

# 无植物水平折流式潜流人工湿地 对氮和磷的净化效果

程 龙<sup>1,2</sup>, 李 怀<sup>1\*</sup>, 阎百兴<sup>1</sup>, 祝 惠<sup>1</sup>, 周卿伟<sup>1,2</sup>

(1. 中国科学院湿地生态与环境重点实验室, 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 吉林 长春 130102;

2. 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘要:**以炉渣、木块、砾石和木块、炉渣、砾石两组基质配置方式, 构建无植物水平折流式潜流人工湿地, 在不同水力停留时间(2 d、3 d 和 5 d)条件下, 比较两组湿地系统(HB1 和 HB2)对模拟生活污水中氮、磷污染物的去除效果, 同时分析优化的基质配置方式和水力停留时间。结果表明, 当水力停留时间为 3 d 时, 人工湿地系统的总氮去除率为 71%~77%, 当水力停留时间增加到 5 d 时, 其去除率为 79%~80%, 提高不明显; 当水力停留时间为 3 d 时, 其总磷去除率达到最高值 50%, 继续增加水力停留时间, 其去除率反而下降。因此, 无植物水平折流式潜流人工湿地的最佳水力停留时间为 3 d。在进水端的前 1/3 基质区, HB1 炉渣区和 HB2 木块区的氨氮质量浓度分别为 13~17 mg/L 和 18~19 mg/L, 硝态氮质量浓度为 5.9~9.1 mg/L 和 0.4~2.8 mg/L。可见, 炉渣能提高氨氮的去除率, 木块有利于硝态氮的去除。HB1 对氮污染物(尤其是氨氮)去除效果好于 HB2, 其基质配置方式为炉渣、木块和砾石; 对磷的去除效果两种基质组合方式差别不大, 木块、炉渣和砾石组合效果略好。

**关键词:**水平折流式潜流人工湿地; 基质配置; 水力停留时间; 氮; 磷

**中图分类号:** X703      **文献标识码:** A      **文章编号:** 1672-5948(2016)02-219-07

人工湿地作为一种新型水处理技术, 具有投资少、操作简单、维护管理费用少、有一定的景观观赏和经济价值等优点<sup>[1]</sup>, 被广泛地应用于面源污染和村镇生活污水处理等方面。人工湿地污染物的去除主要通过植物的生长吸收、基质的吸附和微生物的代谢同化等作用<sup>[3,4]</sup>。基质的吸附作用对氮磷污染物有显著的作用<sup>[5]</sup>。因此, 人工湿地基质的选择及其组合搭配非常重要。由于湿地植物会被定期收割, 这时水中污染物的去除主要通过基质的吸附及附着在上面的微生物的同化作用, 因此, 基质及其配置方式在人工湿地处理污水中的作用更加突出<sup>[5-9]</sup>。因此, 研究无植物时人工湿地基质配置方式对污染物去除效果的影响, 对人工湿地基质的选择和配置方式的优化有着重要的意义。水力停留时间(Hydraulic Retention Time, HRT)是影响人工湿地污染物去除的关键因素, 因此, 研究不同水力停留时间条件下, 人工湿地的运

行效果十分必要。

本研究选择水平折流式潜流人工湿地(HBSF)为研究对象, 研究在无植物情况下, 基质及其附着的微生物对污染物的去除效果, 对比不同水力停留时间对两种基质组合条件下, 人工湿地污染物的去除效果, 得到基质配置方式和水力停留时间条件的最优组合。

## 1 材料与方 法

### 1.1 实验装置

水平折流式潜流人工湿地系统装置长 1.0 m, 宽 0.5 m, 深 0.5 m, 基质深 0.45 m, 有效水深 0.4 m (图 1)。实验装置主体由基质 1 区、基质 2 区和基质 3 区组成, 分别装有炉渣(粒径 30~50 mm)、木块(长 20~50 mm, 宽 15~30 mm, 厚 3~8 mm)和砾石(粒径 20~30 mm)。上部是砾石为主的基质覆盖区, 两端为进水口和出水口。填料区之间由

