

水生蔬菜型人工湿地对蓝藻消化液中氮、磷的去除

李 寒¹, 蒋 彬^{1,2}, 赵悬悬², 朱光灿¹

(1. 东南大学 能源与环境学院, 江苏 南京 210096; 2. 江苏省城市规划设计研究院, 江苏 南京 210036)

摘 要: 腐熟后的蓝藻液经厌氧发酵及好氧生物处理后的消化液中仍含有较高浓度的氮和磷, 应进行资源化利用并避免水环境污染。利用水生蔬菜型人工湿地对蓝藻消化液进行深度处理, 分析湿地中氮、磷的去除途径与空心菜的吸收规律。结果表明, 当水力负荷为 $0.02 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时, 空心菜对氮和磷的最高去除量分别为 0.213 和 $0.34 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{d})$ 。湿地的硝化强度先增加后降低, 反硝化潜力沿水流方向逐渐降低。空心菜吸收的 TN 占总去除量的 70.3% , 其次是反硝化作用, 占 26.5% , 底泥沉淀、氨挥发及其他途径占 3.2% 。空心菜吸收去除 TP 的量占总去除量的 86% , 沉淀和其他途径分别占 5% 和 9% 。以蓝藻消化液为进水, 水生空心菜型人工湿地出水 COD、TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TP 浓度分别为 38.14 、 3.17 、 0.61 和 0.19 mg/L , 且可有效实现蓝藻消化液中氮、磷的资源化利用。

关键词: 蓝藻消化液; 氮、磷资源化利用; 空心菜; 水生蔬菜型人工湿地

中图分类号: TU992 **文献标识码:** C **文章编号:** 1000-4602(2018)17-0063-06

Removal of Nitrogen and Phosphorus from Cyanobacteria Digestion Solution by Aquatic Vegetable Constructed Wetland

LI Han¹, JIANG Bin^{1,2}, ZHAO Xuan-xuan², ZHU Guang-can¹

(1. School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210096, China; 2. Jiangsu Institute of Urban Planning and Design, Nanjing 210036, China)

Abstract: After anaerobic fermentation and aerobic biological treatment, the decomposed cyanobacteria solution still contains high concentrations of nitrogen and phosphorus, which should be treated and recycled before discharging to avoid water pollution. Cyanobacteria digestion solution was advanced treated by aquatic vegetable constructed wetland (CW), where removal pathways of nitrogen and phosphorus and absorption mechanism of *Ipomoea aquatica* were analyzed. The results indicated that, with hydraulic load of $0.02 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, the highest removal rate of nitrogen and phosphorus by *Ipomoea aquatica* were $0.213 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{d})$ and $0.34 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{d})$, respectively. Additionally, nitrification intensity of the CW increased first and then decreased, and the denitrification potential decreased gradually along the direction of water flow. TN absorbed by *Ipomoea aquatica* accounted for 70.3% of the total removal amount, followed by denitrification which accounted for 26.5% , and sediment deposition, ammonia volatilization and other means accounted for 3.2% . The amount of TP absorbed and removed by *Ipomoea aquatica* accounted for 86% of the total amount of TP, and sediment deposition and other pathways

accounted for 5% and 9% respectively. When it was fed with cyanobacteria digestion solution, concentrations of the effluent COD, TN, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and TP of the aquatic vegetable constructed wetland were 38.14 mg/L, 3.17 mg/L, 0.61 mg/L and 0.19 mg/L respectively. Therefore, resource utilization of nitrogen and phosphorus in cyanobacteria digestion solution was effectively realized.

