



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

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

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



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

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

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

강 혜 순 교수지도

석사학위 청구논문

제주도 평대리 비자나무의
성체제를 고려한 보전방안

2012

성신여자대학교 대학원

생물학과

신 수 경

제주도 평대리 비자나무의
성체제를 고려한 보전방안

강 혜 순 교수지도

이 논문을 석사학위논문으로 제출함

2011 년 11 월


성신여자대학교 대학원

생물학과

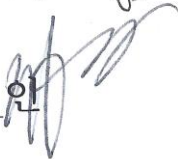
신 수 경

인준서

신수경의 석사학위 논문으로 인준함.

심사위원 홍응표 

심사위원 강희승 

심사위원 장은미 

성신여자대학교 대학원

논문개요

현화식물의 약 6%에 불과한 자웅이주 식물은 자웅동체 식물에 비해 종 수가 적으며 도서 서식지, 작은 꽃과 살이 있는 열매, 목본 생육형과 같은 생태적 특성들과 같은 특징을 갖고 있다. 이러한 생태적, 계통적 특성들로 인해 자웅이주 식물은 절멸에 취약할 수 있다. 특히 자웅이주 식물의 성비는 암·수식물의 번식적 성공과 나아가 개체군과 종의 존속에 중요한 요소이다. 또한 암식물은 수식물에 비해 번식비용이 크기 때문에 수식물과 공간적으로 분리되는 경우가 많다. 따라서 자웅이주 식물을 보전하기 위해서는 암·수의 성비에 관련된 생태특성과 공간분포의 성 간 차이에 대한 연구가 필수적이다.

비자나무(*Torreya nucifera*)는 한국과 일본의 일부 지역에만 분포하는 빙하기 유존종으로 자웅이주의 나자식물이다. 천연기념물(제 374 호)로 지정된 제주도 평대리 비자나무숲은 세계적으로 최대 크기(2,861 본), 최대 수령(평균수령 316 년)의 순림으로 보전가치가 매우 높다. 1990 년대 들어 수세 약화와 치수 부재와 같은 개체군 쇠퇴현상이 인지되어 지난 10 년간(1999 - 2009) 덩굴과 경쟁목 제거, 외과수술, 치수식재 등의 적극적 관리가 이루어져 왔다. 그러나 개체군 존속에 결정적인 비자나무의 번식생태와 이러한 관리의 효율성에 대한 평가는 아직 이루어진 바 없다. 본 연구에서는 1) 평대리 비자나무의 성비현황, 2) 크기와 수세 등 생태특성의 성별, 서식지별 차이, 3) 10 년의 무육관리 후 비자나무의 생육변화, 4) 암·수나무의 공간적 분포양상을 조사하였다. 비자나무의 성비와 수세, 덩굴피압, 경쟁목 등의 생태특성에 대한 자료는 선행연구에서 획득하였다. 10 개의 관리구역은 다시 3 개 지역으로 재구성하여 서식지 간 성비 및 생태특성 차이를 확인하였다. 또한 10 년간의 수세변화를 추적하여

수세변화의 세 무리(향상, 유지, 악화)와 성, 서식지, 무육관리 요인과의 상관관계를 확인하였다. 인근 돛오름으로부터의 거리에 따라 설치된 네 방형구 내 모든 개체들의 위치를 지도화한 후 O-ring 통계량을 이용한 공간분석을 수행하였다.

비자나무숲 내 관리구역은 고도와 면적이 다양하였고 구역 내 비자나무 크기 및 본수에 차이가 있었다. 개체군 성비는 수나무로 유의하게 편향되었으나(수나무 1,498 본, 암나무 1,363 본), DBH 등급과 서식지별로도 성비가 상이했다. 수나무가 암나무에 비해 크기(DBH 와 수고)가 컸고, 서식지별로는 돛오름으로부터 최근거리인 지역 I 에서 가장 크게 나타났다. 지난 10 년 평균 성장률의 암수나무간 차이는 유의하지 않았다. 1999 년 암나무는 수나무에 비해, 서식지별로는 지역 I 에서 수세가 가장 약했다. 수세와 덩굴피압도 간의 부적인 상관관계는 덩굴피압도가 비자나무의 생존에 결정적인 요인임을 시사한다. 수세변화는 무육관리에 따라서 매우 유의한 차이를 보였다: 무육관리구에서는 비자나무의 47.0%가 수세향상을 보인 반면 비관리구에 서식하는 비자나무의 61.5%는 수세가 악화되었다. 무육관리된 개체만 고려할 때, 수세의 성 간 차이는 사라졌으나 서식지 간 차이는 여전히 유의했다. O-ring 통계량을 이용한 공간분석 결과, 방형구내에서 암·수는 임의분포하여 공간적 분리현상을 확인할 수 없었다.

이러한 결과는 높은 번식비용으로 인해 암나무의 성장률이 낮고 사망률이 높다는 선행 연구들과 일치한다. 또한 돛오름과의 거리에 따른 서식지간 성비와 DBH 구배는 비자나무숲이 돛오름으로부터 전래되었을 가능성을 제시해준다. 10년간의 수세변화에 성과 서식지가 상관되었다는 결과는 성과 서식지에 따라 차별적인 관리 방안이 적용되어야 함을 보여준다. 암·수나무의 공간적 분리는 관찰되지 않았으나 이는 방형구 내 충분한 개체가

확보되지 못한 결과일 가능성이 있다. 인간활동으로 인한 교란, 서식지 축소, 치수부족, 기후변화와 같은 위협에 처한 비자나무숲을 보전하기 위해서는 덩굴식물과 경쟁목 제거와 같은 일시적 관리 외에도 비자나무의 이동 양상, 개체의 도입, 재도입 같은 장기적 전략이 필요하다.

목 차

논 문 개 요

표목록(List of Tables)

그림목록(List of Figures)

I. 서론	1
II. 재료 및 방법	6
III. 결과	12
1. 비자나무 본수와 크기	
2. 비자나무 성비	
3. 비자나무 크기, 서식지, 성간의 관계	
4. 수세와 관련된 생태특성	
5. 비자나무 공간분포	
IV. 고찰	42

참고문헌

영문초록(ABSTRACT)

List of Tables

Table 1.	Mean sizes ($\bar{X} \pm 1$ SD) and number of <i>Torreya nucifera</i> trees in ten managed plots of the <i>Torreya</i> Forest in Jeju Island. Altitude and area are provided for each plot	17
Table 2.	Number of male and female trees and sex ratios at each DBH class of <i>T. nucifera</i>	18
Table 3.	Number and sex ratio of male and female trees at each managed plot in the three regions of <i>T. nucifera</i>	19
Table 4.	Summary of three regions according to distance from Dotoreum	20
Table 5.	Two-way ANOVA of the effects of sex and region on height and DBH of <i>T. nucifera</i>	21
Table 6.	Mean DBH growth rates of male and female trees of <i>T. nucifera</i> during the last ten years (1999 – 2009). Mean comparisons between male and female trees were conducted for three different cases of ten year DBH growth, i.e., ≤ 10 mm (A), ≤ 20 mm (B), and ≤ 30 mm (C)	22
Table 7.	Spearman correlation coefficient coefficients between ecological traits of male (above diagonal; N = 1,498) and female (below diagonal; N = 1,371) trees of <i>T. nucifera</i>	23

Table 8. Two-way contingency table of vitality and sex (A), region (B), and management (C) among <i>T. nucifera</i> trees in 1999 and 2009. Likelihood ratio chi square (G) is reported for each table.	24
Table 9. Two-way contingency table of vitality change and sex (A), region (B), and management (C) among <i>T. nucifera</i> trees. Vitality change between 1999 and 2009 was classified into three categories: upgraded, no change, and degraded	25
Table 10. Ecological trait summary of <i>T. nucifera</i> trees dead between 1999 and 2009	26
Table 11. Nearest-neighbor associations between <i>T. nucifera</i> trees in the four quadrats	27

List of Figures

Figure 1.	Map of the <i>Torreya nucifera</i> forest in Pyeongdae-ri, Jeju Island (adapted from Lee 2009). Numbers indicate the 11 managed plots defined by trails within the forest. All plots except for plot 9 have been subjected to tending care since 1999	28
Figure 2.	Location of four quadrats (50 m x 50 m) in the <i>T. nucifera</i> forest	32
Figure 3.	Cumulative distribution of male and female trees of <i>T. nucifera</i> according to DBH measured in 2009	34
Figure 4.	Mean DBH (a) and height (b) of male and female trees in the <i>T. nucifera</i> forest	36
Figure 5.	Distribution of male (▲) and female (●) trees of <i>T. nucifera</i> in the four quadrats. (a) Quadrat A; (b) Quadrat B; (c) Quadrat C; (d) Quadrat D	38
Figure 6.	Spatial analysis of male and female trees of <i>T. nucifera</i> as measured using the O-ring statistic. Filled circles indicate the mean O(r) for an annulus of radius r with 1 m lags. Dashed lines indicate confidence envelopes about the null hypothesis of random spatial structure. (a) Quadrat A; (b) Quadrat B; (c) Quadrat C; (d) Quadrat D	40

List of Plate

Plate 1. Photos of the forest before (a) and after (b) tending care.

Photos in (a) were taken in 1998 and those in (b) in 2008.

Photo credits: SG. Lee 30

I. 서론

자웅이주식물은 현화식물의 약 6%에 불과하며 자웅동체 식물에 비해 계통적으로도 종 수가 적다(Vamosi and Vamosi 2004). 또한 이들은 특이한 생태적 특성들을 겸비하는 경향이 있다. 자웅이주 식물은 주로 열대지역(Bawa and Opler 1975; Bawa 1980; Givnish 1980)과 섬(Sakai et al. 1995)에 분포하고, 목본형의 생활사(Baker 1959; Freeman et al. 1980; Fox 1985)를 갖는다. 또한 녹색 또는 흰색의 작고 단순한 꽃을 피우며(Bawa and Opler 1975; Bawa 1980), 살이 있는 열매인 육과(Givnish 1980; Muenchow 1987; Renner and Ricklefs 1995)를 맺는 경향이 있다. 수분매개자와의 공생관계도 특징적이다. 열대에서는 작은 곤충에 의해 수분되며(Bawa 1980; Givnish 1980), 온대에서는 바람 등에 의한 비생물 수분(Vamosi et al. 2003)이 이루어진다. 이러한 생태적 특성들이 상호간에 복합적으로 작용하면 자웅이주 식물의 절멸 위험성이 증가된다(Vamosi and Vamosi 2005). 예를 들어 열대에서는 화전 등 인간의 토지이용 증가로 서식지가 감소하고, 서식지 교란으로 조류와 포유류의 밀도가 감소해 육과의 분산이 제한된다. 또한 목본의 경우, 경제적 가치로 인해 대경목이 선택적으로 벌목되고 있다. 특히 자웅동체 식물에 비해 계통적으로도 종 수가 적다면(Vamosi and Vamosi 2004) 자웅이주 식물의 보전이 매우 어려울 수 있다. 실제 IUCN 에 등재되어 있는 피자식물 위기종 중에서 자웅이주식물은 타 번식양상을 갖는 식물보다 더 높은 비율로 나타나(Vamosi and Vamosi 2005) 보전에 대한 관심이 필요하다.

