



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 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](#)

농학석사 학위논문

국내 야생조류의
투명구조물 충돌 피해 현황과
연간 피해량 추정

**Bird collision with transparent structures
in the Republic of Korea:
current status and annual mortality estimates**

2020년 2월

서울대학교 대학원
산림과학부 산림환경학과
서 해 민

초 록

비행하는 야생동물들에게 하늘은 생활에 필요한 자원과 환경을 제공하는 중요한 서식지이다. 그러나 하늘에서 점차 늘어나고 있는 다양한 인간 활동은 야생동물 서식지와 인간 영역의 중첩으로 인한 공간적 갈등을 유발하고 있다. 야생조류의 인공구조물 충돌은 이러한 공간적 갈등의 중요한 사례이다. 비행 중의 조류는 공중에 노출된 다양한 정적/동적 인공구조물과 충돌하기 쉬우며, 이는 세계적으로 야생조류 보전의 큰 문제로 다뤄지고 있다. 그러나 우리나라는 빠른 도시화와 함께 인공구조물의 수량이 급격히 증가하는 추세에도 불구하고 야생조류의 인공구조물 충돌 피해에 관한 연구가 부족한 실정이다. 본 연구는 국내의 인공구조물 중에서도 충돌 피해가 가장 심각한 투명구조물에 해당하는 건물 유리창과 도로변 투명방음벽을 대상으로 야생조류의 피해 현황을 파악하고, 전국적인 피해량의 규모를 추정하는 것을 목적으로 하였다.

이를 위하여, 충돌 대상이 될 수 있는 투명구조물의 현황 파악을 위해 전국의 건물 및 도로변 투명방음벽의 수량과 연도별 증감 추세를 확인하였다. 또한 현장에서의 정량적인 사체 조사 및 실험을 통해 충돌 피해종과 피해량 자료를 수집하고, 관찰되는 사체 수에 영향을 미치는 보정요소인 발견율, 잔존율, 그리고 양면편향을 산출함과 더불어 무인 카메라를 이용해 충돌로 발생한 사체가 소실되는 요인을 파악하였다. 이후 사체 조사에서 확인된 충돌 피해종들을 서식 개체수, 이동성, 무게, 섭식 길드 등의 특성에 따라 군집화하고 군집별 피해량 간의 차이를 분석함으로써 종별 특성에 따른 피해량의 차이가 있는지 고찰하였다. 또한 전문가를 대상으로 한 설문 조사 및 시민 참여형 기록을 통해 전국에서 관찰되는 유리창과 투명방음벽의 충돌 피해종 목록을 작성하였다. 마지막으로, 사체 조사 및 실험을 통해 정량적으로 산출한 일일 단위피해량과 보정요소의 확률분포를 난수 시뮬레이션 추정식에 적용하여 건물 유리창 충돌과 도로변 투명방음벽 충돌의 전국 연간 피해량을 추정하였다.

전국의 충돌 가능 대상물의 수량을 집계한 결과 우리나라 전체의 건물 수는 2018년 기준 7,191,912동이며 도로변 투명방음벽의 투명부 길이는 2017년 기준 총 1,420.94km로, 두 구조물 모두 매년 수량이 증가하는 추세를 보였다. 현장에서의 사체 조사는 약 10개월 간 월 평균 1-2회씩 전국의 건물 유리창 22개 구역, 투명방음벽 24개 구역에서 실시하였으며, 건물 유리창에 충돌한 30종 74개체, 투명방음벽에 충돌한 41종 302개체의 야생조류 사체가 확인되었다. 사체 조사, 전문가 설문, 시민 참여형 기록으로 수집된 전국의 피해종 정보를 종합한 결과 건물 유리창 충돌 177종, 투명방음벽 충돌 96종으로 법정 보호종 15종을 포함한 총 183종의 조류가 국내에서 투명구조물 충돌의 피해를 입는 것으로 나타났다. 또한 계층적 군집 분석 방법을 통해 종별 특성에 따른 피해량 차이를 분석하였을 때, 국내에서 흔하게 관찰되며 텃새에 속하는 종으로 구성된 군집이 다른 군집에 비하여 피해량이 유의하게 높은 것으로 나타났다. 사체의 소실 과정을 관찰한 결과 사람에 의한 청소가 가장 많은 소실을 발생시켰으며 그 외 너구리 *Nyctereutes procyonoides*, 큰부리까마귀 *Corvus macrorhynchos*, 미동정 개미류, 까치 *Pica pica*, 들고양이 *Felis catus*가 사체에 접근 및 포식하는 것이 관찰되었다.

사체 조사 결과로 산출한 일일 건물 1동 당 피해량 및 일일 방음벽 1km 당 피해량의 확률분포, 그리고 현장에서의 사체 조사 및 실험으로 산출한 보정요소를 난수 시뮬레이션 추정식에 적용한 결과 건물 유리창 충돌의 전국 연간 피해량은 약 2,420만 개체(95% 신뢰구간: 2,280만 - 2,600만 개체), 도로변 투명방음벽 충돌의 전국 연간 피해량은 약 189,000개체(95% 신뢰구간: 165,000 - 215,000개체)로 추정되었다. 이는 조사 당시 집계 가능했던 구조물만을 조사 대상으로 하여 산출한 결과이므로 실제 피해량은 더 클 수 있으며, 국내의 투명구조물 수량이 점차 늘어나고 있기 때문에 시간이 지남에 따라 피해량은 더욱 증가할 수 있다.

본 연구는 국내의 야생조류가 투명구조물 충돌로 입는 피해의 현황을 파악하고 피해량을 정량적으로 추정한 첫 사례이다. 그러나 전국의 피해 현황 파악과 피해량 추정을 위해 사용한 표본수에 한계가 있으며,

지역별 조류 개체군의 변동 및 사망 원인에 관한 자료가 부족하기 때문에 구조물 충돌의 피해가 국내 야생조류의 개체군에 실제로 어떤 영향을 끼칠지는 알 수 없다. 따라서 향후의 연구를 위해서는 충돌 피해를 입는 야생조류 및 충돌 대상 구조물에 대한 지속적 모니터링을 통해 정량·정성적 자료의 축적이 이루어져야 하며, 각 지역 야생조류의 개체군 변동과 다양한 사망 원인에 관한 장기적인 자료가 뒷받침되어야 한다. 한편, 충돌 피해의 저감을 위해서는 투명구조물의 추가 건설을 제한하며 피해저감처리를 의무화하는 법적 규제가 마련되어야 한다. 시민과 전문가가 함께 참여할 수 있는 야생조류 충돌 피해 모니터링 체계를 구축한다면 정책적 논의의 바탕이 되는 시민 인식 증진과 더불어, 학술 연구를 위한 광범위한 지역의 피해 자료 축적에 효과가 클 것으로 기대된다.

주요어 : 보전, 야생조류, 유리창, 인공구조물, 조류 충돌, 투명구조물, 투명방음벽, 피해량 추정

학 번 : 2018-26284

목 차

I. 서 론	1
1. 연구의 배경.....	1
2. 연구의 목적.....	3
II. 연구 사	4
III. 재료 및 방법	7
1. 연구 대상 정의.....	7
2. 연구 방법.....	9
2.1. 충돌 피해 현황.....	9
2.1.1. 충돌 대상물 현황.....	9
2.1.2. 피해종 및 피해량.....	10
2.1.2.1. 현장 사체 조사.....	10
2.1.2.2. 종별 특성에 따른 피해량 비교.....	14
2.1.2.3. 설문 및 시민 참여형 자료 수집.....	17
2.2. 피해량 추정.....	18
2.2.1. 단위피해량.....	18
2.2.2. 피해량 보정요소.....	19
2.2.2.1. 발견율.....	19
2.2.2.2. 잔존율.....	19
2.2.2.3. 발견율 및 잔존율 산출 실험의 재료.....	20
2.2.2.4. 양면 편향.....	20
2.2.3. 전국 연간 피해량 추정.....	21
IV. 결과	25
1. 충돌 피해 현황.....	25
1.1. 충돌 대상물 현황.....	25

1.1.1. 전국 건물 현황.....	25
1.1.2. 전국 도로변 투명방음벽 현황.....	26
1.2. 피해종 및 피해량.....	29
1.2.1. 분류군별 관찰 피해량.....	29
1.2.2. 종별 특성에 따른 피해량 비교.....	33
1.2.3. 설문, 시민 참여형 자료 수집 결과 및 피해종 목록.....	40
1.3. 사체 소실 관찰.....	41
2. 피해량 추정.....	43
2.1 단위피해량.....	43
2.1.1. 건물 유리창 충돌.....	43
2.1.2. 투명방음벽 충돌.....	46
2.2. 피해량 보정요소.....	49
2.2.1 발견율과 잔존율.....	49
2.2.2. 양면 편향.....	52
2.3. 전국 연간 피해량의 추정.....	54
V. 고찰.....	56
1. 충돌 피해 현황.....	56
1.1. 충돌 대상 구조물 현황.....	56
1.2. 분류군과 특성에 따른 피해량.....	57
1.3. 설문 및 시민 참여형 자료 수집 결과와 피해종 목록.....	59
1.4. 사체가 소실되는 요인.....	61
2. 피해량 추정.....	63
2.1. 전체 피해량 추정 결과.....	63
2.2. 보정요소.....	65
2.3. 피해량의 극값.....	66
2.4. 추정 변수에서 건물 높이의 배제.....	67

VI. 종합 고찰	69
VII. 결론	73
인용문헌	76
부록 (Appendix 1, 2).....	88
Abstract	98

List of Tables

Table 1. Detailed information of carcass survey sites to estimate the bird mortality by window collision	12
Table 2. Detailed information of carcass survey sites to estimate the bird mortality by transparent noise barrier (TNB) collision.....	13
Table 3. Estimated length of transparent parts (km) of transparent noise barriers (TNB) and partially transparent noise barriers (PNB) in the Republic of Korea	27
Table 4. The list of species and the number of birds killed by window collision from December 2017 to August 2018	30
Table 5. The list of species and the number of birds killed by transparent noise barrier (TNB) collision from December 2017 to August 2018	32
Table 6. Species composition of four clusters by species-specific features	37
Table 7. Result of Dunn's pairwise test as a post-hoc test of Kruskal-Wallis one-way AONVA; difference of the number of collided carcasses among each pair of clusters.....	39
Table 8. Number of species killed by collision with building windows and transparent noise barriers surveyed by different survey methods: field carcass survey, questionnaire survey, and citizen monitoring	40
Table 9. Frequency of carcass removal and predation by different factors	41
Table 10. Observed daily bird mortality caused by window collision in this study	44
Table 11. Five non-negative zero-adjusted distributions and the small-sample corrected Akaike Information Criterion (AICc) values fitted to the observed bird mortality by window collision	45

Table 12. Observed daily bird mortality caused by transparent noise barrier (TNB) collision in this study.....	47
Table 13. Five non-negative zero-adjusted distributions and the small-sample corrected Akaike Information Criterion (AICc) values fitted to the observed bird mortality by transparent noise barrier (TNB) collision.....	48
Table 14. The result of small-sample corrected Akaike Information Criterion (AICc) of five non-negative distributions fitted to detection rate (DR)	50
Table 15. The result of small-sample corrected Akaike Information Criterion (AICc) of five non-negative distributions fitted to persistence rate (PR).....	51

List of Figures

Figure 1. An example of building windows that may cause bird collisions.....	8
Figure 2. An example of transparent noise barriers (TNB) that may cause bird collisions	8
Figure 3. Location of carcass survey sites to estimate the bird mortality by collision with (a) building windows (22 sites) and (b) transparent noise barriers (24 sites)	11
Figure 4. Diagram of Monte Carlo simulation	21
Figure 5. Changes in the total number of buildings in the Republic of Korea (2001-2018)	25
Figure 6. Changes in the cumulative lengths of transparent noise barriers (TNB) and transparent parts of partially transparent noise barriers (PNB) in selected local roads in the Republic of Korea.....	28
Figure 7. Length of individual transparent noise barriers (TNB) with a linear regression line (grey).....	28
Figure 8. Number of carcasses collided with windows and transparent noise barriers (TNB) by species-specific features: migration status (resident/migrant), species body mass (category S/M/L) and foraging guilds (category A/B/C/D)	34
Figure 9. Dendrogram from the result of agglomerative hierarchical clustering among collided species.....	35
Figure 10. Total number of observed carcasses collided with building windows and transparent noise barriers (TNB).....	38
Figure 11. Causes of carcass removal and predation revealed by camera traps: (a) cleaning by human, (b) Raccoon Dog, (c) Large-billed Crow, (d) covered with dirt	

by ants, (e) Eurasian Magpie and (f) Feral Cat	42
Figure 12. Histogram and fitted probability density function of daily bird mortality by window collision	45
Figure 13. Histogram and fitted probability density function of daily bird mortality by transparent noise barrier (TNB) collision.....	48
Figure 14. Histogram and fitted probability ditstribution of detection rate (DR) ...	50
Figure 15. Histogram and fitted probability density function of persistence rate (PR)	51
Figure 16. Difference in the unit mortality of birds between sides of transparent noise barriers (TNB) (n = 9).....	53
Figure 17. Estimated distribution of the total annual mortality of birds killed by window collision in the Republic of Korea; vertical line indicates the median of the annual mortalities estimated by 10,000 iterations	55
Figure 18. Estimated distribution of the total annual mortality of birds killed by collision with transparent noise barriers (TNB) in the Republic of Korea; vertical line indicates the median of the annual mortalities estimated by 10,000 iterations	55

I. 서 론

1. 연구의 배경

비행하는 야생동물들에게 하늘은 생활에 필요한 자원과 환경을 제공하는 중요한 서식지이다(Diehl 2013). 그러나 지난 수 세기 동안 인간은 건설·운송·에너지 생산 등 다양한 활동을 통해 하늘에서 점점 더 많은 영역을 점유해왔으며, 이는 지상에 존재하는 다른 서식지의 경우와 마찬가지로 인간과 야생동물의 공간적 갈등(spatial conflict)을 유발하고 있다(Lambertucci et al. 2015; Horton et al. 2016). 야생조류의 인공구조물 충돌은 이러한 공간적 갈등의 중요한 사례이다. 비행 중의 조류는 공중에 노출된 다양한 정적/동적 인공구조물과 충돌하기 쉽고, 이는 야생조류의 보전 분야에서 큰 문제로 다뤄지고 있다(Bevanger 1994a; Drewitt & Langston 2008).

인공구조물 충돌은 인간에 의한 직접적인 야생조류 개체수의 감소 원인들 중 고양이에 의한 사망과 함께 피해량이 가장 큰 것으로 알려져 있다(Erickson et al. 2005; Loss et al. 2015a). 특히 건물의 유리창처럼 투명하거나 표면 반사가 심한 구조물과의 충돌 피해가 심각하다(Banks 1976; Klem 2008). 해외의 연구 결과에 따르면 미국 내에서만 1년에 최대 약 10억 개체의 야생조류가 건물 유리창 충돌로 인해 사망하는 것으로 추정된 바 있다(Klem 1989; Loss et al. 2014). 충돌한 조류는 비행 시의 가속도로 인해 두개골과 흉곽 등 중요 부위에 치명적인 피해를 입는 경우가 많다(Klem 1990). 주로 충격에 의한 두개골 내부의 출혈(intracranial hemorrhaging)로 사망하며, 충돌 시 즉사하지 않더라도 시간이 지나 후유증으로 폐사하거나 회복 중의 무방비한 상태에서 쥐나 고양이 같은 포식동물의 공격에 노출되어 사망하는 사례도 빈번하다(Klem 1990; Veltri & Klem 2005).

조류는 근본적인 시지각적 특성 및 행동 양식으로 인해 투명하거나 주

변 풍경을 반사하는 구조물을 장애물로 인지하지 못한다고 알려져 있다(Klem 1989). 감각생태학적 관점에서 조류의 인공구조물 충돌 원인을 고찰한 연구에 따르면 대부분의 조류는 동족이나 먹이, 천적을 감지하기 위해서 측방 시각이 넓게 발달하며 전방 시각의 해상력은 상대적으로 떨어져진다(Martin & Shaw 2010; Martin 2011). 인간은 전방 시각의 해상력과 원근 감각이 발달한 편이며 경험적 지식을 갖고 있으므로 투명하거나 주변의 풍경을 반사하는 구조물이 있더라도 표면의 이물질 등을 통해 이를 인지할 수 있으나, 그렇지 못한 대부분의 조류는 위험을 감지하지 못하고 충돌하게 된다(Klem 1989; Martin & Shaw 2010).

투명구조물 충돌로 인한 사망이 실제로 야생조류 개체군의 생존에 영향을 끼치는가에 관해서는 이견이 존재하며(Arnold & Zinks 2011), 피해량 추정 방법의 평가 및 비판 역시 지속적으로 제기되고 있다(Ponce et al. 2010; Machtans & Thogmartin 2014). 그럼에도 야생조류와 구조물이 함께 존재하는 장소라면 어디에서든 발생할 수 있는 비선택적 사건이라는 점에서 투명구조물 충돌이 야생조류의 생존에 치명적이라는 것에는 변함이 없다(Townsend 1931; Wier 1976; Avery 1979). 자연 선택(natural selection)과는 달리 개체적 특성에 상관없이 발생하는 무작위적인 피해는 적응도가 뛰어난 개체와 그렇지 않은 개체를 구분하지 않고 도태시킴으로써 종 전체의 건강도에 비정상적인 변화를 초래할 수 있다(Klem 1989). 또한 전방의 근거리 시야가 특히 빈약한 일부 종들은 충돌에 더욱 취약한 것으로 밝혀져 있으며(Martin & Shaw 2010) 이는 피해 개체군의 규모가 작은 경우 해당 종의 보전에 큰 위협이 된다. 특정 분류군의 반복적인 개체수 감소는 지역 생태계에도 장기적인 피해를 줄 수 있다.

조류는 오랜 진화를 통해 주어진 환경에 성공적으로 적응해왔다(Gill 2007). 그러나 투명구조물은 인간의 도시와 함께 새롭게 생겨난 환경이며 진화적 시간으로 본다면 갑작스럽게 나타난 장애물이므로 조류가 환경에 적응할 시간적 여유가 충분하지 않다(Banks 1976; Bevanger 1994a; Martin 2011). 우리나라는 1960년대 이후 세계에서 유례를 찾아볼 수 없는

속도의 도시화를 거치면서 수많은 구조물들이 신설되어 야생조류에게 심각한 충돌 피해를 입힐 가능성이 크다. 그러나 이러한 위험성에도 불구하고 국내에서는 단편적인 관찰 사례만이 보고되었을 뿐으로 전국적인 피해 실태에 관한 연구는 진행되지 않은 실정이다. 따라서 국내 야생조류의 투명구조물 충돌의 심각성을 평가하고 피해 저감 대책 필요성을 논의하기 위해서는 전국적인 피해에 대한 정량적 조사와 피해량 규모의 파악이 시급하다.

2. 연구의 목적

본 연구는 국내 야생조류의 투명구조물 충돌 피해의 실태를 파악하고 전체 피해량 규모를 추정하는 것을 목적으로 수행되었다. 이를 위하여 1) 건물의 유리창과 도로변 투명방음벽에 충돌하여 피해를 입는 국내 야생조류의 피해 현황을 정량적인 조사 및 분석을 통해 확인하고, 2) 확률분포를 이용한 난수 시뮬레이션 기법을 활용하여 투명구조물 충돌의 전국 연간 피해량을 추정하였다.

II. 연구사

야생조류의 인공구조물 충돌은 인간 활동에 의한 구조물이 생겨남과 동시에 발생했을 것으로 추정되지만(Avery 1979), 20세기 중반이 지나서야 독립된 연구 주제로 다뤄지기 시작했다. 기존 연구의 주제는 크게 통신탑·송전탑·전선·풍력발전시설·등대 등 고층 구조물에 의한 충돌과 건물의 유리창, 도로 방음벽 등 상대적 저층 구조물에 의한 충돌로 나뉜다. 초기의 구조물 충돌 연구는 대부분이 고층 구조물 충돌 사례에 집중되어 있으며 주로 높은 고도를 이동하는 조류를 대상으로 연구가 진행되었다. 조류의 진행 방향을 교란시키는 강한 인공 조명(Ogden 1996)과 비행 중 전방 시야가 취약해지는 일부 조류들의 시각적 특성(Martin & Shaw 2010), 구조물에 흐르는 전류에 의한 감전(Bevanger 1994b)이 주요 사망 원인으로 지목된다. 최근 연구에서는 고층 구조물에 의한 피해량은 저층 구조물 충돌의 피해량에 비해 상대적으로 적다는 것이 확인되고 있다(Smallwood & Thelander 2008; Loss et al. 2015a). 그러나 맹금류 및 일부 대형 조류는 공기의 흐름이 집중되는 곳을 경유해야하며 급작스런 방향 전환을 하기 힘든 활상(soaring) 비행 방식으로 인해 풍력발전시설에 의한 피해가 매우 심각하여 멸종위기종 보전의 중요한 문제로 부각되고 있다(Bevanger 1994b; Jenkins et al. 2010; Bellebaum et al. 2013).

투명구조물에 의한 충돌은 비교적 최근에서야 연구가 활발히 이뤄지고 있으며 주로 건물의 유리창을 대상으로 연구가 진행되었다(Klem 2008). 일반적으로 건물은 사유 및 관리의 대상으로 취급되어 조사가 쉽지 않고, 미관 정비와 청소가 수시로 행해져 폐사체가 관찰자에게 발견되기 전 치워지는 경우가 많다(Ponce et al. 2010). 건물의 이러한 특성으로 인해 유리창 충돌의 피해를 직접 목격하는 것은 매우 어려워 피해량이 과소평가되기 쉽다. 하지만 기존의 연구에 의하면 100m 이하의

고도에서 조류의 충돌이 많이 발생하는 것으로 알려져 있으며, 건물은 다른 유형의 구조물에 비해 높이가 100m 이하로 낮은 경우가 많고 분포 지역 또한 넓으므로 충돌 피해가 대규모로 발생할 가능성이 높다(Dolbeer 2006; Loss 2015a). 최근에는 충돌 피해량에 영향을 끼치는 요인 분석(Bayne et al. 2012; Kummer & Bayne 2015), 감각생태학적 접근(Martin 2011), 지역 규모의 연간 폐사량 추정(Machtans et al. 2013; Loss et al. 2014), 피해 저감 방안의 비교와 평가(Klem & Saenger 2013) 등 다양한 주제의 연구들이 건물 유리창 충돌을 중심으로 진행되고 있다. 특히 일반적인 시민 주거 환경 내에 위치하는 건물 유리창의 특성으로 인하여 다른 인공구조물에 비해 시민 과학 기반의 피해 조사와 예방책 마련, 사회 홍보가 활발히 이루어지고 있다(Kummer et al. 2016; Nichols et al. 2018; Fatal Light Awareness Program 2019). 유리창 충돌 이외의 투명구조물 충돌에 관한 연구는 사례가 적은 편이며 주로 단편적인 피해 사례 기록이나 소규모 피해 현황 연구, 피해저감처리에 치중되어 있다. 유럽에서 도로 방음벽을 대상으로 실시된 피해 연구(Campedelli et al. 2014; Zbyryt et al. 2012) 및 피해 저감 방안에 대한 논의(Mitrus & Zbyryt 2018)가 진행된 바 있으며, 가장 최근에 진행된 연구는 투명한 재질의 버스 정류장에서 낙서의 유무에 따른 피해량의 차이에 관한 연구(Zyśk-Gorczyńska et al. 2019) 등으로 점차 다각화되는 경향이 보이지만 대규모의 시공간적 피해량에 대한 연구는 아직 미흡한 실정이다.

구조물 충돌은 광범위한 공간에서 불규칙적으로 발생하는 사건이기 때문에 실제 피해량을 직접 관찰하여 파악하기란 어렵다. 따라서 산술적으로 구조물 충돌의 피해량을 추정하는 방법이 지속적으로 연구되어 왔으며, 특히 근현대에 들어 에너지 산업의 발달과 함께 등장한 풍력발전시설이 고공을 이동하는 철새들과 맹금류에게 입히는 피해에 관한 연구가 다각적으로 이루어졌다(Bevanger 1994b; Lucas et al. 2008; Drewit & Langston 2008; Bellebaum et al. 2013) 풍력발전시설의 피해량을 연구하는 과정에서 제안된 충돌 사체 조사(Osborn et al. 2000;

Smallwood 2007)방식과 피해량 추정 모델(Erickson et al. 2005; Hull & Muir 2010; Korner-Nievergelt et al. 2013), 그리고 보정요소의 측정(Stevens & Dennis 2013; Santos et al. 2016) 방법론은 다양한 인공구조물 충돌 피해량에 관한 연구의 토대가 되었다.

