

설악산 국립공원의 산양 보호구역 설정기법에 관한 연구:[†] 서식지 적합성 모형, 서식지 수용능력, 최소 존속 개체군 이론을 이용하여

최태영* · 박종화**

*서울대학교 대학원 박사과정 · **서울대학교 환경대학원

Establishing a Korean Goral (*Nemorhaedus caudatus raddeanus* Heude) Reserve in Soraksan National Park, Korea: Based on Habitat Suitability Model, Habitat Capability Model, and the Concept of Minimum Viable Population

Choi, Tae-Young* · Park, Chong-Hwa**

*Graduate School, Seoul National University

**The Graduate School of Environmental Studies, Seoul National University

ABSTRACT

Korean goral (*Nemorhaedus caudatus raddeanus*) is an endangered species in Korea, and the rugged terrain of the Soraksan National Park (373km²) is a critical habitat for the species. Since the goral population is threatened by habitat fragmentation, it is essential to establish a reserve for the isolated goral population. The objective of this study was to propose a reserve for Korean goral in the national park. We employed habitat suitability model, habitat capability model, and the concept of minimum viable population. The results of the study were as follows. First, the carrying capacity and optimal density of gorals in the national park were projected to be 449 gorals, and 251 gorals, respectively. Second, since only one patch was projected to satisfy the criteria of minimum viable population (50 individuals/during 50 years), the long term extinction possibility of gorals in the site would be very high. Finally, the patch that satisfy the minimum viable population of goral was proposed as the core zone of the goral reserve and adjacent patches were included as buffer zones.

Key Words : GIS, Wildlife Habitat Suitability Model, Habitat Capability Model, Minimum Viable Population, Goral, Wildlife Reserve

[†] : 이 논문은 한국과학재단의 지원(과제번호 2000-2-51300-002-3)에 의하여 2000. 9. 1~2003. 8. 31에 연구되었음.
Corresponding author : Tae-Young Choi, Graduate School of Environmental Studies, Seoul National University, Seoul 151-742, Korea. Tel. : +82-2-875-5132, E-mail : gumiran3@snu.ac.kr

1. 서론

선진국의 경우 최근에는 멸종위기종의 보호 및 복원을 위하여 서식지 적합성 모형(Habitat Suitability Model)과 개체군 존속 가능성 분석(Population Viability Analysis)을 이용하여 특정 종의 보존 전략을 수립하고 있다. Mladenoff and Sickley(1998)는 미국 동북부의 늑대 복원을 위하여 GIS를 이용한 서식지 적합성 모형을 개발하고, 이를 바탕으로 대상지역의 개체군 최대수용능력을 계산하였다. 스코틀랜드에서는 검은뇌조(*Tetrao urogallus*)와 멧돼지(*Sus scrofa*)의 복원을 위하여 서식지 적합성 모형과 개체군 존속 가능성 분석을 통하여 복원의 가능성 여부를 결정하였다(Marshall and Edwards-jones, 1998; Howells and Edwards-jones, 1997). 영국에서는 멸종위기에 처한 청설모(*Sciurus vulgaris*) 보호를 위해 서식지 적합성 모형과 개체군 생존 가능성 분석을 이용한 합리적인 보호구역의 설정이 제안되고 있다. 이는 적절한 관리를 통해 장기간 존속개체군(viable populations)이 유지될 수 있는 우선지역을 분류하여 보호구역을 설정하는 하는 것을 목적으로 한다. 지침 설정의 과정으로는 먼저, 식생 등의 물리적 환경을 기반으로 GIS 분석을 통해 양질의 서식지와 면적을 분류 및 계산한다. 다음으로, 경쟁종이 아직 침입하지 않는 서식지역, 완충역할을 할 수 있는 주변 환경, 토지 소유의 현황, 향후 숲의 변화와 개발압력 등을 고려해 최종적인 보호구역을 설정한다¹⁾.

우리나라는 보호대상 야생동물의 분포 및 서식밀도에 관한 기초자료가 적고 이 분야의 GIS 적용연구와 주요 야생동물의 밀도 및 서식지 분포 예측능력은 아직 초보적인 단계에 있다(서창완, 2000; 박소영, 2000; 서창완 등, 2001; 주우영, 2002; 최태영과 박종화, 2004). 한편 2003년 12월에 야생동·식물보호법안이 국회를 통과함에 따라 멸종위기종과 같은 특정 야생동물의 서식지를 특별보호구역으로 지정하여 보호할 수 있는 근거가 마련되었다. 그러나 선진국과 달리 기존의 서식지 분포 예측 연구를 통한 멸종위기종의 보호구역을 합리적으로 설정하기 위한 기법에 관한 국내 연구는 현재까지 전무한 실정이다.

따라서 본 연구의 목적은 CITES 부속서 I에 등재된

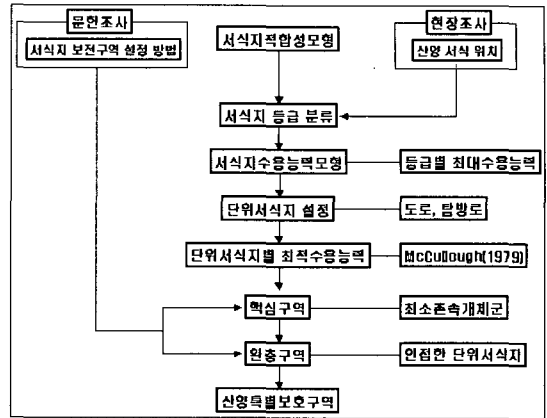


그림 1. 산양 보호구역의 설정 과정

국제적 멸종위기종이며, 천연기념물 제217호인 산양(*Nemorhaedus caudatus raddeanus*)의 서식지 적합성 모형(최태영과 박종화, 2004)에 생물학 이론인 서식지 수용능력과 최소 존속 개체군 개념을 적용한 보호구역 설정 기법을 제시함으로써 국내 멸종 위기종의 서식지 관리 정책의 기초를 제공하는 것이다.

II. 연구방법

1. 연구대상지

설악산국립공원(면적: 약 373km²)은 산양의 분포가 다른 지역에 비해 비교적 풍부하여(이우신, 1999) GPS를 이용한 서식흔적의 위치자료 수집이 용이하고, 인간의 행위가 비교적 잘 규제되어 산양의 출현과 비출현 지역의 차이가 밀렵 등의 예측하기 힘든 변수에 의해 발생될 가능성이 적으며, 국립공원이기 때문에 탐방객 이용강도를 정량화 시킬 수 있는 장점을 지니고 있다.

최태영과 박종화(2004)는 설악산국립공원의 탐방로 별 연중 1일 최고 이용자 수에 따라 1,000명 이하, 1,000~5,000명, 5,000명 이상의 3개 등급으로 분류한 후 외설악, 내설악, 남설악 지역의 탐방로 등급별 산양 흔적의 분포거리를 조사한 바 있다(표 1, 그림 2).

