ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第2期

Vol.39 No.2

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社 出版

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第 39 卷 第 2 期
2018 年 2 月 15 日

目 次

内电解人工湿地冬季低温尾水强化脱氮机制

郑晓英[1]，朱星[1]，王菊[2]，周翔[1]，徐亚东[2]，韦诚[2]，高雅洁[1]，周橄[1]
(1. 河海大学环境学院，浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室，南京　210098；2. 江苏省水资源服务中心，南京　210029)

摘要：针对湿地冬季运行效率低、污染物去除能力差，本研究通过对比无植物湿地、普通湿地和内电解湿地冬季低水温下(3～12℃)对污水厂尾水的脱氮效能，深入分析其微生物群落结构组成，揭示内电解湿地的强化脱氮机制. 结果表明，内电解湿地可以更好地利用尾水中碳源，脱氮效果优势明显，出水 TN 浓度维持在(9 ± 0.29) $mg \cdot L^{-1}$，TN 平均去除率达 42.27%，比无植物湿地和普通湿地分别高出 17.91%、17.33%. 冬季低温条件下，内电解湿地微生物活性仍很高，荧光显色法测得微生物活性 达到 0.224 $mg \cdot g^{-1}$，分别是无植物湿地和普通湿地的 2.6、3.4 倍，反硝化强度分别是无植物湿地和普通湿地的 2.8、3.3 倍. 高通量测序表明，内电解湿地基质微生物群落多样性优于无植物湿地和普通湿地. 检测出的脱氮微生物主要有脱氯单胞菌、根瘤菌、生丝微菌、红杆菌，还有自养反硝化细菌产硫酸杆菌. 内电解湿地在脱氮微生物总量上有明显优势，脱氮微生物占微生物总量的 7.13%，分别是无植物湿地、普通物湿地的 3.8、8.7 倍，因而脱氮效率更高.

关键词：冬季低温；污水厂尾水；人工湿地脱氮；内电解；湿地微生物

中图分类号：X703　**文献标识码**：A　**文章编号**：0250-3301(2018)02-0758-07　**DOI**：10.13227/j.hjkx.201704155

Mechanism on Enhanced Nitrogen Removal in Municipal Secondary Effluent via Internal-Electrolysis Constructed Wetlands at Low Temperature in Winter

ZHENG Xiao-ying[1], ZHU Xing[1], WANG Ju[2], ZHOU Xiang[1], XU Ya-dong[2], WEI Cheng[2], GAO Ya-jie[1], ZHOU Gan[1]
(1. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resources Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. Water Resources Service Center of Jiangsu Province, Nanjing 210029, China)

Abstract: Aiming at the low pollutant removal efficiency of constructed wetlands (CWs) at low temperature in winter, three laboratory-scale vertical-flow CWs, namely unplanted CWs, ordinary CWs, and internal-electrolysis CWs, were used to investigate the nitrogen removal efficiency of municipal secondary effluent when the water temperature was 3-12℃. Moreover, the mechanism of enhanced denitrification of the new wetland was revealed through analysis of the microbial community diversity and community structure. The results showed that the internal-electrolysis CWs could make better use of the carbon sources in the municipal secondary effluent and had a higher removal rate. The effluent TN concentration was maintained at about (9 ± 0.29) $mg \cdot L^{-1}$. The average TN removal rate was 42.27%, which was 17.91% and 17.33% higher than those of the unplanted CWs and ordinary CWs, respectively. The microbial activity was detected using fluorescein diacetate (FDA), and the result revealed that the microbial activity of the internal-electrolysis CWs could reach 0.224 $mg \cdot g^{-1}$, which was 2.6 times and 3.4 times of that of the unplanted CWs and ordinary CWs, respectively. The microbial denitrification intensity of the internal-electrolysis CWs was 2.8 times and 3.3 times of that of the unplanted and ordinary CWs, respectively. The results of high-throughput sequencing showed that the microbial community diversity of the internal electrolysis CWs was higher than those of the unplanted and ordinary CWs. Denitrification microorganisms were detected, mainly *Dechloromonas*, *Rhizobium*, *Hyphomicrobium*, and *Rhodobacter*, as well as *Thiobacillus*, which is an autotrophic denitrifying bacterium. There were obvious advantages in the total amount of denitrifying microorganisms in the internal-electrolysis CWs, as the denitrification microorganisms accounted for 7.13% of the total microbial biomass, which was 3.8 times and 8.7 times of that of the unplanted CWs and ordinary CWs, respectively.

