# 白洋淀湿地酶活性空间变化规律研究

王亮,周怀东,王世岩,毛战坡

中国水利水电科学研究院, 北京 100038

摘要:白洋淀作为我国富营养化湖泊湿地的典型代表,湿地中的生源要素迁移转化直接影响水质演变趋势,湿地系统中的酶在生源要素的循环过程中具有难以替代的作用,直接影响生源要素的迁移转化特性。于2007年3—11月在白洋淀设置固定监测点,研究土壤磷酸酶含量的时空分布规律及其与土壤营养元素间的相关关系。研究结果表明,在人为污染源等因素影响下,湿地中土壤酶表现出较明显的空间分异规律。垂直层面上,湿地土壤表层0~10cm是酶活性最高区域,同时表层土壤磷酸酶活性普遍大于中下层土壤。水平空间分布上,从府河河口区域至白洋淀中心区域磷酸酶活性基本呈现减小趋势。结果表明在污染较严重的河口区域,磷酸酶活性小于污染较轻区域,使得河口区域土壤中磷含量将进一步累积,有可能导致水体污染进一步加剧,需要采取相应的对策和保护措施。

关键词: 富营养化: 土壤酶; 磷酸酶; 牛源要素; 时空差异

中图分类号: S151.9<sup>+</sup>3 文献标识码: A 文章编号: 1674-5906(2012)05-0853-05

湿地作为陆地与水体生态系统的过渡生态带,通过土壤吸附、植物吸收、生物降解等作用降低进入水体的氮、磷化合物。Peterjohn 和 Correllt 研究结果,农田与水体间 50 m 宽的沿岸植被缓冲带能减少进入地表水 89%的氮和 80%的磷。巴西的皮拉西卡巴的 Engenho 湿地对磷、硝酸盐和氨的去除率分别达到 93%、78%和 50%<sup>[1]</sup>。Chescheir 等<sup>[2]</sup>通过模型研究表明湿地可以净化 79%的总氮、82%的硝酸盐氮、81%的总磷。同时输入到湿地中的氮、磷营养物被植物吸收,促进如芦苇、蒲草、灯心草等水生维管植物的生长和发育,对于保护生物多样性、改善流域生态景观起到具有重要作用。

湿地对污水的净化是物理、化学及生物共同作 用的结果。目前对于它的净化机理研究主要集中在 湿地植物对营养物质的吸收、植物生理生态、湿地 基质的吸附作用、硝化与反硝化作用[3]、微生物学、 水动力学等方面,而对湿地酶的作用及影响因素, 国内外的研究报道很少[4]。事实上,在湿地净化污 水的过程中各种酶发挥了重要作用,微生物对污水 中的污染物质的分解和转化过程实质上都是在酶 的催化下进行的一系列复杂的生化反应过程[5]。湿 地酶能加速湿地基质中有机物质的化学反应,从而 促进湿地净化功能的发挥。它们参与了许多重要的 生物化学过程,如腐殖质的合成和分解有机化合 物、高等植物和微生物残体的水解及其转化成为可 利用的形态以及氧化还原反应等[6]。同时,土壤酶 在土壤微生物化学过程中对有机质的分解和转化 具有重要作用<sup>[7]</sup>。其中土壤磷酸酶活性高低直接影 响着土壤中有机磷的分解转化及其生物有效性。随 着大量污染物进入湿地生态系统,造成湿地系统的生源要素空间分布发生变化,进而影响湿地系统的养分循环过程。磷酸酶在不同 pH 介质条件下能酶促磷酸酯的水解并释放出正磷酸盐。吴振斌等发现种植了美人蕉和石菖蒲的复合垂直流构建湿地基质磷酸酶的活性与污水中 TP、IP 以及 COD<sub>Cr</sub> 的去除率呈现显著性相关,认为基质酶在含磷化合物降解过程中起到重要作用,基质磷酸酶的活性可以作为评价湿地去除 TP、IP 以及 COD<sub>Cr</sub> 效果的重要指标。磷酸酶是一种能够将对应底物去磷酸化的酶,与磷的矿化关系密切,磷元素的输入会导致磷酸酶活性的变化<sup>[8-10]</sup>。因此,磷酸酶活性可作为湿地系统磷含量变化的指示因素。

