

연구논문

## 개발사업에 따른 조류종 영향평가모형 개발 및 적용

이동근\* · 김은영\*\* · 이은재\*\*\* · 송원경\*

서울대학교 조경 · 지역시스템공학부\* · 서울대학교 농업생명과학연구원\*\* · 서울대학교 산림과학부\*\*\*  
(2010년 2월 2일 접수, 2010년 6월 11일 승인)

## Impact Assessment Model of Bird Species for Land Developments

Lee, Dong-Kun\* · Kim, Eun-Young\*\* · Lee, Eun-Jae\*\*\* · Song, Won-Kyong\*

Dept. of Landscape Architecture and Rural System Engineering, Seoul National University\*  
Research Institute for Agriculture and Science, Seoul National University\*\*  
Dept. of Forest Science, Seoul National University\*\*\*

(Manuscript received 2 February 2010; accepted 11 June 2010)

### Abstract

Forests are being seriously fragmented as a result of land development. Land development with disregard to its subsequent environmental impacts is a primary threat to biodiversity by incurring massive habitat losses and changes in structure and composition of forests. The purpose of this study was to develop the impact assessment model for quantitative distance or degree of disturbance by land developments. This study conducted a survey about structure and composition of forest species to determine degree of impact from land development. The edge effect of forest fragmentation on the number of bird species, population size, and bird diversity was obvious. In particular, the bird diversity sharply declines around the forest edge where intensive land development projects take place. To assess the disturbance of forest species, the factors selected were the bird diversity and the rate of edge species. The impact assessment model about bird diversity was explained by type of forest fragmentation and type of vegetation ( $R^2=0.23$ ,  $p<0.005$ ). The other model about edge species explained by a distance, type of forest fragmentation, type of vegetation, and width of road ( $R^2=0.34$ ,  $p<0.001$ ). In order to test the applicability of the model developed in this study, the models was applied to the *Samsong housing development* in *Goyang-si, Gyunggi-do*. The impacts of land development on the bird species were reasonably quantified to suggest effective mitigation measure. The impact assessment model developed in this study is useful to assess the magnitude of disturbance of bird species. Particularly, the model could be applied to the current Environmental Impact Assessment practices to predict and quantify the impacts of land developments projects on

forest bird species.

Keywords : Bird diversity; Edge effect; Environmental Impact Assessment (EIA); Forest-edge species; Forest fragmentation

## 1. 서론

급속한 도시화로 도로가 개설되고 택지가 조성되면서 산림 곳곳이 파헤쳐지는 등 훼손이 심각한 수준에 이르고 있다. 이러한 산림파편화는 서식처의 면적을 점차 감소, 고립화시키며 가장자리 효과에 의한 영향을 증가시키는 등 파편화의 부정적인 영향을 통해 잔존하는 자연지역 내 서식하는 개체들 역시 인간에 의한 새로운 위협에 노출되어 점차 그 개체수가 줄어든다(Marzluff and Ewing, 2001). 특히 도로와 같은 개발사업은 생태계의 다양성과 구조적·기능적 측면에서 넓은 범위에 영향을 미치며, 결국 생물종다양성에 부정적인 감소를 초래하고 있다(Aune *et al.*, 2005). 이러한 개발사업은 종다양성에 부정적인 영향을 미칠 뿐만 아니라 산림 가장자리의 토양, 기후, 햇빛 등의 비생물적인 요소를 변화시켜(Gehlhausen *et al.*, 2000) 산림 내 종구성에 영향을 미친다. 이러한 변화를 가장자리 효과(edge effect)라 하며, 산림지역의 경우 산림 경계거리에 따라 조류종 구성의 차이가 나타난다. 산림성 조류는 산림의 내부 또는 외곽에 대한 의존도를 통해 크게 산림내부종(interior species), 산림 가장자리종(edge species), 일반종(generalists)으로 구분하고 있다(Whitcomb *et al.*, 1981; Freemark and Colins, 1992). 특히 산림내부에 강한 선호도를 보이는 종의 경우 서식지 파편화 및 면적감소에 민감하게 반응하는 것으로 나타났다(Kurosawa and Askins, 1999).

집중된 개발은 야생동물 서식공간에 부정적인 영향을 미치며(Theobald *et al.*, 1997). 야생동물 중 조류종이 도시화로 인한 영향이 큰 것으로 나타났다(Marzluff and Ewing, 2001). McMilliam and Brown(2001)은 개발사업으로 인해 잔존산림의 조류종수 및 종구성을 분석한 결과, 산림내부종은 감소하고 일반종은 증가하는 것으로 나타났으며, 산림

내부에 서식하는 종의 경우 미묘한 경관변화에도 심각하게 영향을 받을 수 있기 때문이다(McGarigal *et al.*, 2001). Ewers and Didham(2006)은 산림 파편화로 인한 야생동물의 핵심지역 감소와 가장자리효과와 증가로 인한 영향을 분석하기 위해 파편 크기에 따른 파편형태가 개체 밀도에 미치는 영향을 분석하였다. 복잡한 형태의 산림패치는 가장자리종에는 긍정적인 영향을 미치지만 산림내부종의 서식지 저감 및 침입종 도입 등의 부정적인 영향을 초래한다. 따라서 산림파편화에 따른 영향을 최소화하기 위해서는 핵심지역간의 연결성이 중요하다고 제시되었다. 또한, Reijnen *et al.*(1997)은 도로에 의한 조류종 개체군에 미치는 영향평가 결과, 도로에 인접한 서식지의 경우 교통소음으로 인해 서식지 질이 저하되어 조류종 밀도에 심각한 영향을 미치는 것으로 나타났다.