Key words: cyanobacteria digestion solution; resource utilization of nitrogen and phosphorus; *Ipomoea aquatica*; aquatic vegetable constructed wetland

在富营养化水体中,蓝藻暴发通常导致生物多样性锐减、水源污染、藻毒素释放等问题,需及时有效地去除及处置蓝藻以控制其产生的危害。人工与机械打捞是快速降低蓝藻浓度的常用手段^[1,2],但打捞上来的蓝藻液经厌氧发酵及好氧生物处理后的消化液中仍含有较高浓度的氮和磷,如果直接排放将再次污染水环境,并浪费了氮、磷资源。蓝藻消化液可以经水生蔬菜型人工湿地去除有机物及氮、磷^[3],也可以对其中的有机质等进行资源化利用。因此,开展蓝藻消化液的处理处置及资源化利用研究十分必要。

水生蔬菜型人工湿地是采用不透水、不穿根的材料建造水路^[4],并结合改善水质和美化环境的要求,在水路中种植一定密度的适宜水生植物,利用水生植物根系及其表面生物膜的吸收和过滤等作用改善水质。目前,研究人员多采用水生蔬菜型人工湿地与其他工艺相结合的方式,如通过水生蔬菜型人工湿地技术净化农村生活污水,筛选出了最佳湿地形式和运行参数^[5~8]。吴琦平^[9]采用“厌氧+跌水接触氧化+水生蔬菜型人工湿地”组合工艺处理农村生活污水,出水水质满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级A标准。研究表明,水生蔬菜型人工湿地具有强大的氮、磷去除能力,并利用其庞大的植物根系吸收氮和磷为植物生长所用,最终通过收割蔬菜获得收益,实现了氮、磷的资源化利用。笔者针对经厌氧-好氧生物处理后的蓝藻消化液,采用水生蔬菜型人工湿地去除氮和磷,分析了去除途径及空心菜吸收氮、磷的规律,旨在为蓝藻消化液的深度处理与氮、磷资源化利用提供参考。

1 试验材料与方法

1.1 试验用水

水生蔬菜型人工湿地的进水取自经厌氧发酵后进入好氧生物接触氧化池好氧段(DO为5~7 mg/L)的蓝藻消化液,其COD、TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TP的浓

度分别为70.3~89.2、45.20~77.6、25.2~42.1、4.06~9.88 mg/L。

1.2 试验装置

水生蔬菜型人工湿地采用水生植物床,由PVC板材制成,内部不填充基质。前端为进水配水渠,末端为出水集水渠,中部是植物栽培区。部分水培蔬菜槽内置穿孔泡沫板用以固定蔬菜。植物栽培区为矩形浅池,长、宽、深分别为10、1和0.3 m,池底坡度为1%,设计水力负荷为 $0.02 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,水深为0.1 m。蓝藻消化液经蠕动泵提升进入人工湿地配水渠,流经植物栽培区后由出水渠排入附近池塘。湿地内部分为栽培区与集水区两部分,栽培区与集水区用可调节溢流堰隔开,并利用其控制水深。人工湿地所种植物为空心菜,初始种植量约为 3 kg/m^2 ,试验期间植物生长良好。试验装置见图1。

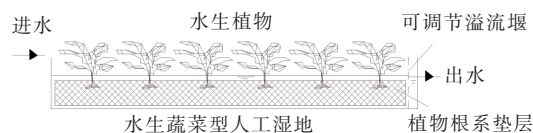


图1 试验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of test device

1.3 试验方法

1.3.1 空心菜对氮和磷的吸收速率试验

在人工湿地前端、中端和后端各随机采集1颗长约为50 cm、湿质量约为40 g的空心菜(带根部),用去离子水冲洗干净,将3株空心菜放入一个盛有去离子水的培养容器中(直径和高分别为20和30 cm),预培养24 h。植物培养液为水生蔬菜型人工湿地进水,试验设3个平行样。将培养容器置于30℃恒温室中,每日以蒸馏水补足蒸发水。为防止硝化作用对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 降解量的影响,预先在植物培养液中加入硝化抑制剂(5 mg/L的硫脲)。试验期间,每天定时取30 mL水样,测定溶液中TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TP浓度,并根据植物中TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TP浓度的变化量及植物的鲜质量(FW)计算空心菜对水中

TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TP 的去除速率。试验处在相对封闭的环境内,且培养器的敞口面积较小,因而忽略 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 挥发的影响。