2. 개발된 서식지 적합성 모형의 활용

최태영과 박종화(2004)는 산양의 서식지 특성을 현

표 1. 탐방로의 이용강도에 따른 산양 서식 흔적 분포 변화

연중 1일 최고 이용자 수	단위	탐방로로부터 흔적의 밀도가 영향을 받는 구간
>5,000명 또는 케이블카	m	0~1,000
1,000~5,000명인 탐방로	m	0~400
<1,000명인 탐방로	m	0~100
도로(한계령)	m	0~100

자료 : 최태영과 박종화(2004) 재구성

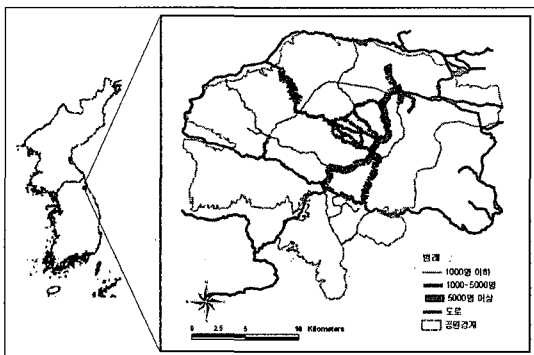


그림 2. 설악산국립공원 탐방로의 연중 1일 최대 이용 현황

장조사와 GIS 분석을 통해 밝혀내고, 퍼지집합(fuzzy set)과 다기준평가(Multi-Criteria Evaluation) 기법을 이용하여 서식지 적합성 평가모형을 개발한 바 있다(그림 4). 다기준평가의 경우 기존의 회귀모형에서 불린연산(Boolean overlay)에 의해 일어나는 정보손실을 퍼지집합이론(fuzzy set theory)을 이용하여 해결할 수 있으며, 생태전문가들의 경험적 판단을 활용한 변수들의 가중치를 적용할 수 있기 때문이다. 퍼지집합은 불린연산에 의해 발생하는 이러한 단점을 극복할 수 있기 때문에 GIS를 이용한 적지선정 과정에 꾸준히 활용되어 왔다(Wang et al., 1990; Smith, 1992; Xiang et al., 1992; Banai, 1993).

조사된 바에 의하면 설악산국립공원 내 산양의 서식지는 바위절벽과 소규모 소나무림으로부터 가까울수록, 경사가 급할수록, 계곡보다는 능선이, 향은 남향과 남동향이, 표고는 중간(700~800m)에 가까울수록 긍정적인 영향을 받는 것으로 나타났다. 이를 바탕으로 개발된 모형은 설악산국립공원을 산양의 서식지 적합성 지수에 따라 30m 셀(cell)의 공간해상도로 0~1의 값으로

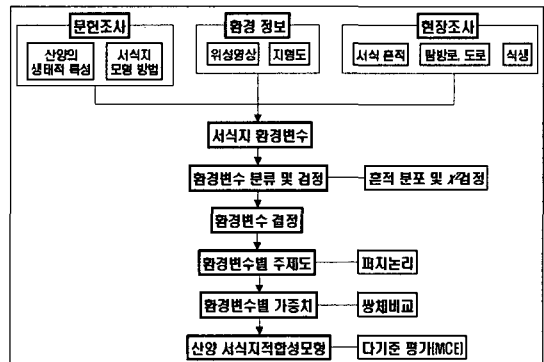


그림 3. 산양 서식지 적합성 모형 개발 과정

자료 : 최태영과 박종화(2004)

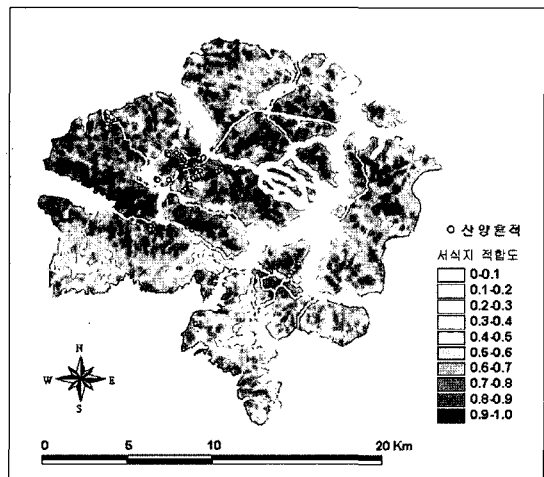


그림 4. 탐방로와 도로의 영향이 반영된 설악산국립공원의 산양 서식지 적합성 모형

자료 : 최태영과 박종화(2004)

분류하였으며, 94.7%의 산양 서식흔적이 서식지 적합도 0.5 이상의 지역에 분포하는 높은 분류정확도를 보여주었다(그림 4). 따라서 본 연구에서는 위 모형의 서식지 적합성 지수를 활용하여 서식지 수용능력 모형을 개발하고자 하였다.

3. 서식지 수용능력 모형 개발

1) 서식지 적합성 모형과 서식지 수용능력 모형의 관계
서식지의 질과 주어진 종의 개체수를 어떻게 관련시킬 수 있는가? 이러한 문제에 대한 하나의 접근 방법은 서식지 수용능력 모형(habitat capability model)이다.

서식지 수용능력 모형은 서식지 적합성 모형과 밀접히 관련되어 있다. 이 모형은 야생동물의 개체군들은 그들 서식지에 관한 하나의 함수이며, 서식지의 질은 어느 정도 개체군의 밀도를 결정한다는 가정에 기초를 두고 있다(Patton, 1992). 수용능력(K, carrying capacity)은 하나의 주어진 서식지가 부양할 수 있는 유기체들의 수 또는 생물량으로 정의된다(이도원 등, 2001).

서식지 수용능력 모형은 특정종을 위한 자원이 발견될 수 있는 총 면적의 계산된 결과를 제공하거나, 몇 개의 주요한 환경변수를 이용했을 때 특정 종을 부양할 수 있는 상대적인 수용능력을 기준으로 주어진 지역을 등급화 시킨다. 즉, 서식지 수용능력 모형은 한 지역을 최대 수용능력과 일치시킬 수 있는 등급의 우열에 따라 서열화 시킨다(Morrison et al., 1998).

서식지 적합성 모형은 0~1에 포함되는 적합성 지수를 제공하며, 이 지수는 서식지의 최대수용능력과 긍정적인 관련이 있다는 가정에 근거한다(U.S. Fish and Wildlife Service, 1981). 따라서 본 연구에서는 산양 서식지 적합성 모형의 0~1에 해당되는 지수와 지수 값의 구간별 산양흔적의 밀도 변화에 따라 서식지를 등급화 한 후, 이 등급별 단위 면적당 산양의 최대수용능력을 계산하여 설악산국립공원의 산양서식 가능밀도를 계산하였다.

2) 최대수용능력의 계산

최대수용능력을 계산하기 위해서 생물학자들은 계절별 또는 일년간 유용한 먹이의 양을 측정하고, 미래의 생산성에 손상을 주지 않고 소비될 수 있는 먹이의 양을 결정해야 한다. 그 다음에 이 먹이의 양이 부양할 수 있는 동물의 수를 계산한다. 그러나 먹이의 총량을 측정하는 일은 비용이 많이 들고 매우 복잡하다. 게다가 손실 없이 소비될 수 있는 먹이의 양을 결정하는 일은 과학이라기보다는 기교(art)라고 볼 수 있다(Skiles et al., 1980). 이러한 단점을 보완하기 위해서 여러 가지 대안들이 제시되고 있다(Cooperider et al., 1986). 먹이의 유용성이 수용능력을 결정하는 주요한 요소임에도 불구하고, 서식지 안에서 개체들 간의 공간 확보 역시 해당종의 수를 제약하는 주요한 요소이다. 즉 서식지의 면적이 넓어지면 최대수용능력도 커지게 되는 것이다(Horino and Miura, 2000). 이러한 가정 하에서 서식

밀도가 매우 높은 지역의 단위면적당 개체수를 해당종의 단위면적당 최대수용능력으로 활용하는 방법이 사용되고 있다(Marshall and Edwards-jones, 1998; Horino and Miura, 2000).

