creative commons

COMMONS DEED

저작자표시 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.
- 이차적 저작물을 작성할 수 있습니다.
- 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:

저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 이용허락규약(Legal Code)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

Disclaimer

dCollection

농학석사 학위논문

강원도 삼척 산불피해지의 복원방법에 따른 박새류 번식생태의 차이

Differences in breeding ecology of tits *Parus* spp. by post-fire restoration methods in Samcheok, Gangwon Province

2015년 2월

서울대학교 대학원

산림과학부 산림환경학전공

김 진 용

강원도 삼척 산불피해지의 복원방법에 따른 박새류 번식생태의 차이

Differences in breeding ecology of tits *Parus* spp. by post-fire restoration methods in Samcheok, Gangwon Province

지도교수 이 우 신

이 논문을 농학석사 학위논문으로 제출함

2015년 2월

서울대학교 대학원

산림과학부 산림환경학전공

김 진 용

김진용의 농학석사 학위논문을 인준함

2015년 2월

위 원 장 김 현 석 (인)

부위원장 이 우 신 (인)

위 원 이 은 재 (인)

초 록

본 연구는 2000년도 산불피해지역인 강원도 삼척 검봉산 일대의 산불 미피해지와 산불 후 자연복원지 및 조림지에서 산불 발생 후 복원방법에 따른 산림환경 및 박새류 번식생태의 차이를 파악하기 위해 인공새집을 설치하여 2012년 3월 부터 2013년 7월까지 실시되었다.

지역별 산림환경과 박새류의 서식 밀도 및 선호도의 차이를 파악한 결과, 자연복원지는 산림 층위가 비교적 고루 발달하여 미피해지와 박새류의 밀도 및 선호도에 차이를 보이지 않았다. 반면 조림지는 산림 층위가 단순하여 박새류의 밀도 및 선호도가 상대적으로 낮은 것으로 나타났다.

당화혈색소 농도 측정을 통한 지역별 부모의 영양상태를 파악한 결과, 미피해지가 자연복원지에 비해 부모의 영양상태가 상대적으로 양호한 것으로 나타났으며, 또한 산란시기가 빠른 개체일수록 당화혈색소 농도가 높게 나타났다. 산불로 인한 층위 피도량의 차이와 부모의 영양 상태는 미피해지역에 비해 자연복원지에 서식하는 박새류의 산란시기 및 부화시기를 늦게 하는 원인으로 판단된다.

미피해지의 경우 박새류는 밀도에 비해 높은 인공새집 이용률을 보여 다른 두 지역에 비해 인공새집을 선호가 높게 나타났다. 반면, 자연복원지는 박새류의 밀도에 비해 인공새집 이용률이 낮게 나타났으며, 조림지는 뚜렷한 박새류의 인공새집 선호도가 나타나지 않았다.

각 박새류 종의 지역별 밀도 및 선호도를 파악한 결과, 곤줄박이는 미피해지, 박새는 자연복원지에서 높은 밀도와 선호도를 보였다. 또한, 자연복원지에서 곤줄박이 새끼의 체중이 가장 높게 나타났으며, 특히 초중기 박새류 모두의 새끼 성장률이 높게 나타났다. 반면, 자연복원지에서 박새류의 최종 체중과 곤줄박이의 이소 후 생존 가능성은 미피해지역에 비해 낮은 것으로 나타났다. 또한, 박새의 이소 후 생존가능성은 자연복원지와 미피해지 간 차이를 보이지 않았고 박새의 밀도와 선호도가 높게

나타나 종간 경쟁에서 열위에 있는 박새에게 비교적 적합한 서식처를 제공하고 있다고 판단된다. 이에 비해 조림지는 박새류의 밀도와 선호도, 새끼의 체중과 이소 후 생존가능성 등이 상대적으로 낮게 나타나, 자연복원지에 비해 박새류의 서식지로써 적합하지 않은 것으로 생각된다.

향후 산불 후 복원방법에 따른 박새류의 먹이자원 차이에 대한 추가 연구가 필요할 것으로 생각된다. 또한, 산불피해지역에서 지속가능한 박새류의 서식 및 생물다양성 유지를 위해서는 일부 자연복원을 유도하여 경관 수준의 서식지 이질성을 높여 주는 것이 효율적인 방법이라 생각된다.

주요어 : 밀도, 박새류, 번식생태, 복원방법, 산불

학 번 : 2011-23501

목 차

Ⅰ. 서 론 ····· 1

Ⅱ. 연구사 ····· 3

1. 산불 및 산불 후 복원방법에 따른 조류의 영향에 관한 연구 ····· 3
2. 박새류 번식생태에 관한 연구 ····· 5
3. 당화혈색소와 조류에 관한 연구 ····· 7

Ⅲ. 연구대상지 및 방법 ····· 9

1. 연구 대상지 ····· 9
2. 연구 대상종 ····· 12
3. 연구 시기 ····· 12
4. 연구 방법 ····· 13
   3.1. 산림환경 조사 ····· 13
   3.2. 박새류 밀도 조사 ····· 15
   3.3. 박새류 번식생태 조사(선호도, 밀도에 따른 인공새집 선호도, 첫 산란일, 한배산란수, 새끼의 무게, 부척 및 날개길이) ····· 16
   3.4. 곤줄박이 부모의 당화혈색소(HbA1c)측정과 외부 측정 ····· 18

Ⅳ. 결과 및 고찰 ····· 19

1. 서식지별 산림환경의 차이 ····· 19
2. 조류 군집 및 박새류 밀도 차이 ····· 25

3. 박새류의 인공새집 선호도와 산란 및 부화시기, 한배산란수 비교 ····· 33
4. 새끼의 성장 ····· 39
4.1 곤줄박이와 박새 새끼의 체중 ····· 39
4.2 박새와 곤줄박이 새끼의 부척길이 ····· 43
4.3 박새와 곤줄박이 새끼의 날개길이 ····· 46
5. 곤줄박이 부모의 영양상태 및 몸 크기 ····· 49

Ⅴ. 종합 고찰 ····· 51

Ⅵ. 결 론 ····· 55

참고문헌 ····· 57
Abstract ····· 65

List of Tables

Table 1. The geographical information of the study area ····· 11
Table 2. Description of the environmental variables measured in this study ····· 14
Table 3. Tree species composition and abundance at each foliage layer in the unburned and two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province ····· 21
Table 4. Observed values for the stand structural variables in the unburned and two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province ····· 23
Table 5. Differences in number of bird species, individual, and bird species diversity among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province (one way ANOVA and bonferroni multiple-comparison tests, n=number of transect surveys, different letters represent significant differences) ····· 28
Table 6. Mean detected inidividuals of birds species among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province (one way ANOVA and bonferroni multiple-comparison tests, n=number of transect surveys, different letters represent significant differences, *=No. of bird/15min/1.2ha) ····· 29
Table 7. Mean density of tits (*Parus* spp.) in the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. (one way ANOVA and bonferroni multiple-comparison tests, n=number of transect surveys, different letters represent significant differences) ····· 32
Table 8. Differences in ratio of nest box used among the unburned and the

two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province ····· 36
Table 9. Summary of a two-way ANOVA performed to identify the effects of habitat and year on the clutch size of *Parus major* and *varius* among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands from 2012 to 2013 ····· 38
Table 10. Mean asymptotic growth and constant and inflection point of *parus varius* nestlings in the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province ····· 41
Table 11. Mean asymptotic growth of constant and inflection point of nestlings' body mass of *Parus major* in the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Different letters represent significant differences (P<0.05) ····· 42
Table 12. Mean asymptotic growth of nestlings' tarsus length of *parus major* in the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Different letters represent significant differences (P<0.05) ····· 45
Table 13. Mean wing length of nestling at the 13th days of *Parus major* and nestling at the 15th days of *Parus varius* in the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Different letters represent significant differences (P<0.05) ····· 48
Table 14. Mean HbA1c and body mass, wing length, tarsus length, bill length, tail length of *Parus varius* parents in the unburned and burned with damaged trees left stands ····· 50

List of Figures

Figure 1. Location of sturdy area on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province, Korea (UN: unburned, BL: burned with damaged trees left, BR: burned with damaged tree removed) ····· 10

Figure 2. Summary of stand-structure attributes, coverage index with result of Bonferroni multiple comparison test for the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SE (standard error) and different letters represent significant differences (P<0.05) ····· 24

Figure 3. Differences in number of downed CWD, number of snags in the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SE (standard error) and different letters represent significant differences (P<0.05) ····· 24

Figure 4. Jacobs' Index represents preferred habitats between two species (*Parus varius* and *P. major*) from 2012 to 2013 ····· 36

Figure 5. Differences in laying date with the standard deviation (SD) among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands in 2013. Dates (1 January = 1) are expressed as julian dates ····· 37

Figure 6. Differences in Hatching date with the standard deviation (SD) among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands in 2013. Dates (1 January = 1) are expressed as julian dates ····· 37

Figure 7. Correlation between glycosylated hemoglobin (HbA1c) of *Parus varius* parents and laying dates. dates (1 January = 1) are expressed as julian dates ····· 38

Figure 8. Changes in body mass of *Parus varius* nestlings from age of day 4 to day 15 between the unburned and burned with damaged trees left stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SD (standard deviation) ····· 41
Figure 9. Changes in body mass of *Parus major* nestlings from age of day 5 to day 13 among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SD (standard deviation) ····· 42
Figure 10. Changes in tarsus length of *Parus major* nestlings from age of day 5 to day 13 among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SD (standard deviation) ····· 44
Figure 11. Changes in tarsus length of *Parus varius* nestlings from age of day 4 to day 15 between the unburned and burned with damaged trees left stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SD (standard deviation) ····· 45
Figure 12. Changes in wing length of *Parus major* nestlings from age of day 5 to day 13 among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SD (standard deviation) ····· 47
Figure 13. Changes in wing length of *Parus varius* nestlings from age of day 4 to day 15 between the unburned and burned with damaged trees left stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SD (standard deviation) ····· 48
Figure 14. Correlation between glycosylated hemoglobin (HbA1c) of *Parus varius* parents and laying dates. Dates (1 January = 1) are expressed as julian dates ····· 50

Ⅰ. 서 론

산림생태계 내에는 다양한 동·식물이 구조 및 기능적으로 연결되어 있으며, 건전한 산림생태계는 이러한 상호작용이 지속적이고 안정적으로 발생한다(이 등 2010). 산림생태계는 산불, 태풍, 산사태, 벌채 등과 같은 여러 가지 인위적·자연적인 요인에 의해 교란을 받게 되며, 그중 산불은 동·식물의 물리, 화학적인 환경의 변화를 초래하고 유기체의 직접적인 생존을 결정짓는 중요한 교란(disturbances) 중에 하나이다(Kreisel and Stein 1999; Granstrom 2001).

산불이 발생한 지역은 일반적으로 미피해지역과 고사목, 도목 등이 섞여 분포하는 모자이크 패턴을 남기게 되며(Turner and Romme 1994; Turner et al. 2003), 교란을 받은 임분은 대부분 잔존목의 손상이 가기 전, 경제적인 손실의 회복을 위해 혹은 표면적인 생태복원을 위해 잔존물들을 제거하는 산림시업을 실시하게 된다(Ulbricht et al. 1999; Sessions et al. 2004).

그러나 최근 다양한 산불 관리 시업들이 많은 육상 생태계의 종 및 개체군, 군집에 부정적인 영향을 끼치고 있다는 연구결과들이 발표되었다(Hutto and Gallo 2006; Saab et al. 2007). 국내에서도 산림의 임목축적이 증가함에 따라 대규모 산불 발생이 증가하는 추세이지만, 아직까지 산불피해지역은 대부분의 피해목을 제거 후 조림을 실시하는 산림시업이 일반적으로 시행되고 있다(최 등 2007; Lee et al. 2011). 이러한 개벌(clear-cutting)수준의 피해목의 벌채는 조류의 종 다양성 감소를 초래한다는 연구 결과들이 발표되었으며(최 등 2007; Lee et al. 2011; Choi et al. 2014), 차후 개체군 수준의 연구 필요성이 제기되었다.

국내에 서식하는 텃새 중 박새류는 산림과 인가에서 흔히 발견되는 서식지 보편종(habitat generalist)이다(이 등 2000). 또한 엽층에서 먹이를

구하고 수동(나무구멍)을 둥지로 사용하므로 산불에 큰 영향을 받는 집단이며(Hutto and Gallo 2006), 산림 생태계를 구성하는 2차 소비자로서 생산자 및 1차 소비자에게 직접적인 영향을 받는다. 그러므로 박새류는 산불로 인한 서식환경의 차이가 야생동물 개체군에 미치는 영향을 파악하기에 적합한 종이라 할 수 있다.

따라서 본 연구는 2000년 동해안 산불 피해지 중 하나인 강원도 삼척 검봉산 일대에서 산불 피해 후 복원방법에 의한 환경의 차이가 박새류 번식생태에 미치는 영향을 파악하기 위해 다음과 같은 가설을 설정 하였다. (1) 산불 후 자연복원 한 지역은 인위적 조림을 실시한 지역에 비하여 산림이 구조적으로 복잡하여 박새류의 서식에 적합할 것이며, (2) 서식이 적합한 지역은 산란시기 및 부화시기가 빠르고, (3) 산란시기가 빠르고 적합한 서식지는 부모의 영양상태가 좋을 것이며, (4) 박새류의 밀도와 영양상태의 차이는 박새류새끼의 성장패턴에 영향을 미칠 것이다.

위 가설을 검증하기 위해 산불미피해지와 산불 후 자연복원지 및 조림지에서 산림환경구조 및 박새류의 서식밀도, 번식 시기, 영양상태, 새끼의 성장 등 번식생태 차이를 파악하고 하였다.

Ⅱ. 연구사

1. 산불 및 산불 후 복원방법에 따른 조류의 영향에 관한 연구

조류의 서식지 선택은 식생의 구조에 의해 큰 영향을 받게 된다(MacArthur and MacArthur 1961; Cody 1981). 산불은 특히 식생의 구조에 큰 영향을 주며 다양한 패턴의 임분을 형성한다(Turner and Romme 1994; Turner et al. 2003). 이러한 산불로 인한 서식지의 변화는 조류 군집의 서식지 선택에 직접적인 영향을 미치므로 오랫동안 많은 연구자들의 관심 대상이었으며 단기적인 연구뿐만 아니라 천이 과정에 따른 조류군집의 변화 등과 같은 장기적인 연구들도 수행되었다. Raphael (1987)은 25년 동안의 장기적인 연구를 수행한 결과, 산림의 천이에 따라 조류 종조성과 종풍부도, 종다양도의 차이를 보이며, 이는 식물 군집의 천이와 밀접한 상관관계가 있다는 결론을 도출하였다.

산불 후 목재의 이용 등 경제적인 목적에 의해 인위적인 간섭(벌채, 식재, 잔존물 제거)이 많이 실시되면서 인위적인 간섭이 조류 개체군과 번식에 미치는 영향에 대한 연구들이 활발히 진행되었다. 처방화입(prescribed burning)과 기계를 이용한 지역에서의 조류 개체군 차이(Fitzgerald and Tanner 1992; Artman et al. 2001), 산불 후 잔존목이 딱따구리류 개체군에 미치는 영향(Nappi et al. 2003), 산불 후 잔존목의 제거가 수동성 조류 둥지 밀도에 미치는 영향(Hutto and Gallo 2006; Saab et al. 2007) 등이 연구 되었다. 특히, 대부분의 딱따구리류는 수동을 둥지로 이용하고 고사목 등에서 먹이 섭식을 하므로(Murphy and Lehnhausen 1998) 산불 발생 후 고사목(snag)과 같은 수목잔존물(CWD, coarse woody debris) 처리에 따른 딱따구리류의 영향에 대한 많은 연구가 이루어져 왔다.

