

doi:10.11918/j.issn.0367-6234.2015.06.021

跌水式人工湿地处理溢流雨污水的效能

张洪敏¹, 包洪福^{2,3}, 王树力¹

(1. 东北林业大学 林学院, 150040 哈尔滨; 2. 中国长江三峡集团公司, 100038 北京;
3. 清华大学 土木水利学院, 100084 北京)

摘要:为改善汉江水电站库区水质,考察了跌水式人工湿地应用于合流制排水系统雨季溢流污染的治理情况,以维护附近生态环境平衡.通过与普通湿地的比较,发现3级跌水式湿地对COD、氨氮、总氮及总磷的去除率均高于普通湿地,分别高13.1%、7.9%、6.1%和6.0%.跌水型湿地具有较好的溶解氧梯度,而普通湿地末端容易形成厌氧环境. Biolog微平板试验的结果表明,跌水型湿地中的微生物对糖类及其衍生物、氨基酸及其衍生物、脂肪酸及脂类、代谢中间产物及次生代谢物的利用程度更高. PCR-DGGE分子图谱技术分析表明,跌水型湿地的微生物种群普遍比普通湿地的微生物群落结构组成丰富,且特有的功能微生物与污染物去除相关.

关键词: 跌水型人工湿地; 合流制排水系统; 溢流; 库区; DGGE

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 0367-6234(2015)06-0113-06

Treatment efficiencies of the sewer and rain-fall overflow with water-fall wetland

ZHANG Hongmin¹, BAO Hongfu^{2,3}, WANG Shuli¹

(1. School of Forestry, Northeast Forestry University, 150040 Harbin, China; 2. China Three Gorges Corporation, 100038 Beijing, China; 3. School of Civil Engineering, Tsinghua University, 100084 Beijing, China)

Abstract: For the improvement of the water quality and eco-balance in the area of Jiangnan hydropower station, the treatment of water-fall wetland to the combined sewer overflow pollution was investigated. The comparison with ordinary wetland illustrated the higher removal rates for COD, ammonia, total nitrogen, total phosphorous of the water-fall wetland, with the percentage of 13.1%, 7.9%, 6.1% and 6.0%, respectively. The water-fall wetland embraced more appropriate gradient of dissolved oxygen, while the end of the ordinary wetland turned easily to be anaerobic. The Biolog Ecoplate confirmed the higher microbial utilization of carbohydrate and its derivatives, amino acids and its derivatives, fatty acid, lipid, metabolic intermediate and secondary metabolites in the water-fall wetland. PCR-DGGE analysis presented more diversified microbial structures in the water-fall wetland, and in which the dominant species were highly related with the removal of the pollutants.

Keywords: water-fall wetland; combined sewer system; overflow pollution; reservoir; DGGE

在城区市政建设中,分流制与合流制排水系统各有特点,各有优劣.合流制部分雨、污混合水未经处理溢流进入河流,造成水体严重污染.雨污分流制可以保证生活污水送至污水厂进行处理,但是雨季雨水容易夹带城区地面污染物,尤其是

初期雨水,其水质甚至劣于污水管网中的污水^[1],是不容忽视的面源污染.尤其是湿润多雨的长江中上游及支流流域,某些中小城镇建有管理不规范的工业企业,而其老城区仍然采用雨污合流制排水系统.雨季时冲刷地表废弃物的雨水容易通过溢流进入受纳水体,污染其附近或近下游地区水库,造成水质污染事件^[2].德国、荷兰等发达国家对合流制和分流制的污染问题进行了大量的研究和实践,一致认为:合流制溢流若处置得当,可以最大程度地降低雨水引起的面源污染效

收稿日期: 2014-06-25.

基金项目: 黑龙江省重大科技计划项目(GA09B201).

作者简介: 张洪敏(1982—),男,博士研究生;

王树力(1964—),男,教授,博士生导师.

通信作者: 王树力, shuliwang@163.com.

应.然而,治理合流制雨季溢流方面的研究较少.

