



文章栏目: 水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201901023

中图分类号 X524

文献标识码 A

王文明, 宋凤鸣, 尹振文, 等. 城市湿地景观水体富营养化评价、机理及治理[J]. 环境工程学报, 2019, 13(12): 2898-2906.
WANG Wenming, SONG Fengming, YIN Zhenwen, et al. Evaluation, mechanism and treatment of landscape water eutrophication in city wetland[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(12): 2898-2906.

城市湿地景观水体富营养化评价、机理及治理

王文明*, 宋凤鸣, 尹振文, 左锋, 郭建德, 陈银刚, 郭丹丹, 鹿文领, 曾海燕

湖南先导洋湖再生水有限公司, 长沙 410208

第一作者: 王文明(1982—), 男, 硕士, 高级工程师。研究方向: 水污染防治等。E-mail: w.m.wang@126.com

*通信作者

摘要 针对再生水回用的景观水体容易发生富营养化的问题, 分别以再生水和径流雨水为主要补水水源的某城市湿地不同区域景观水体为研究对象, 通过水体 TN、TP、COD、SS、Chla、DO 等水质指标检测分析, 研究了污染物的空间变化和季节变化规律, 评价了湿地水体富营养化程度并探讨其机理。结果表明, 以再生水为主要补水水源的湿地水体全部呈现中度富营养, 而以径流雨水为主要补水水源的湿地水体则整体呈现中营养。湿地生态系统对再生水输入的高浓度氮磷污染物有一定的净化效果, 但净化效率有限且受季节因素影响明显, 藻类的季节性增殖引起水体中 TN、TP 浓度降低、SS 降低、透明度下降和 COD 浓度升高, 高浓度氮磷营养盐输入是湿地水体藻类增殖并呈现富营养化的主要原因。提出了再生水补水的水质和水量控制、景观水体健康生态系统的构建和水体长期的维护管理是综合治理水体富营养化的有效对策。

关键词 富营养化; 城市湿地; 景观水体; 径流雨水; 再生水; 营养盐

我国水资源短缺的形势十分严峻, 400 多个城市常年供水不足, 114 个城市水资源严重匮乏, 水资源短缺已经严重阻碍社会经济的发展。鉴于我国水资源匮乏的现实, 《水污染防治行动计划》等明确要求, 2020 年严重缺水城市再生水利用率应达到 20% 以上, 京津冀区域达到 30% 以上。城市污水再生利用成为缓解城市水资源供需矛盾和实现水资源可持续利用的重要途径。

近年来, 越来越多的城市将达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002) 一级 A 标准和《城市污水再生利用 景观环境用水水质》(GB/T 18921-2002) 的污水处理厂尾水作为再生水给湖泊或湿地等地表水体补水^[1-4]。一级 A 标准尾水氮、磷污染物含量 (TN 15 mg·L⁻¹、TP 0.5 mg·L⁻¹) 较高, 没有达到《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) V 类水质 (TN 2 mg·L⁻¹、TP 0.4 mg·L⁻¹), 更没有达到国际公认的水体发生富营养化的临界值 (TN 0.2 mg·L⁻¹、TP 0.2 mg·L⁻¹)^[5]。因此, 地表景观水体富营养化控制是再生水回用必须考虑的重要技术问题^[6-7]。

本研究以径流雨水和再生水作为主要补水水源的某城市湿地不同区域景观水体为研究对象, 有针对性分析水体 TN、TP 等 6 项水质指标 3 年来的时间、空间变化规律及各项水质指标的相关性, 进而全面评价水体富营养化程度, 剖析富营养化机理, 并探讨富营养化治理对策, 以期为我国再生水回用的相关规划设计提供技术参考。

收稿日期: 2019-01-04; 录用日期: 2019-05-24

基金项目: 湖南省自然科学基金资助项目 (2018JJ3375)

1 材料与方法

1.1 研究对象

某城市湿地景观水体包括 I、II 2 个水系分区 (见图 1)，总面积约为 $9.65 \times 10^5 \text{ m}^2$ ，水深为 0.8~3 m，平均水深约为 1.4 m，总容积约为 $2.09 \times 10^6 \text{ m}^3$ 。水系 I 区较 II 区地势低，水流通常由水系 II 区流向 I 区，当 II 区水位下降明显时，开启水泵，从 I 区抽水给 II 区补水。

水系 I 区补水水源主要为再生水厂尾水和径流雨水，再生水厂尾水水质达到一级 A 标准，平均尾水量约 $4 \times 10^4 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$ ，尾水量约占总补水量的 80%。径流雨水来自水系周边 11 个雨水排口，雨水汇水面积约 $2.78 \times 10^6 \text{ m}^2$ ，其中汇水面积 $2.34 \times 10^6 \text{ m}^2$ 的 7 个雨水排口建有雨水收集池 (面积约 $1.71 \times 10^4 \text{ m}^2$ 、容积约 $2.55 \times 10^4 \text{ m}^3$)，径流雨水经收集池净化处理后汇入水系 I 区。

