

갯버들(*Salix gracilistyla*)의 관리를 위한 종자 발아와 유묘의 생장 특성 연구*

최 호 · 김재근

서울대학교 생물교육과

Study on Characteristics of Seed Germination and Seedling Growth in *Salix gracilistyla* for Invasive Species Management*

Choi, Ho and Kim, Jae Geun

Department of Biology Education, Seoul National University.

ABSTRACT

To suggest ecological management plans for invasion of *Salix gracilistyla*, stepwise environmental sieve of seed dispersal, germination, seedling and juvenile stages were investigated. About 84% of total seeds were released between May 6 and 10. Germination rates significantly declined with decrease of light intensity from 100% to 30% and 0% ($p < .001$), but above 60% of seeds germinated in all treatments. Difference of germination rates with 0 and 2cm water level was not significant ($p = .571$). With increase of elapsed time after seed dispersal, germination rates significantly decreased ($p < .001$), and seed viability was lost within 16 days. Considering both germination rate of seed and survival rate of seedling, survival rate of all dispersed seeds was only 5% when 8 days passed after seed dispersal. All 22-day-old seedlings (height: 1cm) died under flooding of twice level as its height. With decrease of light intensity from 100% to 30%, survival rates of seedling decreased from 90% to 33% ($p < .001$). In the case of 45-day-old juvenile (height: 20cm), survival rate was 70% under the water level same as its height. There was significant interactive effect of water level and light intensity on

* 본 연구는 환경부 차세대에코이노베이션기술개발사업(416-111-010)과 한국연구재단(KRF-2007-313-C00735)의 지원을 받아 수행되었습니다.

First author : Choi, Ho, Dept. of Biology Education, Seoul National University,
Tel : +82-2-880-9077, E-mail : forestho1@naver.com

Corresponding author : Kim, Jae Geun, Dept. of Biology Education, Seoul National University,
Tel : +82-2-880-7896, E-mail : jaegkim@snu.ac.kr

Received : 6 May, 2015. **Revised** : 5 June, 2015. **Accepted** : 5 June, 2015.

the growth of juvenile (height: $p < .001$, dry weight: $p < .01$), and survival rate of juvenile was 10% under +20cm-water level and 30%-light intensity condition. The following management plans for invasion of *S. gracilistyla* are recommended from these results. (1) Dry condition should be maintained at fringe of wetlands for about two weeks at seed dispersal and germination stage (early May~mid May). (2) Water level should be raised to about 5cm at fringe of wetlands for about two weeks at seedling stage (mid May~early June). (3) Water level should be raised to over 20cm at fringe of wetlands for a long time at juvenile stage. Planting trees for shading can raise management effectiveness (mid June~). (4) As water level manipulating is performed as fast as possible for controlling seedling and juvenile, management become easier and more effective.

Key Words : *Ecological control, Environmental sieve, Light intensity, Seed recruitment, Water level.*

I. 서 론

원하지 않는 식물(undesirable plants)의 침입은 생태계 조성 및 복원에 실패를 가져오는 생태계 관리의 난제이다(Keddy, 2010). 특히 역동적인 수문 변화와 인간에 의한 교란이 빈번하게 발생하는 습지는 침입성 식물의 발생에 취약하며(Planty-Tabacchi *et al.*, 1996; Kim *et al.*, 2007), 이들은 경관의 질을 저하시키고 생물다양성을 위협하는 등 생태계의 구조와 기능에 영향을 주는 것으로 알려져 있다(Richardson *et al.*, 2007; Kim and Kim, 2009). 이러한 침입성 식물에 대한 관리 방법으로는 제초제를 이용하는 화학적인 방제와 노동력을 활용하는 물리적인 방제가 주를 이루고 있다(Masters and Nissen, 1998; Loo *et al.*, 2009). 그러나 이러한 방식은 사후 처리에 해당하는 소극적인 방법이며, 재발생의 가능성을 내포하고 있어 비효율적이고, 게다가 생태계에 악영향을 미칠 수 있는 여지가 있다(D'Antonio and Meyerson, 2002; DeMeester and Richter, 2010).

대안으로 제시되는 방법 중 하나는 침입성 식물의 발생 가능성을 원천적으로 줄이는 생태적 관리(ecological control)이다(Thomas and Willis, 1998). 이는 노동력 및 재화의 소요, 그리고 생태

적 부작용이 적은 생태 친화적인 방법이라 할 수 있다(Levine and Stromberg, 2001). 생태적 관리는 침입성 식물이 선호하는 환경 요소를 제거하는 전략을 택하는데(Hobbs and Humphries, 1995), 이는 습지에서의 천이를 설명하는 환경체 모델(Environmental Sieve Model; van der Valk, 1981)의 맥락과 일치한다. 환경체 모델은 습지의 환경이 일종의 체로 작용하여, 특정 생활사적 특성(life history trait)을 갖춘 식물만이 정착하게 된다는 내용이다. 즉, 생태적 관리의 핵심은 침입성 식물이 통과하지 못하는 환경체를 알아내고 이를 구현하는 것이라 할 수 있다. 습지의 경우, 수위, 양분, 광도와 같은 환경체를 활용하여 침입성 식물을 관리할 수 있다(Parendes and Jones, 2000; Kercher and Zedler, 2004; Fraser and Karnezis, 2005; Kim *et al.*, 2013). 한 예로 북미지역에서 침입성 식물인 갈풀(*Phalaris arundinacea*)로부터 자생식물의 생물다양성을 보전하기 위해서 질소 함량을 낮추는 방법이 제시되었다(Green and Galatowitsch, 2002). 이러한 접근은 어떤 환경을 어느 수준으로 조절할 것인지에 대한 환경체의 공간적 범위를 고려하는 예라 할 수 있다.

환경체의 공간적 범위 뿐 아니라 시간적 범위 또한 중요한데, 이는 언제 환경체를 조성할

것인지에 대한 문제이다. 이는 각각의 생물종이 출현하고 번식하는 생활환(life cycle)의 시기가 다르며, 같은 종이라 할지라도 생활환 단계에 따라 생활사적 특성이 다르기 때문이다(Grubb, 1977). 종자 및 영양 번식체의 분산 기작, 종자의 발아 특성, 유묘(seedling) 및 유식물(juvenile)의 생존 조건에 관련된 침입성 식물의 관리에 대한 연구는 환경체의 공간적·시간적 범위를 조합한 것이라 할 수 있다(Hueneke and Vitousek, 1990; Levine and Stromberg, 2001).

식물의 생활환은 종에 따라 매우 다양하지만, 일반적으로 종자 분산, 종자 발아, 유묘, 유식물, 생식이 가능한 성체(reproductive adult)의 단계로 이루어진다(Leek *et al.*, 2008). 이 중에서도 침입성 식물의 관리에 가장 중요한 단계는 종자 분산에서부터 유묘라 할 수 있다. 종자 분산의 시기와 방법, 그리고 발아에 필요한 환경은 선제적 대응을 위한 침입 경로를 제어하는데 필수적인 정보를 제공한다. 또한 유묘는 다른 생활환 단계에 비하여 취약하고 사망률이 높기 때문에(Kozlowski, 1979; Leek *et al.*, 2008), 침입성 식물을 관리하기에 가장 용이한 상태이다.

즉, 침입성 식물에 대한 생태적 관리를 위해서는 시기별로 나타나는 생활환 단계와 각 단계별 생활사적 특성에 대한 세밀한 연구가 필요하다. 또한 침입성 식물을 거르는 환경체는 복원의 목적이 되는 자생 식물을 통과시키는 동시에 여러 가지 생태적 과정을 고려해서 결정되어야 한다. 생태적 관리를 위해서는 위와 같이 많은 정보가 요구되며, 이러한 요소는 현장에서의 적용을 어렵게 한다. 그럼에도 불구하고 국외에서는 침입성 식물의 생활사적 특성에 대한 다양한 연구가 수행되었으며, 이를 근거로 관리 지침을 제시하고 있는 수준이다. Levine and Stromberg (2001)는 하천변에 출현하는 침입성 식물과 자생식물의 유묘를 약 일주일 간격의 연령으로 세분하여 퇴적에 대한 반응을 비교하고, 하천의

수문 관리 전략을 제시하고 있다. Green and Galatowitsch (2002)은 목초지에서 질소 농도에 따른 침입성 식물과 자생식물의 생육 정도를 분석하여, 생물다양성 보전을 위한 토지 이용 방안 도출하였다. 그러나 아직 국내에서는 소수 초본성 식물에 대한 생활환 단계만이 파악된 상태이며, 침입성 식물의 물리·화학적 방제의 적절한 시기를 제시하는 수준에 머무르고 있다(Kim *et al.*, 2007; Moon *et al.*, 2007; Song *et al.*, 2010).

