creative commons
COMMONS DEED

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

dCollection

이학박사학위논문

담수 유입, 염도, 수위가 염습지의 갈대 생육에 미치는 영향

Effects of freshwater inflow, salinity, and water level on the growth of common reed in salt marsh

2015년 2월

서울대학교 대학원
사범대학 과학교육과
홍 문 기

담수 유입, 염도, 수위가 염습지의 갈대 생육에 미치는 영향

Effects of freshwater inflow, salinity, and water level on the growth of common reed in salt marsh

지도교수 김 재 근

이 논문을 홍문기의 박사학위논문으로 제출함
2014년 11월

서울대학교 대학원
사범대학 과학교육과
홍 문 기

홍문기의 박사학위논문을 인준함
2014년 12월

위 원 장 _____ (인)
부위원장 _____ (인)
위 원 _____ (인)
위 원 _____ (인)
위 원 _____ (인)

초록

염습지에서 이루어지는 환경 변화가 갈대의 생육과 분포에 미치게 될 영향을 파악하기 위해 크게 두 가지 종류의 연구를 수행하였다. 먼저 염습지에서 수행된 두 갈대 개체군 비교를 통해 인간 활동의 영향을 받은 담수의 유입이 염습지의 환경을 어떻게 변화시키며 그로 인해 갈대의 생육이 어떻게 달라지는지 규명하였다. 또한, 실내 통제 실험 연구를 통해 어떠한 염도와 수위 조건에서 갈대의 생육이 촉진되거나 저해되는지 파악하고자 하였다. 인간 활동의 영향을 받아 높은 수준의 양분(유효태 인산 = 담수, 0.7 ppm; 염수, 0.3 ± 0.2 ppm; 질산태 질소 = 담수, 11.4 ± 0.1 ppm; 염수, 6.0 ± 5.0 ppm; 암모니움태 질소 = 담수, 8.2 ± 0.1 ppm; 염수, 2.6 ± 2.9 ppm)을 포함하는 담수의 유입은 염습지에서 부족한 양분을 지속적으로 공급한 것으로 보여 진다. 이는 특히 육지와 가까운 곳에 위치한 갈대의 생육을 상대적으로 촉진하였다(지상부 생산성 = 담수 유입, 836.3 ± 434.8 g/0.25 m^2; 비유입, 344.4 ± 170.7 g/0.25 m^2). 또한, 염습지로의 담수 유입은 풍부한 인이나 질소와 같은 양분을 공급하였을 뿐만 아니라 염습지 내 모래의 퇴적을 유발함으로써 토양 중 염도를 낮추었다(담수 유입, 0.30 ± 0.14‰; 담수 비유입, 0.97 ± 0.21‰). 토양 중 높은 비율의 모래(담수 유입, 74.4 ± 10.3%; 담수 비유입, 31.7 ± 1.9%)는 염도를 낮출 뿐만 아니라 지하경과 같은 무성생식기관의 발아를 촉진하는 것으로 잘 알려져 있다. 그와 더불어, 염습지에서의 어업 활동에 따른 패각류의 방류는 토양 중 칼슘 농도를 높임으로써(담수 유입, 3,469 ± 763 mg/kg; 담수 비유입, 897 ± 358 mg/kg) 염에 대한 갈대의 내성을 높이는 작용을 한 것으로 보여 진다. 염습지로의 담수 유입에 따른 환경 변화는 염습지의 갈대가 3 kg/m^2 이상의 높은 지상부 생산성을 보일 수 있도록 하였다. 이는 보통 낮은 염도의 기수역에서 확인되는 수준의 높은 지상부 생산성이라 할 수 있다. 즉, 염습지로의 담수 유입이 염습지 중 육지와 가까운 곳의 환경을 낮은 염도의 기수역과 유사하게 변화시킨

것이다. 실내 통제 실험 연구를 통해서 확인한 바와 같이, 조수에 따른 주기적인 수위 변화는 5‰과 같이 낮은 수준의 염도 환경에서 이차 줄기 생성을 더욱 향상시키는 등 갈대 생육 전반을 촉진하였다. 한편, 담수 유입의 영향을 받지 않는 염습지에서의 갈대 생육이 상대적으로 저조한 것은, 25‰과 같이 높은 수준의 염도조건에서 주기적으로 변화하는 수위 변화가 오히려 갈대의 생육을 저해하였던 실내 통제 실험 결과를 통해 설명할 수 있다. 주기적으로 변화하는 수위 환경은 5‰과 같이 낮은 염도 조건에서는 갈대의 이차 줄기 생성을 촉진(약 3.2 ramets/pot)하고 높은 엽록소 함량을 보일 수 있도록 하였다. 반면, 25‰ 조건에서는 갈대의 이차 줄기 생성이 거의 이루어지지 않아(약 0.3 ramets/pot) 생육 전반이 저해되었다.

Abstract

I performed two kinds of investigation to understand effects of environmental changes in salt marsh on the growth and distribution of *P. australis,* Firstly, I compared two reed stands to understand the effects of anthropogenic freshwater inflow on the growth of *P. australis* in a salt marsh. Then, the growth of *P. australis* under various levels of salinity and water level regimes were compared via a greenhouse experiment. Anthropogenic freshwater inflow from a fishing village appeared to continuously provide nutrients including available phosphorus (0.7 ppm), nitrate (11.4 ppm), and ammonium (8.2 ppm) into the salt marsh. Such high level of nutrients in the freshwater seemed to facilitate the growth of *P. australis*, particularly, locating in front of the fishing village (above-ground biomass in freshwater inflow site = 836.3 ± 434.8 g/0.25 m^2; non-inflow site, 344.4 ± 170.7 g/0.25 m^2). Freshwater inflow not only provided nutrients into the salt marsh, but also caused sand deposition and subsequent reduction in soil salinity (freshwater inflow site, 0.30 ± 0.14‰; non-inflow site, 0.97 ± 0.21‰). Higher ratio of sand particles (freshwater inflow site, 74.4 ± 10.3%; non-inflow site, 31.7 ± 1.9%) is well known to facilitate sprouting from asexual organs of *P. australis*. In addition, discharged shells from the fishing village into the salt marsh appeared to raise the level of soil calcium (freshwater inflow site, 3,469 ± 763 mg/kg; non-inflow site, 897 ± 358 mg/kg). Soil calcium has been reported to raise the tolerance of *P. australis* against salt stress. Freshwater inflow into the salt marsh caused high above-ground biomass of over 3 kg/m^2. In general, such high above-ground biomass of *P. australis* is

usually measured in estuaries with low salinity, indicating that freshwater inflow reduced the salinity of the salt marsh as low as estuaries. Regular change of water level and 5‰ salinity were confirmed to facilitate the formation of secondary shoots (about 3.2 ramets/pot) and overall growth of *P. australis* via the greenhouse experiment. Meanwhile, the reason why the growth of *P. australis* without freshwater inflow in the salt marsh was relatively lower can be explained by another result from the greenhouse experiment. Regular change of water level rather hindered the formation of secondary shoots of *P. australis* under 25‰ salinity condition (about 0.3 ramets/pot), indicating that regular change of water level differently affected the growth of *P. australis* depending on salinity level.

목 차

제 1 장. 서 론

1-1. 갈대에 관한 연구 동향

1-1-1. 지리적·환경적 분포 특성 ····· 13

1-1-2. 발아 및 생육 특성 ····· 14

1-1-3. 정착 및 확장 특성 ····· 16

1-1-4. 경쟁 특성 ····· 16

1-1-5. 잡종 강세로 인한 침입종 특성 ····· 16

1-1-6. 환경 변화에 따른 반응 및 적응 특성 ····· 18

1-1-7. 염도와 수위에 따른 생육 특성 ····· 18

1-2. 연구 목적 및 범위

1-2-1. 연구 목적 ····· 28

1-2-2. 연구 범위 ····· 29

제 2 장. 담수 유입이 염습지의 갈대 생육에 미치는 영향

2-1. 서 론 ····· 31

2-2. 재료 및 방법

2-2-1. 조사지 개황 ····· 34

2-2-2. 갈대 생육 분석 ····· 35

2-2-3. 이화학적 환경 분석 ····· 36

2-2-4. 통계 분석 ····· 37

2-3. 결 과

2-3-1. 갈대 생육 ····· 39

2-3-2. 수질 ····· 41

2-3-3. 토질 ····· 42

2-4. 고 찰
2-4-1. 염습지 환경에서의 갈대 생육 ····· 53
2-4-2. 담수 유입에 따른 염습지의 환경 변화 ····· 54
2-4-3. 담수 유입에 따른 환경 변화가 갈대 생육에 미치는 영향 ····· 55
2-4-4. 염습지 내 갈대 개체군의 생태적 가치 ····· 59

제 3 장. 염도와 수위 체제가 갈대 생육에 미치는 영향

3-1. 서 론 ····· 62
3-2. 재료 및 방법
3-2-1. 실험 재료 ····· 65
3-2-2. 실험 설계 ····· 66
3-2-3. 갈대 생육 측정 ····· 68
3-2-4. 토질 분석 ····· 70
3-2-5. 통계 분석 ····· 70
3-3. 결 과
3-3-1. 토질 ····· 71
3-3-2. 갈대 생육 ····· 74
3-4. 고 찰
3-4-1. 염도에 따른 갈대 생육 ····· 87
3-4-2. 수위에 따른 갈대 생육 ····· 89
3-4-3. 갈대 생육에 대한 염도와 수위의 복합적인 효과 ····· 90
3-4-4. 해수면 상승에 따른 갈대 생육 ····· 92

제 4 장. 종합 결론 ····· 94

인용 문헌 ····· 97

List of figures

Chapter 1.

Fig. 1-1. Reed stands on various types of wetlands.

Chapter 2.

Fig. 2-1. Sets of belt transection at 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' reed stands in Sun-cheon Bay.
Fig. 2-2. Growth characteristics of 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' reed stands in the study site.
Fig. 2-3. Water characteristics of discharging fresh- and saline-water at 'Freshwater inflow' reed stand in the study site.
Fig. 2-4. PCA scores based on the soil environmental characteristics of 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' stands.
Fig. 2-5. Soil pH, salinity, water content, organic matter content of 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' reed stands.
Fig. 2-6. NO_3-N, NH_4-N, PO_4-P in soil of 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' reed stands.
Fig. 2-7. Major ions in soil of 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' stands.
Fig. 2-8. Ratio of soil components in 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' stands.
Fig. 2-9. The flow chart for establishing process of reed stands in salt marsh.
Fig. 2-10. Deposited sand, shells, and reed litter at the landward area in the 'Freshwater inflow' reed stand.
Fig. 2-11. The schematic diagram of the establishing process of reed stands in salt marsh.

Chapter 3.

Fig. 3-1. Seedlings and 2-year-old *P. australis*.
Fig. 3-2. The schematic diagram for water level conditions of the experiment.
Fig. 3-3. A photograph of water level control system.
Fig. 3-4. A schematic diagram representing primary and secondary shoots from a rhizome fragment of *P. australis*.
Fig. 3-5. Aquatic and soil roots on rhizomes of *P. australis* in water and substrate layers.
Fig. 3-6. Uppermost shoot height of *P. australis* under 0, 5, 25‰ in water

salinity during 20 weeks.
Fig. 3-7. Final shoot height, shoot density, culm diameter of *P. australis* depending on environmental conditions.
Fig. 3-8. No. of blades, blade length, chlorophyll content of *P. australis* depending on environmental conditions.
Fig. 3-9. Biomass production of *P. australis* depending on environmental conditions.
Fig. 3-10. Shoot density, sum of blade length, sum of shoot length of primary and secondary shoot density of *P. australis* depending on environmental conditions.
Fig. 3-11. Chlorophyll content of primary and secondary shoots depending on environmental conditions.

Chapter 4.

Fig. 4-1. The schematic diagram indicating interactive effects of salinity and water level on the growth of common reed.

List of tables

Chapter 2.

Table 2-1. Two-group discriminative analysis result for soil variables in 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' stands.

Table 2-2. T-test result for soil variables at the nearest quadrats to the shoreline in 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' stands.

Table 2-3. Pearson correlation coefficients (r) for reed growth parameters and soil environmental characteristics.

Table 2-4. Growth parameters of *P. australis* at late summer season in reed marshes.

Chapter 3.

Table 3-1. Soil characteristics under different salinity and water level.

Table 3-2. Two-way ANOVAs for growth parameters of *P. australis* in response to different salinity and water level.

Table 3-3. Shoot DW: BGDW under different salinity and water level.

제 1 장. 서 론

1-1. 갈대에 관한 연구 동향

벼과(Poaceae) 갈대속에 속하는 다년생 대형정수식물인 갈대[common reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.]는 고위도에서부터 저위도에 이르기까지 대부분 대륙에 분포한다(Clevering and Lissner 1999). 또한 갈대는 넓은 위도에 걸쳐 분포할 뿐만 아니라 고도에 있어서도, 1,000 m 이상의 산지습지로부터 해안가의 염습지에 이르기까지 넓은 범위에 걸쳐 분포하고 있다(**Fig. 1-1**).

정수습지와 유수습지 그리고 기수역이나 염습지 등 대부분 유형의 습지에서 관찰되는 갈대는 많은 수의 종자를 생성할 뿐만 아니라 지상경이나 지하경과 같은 무성생식 기관을 통한 개체군 확장도 탁월하다(Hong and Kim 2012, 2014). 갈대는 최대 6 m까지 초고 생장이 가능하며 지하경을 통한 개체군 확장의 경우 1년에 최대 10 m까지 이루어진다(Haslam 1972, 1973).

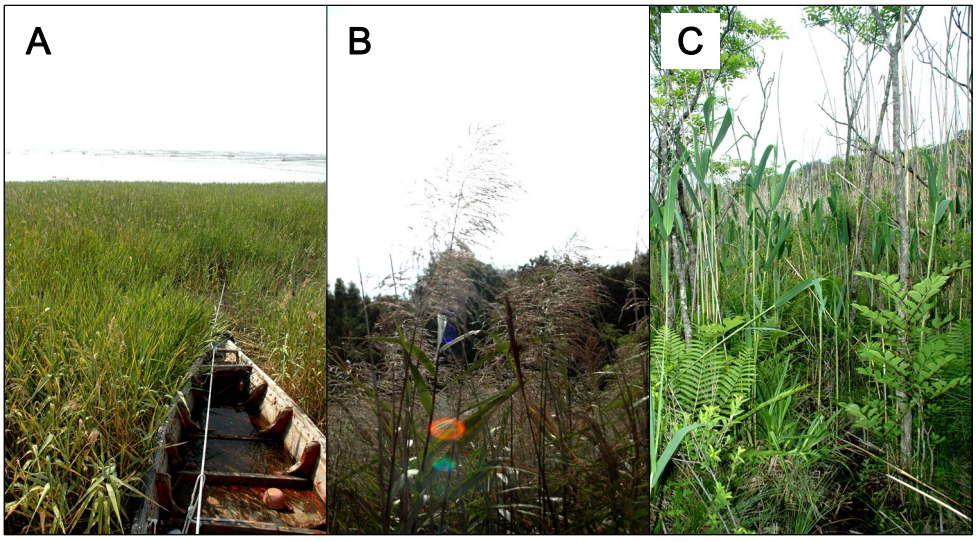

Fig. 1-1. Reed stands on various types of wetlands (A, salt marsh; B, riparian marsh; C, montane fen).

갈대 지상부 생산성의 경우 습지의 유형이나 환경 특성에 따라 다소 차이가 있으나, 담수습지나 기수역 습지의 경우, 약 2 ~ 3 kg/m^2 이상의 높은 값을 보이기도 한다(Min and Kim 1983, Kim et al. 1986). 한편, 높은 염 환경인 염습지에서의 갈대는 보통 약 0.5 ~ 1 kg/m^2 수준의 지상부 생산성을 보이는 것으로 알려져 있다.

갈대는 뛰어난 생육 능력과 넓은 생육 환경으로 오랜 시간 동안 많은 지역의 연구자들에게 연구대상으로서 많은 관심을 받아왔으며, 습지식물 중 가장 많은 연구가 수행된 식물종 중 하나다. 갈대는 곤충, 어류 그리고 조류 등의 다양한 동물뿐만 아니라 미생물들의 서식처나 먹이를 제공하는 중요한 생산자다(Okun and Mehner 2005, Rejmánková 2011). 또한, 갈대의 왕성한 생육과 넓은 생육 환경은 수질 정화 목적의 인공습지 조성이나 관리와 관련된 기술 발전에도 크게 기여해왔다(Hong et al. 2014a, 2014b).

위와 같이 갈대와 관련하여 우리나라뿐만 아니라 전 세계적인 차원에서 다양하고 많은 연구가 진행되어왔다. 20세기까지는 주로 갈대의 기초적인 생물학적 특성과 생태적 특성 등에 관한 연구가 주를 이루어 진행되어 왔다면(Harshberger and Burns 1919; Haslam 1970; Lee et al. 1986, Choung and Kim 1989, Lissner and Schierup 1997), 21세기에 들어서는 다른 종들과의 상호 작용이나 환경 변화에 따른 갈대의 생육 반응이나 확장 특성 등의 연구가 주를 이루고 있다(Burdick et al. 2001, Wang et al. 2006, Min 2011). 최근에 들어서는, 지구온난화에 따른 이상기후나 해수면 상승과 같은 환경 변화가 갈대의 생육에 미치는 영향에 관한 연구 또한 활발히 진행 중에 있다(Lessmann et al. 2001, Saltonstall and Stevenson 2007).

1-1-1. 지리적・환경적 분포 특성

갈대는 대부분 대륙의 고위도(Juutinen et al. 2001, 2003)에서 저위도(Ngomanda et al. 2007, Eid et al. 2014)에 걸쳐 분포하고 있다. 또한,

갈대는 1,000 m 이상의 고산습지(Klimeš 2000, Hong and Kim 2013a)부터 염도가 25‰ 이상인 염습지(Burdick et al. 2001, Hong and Kim 2012)에 이르기까지 넓은 지리적·환경적 분포 특성을 보이는 종이다. 갈대는 온대기후대의 양분이 풍부한 환경에서 더욱 높은 생육을 보이지만(Saltonstall and Stevenson 2007), 이탄습지와 같은 빈영양(oligotrophic) 환경에서 주로 분포하고 있는 것으로 알려져 있는 선태류인 물이끼류(*Sphagnum* spp.)와 혼재하여 생육하기도 한다(Hong and Kim 2011, 2013b).

갈대가 넓은 지리적·환경적 특성을 보이는 만큼, 동일한 갈대종임에도 불구하고 다른 형태적·생태적 특성을 보이는 생태형(ecotypes)이나 개체군도 쉽게 관찰된다(Hanganu et al. 1999, Hong and Kim 2014). 특히, 다형성(polymorphism)을 띠는 서로 다른 갈대 개체군의 경우, 유전자 수준과 염색체 수준뿐만 아니라, 외관이나 생육 특성에 있어서도 큰 차이를 보이는 경우가 많다(Rodewald-Rodescu 1974).

북미, 유럽, 아프리카, 북아시아의 경우 주로 4배체(tetraploid, fine reed)에 해당하는 갈대종이 분포하는 반면, 한국과 일본 등을 포함하는 중위도의 아시아 대륙과 호주 등에서는 8배체(octoploid, giant reed)의 갈대종이 분포하고 있으며, 터키를 포함한 중동 지역에는 위 두 종류의 갈대종이 혼재해 있는 것으로 보고된 바 있다(Clevering and Lissner 1999).

1-1-2. 발아 및 생육 특성

다른 일반적인 종들과 유사하게 갈대의 종자 또한 그 크기나 무게가 종자의 발아율에 영향을 미치는데, 갈대 종자의 크기나 무게는 갈대의 초고와 비례하는 것으로 알려져 있다(McKee and Richards 1996). 즉, 초고 생장이 뛰어난 갈대가 보다 발아 확률이 높은 종자를 생성하게 되는 것이다. 한편, 갈대는 종자보다도 무성생식기관에 의한 개체군 확장이 일반적이기 때문에 자가수분 빈도가 높아지게 된다. 그로 인해 불임이

되어 제대로 된 결실이 이루어지지 않는 경우가 흔하며, 종자의 30%만이 발아가 가능한 상태로 결실이 되는 경우도 있다(Greenwood and MacFarlane 2006).

Nikolajevskij(1971)와 Haslam(1973)은 갈대 종자의 발아에 있어서 가장 중요한 요소 중 하나로 충분한 빛 조건을 제안하였다. Nikolajevskij는 빛과 더불어 온도 또한 갈대의 종자 발아에 있어 핵심적인 환경요소로 보고하였다. 25 ~ 27℃의 기온에서는 발아가 이루어지기까지 약 이틀 정도의 시간이 소요된 반면, 그 보다 낮은 온도인 15 ~ 16℃의 기온에서는 발아가 이루어지기까지 4 ~ 5일 정도의 시간이 소요되었다(Nikolajevskij 1971). Greenwood and MacFarlane(2006)은 15 ~ 30℃의 온도보다는 10 ~ 25℃에서 종자 발아가 더 촉진되는 것을 확인하였다. Haslam(1973)은 갈대 종자 발아에 있어서 적정 온도 조건뿐만 아니라 주기적으로 변화하는 온도 환경도 중요한 것으로 강조한 바 있다. Gorai 등(2006)은 다양한 온도 조건에서의 갈대 종자 발아를 관찰하였는데 그 결과, 5℃ 이하 및 35℃ 이상의 온도에서는 갈대의 종자 발아가 이루어지지 않았다.

갈대의 종자 발아에는 빛과 온도뿐만 아니라 수위 조건 또한 중요하게 작용하는데, 갈대의 종자 발아를 위해서는 최소 5 cm 이하의 낮은 수위 조건이 유지되어야 한다(Haslam 1972). 갈대 발아에 영향을 미치는 또 다른 주요 환경 조건으로 염도를 들 수 있다. 염도는 갈대의 유묘 및 개체군 생장뿐만 아니라 종자의 발아에 있어서도 절대적인 영향을 미치는 것으로 알려져 있다. 50 mM의 염화나트륨 환경에서는 갈대의 종자 발아율이 16%까지 감소하였으며, 500 mM의 염화나트륨 환경에서는 갈대의 종자 발아가 억제되었다(Gorai et al. 2006). 한편, 염도는 갈대의 초고 생장에는 부정적인 영향을 미친 반면, 밀도 생장에는 유의미한 영향을 미치지는 않는 것으로 보여 진다(Mauchamp and Mésleard 2001).

갈대의 무성생식기관인 지상경을 통한 발아의 경우 갈대 개체군이 분포해 있는 습지의 기후나 환경에 따라 다소 차이가 있으나, 주로 지상경

의 가운데 부위에 해당하는 마디에서의 발아가 보다 잘 이루어진다 (Hong and Kim 2011). 또한, 지상경 절편의 직경이 클수록, 절편으로부터 발아되어 생장하는 경엽부의 직경 및 초고 생육 또한 보다 촉진된다 (Hong and Kim 2013a).

1-1-3. 정착 및 확장 특성

갈대의 지상경이나 지하경 절편(fragment)을 통한 뛰어난 무성생식능력은 갈대 개체군 확장에 있어 핵심적인 수단이다. 특히 월동싹(winter buds)을 포함한 절편의 경우 월동싹이 포함되어 있지 않은 절편에 비해 상대적으로 많은 탄수화물을 포함하고 있어 월동싹의 생장을 통한 빠른 정착이 가능하다.

기수역이나 염습지에서의 갈대 확장에 있어 지상경이나 지하경과 같은 무성생식기관이 종자보다 더 높은 기여를 한다(Burdick et al. 2001, Bart and hartman 2003). 생장상과 같이 실내의 통제된 환경에서는 갈대의 종자 발아가 상대적으로 잘 이루어지는 편이다(Haslam 1972, 1973). 그러나 많은 수의 종자를 만들어내는 만큼이나 작은 종자 크기로 인해 실제 자연환경에서는 종자에 의한 발아나 유묘의 정착이 다소 불량하다. 그런 이유로 갈대는 개체군의 초기 정착이나 확장에 있어 무성생식기관인 지상경이나 지하경 절편에 의존하는 것이 일반적이다(Koppitz 1999, Mauchamp et al. 2001).

1-1-4. 경쟁 특성

갈대의 종내 경쟁이나 종간 경쟁은 곧 특정 환경에 대한 갈대의 생육반응 특성으로 이해할 수 있다. 먼저, 갈대 생육을 촉진하거나 제한하는 주요 요인으로 염과 양분 그리고 수위 체제가 있다. Haslam(1970)에 따르면 습한 환경에서는 수위보다는 양분 조건이 보다 중요한 환경 요인으로서 갈대 생육을 결정한다. Emery et al.(2001) 또한 유사한 결과를 발표하였는데, 갈대는 다른 대형정수식물들에 비해 상대적으로 높은 수준

의 양분을 필요로 하는 것으로 보고하였다. 한편, 건조한 환경의 습지일 경우 수위 환경보다 다른 종과의 경쟁이 오히려 더 중요한 갈대 생육 결정 인자로 작용하였다(Haslam 1970). Clevering(1998)과 Zhao et al.(2013)은 양분보다도 수위 조건이 갈대 생육에 있어 더 결정적인 역할을 하는 것으로 보고하였다.

갈대는 최대 2 m 이상의 수심조건에서도 생육이 가능하지만 일반적으로 깊은 수심에 비해 얕은 수심을 보다 선호하는 것으로 보여 진다(Yamasaki 1981). 또한, 갈대는 침수가 이루어지지 않은 육지에서의 생육도 관찰되는 등 수위와 관련하여서도 넓은 생육 범위를 보인다(Park et al. 2013). 깊은 수심에서는 상대적으로 초고 생장이 촉진되는 반면, 반대로 얕은 수심에서는 보다 많은 수의 만드는 것으로 알려져 있다(Bodensteiner and Gabriel 2003, Hayball and Pearce 2004). Zhao et al.(2013)의 연구에 따르면 갈대는 30 cm의 수심 환경 보다는 -30 cm 수심 환경에서 초고생장(26 ~ 27%), 직경생장(7 ~ 12%) 그리고 생물량(36 ~ 51%) 생산 등 전반적으로 더 나은 생육을 보였다.

갈대의 경우 깊은 수심 환경에서는 부들속(*Typha* spp.)이나 줄(*Z. latifolia*)과 같은 종과의 경쟁에 있어 다소 취약한 생육을 보이는 것으로 알려져 있다(Hong et al. 2014b). 그러나 수심이 깊지 않은 환경에서는 오히려 왕성한 지하부 생육을 통해 부들속이나 줄의 생육을 적극적으로 방해함으로써 종간 경쟁에서 우위를 점하기도 한다(Hung et al. 2007, Chun and Choi 2009, Paradis et al. 2014).

조수에 따른 주기적인 침수뿐만 아니라 염의 영향을 받는 기수역이나 염습지에서도 서식 가능한 갈대는, 부들속이나 줄 등에 비해 염에 대한 내성이 상대적으로 높아 보다 높은 경쟁력을 보인다. 염에 대한 갈대의 내성은 생육 단계나 유전적 차이 등에 따라 다르지만, 갈대는 염생식물(halophytes)이 아님에도 불구하고 염에 대한 상당한 내성을 가지는 것으로 알려져 있다. 갈대는 잎의 탈락 등을 통한 능동적인 염 조절 기작은 없으나 조직 내 삼투 조절 등을 통해 높은 나트륨 농도 환경에서도

생존이 가능하다(Lissner and Schierup 1997).

1-1-5. 잡종 강세로 인한 침입종 특성

최근 북미에서 이루어진 갈대에 관한 연구 중 상당수를 차지하는 것으로서, 유럽 갈대와 북미 갈대 간 잡종이 보이는 잡종강세와 그로 인한 습지생태계의 황폐화에 관한 연구를 들 수 있다(Chornesky and Randall 2003, Zedler and Kercher 2004). 잡종 갈대가 북미 대륙에서 보고된 것은 약 100년도 더 전이지만(Harshberger and Burns 1919), 최근 들어 인간 활동과 같은 다양한 환경 변화 등과 함께 맞물려 그 문제의 심각성이 계속적으로 증가하고 있는 추세다(Saltonstall and Stevenson 2007).

갈대는 생태계 내 엔지니어로의 특성을 가지고 있다. 즉, 갈대의 왕성한 지상부 및 지하부 생육은 습지의 생산성에 크게 기여할 뿐만 아니라(Able et al. 2003), 습지 내 수위 및 유로 등의 수문 전반에까지 영향을 미친다(Windham and Lathrop 1999). 특히, 잡종 갈대는 기본적으로 갈대가 보이는 뛰어난 형태적 가소성과 함께 염에 대한 높은 내성을 보인다. 또한, 잡종갈대는 양분 환경에 따른 탄력적인 생육에 있어서도 고유 갈대종보다 뛰어나 빠른 속도로 기존의 갈대 개체군을 대체하고 있다(Saltonstall and Stevenson 2007). 한편, 잡종 갈대의 정착이나 확장에 있어 기후 변화나 해수면 상승 등과 같은 거시적 차원에서의 환경 변화도 영향을 미치나, 기수역 및 염습지 등지에서 이루어지는 개발 행위와 같은 인간 활동에 따른 수문 등의 국지적인 환경 변화가 보다 직접적인 요인으로서 작용하고 있는 것으로 알려져 있다(Silliman and Bertness 2004, Bart et al. 2006).

