

# 人工沉床技术在城市景观河道中的应用及其对总磷去除效果研究

李金中<sup>1,2</sup>, 李学菊<sup>2</sup>, 刘学功<sup>2</sup>, 黄岁樑<sup>1</sup>

(1. 南开大学环境科学与工程学院, 天津 300071; 2. 天津市水利科学研究院, 天津 300061)

**摘要:**提出了一种模块化气浮调节式人工沉床装置,并应用于富营养化水体的生态修复.该装置克服了水深变化大、富营养化水体透明度低、夏季藻类和浮萍泛滥等不利因素对水生植物生长的制约,显著提高了重富营养化水体中植物栽植的成活率.通过在天津市外环河的现场实验表明:当停留时间为 5.48 d 时,人工沉床对总磷的去除率在植物生长期内可达到 30%~40%;冬季仍维持在 7%~20% 左右.总磷浓度随停留时间的变化符合一级动力学方程,相关系数( $R^2$ )在 0.9 以上.衰减系数( $k$  值)随水温的变化趋势符合 S 型增长曲线,即在水温过低和过高时,水温的变化对  $k$  值的影响并不大,而在某一适当温度范围内,水温的上升将导致  $k$  值的快速增加.

**关键词:**人工沉床;水质净化;生态修复技术;水生植物;总磷去除

中图分类号:X522 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2011)05-1279-06

## Study on the Effect of Total Phosphor Removing by Constructed Submerged Hydrophyte Bed for Urban Landscape River

LI Jin-zhong<sup>1,2</sup>, LI Xue-ju<sup>2</sup>, LIU Xue-gong<sup>2</sup>, HUANG Sui-liang<sup>1</sup>

(1. College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300071, China; 2. Tianjin Institution of Water Sciences, Tianjin 300061, China)

**Abstract:** A kind of modularized and air adjustable constructed submerged plant bed (CSPB) was used to restore the eutrophic water. This CSPB helps hydrophytes to grow up under poor conditions, like frequently changed water depth, blurred water transparency, algae bloom and duckweed rampant in summer, which are not suitable for growing water plants naturally. The experiments in Waihuan River of Tianjin show that total phosphor (TP) reduces 30%~40% in growing season and 7%~20% in winter when the detention time is 5.48 days. The variation between the concentration of TP and the detention time follows the first-order kinetic equation, the correlation coefficients ( $R^2$ ) is above 0.9. The attenuation coefficients  $k$  of the kinetic equation changes with the water temperature. When the water temperature is quite low or quite high, the value of  $k$  is not significantly changed with the temperature of water. While when the temperature is in a moderate range, an increase of water temperature leads to a rapid increase of  $k$  value.

**Key words:** constructed submerged plant bed; water purification; eco-restoration techniques; hydrophyte; removal of total phosphor

近年来,以水生植物为核心的生物生态水体修复技术已成为研究热点<sup>[1-3]</sup>.水生植物对水体的净化是一个复杂的物理、化学和生物过程<sup>[4,5]</sup>,既包括植物的吸收<sup>[6-8]</sup>,释放氧气<sup>[9-11]</sup>和微生物降解<sup>[12-14]</sup>等作用,也包括生物化感<sup>[15-18]</sup>和克藻<sup>[19-22]</sup>的效果,部分水生植物对重金属具有较好的去除效果<sup>[23,24]</sup>.但对于大多数城市景观河道,受硬质护砌、水深变化大、水体透明度低、夏季藻类及浮萍泛滥影响,水生植物极难成活<sup>[25,26]</sup>.

人工沉床装置利用载体和沉水基质营造适宜水生植物生长的环境条件,并在基质上种植水生植物,达到修复受损水体生境,进而恢复水生生态系统的目的.该装置利用浮力调节系统人为控制植物在水下的深度,解决了水深变化大、透明度低、夏季藻类及浮萍泛滥等不利因素对植物生长的制约<sup>[27]</sup>.通

过在天津市外环河建立人工沉床示范工程,进行了长达 1 a 的水质监测,研究了人工沉床对总磷的净化效果,并建立了人工沉床对总磷的降解模型.

