

대체번식지 내 고리도롱뇽 (*Hynobius yangi*)의 5년간 모니터링

이정현¹, 김태호², 백해준², 민미숙², 박대식^{3*}, 김자경^{1*}

¹강원대학교 생물학과, ²서울대학교 수의과대학 야생동물유전자원은행, ³강원대학교 과학교육학부

Monitoring of the Relocated Population of *Hynobius yangi* over Five Years

Jung-Hyun Lee¹, Tae-Ho Kim², Hae-Jun Baek², Mi-Sook Min², Daesik Park^{3*}, Ja-Kyeong Kim^{1*}

¹Department of Biology, Kangwon National University, Chuncheon, Kangwon 200-701, South Korea, ²Conservation Genome Resource Bank (CGRB) for Korean Wildlife, BK21 Program for Veterinary Science and College of Veterinary Medicine, Seoul National University, Seoul 151-742, South Korea, ³Division of Science Education, Kangwon National University, Chuncheon, Kangwon 200-701, South Korea

Abstract

To monitor a relocated population and a natural population of *Hynobius yangi*, we applied drift fences and pitfall traps which were constructed around three artificial wetlands in the relocated population and one natural wetland in the natural population and counted the number of breeding salamanders and eggs during breeding seasons from 2006 to 2010. The number of adults entering to breeding sites was the greatest around the mid March and showed a positive relationship with the amounts of daily precipitation. The number of adults appeared in the relocated population showed no significant changes, whereas the number of adults in the natural population decreased gradually mostly by habitat loss and disturbance in the areas. The operational sex ratio in both breeding populations ranged from 0.7 to 1.9. The number of adults appeared in the breeding populations showed a negative relationship with the annual minimum temperature and the monthly mean temperature and precipitation during a winter period (from November to March). Our results suggest that up to date, the relocated population has maintained its size in the areas, but need to continuously pay attention to how the disturbed natural population affects the relocated population.

Key words: *Hynobius yangi*, relocated population, habitat disturbance, monitoring, salamander

서론

전 세계적으로 많은 양서류 종들이 멸종위험에 처해 있으며, 많은 개체군에서 수의 감소가 일어나고 있다 (Alford et al. 2001; Mendelson et al. 2006). 양서류 개체군 감소의 주된 요소로는 서식지 소실 및 교란, 기후 변화, 환경 오염, 질병, 외래종의 도입 등이 알려져 있다 (Stuart et al. 2004; Vredenburg and Wake 2007; Blaustein et al. 2010). 양서류 개체군의 보존을 위해서는 우선, 해당 종에 대한 생활사 정보의 획득과 감소 원인의 규명이 필요하다

(Haddad 2008; Dodd 2010). 더불어서, 양서류 개체군을 보호하기 위한 법령제정 및 보호구역 지정 등의 소극적 활동과 멸종위험에 놓인 개체군의 서식지 조성 및 관리, 인공증식, 안정된 장소로의 이주 등의 적극적 활동도 필요하다 (Beebee 1996; Cusuhman 2006; Vredenburg and Wake 2007). 최근 선진국에서는 양서류 서식지의 복구와 재조성, 개체군의 이주사업 등이 실제로 수행되고 있다 (Cooke and Oldham 1995; Baker and Halliday 1999; Pe-

* Corresponding author: Daesik Park, Tel: 033-250-6739, E-mail: parkda@kangwon.ac.kr

Ja-Kyeong Kim: Tel: 033-250-6739, E-mail: amtjakyoung@hanmail.net

Received 8 December 2010; Accepted 14 December 2010

tranka et al. 2007). 국내에서도 역시, 절멸위험이나 감소에 처한 개체군의 보존을 위한 이주사업들이 맹꽁이와 같은 일부 환경부지정 멸종위기종을 대상으로 다양하게 진행되고 있지만, 이러한 사업의 수행에 따라 이주된 개체군의 변화를 장기적으로 추적한 예는 없다.

고리도롱뇽 (*Hynobius yangi*)은 유미목 (Urodela), 도롱뇽과 (Hynobiidae), 도롱뇽속 (*Hynobius*)에 속하며 한국고유종으로 지정되어 있다. 고리도롱뇽은 부산광역시에서 최초로 발견되어 2003년 새로운 종으로 기재되었으며 (Yang et al. 1997; Kim et al. 2003), 양 등 (2004)에 의하여 경남 울주군과 양산시 등의 일부 다른 지역에서도 서식하는 것으로 보고되었다. 2005년, 부산광역시 기장군에서 수행된 신고리원자력발전소의 건설로 인하여, 최초 종 기재 개체군이 절멸의 위험에 처하게 되었고, 개체군 보호를 위한 방안으로 인근에 대체번식지를 조성하여 개체군을 이주하는 방안이 제시되었다. 그리하여, 종 기재 개체군 서식지의 반대편에 위치한 봉화산의 계곡 하단부에 인공습지를 포함하는 대체번식지를 조성하고, 2005년 전반기에 종 기재 개체군으로부터 포획된 도롱뇽 성체와 알을 이주시켰다. 이러한 사업의 수행은 양서류 개체군의 보존을 위하여 대체번식지의 조성과 개체군의 이주방법이 효율적으로 유미양서류 개체군을 보존하는 방안이 될 수 있는지를 평가할 수 있는 중요한 기회가 된다.

본 연구의 목적은 부산시 기장군의 봉화산 내에 조성된 대체번식지로 이주된 고리도롱뇽 개체군의 변동을 확인하여, 대체번식지 조성을 통하여 절멸위험에 처한 유미양서류 개체군을 보존하는 방법의 적절성을 평가할 기초자료를 제공하는 것이며, 이를 위하여 고리도롱뇽을 이주시킨 대체번식지와 이에 인접한 자연번식지를 대조군으로 선정하여 2006년부터 2010년까지 5년에 걸쳐서 번식기 동안 출현한 개체들과 번식지에 산란된 알을 조사하였다.

