소한다. 그러므로, 공극률을 고려하지 않은 퇴적속도(S)는 실제보다 과대추정(overestimation) 된다. 또한, 표층퇴적물의 혼합도 $^{210}Pb_{ex}$의 수직농도분포로부터 구한 겉보기 퇴적속도 보다 과대추정된다. 수영만 퇴적물중 수분함량은 정점별 혹은 깊이별로 다소 차이는 있으나(Table 1), 평균 60% 정도로 Osaka만 중앙부에서 측정 보고된 수분함량과 비슷하다. 그리고, Osaka만은 수영만과 비슷한 연안환경이므로 이들 두 해역에서 퇴적물 공극률과 고체입자물질의 밀도는 큰 차이가 없을 것으로 생각된다. 따라서,

본 연구에서는 Osaka 만에서 측정 보고된 고체입자물질의 밀도(ρ_s) 2.5g/cm^3과 평균공극률(φ) 0.8를 적용하여 입자물질의 연간퇴적율(ω)을 아래와 같은 식으로 계산하였다.

$$\omega(g/cm^2/yr)=S(cm/yr)\times(1-\varphi)\rho_s$$

그 결과, 정점 S3에서 입자물질의 연간퇴적량(ω)은 0.12$g/cm^2/yr$로 가장 적고, 나머지 3개 정점에서는 0.18~0.20$g/cm^2/yr$이다. 수영만에서 입자물질의 연간퇴적량은 Osaka만에서의 0.1~0.34$g/cm^2/yr$ (Matsumoto and Yokota, 1978)와 Seto내해에서의 0.11~0.33$g/cm^2/yr$(Hoshika and Shiozawa, 1984a, b)과 거의 비슷한 수준이다.

중금속의 농도범위 및 평균농도

수영만에서 채취한 4개 주상퇴적물 시료에 대해 측정한 정점별 각 성분의 농도범위 및 평균값을 Table 3에 나타내었다. 중금속원소의 농도를 정점별로 비교하기에 앞서 우선 유기물 지표성분의 농도에 대해 고찰하고자 한다.

TIL은 정점 S3에서 평균 5.9%로 나머지 3개 정점에서의 평균값 6.5~8.0% 보다 다소 낮은 농도를 보인다. TIL의 경우와 마찬가지로 TOC도 정점 S3에서 평균 0.8%로 가장 낮고, 나머지 3개 정점에서는 평균값이 1.3~1.4% 범위이다. 반면, TON은 정점 S2에서 0.33%로 가장 높고 정점 S1에서 0.12%로 가장 낮다. 정점 S3은 정점 S1 보다 약 2배 높은 TON 농도이고, 정점 S4는 정점 S2의 약 1/2 수준이다. 깊이별 평균 C/N비값은 정점 S1과 S4가 약 11 정도이고, 정점 S2와 S3가 약 4 정도이다. 정점 S2와 정점 S3에서의 평균 C/N 비값은 Georgia해협에서의 3.3~9.0(Bornhol, 1978) 및

Table 3. Ranges and mean values of each component content in 4 sediment cores from the Suyeong Bay

	S1	S2	S3	S4
TIL(%)	5.73~9.46 (7.41 ± 1.33)	3.94~8.11 (6.53 ± 1.37)	4.70~7.06 (5.85 ± 0.85)	5.56~9.97 (7.98 ± 1.48)
TOC(%)	0.65~3.38 (1.33 ± 0.86)	0.87~1.77 (1.35 ± 0.35)	0.58~0.99 (0.81 ± 0.15)	0.74~2.36 (1.36 ± 0.48)
TON(%)	0.06~0.23 (0.12 ± 0.06)	0.13~0.53 (0.33 ± 0.14)	0.09~0.51 (0.26 ± 0.14)	0.04~0.45 (0.16 ± 0.13)
C/N	8.13~14.70 (10.61 ± 2.41)	2.78~6.70 (4.58 ± 1.47)	1.61~7.56 (4.13 ± 2.42)	4.27~25.2 (11.4 ± 6.19)
Fe(%)	1.99~3.32 (2.56 ± 0.48)	1.86~2.71 (2.38 ± 0.26)	1.86~2.19 (1.97 ± 0.11)	2.02~3.08 (2.57 ± 0.02)
Mn(ppm)	358~418 (389 ± 21)	360~474 (390 ± 35)	323~361 (339 ± 16)	310~417 (375 ± 34)
Pb(ppm)	19~85.2 (52.2 ± 16.9)	30.8~82.5 (50.7 ± 14.7)	23.9~38.7 (30.5 ± 4.8)	14.4~48.7 (30.1 ± 16.8)
Zn(ppm)	64~250 (137.8 ± 63.2)	78~237 (126.2 ± 48.3)	54~142 (94 ± 33.2)	79~119 (94 ± 19.1)
Co(ppm)	12~40.1 (22.5 ± 6.89)	20.5~41.1 (28.6 ± 6.46)	25.2~44.3 (31.6 ± 6.56)	18.0~38.6 (28.4 ± 11.2)
Ni(ppm)	30.9~52.4 (36.8 ± 5.87)	22.8~32.5 (27.5 ± 3.24)	21.3~26.3 (23.8 ± 2.00)	28.2~38.6 (33.2 ± 5.02)
Cu(ppm)	9.5~49.5 (31.1 ± 13.6)	16.4~49.5 (28.6 ± 11.0)	12.5~27.0 (20.5 ± 6.80)	17.2~28.9 (22.7 ± 7.50)
Cd(ppm)	1.35~2.56 (1.88 ± 0.36)	0.49~1.20 (0.85 ± 0.22)	0.32~0.67 (0.51 ± 0.15)	0.69~1.61 (1.14 ± 0.65)

* Numerals in parentheses indicate mean value ± standard deviation.

Baltic해에서의 4.4~8.4(Szefer and Skwarzec, 1988)에 비해 비교적 작은 값이지만, 정점 S1과 S4에서는 몇개의 측정값을 제외하면 Macdonald *et al.* (1991)이 Georgia 해협에서 측정한 값인 8.5~11.5과 비슷하였다.

