

우리나라 야생조류의 납과 카드뮴 농도

신 주 렬 · 김 정 수¹ · 구 태 회^{1,*}

경희대학교 생물학과, ¹경희대학교 환경학 및 환경공학 전공

Lead and Cadmium Concentrations in Korean Wild Birds

Ju-Ryul Shin, Jungsoo Kim¹ and Tae-Hoe Koo^{1,*}

Department of Biology, Kyung Hee University, Hoegi-dong, Dongdaemun-gu, Seoul 130-701, Korea

¹Department of Environmental Science and Engineering, Kyung Hee University, Gyeonggi-do 446-701, Korea

Abstract - This study presents lead and cadmium concentrations in livers, kidneys and bones of Korean wild birds during 2000~2002. The number of sample sizes was Ciconiiformes (n=10), Anseriformes (n=3), Falconiformes (n=7), Charadriiformes (n=8), Columbiformes (n=2) and Passeriformes (n=6). Lead concentrations in livers were Charadriiformes < Anseriformes < Ciconiiformes < Falconiformes < Passeriformes < Columbiformes. All orders besides Falconiformes were higher in bones than in livers of lead concentrations. It's suggested that their lead accumulations were not acute but chronic contamination. Their lead concentrations in livers and kidneys was within background level and exposed level for wild birds. Cadmium concentrations in livers were Charadriiformes < Ciconiiformes < Anseriformes < Falconiformes < Passeriformes < Columbiformes. Cadmium concentrations of Ciconiiformes, Anseriformes, Falconiformes and Passeriformes were higher in kidneys than in livers but Charadriiformes were not. It's suggested that cadmium accumulations besides Charadriiformes in this study were not acute but chronic contamination. In this study, cadmium concentrations in kidneys were within the range of the background level, but one Cattle Egret *Bubulcus ibis* and 7 Ancient Murrelets *Synthliboramphus antipuu* were the toxic level for wild birds.

Key words : lead, cadmium, liver, kidney, wild birds, bone

서 론

최근 인구의 증가와 함께 산업화가 발전함에 따라 그에 따른 부작용으로 환경오염이 가중되면서 환경의 질을 정의하기 위한 많은 방법이 개발되고 있다. 그러나 환경의 질을 평가하기 위해서는 많은 시간과 경제적인 노력이 필요하기 때문에 환경스트레스를 평가하기 위한

한 방법으로 생물지표종이 많이 이용되고 있다. 생물지표종은 그들의 생태적 특성이 다른 생물에 비하여 잘 알려져 있고, 생태계에서 영양단계가 높고, 다양한 먹이를 취식하고, 긴 수명을 가진 조류가 많이 이용되고 있다(Burger 1993). 생물지표종에 대한 연구는 생태계의 먹이사슬 상위자로서 생물농축에 의해 먹이로부터 상대적으로 높은 농도의 오염물질에 노출될 수 있는 맹금류(birds of prey) (Monteiro and Furness 1995), 내륙의 수변 환경을 대표하는 수금류(waterfowl) 그리고 해양 생태계를 나타낼 수 있는 해양성 조류(seabirds)에 집중되고

* Corresponding author: Tae-Hoe Koo, Tel. 031-201-2427, Fax. 031-203-4589, E-mail. thkoo@khu.ac.kr

Table 1. Sampling location and date

Species (N)	Date	Location
Ciconiiformes		
<i>Ardea cinerea</i> (4)	2001. 03 ~ 2002. 10	Gyeonggi-do, Chungcheongnam-do
<i>Egretta alba</i> (1)	2002. 05	Gyeonggi-do
<i>Egretta intermedia</i> (1)	2001. 05	Gyeonggi-do
<i>Egretta garzetta</i> (1)	2000. 09	Gyeonggi-do
<i>Bubulcus ibis</i> (1)	2002. 04	Gyeonggi-do
<i>Nycticorax nycticorax</i> (2)	2001. 05	Gyeonggi-do
Anseriformes		
<i>Anser albifrons</i> (1)	2000. 11	Gangwon-do
<i>Anas platyrhynchos</i> (1)	2001. 01	Gangwon-do
<i>Anas poecilorhyncha</i> (1)	2001. 12	Gangwon-do
Falconiformes		
<i>Aegypius monachus</i> (1)	2001. 12	Gangwon-do
<i>Accipiter gularis</i> (1)	2000. 11	Gyeonggi-do
<i>Buteo buteo</i> (4)	2001. 10 ~ 2002. 04	Gyeonggi-do, Gangwon-do
<i>Falco tinnunculus</i> (1)	2000. 03	Gangwon-do
Charadriiformes		
<i>Synthliboramphus antipuuus</i> (8)	2002. 09	Hongdo Island, Jeollanam-do
Columbiformes		
<i>Streptopelia orientalis</i> (2)	2000. 10	Gyeonggi-do
Passeriformes		
<i>Lanius bucephalus</i> (1)	2001. 01	Gyeonggi-do
<i>Zoothera sibirica</i> (1)	2002. 10	Gyeonggi-do
<i>Emberiza tristrami</i> (1)	2000. 09	Gangwon-do
<i>Pica pica</i> (3)	2000. 09 ~ 2001. 10	Gyeonggi-do, Gangwon-do