본 연구에서는 국내에 서식하는 산양과 같은 아종으로서 국내와 서식환경이 매우 유사한 러시아 연해주의 라조 보호구(Lazovski Reserve)의 산양 서식지 밀도를 이용하였다. 라조 보호구는 1937년에 보호구로 지정되었다. 산양 개체군의 보호가 이 보호구 설립의 주요한 목적이며 러시아에서 가장 개체군 밀도가 높은 곳 중의 하나이다. Khokhriakov and Vrsansky(2000)는 라조 보호구의 산양 서식지를 서식지의 질에 따라 3가지 등급으로 분류하고 각각의 서식 밀도를 조사하였는데, 서식지의 질이 가장 우수한 I등급에서 1km²당 6~18마리의 산양이 서식하며, II등급은 1km²당 최고 5마리까지 서식하고, III등급은 1km²당 최고 1~1.5마리의 밀도로 서식하는 것으로 분류하였다.

하지만, 이러한 분류 결과는 설악산 환경에 대한 적용 가능성의 검증을 필요로 한다. 이를 위하여 설악산 국립공원에서 산양의 흔적 밀도가 가장 높은 장소에 속하는 분석대상지 내 일부 지역의 산양 개체군을 집중 조사하여 개체군 밀도를 계산하였다. 그리고 이 결과를 라조 보호구의 I등급에 해당하는 개체군 밀도와 비교하였다.

유계류의 개체군 밀도를 계산하는 방법은 일반적으로 전수조사, 표본조사, 비례기법, 간접기법으로 나눌 수 있다. 미국 일부 지역의 큰뿔양(*Ovis canadensis*)의 경우 개체군 밀도를 파악하기 위해 성숙한 암컷의 수를 파악한 후 번식률과 사회구조를 이용하는 방법이 이용되었다(Cooperider et al., 1986). 본 연구에서는 배설물 그룹 밀도를 해당 종의 밀도와 관련시키는 간접기법(Freddy and Browden, 1983)을 바탕으로, 새끼의 수를 조사한 후 사회구조와 암컷의 번식률을 이용하여 조사지역에서의 개체군을 계산하였다.

따라서 개체군 크기의 계산 방법은 여름철(8월) 산양 새끼의 배설물 위치를 확인한 후 산양의 행동권과 무리 구성 비율을 이용하여 산정하였다²⁾. 즉, 산양 암컷의 번식 참여율이 84%이며(Myslenkov and Voloshina, 1989), 수컷 한 마리에 속하는 암컷의 수가 평균 1.8 ~

2.3마리이고(Bromlei, 1956; Heptner et al., 1961), 최대 7마리를 넘지 않는 것과 한 번에 한 마리의 새끼만을 낳는다는 점(Myslenkov and Voloshina, 1989), 그리고 행동반경이 22~55ha(Myslenkov and Voloshina, 1989)인 점을 고려할 경우 새끼의 배설물 위치와 장소의 수로서 조사지역의 개체군 크기를 계산할 수 있게 된다.

3) 최적수용능력의 계산

수용능력은 주로 두 가지의 수준이 인식된다. 하나는 서식지에 있는 존재를 유지할 수 있는 최대 개체수를 의미하는 최대밀도(maximum density 또는 subsistence density)의 개념이 있으며, 다른 하나는 먹이, 포식자에 대한 저항, 자원 기반의 주기적인 변동들의 관점에서 개체군들이 더욱 안전한 보다 낮은 밀도를 의미하는 적정밀도(optimal density 또는 safe density)의 개념이 있다(이도원 등, 2001).

동물개체군의 수용능력에 대한 가장 잘 수행된 실험 연구들 중 하나가 McCullough(1979)의 업적이다. 그는 미시간 주에서 2평방 마일의 지역을 울타리로 막고 사슴 개체군을 연구했다. 그는 포식자가 없을 때 사슴 때의 수가 최대수용능력으로 빠르게 증가하여 그것을 초과하는 것을 발견했다. 그 결과 서식지는 과도한 초식으로 손상되고 식생은 더 이상 이전과 같이 많은 사슴을 부양하지 않았다. 이와 같은 바람직하지 않은 상황을 피하기 위해서 사슴들이 과도한 수준 이하로 안전하게 개체군을 유지할 만한 비율로 제거되었다. 이 장기적인 실험을 바탕으로 최대수용능력은 1평방 마일당 사슴 90마리이며, 최적수용능력은 50마리가 되는 것으로 추정되었다. McCullough(1979)의 연구에 의하면 최적수용능력은 최대수용능력의 56%로서 중간에 가깝다(Bookhout 1996). 본 연구에서는 최대수용능력에 McCullough가 제시한 56%를 적용하여 최적수용능력을 계산하였다.

4. 산양 보호구역의 구성과 경계

1) 단위서식지의 설정

설악산국립공원은 현재 도로와 같은 인공적인 요인들에 의해 산림이 파편화 되어 있기 때문에 공원구역의

최적수용능력이 단일한 서식지의 수용능력으로 인식되기에는 무리가 있다. 그러므로 공원구역을 파편화 된 여러 공간의 단위로 구분한 뒤 이러한 각 단위 서식지들의 서식지 질에 따른 수용능력의 분석이 필요하다. 이는 서식지의 파편화에 의한 개체군 존속 가능성의 예측을 가능하게 해주며 개체군 보존을 위한 서식지의 합리적인 관리를 가능하게 한다.

서식지 파편화는 단일 서식지를 작은 조각(patch)들로 쪼개어서 넓은 서식지를 요구하는 종과 내부종이 서식하기에 나쁜 환경을 조성하여 종 다양성의 축소 혹은 일부 동물종의 밀도를 떨어뜨리는 등의 부작용을 초래한다(Arnold et al., 1995). 특히 도로는 가장 대표적인 서식지 파편화 요인이 되고 있다(Reed et al., 1996). 또한 야생동물의 서식지에 대한 인간의 지속적인 침입 역시 몇몇 야생동물에게 서식지의 단절을 가져오게 된다. 이탈리아의 국립공원에서 탐방객들의 고함이나 접근은 Chamois(*Rupicapra rupicapra ornata*)의 먹이활동에 커다란 영향을 준다(Cederna and Lovari, 1985). 미국의 큰뿔양(*Ovis canadensis*)은 탐방객이 능선 위에서 혹은 개를 데리고 나타날 경우 가장 강한 심장과 행동의 반응을 나타냈다(MacArthur et al., 1982; Cederna and Lovari, 1985). 러시아 연해주의 산양은 주로 해안 절벽에 접근하는 배에서의 사격에 의해 밀려되었으며, 이로 인해 해안가에서 배가 300~400m만 접근해도 급히 달아나 숨는다(Myslenkov and Voloshina, 1989).

설악산은 한계령을 지나는 44번 국도와 466번 지방도, 미시령을 지나는 46번 국도에 의해 공원이 단절되어 있으며, 연 중 300만 명 이상의 탐방객 역시 산양의 서식지 위축과 단절에 커다란 영향을 준다. 단풍이 절정인 주말에 하루 이용객 수가 5,000명이 넘는 외설악의 주요 탐방로와 케이블카의 주변은 양질의 서식조건을 갖춰음에도 불구하고 주변 1km 이내에서 산양의 서식 흔적이 극히 드물다(최태영과 박종화, 2004).

공원 내 도로의 경우 포장공사가 완료된 이후 현재까지 20여년 동안 운전자의 목격담이나 자동차와 산양의 충돌사고가 한 번도 보고되지 않았다(박그림, 2001 개인면담). 이로 볼 때 도로에 의한 산양 서식지의 단절은 매우 심각한 것으로 보인다.

