

西太湖湖滨带已恢复与受损芦苇湿地环境功能比较

田自强¹, 郑丙辉^{1,*}, 张 雷¹, 刁文彬²

(1. 中国环境科学研究院河流与海岸带环境研究室 100012; 2. 中国矿业大学 100083)

摘要:对西太湖湖滨带部分地段受损芦苇(*Phragmites australis*)湿地进行修复的基础上,开展了修复后湿地和相邻受损湿地内植物生物量,湿地水体与泥积物中氮、磷含量,底泥有机质含量,底泥氮循环微生物种类和数量以及底泥重金属种类和含量等湿地环境功能方面的比较研究。结果表明:(1)受损湿地内近 20m 宽的陆向辐射带均为水蓼(*Polygonum hydropiper*)、红蓼(*Polygonum orientale*)、水莎草(*Juncellus serotinus*)以及人工种植的苏丹草、苦苣菜和黑麦草等鱼食青饲料所取代。与修复后湿地相比,每 1m² 植物生物量较少了 37%~60%。(2)两类湿地中的氮、磷营养盐浓度沿水向辐射带、水位变幅带到陆向辐射带依次呈递增趋势,且修复后湿地内水体中的无机氮浓度分别比受损湿地增加了 25.36%, 89.39% 和 2562.30%,其中以 NH₄⁺-N 为主,反硝化作用在已修复湿地中占主导地位。(3)两种湿地内的水向辐射带和水位变幅带底泥氮、磷含量均较低,陆向辐射带内较高,磷含量分别比受损湿地同一水位梯度高 3.19, 2.62, 2.25 倍和 1.74 倍;氮含量分别比受损湿地同一水位梯度高 1.84, 6.08, 2.09 倍和 2.46 倍。(4)两种湿地内的水位变幅带和陆向辐射带中的底泥有机质含量较高,其中已修复湿地底泥有机质含量达到 4.13%~5.65%。水向辐射带含量均较低,一般在 0.65%~0.8% 之间。(5)水位变幅带和陆向辐射带底泥有机质含量较高,其中已修复湿地泥积物有机质含量达到 42.17%~56.5%。水向辐射带有机质含量均较低,一般在 1.65%~8.03% 之间;(5)受损湿地内的陆向辐射区和水位变幅区硝化细菌数量分别比反硝化细菌高 3.73 倍和 1.73 倍,水向辐射区底泥中的硝化细菌和反硝化细菌数基本相当;在已修复湿地内的陆向辐射区和水位变幅区反硝化细菌数量分别是硝化细菌数量的 10.69 倍和 8.24 倍,反硝化作用占绝对优势;在水向辐射区及开阔湖体,湖水的频繁交换作用,硝化细菌数量相对较多,硝化作用较强。(6)在湿地水位变幅区和陆向辐射区沉积物 Mn 含量较高,含量在 800~1000mg/g 之间。Cu、Zn、Pb 等重金属污染元素含量分别为 35.80~78.95μg/g, 53.76~154.50μg/g 和 48.06~108.88μg/g,重金属污染对该区域水环境无明显影响。

关键词:湖滨带湿地; 环境功能; 芦苇

文章编号:1000-0933(2006)08-2625-08 中图分类号:Q948 文献标识码:A

The comparison of environmental roles between restored *Phragmites communis* communities and disturbed ones in Lakeside wetlands of West Taihu LakeTIAN Zi-Qiang¹, ZHENG Bing-Hui^{1,*}, ZHANG Lei¹, DIAO Wen-Bin² (1. Chinese Research Academy of Environmental Sciences River and Coastal Environment Research Center, Beijing 100012, China; 2. China University of Mining and Technology, Beijing 100083, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(8): 2625~2632.

Abstract: The research region is located in the west of the Taihu Lake. With the population increasing and economical development, the land of lakeside of west Taihu Lake was reclaimed to develop agriculture, farmland and factories. In this study, the ecological roles between restored *Phragmites communis* communities and disturbed ones were compared based on restored sectional disturbed wetland structures.

The survey results show that the ecological indices of restored wetlands are higher than that of disturbed ones, including biomass of plants, the concentrations of nitrogen and phosphorus nutrients in water and sediments, the numbers of three nitrogen

基金项目:国家“863”资助项目(2002AA601012-06)

收稿日期:2005-05-26;修订日期:2006-02-25

作者简介:田自强(1971~),男,河南省信阳市人,博士,主要从事植被生态学,景观生态学,湿地生态学研究。

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhengbh@craes.org.cn

Foundation item: The project was supported by National “863” Program, China (No. 2002AA601012-06)

Received date: 2005-05-26; Accepted date: 2006-02-25

Biography: TIAN Zi-Qiang, Ph. D., mainly engaged in vegetation ecology, landscape ecology and wetland ecology.

