



文章栏目：生态修复工程

DOI 10.12030/j.cjee.202302077 中图分类号 X703 文献标识码 A

金宁奔, 吕永鹏, 谭学军, 等. 感潮平原中心城区河道近自然生态修复技术的应用[J]. 环境工程学报, 2023, 17(8): 2789-2796. [JIN Ningben, LYU Yongpeng, TAN Xuejun, et al. Application of near-natural ecological restoration technology for river course in the central urban area of tidal plain[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(8): 2789-2796.]

# 感潮平原中心城区河道近自然生态修复技术的应用

金宁奔<sup>✉</sup>, 吕永鹏, 谭学军, 王盼, 张莹

上海市政工程设计研究总院(集团)有限公司, 上海 200092

**摘要** 针对感潮平原中心城区河道存在往复流现象带来的水质波动、生态岸线差、生态系统稳定性不足等问题, 开展以基于生物屏障技术耦合水生动植物生态系统构建为主的全面系统的近自然生态修复集成技术及示范研究。注重源头削减和末端综合治理, 通过集成构建河道水质稳定技术、海绵设施生态岸线、优化水生态系统措施等技术体系, 并选取上海市中心城区典型河道进行示范应用及效果跟踪。结果表明, 修复后河道水质和感官效果得到了极大提升, 化学需氧量(COD)、氨氮、总磷、浊度/悬浮物(SS)各均值较未处理河道水质均值分别降低约 23%、41%、35%、51%/52%, 5 大类抗生素除了洁霉素、克林霉素和磺胺吡啶均未检出, 河道水质从在地表水 IV 类水质上下波动稳定达到 IV 类(总氮指标除外)。

**关键词** 感潮平原; 中心城区; 河道; 近自然生态修复; 示范

国外许多国家如欧美、日本等在河道重返自然的生态修复方面进行了大量研究, 形成了许多新的理论和技术, 同时在城市河道生态修复方面也取得了显著效果, 河道水质和生物数量、种类等均得到了提高。德国进行了重新自然化的尝试即将河道修复至近自然的状态; 美国首次提出了生态工程的概念, 奠定了多自然型河道生态修复技术的理论基础; 英国通过了生物多样性计划, 将洪泛区可持续性保护和生物物种多样性保护有机结合在一起; 日本推出了《近自然工法》, 提出了基于一定措施保护和恢复河道自然生态环境等治理策略<sup>[1]</sup>。我国在城市河道生态修复方面的研究工作起步较晚<sup>[2]</sup>, 在城市河道生态护岸工程领域也进行了探究, 提出了防浪林建设、植被护岸等生态型的护岸技术。在一些大城市中也开展了河道生态修复实践, 恢复并强化了河道的综合功能, 取得了良好的社会和生态效益<sup>[1]</sup>。

尽管国内外对城市河道生态修复进行了大量的研究和探索, 目前仍存在一些问题亟待解决: 1) 缺乏代表性、普遍性和实用性, 即主要针对某一特定区域或某一河道的治理进行研究; 2) 未针对不同地域典型河道进行差异化研究; 3) 修复方案未注重多学科交叉融合; 4) 未形成独具特色的方法体系, 退化生态系统恢复和重建技术也尚不成熟<sup>[3]</sup>。而我国目前在城市河道生态修复方面主要侧重于水污染治理和改善, 尚未重视和深入修复河道生态系统的结构和功能等<sup>[1]</sup>。停止一切引起生态系统退化或阻碍其恢复的干扰行为, 如消除外在干扰行为、修复河道廊道等, 是实现河道修复

收稿日期: 2023-02-15; 录用日期: 2023-05-08

基金项目: 上海市科学技术委员会科研计划资助项目(21DZ1202505); 国家重点研发计划资助项目(2021YFC3001400)

第一作者: 金宁奔(1990—), 男, 博士, 高级工程师, [jinningben@126.com](mailto:jinningben@126.com); ✉通信作者

的首要关键步骤,而针对城市河道近自然生态修复技术主要包括以下6个方面:恢复自然河流形态;治理河道水质;调节河流水量;对河道驳岸进行生态恢复;增加河道两侧开发空间;建立河岸制备缓冲带<sup>[4]</sup>。

