

## 한국산 희귀조류 수 종에 대한 중금속 축적

이 두 표

호남대학교 생명과학과

적 요: 본 연구는 여러 가지 원인으로 사망한 한국산 희귀조류 4목 16종 76개체를 이용하여 납과 카드뮴의 조직 축적레벨을 밝히고 오염수준을 비교 검토하였다. 납의 경우 전반적으로 간보다 신장과 뼈에서 높은 농도를 나타냈다. 간조직에는 평균농도는 0.47  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (큰고니 *Cygnus cygnus*)~3.74  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (쇠부엉이 *Asio flammeus*)의 범위를 나타냈고, 납의 독성 여부를 수준별로 보면 비오염수준인 2  $\mu\text{g}/\text{wet g}$  이하에 해당하는 개체가 51.3%(39개체), 오염수준인 10  $\mu\text{g}/\text{wet g}$  이하에 해당하는 개체가 46.1%(35개체), 중독수준인 10  $\mu\text{g}/\text{wet g}$  이상에 해당하는 개체가 2.6%(2개체)로 나타났다. 따라서 상당수의 한국산 희귀조류가 만성적인 납 오염에 노출되어 있는 것으로 판단된다. 카드뮴의 경우 신장조직에서 가장 높게 나타났으며 간과 뼈에서는 비슷한 경향을 보였다. 신장조직에서의 평균농도는 0.06  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (수리부엉이)~1.75  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (새홀리기 *Falco subbuteo*)의 범위를 나타냈고 소쩍새 1개체를 제외하고 모두 비오염 수준에 해당하였다.

검색어: 납, 비오염수준, 오염수준, 중독수준, 카드뮴, 희귀조류

### 서 론

자연계에 방출되는 오염물질은 물이나 대기를 경유하여 생물 농축을 통해 지구적인 차원에서 오염범위가 넓어지게 되며 이러한 생물농축을 통해 복합적이나 만성적인 독성이 문제가 되고 있다. 이런 이유로 인하여 최근 들어 생물 지표종을 활용하여 주변 환경 오염을 평가할 수 있는 생물학적 모니터링의 필요성이 대두되고 있다. 생물 지표종으로 활용되고 있는 동물로는 생태가 잘 알려져 있으며 생태계에서 높은 영양단계에 있고, 다양한 식성과 긴 수명을 가지고 있는 조류가 많이 거론되고 있다 (Burger 1993).

조류를 이용한 환경모니터링은 국지적인 중금속 오염을 모니터링하기 위해 박새류 등의 소형 참새목과 정착성이 강한 비둘기 등이 활용되고 있다(Llacuna *et al.* 1995, Enes *et al.* 1999, 김 등 2001, 남 등 2002). 또한 생태계 오염 모니터링을 위해 생태계의 정점에 있는 맹금류(Burger 1993, Movalli 2000)와 수금류(Honda *et al.* 1990, Burger and Gochfeld 1997)도 활용되어 왔다.

한국산 조류는 총 18목 72과 450종이 알려져 있으며(이 등 2000), 그중 법적 보호대상 희귀조류는 문화재청에서 지정한 천연기념물인 40종과 환경부에서 지정한 멸종위기종 13종, 보호대상종 46종으로 총 70종이다(원 1994, 김 2001).

한국산 조류를 이용한 중금속에 관한 연구는 집비둘기를 이용한 환경모니터링(김 등 2001, Nam *et al.* 2003, 김 등 2003)과 조류의 체내에 축적된 중금속에 관한 연구(Lee 1989, 이 1991, 이 1995), 그리고 체내 중금속 분포에 관한 연구는 해오라기(김

등 2000), 비둘기(남 등 2002), 쇠백로(한 등 2002)등 극히 제한된 종에 한하여 보고가 있을 뿐, 한국산 조류의 체내 중금속 축적 및 환경모니터링에 관한 연구는 미미하며 특히 희귀조류에 대한 연구는 전무하다.

따라서 본 연구는 한국산 희귀조류 16종 76개체를 이용하여 조직 중의 납과 카드뮴의 축적농도 및 오염수준을 조사 비교 검토하였다.

