

表流人工湿地氮素形态组成及去除效率研究

张骁栋^{1, 2}, 李伟^{1, 2}, 潘旭^{1, 2}, 崔丽娟^{1, 2*}

1. 中国林业科学研究院湿地研究所, 湿地生态功能与恢复北京市重点实验室, 北京 100091;

2. 北京汉石桥湿地生态系统定位观测研究站, 北京 101300

摘要: 人工湿地是一种高效、低耗的污水处理方法, 能有效降低水体生物耗氧量、化学耗氧量、总悬浮物及污染细菌等, 而对氮(N)的去除率较低且不稳定。水体中的总氮(TN)可分为颗粒物有机氮(PON)和总可溶性氮(TDN)。目前对TDN的各组分, 如可溶性有机氮(DON)、氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)和硝氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)的去除机理及方法较为关注, 而对总体上的PON和TDN的组成比例及去除率了解仍不充分。该研究在北京野生动物救护中心水禽栖息的人工湖及配套人工湿地展开, 从2014年4—11月监测了净化前后水体中各种N形态组成和去除率, 并分析了藻类爆发与PON和TDN去除率的关系。结果表明, 4—7月人工湖中PON质量浓度占TN质量浓度 $47.83\% \pm 9.90\%$ (平均值 $\pm$ 标准差, 下同), 8—10月升至 $86.93\% \pm 7.71\%$ 。水体中PON与叶绿素a(Chl a)质量浓度呈显著正相关($n=8$, $r=0.76$, $P<0.001$), 由此推测8—9月藻类急剧增多可能使人工湖中的TDN转变为PON。生长季人工湖水进入表流人工湿地后PON降低 $60.02\% \pm 22.97\%$, PON去除量占TN去除量90%以上。PON与Chl a的去除率均表现为8—10月低于4—7月, 暗示在浮游生物爆发期人工湿地PON的去除能力可能达到了满负荷。另外, 生长季表流人工湿地对水体TDN去除效果不明显($-16.40\% \pm 27.88\%$)。该研究获得结论, 水禽栖息的污水进入表流人工湿地后TN去除主要以PON为主, 且PON去除率与藻类动态相关。针对此类污水, 增强人工湿地PON去除能力将能有效提高污水TN去除率, 尤其在藻类爆发期除N效果更为显著。

关键词: 人工湿地; 颗粒物有机氮; 可溶性总氮; 叶绿素a; 氮去除率

DOI: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2016.03.020

中图分类号: X52

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906(2016)03-0503-07

引用格式: 张骁栋, 李伟, 潘旭, 崔丽娟. 表流人工湿地氮素形态组成及去除效率研究[J]. 生态环境学报, 2016, 25(3): 503-509.

ZHANG Xiaodong, LI Wei, PAN Xu, CUI Lijuan. The Nitrogen Composition and Their Removal Efficiency in A Surface Flow Constructed Wetland [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016, 25(3): 503-509.

人工湿地通过系统中生物、化学、物理等过程的协同作用来净化污水, 对生物耗氧量、化学耗氧量、悬浮物及污染细菌的去除率可达90%以上, 但对氮(N)的去除率较低且不稳定, 一般接近50% (Vymazal, 2007⁴⁸; Vergeles et al., 2015)。水体中的总氮(TN)可分为颗粒物有机氮(PON)和总可溶性氮(TDN)。PON主要由细菌和藻类、沉积物和植物凋落物组成(张军等, 2004)⁹⁹, TDN主要由可溶性有机氮(DON)及无机氮——氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)和硝氮($\text{NO}_x^-\text{-N}$)组成(Taylor et al., 2005)¹⁹⁸³。人工湿地脱N过程复杂, 涉及因素较多, 提高人工湿地的脱N效率一直是研究难点和热点(Saeed et al., 2012)⁴²⁹。目前大多数研究集中于去除污水中TDN, 通过构建结构复杂的人工湿地创造