一般情况下,为了避免合流制排水系统雨季溢流污染的问题,针对新建城区,设计人员往往从排水管网设计上入手;针对已有合流制排水系统的老城区,雨季溢流污水往往不经处理直接排入水体,给水体造成污染.雨季溢流对长江流域库区自然生态系统的污染及治理问题应引起重视.相比其他处理工艺,人造水生态系统——人工湿地是一个治理合流制溢流污染的好方法.人工湿地经过人工设计和人为强化,模拟天然湿地由植物、微生物、原生动物和基质构成,投资低、能耗低、运行费用低^[3-4],已经广泛应用于生活污水、矿山废水、养殖废水、垃圾渗滤液和微污染水.近几年来,研究人员在运行方式、流态特征、填料类型等方面对人工湿地进行了诸多改良.例如采用微曝气进一步强化供氧^[5],或改变流态,将脉冲布水引入垂直流人工湿地^[6].然而,采用人工湿地系统治理合流制排水系统中溢流水的研究尚未开展.本论文以汉江安康水库上游县城 A 为研究对象,采用跌水式三级湿地系统,考察其对合流制排水系统雨季溢流水的治理效果,为合流制排水系统溢流污染的控制以及长江中上游库区面源污染的治理提供参考.

1 排水系统及试验装置

1.1 A 县排水系统

A 县城镇居民污水排放量为 51.4 万 t/a,主要污染物为 COD、氨氮、总氮和 TP.当地水文站提供的资料显示:径流年内分配不均匀,汛期 4~

10 月的径流量约为 151.6 亿 m³,占全年径流量的 80.4%;丰水期 7~9 月径流量为 95.9 亿 m³,占年径流量的 50.9%;而枯水期 11~4 月的径流量为 36.9 亿 m³,仅占年径流量的 19.6%.

1.2 湿地系统

采用处理微污染水效果较好的波形潜流人工湿地.中试装置设置在 A 县城区排水系统末端溢流口附近.排水系统为雨污合流制排水系统.当雨季污水管网中的污水量超过城区水厂承受负荷时,污水通过溢流井溢出.其中一部分进入中试系统进行处理.首先,溢流先经过旋流分离器以减少 SS 值.之后溢流均分成两股水流,一股进入跌水型人工湿地,另一股进入普通湿地(如图 1 所示).

跌水型湿地中设置 3 级湿地,每级湿地有效尺寸为:长度 3.9 m、宽度 4.0 m,深度 0.9 m.湿地最大水力负荷 1.0 m³/(m²·d).床体坡度取 $i = 0.5\%$.由于湿地位置紧邻接纳水体,地形条件适宜设置坡度,第一级与第二级之间、第二级与第三级之间跌水高度差为 0.5 m.普通湿地尺寸与跌水型长度、宽度、深度和坡度均相同,只是不设置跌水.

两组湿地中,床层介质部分的填料含有混合土壤层、混合填料层、砾石层和细砂保护层.介质孔隙率 $n = 0.40$.选择香蒲、芦苇和美人蕉混合栽种的湿地植物种植模式,初始种植密度为 5 000 株/ha,植物根部深入介质约 0.6~0.7 m.

分别在跌水型人工湿地以及普通湿地中的相同位置设置水取样点和泥取样点.水取样点分别命名为 1~6,泥取样点分别命名为 A~F,位置如图 1 所示.