재료 및 방법

1. 연구지역

고리도롱뇽의 대체번식지는 부산광역시 기장군 장안읍

효암리에 위치한 봉화산 계곡의 하단부 (N 35° 19', E 128° 17')에 조성되었으며, 대조군인 습지형 자연번식지는 봉화산 능선부에 위치하고 있었다 (Fig. 1). 봉화산에는 소나무 (*Pinus densiflora*)와 리기다소나무 (*P. rigida*) 등 침엽수가 우점하고 있으며, 떡갈나무 (*Quercus dentata*), 신갈나무 (*Q. mongolica*), 물오리나무 (*Alnus hirsuta*) 등의 활엽수도 소규모로 분포하고 있다.

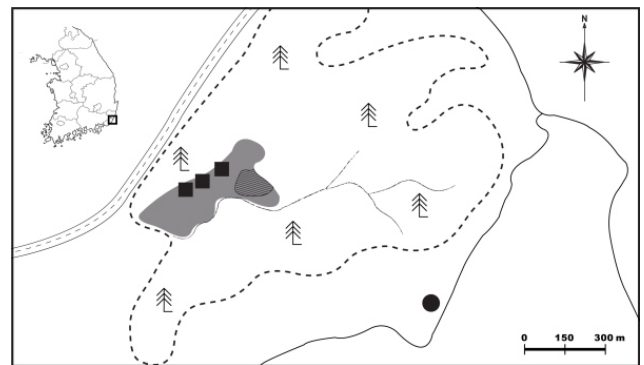


Fig. 1. Study sites in Mt. Bonghwa. ■: wetlands constructed in the relocated breeding population, ●: a wetland in the natural breeding population. Dotted lines represent the boundary of a forest belt surrounding wetlands constructed in the relocated breeding population, and oblique lines represent a reservoir and mountain streams.

대체번식지는 자연번식지로부터 약 700 m 떨어진 거리에 위치하고 있다. 대체번식지의 하상은 진흙으로 구성되어 있으며, 습지 내에는 물억새 (*Miscanthus sacchariflorus*)를 포함한 벼과 (Gramineae)와 몇몇의 사초과 (Cyperaceae) 식물이 자라고 있다. 대체번식지는 상단에 위치한 농업용 저수지로부터 일정량의 물이 지속적으로 공급되어 연구기간 동안 완전히 바닥이 마르는 경우는 없었다. 자연번식지는 10 m² 크기의 산간습지로 봉화산의 계곡에서 발원하는 수원지로부터 지속적으로 물이 공급되어 수위가 약 5-10 cm로 유지되고 있으며, 하상은 진흙과 모래, 흙으로 구성되어 있고, 습지에는 물억새와 사초과 식물들이 자라고 있다.

2. 개체군 조사

개체군 조사는 2006년부터 2010년까지 5년 동안 매년 2월 21일부터 4월 24일 사이에 수행하였다. 번식지로 유입되는 개체들을 가능한 정확

하게 확인하기 위하여, 대체번식지 내 3곳의 습지와 자연번식지 습지 주위에 모음담장 (Drift fence, 길이 180 cm, 지상 높이 30 cm, 땅속 깊이 10 cm)과 주머니함정 (Pitfall trap)을 각각 설치하였다 (Dodd and Scott 1994). 모음담장은 습지의 물이 고여있는 가장자리로부터 50 cm 정도 거리를 두고 습지를 따라 원형으로 설치하였다. 모음담장의 내부와 외부에 각각 플라스틱 함정 (35 cm × 25 cm × 25 cm)을 3 m 간격으로 총 32개를 매립하였다. 함정에 들어온 개체들의 피부건조와 포식위험을 줄이기 위하여 함정 안에는 물과 은신할 수 있는 나뭇잎을 넣어 두었다. 대체번식지와 자연번식지에 각각 설치된 모음담장과 주머니함정은 매년 연구를 시작할 때마다 새로이 설치하였다.

일일 1회 조사를 통하여, 번식지에 출현한 고리도롱뇽을 확인하였다. 플라스틱 함정에 포획된 개체들의 성별을 확인한 후, 번식지로 이동하는 개체와, 번식지를 벗어나는 개체로 구분하여 각각의 채집통에 일시적으로 보관하였다. 개체들을 0.1% MS-222로 마취한 후, 디지털 버니어캘리퍼스 (CD-15 CPX, Mitutoyo)와 전자저울 (KERN TMB 120-1, KERN)을 이용하여 몸통길이 (Snout-vent length, SVL)와 무게를 각각 0.1 mm, 0.1 g 단위로 측정하였고, 측정이 끝난 개체들은 마취에서 회복된 것을 확인한 후 개체들이 이동하는 방향을 고려하여 (번식지로 이동하는 개체의 경우 번식지 안에, 외부로 이동하는 개체는 모음담장 밖에) 방사하였다. 또한, 수시로 번식지를 조사하여, 바위, 수초, 나뭇가지 등에 부착된 고리도롱뇽의 알 주머니의 수를 기록하고, 확인된 알 주머니는 실을 이용해 표시하여, 중복해서 헤아리는 것을 방지하였다.

3. 자료의 처리

조사가 수행된 5년 동안 대체 및 자연번식지에 출현하는 수컷과 암컷의 수, 발견되는 알의 수, 암수 성비가 증가하는지의 여부는 비모수 상관분석 (Spearman correlation)을 이용하여 결정하였다. 출현한 고리도롱뇽 암컷과 수컷의 SVL과 몸무게의 비교는 자료가 정규분포를 보이지 않아 (Kolmogorov-Smirnov normality test, $P < 0.05$), 비모수 통계법인 Mann-Whitney U test를 이용하여 각각 비교하였다.