有利于矿化、硝化及反硝化反应的条件, 促进N向大气转移(Wu et al., 2014)。然而, 关于污水中PON的含量及去除效率研究较少, PON主要通过沉淀、植物或生物膜吸附的方式去除(Lee et al., 2009)。对于生活废水、养殖废水、暴雨水等污水来源, PON是水体N的重要组成部分, 可能超过TN的50% (Dunne et al., 2013²²⁴; Taylor et al., 2005¹⁹⁸⁶; Taylor et al., 2015), 因此, 对该类水体中PON的去除能力及机理研究很有必要。本文研究了水禽栖息产生的污水进入表流人工湿地各种N形态(PON和TDN, TDN包括DON、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$)的组成比例变化, 以及各种N形态去除效率及季节动态, 并探讨了N去除率与藻类动态及环境因子的关系, 为进一步理解人工湿地的脱N机理提供依据。

基金项目: 国家自然科学基金项目(31300400); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(CAFYBB2014QB025)

作者简介: 张骁栋(1984年生), 女, 助理研究员, 主要研究方向为湿地生态学。E-mail: zhangxiaodong@caf.ac.cn

*通信作者: 崔丽娟(1968年生), 女, 研究员, 博士生导师, 主要从事湿地生态研究。E-mail: lkyclj@126.com

收稿日期: 2015-12-30

1 材料与方法

1.1 研究地点

本研究系统位于北京市野生动物救护中心,由提供水禽栖息的人工湖和配套的人工湿地组成(人工湖也是人工湿地的一种,但本文中的人工湿地仅指用于废水处理的人工湿地)。人工湖面积约 1 hm²,湖水主要来源于地下水,水禽饲养及粪便排入使湖水水质变差。人工湿地由不同植物配置的 9 个表流湿地单元和 1 个潜流湿地单元串联构成。人工湖水在循环泵作用下进入人工湿地,进水流量为 300 m³·d⁻¹,平均水力停留时间为 24 h,人工湿地设计详见文献(崔丽娟等,2011)。从 2008 年修建至今已运行 7 年,运行状况良好。

1.2 样品采集

从 2014 年 5—11 月,每月 1 次在人工湖与人工湿地表流段的开阔水面用直立式采水器采集水面下 10 cm 处水 1 L,各取 4 个重复。由于废水流经潜流湿地的取水处过浅(<0.25 m),无法监测到潜流湿地的真实水体环境,本研究仅取人工湖和人工湿地表流段的水样进行比较。取 250 mL 水样用 450 °C 高温灼烧 6 h 后经 φ25 mm GF/F 滤膜(Whatman,英国)过滤,收集滤膜于-20 °C 保存,用于测定水体 PON 质量浓度(Charpy et al.,2012)。过滤后的水冷冻保存用于测定水体中的 TDN、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 质量浓度。另取 500 mL 水样用直径 φ47 mm GF/F 滤膜过滤,收集滤膜于 7 mL 的塑料离心管中-20 °C 保存,用以测定叶绿素 a (Chl a) 质量浓度,以表征藻类动态。用便携式多参数水质仪 6820 (YSI,美国)原位测定水体温度、pH、溶解氧(DO)等理化性质。

1.3 各种 N 形态质量浓度测定

测定 PON 质量浓度前将收集颗粒物的滤膜在从-20 °C 环境中取出于 50 °C 烘干,用元素分析仪 Flash 1112 (Thermo Fisher,美国)测定滤纸中 N 质量分数(w_N)。水体中 PON 质量浓度的计算如式(1)。

$$\rho(\text{PON}) = w_1 \times \frac{w_N}{100} \times \frac{A_0}{A_1} \times \frac{1}{V_f} \times 1000 \quad (1)$$

