

低温条件下组合式人工生态系统对二级出水中氮磷的去除效应研究

熊集兵^{1,2}, 高冲³, 白向玉¹, 丁杰⁴

(1.中国矿业大学环境与测绘学院, 江苏 徐州 221008; 2.江苏省资源环境信息工程重点实验室, 江苏 徐州 221008; 3.阜阳市蓝云环保工程有限公司, 安徽 阜阳 256029; 4.浙江万里学院生物与环境学院, 浙江 宁波 315100)

摘要 在不同填料和植物对污水中氮磷去除的研究的基础上, 通过填料-微生物-植物对二级出水中氮磷去除特点构建了组合式人工生态系统, 并用本组合式人工生态系统在杭州地区较低温度条件下对实际二级出水中氮磷去除效果进行了考察。结果表明, 本组合式人工生态系统在较短的水力停留时间内, 对二级出水中 COD_{Cr} 、氨氮、总氮和总磷都有较好的去除率。在本实验 5 个月期间, TP 去除达 97% 以上, TN 去除率达 90% 以上, NH_4^+-N 去除率达 98% 以上, COD_{Cr} 去除率达 91% 以上。

关键词 组合式人工生态系统; 二级出水; 氮; 磷

中图分类号: X703.1 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2009)03-0575-06

Nitrogen and Phosphorus Removal in A Combined Ecological System Receiving Secondary Effluent Under Low Temperature

XIONG Ji-bing^{1,2}, GAO Chong³, BAI Xiang-yu¹, DING Jie⁴

(1.School of Environment & Spatial Informatics, China University of Mining and Technology, Xuzhou 221008, China; 2.Jiangsu Key Laboratory of Resources and Environmental Information Engineering, Xuzhou 221008, China; 3.LanTian Environmental Engineering Co., Ltd, Fuyang 256029, China; 4.Faculty of Bioscience & Environmental Science, Zhejiang Wanli University, Ningbo 315100, China)

Abstract Nitrogen (N) and phosphorus (P) in secondary effluent often cause eutrophication of receiving water body. Nitrogen present mainly in form of ammonium under low temperature, which is toxic to organisms. Constructed wetland is one of the most effective technologies for removal of N and P from secondary effluent. However, N removal rate by constructed wetlands is low under low temperature, and a long hydraulic retention time (4~7 d) is required. Substrates play an important role in P removal by constructed wetlands. While N removal by constructed wetlands is mainly governed by nitrification and denitrification processes. Plant removal of N and P is critical for highly contaminated water body by these elements. A combined ecological system was designed based on former studies with different substrates, microbe, and plants with respect to their removal efficiencies for N, P and heavy metals and the properties of secondary effluent. The combined ecological systems were performed at short hydraulic retention time for five months. The results showed the combined ecological systems had an excellent removal rates for COD_{Cr} , NH_4^+-N , TN and TP. The removal rate is >91% for COD_{Cr} , >98% for NH_4^+-N , >90% for TN, and >97% TP.

Keywords combined ecological system; secondary effluent; nitrogen; phosphorus

氮和磷是造成水体富营养化的主要元素, 二级污水处理厂的出水氮和磷浓度比较生活污水而言, 浓度已大大降低。依据《城镇污水处理厂污染物排放标准

GB 18918—2002》中二级排放标准, 污水厂出水的 NH_4^+-N < 30 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, TP < 3 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。但是由于二级出水排放量大, 依旧是造成水体富营养化主要原因之一^[1]。在冬季, 由于较低的温度缘故, 二级污水处理厂出水氮的主要形式是铵态氮, 磷主要以可溶性磷的形态存在。为了有效去除二级出水中的氮、磷以及其他污染物, 经济且易于操作的深度处理工艺是必须的。而人

收稿日期 2008-06-02

基金项目 教育部科技创新工程重大项目培育资金(705824)

