

人工湿地植被净化水质效果及其氮磷累积研究

李伟斯^{1,3}, 李长虹^{1,3}, 徐斌^{2,3}, 李修岭³

(1. 山东省临沂市环境监测站, 山东 临沂 276000; 2. 青岛理工大学

环境与市政工程学院, 山东 青岛 266033; 3. 临沂大学 生命科学学院, 山东 临沂 276000)

摘要:城市水质日益成为农业面源污染的关键来源之一,根据山东省城市的相关水质情况,一般对其水质净化的研究常通过表面流人工湿地系统进行,而该表面流采取的是多级串联的方式。通过对比分析人工湿地在不同运行阶段所呈现的模拟水质净化效果来对湿地系统中的 COD_{Cr} , BOD_5 , SS, TN, TP, NH_4^+-N (化学耗氧量、生物耗氧量、悬浮物、全氮、全磷、氨氮) 等沿程变化进行分析对比,从而探讨人工湿地在净化城市水质中的作用,即去除效应。结果表明:水质各指标对于人工湿地的去除效应大小并不相同,具体效应差异如下: $\text{NH}_4^+-\text{N} > \text{COD}_{\text{Cr}} > \text{BOD}_5 > \text{TN} > \text{SS} > \text{TP}$, 其中对去除效应最为明显的是 NH_4^+-N (其中 $p < 0.05$), 而去除效应最弱的当属 TP (其中 $p < 0.05$); 人工湿地的第一格对诸多污染物的去除效应最为显著, 其中第一格对于 COD_{Cr} , BOD_5 , SS, TN, NH_4^+-N 的去除效应均超过一半, 同时在人工湿地沿程进水浓度不断增加的情况下, 其削减效应呈现下降趋势; 通过对人工湿地的不同植被 N, P 积累量进行研究发现, 在 $p < 0.01$ 的显著性水平下, 其分别与生物量、N 含量、P 含量具有较为显著的线性关系, 其中生物量与 N, P 积累量的相关系数明显超过与 N 含量和 P 含量的相关系数, 通过相关性分析发现人工湿地植被对生活污水具有明显的去除率, 且去除效果与其自身的生理特性息息相关, 从相关系数不难看出, 人工湿地植被对 TN 具有较好的去除效果, 且与其体内氮素紧密相关, 对 TP 的去除受到其自身体内磷素的显著影响。通过对湿地系统沿程氮磷浓度衰减状况进行相应的拟合及回归分析, 构建了与湿地系统进口浓度密切相关的 COD_{Cr} , BOD_5 , SS, TN, TP, NH_4^+-N 浓度沿程衰减模型, 通过相关分析发现其最佳的拟合模型无一不是指数衰减模型, 该湿地系统在整个试验时期内都呈现出了良好的净化效果, 对于显著降低城市水质对环境的污染起到了重要的作用, 其中构建的指数衰减模型不仅为后续湿地设计提供了有益参考, 同时也为排水水质预测提供了理论分析依据。

关键词:人工湿地; 植被净化; 氮磷累积

中图分类号: Q89; Q143

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2018)03-0250-08

Research on Purification Efficiency of Plant Removal and N, P Accumulation from Constructed Wetland

LI Weisi^{1,3}, LI Changhong^{1,3}, XU Bin^{2,3}, LI Xiuling³

(1. Linyi Environmental Monitoring Station, Linyi, Shandong 276000, China;

2. School of Environmental and Municipal Engineering, Qingdao University of Technology, Qingdao, Shandong 266033, China; 3. College of Life Sciences, Linyi University, Linyi, Shandong 276000, China)

Abstract: Rural domestic sewage has become one of the main sources of agricultural non-point source pollution. According to water characteristics of the runoff in Shandong Province, constructed wetland with multi-series surface flow was used for purification experiment study of simulated and on-the-spot runoff. The purification effects of simulated runoff were compared in different operation phases of constructed wetland with multi-series surface flow. Meanwhile, the variation of the pollutants (COD_{Cr} , SS, TN, TP, NH_4^+-N) along the constructed wetland and their removal mechanism were analyzed and discussed, respectively. In the purification study of on-the-spot runoff, removal rates of COD_{Cr} , SS, TN, TP, NH_4^+-N followed the order: $\text{NH}_4^+-\text{N} > \text{COD}_{\text{Cr}} > \text{BOD}_5 > \text{TN} > \text{SS} > \text{TP}$. In the simulated experiment, the most of the pollutants were removed in the front of the constructed wetland. The removal rates gradually decreased with the units. Plant

收稿日期: 2017-08-13

修回日期: 2017-09-12

资助项目: 山东省临沂市科技发展计划(201412025)

第一作者: 李伟斯(1984—), 男, 湖北襄阳人, 博士, 工程师, 主要研究方向为污水处理。E-mail: liwesi84@163.com

通信作者: 李修岭(1971—), 男, 山东临沂人, 教授, 主要从事湿地生态学研究。E-mail: li8796413@163.com

accumulations of nitrogen and phosphorus displayed significantly positive linear correlation with plant biomass and concentrations of nitrogen and phosphorus ($p < 0.05$), and biomass could be used as the indicators to screen appropriate artificial wetland plants. Correlation analysis showed that TP had no significant difference with the other pollution parameters ($p > 0.05$). We established the exponential, the linear, and the quadratic polynomial models which related to the inlet concentration of the wetland system through the monadic linear regression analysis of model coefficients. Then these three models were used for prediction and evaluation on the basis of the other four groups of testing data. Correlation analysis revealed that exponential decay model had the best performance with the smaller relative root-square-error value. The wetland system showed good purification effect during the whole test period, reducing the emissions of nitrogen and phosphorus of rural domestic sewage greatly, and mitigating the damage of domestic sewage to freshwater environment.

