

발 간 등 록 번 호

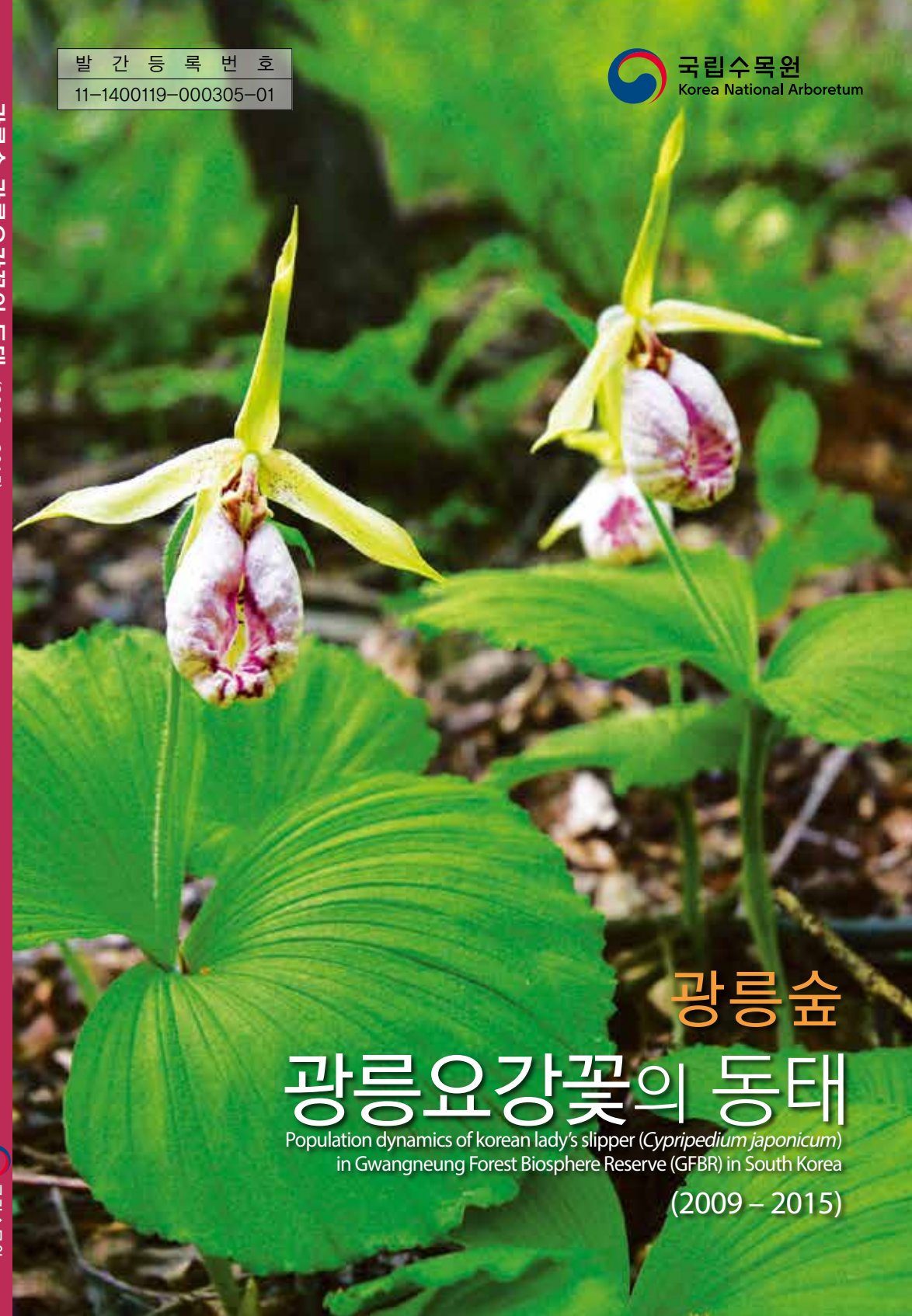
11-1400119-000305-01

광릉숲
광릉요강꽃의 동태

Population dynamics of korean lady's slipper
(*Cypripedium japonicum*) in Gwangneung
Forest Biosphere Reserve (GFBR) in South Korea
(2009 - 2015)



광릉숲 광릉요강꽃의 동태 (2009 - 2015)



광릉숲
광릉요강꽃의 동태

Population dynamics of korean lady's slipper (*Cypripedium japonicum*)
in Gwangneung Forest Biosphere Reserve (GFBR) in South Korea

(2009 - 2015)

비매품/무료



ISBN 979-11-87031-85-7



광릉숲

광릉요강꽃의 동태

Population dynamics of korean lady's slipper (*Cypripedium japonicum*)
in Gwangneung Forest Biosphere Reserve (GFBR) in South Korea

(2009 – 2015)

국립수목원

광릉숲 광릉요강꽃의 동태 (2009 - 2015)

Population dynamics of Korean lady's slipper (*Cypripedium japonicum*)
in Gwangneung Forest Biosphere Reserve (GFBR) in South Korea

인쇄 2017년 10월 20일

발행 2017년 10월 23일

발행인 국립수목원장 이유미

연구진 조용찬, 김한결 (서울여자대학교), 구본열, 신재권, 권혜진, 정재민,
김인식, 손성원, 피정훈 (백두대간수목원), 정지영, 박정근, 손오경,
서강욱, 이철호, 양형호, 이동혁

발행처 산림청 국립수목원

주소 경기도 포천시 소흘읍 광릉수목원로 415
Tel : 031-540-1062
Fax : 031-540-1060

출판사 종합기획 숨은길 (02-2275-6543)

발간등록번호 : 11-1400119-000305-01
ISBN : 979-11-87031-85-7 93480

인용

국문: 광릉숲 광릉요강꽃의 동태 (2009 - 2015). 숨은길, 서울
영문: Population dynamics of Korean lady's slipper (*Cypripedium japonicum*) in
Gwangneung Forest Biosphere Reserve (GFBR) in South Korea, Sumeunkil, Seoul.

(주의)

1. 이 보고서의 무단 전체, 복사를 금합니다.
2. 이 보고서의 내용을 인용, 발표할 때에는 국립수목원에서 시행한 본 사업 연구
결과임을 밝혀야 합니다.
3. 국가과학기술 기밀유지에 필요한 내용은 대외적으로 발표 또는 공개 시 사전 승인을
받아야 합니다.

광릉숲
광릉요강꽃의 동태

Population dynamics of korean lady's slipper (*Cypripedium japonicum*)
in Gwangneung Forest Biosphere Reserve (GFBR) in South Korea
(2009 – 2015)



발간사

지구의 여섯 번째 대멸종 시대에 살고 있는 우리에게 생물다양성의 보전과 지속성을 확보하는 것은 인류로서의 의무일 것입니다. 지구의 관속식물 12% 이상이 멸종과 마주하고 있고, 희귀 및 위협종의 보전은 이미 국가, 지역, 그리고 지구적 차원의 중요 관심사가 되었습니다.

난초과는 약 870개 속 25,000 분류군 이상을 포함하고 있는 속씨식물 중 가장 다양성이 높은 과이며, 남극을 비롯한 모든 대륙에서 자라는 식물입니다. IUCN에서는 멸종된 다년생 초본 식물 중 3분의 2가 난초 종들이므로 파악하고 있습니다. 우리나라에서도 천연기념물인 한란을 비롯하여, 광릉요강꽃과 같은 난초과 식물들이 불법적인 채취, 인위적 간섭에 의한 자생지 변화, 그리고 기후변화와 같은 환경변화에 의해 더 높은 멸종위기에 노출되고 있습니다.

광릉요강꽃의 한국 분포는 1932년 광릉숲에서 처음 확인되었습니다. 광릉숲을 지키고 있는 국립수목원에서는 광릉요강꽃의 희귀성과 멸종 위기성에 주목하여 오래전부터 종 보전을 위한 노력을 기울여왔습니다. 대표적인 예로써, 2009년 광릉숲의 소리봉에 광릉요강꽃을 복원하였고, 또한 주변 지역에 존재하는 광릉요강꽃 집단에 대한 보호 및 모니터링 활동을 꾸준히 수행해 오고 있습니다.

우리나라에서 멸종 위기 식물, 특히 난초 식물에 대한 다양한 보전 활동이 존재하였지만, 하나의 생물 집단으로서 그들의 동태를 이해하는 활동은 많지 않은 것이



현실입니다. 생물 집단은 끊임없이 변화하는 비생물 환경과 생태경관 내에서 항상 변화하며 이러한 종의 생태를 이해하는 것은 보전과 관리, 그리고 적극적인 종 복원을 위한 필수적인 절차일 것입니다.

그러한 배경에서, 광릉숲 지역에서 광릉요강꽃 동태에 관한 보고서가 발간하게 된 것을 무척 기쁘게 생각합니다. 멸종위기의 난초 식물에 대하여 장기적인 개체군 동태에 관한 보고서는 우리나라에서 처음 있는 일로서, 우리나라 보전생물학의 발전에 많은 도움이 될 것입니다. 그리고 앞으로 광릉요강꽃에 대한 생태적 관리뿐만 아니라 적극적으로 개체군을 창조해 내는데 필수 자료를 제공할 수 있을 것입니다.

많은 식물학자들, 그리고 식물을 사랑하는 많은 분들의 보전 노력에 의해 광릉요강꽃은 잔존하고 있다고 생각합니다. 그러한 노력들이 한국의 식물다양성 보전 토양의 밑거름이라고 믿고 있습니다. 앞으로 우리 국립수목원은 식물다양성이 보전을 위해 더욱 더 많은 연구 노력을 기울이겠습니다. 오랜 기간 야외에서 광릉요강꽃을 관찰하고, 실내에서 문헌들과 씨름한 국립수목원 연구자들에게 감사의 말씀을 전합니다.

국립수목원장
이유미



공무원 헌장

우리는 자랑스러운 대한민국의 공무원이다.

우리는 헌법이 지향하는 가치를 실현하며 국가에 헌신하고 국민에게 봉사한다.

우리는 국민의 안녕과 행복을 추구하고 조국의 평화 통일과 지속 가능한 발전에 기여한다.

이에 굳은 각오와 다짐으로 다음을 실천한다.

하나. 공익을 우선시하며 투명하고 공정하게 맡은 바 책임을 다한다.

하나. 창의성과 전문성을 바탕으로 업무를 적극적으로 수행한다.

하나. 우리 사회의 다양성을 존중하고 국민과 함께 하는 민주 행정을 구현한다.

하나. 청렴을 생활화하고 규범과 건전한 상식에 따라 행동한다.

Contents / 차례

표 그림 순서 | 8

요약 | 10

화보 | 12

1. 서론 | 50

2. 결과 | 53

2.1. 비생물 요인 | 54

2.2. 개체군 동태 | 61

2.3. 생리적 및 형태적 특성 비교 | 62

2.4. 개체군 생존력 | 60

3. 종합 고찰 | 61

3.1. 장소 그리고 관리 영향 | 61

3.2. 형태 및 생리적 속성 | 62

3.3. 번식 속성과 개체군 생존력 | 65

4. 광릉요강꽃의 보전 관리 | 68

5. 연구 방법 | 70

5.1. 종 | 71

5.2. 연구 장소 및 관리 | 78

5.3. 비생물 환경 | 82

5.4. 생물학적 환경 | 84

5.5. 통계 분석 | 86

참고문헌 | 89

부록

한국 광릉요강꽃 자생지 환경과 개체군 특성 | 71



표 및 그림 순서

Table 1. Site characteristics of transplanted population in Mt. Soribong (SR) and natural population in Mt. Jukyeopsan (JN) in GFBR.

Fig. 1. Mean (+ se) (a) transmitted light, (b) canopy openness, (c) soil humidity, and (d) soil temperature in environments for natural (JN) and restored (SR) populations in GFBR.

Fig. 2. Changes in (a) number of stems (b) mean leaf area, (c) ratio of fruit-set stems and (d) ratio of flowering stems of *C. japonicum* in JN and SR.

Fig. 3. Mean (+SE) (a) chl a:b ratio of leaves, (b) net photosynthesis and (c) LMA produced in the current growing season (2014) for restored (SR) and natural (JN) populations of *C. japonicum*.

Fig. 4. Photosynthetic photon flux density (PPFD) response curves of *C. japonicum*'s net photosynthesis rates (P_n) of natural (JN) and restored (SR) populations.

Fig. 5. Cumulative distribution function for the probability of extinction for restored and natural populations of *C. japonicum* in GFBR in South Korea. The line shows the probability of extinction before a certain time in future.

Picture 1. After understory vegetation removal, number of flowering stems increased but repeated understory management did not promise just the positive effect on species traits of *C. japonicum*.





요약

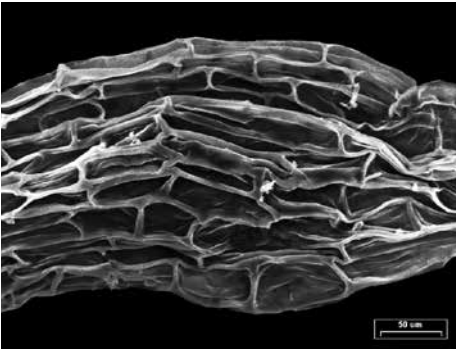
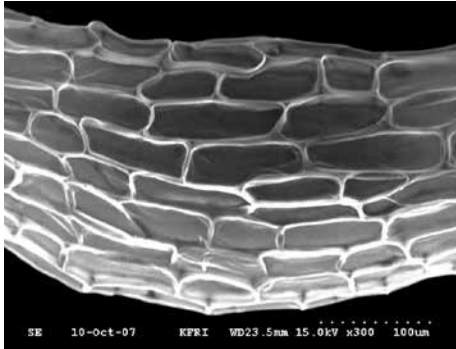
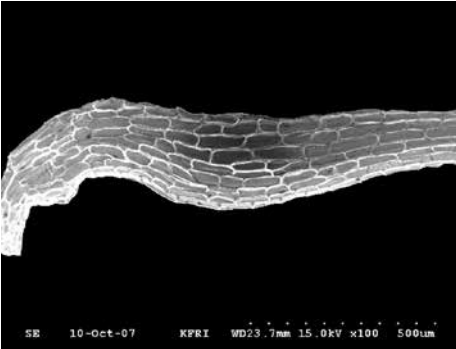
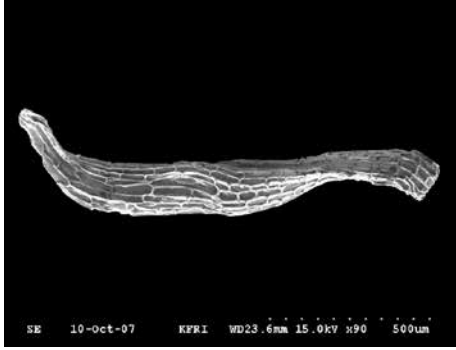
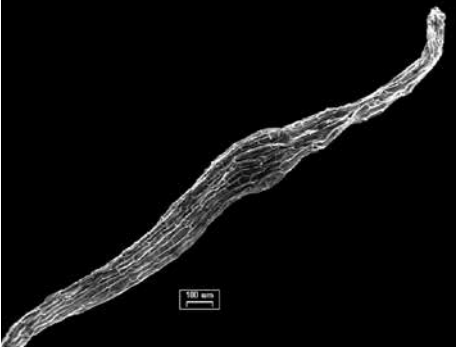
동북아시아 지역에서 희귀 및 멸종위기 난초 식물에 대한 관리 영향과 개체군 동태에 대한 연구는 찾아보기 어렵다. 우리는 한국의 광릉숲 생물권보전지역에서 2009년부터 2015년까지 반복적 (2009년 및 2013년)인 하층 식생 제거 활동이 이루어진 복원 및 자생 광릉요강꽃에 대하여 형태 및 생리 특성, 그리고 줄기 수 변화 자료를 바탕으로 개체군 생존력 분석 (Population Viability Analysis, PVA)을 수행하였다. 광릉요강꽃의 복원 장소는 자생지와 비교하여 임내 광량은 낮고 토양 수분 함량은 낮았다. 생육 환경의 차이와 함께, 자생 ($LMA = 6.3 \pm 0.6 \text{ mg cm}^{-2}$) 및 복원 ($LMA = 4.9 \pm 0.3 \text{ mg cm}^{-2}$) 광릉요강꽃 개체군 사이의 뚜렷한 ($p < 0.001$) 잎 형태 및 생리적 속성 (자생 개체군의 $\text{total chl} = 1.00 \pm 0.04$ 및 복원 개체군 $\text{total chl} = 0.53 \pm 0.06$)의 뚜렷한 차이 역시 관찰되었다. 관찰 기간 동안, 광릉요강꽃의 치묘 (seedling)는 관찰되지 않았다. 반복적인 경쟁 식생 제거는 복원 개체군의 풍부성과 번식 속성의 긍정적인 변화에 큰 효과가 없었다. 반면, 그러한 관리 활동은 자생 광릉요강꽃의 줄기 수를 8배까지 증가시켰고, 번식 속성 (특히 개화률)에 즉각적인 영향을 주는 것이 관찰되었다. PVA 결과, 복원 개체군은 감소 경향 ($\lambda_G = 0.97$, $\mu = -0.05$ 및 $\sigma^2 = 0.036$), 그리고 자생 개체군은 증가 경향 ($\lambda_G = 1.07$, $\mu = 0.03$ 및 $\sigma^2 = 0.075$)을 나타내었다. 결론적으로, 복원한 광릉요강꽃의 장기적인 지속성은 낮았다. 그리고 반복적인 경쟁 식생 제거는 복원 및 자생의 개체군 성격, 그리고 개체군 풍부성 및 번식 속성에 각각 다른 영향을 주는 것이 확인되었다. 특히 자연 광릉요강꽃 개체군에서 서식지 관리 영향으로 인한 줄기 수 및 개화율 증가는 뒤따른 결실률의 증가로 연결되지 않았다.