1.3.2 底泥硝化反硝化强度试验

底泥硝化强度试验:分别在人工湿地沿程 1/4、1/2 和 3/4 处,将采泥器插入湿地底部与液面距离约 8 cm 处,取出 20 cm × 20 cm、厚度约为 3 cm 的底泥,然后封闭底泥器底部,再加入 3 L 由去离子水与 NH_4Cl 溶液配制的反应液($\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度约为 6 mg/L),使所取污泥上方水深为 8 cm,在保证底泥不被扰动的前提下,插入曝气头进行曝气(DO 控制在 4 mg/L),放于水浴恒温振荡器上振荡 24 h(温度为 20 ℃),过滤,分析滤液中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量,每次取样后用培养液补足。利用培养前、后 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的变化量计算底泥硝化作用的强度(以单位质量烘干底泥单位时间内产生的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量表示)。试验期间,为了避免碱度的消耗对硝化反应产生的影响,实时监测 pH 值,并及时添加 H_2SO_4 或 NaOH 浓溶液(总添加量小于 2 mL),使 pH 值稳定在 7.2。

底泥反硝化强度试验:采泥方式同硝化强度试验,采泥后封闭底泥器底部,准确加入 3 L 去离子水,用纯氮气曝气,待 DO 降至零,再加入 5 mL 硝酸钠,轻轻搅拌使溶液中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度达到 4 mg/L 左右,最后将液体石蜡倾倒入水面上,形成约 5 mm 厚的液体石蜡膜,从而隔离外界空气(DO 浓度必须为零)。试验在 20 ℃ 恒温箱中进行,定时取水样测定 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 。采用培养前、后 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的变化量计算底泥反硝化作用的强度(以单位质量烘干底泥单位时间内消耗的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量表示)。

1.3.3 氮、磷去除量的分析方法

准确称量试验前、后人工湿地内蔬菜的质量及氮、磷含量。试验结束后,取出所有水生蔬菜并停止进水,静置,然后放出上清液并取出剩余底泥,称重并测定底泥的含水率以及氮、磷含量。根据试验前、后蔬菜生物量和含水率的变化以及干物质中全氮、全磷含量计算植物吸收氮、磷的量。人工湿地对氮和磷的总去除量按式(1)计算。

$$W = Q \times (C_0 - C_e) \times t \quad (1)$$

式中, W 为不同形态氮或磷的总去除量,mg; Q 为进水流量,L/d; C_0 为进水 TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 或 TP 的浓度,mg/L; C_e 为出水 TN、氨氮、 $\text{NO}_x^- - \text{N}$

或 TP 的浓度,mg/L; t 为相邻两次水质测定的时间间隔,d。

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除量:对氨氮的去除途径包括氨挥发、硝化及空心菜吸收 3 种方式。其中,空心菜对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的吸收量可根据空心菜对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的吸收速率与其浓度的关系进行计算。

$\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除量:对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除途径包括空心菜吸收和反硝化两种方式,其关系式可表示为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 实际去除量 = 空心菜吸收量 + 反硝化去除量。其中,实际去除量 = 表观去除量 + 硝化增加量,硝化增加量即为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的硝化去除量。那么,相应的反硝化去除量 = $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 表观去除量 + 硝化增加量 - 空心菜吸收量。

TN 去除量:TN 总去除量 = 空心菜吸收量 + 反硝化去除量 + 底泥沉淀量 + 氨氮挥发量 + 其他(鸟、虫摄食以及植物根茎凋落等,下同)。

TP 去除量:TP 总去除量 = 空心菜吸收量 + 底泥沉淀量 + 其他。

1.4 分析项目与方法

COD、TN、TP、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度按照《水和废水监测分析方法》(第 4 版)测定,pH 值采用 pH 计测定,DO 采用便携式溶氧仪测定。