### 재료 및 방법

연구대상 조류는 (사)한국조류보호 협회의 도움을 받아 2000년부터 2003년 사이에 수집된 16종 76개체로서 그 상세한 내용은 Table 1에 나타내었다.

수집된 조류는 체내 중금속 분석을 위하여 간, 신장, 뼈(대퇴부)로 해부하여 각 부위별로 무게를 측정하였다. 그 후 다시 폴리에틸렌 봉투에 넣어 중금속 분석시까지 -20℃에 냉동 보관하였다. 중금속 분석시 냉동 보존한 각 조직을 해동시켜 균질화한 다음 시료 1~5g을 황산, 질산, 과염소산에 의해 켈달분해장치로 분해한 후 분해액을 100 ml를 희석하였다. 분해액을 DDTC-MIBK 법에 의해 농축추출 후 원자흡광광도계(Shimadzu AA-6400)로 납과 카드뮴을 분석하였다(Lee 1989). 검출한계는 납 0.1  $\mu\text{g}/\text{wet g}$  이하, 카드뮴 0.01  $\mu\text{g}/\text{wet g}$  이하이다.

### 자료분석

조류의 간조직을 대상으로 납 오염수준을 정한 기존 연구결과를 보면 Pain과 Sears(1995)는 <2  $\mu\text{g}/\text{wet g}$  은 비오염수준, 2~7

본 연구는 2002년도 호남대학교 교내연구비의 지원에 의해 수행되었음.

\* Corresponding author; Phone: 82-62-940-5434, e-mail: dplee@honam.ac.kr

Table 1. List of birds analyzed

Species	N	Sampling site	Cause of death (n)	Remarks
Order Anseriformes				
<i>Aix galericulata</i>	12	Paldang	Poison	●
<i>Cygnus cygnus</i>	5	Yeosu Dangjin, Taeon	Unknown (3) Exhaustion (1) Shot (1)	●○
Order Gruiformes				
<i>Grus vipio</i>	7	Cheolwon, Paju, Gimpo	Poison (5) Accident (1) Exhaustion (1)	●○
<i>Grus monacha</i>	1	Icheon	Accident	●○
Order Falconiformes				
<i>Haliaeetus albicilla</i>	4	Cheongyang Incheon, Seosan	Unknown (2) Exhaustion (2)	●◎
<i>Aegypius monachus</i>	20	Hadong, Changwon Yeoju, Paju, Namyangju Cheolwon, Yeongju	Exhaustion (6) Unknown (3) Poison (11)	●○
<i>Accipiter nisus</i>	1	Seoul	Accident	●○
<i>Buteo buteo</i>	5	Seoul Hadong Naju	Accident (2) Unknown (2) Exhaustion (1)	○
<i>Falco tinnunculus</i>	2	Seoul Cheonan	Unknown (1) Accident (1)	●
<i>Falco amurensis</i>	1	Paju	Unknown (1)	○
<i>Falco subbuteo</i>	1	Seoul	Exhaustion (1)	○
Order Strigiformes				
<i>Otus scope</i>	3	Seoul, Cheonan	Accident (3)	●
<i>Otus lempiji</i>	4	Hamyang, Sacheon, Seoul, Icheon	Unknown (2) Exhaustion (2)	●
<i>Bubo bubo</i>	8	Paju, Busan, Taeon Cheolwon, Buyeo, Incheon Chungju	Unknown (3) Exhaustion (3) Accident (2)	●○
<i>Ninox scutulata</i>	1	Incheon	Accident	●
<i>Asio flammeus</i>	1	Asan	Accident	●

● : natural monument, ◎ : endangered species, ○ : preserved species.

$\mu\text{g}/\text{wet g}$ 은 오염수준으로, Wayland와 Bollinger(1999)은 2~10  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 은 오염수준, >10  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 은 중독수준으로 규정하였고, Clark와 Scheuhammer(2003)은 <2  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 은 비오염수준, 2~10  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 일 경우 오염수준, >10  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 은 중독수준으로 규정하고 있다. 본 연구에서는 후자를 인용하여 간에서 납의 농도가

<2  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 은 비오염수준(background level), 2~10  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 은 오염수준(exposed level), >10  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 은 중독수준(poisoned level)으로 판단하였다.

