

邹渝,李云祯. 不同类型人工湿地对生活污水的净化效果[J]. 江苏农业科学,2017,45(7):252-257.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.07.066

不同类型人工湿地对生活污水的净化效果

邹渝¹, 李云祯²

(1. 四川水利职业技术学院, 四川成都 611231; 2. 四川省环境保护科学研究院, 四川成都 610041)

摘要:分别研究垂直流、水平流和沟渠型人工湿地对生活污水中总氮(TN)、总磷(TP)、氨态氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)、生物耗氧量(BOD_5)、化学耗氧量(COD_{Cr})的去除效果。结果表明:不同类型人工湿地对生活污水中各种污染物的净化效果存在一定的差异,对污水去除率均呈倒“V”形变化规律,不同时间的去除率排序基本表现为反弹期>稳定期>恢复期>启动期;综合比较可知,不同类型人工湿地均能有效促进水质的净化,其中垂直流人工湿地对污水中 TP、 BOD_5 、 COD_{Cr} 的去除率较大,水平流人工湿地对污水中 TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率较大;从出水水质稳定性来看,垂直流人工湿地出水各项指标较稳定,水平流、沟渠型较差,说明不同类型人工湿地对污染物的去除效果和机制不同;不同类型人工湿地植被地上、地下生物量所占的比例各不相同,地上部生物量、氮、磷含量均高于地下部,并且地上地下生物量比(A/U)均大于1,不同类型人工湿地植被地上和地下氮、磷累积量均呈“V”形变化规律,各时期积累量排序基本表现为反弹期>稳定期>恢复期>启动期。相关性分析表明,不同类型人工湿地植被氮、磷积累量分别与生物量、氮含量、磷含量呈显著($P < 0.05$)或极显著($P < 0.01$)的线性关系,由此推测,可以通过生物量和植被氮、磷含量来评价湿地植被对氮、磷的去除作用。

关键词:人工湿地;植物;净化效果;生活污水

中图分类号: X506 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)07-0252-06

人工湿地一般被称为构建湿地、芦苇床系统等,是 20 世纪 70 年代才蓬勃兴起的一种处理污水的方式,主要是由土壤、砾石、炉渣等按一定比例构成的选择性地植入植被的污水处理生态系统^[1-2],包括四大基本要素(水体、基质、水生植被和微生物),能够通过一系列物理、化学、生物途径对特定污染物进行高效的去除,具有低投资、低运行费用、低耗能和美观等特点^[3-4],已被广泛运用于各类不同水体的水质净化、水环境富营养化的防治,在不少地区取得了良好的环境效应和经济效益^[5-7]。人工湿地不仅具有同化吸收污染物的功能,

还有拦截、过滤污染物的作用,不同类型人工湿地具有较大差别,对污染物质的去除能力有较大的差异,按结构可将其分为沟渠型、水平流、垂直流等人工湿地,其优缺点各不相同^[8]。随着城镇化水平的加快,我国水质污染和水资源浪费现象十分严重,据不完全统计,全国年排废水量超 400 亿 t 以上,生活污水排放量日益增多,大部分未经任何处理直接排入生态系统,加重了水资源的短缺,因此,合理开发利用水资源及净化水质具有现实和长远意义^[9-10]。近年来,关于人工湿地的研究大多局限于单一湿地类型,较少进行不同类型人工湿地处理污水效果的比较,关于不同类型人工湿地对富营养化水体处理效果的系统比较则鲜见报道^[3-4]。因此,针对不同类型人工湿地对污水净化的比较研究,探讨不同湿地类型应用于富营养化水体在处理效率方面的差异,可为构建人工湿地、净化生活污水、控制水体污染和富营养化提供理论依据和实践经验。

收稿日期:2016-04-12

基金项目:2015 年四川省留学回国人员择优资助项目(编号:201593-17)。

作者简介:邹渝(1979—),男,四川荣县人,硕士,讲师,主要从事水处理及环境评价研究。E-mail:ZOUYU79@126.com。

[8]宋娟丽,吴发启,姚军,等. 弃耕地植被恢复过程中土壤理化性质演变趋势研究[J]. 干旱地区农业研究,2009,27(3):168-173.

[9]李妮,陈其兵,谭昌明. 高速公路边坡乡土灌木建植模式水土保持效益[J]. 水土保持学报,2012,26(1):67-71.

[10]孙铁军,肖春利,滕文军. 不同草地建植模式对荒坡土壤风蚀及理化性质的影响[J]. 水土保持学报,2011,25(3):44-48.

[11]关松荫. 土壤酶及研究方法[M]. 北京:农业出版社,1986.

[12]卞正富,雷少刚,常鲁群. 基于遥感影像的荒漠化矿区土壤含水率的影响因素分析[J]. 煤炭学报,2009,34(4):520-523.