중금속원소의 농도범위와 평균값(Table 3)을 정점별로 비교해 보면, 정점 S3에서의 Fe 평균농도는 약 2%로 나머지 3개 정점보다 0.4~0.6% 정도 낮고 농도범위도 가장 작다. Mn도 Fe의 경우와 마찬가지로 정점 S3에서 평균농도 약 340ppm으로 다른 3개 정점보다 40~50ppm 정도 낮고 농도범위도 가장 작다. 정점 S3을 제외한 나머지 3개 정점에서 Fe과 Mn의 농도범위 및 평균값은 정점별로 큰 차이가 없다.

Pb, Zn 및 Cu는 정점 S1이 농도범위도 가장 크고 평균값도 가장 높은 반면에 정점 S3에서 이들 원소의 농도범위와 평균값은 가장 작다. 정점 S1에서의 평균농도는 Pb이 약 50ppm이고, Zn이 약 140 ppm이며, Cu는 약 30ppm이다. 정점 S2는 정점 S1보다 Pb과 Cu의 평균농도는 약 2ppm 정도 낮고, Zn은 약 13ppm 정도 낮다. 정점 S3과 정점 S4에서 Pb, Zn 및 Cu의 평균농도는 거의 동일하나 정점 S1이나 정점 S2보다는 훨씬 낮다. 또한, Ni과 Cd은 정점 S1에서 농도범위 및 평균값이 가장 크고 정점 S3에서 가장 작으나, 정점 S4가 정점 S2보다 농도범위 및 평균값이 다소 크다. 정점 S1에서 Ni과 Cd의 평균농도는 각각 37ppm과 1.9ppm이며, 정점 S3는 정점 S1보다 평균 Ni이 10ppm, Cd이 1ppm 정도 낮은 값이다. 그러나, Co는 정점 S3에서 농도범위와 평균값이 가장 크고, 정점 S1에서 가장 낮은 농도이다. Co의 평균농도는 정점 S3에서 32 ppm이고, 정점 S2와 정점 S4는 이 보다 3~4ppm 정도 낮고 정점 S1은 정점 S3보다 약 9ppm 정도 낮은 값을 보인다.

이 등(1986)에 의하면, 진해만 표층퇴적물중 중금속의 농도는 대체적으로 마산만 내만이 가장 높고, 진해만 입구해역이 내만해역에 비해 현저히 낮았다. 그러나, 본 연구에서와 같이 퇴적물 깊이별로 중금속 농도를 측정한 예는 마산만과 울산만(Lee *et al.*, 1988)의 경우가 있다. 이 두 해역에서의 깊이별 평균값과 비교해 볼 때, 수영만의 4개 정점은 마산내만과 울산만 외황강 입구 정점에 비해 Co의 농도는 2배 정도 높은 반면에 Fe, Mn, Pb, Zn, Cu의 농도는 마산만 내만 보다 현저히 낮고, 울산만과 비슷하거나 오히려 낮은 농도를 보인다. Cd의 농도는 정점 S1의 경우 마산내만의 표층퇴적물중 평균값인 1.8ppm(이 등, 1986)과 비슷하였으나, 나머지 3개 정점에서는 진해만 중앙부 및 충무항에서 측정한 표층퇴적물중의 평균 농도인 0.5~0.9ppm (Lee and Lee, 1983; 이 등, 1986)과 비슷하였다.

위에서 설명한 바와 같이 Co를 제외한 다른 중금속의 농도는 대체적으로 수영강 하구쪽에 가장 가까운 정점 S1에서 가장 높으나, 정점 S1에서 바깥쪽으로 약 500*m* 밖에 떨어져 있지 않은 정점 S2는 정점 S1보다 TON과 Co의 농도는 훨씬 높은 반면에 다른 중금속의 농도는 대체적으로 낮은 경향을 보인다. 이와같이, 서로 가까이 있는 정점 S1과 정점 S2 사이에 중금속 원소의 농도가 다른 이유는 확실하지 않으나, 우선 정점 S1이 정점 S2보다 수영강 하구쪽에 더 가깝기 때문에 수영강을 통해 유입되는 산업폐수의 영향을 더 많이 받아 대부분의 중금속 농도가 높아졌다고 생각할 수 있다. 한편, 정점 S2와 정점 S3에서 TON과 Co의 농도가 상대적으로 높은 것은 아마도 가정하수의 영향일지도 모른다. 왜냐하면, 일반적으로 중금속을 다량 함유하고 있는 공장폐수보다는 가정하수가 비교적 분해되기 어려운 유기질소화합물을 많이 함유하며, 또한, Co는 유기질소화합물과 잘 결합되어 있는지도 모른다. 그리고, 용호만에 인접한 정점 S3은 TON과 Co를 제외한 다른 중금속의 농도가 4개 정점중에서 최저값을 보이며, 퇴적속도도 가장 느리다. 따라서, 정점 S3은 강한 조류에 의해 만의 가장 바깥쪽 정점 S4보다도 오히려 수영강의 영향을 적게 받고, 용호만으로부터의 중금속 유입도 비교적 적은 반면에 TON 농도가 높은 것으로 보아 인근 주택가로부터 유입되는 가정하수의 영향이 비교적 큰 것으로 생각된다.

중금속의 오염

수영만에서 중금속원소의 오염진행과정을 파악하기 위해 정점별 각 성분의 수직 농도분포를 Fig. 3에서 Fig. 6까지 나타내었다.