기온 및 강수량과 번식지에 출현한 개체 수, 산란한 알 수 사이의 상관관계를 분석하기 위하여, 먼저 연구지역으로부터 약 23 km 거리에 위치한 부산지방 기상청 (http://kma.go.kr/wheatherobservation/past_cal.jsp)에서 관측된 2006년부터 2010년까지의 기온과 강수량 자료를 이용하여 2-4월의 일일 강수량, 월평균 기온 및 강수량, 연평균 최저 및 최고 기온, 11-3월의 평균 기온 및 강수량을 산출하였다. 2-4월의 일일 강수량과 번식지로 출현한 성체 수 사이의 상관관계 분석 시에는 성체의 출현이 확인된 날의 성체 수와 출현 날의 하루 전 날짜에 해당하는 강수량을 대응시켜 분석하였다. 기후요소와 고리도롱뇽 성체와 알 수의 상관관계는 모두 비모수 상관분석 (Spearman correlation)을 이용하여 분석하였다. 모든 통계분석은 SPSS (V. 16.0)를 이용하였으며, $P = 0.05$ 수준에서 통계적 유의성을 검증하였다. 본문의 수치 자료는 모두 평균 $\pm$ 표준오차로 제시하였다.

결과

대체 및 자연번식지에 출현하는 성체들은 2008-2010년 사이에는 3월 중순경에 가장 많이 번식지로 이동하였으며, 2007년에는 3월 초순에 가장 많은 개체들이 이동하였다 (Fig. 2). 2006년도에는 2월 말, 3월 중순, 4월 초순에 세 번에 걸쳐서 각각 많은 개체가 이동하였다. 2007-2009년에는 대체 및 자연번식지에 출현한 성체의 수는 일일 강수량과 양의 상관을 보였으나 ($P < 0.01$, Fig. 2), 2006년과 2010년에는 상관을 보이지 않았다 ($P > 0.05$).

대체번식지의 경우 매년 수컷은 66.2 ± 8.6 마리 (범위: 43-86, $n = 5$), 암컷은 50.6 ± 6.1 마리 (범위: 33-65, $n = 5$)가 출현하였으며, 알은 42.4 ± 11.6 개 (범위: 13-79, $n = 5$)가 발견되었다 (Fig. 3). 자연번식지의 경우 매년 수컷은 116.0 ± 34.5 마리 (범위: 30-202, $n = 5$), 암컷은 100.6 ± 27.9 마리 (범위: 21-175, $n = 5$)가 출현하였으며, 알은 32.2 ± 7.8 개 (범위: 13-53, $n = 5$)가 발견되었다 (Fig. 3). 년이 지남에 따라 대체번식지에 출현한 개체 수와, 대체 및 자연번식지에서 발견된 알의 수는 유의한 상관관계가 없었던 ($P > 0.05$, 모든 경우) 반면, 자연번식지에 출현하는 수컷과 암컷 개체 수는 년이 지남

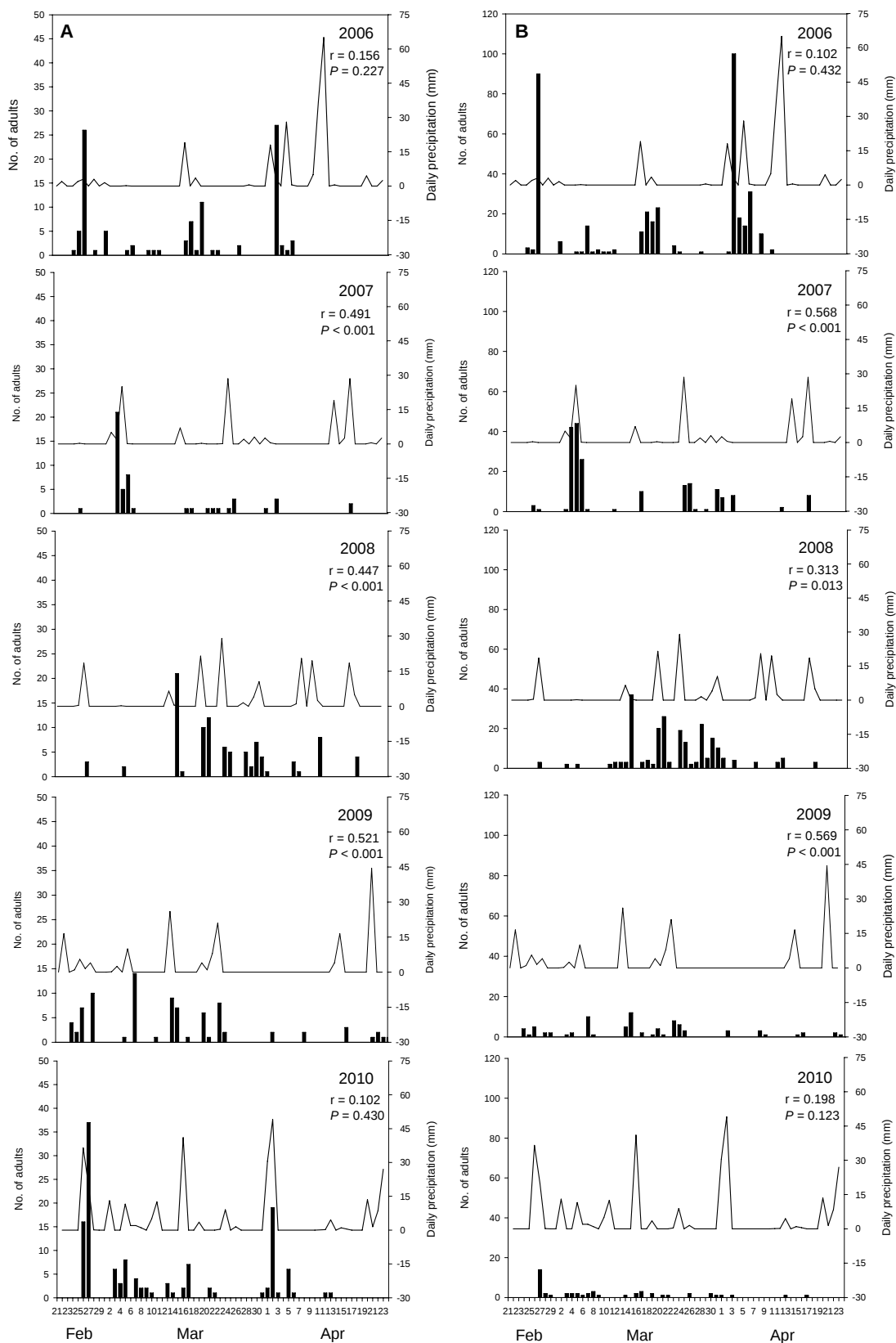


Fig. 2. The number of adults appeared in the relocated (A) and natural (B) breeding populations from 22 February to 23 April from 2006 to 2010. Bars and solid lines represent the number of adults appeared on each day and the amounts of daily precipitation, respectively.