其中,ρ(PON)是 PON 质量浓度(mg·L⁻¹),w₁是用于测定的滤纸质量(mg),w_N是滤纸中氮质量分数(%),A₀是过滤时颗粒物附着在滤膜上的面积(cm²),A₁是实际使用滤纸的面积(cm²),V_f是过滤水样的体积(mL),系数 1000 是将单位 mg·mL⁻¹ 转化为 mg·L⁻¹。

过滤后的水样用总有机碳氮分析仪 multi N/C

3100 (Analytik Jena,德国)测定水体中 TDN 质量浓度,用 Smartchem® 200 化学间断分析仪(WESTCO Scientific Instruments,美国)测定 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 的质量浓度。DON 质量浓度由 TDN 与 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 的质量浓度之差获得。每月各形态 N 的去除率 r(N) 计算如式(2)。

$$r(\text{N}) = \frac{\overline{\rho(\text{N})}_{\text{CL}} - \overline{\rho(\text{N})}_{\text{CW}}}{\overline{\rho(\text{N})}_{\text{CL}}} \times 100\% \quad (2)$$

$\overline{\rho(\text{N})}_{\text{CW}}$ 是人工湿地水体 N 的平均质量浓度, $\overline{\rho(\text{N})}_{\text{CL}}$ 是人工湖 N 的平均质量浓度。

1.4 Chl a 质量浓度测定

Chl a 质量浓度用 ISO 标准方法——热乙醇萃取法测定(陈宇炜等,2006)。收集颗粒物滤膜的离心管从-20 °C 环境中取出后,立即加入适量 75 °C 预热的 90%乙醇浸没滤纸,并 75 °C 水浴 2 min;将样品置于室温下避光环境中萃取 6 h;萃取结束后过滤萃取液定容至 10 mL。将定容后的萃取液在分光光度计上用 90%乙醇作为参比液进行比色。先测定 665 nm 和 750 nm 波长下的消光率 E₆₆₅ 和 E₇₅₀,然后向样品比色皿中加 1 滴 1 mol·L⁻¹ 盐酸进行酸化,静置 5 min 后重新测定 665 和 750 nm 波长下的消光率 A₆₆₅ 和 A₇₅₀。Chl a 质量浓度计算如式(3)。

$$\rho(\text{Chl a}) = [(E_{665} - E_{750}) - (A_{665} - A_{750})] \times \frac{V_A}{V_f} \times 27.9 \quad (3)$$

其中,ρ(Chl a)是 Chl a 质量浓度(μg·L⁻¹),V_A是萃取液定容的体积(mL),V_f是过滤水样的体积(L),常数项 27.9 是热乙醇作为萃取剂中 Chl a 的比吸光系数(11.5)与 Chl a 酸化前的光密度与酸化前后的光密度变化比值(2.43)的乘积(梁兴飞等,2010)。Chl a 去除率计算方法同 N 去除率。

