

보호지역의 지정 및 관리를 위한 국립공원의 서식처 기능 평가* — 생물종다양성과 서식처 가치에 기반하여 —

류지은¹⁾ · 최유영²⁾ · 전성우²⁾ · 성현찬¹⁾

¹⁾ 고려대학교 오정 에코리질리언스 연구원 환경GIS/RS 센터 · ²⁾ 고려대학교 환경생태공학과

Evaluation of Habitat Function of National Park Based on Biodiversity and Habitat Value*

Ryu, Ji-Eun¹⁾ · Choi, Yu-Young²⁾ · Jeon, Seong-Woo²⁾ and Sung, Hyun-Chan¹⁾

¹⁾ Ojeong Eco-Resilience Institute Environmental GIS/RS Center, Korea University,

²⁾ Dept. of Environmental Science and Ecological Engineering, Korea University.

ABSTRACT

National parks are designated for the purpose of maintenance, conservation and utilization of different habitats. Therefore, it is necessary to select habitats of a high value as a protected area in order to balance conservation and development. However, the existing national park boundary adjustment and new designation criteria only focused on the endangered species and protected area, without proper evaluation of the habitat value of actual species. Therefore, this study aims to quantitatively evaluate habitat function in terms of biodiversity and habitat value, so that it can be referred to for the designation and boundary adjustment of national parks. We assessed species diversity and habitat values for each of the habitat types, for mammals only, as they are able to choose preferred habitats. In order to evaluate biodiversity, we used Maxent to derive species richness map and used InVEST's Habitat quality model to evaluate habitat value. As a result of evaluation, species richness was high in the national park boundary area. Also, even if the same edge is adjacent to the development area depending on the land cover, the species richness is low. Compared with Wolaksan and Sobaeksan National Park, the species richness and habitat value of the northern area, which is connected with other forests,

* 본 결과물은 본 결과물은 환경부의 재원으로 한국환경산업기술원의 화학사고대응환경기술개발사업의 지원을 받아 연구되었습니다(No. 2016001970001).

First author : Ryu, Ji-Eun, Ojeong Eco-Resilience Institute Environmental GIS/RS Center, Korea University,
Tel : +82-2-3290-3543, Email : ulygajok@gmail.com

Corresponding author : Jeon, Seong-Woo, Dept. of Environmental Science and Ecological Engineering, Korea University,
Tel : +82-2-3290-3043, Email : eepps_korea@korea.ac.kr

Received : 6 September, 2018. **Revised** : 15 October, 2018. **Accepted** : 11 October, 2018.

were higher than those of the southern area where roads were developed. Therefore, it is expected that the use of the result of this study for the national park boundary adjustment and management will enhance the function of the national park as a habitat.

Key Words : Species richness, Habitat quality, InVEST, Maxent, National park, Ecosystem function

I. 서론

생태계에는 다양한 생물이 서식하고 있으며, 지구의 환경을 유지하기 위해 많은 생태적 기능을 하고 있다. 생태계의 다양한 기능은 인간에게 생태계 서비스를 제공해 주고 있으며(MA, 2005), 생태계가 주는 서비스는 일반적으로 공급, 조절, 문화 서비스로 구분할 수 있다(European Commission et al., 2013). 생태계가 인간에게 제공해 주는 다양한 서비스는 생태계의 기능으로부터 파생되기 때문에(Costanze et al., 1997) 생물다양성의 급격한 감소는 생태계가 제공하는 서비스의 감소를 초래한다.

최근, 인간의 활동으로 인하여 토지이용이 변하면서 생태계가 파괴되고 있다. 인간의 토지이용 변화는 증가하는 인구와 경제적 수요에 의해 급격히 증가하고 있으며, 이는 지속가능성과 사회경제의 리질리언스에 큰 영향을 미친다(TEEB, 2010; IPBES, 2015). 특히 도시 확장은 인근 생태계의 토지이용과 토지변화를 초래하여(Yi et al., 2018), 종의 소멸, 서식처의 파편화, 외래종의 침입, 지역 커뮤니티의 웰빙에 부정적인 영향을 주게 되며(Laurila-Pant et al., 2015; Sallustio et al., 2017), 생태계의 질적인 저하를 야기한다.

이러한 개발이 지속되는 이유는 생태계의 가치보다 인간의 개발로 인한 가치가 더 많다고 보기 때문이며, 따라서 생태계의 가치를 정량적으로 평가하고, 가치가 높은 지역은 생물다양성을 보호하는 보호지역으로 활용하는 것이 필요하다(Pullin et al., 2013).

우리나라에서 지정·관리하고 있는 보호지역 중, 국립공원은 사람들의 휴식공간이자 풍부한 생물자원을 보유하고 있어 생물 서식처로 기능하는 유지 및 보전이 필요한 공간이다(Park, 2010). 따라서, 국립공원을 보호지역으로 적극 활용하여 보전과 개발의 균형을 맞추는 것이 필요하다(Terrado et al., 2016). 하지만, 보호지역의 지정·관리 기준 항목 중 자연생태계 항목에서 생물 서식처 기능을 고려하고 있으나, 멸종위기종 및 천연기념물, 보호구역 등을 녹피울, 녹지폭, 서식환경의 다양성 정도 등으로만 종 다양성과 서식처의 변화를 평가하고 있다. 즉, 생물종의 서식처 유형에 따른 분포 및 가치 차이를 산정하는 기준이 없으므로 국립공원의 서식처 기능 강화를 위해서는 서식처 유형에 따른 가치 차이를 정량적으로 평가 및 분석하여 현황을 정확히 파악하는 것이 중요하다.

기존 보호지역과 관련된 연구는 대부분 생물자원의 조사 및 생물자원과 등산로의 변화 모니터링(Shin et al., 2013; Kim and Lee, 2013), 생물종다양성 등 서식처 측면에서의 보호지역선정 기준을 제시한 연구(Schmitz et al., 2010; Kim et al., 2017a; Oliveira et al., 2017)에 대한 것이었다. 최근 국외에서는 생태계서비스의 개념을 이용해 보호지역으로의 가치를 생태계서비스로 평가하려는 연구(Martinez-Harms et al., 2018), 생태계서비스를 직접적으로 평가하지는 않았지만, 서식처 기능 측면에서의 생물다양성 hotspot 지역과 보호지역이 일치하는지 여부를 비교하는 연구(Farashi and Shariati, 2017; Spano et al., 2017; Zhang et al., 2017) 등이 진행되고 있다.

하지만, 이러한 연구들은 동일한 포유류라도 서식처의 유형 별로 동일한 토지피복의 가치가 달라질 수 있음을 고려하지 못하였다.

따라서, 본 연구의 목적은 보전지역의 서식처 기능을 정량적으로 평가하기 위하여 서식처 유형에 따라 종을 구분하고, 종다양성과 서식처의 가치를 서식처 유형별로 종합적으로 평가하여, 추후 보호지역 선정·관리 방안으로의 활용 가능성을 확인하는 것이다.

II. 연구 범위 및 방법

1. 연구 대상지

1) 국립공원

우리나라는 자연공원법(법률 제15198호, 2017. 12.12., 일부개정)에서 자연공원의 지정·보전 및 관리에 관한 사항을 규정하여 자연생태계와 자연 및 문화경관 등을 보전하고 지속가능한 이용을 도모하고 있다(자연공원법 제1장 제1조). 동법에 제1장 제2조 1항에 따르면, 자연공원은 국립공원·도립공원·군립공원·지질공원을 말하며, 동법 제1장 제3조 2항에서 국가와 지방자치단체는 자연생태계가 우수하거나 경관이 아름다운 지역을 자연공원으로 지정하고, 이를 보전·관리하여 지속적으로 이용할 수 있도록 해야 한다고 명시되어 있다.

국립공원은 동법 제2장 제4조 1항에 의하여 국가 차원에서 자연생태계가 우수한 지역을 의미하여, 자연 공원 중 특히 국립공원은 자연생태계의 보전 및 지속가능한 이용을 목적으로 지정되었기 때문에(Heo and Park, 2007), 본 연구에서는 지정 목적에 맞도록 서식처 기능 강화를 위한 관리를 돕기 위하여 생태계의 서식처 기능을 정량적으로 평가하였다. 같은 포유류라도 서식처 유형에 따라 선호하는 지역이 매우 다르므로, 유형 별 가치를 정확히 평가 후, 이에 근거한 관리를 하는 것이 국립공원 지정 목적을 보다 효율적으로 달성 할 수 있다.

우리나라에는 현재 22개의 국립공원이 있으며, 우리나라의 국립공원을 3가지 유형으로 구분할 경우 육상형(산악형), 해안·해상형, 문화사적형으로 구분할 수 있다(Park et al., 2008). 본 연구에서는 서식처로서의 기능 및 특성이 매우 이질적인 해안·해상형과 문화사적형을 제외한 육상형(산악형) 국립공원만을 대상으로 하여 총 17개의 국립공원 (가야산, 계룡산, 내장산, 덕유산, 무등산, 북한산, 설악산, 소백산, 속리산, 오대산, 월악산, 월출산, 주왕산, 지리산, 치악산, 태백산, 한라산 국립공원)을 연구 대상지로 선정하였다 (Figure 1). 이 중 설악산은 북한과 인접하여 공간자료 구축이 어려워 제외하고 총 16개의 국립공원을 대상으로 평가를 하였다.

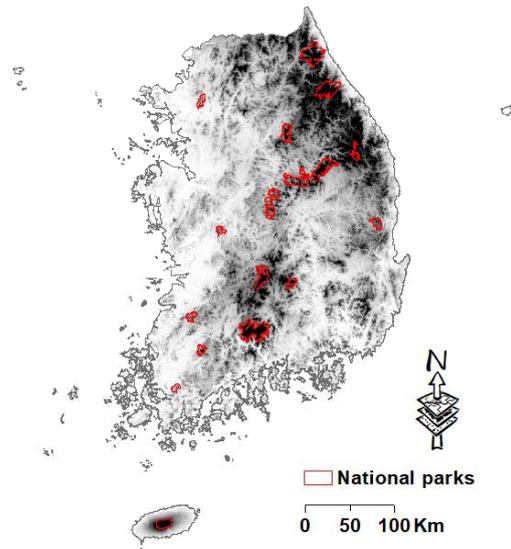


Figure 1. Study sites (The red marked areas are the 17 national parks of study area)

2) 국립공원 편입 및 경계 조정 기준

자연공원법에 의거하여 매 10년마다 공원구역 및 계획에 대한 타당성 조사를 해야 하며, 2차는 2008년에 수행되었고, 현재 2018년 3차 연구를 수행 중이다.

