

文章编号: 1004-7271(2007)01-0073-06

· 研究简报 ·

新建组合填料潜流湿地脱氮除磷研究

谭洪新¹, 刘艳红^{1,2}, 周琪³, 杨殿海³

(1. 上海水产大学生命科学与技术学院, 上海 200090; 2. 红河学院理学院, 云南 蒙自 661100;
3. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092)

摘要:以城市污水 ANOXIC-OXIC 工艺出水为处理对象,在中试规模上研究了新建组合填料潜流湿地的脱氮除磷效能。结果表明,当 COD 面积负荷率、TN 面积负荷率、TP 面积负荷率、HRT(水力停留时间)分别为 8.7~22.1 g/(m²·d)、7.29~24.28 g/(m²·d)、0.94~1.84 g/(m²·d)、0.48~0.59 d 时,①湿地启动阶段, COD 去除率为 30.3%、面积负荷去除率为 6.63 g/(m²·d)、反应动力学常数为 0.23 m/d; SS 去除率为 45.5%; 氨态氮、亚硝态氮和硝态氮的去除率分别为 9.3%、40.0% 和 25.0%; TN 去除率为 14.9%、面积负荷去除率 3.63 g/(m²·d)、反应动力学常数为 0.10 m/d; TP 去除率为 92.4%、面积负荷去除率为 0.93 g/(m²·d), 反应动力学常数为 0.94 m/d。②稳态运行阶段, COD 去除率为 33.9%, 面积负荷去除率为 2.98 g/(m²·d), 反应动力学常数为 0.24 m/d; SS 去除率为 50.0%; 氨氮、亚硝氮和硝氮的去除率分别为 50.2%、41.9% 和 24.7%; TN 去除率为 29.9%, 面积负荷去除率为 2.19 g/(m²·d), 反应动力学常数为 0.18 m/d。TP 去除率为 90.5%、面积负荷去除率为 0.89 g/(m²·d)、反应动力学常数为 0.86 m/d。③随 TN 面积负荷增加, TN 面积负荷去除率和 TN 动力学常数均随之线性增加; 随 TP 面积负荷增加, TP 面积负荷去除率随之线性增加, 而反应动力学常数呈幂函数增加。

关键词:页岩; 钢渣; 潜流湿地; 脱氮除磷

中图分类号: X 505 文献标识码: A

Studies on nitrogen and phosphorus removal in new combined substrate subsurface constructed wetlands

TAN Hong-xin¹, LIU Yan-hong^{1,2}, ZHOU Qi³, YANG Dian-hai³

(1. College of Life Science and Technology, Shanghai Fisheries University, Shanghai 200090, China;
2. School of Philosophy, Honghe College, Yunnan Mengzi 661100, China;
3. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: Effluent of urban wastewater treatment plant operated under ANOXIC-OXIC process was treated by new combined substrate subsurface constructed wetlands in pilot-scale for studying efficiency of nitrogen and phosphorus removal. Results indicate that, when COD area load rate, TN area load rate, TP area load rate and hydraulic retention time (HRT) are 8.7-22.1 g/(m²·d), 7.29-24.28 g/(m²·d), 0.94-1.84 g/(m²·d) and 0.48-0.59 d respectively, ① during start-up periods, COD removal efficiency, area load removal rate and removal kinetic constant are 30.3%, 6.63 g/(m²·d) and 0.23 m/d respectively. SS removal efficiency is 45.5%. Removal efficiency of ammonium nitrogen, nitrite nitrogen and nitrate nitrogen

收稿日期: 2006-04-01

基金项目: 国家高技术研究发展计划项目(2002AA601023); 上海市重点学科建设项目(Y1101)

