

강 혜 순 교수지도
석사학위 청구논문

지리산 국립공원 내 도로에 의한
산림조각화와 멸종위기종의 보전

2005

성신여자대학교 교육대학원

교육학과 생물교육전공

백 경 진

지리산 국립공원 내 도로에 의한
산림조각화와 멸종위기종의 보전

강 혜 순 교수지도

이 논문을 석사학위논문으로 제출함

2005년 5월

성신여자대학교 교육대학원

교육학과 생물교육전공

백 경 진

인 준 서

백경진의 석사학위논문을 인준함

심사위원 _____ (印)

심사위원 _____ (印)

심사위원 _____ (印)

2005년 6월

성신여자대학교 교육대학원

논문개요

지리산 국립공원은 우리나라 최초로 설정된 최대면적의 국립공원으로서 자연보존지구, 자연환경지구, 자연취락지구, 밀집취락지구, 집단시설지구로 용도를 나누고 있다. 자연보존지구는 전체 면적의 31.8%를 차지하고 있으나 도로와 탐방로, 취락지구와 각종 시설물들에 의해 조각화되고 분할되어 심각한 서식지 모자이크를 이루고 있다. 본 연구에서는 GIS시스템을 이용하여 도로와 탐방로에 따른 지리산 국립공원의 서식지 조각화의 양상을 파악하고, 분석지수를 이용하여 조각화의 정도를 정량적으로 분석하였다. 공원전체에 걸쳐 약 1 m 폭의 비법정탐방로로 인한 조각의 수는 총 491개, 2차선 포장도로와 약 1 m - 4 m 폭의 등산객 유입이 많은 법정탐방로로 인한 조각의 수는 57개, 자연보존지구 조차 포장도로와 법정탐방로로 인하여 37개의 조각으로 나뉘어 있었다. 데이터를 이용하여 조각의 분석지수인 둘레(L), 면적(S)를 도출하였다. 지리산 국립공원의 둘레와 면적의 비인 변형지수($(0.282*L)/S^{1/2}$)를 계산하여 조각모양의 규칙성과 불규칙성으로 인한 내부면적의 감소도 예측하였다. 다양한 버퍼 폭을 대입할 경우 조각의 내부면적은 감소하였다. 60m 버퍼를 대입하였을 때, 조각의 내부면적은 평균 7.08 km²으로 최소 0.0001 km²에서 최대 47.77 km²에 이르렀다. 경관형태지수인 둘레 : 면적의 변형지수는 모든 조각이 1보다 큰 수이며 최대치는 25이었다. 이 결과는 지리산 국립공원이 작은 조각으로 이루어져 있고 불규칙한 형태의 불연속적인 서식지임을 보여준다. 서식지 조각의 크기, 수, 형태에 대한 정량적인 정보는 용도구분과 특히 곰과 같은 대형 야생동물의 보전 계획 설정 시 필수적이다.

목 차

1부 Evaluation of preservation zones in Chirisan National Park

논문 개요

표목록 (List of Tables)

그림목록 (List of Figures)

I. 서론	1
II. 재료 및 방법	4
III. 결과	9
1. 포장도로와 탐방로에 의한 조각화	9
2. 가장자리 효과를 고려한 포장도로와 법정탐방로에 의한 조각화....	9
3. 조각 형태 분석	10
IV. 고찰	27
1. 가장자리 효과	27
2. 조각화	28
3. 형태분석	29

참고문헌

ABSTRACT

표목록 (List of Tables)

Table 1. 탐방로 전이지대 폭에 따른 조각의 양상	11
Table 2. 지리산 국립공원의 포장도로 112 m 버퍼와 법정탐방로 60 m 버퍼를 통해 도출한 내부 조각의 둘레(m), 면적(m ²), LSI	12
Table 3. 지리산 국립공원의 포장도로 112 m 버퍼와 법정 탐방로 60 m 버퍼를 통해 도출한 내부 조각크기서열에 따른 조각의 비율과 개수 양상	13
Table 4. 둘레 : 면적비 변형지수(LSI) 수치에 따른 조각의 분포양상.....	14

그림 목록 (List of Figures)

- Figure 1. 자연보존지구, 자연환경지구, 취락지구, 집단시설지구로
구분된 지리산 국립공원의 용도지구 분류 15
- Figure 2. 지리산 국립공원 주변의 도로와 탐방로,
주변의 건물, 도시화 지역 분포도 17
- Figure 3. 지리산 국립공원 내 포장도로, 법정탐방로, 비법정탐방로로
인해 발생학 서식지 조각 19
- Figure 4. 지리산 국립공원 내 2차선 포장도로와 법정탐방로의
도로 영향권을(각기 112 m와 60 m) 고려한 후에
서식지 내부 조각 21
- Figure 5. 지리산 국립공원의 자연보존지구, 자연환경지구내
도로와 법정탐방로로 인한 조각화 현상..... 23
- Figure 6. 도로와 탐방로의 영향으로 내부조각과 각 조각과
같은 둘레를 가지는 원의 상대적인 크기 비교 25

I. 서 론

우리나라에는 현재 20개의 국립공원이 있으며 그 총 면적은 6,472 km²로서 국토면적의 6.3%에 달한다(환경부 2003). 1991년도에 시행된 환경부의 녹지자연도 정밀조사에 의하면 우리나라 자연식생의 면적은 373 km²로 전국토의 0.4%에 지나지 않으며 그 면적의 90% 이상이 국립공원 내에 위치하고 있다(환경부, 1991). 따라서 국토면적의 66%인 약 64,063 km²가 산림인 우리나라에서 국립공원은 핵심적인 자연자원일 수밖에 없다.

우리나라 국립공원은 자연보존지구, 자연환경지구, 자연취락지구, 밀집취락지구, 집단시설지구로 용도가 구분되어 있다(환경부, 2002). 이 용도 구분에 의하면 자연보존지구는 생물다양성이 특히 풍부하고, 자연생태계가 원시성을 지니고 있으며, 특별히 보호할 가치가 높은 야생 동·식물이 살고 있고, 경관이 아름다운 핵심적인 지역이다. 자연환경지구는 자연보존지구의 완충공간으로 보전할 필요가 있는 장소이다. 자연취락지구는 취락의 밀집도가 비교적 낮은, 주민의 취락생활을 유지하는데 필요한 곳이고, 밀집취락지구는 취락의 밀집도가 비교적 높거나 주민의 일상생활을 유지하는데 필요한 지역이다. 집단시설지구는 방문객에 대한 편의제공 및 자연공원의 보전, 관리를 위한 공원시설이 모여 있거나 모아 놓기에 알맞은 곳이다. 종에 따라 다르기는 하지만, MacArthur와 Wilson(1967) 이래 많은 학자들은 일반적으로 많은 종을 유지하기 위해서는 일정 면적 이상의 보전지역이 필요함을 주장하여 왔다. 국립공원의 자연보존지구와 자연환경지구는 안정된 서식지를 유지하여 핵심적인 자연자원을 보전할 가능성이 가장 높은 지역이므로 우선적으로 보호되어야 한다. 더욱이 우리나라 국립공원과 같이 보전지역이 상대적으로 좁은 경우 핵심지역의 지리적 연속성은 종 다양성 유지에 매우 중요한 역할을 한다.

도로는 지역간의 접근성 및 이동성을 향상시켜 경제, 정치, 문화적으로 중요한 기능을 수행하는 국가의 중요한 기반 시설 중의 하나이다. 토지이용도를 보면 전국의 2.4%에 해당하는 총 2,398.5 km²의 도로가 뻗어있다(건설교통부, 2003). 국립공원 지역도 예외가 아니며 국립공원 내 도로와 탐방로는 지난 30년간 2배 이상으로 증가하였다. 포장된 상태를 의미하는 도로만 하더라도 전국 국립공원에는 총 연장 1,084 km에 이르는 76개의 도로가 건설되어 있다(<http://www.npa.or.kr>). 그러나 도로가 건설되면 그곳에 존재하던 생태계는 다양한 영향을 받게 된다(Spellerberg, 2002). 일정 지역에 도로를 건설하게 되면 도로 인근에 서식하는 식물을 비롯한 생태계가 직접적으로 파괴되는데 특히 우리나라와 같이 산악지대가 많은 곳에서는 비탈면이 넓게 발생되어 넓은 면적의 생태계가 소실된다(김보현·이경재, 2000). 또한 도로가 신설될수록 탐방객 수가 증대되어짐으로 인간의 답압 등에 의한 서식지 교란과 그 복구정비로 인한 표토의 교란이 일어나게 된다(오구균 등, 1997).

이 중 도로에 의한 광범위한 생태계 교란현상 중 가장 큰 비중을 차지하는 것이 서식지 조각화이다. 도로 폭, 지역, 방향 그리고 주변의 토지이용형태에 따른 서식지 조각화는 각 조각에서 가장자리 효과를 발생시키고 산림보전관리의 주요 대상이 되는 내부 생태계 보호, 야생동물과 식물의 서식지 축소(김귀곤·최준영, 1998), 외래종의 도입에 관련된 문제를 야기한다. 김종원(2004)에 의하면 도로에 의한 직접적인 가장자리 영향권은 국토의 약 20%에 달한다. 그러나 도로의 생태적 중요성에 반하여 우리나라에서는 국립공원이 실제 어떻게 조각화 되어있는지, 내부면적이 어느 정도 감소한지에 대한 연구는 거의 수행된 바가 없다.

본 논문에서는 우리나라에서 최대이며 최초의 국립공원이지만 다른 지역과 마찬가지로 심한 도로개발 압력 하에 놓여있는 지리산 국립공원을 연

구대상지로 선정하여 포장도로와 탐방로에 의한 서식지 조각화의 양상을 파악하였다. ArcGIS를 이용하여 다양한 버퍼 하에서 포장도로와 탐방로로 인한 서식지 조각의 내부면적의 감소, 둘레길이, 수, 형태의 변화에 대한 분석을 수행하였다. 특히 자연보존지구의 서식지 조각의 크기와 형태 분포 분석을 통하여 자연자원 보전을 위한 핵심지역으로서의 역할을 평가하였다.

II. 재료 및 방법

1. 연구 대상지

지리산은 1967년 최초로 국립공원으로 지정되었으며 총 면적 471.75 km²으로 우리나라에서 가장 큰 육상의 국립공원이다. 포유류 25종, 조류 67종, 양서·파충류 20종, 어류 31종, 곤충 2,752종이 기록되어 있고, 지리산의 식물은 1,526종으로 우리나라 전체의 식물 4,600여 종의 30%가 서식할 정도로 생태적 가치가 매우 높다(<http://www.npa.or.kr/chiri/>). 지리산 국립공원은 3개 도, 1개 시, 4개 군, 15개 면(경상남도 함양군, 산청군, 하동군, 전라북도 남원시, 전라남도 구례군)에 걸쳐 위치하며(북위 35° 13' 00" (구례군 토지면), 35° 27' 00" (남원시 운봉면), 동경 127° 27' 50" (남원군 주천면), 127° 49' 50" (함양군 금서면)) 동서, 남북간 거리는 각기 34 km, 26 km, 둘레는 320 km에 이른다(목영규, 2003).

지리산 국립공원도 자연공원법에 명시된 바와 같이 5개 유형으로 용도지구가 분류되어 있다. 자연환경지구가 67.9%(320.16 km²)로 가장 넓은 면적을 차지하고 자연보존지구 31.7%(149.83 km²), 자연취락지구와 집단취락지구 0.3%(1.31 km²), 집단시설지구가 0.1%(0.45 km²)를 차지하고 있다(Fig. 1)(국립공원관리공단, 2004). 그러나 이러한 용도구분 목적에 반하는 벽소령 관통도로의 건설은 동쪽의 천왕봉에서 세석평전에 이르는 자연보존지구와 반야봉에서 노고단에 이르는 자연생태계보존지구에 막대한 악영향을 미치고 있다. 1980년대 중반부터 일어난 개발붐과 관광산업은 그 훼손의 정도를 더욱 심각하게 만들었다. 1989년 건설된 861번 지방도인 성삼재 도로가 남원시

주천면 고기리-정령치-심원계곡-성삼재-시암재-구례군 광의면 천은사를 연결하면서 무려 23 km나 되는 단절구간이 생겼고 이어 지역개발이라는 명분으로 2차선 포장도로가 개설되었다. 또한 주천면에서 산내면을 연결하는 정령치의 도로가 포장되고 청암면 목계리와 산청군 시천면 내대리 사이에 길이 2 km의 터널이 건설되었다. 그래서 2000년까지 지리산에는 약 248.7 km의 도로가 개설되었다([http:// www.npa.or.kr/chiri](http://www.npa.or.kr/chiri)). 하동군 청암면-산청군 시천면간 2차선 도로개설과 하동군 약양면-청암면 목계리 간 회남재 2차선 확·포장 등 총 26.4 km 구간은 현재 시공 중에 있다. 더불어 노고단에서 천왕봉에 이르는 25.5 km의 주 능선코스를 비롯한 수많은 탐방로가 있다. 도로 건설 뿐 아니라 공원 내의 유흥업소, 집단 시설지구 등의 확장, 댐 건설로 인한 자연파괴로 인해 지리산 국립공원의 생태적 단절은 더욱 더 심각해지고 있다 (Fig. 2). 이를 보완하기 위해 1991년부터 시작된 자연휴식년제 (<http://www.npa.or.kr/chiri>)는 2003년부터 2005년까지 13개의 구간에 걸쳐 확대 시행되고 있으나 훼손지역은 여전히 발생하고 있다.

2. 연구 방법 및 분석

2.1. 데이터 수집

지리산 국립공원의 포장도로와 탐방로에 의한 서식지 조각화를 정량적으로 분석하고 각 서식지의 성격을 규명하기 위해 국토지리정보원의 DEM, 추출된 도로 layer, 건물을 포함한 주거지역, 환경부의 자연환경현황도, 토지이용도, 국립공원관리공단의 공원경계, 용도지구, 공원 내 도로, 법정탐방로, 비법정탐방로, 그 외 공원 내 시설물, 수계, 식생도에 대한 데이터를 획득하였

다. 본 데이터는 지리산 국립공원의 지역을 포함하는 1:25,000 축적의 12개 도엽(남원, 운봉, 가흥, 생초, 연파, 덕동, 대성, 사리, 구례, 토지, 악양, 청암)으로 구성되어 있다.

본 논문의 주 사용 프로그램은 지리적 공간상에 분포하는 제반요소들에 대한 관리, 계획, 의사결정을 보조하여 모든 분야에서 활용이 가능한 ESRI사의 ArcGIS 8.3(2002)을 이용하여 분석을 수행하였으며 포맷이 다른 형태의 데이터들은 ArcGIS에서 통합적 분석이 용이한 shape, layer, grid 포맷으로 변환하여 사용하였다. 연구에 사용된 서식지 조각화로 야기된 내부 면적에 대한 기초통계량 분석은 Univariate 프로시저 기법의 SAS 8.1(1999)을 사용하였다.

2.2. 데이터 처리

속성정보가 입력되어 변환된 데이터 중 면(polygon) 형태의 공원경계와 선(line) 형태의 공원 내 도로, 법정탐방로, 비법정탐방로를 서로 중첩하였다. 지리산 국립공원의 현재의 면적은 471.75 km²이지만 본 연구에서는 2003년 용도변경 전 설정되었던 440.49 km²를 대상으로 분석하였다. 실제적인 면적 데이터를 얻기 위한 선행작업으로 ArcGIS의 Geo-processing Wizard와 Spatial Analyst를 이용하여 도로와 탐방로가 제외된 지리산 내의 조각을 추출하였다. 이러한 추출된 데이터를 mdb 포맷으로 전환하여 각 조각의 면적을 추출하였다. 수집된 데이터들은 MS Access로 전환, 저장하였고 공원의 조각화에 따라 파생되어지는 조각면적의 크기로 Object ID를 부여하였다.

Geo-processing Wizard의 버퍼(buffer) 설정방법을 사용하여 도로와 탐방로 주변부 및 버퍼를 제외한 내부지역만을 추출하여 서식지 조각화와 가장

자리 크기변화에 따른 내부 서식공간 축소정도를 분석했다. 이러한 버퍼링, 즉 영향권 분석(김귀곤 등, 1992)은 지형요소의 둘레에 완충구역을 만들어 줌으로써 도로로 인한 효과 분석을 가능하게 한다. 추출된 데이터 또한 mdb 포맷으로 전환하여 조각의 면적과 둘레길이를 도출하였다. 그리고 조각화 데이터를 자연 보존지구와 자연환경지구에 중첩시켜 보전되어야 할 영역 내의 조각화를 분석하였다.

설악산 식생에 미치는 도로 영향권을 통해 도출된 112m의 가장자리 효과를(서경주, 1996) 지리산 국립공원에 대입하여 112 m로 규정하고 탐방로의 경우 1.0 - 4.0 m에 이르는 노폭과 지역적 특성을 감안하여 20 m, 40 m, 60 m로 차별화를 두어 처리하였다.

2.3. 데이터 분석

위성영상의 공간분석지수로서 사용되는 경관형태지수인 둘레 : 면적비 변형지수(Landscape Shape Index: LSI)(국토연구원, 2004)를 GIS에 도입하였다. 지리산 국립공원을 하나의 경관의 개념으로 정의하고 경관조각의 개념을 도로와 탐방로로 야기된 조각수준으로 정리하였다. 60 m의 버퍼 값으로 인한 서식지 조각의 내부 면적만으로 LSI값을 계산하였다. 수치분석으로 사용된 둘레 : 면적비 변형지수(LSI)는 조각과 같은 둘레길이를 가지는 원의 면적을 조각의 면적의 제곱근으로 나누어 산출하였다.

$$Landscape\ Shape\ Index\ (LSI) = \frac{0.282 \times L}{\sqrt{S}}$$

이 공식에 의하면 원의 LSI 값은 1이고 원에 가까울수록 1에 가깝고, 정사각형일 때 1.13, 불규칙한 모양에 대해서 무한대로 커진다. 즉, 원형일 때 주변부와 내부의 비가 가장 작다. 수치가 높을수록 그 형태는 긴 막대기형이거

나 별모양, 또는 불가사리 모양의 형태로 가까워진다(서주환 등, 1999; 이도원, 2003). 이와 같이 특정조각과 같은 둘레를 가지는 원의 면적을 그 특정조각과 양상을 비교하여 지리산의 조각화로 생겨난 조각의 경계부 굴곡여부를 분석하였다.

Ⅲ. 결 과

1. 포장도로와 탐방로에 의한 조각화

모든 종류의 도로 즉, 지리산 내의 관통도로이자 지방도로인 2차선 포장도로, 등산객의 유입이 많은 1.0 m - 4.0 m 폭의 법정탐방로, 주요 탐방로는 아니지만 산악인들의 출입이 잦은 1 m 폭의 비법정탐방로를 지리산 경계와 중첩하였을 때 전체 440.49 km²에 이르는 지리산 국립공원에서 총 491개의 조각이 도출되었고 조각의 총면적은 356.59 km²이었다(Fig. 3). 최대 면적의 조각은 13.23, 11.28, 9.79, 9.78, 8.5 km² 순으로 측정되었으며 10 km² 이상의 면적의 조각수치는 총 491개 중 2개, 5 km² 이상의 면적을 지닌 조각은 15개에 지나지 않았다.

2. 가장자리 효과를 고려한 포장도로와 법정탐방로에 의한 조각화

Table 1은 2차선 포장도로의 경우 식생에 미치는 영향권을 112 m로 주고, 등산객의 유입이 많은 법정탐방로의 경우 1.0 m - 4.0 m에 이르는 탐방로 평균 노폭(오구균 등, 1991), 그리고 지역적 특성을 감안하여 20 m, 40 m, 60 m의 차별화를 두었을 때 도출된 산림 내 조각의 수와 조각의 총 내부면적, 최대 내부면적, 최소 내부면적, 조각의 평균 내부면적을 보여준다. 각 버퍼당 내부면적의 크기는 큰 차이를 보이지 않았다. 60 m 버퍼를 주었을 때 57개 조각이 산출되었으며 조각 중 최대 내부면적은 47.77 km²였다(Fig. 4, Table 2). 조각의 내부면적의 크기에 따른 비율을 구하였을 때 전체 조각의 68.3%가 5 km² 이하의 크기였다(Table 3).

특히 보호가치가 높은 야생 동·식물이 살고 있고 외부와의 접촉이 철저히 차단되어야 할 자연보존지구와 자연환경지구 내의 도로와 탐방로로 인한 조각화 현상이 심하게 나타났다(Fig. 5). 자연환경지구 149.83 km² 내에서 60 m 버퍼를 주었을 때 최대 내부조각은 22.33 km²이며 조각들의 총 내부면적은 143.65 km²이었다. 특히 자연보존지구 내에서 내부면적 10 km² 이상인 조각은 겨우 5곳에 불과하였다.

3. 조각 형태 분석

지리산 국립공원을 이루는 조각들에서 LSI 수치는 최대 25였으며 대부분의 조각이 2 - 5에 이르는 수치를 보인다(Table 2, Table 4). 조각의 크기가 큰 것부터 작은 것까지 순서대로 10개의 조각을 분류하여 LSI 값을 추출하였더니 조각의 면적이 감소하고 그 둘레가 증가하면서 LSI 값은 증가하였다. 이는 LSI 값이 큰 조각은 경계면의 굴곡화의 비율이 크고, 그 값이 작은 조각의 경계면의 굴곡화는 보다 완만하기 때문이다. Fig 6은 도로와 탐방로로 인하여 발생한 조각과 그 조각과 같은 둘레를 가지는 원의 상대적인 크기를 비교함으로써 작은 조각과 동반하는 현저한 굴곡화를 보여주고 있다.

Table 1. 탐방로 전이지대 폭에 따른 조각의 양상.

버퍼 폭	조각수(개)	조각의 총면적(km ²)	최대면적	최소면적	조각의 평균면적
20m	58	415.44	50.93	0.0001	7.16
40m	58	409.44	48.05	0.0001	7.06
60m	57	403.45	47.77	0.0001	7.08

Table 2. 지리산 국립공원의 포장도로 112 m 버퍼와 법정 탐방로 60 m 버퍼를 통해 도출한 내부 조각의 둘레(m), 면적(m²), LSI.

