

陈 鸣, 闫春妮, 王瑶瑶, 等. 潮汐流人工湿地除污效果和基质酶活性[J]. 江苏农业学报, 2021, 37(4): 919-928.  
doi:10.3969/j.issn.1000-4440.2021.04.014

## 潮汐流人工湿地除污效果和基质酶活性

陈 鸣<sup>1</sup>, 闫春妮<sup>2</sup>, 王瑶瑶<sup>2</sup>, 黄 娟<sup>2</sup>

(1. 南京市生态环境保护科学研究院, 江苏 南京 210013; 2. 东南大学土木工程学院市政工程系, 江苏 南京 210096)

**摘要:** 为探究植物和水位对潮汐流人工湿地净化能力的影响, 对无植物和不同水位运行的黄菖蒲湿地除污效果、污染物降解动力学和基质酶活性进行了研究。结果表明, 黄菖蒲使总氮(TN)和总磷(TP)去除效果分别提高26.56个百分点和21.35个百分点, 低水位使铵态氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )去除效果提高12.77个百分点, 饱和黄菖蒲湿地整体除污效果最佳, 化学需氧( $\text{COD}_{\text{Cr}}$ )量、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN和TP平均去除率分别为 $89.00\% \pm 2.68\%$ 、 $68.08\% \pm 2.90\%$ 、 $75.23\% \pm 2.81\%$ 和 $94.35\% \pm 1.18\%$ 。 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TP在淹没1 h内高效去除, 无植物湿地淹没46 h后会发磷解析, 而TN去除需要较长的淹没时间。无植物湿地、半饱和及饱和黄菖蒲湿地脱氮限制路径分别为硝化作用、反硝化作用和硝化/反硝化协同作用。此外, 不同基质酶对黄菖蒲和水位响应不同, 黄菖蒲能提高脲酶和磷酸酶活性, 这2种酶可作为湿地水质净化效果的评价指标, 且脲酶对水位较为敏感。

**关键词:** 潮汐流人工湿地; 黄菖蒲; 水位; 污染物降解; 酶活性

**中图分类号:** X52 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4440(2021)04-0919-10

## Decontamination effect and substrate enzyme activities of tidal flow constructed wetland

CHEN Ming<sup>1</sup>, YAN Chun-ni<sup>2</sup>, WANG Yao-yao<sup>2</sup>, HUANG Juan<sup>2</sup>

(1. Nanjing Research Institute of Environmental Protection, Nanjing 210013, China; 2. Department of Municipal Engineering, School of Civil Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, China)

**Abstract:** To explore the effects of plants and water level on performance of tidal flow constructed wetland (TFCW) for wastewater treatment, the pollutant removal, contaminants degradation kinetics and substrate enzyme activities were studied under the presence of *Iris pseudacorus* and different water levels. The results demonstrated that the presence of *I. pseudacorus* increased total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) removal by 26.56 percentage point and 21.35 percentage point, respectively, while low water level showed 12.77 percentage point increase for ammonium nitrogen ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) removal. The saturated TFCW planted *I. pseudacorus* showed the optimal performance, and the average removal rates of chemical oxygen demand ( $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ),  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , TN and TP were  $89.00\% \pm 2.68\%$ ,  $68.08\% \pm 2.90\%$ ,  $75.23\% \pm 2.81\%$  and  $94.35\% \pm 1.18\%$ , respectively. The majority of  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and TP could be decontaminated during one hour flooded time. It was found that the long flood could cause absorbed phosphorus in anaerobic environment return into wastewater, while it benefited TN degradation. The nitrogen removals in unplanted TFCW, unsaturated TFCW and saturated TFCW were mainly affected by microbial nitrification, denitrification and synergistic effect of nitrification/denitrification, respectively. In addition, there were different response of enzyme activities to *I. pseudacorus* and water level. The presence of *I. pseudacorus* can improve the activities of urease and phosphatases, and these two enzymes can be used as evaluation indicators for pollutant removal in constructed wetlands. The urease is found to be high sensitivity to water level.

收稿日期: 2021-01-12

基金项目: 国家自然科学基金项目(51479034)

作者简介: 陈 鸣(1981-), 女, 江苏盐城人, 硕士研究生, 主要从事水污染防治研究。(E-mail) 05499105@163.com

通讯作者: 黄 娟, (E-mail) 101010942@seu.edu.cn

urease and phosphatases, and these two enzymes can be used as evaluation indicators for pollutant removal in constructed wetlands. The urease is found to be high sensitivity to water level.

**Key words:** tidal flow constructed wetland; *Iris*

*pseudacorus*; water level; pollutant degradation; enzyme activities

人工湿地作为一种绿色环保的生态处理技术,具有投资低、抗冲击负荷强、易操作等优点,已被广泛用于不同种类污水处理<sup>[1-2]</sup>。垂直流人工湿地占地面积小,在土地资源受限地区具有明显应用优势<sup>[3]</sup>,但其除污效果仍受床体复氧能力限制。潮汐垂直流人工湿地是近年来新开发的人工湿地系统,以“进水-淹没-排水-闲置”周期运行,通过床体饱和和浸润面瞬间变化产生负压和闲置时与大气对流进行强化复氧,床体的氧转移速率 $[450 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})]$ 远高于水平潜流湿地 $[1 \sim 8 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})]$ 和垂直流湿地 $[50 \sim 90 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})]$ <sup>[4]</sup>,有利于缓解传统人工湿地易堵塞和供氧不足等问题<sup>[5]</sup>。

潮汐流人工湿地污水处理能力取决于设计与运行参数。潮汐流人工湿地中,与调整进水  $C/N$  相比,采用出水循环策略能更明显影响脱氮菌属<sup>[6]</sup>。潮汐流人工湿地闲置时间 12 h,淹没时间从 12 h 增加到 48 h,铵态氮( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ )和总氮(TN)去除率分别从 55%和 60%上升到 82%和 84%<sup>[7]</sup>。但也有研究者发现淹没时间不影响氮去除效果,而对磷去除产生显著影响<sup>[8]</sup>。此外,填料种类能显著影响湿地启动进程和脱氮性能,填料龙虾壳性能优于废砖块、沸石、陶粒和公分石<sup>[9]</sup>,生物炭湿地具有较高的氮吸附性能和微生物富集优势,湿地寿命长于传统砾石填料湿地<sup>[10]</sup>。以上研究主要集中在进水方式、水力负荷、淹没/闲置比和基质选择等对除污效果的影响。

