

도심 및 공단지역에 서식하는 비둘기의 중금속 축적과 번식 경과 비교

남 동 하 · 이 두 표¹ · 구 태 회*

경희대학교 환경응용화학부, ¹호남대학교 생명과학과

Reproductive Progress and Heavy Metal Contamination of Feral Pigeons (*Columba livia*) in Seoul and the Ansan Industrial Complex areas

Dong-Ha Nam, Doo-Pyo Lee¹ and Tae-Hoe Koo*

School of Environment and Applied Chemistry, Kyunghee University

¹Department of Biological Science, Honam University

Abstract - This study focused on relationships between Pb and Cd concentrations and the difference of success reproductive progress in urban (Seoul) and industrial complex (Ansan) areas. Results of the Pb analysis for the feral pigeons from Seoul (egg contents: 1.64 $\mu\text{g wet g}^{-1}$, adults in bones: 29.5 $\mu\text{g wet g}^{-1}$) and the Ansan industrial complex (egg contents: 1.13 $\mu\text{g wet g}^{-1}$, adults in bones: 10.5 $\mu\text{g wet g}^{-1}$) showed that the Pb level of eggs and adults is significantly different between the two colonies ($p < 0.05$). Cd concentrations in liver and kidneys of adult pigeons were also significantly different between Seoul (liver: 0.24 $\mu\text{g wet g}^{-1}$, kidney: 1.05 $\mu\text{g wet g}^{-1}$) and the Ansan (liver: 0.14 $\mu\text{g wet g}^{-1}$, kidney: 0.43 $\mu\text{g wet g}^{-1}$) colonies ($p < 0.05$). Clutch size of Feral pigeons living in Seoul was similar between the two colonies, 1.9 ± 0.3 in Seoul and 2.0 ± 0.0 in Ansan. The length, breadth, and thickness of eggs were not significantly different between the two colonies ($p > 0.05$). Incubation period in Seoul (17.8 days) did not differ from the Ansan (17.4 days). No difference in growth rate (body weight, wing length, and tarsus length) was found between the two test groups ($p > 0.05$). In Seoul, 65.2% were hatching, and 42.1% fledging. The proportion of hatching and fledging in the Ansan was 60.7% and 45.0%, respectively. The significant differences between the two colonies for reproductive success were not found ($p > 0.05$). With regard to the reproductive effects to the heavy metals, the Pb and Cd concentrations found in the two colonies were not as high as those considered in results of toxic effects in other species.

Key words : Heavy metal, reproductive progress, feral pigeons, toxic effects

서 론

인간의 인위적 활동이 생태계에 지속적으로 영향을

가함에 따라 생태계에 대한 모니터링 및 평가, 관리, 생태계의 변화에 대한 복원 등의 필요성이 대두되어 왔다 (Colborn *et al.* 1997). 그런데 생태계내의 변화 및 위해 양상을 평가하는 데는 다양한 변수와 영향 인자들이 유기적으로 작용하고 있고 복합적인 주변 환경에 영향을 받고 있기 때문에 판단에는 어려움이 따르며 불확실성

* Corresponding author: Tae-Hoe Koo, Tel. 82-31-201-2426, Fax. 82-31-203-4589, E-mail. thkoo@khu.ac.kr

의 개연성도 동시에 가지고 있다. 따라서 생태계의 변화와 환경의 질적 수준을 판단하기 위해서는 우선 그 지역의 생태적 조건의 전반적인 평가가 요구되며 특히 주변 환경의 다양한 물리적 오염 및 위해 인자들을 종합적으로 대변할 수 있는 생물의 위해성 평가가 하나의 설득력 있는 대안으로 제시되어질 수 있다(Furness and Greenwood 1993; Hoffman *et al.* 1995).

중금속 오염과 관련하여서는 납 및 카드뮴이 유기체에 지속적으로 노출되어지면 번식기능 저하, 성장률 저하, 병인 증가, 행동패턴 변화, 사망률 증가 등이 발생할 수 있으며(Firmreite 1971; Peakall *et al.* 1972; Heinz *et al.* 1983; Blakley 1985; Peakall 1985; Donald *et al.* 1986; Grue *et al.* 1986; Custer *et al.* 1986; Gochfeld and Burger 1988; Elliott *et al.* 1989), 이러한 생물학적인 영향을 대상 지역의 오염 정도와 결부시켜 주변 환경의 위해 정도를 평가할 수 있는 근거로 활용할 수 있을 것이다. 지금까지의 연구에서는 주변 환경의 중금속 노출에 따른 오염 모니터링이 주를 이루어 왔으며(Huton and Goodman 1980; Lee 1989; Janiga *et al.* 1990; Saeki *et al.* 2000; Ikeda *et al.* 2000; Yasunaga *et al.* 2000; Dip *et al.* 2001) 이러한 중금속의 노출에 따른 체내 축적 농도와 번식 및 성장률 등의 생물학적인 영향과의 관계에 대해서는 소수 종에 국한되어 보고되어져 왔다(Hutton 1980; Kendall and Scanlon 1981; Grue *et al.* 1984; Grue *et al.* 1986; Custer *et al.* 1986; Friend 1989).

본 연구에서는 서로 다른 주변 환경을 갖는 공단 지역과 도심 지역에서 서식하고 있는 비둘기를 대상으로 체내 중금속 축적의 차이가 번식경과 및 새끼의 성장률에 유의한 영향을 미치고 있는지에 대하여 조사하였으며, 두 지역의 중금속 노출 정도와 생물학적 위해 정도에 대해서도 고찰해 보았다.