作者简介 熊集兵(1976—), 男, 博士, 讲师, 主要从事水体富营养化预防与控制研究。E-mail: xiongjib108@163.com

工湿地和植物塘已被证明是最经济的污水处理工艺^[2-3]。对人工湿地,在处理相同的污水条件下,表面流湿地比潜流湿地需要更大的面积(10~20倍)^[4],因为表面流湿地只有表面层能够与污水相接触,而潜流湿地能够使污水完全通过整个湿地的填料层,这就使得潜流湿地的填料层中填料的整个表面作为微生物的载体,同时能够使得污水中的污染物通过过滤、沉淀和微生物作用而得到去除。但是潜流湿地由于有较少的复氧能力,对铵态氮的硝化能力较差^[5],在利用潜流人工湿地深度净化二级处理出水的研究中证明了这一点^[6]。且潜流湿地还存在着易堵塞、处理效率低、占地面积大的缺点。植物塘也存在处理效率低的缺点(尤其在低温条件下)。因此,设计一个经济高效的组合工艺来处理二级出水中氮磷,使之浓度进一步降低,也就变得越来越有必要。本研究的目的就是充分利用植物、填料、微生物及二级出水的特点,设计一个处理效果好、运行成本低、占地面积小的组合工艺来去除污水处理厂二级出水的氮和磷。

1 材料和方法

1.1 试验设计

本组合式人工生态系统由图1所示,其主要处理单元由填料上种有重金属超积累陆生植物的曝气人工湿地、浮床上种有花卉植物的缺氧池、种植有固氮植物的植物沟构成。本组合式人工生态系统实现了不同植物及微生物的生长条件和不同水处理工艺过程的优化组合。

其特征在于:包括依次相联通的含有格栅(2)的初沉池(1)、储水池(3)、曝气生物滤池(4)、缺氧池(7)、植物沟(10)。

在曝气生物滤池的底部布有带出水孔的水管(6),水管(6)上方布有带出气孔的空气管(5),曝气生

物滤池中种有陆生的重金属超积累植物——东南景天,缺氧池(7)中置有纵向隔板(8),隔板(8)与缺氧池底部留有间隙,池中载有挂膜生物填料——棕榈和用于支撑陆生花卉植物——红叶甜菜的浮床;植物沟(10)中设有使水呈S形流动的纵向折板(9),在植物沟里放养在低温条件下对低氮磷有较好去除效果的固氮植物——满江红。

在本试验中,需要去除的污染物主要为二级出水中的氮和磷,鉴于二级出水中的 COD_{Cr} 和重金属对氮磷的影响,在试验设备设计与运行的时候考虑了 COD_{Cr} 和重金属对氮磷去除的影响。但是本试验周期较短,试验周期为5个月,没有检测重金属含量。只检测了与氮磷紧密相关的 COD_{Cr} 及主要形态的氮磷值。本试验考察了在固定的水力停留时间曝气量的情况下,各处理单元对氮磷的去除变化情况。

1.1.1 曝气人工湿地

曝气人工湿地长×宽×高分别为1.0 m×1.0 m×1.2 m,池体由厚为1 cm的PVC板制成,从底部由下往上,填料分别为沸石、钢渣和泥炭层,沸石、钢渣和泥炭层的高度分别为60 cm、20 cm和20 cm,在泥炭层上种植91株东南景天,种植间距为10 cm×10 cm。由底部进水,上部出水。在池的底部布设十字架的曝气管,曝气管由PVC管制成,曝气孔由电钻在PVC管上钻成一定孔径的小孔,水流量由流量计控制。

1.1.2 载有棕榈丝的陆生植物塘

载有棕榈丝的陆生植物塘长×宽×高分别为2.0 m×1.0 m×1.0 m,池体由1 cm厚的PVC板制成。在池体长为1 m处由PVC板隔开,底部留有0.2 m高空隙,使水流由隔板底部流出。出水口在高为0.8 m处。填料为棕榈丝,采用浮床技术,在泡沫为载体的孔上种植36株陆生观赏性植物——红叶甜菜,种植间距为20 cm×20 cm。

