

# 산림지역에서 서식지 환경이 조류군집에 미치는 영향

김정수\* · 신주렬\*\* · 이화수\* · 구태회\*

Effects of Habitat Environment on Bird Community in Forest

Jungsoo Kim · Ju-Ryul Shin · Hwa-Su Lee · Tae-Hoe Koo

국문요약 ■

ABSTRACT ■

I. 서 론 ■

II. 조사지역 및 조사방법 ■

III. 결 과 ■

IV. 고 찰 ■

V. 결 론 ■

참고문헌 ■

Appendix ■

교신저자(Corresponding Author), 구태회 [thkoo@khu.ac.kr](mailto:thkoo@khu.ac.kr)

\* 경희대학교 환경학 및 환경공학 전공

Department of Environmental Science and Engineering, Kyung Hee University, Giheung-gu, Yongin, Gyeonggi-do, 446-701, Korea

\*\* 경희대학교 생물학과

Department of Biology, Kyung Hee University, Hoegi-dong, Dongdamun-gu, Seoul 130-701, Korea

## 국문 요약

본 연구는 속리산 국립공원에서 쌍곡계곡 지역과 법주사 지역 내에 위치한 지역 중에서 인간의 의한 교란이 가장 큰 도로개설지역, 교란이 중간 정도인 등산로지역 그리고 간섭이 거의 없는 출입통제지역을 선택하여 산림생태계에서 인간의 교란 정도에 따른 조류군집의 차이를 연구하였다. 번식기와 비번식기의 조사(n=12)에서 조류의 종수와 개체수, 종다양도 및 밀도에서는 세 지역 사이에 유의적인 차이가 나타나지 않았다, 그러나 번식기의 조사(n=9)에서는 조류의 종수(Kruskal Wallis,  $\chi^2=10.32$ ,  $p=0.006$ )와 개체수(Kruskal Wallis,  $\chi^2=7.118$ ,  $p=0.028$ ) 및 종다양도(Kruskal Wallis,  $\chi^2=9.847$ ,  $p=0.007$ )가 인간에 의한 교란이 중간정도인 등산로 지역에서 가장 높게 나타났다. 그러나 번식기 조류 군집의 영소 및 취식 길드 분석에서는 세 지역 사이에 영소 및 취식 길드 분포비율은 차이가 나타나지 않았다. 영소길드는 세 지역 모두 나무구멍 영소길드가 가장 높았고, 취식길드는 수관층 취식길드가 가장 높게 나타났다.

▣ 주제어 ▣ 교란정도, 종수, 개체수, 종다양도, 밀도, 영소 및 취식길드

## Abstract

The effects of disturbance on bird community were studied in Ssanggok Valley and Beopju Temple area, Songni Mt. National Park in 2006~2008. We divided three sites by habitat condition such as traffic road (strong disturbance), trail (medium) and control (weak) site. During breeding and non-breeding seasons (n=12), number of species, number of individuals, species diversity and density did not differ among three sites, but in breeding season (n=9), number of species (Kruskal Wallis,  $\chi^2=10.32$ ,  $p=0.006$ ), number of individuals (Kruskal Wallis,  $\chi^2=7.118$ ,  $p=0.028$ ) and species diversity of birds (Kruskal Wallis,  $\chi^2=9.847$ ,  $p=0.007$ ) were significantly higher in trail site with medium disturbance than in other sites. In breeding season, nesting and foraging guild rate were not different among three sites. In guild analysis, hole was the highest nesting guild and canopy was the highest foraging guild in three sites.

▣ Keywords ▣ TRAFFIC ROAD, TRAIL, LIMITED AREA, BUSH, CANOPY LAYER

## I 서론

지구 생태계에 대한 인간의 간섭이 증가하고(Vitousek et al. 1997), 인간의 토지 이용이 심화되면서 생물다양성이 어떻게 영향을 받는가에 대한 문제가 야기되었다(Foley et al. 2005). 우리나라는 전 국토의 면적이 65%가 산림으로 이루어져 있어 도로가 산림을 통과하는 경우가 빈번하게 발생하고 있고, 이에 따라 경관의 변화 또한 나타나고 있으며, 생물다양성에 심각한 위협을 초래하였다(Wilcox and Murphy 1985).

산림성 조류는 숲의 내부 또는 외곽 등의 서식지에 대한 의존도를 통하여 숲 내부종(forest interior specialists), 숲 가장자리종(forest edge species) 그리고 일반종(ubiquitous species 또는 interior-edge generalists)의 세 분류군으로 나눌 수 있다(Whitcomb et al. 1981, Freemark and Collins 1992). 이 가운데 지금까지 가장자리 및 전이대(ecotone)에 서식하는 종(Robinson 1988)과 숲의 내부에 선호도를 보이는 종(Villard 1998)에 대한 연구가 진행되었다. 특히, 서식지의 내부에 의존하는 종(interior species)은 서식지 단편화와 면적의 감소에 민감하게 반응하기 때문에(Kurosawa and Askins 1999), 서식지 단편화가 산림성 조류에 미치는 영향을 확인하기 위해서는 숲의 내부를 특별히 선호하는 종에 대한 연구가 선행되어야 한다(Askins et al. 1987, Kurosawa and Askins 1999).

