

# 黄河三角洲芦苇种群特征对水深环境梯度的响应

崔保山, 赵欣胜, 杨志峰, 唐 娜, 谭学界

(北京师范大学环境学院 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100875)

**摘要:**通过野外调查芦苇种群特征及获取的监测数据,应用多元统计法、函数极值法以及  $\beta$  多样性指数测度法,对黄河三角洲芦苇种群在不同环境梯度(以水深为主)条件下的生物生态学特征及  $\beta$  多样性进行了分析。(1)通过离差平方和聚类分析方法,将研究区的 10 个调查样地划分为 6 个类型。随水深环境梯度变化,各样地群落优势植物也发生相应变化。(2)芦苇的平均高度和平均茎粗与平均水深呈显著相关。芦苇平均密度和平均盖度值与平均水深拟合曲线的变化呈非线性变化趋势。在平均水深为 0.3m 时,芦苇平均密度和平均盖度出现明显的峰,随水深变化向峰两侧递减,而芦苇平均株高和平均茎粗随水深增加呈递增趋势。(3)通过  $\beta$  多样性分析,黄河三角洲存在明显的环境梯度变化,随着水深的变化,物种间存在明显的替代关系。通过离差平方和聚类分析后得出的各相邻样地(水深段)间的 Sorensen 指数值均大于不相邻样地(水深段)间的值。水生环境植物群落间的相似性程度较大,而旱生环境植物群落间相似性程度较小。

**关键词:**芦苇;  $\beta$  多样性; 环境梯度; 湿地; 黄河三角洲

**文章编号:**1000-0933(2006)05-1533-09 **中图分类号:**Q941.2, Q948.11 **文献标识码:**A

## The response of reed community to the environment gradient of water depth in the Yellow River Delta

CUI Bao-Shan, ZHAO Xin-Sheng, YANG Zhi-Feng, TANG Na, TAN Xue-Jie (State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(5): 1533 ~ 1541.

**Abstract:** By field investigating of reed community characteristics and acquiring monitoring data, we analyzed the bio-ecological characteristics and  $\beta$ -diversity of reed communities in different environmental grads (mainly based on water depth) of Yellow River Delta with methods of multi-analysis, extremum analysis and  $\beta$ -diversity index analysis.

According square sum of deviations (Ward) cluster analysis, we divide the 10 sampling plots into 6 types, the dominant plants in different plots varied with the changing of environmental gradients. After cluster analysis, it is easily to find that the dominant plants in different types of plots transformed from aquatic plants to xerophytes and salt tolerant plants with the decreasing of water depth.

The average height and diameter at breast height of reeds are significantly correlated with average water depth. The fitness curves of reed average density and coverage with average water depth are nonlinear. When average water depth is 0.3m, the average density and coverage of reeds reach apex value. While the height and diameter at breast height of reeds increase with the increasing of water depth.

There has obvious change of environmental gradients in Yellow River Delta. Obviously, we found that transitional

**基金项目:**国家自然科学基金重点资助项目(50239020); 国家自然科学基金资助项目(40571149).

**收稿日期:**2006-01-25; **修订日期:**2006-03-27

**作者简介:**崔保山(1967~), 男, 河北沽源人, 教授, 主要从事湿地生态及生态需水研究. E-mail: cuibsb@bnu.edu.cn

**致谢:**感谢黄河三角洲管理局吕卷章主任、刘月良总工、大汶流管理站路峰副站长及王立东先生在数据、文献资料 and 工作中给予的帮助, 感谢北京大学环境学院摆亚军博士给予的建议

**Foundation item:** Key project was supported by National Natural Science Foundation of China (No. 50239020), and by National Natural Science Foundation of China (No. 40571149)

**Received date:** 2006-01-25; **Accepted date:** 2006-03-27

**Biography:** CUI Bao-Shan, Ph. D., Professor, mainly engaged in ecological processes in wetlands and their environmental responses. E-mail: cuibsb@bnu.edu.cn

communities exist in Yellow River Delta by  $\beta$ -diversity analysis. Vicarious species appears with the changing of water depth. The occurrence of substitute species is determined by the function of common species between adjacent belts. The different functions of common species lead to the difference of community structure and function and the difference of dominant plants. The result reflects the difference of species component in different habitats and directly reflects environmental heterogeneity. The values of  $\beta$ -diversity indexes of adjacent plots are higher than that of unadjacent plots. There has transition zone between xerophytes and aquatic plants in Yellow River Delta. In aquatic environment, the similarity of reed community is higher than that of xeromorphic plants.  $\beta$ -diversity index could reflect plant succession trends aroused by the changing of environmental gradients in Yellow River Delta.  $\beta$ -diversity index is important in revealing plant responses to the change of environmental gradient, is helpful to acquire the change patterns of species diversity with the environmental gradient change and the evolving trends in future. It plays an important role when discussing the mechanism of environmental water requirement of wetland.

**Key words:** reed;  $\beta$ -diversity; environmental gradient; wetland; Yellow River Delta

随着对湿地生态需水研究的深入,湿地生态需水机理问题的探讨逐渐展开<sup>[1-8]</sup>。湿地植物沿环境梯度响应是湿地生态需水机理研究中的重要方向,是确定湿地最小生态需水量、适宜生态需水量、理想生态需水量及准确推演湿地生态需水量时空变化的基础<sup>[2,3]</sup>。湿地植被以水为生存空间,受水分梯度、水流状况、透明度、生物竞争以及营养物质等环境因子的影响<sup>[9-17]</sup>。湿地植物的空间分布与其对水分响应的差异性有一定关系<sup>[14-20]</sup>。

当前,湿地植物沿环境梯度响应研究主要针对芦苇(*Phragmites communis*)、香根草(*Vetiveria zizanioides*)、武荑慈姑(*Sagittaria wuyiensis*)、小慈姑(*Sagittaria potamogetifolia*)及野荸荠(*Scirpus triquetus*)等植物,有关芦苇的研究多侧重于光合作用、污水处理、生物量、生态型、生理生化特征以及生态服务功能等方面,对于芦苇种群特征及  $\beta$  多样性响应环境梯度变化的研究关注较少<sup>[9-28]</sup>。

