creative commons

COMMONS DEED

저작자표시-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

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

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:

저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.

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

dCollection

농학석사 학위논문

마라도의 뿔쇠오리(*Synthliboramphus wumizusume*) 개체군 보전을 위한 고양이(*Felis catus*)의 서식 현황과 행동권 및 생존능력분석

Demographic status, home range, and population viability analysis of Domestic Cats (*Felis catus*) for the conservation of Crested Murrelet (*Synthliboramphus wumizusume*) population in Mara Island, Korea

2019년 2월

서울대학교 대학원

산림과학부 산림환경학전공

김 유 진

마라도의 뿔쇠오리(*Synthliboramphus wumizusume*) 개체군 보전을 위한 고양이(*Felis catus*)의 서식 현황, 행동권 및 생존능력분석

Demographic status, home range, and population viability analysis of Domestic Cats (*Felis catus*) for the conservation of Crested Murrelet (*Synthliboramphus wumizusume*) population in Mara Island, Korea

지도교수 이 우 신

이 논문을 농학석사 학위논문으로 제출함
2019년 2월

서울대학교 대학원
산림과학부 산림환경학전공
김 유 진

김유진의 농학석사 학위논문을 인준함
2019년 2월

위 원 장 _____ 김 현 석 _____ (인)

부위원장 _____ 이 우 신 _____ (인)

위 원 _____ 최 창 용 _____ (인)

초 록

야생에 유입된 고양이(*Felis catus*)는 중·소형 포유류 및 조류를 포식하여 생물다양성 감소와 야생동물 보전 및 관리에 문제를 유발한다. 특히 고양이의 포식은 제한된 공간에서 번식을 하는 바닷새에 막대한 피해를 주는 것으로 알려져 있다. 국제적 멸종위기종인 뿔쇠오리(*Synthliboramphus wumizusume*)는 주로 대한민국과 일본의 무인도에서 번식을 하는 소형 바닷새로, 마라도는 현재까지 알려진 번식지 가운데 유일한 유인도이다. 따라서 인간에 의해 마라도에 유입된 고양이의 포식은 섬에서 번식하는 뿔쇠오리 개체군 감소에 영향을 줄 것으로 판단된다. 본 연구는 고양이 중성화 수술(TNR)에 따른 고양이와 뿔쇠오리 개체군의 생존능력분석을 통해 뿔쇠오리 개체군의 장기적인 보전을 위한 고양이 개체수 관리방안을 수립하고자 실시하였다.

마라도 고양이 개체군 현황을 파악하고자 고양이의 털과 무늬를 이용하여 직접 관찰하였다. 그 결과 총 40마리가 관찰되었고 이 중 번식이 가능한 성체는 20마리로 확인되었다. 포획-재포획 기반의 통계적 추정에서도 직접 관찰 결과와 동일하게 성체 20마리(95% 신뢰한계: 20-24마리)가 추정되었다. 고양이의 활동성 및 서식지 이용을 파악하기 위해 10개체의 무선 추적을 실시하였으며, 그 결과 고양이의 행동권 크기는 12.05±6.99ha (95% KDE: kernel density estimation)이였으며, 핵심서식지 크기는 1.60±0.77ha (50% KDE)로 나타났다. 성별에 따른 행동권과 핵심서식지의 크기 차이는 통계적으로 유의하지 않았고, 추적을 진행한 10마리 중 8마리의 고양이가 먹이를 구하기 쉬운 마을의 거주지역을 핵심서식지로 이용하였다. 그리고 이들 중 5개체의 행동권은 뿔쇠오리의 번식지와 중첩되는 것으로 나타났다.

마라도 고양이의 서식현황 조사 결과를 매개변수로 사용하여 고양이 중성화에 따른 개체군 생존능력분석(PVA: population viability analysis)을 실시하였다. 고양이 최대수용능력은 40, 80, 120마리로

설정하였다. 최대수용능력이 80, 120마리인 경우 개체군은 최대수용능력까지 증가하였고, 40마리인 경우에도 개체군 크기는 증가하였다. 이를 통해 고양이 개체군에 대한 관리가 필요하다고 판단되었다. 수컷을 중성화 할 경우 모든 관리 강도에서 개체군의 감소 양상은 나타나지 않아, 수컷의 중성화는 개체수 감소 효과가 없는 것으로 나타났다. 반면, 암컷에 대한 중성화는 모든 관리 강도에서 개체군의 추세가 변하였고, 개체군을 감소시키기 위해서는 매년 암컷의 50% 이상 또는 2년마다 암컷의 70% 이상의 중성화가 필요한 것으로 분석되었다. 이와 함께 암컷 고양이의 중성화를 통한 개체군 관리를 진행할 경우 뿔쇠오리 개체군 생존능력분석을 실시하였다. 고양이의 최대수용능력이 80마리 이상일 경우, 20년 안에 뿔쇠오리는 마라도에서 절멸할 것으로 예상되었다. 따라서 번식이 가능한 성체를 기준으로 볼 때 반드시 현재의 2배 수준인 40마리 이하로 유지하기 위한 관리방안을 강구해야 한다. 또한 지금으로부터 20년 후에도 뿔쇠오리 개체군을 현재의 50% 이상으로 유지하기 위해서는, 고양이 암컷의 50%를 매년 중성화를 해야 될 것으로 나타났다.

고양이의 포식은 야생동물 개체수 감소 및 절멸을 야기한다. 이러한 고양이의 포식으로 인한 피해를 줄이기 위해, 고양이 개체군 관리의 필요성이 강조되고 있다. 마라도 내 뿔쇠오리의 보전을 위해서는 암컷에 대한 중성화가 반드시 시행되어야 하며, 중성화와 함께 외부 반출 혹은 안락사가 함께 진행된다면 개체수 감소에 효과적일 것으로 기대된다.

주요어 : 개체군 생존능력분석, 고양이, 뿔쇠오리, 중성화 수술, 행동권, 보전

학 번 : 2017-22580

목 차

I. 서 론 1

II. 연 구 사 4

1. 고양이의 행동권 4
2. 고양이의 포식 6
3. 개체군 생존능력분석 8

III. 재료 및 방법 10

1. 연구대상종 10
1.1. 고양이 10
1.2. 뿔쇠오리 11
2. 연구대상지 13
3. 연구방법 15
3.1. 고양이의 개체군 크기 및 특성 15
3.1.1. 직접 관찰을 통한 개체군 크기 추정과 매개변수 도출 15
3.1.2. 통계적 방법을 이용한 성체 개체군 크기 추정 18
3.2. 고양이의 행동권 및 서식지 이용 19
3.2.1. 포획 및 발신기 부착 19
3.2.2. 행동권 추정 20
3.3. 고양이 중성화에 따른 고양이 개체군 생존능력분석 21
3.3.1. 기본 시나리오 설정 21
3.3.2. 중성화 시나리오 설정 24
3.4. 고양이 중성화에 따른 뿔쇠오리 개체군 생존능력분석 25
3.4.1. 포식 흔적 조사 25
3.4.2. 고양이 중성화에 따른 뿔쇠오리 개체군 시나리오 설정 26

IV. 연구결과 및 고찰 29
1. 고양이의 개체군 크기 및 특성 29
1.1. 직접 관찰을 통한 개체군 크기 추정과 매개변수 도출 29
1.2. 통계적 방법을 이용한 성체 개체군 크기 추정 32
1.3. 고찰 35
2. 고양이의 행동권 크기와 서식지 이용 37
2.1. 행동권 추정 37
2.2. 고찰 45
3. 고양이 중성화에 따른 고양이 개체군 생존능력분석 51
3.1. 고양이 중성화 시나리오 비교 51
3.2. 고찰 60
4. 고양이 중성화에 따른 뿔쇠오리 개체군 생존능력분석 62
4.1. 고양이 중성화에 따른 뿔쇠오리 개체군 시나리오 비교 62
4.2. 고찰 67
V. 종합 고찰 및 관리 방안 68
VI. 결 론 71
VII. 인용 문헌 73
ABSTRACT 91

List of Tables

Table 1. Model parameters for the population viability of domestic cat population on Mara Island 23
Table 2. Model parameters for the population viability of Crested Murrelet (*Synthliboramphus wumizusume*) population on Mara Island 28
Table 3. Summary of observational surveys on domestic cats using natural marks on Mara Island 30
Table 4. The number of domestic cats in different sex and age groups detected by observational surveys in 2018 30
Table 5. Closed population models to estimate the abundance of cats using the capture−recapture method on Mara Island in 2018 .. 33
Table 6. Estimated population size of domestic cats from different closed population models using the capture−recapture method in 2018 34
Table 7. Information on tracked adults of domestic cats and their estimated home range sizes by kernel density estimation (KDE) methods in Mara Island. FEL01 and FEL05 were tracked in two different periods. 38
Table 8. Difference in home range sizes (mean±standard deviation) by sex calculated from the fixed kernel estimation (KDE) in Mara Island in 2018. Comparison between male and female is based on a Mann−Whitney U test. 44
Table 9. Comparison of home range sizes of domestic cats in eight islands from different regions 48
Table 10. Results of VORTEX simulations with different neutering

management scenarios when the carrying capacity is 120..... 54
Table 11. Summary of the estimate mean stochastic growth rate with 10 different neutering scenarios in case of three carrying capacities of 40, 80, and 120 cats 56
Table 12. The mean stochastic growth rate (Stoch−λ) and probability of extinction (PE) of Crested Murrelet with 11 different female cat neutering scenarios in case of three different carrying capacities (K) of cat population on Mara Island 63

List of Figures

Figure 1. Individual characteristics (such as facial markings, coat and socks) of domestic cats on Mara Island 16
Figure 2. Kittens found during the survey (upper: five kittens, lower: six kittens with their mother) on Mara Island 17
Figure 3. The wings of a Crested Murrelet (*Synthliboramphus wumizusume*) predated by domestic cats (*Felis catus*) on Mara Island, recorded on April 19th, 2018..... 25
Figure 4. Cumulative curve of the detected number of domestic cats over time. Notice the rapid change in the number of cats by recruitment and death of kittens..... 31
Figure 5. Fixed kernel home ranges of free-roaming domestic cats on Mara Island, from April to July in 2018 39
Figure 6. GPS fixes collected from 10 domestic cats tracked in Mara Island, from April to July in 2018 42
Figure 7. Fixed kernel home ranges (95% KDE) from 10 domestic cats (shaded colors; males in the left panel and females in the right panel) and their overlap with the breeding colonies of Crested Murrelets (horizontal bars) 43
Figure 8. Relationship between the size of the islands and the mean home range size of domestic cats on each island. A simple linear regression line (black solid line) with 95% confidence ranges (grey dotted lines) was presented. 49
Figure 9. Domestic cats detected by trail cameras at breeding colonies of Crested Murrelets on Mara Island. 50
Figure 10. Projection of the number of domestic cats with three

different carrying capacities (K) in case of no intervention..... 53
Figure 11. Projection of the number of female (upper panel) and male (lower panel) with six different TNR (trap−neuter−release) implementation scenarios when carrying capacity is 120..... 55
Figure 12. Projection of the number of cats in different female neutering scenarios when the carrying capacity is 40 cats. Legends indicate the neutering interval and the percentage of neutered individuals..... 57
Figure 13. Projection of the number of cats in different female neutering scenarios when the carrying capacity is 80 cats. Legends indicate the neutering interval and the percentage of neutered individuals..... 58
Figure 14. Projection of the number of cats in different female neutering scenarios when the carrying capacity is 120 cats. Legends indicate the neutering interval and the percentage of neutered individuals..... 59
Figure 15. Projection of Crested Murrelets population size with ten different female domestic cat neutering scenarios in case of the carrying capacity of 40 cats..... 64
Figure 16. Projection of Crested Murrelets population size with ten different female domestic cat neutering scenarios in case of the carrying capacity of 80 cats..... 65
Figure 17. Projection of Crested Murrelets population size with ten different female domestic cat neutering scenarios in case of the carrying capacity of 120 cats..... 66

I. 서 론

고양이(*Felis catus*)는 분류학적으로 식육목(Carnivora) 고양이과(Felidae)에 속하며 고양이(domestic cat)라는 명칭은 인간에게 길들여진 종을 지칭하는 용어로 주위에서 흔히 볼 수 있는 모든 고양이를 일컫는다(환경부 2001, Turner and Bateson 2014).

고양이는 사람과 함께 생활하며 육지로부터 멀리 떨어진 섬을 포함한 세계 곳곳을 여행하며 정착한 지역의 야생에 유입되었다(Fitzgerald 1988). 고양이는 1년에 최대 5회 번식이 가능하고 최대 한배새끼수가 10마리로 번식력이 매우 강하다(Sunquist and Sunquist 2002, Lessa and Bergallo 2012). 또한 고양이는 특정 먹이원을 선호하기 보다는 서식환경에서 쉽게 발견할 수 있는 것을 먹이원으로 선택하는 기회주의적(opportunistic)인 특성과 다양한 먹이를 먹는 성격(generalist)을 가진 포식자이다. 이러한 포식 특성 덕분에 사막, 극지 등의 척박한 서식환경을 포함한 다양한 생태계에서 쉽게 적응하였다(Jones and Coman 1981, Fitzgerald 1988, Devillard et al. 2011). 이와 같이 강한 번식력과 적응력을 바탕으로 야생에 유입된 고양이 개체수는 기하급수적으로 증가하여 생태적, 사회적 문제를 유발시켰다(Levy 2004).

처음 고양이가 섬에 유입된 원인은 설치류 제거의 목적으로 추정되며, 이후 유입된 고양이는 자연스럽게 해당 섬에 정착하였을 것으로 추정된다(Bonnaud et al. 2007, Medina et al. 2011). 섬의 생태계는 종다양성이 낮고 영양 단계가 단순하며 고유종(endemic species)의 비율이 높기 때문에 외래종의 침입에 취약하다(Fritts and Rodda 1998, Williamson 1999). 특히 외래종에 의한 포식과 과도한 방목은 으로 인해 섬 생태계에 많은 문제점을 발생시킨다(Diamond 1989). 섬에 유입된 고양이는 포식 문제를 발생시키며 이는 고유종의 멸종과 절멸 및 생

물다양성 감소의 직접적인 요인으로 작용하는 것으로 연구되었다(Wolf et al. 2006, Bonnaud et al. 2011, Medina et al. 2011). 바닷새는 섬이라는 제한된 공간에서 번식을 하며 고양이와 같은 육상 포식자에 대한 대처 능력이 발달하지 않았기 때문에 고양이의 포식 활동은 이들 개체수 감소에 큰 영향을 주는 것으로 영향이 큰 것으로 알려져 있다(Moors and Atkinson 1984).

이러한 고양이에 의한 야생동물 피해를 감소시키기 위해 다양한 개체수 관리 방법이 제안되었다(Medina et al. 2011). 개체수 관리 방법 가운데 가장 많이 사용되는 것은 중성화(TNR, trap-neuter-return)로 포획된 고양이의 정소와 난소를 제거하여 번식이 불가능하도록 만든 후 원 서식지로 돌려보내는 방법이다. 또 다른 개체수 관리 방법으로는 약물이나 사냥을 통해 개체를 사살하는 안락사가 있다. 안락사를 이용하면 고양이의 포식 피해를 완벽하게 제거할 수 있고, 포식되는 멸종위기종의 개체수를 회복할 수 있는 큰 장점을 가지고 있다(Gillies and Fitzgerald 2005). 하지만 영국 등 여러 선진국에서 동물권 보호, 동물복지 보장 의식이 확산되면서 안락사보다는 중성화 수술 등의 인도적 대안을 선호하고 있다(Longcore et al. 2009).

뿔쇠오리는 도요목(Charadriiformes) 바다쇠오리과(Alcidae)에 속하는 소형 바닷새로 국제적 멸종위기종으로 지정되어 있다. 전세계 생존 개체군은 2,800 – 4,100쌍에 불과하며, 이들의 개체수는 지속적으로 감소하고 있다(원 1992, Carter et al. 2002, Yamaguchi et al. 2016, Otsuki et al. 2017). 개체수 감소의 주된 요인은 외래종인 고양이와 쥐에 의한 포식과 상업적 어업에 의한 혼획(bycatch)인 것으로 알려져 있다(Nettleship and Kirwan 2018). 뿔쇠오리의 번식지는 대한민국 서남부 지역과 일본 남부 지역의 무인도서로 알려져 있으며, 제주도의 부속 도서인 마라도에서 번식하는 개체군이 최근 확인되었다(미발표 자료). 마라도는 뿔쇠오리의 유일한 유인도 번식지로서, 인간 간섭에 크게 노출되어 있으며 인간에 의해 섬으로 유입된 고양이에 의한 포식 피해

로 개체수 감소가 예상된다.

본 연구는 마라도에서 번식하는 멸종위기종인 뿔쇠오리 개체군의 장기적인 보전을 위해 이들의 잠재적 포식자인 고양이 중성화 수술에 따른 개체군 생존능력분석을 진행하였다. 이를 통해 뿔쇠오리 보전을 위한 고양이 개체수 관리 강도 설정, 관리방안 선택 및 실제 뿔쇠오리 보전을 위해 활용 가능한 자료를 제공하고자 하였다.

이를 위해 첫째, 고양이 개체군 크기 및 번식률을 추정하였고, 둘째, 고양이의 행동권 및 서식지 이용 특성을 통해 활동범위를 파악하였다. 마지막으로 고양이 중성화에 따른 개체군 생존능력분석을 통해 고양이와 뿔쇠오리 개체군 크기의 향후 추세를 파악하였다.

II. 연 구 사

1. 고양이의 행동권

행동권(home range)이란, 개체가 채이, 번식, 휴식 등을 취하는 공간의 범위로 정의된다(Burt 1943). 식육목의 행동권 크기는 일반적으로 먹이 자원(food resources)이 다양할수록 작게 나타난다(Sandell 1989). 고양이의 경우 번식기 수컷은 번식 가능한 암컷을 찾기 위해, 암컷은 새끼의 먹이를 찾기 위해서 행동권이 넓어지는 것으로 보고되었다(Liberg and Sandell 1988). 이러한 이유로 번식기내 수컷과 암컷의 행동권은 중첩될 확률이 높고 수컷이 암컷보다 상대적으로 더 넓은 행동권을 이용하는 것으로 파악되었다(Konecny 1987, Yamane et al. 1994, Goltz et al. 2008, Buckmaster 2012). 하지만 지역에 따라 암컷의 행동권이 수컷보다 크거나 성별에 따른 행동권의 차이가 나타나지 않기도 하였다(Norbury et al. 1998, Molsher et al. 2005, van Heezik et al. 2009).

다음과 같이 성별, 시기 등에 따른 고양이의 행동권 크기 변화를 알아보고자 하였다(Yamane et al. 1994, Edward et al. 2001, Recio et al. 2010). 고양이 행동권 연구는 이밖에도 선호하는 식생과 수집해온 먹이를 비교하여 포식 피해 발생 지역과 잠재 먹이원을 예측하기도 하였다(Goltz et al. 2008, Van Heezik et al. 2010). 또한 호주의 캥거루 섬에서는 고양이의 행동권을 통해 개체수 관리를 위한 포획 계획을 수립하기도 하였다(Bengsen et al. 2012).

국내에서는 경남 산청군에서 무선 추적을 통해 행동권 조사를 실시하여, 주간과 야간 내 고양이의 행동권 차이와 서식환경 이용을 알아보았다. 그 결과 야간에 더 빈번한 이동을 하였으며 인가 주변에서 설치류

나 음식물 쓰레기를 먹이원으로 이용하는 것으로 확인되었다(환경부 2001). 경주국립공원에서 진행된 고양이 행동권 연구에서 고양이는 먹이 확보가 쉬운 사찰과 마을 주변을 핵심지역으로 이용하였고 이를 통해 이들의 행동권은 서식지 구조보다 먹이원의 분포 패턴과 고정적인 채식 장소의 조성 유무가 더 큰 영향을 미치는 것으로 판단하였다(이 등 2009).

2. 고양이의 포식

고양이는 전형적인 기회주의적 포식자(opportunistic predator)로 주위에서 쉽게 찾을 수 있는 먹이의 이용가능성과 풍부도에 따라 다양한 먹이를 선택한다(Fitzgerald and Karl 1991, Barret 1997). 도시 혹은 내륙의 고양이는 주로 쥐와 음식물 쓰레기를 먹이원으로 이용하지만 섬에 서식하는 고양이는 조류를 주요 먹이원으로 이용한다(Jackson 1951, Fitzgerald and Veitch 1985, Bloomer and Bester 1992). 멕시코 Natividad 섬에서는 들고양이 한 마리가 40.5마리의 Black-vented Shearwater (*Puffinus opisthomelas*)를 포식하는 것으로 조사되었고 이는 고양이 먹이원의 90%를 차지하는 것으로 나타났다(Keitt 2002). 또한 모잠비크 해협에 위치한 Juan de Nova 섬의 고양이는 주로 곤충이나 쥐를 포식하나 Sooty Tern (*Sterna fuscata*)의 도래시기에는 먹이원을 전환하여 조류를 포식한다(Peck et al. 2008).

고양이는 다양한 지역에서 분포하기 때문에 이들의 포식에 관한 연구는 여러 지역에서 진행되었다(Medina et al. 2011). 미국에서는 매년 고양이의 포식으로 약 30억 마리의 조류 개체수가 감소되는 것으로 추정되었고, 이 가운데 약 17억 마리는 야생에서 서식하는 들고양이에 의한 피해로 확인되었다(Loss et al. 2013). 캐나다 남부에 서식하는 조류 폐사의 2-7%는 고양이 포식에 의한 것이며, 매년 고양이에 의해 캐나다 조류의 약 1억-3억 5천마리가 희생되는 것으로 추정되었다(Blancher 2013).

