

제주 생물권보전지역 내 한라산국립공원의 경관분석: 단편화 현상^{1a}

강혜순^{2*} · 김현정² · 장은미³

Landscape Analysis of the Hallasan National Park in a Jeju Island Biosphere Reserve: Fragmentation Pattern^{1a}

Hyesoon Kang^{2*}, Hyunjung Kim², Eunmi Chang³

요 약

도로는 생태계를 교란시키는 인간 활동의 지표이며 흔히 서식지 단편화, 서식지 축소, 서식지 고립을 유발한다. 제주도의 한라산국립공원(면적=153.4km²)은 지형, 지질, 생물상의 특이성이 높으며 유네스코 생물권보전지역(MAB)의 핵심지역으로도 중복지정되어 있다. 공원의 이러한 높은 보전가치가 많은 탐방객과 도로건설을 유도하고 있음에도 불구하고 도로로 인한 경관의 변화는 거의 알려진 바가 없다. 본 연구에서는 GIS를 활용하여 한라산국립공원의 도로로 인한 서식지 단편화 양상을 공원 용도지구, 해발고도, 식생에 관련하여 분석하였다. 포장도로와 법정·비법정탐방로에 각각 112m, 60m 버퍼를 적용시킨 결과 한라산국립공원은 총 100개의 단편으로 나뉘었다. 포장도로와 법정탐방로만을 고려했을 때 드러난 10단편의 면적은 0.002km² - 38.2km²(평균면적=14.2 km²)에 이르렀고 자연보존지구와 자연환경지구 모두에서 각기 약 7%가 가장자리로 판정되었다. 이들 단편의 형태지수 평균은 5.19(100단편 중), 7.22(10단편 중)이었지만 공원의 동서 양단과 정상부근에 있는 단편들의 형태지수가 보다 높았다. 5개의 법정탐방로가 모두 분화구까지 연결되어 있고 고도가 높아짐에 따라, 활엽수림, 침엽수림, 초지로 식생이 전환되기 때문에 높은 고도, 특히 고유식물과 고산식물이 많은 고도 1,400 m이상의 초지에서 서식지 면적이 현저하게 감소했다. 이런 결과는 한라산국립공원도 도로로 인한 서식지 단편화를 겪고 있으며, 단편화로 인한 서식지 악화와 서식지 소실의 위험이 공원의 자연환경지구보다 한라산 정상 백록담을 중심으로 하는 자연보존지구에서 더 높을 수 있음을 보여준다. 따라서 한라산국립공원의 현 도로망은 생태계 보전과 보호라는 국립공원의 목표에 부합하지 않는다고 사료된다. 한라산국립공원 전체가 또한 MAB 핵심지역임을 고려한다면, 공원 용도지구의 재설정과 단편화를 완화시키기 위한 공원 내 도로관리에 보전노력이 경주되어야 할 것이다.

주요어 : 도로망, 보전가치, 용도지구, GIS

ABSTRACT

Roads are an indicator of anthropogenic activity causing ecosystem disturbances and often lead to habitat fragmentation, habitat loss, and habitat isolation. The Hallasan National Park(153.4km²) on Jeju Island being distinguished for its unique geology, topography, and biota has also been designated as a core area of UNESCO

1 접수 2월 14 일 Received on Feb. 14, 2008

2 성신여자대학교 자연과학대학 생물학과 Dept. of Biology, Sungshin Women's University, Seoul(136-742), Korea

3 (주)한국공간정보통신 Korea Geospatial Information & Communication Co., Ltd., Seoul(135-715), Korea

a 이 논문은 2005년도 성신여자대학교 학술연구조성비 지원(강혜순, 2005-2-11-018)에 의해 연구되었음

* 교신저자, Corresponding author(hkang@sungshin.ac.kr)

Man and the Biosphere(MAB) Reserve. Although the high conservation value of this park has contributed to a rapid growth of tourists and road construction, landscape changes due to roads have not been examined yet. We used GIS systems to examine the fragmentation pattern caused by roads, in relation to its zonation, elevation, and vegetation. When a buffer was applied to roads(112m width for paved roads and 60m width for both legal and illegal trails), the park consisted of 100 fragments. The ten fragments generated after applying buffer to only paved roads and legal trails ranged from 0.002km² to 38.2km² with a mean of 14.2km², and about 7% of both nature conservation zone and nature environment zone of the park were edge. Fragments in both east and west ends of the park and around the summit exhibited relatively high shape indices with means of 5.19(for 100 fragments) and 7.22(for 10 fragments). All five legal trails are connected to the pit crater of the mountain and vegetation changed from broadleaf forests and conifer forests to grasslands with elevation, consequently resulting in dramatic fragment size reduction in grasslands at high elevation, in particular above 1,400m, where endemic and alpine plants are abundant. These results show that in Hallasan National Park the risks of habitat deterioration and habitat loss due to fragmentation may be more severe in the nature conservation zone dominated by Baengnokdam than in the nature environment zone. Therefore, current road networks of the park appear to fall short of the goal of the national park for ecosystem conservation and protection. Considering that the entire Hallasan National Park also serves as a MAB core area, conservation efforts should focus, first of all, on park rezoning and road management to mitigate habitat fragmentation.

KEY WORDS : CONSERVATION VALUE, GIS, ROAD NETWORKS, ZONATION

서론

도로는 인간 활동의 증가에 따른 서식지 악화와 외래종 침입 등 외에도 서식지를 단편화시키고 이어 면적 축소, 고립을 유도하여 임의변동 요인에 의한 개체군 크기 감소, 나아가 군집의 종다양성 감소, 종 조성 변화를 가져오는(Wilcove *et al.*, 1986; Saunder *et al.*, 1991; Collinge, 1996; Reed *et al.*, 1996) 생태계 훼손의 가장 큰 요인(Spellerberg, 2002)이다. 세계 어디서나 도로 효과를 통제 한 새로운 보전지역 설정은 현실적으로 쉽지 않기 때문에 최근에는 이미 단편화된 서식지를 연결하는 것이 시급한 과제로 등장하고 있다(e.g., Lindenmayer and Fischer, 2006; Xu *et al.*, 2006). 우리나라에서도 백두대간, 비무장 지대, 도서·연안 자연생태축 등 3대 핵심생태축(환경부, 2006)을 연결하여 전 국토의 서식지 연결망을 구성하려는 시도를 하고 있다. 광역에 걸친 핵심생태축 연결망이 생태적 기능을 발휘하기 위해서는 각 핵심생태축 안의 보전지역들, 각 보전지역 안의 서식지들이 어떤 양상으로 위치하는지에 대한 정보가 필요하다. 만약 이들 자연보전지역이 도로로 인하여 심하게 단편화된 상태라면 핵심생태축이 연결된다 해도 국토 전반에 걸친 종이나 개체군의 보전에 기대만큼의 효과를 가져 오지 못할 것이다.