植物中全氮、全磷测定:试验前后分别随机取适量生长状况良好的空心菜植株,洗净后风干,测定鲜质量,在 80 ℃ 下烘干至质量恒定,粉碎研磨均匀。称取 1 g 研磨后的样品,用 $\text{H}_2\text{SO}_4 - \text{H}_2\text{O}_2$ 消煮制备成溶液。植物全氮采用微量凯氏蒸馏定氮法测定,全磷采用钼锑抗分光光度法测定。

氨氮挥发量测定:将人工湿地清洗干净后进行空白(无植物)试验,控制反应器的进水水力负荷为 $0.02 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,水力停留时间为 5 d。每日定时取样,测定相关指标。人工湿地的进水中反硝化菌的数量相对较少,且人工湿地内较高的 DO 浓度(约为 4 mg/L)会对反硝化脱氮作用产生抑制,因而可忽略反硝化反应对去除 TN 的影响,认为空白试验的 TN 去除量只与气态氨挥发有关,因而可将空白试验的 TN 去除量视为气态氨挥发量。

2 结果与讨论

2.1 空心菜去除氮和磷的特性

空心菜对磷的吸收作用和底泥对磷的吸附沉淀作用是水生蔬菜型人工湿地去除磷的主要途径,但是蔬菜中磷的积累量反映植物对磷的直接去除能

力。图2为空心菜对TP、TN和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果。

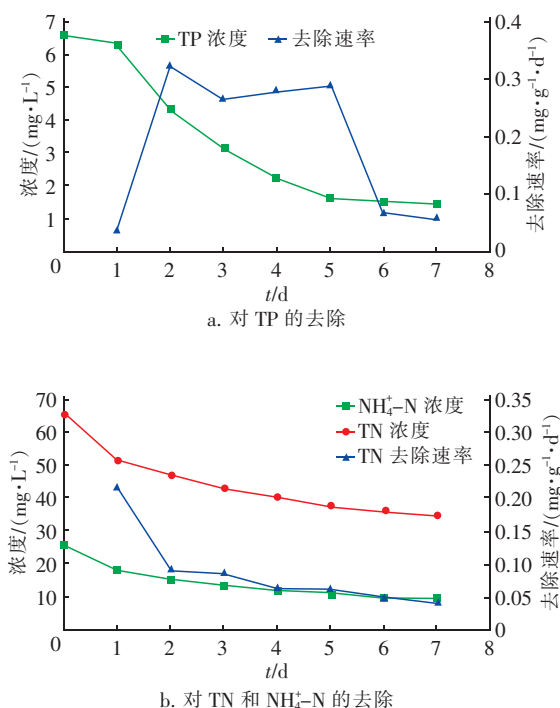


图2 空心菜对TP、TN和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果

Fig. 2 Removal effect of TP, TN and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ by *Ipomoea aquatica*

由图2(a)可以看出,1~2 d时微生物的同化作用与植物吸收作用较强^[10],对TP的吸收速率迅速增加,由0.042 mg/(g·d)升至0.34 mg/(g·d);运行至第7天时,对TP的吸收速率降至0.054 mg/(g·d)。这可能是由于试验第1天时,空心菜根系对培养液内TP的环境仍处于适应期,因而其对TP的吸收速率较低。当根系适应后,其对TP的吸收速率迅速增加。本试验中TP的初始浓度为6.61 mg/L,0~5 d快速下降到1.63 mg/L,占试验对磷总去除量的83.56%。本试验中,空心菜对磷的平均吸收速率为0.187 mg/(g·d)。

蔬菜根系组织为微生物的生长繁殖提供了良好的生存空间,可实现硝化作用^[11,12]。由图2(b)可以看出,第1天空心菜对TN的吸收速率最高,达到0.213 mg/(g·d),而后整体呈降低趋势。本试验中空心菜对TN的平均吸收速率为0.086 mg/(g·d)。试验0~1 d,TN浓度从65.4 mg/L降到51.44 mg/L,降低了21.35%,去除量占系统对TN总去除量的44.95%,随后TN浓度降低速度趋缓,这与周