오래전 대륙으로부터 분리된 호주에는 유대류를 포함한 다양한 고유 동식물이 서식하지만 고양이의 포식으로 인해 고유종 개체수 보전에 큰 문제가 유발되고 있다. 호주에 서식하는 28종의 고유종이 고양이에 의해 개체수가 감소되었으며 이중에는 세계자연보존연맹(IUCN:

International Union for Conservation of Nature)의 적색목록(red list)의 위급종(CR: critically endangered)으로 분류된 Woylie (*Bettongia penicillata*), Mountain Pygmy-possum (*Burramys parvus*), 취약종(VU)인 Southern Rockhopper Penguin (*Eudyptes chrysocome*)도 포함되었다. 이밖에도 400종의 척추동물(조류 123종, 유대류 58종, 설치류 27종 등)이 고양이의 포식 활동에 의해 피해를 입는 것으로 나타났다(Doherty et al. 2015). Medina et al. (2011)의 연구에서는 120개의 크고 작은 섬에서 발생하는 고양이 포식에 의한 피해를 조사한 결과 조류 123종, 포유류 27종, 파충류 25종이 고양이에 의해 개체수가 감소하는 것으로 보고되었다. 이러한 이유로 세계자연보전연맹의 ISSG (Invasive Species Specialist Group)에서는 고양이를 '세계 최악의 100대 외래종(The 100 Worst Invasive Species)'중 하나로 선정하였다(Lowe et al. 2000).

고양이의 포식 먹이원을 파악하기 위한 연구는 배설물을 이용한 분변분석(Apps 1983, Konecny 1987), 위와 장의 내용물 분석(Bayly 1976, Jones and Coman 1981), 집으로 운반한 먹이를 수거하여 분석하는 방법(Churcher and Lawton 1987, Carss 1995)을 이용하여 수행되었다. 국내에서 진행된 고양이의 포식 먹이원에 관한 연구는 대부분 배설물을 이용하여 연구되었다. 지리산과 대구 지역 중심의 고양이 분변분석결과 포유류 6속, 조류 1목 1과 2속 1종, 곤충 8목 14과가 확인되었다(환경부 2001). 그리고 권(2001)의 연구를 통해 포유류 1속, 조류 2과가 피해 목록에 추가되었다. 위 두 연구를 통해 국내의 고양이 또한 인간에 의해 발생되는 쓰레기 외에 야생의 조류 및 포유류를 포식하는 것이 확인되었다.

3. 개체군 생존능력분석

개체군 생존능력분석(PVA, population viability analysis)은 환경요인 및 해당종의 매개변수들을 이용하여 개체군이 현재 처한 절멸 위험과 미래의 처할 절멸 가능성을 예측한다. 그리고 멸종위기종의 최소존속개체군크기 등에 대한 정보를 제공하여 개체군의 관리 및 복원 계획의 효과적 수립에 사용된다(Morris and Doak 2002). 최근에는 멸종위기종의 개체군 감소를 막고 보전을 위해 재도입의 효과 예측과 전략을 수립, 생태계 내 포식자의 영향력, 외래종의 개체수 관리를 위한 방법으로 개체군 생존능력분석이 사용되고 있다(William et al. 2002). 중국 Wuyipeng에서는 Giant Panda (*Ailuropoda melanoleuca*), 미국 Isle Royal 국립공원에서는 Canada Lynx (*Lynx canadensis*), 그리고 호주에서는 Woylie (*Bettongia penicillate obillbyi*)의 생존능력분석을 통해 재도입 전략을 수립한 바 있다(Wei et al. 1997, Licht et al. 2017, Pacioni et al. 2017). 미국의 Isle Royale 국립공원에서는 멸종위기종인 Canada Lynx (*Lynx canadensis*) 재도입의 불확실성, 관리방안, 생존가능성을 평가하고자 개체군 생존능력분석을 진행하였다. 생존능력분석결과 100년 후 Canada Lynx의 개체군이 유지될 확률은 0.36이였지만 10년 주기로 암수 한 쌍을 재도입할 경우 개체군 유지 확률은 0.98로 증가할 것으로 분석되었다(Litch et al. 2017). 국내에서는 멸종위기종인 여우(*Vulpes vulpes*)와 금개구리(*Rana chosenica*)의 재도입 및 방사 전략을 수립하고자 개체군 생존능력분석이 실시되었다(정 등 2009, Lee et al. 2013). 멸종위기 1급인 여우의 복원을 위해 소백산 국립공원에서는 재도입 강도와 성비에 따라 변화하는 개체군 크기를 예측하였다. 그 결과 재도입하는 개체의 절멸을 막고 장기적인 여우 개체수 존속을 위해서 매년 12마리의 재도입이 필요한 것으로 나타났다(Lee et al. 2013).

외래종의 포식 피해가 고유종 혹은 멸종위기종의 개체수 감소에 미치는 영향을 알아보기 위해 생존능력분석이 이용되기도 하였다. Keitt et al. (2002)은 멕시코의 Natividad 섬에서 발생하는 고양이의 포식이 Black-vented Shearwater 개체군에 미치는 영향을 파악하기 위해 생존능력분석을 진행하였다. 고양이 포식이 발생하지 않을 경우 Black-vented Shearwater 개체군의 성장률은 1.01으로 추정되지만, 고양이 포식이 발생할 경우 이들의 성장률은 5% 감소하는 것으로 확인되었다. 또한 고양이 개체군의 크기가 증가할수록 조류 개체군의 크기가 시간 경과에 따라 감소하는 것으로 추정되었다(Keitt et al. 2002).

마지막으로 생존능력분석은 외래종의 개체수 관리 전 관리방안 수립을 위해 이용되기도 한다(Shea 1998, Dolan et al. 2003). 고양이 개체군 생존능력분석은 개체수 관리를 위해 많이 연구되었다. 수학적 모델을 설계하여 중성화 수술(TNR: trap-neuter-return)과 안락사를 통한 개체수 변화를 예측하였다. 고양이의 개체수 감소에는 중성화 수술이 안락사보다 더 높은 강도로 실시되어야 효과가 있어 안락사가 개체수 감소에 더 효과적인 것으로 분석되었다(Andersen et al. 2004, Foley et al. 2005). 하지만 McCarthy et al. (2013)는 정관 수술과 자궁절제술을 통한 중성화(TVHR: trap-vasectomy-hysterectomy-release)의 경우 번식은 불가능하지만 호르몬의 작용으로 중성화되지 않은 개체와 짝짓기 경쟁을 하기 때문에 개체군 증가를 방해할 것으로 분석하였다(Kendall 1979, Pineda and Dooley1984, Tabor 1989, Nogales et al. 2004). 또한 장기적으로 보았을 때 TVHR은 TNR과 달리 개체의 생존률을 높이지 않기 때문에 안락사보다 개체수 감소에 효과적일 것으로 예상하였다(McCarthy et al. 2013).

III. 재료 및 방법

1. 연구대상종

1.1. 고양이

고양이(*Felis catus*)는 식육목(Carnivora) 고양이과(Felidae)의 동물로 9,000년 전 농경사회 때 가축화된 야생고양이(*Felis silverstris*)로부터 기원한다(Driscoll 2007).

*Felis catus*에 속하는 모든 고양이를 '길들여진 고양이(domestic cat)'라고 지칭하며 서식 상태에 따라 다음의 하위 범주로 세분화한다. 사람에게 길들여지지 않고 야생에서 생활하는 '들고양이(feral cat)', 인간과 친밀한 관계를 맺고 휴식을 취할 수 있는 공간을 가진 '집고양이(house cat)' 그리고 들고양이와 집고양이의 중간형태의 생활방식을 가지는 '준들고양이(semi-feral cat)'로 서식 상태에 따라 고양이를 3가지 범주로 분류한다(Centonze and Levy 2002, Turner and Bateson 2014).

본 연구에서는 마라도에 서식하는 고양이를 3가지 범주로 구분하지 않고 발견된 모든 고양이를 고양이(domestic cat)로 지칭하였다.

1.2. 뿔쇠오리

뿔쇠오리는(*Synthliboramphus wumizusume*)는 도요목(Charadriiformes), 바다쇠오리과(Alcidae)에 속하며 바다쇠오리과 가운데 개체수가 가장 적다. 뿔쇠오리는 국제적 멸종위기종으로 전세계 개체수는 2017년 기준으로 2,800-4,100쌍에 불과하다(Otsuki et al. 2017).

세계자연보전연맹(IUCN)의 적색목록(Red List)은 뿔쇠오리를 취약종(VU: vulnerable)으로 분류하였고, 국내에서는 멸종위기 야생동물 Ⅱ급 및 천연기념물 제450호로 지정하여 보호하고 있다. 또한 뿔쇠오리의 주요 번식지인 일본에서도 뿔쇠오리를 National Monument로 지정하여 보전하고 있다(Carter et al. 2002, Ministry of the Environment 2002, 문화재청 2005, BirdLife International 2012, 환경부 2017).

뿔쇠오리는 대한민국 서남부지역과 일본 동남부에서 번식하는 것으로 보고되었고(원 1992, Carter et al. 2002), 최대 번식지는 일본의 비로지마 섬으로 전세계 뿔쇠오리 개체수의 절반 정도인 약 3,000개체가 번식하는 것으로 알려져 있다(Nakamura and Ono 1997). 국내에서는 1983년 신안군 대구굴도에서 처음 뿔쇠오리의 번식이 확인되었고(원 1992), 이후 독도(권과 유 2005), 백도(Park et al. 2013)에서 번식이 관찰되었다. 번식기에 제주도 남서부의 가파도와 마라도 사이의 해상에서 성체가 지속적으로 관찰되었기 때문에 제주도 또한 뿔쇠오리의 번식이 예상된다(Kim et al. 2012).

Yamaguchi et al. (2016)는 비번식기동안 뿔쇠오리의 이동에 대해 알아보기 위해 뿔쇠오리 3마리를 무선 추적하였다. 추적결과 뿔쇠오리는 Tsugaru 해협와 Kanmon 해협, Bungo 해협을 거쳐 홋카이도, 사할린, 북한 인근 해상에서 비번식기를 보내는 것으로 나타났다. 또한 Ilda (2008)는 비번식기에 Seto 해에서 미성숙개체와 성체를 발견 하였고,

이를 통해 비번식기의 뿔쇠오리 이동에 대해 알아보고자 하였다. 하지만 뿔쇠오리의 비번식기 이동경로에 대한 연구는 아직 미비한 실정이며, 개체군의 번식 특성 등을 포함한 뿔쇠오리에 대한 연구 또한 매우 부족하다(Yamaguchi et al. 2016).

2. 연구대상지

본 연구는 제주특별자치도 서귀포시 마라도(E 126° 16' 05", N 33° 07' 02")에서 진행되었다. 마라도는 모슬포에서 남쪽으로 11km, 가파도에서 5.5km 떨어진 국토 최남단에 위치한 유인도이다. 섬의 면적은 30ha로, 남북길이 1.25km, 동서길이 0.5km으로 남북으로 길이가 긴 타원형의 모양이다(오와 손 2015). 마라도는 자생 동·식물과 경관 보전을 위해 1992년에 해양국립공원으로, 2000년에는 천연기념물 제423호로 지정되어 섬 전체면적의 85%가 보호구역으로 관리되고 있다.

섬의 연평균기온은 17.0℃이며 2018년 최고기온은 8월, 33.5℃이었고, 최저기온은 1월에 −3℃로 관측되었다. 뿔쇠오리가 마라도에 도래한 3월부터 6월까지의 기온은 11.8−22℃였다. 마라도의 강수량은 1923.0mm, 풍속은 8.1m/s이며 여름 장마철에는 태풍의 영향을 많이 받는다(기상청 2017).

마라도에 정착한 사람들은 식량문제를 해결하기 기존에 있던 숲을 화전하여 현재 섬에는 큰 숲이 없다. 1991년과 1992년 '푸른 숲 가꾸기 사업'이 실시되어 섬 중앙부에는 해송림(*Pinus thunbergill*)이 조성되었고, 남부에는 억새(*Miscanthus sinesis*) 군락과 잔디(*Zoysia* spp.)가 분포해있다(서귀포시 2008).

마라도는 전세계 철새이동경로 중 동아시아−대양주 이동경로(East Asian−Australasian Flyway) 상에 위치한 섬으로 장거리를 이동하는 철새들이 소모된 에너지를 보충하는 중간 기착지로 사용된다(김 등 2009a, 2009b, 김 등 2010, 국립공원연구원 2013). 마라도의 조류상 연구결과, 멸종위기종인 물수리(*Pandion haliaetus*), 벌매(*Pernis apivorus*), 긴꼬리딱새(*Tersipone atrocaudata*) 등이 관찰되었다(김 등 2010). 또한 뿔쇠오리와 섬개개비(*Locustella pleskel*)의 번식이 확인되었고 국내 미기록종인 푸른날개팔색조(*Pitta moluccensis*)가 발견되었다

(김 등 2009a, 2009b, 미발표 자료).

3. 연구방법

3.1. 고양이의 개체군 크기 및 특성

3.1.1. 직접 관찰을 통한 개체군 크기 추정과 매개변수 도출

마라도에 서식하는 고양이 개체군 특성에 관한 매개변수를 얻기 위해 월 1회 이상 마라도를 방문하였다. 1회 방문 시 최소 3일 이상 섬에 체류하였고 현장조사를 통해 암수의 성비, 한배새끼수 등의 개체군 특성을 파악하였다. 조사 범위는 마라도 섬 전체를 대상으로 하였고 1회 조사 시 조사 경로의 평균 길이는 4.8km였다. 조사 시기는 뿔쇠오리가 번식을 시작하는 3월부터 7월까지 수행되었다.

고양이 발견 시 털의 색과 무늬 등의 특징(Figure 1), 성별, 연령, 발견 위치와 한배새끼수(Figure 2)를 직접 관찰하여 기록하였고, 정확한 개체 식별을 위해 사진촬영(Alpha5000, Sony Inc.)을 함께 진행하였다. 직접 관찰 결과 기록된 특징, 성별, 연령, 발견 위치를 이용하여 개체를 식별하였다(Dawson and Miller 2008, Silvy 2012). 연령은 번식이 가능한 1년 이상을 성체, 1년 미만을 미성숙 개체로 구분하여 기록하였다(Andersen et al. 2004). 새끼 고양이의 관찰이 어렵기 때문에 마라도 주민들의 도움을 일부 받아 직접 새끼를 확인하여 한배새끼수를 산출하였다. 직접 관찰을 통해 얻은 개체군 크기와 한배새끼수, 성비 등의 개체군 특성에 관한 매개변수는 개체군 생존능력분석에 사용되었다.

Figure 1. Individual characteristics (such as facial markings, coat and socks) of domestic cats on Mara Island

Figure 2. Kittens found during the survey (upper: five kittens, lower: six kittens with their mother) on Mara Island

3.1.2. 통계적 방법을 이용한 성체 개체군 크기 추정

직접 관찰과 포획-재포획 방법(capture-recapture method)을 사용하여 성체 고양이의 개체군 크기를 추정하였다(Silvy 2012). 마라도는 사면이 바다로 둘러싸여 있어서 지리적으로 철저하게 고립되어 있다. 따라서 마라도의 고양이 개체군은 이입과 이출에 의한 개체수 변화가 없는 폐쇄 개체군(closed population)이다. 포획-재포획 방법을 이용한 개체군 크기 추정은 program MARK를 이용하여 진행하였다(Silvy 2012). 현장조사에서 고양이가 관찰된 경우 1, 관찰되지 않은 경우 0으로 기록하였고 열을 월, 행을 개체로 정리하였다(Cooch and White 2006). 조사를 2회 진행하면 11, 10, 01, 00의 4가지의 가짓수가 발생하는데, 본 연구에서는 00(개체가 존재하지만 발견되지 않은 경우)은 발생하지 않는다고 가정하는 Huggins 모델을 사용하여 분석을 진행하였다(Huggins 1989).

관찰 확률(p)과 재관찰 확률(c)이 시간(M_t), 관찰 행동(M_b), 관찰 개체의 이질성(M_{h2}), 영향 없음(M_0)에 따라 변화하는 모델로 나눠 분석을 진행하였다(Otis et al. 1978). 상기한 4가지 모델과 이를 조합한 추가 4개의 모델(M_{tb}, M_{th2}, M_{bh2}, M_{tbh2}) 총 8개의 모델을 이용하여 개체군 크기 추정에 사용하였다. 분석된 모델 가운데 가장 작은 AIC (Akaike Information Criterion)값과 가장 높은 model weight를 가진 것을 적합한 모델로 선택하였고, 선택된 모델을 통해 마라도에 서식하는 성체 고양이의 개체수를 추정하였다(Otis et al. 1978, Lukacs 2006).

3.2. 고양이의 행동권 및 서식지 이용

3.2.1. 포획 및 발신기 부착

고양이의 행동권을 파악하기 위해 직접 포획과 포획틀(live trap, 40×45×108cm)을 사용하여 고양이를 포획하였다. 포획틀은 고양이가 많이 관찰되는 마라도 민가 인근에 설치하였고, 고양이용 통조림과 자리돔(*Chromis notata*)을 미끼로 사용하였다. 포획은 2018년 4월부터 5월까지 2개월간 진행하였다.

포획한 개체는 목걸이 형태의 무선 추적발신기를 부착하고 성별을 식별한 후 방사하였다. 무선 추적발신기는 Felis collar (Ecotone Inc., Poland)와 Gper (Spacosa Inc., 대한민국) 2가지를 이용하였고 발신기의 무게는 각각 80g, 60g이였다. 야생동물에 발신기를 부착할 때 발신기의 무게가 개체 체중의 5%를 넘으면 행동에 영향을 받기 때문에 발신기 부착은 성체를 대상으로 실시하였다(Brigham 1988).

Felis collar는 수신기(base station)로 얻은 정보를 분석 프로그램(Tracker, Ecotone Inc., Poland)을 통해 다운로드하였고, Gper는 제조사의 Catch loc (Spacosa Inc.) 웹사이트에서 정보를 수신하였다. 무선 추적장치는 10분마다 개체의 위치가 기록되도록 설정하였고, 매달 1회 이상 데이터를 수신하였다.

3.2.2. 행동권 추정

행동권 추정에는 무선위치추적을 통해 도출된 좌표 수가 50개 이상으로 기록된 개체만 분석에 포함하였다(Seaman et al. 1999). 고양이의 행동권은 핵심밀도추정법(KDE: kernel density estimation)을 이용하여 도출하였다. KDE는 점집합으로부터 얻은 개체의 공간 이용도를 밀도 개념으로 표현하여, 등충선을 연결하여 행동권을 파악하는 방법이다(Worton 1989).

KDE에서 행동권의 모양을 결정하는 평활 매개변수 h (smoothing parameter)는 reference를 통해 얻어지는 값으로 고정하였고(Silvy 2012), fixed KDE는 50%, 70%, 90%, 95%로 나눠 행동권을 산출하였다. 50% KDE의 결과는 핵심서식지(core area), 95% KDE는 행동권으로 간주하였다(Kauhala and Auttila 2010). 분석은 R program ‘adehabitatHR’ (Calenge 2011)을 이용하였고, ArcGIS 10.3 (Esri Inc.)을 이용하여 분석된 행동권과 마라도 지도를 중첩하였다. 고양이의 암수 행동권 크기 차이를 파악하기 위해 Wilcoxon test를 실시하였다.

3.3. 고양이 중성화에 따른 고양이 개체군 생존능력분석

3.3.1. 기본 시나리오 설정

마라도 고양이 중성화 수술 효과를 비교하기 위해 개체군 생존능력 분석을 실시하였고 분석에는 VORTEX 10.3.1을 사용하였다(Lacy and Pollak 2018). VORTEX는 개체군의 생존능력을 분석하는 시뮬레이션 프로그램으로, 야생동물 개체군의 폐사와 출생을 의미하는 결정론적 요소(deterministic forces) 뿐만 아니라 개체군학적(demographic), 환경적, 유전학적 등의 정보를 생존능력분석의 요소로 포함시키는 것이 가능하다(Licht et al. 2017, Lacy et al. 2018).

마라도 고양이의 생존능력분석 기본 시나리오(Baseline)는 개체군 추정을 위해 실시한 현장조사 결과를 바탕으로 하였다. 번식이 가능한 성체 20마리를 개체수로 입력하였다. 고양이는 다부다처(polygamous)의 번식 체계를 따르며 번식기가 정해져 있지 않다(Turner and Bateson 2014). 조사기간 동안 2번 임신한 개체 1마리를 발견하였고, 관찰된 한배새끼수는 최대 7마리였으며 평균 한배새끼수는 5.14마리였다. 고양이 암컷의 성성숙은 생후 7개월에서 1년 사이에 일어나는 것을 참고하여 암컷과 수컷의 첫 번식 연령을 1년으로 설정하였다(Turner and Bateson 2014). 암수의 최대 번식연령은 Pascal (1977)의 연구결과를 인용하여 7년으로 설정하였다. 새끼의 성비는 성체와 동일하게 50%로 설정하였고 고양이는 특정 수컷이 번식 독점을 하지 않기 때문에 개체군 내 모든 암컷과 수컷은 번식을 하는 것으로 설정하였다(Say et al. 2002). 조사가 봄과 여름에 진행되었기 때문에 정확한 연간 폐사율을 파악할 수 없어 다른 섬에서 진행된 연구를 참고하여 성체와 새끼의 폐사율을 각각 27.87%, 73.16%로 설정하였다(Van Aarde 1978, Izawa and Ono 1986, Danner et al. 2010, Lessa and Bergallo 2012). 마라도

는 폐쇄된 공간이기 때문에 근교약세(inbreeding depression)의 발생 가능성이 높을 것으로 예상되지만 아직까지 고양이의 근교약세에 대해 입증된 자료가 없기 때문에 발생하지 않았다고 설정하였다(Devillard et al. 2003, Nutter 2006). 이와 함께 재난적 상황(catastrophic event) 또한 발생하지 않았다고 설정하였다. 개체군의 멸종은 한쪽 성(sex)이 절멸될 경우로 설정하였고, 각 시나리오는 1000회 반복 시행하여 20년 후의 개체군 크기를 예측하였다(Table 1).