cycle bacteria in sediments and the concentrations of heavy metals in sediments, etc. The species and numbers of plants in terrestrial area have a great number of changes, the biomass of plants in disturbed wetlands decreased 37% ~ 60%. The concentrations of dissolved inorganic nitrogen in the water of terrestrial area, transition area of water and terrene and water area in the restored wetland are higher 25.36%, 89.39% and 2562.30% than those in the water of disturbed wetland. After analyzing the vertical sediments samples, the concentrations of TP in the sediments of terrestrial area of restored wetland are 3.19, 2.62, 2.25 and 1.74 times as much as those in disturbed one; The concentrations of TN are 1.84, 6.08, 2.09 and 2.46 times as much as those in disturbed ones. The concentrations of organic in the sediments of terrestrial area and transition area of water and terrene area are higher than those of water areas, especially, the concentrations of organic in the sediments in restored wetland reach to 42.17% ~ 56.5%. On the contrary, the concentrations of organic in the sediments of water area are lower. In the restored wetland, the number of denitrifying bacteria in the terrestrial area and transition area of water and terrene area are 10.69 and 8.24 times as much as those of nitrobacteria in water area. The results demonstrate that denitrification play a significant role in nitrogen removal. Based on the quantitative analysis of four (Mn, Cu, Zn, Pb) heavy metal elements in the surficial sediments, the enrichment of Mn appears higher and that of the other heavy metals appear lower. The assessment result of the heavy metals' ecological risk revealed except Mn, which belongs to middle potential risk, most heavy metals belong to the light potential ecological risk segment.

Key words: lakeside wetlands; environment roles; *Phragmites communis*

湖滨带湿地是陆地生态系统和湖泊生态系统之间的重要生态交错带,它是湖泊与其周围环境间物质和能量交换的重要通道,由陆源产生的矿物质、营养物质、有机物质和毒性物质在通过湖滨带进入湖泊时经历了生物、地质及水文等因子的共同作用,经过湿地生态系统的截流、过滤、沉积、转化等各种物理、化学过程后得到净化。因此湖滨带在一定程度上是湖泊的一道保护屏障,也是健全的湖泊生态系统不可缺少的有机组成部分^[1-4]。

自 20 世纪 80 年代以来,太湖富营养化程度不断加重,90 年代局部水域达到重富营养水平,其中环太湖湖滨带生态退化已被认为是太湖水质恶化的诱发因子之一^[5,6]。1950 ~ 1985 年间太湖流域围垦建圩 498 个,围湖造田不仅破坏了湖滨带的天然湿地生态系统,而且过量的化肥通过地表径流和土壤渗透作用流入入湖河道;20 世纪 90 年代太湖渔业养殖获得迅猛发展,几乎在太湖的沿岸地带均有分布,鱼塘肥水不定期排入河道;西太湖防洪大堤工程的建设也使太湖湖滨带湿地生态系统受到破坏,由于大堤修建在正常蓄水位的岸边线上,因此正常蓄水位以上的岸滩生态系统基本上都被破坏,太湖南部及西部沿岸地带芦苇带的宽度均窄于大堤建成以前;沿岸区域的渔业养殖的超常规发展加剧了湖滨带生态系统的退化;其中西太湖现有养殖面积约为 0.23 万 hm^2 ,由于草食性以及食底栖动物鱼类的捕食,使得养殖区水草和螺、蚌等软体类底栖动物无法生长;另外,沿太湖人口的大量增加以及陶瓷、化工类乡镇企业的迅猛发展,大量的生活污水,有毒、工业有害废水直排太湖,破坏了原有的水生生态系统。特别是太湖湖滨带开发利用强度过高,湖滨地区生态环境结构破坏严重,环境污染和生态退化现象突出,是影响和制约太湖水质的改善和生态系统恢复的重要因子之一。太湖水质的日益恶化,直接影响该地区环境与经济的可持续发展和用水安全^[7-9]。

本文通过对西太湖湖滨带受损芦苇湿地进行局部恢复,比较了西太湖湖滨带健康湿地生态系统与受损湿地生态系统在植物生物量、湿地水体和底泥中氮、磷营养盐、重金属及有机质等方面的沉积效果,为恢复和重建西太湖湖滨带湿地生态系统,改善太湖生态环境奠定了实践基础。

1 研究地区与研究方法

1.1 湖滨带水质状况

本研究区域位于江苏省宜兴市大浦镇林庄港,研究对象是以芦苇为优势种的典型湖滨带自然湿地,长度 1000m,宽度 90m。2004 年对林庄河口湖滨带入湖水水质进行了动态监测,部分指标测定结果见表 1 所示。监测结果表明(表 1):4 月份到 11 月份均有水华现象,尤以 7 ~ 10 月份是太湖“水华”现象较为严重的时期,虽然林

