

# 人工湿地运行过程中有机物质的积累

牛晓音, 樊梅英, 常 杰\*, 徐青山, 郑家文, 葛 滢

(浙江大学生命科学学院, 杭州 310012)

**摘要:**研究了杭州西湖边人工湿地污水净化生态工程经一年多运行后有机质的积累情况,同时测定了基质的孔隙度和水力传导性。结果表明,人工湿地在运行一年后总有机质积累达到  $0.658\text{kg/m}^2$ , 60% 有机质积累主要在  $0\sim 100\text{mm}$ 。湿地上、下池有机质积累有明显差异,且随着基质中的深度和离入水口的距离都呈下降趋势。两池中下层孔隙度均高于上层,并存在显著差异。有机质积累对水力传导性和净化效果均有一定影响,可通过定期收割植物和清除枯落物来维持湿地的长期运作能力。

**关键词:**人工湿地;有机质;积累;孔隙度;水力传导性

## Organic Matter Accumulation in A Constructed Wetland During Operation

NIU Xiao-Yin, FAN Mei-Ying, CHANG Jie\*, XU Qing-Shan, ZHENG Jia-Wen, GE Ying  
(College of Life Science, Zhejiang University, Hangzhou 310012, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(8): 1240~1246.

**Abstract:** In order to purify the eutrophic water, we setup a pilot system of the constructed wetland (CW) at the entrance of Xihu Lake, Hangzhou, China. The CW, consists of two plots A and B, is 18m long, 9m wide and 1.2m deep, and the sizes of both plot A and B are 9m long and 9m wide. The substratum of wetland were sands (diameter  $1\sim 3\text{mm}$ , 600mm depth) and gravel (diameter  $30\sim 50\text{mm}$ , 300mm depth), on which *Lolium perenne* Linn was planted from winter to spring, and *Coix lacryma-jobi* Linn. from summer to autumn respectively. In fact, there are two stages in plot A and B in the whole treating process of water purification, Plot A is the first stage and with the aerobic process mainly, plot B is the second stage which, could purify the outflow of A plot again, with the anaerobic process mainly. We examine the accumulation of organic matter (OM) as well as the porosity of substratum after over one year operation with varies hydraulic loading rates ( $200\sim 1\,200\text{mm/d}$ ), so as to evaluate the sustainability of the constructed wetland. And we also investigated the hydraulic conductivity of system during operation.

The total wastewater loading of OM to the wetland was  $766.81\text{g/m}^2 \cdot \text{a}$ . Vertical and horizontal gradients of OM accumulation, measured by method "loss on ignition", were sampled by stratified coring at 36 sites in the CW. Analysis of variance showed highly significant differences ( $P < 0.01$ ) in OM accumulation between two plots of the CW after one year's operation, total accumulations of OM in plot A ( $0.357\text{kg/m}^2$ ) was significantly higher than that of plot B ( $0.297\text{kg/m}^2$ ). In vertical direction, about 60% of the OM accumulated in  $0\sim 100\text{mm}$ , but there was no difference at vertical distance in OM accumulation; In horizontal direction, the OM accumulation decreased with distance increasing from the inlet of eutrophic water, varies depth exhibit the same trend, analysis of variance showed highly significant ( $p < 0.05$ ) difference in OM accumulation at horizontal distances.

基金项目: 欧洲联盟资助项目(ERBIC18CT960059)

收稿日期: 2001-02-22; 修订日期: 2001-11-02

作者简介: 牛晓音, (1976~) 女, 山东淄博人, 硕士, 助教。主要从事环境生态及环境工程方面的研究。现通讯地址: 山东理工大学资源与环境工程学院, 邮编: 255091

\* 通讯作者 Author for correspondence, E-mail: jchang@mail. hz. zj. cn

The porosity of both plots was higher than 40%, and the porosity of substratum was significantly higher than that of superstratum. Analysis of variance showed there was no significant difference in porosity between two plots, neither at vertical distance nor at horizontal distance. Furthermore, we analyzed the relationship between porosity and OM, it showed significant negative correlations between porosity and OM in the substratum of plot A and in two stratuses of plot B.