재료 및 방법

연구지역은 도심지역인 서울시 중구에 위치하고 있는 서울시청 부근과 공단지역인 안산 반월공단(17블록) 지역 내의 사료공장 근처이며, 서울의 경우는 서울 시청 건물 옥상에서, 안산은 사료공장 부근에서 조사 허가를 받아 비둘기 번식 집단을 대상으로 번식생태 및 중금속 축적 농도를 조사하였다. 안산 공단지역은 주변 교통량이 19,000~35,000 vehicles day⁻¹이며(Ansan 2001), 주변에는 기계, 피혁, 전기, 금속 등의 공장들이 위치해 있다. 서울시청 부근은 주변 교통량이 43,000~113,000 vehicles day⁻¹(Seoul 2000)인 도심 중심지역이다.

번식생태는 안산공단과 서울시청의 번식지에 있는 비둘기 둥지를 대상으로 산란, 포란, 이소 전까지 대상 개체를 표식하고 2001년 3월 3일에서 5월 30일까지 안산은 14둥지, 서울은 24둥지를 대상으로 1~3일 간격으로 알과 새끼의 성장과정 및 번식 성공률 등을 두 지역에서 동일한 날짜와 간격으로 조사를 수행하였다. 산란된 알은 장, 단경, 두께를 조사하였고, 새끼의 성장률은 부척, 날개(primary wing), 체중 등을 대상으로 측정하였다. 성장률의 경우, 부척과 날개는 이소 직전까지의 새끼의 일일 성장률(mm day⁻¹)을 산정하였고, 체중은 이소 전 최정점에 이른 시기(약 20일)까지의 일일 성장률(g day⁻¹)을 산정하였다.

중금속 측정은 각 지역에서 채집 허가를 받아 비둘기 번식집단을 대상으로 알(산란 후 3일 이내), 새끼(22~24일) 및 성조를 2000년 11월에서 2001년 5월 사이에 적정 개체를 채집하였다. 이들 샘플은 채집 즉시 폴리에틸렌 봉지에 넣어 -20°C에서 냉동 보관하였다. 기본적인 외부 측정을 실시한 후 해부하여 뼈(femur), 신장, 간, 허파 등의 조직을 적출하고 알 내용물, 소낭(모이주머니)과 사낭(모래주머니) 내용물을 분리하여 중금속 분석시까지 -20°C에서 냉동 보관하였다. 냉동 보존한 각 조직 및 내용물은 해동시켜 균질화 한 다음 약 3~5g을 황산, 질산, 과염소산으로 가열 분해하여 100 ml의 분해액으로 희석하였다. 납과 카드뮴은 분해액을 DDTc-MIBK에 의해 추출 농축한 후 원자흡광광도법(atomic absorption spectrophotometry)을 이용으로 측정하였다(Lee 1989). 중금속 농도 및 번식 성공률의 지역간 비교는 T-tests에 의해서 유의성을 검정하였다.

결 과

1. 중금속 농도

서울지역의 알 내용물에 함유된 납의 평균 농도는 1.64 µg wet g⁻¹으로 안산 지역의 1.13 µg wet g⁻¹보다 높게 검출되었고(p<0.05), 성조의 각 조직에 축적된 납의 농도는 일반적으로 새끼의 조직에 축적된 농도보다 높은 경향을 나타냈으며, 새끼의 경우는 두 지역간에 유의한 차이를 보이지 않았다(p>0.05). 그러나 성조에서는 서울지역에 서식하는 비둘기의 신장 및 뼈 조직에서 각각 평균 4.13 µg wet g⁻¹, 29.5 µg wet g⁻¹으로 안산지역의 2.98 µg wet g⁻¹, 10.5 µg wet g⁻¹보다 높은 농도가 검출되었다(p<0.05). 카드뮴 농도는 알의 내용물에서 두 지역간에 비슷한 농도가 검출되었고(p>0.05), 성조의 각 조직의 농도가 새끼의 조직 농도보다 일반적으로 높은 경

Table 1. Lead concentrations ($\mu\text{g wet g}^{-1}$) in tissues and each component of feral pigeons

Matrix		Ansan			Seoul			
		N	Mean	S.D.	N	Mean	S.D.	
Pb	Egg	Contents*	9	1.13	0.14	9	1.64	0.18
	22~24 days	Bone		4.09	1.34		4.80	2.48
		Kidney	8	3.15	0.79	8	3.22	1.29
		Liver		0.88	0.46		0.87	0.09
	Adult	Bone*		10.5	4.69		29.5	21.1
		Kidney*	10	2.98	1.38	12	4.13	1.31
		Liver		1.80	0.46		2.33	0.78
	Crop	Maize	8	0.41	0.19	12	0.56	0.25
		Wheat	1	0.68		3	0.54	0.21
		Bean	3	0.41	0.10	3	0.50	0.13
		Rice				2	0.99	0.19
	Gizzard	Contents*	10	1.64	0.24	12	3.34	0.93

* Significantly different between the Ansan industrial complex and Seoul at $p < 0.05$ using T-tests.
N: number of samples.

Table 2. Cadmium concentrations ($\mu\text{g wet g}^{-1}$) in tissues and each component of feral pigeons

Matrix		Ansan			Seoul			
		N	Mean	S.D.	N	Mean	S.D.	
Cd	Egg	Contents	10	0.03	0.02	10	0.03	0.02
	22~24 days	Bone*		0.02	0.02		0.09	0.06
		Kidney	8	0.05	0.02	8	0.06	0.02
		Liver		0.02	0.01		0.03	0.01
	Adult	Bone		0.27	0.08		0.23	0.07
		Kidney*	10	0.43	0.28	12	1.05	0.62
		Liver*		0.14	0.06		0.24	0.08
	Crop	Maize	8	0.27	0.07	12	0.20	0.04
		Wheat	1	0.33		3	0.25	0.02
		Bean	3	0.30	0.05	3	0.23	0.07
		Rice				2	0.23	0.08
	Gizzard	Contents	10	0.05	0.01	12	0.06	0.01

* Significantly different between the Ansan industrial complex and Seoul at $p < 0.05$ using T-tests.
N: number of samples

향을 나타냈다. 특히, 성조의 간과 신장조직, 새끼의 뼈 조직에서 서울지역이 각각 평균 $0.24 \mu\text{g wet g}^{-1}$, $1.05 \mu\text{g wet g}^{-1}$, $0.09 \mu\text{g wet g}^{-1}$ 으로 안산 공단지역의 평균 $0.14 \mu\text{g wet g}^{-1}$, $0.43 \mu\text{g wet g}^{-1}$, $0.02 \mu\text{g wet g}^{-1}$ 보다 높은 농도가 검출되었다(Table 1, 2).