자웅이주식물의 성비는 암·수식물의 번식성공과 나아가 개체군과 종의 존속에 중요한 요소로 작용한다(Renner and Ricklefs 1995). 암·수식물에 대한 비용이 동일하다면 빈도의존적 선택은 1:1 성비를 가져온다(Fisher 1930). Flach(1966)는 발아된 *Myristica fragrans* 유식물의 암·수가 1:1 로 분리되는 것을 보고했지만 많은 자웅이주 종들에서 성비의 편향이 나타났다. 암식물로 편향된 경우(e.g. Rottenberg 1998; Ueno et al. 2007)보다는 수식물로 편향된 경우가 많으며 이런 경향은 목본식물과 다년생 초본에서 더욱 현저하다(Lloyd 1973; Opler and Bawa 1978; Thomas and LaFrankie 1993; Obeso et al. 1998; Nunez et al. 2008; Gao et al. 2009). 연구자들은 대체로 암식물의 높은 번식비용이 성비의 편향에 기여하는 것으로 주장한다. 예를 들어, *Iryanthera hostmannii* 에서 열매의 생물량은 수꽃에 비해 1000 배 더 크다(Queenborough et al. 2007). 그 결과 암식물은 수식물에 비해 낮은 개화빈도와 결실빈도(Thomas and LaFrankie 1993; Nicotra 1998)뿐 아니라 낮은 생장률(Obeso et al. 1998; Nicotra 1998)과 높은 사망률(Lloyd and Webb 1977; Barrett et al 2010)을 보인다. 암·수식물간의 차별적 생장률과 생존률은 개체군 내에서 연령별로 상이한 성비를 가져온다. 예를 들어, *Salix sachalinensis* 개체군 수준에서 암:수 성비는 2:1 이었으나 DBH 3 cm 미만의 유령목에서는 수식물이 많다(Ueno et al. 2007). *Siparuna grandiflora* 의 유령목과 노령목은 수식물이 많지만 장령목은 평형성비를 이룬다(Nicotra 1998). Barrett et al. (2010)은 개체군이 다양한 연령집단들로 구성된 만큼 전체 개체군 뿐 만 아니라 연령에 따른 성비분석의 필요성을 강조한 바 있다.

암·수식물의 번식비용의 차이는 성간 공간적 분리(spatial segregation of the sexes; SSS)현상을 동반하기도 한다(Bawa and Opler

1977). 공간적 분리는 화분분산의 효율을 낮추어 번식적 성공을 저해할 수 있다(Bawa and Opler 1977). 일반적으로 수분가용성과 토양비옥도가 높고(Lawton and Cothran 2000), 빛이 충분한(Thomas and LaFrankie 1993; Nicora 1998) 서식지에는 수식물에 비해 암식물의 비율이 높다. 다시 말해, *Acer negundo*(Freeman et al. 1976), *Populus tremuloides*(Grant and Mitton 1979), *Salix arctica*(Dawson and Bliss 1989)의 암식물은 그늘지고 습한 서식지에 주로 분포한다. 그러나 보다 최근에는 성간 공간적 분리를 확인하지 못했다는 결과(Nicotra 1998; Osunkoya 1999; Ueno et al 2007; Schmidt 2008; Gao et al. 2009; Forero-Montana et al. 2010)들이 보고되고 있어서 암·수식물의 서식지 분리와 그 생태적 결과에 대한 많은 연구가 필요하다.

본 연구에서는 한국과 일본의 일부 지역에만 분포하는 빙하기 유존종(Kim 1985)이며 자웅이주식물인 비자나무(*Torreya nucifera*)의 성비와 공간분포를 보전의 관점에서 조사하였다. 우리나라 제주도 평대리의 비자나무숲은 천연기념물 제 374 호이자 본수 2861 개체, 최고수령 882 년, 최대면적 44.8 ha(이상길 2009)에 이르는 세계적인 숲이다. 지금까지 식생(e.g. 한국수목보호연구회 1999; 이상길 2005, 2009; 신현철 등 2010), 집단유전(김영두와 권영철 1989; 강혜순 1993; 이석우 등 1999; Hong et al. 2000) 측면의 연구가 다소 수행된바 있다. 평대리 비자나무숲은 1990 년대 들어 수세 약화와 치수 부재 - 가장 최근 조사에서도 비자나무가 상층부에만 우점하고 중·하층부에는 전혀 또는 매우 낮은 피도(신현철 등 2010) - 와 같은 개체군 쇠퇴현상이 나타났다. 장기적인 종 보전을 위해서는 개체군의 인구통계학적, 유전학적 측면의 연구뿐 만 아니라 그 종의 생태적인 양상과 진화를 이해할 필요가 있다(Russell and Susan 1994). 특히 Vessella et al.

(출판중)은 자웅이주식물의 보전계획 수립 시, 성간 생태특성의 차이를 이해하는 것을 가장 중요한 요소라고 강조하였다. 그러므로 천연기념물로 지정된 평대리 비자나무숲의 효율적인 보전방안 수립을 위해서는 비자나무가 오랜 진화 역사를 지닌 나자식물군에 속하며 자웅이주라는 독특한 성체제를 갖는다는 사실을 고려해야 한다. 그러나 아직까지 비자나무의 성비와 공간분포 등 생태특성에 대한 연구는 전무하다. 1999년에 식물의 크기(DBH, 수고), 덩굴피압도, 고사지와 경쟁목의 수 등의 조사가 이루어졌다(한국수목보호연구회 1999). 이 결과에 근거하여 경쟁 수종 제거, 외과수술과 치수식재 등의 관리가 수행되고 있으나(이상길 2009) 이런 적극적 관리가 비자나무숲의 지속성을 부양하고 있는지에 대한 평가가 이루어진 바 없다.

한국수목보호연구회(1999)와 이상길(2009)은 평대리 비자나무숲의 비자나무 조사결과, 1:1 평형성비를 보고했다. 가중피로 싸인 종자 생산은 번식비용이 높을 뿐만 아니라(Queenborough et al. 2007) 대부분 수령 200년 - 400년, 최고수령이 800여년에 달하기 때문에 수령에 따른 비자나무 성비의 전환이 기대된다. 평대리 비자나무숲은 화산분출 용암이 암피로 쪼개져 요철지형을 이룬 곳자왈 지대에 속한다(송시태 등 2007). 곳자왈은 토양층이 얇아 척박하지만 그 요철로 인해 수분 보유력과 미기후 다양성이 높은 지역이다. 그렇다면 암·수나무 각기 다른 서식지에 분포할 가능성이 있다. 비자나무숲이 종다양도가 극히 높은 곳자왈 지대(송시태 등 2007)라는 점을 고려할 때, 비자나무숲의 생태특성 분석은 곳자왈 지대의 종다양성 증가에도 중요한 정보를 제공할 수 있다. 따라서 본 연구에서는 다음의 의문을 조사하고자 한다: 1) 비자나무 암·수나무의 성비가 1:1 평형을 이루는가? 2) 비자나무의 성별, 서식지별 식물의 크기와 수세 등 생태특성의

차이가 존재하는가? 3) 10 년간의 무육관리가 비자나무 생육에 영향을 주었는가? 4) 암·수나무가 공간적으로 분리되어 있는가?

II. 재료 및 방법

1. 연구 재료

비자나무(*Torreya nucifera* S. et Z.)는 주목과(Taxaceae)에 속하는 상록침엽교목으로 전 세계적으로 우리나라와 일본에만 제한적으로 분포한다. 근연종으로는 북미에 *T. californica* 와 *T. taxifolia* 2 종, 중국에 *T. fargesii*, *T. grandis*, *T. jackii*, *T. yunnanensis* 4 종이 지구 동서축을 따라 제한적으로 분포한다(Kim 1985). 국내에는 북위 35° 10' 이남에 분포하며 남부와 제주도에 서식하는 단목 및 집단림 8 곳이 국가 천연기념물로 지정·관리되고 있다(전남 강진 삼인리 비자나무 제 39 호; 전남 진도 상만리 비자나무 제 111 호; 전남 장성 백양사 비자나무숲 제 153 호; 전남 고흥 금탑사 비자나무숲 제 239 호; 전남 해남 녹우단 비자나무숲 제 241 호; 경남 사천 성내리 비자나무 제 287 호; 제주 평대리 비자나무숲 제 374 호; 화순 개천사 비자나무숲 제 483 호). 과거 문헌 세종지리지(1454 년)와 동국여지승람(1481 년)에 따르면 비자나무가 경북 고령의 내륙지방까지 분포하는 것으로 기록되어 있어 수백 년 전에는 현재보다 광역으로 더 많은 개체가 생육하였을 것이라 추정된다(이상식 1989).

비자나무는 수고 25 m, 흉고직경 2 m 에 달하며 가지가 사방으로 퍼지고 수피는 회갈색이다. 침형의 잎은 선형예침두로서 뒤쪽 주맥의 양측에 황백색의 기공조선이 있어 개비자나무와 구별된다. 자웅이주로 구화수가 서로 다른 개체에 달리며, 바람에 의해 수분되고 개화기는 4 월이다. 웅성구화수는 10 개 내외의 갈색 포(苞, bract)가 있고 난상원형이며 길이 10 mm 로서, 한

줄기에 10 여개의 구화수가 달린다. 자성구화수는 한 군데에 2 - 3 개씩 달리고 녹색 포로 싸인 불규칙한 난형으로서 길이 6 mm 정도이다. 가종피에 싸인 종자는 가을에 열리는데 두 해를 거쳐 완전히 성숙된다(이창복 2003). 예로부터 목재는 재질이 치밀하고 독특한 향과 광택이 있어 선박재, 가구재 등으로 이용되었고, 종자는 구충제와 약재로 이용되었으며 기름을 짜내기도 하였다.

2. 조사지 개황

본 연구는 제주특별자치도 제주시 구좌읍 평대리에 위치한 천연기념물 제 374 호 비자나무숲(북위 33° 29 ' 동경 126° 48')에서 수행되었다. 비자나무숲은 한라산에서 동쪽으로 뻗어 내려간 능선 끝자락의 다랑쉬오름(해발고도 382.4 m)과 돛오름(해발고도 284.2 m)사이에 위치하며, 남북방향(길이 1.4 km, 폭 0.6 km)으로 길게 형성된 평균해발고도 143 m 의 평지림이다. 비자나무숲 인근(제주도 구좌읍 세화리) 기상대에서 측정된 최근 10 년(2001 - 2010)간의 기후자료에 따르면 구좌읍의 연평균 기온은 15.9℃ 연평균 강수량은 1474.9 mm 연평균 풍속은 4.0 m/s 이다. 제주도 꽃자왈 지대는 그 성인이나 용암류의 특성 등에 따라 네 지대로 구분되며(송시태 2000), 평대리 비자나무숲은 구좌-성산꽃자왈지대의 하부지역에 속한다. 토양은 현무암을 모암으로 하는 화산회산림토양군으로 토심이 전반적으로 얇고 석력함량이 높아 비자나무가 생육에 이용할 수 있는 토양은 적은 편이다(이상길 2009). 척박한 환경에도 불구하고 수분 보유력과 미기후의 다양성이 높은 꽃자왈은 많은 식물의 피난처로 작용한다. 제주도 면적의 6%에 불과한 꽃자왈 지역에 제주도 식물의 32%에 해당하는 612

분류군이 서식한다는 사실(김대신 등 2008)은 꽃자왈이 생물다양성의 보고임을 말해준다. 평대리 비자나무숲에도 DBH 6 cm 이상의 비자나무 2861 본과 희귀한 착생란 및 관속식물 83 과 187 속 230 종 23 변종 4 품종인 257 종, 곤충 8 목 62 과 208 종 등 다양한 동식물이 서식한다(이상길 2009).