2차 연구 결과에 따르면, 1차적으로 생태기반 평가를 수행 후, 자원성(자원성 및 관리성), 타당

성 측면에서 대상지의 가치를 평가하여 국립공원으로의 편입 및 해제, 경계 조정을 수행한다.

생태기반평가는 광역적인 범위에서 우선적으로 평가를 수행할 때에 유용하다. 산악형 국립공원의 경우, 생태기반평가에 3개의 주제도(생태자연도, 임상영급, 집수역)를 이용해 각 주제도 별 등급별로 점수로 환산 후, 3개의 주제도 평균값을 대푯값으로 하여 국립공원으로의 편입 및 해제, 경계조정을 수행한다(Korea national park, 2012).

생태기반평가 결과 도출된 새로운 편입 대상 지역의 경계조정은 자원성 평가 및 관리성 평가 결과를 토대로 한다. 자원성은 자연경관과 자연생태계, 문화경관으로 나뉘며, 관리성은 지형보존과 토지소유 및 이용으로 나뉜다. 이 중, 본 연구의 범위인 서식처 기능은 자연생태계 항목으로 한정할 수 있으며, 평가 기준은 환경부 지정 멸종위기종 및 보호야생종의 서식지 혹은 천연보호구역, 임상도상 천연림 분포지역 등 여부에 따라 평점이 결정된다는 한계가 있다. 국립공원 해제 후보지역의 경계선은 타당성 측면을 평가 후 결정하며, 자연 환경적 영향요인과 공원 관리적 영향요인으로 구분되는데, 이 중 서식처 가치는 평가요인을 동식물상으로 한정할 수 있다. 이 요인은 식물·동물 종다양성과 서식처의 변화로 평가하지만, 녹피울, 녹지폭, 서식환경의 다양성 정도(이차림, 조림지, 초원, 습지, 농지, 수로 등) 등으로 평가항목이 제한적인 한계가 존재한다.

2. 연구의 방법

1) 전체 연구의 흐름

국립공원의 서식처로서의 기능을 평가하기 위하여 서식처의 질적인 측면과 생물종다양성을 평가 요소로 선정하였으며, 서식처의 질과 종풍부도를 각 요소 별 평가 항목으로 선정하고, 선행연구를 통해 평가 항목 별로 적합한 방법을 선정하고 평가를 수행하였다. 다만, 국립공

원 내에만 생물종이 서식하는 것이 아니므로, 전국 단위로 서식처 유형 별 서식처로서의 기능을 평가 후, 국립공원과 전국 단위의 값의 분포 차이를 비교하였다(Figure 2).

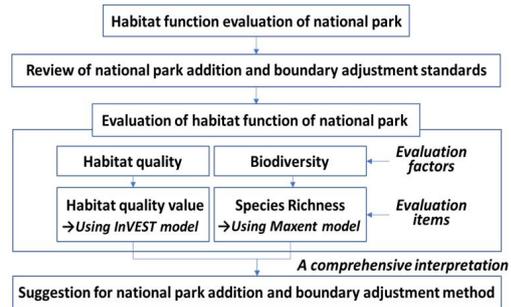


Figure 2. Study flow

2) 연구대상 종 선정

본 연구에서는 여러 생물 분류군 중, 행동반경 및 특성이 뚜렷하고 선호하는 서식처가 존재하는 포유류만을 대상으로 하였다.

우리나라에 서식하는 포유류 중, 전국자연환경조사 2차·3차 조사에서 모두 출현한 종은 약 40여 종이며, 통계적인 분석이 유의미하도록 15개 이상의 조사지점이 기록된 21종 중, 사육종과 야생종 구분이 모호한 고양이, 개, 염소, 설치류와 하천을 기반으로 서식하는 수달을 제외하고 총 17종을 타겟 종으로 선정하였다.

포유류는 생태적 지위에 따라 선호하는 생태계 유형이 다르므로, 본 연구에서는 Lee et al (2017)의 연구를 참고하였다. Lee et al.(2017)은 포유류의 서식지 유형을 주요 서식지에 따라 산림형과 하천형, 주거지 인근에서 서식하는 주거형, 곡류나 씨앗을 주 먹이원으로 하는 저지대형으로 구분하였다. 본 연구에서는 목표종이 존재하는 유형을 기준으로 동물의 서식처의 유형을 크게 산림형, 주거형, 저지대형으로 구분하

1) 산림형: 주로 산림에서 서식, 주거형: 주거지 인근에서 서식, 저지대형: 곡류나 씨앗을 주 먹이원으로 하며 저지대에서 서식

Table 1. Classification of Species by Habitat Type

Habitat types	Species
The forest type	Europaeus(<i>Erinaceus amurensis</i>), Greater Horseshoe Bat(<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>), Leopard Cat(<i>Prionailurus bengalensis</i>), Yellow Throated Marten(<i>Martes flavigula</i>), Asian badger(<i>Meles leucurus</i>), Siberian weasel(<i>Mustela sibirica</i>), Miniature pig(<i>Sus scrofa</i>), Musk deer(<i>Moschus moschiferus</i>), Roe deer(<i>Capreolus pygargus</i>), Mountain Goat(<i>Nemorhaedus caudatus</i>), Korean hare(<i>Lepus coreanus</i>), Korean squirrel(<i>Sciurus vulgaris</i>), Siberian flying squirrel(<i>Pteromys volans</i>), Squirrel(<i>Tamias sibiricus</i>)
The residence habitat	Pipistrelle(<i>Pipistrelus abramus</i>)
The lowland type	Mole(<i>Mogera wogura</i>), Raccoon(<i>Nyctereutes procyonoides</i>), Water deer(<i>Hydropotes inermis</i>)

였다(Table 1). 이 중 주거형은 한 종밖에 되지 않으므로, 본 연구에서는 주거형은 제외하고 산림형과 저지대형으로 구분하여 이를 기준으로 서식처 유형별로 Maxent를 이용하여 종풍부도 도면을 작성하고, InVEST 모델을 이용하여 서식처 질을 평가하였다.

3) 종다양성

(1) 종다양성 평가: 종풍부도

종 구성의 다양한 정도를 나타내는 종다양성은 희귀종에 중요성을 두는 종다양도와 (Pielou, 1975), 최대종다양도(H'max), 균재도(J'), 우점도(D)(Lee et al., 2010), 종풍부도 등의 지수를 이용해 평가를 한다.

본 연구는 희귀종보다 일반종을 포함한 전체 포유류의 서식처 유형 별 종다양성을 평가하려는 것이 목적이므로, 희귀종보다 종의 구성 자

체를 평가할 수 있는 종풍부도는(Richness Index)를 이용하여 종다양성을 평가하였다. 종풍부도는 총 개체수와 총 종수만을 가지고 군집의 상태를 표현하는 지수로 지수 값이 높을수록 종의 구성이 풍부하므로, 서식 환경의 양호한 정도를 손쉽게 판단할 수 있다(Shim and Chung., 1997; Kim et al, 2014).

우리나라에서는 생물종 조사 시에, 출현 지점만 기록하는 포인트 조사방법을 사용하므로, 최근 다양한 종분포모형을 이용하여 종의 출현 지점 정보를 이용해 조사되지 않은 지점에서 서식 가능여부를 예측하고(Jeon et al., 2014), 종풍부도를 평가하는 연구들이 진행 중이다(Kwon et al., 2012; Kim et al., 2014).

본 연구에서는, 포인트 형태의 생물종의 출현 지점 정보인 전국자연환경조사 2차·3차 자료를 이용해 종풍부도를 평가하기 위하여, 출현지점 정보와 환경변수를 입력하여 비교적 높은 정확도의 종분포모델링을 수행할 수 있는 Maxent (Maximum entropy method) 모델을 사용하였으며, 이 모델은 타겟 종의 확률적 분포를 예측하는 기계학습식 모형으로, 종의 출현과 변수 선정, 비모수적 관계를 잘 표현하여 (Phillips et al., 2006; Seo et al., 2006; Kim et al, 2017b) 높은 정확도의 생물의 잠재서식가능분포도를 도출할 수 있다는 장점이 있다. 통계 기반의 모형이므로 최소 7지점 이상의 출현지점 정보가 필요하다 (Flanklin, 2009). 모형 구동 결과, 타겟 종별로 0~1까지 서식가능 정도가 확률값의 도면으로 출력되므로, 민감도와 특이도의 합이 최대가 되는 값 (Maximum training sensitivity plus specificity logistic threshold)을 기준으로 (Jeon et al., 2014) 출현(1)/비출현(0)도면으로 변환하여 종풍부도 도면을 작성하였다 (수식 1). Maxent 3.3.3k 버전의 모델을 웹에서 다운받아 사용하였으며, 모델의 신뢰도를 위하여 5번 반복 수행을 하였고, 모형의 정확도는 ROC (Receiver Operating Characteristic)의 AUC (Area Under Cover) 값을 이용

Table 2. Environmental parameters

Variables	Description	Data type
DEM	Elevation	Continuous data
Relief	Standard deviation by neighborhood 5*5	Continuous data
Slope	Using DEM (degree)	Continuous data
Wetness	$\ln\{(\text{Flow Accumulation}+1)(\text{Slope}+1)\}$	Continuous data
Kung	Diameter class	Categorical data
Yung	Forest ages	Categorical data
Mildo	Forest density	Categorical data
Dist_Road	Distance from road	Continuous data
Dist_art	Distance from artificial	Continuous data
Dis_Forest	Distance from forest	Continuous data
Dist_river	Distance from artificial	Continuous data
curvature	The curvature of the terrain	Continuous data
Imsang	Non-forest(1), coniferous forest(2), broad leaved forest(3), mixed forest(4), bamboo forest(5)	Categorical data
NDVI	NDVI	Continuous data

하여 판단하였다(Song, 2015; Kim et al., 2017b)

$$\text{Species Richness} = \sum_{i=1}^n s_i \cdots (1)$$

(2) 환경변수 선정

포유류의 서식 환경에 영향을 미치는 환경변수는 거리 요소, 식물물, 식생관련 자료를 고려하여(Jeon et al., 2014) 문헌연구(Kwon et al., 2012; Kim et al., 2014) 및 생태조경 박사 학위 자료 종분포모델링 연구 경험이 있는 5인의 전

문가 자문을 통해 구축하였다(Table 2). Kwon et al.(2012)과 Kim et al.(2014)의 연구는 Maxent를 이용하여 포유류의 종분포 모델링을 수행한 논문이다. 이 두 선행연구에서 환경변수를 선정 시 포유류 전문가들의 자문을 받아 환경변수를 결정하였다. 본 연구에서도 포유류로 타겟으로 종풍부도면을 작성하였으므로, 선행연구에서 선정한 환경변수를 우선적으로 고려하였다.