1-1-6. 환경 변화에 따른 반응 및 적응 특성

갈대 생육에 있어 예상 가능한 환경 변화 인자로는 크게 수위와 양분 그리고 염도를 들 수 있다. 그 중에서도 물리적 요인으로서의 수위와 화학적 요인으로서의 양분과 염도는 갈대의 생육에 직접적인 영향을 미치

는 중요한 환경요인이라 할 수 있다. 특히, 갈대 서식처에서의 염도와 수위의 급격한 변화는 갈대의 정착과 생육을 촉진하거나, 반대로 갈대의 생존을 불가능하게 하는 제한요인으로서 작용하기도 한다(Amsberry et al. 2000).

수위 변화에 대한 갈대의 생육 반응을 연구한 Vretare et al.(2001)는 얕은 수위(5 ~ 20 cm)에서의 생장이 깊은 수위(70 ~ 75 cm)에 비해 월등히 좋았으며, 얕은 수위에서 깊은 수위로의 환경 변화는 상대성장률의 감소를 야기하는 것으로 보고하였다. 수위 변화에 대한 갈대의 적응은 변화폭 즉 수위 변동의 강도가 작거나 수위 변화가 잦지 않을 경우 상대적으로 용이하게 진행된다. 반면, 수위 변화의 강도가 크고 불규칙적이거나 또는 잦은 주기의 변화는 갈대의 생육을 매우 저해하는 것으로 보고되어 있다(White et al. 2007).

1-1-7. 염도와 수위에 따른 생육 특성

갈대 생육을 결정짓는 가장 중요한 환경인자라 할 수 있는 염도와 수위는 종자, 유묘 및 절편으로부터 출현한 식물체(rhizome-grown or culm-born plants)와 개체군(mature clones) 수준에 이르기까지, 갈대의 생활사 전반에 걸쳐 영향을 미칠 뿐만 아니라 그 효과와 영향도 생활사에 따라 다르다. 또한, 어떤 유전체(genotype)인지에 따라서도 상이한 수준의 내성을 보이는 것으로 알려져 있다(Achenbach and Brix 2014).

1) 발아

염도에 따른 갈대 종자 발아의 경우 10‰ 이하(5 ~ 10‰) 조건에서는 오히려 촉진된 반면 10‰ 수준 이상 조건에서부터 발아 저해가 확인되었으며(Wijte and Gallagher 1996, Mauchamp and Mésleard 2001), 12 ~ 27‰ 수준의 염에 노출될 경우 발아가 전혀 이루어지지 않는 것으로 확인된 바 있다(Bart 2003). Marks et al.(1994)의 연구에서도 20‰ 이상의 염도에서는 갈대의 종자 발아가 억제되었다.

갈대 종자 발아의 경우 낮은 수준의 염에 대해서는 어느 정도 수준의 내성을 보이는 반면, 침수 환경에 대해서는 취약한 특성을 보이는 것으로 알려져 있다. Haslam(1972)의 연구에 따르면 갈대는 5 cm 이하 수위 조건에서만 발아되었다. Yu et al.(2012) 또한 그와 유사한 연구 결과를 발표하였는데, 0 cm와 4 cm의 수위에서는 갈대의 높은 종자 발아율과 빠른 발아 속도가 확인된 반면, 그 이상의 수심에서는 대부분의 종자 발아가 억제되었다. 위 사실들을 종합해 볼 때, 대부분 염습지에서의 갈대 유입이나 정착은 조수의 영향을 지속적으로 받는 환경에서 이루어지는 경우보다도 상대적으로 염도가 낮을 뿐만 아니라 침수가 이루어지지 않는 시기나 덜 이루어지는 환경에서 보다 성공적으로 이루어지게 됨을 알 수 있다(Hootsmans and Wiegman 1998, Chambers et al. 2003).

2) 유묘 생육

유묘 시기의 갈대는 종자를 포함한 갈대 생활사 전반을 통틀어 특히 염에 대해 가장 취약한 특성을 보인다. Lissner and Schierup(1997)의 연구에 따르면 갈대 유묘 생장은 염이 일정수준(2.5 ~ 5‰) 이상으로 증가함에 따라 지속적으로 저해되는 것으로 나타났으며 35‰ 이상의 환경에서는 모든 개체가 고사하였다. 개체군 수준의 갈대는 35‰ 이상의 염도 환경에서도 관찰되지만(Taylor 1939), 갈대 유묘의 경우 그렇지 못한 이유는 높은 염 환경에서의 삼투압 조절 능력이 상대적으로 취약하기 때문이다. Hartzendorf and Rolleschek(2001)의 연구에 따르면, 0 ~ 1.5‰ 수준의 낮은 염도에서는 유묘 생육이 저해되지 않았으나 35‰과 같이 높은 염도 조건에서는 모든 유묘가 고사하였다.

염도와 저산소 환경에서의 갈대 유묘 생육 특성을 규명한 Gorai et al.(2010)의 연구에 따르면, 갈대는 기본적으로 저산소 환경 즉 침수 환경에 잘 적응한 생리적 특징을 보였는데, 100 mM의 염화나트륨 첨가에도 갈대 유묘의 생육이 저해되지 않았다. 단, 200 mM의 염화나트륨이 첨가된 환경에서는 유묘의 생육이 다소 저해되기는 하였으나 꽃을 포함한 모든

기관 형성이 이루어졌다.

갈대 유묘는 염 조절 등을 통해 잎의 팽압을 효과적으로 조절함으로써 염을 포함한 저산소 환경인 염습지에서 정착하며 확장할 수 있는 것으로 보여 진다. 예를 들어, 토양 중 염의 증가는 갈대 유묘의 뿌리 중 염도를 증가시키나 갈대는 나트륨 이온이나 황 이온 그리고 부분적으로 염소 이온을 잎으로부터 제거시키는 기작을 보이는 것으로 알려져 있다(Pagter et al. 2009).

또한, 염의 증가는 일반적으로 기공 내 전도도를 감소시켜 이산화탄소 및 산소 등의 기체가 원활하게 운반될 수 없도록 하여 전반적인 광합성의 저해를 야기할 수 있다. 갈대는 그러한 환경에서 잎 속의 프롤린(물에 대한 용해도가 가장 높은 아미노산)의 농도를 증가시킴으로써 삼투압을 조절하였다. 프롤린은 수크로오스와 함께 염으로 인해 발생하는 삼투압을 조절함으로써 갈대의 수분 손실을 줄이고 정상적인 대사가 이루어질 수 있도록 하는 일종의 완충역할을 하는 매개체이다(Pagter et al. 2009). 위와 같이 갈대가 효과적인 염 배출 및 잎 속 삼투 조절 등을 통해 염습지에서도 생육 가능한 것은 사실(pseudo-halophyte)이나 일반적으로 염생식물이 갖고 있는 탈락과 같은 능동적인 염 배출 능력은 없는 것으로 알려져 있다(Lissner and Schierup 1997).

갈대는 북미나 중국 등지의 염습지에서 염생식물인 *Spartina alterniflora* Loisel.와 혼재하여 분포하는 것으로 알려져 있다. 갈대가 *S. alterniflora*에 비해 염에 대한 내성이 낮음에도 불구하고 염습지로의 계속적인 확산이 진행 중에 있다(Wijte and Gallagher 1996, Vasquez et al. 2006). 이는 염습지 및 염습지 부근에서 이루어지는 개발이나 교란 등에 따른 담수 및 양분 유입과 국소적으로 낮아진 염도 등에 따른 것으로서 염습지 내 갈대 확장은 일종의 염습지 교란의 지표로 이해되고 있다.

갈대 유묘는 기본적으로 침수환경에 적응한 생리・생태적 특성을 보인다(White et al. 2007). Mauchamp et al.(2001)의 연구에 따르면 침수에

따른 갈대 유묘의 생육은 유묘의 생육 정도에 따라 달랐다. 즉, 염도에 대한 갈대의 내성이 생육 단계가 높아짐에 따라 증가하듯, 유묘 또한 초기 유묘에 비해 어느 정도 생육기를 거친 유묘의 내성이 보다 높았다(Maucham et al. 2001). 특히 갈대 유묘는 50%나 80% 수준의 부분침수 환경에서 오히려 생육이 촉진된 반면, 완전 침수 환경에서는(125% 침수) 잎이 시드는 등 생육 전반이 저해되는 것으로 알려져 있다.

3) 지상경(culm) 및 지하경(rhizome) 절편으로부터 출현한 경엽부 생육

지상경과 지하경 등 갈대의 무성생식기관은 염습지에서의 갈대 유입과 정착 및 확장에 있어 종자 및 유묘 이상의 역할을 수행하는 것으로 보인다. 종자에 비해 월등히 많은 탄수화물을 포함하는 갈대의 무성생식기관은 염을 비롯한 침수 등의 환경 스트레스 인자에 보다 높은 내성을 보이게 하는 것으로 알려져 있다(Chambers et al. 2003). 특히, 크기가 큰 무성생식기관의 경우 상대적으로 더 높은 내성과 더불어 뛰어난 활착 및 후속 생장이 가능한 것으로 보고된 바 있다(Bart and Hartman 2003, Hong and Kim 2014).

염습지 내 갈대의 무성생식기관은 염습지에서의 건설 및 개발 활동 등의 여러 가지 인위개변적 영향뿐만 아니라 야생동물의 섭식 활동이나 태풍 등 여러 가지 자연적인 요인들로 인해서도 절편 형태로 분리되어 이동할 수 있는 기회를 갖게 된다. 절편 형태의 무성생식기관은 종자에 비해 염에 대한 상대적으로 높은 내성을 보이는데, 갈대는 위와 같은 기회를 통해 기수역이나 염습지를 우점하게 된다.

지상경 및 지하경과 같은 갈대의 무성생식기관 또한 유묘와 같이 염도 및 침수의 주기나 강도가 증가할수록 생육 전반이 저해되는 특징을 보인다(Hellings and Gallagher 1992, Asaeda et al. 2003). 지상경의 경우 10‰ 수준의 염도 환경까지는 광합성을 포함한 갈대 생육이 촉진되었으나 20‰ 이상에서는 저해되었다. 특히 높은 염도조건에서는 뿌리와 오래된

잎 중 나트륨 및 염소의 농도가 높게 검출되었다(Achenbach and Brix 2014). 그러나, 수위가 -10 cm 수준으로 유지될 경우 30‰ 염도 환경에서도 갈대 생육이 가능한 것으로 확인된 바 있다(Hellings and Gallagher 1992). 확실한 사실은 0‰의 담수조건 보다 10‰의 염도에서 지상경에서 기인한 경엽부 생육이 보다 촉진되었다는 것이다.

지하경에서 기인한 갈대 생육의 경우 다소 상이한 특성을 보이기는 하였으나 전반적으로 낮은 염도 조건에서는 생육이 촉진된 반면 높은 염도 환경에서는 생육 전반이 저해되는 것으로 확인하였다. Howard and Rafferty(2006)의 연구에 따르면 갈대 초고 생장의 경우 10‰에서보다 0‰에서 보다 뛰어난 초고 생육을 보였으며 1 cm 수위 조건 보다 20 cm 수위 조건에서 더 나은 초고 생장을 보였다. Lisssner and Schirup (1997)의 연구에 따르면 0‰ 보다도 2.5‰에서의 초고 생장이 더 뛰어났던 것으로 보고한 바 있으며 생물량의 경우에는 2.5‰이 아닌 5‰에서 보다 높았다. 또한 15‰ 수준의 염에 지속적으로 노출될 경우 갈대 생육이 전반적으로 저해되었으며 18‰ 이상의 염도에서는 고사가 이루어졌다 (Bart and Hartman 2002).

특히 염도의 증가는 무엇보다도 갈대의 이차 줄기 생장(secondary shoot growth)을 저해함으로써 갈대 생육을 억제하였다. 갈대의 이차 줄기 생장은 갈대 개체군의 생산성 및 확장과 더불어 화서 생성 등 갈대 개체군 동태의 핵심적인 역할을 수행하는 과정이라 할 수 있다. 30‰ 수준의 염 조건에서는 이차 줄기 생장이 저해 되어 훨씬 낮은 밀도로 발생하였을 뿐만 아니라 이차 줄기 생장 시기 또한 담수에서에 비해 약 2주 정도 지연되는 것으로 보고되었다(Asaeda et al. 2003).

높은 염 환경에서의 이차 줄기 생육 저해는 특히, 높은 수준의 황에 의해 현저하게 낮아지는 질소 흡수 능력이 그 주요 원인이다. 갈대는 기본적으로 높은 수준의 질소를 필요로 하나(Windham and Meyerson 2003) 상대적으로 가용성 질소 농도가 낮은 염습지에서의 높은 염도 및 황은 갈대의 질소 흡수 능력을 더욱 떨어뜨림으로써 이차 줄기 생장 등

의 갈대 생육 전반을 더욱 저해하게 된다(Chambers et al. 1998).

갈대가 염생식물이 아님에도 불구하고 기수를 포함한 염습지에서 성공적으로 적응할 수 있게 된 배경으로는, 뛰어난 통기조직 발달을 통한 산소공급과 염 배출 및 잎 속의 삼투조절 능력 등을 들 수 있다. 그와 더불어 갈대의 경우 고정된 수위 환경보다도 주기적으로 변화하는 수위 환경에 생리적으로 보다 잘 적응하였기 때문이기도 하다(White et al. 2007). 갈대와 부들속 식물종들을 대상으로 수행한 연구에 따르면 부들속 종들은 여러 범주의 침수와 수위에 생리적, 형태적 변화를 보인 반면 갈대는 형태적 특성과 비저항(specific resistance) 등 생리학적으로도 특별한 반응을 나타내지 않았다(White et al. 2007). 이러한 갈대의 생리·형태학적 특성은 조수의 영향을 받는 기수에서의 뛰어난 생육과 더불어 염습지에서도 생존할 수 있는 경쟁력을 부여하는 것으로 보여 진다. 특히 5‰ 안팎의 염도 조건인 기수의 경우 적정 수준의 양분 조건일 뿐만 아니라 고정된 수위 환경보다 지속적인 조수 환경에 보다 잘 적응한 갈대의 생육을 최적으로 보장하는 환경으로 볼 수 있다.

4) 개체군 생육

염습지 내 갈대 유입과 정착에는 종자 발아를 통한 유묘의 성공적인 활착과 더불어 지상경 및 지하경과 같은 무성생식기관 절편의 안정적인 정착이 이루어질 수 있는 기회가 주어져야만 한다. 즉, 낮은 염도, 낮은 수위, 배수가 잘 되는 모래와 같은 매질 환경과 더불어 주변 식생이 아직 자리 잡지 않은 환경이나 풍부한 양분 환경이 주어졌을 때 갈대의 성공적인 정착이 가능해진다(Chambers et al. 2003). 갈대 개체군은 30‰ 이상의 염 환경에서도 관찰되며 최대 45‰의 염도에서도 생육 가능한 것으로 알려져 있다(Burdick and Dionne 1994). 종자 발아 및 유묘 그리고, 지상경 및 지하경과 같은 무성생식기관 등 대부분의 개체 수준 갈대는 10‰ 이상의 염도에서 생육 저해를 나타내었다. 한편, 개체군 수준의 갈대는 약 18‰ 안팎 수준의 염도에서부터 생육이 다소 저해되는 것으로

보고된 바 있다(Bart et al. 2006). Marks et al.(1994)의 연구에 따르면 생육 기간 중 대부분의 시간 동안 18‰ 이상의 염에 노출되는 환경에서는 갈대 개체군의 확장이 지극히 제한적으로 이루어졌다. 갈대의 확장은 주로 염수의 염도를 기준으로, 0.5 ~ 5‰(oligo-haline)에서부터 5 ~ 18‰(meso-haline) 수준의 환경에서 원활하게 이루어지는 반면(Chambers et al. 1999), 19 ~ 25‰에서는 더디게 이루어지는 것으로 알려져 있다(Burdick et al. 2001). 반면, 개체군 수준의 갈대는 30‰ 수준의 염도에서 생육 저해가 관찰되지 않는 경우가 보고되기도 하였다(Adams and Bate 1999).

보통 30‰ 이상의 염도인 염습지에서의 갈대 개체군 확장은, 염도가 훨씬 낮을 뿐만 아니라 염수에 의한 침수가 이루어지지 않는 환경으로부터 시작되었을 가능성이 높다. 갈대는 습지식물임에도 불구하고 사구와 같이 침수가 거의 이루어지지 않는 일종의 육지에서도 흔히 관찰 가능한 종으로서 침수뿐만 아니라 건조 스트레스에도 높은 내성을 보이는 종이다. 염수에 의한 침수가 이루어지지 않는 사구나, 염습지 부근의 도랑과 같이 담수의 영향을 받는 수체가 포함된 환경에서 먼저 정착한 뒤 무성생식기관인 지하경에 의한 개체군 확장(clonal integration)을 통해 염습지로 확장해 나가는 것이다(Chambers et al. 2003, Bart et al. 2006).

30‰ 이상 염도를 보이는 염습지 내 갈대 확장의 핵심은 지하경 생장을 통한 개체군 확장이다. 즉 지하경을 통한 양분과 산소의 공급은 높은 염 환경과 높은 침수 강도의 환경으로까지 갈대가 확장할 수 있도록 하는 원동력이라 할 수 있다. 염습지 내 갈대 확장의 핵심이라 할 수 있는 지하경 구조의 단절이나 파괴는 염습지 내 갈대 생육 및 생식 등에 치명적으로 작용하게 되는 것이다(Bart and Hartman 2000, 2003).

갈대는 최대 60 cm 깊이까지 지하부를 발달시킴으로써 실질적인 수분 및 염 흡수가 이루어지는 지하부로 하여금 높은 염에 직접적으로 노출되지 않도록 할 수 있다. 특히 담수의 영향을 직접적으로 받는 지하수위 근처로 지하부가 발달될 경우 염습지 내 갈대 확장이 보다 원활하게 이

루어질 수 있게 된다(Min 2011). Adams and Bate (1999)의 연구에 따르면 염습지에서 실질적으로 물을 흡수하는 갈대의 지하부가 위치해 있는 매질 중 염도는 35‰ 보다 훨씬 낮은 수준으로 유지될 수 있다고 한다. 즉 지표수의 염도가 35‰ 이상이더라도 실질적인 흡수가 이루어지는 매질 간극수의 염도가 낮게 유지될 경우 갈대 생육이 가능해 지는 것이다.

또한, 갈대 생육이 왕성하게 이루어지게 될 경우 지하부로의 충분한 산소 공급이 이루어지게 되고 이는 매질 중 황의 농도를 낮추는 작용을 하게 된다. 이를 통해 황에 의한 갈대 생육 저해가 완화됨으로써 갈대 생육이 촉진되는 것이다(Bart and Hartman 2000).

보통 20‰ 이상의 염 환경에서는 갈대가 토양 중 질소 등의 양분을 효과적으로 흡수할 수 없으며 그로 인한 생육 저해를 보이는 것이 일반적이다(Chambers et al. 1998). 그러나, 염습지 내 가용성 양분이 증가하게 될 경우 갈대의 생육이 향상될 뿐만 아니라 염에 대한 내성까지도 높이는 것으로 알려져 있다(Emery et al. 2001). 즉, 일반적인 염습지 내 갈대는 염과 침수와 같은 환경 스트레스로부터 살아남기 위해 많은 에너지를 해당 대사 작용에 할애하지만, 충분한 양분이 공급될 경우 그러한 에너지 소모를 줄일 수 있어 보다 나은 생육이 가능해 지는 것이다.

그러므로 염습지 부근의 자연적인 염도와 수문을 교란시킬 여지가 있는 벌목 등의 개발이나 방파제 및 취락 조성 등의 인간에 의한 활동은 염습지 내 모래와 같은 매질의 퇴적을 촉진하고 양분을 공급하거나 염도나 수위 등을 낮춤으로써 갈대가 효과적으로 유입되고 정착하며 확장할 수 있는 환경을 제공할 수 있다(Silliman and Bertness 2004, Bart et al. 2006).

온대기후대 염습지의 주요 식생인 갈대는 염습지에서 상대적으로 높은 생산성을 보이는 대표적인 식물종이며 높은 생산성을 통해 염습지의 물질 순환에 핵심적인 역할을 하는 것으로 알려져 있다(Meyerson et al. 2000, Windham 2001). 뿐만 아니라, 갈대는 염습지의 다양한 동물들이 먹이나 서식처로서 가장 선호하는 식생 중 하나인 것으로 보고되어 있다

(Meyerson et al. 2000).

염습지에서 행해지는 여러 가지 인간 활동은 염습지 내 양분을 공급하거나 염도와 수위를 낮춤으로써 갈대의 정착이나 생육을 촉진하는 방향으로 작용하는 경우가 많은 반면(Silliman and Bertness 2004, Bart et al. 2006, Álvarez-Rogel et al. 2007), 해수면 상승은 그와 반대되는 작용을 할 수 있다. 또한, 해수면 상승은 염습지와 함께 기존의 담수나 기수역까지 영향을 미치게 되어 조수의 영향을 받는 수계 전반에 걸친 갈대의 생육과 분포에 영향을 미칠 수 있다.

1-2. 연구 목적 및 범위

1-2-1. 연구 목적

삼면이 바다인 우리나라의 경우 서해부터 남해에 이르기까지 넓은 면적의 염습지가 발달되어 있으며 거의 대부분의 염습지에서 갈대가 주된 식생으로 역할하고 있다(Shim et al. 2009). 염습지는 다양한 습지생태계 중에서도 높은 생산성과 뛰어난 생태적 가치의 습지 유형으로 평가받고 있다. 그럼에도 불구하고 우리나라의 많은 경우 간척이나 항만 조성과 같은 인위적인 개발의 위협으로부터 자유롭지 못한 것이 사실이다. 또한, 해수면 상승과 같은 전 지구적 차원에서의 환경 변화로 인한 갈대의 생육 반응이나 식생 지도에 있어서의 변화 등에 관한 연구 또한 미진한 실정이다.

본 연구에서는 여러 종류의 갈대 서식처 중에서 인간 활동에 따른 교란이나 지구온난화로 인한 해수면 상승 등의 환경 변화에 직접적으로 영향을 받게 되는 취약 환경인 염습지에 그 초점을 맞추고자 하였다. 무엇보다도 염습지의 주요 생산자로서 기능하는 갈대가 염습지에서의 환경 변화에 어떻게 반응하고 있으며, 어떠한 환경을 보다 선호하고, 나아가 향후 환경 변화에 어떤 반응을 보이게 될 것인지에 대한 보다 명확한 결론을 내려 보고자 하였다. 구체적인 연구목표는 다음과 같다.

1) 염습지는 높은 염도의 염수와 조수에 따른 수위 변화의 영향을 지속적으로 받는 한편, 동시에 육지로부터 양분이 포함된 담수가 유출수(runoff water)나 지하수 형태로 유입되기도 한다. 야외 현장에서 염습지로의 담수 유입이 염습지 내 이화학적 환경에 미치는 영향을 분석하고 그러한 환경 변화가 염습지 내 갈대 생육에 미치는 영향을 파악한다.
2) 갈대는 담수로부터 기수에 걸쳐 염습지에 이르기까지 넓은 생육 분포를 보인다. 실내 통제 실험을 통해 조수로 인한 염과 수위의 구배가

갈대 생육에 어떻게 영향을 미치며, 어떠한 환경이 갈대 생육을 촉진하거나 저해하는지 정밀하게 파악한다.

1-2-2. 연구 범위

담수 유입, 염도 그리고 수위 등의 환경 요인이 갈대 생육에 미치는 영향을 파악하기 위해 크게 두 가지 형태인 현장 조사와 실내 실험 연구를 설계하였다.

1) 먼저 자연적으로 형성된 염습지를 대상으로 한 현장 조사의 경우, 육지로부터 유출되고 있는 담수의 영향을 받는 갈대 개체군과 그렇지 않은 개체군을 비교함으로써 염과 조수에 의한 수위 변화를 지속적으로 받는 갈대 습지에 양분이 포함된 담수 유입이 미치는 영향을 파악하고자 하였다. 두 갈대 개체군을 대상으로 환경 특성을 분석하고 해당 습지 내 갈대 생육을 비교함으로써 염습지 내 환경 차이에 기인한 갈대 생육 차이를 확인하고자 하였다.

2) 염도와 수위가 갈대 생육에 미치는 영향을 파악하기 위한 두 번째 연구의 경우, 문헌 연구 및 현장 연구 1)의 결과를 토대로 궁극적으로 어떤 수준의 염도와 어떤 특성의 수위 조건이 갈대 생육을 촉진하거나 저해하는지에 대한 명확한 답을 내려 보고자 하였다. 이를 위해 실내에서 다양한 염도와 수위 환경에서의 갈대 생육 모니터링을 계획하였다.

현장 조사와 실내 실험으로 구성된 본 연구는 우선, 갈대의 생육에 가장 직접적으로 영향을 미칠 수 있는 염도와 수위 그리고 양분 등이 갈대 생육에 어떻게 작용하는지에 대한 다각도적인 차원에서의 접근이라 할 수 있다. 이를 토대로 염습지에서의 인간 활동이나 해수면상승과 같은 환경 변화에 따른 갈대의 반응을 파악하고 예측하고자 한다. 이는 기존의 갈대 습지를 대상으로 한 지속가능한 보전을 위한 중요한 정보를 제공하게 될 것이다. 또한, 본 연구 수행을 통해 얻은 결론을 토대로, 기수

역이나 염습지로의 불필요한 갈대 유입이나 확장이 예상되는 환경을 사전에 파악할 수 있으며, 이는 필요 시 갈대 억제 등의 관리에 있어도 유용하게 활용될 수 있을 것이다.

제 2 장. 담수유입이 염습지의 갈대 생육에 미치는 영향

2-1. 서 론

갈대는 삼투압 조절 등을 통한 염에 대한 내성으로 염습지에서도 쉽게 관찰되는 종이지만(Lissner and Schierup 1997), *S. alterniflora*와 같은 염생식물과 비교할 경우 염 환경에서의 발아나 생육이 상대적으로 부진한 것이 사실이다(Wang et al. 2006). 갈대는 보통 10‰ 이상의 염도에서부터 발아를 비롯한 유묘 생육 및 성체 수준의 생육 등의 전반적인 생육 저해를 보이는 것으로 알려져 있다(Chambers et al. 2003).

한편, 개체군 수준의 갈대는 25‰ 이상인 염수 환경에서도 생육과 확장이 이루어질 뿐만 아니라 최대 45‰의 염도에서의 생육도 보고된다(Burdick and Dionne 1994). 유묘나 무성생식기관 절편과 달리, 개체군 수준의 갈대가 25‰ 이상의 높은 염도 환경에서도 생육 저해를 보이지 않는 것은 먼저, 무성생식기관인 지하경을 기반으로 한 개체군 내 산소 및 양분 공급이 가능하기 때문이다(Bart and Hartman 2003). 갈대는 보통 염습지에서도 침수가 상대적으로 덜 이루어지는 뭍에서의 정착을 기점으로, 점차 수심이 깊은 환경으로 확장해 나가는데, 이 때 지하경을 통한 산소와 양분 공급이 중요하게 작용한다(Amsberry et al. 2000). 갈대의 지하부는 50 cm 이상 깊이에 분포하기도 하는데, 이를 통해 지표수의 염도 보다 낮은 염도의 간극수를 흡수하게 됨으로써 염습지에서의 생육이 가능해진다(Adams and Bate 1999).

또한, 염습지로 유입되는 지표수나 지하수 등 여러 가지 형태의 담수 유입이나 조수의 단절 등에 따른 염습지의 염도와 수위 저하는 염습지에서의 갈대가 개체군 형태로 발달될 수 있는 기회로 작용한다(Bart et al. 2006). 그러한 이유로, 높은 염도 환경인 염습지에서 이루어지는 갈대의 생육이나 개체군 확장은 인간 활동의 영향 등에 따른 염습지 내 교란의 지표로서 인식되는 경우도 있다(Silliman and Bertness 2004,

Álvarez-Rogel et al. 2007).