Key words: low temperature in winter; municipal secondary effluent; denitrification of constructed wetland; internal electrolysis; microbial characteristic

我国大部分城镇污水经二级处理后，直接排入受纳水体. 尾水排放量大、污染物含量高，易加剧受纳水体富营养化[1,2]. 污水厂尾水作为重要的点源污染，将尾水进行深度处理，进一步提高污水处理厂出水水质，是我国污水处理的重要发展趋势. 北京市(DB 11890-2012)、天津市(DB 12599-2015)

收稿日期：2017-04-14；**修订日期**：2017-08-23
基金项目：江苏省水利科技项目(2015027)；江苏省自然科学基金项目(BK20161505)；中央高校基本科研业务费专项(2015B16414)；江苏高校优势学科建设工程资助项目(PAPD)
作者简介：郑晓英(1976～)，女，博士，副教授，硕士生导师，主要研究方向为污水处理及其资源化，E-mail：zhxyqq1118@163.com

已先后出台了更为严格的污水厂污染物排放标准.

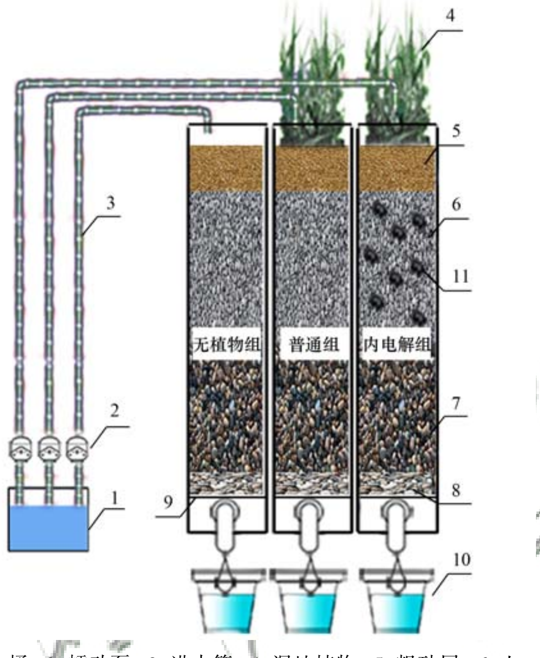
人工湿地作为一种环境友好型水处理技术，具有污染物去除效果好、运行和维护简单、成本低廉、抗冲击负荷强、环境效益好等优点. 将人工湿地作为污水厂尾水深度处理工艺，可以进一步削减尾水中的碳氮磷等污染物[3, 4]，减小对受纳水体的不利影响. 然而，污水经污水厂生化处理单元处理后，尾水中残留的有机碳源以腐殖酸、富里酸、氨基酸及表面活性剂等为主，这些有机物多含有芳环，可生化性差（B/C 值约为 0.2～0.35），难以被微生物降解利用[5]. 而尾水中 TN 含量高，是一种特殊的低碳氮比的污水（BOD_5/TN 约为 1），且 NO_3^--N是尾水中氮素的主要成分，占 TN 比例可达 80%以上[6, 7]. 人工湿地处理尾水时，尾水可利用碳源不足严重影响脱氮效率[8～10]，尤其是冬季低温脱氮效率十分不理想，影响了人工湿地的进一步推广应用[11～13].

铁炭内电解是一种高效物理化学水处理技术，广泛用于印染、化工等难降解废水的处理，可有效改善废水可生化性、提高污染物去除效率[14, 15]. 但铁炭内电解通常单独作为一个处理单元，鲜有与生物处理相结合，特别是与人工湿地相结合进行尾水处理的研究. 因此，本文将铁炭内电解与人工湿地技术进行有机结合，将铁炭填料掺杂于湿地基质中，构建新型内电解人工湿地，考察冬季低水温条件下（3～12℃）内电解湿地的脱氮效能，并通过测定基质微生物活性、反硝化强度，结合湿地微生物群落结构分析，揭示内电解人工湿地的强化脱氮机制.

1　材料与方法

1.1　试验装置

试验共构建了 3 组呈圆柱体的下向垂直流人工湿地装置，分别为无植物湿地、普通湿地、内电解湿地. 装置材料采用有机玻璃，圆柱体尺寸为 $\Phi \times H = 20\ \text{cm} \times 65\ \text{cm}$. 装置底部设有高 5 cm 的集水区，并设置穿孔有机玻璃板进行集水. 采用遮光布包裹装置四周，以模拟人工湿地真实的避光状态. 人工湿地装置如图 1 所示. 人工湿地以粗砂和砾石作为主要基质，湿地植物选用芦苇，湿地构建初期孔隙率为 35%，人工湿地构造如表 1 所示. 装置运行时，尾水由蠕动泵分别打入 3 组湿地上部，底部出水，通过流量计控制出水，设计水力停留时间为 2 d.



