

## 산불피해 후 경과년도가 다른 지역에서 설치류 개체군의 특성 차이

이은재<sup>1</sup> · 이주영<sup>2</sup> · 손승훈<sup>2</sup> · 김민진<sup>2</sup> · 박성진<sup>1</sup> · 이우신<sup>1</sup> · 임신재<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup>서울대학교 산림과학부, <sup>2</sup>중앙대학교 동물자원학과

### Differences in Rodent Populations Among Forest Fired Areas Caused by Different Fire Damaged Year

Eun Jae Lee<sup>1</sup>, Ju-Young Lee<sup>2</sup>, Seung-Hun Son<sup>2</sup>, Min-Jin Kim<sup>2</sup>,  
Sung-Jin Park<sup>1</sup>, Woo-Shin Lee<sup>1</sup> and Shin-Jae Rhim<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup>Department of Forest Sciences, Seoul National University, Seoul 151-921, Korea

<sup>2</sup>Department of Animal Science and Technology, Chung-Ang University, Ansong 456-756, Korea

**요약:** 산불피해 후 경과년도에 따른 설치류 개체군 특성을 파악하기 위해 강원도 삼척과 양양의 미피해지역 및 2000년도와 1980년도 산불피해지역에서 각각 조사를 실시하였다. 조사 결과 흰뺨적다리붉은쥐, 대륙밭쥐 그리고 다람쥐 등 총 3종이 포획되었으며, 전체 포획밀도는 2000년도 산불피해지역에서 가장 낮게 나타났다. 또한, 흰뺨적다리붉은쥐와 대륙밭쥐의 포획밀도는 산불 미피해지역보다 피해지역에서 높게 나타났고 다람쥐의 포획밀도는 산불 미피해지역에서 가장 높게 나타났다. 지역간 설치류의 체중을 비교한 결과 2000년도 산불피해지역에서 가장 높게 나타났으며, 산불미피해지역에서 가장 낮게 나타났다. 이러한 결과는 하층식생의 피도량과 관련이 있을 것으로 판단된다.

**Abstract:** We investigated the differences in characteristics of rodent populations among unburned and two burned forest areas which were fire damaged in 2000 and 1980, Samcheok and Yangyang, Gangwon province, Korea. *Apodemus peninsulae*, *Myodes regulus* and *Tamias sibiricus* were captured in three study areas. Total density of rodents was the least at burned area which was damaged in 2000. Trappabilities of *Apodemus peninsulae* and *Myodes regulus* were higher in burned areas than in unburned area. However, trappability of *Tamias sibiricus* was the highest in unburned area. Changes in forest type and habitat structure due to time elapsed after forest fire might affect density and species composition of rodents. Mean body weight of rodents were the highest in burned area which was damaged in 2000 while the lowest in unburned area. Differences in body weight of rodents would be related with the coverage of understory. Detailed long-term ecological monitoring is needed to elucidate changes in characteristics of rodent populations after forest fire.

**Key words :** *Apodemus peninsulae*, *body weight*, *Myodes regulus*, *Tamias sibiricus*, *trappability*, *understory*

## 서론

자연적인 교란(natural disturbance)은 산림 생태계의 천이과정에 영향을 주는 요인 중 하나이다(Lindenmayer and McCarthy, 2002). 산림생태계 내에서의 이러한 교란은 임분(stand), 경관(landscape) 그리고 생태계(ecosystem) 규모에서 산림의 구조(structure)와 조성(composition)을 변화시키며(Baker, 1992), 이로 인해 동물 군집의 형성과 개체

군 동태에 영향을 미친다(Smucker *et al.*, 2005). 교란이 발생한 후 산림 생태계는 시간의 흐름에 따라 천이단계(successional stages)를 거치게 된다. 산림 생태계 내에서의 천이는 산림 내에서 시간이 지남에 따라 생물상이 점차 다른 생물상으로 변화하여 궁극적으로 주위환경과 조화를 이룸으로써 생물상의 변화가 거의 없어지는 안정 상태로 유도되는 진행과정이다(이경준 등, 1999).