한편, 카드뮴의 경우, Scheuhammer(1987)의 방법에 따라 신장에서 <2.7  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 은 비오염수준, >2.7  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 은 오염수준으로

판정하였다.

결과 및 고찰

납(Pb) 농도

한국산 희귀조류의 각 조식별 Pb 농도를 Table 2에 제시하였다. 조식별 납농도를 보면 간에서는 0.47  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (큰고니 *Cygnus cygnus*)~3.74  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (쇠부엉이 *Asio flammeus*)의 범위를 나타냈고 신장에서는 0.48  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (흑두루미 *Grus monacha*)~13.9  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (소쩍새 *Otus scops*), 뼈에서는 0.53  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (큰고니)~13.2  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (솔부엉이 *Ninox scutulata*)의 범위를 나타내 오염원소인 Pb의 평균농도는 대부분의 종에서 간보다 신장 또는 뼈에서 높은 경향을 나타냈다.

일반적으로 조류의 체내 조직중 중금속 분포패턴과 축적농도는 조류의 성장단계 번식, 털갈이, 계절이동 등과 같은 생물학적 과정에 따라 달라지기도 하지만, 중금속의 노출량에 따라 달라질 수 있다. 즉, 서식지에서 고농도의 납에 노출되었을 경우(급성노출) 간에 우선적으로 축적되어 간농도가 높아지지만 저농도로 장시간 노출시(만성노출)는 신장과 뼈에서 납(Pb)의 생물학적 반감기가 간 보다 상대적으로 길기 때문에 신장 및 뼈 농도가 높아진다(Honda et al. 1986a, 1986b). 따라서 한국산 희귀조류는 대부분 만성적인 납축적 특성을 보인다고 볼 수 있다.

기러기목(Anseriformes)의 간조직중 납농도를 보면, 원앙(*Aix galericulata*)은 평균 3.07  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 으로(Table 2), 같은 오리류인 일본의 청둥오리(*Anas platyrhynchos*) 1.51  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 과 쇠오리(*A. crecca*) 0.37  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (Lee et al. 1987), 한강의 흰죽지(*Aythya ferina*) 0.32  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 와 땡기흰죽지(*A. fuligula*) 1.53  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (이 1991)보다 훨씬 높은 식성의 차이 혹은 서식지의 오염에서 기인한 것인지 보다 상세한 연구가 필요하다. 그러나 큰고니(*Cygnus cygnus*)는 0.47  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 으로 일본 월동지에서 사망한 큰고니와 고니(*C. columbianus*)의 평균 농도 0.53  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ , 0.43  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (Honda et al. 1990)과 비슷하였다.

간에서 납농도를 오염수준별로 구분해 보면 2  $\mu\text{g}/\text{wet g}$  이하의 비오염수준에 해당하는 개체는 큰고니 4개체였으며, 2~10  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 의 오염수준을 보인 개체는 원앙 11개체, 중독수준인 10  $\mu\text{g}/\text{wet g}$  이상에 해당하는 개체는 원앙 1개체와 큰고니 1개체였다(Table 3).

일반적으로 조류의 납중독은 초식성 오리류에 집중되어 있으며 대부분 수렵용 산탄이나 낚시추에 의한 것으로 보고되고 있다(Clausen and Wolstrup 1979, Simpson et al. 1979, Sanderson and Bellrose 1986). 일본에서는 월동중 사망한 고니류의 약 30%가 납중독으로 보고되고 있으며, 이 경우 큰고니와 고니의 간에서 각각 평균 27.1  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ , 19.2  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 이었다(Honda et al. 1990). 우리나라에서도 한강에서 월동중 산탄에 의해 납중독으로 사망한 곱방오리(*Anas acuta*)의 간에서 59.1  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 이 검출된 바 있다(이 1991). 따라서 본 연구에서 중독수준에 해당하는 원앙과 큰고니의 농도는 각각 302  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ , 28.9  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 으로 이들은

Table 2. Pb concentrations(mean±SD, range,  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ ) in tissues of Korean rare bird species