植物和水位是人工湿地的重要设计与运行参数。植物不仅能直接吸收利用污染物,而且具有输氧和为微生物提供附着点等多重作用。低水位运行湿地有利于缓解基质堵塞,提高床体氧含量等优势。植物和水位均能影响床体微环境和微生物群落组成,从而影响污染物去除效果<sup>[11-12]</sup>。然而,目前关于植物和水位在氧含量富裕的潮汐流湿地中贡献的研究较少。黄菖蒲是江苏省本土水生植物,能有效吸收水体中的氮、磷。因此,本研究通过构建 3 组潮汐流人工湿地,对比分析黄菖蒲和半饱和水位运行策略对除污效果的影响,以及污染物降解动力学和基质酶活性的差异性,为进一步优化潮汐流人工湿地的设计和运行以及提高污水处理效果提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 湿地构建和运行

3 组湿地(编号 CW1、CW2 和 CW3)位于东南大学四牌楼校区五五楼实验室。湿地采用有机玻璃构建,柱体直径和高度分别为 20 cm 和 65 cm,基质从下至上依次铺设为 10 cm 粗砾石(直径 10~20 mm)层、25 cm 细砾石(直径 5~8 mm)层、25 cm 砂石(直径 1~2 mm)层、2 cm 粗砾石(直径 10~20 mm)层(图 1)。湿地启动进程如下:自来水培养使黄菖蒲适应湿地环境 15 d,合成污水驯化湿地微生物 72 d,之后对 3 组湿地除污效果展开全面调查 72 d。其中,CW1 不移栽植物,CW2 和 CW3 分别栽种 15 株黄菖蒲(*Iris pseudacorus*)。湿地按照潮汐流方式运行,每个周期 72 h,包括进水 15 min、淹没反应 71 h、排水 15 min、闲置 30 min。每周 08:00 排水,08:45 进水,进水采用量筒手动倒入。其中,CW1 和 CW2 每周处理水量 5 L,水力负荷为 0.053 m/d,运行水位与湿地基质高度相近,称饱和水位湿地;CW3 每周处理水量 4 L,水力负荷为 0.042 m/d,运行水位约 37 cm,位于细砾石和细砂的交界处,称不饱和水位湿地。湿地底部设有管径为 2 cm 的多孔排水管,污水通过打开多孔管阀门后依靠重力排入各自的污水收集箱。同时,在粗砾石和细砾石的交界面处设一根多孔管,用于沿程水质采样。

### 1.2 污水水质

试验采用合成污水,模拟城市污水处理厂进水水质<sup>[13]</sup>。污水中碳、氮、磷由葡萄糖( $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ )、尿素 $[\text{CO}(\text{NH}_2)_2]$ 、硫酸铵 $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$ 、硝酸钾( $\text{KNO}_3$ )、磷酸二氢钾( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ )提供,化学需氧( $\text{COD}_{\text{Cr}}$ )、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、硝态氮( $\text{NO}_3^--\text{N}$ )、TN、总磷(TP)进水理论量分别为 200 mg/L、20 mg/L、7 mg/L、30 mg/L 和 4 mg/L。污水中微量元素配方:氯化钙( $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , 20 mg/L)、氯化铁( $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , 0.25 mg/L)、硫酸镁( $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 50 mg/L)、硫酸锌( $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 0.13 mg/L)、氯化锰( $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ , 0.01 mg/L)、钼酸钠( $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , 0.03 mg/L)、氯化钴( $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , 0.01 mg/L)、氯化镍( $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , 0.10 mg/L)、碘化钾(KI, 0.01 mg/L)、乙二胺四乙酸( $\text{C}_{10}\text{H}_{16}\text{N}_2\text{O}_8$ , 0.01

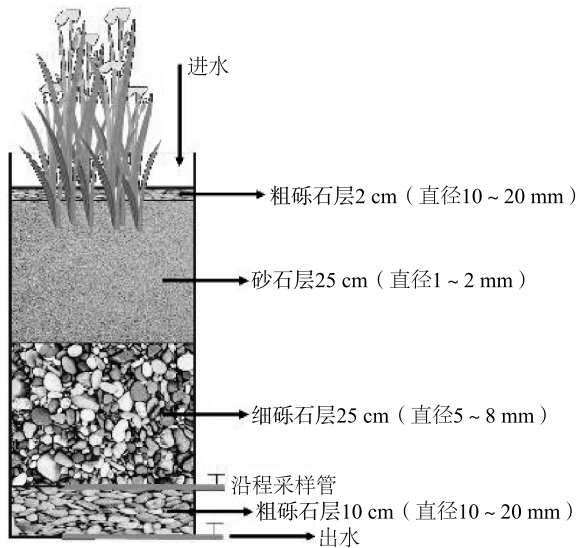


图1 潮汐流人工湿地试验装置示意图

Fig.1 Schematic diagram of experimental apparatus of tidal flow constructed wetland

mg/L) 和硼酸( $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 0.003 mg/L), 以供植物和微生物生命活动所需。

### 1.3 指标测定和分析

试验期间, 每个周期采集湿地进水和出水进行测定分析。试验末期, 通过沿程采样管收集水样, 进一步解析各污染物在湿地中的降解动力学。水样 pH 值和温度测定采用梅特勒电极法(LE438), 化学需氧量( $\text{COD}_{\text{Cr}}$ )测定采用美国哈希微回流法。TN、

$\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 、亚硝态氮( $\text{NO}_2^--\text{N}$ )、TP、溶解态总磷(TDP)、溶解态正磷酸盐(SOP)含量测定方法按照《水和废水监测分析方法》<sup>[14]</sup>中的标准方法。颗粒态总磷(TPP)含量为TP含量减去TDP含量<sup>[15]</sup>。

试验末期, 采集植物根际区域基质进行酶活性分析。脱氢酶(DHA)和脲酶(UA)活性测定分别采用氯化三苯基四氮唑比色法和纳氏试剂比色法。中性磷酸酶(NEP)、 $\beta$ -葡萄糖苷酶(BGA)和芳基硫酸酯酶(ASA)活性测定分别采用对硝基苯磷酸二钠比色法、对硝基苯- $\beta$ -D-吡喃葡萄糖苷比色法和对硝基苯硫酸钾比色法。