수영강 하구에 가장 가까운 정점 S1은 앞에서 언급한 바와 같이 입자물질의 퇴적속도가 4.0*mm/yr*이고, 표층 약 10*cm*까지 퇴적물이 혼합되어 있다. 이 정점 S1에서는 유기물질 및 대부분의 중금속원소(Fe, Pb, Zn, Ni, Cu, Cd)의 농도가 표층 12~14 *cm* 깊이(1960년 전후)에서 극대값을 나타내고, 이 값을 제외하면 대체적으로 표층에서 하부퇴적층으로 갈수록 점차 감소한다(Fig. 3). 특히, Pb, Zn, Cu의 농도는 1930년경부터 현저히 증가하기 시작하여 1960년경(12~14*cm*)에 최대값을 보이다가

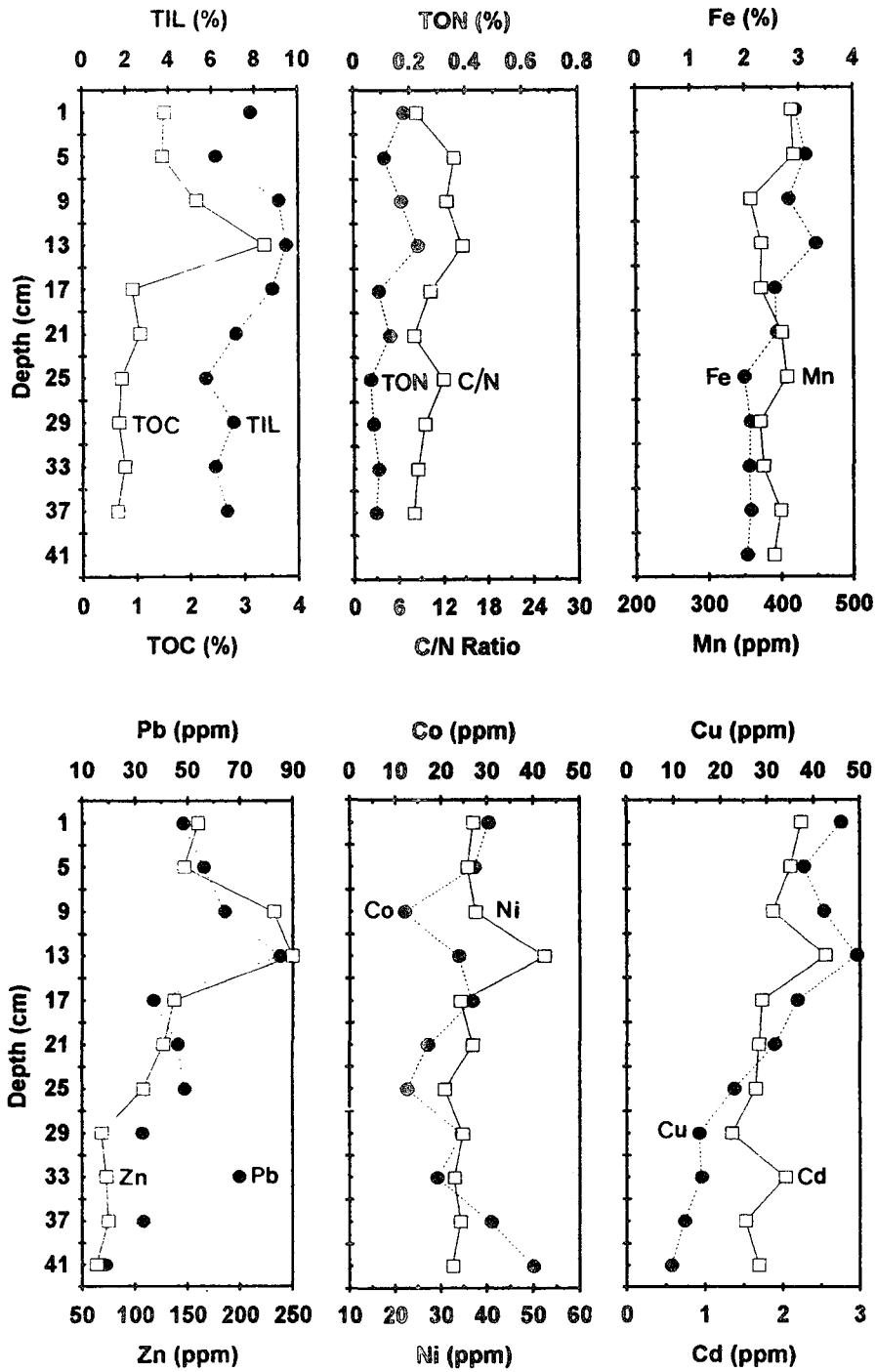

Fig. 3. Vertical distributions of organic matter indicators and heavy metals in the sediment core S1.

