



ORIGINAL ARTICLE

한국산 참개구리(*Pelophylax nigromaculatus* (Hallowell, 1861))의 중금속 생물축적

강진욱¹⁾ · 이대균²⁾ · 이상철³⁾ · 심민석²⁾ · 배양섭^{3,4,5)*}

¹⁾㈜에일, ²⁾인천대학교 생명·나노바이오공학과, ³⁾인천대학교 생물자원환경연구소 ⁴⁾인천대학교 매개체감염병연구소,
⁵⁾인천대학교 생명과학부

Heavy Metal Bioaccumulation in Korean *Pelophylax nigromaculatus* (Hallowell, 1861)

Jin Wook Kang¹⁾, Dae Gyun Lee²⁾, Sang Cheol Lee³⁾, Min Suk Shim²⁾, Yang Seop Bae^{3,4,5)*}

¹⁾Aeil Inc. 519, Gyeongin-ro, Sosa-gu, Bucheon-si, Gyeonggi-do 14676, Korea

²⁾Department of Bioengineering and Nano-Bioengineering, Incheon National University, Incheon 22014, Korea

³⁾Bio-Resource and Environmental Center, Incheon National University, Incheon 22014, Korea

⁴⁾Convergence Research Center for Insect Vectors, Division of Life Sciences, College of Life Sciences and Bioengineering, Incheon National University, Incheon 22014, Korea

⁵⁾Department of Life Sciences, College of Life Sciences and Bioengineering, Incheon National University, Incheon 22014, Korea

Abstract

Amphibians are key biological components of ecosystems, playing vital roles in maintaining ecological balance. Despite their ecological significance, conservation efforts remain insufficient. We investigated heavy metal bioaccumulation in amphibians to provide fundamental data for habitat conservation and environmental assessment. Soil and water samples from Gangneung, Yeongwol, Wonju, and Jeju were analyzed for their heavy metal contents. *Pelophylax nigromaculatus* specimens from these regions were collected, and heavy metal concentrations in their liver and kidney tissues were determined. Zinc was the most abundant metal in all soils, and cadmium was the least abundant. Except for zinc, heavy metals were undetectable in the water, indicating minimal water pollution. Zinc showed the highest accumulation in the kidneys of *P. nigromaculatus* across all regions, whereas their livers predominantly accumulated zinc or copper. Correlation analysis revealed a strong positive relationship between snout-vent length (SVL) and body weight. Liver nickel levels positively correlated with zinc levels, whereas kidney nickel levels negatively correlated with SVL and body weight. ANOVA indicated significant regional differences, with Yeongwol showing notably higher arsenic levels in the kidneys. In a random forest analysis conducted by region, with SVL, body weight, and sex as independent variables, SVL showed relatively high importance, and sex and region emerged as significant factors for some heavy metals. The highest bioaccumulation levels observed in Gangneung and Wonju suggest that these regions have been exposed to highest contamination. This study contributes to amphibian conservation and pollution management by providing insights into heavy metal accumulation patterns in *P. nigromaculatus*.

Key words : Amphibians, Heavy metal accumulation, Bioaccumulation level, *Pelophylax nigromaculatus*

Received 20 February, 2025; Revised 11 March, 2025;

Accepted 14 March, 2025

*Corresponding author : Yang Seop Bae, Bio-Resource and Environmental Center, Incheon National University, Incheon 22014, Korea

Phone : +82-32-835-8246

E-mail : baey@s@inu.ac.kr

© The Korean Environmental Sciences Society. All rights reserved.
© This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

1. 서 론

생태계 먹이사슬에서 양서류는 육상과 수생에서 양분 순환의 중요한 역할을 담당하며, 무척추동물물 주요 먹이원으로 하고, 포유류, 조류 및 파충류 등의 먹이원이 된다(Kim and Song, 2010). 이처럼 생태계 먹이사슬에서 양서류는 중요한 연결 역할을 하고 있어, 서식지가 단편화되어 개체 수가 감소하면 생태계의 안정성에 큰 위협이 될 수 있다. 따라서 효과적인 보호 및 보전 전략을 위해 양서류의 분포현황 및 질 높은 보호 서식지를 확보하는 것이 중요하다(Knutson et al., 1999; Moilanen and Nieminen, 2002; Ray et al., 2002).

또한, 양서류의 개체군의 안정성은 생태계의 건강과 균형 유지에 매우 중요한 역할을 하고 있으나(Gardner, 2001; Whiles et al., 2006), 최근 서식지 파괴와 기후의 급격한 변화 등으로 인하여 양서류의 개체 수 감소에 따라 전 세계적으로 멸종 위기에 처해 있는 중요한 분류군으로 간주되고 있다(Wake and Vredenburg, 2008).

이러한 양서류의 군집 감소는 최근에 전 세계적으로 매우 큰 문제가 되고 있으며(Williams, 2007), 군집 감소의 원인으로 서식지 단절화, 자연변동, 기후변화, 기생충, 자외선, 산성비, 화학물질 오염, 중금속 오염 등이 있다(Lefcort et al., 1998; Mendelson et al., 2004). 이 중에서도 중금속은 낮은 농도에서도 생물에 유해한 영향을 미치는 것으로 알려져 있다(DeForest et al., 2007).

연구지역인 농경지의 경우, 농약 사용이 토양과 수질의 화학적 특성에 영향을 미쳐 중금속의 이동성과 생물 축적에 간접적인 영향을 미칠 수 있다. 일부 농약은 토양의 pH를 변화시키거나 중금속의 용해도를 증가시켜 개구리의 노출 가능성을 높일 수 있으며, 특히 구리(Cu) 기반 살균제와 같은 특정 농약은 장기간 사용될 경우 토양과 수생 환경에서 중금속 축적을 촉진할 수 있다.

다른 척추동물에 비하여 양서류는 서식 환경의 미세한 변화에 민감한 반응을 보이며(Stebbins and Cohen, 1995; Beebe, 1997; Alford and Richards, 1999), 이러한 이유로 양서류의 경우 농약 오염 지표종(Harri et al., 1979; Anguiano, 1994), 중금속 오염 지표종(Browne and Dumont, 1979; Henle, 1981; Nebeker et al., 1995)으로 알려져 있다.

본 연구는 전국에 서식하고 있는 야생 참개구리(*Pelophylax nigromaculatus*)를 연구 대상으로 선정하였다. 참개구리는 광범위한 서식지에 분포하며, 인위

적 교란이 많은 지역에서도 관찰되는 종으로, 중금속 오염 평가에 적합하다. 이에 본 연구는 토양과 수질에 농축된 중금속이 생물축적을 통해 참개구리의 간과 신장에 축적되는 농도 및 생물축적계수(Bioaccumulation factor, BAF)에 미치는 영향을 규명하고자 수행하였다.

연구지역은 교란이 발생하는 일반 농경지, 탄광 및 석산 주변의 농경지, 그리고 인위적 교란이 없는 습지를 선정하였고, 분석 대상 중금속은 환경부가 지정한 토양 환경보전법의 토양오염물질 중 구리(Cu), 납(Pb), 니켈(Ni), 비소(As), 아연(Zn), 카드뮴(Cd) 총 6종이다.

본 연구의 결과는 환경 질 평가 및 양서류의 건강한 서식지 조성에 기여할 수 있으며, 양서류의 효과적인 보전과 관리를 위한 기초자료로 활용될 것으로 기대된다.

2. 재료 및 방법

2.1. 연구 범위 및 재료

본 연구는 강원도의 강릉시 난곡동, 영월군 김삿갓면 와석리, 원주시 귀래면 귀래리의 농경지 및 제주도 제주시 구좌읍 덕천리 북오름 인근 습지 등 총 4개 지역에서 번식 및 서식하고 있는 참개구리를 대상으로 수행되었다(Table 1). 참개구리 포획은 2023년 5월 4일부터 시작하여 2024년 3월 31일까지 각 연구지역에서 활동시기와 번식기를 고려하여 포획을 종료하였다.