Species	N	Liver	Kidney	Bone
Order Anseriformes				
<i>Aix galericulata</i>	12	3.07±0.73 (2.11~302*)	2.49±0.78 (1.50~4.41)	1.33±0.28 (0.90~1.95)
<i>Cygnus cygnus</i>	5	0.47±0.31 (0.15~28.9*)	0.73±0.22 (0.52~17.7)	0.53±0.14 (0.32~23.2)
Order Gruiformes				
<i>Grus vipio</i>	7	2.16±1.52 (0.64~4.61)	2.16±1.85 (0.80~5.22)	2.86±2.40 (ND~7.26)
<i>Grus monacha</i>	1	0.81	0.48	NA
Order Falconiformes				
<i>Haliaeetus albicilla</i>	4	1.13±1.08 (0.41~2.75)	1.18±1.03 (0.60~2.74)	1.89±2.35 (0.13~5.35)
<i>Aegyptius monachus</i>	20	2.99±1.55 (0.37~5.63)	4.40±3.17 (0.63~9.80)	5.82±6.27 (0.68~20.3)
<i>Accipiter nisus</i>	1	1.25	3.41	0.60
<i>Buteo buteo</i>	5	0.99±0.35 (0.49~1.46)	1.71±1.07 (0.75~169*)	1.44±1.44 (0.07~3.37)
<i>Falco tinnunculus</i>	2	1.80±0.81 (1.23~2.38)	7.77±7.20 (2.68~12.9)	7.63±0.90 (7.00~8.28)
<i>Falco amurensis</i>	1	2.31	9.49	4.93
<i>Falco subbuteo</i>	1	1.20	11.1	11.0
Order Strigiformes				
<i>Otus scops</i>	3	2.92±3.38 (0.74~6.83)	13.9±8.22 (4.74~20.6)	7.45±6.45 (1.50~14.3)
<i>Otus lempiji</i>	4	2.65±1.83 (0.66~5.06)	7.86±7.04 (2.02~17.9)	3.30±1.50 (1.31~4.85)
<i>Bubo bubo</i>	8	1.03±0.67 (0.52~2.52)	1.81±2.12 (0.70~5.43)	7.86±18.0 (0.46~52.4)
<i>Ninox scutulata</i>	1	1.78	3.65	13.2
<i>Asio flammeus</i>	1	3.74	4.96	5.46

\* : excluded from mean, ND : not detected, NA : not analyzed.

채식지에서 수렵용 산탄, 낚시추 등에 의해 납 중독사한 것으로 사료된다.

두루미목(Gruiformes)의 간조직중 납농도 평균치는 0.81 ~ 2.16  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 이었으나(Table 2) 기존 자료가 전무하여 비교가 불가능하다. 다만, 납오염 수준을 보면 분석된 2종 8개체중 재두루미(*Grus vipio*) 3개체가 오염수준(2~10  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ )에 해당하였다.

매목(Falconiformes)의 간조직중 납농도는 평균 0.99~2.99  $\mu\text{g}$

Table 3. Numbers of Korean rare birds investigated with background Pb level; Pb elevated level; or Pb poisoned level

Species	Liver			
	Total	Background	Elevated	Poisoned
Order Anseriformes				
<i>Aix galericulata</i>	12		11	1
<i>Cygnus cygnus</i>	5	4		1
Order Gruiformes				
<i>Grus vipio</i>	7	4	3	
<i>Grus monacha</i>	1	1		
Order Falconiformes				
<i>Haliaeetus albicilla</i>	4	3	1	
<i>Aegypius monachus</i>	20	8	12	
<i>Accipiter nisus</i>	1	1		
<i>Buteo buteo</i>	5	5		
<i>Falco tinnunculus</i>	2	1	1	
<i>Falco amurensis</i>	1		1	
<i>Falco subbuteo</i>	1	1		
Order Strigiformes				
<i>Otus scops</i>	3	2	1	
<i>Otus lempiji</i>	4	1	3	
<i>Bubo bubo</i>	8	7	1	
<i>Ninox scutulata</i>	1	1		
<i>Asio flammeus</i>	1		1	
Total number(%)	76	39(51.3)	35(46.1)	2(2.6)

/wet g이었다(Table 2). 영국 매목 13종의 중앙치는 <0.1  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (흰꼬리수리 *Haliaeetus albicilla*)~0.76  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (갯빛개구리매 *Circus cyaneus*)으로(Pain and Sears 1995), 일본 매목의 평균치는 <0.1 ~ 2.21  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 으로(Kim et al. 1999, Yasunaga et al. 2000)으로 보고된 바 있어 이들과 비교해 볼 때, 본 연구의 매목 농도는 약간 높은 편에 속했다.