건물 유리창에 의한 피해량을 추정하려는 최초의 시도는 1970년대에 이루어졌다. 해당 연구는 피해량 계산 시 최소 피해량을 1평방마일 당 연간 1개체로 설정하여 산출한 것으로 미국 내 연간 최소 350만 마리의 조류가 건물 유리창 충돌로 사망한다고 추정하였다(Banks 1979). 이어 1974년부터 1986년까지 직접 조사한 두 가정에서 유리창에 충돌한 조류 개체수 자료를 토대로 추정된 피해량은 연간 미국 내 약 97,563,626동의 건물에서 9760만-9억 7560만 개체였다(Klem 1989). 이는 미국 내 약 1억 3,800만동의 건물에서 3억 6,500만-9억 8,800만 개체가 폐사하는 것으로 추정된 후속 연구(Loss et al. 2014)와 비슷한 결과이다. 또한 캐나다에서 진행된 피해량 추정 연구는 추정 모델 상에서 피해량에 영향을 끼치는 각 변수들의 확률분포를 결합하여 전체 피해량의 분포를 추정하는 기법을 유리창 충돌 피해량에 처음으로 적용하였다(Machtans et al. 2013).

조류의 인공구조물 충돌에 대한 기존의 연구들은 대부분 북미와 유럽 지역을 중심으로 진행되었다. 국내의 연구 사례로는 철원지역 두루미류의 전선 충돌에 관한 연구(유 등 2010), 이동시기 중간기착지에서 발생하는 철새의 사망 원인에 관한 연구(빙 등 2012)에서 인공구조물에 의한 조류의 사망 사례와 원인 고찰이 부분적으로 다루어졌으나 그 밖의 연구 사례가 거의 없는 실정이다. 특히 피해가 심각할 것으로 예상되는 투명구조물 충돌에 관련된 연구는 단편적인 관찰 사례 보고 및 작은 공간을 대상으로 한 연구만이 존재할 뿐, 큰 시공간적 규모의 학술적 연구가 진행되지 않아 피해의 심각성과 연구 필요성에 대한 국내의 인식 증진이 필요하다.

III. 재료 및 방법

1. 연구 대상 정의

본 연구는 투명하거나 반사가 심한 인공구조물을 ‘투명구조물’로 정의하였으며, 그 중 국내의 보편적인 시민 생활 환경에서 접할 수 있는 건물 유리창과 투명방음벽(transparent noise barrier; TNB)에 충돌하는 조류와 그 피해를 연구의 대상으로 하였다(Figure 1-2).

건물의 수는 국가통계량을 기준으로 파악하였으며, 따라서 건물 중 국가 통계에 집계되지 않는 미등록 건축물은 정량적인 피해량 추정 대상에서 제외하였다. 연도별 통계값이 집계되는 건물과 달리 투명방음벽은 공식적으로 집계된 설치 정보가 존재하지 않아 정량적 연구가 어려우나, 도로변에 설치된 방음벽은 해당 도로 시설의 관리 주체에 의해 건설·관리되므로 일부에 대해서는 설치 시기와 설치량 자료의 확보가 가능하다. 따라서 본 연구에서는 간접적으로 설치량을 추정할 수 있는 도로변에 설치된 투명방음벽만을 대상으로 하였다. 지지 프레임을 제외하고 벽 전체가 투명한 방음벽뿐 아니라 일부분만 투명한 재질로 구성된 부분투명방음벽(partially transparent noise barrier; PNB) 또한 연구 대상으로 포함하였으며, 방음벽에서 조류의 충돌 가능성이 있는 투명한 부분을 투명부(transparent parts)로 지칭하였다. 투명부가 전혀 없는 방음벽과 관리자 및 설치 정보가 불분명한 방음벽은 대상에서 제외하였다.



Figure 1. An example of building windows that may cause bird collisions



Figure 2. An example of transparent noise barriers (TNB) that may cause bird collisions

2. 연구 방법

2.1. 충돌 피해 현황

2.1.1. 충돌 대상물 현황

현장 사체 조사 결과를 통해 전국의 투명구조물 충돌 피해량을 추정하기 위하여 건물 및 도로변 투명방음벽의 수량 현황 자료를 수집하였다.

건물의 현황은 국가통계포털의 전국 건축물 통계 자료를 활용하여 집계하였다(국토교통부 2018). 도로변 투명방음벽은 공식적인 통계 자료나 조사 자료가 존재하지 않아 각 도로별 시설 관리 주체를 통해 정보를 수집하였다. 전국 도로의 유형을 한국도로공사에서 관리하는 ‘공영고속국도(public expressway)’와 민간 기업에서 관리하는 ‘민자고속국도(private expressway)’, 그리고 지방국토관리청 및 지자체 등에서 관리하는 ‘일반 국도 및 지방도(local road)’로 나누고 각 관리 주체와의 협력을 통해 각 도로에 설치된 투명방음벽의 길이 자료를 수집하였다. 또한 각 도로의 총 길이와 그 중 방음벽이 설치된 부분의 길이를 기록하여 도로별 방음벽 설치부 비율의 평균을 산출하였으며, 벽의 일부분만 투명한 재질로 구성된 부분투명방음벽은 총 길이 대비 투명한 부분 길이의 비율을 산출하였다. 이러한 비율 자료는 도로 관리 주체의 협력을 얻기 어렵거나 집계 자료가 완전하지 않은 경우에 투명방음벽의 길이를 추정할 때 활용하였다.

2.1.2. 피해종 및 피해량

2.1.2.1. 현장 사체 조사

본 연구에서는 투명구조물을 대상으로 사체 조사 기법을 활용한 현장 조사를 수행하였다. 사체 조사는 야생동물 개체군의 사망률 연구에서 보편적으로 사용하는 연구 방법이다(Lele et al. 2012; Hager & Cosentino 2014). 야생조류의 충돌 사고는 광범위한 공간에서 일어나는 비정기적 사건이므로 현장에서의 실시간 관찰 확률이 극히 낮기 때문에 야생조류의 충돌 피해 관련 연구에서는 충돌 이후 현장에 남겨진 사체 및 흔적을 조사하는 것이 가장 효율적이다(Hager & Cosentino 2014; Barrientos et al. 2018).

건물 유리창의 피해량 조사는 보편적인 생활 환경 인근에서 서로 인접한 건물들을 대상으로 걸어서 선조사 수행이 가능한 구역을 선정하여 총 10개 광역시도의 22개 구역에서 진행하였으며, 일일 피해량 산출 시에는 국내 일부 지역에서 수행된 6개 구역의 선행 조사 자료를 추가로 이용하였다(Figure 3a, Table 1). 구역 내의 건물 외벽 주위를 건물 1동 단위로 탐색하여 충돌한 조류 사체의 위치, 종과 개체수를 기록하였다.

투명방음벽의 피해량 조사는 도로나 차량을 통해 선조사 수행이 가능한 도로변의 투명방음벽을 선정하여 총 10개 광역시도의 24개 구역에서 수행하였으며 일일 피해량 산출 시에는 국내 일부 지역에서 수행된 1개 구역의 선행 조사 자료를 추가로 이용하였다(Figure 3b, Table 2). 대상 방음벽 주위를 탐색하여 충돌한 조류 사체의 위치, 종과 개체수를 기록하였다. 방음벽의 높이는 상단부를 꼭면 처리하거나 계단식으로 변형하는 등 정량화하기 어려운 변수가 많아 본 연구에서는 방음벽의 길이만을 단위로 설정하여 조사하였다.

현장 사체 조사 기간은 2017년 12월부터 2018년 9월까지로 조사 구역별 최소 3개월에서 최대 10개월 동안 수행하였으며 처음 설정한 조사 구역과 조사 대상물은 전체 조사 기간 동안 유지하였다. 피해량 추정의 보정요소 산출을 위해 각 조사 구역에서 매월 최소 2일 이상을 연속으로 조사하였으며 다음 조사 시 동일한 사체를 중복으로 기록하는 것을 방지하기 위하여 발견한 사체는 조사 종료 후 제거하였다. 모든 현장 조사는 육안 관찰을 기본으로 하되 현장 상황에 따라 조사 대상물에 접근이 어려울 경우 쌍안경을 활용하였다. 모든 조사 결과는 현장에서 지정된 수기 야장에 기록한 후 프로그램 Microsoft Excel (2016)을 이용하여 정리하였다.

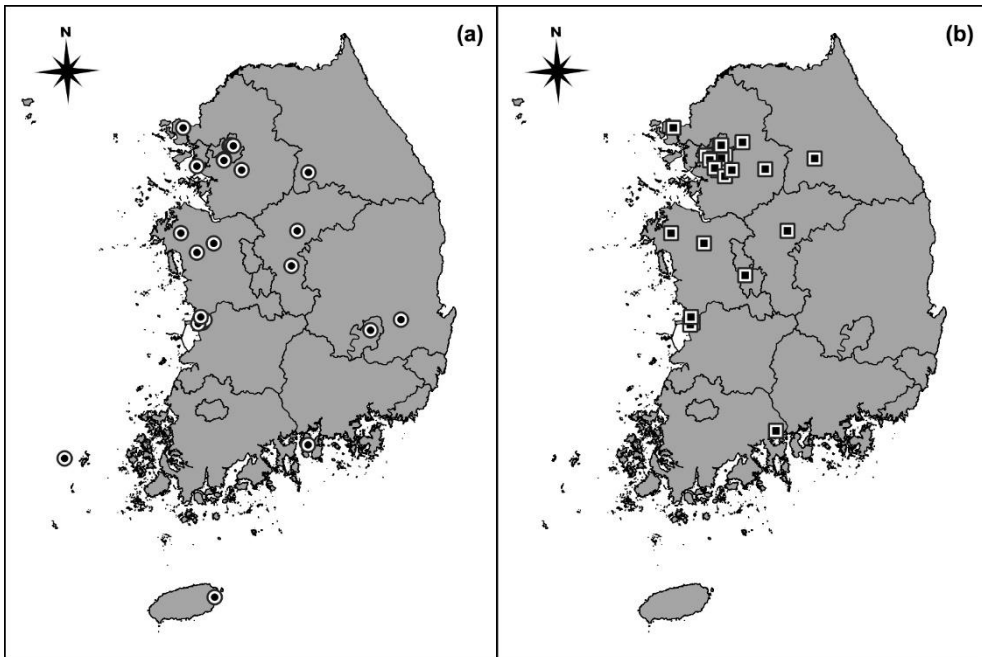


Figure 3. Location of carcass survey sites to estimate the bird mortality by collision with (a) building windows (22 sites) and (b) transparent noise barriers (24 sites)

Table 1. Detailed information of carcass survey sites to estimate the bird mortality by window collision

Site ID	Province	Site	Year	No. of buildings	Survey interval	Data source
W1	Seoul	Gwanak-gu	2017-2018	31	monthly	This study (carcass survey)
W2	Seoul	Gwanak-gu	2017-2018	20	monthly	This study (carcass survey)
W3	Seoul	Dongdaemun-gu	2017-2018	52	monthly	This study (carcass survey)
W4	Seoul	Seongbuk-gu	2017-2018	38	monthly	This study (carcass survey)
W5	Seoul	Seongbuk-gu and Jongno-gu	2017-2018	68	monthly	This study (carcass survey)
W6	Gyeonggi-do	Gwangju-si	2017-2018	32	monthly	This study (carcass survey)
W7	Incheon	Ganghwa-gun	2017-2018	101	monthly	This study (carcass survey)
W8	Incheon	Yeonsu-gu	2017-2018	40	monthly	This study (carcass survey)
W9	Gangwon-do	Wonju-si	2017-2018	48	monthly	This study (carcass survey)
W10	Chungcheongbuk-do	Goesan-gun	2017-2018	45	monthly	This study (carcass survey)
W11	Chungcheongbuk-do	Boeun-gun	2017-2018	110	monthly	This study (carcass survey)
W12	Chungcheongnam-do	Seosan-si	2017-2018	55	monthly	This study (carcass survey)
W13	Chungcheongnam-do	Seocheon-gun	2017-2018	38	monthly	This study (carcass survey)
W14	Chungcheongnam-do	Yesan-gun	2017-2018	24	monthly	This study (carcass survey)
W15	Chungcheongnam-do	Hongseong-gun	2017-2018	28	monthly	This study (carcass survey)
W16	Jeollabuk-do	Gunsan-si	2017-2018	1	monthly	This study (carcass survey)
W17	Jeollabuk-do	Gunsan-si	2017-2018	56	monthly	This study (carcass survey)
W18	Jeollabuk-do	Gunsan-si	2017-2018	41	monthly	This study (carcass survey)
W19	Daegu	Buk-gu and Suseong-gu	2017-2018	34	monthly	This study (carcass survey)
W20	Gyeongsangbuk-do	Yeongcheon-si	2017-2018	48	monthly	This study (carcass survey)
W21	Gyeongsangbuk-do	Namhae-gun	2017-2018	79	monthly	This study (carcass survey)
W22	Jeju-do	Seongsan-eup	2017-2018	1	1-2days	This study (carcass survey)
W23	Jeollanam-do	Sinan-gun, Hongdo Isle	2004-2005	131	daily	Natioal Park Migratory Birds Center (unpublished)
W24	Jeollanam-do	Sinan-gun, Hongdo Isle	2005-2006	131	daily	Natioal Park Migratory Birds Center (unpublished)
W25	Jeollanam-do	Sinan-gun, Hongdo Isle	2006-2007	131	daily	Natioal Park Migratory Birds Center (unpublished)
W26	Seoul	Gwanak-gu	2009	20	1-2 days	Wild Bird Society of Seoul National University (unpublished)
W27	Seoul	Gwanak-gu	2010	20	1-2 days	Wild Bird Society of Seoul National University (unpublished)
W28	Seoul	Gwanak-gu	2011	5	1-2 days	Wild Bird Society of Seoul National University (unpublished)

Table 2. Detailed information of carcass survey sites to estimate the bird mortality by transparent noise barrier (TNB) collision

Site ID	Province	Site	Road type	Year	Length of barriers (km)	Survey interval	Data source
B1	Seoul	Seongbuk-gu	Local road	2017-2018	0.1320	monthly	This study (carcass survey)
B2	Seoul	Seongbuk-gu	Local road	2017-2018	0.4304	monthly	This study (carcass survey)
B3	Seoul	Gwanak-gu	Local road	2017-2018	0.1300	daily	This study (carcass survey)
B4	Seoul	Dongjak-gu	Local road	2017-2018	2.4200	monthly	This study (carcass survey)
B5	Seoul	Guro-gu	Local road	2017-2018	0.6100	monthly	This study (carcass survey)
B6	Seoul	Geumcheon-gu	Expressway	2017-2018	3.5500	monthly	This study (carcass survey)
B7	Seoul	Seocho-gu	Expressway	2017-2018	0.9900	monthly	This study (carcass survey)
B8	Incheon	Ganghwa-gun	Local road	2017-2018	0.0912	monthly	This study (carcass survey)
B9	Gyeonggi-do	Yongin-si	Local road	2017-2018	3.4340	monthly	This study (carcass survey)
B10	Gyeonggi-do	Gwangju-si	Local road	2017-2018	0.1980	monthly	This study (carcass survey)
B11	Gyeonggi-do	Namyangju-si	Local road	2017-2018	0.7140	weekly	This study (carcass survey)
B12	Gyeonggi-do	Uiwang-si	Local road	2017-2018	0.3200	monthly	This study (carcass survey)
B13	Gyeonggi-do	Seongnam-si	Local road	2017-2018	0.2700	monthly	This study (carcass survey)
B14	Gyeonggi-do	Anyang-Gwacheon ex.	Expressway	2017-2018	0.5900	monthly	This study (carcass survey)
B15	Gyeonggi-do, Gangwon-do	Gwangju-Wonju ex.	Expressway	2017-2018	2.3770	monthly	This study (carcass survey)
B16	Gangwon-do	Yeongdong ex.	Expressway	2017-2018	3.1700	monthly	This study (carcass survey)
B17	Daejeon	Yuseong-gu	Local road	2017-2018	0.4720	monthly	This study (carcass survey)
B18	Chungcheongbuk-do	Goesan-gun	Local road	2017-2018	0.1970	monthly	This study (carcass survey)
B19	Chungcheongnam-do	Yesan-gun	Local road	2017-2018	2.0198	monthly	This study (carcass survey)
B20	Chungcheongnam-do	Seosan-si	Local road	2017-2018	1.5578	monthly	This study (carcass survey)
B21	Chungcheongnam-do	Seocheon-gun	Local road	2017-2018	1.2838	monthly	This study (carcass survey)
B22	Jeollanam-do	Gwangyang-si	Expressway	2017-2018	0.1420	monthly	This study (carcass survey)
B23	Jeollabuk-do	Gunsan-si	Local road	2017-2018	3.3352	monthly	This study (carcass survey)
B24	Jeollabuk-do	Gunsan-si	Local road	2017-2018	1.4480	monthly	This study (carcass survey)
B25	Seoul	Gangnam-gu	Local road	2014-2015	0.8700	weekly	Wild Bird Society of Seoul National University (unpublished)

2.1.2.2. 종별 특성에 따른 피해량 비교

인공구조물에 의한 조류의 충돌 피해량은 환경 조건과 시공간적 상황, 개체의 상태에 따라 달라지나(Avery 1979) 조류의 종별 특성과도 밀접한 관계가 있다고 알려져 있다(Bevanger 1998; Martin & Shaw 2010). 이에 따라 다른 종에 비하여 상대적으로 충돌 피해를 많이 입는 종과 적게 입는 종이 존재한다(Bevanger 1998; Janss 2000; Martin & Shaw 2010; Loss et al. 2014). 본 연구에서는 국내에서 투명구조물로 인한 충돌 피해를 입는 조류의 종별 특성에 따라 피해량에 차이가 있는지 알아보기 위한 분석을 진행하였다. 사체 조사로 기록된 투명구조물 충돌의 피해종을 다양한 특성에 따라 군집화(clustering)하고, 각 군집에 속한 종들의 피해량을 집계하여 군집(cluster)에 따른 피해량의 차이가 있는지 검정하였다.

모든 조류의 분류 기준은 국가생물종목록을 따랐다(국립생물자원관 2017). 피해종 군집의 기준이 되는 종별 특성으로는 선행 연구에서 충돌 피해량에 영향을 준다고 알려져 있는 요인을 참고하여, 전국에 서식하는 개체수(population status), 이동성(migration status), 무게(body mass), 섭식 길드(foraging guild)를 선정하였다(Janss 2000; Bracey 2011; Wittig et al. 2016; Nichols et al. 2018). 개체수의 경우, 국내에서 시행된 야생조류 조사 자료는 대부분 소지역별로 파편화되어있거나 가용성이 떨어져 종별 전체 개체수에 대한 공신력 있는 통합 자료가 없는 실정이다. 따라서 본 연구에서는 겨울철 동시센서스(국립생물자원관 2017) 결과 및 이를 포함한 국내 NGO 발간 자료(Moores et al. 2018)의 추정값 등을 활용하여 종별 개체수를 범주화하였다(1: 한 해 100,000개체 이상이 관찰되는 범주; 2: 10,000-99,999개체가 관찰되는 범주; 3: 1,000-9,999개체가 관찰되는 범주; 4: 100-999개체가 관찰되는 범주). 이동성은 일 년 중 특정 시기에만 국내에 도래하는 철새(migrant)와 일 년 내내 국내에 서식하는 텃새(resident)로 구분했으며 일반적으로 알려진 전국적 도래 현황을 기준으로 하였다(박 2014; 이 등 2014). 종별 무게는 Handbook of the Birds of the World Alive (Hoyo 2014) 데이터베이스를 기준으로 하였다. 무게가

암수에 따라 다르거나 범위로 표기된 경우 평균을 취하였으며, 분류군별 무게의 편차가 매우 크기 때문에 수치를 3가지로 범주화하였다(S: 참새로 대표되는 소형 조류로 50g 이하의 범주; M: 지빠귀로 대표되는 중형 조류로 50g 초과 300g 이하인 범주; L: 대형 조류로 300g을 초과하는 범주)(Bracey 2011). 섭식 길드는 먹이 활동 시 주로 이용하는 공간과 섭식의 유형에 따라 4가지로 범주화하였다(A: 지면, 관목, 하층 수피에서 섭식하는 범주; B: 수피, 수관층에서 섭식하는 범주; C: 맹금류 범주; D: 수중·수변에서 섭식하는 범주)(Willson 1974; Bracey 2011).

군집 분석에는 모든 자료가 범주형인 본 자료의 특성에 따라 범주형 자료 분석에 널리 쓰이는 계층적 군집화(hierarchical clustering) 방법을 사용하였다(Agarwal et al. 2010). 계층적 군집화에는 표본 하나하나를 최소 크기의 군집으로 간주한 상태에서 출발해 점차 큰 군집으로 응집시키는 상향식(bottom-top)의 응집형 전략(agglomerative strategy)과, 하나의 군집에서 출발해 점차 작은 군집으로 분리시키는 하향식(top-bottom)의 분리형 전략(divisive strategy)이 있다(Rokach & Maimon 2005). 어떤 전략이 효율적인지는 분석의 목적에 따라 다르나, 응집형 전략이 보다 보편적으로 사용되고 분리형 전략은 표본수가 매우 큰 자료를 다룰 때 더 효율적이라고 알려져 있으므로(Akman et al. 2019) 본 연구에서는 응집형 전략을 채택하였다. 또한 일반적으로 피해량의 중간 편차가 크게 나타나는 투명구조물 충돌의 특성을 고려하여(Gelb & Delacretaz 2006; Bracey 2011; Zbyryt et al. 2012), 응집형 전략의 알고리즘 중 극단적인 관측치가 존재하는 자료의 응집에 유리한 와드 방법(Ward's method)을 사용하였다(Ward 1963; Cormack 1971). 이후 수형도를 참고하여 적절한 수준의 군집 개수를 채택하였으며, 각 군집별 피해량 간 차이를 Kruskal-Wallis 일원배치 분산분석(Kruskal-Wallis one-way analysis of variance) 및 사후 검정(Dunn's test)을 통해 확인하였다. 모든 분석 과정에는 소프트웨어 R (R version 3. 5. 2, R Core Team 2018), RStudio (RStudio version 1.1.463, RStudio Team 2016) 및 다수의 R 패키지를 활용하였다. 군집

분석에는 R 패키지 `cluster` (Maechler 2018), 통계 검정에는 R 패키지 `stats` (R Core Team 2018)와 `dunn.test` (Dinno 2017)를 사용하였다.

2.1.2.3. 설문 및 시민 참여형 자료 수집

현장 사체 조사에서 관찰한 피해종 외에 국내에서 건물 유리창과 투명방음벽 충돌의 피해를 입는 모든 종을 파악하기 위해 설문지와 시민과학 어플리케이션을 활용하여 추가적인 자료 수집을 실시하였다. 설문조사는 야생동물 및 야생조류 관련 분야 연구자, 탐조인, 관심이 있는 일반 시민을 주 대상으로 하였으며 참여자는 지금까지 업무 수행 혹은 일상생활에서 목격한 건물 유리창 및 투명방음벽 충돌의 모든 피해종 목록을 작성하여 제공하였다. 이를 위해 2017년 10월에 온라인 설문지 시스템(Google Docs)을 활용하여 응답자가 충돌 대상물 및 관찰한 피해종을 표기하도록 하였으며, 설문지 상에 제시한 종 목록은 2017년 기준 국가생물종목록(국립생물자원관 2017)을 토대로 하였다. 또한 자연관찰기록 공유 플랫폼(네이처링; www.naturing.net)을 통해 일반 시민을 대상으로 투명구조물 충돌 피해 사례를 수집하였다. 2017년 7월부터 10월까지 전국의 시민들이 자발적으로 기록한 사례들을 취합하여 구조물별로 피해종을 정리하였다. 최종적으로, 현장 조사, 설문조사, 시민 기록으로 수집된 피해종 정보를 종합하여 전국의 투명구조물에서 발생하는 충돌 피해 조류의 종목록을 작성하였다.

2.2. 피해량 추정

2.2.1. 단위피해량

조사 대상물 및 조사일의 수가 서로 다른 현장 조사의 결과들을 정량화하기 위하여 관찰 피해량을 단위피해량으로 환산하였다. 건물 유리창의 경우 건물 1동 당 일일 피해량, 투명방음벽의 경우 방음벽 1km 당 일일 피해량을 단위피해량의 기준으로 하였다.

전체 관찰 피해량과 피해종 집계에는 확인된 모든 조류의 사체를 포함하였으나, 월별 피해량 및 단위피해량 집계에는 죽은지 시일이 지나 부패가 진행된 사체를 당일 사망한 개체가 아닌 것으로 간주하여 제외하였다. 또한 다양한 지역의 표본수 확보를 위해 국내의 일부 지역에서 실시된 선행 조사의 피해량 정보를 활용하였다.

2.2.2. 피해량 보정요소

구조물 충돌로 발생한 조류의 사체는 관찰자가 조사하기 전에 관리인의 청소 혹은 야생동물의 포식으로 소실되거나, 관찰자가 개인의 역량 및 주변 환경의 영향으로 발견하지 못할 수 있다(Klem 1990; Klem et al. 2004; Klem 2009a; Hager & Cosentino 2014). 따라서 사체 조사를 통해 실제 피해량을 추정하는 경우에는 조사 결과에 영향을 줄 수 있는 요인들을 정량적으로 산출해 보정요소(correction factor)로 적용해야 한다. 본 연구에서는 관찰자가 사체를 발견할 확률인 ‘발견율(detection rate)’, 발생한 사체가 관찰자의 방문 시점까지 남아있을 확률인 ‘잔존율(persistence rate)’을 보정요소로 정의하였다(Erickson et al. 2005; Loss et al. 2014). 또한 투명방음벽에 한하여 피해량의 ‘양면 편향’을 추가로 정의하였다.