(3) 종풍부도 평가 결과의 등급화

서식처 유형 별로 출현 종의 갯수가 다르므로, 비교를 위해서 다른 지역보다 서식처 유형에 해당하는 종의 개수가 많은 산림형 포유류만 종풍부도 값을 기준으로 표준편차를 이용하여 5개의 등급으로 구분하여 등급 간 면적 및 위치를 비교하였다. 1등급에 가까울수록 종풍부도의 값은 낮음을 의미하며, 5등급에 가까울수록 종풍부도의 값은 증가한다. 저지대형 포유류는 3종이므로 0~3의 값으로 분포한다.

4) 서식처 가치평가

(1) InVEST 모델

서식처의 질을(Habitat quality) 평가하는 다양한 가치 평가 모델 및 방법이 있지만, 그 중 InVEST 모델은 National Capital Project의 일환으로 스탠포드대학, Natural Conservancy와 WWF (World Wildlife Funds)가 공동 개발한 대표적인 생태계서비스를 평가하는 모델이다(Sharp et al., 2018). 시·공간적으로 유연한 구조로 시나리오 분석과 다양한 공간 규모에서 분석이 가능하며, 토지피복 기반으로 하여 입력자료 확보가 용이하고, 의사결정 과정에서 자연·환경적 가치를 고려할 수 있다는 장점이 있다(Kim et al., 2015; Lee et al., 2015). 이에 따라 InVEST 모델은 전 세계적으로 자연환경의 가치 및 보전지역 설정 등 환경관리와 관련된 의사결정을 위해 범용적으로 사용하고 있는 프

로그그램이다. 이 모델은 19가지의 서브 모델로 구성되며, 각각 서브 모델 개발 목적에 따라 다양한 생태계의 서비스를 평가할 수 있다(Choi and Lee, 2018; Sharp et al., 2018). 본 연구에서는 현재 최신 버전인 InVEST 3.4.4.를 사용하였으며, 여러 서브 모델 중, 서식처의 질을 평가하는 Habitat Quality²⁾를 이용하였다.

포유류의 서식처 유형에 따라 동일한 토지피복이라도 서식처로서의 가치가 크게 변할 수 있으므로, 본 연구에서는 서식처 유형 별로 종의 출현 빈도 및 서식처로 사용하는 토지피복 비율을 이용하여 서식처 가치 및 민감도 자료를 만들어 모델을 구동하였다. 위협요인 및 위협요인에 따른 영향은 포유류의 종별로 편차가 크고, 본 연구의 목적이 종별 평가가 아닌 서식처 유형 별 평가이므로, 동일하게 적용하였다.

(2) 입력 자료 설정

InVEST Habitat Quality 모델은 래스터 파일 형식의 현재 토지피복 지도, csv 파일 형식으로 구축된 토지피복 지도를 기반으로 선정된 위협요소 정보, 래스터 파일 형식으로 된 각 위협요소 별 최대 영향거리 등 정보, csv 파일 형식으로 구축된 서식처 유형과 서식처 유형 별 각 위협에 대한 민감도 정도, Half-saturation constant에 대한 입력 자료가 존재해야 구동되며, 각 데이터의 자료 입력 형식과 값의 범위는 아래 Table 3과 같다(Choi and Lee, 2018; Sharp et al., 2018). 본 연구에서는 민감도 계수와 위협요소 및 위협요인에 따른 영향자료를 다음과 같이 보

Table 3. Five types of input data used in InVEST model

Input Data	Format	Value
Current LULC map	Raster file(TIFF)	Land code
Sensitivity and habitat quality data	Table(csv)	0~1
Threat data	Table(csv)	no limits
Threat files	Raster file(TIFF)	0 or 1
Half saturation constant	Number	0.5

정하여 적용하였다.

먼저, 서식처 유형별 서식처 질(Habitat quality)과 민감도 계수를 생성하기 위하여, Lee et al (2017)이 전국자연환경조사 자료를 기반으로 15개의 서식처로 분류한 자료를 참고³⁾ 하여 세분류 서식처로 활용하였다. 서식처 유형별 목표종의 총 출현빈도와 환경부에서 제공하는 토지피복지도를 이용하여 다음 수식 (1)에 따라 빈도비(Frequency rate, FR)를 계산하였다(Appendix 1,2,3). 빈도비는 주어진 요소의 발생 확률에 대한 발생하지 않은 확률의 비로 정의되며 (Bonham-Carter, 1994), 본 연구에서는 연구지역 내 서식처 유형별로 포유류가 존재하는 비율로 정의할 수 있다(Razandi et al., 2015). 아래 수식 1에서 A_{ij} 는 i 서식처 유형에서 출현한 종들이 j 세분류 서식처 별 출현빈도의 총합, B_j 는 I 서식처 유형에서 출현한 모든 종들의 출현빈도의 총합, C_{ij} 는 세분류 서식처의 면적, D_j 는 세분류 서식처의 면적의 총합을 의미한다. FR의 값이 1 이상이면 각 토지이용에서 출현 빈도가 높음을 의미한다. 모델 구동을 위하여 각 입력

2) InVEST 모델에서 서식처란, 생물들이 생존하고 자손을 번식할 수 있는 장소를 의미하며, 서식처의 질은 생태계에서 하나의 개체 또는 개체군이 존속할 수 있는 적합한 생존 환경을 유지하거나 생존, 자손번식, 개체군의 유지 등을 위해 이용 가능한 자원의 범위의 높고 낮음의 정도를 의미한다(Hall et al., 1997). 서식처의 질은 인근의 토지이용 강도의 증가에 따라 변화가 발생한다(Forman et al., 2003).

3) Lee et al (2017)의 연구에서는 전국 자연환경조사의 출현지점 정보를 기반으로 활엽수림, 침엽수림, 혼효림, 하천, 저수지, 농경지, 거주지, 초지, 나지, 도로, 임도, 해안, 계곡, 섬, 동굴을 서식처로 구분하였으며, 출현 빈도가 낮은 서식처는 유사 서식처와 통합하여 총 10개의 서식처 유형을 제시하였다.

자료를 모델에서 요구하는 형식에 맞추어 보정하였다. Base Habitat Quality의 값은 표준화하여 이용하였으며, 편차가 큰 FR 값의 경우, 최댓값은 제외하고 나머지 값에 대해 1.5배 후, 1 이상인 값은 최댓값인 1로 설정하였다. 이는, 출현지점의 정보를 세분류 서식처 유형 별로 표준화를 할 경우, 서식유형 별 포유류들의 출현 지점이 일부 세분류 서식처에 지나치게 집중되어 있고, 이외의 다른 세분류 서식처에서는 포유류들이 출현했음에도 우세 지역과의 편차가 너무 커서, 1~2개의 주요 세분류 서식처 이외에 다른 지역은 비출현 지역과의 차이가 거의 발생하지 않아 출현한 서식처를 모두 고려하여 서식처 가치에 중요도를 높이기 위하여 이러한 방법을 사용하였다. 서식처 유형별 포유류의 행동 패턴에 의하여 세 유형으로 구분하였지만, 대부분의 포유류는 번식 및 잠자는 공간으로 산림을 이용하고, 먹이활동을 위하여 주로 이용하는 공간이 주거지인근 및 저지대를 이용한다(Lee et al., 2014). 이에 따라 각 서식처 유형에서 포유류의 흔적이 발견된 것이나, 이는 주간에만 조사하는 전국자연환경조사의 조사 방법의 한계⁴⁾로, 산림은 출현 빈도와 관계없이 모두 서식처의 가치를 1로 설정하였다.

$$FR_{ij} = \frac{\frac{A_{ij}}{B_{ij}}}{\frac{C_{ij}}{D_{ij}}} \quad (1)$$

i는 포유류 서식처 유형(i=1~3), j는 서식처 세분류(j=1~10)

두 번째로, 세분류 서식처 별 각 위협요인에

4) 전국자연환경조사는 환경부에서 전국 육상 생태계의 자연환경을 모니터링 하기 위하여 실시하는 조사로, 1986년 제1차 자연환경조사를 시작으로 현재 제 4차 자연환경조사를 수행중이다(Lee et al., 2017). 1차 조사는 '86-'90년, 2차 조사는 '97-'05년, 3차 조사는 '06-'11년, 4차 조사는 '14-'18년도에 이루어 졌으며, 포유류 분야의 1~4차까지 조사 방법이 지속적으로 바뀌었다.

민감한 정도는 5단계로 구분하여 해당 토지피복이 각 위협 요인에 대하여 민감하게 반응할 경우, 0부터 0.8까지 등간격으로 구분하여 영향을 많이 줄 경우, 0.8값을 부여하였다.

포유류는 이동이 가능하므로, 발견되지 않은 토지피복 유형은 포유류에게 위협 요인으로 작용한다고 간주하였으며, 도로의 경우 일부 포유류가 발견 되었었지만 서식 공간은 아니라고 판단하였다. 따라서, 위협요인은 도로(road) 공업지역(Ind), 상업지역(Com), 문화·체육·휴양지역(Rec), 공공시설지역(Pub)으로 구분하였다. 도로는 교통량 및 차선의 개수에 따라 포유류가 영향을 받는 정도가 달라질 수 있다고 판단하여, 전국 표준노드링크자료(2018)의 최고속도(MAX_SPD)를 기준으로 세 단계로 구분하였다(Table 4).