최대수용능력(carrying capacity, K)은 외부로부터 위협이 없고 자원이 풍부한 환경에서 도달할 수 있는 최대 개체군의 크기를 의미한다. 개체군이 최대수용능력에 도달하면 더 이상 증가하지 않기 때문에 생존능력분석에서 최대수용능력 값은 개체군의 크기를 제한하는 역할을 한다. 최대수용능력은 국내에서 연구된 고양이 밀도 결과 중 가장 큰 값을 가진 대구의 경상감영공원(4마리/ha)의 결과를 참고하여 120마리로 설정하였다(환경부 2001). 추가로 현재 번식 가능 개체수의 2배인 40마리와 40, 120의 중간 값인 80마리를 최대수용능력으로 설정하였다. 최대수용능력의 변동과 불확실성을 주기 위해 표준편차는 10%로 설정하였다.

Table 1. Model parameters for the population viability of domestic cat population on Mara Island

Parameter	Value	Reference
Scenario Setting		
Number of years	20	
Number of iterations	1000	
Extinction definition	only 1 sex remains	
Initial population size	20	
Species Description		
Inbreeding depression	No	Devillard et al. 2003
Reproductive System		
Reproductive mode	Polygynous	Turner and Bateson 2014
Age of first offspring	1	Turner and Bateson 2014
Maxim reproductive age	7	Pascal 1977
Maximum number of litters per year	2	
Maximum number of litter size	7	
Sex ratio at birth in % males	50%	
Mortality Rates		
Juvenile Mortality	73.16%	Van Aarde 1978, Izawa and Ono 1986, Lessa and Bergallo 2011
Adult Mortality	29.53%	Van Aarde 1978, Danner et al. 2010, Lessa and Bergallo 2011

3.3.2. 중성화 시나리오 설정

중성화 수술을 실시하였을 때 개체군 변화를 알아보기 위해 기본 시나리오의 값에서 중성화 강도에 따라 암수 번식률을 다르게 설정하였다(암컷: % adult female breeding, 수컷: % mating male).

암컷과 수컷 각각을 매년 다른 비율로 중성화하여 성별에 따른 중성화 효과를 비교하였다. 중성화 수술의 관리 강도는 전체 개체군 크기의 비율을 반영하였으며, 성별에 따른 중성화 강도는 10-90%, 9단계로 분석하였다(Miller et al. 2002). 최대수용능력은 120으로 설정하였다. 암컷과 수컷 중 중성화 효과가 높은 성별을 이용하여 실시 간격과 관리 강도를 세분화하여 분석하였다. 실시 간격은 1년, 2년, 3년으로 하였고 관리 강도는 해당 성별 개체군 크기의 30%, 50%, 70%로 설정하였다. 실시 간격과 관리 강도는 VORTEX Function Editor에 Equation 1을 입력하여 설정하였다(Lacy et al. 2018). %는 나눗셈의 나머지를 계산하는 연산자로 나머지가 1일 때 괄호 안은 1로 그 외의 나머지는 0으로 값을 부여하여 실시 간격을 설정하였다. 생존능력분석 기본 시나리오와 중성화를 실시하였을 때 개체군 크기 차이 및 성장률, 멸종가능성을 확인하고 이를 통해 고양이 개체군 감소에 대한 최적 시나리오를 선정하고자 하였다.

$$100-(a\times(Y\%b=1))\cdots\cdots\cdots\cdots\text{Equation 1}$$

a = 중성화 강도, b = 중성화 실시 빈도(년), Y= year

3.4. 고양이 중성화에 따른 뿔쇠오리 개체군 생존능력분석

3.4.1. 포식 흔적 조사

뿔쇠오리가 포식당한 흔적(predation remains, 사체, 털 뭉치 등)을 수거하여 뿔쇠오리의 피해량을 추정하였다. 고양이 개체군 조사와 함께 2018년 4월에서 6월동안 13회의 포식 흔적 조사를 진행하였다. 마라도 섬 전체를 대상으로 관찰하였고, 그 중 뿔쇠오리 번식지 주변부는 강도 높게 조사하였다.

뿔쇠오리 포식 흔적을 발견하면 관찰의 중복을 방지하기 위해 포식 흔적을 수거하고 발견 시간, 발견 위치를 GPS 애플리케이션(Rambler, Bientus Inc. USA)을 이용하여 기록하였다.

Figure 3. The wings of a Crested Murrelet (*Synthliboramphus wumizusume*) predated by domestic cats (*Felis catus*) on Mara Island, recorded on April 19th, 2018.

3.4.2. 고양이 중성화에 따른 뿔쇠오리 개체군 시나리오 설정

뿔쇠오리 개체군 생존능력분석을 통해 고양이 포식으로 감소하는 뿔쇠오리 개체군을 예측하고자 하였다(Lacy and Pollak 2018). 뿔쇠오리는 아직까지 생태에 대한 연구가 많이 진행되지 않아서 개체군 생존능력분석에 필요한 매개변수가 부족하였다. 따라서 확인이 불가능한 뿔쇠오리의 매개변수는 계통적으로 가장 유사하고 생태에 관한 연구가 비교적 많이 진행된 바다쇠오리(*Synthliboramphus antiquus*)의 매개변수를 참고하여 개체군 생존능력분석을 진행하였다(Sealy 1976, Nettleship et al. 2018).

해상조사결과 마라도에는 225쌍의 뿔쇠오리가 번식하는 것으로 추정되었다(미발표 자료). 멸종의 정의는 한쪽의 성별이 절멸하는 때로 설정하였고 향후 20년 간의 결과를 확인하고자 1000회 반복 시행하여 개체군 변화를 분석하였다. 뿔쇠오리는 높은 확률로 일부일처제인 것으로 추정되며 1년에 한번 3월 중순에서 6월 말에 산란하는 것으로 알려져 있다(Nettleship and Kirwan 2018). 박(2013)이 구굴도에서 진행한 뿔쇠오리 연구에 따르면, 뿔쇠오리의 한배산란수의 평균은 2.2마리였고, 생후 1년 미만의 뿔쇠오리 폐사율은 57.69%였다(n=26). 이외의 매개변수는 바다쇠오리의 자료로 대체하여 분석을 진행하였다. 바다쇠오리의 최대 수명 23년, 첫 번식 연령 2년, 새끼가 2년 뒤 생존하여 번식지로 돌아오는 확률 44% 그리고 성체의 폐사율 23%을 참고하여 뿔쇠오리 생존능력분석에 사용하였다(Nettleship et al. 2018).

조사기간 중 고양이 성체 20마리에 의해 희생된 뿔쇠오리는 24마리로 추정되어(미발표 자료), 고양이 성체 한 마리가 매년 1.2마리의 뿔쇠오리를 포식할 것으로 평가하였다. 고양이의 포식이 발생하지 않았을 때의 뿔쇠오리 개체군의 증가율을 산출하였고 이 경우를 대조군으로 설정하였다. 또한 고양이의 개체군 관리를 실시하지 않았을 때와 다양

한 강도로 중성화 수술을 진행했을 때의 결과를 비교하여 중성화 수술이 뿔쇠오리 개체군 크기 변화에 미치는 영향을 알아보고자 하였다. VORTEX Function Editor에 MIN 연산자를 입력하여 고양이 개체군의 최대수용능력을 설정하였고, 중성화에 따른 고양이 개체군 성장률을 입력하였다(Equation 2).

$$1 - \frac{1.2 \times (\mathrm{MIN}((20 \times \boldsymbol{\lambda}^{\mathbf{Y-1}});\mathrm{K}))}{450 \times 1.00^{Y-1}} \cdots\cdots\cdots\cdots \text{Equation 2}$$

1.2: 고양이 성체 한 마리가 포식할 것으로 예상되는 뿔쇠오리 개체수

20: 성체 고양이 추정 개체수

λ^{Y-1}: 고양이 중성화에 따른 개체군 성장률

K: 고양이 개체군의 최대수용능력

450: 뿔쇠오리 추정 개체수

100^{Y-1}: 뿔쇠오리 개체군 성장률

Table 2. Model parameters for the population viability of Crested Murrelet (*Synthliboramphus wumizusume*) population on Mara Island

Parameter	Value	Reference
Scenario Setting		
Number of years	20	
Number of iterations	1000	
Extinction definition	only 1 sex remains	
Initial population size	450	
Species Description		
Inbreeding depression	no	
Reproductive System		
Reproductive mode	monogamous	Nettleship and Kirwan 2018
Age of first breeding	2	Nettleship et al. 2018
Maximum lifespan	23*	Nettleship et al. 2018
Maximum number of clutches per year	1	Nettleship and Kirwan 2018
Mean number of clutch sizes	2	Park 2013
Mortality Rates		
Juvenile Mortality	57.69%	Park 2013
Chicks returning rate after two years	44%*	Nettleship et al. 2018
Adult Mortality	23%*	Nettleship et al. 2018

* Data for the Ancient Murrelet (*Synthliboramphus antiquus*)

IV. 연구결과 및 고찰

1. 고양이의 개체군 크기 및 특성

1.1. 직접 관찰을 통한 개체군 크기 추정과 매개변수 도출

고양이 개체군 특성을 파악하기 위해 총 21일 현장조사를 진행하였고 개체수를 직접 측정한 결과 총 182회 관찰되었다. 전체 개체는 49마리였고 이 중 34마리가 재관찰되었다(Table 3). 성체는 암컷 7마리, 수컷 7마리 미확인 6마리로 총 20마리가 확인되었고, 미성숙개체는 암컷 3마리, 수컷 4마리, 미확인 22마리로 총 29마리가 확인되었으나 이 중 9마리는 조사기간 중 폐사하였다. 따라서 마라도의 고양이 전체 개체수는 40마리(성체 20, 새끼 20)로 나타났다(Table 4). 어미와 새끼들로 구성된 총 5개 가족군이 관찰되었으며, 이로 인해 확인된 고양이의 누적 개체수는 증가하는 양상을 보였다(Figure 4). 이때 확인된 고양이의 한 배새끼수는 5.00±1.58마리(n=5, 범위: 3-7마리)였다.

Table 3. Summary of observational surveys on domestic cats using natural marks on Mara Island

Number of surveys	Number of cats detected	Detected individuals	Re−sighted individuals
21	182	49	34

Table 4. The number of domestic cats in different sex and age groups detected by observational surveys in 2018

	Adult (>1 year)			Juvenile (<1 year)				Population size
	Female	Male	Unknown	Female	Male	Unknown	Dead	
Number of cats	7	7	6	3	4	13	9	40
Total	20			20				

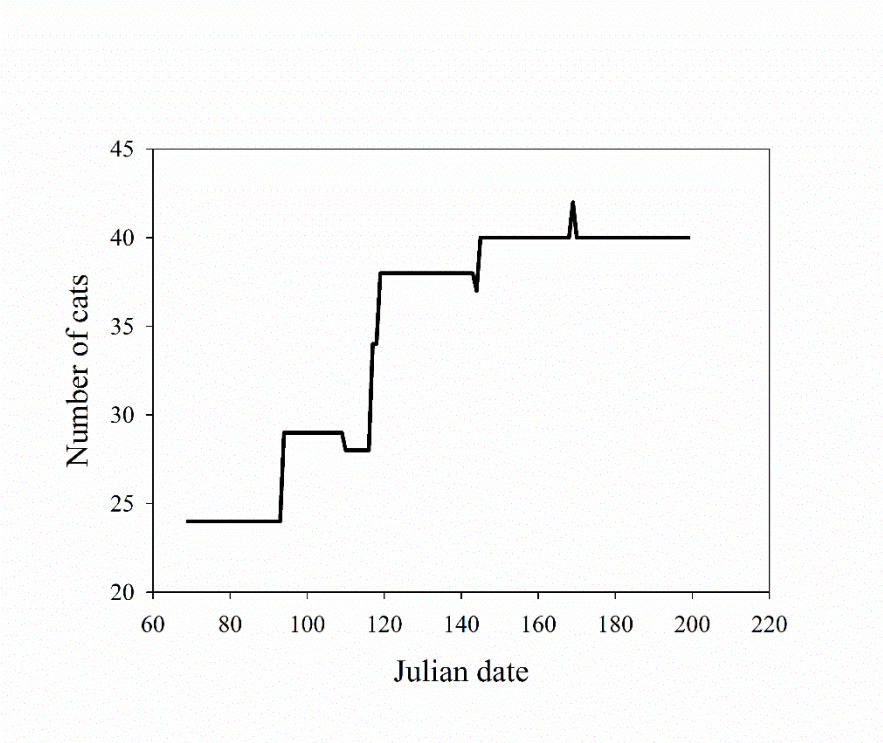

Figure 4. Cumulative curve of the detected number of domestic cats over time. Notice the rapid change in the number of cats by recruitment and death of kittens.

1.2. 통계적 방법을 이용한 성체 개체군 크기 추정

포획-재포획 방법을 이용하여 성체 개체군 크기를 분석한 결과 개체의 행동과 시간에 따라 발견 확률이 변화하는 M_{th2}가 가장 적합한 모델로 선택되었다(Table 5). 가장 작은 AICc를 갖는 모델로부터 추정한 성체 개체군 크기는 20마리(20.39, AICc=180.38, 95% 신뢰한계: 20-24마리)로 직접 관찰을 통한 결과와 동일한 것으로 확인된다. 또한 이외의 모델 역시 오차범위 내로 직접 관찰 결과와 비슷한 값을 가진다(Table 6).

Table 5. Closed population models to estimate the abundance of cats using the capture−recapture method on Mara Island in 2018

Model	AICc	Delta AICc	AICc weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
M_{th2}	180.3825	0	0.67845	1	9	134.1576
M_{tbh2}	182.4838	2.1013	0.23726	0.3497	10	133.9381
M_{t}	185.5812	5.1987	0.05042	0.0743	7	143.8924
M_{tb}	186.6562	6.2737	0.02946	0.0434	8	142.7167
M_{bh2}	192.2932	11.9107	0.00176	0.0026	4	157.1567
M_{b}	192.4156	12.0331	0.00165	0.0024	2	161.4878
M_{h2}	194.1859	13.8034	0.00068	0.001	3	161.1691
M_{0}	195.7241	15.3416	0.00032	0.0005	1	166.8549

Table 6. Estimated population size of domestic cats from different closed population models using the capture-recapture method in 2018

Model	Estimated Population size	95% Confidence Interval		
		Standard Error	Lower	Upper
M_{th2}	20.39	0.699747	20.03679	24.10059
M_{tbh2}	20.14	0.497086	20.00583	23.32477
M_t	20.10	0.320398	20.00448	22.11981
M_{tb}	20.83	1.971759	20.0563	32.30752
M_{bh2}	23.85	5.363031	20.50243	49.47954
M_b	21.37	1.818544	20.18866	29.88626
M_{h2}	20.56	0.867012	20.06448	24.88901
M_0	20.19	0.446537	20.01228	22.79717

1.3. 고찰

개체수를 추정하는 방법은 종과 조사지의 환경 및 관찰의 정확도와 정밀도에 따라 적절한 방법을 선택하는 것이 가장 중요하다(Krebs 1999). 마라도에 서식하는 고양이의 전체 개체수는 직접 관찰 결과, 40마리였고 그 중 성체 고양이 개체수는 직접 관찰, 포획-재포획 방법 모두 20마리(95% 신뢰한계: 20-24마리)로 추정되었다. 일반적으로 직접 관찰을 통한 개체수 관찰은 모든 개체 확인이 어렵기 때문에 정확도가 낮아 선호하지 않는 방법이다(Link and Sauer 1997, Silvy 2012). 하지만 본 연구의 대상지는 바다로 둘러싸여 고립되어 있으며 경사가 완만하였기 때문에, 성체 20마리 중 1마리를 제외한 19마리가 재관찰되었다. 마라도의 고양이 재관찰 확률(95%)은 도봉산의 고양이 재관찰 결과(도봉 49.18%, 원도봉 23.80%, 송추 26.67%)와 비교하였을 때 매우 높다고 판단된다(김 2015). 고양이 개체 관찰 진행 횟수가 적었지만 재관찰 확률이 높았고, 성체의 경우 직접 관찰과 포획-재포획 결과값이 유사하기 때문에 마라도의 고양이에 대한 직접 관찰 결과는 신뢰할 수 있을 것으로 판단된다(Flowerdew 1976, Bronner and Meester 1987).

마라도 성체 고양이의 성비는 1:1(암컷: 7, 수컷: 7, 미확인: 6)로 암컷과 수컷의 개체수가 동일하였다. 오스트레일리아 북동쪽에서 진행된 연구(n=94)도 암수 성비가 동일한 것으로 관찰되었다(Prescott 1973). 마라도와 오스트리아 북동쪽의 고양이 성비와 같이 일반적으로 포유류의 암수 비율은 암컷(49.3%), 수컷(50.7%)로 거의 유사하지만 미세한 차이로 수컷이 더 많이 태어난다(Prescott 1973). 남아프리카 공화국의 Marion 섬의 경우는 고양이 성비가 1:1.85 (n=205)로 수컷이 우세하였고(van Aarde 1978), Galapagos 군도의 고양이 성비는 1:0.38 (n=42)로 암컷의 비율이 큰 것으로 확인되었다(Konecny 1987). 이는 대상지 크기, 먹이분포, 암컷 분포에 다른 수컷의 세력권과 관련이 있을

것을 판단된다(Barratt 1997). 또한 Goltz et al. (2008)에 따르면 상대적으로 행동권의 크기가 큰 수컷 고양이가 암컷 고양이보다 포식 피해를 많이 일으키는 것으로 확인되었다. 따라서 성비 파악은 포식 피해를 예측하는데 도움될 것으로 예상된다. 하지만 관찰된 49마리 중 절반 이상인 28마리의 성별이 파악되지 않았기 때문에 성비를 통한 포식 피해를 예측하기 위해서는 정확한 성별 파악하는 연구가 추가로 수행되어야 한다.

조사기간 중 태어난 미성숙 개체 29마리 중 9마리(31.03%)가 폐사하였고 모두 태어난 지 6개월 미만의 새끼였다. 생후 100일 이하의 집고양이를 대상으로 조사한 결과 폐사율의 범위는 14.8%-48%이다(Jemmett and Evan 1977, van Aarde 1978). 또한 외출을 하는 집고양이 새끼 169마리 중 48%인 81마리가 폐사하는 것으로 확인되었다(Nutter et al. 2004). 들고양이의 새끼 폐사율의 경우 새끼 발견이 어려워 정확한 집계가 어렵지만 집고양이의 새끼 폐사율보다 높을 것으로 예상된다(Levy et al. 2003). 그러나 풍부한 먹이와 사람들의 보살핌 등의 집고양이와 비슷한 서식환경을 가졌기 때문에 마라도의 새끼 폐사율은 31.03%로 집고양이의 새끼 폐사율과 유사한 것으로 파악된다(Jemmett and Evan 1977, van Aarde 1978, Nutter et al. 2004). 낮은 새끼 폐사율로 인해 마라도의 고양이 개체군은 꾸준히 증가할 것으로 예상된다.

2. 고양이의 행동권 크기와 서식지 이용

2.1. 행동권 추정

마라도 내 고양이 중 총 10마리(암컷 4마리, 수컷 6마리)를 포획하여 발신기를 부착했다. 모든 개체의 데이터 수신이 성공하였고 추적한 모든 개체의 좌표 데이터가 50개 이상으로 추적한 모든 개체의 행동권을 추정하였다(Table 7).

추적일은 21.25±22.87일이고, 무선위치추적 좌표 수는 445.5±504.75개였다. 데이터가 가장 많이 기록된 개체는 FEL03으로 추적기간 89일, 좌표수 1,900개이며, FEL07이 추적기간 4일, 좌표수 54개로 가장 적게 수신되었다. FEL03은 7월에 출산을 하였고, FEL09는 수신 기간 동안 6개월 미만의 새끼를 포유 중이었다. 10개체의 핵심서식지의 크기는 1.60±0.77ha (50% KDE)이고 행동권의 크기는 12.06±6.64ha (95% KDE)이였다. 핵심서식지와 행동권의 면적이 가장 큰 개체는 수컷 FEL01이였고 가장 작은 핵심서식지와 행동권을 가진 것은 각각 암컷 FEL09와 수컷 FEL06이였다(Table 7, Figure 5). 추적한 10마리 중 FEL01, FEL02, FEL04, FEL08, FEL10 5마리가 뿔쇠오리 번식지를 이용하는 것이 확인되었다(Figure 6-7).

성별에 따른 행동권 차이를 비교한 결과 핵심서식지의 크기는 암컷 1.24±0.49ha (50% KDE), 수컷 1.84±0.93ha (50% KDE)이였고 행동권은 암컷 11.78±7.97ha (95% KDE), 수컷 12.23±7.06ha (95% KDE)였다. 수컷의 행동권이 암컷의 행동권보다 크게 측정되었지만, 통계적으로 유의한 차이는 나타나지 않았다(Mann-Whitney test, 50% KDE: W=6, p-value=0.257, 95% KDE: W=12, p-value=1.000, Table 8).

Table 7. Information on tracked adults of domestic cats and their estimated home range sizes by kernel density estimation (KDE) methods in Mara Island. FEL01 and FEL05 were tracked in two different periods.