感潮平原河网地区河道复杂,水利工程众多,流向顺逆不定,再加上潮汐的影响,非点源问题突出,为水环境质量的系统研究和河道综合整治带来了极大的困难。国内外学者对单向、潮汐河流或树枝状河流的污染负荷、水质状况及治理进行了大量的研究,而对复杂的平原感潮河网进行系统修复的研究尚不多见。尤其是平原感潮河网地区城市中心城区河道分布密集、硬化渠化、蓝绿空间破碎、周边区位空间极为有限,给河道改造修复等措施带来了巨大挑战。

针对感潮平原城市中心城区中小河道存在面源污染分散、类型多样化等特征,以及河道硬化渠化、蓝绿空间破碎等问题,缺乏全面系统的近自然生态修复技术体系,且精准源头削减和末端治理关键技术亟需突破,尚未形成可复制可推广的适用于感潮平原中心城区河道近自然生态修复治理模式等难题,本文选取上海市中心城区典型河道即长宁区午潮港开展河道水体近自然生态修复技术研究及示范应用,持续跟踪监测示范效果,为感潮平原中心城区河道近自然生态修复提供技术支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 河道近自然生态修复技术

1) 午潮港水质波动因素分析。午潮港生态补水主要靠与之两端相连的外环西河及新泾港2条主河道补充水源。在正常条件下,外环西河水质要求地标Ⅳ类水质,新泾港水质要求地标Ⅴ类水质。根据上海水环境功能区划分方案,午潮港水质监测要求划分Ⅳ类水功能区。由于午潮港河道与两端与之相连,存在往复流现象,主河道水仍会汇入一部分进入午潮港。外环西河水质较好,达到地标Ⅳ类水质要求,对午潮港水质影响不大。但新泾港上游来水进入午潮港后,会使午潮港内水质指标不稳,出现波动,造成水质不稳定。而在泵站放江期间,由于污染物的大量进去主河道,造成河道水质指标上升,两端相连河道水质指标均会有所上升,届时对午潮港的水质影响就比较大了。

另外,生态岸线差:区域河段堤防岸线以浆砌块石或混凝土驳岸为主,不仅景观效果差,而且对改善水生态环境不利;由于污染严重和环境条件恶劣,以致水体食物链中最重要最基础的一环(即底端腐食群落食物链)极度缺失,这样导致沿河生态缓冲带逐渐减少,自身净化能力逐渐消失殆尽,导致进入水体的有机污染物无法得到及时有效分解,加剧水质恶化。生态系统稳定性不足:河道现有水流速度缓慢,水体流动性差,沿岸植物种类少,坡岸硬质护岸,部分点位未保护,生物生境缺乏;水体浑浊,感官效果差,植物完整性欠缺,景观效果不完美,总体生态系统不完善。

2) 集成技术与解决方案。针对感潮平原中心城区典型河道即午潮港存在往复流现象带来的补水水质污染问题,通过集成生物屏障、生物滤网、立式浮岛、曝气增氧等核心技术,并构建基于三位一体微生物挂膜耦合多生态组合生物屏障等河道水质稳定体系可有效缓解补水水质波动影响;针对生态岸线差问题,通过结合彩色透水步道、雨水花园、旱溪等海绵设施建设生态岸线,提升河道周边景观效果和提供生物生境条件;针对生态系统稳定性不足问题,通过种植适宜不同水体和季节生长的多种水生植物,引入适宜水生动物和土著微生物丰富食物链并优化水生态系统,提升并保持水生态系统的多样性和稳定性。

3) 技术单元与原理。生物填料技术可通过投加人工填料作为微生物附着的基质,增加水体中生物膜量,强化生物膜的净化功能。在河道中应用的主要是悬挂式填料,包括阿科曼生态基、生

态草、高效生物巢等。污染源生态拦截技术和生物流化床技术分别利用悬挂式填料和悬浮式填料，利用具有超强表面吸附性的挂膜材料，将更多的有机污染物和微生物附着到挂膜材料表面，通过藻类和各种菌类的代谢合成最终将有机物分解，或转化成为微生物组分，从而净化水质。基于 3 种不同的微生物挂膜方式，生物屏障技术是利用生态浮岛和生物网箱再结合生态基形式，综合作用实现水质净化。水生系统恢复构建由水生植物、水生动物及配合当地土著微生物 3 种相互协调。通过沉水植物种类和配置方式筛选构建“沉水植物”为主的植物群落，通过水生动物物种的配置结构和放养模式设计构建水生动物群落，通过对鱼类群落、高等水生植物群落、底栖生物群落等生物生境条件优化调控，使清水型生态系统结构合理、健康，长久保持“草型清水态”。通过采用微纳米曝气和推流曝气等组合技术，为水环境提供足够溶解氧用于水生动植物及微生物的生长繁殖，同时通过推流作用使河道“活起来”为水体水质修复提供水动力。