세 번째로, 각 위협요인이 영향을 미치는 최대 거리의 경우, 기본값은 Kim et al(2015)의 연구를 참고하고, 개발사업 이전 환경영향평가 시 최대 조사거리인 3km를 개발 사업에 의한 최대영향 거리의 기본 값으로 설정하였다. 도로의 경우, Park(2007)과 Seok and Lee(2015)의 연구에 근거하여 도로에서부터 400m까지 로드킬에 영향을 받을 수 있다고 판단하여 아래 Table 4와 같이 위협 요인이 서식처에 미치는 최대 영향범위와 가중치를 설정하였다.

Table 4. Threat data

THREAT	MAX_DIST(km)	WEIGHT	DECAY
Ind	3	1	Linear
Com	3	1	Linear
Rec	3	1	Linear
roadhs (~60km/h)	1.2	1	exponential
roadms (60~80km/h)	0.8	0.8	exponential
roadls (80~km/h)	0.4	0.6	exponential
Pub	3	1	Linear

5) 국립공원 내외 서식처 기능 비교

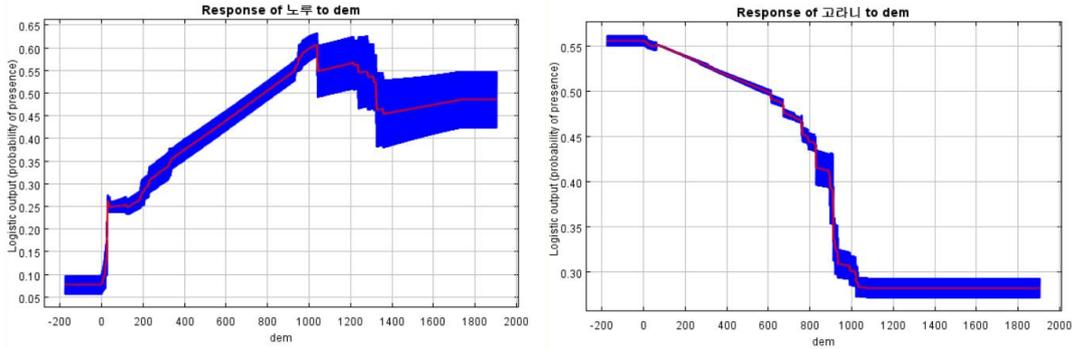


Figure 3. Morphological characteristics of deer and elk belonging to Artiodactyla Order, Cervidae family (Centering on DEM)

국립공원 경계조정 및 추가지역 선정 시 활용 가능성을 확인하기 위하여, 국립공원 경계를 기준으로 중소형 포유류의 행동반경을 고려하여 버퍼를 경계 내·외부로 1km 씩 주어 서식처 유형 별 종풍부도와 서식처의 가치 평가 결과를 중첩하여 비교하였다.

III. 연구결과 및 고찰

1. 종풍부도 평가

1) 종분포모델링의 정확도 및 주요 환경인자

포유류의 서식처 유형별로 종분포모델링 결과를 중첩하여 위의 수식(1)에 따라 종풍부도 도면을 작성하였다. 산림을 선호하는 포유류의 평균 AUC값은 0.60, 저지대형은 0.56으로 나타났다. 일반적으로 멸종위기종과 같이 특정한 환경을 선호하는 포유류를 제외하고 일반종을 타겟으로 종분포모델링을 수행할 경우, 특별히 선호하는 서식처가 없고 종의 특성으로 인하여 이동이 가능하므로, AUC 값이 평균적으로 0.7 이상을 넘기 어렵다. 따라서 본 연구 결과 정확도는 AUC값이 매우 높은 것은 아니지만, 신뢰도가 비교적 높다고 볼 수 있다.

잠재서식가능분포도면 작성에 크게 기여한 상위 3번째까지의 변수를 비교하였을 때에, 포유류는 서식유형과 크게 상관없이 고도는 약

23.81% 빈도로 사용되었으며, 하천으로부터의 거리는 약 11.11%, 시가화지역으로부터의 거리와 산림 밀도 변수는 약 9.52% 빈도로 사용되었다. 이는 포유류의 경우, 서식유형과 크게 관계 없이 각 서식처 유형 인근의 산림에서 잠을 자고 번식하기 때문이다.

다만, 유사한 소목 사슴과의 포유류인 노루와 고라니는 각각 산림형과 저지대형으로 구분할 수 있으며, 두 종 모두 DEM이 주요 변수로 선정되었지만, 경향성은 정 반대로 나타났다(Figure 3). 산림형인 노루는 고도가 높을수록 서식 가능성이 높아지는 것으로 나타났으며, 저지대형인 고라니는 고도가 낮을수록 서식 가능성이 높아지는 것으로 나타났다(Figure 3). 따라서 서식처 유형 별로 포유류의 서식 특성을 분석하거나 종풍부도 도면을 작성하는 것이 필요하다.

2) 공간 규모 별 서식처 유형에 따른 종풍부도 비교

종의 서식 유형 별로 출현/비출현으로 나타난 잠재서식가능 분포도를 위의 수식(1)에 따라 중첩하여 종풍부도 도면을 작성하였다.

산림형 포유류는 총 13종이므로, 전국 단위의 종풍부도 평가 결과 셀 단위로 값이 0~13까지 나타날 수 있다. 전국 단위에서 산림형 포유류 평가 결과는 다음 그림과 같이 백두대간을 따라 높은 종풍부도를 나타냈으며, 4~6 값이 전국 면

Table 5. The results of species distribution modeling

Habitat type	Species	AUC	Main variable	Second variable	Third variable
The forest type	<i>Erinaceus amurensis</i>	0.528	DEM	Dist_road	Dist_River
	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	0.541	Dist_Artificial	Kung	Young
	<i>Prionailurus bengalensis</i>	0.561	DEM	Mildo	Young
	<i>Martes flavigula</i>	0.670	DEM	Dist-Road	Mildo
	<i>Meles leucurus</i>	0.600	DEM	Mildo	Kung
	<i>Sus scrofa</i>	0.562	DEM	Mildo	Young
	<i>Moschus moschiferus</i>	0.553	Wetness	DEM	NDVI
	<i>Caproelus pygargus</i>	0.594	DEM	Mildo	Dist_River
	<i>Nemorhaedus caudatus</i>	0.828	DEM	Dist_Artificial	Slope
	<i>Lepus coreanus</i>	0.555	Dist_River	DEM	Dist_Artificial
	<i>Sciurus vulgaris</i>	0.550	Dist_River	DEM	Dist_road
	<i>Pteromys volans</i>	0.660	DEM	Mildo	Slope
The lowland type	<i>Tamias sibiricus</i>	0.550	Dist_River	Dist_Artificial	DEM
	<i>Mogera wogura</i>	0.554	DEM	Dist_River	Young
	<i>Nyctereutes procyonoides</i>	0.548	Dist_River	Dist_Artificial	DEM
	<i>Hydropotes inermis</i>	0.574	DEM	NDVI	Dist_Artificial

적 대비 33.8%으로 가장 많았고, 10~13 값은 전국 면적 대비 약 13.4%으로 나타났다. 10 이상의 값들은 백두대간을 따라 분포를 하고 있지만, 국립공원보다는 국립공원 경계의 가장자리 지역에서 더 높은 종풍부도 값이 나타났다 (Figure 4). 종풍부도의 표준편차 값을 기준으로 5개로 등급화 했을 때, 출현빈도가 낮은 1등급(0~0.84)은 전체 면적의 약 4.9%, 2등급(0.84~4.00)은 23.1%, 3등급(4.00~7.15)은 43.2%, 4등급(7.15~10.30)은 21.2%, 출현 빈도가 높은 5등급(7.15~13.00)은 7.6%으로 나타났다. 이는, 연구에서 기초 자료로 사용 한 전국자연환경조사의 조사 방법과 인위적 도로 및 주택 개발로 인한 가장자리효과 때문으로 볼 수 있다. 산림의 파편화와 가장자리 증가는 미세 서식지의 다양성을 증가시켜 종다양성을 증가시킬 수 있다 (Gates and Gysel, 1978; Choi et al, 2006). 다만,

5) 가장자리는 산림 패치의 내부와 명확하게 구분되는 환경을 가진 배치 바깥 환경이라고 정의할 수 있다(Dramstad et al., 1996; Lee et al, 2005).

숲 내부와 가장자리지역의 산림 환경 구조 및 미세 서식지간의 차이 및 각 환경을 선호하는 종의 따라 출현 가능성이 차이가 있으므로 (Choi et al, 2006) 서식처 유형을 좀 더 세분하는 것이 종의 서식 특성을 좀 더 잘 반영할 수 있다. 하지만, 현재까지 종의 출현 및 서식지를 조사 할 때에, 산림 내부와 외부를 구분하기 보다는 서식지 유형을 산림, 경작지, 민가 등으로 단순하게 구분하고 있어(Chung and Lee 2004; Lee et al., 2017) 세분화 된 서식처 유형을 기준으로 포유류의 서식지를 분석하는 것이 필요하다.