각 연구지역에서 토양과 내부 물을 채집하여 분석하였다. 토양은 지표면 3-5 cm를 제거한 후 채집하여 지퍼백에 밀봉하였으며, 물은 멸균된 채수병에 담아 냉장 보관한 후 연구실로 운반하여 분석하였다.

각 연구지역에서 크기, 무게, 성별에 상관없이 무작위로 참개구리 5마리를 포획하였다. 개체는 에탄올(Ethanol absolute, Merck, 95-100%)로 안락사시킨 후, 디지털 캘리퍼스(H500-20 DIGIMATIC CALIPER, 200 mm, Mitutoyo)와 휴대용 전자저울(W-500, WellDot, China)을 이용하여 주둥이로부터 항문까지의 신장인 SVL(Snout-vent length)과 체중(Weight)을 측정한다 뒤 냉동 보관하였다. 성별(Sex)은 생식혹(Nuptial pad) 유무 또는 해부 후 난소(Ovary)와 정소(Testis)의 존재 여부로 확인하여 기록하였다(Table 2).

2.2. 토양 분석

각 연구지역에서 토양을 채취한 다음 실험실로 운반 후 우리환경연구소에 의뢰하여 토양오염공정시험기준

Table 1. Study sites and locations of *Pelophylax nigromaculatus*

Site	Location	Latitude	Longitude
Gangneung	Nangok-dong, Gangneung-si, Gangwon-do	37°47'22"N	127°52'59"E
Yeongwol	Waseok-ri, Gimsatgat-myeon, Yeongwol-gun, Gangwon-do	37°07'23"N	127°35'42"E
Wonju	Gwira-ri, Gwira-myeon, Wonju-si, Gangwon-do	37°13'34"N	127°51'05"E
Jeju	Deokcheon-ri, Gujwa-eup, Jeju-si, Jeju-do	33°29'28"N	126°44'30"E

Table 2. Morphological variation of *Pelophylax nigromaculatus* by region

Site	Number of frogs	SVL (mm)	Weight (g)	Sex
Gangneung	n=5	52.17 ± 10.22	13.85 ± 9.06	Female = 2, Male = 3
Yeongwol	n=5	48.56 ± 7.74	11.41 ± 4.14	Female = 3, Male = 2
Wonju	n=5	53.07 ± 13.16	16.73 ± 12.82	Female = 2, Male = 3
Jeju	n=5	33.88 ± 2.19	3.95 ± 0.46	Female = 3, Male = 2

으로 분석을 진행하였다.

토양 시료 3 g을 250 mL 반응용기에 넣고 0.5 mL-1 mL의 정제수로 시료를 적신 후, 염산 21 mL를 첨가하면서 혼합한 다음 질산 7 mL를 가하여 다시 혼합하였다. 흡수 용기에 0.5 M 질산 15 mL를 넣고 흡수 용기와 환류냉각관을 반응용기에 연결시킨 후 상온에서 2시간 이상 정치시켜 토양 내의 유기물이 천천히 산화되도록 하였다. 이후 반응혼합물의 온도를 서서히 상승시켜 환류 조건에 도달하도록 하고, 2시간 동안 유지하며 분해하였다. 분해가 끝난 후 반응용기를 냉각시키고, 0.5 M 질산 10 mL로 씻어 반응용기에 넣은 뒤, Whatman No. 40 또는 이에 동등한 여과지로 100 mL 부피 플라스크에 여과하고, 0.5 M 질산으로 표선까지 채워 시료 용액으로 사용하였다. 이러한 전처리 과정 후 얻은 시험 용액을 89.042-324.754 nm의 범위에서 유도결합플라즈마 원자발광분광계(iCAP-7400 Duo, ASX-560, Thermo Fisher)로 중금속을 분석하였다.

2.3. 수질 분석

각 연구지역에서 채수 된 물을 멸균 채수병에 담아 냉장 보관 후 산업공해연구소에 의뢰하여 분석하였다. 시험법은 수질오염공정시험기준 ES 04400.3c 금속류-유도결합플라즈마-원자발광분광법(Metals-Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry)으로 시행하였다. 각 지역의 물을 100 mL 이상 채취하여 질산 5 mL와 끓임쪽을 2-5개 넣고 서서히 가열하여 액량이 10-20 mL 될 때까지 증발 농축하였다. 시료를

방치하여 냉각된 후, 시료 색이 맑아질 때까지 질산을 추가하여 증발 농축하는 과정을 반복하였다. 농축이 완료된 후 거름종이를 정제수로 2-3회 씻은 후 여과액과 씻은 액을 100 mL 플라스크에 담아 정확히 100 mL로 맞추었다. 이러한 전처리 과정 후 ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectroscopy, ICP-OES, PerkinElmer Inc, USA) 장비를 안정시킨 후 시료를 플라즈마에 주입하여 분석하였다.

2.4. 참개구리 분석

각 연구지역에서 포획된 참개구리를 실험실에서 해부한 다음 간과 신장을 추출 후 막자와 사발을 이용하여 초순수에 균질화시켰다. 균질화시킨 간과 신장을 왕수[HNO₃(70%) : HCl(35%)=1:3]과 1:1 비율로 섞은 후, 1시간 동안 상온에서 예비 반응을 시킨 후, 80도에서 1시간 동안 가열하여 장기를 완전히 용해하고 초순수 4.9 mL과 장기 샘플 용액 0.1 mL을 섞어 최종 산 농도 0.35%(v/v)로 유도결합 플라즈마 질량분석기 (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, ICP-MS, iCAP Q, Thermo Scientific, USA)를 이용하여 측정하였다.

2.5. 생물축적계수(Bioaccumulation factor, BAF)

BAF는 환경에 존재하는 유기 오염물질(Organic pollutants), 영양염(Nutrient pollutants), 방사성 물질(Radiological contaminants), 중금속(Heavy metals) 등의 오염물질들이 생물에 축적 정도를 나타내는 지표

Table 3. Heavy metal concentrations in soil and contamination thresholds (mg/kg)

Site	Heavy metal					
	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Gangneung	3.70	4.90	80.20	3.17	0.23	5.60
Yeongwol	19.60	19.10	250.30	10.40	0.53	10.70
Wonju	4.00	5.70	102.30	4.27	0.47	14.40
Jeju	57.90	42.40	130.20	5.47	0.60	14.10
Mean±SD	21.3 ± 25.5	18.02 ± 17.51	140.75 ± 75.84	5.83 ± 3.19	0.46 ± 0.16	11.2 ± 4.09
Worrisome levels of soil contamination (1 area)	100	150	300	25	4	200

Table 4. Heavy metal content in the water quality (mg/L)

Site	Heavy metal					
	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Gangneung	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Yeongwol	N.D	N.D	0.003	N.D	N.D	N.D
Wonju	N.D	N.D	0.005	N.D	N.D	N.D
Jeju	N.D	N.D	0.004	N.D	N.D	N.D

Table 5. Heavy metal accumulation(mean ± S.D, min, max, $\mu\text{g}/\text{wet.g}$) in the tissues of *Pelophylax nigromaculatus*