## 1.2 监测与分析

1) 水样采集。水样取自于上海市长宁区午潮港和新泾港，河道前期水质长期在地表水 IV 类水质上下波动。采样各点位固定，如图 1 所示，分别布置于午潮港东端、中段和西端以及新泾港西端水面。每次单点位采集 1 L 水样用于指标检测。采样时间为 2022 年 7 月至 2022 年 12 月，周期为 0.5 a，涵盖不同季节、旱天和雨天等气候和天气因素。



图 1 河道水质监测水样采集点位分布示意图

Fig. 1 Schematic diagram of distribution of water sampling points for river water quality monitoring

2) 分析项目及方法。水质监测指标包括 pH、化学需氧量、氨氮、总氮、浊度、悬浮物、电导率、抗生素等。其中 pH、化学需氧量、氨氮、总氮、浊度、悬浮物、电导率等常规指标的检测方法采用国家相关标准检测方法；抗生素指标检测方法如下：精密称取抗生素标准品 10.0 mg，标准品种类如表 1 细分类项所示，以 10.0 mL 色谱纯甲醇或乙腈溶液，溶解并制备得到终质量浓度为  $1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$  的抗生素储备液。以初始流动相逐级稀释抗生素储备液，配置为系列混合抗生素标准样品，并加入一定量抗生素内标后，待测。准确称取水样 300 mL，经  $0.45 \mu\text{m}$  孔径的玻璃纤维滤膜过滤。加入 0.2 g 乙二胺四乙酸二钠 ( $\text{Na}_2\text{EDTA}$ )，以降低抗生素与水样中金属离子螯合作用。随即，加入约 300  $\mu\text{L}$  盐酸，调节水样 pH 为 3.0~4.0，并加入 25 ng 抗生素内标。然后，以  $5 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$  的速度，使水样通过亲水亲脂固相萃取小柱 (OasisHLB)( $33 \text{ mg} \cdot \text{mL}^{-1}$ )，HLB 小柱依次以 10 mL 甲醇，10 mL 纯水和 10 mL pH 为 4.0 的纯水活化，上样完毕，用 10 mL 纯水清洗小柱，抽干，而后在氮气保护下干燥 30 min。最后，使用 6 mL 甲醇分 3 次洗脱，氮气吹至近干，再用初始流动相 (0.1% 甲酸-甲酸铵水溶液/乙腈) 复溶后，待测。

3) 液相色谱-串联质谱 (LC-MS/MS) 测试过程。高效液相色谱-串联质谱 (HPLC-MS/MS) 采用安

捷伦 6410B(Agilent 6410B) 三重串联四极杆 LC-MS/MS, WatersXterraC18 分离柱 (100 mm×2.1 mm, 3.5 μm)ESI 电离源。流动相包括: A 相为 0.1% 甲酸-甲酸铵; B 相为乙腈。线性梯度: 0 min, 5% B; 0.1~10 min, 10%~60% B; 10~12 min, 60% B; 12.1~22 min 10% B。流速为 0.25 mL·min<sup>-1</sup>。柱温维持在 25 °C, 进样体积为 200 μL。MS 条件包括: 气体温度为 350 °C, 气体流速为 8 mL, 雾化器压力为 0.17 MPa, 毛细管电压为 4 000 V。

## 2 结果与讨论

### 2.1 河道近自然生态修复前后水体传统污染物质量浓度变化情况

1) 河道近自然生态修复前后水体 pH 变化情况。河道水体 pH 均在 6.7~7.8(图 2), 满足地表水环境质量标准 (GB 3838-2002)IV 类水要求 (6~9)。午潮港修复前水体 pH 在 7.1~8.2, 可见午潮港修复后水体 pH 有所降低。整体来看, 午潮港水体 pH 较新泾港水体 pH 高, 其中午潮港水体 pH 均值为 7.3(修复前为 7.6)、新泾港水体 pH 均值为 7.2。从午潮港自身来看, 其各河段水体 pH 大致呈现自西向东逐渐降低的趋势, 可能与午潮港东端和新泾港西端衔接回流存在一定关系。从旱天雨天数据对比来看, 雨天河道水体 pH 普遍低于日期临近的旱天河道水体 pH, 可能存在雨水径流汇入河道稀释等因素。对比不同季节的数据, 夏季河道水体 pH 普遍低于冬季, 可能与不同温度下微生物菌群的污染物降解效率(酸化水平)有关<sup>[5]</sup>。