作者简介: 谭洪新(1968-), 男, 博士, 副教授, 主要从事设施渔业和生态工程方面的研究。E-mail: hxtan@shfu.edu.cn

are 9.3%, 40.0% and 25.0% respectively. Removal efficiency, area load removal rate and removal kinetic constant of total nitrogen are 14.9%, 3.63 g/(m²·d) and 0.10m/d respectively. Removal efficiency, area load removal rate and removal kinetic constant of total phosphorus are 92.4%, 0.93 g/(m²·d) and 0.94m/d respectively. ②during stationary state periods, COD removal efficiency, area load removal rate and removal kinetic constant are 33.9%, 2.98 g/(m²·d) and 0.24m/d respectively. SS removal efficiency is 50.0%. Removal efficiency of ammonium nitrogen, nitrite nitrogen and nitrate nitrogen are 50.2%, 41.9% and 24.7% respectively. Removal efficiency, area load removal rate and removal kinetic constant of total nitrogen are 29.9%, 2.19 g/(m²·d) and 0.18m/d respectively. Removal efficiency, area load removal rate and removal kinetic constant of total phosphorus are 90.5%, 0.89 g/(m²·d) and 0.86m/d respectively. ③TN area load removal rate and removal kinetic constant are linearly increased with the increase of total nitrogen area load rate. TP area load removal rate is linearly increased with the increase of total phosphorus area load rate, but TP removal kinetic constant increases according to exponential function along with increase of total phosphorus area load rate.

Key words: shale; steel slag; subsurface constructed wetland; nitrogen and phosphorus removal

世界上已有数千座人工或天然湿地用于各类型污水的处理,如家畜与家禽粪水、尾矿排水液、工业污水、农业废水、垃圾场渗滤液、城市暴雨径流、生活污水、富营养化湖水等^[1,2]。Kadlec 等^[3]综述了湿地对污染物的去除率范围:TKN(3%~98%)、氨氮(14%~98%)、硝氮+亚硝氮(-138%~96%)、TP(-31%~99%)、BOD(-20%~97%)和TSS(20%~93%)。人工湿地对有机物的去除效果较稳定,但对氮、磷的去除效果容易受多种因素的影响,相关文献报道的数据差异较大。这与人工湿地结构、填料组分、植物种类及搭配、运行季节、进水水质特征、系统管理方法等因素有关^[4,5]。本试验以城市污水 ANOXIC-OXIC 工艺出水为处理对象,研究了新建组合填料潜流湿地的脱氮除磷效能,为人工湿地的设计和优化提供参考。

1 试验装置与方法

1.1 试验装置

城市污水 ANOXIC-OXIC 工艺出水通过配水管路进入潜流人工湿地,经处理后排湖。图 1 为组合填料潜流湿地结构示意图。组合填料潜流湿地(L×W×H=14.5 m×2.6 m×1.0 m)总有效面积为 37.7 m²,前 7.25 m 填充页岩(粒径 10~25 mm),后 7.25 m 填充钢渣(粒径 10~20 mm),填料高度 0.8 m,填料平均孔积率 0.43,有效容积 11.4 m³。选用的页岩和钢渣对磷有较强吸附性^[6]。湿地中种植芦苇(*Phragmites australis*),行距及株距均为 30 cm。试验于 2004 年 6 月至 12 月在武汉汉阳经济技术开发区的中试基地进行。

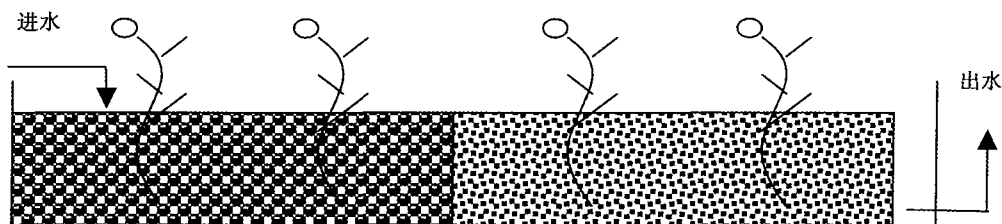


图 1 组合填料潜流湿地结构示意图

Fig. 1 The structural schematic diagram of combined substrate subsurface constructed wetlands

1.2 运行工况

城市污水 ANOXIC-OXIC 工艺出水按试验流量通过配水管路进入潜流人工湿地。湿地运行中, q (水力负荷率)0.51 ~ 0.64 m/d, HRT(水力停留时间)0.48 ~ 0.59 d。

1.3 监测分析方法

水质指标均按照标准测试方法进行。

1.4 性能评估指标

多采用一级推流动力学模型模拟沿湿地长轴方向污染物浓度的指数削减情况。即污染物降解和停留时间满足如下公式:

$$c_e = c_o \cdot \exp(-K_v \cdot HRT) \quad (1)$$

其中: c_e :出水中污染物浓度(mg/L); c_o :进水中污染物浓度(mg/L); K_v :容积负荷去除率常数(d^{-1}); HRT :水力停留时间(d)。 $-\ln(c_e/c_o)$ 除以 HRT 可得 K_v 值。