있다 (Burger 1993; Hoffman *et al.* 1996). 그리고 도심지역에서는 이동성이 적은 박새과 조류 (Paridae) 등의 소형 참새목 조류 (Dauwe *et al.* 2005)와 도심지역에서 거의 이동성이 적어 서식지역의 오염특성을 비교적 잘 나타내는 집비둘기 *Columba livia* 등이 생물학적 지표종으로 이용되었다 (김 등 2001; 남 등 2002). 조류를 이용한 연구의 장점은 이들은 눈에 쉽게 띄고, 개체군 크기, 번식 성공률 그리고 질병 등을 쉽게 평가하고 측정할 수 있기 때문이다.

대부분의 중금속은 생물학적 역할이 잘 알려져 있지 않으며, 환경 중의 납 (Pb), 카드뮴 (Cd)은 인간의 활동으로 인하여 환경으로 유입된 것이다. 이러한 중금속의 독성학적 효과는 조류의 사망, 이동 그리고 번식실패와 다른 생리적 독성을 포함한다 (Grue *et al.* 1984). 또한 조류의 간에서의 납과 카드뮴 농도는 급성과다노출 (acute high exposure)의 지표이며, 뼈의 납 농도와 신장의 카드뮴 농도는 만성노출 (chronic exposure)의 지표로 이용된다 (Kendall and Scanlon 1982).

이에 본 연구는 여러 가지 이유로 우리나라에서 사망한 한국산 조류 19종 36개체의 간, 신장 그리고 뼈에서 많은 생태학적 및 생리학적 문제를 일으키는 납과 카드뮴 농도를 측정하여 비교하였다. 그리고 본 연구에서 나타난 납과 카드뮴의 농도가 급성오염인지 만성오염인지를 판단하였다.

재료 및 방법

본 연구에 사용된 조류는 모두 6목 19종 36개체이며, 2000년부터 2002년까지 우리나라 일대에서 여러 가지 이유 (농약오염, bird strike, 아사 그리고 태풍 등)로 인해 사망한 개체들을 수집하여 분석하였다 (Table 1). 본 연구에 사용된 조류는 목 (Family)별로 분류하였다. 각 목별로 이용된 조류의 종과 개체수는 Appendix 1에 기술하였다.

수집된 조류들은 해부할 때까지 -20°C 에 냉동보관하였으며, 중금속 분석을 위해 간, 신장 그리고 뼈를 조류의 몸에서 추출한 다음 Dry Oven (HK-DO135F)에서 100°C 로 24시간 동안 건조하였다. 건조시킨 조직은 유기물 분해를 위해 1~3 g을 켈달플라스크에 넣은 후 질산과 황산을 3:1의 비율로 넣은 후 Fume Hood (SK-FH1011) 내의 켈달분해장치 (Kjeldhal apparatus C-H6)에서 분해하였다. 유기물이 모두 분해되고 켈달플라스크에서 흰 수증기가 발생하면 과염소산 0.3 mL 정도를 첨가하여 산화 분해한 후 분해액을 100 mL로 정량하였다. 납과 카드뮴은 조류 조직 내에 미량으로 존재하는 원소이기 때문에 분해액을 DDTC-MIBK 법에 의해 농축하여 추출한 후 원자흡광광도계 (Atomic Absorption Spectrophotometer, Hitachi Z-6100)로 두 원소를 분석하였다 (Lee *et al.* 1987). 납의 검출한계는 $0.1 \mu\text{g g}^{-1}$ 이었고, 카드뮴의 검출한계는

Table 2. Lead concentrations (mean \pm SD, range, $\mu\text{g dry g}^{-1}$) in livers, kidneys and bones of Korean wild birds by order

