

# 순천만 갈대군락의 면적 증가와 저토의 이화학적 특성

이 연 규\* / 김 신\*\* / 이 혜 원\*\*\* / 민 병 미\*\*\*\*+

## Chemical Properties of Sediment and Increase of Reed (*Phragmites australis*) Stands at Suncheon Bay

Lee Yeon Gyu / Kim Shin / Lee Hye Won / Min Byeong Mee\*\*\*\*+

**요약** : 순천만에서 갈대군락이 저토의 이화학적 특성에 미치는 영향과 갈대군락의 증가형태를 파악하기 위해 1999년과 2000년에 갈대군락의 폭을 측정하고 2007년에 갈대군락의 형성정도에 따라 3개 지역을 선정하여 깊이별 저토의 수분함량, 염분농도, 유기물함량, 황함량, 질소함량, 탄소함량 및 수소함량을 조사하였다. 갈대군락의 유무와 관계없이 육지와 멀리 격리되어 있을수록, 수로와 가까이 있을수록 저토 내 수분함량이 많고 염분도가 높았다. 또한 표층의 유기물함량은 갈대의 현존량과 비례하였지만 하층의 것은 오래된 갈대군락에서 오히려 낮았다. 황함량은 나지(0.23%)나 근래에 형성된 갈대군락(0.21%)보다 오래된 갈대군락(0.33%)에서 높았고, 탄소, 질소 및 수소의 함량은 표층에서 현저히 높고 하층에서 낮아 대체로는 유기물함량과 유사한 경향성을 보였지만 하층으로 갈수록 감소하거나 증가하는 경향은 일치하지 않았다. 갈대군락 폭의 증가는 1999년에 2.33±0.73 m, 2000년에 3.65±1.64 m이었으며 연도에 따라, 군락에 따라, 방향에 따라 다양하여 일정한 경향성이 없었다. 이러한 갈대군락의 증가 특성에 의해 시간의 경과에 따라 전체적으로 원형의 군락을 이루는 것으로 생각되었다. 매해 증가한 지역에서 갈대의 밀도와 초장은 가장자리로 갈수록 감소하였다. 또한 하나의 군락에서 밀도는 방향(육지 혹은 해양)에 따른 경향성은 없었으나 초장은 북쪽 혹은 육지방향이 남쪽 혹은 해양방향보다 작은 것으로 나타났다.

**핵심용어** : 순천만, 갈대, 저토, 유기물, 밀도, 초장

**Abstract** : To clarify the reed (*Phragmites australis*) stand's effects on the sediment properties and its increasing pattern, breaths of reed stands in 1999 and 2000, and sediment properties - water, salt, organic matter, sulphur, nitrogen, carbon and hydrogen contents - along th depth at the three stands in 2007 were surveyed at Suncheon Bay. Regardless of reed stand, the more distance from the land was long, the more water and salt contents of sediment were high. Organic matter content of sediment was high and increased with the reed biomass at the upper layer but low regardless of biomass at the lower layer. Sulphur content of sediment was higher at old reed stand (0.33%) than at new stand (0.21%) or non-vegetated stand (0.23%). Carbon, nitrogen and hydrogen contents of sediment were similar at three stands in mean values. However, their contents were high at upper layer and low at lower layer in a stand. Therefore, the changing pattern of organic matter content with the depth was similar to but not coincided to the inorganic nutrients' ones. The mean breadth of reed stands increased 2.33±0.73 m in 1999 and 3.65±1.64 m in 2000. However, the increase of reed stands' breadth a year varied along the direction, year or stands, so that there was not a trend in increasing pattern. It was thought that this increasing pattern made the reed's patch round. The height and density of reed shoot in newly formed stand decreased with the distance from the center of stand. In the newly formed peripheral area of a reed stand, the shoot density was not related with the land (north) or sea (south) direction, however, the shoot height was higher in the sea (south) than in the land (north) direction.

**Keywords** : density, organic matter, plant height, reed, sediment, Suncheon Bay

+ Corresponding author : bmeemin@hanmail.net

\* 정희원 · 전남대학교 해양과학기술부 교수

\*\* 비희원 · 전남대학교 해양과학기술부

\*\*\* 비희원 · 단국대학교 과학교육학과

\*\*\*\* 정희원 · 단국대학교 과학교육과 교수

## 1. 서 론

습지생태계는 생물종의 다양성이 높을 뿐만 아니라 생산성이 매우 높은 곳이다. 근래 들어 이러한 습지에 대한 인식의 증가로 습지의 중요성에 대하여 많은 사람들이 동의하고 있으며 연구나 복원 역시 더욱 활발하게 진행되고 있다(Fisher et al. 2000, Keddy 2000, Bakker et al. 2002, Thomsen et al. 2005). 습지를 구분하는 방법은 다양하지만 그 중의 하나는 수체의 염분에 따라 담수습지와 염습지로 구분할 수 있다. 특히, 염습지는 육상생태계와 해양생태계를 연결하는 곳으로서 매우 중요하지만 인간이 이용하고 있어 자연 상태로 남아있는 지역이 좁은 상태이다(Adam 1990, Allen and Pye 1992, Bakker et al. 1997, Bakker et al. 2002, Bouma et al. 2005). 또한 수체의 염분과 관계없이 조수에 의해 침수와 노출이 매일 2회 반복되는 조간대 지역과 계절별로는 수심의 차이가 있지만 하루에는 거의 일정한 수위를 나타내는 정수지역으로 구분하기도 한다. 이러한 습지에서 가장 중요한 식물종의 하나가 갈대이다(Hansen and Anderson 1981, Sorrell et al. 1997, Brix 1999, Wang and Yin 2008). 갈대는 다른 종이 생육하는 지역으로 침투하는 능력이 뛰어나고(Chambers et al. 1999, Windham-Myers 2005, Rudrappa et al. 2007) 종다양성을 저하시키는 역할을 하기도 하지만(Marks et al. 1994, Meyerson et al. 2000, Findlay et al. 2003) 근래 들어 일부 지역에서는 다양한 원인에 의해 군락이 쇠퇴되어 가고 있으며 이에 대한 대책이 필요한 실정이다(Kühl and Kohl 1993, Weisner 1993, 1996, Armstrong et al. 1996a, c, Sorrell et al. 1997, Van der Putten et al. 1997, Lippert et al. 1999, Picek et al. 2000, Bodensteiner and Gabriel 2003, Schmieder et al. 2004, Hotes et al. 2005).

갈대는 내륙습지와 염습지, 정수 지역과 조간대 지역에 공통으로 분포하며 담수생태계와 해양생태계를 구분하는 경계가 되기도 한다(Meyerson et

al. 2000). 그런데 각각의 지역에서 갈대의 생육에 영향을 주는 중요한 물리적 환경조건은 서로 다르며 또한 갈대가 토양 환경에 미치는 반작용도 다르다. 우선, 갈대는 염분에 대하여 강한 내성을 갖고 있기 때문에 염습지에서 넓은 군락을 이루고 있다. 그러나 갈대도 해수 정도의 염분보다는 낮은 지역을 선호하며 염습지에서 생육정도는 담수가 영향을 주는 정도에 따라 달라진다(Waisel 1972, Min and Kim 1983). 즉, 육지에서 해양방향으로 이행할수록 담수의 영향이 적어지고 이에 따라 갈대의 생육이 저조해진다. 다음으로 수심 혹은 수심의 변동인데, 갈대가 생육할 수 있는 최대수심은 한정되어 있다. 이것은 지하경으로부터 새로운 줄기가 발생할 때 줄기가 생장할 수 있는 정도는 산소를 공급받을 수 있는 정도에 달려 있기 때문이다. 즉, 온대지방에서 춘계와 같이 공기 중에 노출된 살아있는 줄기가 없는 경우에는 줄기 생장에 필요한 산소는 지하경 내에 한정된 상태로 존재하는 산소에만 의존할 수밖에 없고 산소가 고갈되기 전에 공기 중으로 줄기가 생장해야 하기 때문이다. 또한 수심의 변동 역시 매우 중요하다. 일부 학자들은 갈대의 생육에는 평균수심보다는 수심의 변동 폭이 더욱 중요한 것으로 보고하고 있다. 이외에도 광선, 무기염류, 수온, pH 등 다양한 환경인자가 생육에 영향을 주고 있다.