数据处理和分析采用 Excel 2016 和 SPSS 23.0 统计软件。在 0.05 的显著性水平上, 通过单因素方差(one-way ANOVA)分析各湿地除污效果差异, 通过 Pearson 相关分析解析各污染物之间以及和酶活性的相关性。

## 2 结果与分析

### 2.1 湿地进水和出水 pH 值对比

由图 2 可知, 由于 3 组湿地所处环境相同, 出水温度为 24~30 °C, 同一时间 3 组湿地的出水温度无显著差异, 这保证了试验结果只受研究因子的影响。湿地进水平均 pH 值为  $7.26 \pm 0.14$ , 出水显著小于进水, 且 3 组湿地出水 pH 值之间有显著差异( $P < 0.05$ )。其中, CW2 湿地出水 pH 值显著高于 CW1, 低于 CW3。

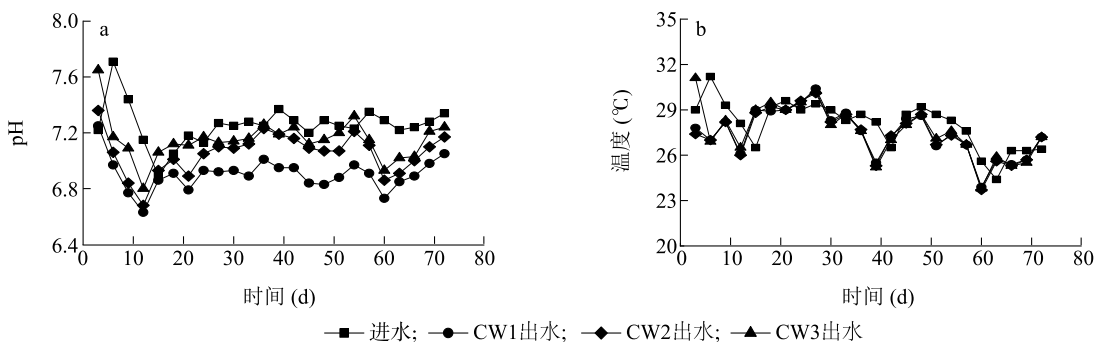


图2 潮汐流人工湿地污水 pH 值(a)和水温变化(b)

Fig.2 Variation of pH (a) and water temperature (b) in tidal flow constructed wetlands

### 2.2 3 组湿地 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 去除效果对比

由图 3a、图 3b 可知, 前 42 d 内 3 组湿地  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除效果 CW1 最低, CW3 最高, 之后 3 组湿地  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除效果接近。试验期间, CW1、CW2 和 CW3 的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  平均去除率分别为  $85.27\% \pm 4.23\%$ 、

$89.00\% \pm 2.68\%$  和  $91.01\% \pm 2.47\%$ , CW2 显著高于 CW1, 显著低于 CW3 ( $P < 0.05$ ), 说明黄菖蒲和低水位均能显著提高湿地有机物去除效果。由图 3c 可知, 3 组湿地内污水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  均在 1 h 后接近出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 。湿地中有机物的去除由植物吸收和异养型

微生物分解完成<sup>[16-17]</sup>。湿地每个周期通过进水携氧和潮汐供氧,初期内部氧含量较高,有利于好氧微生物在短期内降解有机物。半饱和水位运行的 CW3 湿地  $COD_{Cr}$  去除效果最高,与刘国臣等<sup>[18]</sup>和

Lu 等<sup>[19]</sup>的研究结果相似,这是因为湿地上层基质始终处于非淹没状态,有利于通过大气对流进行不断复氧,强化好氧微生物对有机物的去除。

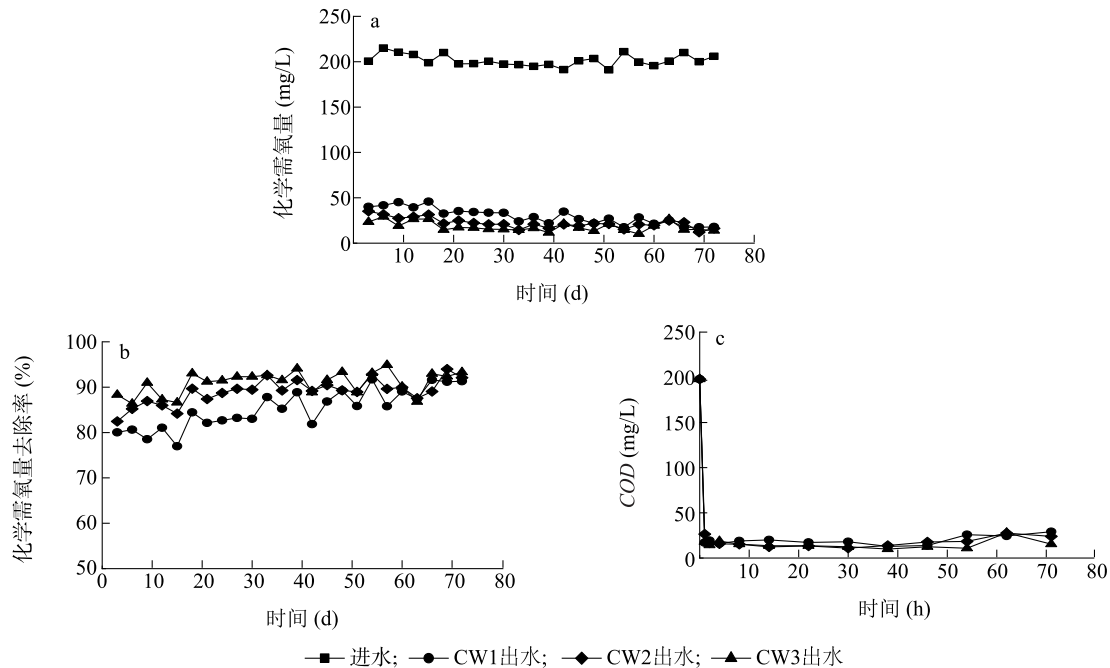


图3 3组湿地(CW1、CW2和CW3) COD去除效果(a、b)和降解动力学(c)

Fig.3 Removal efficiency of chemical oxygen demand (a, b) and degradation kinetics(c) in three wetlands (CW1, CW2 and CW3)