收稿日期: 2015-11-13; 修订日期: 2016-01-04

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项项目(2012ZX070201004)、国家自然科学基金项目(41401548)和城市水资源与水环境国家重点实验室开放基金项目(ES201510)资助。

作者简介: 程龙(1988-), 男, 吉林省白山人, 硕士研究生, 主要研究方向为水环境污染与防治。E-mail: 13029136265@163.com

\*通讯作者: 李怀, 助理研究员。E-mail: lihuai@jiga.ac.cn

隔壁分开,上下部有联通口联通。水流从进水口进入,以蛇形流动,最终从出水口排出。

本实验设置两套稳定的无植物水平折流式潜流人工湿地系统,分别为HB1(基质1区为炉渣、基质2区为木块、基质3区为砾石)和HB2(基质1区为木块、基质2区为炉渣、基质3区为砾石)。

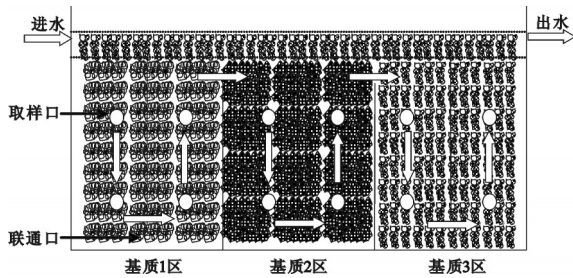


图1 水平折流式潜流人工湿地构造示意图

Fig.1 Schematic diagram of the horizontal baffle subsurface flow constructed wetland

## 1.2 实验设计和分析方法

实验进水模拟生活污水水质,采用由乙酸钠、

硝酸钾、氯化铵和磷酸二氢钾等配成人工配水。其中,乙酸钠的质量浓度为0.32 g/L,硝酸钾质量浓度为0.26 g/L,氯化铵质量浓度为0.14 g/L,磷酸二氢钾质量浓度为0.036 g/L,氯化钙质量浓度为0.01 g/L,硫酸镁质量浓度为0.008 g/L。进水温度为14~22 ℃,pH为7。

实验周期为24 h,采取蠕动泵连续进水方式,研究不同水力停留时间(2 d、3 d和5 d)条件下,两种基质组合的人工湿地污染物去除率。对比不同水力停留时间条件对污染物的处理效果,分析其影响因素,并优化基质配置方式和水力停留时间组合。当HRT为5 d的人工湿地去除效果稳定后,沿水流方向取不同基质区域的出水水样,测定污染物含量,研究污染物在系统中的空间分布、不同基质区域的主要去除作用及其影响因素,进一步研究基质对污染物去除的影响。其中,水样测试指标为氨氮含量、硝态氮含量、总氮含量和总磷含量等,所用测试方法和测试仪器见表1。

表1 测试指标、方法及仪器

Table 1 Test indicators, methods and instruments

测试指标	测试方法	主要仪器
pH	电极法	便携式pH计
氨氮含量	苯酚钠分光光度法	全自动化学分析仪 SMART CHEM 200
硝态氮含量	盐酸萘乙二胺光度法	全自动化学分析仪
总氮含量	消解—盐酸萘乙二胺光度法	全自动化学分析仪
总磷含量	消解—钼锑抗比色法	全自动化学分析仪

## 2 结果与分析

### 2.1 氨氮的去除效果与其含量沿程分布

#### 2.1.1 氨氮的去除效果

由图2可以看出,当水力停留时间由2 d增加到3 d时,氨氮去除效果明显增强,去除率由40%~45%提升到70%~80%,说明延长水力停留时间可以提高氨氮的去除效率。这是由于水力停留时间越长,微生物的硝化作用进行的越彻底,再加上基质对氨氮吸附量增加,使得氨氮含量降低。而当水力停留时间由3 d增加到5 d时,氨氮去除率虽然也有提升,但是效果并不明显,最终去除率约为73%~83%。这是因为水中的溶解氧几乎完全来自进水,随着水力停留时间的增加,水中的溶解氧进一步消耗,硝化作用无法增强,同时,