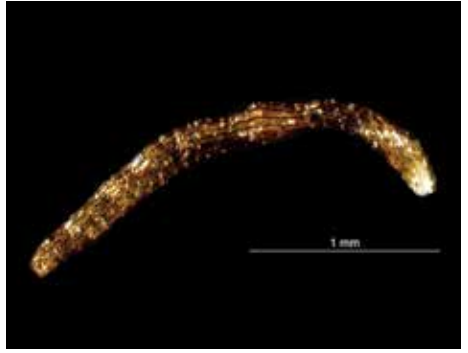




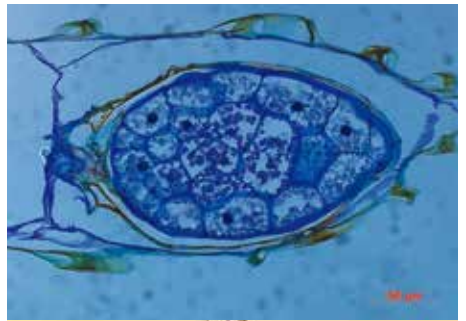


종자



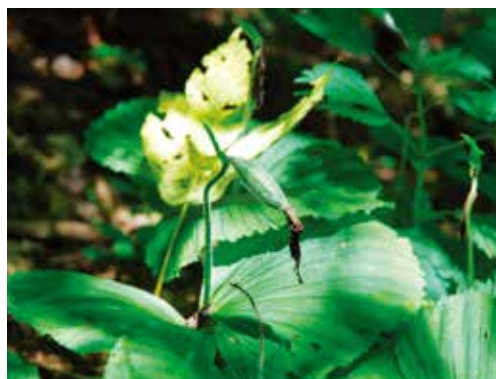






열매













자생지

광릉숲





1. 춘천
2. 화천
3. 광양



















해부구조

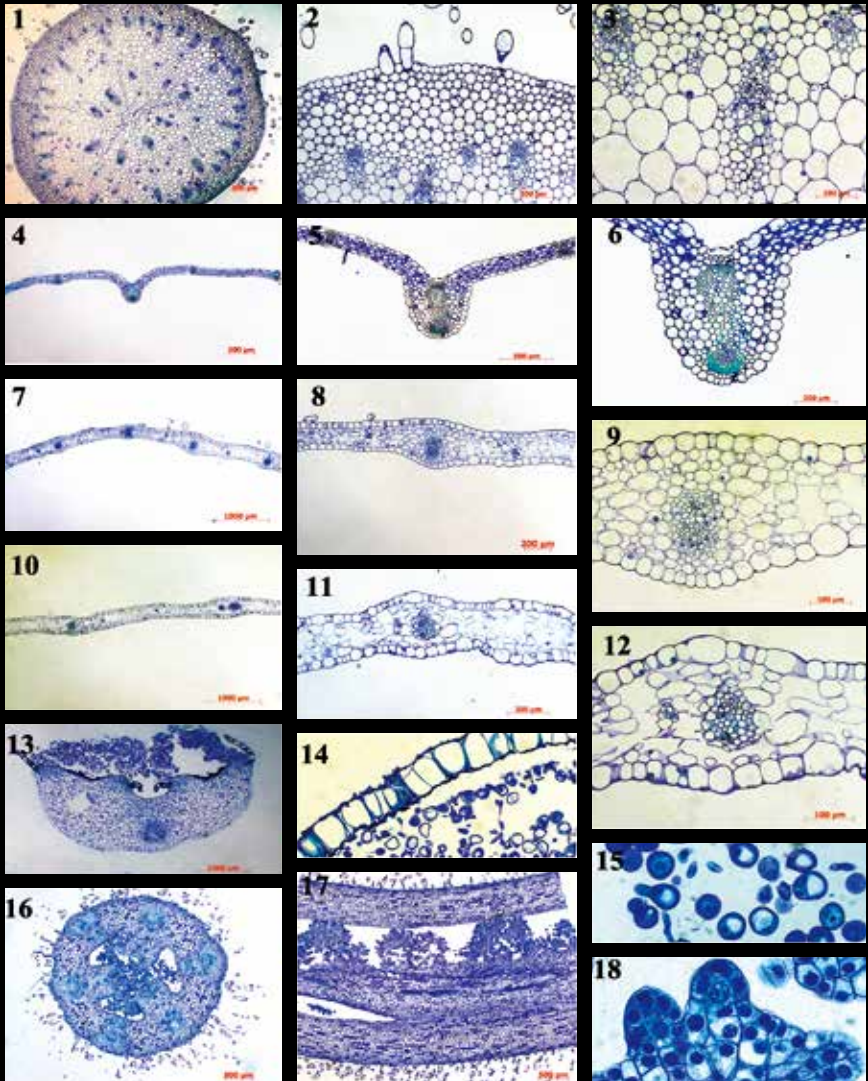


Figure 1–3 Cross sections (CS) of stem, 1 CS of stem full, 2 CS of stem showing trichom, epidermis and hypodermis, 3 Vascular bundle, 4–6 CS of leaf, 4 CS of leaf in low magnification, 5,6, Leaf in high magnification and detail view of leaf rib vascular bundle, 7–9 CS of synsepal, 10–12 CS of labellum, 13 CS of anther, 14 Mature anther wall, 15, Pollen grains, 16 CS of ovary, 17 Longitudinal section of ovary, 18 Young ovule,

1. 서론

Global 생물다양성 감소와 더불어, 재도입 (reintroduction)을 포함한 멸종 위기 종 저감과 보전 활동이 크게 요구되고 있다 (Swarts and Dixon 2009, Reiter et al. 2016). 특히 높은 다양성을 가지는 난초과는 많은 멸종 위기 종을 포함하고 있다. 난초과의 감소에는 서식지 변화 및 파편화, 토지 이용 변화, 채집 활동들이 영향을 주고 있다 (Jacquenmyn et al. 2005; Kull and Hutchings 2006; Liu et al. 2010). 특히 중국, 일본 그리고 한국을 포함한 동북아시아 지역은 과거부터 지속된 높은 채집 압력과 정책 변화에 의한 식생 천이가 난초식물의 감소와 서식지 변화에 영향을 주고 있다.

자연 화재 및 초식 (herbivory)과 같은 난초 식물에 대한 직접적인 자연 교란과 함께, 난초의 동태는 서식지 관리의 영향을 받는다 (e.g., Willems et al. 2001). 특히 멸종위기 개체군에 대한 관리는 대부분 경쟁 식생 제거와 숲틈 만들기를 통한 광량 개선이 주를 이루고 있다 (Coates et al. 2006; Janečková et al. 2006). 이러한 서식지 관리의 개체의 크기 (예, 엽면적), 개화 및 결실을 증가시키고, 치모 정착에 유리한 환경 역시 만들 수 있다. 동북아시아에서 관리 영향과 희귀 난초 개체군 동태에 관한 연구는 아직 찾아보기 어렵다.

멸종 및 절멸 위험의 개체군 복원은 증가하고 있는 생물 보전 활동이다 (Maunder 1992, Kephart 2004, Godefroid et al. 2011, Brzosko et al. 2017). 복원과 관련한 개체군 생물학의 주요 목적은 변화하는 경관 내에서 장기간 지속할 수 있는 개체군을 복원하는 것, 그리고 적응 진화 능력을 포함하고 있다 (Montalvo et al. 1997). 멸종위기종의 이식 (transplantation), 재도입 (reintroduction) 및 보충 식재 (augmentation)는 서식지 보호가 불가능하거나 분류군이 매우 위험한 수준이며 적합한 장소와 번식체가 확보될 때 가능한 보전 기술이다 (Guerrant 1996; Guerrant and Kaye 2007). 일반적으로 복원에서 개체군 밀도 (크기) 및 유전다양성을 고려하여 종의 생존력을 우선적으로 확보하는 고려가 필요하다 (Matthies et al. 2004; Bottin et al. 2007, Menges 2008). 장소적으로 (locally) 사라지고 있는 종들의 복원은 다른 장소에 있는 개체들을 옮겨오는 것을 필요로 하는데, 그 이유는 1) 쇠락이 진행 중이거나 이미 쇠락한 장소의 개체군을 복원하거나, 또는 2) 유전자 집단의 크기 증진에 있다 (Maurice et al. 2013). 자생 개체군을 포함하여, 복원 장소의 특성과 관리 활동은 모두 이식 개체의 정착, 성장과 결실 그리고 번식에 영향을 주게 된다. 개체군 복원에서는 목표 종이 필요로 하는 생태적 특성을 잘 갖춘 장소를 선택하는 것이 필요하다 (Akeroyd and Wyse Jackson 1995; IUCN 1998; Jusaitis 2005; Seddon et al.

2007; Jung et al. 2016). 복원된 식물 개체군의 장기적인 생존은 성장, 개화, 결실, 이입 recruitment 및 생존과 같은 다양한 활력도 (vital rate)에 의해 결정될 것이다.

난초 종의 개화와 같은 번식 활력은 개체 크기와 나이의 내부 요인, 그리고 광과 온도의 외부적인 환경 요인에 반응한다 (de Jong et al. 1998). 그리고 특히 육상 난초 식물들은 지하에 번식 구조 (penetrating structure)와 이전 해에 생산한 자원의 저장소를 가지고 있기 때문에 (Willems et al. 2001), 난초 식물이 나타내는 현재의 활력도는 이전 해의 활력도와 상관성을 나타낼 수 있다 (Horbitz et al. 2010). 하나의 환경으로서, 난초와 식물의 번식에 중요한 역할을 하는 난균근균 (orchid mycorrhiza)의 불확실한 토양 내 분포 양상은 자생 난초의 번식과 정착, 복원 장소의 선택과 장기적 생존력 확보를 더욱 어렵게 할 수 있다. 난초의 결실에 필수적인 수분 매개원 (pollinator) 사이의 상호작용, 그리고 복원 환경에 적응 또는 소멸할 수 있는 난과 식물과 상호작용하는 균근균 역할에 대한 이해를 바탕으로 멸종위기의 생물 개체군을 관리하는 것이 개체군 정착과 생존력 확보에 중요하다 (Rieter et al. 2016).

난초과의 광릉요강꽃 (*Cypripedium japonicum*)은 IUCN 기준으로, 한국에서는 Critically endangered (CR) 등급 (KNA 2015), 일본에서는 Vulnerable (VU) 등급 (Ministry of the Environment 2015)이며, 동아시아 수준에서는 Endangered (EN) 등급의 희귀 및 멸종위기 식물이다 (Rankou 2014). 난과 식물을 포함하여, 한국의 멸종위기 식물들은 대부분 1960년대 주택 건설 붐과 관련된 조경 산업의 발달, 그리고 기념품과 원예 식물 채취에 의해 개체수가 급격히 감소해 왔으며, 최근 역시 불법적인 수집에 의해 많은 식물들이 사라지고 있다.

우리는 한국의 광릉숲에서 복원한 이식 개체군과 하나의 대조군으로서 자생 광릉요강꽃 개체군에 대한 7년 동태 자료를 활용하여 개체군 생존력을 분석하였다. 또한 우리는 복원 및 자생 광릉요강꽃의 서식 환경과 형태 및 생리 특성을 비교하였다. 본 연구의 최종적인 목표는 반복적인 관리 활동이 복원 및 자생 개체군 동태에 미치는 영향을 자세히 분석하며, 효율적인 멸종위기 난초 개체군의 복원 및 관리 방향을 논의하고자 한다.

2. 결과

Table 1. Site characteristics of transplanted population in Mt. Soribong (SR) and natural population in Mt. Jukyeopsan (JN) in GFBR.

site	Forest type	Dominant species	Aspect(°)	Altitude (m)	Habitat area (m ²)
SR	Temperate broadleaved forest	<i>Quercus serrata</i> and <i>Carpinus laxiflora</i>	10	250	200
JN	Temperate broadleaved forest	<i>Acer pictum</i> subsp. <i>mono</i> and <i>Cornus controversa</i>	25	470	450

2.1. 비생물 요인

개화시기인 5월, 광릉요강꽃 복원 장소의 평균 임내 광량 (JN = $8.5 \pm 0.4 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 및 SR = $4.7 \pm 0.3 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) 및 수관열림도 (JN = $18.5 \pm 0.5 \%$ 및 SR = $9.7 \pm 0.4 \%$)는 자연 개체군 JN보다 낮게 나타났다 (Fig. 1). 그리고 SR의 토양 조건은 JN 보다 따뜻하고 (SR = $13.3 \pm 0.2 \text{ }^\circ\text{C}$ 및 JN = $12.1 \text{ }^\circ\text{C} \pm 0.1$)하고 건조한 (토양 수분 함량 SR = $20.5 \pm 3.0 \%$ 및 JN = $53.6 \pm 2.2 \%$) 값을 나타내었다.

2.2. 개체군 동태

관찰 기간 동안, 광릉요강꽃의 치모 (seedling)는 관찰되지 않아 이입률은 0 % 였다. 광릉요강꽃은 복원 후 3년 간 줄기 수가 증가하였으나 2014년 이후 꾸준히 감소한 반면, 자생 개체군은 지속적으로, 그리고 2013년 2차 하층식생 제거 이후 줄기 수가 크게 증가하였다 (Fig. 2a). 엽면적은 뚜렷한 교호작용 (site x time, $F = 38.1, p < 0.001$)과 함께 장소 ($F = 59.3, p < 0.001$) 및 시간 ($F = 18.3, p < 0.001$) 모두 뚜렷한 차이가 존재하였다. 복원 개체군에서 엽면적은 매우 뚜렷한 감소 경향 (2010년 $150.7 \pm 10.5 \text{ cm}^2$ 에서 2014년 $88.4 \pm 7.6 \text{ cm}^2$)을 나타내었고, 자생 개체군은 2011년을 정점을 나타낸 이후 감소와 증가를 반복하였다 (Fig. 2b).