1. 进水桶；2. 蠕动泵；3. 进水管；4. 湿地植物；5. 粗砂层；6. 上基质层；7. 下基质层；8. 砾石承托层；9. 穿孔集水板；10. 集水桶；11. 铁炭填料

图 1　垂直流人工湿地装置

Fig. 1　Vertical flow constructed wetland system

1.2　进水水质

试验前采集污水厂尾水进行实测，以明确尾水污染物组成及特征，采用腐殖酸钠、海藻酸钠、牛血清白蛋白等作为尾水中的碳源，以硝酸钠作为主要氮源，在实验室进行污水厂尾水的模拟. 试验期间（2016 年 11 月～2017 年 1 月）进水主要污染物浓

表 1　垂直流人工湿地构造1)

Table 1　Structure of vertical flow constructed wetland

项目	无植物湿地	普通湿地	内电解湿地
植物	无	芦苇，20 株·m^{-2}	芦苇，20 株·m^{-2}
粗砂层	粒径 2～4 mm，厚 5 cm	粒径 2～4 mm，厚 5 cm	粒径 2～4 mm，厚 5 cm
上基质层	粒径 4～8 mm，厚 20 cm 砾石，无铁炭	粒径 4～8 mm，厚 20 cm 砾石，无铁炭	粒径 4～8 mm，厚 20 cm 砾石，混掺基质质量 1% 铁炭
下基质层	粒径 4～8 mm，厚 20 cm	粒径 4～8 mm，厚 20 cm	粒径 4～8 mm，厚 20 cm
砾石承托层	粒径 8～16 mm，厚 5 cm	粒径 8～16 mm，厚 5 cm	粒径 8～16 mm，厚 5 cm

1）铁炭填料由铁和炭高温烧结而成，为 10～30 mm 的块状，铁炭质量比为 5∶1

度为:COD 49.72 ~ 53.31 mg·L^{-1}、BOD_5 6.51 ~ 12.07 mg·L^{-1}、TN 14.57 ~ 15.79 mg·L^{-1}、NH_4^+-N 2.62 ~ 3.81 mg·L^{-1}、NO_3^--N 11.45 ~ 16.63 mg·L^{-1}、TP 0.12 ~ 0.23 mg·L^{-1}.

1.3 试验方法

常规水质指标:试验期间,每 2 d 采集 3 组人工湿地进出水水样各 200 mL,采用微孔滤膜过滤水样,测定水样的 COD、TN、NH_4^+-N、NO_3^--N、TP 等,具体见文献[16],每组水样取 3 个平行样.

基质微生物活性:每 7 d 检测一次微生物活性,每组样品取 3 个平行样. 采用荧光显色测试方法[17],具体方法为:称取 30 g 仍保持湿润的基质于 100 mL 的锥形瓶中,滴加 0.4 mL 二乙酸荧光素(1 mg·L^{-1}),并加入 30 mL 的磷酸缓冲液(KH_2PO_4 1.3 g·L^{-1},K_2HPO_4 8.7 g·L^{-1});将锥形瓶置于恒温水浴振荡器(水温 30℃,振荡频率 150 次·min^{-1})上振荡 2 h,静置 10 min,向锥形瓶滴加氯仿/甲醇溶液(2:1)15 mL,终止微生物的水解;待溶液静置分层后,取上层液体离心过滤,以未添加二乙酸荧光素溶液的样品为空白样,在 494 nm 波长下进行比色,以单位质量基质水解产生的荧光素的量表征微生物活性[1 g 基质水解的荧光素的量(mg)].

基质微生物反硝化强度[18]:每 7 d 检测一次基质微生物反硝化强度,每组样品取 3 个平行样. 称取 50 g 湿地基质,置于 250 mL 锥形瓶中,加入 200 mL NO_3^--N培养液,用橡皮塞塞住瓶口,置于恒温培养中,于 20℃ 条件下培养 3 d,每间隔 24 h 取样离心过滤,测定NO_3^--N浓度,且每次取样后用培养液补足. 用单位时间内NO_3^--N的浓度变化来表征基质微生物的反硝化强度[1 h 内 1 kg 基质消耗的 NO_3^--N的量(mg)].

高通量测序:从装置基质采样口采集足量湿地基质样品,于低温条件下保存 24 h,然后用干冰密封保存,邮寄至上海生工,样品在 7 d 内完成测序工作. 本试验的高通量测序工作委托上海生工生物有限公司完成,该公司采用的是 MiSeq (Illumina) 平台测序. 基质微生物 DNA 采用 Ezup 柱式土壤基因组 DNA 抽提试剂盒进行提取,对细菌 16S rDNA 片段的 V3 区进行扩增.

2 结果与讨论

2.1 人工湿地脱氮效果

反硝化是人工湿地脱氮的主要途径,反硝化脱氮需要碳源作为电子供体[9,19]. 试验期间,人工湿地进出水 COD 浓度及平均去除率如图 2 所示. 3 组湿地对 COD 去除波动幅度较小,平均去除率分别为(34.97 ± 2.45)%、(33.61 ± 1.88)%、(47.92 ± 1.57)%. 冬季低温条件下,内电解湿地对尾水 COD 去除效果优于无植物湿地和普通湿地,无植物湿地和普通湿地差别不大. 这主要是湿地基质掺杂