산불이 박새류 번식 생태에 미치는 영향에 관한 연구는 최근 들어 산불이 박새의 번식 성공률과 한배산란수 등 번식생태에 미치는 영향과 천이의 진행 과정에 의한 포식률의 차이에 대한 연구가 일부 있었으나(Bellia et al. 2011), 아직까지 미흡한 실정이다.

국내에서 산불이 조류에 미치는 영향에 관한 연구는 2000년 중반부터 활발히 이루어져 왔다. 대형산불이 맹금류에 미치는 영향(한 등 2005), 산불 발생 후 피해목 벌채가 조류 개체군과 군집에 미치는 영향(최 등 2007), 산불 피해지의 조류 군집 특성(이 등 2009), 산불 후 산림시업이 조류 군집에 미치는 영향(Lee et al. 2011), 천이 과정 동안의 조류 군집의 변화(Choi et al. 2014) 등의 연구가 진행되었다. 그러나 국외의 경우 산불피해지역에서 딱따구리류, 맹금류, 박새류 등 특정 종 및 분류군을 대상으로 한 연구가 활발히 이루어지고 있으나 국내의 경우는 아직 미흡한 실정이다.

2. 박새류 번식생태에 관한 연구

서식지의 질은 종의 생존률과 번식, 이용률, 밀도 등에 큰 영향을 미친다(van Horne 1983; Donahue 2006; Johnson et al. 2006). 곤충을 먹이로 이용하는 식충성 조류는 특히 식생의 구조나 임분의 성숙도에 민감하게 반응한다(Cody 1985; Virkkalar 1988). 박새의 경우 곤충을 먹이로 이용하며 수동을 둥지로 사용하므로 서식지의 영향을 많이 받는 종이다(Virkkala 1990).

박새의 산란시기는 먹이자원인 애벌레(caterpillar)의 발생 시기와 밀접한 관련이 있기 때문에 산란시기와 먹이자원 발생시기와의 불일치는 곧 새끼 성장에 부정적인 영향을 주게 된다(Perrins 1965; Boyce and Perrins 1987; Gebhardt-Henrich and van Noordwijk 1991). 산란시기는 번식 성공의 중요한 부분이기 때문에, 산란시기와 어미의 나이 및 건강상태 간 상관관계(Perrins and Moss 1974), 서식지 질 및 식생 구조가 산란시기에 미치는 영향(Virrkkala 1990), 산란시기에 따른 자연선택(natural selection)과 적응(Charmantier et al. 2008) 등의 다양한 연구들이 지속적으로 이루어졌다.. Virrkalla (1990)는 성숙한 임분에서는 산란시기가 빠르며 이소 시 체중도 높다고 하여 서식지의 환경 차이가 박새류의 산란시기 및 새끼의 성장에 영향을 줄 수 있음을 보여주었다. 또한, 박새류 새끼의 부척과 날개의 길이에 따른 생존율의 차이에 관한 연구(Dhondt 1979, Garnett 1981) 등 새끼의 구조적 크기와 이소율 등에 관한 다양한 연구들이 진행되었다.

국내에서 박새류의 번식생태에 관한 연구는 인공새집을 활용하기 시작함으로써 활발하게 진행 되었다. 하 와 김(1985)의 인공새집 이용률을 시작으로 자연생태계와 훼손된 생태계에서의 박새류 먹이의 차이(이 등 1996), 임상의 차이가 박새류 번식생태에 미치는 영향(박 2003), 침엽수림과 활엽수림 지역에서 박새류의 인공새집 이용(임 등 2008), 활엽수림과 침엽수림에서 기온과 습도가 박새류의 인공새집 이용에 미치는 영향

에 관한 연구(손 2011) 등 다양한 연구가 실시되었다. 또한, 최근에는 고도에 따른 곤줄박이 암·수의 급이율 차이에 관한 연구도 이루어졌다(Lee et al. 2011). 그러나 아직까지 산불피해지역에서 인공새집을 이용하여 산불 후 복원방법에 따른 박새류의 번식생태 차이를 구명하고자 한 연구는 매우 드문 실정이다.

3. 당화혈색소와 조류에 관한 연구

최근 당화혈색소(glycosylated hemoglobin)를 통한 연구는 야생조류의 일반적인 생리 및 영양상태를 간접적으로 파악 및 비교하기 위한 방법으로 널리 활용되고 있다(Andersson and Gustafsson 1995; Beuchat and Chong 1998; Ardia 2006). 당화혈색소는 비가역적 반응으로 HbA1c 분자들이 적혈구가 죽기 전에는 파괴되지 않으므로 포도당화가 되지 않은 헤모글로빈과 분리가 가능하다. 그러므로 당화혈색소는 적혈구의 생존기간 동안의 평균적인 혈중 당량이 추정가능하다(Andersson and Gustafsson 1995). 조류의 경우 혈액 채취를 통해 채취 이전 3-5주(21-35일) 기간 동안의 혈중 당량의 정보를 파악할 수 있다(Andersson and Gustafsson. 1995)

당화혈색소를 이용한 조류의 연구는 국외에서도 많은 연구가 수행되지 않았으며 특정 종을 대상으로만 실시되었다. Beuchat and Chong (1998)은 벌새류 세 종(*Calypte anna*; *Calypte costae*; *Archilochus colubris*)을 대상으로 먹이를 공급한 후에 혈장 포도당 농도와 당화혈색소 농도의 증가를 실험하였다. 실험결과 벌새의 경우 먹이를 공급한 경우와 하지 않은 경우에 증가폭은 크게 차이가 났으며 혈장 포도당 농도와 당화혈색소 농도가 동일하게 증가하였다. 또한, 아메리카황조롱이(American kestrel, *Falco sparverius*)를 대상으로 새끼의 성장률과 당화혈색소의 관계에 관한 연구가 수행되었다. 연구 결과, 새끼의 크기가 빨리 증가하는 개체는 느리게 증가하는 개체에 비해 이소 직전의 당화혈색소 농도가 높게 나타났다(Ardia 2006). Andersson and Gustafsson (1995)은 Collared Flycatcher(*Ficedula albicollis*)의 도래일(date of arrival)과 당화혈색소 농도는 음의 상관관계로 나타났으며 일찍 도래한 개체는 당화혈색소의 농도가 높다고 하였다. 또한 한배산란수와 산란일은 암컷의 당화혈색소와 상관관계에 있으나, 체중과는 상관관계가 없다고 하였다.

당화혈색소를 이용한 박새류의 연구는 국외에도 거의 이루어지지 않았으며, 국내에서도 조류를 대상으로 진행한 연구는 매우 미흡한 실정이다.

Ⅲ. 연구 대상지 및 방법

1. 연구 대상지

연구 대상지는 강원도 삼척시 원덕읍에 위치하고 있는 검봉산 지역으로 (129°15'46.3" E ~ 129°17'26.2" E, 37°13'15.1" N ~ 37°14'36.3" N) 최고봉의 해발고도는 682m이다. 연평균 기온은 11.9°C, 일 최고기온은 34.1°C, 일 최저기온은 -13.5°C이고 연평균 강수량은 804.5mm 이다(기상청 2012). 이 지역에 발생한 동해안 산불은 2000년 4월 7일부터 4월 15일 까지 9일간에 걸쳐 강원도 고성군, 강릉시, 삼척시, 동해시, 및 경북 울진군에 산불이 동시 다발적으로 발생하였다(국립산림과학원 2004). 23,764ha의 산림이 소실되었으며, 이 중 연구 대상 지역인 삼척에는 17,097ha에 달하는 산림이 피해를 입었다(국립산림과학원 2007).

산불 피해 전 건봉산 일대는 대부분 소나무림으로 이루어져 있었으며 일부지역에서는 참나무 중심의 활엽수림이 분포하였다. 산불 피해 후 지형 및 기후적인 특이성으로 인해 산불피해지와 미피해지가 공존하는 모자이크(mosaic) 패턴을 띠고 있다. 미피해지의 상층 식생은 주로 소나무(*Pinus densiflora*)와 참나무류(*Quercus* spp.)가 우점하고 있으며, 하층은 참나무류(*Quercus* spp.)와 싸리나무(*Lespedeza bicolor*)가 우점하고 있다. 자연복원이 이루어지고 있는 원덕읍 이천리 인근의 일부 지역은 산불 피해에 의해 소나무가 전소된 후 11~12년 동안 자연방치 되어 현재 상층 식생에 참나무류(*Quercus* spp.)와 소나무(*Pinus densiflora*)가 우점하고 있었으며, 하층 식생은 참나무류(*Quercus* spp.)와 싸리나무(*Lespedeza bicolor*)가 우점하고 있다. 조림지의 경우 산불 후 피해를 입지 않은 일부 소나무(*Pinus densiflora*)와 굴참나무(*Quercus variabilis*)가 부분적으로 상층에 산포해 있으며 소나무 중심의 조림이 점진적으로 실시되어 현재 하층을 중심으로 소나무(*Pinus densiflora*)와

신갈나무(*Quercus mongolica*) 등이 우점하고 있다. 산불 후 주기적으로 간벌, 가지치기 등 무육사업이 진행되고 있다. (Figure 1, Table 1).

본 연구에서는 산불 미피해지(UN: unburend)와 피해지내 자연복원지(BL: burend with damaged trees left) 및 조림지(BR: burned with damaged trees removed)를 선정하였다. 각 조사지역에 48개의 인공새집(총 144개)을 2012년에 설치하였으며, 2013년에는 144개를 추가 설치하여 총 288개의 인공새집을 설치하였다. 새집은 능선을 중심으로 선형으로 설치하였으며 각 새집간 거리는 25~30m로 하였다.

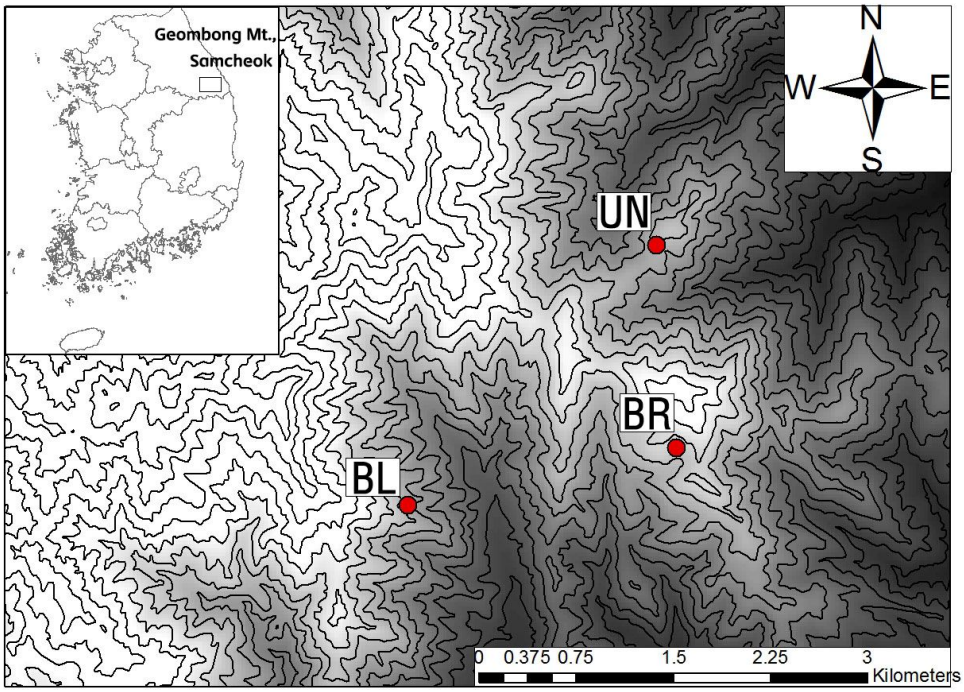

Figure 1. Location of the study area on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province, Korea (UN: unburned, BL: burned with damaged trees left, BR: burned with damaged trees removed)

Table 1. The geographical information of the study area

Factors	Stands		
	UN	BL	BR
Coordinates (N 37°, E 129°)	14’15.6”, 16’55.4”	13’52.3”, 16’37.3”	13’43.9”, 17’05.1”
Altitude (m)	430 ~ 470	390 ~ 430	480 ~ 510
Dominant tree species	*Pinus densiflora* *Quercus variabilis* *Quercus mongolica*	*Quercus mongolica* *Quercus variabilis* *Pinus densiflora*	*Pinus densiflora* *Quercus variabilis*
Dominant understory species	*Quercus mongolica* *Quercus aliena* *Lespedeza bicolor*	*Quercus mongolica* *Quercus variabilis* *Lespedeza bicolor*	*Pinus densiflora* *Quercus mongolica* *Lespedeza bicolor*

2. 연구 대상종

본 연구의 대상종인 박새류(*Parus* spp.)는 산림 및 공원에서 흔히 관찰할 수 있는 조류이다. 동물지리구상 구북구 지역의 온대 낙엽활엽수림에 분포한다. 우리나라는 구북구의 동쪽지역에 속하며, 박새(*Parus major*), 곤줄박이(*Parus varius*), 쇠박새(*Parus palustris*), 진박새(*Parus ater*) 등 4종의 박새류가 주요종으로 서식하고 있다(이 등 2000). 북유럽에 서식하는 박새류는 박새(*Parus major*), 푸른박새(*Parus caeruleus*), 진박새(*Parus ater*), 뿔박새(*Parus cristatus*) 북방쇠박새(*Parus montanus*), 쇠박새(*Parus palustris*) 등이 서식하고 있다(Gosler 1993).

3. 연구 시기

인공새집의 설치는 번식이 시작되기 한해 전 겨울(2011년, 2012년)에 설치를 하였고 산림환경 조사는 2012년에 생물량(biomass)이 최대가 되는 7~8월에 모든 인공새집 설치 지점에서 실시하였다. 서식지별 조류상 및 박새류 밀도의 차이와 곤줄박이 부모의 외부 측정 및 당화혈색소 분석을 위한 부모의 포획은 박새류가 번식 중인 2013년 4월에서 6월 사이에 조사가 실시되었고 번식생태의 차이를 파악하기 위하여 박새류의 둥지이용률, 첫산란일, 한배산란수, 알 무게, 새끼의 무게, 날개길이, 부척의 길이를 2012~2013년 4~7월 사이 인공새집을 방문하여 조사하였다.

4. 연구 방법

3.1. 산림환경 조사

각 서식지의 층위별 종 구성 및 개체수, 피도량, 잔존물과 고사목의 분포를 파악하기 위하여 산림환경 조사를 실시하였다. 조사의 시기는 식생의 피도량이 최대가 되는 시기인 7월 말부터 8월 말 사이에 인공새집의 설치 지점을 중심으로 이루어졌다. 2012년에 인공새집을 설치한 각 서식지별 48개의 지점, 총 144개의 지점에서 조사를 실시하였고 각 지점을 중심으로 반경 2.5m 내에서 교목층(>8m), 아교목층(2~8m), 관목층(1~2m), 초본층(<1m) 으로 구분하여 조사를 실시하였다(Kent & Coker 1992; 이 2011; 박 2012). 또한 각 지점에 서식하고 있는 교목층, 아교목층, 관목층 및 초본층의 식물종에 대해서 종별로 개체수를 파악하여 기록하였다.