식이물 조사는 성조의 소낭 내용물을 동정한 이후 각 내용물을 구분하여 납과 카드뮴 농도를 분석한 결과, 서울지역의 경우는 소낭 내용물의 대부분이 옥수수(57.3%, 종량기준)와 밀(27.9%)로 나타났으며, 안산지역은 옥수수(91.7%)가 주요 먹이원으로 조사되었다. 소낭 내용물의 납 농도는 서울지역과 안산공단에서 $0.41 \sim 0.99 \mu\text{g}$

wet g^{-1} 으로 두 지역간에 유의한 차이가 없는 것으로 조사되었으며($p > 0.05$) 카드뮴 농도의 경우 두 지역에서 $0.20 \sim 0.33 \mu\text{g wet g}^{-1}$ 으로 두 지역간에 비슷한 농도가 검출되었다(Table 1, 2).

사냥 내용물은 주로 번식지 주변에서 먹이와 함께 취식한 모래 알갱이가 대부분(약 70~95% 중량)으로 성조의 전체 사냥 내용물을 대상으로 납과 카드뮴 농도를 분석하였다. 사냥 내용물에서 납의 농도는 서울지역의 성조에서 $3.34 \mu\text{g wet g}^{-1}$ 으로 안산지역의 $1.64 \mu\text{g wet g}^{-1}$ 보다 높은 농도가 검출되었지만($p < 0.05$) 카드뮴 농도는 두 지역의 성조에서 $0.05 \sim 0.06 \mu\text{g wet g}^{-1}$ 으로 비슷한

Table 3. Egg size and thickness, incubation, and growth rates in each colony for feral pigeons

Study area	Eggs †			Incubation period † (days)	Growth rates †		
	Length (mm)	Breadth (mm)	Thickness (mm)		Weight (g day ⁻¹)	Tarsus (mm day ⁻¹)	Wing (mm day ⁻¹)
Ansan	40.5±2.22	29.1±0.90	0.30±0.03	17.4±2.11	16.3±1.25	1.31±0.33	6.94±0.56
Seoul	38.8±1.34	28.4±0.85	0.30±0.03	17.8±1.58	16.2±0.95	1.32±0.26	6.99±0.79

Values indicate mean±SD. Number of nests: 14 (Ansan), 24 (Seoul).

†Differences between means not statistically significant, $P>0.05$, T-tests.

Table 4. Reproductive data for feral pigeons nesting in the Ansan industrial complex and Seoul city with different traffic volume

Study area	Number of nests	Clutch size	Number of young hatched/nest		Number of fledglings/nest	
		Mean † ± S.D.	Mean † ± S.D.	% ^a	Mean † ± S.D.	% ^b
Ansan	14	2.0±0.0	1.2±0.4	60.7	0.9±0.2	45.0
Seoul	24	1.9±0.3	1.2±0.3	65.2	0.8±0.1	42.1

Each % was calculated as follows: ^aHatching (%) = (No. of hatched eggs/No. of eggs) × 100, ^bFledging (%) = (No. of fledglings/No. of eggs) × 100. †Differences between means not statistically significant, $P>0.05$, T-tests.

농도가 검출되었다 (Table 1, 2).

2. 번식생태

2001년 3월 17일에 산란이 시작된 서울, 안산 두 지역의 번식집단을 대상으로 한배산란수를 조사한 결과, 안산공단의 경우는 14동지 중 모든 동지에서 각각 2개 이었고, 서울지역은 24동지 중 22개 동지에서는 산란수가 각각 2개이었으나 2개의 동지에서는 1개의 알을 산란하여 평균 1.9개로 조사되었으며 알의 크기(장경, 단경, 두께)에 있어서는 두 지역간에 유의한 차이가 없었다 ($p>0.05$). 또한 포란기간은 서울, 안산지역에서 각각 평균 17.4일, 17.8일로 비슷한 수준으로 나타났으며, 성장률은 부척, 날개, 체중 등을 측정하였으며 두 지역간에 비슷한 경향을 보이는 것으로 나타났다 (Table 3).

번식 성공률의 경우, 안산지역은 14개 동지에서 부화율과 이소율이 각각 60.7, 76.5%로 나타났으며, 서울은 24동지에서 부화율과 이소율이 각각 65.2%, 63.3%로 두 지역간의 유의한 차이가 없는 것으로 조사되었다 (Table 4).

고 찰

중금속 축적은 일반적으로 다양한 생리학적, 병리학적 영향을 끼치는 것으로 알려져 있으며 사망률 증가, 빈혈, 신경행동학적 패턴 변화, 체중감소, 시력감퇴, 뇌 조직의 신경 세포 손상, 심장혈관 및 신장기능 저하 등

을 일으키는 원인이 되어왔다 (Dieter and Finley 1979; Needleman *et al.* 1979; Cain and Pafford 1981; Stenzel *et al.* 1988; Oatley *et al.* 1992). 또한 사육 조건 하에서 중금속이 생물에 끼치는 위해성에 대한 원인 규명 등에 대해서도 연구가 이루어져 왔다 (Grue *et al.* 1984; Pattee 1984).