산양이 바위절벽으로부터 1km 이내의 구역에서 주

로 생활하며(Nasimovich, 1971), 수컷의 행동반경이 22~55ha(Myslenkov and Voloshina, 1998)인 점을 고려해 볼 때, 설악산국립공원에서 탐방객의 이용강도가 높은 탐방로로부터 1km의 거리 이내에는 산양의 서식 흔적이 거의 존재하지 않으므로 일부 탐방로가 개체군간 교류의 장애물(barrier)로서 작용함을 알 수 있다.

한편, 야생동물은 개체별로 각각의 서식영역을 가지며, 이 영역 내에서 주로 행동한다. 이로 인하여 서식지 관리를 위한 평가 단위를 고려해야 하는데, 대체적으로 양서류의 경우는 유역단위를 사용하고(Bradshaw, 1988), 조류의 경우는 식생단위를 사용하며(North and Reynolds, 1996), 지형의 기복이 심한 우리나라의 산악지역에서는 대형 포유류의 경우 서식지 관리를 위한 생태적 단위로서 유역을 적용한 바 있다(서창완 2000). 앞서 설악산국립공원의 산양 서식지를 파편화 시키는 것으로 설명된 주요 탐방로와 도로 역시 계곡이나 능선을 따라 놓여 있어서 이러한 단절 요소들이 유역으로 대표되는 생태적 단위로서의 의미 또한 함축하고 있다.

따라서 본 연구에서는 국립공원내의 도로와 이용강도가 높은 탐방로를 기준으로 단절된 단위 서식지들을 설정하였다.

2) 최소존속개체군

한 종의 지속성을 보장할 수 있는 개체수를 그 종의 최소존속개체군(Minimum Viable Population)이라 하며, 이 개념은 위협에 직면할 때 개체군이 존속 가능한 상태를 유지할 수 있는 개체군의 크기에는 한계가 있어 그 이하로는 멸종될 것이라는 뜻을 함축하고 있다(Shaffer, 1981; Gilpin and Soule, 1986; 이도원 등, 2001).

Gilpin과 Soule(1986)은 "50~500 규칙"을 제안하였는데, 이는 단기간 동안의 존속성을 보장하기 위해서는 최소 50마리의 번식 개체가 필요하고, 장기간의 존속성을 보장하기 위해서는 500마리 이상의 개체가 필요함을 의미한다(Morrison et al., 1998).

최소존속개체군 크기의 추정에 관한 가장 대표적인 사례는 미국 남서부 사막에 사는 큰뿔양(*Ovis canadensis*) 120개의 개체군을 보존한 경우이다(Berger, 1990). 이들 개체군의 일부에 대해서는 70년 동안의 개

체군 크기 변화가 관찰되었다. 놀라운 사실은 50개체 미만의 모든 개체군은 50년 이내에 전멸하였다.

1996년 미국 내무부의 토지관리국은 Berger(1990)에 의해 제안된 큰뿔양의 최소존속개체군 크기인 100 ± 20 을 수용하였다. Berger에 의하면, 100개체 이상인 경우 50년간 매우 높은 존속성을 보이지만 50~99개체인 경우에도 비교적 양호한 존속성을 보인다. 그러나 49개체 이하인 경우에는 낮은 존속성을 보이게 된다(Singer et al., 2000).

본 연구에서는 Gilpin과 Soule(1986)의 연구와 Berger(1990)의 연구결과를 토대로 단위서식지별 최적수용능력이 50마리 이상인 곳을 단기간인 50년 동안의 존속성이 보장되고, 100 ± 20 개체 이상인 곳을 비교적 장기간인 100년 동안의 존속성이 보장되는 곳으로 추정하였다.

3) 핵심구역의 설정

핵심구역(core area)은 생태학적으로 유용한 개념으로(Austin, 1984), 생물종이 외부로부터 격리를 필요로 하는 임계면적(critical area)을 뜻한다. 큰 핵심구역을 가진 큰 숲 공간은 포유동물을 위해서는 필수적인 서식처 조건이다(Bissonette et al., 1989; Ruggiero et al., 1994; 이도원 등, 2001).

Schonewald-Cox(1983)와 Hummel(1990)은 보호구역의 면적을 설정함에 있어 보호종의 최소존속개체군을 유지시킬 수 있는 면적을 기준으로 제안하였다. 하지만, 대형 유제류나 육식동물의 경우 이러한 최소존속개체군을 유지하는 면적이 방대해지기 때문에 지역별 보호구역을 서로 연결시키는 방법도 권장되고 있다(Noss, 1992; Payne and Bryant, 1994).

본 연구에서는 단위서식지별 최적수용능력과 최소존속개체군을 고려하여, 장기간 또는 단기간의 존속 가능성을 유지할 수 있는 단위 서식지를 핵심구역으로 설정하였다.

4) 완충구역의 설정

경관의 변화과정은 생물적 그리고 무생물적으로 일어난다(Morrison et al., 1998). 무생물적 자연 교란은 기후변화와 같이 느린 것과, 산불, 폭풍, 홍수, 산사태,

화산과 같은 빠른 것이 있다. 생물적인 변화과정은 종의 침입, 질병에 의한 전염, 기생충, 인간에 의한 교란 등이다. 이러한 교란으로부터 보호구역은 본래의 목적을 유지하기 위해 효율적인 대책을 필요로 하게 된다. 이러한 문제의 주요한 해결방안 중의 하나는 완충구역의 설정이다.

천적과 폭설 이외에 산양에 대한 주요 위협요인은 개발과 방목에 의한 서식지 위축(Roy et al., 1995), 밀렵(Rabinowitz, 1999; Myslenkov and Volosina, 1989), 그리고 가축으로부터의 전염병이다(Rathore and Khera, 1982).

국내의 경우, 산양을 밀렵한 후 적발된 사례가 꾸준히 발생하고 있으며, 현재 설악산 국립공원의 일부 지역에서는 밀렵도구가 발견되고 있다. 또한 가축으로부터의 전염병 감염에 대해서는 연구되지 않고 있으나, 설악산공원구역 내에서 가축인 염소가 발견된 사례가 수차례 있다(박그림 2001, 개인 면담). 또한 십이선녀탕 계곡의 경우 산양의 서식지로부터 수평거리 300m 이내에 위치한 공원 경계 밖의 민가에서 현재 염소를 사육하고 있는 실정이다. 미국의 큰뿔양의 경우 개체군

급감의 가장 큰 원인이 가축으로부터의 전염병이며(Gross et al., 2000), 러시아에서는 전염병에 의해 1980년대 후반 지역별로 산양 개체군의 50%가 감소한 예가 있다(Khokhriakov and Vrsansky, 2000).

현재 인제군에서는 산양의 서식지로부터 불과 400m 떨어진 지역에 관광위탁단지의 조성을 강행하고 있어 산양 서식지로의 관광객 유입 증가와 소음에 의한 서식지 위축에 직면해 있다(그림 5). 이는 일부 산양의 주요 서식지가 공원의 경계와 인접하기 때문이다.

이와 같은 사례를 고려해 볼 때, 핵심구역의 일부 경계가 국립공원의 경계와 일치할 경우 지자체에 의한 관광지 개발, 주거지, 농경지와와의 마찰이 직접 일어나게 된다. 따라서 개발 압력 및 잠재적인 밀렵과 전염병의 발생을 예방하기 위해서 공원 경계로부터 일정거리를 완충구역으로 설정하여 효율적인 서식지 보존 및 밀렵의 단속, 가축사육의 금지 또는 예방 접종 등의 지원 등이 필요하다. 또한 장기적으로는 이러한 완충구역을 공원지역으로 편입시키는 노력이 수반되어야 할 것이다.