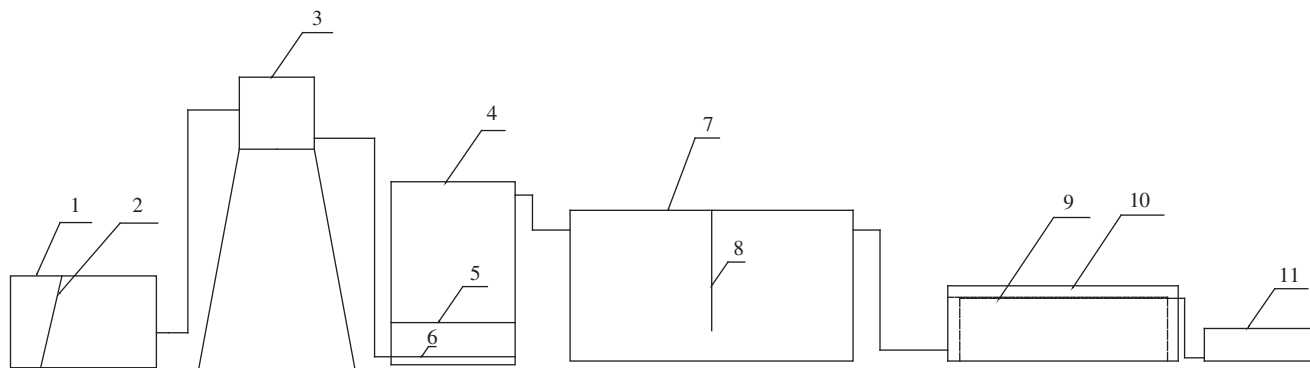


图1 组合人工生态系统示意图

Figure 1 Experiment set-up of combined ecological systems

1.1.3 水生植物沟

水生植物沟长×宽×高分别为 2.0 m×1.0 m×0.6 m, 出水口在高为 0.4 m 处。在池体内部有 3 道 PVC 板隔成, 这 3 道 PVC 板交错的一端留有空隙, 使之成 S 水流。种植的植物为漂浮植物——满江红, 放养的满江红鲜重约为 840 g, 覆盖水面约为 70%, 大约每隔 15 d 取 30% 面积的植物。

1.2 曝气人工湿地和栽有棕榈丝的陆生植物塘的挂膜试验

由于本试验目的是去除较低温度下二级污水中的氮和磷。由于试验期间, 室外温度较低, 采用了活性污泥法常用的 8 h 的水力停留时间。在本试验中采用了小流量污水进行挂膜, 而未采用污泥接种闷曝挂膜, 以防止污泥堵塞人工湿地填料间的空隙, 造成堵塞^[7]。在试验期间, 曝气人工湿地出水的溶解氧保持在 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上。

棕榈丝生物填料比普通填料具有更快的挂膜速度和更高的生物量, 因其具有巨大的比表面积, 且属于亲水性填料, 采用的是第一池的出水自然挂膜的方法。

1.3 二级污水处理厂出水氮磷形态及浓度

试验所用的污水为杭州某污水处理厂的二级出水, 其出水各水质指标浓度见表 1。

表 1 杭州某污水处理厂二级出水水质
Table 1 Water quality of secondary effluent from a wastewater treatment in Hangzhou

指标	数值	指标	数值
$\text{COD}_G/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	30~45	硝态氮/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	2~4
氨氮/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	12~19	亚硝态氮/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	1~3
总氮/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	17~27	总磷 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	0.6~1.8
pH	7.0~7.2	—	—

1.4 运行条件及取样时间

2005 年 9 月 28 日开始进行挂膜试运行试验, 2005 年 11 月 1 日正式运行, 持续到 2006 年 3 月 31 日结束, 在正式运行的 5 个月里, 进水水力负荷为 $0.125 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$, 第一池水力停留时间为 8 h。第二池水力停留时间为 12.8 h, 第三池水力停留时间为 4 d。在试验中第一池连续曝气、无反冲洗、无回流。进水的水质如表 1 所示。进入正常试验后, 大部分时间气温为 10°C 左右, 每 10 d 在每个池的出水口取样并检测各水质指标。

1.5 指标测定

溶液里的 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 和 NH_4^+ -N 采用氮磷自

动分析仪测定(AQ2+, Seal Analytical Ltd, UK), TN 采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法测定^[8], TP 用过硫酸钾氧化-钼锑抗分光光度法测定^[8], 化学需氧量(COD_G)采用重铬酸钾法测定^[8]。