水系 II 区补水水源主要为径流雨水，径流雨水来自水系周边 12 个雨水排口，雨水汇水面积约 $1.46 \times 10^6 \text{ m}^2$ ，其中汇水面积 $1.93 \times 10^5 \text{ m}^2$ 的 3 个雨水排口建有雨水收集池 (面积约 $9.5 \times 10^3 \text{ m}^2$ 、容积约 $1.4 \times 10^4 \text{ m}^3$) 和汇水面积 $1.9 \times 10^5 \text{ m}^2$ 的 1 个雨水排口建有人工快渗处理系统 (constructed rapid infiltration, CRI)，径流雨水经收集池和 CRI 净化处理后汇入水系 II 区。

1.2 研究方法

根据《地表水和污水监测技术规范》(HJ/T 91-2002)^[8] 进行实验水体水样布点和采集，结合水系功能区划和水流走向，水样点布设见图 1。水系 I 区设采样点 6 个，沿水流走向分别为 1 号~6 号采样点，1 号采样点是再生水厂尾水汇入点，6 号采样点是水体排放泵站附近水样点。水系 II 区设采样点 3 个，沿水流走向分别为 7 号~9 号采样点。2015—2017 年，每月在各采样点取水样 4 次，计算水质指标年均浓度作为水体富营养化分析评价的依据。

水样的采集和保存参照文献中的方法^[9]。水样水质监测项目包括总氮 (TN)、总磷 (TP)、化学需氧量 (COD)、悬浮物 (SS)、叶绿素 a (Chla)、溶解氧 (DO) 和透明度 (SD)。TN 的测定采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法 (HJ 636-2012)^[10]、TP 的测定采用钼酸铵分光光度法 (HJ 670-2013)^[11]，COD 的测定采用重铬酸钾法 (GB 11914-1989)^[12]，SS 的测定采用重量法 (GB 11901-1989)^[13]，Chla 的测定采用分光光度法 (SL 88-2012)^[14]，DO 采用便携式 DO 仪 (HACH HQ 30 d) 测量，SD 的测定采用塞氏盘法。

1.3 分析方法

富营养化评价采用《湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规定》(中国环境监测总站，总站生字 [2001]090 号) 中的综合营养状态指数法^[8-9] 进行评价。选取 Chla、TP、TN 和 COD 4 个指标的浓度值和 SD 指标值计算各单项指标的营养状态指数 $F_{\text{TLI}(i)}$ ^[15-16] 和综合营养状态指数 $F_{\text{TLI}(\Sigma)}$ ^[8-9]，计算方法见式 (1)~式 (6)。

$$F_{\text{TLI}(\text{Chla})} = 10(2.5 + 1.086 \ln C_{\text{Chla}}) \quad (1)$$

$$F_{\text{TLI}(\text{TP})} = 10(9.436 + 1.624 \ln C_{\text{TP}}) \quad (2)$$

$$F_{\text{TLI}(\text{TN})} = 10(5.453 + 1.694 \ln C_{\text{TN}}) \quad (3)$$

$$F_{\text{TLI}(\text{COD})} = 10(0.109 + 2.66 \ln C_{\text{COD}}) \quad (4)$$



注：①~⑨为采样点。

图 1 实验水体采样点分布图

Fig. 1 Location map of sampling points in experimental water body

$$F_{\text{TLI}(\text{SD})} = 10(5.118 - 1.94 \ln h_{\text{SD}}) \quad (5)$$

$$F_{\text{TLI}(\Sigma)} = \sum W_j \cdot F_{\text{TLI}(j)} \quad (6)$$

式中： $F_{\text{TLI}(\text{Chla})}$ 为Chla的营养状态指数； C_{Chla} 为Chla的浓度， $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ； $F_{\text{TLI}(\text{TP})}$ 为TP的营养状态指数； C_{TP} 为TP的浓度， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ； $F_{\text{TLI}(\text{TN})}$ 为TN的营养状态指数； C_{TN} 为TN的浓度， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ； $F_{\text{TLI}(\text{COD})}$ 为COD的营养状态指数； C_{COD} 为COD的浓度， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ； $F_{\text{TLI}(\text{SD})}$ 为SD的营养状态指数； h_{SD} 为透明度，m； $F_{\text{TLI}(\Sigma)}$ 为综合营养状态指数； W_j 为第 j 种参数的营养状态指数的相关权重； $F_{\text{TLI}(j)}$ 为第 j 种参数的营养状态指数。