或采用如下公式:

$$c_e/c_o = \exp(-k/HLR) \quad (2)$$

其中,HLR:水力面积负荷率(m/d); k :面积负荷去除率常数(m/d)。

污染物的百分去除率(removal efficiency)公式:

$$\eta = 100 \cdot (c_o - c_e)/c_o \quad (3)$$

污染物的面积负荷去除率(area load removal rate)公式:

$$\xi = (c_o - c_e) \cdot Q/A \quad (4)$$

其中, Q :进水和出水流量(m^3/d); A :湿地面积(m^2)。

2 结果与分析

2.1 潜流湿地进水水质特征

对湿地系统进水水质的周年监测表明,潜流湿地进水(生化反应器出水)中有机物含量及悬浮物含量较低,年均 COD 和 SS 分别为 24.9 mg/L 和 23 mg/L;氮素以无机氮为主,年均总氮为 18.83 mg/L,多数情况下,无机氮以氧化态(亚硝态氮或硝态氮)形式为主。但在城市污水 ANOXIC-OXIC 工艺启动初期(2004 年 3 月-4 月),由于其净化功能尚形成,其工艺出水氮素以有机氮和氨氮为主。进水中年均 COD/TN 为 1.57。进水中年均总磷为 2.58 mg/L,以正磷酸盐为主。湿地的平均 COD 面积负荷率、TN 面积负荷率、TP 面积负荷率、HRT(水力停留时间)分别为:8.7 ~ 22.1 $g/(m^2 \cdot d)$ 、7.29 ~ 24.28 $g/(m^2 \cdot d)$ 、0.94 ~ 1.84 $g/(m^2 \cdot d)$ 、0.48 ~ 0.59 d。

2.2 潜流湿地启动阶段,C、N、P 的迁移转化及净化效率

表 1 为新建组合填料潜流湿地启动阶段的处理效果。结果表明,在新建系统启动阶段,潜流湿地能很好地对 COD 和 SS 进行截留和去除,COD 的去除率为 30.3%、面积负荷去除率为 6.63 $g/(m^2 \cdot d)$ 、反应动力学常数为 0.23 m/d,SS 的去除率为 45.5%,氨态氮、亚硝态氮和硝态氮的去除率分别为 9.3%、40.0% 和 25.0%,TN 去除率仅为 14.9%、面积负荷去除率达 3.63 $g/(m^2 \cdot d)$ 、反应动力学常数为 0.10 m/d。新建潜流湿地运行初期,由于前端城市污水 ANOXIC-OXIC 工艺也在启动初期,其净化功能尚未形成,故湿地系统进水氮素以氨氮和有机氮为主,而潜流湿地内的低氧环境却不利于氨氮的氧化,这将影响新建湿地的氮素氧化效率。在生物净化功能尚未形成的湿地系统中获得高达 3.63 $g \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$ 的 TN 面积负荷去除率,主要是湿地系统进水中颗粒有机氮含量较高,湿地填料的截留功能发挥了重要作用。新建湿地在运行初期主要完成有机物的同化,湿地系统启动后期硝化作用功能开始形成,氨氮被氧化为亚硝氮和硝态氮。TP 的去除率为 92.4%、面积负荷去除率为 0.93 $g/(m^2 \cdot d)$,反应动力学常数为 0.94 m/d,人工湿地主要通过填料吸附、化学沉淀、细菌活动、植物和藻类吸收、与有机物结合等途径

对磷进行截留^[3],湿地运行初期,植物生物量较低,微生物膜尚在形成中,磷主要通过填料的吸附或沉淀作用而去除。

表1 新建组合填料潜流湿地启动阶段的处理效果(n=18)

Tab.1 Treatment effect of new combined substrate subsurface constructed wetlands during start-up periods (n=18)