Keywords: constructed wetland; plants; purification efficiency; N, P accumulation

人工湿地作为一种人工生态系统,是对自然湿地的人工模拟,在利用有关基质、植物和微生物三者协同作用的基础上来达到有效净化污水的效果,因其生态化的处理方式而应用广泛,且效果良好,不仅在工业废水和生活污水净化处理方面应用广泛,也应用于农业排水的净化,其净化效果主要依赖于物理、化学及生物的综合作用。但净化效果需依赖于相关的基质填料与能够产生显著净化效果的植物,目前人工湿地方面的基质与植物等相关研究已在国内外广泛进行^[1-2]。常规的基质填料主要包括沙和砾石等,随着研究的不断深入,诸如矿石及工业副产品等性能较高的基质填料等研究日益成熟,同时一些混合基质研究也不断开始,比如沸石、白云石等,还有诸^[3-4]。当然,对湿地植物的相关研究也逐渐转向多功能化的方向,通过研究发现诸如香蒲、美人蕉、灯心草等都是相当理想的湿地植物,对于污水具有较强的净化效果,同时这些植物具有很好的生长适应性,在颇具美感的同时具有良好的实用效果^[5-6]。可以说,人工湿地日益成为一种环保有效的污水处理技术,一种生态化的处理手段。在国外,人工湿地在废水及污水处理方面的研究相当广泛,但在国内这方面的研究相对较少,在城市水污染严重的今天,研究湿地污水废水净化具有重要的现实意义,能够对我们的生活带来有益的影响^[7]。

伴随着城市化的不断发展,大量人口涌入城市,由于环保意识淡薄、工业污水排放等原因导致城市水污染越来越严重,甚至一些农村也出现了明显的水污染,原来干净的河水消失了,地下水污染日益严重,这些水质的污染给水质净化带来了巨大的挑战。据相关统计数据发现,我国每年废水的排放量远在400亿t以上,生活污水排放量也在不断上升,多数的污水和废水未经净化处理就直接排入了地下及河流湖泊等,本身近年来水资源分布不平衡和水资源短缺问题日益严重,废水及污水的肆意排放更加剧了水资源短

缺的问题,开展水质的净化及开发利用水资源成为重要的现实问题大部^[8]。为了减轻农业水污染及水体富营养化的问题,表面流人工湿地不断增加,其建造运行成本相对较低,占地面积相对较大,但容易受到季节的影响而出现净化效果的季节性差异,目前主要用在农业排水处理领域^[9-11]。就目前的研究而言,多级串联的表面流人工湿地系统研究收到了较多的关注,该系统通过对某些潜流或者是复合流湿地的连接能够进一步增强对于营养盐的去除效果,有效减轻水体富营养化的问题^[12-14]。人工湿地水力性能的发挥直接取决于其自身的几何构造,其对水质的净化效果亦受构造的影响,因此必须对人工湿地进行合理布局规划,充分发挥出其水质净化作用,并注重各个子湿地带来的水质净化效果,通过综合布局展现整体的处理效果。本试验立足于以前学者的相关研究,对湿地系统进行串联并以S型进行布局,在节约土地资源的基础上展现其水质净化效应;另外,为了提升各个子湿地的水质净化效果,对其地床采取较大长宽比的处理,在增强水力性能的基础上进行水质净化试验。通过长期观测营养盐在湿地系统中的沿程变化,在建立相关的浓度沿程衰减模型的基础上,在特定水力负荷之下,进行观测不同进水浓度污水之下的湿地系统净化效果,同时观测其相应的沿程变化状况,这样可以对串联湿地系统开展更优化的级数配置,并在进口浓度基础上对后续沿程的浓度变化进行有效预测。通过研究发现,人工湿地在净化城市水质方面作用相当明显,因此相关的湿地研究具有重要现实意义,本文在多级串联潜流人工湿地的基础上,对不同工况下湿地对水质中 BOD_5 , COD_{Cr} , NH_4^+-N , SS, TN, TP的净化效果进行分析对比研究,以期找寻出生长适应性强且能带来较强净化能力的湿地植被,从而加以推广,以促进水质净化和水环境修复,为人工湿地的推广应用提供植被材料和理论基础。

1 材料与方法

1.1 试验材料

污水配置: TN, 8.23 mg/L; TP, 1.89 mg/L; COD_{Cr}, 398.74 mg/L; BOD₅, 123.58 mg/L; NH₄⁺-N, 9.02 mg/L; NO₂-N, 6.17 mg/L; pH 值为 7.15。

1.2 人工湿地结构

人工湿地试验区位于青岛理工大学,该人工湿地系统采取的是串联构成方式,利用的是 3 级过滤池,并结合 8 级表面流人工湿地,并对湿地进行 S 型的几何布局,主要对日常水质净化效果进行试验。考虑到城市水质日均排放具有很大的不稳定性,因此将一调节池布局在了湿地系统前部,从而对进出流量进行有效调节,这样就能保障进入湿地系统的流量稳定。其中的快速渗滤系统由 3 级渗滤槽组成,其水力负荷达到了 1.5 m³/(m²·d),其中湿地生物塘所产生的平均水力负荷达到 0.08 m³/(m²·d)。表 1 具体表述了各级表面流湿地中种植的水生植物,这些植物的选择亦是考虑了当地的生

长特点,其中水生植物均在人工湿地运行一年后种植,行距为 0.3 m,株距为 0.4 m,管理模式保持一致。每一级为长方体湿地床,其组成部分有机玻璃厚达 10 mm,其中长×宽×高=1.8 m×1.6 m×0.8 m,坡度<5%,集水区位于底部区域,并在上面铺放尼龙网,分 3 层依次进行基质的填充,这样能够较好的防止填料的下漏,从而保障试验效果的准确性,另外,还要在每个单元进行对角线的 PVC 管埋入处理,管的直径要达到 12 mm,这样湿地中的水能够通过 PVC 管进行不断的循环,从而方便进行试验样品水质的采集工作,为了保障水流的曲折蜿蜒,增强湿地与污水的接触,同时提升湿地的利用效率,特通过导流墙对湿地床体进行有效分割,本试验中将床体以串联的形式分成了 8 个单元床,其中的大小为 0.4 m×1.5 m×1.0 m,并在导流墙上进行过水孔布局,对相邻导流墙过水孔进行上下对角线处理,这样水流弯曲之下能够增大与污水的接触面积,利于在各单元床出水口进行水样的采集,同时对水样进行监测分析,进而研究其去除机制和效果。