2 结果和讨论

2.1 挂膜

从开始挂膜到挂膜成功, 历时 30 d 左右, 检测指标以出水氨氮和硝态氮浓度稳定为准。文献[8]介绍气温在 $20\sim 25^\circ\text{C}$ 时 10 d 就可以完成挂膜。本试验挂膜期间温度也为 20°C 以上, 试验挂膜时间长于最初预计的时间(15 d)。造成挂膜时间长的主要原因应是本试验采用的是自然挂膜, 而不是添加活性污泥闷曝的方法。

在运行初期二级出水中硝态氮浓度变化不大, 而铵态氮经曝气人工湿地从开始就保持了较高的去除率, 去除率保持在 90% 以上。究其原因, 沸石具有较高的孔隙率和巨大的比面积, 对铵态氮具有较强的亲和力, 沸石能与铵态氮离子发生交换作用。但随着运行时间的增加, 出水中硝态氮的浓度比进水有所增加, 这时因为生物硝化逐渐起作用, 而沸石离子交换能力因容量逐渐达到饱和而减弱。

棕榈丝在试验 4~5 d 左右观察到有粘状的膜出现。这也许与棕榈丝具有亲水性, 比表面积大, 且是生物填料有关。

2.2 组合式人工生态系统对二级出水中 COD_G 的去除效果

由于进水为二级处理厂尾水(二级出水), 总的来说, 可直接降解的有机物很少, 有机物浓度仍是碳化异养菌生长的限制性因子。另外, 进水中的有机物大部分为微生物代谢的产物和残留物, 较难降解^[10]。通过曝气潜流人工湿地的。

填料层的过滤, 大部分不可降解的有机物被停留在填料层中。曝气人工湿地兼有人工湿地和曝气生物滤池特征。由表 2 所示, 在第一池 COD_G 的去除率只有 38.56%~47.94%。这应与泥炭对碳的贡献直接有关。曝气人工湿地中的根际分泌物 COD_G 也有贡献。但是由于水力停留时间仅为 8 h, 植物对碳的贡献是较少的, 在这里东南景天主要起布水作用, 除此外, 植物的根为微生物提供载体。泥炭提供的有机物主要为易降解的小分子, 从而为第二池反硝化提供了可靠持续的碳源。保证了第二池反硝化的稳定进行。第二池棕榈丝、红叶甜菜也可作为第二池提供碳源。同时注意

表 2 各池 COD_{Cr} 去除率及出水浓度Table 2 Removal rate and effluent concentrations of COD_{Cr} in different units

月份	进水/mg·L ⁻¹	第一处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%	第二处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%	第三处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%
11 月	41.24±0.99	22.31±2.09	45.91±4.69	7.83±0.78	64.87±0.23	2.78±0.27	64.52±0.16
12 月	38.10±1.91	20.98±0.66	44.93±3.15	7.78±0.19	62.92±0.29	2.93±0.093	62.37±1.32
1 月	41.24±1.17	24.76±1.34	39.97±1.69	9.39±0.83	62.08±1.59	3.60±0.55	61.68±3.12
2 月	35.16±3.39	21.60±3.24	38.56±7.12	10.60±0.55	50.91±4.72	4.04±0.12	61.87±1.73
3 月	32.16±1.45	16.74±1.10	47.94±1.17	6.77±0.50	59.57±2.17	2.34±0.23	65.43±0.99

的是,外加碳源的量必须严格控制,外加碳源量过少,会导致反硝化不彻底,总氮排放不达标,如果外加碳源过多,出水 COD_{Cr} 有可能超标。第二池 COD_{Cr} 与第一池的 COD_{Cr} 相比去除率高达 51%~65%(表 2),由此可见提供的碳源主要是被用于反硝化,而没有造成有机物污染。第三池,满江红植物沟对 COD_{Cr} 得到进一步的去除(表 2),这也许主要是由于植物根系微生物降解和吸收水体有机物以及沉淀还原物质的化学需氧量大于植物根系分泌的有机物的化学需氧量。