庄河道进行了清淤,但东南风的作用,湖水夹带着大量蓝绿藻倒灌进入湖河道内,加上河道两侧生活污水,氮素营养盐浓度仍很高,TN 含量基本在 1~2.5mg/L 之间,部分时段甚至更高,全年水质基本处于劣 V 类的地表水质;TP 含量不同时段差异较大,9、10 月份 TP 含量较高,基本在Ⅳ类和Ⅴ类水质限值之间,11 月份 TP 含量较低,在 0.02~0.045mg/L 之间,处于Ⅱ类和Ⅲ类水质限值之间,这与林庄河道的清淤有直接的关系。

表 1 2004 年林庄港入湖河水 N/P 监测指标结果 (mg/L)

Table 1 The statistics of water quality in Linzhuang River in 2004(mg/L)

监测日期 Mensurate date	TN	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	TP	PO ₄ -P
2004-03-08	6.4294	4.9076	0.4840	0.0235	0.0207
	4.0106	0.6440	2.7938	0.0485	0.0469
	4.9895	3.7385	0.2132	0.0186	0.0065
2004-04-04	1.2690	0.2396	0.3847	0.1638	0.1096
	7.0272	0.9765	5.3988	0.0275	0.0102
	3.9486	3.2506	0.0811	0.0354	0.0004
2004-04-22	0.5920	0.0140	0.0138	0.0775	0.0096
	4.5425	2.6813	1.2770	0.0482	0.0060
	2.8886	2.2050	0.0499	0.0341	0.0119
2004-05-11	0.9657	0.0180	0.1713	0.1626	0.0643
	1.7175	1.0072	0.2069	0.0409	0.0086
	1.6713	0.9387	0.1482	0.0703	0.0410
2004-05-27	0.9316	0.0249	0.0282	0.0743	0.0448
	1.2604	0.1875	0.4518	0.1382	0.0920
	2.6399	1.8511	0.2213	0.0436	0.0036
2004-06-13	1.3091	0.3957	0.2156	0.0757	0.0153
	1.8767	1.2692	0.1142	0.0505	0.0100

1.2 研究区的选择和样线 采样点布置(图 1)

在示范区的林庄河口布置 3 条样线,其中 1[#]和 2[#]为人为强烈干扰下的受损芦苇自然湿地;3[#]为芦苇恢复重点区域,每条样线 3 个重复。每条样线的样点按陆向辐射带→水位变幅带→水向辐射带→开阔湖体梯度布置。

1.3 分析测试内容及方法

(1)湖滨带湿地植被生物量测定 在植物生长量最大时,对每条样线的芦苇群落进行 1m×1m 面积的植物生物量以及植物不同器官氮、磷含量测定。以比较不同干扰程度下,相同面积芦苇群落生物量的差异及由此带来的吸收水体及底泥 N、P 的量的不同。

(2)湖滨带水体中可溶性氮、磷含量测定 每两个星期沿 3 条样线不同水位梯度采集水样,在现场采用荷兰产 SKALAR SAN⁺ 自动分析仪进行测定。测定项目包括:总氮(TN)、总磷(TP)、硝态氮(NO₃⁻-N)、氨态氮(NH₄⁺-N)、磷酸盐(PO₄³⁻-P),每一样点的测定指标取平均值。

(3)湖滨带底泥氮、磷的测定 沿 3 条样线不同水位梯度采集底泥样品,带回实验室。总氮(TN)采用碱性 K₂S₂O₈ 压热消解,UV 光度法测定;总磷(TP)测定采用酸性 K₂S₂O₈ 压热消解-磷钼兰比色法测定。

(4)湖滨带湿地底泥有机质含量测定 沿 3 条样线不同水位梯度采集底泥样品,带回实验室采用重铬酸钾容量法进行有机质含量测定。

(5)湖滨带湿地底泥微生物含量测定 沿 3 条样线不同水位梯度采集底泥样品,带回实验室。用最大可能数(MPN:Most-Probable-Number)法测定水样中硝化、亚硝化和反硝化细菌的数量。

(6)湖滨带湿地底泥重金属含量测定 沿 3 条样线不同水位梯度采集底泥样品,带回实验室采用 HF-HClO₄-HNO₃ 消解-原子吸收测定。测定重金属包括:Cr, Cu, Cd, Pb, Mn, Zn。

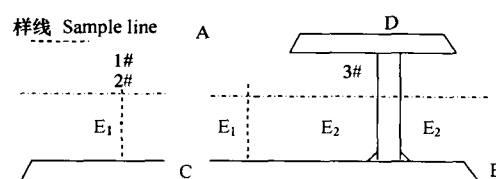


图 1 研究区样线布点示意图

Fig.1 Schematic map of sampling stations in research area

A:西太湖水体;B 防洪大堤;C:入湖河口区;D:潜水堤;E1:受损湿地;E2:恢复湿地 Note: A: water body of West Taihu Lake; B: Control flood dam; C: River mouth; D: Subaqueous dam; E1: Disturbed wetlands; E2: Restored wetlands