	N		Liver	Kidney	Bone
Ciconiiformes	10	Mean	1.58 \pm 1.89	5.31 \pm 5.10	2.07 \pm 1.84
		Range	0.2 ~ 23.0*	0.25 ~ 12.2	0.13 ~ 5.03
Anseriformes	3	Mean	2.12 \pm 1.29	1.74 \pm 1.28	1.45 \pm 1.03
		Range	1.23 ~ 3.60	0.93 ~ 3.21	0.52 ~ 2.55
Falconiformes	7	Mean	1.55 \pm 0.59	1.57 \pm 1.13	1.06 \pm 0.62
		Range	0.99 ~ 2.65	0.64 ~ 3.49	0.42 ~ 2.34
Charadriiformes	8	Mean	4.64 \pm 4.83	3.70 \pm 2.80	13.3 \pm 10.5
		Range	0.71 ~ 12.3	0.25 ~ 7.73	2.05 ~ 34.6
Columbiformes	2	Mean	0.58 \pm 0.12	0.44 \pm 0.06	1.51 \pm 0.20
		Range	0.49 ~ 0.67	0.40 ~ 0.48	1.37 ~ 1.66
Passeriformes	6	Mean	0.70 \pm 0.17	0.66 \pm 0.21	3.16 \pm 3.43
		Range	0.51 ~ 27.3*	0.36 ~ 14.9*	0.27 ~ 9.78

*excluded from mean.

0.01 $\mu\text{g g}^{-1}$ 이었다.

모든 조직의 원소 농도는 건중량 ($\mu\text{g dry g}^{-1}$)으로 계산하였다. 건중량 농도 ($\mu\text{g dry g}^{-1}$)는 습중량 ($\mu\text{g wet g}^{-1}$) \times 3으로 환산하여 비교하였다 (Clark and Scheuhammer 2003).

결과 및 고찰

납은 고도의 독성원소로 효소의 활성을 방해하고, 조류체내에서 납 농도의 증가는 신경학적 및 행동학적인 문제를 일으키고, 알의 부화율과 새끼의 성장률을 감소시키며, 심하면 조류의 사망을 일으킨다 (Eisler 1985). 그리고 조류의 혈액에서 80 $\mu\text{g dL}^{-1}$ 이상, 간에서 >10 $\mu\text{g wet g}^{-1}$ 또는 신장에서 >20 $\mu\text{g wet g}^{-1}$ 이면 납중독으로 인한 독성효과가 나타난다 (Cook and Trainer 1966).

본 연구에서 간에서 납 농도를 오염수준별로 살펴보면, 왜가리 *Ardea cinerea* 1개체 (23.0 $\mu\text{g dry g}^{-1}$)와 흰배멧새 *Emberiza tristrami* 1개체 (27.3 $\mu\text{g dry g}^{-1}$) 그리고 바다쇠오리 *Synthliboramphus antipuu*s 8개체 중에서 3개체의 농도가 오염수준 (6 $\mu\text{g dry g}^{-1}$ ~ 30 $\mu\text{g dry g}^{-1}$)이었다. 그러나 나머지 개체들은 모두 비오염수준 (<6 $\mu\text{g dry g}^{-1}$)이었으며, 중독수준 (>30 $\mu\text{g dry g}^{-1}$)에 해당하는 개체는 없었다 (Appendix 1).

본 연구에서 간에서의 납 농도는 도요목 (Charadriiformes)에서 가장 높았고, 다음은 기러기목 (Anseriformes), 황새목 (Ciconiiformes), 매목 (Falconiformes), 참새목 (Passeriformes) 그리고 비둘기목 (Columbiformes)의 순이었다 (Table 1), 뼈에서의 납 농도도 도요목 (Charadriiformes)에서 가장 높았고 다음은 참새목 (Passeriformes), 황새목 (Ciconiiformes), 비둘기목 (Columbiformes), 기러기목 (Anseriformes) 그리고 매목 (Falconiformes)의 순이었다 (Table 2).

한국산 조류의 납 농도는 육상에서 서식하는 종이 해양에서 서식하는 조류보다 높다 (이 1995). 하지만 본 연구는 해양에서 서식하는 바다쇠오리의 농도가 가장 높게 나타났다. 본 연구에서 기러기목과 매목을 제외한 다른 조류에서 간에서보다 신장과 뼈에서의 납 농도가 높게 나타났다 (Table 2), 이와 같은 결과는 이 (2004)의 연구에서 나타난 대부분의 한국산 조류에서 납의 농도가 간보다 신장 및 뼈에서 높게 나타난 결과와 일치하였다.

본 연구에서 해양성조류인 바다쇠오리 간과 뼈에서의 납 농도는 캐나다의 바다쇠오리와 흰수염바다오리 *Cerorhinca monocerata*보다 높게 나타났다 (Elliott and Scheuhammer 1997) (Table 2). 그리고 우리나라에서 기름오염으로 사망한 해양성조류인 아비류 (0.19 ~ 1.22 $\mu\text{g dry g}^{-1}$, 김 등 2006)와 비오염지역의 북방아비 *Gavia immer* (0.21 $\mu\text{g dry g}^{-1}$, Stone and Okoniewski 2001)보다 본 연구의 바다쇠오리의 농도가 비교적 높았지만, 미국에서 보고된 낚시용 및 어업용 추를 먹고 납에 오염된 아비류의 농도 (15 ~ 138 $\mu\text{g dry g}^{-1}$)보다는 훨씬 낮았다 (Mason and MacDonald 1988; Pokras *et al.* 1991; Franson and Cliplef 1992; O'Brien *et al.* 1995).