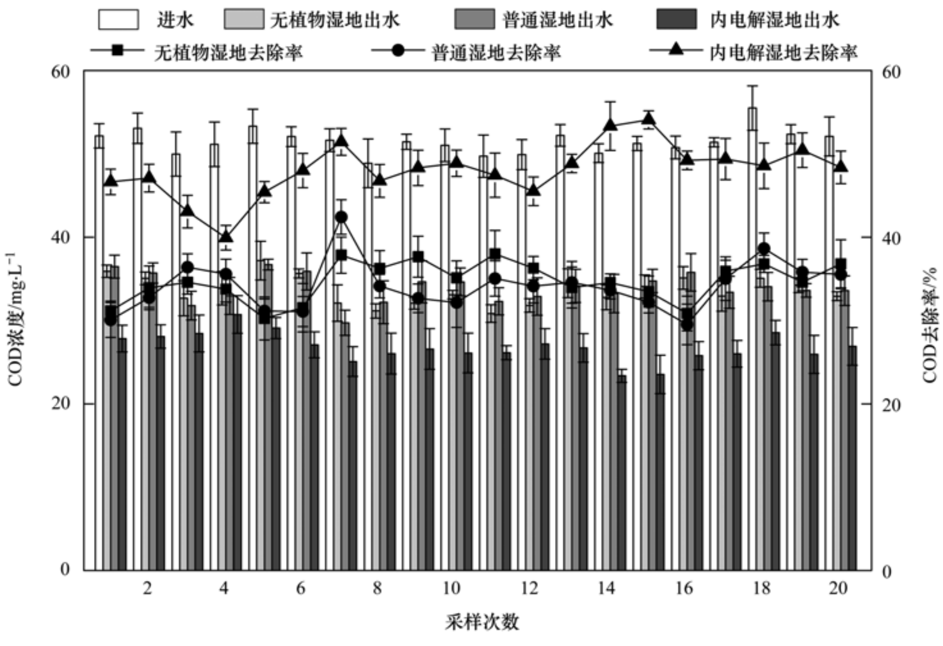


图 2 人工湿地进出水 COD 浓度及平均去除率

Fig. 2 Concentrations of COD in the municipal secondary effluent and effluent of the constructed wetlands and the average removal efficiencies

铁炭，铁炭内电解过程产生大量活性的[H]和 Fe^{2+}，使尾水中的复杂有机物发生开环、断链等作用，可促进尾水中大分子难降解有机物转变为小分子有机物，进而被微生物降解[20, 21].

图 3 为人工湿地进出水 COD 浓度及平均去除率. 从中可知，冬季低温条件下，内电解人工湿地脱氮效果优势明显，出水 TN 浓度维持在(9 ± 0.29) $mg \cdot L^{-1}$，TN 平均去除率达到$(42.27 \pm 1.70)\%$，比无植物湿地和普通湿地分别高出 17.91%、17.33%，说明冬季植物枯萎后对 TN 的去除作用不大. 无植物湿地、普通湿地、内电解湿地 COD 去除负荷分别为 0.574、0.552、0.787 $g \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$，而 3 组湿地 TN 去除负荷分别为 0.117、0.119、0.205 $g \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$，COD、TN 去除负荷之比(C/N)分别为 4.91、4.64、3.84. 而通常人工湿地 C/N >4 才表示反硝化碳源较为充足. 由此表明，湿地微生物进行传统异养反硝化存在碳源不足的现象，内电解湿地中还可能存在其它形式的脱氮途径[22].

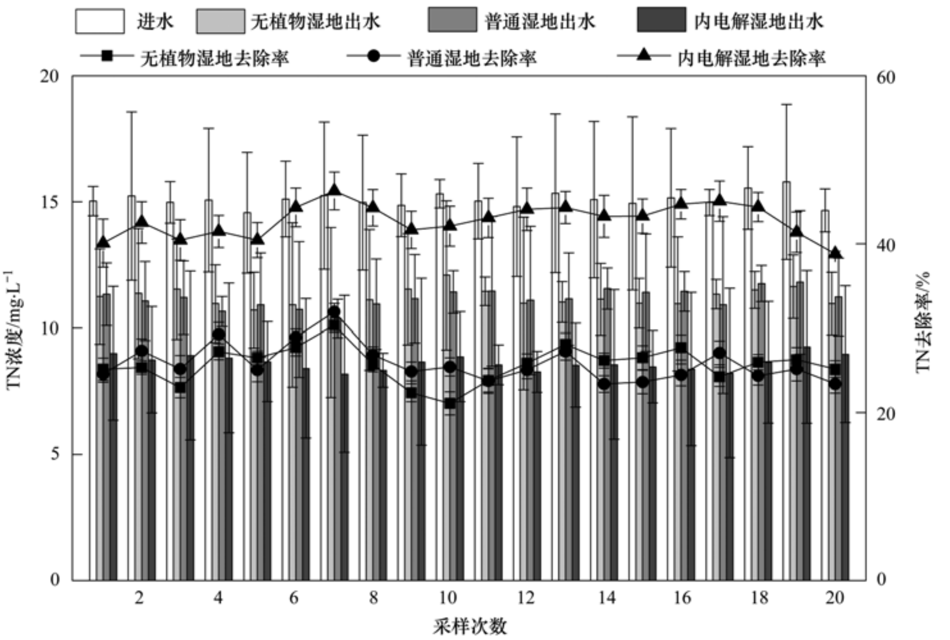


图 3　人工湿地进出水 TN 浓度及平均去除率

Fig. 3　Concentrations of TN in the municipal secondary effluent and effluent of the constructed wetlands and the average removal efficiencies