表 1 湿地系统各级参数设置

基本参数	渗滤槽 1 FT1	渗滤槽 2 FT2	渗滤槽 3 FT3	湿地床 1 WB1	湿地床 2 WB2	湿地床 3 WB3	湿地床 4 WB4	湿地床 5 WB5	湿地床 6 WB6	湿地床 7 WB7	湿地床 8 WB8
尺寸(长×宽)	1.8×2.0	1.8×2.0	1.8×2.0	4.5×3.8	10.5×3.8	11.5×4.8	16.9×4.8	12.8×4.8	17.3×5.8	15.4×5.8	16.9×5.8
深度	1.5	1.5	1.5	0.3	0.6	0.9	1.2	1.5	1.8	2.1	2.4
水生植物	—	—	—	茭白	茭白	芦苇	凤眼莲	凤眼莲	美人蕉	美人蕉	美人蕉

1.3 测定方法

人工湿地运行一年后,2016 年 1 月至 12 月期间共对湿地系统 11 个取样点进行了 12 次的不定期取样分析,这些取样分布在不同的月份,取样处主要分布在湿地系统的各过滤池和湿地床的进出口,同时也对整个湿地系统的出口进行了采样,之后对取样水质进行化验分析^[15],各指标的去除率取决于进水口值与出水口值,具体计算公式为:

去除率=(进水口值-出水口值)/出水口值×100%

然后对每个单元人工湿地 1 m² 样方范围内植株生长情况进行统计,主要统计其数目、株高等相关的生长性状,之后将其收割,并按照地上和地下部分进行分类烘干,然后分别测定其生物量分布状况;之后分别将地上和地下植被样品进行粉碎操作,并使用 H₂SO₄-H₂O₂ 消煮后制备成溶液,同时采用过硫酸钾氧化吸光光度法对植被 TN 进行详细的测定,TP 则采取钒钼蓝法进行测定^[16]。其中植被 N,P 的积累量取决于其浓度和植被的生物量,也即是:

植被 N,P 积累量=植被体内 N,P 浓度×植被生物量

主要对 TN,TP,NH₄⁺-N,BOD₅ 和 COD_{Cr} 等项目进

行水质测定;对 BOD₅ 的测定则采取稀释接种法进行;利用重铬酸钾氧化法对 COD_{Cr} 进行测定;利用纳氏试剂分光光度法对 NH₄⁺-N 进行具体的测定;利用过硫酸钾—紫外分光光度法开展 TN 的测定;利用钼锑抗分光光度法进行 TP 的数据测定;NO₂-N 的测定采取 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法^[17]。

1.4 数据分析

根据各指标的数据测定,本研究采取 Origin 9.0 软件对其采取曲线拟合处理,曲线拟合类型不仅包括常规的指数拟合、线性拟合,还包括较为复杂的二次多项式拟合。具体的各拟合曲线计算公式如下:

指数拟合曲线计算公式: $y = a \cdot e^{bx}$

线性拟合曲线计算公式: $y = ax + b$

二次拟合曲线计算公式: $y = ax^2 + bx + c$

对进口水质浓度值 Ci 进行相应拟合计算后得到相应的拟合曲线系数,然后在此基础上对其进行一元回归分析,分析软件为 SPSS 19.0,通过相应的回归分析能够得到各拟合曲线系数与进口浓度值之间的关系。

通过相应的回归分析,能够得出不同的拟合曲线方程,之后对其进行相关分析和均方根误差 RMSE 分析,为了提高分析的精确性,还需进行相对均方根

误差 RRMSE 等评价指标检验,这样能够得到不同检测指标之下更为精确的拟合曲线类型。

通过判定系数(R^2)、 F 检验值和回归检验显著水平($p<0.01$)来筛选生物量统计模型。另外,由于样本的预测值与实测值之间会存在一定的误差,为了更好的分析二者的差异情况,一般通过总相对误差(RS)和平均相对误差绝对值(RMA)两种方法进行双重检验。计算公式如下:

均方根误差 RMSE

$$RMSE=\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n(C_1-C_2)^2}{n}}$$

相对均方根误差 RRMSE

$$RRMSE=\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n(C_1-C_2)^2}{n C_3}}$$

$$C_3=\frac{\sum_{i=1}^n C_2}{n}$$

式中: C_1 为检测指标的模拟值; C_2 为检测指标的实测值; C_3 为检测指标的平均值; n 为检测指标的样品个数。

之后利用 SPSS 21.0 统计分析软件进行相应的回归分析:首先对所采取的数据进行单因素方差分析(One-way ANOVA),并利用 LSD 进行多重比较分析,然后建立植被 N,P 积累量与植被生物量,N,P 浓

度的线性回归方程,这样通过对原始数据进行拟合线性回归分析就能够获取相应的拟合度参数 r^2 ,同时对相关系数的显著性进行检验($p<0.05$)。

2 结果与分析

2.1 人工湿地中的水质各指标沿程变化

在湿地检测时段内,不同湿地子系统的营养盐浓度及其平均去除率见表 2,通过比较发现,湿地床 1 对 TN, NH_4^+ -N, BOD_5 , COD_{Cr} ,TP,SS 的净化效果明显高于其他湿地床,湿地床对各指标的去除率因沿程的变化而逐渐降低趋势明显,其中对各指标的去除率最低的是湿地床 8。通过对指标沿程变化的分析发现,水质各指标在第 1 格的去除效果最为显著,其中,超过一半的 NH_4^+ -N 在第 1 格被去除掉,各指标的去除率因人工湿地沿程进水浓度的增加而不断下降,且下降趋势相当明显。就 TP 指标而言,其在第 1 格中的去除率已经达到了 33.15%,其后随着后续 3 格沿程趋势的不断减弱而出现较大差异较大;另外,本湿地系统运行时间尚不足一年,尚未形成基质吸附的饱和状态,这对于增强第 1 格的去除率起着重要的影响作用;随着 TP 浓度的较快降低,其后续进水中 TP 浓度及污染负荷也在不断降低,受此影响下,去除率也在被快速降低。SS 在第 1 格中的去除率也达到了 36%,也就是说在湿地系统的前端就被进行了大量有效的去除,最后两个湿床产生的去除行为微乎其微。