The hydraulic conductivity of the constructed wetland decreased with the operation, but it kept good conduct situation in the whole period, the lowest value of hydraulic conductivity was 4.11m/h. The conductivity can be improved by cleaning the litter of plant on the surface of CW; the removal of nutrient elements (N, P) could be improved by reaping plant periodically. Plant biomass harvest could reduce the input of OM of plant to the wetland, so it is significant for keeping the sustainable ability of constructed wetland to harvest plant and eliminate litter periodically.

**Key words:** constructed wetland; organic matter; accumulation; porosity; hydraulic conductivity; harvest of plant biomass

文章编号:1000-0933(2002)08-1240-07 中图分类号:Q948.116 文献标识码:A

人工湿地作为一种价廉、快速有效的、可广泛应用的废水处理新技术,其持续运作能力非常重要<sup>[1~6]</sup>。但人工湿地在运行中容易出现基质阻塞问题,解决好这个问题就能更好的发挥出人工湿地的应用潜力。有研究表明,湿地基质中有机质积累具有很高的引起阻塞的可能<sup>[7]</sup>。随着基质的逐渐阻塞,湿地的水力传导性也降低,从而影响水流路径(例如促进表面流动),最终也影响到湿地的处理效果和运行寿命<sup>[8]</sup>。同时,基质的通气状况又会影响到基质的供氧状况,从而影响到好氧微生物的活动,最终也影响湿地的处理效果。因此水力传导性和通气状况的优劣直接决定着人工湿地系统的持续运作能力,而这两方面又直接与有机质的积累相关,因此研究有机质的积累有重要意义。由于湿地中有机质的来源主要是污水和植物,而污水中的有机物是不易控制的,对植物则可能进行合适的管理,因此,尽可能减少植物有机质在基质中的积累是解决前述问题的关键。定期收割植物会使其在湿地去除富营养化成分时起很大作用<sup>[6,9,10]</sup>,但关于收割植物对湿地有机质影响的研究国内外仍不多见。本文通过研究人工湿地在经过一年多的运行后上下池中有机物的积累情况和相关的变化,分析比较植物收割与否对有机质积累及水质总体净化效果的影响,从而为湿地系统的良好运作提供依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 湿地系统

本研究的人工湿地是于 1998 年 5 月在杭州西湖边建造运行的,入水源为西湖西侧龙泓涧流向西湖的入水口,该溪流汇集了山上集存的雨水、两岸村民的生活污水、农田和茶园灌溉渗出水以及水产养殖排水。湿地净面积为 162m<sup>2</sup>,分为 A、B 两个池(面积各为 9m×9m),底部和四周以水泥墙封闭。湿地中以沙(直径 1~3mm)、砾石(直径为 30~50mm)作为基质,分别位于上、下层,厚度各为 600、300mm。采用一自动注水装置间歇注水,水力负荷为 200~1200mm/d。污水在流经湿地前,先经一水箱缓冲,然后沿布水管匀速流入 A 池,向下垂直沉降,经 A 池底部流入 B 池,从 B 池的表面流出。A、B 池其实是整个处理过程的两个阶段,B 池是第二阶段,在系统中的作用是对 A 池净化水的二次净化。入水中 TN、TP、COD 的浓度分别为 5.84±1.97、0.39±0.26、5.25±1.35mg/L,出水中达到 3.23±2.49、0.14±0.12、3.17±0.88mg/L。经一年多运行,入水中 TN、TP、COD 的总负荷量分别达到 941.36、48.97、766.81g/m<sup>2</sup>。本湿地中种植的植物冬季为黑麦草(*Lolium perenne*),夏秋季为美人蕉(*Canna edulis*)和菩提子(*Coix lacryma-jobi*)。

