

人工湿地中微生物数量与污染物去除的关系

杜 刚, 黄 磊, 高 旭*, 鲁言言, 刘 明, 郭劲松

(重庆大学三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045)

摘要: 为了探讨处理微污染河水的人工湿地中微生物数量及其对污染物净化效果的影响, 在野外构建芦竹(*Arundo donax*)、菖蒲(*Acorus calamus*)水平潜流人工湿地, 并设置空白湿地为参照。研究表明, 栽种植物对人工湿地中氨氮(NH_4^+-N)和总氮(TN)的去除具有一定作用, 但对总磷(TP)和高锰酸盐指数(COD_{Mn})去除影响较小。实验人工湿地中, 下层基质中的微生物数量低于上层基质。芦竹湿地中, 上层基质和下层基质微生物数量的典型变量具有线性关系($R^2 > 0.9$)。人工湿地中微生物数量与水温具有显著正相关关系, 栽种植物能够增加人工湿地的微生物数量。人工湿地微生物数量与 NH_4^+-N 、TP和 COD_{Mn} 的去除率不相关, 但与TN去除率显著正相关。栽种植物能够改善人工湿地微生物数量与TN去除率之间的关系, 但植物种类对微生物脱氮作用影响不明显。

关 键 词: 人工湿地; 微生物; 微污染水; 净化效果

中图分类号: X703.1

文献标识码: A

文章编号: 1672-5948(2013)01-013-08

2009年中国环境状况公报显示, 中国城镇生活污水排放量 $330.0 \times 10^8 \text{ t}$, 由于缺乏合适的污水处理技术, 95%的城镇农业废水、生活污水等直接排入当地河流、湖泊和水库等^[1], 威胁饮用水安全。人工湿地净化技术具有环保、高效、低投资、低运转费和维护管理方便等优点^[2], 已被广泛用于生活污水^[3]、工业废水^[4]、农业径流^[5]、甚至垃圾渗滤液^[6]的处理。目前, 作为经济有效的生态修复技术, 人工湿地也被用于微污染水体和地下水的修复^[7-9]。净化污水和废水的过程中, 微生物是去除有机物和含氮化合物的主要承担者^[10], 对湿地除磷也起到一定促进作用^[11]。越来越多的证据表明, 微生物是人工湿地控制过程中的重要指标。Liang W等^[12]研究发现, 湿地基质中微生物数量与TKN(总凯氏氮)和高锰酸盐指数(COD_{Mn})具有显著正相关关系($p < 0.05$)。李科德等^[13]对人工模拟芦苇(*Phragmites australis*)床根际微生物的数量进行了测定, 结果显示, 植物根面和根际微生物数量与生化需氧量(BOD)和化学需氧量(COD)去除率间显著相关。王世和等^[14]发现, 湿地中硝化细菌与总氮(TN)去除率存在显著正相关关系。

季节变化引起的环境条件差异会对人工湿地系统中微生物种群和数量产生影响, 从而使人工湿地的净化效果发生改变。本文借鉴传统土壤微生物的研究方法和技术手段, 研究人工湿地微生物数量分布, 观察其季节变化, 并结合人工湿地对微污染河水的净化效果, 阐明人工湿地微生物时空变化与湿地去除污染物效果的关系。

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验湿地都采用水平流态, 床体一端均匀布水, 水体水平流过湿地床。每块湿地池体内面长、宽和高分别为3.0 m、1.0 m和1.0 m(有效高度0.9 m, 超高0.1 m), 湿地底面坡度为2%, 底部和四周以水泥墙封闭, 并进行防渗处理。每个系统都分为进水区、处理区和出水区。处理区基质由四层组成, 下层为20 cm厚粗糙碎石(粒径40~60 mm), 中层为30 cm厚废砖(粒径20~40 mm), 上层为30 cm厚卵石(粒径10~30 mm), 上层覆土厚约10 cm。进水区长0.15 m, 宽1.0 m, 并以穿孔花墙分隔进水区和处理区, 以防短流。出水区长0.15 m,

收稿日期: 2012-04-26; 修订日期: 2012-10-26

基金项目: 国家科技支撑计划项目(2012BAJ25B09)资助。

作者简介: 杜 刚(1988-), 男, 汉族, 河北省邯郸人, 硕士研究生, 主要从事人工湿地生态修复技术研究。E-mail: du_gang2011@126.com

*通讯作者: 高 旭, 教授。E-mail: gaouxu@cqu.edu.cn

宽 1.0 m,并以穿孔花墙分隔出水区和处理区。实验期间,湿地进水保持在 $0.75 \text{ m}^3/\text{d}$,停留时间为 2.0 d。人工湿地构造如图 1。

结合实验所在区域的实际情况,选择适宜于重庆地区生长的较典型、根系发达、易栽培、根系生物量较大、多年生、水生或湿生的植物构建实验湿地系统。共构建 3 组水平潜流人工湿地:人工湿

地 1、人工湿地 2 和人工湿地 3。2008 年 7 月,在人工湿地 1,栽种禾本科植物芦竹(*Arundo donax*),植物密度为 $12 \text{ 株}/\text{m}^2$;在人工湿地 2,栽种天南星科植物菖蒲(*Acorus calamus*),植物密度也为 $12 \text{ 株}/\text{m}^2$;人工湿地 3 为不栽种任何植物的对照人工湿地。3 个人工湿地系统经近两年的运行后,于 2010 年 7 月至 2011 年 1 月开展本实验。