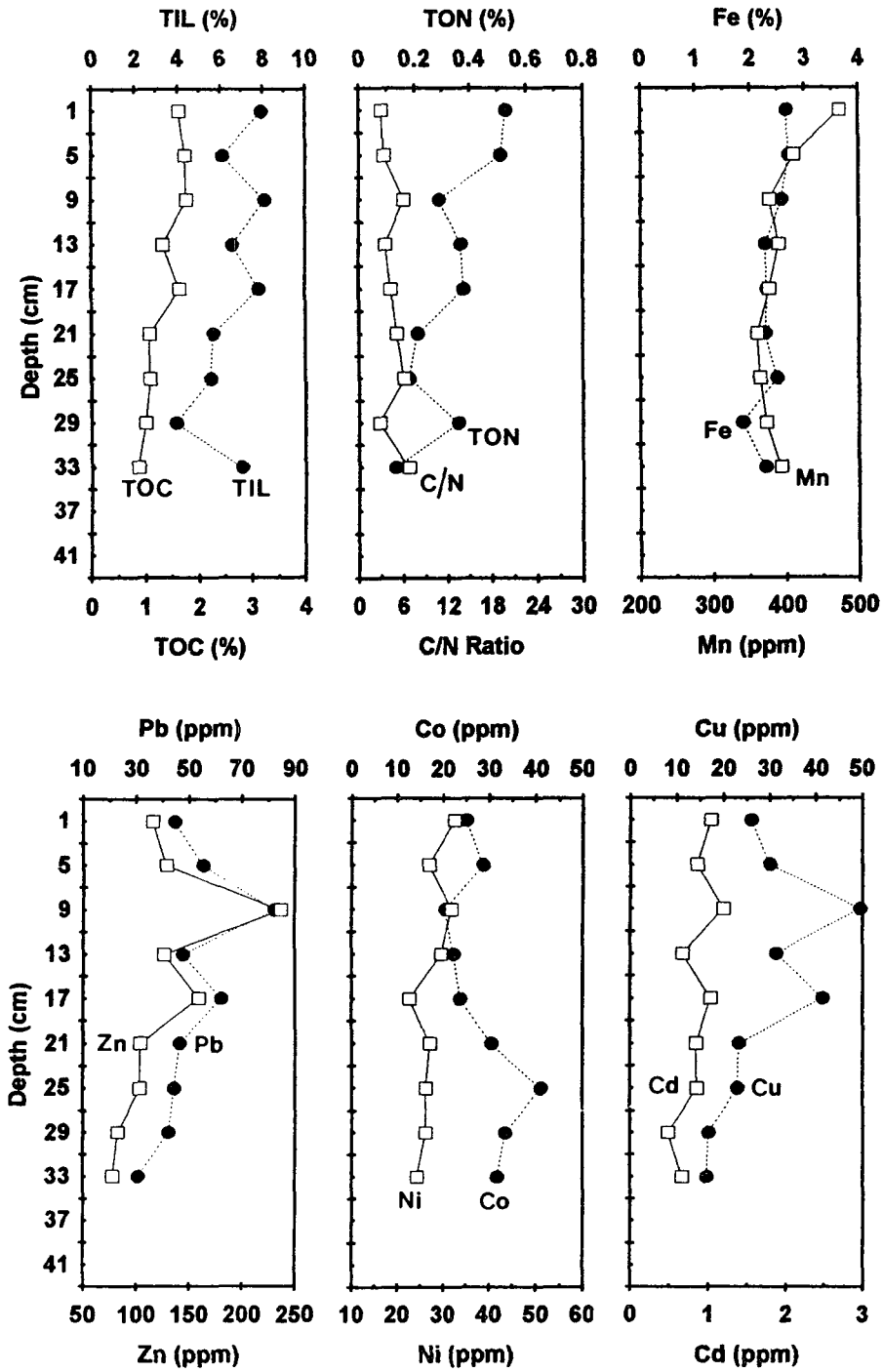

Fig. 4. Vertical distributions of organic matter indicators and heavy metals in the sediment core S2.

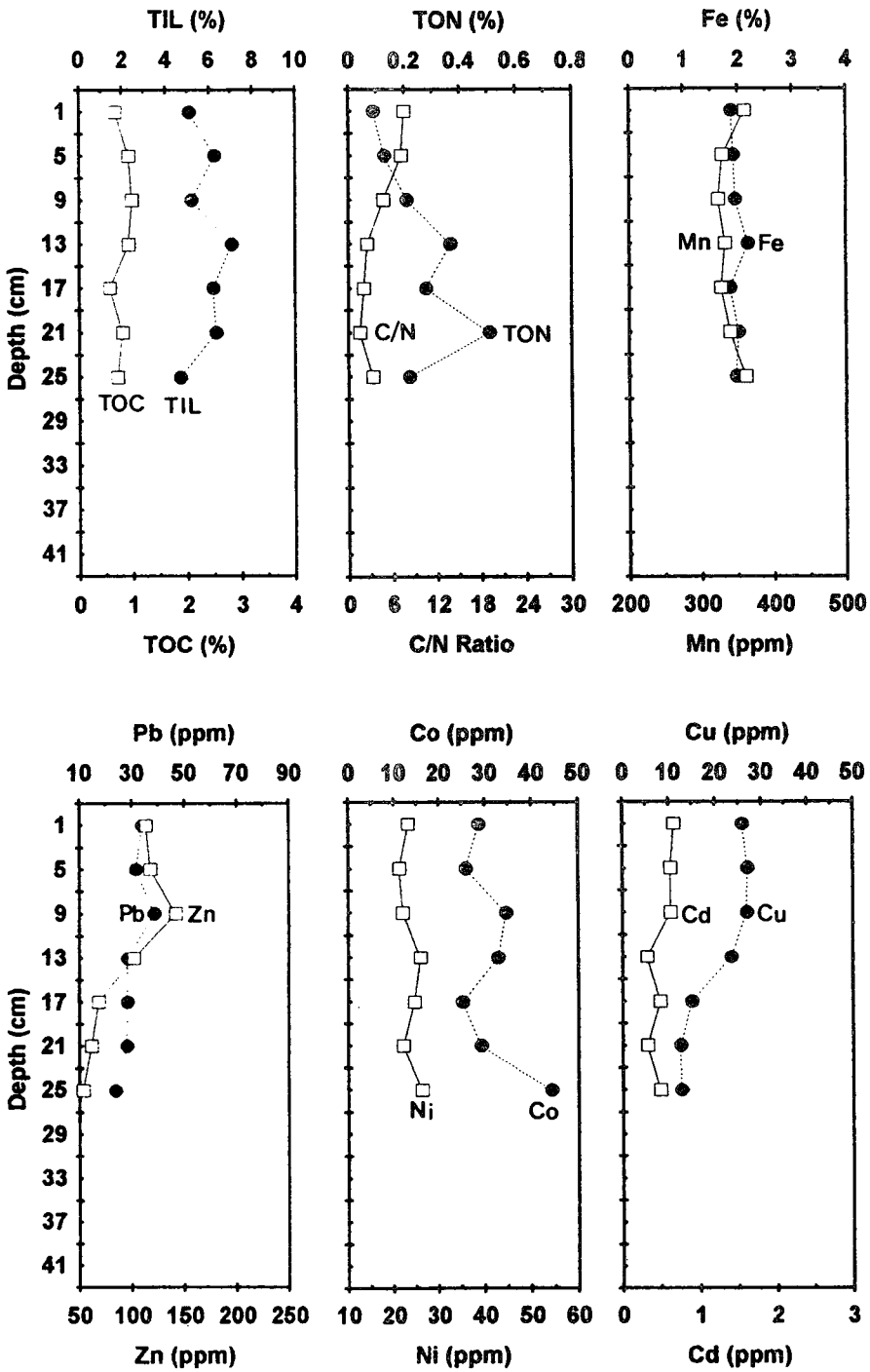

Fig. 5. Vertical distributions of organic matter indicators and heavy metals in the sediment core S3.