基质的吸附也基本达到平衡状态,使得氨氮的去除率变化不明显。因此,综合考虑水力停留时间为3 d时较优。HB1对氨氮的去除效果好于HB2,说明在对氨氮的去除方面,基质为炉渣、木块和砾石的组合优于基质为木块、炉渣和砾石的组合。

氨氮的去除作用主要有植物的吸收<sup>[10-14]</sup>、基质的吸附、氨挥发作用和微生物的硝化作用<sup>[15,16]</sup>。本研究采用的人工湿地系统无植物,因此不存在植物的吸收作用。硝化作用需要氧气,因此硝化作用需要的氧气只能来自进水。在实验初期,基质的吸附作用可能是氨氮的主要去除方式。在厌氧情况下,厌氧氨氧化作用是以 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 为电子供体, $\text{NO}_2^--\text{N}$ 为电子受体,轻胺和联氨为关键中间产物,氮气为终产物的反应,也是去除氨氮作用之一<sup>[17-20]</sup>。

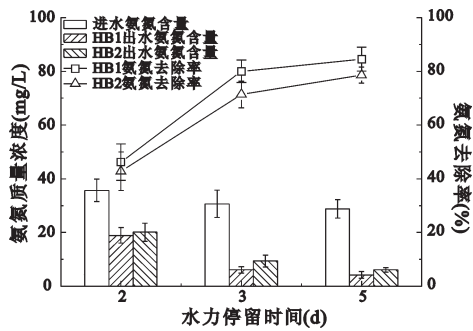


图2 不同水力停留时间下氨氮的出水含量和去除率  
Fig.2 The effluent ammonia nitrogen concentration and removal rate at different hydraulic retention time

### 2.1.2 氨氮含量的沿程分布

当水力停留时间为5 d时,沿水流方向不同基质区域氨氮浓度的分布情况见图3。HB1和HB2氨氮质量浓度在基质1区差异较明显,分别为13~17 mg/L和18~19 mg/L。HB1和HB2在此区域的基质分别为炉渣和木块,一方面,炉渣有较大的比表面积,可以为微生物提供较大的附着面积,不仅有利于基质对氨氮的吸附,也有利于水中的溶解氧进行硝化作用;另一方面,碱性环境有利于硝化反应的发生, Antoniou P等总结了相关研究后得出,最佳pH为7.0~8.2<sup>[21]</sup>,还有研究表明硝化反应的理想pH为8~9<sup>[22]</sup>。一般情况下,炉渣的浸出液pH大于8<sup>[23]</sup>,这为硝化反应的发生提供了适宜的环境,而且炉渣形成的碱性条件也有利于氨的挥发,因此,在基质1区,HB1的去除效果较好;在基质2区,HB2的去除效果较好。在基质2区,HB1和HB2的氨氮出水质量浓度基本相同,约为9.5~10.0 mg/L。最终出水质量浓度为4.5~5.0 mg/L,这是因为水利停留时间为5 d,硝化反应较为彻底。因此,将炉渣置于前段有利于水平折流式潜流人工湿地对氨氮的去除。

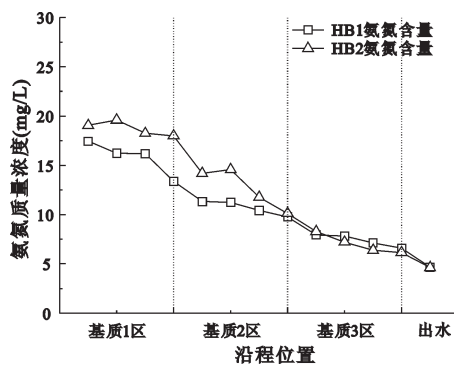


图3 氨氮含量的沿程分布

Fig.3 The concentration distribution of ammonia nitrogen along the experiment flow