2.3 组合式人工生态系统对二级出水中的 N 去除效果

由于进水为二级处理厂尾水(二级出水),总的来说可直接降解的有机物很少,有机物浓度仍是碳化异

养菌生长的限制性因子。另外,进水中的有机物大部分为微生物代谢的产物和残留物,较难降解。能够降解这类有机物的微生物比增值速率一般较低,因此碳化异养菌不能大量生长,减少了对自养菌的竞争压力。这样第一池——曝气人工湿地中硝化自养菌就能够保持一定的比增值速率,从而保证硝化能够顺利进行。由于在二级出水中有机质含量较低,有利于硝化,第一池的铵态氮得到了较好的去除,去除率高达 91%~97%(表 3)。沸石的离子交换吸附和微生物的硝化作用,同时沸石吸收氨氮形成相对高氮的浓度,缩小了 C/N 比也有利于硝化。表 4 和表 5 结果显示,曝气人工湿地中硝态氮和亚硝态氮的浓度增加,这应是氨

表 3 各池 NH₄⁺-N 去除率及出水浓度Table 3 Removal rate and effluent concentrations of NH₄⁺-N in different units

月份	进水/mg·L ⁻¹	第一处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%	第二处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%	第三处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%
11 月	14.09±0.30	0.73±0.12	94.82±0.90	0.21±0.04	70.78±1.09	0.11±0.02	48.43±1.28
12 月	14.61±0.49	0.81±0.05	94.23±0.38	0.24±0.02	69.96±0.36	0.14±0.01	41.10±4.60
1 月	18.12±0.31	1.16±0.11	93.56±0.50	0.38±0.01	67.42±2.30	0.25±0.01	34.21±2.30
2 月	16.11±0.83	1.39±0.18	91.37±0.92	0.48±0.09	65.47±2.04	0.32±0.07	33.33±2.17
3 月	12.67±0.84	0.39±0.16	96.95±1.08	0.11±0.04	72.21±4.39	0.07±0.04	40.63±22.04

表 4 各池 NO₃⁻-N 去除率及出水浓度Table 4 Removal rate and effluent concentrations of NO₃⁻-N in different units

月份	进水/mg·L ⁻¹	第一处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%	第二处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%	第三处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%
11 月	2.61±0.58	3.90±0.88	-49.30±35.52	1.05±0.02	72.97±5.98	0.47±0.08	55.70±7.17
12 月	3.30±0.25	4.11±0.11	-24.52±9.29	1.86±0.24	54.70±5.01	0.91±0.12	51.62±0.66
1 月	2.14±0.64	2.64±0.71	-22.83±7.22	1.45±0.09	44.75±10.63	0.78±0.07	46.68±2.43
2 月	3.13±0.12	4.12±0.74	-31.24±28.13	2.01±0.29	51.01±14.99	1.38±0.25	31.24±2.42
3 月	3.97±0.30	5.73±0.62	-44.21±10.23	1.61±0.18	71.96±6.1	0.85±0.10	47.30±3.03

表 5 各池 NO₂⁻-N 去除率及出水浓度Table 5 Removal rate and effluent concentrations of NO₂⁻-N in different units

月份	进水/mg·L ⁻¹	第一处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%	第二处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%	第三处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%
11 月	1.05±0.17	3.12±0.09	-197.14±56.77	0.05±0.02	98.40±0.67	0.07±0.02	-33.33±26.19
12 月	1.48±0.35	3.63±0.55	-145.50±27.41	0.14±0.04	96.23±0.41	0.17±0.05	-21.95±1.78
1 月	1.84±0.11	5.4±0.17	-195.10±17.75	0.20±0.03	96.25±0.60	0.25±0.03	-21.31±7.92
2 月	1.55±0.07	6.08±0.25	-291.42±22.54	0.29±0.02	95.29±0.43	0.33±0.02	-15.12±2.49
3 月	2.34±0.31	4.5±0.50	-92.30±30.52	0.07±0.03	98.52±0.68	0.09±0.04	-30.00±15.29