천이의 과정에 영향을 주는 요인으로 산불을 들 수 있다. 산불은 지구상에 존재하는 오래되고 일상적인 교란 중의 하나로 자연환경을 변화시키는 산림 천이의 주요 요인 중의 하나라고 할 수 있다(Cope and Chaloner, 1985; Perry, 1998). 또한, 전 세계적으로 동·식물의 구성과 군

\*Corresponding author  
E-mail: sjrhim@cau.ac.kr

본 연구는 산림청 산림과학기술개발사업(과제번호 :S210707L1010)의 지원에 의하여 이루어진 것입니다.

집의 역동성에 크게 영향을 미치는 환경 요인이다(Bendell, 1974; Crowner and Barret, 1979; Simons, 1991).

대부분의 동물 종들은 산불에 미리 반응을 하기 때문에 (Komarek, 1969), 산불에 의한 직접적인 영향보다는 서식지의 파괴 및 먹이의 고갈과 같은 간접적인 영향을 더 받는다(USDA, 2000). 특히 많은 소형 포유류들은 땅속의 굴, 습한 산림지역의 낙엽층 밑 통로, 그루터기와 뿌리 사이의 구멍 그리고 바위 틈새와 큰 고사목을 이용하여 산불을 피한다(Ford *et al.*, 1999). 설치류는 산림생태계 내에서 포식과 피식의 대상이 되는 2차 소비자로서 중간자적 위치에 있으며, 종자 분산을 유도하고 식생 천이를 매개하는 등 중요한 역할을 담당한다(Marser *et al.*, 1978; Forget and Milleron, 1991). 또한, 생활사가 짧고 그 수가 쉽게 증가하거나 감소하기 때문에 개체군 생태학의 대상 또는 환경 변화에 대한 반응정도 등의 연구에 유용하다.

우리나라의 경우 1970년대 치산녹화사업의 성공으로 산림이 울창해지고 낙엽이 퇴적되는 등 산림 내 가연물질의 밀도가 높아져 산불 발생 빈도가 증가하고 있으며 (산림청, 2001), 특히 1990년대 이후에는 고성 및 삼척에서 발생한 산불과 같이 대형화되는 추세에 있다. 이로 인해 산불 연구에 대한 관심이 높아지고 있다. 국외의 경우 미국 캘리포니아 Sierra Nevada에서의 연구(Bock and Lynch 1970; Bock *et al.*, 1978; Raphael *et al.*, 1987) 와 같이 동일한 지역에서 장기적인 모니터링을 통해 산불피해 후 시간에 따른 동·식물 종다양성 및 군집 조성의 변화에 관한 연구가 수행되고 있는 반면, 국내에서 관련 연구는 그리 활발하지 못한 실정이다.

따라서 본 연구는 산불 미피해지역과 산불 피해 발생시기가 다른 두 지역에서의 설치류 개체군 특성을 파악하여 산불피해에 따른 영향과 산불피해 후 시간의 흐름에 따른 설치류 개체군의 차이를 파악하기 위해 실시되었다.

## 재료 및 방법

본 연구는 2000년도에 산불이 발생한 강원도 삼척 김봉산 일대의 침엽수림에서 산불 미피해지역과 산불피해 후 자연복원지역, 1980년도에 산불이 발생한 강원도 양양의 침엽수림 중 자연복원지역을 대상으로 2007년 6월과 8월에 수행되었다.

각 지역별 설치류 개체군 특성을 파악하기 위해 산불 미피해지역, 1980년도와 2000년도 산불피해지역에서 1 ha(100 m×100 m) 크기의 조사구를 각각 2개씩 설치하여, 총 6개 조사구에서 2007년 6월과 8월에 각각 4회씩 연속포획조사를 실시하였다. 각 조사구내에서는 가로, 세로 10 m 간격으로 총 100개의 생체포획용 덫(Sherman's collapsible trap)을 설치하였으며, 다음날 오전에 포획된 설치류에 대해 중, 성별, 체중, 성숙정도, 포획된 위치 등을 파악하였다. 또한 포획된 설치류의 개체 식별을 위해 귀에 구멍을 뚫은 후(ear notching)에 놓아주고 다음날 오전에 재포획하는 포획-재포획법(capture-mark and release method)을 사용하였다(Nichols, 1992). 지역별 각 종의 개체밀도 및 체중 차이는 Kruskal-Wallis test를 통해 분석하였으며, 모든 분석은 SAS 통계 패키지를 이용하였다(천, 2003).