ID	조각의 둘레(m)	조각의 면적(m ²)	LSI	ID	조각의 둘레(m)	조각의 면적(m ²)	LSI
1	1377.3	45937.4	6.575	30	7153.2	2291542.2	3.556
2	266.6	3031.2	3.734	31	10141.6	4391815.5	3.729
3	168.1	1091.5	4.121	32	5730.4	825121.9	6.337
4	2160.9	91984.2	8.083	33	1406.7	66080.6	4.769
5	11205.1	3268335.0	6.117	34	2548.1	264795.2	3.905
6	785.2	36208.2	2.711	35	12728.1	6181444.7	4.173
7	1243.8	38421.6	6.412	36	269.7	1326.5	8.732
8	9851.8	3601146.0	4.292	37	14699.8	5684080.6	6.053
9	185.6	822.5	6.670	38	36803.5	25077721.4	8.601
10	161.6	924.7	4.494	39	24880.7	15620849.7	6.310
11	25909.3	10706745.2	9.984	40	29070.7	22043833.8	6.105
12	33042.2	21369082.6	8.136	41	8561.1	3926537.2	2.972
13	17750.2	8280793.5	6.059	42	15718.8	6437633.7	6.112
14	2603.1	300687.9	3.588	43	1153.4	50726.0	4.176
15	13073.0	3810748.3	7.141	44	147.2	759.7	4.541
16	5758.8	1980467.5	2.667	45	36708.5	18016805.1	11.910
17	27574.5	23566360.4	5.138	46	391.7	4379.6	5.579
18	6688.8	1433771.7	4.969	47	6198.4	621451.7	9.844
19	2656.8	143375.5	7.839	48	826.2	14482.9	7.504
20	4831.6	964559.8	3.854	49	15535.1	2958440.3	12.990
21	8087.3	2190941.7	4.754	50	23052.3	5717818.3	14.799
22	3891.6	332232.4	7.258	51	46017.5	36134465.4	9.332
23	6237.3	1822841.8	3.399	52	53074.9	47770408.5	9.390
24	20079.2	11518226.6	5.574	53	147.5	137.7	25.151
25	529.4	12318.4	3.622	54	217.3	1225.2	6.139
26	610.9	11744.4	5.060	55	6494.0	1834213.6	3.661
27	1164.0	59357.6	3.635	56	3915.4	458861.0	5.320
28	45964.9	37966744.1	8.861	57	46477.4	29722707.5	11.573
29	48786.3	33775614.1	11.221				

Table 3. 지리산 국립공원의 포장도로 112 m 버퍼와 법정 탐방로 60 m 버퍼를 통해 도출한 내부 조각 크기서열에 따른 조각의 비율과 개수 양상.

면적(km ²)	비율(%)	누적비율(%)	조각개수
40 - 50	1.9	1.9	1
30 - 40	5.2	7.1	3
20 - 30	8.8	15.9	5
10 - 20	7.0	22.9	4
5 - 10	8.8	31.7	5
1 - 5	21.0	52.7	12
0.1 - 1	14.1	66.8	8
0.01 - 0.1	17.5	84.3	10
0.001 - 0.01	8.8	93.1	5
0.0001 - 0.001	7.0	100	4
총면적 403.45			총 조각수 57

Table 4. 둘레 : 면적비 변형지수(LSI) 수치에 따른 조각의 분포양상.

LSI	누적비율(%)	개수
2	5.3	3
3	22.8	10
4	38.6	9
5	47.4	5
6	66.7	11
7	73.7	4
8	82.5	5
9	89.5	4
10	89.5	0
11	97.7	3
12	96.5	1
13	96.5	0
14	98.2	1
25	100	1

Figure 1. 자연보존지구, 자연환경지구, 취락지구, 집단시설지구로 구분된 지리산 국립공원의 용도지구 분류.

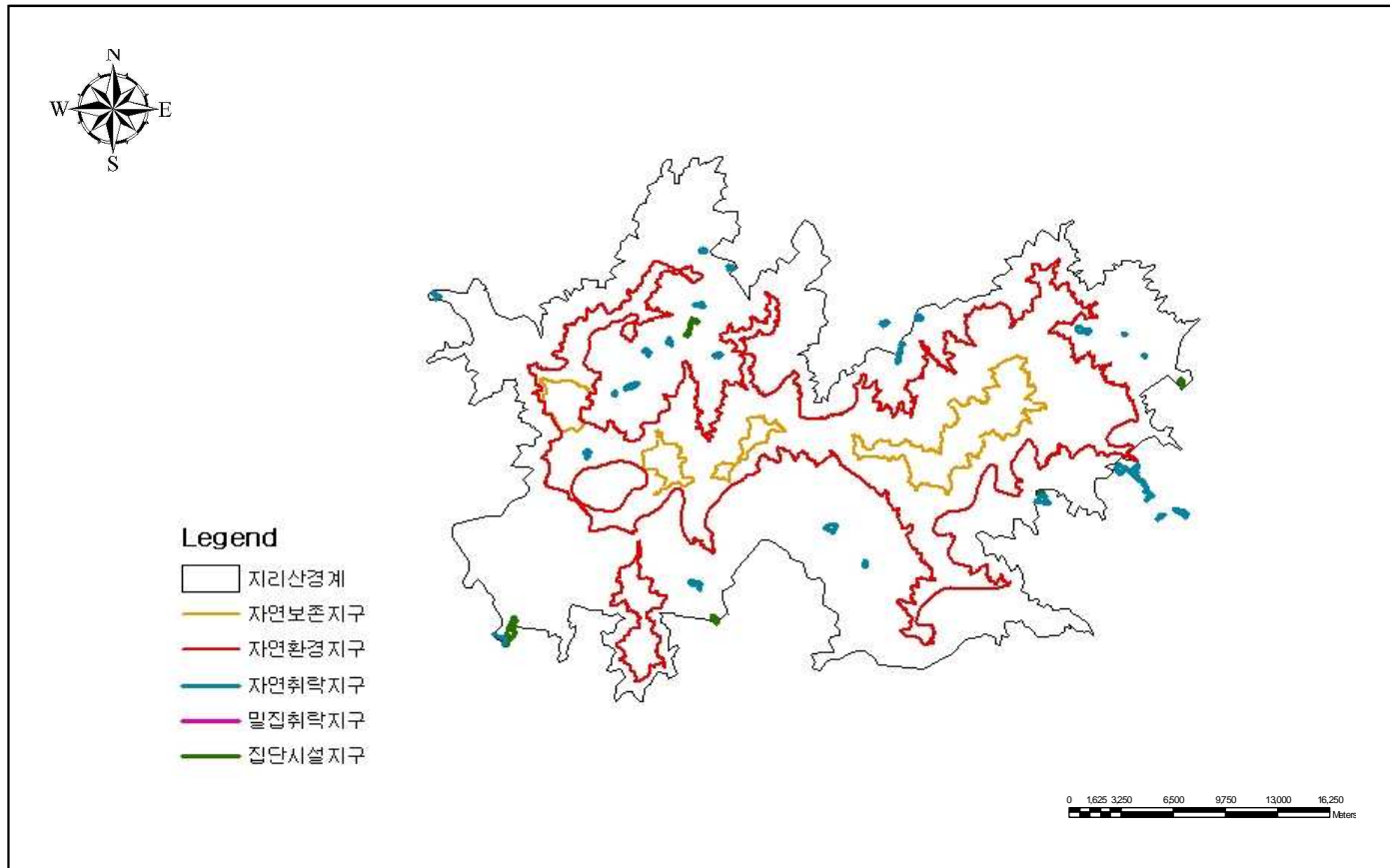


Figure 2. 지리산 국립공원 주변의 도로와 탐방로, 주변의 건물, 도시화 지역 분포도.

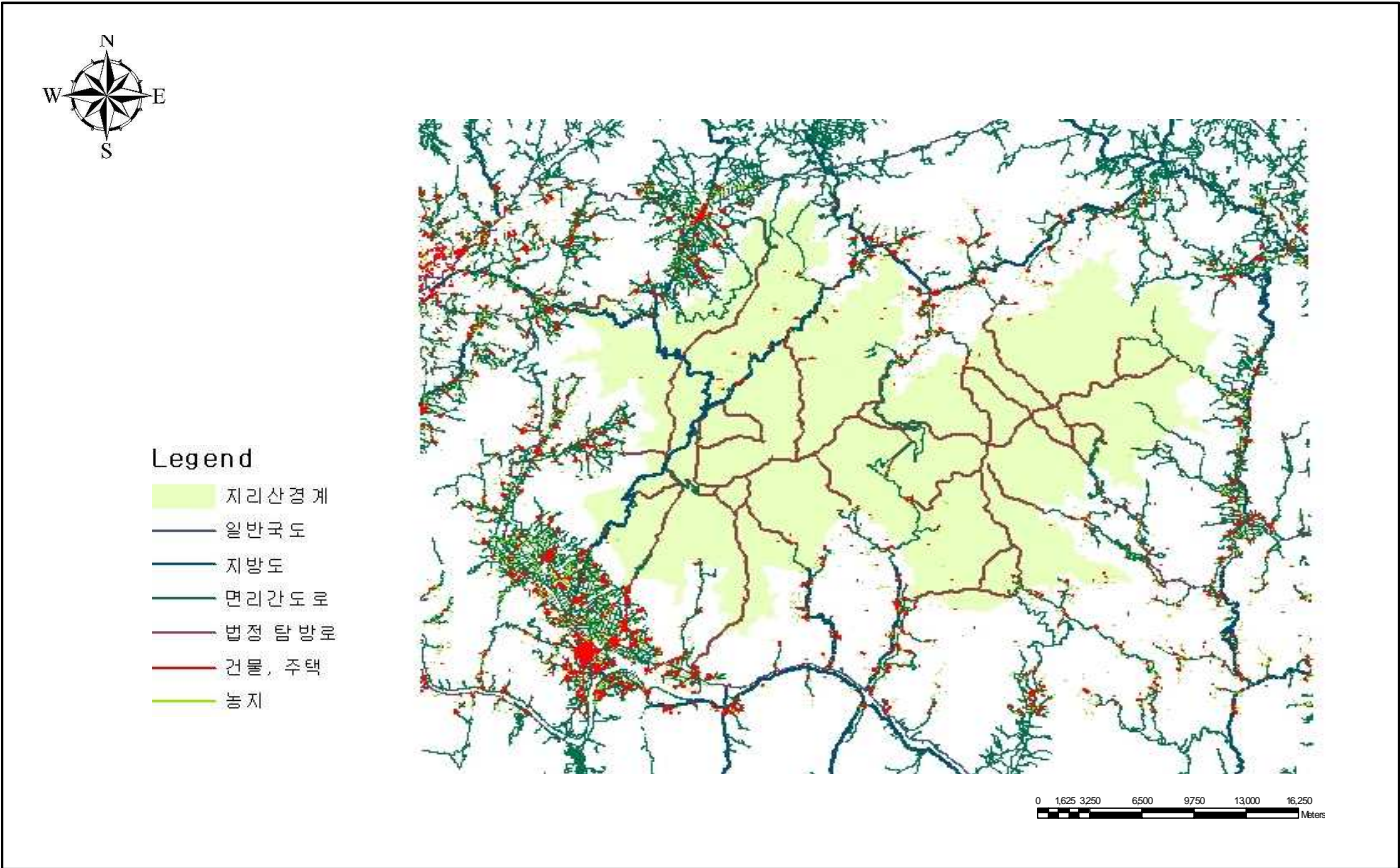


Figure 3. 지리산 국립공원 내 포장도로, 법정 탐방로, 비법정 탐방로로
인해 발생한 서식지 조각.

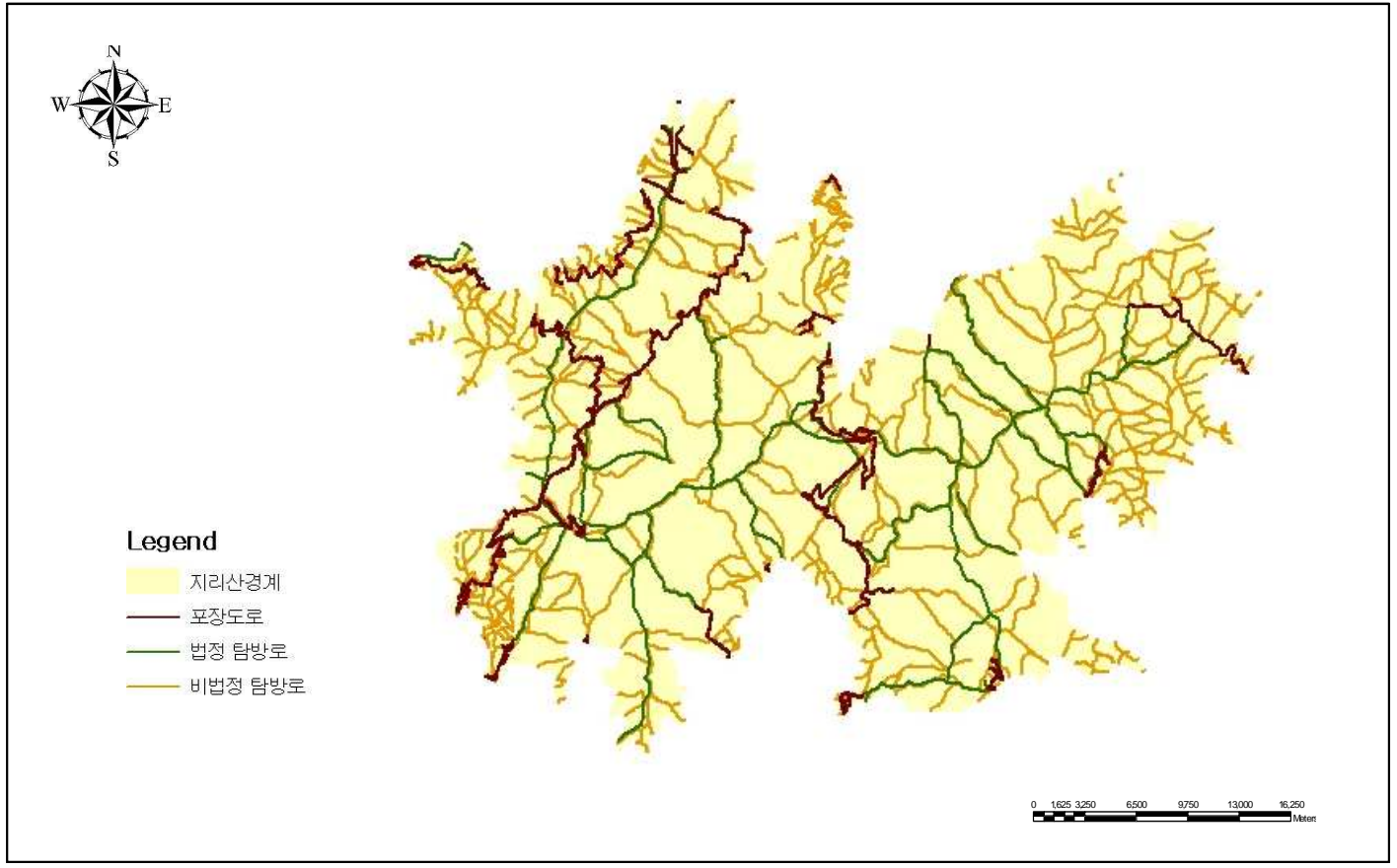


Figure 4. 지리산 국립공원 내 2차선 포장도로와 법정 탐방로의 도로 영향권을(각기 112 m와 60 m) 고려한 후의 서식지 내부 조각.

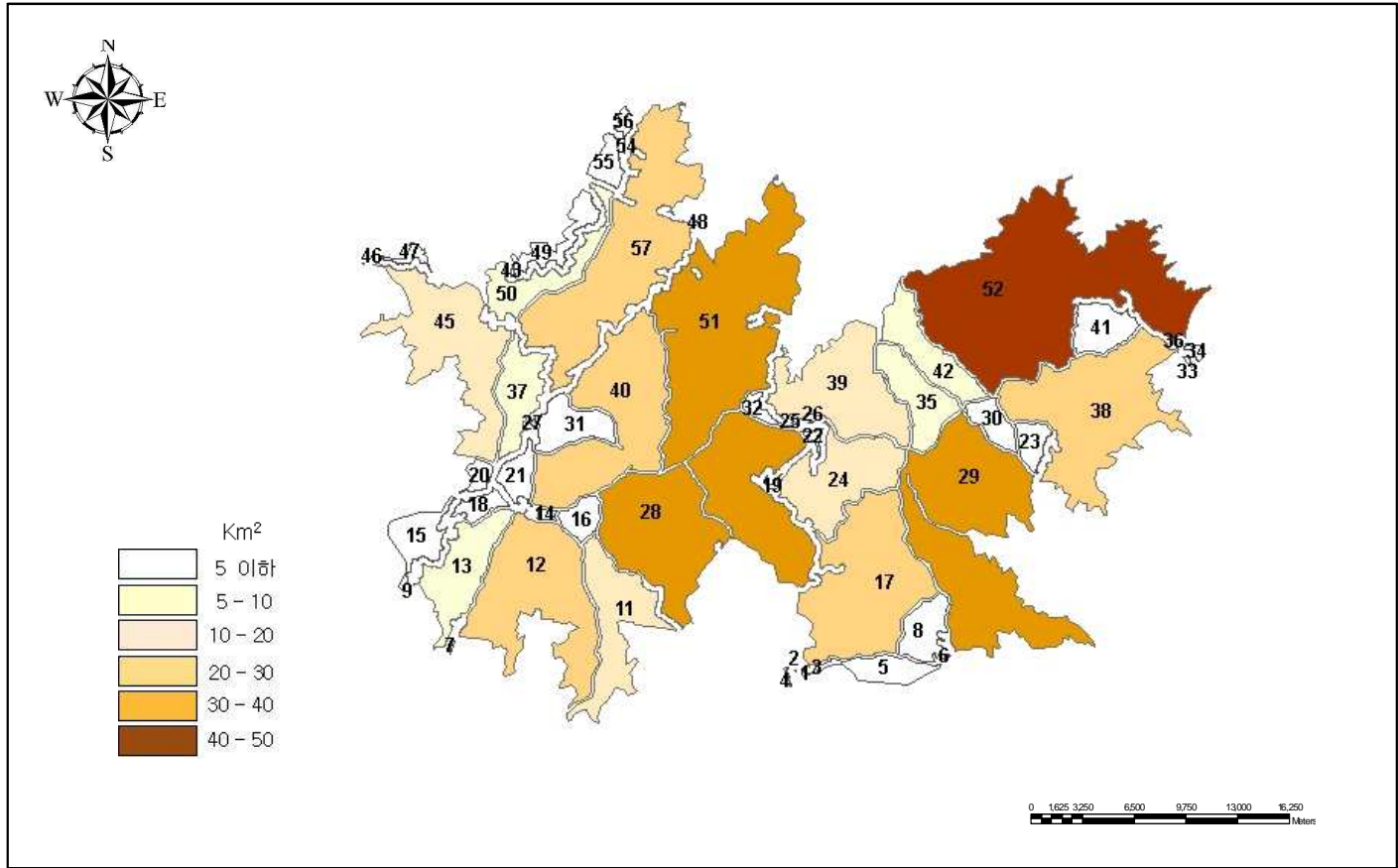


Figure 5. 지리산 국립공원의 자연보존지구, 자연환경지구내 도로와 법정 탐방로로 인한 조각화 현상.