### 2.3 3组湿地氮去除效果对比

由图4a、图4b可知,3组湿地 $NH_4^+-N$ 去除效果从高到低依次为:半饱和湿地CW3 ( $80.85\% \pm 3.10\%$ )、饱和湿地CW2 ( $68.08\% \pm 2.90\%$ )、无植物湿地CW1 ( $29.65\% \pm 4.67\%$ ),栽种黄菖蒲和半饱和水位运行策略均显著提高 $NH_4^+-N$ 去除效果( $P < 0.05$ )。湿地对铵态氮的去除主要是铵态氮在好氧氨氧化微生物作用下转化为硝酸盐<sup>[19]</sup>。在CW2中,一方面黄菖蒲根系能直接吸收铵态氮,另一方面根系泌氧作用可间接提高好氧硝化菌活性,促进铵态氮转化为硝酸盐, $NH_4^+-N$ 去除效果比CW1高出38.43个百分点。在CW3中,低水位运行有利于大气通过上层的不饱和基质层进行不断对流复氧,黄菖蒲根系处于水非饱和区域,植物根系泌氧作用弱于CW2,但 $NH_4^+-N$ 去除效果却比CW2高12.77个百分点。这说明,本研究中潮汐供氧和黄菖蒲泌氧作用仍不能满足硝化作用的需氧量,大气对流复氧能进一步强化铵态氮去除效果。

湿地总氮去除主要依靠微生物反硝化和部分厌

氧氨氧化作用<sup>[20]</sup>。由图4c、图4d可知,3组湿地TN平均去除率分别为 $48.67\% \pm 2.34\%$ 、 $75.23\% \pm 2.81\%$ 和 $70.92\% \pm 9.60\%$ ,CW2对TN去除效果显著优于CW1和CW3( $P < 0.05$ ),比CW1高出26.56个百分点。而刘国臣等<sup>[18]</sup>报道连续流黄菖蒲湿地TN去除仅高于无植物湿地8.9%,这与黄菖蒲的种植密度和湿地运行模式有关。

为进一步解析3组湿地氮去除差异的过程,对3组湿地出水中氮形态和氮转化速率及相关性进行分析(图5和表1)。3组湿地出水中氮形态具有明显的差异性。CW1出水中88.53%氮以 $NH_4^+-N$ 形式存在, $NH_4^+-N$ 转化速率最低,TN转化速率与 $NH_4^+-N$ 转化速率具有显著相关性( $R^2 = 0.525$ ,  $P < 0.01$ ),说明无植物湿地脱氮效果主要受氨氧化微生物对 $NH_4^+-N$ 转化的限制。CW2出水中, $NH_4^+-N$ 和 $NO_3^- - N$ 各占TN的83.20%和6.14%,出现轻微的硝酸盐积累,TN转化速率与 $NH_4^+-N$ 、 $NO_2^- - N$ 和 $NO_3^- - N$ 转化速率在0.01显著性水平下显著相关( $R^2 = 0.661$ 、0.548、0.642),3个相关系数接近,说明饱和湿地脱氮效果



主要依赖于硝化/反硝化的协同作用。CW3 出水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  各占 TN 的 42.47% 和 43.68%,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  转化速率最高,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  转化速率最低, 出现明显的硝酸盐积累, TN 转化速率与  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  转化速率

表现出极显著相关性 ( $R^2 = 0.953, P < 0.01$ ), 其次是与  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  转化速率 ( $R^2 = 0.495, P < 0.05$ ), 说明低水位湿地 TN 去除主要受反硝化过程的限制。

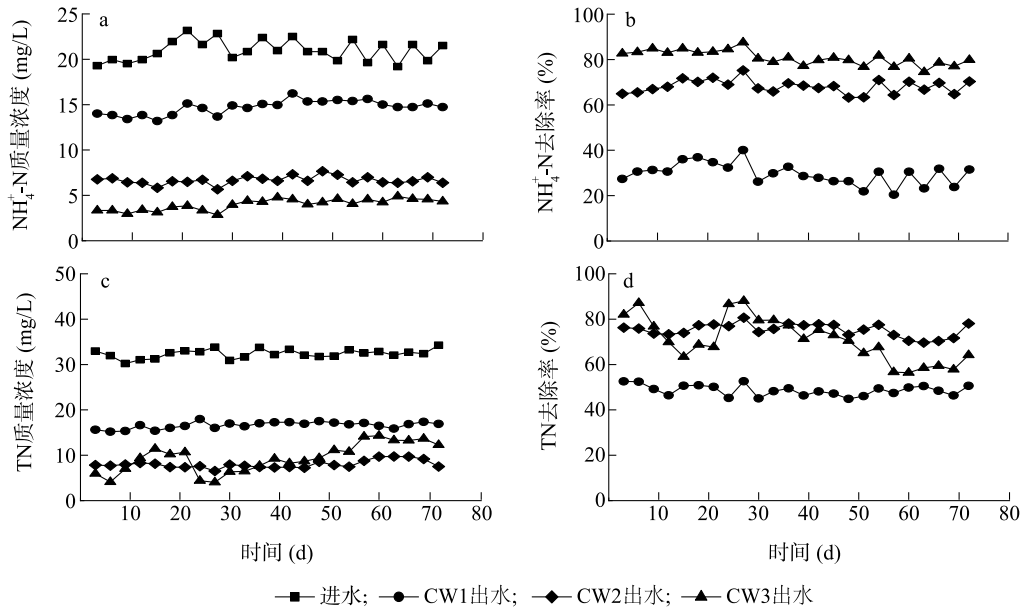
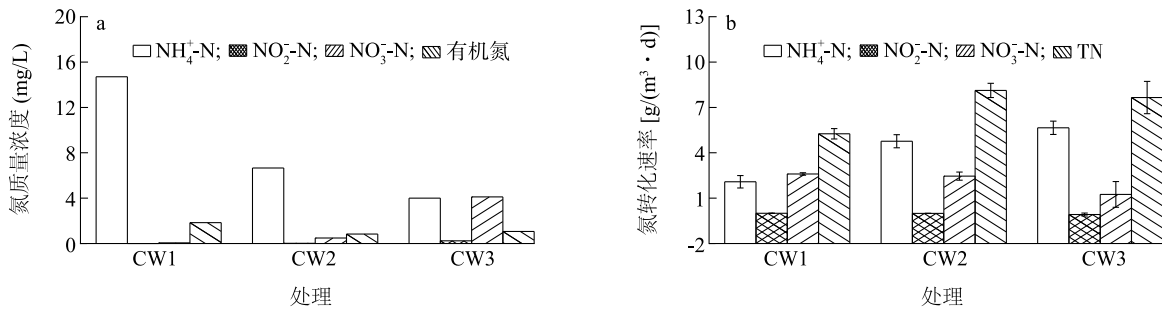