### 1.2 基质取样分析

1999 年 12 月,湿地系统运行一年半后进行取样。取样前先将水临时排光,收割掉干枯的植物。取样时先在湿地 A 池挖一剖面,土壤的 A 层(即有机物沉积层)厚度一般在 1~10cm 之间,因此确定取样深度分为 1~100mm(上层)和 100~400mm(下层)两层。在每个池中均匀布设 36(纵向 6 个×横向 6 个)

个点取基质样(尽量远离布水管,因在此处有机质过于集中,取样无代表性,见图 1),每个点的少量枯落物清除掉。上、下层分别用直径为 760mm、40mm 的塑管挖取,为避免重复,取样距离稍有差别(从离入水口端 1、2、3、5、6、8m 处取)。基质样装入布袋中,经人工去除可见的活或死根(干重比例为 1.82%)后,在烘箱中 80℃下经 48h 烘干至恒重,然后放入马福炉中在 550℃下烧 12h。样品中有机质的含量由燃烧损失(燃烧前取样重—燃烧后重)来计算<sup>[7]</sup>。

1.3 孔隙度的计算

测量所取基质样烘干后的体积、重量,根据公式计算<sup>[11]</sup>:

孔隙度(%)=(1-容重/比重)×100

1.4 水力传导性能测定

本文采用吴振斌等测定湿地内水位的方法来研究系统内的水力传导状况<sup>[12]</sup>。在 A 池随机选取 5 点,埋好标尺,用两只水泵同时向湿地注水,定时记录水位,待水位上升到一定程度,关闭水泵,继续定时记录水位下降情况,直至水位降至沙面以下。作出水位随时间变化曲线,计算水位下降速率。

2 结果与分析

2.1 有机物积累

结果表明,经一年运行后,湿地 A 池的总有机物积累量(0.357 kg/m<sup>2</sup>)明显高于 B 池(0.297 kg/m<sup>2</sup>),差异达到极显著水平( $p<0.01$ ,见表 1)。这说明入水端营养物浓度高,植物吸收生长快,有机物质积累也较多。当污水经 A 池的净化流入 B 池时,水中的营养物浓度已减少,植物生长较慢,有机质积累相对较少。但两池的总积累量占入水总有机负荷量的 85.3%。

湿地中有机物主要积累在 0~100mm 基质中,100mm 以下基质中有机质含量明显降低( $p<0.01$ ,见表 1)。这表明表面至 100mm 之间的有机质积累最多,占一年运行后总有机物积累的一多半,约为 60%。

湿地中水进入 A 池的方式是从管中分布到表面各处,然后从孔中滴入湿地,以保证湿地表面均匀获得污水,并垂直下渗。从图 2 可见,从横向距离上来看,从入水口开始,随距离增加,有机质含量有一普遍下降趋势。不同深度及总的有机质含量符合同样规律。但从纵向距离上来看,不同深度的有机质及总有机质积累却无明显变化。方差分析表明,在横向距离上,有机质的积累存在显著差异( $p<0.05$ ),而在纵向距离上却无差异。由于水中浓度是一样的,所以在两种方向上的差异应是水量差异。上述结果表明池中水分配状况在横向上仍不均匀,纵向基本均匀。

2.2 基质的孔隙度

对孔隙度的计算结果表明,A、B 池的孔隙度均在 40%以上。从表 2 可以看出,湿地两池间的孔隙度无显著差异,但无论在 A 池或 B 池,上层孔隙度均低于下层,差异均达到极显著水平。进一步分析孔隙度与有机质的关系发现(图 3),除了 A 池的上层外,A 池的下层及 B 池的上、下层的孔隙度和有机质均呈显著负相关( $r_1=0.4393^{**}$ , $r_2=-0.4393^{**}$ , $r_3=-0.3323^{*}$ , $n=36$ ),其中 A 池的下层和 B 池的上层的负相关还达到极显著水平。有机质积累少,则孔隙度大。

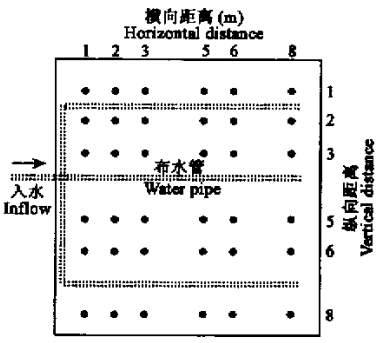


图 1 取样布点图(图中黑点为样点)