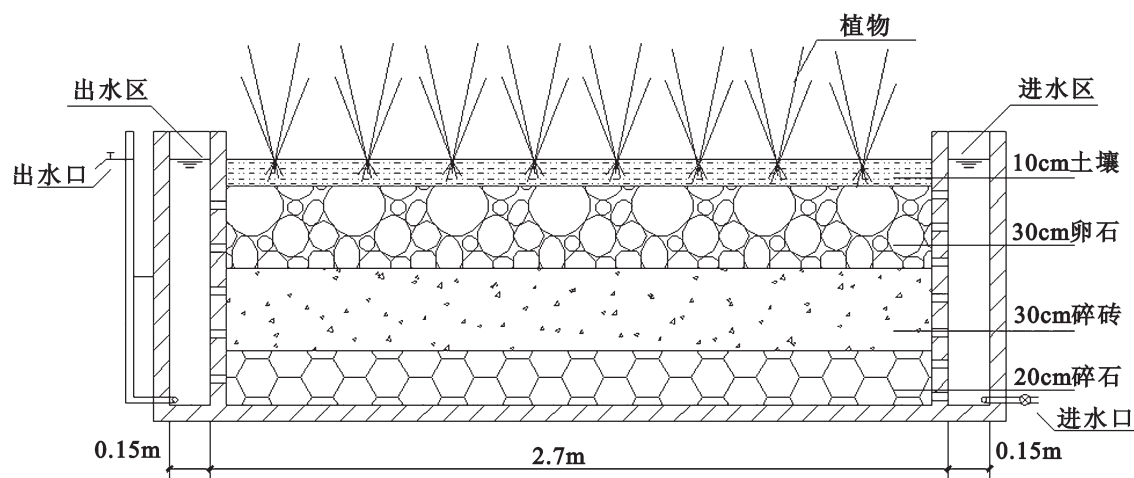


图1 实验装置平面图

Fig.1 Plan sketch of experimental set

1.2 微生物样品采集及测定

在每月中旬晴朗天气情况下,在上午 8:00~11:00,采集人工湿地微生物样品。每个人工湿地系统中,采样点主要分布在每个湿地系统的上层土壤(土壤深度小于 10 cm)和下层卵石(厚度小于 40 cm),沿湿地长度方向,在 0.5 m、1.5 m 和 2.5 m 处采集样品,且每个沿程断面分别采集左、中和右 3 点等份样品。采集的全部样品按照上层和下层充分混匀,形成独立的两个样品,装入保鲜袋,并放置在 4°C 环境中冷藏处理^[15]。

土壤悬液的制备:称取 10 g 混合土样,迅速倒入盛有 90 mL 无菌生理盐水(0.85%)的无菌锥形瓶中,振荡 20 min,使得样品土壤充分打散,制成 10^{-1} 稀释度的悬液。卵石填料悬液的制备:称取 100 g 混合卵石,迅速倒入盛有 500 mL 无菌生理盐水(0.85%)的无菌锥形瓶中,振荡 20 min,使得卵石表面微生物被充分打散,制成 10^{-1} 稀释度的悬液。微生物数量的测定文献^[16]进行,平行 3 次试验;其中,细菌、真菌和放线菌计数采用刮刀涂抹平板计数

法,分别采用牛肉膏蛋白胨培养基、虎红琼脂培养基和改良高氏 I 号培养基;反硝化细菌计数采用 MPN 计数法。

1.3 实验用水及水样测试

本实验设计的处理对象为鹿山河河水。鹿山河位于中国西部地区的重庆市高峰镇,河流流速为 $0.01\sim0.068 \text{ m/s}$,流量为 $0.030\sim0.204 \text{ m}^3/\text{s}$,该河终端汇入高峰水库,该水库是当地居民生活用水的主要来源。在实验过程中,现场测定河水温度、pH 和溶解氧(DO)含量,水样采集后,立即测定样品的各污染物指标。每月选择晴朗天气,采集水样 3 次。实验进水水质及分析方法详见表 1。

1.4 数据处理

用 PASW Statistics 18.0 软件分析数据。用 Microsoft Excel 2007 软件绘图。用 Pearson 检验方法(检验水平为 $p<0.05$ 和 $p<0.01$)检验数据间的相关水平。Pearson 相关系数用于表征比较对象之间的相关关系。采用单因素方差方法分析数据之间的差异性。采用 Wilk-Lambda 和 Chi-square

表 1 实验进水水质及其分析方法

Table 1 Water quality of inflow and analyses methods in the experiment

指 标	变化范围	分析方法 ^[17]
水温(℃)	(6.75±0.35)~(29.15±1.72)	便携式温度计
pH	(7.61±0.10)~(7.73±0.10)	YSI450 便携式 pH 计
DO 含量(mg/L)	(4.55±0.66)~(7.07±1.79)	YSI550A 便携式 DO 仪
NH ₄ ⁺ -N 含量(mg/L)	(0.38±0.10)~(1.35±0.11)	纳氏试剂比色法
TN 含量(mg/L)	(0.94±0.27)~(3.75±0.87)	碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法
TP 含量(mg/L)	(0.050±0.001)~(0.099±0.011)	过硫酸钾消解钼酸铵分光光度法
COD _{Mn} 含量(mg/L)	(4.84±0.37)~(6.82±0.03)	高锰酸盐指数酸性法