指标	进水浓度/mg/L	出水浓度/mg/L	去除率/%	面积负荷去除率/g/(m ² ·d)	动力学常数/m/d
COD	34.7 ± 7.9	24.2 ± 5.8	30.3	6.63	0.23
SS	33 ± 4	18 ± 3	45.5	-	-
NH ₄ ⁺ - N	28.38 ± 3.08	25.73 ± 3.75	9.3	-	-
NO ₂ ⁻ - N	0.05 ± 0.05	0.03 ± 0.03	40.0	-	-
NO ₃ ⁻ - N	0.24 ± 0.19	0.18 ± 0.07	25.0	-	-
TN	38.19 ± 8.62	32.48 ± 7.26	14.9	3.63	0.10
TP	2.77 ± 0.43	0.21 ± 0.09	92.4	0.93	0.94

2.3 潜流湿地稳态运行阶段,C、N、P的迁移转化及净化效率

表2为新建组合填料潜流湿地稳态运行阶段的处理效果。结果表明,随城市污水 ANOXIC-OXIC 工艺出水稳定性增强,湿地进水 COD 变化在 12.3 ~ 24.2 mg/L 之间,平均为 17.1 mg/L, COD 去除率为 33.9%, 面积负荷去除率为 2.98 g/(m²·d), 反应动力学常数为 0.24 m/d。SS 去除率为 50.0%。图2为湿地进水与出水中氮素的动态变化规律, 氨氮、亚硝氮和硝氮的去除率分别为 50.2%、41.9% 和 24.7%, TN 去除率为 29.9%, 面积负荷去除率为 2.19 g/(m²·d), 反应动力学常数为 0.18 m/d。潜流湿地的低氧环境将有利于该硝化水体的脱氮进程。TP 的去除率为 90.5%、面积负荷去除率为 0.89 g/(m²·d), 反应动力学常数为 0.86 m/d。当填料上可用的磷吸附官能团减少时, 填料的除磷效果也相应降低, 这时需官能团再生, 土壤研究表明, 通过干/湿循环处理, 土壤的磷保持能力可改善, Drizo 等^[7] 研究表明, 通过 4 周的落干处理, 可恢复 74% 磷保持能力。

表2 新建组合填料潜流湿地稳态运行阶段的处理效果(n=10)

Tab.2 Treatment effect of new combined substrate subsurface constructed wetlands during stationary state periods (n=10)

指标	进水浓度/mg/L	出水浓度/mg/L	去除率/%	面积负荷去除率/g/(m ² ·d)	动力学常数/m/d
COD	17.1 ± 2.7	11.3 ± 3.3	33.9	2.98	0.24
SS	26 ± 8	13 ± 3	50.0	-	-
NH ₄ ⁺ - N	2.77 ± 2.89	1.38 ± 1.40	50.2	-	-
NO ₂ ⁻ - N	0.31 ± 0.31	0.18 ± 0.21	41.9	-	-
NO ₃ ⁻ - N	10.65 ± 3.56	8.02 ± 2.58	24.7	-	-
TN	14.33 ± 3.24	10.04 ± 1.91	29.9	2.19	0.18
TP	2.72 ± 0.43	0.26 ± 0.09	90.5	0.89	0.86

2.4 潜流湿地稳态运行阶段, TN 和 TP 面积负荷去除率及动力学常数与其面积负荷关系

图3为 TN 面积负荷去除率及动力学常数与其面积负荷的关系。结果表明, 随 TN 面积负荷的增加, TN 面积负荷去除率随之增加, 线性关系式为 $y = 0.3922x - 0.6735$ ($R^2 = 0.9515$)。随 TN 面积负荷的增加, TN 去除动力学常数也线性增加, 关系式为 $y = 0.0124x + 0.0842$ ($R^2 = 0.7382$)。