1.5 数据分析

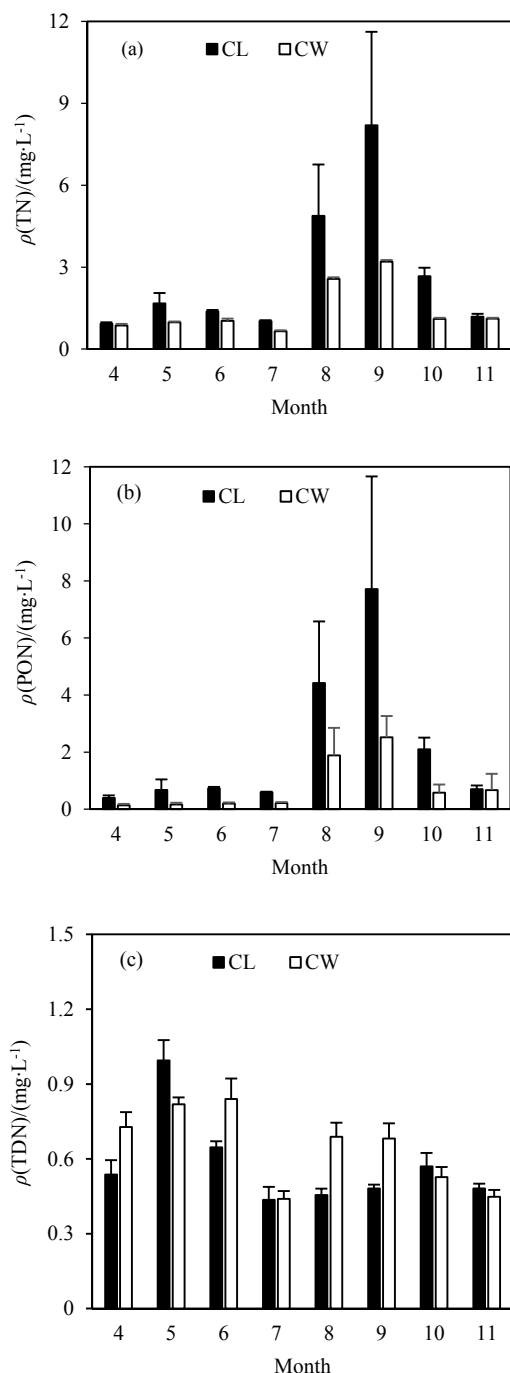
数据统计分析与作图用 R 3.2 (R Development Core Team,2015)和 Excel 2013 完成,所有数据采用平均值±标准差(mean±SD)表示。人工湖和人工湿地相同变量的差异显著性用非参检验 Wilcoxon.test 配对分析,不同变量间的相关系数用 Spearman 法计算。

2 结果与分析

2.1 人工湖与人工湿地水体中 N 形态组成

人工湖中 TN 质量浓度范围 0.88~13.89 mg·L⁻¹,显著高于人工湿地中 TN 质量浓度 0.55~4.03 mg·L⁻¹

($n=32$, $P<0.01$, 图 1a)。人工湖 PON 质量浓度 $0.27\sim 13.41\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 显著高于人工湿地 $0.10\sim 3.26\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ($n=32$, $P<0.01$, 图 1b)。4—7 月人工湖和人工湿地水体中 PON 质量浓度较低, 分别为 $(0.39\pm 0.09)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(0.13\pm 0.05)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 占 TN



重复数: $n=4$; CL: 人工湖; CW: 人工湿地

Number of replication: $n=4$; CL: constructed lake;

CW: constructed wetland

图 1 人工湖与人工湿地中总氮 (a)、颗粒物有机氮 (b) 及总可溶性氮 (c) 质量浓度月际变化

Fig. 1 Monthly changes of the concentration of TN (a), PON (b) and TDN (c) in the constructed lake and the constructed wetland

的 $47.83\%\pm 0.10\%$ 和 $20.92\%\pm 8.30\%$ (图 2)。从 8 月开始人工湖和人工湿地 PON 质量浓度骤然升高, 在 9 月分别达到最高平均值 $(3.76\pm 1.75)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(1.66\pm 1.06)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图 1b), 占 TN 质量分数也分别升至 $86.93\%\pm 7.71\%$ 和 $65.82\%\pm 15.92\%$ (图 2)。人工湿地平均 TDN 质量浓度 $(0.65\pm 0.16)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 略高于人工湖 $(0.58\pm 0.19)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 但差异不显著 ($n=32$, $P>0.05$, 图 1c)。人工湖和人工湿地水体中 TDN 质量浓度 4—7 月较高 (人工湖: $(0.65\pm 0.22)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 人工湿地: $(0.70\pm 0.17)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 8—10 月略有降低 (人工湖: $(0.50\pm 0.06)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 人工湿地: $(0.63\pm 0.09)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 图 1c)。TN 中 PON 和 DTN 的组成月际变化较大, TN 与 PON 质量浓度显著正相关 ($n=64$, $r=0.92$, $P<0.001$), 但与 TDN 质量浓度相关性较弱 ($n=64$, $r=0.07$, $P>0.05$)。