전국 단위에서 저지대형 포유류의 종풍부도를 평가한 결과, Figure 4의 그림과 같이 백두대간을 경계로, 경계 밖의 인접한 산림 및 에코톤 지역에서 가장 종풍부도가 높았다. 이는 저지대를 선호하는 포유류라도 산림을 서식처로 같이 이용하며, 인접한 지역에서 먹이활동 등으로 저지대로 내려오는데 그 이용시간이 다소 길기 때문에 흔적 발견이 많이 되었기 때문이다. 본 연구와 Lee et al.(2017)에서 저지대 서식처를 선

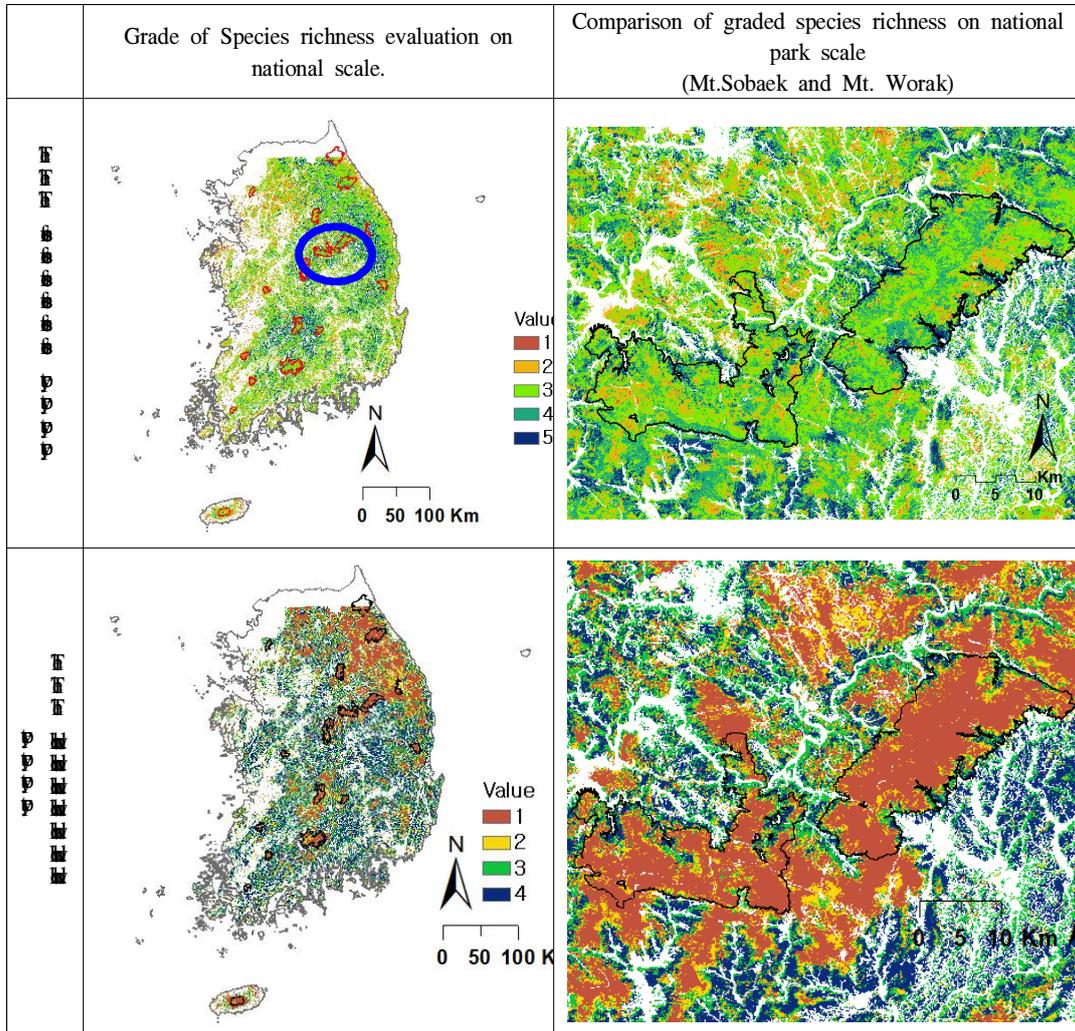


Figure 4. Comparisons of species richness maps by type of species habitat on national scale and national park scales (Areas within the blue circle represent Sobaek National Park and Wolak National Park. This area is enlarged and compared with the drawings in the most right column)

호하는 포유류로 구분한 너구리가, 소백산국립공원 내에서도 서식하며, 약 1.5~7.5km² 까지 매우 넓은 행동권을 보였으며(Lee et al., 2014), 이외에도 산림, 관목림, 하천과 같은 곳에서도 약 0.80±0.53km²의 행동권으로 서식하여(Yoon et al., 2004; Choi and Park, 2006) 저지대 서식 유형 중이라도 산림과 저지대를 모두 이용하는 것으로 나타났다.

종풍부도 분석 결과는 총 세 종의 잠재서식가능도면을 중첩 한 것이므로 0~3의 값의 범위

로 나타나며, 값의 분포범위가 넓지 않으므로, 등급화를 하지 않았다. 결과 값이 1인 지역은 전국의 약 23.57%, 값이 2인 지역의 면적은 전국의 약 16.24%, 값이 3인 지역은 전국의 약 26.68%, 값이 4인 지역은 전국의 약 33.51%로 나타났다.

2. 서식처 가치 평가

1) 서식처 유형 별 가치 비교

전국 단위에서 포유류의 서식 유형 별 서식처

가치를 평가한 결과, 최종 도출된 서식처 가치 평가 값의 범위는 산림 유형과 저지대 유형 모두 0~1로 나타났다.

값을 비교하기 위하여 토지피복 유형별로 랜덤 포인트를 생성하여 서식처 유형 별 세분류 서식처 가치의 평균값을 비교하였다. 그 결과, 저수지를 제외한 표준편차의 값은 서식처 유형과 상관없이 0.00으로 나타났으며, 이는 입력값으로 사용된 Base habitat quality 값과 위험 요인에 대한 민감도 값의 민감도 테스트를 한 결과, 서식처 가치 값이 다른 요인보다 Base habitat quality의 값에 민감도가 높은 것으로 나타났기 때문에 다른 입력값의 영향을 크게 받지 않아 같은 토지피복 유형에서는 거의 동일한 가치로 평가 되었기 때문이다.

산림형 포유류는 혼효림, 활엽수림, 자연초지에서 서식처 가치가 1.00으로 가장 높게 나타났으며, 이외에 나지(0.82), 저수지(0.31) 순으로 높게 나타났다. 저지대형 포유류는 활엽수림, 자연초지, 나지에서 서식처의 가치가 1.00으로 가장 높게 나타났으며, 이외에 저수지(0.23), 혼효림(0.22) 순서로 높게 나타났다 (Table 7). 이는 포유류들이 서식 장소로 산림을 사용하기 때문이며, 그 중 저지대형 포유류로 구분 된 종은 산림에서도 서식하지만 저지대에서 먹이활동을 주로 하기 때문에 다수 출현 빈도가 기록되어 먹이활동 장소로 중요하므로, 산림형 포유류보다 저지대형 포유류에게는 농업지역 및 초지, 하천일대가 침엽수림보다 서식처로서의 가치가 높은 것으로 나타났다.

2) 공간 규모에 따른 서식처 유형별 서식처 가치 비교

전국 및 국립공원 스케일에서 서식처의 유형에 따라 서식처 가치를 평가한 결과를 비교하기 위하여 서식처 유형별로 서식처 가치평가 결과 도면을 ArcGIS의 Natural break를 이용하여 1~5까지 등급화를 했다. 1등급은 서식처 가치가 0

Table 7. Results of classification evaluation by habitat type (forest and lowland)

Description for each land cover code	Forest type HQ Average value	Lowland type HQ Average value
Residential	0.23 (S.D. 0.00)	0.07 (S.D. 0.00)
Rice field	0.16 (S.D. 0.00)	0.20 (S.D. 0.00)
Field	0.16 (S.D. 0.00)	0.20 (S.D. 0.00)
Facility plantation	0.16 (S.D. 0.00)	0.20 (S.D. 0.00)
Orchard	0.16 (S.D. 0.00)	0.20 (S.D. 0.00)
Other plantations	0.16 (S.D. 0.00)	0.20 (S.D. 0.00)
Broadleaved forest	1.00 (S.D. 0.00)	1.00 (S.D. 0.00)
Coniferous forest	0.71 (S.D. 0.00)	0.15 (S.D. 0.00)
Mixed forest	1.00 (S.D. 0.00)	0.22 (S.D. 0.00)
Natural grassland	1.00 (S.D. 0.00)	1.00 (S.D. 0.00)
Inland wetland	0.16 (S.D. 0.00)	0.20 (S.D. 0.00)
Bare ground	0.82 (S.D. 0.00)	1.00 (S.D. 0.00)
Inland water	0.23 (S.D. 0.00)	0.41 (S.D. 0.00)
Reservoir	0.31 (S.D. 0.27)	0.23 (S.D. 0.21)

에 가깝고, 5등급은 1에 가까워 가치가 높음을 의미한다.

산림형 포유류를 기준으로 서식처의 가치를 등급화 하였을 때, 전국에서 4등급이 약 44.62%로 가장 많고, 2등급(30.68%), 5등급(16.24%)로 많았다. 국립공원 경계로 면적을 산출하였을 때에는 5등급(55.52%), 4등급(39.37%), 2등급(3.19%)로 5등급이 가장 많은 비율을 차지하고 있었다. 이는 산림형 포유류의 주요 서식처가 혼효림, 활엽수림, 침엽수림이기 때문에 이러한

Table 8. Comparison of species richness ratio by habitat type and spatial scale

	The forest habitat type(km ²)		The lowland habitat type (km ²)	
National Scale	1	7,339.11 (7.75%)	1	7,339.11 (7.75%)
	2	29,040.17 (30.68%)	2	2,891.11 (3.05%)
	3	664.75 (0.70%)	3	66,914.05 (70.70%)
	4	42,232.97 (44.62%)	4	294.32 (0.31%)
	5	15,372.29 (16.24%)	5	17,211.70 (18.18%)
National park scale	1	49.96 (1.75%)	1	49.96 (1.75%)
	2	90.81 (3.19%)	2	8.29 (0.29%)
	3	4.84 (0.17%)	3	1,198.43 (42.06%)
	4	1,121.75 (39.37%)	4	2.56 (0.09%)
	5	1,582.18 (55.52%)	5	1,590.29 (55.81%)

산림으로 구성된 국립공원은 높은 등급의 비율이 높게 나타났으며, 다만, 인근에 도로 및 시가화지역으로 개발이 된 지역으로 인하여 2등급이 다소 높게 나타났다. 아래 Figure 5에서 우측 국립공원경계의 주황색으로 표시된 2등급과 붉은색의 1등급 지역은 대부분 도로를 포함한 시가화지역이다. 국립공원은 서식처보호기능 이외에 지속가능한 이용도 목적이 있기 때문에, 도로 및 시화지역이 국립공원 인근에 위치하게 되어 서식처의 가치를 저하시키는 결과를 초래하게 된다.

저지대형 포유류를 기준으로 서식처의 가치를 등급화 하였을 때, 전국 스케일에서는 3등급이 약 70.70%로 가장 많고, 이외에 5등급이 약 18.18%, 1등급이 7.75%로 나타났다. 국립공원 내부지역에서는 5등급이 55.81%로 가장 많았고, 3등급이 42.06%, 1등급이 49.96% 순서로 나

타났다. 이는 활엽수림의 가치가 높기 때문에 전체 지역 중 활엽수림의 비율이 높은 국립공원에서는 5등급의 비율이 높게 나타난 것이며, 이외에 3등급으로 구분된 국립공원 내 지역은 침엽수림, 혼효림 하천 등이다. 도로를 포함하여 인간의 개발이 이루어진 시가화 건조지역은 산림형 유형과 마찬가지로 등급이 1등급으로 낮게 나타났다.