2) 河道近自然生态修复前后水体 COD 值变化情况。河道水体 COD 值均在 3.0~30.0 mg·L<sup>-1</sup> (图 3), 满足地表水环境质量标准 (GB 3838-2002)IV 类水要求 (≤30 mg·L<sup>-1</sup>)。午潮港修复前水体 COD 值为 11.0~25.8 mg·L<sup>-1</sup>, 可见午潮港修复后水体 COD 值范围有所扩大, 但如果剔除 2022 年 10 月 10 日的数据值, 则午潮港 COD 值基本在 20 mg·L<sup>-1</sup> 以下, 整体水平较修复前有所降低。整体上看新泾港水体 COD 值高于午潮港, 其中新泾港水体 COD 均值为 16.2 mg·L<sup>-1</sup>、午潮港水体 COD 均值为 12.5 mg·L<sup>-1</sup> (修复前为 16.4 mg·L<sup>-1</sup>, 与新泾港水质较为接近), 午潮港水体 COD 均值较新泾港水体 COD 均值低约 23%, 可见午潮港近自然生态修复措施对河道水体中有机污染物削减起到了一定效果。从午潮港自身来看, 其各河段水体 COD 值未存在明显差异, 可能与午潮港水体流向存在东西往复回流现象有关。从旱天雨天数据对比来看, 雨天河道水体 COD 值普遍低于其日期临近的旱天河道水体 COD 值, 可能存在雨水径流汇入河道稀释等因素。从不同季节的数据对比来看, 夏季河道水体 COD 值普遍低于冬季河道水体 COD 值, 可能与