경제적 가치로 인해, 평대리 비자나무는 다른 식물과 달리 분수에 대한 오랜 기록을 가지고 있다. 1938 년 조선총독부에서 발간한 *조선의 임수*(朝鮮の林數)는 2,795 본으로, 1941 년 경성 제주도 조림사업소에서는 188 본이 감소한 2,607 본으로 보고하였다. 또한 1980 년 北濟州郡(북제주군)은 DBH 8cm 이상의 수나무 1,200 본, 암나무 1,377 본으로 총 2,577 본의 비자나무를 보고하였다. 1999 년 숲가꾸기사업의 대상으로 지정된 후, DBH 6 cm 이상의 비자나무에 관리번호가 부착되었으며, 숲의 산책로를 따라 11 개의 구역으로 나뉘어 3 년 주기로 관리되고 있다(Fig. 1). 관리구역 9 는 대조구로 설정해 무관리 상태이며, 그 외 관리구역들에 대해서는 현재까지도 무육관리가 이루어지고 있다. 1999 년부터 시작된 10 년간의 관리로 비자나무숲의 활엽수종과 덩굴식물 등이 제거되었고, 쇠약한 비자나무에 대해 외과수술이 이루어졌다(Plate 1).

3. 연구방법 및 분석

3.1. 비자나무의 개체현황자료 분석

DBH 6 cm 이상인 모든 비자나무의 성, 크기(수고, DBH), 수세, 덩굴피압도, 동공면적, 수피이탈면적, 고사지 수, 경쟁목 수, 가해지 수에 대한

1999 년도 자료(한국수목보호연구회 1999)와 1999 년 관리번호가 부착된 개체들의 크기(DBH, 수고)와 수세에 대한 2009 년도 자료(이상길 2009)를 획득하여 DB 를 구축하였다. 1999 년부터 2009 년까지 10 년간 17 본이 고사하였고 그 결과 1999 년 2878 본(암·수나무 각기 1371 본과 1507 본), 2009 년 2861 본(암·수나무 각기 1363 본과 1498 본)이 자료에 포함되었다. 비자나무 크기와 수세는 1999 년과 2009 년 모두, 덩굴피압도, 동공면적, 수피이탈면적, 고사지 수, 경쟁목 수, 가해지 수는 1999 년도 자료만 사용하였다. 두 연구에서 수세는 엽량과 엽색, 수간피해 상황 등 전반적 양상에 따라 강, 중, 약, 쇠약으로 등급화되었다. 덩굴피압도는 덩굴식물이 비자나무의 수관부위를 덮고 있는 정도에 따라 네 등급(심 = < 60%; 중 = 40 - 60%; 약 = < 40%; 전무 = 0%)으로 구분되었다. 동공면적은 수간 동공부위의 면적(m²), 수피이탈면적은 수피상처의 면적(m²)이며, 경쟁목과 가해지 수는 주변 경합수목의 본수와 가지의 수를 나타낸다.

비자나무숲은 11 개의 구역으로 나뉘어 관리되고 있으나 한 구역(구역 11)에는 해송과 활엽수 외 비자나무가 없기 때문에 본 연구에서는 구역 1 - 10(면적 42.3 ha)만을 고려하였다(Table 1). 기존 10 개 구역은 단지 기존 탐방로에 근거하여 구분되었다. 본 연구에서는 돛오름과 근거리인 지역 I(구역 3, 4, 5: 평균고도 149.0 m), 원거리인 지역 III(구역 1, 8, 9, 10: 평균고도 141.7 m), 지역 I 과 III 사이의 지역 II(구역 2, 6, 7: 평균고도 129.5 m)로 서식지를 재설정하였다. 서식지 효과는 따라서 10 개 관리구역, 3 개 지역 두 수준에서 분석하였다.

비자나무 성비는 1999 년과 2009 년도 비자나무 총 본수에 대한 수나무 총 본수로 구하였다. Chi-square test 를 이용하여 서식지별(10 개 구역과 3 개 지역) 성비의 1:1 평형을 검증하였다. 각 지역 내 구역들이

크기와 기타 생태특성에 있어 유사했기 때문에 추후 분석에서는 3 개 지역을 서식지 변수로 사용하였다. 식물 크기(DBH와 수고)가 성간, 서식지간 차이가 있는지를 확인하기 위해 DBH(수고)를 종속변수로, 성과 서식지를 독립변수로 설정한 이원분산분석을 수행하였다. 10 년간 DBH 성장률($DBH_{2009} - DBH_{1999}$)에 근거하여 연간 DBH 성장률의 성간 차이를 확인하였다. 이 때 1999 년 당시 비자나무 수피에 여러 덩굴식물이 착생되어 있었던 점을 감안하여 DBH 측정오차가 크다고 판단되는 개체는 분석에서 제외하였다. 즉 DBH 연평균 성장률이 1.0 mm 이므로(이상길 2009) 10 년간 성장률이 ≤ 10 mm 인 개체들과 ≤ 20 mm, ≤ 30 mm 인 개체들만 추출하여 분석하였다.

덩굴피압도, 동공면적, 수피이탈면적, 고사지 수, 경쟁목 수, 가해지 수가 수세와 관련되는 정도는 Spearman rank correlation 으로 파악하였다. 수세에 관한 분석에 있어서는 관리유무에 따라 무관리 상태인 구역 9(비관리구)와 관리가 이루어지고 있는 나머지 구역들(무육관리구)을 구분하였다.

수세(1999 년과 2009 년)와 성별, 서식지별, 무육관리여부에 따른 관계는 각기 G-test 로 분석하였다. 비관리구인 구역 9 는 성별, 서식지별 분석에서 제외하였다. 10 년간 수세 변화를 추적하여 수세 변화의 세 무리(수세향상, 수세유지, 수세악화)를 구분하였다. 수세 변화와 성, 서식지, 관리유무의 상관은 G-test 로 확인하였다. 모든 통계분석에는 SAS(Version 9.2)를 이용하였다.

3.2. 암·수식물의 공간분포양상

서식지의 이질성을 반영하기 위해 지역 I 과 지역 III 에 $50\text{ m} \times 50\text{ m}$ 의 방형구를 각기 2 개씩, 총 4 개 설치하였다(Fig. 2). 방형구 내에 분포하는 총 105 개체의 GPS 좌표값(Garmin GPSmap 60CSx)을 ArcGIS Ver. 9.3. (ESRI 2008)으로 지도화하였다.

방형구 내 각 개체들에 대한 본수 및 성비를 확인 후, 가장 근거리에 있는 개체의 성별이 무엇인지 G-test 로 분석하였다. 암식물과 수식물의 공간분포양상을 비교하기 위해서는 Wiegand 와 Moloney(2004)가 제시한 O-ring 통계량을 이용하였다. O-ring 통계량은 점 양상 분석기법에 사용되는 함수로 집단의 공간적 상호연관성을 파악하는데 유용하다. $O(r)$ 값은 각 개체의 점 데이터를 기준으로 반지름 r 값의 무수한 원을 그린 후, 원 내의 평균 개체수와 r 의 관계에 의해 산출한다. 각 거리 r 당 $O(r)$ 의 유의성 검증을 위해 귀무가설로 완전한 공간적 무작위(CRS, complete spatial randomness)를 설정하였다. Monte Carlo 시뮬레이션에 의해 1000 번의 랜덤화(randomization)를 거치면 95% 신뢰구간(CI)이 결정된다. 만약 $O(r) > \text{CRS}$ 이면 개체들이 군생하고 $O(r)$ 이 95% CI 안에 있으면 임의분포, $O(r) < \text{CRS}$ 이면 개체들이 균일하게 분포하는 것으로 판단하였다. 이들 분석에는 PROGRAMITA program(Wiegand 2010)을 이용하였다.

III. 결 과

1. 비자나무 본수와 크기

1999 년 DBH 6 cm 이상인 비자나무를 표지, 측정한 이래 10 년간 17 본이 감소하여 2009 년에는 총 2861 본의 비자나무(평균 수고 10.4 m \pm 2.20m, 평균 DBH 52.4 cm \pm 20.11 cm)가 서식했다(Table 1). 관리구역의 고도는 128 m(관리구역 9)에서 154 m(관리구역 4), 면적은 1.3 ha(관리구역 8 과 9)에서 7.1 ha(관리구역 5)까지 관리구역간 다양했다. 각 관리구역 내 비자나무의 평균 크기와 본수도 다양했다. 예를 들어, 2009 년도 평균 DBH 는 39.4 cm(관리구역 10)에서 61.7 cm(관리구역 5)에 이르렀다(Table 1).

2. 비자나무 성비

개체군 수준에서 수나무가 135 본이 더 많았고 이러한 성비(0.52)는 통계적으로 유의하였다(Table 2). DBH 를 11 개의 등급으로 나누었을 때 유의도는 8 개 등급에서 나타났으나 DBH 등급에 따라 성비는 다른 방향으로 편향되는 경향이 있었다. 보다 소경목에 해당하는 DBH 30 cm 이하에서는 수나무, 중경목에 해당하는 DBH 30 cm - 60 cm 에서는 암나무, 60 cm 이상인 대경목 무리에서는 다시 수나무가 많았다(Table 2; Fig. 3). 특히 DBH 100 cm 이상에서는 수나무가 암나무에 비해 5.6 배 많았다. 반면 10 개의 관리구역 중에서는 3 개 구역에서만 유의한 성비편향이

관찰되었다(Table 3). 이 중 관리구역 3 과 5 는 수나무로 편향되었으나 관리구역 8 에서는 암나무가 수나무에 2.8 배가 많았다. 지역별로 보았을 때 돛오름 근거리인 지역 I 은 수나무로, 원거리인 지역 III 은 암나무로 편향되었고, 중간인 지역 II 는 1:1 성비를 보였다(Table 4).

3. 비자나무 크기, 서식지, 성간의 관계

DBH 에 대한 이원분산분석의 결과 성 \times 지역의 이차상호작용효과가 유의하게 나타났다(Table 5). 지역 I 과 지역 II 에서는 수나무가 암나무에 비해 평균 DBH 가 더 컸으나 지역 III 에서는 반대의 양상을 보였다(Fig 4a). DBH 와 성간의 일원분석결과 평균 DBH 는 암나무 51.18 cm, 수나무 53.57 cm 로 성간 유의한 차이가 나타났다($F = 10.15, P = 0.0015$). 또한 서식지간에도 DBH 차이는 유의했다($F = 144.67, P < 0.0001$). 10 년간 DBH 성장률을 종속변인으로, 성을 독립변인으로 설정한 일원분산분석은 10 년 DBH 성장률 ≤ 10 mm 와 ≤ 20 mm, ≤ 30 mm 의 세 수준에서 모두 유의하지 않았다(Table 6).

수고에 대한 이원분산분석의 결과 성 \times 지역(이후 서식지로 사용)의 이차상호작용효과가 유의하게 나타났다(Table 5). 지역 I 에서는 수나무가 암나무에 비해 수고가 높았지만 지역 III 에서는 암나무 수고가 더 높았다. 지역 II 에 분포하는 암·수의 수고는 유사했다(Fig. 4b). 성별에 따른 수고의 차이를 알아보기 위해 일원분산분석을 수행한 결과, 유의한 차이는 나타나지 않았고($F = 3.46, P = 0.0629$), 지역간 수고의 차이는 유의도가 나타났다($F = 159.37, P < 0.0001$).