염습지에서 이루어지는 대표적인 인간 활동으로 항만 조성이나 어업을 위한 취락 그리고 농경지 조성 및 농경 활동 등을 들 수 있다. 그러한 인간 활동은 염습지에서의 조수 흐름을 단절시키거나 염습지로 담수가 유입될 수 있도록 함으로써 염습지 내 이화학적 환경을 변화시키게 된다(Silliman and Bertness 2004, Álvarez-Rogel et al. 2007, Min 2011). 특히, 염습지로의 담수 유입은 염습지 내 저토 즉 갈대의 지하부가 분포해 있는 매질의 염도를 떨어뜨려 염습지에서의 갈대 생육을 용이하게 할 수 있는 것으로 알려져 있다(Alexander and Duntoon 2002, Min 2011). 또한, 담수 유입을 통한 염습지로의 인, 질소나 칼슘 등과 같은 양분 공급은 염에 대한 갈대의 내성을 높여 염습지에서의 갈대 생육을 촉진할 수 있다(Lewis et al. 1989).

염습지로의 담수 유입은 염습지 내 수질뿐만 아니라 토양과 같은 매질의 환경 변화도 야기할 수 있는데, 특히 담수 유입은 염습지로의 매질 운반을 통한 퇴적 작용을 유발할 수 있다. Phillips(1987)의 연구에 따르면 담수 하천에 의한 운반 작용이나 태풍 등에 따른 염습지로의 모래 및 식물 파편(debris)의 퇴적은 염습지 내 갈대의 유입과 정착을 촉진하였다. 또한, 염습지에서의 갈대와 같은 다년생 식물의 정착은 태풍에 의한 모래나 식물 파편 등의 매질 퇴적을 더욱 촉진하는 것으로 알려져 있다(Álvarez-Rogel et al. 2007). 즉, 염습지로의 담수 유입은 단순한 수질 변화나 토질 변화만을 유발하기보다 수질과 토질 그리고 지형까지도 변화시킬 수 있는 요인인 것이다. 그럼에도 불구하고 대부분의 선행연구에서는 주로 염습지로의 담수 유입에 관한 단편적인 영향만을 다루어왔으며, 특히 염습지에서 인간 활동의 영향을 받은 담수 유입의 영향에 관한 연구는 다소 부족한 실정이다.

본 연구에서는 취락 부근에서 방류되는 담수의 유입을 지속적으로 받는 갈대 개체군과 받지 않는 개체군을 비교 연구 대상으로 선정하였다. 이를 통해, 어업 활동이 이루어지는 취락의 영향을 받는 담수 유입이 염

습지의 물과 토양 환경에 미치는 영향을 상세히 파악하고자 하였다. 또한, 두 갈대 개체군의 생육 비교를 통해 담수 유입에 따른 염습지에서의 환경 변화가 갈대 생육에 어떤 영향을 미치게 되는지 밝혀내고자 하였다.

본 연구 수행을 통해, 자연적인 경로나 인간 활동 등의 영향에 따라 염습지로 유입되는 담수가 구체적으로 염습지의 어떠한 환경 변화를 유발하며 그러한 환경 변화가 갈대 생육에 미치는 영향에 관해 파악할 수 있다. 본 연구 수행을 통해 도출된 결론을 토대로 염습지에서의 환경 변화에 따른 향후 갈대의 변화 양상을 유추해볼 수 있을 것이다. 이는 염습지의 주요 식생으로서 높은 생태적 가치를 지니는 갈대를 보다 잘 보전하고 또 효율적으로 관리하기 위한 중요한 정보로서 활용될 수 있을 것이다.

2-2. 재료 및 방법

2-2-1. 조사지 개황

담수 유입 여부에 따른 염습지의 환경 차이와 그로 인한 갈대 생육 차이를 규명하기 위한 조사지로, 갈대가 넓은 면적으로 분포해 있는 전라남도 순천만습지를 선정하였다. 순천만의 해안선을 따라 갈대의 분포나 생육 특성을 대략적으로 관찰한 결과, 주로 실개천이나 배수구 등의 형태로 담수가 유출되는 곳에 갈대 개체군이 형성되어 있었다. 또한, 그러한 염습지로의 담수 유입이 이루어지는 곳 주변에 취락이 형성되어 있는 경우가 잦았다. 그 중에서도 담수 유입의 효과를 규명하기에 용이한, 인접한 두 갈대 개체군을 세부 조사지(N34°84′, E127°45′)로 선정하였다 (**Fig. 2-1**).

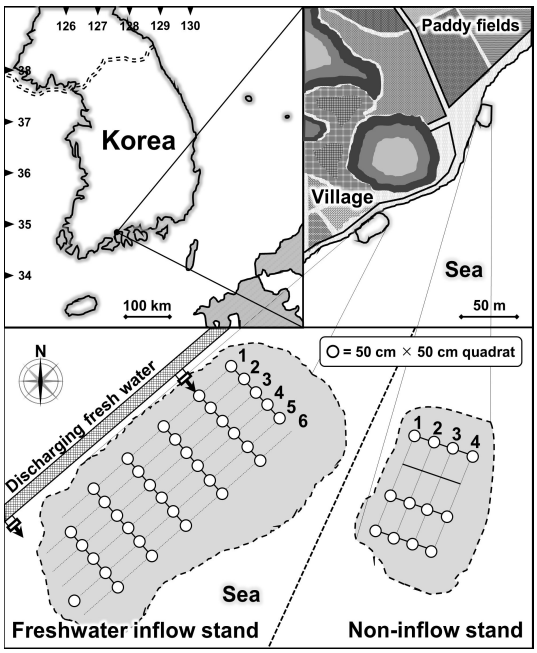

Fig. 2-1. Sets of belt transection at ‘Freshwater inflow’ and ‘Non-inflow’ reed stands in Sun-cheon Bay. Smaller number indicates closer quadrats to the seashore.

두 갈대 개체군 모두 만조 시 25‰ 이상인 염수의 영향을 지속적으로 받고 있었다. 한편, 취락 앞의 배수구를 통해 갈대 개체군(**Fig. 2-1**)으로 지속적으로 유입되는 담수의 경우, 특별한 정화과정을 거치지 않은 생활하수 등이 그대로 포함되어 있어 높은 수준의 인이나 질소성 양분이 포함되어 있을 것으로 추정되었다(**Fig. 2-1**).

동일하거나 유사한 유전체를 공유할 것으로 예상되는 두 갈대 개체군은 조사지 내 약 150 m 정도의 거리로 인접해 위치하고 있음에도 불구하고 외관상 큰 차이를 나타내었다. 특히 갈대 개체군의 전체 면적뿐만 아니라 초고 생장 수준에 있어 큰 차이를 나타낼 것으로 예상되었다.

조사지에서의 토질 및 갈대 생육 측정을 위해 두 갈대 개체군에 각각 방형구(50 cm × 50 cm)를 설치하였다. 두 갈대 개체군의 경우 전반적인 생육뿐만 아니라 전체 면적에 있어서도 차이를 보였다(**Fig. 2-1**). 두 갈대 개체군의 면적 차이를 감안하여, 각 갈대 개체군의 대부분이 분석 대상에 포함될 수 있도록 방형구 개수를 결정하였다: 담수 유입 개체군 = 36개, 담수 비유입 개체군 = 12개. 특히, 유입 담수 및 해수가 갈대 개체군에 미치는 영향은 육지로부터의 거리에 따라 달라지므로, 갈대 개체군별 육지로부터의 거리가 동일한 방형구가 최소 3개 이상 포함될 수 있도록 방형구를 설치하였다(**Fig. 2-1**). 이를 통해 담수 유입 개체군의 경우 육지로부터 약 25 m 거리까지 방형구가 설치되었으며 담수 비유입 개체군의 경우 약 15 m 거리까지 방형구가 설치되었다. 갈대 개체군 내 토양의 이화학적 특성 분석을 위한 토양 채취의 경우 갈대 생장 측정을 위해 설치된 방형구 밖의 인접한 곳에서 수행하였다.

2-2-2. 갈대 생육 분석

갈대 생육 분석의 경우 2011년 8월에 현장에서 방형구별로 진행하였으며 방형구 내 갈대의 초고와 밀도 그리고 직경 측정을 수행하였다. 몬순기후대에 속하는 우리나라 염습지의 경우 8월 말에 찾아오는 태풍으로 인해 갈대 개체군이 피해를 입을 수 있기 때문에, 태풍의 영향을 받기

전인 8월 중에 생육 측정을 수행하였다. 초고의 경우 아직 화서가 생성되기 전 시기이므로 염습지 내 저토 바닥으로부터 각 개체의 정단에 해당하는 잎의 끝부분까지의 길이를 측정하였다. 직경의 경우 갈대 줄기의 가장 두꺼운 부분에 해당하는 마디(node)를 선택적으로 측정하였으며 보통 매질을 기준으로 맨 아래쪽에 위치한 마디에서 측정을 수행하였다.

갈대 지상부 생산성 측정의 경우 습지를 직접적으로 훼손하지 않는 방법(Thursby et al. 2002)을 활용하여 간접적으로 추산한 값을 얻어내었다. 먼저, 조사지 내 갈대 개체군을 대표할 수 있는 다양한 초고에 해당하는 30개의 개체를 채취하였다. 이후 개체 별 무게를 측정한 뒤 추세식(상대생장식, allometric equation)을 활용하여 실제 개체의 무게를 환산하고 밀도 결과를 반영하여 개체군 내 방형구 수준의 생산성을 추산하였다. 개체 무게 환산을 위한 추세식은 다음과 같다.

$$y = 1.1077e^{0.0143x}$$

(R^2 = 0.8850, $P < 0.0001$, y = 개체 생산성, x = 갈대 초고)

2-2-3. 이화학적 환경 분석

2-2-3-1) 수질 분석

수질 분석의 경우 토질 분석과 다르게 모든 방형구에서 채수를 수행하지 않았다. 이는 염습지의 환경 특성 상 간조 시에는 염습지 내 채수가 불가능하며, 만조 시에는 염습지가 염수로 가득 채워져 방형구 간 수질 차이가 없어지기 때문이다. 대신 만조 시 채수와 더불어 담수 유입 개체군으로 유입되는 담수를 채수함으로써 갈대 개체군에 영향을 미치는 담수와 염수를 비교 분석하고자 하였다. 담수와 염수 간 가장 큰 차이를 보일 것으로 예상되는 전기전도도를 비롯하여 인, 질소, 나트륨, 칼륨, 칼슘, 마그네슘을 분석하였다. 전기전도도의 경우 휴대용 측정기기(Corning Checkmate II)를 활용하여 현장에서 측정하였다. 질산태 질소(NO_3-N)

및 암모니움태 질소(NH_4-N), 유효태 인산(PO_4-P)은 채수 후 각각 Hydrazine법, Indo-phenol법, 아스코르빈산환원법을 통해 실내 분석을 수행하였으며(Kamphake et al., 1967), 칼륨(K^+), 칼슘(Ca^{2+}), 나트륨(Na^+), 마그네슘(Mg^{2+})은 원자흡광광도계(Varian, Model AA240FS)로 정량하였다(Allen et al. 1974).

2-2-3-2) 토질 분석

토질 분석을 위한 토양은 지표면에서 30cm 전후의 근계에서 채취하였다. 채취한 토양은 pH, 염도, 수분함량, 유기물함량, 토성, 질산태 질소, 암모니움태 질소, 유효태 인산, 칼륨, 칼슘, 나트륨, 마그네슘의 농도 분석을 위해 실험실로 운반되었다. 분석에 앞서 2 mm 크기의 격자인 체를 통해 자갈을 제거하였으며, 지하경과 뿌리와 같은 식물체를 제거하였다. 토양 pH와 염도는 토양과 증류수를 1 : 5로 혼합하여 진탕한 후 거름종이로 거른 액체에서 휴대용 측정기(AP63, Fisher, hampton, USA; Corning Checkmate II, Lowell, USA)를 활용하여 측정하였다. 수분 함량은 105℃ 건조기에서 48시간 건조 후, 유기물 함량은 550℃의 용광로에서 4시간 동안 작열한 후 무게 차이로 측정하였다(Boyle 2004). 토성 분석은 비중계분석법(Carter 1993)을 통해 모래, 미사, 점토의 함량을 결정하였다. 유효태 인산은 NH_4F와 HCl을 활용하는 Bray법(Bray and Kurtz 1945)을, 질산태 질소와 암모니움태 질소 분석의 경우 KCl로 침출한 뒤 각각 Hydrazine법과 Indo-phenol법으로 비색 정량하였다(Murphy and Riley 1962, Kamphake et al. 1967). 양이온 분석은 NH_4OAc로 침출한 뒤(Allen et al. 1974) 원자흡광광도계(Varian, Model AA240FS)를 통해 정량하였다.

2-2-4. 통계 분석

우선적으로, 생육 차이를 보이는 두 갈대 개체군 내 토양의 이화학적 특성 간 차이가 클 것으로 예상되는 만큼 이를 규명하기 위해 주요인분

석을 수행하였다. 그와 함께, 다양한 토양 환경 인자 중 어떤 인자에서 보다 큰 차이가 발생한 것인지 구체적으로 파악하기 위해 두 집단을 대상으로 한 판별분석을 수행하였다. 또한, 갈대 생육 및 토양 환경 특성에 있어서도 가장 명료한 차이를 보일 것으로 예상되는, 육지에 가장 인접한 방형구를 대상으로 T-검정을 수행하였다. 마지막으로 토양 환경 인자 및 갈대 생육 인자 간 상관분석을 위해 Pearson의 상관계수 분석을 수행하였다. 위 모든 통계 분석은 통계프로그램인 statistics SPSS ver. 20.0(for windows)를 이용하여 수행되었다.

2-3. 결 과

2-3-1. 갈대 생육

갈대 초고의 경우 두 개체군 모두 육지로부터 가장 가까운 방형구에서 가장 높은 초고를 나타내었으며 바다로 향할수록 낮아지는 경향을 보였다(**Fig. 2-2**). 담수 유입 개체군 내 육지와 가장 가까운 방형구를 제외할 경우, 두 개체군 모두 육지에서 바다로 향하며 완만한 초고 감소를 보였다. 특히, 담수 유입 개체군 내 육지로부터 가장 가까운 방형구에서의 갈대 초고는 담수 비유입 개체군뿐만 아니라 담수 유입 개체군 내 다른 방형구들에서의 값들과 비교하여서도 상대적으로 높았다. 담수 유입 개체군 내 육지와 가장 가까운 방형구의 경우 242.6 ± 47.9 cm의 높은 초고를 나타내었으며 개체군의 끝 지점에서는 118.9 ± 29.9 cm로 감소하였다. 한편, 담수 비유입 개체군의 경우 육지와 가장 가까운 방형구에서 152.3 ± 43.4 cm의 초고를 보였으며 개체군 끝 지점에서는 76.5 ± 24.7 cm로 감소하였다.

갈대 밀도의 경우 두 개체군 모두 육지로부터의 거리에 따른 특별한 경향성은 확인되지 않았다. 특히 담수 유입 개체군의 경우 육지로부터의 거리에 상관없이 개체군 전반에 걸쳐 거의 유사한 수준의 밀도를 보였다(**Fig. 2-2**). 다소 편차가 크기는 하였으나 담수 비유입 개체군(29.3 ± 9.0 ramets/0.25 m^2) 내 육지와 가장 가까운 방형구에서의 밀도가 담수 유입 개체군(18.8 ± 2.4 ramets/0.25 m^2)의 밀도에 비해 높았다.

갈대 직경의 경우 갈대 초고와 전반적으로 유사한 경향을 나타내었는데(**Fig. 2-2**), 두 개체군 모두 육지에서 바다로 향할수록 직경도 점차적으로 감소하였다(담수 유입 개체군, 3.8 ± 0.9 cm → 3.0 ± 0.4 cm; 담수 비유입 개체군, 3.0 ± 0.2 → 2.8 ± 0.3 cm). 담수 유입 개체군 내 육지와 가장 가까운 방형구(3.8 ± 0.9 cm)의 경우, 담수 비유입 개체군뿐만 아니라 담수 유입 개체군 내 다른 방형구들과 비교하여서도 유의미하게 높은 직경(3.8 ± 0.9 cm)을 보였다.

초고 측정 결과를 토대로 결정된 회귀식 결과와 갈대 밀도 결과를 통해 갈대의 지상부 생산성을 추산한 결과, 갈대 지상부 생산성 또한 초고 측정 결과와 상당부분 유사한 경향을 나타내었다(**Fig. 2-2**). 지상부 생산성의 경우 초고와 유사하게 두 개체군 모두 육지에서 바다로 향할수록 점차적으로 감소하는 경향을 나타내었다. 특히 갈대 초고 및 직경 결과와 유사하게, 두 개체군 내 육지로부터 가장 가까운 방형구 간 생산성 차이가 가장 뚜렷하였다(담수 유입 개체군, 836 ± 435 g/0.25 m^2; 담수 비유입 개체군, 344 ± 171 g/0.25 m^2). 담수 유입 개체군 내에서 확인된 가장 높은 지상부 건중량은 1,497 g/0.25 m^2이었으며 담수 비유입 개체군의 경우 540 g/0.25 m^2으로, 두 개체군 간 큰 차이를 확인하였다. 두 개체군 모두 육지로부터 가장 거리가 먼 방향구에서 가장 낮은 지상부 생산성을 보였다(담수 유입 개체군, 74 g/0.25 m^2; 담수 비유입 개체군, 52 g/0.25 m^2).

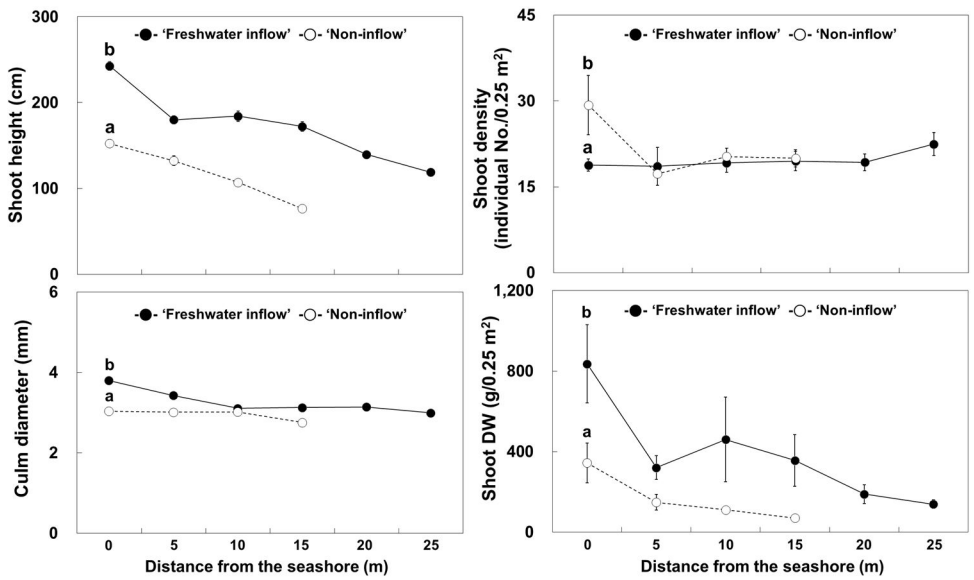

Fig. 2-2. Growth characteristics of 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' reed stands in the study site (Mean ± 1SE). Different letters indicate different statistical groups (P < 0.05).

2-3-2. 수질

수질 분석 결과 염습지로 유입되는 담수와 염수 간에는 이화학적 특성에 있어 큰 차이를 확인하였다. 육지에서 멀지 않은 지점에서 이루어진 염수 채취로 인해 지속적으로 유입되는 담수가 다소 혼합되었을 것으로 예상되었음에도 불구하고 인과 질소 등의 양분뿐만 아니라 나트륨과 칼륨 등의 양이온에 있어서도 명확한 차이를 확인하였다.

질산태(담수, 11.4 ± 0.1 ppm; 염수, 6.0 ± 5.0 ppm) 및 암모니움태 질소(담수, 8.2 ± 0.1 ppm; 염수, 2.6 ± 2.9 ppm)와 유효태인산(담수, 0.7 ppm; 염수, 0.3 ± 0.2 ppm)의 경우 담수가 염수에 비해 높았으며, 이와 반대로 칼륨(담수, 16 ± 2 ppm; 염수, 204 ± 152 ppm), 칼슘(담수, 46 ± 1 ppm; 염수, 234 ± 115 ppm), 나트륨(86 ± 3 ppm; 염수, 5,771 ± 4,440 ppm) 및 마그네슘(담수, 16 ± 1 ppm; 염수, 677 ± 530 ppm)과 용존 이온 농도의 종합적 지표라 할 수 있는 전기전도도(담수, 934 ± 19 μS/cm; 염수, 21,860 ± 15,358 μS/cm) 또한 염수에서 상대적으로 높았다(**Fig. 2-3**).

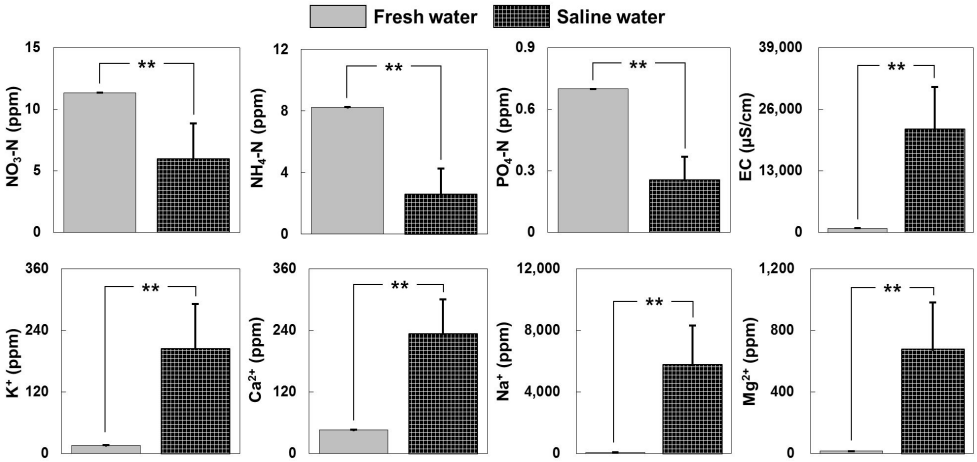

Fig. 2-3. Water characteristics of discharging fresh- and saline-water at 'Freshwater inflow' reed stand in the study site (Mean ± 1SE). Asterisks between bars indicate statistically different groups (P < 0.01).

2-3-3. 토질

서로 다른 생장 수준을 보일 것으로 예상되는 인접한 두 갈대 개체군 내 토양 환경 인자들을 대상으로 주요인분석을 수행하였다. 분석 결과 두 개체군 내 토양 환경 간 유의미한 차이가 확인되었으며, 주요인1에 의해서는 분산의 43.3%가, 주요인2에 의해서는 분산의 19.7% 설명되었다(**Fig. 2-4**).

또한, 주요인 분석 결과를 토대로, 두 갈대 개체군 간 토양 환경 차이를 유발하는 핵심적인 환경 인자를 파악하기 위해 두 집단 간 판별분석을 수행하였다(**Table 2-1**). 개체군 별 모든 방형구를 대상으로 수행한 판별 분석 결과, 핵심적인 차이를 유발한 토양 환경 인자는 유기물함량($P < 0.05$), 모래($P < 0.001$)와 미사 비율($P < 0.001$) 및 암모니움태질소($P < 0.01$)와 유효태인산($P < 0.001$) 그리고 칼슘($P < 0.001$) 및 마그네슘 이온($P < 0.05$)인 것으로 나타났다.

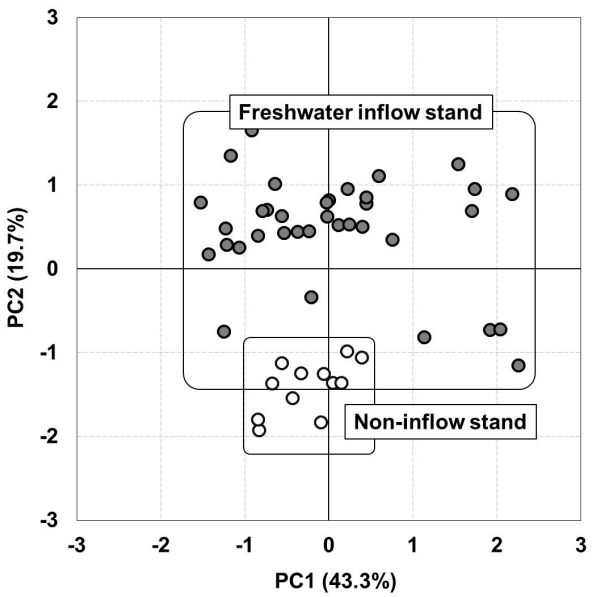

Fig. 2-4. PCA scores based on the soil environmental characteristics of ‘Freshwater inflow’ (n = 36) and ‘Non-inflow’ (n = 12) stands.

Table 2-1. Two-group discriminative analysis result for soil variables of 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' stands (Mean ± 1SD)

Soil variables	'Freshwater inflow' stand (n = 36)	'Non-inflow' stand (n = 12)	Wilk's Lambda	*F*	Sig.
pH	8.47 ± 0.35	8.44 ± 0.19	1.00	0.07	0.794
Salinity (‰)	1.21 ± 0.61	1.18 ± 0.29	1.00	0.01	0.904
Water Content (%)	38.7 ± 8.0	39.3 ± 2.4	1.00	0.06	0.801
Organic matter content (%)	4.26 ± 0.97	3.67 ± 0.26	0.92	4.26	0.045*
Sand (%)	69.3 ± 18.2	30.2 ± 4.3	0.46	53.73	0.000***
Silt (%)	14.8 ± 7.2	49.2 ± 2.8	0.15	254.28	0.000***
Clay (%)	15.9 ± 19.3	20.6 ± 2.0	0.98	8.19	0.406
NO_3-N (mg/kg)	1.71 ± 0.31	1.70 ± 0.33	1.00	0.01	0.916
NH_4-N (mg/kg)	3.24 ± 0.91	4.03 ± 0.52	0.85	8.19	0.006**
PO_4-P (mg/kg)	22.4 ± 6.3	14.7 ± 6.0	0.77	13.74	0.001***
K^+ (mg/kg)	942 ± 366	851 ± 164	0.99	0.69	0.412
Ca^{2+} (mg/kg)	2,045 ± 915	949 ± 231	0.97	16.64	0.000***
Na^+ (mg/kg)	5,066 ± 2,912	4,118 ± 1,050	0.92	1.21	0.278
Mg^{2+} (mg/kg)	917 ± 323	718 ± 145	0.73	4.24	0.045*

Sig. = significance.

*, $P < 0.05$; **, $P < 0.01$; ***, $P < 0.001$.

두 갈대 개체군의 토양 환경 간 유의미한 차이를 유발한 환경 인자가 실질적으로 갈대 생육에도 영향을 미쳤는지 여부를 파악하기 위해 갈대 생육에 있어 가장 큰 차이를 보였던, 육지로부터 가장 가까운 거리에 위치한 방형구에서 채취한 토양 분석 결과만을 대상으로 T-검정을 수행하였다(**Table 2-2**). 분석 결과, 앞선 통계 분석 결과와 전반적으로 유사한 경향의 결과가 확인되었으며[모래($P < 0.001$), 미사 비율($P < 0.001$), 칼슘 이온 농도($P < 0.01$)], 추가적으로 토양 중 나트륨 이온 농도($P < 0.05$)와 토양 염도($P < 0.01$) 차이를 확인하였다.

Table 2-2. T-test result for soil variables at the nearest quadrats to the shoreline in 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' stands (Mean ± 1SD)

Soil variables	'Freshwater inflow' stand (n = 5)	'Non-inflow' stand (n = 3)	Mean Square	*F*	Sig.
pH	8.64 ± 0.18	8.29 ± 0.25	0.230	5.42	0.059
Salinity (‰)	0.30 ± 0.14	0.97 ± 0.21	0.833	30.00	0.002**
Water Content (%)	32.6 ± 7.8	37.5 ± 1.8	45.7	1.10	0.335
Organic matter content (%)	4.59 ± 1.90	3.52 ± 0.22	2.11	0.87	0.387
Sand (%)	74.4 ± 10.3	31.7 ± 1.9	3,416	47.19	0.000***
Silt (%)	11.0 ± 7.1	47.9 ± 1.4	2,555	73.52	0.000***
Clay (%)	14.7 ± 15.5	20.4 ± 0.7	62.4	0.39	0.555
NO_3-N (mg/kg)	1.52 ± 0.18	1.77 ± 0.27	0.112	2.49	0.166
NH_4-N (mg/kg)	2.95 ± 0.61	4.29 ± 0.56	3.350	9.42	0.022*
PO_4-P (mg/kg)	21.6 ± 12.8	16.2 ± 3.2	54.0	0.48	0.516
K^+ (mg/kg)	510 ± 215	818 ± 282	178,562	3.11	0.129
Ca^{2+} (mg/kg)	3,469 ± 763	879 ± 358	12,574,094	29.13	0.002**
Na^+ (mg/kg)	1,514 ± 1,017	3,855 ± 1,391	10,275,509	7.70	0.032*
Mg^{2+} (mg/kg)	702 ± 234	666 ± 189	2,410	0.05	0.831

Sig. = significance., *, $P < 0.05$; **, $P < 0.01$; ***, $P < 0.001$.