白洋淀湿地生态系统是华北平原重要的生态 屏障,然而 20 世纪 70 年代以后白洋淀流域工业迅速发展、人口激增、工农业废水和城镇生活污水排放量增加;白洋淀水体接纳流域内污染物除 COD外,还有大量来自生活污染源的氮、磷等,导致白洋淀水体污染日益严重,生态系统遭到严重破坏。本文选取处于发育后期的草型富营养化湖泊白洋淀芦苇湿地作为研究对象,测定湿地系统中的土壤磷酸酶活性,分析湿地土壤营养元素变化对其影响,力求为深入认识湿地系统内部酶时空分布规律提供参考和依据。

# 1 研究材料与方法

#### 1.1 研究区概况

白洋淀是华北平原的大型淡水湖泊湿地,位于河北省中部,距北京西南 130 km,离保定以东 50 km,地 理位置为北纬 38°43′-39°02′,东经

基金项目: 国家自然科学基金项目(51179206; 51179207; 50879093)

作者简介:王亮(1980年生),男,博士研究生,主要从事水环境水生态的研究。E-mail:wangliang\_happy@163.com

收稿日期: 2012-02-17

115°38'-116°07'。总面积 366 km²(水面大沽高程 10.5 m),85%水域在安新县境内,占安新县总面积 42%。白洋淀汇集了唐河、府河、漕河、拒马河等 9 条河流,对保障华北地区生态安全具有重要价值。白洋淀淀区地形复杂,淀内纵横沟壕 3 700 余条交织错落,淀区内村庄、苇地、园田星罗棋布,构成了淀中有淀、沟壕相联、园田和水面相间分布的特殊景观格局 [11]。区域水陆交错带景观格局复杂,以芦苇植被为景观特征的水陆交错带约占 36%,主要由芦苇群落、苇地间小沟以及浅水区组成,影响氮磷等生源要素的迁移转化过程。

针对研究目的,本研究选取位于安新县城南府河入淀口一带湿地作为典型研究区域,区域污染物浓度递减梯度明显,同时受纳污水主要来源于上游保定市工业生活污水和周边村镇居民生活污水。研究共设置8个采样点(S1-S8),采样点布设如图1:采样点S1-S5为河口区域,S6-S8为中心区域。

## 1.2 研究方法

在 2007 年 3—11 月进行每月定期采样分析。现场采用便携式设备测定水温(t)、DO、叶绿素(Chl)、总溶解性固体(TDS)、盐度(Sal)、氧化还原电位(ORP)等水体指标。采集后的样品用野外便携保温箱临时冷藏储存,并尽快运回实验室,在 4℃下冷藏保存。于 48 h 内测定化学需氧量(COD<sub>Cr</sub>)、TN、TP。水样常规指标采用 YSI 美国维赛仪器公司出品的 YSI 6600 主导型多参数水质监测仪进行现场测定;COD<sub>Cr</sub> 采用承德市华通环保仪器有限公司出品的 CTL-12 型化学需氧量 COD 速测仪测定;TN、TP 采用碱性过硫酸钾氧化-比色法测定,所有指标均测 3 个平行样,取平均值作为最终结果。

磷酸酶检测方法: 称 1 g 风干土于 50 mL 三角瓶中,加入 0.2 mL 甲苯和 4 mL MUB(通用缓冲液,测酸性磷酸酶时用 pH 6.5 的缓冲液,测碱性磷酸酶时用 pH11 的缓冲液),再加 1 mL 0.05 mol/L 对硝基

苯磷酸钠溶液 (用同样的缓冲液 MUB 配),摇匀后加盖,放进 37 ℃的培养箱中进行培养,1 h 后取出,加入 0.5 mol/L 的 CaCl<sub>2</sub> 1 mL 及 0.5 mol/L 的 NaOH 4 mL。摇匀后过滤并测定滤液在 410 nm 下的吸光值。酶活性单位用  $g \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$ (以 PNP(对硝基苯)的量计)表示,以风干土质量作为土质量单位。

# 2 结果与分析

#### 2.1 酶活性空间变化规律

在污染物梯度和人为污染源等因素影响下,芦苇湿地中土壤酶表现出较明显的空间分异规律。由磷酸酶活性剖面图(图 2)可知,垂直层面上,表层土壤磷酸酶活性普遍大于中下层土壤酶活性,是下层土壤 40~50 cm 的 1.4~1.8 倍。其中,表面 0~10 cm 是酶活性最高区域,主要是区域营养物质丰富,氧气供给充足,水位周期变化出现的干湿交替有利于微生物生长,而随着土壤深度加大,营养物质、含氧量减小,使得生物降解活动减少,酶活性也逐渐降低。