본 연구는 만약 중금속의 체내 축적이 번식경과에 영향을 끼친다면 중금속 오염이 심한 서식지에서 번식하는 비둘기는 오염이 심하지 않은 지역의 비둘기보다 번식 성공률 등이 낮게 조사될 것이라는 가정 하에서 환경 오염과 독성 영향이라는 관점에서 중요하게 다루어지는 납과 카드뮴의 농도와 번식 성공률과의 관계를 중심으로 조사하였다. 조사결과, 납의 경우, 알 내용물, 성조의 신장, 뼈 조직, 사냥 내용물에서 서울지역이 안산지역보다 유의하게 높은 농도가 검출되었지만 ($p<0.05$) 두 지역 모두에서 체중감소, 날개 및 다리 마비 등의 납 중독과 관련한 증후는 발견되지 않았을 뿐만 아니라 두 지역간의 한배산란수, 알의 크기, 포란기간, 새끼의 성장률, 번식 성공률에서 유의한 차이는 없는 것으로 조사되었다. 위해 중금속인 납은 생물학적인 체계에 부정적인 영향을 끼치는 것으로 알려져 있으며 보통 100 µg dry g⁻¹ 이하의 납을 섭취한 조류에서는 번식에 부정적인 영향을 끼치지 않는 것으로 조사되었다 (Pattee 1984; Grue *et al.* 1984). 예를 들어 50 ppm의 납을 섭취한 황조롱이의 산란, 부화 및 포란 과정, 알 껍질 두께 등에 위해한 영향을 끼치지 않는 것으로 나타났고 (Pattee 1984), 100 ppm의 납을 음료수와 함께 취식한 비둘기에

서는 산란과정이나 부화시에 아무런 손상을 끼치지 않았으나 대조 그룹에서보다 이소 개체수가 적게 나타나는 것으로 조사되었다(Kendall and Scanlon 1981). Gullvag 등(1975)은 먹이와 음료수에 4주간 270 ppm의 Lead acetate를 섭취한 메추라기의 난소와 여포 세포의 핵 봉입체에서 핵 단백질을 결합시켜 유전자 조절에 영향을 끼칠 수 있다고 보고하였다. 또한 11주간 100 ppm의 lead acetate를 섭취한 비둘기에서는 정소 무게와 정자 수가 감소하였지만, 번식 성공률에는 영향을 끼치지 않는 것으로 조사되었다(Kendall and Scanlon 1981). 그리고 낳은 난 형성기간 동안에 조류의 배아에 전이되어질 수 있고, 배 발생시기에는 낳 노출에 상당히 민감하게 영향을 받는 것으로 조사되었다(Hirano and Kochen 1973; Birge *et al.* 1974; Gullvag *et al.* 1975). 메추라기는 부화 이후 12주 동안 먹이에 포함된 lead acetate 1 ppm을 섭취할 경우에 산란수 감소, 100 ppm에서는 부화율이 감소하였고, 1,000 ppm에서는 알 껍질상에 문제가 발생하는 것으로 조사되었다(Edens *et al.* 1976). 또한 4주 동안 낳 농도가 289 ppm인 먹이를 섭취한 황조롱이와(Hoffman *et al.* 1985a), 12주 동안 500 ppm의 lead acetate를 섭취한 메추라기(Edens *et al.* 1976), 4주 동안 1,000 mg kg⁻¹ lead acetate를 섭취한 병아리에서 발육상 장애를 받고 있는 것으로 조사되었다(Damron *et al.* 1969). 서로 다른 교통량을 가진 고속도로 주변에 번식하는 찌르레기의 경우에서는 주변에서 취식한 먹이의 낳 농도가 90 µg dry g⁻¹ 이하(Grue *et al.* 1986), 미국의 Rhodo island에서 번식하는 제비갈매기의 경우에는 취식한 먹이의 낳 농도가 10 µg dry g⁻¹ 이하(Custer *et al.* 1986)로 조사되었지만 번식 및 성장에 영향을 끼치지 않는 것으로 조사되었다. 보통 오염되지 않은 지역으로써 낳 농도의 background 수치는 성조 조류의 경우에 뺄 조직에서 약 2~15 µg dry g⁻¹, 신장 조직에서는 약 10 µg dry g⁻¹ 이하, 간 조직에서는 약 5 µg dry g⁻¹ 이하로 알려져 있다(Connors *et al.* 1975; Kendall and Scanlon 1981; Custer *et al.* 1984; Hoffman *et al.* 1995). 물론 도심 중 특히 오염된 지역의 경우에는 background 농도보다 50배 이상 축적되는 경우도 있으며(Hutton and Goodman 1980), 이러한 축적 수준에서는 신장기능 저하 및 철청학적 독성발현, 체중감소, 신장조직 내 핵 봉입체 잔존, 미토콘드리아의 구조변형 및 기능저하, 혈액, 간 및 신장 조직에서의 핵 합성효소의 활성력 저하 등을 발현시키는 것으로 보고 되었다(Hutton 1980; Świergosz and Kowalska 2000). 또한 조류는 신장에서 약 200~500 µg dry g⁻¹, 간에서는 100~200 µg dry g⁻¹의 농도가 축적될 경우에는 낳 중독으로 사망하는 것으로 알려져