以Chla作为基准参数，则第 j 种参数的归一化的相关权重 W_j 的计算方法见式(7)。

$$W_j = \frac{r_{ij}^2}{\sum r_{ij}^2} \quad (7)$$

式中： r_{ij} 的取值参考相关文献中的方法^[17-19]； W_j 为相关权重。

以计算得到的 $F_{\text{TLI}(\Sigma)}$ 为依据，采用0~100的一系列连续数值对水体营养程度进行分级评价。 $F_{\text{TLI}(\Sigma)} < 30$ 为贫营养(oligotropher)， $30 \leq F_{\text{TLI}(\Sigma)} \leq 50$ 为中营养(mesotropher)， $50 < F_{\text{TLI}(\Sigma)} \leq 60$ 为轻度富营养(light eutropher)， $60 < F_{\text{TLI}(\Sigma)} \leq 70$ 为中度富营养(middle eutropher)， $F_{\text{TLI}(\Sigma)} > 70$ 为重度富营养(hyper eutropher)。在同一营养状态下， $F_{\text{TLI}(\Sigma)}$ 越高，水体营养程度越严重。

采用SPSS(19.0)软件进行数据处理与分析，使用Excel软件作图并对数据进行分析。

2 结果与讨论

2.1 TN和TP浓度沿流程的变化

2015—2017年，湿地水系TN、TP年平均浓度变化见图2。近3年来，水系各采样点TN、TP浓度逐年呈现下降趋势，水体水质逐年略有提升。水系I区沿水流方向，各年度TN、TP浓度均呈现下降趋势，TN、TP浓度沿流程从1号采样点 $6.5 \sim 9.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.35 \sim 0.46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 下降到6号采样点 $4 \sim 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.1 \sim 0.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，这表明再生水作为主要补水水源输入了高浓度N、P污染物，目前在降雨、径流雨水稀释作用和植物(水体周边挺水植物较多、沉水植物较少)、微生物、动物等组成的湿地生态系统净化作用下，TN、TP污染物浓度逐步下降，但净化效率整体还不高，水系末端6号采样点TN、TP浓度离地表水IV类标准(TN $1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、TP $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)还有一定的差距。水系II区沿水流方向，各年度TN、TP浓度呈现先下降再上升的趋势，除9号采样点TN外，其余各点TN、TP浓度基本在 $0.3 \sim 1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.02 \sim 0.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 波动，均达到了地表水IV类标准，水体水质整体较好，这主要是径流雨水作为主要补水水源输入的N、P污染物浓度较低和生态系统自净作用的结果。

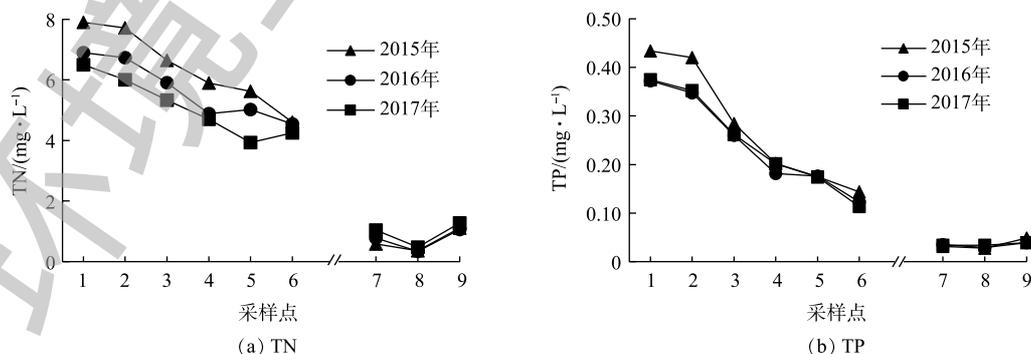


图2 不同采样点TN、TP年平均浓度的变化

Fig. 2 Variation of annual mean concentration of TN and TP at different sampling points

2.2 COD 和 SS 浓度沿流程的变化

2015—2017 年，湿地水系 COD、SS 年平均浓度的变化见图 3。近 3 年来，沿水流方向，水系 I 区和 II 区 COD 年均浓度均呈现上升趋势，这可能是由于内源性底泥释放、未收割水生植物季节性凋落降解和地表径流等外源性输入所致。水系 I 区 COD 年均均为 12~20 mg·L⁻¹，除个别点的单次监测值外，各点 COD 均达到地表水 IV 类标准。水系 II 区 COD 年均均在 10~15 mg·L⁻¹，达到地表水 IV 类标准，个别点甚至达到地表水 III 类标准。水系 I 区各水样点 COD 显著高于 II 区，主要是由于补水水源不同所致。水系中 SS 年均浓度变化规律性不强、波动较大，且 I 区所有点 SS 年均浓度均高于再生水厂尾水 SS 浓度限值 10 mg·L⁻¹，主要是由于 SS 受降雨、沉水植物种植情况、鱼类和人类活动干扰等影响较大所致。