方法进行典型相关分析(检验水平为 $p<0.1$)。

2 结果与讨论

2.1 人工湿地的污染物去除率

图 2 显示,随着进水水质的变化,人工湿地对各污染物的去除率发生波动。在人工湿地 1、人工湿地 2 和人工湿地 3 中,平均 NH₄⁺-N 去除率分别为 64.3%、63.7% 和 53.3%, 平均 TN 去除率为 48.3%、28.6% 和 26.2%, 平均 TP 去除率为 48.5%、42.2% 和 38.9%, 平均 COD_{Mn} 去除率为 23.1%、

23.4% 和 20.1%。

对 3 个湿地系统中 NH₄⁺-N 去除率进行单因素方差分析,结果显示,人工湿地 1 与人工湿地 2 的 NH₄⁺-N 去除率没有明显差异($p>0.05$),即栽种了不同植物的人工湿地对 NH₄⁺-N 的去除率没有明显差异;人工湿地 1、人工湿地 2 与人工湿地 3 的 NH₄⁺-N 去除率都有显著差异($p<0.05$),即栽种了植物的人工湿地与无植物湿地的 NH₄⁺-N 去除率差异显著。这表明人工湿地的 NH₄⁺-N 去除率可以通过栽种湿地植物而提高,但植物种类对

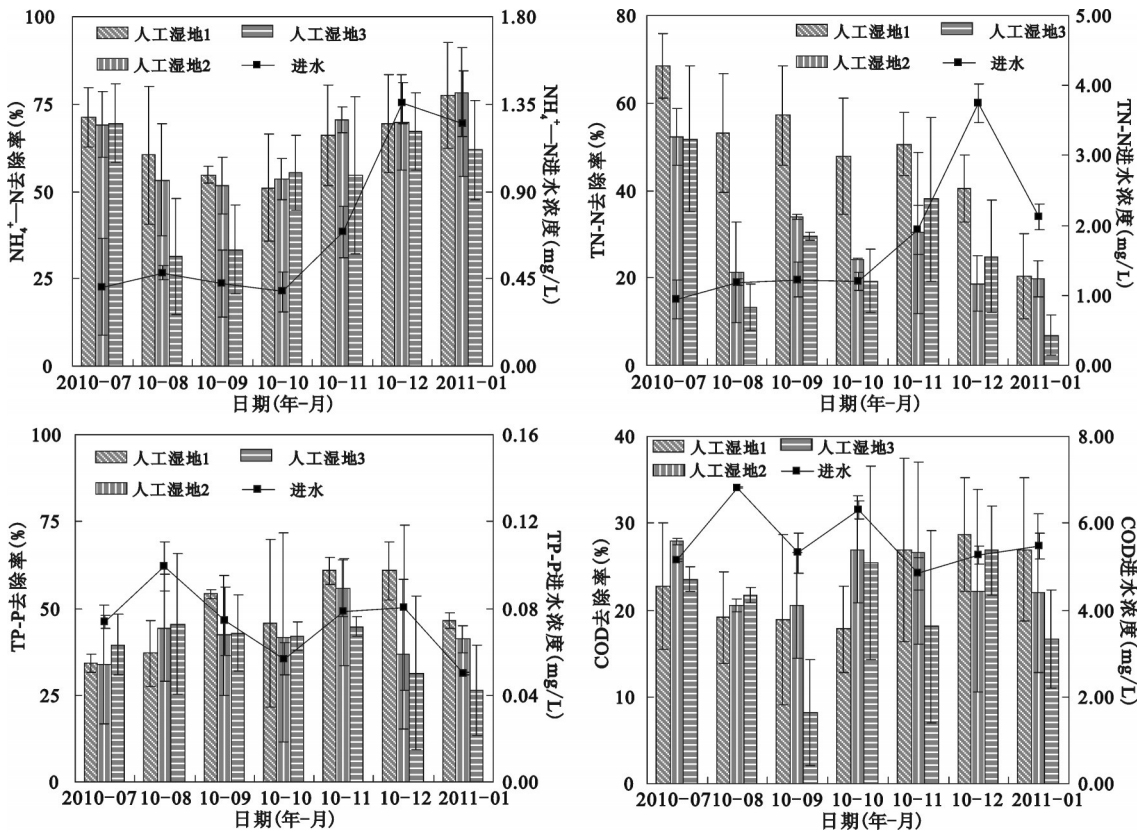


图 2 人工湿地的污染物去除率

Fig.2 Removal rates of pollutants in constructed wetlands

NH_4^+-N 去除率影响不大。有植物的人工湿地对 TN 的去除率明显优于无植物湿地,即栽种植物能够提高人工湿地对 TN 的去除率。人工湿地 1 与人工湿地 2 的 TN 去除率有非常显著差异($p < 0.01$),这与它们对 NH_4^+-N 的去除率没有明显差异不同。这表明人工湿地的植物种类对 TN 的去除率影响较大。本实验表明,栽种芦竹的人工湿地去除 TN 的作用优于栽种菖蒲的人工湿地。3 个人工湿地系统的 TP 和 COD_{Mn} 去除率没有显著差异($p > 0.05$),表明人工湿地是否栽种植物对去除 TP 和 COD_{Mn} 影响不大。通过分析相关性显著程度发现,除人工湿地 1 的 TN 去除率与水温呈显著正相关($n=21, r=0.857, p < 0.05$)外,人工湿地对其他污染物去除率与水温不相关($p > 0.05$)。