作为湿地重要植物之一——芦苇,是多数湿地植物群落的重要建群种,我国黄河三角洲湿地内部分布有大面积的芦苇群落,是实施湿地生态恢复工程产生的直接效益<sup>[7,22,29,30]</sup>。研究黄河三角洲芦苇种群特征对水深环境梯度的响应是实施科学生态补水工程的前提<sup>[6,7]</sup>。本研究选择黄河三角洲芦苇种群作为研究对象,应用多元统计法、函数极值法及  $\beta$  多样性指数测度法,探讨芦苇群落生物生态学特征及  $\beta$  多样性沿水深环境梯度响应状况,其研究结果为建立芦苇湿地生态需水阈值提供科学依据,能揭示湿地生态需水机理。也可以为实施湿地生态恢复工程以及管理芦苇生产、提高芦苇生产效益提供技术支持。

## 1 实验设计与研究方法

### 1.1 研究区概况

黄河三角洲国家级自然保护区(N37°40' ~ 38°10', E118°41' ~ 119°16'),地处山东省东营市黄河入海口处,总面积 153000hm<sup>2</sup>,是以保护黄河口新生湿地生态系统和珍稀、濒危鸟类为主体的森林和野生动物类型自然保护区(图 1)。属暖温带季风性大陆性气候,四季分明,光照充足,雨热同期。年平均气温 12.1℃,无霜期 196 d,年平均降水量 551.6mm,年均蒸发量为 1962mm。

常年积水湿地(河流、湖泊、河口水域、坑塘、水库、水渠、盐池和虾、蟹池和滩涂)面积占总湿地面积的 63.06%,季节性积水湿地(潮上带重盐碱化湿地、芦苇沼泽、其它沼泽、疏林湿地、灌丛湿地、湿草甸和水稻田)面积占总湿地面积的 36.94%。植被区湿地面积占整个湿地面积的 35%左右,黄河三角洲芦苇甸主要植被有芦苇、白茅(*Imperata cylindrica* var. *major*)、怪柳(*Tamarix chinensis* Lour)、穗状狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)、蒲草(*Lepironia articulata* (Retz) Domin)及菹草(*Potamogeton crispus*)等。

### 1.2 采样方法

本项研究设置在山东省黄河三角洲大汶流管理站所辖区域(图 1),样地选址考虑了不同环境梯度、优势种、地形地貌特点以及空间广布性等条件,使采样方案符合实际情况,根据采样区域及长期水深观测,将其分为 10 个梯度变化间隔(10 个组),即 > 1.5m、1.0 ~ 1.5m、0.9 ~ 1.0m、0.6 ~ 0.8m、0.4 ~ 0.7m、0.2 ~ 0.4m、0 ~

0.3m、-0.2~0m、-0.6~-0.2m 及 <-0.6m。每个组设置 1 个大样方(在每个组的有代表性的位置设置),每个大样方再随机设置 10 个小样方(以物种数随样方面积趋于稳定时为准),小样方内再随机采样 5 次,共获取 500 个数据。每个样地在位置图上已详细标注(图 1)。

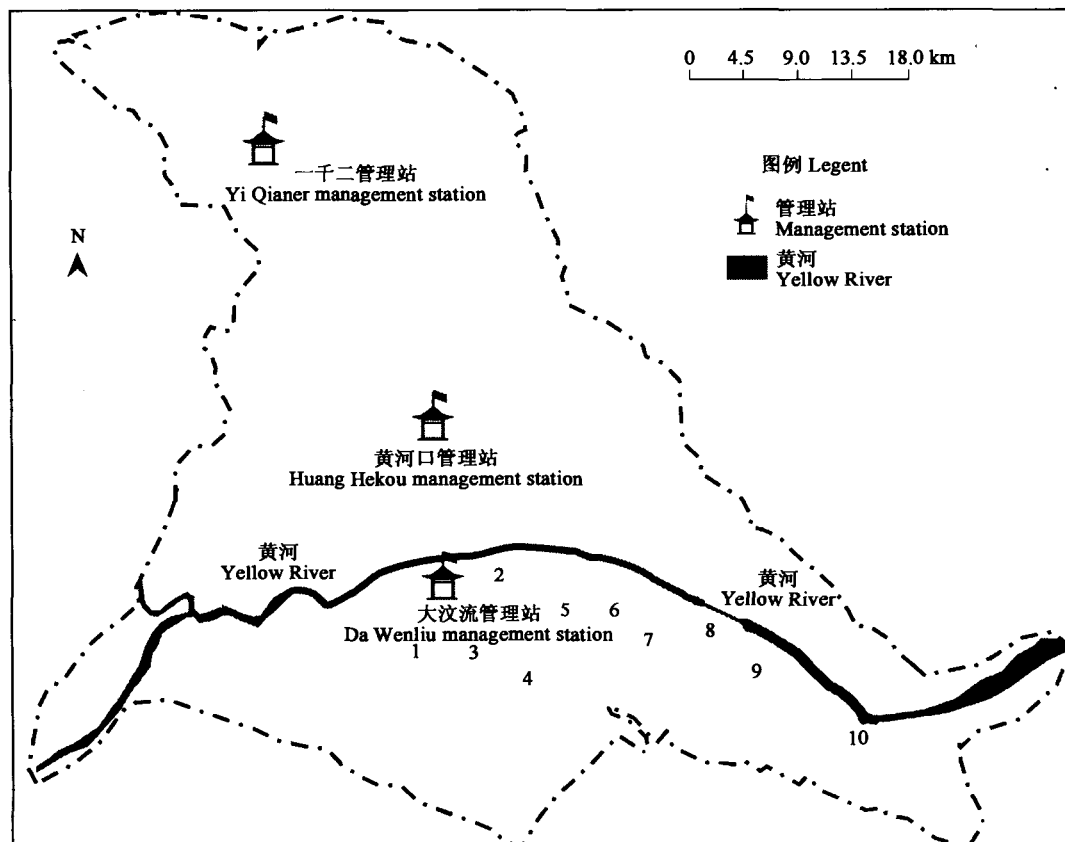


图 1 研究区位置、试验选址及采样点布设

Fig.1 The location of study area and experiment sites

选择多年生长有芦苇的区域作为研究区域,以种群稳定的芦苇作为研究对象。

### 1.3 监测要素和数据处理

监测要素主要考虑植被组成、物种类型、数量、芦苇栖息水深、生物生态特征、水面以上高度、盖度及密度等。其中盖度和高度采用估算法,但不影响总的分析结果。监测时间在 2004 年 1 月至 2005 年 12 月,运用新西兰产 Odyssey 水位记录系统记录每月水深变化情况。分析时采用年均水深值。