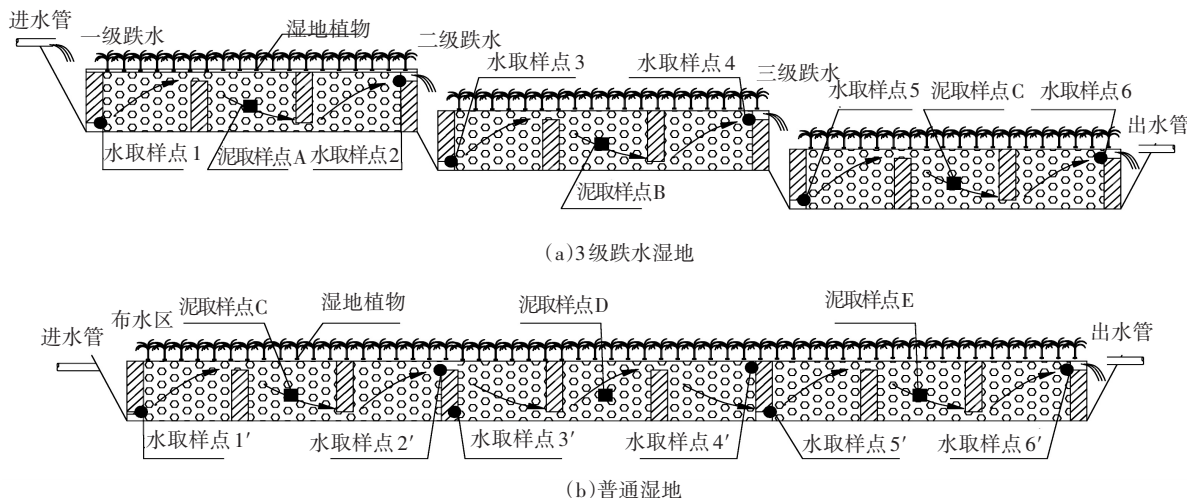


图 1 试验装置

1.3 进水水量及水质

湿地从 2014 年 3 月初运行至 10 月末.由于湿地进水为排水系统溢流,流量和水质均受降雨量影响,进水量为 0.5~104.5 m³/d.其中,3~5 月水量为 0.5~

104.5 m³/d,6~8 月水量为 2.1~74.5 m³/d,9~10 月水量为 58.9~104.5 m³/d.从长期看,进水为非连续性进水,各项水质指标浮动较大.出水应达到城镇污水排放标准一级 B.进出水水质见表 1.

表 1 原水主要水质指标及出水水质指标

指标	COD/ (mg · L ⁻¹)	BOD ₅ / (mg · L ⁻¹)	ρ(氨氮)/ (mg · L ⁻¹)	ρ(总氮)/ (mg · L ⁻¹)	ρ(总磷)/ (mg · L ⁻¹)	ρ(SS)/ (mg · L ⁻¹)	pH
ρ进水	90.2~230.4	59.8~146.5	8.6~19.3	17.9~29.1	0.2~4.0	35~70	7.2~7.8
ρ出水	≤60	≤20	≤8	≤20	≤1	≤20	6~9

1.4 Biolog 实验方法

通过 Biolog 微平板技术测定颜色平均变化率 (average well color development, AWCD) 来表征微生物特性的方法,具有简单快速、分辨力强、无需纯培养、测定简便等优点,已广泛应用于各种环境微生物群落的研究中.在进水稳定、去除率稳定时,分别在泥取样点 A~F 附近取 5 g 湿地填料加入 45 mL 0.85% 的生理盐水中,于 200 r/min 下振荡培养 1 h.然后按逐步稀释法依次稀释为 10⁻²~10⁻³ 梯度液.用 10⁻³ 稀释液接种生态测试板,接种量为 150 L/孔;每样 1 板(含 3 次重复);将接种好的测试板加盖后,在 30 ℃ 下培养 7 d,每隔 24 h 用 Biolog 自动读数装置在 590 nm 下读数.

1.5 PCR-DGGE

将泥取样点 A~F 湿地填料表面等量的微生物样品纯化后的基因组 DNA 为模板,采用对大多数细菌和古生菌的 16S rDNA 基因 V₃~V₅ 区具有特异性的引物 27F (5'-AGAGTTTGTATCCTGGCTCAG-3') 和 1492R (5'-TACCTTGTACGACTT-3'),GC 发卡结构为 (5'-CGC CCG CCG CGC GCG GCG GCG GGG GCG GGG GCA CGG GGGC-3')^[7].反应体系、条件及电泳过程等操作见文献[8-9].观察 PCR 产物经 DGGE 分离后的电泳图谱照片,采用 Quantity One 分析软件(Bio-Rad)分析样品中电泳条带的数目和亮度,评估不同样品微生物群落的多样性和丰富度.Shannon-Weiner 多样性指数 (H) 根据该软件分析的亮度通过下式计算^[11]:

$$H = - \sum (p_i) \log p_i. \tag{1}$$

p_i 为第 i 个条带所占的比例.

1.6 水质测定项目和方法

采用国标法^[10]测定跌水型人工湿地和普通湿地进出水的 COD、氨氮、总氮、总磷,测定频率为 1 次/d.通过便携式测定仪 (HQ40d, HACH) 测定水样点 1~6 溶解氧 (DO) 质量浓度,测定频率>2 次/d.