2.2 人工湿地基质中微生物种群分布

2010 年 7 月至 2011 年 1 月,人工湿地上层基质(厚度小于 10 cm)中的微生物种群数量表明(表

2),在人工湿地上层基质中,有植物的人工湿地的微生物数量都高于无植物人工湿地。在所有微生物中,细菌所占比例最高,分别为 84%(人工湿地 1)、89%(人工湿地 2)和 89%(人工湿地 3);其次为放线菌,真菌数量最少。与细菌相比,真菌数量低 2~3 个数量级。本实验中,人工湿地上层基质中的微生物数量总体低于文献报道^[18],低污染物含量成为限制其微生物数量的主要因素。

3 个人工湿地系统上层基质中的细菌数量有明显差异。其中,人工湿地 2 上层基质中的细菌数量最多。在人工湿地 1 和人工湿地 3 的上层基质中,细菌数量随着温度的降低逐渐减少,并且在冬季达到最低值,冬季细菌数量明显低于夏季和秋季,仅是夏季细菌数量的 62%。人工湿地 2 上层基质中,秋季和冬季的细菌数量几乎相同。因此,人工湿地 1 ($n=21, r=0.958, p < 0.01$)和人工湿地 3 ($n=21, r=0.969, p < 0.01$)上层基质中的细菌数量都与

表 2 人工湿地上层基质中细菌、真菌和放线菌数量(cfu/g 干基质)

Table 2 Number of bacteria, fungi and actinomycetes in top substrates of constructed wetlands (cfu/g dry substrate)

实验湿地	微生物	2010 年 7 月	2010 年 8 月	2010 年 9 月	2010 年 10 月	2010 年 11 月	2010 年 12 月	2011 年 1 月
人工湿地 1	细 菌	2.7×10^6	2.6×10^6	2.7×10^6	2.3×10^6	2.0×10^6	1.8×10^6	1.8×10^6
	真 菌	5.0×10^3	5.2×10^3	5.1×10^3	4.1×10^3	3.2×10^3	2.2×10^3	1.9×10^3
	放线菌	6.3×10^5	7.6×10^5	8.0×10^5	6.2×10^5	3.3×10^5	1.1×10^5	1.0×10^5
人工湿地 2	细 菌	3.1×10^6	3.0×10^6	3.1×10^6	2.9×10^6	2.9×10^6	2.8×10^6	2.9×10^6
	真 菌	1.4×10^4	1.3×10^4	1.2×10^4	9.3×10^3	5.2×10^3	3.4×10^3	2.4×10^3
	放线菌	4.5×10^5	5.8×10^5	6.7×10^5	4.3×10^5	2.2×10^5	1.0×10^5	1.0×10^5
人工湿地 3	细 菌	1.6×10^6	1.6×10^6	1.6×10^6	1.2×10^6	1.2×10^6	0.9×10^6	0.9×10^6
	真 菌	2.4×10^3	2.5×10^3	2.3×10^3	2.3×10^3	2.1×10^3	2.0×10^3	1.7×10^3
	放线菌	2.6×10^5	3.0×10^5	3.9×10^5	1.6×10^5	0.9×10^5	0.3×10^5	0.3×10^5

气温具有显著正相关关系,但人工湿地 2 上层基质中的细菌数量却与气温不相关($n=21, r=0.698, p > 0.05$)。

真菌在有机物降解的过程中起重要作用。在 3 个人工湿地系统中,人工湿地 2 上层基质中的真菌数量最多;有植物人工湿地上层基质中的真菌数量多于无植物湿地。无植物湿地上层基质中的真菌数量随着季节变化相对较小,这与有植物湿地不同。人工湿地 1 和人工湿地 2 上层基质中真菌数量与水温变化呈显著正相关关系,相关系数都大于 0.9,且 $p < 0.01$ 。与细菌和真菌类似,植物湿地放线菌数量明显高于空白湿地,但是不同的是芦竹湿地中放线菌数量是 3 个人工湿地中最多的。3 个人工湿地上层基质中的放线菌数量具有

显著差异($p < 0.01$);放线菌数量随着水温的降低逐渐减少,并且在冬季达到最低,放线菌数量与水温呈显著正相关关系($p < 0.01$),相关系数分别为 0.943(人工湿地 1)、0.910(人工湿地 2)和 0.891(人工湿地 3)。

人工湿地下层基质(厚度小于 40 cm)中的微生物种群数量如表 3 所示。由表 3 可知,湿地下层基质中微生物的种群数量低于上层基质,尤其是细菌,相差至少一个数量级。在所有微生物中,细菌数量所占比例最高,分别为 75.8%(人工湿地 1)、78.7%(人工湿地 2)和 81.3%(人工湿地 3);其次为放线菌,真菌数量最少,这与上层基质类似。人工湿地 2 下层基质中的细菌数量最多,但各湿地之间差异不显著($p > 0.05$)。与上层基质的细菌数量类