表 2 水质各指标在人工湿地中的沿程变化

指标	去除率/%							
	湿地床 1 WB1	湿地床 2 WB2	湿地床 3 WB3	湿地床 4 WB4	湿地床 5 WB5	湿地床 6 WB6	湿地床 7 WB7	湿地床 8 WB8
COD_{Cr}	42.32a	18.38b	11.37	7.52d	4.56e	3.02e	1.12f	0.51f
TN	44.12a	14.58b	8.46c	6.58cd	5.96d	3.25d	2.01e	0.34f
BOD_5	34.23a	19.52b	12.54bc	8.13c	5.24d	2.77de	1.53e	0.32f
NH_4^+ -N	50.89a	16.25b	11.04b	8.14bc	5.02c	3.26c	1.78d	0.57e
TP	33.15a	14.79b	9.56c	7.02c	4.57d	2.56e	1.43e	0.56e
SS	36.25a	11.04b	9.87b	7.56bc	4.78c	3.02d	2.14d	0.54e

注:同行相同字母表示差异不显著($p<0.05$)。

从图 1 可以看出,人工湿地试验最终的去除率如下: NH_4^+ -N> COD_{Cr} > BOD_5 >TN>SS>TP,不难发现不同水质指标的去除率差异较大,其中在 0.05 的显著性水平下 NH_4^+ -N 去除率显著高于其他指标也就是说人工湿地对 NH_4^+ -N 的去除效果最好,而 COD_{Cr} , BOD_5 和 TN 的去除率差异并不显著($p>0.05$),SS,TP 的去除率差异也不显著($p>0.05$),且明显低于 NH_4^+ -N, COD_{Cr} , BOD_5 的去除率($p<0.05$),人工湿地植被对生活污水中的不同成分具有

不同的去除效果,同时这也为湿地植被的选择奠定了基础,可以利用不同植被对不同成分的去除效果进行湿地植被的错配,以更全面的进行水质净化。

2.2 水质各指标沿程的衰减模型

根据水质的检测数据,我们进行 SPSS 的最佳拟合检验,由最大 R^2 和 F 值筛选出最佳拟合曲线,由此选用线性、指数和二次模型描述其回归关系,分别绘制 TN, NH_4^+ -N, BOD_5 , COD_{Cr} ,TP,SS 浓度沿湿地系统的变化曲线,见表 3。根据 TN, NH_4^+ -N,

BOD₅, COD_{Cr}, TP, SS 浓度实测数据分布特征, 得出了 3 种类型的拟合曲线, 然后对拟合数据进行分析。通过分析发现数据拟合的相关系数 R^2 都达到了较高水平, 同时相关性显著水平达到了 $p < 0.01$, 说明具有显著的相关性, 表明各曲线方程对数据组的拟合效果很好。利用获得的进口浓度和各拟合曲线的系数进行一元线性回归分析, 这样能够构建出与进口浓度有关的不同拟合模型系数的回归方程。

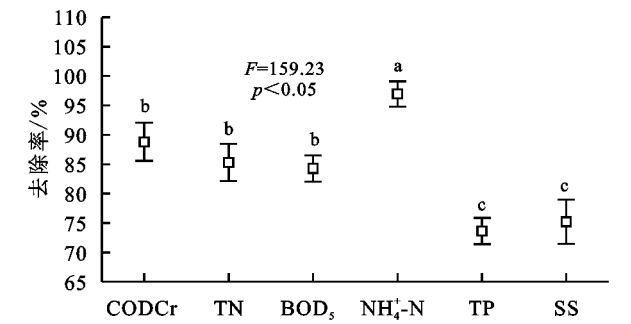


图 1 人工湿地植被对生活污水的净化率

2.3 水质各指标拟合曲线相关性分析

然后进行相关性检验和指标评价分析, 该分析建立在利用试验得出的指数模型、线性模型和二次多项式模型, 通过相应的拟合相关分析和评价来判定模型是否合理性, 进而从中找出更佳的拟合公式。通过表 3 的水质各指标拟合相关分析结果可以看出, 各拟合曲线模型的模拟值与实测值之间显著相关性水平达到了 $p < 0.01$, 这表明这 3 种模型在该湿地系统中模拟效果较好, 从而为试验结果准确性奠定基础。

对表 3 中各指标进行相应的比较发现, 随着 TN, NH₄⁺-N, BOD₅, COD_{Cr}, TP, SS 浓度沿程的不断衰减, 与线性模型和二次多项式模型相比, 指数模型的相对均方根误差最小, 这说明其拟合效果更佳。因此, 在构建多级串联表面流人工湿地 TN, NH₄⁺-N, BOD₅, COD_{Cr}, TP, SS 浓度沿程衰减模型时, 应优先选择指数模型。

表 3 城市水质各指标的衰减模型

拟合类型	指标	进口浓度/ (mg · L ⁻¹)	参数		
			a	b	c
线性拟合	COD _{Cr}	126.98	-1.16	14.23	—
	BOD ₅	95.34	-1.04	16.95	—
	TN	4.73	-2.39	26.78	—
	NH ₄ ⁺ -N	3.02	-0.38	9.87	—
	TP	1.25	-0.77	12.03	—
	SS	168.94	-0.59	10.74	—
二次拟合	COD _{Cr}	126.98	0.03	-2.98	12.96
	BOD ₅	95.34	0.09	-3.54	13.68
	TN	4.73	0.18	-1.57	23.45
	NH ₄ ⁺ -N	3.02	0.21	-2.41	29.84
	TP	1.25	-0.07	-3.06	18.79
	SS	168.94	0.12	-2.12	19.24
指数拟合	COD _{Cr}	126.98	18.32	-0.06	—
	BOD ₅	95.34	11.02	-0.05	—
	TN	4.73	12.74	-0.14	—
	NH ₄ ⁺ -N	3.02	17.46	-0.09	—
	TP	1.25	8.52	-0.17	—
	SS	168.94	6.41	-0.05	—