국내의 경우 개발사업이 생물종다양성에 미치는 연구는 일부 진행된 바 있다. 이우신과 임신재(1998)는 도시화로 인해 야생조류종수와 개체수, 종다양도 지수가 월등히 감소한 것으로 분석되었다. 또한 허위행 등(2003)은 도로로부터의 거리에 따라 서식하는 조류군집의 차이에 대한 연구를 수행한 결과 도로 주변에는 조류들이 둥지를 틀 수 있는 조건인 수목인 대경목이 상대적으로 적기 때문에 종구성의 차이가 나타나는 것으로 평가하였다. 이와 같이 국내에서의 개발사업에 따른 종구성의 차이에 대한 연구는 일부 진행된 바 있으나 매우 미흡한 실정이다.

따라서 본 연구에서는 개발사업이 종다양성 및 종구성에 미치는 영향정도를 정량화할 수 있는 모형을 개발하고 적응가능성을 제시하고자 한다. 이러한 영향평가모형 개발은 향후 개발사업에 대한 영향을 정량화하고 이에 대한 저감방안 마련에 효과적일 것이다.

## II. 연구의 범위 및 방법

산림 파편화가 산림식생에 미치는 영향을 평가하기 위해 수도권 과밀억제권역을 포함하는 유역 내 산림을 대상으로 하였다. 이동근과 김은영(2008)이 제시한 산림파편화 유형을 반영하여 유형별 대표지역을 총 20곳을 선정하여 조사하였다(그림 1, 표 1). 산림파편화 유형은 산림경관의 구조적 안정성과 파편화 정도를 나타내는 두 가지 요인축으로 설명되었다. 제1유형은 도시화율, 도로밀도가 높은 지역으로서 탄천유역이 대표적이며, 산림경관의 구조적 안정성과 파편화 정도가 낮은 지역이다. 제2유형은 시가지지역이 분산된 지역으로 황구지천유역이 대표적이며 산림경관의 구조적 안정성이 낮고 파편화 정도가 심한 지역이다. 제3유형은 도시화율은 낮고 시가지지역이 분산된 지역으로서 곡릉천유역이 대표적이며 산림경관의 구조적 안정성이 높고 파편화

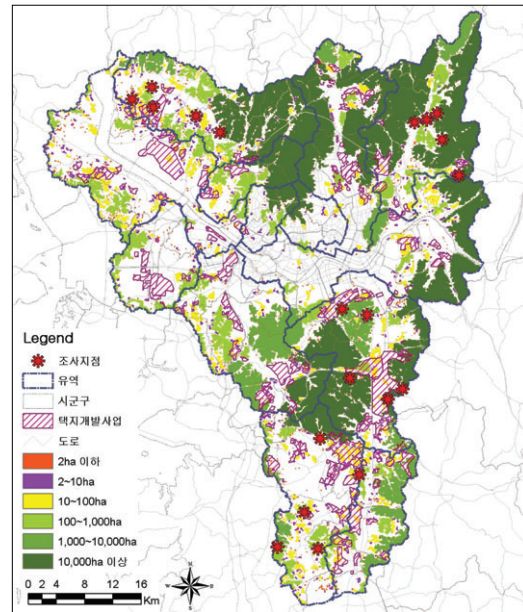


그림 1. 조류종 조사지점 선정

표 1. 조사지점 개요

	조사지점	주변 토지이용	택지개발		도로개발	
			개발면적(천m <sup>2</sup> )	세대수*	차로수(왕복)	규정속도(km/h)
산림파편화 제1유형: 탄천유역	능인선원	도로, 택지	8,523	31,923	8	70
	세곡동	도로, 농경지	-	-	8	70
	요한성당	도로, 택지	19,639	97,580	6	60
	정자동	택지	19,639	97,580	2	30
	판교	택지, 도로	9,376	29,700	4	70
산림파편화 제2유형: 황구지천유역	밤발저수지	택지	72	1,216	3	50
	조원주공	택지, 도로	189	2,432	4	60
	청명초교	택지	3,261	26,890	4	30
	서학산	도로, 택지	-	-	2	60
	고지리	도로	-	-	2	60
산림파편화 제3유형: 곡릉천유역	관산	도로	-	-	4	70
	봉일천	도로	-	-	4	80
	학령산	도로, 택지	-	-	4	30
	와동	도로	-	-	4	80
	교하	택지	2,044	10,414	6	60
산림파편화 제4유형: 왕숙천유역	장현초	도로	-	-	2	40
	극동아파트	택지	66	1,042	2	60
	오남저수지	도로	-	-	2	60
	은천교회	택지	135	890	2	60
	평내	택지	841	7,571	4	30

\* 택지개발요소로서 세대수는 개발계획수립시 수용가구수(호수)를 말함.