한편, 갈대가 저토에 주는 반작용은 크게 산소와 유기물의 공급, 저질 입자의 퇴적 속도 증가이다. 첫째, 근계가 모두 침수되어 있는 경우 갈대의 잎을 통하여 들어온 산소는 통기조직을 통하여 근계로 이동된다(Dacey 1981, Armstrong and Armstrong 1990, 1991, Armstrong et al. 1992, Brix et al. 1992, Mainiero and Kazda 2004, Borum et al. 2005). 이 산소는 뿌리가 호흡을 하는데 이용되거나 뿌리로부터 밖으로 나와 근계의 미생물에게 공급된다(Sand-Jensen et al. 1982, Armstrong et al. 1992, Colmer 2003). 또한 이 산소는 근계 근처에 있는 강한 환원성 물질을 산화시킴으로써 자신의 근계가 해를 입지 않도록 한다(Sorrell et al. 2000, van Bodegom et

al. 2005). 따라서 근계에 호기성 미생물이 살 수 있으며, 미생물의 다양성을 유지할 수 있고 저토의 산화-환원 준위를 높이고 있다. 또한 후술하는 바와 같이 토양 속으로 이동된 산소는 메탄생성을 억제한다. 갈대는 수심이 깊어질수록 가급적 많은 양의 산소를 지하부에 간직하기 위하여 지하부에 투자하는 에너지의 양이 많아진다(Geoff et al. 2007). 그러나 지하수위가 근계의 위치 혹은 이보다 낮아질 경우 산소는 근계와 저토 사이의 빈 공간을 통하여 이동될 수 있어 비교적 깊은 곳까지 많은 양이 이동된다(Mainiero and Kazda 2004). 이러한 경우는 저토 내 호기적인 미생물의 활성을 증가시켜 유기물을 분해하여 유기물의 농도가 낮고 무기물은 산화상태가 유지된다. 그러나 근계에 산소가 부족하면 독성 물질이 생성되고 이로 인하여 식물은 생장에 저해를 받게 된다(Armstrong et al. 1996b, c, Mairiero and Kazda 2004). 둘째, 갈대의 사체에 의한 유기물 공급은 두 가지 결과를 가져올 수 있다. 하나는 이 유기물이 저서생물의 에너지원으로 사용된다. 저서동물의 대부분은 저토의 표면에 있는 규조류를 먹이로 이용하고 있지만 저토를 통하여 갈대의 유기물 일부가 먹이로 이용될 수 있다. 다른 하나는 저토 내로의 산소 수송과 관계가 매우 깊은 것으로서 저토에 축적된 갈대의 유기물은 분해되는 동안 저토 내 산소를 소모함으로 산소의 결핍 상태 혹은 강한 환원상태를 유지하며 이와 함께 주변 생물에 독성을 줄 수 있는  $\text{CH}_4$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{NH}_4^+$  등을 생성하게 된다(Reddy et al. 1989, Kludze et al. 1994, Sorrell et al. 1997). 특히, 정수지역에서는 갈대의 사체가 계속 저토에 축적되면  $\text{CH}_4$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{NH}_4^+$  등의 생성량은 더욱 증가하게 되고 갈대가 쇠퇴하는 군락에서도 메탄의 생성이 왕성하다(Sorrell et al. 1997). 이것은 앞에서 기술한 갈대의 산소 수송과 밀접한 관계를 갖고 있다(Sorrell et al. 1997). 또한  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{S}^{2-}$  등이 식물의 체내에 축적되어 독성을 유발하거나(Brändle 1996), 저토 내에서 산소와 결합하여 침전한다(Kirk et al. 1993, Wang and

Pevery 1999). 질소산화물도 산소가 부족하게 되면 환원상태를 유지하게 된다(Tiedje 1988, D'Angelo and Reddy 1999, Van Bodegom et al. 2001). 따라서 많은 양의 유기물이 축적된 습지가 열을 받으면  $\text{CH}_4$  혹은  $\text{NH}_3$ 을 생산하고  $\text{H}_2\text{S}$ 가 공기에 노출되면 산화되어 토양이 강한 산성을 띠게 된다. 이러한 곳에는 근계의 발달도 미약하다(Picek et al. 2000). 정수지역에서 수생식물에 의한 저토 내 유기물의 축적은 수계생태계나 인근의 육상생태계에 심각한 영향을 줄 수 있지만 조간대에 형성되어 있는 갈대군락에서는 이러한 현상이 발생되지 않는다. 그것은 간조시 저토 내 유기물이 호기성 미생물에 의하여 대부분 분해되고 축적되는 양이 매우 적기 때문이다. 또한 대조시 갈대 근계의 틈을 이용하여 공기가 깊은 곳까지 상당량 유입됨으로써 저토의 상부는 호기성 미생물의 활성이 높고 산화 상태를 유지한다(Dziejowski et al. 1997). 셋째, 조간대의 경우 갈대는 조수의 유속을 감소시켜 조수 내에 부유상태로 있는 입자가 침강할 수 있는 기회를 증가시켜 결국 퇴적속도를 증가시킨다(Yang 1998, Dame et al. 2000, Davidson-Arnott et al. 2002, Leonard et al. 2002, Widdows and Brinsley 2002, Bouma et al. 2005). 이에 따라 조간대에서는 식생이 있는 지역은 없는 지역보다 고도의 상승이 빠르다. 이렇게 하여 퇴적이 일어나 고도가 높아지면 각 식물종은 군락의 폭을 증가시킨다(Castellanos et al. 1994, Sanchez et al. 2001, Van de Koppel et al. 2001). 넷째, 갈대는 근계는 많은 양의 무기영양염류를 흡수하기 때문에 수질의 정화에 이용된다(Kadlec 1987, Rousseau et al. 2004, Wiessner et al. 2006, Lesage et al. 2007). 특히 질산염이나 인산염의 흡수 및 분해에 의한 저질로의 환원에 관한 연구는 비교적 많이 이루어졌다(Brix 1993, Meyerson et al. 1999).

이와 같이 습지에서 갈대군락은 생산자로서 혹은 오염물질의 정화기능 역할로서 생태계의 안정성에 중요한 의미를 갖고 있으며 특히, 조간대에

서는 갈대군락은 비교적 앞에 제시된 문헌과 같이 많은 연구가 진행되어 왔다. 그러나 조간대에서 갈대군락의 증가나 쇠퇴에 대한 원인을 정확히 규명하지 못하고 있다. 더욱이 갈대의 반작용에 대하여는 연구가 적은 상태이다. 이것은 갈대군락이 해수에 의해 침수되어 있는 동안 일어나는 현상을 파악하기 어려우며 조수에 의해 이동되는 물질을 정량적으로 측정하기 어렵기 때문이다.

한국에서 갈대(*Phragmites australis*)는 어느 습지에서나 쉽게 볼 수 있는 식물종(Lee 1993)으로 크게 *P. longvalvis* (Kim et al. 1972, Lee 1977, Kim et al. 1986, 1989, Choung and Kim 1989), *P. australis* (Kim et al. 2004, Yang 2004, Lim et al. 2005), *P. communis* (Lee and Kim 1976, Min and Kim, 1983, Yoon 1991, Lee 1993, Lee and Yang 1993, Lee et al. 1993, Choi et al. 1995, Jeong and Shim 1999, Min and Kim 1999a, b, Kim and Kwun 2004) 등으로 명명되고 있으나 이들 간의 형태학적 차이는 확실하게 규명된 바 없다. 또한 갈대에 대한 연구는 생산성(Kim et al. 1972, Lee 1977, Kim et al. 1986, Yoon 1991), 물질순환(Min and Kim 1983, Kim et al. 1989), 수질의 정화(Kim and Kwun 2004, Kim et al. 2004, Yang 2004, Lim et al. 2005, Seo and Kim 2006), 생육 혹은 분포 특성(Lee and Kim 1976, Lee and Yang 1993, Lee et al. 1993, Min and Kim 1999a, b, Lim et al. 2005), 식재 공법(Jeong and Shim 1999, Kang and Ju 1999) 등 분야가 다양하며 비교적 많은 수행되었다. 그러나 갈대의 개체군의 생장에 대한 연구는 Choung and Kim (1989)이 패취의 상태 즉, 개척부, 성숙부 및 노화부로 구분하여 지하경, 뿌리 및 줄기의 생장을 조사한 것 외에는 패취의 성장 속도에 관한 것은 없다.

본 연구는 중요한 생태계의 하나인 염습지에서 저토의 환경을 분석하고 갈대군락의 생장을 측정하여 조간대에서 갈대군락의 작용과 반작용을 규명하는데 목적이 있다. 이를 위해 순천만에서 1998년

부터 2000년까지 갈대군락의 면적증가를 조사하고 2007년 갈대군락의 형성정도에 따라 3가지로 구분하여 저토의 깊이별 특성을 조사하였다.

## 2. 재료 및 방법

순천만은 남해안 중앙부에 위치하며 갯벌이 넓게 분포하는 여자만의 최북단에 위치한다. 남해안 내만은 비교적 하천발달이 미약하여 담수 영향을 크게 받지 않는 것으로 알려져 있으나, 남해안 중앙부에 위치한 여자만의 최북단에 분포하는 순천만은 동천·이사천 등 담수의 영향을 받는 염습지로 알려져 있으며(박의준, 2000), 습지는 국내 뿐만 아니라 국제 람사르 습지에 등록되어 국제적으로 보호가치를 인정받고 있다. 순천만은 남부만 제외하고 3면이 육지로 싸여 있는데 북쪽으로는 경작지와 제방(2000년 축조)으로 경계가 되어 있으며 동으로는 앵무산(343.4m), 서로는 청산(295.2m), 북측으로 남산(346.2m), 원동산(465.2m)이 각각 위치하고 있다. 하천은 남산과 원동산 사이에 이사천이 위치하며 상부에 상사댐이 1991년 건설되었고, 순천시를 가로질러 동천, 해룡천이 유입되고 있다. 따라서 북쪽에는 고도가 낮고 평평한 경작지가 넓고 이 지역으로부터 다량의 담수가 순천만으로 지표수나 지하수의 형태로 유입되고 있지만 동과 서는 산지로 경사가 가파르며 순천만으로 유입되는 담수의 양이 적다. 또한 육지로부터 유입되는 유일한 하천인 동천은 북동쪽에 위치하고 있으며 이 하천은 하구로부터 조간대로 갯골을 형성하고 있다. 조간대 내에는 주요 갯골과 함께 몇 갈래로 갈라진 작은 갯골이 존재하고 있으나 대부분은 평탄한 지형을 이루고 있다. 2007년 현재 조간대의 면적은 약 10 km<sup>2</sup>이며 이 중 식생이 형성되어 있는 지역은 1 km<sup>2</sup>이다 (Fig. 1).

