



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201903119

中图分类号 X522

文献标识码 A

宋德生, 于鲁冀, 曾科, 等. 冬季原位生态组合技术改善二级出水净化效果分析[J]. 环境工程学报, 2020, 14(1): 103-112.

SONG Desheng, YU Luji, ZENG Ke, et al. Analysis of improving secondary effluent purification by in situ ecological combination technique in winter[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(1): 103-112.

冬季原位生态组合技术改善二级出水净化效果分析

宋德生¹, 于鲁冀^{1,2,*}, 曾科¹, 彭赵旭¹, 李廷梅², 李嘉¹

1. 郑州大学水利与环境学院, 郑州 450001

2. 郑州大学环境政策规划评价研究中心, 郑州 450003

第一作者: 宋德生 (1992—), 男, 硕士研究生。研究方向: 河流水生态修复。E-mail: 18736017961@163.com

*通信作者: 于鲁冀 (1962—), 男, 硕士, 教授。研究方向: 水生态净化与修复等。E-mail: yuluji@126.com

摘要 为改善冬季低温条件河流原位生态组合技术对微污染水净化效果, 将某硬质纳污河道改造为实验河道。通过进水流量控制、铁炭填料内电解和耐寒植物 3 种优化措施, 考察人工浮岛、生态河床和生态滤坝组合技术对污水处理厂二级出水净化情况。结果表明, 在改善措施完成后, 组合技术对 COD 的去除效果由 14.3% 提高至 19%, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除效果由 7.8% 和 13% 提高至 15.5% 和 22.8%, TP 去除效果由 6.3% 提高至 12.9%。铁炭内电解增加了脱氮微生物种属和丰度, 使微生物活性由 $0.22 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 增加至 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 硝化/反硝化强度由 $0.97 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{h})^{-1}$ / $2.69 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{h})^{-1}$ 增加至 $1.26 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{h})^{-1}$ / $3.11 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{h})^{-1}$, 显著改善组合技术的脱氮效果。此外, 沿水流方向布置耐寒挺水植物-浮水植物-沉水植物, 进水 TP 中 55%~86.9% 的颗粒态磷得到去除。这对提升寒冷地区受污染河流治理效果具有参考价值。

关键词 冬季; 生态组合技术; 二级出水; 流量变化; 铁炭内电解

我国城镇污水处理厂出水执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002) 一级 A 标准, 出水中有机物、氮磷含量不仅高于地表水环境标准 V 类水, 也远高于水体富营养化氮磷标准。污水厂排入河水水质呈现微污染状态, 长此以往造成河流水体向富营养化发展^[1-2]。原位生态净化技术是在微污染水源地(如水库、湖泊、河流等地)就地采取措施处理水体污染物, 不需要将微污染水进行转移, 达到净化水质的目的, 具有省时、高效、对环境影响小的优点^[3-4]。常见原位生态净化技术有水生植物修复、人工浮岛、微生物修复和近自然河岸带等, 其中人工浮岛利用挺水植物去除水体中污染物且适用范围广, 但由于植物自身和季节变化的影响, 其对污染物去除能力有限; 生态河床由基质生物膜与水生植物构成, 可有效去除水体中氮、磷等物质, 提升河流自净能力, 但温度变化对其净化能力影响较大; 生态滤坝具有良好的过滤性能, 能够有效去除 SS, 对 COD 等污染物去除效果不明显, 易受渗流量变化影响^[5-8]。

单一原位生态净化技术去污能力有限, 并不能满足河流水质的净化要求, 而通过不同类型技术组合应用, 能够有效改善水质, 提高净化能力^[9-10]。FANG 等^[11]通过底泥疏浚措施, 并组合水生

收稿日期: 2019-03-18; 录用日期: 2019-05-20

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2015ZX07204-002-004)

植物修复带、人工浮岛等技术,构建集成生态工程净化富营养化河水,监测结果表明,COD、TP和TN去除量从40.32、2.49和33.69 t·a⁻¹提升至74.36、3.75和58.28 t·a⁻¹,明显改善河流水质,并增强河流去除污染物能力。SZKLAREK等^[12]选择物理沉淀、石灰石吸附和水生植物,设计沉淀区、生化反应区和生物过滤区,构建沉淀-生物过滤系统,应用于小城市河流雨水净化,运行2个水文年后,该系统对TSS、TP、PO₄³⁻、TN、NH₄⁺-N、NO₃⁻和Cl⁻去除率分别为61.4%、37.3%、30.4%、46.1%、2.8%、44.8%和64%。目前,虽然国内广泛地将原位生态净化技术组合应用于河流治理中,但对于如何在低温条件下提高原位生态组合技术净化效果的研究相对较少。为此,在自然河道中组合人工浮岛、生态河床和生态滤坝3项技术,以污水厂二级出水作为进水水源,在控制实验河段进水流量的基础上,利用基质内电解,增强微生物脱氮效果和植物耐寒生长特性,开展现场实验研究,分析改善措施对冬季原位生态组合技术净化效果的影响,并为冬季河流微污染水体的治理提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验装置、进水水质和设计