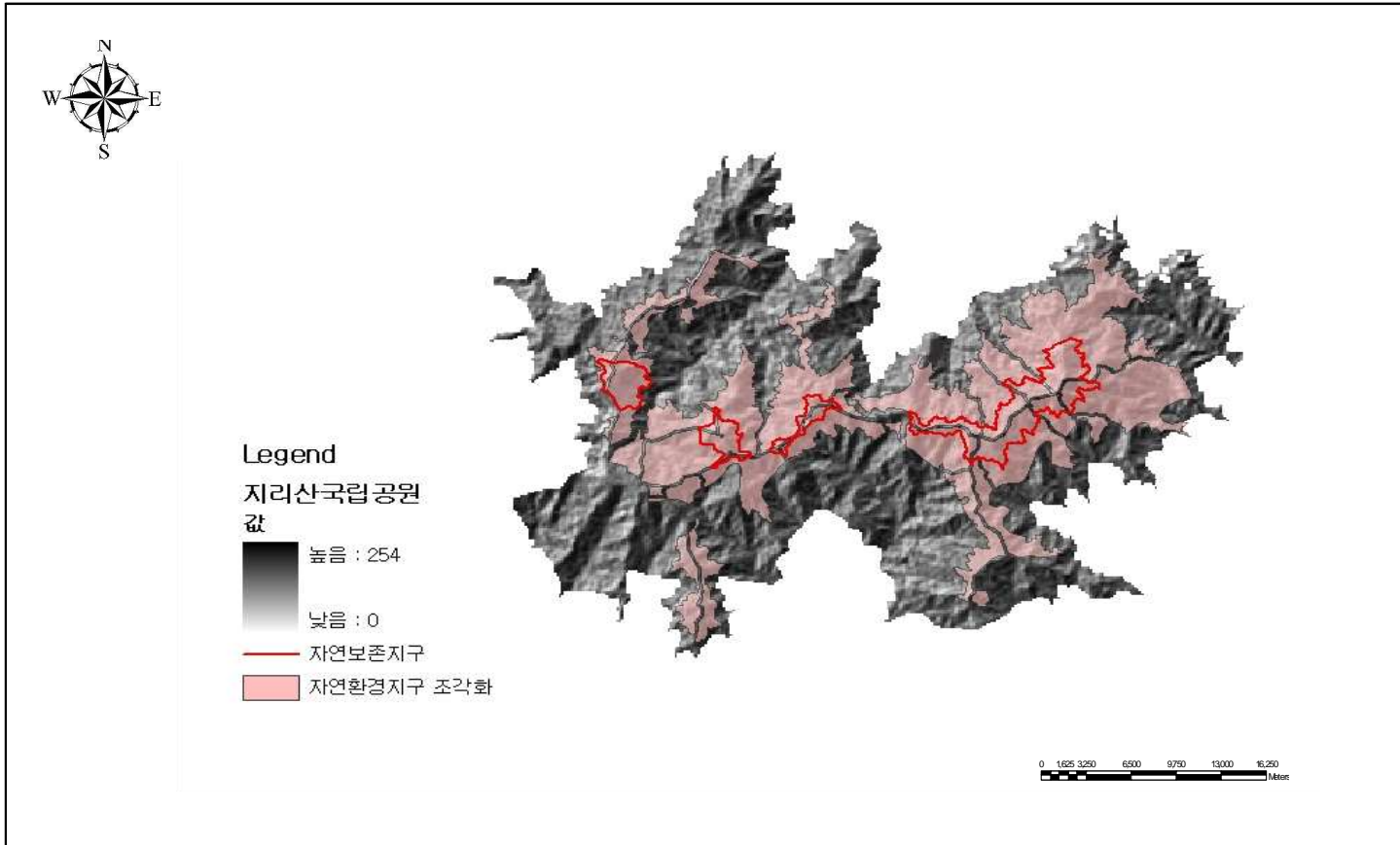
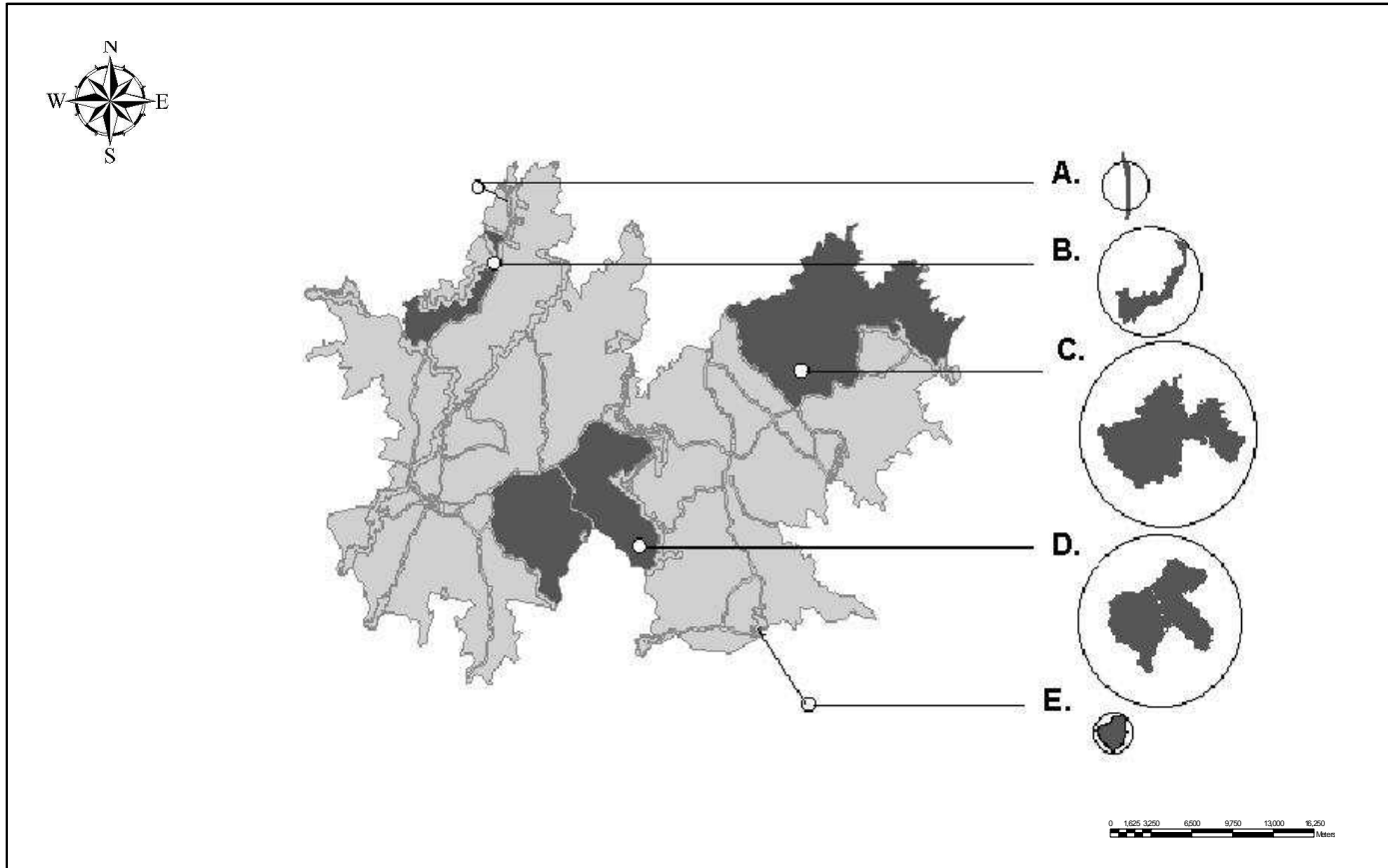


Figure 6. 도로와 탐방로의 영향으로 발생한 내부조각과 각 조각과 같은 둘레를 가지는 원의 상대적인 크기 비교. 실선으로 된 원 = 특정조각과 같은 둘레를 가지는 원의 크기; 바탕의 조각=도로, 탐방로에 의한 조각의 모양. A. 최소면적, 최대 LSI 조각: LSI=25.15, 조각면적=0.0001; B. 두 번째 LSI 조각: LSI=14.80, 조각면적=5.71; C. 최대면적 조각: LSI=9.39, 조각면적=47.77; D. 두 번째 면적 조각: LSI=8.86, 조각면적=45.97; E. 최소 LSI 조각: LSI=2.71, 조각면적=0.036.



IV. 고 찰

1. 가장자리 효과

가장자리 효과는 바람, 빛, 기온, 습도, 토양온도, 숲 틈의 수, 식생종의 구성, 낙엽층 두께, 포유동물, 정규식생지수, 변환식생지수(이도원, 2003) 등과 같은 매개변수를 이용하여 변화가 나타나지 않는 지점까지를 측정한다. 가장자리 효과는 종풍부도와 종 밀도가 높아 종 다양성을 높여 종의 진화에 있어서도 중요한 역할을 수행한다.(이도원, 2003). 본 연구에서는 설악산 국립공원 내의 도로와 용도지구가 식생에 미치는 영향의 정도를 Landsat TM 영상을 이용한 NDVI 분석을 통해 예측한 서경주(1996)에 근거하여 2차선 도로로부터의 가장자리의 효과를 112 m 버퍼링으로 적용하였다.

서경주(1996) 이외에도 여러 조건에서 가장자리 효과가 조사되어 왔다. 예를 들어 바람의 영향범위는 식생높이의 대략 2 - 3배로 60 m 정도(Harris, 1984), 미국 북서부 더글라스 전나무 숲에서는 미기후에 의해 30 m - 300 m, 식생변수에 의해 16 m - 370 m의 가장자리 효과가 나타났다(Chen et al., 1995). 아마존 중부에서 나무의 죽음과 손상을 변수로 측정한 가장자리 효과는 숲 조각의 대략 100 m 내부 까지 미쳤다(Ferreira and Laurance, 1997). 대체로 식생의 종구성은 대략 50 m의 가장자리 구역에서 영향을 받기 때문에(Harris, 1984) 벌목지와 접해있는 숲 가장자리에서는 모든 향에 있어서 50 m (Matlack, 1993)라고 규정되기도 하였다. 고속도로의 경우 버퍼 폭을 1, 2차선으로 분류하여 50 m - 70 m, 70 m - 100 m, 100 m - 140 m로 지정하였고(Swenson, 1995; Swenson and Franklin, 2000), Medicine Bow-Routt National Forest에서는 50 m와 100 m를 대입하였다(Reed et al., 1996).

우리나라에서 조사된 바로는 김보현과 이경재(2000)가 지리산 성삼재 도로의 경우 현지조사를 통해 도로건설이 주변식생에 미치는 영향권의 범위가 10 m - 30 m까지 다양함을 밝힌 바 있다. 북한산의 경우 Landsat TM 영상을 사용하여 정규식생지수(NDVI)를 도출한 바 있다. 버퍼링 작업에 의하여 공원의 전체 경계선으로부터 거리별 NDVI를 산출하였을 때 220.72 km - 456.23 km의 가장자리 효과 즉 추이대가 조사되었다(박종화 등, 1995). 서경주(1996)에 의하면 설악산 식생에 미치는 도로의 영향권은 80 m에 이르는 구간까지 급격히 변하면서 최대 112 m에 이르게 된다. 이러한 가장자리 효과는 크게 산림의 내부 500 m까지도 뚜렷이 나타나게 된다(Laurance, 1991).

Forman(2000)은 탐방로에 대해 50 m 버퍼를 기준으로 하였고, 교란에 적응한 식물(25 m), 식생종 구성(50 m), 기온의 변수(60 m - 80 m)를 고려하여(이도원, 2003) 본 논문에서는 탐방로의 경우 20, 40, 60m라는 차별화를 두었다.

2. 조각화

포장도로와 법정, 비법정 탐방로에 의한 조각은 491개, 그리고 포장도로와 법정 탐방로에 의한 조각은 57개로 나타났는데, 이는 440.49 km²라는 공원 전체면적에 대해 많은 작은 조각들의 집합체라는 것을 나타낸다. 이는 가장자리가 제외된 조각의 핵심구역인 각 내부조각들 간의 거리가 멀어지는 양상, 즉 고립도의 증가와 근접도의 감소양상을 나타내게 된다(박경훈 등, 2004).

지리산 국립공원이 작은 조각들로 조각화 되어있다 라는 사실은 너구리, 고라니, 청설모, 노루, 삿, 멧돼지, 멧토끼 등과 같은 중, 소형 동물의 최소존속개체군(MVP) 크기 유지에 큰 어려움을 초래할 가능성이 많음을 시사한다.

서식지 조각화에 의한 동물개체수의 감소와 기존 야생동식물의 서식지의 질적 저하현상(김귀곤·최준영, 1998)은 외국의 경우에 있어서도 수년간 연구되어지는 과제 중 하나이다. 조각화에 의한 서식가능 면적의 축소는 안정된 서식지를 요구하는 대형 야생동물 종에게 특히 큰 위협으로 작용할 수 있다. 즉, 이들은 새로운 서식지와 물을 얻기 위해 생활근거지를 옮기게 될 때 위험을 무릅쓰고 도로를 횡단하여 도로로 인한 차량충돌 피해를 받는다.

탐방객의 과도한 증가 또한 그 사유가 될 수 있다. 이는 탐방로의 표면 침식과 뿌리 노출 그리고 수목의 고사를 야기 시키는데(권태호 등, 1991), 탐방로 주변의 자연훼손 현상은 가장자리 효과와 연관되어 조각화를 증가시키며 더불어 조각 내부면적의 감소를 야기한다.

3. 형태분석

조각모양의 규칙성과 불규칙성은 생물의 반응에 중요한 요소로 밝혀지고 있는데(Farina, 1998) 본 연구에서 조각의 둘레와 면적비가 증가하고 있는 것을 통해 도로로 인한 조각의 모양은 조금 더 불규칙적으로 변화하였음을 보여주고 있다. 이는 외부환경과의 격리를 필요로 하는 조각의 핵심지역인 내부 조각의 면적이 감소함에 영향을 미친다고 하겠다(박경훈, 2004).

LSI의 분석을 통해 원형을 의미하는 1을 벗어난 2이상이라는 결과는 지리산 국립공원의 서식지 조각들이 원형이 아닌 굴곡을 가진 조각화 임을 시사한다. 최대 25의 수치를 가지는 조각의 경우(Fig. 7A) 긴 선 모양을 나타내므로 동물의 경우 안정된 내부 서식지를 갖출 수 없는 조각형태이다. 조각의 분포 양상을 보았을 때 5 - 9 범위에 있는 조각이 반 이상을 차지하는 것으로 보아 지리산 국립공원의 조각화 형태는 큰 굴곡화를 지녔다고 사료된다.

반면 조각 둘레의 굴곡이 커질수록 도로나 탐방로와의 상호작용은 더욱 활발해지고(Schonewald- Cox and Bayless, 1986), 동물이동에 중요한 통로로의 역할을 하는 반도효과(peninsula effect) (Taylor, 1987; Mann and Plummer, 1993)가 일어날 수 있다. 그러나 식물 종의 이동 또한 활발해지므로 굴곡이 큰 조각의 환경은 식생의 고유성을 떨어뜨리는(Gaile, 1984) 부정적 결과를 가져오기도 한다. LSI 값이 최소인 조각의 등근형은 에너지, 물질, 생명체 등의 자원을 보호하는데 효과적이고, 값이 최대인 굴곡형의 조각은 외부와 에너지, 물질, 생명체의 상호작용을 증가시키는데 효과적이라 한다(문석기 등, 2004).

특히 도로건설에 의한 산림 조각화로 인해 식물의 수관부가 열리고 햇빛을 선호하는 외래종의 이주가 용이해짐으로서 외래종 침입은 조각의 굴곡화와 병행하는 경향이 있다(Parendes and Jones, 2000; Spellerberg, 2002). 도로에 인접한 산림 가장자리 식생은 조각내부에 대한 미기후 변화의 완충 효과를 갖기도 하나(김은숙, 2001) 가장자리의 급격한 증가는 식생의 고유성을 감소시키는 요인으로 작용한다.

지리산 국립공원에서도 성삼재 도로로부터 산림 내부까지의 거리에 따른 외래종의 식생천이조사가 수행된 바 있다(김보현 · 이경제, 2000). 도로 주변에 절개 비탈면 급속녹화용으로 도입된 큰감의털이 우점종으로 나타나고 있고 녹화의 용도로 사용되는 타지의 토양이 아무 처리 없이 유입되어 겹달맞이꽃, 개망초 등의 침입종이 자리를 잡으면서 귀화식물이 확산되고 있다. 이처럼 도로의 건설은 인간의 활동을 극대화 시키는 기회로 작용할 뿐만 아니라 탐방로 주변은 표면침식, 수목의 고사, 암석노출, 뿌리노출, 노폭확대 등으로 훼손되어 지는 지역을 확장시키는 주요 원인이 되기도 한다(오구균 등, 1991).

이처럼 서식지 조각화와 굴곡화는 활동영역이 넓고 소규모의 개체군을

가지는 대형 포유류 쇠퇴나 절멸을 촉진시킨다. 즉, 자식열세, 유전자 부동, 개체군의 크기 감소로 생기는 다른 문제점 등에 의한 피해가 커져(Primack, 1993) 반달가슴곰처럼 커다란 몸으로 인해 활동영역이 넓은 야생동물에게는 치명적이게 된다.

참 고 문 헌

- 건설교통부. 2003. 국토의 계획 및 이용에 관한 연차보고서.
- 국립공원관리공단. 2004a. 공원통계자료.
- 국토연구원. 2004. 공간분석기법. 서울 : 한울아카데미.
- 권태호 · 오구균 · 권순덕. 1991. 지리산국립공원의 등산로 및 야영장 주변 환경 훼손에 대한 이용영향. 응용생태연구 5 : 91-103.
- 김귀곤 · 최준영. 1998. 분절된 서식처의 연결을 위한 생태이동통로에 관한 이론적 연구(I). 한국조경학회지 26 : 293-307.
- 김귀곤 · 김명진 · 김익수 · 서창완. 1992. 환경정보체계를 이용한 환경영향평가에 관한 연구(I) : GIS 활용을 중심으로. 환경영향평가 1 : 21-30.
- 김보현 · 이경재. 2000. 도로건설이 식물생태계에 미치는 영향-지리산 국립공원 삼재 관통도로를 사례로. 한국환경생태학회지 14 : 127-38.
- 김은숙. 2001. 도로에 인접한 숲 가장자리의 미기후 변화에 대한 완충제로서 하층식생의 역할. 서울대학교 환경대학원 환경계획학과 석사학위 논문.
- 김종원. 2004. 녹지생태학. 서울 : 월드사이언스.
- 문석기 · 이동근 · 김남춘 · 이규석 · 남상준 · 윤소원 · 강명수 · 예경록. 2004. 생태공학. 서울 : 보문당.
- 목영규. 2003. 국립공원 자연보존지구의 재설정에 관한 연구-지리산 국립공원을 중심으로. 서울대학교 대학원 석사학위 논문.
- 박경훈 · 정성관 · 오정학. 2004. 낙동강 유역에 있어서의 도로건설이 산림이 파편화에 미치는 영향. 환경영향평가 11 : 117 -127.
- 박종화 · 명수정 · 박영임. 1995. GIS 및 원격탐사기법을 이용한 북한산 국립공원 주변부의 추이대 탐지. 한국GIS학회지 3 : 91-102.

- 서경주. 1996. 식생지수를 이용한 설악산 국립공원 내 인간활동이 식생에 미치는 영향 분석. 서울대학교 대학원 석사학위 논문.
- 서주환 · 최현상 · 김상범 · 이철민. 1999. 형태지수를 이용한 도로경관의 선호성 분석에 관한 연구-설악산 국립공원을 대상으로. 한국조경학회지 27 : 87-93.
- 오구균 · 정승준 · 임윤희. 1991. 지리산 국립공원의 주연부 식생 구조. 응용생태연구 5 : 68-78.
- 오구균 · 우보명 · 김동완. 1997. 지리산 국립공원 아고산대 황폐나지의 식생복원공법 개발. 환경생태학회지 11 : 37-45.
- 이도원. 2003. 경관생태학. 서울 : 서울대학교 출판부.
- 환경부. 1991. 전국녹지자연도 정밀조사. 환경부 보고서.
- 환경부. 2002. 자연공원법. 환경부 법령.
- 환경부. 2003. 공원기본계획(안). 환경부 보고서.
- Chen, J., J. F. Franklin and T. A. Spies. 1995. Growing season microclimate gradient from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forest. *Ecological Applications* 5 : 74-86.
- Farrina, A. 1998. *Principlee and Methods in landscape ecology*. London : Chapman Hill
- Ferreria, L. V. and W. F. Laurance. 1997. Effect of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. *Conservation Biology* 11 : 797-801.
- Forman, R. T. T. and R. D. Deblinger. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. *Conservation Biology* 14 : 35-46.

- Gaile, G. L. 1984. *Spatial Statistics and Models*. Boston : Kluwer Academic Publishers.
- Harris, L. D. 1984. *The fragmented forest : Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. Chicago, University of Chicago Press.
- Laurance, W. F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 57: 205-219.
- MacArthur, R. H. and E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton : Princeton University Press.
- Mann, C. C. and M. L. Plummer. 1993. The high cost of biodiversity. *Science* 260 : 1868-1871.
- Matlack, G. R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* 56 : 180-194.
- Parendes, L. A. and J. A. Jones. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J Andrews experimental forest, Oregon. *Conservation Biology* 14 : 64-75.
- Primack, R. B. 1993. *Essential of Conservation Biology*. Boston : Sinauer Associates.
- 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.
- Schonewald-Cox, C. M. and J. W. Bayless. 1986. The boundary model : a

- geographic analysis of design and conservation of nature reserves. *Biological Conservation* 38 : 305-322.
- Spellerberg, I. F. 2002. *Ecological Effects of Roads*. Plymouth : Science Pub. Inc.
- Swenson, J. 1995. Examining and predicting habitat fragmentation using a geographic information system in the Santa Monica Mountains. Master's Thesis, San Diego State University, CA.
- Swenson, J. and J. Franklin. 2000. The effects of future urban development on habitat fragmentation in the Santa Monica Mountains. *Landscape Ecology* 15 : 713-730.
- Taylor, R. J. 1987. The geometry of colonization : 2. Peninsulas. *Oikos* 48 : 232-237.
- <http://www.npa.or.kr> 국립공원관리공단 공원통계자료.
- <http://www.npa.or.kr/chiri> 지리산국립공원관리공단.
- ESRI, 2002. Arcview 8.3.

1 부 ABSTRACT

Evaluation of preservation zones in Chirisan National Park

Paek, Kyung Jin

Major in Biology Education

Graduate School of Education

Sungshin Women's University

Chirisan National Park, the first and largest one out of 20 national parks in Korea, is divided into five zones. They are composed of nature preservation zone, natural environment zone, natural residential zone, concentrated residential zone, and collective facility zone. However, the park is not a continuous habitat: roads, trails, local residences, and various facilities created the habitat mosaics severely fragmented. We investigated the fragmentation pattern of the park due to roads and mountain trails using GIS. Based on perimeter length, area, and the ratio of perimeter to area of each patch, we obtained landscape analysis indices which reflect the regularity of the patch shape. The 1 m-wide hiking trails divided the park into 491 fragments. The legal trails with 1.5 m - 3 m width which have been heavily used by hikers generate 58 fragments. Even the nature preservation zone, corresponding to a core zone comprising 31.8% of the park area, was divided into 37 fragments because of the roads and mountain trails. With the different widths of buffer

applied, the core sizes of the fragments were reduced. When the 60 m buffer was applied, the patch interior areas ranged from 0.0001 to 47.77 km² with a mean of 7.08 km². The landscape shape indices were far greater than 1 for most of the cases with a maximum value of 25. These results clearly indicate that Chirisan National Park is not a continuous habitat, but mosaics of small, irregularly shaped habitat fragments. It is necessary to take the size and shape of the fragmented habitats into consideration when nature conservation is planned, especially for large wildlife such as brown bears.

논문개요

도로로 인한 서식지 조각화는 야생동물의 이동과 확산을 차단하여 개체군 크기를 감소시키고 궁극적으로 종의 절멸을 가져오는 요인 중 하나이다. 현재 우리나라에서는 상당한 수준의 서식지 조각화 현상을 나타내는 지리산국립공원에 천연기념물이자 절멸위기종인 반달가슴곰을 복원하는 프로젝트가 진행 중에 있다. 그러나 반달가슴곰의 최소존속개체군의 추정에 필수적인 최소역동면적과 행동권에 대한 자료는 거의 없거나 매우 부족한 상태이다. 본 연구에서는 2001년 지리산에 시험방사 된 바 있는 두 반달가슴곰의 위치자료를 이용하여 곰의 이동양상이 도로유형과 밀도에 따라 어떻게 달라지는지를 우선 확인하였다. 또한 100% Minimum Convex Polygon(MCP)과 95% Adaptive Kernel Homorange method(AK)를 이용하여 곰의 행동권을 예측하였다. 이 행동권에 근거하여 적합 서식지와의 부합 여부, 최소존속개체군의 유지 가능성을 평가하였다. 곰은 굴곡이 많은 서식지 조각을 통하여 이동하였고 도로유형과 밀도에 따라 출현 빈도에 큰 차이를 보였다. 두 반달가슴곰의 행동권은 100% MCP 중간값이 376.85 km^2 , 95% AK 중간값이 50.76 km^2 이었고 중첩지역은 각각 126 km^2 , 3.99 km^2 이었다. 지리산의 출입통제지역이라 하여도 행동권의 핵심지역은 탐방로가 적은 곳에 밀집되어 있었다. 이 결과들은 곰의 이동과 분산이 차량과 탐방객에 의해 제한됨을 시사한다. 반달가슴곰의 행동권이 서로 분리되면서 어느 정도 중첩된다면 최소존속개체군은 유지될 수 있을 것으로 사료된다. 그러나 지리산 국립공원 내 곰 개체수 유지를 위해 핵심서식지와 행동권의 공간적 분산을 위한 철저한 서식지 관리가 필요하다.