## 2.2 硝态氮的去除效果与其含量沿程分布

### 2.2.1 硝态氮的去除效果

从图4可知,HB1和HB2对硝态氮的去除率没有因水力停留时间变长而有明显提升。当水力停留时间为2 d、3 d和5 d时,除进水端个别采样点溶解氧约为1.0 mg/L,其他区域水体溶解氧质量浓度均为0.5 mg/L左右,而进水中化学需氧量和氮元素含量比基本不变,因此,硝态氮的去除率有提升但不明显。当水力停留时间为2 d时,硝态氮去除率为72%~76%,当水力停留时间为3 d和5 d时,硝态氮去除率基本相同,可达到78%~80%。因此,对于去除硝态氮来说,较优的水力停留时间为3 d。HB1和HB2的去除基本相同,说明基质配置对硝态氮的去除没有明显影响。

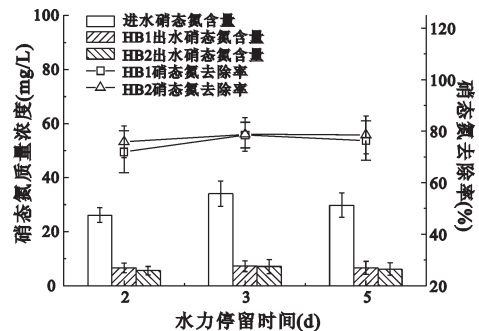


图4 不同水力停留时间下硝态氮的出水质量浓度和去除率

Fig.4 The effluent nitrate nitrogen concentration and removal rate at different hydraulic retention time

人工湿地中,硝态氮的主要去除作用有微生物的反硝化作用及微生物和植物的代谢同化作用<sup>[11-15,25-28]</sup>。前者将硝态氮转化为 $N_2$ 散逸到大气当中,后者主要随着植物收割从湿地中去除。因此,本研究硝态氮的去除作用主要是反硝化作用,反硝化作用是异养微生物以有机化合物为电子供体,以氮氧化物为最终电子受体,使 $NO_3^-$ 转化为分子态氮的一种缺氧反应<sup>[25-28]</sup>。这个过程中,氮代替氧成为电子受体,水中的分子氧和碳源含量都会对反硝化作用产生一定影响。

### 2.2.2 硝态氮含量的沿程分布

如图5所示,从图中可以看出,在基质1区,HB2的硝态氮质量浓度为0.4~2.8 mg/L,明显小于HB1的5.9~9.1 mg/L,这是由于HB2在基质1区的填料为木块,作为缓释碳源可以为附着在上面的微生物提供充足的碳源,使反硝化反应进行的更彻底。在基质2区,HB1的基质为木块,反硝

化作用增强,此时硝态氮质量浓度迅速由6.0 mg/L 下降到1.0 mg/L。HB2 去除效果更好,因此将木块放置于前段更有利于硝态氮的去除;HB1 和 HB2 的最终出水硝态氮质量浓度相差不大,为0.5~1.0 mg/L。

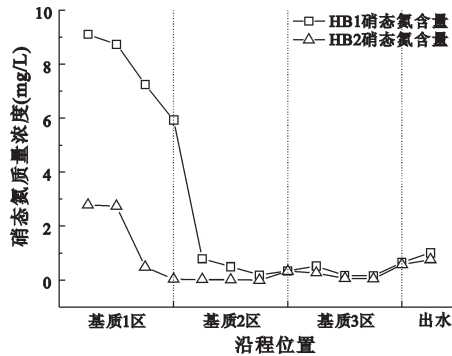


图5 硝态氮含量的沿程分布

Fig.5 The concentration distribution of nitrate nitrogen along the experiment flow