올빼미목(Strigiformes)의 경우, 간조직중 납농도는 평균 1.03 ~ 3.74  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 이었다(Table 2). 영국에서 다양한 원인으로 사망한 쇠부엉이(*Asio flammeus*), 금눈쇠올빼미(*Athene noctua*), 줌부엉이(*A. otus*)의 중앙치는 각각 0.56  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ , 0.28  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ , <0.1  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 으로 보고되었으며(Pain and Sears 1995), 이탈리아의 금눈쇠올빼미는 0.22  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 으로 보고된 바 있다(Zaccaroni et al. 2003). 이들에 비해 본 연구의 올빼미목 5종의 농도는 매우 높은 편이었다.

맹금류(매목 및 올빼미목) 12종 51개체의 간에서 납농도를 오

염수준별로 구분해 보면 2  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 이하의 비오염수준을 보인 개체는 30개체(58.8%) 였으며, 2~10  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 의 오염수준을 보인 개체는 21개체(41.2%)였으며, 중독수준인 10  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 이상의 고농도를 보인 개체는 없었다(Table 3).

육식성인 맹금류의 납오염은 주로 수렵용 산탄이나 낚시추 등에 의해 1차 오염된 수금류를 잡아먹음으로 인해 2차적으로 발생한다(Kim et al. 1999). 이와 같이 먹이를 통해 중독사한 영국의 말뚝가리(*Buteo buteo*)에서는 300  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (Pain and Sears 1995)이, 일본의 흰꼬리수리와 참수리(*Haliaeetus pelagicus*)에서는 26.3~81.2  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 의 납이 검출된 바 있다(Kim et al. 1999, Yasunaga et al. 2000).

외국에서 보고된 맹금류의 간농도를 기준으로 납의 오염수준을 보면, 영국의 경우 16종 424개체에서 오염수준이 4.7%, 중독수준이 0.5%로 나타났고(Pain and Sears 1995), 캐나다의 경우 흰머리수리(*Haliaeetus leucocephalus*)과 검독수리(*Aquila chrysaetos*) 127개체에서 오염수준이 5%, 중독수준이 12%(Wayland and Bollinger 1999), 캐나다산 맹금류 16종 179개체에서 3.4%가 중독수준을 나타냈다(Clark and Scheuhammer 2003).

이상에서와 같이 분석된 한국산 희귀조류 16종 76개체의 간조직중 납농도는 세계 각 지역에서 보고된 농도보다 비교적 높은 경향을 보였다. 특히, 48.7%의 희귀조류가 비오염수준인 2  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 을 초과하고 있어 다양한 원인으로 사망한 한국산 희귀조류의 상당수가 납오염에 노출되어 있는 것으로 판단된다.

카드뮴(Cd) 농도

한국산 희귀조류의 각 조직별 카드뮴농도를 Table 4에 제시하였다. 조직별 카드뮴농도를 살펴보면 간에서는 0.02  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (수리부엉이 *Bubo bubo*)~0.49  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (큰고니)의 범위를 나타냈고 신장에서는 0.06  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (수리부엉이)~1.75  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (새홀리기 *Falco subbuteo*), 뼈에서는 ND(쇠부엉이)~0.31  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (새홀리기)의 범위를 나타내 카드뮴의 평균농도는 신장에서 높은 경향을 나타냈다(Table 4).

카드뮴은 먹이연쇄를 통하여 조류에 축적되며, 생체내로 흡수된 카드뮴은 일단 간장에 축적된 다음 여러 곳의 장기로 운반되고 그 상당량이 신장에 분포한다(Lee et al. 1987). 일반적으로 만성적인 폭로에 의한 독성은 신장에서 발현하기 때문에 그 영향은 신장 중의 농도에 주목하여 평가한다.