우리나라 자연식생의 면적은 국토의 0.4%에 지나지 않는 373km²이며 이 면적의 90%이상이 20개 국립공원에 위치하고 있으나(환경부, 1991) 탐방객과 교통량이 급속히 증가하면서 국립공원 인근과 공원 내 도로가 계속 증가하고 있다. 이같은 현상은 마지막 자연서식지라고 할 수 있는 국립공원이 과연 종들의 서식을 담보할 수 있는 경관을 유지하고 있는지에 대한 우려를 자아내고 있다. 우리나라 최초이자 최대인 지리산국립공원에 대한 본 연구자들의 조사에 의하면 이 공원조차 반달기슴곰의 최소존속개체군의 확립이 어려울 정도로 단편화되어 있다(강혜순과 백경진, 2005; 백경진 등, 2005). 만약 나머지 다른 공원들이 유사한 정도로 단편화되었다면, 이는 자생종들의 분포와 생존가능성에 대한 연구가 시급함을 의미한다. 그럼에도 불구하고 현재 국립공원 내 포장도로, 법정과 비법정탐방로를 포함하는 도로의 분포와 도로망으로 인한 경관양상의 변화에 대한 연구는 극히 제한되어 있다. 우리나라 국립공원들이 대체로 작기 때문에 서식지 단편화는 생물다양성 유지에 매우 중대한 영향을 미칠 수 있고 따라서 국립공원의 단편화 양상 분석을 통해 공원관리의 방향을 확인하여야 할 것으로 보인다. 제주도에는 일찍이 한라산을 중심으로 천연보호구역(1966년)이 지정되었고 동시에 한라산국립공원(1970년), 유네스코의 생물권보전지역(2002년), 세계자연유산(2007년)

이 위치한다. 이와 같이 여러 보전지역으로 중복지정되어 있다는 사실은 제주도와 국립공원으로 지정된 한라산의 높은 보전가치를 보여주고 있다. 그러나 제주도를 찾는 관광객이 과거 40년 동안 20배가 증가하였고(www.nature.jeju.go.kr) 관광객의 증가는 도로건설을 유도하여 제주도의 도로 보급률은 전국 도 가운데 가장 높지만 도로 포장과 개설은 계속되고 있다(www.jeju.go.kr/contents/도로현황). 이러한 사실은 한라산국립공원 단편화가 상당히 진행되었을 가능성을 시사하나 도로로 인한 단편화는 아직 조사된 바가 없다. 또한 이들 보전지역은 제주특별자치도, 문화재청 등 주무기관이 다를 뿐만 아니라 보전지역의 용도구분이 상호간 일치하지 않는 등 관리상의 문제점을 가지고 있다. 예를 들어, 한라산국립공원은 정상을 중심으로 한 자연보존지구와 이를 둘러싸는 자연환경지구로 용도구분되어 있으나 공원 전역은 MAB 지역의 핵심지역에 해당한다. 따라서 '생물다양성을 보전하고 생태계 교란을 최소화하도록 감시하며 비파괴적 연구 및 제한된 이용을 위해 엄격히 보호되는 지역'인 MAB 핵심지역에 '자연보존지구의 완충공간'으로서 인간에 의한 적절한 이용을 허용하는 국립공원의 자연환경지역이 포함되는 괴리가 존재한다. 따라서 본 연구에서는 1) 한라산 내 도로에 의한 전반적 단편화 양상, 2) 한라산의 고도 및 토지피복도의 분포에 따른 단편화 양상, 3) 한라산 용도지구와 MAB 용도지구의 기능상 불일치를 평가하였다.

재료 및 방법

1. 연구대상지

제주도(북위 33°11'27"-33°33'50", 동경 126°08'43"-126°58'20")는 다양한 성격의 소화산체인 오름이 산재하는 복성화산의 화산도이다(제주도, 2005). 중앙에는 해발고도(이후 고도로 약술) 1,950m의 한라산이 있어 고지대로 올라감에 따라 대체로 고도 600m까지는 난대성 상록활엽수림대, 고도 600m - 1,400m는 온대성 낙엽활엽수림대, 1,400m - 1,950m는 아한대 또는 아고산대의 식생을 나타낸다(임양재 등, 1991; Kim, 1991). 또한 오랫동안 육지와 격리된 결과 특이한 생물상을 보유함으로써 경관과 생태적으로 중요한 연구와 보전 가치를 갖는 지역이다. 예를 들어, 자생식물이 약 1,800 종으로 20개 국립공원 중 가장 많으며 특히 산체의 정상이 함몰된 함몰구(현원화, 2003)인 백록담을 중심으로 하는 한라산천연보호구역에는 제주산버들, 한라장구채, 두메대극 등 면적에 비해 많은 32종의 특산식물과 시로미, 돌매화나무 등 빙하기 유존종이 서식한다(공우석, 1998; 김찬수, 2006).

제주도에는 비교적 일찍이 다양한 보전지역이 설정되었다. 1966년에는 한라산 정상부를 포함하여 고도 600m - 1,300m이상의 지역이 문화재보호법에 의한 천연기념물 제 182호의 천연보호구역(약 91.9km²)으로 지정되었다. 이어 1970년 자연공원법에 의해 제주도 중앙(북위 33°19'10"-33°25'35", 동경 126°27'50"-126°37'55")에 위치하며 동서, 남북의 길이가 각각 14.4km와 9.8km에 이르는 총면적 153.4km²의 한라산국립공원이 지정되었다(제주도, 2005). 자연보존지구, 자연환경지구, 자연취락지구, 밀집취락지구, 집단시설지구의 5개 지역으로 용도구분된 다른 국립공원과 달리 한라산국립공원은 면적이 자연보존지구와 자연환경지구의 두 지구로 용도구분되어 있다. 2002년에는 제주도 면적의 45%(1848.3km² 중 830.9km²)가 유네스코의 생물권보전지역으로(www.unesco.or.kr), 2007년에는 '제주화산섬과 용암동굴'이 유네스코의 세계자연유산으로 지정되었다. 한라산을 중심으로 하는 제주생물권보전지역(Figure 1)은 육상의 한라산국립공원과 영천·효돈천 천연보호구역, 해양의 쇄섬·문섬·범섬 천연보호구역, 서귀포시립해양공원을 모두 포함하는 핵심지역, 핵심지역을 둘러싼 고도 600m에서 한라산국립공원의 경계까지와 영천·효돈천의 양변 500m를 포함하는 완충지역, 완충지역을 둘러싸는 고도 200m - 600m의 전이지역과 같은 세 용도지구로 이루어진다.

한라산국립공원 내 도로는 포장도로, 법정탐방로, 비법정탐방로로 구분되었다. 공원 내 포장도로의 총 연장은 31.6km로서 11번국도(5.16도로), 99번국도(1100도로), 어리목입구 진입로, 영실입구 진입로, 관음사 진입로가 관통하고 있다(제주도, 2006; Figure 2). 포장도로는 왕복 2차로이며 오르막이 있는 구간은 3차로인 경우도 있다. 탐방객들은 어리목, 관음사, 성판악, 돈내코, 영실을 통과하는 길이

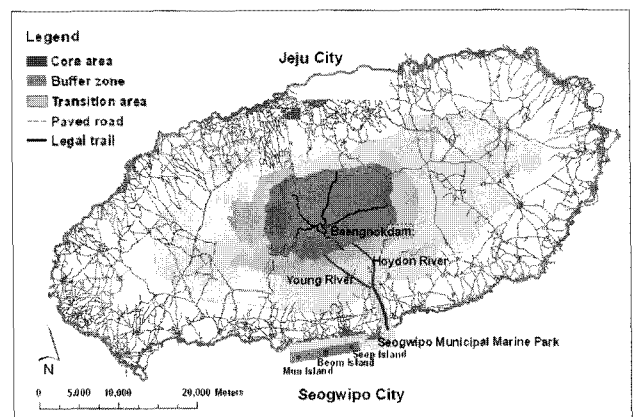


Figure 1. Three zones of Jeju Island Biosphere Reserve designated by UNESCO in 2002. The road network on the island is also presented