### 1 材料与方 法

现场实验在天津市外环河内进行,外环河是天津市的一条重要景观河道,两侧边坡已护砌,水位季节性变化较大,水深 2~3 m.受城市面源影响,水质较差,为劣 V 类水体,夏季经常暴发藻类和浮萍,透明度极低,在河底直接栽植水生植物极难成活.

实验设备为模块化气浮调节式人工沉床装置.

收稿日期:2010-05-31;修订日期:2010-10-13

基金项目:天津市重大科技攻关项目(043115111-3);水利部公益性行业科研专项经费项目(200801100);天津市农业科技成果转化项目(0802110)

作者简介:李金中(1970~),男,博士研究生,高级工程师,主要研究方向为水环境与水生态, E-mail: sbqqqk@sohu.com

该装置为 6 m × 6 m 的正方形,床体结构由以下 4 部分组成:①受力载体构件;②植物种植箱体及填充基质;③高等水生植物;④浮力调节构件,如图 1. 受力载体由镀锌管材加工连接而成,起支撑和连接作用,植物种植框为无毒塑料框,填料为陶粒和页岩,其主要作用是植物根系生长提供支撑,同时为微生物附着提供载体,填料厚度为 25 cm. 水生植物可选用多年生的挺水植物、浮叶植物、漂浮植物或沉水植物. 浮力调节构件又包括固定浮子和浮力调节管 2 部分,浮力调节管可通过改变管内气压来调节浮力大小,从而实现床体在水中的上下移动.

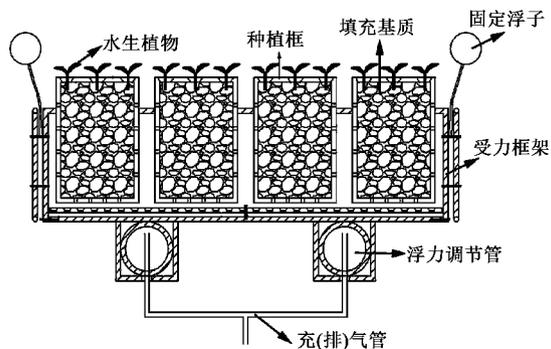


图 1 人工沉床结构示意图

Fig. 1 Structure of the submerged plant bed

实验共分为 2 个阶段进行. 第一阶段为水深对植物成活率影响实验,植物种植时间为 2007 年 7 月,共设有 50 个床体,在实验河段排成一列,床与床间隔 2 m. 种植植物有黑三棱、香蒲、水葱、芦苇和睡莲,种植水深分别按 30、50 和 80 cm 这 3 个深度组合,每个床体种植一种植物,株行距为 40 cm × 40 cm. 种植 1 个月后,统计成活和死亡的植株数量以及成活植株的生长情况,并计算不同水深条件下的成活率.

第二阶段为人工沉床对水质净化效果实验. 首先将示范区内的沉床全部调到水面以下 30 cm,对死亡植物进行全部更换,待植物成活后,随着植物生长逐渐加大沉床在水下的深度. 2007 年 10 月 17 日后开始取样监测,此时床体在水面下的深度达到 80 cm,并一直保持水深不变. 实验到 2008 年 9 月 17 日结束. 实验期间实验区内水流平缓,流速约为 82 m/d,无明显死水区. 实验过程中按水流方向在实验段均匀布设 8 个取样断面,各取样断面对应的停留时间见表 1.

监测时每个断面分别取一个水样,取样深度为水面下 0.5 m. 总磷采用过硫酸钾消解-钼锑抗分光

表 1 各取样断面对应的停留时间

监测断面	距进水断面的距离/m	停留时间/d
1 号(进水断面)	0	0
2 号	60	0.73
3 号	120	1.46
4 号	180	2.19
5 号	240	2.93
6 号	300	3.66
7 号	360	4.38
8 号(出水断面)	450	5.48

光度法进行测定.

## 2 结果与分析

### 2.1 水深条件对植物成活率的影响

实验期间外环河水体透明度为 30 ~ 50 cm,不同水深条件下植物成活率及其生长状况见表 2.