2.2.2.1. 발견율(detection rate: DR)

발생한 전체 사체 중에서 관찰자가 발견한 사체 수의 비율로 정의하였으며, 관찰자들을 대상으로 기존의 조사 현장에서 별도로 진행한 실험을 통하여 산출하였다. 조사 기간 중 조사 구역 내에 임의 개수의 사체를 무작위로 배치한 후 관찰자가 사전 정보 없이 조사를 수행하여 배치했던 전체 사체 중 관찰자가 발견한 사체의 비율을 산출하였다. 사체가 관찰 전에 소실되어 발견율이 잔존율의 영향을 받는 것을 최소화하기 위해 모든 실험용 사체는 배치 후 조사 직전까지 잔존 여부를 확인하였다. 또한 표본수 확보를 위해 현장 조사 기간 외에도 국내 일부 지역에서 실시된 선행 조사의 발견율 정보를 추가로 수집하여 활용하였다.

2.2.2.2. 잔존율(persistence rate: PR)

발생한 전체 사체 중에서 남아있는 사체 수의 비율로 정의하였으며, 현장 조사에서의 확인 및 별도의 실험을 통하여 산출하였다. 현장 조사 중 당일 새로 발생한 사체를 발견하면 다음날 해당 사체의 발견 위치를 재방문하여 사체의 24시간 내 소실 여부를 확인하였다. 실험은 현장조사

와 별개로 진행하였으며 임의 구역에 일정 개수의 사체를 배치하고 다음 날 남아있는 사체의 수를 확인하는 방식으로 진행하였다. 투명구조물에서 무작위로 발생하는 야생조류 충돌의 특성을 고려하여 각 실험 사체 간에는 불규칙한 간격을 두었으며, 한번 실험을 진행한 지점에서는 실험을 다시 하지 않았다. 추가로, 사체가 소실되는 요인을 알아보기 위하여 카메라 설치가 가능한 건물 인근에서 동작 감지 카메라 트랩(Trophy® Trail Camera Essential E3, Bushnell®, USA)를 이용해 잔존율 측정 실험 중인 사체의 소실을 관찰하였다.

2.2.2.3. 발견율 및 잔존율 산출 실험의 재료

발견율과 잔존율을 산출하기 위한 실험에서는 현장 조사에서 수거한 야생조류와 육용 메추라기 *Coturnix japonica* 사체를 모두 활용하였다. 야생조류는 구조물 충돌에 관한 선행 연구 및 본 연구의 현장조사에서 가장 피해가 많이 확인되었던 종 평균 무게 10g - 300g 사이의 조류 사체를 선택적으로 사용하였다(Zbyryt et al. 2012; Loss et al. 2014). 메추라기는 종 평균 중량이 100g 내외에 해당하며 사체 확보가 용이하여 실험에 함께 사용하였다.

2.2.2.4. 양면 편향

외벽에서만 충돌이 발생하는 건물 유리창과 달리 투명방음벽은 벽면의 양방향에서 조류 충돌이 발생할 수 있다. 그러므로 전체 피해량을 산출하기 전에 양면의 피해량이 다른지 확인하여 편향성을 확인할 필요가 있다. 양면의 피해량이 다르지 않다면 전체 피해량은 단순히 단면의 피해량에 2를 곱하여 산출할 수 있지만, 양면의 피해량이 다르다면 전체 피해량의 왜곡을 방지하기 위해 양면의 피해량을 각각 산출하여 더해야 한다. 이를 위해 방음벽 전체의 양면 관찰이 가능한 조사 구역에서 도로를 기준으로 안쪽(interior)과 바깥쪽(exterior)으로 구분하여 단위피해량에 차이가 있는지 분석하였다.

2.2.3. 전국 연간 피해량 추정

본 연구에서는 Machtans et al. (2013)과 Loss et al. (2014) 의 건물 유리창 충돌 피해량 추정 방법을 참조하였다. 이는 여러 변수들의 확률분포를 수식으로 결합하여 원하는 결과값의 확률분포를 도출하는 방식으로 몬테 카를로 방법(Monte Carlo Method)에 기초한 난수 시뮬레이션 기법이다(Figure 4).

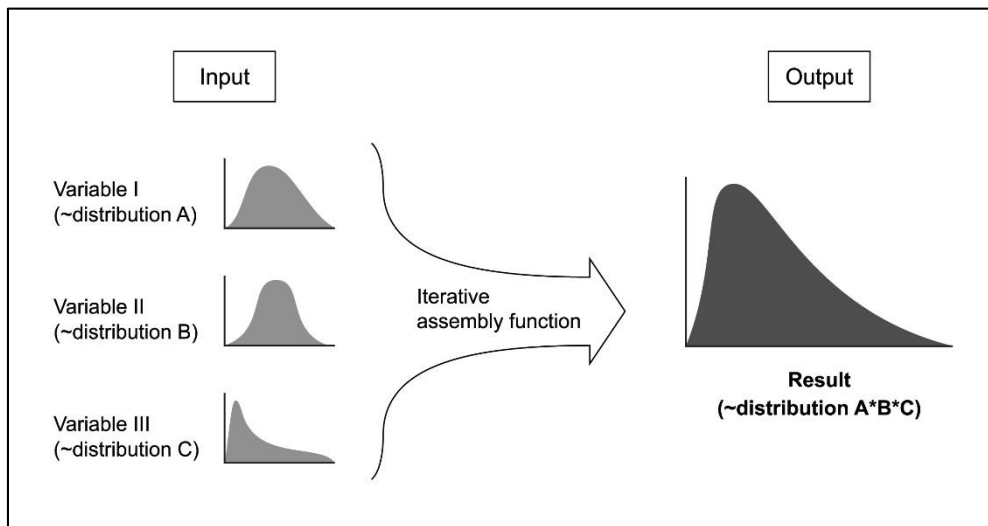


Figure 4. Diagram of Monte Carlo simulation

사체의 발견율이 DR , 잔존율이 PR 일 때, 건물 유리창 충돌 피해량 추정식은 아래와 같다.

$$M_w = \frac{m_w}{DR \times PR} \times N_w \times 365$$

M_w = 건물 유리창 충돌 전체 피해량 (전국, 1년)

m_w = 건물 유리창 충돌 단위피해량 (건물 1동 당 일일 피해량)

N_w = 전체 건물 수

투명방음벽 충돌 피해량 추정식은 피해량의 양면 편향 여부에 따라 2가지로 표현할 수 있다.

(1) 안쪽과 바깥쪽의 피해량이 다를 때($m_{int} \neq m_{ext}$)

$$M_b = M_{int} + M_{ext}$$

$$M_{int} = \frac{m_{int}}{DR \times PR} \times N_b \times 365$$

$$M_{ext} = \frac{m_{ext}}{DR \times PR} \times N_b \times 365$$

M_b = 투명방음벽 충돌 전체 피해량(전국, 1년)

M_{int} = 안쪽 전체 피해량

M_{ext} = 바깥쪽 전체 피해량

m_{int} = 안쪽 단위피해량(1km 당 일일 피해량)

m_{ext} = 바깥쪽 단위피해량(1km 당 일일 피해량)

N_b = 전체 투명방음벽 길이(km)

(2) 안쪽과 바깥쪽의 피해량이 다르지 않을 때($m_{int} + m_{ext} = m_b \times 2$)

$$M_b = \frac{m_b \times 2}{DR \times PR} \times N_b \times 365$$

m_b = 투명방음벽 충돌 단위피해량(1km 당 일일 피해량)

추정식에서 고정상수(N , 365, 2)를 제외한 모든 변수는 확률분포를 따르는 것으로 가정하였다. 각 변수의 관찰값을 분포 히스토그램으로 표현하고, 이와 형태가 유사한 여러 개의 확률분포(probability distribution) 및 각각의 매개변수(parameter)를 도출하였다. 그 중 각 변수의 실제 관찰값을 표현하기에 가장 적합한 확률분포와 매개변수를 선정하기 위해서 모델 평가에 사용하는 AIC (Akaike Information Criterion) 중에서도 작은 표본수에 주로 적용되는 AICc (small-sample corrected Akaike Information Criterion)를 이용해 점수가 가장 낮은 확률분포와 매개변수를 선정하였다. 이 과정을 거쳐 관찰값에 근사하는 확률분포와 매개변수를 선정한 뒤에는 각 변수마다 해당 확률분포와 매개변수를 따르는 10,000개의 난수를 생성하였다. 이 난수를 추정식의 각 변수에 대입하면 연간 야생조류 충돌 피해량의 추정 표본 1개가 산출된다. 이 시뮬레이션 과정을 10,000회 반복해 전국의 연간 충돌 피해량 추정값을 나타내는 새로운 확률분포와 대표값 및 신뢰구간을 산출하였다.

각 난수열 내의 난수 배치 순서에 따른 교차 계산은 시행하지 않았다. 분석의 전 과정에는 소프트웨어 R (R version 3. 5. 2, R Core Team 2018) 및 RStudio (RStudio version 1.1.463, RStudio Team 2016)와 다수의 R 패키지, Microsoft Excel (2016)을 사용하였다. 단위피해량 산출 및 난수 시뮬레이션에는 R 패키지 asbio (Ken Aho 2019), readxl (Wickham & Bryan 2018)을, 확률분포 및 매개변수 추정에는 R 패키지 distr (Ruckdeschel et al. 2006), gamlss (Rigby & Stasinopoulos 2005), MASS (Venables & Ripley 2002), VGAM (Yee 2019)을 사용하였다. AICc 모델평가와 통계 검정에는 MuMIn (Bartón 2018), RVAideMemoire (Herve 2019)을 사용하였다.

IV. 결과

1. 총돌 피해 현황

1.1. 총돌 대상물 현황

1.1.1. 전국 건물 현황

총돌 대상물의 수량을 집계한 결과, 2018년까지 건축물 통계 상에 등록된 전국의 건물은 총 7,191,912 동이다. 이는 2001년(5,920,554 동) 이후 약 20% 증가한 수치로 국내의 건물 수는 매년 전년도 대비 1% 가량 꾸준히 증가하는 추세를 보이고 있다(Figure 5).

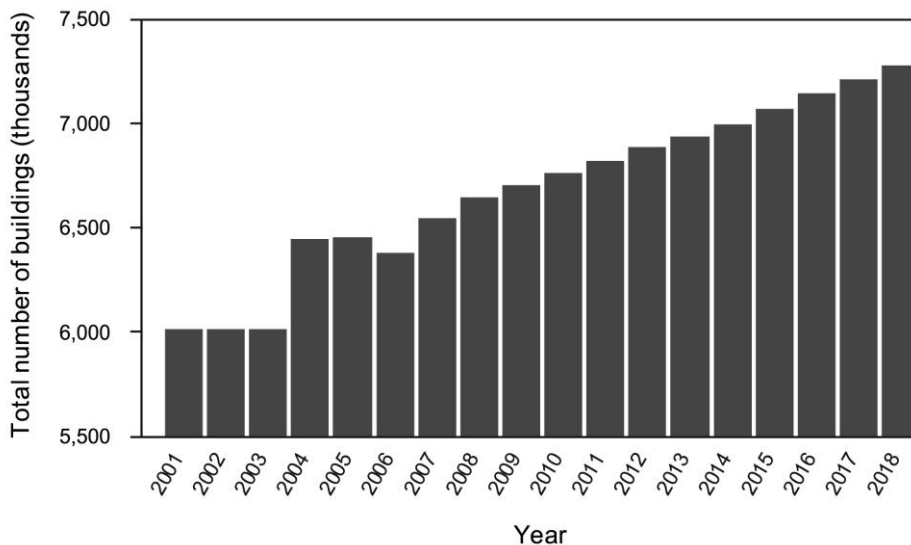


Figure 5. Changes in the total number of buildings in the Republic of Korea (2001-2018)

1.1.2. 전국 도로변 투명방음벽 현황

전국의 공영고속국도, 민자고속국도, 국도·지방도에서 조류가 충돌할 수 있는 방음벽 투명부의 총 길이는 1,420.94km 로 집계되었다(Table 3).

한국도로공사를 통해 수집한 공영고속국도의 자료에서는 각 도로변의 투명방음벽 전체 길이, 부분투명방음벽의 전체 길이 및 투명부 비율의 정보를 얻을 수 있었다. 2018년 10월을 기준으로 투명방음벽의 총 길이는 74.89km, 부분투명방음벽의 총 길이는 327.91km 이었다. 부분투명방음벽 중 투명부의 비율은 노선에 따라 최소 11.30% 에서 최대 48.10% 이었으며, 여기에 부분투명방음벽의 총 길이를 곱하여 각 도로의 부분투명방음벽 투명부 길이의 추정값을 구하였다. 부분투명방음벽 투명부 길이의 추정값 합계는 90.65km 이었으며 이는 부분투명방음벽 총 길이의 약 27.65% 에 해당한다. 공영고속국도에서 조류 충돌이 발생할 수 있는 투명부의 총 길이는 투명방음벽 길이와 부분투명방음벽 투명부 추정 길이를 합산한 165.54km 로 추정되었으며, 이는 공영고속국도 전체 길이인 3,841km 의 4.31%에 해당하는 수치이다.

국내 주요 21개 민자고속국도의 투명방음벽 총 길이는 43.31km, 부분투명방음벽의 총 길이는 18.40km 로 집계되었다. 부분투명방음벽의 투명부 길이는 관련 자료가 없었으므로 공영고속국도 자료에서 산출한 부분투명방음벽 투명부 전체의 비율인 27.65% 를 적용하였다. 이에 따라 부분투명방음벽 투명부 길이는 5.10km 로 추정되었다. 결과적으로 민자고속국도에서 조류 충돌이 발생할 수 있는 투명부의 총 길이는 투명방음벽 길이와 부분투명방음벽 투명부 추정 길이를 합산하여 총 4.84km 로 추정되었다.

국도·지방도는 지역과 기관에 따라 자료의 정확도와 속성이 달라 정량적인 자료 수집이 불가능하였다. 따라서 투명방음벽 길이와 부분투명방음벽 투명부 길이에 대한 구체적인 정보를 제공하는 3개 지방국도관리청(대전, 부산, 익산) 자료에서 전체 방음벽의 투명부 길이가 전체 도로 길이에서 차지하는 비율을 산출하여 전국 국도·지방도의 방음벽 투명부

길이를 추정하는데 사용하였다. 해당 국도·지방도의 방음벽 투명부 길이는 전체 도로 길이의 1.15%로 나타났으며, 이에 따라 전국 국도·지방도에서 조류 충돌이 발생할 수 있는 투명부의 총 길이는 1,207.00km로 추정되었다.

투명방음벽은 건물처럼 연도별 통계 자료를 통해 전국적인 증감을 파악할 수는 없지만, 설치 연도가 공개된 방음벽들의 자료를 통해 설치량과 개별 길이의 변화 추세를 살펴볼 수 있었다. 일부 지방국토관리청(대전, 부산, 원주, 익산)과 지자체(강원, 경남, 경북, 고흥군, 광양시, 대구광역시, 인천광역시 계양구) 관할의 국도·지방도에 설치된 493개소 방음벽의 자료를 집계한 결과, 최근 20여 년간 투명방음벽의 설치량은 해마다 늘어나 누적 길이가 100배 이상 급격히 증가한 것으로 나타났다(Figure 6). 시간이 지남에 따라 개별 방음벽의 크기가 증가하는 경향은 보이지 않았으나(Pearson correlation test; $r = 0.0578$, $p\text{-value} = 0.201$) 최근 들어 1km 이상의 대형 방음벽들이 빈번하게 설치되고 있으며 최대 4.7km에 이르는 투명방음벽도 등장한 것으로 나타났다(Figure 7).

Table 3. Estimated length of transparent parts (km) of transparent noise barriers (TNB) and partially transparent noise barriers (PNB) in the Republic of Korea

Type of road	TNB	PNB	Unidentified	Subtotal
Public expressway	74.89	90.65	-	164.54
Private expressway	43.31	5.09	-	48.40
Local road	-	-	1,207.00	1,207.00
Total	118.2	95.74	1,207.00	1,420.94

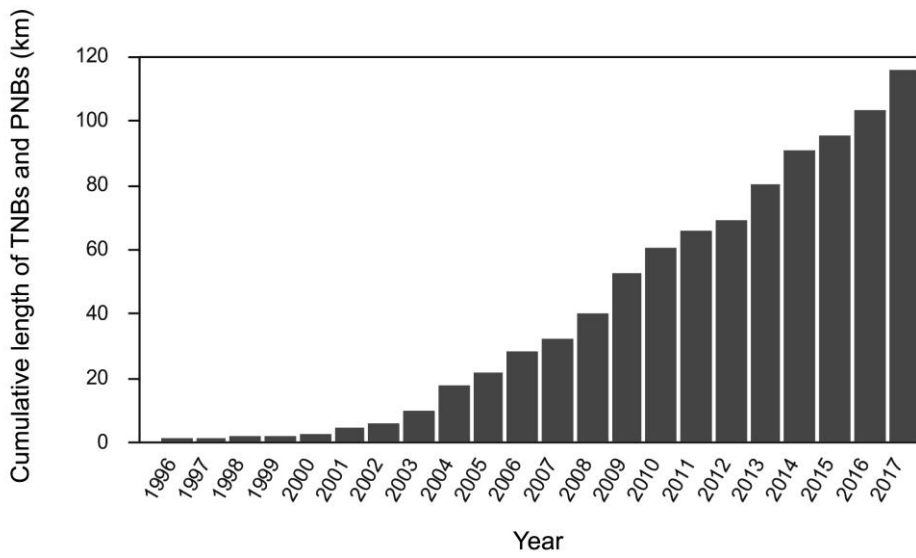


Figure 6. Changes in the cumulative lengths of transparent noise barriers (TNB) and transparent parts of partially transparent noise barriers (PNB) in selected local roads in the Republic of Korea

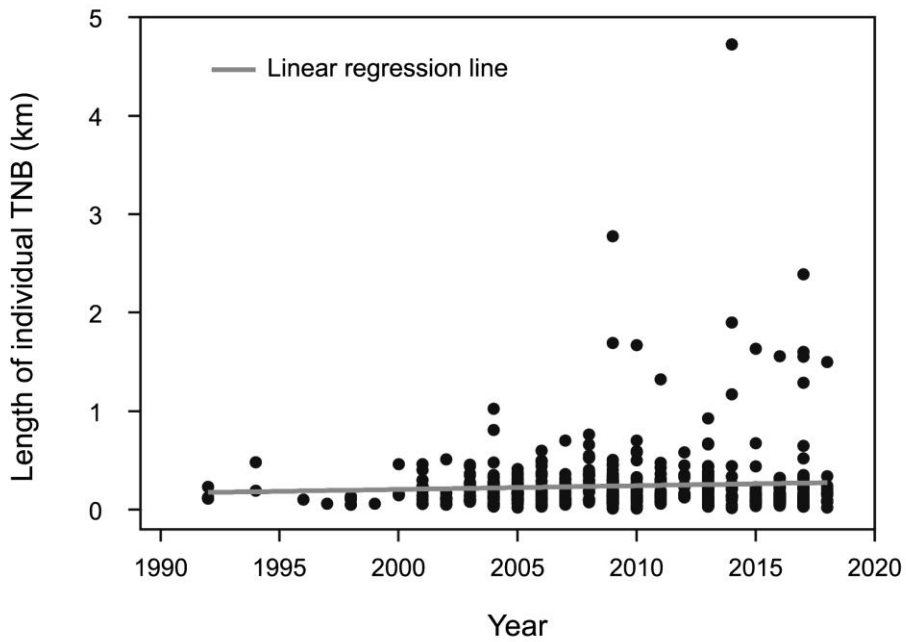


Figure 7. Length of individual transparent noise barriers (TNB) with a linear regression line (grey)

1.2. 피해종 및 피해량

1.2.1. 분류군별 관찰 피해량

현장 사체 조사를 수행한 결과, 건물 유리창 충돌 조사에서는 2017년 12월부터 2018년 9월까지 누적 18,131동의 건물에서 총 19과 30종 74개체와 미동정 2개체의 조류 사체를 확인하였다. 텃새 15종, 여름철새 6종, 통과철새 6종, 겨울철새 3종 등으로 텃새 종의 비율이 높았으며, 가장 많은 피해가 확인된 종은 멧비둘기 *Streptopelia orientalis* 로 총 13개체의 사체가 관찰되어 전체 피해량의 17%를 차지하였다. 뒤이어 박새 *Parus minor* (6개체, 8%), 집비둘기 *Columba livia var. domestica* (5개체, 7%)와 청딱다구리 *Picus canus* (5개체, 7%) 순으로 많은 피해가 확인되었다(Table 4).

Table 4. The list of species and the number of birds killed by window collision from December 2017 to August 2018

Scientific name	Korean name	No. of carcasses	Proportion
<i>Streptopelia orietalis</i>	멧비둘기	13	0.17
<i>Parus minor</i>	박새	6	0.08
<i>Columba livia var. domestica</i>	집비둘기	5	0.07
<i>Picus canus</i>	청딱다구리	5	0.07
<i>Dendrocopos major</i>	오색딱다구리	4	0.05
<i>Microscelis amaurotis</i>	직박구리	4	0.05
<i>Zoothera aurea</i>	호랑지빠귀	4	0.05
<i>Anthus hodgsoni</i>	hing등새	4	0.05
<i>Turdus pallidus</i>	흰배지빠귀	3	0.04
<i>Scolopax rusticola</i>	멧도요	2	0.03
<i>Paradoxornis webbianus</i>	붉은머리오목눈이	2	0.03
<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	큰유리새	2	0.03
<i>Passer montanus</i>	참새	2	0.03
<i>Prunella montanella</i>	멧종다리	2	0.03
<i>Accipiter gentilis</i>	참매	1	0.01
<i>Oriolus chinensis</i>	피꼬리	1	0.01
<i>Garrulus glandarius</i>	어치	1	0.01
<i>Pica pica</i>	까치	1	0.01
<i>Corvus macrorhynchos</i>	큰부리카마귀	1	0.01
<i>Phylloscopus inornatus</i>	노랑눈썹솔새	1	0.01
<i>Regulus regulus</i>	상모솔새	1	0.01
<i>Troglodytes troglodytes</i>	굴뚝새	1	0.01
<i>Turdus hortulorum</i>	되지빠귀	1	0.01
<i>Turdus naumanni</i>	노랑지빠귀	1	0.01
<i>Phoenicurus aureus</i>	딱새	1	0.01
<i>Ficedula mugimaki</i>	노랑딱새	1	0.01
<i>Motacilla alba leucopsis</i>	알락할미새	1	0.01
<i>Eophona migratoria</i>	밀화부리	1	0.01
<i>Emberiza tristrami</i>	흰배멧새	1	0.01
<i>Emberiza elegans</i>	노랑턱멧새	1	0.01
Unidentified	미동정 조류	2	0.03
Total number of carcasses		76	
Total number of species		30	

투명방음벽 충돌 조사에서는 2017년 12월부터 2018년 9월까지 누적 533.60km의 방음벽을 조사하여 총 23과 41종 300개체와 미동정 2개체의 조류 사체를 확인하였다. 이 중 텃새 26종, 여름철새 7종, 통과철새 5종, 겨울철새 3종으로 텃새 종의 비율이 높았다. 가장 많은 피해가 확인된 종은 건물 유리창 충돌과 동일하게 멧비둘기 *Streptopelia orientalis* 였으며, 총 71개체의 사체가 관찰되어 전체 피해량의 23.5%를 차지하였다. 이어 직박구리 *Microscelis amaurotis* (39개체, 13%), 참새 *Passer montanus* (38개체, 13%) 순으로 많은 피해가 확인되었으며, 가장 많은 피해가 관찰된 위 3종의 조류가 전체 피해량의 절반 가량(49%)을 차지하였다(Table 5).