기러기목의 신장중 카드뮴 농도를 보면, 원앙은 평균 0.78  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 으로(Table 4) 같은 오리류인 일본의 청둥오리 2.58  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ , 쇠오리 0.50  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (Lee et al. 1987), 서울 한강의 흰죽지 0.36  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ , 땡기흰죽지 0.88  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ , 황오리 0.87  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ , 고방오리 0.98  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ (이 1991)과 비슷하였다. 그러나 큰고니는 평균 0.30  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 으로 일본 월동지에서 사망한 큰고니(1.26  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ )와 고니(1.24  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ )의 평균농도(Honda et al. 1990)에 비해 월등히 높았다.

두루미목의 신장중 카드뮴 농도는 평균 0.23~0.85  $\mu\text{g}/\text{wet g}$ 으로 비교적 낮은 편이었다.

Table 4. Cd concentration(mean±SD, range, µg/wet g) in tissues of Korean rare bird species

Species	N	Liver	Kidney	Bone
Order Anseriformes				
<i>Aix galericulata</i>	12	0.08±0.11 (ND~0.24)	0.78±0.59 (0.32~2.30)	0.04±0.01 (0.02~0.06)
<i>Cygnus cygnus</i>	5	0.49±0.60 (ND~1.18)	0.30±0.23 (0.08~0.65)	0.01±0.01 (ND~0.03)
Order Gruiformes				
<i>Grus vipio</i>	7	0.03±0.03 (ND~0.08)	0.23±0.28 (ND~0.45)	0.01±0.01 (ND~0.03)
<i>Grus monacha</i>	1	0.10	0.85	NA
Order Falconiformes				
<i>Haliaeetus albicilla</i>	4	0.06±0.05 (0.01~0.15)	0.12±0.04 (0.06~0.16)	0.09±0.13 (ND~0.30)
<i>Aegypius monachus</i>	20	0.16±0.28 (0.01~1.32)	0.18±0.12 (0.01~0.48)	0.04±0.05 (ND~0.19)
<i>Accipiter nisus</i>	1	0.22	0.52	0.10
<i>Buteo buteo</i>	5	0.07±0.03 (0.04~0.12)	0.20±0.09 (0.12~0.35)	0.16±0.28 (ND~0.66)
<i>Falco tinnunculus</i>	2	0.14±0.05 (0.10~0.18)	0.45±0.29 (0.24~0.67)	0.15±0.22 (ND~0.32)
<i>Falco amurensis</i>	1	0.43	1.27	0.13
<i>Falco subbuteo</i>	1	0.43	1.75	0.31
Order Strigiformes				
<i>Otus scops</i>	3	0.20±0.28 (ND~1.07)	0.87±0.94 (0.20~8.67*)	0.18±0.08 (0.01~0.24)
<i>Otus lempiji</i>	4	0.19±0.25 (ND~0.56)	0.57±0.27 (0.36~0.97)	0.14±0.21 (ND~0.46)
<i>Bubo bubo</i>	8	0.02±0.01 (ND~0.05)	0.06±0.03 (ND~0.11)	0.03±0.02 (ND~0.07)
<i>Ninox scutulata</i>	1	0.21	0.69	0.18
<i>Asio flammeus</i>	1	0.13	0.13	ND

\* : excluded from mean, ND : not detected, NA : not analyzed.

맹금류인 매목과 올빼미목의 신장중 카드뮴 농도를 보면, 평균 0.06 µg/wet g~1.75 µg/wet g이었다. 이는 일본 월동지에서 사망한 흰꼬리수리 0.8~2.28 µg/wet g, 참수리 0.35~2.77 µg/wet g, 검독수리 0.37~2.55 µg/wet g(Kim et al. 1999, Yasunaga et al. 2000)에 비해 비슷하거나 약간 낮은 편이었다. 또한 우리나라에서 80년대에 보고된 조롱이(*Accipiter gularis*) 0.25 µg/wet g, 황조롱이(*Falco tinnunculus*) 0.09 µg/wet g, 말뚝가리 0.21 µg/wet g, 소

쩍새(*Otus scops*) 1.09 µg/wet g(Lee et al. 1987)과 비슷하였다.