염습지 내 토양 pH의 경우 두 개체군 모두에서 특별한 경향성이 확인되지 않았다(**Fig. 2-5**). 육지로부터의 거리에 따른 변화뿐만 아니라 육지에서 가장 가까운 방형구(담수 유입 개체군, 8.64 ± 0.18; 담수 비유입 개체군, 8.29 ± 0.25) 또한 다른 방형구들과 큰 차이를 보이지 않았으며 대부분의 방형구에서 8.5 전후의 pH값이 측정되었다.

토양 염도의 경우 다소 편차가 있었으나, 두 개체군 모두 육지로부터 거리가 멀어질수록 토양 염도가 전반적으로 증가하였다(**Fig. 2-5**). 담수 유입 개체군(5 m = 1.03 ± 0.39‰, 10 m = 1.25 ± 0.47‰, 15 m = 1.47 ± 0.62‰)의 경우 육지와 가장 가까운 방형구(0.30 ± 0.14‰)를 제외할 경우 담수 비유입 개체군의 토양 염도와 유사한 경향성을 보였다(5 m = 1.10 ± 0.30‰, 10 m = 1.33 ± 0.33‰, 15 m = 1.33 ± 0.12‰). 담수 유입 개체군 내 육지와 가장 가까운 방형구에서의 토양 염도는 담수 비유입 개체군(0.97 ± 0.21‰)의 약 1/3 수준이었다.

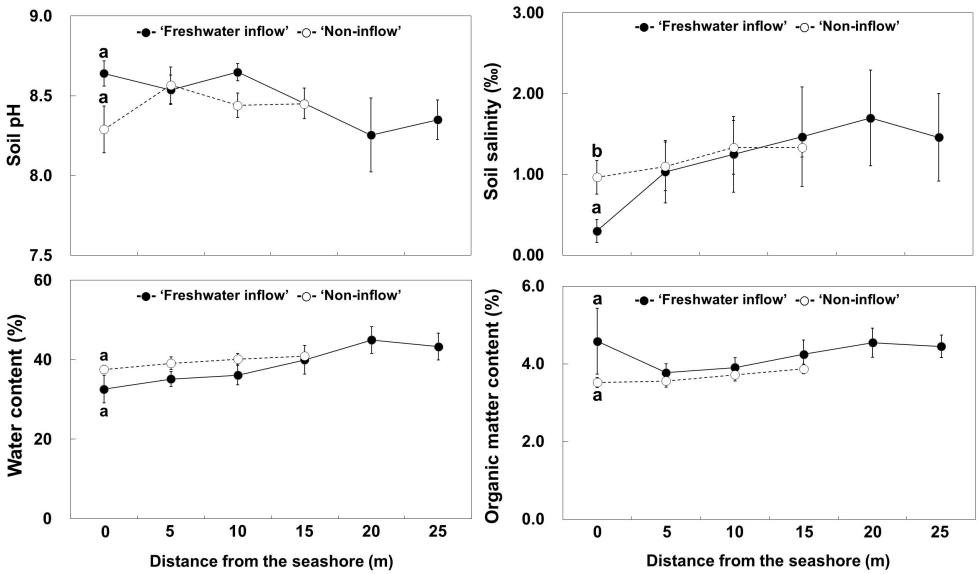

Fig. 2-5. Soil pH, salinity, water content, organic matter content of 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' reed stands (Mean ± 1SE). Different letters indicate different statistical groups (P < 0.05).

담수 비유입 개체군(37.6 ± 1.8% → 40.9 ± 1.6%)에서의 토양 함수량은 거리에 따른 차이가 크지 않았던 반면, 담수 유입 개체군(32.6 ± 7.8% → 43.3 ± 7.6%)의 경우 육지로부터의 거리가 멀어질수록 수분 함량이 큰 폭으로 증가하였다(**Fig. 2-5**). 그럼에도 불구하고 방형구간 편차로 인해 두 개체군 내 육지에서 가장 가까운 방형구 간 토양 수분함량의 경우 유의미한 차이를 보이지는 않았다.

담수 비유입 개체군 내 토양 유기물 함량의 경우 육지로부터의 거리에 따른 특별한 경향이 확인되지 않았다(**Fig. 2-5**). 반면, 담수 유입 개체군의 경우 갈대 생육의 영향으로 보여 지는 유기물 함량 결과가 나타났다. 개체군 전반을 비교하더라도 담수 유입 개체군에서의 유기물 함량이 담수 비유입 개체군에 비해 높았다(**Table 2-2**). 특히, 육지로부터 가장 가까운 방형구의 경우, 편차가 크긴 하였으나 담수 유입 개체군에서의 토양 유기물 함량이 상대적으로 높았다(담수 유입 개체군 = 4.59 ± 1.90%, 담수 비유입 개체군 = 3.52 ± 0.22%).

질산태질소의 경우, 갈대의 왕성한 생육에 따른 토양 중 양분 감소를 확인할 수 있었다. 그로 인해, 특히 갈대의 생육 차이가 컸던 0 ~ 10 m 거리까지는 담수 비유입 개체군 내 질산태질소(1.77 ± 0.27 → 1.74 ± 0.29 → 1.78 ± 0.53 mg/kg)가 담수 유입 개체군(1.52 ± 0.17 → 1.52 ± 0.17 → 1.52 ± 0.11 mg/kg)에 비해 다소 높은 것으로 나타났으나 통계적 유의미성은 확인되지 않았다(**Fig. 2-6**).

암모니움태질소 또한 질산태질소와 유사하게 담수 유입 개체군에서의 왕성한 갈대 생육에 따른 토양 중 양분 감소를 확인하였다(**Fig. 2-6**). 0 ~ 10 m 구간까지는 담수 비유입 개체군 내 암모니움태질소(약 4 mg/kg)가 담수 유입 개체군(2.5 ~ 3 mg/kg)에 비해 다소 높게 검출되었다($P < 0.05$). 이후 15 ~ 25 m 구간의 담수 유입 개체군 내 암모니움태질소의 경우 담수 비유입 개체군(0 ~ 15 m)과 크게 다르지 않았다.

유효태인산의 경우, 질소성 양분과 달리 갈대 생육에 따른 양분 감소는 확인되지 않았다(**Fig 2-6**). 담수 유입 개체군과 담수 비유입 개체군 모두에서 뚜렷한 경향성은 확인되지 않았다. 담수 유입 개체군에서의 유효태인산(19.6 ± 2.8 ~ 26.3 ± 3.9 mg/kg)이 담수 비유입 개체군(10.5 ± 9.4 ~ 18.3 ± 5.7 mg/kg)에 비해 전반적으로 높았으며 15 ~ 20 mg/kg 수준의 토양 중 유효태인산이 검출되었다.

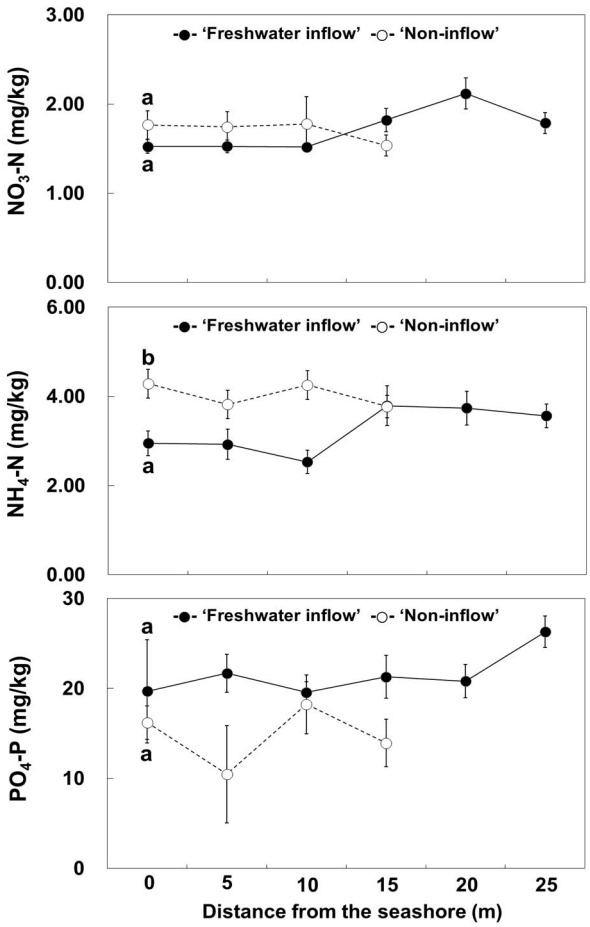

Fig. 2-6. NO_3-N in soil of 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' reed stands (Mean ± 1SE). Different letters indicate different statistical groups (P < 0.05).

토양 중 칼륨은 토양 중 염도와 유사한 경향을 나타내었다. 담수 비유입 개체군의 토양 중 칼륨의 경우 육지로부터의 거리에 따른 경향이 확인되지 않은 반면, 담수 유입 개체군의 경우 육지와 가까울수록 상대적으로 낮은 값을 보였다(**Fig. 2-7**). 특히, 두 갈대 개체군 내 육지로부터 가장 가까운 방형구 간 칼륨 농도는 평균값(담수 유입, 510 ± 215; 담수 비유입, 819 ± 283 mg/kg)에 있어서 큰 차이를 보였다. 담수 유입 개체군 내 육지와 가장 가까운 방형구에서의 토양 중 칼륨은 담수 비유입 개체군뿐만 아니라 개체군 내 다른 거리의 방형구들(771 ± 182 ~ 1,034 ± 224 mg/kg)과 비교하여서도 크게 낮았다.

토양 중 칼슘 농도의 경우 칼륨이나 나트륨 등의 다른 이온들과는 확연히 다른 경향을 나타내었다(**Fig. 2-7**). 칼륨, 나트륨 및 마그네슘 등이 전반적으로 육지로부터 거리가 멀어질수록 농도가 증가하였다. 반면, 담수 비유입 개체군 내 토양 중 칼슘의 경우 육지로부터의 거리에 따른 경향성이 확인되지 않은 반면(879 ± 359 → 794 ± 192 → 1,047 ± 159 → 1,075 ± 146 mg/kg), 담수 유입 개체군의 경우 오히려 바다에서 육지로 향할수록 점차적으로 증가하였다(2,017 ± 1,267 → 1,875 ± 690 → 1,763 ± 312 → 1,531 ± 474 → 1,996 ± 656 → 3,469 ± 764 mg/kg). 특히 두 갈대 개체군 내 육지로부터 가장 가까운 방형구 간 토양 중 칼슘 농도 차이(담수 유입, 3,469 ± 764 mg/kg; 담수 비유입, 879 ± 359 mg/kg)가 가장 컸다.

토양 중 나트륨의 경우 칼륨과 유사한 경향을 보여주었다(**Fig. 2-7**). 담수 비유입 개체군의 경우 거리에 따른 나트륨의 변화폭이 적었던 반면(3,855 ± 1,391 → 3,596 ± 707 → 4,299 ± 1,490 → 4,721 ± 547 mg/kg), 담수 유입 개체군의 경우 육지와 가까워질수록 나트륨의 농도가 큰 폭으로 감소하는 특성을 보였다(1,514 ± 1,017 → 3,851 ± 1,682 → 4,844 ± 2,374 → 6,009 ± 2,725 → 5,911 ± 3,462 → 6,451 ± 1,949 mg/kg). 특히 담수 유입 개체군 내 육지로부터 가장 가까운 방형구의 경우 다른 방형구들에 비해 상대적으로 낮은 값(1,514 ± 1,017 mg/kg)이 측정되었으며

담수 비유입 개체군 내 육지와 가장 가까운 방형구에서의 나트륨 값(3,855 ± 1,391 mg/kg)들과도 유의미한 차이를 나타내었다($P < 0.05$).

토양 중 마그네슘의 경우 전반적으로 칼륨 및 나트륨과 유사한 경향을 나타내었다(**Fig. 2-7**). 담수 유입 개체군의 경우 육지로 가까워질수록 마그네슘의 농도가 낮아지는 반면(702 ± 234 → 761 ± 127 → 835 ± 336 → 993 ± 331 → 1,130 ± 415 → 1,011 ± 252 mg/kg), 담수 비유입 개체군의 경우 거리에 따른 변화가 크지 않았다(666 ± 189 → 614 ± 73 → 766 ± 170 → 825 ± 62 mg/kg). 또한 두 개체군 내 육지에서 가장 가까운 방형구 간 마그네슘의 경우 유의미한 차이를 보이지 않았다(담수 유입 개체군, 702 ± 234 mg/kg; 담수 비유입 개체군, 666 ± 189 mg/kg).

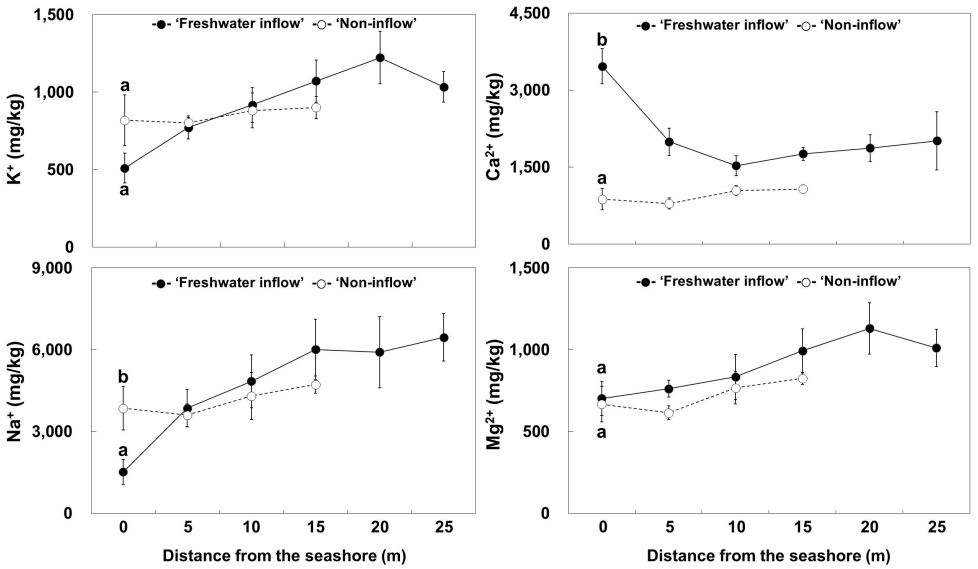

Fig. 2-7. Major ion contents in soil of 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' stands (Mean ± 1SE). Different letters indicate different statistical groups ($P < 0.05$).

담수 유입 개체군과 담수 비유입 개체군 내 여러 토양 환경 인자 간 차이가 확인되었는데, 그 중에서도 가장 큰 차이를 나타낸 요소 중 하나가 바로 토양 구성 성분의 비율 차이였다(**Fig. 2-8**). 토양의 화학적 특성이라 할 수 있는 이온 농도에 있어서도 유의미한 차이가 확인되었지만, 토양의 물리적 특성이라 할 수 있는 토성에 있어서도 큰 차이를 보였다. 담수 유입 개체군의 경우 담수 비유입 개체군에 비해 모래의 비율(70%)이 높았으며, 반대로 미사와 점토는 각각 15% 수준에 그쳤다(토성 분류시 사양토, sandy loam). 반면, 담수 비유입 개체군의 경우 일반적인 염습지의 토성에 가까웠는데, 미사의 비율이 50% 수준이었으며, 모래와 점토는 각각 30, 20% 정도를 차지하였다.

토양 구성 성분의 비율과 관련하여 한 가지 특이적인 사항은, 담수 비유입 개체군의 경우 거리에 따른 토양 구성 성분의 차이가 크지 않은 반면, 담수 유입 개체군의 경우 육지에 가까울수록 모래의 비율이 점차적으로 증가하고 미사의 비율이 감소하는 경향이 뚜렷하였다는 점이다.

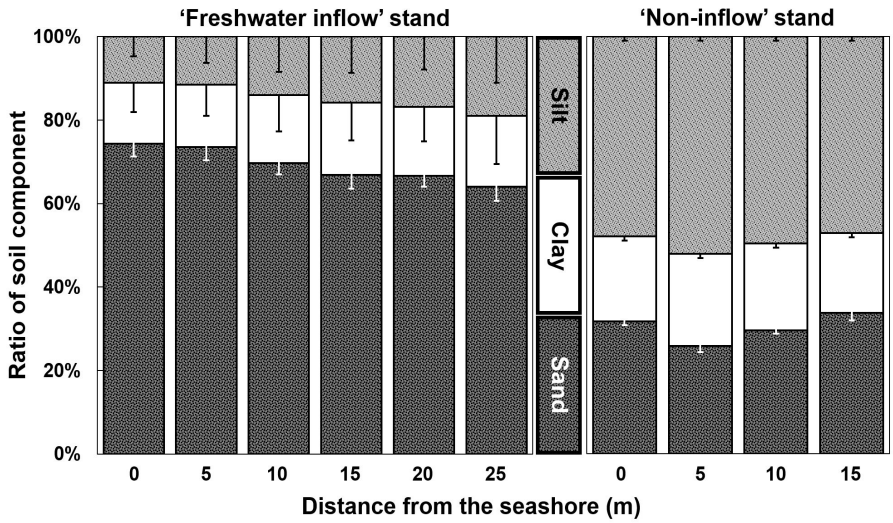

Fig. 2-8. Ratio of soil components in 'Freshwater inflow' and 'Non-inflow' stands (Mean ± 1SE). Different letters indicate different statistical groups (P < 0.05).

갈대 생육 지수 및 토양 환경 인자 간 연관성 여부를 파악하기 위해 Pearson의 상관 지수를 분석해 보았다(**Table 2-3**). 먼저, 갈대 생육 지수 간 상관의 경우 초고와 직경(r = 0.493, $P < 0.001$), 초고와 지상부 건중량(r = 0.902, $P < 0.001$) 그리고 직경과 지상부 건중량(r = 0.453, $P < 0.01$)에서 유의미한 양의 상관을 보였다. 갈대 생육 지수 간 상관 분석 결과, 염습지 내 갈대의 지상부 생산성은 직경이나 밀도가 아닌 초고와 보다 밀접한 상관이 있는 것으로 나타났다. 방형구 간 다소 편차가 컸던 밀도의 경우 다른 생육 인자와 특별한 상관을 보이지 않았다.

Table 2-3. Pearson correlation coefficients (r) for reed growth parameters and soil environmental characteristics (n = 48)

	Shoot height	Culm diameter	Shoot density	Shoot DW
Shoot height	-	**0.493*** **	-0.029	**0.902*** **
Culm diameter	-	-	0.086	**0.453** **
Shoot density	-	-	-	0.005
pH	0.279	0.140	-0.056	0.349*
Salinity	**-0.584*** **	**-0.454** **	-0.002	**-0.575*** **
WC	**-0.525*** **	**-0.318***	0.013	**-0.457** **
OM	-0.108	-0.086	0.072	-0.094
Sand ratio	**0.424** **	0.128	-0.246	**0.369** **
Silt ratio	-0.215	0.193	0.211	-0.183
Clay ratio	**-0.383** **	**-0.381** **	0.135	**-0.338***
NO_3-N	**-0.285***	-0.207	-0.088	**-0.327***
NH_4-N	**-0.461** **	**-0.382** **	0.047	**-0.400** **
PO_4-P	-0.064	-0.168	-0.244	-0.133
K^+	**-0.482** **	**-0.414** **	-0.028	**-0.451** **
Ca^{2+}	**0.334***	**0.462** **	-0.112	**0.391** **
Na^+	**-0.504*** **	**-0.401** **	-0.007	**-0.485** **
Mg^{2+}	**-0.371** **	-0.187	0.010	**-0.300***

DW = dry weight, WC = water content (%), OM = Organic matter (%)
*, $P < 0.05$; **, $P < 0.01$; ***, $P < 0.001$.

다양한 토양 환경 인자와 갈대 생육 인자, 그 중에서도 초고와 직경, 밀도 등을 종합적으로 포괄하는 지상부 생산성 간 상관 분석 결과, 크게 갈대의 생육을 전반적으로 저해하는 인자와 촉진하는 인자로 나누어 볼 수 있었다. 갈대의 지상부 생산성을 억제하는 가장 영향력 있는 인자로 염도($r = -0.575$, $P < 0.001$), 나트륨($r = -0.485$, $P < 0.01$) 그리고 토양 중 수분함량($r = -0.457$, $P < 0.01$)인 것으로 나타났다. 그리고, 점토 비율($r = -0.338$, $P < 0.05$) 및 칼륨($r = -0.451$, $P < 0.01$), 마그네슘($r = -0.300$, $P < 0.05$) 또한 갈대 생육 인자와 음의 상관을 나타내었다. 반면, 모래 비율($r = 0.369$, $P < 0.01$)과 토양 중 칼슘 농도($r = 0.391$, $P < 0.01$)의 경우 갈대 생육 인자와 유의미한 양의 상관을 보였다. 인과 질소의 경우, 갈대 생육이 왕성한 곳에서 다소 낮은 농도로 검출되어 음의 상관을 보이거나 유의미한 상관이 없는 것으로 나타났다(**Table 2-3**).

2-4. 고 찰

2-4-1. 염습지 환경에서의 갈대 생육

염습지 내 갈대 생육은 환경 스트레스에 대한 내성 차이를 유발하는 갈대의 유전적 특성차이 뿐만 아니라 염도, 수위, 양분, 그리고 토양 입도 등 다양한 환경 인자의 복합적인 상호작용에 따른 결과물이라 할 수 있다(Chambers et al. 2003). 국외사례를 보게 되면, 광범위한 지리적 분포 차이를 보이는 갈대 개체군 간에는 유전적 차이가 상대적으로 크게 작용하여 유사한 이화학적 환경을 공유하더라도 갈대 생육에 있어 큰 차이를 보이는 경우가 있다(Koppitz 1999, Achenbach and Brix 2014). 그러나 본 연구에서와 같이 지리적으로 인접해 있는 두 갈대 개체군의 경우 개체군 간 확연한 유전적 차이를 기대하기는 어려우며, 그 보다는 국지적인 환경 차이에 기인한 생육 차이로 보는 것이 보다 현실적일 것이다(Min 2011).

염습지 내 갈대 생육에 가장 직접적인 영향을 미치는 환경 인자는 화학적 인자로서의 양분과 염도 그리고 물리적 인자로서의 수위를 들 수 있다(Hellings and Gallagher 1992, Adams and Bate 1999, Asaeda et al. 2003). 갈대 생육에 다소 용이하지 않은 환경의 염습지에서 갈대가 생존하고 생육하기 위해서는 높은 염도의 해수에 의한 주기적인 침수를 견뎌 내어야만 하는데, 인간 활동 등의 교란에 따른 환경 인자의 변화는 염습지로의 갈대 정착과 확장을 가능하게 한다.

예를 들어, 염습지에서의 취락 조성이나 개발 행위 등의 인간 활동은 염습지로 양분을 공급하거나 조수를 차단함으로써 염습지에서 갈대가 보다 잘 생육할 수 있는 우호적인 환경을 조성해 주는 경우가 많다(Silliman and Bertness 2004, Bart et al. 2006). 특히, 염습지 내 염도를 낮추거나 침수가 덜 이루어지도록 하는 방향으로의 환경 변화가 이루어지게 되며, 그러한 환경 변화로 인해 본래 염습지를 우점하던 식물 군락이 쇠퇴하고 그 자리를 갈대가 대체하는 사례도 수차례 보고된 바 있다

(Wijte and Gallagher 1996, Vasquez et al. 2006).

염습지에 항만이나 취락이 조성되거나 제방 등이 축조되는 인간 활동과 더불어 염습지의 이화학적 환경 변화에 지속적인 영향을 미칠 수 있는 요소가 있는데, 바로 집수역 및 취락 등을 거친 담수가 염습지로 유입되는 경우다(Alexander and Duntoon 2002). Min(2011)의 연구에 따르면 육지로부터의 약 30 m 거리의 염습지에까지 담수의 영향이 확인되었으며 특히, 유입 담수는 염습지 내 갈대 근계의 염도를 낮춰 갈대 생육을 가능하게 하는 중요한 인자로 작용하는 것으로 보고된 바 있다.

2-4-2. 담수 유입에 따른 염습지의 환경 변화

염습지로의 지속적인 담수 유입은 염습지의 물과 토양의 이화학적 환경에 유의미한 영향을 미친 것으로 나타났다. 인근에 항만 및 취락 등이 발달해 있던 갈대 개체군으로 유입되는 담수는 생활하수의 영향으로, 염수와 비교하여 적게는 두 배에서 많게는 세 배 이상 높은 수준의 인과 질소를 포함하였다. 또한, 유입 담수의 경우 염수에 비해 낮은 수준의 전기전도도 및 이온(칼륨, 나트륨 및 마그네슘 등)농도를 보였다.

염습지로의 지속적인 담수 유입은 조수에 따라 갈대 개체군에 유입되는 염수의 영향을 낮추는 일종의 희석 용매로서 작용하게 된다(Alexander and Duntoon 2002). 특히 염수의 영향이 배제되는 간조 시에는 더욱 직접적으로 영향을 미치게 될 것이다. 또한, 일반적으로 염습지는 인과 질소 등의 양분이 부족한 습지생태계다(Van Wijnen and Bakker 1999). 생활하수의 영향으로 높은 수준의 인과 질소가 포함된 담수의 유입은, 염습지에서도 특히 육지와 가까운 곳의 물과 토양에 지속적인 양분 공급원으로서 작용하게 된다.

염습지로의 담수 유입은 육지와 인접한 갈대 개체군 내 토질에도 직접적인 영향을 미친 것으로 보여 졌다. 담수 유입 여부에 따른 토양 환경 차이를 확인해 본 결과, 특히 토양 구성 성분 비율에 있어 큰 차이를 보였다. 그와 더불어 칼슘, 마그네슘 농도 등에 있어서도 유의미한 차이가

나타났다. 육지에서 가장 가까운 방형구 간 비교 시에는 염도와 나트륨 농도에 있어서도 명확한 차이를 보였다.

즉 염습지로의 담수 유입은 단순한 염수의 희석을 통한 염도 저감 과정일 뿐만 아니라 육지에 인접한 곳의 토양 염도 및 이온 수준과 토양 구성 비율 등의 이화학적 특성에도 영향을 미쳤다. 실제, 육지와 가장 가까운 방형구 간 토양 염도 비교 시 담수 유입 개체군에서의 토양 염도는 담수 유입을 받지 않은 개체군의 1/3 수준에도 못 미쳤다.

그와 더불어, 두 개체군 간 토양 구성 비율 차이가 확연하였는데, 담수 유입이 이루어진 개체군에서의 모래 비율이 월등히 높았다(약 80% 수준). 반면, 담수 유입이 이뤄진 개체군에서의 미사 비율의 경우 담수 유입이 이루어지지 않은 개체군의 1/4 수준이었다. 염습지로의 담수 유입은 모래와 같이 상대적으로 굵은 입자가 염습지로 유입될 수 있도록 하는 기회를 제공하며(Alexander and Duntoon 2002), 이는 일반적으로 미사와 점토가 주를 이루는 염습지 내 토질을 변화시킬 수 있다(Talley and Levin 2001, Min 2011).

2-4-3. 담수 유입에 따른 환경 변화가 갈대 생육에 미치는 영향

갈대는 종자 발아 및 유묘의 정착에 있어서 염에 대해 취약한 특성을 보인다(Lissner and Schierup 1997). 그로 인해, 염습지 내 갈대 생육은 높은 염도와 침수 환경인 염습지 내부에서 시작하는 경우보다, 염수에 의한 직접적인 침수를 겪지 않는 뭍에서 시작되는 경우가 많다(Chambers et al. 2003). 또한, 종자나 유묘에 비해 상대적으로 염이나 침수 스트레스에 대한 내성이 높은 지상경이나 지하경 절편과 같은 무성생식기관을 통한 정착이나 확장이 보다 일반적이다(Bart and Hartman 2003).

지상경이나 지하경 절편의 경우 종자나 유묘에 비해 상대적으로 염에 대한 높은 내성을 보이는 것은 사실이나 위와 같은 무성생식기관 또한 높은 염도 환경 보다는 10‰ 이하의 낮은 염도 환경에서 보다 잘 정착하

여 생육하는 것이 일반적이다(Bart and Hartman 2002). 즉, 육지와 가까운 토양은 유입 담수의 지속적인 영향으로 낮은 염도환경이 조성되었으며 이는 염습지로의 갈대 정착을 위한 기회로 작용하였을 것이다. Osland et al. (2014)의 연구에 따르면, 염습지에서의 초기 개척자(foundation species) 역할을 하는 종들의 성공적인 정착과 생육에 있어 담수에 대한 가용성이 중요한 것으로 강조된 바 있다. 본 연구에서의 갈대 또한 일종의 개척자 역할로서 염습지로의 정착과 확장을 진행해 왔을 것이며, 그러한 과정에 있어 담수의 지속적인 유입이 결정적인 역할을 하였을 것이다(**Fig. 2-9**).