[13]陈立明,满秀玲. 云冷杉林土壤酶活性与土壤养分的研究[J]. 中国水土保持科学,2009,7(4):94-99.

[14]张仕艳,原海红,陆梅,等. 滇西北不同利用类型土壤酶活性

及其理化性质与微生物的关系[J]. 亚热带水土保持,2010,22(2):13-16.

[15]毛志刚,谷孝鸿,刘金娥,等. 盐城海滨湿地盐沼植被及农作物下土壤酶活性特征[J]. 生态学报,2010,30(18):5043-5049.

[16]杨成德,陈秀蓉,龙瑞军,等. 东祁连山高寒草地牧草返青期土壤酶活性特征[J]. 草地学报,2010,18(3):308-313.

[17]司登宇,张金池,陈莉莎,等. 浙江省凤阳山不同林分类型土壤酶活性研究[J]. 水土保持通报,2013,33(6):258-263.

[18]夏雪,刘善江,陈桂梅,等. 土壤酶的研究进展[J]. 中国农学通报,2011,27(21):1-7.

[19]范君华,刘明,高疆生,等. 塔里木河上游不同林地土壤养分和微生物以及酶活性的变化初探[J]. 中国农学通报,2005,21(1):184-188.

1 材料与方法

1.1 人工湿地设计与流程

人工废水配制:总氮(TN)含量,8.69 mg/L;总磷(TP)含量,0.37 mg/L;化学耗氧量(COD_{Cr}),356.8 mg/L;生物耗氧量(BOD₅),125.4 mg/L;铵态氮(NH₄⁺-N)含量,8.23 mg/L;pH 值 7.04。

人工湿地结构:试验区位于四川省农业科学院的试验大棚内,共设 3 个人工湿地结构单元,垂直流、水平流单元均设置为 50 m²(长×宽×深=25 m×2.0 m×0.8 m);分 3 层依次填充基质,底层以大粒径砾石(粒径 20~30 mm)作为排水层,厚度约为 25 cm,中层选用当地中号炉渣(粒径 15~25 mm),厚度约为 25 cm,上层选用当地小号炉渣、泥沙(粒径 10~15 mm)(炉渣、泥沙能够避免土壤系统表面的短流现象,多孔特性增加了表面积,有利于微生物的代谢活动),厚度约为 25 cm;单元内种植美人蕉(*Canna indica*),种植密度为 3~7 株/m²;沟渠单元设置为 100 m²(长×宽×深=10 m×10 m×0.5 m)的正方形,并沿其对角线开设 2 条沟渠,沟宽 0.2 m、长 14.1 m,平均深度 0.5 m;每个处理单元间用 1 m 宽的土埂隔开,底部为集水区,其上铺放尼龙网,防止填料下漏,沿对角线埋入直径为 15 mm 的聚氯乙烯(PVC)管,使人工湿地中的循环水能够流入 PVC 管,便于试验样品的采集。

人工湿地植被:2014 年 5 月先用微污染水对美人蕉驯化 1 个月再进行净化能力试验,选择株型大小、生物量基本一致的美人蕉,栽于人工湿地沙质基质上;栽上植物后,加自来水至沙质基质饱和,地下水培养 1 个月,并保持其上 2~3 cm 薄水层,稳定 15 d,其间换水 3 次。2014 年 7 月将污水经配水池缓慢放入人工湿地(水深 78~83 cm),由于水流通过水管均匀流入人工湿地,污水通过布设在人工湿地的布水管流入,缓慢向下渗滤,放水 12 h 后,停止注水,水力负荷控制为 0.75 m³/(m²·d)。进水为上述配制的人工污水,经过人工湿地处理后的水从底部 PVC 管排出,取不同时期出水口水,于实验室进行化验分析,具体公式如下^[11-12]:

各指标的去除率=(进水口值-出水口值)/出水口值×100%。

1.2 测定方法

人工湿地运行 1 年后,分别于 2015 年 4 个不同时期进行水样采集与测试,统计每种人工湿地 1 m² 样方中植株数量、株高等生长性状,并将其收割,分为地上、地下部分烘干,测定其生物量,分别将地上、地下部植被样品粉碎后用 H₂SO₄-H₂O₂ 消煮制备成溶液,植被 TN 含量用过硫酸钾氧化吸光度法测定,TP 含量用钒钼蓝法测定^[11-12]。

水质指标的检测参考相关文献;BOD₅ 的测定采用稀释接种法;COD_{Cr} 的测定采用重铬酸钾氧化法;NH₄⁺-N 含量的测定采用纳氏试剂分光光度法;TN 含量的测定采用过硫酸钾-紫外分光光度法;TP 含量的测定采用钼锑抗分光光度法^[13]。相关公式:

植被氮、磷积累量(P_A)=植被体内氮、磷含量(P_C)×植被生物量(P_B)。

地上、地下生物量比(A/U)=地上部生物量/地下部生

物量。

1.3 数据分析与处理

用 SPSS 18.0 统计分析软件分别对数据进行单因素方差分析(One-Way ANOVA),多重比较采用 LSD 法,利用植被氮、磷积累量与植被生物量、氮含量、磷含量进行线性回归的建立,由原始数据拟合线性回归关系经统计学检验得到拟合度参数 r^2 ,并检验相关系数的显著性($\alpha=0.05, 0.01$)。

2 结果与分析

2.1 不同类型人工湿地不同时期出水含量及去除率

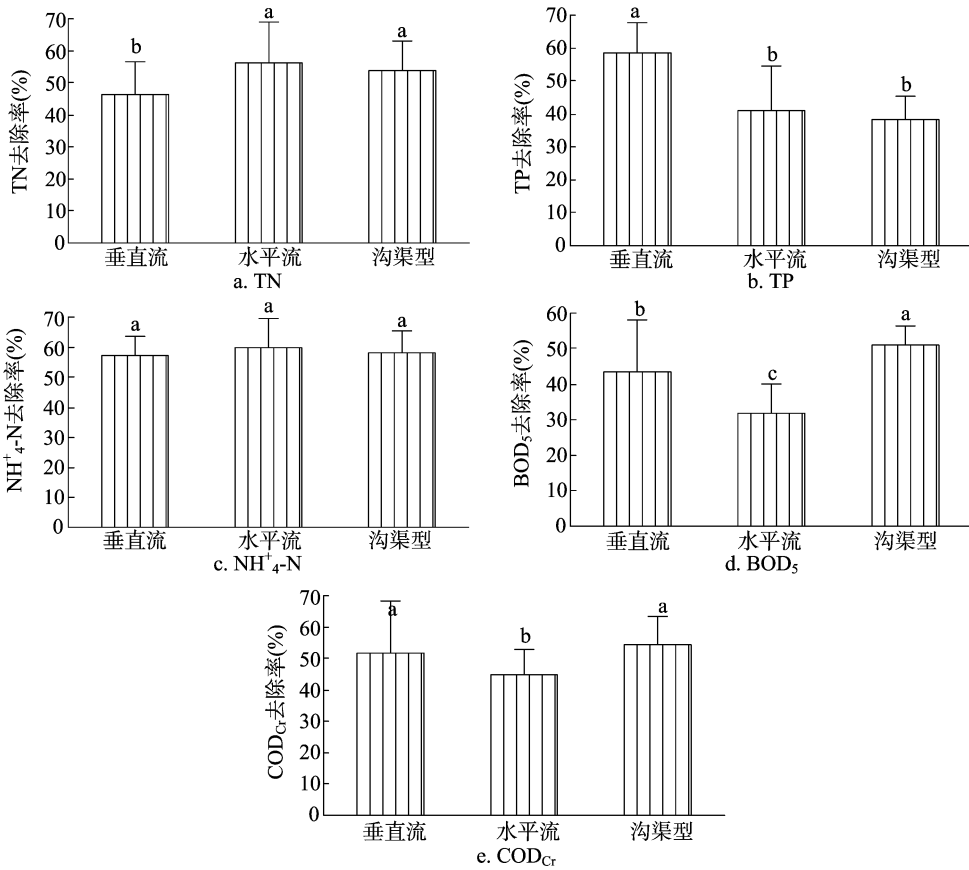
根据人工湿地的运行情况,可以将人工湿地分为 4 个时期:启动期、稳定期、反弹期和恢复期。由表 1 可知,不同类型人工湿地出水 TN 含量、TP 含量、NH₄⁺-N 含量、BOD₅、COD_{Cr} 呈先降低后增加趋势,呈“V”形变化规律,在启动期最大,由启动期到反弹期降低幅度较大,反弹期以后其含量有所增加,且增加的幅度较为平缓,恢复期的含量基本与稳定期保持一致,不同类型人工湿地在各时期 TN 含量、TP 含量、NH₄⁺-N 含量、BOD₅、COD_{Cr} 基本表现为启动期>稳定期>恢复期>反弹期;不同类型人工湿地出水 TN 含量变化范围为 2.13~6.21 mg/L,TP 含量变化范围为 0.09~0.31 mg/L, NH₄⁺-N 含量变化范围为 1.23~6.03 mg/L, BOD₅ 变化范围为 41.05~109.52 mg/L, COD_{Cr} 变化范围为 89.65~273.56 mg/L;不同类型人工湿地对 TN、TP、NH₄⁺-N、BOD₅、COD_{Cr} 去除率呈现出明显的时期差异,呈倒“V”形变化规律,在反弹期最大,由启动期到反弹期逐渐提高,并且其增加幅度较大,反弹期以后去除率有所降低,且降低的幅度较为平缓,恢复期的去除率基本与稳定期保持一致,各时期基本排序表现为反弹期>恢复期>稳定期>启动期,人工湿地 TN 去除率变化范围为 28.54%~75.49%,TP 去除率变化范围为 16.22%~75.68%,NH₄⁺-N 去除率变化范围为 26.73%~85.05%,BOD₅ 去除率变化范围为 12.66%~67.26%,COD_{Cr} 去除率变化范围为 23.33%~74.87%。从出水水质稳定性来看,垂直流人工湿地出水各项指标较稳定,水平流和沟渠型较差。