2 结果与讨论

2.1 人工湿地系统对污水中污染物的去除效果

图 2 为 3 级跌水型湿地与普通湿地 COD、氨氮、总氮和总磷去除率的对比.可以看出,3 级跌水式湿地对 COD、氨氮、总氮的去除效果均好于普通湿地.其中,3 级跌水式湿地和普通湿地中 COD 去除率分别为 77.5% 和 64.4%,氨氮平均去

除率分别为 71.6% 和 63.7%.因此,跌水型湿地可以为降解有机物及氨氮的微生物提供更适宜的生理生化条件,提高幅度明显.3 级跌水式湿地和普通湿地的 TN 去除率分别为 64.5% 和 58.4%.不难看出,跌水型湿地对反硝化过程也有一定的强化作用.这是因为,填料表面形成的生物膜具有较好的 DO 梯度,有利于反硝化过程的进行.跌水式湿地在总磷的去除效果上也有一定的优势,平均总磷去除率为 72.5%,比普通湿地高 6.0%.从图中各项指标的去除率可以看出,即使在进水水质、水量最不利条件下,依然能够达到出水水质标准.而普通湿地无法满足这一排放标准.

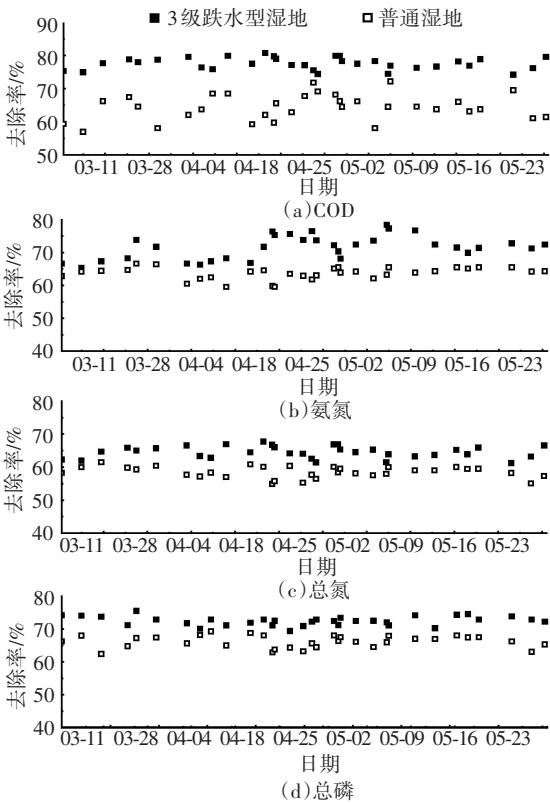


图 2 跌水式湿地与普通湿地对 COD、氨氮、总氮和总磷去除率的比较

由于系统处理的是合流制排水系统的溢流,水量稳定性差,但是从处理效果看,人工湿地这种生态系统能够使有机物、植物生长、大气等处于比较稳定的状态,是一种具有较强技术可行性的工艺.并且,运行阶段从 3 月份持续到 10 月份,气温变化幅度较大 (10~28 ℃),硝化菌和反硝化菌对温度敏感,但在此温度范围和进水氨氮质量浓度 (8.6~19.3 mg/L) 条件下,跌水型湿地能够获得 70% 左右的脱氮效率.因此,该湿地系统在汉江安康水库附

近等长江中游地区具有一定的优势.若跌水型湿地应用于安康水库流域各排水系统溢流口,根据累计溢流量及进出水污染物浓度,可计算得出跌水型湿地削减原安康水库流域污染物总量的 30% 以上.跌水型湿地依靠重力充氧,能耗低,运行管理方便,对维护长江中下游生态环境有重要意义.