氮在硝化菌的作用下转化的结果。表 6 显示第一池中总氮的浓度下降,这主要是由于在曝气人工湿地中填料层也存在缺氧和厌氧环境微环境,在硝化的同时也存在着反硝化作用。一部分硝态氮或亚硝态氮被反硝化菌转化成氮气进入大气中,使第一池的总氮得到了一定的去除,去除率为 44%~56%(表 6)。

第二池由于第一池出水口大约 20 cm 厚的泥炭层小分子溶解提供的充足可降解的碳源,以及棕榈丝易挂膜的生物填料和陆生观叶植物——红叶甜菜根际分泌物提供的少量碳源和从污水中吸收氧气,同时第二池水面由于泡沫载体的覆盖防止了大气中氧气的进入,为第二池提供了良好的缺氧和厌氧环境,从而使第二池的反硝化作用能够很好地进行(表 6)。在第二池中铵态氮的去除率达 65%~72%(表 3)。这主要是第二池的第一部分水体中还存在一部分氧气,在棕榈丝的表面和植物的根系可能存在着部分硝化菌,使铵态氮被硝化。同时由于进入第二池的铵态氮的浓度较低,陆生观叶植物红叶甜菜对铵态氮的植物吸收也应有一定的贡献。第二池中硝态氮和亚硝化氮的去除率分别为 45%~73%和 95%~99%(表 4 和表 5)

第二池中总氮的去除率达 72%~82%(表 6)。这说明在第二池尽管在较低的温度下,温度不同,反硝化也较为稳定,反硝化得到了很好地进行。

第三池——植物沟中,硝态氮得到了进一步的去除。这主要是快速增长的满江红对硝态氮的吸收以及根际微生物对硝态氮的同化已经反硝化有关。亚硝态氮略微有所上升,这应与植物根系的微生物对铵态氮

转化不完全所造成的。通过植物对铵态氮和硝态氮的吸收以及植物根系微生物的同化、硝化和反硝化,总氮的去除率为 28%~45%。进水的总氮的浓度也由进水时 18~26 mg·L⁻¹,到出水时的 0.87~2.44 mg·L⁻¹,使总氮去除率达到 90%以上(表 6)。通过这个组合系统,有效地克服了低温对微生物去除总氮的影响,此外,本组合人工生态系统还具有无需回流、无需提供碳源的优点。

2.4 组合式人工生态系统对二级出水中的 TP 的去除效果

由表 7 可知,第一池对 TP 的去除率高达 90%以上,而且保持了较为稳定的去除率。这主要是由于二级出水中磷主要以可溶性磷的形态存在,钢渣和泥炭对可溶性磷有较好的吸附能力。由于本试验周期较短,填料未达到饱和,填料保持了对磷较好的去除作用,此外,好氧微生物对磷的过量吸收也应起着一定的作用。第二池对第一池出水中 TP 的去除率较低,去除率达 12%~18%,这主要是由于第二池反硝化菌对磷吸附、同化以及植物对磷的吸收作用。第二池出水中 TP 经第三池后,水体中 TP 浓度得到了进一步降低,这也许主要是由于满江红对水体较低浓度磷也具有较强的吸收能力以及满江红根系微生物同化的缘故(表 7)。

3 结 论

针对二级出水的特点以及微生物对硝化反硝化所需的环境以及人工湿地和植物塘低温条件下对氮

表 6 各池 TN 去除率及出水浓度

Table 6 Removal rate and effluent concentrations of TN in different units

月份	进水/mg·L ⁻¹	第一处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%	第二处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%	第三处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%
11 月	17.55±0.67	8.11±0.89	53.78±6.50	1.51±0.15	81.42±0.74	0.87±0.14	45.19±4.06
12 月	19.21±1.09	9.40±1.37	51.07±6.17	2.53±0.17	73.12±3.86	1.43±0.09	43.75±1.56
1 月	26.49±0.51	11.76±0.52	55.60±2.22	3.03±0.31	74.26±2.91	2.05±0.10	30.58±5.64
2 月	24.06±1.10	12.04±0.80	49.95±1.55	3.39±0.32	71.88±4.24	2.44±0.22	28.80±2.40
3 月	20.23±0.85	11.35±1.04	44.21±6.31	2.08±0.28	81.67±4.14	1.27±0.24	27.90±11.35