2.2 不同类型人工湿地植被对污水平均去除率

由图 1 可见,不同类型人工湿地对 TN 去除率变化范围为 46.63%~56.70%,排序为水平流>沟渠型>垂直流,其中水平流、沟渠型人工湿地对 TN 去除率差异不显著,二者显著高于垂直流($P<0.05$);不同类型人工湿地对 TP 去除率变化范围为 38.51%~58.78%,排序为垂直流>水平流>沟渠型,其中垂直流人工湿地对 TP 去除率显著高于水平流、沟渠型($P<0.05$),水平流、沟渠型人工湿地对 TP 去除率差异不显著;不同类型人工湿地对 NH₄⁺-N 去除率变化范围为 57.96%~60.60%,排序为水平流>沟渠型>垂直流,且不同类型人工湿地对 NH₄⁺-N 去除率差异均不显著;不同类型人工湿地对 BOD₅ 去除率变化范围为 32.00%~51.35%,排序为沟渠型>垂直流>水平流,且不同类型人工湿地对 BOD₅ 去除率差异均显著($P<0.05$);不同类型人工湿地对 COD_{Cr} 去除率变化范围为 45.45%~55.15%,排序为沟渠型>垂直流>水平流,其中垂直流、沟渠型人工湿地对 COD_{Cr} 去除率差异不显著,二者显著高于水平流($P<0.05$)。

表 1 不同类型人工湿地出水含量及去除率

人工湿地	时期	TN 含量		TP 含量		NH ₄ ⁺ - N 含量		BOD ₅		COD _{Cr}	
		出口含量 (mg/L)	去除率 (%)	出口含量 (mg/L)	去除率 (%)	出口含量 (mg/L)	去除率 (%)	出口含量 (mg/L)	去除率 (%)	出口含量 (mg/L)	去除率 (%)
垂直流	启动期	6.12	29.57	0.23	37.84	4.56	44.59	95.16	24.11	245.13	31.30
	稳定期	5.23	39.82	0.14	62.16	3.91	52.49	64.23	48.78	178.24	50.04
	反弹期	3.01	65.36	0.09	75.68	2.38	71.08	51.33	59.07	93.15	73.89
	恢复期	4.19	51.78	0.15	59.46	2.99	63.67	71.27	43.17	162.37	54.49
水平流	启动期	5.03	42.12	0.31	16.22	5.19	36.94	109.52	12.66	273.56	23.33
	稳定期	4.02	53.74	0.24	35.14	4.12	49.94	78.35	37.52	223.04	37.49
	反弹期	2.35	72.96	0.15	59.46	1.23	85.05	62.17	50.42	119.87	66.40
	恢复期	3.65	58.00	0.17	54.05	2.43	70.47	91.03	27.41	162.03	54.59
沟渠型	启动期	6.21	28.54	0.29	21.62	6.03	26.73	83.54	33.38	213.48	40.17
	稳定期	4.98	42.69	0.23	37.84	3.16	61.60	60.27	51.94	146.37	58.98
	反弹期	2.13	75.49	0.18	51.35	1.75	78.74	41.05	67.26	89.65	74.87
	恢复期	2.58	70.31	0.21	43.24	2.57	68.77	59.17	52.81	190.57	46.59



处理间标有不同小写字母表示在 0.05 水平下差异显著 ($P<0.05$)。下图同

图1 不同类型人工湿地对生活污水的净化效果比较

2.3 不同类型人工湿地植被的生物量及其分配

由图 2 可知,垂直流、水平流、沟渠型人工湿地植被地上生物量变化范围为 205.9 ~ 235.6 g/m²,排序为垂直流 > 水平流 > 沟渠型,且不同类型人工湿地植被地上生物量差异均显著 ($P<0.05$);不同类型人工湿地植被地下生物量变化范围为 102.6 ~ 152.3 g/m²,排序为垂直流 > 水平流 > 沟渠型,其中垂直流人工湿地植被地下生物量最高,且与其他 2 类湿地差异显著 ($P<0.05$),水平流、沟渠型人工湿地植被地下生物

量差异不显著;不同类型人工湿地植被 A/U 值变化范围在 1.5 ~ 2.1,排序为水平流 > 沟渠型 > 垂直流,其中垂直流、沟渠型人工湿地植被 A/U 值差异不显著,二者显著高于垂直流人工湿地 ($P<0.05$);不同类型人工湿地植被氮含量变化范围为 16.8 ~ 24.3 mg/g,排序为水平流 > 沟渠型 > 垂直流,其中垂直流、沟渠型人工湿地植被氮含量差异不显著,二者显著低于垂直流人工湿地 ($P<0.05$);不同类型人工湿地植被磷含量变化范围为 1.5 ~ 3.2 g/mg,排序为垂直流 > 水平