2.2 各级湿地 DO 分布及污染物去除规律

从图 3 所示的 3 月份、7 月份及 10 月份湿地各监测点的 DO 质量浓度分布看,跌水型湿地中的 DO 质量浓度普遍高于普通湿地.在普通湿地中,DO 质量浓度随着波形潜流流线逐渐降低,从 1# 的 0.6~0.8 mg/L 逐渐降至第 3 级湿地中接近 0 mg/L 的水平.从检测点的 DO 质量浓度看,到了湿地末端,污染物的降解已经消耗掉所有的溶解氧.在跌水型湿地中,2# 和 5# 比 1# 和 3# DO 质量浓度高,因此,通过设置水流高差来提高 DO 质量浓度十分有效.这一点与 2.1 节中氨氮去除效果的提高相吻合,这可能是因为 DO 提高后,更多的氧作为电子受体使氨氧化菌及亚硝化菌完成氨氮的转化过程.并且,在跌水型湿地中,2 比 1 的 DO 质量浓度降低了 0.8~1.1 mg/L,4 比 3 的 DO 质量浓度降低了 0.6~0.8 mg/L,6 比 5 的 DO 质量浓度降低了 0.3~0.5 mg/L,因此,第 1 级湿地中对溶解氧消耗最多.

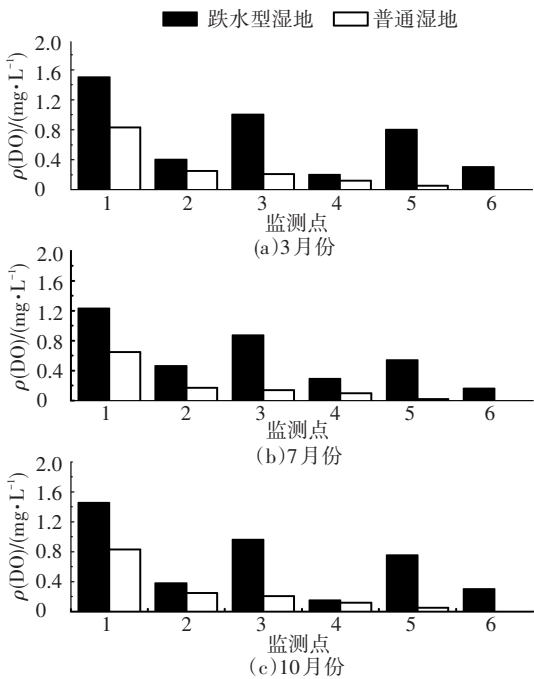


图 3 跌水式湿地与普通湿地各监测点 DO 质量浓度的比较

2.3 湿地中微生物对 4 类碳源的利用

湿地中微生物对 4 类碳源的利用情况如图 4 所示.跌水型湿地系统各污泥取样点(1~3)对 4 类碳源的单孔平均光密度(A_{WCD})普遍高于普通湿地中相同位置采样点(4~6)的 A_{WCD} . 因此,跌水型湿地中微生物对 4 类碳源的利用程度更高.