## 2.3 总氮的去除效果与其含量沿程分布

### 2.3.1 总氮的去除效果

从图6可以看出,当水力停留时间为2 d时,总氮的出水质量浓度为19 mg/L~20 mg/L,当水力停留时间为3 d时,为11 mg/L~12 mg/L,当水力停留时间为5 d时,为10 mg/L~11 mg/L。随着水力停留时间增加,总氮的去除效果有所提高。当水力停留时间为2 d、3 d和5 d时,总氮平均去除率分别为48%~52%、71%~77%和79%~80%。当水力停留时间由2 d到3 d时,总氮去除率提高明显,说明延长水力停留时间是提高无植物水平折流式潜流人工湿地系统脱氮能力的有效措施。当水力停留时间由3 d增至5 d时,去除率提高但不明显。HB1 的去除效果较好但相差不大,这可能是因为较充分的反硝化作用所导致。从氨氮和硝态氮去除情况来看,HB1 的去除效果优于HB2,说明HB1 的基质配置方式更优,即炉渣、木块和砾石组合有利于氮污染物的去除。

### 2.3.2 总氮含量的沿程分布

从图7可以看出,HB1 基质1区的总氮质量浓度为20~26 mg/L,HB2 为18~22 mg/L。这是因为HB1 在基质1区的硝态氮含量高,在基质2区的硝态氮迅速反硝化,使总氮质量浓度迅速降到12~14 mg/L;HB2 在基质2内的氨氮含量较高,因此总氮浓度比HB1 高,为13~16 mg/L。因此,二者最终出水总氮含量相差不大,为9.1~9.6 mg/L。

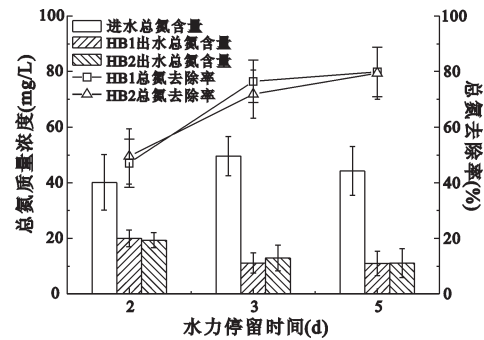


图6 不同水力停留时间下总氮的出水质量浓度和去除率  
Fig.6 The effluent total nitrogen concentration and removal rate at different hydraulic retention time

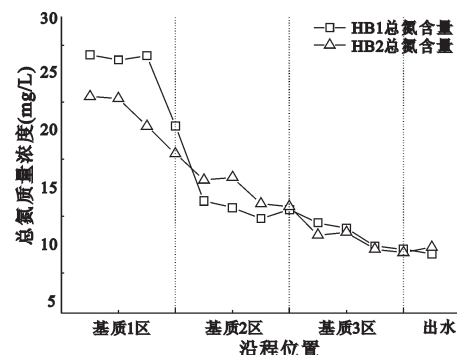


图7 总氮含量的沿程分布

Fig.7 The concentration distribution of total nitrogen along the experiment flow

## 2.4 总磷的去除效果与其含量沿程分布

### 2.4.1 总磷的去除效果

从图8可以看出,当水力停留时间为2 d时,总磷去除率为36%~38%,当水力停留时间增加到3 d时,去除率明显提高,约为50%~51%。这是因为延长水力停留时间有利于磷酸盐的基质吸附和沉淀反应,同时微生物也有较长时间进行代谢反应<sup>[34-38]</sup>。当水力停留时间为5 d时,总磷去除率下降到27%~37%,这可能是因为水中的有机物分解、硝化作用和微生物的氧化作用都消耗氧,水力停留时间越长,水中的溶解氧含量越低,导致微生物在厌氧情况下又将磷酸盐释放到了水中,使得水中磷酸盐的含量升高,去除率下降。因此,水力停留时间为3 d时,总磷的去除效果较优,HB2 的除磷效果略好于HB1。

人工湿地中,磷的去除主要有基质的吸附、植物生长吸收和微生物的代谢同化等<sup>[15,30-34]</sup>。本研究中的去除作用主要有基质的吸附和微生物的同化作用,以及基质中的 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Al}^{3+}$ 和 $\text{Fe}^{3+}$ 与水中的磷酸盐反应,产生沉淀。微生物的过量积累是指聚磷