2.2　基质微生物活性与反硝化强度

图 4 为 3 组湿地系统中基质微生物活性及反硝化强度. 人工湿地微生物是湿地污染物去除的主要承担者，微生物活性能够直接反映微生物污染物去除能力. 荧光显色法常用于测试基质微生物活性，微生物活性越高，水解产生的荧光素量也越大. 由图 4 知，无植物湿地、普通湿地、内电解湿地微生物活性分别为 0.068、0.085、0.224 $mg \cdot g^{-1}$，种植植物的普通湿地微生物活性稍高于无植物湿地，而内电解湿地是普通湿地人工湿地的 2.6 倍. 冬季低温条件下，内电解人工湿地仍保持很高的微生物活性，这可能是因为 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 是微生物生命活动中重要的电子传递体系，而湿地基质中铁炭填料在内电解过程中产生的 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 可以参与这种电子传递，从而加快微生物细胞电子传递速率，提高微生物活性[23].

NO_3^--N是尾水中氮素的主要成分，反硝化脱氮作用是决定人工湿地脱氮效率的主要因素. 从图 4 可以看出，内电解人工湿地反硝化强度最大[5.01 $mg \cdot (kg \cdot h)^{-1}$]，其次为有植物的普通湿地[1.82

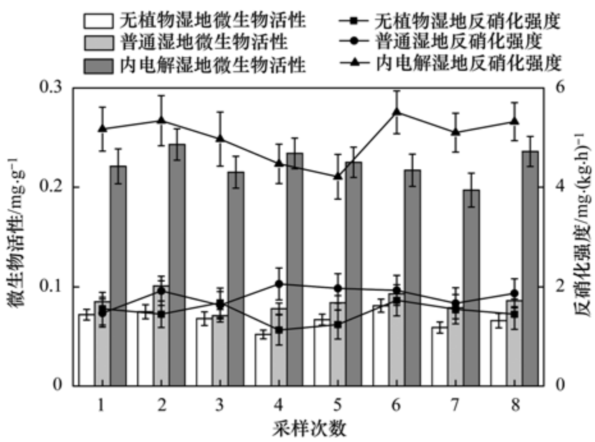


图 4　3 组湿地系统中基质微生物活性及反硝化强度

Fig. 4　Microbial activity and microbial denitrification intensity in the three laboratory-scale constructed wetlands mg·(kg·h)$^{-1}$]，无植物湿地最低[1.47 mg·(kg·h)$^{-1}$]. 由于内电解湿地微生物活性很高，且内电解可为湿地微生物提供更多的可利用碳源，因而内电解湿地的反硝化强度远高于普通湿地和无植物湿地.

2.3 人工湿地微生物群落结构分析

2.3.1 微生物群落多样性分析

微生物群落多样性是指某种生态系统中菌落所包含种类多少，以及个体在种间的分布特征. 在污水处理过程中，微生物群落多样性越高，生化处理系统稳定性就越好，抗冲击负荷能力也越强. 微生物多样性对于维持生态系统稳定是必需的. 目前，群落生态学中，主要采用 Shannon、Simpson 等一系列统计学分析指数，来对环境群落的物种丰度和多样性进行估算分析. 表 2 为本研究中 3 组湿地微生物多样性分析结果.

表 2 3 组湿地微生物多样性分析

Table 2 Biodiversity analysis of the microbial community in the three laboratory-scale constructed wetlands

湿地名称	Out 数目	Shannon 指数	Simpson 指数	杰卡德距离		
				无植物湿地	普通湿地	内电解湿地
无植物湿地	3 931	4.42	0.10	0.000	0.372	0.832
普通湿地	3 527	5.07	0.04	0.372	0.000	0.707
内电解湿地	3 634	5.41	0.03	0.832	0.707	0.000

Shannon 指数可表征物种的相对丰度，其值越大，说明群落多样性越高[24]. 3 组湿地中，内电解湿地最高(5.41)，其次为普通湿地(5.07)，最低为无植物湿地(4.42)，表明内电解人工湿地微生物群落多样性更高，种群均匀性好. Simpson 值越大，表明群落的多样性越差[25]，3 组人工湿地的 Simpson 值分别为 0.10、0.04、0.03，其结果与 Shannon 指数一致，内电解湿地的群落多样性高于普通湿地和无植物湿地. 可见，人工湿地添加铁炭可提高微生物群落多样性. 杰卡德距离(Jaccard distance)可用来研究物种多样性的差异，其值越接近于 1，所观察的样品间的差异性越大[26]. 无植物湿地与普通砾石层湿地和内电解湿地的杰卡德距离分别为 0.372、0.832，普通湿地与内电解湿地的杰卡德距离为 0.707，这表明微生物群落结构的变化受湿地植物和基质添加铁炭的影响，但主要影响因素是基质掺杂了铁炭.