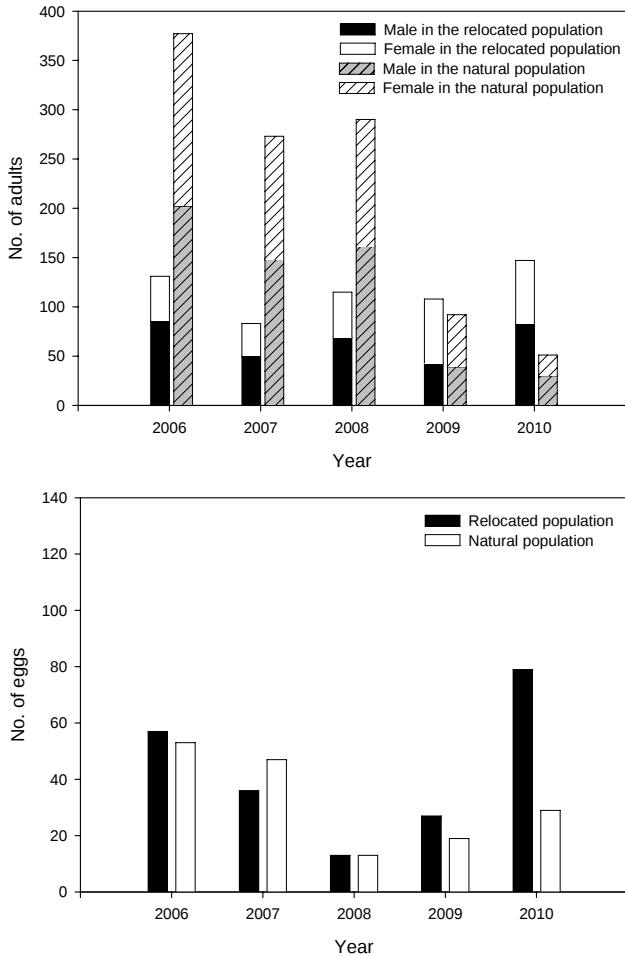


Fig. 3. The number of male and female adult salamanders appeared in the relocated and natural breeding populations and the number of eggs of them found in the populations during the study period.

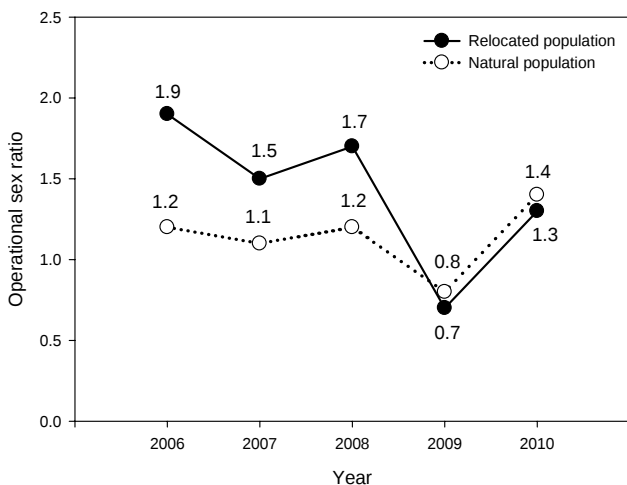


Fig. 4. Changes in the operational sex ratio (OSR) of adult *Hynobius yangi* in the relocated and natural breeding populations during the study period.

에 따라 의미 있게 줄어드는 것으로 나타났다 (수컷과 암컷의 수 모두, $r = -0.90$, $n = 5$, $P = 0.037$).

2006부터 2010년까지, 대체번식지의 작동적 성비는 1.14 ± 0.10 (범위: 0.8–1.4, $n = 5$) 이었으며, 자연번식지의 작동적 성비는 1.42 ± 0.2 (범위: 0.7–1.9, $n = 5$) 이었다 (Fig. 4). 대체 및 자연번식지 모두에서 작동적 성비는 년이 지남에 따라서 유의미하게 변하지는 않았다 ($P > 0.05$).

대체 및 자연번식지에 출현한 모든 성체의 신체적 특성을 분석한 결과, 수컷도롱뇽의 SVL과 몸무게는 각각 54.7 ± 0.2 mm (범위: 34.5–85.4, $n = 718$), 4.8 ± 0.1 g (범위: 1.4–15.1, $n = 718$)이었으며, 암컷의 SVL은 57.1 ± 0.3 mm (범위: 35.8–99.0, $n = 549$), 몸무게는 5.4 ± 0.1 g (범위: 1.2–14.4, $n = 549$)이었다. 암컷은 수컷보다 SVL이 길고 몸무게가 무거운 것으로 나타났다 (SVL, $Z = -7.5$, $P < 0.01$; 몸무게, $Z = -7.0$, $P < 0.01$). 번식지에 따른 신체적 특성을 분석한 결과, 대체번식지의 수컷은 자연번식지 수컷보다 SVL이 길고 (대체번식지, 56.0 ± 0.3 mm, 범위: 34.5–74.5, $n = 317$; 자연번식지, 53.6 ± 0.2 mm, 범위: 40.2–85.4, $n = 401$; $Z = -3.8$, $P < 0.01$) 몸무게가 더 무거운 것으로 나타났다 (대체번식지, 5.0 ± 0.1 g, 범위: 1.6–15.0, $n = 317$; 자연번식지, 4.6 ± 0.1 g, 범위: 1.4–8.8, $n = 401$; $Z = -7.2$, $P < 0.01$). 반면 암컷은 번식지에 따른 SVL과 몸무게에서의 차이를 보이지 않았다 (모든 경우, $P > 0.05$).