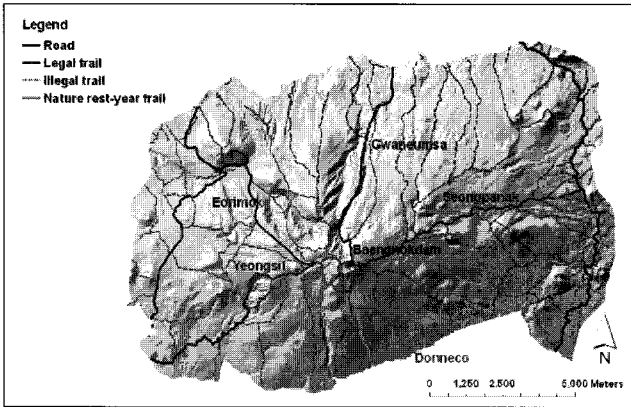


Figure 2. Map of diverse roads within the Hallasan National Park which corresponds to the core area of Jeju Island Biosphere Reserve

3.7km - 9.6km(총 연장 42.2km)에 달하는 1.5m - 3m 폭의 법정탐방로와 어승생악 자연학습탐방로, 약 1 m 폭의 많은 소로 또는 샛길로 불리는 비법정탐방로를 이용한다(한라산 국립공원 사무소, 2006; Figure 2).

2. 연구방법 및 분석

데이터 수집 -- 한라산국립공원 내 도로에 의한 서식지 단편화를 정량적으로 분석하기 위해서 국토지리정보원(2003)의 1 : 25,000 축척의 수치지도, 환경부(2003a)의 자연환경현황도에서 한라산국립공원의 경계, 용도지구 경계 및 중분류 토지피복지도를 추출하였다. 제주특별자치도의 제주 생물권보전지역 용도지구 도면지도(제주도, 2005)와 한라산국립공원 내 포장도로의 길이와 폭이 표시된 종이지도(제주도, 2006)도 속성정보 획득에 사용하였다. 법정탐방로와 비법정탐방로를 구분하기 위해 강정효(2003)의 도면지도를, 법정탐방로의 길이와 폭을 구하기 위해 한라산국립공원(www.hallasan.go.kr)의 자료를 추가로 수집하였다. 수치지도는 한라산국립공원을 포함한 1 : 25,000 축척의 중분류 지도로 6개의 도엽을 포함하며 필요한 레이어를 추출하여 인접처리 후에 분석하였다. 환경부의 중분류 토지피복지도, 한라산국립공원의 경계, 자연보전지구와 자연환경지구로 구분한 용도지구는 면(polygon) 형태의 데이터로 획득하였다.

레이어 추출 및 중첩, 벡터편집, DEM 등의 분석이 가능한 ArcGIS Ver. 9.0(ESRI, 2004)을 사용하여 경관분석을 수행하였다.

데이터 처리와 분석 -- 한라산 경계인 면 데이터와 포장도로 및 탐방로 레이어를 중첩하기 위해서 총 6개의 도엽으로 된 한라산 수치지도에서 일반국도, 지방도 및 시도도를 포함

한 선(line) 형태의 레이어를 추출하였다. 포장도로는 한라산국립공원 내 포장도로 현황을 표시한 제주도(2006)의 최근 도면자료를 활용하여 수치지도의 벡터자료를 스크린 디지털라이징으로 수정하였다. 어승생악 자연학습 탐방로를 포함한 6개의 법정탐방로와 비법정탐방로를 각각 분류하기 위해 수치지도의 소로 레이어를 추출하였다. 추출한 소로 레이어와 다양한 수집 자료의 법정탐방로가 겹치는 선을 법정탐방로로 분류하고, 나머지 모든 소로는 비법정탐방로로 분류하였다. 포장도로와 마찬가지로 스크린 디지털라이징으로 벡터자료를 수정하였다. 제주생물권보전지역 내 핵심지역, 완충지역, 전이지역의 용도구분 도면자료는 스크린 디지털라이징하여 면 자료로 전환하였다.

포장도로와 탐방로로 인해 발생하는 가장자리 효과에서 벗어난 서식지 단편을 추출하기 위해 버퍼링을 적용하였다. 설악산국립공원 내 도로가 식생에 미치는 영향에 관한 분석(서경주, 1996)과 지리산국립공원의 단편화 양상 분석(백경진 등, 2005)을 따라 본 연구에서도 2차선 이상의 포장도로에는 112m 폭의 버퍼를 적용하였다. 포장도로와 달리 법정·비법정탐방로에는 백경진 등(2005)을 따라 20m, 40m, 60m의 3가지 버퍼를 적용하였다. 단편 양상이 버퍼 폭에 따라 다르지 않음을 확인한 이후에, 최종적으로 탐방로에 60m 버퍼를 적용하였다. 단편 주변길이와 면적의 비를 나타내는 형태지수[Landscape Shape Index(LSI)=0.282*L/S^{1/2}, 여기서 L은 단편과 같은 둘레길이를 가지는 원의 면적이며 S는 단편면적이다](Forman and Godron, 1986)를 이용하여 한라산국립공원의 단편들이 원형에서 얼마나 벗어나 있는지를 확인하였다.

한라산국립공원을 자연보존지구와 자연환경지구로 구분한 환경부의 shape 파일을 사용하여 두 용도지구에서의 단편화 양상을 분석하였다. 자연보존지구와 자연환경지구의 면적은 각각 77.8km², 75.6km²로 기록되어 있으나(한라산국립공원, 2006) 2003년도 환경부에서 제작한 면(polygon) 형태의 지도에서 산출한 결과 두 용도지구의 총면적은 거의 같으나 각 지구의 면적에는 다소 차이가 있었다(각각 85.3km², 67.6km²). 본 연구에서는 환경부 지도 정보에서 산출한 자료에 근거하여 데이터를 분석하였다.

토지이용에 따른 단편화 양상을 분석하기 위해서 환경부의 중분류 토지피복지도를 분류한 16개 항목을 각각 커버리지(coverage)로 변환하여 면적을 추출하고, 자연지역과 인위적 이용지역으로 분류하였다. 총 7개 항목인 자연지역을 다시 1) 활엽수림, 침엽수림, 혼효림을 포함하는 산림지역, 2) 자연초지와 기타초지를 포함하는 초지, 3) 내륙습지와 내륙수를 포함하는 수계의 3개 항목으로 재구성하여 각기 면적을 산출하였다. 인위적 이용지역은 1) 주거지역, 위락시설지역, 교통지역, 공공시설지역을 포함하는 시가화건조

지역, 2) 밭, 하우스재배지, 기타재배지를 포함하는 농업지역, 3) 나지로 이루어졌다. 지형적인 분석을 위해서 수치지도의 고도 레이어(7111, 7114)를 추출하여 3차원적인 지형의 표현을 가능하게 하는 데이터 구조의 하나인 불규칙삼각형망(TIN: Triangulated Irregular Network)으로 변환한 후 고도 분포도를 시각화하였다. 단편화되기 전과 후를 TIN 형태로 전환하여 각 고도를 분류하였다. 단편화로 인한 공원의 고도별 면적 감소율을 산출하기 위해 공원 내 고도 435m - 1,950m를 100m 간격의 총 15등급으로 분류한 후 커버리지로 파일을 변환하여 각 고도별 면적을 산출하였다. TIN을 이용하여 격자형 자료인 DEM(Digital Elevation Model)을 생성하였다.