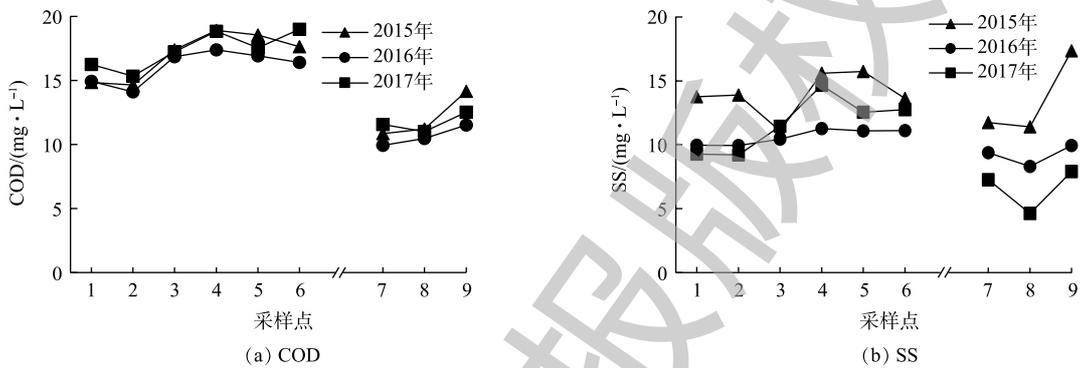


图 3 不同采样点 COD、SS 年平均浓度的变化

Fig. 3 Variation of annual mean concentration of COD and SS at different sampling points

2.3 Chla 和 DO 浓度沿流程的变化

2015—2017 年，湿地水系 Chla、DO 年平均浓度变化见图 4。近 3 年来，水系 I 区 Chla 浓度沿水流方向均增加了 4~7 倍，整体呈现显著上升趋势，最大值接近 0.035 mg·L⁻¹，这与东莞燕岭湿地水体 Chla 变化规律^[20]一致。同时，水系 I 区 DO 整体呈现稳定的上升趋势，各点 DO 浓度均达到地表水 III 类标准规定的 5 mg·L⁻¹，3 号~6 号采样点 DO 浓度 (2017 年 5 号点除外) 甚至远大于地表水 I 类标准规定的 7.5 mg·L⁻¹ (饱和度超过 90%)。在现场湿地水体流动性较差和透明度小于 1 m 的情况下，Chla 和 DO 均呈现显著上升趋势且处于较高浓度水平，主要是由于水体中藻类等浮游植物大量生长繁殖及泌氧所致。水系 II 区 Chla、DO 浓度也呈现上升趋势，但明显低于水系 I 区浓度值。

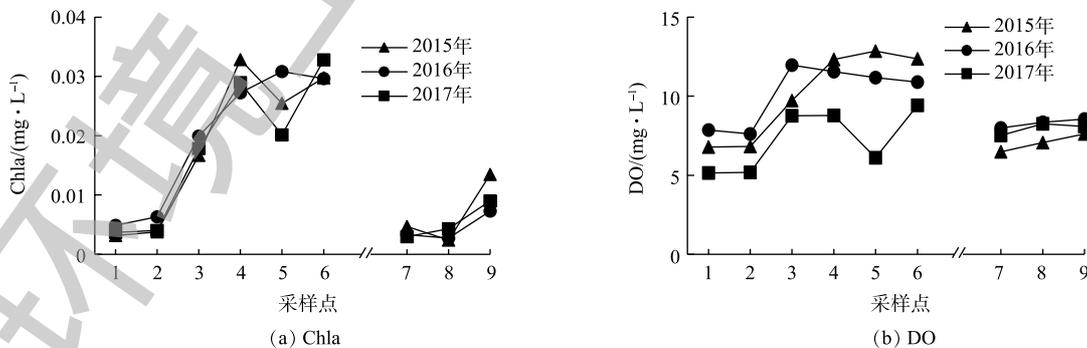


图 4 不同采样点 Chla、DO 年平均浓度的变化

Fig. 4 Variation of annual mean concentration of Chla and DO at different sampling points

2.4 主要污染物指标的季节和空间变化

2016年3月—2017年2月, 湿地水系 TN、TP、Chla 和 COD 4 个指标的季节变化和空间变化规律见图 5。从图 5(a) 和图 5(b) 看出, 水系 I 区各点 N、P 污染物浓度均为冬季最高, 秋季次之, 春夏季节相对较低, 同时在夏季, N、P 污染物浓度沿水流方向下降的趋势最为明显, 春季和秋季次之, 冬季最不显著。这一方面与再生水厂尾水水质的季节变化规律相同, 另一方面也表明, 植物、微生物、动物等组成的湿地生态系统对 N、P 污染物的协同净化效率受季节气候的影响显著, 净化效率从高到低依次是夏季、春季、秋季、冬季。水系 II 区 N、P 污染物浓度随季节变化呈现与 I 区相同的规律, 但由于径流雨水 N、P 污染负荷较低, N、P 污染物浓度随空间变化的规律不明显。