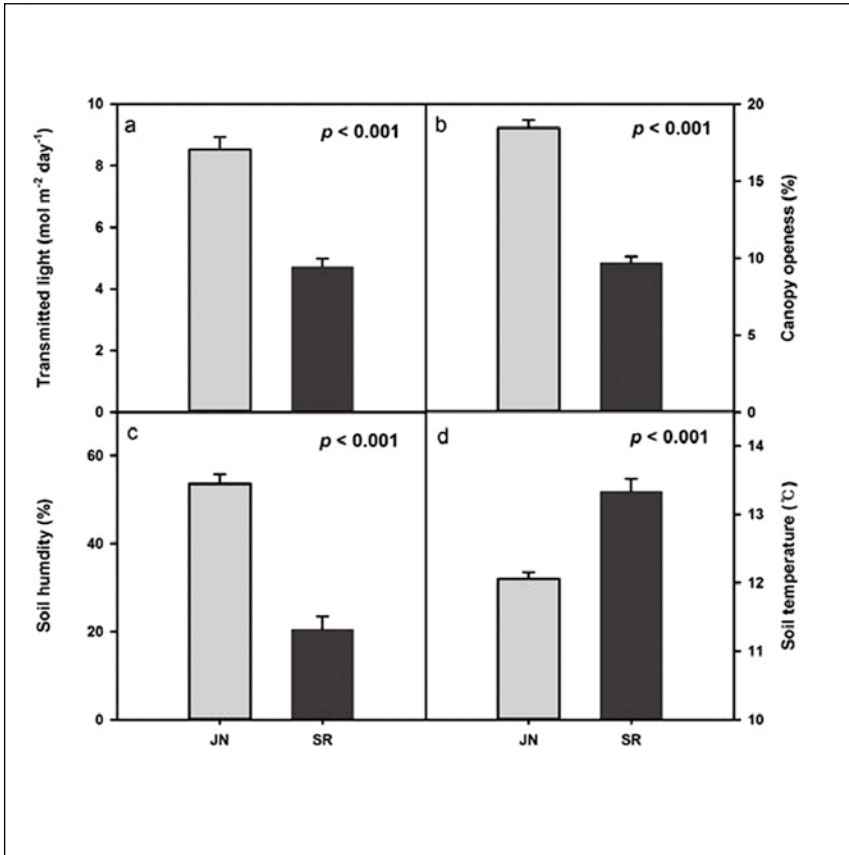


Fig. 1. Mean (+ se) (a) transmitted light, (b) canopy openness, (c) soil humidity, and (d) soil temperature in environments for natural (JN) and restored (SR) populations in GFBR.

SR 광릉요강꽃은 이식 직후 자생 집단보다 높은 개화율을 나타내었으나 이후 급격히 감소 (2013년 13.3 %)하였고, 2013년 하층 식생이 제거된 이후 다시 증가하였다 (Fig. 2c). JN 광릉요강꽃 역시 2009년 및 2013년의 하층 식생 관리 영향에 의해 개화율이 증가와 감소를 반복하고 있는 것이 관찰되었고, 특히 두 번째 경쟁 식생 제거는 첫 번째보다 큰 효과를 나타내었다.

결실률은 SR의 복원 개체군에서 이식 직후 2010년 40.7 %로서 가장 높았고, 이후 0 %까지 급격히 감소하였다 (Fig. 2d). JN의 자연 개체군은 2009년 하층 식생 제거와 함께 2011년 31.3 % 까지 결실률이 크게 증가한 직후 0 %로 급감하였고, 이후 2차 하층식생 제거 (2013년)와 함께 다시 증가하는 모습을 보였다.

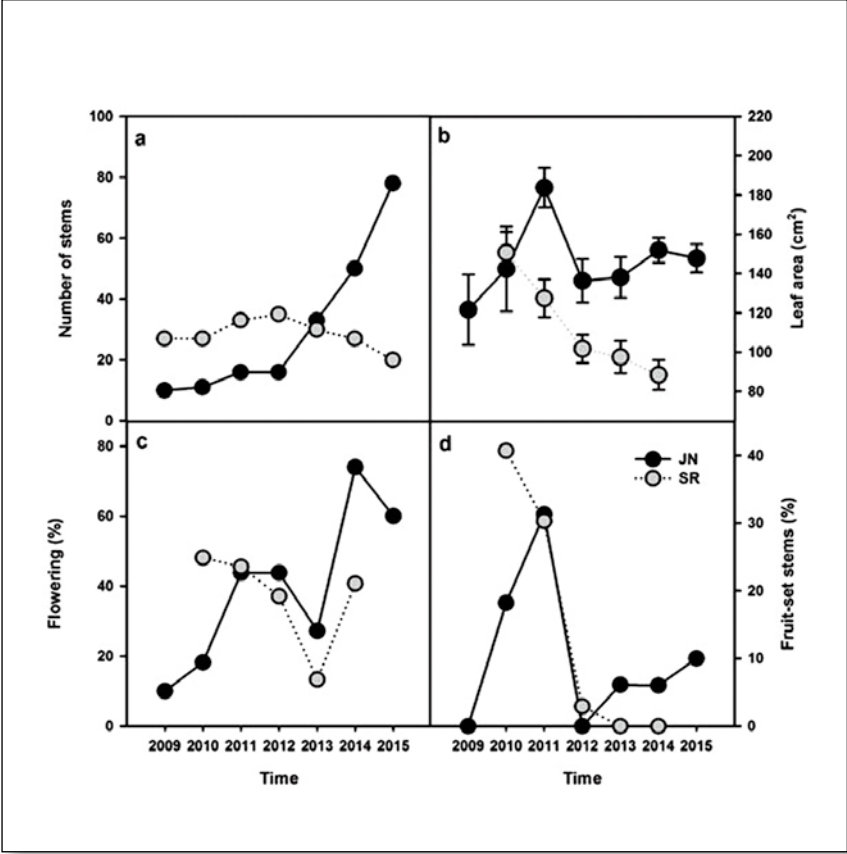


Fig. 2. Changes in (a) number of stems (b) mean leaf area, (c) ratio of fruit-set stems and (d) ratio of flowering stems of *C. japonicum* in JN and SR.

2.3. 생리적 및 형태적 특성 비교

SR 개체군 (total chl = 1.00 ± 0.04)의 평균 총 엽록소 함량은 JN (total chl = 0.53 ± 0.06)보다 약 두 배 높았다. 반대로 chl a : b는 JN의 자생 개체군 (5.20 ± 0.49)이 SR의 복원 개체군 (2.12 ± 0.25) 보다 두 배 높았다 (Fig. 3a). 평균 광합성율은 자생 개체군 ($6.9 \pm 0.2 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)이 복원 개체군 ($6.7 \pm 0.1 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)보다 높았다 (Fig. 3b). 형태적 특성으로서, LMA는 자생 개체군 ($6.3 \pm 0.6 \text{ mg cm}^{-2}$)이 복원 개체군 ($4.9 \pm 0.3 \text{ mg cm}^{-2}$)보다 높았다 (Fig. 3b). 광릉요강꽃의 최대 광합성 속도는 역시 자생 개체군 ($6.3 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)이 복원 개체군 ($5.3 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)보다 높았다 (Fig. 4).

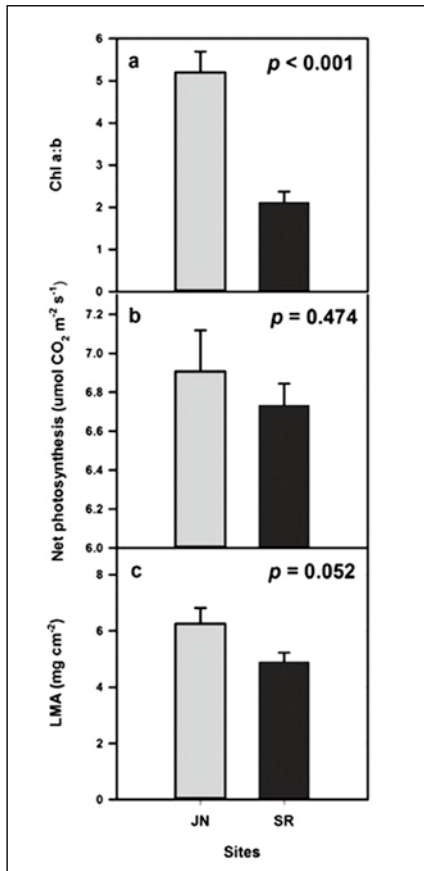


Fig. 3. Mean (+SE) (a) chl a:b ratio of leaves, (b) net photosynthesis and (c) LMA produced in the current growing season (2014) for restored (SR) and natural (JN) populations of *C. japonicum*.

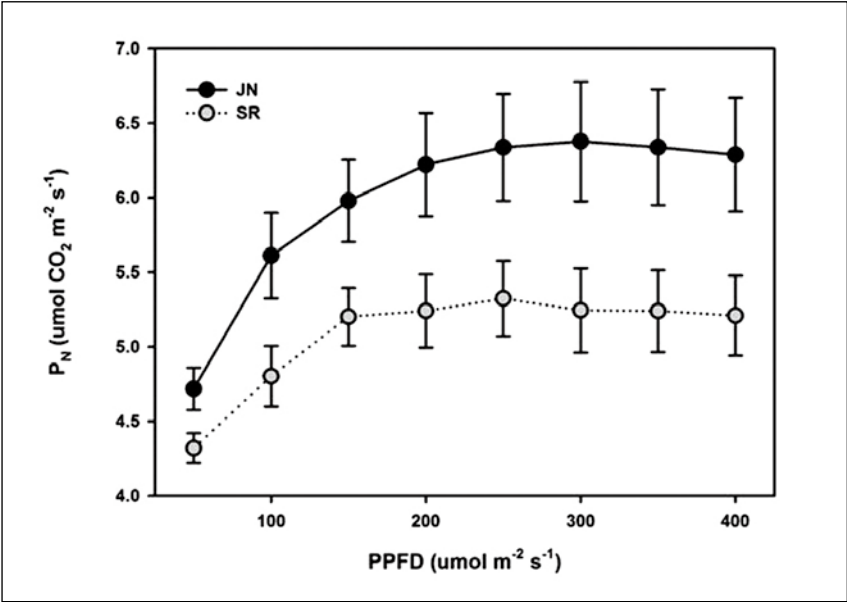


Fig. 4. Photosynthetic photon flux density (PPFD) response curves of *C. japonicum*'s net photosynthesis rates (P_N) of natural (JN) and restored (SR) populations.



2.4. 개체군 생존력

복원된 광릉요강꽃 개체군은 감소 경향 ($\lambda_G = 0.97$, $\mu = -0.05$ 및 $\sigma^2 = 0.036$)을 나타내어 자연 개체군의 증가 경향 ($\lambda_G = 1.07$, $\mu = 0.03$ 및 $\sigma^2 = 0.075$)과 반대의 결과를 나타내었다. 2015년 개체수 기준으로 준멸종한계 개체수에 도달할 확률은 이식 개체군에서 100.0 %, 그리고 자연 개체군에서 0.11 %로 계산되었다. 이산 근사법 및 누적 분포 함수에 의한 복원 (2개체) 및 관리 (9개체) 광릉요강꽃 개체군의 절멸 가능성을 Fig. 5에 나타내었다.

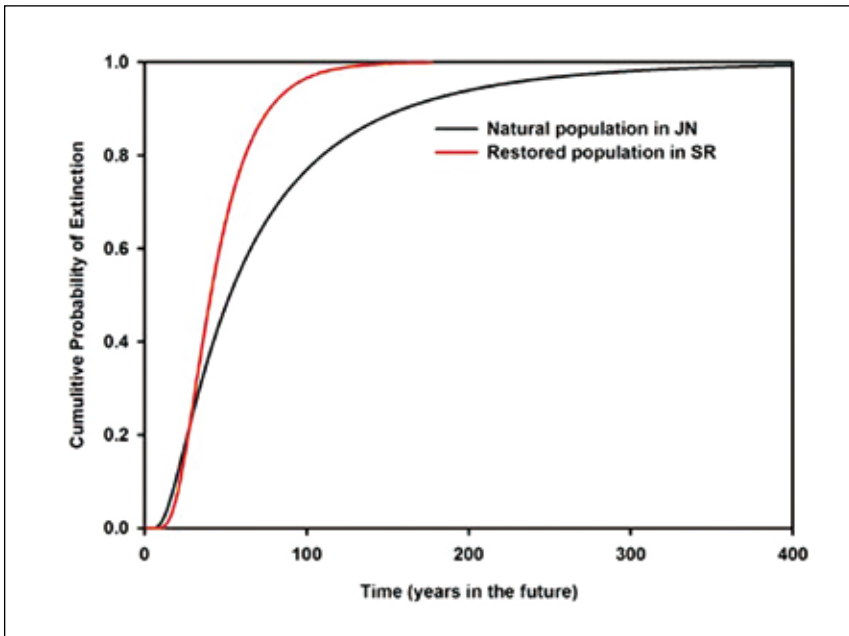


Fig. 5. Cumulative distribution function for the probability of extinction for restored and natural populations of *C. japonicum* in GFBR in South Korea. The line shows the probability of extinction before a certain time in future.

3. 종합 고찰

광릉요강꽃은 동북아시아의 희귀 및 멸종위기의 식물이지만, 한국에서 자생 환경 및 개체 밀도와 같은 기초 정보는 비교적 최근에 보고되었다 (Pi et al, 2015; Sim 2016). 광릉요강꽃의 생활사에 영향을 줄 수 있는 난균근균 (Sim et al, 2010) 및 내생균 (endophyte) (Lee et al, 2015)에 대한 연구들이 FGBR 지역에서 최근에 진행되었다. 광릉요강꽃은 현지 내의 보전을 위한 종자 기반의 증식법 개발이 필요한 종이다 (Chung et al, 2009). 한국의 광릉요강꽃은 증식 기술이 개발되어 있지 않고, 아주 제한된 총 개체수를 나타내기 때문에 연구 접근이 쉽지 않고 적극적인 복원이 어려운 식물이다. 더욱이 동북아시아의 멸종위기 식물로서 광릉요강꽃 개체군의 복원 또는 동태에 대한 자료는 찾아보기 어렵다. 세계적으로 복원을 위해 많은 개체군 연구와 재도입 (reintroduction) 활동이 이루어지고 있지만, 난초 복원의 효과에 대한 정보들은 여전히 부족하다. 복원 및 자연 개체군의 동태와 생리적 특성에 대한 우리의 결과는 재도입을 포함한 종의 합리적 관리를 위해 종의 생태적 특성과 동태를 이해하는 것과 함께, 난초류의 생활사와 번식에 중요한 균류 및 수분 매개자 조건의 중요성을 강조하고 있다.

3.1. 장소 그리고 관리 영향

복원 및 자생 광릉요강꽃 개체군의 동태에는 서식지 환경 차이, 그리고 반복적인 하층 식생 제거 관리 (2009년 및 2013년)의 강한 영향이 함께 관찰되었다. 복원 장소의 선택은 식물의 정착에 가장 큰 영향을 줄 수 있다. SR의 복원 장소는 숲의 우점 및 구성종을 비롯하여, 지상부 광량과 토양 환경이 뚜렷한 차이를 나타내었다 (Fig. 1). 한국에서 광릉요강꽃의 자생지는 가을 이전에 주요 생활사 (개화 및 종자 산포)를 마치는 층층나무, 물푸레나무, 고로쇠나무 및 벗나무류가 많기 때문에 비교적 연중 광량이 비교적 충분하며, 토양 습도는 27.6 %에서 61.8 %의 범위이다 (Pi et al, 2015). 이와 비교하여, 광릉요강꽃 복원 장소는 늦은 가을에 생활사를 마치는 종들 (참나무류 및 서어나무류)이 우점하며, 토양 역시 상대적으로 건조한 조건 (평균 20.5 %)을 나타내었다.

광릉요강꽃의 동태에 대한 연구는 매우 찾아보기 어렵다. 우리는 하층의 경쟁식생을 제거한 복원 및 자생 광릉요강꽃의 동태를 관찰하였다. 초본과 관목류의 경쟁 식생 제거는 자생 광릉요강꽃의 활력도 (vital rate)에 다양한 영향을 주는 것으로 나타났다. 반복적인 관리 활동은 광릉요강꽃의 개화율을 즉각적으로 증가시킬 수 있지만 시간 흐름에 따라 그 효과는 감소하였다. 특히, 복원 개체군에서 줄기 수, 엽면적 그리고 결실

울은 경쟁 식생의 제거와 상관없이 뚜렷하게 쇠락하는 경향을 나타내었다. 비록 복원 및 자생 개체군 사이에서 차이가 관찰되지만, 하층식생을 관리할 때마다 증가하는 광릉요강꽃의 크기 (leaf area)와 개화율은 관리 활동의 영향을 뚜렷하게 나타내었다.

자생 개체군에서 줄기 수 및 개화율을 제외한 엽면적 및 결실율에 대한 두 번째 경쟁 식생 제거의 효과는 첫 번째보다 감소하였다. 하층 식생의 관리는 제거 직후 수분과 양분 경쟁을 감소시키지만, 제거와 동시에 시작되는 하층식생의 재생 과정에서 점진적으로 증가하는 수분, 양분 및 경쟁 스트레스는 식물 개체군의 생리 및 형태, 그리고 재생산에 부정적인 영향을 줄 수 있다 (de Jong et al. 1998). 반복적인 관리와 감소하는 그것의 효과는 현재의 멸종위기 난초 식물의 서식지 관리 체계에 대한 재검토 필요성을 제기한다 (참고 Janečková et al. 2006).