现场实验河道由城市内河道改造而成,实验河道平面如图1所示,河道全长180 m,河段坡降接近于0,河道底宽2~3 m,边坡为混凝土硬质护坡,其边坡系数约为0.7。实验河道内沿程技术处理单元分别是人工浮岛、生态河床Ⅰ、生态滤坝Ⅰ、生态河床Ⅱ和生态滤坝Ⅱ。各处理单元主要参数见表1。

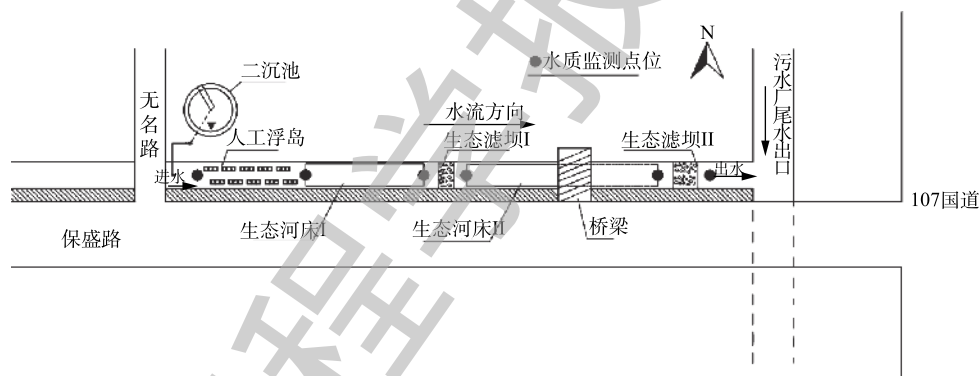


图1 实验河道平面布置

Fig. 1 Plane arrangement maps of the experimental river

现场实验河道进水为河南省长葛市污水净化公司二级出水,秋季(10—11月)和冬季(12—翌年2月)河道进水水质参数如表2所示,水力参数如表3所示。

本实验周期为2017年10月—2018年2月,组合技术改善措施包括3个方面优化配置。1)控制实验河段进水流量,在10月、11月和12月,保持河道进水为2 400 m³·d⁻¹,然后在1月和2月,利用潜水泵和变频器调整进水流量为800 m³·d⁻¹和400 m³·d⁻¹,研究减小流量对组合技术净化效果的影响,不同流量调整设置1周作为适应期。实验期间在监测点位(见图1)处取水样监测,每周2次水质监测。2)铁炭填料投加,在11月,监测河道内微生物活性和硝化/反硝化强度,之后在生态河床(Ⅰ、Ⅱ)均匀添加铁炭填料,完成后,每隔1个月对微生物监测1次,其中在11月和1月各进行1次高通量测序。3)耐寒植物栽种,在11月,监测河道内植物株高和生长面积,随后在人工浮岛补栽耐寒植物羊蹄和水芹菜,生态河床Ⅰ补栽粉绿狐尾藻,生态河床Ⅱ补栽菹草和伊乐藻;完成后,每隔1个月对植物株高和生长面积监测1次。最后筛选、处理数据,分析研究改善措施完成后,组合技术净化效果的变化情况。

表 1 处理单元参数
Table 1 Parameters of the treatment units

处理单元	位置/m	植物、基质配置	规模尺寸
人工浮岛	10~20	美人蕉、千屈菜、黄菖蒲、羊蹄、水芹菜；沸石、炉渣、缓释碳源净水基质=2:2:1，阿科蔓生态基	聚乙烯材质床体，覆盖面积15 m ²
生态河床Ⅰ	20~60	粉绿狐尾藻，栽种面积为30 m ² ，密度为80株·m ⁻² ；砾石、缓释碳源净水基质=13:2，铁炭填料占基质总量1%~5%	长40 m，宽2.5~3 m，面积约110 m ² ，基质层厚度0.15~0.20 m
生态滤坝Ⅰ	60~80	砾石、缓释碳源净水基质=13:2	顶宽3.8 m，底宽3 m，坝高0.6 m，坝长2.1 m，上游坡为直角，下游坡度1:2，面积约6.3 m ²
生态河床Ⅱ	80~140	菹草、伊乐藻，栽种面积共50 m ² ，密度为80株·m ⁻² ；砾石、缓释碳源净水基质=13:2，铁炭填料占基质总量1%~5%	长50 m，宽2~3 m，面积约125 m ² ，基质层厚度0.15~0.20 m
生态滤坝Ⅱ	140~160	砾石、缓释碳源净水基质=13:2	顶宽3.3 m，底宽2.5 m，坝高0.6 m，坝长3.9 m，上游坡度1:3，下游坡度1:2，面积约9.75 m ²

注：缓释碳源净水基质是由玉米芯、沸石粉、膨润土、硅藻土、水泥材料制成的圆形颗粒，具有释放碳源、加速微生物挂膜的功能；铁炭由铁粒和炭块在较高温度下烧结而成。

表 2 进水水质参数
Table 2 Water quality parameters of the influent

季节	浊度 /NTU	DO /(mg·L ⁻¹)	温度 /℃	pH	COD /(mg·L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N /(mg·L ⁻¹)	TP /(mg·L ⁻¹)	TN /(mg·L ⁻¹)
秋季	4.37~44	3.69~6.45	10~18.7	6.5~7.73	24.08~52.67	0.178~5.59	0.526~0.95	21.96~31.54
冬季	5.1~49.75	4.62~7.2	6.27~10	6.8~7.65	27.09~50.09	0.34~7.69	0.304~0.946	20.2~40.56