버드나무속(*Salix*) 식물은 습지에 흔하게 분포하는 목본성 식물로(Cronk and Fennessy, 2001), 생산량이 높으며 주변에 미치는 생태적 영향력이 큰 것으로 알려져 있다(McLeod *et al.*, 2001; Kuzovkina and Quigley, 2005). 이들은 천이의 초기단계에서 선구자 역할을 하며 빠르게 자라기 때문에 때로는 습지의 조성·복원에 활용되지만(Kuzovkina and Volk, 2009), 반대로 침입성 식물로 작용하여 관리의 대상이 되기도 한다(Henderson, 1991; Mitsch and Gosselink, 2007; Loo *et al.*, 2009). 예를 들면 오스트레일리아에서는 여러 종의 버드나무속 식물을 제거하는데 일 년에 약 1,000만 AUD(약 85억원)를 사용하고 있다(ARMCANZ, 2001). 버드나무속 식물의 침입은 빛과 양분, 물에 대한 강한 경쟁력을 바탕으로 다른 식물의 생장을 저해하며, 물의 흐름을 변경시키고 퇴적량을 증가시키는 등 기존의 수문 현상을 방해하는 것으로 알려져 있다(Henderson, 1991; Greenwood *et al.*, 2004). 뿐만 아니라 일부 연구에서는 무척추동물의 다양성을 감소시키는 것으로 보고되었다(Lester *et al.*, 1994). 버드나무속 식물 중 갯버들(*S. gracilistyla*)은 국내 전역의 습지에 흔하게 발견되며(Shin, 2000; Lee, 2002), 습지 복원 후 빠르게 침입하는 것으로 알려져 있다(Cho *et al.*, 2008).

본 연구는 갯버들이 종자로부터 습지에 침입하는 초기 정착과정의 각 단계별로 작용할 수 있는 환경체를 밝히고자 수행되었다. 이를 위하

여 종자 분산의 시기가 조사되었으며, 수위와 광도, 종자 분산 후 경과시간이 종자 발아와 유묘 및 유식물의 생장에 미치는 영향을 살펴보고자 일련의 실험이 설계되었다. 최종적으로는 환경제 모델을 활용하여 갯벌들의 침입에 대한 습지의 생태적 관리 방안을 제시하고자 한다.

II. 재료 및 방법

1. 식물 재료

경기도 남양주시 왕숙천의 하천변(N 37° 37' 25" E 127° 08' 37")에 위치한 갯벌들 군락에서 2010년 5월 8일에 종자를 채취하였다. 수고가 2.5~3.5m인 10여 그루에서 약 50%의 삭과가 열리고 종자가 방출되기 시작하는 과수를 채집하여 실험실로 운반하고 즉시 발아 실험에 이용하였다. 남은 종자는 서울특별시 관악구 서울대학교 내 야외 포장(N 37° 27' 29" E 127° 57' 10")에서 20개의 화분(세로: 41cm, 가로: 21cm, 높이: 11cm)에 나누어 심었다. 발생한 유묘는 개체간의 간격이 약 5cm가 되도록 솥아내었으며, 지속적으로 수돗물을 공급하였다. 성장 곡선을 그리기 위하여 20개체를 무작위로 선택하여 10일 간격으로 수고를 측정하였으며, 6월 2일(연령: 22일)과 6월 25일(연령: 45일)에 건강하며 생육 정도가 평균에 해당하는 개체를 채취하여 유묘 및 유식물의 성장 실험에 이용하였다.

2. 종자 분산의 기간

종자를 채집한 갯벌들 군락에서 임의로 3개체의 암그루를 선택하여 종자 분산의 기간을 측정하였다. 선택된 각 개체간의 거리는 50m 이상이었다. 5월 2일부터 종자 분산이 종료될 때까지 2일 간격으로 성숙한 과수의 수를 기록하였다. 과수를 이루고 있는 삭과 중 약 50% 이상이 열리고 종자가 방출된 것을 성숙한 것으로 간주하였다.

3. 광도와 수위가 종자 발아에 미치는 영향

광도와 수위가 종자 발아에 미치는 영향을 확인하기 위하여 종자가 채집된 당일에 성장상에서 발아 실험이 수행되었다. 성장상은 12시간은 점등하고 이후 12시간은 소등하였으며, 각각의 온도는 23°C, 13°C로 설정하였다. 이는 종자를 채집한 5월 8일 이전 5일 동안의 서울특별시 일최고기온과 일최저기온의 평균이 각각 22.8°C, 13.1°C인 것을 고려하여 결정하였다(기상청 기후자료).

광도는 100%(성장상의 최대량: 50 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{sec}^{-1}$), 30%(차광막 이용), 0%(암상자 이용)의 세 가지 수준으로 처리하였다. 이 중 30%의 광도는 왕숙천 하천변에 존재하는 교목성 식물 4종[버드나무(*S. koreensis*), 선버들(*S. subfragilis*), 수양버들(*S. babylonica*), 신나무(*Acer tataricum* subsp. *ginnala*)]의 수관 아래에서 측정된 상대광도가 29.7% (SD = 20.8, n = 48)인 것을 고려하여 결정하였다. 수위는 증류수를 이용하여 0cm와 2cm의 두 가지 수준으로 처리하였다. 광도와 수위를 조합한 6가지의 조건에는 각각 5개의 페트리접시가 사용되었으며, 각각의 페트리접시(지름: 9cm, 높이: 4cm)에는 여과지(Whatman No.1)를 바닥에 놓고 70~80립씩 파종하였다.

발아 확인은 30일 동안 24시간 간격으로 이루어졌으며, 두 장의 자엽이 벌어지고, 배축과 뿌리가 발달한 것을 발아한 개체로 간주하였다 (Densmore and Zasada, 1983; Maroder *et al.*, 2000). 발아한 개체는 수를 기록하고 제거하였으며, 수분 유지를 위하여 증류수를 지속적으로 공급하였다. 관찰 결과를 통하여 발아율(실험에 사용된 종자 수에 대한 발아한 수의 비율)과 T50(최종적으로 발아한 종자 수의 50%에 대한 발아 소요 일수)을 계산하였다.

4. 종자 분산 후 경과시간이 종자 발아와 유묘 생존에 미치는 영향

종자가 활력을 유지할 수 있는 시간을 알아

보기 위하여 종자 분산 후에 0일~20일(2일 간격)이 지난 종자를 이용하여 발아 실험을 수행하였다. 실험이 진행되는 동안 종자는 실험실(온도: 20~25°C, 상대습도: 40~50%)에서 공기 중에 노출시킨 상태로 보관하였다. 11개의 조건 별로 각각 5개의 페트리접시가 사용되었으며, 실험이 진행되는 동안 광도는 100%, 수위는 0cm를 유지하였다. 생장상의 온도 조건과 발아 개체의 확인은 앞에 제시한 실험과 동일하게 수행되었다.

또한 종자 분산 후 경과시간이 유묘의 생존에 미치는 영향을 확인하기 위하여, 서울대학교 내의 온실에서 실험이 수행되었다. 종자 분산 후에 0일~14일(2일 간격)이 지난 종자를 발아시켜 각각의 유묘를 20개체씩 준비하였다. 각각의 유묘는 한 개의 화분(세로: 6cm, 가로: 6cm, 높이: 6cm)에 식재되었으며, 사용된 총 160개의 화분은 40개씩 나누어 4개의 플라스틱 박스(세로: 55cm, 가로: 35cm, 높이: 14cm)에 위치시켰다. 8개의 종자 분산 후 경과시간 조건에 따른 화분의 위치는 무작위로 배치하였다.