	Gangneung(n=5)		Yeongwol(n=5)		Wonju(n=5)		Jeju(n=5)	
	Liver	Kidney	Liver	Kidney	Liver	Kidney	Liver	Kidney
Ni	0.14 ± 0.13 (0.06, 0.37)	0.26 ± 0.18 (0.07, 0.50)	0.12 ± 0.07 (0.04, 0.23)	0.58 ± 0.23 (0.40, 0.97)	0.20 ± 0.19 (0.02, 0.53)	0.42 ± 0.15 (0.23, 0.61)	0.18 ± 0.00 (0.17, 0.18)	0.54 ± 0.02 (0.52, 0.57)
Cu	32.61 ± 22.79 (14.99, 70.07)	6.92 ± 3.52 (2.14, 11.87)	21.20 ± 12.11 (5.30, 34.67)	5.61 ± 2.37 (3.27, 8.49)	11.57 ± 11.97 (2.34, 29.47)	2.85 ± 1.18 (1.75, 4.58)	8.45 ± 2.09 (5.92, 11.65)	3.01 ± 1.81 (1.81, 6.20)
Zn	25.26 ± 13.62 (13.00, 46.49)	47.44 ± 27.87 (15.90, 81.96)	15.36 ± 3.53 (10.69, 20.12)	24.87 ± 17.18 (10.75, 51.65)	23.22 ± 11.02 (9.02, 36.06)	22.60 ± 11.13 (11.14, 40.60)	15.85 ± 4.90 (10.09, 23.65)	24.06 ± 9.24 (13.57, 34.30)
As	0.07 ± 0.03 (0.04, 0.11)	0.06 ± 0.02 (0.04, 0.10)	0.06 ± 0.02 (0.02, 0.08)	0.20 ± 0.12 (0.10, 0.36)	0.10 ± 0.09 (0.02, 0.22)	0.06 ± 0.03 (0.04, 0.10)	0.00 ± 0.00 (0.00, 0.01)	0.01 ± 0.01 (0.01, 0.02)
Cd	0.12 ± 0.10 (0.05, 0.29)	0.07 ± 0.04 (0.03, 0.12)	0.10 ± 0.05 (0.06, 0.18)	0.11 ± 0.04 (0.05, 0.16)	0.13 ± 0.09 (0.04, 0.25)	0.11 ± 0.08 (0.02, 0.22)	0.02 ± 0.01 (0.01, 0.03)	0.10 ± 0.05 (0.06, 0.18)
Pb	0.31 ± 0.29 (0.11, 0.80)	0.44 ± 0.32 (0.18, 0.99)	0.16 ± 0.22 (0.05, 0.54)	0.54 ± 0.36 (0.22, 0.98)	0.24 ± 0.22 (0.04, 0.61)	0.19 ± 0.15 (0.07, 0.42)	0.04 ± 0.02 (0.02, 0.07)	0.09 ± 0.04 (0.03, 0.14)

이다. 이는 특정 물질이 환경에서 생물체로 이동하면서 얼마나 축적되는지를 평가하는 데 활용되며, 생물체가 외부 환경으로부터 오염물질을 흡수하는 정도를 정량화하는 데 사용된다.

BAF의 공식은 다음과 같다.

$$\text{BAF} = \frac{\text{생물체 내 물질 함량}(\mu\text{g}/\text{g})}{\text{토양 내 물질 함량}(\mu\text{g}/\text{g})}$$

BAF > 1보다 크면 환경에서 검출된 오염물질보다 높은 농도로 축적되었다고 할 수 있으며, BAF = 1이면 축적된 오염물질이 환경과 같은 농도, BAF < 1의 경우는 축적된 오염물질이 환경보다 낮은 농도로 축적되었음을 나타낸다.

BAF 공식과 본 실험에서 측정된 중금속 농도를 활용하여 BAF 값을 계산한 후, 그래프를 작성하고 평균 및 표준편차를 분석하였다.

2.6. 자료 분석

본 연구의 실험 결과는 통계 프로그램 R(ver. 4.4.2)을 사용하여 상관분석(Correlation analysis), Levene's의 등분산 검정(Homogeneity of variances), 분산분석(One-way ANOVA), 사후검정(Tukey's HSD), 결정 트리 분석(Decision tree analysis), 랜덤 포레스트(Random forest) 등을 이용하여 데이터를 산출하였다.

또한, 본 연구에서는 참깨구리의 중금속 함량 데이터를 분석하기 위해 불검출(N.D) 값을 처리하는 두 가지 방법을 고려하였으며, 첫 번째 방법은 검출한계(LOD)/2 방식이며, 두 번째 방법은 최대우도추정법(Maximum Likelihood Estimation, MLE)방식으로, 이는 데이터의 분포를 기반으로 N.D 값을 추정하여 대체하는 방식이다.

불검출 값 처리는 불검출 비율을 기준으로 차등 적용하였다. 불검출 비율이 50% 이상인 경우, LOD/2 방식은 과대 추정의 위험이 있어 데이터의 중앙값으로 대체하였다. 불검출 비율이 50% 미만인 경우, 보다 신뢰할 수 있는 예측값을 제공하기 위해 최대우도추정법을 적용하여 회귀 모델을 기반으로 불검출 값을 추정하였다. 다만, 회귀 모델을 적용할 수 없을 정도로 데이터가 부족한 경우에는 LOD/2 값을 대체 값으로 사용하였다. 본 연구에서는 이러한 방식을 적용하여 불검출 값의 영향을 최소화하고 데이터의 신뢰성을 유지하고자 하였다.

3. 결 과

3.1. 토양 분석 결과

토양 분석 결과 전 지역에서 아연이 가장 높게 검출되었으며, 카드뮴이 전 지역에서 가장 낮게 검출된 것으로 확인되었다. 아연의 경우 영월(250.30 mg/kg)이 강릉(80.20 mg/kg) 약 3배, 니켈의 경우 제주(57.90 mg/kg)가 강릉(3.70 mg/kg)보다 약 15.6배, 구리는 제주(42.40 mg/kg)가 강릉(4.98 mg/kg)보다 약 8.7배, 납은 제주(14.10 mg/kg)가 강릉(5.60 mg/kg)보다 약 2.5배, 비소는 영월(10.40 mg/kg)이 강릉(3.17 mg/kg)보다 약 3.3배, 카드뮴은 제주(0.60 mg/kg)가 강릉(0.23 mg/kg)보다 약 2.6배 정도로 높게 검출되었다(Table 3).

토양환경보전법(Ministry of Environment, 1995)

중 토양오염우려기준으로 23개의 오염물질 기준을 지정하고, 지목에 따라 3가지 등급으로 분류하였다. 본 연구지역은 전·답으로 구성되어 있어 오염 기준 1 지역에 포함되며, 연구지역에서 검출된 중금속 평균을 토양오염기준과 비교한 결과, 니켈 1/4, 구리 1/8, 아연 1/2, 비소 1/4, 카드뮴 1/8, 납 1/17 등으로 검출되어 본 연구지역의 토양이 토양오염우려기준 이하로 안전한 수준인 것으로 확인되었다.

3.2. 수질 분석 결과

수질 분석 결과 전 지역에서 아연을 제외하고 불검출되었다. 강릉은 중금속이 불검출되었으며, 원주의 경우 0.005 mg/L로 가장 높게 검출되었고, 제주 0.004 mg/L, 영월 0.003 mg/L로 각각 검출되었다(Table 4).

3.3. 참깨구리 중금속 분석 결과

참깨구리의 중금속 분석 결과는 각 지역에서 채집한 개체의 간과 신장으로 구분하여 중금속 함량을 측정하였다. 특히 제주도의 경우 간과 신장의 니켈 10개와 납 6개 시료에서 검출되지 않아, 이를 통계적으로 처리하여 대체 값을 적용한 후 분석을 수행하였다. 평균적으로 총 4개 지역에서 간에서는 구리와 아연이 가장 높은 경향을 보였으며, 비소는 가장 낮은 경향을 나타냈다. 신장의 경우 아연이 가장 높고 그 다음으로 구리가 높은 것으로 나타났으며, 비소와 카드뮴이 낮은 경향을 나타냈다(Fig. 1, Fig. 2).