菌利用水中的氧,不断的分解自身以及外界的有机物,获得能量,并将磷酸盐合成ATP的过程<sup>[29-34]</sup>。这个过程中,磷酸盐除一小部分来自微生物自身,大部分来自外部环境,一部分用于合成ATP,一部分合成了聚磷酸盐,从而去除水中的磷。而当聚磷菌处于厌氧状态时,体内ATP水解,又将 $H_3PO_4$ 释放到水中<sup>[30-34]</sup>。

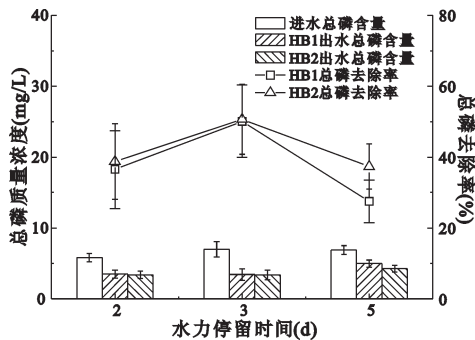


图8 不同水力停留时间下总磷的出水质量浓度和去除率

Fig.8 The effluent total phosphorus concentration and removal rate at different hydraulic retention time

#### 2.4.2 总磷含量的沿程分布

如图9所示,HB1和HB2基质1区的总磷质量浓度为 $5.0\sim 5.4\text{ mg/L}$ ,此阶段内总磷的去除主要作用为微生物(聚磷菌)的作用;基质2区内总磷的含量有所上升,这是由于水体中溶解氧消耗殆尽,聚磷菌水解反应又将磷释放到了水体中。HB2的总磷质量浓度为 $4.9\sim 5.2\text{ mg/L}$ ,小于HB1的 $5.3\sim 6.0\text{ mg/L}$ ,这是因为炉渣的吸附和 $Ca^{2+}$ 、 $Al^{3+}$ 、 $Fe^{3+}$ 与水中的磷酸盐发生沉淀反应。因此,木块、炉渣和砾石的基质配置方式更有利于磷的去除。

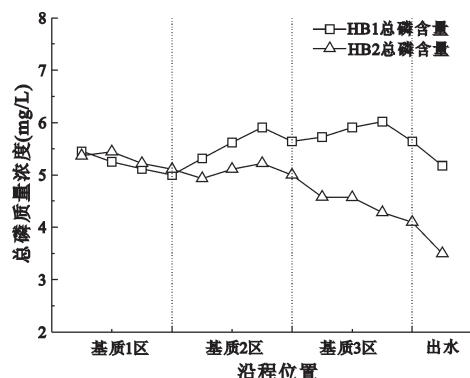


图9 总磷含量的沿程分布

Fig.9 The concentration distribution of total phosphorus along the experiment flow

### 3 结论

无植物水平折流式潜流人工湿地的最优水力

停留时间为3 d,其总氮的去除率可达80%,其总磷去除率可达50%。当水力停留时间超过3 d时,该人工湿地的总氮去除率增加并不明显,其总磷的去除率反而降低。

无植物水平折流式潜流人工湿地的基质设置为炉渣有利于氨氮和磷的去除,设置为木块有利于硝态氮的去除。总体上,炉渣、木块和砾石的配置方式是氮污染物(尤其是氨氮)去除的最优基质配置方式;而木块、炉渣和砾石则对于磷去除效果更好。