2 结果分析

2.1 湖滨带湿地植被生物量的调查

由于受人为强烈干扰,1#样线受损湿地内,近20m宽的陆向辐射带的芦苇均为水蓼、水莎草以及人工种植的鱼草所取代。植物生长良好,分枝多,冠形宽大。但数量较少,以单株或几株组成小群落。例如,红蓼单株高2.5m,鲜重近2kg。陆向辐射带内植物生物量比恢复湿地减少近 $2\text{kg}/\text{m}^2$ 。水位变幅带以及水向辐射带由于水位长期消长不定,一年中的大部分时间被水淹没,受人为干扰较小,仍以芦苇为优势种的湿地群落,生长较好。3条样线内所测的芦苇生物量相差不大,在 1m^2 区域内,水位变幅带内的芦苇鲜重在3.5kg左右,水向辐射带内的芦苇鲜重在2.5~3kg之间波动(表2)。

表2 3条样线芦苇湿地植物群落生物量比较分析

Table 2 The comparison of plant biomass in 3 sample lines of *Phragmites communis* community

样方号 The sequence number of sample line	取样点 The sampling sites		植物株数 Plant number	植株均长 The even length of plants(m)	植株鲜重 The fresh weight of plant(kg)
1 #	A	水蓼 <i>Polygonum hydropiper</i>	1	2.5	1.8
		水莎草 <i>Juncellus serotinus</i>	10	1.2	1.1
	B	芦苇 <i>Phragmites communis</i>	26	3.4	3.5
		芦苇 <i>Phragmites communis</i>	21	3.2	2.6
2 #	A	芦苇 <i>Phragmites communis</i>	15	3.5	2.5
		芦苇 <i>Phragmites communis</i>	26	3.7	3.3
	B	芦苇 <i>Phragmites communis</i>	21	3.1	2.5
		芦苇 <i>Phragmites communis</i>	25	4.4	4
3 #	A	芦苇 <i>Phragmites communis</i>	28	3.8	3.5
	B	芦苇 <i>Phragmites communis</i>	25	3.7	3

A 陆向辐射带 The terrestrial area; B 水位变幅带 The transition area of water and terrene; C 水向辐射带 The water area;样方面积 Sample area. $1 \times 1\text{m}^2$

2.2 已修复湿地与受损湿地水体中 N、P 营养盐浓度比较分析

含氮、磷营养盐的污染入湖河水在通过湖滨带湿地时,经过生物、地质及水文等因子的共同作用得到净化,因此健康的湖滨带湿地对湖泊水质的改善具有积极的作用。对修复后湿地和受损湿地水体中 N/P 营养盐的浓度测定结果表明,两种湿地营养盐均以氮为主,可溶性磷浓度较低。一般在 $0.04 \sim 0.06\text{mg}/\text{L}$ 。修复后的湿地内不同区域氮、磷营养盐浓度均高于受损湿地。两类湿地各营养盐浓度沿水向辐射带、水位变幅带到陆向辐射带依次呈递增趋势。其中修复后湿地内水体中的无机氮浓度沿水位梯度分别为 $1.66\text{mg}/\text{L}$ 、 $1.71\text{mg}/\text{L}$ 和 $25.82\text{mg}/\text{L}$,分别比受损湿地增加了25.36%,89.39%和2562.30%(表3)。

除水向辐射带外,已修复湿地中不同水位梯度水体中可溶性氮均以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为主,分别比同一水位梯度下的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度增加了25.31倍和241.32倍,氮素的反硝化作用在已修复湿地中占主导地位(图2)。受太湖东南风的长期影响,湖水频繁对受损湿地的冲刷,水交换频繁,水体溶解氧浓度高,水体中氮循环以硝化作用为主。 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度比同一水位梯度下的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度分别高85.21%,17.54%和397.34%。

2.3 已修复湿地与受损湿地底泥中 N、P 营养盐浓度比较分析

湖滨带湿地底泥中的氮、磷营养盐是湿地初级生产者和食物链中基础元素的重要来源,同时对湿地中营养盐的收支及其生物地球化学循环有着极其重要的作用。对两种湿地类型不同水位梯度下的柱状泥样进行的测定结果表明:受损湿地不同水位梯度下的

表3 已修复湿地与受损湿地不同水位梯度下水体中 N、P 含量

Table 3 The dissolved phosphorus and nitrogen content in different water lines between restored wetlands and disturbed one(mg/L)