목 차

2부 Evaluating bear's habitat condition in a fragmented Chirisan National Park

논문 개요

표목록 (List of Tables)

그림목록 (List of Figures)

I. 서론	38
II. 재료 및 방법	41
III. 결과	46
1. 지리산 국립공원의 도로 점유율과 도로밀도	46
2. 반달가슴곰 출현빈도와 도로밀도간의 관계	46
3. 내부조각의 LSI수치와 반달가슴곰 출현빈도와의 관계	47
4. 반달가슴곰의 행동권 분석	47
IV. 고찰	74
1. 도로와 반달가슴곰의 행동반경	74
2. 행동권	76
3. 제언	81

참고문헌

ABSTRACT

표 목 록 (List of Tables)

Table 1. 지리산 국립공원의 포장도로(A)와 법정탐방로(B)의 폭	49
Table 2. Minimum Convex Polygon(MCP)와 Adaptive Kernel Homerange(AK)을 이용한 두 반달가슴곰, 장군과 반들의 행동권.....	50
Table 3. 지리산 국립공원의 출입통제 지역과 자연휴식년제 지역.....	51

그림 목록 (List of Figures)

Figure 1. 지리산 국립공원의 주요 식생인 신갈나무 군락(43.5%), 소나무 군락(11.2%), 졸참나무 군락(8.6%), 기타 군락(36.7%)의 식생 분포도	52
Figure 2. 지리산 국립공원의 고도와 향 분석	54
Figure 3. 지리산 국립공원 내 도로 폭 측정 지점	56
Figure 4. 지리산 국립공원 내외의 면리간도로, 진입 및 탐방로, 소로의 분포와 반달가슴곰의 출현 지점	58
Figure 5. 면리간도로, 진입 및 탐방로, 소로의 도로밀도와 반달가슴곰 출현빈도의 관계	60
Figure 6. 지리산 국립공원의 2차선 포장도로와 법정탐방로에 각기 다른 도로의 영향권을 주었을 때 발생한 내부조각과 반달가슴곰 출현 지점	62
Figure 7. Adaptive Kernel Homorange 분석에 근거한 두 반달가슴곰 반돌과 장군의 25%, 50%, 75%, 95% 행동권	64
Figure 8. 100% Minimum Convex Polygon 분석에 근거한 두 반달가슴곰, 반돌과 장군의 행동권	66
Figure 9. Adaptive Kernel Homorange 분석에 근거한 두 반달가슴곰, 반돌과 장군의 25% 행동권과 95% 행동권의 중첩 지역	68

Figure 10. Density Binning에 근거한 출현빈도수(Cell Value)에 따른
반돌과 장군, 두 반달가슴곰의 총 서식지 밀집 지역 70

Figure 11. 2001년과 2002년에 출입통제가 시행된
지리산 국립공원의 면적 72

I. 서론

도로는 식물의 화분매개나 종자산포의 기회를 감소시켜 식물의 번식을 저해한다(Spellerberg, 2002). 도로는 또한 야생동물의 이동과 확산을 차단시키고 서식지 조각화를 통하여 안정적 서식지 감소를 가져온다. 서식지가 감소하면 동물 개체군의 크기가 작아지기 때문에 근친교배나, 다른 종간의 교배로 불임이거나 약한 개체가 태어나는 타식약세, 그리고 환경적 변이에 대한 적응능력 감소를 겪으면서 개체군이 절멸할 확률이 높아진다(Primack, 1993; 문석기 등, 2004).

이러한 문제점으로 인하여 종의 생존을 보장하는 존속가능최소개체군(Minimum Viable Population: MVP)(Shaffer, 1981)의 개념이 등장하였다. 대부분의 야생동물에 있어 복원과 보존에 절대적으로 필요한 최소한의 개체수는 50개체로써 미성숙개체의 경우를 고려할 경우, 50개체의 10배수인 500개체를 MVP로 정의한다(Franklin, 1980). 또는 유효한 개체군 크기는 200개체 이상이라고 알려져 있다(Schultz and Lynch, 1997; Whitlock, 2000). MVP 유지에 필요한 서식지의 크기는 최소역동면적(Minimum Dynamic Area: MDA)(Thiollay, 1989)으로 나타낸다. MDA는 먹이, 휴식, 은신, 번식, 양육, 개체군 분산 등의 목적으로 움직이게 되는 행동반경인 행동권과 MVP를 곱하여 측정한다(<http://drjoe.biology.ecu.edu>). 예를 들어 멸종위기에 놓여 있으며 육식동물로서 중요한 생태적 지위를 갖는 삵의 경우 행동권 7.5 km² (Rabinowitz, 1990)를 고려하여 MDA는 3,570 km²로 결정한 바 있다(강혜순 등, 출판중).

곰의 경우 서식지의 질이 양호함에 따라 행동권이 축소되고(Pianka, 1994; Joshi et al., 1995), 특히, 도로밀도는 곰의 생존과 보전정도에 큰 영향을

미친다(Craighead et al., 1995; 김우룡 등, 2001; Spellerberg, 2002). 즉, 도로 밀도가 증가할수록 로드킬(road kill)이 증가되기도 하고 안정된 서식지를 찾아다니기 때문에, 자연히 행동권이 확대되기도 한다. 곰의 밀도 증가에 따라 행동권 감소가 나타나는데 이는 서식지 질에 따라서도 구별되어 나타난다(Nagy and Gunson, 1990; Penner, 1998; Swenson et al., 1998; McLoughlin et al., 1999; McLoughlin et al., 2000). 지리산 국립공원 내 반달가슴곰의 경우 이입, 사망, 적응, 연령, 출산, 성별의 요인을 고려하여 2004년부터 2008년까지 5년간 매년 6마리씩 도입하여 2012년까지 MVP를 51마리로 예측하였다(국립공원관리공단, 2004b). 지리산 국립공원의 예상 MVP인 51마리에 적합한 MDA가 확보되고 있는가는 복원작업에서 가장 먼저 확인되어야 할 항목이라고 사료된다. 그러나 이 분석에서 행동권이 고려되었다는 증거는 없었다. 이러한 MDA 산정에 중요한 요소가 되는 행동권의 크기는 서식환경, 도로를 비롯한 인간의 간섭, 동물 개체군의 밀도에 따라 크게 달라진다(Ross, 2002).

우리나라에서 야생동물의 서식지 적합도를 예측한 연구는 많지 않은 편이다(박소영, 2000; 최태영, 2002; 정종철·조영석, 2004). 또한 동물의 행동권을 이용한 서식지 분석과 MVP 측정에 대한 연구 자료도 거의 없는 상태이다. 이에 반해 종 다양성 회복을 위한 국가적 사업의 일환으로 1998년 환경부는 '멸종위기 야생동물 복원기술 개발' 프로젝트를 시도하였다. 반달가슴곰의 경우 1996년의 다수의 흔적만이 발견되다가 카메라에 실제 곰이 촬영되었고, 그 후 2002년 국립공원관리공단 반달가슴곰관리팀에 의해 야생 반달가슴곰이 극소수 생존함을 최종적으로 확인하였다. 이로써 지리산 국립공원에 대한 모니터링을 통해 천연기념물 329호이자 멸종위기 야생동물(환경부, 1998)인 반달가슴곰의 복원사업이 본격적으로 대두되어지기 시작하였다. 반달가슴곰의 복원은 멸종위기종 복원 측면뿐 만 아니라 먹이사슬 최상의 단계에 있는 종을

복원함으로써 지리산 자연생태계를 회복시키는 동시에 더 나아가 백두대간을 주축으로 하는 우리나라 자연생태계의 연결망 형성에도 기여한다(국립공원관리공단, 2004b).

반달가슴곰의 복원지로 선정된 지리산 국립공원에서 방사되어 2002년 - 2003년간 위치 추적된(지리산국립공원, 2004b) 두 반달가슴곰의 행동권 데이터를 이용하여 다음과 같은 의문을 조사하였다: 1) 지리산 국립공원의 도로 점유율, 도로밀도, 서식지 내부조각의 경관형태지수(LSI)는 반달가슴곰의 위치양상에 어떤 영향을 미치는가? 2) 반달가슴곰의 행동권은 다른 지역 곰들의 행동권과 어떤 차이를 보이는가? 3) 지리산 국립공원은 면적과 서식지 적합성에서 반달가슴곰 51개체 MVP를 복원하기에 적절한가?

II. 재료 및 방법

1. 연구 대상지

총 면적 471.75 km² 인 지리산 국립공원은 98% 이상이 임야이고, 농경지 0.94%, 대지 0.10%, 기타지역 0.39%의 토지이용도(국립공원관리공단, 1997)를 나타낸다. 전체면적 중 국유지는 70.4%, 공유지는 3.7%, 사유지는 17.3%, 사찰지는 8.6%에 이른다. 우리나라 공원 중 최대면적임에도 불구하고 설악산(5.6%), 한라산(2.2%) 등 다른 국립공원에 비해 사유지 비율이 높아(<http://www.npa.or.kr/>) 환경훼손이 빈번하며 용도지구 변경이나 반달가슴곰 복원과 같이 엄격한 보호가 요구되어지는 사업추진에 어려움이 있다.

탐방객은 2002년(2,686,000명) 이후부터 2004년(3,003,000명)까지 꾸준히 증가하는 추세이다(국립공원관리공단, 2004a). 이에 따라 탐방로와 능선부 등산로에서는 훼손이 심화되어 인위적인 복구공법이 필요한 환경피해도 4등급 이상인 면적이 약 34 km²에 달하고 야영장에서도 이용압력과 훼손현상이 증가하고 있다(권태호 등, 1991).

지리산의 주 식생은 신갈나무 군락(43.5%), 소나무 군락(11.2%), 졸참나무 군락(8.6%)으로서(환경부, 1990, 1993, 1994)(Fig. 1) 반달가슴곰의 주 먹이원이 되는 도토리를 생산하는 참나무가 지리산 전체 면적의 60% 이상을 차지하기 때문에(국립공원관리공단, 2004b) 먹이 자원 제공에는 문제점이 없어 보인다. 또한 최고 해발고도 1,915 m, 평균 해발고도 911 m(목영규, 2003)의 험준한 산맥을 지녔고(Fig. 2A) 향 분포는 0° - 360°에 까지 모든 방향이 고르게 분포되어 있다(Fig. 2B). 이처럼 평균 고도가 높고 지형적으로 복잡하고 넓은 지리산 국립공원은 우리나라 국립공원 중 반달가슴곰에게 최적의 서식지를 제공한다.

2. 연구 대상종

우수리 흑곰 또는 반달가슴곰으로 불리우는 반달가슴곰(*Ursus thibetanus ussuricus*)은 포유류 중 날카로운 이빨구조를 공통적으로 갖고 있는 식육목(Carnivora)의 곰과(Ursidae)에 속한다(국립공원관리공단, 2004b). 반달가슴곰은 체중은 어른 수컷이 100 - 200 kg, 어른 암컷이 50 - 150 kg이며, 몸 길이는 1.3 m - 1.9 m에 이르는 중간 크기이다(Stirling, 1993;). 2001년 지리산에서 방사 실험한 수컷 중 반돌이의 경우 생후 27개월에는 54 kg (신장 127 cm)이었으나 37개월 때에는 123 kg (신장 159 cm)으로 크게 증가하였고, 42개월째에는 133 kg (신장 160 cm)으로 성장률이 둔화되었다.

현재 반달가슴곰은 아시아 남부지역에 주로 분포하나 서식범위가 크게 좁아지면서 단편화가 일어나고 있는 실정이다. 서쪽 경계로는 아프카니스탄에서 인디아 북부, 인도차이나의 북부지역, 중국 남부 사이에 서식하며, 북동쪽으로는 일본, 한국, 대만, 중국 북부, 러시아 극동지역에서 서식하고 있다. 남한지역에서는 1983년 조사결과 총 56마리가 서식하고 있는 것으로 조사된 바 있다(설악산 10, 오대산 4, 태백산 4, 조령산 2, 지리산 36)(한국야생동물보호협회, 1983). 그러나, 공식적으로 확인되지 않았으나 계속된 서식환경 악화와 과도한 밀렵으로 현재는 지리산에 5마리 내외만 서식하고 있는 것으로 알려지고 있다.

반달가슴곰은 울창한 숲, 특히 기복있는 산악지역을 선호한다(국립공원관리공단, 2004b). 2002년 시험 방사된 반달가슴곰 2마리의 경우 2년생이었을 때에는 주로 해발고도 1,000 - 1,500 m를, 3년생이었을 때에는 700 - 1,500 m 지역을 주로 이용하였다. 향 분포에 있어서는 주로 남동향(54%, 41%)을 이용하였다(국립공원관리공단, 2004b).

3. 연구 방법 및 분석

3.1. 데이터 수집

도로밀도를 측정하기 위해 국토정보연구원의 수치지도, 추출된 도로 layer, 국립공원관리공단의 공원경계 등을 이용하였다. 도로의 폭을 측정하기 위해 탐방객과 차량의 유입이 많고 이동이 용이하다고 판단되는 지역을 선정하였다(Fig. 3). 공원 내 도로 포장도로 중 4구간 즉, 연곡사 - 피아골, 뱀사골 - 성삼재, 성삼재 - 천은사, 구례 - 화엄사 구간, 탐방로 중 4구간 즉, 노고단 - 삼도봉, 임결령 삼거리 - 피아골 직전마을, 노고단 - 화엄사, 벽소령관통도로, 총 8 구간에서 각기 5 지점을 무작위적으로 선정하여 측정하였다. 반달가슴곰의 위치 데이터는 2001년 시험 방사된 반돌이, 장군이에 대한 시험방사결과보고서(2004)의 2002년 - 2003년 2년간에 걸친 이동경로에서 수집하였다. ESRI의 ArcGIS 9.0(2004)에서 Point Shape 파일로 실측 데이터를 작성하였다. 추가적으로 Ecological Software Solution에서 제공되는 Biotas 1.03a(1998)를 이용하여 Point 밀도차이에 따라 Random Sample을 적용한 예측 데이터도 작성하였다. Biotas 1.03a(1998)는 행동권 분석에도 사용하였다.

모든 데이터들은 Microsoft 사의 Access의 mdb와 Excel의 xls 포맷으로 저장되어 분석기법의 기본 데이터로 활용되었다. 본 논문에서는 위에서 언급한 바 있는 ESRI의 ArcGIS 9.0(2004)을 주사용 프로그램으로 하여 지리적 공간상에 분포하는 물리적 환경과 자연적 환경에 대한 계획, 분석, 의사결정을 수행하였다.

3.2. 데이터 처리와 분석

Arcview 9.0(2004) Spatial analyst의 Line Density Tool을 이용하여 도로의 점유율과 도로밀도 분석을 수행하였다. 지리산 국립공원을 포함하는 12개의 도엽(남원, 운봉, 가흥, 생초, 연파, 덕동, 대성, 사리, 구례, 토지, 악양, 청암)을 병합하여 도로 layer를 추출하였다. 도로는 다음과 같이 3가지 유형으로 분리하여 밀도를 분석하였다. 1) 소규모 지역의 지리적 연결성을 높이기 위해 건설된 포장도로로서 지리산 공원 내 벽소령 관통도로를 포함한 면리간도로, 2) 경계 내 포장도로와 법정 탐방로를 포함하여 지리산국립공원의 차량이나 도보로 진입 가능한 진입·등산로(지방도 포함), 3) 간선도로 즉, 면리간도로에서 갈라져 좁게 뻗은 도로로 차량의 진입도 가능하나 대부분 도보로 다니는, 비법정 탐방로와 같은 개념의 소로가 그것이다. Line Density는 단위면적(km^2)당 단위길이(km)를 나타내는 것으로 선형의 feature를 각 Raster cell의 인접 cell로 표현하는 것이다. 단위면적으로 지정된 원 내 Polyline feature의 내부 길이와 모집단(라인의 특성)을 고려하여 그 비율 값을 나타내었다. 이렇게 측정된 도로밀도 값은 등간격 분류를 이용하여 9개의 class로 나누었다.

공원 전체면적에 대한 도로 점유율 분석을 위해 샘플 지역의 포장도로, 탐방로 폭을 고려하여 지리산 국립공원 도로의 총 면적을 계산하였다. 이 도로 총 면적과 공원 전체 면적에 대한 비율을 통해 도로 점유율을 산출하였다. 이어 도로밀도와 반달가슴곰의 출현 빈도간의 상관관계를 분석하였다. 분석을 위해 각 도로의 특성에 따라 밀도 데이터와 위치 데이터, 두 layer를 중첩하고, 9개의 밀도 Class 당 반달가슴곰의 Point 비율을 산출하였다.

서식지 조각의 핵심 내부 지역 굴곡화 정도를 측정한 둘레 : 면적의 변형지수(Landscape Shape Index : LSI)(국토연구원, 2004)와 야생동물 주요 서

식지와 의 관계를 평가하였다. 이를 위해 이미 분석된 바 있는 지리산 국립공원의 조각화 layer(백경진 등, 2005)에 반달가슴곰의 위치 데이터를 중첩하여 각 조각에 분포하는 반달가슴곰의 위치를 추출하였다. 또한 내부조각의 LSI수치와 반달가슴곰의 빈도를 비교 분석하였다.

반달가슴곰의 행동권은 Biotas 1.03a(1998)의 Adaptive Kernel Homerange Method(AK)와 Moving Harmonic Mean 값을 이용하여 각 개체의 전체 행동권을 산출하는 100% Minimum Convex Polygon(MCP)으로 평가하였다. AK는 관찰지점 간의 거리 값을 고려하여 관찰지점을 등고선 형태로 그룹핑함으로 핵심영역과 기타영역으로 구분하는, 발전된 방법이다(Worton, 1989). 본 논문에서는 행동권 범위를 중심 지역부터 최대 영역까지, 25%, 50%, 75%, 95%의 4개의 Class로 분류(Wong et al., 2004)하였다. 행동권의 핵심지역은 전체 사용 지역에서 행동권의 25%로 규정하였다(Powell, 2000). MCP(Mohr, 1947)는 관찰지점 중 가장 외곽점을 연결하여 만들어진 다각형 면적을 계산하는 방법으로 한 개체의 이용 최대면적과 행동권 중복면적을 산출할 때 사용한다(국립공원관리공단, 2004b). 또한 두 개체의 지역적인 총 밀도를 보기 위해 두 개체의 위치 정보를 모두 중첩한 후 Density binning를 이용하여 Hexagon Grid로 표현하였다. Density binning은 point를 2차원의 density bin으로 전환시켜 준 것으로 각각의 색은 point의 밀도를 나타내어 시각적 구별을 가능하게 하는 이점이 있다. 종합적으로 행동권 레이어를 중첩하여 두 개체의 행동권 중복면적을 분석하였다.

마지막으로 반달가슴곰 등의 야생동물의 서식지간 이동을 위해 모든 layer를 중첩하여 탐방로 등의 출입금지(폐쇄)지역과 이동통로 필요 지점을 판단하였다.

Ⅲ. 결 과

1. 지리산 국립공원의 도로 점유율과 도로밀도

지리산 국립공원 내 포장도로(Table 1A)의 총 길이는 421.22 km, 그 폭은 최소 3.3 m에서 최대 8.0 m에 이른다. 폭이 1.0 m에서 3.9 m에 달하는 법정 탐방로(Table 1B)의 총 길이는 187.08 km이다. 포장도로와 법정 탐방로의 총 길이는 608.3 km에 이른다. 따라서 포장도로와 탐방로의 실 면적은 26.48 km²로 도로는 전체 공원에서 6.0%의 면적을 차지한다.

지리산을 포함한 12도엽의 면리간도로, 진입·등산로(경계 내 지방도로 포함), 소로의 도로밀도를 단위면적 1 km²당 km(또는 m)로 나타내었을 때(Wydeven, 2001), 각 도로밀도는 평균(\pm 1 SD) 1.73 \pm 2.30 m, 0.27 \pm 0.51 m, 2.24 \pm 1.29 m이었다. 각 도로별 최대 밀도를 가지는 지역은 면리간도로의 경우 공원과 접한, 공원 외부 지역으로 17.50 m이며, 공원 내에서는 벽소령 대피소 지역이 가장 높아 약 6.0 m의 밀도값을 나타내었다. 진입·등산로의 최대밀도는 3.39 m로 성삼재 관통도로와 벽소령 포장도로, 그리고 공원의 매표소가 있는 모든 진입로에서 그러하였다. 소로의 경우 칠선계곡과 화엄사가 있는 마산면 지역에서 9.72 m로 최대로 나타났다(Fig. 4).

2. 도로밀도와 반달가슴곰 출현빈도간의 관계

반달가슴곰의 활동은 도로의 존재유무보다는 탐방객과 차량의 유입과 밀접한 관련이 있었다. 지리산 국립공원 내외 도로 밀도와 반달가슴곰 출현빈도와의 관계는 각 도로 유형에 따라 달라졌다(Fig. 4). 지리산을 관통하

는 먼리간도로(지방도)에서 반달가슴곰 출현 빈도는 도로의 밀도가 증가됨에 따라 Class 2부터 급격히 감소하며, Class 4는 0에 근접하였다(Fig. 5). 그러나 진입·등산로의 밀도가 증가할수록 곰의 출현빈도가 감소되기는 하나 먼리간도로 보다 그 감소폭은 적고, 먼리간 도로의 경우 Class 4 - 6에 이르는 높은 도로밀도에서 출현빈도는 오히려 약간 증가하는 경향이 있었다. 소로의 경우 그 밀도가 증가하더라도 출현빈도가 직선적인 감소 경향은 나타나지 않았고 오히려 도로밀도가 중간 값을 가지는 Class 2 - 4에서 최대의 출현수를 나타내었다.

3. 내부조각의 LSI수치와 반달가슴곰 출현빈도와의 관계

장군이의 경우 지리산 국립공원 조각 중 #28 (조각의 내부면적(IA) = 37.97 km², LSI = 8.86), #21 (IA = 2.19 km², LSI = 4.75) 에 주로 존재하였고 #12와 인접한 공원 경계 밖의 지역에서 큰 출현빈도를 나타냈다(Fig. 6). 반돌이의 경우 #11 (IA = 10.71 km², LSI = 9.98), #12 (IA = 21.37 km², LSI = 8.14), #28 (IA = 37.97 km², LSI = 8.86)에 주로 위치하며 장군이처럼 공원경계를 벗어나 주로 #5의 하단부에서 출현하였음을 알 수 있었다. 그러나 비교적 원형에 가깝다고 볼 수 있는 LSI 값이 2 정도인 조각 #16, #41에서는 반돌이만이 5회 이하의 출현횟수를 보였다.