매질은 강모래와 수도용 상토를 1 : 1(부피비)로 혼합하여 사용하였으며, 혼합된 매질의 토성은 사양토, 총질소는 74.9mg/kg, 유효인산은 25.4mg/kg 이었다. 이는 종자를 채집한 갯버들 군락의 토양 특성을 고려하여 결정하였다(토성: 사양토, 총질소: 79.7 ± 23.1 mg/kg, 유효인산: 28.6 ± 8.6 mg/kg, $n = 3$).

실험이 진행되는 동안 수돗물을 지속적으로 공급하여 -4cm의 수위를 유지하였으며, 20일 동안 관찰하여 생장이 이루어지지 않고 본엽이 나오지 않은 개체는 죽은 것으로 간주하여 유묘의 생존율을 계산하였다.

5. 광도와 수위가 유묘와 유식물의 생장에 미치는 영향

서울대학교 야외 포장에서 발아시킨 유묘는 6월 2일에 평균 수고가 1cm이었다. 광도와 수위가 유묘의 생장에 미치는 영향을 살펴보기 위

하여, 생육 상태가 건강하며 수고가 0.8~1.2cm에 해당하는 유묘 160개체(평균 수고: 1cm, 연령: 22일)를 선별하여 야외 포장에서 실험이 수행되었다. 각각의 개체는 한 개의 화분(지름: 15cm, 높이: 13cm)에 식재되었으며, 매질은 앞에 제시한 실험과 동일한 것으로(강모래 : 수도용상토 = 1 : 1) 화분에 10cm의 깊이로 채웠다. 사용된 160개의 화분은 5개씩 나누어 32개의 플라스틱 박스(세로: 51cm, 가로: 36cm, 높이: 30cm)에 위치시켰다.

광도는 100%, 30%(차광막 이용)의 두 가지 수준으로, 수위는 -4cm, +1cm(수고와 동일), +2cm(수고의 2배), +4cm(수고의 4배)의 네 가지 수준으로 처리하였다. 광도와 수위를 조합한 8개의 조건에는 각각 20개체(4개의 플라스틱 박스)의 유묘가 사용되었다. 실험이 진행되는 동안 지속적으로 수돗물을 공급하여 일정한 수위를 유지하였다.

10월 15일에 모든 개체를 수확하여 생존율, 수고, 건중량을 측정하였다. 실험이 진행되는 도중에 줄기와 잎의 대부분이 검은색으로 변하거나 마르고 생장이 멈춘 경우는 죽은 개체로 간주하여 생존율을 계산하였다. 수고는 매질에서부터 줄기의 끝을 기준으로 측정하였다. 건중량은 수확한 식물체를 수돗물로 세척한 후, 70°C에서 48시간 건조한 뒤 전자저울을 이용하여 측정하였다.

또한 광도와 수위가 유식물의 생장에 미치는 영향을 살펴보기 위하여, 6월 25일에 생육 상태가 건강하며, 수고가 18~22cm에 해당하는 유묘 120개체(평균 수고: 20cm, 연령: 45일)를 선별하여 실험을 수행하였다. 광도는 100%, 30%(차광막 이용)의 두 가지 수준으로, 수위는 -4cm, +10cm(수고의 1/2), +20cm(수고와 동일)의 세 가지 수준으로 처리하였다. 광도와 수위를 조합한 6개의 조건에는 각각 20개체의 유식물이 사용되었으며, 화분의 크기와 매질의 종류와 양, 생육 정도의 측정 방법은 앞에 제시한 유묘의

실험과 동일하게 수행되었다.

6. 통계 분석

광도와 수위, 혹은 종자 분산 후 경과시간이 갯벌들의 종자 발아와 유묘 및 유식물의 생장에 미치는 영향을 파악하기 위하여 0.05 유의수준에서 ANOVA(analysis of variance)와 Scheffé의 사후검정을 수행하였다. 모든 분석은 SPSS(ver. 20.0)을 이용하여 이루어졌다.

III. 결 과

1. 종자 분산의 기간

경기도 남양주시 왕숙천의 하천변에서 갯벌들의 종자 분산은 5월 2일에 시작하여 5월 14일에 종료되었으며, 특히 5월 6일부터 10일 사이에 약 84%의 과수에서 종자가 방출되었다(Figure 1). 종자가 분산되는 기간 동안의 서울특별시 평균 기온은 16.7°C이었으며, 대부분의 종자가 방출되기 시작하는 5월 6일 이전에는 삼일 동안 일평균 기온이 18.2°C 이상으로 유지되었다(data from <http://kma.go.kr>).

2. 광도와 수위가 종자 발아에 미치는 영향

광도(100%, 30%, 0%)와 수위(0cm, 2cm)가 조합된 6가지 조건에서 갯벌들 종자의 발아율은 57.6%~96.6%의 범위를 보였다(Figure 2). 광도에 따른 종자 발아율은 차이가 있었으며 ($p < .001$), 광도가 100%, 30%, 0%로 낮아지면서 발아율이 각각 96.0%, 80.3%, 57.3%로 감소하였다. 광도 100%와 30% 조건에서는 T50이 1~2일이었지만, 광도 0% 조건에서는 발아 속도가 다소 늦어져 T50이 2~4일 사이였다(Figure 3). 수위에 따른 발아율과 발아 속도의 차이는 없었다. 또한 삭과에서 분리한 종자를 스텝과 함께 물에 풀었을 때, 수분 이내에 모든 종자가 물속에 가라앉는 것을 확인하였다.

3. 종자 분산 후 경과시간이 종자 발아와 유묘 생존에 미치는 영향

종자 분산 후 경과시간이 길어질수록 갯벌들 종자의 발아율은 크게 감소하였다($p < .001$)(Figure 4). 분산된 직후(0~2일)의 종자 발아율은 96.6% 이상이었지만 8일이 지난 후에는 50% 이하로 감소하였으며, 16일이 지난 후에는 모든 종자가

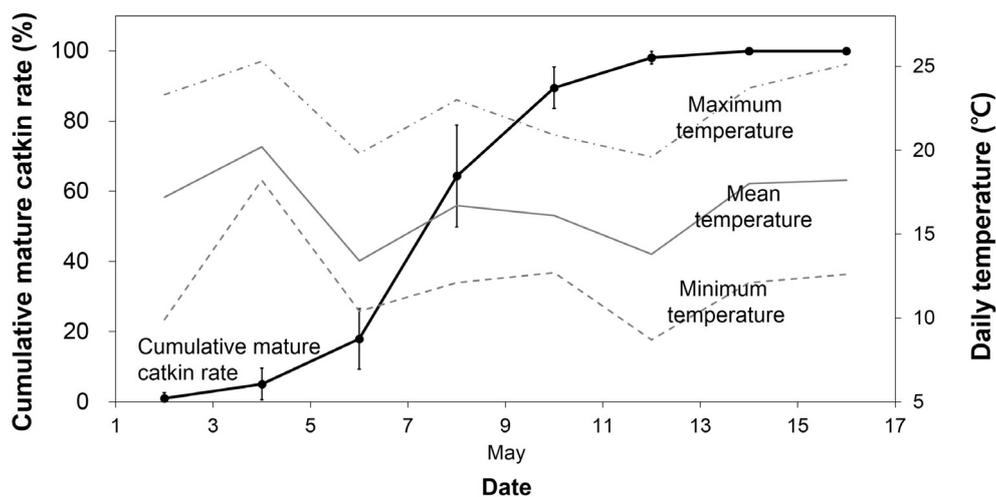


Figure 1. Seed dispersal period of *S. gracilistyla* in riverine of Wangsuk stream, Namyangju City (mean values \pm SD, n = 3). Catkin was regarded as matured if more than 50% of capsules dehisced.

활력을 잃어버렸다. 또한 종자가 발아했을지라도, 분산 후 오랜 시간이 지났을 경우에는 유묘의 생존율이 크게 감소하였다($p < .001$)(Figure 5). 건강한 유묘는 발아한 뒤 약 일주일 안에 본엽

이 만들어지고 수고가 계속 성장하였지만, 분산 후 12일이 지난 종자에서 발아한 모든 유묘는 20일 안에 본엽을 만들지 못하고, 검은색으로 변하였다.