산림환경요인은 각 엽층별 피도가 0%인 경우에는 0, 1~33%인 경우 1, 34~66%인 경우 2, 67% 이상인 경우에는 3으로 정하여 피도를 일정한 간격으로 수치화 하였다(Lee et al. 2011). 엽층별 피도량은 대상지의 산림구조를 감안하여, 하층(<1m), 중층(1~2m), 중상층(2~8m), 상층(>8m)의 4개의 층위(layer)로 나뉘었다(국립산림과학원 2007). 도목잔존물(downed coarse woody debris)과 고사목(snag)의 수 또한 반경 2.5m 이내에 존재하는 직경 6cm 이상의 목본을 대상으로 조사를 실시하였다(Table 2).

Table 2. Description of the environmental variables measured in this study

Variables	Description
Overstory cover	Coverage over 8m on scale 0-3 within 2.5m radius circle
Suboverstory cover	Coverage over 2-8m on scale 0-3 within 2.5m radius circle
Midstory cover	Coverage over 1-2m on scale 0-3 within 2.5m radius circle
Understory cover	Coverage over 1m on scale 0-3 within 2.5m radius circle
Coarse Woody Debris	Number of downed CWD within (≥10cm in diameter) 2.5m radius circle
Snags	Number of snags within 2.5m radius circle

3.2. 박새류 밀도 조사

산불 미피해지와 산불 후 복원방법이 다른 자연복원지 및 조림지에 서식하는 조류 군집의 차이를 파악하기 위하여 2013년 4~6월 사이에 조류상 조사를 실시하였다. 각 서식지별로 6개의 정점(0.8ha)을 임의로 선정하여 6회 반복 조사를 실시하였으며, 최종적으로 총 108개의 지점에서 정점조사(point survey) 결과를 분석하였다. 시간대는 조류의 활동이 가장 활발한 일출 전 30분부터 시작하여 오전에 종료하는 것으로 하였고 각각의 정점에서 가상원을 설정하여 15분간 반경 50m이내에 종들을 육안, 쌍안경, 울음소리를 통해 출현하는 종과 개체수를 기록하였다(Reynolds et al. 1980). 이를 통한 조사의 결과는 풍부도(species richness), 수도(abundance), 종다양성(speices diversity)으로 나타내었으며 종다양도는 Shannon-Weaver 지수(H')를 이용하여 산출하였다. 여기서 s는 종수를 Pi는 i 번째 종의 전체에 대한 비율을 나타낸다(Shannon and Weaver 1949).

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

박새류 4종(Figure 2)의 지역별 밀도 차이를 파악하기 위한 밀도 계산은 다음의 수식을 이용하여 계산하였다.(Reynolds et al. 1980)

$$D = (n\ /\ (\pi r^2 C))10000$$

여기서 D는 조류밀도(No. of birds/ha), n은 조사반경내에서 관찰된 종 개체수, r은 조사반경(m), C는 조사회수를 나타낸다. 산출된 밀도를 일원

분산분석(simple one-way ANOVA)을 이용하였으며, 각 변수에서 유의한 차이를 보인 것($P < 0.05$)은 Bonferroni multiple-comparison test를 이용하여 사후 분석하였다.

3.3. 박새류 번식생태 조사(선호도, 밀도에 따른 인공새집 선호도, 첫 산란일, 한배산란수, 새끼의 체중, 부척 및 날개 길이)

박새와 곤줄박이의 서식지 선호도와 밀도에 따른 인공새집 선호도, 첫 산란일, 한배산란수를 조사하기 위하여 2012~2013년 동안 번식이 시작되는 3월말~6월 사이 모든 인공새집을 3일 간격으로 방문하였다. 번식을 위해 이끼로 둥지를 만든 후 알을 낳은 둥지만을 인공새집을 이용한 둥지로 간주하였다. 이용한 둥지 개수를 이용해 서식지 선호도와 밀도에 따른 인공새집 선호도를 추정하기 위해 Jacobs′ preference index(Jacobs 1974)를 사용하여 분석하였다.

$$D = (r-p) / (r+p-2rp)$$

서식지 선호도 추정에서 p는 전체 서식지의 둥지 수와 각 서식지의 둥지 수의 비율을 나타내며 r은 전체 서식지의 이용수와 각 서식지의 이용수의 비율을 나타낸다. 밀도에 따른 인공새집 선호도 추정에서 p는 밀도 조사를 통해 나타난 곤줄박이와 박새 두 종의 전체 밀도와 각 서식지 밀도의 비율을 나타내며 r은 전체 서식지의 인공새집 이용수와 각 서식지의 인공새집 이용수의 비율을 나타낸다. D값은 +1과 -1의 범위를 가지며 $D<0$ 경우 비선호, $D>0$ 경우 선호를 나타낸다.

첫 산란일은 박새류가 1일에 1개씩 알을 낳는 특성(Gosler 1993)을 이

용하여 첫 산란일을 추정하였으며, 한배산란수는 알의 포란이 이루어지는 시기의 한배산란 개수를 조사하여 기록하였고 알을 낳았지만 둥지를 포기한 경우는 제외 하였다. 통계분석을 위해 첫 산란일과 부화일을 Julian date로 변환 후 Kruskal-wallis test를 이용하였으며 사후 분석을 위해 Mann-whitney test를 이용하였다.

곤줄박이의 새끼 무게, 부척, 날개 길이를 측정하기 위하여 부화 후 5~13일령까지 1일 간격으로 개체를 식별하여 측정을 하였다. 무게의 측정은 야외용 스프링 저울(spring scale/Pesola, 최소눈금 0.25g)을 이용하였고 부척과 날개 길이는 디지털 캘리퍼스(electronic calipers/Fowler, 최소눈금 0.01mm)를 이용하여 측정하였다. 박새의 새끼 무게, 부척, 날개 길이는 부화 후 5~13일령까지 2일 간격으로 개체를 식별 하여 측정하였다. 전 생장기 동안의 서식지별 무게의 차이를 파악하기 위해 repeated measure ANOVA를 이용하여 통계분석 하였다. 또한 무게를 이용한 성장 패턴을 파악하기 위해 성장곡선식(Ricklefs 1967; Starck and Ricklefs 1998)을 이용하여 각 개체의 변곡점, 성장률 상수, 점근선을 도출하였고 이를 다시 Kruskal-wallis test와 Mann-whitney test를 이용해 변곡점과 성장률 상수 비교, one-way ANOVA를 이용하여 점근선을 지역별로 비교하였다.

$$W(x) = A/(1+e^{(-k(t-ti))})$$

성장곡선식에서 W는 x날짜의 새끼 무게, A=점근선(g), ti는 변곡점(day), K는 성장률 상수(day)를 나타낸다.

3.4. 곤줄박이 부모의 당화혈색소(HbA1c) 측정과 외부측정

각 서식지별 곤줄박이 부모의 장기적인 영양상태 차이를 알아보기 위하여 2013년 번식기 동안에 곤줄박이 부모의 당화혈색소(glycosylated hemoglobin; HbA1c)를 측정하였다. 영양상태를 측정하는 방법 중 당화혈색소는 야생조류의 일반적 생리 및 영양상태를 측정하기 위한 방법으로 사용되고 있으며(Beuchat and Chong 1998; Ardia 2005), 비가역적 반응으로 적혈구가 파괴되기 전에는 변하지 않으므로 해당 개체의 장기적인 혈당량 농도를 추정가능하다. 조류의 경우 샘플 채취일로부터 이전 3-5주 동안의 혈중 당량을 추정가능(Andersson and Gustafsson 1995)하므로 곤줄박이의 알 부화 후 4-7일 사이 즉, 첫 산란일로부터 25-30일 사이에 번식 개체를 포획하여 경정맥/상완정맥(brachial vein)에서 소량의 혈액을 채취하였다. 산란을 하기 전 부모의 영양상태를 추정하기 위해 당화혈색소 측정기(A1cNow; Bayer)로 현장에서 측정을 하였다.

곤줄박이 부모의 외부 측정은 알이 부화한 후 4-7일 사이에 포획하여 야외용 스프링 저울(spring scale/Pesola, 최소눈금 0.25g)을 이용하여 무게를 측정하였고 부척과 날개 길이는 디지털 캘리퍼스(electronic calipers/Fowler, 최소눈금 0.01mm)를 이용하여 측정하였다.

통계분석은 부모의 당화혈색소와 부척, 날개, 부리, 꼬리 길이의 지역별 차이를 알아보기 위해 T-test를 이용하였으며, 산란시기와의 부모의 당화혈색소의 상관관계를 알아보기 위해 Linear regression을 이용하여 분석하였다.

Ⅳ. 결과 및 고찰

1. 서식지별 산림환경 차이

식생 종 구성 및 개체수를 파악하기 위해 미피해지와 자연복원지, 조림지 등 지역별 각 48개, 총 144개 지점에서 조사를 실시한 결과, 총 19종 2,812개체의 식생 종이 확인되었다(Table 3). 지역별 총 종 및 개체수는 미피해지 총 15종 1,230개체, 자연복원지 15종 897개체, 조림지 17종 1,223개체가 확인 되었다. 층위별로 비교한 결과, 교목층(>8m)은 미피해지가 4종 104개체로 가장 높았으며, 아교목층(2~8m)은 자연복원지가 4종 78개체로 가장 높았고 관목층(1~2m)은 조림지가 17종 1179개체로 가장 높았다.

각 서식지 내 엽층별 피도량과 수목잔존물, 고사목 본수의 차이를 파악한 결과, 피도량과 수목잔존물, 고사목 모두 유의한 차이를 보였다(Table 4; one-Way ANOVA). 유의한 차이를 보이는 요인에 대해 Bonferroni multiple-comparison test를 이용하여 사후 분석한 결과, 엽층별 피도량 중 상층피도량은 미피해지가 가장 높았으며(F=108, P<0.001), 중상층피도량은 두 지역에 비해 조림지가 낮게 나타났다(F=37.70, P<0.001). 또한, 중층피도량은 자연복원지가 다른 두 지역에 비해 높게 나타난 반면(F=16.52, P<0.001), 하층 피도량은 조림지가 가장 높게 나타났다(Figure 2). 수목잔존물과 고사목본수는 자연복원지가 다른 두 지역에 비해서 높게 나타났다(Figure 3; F=19.11, P<0.001; F=21.67, P<0.001).

본 연구대상지는 산불 이후부터 대부분의 지역에서 지속적인 피해목 제거와 치수 식재 등의 산림 시업이 이루어졌다(Choi et al. 2014). 산불의 발생은 상층 및 하층 식생 모두의 피도량 감소를 초래하고 숲틈의 증가로 인한 광량의 증가는 하층 피도량의 급격한 증가를 초래하게 된다

(Moore and Deiter 1992; Lee 2011) 따라서 조림지의 경우 산불 및 산불 후 산림시업으로 인해 중층 이상의 엽층피도량이 다른 지역에 비해 현저하게 낮게 나타났으며, 이로 인해 하층피도량은 상대적으로 잘 발달되어 있는 것으로 판단된다. 또한, 자연복원지의 경우 산불에 의해 상층피도량은 감소하였으나 자연적으로 갱신된 참나무 맹아의 성장으로 인해 관목층과 아교목층의 피도가 증가한 것으로 판단된다(국립산림과학원 2007, 이 2011).

Table 3. Tree species composition and abundance at each foliage layer in the unburned and two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province

Scientific name	UN (n=48)			BL (n=48)			BR (n=48)			Total		
	T.L	St.L	Sh.L	T.L	St.	Sh.L	T.L	St.	Sh.L	T.L	St.L	Sh.L
Larix leptolepis								3	19			22
Pinus densiflora	70	9	6	21	10	47	12	18	181	103	47	71
Betula platyphylla								8	14			22
Betula schmidtii					4	15			3			22
Quercus mongolica	6	23	137	1	16	51			280	7	39	188
Quercus variabilis	21	38	36	17	48	141	3	1	18	41	87	85
Quercus serrata	7		3			3			29	7		35
Prunus sargentii			4			5			2			11
Lespedeza bicolar			308			113			370			792
Lespedeza maximowiczii			63			156						219
Robinia pseudoacacia									4			4
Rhus javanica			1			7			10			18
Rhus trichocarpa			10									10
Acer pseudo-sieboldianum,		1	9			2			12			24
Fraxinus sieboldiana			28			32			48			108
Rhododendron mucronulatum			289			108			83			480

Table 3. Continued

Scientific name	UN (n=48)			BL (n=48)			BR (n=48)			Total		
	T.L	St.L	Sh.L	T.L	St.L	Sh.L	T.L	St.L	Sh.L	T.L	St.L	Sh.L
Rhododendron schlippenbachii			132			1			75			208
Styrax obassia			3			45			4			52
Lindera obtusiloba			26			54			30			110
No. of species	4	4	15	3	4	15	2	4	17	4	3	19
(No. of individual)	(104)	(75)	(1055)	(39)	(78)	(780)	(15)	(30)	(1178)	(158)	(173)	(2481)
Total No. of speices		15			15			17			19	
(Total No. of individual)		(1230)			(897)			(1223)			(2812)	

Abbreviation of layers, T.L: tree layer, St.L : subtree layer, Sh.L : shrub layer

Table 4. Observed values for the stand structural variables in the unburned and two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province

Variables		Stands (Mean±SE)			*F* value	*P* value
		UN (n = 48)	BL (n = 48)	BR (n = 48)		
Coverage*	>1m	1.96±0.10	1.73±0.10	2.56±0.09	19.235	<0.001
	1-2m	1.06±0.12	2.13±0.10	1.54±0.16	16.522	<0.001
	2-8m	1.54±0.08	1.70±0.11	0.63±0.09	37.703	<0.001
	8m	2.19±0.12	0.58±0.12	0.19±0.06	108.000	<0.001
No. of snags		0.08±0.05	0.77±0.13	0.08±0.07	19.105	<0.001
No. of CWD**		1.54±0.31	5.44±0.36	2.83±0.56	21.767	<0.001

*Coverage value: 1=1~33%, 2=34~66%, 3=67~100%, **CWD: Coarse woody debris

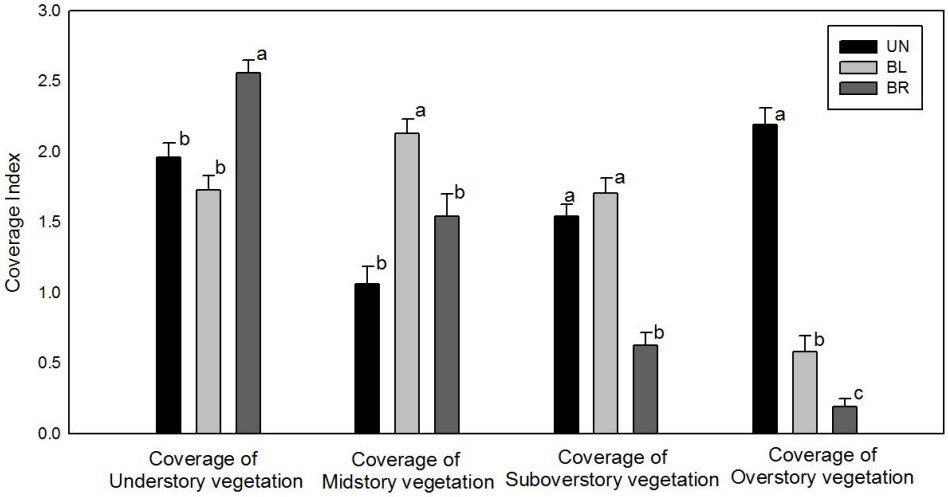

Figure 2. Summary of stand-structure attributes, coverage index with result of Bonferroni multiple comparison test for the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SE (standard error) and different letters represent significant differences (P<0.05)