1.2 分析方法

COD、TP、NH₄⁺-N、TN 的测定参见文献中的方法^[13]，使用 0.45 μm 滤膜过滤原水样，然后同时测定原水样和过滤后水样 TP，差值为粒径大于 0.45 μm 的颗粒态 TP 量。温度和 DO 采用 HANA 便携式 DO 测定仪测定，pH 采用 HANA 便携式 pH 计测定。利用卷尺测定挺水植物生长高度，固定网格测定沉水植物生长区域面积；利用荧光显色法测定生态河床段内微生物活性^[14]，硝化/反硝化强度的测定参考文献中的方法^[15]。在河道内添加铁炭填料前后，取生态河床段内足量的基质样品，干冰低温密闭保存，委托上海生工生物有限公司完成样品的高通量测序工作。

采用 Excel2013 和 Origin2018 软件完成数据处理和绘图，并借助 SPSS19.0 软件完成显著性差异分析。

2 实验结果

2.1 有机物去除效果

由表 2 和表 3 可知，秋季和冬季进水 COD 为 24~50 mg·L⁻¹，10—12 月进水流量为 2 400 m³·d⁻¹，1 月进水流量为 800 m³·d⁻¹，2 月进水流量为 400 m³·d⁻¹，组合技术对 COD 去除情况如图 2 所示。COD 作为水质监测中一项化学指标，能够反映水体被有机物污染程度。秋、冬季，组合技术进水 COD 较为接近，由图 2(a) 可看出，在 10—12 月，组合技术对 COD 的去除率为 23.6%、16.4% 和 14.3%，在进水流量为 2 400 m³·d⁻¹ 时，随着温度降低，组合技术对 COD 的去除效果逐渐减小。由图 2(b) 可知，在 12—2 月，组合技术对 COD 去除率为 14.3%、15.7% 和 19%，即在低温条件下，减

表 3 实验河道水力参数

Table 3 Hydraulic parameters of the experimental river				
月份	进水流量/(m ³ ·d ⁻¹)	水深/m	HRT/h	流速/(m·s ⁻¹)
10—12	2 400	0.5~0.87	2.8	0.016~0.02
1	800	0.4~0.6	6.9	0.006~0.007
2	400	0.4~0.45	11.2	0.003~0.003 9

小进水流量, COD去除效果逐渐增大。经统计学(ANOVA)分析, 冬季不同流量之间组合技术对COD的去除率没有显著性差异($P>0.05$)。可知改善措施对COD去除效果影响不明显。

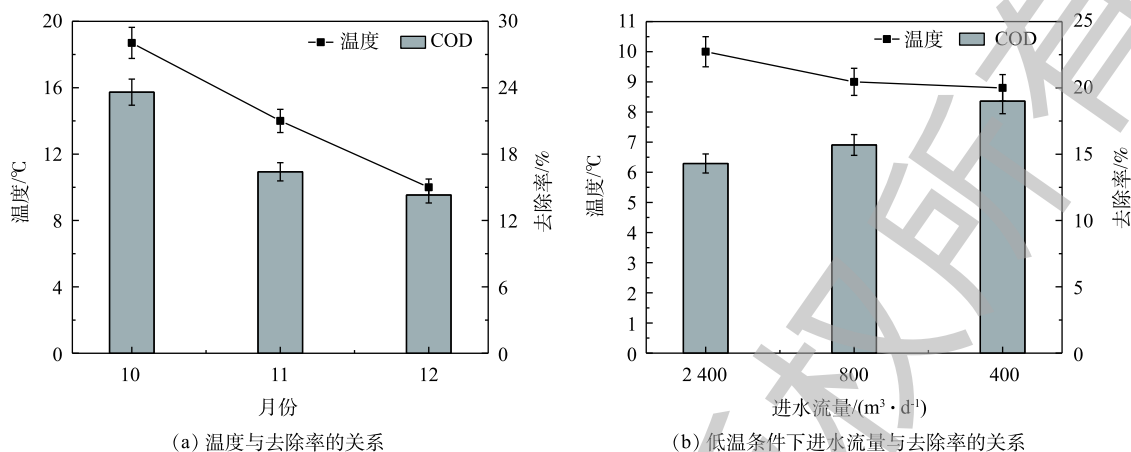


图2 组合技术对COD去除

Fig. 2 Removal of COD by combined technique

2.2 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除效果

由表2可知, 秋、冬季节组合技术进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度多集中在 $0.3\sim 6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 浓度集中在 $20\sim 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 组合技术对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除情况如图3所示。