정도가 심한 지역이다. 제4유형은 시가화지역의 규모가 작은 지역으로 왕숙천유역이 대표적이며 산림경관의 구조적 안정성이 높고 파편화 정도가 매우 낮은 지역이다(이동근과 김은영, 2008).

산림성 조류 군집에 대한 조사는 2008년 7월부터 2008년 8월까지 일출전인 05:00시부터 오전 10:00시까지 3회 반복조사를 실시하였으며 정점조사법(Point count)을 이용하였다(Bibby, 1997). 정점조사는 모든 조사지역을 산림 가장자리와의 거리에 따라 산림경계, 50m, 100m와 150m이상의 산림내부지역으로 구분하였으며, 조사자를 중심으로 반경 33m 내의 조사 정점을 중심으로 10분간 종수 및 개체수, Shannon-Wiener의 종다양도 지수(H')를 각각 산출하였다(Qunn *et al.*, 2000).

거리별로 조류종 출현 종수 및 개체수, 종다양성 등을 조사함으로써 그 영향정도를 확인하였다. 거리별 조류종의 차이는 일원분산분석(one-way ANOVA)을 실시하였으며, 산림파편화 유형 및 개발사업 유형이 거리에 따른 차이를 분석하기 위해 이원배치분산분석(two-way ANOVA)을 실시하였다. 통계분석은 SPSS 16.0을 이용하였다. 또한, 각 조사 정점에서 조사 단위별로 출현한 평균 개체수를 0m와 50m, 그리고 100m와 150m이상의 산림내부지역 두 개 그룹으로 구분하였으며, 선호도 지수(preference index)의 일종인 가장자리 지수(EI: Edge index)를 각 출현 종별로 산출하였다(Kurosawa and Askins, 1999; 최창용 등, 2006) (수식 1). 가장자리 지수는 -1에서 1의 값을 가지며, 숲의 가장자리를 선호하는 종일수록 1에 가깝고 산림의 내부를 선호하는 종일수록 -1에 가까워진다. 따라서 가장자리 지수를 이용한 서식지 선호도 구분을 위해 산림내부종(-1 ≤ EI < -0.34), 일반종(-0.34 ≤ EI ≤ 0.34), 산림 가장자리종(0.34 ≤ EI ≤ 1)으로 각각 구분하였다(최창용 등, 2006). 가장자리 지수에 의한 구분이 통계적인 의미를 가지는지 확인하기 위하여 산림내부와 가장자리에 출현한 개체수에 대해서 SAS 9.1의 Wilcoxon 검정을 이용하여 비모수적 양측 검정(two-tailed test)을 실시하여 통계

적으로 검증하였다(최창용 등 2006).

가장자리지수(EI) =

$$\frac{\text{산림가장자리평균종부도} - \text{산림내부평균종부도}}{\text{산림가장자리평균종부도} + \text{산림내부평균종부도}} \quad \text{수식 1}$$

조류종 영향평가모형은 도로 및 택지개발사업 현황 및 현장조사를 통해 구축한 자료를 기반으로 개발하였다. 개발사업에 따른 영향을 정량화하기 위한 변수는 문헌 및 선행연구를 통해 조류종다양성 및 가장자리종 비율로 선정하였다. 모형 개발을 위한 독립변수 선정을 위해 개발사업과 관련하여 택지개발사업의 경우 조성시기, 개발면적, 세대수 등을 고려하였으며 도로건설사업은 조성시기, 도로폭, 제한속도 등에 대한 개발사업 현황자료를 구축하였다. 지역현황자료로서 산림파편화 유형, 경사, 산림식생 등의 물리적 환경자료를 구축하였다.

영향평가모형 개발을 위해서  $\chi^2$ 검정을 실시하여 유의한 변수를 선정하였으며 산림파편화 유형, 개발사업 유형 등의 변수는 더미변수 처리하여 분석하였다. 조류종다양성과 가장자리종 비율 영향평가 모형은 선형회귀분석을 통해 회귀식을 도출하였다. 분석을 위해 SPSS 16.0을 사용하였으며 도출된 결과를 바탕으로 경기도 고양시 삼송택지개발지구를 대상으로 적용 및 검증하였다. 삼송택지개발지구는 최근 부지정비 등의 개발이 시작된 대규모 택지개발지구로서 개발사업에 따른 영향을 확인하는데 적합하다.