식생은 대부분 갈대(*Phragmites australis*)의 순군락이며 제방근처의 고도가 높은 지역에는 모새달(*Phacelurus latifolius*)군락이, 해양방향 갈대군락 선단에는 칠면초(*Suaeda japonica*)군락이, 갈

대군락의 주변에는 천일사초(*Carex scabrifolia*)군락이 각각 대상으로 형성되어 있다.

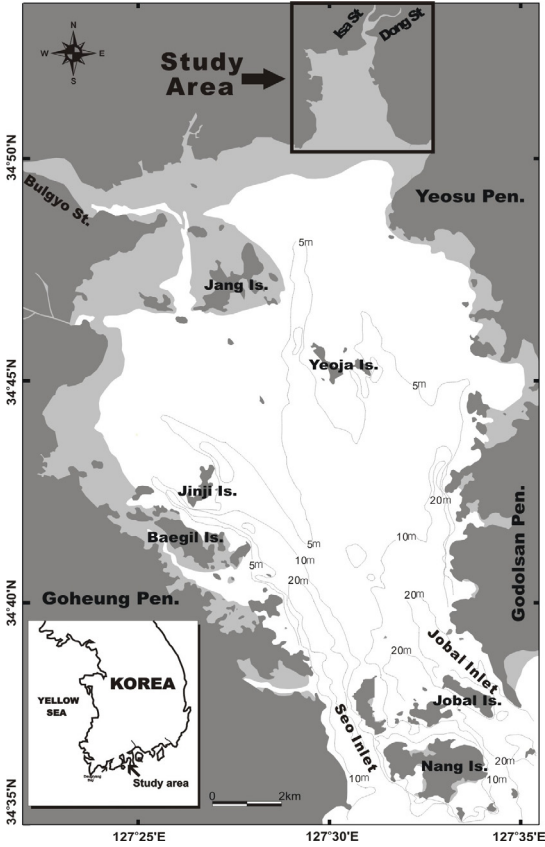


Fig. 1. Map showing the study area. The heavy dark area and the light one are land and tidal flat, respectively. Is is island and numerals are the mean depth of sea

저질의 특성을 조사하기 위하여 Fig. 2와 같이 3개 장소(locality)를 선정하였고 각 장소에서 표면으로부터 90cm 깊이까지 저토를 채취하였다. Loc. No. 1은 2007년 현재 갈대가 전혀 없는 조간대 지역으로서 수로와 접하고 있으며 Loc. No. 2는 2007년 처음 갈대군락이 나타난 지역이고 Loc. No. 3은 제방과 근접한 곳으로서 오래 전에 갈대군락이 형성된 지역이다. 채취한 저토는 실험실로 운반하여 분석시까지 -40℃ 냉동실에 보관하였다. 저토 시료는 10cm 간격으로 절단하여 이용하였다.



Fig. 2. Map showing the sampling locality and line. Loc. is the core sediment sampling site at 2007 and Sampling line is the permanent transect line for the *P. australis* stand at 1999

각 간격별 퇴적물의 입도조성을 파악하기 위하여 먼저 염산(HCl)과 과산화수소수( $H_2O_2$ )를 가하여 탄산칼슘과 유기물 성분을 제거한 후 63 $\mu$ m 표준체를 사용하여 모래 이상의 입자와 이토(mud)를 구분하였다. 모래이상의 입자들은 표준체로, 이토는 Sedigrph 5100을 사용하여 각 1 $\phi$ 간격으로 입도를 구분하고, 각 입도별 무게 백분율을 구하였다. 그리고 각 Site별 통계처리 및 퇴적상은 Folk(1968)의 방법에 따라 수행되었다. 저토의 S, C, N, H는 Elemental Analyzer (EA), 염분은 Ion Chromatography를 이용하여 전남대학교 공동실험관에서 분석하였다. 그리고 수분 및 유기물은 강열감량법(해양수산부, 2002)에 의해 수행되었다.

갈대군락의 크기변화를 조사하기 위해 1999년 7월 11일 Fig. 3과 같이 제방의 기점으로부터 해양방향으로 5개 군락의 각 양쪽 끝 부분 근처에 표지 막대를 설치하였다. 각 표지 막대로부터 군락의 끝까지 길이를 측정하여 기점으로부터의 거리로 환산하였다. 또한 군락이 생장해나가는 방향으로 1 m  $\times$  1 m 방형구를 연속적으로 설치하고 각 방형구 내 갈대의 밀도와 초장을 측정하였다. 야외조사는 1999년 7월 11일과 2000년 7월 19일에 실시하였다. 1998년 갈대의 밀도와 초장은 고사한 채로 남아있는 개체를 대상으로 조사하였다. 그리고 갈대의 지상부 생물량은 기점 부근의

제방 근처에서 조사하였다. 2007년 5개 갈대군락은 모두 닿은 상태이었다.

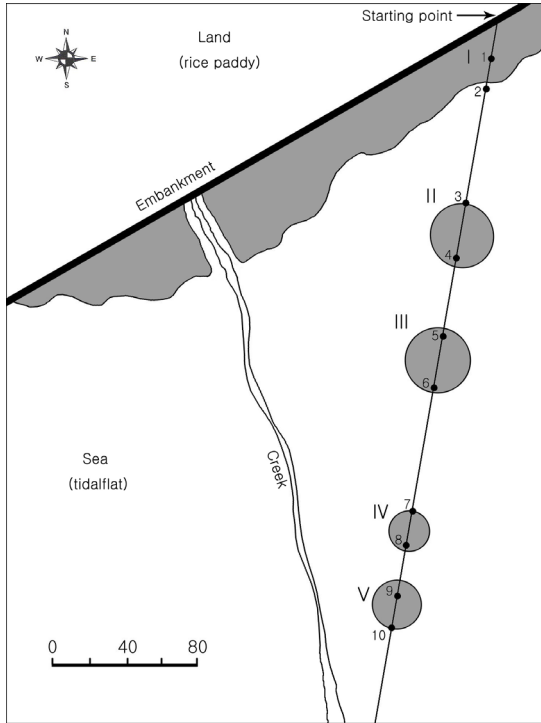


Fig. 3. Five locations (I ~ V, ○) of *Phragmites australis* stand in 1999. Arabic number (1~10, ●) indicate the sampling point in each patch. Size change of *P. australis*'s stand was estimated by measuring the distance between the sampling point and the end of stand

### 3. 결과 및 고찰

저토 조사 지역의 갈대 크기와 밀도는 Table 1 과 같다. 밀도와 초장은 새로이 형성된 갈대군락에서 각각  $119 \text{ shoots}\cdot\text{m}^{-2}$ ,  $155.4\pm 32.5 \text{ cm}$ , 과거에 형성된 군락에서 각각  $179 \text{ shoots}\cdot\text{m}^{-2}$ ,  $89.9\pm 21.1 \text{ cm}$ 이었다. 따라서 과거에 형성된 군락에서 갈대의 초장은 작으나 밀도는 높았고 근래에 형성된 지역에서는 그 반대로 나타나 초장과 밀도는 서로 반비례하는 것으로 나타났다.

저토의 특성은 갈대군락의 유무보다는 해수의 영향을 받는 정도에 따라 달라지는 것으로 나타났다. 먼저, 토성은 3지역 모두 모래의 양이 대단히 적었고 대부분은 점토로 구성되어 있었다(Table 2). 그러나 Loc. No. 3에서는 실트의 양도 점토와 유사하였다. 그리고 상하층의 토성은 대체로 유사하였으나 일부에서는 어떤 한 요소가 급격히 증가하는 경우도 있었다. Loc. No. 3에서 실트의 함량이 다른 지역보다 많은 이유는 아마도 creek과 관련이 있는 것으로 해석될 수 있다. 대부분은 만조시 해수에 떠 있던 작은 입자가 퇴적된 것이지만 Loc. No. 3은 creek과 가까이 있어 홍수나 장마시 상류로부터 유입되는 비교적 큰 입자가 퇴적될 수 있었기 때문으로 판단되었다. 또한 실트가 상층이나 하층보다 많은 층은 홍수시에 단기간에 퇴적된 것으로 생각할 수 있다.