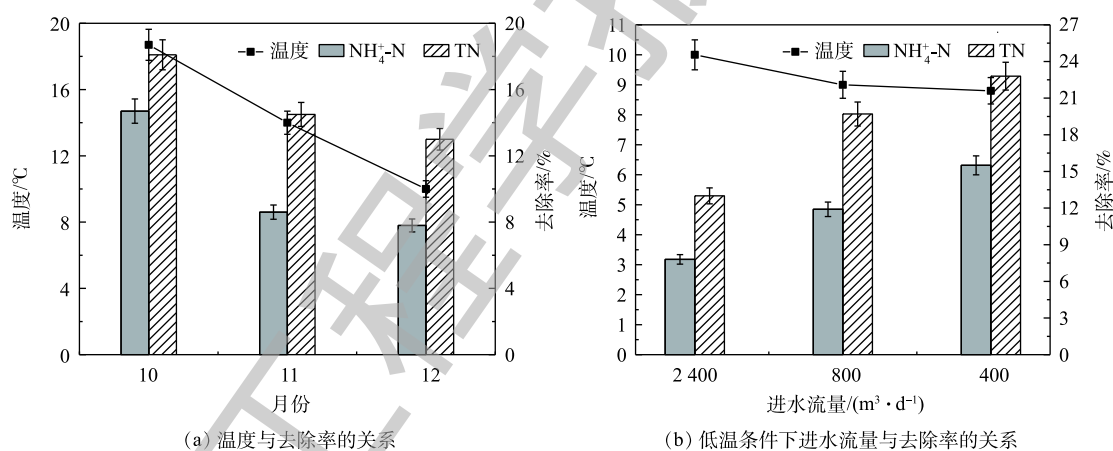


图3 组合技术对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除

Fig. 3 Removal of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TN by combined technique

氮是生物生长代谢的必需营养物质, 但也是造成水体富营养化的重要原因。由图3(a)可看出, 当进水流量为 $2400 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 时, 在10—12月, 组合技术对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率为14.7%、8.6%和7.8%, TN去除率为18.1%、14.5%和13%, 随着秋冬季节交替, 导致温度降低, 组合技术对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除率明显下降。由图3(b)可知, 在12—翌年2月, 组合技术对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率为7.8%、11.9%和15.5%, TN去除率为13%、19.7%和22.8%。进入冬季之后, 随着进水流量的减小, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除率逐渐升高, 流量减小至 $400 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除率达到最大。微生物硝化/反硝化作用对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除起到主要作用, 且受温度变化影响显著, 当温度降低时, 微生物硝化/反硝化过程均受到影响, 使得在冬季低温条件下组合技术对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除率变化趋势一致。经统计学(ANOVA)分析, 进水流量在 2400 、 800 和 $400 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 之间变化时, 组合技术对

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除率都具有显著性差异 ($P<0.05$), 由此可见, 低温条件下, 河道内改善措施能够对氮类的去除效果造成明显影响。

2.3 TP 去除效果

由表2可知, 秋、冬季节进水 TP 浓度集中在 $0.5\sim 0.95\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 组合技术对 TP 去除情况如图4所示。由图4(a)可看出, 在10—12月, 组合技术对 TP 的去除率为8.3%、5%和6.3%。整体来看, 当进水流量为 $2\,400\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 时, 组合技术对 TP 去除率随温度降低而减小。在11—12月, TP 去除率出现小幅度升高, 这与植物体死亡造成内源污染具有一定关系, 11月枯萎死亡植物体沉积在水底产生内源污染, 影响组合技术对 TP 的去除效果; 12月耐寒植物已栽种生长, 水生植物发挥对磷的去除作用, 同时铁炭填料的吸附絮凝作用也有助于磷的去除, 使得组合技术对 TP 去除率出现升高。由图4(b)可知, 在12—2月, 组合技术对 TP 去除率为6.3%、12.9%和10.6%, 即低温条件下, 减小河道进水流量能够增强组合技术对 TP 的去除效果, 但并不是流量越小越好, 在进水流量为 $800\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 时, TP 达到最大去除率。经统计学 (ANOVA) 分析, 进水流量变化时, 组合技术对 TP 去除效果具有显著性差异 ($P<0.05$)。通过对进水 TP 成分分析, 发现二级出水中颗粒态磷 (粒径大于 $0.45\text{ }\mu\text{m}$) 占比为60%~90%, 可见磷的去除以基质吸附和沉降等物理作用为主, 这也说明了在进水流量为 $800\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 时, 产生的水力条件更适宜去除颗粒态磷。