晓红等人^[13]的研究结果一致。由于试验初期培养液中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度较高,空心菜对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的利用效率也较高,因而空心菜对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除速率在0~1 d较快, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度从26 mg/L下降到17.9 mg/L,去除量占总去除量的48.5%。

2.2 湿地硝化与反硝化强度分析

人工湿地硝化和反硝化强度的沿程变化表明,湿地硝化强度从前端的3.06 mg/(kg·h)升高至中端的4.66 mg/(kg·h),后端降低至2.77 mg/(kg·h)。人工湿地对氨氮的去除受硝化菌数量及溶解氧浓度的限制^[14],由于生物接触氧化池出水中DO、有机物浓度以及氨氮含量都较高,适于硝化菌的生长^[15],但是由于前端有机物浓度高,降解需要消耗大量的DO,对硝化菌的生长产生抑制作用,因此湿地前端硝化作用较弱。而当前端水体推流至湿地中端时,水体中溶解氧浓度无显著变化但有机物浓度却已明显下降,硝化菌作为优势菌种迅速增殖,因而湿地前端至中端硝化强度不断增加。至湿地后端时,氨氮浓度已降至较低水平,硝化菌在贫营养状态下增殖速度减慢,底泥硝化强度随之减小。与硝化强度不同,人工湿地的反硝化强度沿着水流方向逐渐降低,从前端的64.8 mg/(kg·h)降低到后端的20.2 mg/(kg·h)。宋海亮研究表明,底泥成分不同是产生滤床上游反硝化潜力大于中、下游的重要原因,上游底泥有机物含量高于中、下游使其反硝化潜力较高。本试验中,人工湿地水深较浅,前端、中端及后端的溶解氧浓度差异较小,但是底泥中有机物含量沿程减少,进而导致底泥反硝化强度不断降低。

2.3 人工湿地对污染物的去除效果及途径

试验结果表明,当平均进水COD、TN、氨氮、TP分别为83.63、46.31、30.71和4.86 mg/L时,蓝藻厌氧-好氧处理后的消化液经水生蔬菜型人工湿地处理后,平均出水COD、TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TP浓度分别为38.14、3.17、0.61和0.19 mg/L,平均去除率分别为53.96%、94.86%、97.45%和95.53%,出水水质达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级A要求。水生蔬菜型人工湿地对氮和磷的去除效果较好,一方面是由于空心菜形成了高密度的网状根系,可为硝化菌提供生长载体,同时能够为硝化反应提供充足的氧,促进氨氮的降解;另一方面,较低的水力负荷为空心菜吸收氮、磷

及微生物脱氮提供了充足的时间。

根据对氮和磷的去除途径,计算空心菜通过吸收作用、硝化作用、反硝化作用和底泥沉淀等对人工湿地去除氮和磷的贡献率,结果如图 3 所示。

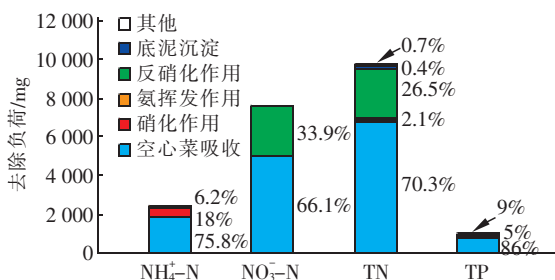


图 3 对氮和磷的去除途径

Fig. 3 Removal pathways of nitrogen and phosphorus in aquatic vegetable CW

由图 3 可知,水生蔬菜型人工湿地中不同途径去除 TN 的贡献率依次为:空心菜吸收 > 反硝化作用 > 底泥沉淀 > 其他。其中,空心菜吸收去除 TN 的比例达到 70.3%,其次是反硝化作用(26.5%),底泥沉淀、氨挥发及其他途径共占 3.2%。该结果与李先宁等人得到的结论(底泥沉淀占 62.2%、植物吸收占 18%、反硝化脱氮占 15.2%、其他占 4.6%)不同,主要原因包括:进水水质不同,本试验湿地进水中的 TN 以溶解态为主,导致植物根系截留沉淀去除 TN 的作用大大减弱,因此底泥沉淀对去除 TN 的贡献率非常低;另外,进水水力负荷不同,本试验水力负荷较低,水流推进速度较慢,剪切力较小,水力停留时间则较长(5 d),这为空心菜吸收与微生物降解作用提供了良好的水力条件与充足的时间,因而空心菜吸收与反硝化作用对去除 TN 的贡献率均相对更高。