다음으로, 저토의 염분은 오래된 갈대군락에서

Table 1. Location, height and density of *Phragmites australis* at the three sediment sampling localities (unit:  $\text{plants}\cdot\text{m}^{-2}$ )

Locality No.	Longitude	Latitude	Altitude (m)	P. australis		
				Density	Height (cm)	Biomass ( $\text{g}\cdot\text{DW}\cdot\text{m}^{-2}$ )
1	34°52'27"	127°30'41"	0	0	0	0
2	34°52'25"	127°30'41"	2.76	119	155.4±32.5	895
3	34°52'25"	127°30'45"	2.25	179	89.9±21.1	1,050

1 ; non-*P. australis* stand

2 ; newly formed stand (new stand) of *P. australis*

3 ; stabilized stand (old stand) of *P. australis*

Table 2. Grain size composition of the three sediment sampling localities (unit: %)

Depth (cm)	Locality 1 (no plants)			Locality 2 (new stand)			Locality 3 (old stand)		
	Sand	Silt	Clay	Sand	Silt	Clay	Sand	Silt	Clay
0-10	1.0	11.7	87.3	1.4	9.7	88.9	1.5	66.4	32.1
10-20	1.4	12.0	86.6	3.0	9.7	87.3	1.1	46.2	52.7
20-30	1.2	36.6	62.2	2.3	9.2	88.5	3.8	41.3	54.9
30-40	1.3	13.5	85.2	3.4	10.9	85.7	6.4	47.8	45.8
40-50	1.3	10.5	88.2	3.2	8.8	88.0	1.9	48.3	49.8
50-60	1.3	12.6	86.1	5.0	8.0	87.0	1.6	36.2	62.2
60-70	0.6	10.5	88.9	4.5	12.8	82.7	1.5	14.4	84.1
70-80	1.2	8.7	90.1	4.9	36.8	58.3	1.5	52.3	46.2
80-90	1.4	11.8	86.8	4.1	9.3	86.6	1.2	38.6	60.2

가장 높았고 나지로 남아 있는 지역에서 가장 낮았다(Table 3). 또한 나지에서는 깊이별 큰 차이나 경향성이 없었지만 오래된 갈대군락에서는 표면에서 높았고 하층으로 갈수록 낮았으나 일정한 경향성은 없었다. 따라서 염분농도는 대체로 표토에서 높지만 하층에서는 일정한 경향성이 없는 것으로 볼 수 있었다. 그리고 현재 갈대가 없는 지역도 염분 조건 때문에 생육하지 못하는 것은 아닌 것으로 볼 수 있었다. 오래된 갈대군락에서 저토의 염분도가 높은 것은 이 지역이 creek과 인접하고 있어 만조시 해수의 영향을 다른 지역보다 많이 받기 때문으로 볼 수 있다. 한편, 저토의 수분함량은 오래된 군락, 새로 형성되는 군락, 나지의 순서이었다. 따라서 수분함량과 염분량은 대체로 비례하였다. 이러한 사실에 의하면 저토의 염분농도는 수분함량에 의해 결정되고 수분은 담수보다 해수의 양이 많기 때문으로 볼 수 있다. 즉, 저질 내의 수분은 담수가 아닌 해수이고 따라서 해수의 양에 의해 염도가 결정되고 있는 것으로 해석할 수 있다. 더욱이 세 지역이 고도에 있어 큰 차이가 없지만 육지와 격리된 거리는 달라 지하수의 형태로 유입되는 담수의 영향력은 위치에 따라 다를 수 있다. 즉, Loc. No. 1이 담수의 영향을 가장 많이 받고 이에 따라 저토 내 염도가 낮은 것으로 해석할 수 있으나 실제로는 염도는 낮을지라도 수분함량이 낮아 저토가 식물에 미치는 삼투압은 다른 지역과 유사할 것으로 볼 수 있다. 결과적으로 육지와 근접하여 담수의 영향을

받는 곳으로 추정되는 지역도 실제로는 담수의 영향이 크지 않은 것으로 나타났다.

세 지역의 유기물함량은 나자가 다소 높았지만 큰 차이가 없었고 표층과 하층이 서로 다른 결과를 나타냈다. 즉, 하층은 나지가 가장 높았고 새로 갈대군락이 형성된 지역, 오래 전에 갈대군락이 형성된 지역의 순으로 낮았다. 그러나 표층의 유기물량은 오래 전에 갈대군락이 형성된 지역에서 가장 높았고 새로 형성되는 갈대군락 지역과 나지는 거의 유사하였다. 이러한 결과에 의하면 표층의 유기물량은 갈대의 식물량과 비례하여 갈대의 고사체가 표층으로 유입되어 유기물로 된 것으로 볼 수 있다. 그러나 하층은 표층과 상반되는 결과를 나타내는 것은 갈대가 근계를 통하여 저층으로 산소를 운반하였기 때문으로 생각할 수 있다. 즉, 갈대군락에서는 갈대의 고사체에 의하여 유입되는 유기물의 양은 많지만 갈대의 근계를 통하여 산소가 저층으로 이동되면서 원활한 분해가 일어났기 때문으로 있다. 갈대군락에서 이러한 특성은 일반적인 특징이다(Dacey 1981, Sand-Jensen et al. 1982, Armstrong and Armstrong 1990, 1991, Armstrong et al. 1992, Brix et al. 1992, Colmer 2003, Mainiero and Kazda 2004, Borum et al. 2005). 따라서 현재 순천만 갈대군락의 하층은 유기물의 집적에 의한 암모니아나 메탄생성은 없을 것으로 예상된다.

황함량은 오래된 갈대군락 지역이 가장 높았으며 깊이별 변화는 세 지역이 서로 다른 현상을 보

Table 3. Sedimental properties with the depth at three localities

Site	Depth (cm)	Sample wt. (mg)	Sulphur (%)	Carbon (%)	Nitrogen (%)	Hydrogen (%)	Salinity (PSU)	Water Content (%)	Organic Matter (%)
1	0-10	5.25	0.15	1.04	0.12	0.77	16.21	34.16	6.22
	10-20	6.11	0.12	0.96	0.11	0.74	13.80	37.00	5.92
	20-30	6.67	0.17	0.95	0.11	0.73	14.10	38.40	5.66
	30-40	6.41	0.17	0.91	0.10	0.69	12.53	37.39	5.65
	40-50	5.77	0.23	0.90	0.10	0.70	15.51	36.21	5.87
	50-60	5.90	0.28	0.90	0.10	0.70	16.20	42.30	5.88
	60-70	6.12	0.30	0.91	0.10	0.70	14.67	32.53	6.12
	70-80	7.00	0.31	0.88	0.10	0.72	16.28	35.19	5.97
	80-90	5.75	0.34	0.84	0.09	0.69	15.64	39.17	5.97
	mean			0.23	0.92	0.10	0.72	14.99	36.93
2	0-10	5.35	0.16	1.10	0.12	0.74	18.35	48.12	6.21
	10-20	6.07	0.08	0.87	0.10	0.65	18.35	44.09	5.52
	20-30	6.97	0.21	0.88	0.10	0.70	18.35	45.99	5.47
	30-40	5.60	0.22	0.86	0.09	0.68	18.35	46.60	5.57
	40-50	6.61	0.24	0.78	0.09	0.62	14.62	44.59	5.46
	50-60	6.16	0.27	0.79	0.09	0.66	15.86	45.15	5.49
	60-70	5.78	0.22	0.71	0.08	0.61	14.70	44.15	5.16
	70-80	6.38	0.27	0.77	0.09	0.64	15.85	44.72	5.10
	80-90	6.18	0.19	0.74	0.08	0.66	13.46	42.67	5.10
	mean			0.21	0.83	0.09	0.66	16.43	45.12
3	0-10	5.39	0.40	2.45	0.19	1.02	20.58	54.83	9.14
	10-20	6.72	0.37	2.14	0.18	1.00	20.62	54.16	7.32
	20-30	6.87	0.27	1.25	0.11	0.83	17.41	47.14	5.11
	30-40	6.97	0.31	1.09	0.10	0.84	16.14	46.20	5.46
	40-50	6.83	0.57	1.07	0.10	0.82	19.62	46.72	5.02
	50-60	6.16	0.47	0.92	0.09	0.79	16.58	45.61	4.91
	60-70	6.75	0.26	0.85	0.09	0.79	17.79	45.19	4.59
	70-80	6.94	0.20	0.80	0.08	0.78	16.64	43.57	4.66
	80-90	7.18	0.14	0.84	0.09	0.79	17.59	46.64	4.41
	mean			0.33	1.27	0.11	0.85	18.11	47.78

였다. 즉, 나지에서는 하층으로 갈수록 증가하였으나 갈대군락이 있는 지역에서는 층에 따른 경향성은 없었다. 특히, 오래된 갈대군락 지역에서 근계가 집중적으로 분포하고 있는 40-50 cm 깊이에서는 다른 층보다 현저히 높았다. 이에 대한 것은 더 조사가 필요할 것으로 생각된다. 그것은 갈대군락에서 저토의 황함량은 대체로 유기물과 비례하는데 본 조사에서는 유기물과 관계가 없기 때문

이다.

탄소와 수소함량은 오래된 갈대군락 지역이 가장 높았으며 나지, 새로 형성된 갈대군락 지역 순서로 적었다. 특히 오래된 갈대군락 지역에서는 표층에 많은 양의 탄소와 수소 있었다. 또한 이러한 결과는 유기물함량의 것과 유사한 경향이었다. 따라서 탄소나 수소는 유기물과 깊은 관계를 맺고 있는 것으로 볼 수 있었다. 질소함량은 오래된 갈대



군락 지역의 표층만 제외하면 세 지역 혹은 깊이별 차이가 거의 없었다. 그리고 탄소나 수소와 같이 유기물함량과 비례하는 것으로 볼 수 있었다.