Fig. 1 Sample points distribution (black points are sample points)

表 1 有机质积累变化(kg/m<sup>2</sup>)和 *t*-检验(*p* 值)

Table 1 The change of organic matter accumulation (kg/m<sup>2</sup>) and *t*-test (*p* value)

深度(mm) Depth	A 池 plot A			B 池 plot B			<i>p</i> 值 <i>p</i> value
	<i>n</i>	$\bar{x}$	<i>sd</i>	<i>n</i>	$\bar{x}$	<i>sd</i>	
0~100	36	0.222	0.02	36	0.166	0.02	1.39E-15**
100~400	36	0.135	0.01	36	0.131	0.01	0.17
0~400	72	0.179	0.03	72	0.148	0.05	6.03E-06**
<i>p</i> 值	1.09E-27**			2.09E-14**			

\*\*  $p<0.01$

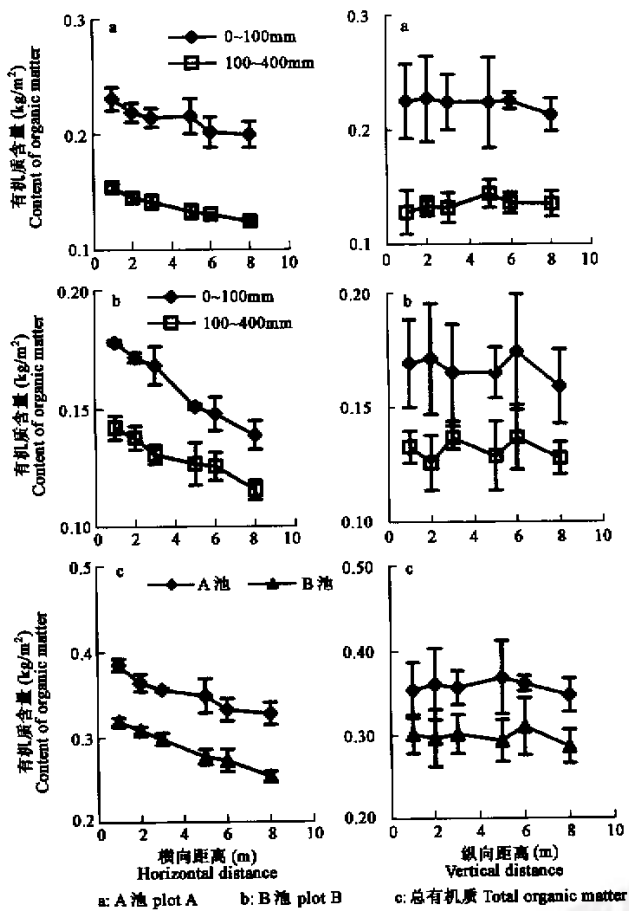


图 2 不同方向上有机质积累随距离的变化

Fig. 2. The change of organic matter accumulation with distance in different direction

有人认为植物根系可维持湿地沙的疏松状态,但也有研究表明植物根的生长和扩展,会在基质上层建立了一较密集的根区,从而使孔隙度下降<sup>[6]</sup>。在取样时发现,基质上层的根大大多于下层,这也说明了下层孔隙度要好于上层的原因,但对植物根系分布深度的测量结果表明,在 A 池,植物的最大根长可达 32~40cm,B 池可达到 25~40cm,也说明少量的根系存在对基质的孔隙度影响不大。

从图 4 可以看出,无论在纵向还是横向距离上,两池的上下层的孔隙度并不随距离的推移而明显变化。方差分析也表明两个方向上不同距离间的孔隙度无差异( $p>0.05$ ,表 2)。从前面有机质积累的结果及相关分析知道,有机质在纵向的积累上无差异,所以孔隙度也不会有明显变化,在横向距离上有机质的积累是有显著差异的,但孔隙度却仍无显著变化,这也说明孔隙度并非完全受有机质影响。