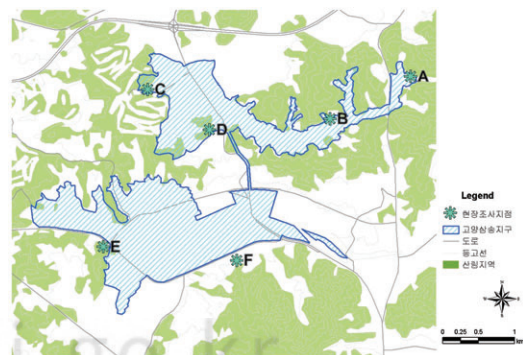


그림 2. 고양삼송택지개발지구 및 현장검증 위치

### III. 결과 및 고찰

#### 1. 경계거리 및 산림파편화 유형에 따른 조류종구성의 차이분석

산림 파편화 유형에 따른 차이는 산림경관의 구조적 안정성과 파편화 정도에 따라 조류종구성의 차이를 확인하였다. 산림파편화 유형별 조류종의 차이를 확인하기 위해 일원분산분석을 실시한 결과, 조류종의 평균 출현개체수( $F=4.22, P<0.01$ ), 평균 출현종수( $F=8.49, P<0.001$ ), 평균 종다양성( $F=6.95, P<0.001$ ) 통계적으로 유의한 결과를 보였다(그림 3, 표 2).

거리별 종구성 및 분포의 차이를 분석하기 위해 거리별 서식지 선호도 분석을 실시한 결과, 산림내부종으로 진박새, 곤줄박이, 동고비, 큰오색딱다구리, 병어리빠꾸기, 황조롱이 등 18종이 산림내부종으로 구분되었으며 그 중 진박새가 통계적으로 유의한 것으로 나타났다( $P<0.01$ ). 산림 가장자리종은 딱새( $P<0.05$ ), 참새( $P<0.05$ ), 까치( $P<0.01$ ), 붉은머리오목눈이( $P<0.05$ ) 등 통계적으로 유의한 4종을 포함하여 호랑지빠꾸, 노랑턱멧새 등 총 9종이 가장자리종으로 선정되었다. 그 외 박새, 어치, 직박구

리, 오목눈이 등 총 11종은 일반종으로 가장자리와 내부에 영향을 받지 않는 종으로 분석되었다(표 3). 진박새가 내부종으로 분류된 이유는 평지보다 고지대의 침엽수림을 선호하는 그들의 생활사와 관련이 있을 것으로 판단된다(원병오, 1981; Brazil, 1991). 반면 저지대나 평지의 농경지 및 개활지에 주로 서식하는 까치(최창용 등, 2006; Madge and Brun, 1994), 산림 가장자리 및 덩불, 공원 및 정원에 서식하는 딱새와 농경지나 마을 또는 도시 주변에 서식하는 참새(원병오, 1981; 이우신 등, 2000), 그리고 산림보다는 벌채지나 관목, 덩불 등을 선호하는 붉은머리오목눈이(이우신 등, 2000; Tsai, 2001)는 본 연구에서의 숲 가장자리종과 동일한 특징을 보이는 것으로 나타났다.

#### 2. 조류종영향평가모형 개발

##### 1) 조류종다양성 영향평가모형 개발

조류종다양성에 영향을 미치는 요인을 도출하기 위해  $\chi^2$ 검정 분석결과, 산림파편화 유형, 산림크기, 개발사업 유형, 영급, 택지개발면적, 세대수가 조류종다양성 모형개발에 적합한 변수로 선정되었다. 조류종다양성 정도를 나타내는 종속변수와 독립변수인 산림파편화 유형, 산림크기, 개발사업 유형, 영급, 택지개발면적, 세대수를 대상으로 조류조사 지점인 78개 케이스를 분석하였다. 회귀분석 결과 전체 설명력은  $R^2=0.23$ 이며 유의확률 P값이 0.001로 분석되어 설명력은 다소 낮지만 모형으로서 적합한 것으로 나타났다.

조류종다양성에 영향을 미치는 변수로서 더미변수인 산림파편화 유형(FT1, FT2, FT3)과 영급(AGE)이 선정되었다. 산림파편화 유형은 조류종의 서식공간의 크기와 형태를 바탕으로 유형화한 것으로서 산림경관이 구조적으로 안정하고 파편화 정도가 가장 낮은 제4유형에 비해 파편화 정도가 큰 제2유형과 제3유형에서 조류종다양성이 낮은 것으로 분류되었다. 특히 구조적 안정성이 낮은 제2유형이 가장 조류종다양성에 취약한 지역으로 분석되었다. 반면, 파편화 정도는 매우 심하지만 구조적 안정성