ID	Sex	Capture date	Completed tracking date	Tracked dates	No. of collected coordinates	Fixed kernel home range (ha)				Remark
						50%	70%	90%	95%	
FEL01	M	10 Apr 2018	26 Apr 2018	17	641	3.59	7.08	17.45	25.58	
		24 May 2018	03 May 2018	11	227					
FEL02	M	18 Apr 2018	28 May 2018	41	959	1.54	2.81	6.58	12.47	
FEL03	F	18 Apr 2018	15 Jul 2018	89	1900	0.93	1.67	3.61	5.78	Pregnant
FEL04	F	18 Apr 2018	26 Apr 2018	9	162	1.29	3.70	14.08	22.32	
FEL05	M	18 Apr 2018	23 Apr 2018	6	140	2.02	3.47	6.86	9.33	
		28 Apr 2018	30 Apr 2018	3	140					
FEL06	M	28 Apr 2018	14 May 2018	17	99	0.87	1.57	3.33	4.67	
FEL07	F	28 Apr 2018	01 May 2018	4	54	1.93	4.48	10.47	13.62	
FEL08	M	30 Apr 2018	09 May 2018	10	449	1.34	2.58	6.67	10.21	
FEL09	F	24 May 2018	17 Jun 2018	25	317	0.83	1.52	3.42	5.43	Nursing
FEL10	M	25 May 2018	16 Jun 2018	23	258	1.71	3.32	7.59	11.16	
Mean±SD				21.25 ±22.87	445.5 ±504.75	1.60 ±0.77	3.22 ±1.59	8.00 ±4.47	12.06 ±6.64	

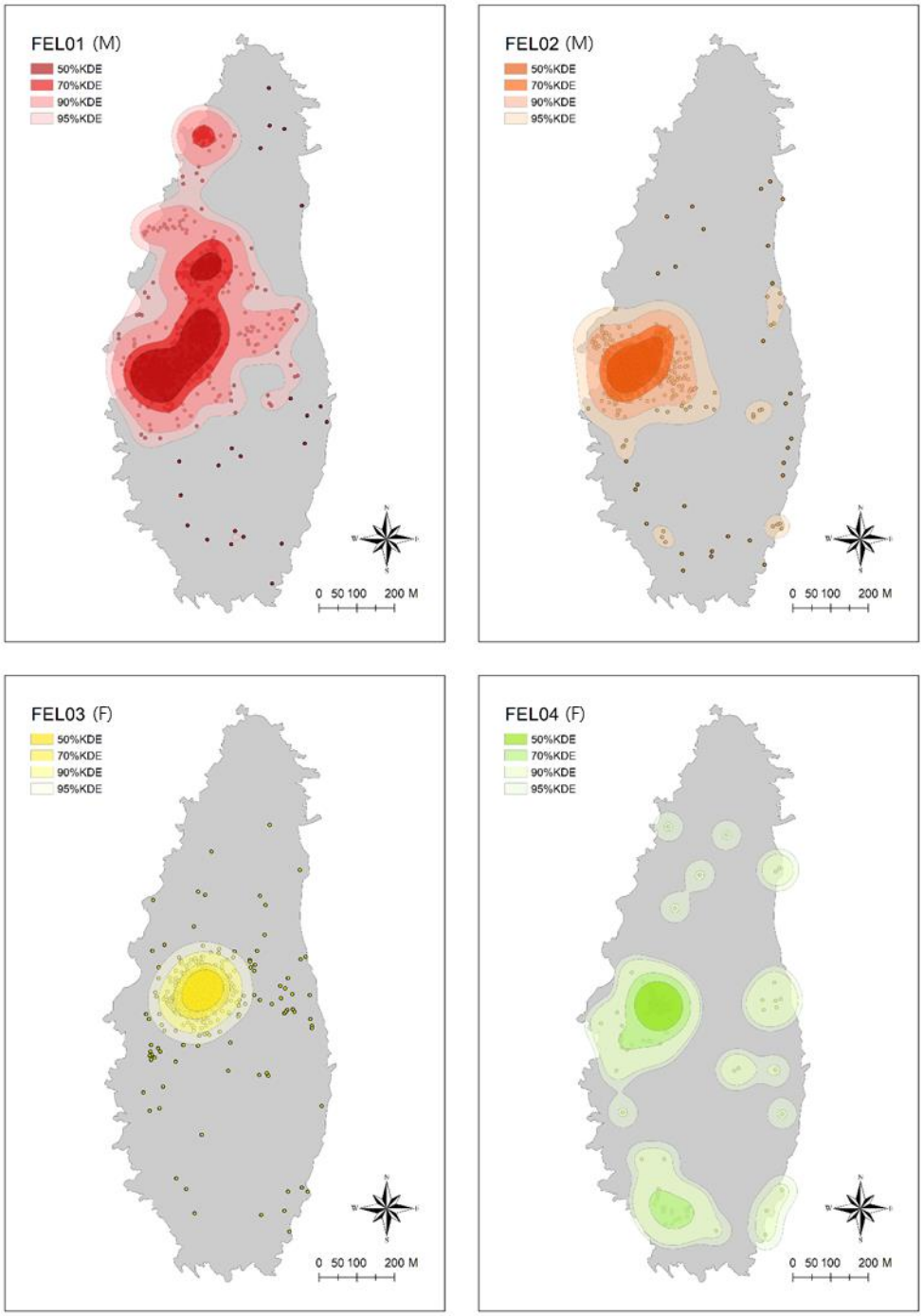

Figure 5. Fixed kernel home ranges of free-roaming domestic cats on Mara Island, from April to July in 2018

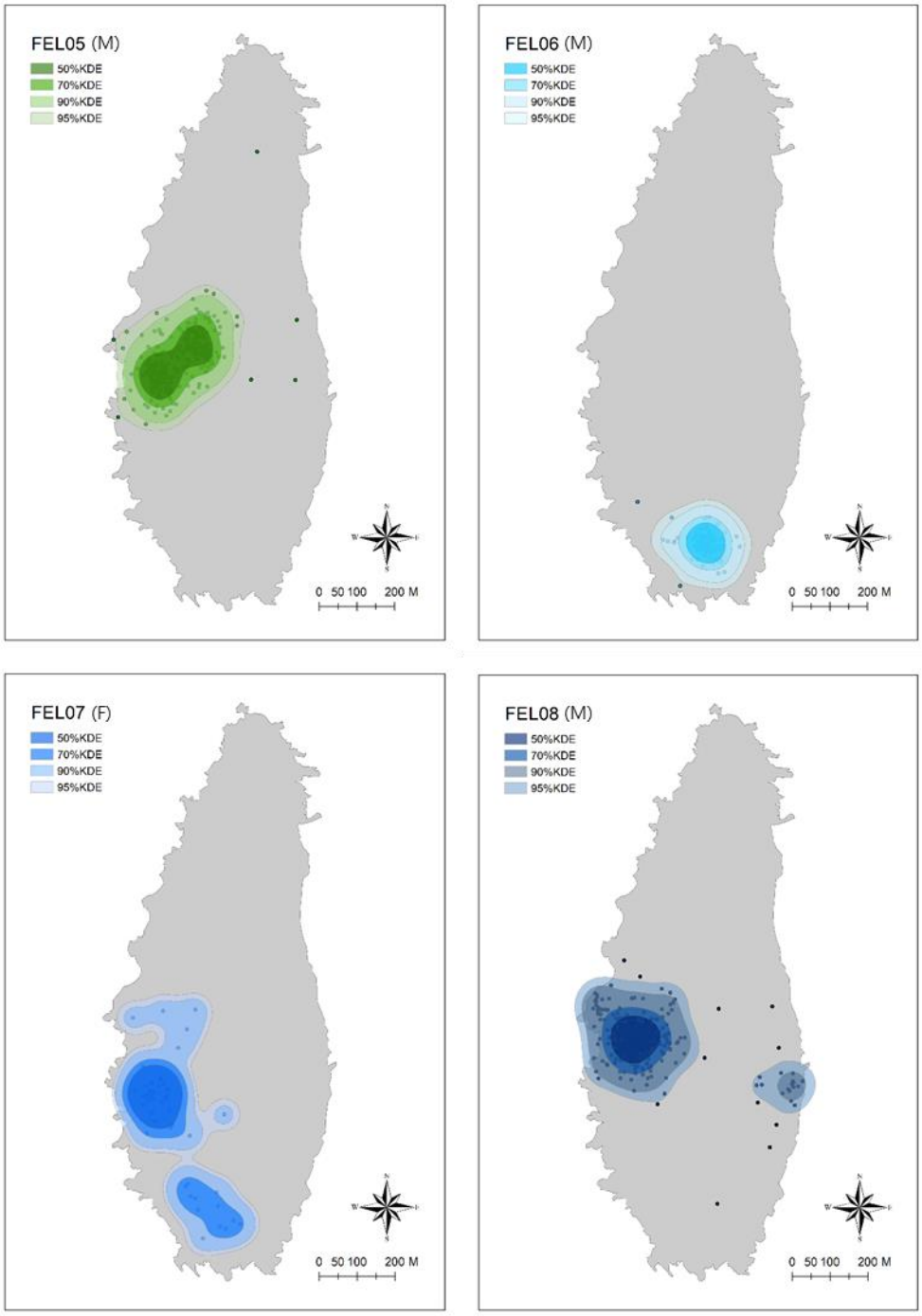

Figure 5. Continued

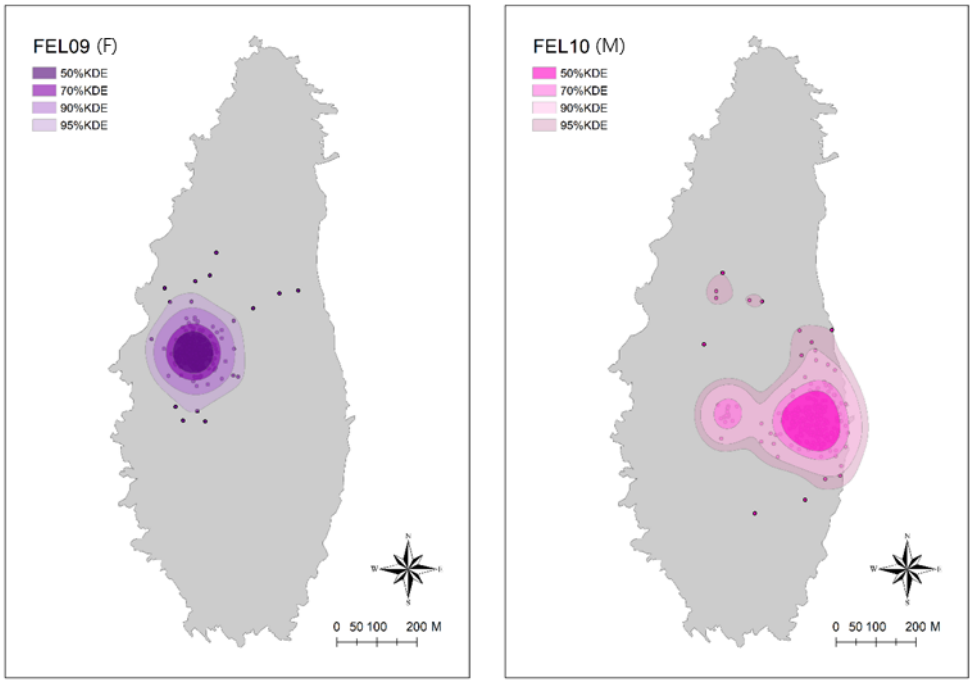

Figure 5. Continued

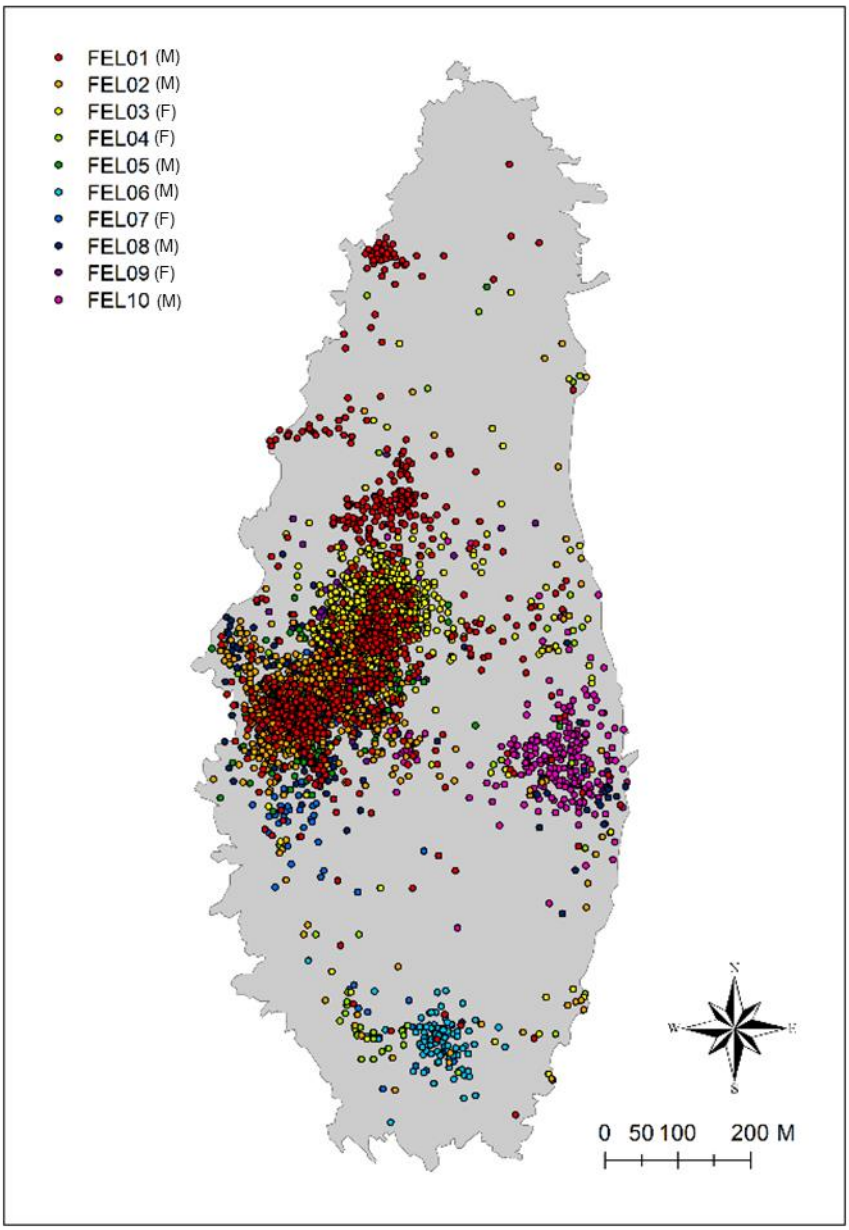

Figure 6. GPS fixes collected from 10 domestic cats tracked in Mara Island, from April to July in 2018

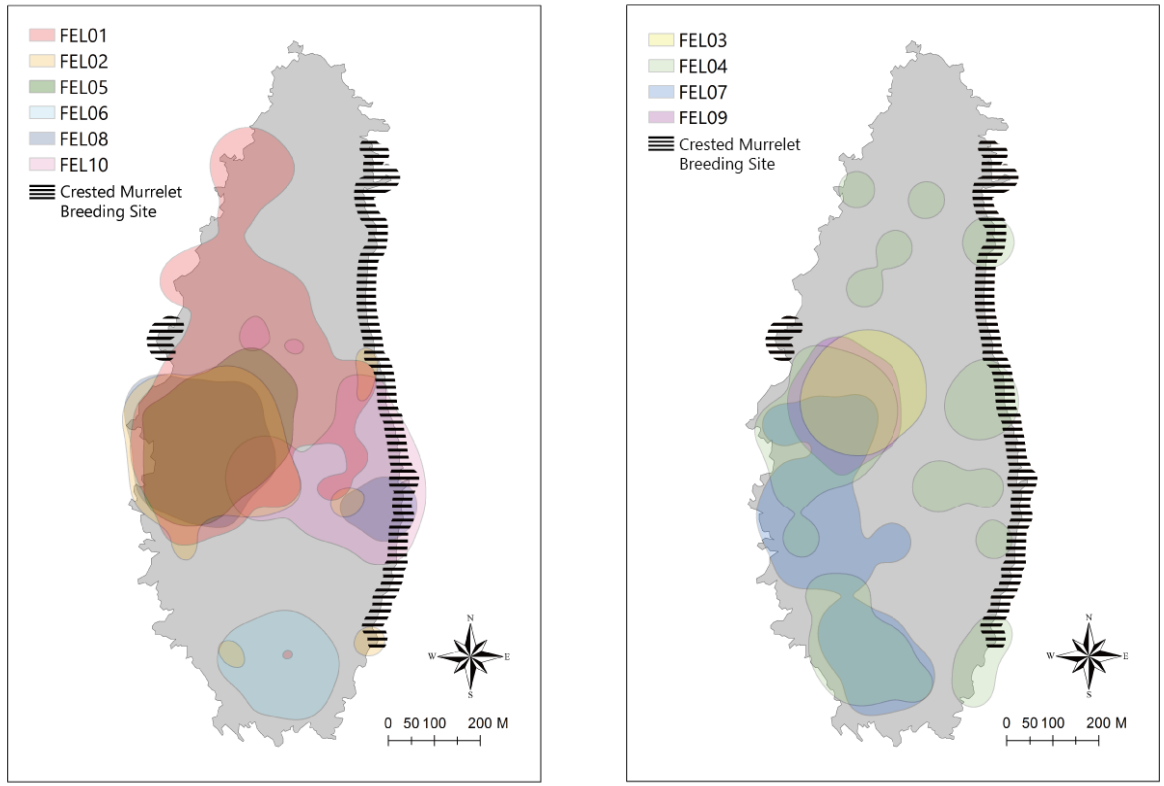

Figure 7. Fixed kernel home ranges (95% KDE) from 10 domestic cats (shaded colors; males in the left panel and females in the right panel) and their overlap with the breeding colonies of Crested Murrelets (horizontal bars)

Table 8. Difference in home range sizes (mean±standard deviation) by sex calculated from the fixed kernel estimation (KDE) in Mara Island in 2018. Comparison between male and female is based on a Mann−Whitney U test.

	Fixed kernel home range (ha)			
	50%	70%	90%	95%
Female	1.24±0.43	2.83±1.28	7.89±4.56	11.78±6.91
Male	1.84±0.86	3.46±1.73	8.07±4.40	12.23±6.44
W	6	11	12	12
p−value	0.257	0.974	1	1

2.2. 고찰

행동권 연구에서는 대부분 MCP (최소다각형법, Minimum Convex Polygon)와 KDE (kernel density estimation)를 보편적으로 사용한다 (Mohr 1947). 하지만 MCP를 사용할 경우 실제로 사용하지 않는 지역이 포함되어 실제 행동권보다 크게 설정될 확률이 높다(White and Garrott 1990). 또한 Swihart and Slade (1997)는 MCP보다 95% KDE를 통한 행동권 추정이 더 정확하다고 입증하였다.

본 연구는 크기가 작은 마라도를 대상으로 하였기 때문에 KDE만 사용하여 행동권을 추정하였다. 본 연구에서 사용한 KDE는 서식지의 이용분포를 추정하는 비모수적 방법으로, 행동권 모양과 정규성을 파악하는데 효과적이다(Worton 1989). 하지만 KDE는 행동권 모양의 매끄럽게 다듬어주는 매개변수 h (평활계수)의 설정에 따라 행동권의 크기가 달라지기 때문에 적절한 h값을 지정해야 한다. h를 크게 설정하면 곡선이 매끄러워지면서 사용하지 않는 지역이 포함되어 본래의 크기보다 큰 행동권이 산출된다(Kernohan et al. 2001). 따라서 적절한 h를 설정하는 것이 KDE분석에서 매우 중요하다(Silverman 1986, Seaman et al. 1999, Kernohan et al. 2001). 본 연구에서는 획득한 좌표 수에 따른 평활계수의 차이를 방지하기 위하여, h값은 h reference 방법을 이용하여 얻은 10마리의 평균인 34로 고정하여 행동권을 산출하는 fixed KDE 분석을 실시하였다.

마라도에 서식하는 고양이 10마리의 행동권 분석 결과 행동권은 12.06±6.64ha (95% KDE)이고 핵심서식지는 1.60±0.77ha (50% KDE)로 나타났다. 하와이 Mauna Kea의 고양이 행동권은 929.45ha (100% MCP)으로 섬에 서식하는 고양이의 행동권 중 가장 큰 행동권을 가지며 본 연구의 행동권 크기보다 77배가 큰 것으로 나타났다(Goltz et al. 2008). 이 밖에도 갈라파고스, 일본의 아이노시마 섬, 호주의 캥거루

섬 등에서 연구된 고양이의 행동권은 모두 마라도의 행동권에 비해 넓었으며(Table 9), 이는 마라도의 면적이 절대적으로 좁기 때문인 것으로 판단된다. 소수의 사례이긴 하지만 서로 다른 면적의 섬에서 확인된 고양이의 행동권을 비교한 결과, 가용한 서식지의 절대 면적이 증가할수록 고양이의 행동권이 넓어지는 양상이 확인되었다(Table 9, Figure 8).

예루살렘, 뉴욕, 옥스포드 외 25곳에서 암수 고양이의 행동권을 비교한 Liberg et al. (2000)의 연구결과에서는 일반적으로 수컷의 행동권이 암컷보다 3배 큰 것으로 확인되었다(Konecny 1987, Yamane et al. 1994, Goltz et al. 2008, Buckmaster 2012). 마라도 고양이 성별에 따른 행동권 비교 결과, 암컷 11.78±6.91ha (95% KDE), 수컷 12.23±6.44ha (95% KDE)로 수컷의 행동권과 핵심서식지는 암컷보다 근소하게 넓었지만 통계적으로 차이가 없었다(Mann-Whitney test: 95% KDE, W=12, p=1, 50% KDE, W=6, p-value=0.257). 뉴질랜드의 Dunedin, 호주의 캥거루 섬과 홍도의 고양이 행동권도 성별에 따라 유의한 차이를 보이지 않았지만 수컷이 조금 더 큰 행동권을 가지는 경향을 보였다(Bengsen et al. 2002, Molsher et al. 2005, van Heezik et al. 2010, 빙 2013). 반대로 뉴질랜드 남섬의 고양이 행동권은 성별에 따라 통계적으로 차이는 없었지만 암컷이 조금 더 큰 행동권을 가지고 있었다(Norbury et al. 1998). 암컷의 행동권은 먹이의 풍부도와 밀도에 따라 결정되고 수컷의 행동권은 암컷과 먹이의 풍부도로 정해진다(Liberg and Sandell 1988). 따라서 마라도 고양이의 성별에 따른 행동권은 먹이 획득이 쉬웠기 때문에 차이가 없었을 것으로 판단된다(Hixon 1980).