2.3 基质的水力传导性

表 2 孔隙度的变化和  $t$ -检验 ( $p$  值)

Table 2 The change of porosity and $t$ -test ( $p$ value)						
深度(mm) Depth	A 池 Plot A			B 池 Plot B		
	$n$	$\bar{x}$	$sd$	$n$	$\bar{x}$	$sd$
0~100	36	41.13	4.02	36	42.97	3.75
100~400	36	51.92	2.82	36	50.78	2.25
0~400	72	46.53	3.42	72	46.88	2.85
$p$ 值	1.22E-20**			3.65E-15**		

\*:  $p<0.05$ , \*\*:  $p<0.01$

在一年多的运行期间内,对湿地的水力传导情况做了 6 次测量,从图 5 可以看出,随着湿地的运行,基质的水力传导性有下降趋势,这可能与基质中有机质的积累有关。但总的来说,水力传导性能仍较好,最低值仍为 4.11m/h。

在 1998 年 10 月到 1999 年 6 月间,水力传导是呈先升后降趋势的,但在 1999 年 7 月水力传导性略微回升,这主要是由于 6 月湿地中种植的黑麦草已开始枯黄,大量枯落物堆积在基质表面,因此对枯落物及表面的板结块及时进行了全面清除。所以说,定期去除植物枯落物也是维护水力传导性的有效措施。R. Haberl 等<sup>[6]</sup>认为,基质的水力传导状况在  $10^{-3} \sim 10^{-4} \text{m/s}$  时

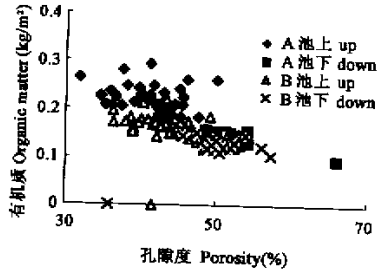


图 3 孔隙度与有机质的相关

Fig. 3 The correlation of porosity and organic matter

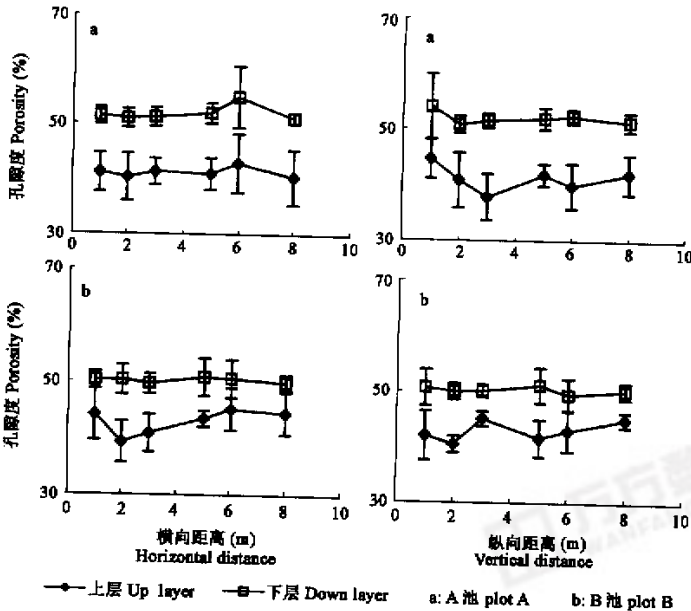


图 4 不同方向上孔隙度随距离的变化

Fig. 4 The change of porosity with distance in different direction

便是较好状态。在本试验中,水力传导的最低值仍好于这个水平,也充分肯定了定期收割植物和去除植物枯落物对减少有机质积累和维护水力传导的正面作用。

进一步结合 COD 的去除率来分析,从图 6 可以看出,在 1998 年 10 月至 1999 年 3 月间,水力传导呈上升趋势时,COD 的去除率也是如此,但在 1999 年 4~5 月间,由于有机质的积累,水力传导下降,但 COD 的去除率仍保持较高值,主要是由于此时植物处于生长旺期,说明在有机质积累影响到基质通气状况使好氧微生物的作用有所减弱时,植物又发挥了替代补偿作用。当 1999 年 7 月水力传导性略微回升时,COD 的去除率却下降,主要是因为前一种植物已枯亡而替代植物生长旺期末启动,大量的枯落物及残留在基质中的根释放有机质进入土壤,造成了土壤内部的高有机负荷。