### 参考文献

- [1]孙桂琴,董瑞斌,潘乐英,等.人工湿地污水处理技术及其在我国的应用[J].环境科学与技术,2006,31(z1):144-146.
- [2]张清.人工湿地的构建与应用[J].湿地科学,2011,9(4):373-379.
- [3]Dordio A V, Carvalho A J P. Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix[J]. Journal of Hazardous materials, 2013, 252: 272-292.
- [4]Dierberg F E, Debusk T A, Jackson S D, et al. Submerged aquatic vegetation-based treatment wetlands for removing phosphorus from agricultural runoff: response to hydraulic and nutrient loading [J]. Water Research, 2002, 36(6): 1409-1422.
- [5]鲁妮,章北平,刘真,等.人工湿地处理低浓度生活污水的填料优化级配[J].武汉理工大学学报,2006,1(1):81-84.
- [6]曹笑笑,吕宪国,张仲胜,等.人工湿地设计研究进展[J].湿地科学,2013,11(1):121-128.
- [7]万佳静,王湛,李军,等.基质在人工湿地中的作用[J].环境保护科学,2009,3(3):16-19.
- [8]张翔凌.不同基质对垂直流人工湿地处理效果及堵塞影响研究[D].武汉:中国科学院水生生物研究所,2007.
- [9]徐德福,李映雪.用于污水处理的人工湿地的基质、植物及其配置[J].湿地科学,2007,5(1):32-38.
- [10]Meuleman A F M, Logtestijn R V, Rijs G B J, et al. Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment[J]. Ecological Engineering, 2003, 20(3): 31-44.
- [11]Tanner C C. Plants for constructed wetland treatment systems-A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species[J]. Ecological Engineering, 1996, 7(95): 59-83.
- [12]王全金,李丽,李忠卫.四种植物潜流人工湿地脱氮除磷的研究[J].环境污染与防治,2008,2(2):33-36.
- [13]Meuleman A F M, Logtestijn R V, Rijs G B J, et al. Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment[J]. Ecological Engineering, 2003, 20(3): 31-44.
- [14]Liao X, Luo S, Yinbao W U, et al. Comparison of nutrient removal ability between *Cyperus alternifolius* and *Vetiveria zizani*

- oides in constructed wetlands[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2005, **16**(1): 156-160.
- [15]Sun Z, Qin S, Liu J, *et al.* Biomass structure and nitrogen, phosphorus nutrient of *Calamagrostis angustifolia* populations in different communities of Sanjiang Plain, Northeast China[J]. Frontiers of Forestry in China, 2007, **2**(4): 366-375.
- [16]张燕, 庞南柱, 蹇兴超, 等. 3种人工湿地基质吸附污水中氨氮的性能与基质筛选研究[J]. 湿地科学, 2012, **10**(1): 87-91.
- [17]Zemanová K, Pícek T, Dušek J, *et al.* Carbon, nitrogen and phosphorus transformations are related to age of a constructed wetland [J]. Water, Air & Soil Pollution, 2010, **207**(1-4): 39-48.
- [18]梁威, 吴振斌. 人工湿地对污水中氮磷的去除机制研究进展[J]. 环境与可持续发展, 2000, **3**: 32-37.
- [19]熊飞, 李文朝, 潘继征, 等. 人工湿地脱氮除磷的效果与机理研究进展[J]. 湿地科学, 2005, **3**(3): 228-234.
- [20]Lin Y F, Jing S R, Wang T W, *et al.* Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands[J]. Environmental Pollution, 2002, **119**(3): 413-420.
- [21]Antoniou P, Hamilton J, Koopman B, *et al.* Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria[J]. Water Research, 1990, **24**(9): 97-101.
- [22]Brix H. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives[J]. Water Science & Technology, 1994, **30**(8): 209-223.
- [23]台明青, 邓李玲. 火电厂灰渣水溶性试验[J]. 化工环保, 1998, **18**(3): 180-183.
- [24]Strous M, Fuerst J A, Kramer E H, *et al.* Missing lithotroph identified as new planctomycete[J]. Nature, 1999, **400**(6743): 446-449.
- [25]卢少勇, 金相灿, 余刚. 人工湿地的氮去除机理[J]. 生态学报, 2006, **26**(8): 2670-2677.
- [26]丁疆华, 舒强. 人工湿地在处理污水中的应用[J]. 农业环境科学学报, 2000, **19**(5): 320.
- [27]Horne A J. Nitrogen removal from waste treatment pond or activated sludge plant effluents with free-surface wetlands[J]. Water Science & Technology, 1995, **31**(12): 341-351.
- [28]张荣社, 周琪, 张建, 等. 潜流构造湿地去除农田排水中氮的研究[J]. 环境科学, 2003, **24**(1): 113-116.
- [29]吴振斌, 陈辉蓉, 贺锋, 等. 人工湿地系统对污水磷的净化效果[J]. 水生生物学报, 2001, **25**(1): 28-35.
- [30]崔理华, 朱夕珍. 垂直流人工湿地系统对污水磷的净化效果[J]. 环境污染治理技术与设备, 2002, **3**(7): 13-17.
- [31]袁东海, 景丽洁, 高士祥, 等. 几种人工湿地基质净化磷素污染性能的分析[J]. 环境科学, 2005, **26**(1): 51-55.
- [32]沈耀良, 王宝贞. 人工湿地系统的除污机理[J]. 江苏环境科技, 1997, **3**(3): 1-6.
- [33]李旭东, 周琪, 张荣社, 等. 三种人工湿地脱氮除磷效果比较研究[J]. 地学前缘, 2005, **12**(z1): 73-76.
- [34]单丹, 罗安程. 不同水生植物对磷的吸收特性[J]. 浙江农业学报, 2008, **2**(2): 135-138.
- [35]朱彤, 许振成. 人工湿地污水处理系统应用研究[J]. 环境科学研究, 1991, **5**(5): 17-22.
- [36]尹炜, 李培军, 裘巧俊, 等. 植物吸收在人工湿地去除氮、磷中的贡献[J]. 生态学杂志, 2006, **2**(2): 218-221.
- [37]冯培勇, 陈兆平. 人工湿地及其去污机理研究进展[J]. 生态科学, 2002, **3**(3): 264-268.
- [38]栾晓丽, 王晓, 赵钰, 等. 复合垂直流与潜流人工湿地沿程脱氮除磷对比研究[J]. 环境污染与防治, 2009, **11**(11): 26-29.