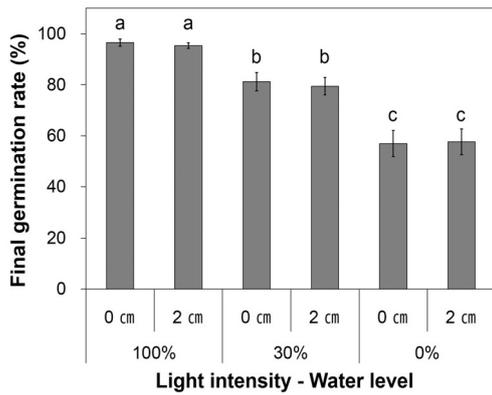


Figure 2. Final germination rate of *S. gracilistyla* at different light intensity and water level treatments (mean values \pm SD, $n = 5$ for each treatment). 70-80 seeds were used for each replicates. Different letters over bar indicate significant differences (Scheffé Test at $<.05$ level) between treatments.

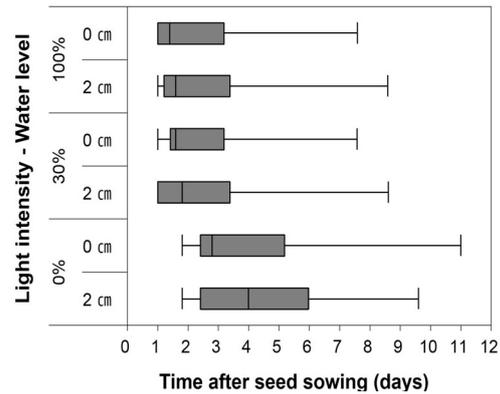


Figure 3. Germination speed of *S. gracilistyla* at different light intensity and water level treatments (mean values \pm SD, $n = 5$ for each treatment). 70-80 seeds were used for each replicates.

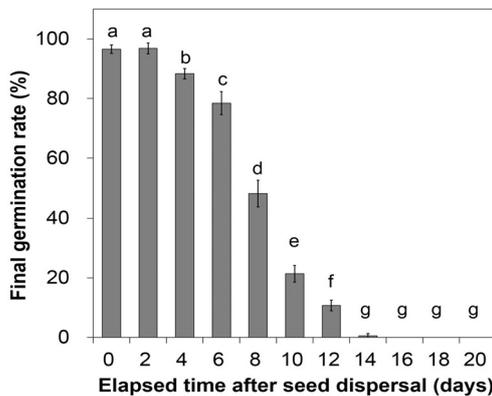


Figure 4. Changes in final germination rate of *S. gracilistyla* according to elapsed time after seed dispersal under 100%-light intensity and 0cm-water level condition (mean values \pm SD, $n = 5$ for each treatment). 70-80 seeds were used for each replicates. Different letters over bar indicate significant differences (Scheffé Test at $<.05$ level) between treatments.

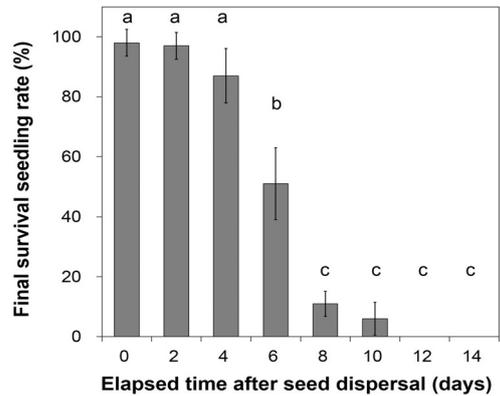


Figure 5. Changes in final survival rate according to elapsed time after seed dispersal of *S. gracilistyla* seedlings under 100%-light intensity and -4cm-water level condition (mean values \pm SD, $n = 5$ for each treatment). 20 seedlings were used for each replicates. Different letters over bar indicate significant differences (Scheffé Test at $<.05$ level) between treatments.

4. 광도와 수위가 유묘와 유식물의 생장에 미치는 영향

수고가 1cm인 갯버들 유묘는 자신의 두 배 혹은 그 이상에 해당하는 수위에서 모두 살아남지 못했으며(Figure 6a), 약 10일 안에 검은색으

로 변했다. 수위가 1cm인 조건에서 유묘의 생존율은 수위가 -4cm인 조건보다 20%가 낮았지만, 수고($p=0.531$)와 건중량($p=0.581$)에 차이가 없었다(Table 1). 광도가 100%에서 30%로 낮아지면서 갯버들 유묘의 생존율은 90%에서 33%

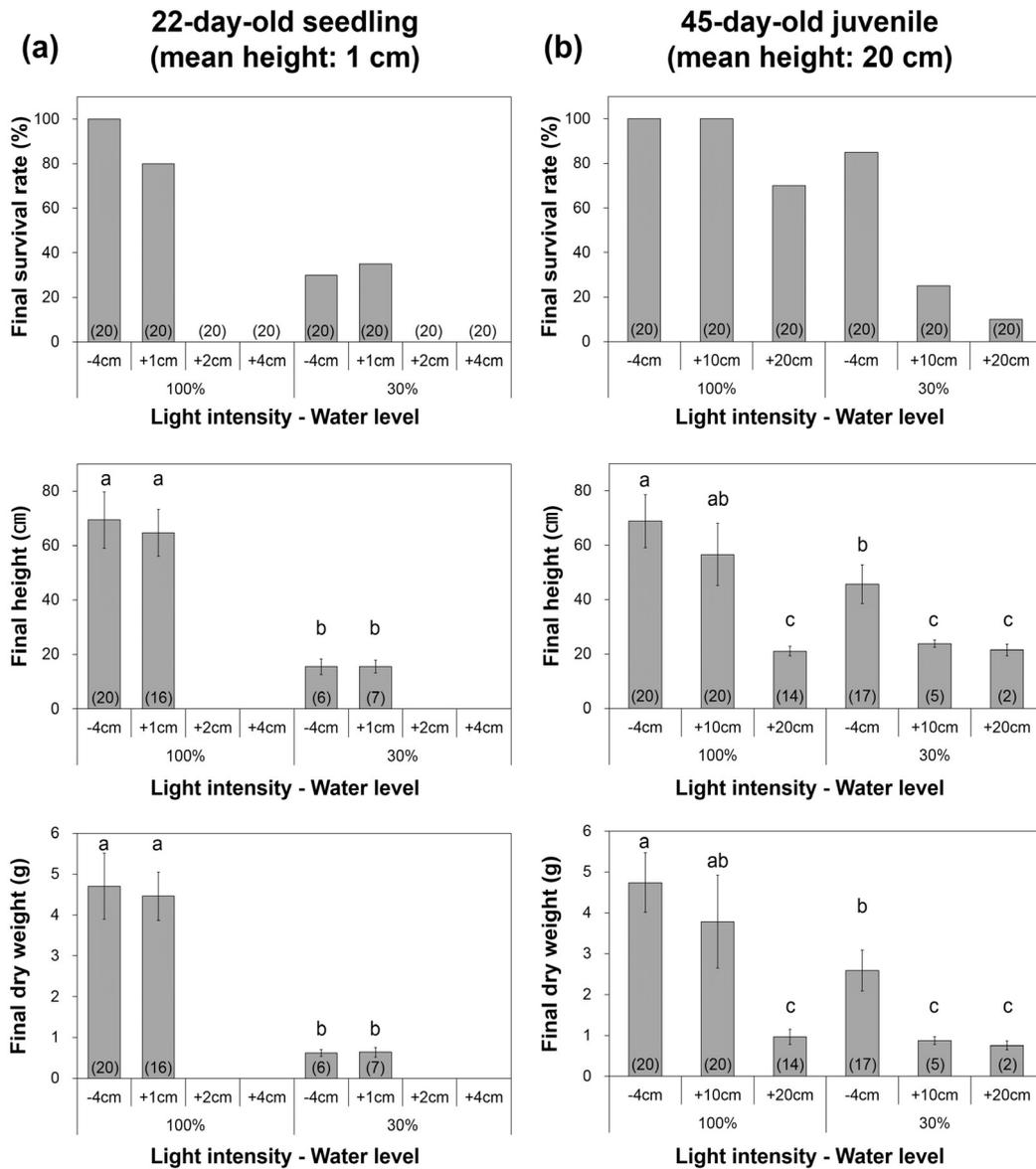


Figure 6. Final survival rate, height and dry weight of 22-day-old seedlings (a) and 45-day-old juvenile (b) in *S. gracilistyla* at different light intensity and water level treatments (mean values \pm SD). The numbers in parentheses refer to replication number, except dead individuals. Different letters over bar indicate significant differences (Scheffé Test at $<.05$ level) between treatments.