4. 반달가슴곰의 행동권 분석

AK 분석을 통한 반돌이와 장군이의 95% 행동권은 각각 79.03 km², 22.50 km²으로 두 개체의 행동권 중간값은 50.76 km²로 산출되었다(Fig. 7). 반

돌이의 95% 행동권은 장군이보다 3배 이상이나 컸다(Table 2). MCP로 100% 행동권을 측정한 결과 중간값이 376.85 km²로서 지리산의 면적의 85.6%를 차지하였다(Fig. 8, Table 2). 그러나 두 개체간의 큰 차이는 나타내지 않았다.

두 개체의 AK를 이용한 95% 행동권은 3.99 km² 중첩되었으나(Fig. 9), 활동 핵심지역인 25% 행동권은 95% 행동권과 달리 서로 중첩되지 않았다. 25%의 핵심지역은 반돌이의 경우 0.68 km², 장군이가 0.37 km²이었다. 그 지역은 처음 방사한 문수리 인접 지역으로 반돌이의 경우 피아골 - 연곡사, 장군의 경우 문수리 - 월령봉 지역이었다(Fig. 9). 반면 100% MCP의 행동권 중첩 지역은 148.12 km²로 나타났다.

Fig. 10은 반돌이와 장군의 위치 정보를 모두 중첩하여 서식지 범위를 분석한 결과를 보여준다. 즉, 동서로는 노고단 - 명선봉 지역, 남북으로는 반야봉 - 문수리가 반달가슴곰의 주요 행동권 지역으로 나타났다.

Table 1. 지리산 국립공원의 포장도로(A)와 법정탐방로(B)의 폭(m).

측정지점	연곡사-피아골	뱀사골-성삼재	성삼재-천은사	구례-화엄사
A. 포장도로				
1	5.60	6.40	7.50	6.90
2	5.60	6.70	7.20	6.80
3	5.10	6.10	7.10	6.60
4	4.90	6.70	6.80	6.50
5	3.30	7.10	5.90	6.20
평균	4.90	6.60	6.90	6.60
	노고단-삼도봉	임걸령-피아골	노고단-화엄사	벽소령
B. 법정탐방로				
1	1.75	1.00	1.50	3.90
2	1.90	1.20	1.80	3.60
3	1.30	1.10	2.30	3.20
4	1.10	1.20	2.10	-
5	1.15	1.50	1.65	-
평균	1.44	1.20	1.87	3.57

Table 2. Minimum Convex Polygon(MCP)과 Adaptive Kernel Homerange(AK)를 이용한 두 반달가슴곰, 반돌과 장군의 행동권.

	위치 추정 지점의 수	AK 95% 행동권 (km ²)	AK 25%(핵심지역) (km ²)	MCP 100% 행동권 (km ²)
장군	366	22.50	0.37	369.7
반돌	174	79.03	0.68	384.0
중간값	270	50.76	0.52	376.9

Table 3. 지리산 국립공원의 출입통제 지역과 자연휴식년제 지역(<http://www.npa.or.kr>).

시행시기	시행목적	시행구간	면적	시행기간 (년)
2001년	멸종위기에 처한 반달가슴곰 등 야생동물의 서식환경 안정화	노고단~쭈발재~치발목	102.18 km ²	-
		만복대 자연보존지구	3.5 km ²	-
		칠불사~토끼봉	4.9 km ²	-
		장터목대피소~가내소폭포	4.2 km ²	-
2002년	방사한 반달가슴곰으로부터 탐방객과 주민보호, 밀렵으로부터 곰보호	성삼재~천은사 간 지방도 동편 성삼재~노고단~삼도봉~통곡봉 구간 내 전남 구례군 일원의 공원구역	52.9 km ²	-
2003년	91년부터 시행된 02년 종료구간의 자연 회복정도를 분석하여 기간연장 검토 영구시행구간의 휴식기간 조정 및 신규시행구간을 추가	세석평전 칠쭈군락지	30 km ²	'03-'05
		장터목 훼손지복구지역	30 km ²	'03-'05
		제석봉 구상나무식재지	59.5 km ²	'03-'05
		왕등재습지	30 km ²	'03-'08
		선녀탕~천왕봉(칠선계곡)	6.7 km	'03-'05
		노고단정상부	7.58 km ²	'03-'05
		노고단~심원	4 km	'03-'05
		반야봉~심원	10 km	'03-'05
		노고단~왕시리봉~구산리	16 km	'03-'05
		뱀사골계곡(요룡대~막차위)	6.4 km	'03-'05
		연하천 주목군락지	15 km ²	'03-'08
		반야봉~쟁기소	8 km	'03-'05
		반야봉정상부	30 km ²	'03-'05

자연휴식년제의 법적근거는 자연공원법 제28조 『공원관리청은 자연공원의 보호, 훼손된 자연의 회복, 자연공원에 들어가는 자의 안전과 그밖에 공익상 필요하다고 인정하는 경우에는 자연 공원 중 일정한 지역을 지정하여 일정한 기간 그 지역에 사람의 출입 또는 차량의 통행을 제한하거나 금지할 수 있다.』이다.

Figure 1. 지리산 국립공원의 주요 식생인 신갈나무 군락(43.5%), 소나무 군락(11.2%), 졸참나무 군락(8.6%), 기타 군락(36.7%)의 식생 분포도.

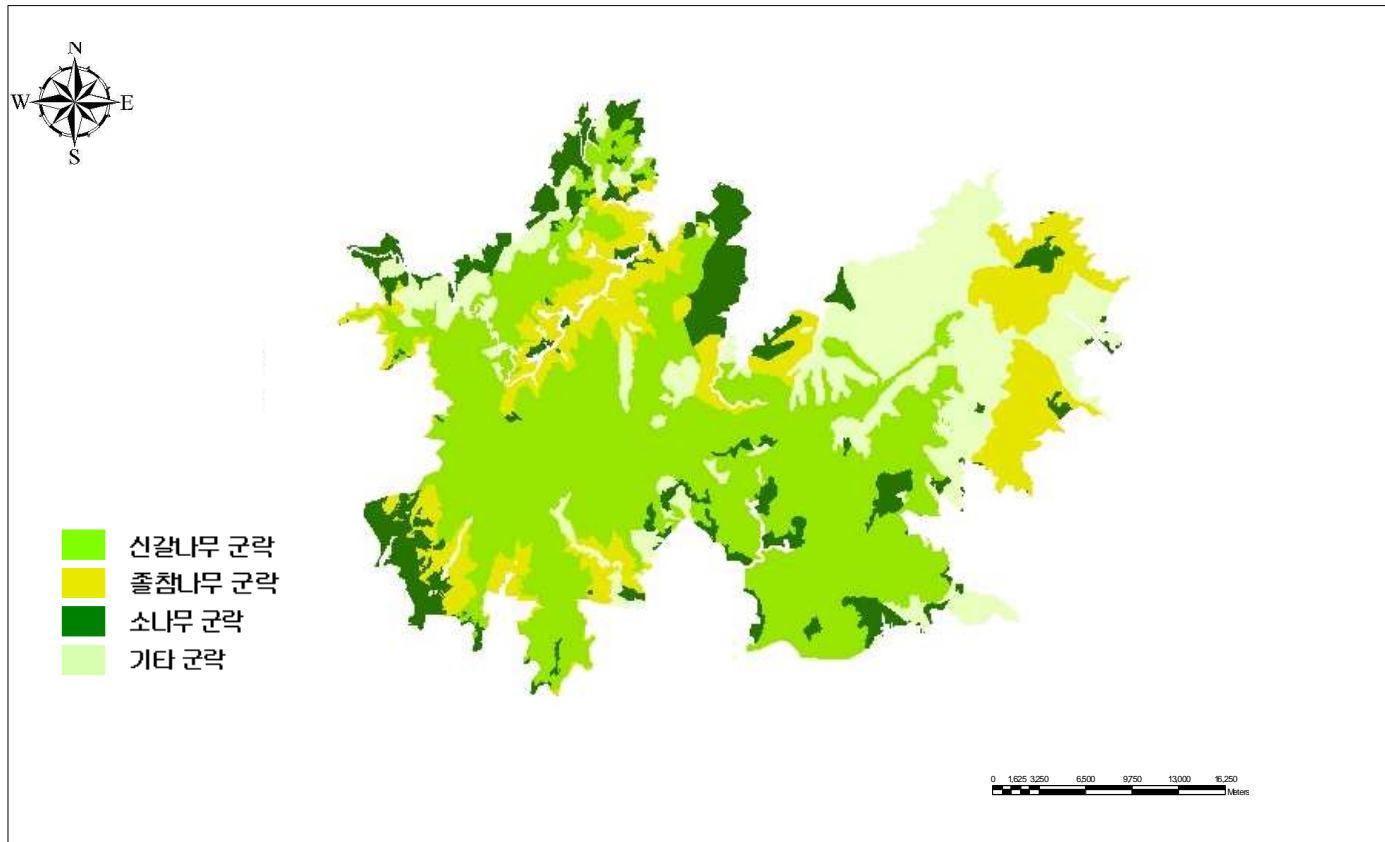


Figure 2. 지리산 국립공원의 고도와 향 분석. A. 고도 (평균 고도 = 911 m, 최고 고도 = 1915 m); B. 향 (0° - 360° 균등 분포)

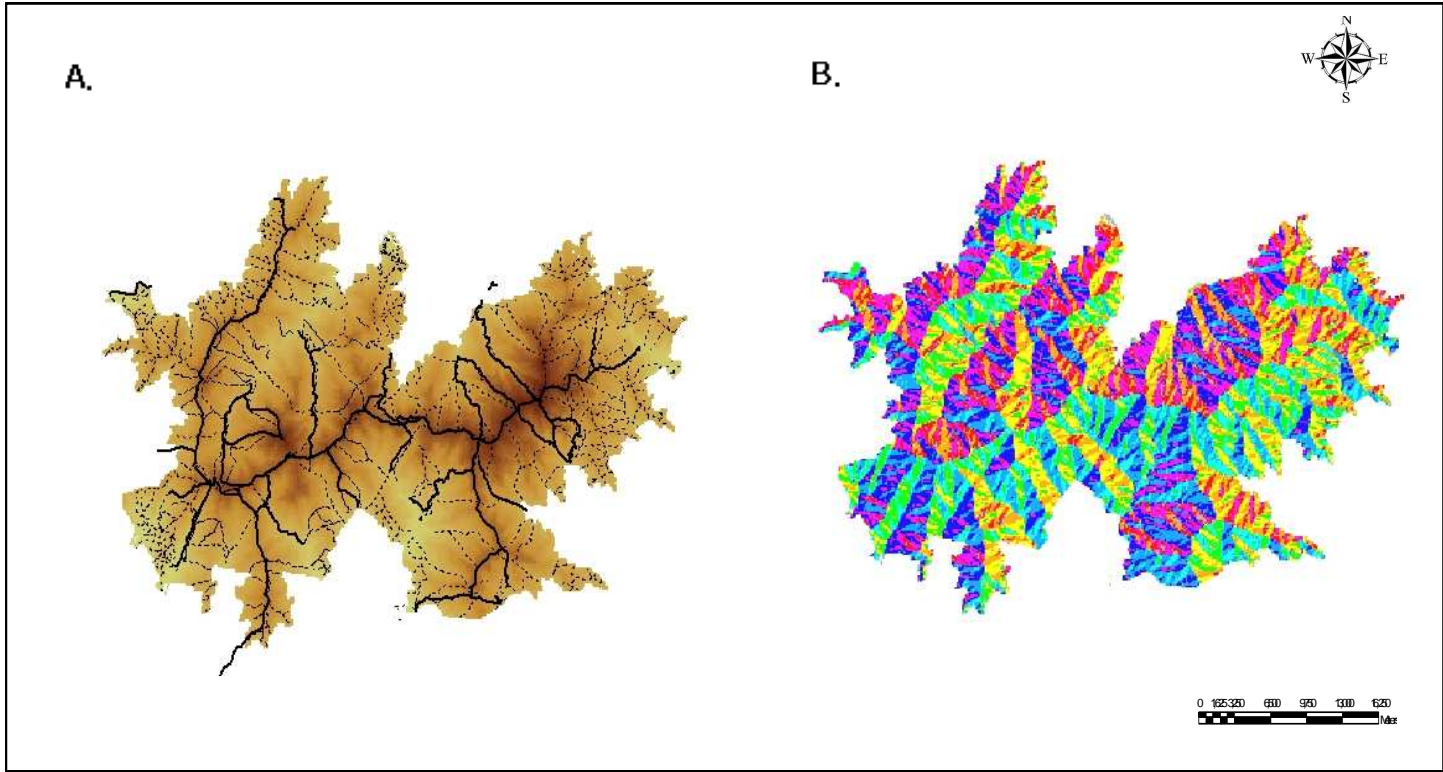


Figure 3. 지리산 국립공원 내 도로 폭 측정 지점(포장도로 4 지점: 연곡사-피아골, 뱀사골-성삼재, 성삼재-천은사, 구례-화엄사 구간; 법정 탐방로 4 지점: 노고단-삼도봉, 임결령 삼거리-피아골 직전마을, 노고단-화엄사, 벽소령 관통도로).

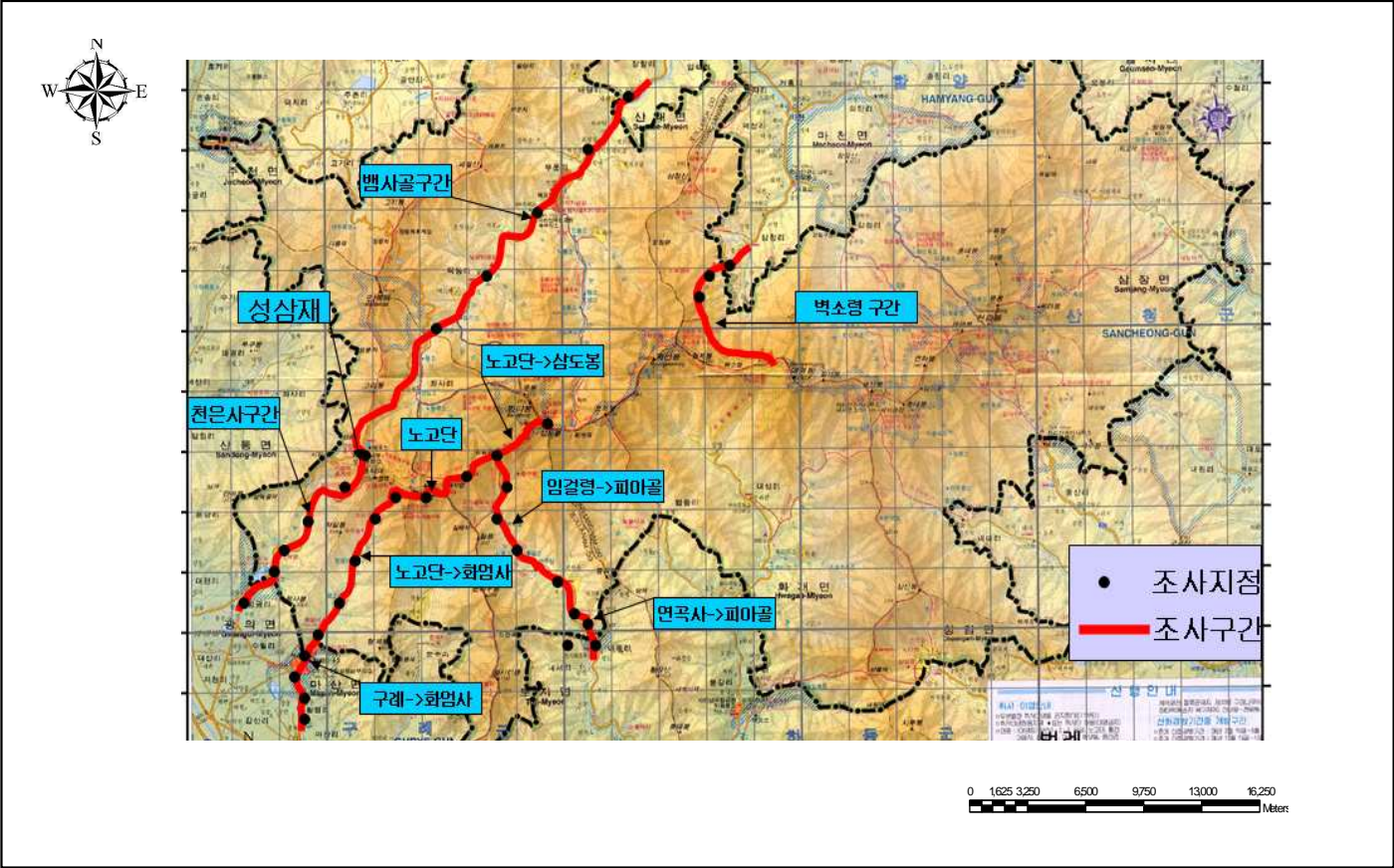


Figure 4. 지리산 국립공원 내외의 면리간도로(A), 진입 및 탐방로(B), 소로(C)의 분포와 반달가슴곰 출현 지점.

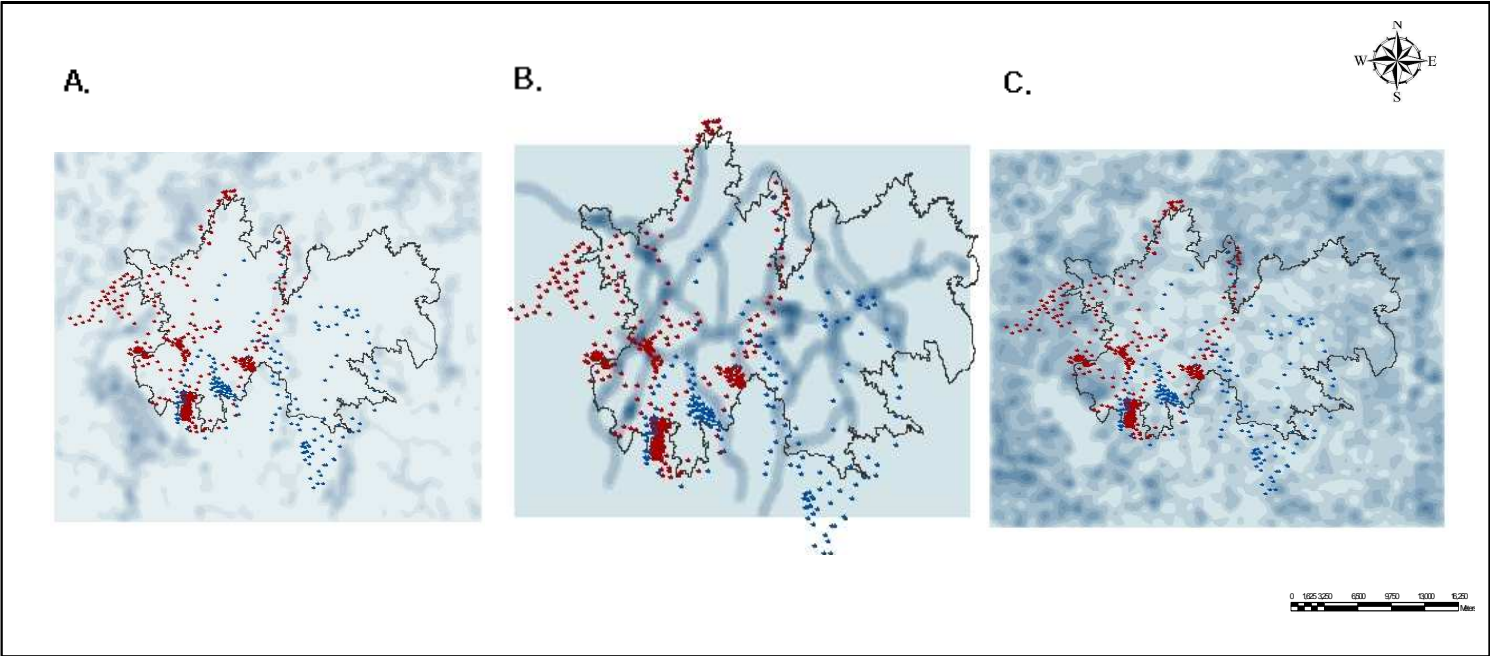


Figure 5. 면리간도로(A), 진입 및 탐방로(B), 소로(C)의 도로 밀도와 반달가슴곰 출현빈도의 관계. 도로 밀도는 9개의 등간격 Class로 범주화되었다(자료 및 방법 참조).