取样点 The sampling sites		TN	TP	$\text{NO}_3^- - \text{N}$	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$
已修复湖滨带湿地 Restored wetlands	C	1.66	0.04	0.89	0.13	0.01
	B	1.71	0.09	0.09	0.33	0.01
	A	25.82	4.02	0.09	22.37	3.1
	C	1.33	0.07	0.16	0.09	0.007
受损湖滨带湿地 Disturbed wetlands	B	0.90	0.06	0.12	0.10	0.01
	A	0.97	0.04	0.24	0.05	0.008

底泥氮、磷营养盐含量较低,0~20cm 的柱状底泥样品中的氮、磷含量无明显差别,磷在 0.364~0.529mg/g 之间,氮含量在 0.801~1.617mg/g 之间。已修复湿地中的水向辐射带和水位变幅带底泥中氮、磷含量与受损湿地的不同水位梯度之间无较大变化。陆向辐射带变化较大,在 0~20cm 的柱状底泥 4 个分层样品中,磷含量分别比受损湿地同一水位梯度高 3.19 倍、2.62 倍、2.25 倍和 1.74 倍;氮含量比受损湿地同一水位梯度高 1.84 倍、6.08 倍、2.09 倍和 2.46 倍(表 4)。

2.4 已修复湿地与受损湿地底泥有机质含量比较分析

湖泊泥积物中的有机质一般由难降解的木质素和腐殖质等稳定物质,糖类、半纤维素、纤维素、脂肪酸、蛋白质化合物等较易降解的物质以及蛋白质类的含氮化合物 3 类基本物质组成。在西太湖以芦苇典型湖滨带湿地泥积物中,不同水位梯度下,有机质的含量或分解程度与有机质种类、溶解氧、微生物种类和数量关系密切。

表 4 已修复湿地与受损湿地不同水位梯度下底泥氮、磷含量

Table 4 The comparison of phosphorus and nitrogen content in sediments with different water lines between restored wetlands and disturbed ones									
湿地类型 Wetland types	取样点 Sampling sites	柱状泥样不同取样长度(cm) P 含量(mg/g)P concentration in different parts of surface sediments				不同柱状泥样取样长度(cm) N 含量(mg/g)N concentration in different parts of surface sediments			
		0~5cm	5~10cm	10~15cm	15~20cm	0~5cm	5~10cm	10~15cm	15~20cm
受损湿地 Disturbed wetlands	C	0.475	0.366	0.407	0.371	1.004	0.804	0.774	0.932
	B	0.5	0.533	0.529	0.459	1.617	1.499	1.027	1.099
	A	0.398	0.41	0.389	0.364	0.928	0.923	0.831	0.801
	C	0.461	0.343	0.46	0.487	0.651	0.455	0.57	0.792
已修复湿地 Restored wetlands	B	0.372	0.365	0.364	0.5	0.512	0.365	0.396	0.296
	A	1.269	1.482	1.264	0.997	2.634	2.583	2.567	2.775

对 2# 和 3# 样线底泥进行分层取样的分析结果表明,水位变幅带和陆向辐射带内底泥有机质含量较高,其中已修复湿地的陆向辐射带泥积物有机质含量达到 42.17%~56.5%。不同底泥深度下的泥积物有机质含量也有所不同,在水向辐射带内,泥积物以蓝绿藻死亡体为主,厚度在 15cm 左右。蓝绿藻体内含有丰富的蛋白质和淀粉,属于易降解物质,因此两种湿地泥积物中测定的有机质含量均较低,一般在 1.65%~8.03% 之间;在水位变幅带和陆向辐射带内,由于浅层土壤中部分溶解氧的存在,厌氧微生物活动较弱,泥积物有机质分解减弱,所以在 0~10cm 垂直深度中的泥积物有机质含量较高,10~20cm 范围内的有机质含量较低,这与该土层在厌氧条件下,厌氧微生物活动频繁,引起泥积物有机质分解加快密切相关。与受损湿地内的陆向辐射带相比,已修复湿地泥积物有机质含量明显高,这与该区域内含有较多难降解的木质素和腐殖质等稳定物质有关(表 5)。

2.5 已修复湿地与受损湿地底泥中氮循环微生物含量比较分析

在氮循环过程中,生物固氮、氨化、反硝化是微生物的特有环境功能,只有存在这些细菌,才能发生相应的氮循环过程,因此,氮循环细菌的分布对氮循环

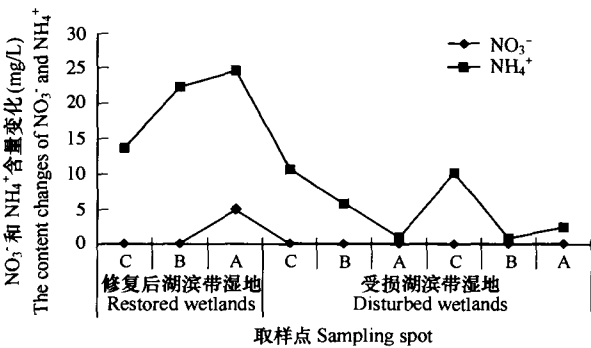


图 2 已修复湿地和受损湿地水体中 NO₃⁻、NH₄⁺ 浓度含量

Fig.2 The comparison of NO₃⁻ and NH₄⁺ in the water between restored wetlands and disturbed ones