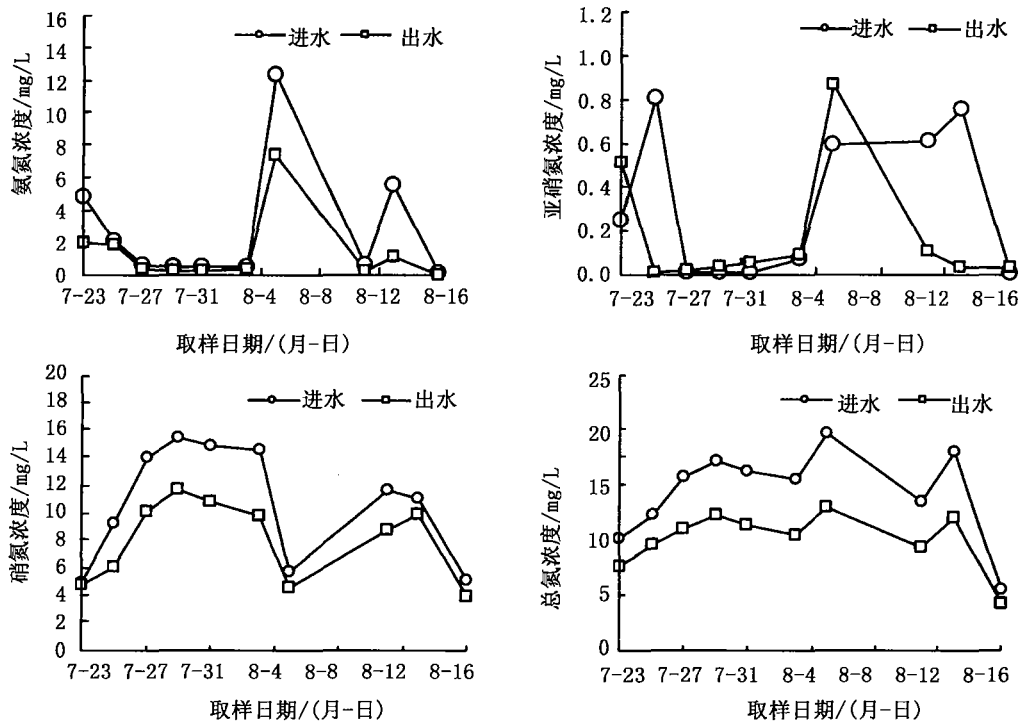


图2 潜流湿地进水与出水中氮素的动态变化

Fig. 2 The dynamic cure of nitrogen species in influent and effluent from subsurface flow wetland

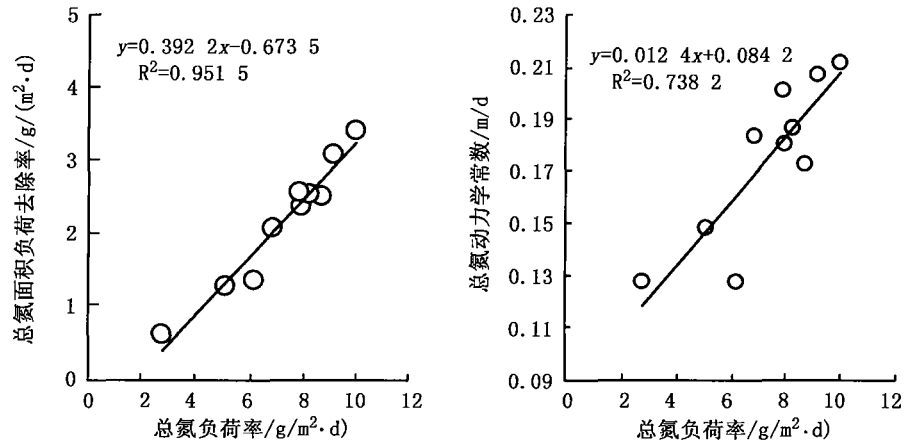


图3 潜流湿地总氮面积负荷去除率和动力学数与总氮面积负荷的关系

Fig. 3 Relationships between TN removal rate, removal kinetic constant and TN load rate

图4为TP面积负荷去除率及动力学常数与其面积负荷的关系。结果表明,TP面积负荷与面积负荷去除率之间具线性关系,关系式为 $y = 1.0829x - 0.1757$ ($R^2 = 0.983$);反应动力学常数随面积负荷的增加呈幂函数增加,关系式为 $y = 0.8697x^{0.9528}$ ($R^2 = 0.836$)。湿地进水中如果磷负荷较高,通过选择磷吸附性强的填料用于湿地强化除磷,可有效保证湿地的高效除磷。