3. 국립공원의 서식처 기능 비교

국립공원을 경계로 내부로 1km, 경계, 외부로 1km 버퍼를 주어 등급 별 종풍부도 및 서식처 가치 값의 변화를 비교·분석하였을 때에, 종풍부도값은 외부로 1km 버퍼를 주었을 때에 기존의 국립공원 경계를 기준으로 했을 때 보다 산림형 포유류와 저지대 포유류 모두 상위등급(4~5등급)의 비율은 면적대비 증가하고, 하위등급(1~2등급)의 비율은 면적대비 감소하는 것으로 나타났다. 이는 국립공원 인근에서 가장자리 효과로 인한 것으로 국립공원 경계를 외부로 조정 할 경우, 종풍부도 측면에서는 현재의 국립공원 경계를 기준으로 할 때보다 증가하는 것으로 나타났다.

하지만, 서식처 가치를 기준으로 등급 별 면적 비율의 증감을 비교하였을 때에, 5등급 지역의 면적 비율은 내부 1km버퍼를 주었을 때가 산림 유형이 67.09%, 저지대 유형이 37.22%로 가장 높았으며, 국립공원 경계 및 외부로 1km 버퍼를 주었을 때 약 10%씩 5등급의 비율이 감소하는 경향이 있었다. 이는, 산림이 저지대형 포유류보다 산림형 포유류에게 가치가 더 높을 수 있음을 의미한다.

4등급의 경우, 국립공원 경계의 1km 안쪽에 서부터 경계로 이동할수록 약 8.54%, 3.32% 증가하는 것으로 나타났다. 2등급의 경우, 산림 경계에서 내부로 1km인 곳에서부터 외부로 이동할수록 2.51%, 5.54% 증가하는 것으로 나타났으며, 이는 5,4등급을 제외하고 큰 면적 비율 변

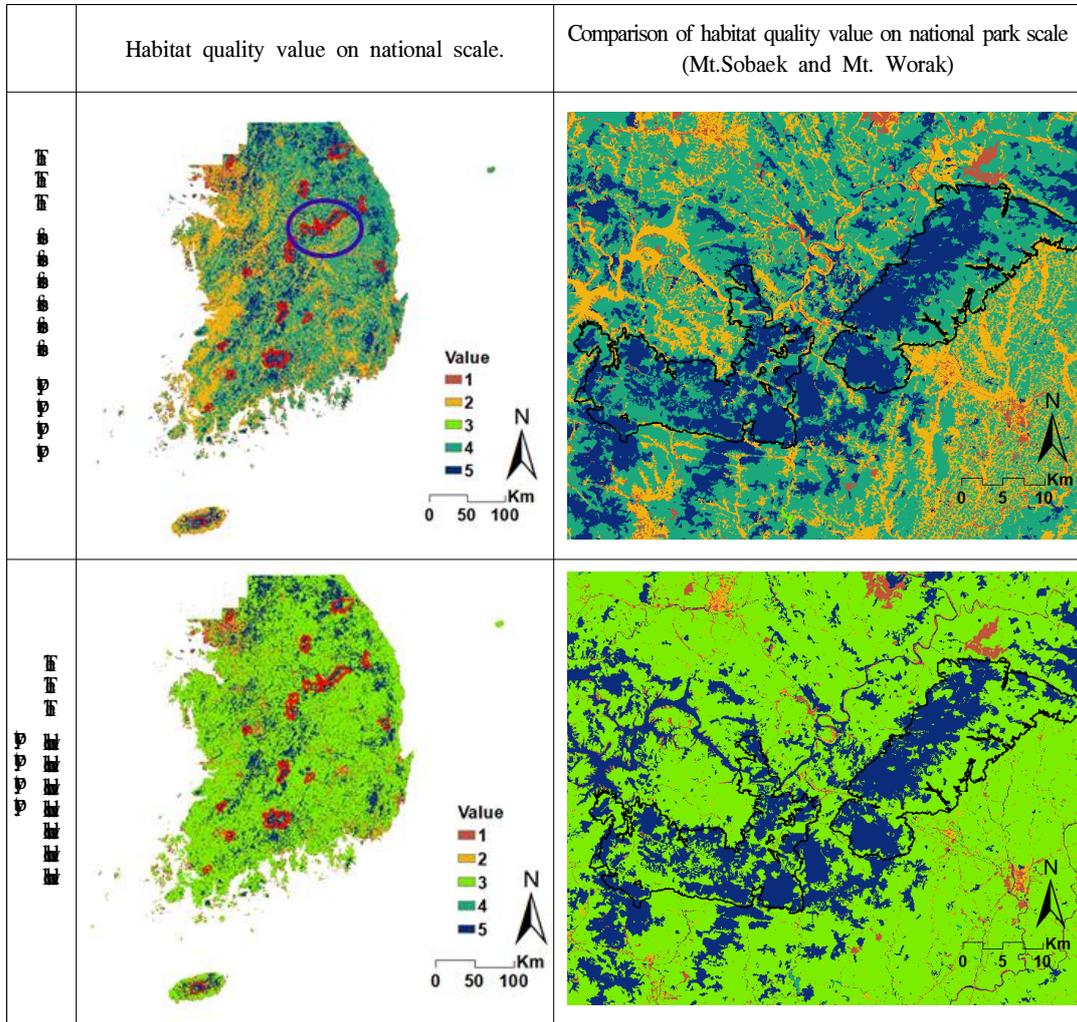


Figure 5. Results of valuation by habitat type at national scale and national park scales (Areas within the blue circle represent Sobaek National Park and Wolak National Park. This area is enlarged and compared with the drawings in the most right column)

화가 나타났음을 의미한다. 1,3등급은 등급 변화율이 1% 미만으로 거의 변화가 없는 것으로 나타났다(Table 9). 이는 국립공원 경계를 기준으로, 경계에서 1km 내부인 지역으로 경계를 조정 할 경우, 면적대비 산림 및 저지대 유형 포유류에게 가치가 높은 서식처의 비율(4,5등급)이 증가함을 의미한다. 반면, 경계를 기준으로 외부로 1km의 버퍼를 줄 경우, 증가한 면적 대비 산림 및 저지대 유형 포유류의 서식처로서 가치가 높은 지역의 비율이 낮아져, 높은 서식처 가치

를 의미하는 4,5등급의 비율이 감소하는 것으로 나타났다. 또한, 국립공원 경계 내부 지역에서 외부로 경계조정을 할 경우, 1,3등급보다는 2등급의 면적 증가율이 큰 것으로 나타났으며, 1,3등급의 비율 변화가 거의 없는 것은 증가한 전체 면적과 각 등급 별 증가면적이 거의 동일한 비율이기 때문이다. 포유류 유형 별 선호먹이자원 및 서식 환경이 국립공원 별로 상이하므로, 보다 정확한 분석을 위해서는 지역 특성을 고려한 해석이 필요하다.

Table 9. Results of species richness and habitat value evaluation by habitat type

Grade	1 km buffer from the national park boundary				National park boundary				1 km inner-buffer from the national park boundary			
	Species richness		Habitat Quality		Species richness		Habitat Quality		Species richness		Habitat Quality	
	Forest	Lowland	Forest	Lowland	Forest	Lowland	Forest	Lowland	Forest	Lowland	Forest	Lowland
1	53.19 (1.38%)	2,069.41 (56.63%)	117.94 (2.77%)	117.94 (2.77%)	37.75 (1.35%)	1,689.32 (60.34%)	49.96 (1.75%)	49.96 (1.75%)	18.39 (1.42%)	974.42 (75.37%)	18.14 (1.39%)	18.14 (1.39%)
2	670.77 (17.38%)	709.08 (18.38%)	372.44 (8.73%)	42.49 (1.00%)	518.93 (18.54%)	506.38 (18.09%)	90.81 (3.19%)	8.29 (0.29%)	263.43 (20.38%)	214.09 (16.56%)	8.92 (0.68%)	0.66 (0.05%)
3	1,733.43 (44.93%)	612.87 (15.88%)	11.17 (0.26%)	2,129.40 (49.93%)	1,323.74 (47.28%)	351.60 (12.56%)	4.84 (0.17%)	1,198.43 (42.06%)	686.67 (53.11%)	78.20 (6.05%)	0.13 (0.01%)	408.88 (31.33%)
4	1,068.05 (27.68%)	467.09 (12.11%)	1,820.49 (42.69%)	6.02 (0.14%)	731.39 (26.12%)	252.40 (9.02%)	1,121.75 (39.37%)	2.56 (0.09%)	298.64 (23.10%)	26.10 (2.02%)	402.31 (30.83%)	0.13 (0.01%)
5	333.01 (8.63%)		1,942.69 (45.55%)	1,968.87 (46.17%)	187.87 (6.71%)		1,582.18 (55.52%)	1,590.29 (55.81%)	25.68 (1.99%)		875.60 (67.09%)	877.29 (67.22%)

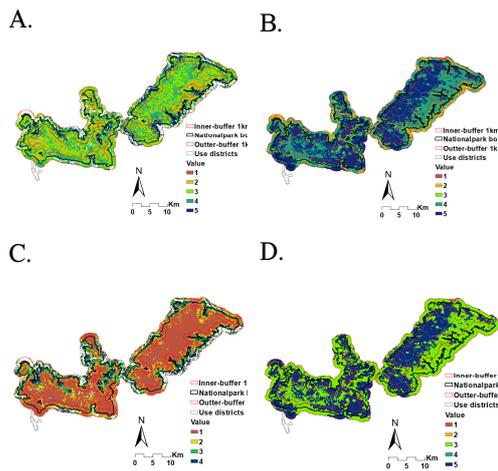


Figure 6. Results of species richness and habitat quality evaluation by boundary (Sobaek National Park and Wolak National Park)
 A: Species richness(Forest habitat type),
 B: Habitat Quality (Forest Habitat type),
 C: Species richness(Lowland habitat type),
 D: Habitat Quality (Lowland Habitat type)

전체 국립공원 중, 소백산과 월악산 국립공원을 기준으로 결과를 비교·분석하면, 국립공원 경계의 위쪽은 활엽수림 및 혼효림이 우세하며, 이 구역의 산림형 및 저지대형 포유류의 서식처 가치가 높게 나타났고, 아래쪽은 도로 및 농경지로 개발이 되어 서식처의 가치는 상대적으로 위쪽보다 아래쪽이 낮게 나타났다. 종풍부도의

경우, 산림형 포유류를 기준으로 하였을 때, 내부는 중간등급, 외부는 상위등급으로 평가되었으며, 저지대형 포유류의 종풍부도는 국립공원 내부에서는 낮지만, 가장자리에서는 상위등급으로 평가되어, 이를 종합하였을 때에, 전반적으로 국립공원 가장자리에서 종풍부도가 가장 높게 나타났다(Figure 6).