결 과

1. 한라산국립공원 경계 내 포장도로와 탐방로에 의한 단편화 양상

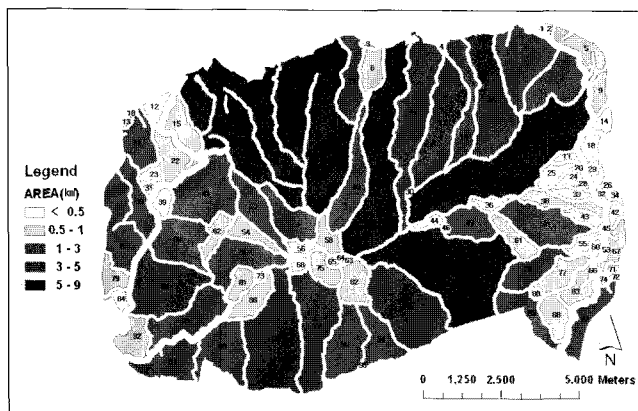
포장도로에 112m, 탐방로에 20m, 40m, 60m 폭의 버퍼를 주었을 때 한라산국립공원은 각각 101개, 102개, 100개 단편으로 분할되어 단편의 수와 평균면적, 최소면적, 최대

면적 등 다양한 면적 산출치는 버퍼 폭에 따른 차이를 보이지 않았다(Table 1). 탐방로에 60m 버퍼 적용 후 나타난 100 단편의 평균면적은 $1.21\text{km}^2(0.00001\text{km}^2\text{-}8.35\text{km}^2)$ 로 1km^2 보다 작은 단편이 절반 이상인 65개였다(Figure 3A). 이들 100 단편의 LSI는 평균 5.19(범위=2.17 - 22.86)로 대부분 정상을 향해 길쭉한 모양을 하고 있었다. 비법정탐방로를 제외하고 버퍼를 준 후 한라산국립공원은 최소 0.002km^2 (3번단편), 최대 38.21km^2 (2번단편)인 10단편(평균면적= 14.22km^2)으로 분할되었다(Figure 3B). 1번, 2번, 7번의 세 단편은 20km^2 이상으로 비교적 컸으나 정상 부근 3번, 4번, 5번의 세 단편은 1km^2 이하로 매우 작았다. 이 10 단편의 LSI는 최소 2.37(4번단편), 최대 21.11(9번단편), 평균 7.22로서 대부분 단편은 4 - 6의 수치를 보였다. 버퍼를 준 후 총 면적은 142.16km^2 로 나타나 공원면적의 7.3%가 가장자리에 해당되었다.

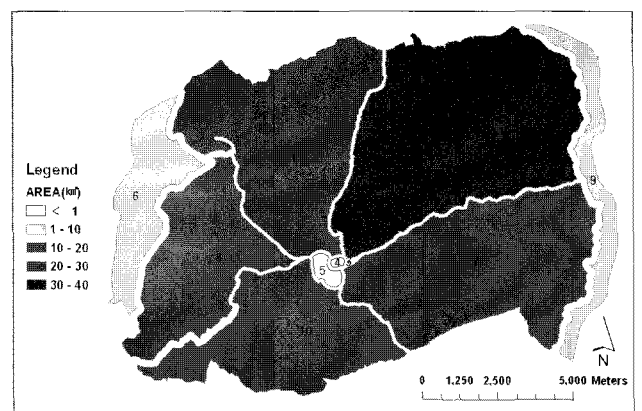
자연보존지구만을 고려하여 비법정탐방로를 제외한 포장도로, 법정탐방로에 각각 112m, 60m 버퍼를 적용한 결과 자연보존지구는 총 11개의 단편으로 분할되었다. 단편면적은 $0.002\text{km}^2 - 24.53\text{km}^2$ 에 이르고 평균 7.23km^2 였다. 가장 자리를 제외한 총 면적은 79.48km^2 로서 버퍼를 준 후 자연보존지구 면적의 6.8%가 감소하였다.

Table 1. Fragmentation pattern of the Hallasan National Park after applying different buffer depths to various roads.

| Buffer depth(m) | | Number of fragments | Sum of fragment areas(km^2) | Fragment area(km^2) | |
|-----------------|--------|---------------------|--|--------------------------------|------|
| Paved roads | Trails | | | Range | Mean |
| 112 | 20 | 101 | 137.51 | 0.0009 - 9.70 | 1.36 |
| 112 | 40 | 102 | 128.97 | 0.0003 - 9.24 | 1.26 |
| 112 | 60 | 100 | 120.71 | 0.0001 - 8.35 | 1.21 |



A



B

Figure 3. Pattern of the Hallasan National Park fragmented by diverse roads. Pattern (A) when all roads, i.e., paved roads(112m) and trails(60m for both legal and illegal trails), were buffered and (B) when only paved roads and legal trails were buffered

2. 한라산의 해발고도와 토지피복에 따른 단편화 양상

고도별 면적을 산출한 결과 1,000m - 1,100m 구간이 22km²로 가장 넓었다. 이 이상의 고도에서는 고도에 따라 면적이 감소하여 1,900m이상 구간의 면적은 0.11km²에 불과했다(Table 2). 포장도로와 탐방로(각기 112m, 60m 버퍼)에 의해 단편화된 후의 면적을 산출한 결과, 고도 1,900m이상인 지역의 면적은 0.11km²에서 0.006km²로 감소하여 94.6%의 서식지가 가장자리로 밝혀졌다(Table 2). 고도 1,800m - 1,900m와 1,700m - 1,800m 구간에서도 구간 내 총 단편면적은 52.4%와 26.8%씩 감소하였다.

토지피복도(중분류)를 분석하였을 때 공원 총 면적 153.4km² 중 152.5km²에 해당하는 지역이 자연지역이었으며 이 중 산림지역, 초지, 수계가 각각 143.20km², 9.24km², 0.05km²로 산출되었다(Table 3). 나머지 0.3%에 해당하는 인위적 이용지역에서는 시가화건조지역, 농업지역, 나지가 각각 0.05km², 0.03km², 0.01km²를 점유하였다. 단편화된 후 자연지역은 산림지역, 초지, 수계가 각각 134.09km², 7.84km², 0.05km²로 나타났다. 즉, 단편화로 인해 산림 면적은 6.4% 감소했으며 산림 유형 중 침엽수림지의 감소율이 8.0%로 활엽수림이나 혼효림에 비해 다소 높았다. 초지 면적은 전반적으로 15.2% 감소했으나 자연초지의 감소율이 기타 초지보다 다소 높았다(17.0% vs. 12.1%). 고도별

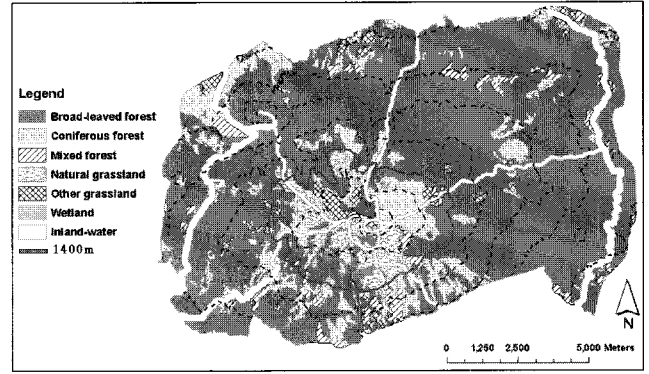


Figure 4. Map of vegetation type on the Hallasan National Park. A 100m elevational gradient is drawn by dotted lines, thick line representing 1,400m in elevation

식생의 분포를 조사하였을 때 자연초지는 대부분 1,400m이상의 높은 고도구간에서 나타났다(Figure 4). 자연지역의 수계 면적은 버퍼링 후에도 변화가 없었다. 인위적 이용지역의 면적은 극히 적었으며 버퍼링을 적용한 후 시가화건조지역과 농업지역의 면적이 상대적으로 많이 줄었다는 결과(Table 3)는 이들 지역이 도로와 매우 근접하였음을 의미한다.