表 2 表明,种植初期将床体控制在水面以下 30 cm 左右时,植物成活率较高,而且成活后生长状况较好;而床体在水面以下深度达到 50 cm,植物成活率明显降低,而且成活后植物的生长也受到抑制;当床体在水面以下深度达到 80 cm,植物成活率极低,而且成活后植物的生长状况也较差. 这主要因为,在重富营养化水体中,由于水面经常性暴发藻类及浮萍,水体透明度极低,高等维管束植物极难取得竞争上的优势,可见,种植初期水深对植物成活至关重要.

植物成活后,随着植物的生长,可以逐渐增加植物在水中的深度,但不同的植物所适应的水深条件是不同的. 根据本实验过程中的观察,对于挺水植物,如芦苇、黑三棱、香蒲、水葱等,适宜水深为植物本身高度的 1/3 ~ 1/2;对于浮叶植物,如睡莲,沉床在水下的深度不宜大于植株本身的高度,以保证植物叶片浮于水面.

### 2.2 沉床系统对总磷的去除率

实验区进、出水断面总磷浓度变化见图 2,示范区总磷去除率变化见图 3.

图 2 表明,进水总磷浓度在实验期间波动较大,3 ~ 5 月较高,其它月份略低. 主要原因是初期降雨产生的雨水径流,将大量含磷污染物带入河道所致. 出水水质变化与进水水质变化趋势基本一致,但出水中总磷浓度均明显低于进水. 两者变化趋势基本一致的原因是目前外环河污染负荷较大,已超出人工沉床系统的净化能力,此时进水浓度的增加导致出水浓度的增加.

表 2 不同沉水深度下气浮调节式沉床上植物成活率及其生长状况

Table 2 Survival rate and growth status of plants in different water depths

植物种类	水深/cm	总株数/株	成活数/株	成活率/%	生长状况
黑三棱	30	900	732	81.3	生长旺盛,分枝和新芽较多
	50	900	587	65.2	一般,有分枝和新芽
	80	900	135	15.0	瘦弱
香蒲	30	900	683	75.9	生长旺盛,分枝和新芽较多
	50	900	486	54.0	一般,有分枝和新芽
	80	900	98	10.9	瘦弱,植株发黄
水葱	30	900	704	78.2	生长旺盛,分枝和新芽较多
	50	900	531	59.0	一般,有分枝和新芽
	80	900	104	11.6	瘦弱,无分枝
芦苇	30	675	546	80.9	生长旺盛,分枝和新芽较多
	50	675	345	51.1	一般,有分枝和新芽
	80	675	131	19.4	瘦弱,分枝和新芽较少
睡莲	30	450	312	69.3	生长旺盛,有分枝和新芽
	50	450	178	39.6	一般,未发现分枝
	80	225	35	15.6	瘦弱,未发现分枝和新芽