기존의 국립공원 경계 설정 및 변경 시에 고려하지 못했던 평가요인인 서식처의 질(Habitat quality)과 종풍부도를 고려하면 국립공원의 서식처로서의 기능을 높일 수 있다는 것을 정량적으로 보여주는 것이 본 연구의 목적이다. 본 연구에서는 연구방법의 활용 가능성을 판단하기 위해 소백산과 월악산에 대하여 국립공원의 1km 내부/국립공원 경계/국립공원 경계에서 외부로 1km 버퍼를 주어 경계를 변경 하였을 때에, 각 서식처의 질과 종풍부도 등급의 변화를 보여주었다. 하지만, 국립공원의 경계 조정은 서식처 보호 목적 이외에도 다양한 사회·문화·경제적 요인 등 다양한 요인을 고려하여야한다. 따라서 국립공원의 경계 조정이 필요한 지역이 있을 경우, 본 연구의 방법을 적용하여 여러 목적의 경계 조정안에 대하여 서식처의 질과 종풍부도를 평가하고, 가장 서식처의 가치를 높일 수 있는 경계를 선택하는 방법으로 활용될 수

있을 것이다.

IV. 고찰 및 결론

서식처 기능을 강화하기 위한 목적으로 국립공원 관리 및 경계 조정을 할 때에, 종다양성과 서식처의 가치 측면에서 다양한 종의 행동 및 서식 특성을 고려하기 위해서, 본 연구에서는 포유류의 서식처 유형에 따른 종다양성과 서식처의 가치를 정량적으로 평가하였다. 선행 연구에서는 멸종위기종 및 일반종으로 포유류를 획일적으로 구분하고 이에 따른 종풍부도를 도출했지만, 포유류는 서식처 유형 별로 분포 범위가 매우 다르므로, 서식처 유형 별로 가치를 평가하는 것이 서식처 기능 강화와 관련된 의사결정을 하는데 유용하다.

본 연구에서는 전국자연환경조사에서 조사된 포유류를 서식처 유형별로 구분하고, 종다양성을 평가하기 위하여 Maxent를 이용해 종풍부도면을 작성하였으며, 서식처 가치를 평가하기 위하여 InVEST 모델을 이용해 Habitat quality를 평가하였다.

평가 결과, 국립공원은 다른 지역에 비하여 서식처의 기능이 강화된 지역으로 높은 종풍부도와 서식처질의 등급으로 나타났다. 하지만, 국립공원 경계를 기준으로 내·외 지역에 1km의 버퍼를 주어 평가한 결과는 공간적 차이를 보였다. 소백산과 월악산 국립공원의 경우, 활엽수림과 혼효림이 존재하는 국립공원의 북쪽 지역은 서식처 가치가 높게 나타났으나, 남쪽 지역은 이용을 위해 도로 등으로 개발된 지역으로 서식처 가치가 낮게 나타났다. 종풍부도의 경우, 전반적으로 국립공원의 가장자리에서 높은 것으로 평가되었다. 향후 국립공원을 추가지정하거나 경계 조정 시 이러한 생물종의 서식처 유형에 따라 종풍부도 및 서식처 유형 별 가치를 평가하고, 이를 근거로 의사결정을 한다면 단순히 멸종위기종의 분포만 고려하는 것이 아니라

보다 많은 종의 실제 서식처 특성을 고려한 보호를 통해 서식처의 기능을 강화할 수 있을 것이다.

본 연구에서 사용한 제2차·3차 전국자연환경조사 자료는 시간 및 예산 제약 등으로 인하여 조사 방법에 한계가 있었으며, 이로 인하여 본 연구 결과에서 도출한 종풍부도 도면 및 서식처 가치 평가 결과에는 불확실성이 존재했다. 하지만, 제4차 전국자연환경조사에서는 서식처의 유형을 고려한 조사를 수행하려고 시도하고 있으므로, 추후 4차 조사가 완료된 이후에 종의 출현 자료를 함께 이용하여 다시 종풍부도 및 서식처 가치평가를 수행한다면 보다 연구 결과의 정확도를 높일 수 있을 것으로 기대한다.

References

- Bonham-Carter, G.F. 1994. Geographic information systems for geoscientists: modeling with GIS, Pergamon Press, Oxford pp.398.
- Choi, C.-Y., Nam, H.-Y., Hur, W.-H., Lee, W.-S., Kim, H.-J., Hwang, G.-Y. 2006. Edge preference of forest-dwelling birds in the temperate Deciduous forests, *Journal of Ecological Field Biology* 29(3) : 191-203.
- Choi, J. and Lee, S. 2018. Evaluation of Ecosystem service for distribution of Korean fir using InVEST Model. *Journal of Environmental Impact Assessment* 27(2) : 181-193. (In Korean)
- Choi, T.-Y. and Park, C.-H. 2006. Home-range of raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* living in the rural area of Korea, *Journal of Ecological Field Biology* 29(3) : 259-263. (In Korean)
- Chung, C.U. and Lee, C.I. 2004. Comparison habitat preference for small mammals around the Hyeongsan river, *Journal of ecology and environment* 27(3) : 133-139. (In Korean)

- Costanza, R. · Arge, R.D. · de Groot, R.S. · Farber, S. · Grasso, M. · Hannon, B. · Limburg, K. · Naeem, S. · O'Neill, R.V. · Paruelo, J. · Raskin, R.G. · Sutton, P. and van den Belt, M. 1997. The value of world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 : 253-260.
- Dramstad, W.E. · Olson, J.D. and Forman, R.T.T. 1996. *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-use Planning*. New York: Cambridge University Press.
- European commission · Organisation for Economic Co-operation and Development · United Nations, and World Bank. 2013. *System of environmental-economic accounting 2012: Experimental Ecosystem Accounting*. United Nations pp. 17-137.
- Farashi, A. and Shariati, M. 2017. Biodiversity hotspots and conservation gaps in Iran. *Journal for nature conservation* 39 : 37-57.
- Franklin, J. 2009. *Mapping species distributions spatial inference and prediction*, Cambridge: Cambridge University Press.
- Gates J.E. and Gysel, L.W. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field - forest ecotones. *Ecology* 59 : 871-883.
- Hall, L.S. · Krausman, P.R. and Morrison, M.L. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25(1) : 173-182.
- Huh, H.Y. and Park, M.G. 2007, Analysis of program implementation status of the convention on biological diversity focused on national park, *Environmental policy research* 6(1) : 1-40. (In Korean)
- IPBES(Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services). 2015. The third session of the Platform's Plenary (IPBES-3). <http://www.ipbes.net/index.php/plenary/ipbes-3>.
- Jeon, S.W., · Kim, J. · Jung, H. · Lee, W.-K. and Kim, J.-S. 2014. Species distribution modeling of endangered mammals for ecosystem services valuation: Focused on National Ecosystem survey data, *Journal of Korean Environmental Research Technology* 17(1) : 111-122. (In Korean)
- Kim, G.H. · Jung, H.C. · Yoon, J.H. · Kim, O.S. and Jeon, S.W. 2017a. A GIS-based Assessment on National park Candidates of South Korea for Their New Designations, *Journal of the Korean Society for Geospatial Information Science* 25(3) : 63-74.(In Korean)
- Kim, J. · Kwon, H. · Seo, C. and Kim, M. 2014. A nationwide analysis of mammalian biodiversity hotspots in South Korea, *Journal of Environmental Impact Assessment* 23(6) : 453-465. (In Korean)
- Kim, T. and Lee, S. 2013, Cross -sectional change of ridge traversing trail in Jirisan National Park, *Journal of Korean Geographical society* 19(2) : 234-245. (In Korean)
- Kim, T.Y. · Song, C.H. · Lee, W.K. · Kim, M.I., Lim, C.H., Jeon, S.W. and Kim, J.S. 2015. Habitat Quality Valuation Using InVEST Model in Jeju Island. *Journal of Korea Society of Environmental Restoration Technology* 18(5) : 1-11. (In Korean)
- Kim, W.-M. · Song, W.-K. · Kim, S.-Y. · Hyung, E.-J. and Lee, S.-H., 2017b, Habitat analysis study of honeybees (*Apis mellifera*) in urban area using species distribution modeling, *Journal of Korean Environmental Research and Technology* 20(3) : 55-64. (In Korean)
- Korea national park. 2012. Feasibility study for the designation of Mt. Mudeung national