水平空间分布上,从府河河口区域至白洋淀中心区域磷酸酶活性基本呈现增加趋势,即呈现出白洋淀中心区域的磷酸酶活性高于河口区域,同时污染较小的中心区域总磷矿化速率高于污染较高的河口区域(图 3)。大量研究表明,土壤酶活性与土壤营养元素间关系非常复杂,酶活性不仅受到土壤温度及水分含量、土壤物理化学性质等因素的影响,还受到土壤可利用碳、氮、磷等生源要素的影响。

## 2.2 土壤营养元素空间分布规律

白洋淀污水主要来自府河上游保定市的工业废水和生活污水及沿途农业污水,水体中含有较多的铵态氮和溶解态磷酸盐,白洋淀湿地已经呈现出明显的富营养化状态。实验期间水体总氮含量平均值为(25.9±1.5) mg·L<sup>-1</sup>,总磷含量平均值为(0.21±0.07) mg·L<sup>-1</sup>,土壤总磷平均含量为 0.60 g·kg<sup>-1</sup>,呈现出府河河口区域土壤总磷含量较高,而且从府河河

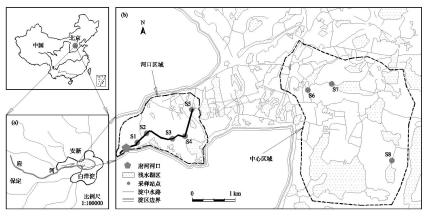


图 1 白洋淀位置示意图及采样点布置情况

Fig.1 Locations of eight sampling stations in the Baiyangdian wetland

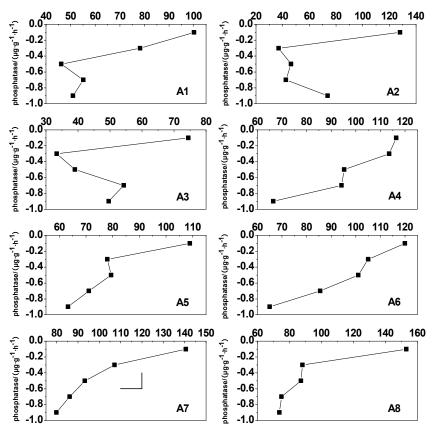


图 2 磷酸酶活性剖面图 (图中 phosphatase 为磷酸酶)

Fig. 2 Vertical distributions of phosphatase in the red reed

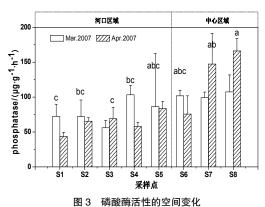


Fig.3 Horizontal distributions of phosphatase activity

口到白洋淀内部土壤总磷的空间分布呈递减趋势。

白洋淀土壤中 TP 含量从上游部分往下呈递减趋势(图 4),主要是进入水体中的氮磷等污染物,进入湿地土壤中的磷素,在吸附、沉淀、微生物固持而为土壤所固定,以及土壤生物作用而得以分解和转化,使得湿地中的磷素含量逐渐降低。随着区域工农业的快速发展,湿地磷素输入负荷明显高于自净能力,使得湿地系统中的水体、土壤中的总磷和有效磷含量不断上升,吸附沉积等物理过程可能是导致白洋淀湿地 TP 空间分布特征的主要因素。

白洋淀土壤有机质平均值为  $14.2~g\cdot kg^{-1}$ ,研究区域内土壤有机质介于  $4.1\sim41.1~g\cdot kg^{-1}$ ,最大值出现在

中心区域 A8 采样点,最小值出现在湿地过中间渡区域 A4 点。从土壤有机质空间分布看,从府河河口到白洋淀内部土壤总碳的空间分布呈递增趋势。

氮是植物生长和发育所需的大量营养元素之一,也是植物从土壤中吸收量最大的矿质元素,是湿地富营养化的主要污染因子,其含量直接影响着湿地生态系统功能的发挥。研究结果表明,白洋淀湿地土壤总氮空间分布规律与总碳一致,且相关分析表明显著相关(表1)。可能是白洋淀土壤内部的氮存在大多以机质形态分解产生,使总氮含量与有机质含量显著相关。白洋淀土壤 C:N:P 比例平均值为 39:6.2:1,且土壤 C:P 比例在中心区域小于污染严重的河口区域,相关分析表明 C:P 与土壤碳含量显著相关,与土壤总磷含量没有明显相关特征。 t 检测表示,污染较严重的河口区域与污染较轻的中心区域磷酸酶、有机质、总磷含量差异显著。