用 Arcview v3.3 和 CorelDraw X3 进行示意图处理和采样点图形的设计,运用 Microsoft Excel v2003(拟合曲线及描述统计)、SYSTAT v11(离差平方和聚类分析)和 Z-BioD v1.0( $\beta$  多样性计算)进行数据录入和统计分析。

### 1.4 分析方法

环境梯度是指环境条件随空间变化而产生的变异性,其影响条件主要是坡度、坡向、坡高、水分、人类干扰、地形等等。黄河三角洲环境梯度主要是水分、水深及盐度引起的,处于湿地生态恢复工程内部的芦苇群落主要环境影响因子为水分条件,水深的高低是决定芦苇分布和特征的关键因素。因此本文采样主要考虑淹水环境,以淡水或盐度变化差异较小的区域作为采样对象,以水深作为主要环境梯度变化参数。

探讨水深(以土壤表面为基准,高于土面为水深,低于土面为水位埋深,文中将统一用水深来表示)变化对芦苇种群特征的影响。

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同环境梯度下芦苇种群生物生态特征变化

**2.1.1 不同环境梯度下芦苇群落结构** 芦苇种群生物生态特征主要指芦苇表观特征(如株高、茎粗等)和群落组成结构特征。根据 10 个样地调查结果(主要指标是物种种类、数量、芦苇生物学特性、水深等参数,数据量为 500 个,10 个样地描述统计结果见表 1),据所有测定数据进行离差平方聚类分析,得出图 2 聚类分析结果。离差平方和法,要求样本之间的距离必须采用平方欧氏距离,它倾向于把样本数少的类聚到一起,发现规模和形状大致相同的类。离差平方和法与平均联结法一样,是分类效果较好,在生态科学领域应用较广泛的聚类方法。根据离差平方聚类分析求出的距离指数(distance = 1.3206)和图 2,把样地 1 单独列为 1 类(命名为 w1),样地 2 和样地 3 划分为 1 类(命名为 w2),样地 9 和样地 10 为 1 类(命名为 w6),样地 6 和样地 7 为 1 类(命名为 w4),样地 4 和样地 5 为 1 类(命名为 w3),样地 8 单独划分为 1 类(命名为 w5)。分类后的芦苇种群生物生态特征如表 2。

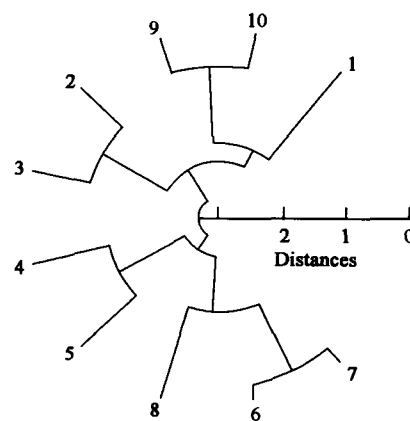


图 2 离差平方和聚类分析(ward)结果

Fig. 2 The result of square sum of deviations (ward) cluster analysis

表 1 不同样地芦苇个体特征、物种数及水深描述统计

Table 1 The statistical description of reed community in different sampling sites

| 序号<br>No. | 参数 Parameters   |                                |                   |                    |                    |                      |
|-----------|-----------------|--------------------------------|-------------------|--------------------|--------------------|----------------------|
|           | 株高(m)<br>Height | 密度(m <sup>2</sup> )<br>Density | 盖度(%)<br>Coverage | 茎粗(cm)<br>Diameter | 物种数<br>Species sum | 水深(m)<br>Water depth |
| 1         | 1.06 ± 0.02     | < 1                            | < 1               | 1.00 ± 0.02        | 93                 | < - 0.6              |
| 2         | 1.50 ± 0.01     | 4 ± 1                          | 5                 | 1.01 ± 0.01        | 89                 | - 0.6 ~ - 0.2        |
| 3         | 2.00 ± 0.01     | 89 ± 7                         | 60                | 0.40 ± 0.01        | 90                 | - 0.2 ~ 0            |
| 4         | 1.98 ± 0.04     | 344 ± 21                       | 98                | 0.38 ± 0.01        | 41                 | 0 ~ 0.3              |
| 5         | 2.17 ± 0.04     | 302 ± 12                       | 95                | 0.35 ± 0.01        | 39                 | 0.2 ~ 0.4            |
| 6         | 2.37 ± 0.02     | 177 ± 5                        | 75                | 0.45 ± 0.01        | 33                 | 0.4 ~ 0.7            |
| 7         | 2.59 ± 0.02     | 67 ± 3                         | 55                | 0.50 ± 0.01        | 19                 | 0.6 ~ 0.8            |
| 8         | 2.60 ± 0.04     | 16 ± 1                         | 20                | 0.67 ± 0.02        | 15                 | 0.9 ~ 1.0            |
| 9         | 2.70 ± 0.01     | 10 ± 2                         | 8                 | 0.82 ± 0.01        | 13                 | 1.0 ~ 1.5            |
| 10        | 2.70 ± 0.02     | < 1                            | 1                 | 0.87 ± 0.01        | 6                  | > 1.5                |