지역별 산림환경의 특성 차이를 파악하기 위해 각 지역 내에 20 m×20 m 크기의 조사구를 각각 3개씩 설치하였다. 환경인자별 조사를 실시한 결과, 조사지역의 해발고도는 312~526 m, 경사는 23~30°로 나타났다(Table 1). 미피해지역의 경우 상층식생은 소나무 및 일부 참나무류가, 하층 식생은 싸리나무, 철쭉, 생강나무 등이 우점하고 있었다. 1980년도와 2000년도 산불피해지역의 경우 비슷한 임상을 보였다. 상층 식생은 참나무류가 하층 식생은 참나무류, 싸리나무, 철쭉, 생강나무 등이 우점하고 있었다. 미피해지역에 생육하고 있는 교목의 평균 수고는 13.07

**Table 1. The description of three study areas in unburned and burned in 1980 and 2000.**

	Unburned	Burned		
		1980	2000	
altitude (m)	312~469	497~509	469~557	
inclination (°)	23~28	28~30	20~25	
mean tree height (m)	13.07	7.10	2.63	
mean DBH (cm)	26.30	9.07	4.60	
no. of tree stems	0~5 m	3.33	27.00	134.67
	5~10 m	6.33	71.67	1.33
	10~15 m	24.33	9.67	-
	>15 m	14.67	-	-
dominant overstory species	<i>Pinus densiflora</i>	<i>Quercus mongolica</i>	<i>Quercus mongolica</i>	
	<i>Quercus mongolica</i>	<i>Quercus variabilis</i>	<i>Quercus variabilis</i>	
	<i>Quercus variabilis</i>	<i>Quercus serrata</i>	<i>Quercus serrata</i>	
dominant understory species	<i>Lespedeza bicolor</i>	<i>Quercus mongolica</i>	<i>Quercus mongolica</i>	
	<i>Rhododendron schlippenbachii</i>	<i>Lindera obtusiloba</i>	<i>Lindera obtusiloba</i>	
	<i>Lindera obtusiloba</i>	<i>Rhododendron schlippenbachii</i>	<i>Lespedeza bicolor</i>	

m, 평균 흉고직경은 26.30 cm였다. 1980년도 산불피해지역 교목의 평균 수고는 7.10 m, 평균 흉고직경은 9.07 cm였으며, 2000년도 산불피해지역 교목의 평균 수고는 2.63 m, 평균 흉고직경은 4.60 cm로 나타나 평균 수고 및 흉고직경은 지역간 차이를 보였다.

각 지역에서 수고별 교목의 수를 살펴보면, 미피해지역에서는 수고 10~15 m 정도의 교목이 가장 많은 것으로 나타났다. 반면 1980년도 산불피해지역에서는 수고가 5~10 m인 교목이 가장 많았고, 2000년도 산불피해지역에서는 0~5 m의 수고를 가진 교목이 가장 많아 산림환경 구조에 있어서도 차이를 보이는 것으로 판단되었다.

### 결과 및 고찰

산불 미피해지역, 1980년도 및 2000년도 산불피해지역에서 2007년 6월과 8월에 각각 4회씩 연속포획조사를 실시한 결과, 총 3종 152개체의 설치류가 포획되었다. 이중 흰넓적다리붉은쥐(*Apodemus peninsulae*)는 75개체가 포획되어 가장 우점하였다. 지역별 전체 포획밀도는 통계적으로 유의한 차이를 보이지는 않았으나, 2000년도 산불피해지역에서 가장 낮게 나타났다. 흰넓적다리붉은쥐와 대륙밭쥐(*Myodes regulus*)의 포획 개체수는 모두 미피해지역에서 가장 낮게 나타났고 다람쥐(*Tamias sibiricus*)는 미피해지역에서 가장 높은 포획개체수를 보였다(Table 2).