3.2. 형태 및 생리적 속성

식물의 형태 (morphology)와 생리 (physiology) 특성은 임상 및 토양 환경이 복합적으로 반영되어 나타난다. 특히, 종 복원에서 토양 환경이 이질적인 장소의 선택은 이식 개체들의 재빠른 쇠퇴로 나타날 수 있다 (Maurice et al. 2013). 초기부터 관찰된 복원 개체군의 엽면적, 개화율 및 결실률에서의 쇠락은 건조하고 어두운 복원 환경에 대한 이식 개체들의 수분 스트레스와 뒤따른 생리 적응의 실패, 그리고 이질적인 환경에 대한 균류의 활력 변화와 관계되어 있는 것 같다. 소리봉 복원 개체군은 상대적으로 낮은 광량에 적응하기 위해 총 엽록소 함량이 크게 증가하였으나, 광합성 효율이 낮은 것으로 분석되었다 (Fig. 3). 자생 개체군에 비해 복원 개체군의 낮은 LMA 및 엽록소 a:b는 약한 광환경에 적응하기 위해 책상조직을 감소시켜 잎을 얇게 조절하고 (Gamon and Pearcy 1989), 많은 빛을 모으기 위해 엽록소 b의 생산이 늘어났기 때문이다 (Pearcy and Sims 1994).

광릉요강꽃의 난균근균 또는 내생균에 대한 생활사 및 활력 의존도는 알려진 바 없다 (Lee et al. 2015). 그러나 균류 (fungi)와 난초 식물의 다양하고 복잡한 공생관계는 난초 식물의 생활사에 매우 큰 영향을 미친다 (Rasmussen and Rasmussen 2009). 자생지보다 어둡고 건조한 복원 장소의 생물 및 비생물 환경은 광릉요강꽃과 균류의 상호작용의 다양성과 강도를 감소시킬 수 있다. 광릉요강꽃이 균종속영양 (myco-heterotrophic) 식물 또는 어떻게 균류에 의존하는 식물인지 보고된 바 없지만 (Lee et al. 2015), 선호하는 식생 및 토양 관련 환경과 매우 이질적인 SR의 복원 장소는 광릉요강꽃 뿌리에서 관찰할 수 있는 균류의 활성 감소와 뒤따른 양분 흡수 및 생리 활성 쇠락에 강한 영향을 주었을 것으로 판단된다.

3.3. 번식 속성과 개체군 생존력

종 복원의 성공은 스스로 지속가능한 번식 개체군 (reproductive population)을 형성하는 것이다 (Gale 2007; Reiter et al. 2016). 광릉요강꽃은 뒤영벌류 (bumblebee)가 관여하는 비보상의 이계교배 곤충 수분 (non-reward outcrossing insect-pollinated) 식물이다 (Sun et al. 2009; Suetsugu and Fukushima 2014). 비보상 난초 식물들은 일반적으로 결실률이 낮다 (Neiland and Wilcock 1998). 난초 식물의 개화 및 결실 (fruit-set)은 종류와 환경에 따라 극단적으로 변화하며, 광릉요강꽃을 포함하는 *Cypripedium*류는 일반적으로 결실률이 낮다 (Brzosko 2002; Pi et al. 2015). 연구 지역에서 광릉요강꽃의 매개충으로 뒤영벌류가 관찰고 있다 (국립수목원 내부 자료). 중요한 종의 지속성 요인으로서, 광릉요강꽃의 산포 및 치묘 이입에 관한 연구는 찾아보기 어려우며, 본 연구에서 역시 치묘는 7년 동안 관찰되지 않았다. 따라서 일부 난초류의 영양 번식 선호성은 교배 번식보다 더 중요한 진화적으로 안정화된 전략으로 생각할 수 있다. 이러한 점에서 주로 영양 번식에 의존하는 난초들의 개체군 지속성은 치묘의 이입률과 함께 영양 번식의 수준을 함께 평가하는 것이 합리적일 것이다.

반복적인 경쟁 식생 제거는 자생 개체군의 결실율에 직접적인 영향을 주는 개화율을 단기적으로 증가시켰고, 특히 두 번째 제거에서는 그 효과가 크게 관찰되었다. 반면 2013년의 두 번째 경쟁 식생 제거는 결실률 변화에 상대적으로 작은 영향을 준 것으로 나타났다 (Fig. 2d). 자생 개체군에서 높은 개화률 (40.0 % 이상)을 나타낸 해의 결실률은 2011년의 31.3 %을 제외하면 0.0 %에서 10.0 %의 낮은 값을 나타내었다. 결실률에서 첫 번째보다 두 번째 경쟁 식생 제거의 영향이 낮은 것은 영양 생식을 통한 줄기 수 확대에 보다 많은 에너지를 투자한 tradeoff와 함께 화분 매개 곤충의 활동량 감소에 의한 영향일 수 있다. 복원 개체군에서 역시 이식 초기를 제외하면 매우 낮은 결실률 (2012년 2.9 %이후 지속적으로 0.0 %)을 나타내었다. 식생 제거에 대한 단기적인 개화율 영향이 존재하지만, 복원 개체군은 이식 장소의 이질적 환경에 대한 적응 실패가 지속적인 개체군 속성의 쇠퇴에 중요한 영향을 준 것 같다. 그리고 자생 및 복원 개체군 모두 장기적인 지속성에 중요한 치묘에 의한 개체 이입이 전혀 관찰되지 않았다.

앞서 언급한 바와 같이, 생활사에 관여하는 필수 외부 요소로서 매개 곤충의 활동은 복원 및 자생 광릉요강꽃의 개화 및 결실의 번식 속성에 영향을 미친다. 자생 개체군에서, 내부 요소로서 지속적인 영양 생식으로 인한 밀도 증가 (초기의 8배, Fig. 2a)는 유사한 개화 시기 및 유전적으로 단순한 밀집한 꽃 집단을 형성하여 결실률을 현저하게 낮출 수도 있다. 광릉요강꽃에서 시공간적으로 낮은 개화 밀도는 화분 매개 곤충의 유인에 유리하다 (Sun et al. 2009). 그러나 밀집한 꽃 집단에서 매개 곤충의 방문은 일

부 꽃에서만 이루어질 수밖에 없으며, 따라서 효율적인 수분은 불가능하다 (Brzosko 2002). 또한 멀리 떨어진 개체의 화분에 의한 수분은 개체의 결실률을 높일 수 있지만, 좁은 공간에서 이웃한 꽃의 화분에 의해 수분된 꽃은 열매를 맺는 것이 어렵다 (Whigham and O'Neill 1991). 매개 곤충의 보상-비보상에 대한 학습 역시 비보상 식물의 번식 성공을 감소시킨다 (Neiland and Wilcock 1998). 광릉요강꽃의 결실에는 특히 뒤영벌의 수분 매개자 활동이 중요하며, 이후 열매 성숙 과정에서 굴파리류의 열매 섭식은 종자 성숙과 산포에 부정적인 영향을 준다 (Pi et al, 2015).

광릉요강꽃의 줄기 수 자료에 기초한 PVA 결과, 자생 개체군은 장기적 생존이 가능한 것으로, 그리고 복원 개체군에서는 절멸 가능성이 매우 높게 분석되었다. 광릉요강꽃의 종 간 상호작용 또는 공생 관계를 포함한 생태적 특성과 동태에 대한 이해부족은 복원 장소 선택에 큰 영향을 주었고, 이후 적극적인 관리 활동에도 불구하고 이식 개체군은 점진적으로 쇠락의 과정을 보여주었다. 복원된 광릉요강꽃 개체군은 이질적인 임상 및 토양 환경으로 인한 빛, 수분, 그리고 종 간 경쟁이 점증하는 불리한 (unfavorable) 환경에 정착해야만 했다. 특히 개체 크기의 지속적인 감소와 광합성 효율의 저하는 복원 개체수 감소 경향의 직접적인 요인으로 판단된다. 앞서 언급한 바와 같이, 복원 성공을 위해 필요한 서식지 환경 및 종 특성에 대한 이해, 그리고 그것이 복원 장소 선택에 반영되지 못한 것이 복원 개체군 쇠퇴의 원인이다. 상반된 PVA 결과와 더불어, 복원 및 자생 광릉요강꽃 서식지에서 장기간 동안 치묘가 전혀 관찰되지 않은 것은 유전 다양성을 포함하여 합리적인 개체군 관리에 고려해야 할 점이다.



4. 광릉요강꽃의 관리와 보전

종 보전에 많은 도움을 줄 수 있는 난초 복원의 효과 평가와 관련된 보고들은 비교적 찾아보기 어렵다(참고, Maurice et al, 2013; Brzosko et al, 2017). 이것은 종 복원에서 생태적 특성의 면밀한 검토를 통한 도입 및 이식, 그리고 효과 평가 활동이 잘 이루어지지 않음을 나타낸다(Reiter et al, 2016). 종의 생태학적 특성에 대한 충실한 이해도를 바탕으로 복원과 서식지를 관리하는 것은 모든 생물군에 대하여 공통적으로 적용되어야 하는 핵심 요소일 것이다.

한국에서 풍란, 비자란, 탐라난 등, 착생란의 종자 번식을 통한 재도입 복원이 꾸준히 이루어졌으나, 복원 평가 또는 개체군 생존력 평가에 대한 정보는 찾아보기 어렵다. 그것의 원인은 시민들이 좋아하는 단지 하나의 생태적 행사로서 종 및 서식지 복원 작업을 수행하는데 있다. 그리고 생물 상호작용을 포함한 종과 개체군의 생태 특성, 그리고 자생 환경에 대한 이해, 그리고 이러한 생물학적 자료의 종합적인 검토에 의해 복원 장소를 선택하지 않기 때문이다(Jung et al, 2016). 또한 효과 평가를 위한 모니터링 지표와 기법이 포함된 진정한 생태적 복원 계획을 수립하지 않는 것 역시 복원 효과 정보들이 부족한 원인이다.



Figure 1. After understory vegetation removal, number of flowering stems increased but repeated understory management did not promise just the positive effect on species traits of *C. japonicum*.

광릉요강꽃과 같은 비보상적인 교배 번식 보다는 땅속 줄기에 의한 영양 생식의 역할이 진화적으로 더 중요한 것으로 생각할 수 있다. 한국에서 희귀 및 멸종위기 식물 개체군에 대한 관리 활동은 주로 대상 개체군의 번식 (개화, 결실 및 산포) 과정을 촉진하는데 초점을 두고 진행된다 (예, Sim et al. 2016). 본 연구의 결과와 같이, 서식지 관리 활동은 단지 짧은 기간의 번식 속성들의 상승을 가져올 수 있지만, 그 기간이 매우 짧을 수 있고, 장기적으로는 활발해진 영양 생식과 이어진 밀도 증가에 의해 결실에 불리한 불임 개체군을 형성할 수 있다. 따라서 제한된 유전 다양성을 나타낼 수 있지만, 관리 활동으로 증가하는 영양 번식체들을 자생지와 유사한 다양한 장소로 이식하는 것은 집단 내에서 개화 밀도 감소와 개화 시기를 다양하게 할 수 있어 결실 및 번식 촉진을 위한 유용한 방법으로 생각된다 (참고, Sun et al. 2009). 또한 결실에 필수적인 화분 매개 곤충의 활동은 단순히 비보상적인 광릉요강꽃의 유인 (induce)보다는 적합한 먹이원 (food source)으로서 다양한 식물들이 개화하는 장소에서 더 증진될 수 있을 것이다 (참고, Catling and Crever 1980).

한편, 광릉요강꽃에 대한 인위적 수분 처리는 100.0 %의 성공률을 나타낸다 (Sim et al. 2016). 인위적 수분 처리는 결실 비용 (fruit-set cost)을 포함한 적합도 비용 (fitness cost)이 발생하는 조심스러운 작업이다. 증식법 개발을 위한 종자 생산과 개체군의 건강성을 고려하여 제한적으로 인위적 수분 처리가 이루어져야 한다. 희귀 및 멸종위기 식물인 광릉요강꽃과 같이, 복원에 필수적인 증식법 개발이 필요한 종들이 있다. 그리고 난초 식물과 균류가 형성하는 상호 작용의 생활사 (발아, 정착, 성장 및 번식) 별 역할을 충분히 이해하는 것이 필요하다 (Rasmussen and Rasmussen 2009).

자연 조건에서 종의 밀도와 자라는 형태를 복원 식재에 적용하는 것이 필요하다. 광릉요강꽃은 일반적으로 수 개의 개체 (아마도 한 개체의 분리된 여러 개의 줄기들)가 엉켜 함께 자라거나, 매트를 형성하기도 한다. 소리봉의 복원 식재에는 일반적인 조림과 유사하게 동일한 간격으로 식재 작업을 수행하였다. 일부 복원 재료를 활용하여 자연 조건과 유사하게 근경을 묶음 식재 (bulk planting)하는 방법의 도입을 고려하지 못했다. 물론 이러한 식재 방식의 적용이 복원 성공에 긍정적 영향을 줄 것인지 알 수 없다 (예, 밀도 효과의 배제 기능). 풍부한 재료에 의해 다양한 형태의 식재 방법을 도입하는 것이 좋지만, 광릉요강꽃은 현재 종자 증식이 불가능하여 다양한 실험과 복원을 위한 충분한 개체 확보가 불가능하다.

5. 연구 방법

5.1. 종

광릉요강꽃은 난초과 (Orchidaceae)의 개불알꽃속 (*Cypripedium* L.)에 포함된 한국을 비롯하여 일본과 중국에 분포하는 식물이다 (Rankou 2014). 광릉요강꽃은 한반도 남쪽에 위치한 한국 전역에 분포하며, 경기도 광릉숲의 소리봉에서 처음으로 기록되었다. 광릉요강꽃은 불법 채취에 의해 개체수가 급격히 감소되어 멸종위기성이 매우 높으며, 동아시아 지역에서는 EN 등급의 멸종위기 식물이다 (Chung et al. 2009; Rankou 2014; Yamashita et al. 2016). 한국에서 확인된 광릉요강꽃은 11개 지역에 걸쳐 800 여 개체로 추정하고 있다 (Pi et al. 2015). 광릉요강꽃은 줄기 하나에서 보통 두 개의 잎이 나오며, 5월부터 가을까지 생활사를 지속한다. 광릉요강꽃은 주로 지하 줄기를 통한 영양 번식을 한다. 한국에서 광릉요강꽃은 봄철 개화기에 광량이 풍부한 하록낙엽활엽수림 우점 지역의 비옥한 토양 지역에 주로 자라고 (Pi et al. 2015), 뿌리에서는 난균근균 (Sim et al. 2010) 및 내생균 (fungi) (Lee et al. 2015)이 관찰된다. 한국과 달리, 일본의 광릉요강꽃은 삼나무 조림지 및 대나무림과 같은 상록식물이 우점하는 장소에서 역시 자라는 것으로 보고되고 있다 (Nagamatsu 2011). 한국에서 광릉요강꽃의 역사적인 희귀성은 오랫동안 지속되었고, 비교적 낮은 유전다양성을 나타낸다 (Chung et al. 2009).

광릉숲 생물권보전지역에 위치한 소리봉 (Mt. Soriobng)은 한국에서 광릉요강꽃이 처음 기록된 곳이지만 최근 2009년까지 소리봉에서 생육이 확인된 개체가 없었다. 하천으로 단절되어 있지만 소리봉과 6.5 km 거리의 죽엽산 (Mt. Juckyoupsan)에는 2개 장소에 광릉요강꽃 집단이 존재하고 있다. 광릉숲에 위치한 국립수목원에서는 locally 절멸한 소리봉에 한국의 다른 지역에서 자라는 광릉요강꽃을 수집하여 이식하였다. 또한 죽엽산에 자생하는 광릉요강꽃의 감소를 막고 유전다양성을 높이기 위해 다른 지역의 광릉요강꽃을 자생지에 인접하여 이식하였다. 우리는 산림보호법에 따라 광릉요강꽃 복원 활동에 대한 모든 활동의 허가를 얻었다.