가축의 전염병으로부터 감염되는 것을 막기 위해 미국에서는 큰뿔양에 대해 16km의 완충 거리를 설정하

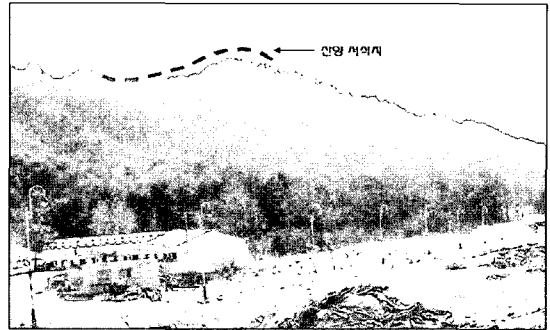


그림 5. 인제군에서 시행하고 있는 내설악 웅대 관광지 조성공사 현장. 2002년 3월

였으나(Gross et al., 2000), 설악산의 크기와 주변의 토지이용을 고려해 볼 때 적용하기 어려운 점이 많다.

따라서 본 연구에서는 핵심구역의 경계가 공원 외부와 맞닿는 구역은 완충지대를 가까운 하천이나 도로에 의해 단절되는 곳까지로 설정하였다. 이는 하천이 가축이나 기타 질병의 직접적인 유입에 대해 어느 정도의 장애요인으로 작용할 것으로 고려되며, 도로는 인간의 토지이용 및 개발을 제한하기 위한 경계구분으로 용이하기 때문이다.

산양 보호구역의 경계가 공원 외부와 맞닿지 않고 공원의 다른 단위 서식지와 맞닿은 경우 해당 단위 서식지를 완충구역으로 포함하였다.

III. 연구결과 및 고찰

1. 서식지 수용능력모형

1) 서식지 등급의 분류

서식지 적합성 모형의 적합성 지수를 서식밀도에 따라 등급화 하여 서식지 수용능력모형을 개발하기 위해 적합성 지수와 단위 면적당 산양의 흔적의 밀도 비율을 비교하였다(그림 6). 밀도 비율은 단위면적당 흔적 수들을 가장 큰 흔적 수로 나누어 일반화한 값이다. 즉, 산양의 흔적이 가장 많이 나타나는 구간의 밀도 비율은 '1'이 되며 전혀 나타나지 않는 구간의 밀도 비율은 '0'이 된다. 이러한 비교를 통해 공원 내 서식지를 산양 흔적 밀도의 밀도 비율 분포에 따라 공원구역을 4가지의 등급으로 분류하였다(표 2). 서식지를 4등급으로 분류

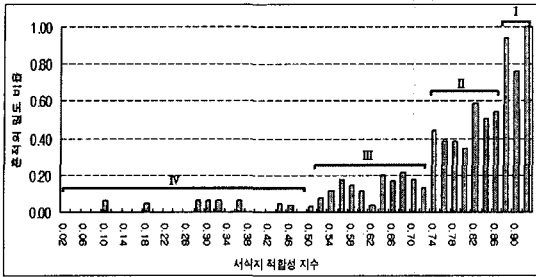


그림 6. 서식지 적합성지수에 따른 산양흔적의 밀도 비율 분포

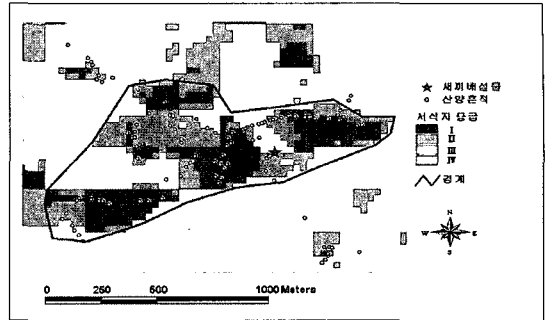


그림 7. 분석대상지 내 산양 흔적 밀집 구역의 일부

표 2. 설악산국립공원의 산양 서식지 수용능력

서식지 적합도	면적(km ²)	비율(%)	서식등급
0.88~1.00	4.80	1.30	I
0.74~0.88	30.28	8.22	II
0.50~0.74	139.28	37.80	III
0.00~0.50	194.15	52.69	IV
합계	368.50	100	-

표 3. 단위 면적당 서식지 등급별 산양의 최대수용능력

서식지 등급	1km ² 당 산양의 최대수용능력	
	러시아 Lazovski Reserve (Khokhriakov and Vrsansky, 2000)	설악산국립공원
I	6~18	10
II	5	5
III	1	1
IV	-	-

한 이유는 기존 연구자(Khokhriakov and Vrsansky, 2000)에 의한 산양 서식지의 분류 체계를 활용하기 위함이다. 밀도 비율 값이 구간별로 변하는 정도에 따라 서식등급을 나누었으며, IV등급 지역은 산양의 흔적이 극히 적어 산양의 서식지로 보기 힘든 지역이다.

2) 서식등급별 단위 면적당 최대수용능력

Khokhriakov and Vrsansky(2000)의 연구에 의하면 서식밀도가 가장 높은 지역의 경우 1km²당 6~18마리가 서식 가능하다고 하였으며, 이러한 기준이 설악산의 환경에 적용 가능한지를 알아보기 위해 서식 흔적이 가장 빈번하게 분포하는 흑선동계곡 수계 내 일부 지역의 개체 수를 조사하였다(그림 7).

조사 결과 여름철 갓 태어난 새끼의 배설물은 약 600m 간격을 두고 2곳에서 발견되었다. 산양이 일부다 처제이고 한 번에 1마리의 새끼를 낳으며, 암컷의 번식 참여율이 84%인 점과 수컷의 행동권이 22~55ha, 암컷의 행동권이 5~16ha(Myslenkov and Voloshina, 1989)임을 고려할 때, 그림 7의 조사지역 안에는 최소 한 마리의 수컷과, 두 마리의 암컷, 두 마리의 새끼, 그리고 번식에 참가하지 않은 암컷 한 마리가 서식할 수 있으

므로, 최소 6마리의 산양이 서식함을 알 수 있다. 따라서 그림 7 지역의 면적이 0.64km²임을 고려할 때 설악산의 경우 1km²당 10마리의 개체가 서식 가능하다는 것을 유추할 수 있다.

이러한 분석을 바탕으로 분류한 설악산 산양 서식지 등급별 단위면적당 최대수용능력은 표 3과 같다. 서식 2, 3등급의 산양서식밀도는 Khokhriakov and Vrsansky(2000)의 연구결과를 따랐다.

3) 설악산국립공원 내 산양의 최대수용능력

설악산국립공원 내 산양 서식지의 등급별 최대수용능력을 나타내는 최종결과는 그림 8과 같다. 서식지 등급별 단위면적(1km²)당 최대수용능력에 의거한 설악산국립공원의 최대수용능력은 338마리로 계산되었다(표 4).

한편 자연상태일 경우 설악산국립공원의 최대수용능력은 449마리로서 탐방로와 도로에 의해 25%의 수용능력이 감소됐다.