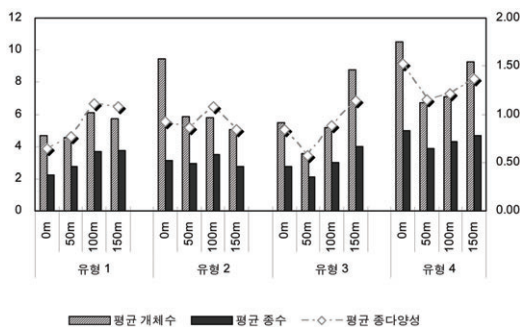


그림 3. 산림파편화 유형별 조류종의 차이

표 2. 산림파편화 유형별 조류종의 차이

	df	F-통계량	유의확률
평균개체수	77	4.22	0.008*
평균종수	77	8.49	0.000**
평균종다양성	77	6.95	0.000**

\*\* :  $P<0.001$ , \* :  $P<0.01$

표 3. 조류종의 거리별 종구성 및 분포

구 분	국 명	학 명	Mean abundance		EI <sup>a</sup>	Z <sup>b</sup>
			Edge	Interior		
산림내부종	쇠박새	<i>Parus palustris</i>	0.67	1.45	-0.37	-1.12
	진박새	<i>Parus ater</i>	0.08	0.82	-0.78	-1.79*
	곤줄박이	<i>Parus varius</i>	0.12	0.42	-0.56	-1.32
	물까치	<i>Cyanopica cyanus</i>	0.02	0.08	-1.00	-1.29
	동고비	<i>Sitta europaea</i>	0.13	0.55	-0.61	-1.26
	큰오색딱다구리	<i>Dendrocopos leucotos</i>	0.02	0.18	-0.83	-1.30
	오색딱다구리	<i>Dendrocopos major</i>	0.05	0.12	-0.40	-0.86
	청딱다구리	<i>Picus canus</i>	0.03	0.25	-0.76	-1.27
	쇠딱다구리	<i>Dendrocopos kizuki</i>	0.18	0.78	-0.62	-1.19
	병어리뺨꾸기	<i>Cuculus saturatus</i>	0.02	0.08	-0.67	-1.29
	되지빠귀	<i>Turdus hortulorum</i>	0.02	0.05	-0.50	-0.08
	숲새	<i>Urosphena squameiceps</i>	0.05	0.22	-0.63	-1.19
	호반새	<i>Halcyon coromanda</i>	0.00	0.02	-1.00	-0.58
	산솔새	<i>Phylloscopus coronatus</i>	0.03	0.25	-0.76	-1.14
	후투티	<i>Upupa epops</i>	0.00	0.02	-1.00	-0.35
	쇠유리새	<i>Luscinia cyane</i>	0.00	0.02	-1.00	-0.48
	황조롱이	<i>Falco tinnunculus</i>	0.00	0.02	-1.00	-0.48
	흰눈썹황금새	<i>Ficedula zanthopygia</i>	0.00	0.02	-1.00	-0.48
일반종	박새	<i>Parus major</i>	1.67	1.78	-0.03	0.48
	멧비둘기	<i>Streptopelia orientalis</i>	0.97	0.58	0.25	0.95
	어치	<i>Garrulus glandarius</i>	0.52	0.30	0.27	0.57
	직박구리	<i>Hypsipetes amaurotis</i>	2.23	1.82	0.10	0.69
	피꼬리	<i>Oriolus chinensis</i>	0.82	0.68	0.09	0.49
	오목눈이	<i>Aegithalos caudatus</i>	0.43	0.48	-0.05	0.41
	큰유리새	<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	0.03	0.03	0.00	0.00
	노랑할미새	<i>Motacilla cinerea</i>	0.02	0.03	-0.33	0.47
	평	<i>Phasianus colchicus</i>	0.08	0.05	0.25	0.42
	뺨꾸기	<i>Cuculus canorus</i>	0.08	0.08	0.00	0.55
	파랑새	<i>Eurystomus orientalis</i>	0.18	0.20	-0.04	0.48
가장자리종	딱새	<i>Phoenicurus aureus</i>	0.28	0.00	1.00	4.78**
	참새	<i>Passer montanus</i>	0.52	0.00	1.00	5.90**
	까치	<i>Pica pica</i>	1.52	0.57	0.46	1.94*
	붉은머리오목눈이	<i>Paradoxornis webbiana</i>	1.53	0.33	0.64	3.47**
	호랑지빠귀	<i>Turdus dauma</i>	0.00	0.10	-1.00	1.24
	흰배지빠귀	<i>Turdus pallidus</i>	0.00	0.10	-1.00	1.24
	노랑턱멧새	<i>Emberiza elegans</i>	0.28	0.13	0.36	1.12
	큰부리까마귀	<i>Corvus macrorhynchos</i>	0.15	0.03	0.64	1.22
집비둘기	<i>Columba livia</i>	0.03	0.00	1.00	0.15	

a: Edge Index, b: 두 집단간의 유의성 여부를 나타내는 통계량으로 절대값이 클수록 유의한 차이가 커짐,

\*\* : P<0.01, \* : P<0.05

이 다소 높은 제1유형은 제2, 3유형에 비해 높은 조류종다양성을 나타낸 반면, 제4유형보다는 낮은 것으로 나타났다. 이와 같이 조류종다양성은 면적이 크고 형태가 복잡한 산림에서 높은 것으로 나타났다. 또한, 산림의 영급은 조류종다양성에 영향을 크게 미치는 변수로서 조류서식에는 대경목이 필수적이다(Goodburn and Lorimer, 1998; 허위행 등, 2003)(수식 2).