4. 수세와 관련된 생태특성

조사된 생태특성 중 암·수나무 모두에서 수세와 유의한 상관을 갖는 특성은 덩굴피압도였다(Table 7). 또한 고사지수와 수피이탈면적이 암·수 모두 유의했으며, 그 외 특성들은 성간 상관정도에 차이가 있었다.

1999년에는 수세와 성, 수세와 서식지간 상관성이 유의하게 나타났다(Table 8). 즉 수세 강인 수나무는 39.3%, 암나무는 33.3%로 수세 강인 수나무가 암나무에 비해 1.2 배 많았다. 서식지별로는 지역 I 에서 수세 약과 쇠약이 27.6%인데 비해 지역 II 와 III 에서는 낮은 비율을 보였다(18.2%와 18.5%). 역으로 말하자면, 지역 III 은 지역 I 에 비해 수세 강의 비자나무가 1.6 배나 더 많았다. 1999년 관리가 시작되기 이전 무육관리구와 비관리구에서는 36.4%와 41.0%의 비자나무가 각기 수세 강을 보여 수세에 있어서 유의한 차이가 없었다. 2009년에는 성에 따른 수세의 차이가 없었다(Table 8). 즉, 수세 강(암나무 67.9%; 수나무 71.3%) 또는 수세 중(암나무 23.5%; 수나무 20.5%)인 비자나무가 암·수 모두에서 90% 이상을 차지했다. 수세와 서식지간의 상관은 2009년에도 유의하게 나타났으나 각 지역에서 비자나무의 수세 양상은 1999년과 반대였다. 예를 들어, 수세 강 비자나무는 지역 I 에서 지역 III 보다 더 많았고(73.2% vs 67.1%) 수세 쇠약 비자나무는 후자가 전자보다 2.5 배 더 많았다(0.9% vs 2.3%). 수세와 무육관리는 매우 강한 상관을 보였다: 무육관리 나무의 약 70%가 수세 강인 반면 비관리 나무에서 수세 강인 경우는 5%에 불과하였다.

10년간 수세의 변화를 추적하였을 때, 수세향상, 수세유지, 수세악화를 보인 비자나무의 비율은 각기 46.4%, 43.6%, 10.0%로 나타났다. 무육관리구의 비자나무만을 포함하였을 때 수세는 성과 서식지간에 유의한

차이를 나타냈다(Table 9). 성별로는 수세향상된 암나무가 49.4%로 수나무 44.9%보다 높게 나타났다. 서식지별로는 수세향상된 비자나무는 지역 I 이 지역 II 와 III 에 비해 각기 1.3 배, 1.4 배 더 많았다(57.5% vs 43.5% vs 40.1%). 또한 수세 변화는 무육관리에 따라서도 매우 유의한 차이를 보였다. 지속적으로 관리가 이루어진 무육관리구에서는 비자나무 47.0%가 수세향상을 보였으며, 9.3%만이 수세가 악화되었다. 이에 반해 비관리구에 서식하는 비자나무는 단 1 본만이 수세향상을 보였으며, 61.5%는 수세가 악화되었다.

지난 10 년 간 6 개 관리구역에서 수나무 9 본, 암나무 8 본의 총 17 본이 고사하였다(Table 10). 1999 년 수세 강(8 개체), 덩굴피압도 < 40% (10 개체)인 고사목이 비교적 많았으나 고사목의 본수가 작아 성별, 덩굴피압도 등 생태특성과의 상관관계를 찾을 수 없었다.

5. 비자나무 공간분포

Fig. 5 는 지역 I 과 지역 III 에 설치한 네 방형구 내 비자나무 위치를 보여준다. 방형구 A, B, C, D 에 각기 23, 19, 23, 40 본의 비자나무가 존재하여 방형구 D 에서 가장 밀도가 높았다(Fig. 8). 또한 지역 I 의 방형구 A 와 B 에는 수나무가, 지역 II 의 방형구 C 와 D 에는 암나무가 주로 분포하였다. 각 개체에 대해 최근접인 개체의 성을 분석한 결과, 방형구 B 와 D 에서 유의도가 나타났다(Table 11). 방형구 B 에서는 암나무 최근접 식물이 대체로 수나무인 경향이 있었으나, 방형구 D 에서는 암나무끼리 근접하는 경향이 나타났다. O-ring 통계량을 이용한 공간분석 결과,

비자나무는 모든 방형구에서 임의분포하였다(Fig. 9). 방형구 D 의 $r = 7$ m 구간에서 암나무가 균생하는 경향이 약하게 나타났으나 지속되지는 않았다.

Table 1. Mean sizes ($\bar{X} \pm 1$ SD) and number of *Torreya nucifera* trees in ten managed plots of the *Torreya* Forest in Jeju Island. Altitude and area are provided for each plot

Managed plot ID	Altitude (m)	Area (ha)	Mean DBH (cm)		Mean Height (m)		No. of individuals	
			1999	2009	1999	2009	1999	2009
1	130	4.0	41.6 \pm 23.00	46.2 \pm 21.72	8.1 \pm 2.66	9.6 \pm 2.27	111	111
2	140	6.8	52.9 \pm 17.83	54.2 \pm 16.45	10.3 \pm 2.28	10.8 \pm 1.82	601	597
3	148	6.4	59.0 \pm 20.90	58.9 \pm 20.64	10.5 \pm 2.22	11.1 \pm 2.11	406	402
4	154	1.5	37.3 \pm 22.60	40.5 \pm 20.62	8.3 \pm 1.97	9.9 \pm 2.02	27	27
5	145	7.1	62.7 \pm 19.86	61.7 \pm 19.40	10.7 \pm 1.77	11.3 \pm 1.63	435	433
6	144	5.3	55.0 \pm 16.04	56.2 \pm 15.90	9.7 \pm 2.01	11.0 \pm 1.93	394	394
7	141	4.7	42.6 \pm 18.84	45.0 \pm 16.88	8.2 \pm 2.35	9.8 \pm 2.15	326	325
8	129	1.3	53.4 \pm 20.96	57.0 \pm 19.03	9.0 \pm 2.60	9.9 \pm 2.14	90	87
9	128	1.3	39.6 \pm 18.04	44.4 \pm 17.08	7.9 \pm 2.14	8.3 \pm 2.46	39	39
10	131	3.9	35.8 \pm 21.86	39.4 \pm 21.07	7.7 \pm 2.73	9.2 \pm 2.54	449	446
	Mean		50.9 \pm 21.53	52.4 \pm 20.11	9.5 \pm 2.55	10.4 \pm 2.20		

Table 2. Number of male and female trees and sex ratios at each DBH class of *T. nucifera*

DBH class (cm)	No. of individuals		Sex ratio	X ²	P
	Male	Female			
< 10	15	4	0.79	6.37	*
10–20	163	5	0.69	32.54	***
20–30	88	78	0.53	0.60	NS
30–40	69	103	0.40	6.72	**
40–50	187	323	0.37	36.27	***
50–60	351	402	0.47	3.45	NS
60–70	324	212	0.60	23.40	***
70–80	166	101	0.62	15.82	***
80–90	77	36	0.68	14.88	***
90–100	30	24	0.56	0.67	NS
≧ 100	28	5	0.85	16.03	***
Total	1498	1363	0.52	6.37	*

Sex ratio = Male / (Male + Female). * P < 0.05; ** P < 0.01; *** P < 0.0001;

NS = not significant.

Table 3. Number and sex ratio of male and female trees at each managed plot in the three regions of *T. nucifera*

Managed plots	No. of individuals		Sex ratio	X ²	P
	Male	Female			
1	64	47	0.58	2.60	NS
2	304	293	0.51	0.20	NS
3	235	167	0.59	12.07	**
4	16	11	0.59	0.93	NS
5	268	165	0.62	24.39	***
6	194	200	0.49	0.09	NS
7	165	160	0.51	0.05	NS
8	23	64	0.26	16.04	***
9	18	21	0.46	0.23	NS
10	211	235	0.47	1.62	NS

** P < 0.01; *** P < 0.0001; NS = not significant.

Table 4. Summary of three regions according to distance from Dotoreum

Regions	Mean Altitude (m)	Area (ha)	Mean DBH (cm)	No. of individuals		Sex ratio
				Male	Female	
Region I	149.0	15.0	59.7 ± 20.35	519	343	0.60 ^{***}
Region II	141.7	16.8	52.5 ± 16.96	663	653	0.50 ^{NS}
Region III	129.5	10.5	43.0 ± 21.50	316	367	0.46 ^(*)

(*) P = 0.0520; *** P < 0.0001; NS = not significant.

Table 5. Two-way ANOVA of the effects of sex and region on height and DBH of *T. nucifera*

Source of variation	DBH			Height		
	df	F	P	df	F	P
Sex	1	0.34	NS	1	0.06	NS
Region	2	137.28	***	2	154.96	***
Sex * Region	2	41.10	***	2	17.89	***
Model	5	76.51	***	5	71.65	***

*** P < 0.0001; NS = not significant.

Table 6. Mean DBH growth rates of male and female trees of *T. nucifera* during the last ten years (1999 – 2009). Mean comparisons between male and female trees were conducted for three different cases of ten year DBH growth, i.e., ≤ 10 mm (A), ≤ 20 mm (B), and ≤ 30 mm (C)

DBH growth/10 yrs	N	Male	Female	Mean	F	P
A. ≤ 10 mm	315	5.08 \pm 2.87	4.90 \pm 2.99	4.99 \pm 2.93	0.30	NS
B. ≤ 20 mm	649	10.31 \pm 5.82	10.01 \pm 5.79	10.16 \pm 5.80	0.44	NS
C. ≤ 30 mm	955	14.83 \pm 8.44	14.77 \pm 8.45	14.80 \pm 8.44	0.01	NS

NS = not significant.

Table 7. Spearman correlation coefficient coefficients between ecological traits of male (above diagonal; N = 1,498) and female (below diagonal; N = 1,371) trees of *T. nucifera* -1999 data

Ecological traits	Vitality	Climber coverage	Area of bark hole (m ²)	Area of stripped bark (m ²)	No. dead branches	No. competing trees	No. shading branches
Vitality	–	0.56 ^{***}	0.03 ^{NS}	0.06 ^{NS}	-0.09 ^{**}	0.00 ^{NS}	-0.07 ^{**}
Climber coverage	0.56 ^{***}	–	0.06 [*]	0.15 ^{***}	0.14 ^{***}	-0.04 ^{NS}	-0.05 ^{NS}
Area of bark hole (m ²)	0.01 ^{NS}	0.00 ^{NS}	–	0.61 ^{***}	0.11 ^{***}	-0.04 ^{NS}	0.04 ^{NS}
Area of stripped bark (m ²)	0.02 ^{NS}	0.03 ^{NS}	0.59 ^{***}	–	0.26 ^{***}	-0.03 ^{NS}	0.02 ^{NS}
No. dead branches	-0.01 ^{NS}	0.07 ^{**}	0.08 ^{NS}	0.16 ^{***}	–	-0.04 ^{NS}	0.07 ^{NS}
No. competing trees	-0.02 ^{NS}	-0.06 [*]	-0.02 ^{NS}	0.00 ^{NS}	-0.04 ^{NS}	–	0.00 ^{NS}
No. shading branches	0.00 ^{NS}	0.02 ^{NS}	0.06 [*]	0.03 ^{NS}	0.14 ^{***}	0.00 ^{NS}	–

* P < 0.05; ** P < 0.01; *** P < 0.0001; NS = not significant.