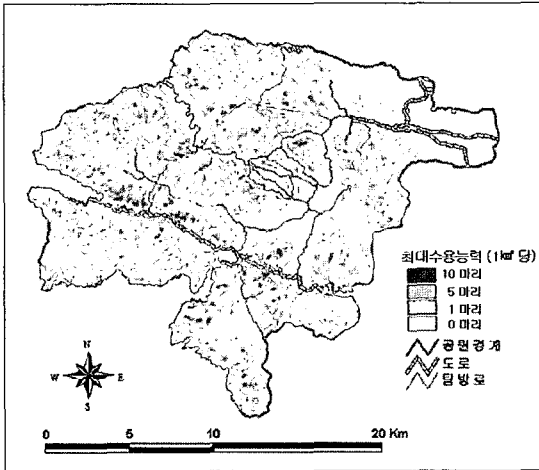


그림 8. 설악산국립공원의 산양 서식지 수용능력 모형도

표 4. 설악산국립공원의 산양 서식지 수용능력

서식등급	1km ² 당 최대수용능력 (마리)	면적 (km ²)	최대수용능력 (마리)
I	10	4.80	48
II	5	30.28	151
III	1	139.28	139
IV	0	194.15	-
합계	-	368.50	338

4) 설악산국립공원 내 산양의 최적수용능력

앞서 계산된 최대수용능력의 56%(McCullough, 1979)를 적용한 설악산국립공원 내 산양 서식지의 최적수용능력은 189마리로 계산되었다³⁾.

2. 산양 보호구역의 설정

1) 단위 서식지별 최적수용능력

도로와 탐방로의 이용강도를 고려한 산양의 단위 서식지(그림 9)는 도로와 탐방로에 의해 8곳으로 나뉘어져 있으며, 이중 가리봉과 점봉산 지역인 E와 F단위서식지는 서식지가 고립되어 있지 않고 인근의 산림지대와 연결되어 있다⁴⁾. 가장 큰 단위 서식지인 A가 전체 공원면적의 26%에 불과해 서식지의 단절이 심각함을 알 수 있다(표 4).

표 5. 단위서식지별 면적과 수용능력

단위 서식지	면적 (km ²)	%	최대 수용능력(마리)	최적 수용능력(마리)
A	95.6	26.0	74	41
B	57.5	15.7	49	28
C	11.5	3.1	9	5
D	87.4	23.8	115	64
E	48.5	13.2	42	24
F	51.4	14.0	49	27
G	10.2	2.8	0	0
H	5.3	1.4	0	0
합계	368.5	100	338	189

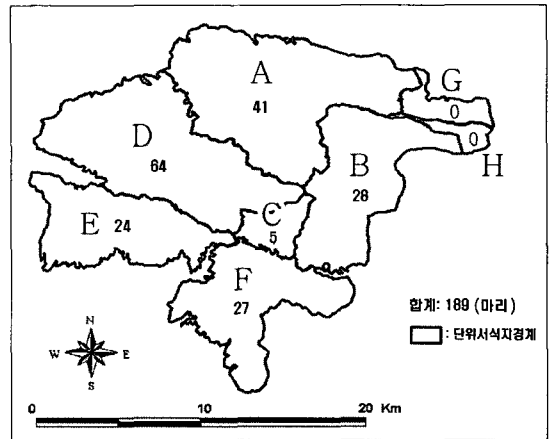


그림 9. 단위서식지 현황과 최적수용능력

앞서 계산된 설악산 국립공원 내 산양의 최적수용능력을 단위 서식지별로 계산하면 표 5, 그림 9와 같다. 즉, 단위 서식지의 면적은 A가 가장 크지만 최적수용능력은 D가 64마리로서 가장 크게 된다. 이는 D의 서식지 질이 A보다 우수하기 때문이다.

2) 핵심구역의 설정

단위서식지는 "D"만이 Gilpin과 Soule(1986) 및 Berger(1990) 등이 제시한 단기(약 50년)의 존속성을 보장할 수 있는 최소기준 50마리를 초과하는 것으로 예측된다. 따라서 비교적 장기(100년)의 존속성을 보장할 수 있는 100±20마리의 개체군을 유지하기 위해서는 단

위 서식지 간의 개체군 교류를 통한 메타개체군(meta-population)으로서의 서식지 관리가 필수적임을 알 수 있다.

분석결과 장기간 존속 가능성을 유지할 수 있는 단위 서식지가 없으므로 인하여, 단기간 동안의 존속 가능성을 유지시킬 수 있는 단위 서식지 D를 핵심구역으로 설정하였다. 핵심구역의 면적은 87.4km^2 로서 설악산 국립공원 면적의 23.8%를 차지하며 최대수용능력은 115마리, 적정수용능력은 64마리이다.

설정된 단위서식지 D의 현재 서식개체 수에 대해서 정밀하게 분석된 사례는 없으나 양병국(2002)은 서식 흔적 조사를 통해 설악산의 산양 개체군을 총 100여 개체로 추정하였으며, 귀뚜기골 및 대승골에 20개체, 십이선녀탕계곡에 3개체, 옥녀탕계곡에 2개체로서 핵심 지역으로 설정된 단위서식지 D 지역에 총 25개체가 서식하는 것으로 추정하였다. 그러나 본 연구자의 조사에 의하면 단위서식지 D에 보다 많은 30여 개체 이상이 2002년 현재 서식하고 있는 것으로 추정되지만 보다 정확한 개체수의 파악은 배설물이나 털의 DNA 분석과 표식 후 재포획(Mark-recapture) 기법을 함께 적용하는 등의 보다 정밀한 조사가 실시되어야 할 수 있을 것이다. 그러나 핵심지역으로 설정된 단위서식지 D가 설악산의 현재 상황에서 서식지의 질이 가장 좋을 뿐만 아니라 현재의 서식 밀도 역시 가장 높은 곳을 포함하고 있다.

3) 완충구역 설정

핵심구역의 경계가 공원 외부와 맞닿는 구역은 완충지대를 가장 가까운 하천이나 도로에 의해 단절되어지는 곳까지로 설정하고, 핵심구역의 경계가 공원의 다른 단위 서식지와 맞닿는 경우 해당 단위 서식지를 완충구역으로 포함하였다. 완충구역의 면적은 총 155.6km^2 로서 설악산국립공원 면적의 42.3%를 차지하며 최대수용능력은 125마리, 적정수용능력은 70마리이다.

4) 최소존속개체군을 유지 가능한 면적

장기간의 개체군 존속성을 보장할 수 있도록 100마리 이상의 산양을 적정수용능력으로 할 수 있는 서식지가 1등급만으로 이루어진 경우 약 18km^2 가 필요하며, 2등급만으로 이루어졌을 경우 약 36km^2 , 3등급만으로

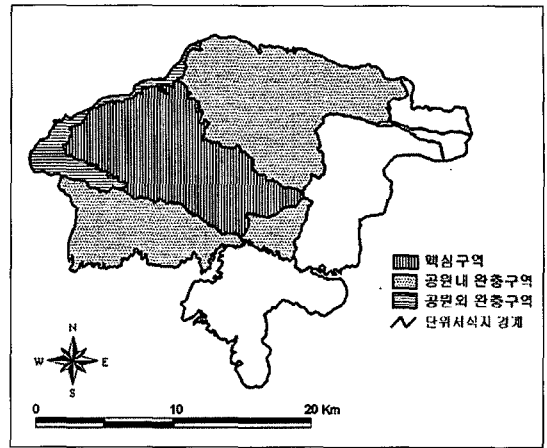


그림 10. 설악산국립공원의 산양 보호구역(안)

이루어졌을 경우 약 180km^2 의 면적이 필요하다. 그러나 대표적인 산양의 서식지로 인식되고 있는 설악산국립공원 내에서도 1등급의 면적은 4.8km^2 로서 공원면적의 1.3%에 불과하며 2등급은 30.3km^2 로서 8.3%에 불과하다(표 4). 이는 산양이 일반적인 야생동물과 달리 요구되는 서식지의 조건이 매우 까다로운 종이기 때문으로 사료된다. 따라서 설악산국립공원의 면적이 약 367km^2 이며 최적수용능력이 189마리인 점을 고려해 볼 때 설악산과 유사한 환경을 나타내는 지역의 경우 약 200km^2 정도의 면적이 100년 이상의 장기간 동안 산양의 개체군 존속성을 보장할 수 있는 최소존속면적(Minimum Viable Area)으로 사료된다.