$$Y_{BD} = 1.62 - 0.38X_{FT1} - 0.82X_{FT2} - 0.58X_{FT3} + 0.39X_{AGE} \quad \text{수식 2}$$

( $Y_{BD}$ : 조류종다양성,  $X_{FT1}$ : 파편화유형1,  $X_{FT2}$ : 파편화유형2,  $X_{FT3}$ : 파편화유형3,  $X_{AGE}$ : 영급)

## 2) 가장자리종 비율 영향평가모형 개발

가장자리종 비율에 영향을 미치는 요인을 분석한 결과, 산림파편화 유형, 누적적인 파편화 요인, 경계거리, 산림크기, 택지개발면적, 세대수가 평가모형의 독립변수로서 선정되었다. 후진제거법을 이용한 가장자리종 비율 영향평가모형은 전체설명력을 나타내는  $R^2=0.34$ 이며, 유의수준  $P<0.001$ 로 나타나 모형으로서 유의하였다.

가장자리종 비율에 영향을 미치는 변수로는 경계거리(DIST), 산림크기(FS), 산림파편화 유형(FT1), 택지개발사업면적(AD)이 선정되었다. 가장자리종의 비율은 산림크기가 클수록 감소하고 내부종의 비율이 증가하는 것으로 연구된 바 있다(Forman, 1995). 가장자리종 비율에 가장 큰 영향을 미치는 변수는 경계거리인 것으로 나타났으며, 이는 조류종 특성에 따라 선호하는 서식환경이 다르기 때문이다. 산림파편화 정도가 가장 낮은 제4유형에 비해 제1유형은 가장자리종의 비율이 더 낮은 것으로 나타났다. 이는 제1유형에서의 개발정도가 높아 가장자리종의 서식비율이 감소하는 것으로 판단된다. 또한, 산림크기가 클수록 산림내부종의 서식환경이 증가함에 따라 가장자리종의 비율이 감소하는 것으로 나타났다. 그밖에 개발사업 면적이 증가할수록 가장자리종의 서식비율이 늘어나는 등 개발사업이 산림내부종 서식에 영향을 미치는 것으로 나타났

다. 이는 개발사업의 규모가 클수록 주변 산림을 이용하는 이용자가 증가하는 등 주변 산림에 미치는 영향이 커지므로 산림내부종의 서식환경 등에 영향을 미치는 것으로 분석되었다(수식 3).

$$Y_{EDGE} = 3.55 - 0.47X_{DIST} - 0.10X_{FS} - 0.21X_{FT1} + 0.07X_{AD} \quad \text{수식 3}$$

( $Y_{EDGE}$ : 가장자리종비율,  $X_{DIST}$ : 경계거리,  $X_{FS}$ : 산림크기,  $X_{FT1}$ : 파편화유형1,  $X_{AD}$ : 택지개발면적)

## 3. 조류종 다양성 영향평가모형 적용

### 1) 조류종다양성 영향평가모형 적용

삼송지구 주변 산림의 조류종다양성을 모형을 통해 평가해본 결과, 조류종다양성지수가 0.5미만, 0.5~1.0, 1.0~1.5 총3단계로 구분하였다. 대부분의 지역이 종다양성지수가 1.0~1.5로 분석되었으며 산림파편화 유형과 영급에 따라 영향을 받는 것으로 나타났다(그림 4). 조류종다양성은 산림파편화 유형에 의해 영향을 가장 많이 받고 있지만 본 대상지에 속하는 산림파편화 제1유형과 제3유형에 따른 차이가 크게 나타나지는 않지만 영급에 의한 차이는 확인이 가능하였다. 골프장이 있는 신도동 일대의 경우 조류종다양성이 1.0 미만인 지역이 일부 나타난 것에 비해 북한산과 연계된 산림의 경우 조류종다양성이 1.0~1.5인 것으로 나타났다. 이 중 영급이 낮은 지역에서의 조류종다양성은 0.5~1.0으로 분석되었다.