있다(Longcore *et al.* 1974; Benson *et al.* 1976). 본 연구에서는 서울 지역의 비둘기 성조의 뺄 조직 중 낳 농도는 29.5 µg wet g⁻¹(약 100 µg dry g⁻¹; Dry-weight basis = about 3~3.5 × wet-weight basis), 신장에서 4.13 µg wet g⁻¹(약 13 µg dry g⁻¹), 간에서 2.33 µg wet g⁻¹(약 8 µg dry g⁻¹)으로 조사되었으며 안산 지역은 뺄 10.5 µg wet g⁻¹(약 35 µg dry g⁻¹), 신장 2.98 µg wet g⁻¹(약 10 µg dry g⁻¹), 간 1.80 µg wet g⁻¹(약 6 µg dry g⁻¹)으로 조사되었다. 또한 먹이 중의 낳 농도는 서울 지역에서 0.50~0.99 µg wet g⁻¹, 안산 지역에서 0.41~0.68 µg wet g⁻¹로 나타났으며 이러한 안산과 서울지역간의 먹이 및 조직 중의 낳 농도는 다른 종에서처럼 독성발현에 의한 산란 및 부화과정, 성장 및 번식성공에 위대한 영향을 끼칠 정도의 농도는 아니라고 판단된다. 지금까지 비둘기의 뺄 조직 중 낳 농도에 대한 사례를 보면 서울 지역의 경우는 약 100 µg dry g⁻¹으로 런던 지역의 108~669 µg dry g⁻¹(Hutton and Goodman 1980), 필라델피아 지역의 90~480 µg dry g⁻¹(Tansy and Roth 1970)의 농도보다는 낮은 수치를 보이고 있다. 그러나 서울지역에 서식하는 비둘기 성조의 낳 농도가 안산지역보다 약 3배 정도 높고 또한 알 내용물에서도 서울지역이 안산지역보다 높은 농도가 검출된 것은 성조 개체간의 차이가 알 내용물에도 그대로 전이되고 있다는 것을 나타내며, 난 형성기간 동안에 배아에 전이된 낳 농도의 차이에 의해서 배 발생시기에 유의한 영향을 끼칠 가능성에 대해서도 고려해야 할 것으로 사료된다. 한편, 많은 연구보고서에서 지적하고 있는 것처럼 각 조직간의 낳 농도의 차이는 낳의 독성 영향과 관련이 있는 것이 알려져 있지만, 여전히 노출 양상, 체내 조직의 분포 특이성, 독성 발현 정도, 종 특이성 등의 다양한 영향 요인들로 인해 독성 효과 및 발현에 영향을 끼치는 조직의 임계농도를 결정하기에 어려움이 따른다. 특히, 아직까지 저농도의 낳 노출 및 축적과 번식 영향과의 관계에 대해서는 관련 연구가 거의 없으며 본 연구에서처럼 저농도의 낳 축적을 보이는 비둘기의 생물학적 위해 정도를 판단하기 위해서는 향후 세포 소기관, 호르몬, 면역 체계의 영향 등을 비롯한 생리학적 접근이 요구되리라 사료된다.

카드뮴 역시 먹이연쇄를 통하여 조류에 축적되어지며, 생물체내에서 독성 영향을 끼치는 것으로 알려져 있다(Sakai *et al.* 1995; Świergosz and Kowalska 2000). 평균 2~3주간 40 ppm의 카드뮴이 포함된 먹이를 섭취할 경우에 성장률이 현저히 떨어졌고(Świergosz and Kowalska 2000), 3주간 75 ppm을 취식한 닭과 6주간 동일량을 섭취한 메추라기에서 발육이 저하되는 것으로 나타났다고(Freeland and Cursins 1973; Richardson *et al.* 1974). 이

러한 발육 저하는 카드뮴에 의해 오염된 먹이가 체내에 흡수되는 과정에서 체내의 신진대사 작용을 방해하고 있는 것과 관련이 있다. 보통 사람을 비롯하여 포유류, 조류 등에서 체내에 100~200 ppm의 카드뮴 축적 농도는 생물학적인 위해를 일으키는 임계농도이며 체내에 위해한 정도의 카드뮴 축적에 의해서 메탈로치오네인 유도, proximal tubular 세포의 사멸에 의한 신장병리, 단백뇨 (proteinuria), 당뇨, 비뇨기내의 카드뮴 축적 등이 발생되어진다 (Goyer *et al.* 1984). 200 ppm의 카드뮴이 포함된 먹이를 섭취한 청둥오리 성조는 8.5주 내에 신장장애를 일으켰고, 20 ppm의 카드뮴이 포함된 먹이를 섭취한 청둥오리 새끼는 신장장애 및 빈혈 등이 동시에 발생되어졌다 (White *et al.* 1978; Cain *et al.* 1983). 또한 카드뮴 축적과 관련한 병리에는 빈혈, 골수 괴상 생산, 심장 비대, 비 정상적인 지방질 및 영양 성분 흡수 등을 들 수 있다 (Scheuhammer 1987). 그 밖에도 카드뮴 축적에 의해서 뼈 조직에도 부정적인 영향을 끼치는 것으로 알려져 있다. 일본 여성에게서 판명되었던 이타이이타이 (Itai-itai) 병의 경우에서도 카드뮴에 오염된 쌀과 저농도의 칼슘과 비타민 D를 지속적으로 섭취한 결과 뼈 조직에 심각한 변성 (degeneration) 및 골 다공증이 나타났으며, 체내의 카드뮴 축적은 장내에서 칼슘 흡수를 억제하는 것으로 조사되었다 (Ishizake 1971). 그러므로 체내의 카드뮴 축적은 뼈 조직의 칼슘을 소실되게 하며, 이러한 결과는 암컷 조류의 산란과정 중의 신진대사 작용을 위해서 뼈 조직 중 칼슘의 저장 필요성이 요구되므로 카드뮴 섭취에 따른 칼슘 농도의 저하는 조류의 번식에 부정적인 영향을 끼치는 것으로 알려져 있다 (Simkiss 1961; Scheuhammer 1987). Laskowski and Hoplcin (1996)는 달팽이가 120 ppm의 카드뮴을 섭취한 결과 번식에 유의한 영향을 끼치는 것으로 보고하였고, 600~1200 ppm의 카드뮴이 함유된 토양에서 서식하는 지렁이에서는 번식에 어떠한 영향도 끼치지 않은 것으로 조사되었다. 그리고 공단지역 주변에 자생하는 식물에서도 약 40 ppm 정도의 카드뮴이 빈번히 검출되는 것이 보고되어져 왔다 (Kucharski *et al.* 1994). 그러나 실제의 자연환경에서는 이러한 고농도의 카드뮴 농도의 노출은 예외적이며, 본 연구에서처럼 저농도의 노출 및 축적정도에서 번식상에 어떠한 영향을 끼치고 있는지에 대해서는 위해 정도의 판단에 어려움이 따른다. 안산과 서울지역간에 신장의 카드뮴 농도는 서울지역이 $1.05 \mu\text{g wet g}^{-1}$ (약 $3.5 \mu\text{g dry g}^{-1}$), 안산 지역이 $0.43 \mu\text{g wet g}^{-1}$ (약 $1.2 \mu\text{g dry g}^{-1}$)로 서울 지역에서 유의하게 높은 농도가 검출되었으며 간 조직에서도 서울지역이 안산지역보다 높게 검출되었지만 알 내용물에서는 두 지역간에 유