산림 지역에 개설된 도로는 서식지의 단편화와 산림환경구조를 변화시켜 조류의 종다양성 및 종 구성에 변화를 준다(Ambuel and Temple, 1983, Hanowski and Niemi, 1995). 즉, 서식지의 단편화는 특정종의 서식에 불리한 가장자리 효과(edge effect)를 일으키거나 외래종의 침입 경로를 제공하는 등 보전생물학적 관점에서 다양한 형태의 문제를 일으킨다(Primack 1998). 또한, 단편화는 서식지 감소의 효과(McGarigal and McComb 1995, Fahrig 1997)나, 조각난 서식지 사이 조류의 이동을 방해하여 이들의 군집을 변화시키기도 한다(Lens and Dhondt 1994, Matthysen et al. 1995, Matthysen and Currie 1996). 이러한 문제들을 보완하고 야생 동·식물과의 공존을 위해서 최근 생태적으로 중요한 지역을 보호하기 위해 국립공원의 지정 및 생태이동통로의 설치 등 많은 노력을 기울이고 있다.

또한 조류 군집을 비롯한 야생동물 군집은 산림생태계 내에서 다양한 요인에 의해 변화가 발생하며(Carry and Johnson 1995), 도로가 조류의 풍부도에 미치는 영향은 종과 도로의 유형, 계절 그리고 도로로부터의 거리에 따라 다양하다. 그러나 이러한 생태계의 특성을

망각한 채 무분별한 도로의 건설과 등산객들의 출입 또한 지역 생태계의 고려 없이 무제한 이루어지고 있는 실정이다.

이에 본 연구는 대한민국 속리산 국립공원 내에서 인간의 교란에 의해 서식지 환경의 차이가 나타나는 세 지역(도로개설지역, 등산로 그리고 출입통제지역)을 선택하여 산림생태계에 대한 인간의 간섭 정도의 차이가 조류군집에 미치는 영향에 대하여 조사하고, 이들 종 및 서식지의 지속적인 보호 및 관리방안을 얻는 데 목적이 있다.

## II 조사지역 및 조사방법

### 1. 조사 일정

본 조사는 2006년 4월부터 2008년 6월까지 총 12차례에 걸쳐 실시되었다. 계절별로는 봄에 6회(2006년 4월, 5월, 2007년 4월, 5월, 2008년 4월, 5월), 여름에 4회(2006년 6월, 7월, 2007년 6월, 2008년 6월) 그리고 가을에 2회(2006년 9월, 2007년 10월)에 걸쳐 실시되었다. 조사기간은 1회 조사에 2인의 조사자가 3일 동안 실시하였다.

### 2. 조사지역 개황 및 조사방법

본 연구는 속리산 국립공원의 쌍곡계곡 지역과 법주사 지역 내에 위치한 지역 중 인간에 의한 간섭의 정도에 따라 쌍곡계곡 지역의 도로개설 지역으로서 차량 출입이 잦은 도로에 인접한 지역 Site A (N 36° 43' 20", E 127° 54' 33")와 법주사 지역의 등산객의 출입이 많은 지역으로 Site B (N 36° 32' 22", E 127° 50' 56") 그리고 법주사 지역에서 등산객과 차량의 출입이 통제된 지역으로 Site C (N 36° 32' 47", E 127° 50' 20")의 세 지역의 조사구를 선정하였으며, 다른 환경요인에 의한 영향을 줄이기 위해 각 조사구 주변 50 m 내에 계곡이 있는 지역을 선정하였다. 그리고 곤충의 개체수와 산림구조 등의 환경적인 특성은 속리산 국립공원 자연자원 모니터링 결과보고서(2004)에서 인용하였다<Table 1과 2>.

조류조사는 지역별로 반경 25 m의 임의적인 원(약 0.25 ha)을 설정하여 조사지역 내와 외곽에서 관찰된 조류를 구별하였다(Bibby et al. 1993). 조사는 조류의 활동이 활발한 오전 6시에서 9시 사이에 이루어졌으며, 조사지역 내에 각 15분 동안 머무르면서 관찰되는 모든

종과 개체수를 기록하였다(Point Census Method). 또한 종과 개체수 파악은 육안관찰 및 쌍안경(Nikon, 8 × 30)으로 보이는 개체를 우선적으로 파악하였고, 소리에 의하여 확인된 개체도 포함하였다.

**Table1 Environmental feature of the study area**

	Site A	Site B	Site C
<b>Location</b>	<b>Traffic road</b>	<b>Trail (man and car)</b>	<b>Limited area</b>
Canopy state	Broken	Discontinued	Continued
Forest type	Mixed forest	Deciduous forest	Coniferous forest
Ground type	Fallen leaves	Fallen leaves	Herbage
Disturbance	Strong	Medium	Weak
No. of insects <sup>1</sup>	1,473±899.9 <sup>2</sup>	1,878±1,059	-

- Each study sites have valley within 50 m.

1 : Data was from 조 등(2004).

2 : Mean±SD.

산림의 연결상태(Canopy state)는 Site A는 단절되어 있고, Site B는 일부 연결되어 있으며, Site C는 연속적으로 연결되어 있다. 산림형태는 Site A는 혼효림이며, Site B는 활엽수림이며, Site C는 침엽수림이다. 인간의 간섭 정도는 Site A에서 가장 강하고, Site B에서는 중간정도이며, Site C에서는 가장 약했다<Table 1>.

흉고직경이 5cm 이상인 나무를 대상으로 한 산림구조는 Site A는 소나무(*Pinus densiflora*)와 신갈나무(*Quercus mongolica*)가 우점하였고, Site B에서는 졸참나무(*Quercus serrata*)와 굴참나무(*Quercus variabilis*)가 우점하였다<Table 2>.