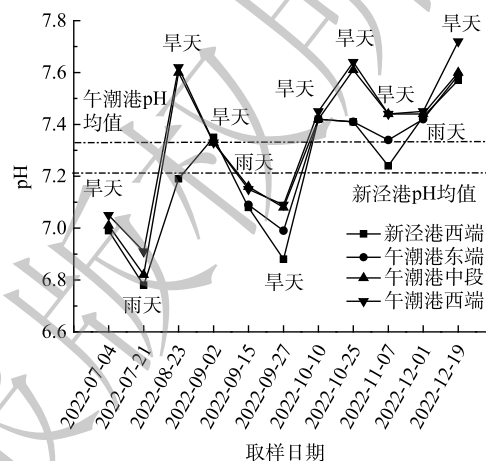


图 2 河道水体 pH 随时间变化情况

Fig. 2 Variation of pH value of river water with time

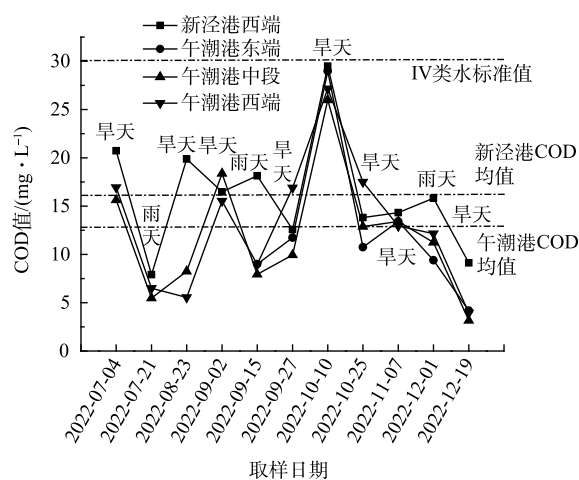


图 3 河道水体 COD 值随时间变化情况

Fig. 3 Variation of COD concentration of river water with

不同温度下微生物菌群的污染物降解效率有关<sup>[6]</sup>。

3) 河道近自然生态修复前后水体氨氮/总氮质量浓度变化情况。河道水体氨氮质量浓度均在 0~3.5 mg·L<sup>-1</sup> (图 4(a)), 除了 2022.9.15 当天的数据值外, 午潮港水体氨氮指标基本满足地表水环境质量标准 (GB 3838-2002)IV 类水要求 ( $\leq 1.5$  mg·L<sup>-1</sup>), 而新泾港水体氨氮指标超标率 (按地表水 IV 类水要求) 高达近 50%。午潮港修复前水体氨氮质量浓度为 0.3~1.9 mg·L<sup>-1</sup>, 可见午潮港修复后水体氨氮质量浓度范围有所扩大, 但如果剔除 2022.9.15 当天的数据值, 则午潮港氨氮质量浓度值基本在 1.5 mg·L<sup>-1</sup> 以下, 整体水平较修复前有所降低。整体来看, 新泾港水体氨氮质量浓度较午潮港水体氨氮质量浓度高, 其中新泾港水体氨氮质量浓度均值为 1.42 mg·L<sup>-1</sup>、午潮港水体氨氮质量浓度均值为 0.84 mg·L<sup>-1</sup> (修复前为 0.93 mg·L<sup>-1</sup>), 午潮港水体氨氮质量浓度均值较新泾港水体氨氮质量浓度均值低约 41%, 可见午潮港近自然生态修复措施对河道水体中氨氮质量浓度削减起到了较为显著效果。从午潮港自身来看, 其各河段水体氨氮质量浓度大致呈现自西向东逐渐上升的趋势, 与河道水体 pH 呈相反变化趋势。从旱天雨天数据对比来看, 雨天河道水体氨氮质量浓度普遍高于其日期临近的旱天河道水体氨氮质量浓度, 可能与河道周边建筑存在雨天偷排含氮废水有关。从不同季节的数据对比来看, 夏季河道水体氨氮质量浓度普遍高于冬季河道水体氨氮质量浓度, 可能与不同温度下微生物菌群的污染物降解效率 (含氮有机物水解及氨氮离子释放) 有关<sup>[6]</sup>。

河道水体总氮质量浓度均在 1.5~4.5 mg·L<sup>-1</sup> (图 4(b)), 均未满足地表水环境质量标准 (GB 3838-2002)IV 类水要求 ( $\leq 1.5$  mg·L<sup>-1</sup>)。整体上看新泾港水体总氮质量浓度及午潮港各河段水体总氮质量浓度呈现的规律基本与氨氮质量浓度相似 (季节性变化除外), 其中午潮港水体总氮质量浓度均值为 3.09 mg·L<sup>-1</sup>, 与新泾港水体总氮质量浓度均值较为接近 (3.04 mg·L<sup>-1</sup>, 相差约 3%), 可见午潮港近自然生态修复措施对河道总氮质量浓度削减效果不明显。从不同季节的数据对比来看, 夏季河道水体总氮质量浓度普遍低于冬季河道水体总氮质量浓度, 可能与不同温度下微生物菌群的污染物降解效率 (含氮有机物彻底降解) 有关<sup>[6]</sup>。

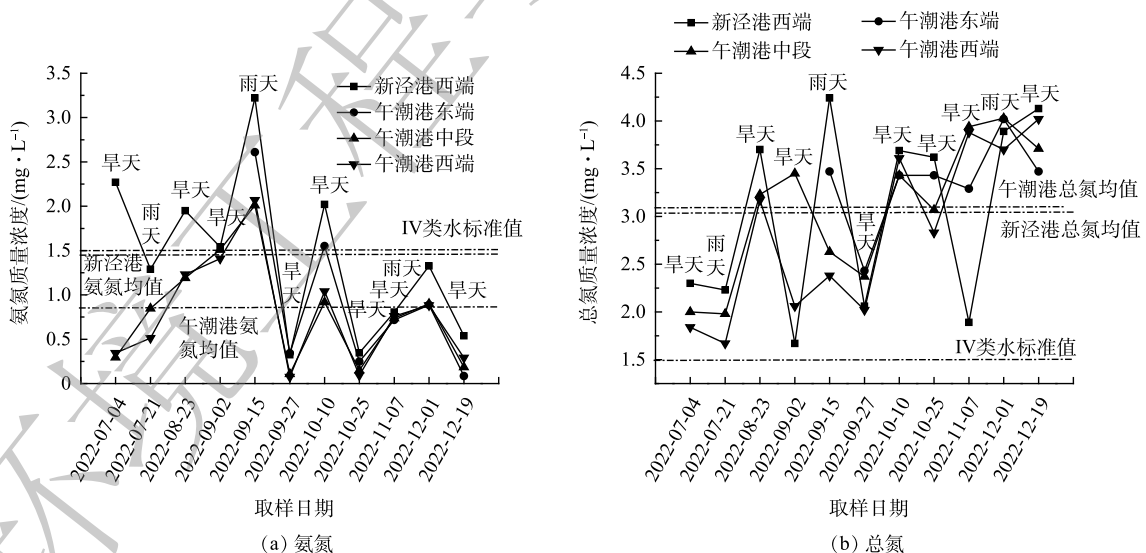


图 4 河道水体氨氮质量浓度和总氮质量浓度随时间变化情况

Fig. 4 Variation of ammonia nitrogen concentration and total nitrogen concentration of river water with time