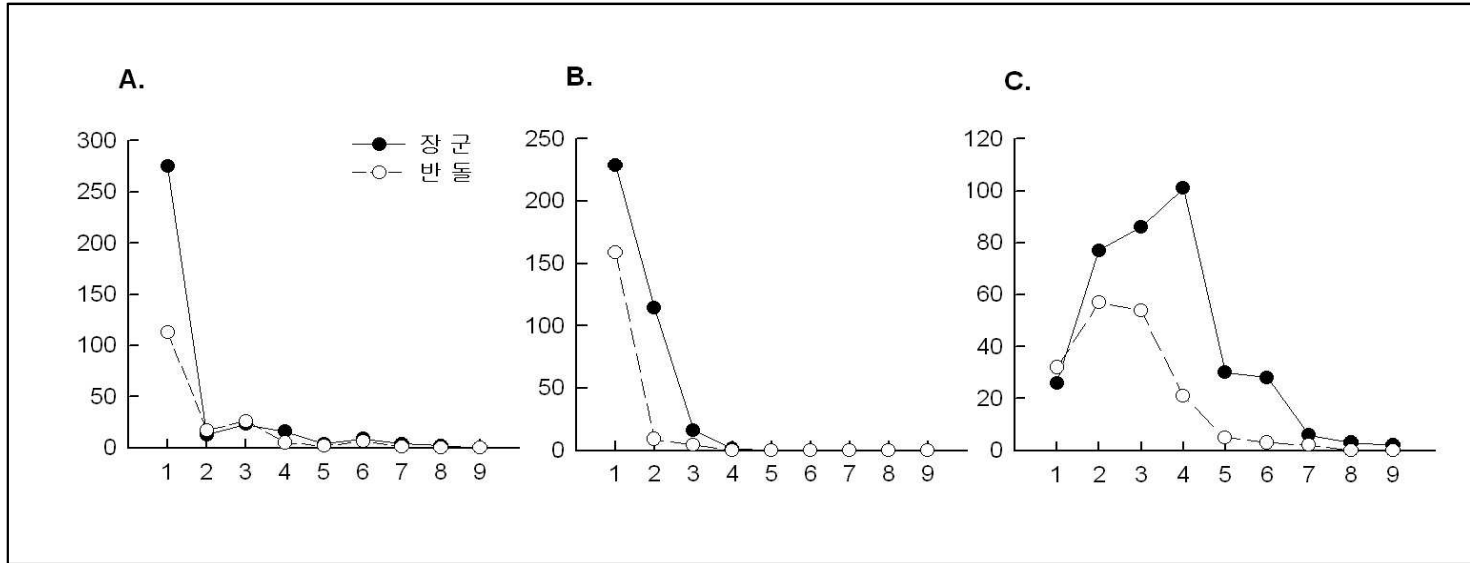
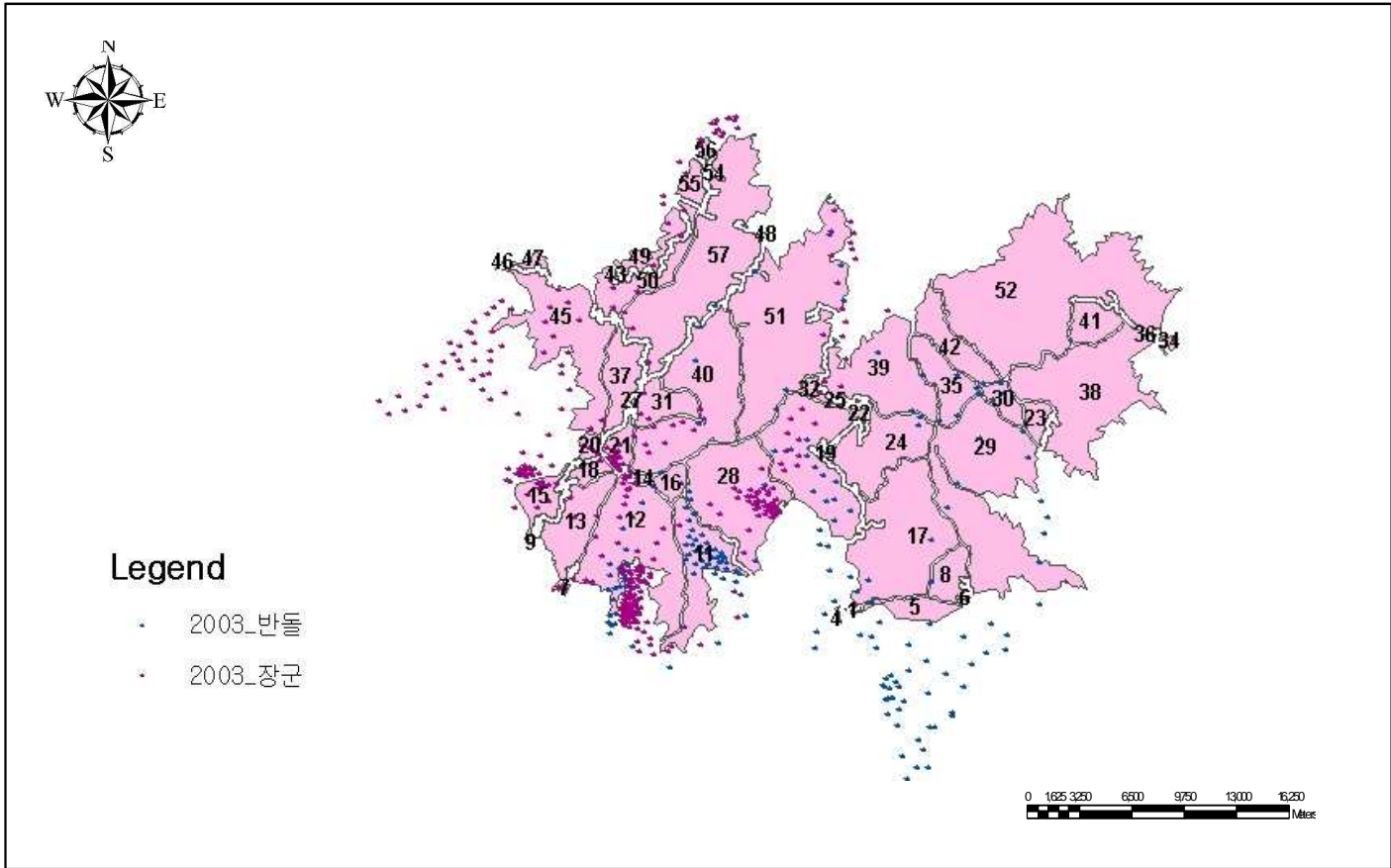
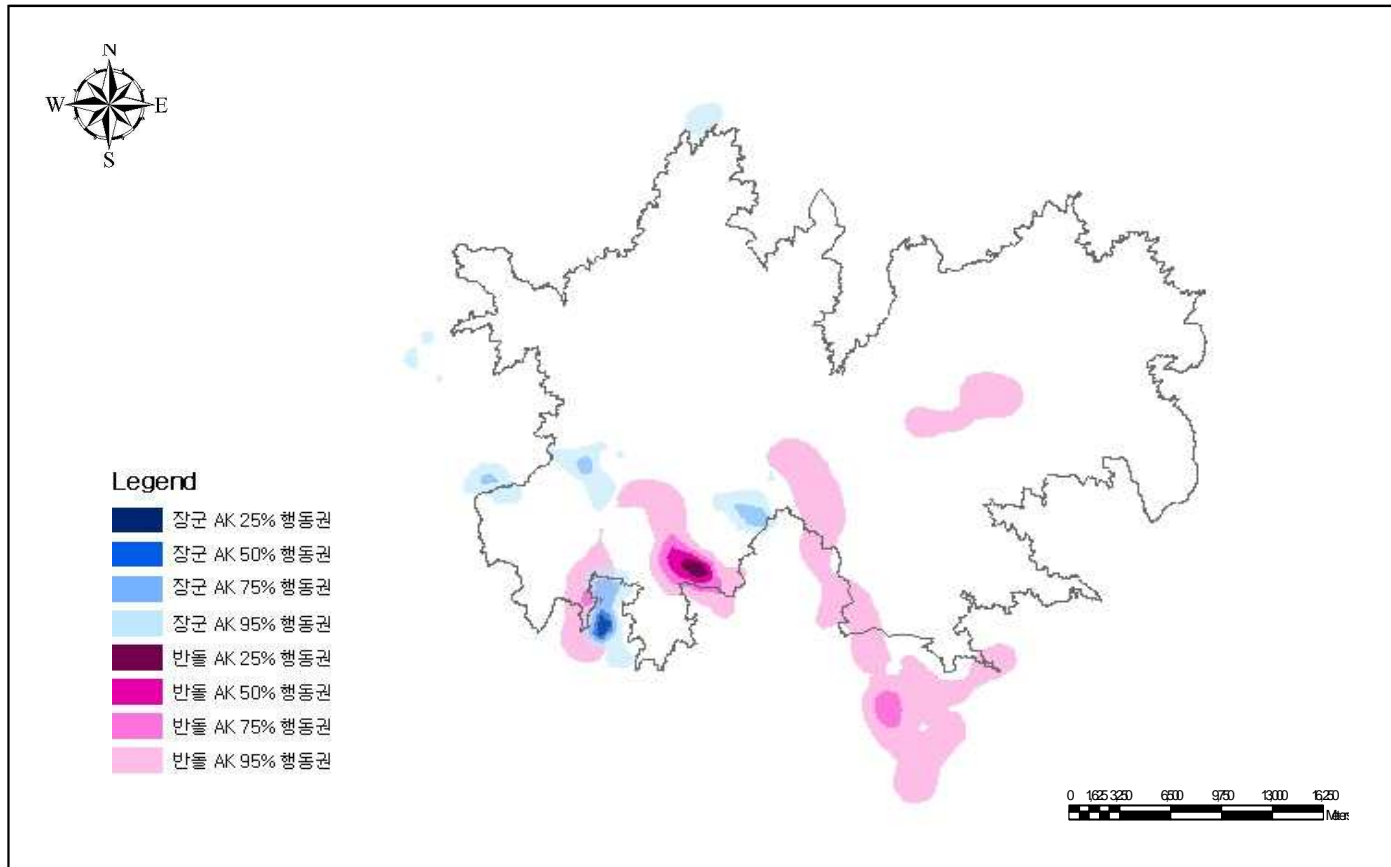


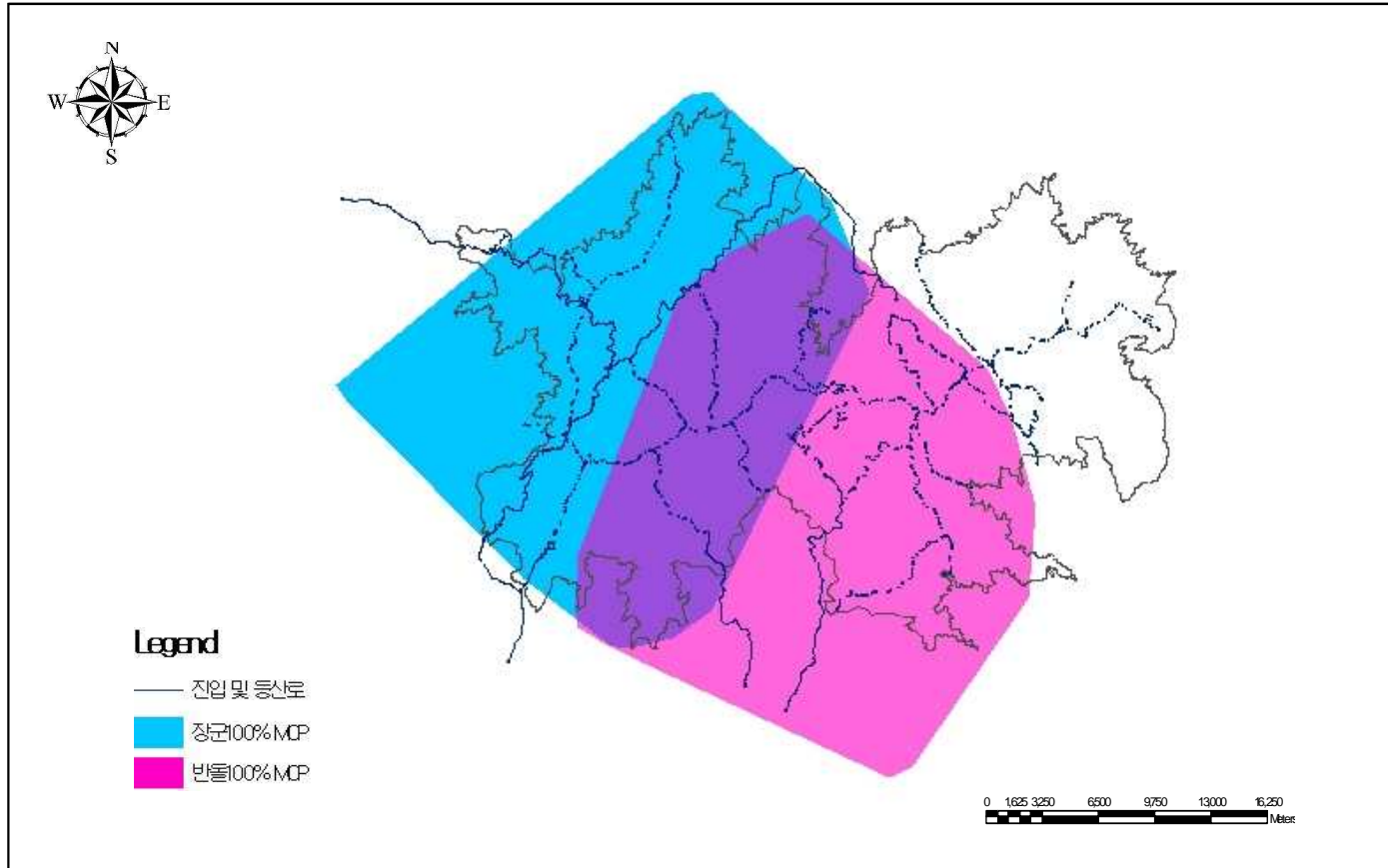
Figure 6. 지리산 국립공원의 2차선 포장도로와 법정 탐방로에 각기 다른 도로의 영향권(각기 112 m와 60 m)을 주었을 때 발생한 내부조각과 반달가슴곰 출현 지점.



**Figure 7. Adaptive Kernel Homerange 분석에 근거한 두 반달가슴곰,
반들과 장군의 25%, 50%, 75%, 95% 행동권.**



**Figure 8. 100% Minimum Convex Polygon 분석에 근거한 두 반달가
습곰 반들과 장군의 행동권.**



**Figure 9. Adaptive Kernel Homerange 분석에 근거한 두 반달가슴곰,
반들과 장군의 25% 행동권과 95% 행동권의 중첩 지역.**

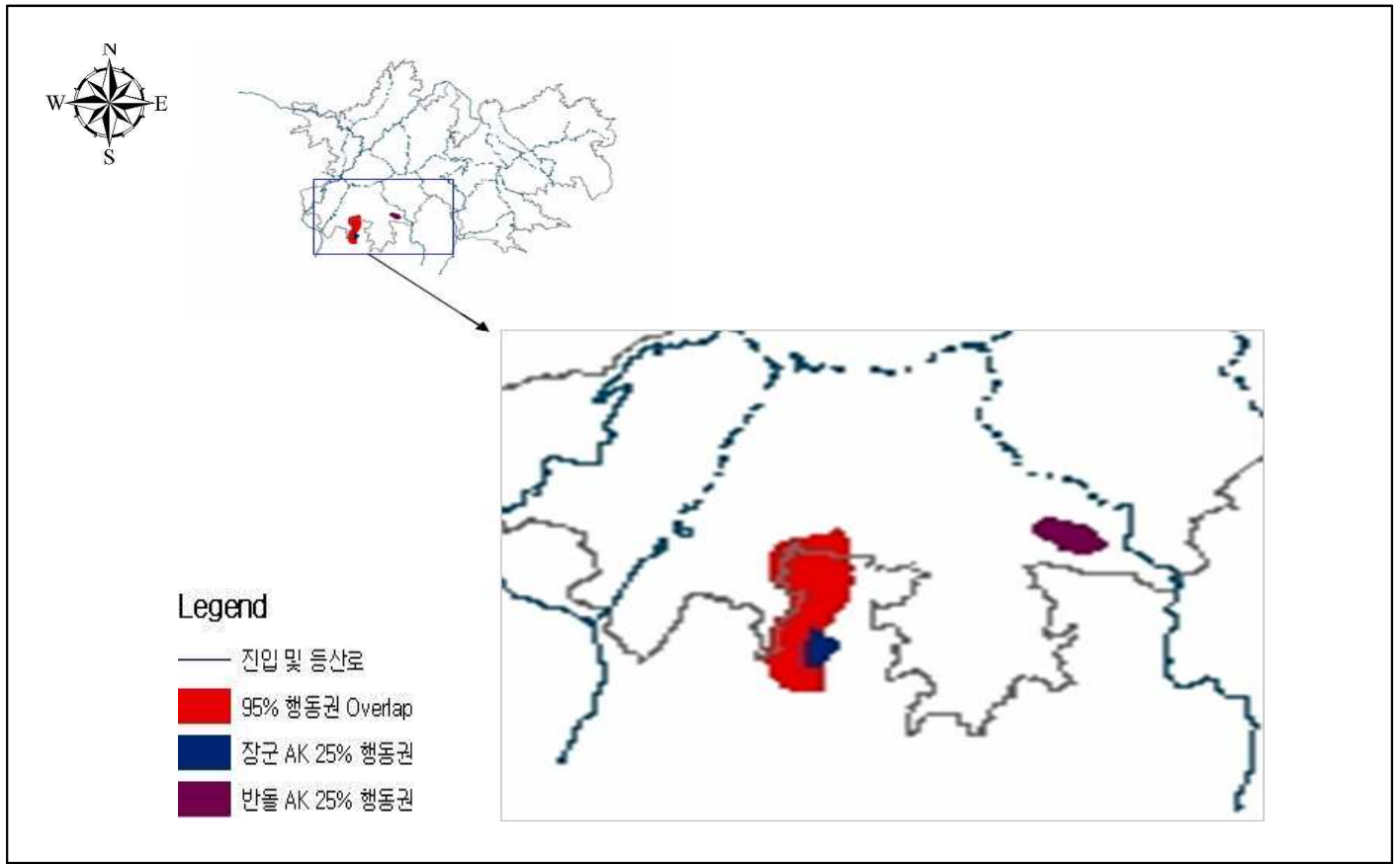


Figure 10. Density Binning에 근거한 출현빈도수(Cell Value)에 따른
반돌과 장군, 두 반달가슴곰의 총 서식지 밀집 지역.

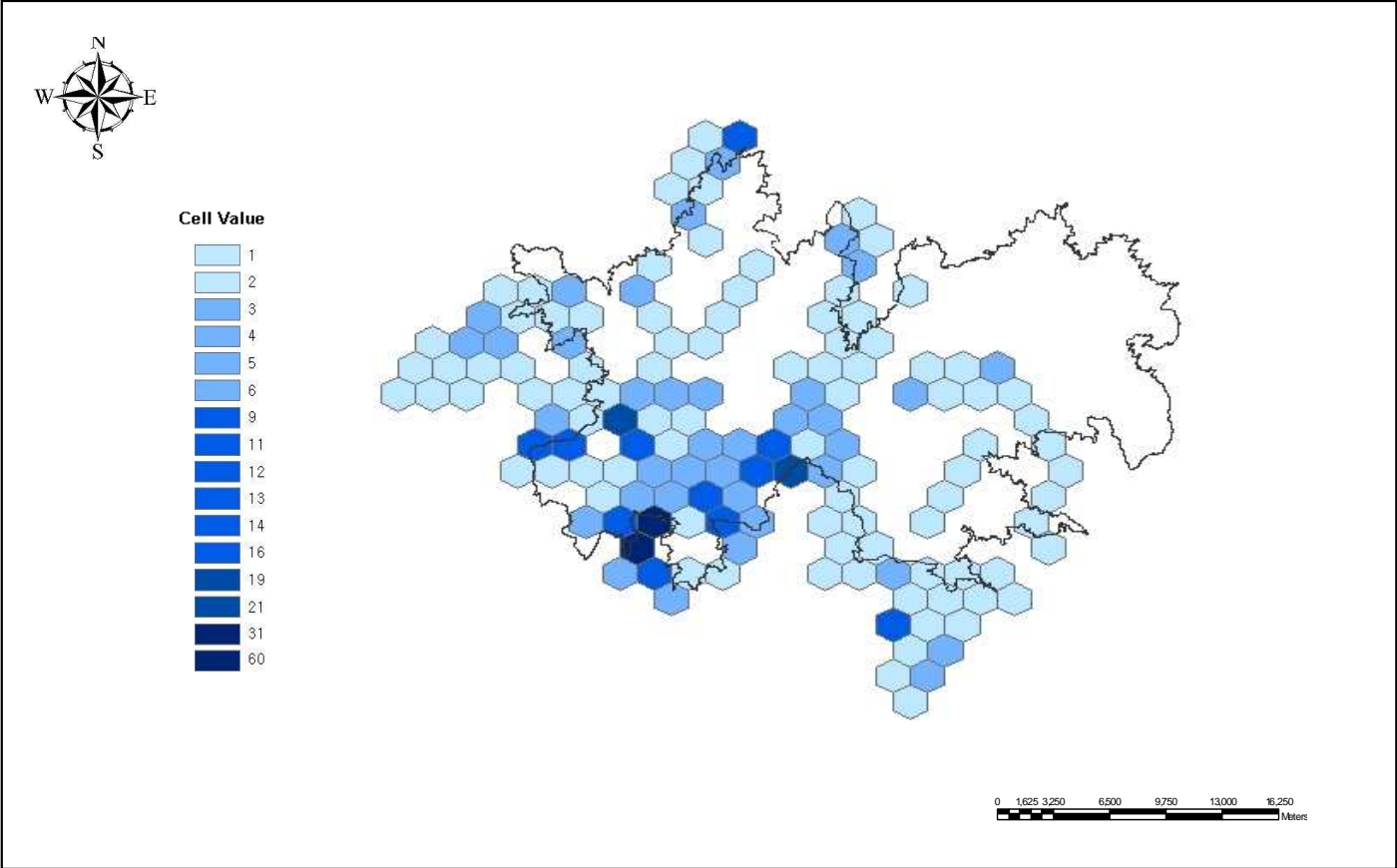
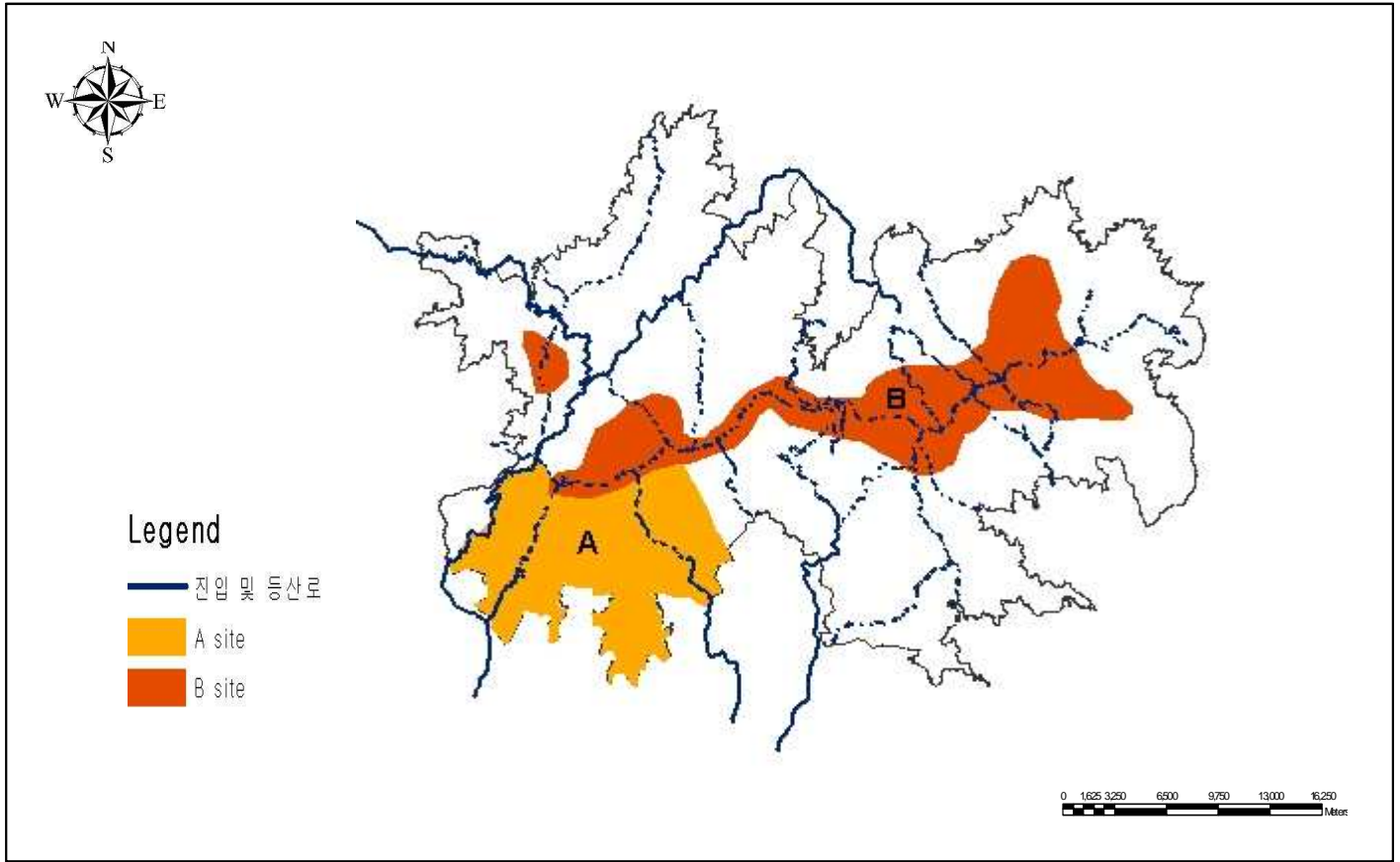


Figure 11. 2001년(B지역)과 2002년(A지역)에 출입통제가 시행된 지리
산 국립공원의 지역.