**Table2 Relative Density of tree species(DHB > 5 cm) in the study area**

Site A		Site B	
Species	Relative density	Species	Relative density
<i>Pinus densiflora</i>	55.1	<i>Quercus serrata</i>	39.0
<i>Quercus mongolica</i>	15.5	<i>Quercus variabilis</i>	18.5
<i>Quercus variabilis</i>	7.64	<i>Quercus mongolica</i>	15.2
<i>Styrax obassia</i>	5.56	<i>Pinus densiflora</i>	11.0
Others	16.2	Others	16.3

Data was from 김 등(2004).

### 3. 분석방법

조사 결과를 바탕으로 지역별 출현 종수, 개체수, 종다양도지수 그리고 밀도를 분석하였고, 번식기(4, 5, 6월)를 대상으로 길드 분석을 하였다.

종다양성은 Shannon-Weaver 지수( $H'$ )를 이용하여 산출하였다(Shannon-Weaver 1949).

$$H' = \sum_{i=1}^s (-P_i) \times \ln(P_i)$$

s: 종수,  $P_i$ :  $i$ 번째 종의 개체수를 총 개체수로 나눈 비율.

정점조사결과 관찰된 조류의 밀도는 다음의 식에 의거하여 산정하였다(Bibby et al. 1993).

$$\text{Density} = \ln(n/n^2) \times n/m(\pi r^2)$$

n: 전체 관찰된 조류의 개체수( $n^1+n^2$ ),  $n^2$ : 방형구 밖에서 관찰된 개체수,  $n^1$ : 방형구 내에서 관찰된 개체수, m: 조사 횟수, r: 방형구의 반지름 (25m).

길드 개념은 Root(1967)에 의해 '동일한 자원을 유사한 방식으로 이용하는 종들의 모임'이라고 최초로 정의된 이래, 여러 가지 유익한 점 때문에 많은 분류군에서 이용되어져 왔으며 조류군집의 분석에 많이 사용되며(Simberloff and Dayan 1991), 또한 조류군집의 산림 환경 내에서의 자원 이용 패턴을 설명하는데 매우 유용하게 쓰일 수 있는 개념이다(Rhim and Lee 2000). 이에 본 연구에서는 산림의 조류군집을 일정한 기준에 의해 분류하여 군집의 구조를 이해하고자 영소길드와 취식길드로 나누어 조류 군집을 분석하였다<Table 3>.

Table3 Category of nesting and foraging guilds

Guild	Nesting or foraging site	Abbreviation
Nesting		
Canopy	canopy	C
Hole	tree hole	H
Bush	bush, ground	B
Others	steam, deposition	O
Foraging		
canopy	leaf, twig, branch, trunk, bud	c
bush	vine, litter, bush, fallen log, ground	b
trunk	trunk of tree	t
others	outside of forest, stream	o

통계분석은 Kruskal Wallis를 이용하였고, 사후 검정은 Dunnett tests 이용하였으며, SPSS 12.0 version을 사용하였다.

### III 결 과

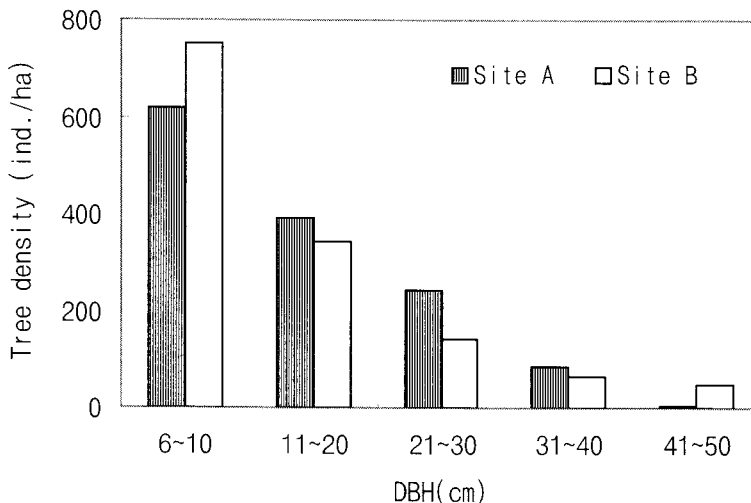
#### 1. 환경 및 수목특성

산림의 연결상태(Canopy state)는 Site A는 단절되어 있고, Site B는 부분적으로 연결되어 있으며, Site C는 연속적으로 연결되어 있다. 산림형태는 Site A는 혼효림, Site B는 활엽수림, Site C는 침엽수림이다. 인간의 간섭정도는 2차선 도로가 인접하여 개설된 Site A에서 가장 강하고, 인접하여 등산로가 개설된 Site B에서는 중간정도이며, 일반인의 출입이 제한적인 Site C에서는 가장 약하다<Table 1>.

흉고직경이 5cm 이상인 나무를 대상으로 한 산림구조는 Site A는 소나무(*Pinus densiflora*)와 신갈나무(*Quercus mongolica*)가 우점하였고, Site B에서는 졸참나무(*Quercus serrata*)와 굴참나무(*Quercus variabilis*)가 우점하였다<Table 2>.

본 조사지역에 생육하고 있는 수목의 흉고직경 분포를 살펴보면 6-10cm인 수목이 두 지역 모두에서 가장 높은 비율을 나타냈고, 흉고직경이 커질수록 수목의 비율이 낮아졌다. 수목 중에서 흉고직경이 6-10 cm인 나무의 비율은 Site B에서 가장 높게 나타났고, 11-40 cm인 수목은 Site A에서 높게 나타났으며, 41 cm 이상인 수목은 Site B에서 높게 나타났다<Fig 1>.