5.2. 연구 장소 및 관리

본 연구는 온대 남부 식생 지역에 속하는 광릉숲 생물권보전지역 (Gwangneung Forest Biosphere Reserve, GFBR)의 소리봉 및 죽엽산에서 수행하였다. 소리봉은 한국에서 광릉요강꽃의 자생이 처음 확인된 지역이며, 졸참나무와 서어나무가 우점하고 있다 (Table 1). 죽엽산은 소리봉의 북동쪽 6.5km 거리에 위치하며 역시 하록낙엽활엽수림이 우점하고 있다. 소리봉의 광릉요강꽃 이식 장소는 북동 사면으로서 경사도는 낮으며 (10°) 토양층이 깊지 않고 노암율이 약간 높다. 소리봉 이식 장소의 상층 식생은 졸참나무, 서어나무, 쪽동백나무, 당단풍나무가 구성하고 있으며, 초본 식생으로 애기나리, 고깔제비꽃, 태백제비꽃 등이다. 죽엽산 광릉요강꽃 자생지는 남동사면에 위치하며 사면경사는 18°, 토양층은 깊다. 죽엽산 자생지의 상층 식생은 고로쇠나무, 층층나무, 그리고 초본 식생은 평의다리아재비, 십자고사리가 중요 종이다.

죽엽산 (이후, JN)의 자생 광릉요강꽃 서식지는 2008년 11개체 (450m²)가 자라고 있는 것이 확인된 장소이다. 엄밀히 말하면 11개의 지상부 줄기가 관찰되었다. 2009년 불법 채취로부터 식물을 보호하기 위해 펜스를 설치하였고, 관목 및 초본 식물로 구성된 하층 식생을 제거하여 광릉요강꽃 개체군을 관리하고 있다. 2009년부터 줄기 수, 엽면적, 개화 및 결실 개체수를 기록하고 있다. 2009년과 2013년 봄에 각각 첫 번째 및 두 번째 하층 식생을 제거하는 관리 활동이 있었다. 이러한 주요 하층 식생 관리 외, 광릉요강꽃의 줄기 수를 조사할 때 인접한 초본 식물들을 제거하였다.

소리봉 (이후, SR)에 이식한 광릉요강꽃 개체군은 한국의 4개 지역에서 채집한 27개체 (site H = 10, site M = 8, site G = 7 및 site HW = 2)로 구성되어 있다. 2009년 9월, SR에 복원 개체군 보호를 위한 펜스 (200 m²) 설치하고, 하층 식생을 제거한 후 광릉요강꽃 27개체를 이식하였다. 각 광릉요강꽃 채집 지역에 따라 2 m 간격을 두었고, 개체 사이는 30cm 이상의 간격으로 식재하였다. 2009년부터 2015년까지 줄기 수를 측정하였고, 2010년부터 2014년까지 엽면적, 개화 및 결실을 기록하였다. SR의 광릉요강꽃은 2015년 개업 된 줄기 수를 기록한 직후 다른 장소로 재이식하였다. 복원 장소에서 2009년과 2013년 봄에 각각 첫 번째 및 두 번째 하층 식생을 제거하는 JN과 동일한 관리 활동이 있었다.

5.3. 비생물 환경

SR 및 JN에서 토양 온도 (°C) 및 습도 (%), 임내 광량 (transmitted light, mol m⁻² day⁻¹) 그리고 수관열림도 (%)를 측정하였다. 토양 온도 및 습도 (SR n = 32, JN n = 15)는 AQUATERR EC-300을 이용하여 4월부터 6월까지 매월 첫 주에 측정하였으며, 각 조사구 내에서 5 m 간격의 측정지점에서 실시하였다. 측정은 프로브를 토양 속에 완전히 밀어 넣어 측정하였으며, 센서가 안정 될 때까지 2분 대기한 후 값을 3반복하여 기록하였다.

수관열림도 및 임내 광량 (SR n = 32, JN n = 15)은 어안렌즈를 사용한 이미지 자료 (Canon 5D-Mark III, Sigma 8mm 1:3.5)를 수집한 후, Gap Light Analyzer 2.0 프로그램의 standard overcast sky model을 이용하여 분석하였다 (Frazer et al., 1999). 영상 분석 시, 좌표와 해발은 측정된 지점들의 중간 값으로, 그리고 식물의 생장기간 (Growing Season)은 4월 15일부터 10월 30일까지로 설정하였다.

5.4. 생물학적 특성

SR 및 JN에서 광릉요강꽃 줄기 수 (number of stems), 엽면적 (cm²), 개화율 (%), 결실율 (%), 이입률 recruitment rate (%), 엽록소 함량, 단위 면적 당 잎 무게 (Leaf Area per Mass, LMA) 및 광합성률을 측정하였다. 줄기 수는 지상에서 관찰되는 줄기를 모두 세어 기록하였다. 광릉요강꽃은 둘 이상의 지상부 줄기가 하나의 뿌리로 연결되어 있을 수 있기 때문에 지상부 줄기를 통해 개체수를 파악하기 어렵다 (Nagamatsu 2011). 따라서 본 연구에서는 정확한 개체수를 파악하기 보다는 지상부 줄기 수를 측정하였다. 개화율과 결실율은 매년 5월 초와 6월 말에 측정하였다. 이입률은 줄기와 잎의 크기가 현저하게 작은 것을 대상으로 하였다. 광릉요강꽃이 속하는 Cypridium류는 발아 후 4년 후 지상부로 줄기가 형성되기 때문에 (Brzosko 2002), 이입률의 정확한 측정은 어렵다. 엽면적은 모든 지상부 줄기의 잎을 대상으로 장편과 단편을 측정하여 구하였다. 엽면적 산출 공식은 다음과 같다.

$$\text{엽면적 (Leaf area, cm}^2\text{)} = \alpha \times \beta \times \pi$$

여기에서, α = 장축 반지름, β = 단축 반지름, 그리고 π = 3.14 이다.

엽록소 함량은 잎을 일정한 간격으로 자른 다음 8 ml의 80% acetone 용액에 차광된 상태로 7일 동안 4°C 냉장 보관 후 흡광도를 측정하였다. 엽록소 (chl a, chl b 및 total

chl)는 분광광도계 (OPTIZEN Alpha)를 사용하여 645nm 및 663nm의 파장에서 추출하였다. 엽록소 함량은 Arnon (1949)을 방법을 사용하였다.

$$\text{Chlorophyll a} = 12.7 A_{663} - 2.69 A_{645}$$

$$\text{Chlorophyll b} = 22.9 A_{645} - 4.68 A_{663}$$

$$\text{Total Chlorophyll (a+b)} = 20.29 A_{645} + 8.02 A_{663}$$

LMA는 광릉요강꽃의 개엽이 최대로 도달한 시점인 6월에 실시하였으며, 무작위로 10 개체를 동일한 크기 (0.186 cm²)로 잘라내었다. 이후 건조기에서 70℃로 48시간동안 건조시킨 후 마이크로저울을 사용하여 3반복 측정하였다. LMA 공식은 아래와 같다.

$$\text{LMA} = \text{dry weight (mg)} / \text{area (cm}^2\text{)}$$

순광합성률 (Net Photosynthetic rate)은 Li-6400 휴대용 광합성 측정기 (Li-6400XT, Li-cor, Lincoln, NE, USA)를 사용하여 광릉요강꽃 3개체를 대상으로 3반복하여 측정하였다. 엽육 내 광도 반응 곡선 측정 시 현지 온도 및 습도로 하였으며, CO₂ 농도는 400 μmol CO₂ mol⁻¹air 으로 설정하였다. 광도는 350, 400, 350, 300, 250, 200, 150, 100, 50 μmol m⁻² s⁻¹ 으로 2분마다 적용시킨 후 측정하였다. 이후 최적의 광보상점으로 추정되는 300, 350 μmol m⁻² s⁻¹의 광도에서 2회 측정하였다. 광합성 측정 시 leaf chamber 내부온도는 측정 장소의 대기 온도로 하였으며, CO₂ 농도는 400 μmol CO₂ mol⁻¹air 으로 동일하게 측정하였다. 순광합성량은 다음의 식으로 계산하였다 (von Caemmerer and Farquhar 1981).

$$P_n = [U_e \times (C_e - C_c) / 100s] \times C_c E$$

P_n : Net photosynthesis (μmol CO₂ m⁻²s⁻¹)

U_e : mole flow rate of air entering the leaf chamber (μmol s⁻¹),

C_e : mole fraction of CO₂ in the leaf chamber (μmol CO₂ m⁻¹air),

C_c : mole fraction of CO₂ entering in the leaf chamber (μmol CO₂ m⁻¹air)

s : leaf area (cm²)

E : transpiration (mmol H₂O m⁻² s⁻¹)

5.5. 통계 분석

SR 및 JN의 서식 환경 (토양 및 임내 환경) 및 생리특성 (LMA, 엽록소 및 광합성 속도)의 차이는 t-검정을 실시하였다. 줄기 밀도, 엽면적, 개화율 및 결실율은 시간 진행에 따른 변화를 나타내었다.

광릉요강꽃의 엽면적 변화 차이는 개체군의 기원 (복원 및 자생)을 고정 요인으로 설정한 후 반복측정 분산분석법 (repeated-measures analysis of variance)을 적용하여 검정하였다 (Underwood 1997). 반응 변수는 개체군 기원 차이에 의한 분산의 불균질성을 고려하여 제곱근 변환 (square-root transformed)하였다. 장소 및 시간의 상호작용이 나타나면, 사후 비교를 수행하였다.

이식 및 자생 광릉요강꽃 개체군의 생존력은 Count-based Population Viability Analysis (PVA)의 Density-Independent model을 활용하여 분석하였다 (Morris and Doak 2002). 이 분석법은 출생률 및 사망률과 같은 생존율에 영향을 미치는 환경 영향, 그리고 이입 및 이출과 같은 요인들이 개체수에 모두 포함되어 있다는 가정을 내포하고 있다 (Morris and Doak 2002).

연 (t) 개체군 성장률 (λ)은 아래와 같다.

$$\lambda = N_{t+1} / N_t$$

여기에서, N_t 는 년도 t의 광릉요강꽃 줄기수를 나타낸다.

λ 의 기하평균 (Geometric mean)으로서 개체군 성장률 λ_G 는 확률적 변동 성장률 (stochastically varying growth rates)의 평균 년 개체군 성장률을 나타낸다 (the average value of the population growth) (Morris and Doak 2002). 기하평균 λ 는 지수 성장 개체군 (exponential growth population)을 산술평균 (arithmetic mean)보다 더 잘 나타낼 수 있기 때문에 사용된다 (Morris and Doak 2002). 확률적 개체군 성장 μ 는 아래와 같다.

$$\mu = \log \lambda_G \approx (\log \lambda_t + \log \lambda_{t-1} + \log \lambda_{t-2} + \dots + \lambda_2 + \lambda_2 + \lambda_0) / t$$

μ 의 시간 경과에 따른 변화 비율에서의 분산은 σ^2 로 나타내고, $\log \lambda_t$ 값의 분산에 의해 값을 구할 수 있다 (Morris and Doak 2002). 이러한 공식들의 결과에서 $\mu > 0$, 그리고 $\lambda_G > 1$ 일 때, 개체군은 성장할 것으로, $\mu < 0$, 그리고 $\lambda_G < 1$ 일 때에는 감소할 것으로 예측할 수 있다.

변수 μ 및 σ^2 을 이용하여 멸종 또는 절멸 한계 개체수 (준멸종한계, quasi-extinction threshold)에 도달할 확률은 이산 근사법 (diffusion approximation theory) 및 누적 분포 함수 (cumulative distribution function, CDF)에 의해 나타내었다 (Morris and Doak 2002). 준멸종한계 개체수는 상대적인 멸종 위험 비교를 위해 분석자가 설정하는 값이며, 본 연구에서는 2015년 개체수의 10 %를 준멸종한계 개체수로 설정하였다 (이식 개체군 2개체 및 자연 개체군 9개체).



- Akeroyd J, Wyse Jackson P (1995) A handbook for botanic gardens on the reintroduction of plants to the wild. BGCI, Richmond, UK
- Arnon D (1949) Production and action of active oxygen species in photosynthetic tissues. In: CH Foyer and PM Mullineaus (eds) Causes of photooxidative stress and amelioration of defence system in plants. CRC Press, Boca Ration, pp 77–104
- Bottin L, Le Cadre S, Quilichini A, Bardin P, Moret J, Machon N (2007) Reestablishment trials in endangered plants: A review and the example of *Arenaria grandiflora*, a species on the brink of extinction in the Parisian region (France). *Ecoscience* 14:410–419. doi: 10.2980/1195–6860
- Brzosko E, Jermakowicz E, Qstrowiecka B, Ta ł a ł aj I, Wróblewska A, Mirski P (2017) Rare plant translocation between mineral islands in Biebrza Valley (northeastern Poland): effectiveness and recipient site selection. *Restoration Ecology* doi:10.1111/rec.12539
- Brzosko E (2002) Dynamics of island populations of *Cypripedium calceolus* in the Biebrza river valley (north–east Poland. *Botanical Journal of the Linnean Society* 139: 67–77
- Catling PM, Knerer G (1980) Pollination of the small white lady’s slipper (*Cypripedium candidum*) in Lambton County, southern Ontario. *Canadian Field–Naturalist* 94: 435–438
- Chung JM, Park KW, Park CS, Lee SH, Chung MG, Chung MY (2009) Contrasting levels of genetic diversity between the historically rare orchid *Cypripedium japonicum* and the historically common orchid *Cypripedium macranthos* in South Korea. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 160: 119–129. <https://doi.org/10.1111/j.1095–8339.2009.00965.x>

- Coates F, Lunt ID, Tremblay RL (2006) Effects of disturbance on population dynamics of the threatened orchid *Prasophyllum correctum* D.L. Jones and implications for grassland management in south-eastern Australia. *Biological Conservation* 129: 59–69
- De Jong T, Goosen-de Roo L, Klinkhamer PGL (1998) Is the threshold size for flowering in *Cynoglossum officinale* fixed or dependent on environment. *New Phytologist* 138: 489–496
- Frazer GW, Canham CD, Lertzman KP (1999) Gap light analyzer (GLA), version 2.0: imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, BC, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, NY
- Gale S (2007) Autogamous seed set in a critically endangered orchid in Japan: pollination studies for the conservation of *Nervilia nipponica*. *Plant Systematics and Evolution* 268: 59–73
- Gamon JA and Pearcy RW (1989) Leaf movement, stress avoidance and photosynthesis in *Vitis californica*. *Oecologia* 79:475–481
- Godefroid SC, Piazza G, Rossi S, Buord AD, Stevens R, et al. (2011) How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144:672–682. doi: 10.1016/j.biocon.2010.10.003
- Guerrant EO Jr (1996) Designing populations: demographic, genetic, and horticultural dimensions. In: DA Falk, CI Millar, M Olwell (eds) *Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press, New York, pp 171–207
- Guerrant Jr EO, Kaye TN (2007) Reintroduction of rare and endangered plants: common factors, questions and approaches. *Austral J Bot* 55:362–370
- Horvitz CC, Ehrlén J, Matlag D (2010) Context-dependent pollinator limitation in stochastic environments: can increased seed set overpower the cost of reproduction in an understory herb? *Journal of Ecology* 98: 268–278

- IUCN (1998) Guidelines for re-introductions. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK
- Jacquemyn H, Brys R, Hermy M, Willems, JH (2005) Does nectar reward affect rarity and extinction probabilities of orchid species? An assessment using historical records from Belgium and the Netherlands. *Biological Conservation* 121:257–263
- Janečková P, Wotavová K, Schödelbauerová I, Jersáková J, Kindlmann P (2006) Relative effects of management and environmental conditions on performance and survival of populations of a terrestrial orchid, *Dactylorhiza majalis*. *Biological Conservation* 129:40–49
- Jung JY, Shin JK, Kim HG, Byun JG, Pi JH, Koo BY, Park JG, Suh GU, Lee CH, Son SW, Kim JS, Cho HJ, Bae KH, Oh SH, Kim HC, Kang ST, Cho YC (2016) Study on the conservation and habitat restoration based on ecological diagnosis for *Cymbidium kanran* Makino in Jeju Island, Korea. *Korean Journal of Ecology and Environment* 49:11–21 (in Korean with English abstract)
- Jusaitis M (2005) Translocation trials confirm specific factors affecting the establishment of three endangered plant species. *Ecological Management & Restoration* 6:61–67
- Kephart SR (2004) Inbreeding and reintroduction: progeny success in rare *Silene* populations of varied density. *Conservation Genetics* 5:49–61
- KNA (Korea National Arboretum) (2015) Rare plants data book in Korea. Korea National Arboretum, Pocheon
- Kull T, Hutchings MJ (2006) A comparative analysis of decline in the distribution ranges of orchid species in Estonia and the United Kingdom. *Biological Conservation* 129:31–39
- Lee BH, Han HK, Kwon HJ, Eom AH (2015) Diversity of endophytic fungi isolated from roots of *Cypripedium japonicum* and *C. macranthum* in Korea. *Korean Journal of Mycology* 43:20–25
- Liu H, Feng CL, Luo YB, Chen BS, Wang ZS, Gu HY (2010) Potential challenges of climate change to orchid conservation in a wild orchid