表 3 水质各指标拟合曲线相关性分析

拟合类型	指标	自由度 n	相关系数	均方根误差 RMSE	相对均方根 误差 RRMSE	p 值	F 值
线性拟合	COD _{Cr}	80	0.854	1.56	0.09	<0.05	92.56
	BOD ₅		0.823	2.34	0.12		85.69
	TN		0.915	1.98	0.08		158.79
	NH ₄ ⁺ -N		0.917	2.01	0.16		169.23
	TP		0.902	1.79	0.13		123.56
	SS		0.911	1.17	0.17		129.78
二次拟合	COD _{Cr}	80	0.823	1.03	0.09	<0.05	86.32
	BOD ₅		0.845	1.25	0.16		92.14
	TN		0.892	1.16	0.13		154.78
	NH ₄ ⁺ -N		0.883	1.78	0.15		146.98
	TP		0.756	1.95	0.18		75.23
	SS		0.789	2.71	0.17		74.01
指数拟合	COD _{Cr}	80	0.896	1.26	0.34	<0.01	156.02
	BOD ₅		0.932	1.35	0.25		184.23
	TN		0.956	1.79	0.16		198.35
	NH ₄ ⁺ -N		0.923	1.85	0.19		172.54
	TP		0.907	1.45	0.26		123.46
	SS		0.911	1.23	0.27		130.47

2.4 人工湿地植被 N,P 含量及积累量分析

植被氮磷积累量是植被通过吸附、截流等作用之下的氮磷净化,是直接反映植被净化潜力的重要指标之一,其大小由生长量和植被内氮磷平均含量决定。由图 2,3 中发现,人工湿地植被叶片 N 含量变化范围在 15.23~29.56 mg/g,且基本呈现逐级递增的趋势,也就是说随着沿程的变化,植被叶片 N 含量也在随之增加,但增加速度在放慢,这也能从侧面反映出第 1 格植被对 N 的处理能力较强;人工湿地植被叶片 N 积累量变化范围在 16.23~29.15 g/m²,也呈现出逐级递增的趋势,说明随着沿程的进展,植被对 N 的吸附及吸收效果越来越明显;人工湿地植被叶片 P 含量变化范围在 1.68~4.58 mg/g,且基本呈现逐级递增的趋势,但增加速度较为缓慢,说明随着沿程变化,植被 P 含量在缓慢上升,说明大量的 P 在被植被吸收、过滤等效果不是特别明显;人工湿地植被叶片 P 积累量变化范围在 0.83~3.56 g/m²,基本表现出缓慢的逐级递增趋势,说明湿地植被对 P 的吸收消化速度较慢。通过对人工湿地植被 N,P 含量及积累量的对比发现,湿地植被对 N 的吸收过滤速度较快,且具有更好的处理效果。同时这也反映出不同的植被对不同的水质指标成分具有不同的净化作用,这样可以通过植被的错配来全面进行污水废水营养成分的净化,从而提升整体的湿地植被净化作用。

2.5 人工湿地植被 N,P 含量与生物量间的关系研究

利用人工湿地试验原始数据进行拟合线性分析,湿地植被选择的是茭白、芦苇、凤眼莲及美人蕉,从而得出了相应的回归关系,然后利用统计学检验得到了拟合度参数 r^2 ,并分别在 $p<0.05$ 和 $p<0.01$ 的显

著水平下对相关系数的显著性进行检验,以此来确定不同类型人工湿地植被 N,P 积累量与生物量、N,P 浓度之间是否具有显著的相关关系。利用 F 检验发现,线性回归关系均达到 0.01 的显著性水平,说明构建的回归关系是合理的。从表 4 不难看出,人工湿地植被 N,P 积累量分别与生物量、N,P 含量在 $p<0.05$ 的显著性水平达到了线性关系,这说明湿地植被对 N,P 去除的作用明显的受到生物量和植被 N,P 浓度的影响,也即是说能够通过生物量和植被 N,P 浓度来评价湿地植被对 N,P 的去除效应。