Fig1 Differences in DBH distribution between site A and site B (김 등 2004).



## 2. 서식환경에 따른 출현 종

활엽수림인 Site B에서 활엽수림을 선호하는 쇠유리새(*Erithacus cyane*), 흰눈썹황금새(*Ficedula zanthopygia*), 노랑딱새(*Ficedula mugimaki*) 그리고 오목눈이(*Aegithalos caudatus*) 등이 출현하였다. 그리고 침엽수림인 Site C에서 오색딱다구리(*Dendropocos major*)와 까막딱다구리(*Dendropocos martius*)가 출현하였다<Appendix 1>.

## 3. 조류 우점종

Site A지역의 우점종은 박새(*Parus major*), 직박구리(*Hypsipetes amaurotis*), 산솔새(*Phylloscopus occipitalis*), 노랑턱멧새(*Emberiza elegans*)의 순이었으며, Site B지역은 박새, 쇠박새(*Parus palustris*), 산솔새, 쇠유리새와 병어리뺨꾸기(*Cuculus saturatus*)의 순이었다. Site C지역은 쇠박새, 산솔새, 노랑턱멧새, 쇠딱다구리(*Dendrocopos kizuki*)와 박새의 순으로 나타났다<Appendix 1>.

Table4 Number of species, individuals, species diversity and density of each study site in breeding and non-breeding season (mean±SD, N=12)

	No. of species	No. of individuals	Species diversity (H')	Density (individuals/ha)
Site A	6.33±2.90	10.1±4.52	1.60±0.63	53.6±42.6
Site B	8.75±3.08	13.3±4.81	1.97±0.49	57.6±38.2
Site C	6.67±1.87	12.3±5.80	1.69±0.30	43.4±37.1
$\chi^2$	5.604	2.994	5.142	1.236
p value	0.061	0.224	0.076	0.539

## 4. 조류 종수, 개체수, 종다양도 그리고 밀도

번식기와 비번식을 합친 총 12차례에 걸친 조사 결과 종수와 개체수, 종다양도 및 밀도에 서는 지역 간에 유의적인 차이가 나타나지 않았다<Table 4>.

하지만 번식기의 조사에서는 조류의 종수와 개체수 및 종다양도에서 지역 간에 유의적인 차이가 나타났다. 종수는 Site B (평균 10.2±1.39종)에서 Site A (평균 7.11±2.57종)와 Site C (평균 7.22±1.56종)보다 많았다 (Kruskal Wallis,  $\chi^2=10.32$ ,  $p=0.006$ ). 개체수는 Site B (평균 15.6±2.30개체)에서 Site A (평균 11.0±3.91개체)보다 많았다 (Kruskal Wallis,  $\chi$



$\chi^2=7.118, p=0.028$ ). 종다양도지수는 Site B (평균  $2.20\pm 1.09$ )에서 Site A (평균  $1.78\pm 0.41$ 종)와 Site C (평균  $1.82\pm 0.20$ )보다 높았다<Table 5>. 그러나 밀도는 통계적으로 유의한 차이가 나타나지 않았으나 Site B에서 높은 경향을 보였다<Table 5>.

### 5. 길드분석

번식기 조류 군집의 길드 구조는 지역에 따른 영소길드 구조의 분포사이에 차이가 나타나지 않았다(Pearson Chi-Square test,  $\chi^2=3.080, p=0.799$ ). 그러나 Site A에서는 나무구멍 영소길드(hole nesting guild)와 수관층 영소길드(canopy nesting guild)에 속한 군집의 종수가 다른 영소길드에 비해 높은 경향을 나타냈고, Site B와 C에서는 비교적 고른 분포를 나타냈다. 개체수에서는 Site A와 B에서 나무구멍 영소길드와 수관층 영소길드가 다른 영소길드에 비하여 높았고, Site C에서는 나무구멍 영소길드가 다른 영소길드 보다 높은 경향을 나타냈다<Table 6>.

**Table5** Number of species, individuals, species diversity and density of each study site in breeding season (mean±SD, N=9)

	No. of species	No. of individuals	Species diversity(H')	Density (individuals/ha)
Site A	7.11±2.57b*	11.0±3.91b	1.78±0.41b	46.2±18.7
Site B	10.2±1.39a	15.6±2.30a	2.20±1.09a	72.5±33.1
Site C	7.22±1.56b	12.3±3.74ab	1.82±0.20b	49.9±40.6
$\chi^2$	10.315	7.118	9.847	4.166
p value	0.006	0.028	0.007	0.125

\* The same letters show no significant differences among the sites.

이를 지역별 개체수의 분포비율로 비교해보면 나무구멍 영소길드와 관목층 영소길드(bush nesting guild)의 비율이 Site A에서 Site C로 갈수록 높아졌으나, 수관층 영소길드의 비율은 Site A에서 site C로 갈수록 낮아졌다<Fig 2>.

취식길드도 지역에 따른 길드구조의 분포사이에 차이가 나타나지 않았다( $\chi^2=9.958, p=0.126$ ). 그러나 세 지역 모두에서 수관층 취식길드(canopy foraging guild)와 관목층 취식길드(bush foraging guild)에서 종수와 개체수가 다른 길드보다 높은 경향을 보였다<Table 6>.