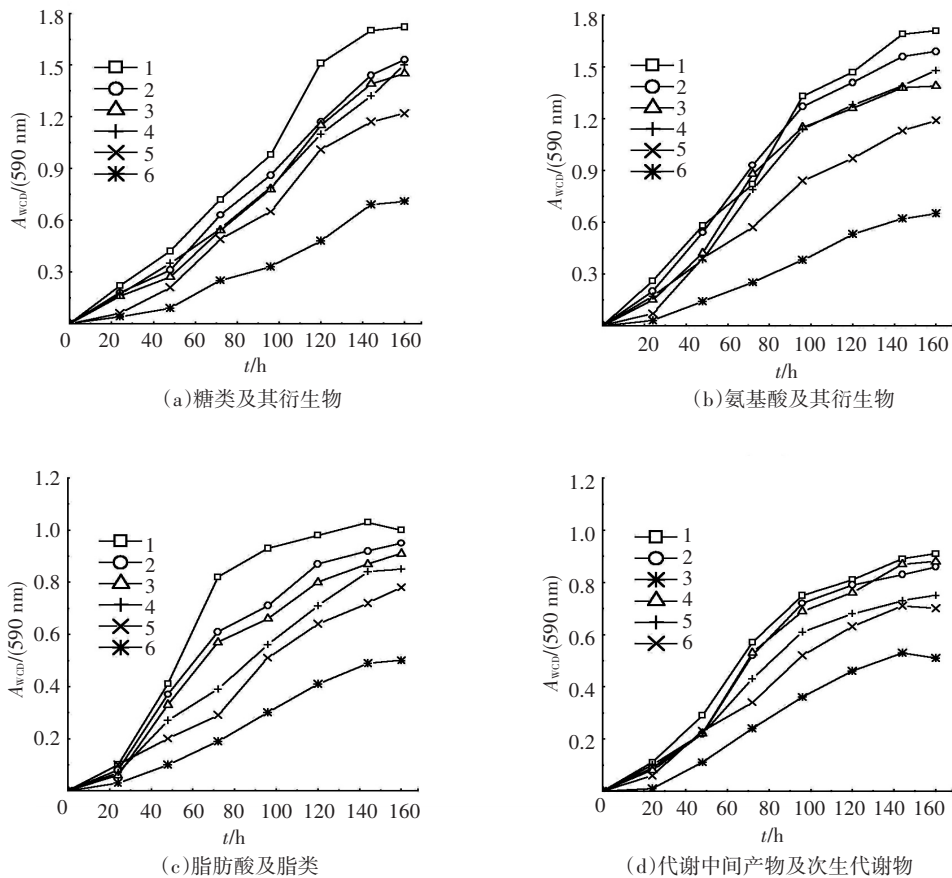


图 4 两种湿地中各采样点微生物利用 4 类碳源的 A_{WCD}

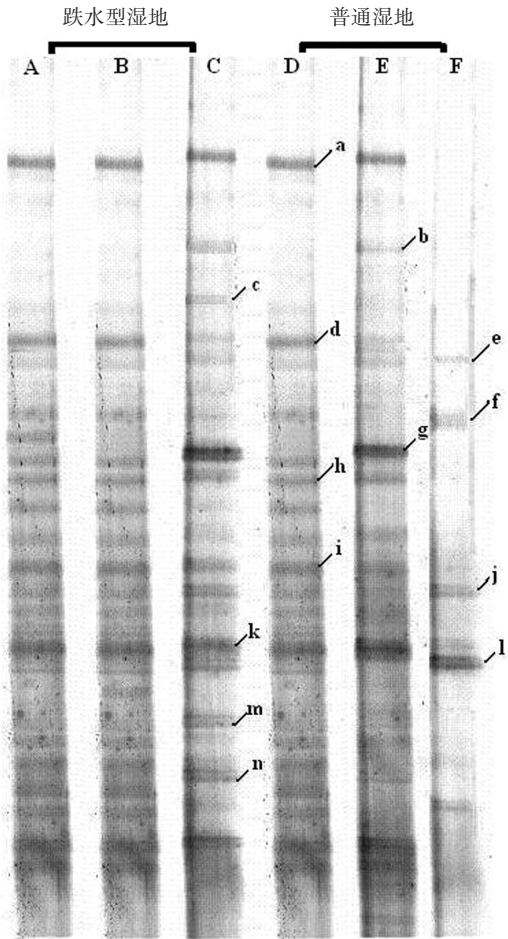
从微生物利用 4 类碳源的数值看,各采样点的微生物对于糖类及其衍生物和氨基酸及其衍生物的 A_{wcd} 值最大,分别达 1.78 和 1.87,高于对脂肪酸及脂类和代谢中间产物及次生代谢物的利用水平 12.5%~50.0%(图 4)。普通湿地中第 1 级对糖类及其衍生物、氨基酸以及脂肪酸和脂类的利用率高于第 2 级和第 3 级湿地。第 3 级普通湿地中对 4 类碳源的利用率仅为第 1 级普通湿地的 50%左右,同样仅为第 3 级跌水型湿地的 50%左右。因此,造成普通湿地污染物去除率较低的原因很有可能是湿地末端去除效率低,从而影响了整体的去除效能。相比之下,跌水型湿地能够保证各级湿地对污染物的高效去除。这一点与 2.2 节关于 DO 质量浓度分布规律的研究结果相吻合。