대부분 동물의 행동권 크기는 먹이 풍부도가 높을수록 좁은 것으로 관찰되었고(Calhoun 1955, Jones and Theberge 1982, van Orsdol 1982), 고양이의 행동권 또한 쓰레기장, 고양이 급식소와 같이 사람에 의해 발생되는 먹이가 많은 곳에서는 작은 행동권을 가지는 것으로 확인되었다(Buckmaster 2012). 먹이 풍부도가 다른 Tagus Cove와 Cerro Colorado 두 개의 섬을 비교한 결과 먹이를 얻기 힘든 섬에서 고양이는

작은 행동권을 가져 기존의 연구와 반대되는 결과가 도출되었다(Koencny 1987). 이는 먹이 풍부도가 증가할수록 세력권이 증가한다는 세력권의 역치(threshold model of territoriality)를 뒷받침한다(Carpenter and MacMillen 1976). 마라도 고양이의 핵심서식지는 먹이가 풍부할 것으로 예상되는 거주지와 음식점이 밀집한 지역과 중첩되었고 먹이가 풍부한 곳에서 작은 행동권을 가지는 것으로 나타났다.

추적을 진행한 고양이 수컷 6마리 중 4마리(67%), 암컷 4마리 중 1마리(25%)의 행동권은 뿔쇠오리의 번식지를 포함하고 있었으며(Figure 7), 뿔쇠오리 번식지인 절벽 부근에 설치한 무인 카메라를 통해 실제로 고양이가 번식지를 서식지로 이용하는 것을 확인하였다(Figure 9). 통계적 차이는 없었지만 행동권이 큰 수컷이 뿔쇠오리 포식에 더 큰 피해를 줄 것으로 예상된다. 하와이의 연구결과에서는 암컷보다 행동권의 크기가 큰 수컷이 더 많은 조류를 포식하는 것으로 조사되었다(Goltz et al. 2008).

Table 9. Comparison of home range sizes of domestic cats in eight islands from different regions

Location	Size of island (ha)	Home range (ha)			Reference
		MCP	Kernel	Unknown method	
Tagus Cove, Galapagos	410			111	Konecny 1987
Cerro Colorado, Galapagos	7,000			338	Koencny 1987
Ainoshima Island, Japan	125		82		Yamane et al. 1994
Mauna Kea, Hawaii	1,043,000	929.45			Goltz et al. 2008
Kangaroo Island, Australia	440,500	738.69			Bengsen et al. 2012
Hong Island, Korea	642		41.03		Bing 2013
Schiermonnikoog Island, Netherland	19,907		81		van der Ende 2015
Mara Island, Korea	**30**		**12.06**		**Present study**

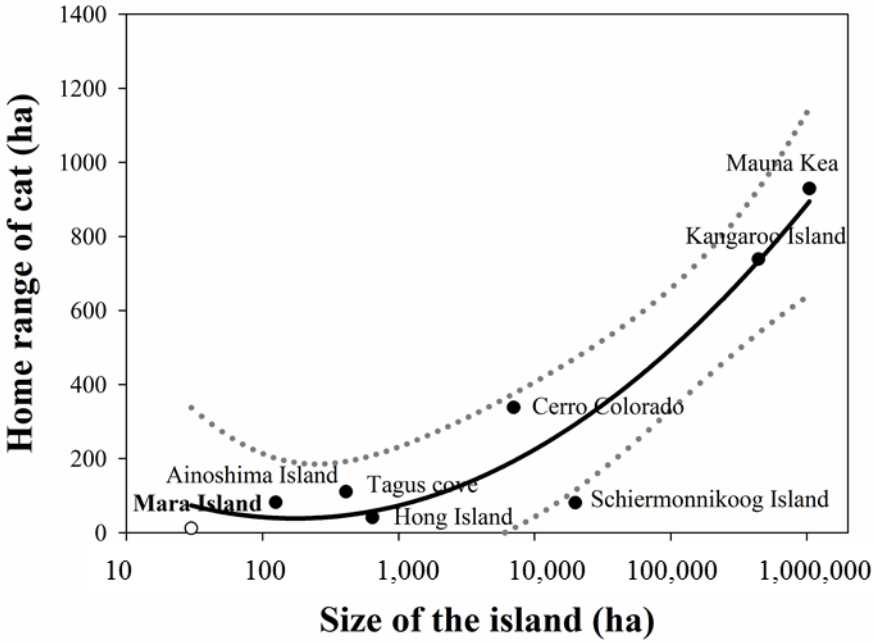

Figure 8. Relationship between the size of the islands and the mean home range size of domestic cats on each island. A simple linear regression line (black solid line) with 95% confidence ranges (grey dotted lines) was presented.

Figure 9. Domestic cats detected by trail cameras at breeding colonies of Crested Murrelets on Mara Island.

3. 고양이 중성화에 따른 고양이 개체군 생존능력분석

3.1. 고양이 중성화 시나리오 비교

현장 조사를 통해 얻은 매개변수를 이용하여 고양이 개체군 생존능력분석을 실시하였다. 중성화를 실시하지 않았을 때 고양이 개체군 성장률을 알아보기 위해 최대수용능력을 40마리, 80마리, 120마리로 설정하여 분석하였다. 시간의 경과에 따라 개체군은 최대수용능력이 80, 120일 때 최대수용능력까지 성장할 것으로 나타났고 최대수용능력이 40마리일 때는 개체수는 35마리까지 성장하는 것으로 나타났다(Figure 10).

최대수용능력을 120마리로 가정하고 암컷과 수컷 각각을 중성화 수술을 하는 경우, 암컷 중성화는 모든 시나리오에서 개체군의 성장률이 변화하였다. 또한 50% 상의 암컷을 중성화하면 마라도에 서식하는 고양이 개체수가 감소할 것으로 분석되었다. 하지만 수컷 중성화의 경우 모든 시나리오에서 개체군 성장률이 변화하지 않았기 때문에 수컷 중성화는 개체군 감소에 영향을 미치지 못할 것으로 예상된다(Table 10, Figure 11).

중성화 수술 시 효과가 있을 것으로 예상되는 암컷을 대상으로 중성화 실시 간격과 관리 강도를 세분화하여 설정하고 최대 수용능력을 40마리, 80마리, 120마리로 나눠 분석을 진행하였다. 세 가지 최대수용능력 모두 매년 50%와 70% 강도, 2년마다 70%의 중성화를 실시할 때 개체군 크기가 감소할 것으로 예측되었다(Table 11, Figure 12-14). 또한 연간 개체군 증가율은 고양이의 최대수용능력이 40마리 일 때 가장 낮은 것으로 나타났다(Table 11, Figure 12).

3년마다 진행되는 중성화 시나리오는 마라도에 서식하는 고양이 개

체군이 증가하는 속도를 늦추지만 20년 후 개체군의 크기는 중성화를 실시하지 않은 기본 시나리오(Baseline)와 차이가 없었기 때문에 암컷 중성화는 최소 2년 주기로 진행되어야 하는 것으로 판단된다(Table 11, Figure 12-14).

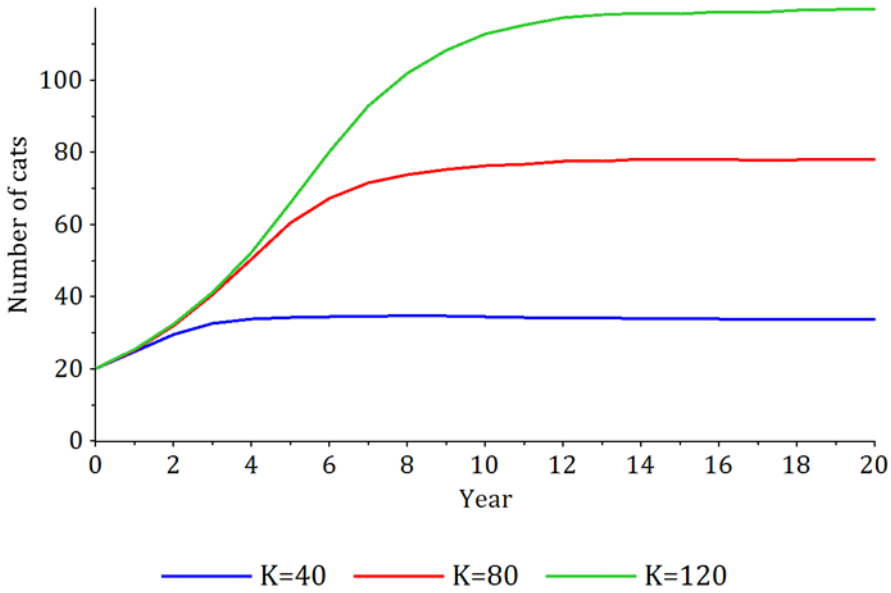

Figure 10. Projection of the number of domestic cats with three different carrying capacities (K) in case of no intervention

Table 10. Results of VORTEX simulations with different neutering management scenarios when the carrying capacity is 120

Scenario	Percentage of neutered individual(%)		Population growth rate (Stoch− λ)
	Female	Male	
Baseline	0	0	1.25
F_Neuter_10%	10	0	1.19
F_Neuter_20%	20	0	1.13
F_Neuter_30%	30	0	1.06
F_Neuter_40%	40	0	1.00
F_Neuter_50%	50	0	0.93
F_Neuter_60%	60	0	0.88
F_Neuter_70%	70	0	0.84
F_Neuter_80%	80	0	0.80
F_Neuter_90%	90	0	0.75
M_Neuter_10%	0	10	1.25
M_Neuter_20%	0	20	1.25
M_Neuter_30%	0	30	1.25
M_Neuter_40%	0	40	1.25
M_Neuter_50%	0	50	1.25
M_Neuter_60%	0	60	1.25
M_Neuter_70%	0	70	1.25
M_Neuter_80%	0	80	1.25
M_Neuter_90%	0	90	1.25

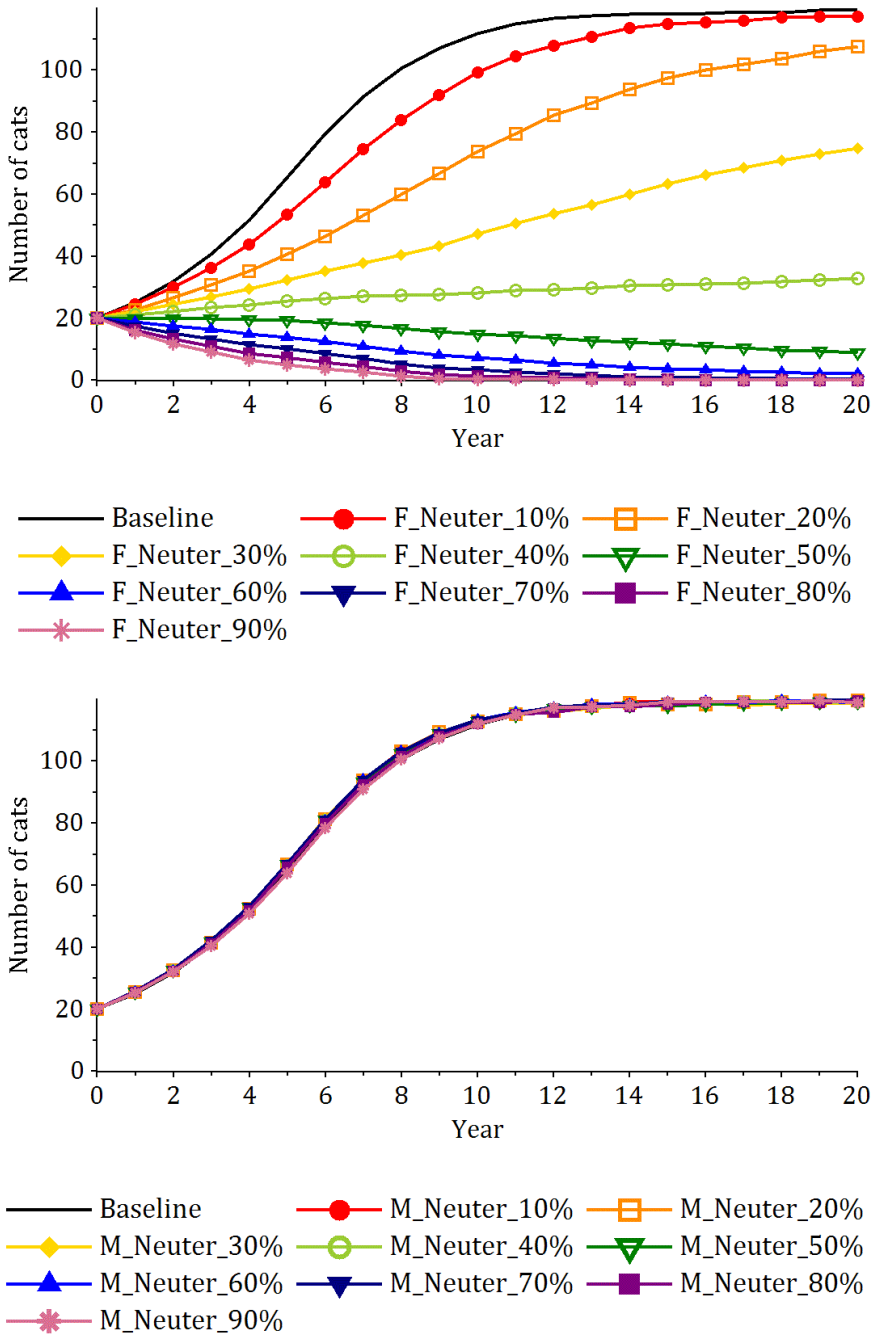

Figure 11. Projection of the number of female (upper panel) and male (lower panel) with six different TNR (trap–neuter–release) implementation scenarios when carrying capacity is 120.

Table 11. Summary of the estimate mean stochastic growth rate with 10 different neutering scenarios in case of three carrying capacities of 40, 80, and 120 cats

	λ		
Scenario	K=40	K=80	K=120
Baseline	1.2	1.21	1.22
1year, 30%	1.03	1.04	1.05
1year, 50%	0.92	0.92	0.92
1year, 70%	0.82	0.83	0.82
2year, 30%	1.11	1.12	1.14
2year, 50%	1.05	1.06	1.07
2year, 70%	0.98	0.98	0.99
3year, 30%	1.14	1.15	1.16
3year, 50%	1.1	1.11	1.11
3year, 70%	1.05	1.05	1.07

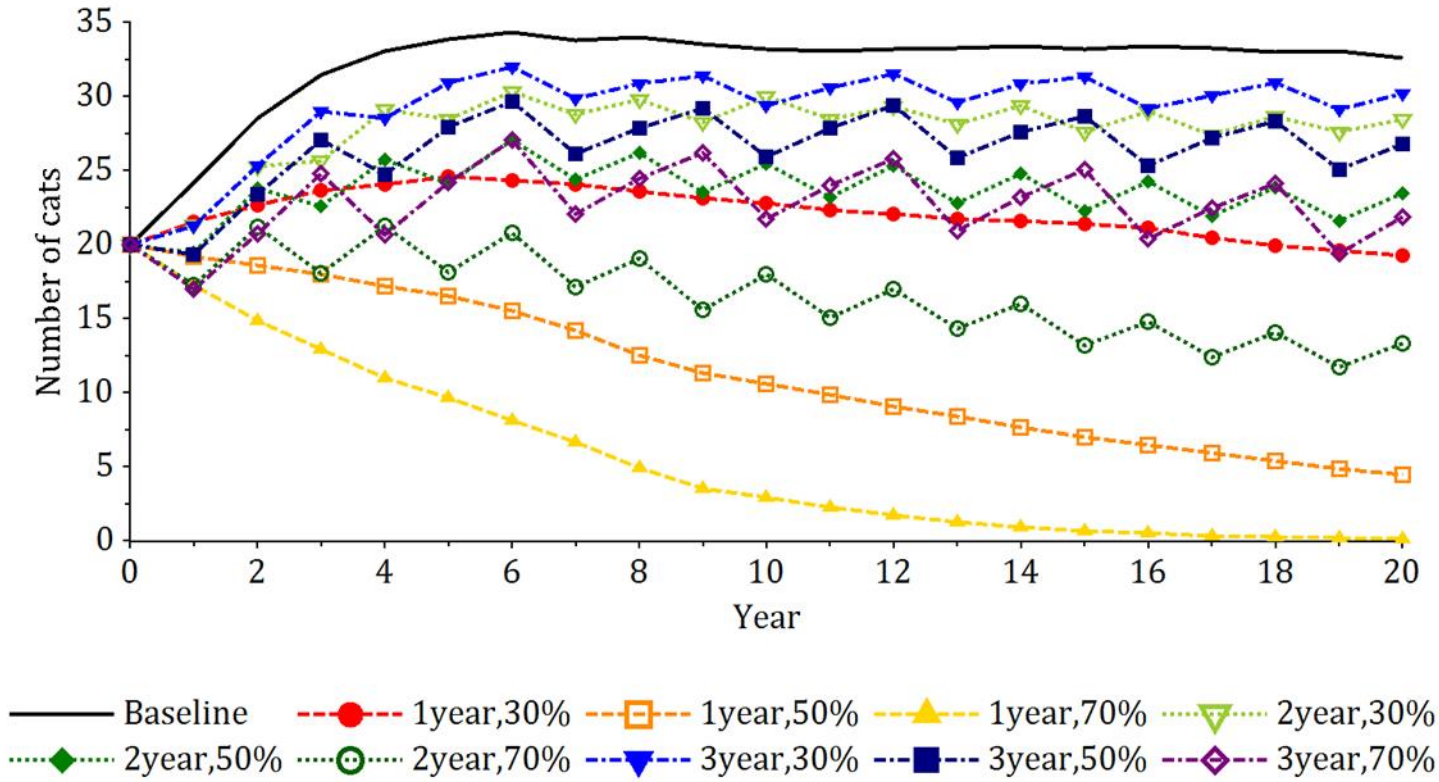

Figure 12. Projection of the number of cats in different female neutering scenarios when the carrying capacity is 40 cats. Legends indicate the neutering interval and the percentage of neutered individuals.

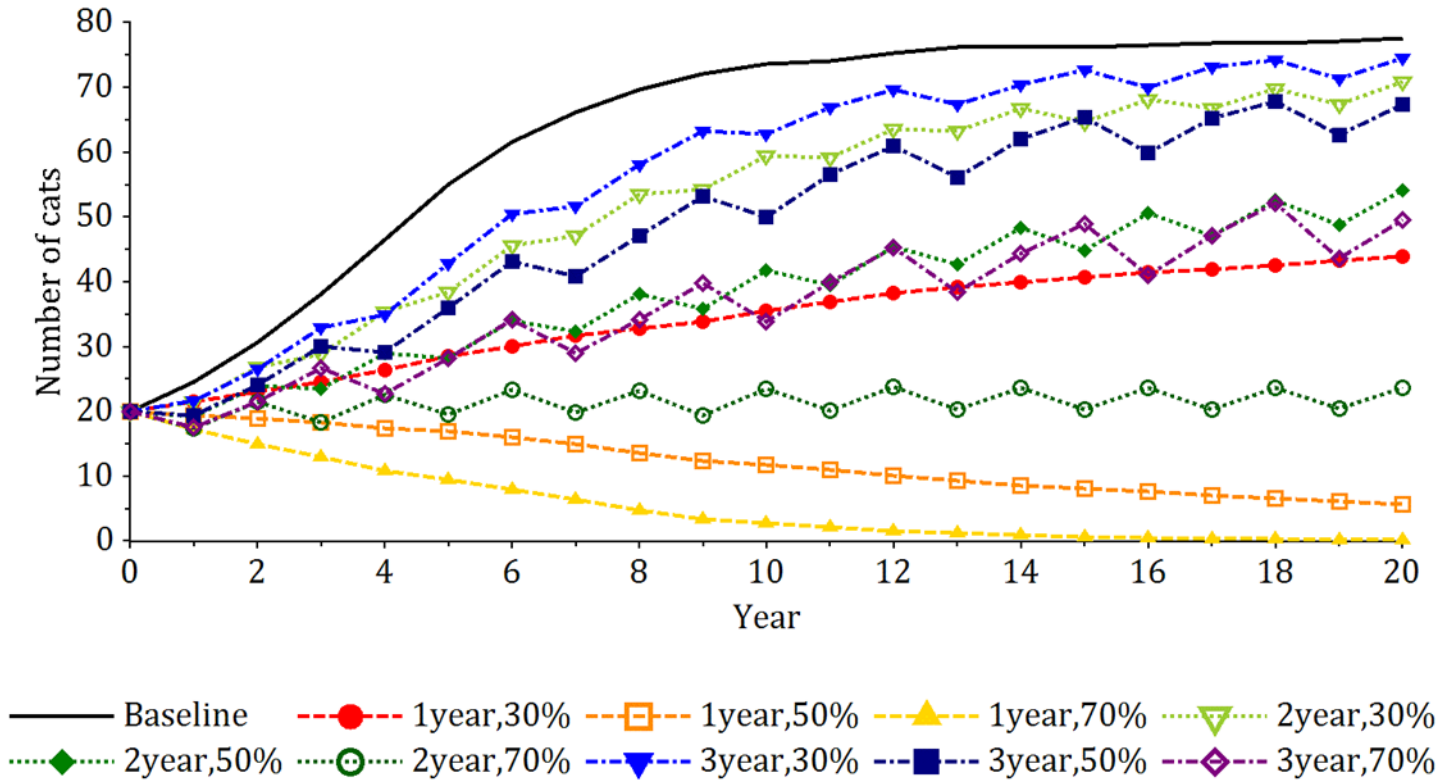

Figure 13. Projection of the number of cats in different female neutering scenarios when the carrying capacity is 80 cats. Legends indicate the neutering interval and the percentage of neutered individuals.