취식길드의 지역별 개체수 분포비율은 수관층에서 취식하는(trunk foraging guild) 개체

수의 비율이 Site A에서 Site C로 갈수록 높아졌다. 그러나 수관층을 이용하는 비율은 감소하였고, 관목층을 이용하는(bush foraging guild) 비율은 지역사이에 분포비율이 비슷하였다(Fig 2).

**Table 6 Differences of No. of species(No. of individuals) in guild structure of breeding bird communities within each study site**

Guild	site A	site B	site C
	No. of species (No. of individuals)		
Nesting guild			
Hole	7(37)	6(51)	9(43)
Canopy	6(35)	8(40)	6(28)
Bush	3(14)	7(22)	6(20)
Others	3(12)	3(13)	4( 8)
Foraging guild			
trunk	3( 5)	2(12)	4(12)
canopy	7(59)	10(70)	8(49)
bush	9(34)	11(42)	10(33)
others	0( 0)	1( 2)	3( 5)

## IV 고찰

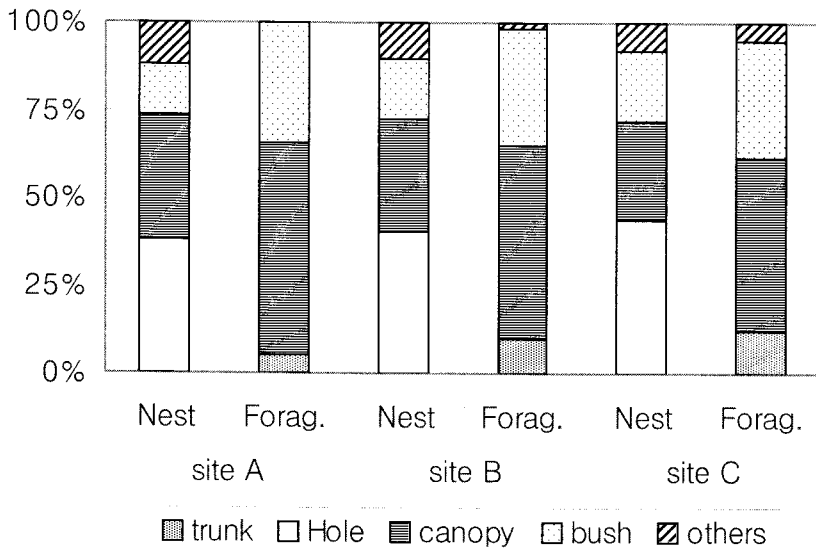
### 1. 조사시기에 따른 조류 분포의 차이

비번식기에는 번식기와는 달리 박새류를 포함한 소형의 명금류들이 세력권을 형성하지 않고, 여러 개체들이 무리를 이루어 먹이를 찾고 이동하는 습성을 가지기 때문에(이 등 1996), 본 연구의 총 12번에 걸친 조사 결과 각 지역별로 종수, 개체수, 종 다양도지수 그리고 밀도에서 차이가 나타나지 않은 것으로 생각되지만, 산림에 서식하는 조류들이 무리를 형성하지 않는 번식시기에는 서식지 환경에 따라 유의적인 차이가 나타났다.

일반적으로 서식지의 면적(McIntyre 1995, Natuhara and Imai 1999, Park and Lee 2000)과 미세 서식지의 다양성(Jokimäki and Suhonen 1993)은 특정 서식지에 나타나는 조류의 종수와 생물 다양성을 결정하는 중요한 요인이다. 일반적으로 서식지의 면적이 클

수록 출현하는 종의 수는 증가하며, 이는 면적이 증가함에 따라 미세 서식지의 다양성도 증가하기 때문이다(최 등 2006). 본 연구에서 활엽수림지역인 Site B에서만 쇠유리새, 흰눈썹황금새, 노랑딱새 그리고 오목눈이 등이 출현하였다. 이는 Site B 지역이 가지고 있는 활엽수림, 적당한 인간의 간섭 그리고 연결된 산림의 상태 등과 같은 환경적인 특성과 관계가 있는 것으로 생각된다. 또한 Site A 지역에서는 오색딱다구리와 까막딱다구리 등이 출현하였는데 이는 이 지역이 가지고 있는 침엽수를 이들 종이 이용하고 있는 것으로 생각되며 보다 자세한 연구가 필요할 것으로 생각된다.

Fig2 Distribution ratio of nesting guild and foraging guild structure by individuals



## 2. 조류 종다양도에 영향을 미치는 요인

중간교란가설(intermediate disturbance hypothesis)은 인간의 간섭이 중간정도인 지역에서 원시 상태의 환경 및 인간에 의해 간섭이 심한 지역보다 서식지와 자원의 다양성이 높고(Connell 1978), 이러한 지역에서 오히려 종 다양성이 더 높게 나타나기 때문에(McDonnell and Pickett 1990), 본 연구에서 수관층이 불연속적으로 연결되어 있고, 등산

로가 개설되어 있으며, 일부 차량의 출입이 가능하여 어느 정도 인간의 간섭이 가해지는 Site B 지역에서 수관층이 단절되어 있고, 2차선 도로가 개설되어 이로 인한 간섭이 강하게 나타나는 Site A 지역과 수관층이 연결되어 있고, 사람과 차량의 출입이 통제되어 간섭이 거의 나타나지 않는 Site C 지역보다 조류의 종수, 개체수, 종 다양도 그리고 밀도가 높았다.