조류종다양성은 영향평가모형 적용결과, 산림패치크기에 따라 영향정도가 다르게 나타났으며, 산림크기가 작은 신도동 주변 산림이 조류종다양성에 취약한 것으로 평가되었다. 개발사업이 조류종다양성에 미치는 영향을 최소화하기 위해서는 영급이 높은 지역에 대한 보전이 필수적이다. 특히, 삼송택지개발지구에 사용된 임상도 영급자료가 산림식생간의 차이가 크지 않았지만 현장조사를 통한 자료가 구축된다면 보다 정확한 결과를 도출할 수 있을 것이다. 조류종다양성 영향평가모형 현장확인 결과 산림패



그림 4. 조류종다양성 영향평가모형 적용

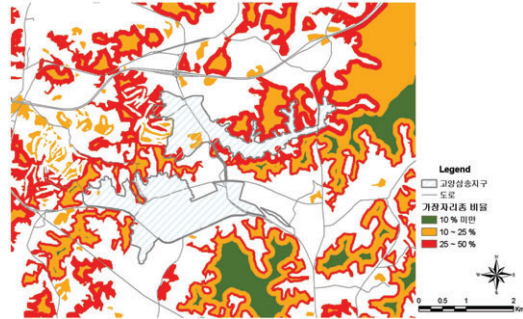


그림 5. 가장자리종비율 영향평가모형 적용

치크기 및 파편화 정도에 영향을 받는 등 산림파편화 유형에 영향을 받을 것으로 판단되며, 모형 적용 결과를 현장조사를 통해 확인한 결과 총 6지역 10지점을 조사한 결과 5지점에서 모형적용결과와 일치하여 50%의 적용가능성을 보였다. 이는 부지정비 등의 공사가 시작되어 소음으로 인해 조류종의 서식지 이주 현상이 나타났기 때문에 모형적용결과보다 일부지역에서 종다양성지수가 낮게 나타났다.

## 2) 가장자리종 비율 영향평가모형 적용

삼송지구 개발에 따른 조류종구성을 살펴본 결과, 가장자리종의 비율은 10% 미만, 10~25%, 25~50%와 같이 총3단계로 구분되었다. 가장자리종은 경계거리와 밀접한 관계를 보였다. 산림파편화 유형 및 크기에 따라 영향의 정도차이는 있으나 경계거리별로 가장자리종의 구성비율이 달라지는 것으로 분석되었다. 산림파편화 제1유형에서 타 지역에 비해 가장자리종의 비율이 상대적으로 낮은 것으로 나타났으며 이는 산림크기가 클수록 가장자리종의 비율이 감소하는 것으로 나타났다. 따라서 북한산과 서오릉지역 등 규모가 큰 산림에서 가장자리종의 비율이 낮게 분석되었다(그림 5). 가장자리종의 비율은 파편화유형에 따라 정도의 차이가 큰 것으로 나타났다. 도시화율, 도로밀도 등이 높고 파편화정도가 높은 제1유형이 제3유형보다 동일한 산림크기에서 가장자리종의 비율이 더 높게 나타났다. 대규모 산림에서 가장자리종의 비율이 더 낮게 나타났으며 이는 산림내부에서 산림내부종과 일반종의 서식비율이 커지기 때문이다. 또한, 경계거리

에 따라 가장자리종 비율의 차이가 나타나며 산림 경계에서부터 50m까지는 가장자리종이 25~50% 정도로 나타났으며, 150m 지역까지는 10~25% 정도인 것으로 분석되었다.

가장자리종 비율에 대한 영향평가모형 적용결과, 신도동 및 효자동 일대에서 산림경계에서부터 100m지점까지는 가장자리종의 비율이 25~50%인 것으로 나타났다. 하지만 대상지 전반에 걸쳐 산림 내부종 및 일반종이 서식할 수 있는 지역의 비율이 낮아 개발사업에 의한 조류종구성의 안정성에 영향을 미치는 것으로 판단된다. 가장자리종 비율에 대한 영향평가모형 적용결과를 현장에서 확인해 본 결과, 경계거리에 따른 영향의 정도가 가장 크게 나타나고 산림 패치크기가 작은 지역에서의 가장자리종의 비율이 높게 나오는 등 모형과 동일한 결과를 보였다. 현장검증결과, 총6지역 10지점에서 5지점만이 예측범위내로 조사되어 검증결과, 50%의 적용가능성을 나타냈다. 이는 부지정비 등 공사로 인한 소음·진동에 따른 번식종(Breeding bird) 및 산림내부종의 이주율이 증가하기 때문이다(Reijnen *et al.*, 1997). 또한, 모형개발을 위한 현장조사시기와 달리 여름철새인 산림내부종이 서식하지 않는 시기에 조사되어 적용결과와 차이가 있는 것으로 나타났다.

## IV. 결론

본 연구에서는 개발사업이 조류종에 미치는 영향을 파악하기 위해 경계거리별 조류종다양성과 가장

자리종 비율에 미치는 영향정도를 분석하여 산림생태계의 건강성을 평가하였다. 조류종다양성 영향평가모형은 산림파편화 유형과 영급에 의해 영향을 받으며, 가장자리종 비율 영향평가모형은 경계거리, 산림크기, 산림파편화 유형, 택지개발사업면적에 의해 영향을 받는 것으로 나타났다. 특히, 산림 특성 및 분포 등의 지역적 특성과 함께 개발의 규모가 조류종에 영향을 미치는 것으로 분석되어 향후 개발계획 수립시 이에 대한 고려가 중요하다.