流>沟渠型,其中水平流、沟渠型人工湿地植被磷含量差异不显著,二者显著低于垂直流人工湿地($P<0.05$)。由此可见,不同类型人工湿地植被 A/U 值均大于 1,并且地下生物量占

总生物量的 40% 以上,这是植被内在的生长特性,也表现了物种对这种环境的适应能力。

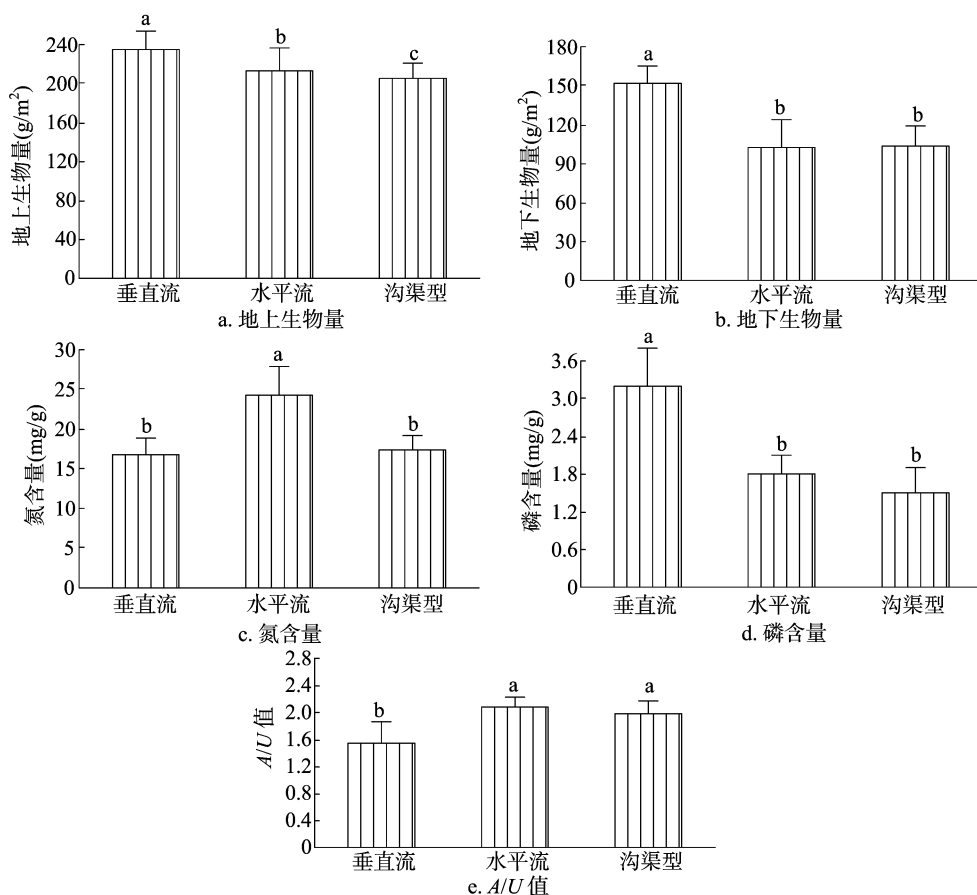


图2 不同湿地植被的生物量及其分配

2.4 不同类型人工湿地植被地上和地下氮、磷积累量

由图 3 可知,不同类型人工湿地植被地上和地下氮、磷积累量具有明显一致的规律,对于垂直流人工湿地,地上氮积累量变化范围为 16.3 ~ 35.6 g/m²,地下氮积累量变化范围为 14.5 ~ 32.3 g/m²,地上、地下氮积累量的排序均为反弹期>稳定期>恢复期>启动期,并且地上氮积累量均高于地下氮积累量;地上磷积累量变化范围为 1.6 ~ 3.1 g/m²,地下磷积累量变化范围为 1.2 ~ 2.1 g/m²,地上、地下磷积累量排序均为反弹期>稳定期>恢复期>启动期,并且地上磷积累量均高于地下磷积累量(图 3-a、图 3-b)。对于水平流人工湿地,地上氮积累量变化范围为 12.1 ~ 32.7 g/m²,地下氮积累量变化范围为 9.3 ~ 29.1 g/m²,地上、地下氮积累量的排序均为反弹期>稳定期>恢复期>启动期,并且地上氮积累量均高于地下氮积累量;地上磷积累量变化范围为 1.3 ~ 2.8 g/m²,地下磷积累量变化范围为 0.8 ~ 2.7 g/m²,地上、地下磷积累量排序均为反弹期>稳定期>恢复期>启动期,并且地上磷积累量均高于地下磷积累量(图 3-c、图 3-d)。对于沟渠型人工湿地,地上氮积累量变化范围为 11.7 ~ 28.1 g/m²,地下氮积累量变化范围为 8.2 ~ 23.5 g/m²,地上氮积累量排序为反弹期>稳定期>恢复期>启动期,并且地上氮积累量均高于地下氮积累量;地上磷积累量变化范围为