Table 1. Analysis of variance for the effect of light intensity and water level on growth of 22-day-old seedlings and 45-day-old juvenile in *S. gracilistyla*.

Source of variation	F-value					
	22-day-old seedlings (mean height: 1cm)			45-day-old juvenile (mean height: 20cm)		
	Light intensity (100, 30%)	Water level ^x (-4, +1cm)	Light intensity × Water level	Light intensity (100, 30%)	Water level (-10, +10, +20cm)	Light intensity × Water level
Final Height	397.85**	0.40 ^{ns}	1.41 ^{ns}	46.47**	63.58**	9.40**
Final dry weight	371.62**	0.31 ^{ns}	0.42 ^{ns}	55.21**	51.17**	8.23*

x : +2cm and +4cm-water level treatments were excluded from analysis, because all seedlings died under this conditions.

ns : Not significant at 0.05 level.

* : Significant at 0.001-0.01 level.

** : Significant at <0.001 level.

로 감소하였으며, 성장량 역시 크게 줄어들었다 (수고: 76.8% 감소, 건중량: 68.5% 감소, p<.001).

수고가 20cm인 갯버들 유식물은 수위가 증가하고, 광도가 낮아지면서 생존율과 성장량(수고: p<.001, 건중량: p<.001)이 감소하였다(Figure 6b). 광도가 100%인 경우에는, 수위가 -4cm인 조건과 +10cm(수고의 1/2)인 조건에서 모든 개체가 생존하였으며, 성장량은 +10cm 수위 조건에서 -4cm 수위 조건보다 다소 감소하였지만 유의미한 차이를 보이지 않았다. 수위가 +20cm(수

고와 동일)인 경우에는 거의 성장하지 못했지만, 70%의 개체가 실험이 종료될 때까지 녹색의 잎과 줄기를 가지고 활력을 유지하였다. 광도가 30%인 조건에서는 100%인 조건보다 생존율과 성장량이 전반적으로 낮았으며, 광도와 수위간의 상호작용 효과로 인하여(수고: p<.001, 건중량: p<.01) 수위 증가에 따른 생존율과 성장량 감소의 폭이 증가하였다. 특히 30%의 광도와 +20cm의 수위 조건이 조합된 경우 유식물의 생존율이 10%까지 낮아졌다.

Figure 7. Growth curve in height of *S. gracilistyla* in the experimental field (mean values ± SD, n = 20).

5. 갯버들의 생장 곡선

야외 포장에서 갯버들은 1년 동안 수고가 86.0 ± 11.1cm 까지 성장하였다(Figure 7). 6월 10일의 갯버들 평균 수고는 3.6cm로, 발아한 뒤 한 달 동안은 생장이 무척 느렸지만, 그 이후에는 생장 속도가 급격히 증가하여 한 달이 더 지난 후의 평균 수고는 10배가 넘는 36.6cm에 달했다. 갯버들이 가장 빠르게 성장하는 시기는 6월 20일에서 8월 29일 사이로, 이 기간에 일 년 전체 수고의 약 85%가 성장하였다. 9월 이후에는 생장 속도가 다시 감소하였다.

IV. 논 의

1. 종자 분산과 발아 단계

환경체 모델에서는 영양 번식체를 배제하였을 경우, 습지 내부로 유입될 수 있는 경로는 토양 종자 은행과 외부로부터 분산되어 들어오는 종자가 있다(van der Valk, 1981). 갯버들은 종자의 수명이 매우 짧기 때문에(Figure 4), 토양 종자 은행의 형태로 존재할 수 없으며(Sacchi and Price, 1992), 오직 외부로부터의 종자 분산에 의지하게 된다. 그러나 몇몇 식물종의 경우 종자 분산 방법에 의하여 침입을 방지할 수 있는 것과는 달리(Schiffman, 1997), 버드나무속 식물의 경우 바람에 의하여 매우 먼 거리를 이동하므로(Horn *et al.*, 2001), 원천적으로 종자가 습지로 들어오는 것을 막을 수 없다. 심지어 버드나무속 식물의 종자는 바람 뿐 아니라, 동지의 재료로 쓸 목적으로 새에 의하여 더 먼 거리를 이동하기도 한다(Vittoz and Engler, 2007).

종자가 발아할 수 있는 환경 조건은 식물종의 정착과 분포를 결정하는데 있어 매우 중요하며, 침입종의 관리에 유용한 정보를 제공한다(D'Antonio and Meyerson, 2002). 수위는 갯버들의 종자 발아에 대한 환경체로 작용하지 않았으며(Figure 2), 이는 같은 버드나무속 식물인 선버들(*S. subfragilis*)에서의 연구 결과와도 일

치한다(Lee *et al.*, 2002). 광도는 종자 발아율에 영향을 미쳤지만 암조건에서도 약 60%의 종자가 발아하였다. 또한 현장에서 광도를 0%에 가깝게 조절하는 것은 어려우며 다른 식물종에게도 영향을 미치므로, 광도를 활용하여 갯버들의 종자 발아를 제어하는 것은 권장할 만한 관리 방안이 되지 못한다.

종자 분산과 발아 단계에서 환경체는 시간적인 관점에서 갯버들의 침입을 억제하는데 유용한 정보를 제공한다. 갯버들의 종자 분산 기간은 약 12일 동안 이루어졌지만, 대부분의 종자는 약 5일 안에 방출되었다(Figure 1). Johnson (1994)은 대기 중의 버드나무속 식물 종자가 약 50일 동안 출현하였으며, 집중적으로 비산하는 기간은 약 15일임을 보고하였다. 그러나 이 연구는 하나의 강 유역에 해당하는 넓은 면적에서 수행되었으며, 각 종을 구분하지 않았고, 연구 방법을 고려하면 실제 종자 방출 기간보다 길게 측정되었을 가능성이 있다. 또한 갯버들 종자의 수명은 매우 짧았으며, 종자의 발아율과 묘묘의 생존율을 조합하면 분산 후 8일 후에는 약 5%(48.2% × 11.0%)만의 종자만이 본엽을 내고 생존할 수 있었다(Figure 4 and 5). 종자의 수명은 며칠부터 길게는 일만 년 이상까지 종마다 다양하며(Porsild *et al.*, 1967), 식물 군집의 변화와 관리에 있어 매우 중요한 요소이다(Kozlowski and Pallardy, 1997). 특히 갯버들과 같이 수명이 짧은 종자는 recalcitrant seed로 분류되는데(Roberts, 1973), 이들은 분산 후 종자의 수분함량이 빠르게 감소하며 수 일 내에 발아에 적절한 환경이 조성되지 않으면 죽는다(Kozlowski and Pallardy, 1997).