从表 2 可以看出,年内最低水深大于 0m 情况下,群落以水生植物为主,低于 0m 情况下,逐渐演替为旱生植物,主要以耐盐碱和盐生植物为主。年内水深大于 1.0m 的情况下,群落组成以水生植物为主,优势植物穗状狐尾藻、菹草、黑藻(*Ceratophyllum demersum* *Hydrilla verticillata*),每一种植物在研究区内都发现有单独的群落出现,其中零星分布有芦苇,呈单株分布。水深年内变幅在 0.9 ~ 1.0m 的生境,群落组成以水生植物为主,优势植物主要是穗状狐尾藻、金鱼藻(*Ceratophyllum submersum*)、芦苇,伴生种类主要有水蓼(*Polygonum hydropiper*)、蒲草等。年内水深变幅在 0.4 ~ 0.8m 的生境,群落组成以水生植物为主,优势植物主要是蒲草和芦苇,伴生种类有穗状狐尾藻、黑藻(*Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle)及金鱼藻等。水深年内变幅在 0 ~ 0.4m 的生境,群落组成以水生植物为主,优势植物主要是芦苇,伴生种类有水蓼、蒲草、野大豆(*Glycine soja* Sieb.)及白茅等。年内水深变幅在 - 0.6 ~ 0m 的生境,群落组成以旱生植物为主,优势植物主要有芦苇、怪柳、酸模叶蓼(*Polygonum lapathifolium* Linn)等,各优势植物在局部范围内形成自身为主的群落,伴生种类有戟叶鹅绒藤(*Cynanchum sibiricum* Willd)、酸模叶蓼、狗尾草(*Setaria viridis*)、金色狗尾草(*Setaria glauca* (L.) Beauv)、黄蒿(*Herba Artemisiae Annuae*)、野大豆及白茅等。当水深年内变幅小于 - 0.6m,群落组成以旱生植物为主,优势植物主要有怪柳、翅碱蓬(*Suaeda heteroptera*)、碱蓬(*Suaeda glauca* Bge)等,各优势植物在局部范围内形成自身为主的群落,伴生种类有芦苇、戟叶鹅绒藤、狗尾草、黄蒿及野大豆等。

表 2 经过离差平方和聚类分析后芦苇个体特征、水深及优势物种\*

Table 2 The reed biological characters on different water depth after square sum of square sum of deviations (ward) cluster analysis<sup>1)</sup>

| 序号<br>No. | 参数(平均值)Parameters(Average value) |                                  |                   |                    |                      | 主要优势种<br>Main dominant species                                                                                                                            |
|-----------|----------------------------------|----------------------------------|-------------------|--------------------|----------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|           | 株高(m)<br>Height                  | 密度(个/m <sup>2</sup> )<br>Density | 盖度(%)<br>Coverage | 茎粗(cm)<br>Diameter | 水深(m)<br>Water depth |                                                                                                                                                           |
| W1        | 1.06 ± 0.02                      | < 1                              | < 1               | 1.00 ± 0.02        | < -0.6               | 柽柳 <i>Tamarix chinensis</i> Lour<br>翅碱蓬 <i>Suaeda heteroptera</i><br>碱蓬 <i>Suaeda glauca</i> Bge                                                          |
| W2        | 2.00 ± 0.10                      | 89 ± 7                           | 60                | 0.40 ± 0.01        | -0.6 ~ 0             | 芦苇 <i>Phragmites communis</i><br>柽柳 <i>Chinese Tamarisk</i><br>酸模叶蓼 <i>Polygonum lapathifolium</i> Linn                                                   |
| W3        | 2.17 ± 0.04                      | 336 ± 12                         | 95                | 0.35 ± 0.01        | 0 ~ 0.4              | 芦苇 <i>Phragmites communis</i>                                                                                                                             |
| W4        | 2.59 ± 0.02                      | 67 ± 3                           | 55                | 0.50 ± 0.01        | 0.4 ~ 0.8            | 蒲草 <i>Lepironia articulata</i> (Retz) Domin<br>芦苇 <i>Phragmites communis</i>                                                                              |
| W5        | 2.60 ± 0.04                      | 16 ± 1                           | 20                | 0.67 ± 0.02        | 0.9 ~ 1.0            | 穗状狐尾藻 <i>Myriophyllum spicatum</i> Linn<br>金鱼藻 <i>Ceratophyllum submersum</i>                                                                             |
| W6        | 2.70 ± 0.01                      | 10 ± 2                           | 8                 | 0.82 ± 0.01        | > 1.0                | 芦苇 <i>Phragmites communis</i><br>穗状狐尾藻 <i>Myriophyllum spicatum</i> Linn<br>菹草 <i>Potamogeton crispus</i><br>黑藻 <i>Hydrilla verticillata</i> (L.f.) Royle |

\* 采样点编号与表格中的序号不同;类似“2.70 ± 0.02”的数值表示为“平均值 ± 误差” The serial numbers of sampling sites are different from those in the table; the values similar to “2.70 ± 0.02” are denoted as “average value ± error”

**2.1.2 不同环境梯度下芦苇生物生态特征变化** 从图 3 看出,随年平均水深增加,芦苇平均株高和茎粗均呈增加趋势,平均高度与平均水深以及平均茎粗与平均水深的拟合曲线  $R^2$  分别为 0.7048 和 0.6664,说明芦苇的平均高度与平均茎粗和平均水深呈显著相关。图 4 和图 5 表明,芦苇平均密度和平均盖度值的变化呈非线性变化趋势,主要是水深过低和过高都是芦苇生长的制约因子,茎粗增加有利于芦苇在水体中的生长,防止折断。在年内平均水深为 0.3m 时,芦苇平均密度和盖度出现明显的峰,同时向峰两侧递减,原因是水深过低和过高都是芦苇生长的制约因子,水深过高导致茎粗增加。在年平均水深 0.3m 附近,随着水深度的变化,芦苇群落的密度逐渐降低。这可能是由于芦苇种群的自然疏密作用,对芦苇的高度和径向生长是一种补偿,这种补偿作用会使浅水芦苇群落的生物量有所增加,但这种补偿作用对生物量的影响不足以改变生物量随水深增加的趋势。茎粗增加是生物量变异较小的主要原因,有利于芦苇在水体中的生长,防止折断。芦苇植株的高度随着水深的增加而增加。这是因为芦苇作为大型的挺水植物,需要从中挺出水面,去获得  $\text{CO}_2$  和光照以进行光合作用,并且将  $\text{O}_2$  输送到根系进行呼吸和根围的氧化。在深水环境的芦苇,为了争夺更多的资源,植株发育通常比较高大<sup>[10, 23, 27]</sup>。