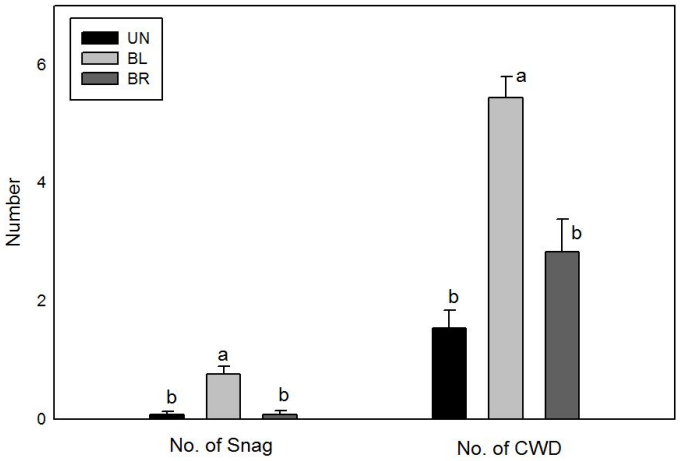

Figure 3. Differences in number of downed CWD, number of snags in the unburned and the two burned ((damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SE (standard error) and different letters represent significant differences (P<0.05)

2. 조류군집 및 박새류 밀도 차이

각 지역별 조류상 조사 결과, 총 31종 436개체의 조류가 관찰되었다. 지역별로 비교한 결과, 미피해지는 25종 183개체, 자연복원지는 24종 172개체, 조림지는 14종 81개체의 조류가 관찰되었으며, 종 풍부도와 수도, 종다양성 모두 지역별로 유의한 차이를 보였다(F=8.51, P=0.003; F=12.28, P<0.001; F=4.77, P=0.025). 또한, 사후분석 결과(Bonferroni multiple-comparison test), 종 풍부도와 수도, 종다양성 모두 미피해지와 자연복원지가 조림지에 비해 높은 값이 나타났다(Table 5). 식생의 구조와 종 구성은 조류의 서식지 선택을 결정하는 주요 요인이며(Hobson and Schieck 1999), 시간 경과에 따른 천이는 조류 군집을 변화시킨다(Schieck and Song 2006). 조림지의 경우 산불 및 수목잔존물 제거로 인해 산림구조가 상대적으로 단순하여 타 지역에 비해 조류의 종다양성과 수도, 종풍부도가 낮게 나타났으며, 이는 이전의 연구 결과와 일치하는 결과이다(최 등 2007; Lee et al. 2011; Choi et al. 2014).

전체 지역에서 관찰된 총 41종에 대한 각 종의 평균 밀도를 비교한 결과, 9종이 지역별로 유의한 차이를 보였다(Table 6). 벙어리뻐꾸기(*Cuculus saturatus)*와 오색딱다구리(*Dendrocopos major*)의 밀도는 미피해지와 자연복원지가 조림지에 비해 높게 나타났으며(F=8.08, P=0.004; F=7.41, P=0.006), 호반새(*Halcyon coromanda)*와 오목눈이(*Aegithalos ccaudatus)*, 박새는 자연복원지가 다른 두 지역에 비해 높은 밀도를 보였다(F=5.00, P=0.022; F=15.63, P<0.001; F=24.80, P<0.001). 또한, 쇠유리새(*Luscinia cyane)*와 곤줄박이, 쇠박새는 미피해지에서 다른 두 지역에 비해 높은 관찰 빈도를 보였다(F=6.65, P=0.009; F=18.67, P<0.001; F=13.00, P=0.001). 조림지에서는 멧새(*Emberiza cioides)*가 다른 두 지역에 비해 높은 관찰빈도를 보였다(F=5.00, P=0.022). 산불은 이전에 서식하던 조류 군집에서 많은 종이 사라지는 결과를 초래하지만, 새로운 종이 그

자리를 대체하는 경향을 보이게 된다(Huff and smith 2000). 이는 산불이 반드시 조류의 종 풍부도와 다양성의 감소로만 연결 되지 않으며 오히려 적정 수준의 산불 및 산불 후 관리는 산림 구조의 다양성을 증가시킬 수 있음을 의미한다. 따라서, 산불 후 11년이 경과한 자연복원지에서는 자연적인 천이가 진행됨에 따라 산림이 구조적으로 복잡해지면서 미피해지역과 유사한 수준의 조류 종다양성을 보인것으로 판단된다(Izhaki and Adar 1997; 최 등 2007). 특히, 다양한 곤충이 서식할 수 있는 피해목을 벌채할 경우 오색딱따구리의 서식에 부정적이 영향을 미칠 수 있기 때문에, 조림지에서 밀도가 낮게 나타난 것으로 판단된다(Hutto and Gallo 2006; 최 등 2007). 반면, 멧새와 황조롱이, 딱새, 찌르레기 등의 조류와 같이 지상 및 하층식생에서 먹이를 구하는(ground and brush foragers) 종으로서 개활지를 상대적으로 선호하는 경향을 보이기 때문에, 조림지에서 밀도가 높게 나타나는 것으로 생각된다(Raphael et al. 1987; Choi et al. 2014).

전체 관찰종 중 박새류만 선별하여 서식지별 박새류 밀도 차이를 비교한 결과, 박새류 전체 밀도 차이는 미피해지와 자연복원지에서 유의한 차이를 보이지 않았고 조림지는 두 지역에 비해 낮은 값을 나타냈다(Table 7; F=50.65, P<0.001). 박새류는 수관층 채이길드인 동시에 이차영소성 길드에 해당하는 종으로 산불과 고사목 벌채에 큰 영향을 받는 집단이다(Hutto and Gallo 2006). 미피해지와 자연복원지의 높은 밀도는 산림 수직적 층위의 발달로 인한 먹이량의 증가가 번식기 동안의 좁은 행동권(home range)을 보이는 원인으로 작용하여 높은 밀도를 보인 것이라 판단된다(Virkkala 1990; Seki and Takano 1998).

박새류 각 종별 비교 결과, 박새는 자연복원지와 미피해지, 조림지 순으로 유의한 차이를 보였다(F=24.8, P<0.001). 또한 곤줄박이와 쇠박새는 미피해지(0.92±0.11)가 자연복원지(0.35±0.29)와 조림지(0.07±0.04)에 비하여 높은 밀도를 보였다(Table 7; F=18.67, P<0.001). 자연복원지에서 박새가 미피해지에서 곤줄박이가 높은 밀도를 보인 것은 이전의 연구와 비교해 특이할 만한 사항이다. 최 등 (2007)은 박새의 경우 미피해지에서

높은 개체수를 보였고 곤줄박이는 유의한 차이를 보이지 않았다고 보고하였다. 그러나 이 와 김(1996)은 연구에서 번식기 동안 곤줄박이는 주로 인위적 간섭이 적은 자연생태계를 이용하며, 박새는 도심에 위치한 훼손된 생태계를 주로 이용한다는 연구결과를 발표하여 곤줄박이와 박새의 서로 다른 서식지 이용의 가능성을 보여주었다. 또한 이 두 종은 비번식기 동안에는 무리(flock)를 지어 생활하지만 번식기 동안에는 쌍을 이루어 번식세력권(breeding territories)을 형성하므로 번식기 동안에는 다른 양상을 보일 수 있다(Gosler 1993). 곤줄박이와 박새는 번식기에 동일한 먹이 자원을 공유하므로 종간 경쟁이 발생할 수 있으며(이 와 김 1996), 열위를 보이는 종은 상층에서 하층으로 그리고 산림 내부에서 외부로 수직·수평적인 생태적 지위(ecological niche) 이동이 발생하게 된다(Alatalo and Moreno 1987; Jablonski and lee 1999; Jablonski and lee 2002). 본 연구에서 비교적 산림 내부종인 곤줄박이의 미피해지 선호와 비교적 일반종이며 경쟁에서 열위에 있는 박새의 자연복원지 선호는 서식지 선택적 이용에 따른 니치(niche) 변동에 의한 것으로 생각된다(이 와 김 1996; Jablonski and lee 1999).

Table 5. Differences in number of bird species, individual, and bird species diversity among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province (one-way ANOVA and Bonferroni multiple-comparison tests, n=number of transect surveys, different letters represent significant differences)

Variables	Stands (Mean±SE)			*F* value	*P* value
	UN (n = 6)	BL (n = 6)	BR (n = 6)		
Species richness	13.33±1.02[a]	14.33±1.2[a]	7.83±1.35[b]	8.51	0.003*
Abundance	30.5±2.66[a]	28.67±2.76[a]	13.5±2.57[b]	12.28	<0.001*
Species diversity index (H`)	2.4±0.09[a]	2.38±0.1[a]	1.9±±0.17[b]	4.77	0.025*

Table 6. Mean detected individuals of birds species among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province (one-way ANOVA and Bonferroni multiple-comparison tests, n=number of transect surveys, different letters represent significant differences, *=No. of bird/15min/1.2ha)

Scientific name	Abundance* (Mean±SE)			*F* value	*P* value
	UN (n=6)	BL (n=6)	BR (n=6)		
Accipiter gularis	0.17±0.17	-	-	1.00	0.391
Falco subbuteo	0.17±0.17	0.33±0.21	-	1.15	0.342
Falco tinnunculus	-	-	0.33±0.21	2.50	0.116
Bonasa bonasia	0.33±0.21	-	-	2.50	0.116
Streptopelia orientalis	-	0.50±0.34	0.33±0.33	0.85	0.446
Cuculus fugax	0.17±0.17	0.17±0.17	-	0.50	0.616
Cuculus micropterus	1.17±0.48	0.83±0.17	0.67±0.21	0.65	0.537
Cuculus canorus	0.83±0.17	1.83±0.40	1.00±0.89	2.67	0.102
Cuculus saturatus	0.83±0.17[a]	0.67±0.21[a]	-[b]	8.08	0.004

Table 6. Continued

Scientific name	Abundance* (Mean±SE)			*F* value	*P* value
	UN (n=6)	BL (n=6)	BR (n=6)		
Caprimulgus indicus	0.17±0.17	-	-	1.00	0.391
Halcyon coromanda	-[a]	0.50±0.22[b]	-[a]	5.00	0.022
Eurystomus orientalis	-	0.17±0.17	-	1.00	0.391
Dendrocopos kizuki	1.00±0.52	0.50±0.34	-	1.96	0.176
Dendrocopos major	1.00±0.26[a]	1.17±0.31[a]	-[b]	7.41	0.006
Picus canus	0.17±0.17	-	-	1.00	0.391
Motacilla cinerea	0.33±0.33	-	0.50±0.34	0.85	0.446
Hypsipetes amaurotis	0.83±0.40	0.67±0.33	1.50±0.34	1.50	0.255
Luscinia cyane	2.17±0.70[a]	1.33±0.21[ab]	-[b]	6.65	0.009
Phoenicurus auroreus	2.33±0.76	1.50±0.43	1.50±0.43	0.74	0.496

Table 6. Continued

Scientific name	Abundance* (Mean±SE)			*F* value	*P* value
	UN (n=6)	BL (n=6)	BR (n=6)		
Zoothera dauma	0.50±0.22	0.33±0.21	-	2.06	0.162
Turdus pallidus	3.17±0.31	3.17±0.48	1.83±0.48	3.23	0.068
Aegithalos ccaudatus	-[a]	1.67±0.42[b]	-[a]	15.63	<0.001
Parus vaarius	4.33±0.56[a]	1.67±0.56[b]	0.33±0.21[b]	18.67	<0.001
Parus palustris	2.00±0.45[a]	0.50±0.22[b]	-[b]	13.00	0.001
Parus ater	0.50±0.22	0.17±0.17	-	2.50	0.116
Parus major	4.83±0.31[a]	7.50±0.85[b]	1.83±0.40[c]	24.80	<0.001
Sitta europaea	0.17±0.17	0.17±0.17	-	0.50	0.616
Emberiza cioides	-	-	0.50±0.22	5.00	0.022
Emberiza elegans	2.33±0.67	1.33±0.50	2.00±0.52	0.81	0.462

Table 6. Continued

Scientific name	Abundance* (Mean±SE)			*F* value	*P* value
	UN (n=6)	BL (n=6)	BR (n=6)		
Garrulus glandarius	0.67±0.42	0.67±0.33	0.50±0.34	0.07	0.934
Corvus macrorhynchos	0.33±0.21	1.33±0.21	0.67±0.49	2.33	0.131

Table 7. Mean density of tits (*Parus sp.*) in the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province (one way ANOVA and Bonferroni multiple-comparison tests, n=number of transect surveys, different letters represent significant differences)

Scientific name	Density (Mean±SE)			*F* value	*P* value
	UN (n=6)	BL (n=6)	BR (n=6)		
Parus palustris	0.38±0.85[a]	0.11±0.48[b]	0.0±0.0[b]	12.17	0.001
Parus ater	0.11±0.47[a]	0.06±0.35[a]	0.0±0.0[a]	2.5	0.116
Parus major	1.03±0.07[b]	1.59±0.18[a]	0.39±0.09[c]	24.8	<0.001
Parus varius	0.92±0.11[a]	0.35±0.29[b]	0.07±0.04[b]	18.67	<0.001
Parus spp.	2.48±0.17[a]	2.09±0.16[a]	0.46±0.16[b]	50.65	<0.001

3. 박새류의 인공새집 선호도와 산란 및 부화시기, 한배산란수 비교

인공새집 선호도 분석을 위해 각 서식지별 번식현황을 파악하였다. 2012년에 미피해지는 48개의 둥지 중 15개의 둥지를 이용하였고 자연복원지는 8개, 조림지는 4개의 둥지를 이용하였다. 144개(지역별 48개)의 인공둥지를 추가 설치한 2013년의 경우 미피해지는 96개중 16개, 자연복원지는 12개, 조림지는 3개의 둥지를 이용하여(Table 8), 인공새집 추가 설치로 인한 박새류의 이용률은 크게 늘지 않은 것으로 나타났다. 이는 각 종별 서식지 밀도와 동일한 양상을 보인 결과이다.

인공새집의 이용률을 이용한 서식지 선호도 분석(Jacobs′ preference index) 결과, 곤줄박이는 2012년과 2013년 모두 미피해지를 선호하였고(Jacobs′ index: 0.60; 0.68), 조림지를 회피하였다(Jacobs′ index; 2012년: -0.65, 2013년: -0.79). 박새의 경우 자연복원지를 선호하는 양상을 보였으며(Jacobs′ index; 2012년: 0.34, 2013년: 0.53), 조림지에서는 뚜렷한 선호도가 없거나 회피하는 경향을 보였다(Jacobs′ index; 2012년: 0.01, 2013년: -0.46; Figure 4). 서식지 선호도는 본연구의 종별 서식지 밀도와 동일한 양상을 보였으며, 곤줄박이는 미피해지에서 박새는 자연복원지에서 높은 밀도와 선호도를 보인 반면, 조림지는 두 종 모두 낮은 밀도와 선호도를 보였다.