따라서 저토의 특성을 종합한다면 갈대군락의 유무와 관계없이 육지와 멀리 격리되어 있을수록, 수로와 가까이 있을수록 저토 내 수분함량이 많고 염분도가 높아 결국 해수의 영향력에 따라 저토 내 염분도나 수분함량이나 결정되는 것으로 볼 수 있었다. 또한 저토 내 유기물함량은 갈대 고사체가 유입되는 양에 따라 정도에 따라 결정되지만 이것은 대부분 표층에 남고 하층으로는 이동하지 않는 것으로 볼 수 있었다. 그리고 근계로부터 저토로 유입되는 유기물도 빠른 시일 내에 분해가 되어 실제 저토에 남아있는 현존량은 적은 것으로 나타났다. 표토에서 황, 탄소 및 질소의 함량은 대체로는 유기물함량과 유사한 경향성을 보였지만 일치하지는 않았다. 또한 저토의 깊이에 따른 변화는 유기물의 것과 다른 양상을 보여 유기물과 직접적인 관계는 없는 것으로 볼 수 있었다.

연간 하나의 군락의 중앙에서 가장자리까지 증가한 평균 거리는 1999년에  $2.33 \pm 0.73$  m, 2000년에  $3.65 \pm 1.64$  m로 후자가 전자보다 더 길었다. 가장 증가폭을 나타낸 것은 stand 5의 육지방향에서 2000년의 6.1 m이었고 가장 적은 것은 0.9 m이었다. 그러나 갈대군락 폭의 증가는 연도

에 따라, 군락에 따라, 방향에 따라 달랐고 일정한 경향성이 없었다(Table 4). 그리고 한 군락에서 1년간 폭의 증가 범위는 3.8-8.8 m이었다. 이와 같이 군락에 따라 혹은 위치에 따라 군락 폭의 증가 속도가 현저히 다른 것은 각 군락에서 가장 자리의 환경이 갈대가 생육하는데 있어 계속 변하기 때문인 것으로 볼 수 있다. 즉, 가장자리의 생육환경이 복잡하게 작용하고 있기 때문으로 볼 수 있다. 이와 같이 변화하는 환경요인 중에는 저토의 퇴적과 침식이 있는데 이 지역은 위치에 따라, 계절에 따라 퇴적과 침식의 속도가 다양하게 나타나고 있다(환경부, 2001). 또한 군락 사이에 형성된 creek에 입자가 퇴적되면서 물의 이동 경로가 바뀌며 이에 따라 담수의 영향력이 달라지기 때문으로 판단된다. 이와 같이 군락의 특정한 방향으로만 증가하거나 증가 속도가 일정한 것이 아니기 때문에 어떤 한 해의 성장속도는 군락 내 위치에 따라 서로 다르지만 시간이 오래 경과하면 전체적으로 가장자리의 전과 속도가 유사하여 원형을 군락을 형성하는 것으로 판단된다.

각 군락 선단부에 새로이 형성된 부분에서 갈대의 밀도와 초장은 1999년과 2000년이 거의 유사하였다(Table 5). 그러나 각 군락에 따라, 방향에 따라서는 큰 차이를 보였다. 즉, 밀도는 2000년 Stand I 해양방향의  $2.0 \text{ shoots} \cdot \text{m}^{-2}$ 에서 2000년

Table 4. The distance from starting point to sampling point or each end one of *P. australis* stand at Suncheon Bay (unit: m)

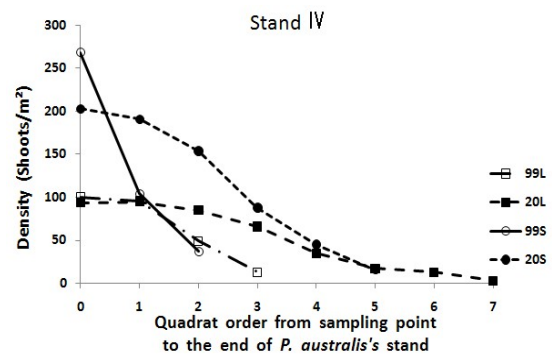
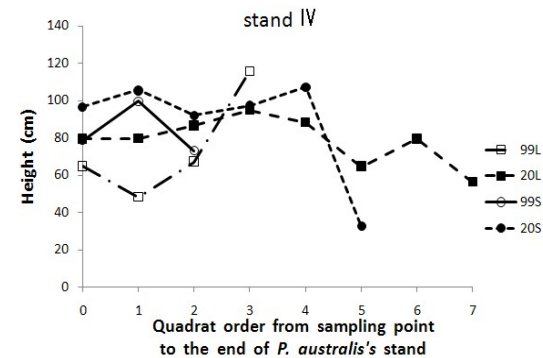
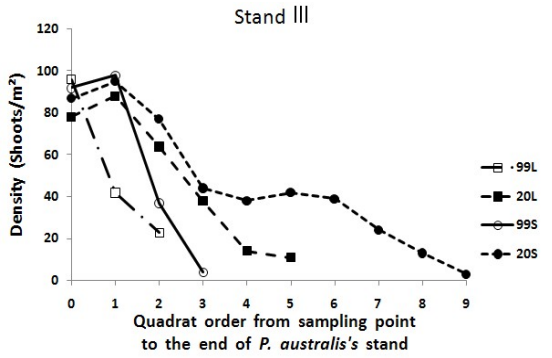
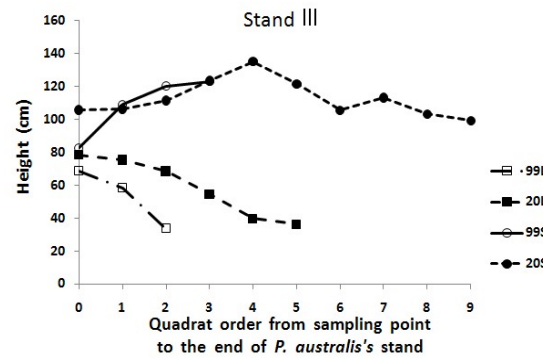
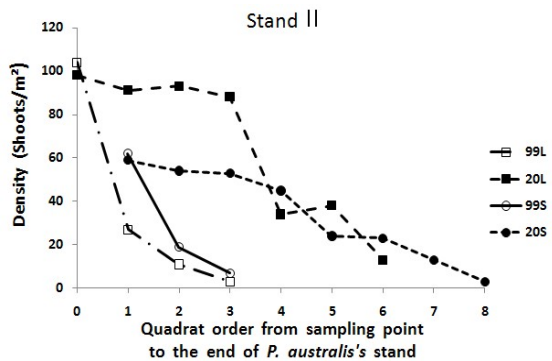
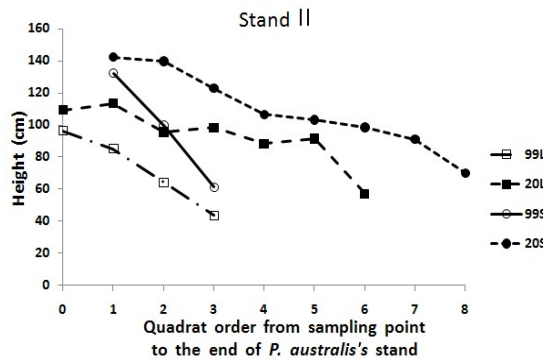
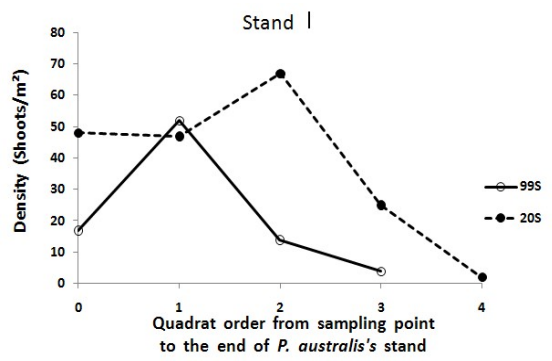
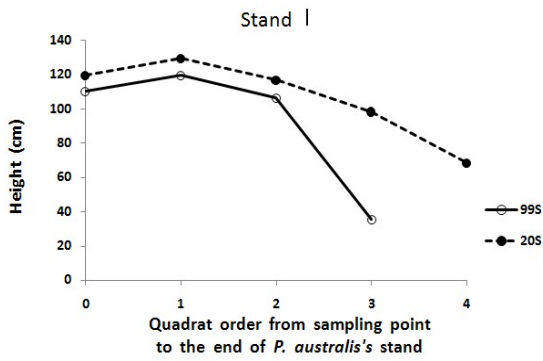
Stand	Direction	Sampling point	End point of <i>P. australis</i> stand				
			1998(A)	1999(B)	A-B	2000(C)	C-B
I	Sea (2)	47.5	45.0	48.7	3.5	49.6	0.9
II	Land (3)	129.2	129.2	127.0	2.2	123.4	3.6
	Sea (4)	168.2	168.6	170.6	2.0	175.3	4.7
III	Land (5)	223.1	222.6	221.7	0.9	218.8	2.9
	Sea (6)	262.2	262.4	265.3	2.9	271.2	5.9
IV	Land (7)	350.4	350.4	348.1	2.3	344.2	3.9
	Sea (8)	375.4	375.4	377.3	1.9	380.4	3.1
V	Land (9)	410.7	392.8	390.7	2.1	384.6	6.1
	Sea (10)	434.4	434.4	437.6	3.2	439.4	1.8
Mean					$2.33 \pm 0.73$		$3.65 \pm 1.64$