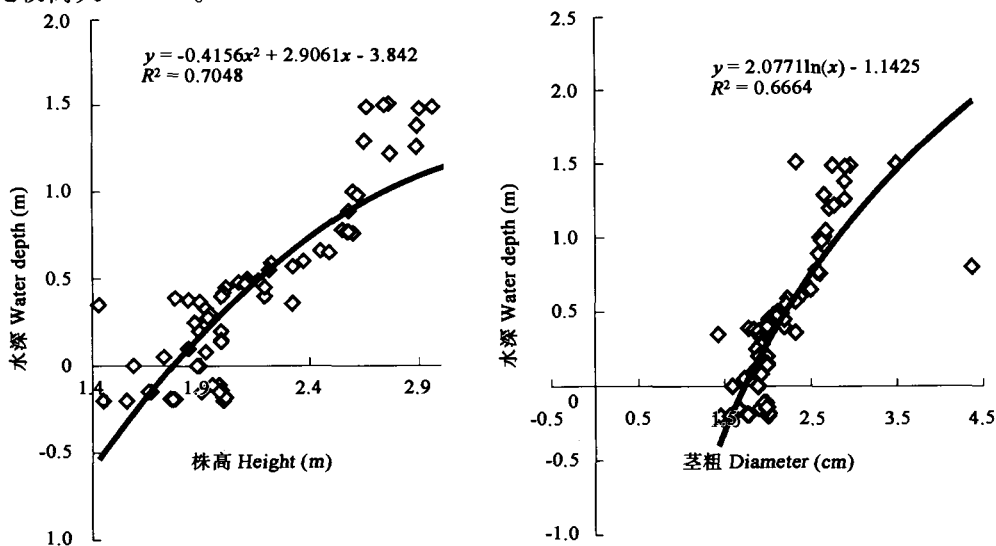


图 3 芦苇株高、茎粗与水深线性拟合

Fig. 3 The linear fit curves of reed height, diameter at breast height and water depth in reed meadow

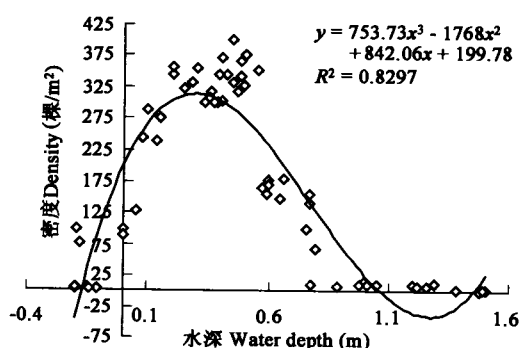


图4 芦苇密度与水深非线性拟合

Fig.4 The non-linear fit curve of reed density and water depth in reed meadow

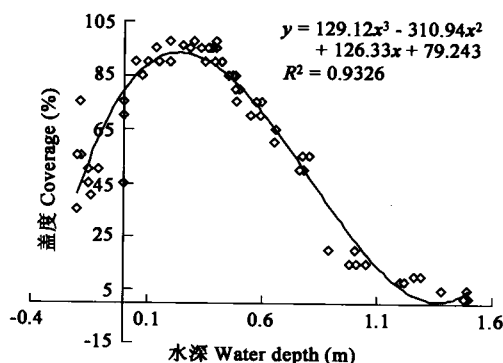


图5 芦苇盖度与水深非线性拟合

Fig.5 The non-linear fit curve of reed coverage and water depth in reed meadow

芦苇春季开始发芽,适宜浅水环境,水深的大幅度变化对芦苇的生长极为不利。极端水环境条件(过高或过低)对芦苇的生理生态特征具有一定的制约作用,同时对植株的形态具有很强的调整能力,随水深深度增加茎粗也增加就说明了这一点。

在适宜水深条件中,水分条件不是限制因子,芦苇种群可以通过根系、水平根茎等完成水分代谢对水的需求,长势良好。芦苇垂直根茎的“水力提升”作用随地下水埋深的变化而发生变化,其后,随地下水埋深的增加,关联程度降低湿地植物的空间分布与其对水深反应的差异性有一定关系<sup>[9, 11-13, 25]</sup>。地下环境梯度对植被的生物学特征变化影响也较大<sup>[11-13]</sup>,特别是地下水位埋深的影响。在地下水位过低的区域,芦苇单株生物生态特征差异较大也证明了这一点。

## 2.2 离差平方和聚类分析后芦苇生境 $\beta$ 多样性沿水深环境梯度变化

$\beta$  多样性是指沿环境梯度不同生境群落之间物种组成的相异性或物种沿环境梯度的更替速率,也是沿着环境梯度或一系列生境的物种组成变化,被称为生境间的多样性(between-habitat diversity),控制  $\beta$  多样性的主要生态因子有水分、土壤、地貌及干扰等<sup>[39-43]</sup>。

本文选用 Sorensen 指数和 Cody 指数作为  $\beta$  多样性的测度方法,其中 Sorensen 指数反映群落或样地间物种的相似性,通常被理解为沿环境梯度所表现出来的不同群落在种类构成方面的差异性<sup>[41-43]</sup>。不同生境类型下群落在种类构成方面的相似性愈小,表明研究区域中  $\beta$  多样性指数愈小。而 Cody 指数则反映样方物种组成沿环境梯度的替代速率。对不同环境梯度间物种  $\beta$  多样性的测度,可以揭示不同环境梯度下生境被物种分割的程度或不同地段的生境多样性,也反映物种周转速率(Species turnover rate)、物种替代速率、(Species replacement rate)和生物变化速率(Rate of biotic change)等<sup>[40]</sup>。 $\beta$  多样性可以直观地反映不同带间物种组成的差异性<sup>[40-43]</sup>。把环境梯度纳入到  $\beta$  多样性的研究中,表明尺度研究也是湿地植物多样性研究中的一个重要问题和发展方向。因此,本文选用 Sorensen 指数和 cody 指数作为分析  $\beta$  多样性的数量指标,针对研究区域内的不同环境梯度进行详细分析。

以经过聚类分析后所得的 6 个整合结果作为计算对象。Sorensen 指数计算公式如下:

$$Si = 2c/(a + b) \quad (1)$$

式中  $a$ 、 $b$  为两群落的物种数, $c$  为两群落共有的物种数。

Cody 指数计算公式如下:

$$\beta_c = (a + b - 2c)/2 \quad (2)$$

式中  $a$ 、 $b$  及  $c$  参数含义同公式(1)。

表 3 表明,各相邻样地(水深段)间的 Sorensen 多样性指数值均大于不相邻样地(水深段)间的值,由于地

理上的相隔以及环境梯度发生明显变化,各调查样地植物种类发生明显变化变化,样地 w1 与样地 w5 及样地 w6 相似性指数 Sorensen 值为 0,样地 w2 与样地 w6 相似性指数 Sorensen 值为 0 说明距离越远的  $\beta$  多样性指数越趋于零,也说明在物种组成方面,各样地具有较大差别,共有种类数较少。相似性程度比较低,反映不同环境梯度下植物生境的异质性显著。