종자의 분산 기간과 활력 유지 기간을 합한 약 이주일 동안 습지의 주변부를 마른 상태로 유지하는 것으로 상당량(약 95%)의 종자 생존을 억제할 수 있는 것으로 판단된다(Figure 8). 습지 내부에 떨어져 물에 가라앉은 종자는 발아 하더라도 침수된 환경에서는 생존할 수 없다

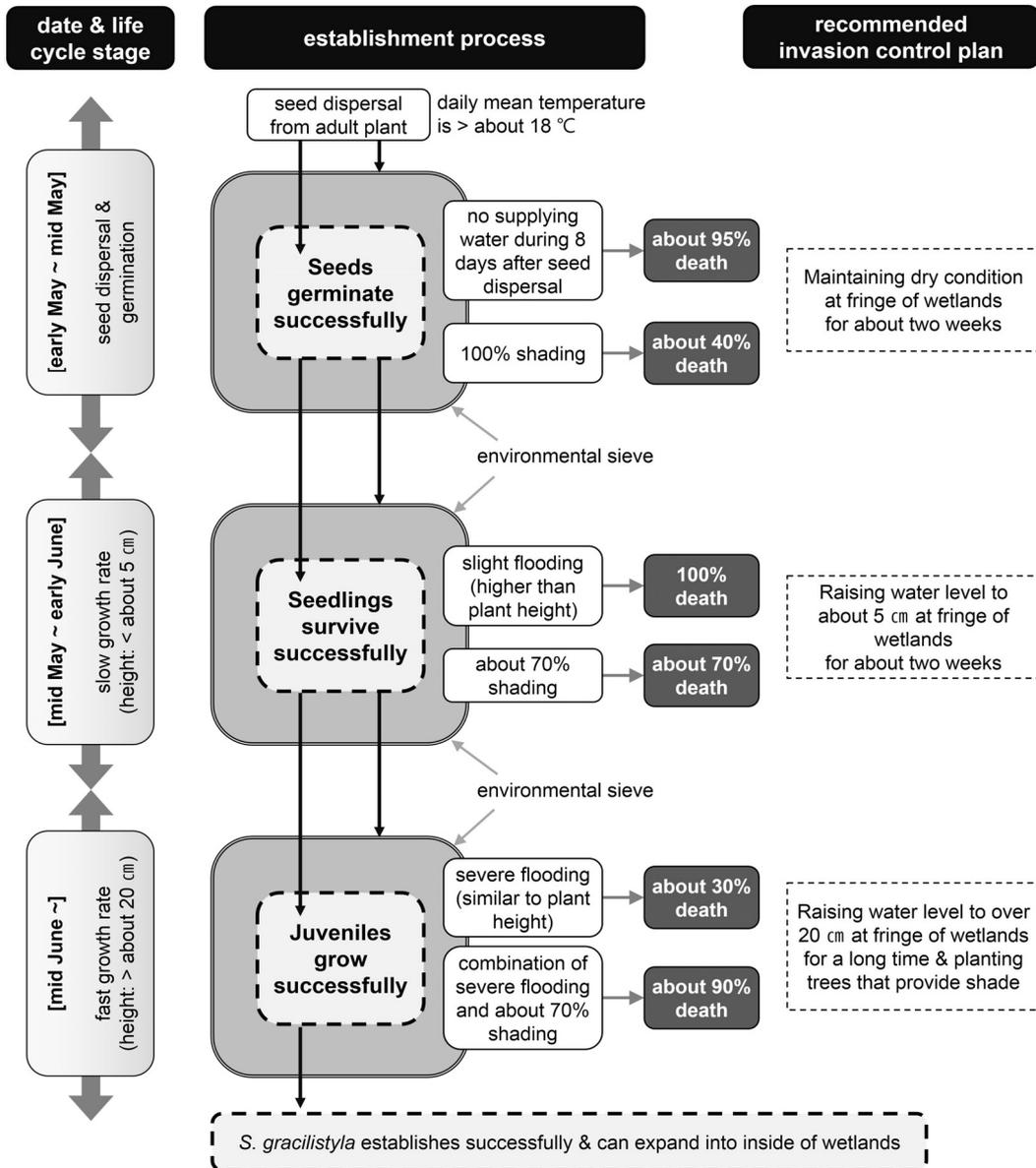


Figure 8. The schematic diagram indicating stepwise environmental sieve of initial establishment from seed recruitment and invasion control plan for *S. gracilistyla*. Growth degree and control timing can be changed by environmental conditions such as climate and nutrient.

(Figure 6a). 이 방법은 두 가지 단점이 있는데, 첫 번째는 비가 올 경우이다. 일단 수분 공급이 이루어지면 1~2일 안에 발아가 이루어지기 때문에(Figure 3), 짧은 시간이라도 비가 내리면 대부분의 종자가 발아할 것이다. 두 번째는 습

지 내부의 물 위에 떨어진 종자가 주변으로 이동하여 발아하는 경우다. 솜털이 달린 종자를 물에 풀었을 경우, 모든 종자가 가라앉은 것을 확인하였지만, 일정한 물리적 충격이 주어지지 않을 경우에는 물위에 떠서 이동할 것이라는 가

능성을 배제하기는 어렵다. 종자 분산과 발아 단계의 관리 시기는 5월 초에서 중순에 해당하며, 이후 생존한 유묘가 관찰될 경우에는 유묘 단계에서의 관리가 요구된다.

2. 유묘와 유식물 단계

유묘는 자신의 수고를 넘는 수위의 범람에서 모두 죽었으며(Figure 6a), 이는 유묘 단계에서 수위가 핵심적인 환경체로 작용함을 나타내고 있다. 이는 범람이 버드나무속 식물의 분포를 제한하는 중요한 요소이며(Dionigi *et al.*, 1985; Krasny *et al.*, 1988), 버드나무속 식물이 자연 상태에서 습지 주변을 따라 선상으로 분포하는 것의 원인이 된다(Noble, 1979; Mahoney and Rood, 1998). 갯버들 유묘는 초기의 한 달 동안은 매우 느리게 성장하였으며(약 $0.1\text{cm}\cdot\text{day}^{-1}$) (Figure 7), 따라서 6월 초 이전에는 습지 주변부를 약 5cm의 수위로 침수시키는 것으로 갯버들의 유묘를 제거하는 것이 가능하다. 침입 억제제를 위한 유묘 단계에서의 수위 조절은 다른 습지식물에 대한 연구에서도 제안된 바가 있는데(Fraser and Karnezis, 2005; Kim *et al.*, 2013), Fraser and Karnezis (2005)는 침수의 기간에 대한 연구가 부족함을 언급하고 있다. 침수 기간에 따른 유묘의 반응을 직접 살펴보는 실험은 진행되지 않았지만, 침수된 유묘가 약 10일 안에 검은색으로 변하는 것을 확인하여 침수의 기간을 약 이주일로 권장한다.

6월 중순 이후에는 갯버들의 생장이 급격히 이루어지는데 8월 말까지 약 $0.9\text{cm}\cdot\text{day}^{-1}$ 의 속도로 수고가 증가하였다. 기존의 연구들은 습지식물의 생장에 있어 초고에 대한 상대적 수위가 중요함을 보고하였는데(Mauchamp *et al.*, 2001; Kim *et al.*, 2013), 이는 생장에 따라 침수에 대한 내성이 증가함을 의미한다(Day *et al.*, 2006). 따라서 침수로 인한 갯버들의 침입 억제는 빠른 시기일수록 유리하며, 6월 중순 이후의 유식물 단계에서는 갯버들의 성장 속도에 맞추어 수고

이상(20cm 이상)에 해당하는 높은 수준의 수위 조절이 요구된다(Figure 6b).

그러나 자신의 수고와 동일한 수위에서도 70%의 개체가 생존하였으며 수위를 무한정 높이는 것은 여러 가지 제약이 따르므로, 그늘을 조성하는 방법과 병행하여 사용할 것을 추천한다. 본 연구에서는 유식물의 생장에 대하여 수위와 광도의 상호작용 효과를 확인하였으며, 70%의 빛을 차단할 경우 유식물의 생존율을 수고의 반에 해당하는 수위에서는 25%, 수고와 동일한 수위에서는 10%까지 낮출 수 있었다. 70%의 차광률은 하천변에 흔히 존재하는 교목 4종을 통하여 실제 측정하여 얻은 수치이며, 이는 선행 연구와도 일치하는 결과다(McLeod *et al.*, 2001). 따라서 습지 주변에 적절한 교목을 식재하는 것으로 광도에 대한 환경체를 구현할 수 있다.

물론 유묘 단계에서도 차광은 유효한 효과를 나타내었으며, 70%의 차광은 유묘의 생존율을 약 35%까지 낮추었다. 그러나 차광보다는 수위 조절이 더 쉬운 방법이며, 유묘 단계에서는 약간의 수위 조절로 확실한 효과를 나타낼 수 있으므로 이는 비효율적인 방법이라 할 수 있다.