Table 5. The list of species and the number of birds killed by transparent noise barrier (TNB) collision from December 2017 to August 2018

Scientific name	Korean name	No. of carcasses	Proportion
<i>Streptopelia orietalis</i>	멧비둘기	71	0.24
<i>Microscelis amaurotis</i>	직박구리	39	0.13
<i>Passer montanus</i>	참새	38	0.13
<i>Cyanopica cyanus</i>	물까치	16	0.05
<i>Parus minor</i>	박새	13	0.04
<i>Aegithalos caudatus</i>	오목눈이	12	0.04
<i>Pica pica</i>	까치	10	0.03
<i>Paradoxornis webbianus</i>	붉은머리오목눈이	10	0.03
<i>Anthus hodgsoni</i>	항등새	7	0.02
<i>Poecile palustris</i>	쇠박새	6	0.02
<i>Zoothera aurea</i>	호랑지빠귀	6	0.02
<i>Emberiza elegans</i>	노랑턱멧새	6	0.02
<i>Periparus ater</i>	진박새	5	0.02
<i>Regulus regulus</i>	상모솔새	5	0.02
<i>Turdus hortulorum</i>	되지빠귀	5	0.02
<i>Carduelis spinus</i>	검은머리방울새	5	0.02
<i>Columba livia var. domestica</i>	집비둘기	4	0.01
<i>Alcedo atthis</i>	물총새	4	0.01
<i>Dendrocopos kizuki</i>	쇠딱다구리	4	0.01
<i>Dendrocopos major</i>	오색딱다구리	4	0.01
<i>Eophona migratoria</i>	밀화부리	4	0.01
<i>Picus canus</i>	청딱다구리	2	0.01
<i>Garrulus glandarius</i>	어치	2	0.01
<i>Sittiparus varius</i>	곤출박이	2	0.01
<i>Phylloscopus coronatus</i>	산솔새	2	0.01
<i>Turdus pallidus</i>	흰배지빠귀	2	0.01
<i>Phoenicurus aureus</i>	딱새	2	0.01
<i>Phasianus colchicus</i>	꿩	1	0.00
<i>Ardea cinerea</i>	왜가리	1	0.00
<i>Falco tinnunculus</i>	황조롱이	1	0.00
<i>Cuculus canorus</i>	빠꾸기	1	0.00
<i>Otus sunia</i>	소쩍새	1	0.00
<i>Ninox scutulata</i>	솔부엉이	1	0.00
<i>Dendrocopos leucotos</i>	큰오색딱다구리	1	0.00
<i>Terpsiphone atrocaudata</i>	긴꼬리딱새	1	0.00
<i>Cettia diphone borealis</i>	휘파람새	1	0.00
<i>Phylloscopus xanthodryas</i>	솔새	1	0.00
<i>Sitta europaea</i>	동고비	1	0.00
<i>Luscinia cyanura</i>	유리딱새	1	0.00
<i>Fringilla montifringilla</i>	되새	1	0.00
<i>Emberiza tristrami</i>	흰배멧새	1	0.00
Unidentified	미동정 조류	2	0.01
Total number of carcasses		302	
Total number of species		41	

1.2.2. 종별 특성에 따른 피해량 비교

종별 특성 범주에 따라 피해량을 일차 집계한 결과, 국내 서식 개체수에 따른 집계에서는 개체수가 많은 종일수록 피해량이 높은 양상을 보였다. 이동성에 따른 집계에서는 유리창과 투명방음벽 모두 철새 종(migrant)보다 텃새 종(resident)의 피해가 높게 나타났으며, 무게별 피해량은 50g 초과 300g 이하의 중형 조류에 해당하는 종(범주 M)의 피해가 제일 높은 것으로 확인되었다. 섭식 길드에 따른 피해량은 지면, 관목, 수피 등 비교적 낮은 높이의 공간에서 섭식하는 종(범주 A)의 피해가 가장 높았다(Figure 8, Appendix 1).

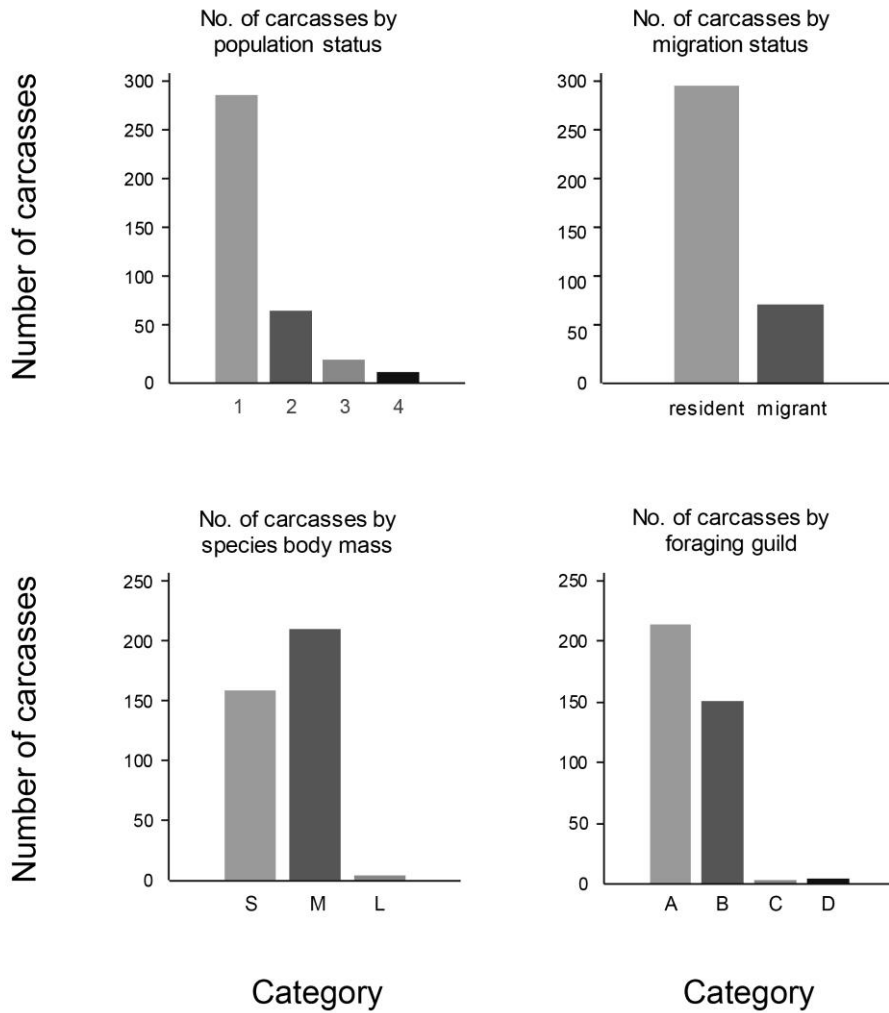


Figure 8. Number of carcasses collided with windows and transparent noise barriers (TNB) by species-specific features: migration status (resident/migrant), species body mass (category S/M/L) and foraging guilds (category A/B/C/D)

피해종을 4가지 특성 범주에 따라 군집화한 결과는 아래 수형도와 같다(Figure 9). 전반적으로 상위 계층으로 갈수록 계층 간 높이 차이가 커지는 양상을 보이며, 이는 군집의 수가 적어질수록 군집 간 구분이 더욱 뚜렷해진다는 것을 의미한다. 그러나 지나치게 적은 수의 군집을 채택하는 경우 군집 내 요소들 간의 응집의 정도가 낮아 각 군집의 특성이 모호해질 수 있다. 따라서 군집별 특성의 해석을 위해 군집 간 구분과 군집 내 응집 정도를 모두 고려한 결과, 본 분석 과정에서는 적정 군집의 개수를 4개로 결정하였다.

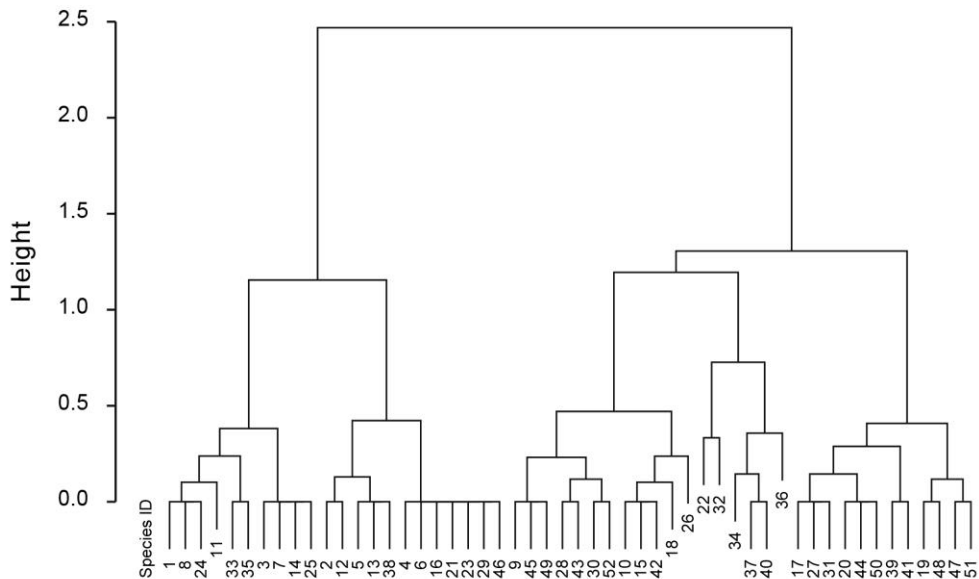


Figure 9. Dendrogram from the result of agglomerative hierarchical clustering among collided species

각 군집 내의 특성별 종 구성은 다음 표와 같다(Table 6).

군집 1은 국내에서 상대적으로 가장 흔하게 서식하는 종들(범주 1)이 우점하며, 모든 종이 텃새였다. 무게에 따라서는 소형 종(범주 S) 및 중형 종(범주 M)이 우점하며, 섭식 길드는 지면 가까운 곳에서 섭식하는 종(범주 A)과 수관층 주위에서 섭식하는 종(범주 B)로 이루어져 있었다.

군집 2는 모든 종이 철새이고, 소형 종(범주 S)과 중형 종(범주 M)으로 이루어져 있으며 섭식 길드에서는 모든 종이 지면 가까운 곳에서 섭식하는 종(범주 A)이었다.

군집 3은 상대적으로 국내 개체수가 가장 적은 종들(범주 4)의 비율이 다른 군집에 비해 높았다. 모든 종은 철새였으며, 무게 범주에서는 소형 종(범주 S)이 우점하였다. 섭식 길드에서는 모든 종이 수관층 주위에서 섭식하는 종(범주 B)에 속하였다.

군집 4는 비교적 국내 서식 개체수가 적은 종(범주 3)이 우점하였으며 철새의 비율이 텃새의 비율보다 높았다. 무게 범주에서는 중형 및 대형 종의 비율이 다른 군집들보다 높았다. 섭식 길드의 구성은 맹금류(범주 C)와 수중·수변에서 섭식하는 종(범주 D)으로 이루어져 있었다.

Table 6. Species composition of four clusters by species-specific features

	Total number of species	<u>Population status</u>		<u>Migration status</u>		<u>Body mass</u>		<u>Foraging guild</u>	
		Category	Proportion	Category	Proportion	Category	Proportion	Category	Proportion
Cluster 1	22	1	82%	resident	100%	S	50%	A	45%
		2	18%	migrant	0%	M	41%	B	55%
		3	0%			L	9%	C	0%
		4	0%					D	0%
Cluster 2	12	1	33%	resident	0%	S	58%	A	100%
		2	42%	migrant	100%	M	42%	B	0%
		3	17%			L	0%	C	0%
		4	8%					D	0%
Cluster 3	12	1	25%	resident	0%	S	83%	A	0%
		2	42%	migrant	100%	M	17%	B	100%
		3	17%			L	0%	C	0%
		4	17%					D	0%
Cluster 4	6	1	0%	resident	17%	S	17%	A	0%
		2	17%	migrant	83%	M	50%	B	0%
		3	83%			L	33%	C	67%
		4	0%					D	33%

다음으로 각 군집의 피해량 간에 유의한 차이가 있는지 알아보기 위하여 집계 피해량의 비교 및 통계적 검정을 시행하였다.

유리창 및 투명방음벽 충돌의 피해량을 군집별로 집계한 결과는 아래와 같으며 군집 1,2,3,4 의 순으로 관찰된 피해량이 많았다(Figure 10).

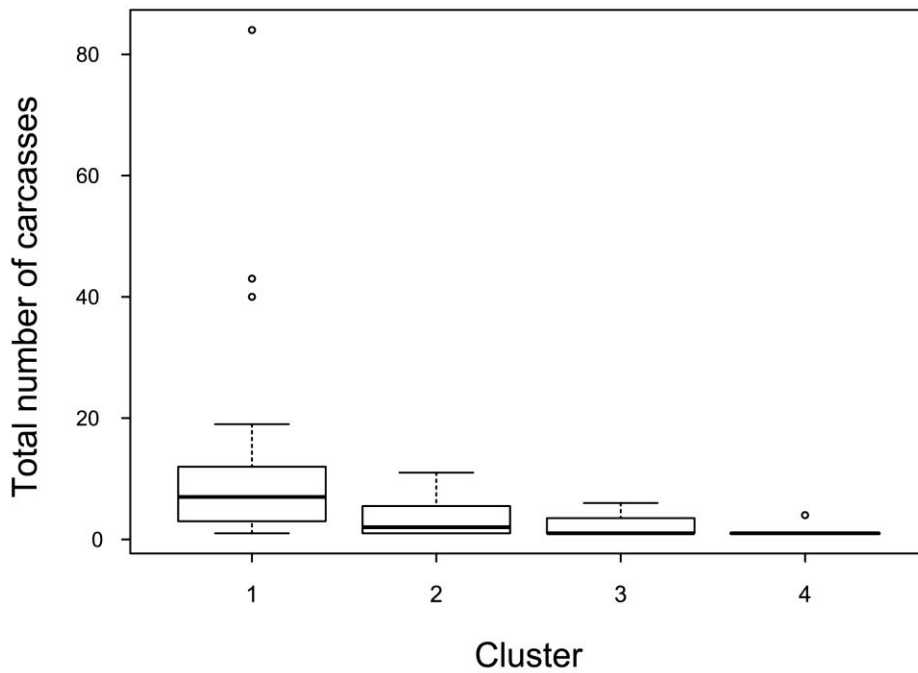


Figure 10. Total number of observed carcasses collided with building windows and transparent noise barriers (TNB)

통계적 검정에는 모수적(parametric) 방법의 분산분석(analysis of variance; ANOVA)이 성립하기 위한 정규성 가정 조건을 본 자료가 만족하지 않았으므로(Shapiro-Wilk normality test; p-value<0.0001) 비모수적(non-parametric) 방법인 Kruskal-Wallis 일원배치 분산분석(Kruskal-Wallis one-way analysis of variance)을 활용하였다. 그 결과 군집별 피해량 간에는 전체적으로 유의한 수준의 차이가 존재하는 것으로 나타났다(Kruskal-Wallis chi-squared = 15.518, df = 3, p-value = 0.001423). 또한 어떤 군집들에서 피해량 간 차이가 존재하는지 Dunn's pairwise test 를 통해 사후 검정(post-hoc test)을 시행하였다. 군집 1 은 군집 2 와는 피해량이 다르지 않았으나 군집 3, 4 와는 유의한 차이가 있었으며, 군집 2, 3, 4 는 상호 피해량 간에 유의한 차이를 보이지 않았다(Table 7).

Table 7. Result of Dunn's pairwise test as a post-hoc test of Kruskal-Wallis one-way ANOVA; difference of the number of collided carcasses among each pair of clusters

		Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3
Cluster 2	Statistic	2.1709		
	p-value	0.1198		
Cluster 3	Statistic	3.0676	0.7883	
	p-value	0.0108*	0.8610	
Cluster 4	Statistic	3.1200	1.3158	0.6721
	p-value	0.0109*	0.5647	0.5015

1.2.3. 설문, 시민 참여형 자료 수집 결과 및 피해종 목록

설문조사를 통해 총 85명의 관련 분야 전문가 및 탐조인을 대상으로 충돌 피해종 목록에 대한 자료를 수집한 결과, 건물 유리창 충돌 177종, 투명방음벽 충돌 94종 등 총 183종의 조류에서 투명구조물 충돌 피해가 확인되었다.

시민 참여형 자료수집에서는 일반 시민의 자발적 참여로 전국 77개 시군구에서 999건의 피해 사례가 기록되었으며, 건물 유리창은 42종, 투명방음벽은 45종으로 총 65종 조류의 충돌 피해가 확인되었다.

현장 사체 조사, 설문조사, 시민 기록으로 수집한 충돌 피해종 자료를 종합한 결과 건물 유리창 충돌 피해종은 177종, 투명방음벽 충돌 피해 조류는 96종으로 집계되었으며, 따라서 우리나라에서는 총 183종의 조류에서 투명구조물 충돌에 의한 피해가 확인되었다(Table 8). 여기에는 환경부 지정 멸종위기 I급 1종, II급 15종과 천연기념물 15종이 포함되어 있다(Appendix 2).

Table 8. Number of species killed by collision with building windows and transparent noise barriers surveyed by different survey methods: field carcass survey, questionnaire survey, and citizen monitoring

Type of structure	Survey method	Number of species
Building window	Field carcass survey	30
	Questionnaire survey	177
	Citizen monitoring	42
	Subtotal	177
Transparent noise barrier	Field carcass survey	41
	Questionnaire survey	94
	Citizen monitoring	45
	Subtotal	96
Total		183

1.3. 사체 소실 관찰

카메라 트랩을 이용하여 조류 사체의 소실 과정을 관찰한 결과, 촬영이 진행된 14 개의 사체 중 10 개의 사체가 포식 및 청소의 영향을 받았으며 그 중 9 개가 소실되었다. 사람의 청소에 의한 소실이 5 개로 가장 많은 소실을 발생시키는 것으로 나타났다. 그 외 너구리 *Nyctereutes procyonoides*, 큰부리까마귀 *Corvus macrorhynchos* 가 사체를 포식 및 실험장소 밖으로 옮기는 모습이 촬영되었으며 미동정 개미류는 사체를 흙으로 덮어 눈에 보이지 않게 만들었으므로 소실로 판단하였다. 까치 *Pica pica* 와 들고양이 *Felis catus* 는 사체에 접근 및 포식하였지만 사체가 처음 위치에 계속 잔존하여 소실이 발생하지 않았다(Table 9, Figure 11).

Table 9. Frequency of carcass removal and predation by different factors

Factor	Frequency of carcass removal (predation)
Human	5 (0)
Raccoon Dog <i>Nyctereutes procyonoides</i>	2 (2)
Large-billed Crow <i>Corvus macrorhynchos</i>	1 (1)
Unidentified ant	1 (1)
Eurasian Magpie <i>Pica pica</i>	0 (3)
Feral Cat <i>Felis catus</i>	0 (1)

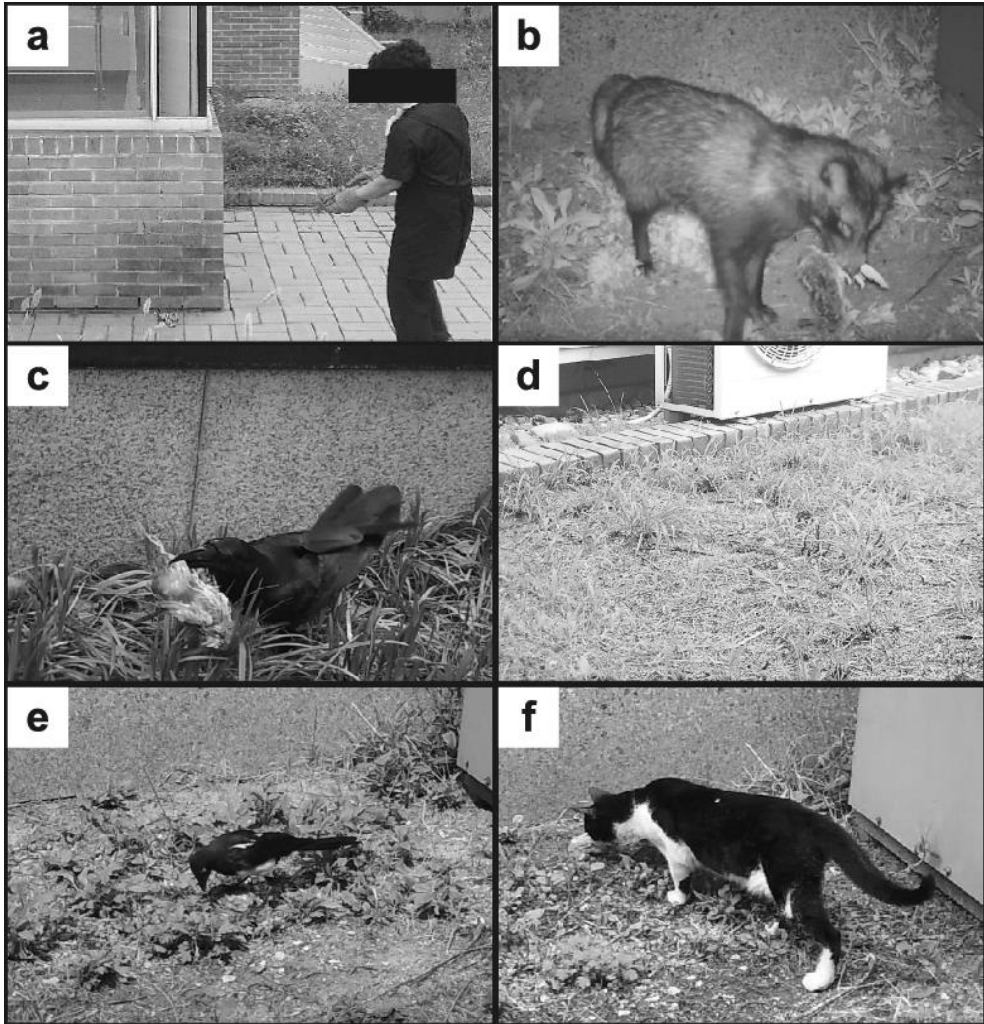


Figure 11. Causes of carcass removal and predation revealed by camera traps: (a) cleaning by human, (b) Raccoon Dog, (c) Large-billed Crow, (d) covered with dirt by ants, (e) Eurasian Magpie and (f) Feral Cat

2. 피해량 추정

2.1. 단위피해량

2.1.1. 건물 유리창 충돌

현장 조사 결과 및 선행 연구 결과에서 산출한 건물 1 동 당 일일 피해량은 최소 0 에서 최대 0.08 개체/건물/일 이었으며, 평균 0.0078(± 0.018) 개체/건물/일, 중앙값 0.0014 로 구역 간 차이가 크게 나타났다(Table 10). 이에 따라 단위피해량 관찰값의 표본 분포는 극값이 매우 크며 꼬리가 긴 형태로 나타났다(Figure 12). 정의역이 음수가 아닌 비음수(non-negative) 연속확률분포 중 이와 유사한 형태를 가진 5 개 분포를 선정하여 AICc 평가 지표를 비교한 결과, 역가우스 분포(Inverse Gaussian distribution; $\mu = 0.0116$, $\sigma = 20.3216$)가 다른 분포들에 비하여 실제 관찰값을 가장 충실하게 반영하는 것으로 나타났다(Table 11). 이어, 선정한 역가우스 분포를 따르는 난수 10,000 개의 분포가 단위피해량 관찰값의 분포와 일치하는지 통계적으로 검정한 결과 또한 두 분포가 다르지 않았다(Two-sample Cramér-von Mises test; $T = 0.0022$, $p\text{-value} = 0.8372$). 따라서 본 연구에서 건물 유리창 충돌의 단위피해량은 역가우스 분포를 따르는 것으로 간주하였다.

Table 10. Observed daily bird mortality caused by window collision in this study

Site ID	No. of buildings (a)	No. of days (b)	No. of observed carcasses (c)	Unit daily mortality (c/a/b)
W1	31	16	1	0.0021
W2	20	15	3	0.0100
W3	52	18	2	0.0021
W4	38	24	2	0.0022
W5	68	18	0	0.0000
W6	32	18	0	0.0000
W7	101	18	1	0.0006
W8	40	19	0	0.0000
W9	48	15	0	0.0000
W10	45	17	0	0.0000
W11	110	19	3	0.0015
W12	55	18	0	0.0000
W13	38	16	0	0.0000
W14	24	18	2	0.0046
W15	28	18	6	0.0117
W16	1	36	2	0.0556
W17	56	22	2	0.0016
W18	41	15	0	0.0000
W19	34	22	1	0.0013
W20	48	18	0	0.0000
W21	79	16	1	0.0008
W22	1	330	1	0.0030
W23	131	365	64	0.0013
W24	131	365	52	0.0011
W25	131	365	86	0.0018
W26	20	120	50	0.0208
W27	20	180	63	0.0175
W28	5	150	60	0.0800
Average unit mortality				0.0078

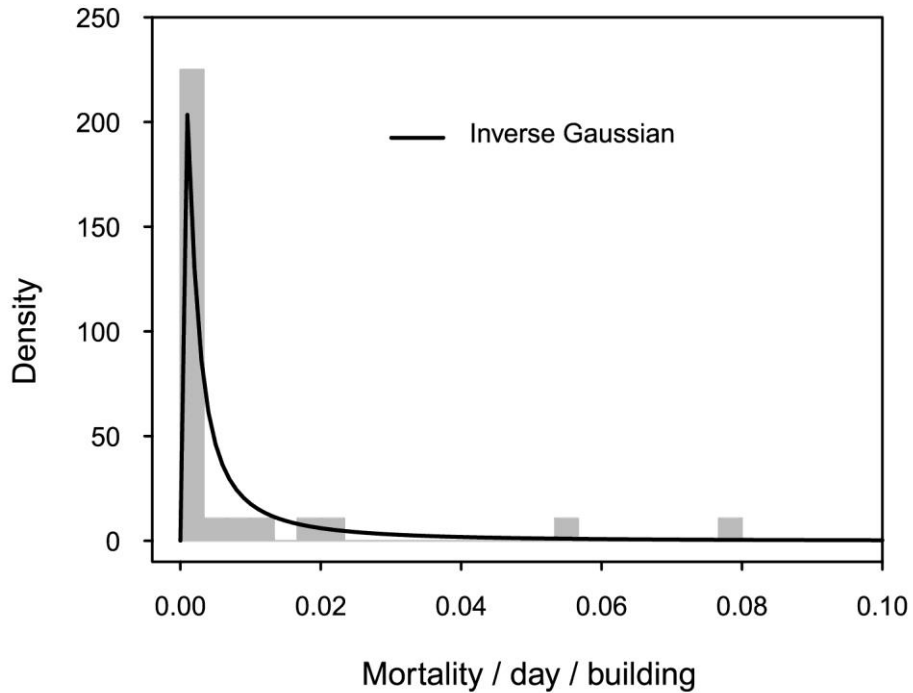


Figure 12. Histogram and fitted probability density function of daily bird mortality by window collision

Table 11. Five non-negative zero-adjusted distributions and the small-sample corrected Akaike Information Criterion (AICc) values fitted to the observed bird mortality by window collision

Distribution (zero-adjusted)	Parameters	AICc	Δ AICc
Inverse Gaussian	$\mu=0.0116, \sigma=20.3216$	-107.2961	0
Lognormal	$\mu=-5.5759, \sigma=1.3926$	-103.2154	4.0807
Weibull	$\mu=0.0080, \sigma=0.6604$	-97.2614	10.0347
Gamma	$\mu=0.0116, \sigma=1.3367$	-94.7729	12.5232
Exponential	$\mu=0.0116$	-91.8500	15.4461

2.1.2. 투명방음벽 충돌

현장 조사 결과 및 선행 연구 결과에서 산출한 투명방음벽 1km당 일일 피해량은 최소 0에서 최대 5.7086개체/km/일 이었으며 평균 $0.3350(\pm 1.1322)$ 개체/km/일, 중앙값 0.0297이었다(Table 12). 투명방음벽 충돌의 단위피해량 관찰값 또한 유리창 충돌의 경우와 마찬가지로 극값이 매우 크며 꼬리가 긴 표본 분포 형태를 보였다(Figure 13).