黄河三角洲湿地存在明显的环境梯度变化,随着水深的增加,物种间存在明显的替代关系,物种的生态替代现象,体现在不同带间共有种的作用上。共有种作用的不同,导致了群落结构、功能的差异和群落优势种类型的差异。从图 6 看出,相邻样地间的 Sorensen 指数最大值出现在样地 w2 和样地 w3 之间,并且在样地 w1 至样地 w4 之间变化不大,说明群落结构较接近,相似性较好。Sorensen 指数最小值出现在 w4 和 w5 之间,说明样地 w4 和样地 w5 是芦苇种群变化较大的区域,实际调查结果表明(表 2),样地 w4 和样地 w5 是旱生植物向水生植物转换的过渡地带。图 6 表明,Cody 指数随着水深环境梯度递增变化时呈逐渐降低趋势,在样地样地 w4 和样地 w5 出现波动,说明样地所在区域为旱生植物向水生植物过渡带(Sorensen 指数也说明了这一结论),也是与该样地相邻的区域群落相似性差异较大的区域(表 2)。导致这一结果是由于水深的变化以及水分引起的盐度变化所带来的干扰<sup>[22-24]</sup>。 $\beta$  多样性中的 Cody 值越小表示群落间越相似,而样地距离越远 Cody 值越大,群落间差异性就越大<sup>[40]</sup>。从图 6 中可以看出水生环境植物群落之间的相似性程度较大,旱生环境植物群落间相似性程度较小,与适宜深水环境生存的植物种类较少,而适宜旱生环境植物种类较多有关(表 2)。

表 3 不同环境梯度下芦苇生境间物种相似性指数 Sorensen 值  
Table 3 The species similarity indexes (Sorensen) of reed habitats on different environment gradients

| 序号 No. | w1   | w2   | w3   | w4   | w5   | w6   |
|--------|------|------|------|------|------|------|
| w1     | 1.00 |      |      |      |      |      |
| w2     | 0.69 | 1.00 |      |      |      |      |
| w3     | 0.43 | 0.74 | 1.00 |      |      |      |
| w4     | 0.16 | 0.24 | 0.72 | 1.00 |      |      |
| w5     | 0.00 | 0.07 | 0.18 | 0.35 | 1.00 |      |
| w6     | 0.00 | 0.00 | 0.10 | 0.13 | 0.50 | 1.00 |

表 4 芦苇群落沿环境梯度的替代速率 cody 值  
Table 4 The replacement rates (cody) of reed habitats on different environmental gradients

| 序号 No. | w1    | w2    | w3   | w4   | w5   | w6   |
|--------|-------|-------|------|------|------|------|
| w1     | 1.00  |       |      |      |      |      |
| w2     | 10.00 | 1.00  |      |      |      |      |
| w3     | 16.00 | 5.00  | 1.00 |      |      |      |
| w4     | 21.50 | 12.50 | 3.50 | 1.00 |      |      |
| w5     | 24.00 | 14.00 | 9.00 | 5.50 | 1.00 |      |
| w6     | 23.00 | 14.00 | 9.00 | 6.50 | 3.00 | 1.00 |

3 结论

(1)运用离差平方聚类分析方法对 10 个样地归类为 6 个整合样地,即样地 1 单独划分为 1 类,样地 2 和样地 3 划分为 1 类,样地 9 和样地 10 为 1 类,样地 6 和样地 7 为 1 类,样地 4 和 5 为 1 类,样地 8 单独划分为 1 类。离差平方和聚类分析后的样地中植物群落随水深环境梯度呈增加趋势变化时,芦苇群落优势植物也由旱生和耐盐碱植物过渡到水生植物。

(2)芦苇的平均株高和平均茎粗与平均水深呈显著相关,其拟合方程呈递增趋势。芦苇平均密度和平均盖度值与平均水深拟合曲线的变化呈非线性变化趋势,在平均水深为 0.3m 时,芦苇平均密度和平均盖度出现明显的峰,随水深环境梯度的变化而向峰两侧递减。

(3)黄河三角洲芦苇生境存在明显的环境梯度变化。随着水深的变化,物种间存在明显的替代关系,物种的生态替代体现在不同带间共有种的作用上。共有种作用的不同,导致了群落结构、功能的差异和群落优势种类型的差异。各相邻样地(水深段)间的 Sorensen 多样性指数值均大于不相邻样地(水深段)间的值,进一步得出黄河三角洲存在着旱生植物向水生植物转换的过渡地带。通过 Cody 指数分析得出,水生环境植物群落

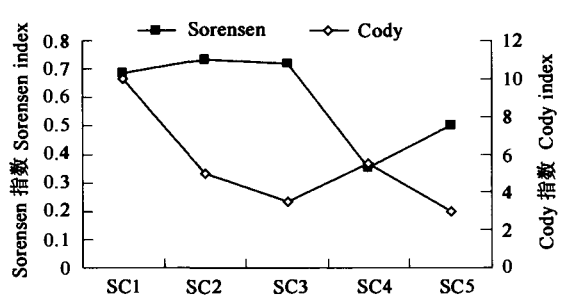


图 6 Sorensen 指数和 Cody 指数随水深环境梯度变化情况  
Fig.6 The changing of Sorensen index and Cody index with the environmental gradient of water depth  
\* SC1 表示样地 w1 与样地 w2 之间的指数计算,其它类推 SC1 denotes calculating of index between sampling plots w1 and w2, others are the same