从图 5(c) 看出, 水系 I 区各点 Chla 含量在冬季、夏季、春季相对偏高, 在秋季相对最低。与此同时, 水系 I 区 Chla 含量沿水流方向除秋季呈稳定上升趋势外, 在春季、夏季和冬季都呈现先上升后下降的趋势, 分别在 4 号、3 号和 5 号采样点达到季节最高, 且冬季 Chla 含量在 4 号、5 号和 6 号采样点均显著高于其他季节各点, 并在 5 号采样点上达到全年最高。这主要是由于湿地水体核心区域 3 号、4 号和 5 号采样点挺水植物较多和沉水植物相对较多, 在春、夏、秋生长季节, 植物和微生物协同去除氮磷作用较为显著, 而且高等水生植物与微生物互作的化感作用还在一定程度上抑制藻类生长^[21]。冬季再生水厂尾水营养负荷较高, 而湿地生态系统净化效率最低, 大量挺水植物未收割, 植物残体在水中分解, 造成二次污染, 从而造成冬季可见的大量冷水性藻类增殖和 Chla 含量显著增加。水系 II 区各点 Chla 浓度变化趋势为秋季、夏季高于春季、冬季, 但并没有在冬季达到全年最高, 整体处于较低水平。从图 5(d) 看出, 水系 I 区 COD 春季、冬季相对较高, 夏季、秋季相对较低, 不同季节沿水流方向变化规律不强。水系 II 区 COD 由高到低为春季、夏季、秋季、冬季, 沿水流方向略有上升趋势。由于补水水源 COD 负荷不同, 水系 II 区 COD 明显低于 I 区, 且 COD 波动范围较小, 均可达地表水 III 类标准。

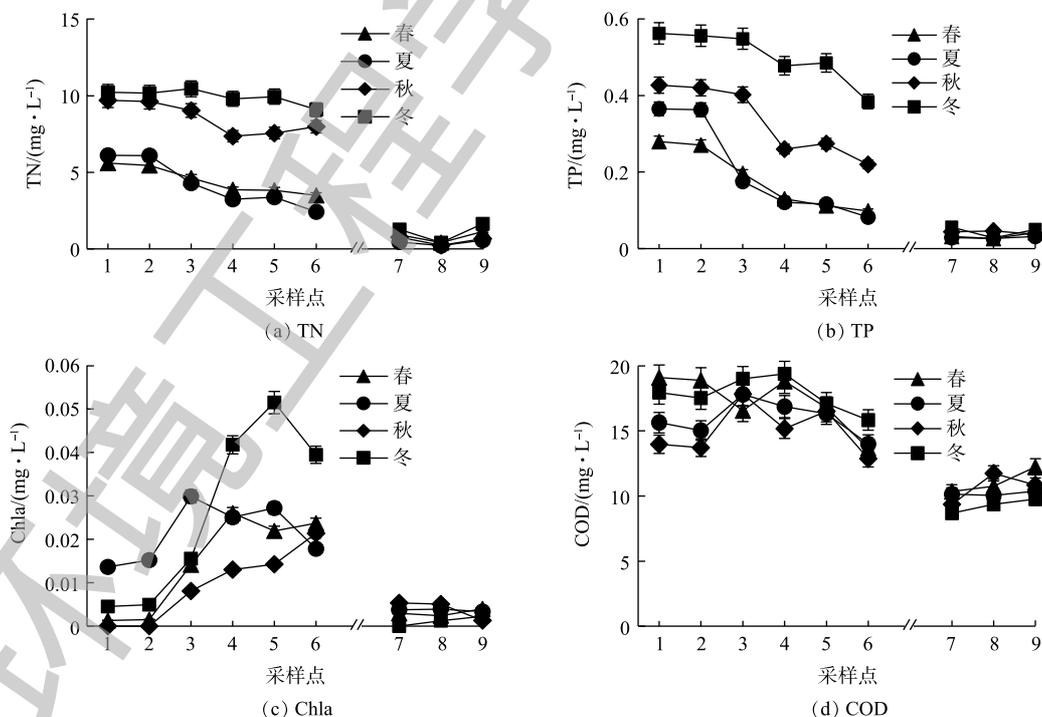


图 5 不同采样点 TN、TP、Chla 和 COD 季度平均浓度的变化

Fig. 5 Variation of quarterly mean concentration of TN, TP, Chla and COD at different sampling points