밀도에 따른 인공새집 선호도 분석 결과, 미피해지의 경우 박새류는 밀도에 비해 높은 이용률을 보여 다른 두 지역에 비해 인공새집을 선호하는 것으로 나타났고(Jacobs′ index: 0.182), 자연복원지는 높은 밀도에 비해 인공새집 이용률이 낮아 인공새집을 선호하지 않는 것으로 나타났으며(Jacobs′ index: -0.219), 조림지는 뚜렷한 선호도가 나타나지 않았다(Jacobs′ index: 0.070) (Figure 5). 침엽수는 활엽수에 비해 잘 썩지 않으며 수간의 틈도 적어 수동을 둥지로 이용하는 조류가 쉽게 구멍을 만

들 수 없다(Dahlsten and Copper 1979; 이 와 김 1996). 미피해지와 조림지는 자연복원지에 비해 비교적 상층의 침엽수 비율이 높다. 미피해지의 경우 층위가 발달하고 활엽수가 다양한 층위로 상당수 분포하므로 높은 밀도를 보였지만 둥지로 이용할 수 있는 대경목의 다수가 침엽수로 이루어져 있으므로 인공새집 선호도가 높게 나타난 것으로 생각된다. 반면, 자연복원지는 산불 후 잔존목과 고사목의 방치로 인해 이용 가능한 자연 둥지 자원이 비교적 높았으며(Saab et al. 2007) 이로 인해 낮은 인공새집의 선호도를 보인 것으로 생각된다. 또한, 조림지는 산림의 구조적 단순화로 인해 박새류의 밀도 및 인공새집 이용률이 낮아 인공새집 선호도에 대한 경향을 보이지 않은 것으로 생각된다.

지역별 산란시기와 부화시기를 비교한 결과, 산란시기는 미피해지에서 평균 112일(4월22일), 자연복원지에서 평균 118일(4월28일), 조림지에서 평균 114일(4월24일)로 나타났다(Figure 6). 또한 미피해지와 자연복원지 간에는 유의한 차이를 보였고(P=0.016) 조림지는 다른 두 지역과 유의한 차이를 보이지 않았다. 부화시기는 미피해지에서 평균 134일(5월14일), 자연복원지에서 평균 140일(5월20일), 조림지에서 평균 144일(5월24일)로 나타났다(Figure 7). 미피해지와 자연복원지 간에는 유의한 차이를 보였고(P=0.048) 조림지는 다른 두 지역과 유의한 차이를 보이지 않았다. 서식지에 따른 식생 구조의 차이는 산란시기에 영향을 미칠 수 있다(Arriero et al. 2006). 이는 서식지의 질과 이질성(quality and heterogeneity)이 먹이의 풍부도와 높은 상관관계에 있고(Martin 1987) 이러한 먹이 풍부도는 산란시기에 영향을 주는 중요한 요인이기 때문이다(Perrins 1970; Martin 1987; Zandt et al 1990). 본 연구에서 산란시기의 차이를 보인 것은 식생 구조의 차이에 의한 것이라 판단된다. 박새류의 번식시기는 애벌레 최대발생 시기등 먹이량에 맞추어 조절되는 경향을 보이기도 하지만(Visser et al. 1998), 본 연구에서는 산란시기와 부화시기의 차이를 보이지 않았다.

2012~2013년 동안 한배산란수의 서식지별 비교 결과, 박새의 경우 미피해지에서는 9.40±2.61개(n=5), 자연복원지에서는 9.75±1.22개(n=12), 조

림지에서는 9.85±1.57개(n=7)로 나타났다. 곤줄박이는 미피해지에서 6.14±1.66개(n=20), 자연복원지에서 6.33±2.35개(n=5), 조림지에서 7.00±1.00개(n=3)로 나타났다. 지역별 박새와 곤줄박이의 한배산란수 차이를 비교한 결과, 연도 및 서식지별 유의한 차이를 보이지 않았다(Table 9). Arriero et al. (2006)의 연구에서 박새류의 한배산란수는 번식세력권(breeding territories)내 서식지 식생구조 및 특성 보다는 부모의 나이(Dhondt 1989)와 건강상태(body condition), 유전적 특성(genetic quality)에 영향을 받는다고 보고하였다(Price et al. 1988; van Noordwijk et al. 1981). 부모의 건강 상태는 영양상태(nutritional condition)와 부모의 질(parental quality) 즉, 체중과 부척길이, 날개 길이 등으로 추정이 가능하다. 본 연구를 통한 부모의 건강상태는 지역별 차이를 보이지 않아 차후 정밀하고 지속적인 연구가 필요할 것으로 판단된다.

Table 8. Differences in ratio of nest box used among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province

Year	Ratio of nest box used			Total
	UN	BL	BR	
2012	16/48	9/48	6/48	27/144
2013	16/96	12/96	3/96	31/288

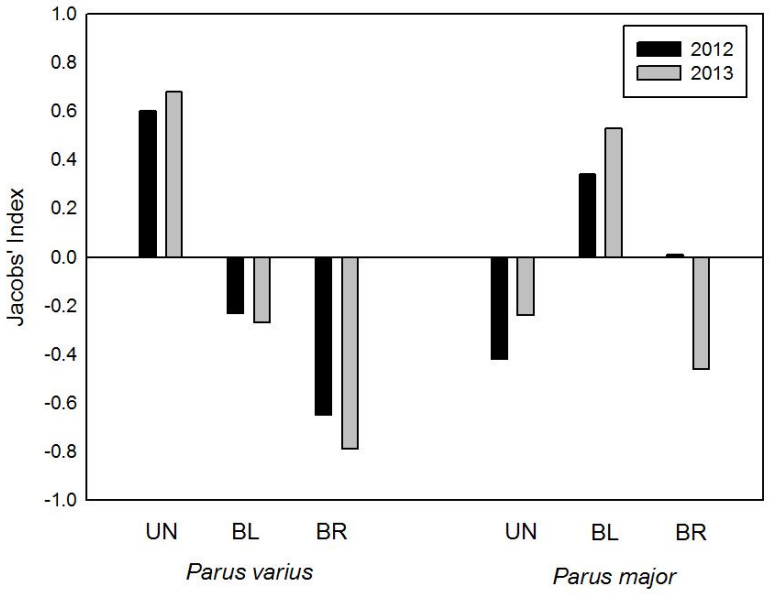

Figure 4. Jacobs' Index represents preferred habitats between two species (*Parus varius* and *P. major*) from 2012 to 2013

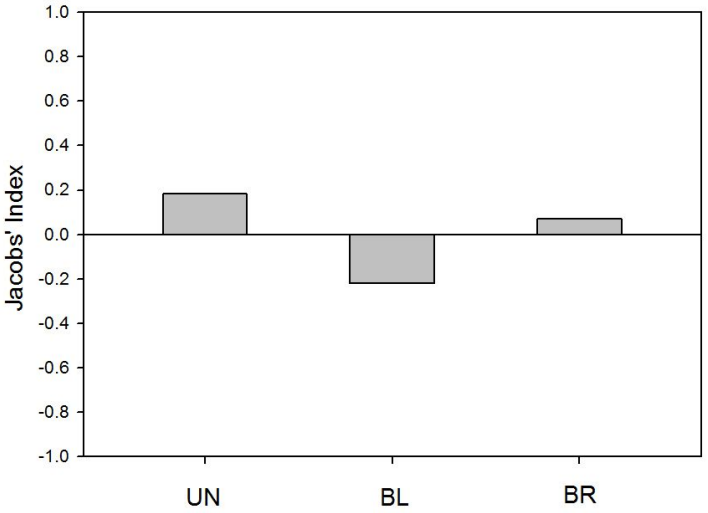

Figure 5. Jacobs' Index represents Artificial nest box preference according to density of *Parus* spp. among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands

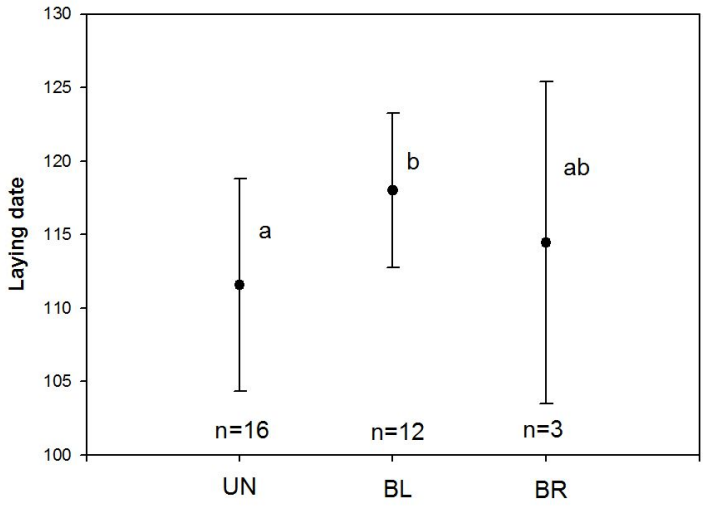

Figure 6. Differences in laying date with the standard deviation (SD) among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands in 2013. Dates (1 January = 1) are expressed as Julian dates

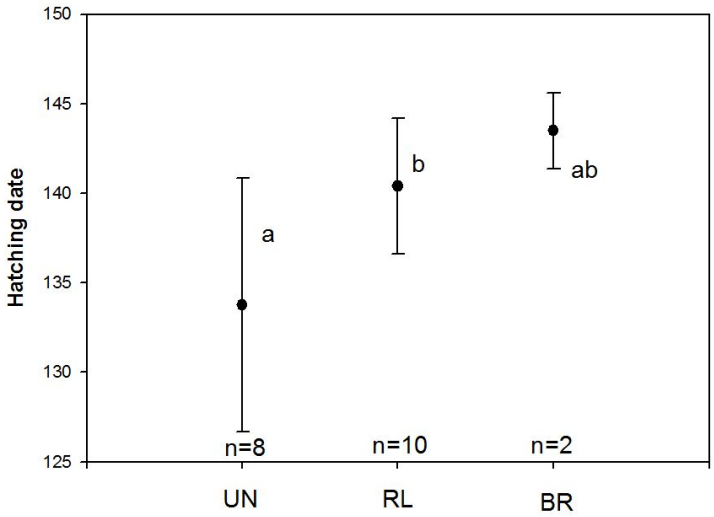

Figure 7. Differences in Hatching date with the standard deviation (SD) among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands in 2013. Dates (1 January = 1) are expressed as Julian dates

Table 9. Summary of a two-way ANOVA performed to identify the effects of habitat and year on the clutch size of *Parus major* and *varius* among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands from 2012 to 2013

Species		df	*F*	*p*
Parus major	Habitat	2	0.750	0.487
	Year	1	3.901	0.064
	Habitat x Year	2	1.967	0.169
Parus varius	Habitat	2	0.198	0.822
	Year	1	0.808	0.380
	Habitat x Year	2	0.219	0.806

4. 새끼의 성장

4.1. 곤줄박이와 박새 새끼의 체중

곤줄박이 새끼의 성장기(부화 후 4~15일) 동안의 무게를 비교한 결과, 서식지 별로 유의한 차이를 보였으며(F=7.82, P=0.008) 자연복원지의 새끼가 미피해지의 새끼에 비해 높은 체중을 나타냈다(Figure 8).

성장곡선 식을 이용하여 서식지별로 곤줄박이 새끼의 성장 패턴을 파악한 결과, 변곡점과 점근선에서 두 지역 간 유의한 차이를 보였다(P<0.001; P=0.027). 자연복원지(5.79±0.85)의 변곡점은 미피해지(7.39±1.15)에 비해 빠르게 나타났고 이는 자연복원지의 초·중기 체중이 미피해지에 비해 급격히 증가했음을 의미하며, 미피해지(18.20±1.69)의 점근선이 자연복원지(16.90±1.24)에 비해 높게 나타난 것은 미피해지 새끼의 최종 무게가 자연복원지에 비해 높게 예측 된다는 것을 의미한다(Table 9).

박새 새끼의 생장기(부화 후 5~13일) 동안의 무게를 2일 간격으로 비교한 결과, 서식지 별로 유의한 차이를 보였으며(F=13.11, P=0.001) 사후분석 결과 조림지가 비하여 미피해지와 자연복원지가 높게 나타났다(Figure 10; P=0.023; P<0.001).

성장곡선 식을 이용하여 서식지별로 박새 새끼의 성장 패턴을 파악한 결과, 변곡점과 상수, 점근선 모두 지역별로 유의한 차이를 보였다(P=0.014; P=0.001; P<0.001). 자연복원지(5.59±0.72)의 변곡점은 미피해지(6.37±0.65)와 조림지(6.83±1.16)에 비하여 낮게 나타나 자연복원지의 초·중기 체중이 미피해지와 조림지에 비하여 급격히 증가하였다. 성장상수는 자연복원지(2.36±0.65)가 미피해지(2.69±0.47)와 조림지(2.93±0.51)에 비해 낮게 나타났으며 이는 자연복원지가 다른 두 지역에 비하여 성장속도가 느림을 의미한다. 점근선 또한 자연복원지(14.81±1.35)가 미피해지(15.79±1.12)와 조림지(15.72±1.51)에 비하여 낮게 나타나 자연복원지의 최종무게는 다른 두 지역에 비하여 낮게 예측된다(Table 11).