表 5 已修复湿地与受损湿地不同水位梯度下底泥有机质含量

Table 5 The comparison of TOC content in sediments with different water line between restored wetlands and disturbed ones

湿地类 Wetland types	取样点 Sampling sites	柱状泥样不同取样长度有机质含量 TOC concentration in different parts of surface sediments(%)			
		0~5cm	5~10cm	10~15cm	15~20cm
受损湿地 Disturbed wetlands	C	3.36	1.65	6.12	8.03
	B	15.11	10.94	8.32	4.81
	A	9.16	7.843	2.102	3.192
	C	4.6	3.85	1.68	7.47
已修复湿地 Restored wetlands	B	12.58	4.3	3.32	6.08
	A	50.54	56.5	46.41	42.17

过程有重要影响^[10~12]。通过用 MPN 法测定底泥中反硝化、硝化和亚硝化等细菌数目,来反映反硝化、硝化和亚硝化的作用强度。对稻田氮循环研究表明:由硝化-反硝化细菌所引起的硝化-反硝化作用是土壤、湿地中氮素损失的重要机制之一^[13],氮肥施入稻田后其氮素损失可达 30%~70%,而且大部分氮素以分子态形式进入大气。在湿地研究中,国外提出了根区法,认为根际微生物在湿地植物根际的氧化-还原微环境中,进行着硝化-反硝化作用,促进了湿地氮素释放^[14,15]。王国祥,濮培民等对太湖湖泊生态系统中的氮循环细菌分布进行了研究,结果表明,水生高等植物覆盖区内的氨化和反硝化细菌密度明显高于无植物覆盖的敞水区;附着于水生高等植物根际的氨化细菌将水中的有机氮转化为无机氮,其中的大部分转化为气态的氨气直接进入大气;同时,反硝化细菌将无机氮盐还原为气态的 N₂O 及 N₂ 释放到大气中,从而削减了水体中的氮负荷,对富营养化的水体的净化作用具有特别重要的积极意义^[16,17]。目前,对太湖湖滨带底泥中氮循环微生物的测定和研究尚未开展。鉴于此,对湖滨带已修复湿地与受损湿地底泥中氮循环硝化细菌、亚硝化细菌和反硝化细菌数量进行了测定(表 6 和图 3),探讨微生物在净化富营养化水质方面的机理及其重要作用。

对已修复和受损湖滨带湿地底泥中的硝化细菌、亚硝化细菌和反硝化细菌含量测定结果表明,由于两种类型湿地以及同一湿地不同水位梯度之间底泥结构、底泥组成成分以及底泥溶解氧浓度的不同,3 种微生物数量均表现出明显的差异。受损湿地长期受波浪冲刷,底泥沉积量较少,细砂占一定比例,结构松散,溶解氧浓度较高,硝化细菌数量占一定优势。其中陆向辐射区和水位变幅区硝化细菌数量分别比反硝化细菌高 3.73 倍和 1.73 倍,水向辐射区底泥中的硝化细菌和反硝化细菌数基本相当。随着波浪的减弱以及沉积物的大量增加,已修复湿地内底泥结构发生了重大变化,泥内溶解氧浓度急剧降低,随温度的升高,这种情况在陆向辐射区和水位变幅区表现尤为明显,反硝化细菌数量分别是硝化细菌数量的 10.69 倍和 8.24 倍,亚硝化细菌数量也有一定增加,分别是硝化细菌数量的 4.83 倍和 10 倍,反硝化作用占绝对优势;在水向辐射区及开阔湖体,湖水的频繁交换作用,硝化细菌和反硝化细菌数量相当,硝化作用较强。

2.6 已修复湿地和受损湿地底泥重金属含量分析

以往的研究结果表明,在受纳水体中,重金属污染物不易溶解,绝大部分结合到悬浮物和沉积物中。在被水流搬运过程中,当其负荷量超过搬运能力时,最终进入沉积物。湖滨带湿地作为重金属等污染物截留、过滤和沉积的场所,沉积物中的重金属含量比相应水中的重金属含量高的多,常常得到积累,并表现出较明显的含量分布规律^[18,19]。因此,对西太湖湖滨带湿地底泥中重金属含量的动态监测,可反映出周边工业的发展对水系及湖体水质污染的程度,分析主要重金属污染变化趋势,评价重金属潜在生态危害,确定主要污染物,为控制水污染提供依据。