#### 2.3 酶与营养元素关系分析

土壤有机质与土壤总氮、氮磷比、碳磷比和碳氮比显著相关,与磷酸酶显著相关。总氮与磷酸酶显著相关,碳氮比例、碳磷比例、氮磷比例与磷酸酶显著相关,而总磷与磷酸酶不相关(表 1)。相关分析说明,在污染较严重的湖泊型湿地,磷酸酶活性不一定受磷含量直接影响,还可能受到碳磷等其它营养元素及其比例的影响。

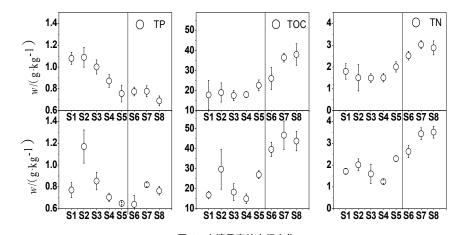


图 4 土壤元素的空间变化

Fig.4 TP, C, TN, levels in the Baiyangdian wetland soils

表 1 水陆交错带磷酸酶活性与营养元素相关分析(N=48)
Table 1 Spearman correlation coefficients for the relationships between enzymes and nutrients of sediment cores

土壤元素	TOC	TN	TP	TOC/TP	TOC/TN	TN/TP	PHA
TOC	1						
TN	$0.694^{a}$	1					
TP	-0.135	-0.221	1				
TOC/TP	$0.624^{a}$	0.004	0.031	1			
TOC/TN	$0.906^{a}$	$0.707^{a}$	-0.503 <sup>a</sup>	$0.520^{a}$	1		
TN/TP	$0.592^{a}$	$0.894^{a}$	-0.592 <sup>a</sup>	-0.027	$0.773^{a}$	1	
PHA	$0.716^{a}$	0.591 <sup>a</sup>	-0.124	$0.361^{b}$	$0.682^{a}$	$0.535^{a}$	1

相关分析,  $^a$ 显著水平 α=0.01,  $^b$ 显著水平 α=0.05

#### 3 讨论

白洋淀地处华北平原中部,水域面积约 130 km² (水位为 7.3 m,大洁高程),其广阔的水面和沼泽湿地对维护华北地区生态平衡、调节区域气候、提供生物栖息地和水生资源等方面发挥着重要作用,被誉为"华北明珠"。白洋淀污染源类型按排放方式划分,主要分为点源和非点源污染两类。点源污染主要来自上游城市工业及市政污水的排放入淀。非点源污染主要包括农业污染源和城镇生活污染源等。农业污染源主要来自于淀周边和淀内台地上开垦耕地的水土流失、农业弃水;城镇污染源包括淀区内的生活污水和雨水冲刷村落、街道、家禽畜牧业产生的废弃物[12]等。由于上游多年随污水排入污染物的累积,加上周边非点源 N、P 营养物质向水体的输送,及近年来的多区调水补给,使目前的水质状况更为复杂<sup>[13]</sup>。

研究结果表明,由于府河河口处大量氮磷等生源元素的输入,白洋淀湿地土壤磷含量远远大于其它湿地,而磷元素的输入会导致磷酸酶活性的变化 <sup>[14-15]</sup>。从府河河口区域至白洋淀中心区域磷酸酶活性基本呈现增加趋势,表明污染较小的中心区域总磷矿化速率高于污染较高的河口区域,与河口区域

高的磷含量形成鲜明的对比,而且磷酸酶活性与土 壤总磷含量不相关(P=0.286),而与有机质显著相 关。已有研究表明土壤酶活性与土壤营养元素间关 系非常复杂,土壤酶活性不仅受到土壤温度及水分 含量的影响,还受到土壤物理化学性质影响[16-17], 而且土壤酶活性反映土壤营养元素的改变[18-19],高 磷输入可以导致湿地系统营养元素原有的地球物 理化学过程发生改变[20-21]。有研究结果表明,在富 营养化地区高的土壤氮磷含量促进有机碳的矿化, 提高了纤维素的分解速率,而且高营养物质的输入 会导致磷矿化程度的降低[22-23]。磷酸酶活性作为表 征湿地系统磷含量变化的指示因素, 土壤磷酸酶活 性变化可以反应湿地对污染物降解能力的高低。研 究结果表明过高的磷输入已经导致白洋淀湿地微 观环境的改变, 笔者认为处于发育后期的草型富营 养化湖泊-白洋淀由于高磷的输入很可能抑制磷酸 酶活性,从而可能导致磷在污染较严重的河口区域 的进一步累积。从湖泊演替历史来看,近 40 年以 来,特别是20世纪80年代以来,由于白洋淀水源 补给不足、水位下降、干淀频繁、大量污染物质的 排入以及土地利用类型改变, 白洋淀水陆交错带退 化现象日益加剧,严重影响地区的生态安全和区域 可持续发展。因此如何通过控制污染源及合理的人 工调水,并综合考虑湿地生态系统处理功能,恢复 湿地的养分分解和滞留能力,是进一步研究白洋淀 湿地退化及保护的主要研究内容。