人工湿地中 DON 占 TN 质量分数 $37.46\%\pm 0.21\%$, 显著高于人工湖 $20.38\%\pm 13.17\%$ ($n=32$, $P<0.01$)。4—7 月人工湖和人工湿地的 DON 占 TN 质量分数 (人工湖: $28.46\%\pm 11.19\%$; 人工湿地: $54.47\%\pm 10.74\%$) 均高于 8—10 月 (人工湖: $7.80\%\pm 4.82\%$; 人工湿地: $17.49\%\pm 12.86\%$, 图 2)。水体中 NO_3^- -N 质量浓度 ($0\sim 0.81\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 是 NH_4^+ -N 质量浓度 ($0\sim 0.26\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 的 2~6 倍, NO_3^- -N 占 TN 质量分数 $14.31\%\pm 12.83\%$, 显著高于 NH_4^+ -N 占 TN 质量分数 $4.47\%\pm 3.73\%$ ($n=64$, $P<0.01$, 图 2)。

2.2 人工湿地中 TN、PON 及 TDN 去除率

整个生长季人工湿地平均 TN 去除率为 $35.22\%\pm 21.18\%$, 其中 8—10 月 TN 去除率 $47.26\%\sim 60.94\%$, 高于 4—7 月 $7.25\%\sim 41.19\%$ (图 3a)。PON 的去除率显著高于 TDN ($n=8$, $P<0.05$)。生长季人工湿地对人工湖污水 PON 去除率为 $60.02\%\pm 22.97\%$, 4—7 月为 $68.86\%\pm 8.83\%$, 高于 8—10 月 $55.45\%\pm 27.49\%$ (图 3a)。人工湿地使污水 PON 质量浓度降低 $0.04\sim 5.19\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均占 TN 质量浓度降低值 $0.07\sim 4.19\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 90% 以上。尤其在 6—9 月 PON 质量浓度降低幅度大于 TN。

尽管生长季人工湿地中 DON、 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 在个别月去除率大于 0 (图 3b), 但三者总和使 TDN 的去除率平均为 $-16.40\%\pm 27.88\%$ (图 3)。其中 DON 和 NO_3^- -N 均在 $-100\%\sim 50\%$ 区间波动, 但两者呈相反的趋势 (图 3b)。DON 在 4—8 月去除率小于 0 ($-102.4\%\sim -41.21\%$), 在 9—11 月去除率大于 0 ($1.57\%\sim 43.97\%$)。 NO_3^- -N 则在 4—7 月去除率大于 0 ($22.80\%\sim 43.97\%$), 在 8—11 月去除率小于 0 ($-19.13\%\sim -3.60\%$)。 NH_4^+ -N 去除率变化范围较大, 基本在 $-200\%\sim 50\%$ 区间波动, 9 月去除率达 -700% ,