또한, 모래는 갈대 무성생식기관의 발아와 활착을 촉진하는 매질로 알려져 있다(Bart et al. 2006, Hong and Kim 2011). 그러므로 염습지로의 담수 유입과 동반되어 이루어진 모래의 유입과 퇴적은 염습지에서의 갈대 정착과 생육에 우호적으로 작용하였을 것이다(Bart and Hartman 2003).

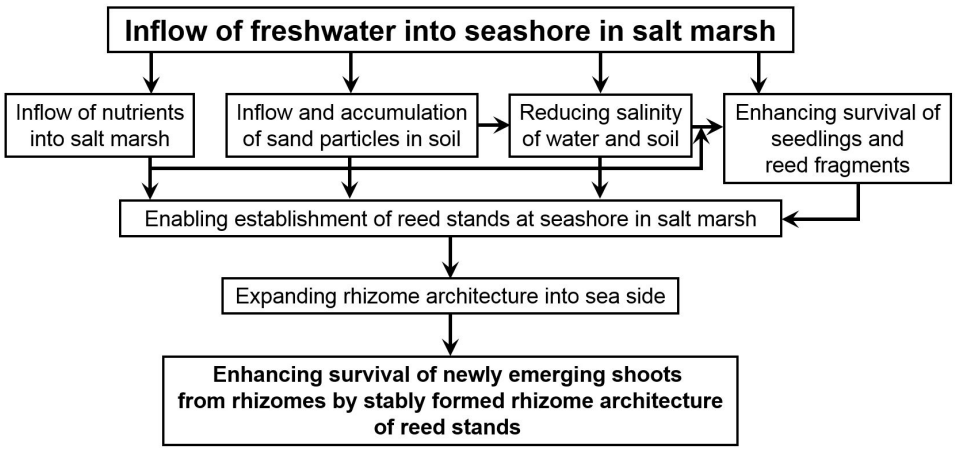

Fig. 2-9. The flow chart for establishing process of reed stands in salt marsh.

또한, 갈대는 발아와 활착에 많은 양분을 필요로 하나(Emery et al. 2001) 염습지는 인과 질소가 부족한 습지생태계다(Van Wijnen and Bakker 1999). 그러한 차원에서 인과 질소성 양분이 포함된 담수의 지속적인 유입은 염습지에서의 갈대 정착과 생육에 우호적인 환경을 제공하였다고 볼 수 있다. 특히, 염습지에서의 가용성 양분의 증가는 갈대의 생육 전반에 우호적으로 작용하게 되는데, 특히, 염에 대한 갈대의 내성을 높임으로써 염습지에서의 갈대 생육을 향상시킨다(**Fig. 2-9**).

담수 유입의 영향을 받는 갈대 개체군 중 육지와 가까운 지역의 경우 많은 양의 모래와 갈대 사체의 축적으로 만조 시 염수에 의한 침수를 덜 받는 것으로 보여 졌다(**Fig. 2-10**). 실제 염습지로의 담수 유입은 모래의 퇴적작용이 이루어지게끔 하여 육지와 가까운 곳에서 수위 저감 효과를 유발하는 것으로 알려져 있다(Griggs and Johnson 1975, Stumpf 1983). 또한, 갈대와 같은 다년생 식물은 염습지에서 생물학적 그물 역할을 함으로써 태풍 등에 따른 홍수 이후 많은 양의 모래나 식물 파편 등이 퇴적될 수 있도록 한다(Álvarez-Rogel et al. 2007).

Fig. 2-10. Deposited sand, shells, and reed litter at the landward area in the ‘Freshwater inflow’ reed stand.

취락에서의 인간 활동은 갈대로 유입되는 담수의 양분 수준에 영향을 미쳤을 뿐만 아니라 토양 중 높은 수준의 칼슘이 유지될 수 있도록 하였다. 칼륨이나 나트륨 등 염수의 염도를 결정짓는 이온들과는 다르게 칼슘의 경우 오히려 취락이 조성된 개체군에서 약 4배가량 높은 수치가 검출되었다. 실제로 담수의 유입이 이뤄지고 있던 취락에 인접한 갈대 개체군 중 육지와 가장 가까운 방형구들 근처에서 두껍게 쌓여있는 패각류들을 쉽게 관찰할 수 있었다. 대부분 어업활동에 의해 발생한 것들로 추정되는 조개껍데기들은 갈대가 일종의 그물 역할을 함으로써 바다로 방류되지 못한 채 퇴적되어 있었다.

주로 탄산칼슘으로 구성된 패각류들의 반복된 퇴적과 침식은 육지와 인접한 토양 중 칼슘농도를 높이게 되며, 높은 칼슘 농도는 갈대로 하여금 염에 대한 내성을 높인다(Lewis et al. 1989). Zehra et al. (2012)의 연구에 의하면, 주로 기수역이나 염습지에 서식하는 *P. karka*의 경우 칼슘이 없는 환경에 비해 칼슘이 풍부한 환경에서 보다 높은 발아율과 생존률을 보였다. 즉, 취락에서의 인간 활동은 유입 담수에 더 많은 양분이 포함될 수 있도록 할 뿐만 아니라 토양 중 칼슘 농도를 증가시킴으로써 염습지에서 갈대가 생육하기에 우호적인 환경을 조성하였다(**Fig. 2-11**).

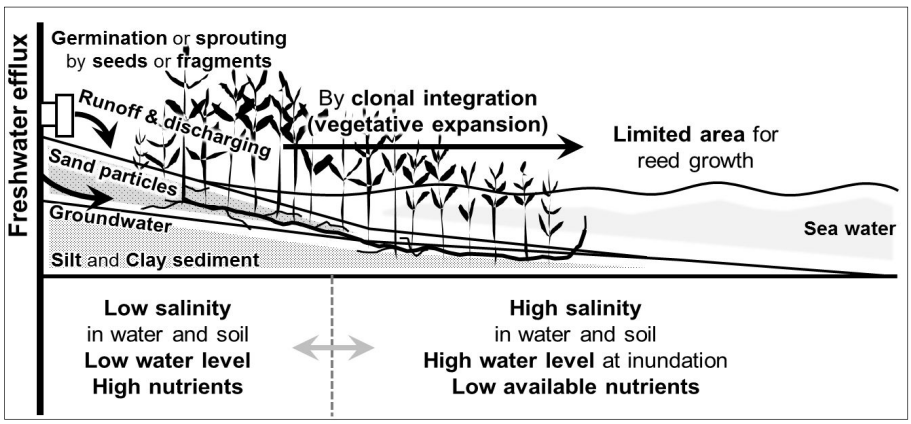

Fig. 2-11. The schematic diagram of the establishing process of reed stands in salt marsh.

2-4-4. 염습지 내 갈대 개체군의 생태적 가치

북미 지역의 경우 급속도로 이루어지고 있는 잡종 갈대의 확산으로 인해 염습지에서의 갈대 확장을 저지하기 위한 관리 방안의 중요성이 대두되고 있다(Chornesky and Randall 2003, Zedler and Kercher 2004). 항만이나 취락 조성 및 방파제 건설 등 염습지 등지에서 이뤄지는 다양한 인간 활동은 염습지 고유의 환경을 변화시켰으며, 특히 염습지의 염도나 수위를 저감하고 풍부한 양분 환경을 조성하였다(Álvarez-Rozel et al. 2007, Choi et al. 2010). 이는 자연스럽게 갈대가 염습지로 유입될 수 있는 기회로 작용하였으며, 그로 인해 북미와 같은 경우 염습지에서 이뤄지는 갈대의 정착이나 확장이 일종의 교란 지표로 활용되기도 하였다(Silliman and Bertness 2004).

갈대 생육이 항상 염습지 생태계에 위협적인 요소로만 작용하는 것은 아니며, 오히려 대부분의 염습지에서 중요한 생산자로서 역할 하는 경우가 많다. 무엇보다도 갈대는 높은 생산성으로 염습지에서의 유기물 축적에 높은 수준으로 기여한다. Windham(2001)의 연구에 따르면 갈대는 염습지의 주요 염생식물 중 하나인 *Spartina patens*에 비해 약 3배가량 높은 지상부 생산성을 보인 반면, 그 절반 수준인 분해 속도로 염습지 내 유기물 축적에 보다 높은 수준으로 기여하였다.

본 연구에서도, 인과 질소성 양분이 포함된 담수의 유입, 높은 비율의 모래로 구성된 토양 그리고 토양 중 높은 수준의 칼슘 환경은 염습지에서도 약 3 ~ 5 kg/m^{2}에 육박하는 높은 지상부 생산을 가능하게 하였다. 일반적인 염습지에서의 갈대 지상부 생산성이 약 0.5 ~ 1.0 kg/m^2 수준인 것을 감안한다면(**Table 2-4**), 이는 대략 5배 정도 높은 수치로 볼 수 있다. 갈대의 왕성한 생육은 염습지 생태계에 풍부한 유기물을 제공하게 되고 이는 자연스럽게 염습지에 서식하는 다양한 미생물과 동물들에게 있어 중요한 먹이원이자 서식처로서 작용하게 된다(Hanson et al. 2002, Bushaw-Newton et al. 2008).

Table 2-4. Growth parameters of *P. australis* at late summer season in reed marshes.

Wetland type	Shoot height (cm)	Individual DW (g)	Shoot DW (g/m^2)	Authors
Salt marsh	-	-	715	Kim (1975)
Salt marsh	112	-	668	Lee (1977)
Salt marsh	150	-	1,719	Min and Kim (1983)
Estuary	-	-	991 ± 395	Oh and Ihm (1983)
Estuary	-	-	1,883	Roman and Daiber (1984)
Estuary	-	-	1,985	Kim et al. (1986)
Reclaimed wetland	120 ~ 140	-	840 ~ 1,600	Cheong and Kim (1989)
Estuary	380.3 ± 5.6	76.5 ± 2.9	-	Lee and Yang (1993)
Salt marsh	179.2 ± 4.8	7.7 ± 0.3	-	
Estuary	-	-	1,868 ± 189	Windham (2001)
Estuary	-	-	1,855 ± 70	Windham (2001)
Estuary	-	-	538 ~ 1,150	Chung et al. (2008)
Reclaimed wetland	-	-	564	
Salt marsh	180 ~ 200	-	860 ~ 980	Min (2011)
Montane fen	415.7 ± 21.8	-	432.3 ± 53.9	Hong and Kim 2012
Riparian marsh	375.7 ± 7.6	-	954.6 ± 26.8	
Freshwater marsh	300 ~ 400	20 ~ 60	500 ~ 2,000	Hong et al. 2014b

DW = dry weight.

또한, 이와 같은 염습지에서의 왕성한 갈대 생육은 어업에 종사하는 취락의 어민들에게 있어서도 중요한 의미를 갖는다. 높은 수준의 인과 질소성 양분이 포함된 담수의 직접적인 방류는, 바다에서 조류가 급속도로 번식할 수 있는 기회로 작용하여 염습지 생태계의 건강을 위협할 여지가 있다(Álvarez-Rozel et al. 2007, Deegan et al. 2007). 그러나, 본 연구에서와 같이 오염된 생활하수가 포함된 담수가 직접적으로 방류되지

않고 갈대 식생을 거치게 될 경우 식물 흡수를 통해 오염이 상당부분 저감된 채로 방류되게 된다. 즉, 갈대 식생이 일종의 완충 지대(buffer zone) 역할을 수행하게 되는 것이다. 실제, 갈대는 염습지 뿐만 아니라 하천변 등의 담수습지에서도 우수한 완충 역할을 보이며 그로 인해 수질 정화 목적의 인공습지에서도 주로 활용되는 식물종이기도 하다 (Uusi-Kämppä et al. 2000, Hong et al. 2014a, 2014b). 그러므로, 본 연구에서의 조사지와 같은 염습지의 경우 갈대 생육이나 확장을 억제하기 보다는 일종의 갈대 개체군 보전을 위한 유지 관리 차원에서의 조치가 중요할 것이다. 예를 들면, 취락으로부터의 지나치게 과한 수준의 양분 방류나 여름철 태풍과 같은 여러 교란요소로 인한 갈대 개체군의 생육 저해나 면적 감소 등에 관한 지속적인 모니터링이 이루어질 필요가 있다.

제 3 장. 염도와 수위 체제가 갈대 생육에 미치는 영향

3-1. 서 론

갈대는 극지방을 제외한 대부분 대륙의 산지습지로부터 염습지에 이르기까지 다양한 환경에서 성공적으로 적응한 대형습지식물이다(Hong and Kim 2012). 갈대는 많은 수의 종자를 만들뿐만 아니라 지하경 및 지상경 등의 무성생식기관을 활용한 뛰어난 번식과 개체군 확장력으로 습지 생태계의 중요한 생산자로서 기능하고 있다(Haslam 1973).

갈대의 분포나 생육을 결정짓는 환경 인자는 다양하며, 크게 거시적 인자와 미시적 인자로 나누어 볼 수 있다. 갈대 개체군 수준에서의 생육기간과 전반적인 생육 수준을 결정짓는 거시적 차원에서의 환경 인자로는 서식처의 위도나 고도 그리고 그에 따른 일조량이나 기온 등을 들 수 있다(Lessmann et al. 2001). 갈대 개체군 내 생육에 있어 이질성을 유발하기도 하는 미시적 차원에서의 환경 인자로는 수심과 수위 변화 등을 포함한 물리적 인자 및 인이나 질소성 양분 그리고 염 등의 화학적 인자가 있다(Chambers et al. 2003).

위와 같은 다양한 환경적 특성이 복합적으로 갈대의 생육을 결정짓지만, 갈대는 뛰어난 형태적 가소성(phenotypic plasticity)을 통해 갈대가 선호하는 환경으로 확장함으로써 환경적 제약을 극복하기도 한다(Vretare et al. 2001). 또한, 갈대는 생육에 불리한 환경을 보다 우호적인 환경으로 변화시키기도 한다. 예를 들면, 갈대는 생산성이 높아 많은 양의 사체를 만들어내는데, 이는 갈대 서식처의 환경을 변화시켜 *Spartina*속과 같은 식물들과의 경쟁에서 우위를 점할 수 있다(Wang et al. 2006).

갈대가 다양한 환경에서 서식할 뿐만 아니라 환경에 대한 적응력도 뛰어나지만 그렇다고 모든 환경에서 우수한 생육을 보이는 것은 아니다. 갈대의 경우 최대 2 m 수준의 수심에서도 생존 가능한 것으로 보고되어

있으나, 보통 30 cm 이상의 수심 환경에서부터 생육 저하를 나타내는 것이 일반적이다(Vretare et al. 2001). 또한, 갈대는 일회적인 환경 변화에는 상대적으로 잘 적응하는 편이나, 지속적으로 이루어지는 불규칙적인 수위 변화 등에는 생육 부진을 보이기도 한다(White et al. 2007). 또한, 갈대는 모래가 아닌 미사나 점토가 다량 포함되어 상대적으로 산화환원전위가 낮은 매질 환경에서의 생육이 부진한 것으로 알려져 있다(Bart and Hartman 2002, Strand and Weisner 2002).

무엇보다도, 높은 염도 환경은 갈대의 발아, 유묘 생육, 그리고 개체군 확장 등을 제한하는 갈대 생육에 있어 주요한 제한요소라 할 수 있다(Chambers et al. 2003). 갈대는 설탕이나 프롤린 등을 활용하여 잎 속 삼투압을 조절함으로써 다른 대형정수식물들에 비해서는 상대적으로 높은 염에 대한 내성을 보이는 편이다(Lissner and Schierup 1997, Parter et al. 2009). 그러나 갈대는 탈락과 같이 일반적인 염생식물들에서 볼 수 있는 능동적인 차원에서의 염 조절 능력은 갖고 있지 않다(pseudo-halophyte). 그로 인해 염도가 10‰ 이상만 되어도 종자 발아나 유묘 생육 등이 매우 저해되는 것으로 알려져 있다(Wang et al. 2006, Achenbach and Brix 2014).

최근 지구온난화에 따른 해수면 상승으로, 조수의 영향을 받는 기수역이나 염습지에서의 환경 변화가 예상되고 있다. 특히, 해수면 상승은 기수역이나 염습지에서의 염도와 수위 환경을 동시에 변화시키게 된다. 그러한 환경 변화는 기수역이나 염습지의 주요 생산자인 갈대의 생육이나 분포 양상에도 큰 변화를 야기할 수 있다. 또한, 이는 염습지 내 갈대에 의존하는 다양한 미생물이나 동물들의 생태에 영향을 미침으로써 습지의 생태적 가치에까지도 영향을 미치게 된다(Talley and Levin 2001). 그러므로, 해수면 상승과 같은 환경 변화에 대응하여 기존의 갈대 습지를 보전하고 유지·관리하기 위해서는 염도와 수위 환경이 갈대 생육에 미치는 영향에 관한 명확한 이해가 필수적이다. 염도와 수위가 갈대 생육에 미치는 영향에 관한 많은 선행연구들이 있으나, 대부분이 염도와 수위의

개별적인 효과에 관해 다루어왔다.

본 연구에서는 실내 통제 실험을 통해 다양한 염도와 수위 환경에서의 갈대 생육 비교해 봄으로써 어떠한 염도와 수위 조건에서 갈대의 생육이 촉진되거나 저해되는지 파악하고자 하였다. 무엇보다도, 갈대 생육에 염도와 수위가 미치는 개별적인 효과뿐만 아니라 복합적인 영향을 규명함으로써 실제 해수면 상승에 따른 갈대 생육과 분포 양상을 예측해 보고자 하였다. 염도와 수위가 갈대 생육에 미치는 영향에 관한 본 연구를 통해 해수면 상승에 따른 환경 변화가 기수와 염습지에서의 갈대 생육과 분포 양상에 구체적으로 어떤 영향을 미치게 될 것인지에 관해 파악할 수 있을 것이다.

3-2. 재료 및 방법

3-2-1. 실험 재료

실험에 사용할 갈대를 확보하기 위해 2010년 10월, 전라남도 순천시 별량면(N34°84′, E127°45′) 인근의 갈대 습지로부터 종자를 채취하였다. 이후, 채취한 갈대 종자를 서울대학교 내 실험실로 옮겨 풍건시킨 뒤 5℃ 저온고에서 보관하여 2011년 봄, 25℃의 생장상(growth chamber)에서 발아를 진행시켰다. 발아시킨 갈대는 온실로 옮겨진 뒤, 모래와 원예용상토(암모니움태질소, 500 mg/L; 유효태인산, 800 mg/L)를 1 : 1의 비율로 혼합한 매질이 채워진 플라스틱 화분(10 cm × 10 cm × 10 cm)에서 1년간 생육시켰다. 위 모래와 원예용 상토가 동일한 비율로 혼합된 매질 조건은 실제 갈대 생육이 원활하였던 염습지에서의 토성 환경(사양도, sandy loam)과 유사한 환경 조성을 위해 고안되었다. 실험 전 유묘 생육 기간 동안의 수위 조건은 플라스틱 화분 내 매질 높이(0 cm)로 유지되었다.

2011년 11월, 갈대의 지상부를 모두 제거한 뒤 월동을 진행시켰으며, 2012년 4월 중순, 실험을 위한 갈대 선별을 진행하였다. 총 2 ~ 3개 정도의 지상부(ramet)를 포함하며, 30 cm 전후의 평균초고를 보이는 갈대만을 실험 재료로 선별하였다(**Fig. 3-1**).

Fig. 3-1. Seedlings (left-side) and 2-year-old *P. australis* (right side).

선별된 갈대는 본격적인 실험을 위해 보다 넓은 면적의 화분(25 cm × 25 cm × 25 cm)으로 이식된 뒤 앞선 화분에서의 동일한 매질(모래 : 원예용상토 = 1 : 1)과 수위 조건(0 cm)에서 약 한 주간의 적응기를 가졌다. 적응기를 거친 갈대는 염도 및 수위 실험을 위해 따로 준비된 뒤 고무 탱크(100 cm × 60 cm × 40 cm)로 옮겨졌다. 고무 탱크마다 한 가지의 염도와 한 가지의 수위 조건이 적용되었으며, 하나의 고무 탱크 당 반복수의 개념으로 총 다섯 개의 화분이 준비되었다.

3-2-2. 실험 설계

염도와 수위가 갈대 생육에 미치는 영향을 파악하기 위해, 총 3가지의 염도 조건과 5가지의 수위 조건을 준비하였다. 염도 조건의 경우, 1) 0‰ 그리고 담수와 기수 및 염수를 구분 짓는 경계라 할 수 있는 2) 5‰과 3) 25‰을 준비하였다. 수위 체제의 경우, 일정 높이[SWC(+32 cm), swc(+16 cm), WC(0 cm, water-logged condition)]로 유지되는(Static Water Condition) 세 가지 조건과, 조수에 따른 주기적인 수위 변화에 해당하는(Fluctuating Water Condition) 두 가지 조건[FWC(총 28 cm의 수위 변화폭)와 fwc(12 cm의 수위 변화폭)]을 준비하였다(**Fig. 3-2**).

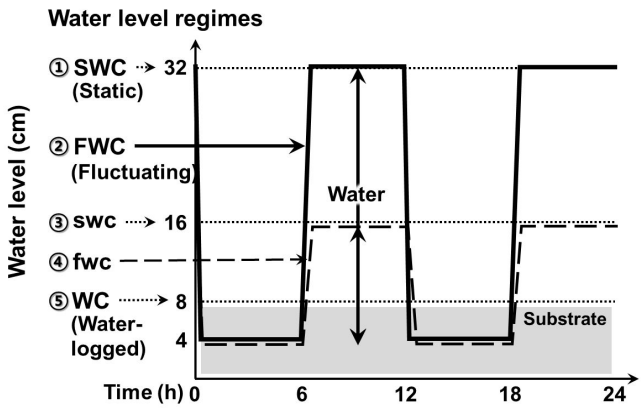

Fig. 3-2. The schematic diagram for water level conditions of the experiment.

지속적으로 수위 변동이 이루어지는 두 조건(FWC와 fwc)의 경우, 실제 조수와 동일한 수위 변동 주기(총 24시간 동안 2회의 최고 수위와 2회의 최저 수위)를 가질 수 있도록 정밀하게 설계되었다. 이를 위해 수위 변동 실험 조건(FWC와 fwc) 경우 동일한 부피의 고무 탱크를 추가적으로 배치한 뒤 전동 펌프와 타이머 콘센트를 활용하여 실험 기간 동안 지속적으로 자동 조절될 수 있도록 하였다. 실제 염습지에서 약 30 m 폭(육지로부터의 폭)의 갈대 개체군이 만조 시 밀물에 의해 완전히 침수되는데 소요되는 시간(30분)을 측정한 뒤, 본 실험에서도 수위 변화가 30분 동안에 이루어질 수 있도록 하였다(**Fig. 3-3**).

Fig. 3-3. A photograph of water level control system. Each water level condition has been maintained automatically with electric motor and timer concent.

3-2-3. 갈대 생육 측정

총 20주간의 초고 변화 양상을 파악하기 위해 매주 초고 측정을 진행하였으며 이를 위해 각각의 화분에서 초기 초고가 가장 큰 ramet을 기준 ramet으로 설정하였다. 초고의 경우 줄기의 끝이 아닌 잎의 끝을 기준(uppermost leaf)으로 측정하였다. 정단에서의 잎 발생 시 말려 나오는 경우 따로 펴지 않은 채, 매질로부터 수직 방향으로 가장 높은 지점을 최고 초고로 정하였다.

매주 이뤄진 초고 측정 시에는 가장 큰 초고의 ramet을 측정 대상으로 하였으며, 최종 수확(2012년 9월) 후에는 모든 ramet을 대상으로 하여 일차 줄기와 이차 줄기를 구분하여 초고 측정을 수행하였다(**Fig. 3-4**). 일차 줄기와 이차 줄기의 구분은 초고 측정뿐만 아니라 나머지 갈대 생육 인자에 관해서도 동일하게 적용하여 측정을 수행하였다. 일차 줄기와 이차 줄기를 보다 명확하게 구분하기 위해, 이차 줄기 발생 전에 일차 줄기의 하단부에 고리 형태의 인식표를 설치하였다.

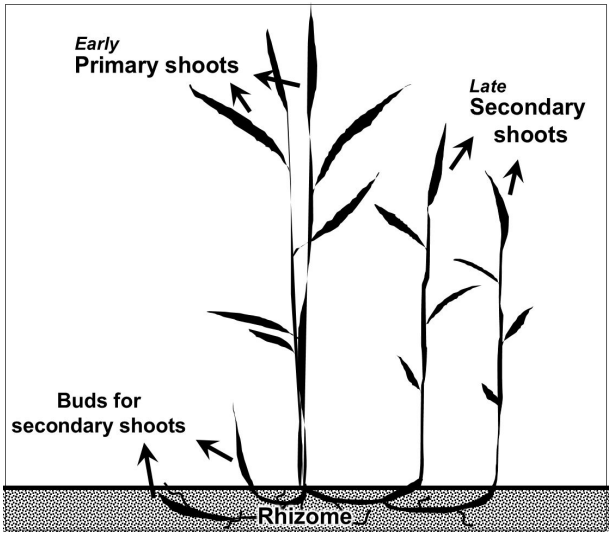

Fig. 3-4. A schematic diagram representing primary and secondary shoots from a rhizome fragment of *P. australis*.

지상부 밀도의 경우 일차 줄기와 이차 줄기를 구분하여 각각 측정하였다. 갈대 직경의 경우 버니어캘리퍼스로 측정하였으며 갈대 줄기 중 맨 아래쪽 마디(node) 부위를 기준으로 측정하였다.

줄기 당 잎 수의 경우 밀도와 유사하게 완벽한 형태의 잎이 되기 전이나 지속적인 침수로 인해 잎의 일부가 분해되었더라도 잎의 형태가 남아 있는 경우 측정에 포함시켰다. 잎 길이의 경우 잎 끝에서 줄기 끝을 기준으로 하여 측정하였다. 엽록소 농도의 경우 단위면적 당 엽록소 농도를 측정할 수 있는 휴대용 기기(SPAD-502 plus, Konica Minolta sensing, Inc., Tokyo, Japan)를 활용하였다.

갈대 생산성 파악을 위해 크게 지상부와 지하부로 구분하여 수확하였다. 지상부의 경우 초고나 잎 길이 등의 측정을 마친 뒤 따로 구분하지 않고 건중량을 측정하였다. 지하부의 경우 크게 지하경과 뿌리로 구분하였다. 또한, 뿌리의 경우 수중 뿌리와 토양 뿌리로 구분하여 건중량을 측정하였다(**Fig. 3-5**). 건중량의 경우, 수확한 식물체를 흐르는 물에 세척하고 70℃에서 48시간 건조한 뒤 전자저울을 활용하여 측정하였다.

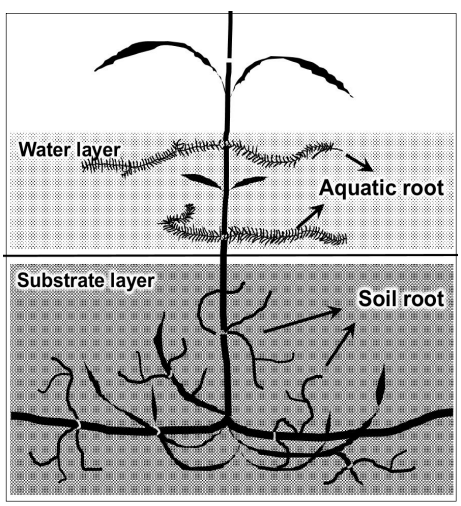

Fig. 3-5. Aquatic and soil roots on rhizomes of *P. australis* in water and substrate layers.

3-2-4. 토질 분석

여러 가지 염도와 수위 조건이 20주의 생육 기간을 통해 토양 환경에 어떤 영향을 미쳤는지 파악하기 위해 수분함량, 유기물함량, 전기전도도, 염도, pH, 칼륨, 칼슘, 나트륨 그리고 마그네슘 농도 등의 이화학적 특성을 분석하였다. 갈대 수확 후 실험 조건별로 3개의 토양 샘플을 확보하였으며 분석에 앞서 2 mm 크기의 격자인 체를 통해 지하경과 뿌리와 같은 식물체를 제거하였다. 토양 pH와 염도 및 전기전도도는 토양과 증류수를 1 : 5로 혼합하여 진탕한 후 거름종이로 거른 액체에서 휴대용 측정기(AP63, Fisher, hampton, USA; Corning Checkmate II, Lowell, USA)를 활용하여 측정하였다. 수분 함량은 105℃ 건조기에서 48시간 건조 후, 유기물 함량은 550℃의 용광로에서 4시간 동안 작열한 후 무게 차이로 측정하였다(Boyle 2004). 양이온 분석은 NH_4OAc로 침출한 뒤(Allen et al. 1974) 원자흡광광도계(Varian, Model AA240FS)를 통해 정량하였다.