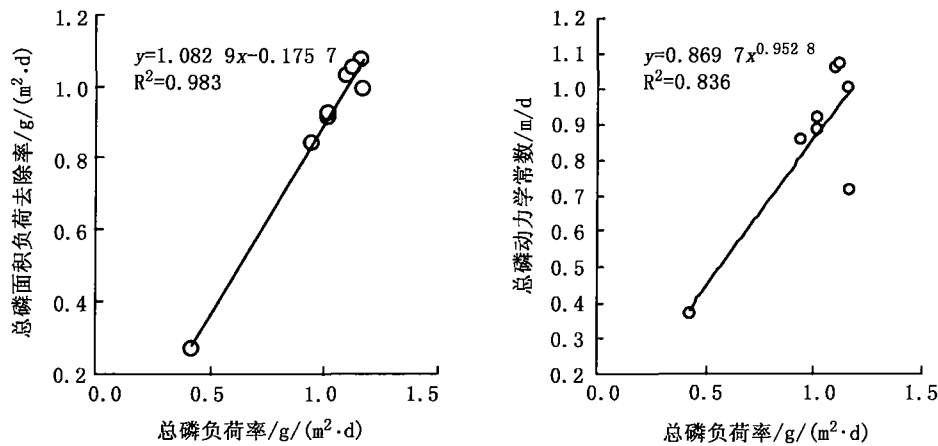


图4 潜流湿地总磷面积负荷去除率和动力学常数与总磷面积负荷的关系

Fig.4 Relationships between TP removal rate, removal kinetic constant and TP load rate

3 讨论

要提高湿地脱氮效果,关键在改善湿地供氧条件,保证湿地硝化-反硝化这一重要脱氮机制的顺利实现。以氧化态氮为处理对象的湿地系统,改善其反硝化效率需满足2个因素:①填料中存在缺氧环境(氧化还原电位 <300 mV),②植物生长为反硝化提供碳源,这可促进反硝化进程。湿地运行过程中采取适当措施可提高脱氮效率。例如,人为升高湿地的BOD: $\text{NO}_3\text{-N}$ 比(如添加秸秆等植物碳可产生6%~8%的DOC),氮去除率会大幅提高,可从30%提高到80%~90%,当BOD: $\text{NO}_3\text{-N}$ 比率达到2.3时,反硝化速率达最大值^[8]。

湿地填料的选择对磷的去除有很大影响。填料的除磷机理主要是填料中钙、镁等元素与磷形成沉淀或发生吸附,其吸附作用在人工湿地除磷方面具有重要贡献^[9]。建议以除磷为目的的人工湿地最好选择高炉灰、页岩或钢矿渣为填料,其次是铝矾土、石灰石和膨润土,沸石和油页岩对磷的吸附能力较差^[10]。

本研究选择磷吸附特性较强的页岩和钢渣为除磷填料,同时以经硝化处理的城市污水ANOXIC-NOXIC工艺出水为处理对象,较大地提高了潜流湿地系统的脱氮除磷效率。为经济合理地实现城市污水深度处理和分质回用提供了一种低成本方法。

参考文献:

- [1] International Water Association (IWA). Constructed wetland for pollution control, processes, performance, design and operation[M]. London: IWA publishing, 2000: 12-13.
- [2] Pant H K, Reddy K R, Lemon E. Phosphorus retention capacity of root bed media of sub-surface flow constructed wetlands[J]. Ecological engineering, 2001, 17(4): 345-355.
- [3] Kadlec R H, Knight R L. Treatment wetlands[M]. Boca Raton: Lewis-CRC Press, 1996: 46-47.
- [4] Drizo A, Frost C A, Grace J, et al. Phosphate and ammonium distribution in a horizontal subsurface flow using shale as a substrate[J]. Wat Res, 2000, 34(9): 2483-2490.
- [5] Kozub D D, Liehr S K. Assessing denitrification rate limiting factors in a constructed wetland receiving landfill leachate[J]. Wat Sci, 1999, 40(3): 75-82.
- [6] 谭洪新, 周琪. 湿地填料的磷吸附特性及潜流人工湿地除磷效果研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(2): 353-356.
- [7] Drizo A, Comeau Y, Forget C, et al. Phosphorus saturation potential: A parameter for estimating the longevity of constructed wetland systems[J]. Environ Sci Technol, 2002, 36(21): 4642-4648.
- [8] Baker L A. Design considerations and applications for wetland treatment of high-nitrate waters[J]. Water Science and Technology, 1998, 38(1): 389-395.
- [9] Drizo A, Frost C A. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow using shale as a substrate[J]. Water Science Technology, 1997, 35(5): 19-25.
- [10] Drizo A, Frost C A, Grace J. Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems[J]. Water Research, 1999, 33(7): 3595-3602.