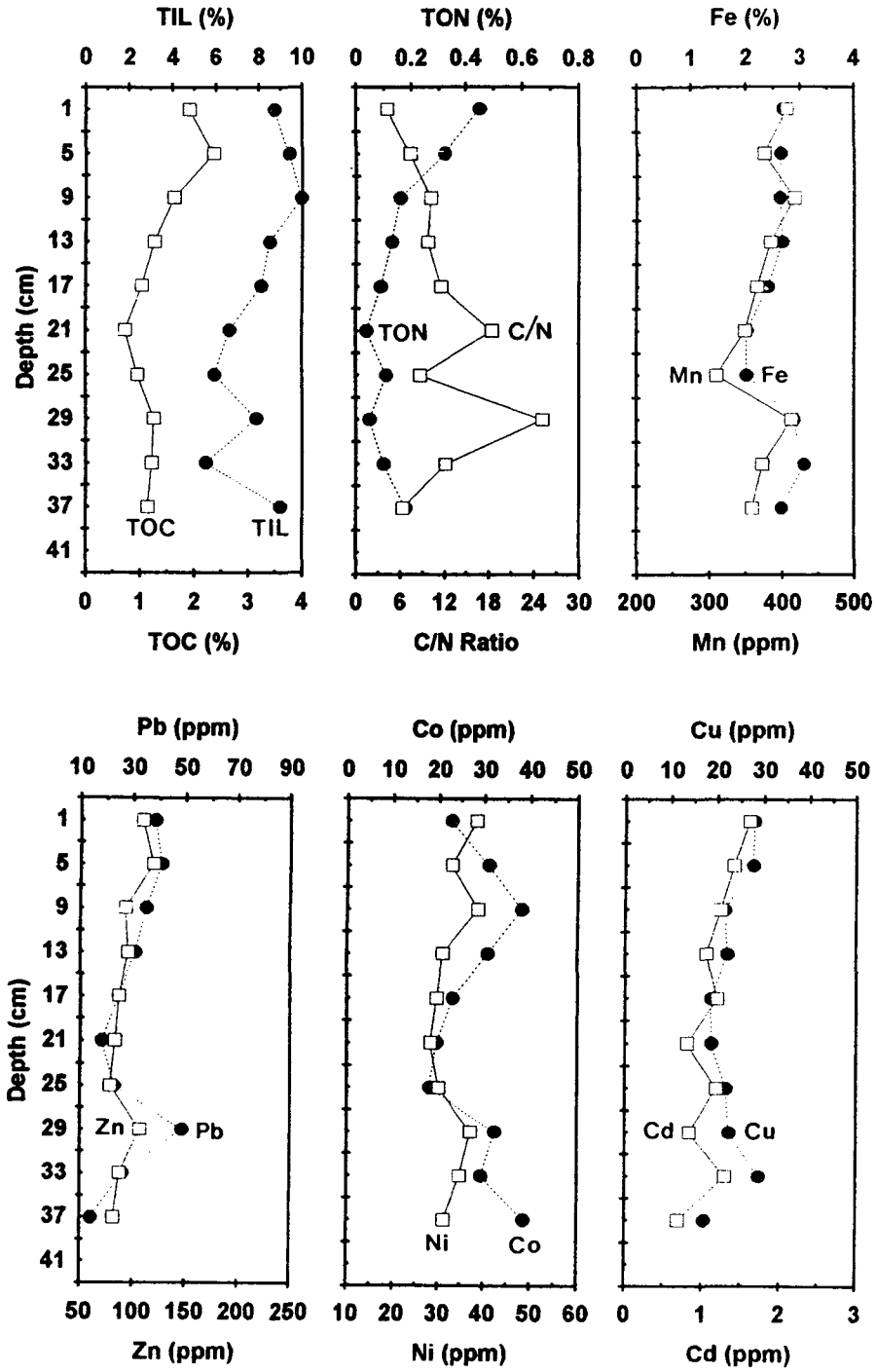

Fig. 6. Vertical distributions of organic matter indicators and heavy metals in the sediment core S4.

최근 20년간은 다시 농도가 감소하는 경향이다. 반대로, Mn과 Co는 1960년경에 최소값을 보이고, 상부퇴적층에 비해 오히려 하부퇴적층에서의 농도가 높다.

정점 S2는 정점 S1과 퇴적속도는 거의 동일하나, TON의 농도가 정점 S1에 비해 특이하게 높고 깊이별 농도 차이도 훨신 크다. 그러나, TIL, TOC 및 중금속의 깊이별 농도 차이는 정점 S1에서 보다 작다. 한편, Pb, Zn, Cu의 농도는 표층 8~10*cm* (1970년경)에서 극대값을 보이나, Co는 오히려 최저값을 나타낸다. 또한, 정점 S1에서와 같이 Co는 깊이가 깊어질수록 대체적으로 증가하나 다른 중금속 원소와 유기물 지표성분들은 하부퇴적층으로 갈수록 점차 감소하는 농도분포이다.

용호만 입구쪽에 위치한 정점 S3는 퇴적속도가 2.4*mm/yr*로 가장 느리며, 각 중금속 원소의 깊이별 농도 차이도 정점 S2 보다 비교적 작다. 또한, 이 정점에서는 TON과 Co, Ni의 농도는 대체적으로 깊이 8~10*cm*(1955년 전후 퇴적층)보다 하부퇴적층에서의 농도가 상부퇴적층에서의 농도보다 높다. 반면에, Pb, Zn, Cu, Cd은 1940년 이후 퇴적층에서의 농도가 그 이전 퇴적층에서 보다 높고, 1950년 중반에 이들 원소의 극대값을 보인다.