- hotspots in Southwestern China. *The Botanical Review* 76: 174–192
- Matthies D, Brauner I, Maibom W, Tschardt T (2004) Population size and the risk of local extinction: empirical evidence from rare plants. *Oikos* 105:481–488
- Maunder M (1992) Plant reintroduction: an overview. *Biodiversity and Conservation* 1:51–61. doi: 10.1007/BF00700250
- Maurice A-C, Abdelkrim J, Cisel M, Zavodna M, Bardin P, Matamoro A, Dumez R, Macho N (2013) Mixing plants from different origins to restore a declining population: ecological outcomes and local perceptions 10 years later. *PLoS ONE* 8: e50934. doi:10.1371/journal.pone.0050934
- Menges ES (2008) Restoration demography and genetics of plants: when is a translocation successful? *Australian Journal of Botany* 56:187–196
- Ministry of the Environment (2015) Red Data Book 2014 – Threatened wildlife of Japan. Vol 8, Vascular Plants. Gyosei, Tokyo, Japan. (in Japanese)
- Montalvo AM, Williams SL, Rice KJ, Cory C, Handel SN, Nabhan GP, Primack R, Robichaux RH (1997) Restoration biology: a population biology perspective. *Restoration Ecology* 5:277–290
- Morris WF, Doak DF (2002) *Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis*. Sinauer Associates Inc., Sunderland Massachusetts, USA
- Nagamatsu D (2011) The present condition of *Cypripedium japonicum* Thunb (Orchidaceae) population in Tottori Prefecture, Japan. *Natural History Research of San'in* 6: 9–15 (in Japanese with English abstract)
- Neiland MRM, Wilcock CC (1998) Fruit set, nectar reward and rarity in the *Orchidaceae*. *American Journal of Botany* 85: 1657–1671
- Pearcy RW, Sims DA (1994) Photosynthetic acclimation to changing light environments: scaling from the leaf to the whole plant. In: Caldwell MM, Pearcy RW (eds) *Exploitation of environmental heterogeneity*

- by plants: ecophysiological processes above and belowground. Academic Press, San Diego, California, pp 145 – 174
- Pi JH, J JY, Park JG, Yang HH, Kim EH, Suh GU, Lee CH, Son SW (2015) Habitats Environmental and Population Characteristics of *Cypripedium japonicum* Thunb., a Rare Species in Korea. Korean Journal of Ecology and Environment 48(4):253–262 (in Korean with English abstract)
- Rankou, H. 2014. *Cypripedium japonicum*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T13188414A16672875. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T13188414A16672875.en>
- Rasmussen HN, Rasmussen FN (2009) Orchid mycorrhiza: implications of a mycophagous life style. Oikos 118:334–345.
- Rieter N, Whitfield J, Pollard G, Bedggood W, Argall M, Dixon K, Davis B, Swarts N (2016) Orchid re-introductions: an evaluation of success and ecological considerations using key comparative studies from Australia. Plant Ecology 217: 81–95
- Seddon PJ, Armstrong DP, Maloney RF (2007) Developing the Science of Reintroduction Biology. Conservation Biology 21:303–312. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00627.x
- Sim MY, Youm JY, Chung JM, Lee BC, Koo CD, Eom AH (2010) Characteristic of orchid mycorrhizal fungi from roots of *Cypripedium japonicum* and *C. macranthum*. Korean Journal of Mycology 38:1–4 (in Korean with English abstract)
- Sim SJ, Shin DJ, Jung HJ, Jeong JC, Baek MR, Song DJ, Park EH (2016) Analysis of environmental factors on the fruit set of *Cypripedium japonicum* Thunb. as the endangered wilidlife species. Journal of Agriculture & Life Science 50:1–12 (in Korean with English abstract)
- Suetsugu K, Fukushima S (2014) Pollination Biology of the endangered orchid *Cypripedium japonicum* in a fragmented forest of Japan. Plant Species Biology 29: 294–299
- Sun HQ, Chen J, Zhang FM, Luo YB, Ge S (2009) Reproductive success of non-rewarding *Cypripedium japonicum* benefits from low spatial

- dispersion pattern and asynchronous flowering. *Annals of Botany* 103:1227–1237. doi:10.1093/aob/mcp066
- Swarts ND, Dixon KW (2009) Terrestrial orchid conservation in the age of extinction. *Annals of Botany* 104:543–556
- Underwood AJ (1997) *Experiments in ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- von Caemmerer S, Farquhar GD (1981) Some relationships between the biochemistry of photosynthesis and the gas exchange of leaves. *Planta* 153:376–387
- Whigham DF, O'Neill J (1991) The dynamics of flowering and fruit production in two eastern North American terrestrial orchids, *Tipularia discolor* and *Liparis lilifolia*. In: Wells TC, Willems JM (eds). *Population ecology of terrestrial orchids*. SPB Academic Publishing, The Hague, pp 89–101
- Willems JH, Balounová Z, Kindlmann P (2001) The effect of experimental shading on seed production and plant survival of *Spiranthes spiralis*. *Lindleyana* 16: 31–37
- Yamashita Y, Izuno A, Isagi Y, Kurosawa T, Kaneko S (2016) Isolation and characterization of novel microsatellite loci for the endangered orchid *Cypripedium japonicum* (Orchidaceae). *Applications in Plant Sciences* 4: 1500097

부록

한국 희귀식물 광릉요강꽃
자생지 환경과 개체군 특성



요약

광릉요강꽃은 주로 해발 450 - 990 m, 경사는 5 - 30°의 범위에 분포하였고, 사면향은 0 - 110°로 나타났다. 자생지의 기온 (18.9 °C)은 계절 변화와 유사한 경향이었고 장소 간의 차이는 위도에 따른 차이가 강하였으며, 가장 남쪽에 위치한 광양 자생지 (GY)에서 가장 높게 나타났다. 반면에 상대습도는 지역 간의 차이는 크지 않았다. 수관열림도 (%)는 평균 18.17이었으며, 화천 자생지 (HC, 22.1)에서 가장 높게 나타났고 무주 자생지 (MJ, 16.1)에서 가장 낮게 나타났다. 광량 ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)은 평균 9.1이었으며, 춘천 자생지 (CC, 10.6) 가장 높게 나타났고 GY (6.87)에서 가장 낮게 나타났다. 엽록소 함량 (SPAD value)은 평균 26.12로 나타났으며, MJ (30.64)에서 가장 높았고 HC (23.69)에서 가장 낮았다. 엽면적 (cm^2)은 평균 253.35 cm^2 이었으며, CC (281.51)에서 가장 높았고, HC (238.23)에서 가장 낮았다. 자생지 층위별 우점식생으로 교목층 식생은 물푸레나무, 고로쇠나무 및 층층나무가 우점하는 것으로 나타났고, 관목층은 고추나무, 초본층은 십자고사리, 단풍취가 우점하는 것으로 나타났다. 식분의 서열화 결과, I 상에서는 수관열림도와 지온, II 층상에서는 토양노출, 해발고도 등의 환경요인이 높은 상관관계를 보였다. 우리의 연구결과는 개체군 동태 예측 및 광릉요강꽃의 장기적인 보전전략 및 복원에 중요한 역할을 할 것으로 생각된다.



서론

최근 지구환경의 악화와 인간에 의한 개발 행위에 따른 생물종의 감소와 멸종 그리고 서식지의 파괴로 인한 생물학적 다양성의 감소는 이미 심각한 수준에 이르게 되었으며, 여러 학자들은 향후 50년 이내에 지구상에 생육하고 있는 25만종의 관속식물 중에 약 20%가 멸종될 가능성이 있다는 의견을 같이하고 있다 (Wilson, 1992; Falk and Olwell, 1992; Bames, 1993; Australian Nature Conservation Agency, 1994).

1975년 멸종 위기에 처한 야생동식물의 국제거래에 관한 협약 (Conservation on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora; CITES) 발효를 시작으로 생물종 보전을 위한 국제사회의 활동이 활발해지고 있다 (Lee and Choi, 2006). 특히 국제자연보존연맹 (IUCN)은 전 세계 희귀 및 멸종위기종의 객관적인 위협요인 평가를 위한 적색목록 (Red List)의 범주 (category) 및 기준 (criteria)을 지속적으로 제시함으로써 희귀 및 멸종위기종에 대한 보전 이슈를 제공해오고 있다.

희귀생물종 (rare species)이란 지리적인 분포역에 있어서 생물종이 어떤 제한된 지역에만 생육하는 경우를 가리키는데 (KFRI, 1996). 우리나라의 경우 희귀식물이 수목원·정원의 조성 및 진흥에 관한 법률에 의해 571종류로 지정되어 있다.

최근 기후변화와 자생지 훼손으로 인해 식물종 감소가 지속적으로 이루는 가운데 이러한 변화에 특히 민감한 난초과 식물은 다른 어떤 식물보다 위협받고 있는 속 및 종의 비율이 높다. 우리나라의 경우, KNA (2008)는 광릉요강꽃, 나도풍란, 석곡, 한란 등 50분류군이 희귀식물로 지정되어 있으며, 이는 전체 희귀식물 571종류의 8%를 차지한다.

광릉요강꽃은 전 세계적으로 한국, 일본, 중국에만 자생하는 동아시아 특산식물이다. 우리나라에서는 대표적인 희귀식물로 알려져 있으며, 광릉숲을 포함하여 경기도, 전라남도, 전라북도 및 충청북도에 자생한다. 하지만 집단이 파편화 되어 있고 개체수도 매우 적으며 특히 꽃과 잎의 형태가 특이하고 아름다워 자생지가 알려지는 즉시 남획에 의한 피해를 심각하게 받고 있는 식물이다. IUCN의 적색목록 기준 및 범주에 의하면 국가 수준 (한국)에서는 CR (Critically Endangered), 지구 수준 (동아시아)에서는 EN (Endangered)로 평가되고 있다 (KNA, 2008; Rankou, 2014)

생물 서식지와 개체군의 보전은 그 자생지 환경, 구조 및 종조성 특성을 이해하며, 보전 핵심이 되는 생물 개체군의 속성과 인자(생물 및 비생물)와의 상관관계를 이해하는 작업에서 시작된다 (Shin et al., 2014). 지금까지 광릉요강꽃에 대한 연구는 자생지 생육환경에 관한 연구 (Park and Kim, 1995), 종자발아에 관한 연구 (Bae et al., 2009), 난균근균 특성에 관한 연구 (Sim et al., 2010) 및 광릉요강꽃 자생지의 식물상에 관한 연구 (Seo et al., 2011) 등 다양한 연구가 지속적으로 진행되어 왔다. 하지만

광릉요강꽃 개체군동태와 자생지 환경 그리고 식생구조를 포함한 포괄적인 생태학적 특성에 대한 연구는 전무한 실정이다.

따라서 본 연구는 지금까지 우리나라에 광릉요강꽃 자생지로 확인된 지역 중 집단을 이루어 분포하고 있는 지역을 대상으로 입지환경 특성, 식생구조 분석 및 개체군에 대한 동태를 파악함으로써 광릉요강꽃의 장기적인 보전전략 및 복원을 위한 기초 자료를 제공하고자 한다.

재료 및 방법

1. 조사지 개황

광릉요강꽃 자생지가 확인된 강원도 춘천시(CC), 화천군(HG), 전라북도 무주군(MJ) 및 전라남도 광양시(GY) 등 총 4개 지역을 대상으로 선정하였다(Figure 1). 현장조사는 광릉요강꽃의 개화시기를 중심으로 2014년 5월 14일(춘천시), 20일(화천군), 27일(광양시), 28일(무주군)에서 수행되었다. 춘천시와 화천군의 광릉요강꽃 자생지는 국립수목원에서 설치한 보호시설 내의 개체군을 대상으로 조사하였고, 무주군과 광양시는 자생지 내에 15 x 15 m 크기의 정방형구를 설치하여 조사하였다.

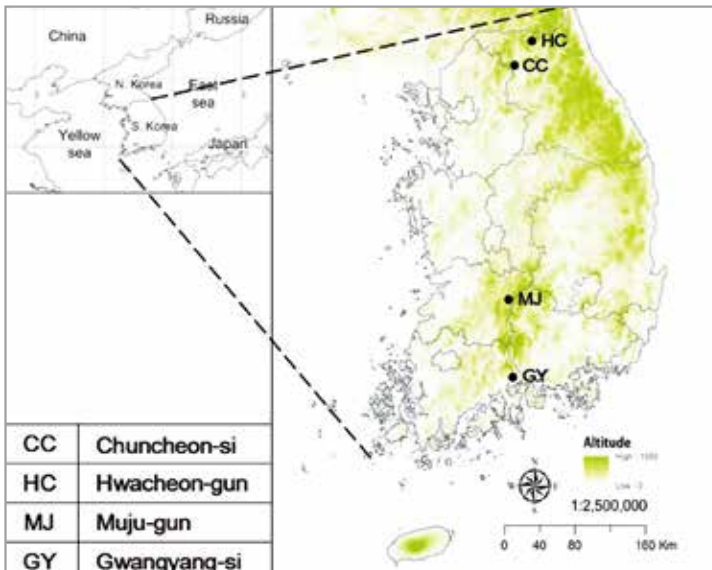


Figure 1. A map showing the location of study site in South Korea.

2. 연구방법

가. 자생지 환경

광릉요강꽃 자생지의 해발고도 (m), 경도 및 위도는 GPS (GARMIN GPSMAP 60CSx)를 이용하여 측정하였고, 각 방형구의 경사(°)와 방위(°)는 각각 경사계 (SUNNTO)와 나침반 (SUNNTO)을 이용하여 측정하였다. 조사구의 미기상 변화를 분석하기 위해 기온 (Temperature, °C) 과 공중습도 (relative humidity, %)를 측정하였다 (HOBO PRO Relative Humidity and Temperature Data Logger, Onset Computer Cooperation). HOBO 설치가 불가하였던 무주군과 광양시는 조사 지역으로부터 가장 인접한 기상관측소의 data를 적용하였다. 수관열림도 (Canopy Openness) 및 광량 (Light Availability) 측정을 위하여 어안렌즈 영상을 촬영하였다 (기종 Nikon D80, 렌즈 Sigma 4.5mm; F2.8 EX DC CIRCULAR FISHEYE). 영상 분석은 Gap Light Analyzer 2.0 프로그램을 이용하였다. 각 장소의 측정값의 오류를 최소화하기 위하여 촬영지점의 해발고도, 경사 및 사면방향을 적용하여 보정하였다. 자생지 토양환경은 토양온도와 습도로 토양수분계를 이용하여 측정하였다. 토양수분을 측정하기 전에 전 프로브 (probe)를 물에 완전히 담근 후 보정을 실시하였고, 측정은 측정센서가 안정 될 때까지 2분 대기한 후 값을 기록하였다.

나. 개체군 특성

광릉요강꽃의 엽면적 (cm²)을 분석하기 위해 플라스틱자를 이용하여 장축과 단축을 0.1cm 단위로 측정하여 구하였다.

엽면적 산출 공식은 아래와 같다.

$$\text{엽면적 (Leaf area, cm}^2\text{)} = \alpha\beta\pi$$

여기에서, α =장축 반지름, β =단축 반지름, 그리고 $\pi = 3.14$ 이다.