图4 湿地 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (a,b) 和 TN (c,d) 去除效果

Fig.4 Removal efficiency of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (a,b) and total nitrogen (c,d) in wetlands



有机氮 =  $\text{TN} - (\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N})$ 。

图5 3组湿地(CW1、CW2和CW3)出水氮质量浓度(a)和氮转化速率(b)

Fig.5 Mass concentration and conversion rate of nitrogen in effluent from three wetlands(CW1, CW2 and CW3)

表1 湿地氮转化速率的 Pearson 相关分析

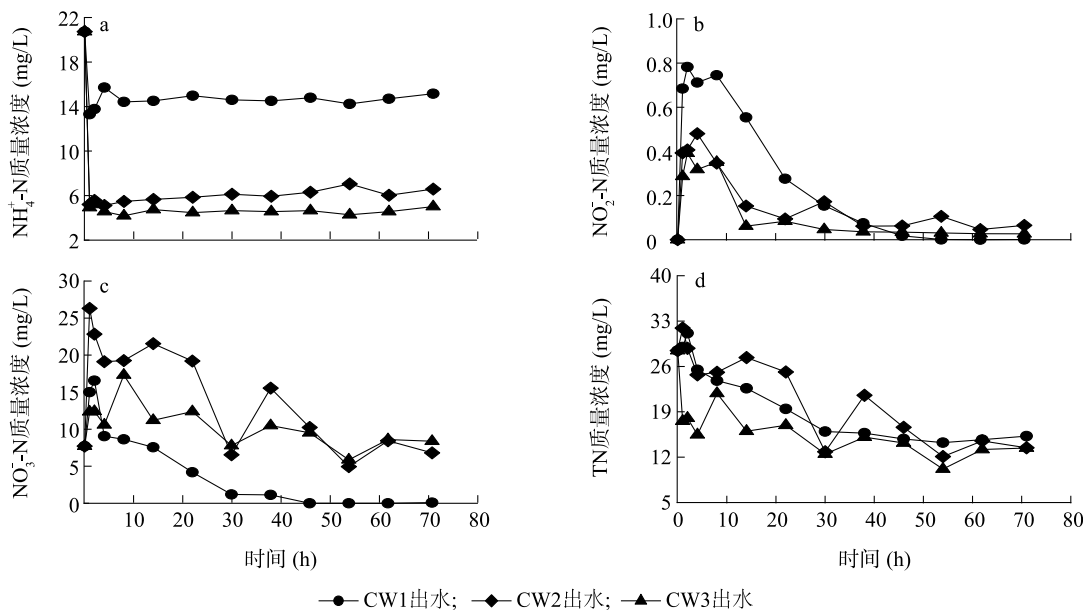
Table 1 Pearson correlation analysis of nitrogen conversion rate in wetlands

	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_2^-\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	TN
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	1.000/1.000/1.000			
$\text{NO}_2^-\text{-N}$	-0.218/0.282/0.285	1.000/1.000/1.000		
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	0.185/0.227/0.307	0.402/0.743 ** / -0.162	1.000/1.000/1.000	
TN	0.525 ** / 0.661 ** / 0.495 *	-0.130/0.548 ** / -0.059	0.220/0.642 ** / 0.953 **	1.000/1.000/1.000

a/b/c 分别代表湿地 CW1、CW2、CW3 的相关系数。\* 代表显著性水平为 0.05, \*\* 代表显著性水平为 0.01。

图 6 为湿地污水中的氮在一个循环周期的降解动力学。CW1、CW2 和 CW3 湿地污水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度在 1 h 内从进水的 20.73 mg/L 分别迅速降低至 13.31 mg/L、5.20 mg/L 和 4.93 mg/L, 接近系统平均出水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度; 而污水中  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  质量浓度在 1 h 内均迅速增加, 尤其是  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  增加尤为明显, 从进水的 7.70 mg/L 分别增加至 14.99 mg/L、26.32 mg/L 和 12.35 mg/L。潮汐流人工湿地淹没期以  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  生物吸附和反硝化作用为主, 而闲置期则以硝化作用为主, 同时淹没初期床体氧含量高<sup>[16-17]</sup>, 也存在一定的硝化作用。1 h 后系统内  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度显著降低, 而  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  质量浓度显著上升。在 1~22 h, CW1 出水中  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  质量浓度明显高于 CW2 和 CW3, 而  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  质量浓度明显低

于 CW2 和 CW3,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度基本不变, 说明 CW1 湿地硝化能力虽弱, 但其反硝化潜力较强。Zhi 等<sup>[21]</sup>报道潮汐流湿地进水碳氮比高于 6 时方可完成完全的反硝化脱氮。CW1 出水中  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  质量浓度在 46 h 后降至最低, 而 CW2 和 CW3 出水中的  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  质量浓度后期变化缓慢, 尤其是  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  质量浓度在末期仍处于较高水平。这是因为这 2 组湿地进水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  在生物硝化作用下被大量转化为  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , 且有机物降解主要发生在湿地淹没初期, 随着微生物主导的反硝化进行, 系统内部的碳源逐渐被消耗, 后期系统内碳源不足, 从而限制了微生物反硝化潜力。湿地 TN 去除效果依赖于硝化和反硝化协同作用, 各湿地污水中 TN 质量浓度基本表现为随淹没时间的延长而降低。



总氮(TN)为  $\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$ 。

图 6 3 组湿地(CW1、CW2 和 CW3) 氮降解动力学

Fig.6 Degradation kinetics of nitrogen in three wetlands(CW1, CW2 and CW3)

## 2.4 3 组湿地磷去除效果对比

由图 7a、图 7b 可知, CW1 中 TP 去除效果随时间延长呈现出明显的下降趋势, TP 平均去除率为  $73.00\% \pm 7.11\%$ 。CW2 和 CW3 中 TP 去除效果稳定且无显著差异 ( $P > 0.05$ ), 平均去除率分别为  $94.35\% \pm 1.18\%$  和  $95.32\% \pm 1.95\%$ , 说明潮汐流湿地中水位对磷去除无显著影响, 这与 Lu 等<sup>[19]</sup>的研究结果一致。CW2 对 TP 去除效果显著高于 CW1 ( $P < 0.05$ ), 高出 21.35 个百分点, 说明植物对磷去