박새류는 만성성조류(altricial bird)로서 번식기 동안에 다양하고 예측 불가능한 먹이량 변동을 겪게 된다(Perrins 1991). 이러한 먹이의 양과 질은 새끼의 성장에 영향을 준다(Johnston 1993; Dias and blondel 1996). 서식지의 질이 낮고 먹이량이 부족한 환경에 있는 새끼들은 초·중기 성장이 늦은 경향을 보이게 된다(Wiggins 1990; Gebhardt-henrich and van Noordwijk 1994). 변곡점이 자연복원지에 비해 비교적 늦게 나타난 미피해지와 조림지의 경우 먹이 가용량의 부족으로 인해 성장곡선에 차이를 보인 것이라 생각된다. 높은 성장률은 한배 새끼들 간의 경쟁의 심화와 포식의 위험 증가, 시간과 결부된 사망의 경우 나타는 현상이다(Lack 1968; Halupka 1998; Royle et al. 1999). 미피해지와 조림지에 서식하는 박새의 경우 높은 성장률을 보여 포식과 경쟁에 노출되었을 수 있다고 생각된다. 점근선이 높게 나타난다는 것은 이소무게가 높게 나타난다는 것을 의미하며, 이소시 체중이 높은 수록 생존율은 높은 경향을 보인다(Krementz et al. 1989)

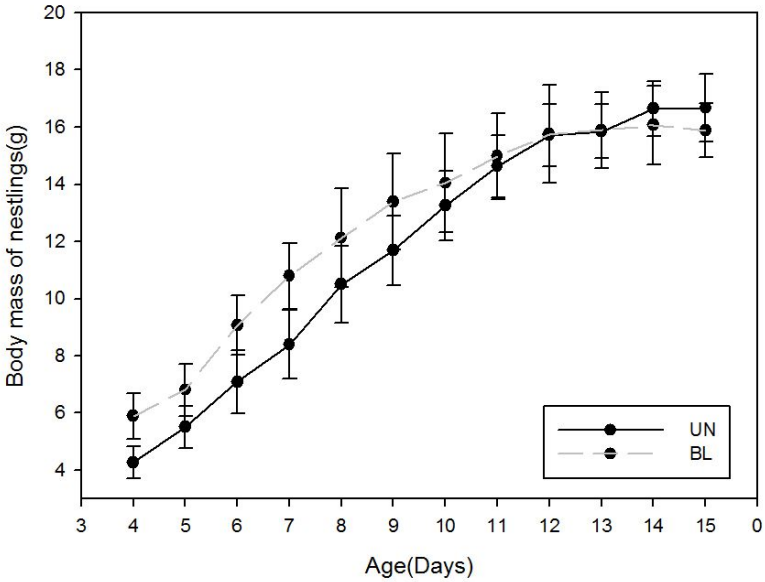

Figure 8. Changes in body mass of *Parus varius* nestlings from age of day 4 to day 15 between the unburned and burned with damaged trees left stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SD (standard deviation)

Table 10. Mean asymptotic growth and constant and inflection point of *Parus varius* nestlings in the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province

Variables	Stands (Mean±SD)			*P* value
	UN	BL	BR	
Asymptotic Growth	18.2±1.69	16.9±1.29	-	0.027
constant	2.73±0.61	2.53±0.75	-	0.154
Inflection point	7.39±1.15	5.79±0.85	-	<0.001

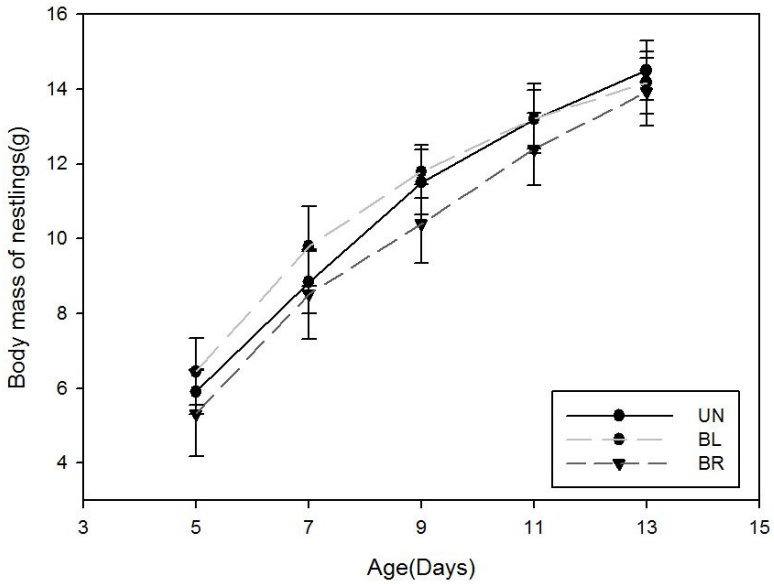

Figure 9. Changes in body mass of *Parus major* nestlings from age of day 5 to day 13 among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SD (standard deviation)

Table 11. Mean asymptotic growth, constant and inflection point of nestlings' body mass of *Parus major* in the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Different letters represent significant differences ($P<0.05$)

Variables	Stands (Mean±SD)			*P* value
	UN	BL	BR	
Asymptotic Growth	15.76±1.23[a]	14.81±1.35[b]	15.71±1.51[a]	0.014
constant	2.69±0.47[a]	2.36±0.65[b]	2.93±0.51[a]	0.001
Inflection point	6.37±0.65[a]	5.59±0.72[b]	6.83±1.16[a]	<0.001

4.2. 박새와 곤줄박이 새끼의 부척길이

지역별 박새의 부척 길이를 비교한 결과, 유의한 차이를 보이는 것으로 나타났다(F=11.91, P<0.001). 사후분석 결과, 자연복원지는 미피해지와 조림지에 비해 높은 값을 보였고(P=0.002; P<0.001) 미피해지와 조림지는 차이를 보이지 않았다(Figure 10; P=1.000). 박새 부척의 점근선은 미피해지와 자연복원지 간 차이를 보이지 않았고 조림지는 두 지역에 비해 낮게 나타났다(Table 12).

곤줄박이의 부척 길이는 미피해지와 자연복원지 간에 서로 유의한 차이를 보였다(Figure 12; F=9.60, P=0.004). 전체 성장기 동안의 부척길이는 자연복원지가 미피해지에 비해 높은 값을 나타냈다. 곤줄박이 부척 길이의 점근선은 미피해지가 자연복원지에 비해 높게 나타났다(Table 11). 이소직전의 부척길이는 이소 후 생존의 직접적인 영향을 주게 된다.

이소직전의 부척길이 측정 및 이소 후 재폭획을 통한 부척길이와 생존률과의 관계를 파악한 연구에서 부척의 길이가 긴 개체일수록 생존율이 높다고 하였다(Garnett 1981). 부척길이의 점근선은 곤줄박이의 경우 미피해지가 높았고 박새의 경우 미피해지와 자연복원지는 차이를 보이지 않았으며, 조림지는 낮게 나타나 곤줄박이는 자연복원지가 미피해지에 비해 생존 가능성이 낮으며, 박새는 조림지가 다른 두 지역에 비해 낮은 생존의 가능성이 있다고 생각된다.

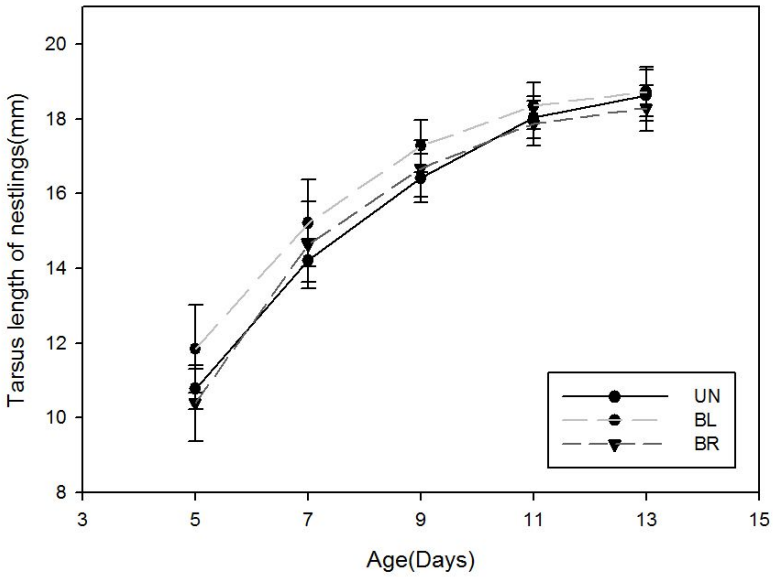

Figure 10. Changes in tarsus length of *Parus major* nestlings from age of day 5 to day 13 among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SD (standard deviation)

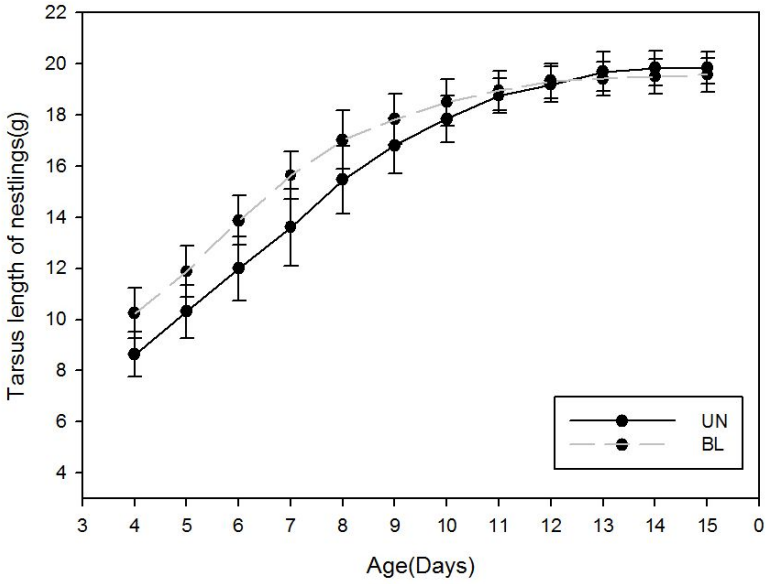

Figure 11. Changes in tarsus length of *Parus varius* nestlings from age of day 4 to day 15 between the unburned and burned with damaged trees left stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SD (standard deviation)

Table 12. Mean asymptotic growth of nestlings' tarsus length of *Parus spp.* in the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Different letters represent significant differences (P<0.05)

Asymptotic Growth	Stands (Mean±SD)			P value
	UN	BL	BR	
Parus major	19.5±1.06[a]	19.3±1.04[a]	18.6±0.84[b]	0.017
Parus varius	20.8±0.22	19.8±0.18	-	0.001

4.3. 박새와 곤줄박이 새끼의 날개길이

박새 새끼의 날개 길이를 비교 결과, 지역 별로 유의한 차이가 나타났다(F=20.53, P<0.001). 사후 분석 결과 자연복원지는 다른 두 지역에 높은 값을 보였으며(P<0.001, P<0.001) 미피해지와 조림지는 차이를 보이지 않았다(Figure 12; P=0.988). 13일령인 박새 새끼의 날개길이를 비교해 본 결과, 자연복원지가 다른 두 지역에 비해 높은 값을 나타냈다(Table14).

곤줄박이 새끼의 날개 길이 또한 유의한 차이를 보였으며(F=20.84, P<0.001), 자연복원지가 미피해지에 비해 전체 성장기 동안의 날개 길이가 길게 나타났다(Figure 13). 15일령의 새끼 날개길이를 비교해본 결과 자연복원지가 미피해지에 비해 높게 나타났다(Table 13).

이소 직전의 날개길이를 측정하여 이소 후 재포획을 통해 생존률을 알아본 연구결과에서 날개길이는 중간 값을 갖는 개체가 높은 생존율을 보인 것으로 나타났다(Dhondt 1979). 본 연구 결과, 중간 값의 개체가 많은 미피해지가 다른 두 지역에 비해 날개길이를 고려했을 때 높은 생존율을 보일 수 있다고 생각된다.

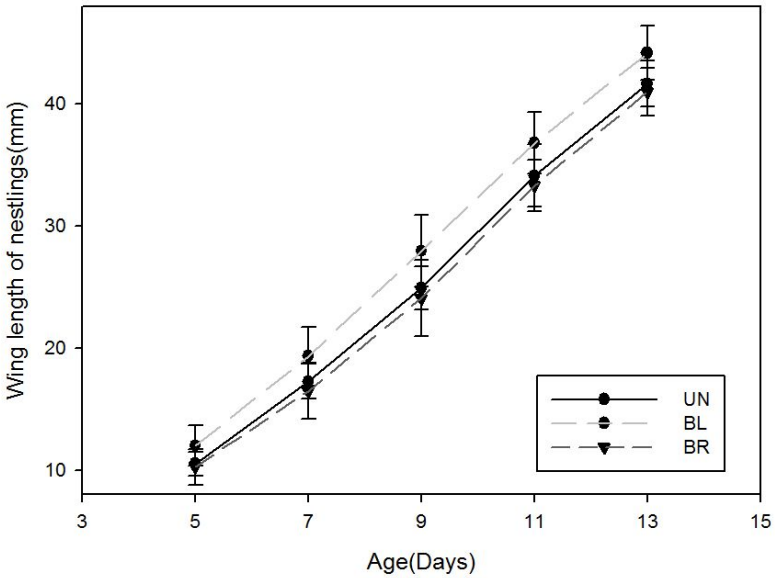

Figure 12. Changes in wing length of *Parus major* nestlings from age of day 5 to day 13 among the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SD (standard deviation)

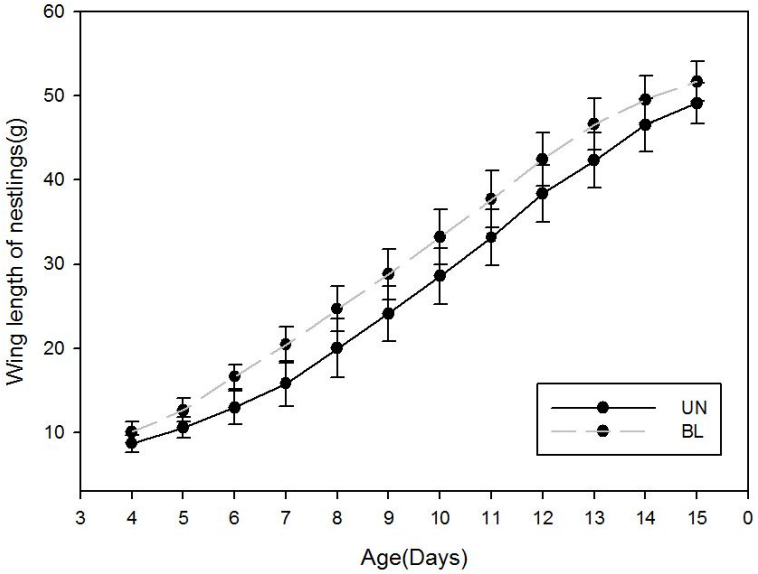

Figure 13. Changes in wing length of *Parus varius* nestlings from age of day 4 to day 15 between the unburned and burned with damaged trees left stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Vertical lines on the bars indicate SD (standard deviation)

Table 13. Mean wing length of nestling at the 13th days of *Parus major* and nestling at the 15th days of *Parus varius* in the unburned and the two burned (damaged trees left and removed) stands on Mt. Geombong, Samcheok, Gangwon Province. Different letters represent significant differences (P<0.05)

Wing length of fledgling	Stands (Mean±SD)			P value
	UN	BL	BR	
Parus major (at the 13th days)	41.7±1.88[a]	44.2±2.24[b]	41.0±1.97[a]	<0.001
Parus varius (at the 15th days)	49.1±2.45	51.7±2.37	-	0.003

5. 곤줄박이 부모의 영양상태 및 몸 크기

당화혈색소(HbA1c)를 이용한 곤줄박이 부모의 영양상태(nutritional condition)를 서식지별로 분석한 결과, 통계적으로 유의하지 않은 것으로 나타났다(t=1.99, P=0.072). 부모의 영양상태 추정을 위해 과거엔 주로 지방의 양(fat score)을 측정하는 방법이 이용되었으며 암컷의 지방양은 성숙한 임분에서 높게 나타났다(Riddington and Gosler 1995). 외부측정을 통한 몸 크기(body size)를 파악한 결과, 체중과 날개길이, 부척길이, 부리길이, 꼬리길이 모두 지역별로 유의한 차이를 보이지 않았다(Table 14). Riddington and Gosler (1995)는 임분의 성숙도에 따라 암컷의 날개는 성숙한 임분에서 큰 것으로 나타났지만 암·수의 부척길이와 날개길이, 체중 등은 차이를 보이지 않았다고 하였다. 향후 지역별 부모의 영양상태 및 외부 크기의 차이를 파악하기 위해서는 보다 정밀하고 지속적인 연구가 이루어져야 할 것으로 판단된다.