表3 人工湿地下层基质中细菌、真菌和放线菌数量(cfu/g 干基质)

Table 3 Number of bacteri, fungi and actinomyces in bottom substrates of constructed wetlands (cfu/g dry substrate)

实验湿地	微生物	2010年7月	2010年8月	2010年9月	2010年10月	2010年11月	2010年12月	2011年1月
人工湿地1	细 菌	0.5×10 ⁶	0.4×10 ⁶	0.6×10 ⁶	0.5×10 ⁶	0.4×10 ⁶	0.3×10 ⁶	0.3×10 ⁶
	真 菌	1.3×10 ³	1.4×10 ³	1.3×10 ³	1.0×10 ³	0.8×10 ³	0.7×10 ³	0.4×10 ³
	放线菌	2.1×10 ⁵	2.6×10 ⁵	2.8×10 ⁵	1.8×10 ⁵	0.9×10 ⁵	0.4×10 ⁵	0.3×10 ⁵
人工湿地2	细 菌	0.9×10 ⁶	0.9×10 ⁶	0.8×10 ⁶	0.8×10 ⁶	0.7×10 ⁶	0.8×10 ⁶	0.8×10 ⁶
	真 菌	2.4×10 ³	2.7×10 ³	2.6×10 ³	2.1×10 ³	2.0×10 ³	1.3×10 ³	1.0×10 ³
	放线菌	2.0×10 ⁵	2.3×10 ⁵	2.5×10 ⁵	1.5×10 ⁵	0.8×10 ⁵	0.3×10 ⁵	0.3×10 ⁵
人工湿地3	细 菌	0.5×10 ⁶	0.4×10 ⁶	0.5×10 ⁶	0.5×10 ⁶	0.5×10 ⁶	0.5×10 ⁶	0.5×10 ⁶
	真 菌	1.5×10 ³	1.5×10 ³	1.4×10 ³	1.0×10 ³	0.9×10 ³	0.6×10 ³	0.4×10 ³
	放线菌	1.6×10 ⁵	1.9×10 ⁵	1.9×10 ⁵	1.1×10 ⁵	0.5×10 ⁵	0.2×10 ⁵	0.2×10 ⁵

似, 下层基质中的细菌数量与水温有显著相关性($p<0.05$), 相关系数分别为 0.793(人工湿地 1)、0.879(人工湿地 2)和 0.916 (人工湿地 3)。

与上层基质中真菌数量的变化不同, 虽然有植物湿地下层基质中真菌数量大于无植物湿地, 但是 3 个湿地下层基质中的真菌数量没有显著差异($p>0.05$)。另外, 菖蒲湿地下层基质中的真菌数量高于芦竹湿地, 但其差距比上层基质低。3 个湿地下层基质中的真菌数量与水温呈显著正相关关系($p<0.05$), Person 相关系数分别为 0.956(人工湿地 1)、0.947(人工湿地 2)和 0.982(人工湿地 3)。与上层基质类似, 有植物湿地下层基质中放线菌数量明显多于无植物湿地, 放线菌数量与水温也具有显著正相关关系($r>0.9, p<0.01$)。总微生物数量也因为细菌数量比例较大, 与细菌数量变化类似。

为了更好地说明人工湿地中微生物的脱氮作用, 实验分别从夏季(7月)和冬季(12月)采集 3 组湿地上层和下层基质, 测定基质中的反硝化细菌数量, 如表 4 所示。

由表 4 可知, 随着气温降低, 人工湿地上层和

表4 人工湿地基质中反硝化细菌数量(cfu/g 干基质)

Table 4 Number of denitrifying bacteria in substrates of constructed wetlands (cfu/g dry substrate)

实验湿地	取样位置	夏季(7月)	冬季(12月)
芦竹湿地	上层基质	2.14×10 ⁴	4.68×10 ³
	下层基质	2.54×10 ²	1.32×10 ²
菖蒲湿地	上层基质	4.16×10 ⁴	5.17×10 ³
	下层基质	2.59×10 ²	4.80×10 ²
无植物湿地	上层基质	4.65×10 ³	3.19×10 ²
	下层基质	7.66×10 ¹	5.32×10 ¹

下层基质中的反硝化细菌数量都在下降, 上层基质中反硝化细菌数量受温度影响较大, 冬季比夏季低 1 个数量级。有植物人工湿地两层基质中的反硝化细菌明显高于无植物湿地。在两个有植物人工湿地中, 虽然菖蒲湿地中反硝化细菌数量高于芦竹湿地, 但没有数量级差异。

因此, 尽管人工湿地进水中的 DO 含量较高, 但是由于水平潜流湿地中 DO 传输能力较差, 造成湿地中存在缺氧或厌氧的区域, 存在反硝化细菌脱氮^[19,20]。