4) 河道近自然生态修复前后水体总磷质量浓度变化情况。河道水体总磷质量浓度均在 0.05~0.25 mg·L<sup>-1</sup> (图 5), 满足地表水环境质量标准 (GB 3838-2002)IV 类水要求 ( $\leq 0.3$  mg·L<sup>-1</sup>)。午潮港修复前水体总磷质量浓度在 0.1~0.2 mg·L<sup>-1</sup>, 午潮港修复后水体总磷质量浓度在 0.05~0.18 mg·L<sup>-1</sup>,

可见午潮港修复后水体总磷质量浓度有所降低。整体上看午潮港水体总磷质量浓度较新泾港水体总磷质量浓度低,其中午潮港水体总磷质量浓度均值为  $0.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (修复前为  $0.174 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 与新泾港水质较为接近)、新泾港水体总磷质量浓度均值  $0.17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 午潮港水体总磷质量浓度均值较新泾港水体总磷质量浓度均值低约 35%, 可见午潮港近自然生态修复措施对河道水体中总磷质量浓度削减起到了较为显著效果。从午潮港自身来看, 其各河段水体总磷质量浓度大致呈现自西向东逐渐升高的趋势, 与河道水体中氮含量质量浓度呈现趋势相似。而从旱天雨天数据对比来看, 雨天河道水体总磷质量浓度普遍低于其日期临近的旱天河道水体总磷质量浓度, 可能存在雨水径流汇入河道稀释等因素。从不同季节的数据对比来看, 夏季河道水体总磷质量浓度普遍高于冬季河道水体总磷质量浓度, 与河道水体中氨氮质量浓度变化情况相似, 也可能与河道水体冬季耗氧水平较低有关<sup>[7]</sup>。

5) 河道近自然生态修复前后水体浊度/SS 质量浓度变化情况。午潮港水体浊度在 2~25 NTU (图 6(a)), 而新泾港水体浊度在 8~50 NTU。整体上看新泾港水体浊度明显比午潮港水体浊度高, 其中新泾港水体浊度均值为  $26.56 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、午潮港水体浊度均值为  $12.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 午潮港水体浊度均值较新泾港水体浊度均值低约 52%, 可见午潮港近自然生态修复措施对河道水体中浊度削减起到了显著效果。从午潮港自身来看, 其各河段水体浊度大致呈现自西向东逐渐上升的趋势, 可能与午潮港东端和新泾港西端衔接回流存在一定关系。从旱天雨天数据对比来看, 雨天河道水体浊度普遍低于日期临近的旱天河道水体浊度, 可能存在雨水径流汇入河道稀释等因素。从不同季节的数据对比来看, 夏季河道水体浊度与冬季河道水体浊度无明显差异, 可能与微生物代谢非浊度削减关键因

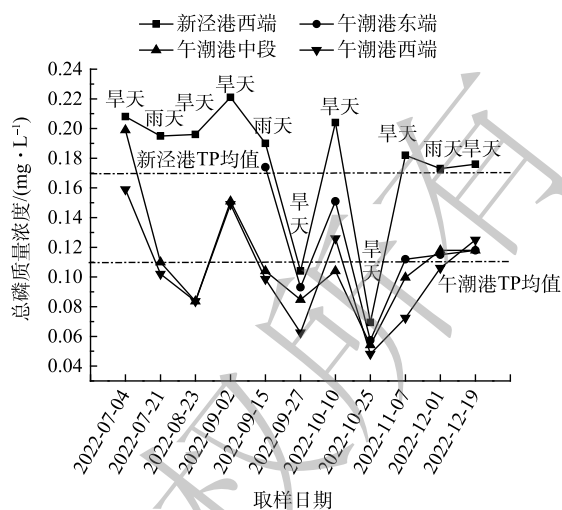
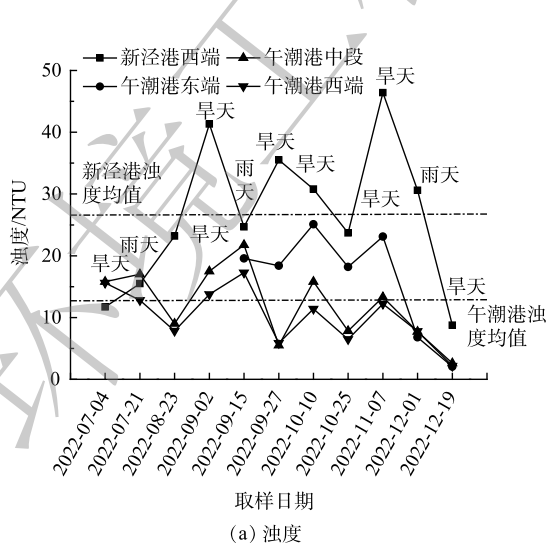
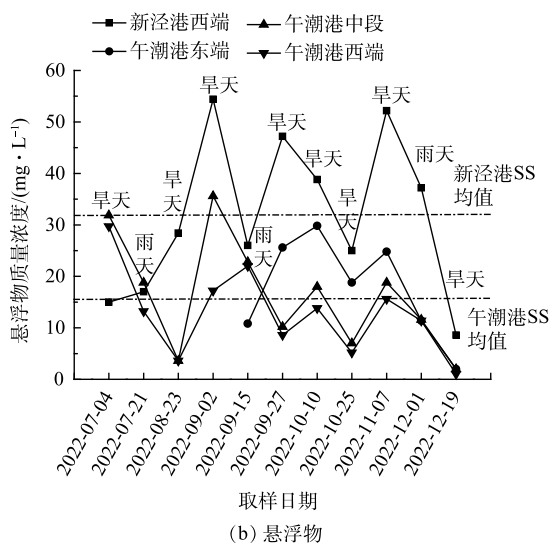