## The Nitrogen and Phosphorus Removal Efficiency of Horizontal Baffle Subsurface Flow Constructed Wetland without Plants

CHENG Long<sup>1,2</sup>, LI Huai<sup>1</sup>, YAN Baixing<sup>1</sup>, ZHU hui<sup>1</sup>, ZHOU Qingwei<sup>1,2</sup>

(1. Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102, Jilin, P.R.China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China)

**Abstract:** In this experiment, two matrix configuration modes: one were slag, wood, gravel and wood, and the other were slag, gravel were used to build two unplanted horizontal baffle subsurface flow constructed wetland systems (HBSFs), HB1 and HB2. The aims of the research were to study the removal rate of nitrogen and phosphorus of the sewage at different hydraulic retention time(2 d, 3 d and 5 d), and to get the optimal matrix configuration mode and hydraulic retention time. In addition, the spatial distribution of the pollutant and its changes were analyzed respectively when the final removal efficiency was stable. The results showed that, when hydraulic retention time was 3 d, total nitrogen removal rate reaches 71%-77%. With the hydraulic retention time increasing to 5 d, the removal rate slightly rose to 79%-80% which indicated that total nitrogen removal was not strongly enhanced when the hydraulic retention time increased from 3d to 5 d. Otherwise, the optimal hydraulic retention time of total phosphorus removal was 3 d with the removal efficiency of 50%. However total phosphorus removal rate decreased when hydraulic retention time further increased. These results implied that 3 d was the best hydraulic retention time of unplanted horizontal baffle subsurface flow constructed wetland systems. Furthermore, at the first matrix regions of the HB1 (slag) and HB2 (wood), the ammonia nitrogen concentration were 13-17 mg/L and 18-19 mg/L respectively, while the nitrate nitrogen concentration were 5.9-9.1 mg/L and 0.4-2.8 mg/L respectively. It could conclude from the results that slag could strengthen the ammonia nitrogen removal, and wood was conducive to the nitrate nitrogen removal. HB1 had better nitrogen pollutants (especially ammonia nitrogen) removal efficiency than HB2, which matrix configuration mode was slag, wood, gravel; Meanwhile, there was minor difference between the two matrix configuration modes in phosphorus removal, and the better mode was wood, slag and gravel.

**Keywords:** horizontal baffle subsurface flow constructed wetland; matrix configuration mode; hydraulic retention time; nitrogen; phosphorus