의한 차이가 없는 것으로 나타났다. 비둘기의 신장 조직 중 카드뮴 농도는 다른 나라에서 보고된 카드뮴 농도보다는 현저히 낮은 수준이며 런던지역의 경우는 $1.5 \sim 50.7 \mu\text{g dry g}^{-1}$ (Hutton and Goodman 1980), 일본에서는 $6.5 \sim 20.6 \mu\text{g wet g}^{-1}$ (大井 *et al.* 1985)으로 나타났다. 카드뮴 농도는 특히 신장 조직에서 현저히 높게 검출되었고 알 내용물에서 현저히 낮은 농도를 보였으며 이러한 결과는 일반적인 해양성 조류의 경향과도 일치하고 있다. 일반적으로 간과 신장 조직 중의 카드뮴 농도는 체내의 축적 양상을 파악하는데 좋은 지표가 될 수 있다. 즉, Scheuhammer (1987)가 언급한 것처럼 간과 신장 조직 간 비율을 통해서 카드뮴의 체내 축적 경향을 파악할 수 있으며, 간:신장의 비율이 1 이상이면 급성 노출에 의해 영향을 받은 것이며, 반면 1보다 작으면 만성적인 노출에 의해 영향을 받은 것으로 보고하였다. 따라서 본 연구에서 카드뮴 농도의 축적 경향을 보면 간:신장의 비율이 1보다 작고 저농도의 카드뮴 노출에 따른 장기간의 축적 결과로 판단되어진다. 그러나 본 연구 지역의 카드뮴 농도 수준은 성장률 및 번식에 영향을 끼칠 정도로 유의하게 높은 농도는 아니라고 판단된다.

비록 본 연구에서는 두 지역간에 중금속 축적의 차이가 번식성공 및 성장률 등 번식경과에 유의한 영향을 끼치지는 않은 것으로 조사되었지만, 두 지역에서 유의한 수준의 납과 카드뮴의 농도 차이가 검출되었다. 특히, 서울지역은 안산 반월공단지역보다 높은 농도의 납과 카드뮴이 검출되었으며 안산 공단지역보다 서울지역에서 납과 카드뮴에 더욱 노출되어 있다는 것을 의미한다. 향후, 저농도의 중금속 노출과 체내 축적과 관련한 좀 더 세부적인 생리학적 위해 영향 등에 대한 조사가 필요하리라 사료된다.

중금속 외에도 번식에 영향을 끼칠 수 있는 요인으로 먹이, 나이, 체장, 깃털 패턴, 장소 크기, 개체 발생상의 변이, 지역적인 차이, 계절에 관계없는 번식 특성, 환경적인 조건 등이 있으며 (Johnston and Janiga 1995) 실제 환경상에서는 이러한 생리학적인 조건 및 환경 요인 등 다양한 요인들이 결부되어 영향을 끼치기 때문에 중금속과 번식과의 인과 관계를 규명하는데 여러 관점에서 접근 모색이 요구된다.

적 요

본 연구는 도심지역인 서울시청 부근과 공단 지역인 안산 반월 공단지역 내에 서식하는 비둘기를 대상으로 중금속 농도의 차이가 번식 경과에 미치는 영향을 파악

하고자 수행하였다. 조사 결과, 서울지역의 비둘기의 알 내용물 및 성조의 뼈 조직 중 납 농도가 각각 평균 1.64 $\mu\text{g wet g}^{-1}$, 29.5 $\mu\text{g wet g}^{-1}$ 으로 안산 공단지역의 1.13 $\mu\text{g wet g}^{-1}$, 10.5 $\mu\text{g wet g}^{-1}$ 보다 높게 검출되었고 ($p < 0.05$), 카드뮴 농도는 서울지역의 성조의 간과 신장 조직에서 각각 평균 1.05 $\mu\text{g wet g}^{-1}$, 0.24 $\mu\text{g wet g}^{-1}$ 으로 안산 공단지역의 0.43 $\mu\text{g wet g}^{-1}$, 0.14 $\mu\text{g wet g}^{-1}$ 에 비하여 높은 농도가 검출되었다 ($p < 0.05$). 한배산란수의 경우, 서울지역의 경우 1.9개, 안산 공단지역은 2.0개로 비슷한 수준이었으며, 알의 크기(장경, 단경, 두께)도 두 지역간에 유의한 차이가 없는 것으로 조사되었다 ($p > 0.05$). 또한 포란 기간은 서울, 안산 지역에서 각각 평균 17.8일, 17.4일로 비슷한 수준으로 나타났고, 새끼의 성장률은 부척, 날개, 체중 등을 측정하였으며 두 지역간에 비슷한 경향을 보이는 것으로 나타났다 ($p > 0.05$). 번식 성공률의 경우, 서울 지역은 부화율, 이소율이 각각 65.2, 42.1%, 안산 공단지역은 60.7, 45.0%로 두 지역간의 유의한 차이가 없는 것으로 조사되었다 ($p > 0.05$). 이러한 두 지역 간 중금속 농도의 차이는 번식 경과 및 새끼의 성장률에 영향을 미칠 정도의 유의한 차이는 아니라고 판단된다.