또한, 인위적 교란이 발생하는 강릉(일반 농경지)과 영월(탄광)의 경우 간의 중금속 함량 순위는 구리 > 아연 > 납 > 니켈 > 카드뮴 > 비소 등의 동일하게 나타났다. 반면, 신장의 경우 4개 지역 모두에서 아연과 구리의 함량이 가장 높았으며, 다른 원소들의 순위는 지역에 따라 차이를 보였다. 일반 농경지인 강릉과 인위적 교란이 없는 제주(습지)의 경우 간에서는 구리와 아연, 및 납, 비소만 같은 순위를 나타내고, 신장의 경우 아연, 구리, 비소만이 같은 순위를 보였다. 전체적으로 간에서는 구리, 신장에서는 아연이 가장 높고, 비소의 경우 간과 신장에서 모두 가장 낮은 축적을 보였다.

그리고 강릉과 영월지역에서 중금속 농도가 높게 나왔으며, 제주 지역에서는 상대적으로 낮게 검출되었다. 신장에서는 니켈, 아연, 카드뮴, 납이 간보다 더 많이 축적되었고, 영월에서는 비소와 납 농도가 높아 지역의 환경적 오염원이 존재 가능성이 있다고 판단된다(Table 5).

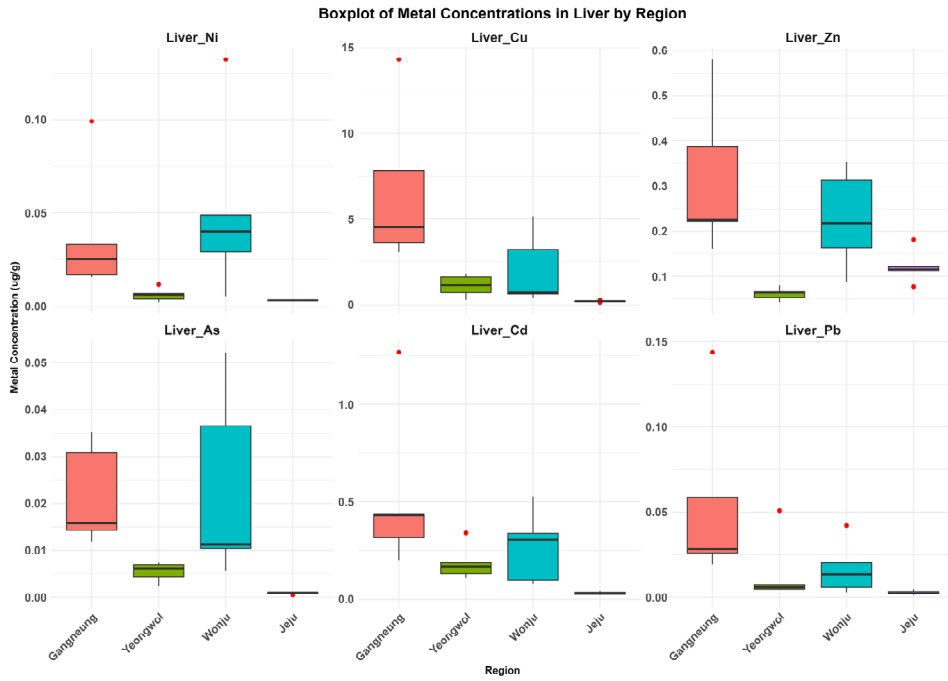


Fig. 1. Comparison of heavy metal content distribution in liver.

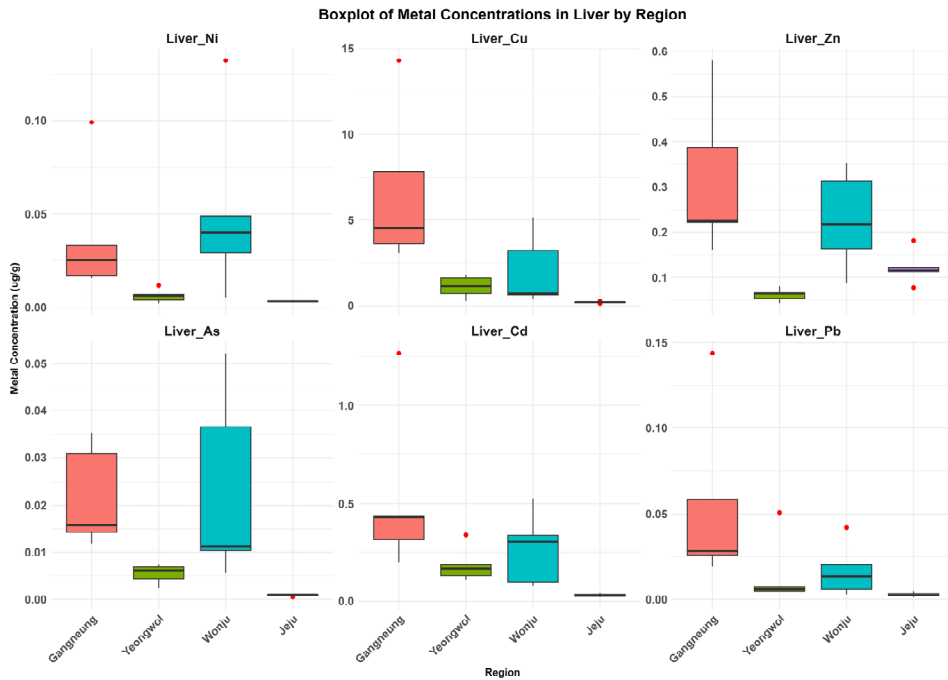


Fig. 2. Comparison of heavy metal content distribution in kidney.

참깨구리의 생리적 특성과 간과 신장 내 중금속 농도 간의 관계를 분석하였다(Fig. 3). 분석결과, SVL과 체중 간에는 매우 강한 양의 상관관계($r = 0.9593$, $p < 2.51 \times 10^{-11}$)가 나타났으며, 간에서는 니켈과 아연 농도 간에도 유의미한 양의 상관관계($r = 0.6447$, $p = 0.0021$)가 나타났다. 반면, 신장에서는 니켈 농도가 SVL 및 체중과 각각 음의 상관관계($r = -0.5895$, $p = 0.0062$; $r = -0.5002$, $p = 0.0247$)를 보였다. 한편, 간

과 신장에서 검출된 중금속의 경우 다른 금속 간의 상관관계는 유의미하지 않거나, 상관계수가 낮아 강한 연관성을 나타내지 않았다(Table 6).

각 지역에서 축적된 중금속 원소들을 분산분석(One-way ANOVA)과 사후검정(Tukey's HSD test)을 한 결과, 간에서 니켈($F(3, 16) = 3.906$, $p = 0.0287$)은 영월과 강릉($p = 0.0316$) 간에 유의한 차이를 보였으며, 비소($F(3, 16) = 3.393$, $p = 0.0438$)는 원주와 제주