2.5 富营养化程度评价

2017年, 湿地水体富营养化程度评价见表1。从表1看出, 水系 I 区 6 个点综合营养状态指数 $F_{TLI(\Sigma)}$ 均为 60~70, II 区 3 个点为 30~60, I 区整体处于中度富营养状态, II 区整体处于中营养状态。水系 I 区富营养程度较 II 区明显严重, 这主要是由于 I 区再生水厂尾水 (TN $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、TP $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) N、P 营养盐输入量较大, 而水系 II 区径流雨水 (TN $1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、TP $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) N、P 营养盐输入量较小。显然水系 II 区也整体呈现一定的恶化趋势, 9 号采样点附近水体处于轻度富营养状态, 这是由于目前湿地水系存在水体流动性较差、以沉水植物为主的生态系统构建不完善和大量未收割挺水植物的二次污染等现象。水系 I 区水体由于 N、P 营养盐常年处于较高浓度水平, 已引起 I 区水体藻类等浮游植物大量生长繁殖, 进而导致 I 区水体富营养化和 Chla、DO 维持在较高浓度水平。

2.6 富营养化机理剖析

水体富营养化是由于水体中 TN、TP 等污染物浓度满足藻类生长条件, 引起藻类数量、密度呈几何倍数增长和 Chla 浓度显著上升的现象, 同时藻类的代谢可引起水体 DO、SS 的动态变化。利用 SPSS(19.0) 软件对湿地水体主要水质指标进行了 K-S 正态分布检验, 各指标样本 Sig.=0.2>0.05, 服从正态分布, 分析结果见表 2。可以看出, Chla 与 TP、TN 在 0.01 水平下呈显著相关 ($P<0.01$), 相关系数为-0.993、-0.973; 与 SS 在 0.05 水平下呈显著相关 ($P<0.05$), 且相关系数为-0.761, 与 COD、DO 在 0.01 水平下呈显著相关 ($P<0.01$), 相关系数为 0.944、0.918, 这与已有研究结论^[19-20]一致。Chla 与污染物指标的相关分析表明, 当 Chla 浓度显著上升时, 藻类季节性生长繁殖会引起水体 TN、TP、SS 浓度显著降低, 水体 COD、DO 浓度增加, 水体透明度降低。同时, DO 与 TP、TN 在 0.05 水平下呈显著相关 ($P<0.05$), 相关系数分别为-0.891、-0.861, 表明在好氧条件下, 水体生态系统有一定的净化能力, TN、TP 浓度降低; 相反在厌氧情况下, 湿地净化能力丧失, TP、TN 浓度上升。这是因为, 藻类生长繁殖的过程是吸收消耗污染物和泌氧的过程, 可使 TP、TN 浓度降低, DO 浓度增加; 然而藻类生命周期较短, 当大面积藻类覆于水面, 藻类新陈代谢结束后,

表 1 湿地水体富营养化程度评价

Table 1 Eutrophication status evaluation of wetland waterbody

采样点	$F_{TLI(\Sigma)}$	营养状态分级
1	67.45	中度富营养
2	67.22	中度富营养
3	68.44	中度富营养
4	68.43	中度富营养
5	67.29	中度富营养
6	61.81	中度富营养
7	42.58	中营养
8	38.94	中营养
9	51.17	轻度富营养

表 2 湿地水体主要水质指标的相关性分析

Table 2 Correlation analysis of main water quality indicators of wetland water body

项目	Chla	TP	TN	SS	COD	DO
Chla	1.000	-0.993**	-0.973**	-0.761*	0.944**	0.918**
TP	-0.993**	1.000	0.990**	0.775*	-0.903*	-0.891*
TN	-0.973**	0.990**	1.000	0.769*	-0.859*	-0.861*
SS	-0.761	0.775*	0.769*	1.000	-0.570	-0.445
COD	0.944**	-0.903*	-0.859*	-0.570	1.000	0.973**
DO	0.918**	-0.891*	-0.861*	-0.445	0.973**	1.000

注: *表示在0.05水平(双侧)上显著相关, **表示在0.01水平(双侧)上显著相关。

其残体腐烂会消耗大量 DO, 吸收的营养物质会再次释放到水中, 造成二次污染, 引起 TP、TN 浓度再次上升。水体局部区域浮萍、满江红、水葫芦等一年生浮水植物的季节性繁殖导致的水质波动也是同理。在水体流动性欠佳、活性污泥生物脱氮除磷效果受限的情况下, 湿地植物的季节性生长对氮、磷营养物浓度变化有显著影响。近 3 年来, 湿地水体水质数据相对稳定, 水系 I 区呈现中度富营养化趋势, 没有出现 Chla、DO 浓度显著下降和 TN、TP 浓度显著升高的情况, 正如现场可见的湿地水体尚未发生大面积藻类腐烂, 进而消耗大量 DO, 造成水体厌氧和出现重度富营养化的情况。