5) 설악산국립공원의 산양 보호구역

핵심구역과 완충구역을 포함한 최종적인 설악산국립공원의 산양 보호구역도는 그림 10과 같다.

향후 핵심지역은 탐방로의 전면 폐지 또는 매우 제한적인 개방과, 국립공원 내 완충지역의 경우 기존 탐방로에 대한 자연휴식년제 등을 확대 적용해 나가며, 공원 외 완충지역은 향후 공원지역에 포함시키는 등의 노력을 통해 산양의 최소 존속 개체군이 안정적으로 유지될 수 있도록 관리해 나가야 할 것이다.

IV. 결론

본 연구에서는 산양의 서식지 적합성 모형(최태영과

박종화, 2004)에 생물학 이론인 서식지 수용능력과 최소존속 개체군을 적용한 보호구역 설정 기법을 제시하고자 하였다.

본 연구의 결과를 요약하면 다음과 같다. 첫째, 서식지 적합성 모형의 적합성 지수와 산양의 흔적 밀도를 비교하여 서식지를 4등급으로 나눈 후 등급별 최대수용능력을 부여한 서식지 수용능력 모형을 개발하였다. 둘째, 탐방객의 영향을 고려한 설악산국립공원의 산양 최대수용능력은 338마리(최적수용능력: 189마리)로 분석되었다. 셋째, 도로와 이용강도가 높은 탐방로에 의해 설악산 국립공원은 8개의 단위 서식지로 단절되어 있으며, 이중 단기간의 개체군 존속성(50마리/50년)을 보장하는 최적수용능력을 충족시키는 단위 서식지는 1곳(64마리) 뿐으로서 장기적으로 멸종의 단계에 이르렀음을 알 수 있었다. 마지막으로 단위 서식지간 개체군 교류를 촉진시켜 비교적 장기간의 개체군 존속성(100년/100±20마리)을 보장하는 최적수용능력을 유지하기 위해 단기적인 개체군 존속성을 충족시키는 단위 서식지를 핵심구역으로 하고 인접한 단위 서식지를 완충구역으로 하는 산양 보호구역을 대안으로 제시하였다.

본 연구의 한계로는 첫째, 탐방로와 도로의 영향 이외에 정량적 분석의 어려움으로 인해 집단시설지구, 대피소, 주거지, 밀렵, 사찰 등의 인위적 영향은 현재의 자료 및 연구 수준으로 분석이 불가능하여 누락시켰다. 둘째, 단절된 단위 서식지간의 개체군 교류 가능성에 대한 연구가 부족하여 메타개체군의 개념을 이용한 개체군 존속 가능성 시뮬레이션을 하지 못하였다. 보다 정확한 서식지 적합성 평가와 개체군 멸종 가능성 예측을 위해서는 원격무선추적 등을 통한 산양의 계절별 서식지 이용과 단절된 개체군 간의 교류 등에 대한 행동 생태학적 연구가 이루어져야 할 것이다.

주 1. 이에 관한 더욱 자세한 내용은 인터넷홈페이지 "http://www.wildlifetrust.org.uk/durham/RedAlert/SelectingReserves.htm"를 참고하기 바란다.

주 2. 산양은 새끼를 주로 5월과 6월에 출산하며, 출산 후 약 1개월 동안에 배설된 새끼의 배설물은 어미가 모두 먹어 흔적을 없앤다(Myslenkov와 Voloshina, 1989). 따라서 8월이 되어야 모든 새끼들의 배설물을 육안으로 확인할 수 있으며, 아직 행동반경이 매우 한정되어 있으므로 새끼의 개체 수 파악이 용이하다. 하지만 이 시기에 새끼 산양의 배설물은 크기와 형태가 사향노루 성체의 것과는 매우 흡사

하므로(Myslenkov, 2001. 개인면담) 근처에 어미 산양의 배설물 유무와 몸에서 빠진 털 등의 흔적을 통한 종 구분에 유의해야 한다.

- 주 3. 최적수용능력이 189마리라는 뜻은 현재 대상지에 189마리가 서식할 가능성을 의미하지 않는다. 최적수용능력은 해당 서식지에서의 이상적인 서식 밀도를 의미한다. 실제로 서식하는 개체수는 과도한 밀렵, 서식지 고립에 의한 근친교배, 일시적인 전염병 등의 여러 요인에 의해 보다 적거나 이미 멸종되었을 수도 있다. 또한 일시적으로 보다 많은 개체수가 서식하고 있을 수도 있다.
- 주 4. 이러한 이유로 E와 F에 단위서식지라는 용어를 적용하는 것이 적합하지 않지만, 논문의 전체적인 흐름의 이해를 위해 단위서식지라는 용어로 통일하였다. E는 가리봉 뒤편과 F는 점봉산지역과 연결되어 있다. E, F의 경계는 한계령을 지나는 44번 국도와 공원경계로 구성되어 있다.

인용문헌

1. 박소영(2000) 야생동물 서식지 적합도 예측에 관한 연구: 지리산 지역의 반달가슴곰을 중심으로. 서울대학교 대학원 석사학위 논문.
2. 서창완(2000) GIS와 로지스틱 회귀분석을 이용한 멧돼지 서식지 모형 개발. 서울대학교 환경대학원 박사학위 논문.
3. 서창완, 박종화, 최태영(2001) Korean Goral Habitat Suitability Modeling at Soraksan National Park. The Journal of GIS Association of Korea, 9(4): 577-589.
4. 양병국(2002) 한국산 산양의 분포, 생태 및 개체군 현황. 충북대학교 대학원 박사학위 논문.
5. 이계원(2000) 통합의사결정모형을 이용한 상수원 수질개선 대안선택에 관한 연구: 팔당 특별대책지역을 중심으로. 서울대학교 환경대학원 박사학위 논문.
6. 이도원, 박은진, 김은숙, 장현경, 옴김(2001) 생태학. 서울: 사이언스북스.
7. 이우신(1999) 천연기념물 산양과 사향노루의 분포와 생태 연구 보고서. 문화재청.
8. 주우영(2002) GIS를 이용한 수달의 서식지 모형 개발. 서울대학교 환경대학원 석사학위 논문.
9. 최태영, 박종화(2004) 설악산국립공원내 산양(*Nemorhaedus caudatus raddeanus*)의 잠재 서식지 적합성 모형: 다기준 평가기법(MCE)과 퍼지집합(Fuzzy Set)의 도입을 통하여. 한국조경학회지 32(4): 28-38.
10. Arnold, G. W., J. R. Weeldenburg, and V. M. Ng(1995) Factors affecting the distribution and abundance of Western grey kangaroos(*Macropus fuliginosus*) euros(*M. robustus*) in a fragmented landscape. Landscape Ecology 10: 65-74.
11. Austin, R. F.(1984) Measuring and comparing two-dimensional shapes. pp. 293-312. In: G. L. Galile & C. J. Willmott(eds.), Spatial Statistics and Models. Boston, MA: Reidel.
12. Banai, R.(1983) Fuzziness in geographical information systems: contributions from the analytical hierarchy process. International Journal of Geographical Information Systems, 7: 315-329.