참 고 문 헌

- 大井玄, 關北呂伸, 森田昌敏. 1985. 都市型環境汚染生物指標としてのドバト. 文部省環境科學特別研究. B229-R21-12:55-65.
- Ansan. 2001. Daily report of traffic volume in Ansan City, Korea.
- Benson WW, DW Brock, J Gabica and M Loomis. 1976. Swan mortality due to certain heavy metals in the Mission Lake area, Idaho. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 15:171-174.
- Birge WJ, AG Westerman and OW Roberts. 1974. Lethal and teratogenic effects of metallic pollutants on vertebrate embryos. In *Trace contaminants in the environment*, pp. 316-320. Berkeley, University of California.
- Blakley BR. 1985. The effect of cadmium chloride on the immune response in mice. *Can. J. Comp. Med.* 49:104-108.
- Cain BW and EA Pafford. 1981. Effects of dietary nickel on survival and growth of mallard ducklings. *Arch. Environ. Contam. And Toxicol.* 10:737-745.
- Cain BW, L Sileo, JC Franson and J Moore. 1983. Effects of dietary cadmium on mallard ducklings. *Environ. Res.* 32:286-297.
- Colborn T, D Dumanoski and JP Myers. 1997. *Our stolen future*. Plume published by the Penguin Group. America.
- Connors PG, VC Anderlini, RW Risebrough, M Gilbertson and H Hays. 1975. Investigations of metals in Common Tern populations. *Can. Field-Nat.* 89:157-162.
- Custer TW, JC Franson and OH Pattee. 1984. Tissue lead distribution and hematologic effects in American kestrels (*Falco sparverius* L.) fed biologically incorporated lead. *J. Wild. Dis.* 20:39-43.
- Custer TW, JC Franson, JF Moore and JE Myers. 1986. Reproductive success and heavy metal contamination in Rhode Island Common Terns. *Environmental Pollution (Series A)* 41:33-52.
- Damron BL, CF Simpson and RH Harms. 1969. The effect of feeding various levels of lead on the performance of broilers. *Poultry Sci.* 48:1507-1509.
- Dieter MP and MT Finley. 1979. δ -aminolevulinic acid dehydratase enzyme activity in blood, brain and liver of lead dosed ducks. *Environ. Res.* 19:127-135.
- Dip R, P Stieger, R Deplazes, D Hegglin, U Müller, O Dafflon, H Koch and H Naegeli. 2001. Comparison of heavy metal concentrations in tissues of red foxes from adjacent urban, suburban, and rural areas. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40:551-556.
- Donald, JM, MG Cutler, MR Moore and M Bradley. 1986. Effects of lead in the laboratory mouse-2. Development and social behaviour after lifelong administration of a small dose of lead acetate in drinking fluid. *Neuropharmacol.* 25:151-160.
- Edens FW, E Benton, SJ Bursian and GW Morgan. 1976. Effect of dietary lead on reproductive performance in Japanese quail, *Coturnix coturnix japonica*. *Toxicol. appl. Pharmacol.* 38:307-314.
- Elliot JE, RW Butler, Norstrom and PE Whitehead. 1989. Environmental contaminants and reproductive success of Great Blue Herons *Ardea herodias* in British Columbia, 1986-87. *Environmental Pollution.* 59:91-114.
- Firmreite N. 1971. Effects of dietary methylmercury on ring-necked pheasants, with special reference to reproduction. Canadian Wildlife Service, Occasional Paper No. 9. 39p.
- Freeland JH and RJ Cousins. 1973. Effect of dietary cadmium on anaemia, iron absorption, and cadmium binding protein in the chick. *Nutr Rep Int.* 8:337-347.
- Friend M. 1989. Lead poisoning: The invisible disease. *Fish and wildlife leaflet* 13.2.6:1-5.
- Furness RW and JJD Greenwood. 1993. *Birds as monitors of environmental change*. Published by Chapman & Hall. TJ press.
- Gochfeld M and J Burger. 1988. Effects of lead on growth