서식지에서 고농도의 납에 노출되었을 경우 간에 우선적으로 축적되어 간에서 납 농도가 높게 나타나지만, 저농도로 장시간 노출되었을 경우에는 신장과 뼈에서 납의 생물학적 반감기가 간에서보다 상대적으로 길기 때문에 신장과 뼈에서의 농도가 높아진다 (Honda *et al.* 1986). 본 연구에서 간과 뼈의 납 농도를 비교해 보면, 황새목, 도요목, 비둘기목 그리고 참새목의 조류는 뼈에서의 농도가 간에서의 농도보다 높은 만성오염이었고, 기러기목과 매목은 간에서 농도가 뼈에서보다 높아 급성오염으로 나타났다. 그리고 본 연구에서 바다쇠오리의 납 농도는 간보다 뼈에서 농도가 높았으며, 캐나다 (Elli-

Table 3. Lead concentration (mean \pm SD $\mu\text{g dry g}^{-1}$) in livers and bones of Ancient Murrelet and Rhinoceros Auklet

Species	Location	Liver	Bone	Source
Ancient Murrelet	Hippa Island	0.31 \pm 0.08	6.18 \pm 0.79	Elliott and Scheuhammer 1997
	Lucy Island	0.45 \pm 0.37	4.50 \pm 0.80	
Rhinoceros Auklet	Storm Island	0.31 \pm 0.03	4.83 \pm 0.42	
	Cleland Island	0.28 \pm 0.06	5.08 \pm 0.91	
Ancient Murrelet	Hongdo Island	4.64 \pm 4.83	13.3 \pm 10.5	This study

Table 4. Cadmium concentrations (mean \pm SD, range, $\mu\text{g dry g}^{-1}$) in livers, kidneys and bones of Korean wild birds by order

	N		Liver	Kidney	Bone
Ciconiiformes	10	Mean	0.64 \pm 0.71	1.22 \pm 2.29	0.06 \pm 0.04
		Range	0.16 ~ 2.25	0.13 ~ 7.62	0.03 ~ 0.13
Anseriformes	3	Mean	0.38 \pm 0.07	0.75 \pm 0.83	0.08 \pm 0.06
		Range	0.32 ~ 0.45	0.24 ~ 1.70	0.03 ~ 0.15
Falconiformes	7	Mean	0.20 \pm 0.20	0.46 \pm 0.79	0.09 \pm 0.04
		Range	0.03 ~ 0.63	0.04 ~ 2.24	0.03 ~ 0.13
Charadriiformes	8	Mean	15.3 \pm 7.13	13.2 \pm 6.20	4.38 \pm 2.10
		Range	8.10 ~ 31.4	3.70 ~ 23.5	0.52 ~ 6.32
Columbiformes	2	Mean	0.06 \pm 0.02	0.06 \pm 0.00	0.05 \pm 0.01
		Range	0.05 ~ 0.08	0.06 ~ 0.06	0.04 ~ 0.06
Passeriformes	6	Mean	0.70 \pm 0.17	0.66 \pm 0.21	3.16 \pm 3.43
		Range	0.51 ~ 27.3*	0.36 ~ 14.9*	0.27 ~ 9.78

*: excluded from mean.

ott and Scheuhammer 1997)의 바다쇠오리와 흰수염바다오리를 대상으로 한 연구에서도 같은 결과였다 (Table 3).

백로과 조류는 납탄이 체내에서 소화되는 고니류를 포함한 수금류 (Honda *et al.* 1990)와는 달리 납탄을 체내에서 소화시키지 않기 때문에 수금류에 비해 체내에서의 농도가 비교적 낮고 납 중독의 위험성이 적다 (Custer 2000). 그리고 우리나라를 포함한 많은 지역에서 발표된 백로과 조류의 간에서의 납 농도는 대부분 background level 이하였다 (Connell *et al.* 2002; Boncompagni *et al.* 2003; Custer *et al.* 2007; Kim and Koo 2007). 본 연구에서도 왜가리 1개체 (23.0 $\mu\text{g dry g}^{-1}$)를 제외한 모든 백로과 조류는 background level 이하였다. 또한 말뚝가리 *Buteo buteo* 간에서의 납 농도는 평균 1.54 $\mu\text{g dry g}^{-1}$ 으로 이 (2004)의 말뚝가리 (2.97 $\mu\text{g dry g}^{-1}$)와 수리부엉이 *Bubo bubo* (3.09 $\mu\text{g dry g}^{-1}$)보다 낮았다.