신장에서 카드뮴 농도를 오염수준별로 구분해 보면 소쩍새 1개체(8.67 µg/wet)를 제외하고 모두 비오염수준인 <2.7 µg/wet g에 해당하였다(Table 4).

이상에서와 같이 분석된 희귀조류의 신장조직중 카드뮴 농도는 기존의 연구 결과에 비해 비슷하거나 낮은 경향을 보였으며 소쩍새 1개체를 제외하고 모두 비오염 수준으로 서식지에서 인위적인 카드뮴의 고농도 폭로는 없는 것으로 판단된다.

인용문헌

김정수, 이두표, 구태회. 2000. 해오라기 *Nycticorax nycticorax* 새끼와 성조의 중금속 농도 비교. 한국조류학회지 7(1): 27-32.

김정수, 한상희, 이두표, 구태회. 2001. 서울지역 집비둘기 *Columba livia*의 서식지별 중금속 오염. 한국생태학회지 24(5): 303-307.

김정수, 이두표, 구태회. 2003. 서울지역에 서식하는 집비둘기 *Columba livia*의 깃털을 이용한 중금속 오염 모니터링. 한국생태학회지 26(3): 91-96.

김창희. 2001. 조류조사지침. 환경부 “제2차 전국자연환경 조사지침”에서. 환경부. pp. 45-59.

남동하, 이두표, 구태회. 2002. 섬, 도심, 공단지역에서 서식하는 비둘기의 체내 납, 카드뮴 농도 비교. 한국생태학회지 25(3): 189-194.

원병오. 1994. 천연기념물 동물편. 대원사. 319 p.

이두표. 1991. 야생동물 수종에 대한 중금속 및 유기염소계화합물의 오염실태 조사연구보고. 경희대학교 한조연보 11: 1-10.

이두표. 1995. 조류의 조직중 중금속 축적레벨의 중간차에 관한 연구. 호남대학교 산업기술연구논문집 2: 165-176.

이우신, 구태회, 박진영. 2002. 한국의 새. 아카데미서적. 320 p.

한상희, 구태회, 이두표. 2002. 쇠백로(*Egretta garzetta*)와 해오라기(*Nycticorax nycticorax*)체내 중금속 오염 비교. 한국조류학회지 9(1): 61-68.

Burger, J. 1993. Metals in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. Rev. Environ. Toxicol. 5: 203-311.

Burger, J. and M. Gochfeld. 1997. Age differences in metals in the blood of Herring(*Larus argentatus*) and Franklin's(*Larus pipixcan*) gulls. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 33: 436-440.

Clark, A.J. and A.M. Scheuhammer. 2003. Lead poisoning in upland-foraging birds of prey in Canada. Ecotoxicology 12: 23-30.

Clausen, B. and S. Wolstrup. 1979. Lead poisoning in game from Denmark. Danish Rev. Game Biol. 11: 1-22.

Eens, M., R. Pinxten, R.F. Verheyen, R.M. Blust and L. Bervoets. 1999. Great and blue tits as indicators of heavy metal contamination in terrestrial ecosystems. Ecotox. Environ. Safety