#### 4 结论

- 1)在人为污染源等因素影响下,芦苇湿地中土壤酶表现出较明显的空间分异规律。垂直层面上,表层土壤磷酸酶活性普遍大于中下层土壤酶活性,是下层土壤(40~50 cm)的1.4~1.8 倍。
- 2)水平空间分布上,从府河河口区域至白洋 淀中心区域磷酸酶活性基本呈现增加的趋势,即呈

现出白洋淀中心区域的磷酸酶活性高于河口区域, 同时污染较小的中心区域总磷矿化速率高于污染 较高的河口区域。

3)相关分析表明,在污染较严重的富营养化湖泊型湿地白洋淀,磷酸酶活性与碳氮比例、碳磷比例、氮磷比例显著相关,而与总磷含量不相关。因此,磷酸酶活性不一定受磷含量的直接影响,磷酸酶活性不一定受磷含量直接影响,还可能受到碳磷等其它营养元素及其比例影响。

# 参考文献:

- [1] PERDOMO S, BANGUESES C, FUENTES J. Potential use of aquatic macrophytes to enhance the treatment of septic tank liquids[J]. Water Science and Technology, 1999, 40(3): 225-232.
- [2] CHESCHEIR G M, SKAGGS R W, GILLIAM J W. Evaluation of wetland buffer areas for treatment of pumped agricultural drainage water [J]. Transactions of the Asia, 1992, 35:175-182.
- [3] 赵小英, 孙成权.恢复生态学及其发展[J]. 地球科学进展, 1998, 13(5): 474-479.

  ZHAO Xiaoying, SUN Chengquan. Restoration ecology and its advance[J]. Advances in Earth Science,1998, 13(5): 474-479.
- [4] 许木启,黄玉瑶.受损水域生态系统恢复与重建研究 [J]. 生态学报, 1998, 18(5): 547-557. XU Muqi, HUANG Yuyao. Restoration and reestablishment of the damaged ecosystem of inland waters[J]. Acta Ecologica Sinica, 1998, 18(5): 547-557.
- [5] 邱东茹,吴振斌.富营养化浅水湖泊沉水水生植被的衰退与恢复[J]. 湖泊科学, 1997, 9(1): 82-88. QIU Dongru, WU Zhenbin. On the decline and restoration of submerged vegetation in eutrophic shallow lakes[J]. Journal of Lakes Sciences, 1997, 9(1): 82-88.
- [6] CASAGRANDE D G. The human component of urban wetland restoration[C]//CASAGRANDE D G.ed. New Haven, CT: Restoration of an Urban Salt Marsh Yale University, 1997:254-270.
- [7] 徐小锋, 宋长春, 宋霞, 等. 湿地根际土壤碳矿化及相关酶活性分异特征[J]. 生态环境,2004, 13(1): 40-42. XU Xiaofeng, SONG Changchun, SONG Xia, et al. Carbon mineralization and the related enzyme activity of soil in wetland[J]. Ecology and Environment, 2004, 13(1): 40-42.
- [8] CORSTANJE R., REDDY R. Soil microbial ecophysiology of a wetland recovering from phosphorus eutrophication[J]. Wetlands, 2007, 27(4): 1046-1055.
- [9] CHRÓST R J, RAI H. Ectoenzyme activity and bacterial secondary production in nutrient-impoverished and nutrient-enriched freshwater mesocosms[J]. Microbial Ecology, 1993, 25(2): 131-150.
- $\hbox{\tt [10] JANSSON M, OLSSON H, PETTERSSON K. Phosphatases, origin,}\\$