除的贡献作用显著。一方面, 黄菖蒲具有较高的氮、磷去除潜力, 是国内常见的湿地植物<sup>[22]</sup>。另一方面, 本研究中水力负荷为 0.053 m/d, 植物吸收作用对磷去除贡献在低负荷系统中较为明显<sup>[3]</sup>。而刘国臣等<sup>[18]</sup>发现在水力负荷 0.35 m/d 时, 连续垂直流黄菖蒲人工湿地 TP 去除率略高于无植物湿地。

湿地中磷去除途径主要包括基质吸附、沉淀和植物吸收作用。由图 7c 可知, 在 1 h 内 3 组湿地污水 TP 质量浓度从进水的 3.78 mg/L 分别快速将至

0.69 mg/L、0.21 mg/L 和 0.79 mg/L, 分别完成 82%、94% 和 79% 的磷去除。之后随着时间的延长, CW1 污水中 TP 质量浓度初期缓慢下降, 但在 46 h 后出现明显的上升, 发生磷解析现象, 说明无植物湿地基质长时间淹没产生缺氧环境, 不利于磷的去除。

湿地 CW2 污水中 TP 质量浓度在 1 h 后基本不变, 而 CW3 污水中 TP 质量浓度缓慢下降, 在 22 h 后完成 94% 的磷去除, 可见不饱和和水位运行的黄菖蒲湿地 CW3 需要更长时间完成与饱和湿地 CW2 相同的磷去除效果。

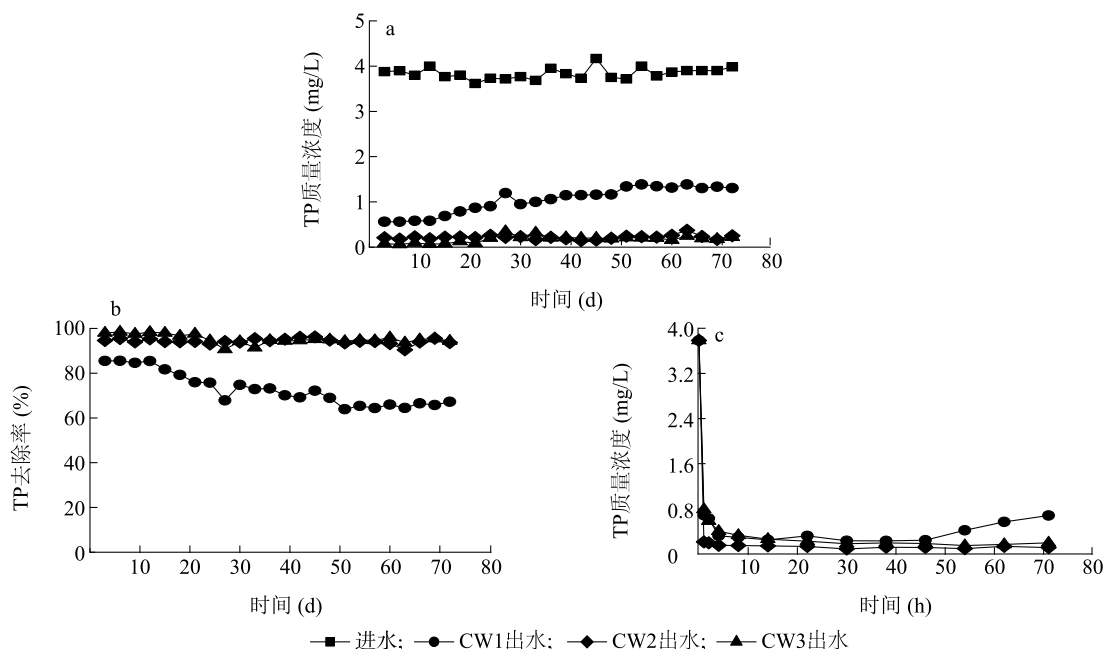


图7 湿地 TP 去除效果 (a,b) 和降解动力学 (c)

Fig.7 Removal efficiency of total phosphorus (a, b) and degradation kinetics (c) in wetlands

磷含量是影响水体富营养化的重要因素。而磷在自然水体中主要以溶解态磷酸盐和颗粒态磷酸盐的形式存在<sup>[15]</sup>。湿地污水处理设施作为保护自然水体的一道屏障, 探讨其出水中磷的存在形式十分必要。由图 8 可知, 3 组湿地出水中 TDP 含量均随湿地运行时间延长呈现上升趋势。试验末期, 2 组黄菖蒲湿地出水中 TDP 接近 TP 含量, 而无植物湿地 CW1 出水中 TDP 含量仍明显低于 TP 含量, 其 TDP/TP 平均值为  $45.92\% \pm 22.05\%$ 。相应地, 随着湿地运行时间的延长, 各组湿地 TPP 含量逐渐下降。说明运行时间和植物对湿地出水中磷分布存在影响。黄菖蒲在试验后期生长茂盛, 其发达的根系可为颗粒态物质提供较多附着点, 有利于湿地对颗粒态磷的去除。此外, 各湿地出水中 SOP 含量随时间延长也呈现上升趋势, 并与 TDP 含量接近, 说明湿地出水中溶解态磷主要以正磷酸盐的形式存在。

### 2.5 3 组湿地基质酶活性对比

湿地酶活性的变化可间接指示系统内微生物生

命活动变化。由图 9 可知, 较大的误差棒说明湿地酶活性波动较大, 这在生态系统中较为常见。DHA 活性在 CW1 中显著高于 CW2 和 CW3 ( $P < 0.05$ ), 与刘晓伟等<sup>[23]</sup>报道 DHA 在厌氧条件下活性最高的结论相似。DHA 活性能够表示微生物氧化降解有机物的能力, 作为衡量湿地系统内部微生物活性的指标<sup>[24]</sup>。Li 等<sup>[24]</sup>发现湿地 DHA 活性与湿地出水化学需氧量呈正相关, 与  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  和 TN 质量浓度呈负相关, 然而在本研究中并未发现该规律。

UA 是一种酰胺酶, 能够将尿素水解为氨氮。UA 活性在 3 组湿地中无显著差异, 但 UA 活性在 CW2 中明显高于 CW1, 与 2 组湿地 TN 去除效果一致, 说明黄菖蒲能够提高湿地 UA 活性, 可作为湿地氮去除效果评价指标。CW3 中 UA 活性较低, 是因为基质采样区域处于非饱和态, 微生物和黄菖蒲根系可利用的营养源有限, 从而限制了 UA 活性。