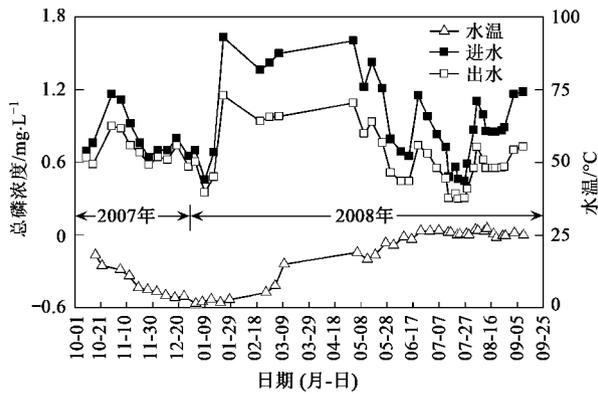


图 2 进水及出水断面总磷浓度变化趋势

Fig. 2 Variation of TP concentrations with time

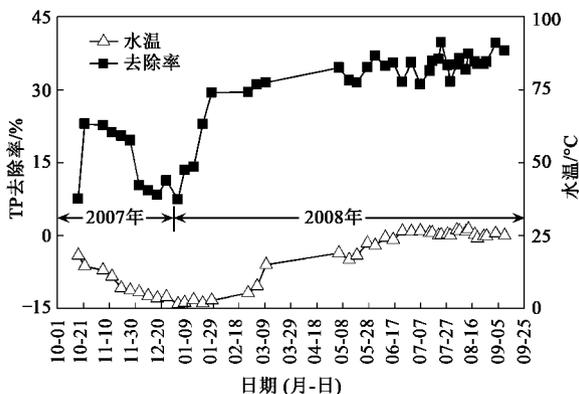


图 3 人工沉床对总磷去除率的变化趋势

Fig. 3 Variation of removal efficiency with time

图 3 表明,总磷去除率受进水浓度和气温变化的影响有一定的波动现象,总体变化趋势为:10~11月上旬呈上升趋势;而11月中下旬以后开始下

降;12月~次年2月去除率较低,在7%~20%左右;而2~5月总磷去除率迅速上升,到5月底以后,基本达到平稳阶段,在30%~40%之间波动。

造成总磷去除率变化的原因是:10月为植物种植初期,生物量及密度都较低,对污染物的去除率较低,而10~11月上旬虽然气温不断下降,但仍能适合植物生长,随着植物生物量的增加和植物密度增大,对总磷的去除率呈上升趋势。进入11月下旬后,植物已基本进入休眠期,而且受气温影响微生物活动也明显减弱,表现出对总磷的去除率明显下降。自2~5月,随着气温的回升,植物进入萌芽和快速生长阶段,微生物活动也迅速加强,表现出对总磷的去除率迅速上升;到5月后,水生植物生长基本达到稳定,而且微生物活动也达到最大,因此,总磷的去除率基本保持稳定。

### 2.3 总磷浓度随停留时间的变化关系

根据人工沉床实验区内8个监测断面的总磷浓度监测结果及其对应的停留时间,本研究利用一级动力学方程对总磷浓度随停留时间的变化进行了模拟分析。一级动力学方程如下:

$$c_t = c_0 \times e^{-kt}$$

式中, $c_t$ 为停留时间为 $t$ 时的出水浓度,mg/L; $c_0$ 为进水浓度,mg/L; $k$ 为衰减系数, $d^{-1}$ ; $t$ 为停留时间,d。

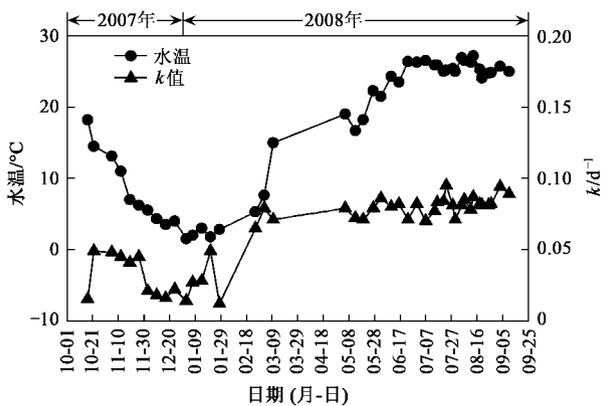
模拟结果见表4。结果表明,人工沉床实验区内水体总磷浓度随停留时间的变化符合一级动力学方程,相关系数( $R^2$ )均在0.9以上。