- characteristics and function in lakes[J]. Hydrobiologia, 1988, 170(1): 157-175
- [11] 王为东, 王亮, 聂大刚, 等. 白洋淀芦苇型水陆交错带水化学动态及其净化功能研究[J]. 生态环境学报. 2010, 19(3): 537-543. WANG Weidong, WANG Liang, NIE Dagang, et al. Studies on hydrochemical changes and purification effects of the *Phragmites australis*-dominated land/inland water ecotones in Baiyangdian[J]. Lake Ecology and Environmental Sciences, 2010, 19(3): 537-543.
- [12] 李贵宝,李建国,毛战坡,等.白洋淀非点源污染的生态工程技术控制研究[J]. 南水北调与水利科技, 2005, 3(1): 41-43,56. LI Guibao, LI Jianguo, MAO Zhanpo, et al. Control of non-point sources pollution in Baiyangdian Lake by eco-engineering techniques[J]. South-to-North Water Tromsfersomd and Water Science & Technology, 2005, 3(1): 41-43, 56.
- [13] 付学功, 李瑞森, 李娜,等.白洋淀水环境承载能力计算及保护措施探讨[J]. 水资源保护, 2007, 23(1): 35-38.

  FU Xuegong, LI Ruisen,LI Na ,et al. Water environmental carrying capacity calculation and protection measures for Baiyangdian Lake[J].Water Resources Protection, 2007, 23(1): 35-38.
- [14] 张军, 周琪, 何蓉. 表面流人工湿地中氮磷的去除机理[J]. 生态 环境,2004,13(1): 98-101. ZHANG Jun, ZHOU Qi, HE Rong. Mechanism of nitrogen and phosphorus removal in free-water surface constructed wetland[J]. Ecology and Environment, 2004,13(1): 98-101.
- [15] CHROST R J, RAI H. Ectoenzyme activity and bacterial secondary production in nutrient-impoverished and nutrient-enriched freshwater mesocosms[J]. Microbial Ecology, 1993, 25(2): 131-150.
- [16] JANSSON M, OLSSON H, PETTERSSON K. Phosphatases, origin, characteristics and function in lakes[J]. Hydrobiologia, 1988, 170(1): 157-175.
- [17] WANDER M M, BOLLERO G A. Soil quality assessment of tillage impacts in Illinois[J]. Soil Science Society of America Journal, 1999, 63(4): 961-971.
- [18] MELERO S, PORRAS J C R, HERENICA J F, et al. Chemical and biochemical properties in a silty loam soil under conventional and organic management[J]. Soil and Tillage Research, 2006, 90(1/2): 162-170.
- [19] KANDELER E, MURER E. Aggregate stability and soil microbial processes in a soil with different cultivation[J]. Geoderma, 1993, 56(1/4): 503-513.
- [20] DODOR D E, TABATABAI M A. Amidohydrolases in soils as affected by cropping systems[J]. Applied Soil Ecology, 2003, 24(1): 73-90.
- [21] COSTANTINI M L, ROSSI L, SCIALANCA F, et al. Soil microbial ecophysiology of a wetland recovering from phosphorus eutrophication[J], Aquatic Sciences, 2007, 69(4):503-510.
- [22] PENRON C R, NEWMAN S. Enzyme activity responses to nutrient loading in subtropical wetlands[J]. Biogeochemistry, 84 (1):83-98.
- [23] VERHOEVEN J T, ARHEIMER B, Yin C, et al. Regional and global concerns over wetlands and water quality[J]. Trends Ecol Evol, 2006, 21(2): 96-103.

# Spatial distribution of soil enzyme activities in wetlands of Baiyangdian

WANG Liang, ZHOU Huaidong, WANG Shiyan, MAO Zhanpo

China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China

**Abstract:** The enzyme kinetics of land/water ecotones in a shallow eutrophic wetland in China, dominated by a reed (*Phragmites australis*) community, were studied. Enzymes respond rapidly and directly to changes in nutrient and substrate availability by manipulating enzyme kinetics to best capitalize on environmental conditions, and enzyme activities have the potential to reflect changes in nutrient cycling. From March 2007 to November 2007 eight sampling stations were selected and detected to study the relationship between enzyme activities with soil nutrient. The result showed that the obvious spatial differences of enzyme activities and nutrients were present in eutrophication wetlands. In soil profile the enzyme activities in surface layer were significantly higher than those in themiddle and bottom layer. From the river mouth of Fuhe river to the middle area the enzyme activities decreased, and the enzyme activities were higher than the middle area of Baiyangdian wetlands, that may aggravate the water body condition.

Key words: eutrophication; soil enzyme; phosphatase; space-time diversity