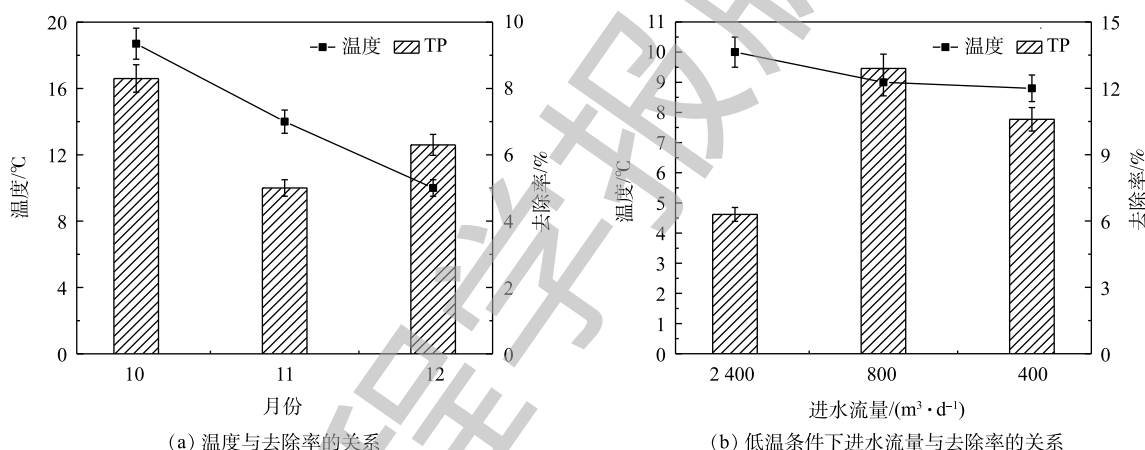


图4 组合技术对 TP 去除情况

Fig. 4 Removal of TP by combined technique

2.4 植物与微生物净化情况

微生物是去除污染物的主要贡献者, 水生植物次之, 同时也存在着一定程度物理化学作用。11月和1月河道内挺水植物和沉水植物的生长情况以及微生物活性、硝化/反硝化强度和种属变化情况如图5所示。由图5(a)和图5(b)可看出, 11月和1月实验河道内水生植物变化明显, 美人蕉、千屈菜和黄菖蒲在进入冬季后枯萎死亡, 而羊蹄和水芹菜在低温条件仍保持生长, 可见冬季羊蹄和水芹菜对水质仍能保持净化作用; 1月与11月粉绿狐尾藻生长面积相比, 增大约 5.7 m^2 , 菹草生长面积减小近 6 m^2 , 伊乐藻生长面积增大约 3 m^2 , 即冬季粉绿狐尾藻和伊乐藻的净化潜力要强于菹草。由图5(c)可知, 11月和1月实验河道内微生物活性为 $0.22\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $0.3\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 硝化强度为 $0.97\text{ mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $1.26\text{ mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$, 反硝化强度为 $2.69\text{ mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $3.11\text{ mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$; 同时由图5(d)可看出, 11月与1月河道内丰度较高的菌属中均存在 *Gemmobacter* (芽杆菌属, 8%~10%)、*Pseudoxanthomonas* (假黄单胞菌属, 3%~7%) 等菌属; 脱氮类微生物丰度存在一定差异, 11月河道中检测出 *Rhizobium*、*Rhodobacter*、*Thiobacillus* (根瘤菌 6%、红杆菌 3%、产硫酸杆菌 1%) 等菌属; 1月存在 *Rhizobium*、*Rhodobacter*、*Thiobacillus*、*Hyphomicrobium* (根瘤菌 4%、红杆菌 6%、产硫酸杆