模型中的 $k$ 值随季节变化的趋势如图4。

表 4 总磷浓度随停留时间的变化关系

Table 4 Relationship of concentrations of TP with the retention time

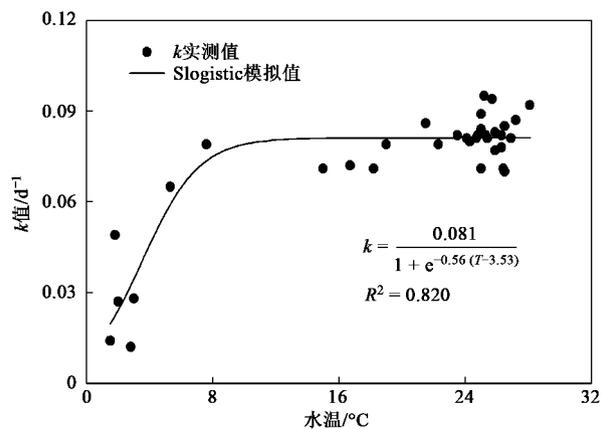
日期 (年-月-日)	水温 /°C	$c_0$ /mg·L <sup>-1</sup>	$k$ /d <sup>-1</sup>	相关系数 $R^2$	日期 (年-月-日)	水温 /°C	$c_0$ /mg·L <sup>-1</sup>	$k$ /d <sup>-1</sup>	相关系数 $R^2$
2007-10-17	18.2	0.69	0.015	0.998	2008-06-10	24.3	0.79	0.080	0.998
2007-10-22	14.5	0.76	0.049	0.999	2008-06-16	23.5	0.69	0.082	0.998
2007-11-05	13.1	1.16	0.048	0.999	2008-06-23	26.4	0.65	0.071	0.998
2007-11-12	11.0	1.11	0.045	0.998	2008-06-30	26.3	1.15	0.082	0.998
2007-11-19	7.0	0.92	0.041	0.998	2008-07-07	26.5	0.98	0.070	0.998
2007-11-26	6.2	1.07	0.045	0.998	2008-07-14	25.9	0.83	0.077	0.998
2007-12-03	5.5	0.76	0.021	0.998	2008-07-16	25.9	0.73	0.083	0.998
2007-12-10	4.3	0.64	0.018	0.998	2008-07-21	25.0	0.48	0.084	0.998
2007-12-17	3.5	0.70	0.016	0.998	2008-07-23	25.2	0.56	0.095	0.998
2007-12-24	4.0	0.70	0.022	0.998	2008-07-28	25.4	0.46	0.081	0.998
2008-01-02	1.5	0.80	0.014	0.998	2008-07-30	25.0	0.45	0.071	0.998
2008-01-07	2.0	0.65	0.027	0.998	2008-08-04	26.9	0.59	0.081	0.998
2008-01-14	3.0	0.70	0.028	0.998	2008-08-06	26.5	0.87	0.085	0.998
2008-01-21	1.8	0.45	0.049	0.999	2008-08-11	26.3	1.10	0.078	0.998
2008-01-28	2.8	0.68	0.012	0.564	2008-08-13	27.2	0.99	0.087	0.998
2008-02-25	5.3	1.63	0.065	0.999	2008-08-18	25.3	0.86	0.082	0.998
2008-03-03	7.6	1.36	0.079	0.998	2008-08-20	24.1	0.85	0.081	0.998
2008-03-10	15.0	1.42	0.071	0.998	2008-08-25	24.7	0.85	0.081	0.998
2008-05-05	19.0	1.50	0.079	0.998	2008-08-27	24.8	0.86	0.082	0.998
2008-05-13	16.7	1.60	0.072	0.998	2008-09-03	25.7	1.16	0.094	0.998
2008-05-19	18.2	1.22	0.071	0.998	2008-09-10	25.0	1.18	0.089	0.998
2008-05-27	22.3	1.43	0.079	0.998	2008-09-17	28.1	1.18	0.092	0.998
2008-06-02	21.5	1.21	0.086	0.998					

图 4  $k$  值随时间变化趋势Fig. 4 Variation of  $k$  value with time

从图 4 可见,  $k$  值在 10~12 月呈现出下降的趋势, 1 月达到最小, 2~5 月迅速上升, 6~9 月基本保持稳定。除实验初期外, 其它月份  $k$  值变化趋势与水温的变化趋势相似, 即水温下降时,  $k$  值减少, 水温上升时,  $k$  值增大, 说明该模型中的  $k$  值受水温影响较大。初期尽管气温逐渐下降, 而衰减系数  $k$  值仍在增大, 其原因是此时植物生物量及密度相对较低, 对污染物的去除效果较差, 而 10 月水温仍适合植物生长。因此, 随着植物生物量的增加和植物密度增大,

人工沉床对总磷的去除效果呈上升趋势。

为进一步分析总磷的衰减系数 ( $k$ ) 随水温 ( $T$ ) 的变化关系, 本研究利用 S 型增长模型对二者之间的相关性进行了回归分析, 结果见图 5。

图 5  $k$  值随水温变化Fig. 5 Variation of  $k$  value with water temperature

由图 5 可见, 总磷的衰减系数 ( $k$  值) 随水温的变化趋势符合 S 型增长关系, 复相关系数 ( $R^2$ ) 达到 0.82。即当水温低于 4°C 或高于 10°C 时, 水温的变化对  $k$  值的影响并不明显, 但水温在 4~10°C 范围内

变化时,水温的上升导致  $k$  值的快速增加.造成这一现象的原因与水生植物的生态特征有关,水生植物生长对水温有一个最适温度和耐受极限范围<sup>[28]</sup>,当水温高于植物的最低耐受极限但低于最适温度时,水温变化对植物生长的影响为重要,水温越高,植物生长越旺盛,表现出  $k$  值快速增加;而水温达到最适温度范围时,水温变化对植物生长的影响减弱,表现出水温变化对  $k$  值的影响不大.