2.3.2 人工湿地主导菌群分析

近代生物学将微生物分为域(domain)、门(phylum)、纲(calss)、目(order)、科(family)、属(genus)六层，其中属是分类中最基本的一层. 人工湿地微生物在属级水平的分类较多，多达 300 余种，因此按照菌属丰度大小仅选取前 50 种进行分析. 3 组湿地前 50 种菌属的丰度总和分别占总菌属的 85.33%、85.8%、81.55%. 3 组湿地基质微生物在属级上的分布如图 5 所示.

由图 5 可知，3 组湿地丰度最高的菌属组成相近，丰度最高的菌属为 *Chlorophyta*(绿藻菌，分别为 12.15%、30.98%、2.38%)、*Sphingomonas*(鞘氨醇单胞菌，分别为 23.41%、0.88%、18.74%). 由于试验中人工湿地藻类生长旺盛，因而检出了较高比例的绿藻菌. 鞘氨醇单胞菌是人工湿地中的优

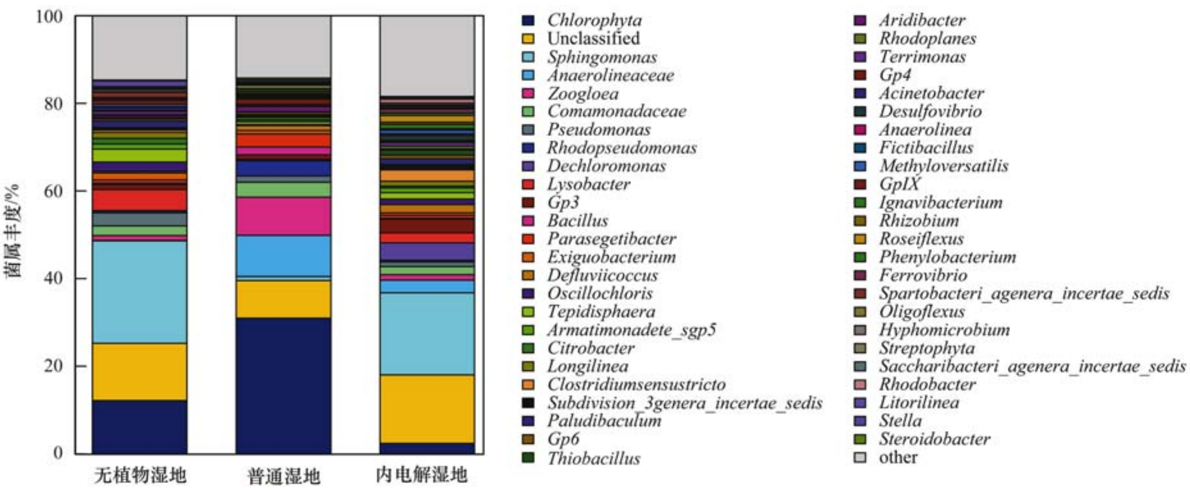


图 5 3 组湿地基质微生物在属级上的分布

Fig. 5 Distribution of microbial strains in the three laboratory-scale constructed wetlands at the genus level

势菌群，可降解芳香族有机物[27]．其他丰度较高的菌属主要包括 *Anaerolineaceae*（厌氧蝇菌）、*Zoogloea*（动胶菌）、*Comamonadaceae*（丛毛单胞菌）、*Dechloromonas*（脱氯单胞菌）等．厌氧蝇菌是绿弯门的代表菌属，具有降解碳水化合物和蛋白质的作用[28]．动胶菌与菌胶团形成有关，能促进同步硝化反硝化反应的进行．丛毛单胞菌种类繁多，不同菌种代谢途径不同，大多能降解酚类、喹啉类及类固醇类有机物[29]．在脱氮微生物方面，主要检测出了 *Dechloromonas*（脱氯单胞菌）、*Rhizobium*（根瘤菌）、*Hyphomicrobium*（生丝微菌）、*Rhodobacter*（红杆菌）、*Thiobacillus*（产硫酸杆菌）等菌属．其中，脱氯单胞菌具有很强的硝酸盐还原能力[30]．根瘤菌、生丝微菌、红杆菌是 3 种常见的异养反硝化细菌，其中，产硫酸杆菌是一种常见的自养反硝化细菌，表明湿地中除了传统的异养反硝化作用外，还存在着自养反硝化．3 组湿地中，5 种脱氮细菌的总和分别为 1.89%、0.82%、7.13%，内电解湿地脱氮微生物量分别是无植物湿地、普通湿地的 8.69 倍、3.77 倍，可见内电解湿地在脱氮微生物总量上有明显的优势，这也是内电解人工湿地脱氮能力强的原因之一．