13. Berger, J.(1990) Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. *Conservation Biology* 4:91-98.
14. Bissonette, J. A., R. J. Frederickson, and B. J. Tucker(1989) Pine marten: a case for landscape level management. *Transactions for North American Wildlife and Natural Resources Confederation* 54:89-101.
15. Bookhout, T. A., eds.(1996) Research and management techniques for wildlife and habitats. Fifth ed., rev. The Wildlife Society, Bethesda, pp 450-454.
16. Bradshaw, G. A.(1998) Defining ecologically relevant change in the process of scaling up: Implications for monitoring at the "landscape" level. in David L. Peterson and V. Thomas Parker ed. 1998. *Ecological Scale : Theory and applications*. Columbia Univ. Press, New York, pp.227-249.
17. Cederna, A., and S. Lovari(1985) The impact of tourism on Chamois feeding activities in an area of the Abruzzo National Park, Italy. In S. Lovari ed., *The biology and management of mountain ungulates*. London: Croom Helm.
18. Cooperrider, A. Y., R. J. Boyd, and H. R. Stuart, eds.(1986) Inventory and monitoring of wildlife habitat. U.S. Kept. Inter., Bur. Land Management, Service Center. Denver, Co.
19. Freddy, D. J., and D. C. Browden(1983) Efficacy of permanent and temporary pellet plots in juniper-pinyon woodland. *J. Wildl. Manage.* 47:512-516.
20. Gilpin, M. E., and M. E. Soule(1986) Minimum viable population: processes of species extinction. pp. 19-34. In: M. Soule(ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sunderland, MA:Sinauer Associates Inc.
21. Gross, J. E., F. J. Singer, and M. E. Moses(2000) Effects of disease, dispersal, and area on bighorn sheep restoration. *Restoration Ecology* 8:25-37.
22. Heptner, V. G., A. A. Nasimovich, and A. G. Bannikov (1961) *Mammals of the Soviet Union vol. 1 : Artiodactyla and Perissodactyla*. Vysshaya Shkola Publishers, Moscow (in Russian). Engl. transl. edited by R.S. Hoffman, Smithsonian Inst. and the Natl. Science Fndn., Washington DC. 1988.
23. Horino, S., and S. Miura(2000) Population viability analysis of a Japanese black bear population. *Popul Ecol*(2000) 42:37-44.
24. Howells, O., and G. Edwards-jones(1997) A feasibility study of reintroducing wild boar *sus scrofa* to Scotland: Are existing woodlands large enough to support minimum viable populations. *Biological Conservation* 81: 77-89.
25. Hummel, M.(1990) A conservation strategy for large carnivores in Canada. World Wildlife Fund Canada, Toronto.
26. Khokhriakov S., and P. Vrsansky(2000) Ecology of *Nemorhaedus caudatus* (Milne-Edwards 1867) (Artiodactyla, Bovidae) in the Lazovski Reserve. AMBA projects publication no. B/21.00/ABG/C.
27. MacArthur, R. A., V. Geist, and R. H. Johnston(1982) Cardiac and behavioral responses of Mountain Sheep to human disturbance. *J. wildl. Manage.* 46:351-358.
28. Marshall, K., and G. Edwards-jones(1998) Reintroducing capercaillie (*Tetrao urogallus*) into southern Scotland: identification of minimum viable populations at potential release sites. *Biodiversity and Conservation* 7:275-296.
29. McCullough, D. R.(1979) *The George Reserve Deer Herd: Population Ecology of a K-selected Species*. University of Michigan Press, Ann Arbor.
30. Mladenoff, D. J., and T. A. Sickley(1998) Assessing potential gray wolf restoration in the northeastern United States: a spatial prediction of favorable habitat and potential population levels. *Journal of Wildlife Management* 62(1):1-10.
31. Morrison, M. L., B. G. Marcot, and R. W. Mannan(1998) *Wildlife-habitat Relationships: Concepts and Applications*. Madison: Univ. of Wisconsin Press, Madison.
32. Myslenkov, A. I., and I. V. Voloshina(1989) Ecology and behaviour of the Amur goral. *Nauka, Moscow*.
33. Myslenkov, A. I., and I. V. Voloshina(1998) Sexual behaviour of Amur goral. *Proc. 2nd World Conf. Mt. Ungulates*.
34. Nasimovich, A. A.(1971) The role of snow cover conditions in the Life of ungulates in the USSR. Ottawa, : Translation Services, Canada Institute for S.T.I.
35. North, M P., and J. H. Reynold(1996) Microhabitat analysis using radiotelemetry locations and polytomous logistic regression. *J. Wildlife Management*, 60(3):639-653.
36. Noss, R. F.(1992) The wildlands project land conservation strategy. *Wild Earth*. Special issue:10-25.
37. Patton, D. R.(1992) *Wildlife habitat relationships in forested ecosystems*. Timber Press, Oregon.
38. Payne, N. F., and F. C. Bryant(1994) *Techniques for wildlife habitat management of uplands*. New York: McGraw-Hill.
39. Rabinowitz, A.(1999) Notes on the rare red goral (*Nemorhaedus baileyi*) of north Myanmar. *MAMMALIA* 63(1): 119-123.
40. Rathore, B. S., and S. S. Khera(1982) Causes of mortality in mammals of Bovidae family in captivity and free living state in India. *J. Bombay Nat. Hist. Soc.*, 79:190-193
41. Reed, R. A., J. Johnson-barnard, and W. L. Baker(1996) Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10:1098-1106.
42. Roy P. S., S. A. Ravan, N. Rajadnya, K. K. Das, A. Jain and S. Singh(1995) Habitat suitability analysis of *Nemorhaedus goral*. A remote sensing and geographic information system approach. *Journal: Current Science* 69:685-691.
43. Ruggiero, L. F., K. B. Aubry, S. W. Buskirk, L. J. Lyon, and W. J. Zielinski(1994) The scientific basis for conserving forest carnivores: American marten, fisher, lynx, and wolverine in the western United States. USDA Forest Service General Technical Report RM-254, Fort Collins, CO: Rocky Mt. For. & Range Experimental Station.
44. Schonewald-Cox, C. M.(1983) Conclusions: guidelines to management: a beginning attempt. pp. 414-445. in C.M. Schonewald-Cox, S.M. Chambers, B. MacBryde, and W.L. Thomas, eds. *Genetics and conservation: a reference for managing wild plant and animal populations*. Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA.
45. Shaffer, M. L.(1981) Minimum viable population sizes for

- species conservation. *BioScience* 31: 131-133.
46. Singer, F. J., C. M. Papouchis, and K. K. Symonds(2000) Translocations as a tool for restoring populations of bighorn sheep. *Restoration Ecology* 8: 6-13.
47. Skiles, J. W., P. T. Kortopates, and G. M. Van Dyne(1980) Optimization models for forage allocation to combinations of large herbivores for grazing land situations: A critical use of proper use factors. Rep. to U.S. Dep. Inter., Bur. Land Management.
48. Smith, P. N.(1992) Fuzzy evaluation of land-use and transportation options. *Environment and Planning B*, pp. 525-544.
49. U. S. Fish, and Wildlife Service(1981) Standards for the development of habitat suitability index models for use in the Habitat Evaluation Procedures. USDI Fish and Wildlife Service, Division of Ecological Services, ESM 103.
50. Wang, F., G. B. Hall, and Subaryono(1990) Fuzzy information representation and processing in conventional GIS software: database design and application. *International Journal of Geographical Information Systems*, 4: 261-283.
51. Xiang, W-N., M. Gross, J. G. Fabos, and E. B. MacDougall(1992) A fuzzy group multicriteria decision making model and its application to land-use planning. *Environment and Planning B*, 19, pp. 61-84.

원 고 접 수 : 2004년 9월 10일

최종수정본 접수 : 2005년 1월 14일

3인익명 심사필