0.8 ~ 2.9 g/m²,地下磷积累量变化范围为 0.9 ~ 2.5 g/m²,地上磷积累量排序为反弹期>稳定期>启动期>恢复期,地下磷积累量排序为反弹期>稳定期>恢复期>启动器,并且地上磷积累量均高于地下磷积累量。

2.5 不同类型人工湿地植被氮、磷积累量与生物量、氮含量、磷含量的相关性

表 2 由原始数据拟合得到回归关系,经统计学检验得到拟合度参数 r^2 ,并在 $\alpha=0.05, 0.01$ 水平检验相关系数的显著性,从而显示不同类型人工湿地植被氮、磷积累量与生物量、氮含量、磷含量的相关关系; F 检验结果表明,表 2 中的线性回归关系达到显著或极显著水平,各回归关系成立。由表 2 还可知,不同类型人工湿地植被氮、磷积累量分别与生物量、氮含量、磷含量呈显著($P<0.05$)或极显著($P<0.01$)的线性关系,由此可以推测,可以通过生物量和植被氮、磷含量来评价湿地植被对氮、磷的去除作用。

3 结论与讨论

人工湿地主要通过植被的截流、过滤以及微生物的新陈代谢等活动净化水质,通常情况下人工湿地基质均为孔隙度较高的砾石,为微生物提供了更多的挂膜空间^[14-16]。在本研究中,人工湿地基质为炉渣、泥沙,它们能够避免土壤系统表