Table 8. Two-way contingency table of vitality and sex (A), region (B), and management (C) among *T. nucifera* trees in 1999 and 2009. Likelihood ratio chi square (G) is reported for each table

	1999 Vitality				G	2009 Vitality				G
	H	M	W	VW		H	M	W	VW	
A. Sex										
Male	581	602	272	25		1055	303	93	29	
Female	445	597	273	27	11.43**	911	315	94	22	5.01 ^{NS}
B. Region										
Region I	234	390	208	30		631	156	67	8	
Region II	520	556	226	14		903	299	86	28	
Region III	272	253	111	8	65.30***	432	163	34	15	21.68**
C. Management										
Tending care	1026	1199	545	52		1966	618	187	51	
No care	16	11	12	0	5.96 ^{NS}	2	12	14	11	102.55***

Vitality H = healthy; M = moderate; W = weak; VW = very weak. ** P < 0.01; *** P < 0.0001; NS = not significant.

Table 9. Two-way contingency table of vitality change and sex (A), region (B), and management (C) among *T. nucifera* trees. Vitality change between 1999 and 2009 was classified into three categories: upgraded, no change, and degraded

	Vitality change			G
	Upgraded	No change	Degraded	
A. Sex				
Male	664	683	133	
Female	663	550	129	7.69*
B. Region				
Region I	496	313	53	
Region II	573	600	143	
Region III	258	320	66	61.31***
C. Management				
Tending care	1327	1233	262	
No care	1	14	24	77.71***

* $P < 0.05$; *** $P < 0.0001$.

Table 10. Ecological trait summary of *T. nucifera* trees dead between 1999 and 2009

Sex	Plot ID	Height (m)	DBH (cm)	Vitality	Climber coverage	Area of bark hole (m ²)	Area of stripped bark (m ²)	No. dead branches	No. competng trees	No. shading branches
Male	2	6.0	16.6	H	< 40%	0	0	0	5	0
		12.0	55.1	H	< 40%	0	0	7	1	2
	3	5.0	46.5	VW	> 60%	0	1.72	4	0	3
		6.0	27.1	W	0%	0	0.69	2	4	0
		6.0	40.1	M	40–60%	0	2.70	2	13	5
	5	10.0	58.3	M	< 40%	0	0.48	11	50	0
	8	2.0	18.8	W	< 40%	0	2.10	2	7	9
		6.0	45.5	VW	> 60%	0.11	3.47	4	6	0
		7.0	32.2	H	< 40%	0	0.09	2	7	2
Female	2	8.0	57.3	H	< 40%	0.32	0.92	17	10	0
		12.0	64.0	H	40–60%	0	0	14	0	0
	3	12.0	68.8	H	< 40%	0	0.08	6	8	0
	5	10.0	56.4	W	< 40%	0	0.24	6	19	0
	7	9.0	53.2	M	40–60%	0.10	0.15	8	2	8
	10	4.0	18.2	H	< 40%	0	0	0	4	0
		6.0	12.7	M	40–60%	0	0	0	6	0
		10.0	44.0	H	> 60%	0	0.03	4	1	0

Vitality H = healthy; M = moderate; W = weak; VW = very weak.

Table 11. Nearest-neighbor associations between *T. nucifera* trees
In the four quadrats

	Sex of nearest neighbor			G	P
	Male	Female	N		
Quadrat A					
Male	7	8	15	0.02	NS
Female	4	4	8		
Quadrat B					
Male	4	8	12	10.59	**
Female	7	0	7		
Quadrat C					
Male	4	6	10	0.21	NS
Female	4	9	13		
Quadrat D					
Male	8	6	14	9.34	**
Female	3	23	26		

** P < 0.01; NS = not significant.

Fig. 1. Map of the *Torreya nucifera* forest in Pyeongdae-ri, Jeju Island (adapted from Lee 2009). Numbers indicate the 11 managed plots defined by trails within the forest. All plots except for plot 9 have been subjected to tending care since 1999.

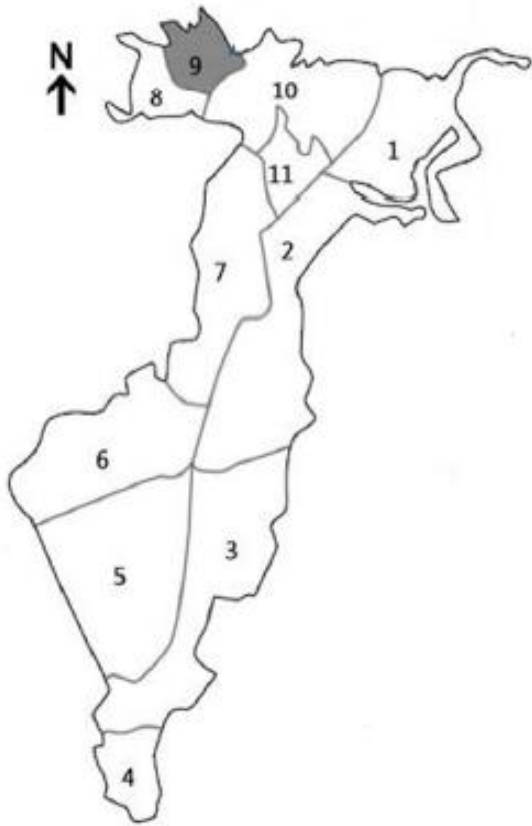


Plate 1. Photos of the forest before (a) and after (b) tending care. Photos in (a) were taken in 1998 and those in (b) in 2008. Photo credits: SG. Lee.

(a)



(b)



Fig. 2. Location of four quadrats (50 m x 50 m) in the *T. nucifera* forest.



Fig. 3. Cumulative distribution of male and female trees of *T. nucifera* according to DBH measured in 2009.

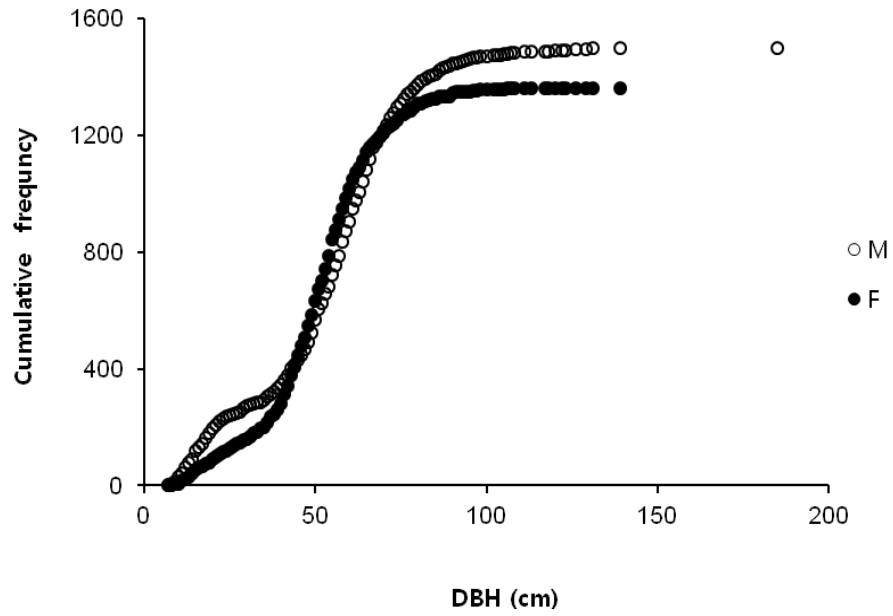


Fig. 4. Mean DBH (a) and height (b) of male and female trees in the *T. nucifera* forest.

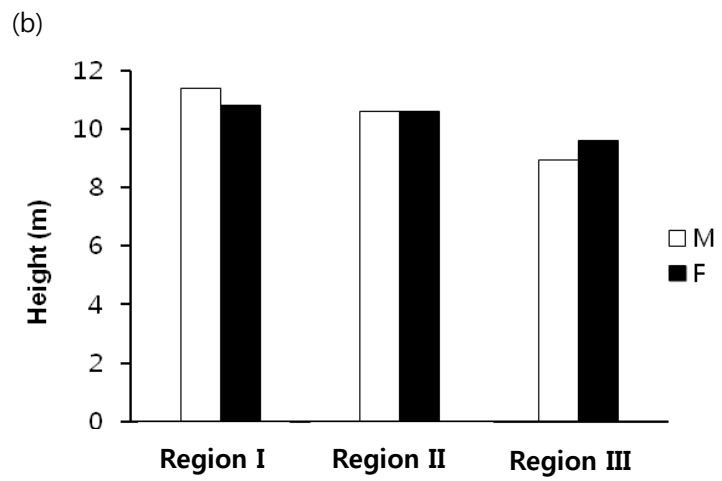
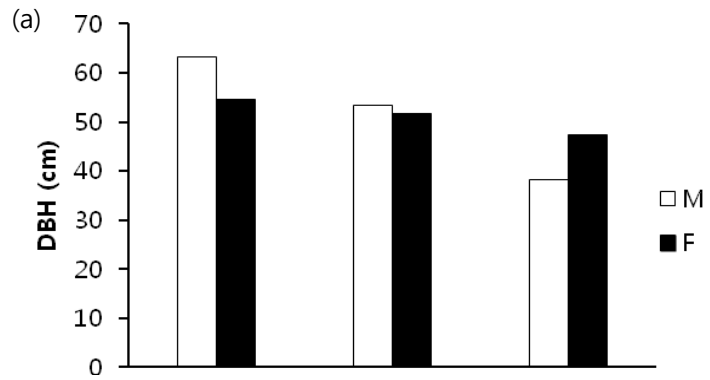


Fig. 5. Distribution of male (▲) and female (●) trees of *T. nucifera* in the four quadrats. (a) Quadrat A; (b) Quadrat B; (c) Quadrat C; (d) Quadrat D.