3　结论

（1）内电解湿地能更好地利用尾水中碳源，冬季低温条件下，脱氮效果优势明显，出水 TN 浓度维持在（9 ± 0.29） $mg \cdot L^{-1}$，TN 平均去除率达到 42.27%，比无植物湿地和普通湿地分别高出 17.91%、17.33%，且冬季植物对 TN 去除几乎没有作用．

（2）冬季低温条件下，内电解湿地微生物活性和反硝化强度高于无植物湿地和种植植物的普通湿地．其中，微生物活性 达到 0.224 $mg \cdot g^{-1}$，分别是无植湿地和普通湿地的 2.6 倍、3.4 倍；反硝化强度达到 5.01 $mg \cdot (kg \cdot h)^{-1}$，分别是无植物湿地和普通湿地的 2.8 倍、3.3 倍．

（3）高通量测序表明，内电解湿地微生物群落多样性优于无植物人工湿地和普通人工湿地，且湿地基质添加铁炭对生物多样性的影响大于湿地植物的作用．脱氮微生物主要有脱氯单胞菌以及根瘤菌、生丝微菌属、红杆菌属，以及自养反硝化细菌产硫酸杆菌．内电解人工湿地在脱氮微生物总量上有明显优势，脱氮微生物占微生物总量的 7.13%，分别是无植物湿地、普通湿地的 3.8 倍、8.7 倍．

参考文献：

[1] 凌子微，仝欣楠，李亚红，等．处理低污染水的复合人工湿地脱氮过程[J]．环境科学研究，2013，**26**(3)：320-325.
Ling Z W, Tong X N, Li Y H, *et al*. Study on nitrogen removal process of treatments for slightly contaminated water on hybrid constructed wetlands[J]. Research of Environmental Sciences, 2013, **26**(3): 320-325.

[2] Wang C H, He R, Wu Y, *et al*. Bioavailable phosphorus (P) reduction is less than mobile P immobilization in lake sediment for eutrophication control by inactivating agents[J]. Water Research, 2017, **109**: 196-206.

[3] Wu H M, Fan J L, Zhang J, *et al*. Optimization of organics and nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: effects of aeration time and aeration rate[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2016, **113**: 139-145.

[4] Wu H M, Zhang J, Ngo H H, *et al*. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation[J]. Bioresource Technology, 2015, **175**: 594-601.

[5] 苑泉，王海燕，刘凯，等．HRT 对城市污水厂尾水反硝化深度脱氮的影响[J]．环境科学研究，2015，**28**(6)：987-993.
Yuan Q, Wang H Y, Liu K, *et al*. Effects of HRT on denitrification for advanced nitrogen removal of wastewater treatment plant effluent[J]. Research of Environmental Sciences, 2015, **28**(6): 987-993.

[6] 涂勇，刘伟京，张耀辉，等．太湖上游流域地表水及污水处理厂尾水氮、磷污染特征分析[J]．环境污染与防治，2014，**36**(3)：8-13.
Tu Y, Liu W J, Zhang Y H, *et al*. Pollution characteristics of nitrogen and phosphorus in surface water and effluent from wastewater treatment plant in upstream reaches of the Taihu Lake[J]. Environmental Pollution & Control, 2014, **36**(3): 8-13.

[7] 常会庆，王浩．城市尾水深度处理工艺及效果研究[J]．生态环境学报，2015，**24**(3)：457-462.
Chang H Q, Wang H. Advanced treatment technology for city tail water and its effects[J]. Ecology and Environmental Science, 2015, **24**(3): 457-462.

[8] 陆松柳，胡洪营．人工湿地的反硝化能力研究[J]．中国给水排水，2008，**24**(7)：63-65，69.
Lu S L, Hu H Y. Study on denitrification capacity of constructed wetlands[J]. China Water & Wastewater, 2008, **24**(7): 63-65, 69.

[9] Wang W, Ding Y, Wang Y H, *et al*. Intensified nitrogen removal in immobilized nitrifier enhanced constructed wetlands with external carbon addition[J]. Bioresource Technology, 2016, **218**: 1261-1265.

[10] Fu G P, Huangshen L K, Guo Z P, *et al*. Effect of plant-based carbon sources on denitrifying microorganisms in a vertical flow constructed wetland[J]. Bioresource Technology, 2017, **224**: 214-221.

[11] Werker A G, Dougherty J M, McHenry J L, *et al*. Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates[J]. Ecological Engineering, 2002, **19**(1): 1-11.

[12] 张建，邵文生，何苗，等．潜流人工湿地处理污染河水冬季运行及升温强化处理研究[J]．环境科学，2006，**27**(8)：1560-1564.