Table 2. Park area and sum of fragment areas across 100m elevational gradient of the Hallasan National Park. Sum of fragment areas at each elevation class was obtained after applying 112m and 60m buffer depths to roads and legal trails, respectively. Decrement for each elevation class represents the percentage of park area influenced by buffer.

| Elevation(m) | Park area | | Sum of fragment areas | | Decrement(%) |
|--------------|------------------------|---------------|------------------------|---------------|--------------|
| | Area(km ²) | Proportion(%) | Area(km ²) | Proportion(%) | |
| > 1900 | 0.11 | 0.07 | 0.006 | 0.004 | 94.6 |
| 1800 - 1900 | 0.84 | 0.6 | 0.40 | 0.3 | 52.4 |
| 1700 - 1800 | 2.24 | 1.5 | 1.64 | 1.2 | 26.8 |
| 1600 - 1700 | 4.79 | 3.1 | 4.71 | 3.3 | 1.7 |
| 1500 - 1600 | 6.86 | 4.5 | 6.40 | 4.5 | 6.7 |
| 1400 - 1500 | 6.67 | 4.3 | 6.31 | 4.4 | 5.4 |
| 1300 - 1400 | 9.54 | 6.2 | 9.27 | 6.5 | 2.8 |
| 1200 - 1300 | 11.78 | 7.7 | 11.36 | 8.0 | 3.6 |
| 1100 - 1200 | 16.29 | 10.6 | 15.77 | 11.1 | 3.2 |
| 1000 - 1100 | 22.04 | 14.4 | 20.17 | 14.2 | 8.5 |
| 900 - 1000 | 15.39 | 10.0 | 14.01 | 9.9 | 9.0 |
| 800 - 900 | 16.07 | 10.5 | 15.55 | 11.0 | 3.2 |
| 700 - 800 | 19.12 | 12.5 | 17.85 | 15.6 | 6.7 |
| 600 - 700 | 17.22 | 11.2 | 15.24 | 10.7 | 11.5 |
| < 600 | 4.44 | 2.9 | 3.44 | 2.4 | 22.5 |
| Sum | 153.40 | 100 | 142.13 | 100 | 7.2 |

Table 3. Park area and sum of fragment areas by land use in the Hallasan National Park. Sum of fragment areas for each land use type was obtained after applying 112m and 60m buffer depths to roads and legal trails, respectively. Decrement for each land use type represents the percentage of park area influenced by buffer.

| Land use/ Cover type | Park area | | Sum of fragment areas | | Decrement(%) |
|-------------------------|------------------------|---------------|------------------------|---------------|--------------|
| | Area(km ²) | Proportion(%) | Area(km ²) | Proportion(%) | |
| Natural land | 152.49 | 99.7 | 141.98 | 99.9 | 6.9 |
| Forest | 143.20 | 93.7 | 134.09 | 94.4 | 6.4 |
| Broadleaf forest | 116.47 | 76.2 | 109.34 | 77.0 | 6.1 |
| Coniferous forest | 20.96 | 13.7 | 19.28 | 13.6 | 8.0 |
| Mixed forest | 5.77 | 3.8 | 5.47 | 3.9 | 5.2 |
| Grassland | 9.24 | 6.0 | 7.84 | 5.5 | 15.2 |
| Natural grassland | 5.84 | 3.8 | 4.85 | 3.4 | 17.0 |
| Others | 3.40 | 2.2 | 2.99 | 2.1 | 12.1 |
| Water | 0.05 | 0.04 | 0.05 | 0.04 | 0 |
| Wetland | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0 |
| Inland water | 0.04 | 0.03 | 0.04 | 0.03 | 0 |
| Human dominant land | 0.45 | 0.3 | 0.09 | 0.06 | 80.0 |
| Urban and built-up land | 0.38 | 0.2 | 0.05 | 0.04 | 86.8 |
| Residential | 0.003 | 0.002 | 0.003 | 0.002 | 0 |
| Recreation | 0.02 | 0.01 | 0 | 0 | 100 |
| Transportation | 0.31 | 0.2 | 0 | 0 | 100 |
| Public facility | 0.05 | 0.03 | 0.05 | 0.04 | 0 |
| Agricultural land | 0.06 | 0.03 | 0.03 | 0.02 | 50.0 |
| Field | 0.02 | 0.01 | 0.02 | 0.01 | 0 |
| Greenhouse plantation | 0.02 | 0.01 | 0.001 | 0.0007 | 95.0 |
| Others | 0.02 | 0.01 | 0.009 | 0.006 | 55.0 |
| Barren | 0.008 | 0.005 | 0.008 | 0.006 | 0 |
| Sum | 152.94 | 100 | 142.09 | 100 | 7.1 |

고찰

1. 한라산국립공원의 전반적 단편화 양상

비법정탐방로까지 고려하였을 때 한라산국립공원은 평균면적 1.21km²에 불과한 100개의 작은 단편으로 나누어져 있으며 이는 본 연구자들이 최근에 분석한 다른 몇 국립공원들(강혜순과 백경진, 2005; 강혜순 등, 2005; 백경진 등, 2005)에서도 나타난 현상이다. 특히 공원 동서 양단에 많은 단편들이 나타났으며 이는 노퍽이 무려 10m - 15m에 이르는 공원 내 11번국도(5.16도로), 99번국도(1100도로)와 같은 포장도로와 이에 연결된 샛길, 즉 비법정탐방로에 기인한 것으로 보인다. 샛길 같은 소로라 할지라도 단편화에 악영향을 미치고(e.g., Miller *et al.*, 1998; Hawbaker and Radeloff, 2004) 도시보다 농촌지역 도로의 생태적 영향이 더 크다(Forman, 2000). 그렇다면 광폭의 두 국도가 공원 서식지의 연결성을 크게 훼손한다는 점에서 공원 내 두 국도의 역할에 대한 논의를 활성화시킬 필요가 있다. 동시에

국도에 연결된 비법정탐방로의 수와 위치를 파악하여 이들의 환경적인 영향을 평가하고 공원 양단의 단편화를 완화시킬 수 있는 방안이 제시되어야 할 것으로 보인다.

포장도로와 법정탐방로만을 고려하였을 때 작은 단편들이 정상부근에 집중되어 있다는 결과는 한라산 정상부 서식지의 존속가능성에 대한 위험을 말해준다. 정상부로의 탐방을 줄이기 위해 정상으로 이르는 5개 탐방로 중 윗세오름부터 백록담에 이르는 탐방로와 돈내코 탐방로에 자연휴식년제를 시행하고 있다. 그러나 관음사와 성판악 탐방로를 통해 정상탐방이 가능하여 이 경로를 이용하여 정상에 이르는 탐방객이 급증하고 있는 실정이다(제주도, 2000). 고정균(2006)에 의하면 정상부 훼손율은 실제로 지난 7년간(1993년 - 2000년) 무려 143%나 증가했다. 정상부의 나지확장은 주로 동결작용을 비롯한 침식작용에 의해 발생한다(김태호, 2006)는 연구도 있으나 탐방객의 방문 압력이 정상부의 물리적 취약성을 가중시킬 것은 거의 확실하다. 정상부의 물리적 풍화에도 불구하고 서식지를 최대한 보전하기 위해서는 정상부 인근에서의 인간 활동의 정도를 낮추는 것이 아

마도 차선의 방안이 될 것이다. 탐방로 수, 경로, 일방통행 등 이용양상을 개선하는 다양한 방안으로 단편을 연결하여 정상부 서식지를 확보하는 노력이 필요하다고 사료된다.