2.3 人工湿地上层和下层基质中微生物种群关系

3 个人工湿地上层基质与下层基质中真菌和放线菌数量具有显著相关性, 相关系数大于 0.9 ($p<0.01$)。但对于细菌来说, 除人工湿地 2 两层基质中的细菌数量不相关($p>0.05$)外, 其余两个湿地两层基质中的细菌数量都具有显著相关性($p<0.01$)。为了进一步分析人工湿地不同深度基质中微生物的关系, 采用典型相关分析方法对数据进行分析, 结果显示, 3 个人工湿地中第 I 典型变量能够代表不同深度微生物的数量, 相关系数分别为 0.997(人工湿地 1)、1.000(人工湿地 2)和 1.000 (人工湿地 3), 经 Wilk-Lambda 和 Chi-square 检验发现, 达到显著性水平(表 5)。

表5 典型相关系数的 Wilk-Lambda 和 Chi-square 检验

Table 5 Wilk-Lambda and Chi-square tests of canonical correlation coefficients

实验湿地	相关系数	Wilk-Lambda	X ²	p
人工湿地 1	0.997	0.002	15.594	0.076*
人工湿地 2	1.000	0.000	29.203	0.001**
人工湿地 3	1.000	0.000	40.627	0.000**

注: *表示在 0.05 水平上显著相关; **表示在 0.01 水平上显著相关。下同。

设 U 和 V 分别为人工湿地上层和下层基质中微生物数量的典型变量。根据典型相关分析,可以得到 3 对典型变量, U_1 和 V_1 (对应人工湿地 1)、 U_2 和 V_2 (对应人工湿地 2)、 U_3 和 V_3 (对应人工湿地 3); 设 x_1 、 x_2 和 x_3 分别代表上层基质中的细菌、真菌和放线菌数量; y_1 、 y_2 和 y_3 分别代表下层基质中细菌、真菌和放线菌数量。各典型变量的估算公式如表 6 所示。

表 6 典型变量估算公式及典型冗余率

Table 6 Estimation formulas of canonical variables and canonical redundancy rates

实验 湿地	典型变量公式	典型冗余率
人工 湿地 1	$U_1 \times 10^5 = -0.408x_1 + 0.674x_2 - 1.264x_3$ $V_1 \times 10^5 = -0.198y_1 + 0.440y_2 - 1.239y_3$	94.8% 94.2% 83.4% 82.9%
人工 湿地 2	$U_2 \times 10^5 = -0.126x_1 - 0.503x_2 - 0.402y_3$ $V_2 \times 10^5 = -0.060x_1 + 0.173y_2 - 1.113y_3$	88.3% 88.3% 89.7% 89.7%
人工 湿地 3	$U_3 \times 10^5 = -0.677x_1 - 0.293x_2 - 0.055x_3$ $V_3 \times 10^5 = -0.085y_1 - 1.019y_2 + 0.102y_3$	91.0% 91.0% 94.7% 94.7%

由人工湿地上层和下层基质中微生物数量的典型变量公式可以发现,在人工湿地 1 中,3 个微生物指标与典型变量相关性类似,放线菌贡献率 (-1.264 和 -1.239) 最大,细菌贡献率 (-0.408 和 -0.198) 最小。其他两个湿地上层和下层基质中微生物指标与典型变量关系差别较大,尤其是人工湿地 2。有植物湿地两层基质中,放线菌贡献率最大;而无植物湿地上层基质中,细菌的贡献率 (-0.677) 最大,下层基质中,真菌 (-1.019) 的贡献率最大。典型冗余率分析结果表明,典型变量 U 能够解释超过 88% 以上的上层基质中微生物数量变异,而 V 能够解释超过 82% 以上的下层基质中微生物数量变异,说明典型变量包含了大量的原始信息量,基本能够体现原始数据的变化。

将实验数据带入典型变量公式中,进行数据分析,得到人工湿地上层和下层基质中微生物的关系。图 3 显示,人工湿地 1 两层基质中微生物数量的典型变量 U_1 和 V_1 均匀分布,而人工湿地 2 上层基质中微生物数量的典型变量 U_2 和人工湿地 3 中下层基质中微生物典型变量 V_3 过于集中。虽然通过典型相关性使人工湿地 2 和人工湿地 3 上层和下层基质中微生物数量之间具有最大的相关性系数,促进了二者的相关程度,但是却是以牺牲某个变量为代价,因此,人工湿地 2 和人工湿地 3 两层基质中

微生物数量关联性不强。在人工湿地 1 中,两个典型变量分布均匀,且呈线性关系,相关系数大于 0.9,表现出很强的相关性,表明通过在处理微污染水的湿地中栽种芦竹能够明显改善人工湿地上层和下层基质中微生物数量之间的关系。

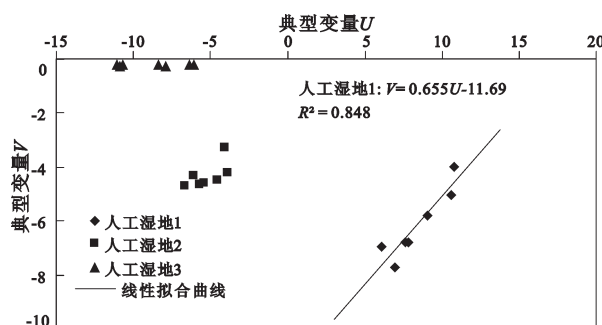


图 3 人工湿地基质中微生物数量的典型变量 U 与 V 的关系

Fig.3 Relationships between canonical variable U and V of number of microbe in substrates of constructed wetlands