Zhang J, Shao W S, He M, *et al*. Treatment performance and enhancement of subsurface constructed wetland treating polluted river water in winter[J]. Environmental Science, 2006, **27**(8): 1560-1564.

[13] Fan J L, Zhang J, Ngo H H, *et al*. Improving low-temperature performance of surface flow constructed wetlands using *Potamogeton crispus* L. plant [J]. Bioresource Technology, 2016, **218**: 1257-1260.

[14] Choi H, Al-Abed S R, Agarwal S. Effects of aging and oxidation of palladized iron embedded in activated carbon on the dechlorination of 2-chlorobiphenyl[J]. Environmental Science & Technology, 2009, **43**(11): 4137-4142.

[15] 裴红洋, 郭丽, 熊伟, 等. 催化铁内电解法深度处理某污水厂尾水的中试研究[J]. 环境科技, 2010, **23**(3): 37-39.
Pei H Y, Guo L, Xiong W, *et al*. Pilot study on catalytic iron inner electrolysis to advanced treatment of tail water in wastewater treatment plant [J]. Environmental Science and Technology, 2010, **23**(3): 37-39.

[16] 国家环境保护总局. 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.

[17] Adam G, Duncan H. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2001, **33**(7-8): 943-951.

[18] 吕涛, 吴树彪, 柳明慧, 等. 潮汐流及水平潜流人工湿地污水处理效果比较研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, **32**(8): 1618-1624.
Lü T, Wu S B, Liu M H, *et al*. Comparison of purification performance in tidal flow and horizontal subsurface flow constructed wetlands[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, **32**(8): 1618-1624.

[19] 张政, 付融冰, 顾国维, 等. 人工湿地脱氮途径及其影响因素分析[J]. 生态环境, 2006, **15**(6): 1385-1390.
Zhang Z, Fu R B, Gu Z W, *et al*. Analysis of nitrogen removal pathways and influencing factors [J]. Ecological Environment, 2006, **15**(6): 1385-1390.

[20] Wang J F, Wang Y H, Bai J H, *et al*. High efficiency of inorganic nitrogen removal by integrating biofilm-electrode with constructed wetland: Autotrophic denitrifying bacteria analysis [J]. Bioresource Technology, 2017, **227**: 7-14.

[21] Lin H, Lin Y, Liu L H. Treatment of dinitrodiazophenol production wastewater by Fe/C and Fe/Cu internal electrolysis and the COD removal kinetics[J]. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 2016, **58**: 148-154.

[22] Zhai J, Rahaman M H, Chen X, *et al*. New nitrogen removal pathways in a full-scale hybrid constructed wetland proposed from high-throughput sequencing and isotopic tracing results [J]. Ecological Engineering, 2016, **97**: 434-443.

[23] Zhang L, Zhang L X, Li D P. Enhanced dark fermentative hydrogen production by zero-valent iron activated carbon micro-electrolysis[J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2015, **40**(36): 12201-12208.

[24] Allen B, Kon M, Bar-Yam Y. A new phylogenetic diversity measure generalizing the Shannon index and its application to phyllostomid bats[J]. The American Naturalist, 2009, **174**(2): 236-243.

[25] Garcia-Villaraco Velasco A, Probanza A, Gutierrez Mañero F J, *et al*. Effect of fire and retardant on soil microbial activity and functional diversity in a Mediterranean pasture[J]. Geoderma, 2009, **153**(1-2): 186-193.

[26] Lu M L, Qin Z, Cao Y M, *et al*. Scalable news recommendation using multi-dimensional similarity and Jaccard-Kmeans clustering [J]. Journal of Systems and Software, 2014, **95**: 242-251.

[27] Zhou L, Li H, Zhang Y, *et al*. Sphingomonas from petroleum-contaminated soils in Shenfu, China and their PAHs degradation abilities[J]. Brazilian Journal of Microbiology, 2016, **47**(2): 271-278.

[28] Yamada T, Sekiguchi Y, Imachi H, *et al*. Diversity, localization, and physiological properties of filamentous microbes belonging to *Chloroflexi* subphylum I in mesophilic and thermophilic methanogenic sludge granules [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2005, **71**(11): 7493-7503.

[29] 王硕, 徐巧, 张光生, 等. 完全混合式曝气系统运行特性及微生物群落结构解析[J]. 环境科学, 2017, **38**(2): 665-671.
Wang S, Xu Q, Zhang G S, *et al*. Operational performance and microbial community structure in a completely mixed aeration system[J]. Environmental Science, 2017, **38**(2): 665-671.

[30] Chakraborty A, Picardal F. Induction of nitrate-dependent Fe(Ⅱ) oxidation by Fe(Ⅱ) in *Dechloromonas* sp. strain UWNR4 and *Acidovorax* sp. strain 2AN[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2013, **79**(2): 748-752.

HUANJING KEXUE Vol. 39 No. 2
Environmental Science (monthly) Feb. 15, 2018

CONTENTS