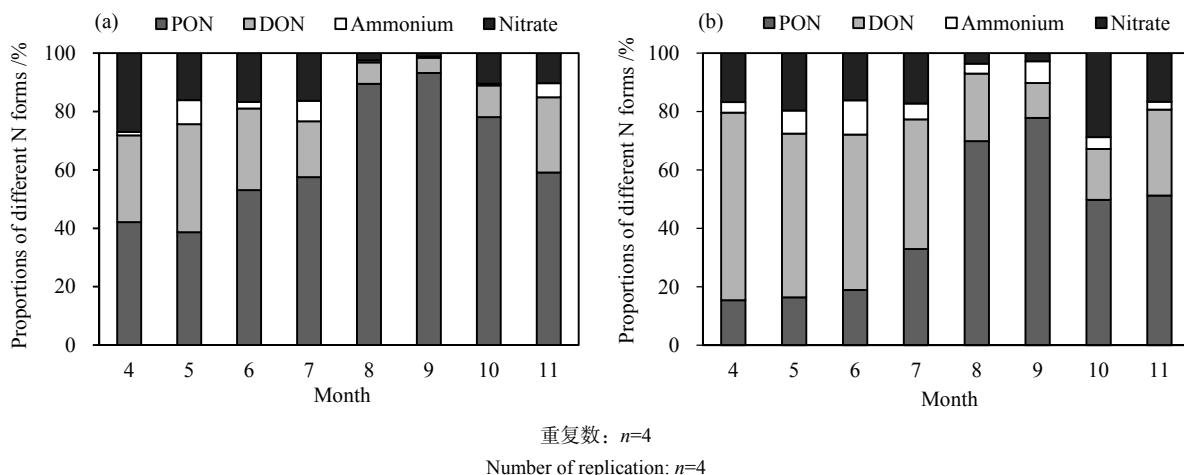
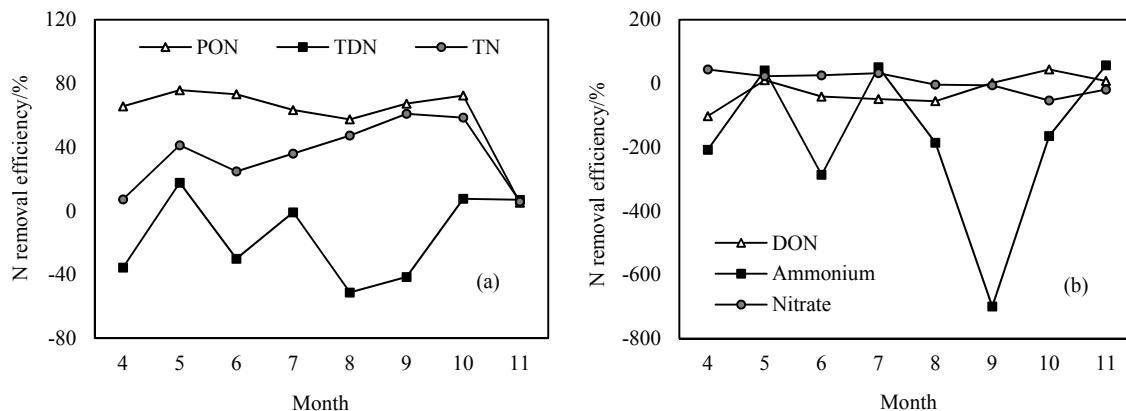


图2 人工湖(a)和人工湿地(b)水体中各形态氮比例月际变化

Fig. 2 Monthly changes of the proportions of different nitrogen forms in the constructed lake (a) and constructed wetland (b)



(a) TN, PON 和 TDN; (b) DON, 氨氮和硝氮; 去除率由平均氮质量浓度计算获得

(a) TN, PON and TDN; (b) DON, ammonium and nitrate; the removal efficiency was calculated by the mean of the concentration of N forms

图3 不同形态氮去除率月际变化

Fig. 3 Monthly changes of the removal efficiency of various nitrogen forms

即污水进入人工湿地后 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度反而增长了7倍。

2.3 人工湖与人工湿地 Chl a 质量浓度及去除率

人工湖中 4—5 月 Chl a 较低 (14.21 ± 11.02) $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 从 5 月起逐渐升高, 至 9 月达到最高均值 (435.14 ± 199.09) $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (图 4)。人工湿地中 8—11 月 Chl a 质量浓度 (58.50 ± 41.47) $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 约是 4—7 月 (6.94 ± 5.70) $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 10 倍。Chl a 的去除率在 4—7 月维持较高的水平且稳定 (范围: 39.26%~100%, 均值: $85.06\% \pm 15.28\%$), 8—11 月波动较大 ($-37.82\% \sim 90.96\%$) (图 4)。8 月 Chl a 去除率骤然降低是由于人工湖整体换水, 藻类减少, 而同时取样的人工湿地水是换水之前进入的, 所以对 Chl a 的去除效果没有体现。水体中 PON 与 Chl a 质量浓度呈显著正相关 ($n=64$, $r=0.75$, $P<0.001$), 但两者去除率无显著相关性 ($n=8$, $r=0.10$, $P>0.05$)。