AICc 평가 지표를 비교한 결과 건물 유리창 충돌과 동일하게 역가우스 분포(Inverse Gaussian distribution; $\mu = 0.5982, \sigma = 3.1176$)가 실제 관찰값을 다른 분포들에 비하여 가장 충실하게 반영하는 것으로 나타났다(Table 13). 선정한 역가우스 분포를 따르는 난수 10,000개의 분포가 단위피해량 관찰값의 분포와 일치하는지 통계적으로 검정한 결과 또한 두 분포가 다르지 않았다(Two-sample Cramér-von Mises test; $T = 0.1187, p\text{-value} = 0.7952$). 이에 따라 본 연구에서는 투명방음벽 충돌의 단위피해량 또한 역가우스 분포를 따르는 것으로 간주하였다.

Table 12. Observed daily bird mortality caused by transparent noise barrier (TNB) collision in this study.

Site ID	Length of TNB (km) (a)	No. of days (b)	No. of observed carcasses (c)	Unit daily mortality (c/a/b)
B1	0.1320	6	0	0.0000
B2	0.4304	22	0	0.0000
B3	0.1300	35	0	0.0000
B4	2.4200	6	0	0.0000
B5	0.6100	6	0	0.0000
B6	3.5500	19	2	0.0297
B7	0.9900	8	0	0.0000
B8	0.0912	18	0	0.0000
B9	3.4340	22	2	0.0265
B10	0.1980	18	0	0.0000
B11	0.7140	8	1	0.1751
B12	0.3200	60	6	0.3125
B13	0.2700	16	0	0.0000
B14	0.5900	24	2	0.1412
B15	2.3770	8	1	0.0526
B16	3.1700	8	1	0.0394
B17	0.4720	36	97	5.7086
B18	0.1970	22	0	0.0000
B19	2.0198	18	4	0.1100
B20	1.5578	18	4	0.1427
B21	1.2838	16	0	0.0000
B22	0.1420	10	1	0.7042
B23	3.3352	36	29	0.2415
B24	1.4480	20	11	0.3798
B25	0.8700	240	65	0.3113
Average unit mortality				0.3350

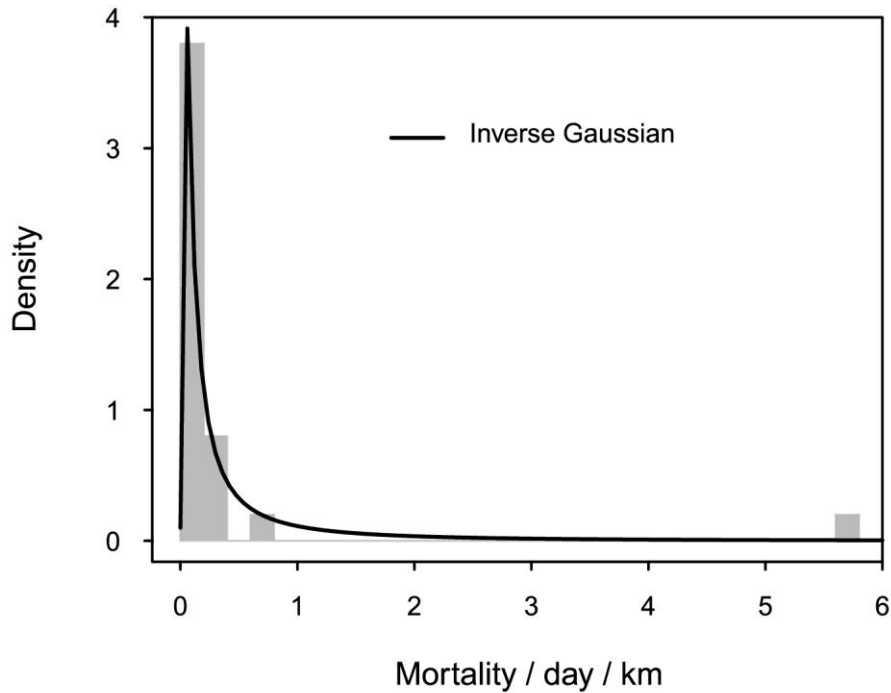


Figure 13. Histogram and fitted probability density function of daily bird mortality by transparent noise barrier (TNB) collision

Table 13. Five non-negative zero-adjusted distributions and the small-sample corrected Akaike Information Criterion (AICc) values fitted to the observed bird mortality by transparent noise barrier (TNB) collision

Distribution (zero-adjusted)	Parameters	AICc	Δ AICc
Inverse Gaussian	$\mu=0.5982, \sigma=3.1176$	39.4819	0
Lognormal	$\mu=-1.7506, \sigma=1.3663$	40.8919	1.4010
Weibull	$\mu=0.3613, \sigma=0.6298$	46.2923	6.8104
Gamma	$\mu=0.5982, \sigma=1.3979$	49.4627	9.9808
Exponential	$\mu=0.5982$	52.4557	12.9738

2.2. 피해량 보정요소

2.2.1. 발견율과 잔존율

발견율은 총 12 개의 표본에서 최소 0.10 - 최대 0.88, 잔존율은 총 10 개의 표본에서 최소 0.33 - 최대 1.00 의 범위로 산출되었다. 정의역이 음수가 아닌 비음수(non-negative) 연속확률분포 중 각 보정요소의 분포와 유사한 형태를 가진 5 개 분포를 선정하여 AICc 평가 지표를 비교하였을 때, 발견율은 로그 정규분포(Lognormal distribution; $\mu=-1.3775$, $\sigma=0.7579$), 잔존율은 웨이불 분포(Weibull distribution; $\lambda=0.8211$, $k=3.7171$)가 다른 4 개 분포에 비하여 관찰값의 분포를 가장 잘 설명하는 것으로 평가되었다(Figure 14-15, Table 14-15). 이어 단위피해량과 마찬가지로 최적 분포로 선정한 각 분포를 따르는 난수 10,000 개와 관찰값의 분포가 일치하는가에 대한 통계 검정을 실시하였으며, 발견율(Two-sample Cramér-von Mises test; $T = 0.074235$, $p\text{-value} = 0.5395$)과 잔존율(Two-sample Cramér-von Mises test; $T = 0.12339$, $p\text{-value} = 0.2757$)의 관찰값 분포는 모두 선정된 확률분포와 다르지 않았다.

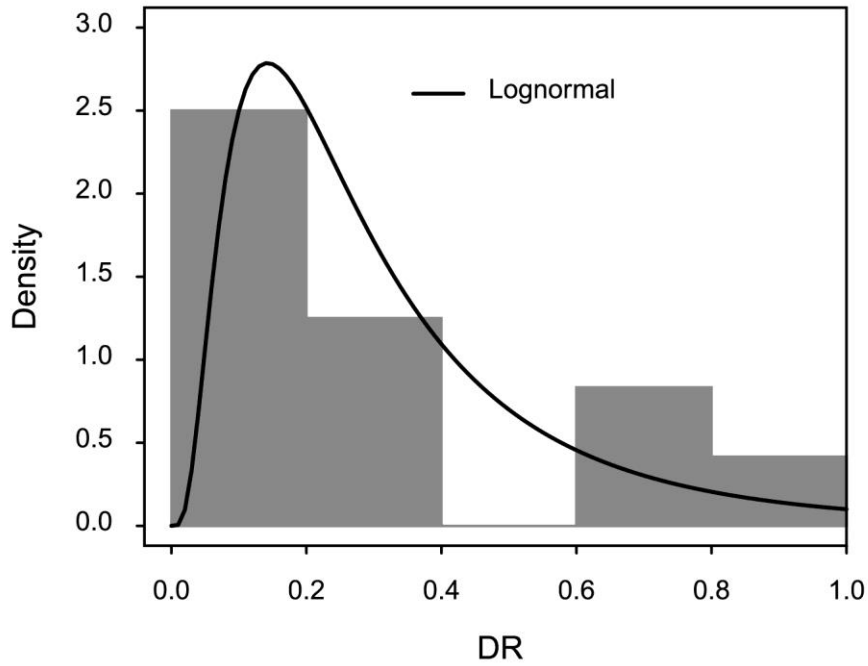


Figure 14. Histogram and fitted probability dittribution of detection rate (DR)

Table 14. The result of small-sample corrected Akaike Information Criterion (AICc) of five non-negative distributions fitted to detection rate (DR)

Distribution	Parameters	AICc	Δ AICc
Lognormal	$\mu=-1.3775, \sigma=0.7579$	-0.3272	0
Exponential	$\lambda=2.9703$	0.2721	0.5993
Gamma	$\alpha=1.8804, \beta=5.5854$	0.8400	1.1671
Weibull	$\lambda=0.3716, k=1.3837$	1.3509	1.6780
Normal	$\mu=0.3367, \sigma=0.2586$	6.9282	7.2554

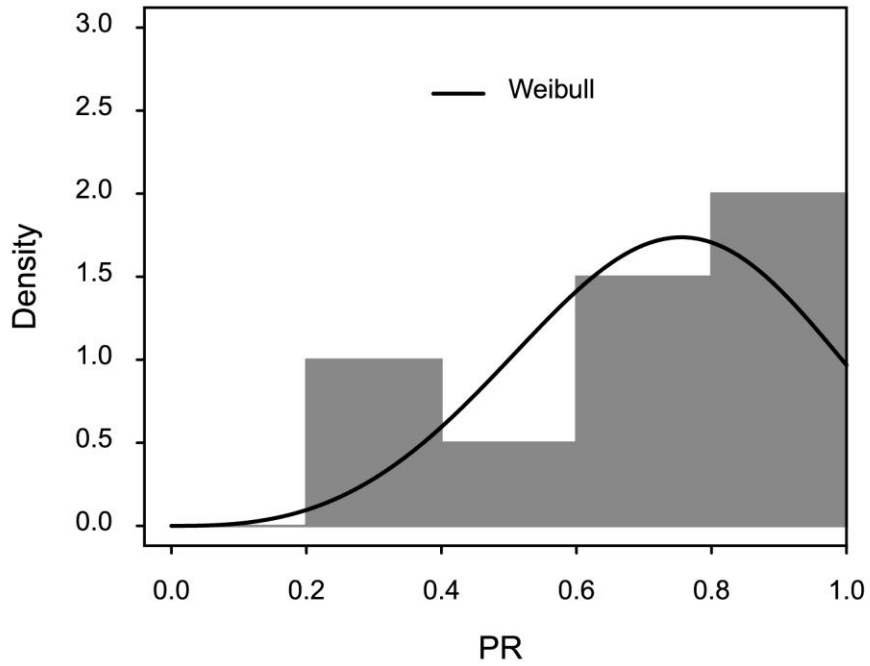


Figure 15. Histogram and fitted probability density function of persistence rate (PR)

Table 15. The result of small-sample corrected Akaike Information Criterion (AICc) of five non-negative distributions fitted to persistence rate (PR)

Distribution	Parameters	AICc	Δ AICc
Weibull	$\lambda=0.8211, k=3.7171$	4.7002	0
Normal	$\mu=0.7380, \sigma=0.2355$	5.1750	0.4748
Gamma	$\alpha=8.1753, \beta=11.0776$	6.1650	1.4648
Lognormal	$\mu=-0.3662, \sigma=0.3730$	7.0443	2.3441
Exponential	$\lambda=1.3550$	16.4238	11.7235

2.2.2. 양면 편향

투명방음벽의 안쪽과 바깥쪽 양면 조사가 가능했던 9개의 표본 지점에서 1km 당 일일 피해량을 산출한 결과, 피해량의 평균은 안쪽 면(2.1232 ± 3.8393)이 바깥쪽 면(1.0767 ± 1.5986)보다 높았지만 양면 피해량의 차이가 매우 크게 나타난 하나의 표본에 의해 발생한 것으로 판단되며(Figure 16) 극값의 영향을 덜 받는 중앙값은 안쪽 면(0.4724)과 바깥쪽 면(0.4809)의 차이가 평균에 비해 미미하였다. 통계 검정 결과 또한 양면의 피해량에 유의미한 차이가 있다는 증거를 찾을 수 없었다(Wilcoxon signed-rank test; $W = 13$, $p\text{-value} = 0.2719$). 이에 따라 본 연구에서는 투명방음벽의 양면에서 발생하는 피해량이 서로 같다고 판단하였다($m_b = m_{int} = m_{ext}$).

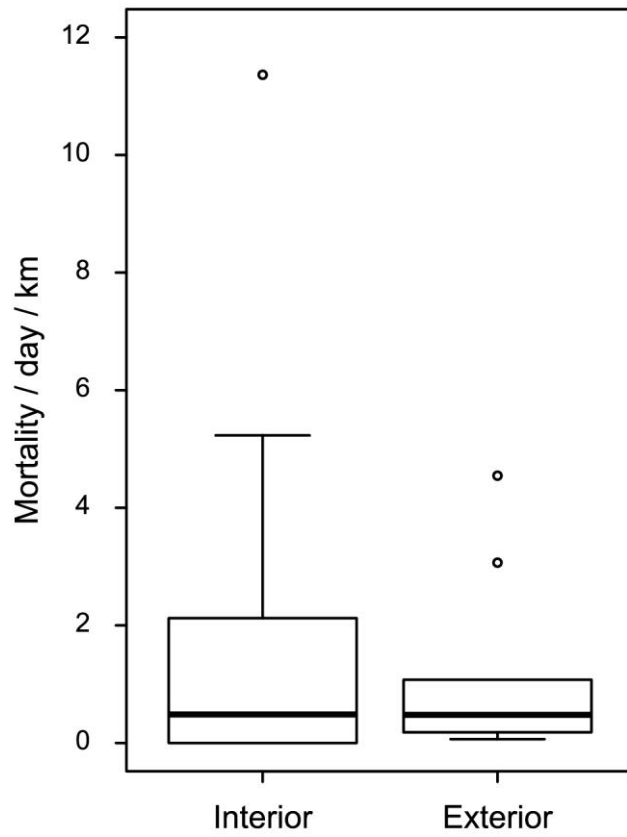


Figure 16. Difference in the unit mortality of birds between sides of transparent noise barriers (TNB) (n = 9)

2.3. 전국 연간 피해량의 추정

단위 피해량과 보정요소를 추정식에 적용해 최종적으로 산출된 전국 건물 유리창 충돌의 전국 연간 피해량은 약 2,420만 개체(95% 신뢰구간: 2,280만 - 2,600만 개체)이며(Figure 17) 도로변 투명방음벽 충돌의 전국 연간 피해량은 약 189,000개체 (95% 신뢰구간: 165,000 - 215,000개체)이다(Figure 18).

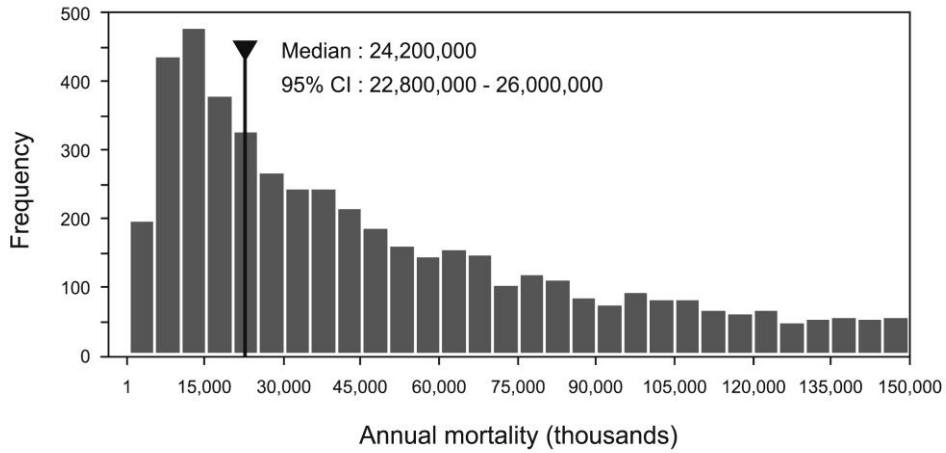


Figure 17. Estimated distribution of the total annual mortality of birds killed by window collision in the Republic of Korea; vertical line indicates the median of the annual mortalities estimated by 10,000 iterations

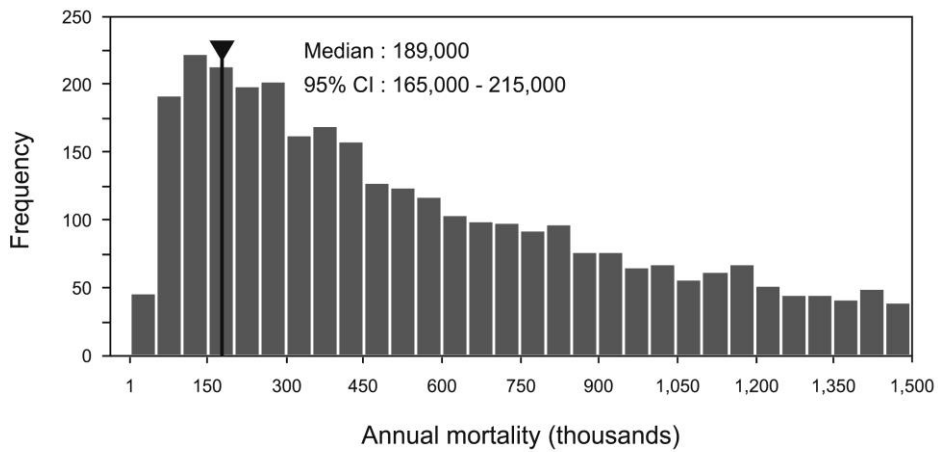


Figure 18. Estimated distribution of the total annual mortality of birds killed by collision with transparent noise barriers (TNB) in the Republic of Korea; vertical line indicates the median of the annual mortalities estimated by 10,000 iterations

V. 고찰

1. 충돌 피해 현황

1.1. 충돌 대상 구조물 현황

야생조류가 충돌할 수 있는 전국의 건물과 도로변 투명방음벽은 총 건물 약 7백만 동, 방음벽 투명부 약 1,400km로 추산되었다. 건물의 유리창 충돌 피해량 연구가 주로 이루어진 미국과 캐나다의 국토 면적(United Nations Statistics Division 2019) 및 건물(국토교통부 2018)과 비교하였을 때 우리나라 국토의 면적은 약 1/100 정도였으나 건물 수는 약 1/20 로 면적 대비 건물의 수가 두 국가에 비해 상대적으로 많다. 건물의 밀도와 야생조류 충돌 피해량의 직접적인 상관관계는 명확하지 않으나 건물에서 발산되는 야간 조명은 철새의 이동 시기에 충돌 피해량을 증가시키는 주 요인이므로 건물의 밀도가 높은 지역에서는 특정 시기에 피해가 커질 수 있다(Ogden 1996; Klem 2009b; Hager et al. 2013; Loss et al. 2019). 투명방음벽은 국내와 해외 모두 정량적인 수량 집계 자료가 존재하지 않아 상대적 비교는 어렵다. 다만 본 연구의 자료는 도로 시설 관리 주체를 통해 정보를 얻을 수 있는 수량만을 집계 및 추정한 것이므로 실제로 야생조류가 충돌할 가능성이 있는 방음벽의 수량은 더 많을 것으로 예상된다. 또한 야생조류의 충돌 피해 확률은 충돌면의 넓이와 양의 상관관계를 가지므로(Hager et al. 2013; Loss et al. 2019) 시간이 갈수록 대형 방음벽의 수가 많아지고 있는 지금의 상황은 야생조류에게 큰 위협이 될 수 있다. 야생조류의 인공구조물 충돌은 구조물과 야생조류가 공존하는 곳이라면 어디서든 발생할 수 있으므로 구조물의 절대적인 수가 많아질수록 야생조류가 충돌할 확률은 높아진다고 할 수 있다(Klem 1989). 전반적으로 건물과 방음벽 모두 지속적으로 수량이 늘어나고 있으며, 따라서 국내 야생조류의 투명구조물 충돌 위험은 증설되는 구조물의 수량에 따라 지속적으로 증가할 것으로 예상된다.

1.2. 분류군과 특성에 따른 피해량

본 조사에서 유리창 충돌 피해가 확인된 야생조류는 총 19과 30종 74개체이며 투명방음벽 충돌 피해가 확인된 야생조류는 총 24과 41종 302개체이다. 분류군별 피해량은 건물 유리창과 투명방음벽 모두에서 비둘기과의 피해량이 가장 높았으며 뒤이어 건물 유리창에서는 딱다구리과와 지빠귀과, 투명방음벽에서는 직박구리과와 참새과의 순으로 피해량이 높았다. 이러한 결과는 전반적으로 각 분류군의 신체적 조건과 비행 방식, 그리고 습성에 따른 충돌 위험도를 반영하는 것으로 추정된다. 비둘기과는 비슷한 크기의 다른 새들보다 날개에 실리는 무게가 크며 빠른 속력으로 활강(glide)하므로(Tobalske 2001) 충돌 시 높은 운동량으로 인해 충격 시 피해가 클 것으로 예상된다. 지빠귀과는 비둘기와 마찬가지로 비교적 육중한 체형을 가지고 있으며 지면이나 관목 주위를 일직선으로 빠르게 비행하기 때문에(Clement 2000) 비교적 높이가 낮은 구조물인 저층 건물의 유리창이나 투명방음벽에 충돌할 위험이 크다. 또한 딱다구리과가 선호하는 파형 비행(undulating flight)은 날개를 순간적으로 접어 개방된 공간을 직선 경로로 빠르게 이동하는 방식이므로(Rayner 1985; Rayner 1988; Tobalske et al. 2010) 방향전환이 어렵고 순간 속도가 높아 충돌 시 머리 부분에 가해지는 힘이 클 것으로 생각된다. 직박구리과와 참새과는 국내의 보편적인 인간 주거 환경의 주변에서 흔하게 서식하며 무리를 지어 생활하는 습성(박 2014; 이 등 2014)이 있어 한번에 대량의 피해가 발생하기 쉬웠을 것으로 판단된다.

피해종의 국내 서식 개체수, 이동성, 무게, 섭식 길드 범주에 따른 피해량을 일차 집계한 결과 국내 서식 개체수가 많을수록 피해량이 높았으며, 철새보다 텃새의 피해량이 높았고, 무게 약 51g-300g의 중형 종 및 지면 가까운 곳에서 섭식하는 종들에게서 많은 피해가 확인되었다. 이어 종별 특성에 따른 피해종의 군집 분석에서는 국내에서 흔하게 관찰되는 종 및 텃새 종으로만 이루어진 군집 1이 가장 높은 피해량을 보였으며, 다른 군집과의 피해량 차이가 유의하게 컸다. 서식 개체수와

이동성은 독립적인 특성이나 관찰된 텃새 피해종은 황조롱이 *Falco tinnunculus* 1종(Appendix 1)을 제외하면 모두 서식 개체수 범주 1, 2에 속한다. 따라서 두 가지 범주에서 나타난 군집 1의 종 분포 경향성은 모두 흔한 종일수록 피해량이 많다는 것을 의미한다고 해석할 수 있으며, 이는 지역에 서식하는 개체수가 많을수록 구조물 충돌 피해량이 높다는 기존 연구 결과를 지지한다 (Zbyryt et al. 2012; Loss et al 2014; Kahle et al. 2016; Wittig et al. 2017). 군집 2, 3, 4에서는 상호 간의 피해량 차이가 유의하지 않았기 때문에 해석에 한계가 있으나, 섭식 길드별 종 구성이 서로 뚜렷하게 달랐다. 가장 피해량이 많았던 군집 1은 지면 가까운 곳에서 섭식하는 종과 수관층 근처에서 섭식하는 종이 비교적 비슷한 비율로 구성되어 있었던 것에 반하여, 군집 2는 모두 지면 가까운 곳에서 섭식하는 종이었으며 군집 3은 모두 수관층 근처에서 섭식하는 종이었다. 그리고 군집 4는 맹금류 및 수변에서 섭식하는 종이 우점하였다. 이러한 결과는 섭식 시 선호하는 환경이 다른 요인에 비하여 투명구조물 충돌 피해량에 끼치는 영향이 미미하다는 것을 의미할 가능성이 있지만, 섭식 길드별로 소속된 종 개수의 차이가 크므로 확실한 결론을 내리기는 어렵다(Appendix 1).