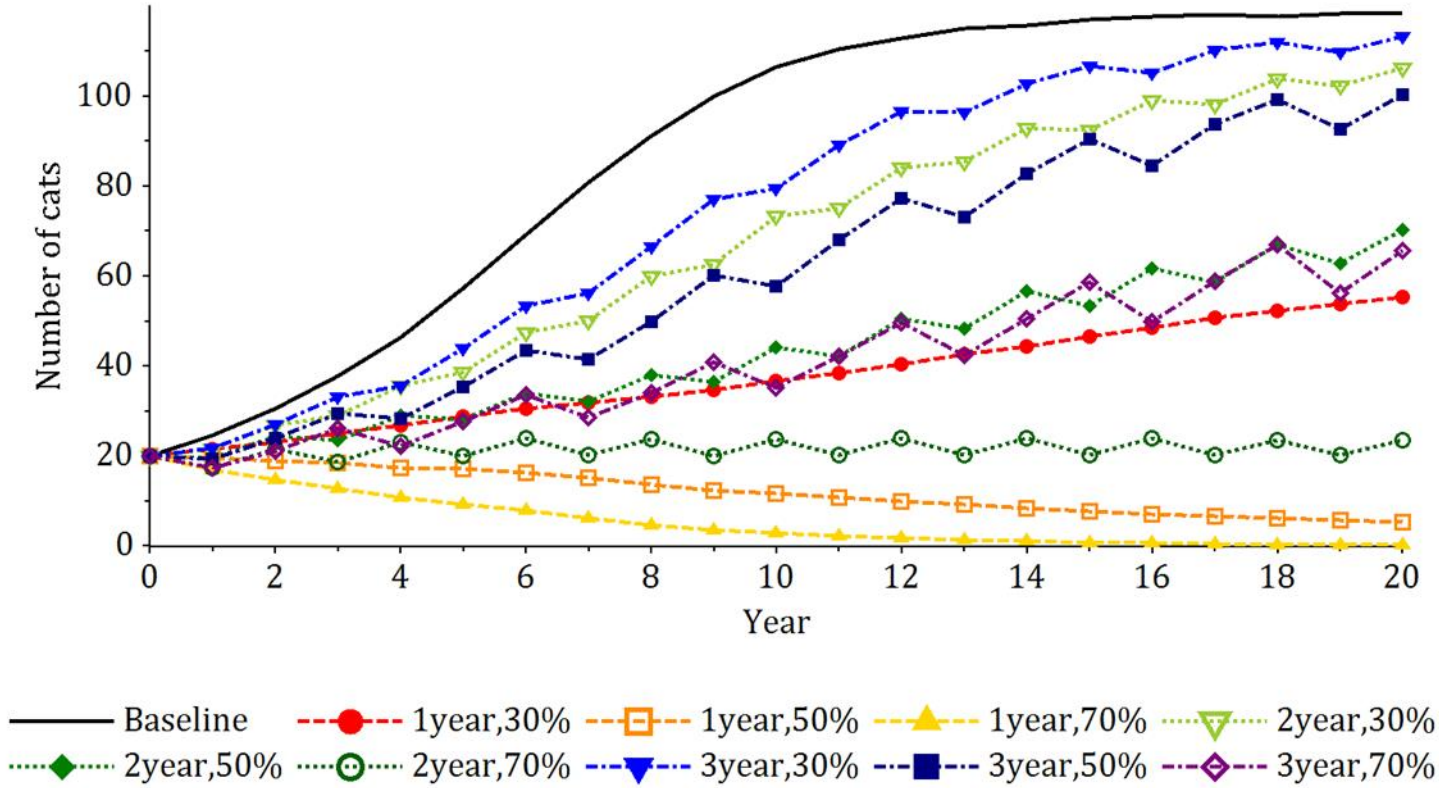

Figure 14. Projection of the number of cats in different female neutering scenarios when the carrying capacity is 120 cats. Legends indicate the neutering interval and the percentage of neutered individuals.

3.2. 고찰

생존능력분석 결과, 중성화를 실시하지 않았을 때 최대수용능력이 80, 120마리인 시나리오에서 개체군의 크기는 설정된 최대수용능력까지 증가하는 것으로 확인되었다. 하지만 최대수용능력이 40마리인 시나리오에서는 개체군 크기가 작아 번식 빈도수가 적기 때문에 밀도 의존성(density dependence)이 발생하여 개체군의 크기가 최대수용능력에 못 미치는 35마리까지 증가되는 것으로 분석된다(Figure 9, Lacy et al. 2018).

성별에 따른 중성화 수술의 생존능력분석 결과, 암컷 중성화는 모든 시나리오에서 개체군 성장률을 감소시키지만, 수컷 중성화는 모든 시나리오에서 개체군 성장률에 영향을 미치지 못하는 것으로 나타난다(Table 10, Figure 11). 이는 고양이가 다부다처제로 수컷 중성화를 통한 개체군 감소는 어렵지만 암컷의 중성화는 개체군을 감소시키는데 효과가 있기 때문일 것으로 판단된다(Fagerstone et al. 2006).

암컷을 대상으로 실시 간격(년)과 관리 강도, 2가지 항목으로 세분화하여 분석을 진행한 결과 매년 암컷 개체군의 50%를 중성화 할 경우 개체수 감소 효과가 나타났다. 미국의 Randolph, 브라질의 Ilda Grande 등의 선행연구에서는 마라도의 결과보다 20-30% 높은 70-80%의 암컷 중성화 수술 시 개체군 크기 감소의 효과가 있는 것으로 분석되었다(Andersen et al. 2004, Foley et al. 2005, Nutter 2006, Lessa and Bergallo 2011). 이는 마라도에 서식하는 개체수가 20마리로 적고, 분석에 사용된 새끼 폐사율(57.69%)이 매우 높았기 때문으로 판단된다(Andersen et al. 2004, Foley et al. 2005, Nutter 2006, Lessa and Bergallo 2011).

중성화 수술을 지속적으로 실시할 경우 시간이 지남에 따라 포식 활동에 능숙한 어린 개체의 비율은 감소하고 나이 많은 고양이의 비율이

증가하여 전체적인 포식 빈도는 감소하게 된다(Bromley and Gese 2001, Fitzgerald and Turner 2000, Nutter et al. 2004). 또한 임신을 했거나 새끼가 있는 암컷은 임신하지 않은 암컷보다 사냥 횟수가 많고 성공률이 높다. 암컷 중성화를 통해 임신이 불가능해지면 사냥 횟수와 성공률이 떨어질 것으로 예상한다(Fitzgerald and Turner 2000, Turner and Meister 1988). 따라서 중성화를 통한 개체군 감소는 장기적으로는 좋은 효과를 기대할 수 있지만, 이는 고양이 포식 피해를 제거하는 근본적인 해결방법이 될 수 없다.

안락사는 중성화 수술과 함께 고양이의 개체수를 줄이기 위해 사용된다. Courchamp and Sugihara (1999)는 수학적 모델을 이용하여 FIV(feline immunodeficiency virus)를 통한 고양이 안락사가 조류 개체군 변화에 미치는 영향을 알아보고자 하였다. FIV를 이용하여 안락사를 진행할 경우 전체 고양이를 박멸하는 것은 불가능하지만 장기간 개체수를 통제하는 것은 효과적이라 밝혔다(Courchamp and Sugihara 1999). 하지만 안락사를 통해 모든 고양이를 제거하는 것은 주민들의 반대 등의 이유로 현실적으로 불가능할 것으로 예상된다. 따라서 주인이 없는 들고양이를 대상으로 안락사 혹은 외부 반출을 진행하여 뿔쇠오리에 대한 포식율을 낮추고 주인이 있는 집고양이는 중성화 수술을 통해 개체군 증가를 방지한다면 중성화만을 이용한 뿔쇠오리 개체수 관리보다 더 효과적일 것으로 기대된다.

4. 고양이 중성화에 따른 뿔쇠오리 개체군 생존능력분석

4.1. 고양이 중성화에 따른 뿔쇠오리 개체군 시나리오 비교

향후 20년간 마라도의 고양이 개체군 관리에 따른 뿔쇠오리 개체군 크기 변화를 분석한 결과, 고양이 포식이 발생하지 않는 경우 뿔쇠오리 개체군은 현재와 유사한 수준으로 유지될 것으로 나타난다(λ=1.00). 하지만 고양이에 의한 포식이 발생하는 상황에서 개체군 관리를 하지 않을 경우, 고양이 최대수용능력이 80마리 이상 일 때 20년 후 뿔쇠오리는 마라도에서 절멸할 것으로 예상된다(Table 12, Figure 16-17). 20년 뒤 현재 뿔쇠오리 개체군의 50%를 유지하기 위해서는 매년 암컷 고양이 개체군의 50% 이상을 중성화해야 할 것으로 나타났다(Table 12, Figure 15-17).

Table 12. The mean stochastic growth rate (Stoch− λ) and probability of extinction (PE) of Crested Murrelet with 11 different female cat neutering scenarios in case of three different carrying capacities (K) of cat population on Mara Island

Scenario	Neutralization interval(year)	Percentage of neutered females (%)	K=40		K=80		K=120	
			Stoch− λ	PE (%)	Stoch− λ	PE (%)	Stoch− λ	PE (%)
Baseline	−	−	0.89	0	0.81	11.6	0.77	79.00
1year, 30%	1	30	0.92	0	0.92	0	0.92	0
1year, 50%	1	50	0.97	0	0.97	0	0.97	0
1year, 70%	1	70	0.98	0	0.98	0	0.98	0
2year, 30%	2	30	0.90	0	0.84	2.1	0.80	19.80
2year, 50%	2	50	0.91	0	0.90	0	0.90	0
2year, 70%	2	70	0.95	0	0.95	0	0.95	0
3year, 30%	3	30	0.90	0	0.83	4.20	0.79	42.5
3year, 50%	3	50	0.90	0	0.86	0.20	0.84	0.90
3year, 70%	3	70	0.91	0	0.90	0	0.90	0
No predation	−	−	1.00	0	1.00	0	1.00	0

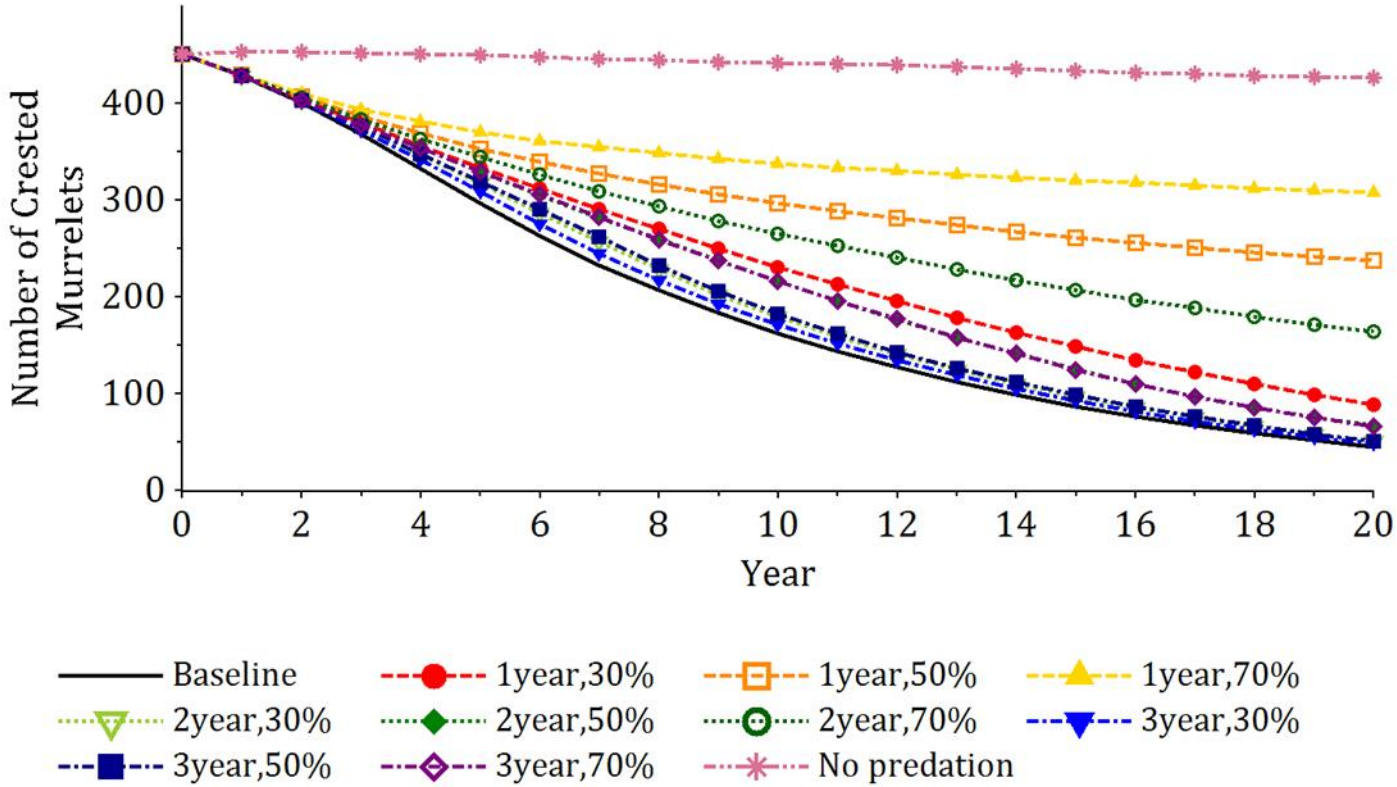

Figure 15. Projection of Crested Murrelets population size with ten different female domestic cat neutering scenarios in case of the carrying capacity of 40 cats

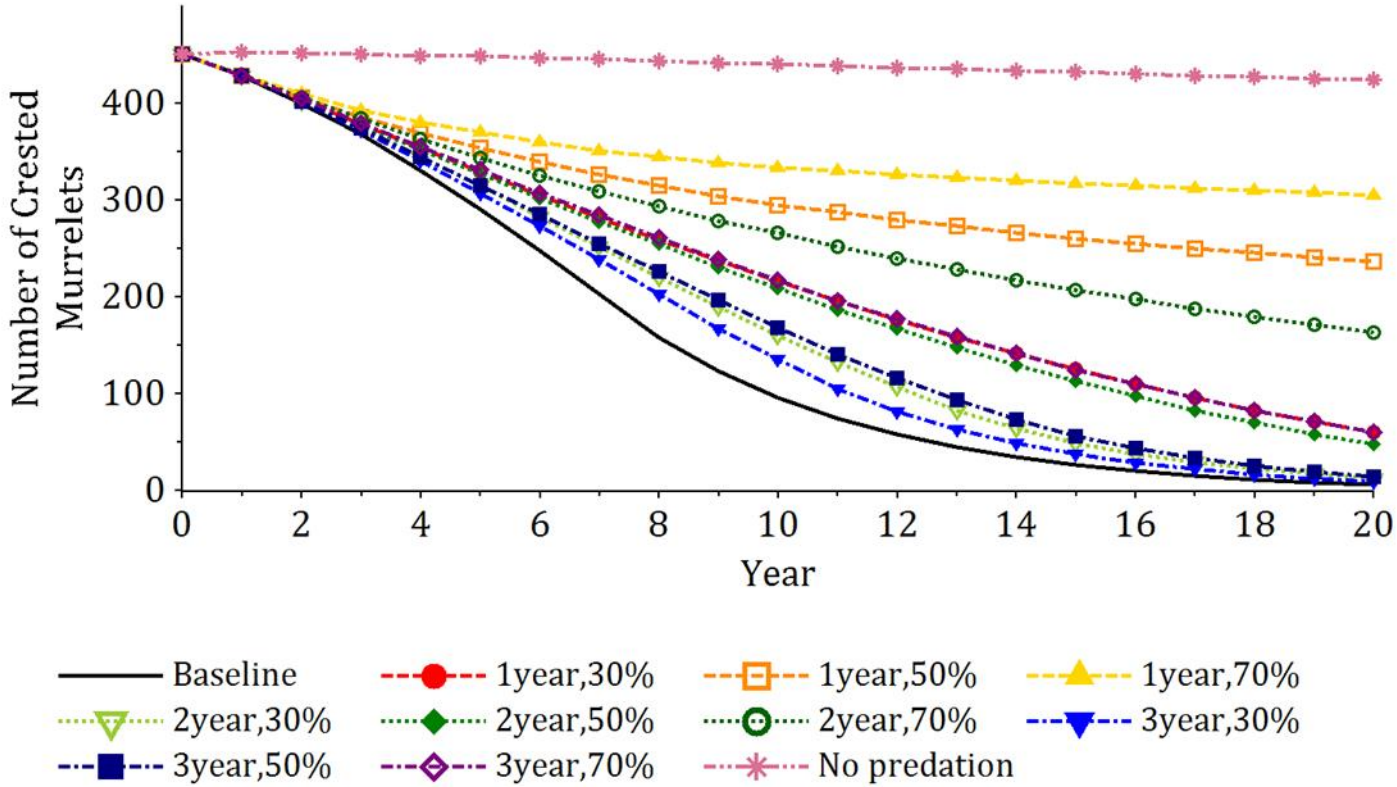

Figure 16. Projection of Crested Murrelets population size with ten different female domestic cat neutering scenarios in case of the carrying capacity of 80 cats

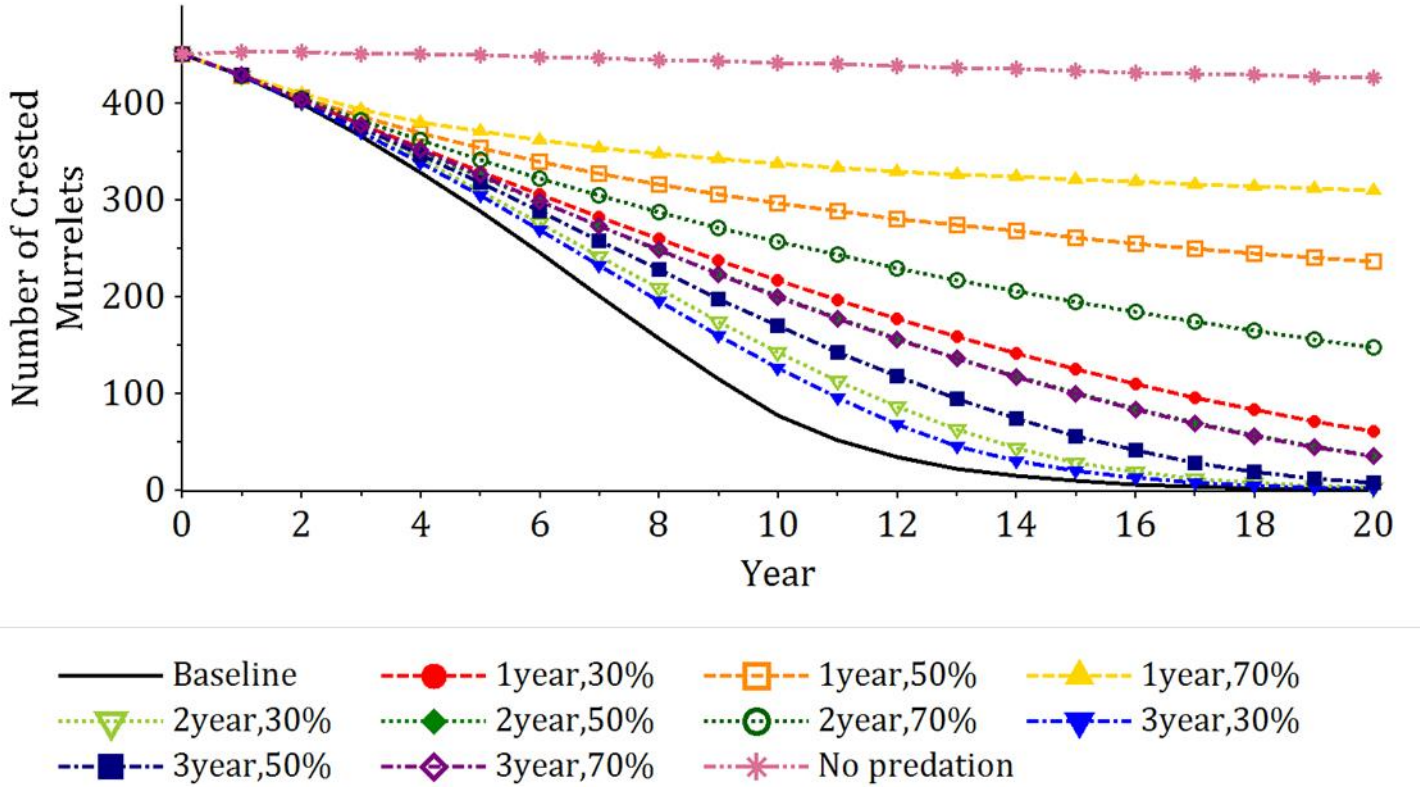

Figure 17. Projection of Crested Murrelets population size with ten different female domestic cat neutering scenarios in case of the carrying capacity of 120 cats

4.2. 고찰

현장조사를 수행한 2018년 기준으로 고양이에 의해 포식된 뿔쇠오리는 24마리로 추정되고 고양이 한 마리에 의해 1.2마리의 뿔쇠오리가 포식했을 것으로 예상된다(미발표 자료). 마라도의 뿔쇠오리 개체군 생존능력분석 결과 고양이 개체수가 증가함에 따라 뿔쇠오리 개체군은 감소할 것으로 분석되었다. 특히 고양이 최대수용능력이 80마리 이상일 때 20년 뒤 뿔쇠오리는 마라도에서 절멸할 것으로 예상된다(Table 12). 따라서 20년 뒤 현재 개체군의 50%의 뿔쇠오리를 보전하기 위해서는 매년 50% 이상의 암컷 고양이 중성화를 진행해야 될 것으로 분석되었다(Figure 15-17).