조류의 종다양도는 곤충의 종수와 상관관계가 있고(Kim et al. 2007), 특히 명금류(songbirds)는 통행차량의 소음에 크게 영향을 받는다(Reijnen et al. 1995). 그리고 도로로부터 떨어진 거리에 따라 조류의 종 다양도가 변하며(허 등 2003), 차량통행이 빈번한 도로 지역에서의 종 다양도는 다른 지역에 비하여 비교적 낮다(백 등 2003). 그러나 등산로(trail)의 개설은 조류 종 다양도에 큰 영향을 미치지 않는다(이 등 2000). 본 연구에서도 곤충의 개체수가 많은 Site B 지역(평균  $1,878 \pm 1,059$  개체)에서 조류의 종 다양도( $15.6 \pm 2.30$ )가 Site A 지역(곤충의 개체수: 평균  $1,473 \pm 899.9$  개체, 조류의 종 다양도:  $11.0 \pm 3.97$ )보다 높게 나타났다. 그리고 차량의 통행이 가장 많은 Site A가 조류 종다양도가 가장 낮았다. 따라서 속리산 국립공원에서 조류 종다양도에 영향을 미치는 간섭의 정도는 도로가 개설 되어있는 Site A 지역에서 가장 크고, 다음은 등산로가 개설되어 있는 Site B 지역 그리고 사람과 차량의 출입이 통제되는 Site C 지역의 순으로 생각된다.

최 등(2006)은 가장자리 지수분석과 풍부도 비교를 통하여 숲 가장자리 선호종으로는 까치(*Pica pica*)와 피꼬리(*Oriolus chinensis*)를 숲 내부종으로는 숲새(*Cettia squameiceps*), 흰배지빠귀(*Turdus pallidus*) 그리고 진박새(*Parus ater*)였다. 그러나 본 연구에서는 Site C가 숲 내부에, Site A와 B는 숲 가장자리에 해당하지만 숲새, 흰배지빠귀 그리고 진박새는 세 지역에서 모두 관찰되어 최 등(2006)의 경향과 일치하지 않았다. 따라서 산림지역에서 조류다양성은 식생의 구조와 도로의 개설 및 인간의 활동과 같은 간섭의 정도 등에 따라 바뀌는 것으로 생각된다.

### 3. 도로가 조류분포에 미치는 영향

도로의 건설로 인하여 나타나는 문제점은 도로 및 주변 지역에서 수목의 벌채로 인해 흉고직경이 큰 대경목이 감소하고 또한 상층임관의 개방에 따라 수관층이 감소하는 것이다(Goosem and Turton 2001). 그러나 임도를 개설함에 있어 일부 식생의 단절 혹은 파괴가 발생했다 할지라도 그 규모가 크지 않고 상층임관이 연속적으로 단절되지 않으며, 어느 정도 울폐된 상태로 상층임관이 유지된다면 이동성을 가진 조류는 상층임관을 따라 이동하는

데 큰 영향을 없을 것으로 생각된다(이 등 2000). 일반적으로 딱따구리류는 대부분 대경목의 수목에서 등지를 틀고 먹이를 얻는 대표적인 조류로서 이들의 서식을 위해서는 대경목의 수목이 필수적이다(Iso and fujimaki 1990, Goodburn and Lorimer 1998). 또한 일반적으로 수관층에서 취식활동을 하는 조류는 수관층의 연결 정도가 높고, 대경목의 숫자가 많은 지역을 선호한다(허 등 2003). 따라서 본 연구에서도 상대적으로 수관층의 연결 정도가 높고, 대경목의 숫자가 많은 Site B와 C지역에서 그렇지 않은 Site A 지역보다 수관층에서 취식하는 종의 비율이 높게 나타났다. 또한 몇몇 종들은 도로 근처에서 낮은 밀도를 나타내는데, 이는 소음과 식생구조의 변화 때문으로 생각된다(Clark and Karr 1979, van der Zande et al. 1980, Reijnen et al. 1995, Forman and Deblinger 2000).

#### 4. 영소길드 및 채이길드

본 연구에서는 세 지역 모두에서 나무구멍 영소길드의 개체수가 가장 높았고, 다음으로 수관층 영소길드, 관목층 영소길드의 순으로 나타났다. 임(2006)의 연구에서도 숲 내부 지역에서는 본 연구와 같은 경향을 나타냈으나, 임도 지역은 관목층 영소길드가 수관층 영소길드 보다 높게 나타났다. 임도지역은 일부 식생의 단절로 인해 상층임관의 피도량이 감소하였으나 하층식생이 잘 발달되어 있어 관목층에서 먹이자원과 등지자원을 얻는 조류가 산림 지역에 비해 많이 서식한다고 하였다(임 등 2006). 그러나 본 연구의 Site A 지역에서는 수관층이 단절되어 상층임관의 피도량은 감소하였으나, 하층식생이 발달하지 않아 숲 내부에서와 비슷한 경향을 보인 것으로 생각된다. 그리고 길드군집구조의 지역 간 차이가 나타나지 않은 것 또한 하층 식생이 Site A 지역에서 발달하지 않았기 때문으로 생각된다.