카드뮴은 외부로부터 혈액과 림프로 주로 흡수되어 각 조직으로 이동한다 (Furness 1996). 또한 먹이연쇄를 통하여 생물체내로 흡수된 카드뮴은 일단 간에 축적된 다음 여러 곳의 장기로 운반되고 그 상당량이 신장에 축적되며, 독성은 신장에서 나타난다 (Lee *et al.* 1987). 신장 조직에 축적된 카드뮴은 산소 결핍과 골수에서 생산되는 다량의 조혈촉진인자 생산과 관련이 있고, 카드뮴은 장기 간에 걸쳐 신장 조직 내에 흡수되며, metallothionein (MT) 형성과도 연관성이 있다 (Furness 1996). 그리고 조류 체

내에 축적된 카드뮴은 수은과 납보다 낮은 농도에서 치사량에 가까거나 행동학적인 영향을 일으킬 수 있으며 (Eisler 1985), 그 영향은 일차적으로 신장에 피해를 줄 뿐만 아니라, 조류의 행동을 변화시키고, 산란을 억제하며, 알 껍질을 얇게 하고, 정소를 손상시킨다 (Furness 1996).

본 연구에서 간에서의 카드뮴 농도는 도요목의 바다쇠오리에서 가장 높았고, 다음은 황새목, 기러기목, 매목, 참새목 그리고 비둘기목의 순이었으며, 신장에서의 카드뮴 농도도 간에서의 농도와 같은 경향이였다 (Table 4). 일반적으로 신장에서의 카드뮴 농도는 대양성 해조류에서 고농도로 축적되고 (Bull *et al.* 1977), 본 연구에서도 해조류인 바다쇠오리의 농도가 가장 높았다 (Table 4). 본 연구에서 조직별 카드뮴 농도는 모든 조류에서는 신장에서 가장 높게 나타났으나 도요목 바다쇠오리는 간에서의 농도가 신장에서 보다 높았다 (Table 4). 또한 다른 지역의 바다오리류에 대한 연구에서는 신장에서의 농도가 간에서의 농도보다 높은 만성오염을 나타냈지만, 본 연구의 바다쇠오리 간과 신장에서의 카드뮴 농도는 간에서 농도가 높은 급성오염의 경향이였다 (Table 5).

야생조류의 신장에서 카드뮴 농도는 $< 8 \mu\text{g dry g}^{-1}$ 은 비오염수준, $> 8 \mu\text{g dry g}^{-1}$ 은 오염수준이다 (Scheuhammer 1987). 이를 기준으로 본 연구에서는 바다쇠오리의 7개체가 오염수준의 농도를 보였으며, 나머지는 모두 비오염수준이었다 (Appendix 2). 또한 Eisler (1985)는 실험

Table 5. Cadmium concentration (mean \pm SD $\mu\text{g dry g}^{-1}$) in liver and kidney of seabirds

Species	Location	Liver	Kidney	Source
Ancient Murrelet	Hippa Island, Canada	6.28 \pm 2.84	36.9 \pm 15.4	Elliott and Scheuhammer 1997
Rhinoceros Auklet	Lucy Island	43.5 \pm 11.3	160 \pm 40.6	
	Storm Island Cleland Island	22.9 \pm 6.91 20.5 \pm 6.38	106 \pm 20.7 80.1 \pm 35.7	
Ancient Murrelet	Hongdo Island	15.3 \pm 7.13	13.2 \pm 6.20	This study
Common Gyllemots*	Northwest Scotland	17.4 ~ 26.4 ^a	21.9 ~ 41.7	Stewart <i>et al.</i> 1994
		14.1 ~ 21.3 ^s	5.87 ~ 37.4	

*: mean by month (4, 6, 11), ^a: Adult, ^s: Subadult

실 연구에서 신장 중 카드뮴 농도가 $30 \mu\text{g wet g}^{-1}$ (= $90 \mu\text{g dry g}^{-1}$)일 때 독성을 나타내고 조류에게 해로운 영향을 미친다고 예측하였다. 그러나 본 연구에서 이러한 농도를 나타낸 개체들은 없었다(Appendix 2).

본 연구의 해양성조류인 바다쇠오리 신장에서의 카드뮴농도는 캐나다의 바다쇠오리와 흰수염바다오리(Elliott and Scheuhammer 1997) 그리고 스코틀랜드의 북서지역의 바다오리 *Uria aalge*의 농도보다 낮았다(Stewart *et al.* 1994). 그리고 스코틀랜드의 바다오리는 계절에 따라 카드뮴의 농도가 변하였다(Table 5). 그리고 우리나라 아비류(김 등 2006)와는 비슷하였지만, 러시아 Chaun지역의 아비와 북태평양과 인도양의 알바트로스류(albatross)보다 낮았다(Kim *et al.* 1996).