Table 5. Density (No. of plants·m<sup>-2</sup>) and height (cm) of *Phragmites australis* in the area which was yearly increased at Suncheon Bay

Stand	Direction	1999		2000		Mean	
		Density	Height	Density	Height	Density	Height
I	Sea(2)	21.8±18.1	92.9±33.5	2.0	68.5	17.8±18.0	88.0±31.5
II	Land(3)	13.7±10.0	64.4±16.9	28.3±11.0	78.9±15.4	21.0±12.8	71.7±17.7
	Sea(4)	29.3±23.6	97.6±29.0	21.6±14.0	93.9±12.9	24.5±18.6	95.3±20.5
III	Land(5)	32.5± 9.5	46.0±12.3	21.0±12.1	43.3± 7.9	25.6±12.5	44.4±10.0
	Sea(6)	46.3±38.9	117.3± 6.0	26.5±14.5	113.0±12.3	33.1±27.1	114.4±10.8
IV	Land(7)	52.7±34.0	77.1±28.4	17.0±11.6	72.1±12.4	32.3±29.7	74.2±21.0
	Sea(8)	70.5±33.5	86.4±13.3	49.7±29.6	78.9±33.1	58.0±32.8	81.9±27.2
V	Land(9)	37.0	39.3	89.0±54.6	53.2± 6.8	78.6±53.1	50.4± 8.3
	Sea(10)	34.5±20.4	68.3±16.8	22.0	78.3	32.0±18.9	70.3±15.5
Mean		35.8±29.3	80.7±30.1	33.7±34.1	80.0±26.8	34.7±32.0	80.3±28.5

Stand V 육지방향의 89.0 shoots·m<sup>-2</sup>까지 다양하였다. 또한 초장은 Stand V 육지방향의 39.3 cm에서 Stand III 해양방향의 117.3 cm까지 다양하였다. 따라서 전술한 바와 같이 갈대의 생장은 육지로부터 격리된 거리와는 관계가 없는 것으로 나타났다. 즉, 일반적으로 하구나 조간대에서 담수의 영향이 클수록 갈대의 생장이 양호하다(Min and Kim 1983). 따라서 본 조사지역은 담수의 영향력은 제방과의 거리와는 관계없이 위치에 따라 매우 다양하거나 대부분의 담수가 농경지로부터 오기보다는 동천으로 유입되는 양이 많고 이 담수는 조간대의 높이에 따라 혹은 조석의 시간에 따라 수로를 통하여 이동하는 경로가 다양하여 좁은 지역에서도 담수의 영향력이 서로 다르기 때문으로 판단된다. 한편, 갈대의 초장은 한 stand 내에서는 육지방향보다 해양방향의 선단부가 높았다. 이것은 선단부가 육지방향인 경우는 군락의 북쪽에 위치하고 이것이 해양방향인 경우는 남쪽에 위치하기 때문에 수광량에 있어 남쪽이 많을 가능성이 높기 때문으로 판단된다. 밀도 역시 Stand V만 제외하면 남쪽 선단이 북쪽 선단보다 높았다. 따라서 각각의 stand는 북쪽보다는 남쪽 방향으로 군락의 폭을 넓혀갈 것으로 생각되나 실제 군락 폭의 증가는 전술한 바와 같이 일정한 경향성이 없어 군락의 형태적 변화와 각 개체의 생

장 정도는 서로 관련성이 없는 것으로 판단된다. 한편, 각 군락의 가장자리에서 갈대의 밀도와 초장은 외측으로 갈수록 대체로 감소하였으며 (Fig. 4), 감소하는 형태는 크게 3가지로 구분할 수 있었다. 즉, 서서히 감소하는 형태, 급격히 감소하는 형태 및 유사한 크기를 유지하다가 최선단부에서 급격히 감소하는 형태이었다. 이와 같이 3가지 형태가 나타나는 이유는 갈대의 줄기가 발생한 시기가 각 군락마다 다르기 때문으로 판단된다. 즉, 유사한 크기의 개체는 유사한 시기에 출현하였고 크기가 작을수록 나중에 출현하였기 때문으로 볼 있다. 또한 갈대는 종자로 번식하기보다는 대부분 지하경에 의한 영양번식에 의존하기 때문에 줄기의 밀도는 지하경의 양이나 마디수와 관계가 깊다(Meyerson et al. 2000). 이러한 사실에 의하면 상대적으로 남쪽이 북쪽보다 지하경이 많은 것으로 볼 수 있다. 특히 최선단부에는 7월 현재에도 새로이 출현하기 시작하는 개체가 관찰되었는데 이것은 지하경이 계속 성장하면서 각 마디에서 줄기가 발생하기 때문으로 생각된다. 한편, 밀도가 가장 높은 곳은 1999년 Stand IV의 해양방향 기점으로 268 shoots·m<sup>-2</sup>이었으며 대부분은 100 shoots·m<sup>-2</sup>이었다. 그런데 제방근처 기점부근에 형성된 안정된 군락에서의 밀도는 78-104 shoots·m<sup>-2</sup> 이었다(Table 6). 따라서 새



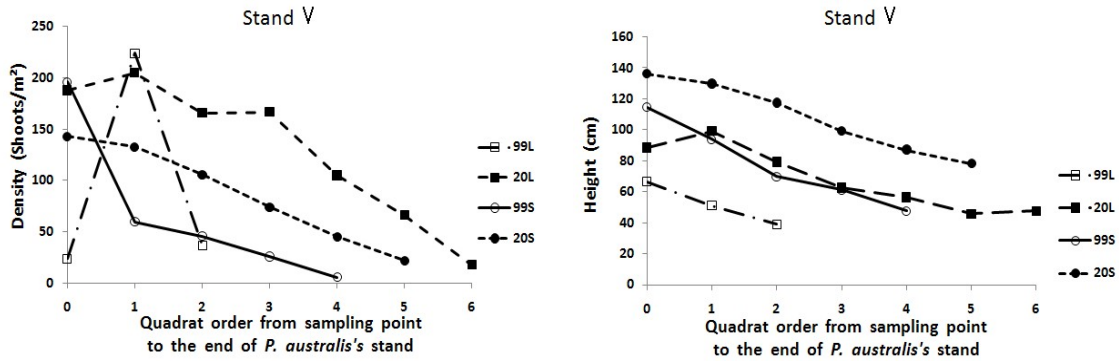


Fig. 4. Density (D, No. of plant $m^{-2}$ ) and height (H, cm) of *P. australis* in a quadrat (1 m  $\times$  1 m) from the each point at Suncheon Bay. 99, 20, L and S indicate 1999, 2000, land direction and sea direction, respectively. Direction and number were as follows: L was No. 2 in Stand I, was No. 3 in Stand II, No. 5 in Stand III, No. 7 in Stand IV, No. 9 in Stand V. S was No. 4 in Stand II, No. 6 in Stand III, No. 8 in Stand IV, No. 10 in Stand V. Quadrat order means quadrat order from sampling point to the end of *P. australis*'s stand

Table 6. Aboveground biomass, density and mean height (mean $\pm$ SD) of *P. australis* nearby the sampling point at Suncheon Bay

Year	Properties		
	Density (plants $m^{-2}$ )	Height (cm)(mean $\pm$ SD)	Biomass (g DW $m^{-2}$ )
1998	104	203.6 $\pm$ 33.7	1126.4
1999	80	197.3 $\pm$ 22.1	949.5
2000	78	210.2 $\pm$ 15.2	1013.3

로이 전파되는 지역에서는 밀도가 안정된 지역보다는 낮았다. 그런데 인위적으로 조절할 경우 갈대의 최대 밀도는 1,000 shoots $m^{-2}$ 까지도 가능하며(Ritterbusch 2007) 대체적으로 자연 상태에서는 300 까지 가능하지만(Ostendorp et al. 2003) 대부분은 100 shoots $m^{-2}$ 이하이다(Buck 1995, Meyerson et al. 2000). 따라서 순천만에서 안정된 갈대군락에서 줄기의 밀도는 대략 100에서 평형을 이룰 것으로 예상되었다. 한편, 초장이 가장 큰 곳은 2000년 Stand II의 육지방향 기점에서 141.1 cm이었다. 그러나 초장의 경우 순천만에서도 안정된 군락에서의 초장은 210.2 cm까지 생육할 수 있는 것으로 나타나 앞으로 각 군락의 선단부는 갈대의 초장이 증가할 것으로 예상되었다. 그러나 한 군락 내에서 새로 증가한 부분의 줄기 초장이 유사한 결과에 의하면 갈대는 현

재의 초장을 당분간 유지할 수도 있다. 그것은 조간대에서 갈대의 생육조건에 가장 중요한 것은 고도와 담수의 유입인데 이들이 변하지 않을 경우 갈대 초장 증가를 기대할 수 없기 때문이다. 그러나 내륙습지에서 갈대의 초장은 3 m 이상인 경우(Boone et al. 1987, Meyerson et al. 2000) 혹은 4.5 m인 경우(Zemlin et al. 2000)도 있어 앞으로 갈대의 초장은 더욱 증가할 수도 있을 것으로 판단된다.