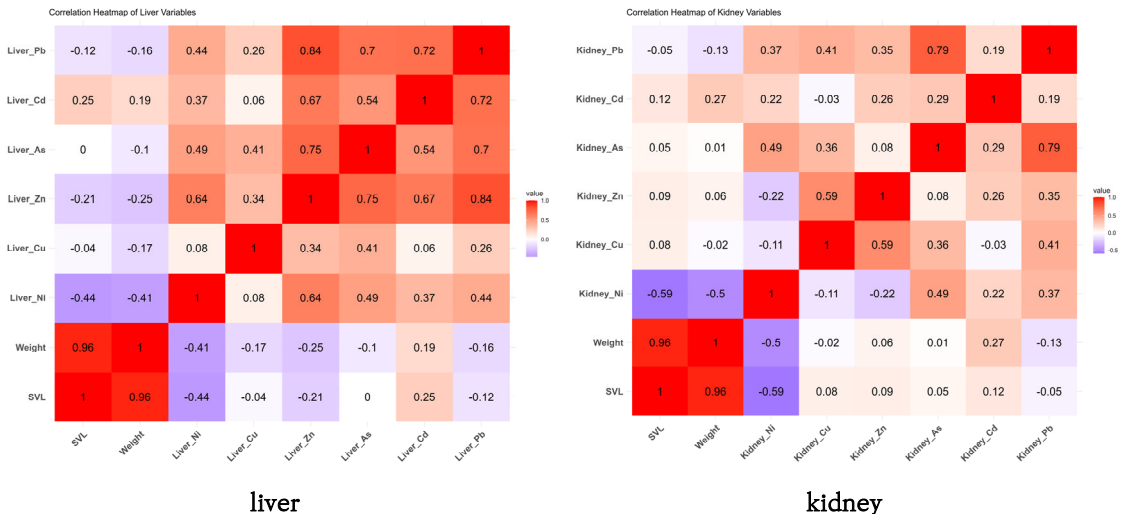


Fig. 3. Correlation analysis between metal concentrations and morphological variables (liver and kidney).

Table 6. Liver and kidney correlation analysis results

Variable pair	Liver		Kidney		
	Correlation	p-value	Correlation	p-value	
SVL - Weight	0.9593	2.5093×10^{-11}	0.9593	2.5093×10^{-11}	
Ni	SVL	-0.4415	0.0513	-0.5895	0.0062
	Weight	-0.4111	0.0717	-0.5002	0.0247
Cu	SVL	-0.0359	0.8807	0.0829	0.7282
	Weight	-0.1697	0.4746	-0.0245	0.9183
Zn	SVL	-0.2089	0.3767	0.088	0.7123
	Weight	-0.2452	0.2975	0.0624	0.7938
As	SVL	0.0015	0.9949	0.0481	0.8405
	Weight	-0.0976	0.6824	0.0096	0.9681
Cd	SVL	0.2537	0.2805	0.1247	0.6003
	Weight	0.1913	0.4192	0.2739	0.2427
Pb	SVL	-0.1233	0.6046	-0.0541	0.8206
	Weight	-0.1619	0.4952	-0.1293	0.5869

($p = 0.0298$) 간의 유의미한 차이를 나타냈다. 다른 중금속 원소들은 유의미한 차이가 확인되지 않았다.

신장의 경우 비소($F(3, 16) = 8.28, p = 0.0015$)의 경우 영월이 강릉($p = 0.0137$), 제주($p = 0.0012$), 원주($p = 0.0151$) 간의 유의미한 차이를 나타냈다. 아연과 카드뮴의 경우 간과 신장에서 모두 유의미한 차이가 없었으며, 구리는 간에서는 차이가 없었으나, 신장에서 유의한 차이를 보였다($F(3, 16) = 3.53, p = 0.0391$). 납의 경우 간에서는 차이가 없지만, 신장에서 지역 간 유의한 차이를 나타냈다($F(3, 16) = 3.42, p = 0.0428$).

각 중금속 원소에 대해 지역, SVL, 체중, 성별을 독립 변수로 설정하여 회귀분석(Regression analysis), 결정 트리 분석(Decision tree analysis), 랜덤 포레스트(Random forest) 분석을 한 결과, 상대적으로 SVL이 높은 중요도를 보였으나, 일부 중금속에서는 성별 및 지역도 중요한 요인으로 나타나, 중금속 종류 및 조직별 차이가 존재함을 시사하였다(Table 7).

3.3. 생물축적계수(Bioaccumulation factor, BAF)

각 지역에서 검출된 중금속의 값을 BAF 공식에 대입하여 BAF 값을 도출한 다음 그래프로 출력하였고(Fig. 4, Fig. 5), 그다음 각 지역의 중금속에 대한 평균 및 표준편차 등의 값을 이용하여 분석하였다(Table 8). 총 6개의 중금속 원소 중에서 강릉의 간과 신장에서 구리가 약 6.6배로 축적 정도가 가장 높게 나왔으며, 제주의 간과 신장의 비소가 가장 낮은 약 0.009배로 축적된 것으로 나왔다.

BAF 결과로 지역을 변수로 일원 분산분석(One-way ANOVA)과 사후검정(Tukey's HSD test)을 한 결과, 강릉에서는 간과 신장에서 대부분 중금속 BAF 값이 가장 높게 나왔고, 원주의 경우 간의 니켈, 신장의 비소가 상대적으로 높게 나왔다. 영월에서는 대체로 중간 수준을 보였고, 제주의 경우 모든 중금속에서 BAF 값이 가장 낮게 나왔다(Table 9).

Table 7. Relative importance of factors influencing metal concentrations in liver and kidney

	Liver				Kidney			
	Regions	SVL	Weight	Sex	Regions	SVL	Weight	Sex
Ni	17.1%	17.8%	16.1%	14.8%	17.5%	19.1%	17.1%	14.2%
Cu	22.9%	14.0%	12.9%	12.2%	16.4%	12.0%	15.4%	21.9%
Zn	13.8%	21.0%	18.8%	14.2%	13.1%	19.8%	17.8%	16.2%
As	10.9%	16.0%	14.3%	32.7%	19.1%	16.8%	13.5%	16.9%
Cd	19.5%	16.5%	19.9%	7.4%	15.8%	18.8%	19.6%	13.5%
Pb	15.8%	14.7%	18.0%	18.7%	18.0%	13.4%	16.7%	17.3%

Table 8. BAF analysis of heavy metals (mean \pm S.D, min, max) in liver, kidney, and soil

	Gangneung(n=5)		Yeongwol(n=5)		Wonju(n=5)		Jeju(n=5)	
	Liver	Kidney	Liver	Kidney	Liver	Kidney	Liver	Kidney
Ni	0.04 \pm 0.03 (0.02, 0.1)	0.07 \pm 0.05 (0.02, 0.13)	0.01 \pm 0 (0, 0.01)	0.03 \pm 0.01 (0.02, 0.05)	0.05 \pm 0.05 (0.01, 0.13)	0.1 \pm 0.04 (0.06, 0.15)	0 \pm 0 (0, 0)	0.01 \pm 0 (0.01, 0.01)
Cu	6.65 \pm 4.65 (3.06, 14.3)	1.41 \pm 0.72 (0.44, 2.42)	1.11 \pm 0.63 (0.28, 1.82)	0.29 \pm 0.12 (0.17, 0.44)	2.03 \pm 2.1 (0.41, 5.17)	0.5 \pm 0.21 (0.31, 0.8)	0.2 \pm 0.05 (0.14, 0.27)	0.07 \pm 0.04 (0.04, 0.15)
Zn	0.31 \pm 0.17 (0.16, 0.58)	0.59 \pm 0.35 (0.2, 1.02)	0.06 \pm 0.01 (0.04, 0.08)	0.1 \pm 0.07 (0.04, 0.21)	0.23 \pm 0.11 (0.09, 0.35)	0.22 \pm 0.11 (0.11, 0.4)	0.12 \pm 0.04 (0.08, 0.18)	0.18 \pm 0.07 (0.1, 0.26)
As	0.02 \pm 0.01 (0.01, 0.04)	0.02 \pm 0.01 (0.01, 0.03)	0.01 \pm 0 (0, 0.01)	0.02 \pm 0.01 (0.01, 0.03)	0.02 \pm 0.02 (0.01, 0.05)	0.01 \pm 0.01 (0.01, 0.02)	0 \pm 0 (0, 0)	0 \pm 0 (0, 0)
Cd	0.53 \pm 0.42 (0.2, 1.27)	0.29 \pm 0.15 (0.13, 0.51)	0.19 \pm 0.09 (0.11, 0.34)	0.22 \pm 0.08 (0.09, 0.3)	0.27 \pm 0.19 (0.08, 0.53)	0.24 \pm 0.17 (0.05, 0.47)	0.03 \pm 0.01 (0.02, 0.04)	0.17 \pm 0.09 (0.1, 0.3)
Pb	0.06 \pm 0.05 (0.02, 0.14)	0.08 \pm 0.06 (0.03, 0.18)	0.01 \pm 0.02 (0, 0.05)	0.05 \pm 0.03 (0.02, 0.09)	0.02 \pm 0.02 (0, 0.04)	0.01 \pm 0.01 (0, 0.03)	0 \pm 0 (0, 0)	0.01 \pm 0 (0, 0.01)