4개 정점중 가장 만 바깥쪽에 있는 정점 S4에서의 퇴적속도는 3.5*mm/yr*이었고, 각 중금속 원소의 깊이별 농도 차이는 가장 작았다. 정점 S4에서 각 중금속의 농도는 대체적으로 표층에서부터 깊어질수록 점차 감소하는 경향이나, Fe, Mn, Co, Ni은 깊이 28~30*cm*(1910년경) 하부퇴적층에서의 농도가 상부퇴적층에서의 농도 보다 다소 높았으며, 이 깊이(1910년경)에서 Zn과 Pb이 비교적 높은 값을 보이는 것이 특이하다. 유기물 지표성분인 TIL, TOC, TON의 수직농도분포는 다른 연안해역에서와 마찬가지로 퇴적 후 시간이 경과할수록 점차 감소한다.

이상의 수직농도분포로 볼 때 가장 바깥의 정점 S4에서는 중금속 농도가 연대별로 큰 차이가 없으나, 정점 S1과 S2에서 특히 Pb, Zn, Cu의 농도는 1930년경부터 급격히 증가하기 시작하여 1960년경과 1970년경에 최대 농도를 보인다. 앞에서 설명한 바와 같이 정점 S2는 표면혼합층이 보이지 않지만 정점 S1의 경우는 표면 10*cm*층까지 퇴적물이 혼합되어 있다. 만일 이 혼합층 상부 약 5*cm* 정도의 퇴적물이 수영강 하구역으로부터 운반된 퇴적물이나 준설토가 일시적으로 퇴적되었다면, 그 극대값을 나타내는 깊이는 정점 S2와 비슷한 1970년대 초반이 될 것이다.

Lee *et al.*(1988)에 의하면, 마산내만에서도 1960년대부터 퇴적물중 이들 중금속의 농도가 현저히 증가하는 경향을 나타내었고, 이와같은 현상은 마산만과 울산만 부근에 각종 공장들이 건설된 시기와 잘 일치한다. 즉, 우리나라는 1960년대부터 근대산업화 과정이 시작되었고, 부산의 수영강 부근에도 이때부터 각종 공장이 건설되고 이들 산업현장으로부터 배출된 산업폐수의 영향으로 수영만 정점 S1 퇴적물중 중금속 농도가 다른 정점에 비해 높게 되었다고 생각된다. 그러면, 퇴적물 상부층에서 상대적으로 높은 농도를 나타내는 Pb, Zn, Cu의 인위적인 오염 총량(P)을 아래의 식으로부터 계산해 보자.

$$P=\int_0^{\infty}(C-C_{\infty})\,\rho_s(1-\varphi)dz$$

여기서, ρ_s는 고체퇴적물입자의 밀도(2.5*g/cm*^{3}), φ는 공극률(0.80)이며, C는 각 중금속의 측정농도(ppm)이고, C_{∞}는 오염되지 않은 자연값(background value)이다. 여기에 사용된 자연값은 수영만의 4개 정점에서 1920년대 이전에 퇴적된 퇴적물중의 평균농도를 적용하였다. 수영만에서의 자연값은 Pb이 28 ± 6ppm, Zn이 74 ± 9ppm, Cu가 18 ± 4 ppm으로 마산내만과 울산만에서 측정 보고된 값(Lee *et al.*, 1988) 및 Osaka만과 Seto내해(Hoshika and Shiozawa, 1985; 1986)에서의 값과 비슷하였다. 위 식으로부터 계산한 인위적인 오염 부하량(Table 4)을 보면, Pb과 Cu는 각각 9~291 *μg/cm*^{2} 및 20~208 *μg/cm*^{2}으로 Zn의 범위인 165~1,122 *μg/cm*^{2} 보다 훨씬 작다. 정점별로는 3개 원소 모두 수영강 하구쪽에 위치한 정점 S1에서 인위적인 오염부하량이 가장 크고 그 다음이 정점 S2이며, 정점 S3과 S4는 정점 S1과 S2에 비해 수배내지 수십배 작다. 인위적인 오염 부하량은 정점 S1과 S2의 경우 중금속 오염이 심한 Osaka만(Matsumoto and Yokota, 1978)에 비해 Zn은 약 1/2 정도 낮고, Pb과 Cu는 그다지 큰 차이가 없지만, Seto내해(Hoshika *et al.*, 1983)와는 비슷한 값을 보인다. 또한, 이러한 인위적인 오염 총량(P)이 1900년 이후의 총퇴적량(anthropogenic+natural)에 대한 비율은 정점 S1과 정점 S2의 경우 Pb이 약 30%이고, Cu가 28~35%인데 비해 Zn은 32~42%에 상당한다. 하지만, 정점 S3와 S4에서는 Pb이 4% 이하이고, Cu가 5~11%인데 비해 Zn은 10~22% 수준이다(Table 4). 따라서, 수영만중에서도 수영강의 영향을 직접적으로 받고 있는 해역에서는 이들 3개 성분에 대한 오염

Table 4. Sedimentation rates and anthropogenic loads for lead, zinc and copper in four sediment cores from the Suyeong Bay

Stn. No.	Accumulation rate(*mm/yr*)	Sedimentation rate($g/cm^2/yr$)	Anthropogenic load($\mu g/cm^2$)			AL/TSL*(%)		
			Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu
S1	4.0	0.20	291	1,122	208	29	42	35
S2	3.9	0.20	285	772	139	30	32	28
S3	2.4	0.12	9	273	29	2	22	11
S4	3.5	0.18	22	165	20	4	10	5

* The percentage of anthropogenic loads(AL) to total sedimentary loads(TSL)

부하가 큰 것으로 생각된다.

성분간 상관관계

수영만 4개 정점에서 측정한 각 성분의 상관관계를 Table 5에 나타내었다. 유기물질 농도를 나타내는 성분간의 상관성을 보면, TOC가 TIL과 상관계수 r=0.63으로 다소 분산은 있으나, 대체적으로 정의 상관성을 보인다. 그러나, TON은 TIL과 거의 상관성이 없다. TOC농도는 TON 농도 보다 수십배 높고, 대체적으로 TIL의 약 30% 이하이므로 당연히 TOC도 TIL과 비교적 좋은 상관성을 보인다. 한편, C/N비값은 TOC보다 TON과 좋은 정의 상관성(r=0.68)을 보이는 것으로 보아 C/N 비값의 수직분포는 TON에 의해 좌우된다고 할 수 있다.