之间的相似性程度较大,而旱生环境植物群落间相似性程度较小。

# References:

- [ 1 ] Cui B S, Zhao X, Yang Z F. Eco-hydrology-based calculation of the minimum ecological water requirement for lakes. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25 (7): 1788 ~ 1795.
- [ 2 ] Cui B S, Yang Z F. Water consumption for eco-environmental aspect on wetlands. *Acta Scientiae Circum Stantiae*, 2002, 22 (2): 219 ~ 224.
- [ 3 ] Cui B S, Yang Z F. The classification and case study on eco-environmental water requirement of wetlands. *Resources Science*, 2003, 25(1): 21 ~ 28.
- [ 4 ] Li Y H, Cui B S, Yang Z F. Influence of hydrological characteristic change of Baiyangdian on the ecological environment in wetland. *Journal of Natural Resources*, 2004, 19(1): 62 ~ 68.
- [ 5 ] Sun T, Yang Z F, Liu J L. Study on the ecological water demands for typical estuaries in Haihe River Basin, *Acta Ecologica Sinica*, 24(12): 2707 ~ 2715.
- [ 6 ] Yang Z F, Cui B S, Liu J L, *et al.* Theory, method and application of ecological and environmental water demand. Beijing: Sciences Press, 2003. 1 ~ 5.
- [ 7 ] Zhao X S, Cui B S, Yang Z F. Study on the eco-environmental water requirement for wetland in Yellow River basin. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2005, 25(5): 567 ~ 572.
- [ 8 ] Zhao X, Cui B S, Yang Z F. A study of the lowest ecological water level of Baiyangdian Lake. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(5): 1033 ~ 1040.
- [ 9 ] Chen Y N, Li W H, Xu H L. The Influence of Groundwater on Vegetation in The Lower Reaches of Tarim River, China. *Acta Geographica Sinica*, 2003, 58(4): 23 ~ 27.
- [ 10 ] Duan X N, Wang X K, Ouyang Z Y, *et al.* The biomass of *Phragmites australis* and its Influencing Factors in Wuliangsuhai. *Acta Phytoecologica Sinica*, 2004, 28(2): 246 ~ 251.
- [ 11 ] Xu H L, Song Y D, Wang Q. The Effect of Groundwaterlevel on Vegetation in The Middle and Lower Reaches of The Tarim River, Xinjiang, China. *Acta Phytoecologica*, 2004, 28(3): 400 ~ 405.
- [ 12 ] Xu H L, Chen Y N, Yang G. Effect of Translating Water on Vegetation at the Lower Reaches of Tarim River. *Environmental Science*, 2003, 24(4): 18 ~ 22.
- [ 13 ] Zhao W Z, Chang X L, Li Q S, *et al.* Relation ship between structural component biomass of reed population and groundwater depth in desertoasis. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(6): 1138 ~ 1146.
- [ 14 ] Middleton B A. Effect of water depth and copping frequency on the growth and survival of four wetland plant species. *Aquatic Botany*, 1990, 37: 189 ~ 196.
- [ 15 ] Keedy P A, Constabel P. Germmation of the shoreline plants in relation to seed size, soil particle size and water-level: an experimental study. *Journal of Ecology*, 1986, 74: 133 ~ 141.
- [ 16 ] Bart D, Hartman J M. Environmental determinants of *Phragmites australis* expansion in a New Jersey salt marsh: an experimental approach. *Oikos*, 2000, 89: 59 ~ 69.
- [ 17 ] Bodensteiner L R, Gabriel A O. Response of mid water common reed stands to water level variations and winter conditions in Lake Poygan, Wisconsin, USA. *Aquatic Botany*, 2003, 76(1): 49 ~ 64.
- [ 18 ] Jiang X Y, Wang C H, Zhao K F. Study on the mechanism of cadmium resistanc in phragmites australis. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(5): 856 ~ 862.
- [ 19 ] Kurt R P, Richard T F. *Phragmites australis* expansion in Delaware Bay salt marshes. *Ecological Engineering*, 2005, 25: 275 ~ 291.
- [ 20 ] Meyerson L A, Saltonstall K, Windham L, *et al.* A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecol Manag*, 2000, 8: 89 ~ 103.
- [ 21 ] Nedeau E J, Merritt R W, *et al.* The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat quality. *Environmental Pollution*, 2003, 123(1): 1 ~ 13.
- [ 22 ] Wu Z F, Zhao S L, Zhang X L. Studies on interrelation between salt vegetation and soil salinity in the yellow River Delta. *Acta Phytoecologica Sinica*, 1994, 18(2): 184 ~ 193.
- [ 23 ] Yang Y F, Li J D. Biomass allocation and growth analysis on the ramets of *Phragmites communis* populations in different habitats in the Songnen Plains of China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(1): 30 ~ 34.
- [ 24 ] Zhang S P, Wang R Q, Zhang Z G, *et al.* Study on Morphological Variation of *Phragmites Australis* in The Yellow River Downstream Wetland. *Acta Phytoecologica Sinica*, 2003, 27(1): 78 ~ 85.
- [ 25 ] Zhu X Y, Wang S M, Zhang C L. Responses of Different Ecotypes of Reed Growing in the Hexi Corridor to Natural Drought and Salinity. *Plant Physiology Communications*, 2003, 39(4): 371 ~ 376.
- [ 26 ] Cui X H, Pu Y H, Xiong B H, *et al.* The Growth and Reproduction Response of *Potamogeton Malaianus* MIQ. To Water Depth Gradient. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 1999, 23(3): 269 ~ 272.
- [ 27 ] Wang H Y, Chen J K, Zhou J. Influence of Water Level Gradient on Plant Growth, Reproduction and Biomass Allocation of Wetland Plant Species. *Acta*