흰넓적다리붉은쥐와 대륙밭쥐의 경우 산림성 설치류로써(forest-dwelling rodents) 활엽수림에서 주로 서식하는 것으로 알려져 있기 때문인 것으로 판단되며(Keiko *et al.*, 2002), 원생태계가 침엽수림이었던 지역이 산불피해 후 자연복원이 진행되면서 신갈나무(*Quercus mongolica*), 굴참나무(*Quercus variabilis*) 등과 같은 활엽수림으로 임상이 변화함에 따라 설치류의 종 구성도 변화된 것으로 생각된다. 또한 다람쥐의 경우 침엽수림과 활엽수림 등의 모든 산림지역에서 서식한다(유병호, 2000). 포획밀도가 산불미피해지역, 1980년도 피해지역, 2000년도 피해지역 순으로 높게 나타난 것은 산불피해로 인해 사망 및 먹이 자원의 감소 등과 같은 직간접적인 영향을 받아 초기 서식 밀도가 감소하였으나 시간이 경과함에 따라 점차 서

**Table 3. Differences in body weight (mean  $\pm$  SD) of adult male of *Apodemus peninsulae* among unburned and burned areas in 1980 and 2000 (Kruskal-Wallis test).**

Unburned	Burned		H	p-value
	1980	2000		
32.82 $\pm$ 2.27	35.14 $\pm$ 4.45	35.56 $\pm$ 5.05	6.37	0.04

**Table 4. Differences in age structure (adult : juvenile) and sex ratio (male : female) of two rodent species among unburned and burned areas in 1980 and 2000.**

Species		Unburned	Burned	
			1980	2000
<i>Apodemus peninsulae</i>	age	1.8 : 1	1 : 1	1.3 : 1
	sex	4.5 : 1	1.3 : 1	1.2 : 1
<i>Myodes regulus</i>	age	0.8 : 1	2 : 1	1.1 : 1
	sex	1.7 : 1	2 : 1	1.4 : 1

식 밀도가 증가하는 경향을 보이는 것으로 판단된다.

세 지역에서 설치류의 체중을 파악한 후, 분석이 가능한 흰넓적다리붉은쥐 수컷의 체중을 비교한 결과, 2000년도 산불피해지역에서 가장 높은 값을 보였으며, 미피해지역이 가장 낮은 값을 보였다(Table 3). 이는 산불피해지역의 경우 미피해지역에 비해 수관층이 더 많이 개방(open)되어 이로 인해 하층식생이 상대적으로 발달하여 먹이 자원이 풍부한 것과 연관이 있을 것으로 판단된다. 차후 각 지역에서 엽층별 피도량, 설치류의 선호 먹이 자원 및 지역별 먹이 자원의 양 등 지역별 설치류의 먹이 자원에 대한 파악이 필요할 것으로 생각된다.

각 지역에서 두 종의 암수 및 성숙 비율을 살펴보면 흰넓적다리붉은쥐의 경우 미피해지역에서 성숙개체와 수컷의 비율이 타 지역에 비해 상대적으로 높게 나타났다. 특히 수컷의 비율이 큰 차이를 보였다. 이에 반해 대륙밭쥐의 암수 및 성숙 비율은 1980년도 산불피해지역에서 가장 높았으나 지역별로 유의한 차이를 보이지는 않았다(Table 4).

개체군 성장에 영향을 미치는 중요한 변이로써 성숙도의 변화는 단위면적 내에서의 성숙한 설치류의 수용력과 개체군 밀도를 유도하는 현상으로 해석된다(Schaffer and Tamarin, 1973; Krebs and Myers, 1974). 즉 미성숙개체

**Table 2. Trappabilities (Mean  $\pm$  SD) for the three rodent species in unburned and burned areas in 1980 and 2000 (Kruskal-Wallis test).**