번식지에 출현한 성체 및 산란된 알의 수와 기온 및 강수량의 관계를 분석한 결과, 대체번식지에 출현한 성체의 수는 연 최저기온 및 겨울철 (11–3월) 평균기온과 음의 상관을 보였고 (최저기온과 평균기온 모두, $r = -0.90$, $n = 5$, $P = 0.037$; Fig. 5), 자연번식지에 출현한 성체의 수는 겨울철 (11–3월) 평균 강수량과 음의 상관을 보였다 ($r = -0.90$, $n = 5$, $P = 0.037$; Fig. 5).

고찰

고리도롱뇽의 번식기는 비록 매년 변동이 있었지만, 대부분의 번식은 2월 말부터 4월 사이에 이루어지는 것으로 관찰되었다. 이러한 번식기는 이른 봄에 번식하는 다른 *Hynobius*의 도롱뇽과 유사한 것이다 (Kusano 1980; Sung et al. 2005). 2007년부터

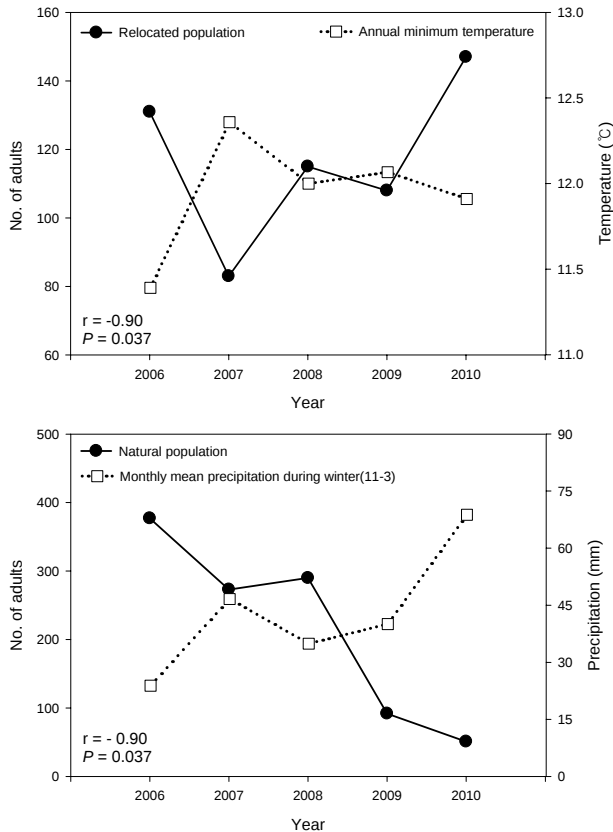


Fig. 5. Relationships between the number of adult *Hynobius yangi* in the relocated population and the annual minimum temperature (A) and between the number of adult *Hynobius yangi* in the natural population and the monthly mean precipitation during winter (B).

2009년까지 고리도롱뇽의 번식지로의 출현은 출현 전년의 강수량과 밀접하게 연관되어 있었다. 즉, 고리도롱뇽 성체는 증가한 강수량에 반응하여 번식지로 이동하는 것으로 보인다. 본 연구와 유사하게 국내에서 수행된 이전 연구에서도 강수와 습도의 증가는 양서류의 번식과 연관되어 있었으며, 강수량은 도롱뇽 (*Hynobius leechii*)과 금개구리 (*Rana plancyi chosonica*)의 번식지로의 이동과 관련되어 있는 것으로 보고된 바 있다 (Sung et al. 2005, 2007). 또한 국외에 서식하는 유미양서류에서도 성체들은 강수에 반응하여 번식지로 출현하고 (Kusano 1980), 강수량의 증가와 번식을 수행하는 성체의 수는 비례한다는 연구 결과가 있다 (Milanovich et al. 2006).

대체번식지에는 매년 100여 마리의 고리도롱뇽 성체가 출현하였으며, 5년의 연구기간 동안 그 수는 큰 변화를 보이지 않았다. 이 결과는 비록 많은 수는 아니지만 일정한 수의 개체들이 지속적으로 대체번

식지를 이용하고 있음을 보여준다. 반면, 조사기간 동안 자연번식지 내에 출현하는 고리도롱뇽의 수는 지속적으로 감소한 것으로 나타났다. 2006년과 2007년에 자연번식지 주변에서 소나무재선충 (*Bursaphelenchus xylophilus*)을 방제할 목적으로 대단위의 벌채와 방제작업이 진행되었고, 이로 인하여 발생한 다량의 토사가 자연번식지로 유입되어 번식지 일부가 매립되고 수위가 급격히 낮아졌기 때문에, 자연번식지에서의 감소현상이 나타난 것으로 생각된다. 벌채와 방제는 여름철 도롱뇽의 가용한 서식지 및 먹이원을 줄이는 요인으로도 작용한 것으로 예상되며, 이러한 자연번식지 내의 고리도롱뇽 감소는 서식지의 훼손이 양서류 감소의 주된 원인이 된다는 이전의 결과들과 일치하는 것이기도 하다 (Stuart et al. 2004; Cushman 2006; Vredenburg and Wake 2007). 비록 우리의 연구에서 봉화산의 서식지교란이 직접적으로 대체번식지에 출현하는 개체 수에 단기적으로 영향을 미치지 않은 것으로 나타났지만, 자연번식지의 개체 수가 급격히 감소한 결과는 대체번식지와 자연번식지 사이의 유전자 흐름을 방해하여, 장기적으로는 개체군의 안정성에 부정적인 영향을 미칠 우려가 있을 것으로 판단된다.