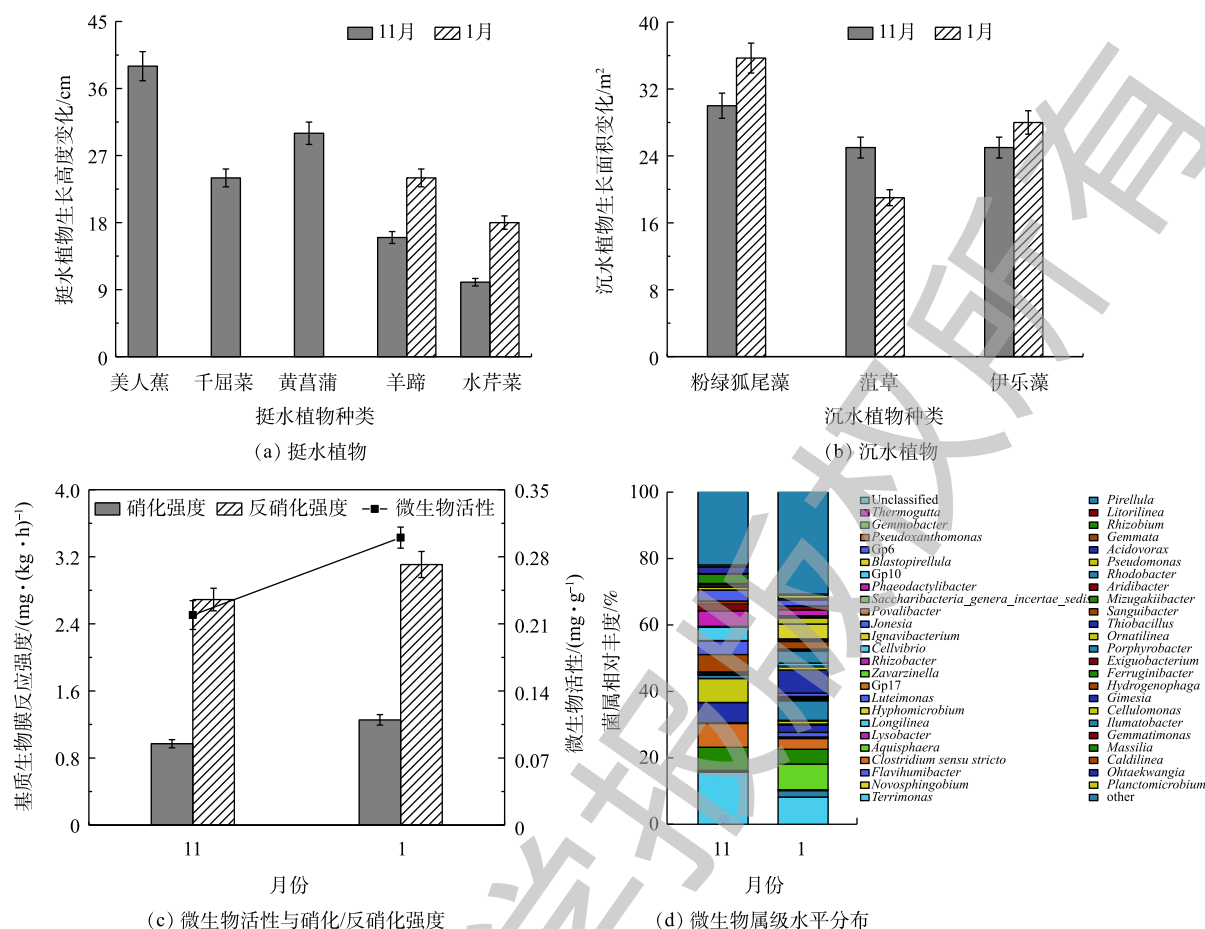


Fig. 5 Changes in plants and microorganisms in the river

菌 7%、生丝微菌 4%) 等菌属。11 月底, 在实验河道内, 大面积投加铁炭填料, 由于铁炭填料内电解过程, 产生的 Fe^{2+} 与 $[\text{H}]$ 能够加速微生物代谢过程中电子传递和酶基因的表达, 从而增强微生物活性和硝化/反硝化能力, 加快对污染物的氧化分解^[16]。此外, 耐寒植物的正常生长提供了微生物适宜的生存环境, 也为微生物种属的丰富创造了条件。可见冬季河道内铁炭填料的内电解作用配合种植耐寒植物, 能够有效提高微生物活性和硝化/反硝化强度, 以及微生物种属丰度, 使组合技术对污染物去除效果得到改善。

3 讨论

3.1 有机物去除效果改善分析

虽然原位生态组合技术能够有效净化河流水质, 但受冬季低温条件影响, 整体净化效果并不理想; 通过改进净化设施, 可提高组合技术净化能力。由图 2 看出, 10—12 月河道进水流量为 $2400 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 时, 组合技术对 COD 去除率随温度变化逐渐降低; 进入冬季后, 调整进水流量为 $800 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $400 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, 低温条件下 COD 去除率由 14.3% 升高到 19%, 可见减小进水流量能够增大组合技术对 COD 去除效果。汪楚乔等^[17] 在冬季低温条件下利用人工湿地组合工艺对灌溉尾水进行处理, 得出片面降低水力负荷并不能持续提高 COD 等污染物去除效果的结论。河道进水为二级出水, 其自身可生化性较差, 不利于微生物的去除; 研究表明, 铁炭填料在微环境中发生内电解, 能够增强微生物活性和改善水体可生化性, 从而提高污染物的去除率^[18]。有学者采用铁炭内电解结合上流式曝气生物滤池工艺去除微污染水体中有机物, 并开展中试规模实验研究, 结果表明, 铁炭内电

解预处理去除 15.6% 有机物, 并显著提高了后续处理设施去除效果^[19]。在冬季河道约 70% 的面积内添加铁炭填料, 由图 5(c) 可知, 1 月微生物活性要高于 11 月的微生物活性, 表明铁炭填料内电解作用增强了河道内微生物活性, 强化了微生物对 COD 的去除; 同时河道内栽种耐寒植物, 不仅对 COD 具有去除作用, 而且也为微生物创造生长代谢环境, 有利于微生物净化作用的发挥^[20]。组合技术通过减小流量, 降低进水污染负荷, 并结合铁炭填料和耐寒植物, 强化微生物和植物去除能力, 从而使得 12—2 月 COD 去除效果持续稳定提高。

3.2 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除效果改善分析

氮类污染物一直是污水处理过程中重点去除对象。由图 3 看出, 10—12 月河道进水流量为 $2\,400\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 时, 组合技术对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除率都逐渐降低; 在 1—2 月, 调整进水流量为 $800\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $400\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 后, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除率达到 15.5% 和 22.8%, 高于秋季脱氮水平。经统计学分析, 在冬季 3 种进水流量下, 组合技术对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除效果变化显著。进水流量 $2\,400$ 、 800 和 $400\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 对应 HRT 为 2.8、6.9 和 11.2 h, 在污水处理过程中, 延长 HRT 有利于氮去除^[21]; 结合图 3 实验结果可知, 进水流量为 $400\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 时, 氮类污染物去除效果最好, 其进水 HRT 最长, 因此, 冬季河道进水流量的改变导致 HRT 延长, 增强组合技术对氮类污染物去除能力。由图 5(c) 和图 5(d) 可知, 11 月河道内微生物硝化/反硝化强度都低于 1 月, 同时 1 月河道内脱氮微生物 (如 *Rhizobium*、*Rhodobacter*、*Thiobacillus*、*Hyphomicrobium* 等) 在种属和丰度方面都要高于 11 月, 表明进入冬季后, 河道内微生物脱氮能力得到提高。微生物硝化/反硝化强度和种属丰度的变化与河道内大面积添加铁炭填料有很大关系, 郑晓英等^[22] 通过研究发现, 冬季内电解湿地微生物群落多样性优于普通湿地, 同时脱氮微生物总量上有明显优势, 为普通湿地的 8.7 倍, 其硝化/反硝化强度更高, 脱氮效果更好。在利用生物膜电极与人工湿地结合处理污水厂尾水的研究中发现, 这种耦合系统中电极区域产生内电解作用, 能够增加自养细菌 (如 *Thiobacillus*) 的丰度, 并增强反硝化程度约 20.8%^[23]。SHEN 等^[24] 利用铁炭内电解强化潜流人工湿地去除效果, 结果表明, 经强化后的潜流人工湿地 TN 去除率可达 $(81.45\pm 1.27)\%$, 显著高于普通人工湿地; 此外, 内电解可以为反硝化过程提供电子, 加速反应过程的进行, 并能够增加脱氮类微生物丰度。由此可知, 组合技术铁炭内电解使得微生物活性和硝化/反硝化强度增强, 并增大脱氮微生物种属丰度, 进而增强脱氮能力。冬季河道内挺水植物和沉水植物生长状况不同, 其对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除有限; 研究表明, 微生物反硝化作用可去除 54%~94% 的 TN, 植物仅去除 7.5%~14.3%^[25]。水生植物的存在能够调节水体 pH 和 DO 环境, 促进微生物硝化、反硝化作用的进行^[26]。通过控制进水流量削减污染物质, 同时结合耐寒植物与铁炭填料内电解, 增强微生物脱氮能力, 从而改善组合技术对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除效果。