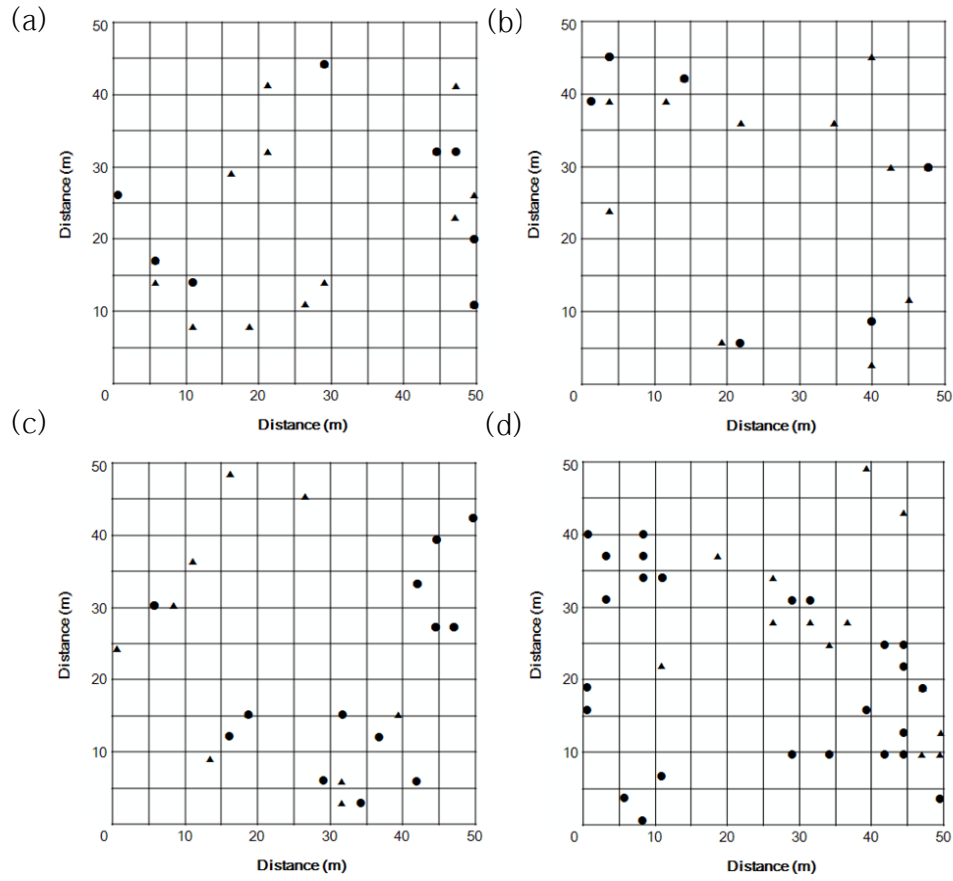
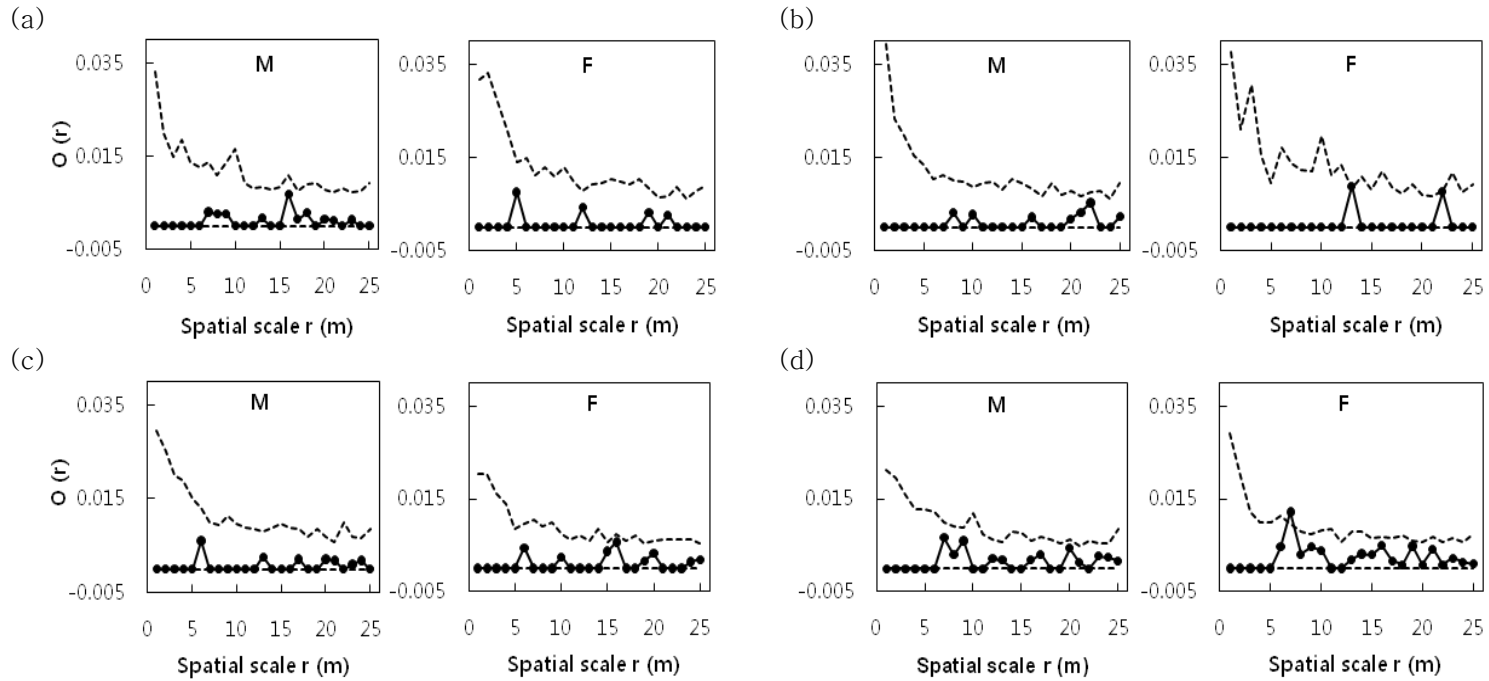


Fig. 6. Spatial analysis of male and female trees of *T. nucifera* as measured using the O-ring statistic. Filled circles indicate the mean $O(r)$ for an annulus of radius r with 1 m lags. Dashed lines indicate confidence envelopes about the null hypothesis of random spatial structure. (a) Quadrat A; (b) Quadrat B; (c) Quadrat C; (d) Quadrat D.



IV. 고찰

1. 비자나무의 전반적인 성비

기존연구(한국수목보호연구회 1999; 이상길 2009)는 평대리 비자나무의 성비가 1:1 로 평형을 이룬다고 보고했지만 본 연구에서는 수나무 1,498 본, 암나무 1,363 본으로 이루어진 비자나무숲의 성비가 편향되었음이 밝혀졌다. 이는 많은 자웅이주 목본식물에서 암식물보다는 수식물로의 편향이 현저하다는 선행연구들과 일치한다(Lloyd 1973; Opler and Bawa 1978; Ornduff R. 1985; Thomas and LaFrankie 1993; Obeso et al. 1998).

2. 비자나무의 성비, DBH, 서식지

일반적으로 암식물은 수식물에 비해 번식활동에 대한 자원분배율이 높기 때문에 번식 가능한 개체로 성숙하는데 더 오랜 기간이 소요되며, 사망률 역시 높다(Darwin 1877; Allen and Antos 1993; Obeso 2002; Harris and Pannell 2010). 그렇다면 연령구조를 가진 개체군 내에서는 연령별로 상이한 성비를 보일 수 있다. 비자나무숲에서도 DBH 등급에 따라 성비가 전환되었다. 수식물이 암식물에 비해 조기생장(Ueno et al. 2007)한다면 DBH 30 cm 미만의 비교적 소경목 무리에는 수나무가 더 많이 포함되었을 수 밖에 없다. DBH 60 cm 이상, 특히 DBH 100 cm 이상의 대경목 집단에서의 성비편향은 높은 암나무의 높은 사망률(Lloyd and Webb 1977; Allen and Antos 1988; Barrett et al 2010)로 야기된 결과로 보인다.

따라서 비자나무에서도 성간 번식비용의 차이가 성장률과 생존률의 차이, 궁극적으로 DBH 등급에 따른 성비의 차이를 가져온 것으로 믿어진다. 1999 년 당시 DBH 6 cm 미만의 유목들은 측정에서 제외되었다. Barrett et al. (2010)이 강조한 것처럼, 생활사에 걸친 성비전환과 그 생태적 결과를 확인하기 위해서는 유목들의 성장과 번식 생활사에 대한 연구가 필요하다.

성비는 관리구역간에도 다양했으며 특히 돛오름과의 거리에 따른 성비의 구배현상이 나타났다(Table 4). 돛오름과 근거리인 지역 I 에서 원거리 지역 III 으로 갈수록 평균 성비는 0.60 에서 0.46 으로 낮아졌고 이는 돛오름 근거리 지역 I 은 수나무가, 원거리 지역 III 에는 암나무가 상대적으로 많음을 의미한다. 비자나무 크기 또한 지역 III 으로 갈수록 감소한다. 성비와 동반하는 비자나무 DBH 구배는 목본성 자용이주식물에서 수식물이 암식물에 비해 크다(Opler and Bawa 1978; Jing and Coley 1990; Allen and Antos 1993)는 연구들과 일치한다. 그러나 지역 I, II 와 달리 지역 III 의 인접 관리구역들은 다소 상이한 성비를 보여 비자나무의 크기(DBH 와 수고)에 대한 성 x 서식지 이차상호작용을 야기했다. 예를 들어, 다소 작은 비자나무가 서식하는 관리구역 1(평균 DBH = 46.2 cm)에는 수나무가 암나무의 1.4 배 많았으나 보다 큰 비자나무가 서식하는 관리구역 8(평균 DBH = 57.0 cm)에는 암나무가 수나무에 비해 3 배 많았다. 지역 III 은 고도가 낮고 경작지로 둘러싸여 사람들의 접근이 용이하다. 고려 이후 종자를 얻기 위한 인위적인 식재가 간혹 이루어졌다면, 지역 III 내 다양한 성비는 아마도 암나무에 대한 선택적 보호와 식재와 같은 오래 전 인간활동의 결과일 수 있다.

Jing and Coley(1990)는 7 - 10 년 생 *Acer negundo* 의 암·수 간 나이테 너비를 비교한 결과, 수식물의 성장률이 더 높았으며, 이는 성 간

번식비용의 차이로 인한 결과라고 해석했다. 하지만 일부 연구는 수식물의 낮은 성장률(Grant and Mitton 1979; Crawford and Balfour 1990) 또는 암·수 간 유사한 성장률(Willson 1986)을 보고하였다. 비자나무의 성 간 성장률을 분석한 결과, 성장률 차이는 통계적으로 유의하지 않았다(Table 6). 그러나 1999 년 조사 당시 수피에 많은 덩굴식물이 덮여있었기 때문에 1999 년 DBH 측정값에 대한 신뢰성이 다소 낮다. 그러므로 암·수 비자나무의 성장률에 차이가 없다고 결정하기 어려운 것으로 사료된다. 성장률의 차이를 명확히 밝히기 위해 성장추를 이용할 수 있으나 비자나무가 천연기념물로 지정되어있을 뿐 아니라 측정 후 수세가 악화될 가능성이 있어 성장추 이용은 현실적으로 어렵다. 추후 고사목이 발생한다면 줄기단면의 나이테 너비를 통해 성장률을 파악할 필요가 있다. 이는 성간 성장률 비교뿐 아니라 과거 비자나무숲의 기후변화를 추정하는데도 중요한 정보를 제공할 것이다.