### 참고 문헌

박의준. 2000. 순천만 염하구 퇴적과정의 시·공간적 변이. 서울대학교 대학원 박사학위논문, p. 107  
 해양수산부. 2002. 해양환경공정시험방법. p. 264.

- 환경부. 2001. 훼손된 해안생태계 복원 기술. BSPN423-00-1388-3. pp 161-166.
- Adam P. 1990. Saltmarsh ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Allen JRI, Pye K. 1992. Salt marshes, morphodynamics, conservation and engineering significance. Cambridge University Press, Cambridge, pp 1-18.
- Armstrong J, Afreen-Zobayed F, Armstrong W. 1996a. *Phragmites* die-back: sulphide- and acetic acid-induced bud and root death, lignifications, and blockages within aeration and vascular systems. New Phytol 134: 601-614.
- Armstrong J, Armstrong W, Becken PM. 1992. *Phragmites australis*: Venturi- and humidity-induced convections enhance rhizome aeration and rhizosphere oxidation. New Phytol 120: 197-207.
- Armstrong J, Armstrong W, Beckett PM, Halder JE, Lythe S, Holt R, Sinclair A. 1996c. Pathways of aeration and the mechanism and beneficial effects of humidity- and venturi-induced convections in *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud. Aquatic Bot 54: 177-197.
- Armstrong J, Armstrong W, Vanderputten WH. 1996b. *Phragmites* die-back: Bud and root death blockages within the aeration and vascular systems and the possible role of phytotoxins. New Phytol 133: 399-414.
- Armstrong J, Armstrong W. 1990. Light-enhanced convective through flow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud. New Phytol 114: 121-128.
- Armstrong J, Armstrong W. 1991. A convective through-flow of gases in *Phragmites australis* (Cav.) Tin. ex Steud. Aquatic Bot 39: 75-88.
- Bakker JP, Esselink P, Dijkema KS, van Duin WE, de Jong DJ. 2002. Restoration of salt marshes in the Netherlands. Hydrobiologia 478: 29-51.
- Bakker JP, Esselink P, van der Wal R, Dijkema KS. 1997. Options for restoration and management of coastal salt marshes in Europe. In: Restoration Ecology and Sustainable Development, (Urbanska IMN, Webb NR, Edwards PJ eds.). Cambridge University Press. Cambridge, pp 286-322.
- Bodensteiner LR, Gabriel AO. 2003. Response of mid-water common reed stands to water level variations and winter conditions in Lake Poygan, Wisconsin, USA. Aquatic Bot 76: 49-64.
- Boone J, Furbish E, Turner K. 1987. Control of *Phragmites communis*: results of burning, cutting and covering with plastic in a North Caloina salt marsh. Technical Report No. 41, Athens, National Park Service, Cooperative Park Studies Unit.
- Borum J, Sand-Jensen K, Binzer T, Pedersen O, Greve TM. 2006. Oxygen movement in seagrasses. In: Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation, (Larkum AWD, Orth R, Duarte C eds.). Springer Netherlands. Amsterdam, pp 255-270.
- Bouma TJ, De Vries MB, Low E, Kusters L, Herman PMJ, Tănczos IC, Temmerman S, Hesselink A, Meire P, van Regenmortel S. 2005. Flow hydrodynamics on a mudflat and in salt marsh vegetation: identifying general relationships for habitat characterisations. Hydrobiologia 540: 259-274.
- Brändle R. 1996. Überflutung und

- Sauerstoffmangel. In: Stress bei Pflanzen, (Brunold Ch, Rügseger A, Brändle R eds.). UTB für Wissenschaft. Bern, Stuttgart, Wien. pp. 133-148.
- Brix H, Sorrell BK, Orr PT. 1992. Internal pressurization and convective gas flow in some emergent freshwater macrophytes. *Limnol Oceanogr* 37: 1420-1433.
- Brix H. 1993. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In: *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, (Moshiri GA ed.). CRC Press, Boca Raton, Florida pp 9-21.
- Brix H. 1999. The European research project on reed die-back and progression (EUREED). *Limnologica* 29: 5-10.
- Caffrey JM, Kemp WM. 1992. Influence of the submersed plants, *Potamogeton perfoliatus*, on nitrogen cycling in estuarine sediments. *Limnol Oceanogr* 37: 1483-1495.
- Castellanos EM, Figucroa ME, Davy AJ 1994. Nucleation and facilitation in salt-marsh succession: interactions between *Spartina maritima* and *Arthrocnemum perenne*. *J Ecol* 82: 239-248.
- Chambers RM, Meyerson IA, Saktonstall K. 1991. Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquat Bot* 64: 261-273.
- Choi J-S, Lee J-H, Young H-S. 1995. Anti-hydrilipidemic effect of *Phragmites communis* and its active principles. *J Korean Soc Food Nutr* 24: 523-529.
- Choung YS, Kim JH. 1989. Clonal growth and shoot modules dynamics of *Phragmites longivalvis* in a reclaimed land. *Korean J Ecol* 12: 171-182.
- Colmer TD. 2003. Long-distance transport of gases in plants: A perspective on internal aeration and radial oxygen loss from roots. *Plant Cell Environ* 26: 17-36.
- D'Angelo EM, Reddy KR. 1999. Regulators of heterotrophic microbial potentials in wetland soils. *Soil Biol Biochem* 31: 815-830.
- Dacey JWH. 1981. Internal winds in water lilies: An adaptation to life in anaerobic sediments. *Science* 210: 1017-1019.
- Dame RF, Koepfler E, Gregory L. 2000. Benthic-Pelagic coupling in marsh-estuarine ecosystems. In: *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*, (Weinstein MP, Kreegerd DA eds.). Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands, pp 369-390.
- Davidson-Arnott RGD, Van Proosdij D, Ollerhead J, Schostak L. 2002. Hydrodynamics and sedimentation in salt marshes: examples from a macrotidal marsh, Bay of Fundy. *Geomorphology* 48: 209-231.
- Dziejowski JE, Rimmer A, Steenhuis TS. 1997. Preferential movement of oxygen in soil? *Soil Sci Soc Am J* 61: 1607-1610.
- Feiler U, Krebs F, Heininger P. 2006. Aquatic plant bioassays used in the assessment of water quality in German rivers. *Hydrobiologia* 570: 67-71.
- Findlay S, Groffman P, Dye S. 2003. Effects of *Phragmites australis* removal on marsh nutrient cycling. *Wetlands Ecol Manage* 11: 157-165.
- Fischer JM, Klug JL. Reed-Anderson T, Chalmers AG. 2000. Spatial pattern of localised disturbance along a southeastern

- salt marsh tidal creek. *Estuaries* 23: 565-571.
- Folk, R. L., 1968. Petrology of the sedimentary rocks. Hemphills, pp 170.
- Geoff R, Smith B, Brock MA. 2007. The ups and downs of life on the edge: the influence of water level fluctuations on biomass allocation in two contrasting aquatic plants. *Plant Ecol* 188: 103-116.
- Hansen JI, Anderson FØ. 1981. Effects of *Phragmites australis* roots on redox potentials, nitrification and bacterial numbers in sediments. In: Ninth Nordic Symposium on Sediments, (Bromberg A, Tiren T eds.). pp 72-78.
- Hotes S, Adema EB, Grootjans AP, Inoue T, Poschlod P. Reed die-back related to increased sulfide concentration in a coastal mire in eastern Hokkaido, Japan. *Wetlands Ecol Manage* 13: 83-94.
- Jeong D-Y, Shim S-R. 1999. A study on the development of planting methods for *Phragmites* spp. *J Korean Institute of Landscape Architecture* 27: 51-57.
- Kadlec R. 1999. Northern natural wetland water treatment systems. In: *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*, (Reddy KR, Smith WH eds.). Magnolia Publ. Orlando, pp 83-98.
- Kang HC, Ju YG. 1999. The structural characteristics in natural wetlands and fitted depth zones of *Phragmites japonica*. *J Korean Institute of Traditional Landscape* 17: 191-200.
- Keddy PA. 2000. *Wetland ecology principles and conservation*. Cambridge University Press. Cambridge, UK, 614 p.
- Kim CM, Yim YJ, Rim YD. 1972. Studies on the primary production of the *Phragmites longivalvis* community in Korea. Korea IBP Report 6: 1-7.
- Kim IS, Cho Y-J, Choi HK, Lee EJ. 2004. Biological treatment of processed-leachate from landfills by reed (*Phragmites australis*)-bed in a continuous flow system. *Korean J Ecol* 27: 375-381.
- Kim JH, Cho KJ, Mun HT, Min BM. 1986. Production dynamics of *Phragmites longivalvis*, *Carex scabrifolia* and *Zoysia sinica* stand of a sand bar at the Nagdong River estuary. *Korean J Ecol* 9: 59-71.
- Kim JH, Mun HT, Min BM, Cho KJ. 1989. Nitrogen and phosphorus dynamics in a salt marsh in the Nakdong River estuary. *Korean J Ecol* 12: 1-7.
- Kim Y-J, Kwun S-K. 2004. Dynamics of the community of phytoplankton and periphytic algae on reed in the Shihwa constructed wetland. *Korean J Environ Agriculture* 23: 59-67.
- Kirk GJD, Begg CBM, Solivas JL. 1993. The chemistry of the lowland rice rhizosphere. *Plant Soil* 156: 83-86.
- Kühl H, Kohl J-G. 1993. Seasonal nitrogen dynamics in reed beds (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) in relation to productivity. *Hydrobiologia* 251: 1-12.
- Lee CY, Kim YH. 1976. Studies on the indoles in the common reed. II. Changes of indole compounds during the growth of sprouts. *J Korean Agricultural Chemical Society* 19: 65-69.
- Lee KS, Dunton KH. 2000. Diurnal changes in pore water sulfide concentrations in the seagrass *Thalassia testudinum* beds: The effects of seagrasses on sulfide dynamics. *J Exp Mar Biol Ecol* 225: 201-214.