비법정탐방로를 제외하면 단편의 수는 10개로 줄고 단편의 평균면적은 14.22 km^2 로 증가하였고 이 면적은 지리산의 단편(7.08 km^2)(백경진 등, 2005)에 비해 2배에 이른다. 그러나 한라산은 섬에 위치하므로 생물들이 이동할 수 있는 대체서식지를 찾기 어렵고, 총면적이 지리산의 1/3에 불과하며, 주봉이 하나이기 때문에 1,500m가 넘는 봉오리가 20여개나 있는 지리산보다 지형적 다양성이 떨어진다. 단편의 형태에 있어서도 한라산과 지리산 두 공원의 형태지수 평균은 유사했으나(7.22 vs. 6.65) 한라산에서는 지리산과 달리 단편들이 대체로 정상을 향해 길쭉한 형태로 놓여있었다(Figures 3A, B). 본토와 도서간의 분산에 근거하는 도서생물지리설(MacArthur and Wilson, 1967)과 아개체군간의 분산을 강조하는 메타개체군설(Hanski, 1997)에 비추어 볼 때 이와 같은 경관 특성들은 한라산에 서식하는 생물들의 분산과 서식지 확보를 어렵게 할 것으로 보인다. 한라산과 지리산의 경관상의 차이는 생태계 보전과 생물다양성을 높이기 위해 공원마다 차별적인 관리가 필요함을 시사한다.

자연보존지구는 '생물다양성이 풍부하고, 자연생태계가 원시성을 지니고 있으며, 보호가치가 있는 야생동식물이 살고 있는 곳 등 특별히 보호할 필요가 있는 지역'이며 자연환경지구는 '자연보존지구의 완충공간으로 보전할 필요가 있는 지역'이다(환경부, 2003b). 이와 같은 규정은 두 용도지역이 인간 활동의 정도에 있어 크게 달라야 함을 강조하고 있다. 그러나 지리산(백경진 등, 2005)에서도 그러했듯이 한라산의 두 용도지구는 단편화로 인한 서식지 손실, 형태지수 등 단편화 양상에 차이가 없었고 이 현상은 아직 조사되지 않은 다른 국립공원에서도 유사할 것으로 보인다. 한라산 거의 전역이 용도구분에 상관없이 등산, 유흥 및 위락을 위해 이용되고 있음을 명백히 보여주는 이런 결과는 미국에서 가장 큰 그랜드캐년국립공원의 용도지구 중 우리나라의 자연보존지구와 역할이 비슷한 개발규제지구는 사람의 손이 닿지 않고 거의 이용되지 않는다는 사실(목영규, 2003)과 매우 대비된다.

국립공원들의 단편화된 경관과 더불어 행정적 규제와 거의 무관한 이용양상은 우리나라 국립공원의 대부분이 '생태계 보전과 보호'를 목적으로 하는 IUCN의 보호지구 범주 II가 아니라 '경관/해관의 보전과 리크리에이션'을 목적으로 하는 범주 V로 분류되고 있다는 사실에 크게 기여한 것으로 사료된다(환경부, 2003b; <http://www.iucn.org/themes/wcpa/pubs/parks.htm#143>). 최근 들어 설악산, 지리산, 오대산, 월악산, 소백산국립공원이 IUCN의 보호지구 범주 II로 재평가되어(국립공원관리공단, 2007) 국립공원이 위상

이 높아지는 경향이 있으며 본 연구에 의하면 한라산의 단편화 자체만으로 볼 때 지리산국립공원에 비해 더 나쁜 상태는 아닌 것으로 판단된다. 그러나 김종원과 남화경(1996)이 조사한 15개 국립공원 중 한라산국립공원은 면적으로는 중간에 위치하지만 경관다양성, 식생다양성, 특정야생식물종수 등에 있어 매우 또는 가장 가치가 높은 곳으로 평가되었다. IUCN 범주 II 지정을 넘어, 특이 또는 희귀 자연자원이 집중된 지역을 파악하여 만약 이들이 자연보존지구로 위치한다면 원래의 용도구분 목적에 따른, 단편화를 줄이기 위한 서식지 관리가 반드시 이루어져야 할 것이다.

생물다양성 보전과 경제적·사회적·문화적 가치를 조화시켜 보전과 지역사회의 발전을 동시에 달성하고자 하는 것이 생물권보전지역의 핵심 이념(Battisse, 1997)이기 때문에 세계적으로 90%이상의 생물권보전지역이 국립공원과 같은 보호지역에 중복 지정되어 있다(www.knps.or.kr). 예를 들어, 우리나라에서 설악산은 1970년에 국립공원으로, 1982년에 설악산 생물권보전지역(393.49 km^2)으로 지정되었다(www.unesco.or.kr). 설악산국립공원의 경우 국립공원 용도지구에 기초하여 자연보존지구를 핵심지역으로, 자연환경지구를 완충지역으로, 취락지구와 집단시설지구를 전이지역으로 지정하였고 1993년에 점봉산 일대를 핵심지역으로 추가 지정하였다(제주도, 2005). 따라서 설악산국립공원은 국립공원의 용도구분과 생물권보전지역의 용도구분 정의가 거의 일치한다. 반면, 한라산국립공원은 환경부령이 정하는 밀집하지 않는 공원시설의 설치 및 공원사업을 허용하는 자연환경지구가 공원의 거의 절반을 이루기 때문에 한라산국립공원을 주축으로 하는 제주 생물권보전지역의 핵심지역은 인간 활동을 극히 제한하는 MAB 핵심지역에 대한 정의에 부합하지 않는다. 용도지구의 다양한 역할로 혼동을 주는 것을 피하고 세계적 가치를 지닌 생물권보전지역의 핵심지역으로 발돋움하기 위해서는 희귀종과 고유종의 분포, 온난화에 따른 종의 잠재적 이동경로 등을 고려하여 자연보존지구를 재설정하고 완충구역으로 보존지구를 에워싸서 MAB의 용도구분에 부합하는 체제를 이루어야 할 것으로 사료된다.

2. 단편화와 생물다양성 보전

본 연구에 의하면 한라산의 주 탐방로는 모두 정상으로 향하고 있으며(Figure 2) 고도가 높아짐에 따라 식생이 활엽수림, 침엽수림에서 관목림 및 초지로 전환되기 때문에 탐방로로 인한 서식지 감소율은 높은 고도에서, 즉 삼림보다는 초지에서 보다 현저했다. 예를 들어, 백록담 부근인 고도 1,900m 이상 지역은 버퍼링 전 0.11 km^2 였으나 버퍼링 후 0.006 km^2 로 무려 94.6%가 감소했고 고도 1,400m 이상

에 주로 분포하는 자연초지의 면적은 17.0% 감소하였다. 이런 결과는 한라산 고산지역의 희귀식물이나 고산식물이 위기에 처할 가능성이 높음을 의미한다. 실제로 고도 800m - 1,300m 이상인 한라산천연보호구역은 구상나무림을 제외하면 대부분 아고산 관목림과 초지로 형성되어 많은 고유식물과 극지고산식물이 서식하고 있고(김찬수, 2006) 고도 1,400m 이상의 자연초지와 정상일대에는 환경부에서 지정하고 있는 멸종위기 야생식물, 보호 야생식물, 고유식물 및 희귀식물이 밀집되어 있다(이영노와 이명보, 1959; 오순자 등, 2000). 희귀 자생식물은 보편종 또는 외래종보다 단편화와 서식지 면적 감소에 취약하고(Davies *et al.*, 2000; Lennartsson, 2002) 도로를 통한 이동성도 보다 낮다(Noss *et al.*, 2006). 그러나 희귀·자생 또는 고산식물의 개체군 변동 양상에 대한 자료가 거의 없기 때문에 취약지역에 대한 단편화의 결과를 정량적으로 파악하기 어려운 상태이다.