- and feeding behavior of Young Common Terns (*Sterna hirundo*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17:513-517.
- Goyer RA, MG Cherian and L Delaquerriere-Richardson. 1984. Correlation of parameters of cadmium exposure with onset of cadmium-induced nephropathy in rats. JEPTO. 5:89-100.
- Grue CE, TJ O'Shea and DJ Hoffman. 1984. Lead concentrations and reproduction in highway-nesting barn swallows. Condor. 86:383-389.
- Grue CE, DJ Hoffman, W Nelson Bayer and LP Franson. 1986. Lead concentrations and reproductive success in European Starlings *Sturnus vulgaris* nesting within highway roadside verges. Environmental Pollution (Series A). 42:157-182.
- Gullvag BM, EM Ophus and B Eskeland. 1975. Lead poisoning of Japanese quail-An analysis of different body tissues using atomic absorption spectrometry and transmission electron microscopy. Acta Zool. 56:163-175.
- Heinz GH, SD Haseltine and L Sileo. 1983. Altered avoidance behavior of young black ducks fed cadmium. Environ. Toxicol. Chem. 2:419-421.
- Hirano A and JA Kochen. 1973. Neurotoxic effects of lead in the chick embryo-Morphological studies. Lab. Invest. 29:659-668.
- Hoffman DJ, JC Franson, OH Pattee, CM Bunck and A Anderson. 1985a. Survival, growth, and accumulation of ingested lead in nestling American kestrels (*Falco sparverius*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 14:89-94.
- Hoffman DJ, BA Rattnen, JrG Allen-Burton and Jr Johi-Cairns. 1995. Handbook of ecotoxicology. CRC press. pp. 356-423.
- Hutton M. 1980. Metal contamination of feral pigeons *Columba livia* from London area: part 2-Biological effects of lead exposure. Environmental pollution (series A). 22:281-293.
- Hutton M and GT Goodman. 1980. Metal contamination of feral pigeons *Columba livia* from London area: part I-Tissue accumulation of lead, cadmium and zinc. Environmental pollution (Series A). 22:207-217.
- Ikeda M, Z Zhang, S Shinichiro, W Takao, N Haruo, M Chan-Seok, M Naoko and H Kae. 2000. Exposure of women in general populations to lead via food and air in East and Southeast Asia. American Journal of Industrial Medicine. 38:271-280.
- Ishizake A. 1971. On itai-itai (ouch-ouch) disease. Asian Med. J. 14:421-436.
- Janiga M, M Blanka, BO Monika and Ď Gabriela. 1990. Significant concentrations of lead, cadmium, and iron in the plumage of the feral pigeon. Arch Environ. Contam. Toxicol. 19:892-897.
- Johnston RF and M Janiga. 1995. Feral pigeons. Oxford university press. pp.15-247.
- Kendall RJ and PF Scanlon. 1981. Effects of chronic lead ingestion on reproductive characteristics of ringed turtle doves (*Streptopelia risoria*) and on tissue lead concentrations of adults and their progeny. Environ. Pollut. (series A). 26:203-213.
- Kucharski R, E Marchwińska and J Gzyl. 1994. Agricultural policy in polluted areas. Ecol Eng. 3:299-312.
- Laskowski R and SP Hopkin. 1996. Effect of Zn, Cu, Pb, and Cd on fitness in snails (*Helix aspersa*). Ecotoxicol. Environ. Saf. 34:59-69.
- Lee DP. 1989. Heavy metal accumulation in birds: Use of feathers as monitoring without killing (In Japanese). Ph. D. dissertation, Ehime University, Matsuyama, Japan.
- Lee DP, K Honda, R Tatsukawa and PO Won. 1989. Distribution and residue level of mercury, cadmium and lead in Korean birds. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 43:550-555.
- Longcore JR, LN Locke, GE Bagley and R Andrews. 1974. Significance of lead residues in mallard tissues. US Dept. of the interior, Fish and Wildlife Service, Special scientific report: wildlife No.182.
- Needleman HL, C Gunnoe, A Leviton, R Reed, H Peresie, C Maher and P Barrett. 1979. Deficits in psychologic and classroom performance of children with elevated lead levels. New Engl. J. Med. 300:689-695.
- Oatley TB, LG Underhill and GJB Ross. 1992. Recovery rate of juvenile Cape Gannets: a potential indicator of marine conditions. Colonial Waterbirds 15:140-143.
- Pattee OH. 1984. Eggshell thickness and reproduction in American kestrels exposed to chronic dietary lead. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13:29-34.
- Peakall DB, JL Lincer and SE Bloom. 1972. Embryonic mortality and chromosomal alterations caused by Aroclor 1254 in ring-doves. Environ. Health Perspect. 1: 103-104.
- Peakall DB. 1985. Behavioral responses of birds to pesticides and other contaminants. Resid. Rev. 96:46-77.
- Richardson ME, MRS Fox and BEJr Fry. 1974. Pathological changes produced in Japanese quail by ingestion of cadmium. J. Nutr. 104: 323-338.
- Saeki K, Y Okabe, EY Kim, S Tanabe, M Fukuda and R Tatsukawa. 2000. Mercury and cadmium in common cormorants. Environmental Pollution. 108:249-255.
- Sakai H, H Ichihashi, H Sukanuma and R Tatsukawa. 1995. Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs. Marine Pollution Bulletin. 30:347-353.
- Scheuhammer AM. 1987. The chronic toxicity of aluminum

- um, cadmium, mercury, and lead in birds: A review. *Environmental Pollution*. 46:263-295.
- Seoul. 2000. Daily report of traffic volume in Joong-goo, Seoul City, Korea.
- Simkiss K. 1961. Calcium metabolism and avian reproduction. *Biol. Rev.* 36:321-367.
- Stenzel LE, GW Page, HR Carter and DG Ainley. 1988. Seabird mortality in California as witnessed through 14 years of beached bird censuses. Marine Sanctuary Program, US Department of Commerce, Contract Report, Washington DC.
- Świergosz R and A Kowalska. 2000. Cadmium accumulation and its effects in growing pheasants *Phasianus colchicus* (L.). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 19(11): 2742-2750.
- Tansy MF and RP Roth. 1970. Pigeons: A new role in air pollution. *Journal of Air Pollut. Control. Ass.* 20:307-309.
- White DH, MT Finley and JF Ferrell. 1978. Histopathologic effects of dietary cadmium on kidneys and testes of mallard ducks. *J. Toxicol. Environ. Health*. 4:551-558.
- Yasunaga G, IWS Watanabe, A Prudente, Subramanian, VO-QUI and S Tanabe. 2000. Trace elements accumulation in waders from Asia. *Toxicological and Environmental Chemistry*. 77:75-92.

Manuscript Received: December 18, 2002

Revision Accepted: April 17, 2003

Responsible Editorial Member: Jong Min Oh
(Kyonghee Univ.)