3-2-5. 통계 분석

염도와 수위 조건이 갈대 생육 인자에 미치는 영향을 파악하기 위해 two-way ANOVA(analysis of variance) 분석을 수행하였다. 총 15가지(3 가지 염도 × 5 가지 수위) 환경 조건에 따른 각각의 생육 지수 간 차이 여부를 확인하기 위해 Duncan의 사후검정(Post-hoc test)을 수행하였다. 위 통계 분석은 통계프로그램인 statistics SPSS ver. 20.0(for windows)를 이용하여 수행되었다.

3-3. 결 과

3-3-1. 토질

염도와 수위 조건이 부여된 실험구 내 토양의 수분함량, 유기물함량, 전기전도도, 염도, pH, 칼륨, 칼슘, 나트륨, 마그네슘 농도 등 총 9 항목의 이화학적 특성을 분석하였다(**Table 3-1**). 토양 수분함량의 경우 염도의 영향을 거의 받지 않는 것으로 보여 졌다. 수위 조건 차이 또한 수분함량에는 영향을 미치지 않았다. 침수 시간이나 침수 변화 폭 등의 차이에 상관없이 대부분의 실험구에서 17% 수준의 수분함량을 보였다. 토양 유기물함량 또한 수분함량과 유사하게, 염도와 수위에 의한 영향을 크게 받지 않았으며, 대부분의 실험구에서 1.6% 전후의 유기물함량을 나타내었다.

측정 방식이 동일한 전기전도도와 염도의 경우 거의 유사한 경향을 나타내었다. 물의 염도가 증가할수록 토양의 전기전도도와 염도 모두 큰 폭으로 증가하였다. 염도를 기준으로 0‰ 조건에서는 약 40 μS/cm, 5‰에서는 약 650 μS/cm(WC 수위의 경우 1,302 ± 251 μS/cm), 그리고 25‰에서는 약 2,200 μS/cm(WC 수위의 경우 4,130 ± 348 μS/cm)이었다. 토양 염도의 경우 0‰에서는 0 μS/cm, 5‰에서는 약 0.3‰(WC 수위의 경우 0.64 ± 0.11‰), 그리고 25‰에서는 약 1.12‰(WC 수위의 경우 2.18 ± 0.19‰)이었다. 즉, 토양 전기전도도와 염도의 경우 물의 염도가 증가함에 따라 큰 폭으로 증가하였으며, 동일 염도 조건에서는 다른 수위 조건에 비해 토양 높이로 수위가 유지되었던 WC 수위에서 상대적으로 높은 수치를 보였다.

토양 pH의 경우 수위에 따른 영향은 거의 확인되지 않았으며, 주로 염도에 따른 차이를 나타내었다. 0‰에서는 약 6.8, 5‰에서는 약 6.5 수준인 반면, 25‰에서는 약 7.5 정도의 pH를 보였다. 물의 염도를 결정짓는 중요한 요인인 칼륨과 나트륨의 경우, 전기전도도 및 염도와 전반적으로 유사한 경향을 나타내었다. 칼륨의 경우 0‰과 5‰ 간 에는 유의미

한 차이가 없던 반면, 25‰(약 1,900 mg/kg)의 경우 0‰(약 260 mg/kg)과 5‰(약 280 mg/kg)에 비해 약 7배가량 높았다. 한편, 칼륨의 경우 동일한 염도 조건 하에서 수위 조건 차이에 따른 특별한 농도 차이는 확인되지 않았다. 네 가지 양이온 중 가장 높은 수준으로 검출된 나트륨의 경우 칼륨과 유사하게, 높은 염도 조건일수록 토양에서의 농도 또한 높게 나타났다. 0‰의 경우 약 300 mg/kg, 5‰의 경우 약 8,500 mg/kg 그리고 25‰의 경우 약 24,000 mg/kg의 나트륨이 검출되었다.

토양 중 칼슘의 경우 다른 이온들과 다르게 오히려 처치한 물의 염 농도가 높아질수록 낮게 검출되었다. 0‰의 경우 약 1,600 mg/kg정도의 칼슘이 검출된 반면, 5‰의 경우 약 900 mg/kg 그리고 25‰의 경우 약 600 mg/kg의 칼슘이 검출되었다. 마그네슘 이온 또한 칼슘과 다소 유사하게 물의 염도가 증가함에 따라 토양 중 농도가 증가하였다가 25‰에서는 오히려 감소하는 경향을 나타내었다. 0%의 경우 약 1,100 mg/kg, 5‰의 경우 약 1,500 mg/kg, 그리고 25‰에서는 약 900 mg/kg의 토양 중 마그네슘이 검출되었다.

Table 3-1. Soil characteristics under different salinity and water level (Mean ± 1SD)

Soli variables	Environmental conditions														
	0‰					5‰					25‰				
	SWC	FWC	swc	fwc	WC	SWC	FWC	swc	fwc	WC	SWC	FWC	swc	fwc	WC
Water content (%, n = 3)	17.1 ±1.1	16.8 ±2.2	15.6 ±0.8	16.8 ±2.0	16.6 ±0.9	17.7 ±1.0	17.6 ±0.9	17.2 ±0.2	17.2 ±1.2	17.4 ±0.7	16.1 ±0.2	17.5 ±0.9	17.7 ±1.2	17.5 ±0.9	17.3 ±0.2
Loss on ignition (%, n = 3)	1.60 ±0.09	1.61 ±0.05	1.52 ±0.03	1.64 ±0.01	1.60 ±0.34	1.65 ±0.12	1.64 ±0.02	1.64 ±0.05	1.58 0.05	1.76 ±0.26	1.64 ±0.13	1.66 ±0.06	1.72 ±0.19	1.84 ±0.12	2.12 ±0.37
Electric conductivity (μS/cm, n = 5)	39.0 ±1.2	43.3 ±3.1	39.7 ±2.4	41.6 ±4.0	39.7 ±2.4	587 ±111	550 ±19	719 ±64	640 ±67	1,302 ±251	1,845 ±86	2,142 ±195	2,223 ±208	2,326 ±92	4,130 ± 348
Salinity (‰, n = 5)	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.28 ±0.12	0.30 ±0.02	0.34 ±0.05	0.32 ±0.04	0.64 ±0.11	0.92 ±0.04	1.12 ±0.11	1.12 ±0.11	1.18 ±0.08	2.18 ±0.19
pH (n = 5)	6.75 ±0.07	7.01 ±0.18	6.92 ±0.10	6.84 ±0.07	6.92 ±0.10	6.48 ±0.28	6.85 ±0.37	6.57 ±0.33	6.46 ±0.06	6.30 ±0.12	7.81 ±0.35	7.64 ±0.66	7.57 ±0.20	7.58 ±1.02	7.02 ±0.32
K^+ (mg/kg, n = 3)	284 ±24	263 ±8	242 ±16	253 ±50	236 ±16	266 ±29	280 ±28	239 ±23	358 ±101	242 ±40	1,916 ±992	2,267 ±714	1,322 ±361	1,564 ±299	1,605 ±440
Ca^{2+} (mg/kg, n = 3)	1,638 ±67	1,918 ±163	1,668 ±161	1,687 ±232	1,548 ±223	926 ±151	712 ±132	904 ±80	653 ±121	1,171 ±179	592 ±42	420 ±17	653 ±152	356 ±41	1,135 ±109
Na^+ (mg/kg, n = 3)	256 ±23	314 ±32	319 ±54	282 ±78	423 ±47	6,865 ±1,427	9,334 ±1,279	8,043 ±882	9,791 ±1,395	8,278 ±1,818	21,281 ±792	24,382 ±1,516	21,189 ±3,431	23,413 ±2,219	27,354 ±2,059
Mg^{2+} (mg/kg, n = 3)	1,162 ±101	1,278 ±155	1,196 ±195	1,155 ±187	1,067 ±143	1,194 ±173	1,562 ±229	1,197 ±65	1,546 ±261	1,792 ±429	985 ±57	864 ±56	693 ±127	725 ±102	1,163 ±86

SWC = static water condition, FWC = fluctuating water condition, WC = water-logged condition (0 cm). Capitals indicate higher water level and larger amplitude in fluctuation.

3-3-2. 갈대 생육

0‰에서의 갈대 초고 생장의 경우, 수위 조건 차이에 따른 영향은 유의미하지 않은 것으로 나타났다(**Fig. 3-6**). 이차 줄기 생장이 시작된 5주째부터 수위 조건 간 초고 차이가 발생하였으나 편차가 다소 컸으며, 약 16주 전후부터 점차 초고생장률이 감소하였다. 수위 조건 별 20주 차 최대 초고는 다음과 같다: SWC = 133.6 ± 21.8 cm, FWC = 126.8 ± 11.9 cm, swc = 118.2 ± 18.6 cm, fwc = 128.4 ± 20.4 cm, WC = 137.8 ± 16.2 cm.

5‰에서의 갈대 초고 생장의 경우 0‰에서와 다르게 수위 조건 차이에 따른 영향이 유의미하였다(**Fig. 3-6**). 특히, SWC 수위에서의 초고 생장이 가장 높았으며, 그 다음으로 수위변동 조건인 FWC와 fwc 수위 그리고, swc와 WC 수위가 그 뒤를 이었다. WC 수위의 경우 평균값에 있어 SWC 수위와 약 40 cm 가량 차이를 보였다. 0‰에서와 유사하게 5‰에서도 이차 줄기 생장이 시작된 5주째부터 수위 조건 간 초고 차이가 발생하였다. 편차가 다소 컸으며, 약 16주 전후부터 점차 초고생장률이 감소하였다. 수위 조건 별 20주 차 최대 초고는 다음과 같다(수치 뒤의 알파벳은 Duncan의 사후검정을 통한 서로 다른 통계적 집단을 의미한다, $P < 0.05$): SWC = 145.4 ± 19.1^{c} cm, FWC = 125.4 ± 10.9^{b} cm, swc = 111.0 ± 13.2^{ab} cm, fwc = 119.4 ± 10.4^{ab} cm, WC = 104.8 ± 12.8^{a} cm.

25‰에서 갈대 초고 생장의 경우 5‰에서와 같이, 수위 조건 차이에 따른 영향이 유의미한 것으로 나타났다(**Fig. 3-6**). 25‰ 염도조건에서는 앞선 두 조건과 다르게 이차 줄기 생장이 시작된 5주 전후부터 더 이상 초고생장이 이루어지지 않았다. 또한, 큰 폭의 수위변동 조건인 FWC 수위의 경우 18주차부터 고사가 시작돼 20주에는 18주에 비해 초고가 큰 폭으로 낮아졌다(18주, 58.4 ± 8.2 cm → 20주, 46.0 ± 20.9 cm). 수위 조건 별 20주 차 최대 초고는 다음과 같다: SWC = 55.0 ± 8.3^{ab} cm, FWC = 46.0 ± 20.9^{a} cm, swc = 63.2 ± 5.8^{b} cm, fwc = 47.6 ± 10.0^{ab} cm, WC = 57.2 ± 5.5^{ab} cm.

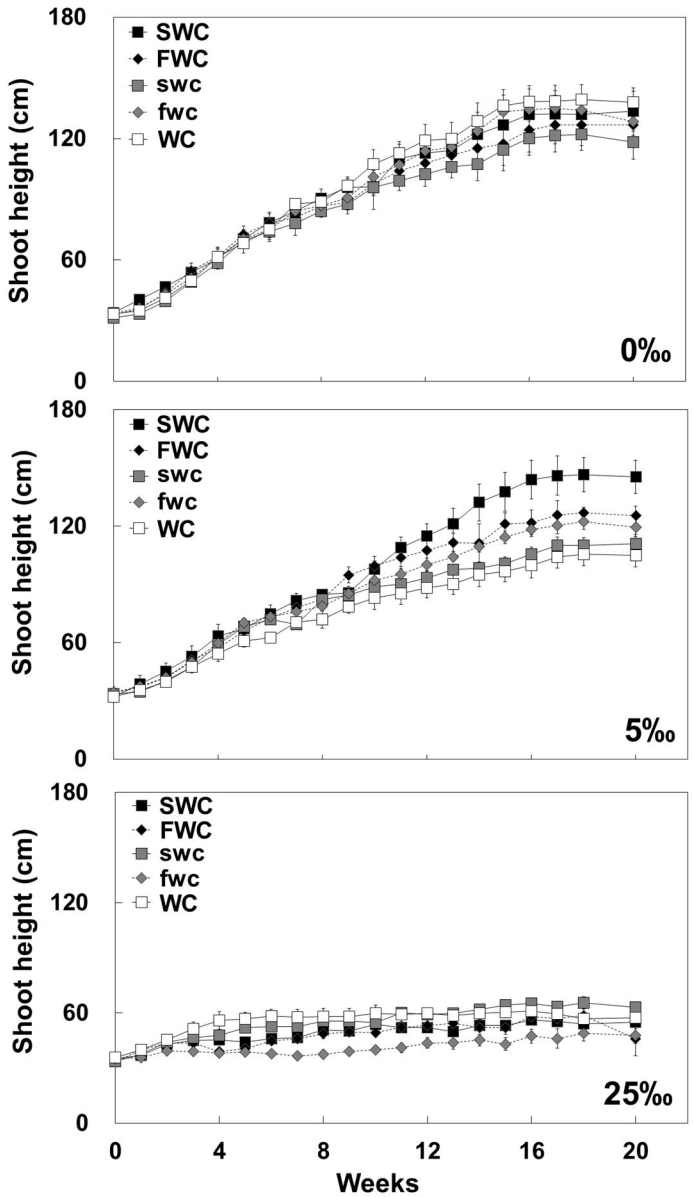

Fig. 3-6. Uppermost shoot height (n = 5) of *P. australis* under 0, 5, and 25‰ in water salinity during 20 weeks (Mean ± 1SE). Capitals indicate higher water level and larger amplitude in fluctuation.

총 20주의 생육기간을 거친 뒤, 염도와 수위가 갈대의 다양한 생육 지수에 영향을 미쳤는지 여부를 확인하기 위해 Two-way ANOVAs를 수행하였다. 분석 결과, 수위 조건에 비해 염도에 따른 갈대 생육 지수 차이가 보다 명확하였다. 수위 조건의 경우 잎 길이, 엽록소 농도, 지상부 건중량 그리고 지상부 : 지하부 생물량 비율 등 총 14가지 생육 인자 중 4가지 생육 인자에 있어 유의미한 영향을 미쳤다. 반면, 염도의 경우 모든 생육 지수에 대해 유의미한 차이($P < 0.001$)를 유발하였다(**Table 3-2**). 한편, 갈대 생육 지수에 대한 염도와 수위의 복합적인 영향(salinity × water level)에 따른 유의미한 효과의 경우, 밀도, 엽록소 농도와 뿌리 건중량을 제외한 대부분의 건중량 지수에서 나타났다.

Table 3-2. Two-way ANOVAs for growth parameters of *P. australis* in response to different salinity and water level

Parameters	Source		
	Sal. (df = 2)	WL (df = 4)	Sal. × WL (df = 8)
Final shoot height (n = 309)	**31.4*** **	0.61	0.86
Shoot density (n = 75)	**45.5*** **	1.68	**2.12***
Culm diameter (n = 304)	**18.6*** **	1.58	1.17
No. of blade (n = 268)	**31.1*** **	0.72	1.91
Blade length (n = 2,420)	**190.9*** **	**11.8*** **	1.86
Chlorophyll content (n = 645)	**152.2*** **	**23.4*** **	**4.90*** **
Shoot DW (n = 75)	**164.9*** **	**4.61****	**5.03*** **
Rhizome DW (n = 75)	**34.4*** **	0.68	**2.20***
Aquatic root DW (n = 75)	**102.0*** **	0.76	**2.68***
Soil root DW (n = 75)	**30.3*** **	0.65	1.92
Root DW (n = 75)	**100.7*** **	0.81	**2.90****
BGDW (n = 75)	**80.3*** **	0.44	**3.02****
Total DW (n = 75)	**130.5*** **	1.33	**3.78****
Shoot DW: BGDW (n = 75)	**17.4*** **	**2.89***	1.86

Sal. = salinity, WL = water level, DW = dry weight, BGDW = below-ground dry weight (rhizome and root).

*, $P < 0.05$; **, $P < 0.01$; ***, $P < 0.001$ by Duncan's post-hoc test.

모든 지상부를 대상으로 측정한 최종 초고의 경우, 0‰과 5‰은 유사한 초고 수준과 경향을 보인 반면, 25‰에서는 전반적으로 저조한 생장을 보였다(**Fig. 3-7**). 특히, 0‰과 5‰에서는 다른 수위 조건에 비해 swc 수위에서 초고 생장이 상대적으로 저조한 반면, 25‰에서는 오히려 swc 수위에서의 초고 생장이 상대적으로 좋았다. 가장 높은 초고는 5‰의 SWC 수위(95.4 ± 39.2 cm)에서 측정되었으며 가장 낮은 초고는 25‰ 염도의 FWC 수위에서 측정되었다(37.8 ± 20.3 cm).

지상부 밀도의 경우 초고에서와 같이, 0‰과 5‰에서의 밀도 수준이나 경향이 유사한 반면 25‰의 경우 다소 다른 경향이 나타났다(**Fig. 3-7**). 0‰과 5‰에서는 수위 변동이 있는 조건인 FWC와 fwc 수위에서 밀도가 상대적으로 높았던 반면, 25‰에서는 수위 변동이 없고 수위도 낮은 조건인 swc와 WC 수위에서 밀도가 상대적으로 높았다. 가장 높은 지상부 밀도는 5‰과 FWC 수위 조건(6.6 ± 0.5 ramets/pot)에서 측정되었다. 25‰에서는 갈대의 초고 생육뿐만 아니라 밀도 생장 또한 상대적으로 저조하였는데, 25‰의 SWC, FWC, fwc 수위에서 1.4 ± 0.2 ramets/pot의 밀도로 가장 낮은 값이 측정되었다.

갈대 직경 생장의 경우 초고 생장과 전반적으로 유사한 경향이 나타났다. 0‰과 5‰의 염도조건에 비해 25‰에서의 직경 생장 또한 상대적으로 저조하였다(**Fig. 3-7**). 수위 조건에 따른 직경의 경우, 0‰과 5‰ 모두 SWC 수위에서 가장 높은 값(0‰, 2.2 ± 0.7 mm; 5‰, 2.1 ± 0.6 mm)이 측정되었으며 25‰에서는 FWC 수위에서 상대적으로 높았다(1.5 ± 0.4 mm).

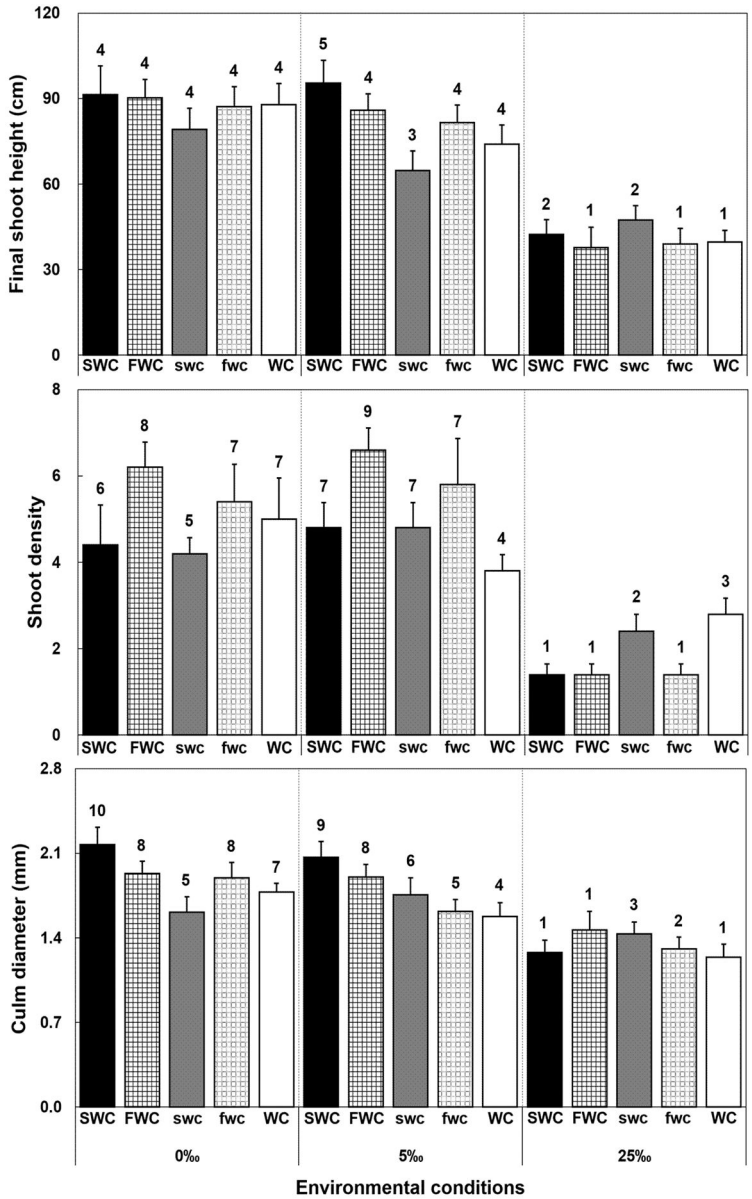

Fig. 3-7. Final shoot height, shoot density, and culm diameter of *P. australis* depending on environmental conditions (Mean ± 1SE). Different numbers on bars indicate statistically different groups and larger number means statistically higher group ($P < 0.05$).

줄기 당 잎 수의 경우도 25‰에 비해 0‰과 5‰에서 상대적으로 높았다(**Fig. 3-8**). 0‰과 5‰의 경우 다소 편차는 있었으나 대부분 10개 전후의 잎 수를 보였다. 25‰에서의 잎 수의 경우 그 절반 수준인 5개가량이었으며 특히, 25‰ 및 WC 수위에서는 3.0 ± 1.7개로 가장 낮은 잎 수를 보였다. 한편, 수위 조건에 따른 잎 수의 경우 특별한 경향성을 보이지 않았다.

염도와 수위에 따른 잎 길이의 경우, 잎 수에 비해 상대적으로 명료한 경향성을 보였다(**Fig. 3-8**). 먼저 염도에 따른 잎 길이의 경우 초고 생장이나 밀도 및 직경 등에서와 같이 0‰과 5‰에서 25‰에 비해 높은 값이 측정되었다. 0‰과 5‰ 모두, 고정된 수위 조건이며 수위가 높지 않은 조건인 swc와 WC 수위에서 약 14 cm 수준의 상대적으로 낮은 잎 길이가 측정되었다. 반면, 0‰과 5‰의 나머지 수위 조건들에서는 약 16 cm 수준의 잎 길이를 보였다. 25‰에서는 수위 조건에 상관없이 약 9 cm 정도의 낮은 잎 길이가 측정되었다.

단위면적 당 엽록소 농도의 경우, 0‰과 5‰에 비해 25‰에서 더 높은 값이 측정되었다(**Fig. 3-8**). 0‰과 5‰에서 약 350 μg/cm^2 수준의 엽록소 농도가 측정된 반면, 25‰에서는 약 440 μg/cm^2 수준의 높은 값이 측정되었다. 한 가지 특이한 사항은 염도 조건에 상관없이, 고정되어 있는 수위 조건(SWC, swc, WC)에서보다 수위 변동이 있는 조건(FWC와 fwc)에서 단위면적 당 엽록소 농도가 상대적으로 높게 측정되었다는 것이다.

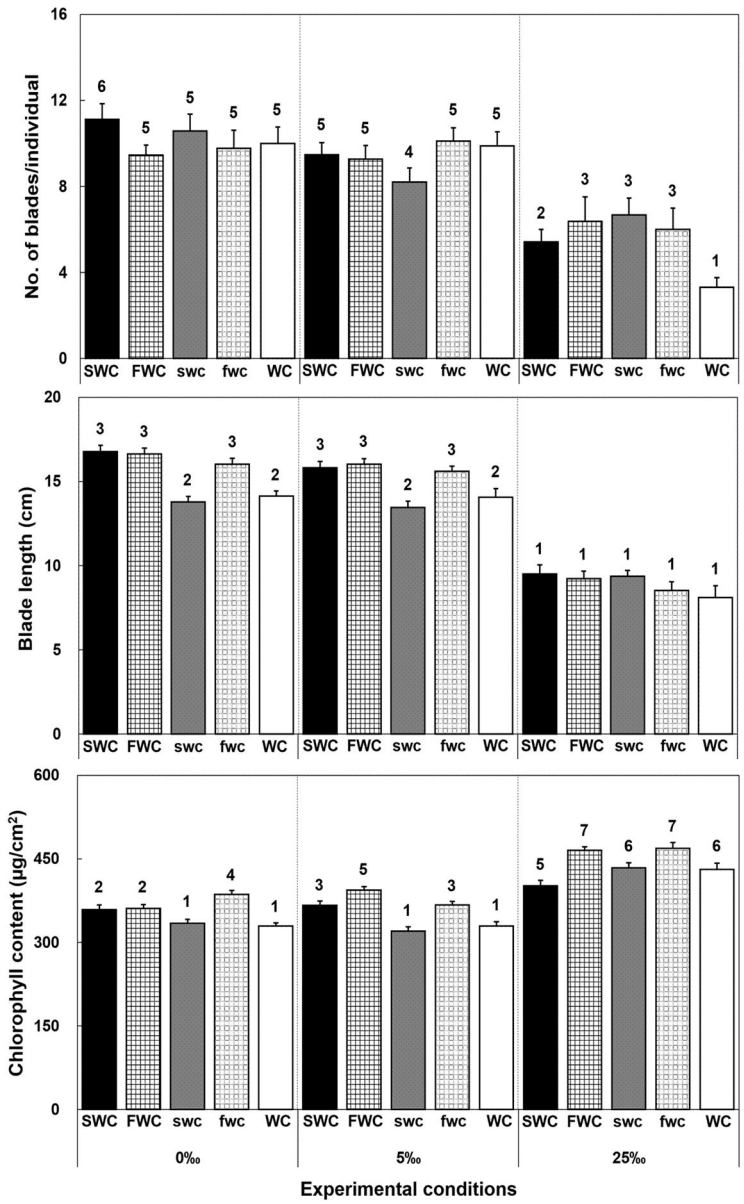

Fig. 3-8. No. of blades, blade length, and chlorophyll content of *P. australis* depending on environmental conditions (Mean ± 1SE). Different numbers on bars indicate statistically different groups and larger number means statistically higher group ($P < 0.05$).

염도와 수위 조건에 따른 갈대 생육 지수 중 가장 중요한 지수라 할 수 있는 지상부 건중량의 경우, 지상부 밀도와 거의 유사한 형태의 결과를 나타내었다(**Figs. 3-9**). 먼저 염도에 따른 지상부 건중량의 경우 0‰과 5‰에서 25‰에 비해 월등히 높은 값이 측정되었다. 밀도 결과에서와 같이, 0‰과 5‰의 경우 수위 변동이 있는 조건인 FWC와 fwc 수위에서 다른 수위 조건들에 비해 높은 건중량을 보였다. 한편 25‰의 경우 반대로 수위 변동이 없는 조건이면서 수위가 낮은 조건인 swc와 WC 수위에서 상대적으로 높은 지상부 건중량을 보였다.

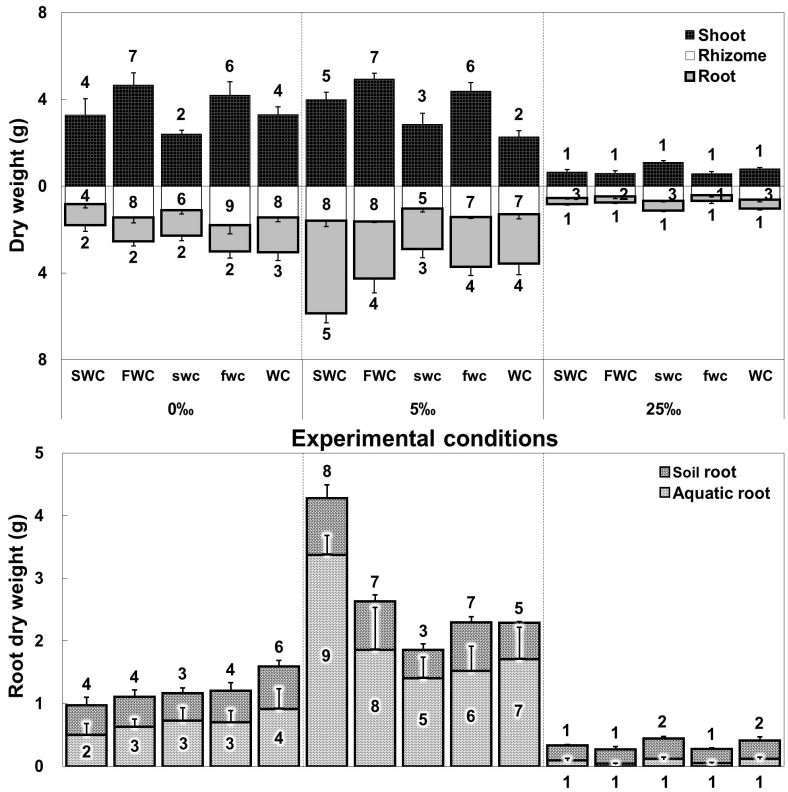

Fig. 3-9. Biomass production of *P. australis* depending on environmental conditions (Mean ± 1SE). Different numbers on bars indicate statistically different groups and larger number means statistically higher group ($P < 0.05$).