본 연구에서 나타난 백로과 조류의 카드뮴 농도는 background level 이하였고, 이는 다른 지역의 연구에서도 같은 경향이였다(Rattner *et al.* 2000; Custer *et al.* 2007; Kim and Koo 2007). 이는 백로과 조류는 카드뮴이 체내에 축적되지 않기 때문이다(Custer 2000).

본 연구에서 나타난 우리나라 야생조류의 납과 카드뮴 농도는 내륙에 서식하는 조류의 농도는 대부분 background level 이하였다. 그러나 해양성 조류인 바다쇠오리의 납 농도는 다른 지역에 비하여 비교적 높은 농도를 보였지만 카드뮴 농도는 다른 지역보다 비교적 낮은 것으로 나타났다. 그리고 바다쇠오리의 납 농도는 만성오염의 경향이었고, 카드뮴 농도는 급성오염의 경향이였다. 바다쇠오리는 우리나라에서 번식하는 종으로서(이 등 2000) 본 연구에 이용된 바다쇠오리는 전라남도 흥도에서 2002년 9월에 채집된 개체들이다. 따라서 이들의 체내 카드뮴 농도는 우리나라 번식지역의 오염농도를 반영한 것으로 생각된다.

적 요

본 연구는 2000 ~ 2002년 사이에 우리나라에서 사망한 야생조류의 간, 신장 그리고 뼈에서의 납과 카드뮴 농도

를 분석하였다. 연구에 이용된 시료는 황새목(n=10), 기러기목(n=3), 매목(n=7), 도요목(n=8), 비둘기목(n=2) 그리고 참새목(n=6)이었다. 간에서 납 농도는 도요목 < 기러기목 < 황새목 < 매목 < 참새목 < 비둘기목의 순이었다. 매목을 제외한 모든 목에서 뼈에서의 납 농도가 간에서의 납 농도보다 높았다. 본 결과는 우리나라 야생조류의 납 농도는 급성 오염이 아니라 만성적인 오염을 나타내는 것이다. 그리고 모든 조류의 간과 신장에서의 납 농도는 야생조류의 background level과 exposed level의 범위였다. 간에서의 카드뮴 농도는 도요목 < 황새목 < 기러기목 < 매목 < 참새목 < 비둘기목의 순이었다. 황새목, 기러기목, 매목과 참새목은 신장에서의 농도가 간에서의 농도보다 높았지만 도요목은 그렇지 않았다. 도요목을 제외한 모든 조류에서 카드뮴오염은 급성오염이 아닌 만성오염으로 생각된다. 본 연구에서 우리나라 야생조류의 카드뮴 농도는 대부분 background level이었지만 왜가리 1개체와 바다쇠오리 7개체는 toxic level이었다.

참 고 문 헌

- 김상진, 이종남, 이두표. 2006. 한국에 도래하는 아비류의 카드뮴과 납축적 레벨. *J. Ecol. Field. Biol.* 29:539-543.
- 김정수, 한상희, 이두표, 구태회. 2001. 서울지역 집비둘기 *Columba livia*의 서식지별 중금속 오염. *한국생태학회지.* 24:303-307.
- 남동하, 이두표, 구태회. 2002. 섬, 도심, 공단지역에서 서식하는 비둘기의 체내 납, 카드뮴 농도 비교. *한국생태학회지.* 25:189-194.
- 이두표. 1995. 조류의 조직중 중금속 축적레벨의 중간차에 관한 연구. *산업기술연구논문집.* 2:165-176.
- 이두표. 2004. 한국산 회귀조류 수 종에 대한 중금속 축적. *한국생태학회지.* 27:141-146.
- 이우신, 구태회, 박진영. 2000. 원색도감 한국의 새. LG상록재단.
- Boncompagni E, A Muhammad, R Jabeen, E Orvini, C Gandini, C Sanpera, X Ruiz and M Fasola. 2003. Egrets as