산란시기와 당화혈색소와의 상관관계를 분석한 결과, 일찍 산란을 한 개체일수록 당화혈색소가 높은 값을 보이는 음의 상관관계를 보였다(Figure 14; F=9.68, P=0.008). 이는 일찍 번식지에 도착하여 번식을 시작한 Collared Flycatcher (*Ficedula albicollis*) 개체들의 당화혈색소가 높다는 연구결과와 일치하는 결과로 건강한 개체가 빨리 번식을 시도한다고 생각된다(Andersson and Gustafsson 1995).

Variables	Stands (Mean±SE)		*t* value	*P* value
	UN	BL		
HbA1c	4.88±0.15 (n=9)	4.38±0.18 (n=4)	1.99	0.072
Body mass	17.25±0.41 (n=10)	17.05±0.53 (n=5)	0.29	0.779
Wing length	78.90±0.92 (n=10)	79.20±0.8 (n=5)	-0.21	0.838
Tarsus length	19.67±0.36 (n=10)	19.58±0.21 (n=5)	0.15	0.883
Bill length	13.40±0.14 (n=10)	13.86±0.13 (n=5)	-2.10	0.056
Tail length	56.50±0.72 (n=10)	55.00±2.61 (n=5)	0.73	0.478

Table 14. Mean HbA1c and body mass, wing length, tarsus length, bill length, tail length of *Parus varius* parents in the unburned and burned with damaged trees left stands

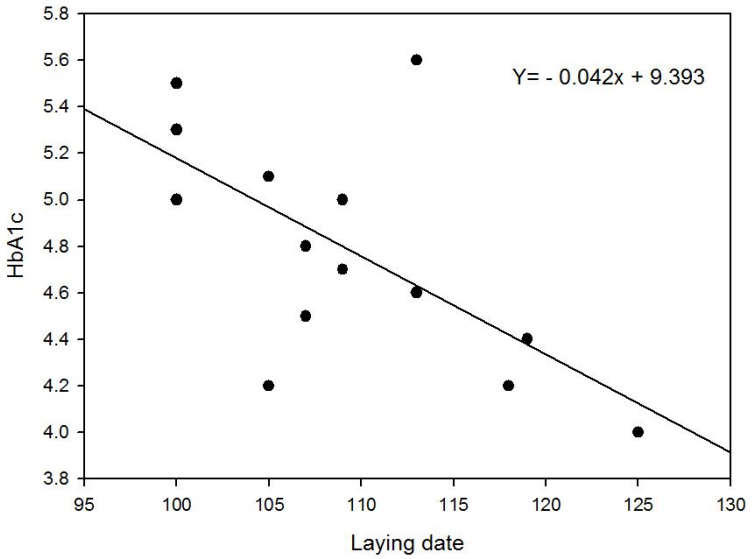

Figure 14. Correlation between glycosylated hemoglobin (HbA1c) of *Parus varius* parents and laying dates. Dates (1 January = 1) are expressed as julian dates

Ⅴ. 종합 고찰

특정 종 및 분류군에 대한 서식지의 질(habitat quality)의 상대적인 평가는 종의 생존률과 번식, 이용률, 밀도 파악 등을 통해 평가가 가능하다(van Horne 1983; Donahue 2006; Johnson et al. 2006). 특히, 식충성 조류(insectivorous birds)의 경우 곤충을 먹이로 이용하기 때문에 식생의 구조나 임분의 성숙도에 따른 영향을 많이 받게 된다(Cody 1978; Cody 1985; Virkkalar 1988). 본 연구 대상지의 경우 산불로 인해 임분 구조에 큰 변화가 발생하였지만(국립산림과학원 2007), 산불 후 11년 동안 자연복원이 이루어진 지역은 피해를 받지 않은 지역과 박새류 밀도에 차이를 보이지 않은 반면, 조림지는 박새류 밀도가 상대적으로 낮게 나타났다. 이러한 결과는 자연복원지의 경우 조림지에 비해 산림이 구조적으로 잘 발달하여 서식지 질이 상대적으로 높기 때문인 것으로 생각된다

지역별 식생 구조의 차이는 산란시기에 영향을 미칠 수 있는데(Arriero et al. 2006) 이는 서식지의 질과 이질성(quality and heterogeneity)이 먹이의 풍부도와 높은 상관관계에 있고(Martin 1987) 이러한 먹이 풍부도는 산란시기에 영향을 주는 중요한 요인이기 때문이다(Perrins 1970; Martin 1987; Zandt et al 1990; Arriero et al. 2006). 또한 산란시기의 결정에는 어미의 영양상태(energy or nutritional condition)가 중요한 역할을 하며(Price et al. 1988) 특히 산란 이전의 어미 영양상태는 산란시기를 결정하는 중요한 요인으로 작용한다(Svensson and Nilsson 1995; Arriero et al. 2006). 본 연구 결과, 자연복원지는 미피해지에 비하여 산란시기와 부화시기가 늦은 것으로 나타났고 부모의 영양상태가 낮은 경향을 보였다. 또한 산란시기가 빠른 개체일수록 영양상태가 좋은 것으로 나타났다. 이는 임분의 성숙도 차이로 인한 산란이전의 먹이가용성 차이가 부모의 건강상태에 영향을 주어 산란시기를 조절한 것으로 판단된다(Blondel et al. 1987; Arriero et al. 2006).

지역별 박새류 밀도 및 인공새집 선호도를 비교·분석한 결과, 미피해지의 경우 박새류는 밀도에 비해 높은 이용률을 보여 다른 두 지역에 비해

인공새집을 선호하는 것으로 나타났다. 또한, 자연복원지는 높은 밀도에 비해 인공새집 이용률이 낮아 인공새집을 선호하지 않는 것으로 나타났으며, 조림지는 뚜렷한 선호도가 나타나지 않았다. 미피해지는 층위가 발달하고 활엽수가 다양한 층위로 상당수 분포하지만 비교적 높은 상층 침엽수 비율로 인해 높은 이용률을 보인 것으로 판단된다(Dahlsten and Copper 1979; 이 와 김 1996). 조림지는 산림의 구조적 단순화에 따른 낮은 박새류 밀도 및 인공새집 이용률로 인해 선호도에 대한 경향을 보이지 않았다. 반면, 자연복원지는 산불 후 잔존목과 고사목의 방치로 인해 이용 가능한 자연 둥지 자원이 비교적 높아(Saab et al. 2007) 낮은 인공새집의 선호도를 보인 것으로 판단되므로 자연복원은 박새류에게 적절한 둥지 자원을 제공하고 있다고 생각된다.

산불의 피해 후 박해는 자연복원지에서 높은 밀도와 선호도를 보인 반면, 곤줄박이는 미피해지에서 높은 선호도와 높은 밀도를 보였다. 이는 이 와 김(1996)의 연구에서 곤줄박이는 주로 인위적 간섭이 적은 자연생태계를 이용하며 박새는 도심에 위치한 훼손된 생태계를 이용한다는 연구결과와 일치한다. 종간 경쟁이 발생할 경우 열위를 보이는 종은 상층에서 하층으로 그리고 산림 내부에서 외부로 수직·수평적인 생태적 지위 이동(ecological niche shift)이 발생하게 된다(Alatalo and Moreno 1987; Jablonski and lee 1999; Jablonski and lee 2002). 본 연구에서 비교적 산림 내부종인 곤줄박이의 미피해지 선호와 비교적 일반종이며 경쟁에 열위에 있는 박새의 자연복원지 선호는 서식지 선택적 이용에 따른 니치(niche) 변동에 의한 것으로 판단된다(이 와 김 1996; Jablonski and lee 1999). 이러한 종별 밀도의 차이는 결과적으로 서식지에 따라 다른 형태의 경쟁관계를 형성한 것으로 생각된다. 다른 박새류에 비해 비교적 몸집과 체중이 큰 곤줄박이는 이종간(intraspecific)의 경쟁에서 우위를 차지하게 된다(Won 1981; 강 등 2006; Jablonski and lee 2002). 자연복원지에 서식하는 박새류는 높은 박새의 밀도로 인해 열위에 있는 종과 경쟁을 하게 되고 미피해지에 서식하는 박새류는 높은 곤줄박이의 밀도로 인해 우위에 있는 종과 경쟁을 하게 된다. 또한 두 종은 동일한 먹이자

원을 공유하므로(이 와 김 1996) 자연복원지에 서식하는 박새류의 새끼 체중에 이점으로 작용할 수 있다(Minot 1981). 먹이가용량의 차이는 새끼의 체중과 밀접한 관련이 있기 때문이다(Tremblay et al. 2003). 본 연구에서 자연복원지에 서식하는 곤줄박이는 새끼의 성장기 동안의 체중이 높게 나타났고, 두 종 모두에게 초·중기 급격한 성장을 하였다. 초·중기의 급격한 성장과 높은 체중은 비교적 먹이 가용량이 풍부했음을 의미하며(Minot 1981; Wiggins 1990), 자연복원지에 서식하는 박새와의 경쟁이 이점으로 작용하여 다른 지역과 차이를 보인 것이라 생각된다. 미피해지에서 박새의 새끼 성장기 동안의 체중은 높은 곤줄박이 밀도 인해 부정적인 영향을 받을 것으로 예측하였으나, 두 지역 간 차이를 보이지 않았다.

새끼 무게 성장곡선으로 도출한 점근선의 비교 결과, 두 종 모두 미피해지에 비해 자연복원지에서 최종 무게가 낮게 예측되었는데 이는 미피해지에서 산란시기가 빠른 개체들이 서식하므로 새끼의 최종 무게 즉, 이소 무게(fledging weight)에 긍정적인 영향을 주었을 것이라 생각된다. Virkkala (1990)는 고강도의 간벌을 한 임분 보다 적당한 간벌을 한 임분에서 산란시기가 빨랐고 또한 이소 무게도 높다고 하여, 미피해지에 비해 상층 피도량이 낮은 피해지역은 산란시기 및 이소 무게에 영향을 줄 수 있음을 보여주고 있다.

이소 직전 새끼의 부척 길이가 길고 날개 길이는 중간 정도의 개체가 이소 후의 새끼의 생존에 유리한 조건으로 작용하게 된다(Dhondt 1979; Garnett 1981). 자연복원지에 서식하는 곤줄박이 새끼의 이소 직전 부척 길이는 미피해지역에 비해 짧을 것으로 예상되었고 날개의 길이는 길게 나타나 이소 후 생존의 가능성은 낮을 것이라 판단된다. 반면, 박새 새끼의 날개 길이는 다른 두 지역에 비해 길었지만 부척 길이는 미피해지와 차이를 보이지 않아 이소 후의 생존에 긍정적인 영향을 미칠 것이라 판단된다. 본 연구에서 자연복원지에 서식하는 박새는 곤줄박이와 달리 이소 후 생존 가능성이 높게 예측되고 높은 밀도 및 선호도를 보여 경쟁에 열위에 있는 박새에게 적합한 서식 환경을 제공하고 있다고 판단된다.

산불 피해 후 조림지는 곤줄박이와 박새 두 종 모두에게 선호하는 환경을 제공하지 못하였다. 또한 짧은 부척길이를 보여 새끼의 이소 후 낮은 생존율이 예상된다. 성장패턴은 초·중기에 완만한 성장과 빠른 성장속도, 높은 최종무게가 예측 되었지만 새끼의 모든 성장기간 동안 무게는 자연복원지에 비해 낮게 나타났다. 조림지에 서식하는 새끼는 초기에 낮은 체중으로 인해 성장곡선의 가파른 형태를 띠게 되었고 최종무게가 높게 예측된 원인이라 판단된다. 박새류의 밀도가 낮게 나타났음에도 불구하고, 새끼의 체중이 낮게 나타난 것은 산불 후 벌채와 잔존목 제거, 식재 등 인위적 간섭에 의한 산림의 구조적 단순화와 이로 인한 먹이자원의 부족이 원인이라 생각되며 차후 먹이자원(caterpillar)의 양과 발생 시기에 관한 연구가 추가적으로 이루어져야 할 것으로 생각된다.

Ⅵ. 결　론

산불 발생 후 복원방법의 차이가 박새류의 번식생태에 미치는 영향을 파악하기 위해 실시한 연구의 결론은 다음과 같다.

산불 발생 후 11년 동안 자연복원이 이루어진 지역은 비교적 산림 층위가 고루 발달하여 미피해지와 박새류 밀도의 차이를 보이지 않았다. 반면 산불 후 인위적인 2차 간섭이 발생한 지역의 산림은 층위의 단편화로 인해 박새류의 낮은 밀도 및 이용률을 보였다.

부모의 영양상태는 미피해지역이 자연복원지에 비해 높은 경향을 보였으며 또한 산란일이 빠를수록 높게 나타났다. 산불로 인한 층위 피도량의 차이와 부모의 영양 상태는 미피해지역에 비해 자연복원지에 서식하는 박새류의 산란시기, 부화시기를 늦게 하는 원인으로 판단된다.

미피해지의 경우 박새류는 밀도에 비해 높은 이용률을 보여 다른 두 지역에 비해 인공새집을 선호하는 경향을 보였고, 자연복원지는 높은 밀도에 비해 인공새집 이용률이 낮아 인공새집을 선호하지 않은 경향을 보였으며, 조림지는 뚜렷한 선호도가 나타나지 않았다.

곤줄박이는 미피해지에서 높은 밀도와 선호도를 보였고 박새는 자연복원지에서 높은 밀도와 선호도를 보였다. 두 종간의 밀도 및 환경의 차이는 자연복원지에 서식하는 박새류에게 미피해지 보다 초·중기 급격한 성장과, 곤줄박이의 성장기 동안 높은 체중을 보이게 하는 원인으로 작용한 것으로 생각된다.

자연복원지의 박새류 새끼 최종 무게와 곤줄박이의 이소 후 생존 가능성은 미피해지역에 비해 낮은 것으로 나타났다. 그러나 박새의 이소 후 생존가능성은 자연복원지가 미피해지와 차이를 보이지 않았고 높은 이용률과 밀도를 보여 종간 경쟁에 불리한 박새에게 적합한 서식처를 제공하고 있다고 판단된다. 산불 후 인위적인 간섭을 받은 지역은 자연복원 된 지역에 비해 박새류 새끼의 생존 가능성과 무게에 부정적인 영향을 미쳤

다.

향후 산불 및 산불 후 복원방법에 따른 박새류의 번식생태 차이를 보다 명확하게 구명하기 위해서는 지역별 박새류가 이용하는 먹이자원의 종조성과 먹이량에 대한 정밀조사가 추가적으로 이루어져야 할 것으로 생각된다. 또한, 산불피해지역에서 지속가능한 생물다양성 유지 및 박새류 서식(번식)을 위해서는 일부 지역의 자연복원 유도를 통해 경관 수준의 서식지 이질성(habitat heterogeneity)을 높여주는 것이 효과적일 것으로 생각된다.

참 고 문 헌

국립산림과학원. 2007. 산불피해지생태계변화조사. 국립산림과학원.

국립산림과학원. 2004. 주요산불피해지의 임목 및 임지 회복. 국립산림과학원.

기상청. 2012. 방재기상관측연보. 기상청.

박용수. 2003. 인공새집을 이용한 박새류의 임상별 번식생태에 관한 연구. 서울대학교 대학원.

박창득. 2012. 강원도 삼척 산불 피해지의 산림환경에 따른 양서 파충류 군집 특성 차이. 서울대학교 대학원.

손승훈. 2011. 활엽수림과 침엽수림에서 인공새집을 이용한 박새류의 번식생태에 기온 및 습도가 미치는 영향. 중앙대학교 대학원.