- Phytoecologica Sinica, 1999, 23(3): 269 ~ 274.
- [28] Jing Y X, Chen Z P, Yang D J. Preli Minary Studies on Responses and Adaptations of Vetiveria zizanioides To Flooding. Journal of South China Normal University (Natural Science Edition), 2001, (20): 39 ~ 42.
- [29] Xi J B, Song Y M, Xing S J, et al. The Characteristics and Succession Law of Ecosystem in the Yellow River Delta Area. Journal of Northeast Forestry University, 2002, 30(6): 111 ~ 114.
- [30] Liu H Y, Lv X G, Liu Z Q. Deltaic wetlands in Bohai Sea: resources and development. Journal of Natural Resources, 2001, 16(2): 101 ~ 106.
- [31] Bodensteiner L R, Anthony O G. Response of mid-water common reed stands to water level variations and winter conditions in Lake Poygan, Wisconsin, USA. Aquatic Botany, 2003, 76: 49 ~ 64.
- [32] Gaston K J, Spicer J I. Biodiversity: an introduction. Blackwell, Oxford, United Kingdom, 2004.
- [33] Kokkoris G D, Jansen VAA, Loreau M, et al. Variability in interaction strength and implications for biodiversity. J Anim Ecol, 2002, 71: 362 ~ 371.
- [34] Keedy P A, Constabel P. Germ ination of the shoreline p lants in relation to seed size, soil particle size and water-level: an experimental study. Journal of Ecology, 1986, 74: 133 ~ 141.
- [35] Tucker G C. The genera of Arundinoideae (Gramineae) in the southeastern United States. J Arn Arbor, 1990, 71, 145 ~ 177.
- [36] Middleton B A. Effect of water dep th and clipp ing frequency on the grow th and survival of four wetland plant species. A Quatic Botany, 1990, 37: 189 ~ 196.
- [37] Shipley B P A, Keedy D R J, et al. Regeneration and establishment strategies of emergentmacrophytes. Journal of Ecology, 1989, 77: 1093 ~ 1110.
- [38] Cody M L. Bird Diversity Components within and between Habitats in Australia. in Ricklefs R E and Schluter D eds. Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographic Perspectives. Chicago US: University of Chicago Press, 1993. 147 ~ 158.
- [39] Wang Q S, Wang R P, Luo J X, et al. Ecotones and biodiversity. Chinese Biodiversity, 1997, 5(2): 126 ~ 131.
- [40] Koleff P, Gaston K J. Latitudinal gradients in diversity: real patterns and random models. Ecography, 2001, 24: 341 ~ 351.
- [41] Loreau, M. Are communities saturated? On the relationship between  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  diversity. Ecology Letters, 2000, 3: 73 ~ 76.
- [42] Patricia K, Kevin J G, Jack J L. Measuring beta diversity for presence-absence data. Journal of Animal Ecology, 2003, 72: 367 ~ 382.
- [43] Wilson M V, Shmida A. Measuring beta diversity with presence-absence data. Journal of Ecology, 1984, 72: 1055 ~ 1064.

#### 参考文献:

- [1] 崔保山, 赵祥, 杨志峰. 基于生态水文学原理的湖泊最小生态需水量计算. 生态学报, 2005, 25(7): 1788 ~ 1795.
- [2] 崔保山, 杨志峰. 湿地生态环境需水量研究. 环境科学学报, 2002, 22 (2): 219 ~ 224.
- [3] 崔保山, 杨志峰. 湿地生态环境需水量等级划分与实例分析. 资源科学, 2003, 25(1): 21 ~ 28.
- [4] 李英华, 崔保山, 杨志峰. 白洋淀水文特征变化对湿地生态环境的影响. 自然资源学报, 2004, 19(1): 62 ~ 68.
- [5] 孙涛, 杨志峰, 刘静玲. 海河流域典型河口生态环境需水量. 生态学报, 24(12): 2707 ~ 2715.
- [6] 杨志峰, 崔保山, 刘静玲, 等. 生态环境需水量理论、方法与实践. 北京: 科学出版社, 2003. 15 ~ 37.
- [7] 赵欣胜, 崔保山, 杨志峰. 黄河流域典型湿地生态环境需水量研究. 环境科学学报, 2005, 25(5): 567 ~ 572.
- [8] 赵翔, 崔保山, 杨志峰. 白洋淀最低生态水位研究. 生态学报, 2005, 25(5): 1033 ~ 1040.
- [9] 陈亚宁, 李卫红, 徐海量, 等. 塔里木河下游地下水位对植被的影响. 地理学报, 2003, 58(4): 23 ~ 27.
- [10] 段晓男, 王效科, 欧阳志云, 等. 乌梁素海野生芦苇群落生物量及影响因子分析. 植物生态学报, 2004, 28(2): 246 ~ 251.
- [11] 徐海量, 宋郁东, 王强. 塔里木河中下游地区不同地下水位对植被的影响. 植物生态学报, 2004, 28(3): 400 ~ 405.
- [12] 徐海量, 陈亚宁, 杨戈. 塔里木河下游生态输水对植被和地下水位的影响. 环境科学, 2003, 24(4): 18 ~ 22.
- [13] 赵文智, 常学礼, 李启森, 等. 荒漠绿洲区芦苇种群构件生物量与地下水埋深关系. 生态学报, 2003, 23(6): 1138 ~ 1146.
- [18] 江行玉, 王长海, 赵可夫. 芦苇抗镉污染机理研究. 生态学报, 2003, 23(5): 856 ~ 862.
- [22] 吴志芬, 赵善伦, 张学雷. 黄河三角洲盐生植被与土壤盐分的相关行研究. 植物生态学报, 1994, 18(2): 184 ~ 193.
- [23] 杨允菲, 李建东. 松嫩平原不同生境芦苇种群分株的生物量分配与生长分析. 应用生态学报, 2003, 14(1): 30 ~ 34.
- [24] 张淑萍, 王仁卿, 张治国, 等. 黄河下游湿地芦苇形态变异研究. 植物生态学报, 2003, 27(1): 78 ~ 85.
- [25] 朱学艺, 王锁民, 张承烈. 河西走廊不同生态型芦苇对干旱和盐渍胁迫的响应调节. 植物生理学通讯, 2003, 39(4): 371 ~ 376.
- [26] 崔心红, 蒲云海, 熊秉红, 等. 水深梯度对竹叶眼子菜生长和繁殖的影响. 水生生物学报, 1999, 23(3): 269 ~ 272.
- [27] 王海洋, 陈家宽, 周进. 环境梯度对湿地植物生长、繁殖和生物量分配的影响. 植物生态学报, 1999, 23 (3): 269 ~ 274.
- [28] 靖元孝, 陈兆平, 杨丹菁. 香根草对淹水的反应和适应初报. 华南师范大学学报(自然科学版), 2001, (20): 39 ~ 42.
- [29] 郝金标, 宋玉民, 邢尚军, 等. 黄河三角洲生态系统特征与演替规律. 东北林业大学学报, 2002, 30(6): 111 ~ 114.
- [30] 刘红玉, 吕宪国, 刘振乾. 环渤海三角洲湿地资源研究. 自然资源学报, 2001, 16(2): 101 ~ 106.
- [39] 王庆锁, 王襄平, 罗菊香, 等. 生态交错带与生物多样性. 生物多样性, 1997, 5(2): 126 ~ 131.