- monitors of trace-metal contamination in wetland of Pakistan. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 45:399-406.
- Bull KR, RK Murton, D Osborn and P Ward. 1977. High levels of cadmium in Atlantic seabirds and sea-skaters. Nature 269:507-509.
- Burger J. 1993. Metals in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. Rev. Environ. Toxicol. 5:203-311.
- Clark AJ and AM Scheuhammer. 2003. Lead poisoning in upland-foraging birds of prey in Canada. Ecotoxicology 12:23-30.
- Connell DW, BSF Wong, PKS Lam, KF Poon, MHW Lam, RSS Wu, BJ Richardson and YF Yen. 2002. Risk to breeding success of ardeidae by contaminants in Hong Kong: evidence from trace metals in feathers. Ecotoxicology 11: 49-59.
- Cook RS and DO Trainer. 1966. Experimental lead poisoning of Canada Geese. J. Wildl. Manage. 30:1-8.
- Custer TW. 2000. Environmental Contaminants. In Kushlan JA and H Hafner (eds.) Heron Conservation. Academic Press. pp. 251-268.
- Custer TW, CM Custer, BA Eichhorst and W David. 2007. Selenium and metal concentrations in waterbird eggs and chicks at Agassiz National Wildlife Refuge, Minnesota. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 53:103-109.
- Dauwe T, E Janssens, L Bervoets, R Blust and M Eens. 2005. Heavy-metal concentrations in female laying great tits (*Parus major*) and their clutches. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 49:249-256.
- Eisler R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. US Fish and wildlife Service. Biological report (No. 1.2): 85.
- Elliott JH and AM Scheuhammer. 1997. Heavy metal and metallothionein concentrations in seabirds from the Pacific coast of Canada. Marine Pollution Bulletin 34:794-801.
- Franson JC and DJ Cliplef. 1992. Causes of mortality in common loons, from proceedings from the 1992 conference on the loon and its ecosystem: status, management, and environmental concerns. USFWS, MD, USA, 247pp.
- Furness RW. 1996. Cadmium in birds. In Beyer WN, GH Heinz and AW Redmon-Norwood (eds.) Environmental Contaminants in Wildlife. pp. 389-404. Boca Raton, FL: CRC Press Lewis Pub.
- Grue CE, TJ O'Shea and DJ Hoffman. 1984. Lead exposure and reproduction in highway-nestling barn swallows. Condor 86:383-389.
- Hoffman DJ, CP Rice and TJ Kubiak. 1996. PCBs and dioxins in birds. In: environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations, Beyer WN, GH Heinz and AW Redmon-Norwood (eds), Boca Raton. Lewis Publishers. pp. 165-208.
- Honda K, BY Min and R Tatsukawa. 1986. Distribution of heavy metals and their age related changes in the eastern great white egret, *Egretta alba modesta*, in Korea. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15:185-197.
- Honda K, DP Lee and R Tatsukawa. 1990. Lead poisoning in swans in Japan. Environ. Pollut. 65:209-218.
- Kendall RJ and PF Scanlon. 1982. Tissue lead concentrations and blood characteristics of Mourning Doves from Southwestern Virginia. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 11:269-272.
- Kim E-Y, H Ichihashi, K Saeki, G Atrashkevich, S Tanabe and R Tatsukawa. 1996. Metal accumulation in tissues of seabirds from Chaur, northeast Siberia, Russia. Environ. Pollut. 92:247-252.
- Kim J and T-H Koo. 2007. Heavy metal concentrations in diet and livers of Black-crowned Night Heron *Nycticorax nycticorax* and Grey Heron *Ardea cinerea* chicks from Pyeongtaek, Korea. Ecotoxicology 16:411-416.
- Lee DP, K Honda and R Tatsukawa. 1987. Comparison of tissue distributions of heavy metals in birds in Japan and Korea. J. Yamashina Inst. Ornithol. 19:103-116.
- Mason CF and SM MacDonald. 1988. Pollutant burden of a great northern diver *Gavia immer*. Bird Study 35:11-12.
- Monteiro LR and RW Furness. 1995. Seabirds and monitors of mercury on the marine environment. Water, Air, and Soil Pollution 80:831-870.
- O'Brien DJ, RH Poppenga and CW Ramm. 1995. An exploratory analysis on liver element relationships in a case series of common loons (*Gavia immer*). Prev. Vet. 25:37-49.
- Pokras MA, RM Chafel and M Gibson. 1991. Environmental pathology of the common loon in New England. Trans. NE Sect. Wildl. Soc. 48:31-38.
- Rattner BA, DJ Hoffman, MJ Melancon, GH Olsen, SR Schmidt and KC Parsons. 2000. Organochlorine and metal contaminant exposure and effects in hatching Black-crowned Night Herons (*Nycticorax nycticorax*) in Delaware Bay. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 39:38-45.
- Scheuhammer AM. 1987. The chronic toxicity aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. Environ. Pollut. 46:263-295.
- Stewart FM, DR Thompson, RW Furness and N Harrison. 1994. Seasonal variation in heavy metals in tissues of common guillemots, *Uria aalge* from Northwest Scotland. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 27:168-175.
- Stone WB and JC Okoniewski. 2001. Necropsy findings and environmental contaminants in common loons from New York. J. Wildl. Dis. 37:178-184.