2.7 富营养化治理对策探讨

目前, 我国再生水回用有关水质标准与地表水环境质量标准相差甚远, 对于水流较缓、水环境容量较小和自净能力有限的地表水体, 一级 A 标准尾水长期补水必然导致氮、磷营养盐积累增加, 并逐步出现富营养化趋势, 因此, 有必要系统探讨再生水作为补水水源的城市湿地景观水体富营养化的治理对策。众所周知, 湿地景观水体净化能力受补水污染负荷、气候、水文、二次污染等多方面因素的影响。首先, 应确保再生水给湿地景观水体输入的氮、磷污染负荷应控制在水环境容量允许水平内, 可通过采用污水深度脱氮除磷技术提高再生水的水质^[22-26], 如日本滋贺县湖南中部净化中心采用深度脱氮除磷处理工艺并执行极其严格的排放标准 (TN 5.5 mg·L⁻¹、TP 0.06 mg·L⁻¹), 有效保护了琵琶湖生态环境质量^[26], 还可采用河流等地表水作为补水水源, 将再生水补水水量控制在合理范围内, 或同时控制再生水补水的水质和水量^[1]。其次, 应结合受纳湿地景观水体的地形、地貌、气候、水文条件, 有针对性地采用一些清淤、水系连通、水系循环、生态浮床或多元组合系统^[27-31], 构建流动性好和以沉水植物为主的健康生态系统, 以大幅提高湿地净化能力。最后, 应加强城市湿地景观水体的长期维护管理, 从而有效控制水体不遭受二次污染, 特别是水生植物的季节性收割和藻类、漂浮植物和漂浮垃圾等的及时打捞, 这对保持景观水体水质极为重要。

3 结论

1) 城市湿地生态系统对水体氮、磷污染物呈现一定的净化效果, 净化效率从高到低依次是夏季、春季、秋季、冬季, 但总体净化效率还不高, 这是由于本研究的湿地水体流动性较差、沉水植物为主的生态系统构建不完善和大量未收割植物的二次污染所致。

2) 以再生水、径流雨水作为补水水源的 2 个水系区域分别处于中度富营养、整体中营养, 主要是由于再生水补水的氮、磷营养盐输入量远高于径流雨水补水。藻类季节性生长繁殖和 Chla 浓度显著上升表现为水体中度富营养化, 同时引起水体 TN、TP 和 SS 浓度显著降低, COD、DO 浓度增加和透明度降低。

3) 在系统考虑再生水回用的受纳湿地景观水体的富营养化治理技术对策的基础上, 可从再生水补水的水质和水量控制、因地制宜的受纳湿地水体健康生态系统的构建和水体的长期维护管理 3 个方面进行湿地景观水体富营养化的综合治理。

参考文献

- [1] 王骁, 许素, 陶文绮, 等. 再生水补水河道水质的生态修复示范工程及效能分析[J]. 环境工程学报, 2018, 12(7): 2132-2140.
- [2] 范育鹏, 陈卫平. 北京市再生水利用生态环境效益评估[J]. 环境科学, 2014, 35(10): 4003-4008.
- [3] 李健. 海河流域再生水利用现状及效益分析[J]. 水科学与工程学报, 2012, 36(2): 53-55.