지하부 건중량의 경우 5‰의 SWC 수위를 제외한 모든 조건에서 각각의 지상부 건중량과 유사한 경향을 나타내었다. 다만, 0‰과 5‰의 지상부 건중량이 상대적으로 유사했던 반면, 지하부 건중량 중 뿌리에 있어서는 5‰에서 높은 값이 확인되었으며, 이는 5‰에서의 수중 뿌리가 0‰에 비해 높았기 때문이다. 특히 5‰의 SWC 수위에서의 수중 뿌리(3.4 ± 0.7 g)의 경우 지상부 건중량(4.0 ± 0.8 g)과 유사한 수준의 높은 값이 측정되었다. 반면, 25‰의 경우 뿌리 발달 자체가 저조했을 뿐만 아니라 특히 수중 뿌리는 거의 발생하지 않았다. 가장 작은 수중 뿌리 건중량은 가장 낮은 지상부 생산성을 보이기도 했던 25‰의 FWC 수위(0.04 ± 0.02 g)에서 측정되었다.

염도와 수위 조건에 따른 갈대의 생물량 분배 결과, 0‰과 5‰ 모두 상대적으로 수위가 높거나 높은 폭의 수위 변동이 이루어지는 조건에서 지상부로의 생물량 분배가 더 많이 이루어졌다(**Table 3-3**). 이에 반해, 0‰의 swc 수위(1.05 ± 0.10)나 WC 수위(1.08 ± 0.13) 그리고 5‰의 WC 수위(0.82 ± 0.13)의 경우 지상부와 지하부의 비율이 비슷하거나 오히려 지하부의 비율이 더 높았다. 5‰의 SWC 수위의 경우, 지상부 생물량도 많은 편이나 수중 뿌리량이 높아 오히려 지하부의 생물량이 많은 것으로 나타났다. 25‰의 경우 수위 조건에 상관없이 전반적으로 지상부의 생육이 저조하여 모든 조건에서 1 이하의 값을 나타내었다.

Table 3-3. Shoot DW: BGDW under different salinity and water level (Mean ± 1SD)

	Shoot DW: BGDW (each n = 5)				
	SWC	FWC	swc	fwc	WC
0‰	1.38 ± 0.23^{b}	1.40 ± 0.16^{b}	1.05 ± 0.10^{a}	1.27 ± 0.29^{ab}	1.08 ± 0.13^{a}
5‰	0.83 ± 0.09^{ab}	1.11 ± 0.14^{b}	1.02 ± 0.18^{ba}	1.10 ± 0.16^{b}	0.82 ± 0.13^{a}
25‰	0.89 ± 0.21^{a}	0.97 ± 0.42^{a}	0.99 ± 0.07^{a}	0.92 ± 0.15^{a}	0.91 ± 0.12^{a}

BGDW = below-ground dry weight (rhizome and root), Different numbers on bars indicate statistically different groups and larger number means statistically higher group (Duncan's post-hoc test, $P < 0.05$).

염도와 수위 조건에 따른 지상부 발생 빈도에 있어 큰 차이를 보인 이차 줄기와는 다르게 일차 줄기의 경우 대부분의 실험 조건에서 유사한 수준의 값을 나타내었다(**Fig. 3-10**). 한편, 25‰에서는 상대적으로 이차 줄기 발생이 저조하였는데 특히, 높은 수위(SWC)와 수위 변동 조건(FWC와 fwc)의 경우 이차 줄기가 전혀 발생하지 않거나 적은 수만 발생하였다.

염도와 수위 조건에 따른 잎 길이 총합과 초고 총합의 경우 밀도의 경향과 거의 유사하였다(**Figs. 3-10**). 일차 줄기의 경우 염도나 수위 조건과는 상관없이 특별한 경향성을 보이지 않았으며 밀도에서와 유사하게, 이차 줄기에 의해 전체적인 경향성이 드러났다. 0‰과 5‰ 모두 이차 줄기가 일차 줄기의 약 2배가량 높은 기여도를 보인 반면, 25‰의 경우 이차 줄기 발생이 거의 이루어지지 않아 상대적으로 일차 줄기의 기여도가 높은 것으로 나타났다. 염도와 수위 조건 차이에 따른 일차 줄기의 밀도 차이는 거의 없었던 반면, 잎 길이 총합과 초고 총합의 경우 25‰이 다른 두 염도 조건에 비해 상대적으로 저조하였다.

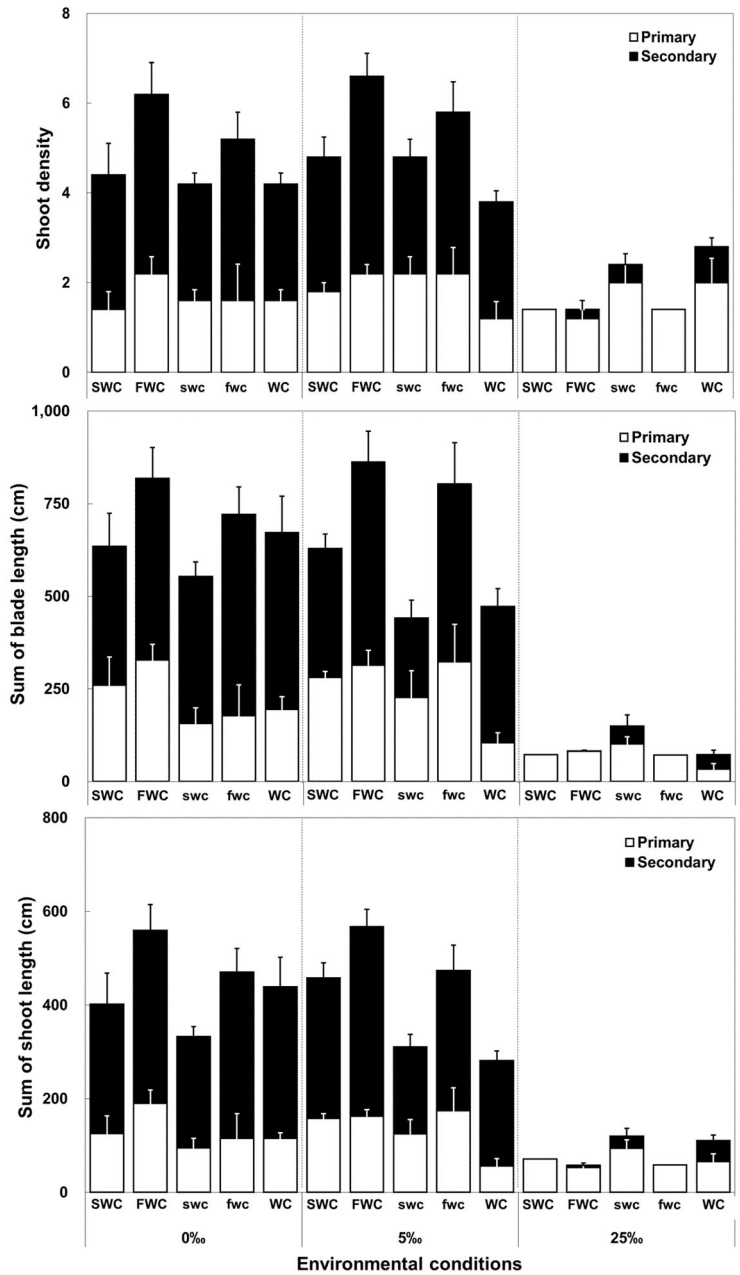

Fig. 3-10. Shoot density, sum of blade length, sum of shoot length of primary and secondary shoots of *P. australis* depending on environmental conditions (Mean ± 1SE).

단위 면적 당 엽록소에 대한 일차 줄기와 이차 줄기의 기여도에 있어서도 이차 줄기가 상대적으로 중요한 것으로 보여 졌다(**Fig. 3-11**). 이차 줄기가 발생하지 않은 25‰에서의 세 실험 조건(SWC, FWC, fwc)을 제외할 경우, 염도나 수위 조건과 상관없이 이차 줄기의 엽록소 농도가 일차 줄기에 비해 높았다(0‰, 일차 줄기 = 약 330 μg/cm^2, 이차 줄기 = 약 376 μg/cm^2; 5‰, 일차 줄기 = 약 330 μg/cm^2, 이차 줄기 = 약 380 μg/cm^2; 25‰, 일차 줄기 = 약 430 μg/cm^2, 이차 줄기 = 약 480 μg/cm^2).

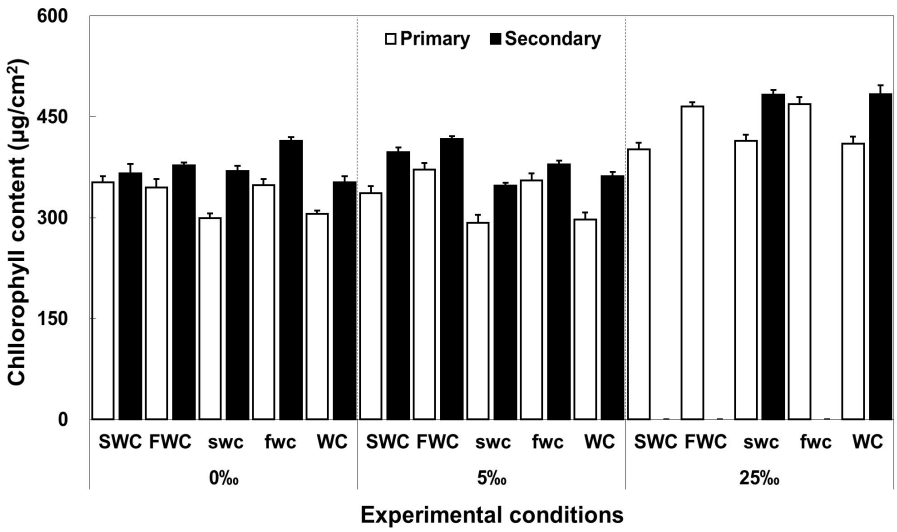

Fig. 3-11. Chlorophyll content of primary and secondary shoots depending on environmental conditions (Mean ± 1SE). SWC = static water condition, FWC = fluctuating water condition, WC = water-logged condition (0 cm). Capitals indicate higher water level and larger amplitude in fluctuation.

3-4. 고 찰

3-4-1. 염도에 따른 갈대 생육

염도는 그 정도에 따라 갈대의 발아나 생육을 촉진시키기도 하고 저해하기도 하는 주요한 환경 인자 중 하나다. 염에 대한 갈대의 반응은 갈대의 생육 단계에 따라 다르며, 보통 생육 단계가 높아질수록 염에 대한 내성도 높아지는 것으로 알려져 있다(Chambers et al. 2003). 종자나 유묘 등에 비해 지상경이나 지하경과 같은 무성생식기관으로부터 출현한 갈대는 상대적으로 염에 대한 내성이 높을 뿐만 아니라 생장도 양호하여 기수역이나 염습지에서의 정착과 확장에 중요한 역할을 한다(Bart and Hartman 2002, 2003).

무성생식기관으로부터 출현한 갈대의 경우 0‰ 보다 오히려 5 ~ 10‰의 염도에서 보다 나은 생육을 보이는 것으로 알려져 있다(Lissner and Schierup 1997, Hootsmans and Wiegman 1998, Achenbach and Brix 2014). 이는 해당 염도 환경에서의 칼륨이나 칼슘 그리고 마그네슘과 같은 무기이온들이 갈대의 생육을 촉진하고 염에 대한 내성을 높이는 데 기여하기 때문이다(Lewis et al. 1989, Emery et al. 2001, Zehra et al. 2012). 한편, 무성생식기관으로부터 기인한 갈대가 종자나 유묘에 비해 염에 대한 내성이 높은 것은 사실이나, 10‰ 보다 높은 염도 환경에서는 전반적인 생육이 저해된다(Hellings and Gallagher 1992, Bart and Hartman 2002, Wang et al. 2006, Achenbach and Brix 2014).

본 연구에서는 0‰, 5‰, 그리고 25‰ 총 세 가지 염도 조건에 따른 갈대 생육 반응을 확인하였다. 그 결과 초고, 밀도, 잎의 수나 길이, 지상부 생산성 등 전반적인 생육에 있어 0‰과 5‰ 간 차이는 유의미하지 않았다. 염도에 따른 갈대 초고 생장의 경우 0‰에서 가장 좋았다는 결과가 있는 반면(Howard and Rafferty 2006), 2.5‰에서 가장 높았다는 선행 연구도 있다(Lissner and Schierup 1997). 본 연구의 경우, 가장 높은 초고 생육이 확인된 염도는 5‰이었으나, 전반적인 초고 생장은 5‰에 비

해 0‰에서 다소 높았다. Lissner and Schierup(1997)의 연구에서는 0‰에 비해 2.5‰에서 더 많은 잎이 생성되었으며 5‰에서는 오히려 감소하였으나, 본 연구에서는 0‰과 5‰간 유의미한 차이가 확인되지 않았다.

Lissner and Schierup(1997)의 연구에 따르면, 지하경 절편에서 기인한 갈대의 경우 5‰에서 생산성이 가장 높은 것으로 보고하였다. 본 연구에서도, 지하부 생산성을 포함한 총 생산성의 경우 0‰에 비해 5‰에서 높게 나타났다. 0‰의 염도 조건에 비해 5‰에서 더 높은 생산성을 보인 것은 특히 수중 뿌리에 의한 결과인데, 수위 조건에 상관없이 5‰에서 많은 양의 수중 뿌리가 형성되었다. 일종의 부정근인 수중 뿌리는 토양 뿌리에 비해 훨씬 길게 발달하며 긴 잔뿌리를 촘촘히 발달시켜 근계로 하여금 보다 넓은 표면적을 가질 수 있도록 한다. 일반적으로 수중 뿌리는 침수 시 환원된 환경에서의 부족한 산소와 물에 포함된 양분을 흡수하는 역할을 수행한다(Končalová 1990). 또한, 수중 뿌리는 매질로부터 독성 물질이 흡수될 때 형성되는 경우도 있다(Clevering 1998).

본 연구에서 가장 많은 양의 수중 뿌리가 생성된 5‰ 염도와 SWC 수위의 경우 수중 뿌리뿐만 아니라 지하경 및 지상부의 건중량 모두 0‰에 비해 더 높았다. 이는 5‰이 갈대 생육에 있어 독성으로 작용하였다기보다 양분을 제공하는 우호적인 환경으로 작용하였음을 시사하는 결과다.

지하경 절편으로부터 기인한 갈대의 경우 15(Hellings and Gallagher 1992, Wang et al. 2006) ~ 20‰(Achenbach and Brix 2014)의 염도 조건에서 초고, 밀도 그리고 생산성 등 갈대 생육 전반이 저해되었다. 특히, 위와 같은 높은 염도 조건에서는 뿌리와 오래된 잎 속에서 높은 농도의 나트륨과 염소 이온이 검출되는 것으로 알려져 있다.

높은 염도 조건으로서 25‰의 염도를 부여한 본 연구에서도 갈대의 생육 저해가 확인되었다. 25‰의 염도 조건에서는 초고 생장이나, 밀도를 비롯하여 잎의 수와 길이 그리고 생산성 등 모든 생육 지수에 있어 0‰과 5‰에 비해 현저히 낮은 수준을 나타내었다. 25‰에서의 갈대 생육 부진의 가장 큰 원인은 저조한 이차 줄기 생성으로 보여 진다. Asaeda

et al.(2003)의 연구에 따르면, 30‰에서의 갈대는 0‰에 비해 화서 생성이 1/10 이하 수준으로 낮아졌으며, 무엇보다도 이차 줄기의 생성이 현저히 저해됨을 확인한 바 있다. 또한, 이차 줄기 생성 시기 또한 0‰에 비해 2주 정도 늦었다. 본 연구에서도 그에 유사하게, 25‰의 높은 염도 조건에서 갈대의 이차 줄기 생성이 매우 저해되었다. 25‰과 같은 높은 염도 환경에서는 황과 같은 독성물질이 갈대의 질소성 양분 흡수를 저해하게 되며, 이는 곧 이차 줄기 생성 저해로 이어지게 되어 갈대 생육을 불량하게 한다(Chambers et al. 1998).

3-4-2. 수위에 따른 갈대 생육

수위 조건에 따른 갈대의 반응으로 잘 알려진 특성으로 형태적 가소성을 들 수 있다. 갈대는 침수 환경에 노출되면 지상부로의 양분 이행을 통해 초고 생장을 촉진시킴으로써 침수환경으로부터 벗어난다(Hellings and Gallagher 1992, Howard and Rafferty 2006). 침수는 빛의 차단을 유발하며 이는 일종의 신호로 작용하여 갈대와 같은 습지식물로 하여금 에틸렌의 생합성과 축적을 유도하여 초고 신장을 유발한다(Blom and Voesenek 1996). 본 연구에서도 상대적으로 침수의 기간이나 강도가 클수록 갈대의 초고 생장이 촉진됨을 확인하였다. 일반적으로 초고 생장과 비례하는 것으로 알려진 갈대의 직경 또한 초고 생장과 유사한 경향을 나타내었다.

갈대는 건조한 환경에서도 생육 가능하지만, 침수된 환경에 성공적으로 적응한 종인만큼 건조한 환경 보다는 침수된 환경에서 더 나은 생육을 보이는 것으로 알려져 있다(Wang et al. 2006, Hong et al. 2014a). 침수에 따른 혐기성 환경은 갈대와 같은 습지식물에게 일종의 생리적 신호로 작용하여 통기조직 발달을 비롯한 생리적 적응 반응을 유도한다(Inoue and Tsuchiya 2006). 본 연구에서도 0 cm(WC)나 8 cm(swc)와 같은 낮은 수위 조건에 비해 30 cm(SWC)의 수위 환경에서 더 나은 초고 생장과 생산성을 보였다.

고정되어 있는 수심 환경에 보다 잘 적응한 부들속 종들과는 다르게, 갈대의 경우 형태적·생리적 특성 모두 유동적인 수위 환경에 보다 잘 적응한 것으로 보고되어 있다(White et al. 2007). 본 연구에서도 그와 유사한 경향이 명확히 드러났다. 밀도를 비롯하여 잎 길이, 엽록소 농도 그리고 지상부 생산성 등 갈대 생육 전반에 있어서 고정된 수위에서보다 주기적으로 변화하는 수위 환경에서 보다 뛰어난 생육을 확인하였다.

주기적으로 변화하는 수위 환경에 성공적으로 적응한 것으로 알려져 있는 갈대는 특히 주기적으로 변화하는 수위 조건과 낮은 염도 조건인 0‰과 5‰에서 상대적으로 많은 수의 이차 줄기를 생성하였다. 일차 줄기의 경우 수위 조건과 상관없이 유사한 밀도로 생성된 반면, 이차 줄기의 경우 고정된 수위 조건에 비해 주기적으로 변화하는 수위 조건에서 상대적으로 많은 수가 생성되었다. 갈대의 생육 전반에 높은 수준으로 기여하는 이차 줄기의 왕성한 생성은 특히 높은 지상부 생산성으로 이어지게 된다(Asaeda et al. 2003).

3-4-3. 갈대 생육에 대한 염도와 수위의 복합적인 효과

염도와 수위는 갈대의 생육을 결정짓는 중요한 환경인자다. 특히 기수역이나 염습지와 같은 환경은 두 환경 인자가 복합적으로 작용함으로서 습지에서의 갈대의 정착 여부와 생육 수준을 결정짓게 된다(Bart and Hartman 2002, 2003). 위 두 인자에 대한 갈대의 반응은 갈대의 생육 단계에 따라 달라지는데, 보통은 생육 단계가 높아질수록 염도와 침수에 대한 내성 또한 함께 증가하는 것이 일반적이다(Chambers et al. 2003).

지하경과 같은 갈대의 무성생식기관은 기수역이나 염습지에서의 정착이나 생육에 있어 핵심적인 역할을 한다(Bart and Hartman 2002, 2003). 따라서, 기수역이나 염습지에서의 갈대 생육을 보다 잘 이해하기 위해서는 지하경 절편과 같은 갈대의 무성생식기관이 다양한 염도와 수위 조건에 따라 어떠한 생육 반응을 보이는지 파악하는 것이 중요하다. 이는 갈대의 분포 특성을 이해하고 향후 환경 변화에 따른 변화 양상을 예측할

때에도 중요한 정보로서 역할하게 된다.

갈대 생육에 대한 염도와 수위의 복합적인 효과에 관한 선행 연구들에 따르면, 낮은 수준의 수위나 염도에서는 갈대의 생육 저해가 확인되지 않았으며(Bart and Hartman 2003), 특히 화서 생성이 확인되었다(Gorai et al. 2010). 또한, 염도가 30‰인 환경에서도 수위가 지면보다 낮을 경우 갈대 생육이 완전히 저해되지는 않는 것으로 알려져 있다(Hellings and Gallagher 1992).

본 연구에서는 다양한 염도 조건과 함께 선행연구에서와 같이 고정된 수위 조건 및 실제 조수에 따른 수위 변화 주기와 동일하게, 주기적으로 변화하는 수위 조건을 포함한 갈대 생육 실험을 진행하였다. 그 결과 지하경 절편으로부터 기인한 갈대는 25‰과 같이 높은 염도의 물에 노출될 경우 수위 조건에 상관없이 생육 전반이 저해되는 것을 확인하였다(Hellings and Gallagher 1992, Asaeda et al. 2003).

또한, 주기적으로 변화하는 수위 환경이 갈대 생육에 미치는 영향이 염도 조건에 따라 달라질 수 있음을 실험적으로 규명하였다. 조수와 같은 주기적인 수위 변화의 경우 0‰이나 5‰과 같은 상대적으로 낮은 염도 환경에서는 갈대 생육을 촉진하였던 반면, 25‰에서는 오히려 고정된 수위 조건과 비교하여서도 보다 저해된 갈대 생육을 나타내었다.

위와 같은 결과는 무엇보다도 이차 줄기 생성 및 이후 생장 차이에서 비롯된 결과라 할 수 있는데, 0‰과 5‰의 낮은 염도 조건과 주기적인 수위 변화 조건에서 상대적으로 많은 수의 이차 줄기 생장이 이루어졌다. 또한, 위 환경 조건에서 상대적으로 높은 수준의 단위 면적 당 엽록소 함량도 확인되었다. 이는 위와 같은 환경 조건에서 이차 줄기의 왕성한 생육뿐만 아니라 광합성을 비롯한 생육 전반이 향상됨을 의미한다.

그에 반해, 25‰ 환경에서는 이차 줄기의 생성이 대체적으로 미미하였으며 특히 주기적인 수위 변화 조건에서는 이차 줄기가 전혀 이루어지지 않았다. 이는 과한 염분 환경에서의 황이나 암모니아와 같은 독성 물질로 인한 갈대의 질소성 양분 흡수 능력 저하에 따른 결과라 할 수 있다

(Chambers et al. 1998).

3-4-4. 해수면 상승에 따른 갈대 생육

기수역과 염습지는 조수의 영향을 받는 대표적인 습지생태계로서 염을 포함한 물에 의한 주기적인 수위 변화가 이루어지는 환경이 가장 큰 특징이다. 갈대는 염에 대한 높은 내성을 보일뿐만 아니라 주기적인 수위 변화 환경에 잘 적응한 식물종으로서 기수역과 염습지의 대표적인 식생이다(Haslam 1973).

담수 습지에서도 갈대 생육이 쉽게 관찰되지만, 갈대의 높은 생산성을 비롯한 뛰어난 생육은 담수보다도 기수역에서 확인되는 것이 일반적이다. 염에 따른 갈대의 생육은 그 생육단계에 따라 다소 차이가 있으나, 보통 2.5 ~ 10‰ 구간에 해당하는 염도의 기수역에서 갈대 생육이 향상되는 것으로 알려져 있다(Lissner and Schierup 1997, Howard and Rafferty 2006). 또한, 갈대 지하경과 같은 무성생식기관으로부터 기인한 갈대의 경우 15‰ 이상의 염도에서부터는 생육 전반이 저해되는 것으로 보고되어 있다.

낮은 염도인 2.5 ~ 10‰ 수준의 기수역에서의 갈대 생육이 상대적으로 높은 것은, 단순히 해당 염도에서의 칼륨이나 칼슘, 마그네슘과 같은 이온이 양분원으로서 작용하였기 때문만은 아니다. 이는 위와 같은 낮은 염도 조건과 함께 조수에 따라 주기적으로 변화하는 수위 환경이 함께 작용함으로써, 갈대 생육에 보다 우호적인 환경을 조성한 결과로 볼 수 있다. 본 연구 수행 결과, 갈대는 주기적으로 변화하는 환경에 생리·형태적으로도 더 잘 적응하였을 뿐만 아니라, 더 많은 수의 이차 줄기를 만드는 등 생태적인 특성에 있어서도 차이를 나타내었다.

반면, 25‰ 이상의 염습지의 경우 주기적인 수위 변화가 이루어짐에도 불구하고 갈대 생육이 기수역에 비해 낮은 특징을 보인다. 이는 높은 염 환경에서의 황이나 암모니아와 같은 독성물질에 의한 영향(Chambers et al. 1998)뿐만 아니라 제한된 이차 줄기 생성에 따른 결과로 볼 수 있다.

지구온난화에 따른 해수면 상승은 염습지에 직접적인 영향을 끼칠 뿐만 아니라 수계를 공유하는 기수역과 담수 습지에까지도 영향을 미칠 수 있다. 특히, 해수면 상승은 염습지의 염도와 수위를 함께 증가시킴으로써 염습지에서의 갈대가 겪는 염과 침수에 따른 스트레스를 더욱 가중시킬 수 있다. 이는 곧 염습지에서의 갈대 생산성 저하로 이어져 염습지의 물질순환에까지 영향을 미칠 수 있다.

한편, 갈대의 생육이 촉진되는 염도 구간(2.5 ~ 10‰) 또한 강의 상부로 이동함에 따라 담수와 기수역에서의 갈대 생육 분포 양상이 달라질 것이다. 기존에 10‰ 이하의 낮은 염도 구간이었던 기수역은 해수면 상승으로 인해 10‰ 이상의 염도 환경이 조성됨에 따라 갈대 생육이나 개체군 확장이 정체되거나 오히려 저해될 수 있다. 반면, 기존의 담수(0 ~ 5‰) 구간의 경우 5‰ 이상의 기수역으로 변화됨에 따라 갈대의 정착과 생육이 보다 용이해질 것이다. 이는 기존의 낮은 염도 구간의 기수역에서 갈대의 경쟁력을 제고시키게 되며, 부들속이나 줄과 같이 낮은 염도의 기수역 환경에서 생육 가능한 대형정수식물들과의 경쟁 구도에도 영향을 미치게 됨으로써 담수와 기수역에서의 식생 분포에 변화를 가져오게 될 것이다.

해수면 상승에 따른 기수역 및 염습지에서의 식생 변화는 해당 습지의 생산성 변화 등의 단순한 양적 변화만을 의미하지 않으며, 생산자가 달라짐에 따라 그에 의존하는 여러 소비자들도 함께 달라지는 생태계의 질적 변화 가능성을 의미한다(Hanson et al. 2002, Bushaw-Newton et al. 2008). 해수면 상승은 염습지부터 담수 습지에 이르기까지 넓은 면적의 습지에 걸쳐 영향을 끼치게 될 것이며, 특히 본 연구를 통해 밝혀내었듯 기수역과 염습지의 주요 식생인 갈대의 생육과 분포에 있어 큰 변화를 유발할 것으로 보여 진다. 그러므로 향후 기수역과 염습지의 주요 식생인 갈대의 생육 및 분포 변화 양상에 따른 습지생태계 차원에서의 반응에 관한 연구가 수행되어야 할 것이다.

제 4 장. 종합 결론

갈대는 부들속이나 줄과 같은 다른 대형정수식물들에 비해 염에 대한 내성이 높아 기수역이나 염습지의 중요한 식생으로 기능한다. 특히, 염습지의 식생 중 가장 높은 생산성을 보이는 식물종 중 하나인 갈대는 풍부한 유기물을 제공함으로써 염습지 내 미생물을 포함한 다양한 동물들의 중요한 먹이원이자 서식처로서의 역할하고 있다.