전반적으로, 관찰된 피해종과 피해량의 분석 결과는 인공구조물 충돌 피해가 종의 특성 및 서식 개체수와 관련이 있다는 기존 연구들의 결론을 지지하고 있다(Janss 2000; Drewitt & Langston 2008; Martin 2011; Arnold & Zinks 2011; Wittig et al. 2017; Nichols et al. 2018). 그러나 구조물 충돌은 환경적 조건, 특수한 시공간적 상황, 개체 상태 등 다양한 경위에 의해 일어나는 사건이므로(Avery 1979) 일반적인 생태 특성과 일상 상황을 가정하여 고찰하는 것에는 한계가 있다. 피해의 특성을 분석하여 구조물 충돌 문제에 특히 취약하거나 취약할 것으로 예상되는 종을 파악하는 것은 보전의 우선 순위 및 보전 대책을 수립하는데 핵심적인 토대가 될 수 있다. 이를 위해서는 광범위한 지역과 환경에서의 지속적 관찰을 통해 다양한 자료를 확보하는 것이 가장 중요하다.

1.3. 설문 및 시민 참여형 자료 수집 결과와 피해종 목록

현장 조사와 설문, 시민 참여형 기록을 통해 수집한 총돌 피해종 자료를 종합한 결과 건물 유리창 177종, 투명방음벽 96종으로 총 183종의 조류가 국내에서 투명구조물 총돌에 의한 피해를 입는 것으로 확인되었다. 이는 우리나라에 기록된 총 540여 종(국립생물자원관 2017) 중에서 34.5%의 종이 투명구조물 총돌의 위협에 노출되어 있음을 의미한다. 선행 연구에 따르면 미국의 전체 조류 가운데 건물 유리창 총돌의 피해를 입는 종의 비율은 약 28%였으며(Klem 2008) 이는 본 연구에서 조사한 국내의 사례보다 낮은 수치이다. 우리나라는 북반구의 번식지와 동남아 및 남반구의 월동지를 오가는 철새들의 주요 경유지이므로 이동시기에 종 다양성이 높아 다양한 종이 총돌 피해를 입을 가능성이 크다. 또한 법적 보호종의 피해가 다수 확인된 것으로 미뤄보아 투명구조물 총돌이 국내에서 개체군 규모가 작은 멸종위기 조류의 보전에 위협이 될 수 있음을 짐작할 수 있다.

조사 방법에 따른 유리창 총돌과 방음벽 총돌 피해종의 숫자를 비교해보면 설문은 유리창 총돌 177종과 방음벽 총돌 94종, 시민 참여형 기록은 유리창 총돌 42종과 방음벽 총돌 45종으로 상이하게 나타났는데, 이는 각 조사의 주 대상 집단의 차이점 때문으로 추정된다. 총돌로 발생한 사체의 발견율은 관찰자의 조사 숙련도에 영향을 받는다(Lele et al. 2012; Borner et al. 2017). 본 연구에서 실시한 설문의 대상자는 야생조류 및 관련 분야의 전문가와 탐조인이었으므로 일반 시민에 비해 야생조류에 대한 지식이 풍부하여 총돌 사체에 대한 발견율과 종 동정 능력이 높았을 것이다. 또한 야생조류에 관련한 야외 업무 및 탐조 활동은 도시 지역보다 상대적으로 개발도가 낮은 시골 및 도서 지방에서 주로 이루어진다. 선행 연구에 따르면 인공구조물 총돌 피해량은 시골 지역이 도시 지역보다 크고(Machtans et al. 2013; Zyśk-Gorczyńska et al. 2019) 국내의 도서 지방은 철새들의 이동 기착지로서 봄·가을 이동시기에 많은 종의 야생조류가 도래하므로(빙 등 2012) 인공구조물의 총돌에 노출되는

피해종이 도시 지역에 비해 다양할 것으로 생각된다.

설문과 시민 참여형 자료수집은 조사 방법의 특성 때문에 대상 집단에 따라 자료의 내용이 달라지며, 개인의 경험에 의한 기록이라는 한계가 있어 구체적인 자료 수집이 어렵다. 그러나 넓은 지역의 사례를 수집하기에 현장 조사보다 유리하고 대상 집단이 커질수록 더 많은 자료를 모을 수 있으므로 충돌의 피해종이나 대상물과 같은 정성적 자료 조사에 효율적인 방안이 될 수 있다. 정량적인 자료 수집을 위한 현장 조사와 함께 일반인과 연구원, 관련 전문가 등이 폭넓게 참여할 수 있는 야생조류 인공구조물 충돌 모니터링 체계를 구축한다면 관련 연구를 위한 장기적인 자료 축적 및 광범위한 지역의 충돌 피해 현황 파악에 효과가 클 것으로 기대된다(Fatal Light Awareness Program Canada; <https://flap.org>).

1.4. 사체가 소실되는 요인

카메라 트랩을 이용해 관찰한 사체 소실 요인은 크게 사람의 청소와 야생동물들의 포식으로 나눌 수 있었으며, 가장 큰 비중을 차지한 것은 사람의 청소였다. 피해량에 영향을 끼치는 요인에 대하여 분석한 선행 연구에서는 대부분의 경우 도심 지역이 상대적으로 건물 밀도가 낮고 녹지가 많은 교외의 주거 지역보다 사체의 소실이 훨씬 많다고 하였다(Loss et al. 2019). 사람의 청소가 사체 소실의 가장 큰 원인으로 나타난 본 연구의 관찰 결과가 일반적인 사실이라면, 이러한 선행 연구의 결과는 도시에 위치한 건물이 청소와 건물 외관 관리가 더 빈번하게 이루어지기 때문인 것으로 해석할 수 있다. 나아가 고층 건물보다 저층의 주거용 건물의 충돌 피해량이 많은 것으로 추정된 선행 연구의 결과는 도시에 위치한 고층 건물에 더 낮은 잔존율을 적용한다면 기존의 결과와 달라질 가능성이 있을 것이다(Machtans et al. 2013; Loss et al. 2014). 그러나 현재 연구에서는 관찰 장소와 관찰 횟수의 표본수가 한정되어 있으므로 해석에 주의가 요구되며, 사체의 소실 요인에 대한 고찰을 위해서는 관찰 장소와 관찰 횟수의 충분한 표본수 및 정량적인 표본 추출이 필요하다.

관찰된 소실 요인 중 까치와 고양이는 사체를 소실시키지 않고 그 자리에서 일부를 포식하기만 하는 모습이 관찰되었다. 특히 까치는 개체의 식별이 불가능해 동일 개체인지는 알 수 없으나, 총 3 회의 포식이 관찰되는 동안 사체의 위치가 변하지 않았다. 충돌 현장에서 포식당한 후 구조물 주변에 잔존한 사체는 본 연구의 현장 조사 및 설문조사 중에서도 사례가 목격되었다. 이러한 관찰 결과는 구조물 충돌로 발생한 사체에 다른 조류가 유인되어 충돌 대상 구조물에 가까이 접근하고, 경우에 따라 구조물 인근에 머무르거나 반복적으로 방문하면서 연쇄적인 충돌 피해를 입을 수 있음을 시사한다. 사고로 발생한 야생동물의 사체에 다른 야생동물이 유인되어 입는 2 차 피해는 로드킬(Roadkill)의 사례를 통해 그 심각성이 잘 알려져 있다(Ratton et al.

2014; Schwartz et al. 2018). 그러나 투명구조물 충돌로 발생한 사체에 의한 2 차 피해에 관해서는 연구된 바가 미비한 실정이다. 따라서 충돌 대상 구조물의 정기적인 모니터링을 통해 구조물 주변의 잔존 사체에 의한 추가 피해 현황을 확인할 필요가 있으며, 구조물에 적용되는 직접적인 피해 저감 대책과 함께 잔존 사체 청소 등의 구조물 주변 환경 관리가 병행되어야 한다.

2. 피해량 추정

2.1. 전체 피해량 추정 결과

국내에서 전국 건물 유리창 충돌의 전국 연간 피해량은 약 2,420만 개체(95% 신뢰구간: 2,280만 - 2,600만 개체)로 추정되었다. 본 연구와 비슷한 추정식을 통해 건물 유리창 충돌 피해량을 추정한 미국의 연구에서는 전체 1억 3800만 동의 건물에서 매년 3억 6,500만-10억 개체의 조류가 유리창 충돌 피해를 입는 것으로 결론내렸다(Loss et al. 2014). 해당 연구에서 대상으로 삼은 미국 내 건물 수는 본 연구에서 사용한 국내 건물 수의 약 19배였으나 추정된 충돌 피해량은 약 25배로 건물 수의 차이를 감안하더라도 국내의 피해량이 상대적으로 낮게 나타났다. 전체 피해량을 전체 건물 수로 나눈 건물 당 연간 피해량 추정값은 약 3개체로 미국에서 행해진 선행 연구의 결과값들보다 대체로 낮은 수치였으나(Klem 1989; Dunn 1993; Loss et al. 2014) 캐나다에서 이루어진 선행 연구의 추정값보다는 높게 나타났다(Machtans et al. 2013).

도로변 투명방음벽 충돌의 전국 연간 피해량은 약 189,000개체(95% 신뢰구간: 165,000 - 215,000개체)로 추정되었다. 투명방음벽 충돌은 국가 규모의 피해량 연구 사례가 존재하지 않아 다양한 비교가 어렵지만, 이탈리아 한 도로의 투명방음벽에서 조사된 평균 단위피해량(0.89 ± 0.29 개체/km)은 본 연구의 평균 단위피해량(0.36 ± 1.13 개체/km)보다 높았다(Campedelli et al. 2014).

다만 이러한 단순 비교는 조사 간격을 비롯한 사체 조사 방법의 차이가 추정 피해량에 끼치는 영향을 고려하지 않은 것이므로, 현재의 결과를 통해 국내의 투명구조물 충돌 위험성을 타 지역과 직접 비교하는 것은 한계가 있다. 선행 연구에서 실시하거나 인용한 사체 조사는 조사 대상물을 1일-4일 간격으로 방문하여 피해량을 산출하였으나 본 연구에서는 대부분의 조사 구역에서 사체 조사 간격이 30일이었다. 사체 조사에 관한 여러 연구에 따르면 충돌로 발생한 야생동물의 사체는 발생한지 1-2일이 경과하며 소실 확률이 급격히 높아지며 평균 4-

5일만에 대부분이 소실된다(Byrd et al. 2009; Santos et al. 2011; Santos et al. 2016). 그러므로 특정 대상물에서 사체가 발생할 확률이 매일 균일하다고 가정하면 사체 조사를 짧은 간격으로 시행할수록 관찰되는 전체 사체의 양이 많아질 뿐 아니라 당일 사망한 사체를 관찰할 확률 또한 높아질 것이다. 실제로 본 연구의 사체 조사에서 1-2일 간격으로 조사한 구역이 30일 간격으로 조사한 구역보다 대체로 높은 단위피해량을 보였으며 피해량이 '0'으로 관찰된 곳은 30일 간격으로 조사한 구역 중에서만 발견되었다. 이를 근거로 차후 사체 조사 실행 시 조사의 간격을 4일 이내로 줄인다면 단위피해량은 높아질 것으로 예상되며, 추정의 정밀도가 올라감에 따라 전국 연간 피해량 추정값의 범위 및 대표값은 감소할 것으로 보인다.

2.2. 보정요소

건물 유리창과 투명방음벽의 피해량 추정에 공통적으로 사용한 보정요소는 발견율과 잔존율이었으며, 각각 로그 정규분포와 웨이블 분포를 보이는 것으로 나타났다. 본 연구는 실험 및 현장 조사를 통해 실측한 관찰값의 분포 추정 과정과 근거를 제시했으나 산출에 이용한 전체 표본수가 적어 적절한 분포를 특정하는데 한계가 있었다. 뒤이은 통계적 검정 또한 추출한 난수와 실제 관찰값의 분포가 서로 다르지 않다는 결과를 얻었으나 관찰한 표본수가 검정에 미친 영향을 배제할 수 없다(Lele et al. 2012). 유사한 연구 방법과 보정요소를 사용한 선행 연구에서는 관찰값의 최소-최대 범위 내 균등분포(uniform distribution)를 적용하였다(Machtans et al. 2013; Loss et al. 2014). 발견율과 잔존율 등의 보정요소로 관찰값의 최소-최대 범위 내 균등분포를 적용하는 것은 표본수가 부족하거나 자료의 형태가 일관적이지 않아 관찰값 범위 외의 분포를 특정하기 어렵고, 보정요소에 영향을 미치는 다양한 요인들을 모두 파악할 수 없는 상황에서 관찰된 정보를 합리적으로 적용할 수 있는 방안이 될 수 있다(Machtans et al. 2013; Loss et al. 2014).

투명방음벽의 양면편향은 투명한 구조물의 양면에서 발생하는 충돌에 대한 기존 연구가 없어 사례 비교가 어렵다. 다만 야생조류의 구조물 충돌 피해량은 야생조류 개체수, 식생 유무, 충돌면 면적 등 다양한 환경 요인의 영향을 받으며(Klem et al. 2004; Gelb & Delacretaz 2006; Klem 2009b; Hager et al. 2013) 방음벽의 형태와 위치 등 방음벽 자체의 특성에도 관계가 있을 수 있다. 때문에 양면편향에 대해 고찰하기 위해서는 충돌 대상 방음벽의 특성 분석이 선행되어야 하나, 양면 편향의 분석 또한 표본수의 한계가 있어 현재로서는 각 방음벽의 특성이나 주변 환경 등의 외부 변수를 고려하기 어렵다. 따라서 투명방음벽 양면의 피해량에 유의미한 차이가 없었다는 결과 또한 적은 표본수의 영향일 가능성을 배제할 수 없으며, 피해량의 편향과 여러 보정요소의 측정을 위한 실험 및 현장 방문 횟수를 늘려 충분한 표본수를 확보하는 것이 필요하다.

2.3. 피해량의 극값

사체 조사에서 관찰된 피해량의 조사 구역 간의 편차로 인해 피해량 추정에 극값이 존재하여 분포 형태의 꼬리가 매우 길게 나타났다. 이는 앞서 언급한 바와 같이 긴 조사 간격으로 인해 관찰 피해량이 해당 지역의 실제 피해량을 충분히 반영하지 못한 결과일 수 있으며, 대부분 구조물의 피해량이 낮은 것에 반해 특정 구조물에서 매우 높은 피해량이 기록된 점이 주요한 원인일 것으로 생각된다. 야생조류의 충돌은 광범위한 지역에서 발생하며 복합적인 변수의 영향을 받으므로 구조물별 피해량의 편차가 크게 나타나는 것이 일반적이다(Klem 1989; Dunn 1993; Machtans et al. 2013; Loss et al. 2014). 본 연구에서는 최종 결과값 산출에서 피해량의 대표값과 신뢰구간의 기준을 중앙값으로 정의하여 극값의 영향을 줄이고자 하였다(Loss et al. 2014). 표본의 수가 늘어날수록 추정의 정밀도가 높아져 추정값의 신뢰구간은 좁아질 것으로 판단되며, 이에 따라 향후 더 적절한 조사 간격 및 조사 횟수의 선택을 통해 충분한 표본수를 확보하여 보다 현실적인 피해량의 밀도함수를 추정해야 한다.

2.4. 추정 변수에서 건물 높이의 배제

본 연구에서는 모든 건물이 높이에 관계없이 일정한 확률로 충돌 피해를 유발한다고 가정하고 피해량을 추정하였다. 야생조류의 충돌 피해량은 충돌 면의 넓이와 비례하는 것으로 알려져 있으므로(Klem 2009; Loss et al. 2019) 다른 조건이 동일하다면 저층 건물보다 고층 건물에서 피해량이 높을 수 있는 반면, 고층 건물은 새들이 구조물을 더 명확하게 인지할 수 있어 피해량이 상대적으로 낮을 가능성도 있다. 그러나 건물 유리창을 포함한 인공구조물 충돌은 비교적 낮은 구조물에서 발생하는 피해량이 높은 구조물의 피해량보다 높다고 알려져 있으며(Dolbeer 2006; Loss 2015b), 관련 연구 사례에서도 저층 건물이 고층 건물보다 전체 피해량 및 단위피해량이 더 높은 것으로 나타났다(Machtans et al. 2013; Loss et al. 2014). 야생조류의 충돌 피해량은 구조물의 위치와 주변 환경, 시기, 조류의 서식 밀도 등 여러가지 변수의 영향을 받기 때문에 단순히 구조물 자체의 높이나 크기만으로 피해량의 규모를 설명할 수는 없다(Bevanger 1994a; Hager et al. 2013). 또한 국내의 건축물 중 약 97%의 건물은 5층(약 20m) 이하의 저층 건물이므로 고층 건물이 전국 연간 피해량에 끼치는 영향은 미미할 것으로 생각된다(국토교통부 2018). 따라서 본 연구에서는 저층 건물과 고층 건물의 피해량을 구분하는 의미가 크지 않다고 판단하여 분석에서 건물의 높이를 고려하지 않았다.

다만, 해외의 선행 연구 및 관찰 사례에서는 특정 고층 건물에서 대량의 충돌 피해가 보고된 바 있다(Ranford & Mason 1969; Gelb & Delacretaz 2006; Fatal Light Awareness Program 2019). 이는 해당 건물들이 봄·가을철 이동 시기에 철새들 이용하는 이동 통로에 위치해서 대규모 피해를 유발하는 것으로 추정된다(Klem 1989; Bracey 2011; Nichols et al. 2018). 고층 건물이 밀집해있는 대도시 중심부의 강한 조명은 주로 야간에 이동하는 철새들을 유인하여 충돌의 위험성을 더욱 높이므로 짧은 시간 내에 대량의 피해가 발생할 가능성이 높다(Ogden 1996; Klem 2009a; Hager et al. 2013; Loss et al. 2019). 따라서 고층 건물에서 발생하는

충돌 피해의 총량이 전체 피해량에 끼치는 영향은 미미할지라도 건물의 위치나 주변 환경에 따라 건물 당 피해량은 매우 클 수 있으며, 시기에 따라 특정 지점을 통과하는 철새들의 개체군에 영향을 줄 수 있다. 2018년도를 기준으로 현재 국내의 전체 건물 수에서 6층 이상 건물이 차지하는 비율은 3%가 채 되지 않는다. 그러나 이 수치는 최근 몇 년간 급속도로 늘어나고 있으며 특히 법적 고층건물의 기준인 31층 이상의 건물 수(2,325동)는 2001년(20동)에 비해 100배 이상 증가하였다(국토교통부 2018). 본 연구의 목적은 충돌 피해량의 총량을 추정하는 것이므로 건물의 높이에 따른 피해량을 연구 범위에 포함시키지 않았으나 차후 건물의 높이에 따른 피해량 및 시기별로 피해가 집중되는 건물을 파악하기 위해 광범위하고 지속적인 모니터링이 필요하다.

VI. 종합 고찰

투명구조물 충돌은 야생조류 개체수 감소의 주된 원인으로 주목받으며 전세계적으로 중요한 보전 문제로 대두되고 있다(Bevanger 1994a; Drewitt & Langston 2008; Klem 2008). 충돌 피해의 현황 조사와 지역 피해량의 추정은 지역 야생조류의 개체군이 처한 상황을 파악하고 저감 대책 수립과 사회적 인식 증진의 토대가 되는 정량적인 정보를 제공한다. 하지만 해외에서 피해 기록 및 현황 모니터링이 활발히 이루어지고 있는 것에 반하여 국내에서는 사례가 부족한 실정이다. 또한 신뢰할만한 피해량 추정 연구는 주로 북아메리카 지역에 편중되어 있다(Machtans et al. 2013; Loss et al. 2014). 본 연구는 이미 축적되어 있는 자료를 바탕으로 분석한 해외의 선행 연구들과 달리 기존 자료가 거의 없는 국내에서 최초로 전국적인 현장 조사를 수행하여 충돌 피해종과 현황을 파악하였으며, 이를 바탕으로 연간 전체 피해량을 추정했다는 데 그 의의가 있다.

그러나 충돌 피해가 국내 조류 개체군에 실제로 어느 정도의 영향을 끼치는지에 관하여는 현재의 연구로 알 수 없다. 구조물 충돌로 인한 조류의 사망이 지역의 조류 개체군 변동에 유의한 영향을 끼치지 않는다는 과거 연구 사례가 있지만(Arnold & Zink 2011) 이는 종별 개체수의 증감 추세와 구조물 충돌 피해량의 상관관계만을 고려한 결과이다. 야생조류의 개체군 변동에는 다양한 요인이 작용하므로, 어떤 종이 충돌 피해의 영향을 크게 받는다 해도 그것이 개체군 감소 경향으로 직접 이어지는 않는다(Shaub et al. 2011). 따라서 실제 조류 개체군이 구조물 충돌 피해로 받는 영향을 정확히 파악하기 위해서는 개체군 변동에 영향을 주는 다른 다양한 요인들을 먼저 적용해야 한다(Shaub et al. 2011). 해외에서는 오랜 기간 축적된 지역별 개체군 변동 자료를 이용해 종별 충돌 위험도에 관한 다양한 분석이 시도되고 있다(Lucas et al. 2008; Cook & Blumstein 2013; Loss et al. 2014; Wittig et al. 2017).

국내의 야생조류 개체군 관련 자료는 대부분 관찰 빈도에 따른 상대적 희귀도 평가 및 일부 겨울철새 정보에 한정되어 있으며 종별 개체군의 증감이나 사망 원인에 관한 자료는 부족한 실정이다. 공개되어있는 일부 관찰 자료는 과편화되어 있어 가용성이 떨어지고 일 년 중 일부 시기에만 조사가 수행되어 전체 개체군 규모를 추정하기에 어려움이 있다(국립생물자원관 2017; 국립생태원 2018). 따라서 국내에서 야생조류가 구조물 충돌로 인해 입는 피해의 영향을 알기 위해서는 종별 개체군 변동의 현황과 원인에 관한 장기적인 조사 자료의 축적 및 원활한 공유 체계가 필요하다.

사체 조사에서 확인된 피해량은 국내 환경에서 사계절 내내 보편적으로 관찰되며 상대적으로 보전 순위가 낮은(International Union for Conservation of Nature 2019) 종에 집중되었다. 이는 해당 종들이 그렇지 않은 종보다 전체 개체수가 많고 시기에 관계없이 구조물 주변 서식 밀도가 높기 때문으로 추정된다(Hager et al. 2013). 그러나 이러한 결과가 국내의 투명구조물 충돌이 조류 개체군 보전에 제한적인 영향만을 준다는 것을 의미하지는 않는다. 특정한 종이 흔하다는 것은 주변 환경에 가장 잘 적응하였다는 의미이며(Smith et al. 2012) 그 지역의 생태계에서 수행하는 역할이 크다고 해석할 수 있다. 특히 일 년 내내 비슷한 지역에 서식하는 텃새들은 해당 지역의 환경 요소 및 다른 생물들과 지속적인 상호작용을 하므로(Gaston 2008; Gaston & Fuller 2008) 개체수가 일정 수준보다 감소할 경우 생태계에 큰 영향을 미칠 가능성이 있다(Gaston 2010).

이 연구에서는 집계 가능한 투명구조물만을 대상으로 하였으므로 실제 피해종과 피해량은 더 많을 것으로 보이며, 현재까지의 추세와 같이 시간이 지날수록 투명구조물의 수가 증가한다면 충돌 피해 또한 더욱 늘어날 수 있다. 따라서 향후 야생조류의 피해를 줄이기 위해서는 충돌 대상 구조물에 대한 관리 대책이 시급히 필요하다. 이를 위하여 첫째, 야생조류의 충돌이 발생할 수 있는 구조물들의 현황 조사가

이루어져야 한다. 건물 유리창의 경우 건물이 국가의 건축물 통계 대상에 포함되어 대략적인 현황 파악이 가능하나 방음벽은 전국적인 집계 자료가 거의 존재하지 않는 상황이다. 이는 투명방음벽뿐 아니라 국가 통계에 집계되지 않는 미등록 건물, 투명한 재질의 지하철 출입구, 버스 정류장, 공중전화부스, 자전거 보관소 등 야생조류 충돌의 가능성이 있는 다양한 기타 투명구조물들이 해당하는 문제이다. 따라서 정량적인 모니터링을 통해 지역별 투명구조물들의 수량, 상태, 그리고 추가 건설 현황을 지속적으로 기록하여야 한다. 둘째, 건설되어 있는 기존의 투명구조물을 대상으로 한 관리 방안이 필요하다. 지역별 기존 구조물의 충돌 피해를 모니터링함과 동시에 적절한 피해저감처리를 적용하여야 한다. 이미 시공이 완료된 투명구조물에 사용할 수 있는 피해저감방안으로는 가로 10cm, 세로 5cm 미만 간격의 조밀하고 균일한 시각적 패턴을 적용하거나 약 10cm 간격으로 직경 3mm 이상의 줄을 외벽에 드리우는 기법(Klem & Saenger 2013), 그리고 자외선을 흡수 혹은 반사하는 필름 혹은 타공 필름을 부착하는 기법(Klem 2009a; Sheppard et al. 2016) 등이 있다. 이러한 방안은 구조물에 적용하였을 시 충돌하는 야생조류의 개체수가 유의하게 감소하여 피해저감의 효과가 입증되어 있다. 셋째, 새로이 건설되는 투명구조물의 수량을 제한하며 건설 시 피해저감처리를 의무화해야 한다. 철새의 이동 경로가 집중되는 구역에서는 대량의 충돌 피해가 발생할 수 있으므로(Ranford & Mason 1969; Gelb & Delacretaz 2006) 투명구조물의 신규 건설을 제한하여야 한다. 또한 구조물의 설계 시부터 야생조류 충돌의 가능성을 고려해 투명하거나 반사가 심한 자재의 사용을 지양하며, 사용 시 자외선 흡수 및 반사 패턴 유리 등의 피해저감처리 자재를 시공하거나 시공 직후 피해저감방안을 적용하도록 규제하여야 한다(Sheppard et al. 2011).