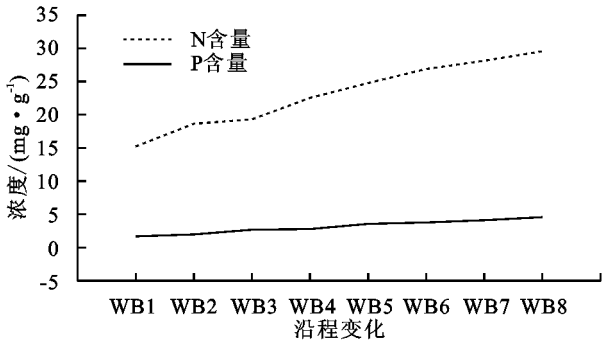


图 2 人工湿地植被 N,P 含量

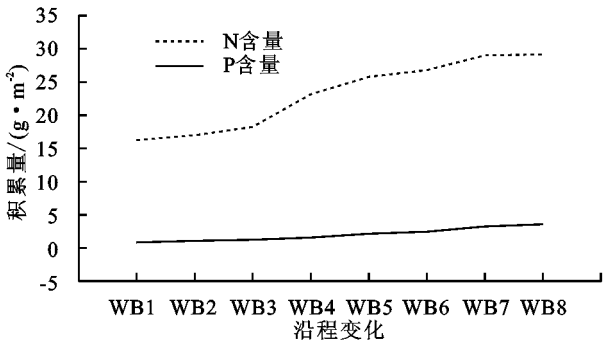


图 3 人工湿地植被 N,P 积累量

表 4 湿地植被 N,P 积累量与生物量、N,P 浓度间的相关关系

湿地植被	x	y	拟合线性方程	r^2	F	p
茭白	N 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	$y=28.163x-9.265$	0.895	152.89	* *
	P 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	$y=15.023x+2.154$	0.902	175.14	* *
	N 积累量(g/m ²)	N 含量(mg/g)	$y=2.587x+12.039$	0.635	98.74	*
	P 积累量(g/m ²)	P 含量(mg/g)	$y=1.897x+35.026$	0.321	56.23	—
芦苇	N 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	$y=12.788x-15.032$	0.912	146.78	* *
	P 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	$y=21.485x-1.263$	0.925	165.32	* *
	N 积累量(g/m ²)	N 含量(mg/g)	$y=9.157x-1.564$	0.662	128.47	—
	P 积累量(g/m ²)	P 含量(mg/g)	$y=6.259x+38.025$	0.423	61.24	—
凤眼莲	N 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	$y=6.598x+1.257$	0.895	134.77	* *
	P 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	$y=35.697x-2.152$	0.902	169.87	* *
	N 积累量(g/m ²)	N 含量(mg/g)	$y=3.987x+2.398$	0.755	123.45	*
	P 积累量(g/m ²)	P 含量(mg/g)	$y=0.698x-2.147$	0.828	143.02	* *
美人蕉	N 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	$y=4.159x-0.987$	0.898	154.98	* *
	P 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	$y=0.989x+34.021$	0.923	168.97	* *
	N 积累量(g/m ²)	N 含量(mg/g)	$y=3.698x+9.563$	0.563	92.56	—
	P 积累量(g/m ²)	P 含量(mg/g)	$y=1.574x-13.589$	0.426	87.03	—

注:“* *”表示在 0.01 水平上显著相关,“*”表示在 0.05 水平上显著相关。

2.6 N、P 积累量与各指标去除率之间的相关性

为了分析各污染物之间的关系,采用 Pearson 相关系数法对各污染物之间的相关系数进行研究。通过表 5 的各污染物去除效果间的相关性不难看出,人工湿地植被对污水各指标的去除率与植被叶片生理各指标具有一定的相关性,但是相关系数不同,相关的显著性水平也有差异,说明相关程度不尽相同,其中 COD_{Cr}与 BOD₅,SS,N 积累量在 0.01 的显著性水平下成正相关的关系,且相关系数均在 0.6 以上,说明 COD_{Cr}与三者之间相关关系很强,TN,NH₄⁺-N,N 含量、P 积累量在 0.05 的显著性水平下成正相关,且相关系数均高于 0.5,说明具有明显的正相关;BOD₅与 P 积累量在 0.01 的显著性水平下成呈正相关,且相关系数达到了 0.756,说明二者的正相关性很强,BOD₅与 TN,NH₄⁺-N,SS,N 积累量之间在 0.05 的显著性水平下成正相关,相关系数均达到了 0.5,说明具有明显的正相关性;TN 与 NH₄⁺-N,N 含量、N 积累量在 0.01 的显著性水平下成显著的正相关关系,且相关系数高达 0.8,说明具有高度正相关的关

系,另外,TN 与 P 含量在 0.05 的显著性水平下成显著正相关,相关系数为 0.48,;NH₄⁺-N 与 N 含量、N 积累量在 0.01 的显著性水平下呈极显著正相关的关系,且相关系数高达 0.85 以上,具有高度正相关关系($p<0.01$),并与 SS,P 含量、P 积累量在 0.05 的显著性水平下呈显著正相关($p<0.05$),相关系数达到了 0.5,说明相关性显著;TP 与 P 含量、P 积累量在 0.01 的显著性水平下呈极显著正相关,相关系数达到了 0.75,说明相关性强,另外 TP 在 0.05 的显著性水平下与 N 积累量呈显著的正相关关系($p<0.05$);SS 与各污染物均不存在显著的相关性($p>0.05$),说明其独立存在性强;N 含量在 0.01 的显著性水平下与 N 积累量呈极显著的正相关关系($p<0.01$),相关系数达到了 0.899,成高度正相关,这为人工湿地对 N 的净化起到了作用;P 含量与 P 积累量在 0.01 的显著性水平下呈极显著正相关的关系($p<0.01$),相关系数到了 0.76,具有较强的相关性。通过研究各污染物去除效果间的相关性,能够为湿地植被提高净化效果提供有利的参考。

表 5 各污染物去除效果之间的相关性

项目	COD _{Cr}	BOD ₅	TN	NH ₄ ⁺ -N	TP	SS	N 含量	P 含量	N 积累量	P 积累量
COD _{Cr}	1.000	0.756**	0.517*	0.529*	0.036	0.678**	0.523*	0.326	0.862**	0.569*
BOD ₅		1.000	0.636*	0.575*	0.178	0.556*	0.243	0.156	0.796*	0.756**
TN			1.000	0.892**	0.198	0.145	0.869**	0.489*	0.912**	0.453
NH ₄ ⁺ -N				1.000	0.175	0.617*	0.854**	0.523*	0.903**	0.576*
TP					1.000	0.045	0.356	0.756**	0.563*	0.788**
SS						1.000	0.085	0.326	0.014	0.123
N 含量							1.000	0.154	0.899**	0.236
P 含量								1.000	0.423	0.762**
N 积累量									1.000	0.234
P 积累量										1.000