NEP 活性在 CW2 和 CW3 中均显著高于 CW1 ( $P < 0.05$ ), 说明黄菖蒲能显著提高湿地 NEP 活性,

这与 Wang 等<sup>[25]</sup> 结论一致。结合较高的 TP 去除效果出现在 CW2 和 CW3 中,说明 NEP 可作为湿地磷去除效果的评价指标,这与岳春雷等<sup>[26]</sup> 发现湿地磷酸酶活性与 TP 去除效果呈正相关的研究结果一致。此外,与 UA 相比,NEP 活性对水位变化并不敏感。

BGA 是生物糖代谢途径中不可或缺的一种酶。

BGA 平均活性在 CW1 中最高,但在 3 组湿地之间未有显著差异,说明该酶对植物和水位响应的敏感度较低。ASA 是硫酸酯酶中的一种,在生态系统硫循环中具有重要作用。ASA 活性在 CW2 中显著高于 CW1 和 CW3 ( $P < 0.05$ ),说明植物和水位对湿地系统硫循环具有影响。

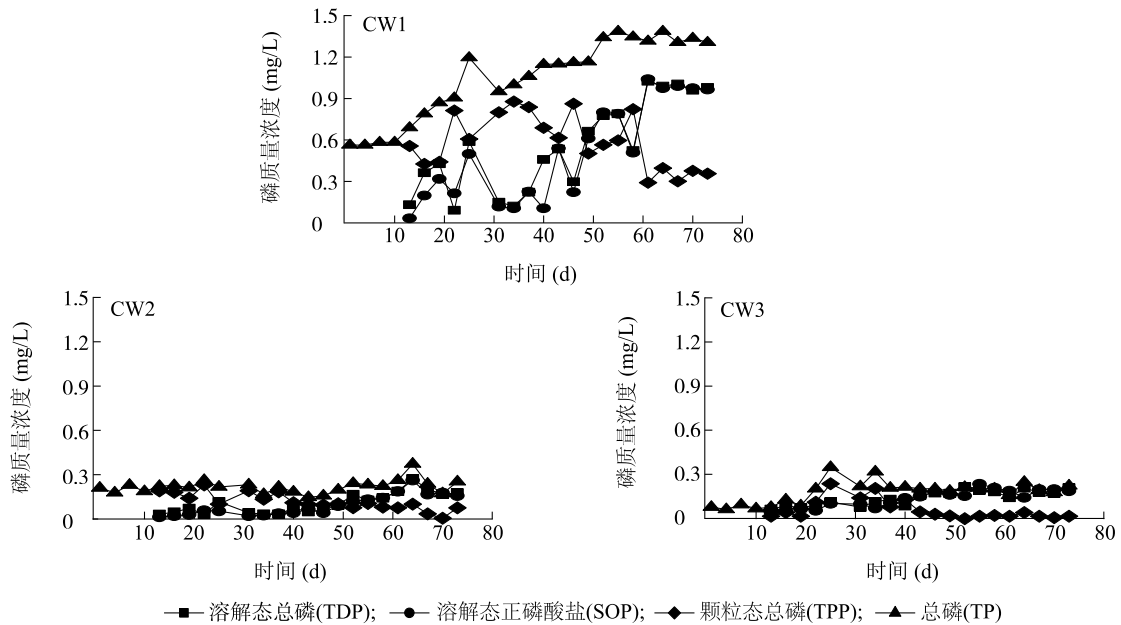


图 8 湿地出水中磷的分布特征

Fig.8 Distribution characteristics of phosphorus in effluent from wetlands

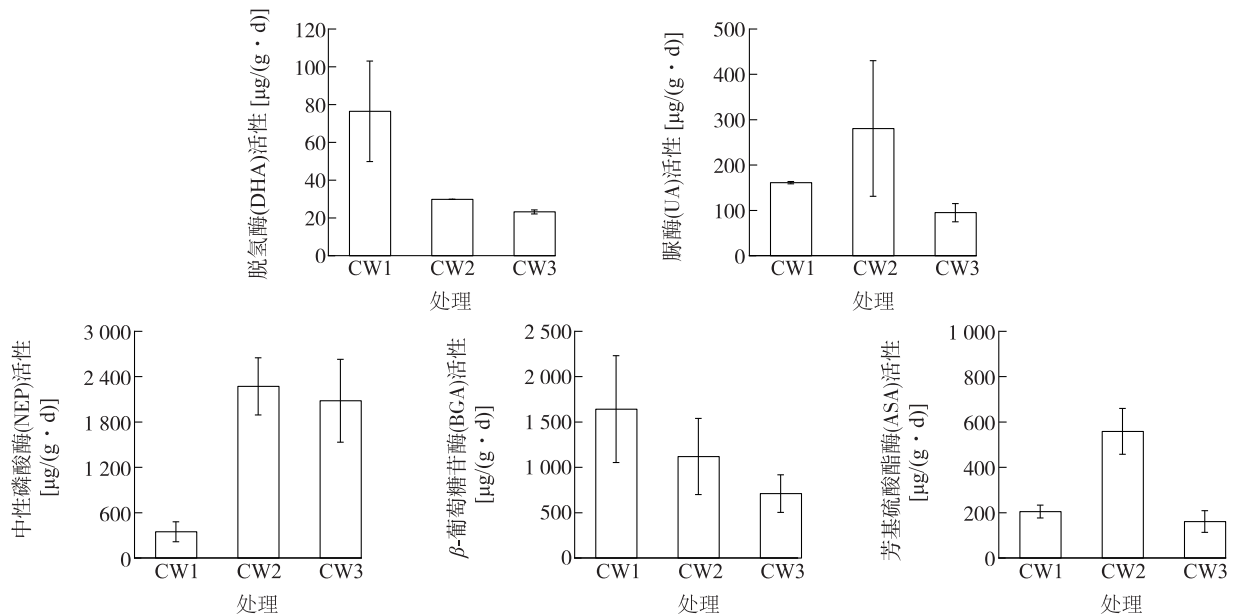


图 9 3 组湿地 (CW1、CW2 和 CW3) 酶活性变化

Fig.9 Variation of enzyme activities in three wetlands (CW1, CW2 and CW3)