Fe의 경우는 TON과 TIL보다는 TOC와 비교적 좋은 정의 상관성(r=0.59)을 보이며, 이는 유기탄소의 농도가 Fe의 농도분포에 영향을 미치고 있음을 시사한다. 그러나, Fe과는 달리 Mn은 유기물 지표 성분들과 거의 상관성이 없지만, Fe과는 r=0.51로 정의 상관성을 보인다.

Fe에 대한 중금속 원소의 상관성을 보면, Ni(r=0.72), Cu(r=0.63), Cd(r=0.56), Zn(r=0.56)이 Pb과 Co에 비해 상대적으로 좋은 상관성을 보인다. 그러나, Mn과 중금속 원소 사이에는 상관성이 매우 낮다.

반면, Zn과 Cu는 상관계수 r=0.93으로 가장 좋은 상관성을 보이며, Ni과 Cd은 r=0.81이고, Zn과 Pb은 r=0.79, Cu와 Pb이 r=0.72로 이들 성분간에는 비교적 좋은 상관성을 보인다. 그러나, 나머지 성분들 간에는 상관계수 0.5 이하로 분산이 심하다. 일반적으로 내만역이나 대륙붕역 퇴적물에서 Pb, Zn, Cu의 오염현상은 종종 발견되며, 서로 좋은 정의 상관성을 보인다. 이는 이들 원소의 지구화학적 거동이 유사할 뿐만아니라 공급원이 같기 때문이

Table 5. Correlation coefficients(r) of each component in four sediment cores from the Suyeong Bay(n=34)

	TIL	TOC	TON	C/N	Fe	Mn	Pb	Zn	Co	Ni	Cu	Cd
TIL	1.00											
TOC	0.63	1.00										
TON	0.05	0.34	1.00									
C/N	0.28	0.15	0.68	1.00								
Fe	0.42	0.59	0.09	0.28	1.00							
Mn	0.11	0.27	0.03	0.01	0.51	1.00						
Pb	0.06	0.45	0.01	0.04	0.43	0.30	1.00					
Zn	0.26	0.57	0.05	0.11	0.56	0.12	0.79	1.00				
Co	0.03	0.05	0.33	0.41	0.05	0.01	0.41	0.39	1.00			
Ni	0.57	0.62	0.18	0.45	0.72	0.46	0.41	0.43	0.22	1.00		
Cu	0.29	0.52	0.01	0.13	0.63	0.18	0.72	0.93	0.39	0.41	1.00	
Cd	0.44	0.46	0.84	0.47	0.56	0.40	0.50	0.47	0.38	0.81	0.49	1.00

다(Macdonald *et al.*, 1991). 특히, Cd은 TON과 r=0.84로 좋은 정의 상관성을 보이나. 그 이외의 중금속 원소들은 TON보다 오히려 TOC와 비교적 좋은 상관성을 갖는다. 해수중 Cd의 수직농도분포는 질산염과 유사한 분포를 보이는 것으로 보아(Bruland *et al.*, 1978), 퇴적물중에서도 Cd은 TON과 비슷한 거동을 하는 것으로 생각할 수 있다.

우된다고 할 수 있다. 인위적인 오염이 많은 Pb, Zn, Cu은 상관계수 0.7 이상으로 비교적 좋은 상관성을 보여 이들 물질의 공급원 및 지구화학적 거동이 유사함을 의미한다. 또한, Cd-Ni 및 Cd-TON은 상관계수 0.8 이상으로 좋은 정의 상관성을 보인다. 특히, Cd은 퇴적물내에서도 수주중에서와 마찬가지로 TON과 비슷한 거동을 한다고 판단된다.

요 약

수영만 퇴적물중 중금속 원소의 오염역사와 인위적 오염부하량을 알아보기 위하여 1993년 5월 수영만에서 4개의 주상퇴적물을 채취하여 ^{210}Pb, TIL, TOC, TON 및 중금속 원소(Fe, Mn, Pb, Zn, Cu, Co, Cd, Ni)를 측정하였다.

1. 퇴적속도는 정점 S3에서 2.4 *mm/yr*(0.12 *g/cm²/yr*)로 가장 느리고, 나머지 3개 정점 에서는 3.5~4.0 *mm/yr*(0.18~0.20 *g/cm²/yr*) 범위로 정점별 차이가 크지 않았다. TIL과 TOC의 농도는 가장 바깥 정점인 정점 S4에서 가장 높고, 용호만 입구쪽에 위치한 정점 S3에서 가장 낮은 반면에 TON은 정점 S2에서 가장 높고, 정점 S1에서 가장 낮았다. 반면, Co를 제외한 중금속의 농도는 대체적으로 수영강 하구쪽에 가장 가까운 정점 S1에서 가장 높고, 정점 S3에서 가장 낮았다.

2. 수영강 하구에 가까운 정점 S1과 정점 S2에서는 Pb, Zn 및 Cu의 농도가 1930년대부터 점차 증가하고 1960~1970년경에 극대값을 보이다가 그 이후에 점차 감소하는 경향이다. 그러나, Fe, Mn, Cd은 대체적으로 상부퇴적층에서 높고 하부퇴적층에서 낮으나, Co와 Ni은 오히려 하부퇴적층에서의 농도가 상부퇴적층보다 높다.

3. 4개 정점에 대한 인위적인 오염 총부하량은 Pb이 9~291 *μg/cm²*, Zn이 165~1,122 *μg/cm²*, Cu가 20~208 *μg/cm²*의 범위로 Zn이 가장 컸으며, 정점별로는 정점 S1과 S2가 정점 S3와 S4에 비해 수십배 크다. 1900년 이후의 총퇴적량(anthropogenic+natural)에 대한 인위적 오염부하량의 비율은 정점 S1과 S2의 경우 Pb과 Cu는 28~35%이고, Zn은 32~42%에 상당한다. 그러나, 정점 S3와 S4에서는 Pb이 4% 이하이고, Cu가 11% 이하이나 Zn은 10~22%의 수준이다.