건물은 사유재산의 성격이 강하여 외부인 조사원의 탐색이 자유롭지 못하며, 방음벽 외 기타 투명구조물은 위치 정보와 관리 주체가 불분명한 경우가 있어 한정된 정보와 인력만으로 현황을 파악하는데

한계가 있다. 기존 구조물 및 신설 구조물에 피해저감방안을 적용하는 것 또한 구조물의 소유주나 이용 주민과의 갈등을 빚을 수 있다. 지역 시민들의 자발적인 참여는 이러한 문제점들의 돌파구가 될 수 있다(Cooper et al. 2007; Kummer et al. 2016). 거주 지역의 투명구조물과 야생조류 충돌 피해를 지속적으로 기록하고 공유하는 시민과학 모니터링을 활용한다면 한정된 자원으로 광범위한 시공간적 자료의 수집이 가능하다. 또한 지역의 보전 문제에 대한 자료 수집 과정에 시민들이 직접 참여함으로써 지역 생태계에 대한 관심과 인식 증진을 이끌어낼 수 있으며, 이는 투명구조물의 피해저감처리에 대한 사회적 정착 및 법제화 추진에 많은 도움이 될 수 있다. 시민과학 모니터링이 효율적으로 기능하기 위해서는 시민들의 참여를 독려하는 것뿐 아니라, 체계적인 연구 설계와 조사 결과 피드백, 그리고 지역 사회 간 소통을 지원하는 연구자의 역할이 중요하다(Loss et al. 2015b). 따라서 일반 시민과 연구원, 관련 전문가 등이 폭넓게 참여할 수 있는 지역별 야생조류 구조물 충돌 모니터링 체계를 구축한다면 광범위한 지역의 충돌 피해 현황 파악 및 관련 연구를 위한 장기적인 자료 축적에 효과가 클 것으로 기대된다.

VII. 결 론

국내의 건물 유리창과 도로변 투명방음벽을 대상으로 야생조류의 투명 구조물 충돌 피해 현황을 파악하고, 이를 바탕으로 전국 연간 피해량을 추정한 결과는 다음과 같다.

1. 2018년 자료를 기준으로 야생조류 충돌 피해를 유발할 수 있는 국내 건물의 총 수량은 7,191,912 동이었으며 도로변 투명방음벽의 총 길이는 1,420.94km 였다. 두 구조물 모두 매년 수량이 증가하는 추세를 보였다.
2. 2017년 12월부터 2018년 9월까지 월 1-2회의 현장 사체 조사를 통하여 건물 유리창 22개 구역, 도로변 투명방음벽 24개 구역에서 피해량을 파악한 결과 건물 유리창 충돌 30종 74개체, 투명방음벽 충돌 41종 302개체의 피해가 확인되었다. 계층적 군집 분석 방법을 통해 국내 서식 개체수, 이동성, 무게, 섭식 길드 등의 종별 특성에 따른 피해량 차이를 분석하였을 때 국내에서 흔하게 관찰되며 텃새에 속하는 종으로 구성된 군집이 다른 군집에 비하여 피해량이 유의하게 높은 것으로 나타났다. 이는 인공구조물 충돌이 종의 특성 및 서식 개체수와 관련이 있다는 많은 기존 연구들의 결론을 지지하는 결과이다.
3. 현장 사체 조사, 설문조사, 시민 참여형 기록으로 수집된 전국의 피해종 정보를 종합한 결과 건물 유리창 충돌 177종, 투명방음벽 충돌 96종으로 법정 보호종 15종을 포함하여 총 183종의 조류가 국내에서 투명구조물 충돌의 피해를 입는 것으로 나타났다.
4. 사체의 소실 과정을 관찰한 결과 사람에 의한 청소가 가장 많은

소실을 발생시켰으며 그 외 너구리, 큰부리까마귀, 개미류, 까치, 들고양이가 사체에 접근 및 포식하는 것이 관찰되었다.

5. 현장 사체 조사를 통해 산출한 단위피해량, 발견율, 잔존율의 분포와 양면 편향, 전국의 충돌 대상물 수량을 추정식에 적용한 결과 전국 건물 유리창 충돌의 전국 연간 피해량은 약 2,420만 개체(95% 신뢰구간: 2,280만 - 2,600만 개체)이며(Figure 17) 도로변 투명방음벽 충돌의 전국 연간 피해량은 약 189,000개체(95% 신뢰구간: 165,000 - 215,000개체)로 추정되었다. 이는 집계가 가능한 투명구조물만을 조사 대상으로 하여 추정한 결과이므로 실제 피해량은 더 클 수 있으며, 표본의 수가 늘어날수록 추정의 정밀도가 높아져 추정값의 신뢰구간은 좁아질 것으로 판단된다.

6. 이 연구는 정량적인 방법을 통해 국내 야생조류가 투명구조물 충돌로 입는 피해의 현황을 파악하고 전국 연간 피해량을 추정하였지만, 국내 조류 개체군 변동에 관한 자료 부족으로 인해 국내의 투명구조물 충돌 피해가 실제로 조류 개체군에 어떤 영향을 끼치는지는 알 수 없다. 따라서 그러나 투명구조물 충돌은 야생조류와 구조물이 함께 존재하는 장소라면 어디에서든 발생할 수 있으며, 적응도에 관계없이 개체를 도태시킬 수 있는 비선택적 사건이라는 점에서 야생조류의 보전에 치명적인 문제이다. 또한 충돌에 취약한 일부 분류군의 반복적인 개체수 감소는 지역 생태계에도 장기적인 피해를 줄 수 있다.

7. 투명구조물 충돌 피해는 국내 야생조류의 보전에서 심각한 문제로서 다루어져야 하며, 지속적인 현황 파악과 피해저감 대책 마련을 위해 충돌 대상 구조물 및 충돌 피해를 입는 야생조류에 대한 지속적 모니터링을 통해 정량·정성적 자료의 축적이 이루어져야 한다. 한편, 충돌 피해의 저감을 위해서는 투명구조물의 추가 건설을 제한하며 피해저감처리를 의무화하는 법적 규제가 마련되어야 한다. 시민과

전문가가 함께 참여할 수 있는 야생조류 충돌 피해 모니터링 체계를 구축한다면 정책적 논의의 바탕이 되는 시민 인식 증진과 더불어, 학술 연구를 위한 광범위한 지역의 피해 자료 축적에 효과가 클 것으로 기대된다.

인용 문헌

- 국립생물자원관. 2017. 국가생물종목록. 국립생물자원관, 인천.
- 국립생물자원관. 2017. 2016-2017 년도 겨울철 조류 동시 센서스. 국립생물자원관, 인천.
- 국립생태원. 2018. 제 4 차 전국자연환경조사. 국립생태원, 서천.
- 국토교통부. 2018. 건축물통계. 국토교통부, 세종.
- 네이처링. 2017. www.naturing.net. (2020. 1. 1).
- 박종길. 2014. 야생조류 필드 가이드. 자연과 생태, 서울.
- 유승화, 이기섭, 박종화. 2010. 철원지역 두루미류의 사고사례 및 전선충돌 원인분석. 한국조류학회지, 17(4), 331-343.
- 이우신, 구대회, 박진영. 2014. 한국의 새. LG 상록재단, 서울.
- 빙기창, 최창용, 남현영, 박종길, 홍길표, 김성진, 채희영, 최영복. 2012. 중간기착지에서 조류 사인에 대한 고찰. 한국조류학회지, 19(1), 23-31.
- Agarwal, P., Alam, M. A., & Biswas, R. 2010. A hierarchical clustering algorithm for categorical attributes. In 2010 Second International Conference on Computer Engineering and Applications (Vol. 2, pp. 365-368). IEEE.
- Aho, K. 2019. asbio: A collection of statistical tools for biologists. R package version 1.5-5. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=asbio> (2020. 1. 1)
- Akman, O., Comar, T., Hrozencik, D., Gonzales, J. 2019. Chapter 11 - Data clustering and self-organizing maps in biology. Editor(s): Robeva, R., Macauley, M. In: MSE/Mathematics in Science and Engineering, Algebraic and

Combinatorial Computational Biology, Academic Press.

- Arnold, T. W., Zink, R. M. 2011. Collision mortality has no discernible effect on population trends of North American birds. *PloS one*, 6(9).
- Avery, M. L. 1979. Review of avian mortality due to collisions with manmade structures. Wildlife Damage Management, Internet Center for Bird Control Seminars Proceedings, 10.
- Banks, R. C. 1976. Reflective plate glass-a hazard to migrating birds. *Bioscience*, 26(6), 414.
- Bartón, K. 2018. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.42.1. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn> (2020. 1. 1)
- Barrientos, R., Martins, R. C., Ascensão, F., D'Amico, M., Moreira, F., & Borda-de-Água, L. 2018. A review of searcher efficiency and carcass persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. *Biological conservation*, 222, 146-153.
- Bayne, E. M., Scobie, C. A., & Rawson-Clark, M. 2012. Factors influencing the annual risk of bird–window collisions at residential structures in Alberta, Canada. *Wildlife Research*, 39(7), 583-592.
- Beaulaurier, D. L. 1981. Mitigation of bird collisions with transmission lines (No. DOE/BP/02010-T1). Western Interstate Commission for Higher Education, Boulder, CO (USA).
- Bellebaum, J., Korner-Nievergelt, F., Dürr, T., Mammen, U. 2013. Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation*, 21(6), 394–400.
- Bevanger, K. (1994a). Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigating measures. *Ibis*, 136(4), 412–425.

- Bevanger, K. 1994b. Three questions on energy transmission and avian mortality. *Fauna Norvegica, Serie C: Cinclus*, 17(2), 107–114.
- Bevanger, K. 1998. Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biological conservation*, 86(1), 67-76.
- Borner, L., Duriez, O., Besnard, A., Robert, A., Carrere, V., & Jiguet, F. 2017. Bird collision with power lines: estimating carcass persistence and detection associated with ground search surveys. *Ecosphere*, 8(11), e01966.
- Bracey, A. M. 2011. Window related avian mortality at a migration corridor.. Retrieved from the University of Minnesota Digital Conservancy, <http://hdl.handle.net/11299/108812>.
- Byrd, G.V., Reynolds, J. H., Flint, P. L. 2009. Persistence rates and detection probabilities of bird carcasses on beaches of Unalaska Island, Alaska, following the wreck of the M/V Selendang Ayu. *Marine Ornithology*, 37(3), 197–204.
- Campedelli, T., Londi, G., Cutini, S., Donati, C., Florenzano, G. T. 2014. Impact of noise barriers on birds. A case study along a Tuscany highway. *Avocetta*, 37-39.
- Clement, P., Hethway, R. 2000. Thrushes. Boston, Princeton University Press.
- Cook, T. C., Blumstein, D. T. 2013. The omnivore's dilemma: Diet explains variation in vulnerability to vehicle collision mortality. *Biological Conservation*, 167, 310–315.
- Cooper, C. B., Dickinson, J., Phillips, T., & Bonney, R. 2007. Citizen science as a tool for conservation in residential ecosystems. *Ecology and Society*, 12(2).
- Cormack, R. M. 1971. A Review of Classification. *Journal of the Royal Statistical Society, Series A*, 134(3), 321-367.
- Diehl, R. H. 2013. The airspace is habitat. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(7),

377–379.

- Dinno, A. 2017. dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. R package version 1.3.5. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test> (2020. 1. 1)
- Drewitt, A. L., Langston, R. H. W. 2008. Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134, 233–266.
- Dolbeer, R. A. 2006. Height distribution of birds recorded by collisions with civil aircraft. *The Journal of Wildlife Management*, 70(5), 1345–1350.
- Dunn, E. H. 1993. Bird mortality from striking residential windows in winter (mortalidad de aves ocasionada por choques con ventanas durante el invierno). *Journal of Field Ornithology*, 64(3), 302-309.
- Erickson, W. P., Johnson, G. D., & David Jr, P. 2005. A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions. Editor(s): Ralph, C., Rich, Terrell. In: *Bird Conservation Implementation and Integration in the Americas: Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference*. 2002 March 20-24; Asilomar, California, Volume 2 Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191. Albany, CA: US Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. Vol. 191. 1029-1042.
- Faanes, C. A. 1987. Bird behavior and mortality in relation to power lines in prairie habitats (No. TR-7). Fish and wildlife service. Washington DC.
- Fatal Light Awareness Program. 2019. Global bird collision mapper. Retrieved from <https://birdmapper.org/app/> (2020. 1. 1)
- Gaston, K. J. 2008. Biodiversity and extinction: The importance of being common. *Progress in Physical Geography*, 32(1), 73–79.

- Gaston, K. J., Fuller, R. A. 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(1), 14–19.
- Gaston, K. J. 2010. Valuing common species. *Science*, 327(5962), 154–155.
- Gelb, Y., Delacretaz, N. 2006. Avian window strike mortality at an urban office building. *The Kingbird*, 56(3), 190–198.
- Gill, F. B. 2007. *Ornithology*. Macmillan.
- Hager, S. B., Cosentino, B. J., McKay, K. J., Monson, C., Zuurdeeg, W., & Blevins, B. 2013. Window area and development drive spatial variation in bird-window collisions in an urban landscape. *PloS one*, 8(1).
- Hager, S. B., Cosentino, B. J. 2014. Surveying for bird carcasses resulting from window collisions: a standardized protocol (No. e406v1). *PeerJ PrePrints*.
- Herve, M. 2019. *RVAideMemoire: Testing and Plotting Procedures for Biostatistics*. R package version 0.9-73. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=RVAideMemoire> (2020. 1. 1)
- Horton, K. G., Van Doren, B. M., Stepanian, P. M., Farnsworth, A., Kelly, J. F. 2016. Where in the air? Aerial habitat use of nocturnally migrating birds. *Biology Letters*, 12(11)
- Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & Kirwan, G. 2014. *Handbook of the birds of the world alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Retrieved from <http://www.hbw.com/> (2020. 1. 1).
- Hull, C. L., Muir, S. 2010. Search areas for monitoring bird and bat carcasses at wind farms using a Monte-Carlo model. *Australasian Journal of Environmental Management*, 17(2), 77–87.
- Janss, G. F. E. 2000. Avian mortality from power lines: A morphologic approach of a species-specific mortality. *Biological Conservation*, 95(3), 353–359.

- Jenkins, A. R., Smallie, J. J., & Diamond, M. 2010. Avian collisions with power lines: a global review of causes and mitigation with a South African perspective. *Bird Conservation International*, 20(3), 263-278.
- Kahle, L. Q., Flannery, M. E., Dumbacher, J. P. 2016. Bird-window collisions at a west-coast urban park museum: Analyses of bird biology and window attributes from golden gate Park, San Francisco. *PLoS ONE*, 11(1), 1–22.
- Klem Jr., D. 1989. Bird-window collisions. *Wilson Bulletin*. 101.
- Klem Jr, D. 1990. Bird Injuries, cause of death, and recuperation from collisions with windows (Heridas, Causas de Muerte y Restablecimiento de Aves que Chocan con Ventanas). *Journal of Field Ornithology*, 115-119.
- Klem Jr, D., Keck, D. C., Marty, K. L., Ball, A. J. M., Niciu, E. E., & Platt, C. T. 2004. Effects of window angling, feeder placement, and scavengers on avian mortality at plate glass. *The Wilson Journal of Ornithology*, 116(1), 69-73.
- Klem Jr., D. 2008. Avian mortality at windows: the second largest human source of bird mortality on Earth. *Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference: Tundra to Tropics*, 244–251.
- Klem Jr., D. 2009a. Collisions between birds and windows: Mortality and prevention (Colisiones de Pájaros con Ventanas: Mortalidad y Prevención). *Association of Field Ornithologists Stable U*, 61(1), 120–128.
- Klem Jr., D. 2009b. Preventing bird – window collisions. *The Wilson Journal of Ornithology*, 2(121), 314–321.
- Klem Jr, D., & Saenger, P. G. 2013. Evaluating the effectiveness of select visual signals to prevent bird-window collisions. *The Wilson Journal of Ornithology*, 125(2), 406-411.
- Korner-Nievergelt, F., Brinkmann, R., Niermann, I., & Behr, O. 2013. Estimating

bat and bird mortality occurring at wind energy turbines from covariates and carcass searches using mixture models. *PloS one*, 8(7).

Kummer, J. A., Bayne, E. M. 2015. Bird feeders and their effects on bird-window collisions at residential houses. *Avian Conservation and Ecology*, 10(2).

Kummer, J. A., Bayne, E. M., & Machtans, C. S. 2016. Use of citizen science to identify factors affecting bird – window collision risk at houses Use of citizen science to identify factors affecting bird – window collision risk at houses. *The Condor*, 118(3), 624–639.

Lambertucci, S. A., Shepard, E. L. C., Wilson, R. P. 2015. Human-wildlife conflicts in a crowded airspace. *Science*, 348(6234), 502–504.

Lele, S. R., Moreno, M., Bayne, E. 2012. Dealing with detection error in site occupancy surveys: What can we do with a single survey? *Journal of Plant Ecology*, 5(1), 22–31.

Loss, S. R., Will, T., Loss, S. S., Marra, P. P. 2014. Bird–building collisions in the United States: Estimates of annual mortality and species vulnerability. *The Condor*, 116(1), 8–23.

Loss, S. R., Will, T., & Marra, P. P. 2015a. Direct mortality of birds from anthropogenic causes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46.

Loss, S. R., Loss, S. S., Will, T., Marra, P. P. 2015b. Linking place-based citizen science with large-scale conservation research: A case study of bird-building collisions and the role of professional scientists. *Biological Conservation*, 184, 439–445.

Loss, S. R., Lao, S., Eckles, J. W., Anderson, A. W., Blair, R. B., & Turner, R. J. 2019. Factors influencing bird-building collisions in the downtown area of a major North American city. *PloS one*, 14(11).

- Lucas, M., Janss, G. F. E., Whitfield, D. P., Ferrer, M. 2008. Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), 1695–1703.
- Machtans, C. S., Wedeles, C. H. R., & Bayne, E. M. 2013. A first estimate for Canada of the number of birds killed by colliding with building windows. *Avian Conservation and Ecology*, 8(2), 6.
- Machtans, C. S., Thogmartin, W. E. 2014. Understanding the value of imperfect science from national estimates of bird mortality from window collisions. *The Condor*, 116(1), 3–7.
- Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, M., Hornik, K. 2018. cluster: Cluster analysis basics and extensions. R package version 2.0.7-1.
- Martin, G. R., & Shaw, J. M. 2010. Bird collisions with power lines: failing to see the way ahead?. *Biological Conservation*, 143(11), 2695-2702.
- Martin, G. R. 2011. Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis*, 153(2), 239-254.
- Microsoft Corporation. 2018. Microsoft Excel. Retrieved from <https://office.microsoft.com/excel> (2020. 1. 1)
- Mitrus, C., Zbyryt, A. 2018. Reducing avian mortality from noise barrier collisions along an urban roadway. *Urban Ecosystems*, 21(2), 351–356.
- Moore, N., Ha, J., Seo, H. 2018. The Birds Korea checklist. *Birds Korea*.
- Nichols, K. S., Homayoun, T., Eckles, J., & Blair, R. B. 2018. Bird-building collision risk: An assessment of the collision risk of birds with buildings by phylogeny and behavior using two citizen-science datasets. *PloS one*, 13(8).
- Ogden, L. J. E. 1996. Collision course: the hazards of lighted structures and windows to migrating birds. *Fatal Light Awareness Program (FLAP)*, 3.

- Osborn, R. G., Higgins, K. F., Usgaard, R. E., Dieter, C. D., & Neiger, R. D. 2000. Bird mortality associated with wind turbines at the Buffalo Ridge Wind Resource Area, Minnesota. *The American Midland Naturalist*, 143(1), 41-52.
- Ponce, C., Alonso, J. C., Argandoña, G., García Fernández, A., & Carrasco, M. 2010. Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. *Animal Conservation*, 13(6), 603-612.
- Ranford, R. B., & Mason, J. E. 1969. Nocturnal migrant mortalities at the Toronto-Dominion Center. *The Ontario Field Biologist*, 23, 26-29.
- Ratton, P., Secco, H., & Da Rosa, C. A. 2014. Carcass permanency time and its implications to the roadkill data. *European journal of wildlife research*, 60(3), 543-546.
- Rayner, J. M. V. 1985. Bounding and undulating flight in birds. *Journal of Theoretical Biology*, 117(1), 47-77.
- Rayner, J. M. (1988). Form and function in avian flight. In *Current ornithology* (pp. 1-66). Springer, Boston, MA.
- R Core Team 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Retrieved from <https://www.R-project.org/> (2020. 1. 1)
- RStudio Team 2016. RStudio: Integrated development for R. RStudio, Inc., Boston. Retrieved from <http://www.rstudio.com/>
- Rigby, R. A., & Stasinopoulos, D. M. 2005. Generalized additive models for location, scale and shape. *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)*, 54(3), 507-554.
- Rokach L., Maimon O. 2005. Clustering Methods. In: Maimon O., Rokach L. (eds) *Data mining and knowledge discovery handbook*. Springer, Boston, MA

- Ruckdeschel, P., Kohl, M., Stabla, T., Camphausen, F. 2006. S4 Classes for distributions. R News, 6(2), 2-6. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/doc/Rnews/> (2020. 1. 1)
- Santos, S. M., Carvalho, F., Mira, A. 2011. How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. PLoS ONE, 6(9).
- Santos, R. A. L., Santos, S. M., Santos-Reis, M., de Figueiredo, A. P., Bager, A., Aguiar, L. M., & Ascensao, F. 2016. Carcass persistence and detectability: reducing the uncertainty surrounding wildlife-vehicle collision surveys. PloS one, 11(11).
- Schwartz, A. L., Williams, H. F., Chadwick, E., Thomas, R. J., & Perkins, S. E. 2018. Roadkill scavenging behaviour in an urban environment. Journal of Urban Ecology, 4(1).
- Shaub, M., Kéry, M., Korner, P., Korner-Nievergelt, F. 2011. Collision mortality has no discernible effect on population trends of North American birds -critique. PLoS ONE, 6(9), 1–6.
- Sheppard, C., Fry, M., Parr, M., & Law, A. 2011. Bird-friendly building design. American Bird Conservancy (ABC).
- Smallwood, K. S. 2007. Estimating wind turbine-caused bird mortality. The Journal of Wildlife Management, 71(8), 2781-2791.
- Smallwood, K. S., Thelander, C. 2008. Bird mortality in the atamont pass wind resource area, California. Journal of Wildlife Management, 72(1), 215–223.
- Smith, T. M., Smith, R. L., & Waters, I. 2012. Elements of ecology. Benjamin Cummings.
- Stevens, B. S., Dennis, B. 2013. Wildlife mortality from infrastructure collisions:

Statistical modeling of count data from carcass surveys. *Ecology*, 94(9), 2087–2096.

International Union for Conservation of Nature. 2019. The IUCN redlist of threatened species. Retrieved from <https://www.iucnredlist.org/> (2020. 1. 1)

Tobalske, B. W. 2001. Morphology, velocity, and intermittent flight in birds. *American Zoologist*, 41(2), 177–187.

Tobalske, B. W., Hearn, J. W. D., Warrick, D. R. 2010. Aerodynamics of intermittent bounds in flying birds. *Animal Locomotion*, 401–411.

Townsend, C. W. (1931). Tragedies among yellow-billed cuckoos. *The Auk*, 48(4), 602-602.

United Nations Statistics Division. 2019. Environment-Land. Retrieved from <http://data.un.org/Default.aspx>.

Venables, W. N., Ripley, B. D. 2002. *Modern applied statistics with S*. Fourth edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0

Veltri, C. J., & Klem Jr, D. 2005. Comparison of fatal bird injuries from collisions with towers and windows. *Journal of Field Ornithology*, 76(2), 127-133.

Ward Jr, H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association*, 58, 236–244.

Weir, R. D. 1976. Annotated bibliography of bird kills at man-made obstacles: a review of the state of the art and solutions. Department of Fisheries and the Environment. Canadian Wildlife Service, Ontario Region.

Wickham, H., Bryan, J. 2018. readxl: Read excel files. R package version 1.1.0. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=readxl> (2020. 1. 1)

Willson, M. F. 1974. Avian community organization and habitat

structure. *Ecology*, 55(5), 1017-1029.