Appendix 1. Lead concentrations (mean \pm SD, $\mu\text{g dry g}^{-1}$) in livers, kidneys and bones of Korean wild birds

Species (N)		Liver	Kidney	Bone
Ciconiiformes				
<i>Ardea cinerea</i> (4)	Mean \pm SD	1.75 \pm 2.64	4.88 \pm 5.78	1.75 \pm 2.29
<i>Egretta alba</i> (1)		0.29	0.28	0.32
<i>Egretta intermedia</i> (1)		4.82	6.24	4.52
<i>Egretta garzetta</i> (1)		0.43	11.8	3.91
<i>Bubulcus ibis</i> (1)		1.18	11.4	2.41
<i>Nycticorax nycticorax</i> (2)	Mean \pm SD	1.13 \pm 0.73	1.89 \pm 1.90	1.29 \pm 0.84
Anseriformes				
<i>Anser albifrons</i> (1)		3.60	3.21	2.55
<i>Anas platyrhynchos</i> (1)		1.52	1.08	1.28
<i>Anas poecilorhyncha</i> (1)		1.23	0.93	0.52
Falconiformes				
<i>Aegypius monachus</i> (1)		2.65	2.85	1.36
<i>Accipiter gularis</i> (1)		0.99	0.91	0.62
<i>Buteo buteo</i> (4)	Mean \pm SD	1.54 \pm 0.32	1.63 \pm 1.27	0.74 \pm 0.40
<i>Falco tinnunculus</i> (1)		1.05	0.70	2.34
Charadriiformes				
<i>Synthliboramphus antipus</i> (8)	Mean \pm SD	4.64 \pm 4.83	3.70 \pm 2.80	13.3 \pm 10.5
Columbiformes				
<i>Streptopelia orientalis</i> (2)	Mean \pm SD	0.58 \pm 0.12	0.44 \pm 0.06	1.51 \pm 0.20
Passeriformes				
<i>Lanius bucephalus</i> (1)		0.51	0.53	0.27
<i>Zoothera sibirica</i> (1)		0.73	0.90	3.30
<i>Emberiza tristrami</i> (1)		27.3	14.9	9.78
<i>Pica pica</i> (3)	Mean \pm SD	0.76 \pm 0.19	0.62 \pm 0.23	1.87 \pm 0.96

Appendix 2. Cadmium concentrations (mean \pm SD, $\mu\text{g dry g}^{-1}$) in livers, kidneys and bones Korean wild birds

Species (N)		Liver	Kidney	Bone
Ciconiiformes				
<i>Ardea cinerea</i> (4)	Mean \pm SD	1.08 \pm 0.91	0.80 \pm 0.57	0.05 \pm 0.04
<i>Egretta alba</i> (1)		0.19	0.13	0.10
<i>Egretta intermedia</i> (1)		0.17	0.19	0.04
<i>Egretta garzetta</i> (1)		N.D	0.64	N.D
<i>Bubulcus ibis</i> (1)		0.59	7.62	N.D
<i>Nycticorax nycticorax</i> (2)	Mean \pm SD	0.25 \pm 0.13	0.22 \pm 0.13	0.07
Anseriformes				
<i>Anser albifrons</i> (1)		0.37	0.30	0.15
<i>Anas platyrhynchos</i> (1)		0.45	1.70	0.06
<i>Anas poecilorhyncha</i> (1)		0.32	0.24	0.03
Falconiformes				
<i>Aegypius monachus</i> (1)		0.63	2.24	0.13
<i>Accipiter gularis</i> (1)		0.04	0.07	0.04
<i>Buteo buteo</i> (4)	Mean \pm SD	0.13 \pm 0.08	0.20 \pm 0.17	0.06 \pm 0.06
<i>Falco tinnunculus</i> (1)		0.14	0.14	0.12
Charadriiformes				
<i>Synthliboramphus antipus</i> (8)	Mean \pm SD	15.3 \pm 7.13	13.2 \pm 6.20	3.84 \pm 2.48
Columbiformes				
<i>Streptopelia orientalis</i> (2)	Mean \pm SD	0.05 \pm 0.01	0.06 \pm 0.02	0.05 \pm 0.01
Passeriformes				
<i>Lanius bucephalus</i> (1)		0.09	0.04	0.03
<i>Zoothera sibirica</i> (1)		0.10	0.11	0.06
<i>Emberiza tristrami</i> (1)		N.D	1.35	N.D
<i>Pica pica</i> (3)	Mean \pm SD	0.30 \pm 0.24	0.14 \pm 0.07	0.08 \pm 0.05

ND: not detected.