- 44: 81-85.
- Honda, K., B.Y. Min and R. Tatsukawa. 1986a. Organ and tissue distribution of heavy metal, and age-related changes in the Eastern Great White *Egret Egretta alba modesta* in the Korea. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15: 185-197.
- Honda, K., T. Nasu and R. Tatsukawa. 1986b. Seasonal changes in mercury accumulation in the Black-eared Kite *Milvus migrans lineatus*. Environ. Pollut. Ser. A 42: 205-221.
- Honda, K., D.P. Lee and R. Tatsukawa. 1990. Lead poisoning in swans in Japan. Environ. Pollut. 65: 209-218.
- Kim, E.Y., R. Goto, H. Iwata, Y. Masuda, S. Tanabe and S. Fujita. 1999. Preliminary survey of lead poisoning of steller's eagle (*Haliaeetus pelagicus*) and white-tailed sea eagle (*Haliaeetus albicilla*) in Hokkaido, Japan. Environ. Toxicol. Chem. 18(3): 448-451.
- Lee, D.P. 1989. Heavy metal accumulation in birds: Use of feathers as monitoring without killing. Ph. D. Thesis. Ehime Univ., Matsuyama, Japan. 122 p.
- Lee, D.P., K. Honda and R. Tatsukawa. 1987. Comparison of tissue distributions of heavy metals in birds in Japan and Korea. J. Yamashina Inst. Ornith. 19: 103-116.
- Llacuna, S., A. Gorriz, C. Sanpera and J. Nadal. 1995. Metal accumulation in three species of passerine birds (*Emberiza cia*, *Parus major* and *Turdus merula*) subjected to air pollution from a coal-fired power plant. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 28: 298-303.
- Movalli, P.A. 2000. Heavy metal and other residues in feathers of laggar falcon *Falco biarmicus jugger* from six districts of Pakistan. Environ. Pollut. 109: 267-275.
- Nam D.H., D.P. Lee and T.H. Koo. 2003. Comparison of lead and cadmium accumulations in Feral Pigeons (*Columba livia*) with different developmental stages from urban and industrial complex areas. Korean J. Ecol. 21(2): 142-148.
- Pain, D.J. and J. Sears. 1995. Lead concentrations in birds of prey in Britain. Environ. Pollut. 87: 173-180.
- Sanderson, G.C. and F.C. Bellrose. 1986. A review of the problem of lead poisoning in waterfowl. Illinois Natral History Survey Special Publication 4. 34 p.
- Simpson, J.R., A.E. Hunt and M.C. French. 1979. Lead poisoning in swans. Environ. Pollut., 18: 197-202.
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. Environ. Pollut. 46: 263-295.
- Wayland, M. and T. Bollinger. 1999. Lead exposure and poisoning in bald eagles and golden eagles in the Canadian prairie provinces. Environ. Pollut. 104: 341-350.
- Yasunaga, G., S. Tanabe, E.Y. Kim, H. Iwata, A. Sudo, Y. Masuda, S. Fujita and K. Jin. 2000. Accumulation features of trace elements in Steller's Eagles, White-tailed Sea Eagles and Golden Eagles. J. Environ. Sci. 13(1): 51-59.
- Zaccaroni, A., M. Amorena, B. Maso, G. Castellani, A. Lucisano and G.L. Stracciari. 2003. Cadmium, chromium and lead contamination of *Athene noctua*, the little owl, of Bologna and Parma, Italy. Chemosphere 52: 1251-1258.

(2004년 3월 3일 접수; 2004년 5월 27일 채택)

## Heavy Metal Accumulation in Some Korean Rare Bird Species

Lee, Doo-Pyo

Department of Biological Science, Honam University

**ABSTRACT** : This paper reports on Pb and Cd concentrations in the tissues of 76 individuals of 16 rare bird species found dead across Korea. In most of species, Pb concentration was higher in kidney and bone than in liver. The range of the mean liver Pb was 0.47 (*Cygnus cygnus*)~3.74  $\mu\text{g}/\text{wet g}$  (*Asio flammeus*). Based on hepatic Pb concentrations, 39 (51.3%) of the 76 individuals were classified as background level ( $<2 \mu\text{g}/\text{wet g}$ ), 35 (46.1%) were elevated level ( $>2 \mu\text{g}/\text{wet g}$ ) and 2 (2.6%) were poisoned level ( $>10 \mu\text{g}/\text{wet g}$ ). These results were indicated many rare birds were suffered from chronic Pb exposure. Cd concentration was generally higher in kidney than in liver and bone. The range of the mean kidney Cd was 0.06 (*Bubo bubo*)~1.75  $\mu\text{g}/\text{wet g}$  (*Falco subbuteo*). Only one of the 76 individuals had elevated Cd concentration ( $>2.7 \mu\text{g}/\text{wet g}$ ) in kidney. These results indicated most of rare birds had low Cd accumulations.

**Key words** : Background level, Cadmium, Elevated level, Lead, Poisoned level, Rare birds