IV. 고 찰

1. 도로와 반달가슴곰의 위치양상

야생동물과 도로밀도의 관계는 보전생물학의 주요 연구과제이다. Craighead 등(1995)은 도로밀도가 0.16 km/km^2 이하여야 회색곰의 생존과 보전이 가능하다고 보고하였다. 현 지리산 국립공원의 도로밀도는 대부분이 0.01 km/km^2 이하로 반달가슴곰을 복원함에 수치상으로 큰 문제가 없다고 사료된다. 그러나 도로의 유형을 분리하여 즉, 먼리간도로, 진입·등산로, 소로의 밀도에 따른 반달가슴곰의 출현빈도를 분석하였을 때, 포장도로의 밀도가 증가되는 지역에는 그 빈도가 급격히 감소하였다. 그러나 출현 빈도의 감소는 일반적 탐방로 보다 포장도로에서 더욱 현저하였다. 이러한 결과는 등산객의 개입 보다는 포장도로를 지나는 차량의 부정적 영향이 지대함을 시사한다.

야생동물의 서식지에 미치는 도로의 다양한 영향력은 많은 연구를 통해 조사되었다. 아메리카 곰은 숲이나 공원의 도로 존재, 탐방로의 폭, 크기에 따라 어느 정도의 거리를 두고 생존하는데, 예를 들어, 이들은 산림지역의 도로로부터 0.8 km(Rudis, 1986), 탐방로에서 0.5 km(Pelton, 1986) 정도 떨어진 지역을 영역으로 이용한다. 지리산에 방사된 반달가슴곰의 서식흔적에 따르면(국립공원관리공단, 2004b) 반달가슴곰은 2002년의 경우 도로에서 2 km - 3 km의 거리를 두고 활동하는 경향을 나타내었고, 2003년에는 3 km 이상 떨어진 지역을 주로 이용한 것으로 나타났다. 탐방로의 경우 2002년에는 100 m - 500 m 거리에서 활동하였으나 2003년에는 500 m 이상 떨어진 곳에서 추적되었다. 결국 탐방로의 폭, 규모와 도로의 수는 인간의 개입 정도를 명백히

반영함으로써 야생동물의 서식지 안정성과 이용도에 제한을 주게 된다 (Hellgren and Vaughan, 1989).

도로와 같은 선형의 개발물은 곰의 사망률을 증가시킨다(Ross, 2002). 캐나다의 Banff and Yoho National Park의 경우 곰의 사망은 모두 도로, 시설물로부터 500 m이내와 탐방로, 마을로부터 200 m이내에서 모두 발생했다. Alberta 지역에서도 곰의 죽음의 89%는 도로 주변 500 m이내와 탐방로 200 m이내에서 나타났다. East Kootenay 지역에서는 도로와 탐방로의 1,000 m이내에서 71%의 사망률을 보였다(Benn, 1998). 우리나라에서도 포장도로는 동물의 차량충돌사고를 일으키는 위험한 요인이다. 실제 경상남도 통과 고속도로와 국도 구간에서 야생동물의 충돌피해(김우룡 등, 2001)를 살펴보면 1년 2개월간 너구리 18 마리, 고라니 20 마리, 청설모 27 마리 등 총 95 마리의 사체가 발견되었다. 반달가슴곰의 경우 2차선 포장도로인 성삼재 관통도로를 2003년에만 최소 5회 횡단하였고 하동 의신마을 진입로인 1203호 도로도 3 - 4회 이상 횡단한 것으로 나타났다(국립공원관리공단, 2004b). 이러한 조사에 근거할 때 지리산 국립공원 내 도로, 포장도로는 반달가슴곰 행동권에 커다란 제한적 요인으로 작용한다. 즉 반달가슴곰을 보전하기 위해 도로로 인해 조각화되지 않은 충분한 크기의 서식지가 있어야 하고 조각 내 서식지의 효율성(이동 동물 종류, 이동방향, 이용횟수 등), 적합성(위치, 크기, 주변 식생 조성), 생태적 영향(연결된 서식처의 동식물상의 변화)을 고려한(김귀곤 등, 2000) 적절한 통로와 유도펜스가 설치되어야 한다.

지리산 국립공원은 도로로 인해 무려 58개의 서식지 조각화가 발생하였다(백경진 등, 2005). 이 중 장군이, 반달이 모두 높은 수치의 LSI를 나타내는 조각을 주로 이용하였다. 비교적 LSI 수치가 큰 내부조각의 굴곡화는 몸집이 큰 동물에게 이동통로가 되어지는 반도효과(Talyor, 1987; Mann and

Plummer, 1993)를 나타내는 것으로 사료된다. 즉, 이동성이 큰 반달가슴곰의 경우 가장자리 면적이 최소화되는 원형조각보다는 이동통로가 많은 굴곡형 서식지를 선호하는 것으로 보인다.

2. 행동권

대개 곰의 행동권 크기와 모양은 서식지 형태, 성, 연령, 계절 그리고 개체군 밀도에 의해 결정되어진다(Bowker et al., 1995). 이러한 행동권은 대개 먹이를 구하거나 혹은 다른 목적으로 움직이게 되는 행동반경을 말하며 서식지가 좋은 경우 그 크기는 작아지고 척박한 지역에서의 곰의 행동권의 크기는 증가하게 된다(Pianka, 1994). 특히, 대부분의 종이 그러하듯 곰의 행동권 크기는 서식지의 먹이원의 질적인 수준과 역 상관관계를 가진다(Joshi et al., 1995). 예를 들어 캐나다, 알래스카 및 로키북부 아메리카에 분포하는 회색곰(Grizzly bear) 개체군은 살이 있는 열매인 장과(berry)가 높은 생산력을 나타내는 지역에 집중되어 있다(McLellan and Hovoy, 2001).

캐나다의 Central Arctic 지역의 경우, 100% MCP를 이용하였을 때 수컷은 총 8,171 km²을, 암컷은 2,434 km²의 큰 영역을 갖는다(Penner, 1998; McLoughlin et al., 1999). 이는 툰드라 지대의 춥고 건조한 기후로 인해 넓은 서식지가 요구되기 때문이라고 사료된다. 반면 깨끗한 수원, 초원과 언덕이 확보되어 곰에게 최적의 서식지를 제공하는 캐나다 Berland River에서의 수컷과 암컷의 MCP는 각기 1,918 km², 252 km²(Nagy and Gunson, 1990)로 상대적으로 협소하다. 분석방법에 차이가 있기는 하지만 먹이조건이 좋은 열대 우림의 보르네오 말레이곰의 AK 95% 평균 행동권은 14.8 km²에 불과하다(Wong et al., 2004). 지리산의 경우 100% MCP를 이용해 산출된 2003년의

두 반달가슴곰 행동권의 중간값은 376.85 km²로서 캐나다 Central Arctic 행동권의 4.6%에 불과하였다. 초원지대와 활엽·침엽수 혼효림 지대의 경계에 위치한 캐나다 Berland River 회색곰의 MCP 행동권은 온대활엽수림대의 지리산 반달가슴곰과 비교분석이 가능하다. 체중과 행동권이 일정한 비례로 증가한다는 개념에 따라(Smith and Smith) 미성숙한 수컷인 지리산 반달가슴곰의 몸무게 132.8 kg(지리산국립공원, 2004b)과 성숙한 암컷인 캐나다 회색곰의 몸무게 평균 100 - 200 kg(McLellan, 1994)는 비슷한 수치로 그 비교대상이 된다. 특히, 성숙한 암컷과 미성숙한 수컷은 성숙한 수컷의 강압을 피해 비슷한 크기의 행동권을 갖는 경향이 있다(McLellan and Shackleton, 1988). 반달곰과 회색곰의 행동권을 비교하였을 때 지리산 반달곰의 행동권은 376.85 km²로써 캐나다 회색곰의 행동권 252 km² 보다 1.5배 더 넓다. 참나무류가 전체면적의 60% 이상을 차지하는(국립공원관리공단, 2004b) 온대활엽수림대의 지리산이 초원, 혼효림 지대보다 풍부한 먹이원(Smith and Smith, 2000)이 있음에도 이러한 행동권 차이는 두 지역간의 서식지 먹이조건의 차이를 반영하는 것일 수 있다. 또한 교란의 요인도 확장의 요인으로 고려해 볼 수 있다. 지리산의 반달곰 MCP 행동권의 중간값이 공원 총 면적의 85.6%에 이른다는 사실은 인간의 간섭이 없고 먹이자원이 있는 안정된 서식지를 찾아 많은 지점을 여러 번 이동하였다고 해석할 수 있다. 반달가슴곰의 광범위한 이동에는 지리산의 서식지 질적 저하를 고려해 볼 수 있다. 그러나 사실상 지리산과 Berland River는 물리적 환경(고도, 위도, 기온 등)의 큰 차이가 있으므로 행동권의 차이가 서식지의 질적 요소인 먹이조건의 차이에 기인하는지는 추후 연구되어 할 과제이다.

먹이자원 등과 같은 서식지의 질적인 부분 이외에도 도로와 탐방로 그리고 탐방객의 간섭이 곰의 행동권에 큰 영향을 미친다. 현재 지리산 국립

공원 내에는 자연 휴식년제와 출입통제지역 그리고 개방 탐방로에 대한 규정이 설정되어 있다(환경부, 2002c)(Table 3). AK에 근거하여 25% 지역을 핵심 지역으로 간주하였으며, 이 지역은 다른 지역보다 곰의 빈도가 더 높게 나타나며 먹이원이나 은신처로 주로 사용하는 공간이다(Samuel et al., 1985). 본 연구의 결과에 의하면 반달가슴곰의 핵심지역은 처음 방사된 문수골을 기점으로 2002년에 출입통제가 시행된 A지역 내에 위치한다(Fig. 11A). 이 A지역은 방사한 반달가슴곰으로부터 탐방객과 주민을 보호하고 밀렵으로부터 곰을 보호하기 위해 출입통제가 설정되었으며, 성삼재 - 천은사의 861호 지방도 동편부터 성삼재 - 노고단 - 삼도봉 - 통곡봉 구간 내 전남 구례군 일원의 52.9 km²에 이르는 주요한 신갈나무 군락지이다. 이 지역에 핵심지역이 제한된 이유는 노고단 - 구례까지 7 km, 임걸령 - 직전마을까지 8 km의 2개의 탐방로를 제외하고는 다른 탐방로는 모두 제한되어 인간의 입출입이 어느 정도 통제되었기에 반달가슴곰의 안정적 서식지로 적합하다고 사료된다. 이에 반해 2001년에 출입통제가 시행된 노고단 - 쌍발재 - 차발목의 102.18 km²의 광범위한 지역(Fig. 11B)에서는 반달가슴곰의 출현빈도가 현저히 낮았다. 이는 출입통제 지역에도 불구하고 함양군의 선녀탕 - 천왕봉에 이르는 칠선계곡 탐방로를 제외하고는 거의 대부분의 탐방로가 개방 탐방로라는 사실이 반영된 것으로 판단된다. 아마도 개방 탐방로로 유입된 다수의 탐방객으로 인해 반달가슴곰 중 반달이는 공원 경계 밖으로 이동한 것으로 보인다. 초여름에는 하동군 화개지역으로, 가을에는 동북쪽으로 이동하여 산내면 지역으로 멀리 이동하였다. 따라서 초여름에서 가을까지의 이동성이 최대(McLellan and Shackleton, 1988)인 반달가슴곰은 B지역을 주요 행동권이 아닌 이동거점으로만 사용했을 것이라고 사료된다.

그러나 지리산의 야생동물 서식지 적합도(박소영, 2000)에서 예측한

적합 서식지는 실제 반달가슴곰 출현지역과 큰 차이를 보인다. 박(2000)에 따르면 벽소령 도로를 기준으로 지리산을 동부와 서부 지역으로 나누었을 때 서부지역보다 동부지역의 적합도가 높았다. 이 적합도가 높은 동부지역은 자연보존지구 전체와 함께 천왕봉을 중심으로 반경 3.5 km과 촛대봉의 반경 2.5 km 정도의 지역을 포함한다. 그 외에도 공원 밖임에도 불구하고 하동군 악양면 이남 지역이 반달가슴곰에게 적합한 서식지로 나타났다. 서부지역에서는 노고단 이남 지역이 제외된 반야봉, 덕동리, 명선봉 일대가 적합서식지로 평가되었다. 그러나 본 연구에서 나타난 반달가슴곰의 실제 활동영역은 동부보다 서부지역에 편중되어 있었다. 이는 이미 언급된 바와 같이 탐방로의 개방 여부가 행동권에 큰 영향력을 나타낸 것으로 볼 수 있다.

또한 행동권과 곰의 밀도와의 관계를 고려해 볼 수 있다(McLoughlin et al., 2000; Ross, 2002). 서식지의 질적 저하 즉, 먹이원의 부족과 도로, 탐방로 등에 의한 인간의 간섭과 교란은 서식지와 먹이원에 대한 경쟁을 배제시켜 곰의 행동권 확장을 가져온다(Nagy and Haroldson, 1990). 궁극적으로 개체군의 밀도가 일정 수준 이하로 감소되면 짝짓기가 어려워 지역적 멸종이 야기된다(Primack, 1993; Romain-Bondi et al., 2004). McLoughlin 등(2000)에 따르면 불곰 수컷의 경우 곰의 밀도가 거의 0에 가까울 때 행동권이 2000 km²에 이르다가 밀도가 10이상으로 증가하면 200 km²로 급격히 감소한다. 암컷의 경우도(IGBC, 1987) 그 행동권이 700 km²에 이르다가 거의 20 km² 이하의 범위로 급격히 떨어졌다. 즉, 곰의 밀도가 증가하면 행동권은 축소된다. 그러나 밀도가 50이상으로 증가하더라도 그 행동권은 더 이상 감소하지 않아 로그함수의 양상이 나타난다. Vortex 프로그램을 이용한 지리산 반달가슴곰의 최소존속개체군 검토에 따르면 2012년까지 총 51마리의 곰이 지리산 내에 유입되어야 안정적인 존속이 가능하다고 한다(국립공원관리공단, 2004b). 본

논문에서는 행동권 산정에 있어 2개체만의 위치 데이터를 사용하였기에 존속 가능성이 예상되는 51개체의 행동권을 산출하기에는 무리가 있을 수 있다. 하지만, 밀도의 증가에 따라, 적어도 50여 마리까지 행동권이 축소된다면 지리산 내의 51개체의 최소존속개체군이 유지될 가능성은 높은 편이라고 사료된다. 그러나 서식지의 질적 저하가 심각한 경우, 본래의 생육지를 떠나 되돌아오지 않는 분산이 일어나기도 하므로(문석기 등, 2004) 곰 밀도의 증가와 동시에 서식지의 질을 최적화하는 노력이 병행되어야 할 것이다.

지리산의 2004년까지 곰 방사 개체수는 2마리에 불과했지만 현재 5마리의 야생 곰이 현존하는 것으로 믿어진다. 2005년 현재 6마리의 반달가슴곰이 방사되어 있고 곧 북한산 8마리의 곰을 방사할 예정이며 반달가슴곰의 도입은 계속 진행될 예정이다(국립공원관리공단, 2004b). 현재보다 개체수가 증가하고, 연령이 높아지고, 신체가 커지게 된다면 도로와 탐방로의 부정적 효과는 더 크게 나타날 것이라 사료된다. 도로와 탐방로의 높은 밀도와 더불어 계속적인 차량과 탐방객의 증가는 19마리의 곰이 각기 핵심지역을 조성하고 정상적인 섭식과 번식활동에 있어 저해요소가 된다.

그러나 밀도가 증가할수록 행동권의 중첩효과는 커져 행동권은 축소된다. 일본 반달가슴곰의 경우, 산림면적이 8,200 km²인 추전현 지역을 곰의 행동권으로 나누면 약 200여 마리가 서식할 것으로 계산되지만, 행동권의 중첩으로 실제 개체수는 7.5배나 많은 1,500마리에 이르는 것으로 조사된 바 있다(환경부, 2002b). 지리산 국립공원의 반달가슴곰 서식가능 개체수도 행동권 중복을 고려하여 유사한 방식으로 추정할 수 있다. 공원면적 471.75 km² 지역은 95% 행동권의 중간값인 50.76 km²으로 나누면 약 9마리의 반달가슴곰이 서식할 것으로 산술적으로 예상된다. 그러나 행동권 중첩을 고려하여 일본의 실측 개체수 변동값인 7.5배를 대입하였을 경우, 국립공원 내의 서식 가능 개

체수는 최소존속가능개체군인 51마리보다 많은 약 67.5마리 정도로 추정된다. 물론, 이러한 예측을 확인하기 위해서는 일본의 곰 서식지의 먹이원, 식생, 지형, 도로 등 환경조건이 지리산의 그것과 유사한지를 검토하여야 하나 행동권만을 고려할 경우 지리산의 잠재적인 서식가능 개체수는 약 50마리 정도가 될 것이라 사료된다. 본 연구가 지리산의 지형을 고려하지 않은 평면적 분석에 의존하였기에 지리산의 복잡한 지형을 감안한다면 실제 사용가능한 서식지는 증가할 것이다. 이러한 서식지 창출은 반달가슴곰의 서식가능 개체수를 더 증가시킬 것이라 예측된다.

3. 제언

1998년부터 시작된 지리산 반달가슴곰 복원사업은 환경부와 국립공원관리공단의 생물자원보전종합대책 중 하나이다(환경부, 2005). 대형포유류의 존재 자체는 건강한 생태계의 척도가 된다. 곰과 같은 멸종 위기종의 복원 방법이 이루어진다면 부수적인 종들의 구제가 이루어지며 결과적으로 종 다양성이 높아지게 된다. 그러나 아직 인간에 의한 교란의 문제점은 산재되어있다. 이러한 문제점에 있어 적어도 존속가능최소개체군이 확립될 때까지 반달가슴곰의 서식지로서 최적의 질을 유지하기 위하여 다음과 같은 제안을 하고자 한다.

첫째, 서식지 적합도는 높으나 개방 탐방로가 많은 지리산 동부지역에 적어도 50 km²이상의 지역에 탐방로를 포함한 출입통제구역을 설정해야 한다. 이는 두 반달가슴곰의 95% 행동권 중간값인 50.76 km²를 고려한 값이다. 그리고 만약 개방 탐방로라 할지라도 철저히 차량의 유입을 통제해야 한다. 반달가슴곰의 활동력이 왕성한 초여름 - 가을에는 곰의 행동권이 더 넓어지

게 되는데 동시에 탐방객과 차량도 함께 증가되어진다(국립공원관리공단, 2004b). 이때 적절한 규모로 탐방객과 차량을 제한할 뿐 아니라 실제 도로와 탐방로의 폐쇄와 복구에 대한 사항도 제고해야한다.

둘째, 유입차량의 숫자를 통제할 뿐만 아니라 차량의 속도를 제한해야 한다. 반달가슴곰뿐만 아니라 다른 야생동물의 로드킬(road kill)로 인한 절멸률을 최소화시키기 위해 출현지점이나 흔적지점 인접지역에서의 차량 속도를 낮추도록 하여야 한다. 또한 차단된 동물의 이동을 용이하게 하기 위해 이동통로를 증가시켜야 한다. 현재 지리산 국립공원에는 전라남도 구례군의 시암재 지방도 861호선에 길이 15 m, 폭 6 m, 높이 5 m 규모의 지하통로형 생태통로가 설치되어 있으나(환경부, 2002a) 반달가슴곰의 이동과 야생동물의 보전을 위해 턱없이 부족한 실정이다. 특히 포장도로는 반달가슴곰 행동권에 부정적 영향을 주기 때문에 무려 23 km에 달하는 성삼재 관통도로 중 도로밀도가 높은 주천면, 정령치, 십원계곡 지역, 만복대, 시암재, 성삼재, 천은사 근방에 이동통로를 신설하여야 한다(Fig. 4B). 주로 중·대형동물의 통과를 배려한 에코브릿지 조성이나 하천 변 도로 밑을 통과하는 생태터널, 도로 주변 시설의 조절을 통하여 야생동물의 도로 통과를 효율적으로 도와줄 수 있어야 할 것이다. 이를 위해서는 생태통로 주변에 유도펜스를 설치하고 도로 주변과 생태통로 이용 횟수에 대한 지속적이고도 계획적인 모니터링이 활성화되어야 한다.

셋째, 지리산 국립공원 내의 반달가슴곰 복원과 보존에 있어 단순히 개체수를 늘리고 유지시키는 것 뿐만 아니라 적응력을 고려한 유전자 복원이 이루어져야 한다(Hedrick, 2005). 개체군 규모가 적을 때 발생하는 유전자 부동 현상(Campbell et al., 2003)과 이미 현존하는 것으로 믿어지는 5마리의 지리산 야생 반달가슴곰과 외국에서 도입된 동일아종 6마리 간에 발생할 수 있

는 유전자 이동의 결과에 대처하기 위해 개체수 이입에 대한 신중한 고려가 필요하다. Florida의 표범의 경우 1세대 당 1개체의 이입을 통해 중립변이를 증가시켜 성공적으로 유전적 복원을 이루었다(Hedrick, 1995). 반달가슴곰의 유전적 고유성을 보전하는 측면에서 세대당 방사 개체수 조절과 교배 양상에 대한 연구가 필요하다고 사료된다.