水生蔬菜型人工湿地中空心菜吸收、底泥沉淀以及其他途径(植物叶凋落、鸟虫啄食等方式)对去除 TP 的贡献率依次为:空心菜吸收 > 其他 > 底泥沉淀,TP 最主要的去除途径为空心菜吸收(86%),本试验湿地的低水力负荷、慢水流推进速度和小剪切力条件,使得水力停留时间较长,为空心菜充分吸收磷素提供了良好的水力条件与吸附时间。

3 结论

① 水生蔬菜型人工湿地对蓝藻消化液中氮和磷的最高去除速率分别为 0.213 和 0.34 mg/(g · d)。

② 水生蔬菜型人工湿地在处理蓝藻消化液

时,其硝化强度从前端的 3.06 mg/(kg · h) 升高至中端的 4.66 mg/(kg · h),后端降低至 2.77 mg/(kg · h)。反硝化强度沿着水流方向逐渐降低,从前端的 64.8 mg/(kg · h) 降低到后端的 20.2 mg/(kg · h)。

③ 不同途径去除 TN 的贡献率依次为:空心菜吸收 > 反硝化作用 > 底泥沉淀 > 其他。其中,空心菜吸收去除 TN 的比例达到 70.3%,是湿地去除 TN 的主要途径,其次为反硝化作用,占 26.5%。不同途径去除 TP 的贡献率依次为:空心菜吸收 > 其他 > 底泥沉淀,去除 TP 的最主要途径为空心菜吸收,占 86%。

④ 水生蔬菜型人工湿地在 0.02 m³/(m² · d) 的水力负荷下,对经厌氧发酵及好氧生物处理后的蓝藻消化液中的氮和磷去除效果较好,去除率均达到 90% 以上,出水中 COD、TN、NH₄⁺-N 和 TP 的平均浓度分别为 38.14、3.17、0.61 和 0.19 mg/L,达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级 A 要求。

参考文献:

- [1] 熊鸿斌,李耀耀,张强. 巢湖蓝藻的机械清除工艺以及藻水分离实验研究[J]. 环境工程学报,2014,8(2):599-604.
Xiong Hongbin, Li Yaoyao, Zhang Qiang. Mechanical removal and dewatering of cyanobacteria blooms in Chaohu Lake[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2014, 8(2):599-604 (in Chinese).
- [2] 陈丙法,冯慕华,尚丽霞,等. 秋季聚积蓝藻打捞对蓝藻生长及水质影响的原位实验[J]. 湖泊科学,2016,28(2):253-262.
Chen Bingfa, Feng Muhua, Shang Lixia, et al. Effects on cyanobacterial growth and water quality after harvesting accumulated cyanobacteria in autumn: an in-situ experiment in Lake Chaohu[J]. Journal of Lake Sciences, 2016, 28(2):253-262 (in Chinese).
- [3] 余亚琴,吕锡武,吴义锋,等. 氧化沟/水生植物滤床组合工艺处理蓝藻厌氧沼液[J]. 中国给水排水,2013,29(7):20-23.
Yu Yaqin, Lyu Xiwu, Wu Yifeng, et al. Oxidation ditch and aquatic plant filter bed for treatment of biogas slurry from anaerobic digestion of blue-green algae[J]. China Water & Wastewater, 2013, 29(7):20-23 (in Chinese).