3.3 TP 去除效果改善分析

受污染河流水体中 TP 去除较为复杂, 其存在多种磷形态, 去除途经包括微生物固定、水生植物吸收、化学反应和吸附沉淀等物理过程^[27]。由图 4 看出, 在 10—11 月, TP 的去除率由 8.3% 降低至 5%; 在 12—翌年 2 月, 河道进水流量为 $2\,400$ 、 800 和 $400\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, TP 去除率为 6.3%、12.9% 和 10.6%, 可知当进水流量减小至 $800\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 时, 组合技术对 TP 的去除效果最好。已知二级出水中颗粒态磷占比 60% 以上, 使得 TP 去除以吸附和沉降等物理作用为主, 进水流量为 $800\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 时, 在河道内产生的水力条件有助于颗粒态磷的沉降, 且水力扰动不会造成磷的二次污染^[28]。铁炭填料除具有较强的氧化还原能力外, 还具有较好的吸附和絮凝功能, 内电解过程产生 Fe^{2+} 或 Fe^{3+} , 能够促进磷的絮凝沉淀^[24, 29]; 同时河道内搭配种植不同类型水生植物, 沿水流方向布置耐寒挺水植物-浮水植物-沉水植物, 有助于颗粒态磷的沉降吸附, 可将进水 TP 中颗粒态磷去除 55%~86.9%。在对表流人工湿地研究中, 通过构建不同类型挺水植物、浮水植物和沉水植物, 能够

实现 78% 的 TP 去除率和 80% 的 SS 去除率^[30]。因此, 在处理类似污染水体时, 可调整合适进水量, 搭配铁炭填料和不同类型水生植物, 有利于达到最佳 TP 去除效果。

4 结论

1) 冬季低温条件下, 通过调整河道进水流量 (2 400、800 和 400 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)、添加铁炭填料和栽种耐寒植物 3 个方面改善措施, 可使组合技术对 COD、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、TN 和 TP 去除率达到 19%、15.5%、22.8% 和 12.9%, 其净化能力得到提高。

2) 冬季河道内添加铁炭填料, 内电解作用将微生物活性和硝化/反硝化强度提高至 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $1.26 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{h})^{-1}$ / $3.11 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{h})^{-1}$, 并增加脱氮微生物种属丰度, 从而增强组合技术对污染水体的脱氮能力。

3) 组合技术沿水流方向布置挺水植物-浮水植物-沉水植物, 并结合铁炭填料吸附絮凝作用, 能够较好地去除二级出水中 TP, 可净化水体中 55%~86.9% 的颗粒态磷。

参考文献

- [1] DAVIS N M, WEAVER V, PARKS K, et al. An assessment of water quality, physical habitat, and biological integrity of an urban stream in Wichita, Kansas, prior to restoration improvements (phase I)[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2003, 44(3): 351-359.
- [2] 李驰昊, 施永生, 赵璇, 等. 阿科蔓介质生物接触氧化法预处理微污染原水[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(5): 2317-2323.
- [3] 张淑敏, 陈蓓蓓, 侯伟昉. 微污染原水原位净化技术应用研究进展[J]. *净水技术*, 2017, 36(4): 30-35.
- [4] ATEIA M. In-situ biological water treatment technologies for environmental remediation: A review[J]. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, 2016, 7(3): 1-5.
- [5] WANG W H, WANG Y, LI Z, et al. Effect of a strengthened ecological floating bed on the purification of urban landscape water supplied with reclaimed water[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 35(10): 622-623.
- [6] 侯俊, 王超, 王沛芳, 等. 卵砾石生态河床对河流水质净化和生态修复的效果[J]. *水利水电科技进展*, 2012, 32(6): 46-49.
- [7] 陈众, 田丰, 董俊. 太湖流域河网水体负荷削减技术应用及效果分析[J]. *环境化学*, 2013, 32(10): 1995-1996.
- [8] 田猛, 张永春. 用于控制太湖流域农村面源污染的透水坝技术实验研究[J]. *环境科学学报*, 2006, 26(10): 1665-1670.
- [9] YUAN Q B, SHEN Y, HUANG Y M, et al. A comparative study of aeration, biostimulation and bioaugmentation in contaminated urban river purification[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2018, 11(6): 276-285.
- [10] 陈乾坤, 孙一宁, 焦一滢, 等. 低污染水生态净化组合技术应用[J]. *环境科学研究*, 2014, 27(7): 719-725.
- [11] FANG T, BAO S P, SIMA X F, et al. Study on the application of integrated eco-engineering in purifying eutrophic river waters[J]. *Ecological Engineering*, 2016, 94(3): 320-328.