이우신, 구태회, 박진영. 2000. 야외원색도감 한국의 새. LG상록재단.

이우신, 김상욱. 1996. 자연생태계와 훼손된 생태계에서의 야생조류의 인공새집과 먹이. 한국조류학회. 3: 43-50.

이우신, 박찬열, 임신재, 허위행, 정옥식, 최창용, 박용수, 이은재. 2010. 야생동물 생태 관리학. 라이프사이언스. 서울.

이은재. 2011. 강원도 삼척 산불피해지역의 우점 설치류 3종의 생태적 특성에 관한 연구. 서울대학교 대학원.

임신재, 손승훈, 김민진, 강정훈. 2008. 침엽수림과 활엽수림 지역에서 박새류의 인공새집 이용. 한국임학회지. 97: 83-87.

최창용, 이은재, 남현영, 이우신. 2007. 산불 발생 지역의 피해목 벌채에 따른 조류 개체군과 군집의 변화. 한국임학회지. 96: 115-123.

하성만, 김재생. 1985. 야생조류의 이공소상식에 의한 번식생태. 경상대 논문집. 24: 119-124.

한성우, 이준우, 백운기, 이한수, 김인규, 홍길표, 강정훈, 백인환. 2005. 대형 산불이 맹금류 서식에 미치는 영향. 한국환경생태학회지.

19: 385-392.

Alatalo, R. V., J. Moreno. 1987. Body size, interspecific interactions, and use of foraging sites in tits (paridae). Ecology. 68: 1773-1777.

Andersson, M. S., and Gustafsson, L. 1995. Glycosylated haemoglobin; A new measure of condition in birds. Biological Science. 206: 299-303

Ardia, D. R. 2006. Glycated hemoglobin and albumin reflect nestling growth and condition in american kestrels. Comparative Biochemistry and Physiology. 143: 63-66.

Arriero, E., J. J. Sanz, M. Romero-Pujante. 2006. Habitat structure in mediterranean deciduous oak forests in relation to reproductive success in the blue tit parus caeruleus. Bird Study. 53: 12-19.

Artman, V. L., E. K. Sutherland, J. F. Downhower. 2001. Prescribed burning to restore mixed oak communities in southern ohio: Effects on breeding bird population. Conservation biology. 15: 1423-1434.

Bellia, E., D. Campobello, M. Sara. 2011. Great tit breeding in fire-prone oak woods: differential effects of post fire conditions on reproductive stage. International Journal of Wildland Fire. 20: 605-6011.

Beuchat, C. A., C. R. Chong. 1998. Hyperglycemia in hummingbirds and its consequences for hemoglobin glycation. Comparative Biochemistry and Physiology. 120: 409-416.

Blondel, J., A. Clamens, P. Cramm, H. Gaubert, P. Isenmann. 1987. Population studies on tits in the mediterranean region. Ardea. 75: 21-34.

Boyce, M. S., C. M. Perrins. 1987. Optimizing great tit clutch size in a fluctuating environment. Ecology. 68: 142-153.

Charmantier, A., R. H. McCleery, L. R. Cole, C. Perrins, L. E. B. Kruuk, B. C. Sheldon. 2008. Adaptive phenotypic plascity in response to climate change in a wild bird population. Science. 320: 800-803.

Choi, C. Y., Lee, E. J., Nam, H. Y., Lee, W. S., Lim, J. H. 2014. Temporal changes in the breeding bird community caused by post-fire treatments after the samcheok forest fire in korea. Landscape Ecol Eng. 10: 203-204.

Cody, M. L. 1985. Habitat selection in birds. Academic Press, Olando.

Cody, M. J. 1978. Habitat selection and interspecific territoriality among the sylviid warblers of england and sweden. Ecological Monographs. 48: 351-396.

Dhondt, A. A. 1979. Summer dispersal and survival of juvenile great tits in southern sweden. Oecologia. 42: 139-157.

Dhondt, A. A. 1989. The effect of old age on the reproduction of Great tit (Parus major) and Blue Tits (Parus caeruleus). Ibis. 131: 268-280.

Dias, P.C., J. Blondel. 1996. Breeding time, food supply and fitness components of Blue Tits Parus caeruleus in Mediterranean habitats. Ibis 138: 644±649.

Donahue, M. J. 2006. Allee effects and conspecific cueing jointly lead to conspecific attraction. Oecologia, 149: 33-43.

Fitzerald, S. M., G. W. Tanner. 1992. Avian community response to fire and mechanical shrub control in south florida. Journal of Range Management. 45: 496-400.

Garnett, M. C. 1981. Body size, its heritability and influence on juvenile survival among great tits, parus major. International Journal of Avian Science. 123: 31-41.

Gebhardt-Henrich, S. G., A. J. van Noordwijk. 1991. Nestling growth

in the great tit. Journal of Evolutionary Biology. 4:341-362.

Gebhardt-Henrich, S. G., A. J. van Noordwijk. 1994. The genetical ecology of nestling growth in the great tit. Environmental influences on the expression of genetic variances during growth. Functional Ecology. 8: 469-476.

Gosler. 1993. The great tit. Hamlyn Ltd.

Granstrom. 2001. Fire management for biodiversity in the european boreal forest. Scandinavian Journal of Forest Research. 16: 62-69.

Johnston, R.D. 1993. Effects of diet quality on the nestling growth of a wild insectivorous passerine, the house martin (Delichon urbica). Funct. Ecol. 7: 255-266.

Halupka, K. 1998 Partial predation in an altricial bird selects for the accelerated development of young. Journal of Avian Biology. 29: 129-133.

Huff, M. H., J. K. Smith. 2000. Fire effects on animal communities. pp. 35-42. In: J. K. Smith, ed. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna. General Technical Report. U.S. Department of Agriculture. Ogden, USA.

Hutto, R. L. and S. M. Gallo. 2006. The Effects of postfire salvage logging on cavity-nesting birds. The Condor 108: 817-831.

Izhaki, I., M. Adar. 1997. The effects of post-fire management on bird community succession. International Journal of Wildland Fire. 7: 335-342.

Jablonski, P. G. and S. D. Lee. 1999. Foraging niche differences between species are correlated with body-size differences in mixed-species flocks near Seoul. Korea. Ornis Fennica. 76: 17-23.

Jablonski, P. G. and S. D. Lee. 2002. Foraging niche shifts in

mixed-species flocks of tits in korea. Journal of Field Ornithology. 73: 246-252.

Jacobs, J. 1974. Quantitative measurement of food selection. Oecologia. 14: 413-417.

Johnston, D. W., E. P. Odum. 1956. Breeding bird populations in relation to plant succession on the piedmont of georgia. Ecology. 37: 50-62.

Johnson, M. D., T. W. Sherry, R. T. Holmes, P. P. Marra. 2006. Assessing habitat quality for a migratory songbird wintering in natural and agricultural habitat. Conservation Biology. 20: 1433-1444.

Kent, M., P. Cocker. 1992. Vegetation description and analysis: a practical approach. John Wiley & Sons Ltd.

Kreisel, K. J., S. J. Stein. 1999. Bird use of burned and unburned coniferous forest during winter. Wilson Bulletin. 111: 243-250.

Krementz, D. G., J. D. Nichols, J. E. Hines. 1989. Postfledgling survival of European starlings. Ecology. 70: 646-655.

Lack, D. 1968 Ecological adaptations for breeding in birds. London: Chapman & Hall.

Lee, E. J., Lee, W. S., Son, S. H., Rhim, S. J. 2011. Differences in bird communities in postfire silvicultural practices stands within pine forest of south korea. Land scape ecology. 7: 137-143.

Martin, T. E. 1987. Food as a limit on breeding birds: a life history perspective. Annual Review of Ecology and Systematics. 18: 453-487.

Minot, E. W. 1981. Effects of interspecific competition for food in breeding blue and great tit. Journal of Animal Ecology. 50: 375-385.

Moore, M. M., D. A. Deiter. 1992. Stand density index as a predictor of forage production in northern Arizona pine forests. Journal of Range Management. 45: 267-271.

Murphy, E. C., W. A. Lehnhausen. 1998. Density and foraging ecology of woodpeckers following a stand replacement fire. Journal of Wildlife Management. 62: 1359-1372.

Nappi, A., P. Drapeau, J. Giroux, J. L. Savard. 2003. Snage use by foraging black-backed woodpeckers in a recently burned eastern boreal forest. The Auk. 120: 505-511.

Perrins, C. M. 1965. Population fluctuations and clutch size in the great tit. Journal of Animal Ecology. 34: 601-647.

Perrins, C. M. 1970. The timing of birds' breeding season. Ibis. 112: 242-255.

Perrins, C.M. 1991. Tits and their caterpillar food supply. Ibis. 133: 49-54.

Perrins, C. M., D. Moss. 1974. Survival of young great tits in relation to age of female parent. Ibis. 116: 220-224.

Price, T., M. Kirkpatrick, S. J. Arnold. 1988. Directional selection and the evolution of breeding date in birds. Science. 240: 798-799.

Raphael, M. G. 1987. Breeding bird populations during twenty five years of postfire succession in the sierra nevada. The Condor. 89: 614-626.

Reynolds, R. T., J. M. Scott, and R. A. Nussbaum. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. The Condor. 82: 309-313.

Ricklefs, R. E. 1967. A graphical method of fitting equations to growth curves. Ecology. 48: 978-983.

Riddington, R., A. G. Gosler. 1995. Differences in reproductive success and parental qualities between habitats in the Great Tit Parus

major. Ibis. 137: 371-378.

Saab, V. A., R. E. Russell, J. G. Dudley. 2007. Nest densities of cavity nesting birds in relation to postfire salvage logging and time since wildfire. The Condor. 109: 97-108.

Sanz, J. J., J. M. Timbergen. 1999. Energy expenditure, nestling age, and brood size: an experimental study of parental behavior in the great tit parus major. Behavioral Ecology. 10: 598-606.

Schieck, J., S. J. Song. 2006. Changes in bird communities throughout succession following fire and harvest in boreal forest of western North America: Literature review and meta-analysis. Canadian Journal of Zoology. 36: 1299-1318.

Seki, S. I., H. Takano. 1998. Caterpillar abundance in the territory affects the breeding performance of great tit parus major minor. Oecologia. 114: 514-521.

Sessons, J., P. Betthinger, R. Buckman. M. Newton, and J. Hamann. 2004. Hastening the return of complex forests following fire: the consequences of deley. Journal of Forestry. 102: 38-45.

Starck, J. M., R. E. Ricklefs. 1998. Avian growth and development: evolution within the altricial-precocial spectrum. Oxford University Press, Oxford, UK.

Svensson, E., J. A. Nilsson. 1995. Food supply, territory quality and reproductive timing in the blue tit (Parus caeruleus). Ecology. 76: 1804-1812.

Turner, M.G., W. H. Romme. 1994. Landscape dynamics in crown fire ecosystems. Landscape Ecology. 9: 59-77.

Turner, M.G., W. H. Romme, D. B. Tinker. 2003. Surprises and lessons from the 1988 Yellowstones fires. Frontiers in ecology and the environment. 1: 351-358.

Tremblay, I., D. W. Thomas, M. M. Lambrechts, J. Blondel, P. Perret.

2003. Variation in Blue tit breeding performance across gradients in habitat richness. Ecology. 84: 3033-3043.

Ulbricht R., A. Hinrichs, Y. Ruslim. 1999. Technical guideline for salvage felling in rehabilitation areas after forest fires. Report 1. The sustainable forest management project, Samarinda, Indonesia.

Van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. The Journal of Wildlife Management. 44: 893-901.

Van Noordwijk, A., J. H. van Balen, W. Scharloo. 1981. Genetic variation in the timing of reproduction in the great tit. Oecologia. 49: 158-166.

Virkkala, R. 1988. Foraging niches of foliage gleaning birds in the northernmost taiga in finland. Ornis Fennica. 65: 104-113.

Virkkala, R. 1990. Ecology of siberian tit Parus cinctus in relation to habitat quality : Effects of forest management. Ornis Scandinavica. 21: 139-146.

Visser, M. E., A. J. van Noordwijk, J. M. Tinbergen, C. M. Lessells. 1998. Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (Parus major). The Royal Society. 265: 1867-1870.

Wiggins, D.A. 1990. Food availability, growth, and heritability of body size in nestling tree swallows (Tacycineta bicolor). Canada Journal of Zoology. 68: 1292-1296.

Won, P. O. 1981. Illustrated flora and fauna of Korea, vol. 25. Avifauna. Ministry of Education, Korea.

Zandt, J., A. Strijkstra, J. Blondel, H. van Balen. 1990 Food in two mediterranean Blue tit: Do differences in caterpillar availability explain differences in timing of the breeding season?. Population Biology of Passerine Birds. 24: 145-155.

Abstract

Differences in the breeding ecology of tits *Parus* spp. by post-fire restoration methods in Samcheok, Gangwon Province

Kim, Jin-Yong
Major in Forest Environmental Science
The Graduate School
Seoul National University

This study was conducted to clarify differences in the breeding ecology of tits (genus *Parus*) in one unburned and two burned (with and without salvaging treatments) stands after a stand-replacing forest fire at Mt. Geombong in Samcheok, Gangwon Province, Korea. The densities, laying dates, hatching dates, growth patterns of nestlings and nutritional conditions of *Parus* spp. as well as vegetation structures were estimated between March 2012 and July 2013.

There was no difference in the density and the rate of nest use of

Parus spp. between the unburned and the non-salvaged burned stands. This is probably due to well developed overstory and sub-overstory canopy coverage in the non-salvaged burned stands. Whereas the density and rate of nest use were lowest in the salvaged stands after a forest fire, due to a relatively simple vegetation structure.

Naturally restored, non-salvaged stands had a tendency to have higher nutritional conditions in parent tits than unburned stands. Also, there was a negative relationship between the laying date and the nutritional condition of parent tits. This suggests that different forest structures and nutritional conditions of parent tits may result in a difference in laying date and hatching date.

More tits preferred to in artificial nest boxes in the unburned stands than burned stands. Tits inhabiting the non-salvaged burned stands with fire-damaged trees avoided artificial nest boxes. However, there was no preference for or avoidance of artificial nest boxes in the salvaged burned stands without fire-damaged trees.

The density of *Parus varius* was highest in the unburned stands, and the density of *P. major* was highest in the non-salvaged burned stands. *P. varius* nestlings in the non-salvaged burned stands showed more rapid body mass gain at the early and the middle stage and higher body mass throughout the nestling stage. Also, It was found that the body mass of the fledglings and the expected survival of *P. varius* nestlings were lower in the non-salvaged burned stands than in the unburned stand. While, there was no significant difference in the expected survival rate of *P. major* nestlings between the unburned and non-salvaged burned stand. Also, the habitat preference and the density of *P. major* were highest in the non-salvaged burned stands.

Therefore, using a naturally-restoring method on forest stands after forest fire would positively affect the breeding ecology and provide suitable habitats especially for *P. major*. On the contrary, the density, habitat preference, and expected survival of tit nestlings were lowest in the salvage-logged stands after forest fire.

Natural restoration may be an effective way to increase the habitat heterogeneity and maintain forest biodiversity for the restoration of the tit breeding populations after forest fire.

keywords : breeding ecology, density, fire, nestling, tits
***Student Number* : 2011-23501**