注:**相关性在 0.01 水平上显著(双尾);*相关性在 0.05 水平上显著(双尾)。

3 结论与讨论

人工湿地中的植被能够对污水废水杂质进行截流、过滤,同时还能通过微生物的新陈代谢来进行水质的净化,这也正是人工湿地能够带来较好净化水质效果的重要原因之一。一般情况下,为了提升微生物的挂膜空间以增强其净化水质的效果,常利用孔隙度较大的砾石作为人工湿地的基质填料^[17-18]。本研究中将炉渣与泥沙作为人工湿地基质,因为二者能够对抑制土壤系统表面的短流情况,从而利用多孔来扩大湿地表面积,并促进微生物的新陈代谢活动,通过这些有利条件对人工湿地的去除效果进一步增强。与传统的人工湿地营养盐削减模型相比而言,本研究试验构建的模型主要是对营养盐浓度在多级串联表面

流人工湿地中沿程衰减变化的规律进行研究分析,与各个子湿地中营养盐的停留时间长短关系不大,从而构建其与总湿地系统进口初始浓度之间的关系模型^[19]。通过对该模型的结果分析和研究方法,为今后进行多级串联人工湿地氮磷浓度的沿程变化变化提供有益参考,也就是说要首先获取任意时段内湿地系统进口浓度数据,然后通过相关性研究及回归分析来预测湿地系统中某些湿地子系统中的浓度。

在本湿地试验中,人工湿地内的 pH 值基本上处于中性水平,同时用石灰石和高炉渣当做湿地的基质填料,因为二者 Ca、Fe 含量较高,能够为微生物生长提供更有利的生存条件,同时使磷以不溶性 Ca—P, Fe—P 沉淀为主^[20-21]。另外,本试验中的湿地基质具有较高的吸附沉淀能力,主要是石灰石和高炉渣的吸

附沉淀能力较强;湿地系统中适宜微生物生长的好氧、厌氧分区域存在的微环境能够通过植物根系输氧和水面复氧共同作用来实现,从而为微生物积累磷创造了条件,促进了湿地系统稳定的去除效应。对于人工湿地而言,其N循环较为复杂,一方面通过氨的挥发、硝化、反硝化过程进行去除,另一方面利用介质的吸附、微生物固氮和以及氮的迁移转化得以去除,其中人工湿地对N的净化主要通过硝化和反硝化作用得以实现,利用好氧微生物的降解作用来对 NH_4^+ -N进行去除^[22-23]。对 NH_4^+ -N进行去除的主要机理就是依靠硝化处理,表面流湿地凭借较好的富氧功能促进氧化硝化作用,从而加强对 NH_4^+ -N的去除^[23]。就本试验的多级串联表面流湿地系统而言,1号湿地床对水质中 NH_4^+ -N浓度的去除率就已经超过了40%,经过7道湿地床的处理之下去除率达到了近80%,不难看出,该湿地系统在高浓度进水的情况下去除效果更加快速、且稳定性好;而在低浓度进水的条件下营养盐去除效果较为平缓、持久,究其原因主要是高浓度进水能够更好的促进水生植物的快速生长,从而带动植被的营养盐吸收,并促进根系释氧以带动硝化作用^[19, #]。通过研究发现,人工湿地植被对氮素具有更好的去除效果,而对于TP的去除效果则较差,因为人工湿地植被能够对污水废水中的杂质进行截流并过滤,同时微生物的新陈代谢能够较好的吸收污水废水中的N。人工湿地对SS进行去除的同时还附带处理了相关的有机物及氮、磷等成分,主要是由于进水过程中会在SS表明黏附不少的有机物及氮、磷等成分,随着湿地植被对SS的过滤及拦截而直接被截留至湿地系统中,之后这些被截流成分被微生物或植物吸收利用而被去除。

人工湿地综合利用了基质—微生物—植被的净化机理,但是考虑到基质的吸附净化能力会随着时间的推移而降低直至达到饱和状态,一旦其吸附容量达到饱和和水平将因清理难度大而难以再次重复利用;相反,湿地植被则能够利用其截流过滤作用有效净化水质,并在微生物的综合作用下产生显著的净化作用。湿地植被一方面通过直接吸收及过滤污废水的营养物质及有机物来对水质进行净化,另一方面通过提高湿地渗透能力、增强微生物活性等作用来间接进行水质净化,并对于基质的使用时间起到延长作用,因此湿地植被的选择相当重要,这直接关乎湿地的水质净化效果。在实际的湿地构建中,湿地植被的选择不是单一的,要做好湿地植被的错配,因为不同的植被对水质中不同的成分具有不同的净化效果和能力,要依靠多元化的湿地植被来提升湿地系统的净化能力,同时选择合适的基

质填料,综合利用湿地的去除净化作用。

参考文献:

- [1] Zhi W, Ji G. Quantitative response relationships between nitrogen transformation rates and nitrogen functional genes in a tidal flow constructed wetland under C/N ratio constraints [J]. *Water Research*, 2014, 64: 32-41.
- [2] Ávila C, Bayona J M, Martín I, et al. Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse [J]. *Ecological Engineering*, 2015, 80: 108-116.
- [3] Ávila C, Matamoros V, Reyes-Contreras C, et al. Attenuation of emerging organic contaminants in a hybrid constructed wetland system under different hydraulic loading rates and their associated toxicological effects in wastewater [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 470: 1272-1280.
- [4] Shehzadi M, Afzal M, Khan M U, et al. Enhanced degradation of textile effluent in constructed wetland system using *Typha domingensis* and textile effluent-degrading endophytic bacteria [J]. *Water Research*, 2014, 58: 152-159.
- [5] Lv T, Zhang Y, Zhang L, et al. Removal of the pesticides imazalil and tebuconazole in saturated constructed wetland mesocosms [J]. *Water Research*, 2016, 91: 126-136.
- [6] Zhai X, Piwpuan N, Arias C A, et al. Can root exudates from emergent wetland plants fuel denitrification in subsurface flow constructed wetland systems? [J]. *Ecological Engineering*, 2013, 61: 555-563.
- [7] 周旭丹, 孙晓刚, 赵春莉, 等. 人工湿地植被根区土壤性质及其净化水质季节效应分析 [J]. *生态环境学报*, 2015, 24(6): 1043-1049.
- [8] 董小霞, 颜昌宙, 王灶生, 等. 组合式水生植物净化系统对Cu, Pb和Cd的去除与生物富集特征 [J]. *环境工程学报*, 2014, 8(4): 1447-1453.
- [9] 陈永华, 吴晓芙, 郝君, 等. 亚热带地区潜流人工湿地木本植物筛选与净化潜力评价 [J]. *环境科学*, 2014, 35(2): 585-591.
- [10] 陶敏, 贺锋, 胡晗, 等. 碳氧调控下人工湿地净化效果的协同与拮抗研究 [J]. *中国环境科学*, 2015, 35(12): 3646-3652.
- [11] 刘长娥, 宋祥甫, 刘福兴, 等. 潜流—表面流复合人工湿地的河道水质净化效果 [J]. *环境污染与防治*, 2014, 36(8): 11-18.
- [12] Villasenor J, Capilla P, Rodrigo M A, et al. Operation of a horizontal subsurface flow constructed wetland-microbial fuel cell treating wastewater under different organic loading rates [J]. *Water Research*, 2013, 47(17): 6731-6738.