고양이를 중성화하지 않을 경우 개체군은 항상 최대수용능력까지 증가하였고 최대수용능력에 따라 뿔쇠오리 개체군 감소 크기도 변화하였다(Table 11-12, Figure 11, Figure 13-17). 고양이의 최대수용능력이 40마리인 모든 시나리오에서 뿔쇠오리 개체군의 크기는 감소하지만 20년 뒤 절멸 가능성은 없다고 평가하였다. 하지만 최대수용능력이 80 또는 120마리이며 중성화를 통한 개체수 관리 강도가 낮을 경우 개체군의 크기는 감소하는 추세를 보이며, 20년 뒤에는 절멸하는 것으로 분석된다(Table 12, Figure 15-17).

본 연구에서 사용된 뿔쇠오리의 매개변수는 이들의 생태 연구 부족으로 해당 서식지가 아닌 다른 지역 혹은 다른 종으로부터 얻어진 결과를 사용하였기 때문에 본 연구결과는 한계점이 있다(정 등 2009). 따라서 이러한 점을 보완하고 뿔쇠오리 보전을 위한 정확한 개체군의 생존능력분석을 위해서는 마라도에 서식하는 고양이의 연간 번식률, 사망률과 뿔쇠오리 생태를 파악하기 위한 장기 생태 조사가 필요할 것으로 판단된다.

V. 종합 고찰 및 관리 방안

고양이는 인간에 의해 반려동물, 설치류 제거 등의 목적으로 섬에 유입되었고 이후 자연스럽게 야생에 정착하였다(Long 2003, Nogales et al. 2004). 뛰어난 적응력으로 섬에서도 성공적으로 정착한 고양이는 포식으로 섬에서 서식하는 종의 개체수 감소에 큰 영향을 미쳤다. 이 중 바닷새는 낮은 번식률과 느린 성성숙으로 외래종에 취약하며 고양이의 포식활동으로 인해 멸종, 절멸 및 개체수가 감소하였다(Moors and Atkinson 1984, Courchamp et al.). 본 연구는 마라도에 번식하는 멸종위기종인 뿔쇠오리를 보전하기 위해, 뿔쇠오리의 잠재적 포식자인 고양이의 개체수와 행동권을 추정하였고, 중성화에 따른 개체군 생존능력분석을 통해 뿔쇠오리 보전을 위한 관리방안 수립의 목적으로 수행하였다.

뿔쇠오리 개체수 보전을 위한 고양이 개체수 관리 방안 수립에 앞서 마라도에 서식하는 고양이 생태에 관한 연구가 선행되었다. 마라도에는 총 40마리의 고양이가 서식하는 것으로 추정되었고, 성체는 20마리, 새끼는 20마리였다. 마라도에 서식하는 고양이의 개체군은 새끼의 폐사율이 낮고, 일반적으로 고양이의 성성숙이 빠르고 번식률이 높기 때문에 마라도에 서식하는 고양이의 개체군은 꾸준히 증가할 것으로 예상하였다(Scott et al. 2002, Levy et al. 2003). 고양이 성체 10마리를 포획하여 행동권을 추적한 결과 행동권 크기는 12.06±6.64ha이였다. 그리고 추적을 진행한 10마리 중 5마리가 뿔쇠오리의 번식지를 서식지로 이용하는 것을 확인하였다. 또한 뿔쇠오리 번식지 인근 절벽에 설치한 무인카메라에 고양이가 반복적으로 촬영되어 마라도의 고양이가 뿔쇠오리의 번식지에 접근하는 것이 확인되었다. 고양이 개체수가 증가할수록 뿔쇠오리 번식지를 이용하는 고양이가 증가하여 뿔쇠오리 포식 빈도수는 증가할 것으로 예상하였다. 따라서 뿔쇠오리 개체수 보전을 위해서는 고양이

개체군에 대한 관리가 필요할 것으로 판단된다.

앞서 고양이 개체군 크기 추정, 번식률 등의 현장 조사를 통해 얻은 자료를 이용하여 성체 암컷을 중성화 시켰을 때의 개체군 변화를 생존능력분석을 통해 확인하였다. 분석 결과 매년 50% 이상의 강도 또는 2년마다 70% 이상의 강도로 진행하였을 때 고양이 개체군이 감소하는 경향을 보였다. 또한 암컷 고양이의 최대수용능력이 40마리일 때 뿔쇠오리가 절멸하지 않을 것으로 분석되었기 때문에 고양이 개체수를 40마리 이하가 되도록 관리를 실행하여야 한다. 매년 암컷의 50%를 중성화할 경우 개체수가 40마리 이하로 관리되는 것으로 분석되었다. 또한 이와 동일한 강도의 암컷 중성화는 20년 뒤에도 현재 뿔쇠오리 개체수의 50%가 유지될 수 있도록 한다.

미국의 Randolph에서 중성화 수술 여부에 따른 고양이 행동권 비교 연구가 진행되었다. 연구결과 정관 수술(vasectomized male)을 한 개체의 행동권은 거세(castration) 혹은 중성화 수술을 하지 않은 개체보다 2배 이상 큰 행동권을 갖는 것으로 분석되었다. 정관 수술한 수컷 고양이는 호르몬의 영향으로 번식을 시도하였지만 욕구가 충족되지 않아 더 많은 암컷을 찾기 위해 행동권이 커졌을 것으로 예상하였다(Nutter 2006). 암컷의 경우 MCP를 통한 행동권 크기 추정 결과에서는 중성화 여부에 따른 행동권 차이가 발생하지 않았지만, KDE를 이용한 결과 중성화되지 않은 개체의 행동권이 중성화된 개체보다 다소 작은 것으로 확인되었다. 이는 임신 혹은 포유 단계의 암컷 고양이가 새끼를 보호하고 포유를 하기 때문에 발생하는 결과로 예상된다(Fitzgerald and Karl 1986, Jones and Coman 1982, Konecny 1987). 하지만 행동권과 중성화 수술의 연관성을 알아보는 연구는 아직 부족한 실정이다. 따라서 향후 마라도에서 중성화 수술을 진행한 후 행동권조사를 추가로 실시하여 중성화 수술에 따른 행동권 변화에 대한 연구가 이루어져야 할 것으로 판단된다.

뉴질랜드, 호주 그리고 남태평양의 섬을 포함한 여러 섬에서 고양이

를 제거하기 위해 안락사와 외부 반출 등의 방법을 통해 고양이 박멸을 시도하였다. 첫번째 고양이 박멸은 1925년 뉴질랜드 Stephens 섬에서 진행되었고 고양이는 성공적으로 섬에서 제거되었다. 이후 74개의 섬에서 고양이 박멸이 진행되었다. 고양이 박멸을 통해 포식으로 개체수가 감소하던 영국령 서인도 제도의 멸종위기종dls Turks and Caicos Rock Iguana (*Cyclura carinata*)는 개체수를 회복하였고(Mitchell et al. 2002), Marion 섬에서는 고양이를 박멸한 후 Great-winged Petrel (*Pterodroma macroptera*)과 Blue Petrel (*Halobaena caerulea*)의 번식 성공률이 증가하였다(Cooper et al. 1995). 고양이에 의한 피해를 줄이기 위해서는 포식자인 고양이를 제거하는 것이 최선의 방법으로 판단된다. 하지만 마라도 고양이의 일부는 주민들의 반려동물이기 때문에 박멸이 아닌 중성화와 안락사를 병행한 개체군 관리가 적합할 것으로 판단된다.

한 생물종의 보전을 위해서는 대상종의 생물적, 사회적 특징과 서식지 이용에 관한 생태적 정보를 확보하고 그에 따른 종과 서식지의 보호 및 관리가 이루어져야 한다(Goldsmith 1991). 본 연구에서는 뿔쇠오리의 개체군 생존능력분석을 진행할 때 바다쇠오리의 자료를 일부 사용하였다. 고양이 또한 봄과 여름에 조사된 자료와 일부는 선행연구의 자료를 이용하였기 때문에 분석에 미흡했던 점이 있었다. 또한 마라도 고양이의 신뢰성 있는 최대수용능력이 확인되지 않아 국내의 사례와 마라도의 현재 개체군 크기를 임의로 적용한 최대수용능력을 설정하여 분석에 사용하였으므로, 서식지 평가를 통한 고양이의 최대수용능력 추정이 필요할 것으로 보인다. 따라서 뿔쇠오리 보전을 위해서는 장기적으로 마라도에서 번식하는 뿔쇠오리의 정확한 생태 정보와 고양이의 포식압에 대한 구체적인 정보 수집이 필요하며, 이해당사자간의 협의를 통해 마라도에 실제 적용 가능한 고양이 개체군의 관리방안을 수립해야 할 것으로 판단된다

VI. 결 론

마라도에 서식하는 고양이의 개체수 파악, 행동권 추정과 고양이 중성화에 따른 고양이와 뿔쇠오리의 개체군 생존능력분석에 대한 연구의 결론은 다음과 같다.

1. 직접 관찰을 통해 마라도에는 성체 20 마리, 미성숙개체 20 마리 총 40 마리의 고양이가 서식하는 것이 확인되었고, 포획-재포획을 이용하여 성체 20 마리를 추정하였다. 조사기간동안 고양이의 평균 한배새끼수는 5 마리였고, 미성숙 개체의 폐사율은 31%이였다.

2. 고양이 10 마리의 행동권 크기는 12.06±6.64ha (95% KDE)였으며, 핵심서식지의 크기는 1.60±0.77ha (50% KDE)로 나타났다. 성별에 따른 고양이 행동권 크기 차이는 통계적으로 유의하지 않았고, 무선 추적한 고양이 10 마리 중 5 마리가 뿔쇠오리의 번식지를 서식지로 이용하는 것이 확인하였다.

3. 고양이 개체수 관리가 실시되지 않으면 고양이 개체군은 지속적으로 성장하는 것으로 분석되었고, 성별에 따른 중성화 결과 수컷 중성화는 개체수 감소 효과가 없는 것으로 나타났다. 반면 암컷을 이용한 중성화는 모든 관리 강도에서 개체군 성장률이 변화하였고, 매년 50% 이상 진행되거나 2 년마다 70%의 강도로 중성화를 실시하면 개체수 감소 효과가 발생한다.

4. 뿔쇠오리 보전을 위해 고양이 중성화에 따른 뿔쇠오리 개체군 생존능력분석을 진행한 결과, 고양이의 포식이 발생하지 않으면

뿔쇠오리의 개체수는 20 년 뒤에도 현재와 유사하게 유지되는 것으로 나타난다(λ=1.00). 하지만 고양이에 의한 포식이 발생하며, 이들에 대해 개체군 관리가 실시되지 않을 경우, 고양이 최대수용능력이 80 마리 이상일 때 20 년 뒤 뿔쇠오리는 마라도에서 절멸할 것으로 예상된다. 고양이의 최대수용능력이 40 마리 일 때 뿔쇠오리는 절멸하지 않기 때문에 뿔쇠오리 개체군 보전을 위해서는 고양이 개체수가 40 마리 이하가 되도록 관리되어야 한다. 또한 20 년 뒤에도 현재 뿔쇠오리의 개체군의 50%를 보전하기 위해서는 매년 암컷 고양이 개체군의 50%를 중성화해야한다.

5. 본 연구 결과를 바탕으로 볼 때 고양이 중성화 수술만을 이용한 뿔쇠오리 보전은 현실적으로 힘들 것으로 판단된다. 따라서 뿔쇠오리의 보전을 위해서는 안락사 혹은 외부 방출을 통한 개체군 관리도 중성화 수술과 진행되어야 한다.

VII. 인용 문헌

국립공원연구원. 2013. 2012~13 국립공원 조류 조사. 연구 보고서. 국립공원관리공단 국립공원연구원. 남원. 26.

권경자. 2001. 한국에 서식하는 고양이의 식이습성. 경남대학교 대학원 석사학위 논문, 창원.

권영수, 유정칠. 2005. 경상북도 독도에서 확인된 뿔쇠오리(*Synthliboramphus wumizusume*)의 번식기록. 한국조류학회지 12: 83-86.

기상청. 2017. 방재기상관측연보. 기상청.

김영호, 강희만, 강창완, 김은미, 김화정, 지남준, 장용창, 오홍식. 2010. 봄철 마라도의 조류상. 한국조류학회지 17: 27-35.

김은미, 강창완, 김화정, 강영호, 지소연, 박찬열. 2009a. 한국 미기록종 푸른날개팔색조(*Pitta moluccensis*)의 국내 첫 관찰기록. 한국조류학회지 16: 155-159.

김은미, 김화정, 최창용, 강창완, 강희만, 박찬열. 2009b. 마라도에 번식하는 섬개개비의 번식지 특성. 한국환경생태학회지 23: 528-534.

김준수. 2015. 도봉산 지역의 들고양이(*Felis catus*) 행동권, 서식현황 및 개체군 생존능력 분석을 통한 관리방안 비교. 서울대학교 대학원 석사학위 논문, 서울.

문화재청 국가문화유산포털. 2005. 천연기념물 제450호 뿔쇠오리. [online] Available at: http://www.heritage.go.kr/heri/cul/culSelectDetail.do?VdkVgwKey=16,04500000,ZZ [Accessed 9 Dec. 2018].

박창욱. 2013. 천연기념물 구굴도의 바다쇠오리류 번식생태에 관한 연구. 호남대학교 대학원 석사학위 논문, 광주.

빙기창. 2013. 철새 중간기착지에서 발생하는 조류사고원인 분석에 관한 연구. 조선대학교 대학원 박사학위 논문, 광주.

서귀포시. 2008. 마라도 숲가꾸기 사업계획. 제주도.

오인순, 손명원. 2015. 마라도 소택지 습지의 지형적 특성. 한국사진지리학회지 25: 15-24.

원병오. 1992. 여름철새 도래지, 번식지 및 해조류 번식지 학술조사 보고서. 경희대학교 한국조류연구소 16-17.

이정일, 정철운, 김철영 2009. 경주국립원내 서식하는 들고양이(*Felis catus*)의 동절기 행동권 분석. 한국환경생태학회지 23: 485-491.

정석환, 성하철, 박대식, 박시룡. 2009. 금개구리(*Rana chosenica*) 개체군의 생존분석: 개체군의 효과적인 보존과 야생복귀를 위한 제안. 환경생물 27: 73-81.

환경부. 2001. 들고양이 서식실태 및 관리방안 연구. 환경부.

환경부. 2017. 멸종위기 야생동물(2017 개정). 환경부.

Andersen, M. C., B. J. Martin, and G. W. Roemer. 2004. Use of matrix population models to estimate the efficacy of euthanasia versus trap-neuter-return for management of free-roaming cats. Journal of the American Veterinary Medical Association 225: 1871- 1876.

Apps, P. J.. 1983. Aspects of the ecology of feral cats on Dassen Island, South Africa. South African Journal of Zoology 18: 393-399.

Balance, L. T.. 2007. Understanding seabirds at sea: why and how? Marine Ornithology 35: 127-135.

Barratt, D. T.. 1997. Home range size, habitat utilisation and movement patterns of suburban and farm cats *Felis catus*. Ecography 20: 271-280.

Bayly, C. P.. 1976. Observations on the food of the feral cat (*Felis*

catus) in an arid environment. South Australian Naturalist 51: 22-24.

Bengsen, A. J., J. A. Butler, and P. Masters. 2012. Applying home-range and landscape-use data to design effective feral-cat control programs. Wildlife Research 39: 258-265.

BirdLife International. 2012. "*Synthliboramphus wumizusume*". IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. International Union for Conservation of Nature. Retrieved 26 November 2013.

Blancher, P.. 2013. Estimated number of birds killed by house cats (*Felis catus*) in Canada. Avian Conservation and Ecology 8: 3-3.

Bloomer, J. P., and M. N. Bester. 1992. Control of feral cats on sub-antarctic Marion Island, Indian Ocean. Biological Conservation 60: 211-219.

Bonnaud E, F. M. Medina, E. Vidal, M. Nogales, B. Tershy, E. Zavaleta, C. J. Donlan, B. Keitt, M. Le Corre, S. V. Horwath. 2011. The diet of feral cats on islands: a review and a call for more studies. Biological Invasions 13: 581-603.

Bonnaud, E., K. Bourgeois, E. Vidal, Y. Kayser, Y. Tranchant, and J. Legrand. 2007. Feeding ecology of a feral cat population on a small Mediterranean island. Journal of Mammalogy 88: 1074-1081.

Brigham, R. M.. 1988. Load carrying and maneuverability in an insectivorous bat: a test of the 5%" rule" of radio-telemetry. Journal of Mammalogy 69: 379-382.

Bromley, C., and E. M. Gese. 2001. Effects of sterilization on territory fidelity and maintenance, pair bonds, and survival rates of free-ranging coyotes. Canadian Journal of Zoology 79: 386-392.

Bronner, G. and J. A. J. Meester. 1987. Comparison of methods for

estimating rodent numbers. South African Journal of Wildlife Research 17: 59–63.

Buckmaster, A. J. 2012. Ecology of the feral cat (*Felis catus*) in the tall forests of Far East Gippsland. Doctor dissertation. The university of Sydeny. Sydeny.

Burt, W. H.. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. Journal of mammalogy 24: 346–352.

Cagnacci, F, L. Boitani, R. A. Powell, M. S. Boyce. 2010. Animal ecology meets GPS–based radio telemetry: a perfect storm of opportunities and challenges. Philosophical Transactions: Biological Science 365: 2157–2162.

Calenge, C.. 2011. Analysis of animal movements in R: the adehabitatLT Package. R Foundation for Statistical Computing: Vienna.

Calhoun, D. A.. 1955. A technique for investigating the distance parameter of home range. Journal of Mammalogy 36: 45–52.

Carss, D. N.. 1995. Prey brought home by two domestic cats (*Felis catus*) in northern Scotland. Journal of Zoology 237: 678–686.

Carter, H. R., K. Ono, J. N. Fries, H. Hasegawa, M. Ueta, H. Higuchi, J. T. Moyer, L. K. Ochikubo Chan, L. N. de Forest, M. Hasegawa, and G. B. van Vliet. 2002. Status and conservation of the Japanese Murrelet (*Synthliboramphus wumizusume*) in the Izu Islands, Japan. Journal of the Yamashina Institute for Ornithology 33: 61–87.

Centonze, L. A., and J. K. Levy. 2002. Characteristics of free–roaming cats and their caretakers. Journal of the American Veterinary Medical Association 220: 1627–1633.

Churcher, P. B., and J. H. Lawton. 1987. Predation by domestic cats

in an English village. Journal of Zoology 212: 439–455.

Cooch, E., and G. White. 2006. Program MARK: a gentle introduction. Available in. pdf format for free download at http://www. phidot. org/software/mark/docs/book.

Courchamp, F., and G. Sugihara. 1999. Modeling the biological control of an alien predator to protect island species from extinction. Ecological Applications 9: 112–123.

Courchamp, F., M. Langlais, and G. Sugihara. 1999. Cats protecting birds: modelling the mesopredator release effect. Journal of Animal Ecology 68: 282–292.

Courchamp, F., J. L. Chapuis, M. Pascal M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society 78: 347–383.

Danner, R. M., C. Farmer, S. C. Hess, R. M. Stephens, and P. C. Banko. 2010. Survival of feral cats, *Felis catus* (Carnivora: Felidae), on Mauna Kea, Hawai'i, based on tooth cementum lines. Pacific Science 64: 381–389.

Dawson, M. J., and C. Miller. 2008. Aerial mark–recapture estimates of wild horses using natural markings. Wildlife Research 35: 365–370.

Denny, E. A., and C. R. Dickman. 2010. Review of cat ecology and management strategies in Australia. Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra.

Devillard, S., L. Say, and D. Pontier. 2003. Dispersal pattern of domestic cats (*Felis catus*) in a promiscuous urban population: Do females disperse or die? Journal of Animal Ecology 72: 203–211.

Devillard, S., H. Santin–Janin, L. Say, and D. Pontier. 2011. Linking

genetic diversity and temporal fluctuations in population abundance of the introduced feral cat (*Felis silvestris catus*) on the Kerguelen archipelago. Molecular ecology 20: 5141-5153.

Diamond, J., 1989. Overview of recent extinctions. In: Western, D., Pearl, M. C. Conservation for the Twenty-first Century. Oxford University Press, New York, NY.

Doherty, T. S., R. A. Davis, E. J. van Etten, D. Algar,N. Collier, C. R. Dickman, G. Edward, P. Masters, R. Palmer and S. Robinson. 2015. A continental scale analysis of feral cat diet in Australia. Journal of Biogeography 42: 964-975.

Dolan, C. J., B. R. Tershv, K. Campbell, and F. Cruz. 2003. Research for requiems: the need for more collaborative action in eradication of invasive species. Conservation Biology 17: 1850-1851.

Driscoll, C. A., M. Menotti-Raymond, A. L. Roca, K. Hupe, W. E. Johnson, E. Geffen, E. H. Harley, M. Delibes, D. Pontier, A. C. Kitchener, N. Yamaguachi, S. J. O' Brien and D. W. Macdonald. 2007. The Near Eastern origin of cat domestication. Science 317: 519-523.

Edwards, G. P., N. de Preu, B. F. Shakeshaft, I. V. Crealy, and R. M. Paltridge. 2001. Home range and movements of male feral cats (*Felis catus*) in a semiarid woodland environment in central Australia. Austral Ecology 26: 93-101.

Fagerstone, K. A., L. A. Miller, K. S. Bynum, J. D. Eisemann, and C. Yoder. 2006. When, where and for what wildlife species will contraception be a useful management approach. In Proceedings of the Vertebrate Pest Conference 22: 45-54.

Fitzgerald, B. M.. 1988. Diet of domestic cats and their impact on prey

populations. Domestic cat: the biology of its behavior/edited by Dennis C. Turner and Patrick Bateson.

Fitzgerald, B. M., and B. J. Karl. 1986. Home range of feral cats (*Felis catus* L.) in forests of the Orongorongo Valley, Wellington, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 9: 71-81.

Fitzgerald, B. M., and C. R. Veitch. 1985. The cats of Herekopare Island, New Zealand; their history, ecology and effects on birdlife. New Zealand Journal of Zoology 12: 319-330.