- [4] 李燕群, 何通国, 刘刚, 等. 城市再生水回用现状及利用前景[J]. *资源开发与市场*, 2011, 27(12): 1096-1100.
- [5] 管策, 郁达伟, 郑祥, 等. 我国人工湿地在城市污水处理厂尾水脱氮除磷中的研究与应用进展[J]. *农村环境科学学报*, 2012, 31(12): 2309-2320.
- [6] 王鹤立, 陈雷, 程丽, 等. 再生水回用于景观水体的水质标准探讨[J]. *中国给水排水*, 2001, 17(12): 31-35.
- [7] 周律, 邢丽贞, 段艳萍, 等. 再生水回用于景观水体的水质要求探讨[J]. *给水排水*, 2007, 33(4): 38-42.
- [8] 中华人民共和国环境保护部. 地表水和污水监测技术规范: HJ/T 91-2002[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [9] 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.
- [10] 中华人民共和国环境保护部. 水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法: HJ 636-2012[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012.
- [11] 中华人民共和国环境保护部. 水质 磷酸盐和总磷的测定 连续流动-钼酸铵分光光度法: HJ 670-2013[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2013.
- [12] 中华人民共和国环境保护部. 水质 化学需氧量(COD)的测定 重铬酸钾法: GB 11914-1989[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 1989.
- [13] 中华人民共和国环境保护部. 水质 悬浮物的测定 重量法: GB 11901-1989[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 1989.
- [14] 中华人民共和国环境保护部. 水质 叶绿素的测定 分光光度法: SL 88-2012[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012.
- [15] 金相灿. 中国湖泊富营养化[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [16] 李祚泳, 张辉军. 我国若干湖泊水库的营养状态指数TSlc及其与各参数的关系[J]. *环境科学学报*, 1993, 13(4): 391-397.
- [17] 祝声金, 邓君. 桂平市乡镇水库型集中式饮用水源营养化评价[J]. *建筑工程技术与设计*, 2015(21): 1150.
- [18] 杨显祥, 魏文志. 旅游季节瘦西湖营养化程度评价与防治对策[J]. *环境科学与管理*, 2011, 36(6): 164-167.
- [19] 于凤存, 方国华, 徐佳, 等. 中小型湖库型饮用水水源地污染负荷总量控制探讨[J]. *水文*, 2015(4): 42-46.
- [20] 李萍, 钟敏, 吴鹏举, 等. 东莞燕岭湿地景观水体富营养化的现状及机理分析[J]. *中国给水排水*, 2018, 34(5): 47-51.
- [21] 李锋民, 胡洪营. 植物化感作用控制天然水体中有害藻类的机理与应用[J]. *给水排水*, 2004, 30(2): 1-4.
- [22] 崔丹红, 周明璟, 秦振平, 等. 膜法用于再生水景观补给水深度脱氮除磷的研究[C]//杭州水处理技术研究开发中心, 浙江大学膜与水处理技术教育部工程研究中心. 第七届全国膜与膜过程学术报告会论文集. 杭州, 2011: 375-375.
- [23] 钟丽燕, 郝瑞霞, 万京京, 等. 新型缓释碳源耦合海绵铁同步脱氮除磷的研究[J]. *中国给水排水*, 2017, 33(9): 69-72.
- [24] 荆王松, 王晓敏, 张敏东, 等. 高效沉淀/反硝化滤池处理城镇污水厂尾水的深度提标工艺研究[J]. *环境与可持续发展*, 2017, 42(6): 167-169.
- [25] 王建超. 新型复合三维电极生物膜工艺强化脱氮除磷研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2015.
- [26] 王文明, 危建新, 刘耘东, 等. 日本污水脱氮除磷深度处理工艺分析[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(3): 1194-1200.
- [27] 常会庆. 水生植物和微生物联合修复富营养化水体试验效果及机理研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2006.

- [28] 韩华杨. 伊乐藻-固定化脱氮微生物联用技术对河道沉积物脱氮效果及机理研究[D]. 南京: 南京大学, 2016.
- [29] 章文贤, 韩永和, 卢文显, 等. 植物生态浮床的制备及其对富营养化水体的净化效果[J]. 环境工程学报, 2014, 8(8): 3253-3258.
- [30] 胡绵好, 袁菊红, 常会庆, 等. 凤眼莲-固定化氮循环细菌联合作用对富营养化水体原位修复的研究[J]. 环境工程学报, 2009, 3(12): 2163-2169.
- [31] 贾锐珂, 王晓昌, 宋佳. 多元组合系统净化富营养化水体的示范工程[J]. 环境工程学报, 2018, 12(3): 975-983.

(本文编辑: 金曙光, 王萌萌, 郑晓梅)

Evaluation, mechanism and treatment of landscape water eutrophication in city wetland

WANG Wenming*, SONG Fengming, YIN Zhenwen, ZUO Feng, GUO Jiande, CHEN Yingang, GUO Dandan, LU Wenling, ZENG Haiyan

Hunan Pilot Yaughu Reclaimed Water Co. Ltd., Changsha 410208, China

*Corresponding author, E-mail: w.m.wang@126.com

Abstract The eutrophication is prone to occur when reclaimed water is reused as water source of landscape water. To address this issue, the landscape water bodies in different zones of a city wetland with their own water source from the reclaimed water or runoff rainwater were taken as the research object. Through analyzing the water quality indicators of TN, TP, COD, SS, Chla and DO, the spatial and the seasonal change rules of pollutants were investigated, then the eutrophication degree of wetland water was assessed, and the corresponding mechanism was also studied. The results indicate that the moderate eutrophication level occurred in the wetland water with the main water source from reclaimed water, while the middle nutrient level occurred in wetland water with the main water source from runoff rainwater. The wetland ecosystem had a certain purification performance on the nitrogenous and phosphorus pollutants in high concentration derived from the reclaimed water, but the purification efficiency was limited, which was significantly affected by seasonal factors. The seasonal algae bloom led to the decrease of TN and TP concentrations, SS and SD in the water, while the increase of COD. The excess input of nitrogenous and phosphorus salts was the main reason for the algae proliferation and eutrophication of wetland water. To conclude, the effective strategy for the eutrophication treatment is proposed, which includes the regulation of water quality and volume of reclaimed water source, the construction of healthy ecosystem of landscape water and the long-term maintenance and management of water body.

Keywords eutrophication; city wetland; landscape water; runoff rainwater; reclaimed water; nutrient salts