해수면 상승이나 인간 활동에 따른 염습지의 환경 변화는 염습지 내 주요 식생인 갈대의 생육이나 분포에 영향을 미칠 수 있다. 그러한 환경 변화에 따른 갈대의 생육이나 분포의 변화는 갈대에 의존하는 다양한 동물들을 비롯한 염습지 생태계 전반에 영향을 미치게 된다. 그렇기 때문에, 염습지에서 이루어지는 환경 변화가 갈대의 생육과 분포에 미치게 될 영향에 관한 파악과 예측이 중요하다 할 수 있다.

이를 위해 크게 두 가지 종류의 연구를 수행하였다. 먼저 현장에서 수행된 갈대 개체군 비교 연구를 통해 인간 활동의 영향을 받는 담수 유입이 염습지의 환경을 어떻게 변화시키며 그로 인해 갈대의 생육이 어떻게 달라지는지 규명하였다. 또한, 실내 통제 실험 연구를 통해 어떠한 염도와 수위 조건에서 갈대의 생육이 촉진되거나 저해되는지 보다 상세히 파악하였다.

생활하수의 영향을 받아 높은 수준의 양분을 포함하는 담수 유입은 염습지에서 부족할 수 있는 인과 질소성 양분을 지속적으로 공급해 주었다. 이는 특히 육지와 가까운 곳에 위치한 갈대의 생육을 촉진하는 것으로 확인하였다. 또한, 염습지로의 담수 유입은 풍부한 양분을 공급할 뿐만 아니라 모래의 퇴적을 유발함으로써 토양 중 염도를 떨어뜨렸다. 즉, 모래 퇴적을 통해 지하경과 같은 무성생식기관의 발아와 활착이 촉진되는 환경을 조성한 것이다. 그와 더불어, 염습지에서의 어업 활동에 따른 패각류의 방류는 토양 중 칼슘 농도를 높임으로써 염에 대한 갈대의 내성을 높이는 작용을 한 것으로 보여 진다.

특히, 염습지로의 담수 유입은 육지와 가까운 곳의 토양 염도를 큰 폭으로 낮추었다. 실내 통제 실험 연구를 통해 확인된 결과를 참고하여 현장 연구 결과를 해석할 경우, 실제 염습지 염수의 염도가 25‰이었음에도 불구하고 담수 유입이 이루어지는 곳에서의 토양 중 염도는 5‰ 수준의 염수 환경에서 확인된 토양 중 염도와 유사한 수준을 보였다. 즉, 염습지로의 담수 유입은 육지와 가까운 곳의 염도를, 갈대의 생육이 전반적으로 촉진되는 염도 조건으로 확인된 5‰ 수준까지 낮춘 것이다.

염습지로의 담수 유입에 따른 환경 변화는 염습지 갈대로 하여금 3 kg/m^2 이상의 높은 갈대 지상부 생산성을 보이도록 하였다. 이는 보통 낮은 염도의 기수역에서 확인되는 높은 수준의 갈대 지상부 생산성이다. 즉, 염습지로의 담수 유입이 염습지 중 육지와 가까운 곳의 환경을 낮은 염도의 기수역과 유사하게 변화시킨 것으로 볼 수 있다. 실내 통제 실험 연구를 통해서 확인한 바와 같이, 조수에 따른 주기적인 수위 변화는 5‰과 같이 낮은 수준의 염도 환경에서 이차 줄기 생성을 촉진하는 등 갈대 생육 전반을 촉진하는 것으로 확인하였다.

한편, 담수 유입의 영향을 받지 않는 염습지에서의 갈대 생육이 상대적으로 불량하였던 이유는, 25‰과 같이 높은 수준의 염도조건에서 주기적으로 변화하는 수위 변화가 오히려 갈대의 생육을 저해하였던 실내 통제 실험 결과를 통해 설명할 수 있다. 주기적으로 변화하는 수위 환경은 5‰과 같이 낮은 염도 조건에서는 이차 줄기 생성을 촉진하고 높은 엽록소 함량을 보일 수 있도록 하였던 반면, 25‰ 조건에서는 이차 줄기 생성이 거의 이루어지지 않거나 전혀 이루어지지 않아 갈대 생육 전반이 저해되었다.

해수면 상승은 담수를 비롯한 기수역과 염습지 등 동일한 수계를 공유하는 습지 전반의 염도와 수위 환경에 변화를 유발할 것으로 예상된다. 특히, 염습지의 경우 염도와 수위 모두가 상승할 것으로 보여 지며 이는 기존의 염습지 내 갈대 생육과 분포가 전반적으로 저해되고 축소될 수 있음을 의미한다. 즉, 해수면 상승에 의해 염습지에서의 갈대 생산성이

낮아질 뿐만 아니라 갈대 분포에 있어서도 주로 하천이나 실개천 등에 의한 담수 유입이 이루어지는 곳으로 국한될 가능성이 크다.

한편, 항만이나 취락 조성 등과 같은 인간 활동에 따른 생활하수나 패각류의 방류는 자연적으로 이루어지는 담수 유입과 함께 염습지에서의 갈대 생육을 촉진하는 방향으로 영향을 미치게 될 것이다(**Fig. 4-1**). 즉, 향후 염습지에서의 갈대 생육이나 분포는 크게 해수면 상승에 따른 저해 효과와 담수 유입 및 인간 활동에 따른 촉진 효과가 복합적으로 작용하여 결정될 것으로 보여 진다.

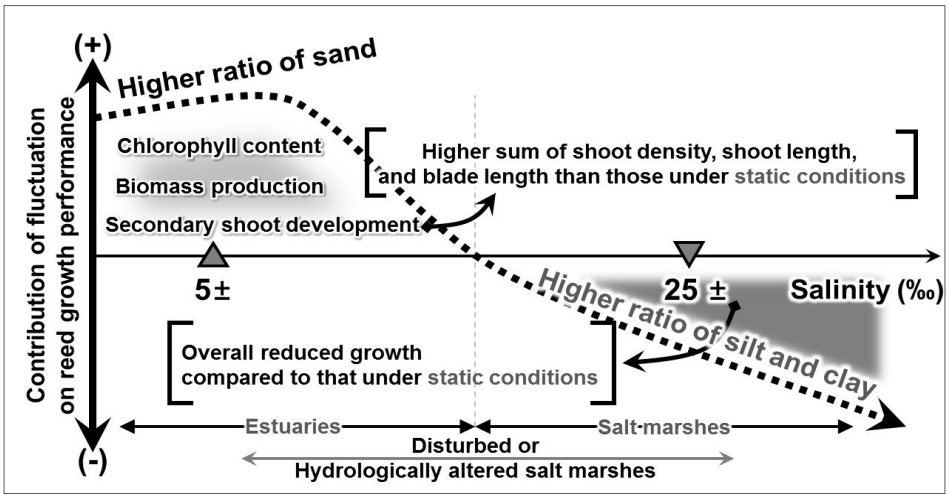

Fig. 4-1. The schematic diagram indicating interactive effects of salinity and water level on the growth of common reed.

인용 문헌

Able KW, Hagan SM, Brown SA (2003) Mechanisms of marsh habitat alteration due to *Phragmites*: Response to young of the year mummichog (*Fundulus heteroclitus*) to treatment for *Phragmites* removal. Estuaries and Coasts 26: 484-494.

Achenbach L, Brix H (2014) Can differences in salinity tolerance explain the distribution of four genetically distinct lineages of *Phragmites australis* in the Mississippi River Delta?. Hydrobiologia 737: 5-23.

Adams JB, Bate GC (1999) Growth and photosynthetic performance of *Phragmites australis* in estuarine waters: a field and experimental evaluation. Aquatic Botany 64: 359-367.

Adger WN, Kelly PM, Tri NH (1997) Valuing the products and services of manglove restoration. Commonwealth Forestry Review 76: 198-02.

Allen SE, Grimshaw HM, Parkinson JA, Quarmby C (1974) Chemical analysis of ecological materials. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Álvarez-Rogel J, Jiménez-Cárceles FJ, Roca MJ, Ortiz R (2007) Changes in soils and vegetation in a Mediterranean coastal salt marsh impacted by human activities. Estuarine, Coastal and Shelf Science 73: 510-526.

Amsberry L, Baker MA, Ewanchuk PJ, Bertness MD (2000) Clonal integration and the expansion of *Phragmites australis*. Ecological applications 10: 1110-1118.

Amstrong J, Afreen-Zobayed F, Blyth S, Amstrong W (1999) *Phragmites australis*: effects of shoot submergence on seedling growth and survival and radial oxygen loss from roots. Aquatic Botany 64: 275-289.

Asaeda T, Manatunge J, Fujino T, Sovira D (2003) Effects of salinity and cutting on the development of *Phragmites australis*. Wetlands Ecology and Management 11: 127-140.

Bart D, Hartman J (2000) Environmental determinants of *Phragmites australis* expansion in a New Jersey salt marshes: an experimental approach. Oikos 89: 59-69.

Bart D, Hartman J (2002) Constraints on the establishment of *Phragmites australis* in a New Jersey salt marsh. Wetlands 22: 201-213.

Bart D (2003) Environmental determinants of *Phragmites australis* invasion in an New Jersey salt marsh: interactions among human activities, disturbance, and edaphic conditions. Ph.D. Dissertation, Rutgers, Graduate Program in Ecology and Evolution, The State University of New Jersey, New Brunswick, NJ, USA.

Bart D, Hartman JM (2003) The role of large rhizome dispersal and low salinity windows in the establishment of common reed, *Phragmites australis*, in salt marshes: New links to human activities. Estuaries and Coasts 26: 436-443.

Bart D, Burdick D, Chambers R, Hartman JM (2006) Human facilitation of *Phragmites australis* invasions in tidal marshes: a review and synthesis. Wetlands Ecology and Management 14: 53-65.

Blom CWPM, Voesenek LACJ (1996) Flooding: the survival strategies of plants. Trends in Ecology and Evolution 11: 290-295.

Bodensteiner LR, Gabriel AO (2003) Response of mid-water common reed stands to water level variations and winter conditions in Lake Poygan, Winconsin, USA. Aquatic Botany 76: 49-64.

Boyle J (2004) A comparison of two methods for estimating the organic matter content of sediments. Journal of Paleolimnology 31: 125-127.

Bray RH, Kurtz LT (1945) Determination of total, organic and extracted forms of phosphorus in soil. Soil Sciences 59: 39-45.

Brix H (1997) Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. Water Science and Technology 35: 11-17.

Burdick DM, Dionne M (1994) Comparison of salt marsh restoration and creation techniques in promoting native vegetation and functional values. Office of State Planning, Concred, New Hampshire.

Burdick DM, Buchsbaum R, Holt E (2001) Variation in soil salinity associated with expansion of *Phragmites australis* in salt marshes. Environmental and Experimental Botany 46: 247-261.

Bushaw-Newton KL, Kreeger DA, Doaty S, Velinsky DJ (2008) Utilization of *Spartina*- and *Phragmites*-derived dissolved organic matter by bacteria and ribbed mussels (*Geukensia demissa*) from Delaware bay salt

marshes.

Carter MR (1993) Soil sampling and methods of analysis. Lewis Publishers, Florida.

Chambers RM, Meyerson LA, Saltonstall K (1999) Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. Aquatic Botany 64: 261-273.

Chambers RM, Osgood DT, Bart DJ, Montalto F (2003) *Phragmties australis* invasion and expansion in tidal wetlands: Interactions among salinity, sulfide, and hydrology. Estuaries and Coasts 28: 398-406.

Choi H, Park PS, Kim JG, Suh SE (2010) Change of the vegetation due to Soyanggang dam construction. Journal of Korean Wetlands Society 13: 57-65.

Chornesky EA, Randall JM (2003) The threat of invasive alien species to biological diversity: setting a future course. Annals of the Missouri Botanical Garden 90: 67-76.

Choung Y-S, Kim J-H (1989) Clonal growth and shoot modules dynamics of *Phragmites longivalvis* in a reclaimed land. Korean Journal of Ecology 12: 171-182.

Chung YH, Sung K, Kang D, Lee SM, Park S (2008) Environmental factors and *Phragmites* distribution at various habitats in Eulsukdo ecological park. Journal of Korean Environmental Restoration and Revegetation Technology 11: 50-61.

Chun Y-M, Choi YD (2009) Expansion of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (common reed) into *Typha* spp. (cattail) wetlands in northwestern Indiana, USA. Journal of Plant Biology 52: 220-228.

Clevering OA (1998) An investigation into the effects of nitrogen on growth and morphology of stable and die-back populations of *Phragmites australis*. Aquatic Botany 60: 11-25.

Clevering OA, Lissner J (1999) Taxonomy, chromosome numbers, clonal diversity and population dynamics of *Phragmites australis*. Aquatic Botany 64: 185-208.

Crooks JA (2002) Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. Oikos 97: 153-166.

Deegan LA, Bowen JL, Drake D, Fleeger JW, Friedrichs CT, Galvan KA,

Hobbie JE, Hopkinson C, Johnson DS, Johnson JM, Lemay LE, Miller E, Peterson BJ, Picard C, Sheldon S, Sutherland M, Vallino J, Warren RS (2007) Susceptibility of salt marshes to nutrient enrichment and predator removal. Ecological applications 17: 42-63.

Eid EM, Shaltout KH, Al-Sodany YM (2014) Decomposition dynamics of *Phragmites australis* litter in Lake Burullus, Egypt. Plant Species Biology 29: 47-56.

Emery NC, Ewanchuk PJ, Bertness MD (2001) Competition and salt-marsh plant zonation: Stress tolerators may be dominant competitors. Ecology 82: 2471-2485.

Gorai M, Vadel AM, Neffati M (2006) Seed germination characteristics of *Phragmites australis* in relation to habitat. Oikos 7: 206-214.

Gorai M, Ennajeh M, Khemira H, Neffati M (2010) Combined effect of NaCl-salinity and hypoxia on growth, photosynthesis, water relations and solute accumulation in *Phragmites australis* plants. Flora 205: 462-470.

Griggs GB, Johnson RE (1975) Effects of the Santa cruz harbor on coastal processes of northern Monterey bay, California. Environmental Geology 1: 299-312.

Greenwood MC, MacFarlane GR (2006) Effects of salinity and temperature on the germination of *Phragmites australis*, *Juncus kraussii*, and *Juncus acutus*: implications for estuarine restoration initiatives. Wetlands 26: 854-861.

Hanganu J, Milhail G, Coops H (1999) Responses of ecotypes of *Phragmites australis* to increased seawater influence: a field study in the Danube Delta, Romania. Aquatic Botany 64: 351-358.

Harshberger J, Burns V (1919) The vegetation of the hackensak marsh: a typical American marsh. The Wagner Free Institute of Science of Philadelphia 4: 1-34.

Haslam SM (1970) The performance of *Phragmites communis* Trin. in relation to water-supply. Annals of Botany 34: 867-877.

Haslam SM (1972) Biological flora of the British Isles. *Phragmites communis* Trin. Journal of Ecology 60: 585-610.

Haslam SM (1973) Some aspects of the life history and autecology of

Phragmites communis Trin. A review. Polskie Archiwum Hydrobiologii 20: 79-100.

Hayball N, Pearce M (2004) Influence of simulated grazing and water-depth on the growth of juvenile *Bolboschoenus caldwellii*, *Phragmites australis* and *Schoenoplectus validus* plants. Aquatic Botany 78: 233-242.

Hellings S, Gallagher J (1992) The effects of salinity and flooding on *Phragmites australis*. Journal of Applied Ecology 29: 41-49.

Hong MG, Kim JG (2011) Comparative analysis of cutting efficiency using culms of reed with genetic, environmental and methodological differences. Journal of Korean Wetlands Society 13: 603-611.

Hong MG, Kim JG (2012) Growth characteristics of cutting culms sectioned at different positions from three reed populations. Journal of Korean Environmental Restoration Technology 15: 53-62.

Hong MG, Nam JM, Kim JG (2012) Occupational strategy of runner reed (*Phragmites japonica* Steud.): Change of growth patterns with developmental aging. Aquatic Botany 97: 30-34.

Hong MG, Kim JG (2013a) Cutting efficiency using *Phragmites australis* culms according to content and timing of Indole-acetic acid treatment. Journal of Wetlands Research 15: 35-41.

Hong MG, Kim JG (2013b) Geomorphological characteristics and plant species distribution at abandoned paddy terraces. Korean Journal of Nature Conservation 11: 139-149.

Hong MG, Kim JG (2013c) A case report on the constructed wetland for the growth of *Sphagnum palustre*. Journal of Korean Environmental Research and Technology 16: 93-107.

Hong MG, Kim JG (2014) Role and effects of winter buds and rhizome morphology on the survival and growth of common reed (*Phragmites australis*). Paddy and Water Environment 12(Supp. 1): S203-209.

Hong MG, Heo YJ, Kim JG (2014a) The construction and management of artificial wetland using emergent macrophytes for high biomass production. Journal of Wetlands Research 16: 61-72.

Hong MG, Son CY, Kim JG (2014b) Effects of interspecific competition on the growth and competitiveness of five emergent macrophytes in a

constructed lentic wetland. Paddy and Water Environment 12(Supp. 1): S193-202.

Hootsmans MJ, Wiegman F (1998) Four helophyte species growing under salt stress: Their salt of life?. Aquatic Botany 62: 81-94.

Howard RJ, Rafferty PS (2006) Clonal variation in response to salinity and flooding stress in four marsh macrophytes of the northern gulf of Mexico, USA. Environmental and Experimental Botany 56: 301-313.

Hung LQ, Asaeda T, Fujino T, Minaya BJ (2007) Inhibition of *Zizania latifolia* growth by *Phragmites australis*: an experimental study. Wetlands Ecology and Management 15: 105-111.

Inoue TM, Tsuchiya T (2006) Growth strategy of an emergent macrophyte, *Typha orientalis* Presl, in comparison with *Typha latifolia* and *Typha angustifolia* L., Limnology 7: 171-174.

Juutinen S, Alm J, Martikainen PJ, Silvola J (2001) Effects of spring flood and water level draw-down on methane dynamics in the littoral zone of boreal lakes. Freshwater Biology 46: 855-869.

Juutinen S, Alm J, Larmola T, Huttunen JT, Morero M, Martikainen PJ, Silvola J (2003) Major implication on the littoral zone for methane release from boreal lakes. Global Biogeochemical Cycles. (doi: 10.1029/2003GB002105)

Kamphake LJ, Hannah SA, Cohen JM (1967) Automated analysis for nitrate by hydrazine reduction. Water Research 1: 205-216.

Keddy PA (2010) Wetland Ecology: principles and conservation 2nd. Cambridge University Press, New York.

Kim CS (1975) A study on standing crops in *Phragmites communis* communities and their environmental factors. Korean Journal of Botany 18: 129-134.

Kim J-H, Cho K-J, Mun H-T, Mim BM (1986) Production dynamics of *Phragmites longivalvis*, *Carex scabrifolia* and *Zoysia sinica* Stand of a sand bar at the Nagdong River estuary. Korean Journal of Ecology 9: 59-71.

Kim S, Kim JG (2009) *Humulus japonicus* accelerates the decomposition of *Miscanthus sacchariflorus* and *Phragmites australis* in a floodplain. Journal of Plant Biology 52: 466-474.

Klimeš L (2000) *Phragmites australis* at an extreme altitude: Rhizome architecture and its modeling. Folia Geobotanica 35: 403-417.

Končalová H (1990) Anatomical adaptation to waterlogging in roots of wetland graminoids: limitations and drawbacks. Aquatic Botany 38: 127-134.

Koppitz H (1999) Analysis of genetic diversity among selected populations on *Phragmiets australis* world-wide. Aquatic Botany 64: 209-221.

Laiho R, Vasander H, Penttilä T, Laine J (2003) Dynamics of plant-mediated organic matter and nutrient cycling following water-level drawdown in boreal peatlands. Global Biogeochemical Cycles 17: 1053-1063.

Lee SK (1977) Seasonal changes of the productivity of *Phragmites longivalvis* grassland on the soil salinity. Korean Journal of Animal Science 19: 42-47.

Lee J-H, Cho K-J, Mun H-T, Min BM (1986) Production dynamics of *Phragmites longivalvis*, *Carex scabrifloira* and *Zoysia sinica* Stand of a sand bar at the Nakdong river estuary. Korean Journal of Ecology 9: 59-71.

Lee H-J, Yang Y-S (1993) Adaptation of *Phragmites communis* Trin. population to soil salt contents of habitats. Korean Journal of Ecology 16: 63-74.

Lessmann JM, Brix H, Bauer V, Clevering OA, Comin FA (2001) Effect of climate gradients on the photosynthetic responses of four *Phragmites australis* populations. Aquatic Botany 69: 109-126.

Lewis OAM, Leidi EO, Lips SH (1989) Effect of N source on growth response to salinity stress in maize and wheat. New Phytologist 111: 155-160.

Lissner J Schierup H-H (1997) Effects of salinity on the growth of *Phragmites australis*. Aquatic Botany 55: 247-260.

Mauchamp A, Mésleard F (2001) Salt tolerance in *Phragmites australis* populations from coastal Mediterranean marshes. Aquatic Botany 70: 39-52.

Marks M, Lapin B, Randall J (1994) *Phragmites australis* (*P. communis*): Threats, management, and monitoring. National Areas Journal 14: 285-294.

Mauchamp A, Blanch S, Grillas P (2001) Effects of submergence on the

growth of *Phragmites australis* seedlings. Aquatic Botany 69: 147-164.

McKee J, Richards AJ (1996) Variation in seed production and germinability in common reed (*Phragmites australis*) in Britain and France with respect to climate. New Phytologist 133: 233-243.

Meyerson LA, Saltonstall K, Windham L, Kiviat E, Findlay S (2000) A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. Wetlands Ecology and Management 8: 89-103.

Min BM and Kim JH (1983) Distribution and cyclings of nutrients in *Phragmites communis* communities of a coastal salt marsh. Korean Journal of Botany 26: 17-32.

Min BM (2011) Sediment properties and growth of *Phragmites australis* in mud tidal flat. Journal of Korean Environmental Restoration Technology 14: 57-69.

Mitsch WJ, Gosselink JG (2007) Wetlands, 4th ed. John Wiley & Sons, Inc., New York, NY.

Murphy J, Riley JP (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analytica Chemica Acta 27: 31-36.

Ngomanda A, Jolly D, Bentaleb I, Chepstow-Lusty A, Makaya M, Maley J, Fontugne M, Oslisly R, Rabenkogo N (2007) Lowland rainforest response to hydrological changes during the last 1,500 years in Gabon, Western Equatorial Africa. Quaternary Research 67: 411-425.

Nikolajevskij VG (1971) Research into the biology of the common reed (*Phragmites australis* Trin.) in the USSR. Folia Geobotanica 6: 221-230.

Oh K-H, Ihm B-S (1983) Seasonal changes in the productivity and soil nutrients of *Phragmites communis* community in the salt marsh of the Sumjin-River estuary. Korean Journal of Ecology 6: 90-97.

Okun N, Mehner T (2005) Distribution and feeding of juvenile fish on invertebrates in littoral reed (*Phragmites*) stands. Ecology of Freshwater Fish 14: 139-149.

Osland MJ, Enwright N, Stagg CL (2014) Freshwater availability and coastal

wetland foundation species: ecological transitions along a rainfall gradient. Ecology 95: 2789-2802.

Pagter M, Bragato C, Malagoli M, Brix H (2009) Osmotic and ionic effects of NaCl and Na_2SO_4 salinity on *Phragmites australis*. Aquatic Botany 90: 43-51.

Paradis É, Bellavance M-È, Fontaine B, Brisson J (2014) Interspecific competition for space between wetland plants with clonal growth. Wetlands 34: 1003-1012.

Park J, Hong MG, Kim JG (2013) Relationship between early development of plant community and environmental condition in abandoned paddy terraces at mountainous valleys in Korea. Journal of Ecology and Environment 36: 131-140.

Phillips JD (1987) Shoreline process establishment of *Phragmites australis* in a coastal plain estuary. Vegetatio 71: 139-144.

Rejmánková E (2011) The role of macrophytes in wetland ecosystems. Journal of Ecology and Field Biology 34: 333-345.

Rodewald-Rodescu L (1974) Das Schilfrohr *Phragmites communis* Trinius. Die Bennengewässer 27: 1-302.

Roman CT, Daiber FC (1984) Aboveground and belowground primary production dynamics of two Deltaware Bay tidal marshes. Bulletin of the Torrey Botanical Club 111: 34-41.

Saltonstall K, Stevenson JC (2007) The effect of nutrient on seedling growth of native and introduced *Phragmites australis*. Aquatic Botany 86: 331-336.

Shim H-B, Cho W-B, Choi B-H (2009) Distribution of halophytes in coastal salt marsh and on sand dunes in Korea. Korean Journal of Plant Taxonomy 39: 264-276.

Silliman BR, Bertness MD (2004) Shoreline development drives invasion of *Phragmites australis* and the loss of plant diversity on New England salt marshes. Conservation Biology 18: 1424-1434.

Strand VV, Weisner SEB (2002) Interactive effects of pressurized ventilation, water depth and substrate condition on *Phragmites australis*. Oecologia 131: 490-497.

Stumpf RP (1983) The process of sedimentation on the surface of a salt

marsh. Estuarine, Coastal and Shelf Science 17: 495-508.

Sung KJ, Yee YM, Chung YH, Park SY (2010) Development of *Phragmites communis* expansion control methods at the wetland ecological park. Journal of Korean Environmental Research and Technology 13: 1-11.

Talley TS, Levin LA (2001) Modification of sediments and macrofauna by an invasive marsh plant. Biological invasions 3: 51-68.

Thursby GB, Chintala MM, Stetson D, Wigand C, Cahmplin DM (2002) A rapid, non-destructive method for estimating aboveground biomass of salt marsh grasses. Wetlands 22: 626-630.

Uusi-Kämppä J, Braskerud B, Jansson H, Syversen N, Uusitalo R (2000) Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. Journal of Environmental Quality 29: 151-158.

Van Wijnen HJ, Bakker JP (1999) Nitrogen and phosphorus limitation in a coastal barrier salt marsh: the implications for vegetation succession. Journal of Ecology 87: 265-272.

Vasquez EA, Glenn EP, Guntenspergen GR, Brown JJ, Nelson SG (2006) Salt tolerance and osmotic adjustment of *Spartina alterniflora* (Poaceae) and the invasive M haplotype of *Phragmites australis* (Poaceae) along a salinity gradient. American Journal of Botany 93: 1784-1790.

Vretare V, Weisner SEB, Strand JA, Graneli W (2001) Phenotypic plasticity in *Phragmites australis* as a functional response to water depth. Aquatic Botany 69: 127-145.

Weis JW, Weis P (2003) Is the invasion of the common reed, *Phragmites australis*, into tidal marshes of the eastern US an ecological disaster? Marine Pollution Bulletin 46: 816-820.

Weltzin JF, Bridgham SC, Pastor J, Chen J, Harth C (2003) Potential effects of warming and drying on peatland plant community composition. Global Change Biology 9: 141-151.

White SD, Deegan BM, Ganf GG (2007) The influence of water level fluctuations on the potential for convective flow in the emergent macrophytes *Typha domingensis* and *Phragmites australis*. Aquatic Botany 86: 369-376.

Wijte AHBM, Gallagher JL (1996) Effect of oxygen availability and salinity on

early life history stages of salt marsh plants. II. Early seedling development advantage of *Spartina alterniflora* over *Phragmites australis* (Poaceae). American Journal of Botany 83: 1343-1350.

Windham L, Lathrop R (1999) Effects of *Phragmiets australis* (common reed) invasion on aboveground biomass and soil properties in brackish tidal marsh of the Mullica River, New Jersey. Estuaries and Coasts 22: 927-935.

Windham L (2001) Comparison of biomass production and decomposition between *Phragmites australis* (common reed) and *Spartina patens* (salt hay grass) in brackish tidal marshes of New Jersey, USA. Wetlands 21: 179-188.

Windham L, Meyerson LA (2003) Effects of common reed (*Phragmites australis*) expansion on nitrogen dynamics of tidal marshes of the Northeastern U.S.. Estuaries and Coasts 26: 452-464.

Yamasaki S (1981) Growth response of *Zizania latifoila*, *Phragmites australis* and *Miscanthus sacchariflorus* to varying inundation. Aquatic Botany 10: 229-239.

Zedler JB, Kercher S (2004) Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists, and outcomes. Critical Reviews in Plant Sciences, 23: 431-452.

Zehra A, Gul B, Ansari R, Khan MA (2012) Role of calcium in alleviating effect of salinity on germination of *Phragmites karka* seeds. South African Journal of Botany 78: 122-128.

Zhao Y, Xia X, Yang Z (2003) Growth and nutrient accumulation of *Phragmites australis* in relation to water level variation and nutrient loadings in a shallow lake. Journal of Environmental Sciences 25: 16-25.