향후 개발사업 계획시 조류종다양성과 더불어 조류종구성의 안정성 및 건강성 평가에 유용할 것이다. 특히, 환경영향평가지 자연생태환경분야에서 개발사업에 의한 영향정도를 객관화, 수치화 할 수 있다는데 의의가 있다. 따라서 향후 환경영향평가지 조류종에 대한 현황조사와 더불어 산림파편화 현황, 개발사업 규모 등의 지역 및 개발사업 특성을 고려한다면 보다 객관적인 영향범위 및 영향의 정도를 예측·평가가 가능할 것이다. 또한, 시기별 산림에 서식하는 조류의 종 구성이 다르기 때문에 차후 사계절에 걸친 지속적인 모니터링을 실시함으로써 보다 정밀한 개발사업에 따른 조류종 영향 저감 방안을 수립 할 필요가 있다.

## 참고문헌

- 원병오, 1981, 한국동식물도감 제 25권 동물편(조류생태), 서울: 문교부.
- 이동근, 김은영, 2008, 수도권 내 개발계획관련 요소와 산림파편화 관계분석을 통한 관리방안, 한국조경학회지, 35(6), 37-47.
- 이우신, 임신재, 1998, 도시화의 영향에 의한 조류군집의 변화, 한국조류학회지, 5(1), 47-55.
- 이우신, 구태희, 박진영, 2000, 한국의 새, 서울: LG 상록재단.
- 최창용, 남현영, 허위행, 이우신, 김현중, 황근연, 2006, 온대 활엽수림에 서식하는 산림성 조류의 가장자리 선호도 분석, 한국생태학회지, 29(3), 191-203.
- 허위행, 임신재, 이우신, 2003, 도로로부터 거리가 다른 지역에서 번식기 조류군집의 차이, 한국생태학회지, 26(1), 29-33.
- Aune, K., B. G. Jonsson, and J. Moen, 2005, Isolation and edge effects among woodland key habitats in Sweden: Is forest policy promoting fragmentation? *Biological Conservation*, 124, 89-95.
- Bibby C. J., Burgess N. D., and Hill D. A., 1997, *Bird Census Techniques*, Academic Press, London.
- Brazil M. A., 1991, *The birds of Japan*. Washington D.C.: Smithsonian Institution Press.
- Ewers, R. M. and E. K. Didham, 2006, The Effect of Fragment Shape and Species' Sensitivity to Habitat Edges on Animal Population Size, *Conservation Biology* Volume, 21(4), 926-936.
- Forman, R. T. T., 1995, *Land Mosaics : The ecology of landscape and regions*. New York : Cambridge University Press.
- Freemark, K. E. and B. Collins, 1992, Landscape ecology of birds breeding in temperate forest fragments. In: *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds* (Hagan JM, Johnston DW, eds). Smithsonian Institution Press, Washington D.C., pp 443-454.
- Gehlhausen, S. M., M. W. Schwartz, and C. K. Augspurger, 2000, Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments, *Plant Ecology*, 147, 21-35.
- Goodburn J. M. and Lorimer C. G., 1998, Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and

- Michigan. *Can J For Res*, 28, 427-438.
- Kurosawa, R. and R. A. Askins, 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.
- Madge, S. and H. Burn, 1994, *Crows and Jays*. Christopher Helm, London.
- Marzluff, J. M. and K. Ewing, 2001, Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes, *Restoration Ecology*, 9, 280-292.
- McGarigal, K., W. H. Romme, M. Crist, and E. Roworth, 2001, Cumulative effects of roads and logging on landscape structure in the San Juan Mountains, Colorado (USA), *Landscape Ecology*, 16, 327-349.
- McMilliam, W. J. and R. D. Brown, 2001, Effects of housing development on bird species diversity in a forest fragment in Ontario, Canada, *Landscape Research*, 26(4), 407-419.
- Qunn J. S., A. Desrochers, M. Villard, J. Bourque, and J. Ibarzabal, 2000, Playbacks of mobbing calls of black-capped chickadees as a method to estimate reproductive activity of forest birds. *J Field Ornith*, 71, 472-483.
- Reijnen, R., R. Foppen, and G. Veenbaas, 1997, Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors, *Biodiversity and Conservation*, 6, 567-581.
- Tasi, J. W., 2001, Effects of thinning on the bird community and spinouscountry-rat (*Niviventer coxingi*) population in the China-fir (*Cunninghamia lanceolata*) plantations. Master's thesis. National Taiwan Univeristy. Taipei.
- Theobald, D. M., J. R. Miller, and N. T. Hobbs, 1997, Estimating the cumulative effects of development on wildlife habitat, *Landscape and Urban Planning*, 39, 25-36.
- Whitcomb, R. F., C. S. Robbins, J. F. Lynch, B. L. Whitcomb, M. K. Klimkiewicz, and D. Bystrak, 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.