图5 河道水体总磷质量浓度随时间变化情况

Fig. 5 Variation of total phosphorus concentration of river water with time



(a) 浊度



(b) 悬浮物

图6 河道水体浊度和悬浮物质量浓度随时间变化情况

Fig. 6 Variation of turbidity and suspended matter concentration of river water with time

素有关<sup>[8]</sup>。

午潮港水体 SS 质量浓度在  $1\sim 36\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图 6(b))，而新泾港水体 SS 质量浓度在  $8\sim 55\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。整体上看，新泾港水体 SS 质量浓度及午潮港各河段水体 SS 质量浓度的变化规律基本与浊度相似，其中新泾港水体 SS 质量浓度均值为  $31.80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、午潮港水体 SS 质量浓度均值为  $15.61\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，午潮港水体 SS 质量浓度均值较新泾港水体 SS 质量浓度均值降低了约 51%，与浊度降低水平相近，可见午潮港近自然生态修复措施对河道水体中 SS 质量浓度削减亦起到了显著效果。

6) 河道近自然生态修复前后水体电导率值变化情况。午潮港水体电导率值在  $30\sim 110\text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (图 7)，而新泾港水体电导率值在  $40\sim 95\text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ 。整体上看新泾港水体电导率值与午潮港水体电导率值无明显差异，其中新泾港水体电导率均值为  $73.34\text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ 、午潮港水体电导率值均值为  $76.04\text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ，相差约 4%，可见午潮港近自然生态修复措施对河道中溶解性盐(含氯化物等)削减效果不明显。从午潮港自身来看，其各河段水体电导率值未存在明显差异，可能与午潮港水体流向存在东西往复回流现象有关。从旱天雨天数据对比来看，雨天河道水体浊度普遍低于其日期临近的旱天河道水体浊度，可能存在雨水径流汇入河道稀释等因素。从不同季节的数据对比来看，夏季河道水体电导率值普遍低于冬季河道水体电导率值。