3. 수세와 관련된 생태특성

비자 암·수나무 모두에서 수세는 단지 덩굴피압도와 유의한 상관관계를 보였다: 기대와 달리, 경쟁목은 수세와 유의한 상관관계를 보이지 않았으며 가해지는 수나무에서만 부적상관을 보였다. 비자나무숲에는 남오미자, 담쟁이덩굴, 송악, 줄사철, 청미래덩굴, 칩, 하늘타래 등의 덩굴식물이 서식한다(이상길 2009). 덩굴식물이 기주식물에 미치는 부정적인 영향은 널리 알려져 있다(Tibbetts and Ewers 2000). 비자나무숲에서도 덩굴식물은 비자나무 수간에 착생해 줄기를 압박하고 수관을 피압하면서 광합성활동을 저해한다(이상길 2009). 덩굴과 경쟁목 제거 등의 적극적 관리가 이루어진 후, 비자나무의 수세는 급격히 개선되었다. 1999 년 무육관리구와 비관리구

설정 당시 두 관리구는 모두 수세 강인 개체가 약 40%로서 수세 분포에 있어서 차이가 없었으나 10 년간의 적극적 관리 후 무육관리구 비자나무는 극적으로 수세가 향상되어 전 개체의 약 70%가 수세 강으로 판단되었다. 이에 반해 비관리구에서는 단 1 본만이 향상되어 단 5%의 나무가 수세 강이었으며 오히려 61.5%는 수세가 악화되었다. 덩굴피압도와 수세와의 강한 상관관계는 두 가지 중요한 사실을 강조한다. 첫째, 관리의 핵심요소인 덩굴제거가 수세향상에 결정적인 영향을 주었다. 둘째, 비자나무가 극음수(한국수목보호연구회 1999)임에도 불구하고 덩굴식물에 의한 피압이 수세에 결정적인 영향을 미친다. 적극적 관리의 효과는 또한 수나무보다는 암나무의, 다른 지역보다는 지역 I 에 서식하는 비자나무의 수세를 향상시켰다. 덩굴제거 시, 번식비용이 대체로 수나무보다 높은 암나무는 상대적으로 빨리 수세를 개선하는 반응을 가져올 수 있다. 지역 I 의 비자나무는 대경목, 즉 수령이 높은 개체들이 주를 이룬다. 장령목 또는 노령목은 유령목에 비해 덩굴피압이 더 심했을 것이고 따라서 덩굴제거 효과가 크게 나타날 수 있다. 이는 비자나무 개체군 전체에 획일적이기 보다는 성과 서식지에 따라 차별적인 관리 방안이 적용되어야 함을 보여준 최초의 결과로 사료된다. 한편, 꽃자왈은 제주도 면적의 6%에 불과하지만 제주도 식물의 32%에 해당하는 612 분류군이 서식하는 생물다양성의 보고이다(김대신 등 2008). 덩굴식물과 경쟁목 제거 같은 적극적 무육관리가 비자나무숲의 종다양도 저하와 외래식물 유입 같은 생태계 교란을 야기할 가능성에 대한 점검이 필요하다.

암식물이 수식물에 비해 대체로 사망률이 높지만 목본과 초본은 다소 다른 경향을 보인다. 목본은 초본에 비해 사망률이 낮을 뿐 만 아니라 열악한 환경 속에서는 사망하기보다 번식활동을 중단하는 생존전략을 취하기 때문에

성 특이적 사망률은 일반적으로 초본에 비해 목본에서는 뚜렷하게 관찰되지 않는다(Nicotra 1998). 비자나무숲에서 지난 10 년 간 고사목이 17 본에 불과하였기 때문에 고사의 생태적 요인 - 성별, 수세, 덩굴피압도, 경쟁목의 수 등 - 을 확인하기 어려웠다. 하지만 본 연구에서 DBH 100 cm 이상인 수나무가 암나무에 비해 약 6 배 많다는 사실은 암나무의 높은 사망률을 강력히 뒷받침한다. 비자나무 사망률과 고사의 생태적 요인에 대한 이해는 비자나무숲의 지속성 확보에 기여할 수 있다.

4. 비자나무 공간분포

수분가용성, 영양성분 등의 요구량이 높은 암식물의 서식지 선택이 암식물과 수식물의 공간적 분리를 가져오는 것으로 많은 연구자들이 진술한 바 있다((Freeman et al. 1976; Lloyd and Webb 1977; Bierzychudek and Eckhart 1988; Houle and Duchesne 1999; Nunez et al. 2008). 예를 들어, 온대의 풍매종인 *Acer negundo*(Freeman et al. 1979), *Nyssa aquatica*(Shea et al. 1993), *Juniperus virginiana*(Lawton and Cothran 2000)는 암나무, 수나무의 서식지 분리가 현저하다. 또한 비자나무와 근연종인 *Taxus baccata* 암나무는 수나무에 비해 습한 서식지에 많이 분포한다(Hultine et al. 2007). 그러나 각 개체의 최근접 개체의 성을 확인한 결과 지역 III 에 설치한 방형구 D 에서만 암나무끼리의 근접경향이 나타났다. O-ring 통계량에 근거하였을 때에도 모든 방형구에서 비자나무가 임의분포하였으나 방형구 D 의 $r = 7$ m 구간에서 암나무가 군생하는 경향이 약하게 나타났다. 방형구 D 는 조사된 네 개의 방형구 중 가장 개체 밀도가 높았으며 암나무가 수나무에 비해 많았다(성비 = 0.35). 따라서 방형구

D 에서 나타난 암나무의 군생 경향이 방형구 내 높은 밀도에 기인하는지 또는 실제 암나무의 서식지 선택인지를 밝히는데 한계가 있었다. 비자나무의 경우, 대부분 수령이 200 년 이상으로 수관의 폭이 매우 크기 때문에 방형구 내에 포함된 비자나무 본수가 공간분석을 수행하는데 충분치 못했던 것으로 사료된다. 조사 면적을 확대해 충분한 개체 수가 확보된다면 암·수의 공간분포 양상을 더 명확히 확인할 수 있을 것이다.

평대리 비자나무숲은 구좌-성산곶자왈지대로서 토심이 얇고 석력함량이 높아 매우 척박한 환경이다. 그럼에도 불구하고 투수성이 매우 높으며 풍혈 등이 산재해 미세하고 다양한 서식지를 형성하여 생물다양성의 보고로 작용한다(송시태 등 2007; 김대신 등 2008). 특히 풍혈 주변은 보온·보습 작용으로 극심한 계절성을 완화시키는 등 좁은 지역 내에서도 독특한 미기후를 형성한다(공우석 등 2011). 곶자왈 지형, 현무암성 토양, 돛오름으로부터 해안쪽 지역에 이르는 고도구배와 향이 비자나무의 서식지 선택에 어떤 영향을 주는지는 추후 연구과제이다.

5. 제언

본 연구에서는 제주도 평대리 비자나무숲의 성비편향과 성에 따른 DBH 와 수세 등 생태적 특성의 차이가 있음을 밝혔다. 따라서 비자나무의 보전을 위해서는 암·수나무의 생육 반응을 반영하는, 타 수종과 구별되는 관리방안을 수립해야 한다. 본 연구 결과를 바탕으로 비자나무 보전을 위해 다음과 같은 제안을 하고자 한다. 첫째, 현재 비자나무숲은 지역에 따라 매우 상이한 성비와 연령패턴을 보인다. 성비의 편향은 개체군의 번식을 제한해 유효개체군의 크기를 감소시킬 수 있으므로(Ackerly et al. 1990) 지역의

성비가 암나무의 종자와 유묘생산에 미치는 영향을 파악할 필요가 있다. 둘째, 1999 년 이후 진행되고 있는 경쟁수종 및 덩굴식물 제거에 대한 고찰이 필요하다. 지난 10 년간 이루어진 간벌의 결과, 활엽수와 덩굴식물이 크게 감소하였으며 비자나무 수세는 매우 향상되었다. 하지만 수세향상 이면에는 해송이 증가하거나 새롭게 출현했으며, 종다양도는 낮아졌다. 간벌로 인해 숲틈에 외래종의 정착가능성이 있고 무분별한 간벌이 숲 생태계를 교란시킬 수 있는 만큼 현 간벌방법에 대한 고찰 및 앞으로의 관리방법이 모색되어야 한다. 셋째, 위기종 보전에서 현지 내 보전이 현지 외 보전에 우선하고, 현지 내 보전에는 과거와 현재의 분포지 확보가 필수적이다. 비자나무숲의 시원과 확장방향에 대한 정보는 잠재 서식지를 확인하고 실제 보전노력을 경주할 때 중요한 역할을 할 수 있다. 즉, 인간활동으로 인한 교란, 서식지 축소, 치수부족, 기후변화와 같은 위협에 처한 비자나무숲을 보전하기 위해서는 덩굴식물과 경쟁목 제거와 같은 일시적 관리 외에도 비자나무숲의 원서식지 파악과 도입, 재도입 같은 장기적 전략이 필요하다.

참 고 문 헌

- 강혜순. 1993. 제주도 비자나무 (*Torreya nucifera*)의 종자와 묘목특성에 대한 유전적 영향. I. 종자 무게의 변이. 한국자연보존연구지 12: 51-60.
- 공우석, 이슬기, 윤광희, 박희나. 2011. 풍혈의 환경 특성과 식물지리적 가치. 환경영향평가 20: 381-395.
- 김대신, 김봉찬, 송시대. 2008. 제주도 꽃자왈지대의 식물상. 한국자연보호학회지 2: 91-103.
- 김영두, 권영철. 1989. 비자나무 천연생집단의 세포유전학적 및 생리학적 연구. 한국임학회지 78: 42-54.
- 徳光宣之. 1938. 朝鮮の林藪. 朝鮮總督府林業試驗場.
- 北濟州郡. 1980. 樅子林 植生調査報告書. 北濟州郡.
- 송시대. 2000. 제주도 암괴상 아아용암류의 분포 및 암질에 관한 연구. 박사학위논문. 부산대학교, 부산.
- 송시대, 김호철, 김대신, 류성필, 좌승훈. 2007. 제주의 꽃자왈. 국립민속박물관, 서울, 100-107 쪽.
- 신현철, 이광수, 박남창, 정수영. 2010. 한반도 비자나무림의 식생구조. 한국임학회지 99: 312-322.
- 이상길. 2005. 구좌읍 비자나무 천연집단의 유전자원 보전전략에 관한 연구. 석사학위논문. 상지대학교, 강원도.
- 이상길. 2009. 제주도 구좌읍 비자림의 생물상, 생장특성, 무육강도에 따른 식생변화 및 보전방안에 관한 연구. 박사학위논문. 상지대학교, 강원도.

- 이상식. 1989. 산림: 비자나무. 산림조합중앙회, 서울, 8 월호 90 쪽.
- 이석우, 이현신, 조경진, 최완용. 1999. 비자나무 자생집단의 유전변이.
한국임학회, 1999 년 하계총회 및 학술연구발표회 학술발표자료.
- 이창복. 2003. 원색대한식물도감 상. 향문사, 서울, 128 쪽.
- 한국수목보호연구회. 1999. 구좌읍의 비자림지대 보존 및 정비대책 보고서.
북제주군.
- Ackerly DD, Rankin-de-Merona JM, Rodrigues WA. 1990. Tree densities and sex ratios in breeding populations of dioecious Central Amazonian Myristicaceae. *Journal of Tropical Ecology* 6: 239-248.
- Allen GA, Antos JA. 1988. Relative reproductive effort in males and females of the dioecious shrub *Oemleria cerasiformis*. *Oecologia* 76: 111-118.
- Allen GA, Antos JA. 1993. Sex ratio variation in the dioecious shrub *Oemleria cerasiformis*. *American Naturalist* 141: 537-553.
- Baker HG. 1959. Reproductive methods as factors in speciation in flowering plants. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 24: 177-191.
- Barrett SCH, Yakimowski SB, Field DL, Melinda P. 2010. Ecological genetics of sex ratios in plant populations. *Philosophical Transaction of the Royal Society Biological Science* 365: 2549-2557.
- Bawa KS, Opler PA. 1975. Dioecism in tropical trees. *Evolution* 29: 167-179.