总结上述实验,人工沉床系统中总磷的衰减系数( $k$  值)在不同季节的取值范围如表 5,可为今后实验和工程参考.

表 5 模型中总磷的  $k$  值  
Table 5 The  $k$  value of TP in the model

时间	3~10 月	11 月~次年 2 月
$k$ 值范围/ $d^{-1}$	0.079~0.095	0.012~0.065

### 3 讨论

我国大部分城市景观河道兼有排沥功能,水深变化较大,受城市面源污染影响,水体富营养化问题突出,水体透明度低,加上河道硬质护砌,水生植被的恢复非常困难.因此,在进行水生植被恢复时,必须采取人工协助措施改变生境条件,才能达到高等水生植物移栽成活的目的.本研究提出的气浮式人工沉床通过浮力调节,人为控制植物在水下的深度,可有效克服水深变化大、水体透明度低、藻类和浮萍泛滥等不利因素对水生植物生长的制约,显著提高水生植物栽植的成活率,对修复低透明度和水深较大的重污染水体具有明显优势,可为富营养化水体水生植物的快速恢复和群落构建提供新的途径.

人工沉床系统中大型水生植物仍处于核心地位.不同种类的植物在营养吸收能力、根系深度、氧气释放量、生物量和抗逆性等方面存在差异<sup>[29]</sup>,因此,它们对水体的净化作用并不相同.不同植物种类的人工沉床对磷的去除差异,以及植物混合种植是否比单一种植更能有效地净化水体,仍有待进一步探讨.

水生植物对磷的去除机制是一个复杂的物理、化学和生物过程,既包括植物的同化吸收,也包括植物与微生物的协同作用.因此,以水生植物为核心的人工沉床,对磷的去除效果除受水温影响外,也可能受 pH、光照、磷的存在形态等其它外界因素的影响.而 pH、光照、磷的存在形态等因素对磷去除效果的影响仍有待进一步探讨.

### 4 结论

(1)模块化气浮调节式人工沉床技术可以人为调控植物在水下的深度,大大提高了重富营养化水体植物栽植的成活率.

(2)人工沉床对总磷具有明显的去除效果,植物生长期总磷去除率可达到 30%~40%,冬季去除效果有所下降,但仍维持在 7%以上.

(3)人工沉床实验区内水体总磷浓度随停留时间的变化符合一级动力学方程,水温是影响方程中  $k$  值变化的重要因素.

(4)  $k$  值随水温的变化趋势符合 S 型增长曲线,即在水温过低和过高时,水温的变化对  $k$  值的影响并不大,而在某一适当温度范围内,水温的上升将导致  $k$  值的快速增加.

#### 参考文献:

- [1] 种云霄,胡洪营,钱易.大型水生植物在水污染治理中的应用研究进展[J].环境污染防治技术与设备,2003,4(2):36-40.
- [2] 朱亮,苗伟红,严莹.河流湖泊水体生物-生态修复技术述评[J].河海大学学报(自然科学版),2005,23(1):59-62.
- [3] 赵丽萍,许卉.野生植物资源香蒲的综合开发与利用[J].中国林副特产,2007,1:80-81.
- [4] 邓辅唐,卿小燕,孙佩石.人工湿地可持续运营模式应用研究[J].高科技与产业化,2006,9:31-32.
- [5] 黄亚,傅以钢,赵建夫.富营养化水体水生植物修复机理的研究进展[J].农业环境科学学报,2005,24(增刊):379-383.
- [6] Shaltout K H, Galal T M, Komi T M E. Evaluation of the nutrient status of some hydrophytes in the water courses of Nile Delta, Egypt[J]. Journal of Botany, 2009, 2009: 1-11.
- [7] Zhang X B, Liu P, Yang Y S, et al. Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamental hydrophytes[J]. Journal of Environmental Sciences, 2007, 19(8): 902-909.
- [8] 万晓红,李旭东,王雨春,等.不同水生植物对湿地无机氮素去除效果的模拟[J].湖泊科学,2008,20(3):327-333.
- [9] Sorrell B K, Armstrong W. On the difficulties of measuring oxygen release by root systems of wetland plants[J]. Journal of Ecology, 1994, 82: 177-183.
- [10] Pempkowiak H O, Ozimek T, Hausteijn E. The removal of biogenic compounds and suspended solids in a constructed wetland system[J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2002, 11(3): 261-266.
- [11] 李林锋,年跃刚,蒋高明.人工湿地植物研究进展[J].环境污染与防治,2006,28(8):616-619.
- [12] 李睿华,管运涛,何苗,等.河岸芦苇、茭白和香蒲植物带处理受污染河水中试研究[J].环境科学,2006,27(3):493-497.
- [13] 孙瑞莲,张建,王文兴.8种挺水植物对污染水体的净化效果比较[J].山东大学学报(理学版),2009,44(1):12-16.