- Lee SK. 1977. Seasonal changes of the productivity of *Phragmites longivalvis* grassland on the soil salinity. J Anim Sci Technol 19: 42-47.
- Lee TB. 1993. Illustrated flora of Korea. Hyangmunsa, Seoul. p 108.
- Leonard LA, Wren PA, Beavers RI. 2002. Flow dynamics and sedimentation in *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* marshes of the Chesapeake Bay. Wetlands 22: 415-424.
- Lesage E, Rousseau DPL, Meers E, Van de Moortel AMK, Du Laing G, Tack FMG, De Pauw N, Verloo MG. 2007. Accumulation of metals in the sediment and reed biomass of a combined constructed wetland treating domestic wastewater. Water Air soil Pollut 183: 253-264.
- Lim Y, Ma S-M, Na S-T, Choi H-K, Shin H. 2005. Flora and ecological characteristics of hydrophytes in the littoral zone of Paldang Reservoir. Korean J Limnol 38: 30-44.
- Lippert I, Rolletschek H, Kuhl H, Kohl JG. 1999. Internal and external nutrient cycles in stands of *Phragmites australis* - a model for two ecotypes. Hydrobiologia 408: 343-348.
- Mainiero R, Kazda M. 2004. Effects of *Carex rostrata* on soil oxygen in relation to soil moisture. Plant Soil 270: 311-320.
- Marks M, Lapin B, Randall J. 1994. *Phragmites australis* (*P. communis*): Threats, management, and monitoring. Natural Areas J 14: 285-294.
- Meyerson LA, Chambers RM, Vogt KA. 1999. The effects of *Phragmites* removal on nutrient pools in a freshwater tidal marsh ecosystem. Biological Invasions 1: 129-136.
- 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 Ecol Manage 8: 89-103.
- Min BM, Kim JH. 1983. Distribution and cyclings of nutrients in *Phragmites communis* communities of a coastal salt marsh. Korean J Bot 26: 17-32.
- Min BM, Kim JH. 1999a. Plant distribution in relation to soil properties of reclaimed lands on the west coast of Korea. J Plant Biol 42: 279-286.
- Min BM, Kim JH. 1999b. Plant community structure in reclaimed lands on the west coast of Korea. J Plant Biol 42: 287-293.
- Nakamura K, Kayaba Y, Nishihiro J, Takamura N. 2007. Effects of submerged plants on water quality and biota in large-scale experimental ponds. Landscape Ecol Eng
- Ostendorp W, Dienst M, Schmieder K. 2003. Disturbance and rehabilitation of lakeside *Phragmites* reeds following an extreme flood in Lake Constance (Germany). Hydrobiologica 506: 687-695.
- Picek T, Lusby F, Čížková H, Šantrůčková H, Šimek M, Květ J, Pechar L. 2000. Microbial activities in soils of a healthy and a declining reed stand. Hydrobiologia 418: 45-55.
- Reddy KR, Patrick WH, Lindau CW. 1989. Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. Limnol Oceanogr 34: 1004-1013.
- Ritterbusch D. 2007. Growth patterns of reed (*Phragmites australis*): the development of



- reed stands in carp ponds. *Aquacult Int* 15: 191-199.
- Rousseau DPL, Vamrolleghem PA, De Pauw N. 2004. Constructed wetlands in Flanders: A performance analysis. *Ecological Engineering* 23: 151-163.
- Rudrappa T, Bonsall J, Gallagher JL, Seliskar DM, Bais HP. 2007. Root-secreted allelochemical in the noxious weed *Phragmites australis* deploys a reactive oxygen species response and microtubule assembly disruption to execute rhizotoxicity. *J Chem Ecol* 33: 1898-1918.
- Sanchez JM, SanLeon DG, Izco J. 2001. Primary colonisation of mudflat estuaries by *Spartina maritima* (Curtis), Fernald in Northwest Spain: vegetation structure and sediment accretion. *Aquatic Bot* 69: 15-25.
- Sand-Jensen K, Prahl C, Stokholm H. 1982. Oxygen release from roots of submerged aquatic macrophytes. *Oikos* 38: 349-354.
- Schmieder K, Dienst M, Ostendorp W, Jöhnk K. 2004. Effects of water level variations on the dynamics of the reed belts of Lake Constance. *Ecophysiol Hydrobiol* 4: 469-480.
- Seo J-Y, Kim EH. 2006. Horizontal flow zeolite-filled reed bed with intermittent feeding for sewage treatment. *Korean J Biotechnol Bioeng* 21: 28-33.
- Sorrell BK, Brix H, Schierup H, Lorenzen B. 1997. Die-back of *Phragmites australis*: influence on the distribution and rate of sediment methanogenesis. *Biogeochemistry* 36: 173-188.
- Sorrell BK, Mendelssohn IA, McKee KL, Woods RA. 2000. Ecophysiology of wetland plant roots a modelling comparison of aeration in relation to species distribution. *Ann Bot* 86: 675-685.
- Thomsen D, Marsden ID, Sparrow AD. 2005. A field experiment to assess the transplant success of salt marsh plants into tidal wetlands. *Wetlands Ecol Manage* 13: 489-497.
- Tiedje JM. 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In: *Biology of Anaerobic Microorganisms*, (Zehnder AJB ed.). John Wiley and Sons. New York, pp 179-54.
- Van Bodegom PM, de Kanter M, Bakker C, Aerts R. 2005. Radial oxygen loss, a plastic property of dune slack plant species. *Plant Soil* 271: 351-364.
- Van Bodegom PM, Leffelaar PA, Mollema L, Bocke S, Stams AJM. 2001. Methane oxidation in the rice rhizosphere: competition for oxygen. *Appl Environ Microbiol* 67: 3586-3597.
- Van der Koppel J, Van der Wal D, Bakker JP, Herman MJ. 2005. Self-organisation and vegetation collapse in salt-marsh ecosystems. *Amer Naturalist* 165: E1-E15.
- Van der Putten WH, Peters BAM, Van den Berg MS. 1997. Effects of litter on substrate conditions and growth of emergent macrophytes. *New Phytol* 135: 527-537.
- Waisel Y. 1972. *Biology of halophytes*. Academic Press. New York, pp 173-203.
- Wang T, Peverly JH. 1999. Iron oxidation states on root surfaces of a wetland plant (*Phragmites australis*). *Soil Sci Soc Am H* 63: 247-252.
- Wang W, Freemark KE. 1995. The use of plants for environmental monitoring and assessment. *Ecotoxicology and Environ-*

- mental Safety 30: 289-301.
- Wang W, Yin C. 2008. The boundary filtration effect of reed-dominated ecotones under water level fluctuations. *Wetlands Ecol Manage* 16: 65-76.
- Weisner SEB. 1996. Effects of an organic sediment on performance of young *Phragmites australis* clones at different water depth treatments. *Hydrobiologia* 330: 189-194.
- Widdows J, Brinsley M. 2002. Impact of biotic and abiotic processes on sediment dynamics and the consequences to the structure and functioning of the intertidal zone. *J Sea Research* 48: 143-156.
- Wiessner A, Kuschik P, Kappelmeyer U, Bederski O, Müller R, Kästner M. 2006. Influence of helophytes on redox reactions in their rhizosphere. In: *Phytoremediation Rhizoremediation*, (Mackova M, eds.). Springer Netherlands. Amsterdam, pp 69-82.
- Windham-Myers L. 2005. Dissolved inorganic nitrogen pools and surface flux under different brackish marsh vegetation types, common reed (*Phragmites australis*) and salt hay (*Spartina patens*). *Biogeochemistry* 75: 289-304.
- Yang HM. 2004. Comparison of nitrogen removal between reed and cattail wetland cells in a treatment pond system. *Korean J Environmental Agriculture* 23: 234-239.
- Yang SL. 1998. The role of scirpus marsh in attenuation of hydrodynamics and retention of fine sediment in the Yangtze estuary. *Estuarine Coastal Shelf Science* 47: 227-233.
- Yoon HS. 1991. A study on vascular hydrophytes of intertidal area in Nakdong estuary. - Productivity of intertidal vascular hydrophytes before and after the construction of Nakdong barrage-. *Korean J Ecol* 14: 63-73.
- Zemlin R, Kühl H, Kohl JG. 2000. Effects of seasonal temperature on shoot growth dynamics and shoot morphology of common reed (*Phragmites australis*). *Wetlands Ecol Manage* 8: 447-457.