3. 관리 방안의 활용 및 후속 연구

침입성 식물의 생태적 관리에 가장 중요하면서도 어려운 점은 침입성 식물은 제거하는 동시에 조성 및 복원의 목표가 되는 식물종의 정착이 가능해야한다는 것이다(Green and Galatowitsch, 2002). 따라서 여러 목표 식물종의 생활사적 특성에 대한 정보가 제공될 때, 관리의 성공률을 높일 수 있다. 본 연구는 다른 습지식물에 대한 영향을 최소화하고자 하였으며, 이는 갯버들의 생활사적 특성과 연관되어 있다. 첫째, 갯버들 유묘는 침수에 취약하기 때문에, 습지의 주변에서 발생하여 점차 안으로 확장하는 전략을 가지고 있다(Noble, 1979). 따라서 정착의 초기 단계에는 습지의 주변부만을 관리하는 것으로 침입을 억제할 수 있는데, 종자 분산 단계에서 마른

상태로 유지하거나 그늘을 조성하는 교목을 심는 것이 그 예이다. 만약 습지 내부까지 이러한 환경 조절을 적용한다면 다른 식물종에도 큰 영향을 미칠 것이다. 둘째, 종자의 분산 기간과 수명, 그리고 유묘가 침수 시에 영향을 받는 시간이 비교적 짧기 때문에 단 기간의 환경 조절로 갯버들의 침입 억제가 가능하다. 이로써 다른 식물종에 대한 영향을 줄일 수 있다. 셋째, 갯버들 유묘의 초기 성장속도가 느리기 때문에 약간의 수위 조절만으로 관리가 가능하다. 수고 생장이 상당히 이루어진 뒤에는 높은 강도의 수위 조절이 요구되며, 이는 다른 식물종에게도 부정적인 영향을 줄 수 있기 때문에 가급적 빠른 시기에 관리하는 것이 필요하다.

기존의 연구에 의하면 반대로 지하수위를 낮추어 건조한 환경을 조성하는 것으로 버드나무과 식물의 유묘 생존을 억제할 수 있었다(Lee, 2002). 그러나 지하부의 생장 길이는 측정하기 어려우며, 토성에 따라 다르게 작용하기 때문에 최소한의 조절 수준을 알기 어렵다(Mahoney and Rood, 1998). 또한 약 30일 연령의 유묘를 통한 실험 연구에서 효과를 나타내는 지하수위를 약 -60cm로 제시하고 있는데(Guilloy *et al.*, 2011), 이는 수위를 높여 조절하는 방법보다 훨씬 강도가 높아 습지 내부에 존재하는 식물종에게 큰 영향을 줄 수 있다.

본 연구는 대략적인 환경 조절의 시기를 제시하고 있지만, 정확한 시기는 기후와 양분 등 환경 조건에 따라 달라질 수 있다. 버드나무속 식물과 생태적 특성이 유사한 사시나무속(*Populus*) 식물의 경우(Kuzovkina and Volk, 2009), 종자 분산 시기는 낮의 길이와 온도에 영향을 받는 것으로 알려져 있다(Mahoney and Rood, 1998). 본 연구에서는 종자가 집중적으로 방출되기 직전의 삼일 동안 일평균기온이 18.2°C 이상으로 유지되었다(Figure 1). 이는 종자 분산 시기에 대한 최소한의 정보를 제공하지만, 정확한 예측을 위해서는 정밀한 생물계절학(phenology)의 연구가

필요하다. 버드나무속 식물의 생물계절은 기후 변화에 영향을 받으므로(Jones *et al.*, 1997), 이에 대한 고려 역시 필요하다.

V. 결 론

갯버들의 침입에 대한 생태적 관리 방안 수립을 목적으로 종자 분산과 발아, 유묘, 유식물의 각 단계에 작용하는 환경체를 밝히기 위한 일련의 실험이 수행되었다. 연구 결과를 통하여 확인된 관리 방안은 다음과 같다.

첫째, 종자 분산 및 발아 단계에는 습지 주변부를 마른 상태로 약 이주일 동안 유지해야 한다(5월 초에서 중순 사이).

둘째, 유묘 단계에는 습지 주변부를 약 5cm의 수위로 약 이주일 동안 침수시켜야 한다(5월 중순에서 6월 초 사이).

셋째, 유식물 단계에는 습지 주변부를 유식물의 수고 이상으로(20cm 이상) 침수시켜야 한다. 동시에 그늘을 만드는 교목을 심으면 효과를 높일 수 있다(6월 중순 이후).

넷째, 수위 조절을 통한 유묘 및 유식물의 관리는 빠르게 수행할수록 쉽고 효과가 높다.

감사의 글

갯버들의 종자 채집에 도움을 준 김도희, 임효인, 유묘의 관리와 생장량의 측정에 도움을 준 남보은, 남종민, 민소정, 이광문, 전승혜, 홍문기에게 감사드립니다. 본 연구는 환경부 차세대에코이노베이션기술개발사업(416-111-010)과 한국연구재단(KRF-2007-313-C00735)의 지원을 받아 수행되었습니다.

References

- Agriculture and Resource Management Council of Australia & New Zealand (ARMCANZ). 2001.

- Weeds of National Significance, Willows (*Salix* taxa excluding *S. babylonica*, *S. x calodendron* and *S. reichardtii*) Strategic Plan. Launceston, Agriculture & Resource Management Council of Australia & New Zealand, Australian & New Zealand Environment & Conservation Council and Forestry Ministers, National Weeds Strategy Executive Committee.
- Cho HJ · Woo HS · Lee JW and Cho KH. 2008. Changes in riparian vegetation after restoration in a urban stream, Yangjae Stream. *Journal of Wetlands Research* 10(3): 111-124. (in Korean with English summary)
- Cronk, J. K. and Fennessy, M. S. 2001. *Wetland Plants: Biology and Ecology*. New York: Lewis Publishers.
- D'Antonio, C. and Meyerson, L. A. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology* 10(4): 703-713.
- Day, R. H. · Doyle, T. W. and Draugelis-Dale, R. O. 2006. Interactive effects of substrate, hydroperiod, and nutrients on seedling growth of *Salix nigra* and *Taxodium distichum*. *Environmental and Experimental Botany* 55(1-2): 163-174.
- DeMeester, J. E. and Richter, D. D. 2010. Restoring restoration: removal of the invasive plant *Microstegium vimineum* from a North Carolina wetland. *Biological Invasions* 12(4): 781-793.
- Densmore, R. and Zasada, J. 1983. Seed dispersal and dormancy patterns in northern willows: ecological and evolutionary significance. *Canadian Journal of Botany* 61(12): 3207-3216.
- Dionigi, C. P. · Mendelssohn, I. A. and Sullivan, V. I. 1985. Effects of soil water-logging on the energy status and distribution of *Salix nigra* and *S. exigua* (Salicaceae) in the Atchafalaya river basin of Louisiana. *American Journal of Botany* 72(1): 109-119.
- Fraser, L. H. and Karnezis, J. P. 2005. A comparative assessment of seedling survival and biomass accumulation for fourteen wetland plant species grown under minor water-depth differences. *Wetlands* 25(3): 520-530.
- Green, E. K. and Galatowitsch, S. M. 2002. Effects of *Phalaris arundinacea* and nitrate-N addition on the establishment of wetland plant communities. *Journal of Applied Ecology* 39(1): 134-144.
- Greenwood, H. · O'Dowd, D. J. and Lake, P. S. 2004. Willow (*Salix* × *rubens*) invasion of the riparian zone in south eastern Australia: reduced abundance and altered composition of terrestrial arthropods. *Diversity and Distributions* 10(5-6): 485-492.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews* 52(1): 107-145.
- Guilloy, H. · González, E. · Muller, E. · Hughes, F. M. R. and Barsoum, N. 2011. Abrupt drops in water table level influence the development of *Populus nigra* and *Salix alba* Seedlings of different ages. *Wetlands* 31(6): 1249-1261.
- Henderson, L. 1991. Alien invasive *Salix* spp. (willows) in the grassland biome of South Africa. *South African Forestry Journal* 157(1): 91-95.
- Hobbs, R. J. and Humphries, S. E. 1995. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology* 9(4): 761-770.
- Horn, H. S. · Nathan, R. A. N., and Kaplan, S.