2.4 PCR-DGGE 分析

6 个样点 PCR 产物经 DGGE 分离后,得到了数目、亮度位置均不同的条带,如图 5 所示。条带越多,细菌群落多样性越高,条带强度越亮表示对应条带代表的细菌数量越多,迁移位置不同则代表不同的细菌种属。由左至右,分别为采样点 A~F,其中跌水型 1 级湿地(样点 A)检出 11 条,跌水型 2 级湿地(样点 B)检出 10 条,跌水型 3 级湿地(样点 C)检出 13 条;普通型 1 级湿地(样点 D)检出 11 条,普通型 2 级湿地(样点 E)检出 9 条,普通型 3 级湿地(样点 F)检出 4 条。相同位置条带合并后,6 个样点共检出 14 条位置不同的条带(a~n)。3 个微生物样品的 DGGE 图谱条带的位置和数目有一定的差异(图 5)。根据式(1)计算,来自样点 A~F 污泥样品的 Shannon-Weiner 指数分别为 4.10,3.42,3.12,3.35,2.87,1.93。因此,跌水型湿地中的微生物种群普遍比普通湿地中相同位置的微生物群落结构组成丰富,多样性高。F 样品 Shannon-Weiner 指数最低,细菌群落结构最简单,多样性最低。检测到的 14 个条带中,a、h 和 k 是样品 A~E 共同的优势带;d 是样品 A、B 和 D 共同的优势带;m 和 n 是样品 C 特有的优势带;f 和 l 是 F 样品特有的优势带。

将各条带切下后,用 PCR 纯化试剂盒纯化并测序。将所得的序列与 GeneBank 中的 BLAST 进行检索和同源性比较,结果如表 2 所示。值得注意的是,样品 A~E 共同的优势带 a、h 和 k 的基因片段序列与 GeneBank 中的 *Nitrosomonas eutropha*、Uncultured bacterium cloned NE15a 和 *Salmonella enterica* strain 相似性高达 98%~100%。其中,*Nitrosomonas eutropha* 属于 β -proteobacteria 中与氨氧化作用相关的微生物^[11],F 样品中没有该特征

条带,说明第 3 级普通湿地氨氧化作用相对较弱。这与 2.2 节中该监测点 DO 质量浓度接近 0 的研究结果相符。采样点 B 和 D 的条带分布及亮度几乎相同,所以,跌水型湿地的第二级与普通湿地的第一级中微生物结构及污染物降解特征十分相近。采样点 C 和 E 同属于第 3 级,但是 E 仅有 4 个特征条带,证明普通湿地的微生物结构种群单一,且 E 的特有优势带 n 与 *Trichococcus flocculiformis* strain 的相似性为 100%。已被证实是厌氧生物膜中的特征微生物^[12]。这与采样点 E 的 DO 质量浓度相吻合。采样点 C 的特有优势带 m 与 Uncultured bacterium clone FRC-FBR-69d-10.31-10 的相似性为 98%,被证实是与反硝化作用相关的微生物^[13]。A、B 和 D 的共同优势带 d 的基因片段序列与反硝化菌属 Uncultured *Achromobacter* sp. 的相似性为 99%,说明反应器中可能同时存在多种硝化和脱氮途径。监测点 A、B 和 D 的溶解氧较高,但填料表面生物膜中的溶解氧分布依然有利于反硝化菌发挥作用。综上,跌水型人工湿地中利用重力充氧,在各级湿地中形成了较合理的 DO 分布,为有机物、氨氮、总氮的去除提供了保证。



A~C:跌水型湿地第 1~3 级;D~F:普通湿地第 1~3 级
图 5 不同采样点样品 DGGE 图谱

表 2 S-PACT 系统中 DGGE 优势条带基因片段序列的比对结果

条带	Genkbank 数据库中最相近的菌种名称(序列号)	相似性/%	种属
a	<i>Nitrosomonas eutropha</i> (GQ451713)	98	<i>β-proteobacteria</i>
b	Uncultured <i>alphaproteobacterium</i> (AJ867903)	99	<i>α-proteobacteria</i>
c	Uncultured <i>Acinetobacter</i> sp. (DQ394933)	100	<i>γ-proteobacteria</i>
d	Uncultured <i>Achromobacter</i> sp. (AY635878)	99	<i>Acetobacteraceae</i>
e	Uncultured <i>Pseudomonas</i> sp. clone(EU706076)	91	<i>Pseudomonas</i>
f	<i>Brevibacillus</i> sp · R-12868 (AJ438305)	100	<i>Firmicutes</i>
g	<i>Nitrosomonas europaea</i> strain PD60 (HM446362)	98	<i>β-proteobacteria</i>
h	Uncultured <i>bacterium</i> cloned NE15a (EF152338)	99	<i>CFB group</i>
i	Uncultured <i>beta proteobacterium</i> clone De385 (HQ183880)	97	<i>β-proteobacteria</i>
j	Uncultured <i>beta proteobacterium partial</i> 16S rRNA (AJ245760)	99	<i>β-proteobacteria</i>
k	<i>Salmonella enterica</i> strain (HM629493)	100	<i>γ-proteobacteria</i>
l	Uncultured <i>bacterium</i> clone AR-89(DQ296472)	100	<i>β-proteobacteria</i>
m	Uncultured <i>bacterium</i> clone FRC-FBR-69d-10. 31-10(DQ646445)	98	<i>Firmicutes</i>
n	<i>Trichococcus flocculiformis</i> strain(JF505984)	99	<i>Trichococcus</i>