- park. (In Korean)
- Kwon, H.S. · Seo, C.W. and Park, C.H. 2012. Development of species distribution models and evaluation of species richness in Jirisan region, *Journal of the Korean Geographical Society* 20(3) : 11-18. (In Korean)
- Laurila-Pant, M. · Lehtikoinen, A. · Uusitalo, L. and Venesjarvi, R. 2015. How to value biodiversity in environmental management? *Ecological indicators* 55 : 1-11
- Lee, D.-K. · Kim, E.-Y. and Oh, K. -S. 2005. Conservation value Assessment by considering Patch size, connectivity and edge, *Journal of Korean Environmental Research and Technology* 8(5) : 56-67. (In Korean)
- Lee, H. · Ha, J. · Cha, J. · Lee, J. · Yoon, H. · Chung, C. · Oh, H. and Bae, S. 2017, The habitat classification of mammals in Korea based on the national ecosystem survey, *Journal of Environmental Impact Assessment* 26(2) : 160-170. (In Korean)
- Lee, H.-J. · Cha, J.-Y. · Chung, C.-U. · Kim, Y.-C. · Kim, S.-C. · Kwon, G.-H. and Kim, J.-J. 2014. Home range analysis of three medium-sized mammals in Sobaeksan National park, *Journal of Korean Environmental Research and Technology* 17(6) : 51-60. (In Korean)
- Lee, H.W. · Kim, C.K. · Hong, H.J. · Roh, Y. H. · Kang, S.I. · Kim, J.H. · Shin, S.C. and Lee, S.J. 2015. Development of Decision Supporting Framework to Enhance Natural Capital Sustainability: Focusing on Ecosystem Service Analysis. *Korea Environment Institute* 2015(0) : 3479 -3651. (In Korean)
- Lee, T.-S. · Lee, K.-J. · Choi, B.-U. and Ppark, S.-C.2010. Planting managements for improvement of species diversity in recreational forest: A case study of Chukryongsan recreational forest, Gyeonggi-do, *Journal of Environmental Ecology* 24(40) : 351-362. (In Korean)
- MA(Millennium Ecosystem Assessment), 2005, *Ecosystems and Human Well-Being: General Synthesis* pp77-101.
- Oliveira, U. · Soares-Filho, B.S. · Paglia, A.P. · Brescovit, A.D. · de Carvalho, C.J.B. · Silva, D.P. · Rezende, D.T. · Leite, F.S.F. · Batista, A.N. · Barbosa, J.P.P.P. · Stehmann, J.R. · Ascher, J.S. · de Vasconcelos, M.F. · Marco, P.D. · Lowenberg-Neto, P. · Ferro, V.G. and Santos, A.J.2017. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas, *Scientific reports*, 7, 9141, doi:10.1038/s41598-017-08707-2
- Park, S.-S. 2007. Decrease Scheme for Wildlife Road-kill on Highway: Practical Using with Alternative Corridor, the master's thesis of Chonbuk National University pp. 42-78. (In Korean)
- Park, J.H. 2010. Analysis on the Restoration of Visiting Roads of Stream of Chilsun in Jirisan National Park. *Journal of the Korea Society of Environmental Restoration Technology*, 13(2), 105-113. (In Korean)
- Park, Y.H. · Rho, T.H. · Lee, Y.J. · Yoon, J.H. · Ahn, S.E. · Jeon, D.J. · Jung, J.C. · Choi, H.S. · Kim, T.H. · Lim, Y.S. · Ma, J.H. · Kim, J.H. · Jung, J.W. · Choi, D.Y. · Ha, J.S. · Jung, W.S. · Han, S.Y. · Lee, W.K. · Kwak, H.B. · Choi, H.A. · Kim, T.M. · Jung, S.E. · Yu, H.S. · Seo, J.S. · Yoon, H.Y. · Kim, M.C. · Park, S.J. · Choi, J. M. · Jung, K.S. · Jung, C.K. · Chun, S.P. · Shin, D.K. · Park, E.B. · Yu, W.J. · Ahn, W.T. · Park, S.U. · Kim, H.C. · Hong, S.I.

2008. Improvement criteria for national park feasibility and improvement of natural park system, Ministry of Environment pp. 9-19, 127-220. (In Korean)
- Phillips, S. J. · Anderson, R. P. and Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190 : 231-259.
- Pullin, A.S. · Bangpan, M. · Dalrymple, S. · Dickson, K. · Haddaway, N.R. · Healey, J.R. · Hauari, H. · Hockley, N. · Jones, J.P.G. · Knight, T. · Vigurs, C. · Oliver, S. 2013. Human well-being impacts of terrestrial protected areas. *Environmental Evidence* 2 : 19, 1-41.
- Razandi, Y. · Pourghasemi, H.R. · Neisani, N.S. and Rahmati, O. 2015. Application of analytical hierarchy process, frequency ratio, and certainty factor models for groundwater potential mapping using GIS, *Earth Science Informatics* 8(4) : 867-883.
- Sallustio, L. · De Toni, A. · Strollo, A. · Di Febbraro, M. · Fissi, E. · Casella, L. · Geneletti, D. · Munafo, M. · Vizzarri, M. and Marchetti, M. 2017. Assessing habitat quality in relation to the spatial distribution of protected areas in Italy, *Journal of Environmental Management* 201 : 129-137.
- Schmitz, O.J. · Hawlena, D. and Trussell, G.F. 2010, Predator control of ecosystem nutrient dynamics, *Ecology Letters* 13(10) : 1199-1209.
- Seo, C. W. · Park, Y.R. and Choi, Y.S. 2008. Comparison of Species Distribution Models According to Location Data. *The Korean Society for Geospatial Information Science* 16(4) : 59-64. (In Korean)
- Seok, S. and Lee, J. 2015, A study on the correlation between Road-kill hotspot and habitat patches, *Journal of Environmental Impact Assessment* 24(3) : 233-243. (In Korean)
- Sharp, R. · Tallis, H.T. · Ricketts, T. · Guerry, A.D. · Wood, S.A., Chaplin- Kramer, R. · Nelson, E. · Ennaanay, D. · Wolny, S. · Olwero, N. · Vigerstol, K. · Pennington, D. · Mendoza, G. · Aukema, J. · Foster, J. · Forrest, J. · Cameron, D. · Arkema, K. · Lonsdorf, E. · Kennedy, C. · Verutes, G. · Kim, C.K. · Guannel, G. · Papenfus, M. · Toft, J. · Marsik, M. · Bernhardt, J. · Griffin, R. · Glowinski, K. · Chaumont, N. · Perelman, A. · Lacayo, M. · Mandle, L. · Hamel, P. · Vogl, A.L. · Rogers, L. · Bierbower, W. · Denu, D. and Douglass, J. 2018. InVEST User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- Shim, J.-H. and Chung, K.-H. 1997. Studies on the herpetofauna for the biodiversity conservation of population community analysis and species diversity in the Gyebangsan area Kangwondo, *Korea Journal of Environmental Ecology* 11(1) : 84-99. (In Korean)
- Shin, H.-T. · Oh, K.-K. · Park, S.-G. · Yi, M.-H. · Yoon, J.-W. and Sung, J.-W. 2013. Change vegetation after restoration of campsite Nogodan in Chirisan National Park, *Korean Forest Recreation* 17(2) : 1-14. (In Korean)
- Song, W. K. 2015. Habitat Analysis of *Hyla Suweonensis* in the Breeding Season Using Species Distribution Modeling. *Journal of Korean Environmental Research and Technology* 18(1) : 71-82. (In Korean)
- Spano, M. · Leronni, V. · Laforteza, R. and

- Gentile, F. 2017. Are ecosystem service hotspots located in protected areas? Results from a study in Southern Italy, *Environmental Science and Policy* 73 : 52-60.
- TEEB(The Economics of Ecosystems and Biodiversity). 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London and Washington.
- Yi, H. · Guralp, B. · Kreuter, U.P. · Guralp, I. and Filippi, A.M. 2018. Spatial and temporal changes in biodiversity and ecosystem services in the San Antonio River Basin, Texas, from 1984 to 2010, *Science of the total environment* pp. 619-620, 1259-1271.
- Yoon, M.H. · Han, S.H. · Oh, H.S. and Kim, J.K. 2004. *The mammals of Korea*. DongBang Media, Seoul pp 148-149. (In Korean)
- Zhang, Y.-B. · Wang, Y.-Z. · Phillips, N. · Ma, K.-P. · Li, J.-S. and Wang, W. 2017. Integrated maps of biodiversity in the Qinling mountains of China for expanding protected areas, *Biological conservation* 210 : 64-71.

Appendix 1. Sensitivity for each land cover code (Forest habitat type)

LULC Code	Description for each land cover code	FR	Base HQ	Sensitivity for each threat						
				Ind	Com	Rec	roadhs	roadms	roadls	Pub
110	Residential	0.25	0.23	0.6	0.6	0.6	0.6	0.4	0.2	0.6
120	Industrial	0	0	0	0	0	0	0	0	0
130	Commercial	0	0	0	0	0	0	0	0	0
140	Recreational area	0	0	0	0	0	0	0	0	0
150	Road	0	0	0	0	0	0	0	0	0
160	Public utility	0	0	0	0	0	0	0	0	0
210	Rice field	0.24	0.16	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
220	Field	0.24	0.16	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
230	Facility plantation	0.24	0.16	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
240	Orchard	0.24	0.16	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
250	Other plantations	0.24	0.16	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
310	Broadleaved forest	2.19	1	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
320	Coniferous forest	1.03	0.71	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
330	Mixed forest	1.03	0.71	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
410	Natural grassland	8.74	1	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
420	Artificial grassland	0	0	0	0	0	0	0	0	0
430	Etc grassland		0	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
510	Inland wetland	0.24	0.16	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
520	Coastal wetland	0	0	0	0	0	0	0	0	0
610	Bare ground	1.19	0.82	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
620	Artificial ground	0	0	0	0	0	0	0	0	0
710	Inland water	0.34	0.23	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
720	Marine water	0	0	0	0	0	0	0	0	0
800	Reservoir	0.36	0.25	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8

Appendix 2. Sensitivity for each land cover code (Lowland habitat type)

LULC Code	Description for each land cover code	FR	Base HQ	Sensitivity for each threat						
				Ind	Com	Rec	Roadhs	Roadms	Roadls	Pub
110	Residential	0.22	0.07	0.6	0.6	0.6	0.6	0.4	0.2	0.6
120	Industrial	0	0	0	0	0	0	0	0	0
130	Commercial	0	0	0	0	0	0	0	0	0
140	Recreational area	0	0	0	0	0	0	0	0	0
150	Road	0	0	0	0	0	0	0	0	0
160	Public utility	0	0	0	0	0	0	0	0	0
210	Rice field	0.87	0.2	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
220	Field	0.87	0.2	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
230	Facility plantation	0.87	0.2	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
240	Orchard	0.87	0.2	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
250	Other plantations	0.87	0.2	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
310	Broadleaved forest	1.44	1	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
320	Coniferous forest	0.65	0.15	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
330	Mixed forest	0.98	0.22	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
410	Natural grassland	13.32	1	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
420	Artificial grassland	0	0	0	0	0	0	0	0	0
430	Etc grassland		0	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
510	Inland wetland	0.87	0.2	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
520	Coastal wetland	0	0	0	0	0	0	0	0	0
610	Bare ground	6.56	1	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
620	Artificial ground	0	0	0	0	0	0	0	0	0
710	Inland water	1.78	0.41	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8
720	Marine water	0	0	0	0	0	0	0	0	0
800	Reservoir	1.19	0.27	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.8