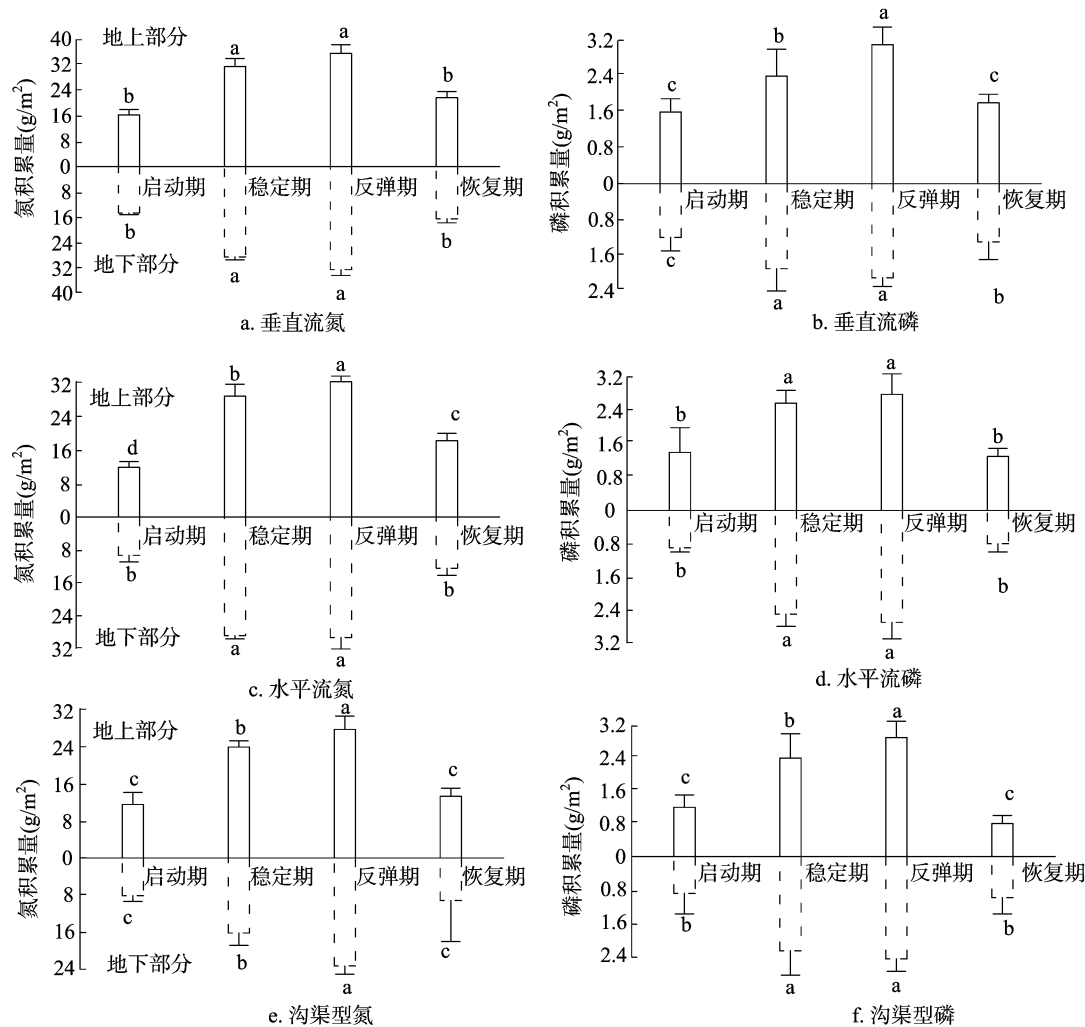


图3 不同湿地植物地上、地下的氮、磷积累量

表2 人工湿地植被氮、磷积累量与生物量、氮含量、磷含量的相关关系

人工湿地类型	x	y	拟合线性方程	r ²	F 值	P 值
垂直流	氮积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	y = 62.389x - 45.897	0.869	102.36	<0.01 **
	磷积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	y = 15.237x + 38.945	0.896	123.65	<0.01 **
	氮积累量(g/m ²)	氮含量(mg/g)	y = 1.239x + 10.547	0.912	98.37	<0.01 **
	磷积累量(g/m ²)	磷含量(mg/g)	y = 0.152x + 59.231	0.723	92.13	<0.05 *
水平流	氮积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	y = 43.182x - 52.036	0.798	85.69	<0.05 *
	磷积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	y = 19.563x + 2.697	0.853	105.87	<0.01 **
	氮积累量(g/m ²)	氮含量(mg/g)	y = 13.856x - 2.038	0.902	113.45	<0.01 **
	磷积累量(g/m ²)	磷含量(mg/g)	y = 0.968x + 35.623	0.869	110.78	<0.01 **
沟渠型	氮积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	y = 13.268x - 20.147	0.725	84.23	<0.05 *
	磷积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	y = 9.563x + 8.356	0.896	98.76	<0.01 **
	氮积累量(g/m ²)	氮含量(mg/g)	y = 3.587x + 0.236	0.912	96.23	<0.01 **
	磷积累量(g/m ²)	磷含量(mg/g)	y = 1.245x - 0.569	0.803	87.03	<0.05 *

注：“**”表示相关性在 0.01 水平上显著(双尾)，“*”表示相关性在 0.05 水平上显著(双尾)。

面的短流,多孔扩大了表面积,有利于微生物的代谢活动,增强了人工湿地的去除效果。根据人工湿地 1 年的运行情况,可以将人工湿地分为 4 个时期:启动期、稳定期、反弹期和恢复期;综合人工湿地植被净化污水效果来看,其净化水质效果存在不同时期的差异,对污水去除率呈“V”形变化,基本排序为反弹期>稳定期>恢复期>启动期;从不同时期来看,人工

湿地对 TN、TP、NH₄⁺-N、BOD₅、COD_{Cr} 的去除率在启动期较低,启动期植被生长较为缓慢,未与基质、土壤等形成完整的去污生态系统,此时人工湿地吸收作用并未表现出来,稳定期植被迅速生长和繁殖,去除效果也更加明显,反弹期各项生长指标均达到最大值,这个时期对 TN、TP、NH₄⁺-N、BOD₅、COD_{Cr} 的去除效果最明显,反弹期以后,湿地植被密度达到最

大,缺乏有限的空间和资源,地面部分开始枯黄、根系也逐渐溃烂,净化水质效果缓慢下降等,这与前人的研究结果一致^[14-15]。在本研究中,湿地植被美人蕉新生根系的须根较多,有利于根区微生物的着生,通过硝化和反硝化途径净化的氮量相对较少,从长期角度出发,微生物硝化、反硝化作用是人工湿地净化氮的主要途径,优选根系发达的植被是提高该系统氮去除率的重要措施之一^[14,17]。

不同类型人工湿地净化污水效果存在一定差异,综合不同类型人工湿地净化污水效果可知,以垂直流人工湿地对污水中 TP、BOD₅、COD_{Cr} 的去除率较高,水平流人工湿地对污水中 TN、NH₄⁺ - N 的去除率较高,说明不同类型人工湿地对污染物的去除效果和机制不同;人工湿地植被对氮循环较为复杂,主要通过氨的挥发、硝化、反硝化过程、介质的吸附、微生物固氮和氮的迁移转化得以去除^[14],对 NH₄⁺ - N 的去除主要是通过好氧微生物的降解^[11-12],对磷的去除主要以吸附为主,随泥沙颗粒在介质中被截留,通过植物吸收、物理化学作用及微生物降解 3 个方面的作用去除^[15,18-19];其中基质的吸附是人工湿地净化水质的主要过程,由于沟渠型人工湿地土壤基质孔隙度低,为微生物生长提供载体的基质仅为表层部分,污染物随水流从基质表面漫流而过,吸附作用仅仅停留在基质表层,而垂直流、水平流的基质均为孔隙度较高的砾石,不仅复氧能力优于土壤基质,而且为微生物提供了大量的挂膜空间,因此水平流人工湿地对 TN、NH₄⁺ - N 的处理效果较好^[14,17]。此外,本研究人工湿地基质选用沙(主要成分 SiO₂),对氮的吸附能力较弱,容易达到饱和,可以忽略不计,而氮的循环条件较为复杂,湿地植物不仅通过植物吸收,还通过基质吸附、硝化和反硝化及氨的挥发等途径净化污水中的氮^[14,19]。为了探讨植物在人工湿地系统净化污水中氮的机制,本研究监测了湿地植物生物量和植物体内氮、磷含量的变化,表明植物自身吸收同化污水中氮水平与植物根系微生物作用有关。