마지막으로, 반달가슴곰으로 인한 피해(양봉습격, 고로쇠피해, 민가피해 등)에 대한 대응방안도 구체화하여야 할 것이다. 높은 밀도와 먹이자원의 결핍으로 인하여 곰이 공원 외부 지역이나 인근 마을로 이동할 경우, 지역주민의 이해와 협조가 필요하다. 반달가슴곰 복원사업에 대한 동반자적 참여가 필요한데, 이는 행정기관에 의한 수직적 교육 차원이 아니라 반달가슴곰의 보전 가치와 실질적 계획과정을 함께 공유하며 주민들의 자발적인 상향식 참여가 창출되어야 한다.

참 고 문 헌

- 강혜순 · 김진영 · 박경. 2005. 야생동물의 행동권을 고려한 설악산 국립공원
과 오대산 국립공원 간 서식지 연결. 한국환경생태학회지 출판중.
- 국립공원관리공단 지리산관리사무소. 1997. 지리산국립공원 자연생태계 보전
계획.
- 국립공원관리공단. 2004a. 공원통계자료.
- 국립공원관리공단. 2004b. 반달가슴곰관리팀 시험방사 결과보고서.
- 국토연구원. 2004. 공간분석기법. 서울 : 한울아카데미.
- 권태호 · 오구균 · 권순덕. 1991. 지리산국립공원의 등산로 및 야영장 주변 환경
훼손에 대한 이용영향. 응용생태연구 5 : 91-103.
- 김귀곤 · 최준영 · 손삼기. 2000. 단편화된 서식처의 연결을 위한 야생동물 이동
통로의 조성-대상지 선정 및 조성기법을 중심으로. 한국조경학회지
28 : 70-82.
- 김우룡 · 안현철 · 송재철 · 이정환. 2001. 서식지 단편화에 의한 야생동물의 차
량충돌 피해. 진주산업대학교 농업기술연구소 14 : 97-110.
- 문석기 · 이동근 · 김남춘 · 이규석 · 남상준 · 윤소원 · 강명수 · 예경록. 2004.
생태공학. 서울 : 보문당.
- 목영규. 2003. 국립공원 자연보존지구의 재설정에 관한 연구-지리산 국립공원
을 중심으로. 서울대학교 대학원 석사학위 논문.
- 박소영. 2000. 야생동물 서식지 적합도 예측에 관한 연구 - 지리산 지역의 반달
가슴곰을 중심으로. 서울대학교 대학원 석사학위 논문.
- 백경진 · 박경 · 강혜순. 2005. 지리산국립공원 내 도로에 의한 산림조각화. 한국
환경복원녹화기술학회지 8 : 63-72.

- 안현철 · 조현서 · 주갑철. 1998. 지리산국립공원의 등산로 훼손. 진주산업대학교 농업기술연구소 11 : 105-111.
- 정종철 · 조영석. 2004. GIS를 이용한 경북 봉화군 운곡천 수달의 서식지 분석. Journal of GIS association of Korea 1 : 29-42.
- 최태영. 2002. 설악산 국립공원의 산양특별보호구역 설정 - GIS를 이용한 흔적 조사에 입각한 서식지적합성평가와 최소존속개체군을 고려하여. 서울대학교 조경학 석사학위 논문.
- 한국야생동물보호협회. 1983. 한국의 희귀동물에 관한 보고서4. 한국야생동물 보호협회 조사보고서.
- 환경부. 1990. 현존식생도(전라남도, 제주도). 서울 : 일지사.
- 환경부. 1993. 현존식생도(전라북도). 서울 : 삼신인쇄.
- 환경부. 1994. 현존식생도(경상남도). 경기도 : 삼신인쇄.
- 환경부. 1998. 자연환경보전법. 환경부 법령.
- 환경부. 2002a. 도시지역에서의 효율적인 생물서식공간 조성기술의 개발. 환경부 보고서.
- 환경부. 2002b. 멸종위기에 처한 야생동물복원기술 개발. 환경부 보고서.
- 환경부. 2002c. 자연공원법. 환경부 법령.
- 환경부, 2005. 생물자원보전종합대책. 환경부보고서
- Bowker, B., T. Jacobson and U.S. Fish and Wildlife Service and J. Mississippi and Black bear conservation committee. 1995. Luisiana black bear *Ursus Americanus luteolus* recovery plan.
- Benn, B. 1998. Grizzly bear mortality in the Central Rockies Ecosystem, canada. Master Thesis. Faculty of Environment Design. University of Calgary.

- Campbell, N. A., J. B. Reece, L. G. Mitchell and M. R. Taylor. 2003. Biology–Concepts and Connections, 4th Edition. San Francisco : Perason Education Inc.
- Craighead, J. J., J. S. Summer and J. A. Mitchell. 1995. The Grizzly bears of Yellowstone: their ecology in the Yellowstone ecosystem, 1959 – 1992. Washington, D. C. : Island Press
- Ecological Software Solutions. 1998. Biotas 1.03a.
- ESRI. 2004. Arcview 9.0.
- Franklin, I. R. 1980. Evolutionary change in small populations. In: Soule, M. E., Wilcox, B. A. Conservation Biology : An evolutionary – ecological perspective. Massachusetts : Sinauer, Sunderland.
- Hammond, F. M.(Vermont Agency of Natural Resources Department of Fish and Wildlife). 2002. Stratton Mountain Black Bear Study.
- Hedrick, P. W. 1995. Gene flow and genetic restoration : the Florida panther as a case study. Conservation Biology 9 : 996–1007.
- Hedrick, P. W. 2005. Genetic restoration : a more comprehensive perspective than genetic rescue. Trends in Ecology and Evolution 20 : 3.
- Hellgren, E. C. and M. R. Vaughan. 1989. Denning ecology of black bears in a southeastern wetland. Journal of Wildlife Management 53 : 347–353.
- Interagency Grizzly Bear Committee(IGBC). 1987. Grizzly Bear Compendium. National Wildlife Federation.
- Joshi, A. R., D. L. Garshelis and J. L. D. Smith. 1995. Home ranges of sloth bears in Nepal: implication for conservation, Journal of Wildlife Management 59 : 204–214.

- Mann, C. C. and M. L. Plummer. 1993. The high cost of biodiversity. *Science* 260 : 1868-1871.
- McLellan, B. 1994. Density-dependent population regulation of brown bears. in M. Taylor, ed. *Density -Dependent Population Regulation in Black, Brown, and Polar bears*. International Conference on Bear Research and Management monograph Series, No. 3.
- McLellan, B. N. and F. W. Hovey. 2001. Habitat selected by Grizzly bears in a multiple use landscape. *Journal of Wildlife Management* 65 : 92-99.
- McLellan, B. N and D. M. Shackleton. 1988. Grizzly bears and resource-extraction industries: effect of roads on behaviour, habitat use and demography. *Journal of Applied Ecology* 25 : 451-460
- McLoughlin, P. D., S. H. Ferguson and F. Messier. 2000. Intraspecific variation in home range overlap with habitat quality a comparison among brown bear populations. *Evolutionary Ecology* 14 : 39-60
- McLoughlin, P. D., R. L. Case, R. J. Gau, S. H. Ferguson and F. Messier. 1999. Annual and seasonal movement patterns of barren-ground grizzly bears in the central Northwest territories. *Ursus* 11 : 79-86.
- Mohr, C. O. 1947. Table of equivalent population of North American mammals. *American Midland Naturalist* 37 : 223-249.
- Nagy, J. A. and M. A. Haroldson. 1990. Comparisons of some home range and population parameters among four grizzly bear population in Canada. *International Conference on Bear Research and Management* 8 : 227-235.
- Nagy, J. A. and J. R. Gunson. 1990. Management plan for grizzly bears

- in Alberta. Wildlife management planning series No. 2. Forestry, Lands and Wildlife, Fish and Wildlife Division, Edmonton.
- Pelton, M. R. 1986. Habitat needs of black bears in the east, In: D. L. Kulhavy and R. N. Conner(eds.). Wilderness and Natural Areas in the Eastern United States: A Management Challenge. Center for applied studies, School of Forestry. Austin State University. Nacogdoches, TX.
- Penner and Associates. 1998. Wildlife baseline studies, Diavik Diamond Mines Inc. Project, Lac de Gras, Northwest Territories. Sherwood Park, Alberta. cited in Diavik Diamond Mines Inc. Environmental effects report, Wildlife. Environmental Assessment Submission.
- Pianka, E. R. 1994. Evolutionary Ecology 5th ed. New York : Harper Collins College.
- Powell, R. A. 2000. Animal home range and territories and home range estimators. In: Boitani, L., Fuller, T. K.(eds.), Research Techniques in Animal Ecology. New York : Columbia University Press.
- Primack, R. B. 1993. Essential of Conservation Biology. Boston : Sinauer Associates.
- Rabinowitz, A. R. 1990. Notes on the behavior and movements of leopard cats, *Felis bengalensis*, in a dry tropical forest mosaic in Thailand. Biotropica 22 : 397-403.
- Rudis, V. A. 1986. Emerging pattern in the distribution roadless forested areas in the midsouth : Nontimber values of Louisiana's timberland. Resource bulletin SO-132. USDA Forest Service, Southern Forest

Experiment Station. New Orleans, LA

- Romain-Bondi, K. A., R. B. Wielgus, L. Waits, W. F. Kasworm, M. Austin and W. Wakkinen. 2004. Density and population size estimates for North Cascade grizzly bears using DNA hair-sampling techniques. *Biological Conservation* 117 : 417-428.
- Ross, P. I. 2002. Update COSEWIC Status Report on the Grizzly Bear *Ursus Arctos*.
- Samuel, M. D., D. J. Pierce and E. O. Garton. 1985. Identifying areas of concentrated use within the home range. *Journal of Animal Ecology* 54 : 711-719.
- Schultz, S. T. and M. Lynch. 1997. Mutation and extinction: the role of variable mutational effects, synergistic epistasis, beneficial mutation, and degree of outcrossing. *Evolution* 51 : 1363-1371.
- Shaffer, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31 : 131-134.
- Smith, R. O and T. M. Smith. 2000. *Elements of Ecology*, 4th Edition. San Francisco: Addison Wesley Longman Inc.
- Stirling, I. and D. Kirshner. 1993. *Bears*. Harper Collins Publisher.
- Spellerberg, I. F. 2002. *Ecological Effects of Roads*. Plymouth : Science Publishers, Inc.
- Swenson, J., F. Sandegren and A. Soderberg. 1998. Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. *Journal of animal ecology* 67 : 819-826.
- Taylor, R. J. 1987. The geometry of colonization : 2. Peninsulas. *Oikos* 48 : 232-237.

- Thiollay, J. M. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology* 3 : 128-137.
- Whitlock, M. C. 2000. Fixation of new alleles and the extinction of small population: drift load, beneficial alleles, and sexual selection. *Evolution* 54 : 1855-1861.
- Wong, S. T., C. W. Servheen, L. Ambu. 2004. Home range, movement and activity pattern, and bedding sites of Malayan sun bears *Helarctos malayanus* in the Rainforest of Borneo. *Biological Conservation* 119 : 169-181.
- Worton, B. J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in Homorange studies. *Ecology* 70 : 164-168
- Wydeven, A. P., D. B. Mladenoff, T. A. Sickley, B. E. Kohn, R. P. Thiel and J. L. Hansen. 2001. Road density as a factor in habitat selection by Wolves and other Carnivores in the Great Lakes Region. *Endangered Species Update* 19 : 110-114
- <http://www.npa.or.kr/> 국립공원관리공단 공원통계자료.
- <http://drjoe.biology.ecu.edu/> Dr. Joe Luczkovich's Homepage at the Biology Department at East Carolina University

2 부 ABSTRACT

Evaluating bear's habitat condition in a fragmented Chirisan National Park

Paek, Kyung Jin

Major in Biology Education

Graduate School of Education

Sungshin Women's University

Habitat fragmentation due to roads is one of the factors responsible for population decline and ultimately extinction of wildlife by interfering their migration and dispersal. A project has recently begun to reintroduce an endangered as well as a national monumental species, Asiatic black bear, to Chirisan National Park that is already fragmented to a large extent. However, information on the Minimum Dynamic Area (MDA) and home range that is necessary to maintain the Minimum Viable Population (MVP) of those bears do not exist. In this study, using point data of two Asiatic black bears that were released for trial in Chirisan in 2001, we identified the movement pattern of bears in relation to road types and densities. We also estimated the home range of those bears based on 100% Minimum Convex Polygon (MCP) and 95% Adaptive Kernel Home Range Method (AK). Then, the possibility to conserve MVP of bears was evaluated by comparing the location and size of the home range with habitats which have been found to be suitable for bears. Although the frequency of bears' appearance varied with road types and density, they moved through habitat patches with a lot of

irregularities in shape. The midpoint of home range of the two bears was 376.85 km² and 50.76 km² based on 100% MCP and 95% AK, respectively, with an overlapped area of 126 km² and 3.99 km² each. The core area of their home range is located in the area where most trails were closed to the public but not in the area where major trails were open even within the no-entry zone. These results suggest that migration and dispersal of bears is constrained by vehicles and tracking persons. MVP of bears might be able to be supported in Chirisan National Park if home ranges could be separated to some extent. Well-planned management of core habitats and strategy to enhance spatial separation of home ranges are critical for the success of the project to reintroduce bears in Chirisan National Park.

감사의 글

태초에 하나님이 천지를 창조하시니라 ... 하나님이 가라사대 천하의 물이 한 곳으로 모이고 물이 드러나라 하시매 그대로 되니라 하나님이 물을 땅이라 칭하시고 모인 물을 바다라 칭하시니라 하나님의 보시기에 좋았더라 하나님이 가라사대 땅은 풀과 씨 맺는 채소와 각기 종류대로 씨 가진 열매 맺는 과목을 내라 하시매 그대로 되어 땅이 풀과 각기 종류대로 씨 맺는 채소와 각기 종류대로 씨 가진 열매 맺는 나무를 내니 하나님의 보시기에 좋았더라 저녁이 되며 아침이 되니 이는 세째 날이니라 ... 하나님이 가라사대 물들은 생물로 번성케 하라 땅 위 하늘의 궁창에는 새가 날으라 하시고 하나님이 큰 물고기와 물에서 번성하여 움직이는 모든 생물을 그 종류대로, 날개 있는 모든 새를 그 종류대로 창조하시니 하나님의 보시기에 좋았더라 하나님이 그들에게 복을 주어 가라사대 생육하고 번성하여 여러 바다 물에 충만하라 새들도 땅에 번성하라 하시니라 저녁이 되며 아침이 되니 이는 다섯째 날이니라 하나님이 가라사대 땅은 생물을 그 종류대로 내되 육축과 기는 것과 땅의 짐승을 종류대로 내라 하시고 (그대로 되니라) 하나님이 땅의 짐승을 그 종류대로, 육축을 그 종류대로, 땅에 기는 모든 것을 그 종류대로 만드시니 하나님의 보시기에 좋았더라 ... 하나님이 그 지으신 모든 것을 보시니 보시기에 심히 좋았더라 저녁이 되며 아침이 되니 이는 여섯째 날이니라 - 창세기 1장

창세기는 말합니다. 하나님께서 그 지으신 모든 것을 보시고 보시기에 심히 좋았더라고. 그러나 공기와 물과 땅과 나무와 그 밖에 생명이 죽어 가는 병든 물질문명의 시대에 오늘의 자연은 말합니다. 심히 절망적이라고. 온갖 생물들에게 하나님의 생육하고 번성하여 땅에 충만하라 하신 말씀은 정작 그것을 다스리라 하신 인간에 의해 손상되어짐으로 적용되어지고 있습니다. 인간의 이기심. 창조물 자연과 더 이상 사랑에 빠지지 못하는 불감증. 그리고 발전하여야 한다고만 생각되어지는 조급함. 그러한 모든 요소들이 우리의 아름다운 자연을 잃게 만드는 것들입니다. 우리가 우리의 후손들에게 전해줄 것이 무엇입니까? 시멘트와 고철덩어리를 물려줄 것이 아니라 흙과 나무와 불어오는 귀한 바람을 선물해야 할 것입니다.

제 스스로를 달음질 해봅니다. 황폐해지는 환경을 안타까이 바라보며 긍휼이 여기는 마음. 그러나 겸허한 자세로 하나님의 아름다운 창조물을 대하는 겸손한 마음을 위해서요. 하나님 주신 최고의 선물인 이 자연을 사랑하는 이유는 오로지 하나님의 마음이 느껴지는 그 소통함. 오로지 그 말씀으로 비롯된 것입니다. 그것뿐입니다.

하나님의 소원하심 그 자체이기에.

이 논문은 저의 비전과 상당 부분 맞닿아 있습니다. 아직 너무나 부족하고 작은 저이지만, 하나님이 지으신 자연을 보며 느끼는 순수한 열정과 순수한 마음을 이렇게 제 전공과 접목시켜 하나의 결과물로 낼 수 있게 하시고 계속된 걸음을 옮기게 하실 하나님께 제가 표현할 수 있는 모든 말과 마음을 다해 최선의 영광과 감사를 드립니다.

특히 본 논문이 완성되기 까지 끊임없이 지도해주신 강혜순 교수님께 진심으로 감사드립니다. 그리고 성신에서의 귀한 가르침을 허락하신 생물학과 배인하 교수님, 오용자 교수님, 김진일 교수님, 박경숙 교수님, 윤진호 교수님, 전용필 교수님 그리고 교육학과 교수님들께도 깊은 감사를 드립니다. 바쁜 시간 중에도 특별히 애정 어린 마음으로 심사해주시고 격려해주신 생물학과 오용자 교수님과 GIS라는 분야를 새로 접하던 시절, 필요한 지식과 소중한 자료들을 언제나 아낌없이 퍼 주시고 심사까지 해주신 지리학과 박 경 교수님께 큰 감사를 드립니다.

지리산 국립공원에 대해 아낌없는 자료제공과 조언을 해주신 국립공원관리공단의 오장근 박사님과 차진열 박사님께도 감사를 드립니다. 또한 북한산 반달가슴곰이 들어온 상황 중임에도 지리산 도로 폭 조사를 기꺼이 담당해주신 지리산 국립공원 남부사무소 반달가슴곰관리팀 한상훈 박사님과 양운석, 조동현, 정두성, 박승우 님께도 깊은 감사의 말씀을 전합니다.

그리고 잊을 수 없는 과학관의 304호 식물생태학연구실 식구들. 짧은 시간이었지만 지금 멋진 선생님이 된 같은 학번 명랑소녀 정운이, 시카고에서 한 남자의 와이프로 이쁘게 살아가는 똑순이 징가 진영이, 대학원 동기이자 호기심 많고 엉뚱함을 경비한 밤샘친구로 언제나 나를 즐겁게 웃겨주던 사랑살랑 선영이, 의젓하고 든든하고 정말 진국인, 이제는 기대고 싶어지는 우리방 방장 현정이 그리고 시원스러움으로 연구실 밖 이야기를 너무나 재미나게 전해주었던 수경이까지. 재잘재잘대던 우리의 수다와 수많은 이야기들이 이제는 내 삶의 그리움으로 자리잡게 되어 아쉽지만, 나 홀로가 아니라 이렇게 함께 했기에 2년 8개월이라는 시간을 잘 보낼 수 있었다고 전합니다.

그리고 면접날의 첫 만남과 학생식당에서의 두 번째 만남이 생생히 기억나는 식물분류연구실의 멋진 조교이자 어리지만 정말 솔직함과 지혜로움을 경비한 나의 교육대학원 동기 은정이. 늘 서로에게 든든한 힘이 되어주었기에 집에 가는 길이 외롭

지 않았습니디. 수없이 왔다갔던 했던 삼청동 길. 또 한번 거주자구나. 우리의 수많은 고민의 흔적들이 정말 귀하게 자리매김하여 10년 후 더 멋진 모습의 우리가 되어 있길 기대합니다. 그리고 멋진 생물학과 과 조교 손임이. 언제나 미안하지만 늘 책임감있는 모습으로 버팀목이 되어주어 백조교를 챙겨주던 손임이에게 더할 나위 없이 고맙다는 이야기를 전합니다. 또한 종종 비웠던 나의 자리를 너무나 잘 채워준 발생학연구실의 이쁜이들, 희경, 자명, 유진, 수정이에게도 고마움을 표현합니다.

나의 피붙이와 같은 삶의 한 부분이 되어진 나의 소중한 친구들- 성아, 수정, 지현, 명아, 민영, 보민, 지연이에게 고마움을 전합니다. 그리고 언제나 한결같은 나의 진정한 동역자들 미란, 지은, 영주, 은정, 정원, 보람이, 그리고 소중한 든든하고 듩직한 멋진 친구 승호, 민욱, 석민, 정구에게 고마움을 표현합니다.

그리고 늘 세워주시고 격려해주시고 기도해주신 멋진 스승 이남정 목사님과 심지영 사모님께도 감사드립니다. 밤에 문득 만나도 너무 편하고 좋아서 함께 하기만 해도 즐거운, 나이를 초월한 친구 같은 언니들- 은정, 정주, 지윤, 지희, 윤정, 성숙 언니에게도 고마움을 전합니다. 그리고 어디서 만나도 늘 반갑고 즐거운 사람들 - 지형, 혜근, 유리, 준석, 미연, 신혜, 혜경, 세희, 은샘, 영혜, 희선, 만희에게 항상 고맙다고 말하고 싶습니다.

무엇보다 큰 사랑과 희생으로 지금의 저를 있게 해주신 사랑하는 나의 부모님- 정말 감사하고 사랑합니다. 언제나 신뢰해주시고 믿어주심이 너무나 고맙고, 모든 말로도 표현해도 부족합니다. 그리고 실망시켜드리지 않는 멋진 딸로서 언제나 부모님을 존경한다고 전하고 싶습니다. 그리고 나의 피붙이들- 언제나 논문진행상황을 물어봐주던 진희언니, 밤새며 논문 쓰는 동생을 위해 마음으로 응원해준 진영언니, 시험공부하느라 고생하면서도 누나에게 격려를 잃지 않았던 유일한 남동생 용석이, 메기매운탕과 장어구이 등으로 처제의 몸보신을 신경 써 주시던 참 고마운 형부 그리고 10월에 만날 사랑하는 나의 조카 테니에게도 고마움과 감사의 마음을 전합니다. 언제나 화목한 우리 가족의 존재가 참 힘이 되었습니다.

무엇보다 석사과정을 마치며 누구보다 나를 많이 이해해주고 격려해주는 귀한 사람들과 함께 한나라는 그 든든함을 마음 속 깊이 알게 됨이 얼마나 큰 힘이 되었는지요. 마지막으로 이 글에 올리지 못했지만 마음써주고 도움을 주신 모든 분께 감사드립니다.

- 2005년 7월 5일