4. 성분 상호간의 관계를 보면, C/N비값은 TON과 좋은 정의 상관성(r=0.68)을 보이는 것으로 보아 C/N 비값의 수직분포는 TON에 의해 좌

참 고 문 헌

김장양 · 원종훈. 1974. 수영만 양식미역, 모자반 및 환경해수의 수은, 카드뮴, 납의 농도에 대하여. 한수지, 7(3), 169~178.

원종훈 · 이배정. 1979. 수영만 인근해수의 오탁분포에 대하여. 한국수산학회지, 12(2), 87~94.

이종화 · 한상준 · 윤웅구. 1974. 마산, 진해 연안해역 해저퇴적물중의 중금속류 함량에 관한 연구. 한국해양학회지, 9, 31~38.

이필용 · 권낙연 · 강청미 · 최희구 · 문정웅. 1986. 진해만 및 거제 한산만의 해저퇴적물중의 중금속함량에 관한 연구. 국립수산진흥원 연구보고, 39, 7~11.

Banse, K. 1974. On the interpretation of data for the carbon-to-nitrogen ratio of phytoplankton. Limnol. Oceanogr., 19, 695~699.

Bornhold, B. 1978. Carbon/nitrogen(C/N) ratios in surficial marine sediments of British Columbia. Geol. Surv. Can. Paper, 78-1C, 108~112.

Bruland, K. W., K. Bertine, M. Koide and E. D. Goldberg. 1974. History of heavy metal pollution in southern California coastal zones. Envir. Sci. Technol., 8, 425~432.

Bruland, K. W., G. A. Knauer and J. H. Martin. 1978. Cadmium in northwest Atlantic Ocean. Limnol. Oceanogr., 23, 618~625.

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. Korean Fish. Soc., 25(6), 485~494.

Flemer, D. A. and R. B. Biggs. 1971. Particulate carbon:nitrogen relations northern Chesapeak Bay. J. Fish. Res. Bd. Can., 28, 911~918.

Hong, G. H., Y. A. Park and K. W. Lee. 1983. Partitioning of heavy metals in sediments from Jinhae Bay, Korea. J. Oceanol. Soc. Korea, 18,

180~184.

Hoshika, A., T. Shiozawa and E. Matsumoto. 1983. Sedimentation rate and heavy metal pollution in sediments in Harima Nada(Harima Sound), Seto Inland Sea. J. Oceanogr. Soc. Japan, 39, 82~87.

Hoshika, A. and T. Shiozawa. 1984a. Sedimentation rate and heavy metal pollution of sediments in the Seto Inland Sea, Part 2. Hiroshima Bay. J. Oceanogr. Soc. Japan, 40, 115~23.

Hoshika, A. and T. Shiozawa. 1984b. Heavy metal and accumulation rates of sediments in the Seto Inland Sea, Part 3. Hiuchi-Nada. J. Oceanogr. Soc. Japan, 41, 334~342.

Hoshika, A. and T. Shiozawa. 1985. Sedimentation rates and heavy metal pollution of sediments in the Seto Inland Sea, Part 4. Suo-Nada. J. Oceanogr. Soc. Japan, 41, 283~290.

Hoshika, A. and T. Shiozawa. 1986. Heavy metal and accumulation rates of sediments in Osaka Bay, the Seto Inland Sea, Japan. J. Oceanogr. Soc. Japan, 41, 39~52.

Hoshika, A. and T. Shiozawa. 1988. Mass balance of heavy metal in the Seto Inland Sea, Japan. Mar. Chem., 24, 327~335.

Koide, M., A. Soutar and E. D. Goldberg. 1972. Marine geochronology with ^{210}Pb. Earth. Planet. Sci. Lett., 14, 442~446.

Krishnaswami, S., D. Lal, J. M. Martin and M. Meybeck. 1971. Geochronology of lake sediments. Earth Planet. Sci. Lett., 11, 407~414.

Lavelle, J. W., G. J. Massoth and E. A. Crecelius. 1986. Accumulation rates of recent sediments in Puget Sound, Washington. Mar. Geol., 72, 59~70.

Lee, S. H. and K. W. Lee. 1983. Heavy metals in sediments from Jinhae Bay, Korea. J. Oceanol. Soc. Korea, 18, 49~54.

Lee, S. H., E. S. Kim, S. H. Kim, J. R. Oh and K. W. Lee. 1986. Heavy metals in the surface waters of Kwangyang Bay during 1983~1984. J. Oceanol. Soc. Korea, 21(3), 125~130.

Lee, K. W., D. S. Lee, S. H. Lee and E. Matsumoto. 1988. History of heavy metal pollution in Masan and Ulsan Bay sediments. Ocean Res., 10 (1), 7~13.

Macdonald, R. W., D. M. Macdonald, M. C. O'Brien and C. Gobeil. 1991. Accumulation of heavy metals(Pb, Zn, Cu, Cd), carbon and nitrogen in sediments from Strait of Georgia, B. C., Canada. Mar. Chem., 34, 109~105.

Matsumoto, K. and C. S. Wong, 1977. Heavy metal sedimentation in Saanich Inlet measured with ^{210}Pb techniques. J. Geophys. Res., 20, 5477~5482.

Matsumoto, E. and S. Yokota. 1978. Accumulation rate and heavy metal pollution in Osaka Bay sediments. J. Oceanogr. Soc. Japan, 34, 108~115.

Presley, B. J., R. J. Taylor and P. N. Boothe. 1992. Trace metal concentrations in sediemts of the Eastern Mississippi Bight. Mar. Environ. Res., 33, 267~282.

Szefer, P. and B. Skwarzec. 1988. Distribution and possible sources of some elements in the sediment cores of the southern Baltic. Mar. Chem., 23, 109~129.

Zwolsman, J. J., G. W. Berger and G. T. M. Van Eck. 1993. Sediment accumulation rates, historical input, postdepositional mobility and retention of major elements and trace metals in salt marsh sediments of the Scheldt estuary, SW Netherlands. Mar. Chem., 44, 73~94.

1994년 8월 16일 접수
1994년 9월 7일 수리