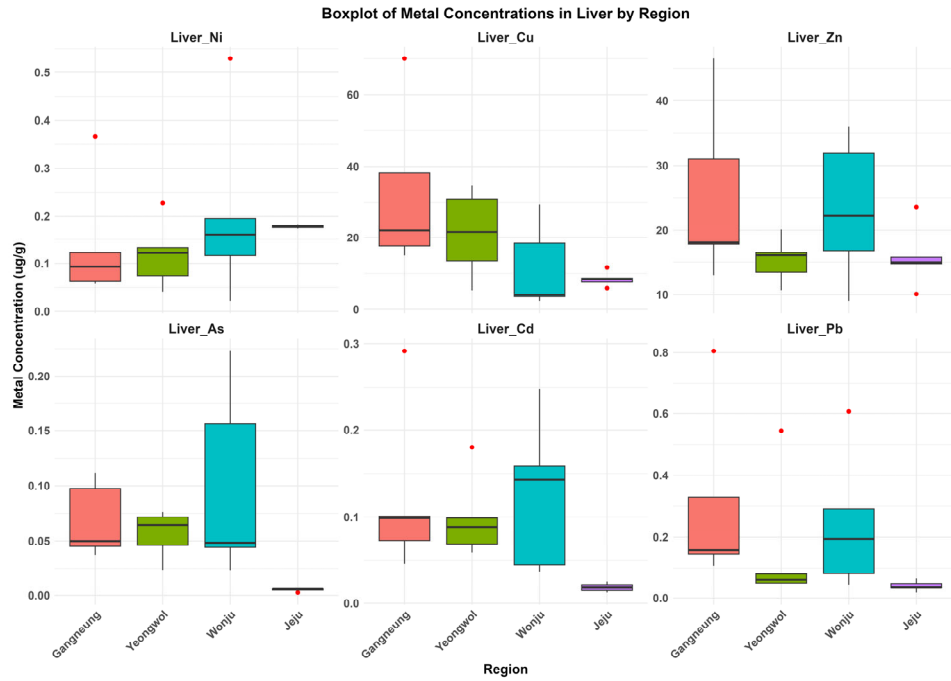


Fig. 4. Biological accumulation factor (BAF) of metals in liver by region.

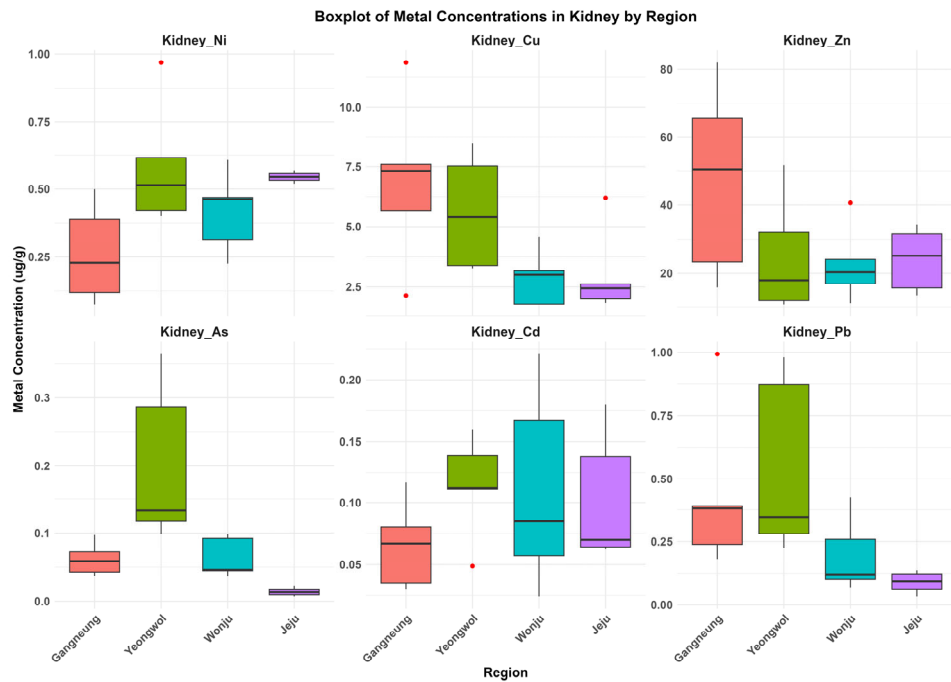


Fig. 5. Biological accumulation factor (BAF) of metals in kidney by region.

Table 9. BAF analysis of heavy metals: ANOVA and Tukey's HSD test results

Metal	Liver BAF		Kidney BAF	
	F-value	p-value	F-value	p-value
Ni	F(3, 16) = 3.17	p = 0.05310	F(3, 16) = 9.18	p < 0.001
Cu	F(3, 16) = 6.23	p = 0.00526	F(3, 16) = 12.04	p < 0.001
Zn	F(3, 16) = 6.00	p = 0.00611	F(3, 16) = 6.66	p = 0.00397
As	F(3, 16) = 4.82	p = 0.01410	F(3, 16) = 5.29	p = 0.01000
Cd	F(3, 16) = 3.95	p = 0.02770	F(3, 16) = 0.67	p = 0.58100
Pb	F(3, 16) = 3.09	p = 0.05670	F(3, 16) = 4.89	p = 0.01340

4. 고 찰

생태계에 중간자 역할을 수행하는 양서류는 중요한 생물군임에도 불구하고, 이에 대한 보전 노력은 상대적으로 미미한 실정이다. 본 연구에서는 양서류의 서식 환경에 영향을 미치는 다양한 요인 중 중금속에 초점을 맞추어, 양서류의 중금속 생물축적 특성을 분석하고 이를 바탕으로 보전방안을 모색하였다.

본 연구에서 강릉, 영월, 원주, 제주 지역의 토양 중금속 함량을 분석하였으며, 지역별 축적 특성과 차이를 분석하였다. 전 지역에서 아연이 가장 높았고, 카드뮴이 가장 낮은 함량으로 검출되었다. 특히, 영월에서는 아연 농도가 가장 높았고, 제주 지역에서는 니켈, 납, 카드뮴이 강릉보다 상대적으로 높게 나타났다.

이러한 결과는 산업활동, 지질적 특성, 자연적 농도의 차이 등에 영향을 받은 것으로 해석된다. 이를테면, 영월 지역은 과거 탄광이 운영되던 지역으로, 중금속이 바람과 물에 의해 하부 수계로 이동하여 환경에 영향을 미칠 수 있다고 보고되었다(Jung et al., 2004). 반면, 제주 지역은 화산회토양에서 니켈의 평균 함량은 79.2 mg/kg으로 보고 된 바 있으며, 이는 지역의 지질학적 특성이 중금속 농도 형성에 영향을 미칠 수 있는 요인으로 작용할 수 있다(Lim et al., 2008). 또한 국내 토양에서는 산업적 영향이 없는 지역에서도 일정한 수준의 중금속이 존재하는 것으로 확인되었다. 다양한 지역에서 채취한 92개 토양 시료 분석 결과, 지역별 지질 특성에 따라 자연적 중금속 농도의 차이가 나타났으며, 이는 자연적 배경 농도의 범위를 파악하는 데 활용될 수 있다(Yoon et al., 2009).