不同类型人工湿地植被地上部生物量、地下部生物量所占的比例各不相同,地上部生物量均高于地下部生物量,就植株体内的氮、磷含量而言,地上部分氮、磷积累量高于地下部分,这种生物量的分配模式体现了氮、磷元素生长部位的分配特点,属于植物对氮、磷内在生长特性的平衡调节^[14,19]。人工湿地植被氮、磷积累量能够反映植被对氮、磷的直接去除能力,营养物质的分配特点会涉及到采取的收割方式,本研究中心人工湿地植被(美人蕉)基本可以通过地上、地下部分的收割去除大部分氮、磷积累量,使其移出生态系统。此外,人工湿地整合和协调了土壤基质-微生物-植被的净化机制,但基质的吸附净化容量达到饱和,并且其净化作用随着植被的生长可能发生变化,其净化效果还与植被的生长速度、生长阶段、植被的生物量、植被根区微生物作用等有关,在以后研究过程中,须结合污水状况及当地气候特点有针对性地选择合适的湿地植被,最大限度地发挥湿地植被的净化作用。

由于试验条件有限,本研究的人工湿地为定期灌溉地下水,湿地系统处于相对静止状态,与实际运行的人工湿地有一定差别。另外,人工湿地的净化作用随着植物的生长可能发生变化,仅反映特定生长阶段的净化效果,长期的净化效果仍待进一步研究。此外,对于污染物含量较高的污水要经过前

置处理达到人工湿地处理污水等级后,才能最大程度发挥人工湿地的净化效果。

参考文献:

- [1] Sakadevan K, Bavor H J. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems[J]. *Water Research*, 1998, 32(2): 393-399.
- [2] 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(1): 59-83.
- [3] Machemer S D, Wildeman T R. Adsorption compared with sulfide precipitation as metal removal processes from acid mine drainage in a constructed wetland[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1992, 9(1/2): 115-131.
- [4] Mays P A, Edwards G S. Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage[J]. *Ecological Engineering*, 2001, 16(4): 487-500.
- [5] Calheiros C, Rangel A, Castro P. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater[J]. *Water Research*, 2007, 41(8): 1790-1798.
- [6] Ji G, Sun T, Zhou Q, et al. Constructed subsurface flow wetland for treating heavy oil-produced water of the Liaohe Oilfield in China[J]. *Ecological Engineering*, 2002, 18(4): 459-465.
- [7] Sun G, Zhao Y, Allen S. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system[J]. *Journal of Biotechnology*, 2005, 115(2): 189-197.
- [8] Kaseva M. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater—a tropical case study[J]. *Water Research*, 2004, 38(3): 681-687.
- [9] 钱正英, 张兴斗. 中国可持续发展水资源战略研究综合报告——中国工程院“21 世纪中国可持续发展水资源战略研究”项目组[J]. *中国工程科学*, 2000, 2(8): 1-17.
- [10] 张利平, 夏军, Hu Z F, 等. 中国水资源状况与水资源安全问题分析[J]. *长江流域资源与环境*, 2009, 18(2): 116-120.
- [11] 吴晓磊. 人工湿地废水处理机理[J]. *环境科学*, 1995, 16(3): 83-86.
- [12] 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): 1718-1723.
- [13] Wu Z B, Chen H R, He F, et al. 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.
- [14] 张甲耀, 夏盛林, 邱克明, 等. 潜流型人工湿地污水处理系统氮去除及氮转化细菌的研究[J]. *环境科学学报*, 1999, 19(3): 323-327.
- [15] 袁东海, 景丽洁, 张孟群, 等. 几种人工湿地基质净化磷素的机理[J]. *中国环境科学*, 2004, 24(5): 614-617.
- [16] 张虎成, 田卫, 俞穆清, 等. 人工湿地生态系统污水净化研究进展[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2004, 5(2): 11-15.
- [17] 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.
- [18] 廖新佛, 骆世明. 香根草和凤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.
- [19] 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.