Species	Unburned	Burned		H	p-value
		1980	2000		
<i>Apodemus peninsulae</i>	1.19 $\pm$ 0.27	1.94 $\pm$ 0.44	1.57 $\pm$ 0.27	5.79	0.07
<i>Myodes regulus</i>	0.44 $\pm$ 0.43	0.82 $\pm$ 0.27	1.01 $\pm$ 0.18	5.51	0.07
<i>Tamias sibiricus</i>	1.82 $\pm$ 0.27	0.69 $\pm$ 0.62	0.07 $\pm$ 0.09	6.95	0.03
Total	3.44 $\pm$ 0.22	3.44 $\pm$ 0.14	2.63 $\pm$ 0.18	6.08	0.06

가 성숙하기 위해서는 다른 성숙개체가 접근하지 않는 일정한 행동권을 가져야 하기 때문에(Bujalska, 1973), 단위면적내의 성숙개체 수는 서식지의 환경조건에 의해 제한을 더 받는다. 이는 결국 미성숙개체군의 비율이 전체 개체군에서 차지하는 비율이 높을수록 그 지역이 계속 성장할 수 있는 개체군 구조를 가지는 것을 의미한다(Nakata, 1989). 또한, Trivers와 Willard(1973)는 자연 상태에서 동물은 암수의 비율을 50:50으로 유지하려고 하며, 서식지 조건이 좋을수록 수컷에게 더 많은 투자를 하려고 하기 때문에 서식지 질이 높은 곳에서 수컷의 비율이 높게 나타난다는 결과를 얻었다.

그러나 본 연구의 결과는 특정시기에 특정 지역에서 이루어진 조사에 바탕을 두고 있다. 그러므로 각 지역에서 암수 및 성숙 비율을 통한 시기별 서식지 질의 차이에 대한 보다 정확한 결론을 도출하기 위해서는 앞으로 동일 지역에서 시기별 장기적인 모니터링이 필요할 것이다. 이를 통해 산불피해 후 시간의 흐름에 따른 서식지의 변화와 그에 따른 성별 및 성숙 비율의 변화 등 개체군 특성에 대한 연구가 좀 더 깊이 있게 수행되어야 할 것이다.

## 결론

우리나라 침엽수림의 경우 산불 피해 후 자연복원이 이루어지도록 유도하면 일반적으로 신갈나무, 굴참나무와 같은 참나무 중심의 활엽수림으로 임상이 바뀌게 된다. 이러한 임상의 변화는 산림환경의 구조를 변화시키고, 결국 야생동물의 군집 구조가 변화되는 것으로 생각된다. 또한, 산불에 의해 전소된 지역이 자연복원에 의해 천이 진행되게 되면 단순한 산림환경 구조가 점차 복잡해지게 되며, 이러한 시간의 흐름에 따라 야생동물 종다양성도 바뀔 것으로 생각된다. 본 조사 결과 산불피해 후 7년 이상 시간이 경과하면 활엽수림을 더 선호하는 흰뺨적다리붉은쥐 및 대륙밭쥐와 같은 산림성 설치류의 밀도는 산불 피해 이전의 침엽수림보다 증가하며, 다람쥐의 밀도는 산불로 인해 크게 감소하다가 점차 증가하는 양상을 보이는 것으로 판단된다. 또한 앞으로 동일한 지역에서 장기적인 모니터링을 통해 산불피해 후 경과 년도에 따른 설치류 개체군 특성에 대한 보다 깊이 있는 연구가 수행되어야 할 것이다.

## 감사의 글

야외 식생조사에 많은 도움을 준 국립산림과학원의 이영근 박사와 서울대학교 산림과학부의 권기철 박사 및 한새롬에게 감사드립니다.