수질의 분석결과 아연을 제외한 모든 중금속이 검출되지 않았으며, 강릉의 경우 모든 중금속이 검출되지 않

았으며, 영월(0.003 mg/L), 원주(0.005 mg/L), 제주(0.004 mg/L)에서는 미량의 아연이 검출되어 연구지역의 경우 수질이 중금속 오염으로부터 안전한 생태임을 보여준다. 또한, 수질의 경우 참개구리의 중금속 축적이 수질로부터의 직접적인 흡수보다는 외부의 먹이원이나 토양을 통해 이루어질 가능성이 크다. 이는 개체의 섭식 행동과 영양 단계에 따라 중금속 축적 양상이 달라질 수 있음을 의미하며, 양서류가 중금속에 노출되는 주요 경로로 수생 환경에서의 직접 흡수보다 섭식을 통한 생물축적이 더 큰 영향을 미친다고 보고된 바 있다(Smalling et al., 2021).

연구 대상 종으로는 참개구리를 선정하였으며, 주요 중금속 축적 장기인 간과 신장을 중심으로 중금속 농도 특성을 분석하였다. 분석결과 간에서는 지역에 따라 구리 또는 아연이 주요한 축적 원소로 작용하였으며, 신장에서는 모든 지역에서 아연의 축적량이 가장 높은 축적량을 나타냈다. 또한, 니켈과 납의 상대적 순위는 지역에 따라 차이를 보였다. 특히, 제주 지역에서는 납의 축적이 다른 지역보다 낮은 경향을 보였으며, 이는 해당 지역의 환경적 요인과 관련이 있을 가능성이 있다. 실제로, 우리나라 논 토양 중 중금속 자연 함량 연구(Kim et al., 1995)에서는 지역별 토양의 중금속 함량을 조사하였으며, 해당 연구에서 보고된 중금속의 최대 함량은 니켈 4.14 mg/kg, 구리 60.80 mg/kg, 아연 40.03 mg/kg, 카드뮴 0.90 mg/kg, 납 18.27 mg/kg으로 검출되었다. 아연의 경우 본 연구 지역이 높게 나타났고, 니켈은 영월과 제주 지역만 높게 검출되었다. 구리, 카드뮴, 납의 경우 낮게 검출되었으며, 제주도의 경우 납은 최대 함량보다 낮게 검출되었다.

참개구리의 생리적 특성(SVL, 체중)과 간 및 신장 내 중금속 농도의 분석결과, SVL과 체중 간에는 매우 강한

양의 상관관계($r = 0.9593$, $p < 2.51 \times 10^{-11}$)가 확인되었으며, 이는 개구리의 성장 과정에서 SVL과 체중이 밀접하게 연관되어 있음을 나타낸다. 간에서는 니켈과 아연 농도 간에 유의미한 양의 상관관계($r = 0.6447$, $p = 0.0021$)가 확인되었으며, 이는 두 금속이 간에서 비슷한 대사 경로나 흡수 및 배출 과정을 공유할 가능성을 나타낸다. 신장에서는 니켈 농도가 생리적 특성과 유의미한 음의 상관관계를 보였으며, SVL과 체중이 증가할수록 신장 내 니켈 축적이 감소하는 경향을 의미하며, 신장이 니켈 배출에 중요한 역할을 할 가능성을 나타낸다. 특히, 황소개구리(*Lithobates catesbeianus*)의 정상 개체와 기형 개체 간 중금속 축적에 관한 연구에서 기형 개체의 신장에서 납과 카드뮴 농도가 7~8배, 아연 및 구리 농도도 1.5~7배 정도 높은 것으로 나타나 신장의 기능이 중금속 배출뿐만 아니라 기형발생과 연관 있을 가능성을 나타낸다(Lee and Ko, 2001).

한편, 간과 신장에서 검출된 다른 중금속 간의 상관관계는 대부분 유의미하지 않거나 상관계수가 낮아 강한 연관성을 보이지 않았으며, 이는 특정 금속들이 생리적 특성보다 환경적 요인에 의해 더 큰 영향을 받을 가능성이 있다. 이러한 경향은 선행 연구에서도 확인된 바 있으며, 참개구리 배아를 대상으로 한 연구에서 중금속 니켈과 농약의 한 종류인 Tebuconazole에 노출된 개체에서 사망률과 기형률이 증가하였다(Ko, 2012). 또한, 질산납($Pb(NO_3)_2$)이 개구리 배아의 발달 과정에서 성장률을 저해한다는 연구에서도 특정 중금속이 개구리의 생리적 특성에 영향을 미치는 것으로 나타났다(Lee and Ko, 2017). 본 연구에서는 개체의 생리적 특성이 일부 중금속 축적에 영향을 미치지 않지만, 환경적 요인이 중요한 영향을 미칠 가능성이 있으며, 이는 선행 연구와 유사한 결과이다.

분산분석과 사후 분석결과 참개구리의 중금속 축적 양상이 간과 신장에서 상이하게 나타났으며, 일부 중금속의 경우 지역 간 오염원과의 연관성이 있을 가능성이 높게 나타났다. 특히 신장에서 비소의 농도가 영월에서 유의미하게 높은 점은 해당 지역의 환경적 요인이 참개구리 개체군의 중금속 축적에 영향을 미칠 수 있음을 보여준다.

상대 중요도 분석 결과 SVL이 여러 중금속에서 상대적으로 높은 중요도를 보였으며, 주요 예측 변수 중 하나로 작용하는 경향을 나타냈다. 이는 개구리의 생리적 특성이 중금속 축적과 밀접한 연관이 있음을 보여준다.

그러나 일부 중금속에서는 성별과 지역도 중요한 변수로 나타났으며, 특정 중금속에서는 개체의 생리적 요인보다 서식 지역의 환경적 요인이 더 큰 영향을 미칠 가능성이 있었다. 이러한 결과는 개구리의 생리적 특성과 환경적 요인이 중금속 축적에 복합적으로 작용함을 의미한다.

모든 개체의 중금속 농도를 각 지역의 토양 중금속 농도로 표준화하여 BAF 값을 산출하여 비교하였다. 그 결과 강릉과 원주 지역의 참개구리에서 상대적으로 높은 중금속 축적량이 확인되었으며, 이는 해당 지역이 다른 지역보다 중금속 오염의 영향을 더 크게 받을 가능성이 있음을 보여준다. 반면 제주 지역의 경우 중금속 축적량이 가장 낮아, 상대적으로 청정한 환경을 유지하고 있을 가능성이 높았다. 또한, 간에서는 구리와 아연 등의 필수 금속이 많이 축적된 반면, 신장에서는 니켈, 납 등의 독성 금속이 더 많이 축적되는 경향이 나타났다.

본 연구는 참개구리를 대상으로 중금속 축적 특성을 분석하여 서식지 환경과 개체의 생리적 특성이 중금속 축적에 미치는 영향을 확인하였으며, 이를 통해 양서류가 중금속 축적의 지표 생물로서 중요한 역할을 수행할 수 있음을 검증하였다. 이러한 결과는 서식지 보전과 환경 관리의 필요성을 강조한다.

특히, 본 연구 결과는 환경 변화에 따른 양서류의 중금속 축적 양상을 이해하는 데 기여할 수 있으며, 지역별 오염원을 평가하는 중요한 기초자료로 활용될 수 있다. 또한, 참개구리를 이용한 생물지표 연구를 통해 지역 생태계의 건강성을 평가하고, 중금속 오염 관리 전략을 수립하는 데 유용한 자료가 될 것으로 보인다.