2.4 人工湿地中微生物数量与污染物去除率关系

3 个人工湿地两层基质中的微生物数量与 TP 含量和 COD_{Mn} 含量都不相关 ($p > 0.05$), 故人工湿地中微生物对上述污染物去除率影响不大。原水中较低的 TP 含量亦限制了 TP 的去除, 而高 DO 环境不利于除磷微生物的生长和繁殖^[21], 故微生物除磷对实验湿地中 TP 的去除贡献较小。原水的 COD_{Mn} 含量较低, 水体中微生物可利用的有机碳较少, 参与净化的菌类主要是高好氧性的贫营养菌、藻类、原生动物和微型的后生动物, 而去除有机质的菌类主要是异养菌^[22], 这些因素影响了 3 个湿地系统对 COD_{Mn} 的净化效果, 致使 3 个湿地系统的 COD_{Mn} 去除率没有明显差异 ($p > 0.05$)。

无植物人工湿地中的微生物数量与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率不相关。在有植物人工湿地中, 上层和下层基质中细菌和放线菌数量与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率也不相关, 而两层基质中的真菌数量与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率具有显著相关性 ($p < 0.05$), 说明植物栽种改善了湿地中真菌数量与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率的关系。真菌具有强大的酶系统, 在促进有机质分解的同时, 能通过为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 转化或者植物吸收提供丰富的酶^[23], 促进湿地对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除。虽然实验湿地进水 DO 含量较高, 利于硝化过程进行^[24], 但进水较低的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量, 在某种程度上限制了硝化细菌的硝化作用。前期研究结果表明, 利用人工湿地净化 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量低的水体, 植物吸收和填料吸附是 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除的主要途径^[25], 因此

微生物除污作用对NH₄⁺—N去除影响不大。

3个人工湿地上层和下层基质中的微生物数量都与TN去除率呈正相关关系(表7),且上层基质中微生物数量与TN去除率的相关系数更大,这主要是由于上层基质中微生物数量较多,高于下层基质中微生物数量1~2个数量级所致。

有植物的人工湿地中,3种微生物数量都与TN去除率呈正相关,但是无植物人工湿地的3种

微生物数量都与TN去除率不相关。这表明在人工湿地中栽种植物,除了可以利用植物对氮的吸收富集作用促进湿地脱氮外,对强化湿地微生物脱氮还具有一定促进作用,而且栽种的植物种类对湿地微生物脱氮作用影响较小。因此,植物种类对TN去除的影响主要是由植物对氮素吸收富集能力不同所致,该结论也与作者前期就植物种类对湿地脱氮效果的影响研究结果一致^[26]。

表7 人工湿地基质中微生物数量与TN去除率的关系(n=21)
Table 7 Relationships between number of microbe in substrates and removal rate of total nitrogen of constructed wetlands (n=21)

		上层基质			下层基质		
		细菌数量	真菌数量	放线菌数量	细菌数量	真菌数量	放线菌数量
TN 去除率	人工湿地 1	0.811*	0.842*	0.762*	0.786*	0.801*	0.754*
	人工湿地 2	0.826*	0.837*	0.919**	0.804*	0.783*	0.880**
	人工湿地 3	0.599	0.428	0.241	0.537	0.383	0.242

3 结 论

潜流人工湿地对微污染水体中污染物具有一定的去除作用。栽种植物的人工湿地对TP和COD去除率影响较小,但对氮污染物去除率的影响较大。

潜流人工湿地下层基质中的微生物数量低于上层基质;基质中微生物数量与水温具有正相关关系。栽种植物能够增加潜流人工湿地的微生物数量,并且能够减小温度波动对下层基质细菌数量的影响。在处理微污染水的人工湿地中栽种芦竹,能够明显改善人工湿地上层和下层基质中微生物数量之间的关系。

潜流人工湿地中,微生物数量对NH₄⁺—N、TP和COD_{Mn}去除率影响不大,但对TN去除率影响较大,微生物数量越多,对TN的去除效果越好。

参考文献

[1]蒋绍阶,左智敏.小城镇供水系统存在的问题及对策[J].重庆大学学报(自然科学版),2005,28(11):114~117.
[2]张清.人工湿地的构建与应用[J].湿地科学,2011,9(4):373~379.
[3]Decamp O, Warren A. Abundance, biomass and viability of bacteria in wastewaters: impact of treatment in horizontal subsurface flow constructed wetlands[J]. Water Res., 2001, 35(14): 3 496-3 501.
[4]Calheiros C S, Rangel A O, Castro P M. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater[J]. Water Res., 2007, 41(8): 1 790-1 798.