- Bawa KS, Opler PA. 1977. Spatial relationships between staminate and pistillate plants of dioecious tropical forest trees. *Evolution* 31: 64–68.
- Bawa KS. 1980. Evolution of dioecy in flowering plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11: 15–39.
- Bierzychudek P, Eckhart V. 1988. Spatial segregation of the sexes of dioecious plants. *American Naturalist* 132: 34–43.
- Crawford RM, Balfour J. 1990. Female-biased sex ratios and differential growth in arctic willows. *Flora* 184: 291–302.
- Dawson TE, Bliss LC. 1989. Pattern of water use and the tissue water relations in the dioecious shrub, *Salix arctica*: the physiological basis for habitat partitioning between sexes. *Oecologia* 79: 332–343.
- Fisher RA. 1930. *The Genetical Theory of Natural Selection*. Dover, New York, USA.
- Flach M. 1966. Nutmeg cultivation and its sex problem. *Mededelingen Van de Landbouwhogeschool Wageningen* 66: 1–85.
- Forero-Montana J, Zimmerman JK, Thompson J. 2010. Population structure, growth rates and spatial distribution of two dioecious tree species in a wet forest in Puerto Rico. *Journal of Tropical Ecology* 26: 433–443.
- Fox JF. 1985. Incidence of dioecy in relation to growth form, pollination, and dispersal. *Oecologia* 67: 244–249.
- Freeman DC, Klikoff LG, Harper KT. 1976. Differential resource

utilization by the sexes of dioecious plants. *Science* 193: 597–599.

Freeman DC, Harper KT. and Ostler WK. 1980. Ecology of plant dioecy in the intermountain region of western North America and California. *Oecologia* 44: 410–417.

Gao P, Kang M, Wang J, Ye Q, Huang H. 2009. Neither biased sex ratio nor spatial segregation of the sexes in the subtropical dioecious tree *Eurycorymbus cavaleriei*(Sapindaceae). *Journal of Intergrative Plant Biology* 51: 604–613.

Givnish TJ. 1980. Ecological constraints on the evolution of breeding systems in seed plants: dioecy and dispersal in gymnosperms. *Evolution*. 34: 959–972.

Grant MC, Mitton JB. 1979. Elevational gradients in adult sex ratios and sexual differentiation in vegetative growth rates in *Populus tremuloides* Michx. *Evolution* 33: 914–918.

Harris MS, Pannell JR. 2010. Canopy seed storage is associated with sexual dimorphism in the woody dioecious genus *Leucadendron*. *Journal of Ecology* 98: 509–515.

Hong YP, Cho KJ, Kim YY, Shin EM, Pyo SK. 2000. Diversity of ISSR variants in the populations of *Torreya nucifera*. *Journal of Korean Forest Society* 89: 167–172.

Houle G, Duchesne M. 1999. The spatial pattern of a *Juniperus communis* var. *depressa* population on a continental dune in subarctic Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 446–

450.

- Hultine KR, Bush SE, West AG, Ehleringer JR. 2007. Population structure, physiology and ecohydrological impacts of dioecious riparian tree species of western North America. *Oecologia* 154: 85–93.
- Jing SW, Coley PD. 1990. Dioecy and herbivory: the effect of growth rate on plant defense in *Acer negundo*. *Oikos* 58: 369–377.
- Kim YS. 1985. Phytogeographic distribution of genus *Torreya* of the world. *Journal of resource development* 4: 143–150.
- Lawton RO, Cothran P. 2000. Factors influencing reproductive activity of *Juniperus virginiana* in the Tennessee valley. *Journal of Torreya Botanical Society* 127: 271–279.
- Lloyd DG. 1973. Sex ratios in sexually dimorphic Umbelliferae. *Heredity* 31: 239–249.
- Lloyd D, Webb C. 1977. Secondary sex characters in plants. *Botanical Review* 43: 177–215.
- Muenchow GE. 1987. Is dioecy associated with flesh fruit? *American Journal of Botany* 74: 287–293.
- Nicotra A. 1998. Sex ratio variation and spatial distribution of *Siparuna grandiflora*, a tropical dioecious shrub. *Oecologia* 115: 102–113.
- Nunez CI, Nunez MA, Kitzberger T. 2008. Sex-related spatial segregation and growth in a dioecious conifer along environmental gradients in northwestern Patagonia. *Ecoscience* 15: 73–80.
- Obeso JR, Santullano MA, Retuerto R. 1998. Sex ratio, size distributions, and sexual dimorphism in the dioecious tree *Ilex aquifolium*

- (Aquifoliaceae). *American Journal of Botany* 85: 1602–1608.
- Obeso JR. 2002. The costs of reproduction in plants. *New Phytologist* 155: 321–348.
- Opler PA, Bawa KS. 1978. Sex ratios in some tropical forest trees. *Evolution* 32: 812–821.
- Ornduff R. 1985. Male-biased sex ratios in the cycad *Macrozamia riedlei* (Zamiaceae). *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 112: 393–397.
- Osunkoya OO. 1999. Population structure and breeding biology in relation to conservation in the dioecious *Gardenia actinocarpa* (Rubiaceae) – a rare shrub of North Queensland rainforest. *Biological Conservation* 88: 347–359.
- Queenborough SA, Burslem DF, Garwood NC, Valencia R. 2007. Determinants of biased sex ratios and inter-sex costs of reproduction in dioecious tropical forest trees. *American Journal of Botany* 94: 67–78.
- Renner SS, Ricklefs RE. 1995. Dioecy and its correlates in the flowering plants. *American Journal of Botany* 82: 596–606.
- Russell L, Susan S. 1994. The role of genetic variation in adaptation and population persistence in a changing environment. *Evolution* 50: 434–437.
- Rottenberg A. 1998. Sex ratio and gender stability in the dioecious plants of Israel. *Botanical Journal of the Linnean Society* 128: 137–148.
- Sakai AK. 1990. Sex ratios of red maple (*Acer rubrum*) populations in

- northern lower Michigan. *Ecology* 71: 571–580.
2530–2543.
- Schmidt JP. 2008. Sex ratio and spatial pattern of males and females in the dioecious sandhill shrub, *Ceratiola ericoides* (Empetraceae) Michx. *Plant Ecology* 196: 281–288.
- Shea MM, Dixon PM, Sharitz RR. 1993. Size differences, sex ratio, and spatial distribution of male and female water tupelo, *Nyssa aquatica*. *American Journal of Botany* 80: 26–30.
- Thomas SC, LaFrankie JV. 1993. Sex, size, and interyear variation in flowering among dioecious trees of the Malayan rain forest. *Ecology* 74: 1529–1537.
- Tibbetts TJ, Ewers FW. 2000. Root pressure and specific conductivity in temperate lianas: exotic *Celastrus orbiculatus* (Celastraceae) vs. native *Vitis riparia* (Vitaceae). *American Journal of Botany* 87: 1272–1278.
- Ueno N, Suyama Y, Seiwa K. 2007. What makes the sex ratio female-biased in dioecious tree *Salix sachalinensis*? *Journal of Ecology* 95: 951–959.
- Vamosi JC, Otto SP, Barret SCH. 2003. Phylogenetic analysis of the ecological correlates of dioecy in angiosperms. *Journal of Evolutionary Biology* 16: 1006–1018.
- Vamosi JC, Vamoni SM. 2004. The role of diversification in causing the correlates of dioecy. *Evolution* 58: 723–731.
- Vamosi JC, Vamoni SM. 2005. Present day risk of extinction may

exacerbate the lower species richness of dioecious clades.

Diversity and Distribution 11: 25–32.

Wiegand T. 2010. Programita, a software to perform point pattern analysis with Ripley's L and O–ring statistic. Dept. of Ecological Modelling, UFZ–Centre for Environmental Research, Leipzig, Germany.

Wiegand T, Moloney KA. 2004. Rings, circles, and null–models for point pattern analysis in ecology. *Oikos* 104: 209–229.

Willson MF. 1983. Plant Reproductive Ecology. John Wiley & Sons, New York, pp 85–97.

Willson MF. 1986. On the cost of reproduction in plants: *Acer negundo*. *American Midland Naturalist* 115: 204–207.

ABSTRACT

Sexual system and conservation of *Torreya nucifera*
in Pyeongdae-ri, Jeju island.

Shin, Sookyung
Department of Biology
Graduate school
Sungshin Women's University

The dioecious species comprising only 6% of angiosperm species possess a lower number of species within lineages than hermaphroditic plants, and are characterized by a unique set of ecological traits such as island habitats, small and inconspicuous flowers, fleshy fruits, and woody habits. Such phylogenetic and ecological traits may make dioecious species vulnerable to extinction. In particular, the sex ratio of the dioecious plants is an important component for the reproductive success, and for the continuance of the species and population. In addition, females being subjected to higher reproductive costs tend to be spatially segregated. Thus, understanding of ecological traits and spatial distribution of male and females is essential for the conservation of dioecious species.

Torreya nucifera, a glacial relict which presence is limited only in

parts of Korea and Japan, is a dioecious gymnosperm species. The *T. nucifera* forest of Pyungdaeri, Jeju Island (the Natural Monument No. 374) is the world's largest (N = 2861 individuals) and oldest (316 years) population, indicating its high conservation value. The population decline has been recognized since 1990s, and active managements such as the removal of climber and competing trees, tree surgery, and seedling planting have been implemented during the last ten years (1999 – 2009). However, the reproductive ecology of *T. nucifera* as well as the effectiveness of such managements which are critical to sustain the population have not been examined so far. In this study, I investigated: 1) the current sex ratio of the *T. nucifera* trees in Pyungdaeri, Jeju Island; 2) ecological differences in the size and the vitality between sexes and regions; 3) the vitality change after ten years of tending care; and 4) the spatial pattern of male and female trees. The data on the sex ratio and the ecological traits such as vitality, climber coverage and competing trees were obtained from the previous studies. The ten managed plots were divided into three regions, and the regional differences in the sex ratio and the ecological traits were observed. Also, the associations between the vitality change during the ten years (upgraded, no change, and degraded) and sex, habitat, and management were evaluated. I installed four quadrats according to the distance from Dotoruem, and located all trees within quadrats using GPS. The spatial analysis was performed using O-ring statistics.

The ten managed plots which were diverse in altitude and area

differed in tree numbers and mean sizes of trees. The sex ratio at the population level was skewed toward males (male = 498, female = 1,363), and varied with the DBH class and the region. Male trees than females and trees in region I which is the closest to Dotoreum than other regions were larger (DBH and height). The ten year DBH growth did not differ significantly between sexes. In 1999, females and trees in region I were lower in vitality than males and trees in other regions, respectively. Negative correlations between vitality and climber coverage suggest that climber coverage affected negatively the survival of trees. Tending care for ten years greatly improved the vitality of trees: vitality of 47.0% of trees under tending was enhanced, while 61.5% of trees under no care reduced their vitality. Upon considering only trees under tending care, vitality differences between sexes disappeared after ten years of management, whereas those among regions still existed. Spatial analyses using O-ring statistics showed that male and female trees were distributed randomly, not being able to find spatial segregations of male and female trees.

These results are congruent with previous studies which showed lower growth rate and higher mortality of female trees. The sex ratio and DBH gradients along the distance from Dotoreum indicate the possibility that *T. nucifera* trees may have been migrated from the side of Dotoreum. The strong associations between vitality change and both sex and habitat emphasize that differential management plants should be employed depending on sex and habitat. There is a possibility that small sample

size may have contributed to the lack of the pattern of spatial segregation between sexes. Long term conservation strategies such as identification of dispersion pattern, introduction and reintroduction of trees are required in addition to short term strategies such as the removal of climber and competing trees.