- R. 2001. Long-distance dispersal of tree seeds by wind. *Ecological Research* 16(5): 877-885.
- Huenneke, L. F. and Vitousek, P. M. 1990. Seedling and clonal recruitment of the invasive tree *Psidium cattleianum*: implications for management of native Hawaiian forests. *Biological Conservation* 53(3): 199-211.
- Johnson, W. C. 1994. Woodland expansions in the Platte River, Nebraska: patterns and causes. *Ecological monographs* 64(1): 45-84.
- Jones, M. H. · Bay, C. and Nordenhall, U. 1997. Effects of experimental warming on arctic willows (*Salix* spp.): a comparison of responses from the Canadian High Arctic, Alaskan Arctic, and Swedish Subarctic. *Global Change Biology* 3(S1): 55-60.
- Keddy, P. A. 2010. *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. New York: Cambridge University Press.
- Kercher, S. M. and Zedler, J. B. 2004. Multiple disturbances accelerate invasion of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) in a mesocosm study. *Oecologia* 138(3): 455-464.
- Kim DH · Kim HT and Kim JG. 2013. Effects of water level and soil type on the survival and growth of *Persicaria thunbergii* during early growth stages. *Ecological Engineering* 61: 90-93.
- Kim JG · Kang HJ · Ju EJ · Song GY · Kwon G J · Kim SR · Kim HT · Park SY · Lee YW and Lee JA. 2007. Technology for Utilization and Control of Ecosystem: Ecological Risk Assessment and Management of Invasive Vines for Biodiversity and Ecological Functions in Riverine Wetland. Research report to Korea Ministry of Environment. (in Korean with English summary)
- Kim S, and Kim JG. 2009. *Humulus japonicus* accelerates the decomposition of *Miscanthus sacchariflorus* and *Phragmites australis* in a floodplain. *Journal of Plant Biology* 52(5): 466-474.
- Kozłowski, T. T. 1979. *Tree Growth and Environmental Stresses*. Seattle: University of Washington Press.
- Kozłowski, T. T. and Pallardy, S. G. 1997. *Growth Control in Woody Plants*. San Diego : Academic Press, Inc.
- Krasny, M. E. · Zasad, J. C. and Vogt, K. A. 1988. Adventitious rooting in four Salicaceae species in response to a flooding event. *Canadian journal of botany* 66(12): 2597-2598.
- Kuzovkina, Y. A. and Quigley, M. F. 2005. Willows beyond wetlands: uses of *Salix* L. species for environmental projects. *Water, Air, and Soil Pollution* 162(1-4): 183-204.
- Kuzovkina, Y. A. and Volk, T. A. 2009. The characterization of willow (*Salix* L.) varieties for use in ecological engineering applications: co-ordination of structure, function and autecology. *Ecological Engineering* 35(8): 1178-1189.
- Lee PH. 2002. Growth characteristics and community dynamics of riparian *Salix* in south Korea. Ph.D dissertation, Kyeongsang National University. (in Korean with English summary)
- Lee PH · Son SG · Kim CS and Oh KH. 2002. Growth characteristics of *Salix nipponica*. *Journal of Korean Wetlands Society* 4(2): 1-11.
- Leek, M. A. · Simpson, R. L. and Parker, V. T. 2008. Why seedlings? (In Leek, M. A. · Parker, V. T. and Simpson R. L. eds., "Seedling Ecology and Evolution"). Cambridge: Cambridge University Press. pp. 1-13.
- Lester, P. J. · Mitchell, S. F. and Scott, D. 1994.

- Effects of riparian willow trees (*Salix fragilis*) on macroinvertebrate densities in two small Central Otago, New Zealand, streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 28(3): 267-276.
- Levine, C. M. and Stromberg, J. C. 2001. Effects of flooding on native and exotic plant seedlings: implications for restoring south-western riparian forests by manipulating water and sediment flows. *Journal of Arid Environments* 49(1): 111-131.
- Loo, S. E. · Nally, R. M. · O'Dowd, D. J. and Lake, P. S. 2009. Secondary invasions: implications of riparian restoration for in-stream invasion by an aquatic grass. *Restoration Ecology* 17(3): 378-385.
- Mahoney, J. M and Rood, S. B. 1998. Streamflow requirements for cottonwood seedling recruitment-an integrative model. *Wetlands* 18: 634-645.
- Maroder, H. L. · Prego, I. A. · Facciuto, G. R. and Maldonado, S. B. 2000. Storage behaviour of *Salix alba* and *Salix matsudana* seeds. *Annals of Botany* 86(5): 1017-1021.
- Masters, R. A., and Nissen, S. J. 1998. Revegetating leafy spurge (*Euphorbia esula*) - infested rangeland with native tallgrass. *Weed Technology* 12(2): 381-390.
- Mauchamp, A. · Blanch, S. and Grillas, P. 2001. Effects of submergence on the growth of *Phragmites australis* seedlings. *Aquatic Botany* 69(2-4): 147-164.
- McLeod, K. W. · Reed, M. R. and Nelson, E. A. 2001. Influence of a willow canopy on tree seedling establishment for wetland restoration. *Wetlands* 21(3): 395-402.
- Mitsch, W. J. and Gosselink, J. G. 2007. *Wetlands*, 4th edn. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Moon BC · Park SP · Cho JR · Oh SM · Lee IY · Kang CK and Kuk YI. 2007. Characteristics on Emergence and Early Growth of Burcucumber (*Sicyos angulatus*). *Korean Journal of Weed Science* 27(1): 36-40. (in Korean with English summary)
- Noble, M. G. 1979. The origin of *Populus deltoides* and *Salix interior* zones on point bars along the Minnesota River. *American Midland Naturalist* 102(1): 59-67.
- Parendes, L. A. and Jones, J. A. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the HJ Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* 14(1): 64-75.
- Planty-Tabacchi, A. M. · Tabacchi, E. · Naiman, R. J. · Deferrari, C. and Decamps, H. 1996. Invasibility of species-rich communities in riparian zones. *Conservation Biology* 10(2): 598-607.
- Porsild, A. E. · Harington, C. R. and Mulligan, G. A. 1967. *Lupinus arcticus* Wats. grown from seeds of Pleistocene age. *Science* 158(3797): 113-114.
- Richardson, D. M. · Holmes, P. M. · Esler, K. J. · Galatowitsch, S. M. · Stromberg, J. C. · Kirkman, S. P. · Pysek, P. and Hobbs, R. J. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and distributions* 13(1): 126-139.
- Roberts, E. H. 1973. Predicting the storage life of seeds. *Seed Science and Technology* 1: 499-514.
- Sacchi, C. F. and Price, P. W. 1992. The relative roles of abiotic and biotic factors in seedling demography of arroyo willow (*Salix lasiolepis*: Salicaceae). *American Journal of Botany* 79(4): 395-405.

- Schiffman, P. M. 1997. Animal-mediated dispersal and disturbance: driving forces behind alien plant naturalization. (In Luken, J. O. and Thieret, J. W. eds., "Assessment and Management of Plant Invasions"). New York: Springer Science & Business Media. pp. 86-93.
- Shin JY. 2000. Nitrogen and phosphorus removal potential of *Phragmites japonica* Steudel. and *Salix gracilistyla* Miq. as a function of Hydraulic retention time and concentration. Ph.D dissertation, Kyung Hee University. (in Korean with English summary)
- Song JS · Park MW · Lim SH and Kim DS. 2010. Prediction of seedling emergence of *Humulus japonicus*. Korean Journal of Weed Science 30(1): 50-57. (in Korean with English summary)
- Thomas, M. B. and Willis, A. J. 1998. Biocontrol-risky but necessary? Trends in ecology & evolution 13(8): 325-329.
- van der Valk, A. G. 1981. Succession in wetlands: a Gleasonian approach. Ecology 62(3): 688-696.
- Vittoz, P. and Engler, R. 2007. Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. Botanica Helvetica 117(2): 109-124.