Fitzgerald, B. M., and D. C. Turner. 2000. Hunting behaviour of domestic cats and their impact on prey populations. The domestic cat: the biology of its behaviour.

Flowerdew, J. R.. 1976. Ecological methods. Mammal review 6: 123-159.

Foley, P., J. E. Foley, J. K. Levy, and T. Paik. 2005. Analysis of the impact of trap-neuter-return programs on populations of feral cats. Journal of the American Veterinary Medical Association 227: 1775-1781.

Fritts, T. H., and G. H. Rodda. 1998. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: a case history of Guam. Annual review of Ecology and Systematics 29: 113-140.

Gillies, C.A., and B. M. Fitzgerald. 2005. Feral cat. In: The Handbook of New Zealand Mammals, 2nd edn (ed. King, C. M.), Oxford University Press, Melbourne.

Goldsmith, B.. 1991. Monitoring for conservation an ecology. Chapman and Hall. New York, NY.

Goltz, D. M., S. C. Hess, K. W. Brinck, P. C. Banko, and R. M. Danner. 2008. Home Range and Movements of Feral Cats on Mauna Kea, Hawaii. Pacific Conservation Biology 14: 177-184.

Hixon, M. A.. 1980. Food production and competitor density as the determinants of feeding territory size. The American Naturalist 115: 510-530.

Huggins, R. M.. 1989. On the statistical analysis of capture experiments. Biometrika 76: 133-140.

Iida, T.. 2008. The first confirmation of the non-breeding habitat of Japanese Murrelets *Synthliboramphus wumizusume*. Ornithological Science 7: 163-165.

Izawa, M., and Y. Ono. 1986. Mother-offspring relationship in the feral cat population. Journal of the Mammalogical Society of Japan 11: 27-34.

Jackson, W. B.. 1951. Food habits of Baltimore, Maryland, cats in relation to rat populations. Journal of Mammalogy 32: 458-461.

Jemmett, J. E., and J. M. Evans. 1977. A survey of sexual behaviour and reproduction of female cats. Journal of Small Animal Practice 18: 31-37.

Jones, D. M. and J. B. Theberge. 1982. Summer home range and habitat utilization of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a tundra habit in northwest British Columbia. Canadian Journal of Zoology 60: 807-812.

Jones, E., and B. J. Coman. 1981. Ecology of the feral cat, *Felis catus* (L.), in south-eastern Australia 1. Diet. Wildlife Research 8: 537-547.

Jones, E., and B. J. Coman, B. J. 1982. Ecology of the Feral Cat, *Felis catus* (L.), in south-eastern Australia 3. home Ranges and population ecology in semiarid north-west Victoria. Wildlife Research 9: 409-420.

Kauhala, K., and M. Auttila. 2010. Estimating habitat selection of

badgers a test between different methods. Folia Zoological 59: 16-25.

Keitt, B. S., C. Wilcox, B. R. Tershy, D. A. Croll, and C. J. Donlan. 2002. The effect of feral cats on the population viability of black-vented shearwaters (*Puffinus opisthomelas*) on Natividad Island, Mexico. Animal conservation forum 5: 217-223.

Kendall, T. R.. 1979. Cat population control: vasectomize dominant males. California Veterinarian 33: 9-12.

Kernohan, B. J., R. A. Gitzen, and J. J. Millspaugh. 2001. Analysis of animal space use and movements. In Radio tracking and animal populations 125-166.

Kim, D. W., C. W. Kang, H. J. Kim, Y. S. Kwon, and J. Y. Park. 2012. Breeding of the Japanese Murrelet *Synthliboramphus wumizusume* in South Korea. Forktail 28: 151-153

King, W. B.. 1985. Island birds: will the future repeat the past? Conservation of Island Birds. ICBP Technical Publication no.3(ed. P. J. Moors). Cambridge.

Konecny, M. J.. 1987. Food habits and energetics of feral house cats in the Galapagos Islands. Oikos 50:24-32.

Konecny, M. J.. 1987. Home range and activity patterns of feral house cats in the Galapagos Islands. Oikos 50:17-23.

Krebs, C. J.. 1999. Ecological methodology. Addison Wesley Longman, Menlo Park, CA.

Lacy, R. C., and J. P. Pollak. 2018. Vortex: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 10.3.1. Chicago Zoological Society, Brookfield, IL.

Lacy, R. C., P. S. Miller, and K. Traylor-Holzer. 2018. Vortex 10 User' s Manual. 1 June 2018 update. IUCN SSC Conservation

Breeding Specialist Group, and Chicago Zoological Society, Apple Valley, MN.

Lee, H. J., C. U. Chung, B. K. Lee, G. H. Kwon. 2013. Release strategy for the Red Fox (*Vulpes vulpes*) restoration project in Korea based on population viability analysis. Korean Journal of Environment and Ecology 27: 417-428.

Lessa, I., and H. Bergallo. 2012. Modelling the population control of the domestic cat: An example from an island in Brazil. Brazilian Journal of Biology 72: 445-52.

Levy, J. K., and P. C. Crawford. 2004. Humane strategies for controlling feral cat populations. Journal of the American Veterinary Medical Association 225: 1354-1360.

Levy, J. K., D. W. Gale, and L. A. Gale. 2003. Evaluation of the effect of a long-term trap-neuter-return and adoption program on a free-roaming cat population. Journal of the American Veterinary Medical Association 222: 42-46.

Liberg, O. and M. Sandell. 1988, Spatial organisation and reproductive tactics in the domestic cat and other felids. In: The Domestic cat: the biology of its behaviour. Ed. By D.C. Turner and P. Bateson. Cambridge University Press, Cambridge.

Liberg, O., M. Sandell, D. Pontier, and E. Natoli. 2000. Density, spatial organisation and reproductive tactics in the domestic cat and other felids. The domestic cat: the biology of its behaviour. Cambridge University Press, Cambridge.

Licht, D. S., R. A. Moen, and M. Romanski. 2017. Modeling viability of a potential Canada Lynx reintroduction to Isle Royale National Park. Natural Areas Journal 37: 170-177.

Link, W. A., and J. R. Sauer. 1997. Estimation of population

trajectories from count data. Biometrics 53: 488-497.

Long, J. L. 2003. Introduced mammals of the world, their history, distribution and influence. CSIRO, MD.

Longcore, T., C. Rich, and L. M. Sullivan. 2009. Critical assessment of claims regarding management of feral cats by trap-neuter-return. Conservation Biology 23: 887-894.

Loss, S. R., T. Will, and P. P. Marra. 2013. The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. Nature communications 4: 1396-1396.

Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas, and M. De Poorter. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. Invasive Species Specialist Group Species Survival Commission, World Conservation Union (IUCN), Auckland.

Loyd, K. A. T., and J. L. DeVore. 2010. An evaluation of feral cat management options using a decision analysis network. Ecology and Society 15: 10-10.

Loyd, K. A. T., S. M. Hernandez, J. P. Carroll, K. J. Abernathy, and G. J. Marshall. 2013. Quantifying free-roaming domestic cat predation using animal-borne video cameras. Biological Conservation 160: 183-189.

Lukacs, P.. 2006. Program MARK: a gentle introduction: Chapter 14 Closed population capture-recapture models. Available in. pdf format for free download at http://www. phidot. org/software /mark/docs/book.

McCarthy, R. J., S. H. Levine, and J. M. Reed. 2013. Estimation of effectiveness of three methods of feral cat population control by use of a simulation model. Journal of the American Veterinary

Medical Association 243: 502−511.

McGregor, H., S. Legge, M. E. Jones, and C.N. Johnson. 2015. Feral cats are better killers in open habitats, revealed by animal−borne video. PloS one 10: 1−12.

Medina, F. M., E. Bonnaud, E. Vidal, B. R. Tershy, E. S. Zavaleta, C. Josh Donlan, B. S. Keitt, M. S. Corre, S. V. Horwath, and M. Nogales. 2011. A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. Global Change Biology 17: 3503−3510.

Miller, D. H., A. L. Jensen, and J. H. Hammill. 2002. Density dependent matrix model for gray wolf population projection. Ecological Modelling 151: 271−278.

Ministry of the Environment. 2002. Threatened Wildlife of Japan —Red Date Book 2nd ed.—Vol. 2 Aves (In Japanese with English summary). Japan Wildlife Research Center, Tokyo.

Mitchell, N., R. Haeffner, V. Veer, M. Fulford−Gardner, W. Clerveaux, C. R. Veitch, and G. Mitchell. 2002. Cat eradication and the restoration of endangered iguanas (*Cyclura carinata*) on Long Cay, Caicos bank, Turks and Caicos Islands, British West Indies. Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species 206−212.

Molsher, R., C. Dickman, A. Newsome, and W. Muller. 2005. Home ranges of feral cats (*Felis catus*) in central−western New South Wales, Australia. Wildlife Research 32: 587−595.

Moors, P. J. and I. A. E. Atkinson. 1984. Predation on seabirds by introduced animals, factors affecting its severity. International Council for the Preservation of Birds Technical Publication 2: 667−690.

Morris, W. F. and D. F. Doak. 2002. Quantitative conservation biology.

Sinauer, Sunderland, MA.

Nakamura, Y., and K. Ono. 1997. Japanese Murrelet *Synthliboramphus wumizusume* in Birou Island, Kadogawa, Miyazaki, Japan. Bulletin of the Miyazaki Prefectural Museum 20: 25−40.

Natoli, E., L. Maragliano, G. Cariola, A. Faini, R. Bonanni, S. Cafazzo, and C. Fantini. 2006. Management of feral domestic cats in the urban environment of Rome (Italy). Preventive veterinary medicine 77: 180−185.

Nettleship, D. N. and G. M. Kirwan. 2018. Japanese Murrelet (*Synthliboramphus wumizusume*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. and de Juana, E. (eds.). Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona.

Nettleship, D. N., P. Boesman, and E. F. J. Garcia. 2018. Ancient Murrelet (*Synthliboramphus antiquus*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.). Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona.

Nogales, M., A. Martin, B. R. Tershy, C. J. Donlan, D. Veitch, N. Puerta, B. Wood, and J. Alonso. 2004. A review of feral cat eradication on islands. Conservation Biology 18: 310–319.

Norbury, G., D. Norbury, and R. Heyward. 1998. Space use and denning behaviour of wild ferrets (*Mustela furo*) and cats (*Felis catus*). New Zealand Journal of Ecology 22: 149−159.

Nutter, F. B.. 2006. Evaluation of a trap−neuter−return management program for feral cat colonies: PhD dissertation. dynamics, home ranges, and potentially zoonotic diseases. North Carolina State University. Raleigh, NY.

Nutter, F. B., J. F. Levine, and M. K. Stoskopf. 2004. Reproductive

capacity of free-roaming domestic cats and kitten survival rate. Journal of the American Veterinary Medical Association 225: 1399-1402.

Otis, D. L., K. P. Burnham, G. C. White, and D. R. Anderson. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. Wild life monographs 62: 3-135.

Otsuki, K., H. R. Carter, Y. Minowa, V. M. Mendenhall., M. Takeishi, S. K. Nelson., D. L. Whitworth. H. Y. Nam and P. N. Hébert. 2017. Status and monitoring of rare and threatened Japanese Crested Murrelet. Publication of the Marine Bird Restoration Group, Fukushima-shi, Fukushima-ken.

Pacioni, C., M. R. Williams, R. C. Lacy, P. B. Spencer, and A. F. Wayne. 2017. Predators and genetic fitness: key threatening factors for the conservation of a bettong species. Pacific Conservation Biology 23: 200-212.

Park, C. U., T. Ogura, M. Kwak, and H. Y. Chae. 2013. First breeding record of Crested Murrelet (*Synthliboramphus wumizusume*) on Baek-do Islands, Dadoheahaesang National Park, Korea. Korean Journal of Ornithology 20: 67-77.

Pascal, M.. 1977. Contribution à l'etude de la structure, et de la dynamique de 1a population de chats harets de l'archipel des Kerguelen (49° 50'L.S., 69° 30'I.E.). Doctoral dissertation, UPMC, Paris.

Peck, D. R., L. Faulquier, P. Pinet, S. Jaquemet, and M. Le Corre. 2008. Feral cat diet and impact on sooty terns at Juan de Nova Island, Mozambique Channel. Animal Conservation 11: 65-74.

Pineda, M. H., and M. P. Dooley. 1984. Surgical and chemical vasectomy in the cat. American Journal of Veterinary Research

45: 291-300.

Prescott, C. W.. 1973. Reproduction patterns in the domestic cat. Australian veterinary journal, 49: 126-129.

Recio, M. R., R. Mathieu, R. Maloney, and P. J. Seddon. 2010. First results of feral cats (*Felis catus*) monitored with GPS collars in New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 34: 288-296.

Rutishauser, M., V. Petkov, J. Boice, K. Obraczka, P. Mantey, T. M. Williams, and C. C. Wilmers. 2011. Carnivore: A disruption-tolerant system for studying wildlife. EURASIP Journal on Wireless Communications and Networking 1: 10-14.

Sandell, M.. 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. In Carnivore behavior, ecology, and evolution. Springer, Boston, MA.

Say, L., S. Devillard, E. Natoli, and D. Pontier. 2002. The mating system of feral cats (*Felis catus* L.) in a sub-Antarctic environment. Polar Biology 25: 838-842.

Schmidt, P. M., R. R. Lopez, and B. A. Collier. 2007. Survival, fecundity, and movements of free-roaming cats. Journal of wildlife management 71: 915-919.

Scott, K.C., J. K. Levy, and P. C. Crawford. 2002. Characteristics of free-roaming cats evaluated in a trap-neuter-return program. Journal of American Veterinary Medical Association 221: 1136-1138.

Sealy, S. G.. 1976. Biology of nesting ancient murrelets. The Condor 78: 294-306.

Seaman, D. E., J. J. Millspaugh, B. J. Kernohan, G. C. Brundige, K. J. Raedeke, and R. A. Gitzen. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. The Journal of Wildlife

Management 63: 739-747.

Shea, K.. 1998. Management of populations in conservation, harvesting and control. Trends in Ecology and Evolution 13: 371-375.

Silverman, B. W.. 1986. Density estimation for statistics and data analysis, London.

Silvy, N. J.. 2012. The Wildlife Techniques Manual: Volume 1: Research. Volume 2: Management 2-vol. Set. Johns Hopkins University Press, MD.

Soulé, M. E., D. T. Bolger, A. C. Alberts, J. Wright, M. Sorice, and S. Hill. 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. Conservation Biology 2: 75-92.

Sunquist, M., and F. Sunquist. 2002. Wild cats of the world. University of Chicago Press. Chicago, IL.

Swihart, R. K., and N. A. Slade. 1997. On testing for independence of animal movements. Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics 2: 48-63.

Tabor, R.. 1989. The changing life of feral cats (*Felis catus* L.) at home and abroad. Zoological Journal of Linnaean Society 95: 151-161.

Teelen, S.. 2008. Influence of chimpanzee predation on the red colobus population at Ngogo, Kibale National Park, Uganda. Primates 49: 41-49.

Towns, D. R., G. R. Parrish, and I. Westbrooke. 2003. Inferring vulnerability to introduced predators without experimental demonstration: case study of Suter's skink in New Zealand. Conservation Biology 17: 1361-1371.

Turner, D. C., and P. P. G. Bateson. 2014. The domestic cat: the biology of its behavior third edition. Cambridge University Press. Cambridge.

van Aarde, R. J.. 1978. Reproduction and population ecology in the feral house cat, *Felis catus*, on Marion Island. Carnivore Genetics Newsletter 3: 288-316.

van der Ende, J. M.. 2015. Spatial ecology and prey choice of tagged feral cats on Schiermonnikoog. Doctoral dissertation. MSc Thesis. UNIGIS Amsterdam. Amsterdam.

van Heezik, Y., A. Smyth, A. Adams, and J. Gordon. 2010. Do domestic cats impose an unsustainable harvest on urban bird populations? Biological Conservation 143: 121-130.

van Orsdol, K. G.. 1982. Ranges and food habits of lions in Rwenzori National Park, Uganda. Symposia of the Zoological Society of London 49: 325-340.

Viviant, M., A. W. Trites, D. A. Rosen, P. Monestiez, and C. Guinet. 2010. Prey capture attempts can be detected in Steller sea lions and other marine predators using accelerometers. Polar biology 33: 713-719.

Wang, Y., B. Nickel, M. Rutishauser, C. M. Bryce, T. M. Williams, G. Elkaim, and C. C. Wilmers. 2015. Movement, resting, and attack behaviors of wild pumas are revealed by tri-axial accelerometer measurements. Movement ecology 3: 2-2.

Watanabe, S., M. Izawa, A. Kato, Y. Ropert-Coudert, and Y. Naito. 2005. A new technique for monitoring the detailed behaviour of terrestrial animals: a case study with the domestic cat. Applied Animal Behaviour Science 94: 117-131.

Wei, F., Z. Fgeng and J. Hu. 1997. Population viability analysis

computer model of giant panda population in Wuyipeng, Wolong Natural Reserve, China. International Conference on Bear Research and Management 9: 19−23.

White, G., and R. Garrott. 1990. Analysis of wildlife radio−tracking data Academic press, New York, NY.

Williamson, M.. 1999. Invasions. Ecography 22: 5−12.

Morris, W. F., P. L. Bloch, B. R. Hudgens, L. C. Moyle, and J. R. Stinchcombe. 2002. Population viability analysis in endangered species recovery plans: past use and future improvements. Ecological Applications 12: 708−712.

Wilson, R. P., E. L. C. Shepard, and N. Liebsch. 2008. Prying into the intimate details of animal lives: use of a daily diary on animals. Endangered Species Research 4: 123–7.

Wolf, S., B. S. Keitt, A. Aguirre−Munoz, B. R. Tershy, E. Palacios, and D. A. Croll. 2006. Transboundary seabird conservation in an important North American marine ecoregion. Environmental Conservation 33: 294−305.

Worton, B. J.. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. Ecology 70: 164−168.

Yamaguchi, N. M., T. Iida, Y. Nakamura, H. Okabe, K. Oue, T. Yamamoto, and H. Higuchi. 2016. Seasonal movements of Japanese Murrelets revealed by geolocators. Ornithological Science 15: 47−54.

Yamane, A., Y. Ono, and T. Doi. 1994. Home range size and spacing pattern of a feral cat population on a small island. Journal of the Mammalogical Society of Japan 19: 9−20.

Abstract

Demographic status, home range, and population viability analysis of Domestic Cats (*Felis catus*) for the conservation of Crested Murrelet (*Synthliboramphus wumizusume*) population in Mara Island, Korea

Kim, Yujin
Major in Forest Environmental Science
The Graduate School
Seoul National University

Domestic cats (*Felis catus*) have been determined to be a major driver of biodiversity loss, causing extinctions of insular endemic birds and mammals. In particular, seabirds relying on insular breeding are vulnerable to introduced mammalian predators because they often lack behavioral, morphological and life-history defenses against predation. The Crested Murrelet (*Synthliboramphus wumizusume*) is categorized as a 'Vulnerable Species' by the International Union for Conservation of Nature (IUCN). Mostly, Crested Murrelets breed on deserted islands located in South Korea and Japan. However, Mara Island, the southernmost territory in Korea, is the only breeding site with human inhabitants living in the nearby vicinity. Therefore, the predation of domestic cats, introduced into the island by humans, may reduce the population of Crested Murrelets. The goal of this paper is to contribute towards the

conservation of the unique murrelet population on Mara Island, Korea. To achieve this long-term goal, I aimed to assess the population size of domestic cats, understand their spatial use, and estimate the demographic change of cats using population viability analysis (PVA) in different scenarios of cat TNR (trap-neuter-return) programs.

The total counts of domestic cats using their natural marks revealed that Mara Island is home to 40 cats, and 20 of them were adults capable of reproduction. A capture-recapture method also estimated 20 adult individuals (95% confidence interval: 20-24 individuals), the same result derived from the total counts method. Ten domestic cats were tracked with GPS-based telemetry units to understanding their activities and spatial use. The mean home range size of ten domestic cats was 12.05±6.99ha (95% KDE: kernel density estimation) and the mean core size was 1.60±0.77ha (50% KDE). There were no statistically significant differences between the sexes in the home range and the core size. The home range of the domestic cats overlapped with the residential area, where they could easily find food. Moreover, Telemetry results also confirmed that 5 out of 10 cats were active at the breeding colonies for Crested Murrelets.

Population viability analysis for domestic cats was conducted based on their demographic parameters on Mara Island. Three different carrying capacities of cats (40, 80, and 120) were used for the PVA. The PVA results suggested that the cat population would gradually increase and eventually reach to the pre-set carrying capacities, and therefore, that cat management is essential to control the population growth on Mara Island. I tested the effect of a TNR program as a potential management option for the cat population by

applying different TNR scenarios into PVA. As a result of the analysis, TNR for males did not change the pattern of cat population growth for any of the scenarios. However, female TNR was effectively reduced the rate of cat population growth in all scenarios, and in particular, an annual program neutering >50% of females and a biannual implementation neutering >50% of total females were estimated to decrease the cat population size. Another PVA on the Crested Murrelets based on a known predation rate suggested that the murrelet may be extinct within 20 years when the cat population size is greater than 80. Therefore, for conserving the Crested Murrelet population in Mara Island, TNR must operate to maintain cat population less than 40 reproductive adult cats. The PVA also indicated that 50% of female cats should be neutered annually to maintain 50% of the current Crested Murrelet population size by 2038 (20 years later).

Cat population management is connected with reducing the extinction of wildlife by cat predation. Female TNR should be implemented for the Crested Murrelet' s conservation. Given the difficulties of the intensive TNR on Mara Island, eradication (euthanasia) or taking cats out of Mara Island should be also considered for the conservation of the threatened Crested Murrelets.

Keywords : Population viability analysis, domestic cats, Crested Murrelets, TNR, home range, conservation.

Student Number : 2017-22580