- [14] 常会庆, 杨肖娥, 方云英, 等. 伊乐藻和固定化细菌共同作用对富营养化水体中养分的影响[J]. 水土保持学报, 2005, **19**(3): 114-117.
- [15] 洪喻, 胡洪营. 水生植物化感抑藻作用研究与应用[J]. 科学通报, 2009, **54**(3): 287-293.
- [16] 李锋民, 胡洪营. 植物化感作用控制天然水体中有害藻类的机理与应用[J]. 城市给排水, 2004, **30**(2): 1-4.
- [17] 王卫红, 季民, 王苗苗, 等. 川蔓藻在再生水体中对普通小球藻的化感作用[J]. 湖泊科学, 2007, **19**(3): 321-325.
- [18] 门玉洁, 胡洪营. 芦苇化感物质 EMA 对铜绿微囊藻生长及藻毒素产生和释放的影响[J]. 环境科学, 2007, **28**(9): 2058-2062.
- [19] 鲜启鸣, 陈海东, 邹惠仙, 等. 四种沉水植物的克藻效应[J]. 湖泊科学, 2005, **17**(1): 75-80.
- [20] Li F M, Hu H Y. Allelopathic effects of different macrophytes on the growth of *Microcystis aeruginosa* [J]. Allelopathy Journal, 2005, **15**(1): 145-152.
- [21] Hong Y, Hu H Y. Effects of the aquatic extract of *Arundo donax* L. (giant reed) on the growth of freshwater algae [J]. Allelopathy Journal, 2007, **20**(2): 315-325.
- [22] Hong Y, Hu H Y, Xie X, et al. The responses of enzymatic antioxidants and non-enzymatic antioxidants in cyanobacterium *microcystis aeruginosa* to allelochemical ethyl 2-methyl acetoacetate (EMA) isolated from reed (*Phragmites communis*) [J]. Journal of Plant Physiology, 2008, **165**(12): 1264-1273.
- [23] Maleva M G, Nekrasova G F, Bezel V S. The response of hydrophytes to environmental pollution with heavy metals [J]. Russian Journal of Ecology, 2007, **35**(4): 230-235.
- [24] Keskinan O, Goksu M Z L, Yuceer A, et al. Comparison of the adsorption capabilities of *Myriophyllum spicatum* and *Ceratophyllum demersum* for zinc, copper and lead [J]. Engineering in Life Sciences, 2007, **7**(2): 192-196.
- [25] 程南宁, 朱伟, 张俊. 重污染水体中沉水植物的繁殖及移栽技术探讨[J]. 水资源保护, 2004, **6**: 8-12.
- [26] 张圣照, 王国祥, 濮培民. 太湖藻型富营养化对水生高等植物的影响及植被的恢复[J]. 植物资源与环境, 1998, **7**(4): 52-57.
- [27] 李金中, 李学菊. 人工沉床技术在水环境改善中的应用研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2006, **25**(增刊): 825-830.
- [28] 郭长城, 胡洪营, 李锋民, 等. 湿地植物香蒲体内氮、磷含量的季节变化及适宜收割期[J]. 生态环境学报, 2009, **18**(3): 1020-1025.
- [29] 李志炎, 唐宇力, 杨在娟, 等. 人工湿地植物研究现状[J]. 浙江林业科技, 2004, **24**(4): 56-62.