- [12] SZKLAREK S, WAGNER I, JURCZAK T, et al. Sequential sedimentation-biofiltration system for the purification of a small urban river (the Sokolowka, Lodz) supplied by stormwater[J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 205(9): 201-208.
- [13] 国家环境保护总局. 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.
- [14] 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): 943-951.
- [15] 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.
- [16] 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(23): 148-154.
- [17] 汪楚乔, 陈艳红, 吴磊, 等. 冬季组合工艺处理灌溉尾水的运行效果[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(6): 3339-3344.
- [18] 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.
- [19] CHEN Y H, LIN T, CHEN W. Enhanced removal of organic matter and typical disinfection byproduct precursors in combined iron-carbon micro electrolysis-UBAF process for drinking water pre-treatment[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2019, 78(4): 315-327.
- [20] WU H L, WANG X Z, HE X J, et al. Effects of root exudates on denitrifier gene abundance, community structure and activity in a micro-polluted constructed wetland[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 598(4): 697-703.
- [21] 张毓媛, 曹晨亮, 任丽君, 等. 不同基质组合及水力停留时间下垂直流人工湿地的除污效果[J]. *生态环境学报*, 2016, 25(2): 292-299.
- [22] 郑晓英, 朱星, 王菊, 等. 内电解人工湿地冬季低温尾水强化脱氮机制[J]. *环境科学*, 2018, 39(2): 758-764.
- [23] WANG J, WANG Y, BAI J, et al. High efficiency of inorganic nitrogen removal by integrating biofilm-electrode with constructed wetland: Autotrophic denitrifying bacteria analysis[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 227(12): 7-14.
- [24] SHEN Y H, ZHUANG L L, ZHANG J, et al. A study of ferric-carbon micro-electrolysis process to enhance nitrogen and phosphorus removal efficiency in subsurface flow constructed wetlands[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 359(11): 706-712.
- [25] CHEN Y, WEN Y, ZHOU Q, et al. Effects of plant biomass on nitrogen transformation in subsurface-batch constructed

- wetlands: A stable isotope and mass balance assessment[J]. *Water Research*, 2014, 63(15): 158-167.
- [26] 王超, 陈煜权, 蔡丽婧, 等. 不同季节大型生态净化工程对原水氮素净化效果[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(8): 3763-3767.
- [27] WANG M, ZHANG D Q, DONG J W, et al. Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate: A review[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2017, 57(12): 293-311.
- [28] 李先宁, 宋海亮, 吕锡武, 等. 水耕植物过滤法去除氮磷的影响因素及途径[J]. *环境科学*, 2007, 28(5): 982-986.
- [29] 陈欣, 祝惠, 阎百兴, 等. 铁碳微电解基质强化人工湿地污染物去除率的室内模拟实验[J]. *湿地科学*, 2018, 16(5): 684-689.
- [30] WANG W L, GAO J Q, GUO X, et al. Long-term effects and performance of two-stage baffled surface flow constructed wetland treating polluted river[J]. *Ecological Engineering*, 2012, 49(23): 93-103.
- (本文编辑: 王萌萌, 郑晓梅, 张利田)

Analysis of improving secondary effluent purification by in situ ecological combination technique in winter

SONG Desheng¹, YU Luji^{1,2,*}, ZENG Ke¹, PENG Zhaoxu¹, LI Tingmei², LI Jia¹

1. College of Water Conservancy and Environmental Engineering, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China

2. Research Center for Environmental Policy Planning & Assessment of Zhengzhou University, Zhengzhou 450003, China

*Corresponding author, E-mail: yuluji@126.com

Abstract In order to improve the purification of micro-polluted river water by in-situ ecological combined technique under low temperature conditions in winter, hard sewage river was transformed into an experimental river. The purification of secondary effluent by the combined techniques of artificial floating island, ecological river bed and ecological filter dam was investigated by three optimization measures: influent flow control, iron-carbon filler internal electrolysis and cold-tolerant plants. The results showed that, after the improvement measures were completed, the removal efficiencies of COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TN and TP increased from 14.3% to 19%, from 7.8% to 15.5%, from 13% to 22.8%, and from 6.3% to 12.9%, respectively. Iron-carbon internal electrolysis elevated the species and abundance of denitrifying microorganisms, the microbial activity was enhanced from $0.22 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ to $0.3 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, and the nitrification/denitrification intensity was enhanced from $0.97 \text{ mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}/2.69 \text{ mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$ to $1.26 \text{ mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}/3.11 \text{ mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$, the denitrification effect of the combined technique was significantly improved accordingly. Besides, along the water flow in the river, cold-tolerant emerged plants-floating plants-submerged plants were configured longitudinally, 55%~86.9% of particulate phosphorus in influent TP was removed. This result has reference value for improving the treatment effects of polluted rivers in cold regions.

Keywords winter; ecological combination technology; secondary effluent; flow change; iron-carbon internal electrolysis