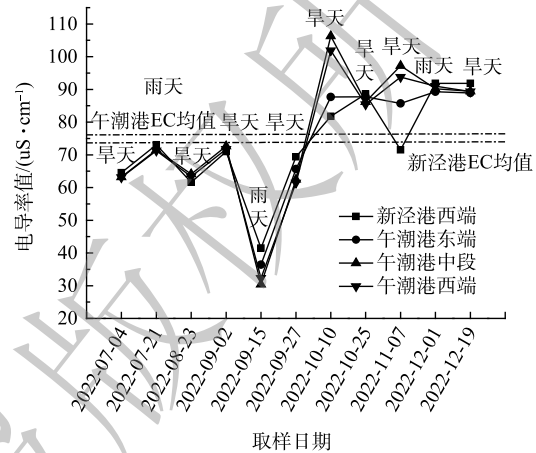


图 7 河道水体电导率值随时间变化情况

Fig. 7 Variation of conductivity value of river water with time

## 2.2 河道近自然生态修复前后水体新兴污染物质量浓度变化情况

河道近自然生态修复前后水体抗生素去除情况。经检测，午潮港河道水体中 5 大类抗生素(大环内脂类、磺胺类、喹诺酮类、四环素类和氯霉素)中除了洁霉素、克林霉素和磺胺吡啶外均未检出，新泾港河道水体中除了洁霉素( $1.74\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ )和克林霉素( $15.6\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ )外均未检出，表明周边存在大量抗炎症药物类使用或生产情况<sup>[9]</sup>。新泾港河道水体中洁霉素和克林霉素质量浓度相对午潮港河道水体均较低；午潮港河道中段水体中洁霉素、克林霉素和磺胺吡啶的质量浓度分别为  $1.81$ 、 $20.9$ 、 $1.07\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ，比西端水体(分别为  $2.41$ 、 $31.2$  和  $1.58\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ )中低。这可能由于河道水体在流动过程中经过多重组合水生态系统吸附拦截、生物降解等作用使得抗生素质量浓度有所下降<sup>[10]</sup>。

## 3 结论

1) 午潮港 COD 均值、氨氮均值、总磷均值、浊度均值、SS 均值较新泾港外河段分别降低了约 23%、41%、35%、51%、52%。

2) 午潮港水体中 5 大类抗生素除了洁霉素、克林霉素和磺胺吡啶外均未有检出。

3) 午潮港水质(总氮指标除外)从在地表水 IV 类水质上下波动稳定达到 IV 类。

## 参考文献

- [1] 蔡琪. 城市河道生态修复技术方法初探[J]. 科学之友, 2013(12): 131-132.
- [2] 钟春欣, 张玮. 基于河道治理的河流生态修复[J]. 水利水电科技进展, 2004, 24(3): 12-14.
- [3] 廖先容, 王翠文, 蒋文琼. 城市河道生态修复研究综述[J]. 天津科技, 2009, 36(6): 31-32.
- [4] 张长滨, 范欣. 国内外近自然河道生态修复初探[J]. 森林工程, 2013, 29(6): 40-43.
- [5] 刘儒雪. 城镇污水厂尾水补给型河流自净能力评估及其影响因素研究[D]. 郑州: 郑州大学, 2021.
- [6] 张肖静, 位登辉, 陈召, 等. 城市河道有机物、氮、硫污染物的分布规律研究[J]. 轻工学报, 2021, 36(1): 51-57.
- [7] 王美丽, 刘春, 白璐, 等. 曝气对黑臭河道污染物释放的影响[J]. 环境工程学报, 2015, 9(11): 5249-5254.
- [8] 于玉彬. 缓流景观河道表观污染的变化规律及影响因素研究[D]. 苏州: 苏州科技学院, 2011.
- [9] 朱春红. 上海市城市河网抗生素、抗性基因时空分布特征及其与环境因子相关性研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2018.
- [10] 杨亚静, 郭曦, 孙飞云, 等. 城市内河河道中抗生素控制技术研究进展[J]. 水利水电技术, 2012, 43(8): 62-65.

(责任编辑: 曲娜)

## Application of near-natural ecological restoration technology for river course in the central urban area of tidal plain

JIN Ningben\*, LYU Yongpeng, TAN Xuejun, WANG Pan, ZHANG Ying

Shanghai Municipal Engineering Design and Research Institute (Group) Co. Ltd., Shanghai 200092, China

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

**Abstract** Aiming at the problems such as water quality fluctuation caused by the phenomenon of reciprocating flow, poor ecological coastline and insufficient ecosystem stability in the central urban area of tidal plain, a comprehensive and systematic near-natural ecological restoration integration technology and demonstration research based on the construction of aquatic animal and plant ecosystem coupled with biological barrier technology were conducted. Focused on source reduction and comprehensive management at the end, the integration of river water quality stabilization technology, sponge facilities ecological coastline, measures to optimize water ecosystem and other technical systems was constructed, and typical rivers in the central urban area of Shanghai were selected for demonstration application and effect tracking. The results show that the water quality and sensory effect of the restored river were greatly improved, and compared with the untreated river, the average values of chemical oxygen demand(COD), ammonia nitrogen, total phosphorus and turbidity /suspended matter(SS) decreased by about 23%, 41%, 35% and 51%/52%, respectively. Five kinds of antibiotics were not detected except for clindamycin, clindamycin and sulfapyridine, and the water quality of river stably reached class IV for surface water quality (except the total nitrogen index) from fluctuation around Class IV.

**Keywords** tidal plain; central urban area; river course; near-natural ecological restoration; demonstration