3 结 论

1) 3 级跌水式湿地 COD、氨氮、总氮及总磷的去除率均高于普通湿地,分别高出 13. 1%、7. 9%、6. 1%和 6. 0%。因此,跌水型湿地为降解污染物的微生物提供了更适宜的生理生化条件。

2) 跌水型湿地中各检测点 DO 质量浓度比普通湿地相同位置的 DO 质量浓度高,DO 梯度较好。跌水型湿地依靠重力充氧,能耗低,运行管理方便。

3) Biolog 微平板试验结果表明,跌水型湿地中的微生物对糖类及其衍生物、氨基酸及其衍生物、脂肪酸及脂类、代谢中间产物及次生代谢物这 4 类碳源的利用程度更高。因此,跌水型湿地中的 DO 质量浓度和分布有利于污染物降解和转化。

4) PCR-DGGE 分子图谱分析结果表明,跌水型湿地的微生物种群普遍比普通湿地中相同位置的微生物群落结构组成丰富,多样性高,且检测到丰度较高的与氨氧化作用及反硝化作用相关的微生物。

参考文献

[1] 刘翠云,车伍,董朝阳. 分流制雨水与合流制溢流水质的比较[J]. 给水排水.2007,33(4):51-55.

[2] 张杰.合流制排水系统雨天溢流污染控制及优化调度研究[D]. 天津:天津大学, 2011.

[3] 赵艳,李锋民,王昊云,等. 不同结构好氧/厌氧潜流人工湿地微生物群落代谢特性[J].环境科学学报, 2012,32(2): 299-307.

[4] 邓欢欢,杨长明,李建华. 人工湿地基质微生物群落的碳源代谢特性[J]. 中国环境科学,2007,27(5): 698-702.

[5] 吴靖嘉,田光明,朱于红. 复合垂直流人工湿地微曝气条件优化研究[J]. 水处理技术,2013,39(8):19-22.

[6] 陈泽涛,易皓,庞志华. 脉冲垂直流人工湿地处理污染河水的试验研究[J]. 中国给水排水,2010,26(5): 77-80.

[7] FRANK J A, REICH C I, SHARMA S. Critical evaluation of two primers commonly used for amplification of bacterial 16S rRNA genes[J]. Applied and Enviromental Microbiology, 2008, 74(8): 2461-2470.

[8] MUYZER G, DEWAAL E C, UITTERLINDEN A G. Profiling of complex microbial-populations by denaturing gradient gel-electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes-coding for 16s ribosomal-RNA [J]. Applied Environmental Microbiology, 1993, 59(3): 695-700.

[9] BASSAM B J, CAETANOANOLLES G, GRESSHOFF P M. Fast and sensitive silver staining of DNA in polyacrylamide gels[J]. Analytical Biochemistry, 1991, 196(1): 80-83.

[10] 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[M]. 4 版.北京:中国环境科学出版社, 2002.

[11] 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): 243-247.

[12] KRAUSE S, MEIMA-FRANKE M, HEFTING M M. Spatial patterns of methanotrophic communities along a hydrological gradient in a riparian wetland [J]. FEMS Microbiology Ecology, 2013, 86(1): 59-70.

[13] SHAO M F, ZHANG T, FANG H H. Sulfur-driven autotrophic denitrification: diversity, biochemistry and engineering applications[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2010, 88(5): 1027-1042.

(编辑 刘 彤)