- global satellite and surface data[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1993,7(4):811-841.
- [11] 哈丽旦·司地克,玉素甫江·如素力,麦麦提吐尔逊·艾则孜.焉耆盆地气候变化和人类活动对生态系统服务价值的影响研究[J]. *中国生态农业学报*, 2016,24(5):684-694.
- [12] Wilson C L, Matthews W H. *Mans impact on the global environment: assessment and recommendations for action* [R]. Cambridge Massachusetts Mit Press, 1970.
- [13] Ehrlich P R, Ehrlich A H. *Extinction* [M]. New York: Ballantine, 1981.
- [14] Daily G. *Nature's service: societal dependence on natural ecosystem* [M]. Washington DC: Island Press, 1997.
- [15] Sellers P J, Tucker C J, Collatz G J, et al. A global 1° by 1° NDVI data set for climate studies. Part 2: The generation of global fields of terrestrial biophysical parameters from the NDVI[J]. *International Journal of Remote Sensing*, 1994,15(17):3519-3545.
- [16] Field C B, Randerson J T, Malmström C M. Global net primary production: Combining ecology and remote sensing☆[J]. *Remote Sensing of Environment*, 1995, 51(1):74-88.
- [17] Prince S D, Goward S N. Global primary production: A remote sensing approach[J]. *Journal of Biogeography*, 1995,22(4/5):815-835.
- [18] Daily G C, Söderqvist T, Aniyar S, et al. The value of nature and the nature of value[J]. *Science*, 2000,289(5478):395-396.
- [19] 陈仲新,张新时.中国生态系统效益的价值[J]. *科学通报*, 2000,45(1):17-22.
- [20] 欧阳志云,赵同谦,王效科,等.水生生态服务功能分析及间接价值评价[J]. *生态学报*, 2004,24(10):2091-2099.
- [21] 李京,陈云浩,潘耀忠,等.生态资产定量遥感测量技术体系研究:生态资产定量遥感评估模型[J]. *遥感信息*, 2003(3):8-11.
- [22] 刘庆,李伟,陆兆华.基于遥感与 GIS 的黄河三角洲绿色空间生态服务价值评估[J]. *生态环境学报*, 2010,19(8):1838-1843.
- [23] 于智强,臧德彦,陈龙乾,等.基于遥感的抚州市土地利用变化及生态系统服务功能价值变化研究[J]. *西北农业学报*, 2010,19(5):202-206.
- [24] 王爽,丁建丽,王璐,等.基于遥感的艾比湖流域近 20 年生态服务价值对土地利用变化的响应[J]. *水土保持研究*, 2014,21(5):144-149.
- [25] 尹占娥,田娜,殷杰,等.基于遥感的上海市湿地资源与生态服务价值研究[J]. *长江流域资源与环境*, 2015,24(6):925-930.
- [26] 王世东,慎利,王新闯.基于 RS 与 GIS 的生态用地评价:以辽宁省大洼县为例[J]. *中国生态农业学报*, 2013,21(5):628-637.
- [27] 张合兵,王世东.典型生态县域土地利用时空与景观格局变化[J]. *水土保持研究*, 2015,22(2):246-252.

~~~~~

(上接第 257 页)

- [13] Doherty L, Zhao Y, Zhao X, et al. A review of a recently emerged technology: Constructed wetland-Microbial fuel cells[J]. *Water Research*, 2015,85:38-45.
- [14] Vymazal J, Kröpfelová L. Multistage hybrid constructed wetland for enhanced removal of nitrogen[J]. *Ecological Engineering*, 2015,84:202-208.
- [15] 吴振斌,成水平,贺锋,等.垂直流人工湿地的设计及净化功能初探[J]. *应用生态学报*, 2002,13(6):715-718.
- [16] 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.
- [17] 吴振斌,梁威,成水平,等.人工湿地植物根区土壤酶活性与污水净化效果及其相关分析[J]. *环境科学学报*, 2001,21(5):622-624.
- [18] 梁继东,周启星,孙铁珩.人工湿地污水处理系统研究及性能改进分析[J]. *生态学杂志*, 2003(2):49-55.
- [19] 蒋跃平,葛滢,岳春雷,等.人工湿地植物对观赏水中氮磷去除的贡献[J]. *生态学报*, 2004,24(8):1720-1725.
- [20] 廖新伟,骆世明.香根草和风车草人工湿地对猪场废水氮磷处理效果的研究[J]. *应用生态学报*, 2002,13(6):719-722.
- [21] 廖新伟,骆世明.人工湿地对猪场废水有机物处理效果的研究[J]. *应用生态学报*, 2002(1):113-117.
- [22] 朱夕珍,崔理华,温晓露,等.不同基质垂直流人工湿地对城市污水的净化效果[J]. *农业环境科学学报*, 2003, 22(4):454-457.
- [23] 陈进军,郑翀,郑少奎.表面流人工湿地中水生植被的净化效应与组合系统净化效果[J]. *环境科学学报*, 2008,28(10):2029-2035.