다. 식생자료의 수집 및 분석

식생조사는 Braun-Blanquet (1964)법을 적용하여 수행하였다. 방형구 (2m x 2m) 내에 출현한 식생에 대한 식피율을 조사하였다. 임분구조는 방형구 내에 출현하는 흉고직경 2.5 cm 이상의 모든 목본식물을 대상으로 지표면으로부터 1.3 m 지점에서 직경자를 이용하여 측정하였다. 식물의 동정은 Lee (1985), Park (1995) 및 Park (2001)을 따랐다.

ordination은 CA (correspondence analysis) 의 확장인 DCCA (detrended canonical correspondence analysis)로 환경인자를 이용하여 분석하였고 (Hill, 1979; Hill and Gauch, 1980), 자료의 분석은 Ter Braak and Šmilauer (1998)의 CANOCO for Windows program (version 4.5)을 이용하였다. 분석용 자료는 수집된 식생자료에서 각종의 피도계급을 그 계급이 나타내는 식피율 범위의 중간 값으로 전환한 후 전체 출현종의 합에 대한 각 종의 상대 값으로 구한 중요치 (importance value)로 삼았다. 이 과정에서 출현빈도 5% 이하의 종은 제외하였다. 자료의 통계 분석은 Statistix7 과 Sigmaplot 12.0을 활용하여 분석하였다.



결과

1. 자생지 환경 특성

1) 기온 및 상대습도

광릉요강꽃 자생지의 미기상 조건 (기온 및 상대습도)의 변화를 분석하였다 (Figure 2). 각 측정 지점에서 2014년 4월부터 2014년 9월까지의 월 평균기온을 측정한 결과 광릉요강꽃 자생지 CC, HC, MJ 및 GY의 평균 기온은 각각 15.37 °C, 16.17 °C, 17.5 °C 및 19.15 °C 로 나타났다. 기온은 계절의 변화와 동일하게 증가하는 경향이었고 지역 간의 차이는 위도에 따른 차이로 가장 남쪽에 위치한 GY에서 가장 높게 나타났다. 각 측정지점에서 동일한 기간 동안 월 평균상대습도를 분석한 결과, CC, HC, MJ 및 GY의 평균 상대습도는 75.7 %, 74.7 %, 74.3 % 및 74.2 %로 나타났다. 지역 간의 차이는 크지 않았다.

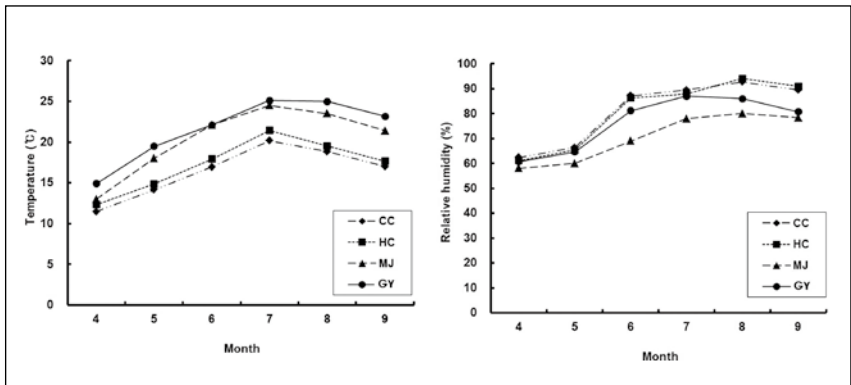


Figure 2. A change of temperature (°C) and relative humidity (%) in *Cypripedium japonicum* habitats.

Table 1. Topographical characteristics of four *C. japonicum* Habitats in South Korea.

Site	Altitude (m)	Direction (°)	Slope (°)	Rock exposure (%)	Bared soil (%)	Litter layer (cm)	Soil temperature (°)	Soil humidity (%)
CC	779	100	25	8	8.3	4	15.5	46.3
HC	611	33	12	16	37.5	4.8	15.6	27.6
MJ	983	65	22	1	38.7	3.4	21	61.8
GY	466	88	10	47.8	13.6	2.4	21.3	29.57

2) 지리적 환경 특성

광릉요강꽃은 주로 해발 450–990 m, 경사는 5 – 30°의 범위에 분포하였고, 사면향은 0 – 110°로 나타났다. 이전 문헌에 의하면 해발 700m이상의 비교적 고산지대에 자생한다고 보고된 바 있다. 그러나 본 조사를 통하여 상대적으로 해발 (450m)이 낮은 지역까지 분포하는 것이 확인되어 보다 폭넓은 범위의 생육환경을 갖는 것으로 파악되었다. 사면방향은 모든 자생지에서 북동 (NE) 방향을 나타내었다. 암석노출도는 큰 암석들이 넓게 분포한 GY에서 가장 높게 나타났고, 토양습도는 MJ에서 가장 높게 나타났다 (Table1).

3) 수관열림도 및 광량

광릉요강꽃 자생지의 수관열림도 (Canopy Openness) 및 광량 (Light Availability) 을 측정하였다 (Figure 3). CC, HC, MJ 및 GY에서 측정한 수관열림도(%)의 평균은 각각 17.98 ± 0.74 , 22.05 ± 2.41 , 16.05 ± 1.72 및 16.59 ± 2.26 로 나타났다. HC에서 가장 높게 나타났고, MJ에서 가장 낮게 나타났다. 동일한 측정 지점에서 측정한 광량 ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)의 평균은 각각 10.6 ± 0.61 , 9.54 ± 1.54 , 9.41 ± 1.75 및 6.87 ± 2.21 로 나타났다. CC에서 가장 높게 나타났고 GY에서 가장 낮게 나타났다.

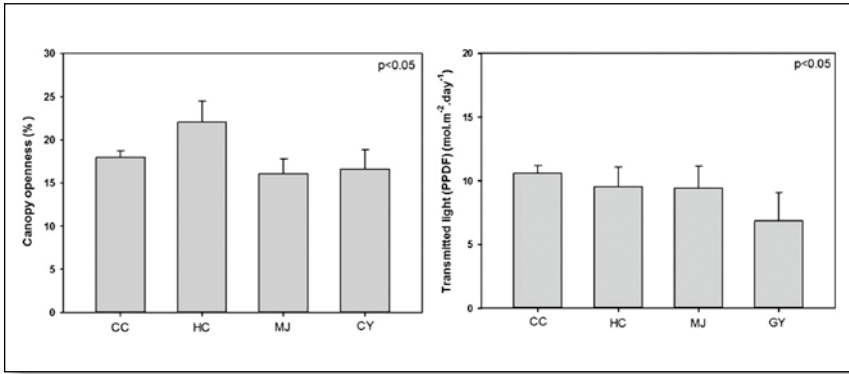


Figure 3. A comparison of canopy openness (%) and transmitted light ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) in *C. japonicum* habitats..

2. 개체군 특성

1) 광릉요강꽃 개체수, 개체밀도 및 개화개체수

광릉요강꽃의 개체수 (축)는 CC, HC, MJ 및 GY에서 각각 75, 28, 23 및 12축이 출현하였다. 개체밀도 ($/\text{m}^2$)는 CC에서 3.13으로 가장 높았고 GY는 0.46으로 가장 낮았다. 개화 개체수는 CC에서 가장 많았고, GY에서는 개화개체가 출현하지 않았다. 개화율 (%)은 MJ에서 가장 높게 나타났다 (Table2).

Table 2. Density, No of Stems, Flowering and Flowering rate of *C. japonicum* Habitats

Site	No. of Stems	Density / m^2	No. of Flowering stems	Flowering rate (%)
CC	75	3.13	37	49.33
HC	28	0.92	4	14.29
MJ	23	1.93	12	52.17
GY	12	0.46	0	—

2) 엽면적 크기

각 지역에서 엽면적의 크기 (cm^2)를 측정하였다 (Figure 4). 그 결과, 춘천지역 (281.51 ± 86.64)에서 가장 높게 나타났고 반면에 화천 지역 (238.23 ± 138.13)에서 가장 낮게 나타났다.

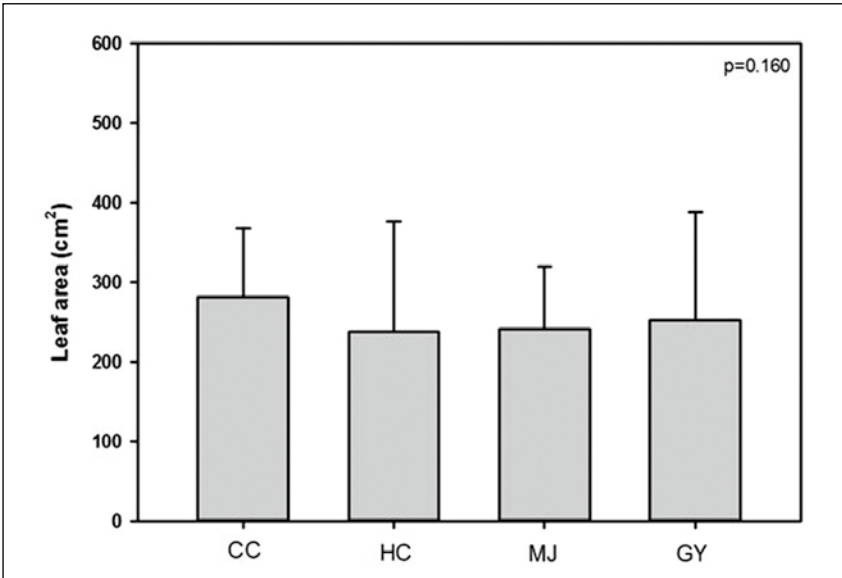


Figure 4. A comparison of leaf area (cm^2) in *C. japonicum* in each study site.

3) 환경요인과의 상관관계

광릉요강꽃 자생지의 환경요인과 개체군 특성 (엽록소함량, 엽면적, 개체수 및 개화율) 사이의 상관관계를 실시하였다 (Table 3). 분석 결과, 엽록소함량은 토양온도와 양의 상관을 형성하였고, 반면에 고도, 수관열림도 및 광량과는 음의상관을 형성하였다. 광릉요강꽃 개체수는 해발, 경사, 광량 및 토양습도와 양의 상관을 형성하였고, 반면에 암석노출도는 음의상관을 형성하였다. 광릉요강꽃의 개화개체수는 개체수와 유사한 경향으로 나타났다.

Table 3. Correlation coefficients between environmental factors and population attribute of *Cypripedium japonicum*.

	Ele	Slo	RE	BS	CO	Lav	ST	SH	Lar	CC	NS	FP
Ele	1.000											
Slo	.711**	1.000										
RE	-.805**	-.568**	1.000									
BS	.176	.199	-.049	1.000								
CO	.020	.061	-.036	.034	1.000							
Lav	.523**	.544**	-.562**	-.167	.334*	1.000						
ST	-.142	-.279	.168	.063	-.714**	-.413*	1.000					
SH	.766**	.650**	-.639**	.135	-.305	.371*	.179	1.000				
Lar	-.177	.007	.189	-.232	-.169	-.212	-.020	-.244	1.000			
CC	-.421*	-.220	.319	-.168	-.520**	-.433*	.589**	-.127	.136	1.000		
NS	.615**	.721**	-.584**	-.087	.220	.491**	-.346*	.476**	-.026	-.269	1.000	
FP	.672**	.667**	-.574**	-.191	.053	.388*	-.228	.571**	.074	-.133	.816**	1.000

*: $p \leq 0.05$, **: $p \leq 0.01$

Ele: Elevation (m), Slo: Slope ($^{\circ}$), RE: Rock exposure (%), BS: Bared soil (%), LL: Litter layer depth (cm), CO: Canopy openness (%), Lav: Light availability ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$), ST: Soil temperature ($^{\circ}\text{C}$), SH: Soil humidity (%), Lar: Leaf area (cm^2), CC: Chlorophyll content (SPAD value), NS: Number of stems, FP: Flowering population



3. 광릉요강꽃 자생지의 임분 및 식생구조

광릉요강꽃 자생지의 흉고단면적 및 밀도를 분석한 결과 (Table 4), CC는 층층나무가 가장 높은 흉고단면적 (13.26 m² / ha)을 나타내어 우점하는 것으로 분석되었고 가래나무 (흉고단면적 10.0 m² / ha 및 밀도 329 개체 / ha), 산뽕나무 (흉고단면적 7.84 m² / ha 및 밀도 988 개체 / ha) 및 찰피나무 (흉고단면적 5.35 m² / ha 및 밀도 494 개체 / ha)의 순으로 높은 흉고단면적을 나타내었다. HC는 물푸레나무가 가장 높은 흉고단면적 (2.01 m² / ha)을 나타내어 우점하는 것으로 분석되었고 가래나무 (흉고단면적 1.48 m² / ha 및 밀도 31 개체 / ha), 산벚나무 (흉고단면적 1.00 m² / ha 및 밀도 78 개체 / ha) 및 층층나무 (흉고단면적 0.84 m² / ha 및 밀도 31개체 / ha) 순으로 높은 흉고단면적을 나타내었다.

Table 4. Means of Breast Height Area (BHA, m² / ha) and stem density (D, stem / ha) of woody species in overall and each habitat of *C. japonicum* in South Korea.

Species	CC		HC		MJ		GY		Total	
	BHA	D	BHA	D	BHA	D	BHA	D	BHA	D
<i>Fraxinus rhynchophylla</i>	-	-	2.01	141	14.62	455	22.42	278	39.05	873
<i>Acer pictum</i> subsp. <i>Mono</i>	2.32	1646	0.06	172	9.89	455	9.12	208	21.39	2481
<i>Cornus controversa</i>	13.26	823	0.84	31	2.77	114	4.32	139	21.19	1107
<i>Juglans mandshurica</i>	10.00	329	1.48	31	-	-	-	-	11.48	360
<i>Morus bombycis</i>	7.84	988	0.31	156	-	-	-	-	8.15	1144
<i>Acer pseudosieboldianum</i>	-	-	0.05	47	0.12	170	7.40	2222	7.57	2440
<i>Quercus mongolica</i>	-	-	-	-	7.37	114	-	-	7.37	114
<i>Prunus sargentii</i>	-	-	1.00	78	0.49	57	5.67	69	7.16	205
<i>Tilia manshurica</i>	5.35	494	-	-	-	-	-	-	5.35	494
<i>Maackia amurensis</i>	-	-	-	-	-	-	5.11	139	5.11	139
<i>Celtis sinensis</i>	-	-	-	-	-	-	4.78	69	4.78	69
<i>Acer triflorum</i>	3.72	494	-	-	-	-	-	-	3.72	494
<i>Sapium japonicum</i>	-	-	-	-	-	-	2.58	625	2.58	625
<i>Cornus kousa</i>	-	-	-	-	-	-	1.42	69	1.42	69
<i>Meliosma myriantha</i>	-	-	-	-	-	-	1.20	278	1.20	278
Other species(16)*	0.42	494	1.59	454	0.51	1136	1.56	347	4.08	2431
Total	42.91	5268	7.34	1111	35.77	2500	65.59	4444	151.61	13323

*Other species: Total BHA<0.1

MJ는 물푸레나무가 가장 높은 흉고단면적 ($14.62 \text{ m}^2 / \text{ha}$)을 나타내어 우점하는 것으로 분석되었고 고로쇠나무 (흉고단면적 $9.89 \text{ m}^2 / \text{ha}$ 및 밀도 $455 \text{ 개체} / \text{ha}$), 신갈나무 (흉고단면적 $7.37 \text{ m}^2 / \text{ha}$ 및 밀도 $114 \text{ 개체} / \text{ha}$) 및 층층나무 (흉고단면적 $2.77 \text{ m}^2 / \text{ha}$ 및 밀도 $114 \text{ 개체} / \text{ha}$) 순으로 높은 흉고단면적을 나타내었다. GY는 물푸레나무가 가장 높은 흉고단면적 ($22.42 \text{ m}^2 / \text{ha}$)을 나타내어 우점하는 것으로 분석되었고 고로쇠나무 (흉고단면적 $9.12 \text{ m}^2 / \text{ha}$ 및 밀도 $208 \text{ 개체} / \text{ha}$), 당단풍나무 (흉고단면적 $7.40 \text{ m}^2 / \text{ha}$ 및 밀도 $2,222 \text{ 개체} / \text{ha}$) 및 산벚나무 (흉고단면적 $5.67 \text{ m}^2 / \text{ha}$ 및 밀도 $69 \text{ 개체} / \text{ha}$) 순으로 높은 흉고단면적을 나타내었다. 종합적, 광릉요강꽃 자생지 대부분은 물푸레나무, 고로쇠나무, 층층나무 및 가래나무가 우점하는 것으로 나타나 전형적인 계류하천 식생이 분포하는 것으로 분석되었다.