## 인용문헌

1. 산림청. 2001. 동해안 산불백서. 산림청. 대전.
2. 유병호. 2000. 저푸름을 닮은 야생동물. 도서출판 다른 세상. 서울.
3. 이경준, 한상섭, 김지홍, 김은식. 1999. 산림생태학. 향문사. 서울.
4. 천대윤. 2003. 종합 SAS 통계분석. 교우사. 서울.
5. Baker, W.L. 1992. The landscape ecology of large disturbances in the design and management of nature reserves. *Landscape Ecology* 7: 181-194.
6. Bendell, J.F. 1974. Effects of fire on birds and mammals. Academic Press.
7. Bock, C.E. and Lynch, J.F. 1970. Breeding bird populations of burned and unburned conifer forest in the Sierra Nevada. *Condor* 72: 182-189.
8. Bock, C.E., Raphael, M. and Bock, J.H. 1978. Changing avian community structure during early post-fire succession in the Sierra Nevada. *Wilson Bulletin* 90: 119-123.
9. Bujalska, G. 1973. The role of spacing behavior among females in the regulation of reproduction in bank vole. *Journal of Reproduction and Fertility* 19: 465-474.
10. Cope, M.J. and Chaloner, W.G. 1985. Wildfire: an interaction of biological and physical processes. pp. 153-162. In : B.H. Tiffney (ed.). *Geological factors and the evolution of plants*. Yale University Press.
11. Crouner, A.W. and Barrett, G.W. 1979. Effects of fire on the small mammal component of an experimental grassland community. *Journal of Mammalogy* 60: 803-813.
12. Ford, W.M., Menzel, M.A., McGill, D.M., Laerm, J. and McCay, T.S. 1999. Effects of a community restoration fire on small mammals and herpetofauna in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* 114: 233-243.
13. Forget, P.M. and Milleron, T. 1991. Evidence for secondary seed dispersal by rodents in Panama. *Oecologia* 87: 596-599.
14. Kawamichi, T. 1996. The encyclopedia of animals in Japan. vol. 1. Mammals I. Heibonsha Limited Publishers. pp. 156.
15. Keiko, S., Hitoshi, S., Masahiro, A.I., Kimiyuki, T., Marina, V.P., Irina, V.K., Galina, N.C., Nikolai, E.D. and Han, S.H. 2002. A spatial aspect on mitochondrial DNA genealogy in *Apodemus peninsulae* from East Asia. *Biochemical Genetics* 40: 149-161.
16. Komarek, E.V. 1969. Fire and animal behavior. pp. 161-207. In : *Proceedings of 9th Annual Tall Timbers Fire Ecology Conference*, Tall Timbers Research Station, U.S.A.
17. Krebs, C.J. and Myers, J.H. 1974. Population cycles in small mammals. *Advanced Ecological Researches* 8: 267-399.
18. Lindenmayer, D. and McCarthy, M.A. 2002. Congruence between natural and human forest disturbance: a case study from Australian montane ash forests. *Forest Ecology and Management* 172: 1-12.

- ogy and Management 155: 319-335.
19. Marsler, C., Trappe, J.M. and Franklin, J.F. 1978. From the forest to the sea: a story of fallen trees. US Department of Agriculture.
20. Nakata, K. 1989. Regulation of reproduction rate in a cyclic population of the red-backed vole, *Clethrionomys rufocanus bedfordiae*. Researches on Population Ecology 31: 185-208.
21. Nichols, J.D. 1992. Capture-recapture models using marked animals to study population dynamics. Bioscience 42: 94-102.
22. Perry, G.L.W. 1998. Current approaches modelling the spread of wildland fire: a review. Progress in Physical Geography 22: 222-245.
23. Raphael, M.G, Morrison, M.L., Yoder-Williams, M.P. 1987. Breeding bird populations during twenty-five years of postfire succession in the Sierra Nevada. Condor 89: 614-626.
24. Schaffer, W.M. and Tamarin, R.H. 1973. Changing reproductive rates and population cycle in lemmings and voles. Evolution 27: 111-124.
25. Simons, L.H. 1991. Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran desert. Journal of Mammalogy 72: 518-524.
26. Smucker, K.M., Hutto, R.L., and Steele, B.M. 2005. Changes in bird abundance after wildfire: importance of fires severity and time since fire. Ecological Applications 15: 1535-1549.
27. Trivers, R.L. and Willard, D.E. 1973. Natural selection of parental ability to vary the sex ratio of offspring. Science 179: 90-92.
28. USDA. 2000. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna. General Technical Report RMRS-GTR-42. Volume 1.

---

(2008년 4월 17일 접수; 2008년 6월 10일 채택)