### 3 结 论

潮汐流湿地中黄菖蒲和水位均能显著影响除污效果。黄菖蒲使 TN 和 TP 去除效果分别提高 26.56 个百分点和 21.35 个百分点,低水位使  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  去除效果提高 12.77 个百分点。饱和黄菖蒲湿地整体除污效果最佳,对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 和 TP 去除率分别为  $89.00\% \pm 2.68\%$ 、 $68.08\% \pm 2.90\%$ 、 $75.23\% \pm 2.81\%$  和  $94.35\% \pm 1.18\%$ ,而低水位黄菖蒲湿地对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  去除效果最佳。

潮汐流湿地对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和 TP 的去除主要在淹没期 1 h 内完成,缺氧环境下较长的淹没时间会出现磷解析现象,TN 的去除效果随淹没时间的延长而逐渐升高。脱氮效果的限制因素与湿地类型有关。无植物湿地脱氮效果主要受硝化作用的限制,低水位黄菖蒲湿地脱氮效果主要受反硝化作用的限制,而饱和黄菖蒲湿地脱氮效果主要依赖于硝化/反硝化的协同作用。

湿地基质酶对黄菖蒲和水位的响应取决于酶种类。脱氢酶活性在无植物湿地最高,芳基硫酸酯酶活性在饱和黄菖蒲湿地最高, $\beta$ -葡萄糖苷酶活性对黄菖蒲和水位的响应无显著差异。黄菖蒲能提高脲酶和磷酸酶活性,这 2 种酶可作为湿地水质净化效果的评价指标,且脲酶对水位较为敏感。

### 参考文献:

- [1] VARMA M, GUPTA A K, GHOSAL P S, et al. A review on performance of constructed wetlands in tropical and cold climate: Insights of mechanism, role of influencing factors, and system modification in low temperature[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 755: 142540.
- [2] 蔡张杰,崔丽娟,李 晶,等. 低温条件下人工湿地氨氧化微生物的群落结构特征[J]. *江苏农业学报*, 2020, 36(2): 373-383.
- [3] ILYAS H, MASIH I. Intensification of constructed wetlands for land area reduction: a review[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(13): 12081-12091.
- [4] CHANG Y, WU S, ZHANG T, et al. Dynamics of nitrogen transformation depending on different operational strategies in laboratory-scale tidal flow constructed wetlands[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 487: 49-56.
- [5] ZHANG Q, YANG Y, CHEN F, et al. Effects of hydraulic loading rate and substrate on ammonium removal in tidal flow constructed wetlands treating black and odorous water bodies[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 321: 124468.
- [6] TAN X, YANG Y, LI X, et al. Intensified nitrogen removal by heterotrophic nitrification aerobic denitrification bacteria in two pilot-scale tidal flow constructed wetlands: Influence of influent C/N ratios and tidal strategies[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 302: 122803.
- [7] LI L, HE C, JI G, et al. Nitrogen removal pathways in a tidal flow constructed wetland under flooded time constraints[J]. *Ecological Engineering*, 2015, 81: 266-271.
- [8] ROTH J J, PASSIG F H, ZANETTI F L, et al. Influence of the flooded time on the performance of a tidal flow constructed wetland treating urban stream water[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 758: 143652.
- [9] 刘 冰,郑煜铭,秦会安,等. 填料对潮汐流人工湿地中 CANON 作用强化的影响[J]. *环境科学*, 2021, 42(1): 283-292.
- [10] KIZITO S, LV T, WU S, et al. Treatment of anaerobic digested effluent in biochar-packed vertical flow constructed wetland columns: Role of media and tidal operation[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 592: 197-205.
- [11] BASSANI L, PELISSARI C, DA SILVA A R, et al. Feeding mode influence on treatment performance of unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 754: 142400.
- [12] DU L, ZHAO Y, WANG C, et al. Effects of plant on denitrification pathways in integrated vertical-flow constructed wetland treating swine wastewater[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 201: 110752.
- [13] 郭泓利,李鑫玮,任钦毅,等. 全国典型城市污水处理厂进水水质特征分析[J]. *给水排水*, 2018, 54(6): 12-15.
- [14] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [15] 董 磊,林 莉,赵良元,等. 长江中、下游干流磷的沿程分布特征研究[J]. *长江科学院院报*, 2015, 32(6): 70-75.
- [16] SAEED T, SUN G. A comprehensive review on nutrients and organics removal from different wastewaters employing subsurface flow constructed wetlands[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2017, 47(4): 203-288.
- [17] 靳慧征,王 振,丁亚男. 排水速率对潮汐流人工湿地中 CANON 作用的强化[J]. *中国环境科学*, 2018, 38(6): 2182-2192.
- [18] 刘国臣,王福浩,梁家成,等. 不同水位垂直流人工湿地中植物及微生物特征[J]. *中国海洋大学学报(自然科学版)*, 2019, 49(2): 98-105.
- [19] LU S B, GAO X R, WU P T, et al. Assessment of the treatment of domestic sewage by a vertical-flow artificial wetland at different operating water levels[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 208: 649-655.
- [20] KUMAR S, DUTTA V. Constructed wetland microcosms as sustainable technology for domestic wastewater treatment: an overview[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(12): 11662-11673.
- [21] ZHI W, JI G D. Quantitative response relationships between nitro-

- gen transformation rates and nitrogen functional genes in a tidal flow constructed wetland under C/N ratio constraints [J]. *Water Research*, 2014, 64: 32-41.
- [22] YU X, KÖNIG T, QI Z, et al. Nitrogen and phosphorus removal of locally adapted plant species used in constructed wetlands in China [J]. *Water Science & Technology*, 2012, 66(4): 695.
- [23] 刘晓伟, 谢丹平, 李开明, 等. 溶解氧变化对底泥酶活性及微生物多样性的影响[J]. *环境科学与技术*, 2013, 36(6): 6-11.
- [24] LI M, LIANG Z, CALLIER M D, et al. Nitrogen and organic matter removal and enzyme activities in constructed wetlands operated under different hydraulic operating regimes [J]. *Aquaculture*, 2018, 496: 247-254.
- [25] WANG R, BALDY V, PÉRISSOL C, et al. Influence of plants on microbial activity in a vertical-downflow wetland system treating waste activated sludge with high organic matter concentrations[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 95: S158-S164.
- [26] 岳春雷, 常 杰, 葛 滢, 等. 人工湿地基质中土壤酶空间分布及其与水质净化效果之间的相关性[J]. *科技通报*, 2004(2): 112-115.

(责任编辑:张震林)