본 연구에서 도로로 인한 버퍼 폭을 60m로 놓고 다른 가장자리 발생 요인들을 고려하지 않았을 때 한라산국립공원 면적의 7%가 가장자리로 나타났다. 그러나 미국 위스컨신주 Chequamegon National Forest에서 다수의 주변 식생 단편들이 한 서식지 단편에 가장자리 효과를 발생시킨다는 가정 하에 30, 60, 90, 120m 버퍼를 주었을 때 이 공원의 각기 48, 74, 86, 92%가 가장자리 영향권에 놓였다(Li *et al.*, 2007). 이러한 연구들은 동일하게 60m 버퍼가 주어져도 고려된 요인에 따라 가장자리 면적이 10배 또는 그 이상(7% vs. 74%) 크게 달라질 수 있음을 시사한다. 한라산에서 도로 외 기후, 식생, 지형, 탐방객 활동 등 요인들도 고려한다면 본 연구에서 밝혀진 것보다 가장자리 : 원 서식지의 비가 높아지고 이는 고도가 높아질수록 심해질 것으로 보인다. 가장자리 효과에 대한 연구가 지리산 일부 구간과 설악산에서 수행된 바 있지만(e.g., 서경주, 1996; 김보현, 2000) 가장자리 효과는 지역특이적이므로 이들 지역의 자료를 한라산에 그대로 적용하는 것은 다소 무리일 수도 있다. Collinge(1996)와 Fahrig(2003)는 생물다양성 유지에 있어서 단편화 자체보다는 서식지 면적 감소가 더욱 중요함을 강조한 바 있다. 그렇다면 한라산에서의 가장자리 효과에 작용하는 주요 요인의 확인과 가장자리의 정량화는 한라산 서식지 보전대책 수립에 매우 중요한 정보를 제공할 것이다.

급격한 온난화로 인해 많은 생물종들이 스트레스를 받거나 이동하고 있다고 보고되고 있다. 한라산에서 볼 수 있는 대표적인 고유종이며 호냉성 종인 구상나무(1,400m 이상)도 다른 의견(e.g., 김은식, 1994)이 있기는 하지만 기온 상승에 따른 수분스트레스 현상, 고사, 개체군 감소 등의 증상을 보이고 있다(구경아 등, 2001; 임종환 등, 2006). Moen 등(2004)은 스웨덴에서 앞으로 100년간 교목한계선이 233m - 667m, 바람으로 분산하는 수목이라면 연간 23m

- 221m 이동할 것으로 예측하였다. 우리나라의 경우 100년 후 평균 기온이 약 3°C 증가한다면 현재의 식생대가 북쪽으로 약 500km 또는 현재보다 500m 높은 고산지대로 이동할 것으로 예측된다(한국환경정책·평가연구원, 2006). 이는 식생대가 수평적으로는 매년 5km씩 북쪽으로 이동하고, 수직적으로는 분포 고도가 5m씩 더 높아진다는 것을 의미한다. 이런 북상이 일어난다면 최고 고도가 1,950m인 한라산에서 이미 분포역이 상당히 제한된 시로미(1,700m 이상), 돌매화나무(1,800m 이상)를 비롯한 고산 목본류와 정상 부근의 구름채꽃, 구름떡쑈 등 초본성 고산식물은 2050년경에 이르면 서식지가 사라질 것이다. 그러나 온난화에 대한 내성과 단편화에 대한 반응이 종간 다르다(Kruess and Tschamtkke, 1994) 삼림종의 종자 분산이 100m를 넘는 경우는 거의 없다(Jacquemyn *et al.*, 2003). 따라서 단편화와 온난화의 동시적 효과가 한라산 식물의 분산에 어떤 영향을 미칠지는 시급한 연구과제이다.

3. 제 언

국립공원이자 천연보호구역이며 제주 생물권보전지역의 핵심지역임에도 불구하고 탐방로를 포함한 도로로 인한 단편화가 현저한 한라산국립공원을 효과적으로 보전하기 위해 다음과 같은 제안을 하고자 한다.

첫째, 생물다양성을 유지하는데 가장 중요한 요인 중의 하나가 서식지 면적의 확보이기 때문에 도로의 부정적 효과가 아마도 작용하고 있는 한라산에서 우선적으로 고려해야 할 중에 대한 관심이 시급한 것으로 보인다. 고유종, 빙하기 유존종, 야생동식물 지정 종 등 한라산의 특이성에 기여하는 종들과 면적과 온도에 민감한 자생종, 먹이그물을 유지하는데 중요한 종들을 확인하고 이들의 분포역, 행동반경, 거리, 형태를 고려한 단편 연결망을 조성하는데 최우선 순위를 두는 것이 가장 현실적인 대안으로 보인다. 국립공원의 가장 중요한 목표가 생태계 보전이라는 IUCN의 기준을 따른다면 이 때 Turner(2005)가 주장한 바와 같이 단일종이 아니라 다수 종들의 반응을 동시에 고려해야 생태계의 장기적 보전이 가능할 것이다.

둘째, 공원 전체에 걸쳐 단편화 현상을 완화시키기 위한 세부적 대책도 필요하다. 훼손지역, 예민지역을 중심으로 도로 이용도를 파악하여 탐방객 방문압력과 이에 동반하는 생태적 효과를 감소시킬 관리가 이루어져야 한다. 지구온난화 등 급속한 환경변화에 대해 대처할 시간이 충분하지 않기 때문에 고유식물과 고산식물이 주로 분포하지만 탐방로에 의한 면적 감소율이 극히 높은 고도 1,400m 이상 지역 내 서식지를 우선적으로 연결하고 복구해서 충분한 서식지를 확보해야 할 것으로 보인다. 특히 자연적 풍화가 심한

정상부근은 학술연구와 모니터링 외의 인간 활동이 최소화되어야 할 것이다. 또한 한라산 특유의 생물상을 유지하기 위해서는 고유 내부종을 확인하고 각 종과 개체군에 미치는 가장자리 효과의 정량화가 이루어져야 한다.

셋째, 용도지구 설정과 실제 이용양상의 상충은 한라산 생태계 보전을 어렵게 할 수 있기 때문에 한라산국립공원 전체를 자연보존지구로 지정하여 MAB의 핵심지역의 정의와 일치하는 생태계를 유지할 필요가 있다. 세계 최대의 소화산체이며 최대의 구상나무림이 있고 남한에서 가장 높아 기후변화에서 중요한 피난지로 작용할 한라산국립공원의 용도지구를 재설정함으로써 생물다양성 유지와 MAB 핵심지역의 용도에 부합한 관리가 이루어질 수 있기를 기대한다.