2.4 植物收割对水质总体净化效果的影响

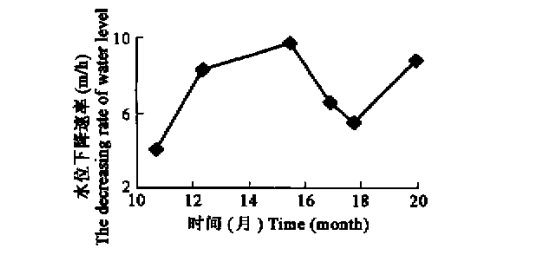


图 5 水力传导的时间变化

Fig. 5 The temporal change of hydraulic conductivity

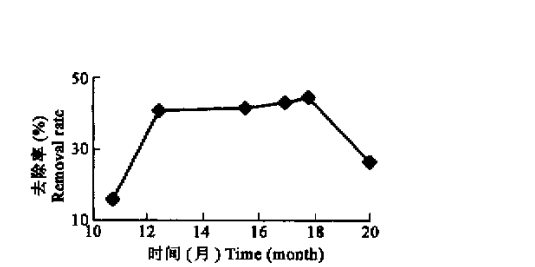


图 6 COD 的时间变化

Fig. 6 The temporal change of COD

在本研究中,以收割为植物的管理方式。一方面收割在一定程度上促进了 N、P 等营养元素的去除(见表 3),另一方面收割的植物作为鱼饲料加以利用。

表 3 植物收割对污物去除率的影响

Table 3 The effect of plant harvest on removal rate of pollutant										
作用方式	TN		TP		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N		KN	
Modle of action	A	NA	A	NA	A	NA	A	NA	A	NA
B	62.9	83.76	52.4	80.03	75	50.51	93.6	88.32	62.4	84.72
NB	37.9	57.78	51.5	71.79	—11	68.4	91.4	91.63	40	57.47

A,A 池植物未收割 plant in plot A were not harvested,NA,A 池植物已收割 plant in plot A were harvested,B,有 B 池作用 plot B was in work,NB:无 B 池作用 no work of plot B

3 讨论

从本文的研究来看,入水中 COD 的总负荷为 0.767kg/m<sup>2</sup>,COD 的年去除率为 37.51%,年去除量为 0.288 kg/m<sup>2</sup>,而湿地中有机物的积累量为 0.658 kg/m<sup>2</sup>,高于入水总有机负荷与湿地去除量的差值(0.479 kg/m<sup>2</sup>)。因此,植物是最大的而且是最有可能的额外有机物来源。由于有充足的水和营养供应,人工湿地中植物的年生产力很高(地上部分干重为 7.31~8.55kg/m<sup>2</sup>),这样导致了较高的潜在的有机负荷。因此,应对植物进行收割。另外,植物生长过程中通过根沉积过程还可释放很多有机复合物到土壤中,在某些类型处理湿地中,由根分泌的有机碳一方面可作为微生物的碳源,另一方面也造成积累<sup>[13]</sup>,所以在湿地植物季节替换时,应将其地下部分也一并清除,以保证湿地的长期运作能力。

在研究中强调对植物进行收割、定期去除枯落物的管理及维护方式,因为在未收获的人工湿地中阻塞现象比较常见。至于收割对有机质积累的影响可从表 4 看出,本研究与 Tanner 等的研究相比,有机物负荷量相差不大,但有机积累量却很小,这也正说明了收割的意义。