4. Ordination 분석

식생자료와 10개의 환경인자 (해발, 사면방향, 경사, 암석노출도, 토양노출도, 낙엽층 깊이, 수관열림도, 광량, 지온 및 토양습도)간의 상관관계를 비교분석하기 위하여 DCCA법으로 식분을 서열화한 결과 (Figure 5), 식분의 배열은 환경요인에 따라 지역이 같은 식분들이 서로 가까이 위치하여 지역별 배열되는 양상을 보였다. I 상에서는 수관열림도, 토양습도 및 해발고, II 축상에서는 암석노출도 등의 환경요인이 높은 상관관계를 보였다.

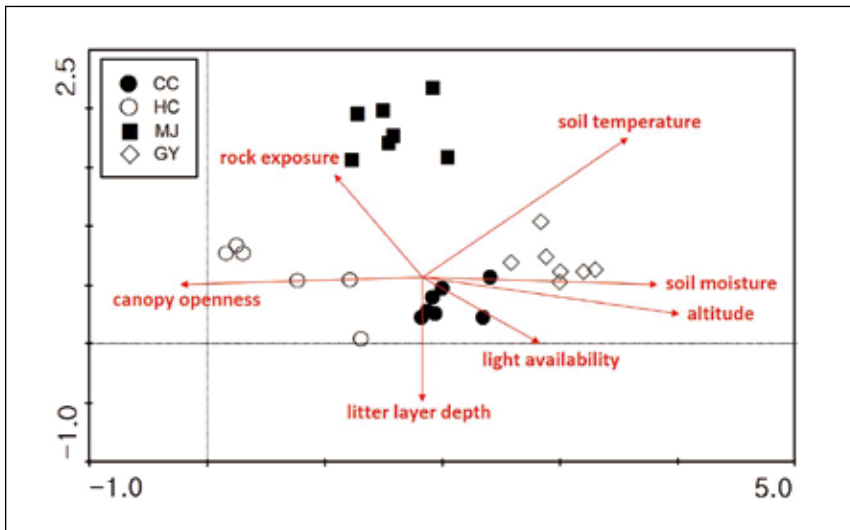


Figure 5. The result of DCCA ordination of *C. japonicum* habitat stands.

고찰

광릉요강꽃 자생지의 비생물 환경

국내에 분포하는 광릉요강꽃 자생지의 연평균 기온은 15.37 °C ~ 19.15 °C 범위로 나타났고, 지역 간 차이는 대부분 자생지의 위도 차이와 일치하였다.

상대습도는 모든 자생지에서 74% 이상의 높은 값을 나타내었다. 이러한 결과는 광릉요강꽃과 같은 난초과 식물은 충분한 공중습도가 유지되는 환경에 분포하는 것을 의미한다. 충분한 공중습도가 유지 될 수 있는 원인은 사면방향으로 뒷받침 할 수 있다. 국내에서 조사된 모든 광릉요강꽃 자생지의 사면 방향은 북동향을 나타내었고 일본 광릉요강꽃 자생지 (Nagamatsu, 2011)에서 북동향으로 나타났다. 북동사면은 일반적으로 토양수분 및 숲 내 공중 습도가 높게 나타내는 특성을 보인다 (KFRI, 2013). 식물 종들의 자연분포에 영향을 미치는 주요 환경요인은 기후와 토양조건 등이며 이는 동일 산지 내에서도 해발, 사면방위 및 지형적 위치에 따라 다르다 (Oh and Jee, 2000). 특히 동일 해발고에서도 지형적 위치 즉, 사면의 방향에 따라 식물종 분포는 다르게 나타나기도 하는데 (Webster, 1961; Katagiri and Tsutsumi, 1978), 광릉요강꽃 자생지의 경우도 사면방향의 특이성이 서식지의 중요한 환경 조건인 것으로 판단된다.

광릉요강꽃의 자생지의 수관열림도는 대부분 16.1 % ~ 17.9 % 범위였지만 이와는 달리 화천 자생지는 비교적 높은 값 (22.1%)을 나타내었는데 이는 자생지 내에 분포하는 대부분의 층층나무가 단식성 해충인 황다리독나방 (*Ivela auripes*)에 의해 섭식의 피해를 입어 (Choi et al., 2006), 수관이 열렸기 때문인 것으로 판단되며, 이러한 여향이 향후 자생지 건강성에 미치는 여향에 대한 모니터링과 분석이 필요할 것으로 보인다.

광릉요강꽃 개체군 특성

광릉요강꽃의 개체수는 해발, 경사, 광량 및 토양 습도와 밀접한 관련성을 가지고 있는 것으로 나타났다. 토양습도가 양의 상관관계를 형성하는 것은 광릉요강꽃이 비교적 습도가 높은 지역을 선호한다는 분석 결과를 재확인 할 수 있었다. 개체수와 암석노출도가 음의상관을 형성하였는데 이는 광양자생지가 다른 지역에 비하여 암석노출도가 높아 토양기반이 부족하여 생육기반을 저해했기 때문인 것으로 생각된다. 광양자생지의 경우 개화개체가 출현하지 않았는데 이 지역 식생은 다른 지역과 다르게 아교목층

에 당단풍나무의 밀도가 높게 나타나 상대적으로 낮은 광조건이 개화에 불리한 조건으로 작용되었기 때문으로 생각된다. 광릉요강꽃 생육에 대표적인 제한요인 광량 (Park and Kim, 1995)을 충분히 확보하기 위하여 수목밀도가 높은 광양지역은 가지치기나 솟기 등의 관리로 자생지 내의 밀도를 조절하여 충분한 광조건을 확보해야 될 필요성이 있다. 한편, Takayuki (2014)은 광릉요강꽃 자생지의 광조건이 개체수 및 건강성에 대한 영향을 파악하기 위해서는 자생지 내 역세를 제거하는 실험을 수행하였으며 이후 개체수 및 개화 개체수 모두 증가되는 것을 확인하기도 하였다.

광릉요강꽃 자생지의 식생구조와 종조성

우리나라 광릉요강꽃 자생지는 고로쇠나무, 물푸레나무, 가래나무 및 층층나무와 같은 계류하천식생이 우점하여 분포하는 것으로 나타났다 (Table 4). 이러한 종들은 광릉요강꽃 자생지가 계곡부 주변에 분포한다는 것을 의미하고, 이러한 결과가 자생지 연평균 습도가 74%이상의 높은 습도를 유지한다는 내용을 뒷받침하고 있다. Park and Kim (1995)와 Seo et al. (2011)의 연구에도 고로쇠나무, 물푸레나무, 들메나무 및 층층나무와 같은 계곡부식생이 출현하는 것으로 보고된 바 있어 본 연구 결과와 유사하였다. 국외의 경우 일본 광릉요강꽃 자생지는 국내의 자생지 식생과 유사한 층층나무와 가래나무가 우점하는 자생지와 삼나무 조림지로 두 가지 유형으로 구분되어 (Nagamatsu, 2011) 분포하는 것으로 나타났다.

Ter Braak and Šmilauer(1998)는 ordination의 목적이 군집 및 개체군의 구조를 밝히고 식생과 환경과의 상호작용에 대한 가정을 유출해 내는 것이라고 하였다. 따라서 ordination은 식생들을 한 개 또는 그 이상의 생태학적 구배에 배열하는 과정 (Goodall, 1954; Austin, 1976)으로 말할 수 있다. 지역별 소방형구 (2m x 2m)에서 수집된 식생자료에 근거하여 서열화한 결과, 식분의 배열은 지역 간의 뚜렷한 차이를 보였다. 환경요인들과의 관계를 보면 화천지역은 수관열림도가 높은 곳에 분포하고, 무주지역은 해발고가 높고 토양습도가 높은 곳에 분포하는 것으로 나타났다. 광양지역은 암석노출도가 높은 곳에 분포하는 것으로 나타났다. 대부분의 지역에서 상관식생이 유사한 특성을 가진 점을 고려하면 이러한 종조성의 차이는 앞에서 언급한 환경요인과 관계되는 것으로 판단된다.

광릉요강꽃 개체군 건강성 확보와 보전관리 방안

한반도 *Cypripedium*속 자생지에서 공통적으로 나타난 것은 낙엽활엽수가 우점하였다. 한반도에 자생하는 *Cypripedium*속 식물의 자생지 환경은 모두 낙엽활엽수가 우점하는 특징을 보이며, 이는 이른 봄에 충분한 햇빛이 입지 내에 들어와 지중온도를 상승시켜 초기생장을 촉진하여 상층수관의 피도가 70~80 %로 높아진 5월 하순 전에 개화하여 결실이 가능하게 한다 (Park and Kim, 1995). 특히, 광릉요강꽃 생육 적합지로 토양은 물이 잘 빠지고 적당한 습기가 유지되어야 하며, 개화시기까지 충분한 햇빛이 들고 그 후에 그늘이 지는 곳이어야 한다 (NIC, 2014).

멸종위기에 처한 광릉요강꽃은 자생지 내에 개체수가 극히 적고 자생지의 환경이 극도로 악화되고 있을 뿐만 아니라 무분별한 남획과 불법채취 등에 노출되어있다. 따라서 광릉요강꽃 보존을 도모하기 위해서는 이에 대한 합리적인 모니터링 및 조사가 필요하다.

특히 광릉요강꽃은 자생지에서 개체수가 많지 않아 향후 전체 개체군에 대한 demographic 모니터링이 지속적으로 이루어져야 할 것이다. 이를 통해 개체군의 증감에 대한 객관적인 자료와 서식지의 환경변화에 대한 이해를 바탕으로 개체군 생존 시뮬레이션 통해 향후 멸절에 대한 정확한 예측이 필요할 것이다.

광릉요강꽃의 현지내 보전은 대부분은 보호시설을 설치하는 방법을 우선적으로 선택하고 있다. 이러한 보호시설은 일차적으로 인간의 직접적인 훼손을 차단 할 수 있는 장점을 가지고 있어 희귀식물의 현지내 보전에 있어 단기적인 효과가 있을 수 있다. 하지만 시설 설치 및 관리에 있어 많은 비용과 시간이 소요된다는 단점도 가지고 있다 (Seogwipo-si, 2014). 따라서 좀 더 효율적인 방법으로 국민들에게 사라져 가는 희귀식물에 대한 경각심을 유도하고, 희귀식물에 중요성 대한 인식 제고가 이루어져야 한다. 또한 식물의 정보를 공개해 보전의 바람직한 방법에 대해 논의를 심화시키고 합의를 거쳐 보전대책을 마련해갈 필요가 있다 (Takayuki, 2014).

광릉요강꽃은 자연 상태에서 종자의 결실율이 낮으며 또한 굴파리 섭식의 피해로 충실율이 높지 않아 높은 활력을 가지는 종자 확보가 매우 어렵다. 따라서 결실 종자를 이용한 증식 기술이 아직까지 개발되지 않아 현지의 보전 및 복원 (재도입) 연구도 매우 제한적이다. 따라서 광릉요강꽃의 현지의 보전을 위해서는 무엇보다 종자 특성 파악과 이를 이용한 발아 및 증식 연구가 필수적이라 할 수 있다.

참고문헌

- Austin, M.P. 1976. On non-linear species response models in ordination. *Vegetation* 33: 33-41.
- Australian Nature Conservation Agency. 1994. Action plants and recovery plant funding proposal. Guideline for endangered and vulnerable species and ecological communities.
- Bae K.H. and Y.Y. Choi, 2009. Effect of in vitro seed germination from cytokinin of *Cypripedium japonicum*. *Proceedings of The Plant Resources Society of Korea* pp. 73 (in Korean).
- Bames B.V. 1993. The landscape ecosystem approach and conservation of endangered species *Update* 10:13-19.
- Choi K.S., W.I. Choi, C.S. Kim, I.K. Park, Y.J. Chung, S.j. Jang, S.J. Shim and S.C. Shin, 2006. Life history of *Ivela auripes* (Lepidoptera: Lymantriidae). *Korean Journal of Applied Entomology* 45(3):371-373 (in Korean).
- Falk D.A. and P.Olwell, 1992. Scientific and policy consideration on reintroduction of endangered species. *Rhodora* 94:287-315
- Hill M.O. 1979. TWINSpan - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an order two-way table by classification of the individuals and attributes. Ithaca, N.Y. Cornell Univ. Press, 50pp.
- Hill M.O. and H.G. Jr. Gauch, 1980. Detrended correspondence analysis and improved ordination technique. *Vegetatio* 42:47-58.
- Goodall, D.W. 1954. Vegetational classification and vegetational continua. In *Festschrift fur Erwin Aichinger*. Springer, Vienna 1: 168-182.
- Katagiri, S. and T. Tsutsumi, 1978. The relationship between site condition and circulation of nutrients in forest ecosystem(v). The difference in nutrients circulation between stands located on upper

- of slope and lower part of slope, Journal of Japan Forestry Society, 60:195–202.
- KFRRI (Korea Forest Research Institute), 1996. Rare and endangered plant–conservation guideline and target plant species(in Korean).
- KFR (Korea Forest Research Institute), 2013. Composition and management of mountains cultivation, Forest science news 13(4) p.20 (in Korean).
- KNA (Korea National Arboretum), 2008. Rare plants data book in Korea, Korea National Arboretum, Pocheon(in Korean).
- Lee J.S. and B.H. Choi, 2006. Distributions and Red Data of Wild Orchids in the Korean Peninsula, Journal of Korean plant taxonomy, 36(4):335–360(in Korean).
- Lee T.B, 1985. Illustrated Flora of Korea, Hyangmoonsa Seoul(in Korean).
- Nagamatsu D, 2011. The present condition of *Cypripedium japonicum* Thunb. (Orchidaceae) population in Tottori Prefecture, Japan, Natural history research of San'in 6:9–15(in Japanese).
- NIC (Nature Information Center), 2014. *Cypripedium marcanthum* var. *rebunense* Samrim Research Institute 15p (in Japanese).
- Oh, K.K and Y.K. Jee, 2000. Plant community structure by aspect and altitude at eastern district in chirisan national park, Journal of the Korea Society of Environmental Restoration Technology, 14(1):67–79 (in Korean).
- Park K.W. and S.S. Kim, 1995. Studies on the wild *Cypripedium japonicum* in Korea(I); Especially on the growth environment in Natural forest, Journal of Korean Forestry Society 51:64–73 (in Korean).
- Park, S.H, 1995. Colored Illustrations of Naturalized Plant of Korea, Ilchokak, Seoul (in Korean).
- Park, S.H, 2001. Colored Illustrations of Naturalized Plants of Korea, Ilchokak, Seoul (in Korean).
- Rankou, H, 2014. *Cypripedium japonicum*. In: IUCN 2014, IUCN Red

- List of Threatened Species. Version 2014.
- Seogwipo-si. 2014. The Conservation of *Cymbidium kanran* Makino in Jeju-do. Seogwipo-si. pp. 139. (in Korean).
- Seo K.E., H.C. Cha, Y.S. Kim, S.H. Lee and J.J. Jang. 2011. A Study on Vascular Plants of *Cyripedium japonicum* Community in Deogyusan National Park, Journal of National Park Research, 2(4):209-217 (in Korean).
- Sim M.Y., J.Y. Youm, J.M. Chung, B.C. Lee, C.D. KOO and A.H. Eom. 2010. Characteristic of orchid mycorrhizal fungi from roots of *Cyripedium japonicum* and *C. macranthum*. The Korean Journal of Mycology 38(1)1-4(in Korean).
- Shin. J.K., B.Y. Koo, H.G. Kim, S.W. Son, H. J. Cho, K.H. Bae, H.H. Ryang, J. G. Park, J.S. Lee and Y.C. Cho. 2014. Vegetation and environment of the natural monument (No. 432) Jeju Sanghyo-dong *Cymbidium kanran* habitat. Journal of Korean Forestry Society 103(3):321-338(in Korean).
- Takayuki B., K. Itoko, Y. itse, S. Hanako, Y. Gorda, Y Shoji, H. Takahashi S. naohhito and S. Murayama. 2014. Attention points for habitat restoration of endangered species. Samrim Research Institute 28p (in Japanese).
- Ter Braak, C. J. F. and P. Šmilauer. 1998. CANOCO - Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Microcomputer Power, Ithaca, USA p.352.
- Webster, G.L. 1961. The altitudinal limits of vascular plant. Ecology 42(3):587-590
- Wilson, E.O.C. 1992. The diversity of life. Harvard Univ. Press.