자연번식지에 출현하는 개체 수는 줄어든 반면, 어떻게 대체번식지의 경우 안정적인 출현 개체 수를 유지할 수 있었을까? 첫째, 대체번식지의 경우, 번식지 위쪽에 자리한 농업용 저수지로부터 번식지 내로 지속적으로 물이 유입되어 번식기 동안 안정된 수위가 유지되었기 때문으로 생각된다. 번식지의 안정적 수위는 번식지환경을 양호하게 유지하고, 고리도롱뇽들에게는 적절한 산란장소를 제공하였을 것으로 생각된다. 번식지와 서식지를 별개로 살아가는 유미양서류의 경우, 건강한 삼림지와 번식지로의 물의 안정적 공급은 개체군의 안정성을 보장한다는 이전의 연구도 이러한 가설을 지지한다 (Semlitsch 1998; Semlitsch and Bodie 2003; Gibbons et al. 2006). 둘째, 대체번식지와 직접적으로 연결된 봉화산 내 삼림지의 경우 부분적인 벌채가 이루어져 전체 삼림이 벌채된 자연번식지에 비하여 상대적으로 적은 교란을 받았기 때문에, 대체번식지에서 번식한 개체들은 안정적으로 여름서식지로 이동하는 것이 가능하였을 것으로 생각된다.

자연번식지에서 줄어드는 개체들은 어디로 갔을까? 자연번식지에 출현하는 개체들이 대폭 감소함에 따라, 우리는 대체번식지에 출현하는 개체 수가 증가할 것으로 예상하였다. 그러나 대체번식지에 출현하는 개체들은 의미있는 증가를 보이지 않았다. 대체번식지에서 개체 수가 증가하지 않았던 이유로 몇 가지 가능성을 생각해 볼 수 있다. 우선 자연번식지 주위에서 나무들이 벌채됨에 따라, 도롱뇽들은 자연번식지 근처에 산재하는 다른 산지습지로 이동하였을 가능성이 있다. 서식지가 교란되는 경우 양서류들은 적극적으로 새로운 서식지를 찾아서 이동하는 것으로 알려져 있다 (Vos et al. 2007; Todd et al. 2009). 실질적으로 이러한 이동이 일어났는지의 여부를 알기 위해서는 봉화산 내 전체 번식지에서의 개체군 조사가 수행되어야 할 것이다. 둘째, 대체번식지에 출현하는 개체 수가 실질적으로는 감소하였고, 감소한 만큼의 개체 수가 자연번식지로부터 유입되었을 가능성이 있다. 그러나 대체와 자연번식지가 약 700 m 정도 떨어져 있어 유미양서류의 일반적 이동거리인 100 – 300 m보다 멀고 (Kusano and Miyashita 1984; Rittenhouse and Semlitsch 2007; Dodd 2010), 자연번식지에서 벌채가 이루어졌음에도 불구하고 대체번식지에 출현하는 개체 수의 변동폭이 작았던 것으로 보아 이러한 가능성은 높지 않은 것으로 생각된다. 셋째, 상당수의 도롱뇽들이 봉화산 내 벌채로 인하여 높은 사망률을 보였을 가능성이 있다. 유미양서류들은 비 번식기 동안에는 주로 고목이나 돌 아래 등에서 서식하며, 주로 야간에 활동하는 것으로 알려져 있다 (Kusano and Miyashita 1984; Rittenhouse and Semlitsch 2007; Dodd 2010). 봉화산에서 실시된 벌채와 방제는 고리도롱뇽들이 이용하는 은신처의 대부분을 줄이고, 주된 먹이인 곤충류의 감소를 유발하였을 것으로 판단된다. 이로 인하여 고리도롱뇽들은 적절한 체온을 유지하는데 필요한 미소서식지를 찾지 못하거나 먹이자원의 감소로 인해 영양상태가 나빠졌을 것이며, 결과적으로 높은 사망률이 나타났을 것으로 예상된다.

고리도롱뇽 암컷은 수컷보다 SVL (Snout-vent length)이 길고 몸무게가 무거운 것으로 나타났다. 유미 양서류의 약 61%는 암컷이 수컷보다 몸통 길이가 길다 (Shine 1979). 고리도롱뇽과 같은 Hy-

nobiidae의 몇몇 종들 또한 암컷이 수컷보다 몸통이 길며 (Park et al. 1996; Hasumi 2010), 암컷은 상대적으로 긴 몸통과 알을 가지기 때문에 수컷보다 더 무거운 것으로 보인다. 전체 서식지에서 나타난 고리도롱뇽 개체군의 작동적 성비는 수컷으로 치우쳤으며, 이것은 번식지에 출현한 성체 중 수컷이 암컷보다 많았음을 의미한다. Park and Park (2000)에 의해 수행된 도롱뇽 (*H. leechii*)의 연구에서는 개체군의 작동적 성비는 3.83로 수컷에 치우쳐 있었다. 본 연구에서 확인된 고리도롱뇽의 작동적 성비는 그보다는 낮은 0.7–1.9이었다. 체외 수정을 하는 *Hynobius*의 종에서는 다수의 수컷이 한 암컷이 낳은 하나의 알을 수정시키는 다수정 (Multiple fertilization)이 나타난다 (Sato 1992; Hasumi 1994; Park and Park 2000). 고리도롱뇽 개체군의 수컷으로 치우친 작동적 성비는 고리도롱뇽 또한 다수정과 알을 차지하기 위한 수컷 간의 경쟁이 일어나고 있음을 보여준다. 그러나 2 미만의 작동적 성비를 고려해 보면, 고리도롱뇽 수컷 간의 알을 차지하기 위한 경쟁 정도는 상대적으로 높은 작동적 성비를 보인 도롱뇽 수컷의 경쟁보다 낮은 수준일 것으로 예상된다.