表 4 植物收割对有机质积累的影响

Table 4 The effect of plant harvest on OM accumulation					
湿地面积 Wetland area (m <sup>2</sup> )	入水负荷 Inflow load (mm/d)	有机物负荷 OM load (kg/m <sup>2</sup> )	植物生物量 Plant biomass (kg/m <sup>2</sup> )	有机物积累量 OM accumulation (kg/m <sup>2</sup> )	植物管理方式 Management pattern
162	200~1200	0.54	2.21	0.65	收割 Harvest
19	21	0.64	2.80	1.34	不收割 No harvest

在运行过程中还发现,湿地水流速度降低原因主要是表层有机质结壳,所以也正说明有机质的积累会直接影响湿地水力传导性能,进而影响到湿地的处理效果和运行寿命。

总之,与发达国家相比,我国土地资源紧张,不可能建立足够大面积的湿地,但我国人力资源丰富,不会出现在发达国家那种由于昂贵的人工费而使人工湿地无人维护的状况,因此,收割在我国人工湿地研究中是避免有机质过多积累的一条可行的途径。另外,对植物进行收获还可得到产品,从而实现多种经营、经济

上可持续发展的生态工程管理模式。

#### 4 结论

(1)人工湿地中有机物的积累主要在表层,且 A 池高于 B 池,存在明显差异,并随距入水端的距离和在基质中的深度有明显变化,呈下降趋势。

(2)A、B 池基质的孔隙度均达到 40% 以上,且下层优于上层,存在极显著差异。

(3)有机质与孔隙度有明显的负相关关系,但孔隙度并不完全受有机质影响。

(4)有机质积累对水力传导性有一定影响,但可通过植物种的选择和定期收割及去除枯落物来维持长期的良好运作。

#### 参考文献

- [1] Huang L N(黄立南),Lan C Y(蓝崇钰). Study on wastewater treatment of constructed wetland. *Ecologic Science* (in Chinese)(生态科学),1996,**15**(2):117~120.
- [2] Cheng S P(成水平). Advance in biological base of wastewater treatment system of constructed wetland. *Journal of Lake Sciences*(in Chinese)(湖泊科学),1996,**8**(3):268~273.
- [3] Wu X L(吴晓磊). The mechanism of wastewater treatment of constructed wetland. *Environmental Science* (in Chinese)(环境科学),1995,**16**(3):83~86.
- [4] Zhang J Y(张甲耀),Xia S L(夏盛林),Xiong K(熊凯),et al. Study on the subsurface flow constructed wetlands wastewater treatment system. *Environmental Science*(in Chinese)(环境科学),1998,**19**(4):36~39.
- [5] Michael C Kemp. Subsurface flow constructed wetlands treating municipal wastewater for nitrogen transformation and removal. *Water Environment Research*,1997,**69**(7):1254~1262.
- [6] Haberl R,Perfler R and Mayer H. Constructed wetlands in Europe. *Wat. Sci. Tech.*,1995,**32**(3):306~315.
- [7] Tanner CC, Sukias J P S and Upsdell M P. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Wat. Res.*,1998,**32**(10):3046~3054.
- [8] Rich L G. A critical look at rock filters. *Journal of Environment Engineering*,ASAE114,1988,219~223.
- [9] Gersberg R M, Elkins B V, Lyon S R, et al. Role of aquatica plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Wat. Res.*,1986,**20**(3):363~368.
- [10] Breen P F. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. *Wat. Res.*,1990,**24**(6):689~697.
- [11] Zhu H J(朱鹤健),He Y G(何宜庚). *Soil Geography*(in Chinese). Sichuan:Higher education Press,1992. 46~48.
- [12] Wu Z B(吴振斌),Zhan F C(詹发萃),Deng J Q(邓家齐),et al. Wastewater treatment by integrated biological pond system. *Acta Scientiae Circumstantiae*(in Chinese)(环境科学学报),1994,**14**(2):223~228.
- [13] Chen N C(陈能场),Tong Q X(童庆宣). Role of rhizosphere in environmental science. *Chinese Journal of Ecology* (in Chinese)(生态学杂志),1994,**13**(3):45~52.