## V 결 론

본 연구결과 Site B 지역에서 번식기 조류 다양성이 가장 높은 것으로 나타났다. 이는 본 지역이 지니고 있는 서식지 환경특성(활엽수림, 적당한 인간간섭, 불연속적으로 개방된 수관층 그리고 곤충의 종수 등)과 연관이 있는 것으로 생각된다. 그러나 Site B는 불연속적으로 개방된 수관층으로 인해 관목층이 발달하는 등 다양한 서식환경이 존재하지만 등산객

들의 소음이나 등산로 이외의 장소의 출입 등을 통제 하는 등의 관리가 필요할 것으로 생각된다. 그리고 Site A 지역은 2차선 도로로 인하여 발생하는 서식지 단절 및 차량의 소음 그리고 곤충의 종수 등이 번식시기 조류분포에 영향을 미치는 것으로 생각되며, 본 지역은 관목층이 발달하지 않았고, 수관층이 단절되어 있어, 조류의 이동 또한 방해받고 있는 것으로 생각되므로, 단절된 상층입관의 방해를 줄이기 위해 도로 주변의 교목과 관목에 대한 관리가 필요할 것으로 생각된다. 본 연구 결과 인간의 간섭이 있는 지역에서 그렇지 않은 지역보다 서식지와 자원의 다양성 그리고 생물 종 다양성이 증가한다는 중간교란가설을 지지하는 것으로 생각된다.

사사 : 본 연구는 속리산국립공원 자원모니터링의 일환으로 수행되었습니다. 이에 속리산국립공원 관계자 여러분께 감사드립니다.

## 참고문헌

- 김창환 외. 2004. 속리산국립공원 자원 모니터링, 식물상, 식생. pp 70-76.
- 백운기 외. 2003. 백두대간 만복대-시리봉 구간의 조류상과 서식지 선호도 및 관리방안에 관한 연구. 한국환경생태학회지 16: 409-420.
- 이우신 외. 1996. 오대산 국립공원 오대산 지역의 야생조류상 및 관리 방안. 환경생태학회지 10: 1-13.
- 이우신 외. 2000. 지리산 지역에서 등산로에 의한 번식기 조류군집의 영향. 한국환경생태학회지 14: 103-110.
- 임신재 외. 2006. 임도와 산림지역의 조류군집 특성 비교. 한국조류학회지. 13: 1-8.
- 조영복 외. 2004. 속리산국립공원 자원 모니터링, 육상곤충. pp 187-191.
- 최창용 외. 2006. 온대 활엽수림에 서식하는 산림성 조류의 가장자리 선호도 분석. J Ecol Field Biol 29: 191-203.
- 허위행 외. 2003. 도로로부터 거리가 다른 지역에서 번식기 조류군집의 차이. 한국생태학회지 26: 29-33.
- Ambuel, B. and S. A. Temple. 1983. Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forest. Ecology 64: 1057-1068.
- Askins RA, Philbrick MJ, Sugeno DS. 1987. Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. Biol Conserv 39: 129-152.
- Bibby, C.J., N. D. Burgess and D. A. Hill. 1993. Bird Census Techniques. PP. 85-104.
- Carry, A. B. and M. L. Johnson. 1995. Small mammals in managed, naturally young and old growth forests. Ecological Applications 5: 336-352.

- Clark, W. D., and J. R. Karr. 1979. Effects of highways on Red-winged Blackbird and Horned Lark populations. *Wilson Bulletin* 91: 143-145.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *science* 199: 1302-1310.
- Fahrig L. 1997. Relative effects of Habitat loss and fragmentation on population extinction. *J Wildlife Manag* 61: 603-610.
- Foley, J. A., et al. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574.
- 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: 36-46.
- Freemark KE, Collins B. 1992. Landscape ecology of birds breeding in temperate forest fragments. In: *Ecology and conservation of Beotropical migrant landbirds* (Hagan JM, Johnston DW, eds). Smithsonian Institution Press, Washington D.D., pp 443-454.
- Goodburn, J. M. and C. G. Lorimer. 1998. Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan. *Forest Ecology and Management* 98: 229-238.
- Goosem, M., Y. Izumi and S. Turton. 2001. Efforts of restore habitat connectivity for an upland tropical rainforest fauna: A trial of underpass below roads. *Ecological Management & Restoration* 2: 196-202.
- Hanowski, J. M. and G. J. Niemi. 1995. A comparison of on- and off-road bird count: Do you need to go off road to count accurately? *Journal of Field Ornithology* 66: 469-483.
- Iso, K. and Y. Fujimaki. 1990. Breeding habitats and nest tree characteristics of *Dendrocopus martius* in central Hokkaido. *Japanese Journal of Ornithology* 38: 157-165.
- Jokimäki, J., J. Suhonen. 1993. Effects of urbanization on the breeding bird species



- richness in Finland: a biogeographical comparison. *Ornis Fennica* 70: 71-77.
- Kim J., J. Chae, T.-H. Koo. 2007. Variation in bird diversity in relation to habitat size in the urban landscape of Seoul, South Korea. *Acta Ornithologica* 42:39-44.
- Kurosawa R, Askins RA. 1999. Differences in bird communities on the forest edge and in the forest interior: are there forest-interior specialists in japan? *J Yamashina Inst Ornith* 31: 63-79.
- Lens L, Dhondt AA. 1994. Effects of habitat fragmentation on the timing of crested tit *Parus cristatus* natal dispersal. *Ibis* 136: 147-152.
- Matthysen E, Adreaensen F, Dhondt AA. 1995. Dispersal distances of nuthatches, *Sitta europaea*, in a highly fragmented forest habitat. *Oikos* 72: 375-381.
- Matthysen E, Currie D. 1996. Habitat fragmentation reduces disperser success in juvenile nuthatches *Sitta europaea*: evidence from patterns of territory establishment. *Ecography* 19: 67-72.
- McDonnell, M. J., and S. T. A. Pickett. 1990. Ecosystem structure and function along urban rural gradients: an unexplained opportunity for ecology. *Ecological Applications* 71: 1232 - 1237.
- McIntyre, N. E. 1995. Effects of forest patch size on avian diversity. *Landscape Ecology* 10: 85-95.
- McGarigal K, McComb WC. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. *Ecol Monographs* 65: 235-260.
- Natuhara, Y. and C., Imai. 1999. Prediction of species richness of breeding birds by landscape-level factors of urban woods in Osaka prefecture, Japan. *Biodiv Conserv* 8: 239-253.
- Park, C. R. and W. S. Lee. 2000. Relationship between species composition and area in breeding birds of urban woods in Seoul, Korea. *Landscape Urban Planning* 51: 29-36.