对研究区内两种湿地底泥中的重金属含量进行了分析,结果表明,Mn 是湿地底泥中沉积的主要重金属,主要分布在水位变幅区和陆向辐射区,含量在 800~1000mg/g 之间。开阔湖体及两类湿地中的水向辐射区底泥中的 Mn 含量低,仅在 0.45~1.27mg/g 之间。说明在水位变幅带和陆向辐射带等强氧化环境下,Mn 形成稳定氧化物沉积下来;在开阔湖体和水向辐射带等还原环境下,导致 Mn 从沉积物中迁出。针对底泥中的其他

表 6 已修复和受损湿地内底泥微生物指标 (×10⁴ 个/g)
Table 6 The microorganism numbers in sediments between restored wetlands and disturbed ones (×10⁴ ind./g)

取样点 Sampling sites	硝化细菌 Nitrobacteria	亚硝化细菌 Nrtrosobacteria	反硝化细菌 Denitrifying bacteria
开阔湖体 Open lake water	0.061	0.056	0.02
已修复湿地 Restored wetlands	C 0.41	0.43	0.31
	B 0.17	1.7	1.4
	A 0.29	1.4	3.1
受损湿地 Disturbed wetlands	C 0.084	0.57	0.083
	B 0.085	0.091	0.049
	A 0.28	0.62	0.075

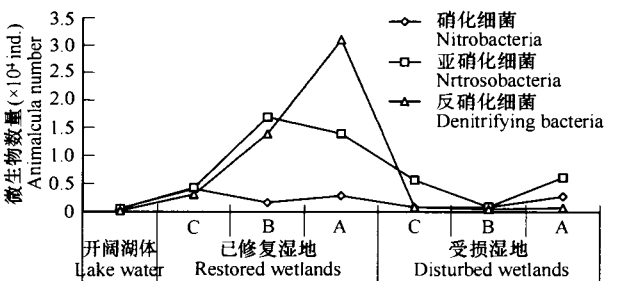


图 3 已修复湿地和受损湿地底泥微生物含量比较

Fig.3 The microorganism numbers comparison in sediments between restored wetlands and disturbed ones

重金属的测定结果,分别比较了张于平和陆敏有关太湖湖心及开阔湖体底泥重金属的测定数据,与本文的测定结果相差不大,Cu 为 35.80~78.95 $\mu\text{g/g}$,Zn 为 53.76~154.50 $\mu\text{g/g}$,Pb 为 48.06~108.88 $\mu\text{g/g}$,说明重金属污染对该区域的影响是有限的(表 7)。

表 7 已修复和受损湿地内底泥重金属含量测试结果

Table 7 The metals in sediments between restored wetlands and disturbed ones

取样点 Sampling sites		Cr($\mu\text{g/g}$)	Cu($\mu\text{g/g}$)	Cd($\mu\text{g/g}$)	Pb($\mu\text{g/g}$)	Mn(mg/g)	Zn($\mu\text{g/g}$)
开阔湖体 Open lake water		78.95	24.34	29.19	108.88	0.45	38.50
	C	35.80	11.50	58.51	37.53	1.27	124.42
受损湿地 Disturbed wetlands	B	41.35	13.77	63.18	48.06	832.12	131.65
	A	37.68	12.92	56.11	52.53	770.91	129.65
	C	127.46	32.45	49.33	140.88	0.50	53.76
已修复湿地 Restored wetlands	B	47.83	19.31	85.96	61.85	965.73	165.21
	A	48.11	23.56	66.97	64.59	970.64	154.50

3 结论与讨论

湿地中生物群落的组织结构及其生命活动,分解转化了水体中的污染物,降低湖水营养水平。西太湖湖滨带的湿地生态系统由于受人类经济活动的强烈干扰,土地结构发生了巨大变化,形成了一个与湖滨带湿地生态系统完全不同的农业(渔业)生态系统,其改善水环境的生态功能被大大地削弱。通过对西太湖湖滨带部分典型芦苇湿地进行恢复的研究结果表明,恢复后的湖滨带湿地植物生物量每平方米增加了 37%~60%,植物群落恢复良好,较好地起到了拦截入湖河道径流夹带的泥沙及其它陆源污染物的作用。不同水位梯度水体中的氮营养盐含量均有大幅度的增加,其中已恢复湿地陆向辐射区无机氮浓度比受损湿地内增加了 2562.30%,以 NH_4^+-N 为主,反硝化作用强烈。通过湖滨带湿地特有的促淤功能,低泥中的氮、磷、有机质含量显著提高。底泥中氮循环微生物数量均有大幅度增加,其中反硝化细菌数量在陆向辐射区和水位变幅区均有显著增加,分别是硝化细菌数量的 10.69 倍和 8.24 倍,反硝化作用强烈。除 Mn 之外,测定的其它 5 种重金属含量均较低,说明重金属污染尚未对研究区水环境造成一定的生态危害。

References:

- [1] Boon P J, Calow P, Petts G E. River Conservation and Management. England: John Wiley & Sons Ltd., 1992. 1~304.
- [2] Dennis F W. Ecological issues related to wetland preservation of riparian ecosystems. Trends Plant Science, 1999, (4): 337~338.
- [3] Molles J, Mannel C, Crawford C. Managed flooding for riparian ecosystem restoration. Bioscience, 1998, 48(9): 749.
- [4] Whigham D F. Ecological issues related to wetland preservation, restoration, creation and assessment. The Science of the Total Environment, 1999, 240: 31~40.
- [5] Cheng S P, Xia Y C. Studies on artificial wetland with cattail (*Typha angustifolia*), Rush (*Juncus effusus*) III. Mechanisms of purifying wastewater. Taihu Lake. Journal of Lake Sciences, 1998, 12(10): 66~71.
- [6] Guo H Y, Wang X R, Zhu J G. Quantification of non-point sources phosphorus pollution in key protection area of Taihu Lake. Chin J Appl Ecol, 15(1): 136~141.
- [7] Sheng X L, Shu J H, Peng B Z, et al. Study on emission standards of total nitrogen and total phosphorus at Taihu Valley in Jiangsu Province Scientia Geographica Sinica, 2002, 22(4): 449~452.
- [8] Shi J H. Status quo of environmental quality in East Taihu Lake. Journal of Lake Sciences, 1994, 6(2): 166~170.
- [9] Xu P Z, Qin B Q. Degeneration of ecosystem of lakeside zone around Taihu Lake and planning for its rehabilitation. Water resources protection, 2002, (3): 31~36.
- [10] Matulewich VA, Finstein MS. Distribution of autotrophic nitrifying bacteria in a polluted river (the Passaic). Appl Environ Microbiol, 1978, 35(1): 67~71.
- [11] Northup R R, Yu Z, Dahlgren R A, Vogt K A. Polyphenol control of nitrogen release from pine litter. Nature, 1995, 377(21): 227~229.
- [12] Rheinheimer G. Aquatic Microbiology. 3rd. New York: John Wiley & Sons, 1985.
- [13] Reddy K R, Patrick Jr W H. Denitrification losses in flooded rice fields. Fert Res, 1986, 9: 99~116.
- [14] Brix H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants-the root-zone method. Water Sci Tech, 1987, 19: 107~118.
- [15] Rogera K H, Breer P F, Chlick A J. Nitrogen removal in experimental wetland treatment systems; evidences for the role of aquatic plants. Res JWPCF, 1991,

63(7):934 ~ 941.

- [16] Wang G X, Pu P M, Huang Y K, *et al.* Distribution and role of denitrifying, nitrifying, nitrosation and ammifying bacteria in the Taihu Lake. *Chin J Appl Environ Biol*, 1998, 5(2):190 ~ 194.
- [17] Christensen P B, Sorensen J. Temporal variation of denitrification activity in plant-covered, littoral sediment from lake Hampen, Denmark. *Appl Environ Microbiol*, 1986, 51(6):1174 ~ 1179.
- [18] Jia Z B, Liang T, Lin J Z, *et al.* Study on heavy metal contamination and potential ecological risk in Hong Kong Rivers. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 1997, 33(4):485 ~ 492.
- [19] Zhang Y P, Qu W C. Determination of Heavy metal contents in the sediments from Taihu Lake and its environmental significance. *Rock and Mineral Analysis*, 2001, 20(1): 34 ~ 36.

参考文献:

- [5] 成水平, 夏宜净. 香蒲和灯心草人工湿地群落对太湖水质净化的机理研究 III. 湖泊科学, 1998, 12(10):66 ~ 71.
- [6] 郭红岩, 王晓蓉, 朱建国. 太湖一级保护区非点源磷污染的定量化研究. 应用生态学报, 2004, 15(1):136 ~ 141.
- [7] 盛学良, 舒金华, 彭补拙, 等. 江苏省太湖流域总氮、总磷排放标准研究. 地理科学, 2002, 22(4): 449 ~ 452.
- [8] 石建华. 东太湖的环境质量现状调查评价. 湖泊科学, 1994, 6(2):166 ~ 170.
- [9] 许朋柱, 秦伯强. 太湖湖滨带生态系统退化原因以及恢复与重建设想. 水资源保护, 2002, (3):31 ~ 36.
- [16] 王国祥, 濮培民, 黄宜凯. 太湖反硝化细菌、亚硝化细菌和氨化细菌的分布及作用. 应用与环境生物学报, 1998, 5(2):190 ~ 194.
- [18] 贾振邦, 梁涛, 林健枝. 香港河流重金属污染及潜在生态危害研究. 北京大学学报, 1997, 33(4):485 ~ 492.
- [19] 张于平, 瞿文川. 太湖沉积物中重金属的测定及环境意义. 岩矿测试, 2001, 20(1):34 ~ 36.