인용문헌

- 강정효(2003) 한라산 - 오름의 왕국 생태계의 보고. 돌베개, 파주, 271쪽.
- 강혜순, 김진영, 박경(2005) 야생동물의 행동권을 고려한 설악산국립공원과 오대산국립공원간 서식지 연결. 한국환경생태학회지 19: 150-161.
- 강혜순, 백경진(2005) 멸종위기종 반달가슴곰의 현장 내 복원을 위한 행동권 평가. 한국생태학회지 28: 395-404.
- 고정근(2006) 한라산천연보호구역의 훼손 및 복구현황(한라산연구소, '한라산천연보호구역 학술조사보고서', 249-274쪽), 제주.
- 공우석(1998) 한라산 고산식물의 분포 특성. 대한지리학회지 33: 191-208.
- 구경아, 박원규, 공우석(2001) 한라산 구상나무의 연륜연대학적 연구 - 기후변화에 따른 생장 변동 분석. 한국생태학회지 24: 281-288.
- 국립공원관리공단(2007) 보도자료 - 지리산 등 4개 국립공원 IUCN 카테고리 II로 변경 인증. 8쪽.
- 국토지리정보원(2003) 수치지도.
- 김보현(2000) 도로 건설이 식물생태계에 미치는 영향: 지리산국립공원 성삼재관통도로를 사례로. 서울시립대 석사학위논문, 115쪽.
- 김은식(1994) 환경변화와 고산지대 수목생장 쇠퇴현상과의 상관성 해석. 한국과학재단 연구보고서 KOSEF 921-1500-081-2. 89쪽.
- 김종원, 남화경(1996) 한국 국립공원의 생태학적 특성 분석과 보전 전략. 한국생태학회지 19: 93-104.
- 김찬수(2006) 한라산천연보호구역의 식물(한라산연구소, '한라산천연보호구역 학술조사보고서', 109-137쪽). 제주.
- 김태호(2006) 한라산 아고산 초지대 나지의 확대속도와 침식작용. 대한지리학회지 41: 657-669.
- 목영규(2003) 국립공원 자연보존지구의 재설정에 관한 연구: 지리산국립공원을 중심으로. 서울대학교 대학원 석사학위논문, 90쪽.
- 백경진, 박경, 강혜순(2005) 지리산 국립공원 내 도로에 의한 산림단편화. 한국환경복원녹화기술학회지 8: 63-72.
- 서경주(1996) 식생지수를 이용한 설악산 국립공원 내 인간활동이 식생에 미치는 영향 분석. 서울대학교 환경대학원 박사학위논문, 69쪽.
- 오순자, 고정근, 고석찬(2000) 한라산국립공원 지역의 식생과 식물상(제주대학교, '환경연구논문집', 8: 39-49). 제주.
- 이영노, 이명보(1959) 한라산 화구내 식물과 토도 식물. 대한약학회지 4: 21-34.
- 임양재, 백광수, 이남주(1991) 한라산의 식생. 중앙대학교, 291쪽.
- 임종환, 우수영, 권미정, 천정화, 신준환(2006) 한라산 구상나무 전진개체와 쇠약개체의 온도변화에 따른 광합성 능력과 수분이용 효율. 한국임학회지 95: 705-710.
- 제주도(2000) 한라산 기초조사 및 보호관리계획수립 보고서. 268쪽.
- 제주도(2005) 제주도 생물권보전지역 관리계획. 357쪽.
- 제주도(2006) 한라산국립공원 내 포장도로 현황도.
- 한국환경정책·평가연구원(2006) 기후변화 영향평가 및 적응시스템 구축 II. 390쪽.
- 한라산국립공원(2006) 2006 한라산국립공원사업계획. 112쪽.
- 환경부(1991) 전국녹지자연도 정밀조사.
- 환경부(2003a) 자연환경현황도.
- 환경부(2003b) 제1차 자연공원 기본계획(2003-2012). 48쪽.
- 환경부(2006) 환경백서. 792쪽.
- 현원학(2003) 제주도 한라산국립공원의 지질. 부산대학교 석사학위논문, 47쪽.
- Battise, M.(1997) Biosphere reserves: a challenge for biodiversity conservation and regional development. *Environment* 39: 7-33.
- Collinge, S. K.(1996) Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36: 59-77.
- Davies, K. F., C. R. Margules and J. F. Lawrence(2000) Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81: 1450-1461.
- ESRI(2004) Arc/Info Users Guide. Ver. 9.0. Environmental Systems Research Institute, Redlands, California.
- Fahrig, L.(2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
- Forman, R. T. T.(2000) Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* 14: 31-35.

- Forman, R. T. T. and M. Godron(1986) *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York, 640 pp.
- Hanski, I.(1997) Metapopulation dynamics: from concepts and observations to predictive models. In: I. Hanski, and M. E. Gilpin(eds.), *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*, Academic Press, San Diego, pp. 69-91.
- Hawbaker, T. J. and V. C. Radeloff(2004) Roads and landscape pattern in northern Wisconsin based on a comparison of four road data sources. *Conservation Biology* 18: 1233-1244.
- Jacquemyn, H., J. Butaye and M. Hermy(2003) Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonisation success. *Restoration Ecology* 11: 417-423.
- Kim, M. H.(1991) Phytosociological studies on the vegetation in Cheju Island. *Korean Journal of Ecology* 14: 39-48.
- Kruess, A. and T. Tschardt(1994) Habitat fragmentation, species loss and biological control. *Science* 264: 1581-1584.
- Lennartsson, T.(2002) Extinction thresholds and disrupted plant-pollinator interactions in fragmented plant populations. *Ecology* 83: 3060-3072.
- Li, Q., J. Chen, B. Song, J. J. LaCroix, M. K. Bresee and J. A. Radmacher(2007) Areas influenced by multiple edges and their implications in fragmented landscapes. *Forest Ecology and Management* 242: 99-107.
- Lindenmayer, D. B. and J. Fischer(2006) Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 127-132.
- MacArthur, R. H. and E. O. Wilson(1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, 224 pp.
- Miller, S. G., R. L. Knight and C. K. Miller(1998) Influence of recreational trails on breeding bird communities. *Ecological Applications* 8: 162-169.
- Moen, J., K. Aune, L. Edenius and A. Angerbjörn(2004) Potential effects of climate change on treeline position in the Swedish mountains. *Ecology and Society* 9: 16. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art16>.
- Noss, R., B. Csuti and M. J. Groom(2006) Habitat fragmentation. In: M. J. Groom, G. K. Meffe, and C. R. Carroll(eds.), *Principles of Conservation Biology*(3rd ed.), Sinauer Associates, Sunderland, pp. 213-252.
- 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.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs, and C. R. Margules(1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Spellerberg, I. F.(2002) *Ecological Effects of Roads*, Science Publisher, Enfield, 251 pp.
- Turner, M. G. (2005) Landscape ecology: what is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36: 319-344.
- Wilcove, D.S., C. H. McLellan and A. P. Dobson(1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. In: M. E. Soulé(ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, Sinauer Associates, Sunderland, pp. 237-256.
- Xu, W., Z. Ouyang, A. Viña, H. Zheng, J. Liu and Y. Xiao(2006) Designing a conservation plan for protecting the habitat for giant pandas in the Qionglai Mountain Range, China. *Diversity and Distributions* 12: 610-619.
- www.jeju.go.kr/contents/도로현황 제주특별자치도.
- www.hallasan.go.kr 한라산국립공원.
- www.knps.or.kr 국립공원관리공단.
- www.nature.jeju.go.kr 제주자연환경생태정보시스템.
- www.iucn.org/themes/wcpa/pubs/parks.htm#143 IUCN 자료목록.
- www.unesco.or.kr 유네스코한국위원회.