향후 연구에서는 개구리의 생리적 특성과 중금속 축적 간의 상호작용을 보다 정밀하게 분석하고, 장기적인 모니터링을 통해 환경 변화에 따른 중금속 축적의 시간적 변화를 평가하는 것이 필요하다. 이를 통해 양서류를 활용한 생태계 건강성 평가 체계를 구축하고, 보다 효과적인 환경 보전 및 오염 관리 방안을 마련하는 데 기여할 것으로 기대된다.

감사의 글

본 연구에 야생동물 포획허가서를 허락해준 강릉시, 영월군, 원주시, 제주시의 관계자와 많은 지원과 관심을 주신 ㈜에일의 이상기 소장님, 권순직 박사님, 한승필 이사님, 김강일 박사님에게 감사드리며, 인천대학교

동물분류학실협실의 Bayarsaikhan Ulziijargal 선생님, 김한울 선생, 김정호 선생님의 연구 조언에 감사드립니다.

REFERENCES

- Alford, R. A., Richards, S. J., 1999, Global amphibian declines: A Problem in applied ecology, *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 30, 133-16.
- Anguiano, O. L., Montagna, C. M., Chifflet de Llamas, M., Gauna, L., A. M. Pechende D' Angelo, A. M., 1994, Comparative toxicity of parathion in early embryos and larvae of the toad, *Bufo arenarum* Hensel, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 52, 649-655.
- Beebee, T. J., 1997, Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years on chalk downland in Sussex, England. *Biol. Conserv.*, 81, 215-219.
- Browne, C. L., Dumont, J. N., 1979, Toxicity of selenium to developing *Xenopus laevis* embryos, *J. Toxicol. Environ. Health*, 5, 699-709.
- DeForest, D. K., Brix, K. V., Adams, W. J., 2007, Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors, and exposure concentration, *Aquat. Toxicol.*, 84, 236-246.
- Gardner, T., 2001, Declining amphibian populations: A Global phenomenon in conservation biology, *Anim. Biodivers. Conserv.*, 24, 25-44.
- Harri, M. N. E., Laitinen, J., Valkama, E. L., 1979, Toxicity and retention of DDT in adult frogs, *Rana temporaria* L., *Environ. Pollut.*, 20, 45-55.
- Henle, K., 1981, A Unique case of malformations in a natural population of the green toad (*Bufo viridis*) and its meaning for environmental politics, *Brit. Herpet. Soc. Bull.*, 4, 48-49.
- Jung, M. C., Jung, M. Y., Choi, Y. W., 2004, Environmental assessment of heavy metals around abandoned metalliferous mine in Korea, *Econ. Environ. Geol.*, 37, 21-33.
- Kim, B. Y., Jung, B. K., Choi, J. W., Yun, E. S., Choi, S., 1995, Heavy metals in paddy soil of Korea, *Korean J. Soil Sci. Fert.*, 28, 295-300.
- Kim, J. B., Song, J. Y., 2010, Amphibian and reptile of Korea, World Science Publishing, Seoul, Republic of Korea, 146.
- Knutson, M. G., Sauer, J. R., Olsen, D. A., Mossman, M. J., Hemesath, L. M., Lannoo, M. J., 1999, Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA, *Conserv. Biol.*, 13, 1437-1446.
- Ko, S. K., 2012, Toxicity evaluation of chemicals using black-spotted pond frog embryos, *Rana nigromaculata*, *Korean J. Environ. Biol.*, 30, 231-237.
- Lee, D. P., Ko, S. K., 2001, The incidence of abnormalities in bullfrog, *Rana catesbeiana*, and their heavy metal accumulations in the Yeongsan river system, *Korean J. Environ. Ecol.*, 15, 153-158.
- Lee, H. B., Ko, S. K., 2017, The effects of lead(II) nitrate on the embryo development in native amphibians, *Korean J. Environ. Biol.*, 35, 706-714.
- Lefcort, H., Meguire, R. A., Wilson, L. H., Ettinger, L. H., 1998, Heavy metal alter the survival, growth, metamorphosis, and antipredatory behavior of Columbia spotted frog (*Rana luteiventris*) tadpoles, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 35, 447-456.
- Lim, H. C., Moon, K. H., Jeon, S. J., Chang, K. M., Hyun, H. N., 2008, Characteristics of natural pedo-geochemical background for Ni, Cu and Zn in volcanic soils of Jeju, *Korean J. Soil Sci. Fert.*, 41, 199-205.
- Mendelson, J. R. 3rd, Brodie, E. D. Jr, Malone, J. H., Acevedo, M. E., Baker, M. A., Smatresk, N. J., Campbell, J. A., 2004, Factors associated with the catastrophic decline of a cloudforest frog fauna in Guatemala, *Rev. Biol. Trop.*, 52, 991-1000.
- Ministry of Environment, 1995, Soil Environment Conservation Act, Act No. 4906, Republic of Korea.
- Moilanen, A., Nieminen, M., 2002, Simple connectivity measures in spatial ecology, *Ecol.*, 83, 1131-1145.
- Nebeker, A. V., Schuytema, G. S., Ott, S. L., 1995, Effects of cadmium on growth and bioaccumulation in the northwestern salamander *Ambystoma gracile*, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 29, 492-499.
- Ray, N., Lehmann, A., Joly, P., 2002, Modeling spatial distribution of amphibian populations: A GIS approach based on habitat matrix permeability, *Biodivers. Conserv.*, 11, 2143-2165.
- Smalling, K. L., Oja, E. B., Cleveland, D. M., Davenport, J. M., Eagles-Smith, C., Grant, E. H. C., Kleeman, P. M., Halstead, B. J., Stemp, K. M., Tornabene, B. J., Bunnell, Z. J., Hossack, B. R., 2021, *Environ. Pollut.*, 287, 117638.
- Stebbins, R. C., Cohen, N. W., 1995, A Natural history of amphibians, 1st ed., Princeton University Press., Princeton, New Jersey, 211-214.

- Wake, D. B., Vredenburg, V. T., 2008, Are we in the midst of the sixth mass extinction? A View from the world of amphibians, Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A., 105 (Suppl. 1), 11466-11473.
- Whiles, M. R., Lips, K. R., Pringle, C. M., Kilham, S. S., Bixby, R. J., Brenes, R., Connelly, S., Colon-Gaud, J. C., Hunte-Brown, M., Huryn, A. D., Montgomery, C., Peterson, S., 2006, The effects of amphibian population declines on the structure and function of Neotropical stream ecosystems, Front. Ecol. Environ., 4, 27-34.
- Williams, N., 2007, Protection fails to stem amphibian decline, Curr. Biol., 17, 339-340.
- Yoon, J. K., Kim, D. H., Kim, T. S., Park, J. G., Chung, I. R., Kim, J. H., Kim, H., 2009, Evaluation on natural background of the soil heavy metals in Korea, J. Soil Groundwater Environ., 14, 32-39.
-
- Team Manager. Jin-wook Kang
Aeil Inc.
nggr3@naver.com
 - Master's degree candidate. Dae-Gyun Lee
Department of Bioengineering and
Nano-Bioengineering, Incheon National University
lsq1623@inu.ac.kr
 - Ph. D. Sang-Cheol Lee
Bio-Resource and Environmental Center, Incheon
National University
3881103@hanmail.net
 - Professor. Min-Suk Shim
Department of Bioengineering and
Nano-Bioengineering, Incheon National University
msshim@inu.ac.kr
 - Professor. Yang-Seop Bae
Department of Life Sciences, College of Life Sciences
and Bioengineering, Incheon National University
baeys@inu.ac.kr