表 7 各池 TP 去除率及出水浓度

Table 7 Removal rate and effluent concentrations of TP in different units

月份	进水/mg·L ⁻¹	第一处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%	第二处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%	第三处理单元出水/mg·L ⁻¹	去除率/%
11 月	0.80±0.24	0.055±0.008	93.13±1.64	0.048±0.009	12.73±5.32	0.019±0.005	59.72±7.33
12 月	0.97±0.35	0.088±0.022	90.96±1.34	0.072±0.021	17.87±5.44	0.027±0.009	62.50±5.33
1 月	1.20±0.24	0.079±0.017	93.50±1.29	0.069±0.014	12.28±1.26	0.030±0.004	56.04±8.33
2 月	1.58±0.14	0.088±0.004	94.45±0.60	0.072±0.007	18.25±9.60	0.032±0.003	55.35±4.40
3 月	1.30±0.23	0.071±0.016	94.51±0.54	0.062±0.016	13.55±4.27	0.025±0.007	58.92±1.10

氮去除的局限,充分利用填料、微生物以及植物对二级出水中的氮磷的作用,设计了本组合式人工生态系统,并在自然的外界低温条件下,用本组合式人工生态系统对实际的二级出水中氮磷去除效率进行了考察。通过5个月的正式运行,发现本系统对二级出水的氮磷表现了良好的去除效果。同时本组合装置具有无需外加碳源、无回流、水力停留时间短等优点。此外,本系统还采取了预防二级出水中可能存在的重金属对第二池反硝化的影响措施。本系统应有相当的应用前景。

参考文献:

- [1] Thomas P R, Glover P, Kalaroopan T. Removal from secondary treated sewage effluent using a constructed wetland system[J]. *Water Sci Tech*, 1995, 32(3): 87-93.
- [2] Brix H. Treatment of wastewater in rhizosphere of wetland plants—the rootzone method[J]. *Water Sci Tech*, 1987, 19(1): 107-118.
- [3] Davies T H. Reed bed treatment of wastewaters—a European perspective[J]. *Water*, 1988, 15(1): 32-33, 39.
- [4] Nelson M, Alling A, Dempster W F, et al. Advantages of using subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment in space applications—ground based mars base prototype[J]. *Adv Space Res*, 2003, 31(7): 1799-1804.
- [5] White K D. Enhancement of nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands employing a 2-stage configuration and unsaturated zone, and recirculation[J]. *Water Sci Tech*, 1995, 32(3): 59-67.
- [6] 付国楷, 周琪, 杨殿海, 等. 潜流人工湿地深度净化二级处理出水研究[J]. 中国给水排水, 2007, 23(13): 31-35.
FU Guo-kai, ZHOU Qi, YANG Dian-hai, et al. Research on subsurface-flow constructed wetland for advanced treatment of secondary effluent[J]. *China Water & Wastewater*, 2007, 23(13): 31-35.
- [7] 张杰, 曹相生, 孟雪征, 等. 好气滤池3种挂膜方法的实验研究[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2003, 3(10): 1216-1219.
ZHANG Jie, CAO Xiang-sheng, MENG Xue-zheng, et al. Experimental research on three start-up methods of aerobic filters[J]. *Journal of Harbin University of Civil Engineering and Architecture*, 2003, 3(10): 1216-1219.
- [8] 魏复盛. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 211-257.
WEI Fu-sheng. Standard methods for the examination and analysis of water and wastewater(4th ed.)[M]. Beijing: China environmental science press, 2002: 211-257.
- [9] 江萍, 胡九成. 国产轻质球形陶粒用于曝气生物滤池的研究[J]. 环境科学学报, 2002, 22(4): 460-464.
JIANG Ping, HU Jiu-cheng. Research on the homemade light granular ceramics used in BAF[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2002, 22(4): 460-464.
- [10] Abdessemed D, Nezzal G. Tertiary treatment of a secondary effluent by the coupling of coagulation-adsorption-ultrafiltration for reuse[J]. *Desalination*, 2005, 175: 135-141.