번식지에 출현한 고리도롱뇽의 개체 수는 온도와 강수량에 영향을 받는 것으로 나타났으며, 번식지에 출현한 성체의 수는 연 최저기온 및 겨울철 평균 기온, 겨울철 강수량과 음의 상관관계를 보였다. 일반적으로 강수량의 증가는 양서류의 번식률을 높인다는 연구결과 (Milanovich et al. 2006)와 다르게, 고리도롱뇽은 강수량의 증가에 따라 번식지에 출현하는 개체 수가 줄어드는 것으로 나타났다. 삼림이 벌채된 상태에서 강수량이 증가하게 되면 상부로부터의 토사유출로 인한 번식지의 소실과 번식지 내 물의 오염이 발생하게 된다 (Rosén et al. 1996). 본 연구에서 나타난 증가한 강수량이 개체군에 미치는 부정적 영향은 위와 같은 강수량에 의한 서식지 교란의 결과에 따른 것으로 예상된다. 높아진 겨울철의 온도는 양서류에 부정적인 영향을 미친다는 연구가 있다 (Anholt et al. 2003; Reading 2007). 이러한 결과가 본 연구에서도 나타났으며, 겨울철 평균 기온이 올라감에 따라 번식지에 출현하는 개체 수는 줄어드는 것으로 나타났다. 이러한 결과는 동면

기간 동안 높아진 온도가 동면중인 고리도롱뇽들의 에너지 소모를 증가 시켜 (Blaustein et al. 2010), 사망률을 높였기 때문으로 판단된다.

이전의 연구들은 인공적으로 조성된 서식지는 양서류 개체군의 형성 및 유지를 가능하게 할 수 있다는 것을 보여주었다 (Baker and Halliday 1999; Seigel and Dodd 2002; Brand and Snodgrass 2009). 대체변식지를 조성하여 이주시킨 개체군이 대체변식지 내에서 지속적으로 관찰되고 번식한다는 보고도 있었다 (Reinert 1991). 본 연구결과는 고리도롱뇽 중 기재 개체군을 보존하기 위한 목적으로 조성된 대체변식지가 현재까지는 이주시킨 개체군을 유지하는 소기의 성과를 거두고 있다는 것을 보여준다. 하지만, 대체변식지와 연결된 봉화산의 벌채 및 방제에 따른 서식지 교란은 자연변식지 개체군에 큰 부정적 영향을 주었으며, 이러한 부정적 결과가 대체변식지로도 전파되어 올 것으로 예상된다. 그러므로, 대체변식지에 출현하는 고리도롱뇽 개체 수를 유지시키고 인근의 자연개체군을 보존하기 위해서는, 봉화산에 삼림을 빠른 시간 안에 재조성하고 변식지의 환경개선 및 습지확장 등의 봉화산에 존재하는 자연변식지를 적극적으로 관리하는 활동이 필요할 것으로 판단된다.

사사

고리도롱뇽 개체군의 야외조사에 도움을 준 김대인, 김일훈에게 감사를 드립니다. 본 연구는 한국수력원자력의 신고리 1, 2 호기 환경영향평가 용역과제의 지원을 받아 수행되었습니다.

참고문헌

김종범, 송재영. 2010. 한국의 양서류충류. Pp. 16-18. 월드사이언스, 서울.
부산지방기상청. http://kma.go.kr/wheather/observation/past_cal.jsp.
양서영, 김종범, 민미숙, 서재화, 강영진. 2001. 한국의 양서류. Pp. 76. 아카데미서적, 서울.
양서영, 민미숙, 김종범, 이종남, 송재영. 2004. 고리

도롱뇽 서식실태 및 보전 방안 보고서. 한국 수력원자력주식회사.

Alford RA, Dixon PM, Pechmann JHK. 2001. Global amphibian population declines. *Nature* 412: 499-500.
Anholt BR, Hotz H, Guex G, Semlitsch RD. 2003. Overwinter survival of *Rana lessonae* and its hemiclinal associate *Rana esculenta*. *Ecology* 84: 391-397.
Baker JMR, Halliday TR. 1999. Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal* 9: 1-8.
Beebee TJC. 1996. Ecology and conservation of amphibians. Chapman and Hall, London.
Blaustein AR, Walls SC, Bancroft BA, Lawler JJ, Searle CL, Gervasi SS. 2010. Direct and indirect effects of climate change on amphibian populations. *Diversity* 2: 281-313.
Brand AB, Snodgrass JW. 2009. Value of artificial habitat for amphibian reproduction in altered landscapes. *Conservation Biology* 24: 295-301.
Cooke AS, Oldham RS. 1995. Establishment of populations of the common frog, *Rana temporaria*, and common toad, *Bufo bufo*, in a newly created reserve following translocation. *Herpetological Journal* 5: 173-180.
Cushman SA. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 128: 231-240.
Dodd C, Scott D. 1994. Drift fences encircling breeding sites. Pp. 125-130, In *Measuring and Monitoring Biological Diversity—standard Methods for Amphibians* (Heyer W, Donnelly MA, McDiarmid RW, Hayek LC, Foster MS eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
Dodd CK. 2010. Amphibian ecology and conservation: A handbook of techniques. Oxford Press, New York.
Emlen ST, Oring LW. 1997. Ecology, sexual selection and the evolution of mating systems. *Science* 197: 215-223.
Gibbons JW, Winne CT, Scott DE, Willson JD, Glaudas X, Andrews KM, Todd BD, Fedewa LA, Wilkinson