- Primack RB. 1998, Essentials of conservation biology. Sinauer Associates, Massachusetts.
- Reijnen, R., R. Foppen, C. Ter Braak, and J. Thissen. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32: 187-202.
- Rhim, S. J. and W. S. Lee. 2000. The relationship between habitat structure and breeding bird communities at deciduous forest in mid-eastern Korea. *Japanese Journal of Ornithology* 38: 157-165.
- Robinson SK. 1988. Reappraisal of the costs and benefits of habitat heterogeneity for nongame wildlife. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 53: 145-155.
- Root, R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the Blue-gray Gnatcatcher. *Ecological Monograph* 37: 317-350.
- Shannon, C. E. and W. Weaver. 1949. *The mathematical theory of communication.* Univ. of Illinois press. Urbana. 117pp.
- Simberloff, D. and T. Dayan. 1991. The guild structure concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 115-143.
- van der Zande, A. N., W. J. Keurs and W. J. van der Weijden. 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat: evidence of a long-distance effect. *Biological Conservation* 18: 299-321.
- Villard MA 1998. On forest-interior species, edge avoidance, area sensitivity and dogmas in avian conservation. *Auk* 115: 801-805.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, and J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277: 494-499.

- Whitcomb RF, Robbins CS, Lynch JF, Whitcomb BL, Klimkiewicz MK, Bystrak D. 1981. Effect of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. In: Forest island dynamics in man-dominated landscape (Burgess RL, Sharpe DM, eds). Springer-Verlag, New York, pp 126-205.
- Wilcox, B. A., Murphy, D. O. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist*.

## Appendix

## 1. Breeding bird community of Study area

Scientific Name	Guild		Site			Mig.
	N	F	A	B	C	
원앙 <i>Aix galericulata</i>	H	o			1	Res.
꿩 <i>Phasianus colchicus</i>	B	b	4		2	Res.
멧비둘기 <i>Streptopelia orientalis</i>	C	b		2	4	Res.
매사촌 <i>Cuculus fugax</i>	O	b	1	3		S.V.
검은등비둘기 <i>Cuculus micropterus</i>	O	b	4	1	2	S.V.
병어리비둘기 <i>Cuculus saturatus</i>	O	b	7	9	2	S.V.
물총새 <i>Alcedo atthis</i>	O	o			2	S.V.
쇠딱다구리 <i>Dendrocopos kizuki</i>	H	t	3	5	8	Res.
오색딱다구리 <i>Dendrocopos major</i>	H	t			1	Res.
까막딱다구리 <i>Drycopus martius</i>	H	t			1	Res.
청딱다구리 <i>Picus canus</i>	H	t	1			Res.
노랑할미새 <i>Motacilla cinerea</i>	O	o			2	S.V.
직박구리 <i>Hypsipetes amaurotis</i>	C	c	13	5	3	Res.
쇠유리새 <i>Erithacus cyane</i>	B	b		9		S.V.
딱새 <i>Phoenicurus aureoreus</i>	C	b		1		Res.
호랑지빠귀 <i>Zoothera dauma</i>	C	b	1		1	S.V.
되지빠귀 <i>Turdus hortulorum</i>	C	b	3			S.V.
흰배지빠귀 <i>Turdus pallidus</i>	C	b	4	8	5	S.V.
개똥지빠귀 <i>Turdus maumann</i>	B	b		1		W.V.
붉은머리오목눈이 <i>Paradoxornis webbianus</i>	B	b		3	6	Res.
휘파람새 <i>Cettia diphone</i>	B	b		1	1	S.V.
숲새 <i>Cettia squameiceps</i>	B	b	2	3	1	S.V.
노랑눈썹새 <i>Phylloscopus inornatus</i>	.	.		1	3	P.M.
산솔새 <i>Phylloscopus occipitalis</i>	C	c	12	12	9	S.V.
흰눈썹황금새 <i>Ficedula zanthopygia</i>	B	c		1		S.V.
노랑딱새 <i>Ficedula mugimaki</i>	.	.		1		P.M.
큰유리새 <i>Cyanoptila cyanomelana</i>	B	c		3	1	S.V.
오목눈이 <i>Aegithalos caudatus</i>	C	c		8		Res.
쇠박새 <i>Parus palustris</i>	H	c	9	15	16	Res.
진박새 <i>Parus ater</i>	H	c	2	3	4	Res.
곤줄박이 <i>Parus varius</i>	H	c	8	5	2	Res.
박새 <i>Parus major</i>	H	c	13	16	8	Res.
동고비 <i>Sitta europaea</i>	H	t	1	7	2	Res.
노랑턱멧새 <i>Emberiza elegans</i>	B	b	8	2	9	Res.
어치 <i>Garrulus glandarius</i>	C	c	2	2	6	Res.
큰부리까마귀 <i>Corvus macrorhynchos</i>	C	o		2		Res.
종수			19	27	26	
개체수			98	129	102	