[5]Huang L, Gao X, Xie W D, et al. Impacts of Loading Rate on Performance of a Multi-stage Filtration System Removing Pollutants from Agricultural Runoff[J]. Environ. Eng. Manag. J., 2011, 10 (6): 797-801.
[6]Sundberg C, Tonderski K, Lindgren P E. Potential nitrification and denitrification and the corresponding composition of the bacterial communities in a compact constructed wetland treating landfill leachates[J]. Water Sci. Technol., 2007, 56(3): 159-166.
[7]Lin Y F, Jing S R, Lee D Y, et al. Nitrate removal from groundwater using constructed wetlands under various hydraulic loading rates[J]. Bioresource Technol., 2008, 99(16): 7 504-7 513.
[8]Braeckevelt M, Mirschel G, Wiessner A, et al. Treatment of chlorobenzene-contaminated groundwater in a pilot-scale constructed wetland[J]. Ecol. Eng., 2008, 33(1): 45-53.
[9]Wu H, Zhang J, Li P, et al. Nutrient removal in constructed microcosm wetlands for treating polluted river water in northern China [J]. Ecol. Eng., 2011, 37(4): 560-568.
[10]Faulwetter J L, Gagnon V, Sundberg C, et al. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review Review Article[J]. Ecol. Eng., 2009, 35(6): 987-1 004.
[11]Oehl F, Frossard E, Fließbach A, et al. Basal organic phosphorus mineralization in soils under different farming systems[J]. Soil Biol. Biochem., 2004, 36(4): 667-675.
[12]Liang W, Wu Z B, Cheng S P, et al. Roles of substrate microorganisms and urease activities in wastewater purification in a constructed wetland system[J]. Ecol. Eng., 2003, 21(2-3): 191-195.
[13]李科德,胡正嘉.芦苇床系统净化污水的机理[J].中国环境科学,1995,15(2): 140~144.
[14]王世和.人工湿地污水处理理论与技术[M].北京:科学出版社,2007.
[15]许光辉,郑洪元.土壤微生物分析方法手册[M].北京:中国农

- 业出版社, 1986.
- [16]李振高, 骆永明, 滕应. 土壤与环境微生物研究法[M]. 北京: 科学出版社, 2008.
- [17]国家环境保护总局, 水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法 (第四版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [18]Sleytr K, Tietz A, Langergraber G, *et al.* Investigation of bacterial removal during the filtration process in constructed wetlands[J]. *Sci. Total Environ.*, 2007, **380**(1-3): 173-180.
- [19]Wen Y, Chen Y, Zheng N, *et al.* Effects of plantbiomass on nitrate removal and transformation of carbon sources in subsurface-flow constructed wetlands[J]. *Bioresource Technol.*, 2010, **101**(19): 7 286-7 292.
- [20]郑春雨, 王光华. 湿地生态系统中主要功能微生物研究进展[J]. *湿地科学*, 2012, **10**(2): 243~249.
- [21]Wu Q, Zhang R, Huang S, *et al.* Effects of bacteria on nitrogen and phosphorus release from river sediment[J]. *J. Environ. Sci.*, 2008, **20**(4): 402-412.
- [22]Boeije G M, Schowanek D R, Vanrolleghem P A. Incorporation of Biofilm Activity in River Biodegradation Modeling: A Case Study for Linear Alkylbenzene Sulphonate (LAS)[J]. *Water Res.*, 2000, **34**(5): 1 479-1 486.
- [23]喻国策, 文湘华, 李东锋等. 黄孢原毛平革菌在多种氨氮浓度下木质素降解酶的产生[J]. *环境科学学报*, 2003, **23**(6): 802~806.
- [24]Ruiz G, Jeison D, Chamy R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration[J]. *Water Res.*, 2003, **37**(6): 1 371-1 377.
- [25]Huang L, Gao X, Guo J, *et al.* Study on the Purification Efficiency of Micro-polluted River Treated by Subsurface Horizontal Flow Constructed Wetlands[J]. *Procedia Environ. Sci.*, 2011, Part A, **10**: 908-913.
- [26]陈俊宏, 高旭, 谢伟丹, 等. 植物对潜流人工湿地净化微污染水效果的影响研究[J]. *环境工程学报*, 2012, **6**(2): 515~518.

Number of Microbe and Relationship between It and Removal of Pollutants in Constructed Wetlands

DU Gang, HUANG Lei, GAO Xu, LU Yan-yan, LIU Ming, GUO Jin-song

(Key Laboratory of Eco-environment in Three Gorges Reservoir Region, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045, P.R.China)

Abstract: In order to indicate the number of microbe and its impact on purification efficiencies of pollutants in constructed wetlands treating slightly polluted river water, two constructed wetlands planted with *Arundo domax* and *Acorus calamus* were built under field conditions, with an unplanted constructed wetland as a control. The results showed macrophyte played roles in improving removal of ammonium (NH_4^+-N) and total nitrogen (TN), but the impact was less on removal of total phosphorus (TP) and permanganate index (COD_{Mn}). Microbial quantity in bottom fillers was less than that in top fillers in constructed wetlands. There were significantly linear relationships between canonical variable of the number of microbe in top and bottom substrates in constructed wetland planted with *Arundo domax* ($R^2 > 0.9$). The relationship between the number of microbe and water temperature was significantly positive, and the number of microbe could be improved by planting macrophyte. There was no significant positive correlation between the number of microbe and NH_4^+-N , TP and COD_{Mn} , except TN removal. Relationships between number of microbes and removal of TN could be stimulated by macrophyte, but the impact of macrophyte species on the microbial nitrogen removal process was not significantly.

Keywords: constructed wetlands; microorganism; slightly polluted water; purification effect