Wittig, T. W., Cagle, N. L., Ocampo-Peñuela, N., Winton, R. S., Zambello, E., Lichtneger, Z. 2017. Species traits and local abundance affect bird-window collision frequency. *Avian Conservation and Ecology*, 12(1).

Yee, T. W. 2019. VGAM: Vector Generalized Linear and Additive Models. R package version 1.1-1. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=VGAM> (2020. 1. 1)

Zbyryt, A., Suchowolec, A., & Siuchno, R. 2012. Species composition of birds colliding with noise barriers in Białystok (North-Eastern Poland). *International Studies on Sparrows*, 36(1), 88-94.

Zyśk-Gorczyńska, E., Skórka, P., Żmihorski, M. 2019. Graffiti saves birds: A year-round pattern of bird collisions with glass bus shelters. *Landscape and Urban Planning*, 193(December 2018), 1–7.

부록
(Appendix 1, 2)

Appendix 1. Species-specific features of the birds killed by collision; population status, migration status, body mass and foraging guilds.

Scientific name	Korean name	¹ Cluster	² Population status	³ Migration status	⁴ Body mass	⁵ Foraging guild	<u>No. of carcasses by collision</u>		
							Window	TNB	Total
<i>Streptopelia orietalis</i>	멧비둘기	1	1	res	M	A	13	71	84
<i>Microscelis amaurotis</i>	직박구리	1	1	res	M	B	4	39	43
<i>Passer montanus</i>	참새	1	1	res	S	A	2	38	40
<i>Parus minor</i>	박새	1	1	res	S	B	6	13	19
<i>Cyanopica cyanus</i>	물까치	1	2	res	M	B	0	16	16
<i>Aegithalos caudatus</i>	오목눈이	1	1	res	S	B	0	12	12
<i>Paradoxornis webbianus</i>	붉은머리오목눈이	1	1	res	S	A	2	10	12
<i>Pica pica</i>	까치	1	1	res	M	A	1	10	11
<i>Anthus hodgsoni</i>	HINGUNG새	2	1	mig	S	A	4	7	11
<i>Zoothera aurea</i>	호랑지빠귀	2	2	mig	M	A	4	6	10
<i>Columba livia var. domestica</i>	집비둘기	1	2	res	M	A	5	4	9
<i>Dendrocopos major</i>	오색딱다구리	1	1	res	M	B	4	4	8
<i>Picus canus</i>	청딱다구리	1	2	res	M	B	5	2	7
<i>Emberiza elegans</i>	노랑턱멧새	1	1	res	S	A	1	6	7
<i>Turdus hortulorum</i>	되지빠귀	2	2	mig	M	A	1	5	6
<i>Parus palustris</i>	쇠박새	1	1	res	S	B	0	6	6
<i>Regulus regulus</i>	상모솔새	3	2	mig	S	B	1	5	6
<i>Turdus pallidus</i>	흰배지빠귀	2	1	mig	M	A	3	2	5
<i>Eophona migratoria</i>	밀화부리	3	3	mig	S	B	1	4	5
<i>Carduelis spinus</i>	검은머리방울새	3	1	mig	S	B	0	5	5
<i>Parus ater</i>	진박새	1	1	res	S	B	0	5	5
<i>Alcedo atthis</i>	물총새	4	3	mig	S	D	0	4	4
<i>Dendrocopos kizuki</i>	쇠딱다구리	1	1	res	S	B	0	4	4
<i>Garrulus glandarius</i>	어치	1	1	res	M	A	1	2	3

<i>Phoenicurus aureoreus</i>	딱새	1	1	res	S	A	1	2	3
<i>Scolopax rusticola</i>	멧도요	2	4	mig	M	A	2	0	2
<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	큰유리새	3	2	mig	S	B	2	0	2
<i>Emberiza tristrami</i>	흰배멧새	2	3	mig	S	A	1	1	2
<i>Parus varius</i>	곤줄박이	1	1	res	S	B	0	2	2
<i>Prunella montanella</i>	멧종다리	2	2	mig	S	A	2	0	2
<i>Phylloscopus coronatus</i>	산솔새	3	2	mig	S	B	0	2	2
<i>Ardea cinerea</i>	왜가리	4	2	mig	L	D	0	1	1
<i>Phasianus colchicus</i>	꿩	1	1	res	L	A	0	1	1
<i>Accipiter gentilis</i>	참매	4	3	mig	L	C	1	0	1
<i>Corvus macrorhynchos</i>	큰부리까마귀	1	1	res	L	A	1	0	1
<i>Falco tinnunculus</i>	황조롱이	4	3	res	M	C	0	1	1
<i>Ninox scutulata</i>	솔부엉이	4	3	mig	M	C	0	1	1
<i>Dendrocopos leucotos</i>	큰오색딱다구리	1	2	res	M	B	0	1	1
<i>Cuculus canorus</i>	빼꾸기	3	2	mig	M	B	0	1	1
<i>Otus sunia</i>	소쩍새	4	3	mig	M	C	0	1	1
<i>Oriolus chinensis</i>	피꼬리	3	2	mig	M	B	1	0	1
<i>Turdus naumanni</i>	노랑지빠귀	2	2	mig	M	A	1	0	1
<i>Cettia diphone</i>	휘파람새	2	3	mig	S	A	0	1	1
<i>Fringilla montifringilla</i>	되새	3	1	mig	S	B	0	1	1
<i>Motacilla alba leucopsis</i>	알락할미새	2	1	mig	S	A	1	0	1
<i>Sitta europaea</i>	동고비	1	1	res	S	B	0	1	1
<i>Terpsiphone atrocaudata</i>	긴꼬리딱새	3	4	mig	S	B	0	1	1
<i>Ficedula mugimaki</i>	노랑딱새	3	3	mig	S	B	1	0	1
<i>Luscinia cyanura</i>	유리딱새	2	1	mig	S	A	0	1	1
<i>Phylloscopus inornatus</i>	노랑눈썹솔새	3	1	mig	S	B	1	0	1
<i>Phylloscopus xanthodryas</i>	솔새	3	4	mig	S	B	0	1	1
<i>Troglodytes troglodytes</i>	굴뚝새	2	2	mig	S	A	1	0	1

¹Cluster assigned by this study

²National population level of the species estimated by observation (Moore et al. 2018)

³General migration status in the Republic of Korea (박 2014; 이 등 2014)

res: Resident species

mig: Migratory species

⁴Body mass category (HBW Alive database)

S: $x \leq 50$ g, Passeridae as representatives

M: $50\text{g} < x \leq 300$ g, Turdidae as representatives

L: $300\text{g} < x$, Larger sized species

⁵Foraging guild category (Willson 1974)

A: Ground, shrub and bark gleaner

B: Bark and foliage gleaner

C: Raptor

D: Water forager

Appendix 2. List of the birds killed by collision with building windows and transparent noise barriers based on field surveys, questionnaire surveys and citizen monitoring. In the column of protected species, EI and EII indicate the Class I and II Endangered Species protected by the Wildlife Protection and Management Act, while NM denotes species designated as the Natural Monument according to the Cultural Heritage Protection Act.

No.	Species	Korean name	Protected species	Building windows			Transparent noise barrier		
				Field survey	Questionnaire survey	Citizen monitoring	Field survey	Questionnaire survey	Citizen monitoring
1	<i>Tetrastes bonasia</i>	들꿩			0	0		0	
2	<i>Coturnix japonica</i>	메추라기			0				
3	<i>Phasianus colchicus</i>	꿩			0	0	0	0	0
4	<i>Anas platyrhynchos</i>	청둥오리						0	
5	<i>Anas poecilorhyncha</i>	흰뺨검둥오리			0			0	0
6	<i>Anas formosa</i>	가창오리			0				
7	<i>Calonectris leucomelas</i>	슴새			0				
8	<i>Oceanodroma monorhis</i>	바다제비			0				
9	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	논병아리			0				
10	<i>Ixobrychus sinensis</i>	덤불해오라기	EII		0			0	
11	* <i>Ixobrychus eurhythmus</i>	큰덤불해오라기	EII		0			0	
12	* <i>Gorsachius goisagi</i>	붉은해오라기			0				
13	<i>Nycticorax nycticorax</i>	해오라기			0			0	
14	<i>Butorides striata</i>	검은댕기해오라기			0			0	
15	<i>Bubulcus ibis</i>	황로			0			0	
16	<i>Ardea cinerea</i>	왜가리			0		0	0	0
17	<i>Ardea alba</i>	중대백로			0				0
18	<i>Egretta garzetta</i>	쇠백로			0			0	
19	<i>Falco tinnunculus</i>	황조롱이	NM		0	0	0	0	0
20	<i>Falco columbarius</i>	쇠황조롱이			0				
21	* <i>Falco subbuteo</i>	새호리기	EII		0			0	0
22	* <i>Falco peregrinus</i>	매	EI, NM		0			0	
23	* <i>Accipiter soloensis</i>	붉은배새매	EII, NM		0			0	
24	* <i>Accipiter gularis</i>	조롱이	EII		0			0	
25	* <i>Accipiter nisus</i>	새매	EII, NM		0	0		0	0
26	* <i>Accipiter gentilis</i>	참매	EII, NM	0	0	0		0	0
27	<i>Buteo buteo</i>	말뚝가리			0				

No.	Species	Korean name	Protected species	Building windows			Transparent noise barrier		
				Field survey	Questionnaire survey	Citizen monitoring	Field survey	Questionnaire survey	Citizen monitoring
28	<i>Amauromis phoenicurus</i>	흰배뜸부기			0				
29	<i>Porzana fusca</i>	쇠뜸부기사촌			0				
30	<i>Gallinula chloropus</i>	쇠물닭			0				
31	<i>Fulica atra</i>	물닭			0			0	
32	<i>Turnix tanki</i>	세가락메추라기			0				
33	<i>Scolopax rusticola</i>	멧도요		0	0			0	
34	<i>Gallinago stenura</i>	바늘꼬리도요			0			0	
35	<i>Gallinago megala</i>	작도요사촌			0				
36	<i>Gallinago gallinago</i>	작도요			0			0	0
37	<i>Numenius phaeopus</i>	중부리도요						0	
38	<i>Tringa nebularia</i>	청다리도요			0				
39	<i>Tringa ochropus</i>	백백도요			0			0	0
40	<i>Actitis hypoleucos</i>	갭작도요			0				
41	<i>Glareola maldivarum</i>	체비물떼새			0				
42	<i>Larus crassirostris</i>	랭이갈매기			0				
43	* <i>Columba janthina</i>	흑비둘기	EII, NM		0				
44	<i>Streptopelia orietalis</i>	멧비둘기		0	0	0	0	0	0
45	<i>Treron sieboldii</i>	녹색비둘기			0				
46	<i>Columba livia var. domestica</i>	집비둘기		0	0		0	0	0
47	<i>Cuculus hyperythrus</i>	매사촌			0				
48	<i>Cuculus micropterus</i>	검은등빼꾸기			0				
49	<i>Cuculus canorus</i>	빼꾸기			0		0	0	0
50	<i>Cuculus saturatus</i>	병어리빼꾸기			0				
51	<i>Cuculus poliocephalus</i>	두건	NM		0				
52	<i>Otus bakkamoena</i>	큰소쩍새	NM		0			0	
53	<i>Otus sunia</i>	소쩍새	NM		0		0	0	
54	* <i>Bubo bubo</i>	수리부엉이	EII, NM		0				
55	* <i>Strix aluco</i>	올빼미	EII, NM		0				
56	* <i>Strix uralensis</i>	긴점박이올빼미	EII		0				
57	<i>Athene noctua</i>	금눈쇠올빼미			0				
58	<i>Ninox scutulata</i>	솔부엉이	NM		0		0	0	0
59	<i>Asio otus</i>	꿩부엉이	NM		0				
60	<i>Asio flammeus</i>	쇠부엉이	NM		0				
61	<i>Caprimulgus indicus</i>	속독새			0			0	

No.	Species	Korean name	Protected species	Building windows			Transparent noise barrier		
				Field survey	Questionnaire survey	Citizen monitoring	Field survey	Questionnaire survey	Citizen monitoring
62	<i>Eurystomus orientalis</i>	과랑새			0			0	0
63	<i>Halcyon coromanda</i>	호반새			0	0		0	0
64	<i>Halcyon pileata</i>	청호반새			0			0	
65	<i>Alcedo atthis</i>	물총새			0	0	0	0	0
66	<i>Upupa epops</i>	후투티			0				
67	<i>Dendrocopos kizuki</i>	쇠딱다구리			0		0	0	0
68	<i>Dendrocopos leucotos</i>	큰오색딱다구리			0	0	0	0	0
69	<i>Dendrocopos major</i>	오색딱다구리		0	0		0	0	0
70	<i>Picus canus</i>	청딱다구리		0	0	0	0	0	0
71	<i>*Pitta nympha</i>	팔색조	EII, NM		0	0			
72	<i>Lanius bucephalus</i>	때까치			0		0		0
73	<i>Lanius cristatus</i>	노랑때까치			0				
74	<i>Oriolus chinensis</i>	피꼬리		0	0	0		0	0
75	<i>*Terpsiphone atrocaudata</i>	긴꼬리딱새	EII		0		0	0	
76	<i>Garrulus glandarius</i>	어치		0	0		0	0	0
77	<i>Cyanopica cyanus</i>	물까치			0	0	0	0	0
78	<i>Pica pica</i>	까치		0	0	0	0	0	0
79	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	갯까마귀			0				
80	<i>Corvus frugilegus</i>	때까마귀			0				
81	<i>Corvus macrorhynchos</i>	큰부리까마귀		0			0		0
82	<i>Bombycilla garrulus</i>	황여새			0				
83	<i>Parus minor</i>	박새		0	0	0	0	0	0
84	<i>Parus venustus</i>	노랑배진박새			0				0
85	<i>Parus ater</i>	진박새			0	0	0	0	
86	<i>Parus varius</i>	근줄박이			0	0	0	0	0
87	<i>Parus palustris</i>	쇠박새			0		0	0	0
88	<i>Hirundo rustica</i>	제비			0	0		0	
89	<i>Cecropis daurica</i>	귀제비			0		0		
90	<i>Aegithalos caudatus</i>	오목눈이			0		0		0
91	<i>Calandrella brachydactyla</i>	쇠종다리					0		
92	<i>Calandrella cheleensis</i>	북방쇠종다리					0		
93	<i>Alauda arvensis</i>	종다리			0				
94	<i>Pycnonotus sinensis</i>	검은이마적박구리			0				
95	<i>Microscelis amaurotis</i>	적박구리		0	0	0	0	0	0

No.	Species	Korean name	Protected species	Building windows			Transparent noise barrier		
				Field survey	Questionnaire survey	Citizen monitoring	Field survey	Questionnaire survey	Citizen monitoring
96	<i>Urosphena squameiceps</i>	솔새			0	0		0	
97	<i>Cettia diphone</i>	휘파람새			0	0	0	0	
98	<i>Cettia cantans</i>	섬휘파람새			0			0	
99	<i>Bradypterus thoracicus</i>	점무늬가슴쥐발귀			0				
100	<i>Locustella lanceolata</i>	쥐발귀개개비			0				
101	<i>Locustella certhiola</i>	북방개개비			0				
102	<i>Locustella ochotensis</i>	알락꼬리쥐발귀			0				
103	* <i>Locustella pleskei</i>	섬개개비	EII		0				
104	<i>Locustella fasciolata</i>	붉은허리개개비			0			0	
105	<i>Acrocephalus orientalis</i>	개개비			0				
106	<i>Phylloscopus trochilus</i>	연노랑솔새						0	
107	<i>Phylloscopus fuscatus</i>	솔새사촌			0				
108	<i>Phylloscopus affinis</i>	노랑배솔새사촌						0	
109	<i>Phylloscopus schwarzi</i>	긴다리솔새사촌			0			0	
110	<i>Phylloscopus proregulus</i>	노랑허리솔새			0				
111	<i>Phylloscopus inornatus</i>	노랑눈썹솔새		0	0			0	0
112	<i>Phylloscopus xanthodryas</i>	솔새			0		0	0	
113	<i>Phylloscopus borealis</i>	쇠솔새			0	0		0	
114	<i>Phylloscopus tenellipes</i>	되솔새			0				
115	<i>Phylloscopus coronatus</i>	산솔새			0		0	0	
116	<i>Paradoxornis webbianus</i>	붉은머리오목눈이		0	0	0	0	0	0
117	<i>Zosterops erythropleurus</i>	한국동박새			0				
118	<i>Zosterops japonicus</i>	동박새			0	0			
119	<i>Regulus regulus</i>	상모솔새		0	0	0	0	0	
120	<i>Troglodytes troglodytes</i>	굴뚝새		0	0				
121	<i>Sitta europaea</i>	둥고비			0	0	0	0	0
122	<i>Certhia familiaris</i>	나무발발이			0				
123	<i>Sturnus sericeus</i>	붉은부리찌르레기			0				
124	<i>Sturnus cineraceus</i>	찌르레기			0			0	0
125	<i>Sturnus vulgaris</i>	흰점찌르레기			0				
126	<i>Zoothera sibirica</i>	흰눈썹지빠귀				0		0	
127	<i>Zoothera aurea</i>	호랑지빠귀		0	0	0	0	0	0
128	<i>Turdus hortulorum</i>	되지빠귀		0	0	0	0	0	0
129	<i>Turdus cardis</i>	검은지빠귀			0	0			

No.	Species	Korean name	Protected species	Building windows			Transparent noise barrier		
				Field survey	Questionnaire survey	Citizen monitoring	Field survey	Questionnaire survey	Citizen monitoring
130	<i>Turdus merula</i>	대륙검은지빠귀			0				
131	<i>Turdus obscurus</i>	흰눈썹붉은배지빠귀			0				
132	<i>Turdus pallidus</i>	흰배지빠귀		0	0		0	0	0
133	<i>Turdus chrysolaus</i>	붉은배지빠귀			0				
134	<i>Turdus naumanni</i>	노랑지빠귀		0	0			0	
135	<i>Turdus eunomus</i>	개똥지빠귀			0			0	
136	<i>Luscinia svecica</i>	흰눈썹울새			0				
137	<i>Luscinia calliope</i>	진홍가슴			0	0			
138	<i>Luscinia cyane</i>	쇠유리새			0	0		0	
139	<i>Luscinia cyanura</i>	유리딱새			0		0	0	
140	<i>Luscinia sibilans</i>	울새			0	0			
141	<i>Phoenicurus aureoreus</i>	딱새		0	0	0	0	0	0
142	<i>Rhyacornis fuliginosa</i>	부채꼬리바위딱새			0				
143	<i>Saxicola torquatus</i>	검은딱새			0				
144	<i>Monticola solitarius</i>	바다직박구리			0				
145	<i>Monticola gularis</i>	꼬까직박구리			0				
146	<i>Muscicapa griseisticta</i>	제비딱새			0	0			
147	<i>Muscicapa sibirica</i>	솔딱새			0				
148	<i>Muscicapa dauurica</i>	쇠솔딱새			0			0	
149	<i>Ficedula zanthopygia</i>	흰눈썹황금새			0	0		0	
150	<i>Ficedula narcissina</i>	황금새			0	0			
151	<i>Ficedula mugimaki</i>	노랑딱새		0	0				
152	<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	큰유리새		0	0				
153	<i>Passer montanus</i>	참새		0	0	0	0	0	0
154	<i>Prunella montanella</i>	멧종다리		0	0				
155	<i>Motacilla flava</i>	긴발톱할미새			0				
156	<i>Motacilla cinerea</i>	노랑할미새			0	0		0	0
157	<i>Motacilla alba leucopsis</i>	알락할미새		0	0			0	
158	<i>Motacilla grandis</i>	검은등할미새			0				
159	<i>Anthus hodgsoni</i>	hing등새		0	0		0	0	
160	<i>Anthus gustavi</i>	흰등발종다리			0				
161	<i>Anthus rubescens</i>	발종다리			0				
162	<i>Fringilla montifringilla</i>	뒤새			0		0	0	
163	<i>Carduelis sinica</i>	방울새			0		0	0	0

No.	Species	Korean name	Protected species	Building windows			Transparent noise barrier		
				Field survey	Questionnaire survey	Citizen monitoring	Field survey	Questionnaire survey	Citizen monitoring
164	<i>Carduelis spinus</i>	검은머리방울새			0		0	0	
165	<i>Uragus sibiricus</i>	긴꼬리홍양진이			0				
166	<i>Carpodacus roseus</i>	양진이			0				
167	<i>Loxia curvirostra</i>	솔갯새			0				
168	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	멋쟁이			0				
169	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	콩새			0				
170	<i>Eophona migratoria</i>	밀화부리		0	0		0		
171	<i>Eophona personata</i>	큰밀화부리			0				
172	<i>Emberiza cioides</i>	멧새			0				
173	<i>Emberiza tristrami</i>	흰배멧새		0	0	0	0	0	
174	<i>Emberiza fucata</i>	붉은뺨멧새			0				
175	<i>Emberiza pusilla</i>	쇠붉은뺨멧새			0				
176	<i>Emberiza chrysophrys</i>	노랑눈썹멧새			0	0			
177	<i>Emberiza rustica</i>	쑥새			0			0	
178	<i>Emberiza elegans</i>	노랑턱멧새		0	0	0	0	0	0
179	<i>Emberiza rutila</i>	꼬까참새			0	0		0	
180	* <i>Emberiza sulphurata</i>	무당새	EII		0				
181	<i>Emberiza spodocephala</i>	축새			0			0	
182	<i>Emberiza pallasi</i>	북방검은머리쑥새			0				
183	<i>Calcarius lapponicus</i>	긴발톱멧새			0				
	Unidentified	미동정 조류		0			0		
Total number of species			23	30	177	42	41	94	45

Abstract

Bird collision with transparent structures in the Republic of Korea: current status and annual mortality estimates

Haemin Seo

Major in Forest Environmental Science

The Graduate School

Seoul National University

Humans' use of airspace has rapidly increased over the past century, and thus, the airspace as a core habitat for flying wildlife has faced spatial conflicts with human. Bird collisions resulting from man-made structures are noticeably representative of this issue. Birds in flight are prone to collide with various artificial structures, in particular, structures that have transparent or reflective panels such as building window glass are known to pose the most fatal risk factor. Although bird collision to transparent structures is widely recognized as a critical conservation issue, status and annual mortality estimates of bird collision with transparent structures in the Republic of Korea is poorly understood.

This study aimed to collect information about the current status of bird collision mortality caused by transparent structures in the Republic of Korea and estimate the total annual mortality. To achieve these objectives, I organized nation-scale observations focusing on bird carcasses killed by building windows and roadside transparent noise barriers and estimated the daily and annual bird collision mortality caused by the transparent structures. As of 2018, the total number of domestic buildings in Korea was 7,191,912 and the total length of transparent noise barriers along the road was 1,420.94 km. Both structures have increased in quantity every year. From December 2017 to August 2018, a series of carcass surveys had

conducted once or twice per month at 22 sites for window collision and 24 sites for transparent noise barrier collision. I confirmed the death of 30 species 74 individuals at windows and 41 species 302 individuals at transparent noise barriers. Most of the observed victims were common resident birds in the sites. The result of hierarchical cluster analysis about collision mortality by species-specific features showed that the cluster of common, resident species has significantly higher mortality than the other clusters. According to trail camera observation result, the major cause of carcass removal was cleaning by human. In addition to the field carcass surveys, I collected data about victim species from questionnaire surveys for experts and from an online citizen-monitoring platform. As a result, 177 and 96 bird species were identified as victims of collision with windows and transparent noise barriers, respectively, and the results documented that a total of 183 species, including 15 locally protected species, had been killed by collision with transparent structures in the Republic of Korea.

In the first step to estimate the total mortality, the daily mortality per building or per unit length was calculated from the carcass survey data. The results were converted to probability distributions of mortality that best explained the daily mortality rates. The carcass detection rate and the persistence rate were also estimated by field observations and experiments. Then, I performed 10,000 random iterations based on Monte Carlo simulations correcting the probability distributions of mortality with the detection and the persistence rates. The simulation data indicated that about 24,200,000 birds (median value; 95% confidence interval: 22,800,000-26,000,000 birds) and 189,000 birds (median value; 95% confidence interval: 165,000-215,000 birds) are annually killed by collision with windows and transparent noise barriers, respectively, in the Republic of Korea. However, the amount of annual mortality by the collision was possibly underestimated because unregistered structures, both of buildings and private noise barriers, were not included in the estimate. In addition, as the quantity of transparent structures continues to increase, the total mortality seems to increase in the future.

This study provides the first quantitative information about current status and mortality estimates of bird collisions with transparent structures in the Republic of Korea. However, as available data is still lacking, it is beyond our knowledge of how the collision mortality affects avian population trends at a species-specific or population-specific scale. In the context of conservation, basic information on population dynamics and mortality factors of regional wild birds will support future studies. Also, both quantitative and qualitative data collection should be continued through systematic surveys not only for bird carcasses but also for the construction status of transparent structures. On the other hand, in order to reduce collision damages, legal regulations that restrict the construction of transparent structures and mandate damage reduction treatments are strongly needed. The establishment of a regional citizen monitoring system that both citizens and experts to participate together is expected to be effective not only to improve public awareness which is the basis for policy discussion, and also in accumulating survey data in a wide spatio-temporal range for academic research.

Keywords: Bird, bird-collision, conservation, mortality estimation, noise barrier, transparent structure, window

Student Number: 2018-26284