- [4] Vymazal J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review[J]. *Ecol Eng*, 2014, 73: 724 – 751.
- [5] 殷志平, 吴义锋, 吕锡武. 景观型与蔬菜型水平潜流湿地除磷动力学模型[J]. *化工学报*, 2016, 67(5): 2048 – 2055.
- Yin Zhiping, Wu Yifeng, Lü Xiwu. Kinetic modelling of total phosphorus removal in landscape type and vegetable type horizontal subsurface-flow constructed wetlands[J]. *CIESC Journal*, 2016, 67(5): 2048 – 2055 (in Chinese).
- [6] Dzarkpasu M, Scholz M, McCarthy V, *et al.* Phosphorus retention and mass balance in an integrated constructed wetland treating domestic wastewater[J]. *Water Environ J*, 2015, 29(2): 298 – 306.
- [7] Liolios K A, Moutsopoulos K N, Tsihrantzis V A. Modeling of flow and BOD fate in horizontal subsurface flow constructed wetlands[J]. *Chem Eng J*, 2012, 200/202: 681 – 693.
- [8] Andersen J H, Murray C, Kaartokallio H, *et al.* A simple method for confidence rating of eutrophication status classifications[J]. *Mar Pollut Bull*, 2010, 60(6): 919 – 924.
- [9] 吴琦平. 乡村小型生活污水生物生态除磷脱氮技术研究[D]. 南京: 东南大学, 2008.
- Wu Qiping. The Technological Study on Bio-ecological Dephosphorization and Denitrogenation for Rural Sewage Treatment[D]. Nanjing: Southeast University, 2008 (in Chinese).
- [10] 王凤香, 王晓昌, 郑于聪, 等. 不同潜流人工湿地对河流污染物的去除功效研究[J]. *水处理技术*, 2013, 39(4): 108 – 111, 115.
- Wang Fengxiang, Wang Xiaochang, Zheng Yucong, *et al.* Pollutants removal in subsurface-flow constructed wetlands for treating polluted river water[J]. *Technology of Water Treatment*, 2013, 39(4): 108 – 111, 115 (in Chinese).
- [11] 谢龙, 汪德燿. 花叶芦竹潜流人工湿地处理生活污水的研究[J]. *中国给水排水*, 2009, 25(5): 89 – 91.
- Xie Long, Wang Deguan. Treatment of domestic sewage by subsurface-flow constructed wetland with *Arundo Donax* Var. *Versicolor*[J]. *China Water & Wastewater*, 2009, 25(5): 89 – 91 (in Chinese).
- [12] 张跃峰, 刘慎坦, 谢祥峰, 等. 人工湿地处理农村生活污水的脱氮影响因素[J]. *江苏大学学报: 自然科学版*, 2011, 32(4): 487 – 491.
- Zhang Yuefeng, Liu Shentan, Xie Xiangfeng, *et al.* Nitrogen removal of rural domestic sewage in subsurface constructed wetlands[J]. *Journal of Jiangsu University: Natural Science Edition*, 2011, 32(4): 487 – 491 (in Chinese).
- [13] 周晓红, 王国祥, 杨飞, 等. 空心菜对不同形态氮吸收动力学特性研究[J]. *水土保持研究*, 2008, 15(5): 84 – 87.
- Zhou Xiaohong, Wang Guoxiang, Yang Fei, *et al.* Uptake kinetic characteristics of different ammonium and nitrate by *ipomoea aquatica* forsk[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2008, 15(5): 84 – 87 (in Chinese).
- [14] Penton C R, Deenik J L, Popp B N, *et al.* Importance of sub-surface rhizosphere-mediated coupled nitrification – denitrification in a flooded agroecosystem in Hawaii[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 57: 362 – 373.
- [15] Martin M, Gargallo S, Hernández-Crespo C, *et al.* Phosphorus and nitrogen removal from tertiary treated urban wastewaters by a vertical flow constructed wetland[J]. *Ecol Eng*, 2013, 61: 34 – 42.



作者简介: 李寒(1992 –), 女, 江苏盐城人, 硕士研究生, 主要研究方向为水处理技术。
E – mail: 77204236@ qq. com
收稿日期: 2018 – 02 – 24