- L, Tsaliagos RA, Harper SJ, Greene JL, Tumberville TD, Metts BS, Dorcas ME, Nestor JP, Young CA, Akre T, Reed RN, Buhlmann KA, Norman J, Croshaw DA, Hagen C, Rothermel BB. 2006. Remarkable amphibian biomass and abundance in an isolated wetland: Implications for wetland conservation. *Conservation Biology* 20: 1457–1465.
- Haddad CFB. 2008. Amphibian declines: The conservation status of United States species. *Copeia* 2008: 245–246.
- Hasumi M. 1994. Reproductive behavior of the salamander *Hynobius nigrescens*: Monopoly of egg sacs during scramble competition. *Journal of Herpetology* 28: 264–267.
- Hasumi M. 2010. Age, body size, and sexual dimorphism in size and shape in *Salamandrella keyserlingii* (Caudata: Hynobiidae). *Evolutionary Biology* 37: 38–48.
- Kim JB, Min MS, Matsui M. 2003. A new species of lentic breeding Korean salamander of the genus *Hynobius* (Amphibia, Urodela). *Zoological Science* 20: 1163–1169.
- Kusano T. 1980. Breeding and egg survival of a population of a salamander, *Hynobius nebulosus tokyoensis* TAGO. *Researches on Population Ecology* 21: 181–196.
- Kusano T, Miyashita K. 1984. Dispersal of the salamander, *Hynobius nebulosus tokyoensis*. *Journal of Herpetology* 18: 349–353.
- Mendelson III JR, Lips KR, Gagliardo RW, Rabb GB, Collins JP, Diffendorfer JE, Daszak P, Ibáñez RD, Zippel KC, Lawson DP, Wright KM, Stuart SN, Gascon C, Silva HR, Burroes PA, Joglar RL, Marca EL, Lötters S, Preez LH, Weldon C, Hyatt A, Rodriguez–Mahecha JV, Hunt S, Robertson H, Lock B, Raxworthy CJ, Frost DR, Lacy RC, Alford RA, Campbell JA, Parra–Olea G, Bolaños F, Domingo JJC, Halliday T, Murphy JB, Wake MH, Coloma LA, Kuzmin SL, Price MS, Howell KM, Lau M, Pethiyagoda R, Boone M, Lannoo MJ, Blaustein AR, Dobson A, Griffiths RA, Crump ML, Wake DB, Brodie ED. 2006. Confronting amphibian declines and extinctions. *Science* 313: 48.
- Milanovich JR, Trauth SE, Saugey DA, Robyn RJ. 2006. Fecundity, reproductive ecology, and influence of precipitation on clutch size in the western slimy salamander (*Plethodon albagula*). *Herpetologica* 62: 292–301.
- Park SR, Park D, Yang SY. 1996. Courtship, fighting behaviors and sexual dimorphism of the salamander, *Hynobius leechii*. *Korean Journal of Zoology* 39: 437–446.
- Park D, Park SR. 2000. Multiple insemination and reproductive biology of *Hynobius leechii*. *Journal of Herpetology* 34: 594–598.
- Petranka JW, Harp EM, Holbrook CT, Hamel JA. 2007. Long-term persistence of amphibian populations in a restored wetland complex. *Biological Conservation* 138: 371–380.
- Reading CJ. 2007. Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. *Oecologia* 151: 125–131.
- Reinert HK. 1991. Translocation as a conservation strategy for amphibians and reptiles: Some comments, concerns, and observations. *Herpetologica* 47: 357–363.
- Rittenhouse TAG, Semlitsch RD. 2007. Distribution of amphibians in terrestrial habitat surrounding wetlands. *Wetlands* 27: 153–161.
- Rosén K, Aronson JA, Eriksson HM. 1996. Effects of clear-cutting on stream water quality in forest catchments in central Sweden. *Forest Ecology and Management* 83: 237–244.
- Sato K. 1992. Reproductive behavior in the Japanese salamander *Hynobius retardatus*. *Japanese Journal of Herpetology* 14: 184–190.
- Seigel RA, Dodd CK. 2002. Translocations of amphibians: Proven management method or experimental technique? *Conservation Biology* 16: 552–554.
- Semlitsch RD. 1998. Biological delineation of terrestrial

- buffer zones for pond-breeding salamanders. *Conservation Biology* 12: 1113–1119.
- Semlitsch RD, Bodie JR. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17: 1219–1228.
- Semlitsch RD. 2008. Differentiating migration and dispersal processes for pond-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management* 72: 260–267.
- Shine R. 1979. Sexual selection and sexual dimorphism in the Amphibia. *Copeia* 1979: 297–306.
- Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, Young BE, Rogrigues AS, Fischman DL, Waller RM. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783–1786.
- Sung HC, Lee JH, Park D. 2005. Entering and exiting routes of *Hynobius leechii* to a breeding site and staying time within the site. *Korean Journal of Ecology* 28: 237–243.
- Sung HC, Cha SM, Cheong SW, Park D, Park SR. 2007. Monitoring local populations and breeding migration patterns of the Gold-spotted pond frog, *Rana chosenica*. *Journal of Ecology and Field Biology* 30: 121–126.
- Todd BD, Luhring TM, Rothermel BB, Gibbons JW. 2009. Effects of forest removal on amphibian migrations: implications for habitat and landscape connectivity. *Journal of Applied Ecology* 46: 554–561.
- Vredenburg VT, Wake DB. 2007. Global declines of amphibians. Pp. 1–7. *Encyclopedia of Biodiversity*. Elsevier Press.
- Vos CC, Goedhart PW, Lammertsma DR, Spitzen-Van der Sluijs AM. 2007. Matrix permeability of agricultural landscapes: an analysis of movements of the common frog (*Rana temporaria*). *Herpetological Journal* 17: 174–182.
- Yang SY, Kim JB, Min MS, Suh JH, Suk HY. 1997. Genetic and phenetic differentiation among three forms of Korean salamander *Hynobius leechii*. *Korean Journal of Biological Sciences* 1: 247–257.

국문적요

대체번식지로 이주된 고리도롱뇽 개체군의 변동을 확인하기 위하여 2006년부터 2010년까지 고리도롱뇽의 번식기 동안 대체번식지 내 습지 3곳과 자연번식지 한 곳에 모음담장과 주머니함정을 설치하여, 출현하는 개체와 산란된 알을 조사하였다. 고리도롱뇽들은 3월 중순 경에 번식지 내로 가장 많이 이동하였으며, 고리도롱뇽의 이동은 강수량과 양의 상관관계를 보였다. 연구 기간 동안 대체번식지에 출현한 고리도롱뇽 성체 수는 변화를 보이지 않은 반면, 자연번식지에 출현한 성체 수는 줄어들었다. 대체 및 자연번식지 내 작동적 성비는 0.7–1.9이었으며, 번식기의 암컷은 수컷보다 Snout-vent length (SVL)가 길고 몸무게가 더 무거운 것으로 나타났다. 번식지에 출현한 성체의 수는 연 최저기온, 겨울철(11–3월) 평균 기온 및 강수량과 음의 상관관계를 보였다. 본 연구 결과는 대체번식지 내 고리도롱뇽의 개체군이 안정적으로 유지되고 있음을 보여준다.