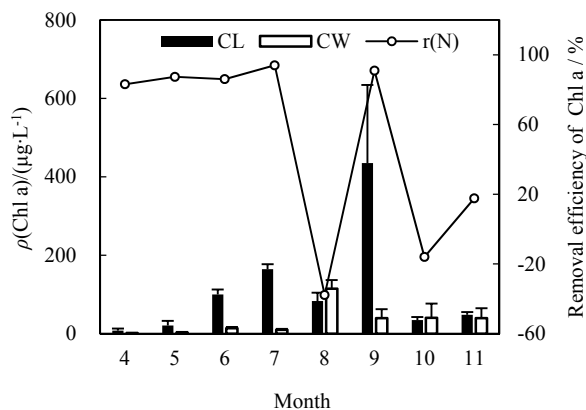


图4 叶绿素 a 质量浓度及去除率月际变化

Fig. 4 Monthly changes of the concentration and removal efficiency of chlorophyll a

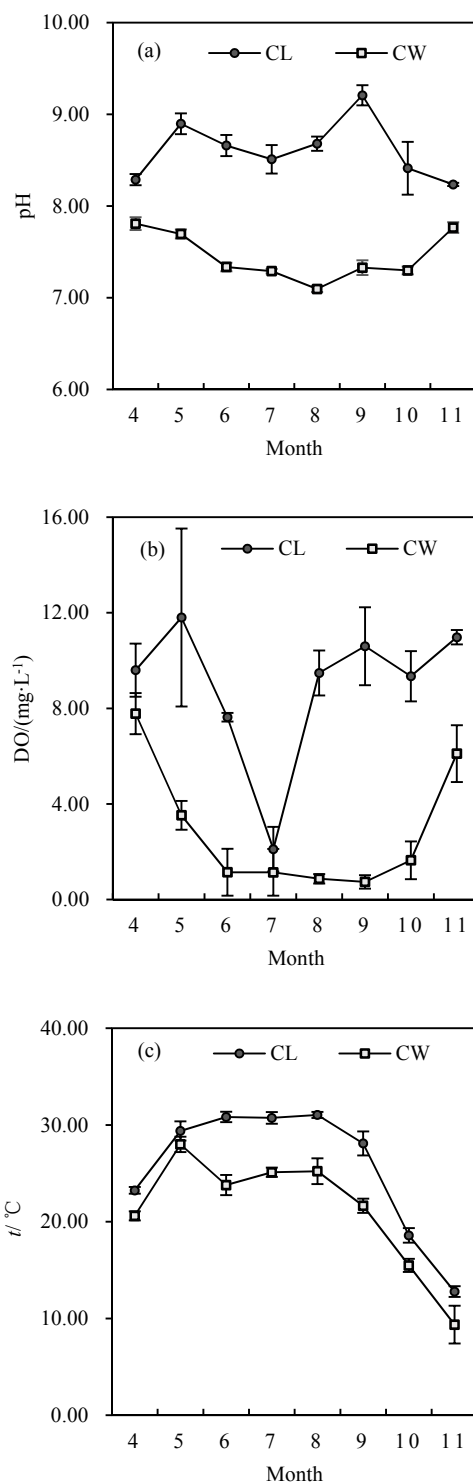
2.4 人工湖与人工湿地 pH、DO 及水温的变化

生长季人工湿地平均 pH 值为 7.45 ± 0.26 ，显著低于人工湖 8.61 ± 0.32 ($n=32$, $P<0.001$)。人工湿地 6—10 月 pH (7.04~7.44) 较 4、5 和 11 月略低 (7.64~7.92)。生长季人工湖 pH 值 (8.04~9.36) 无明显变化规律 (图 5a)。人工湿地生长季 DO 平均 (2.76 ± 2.78) $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，显著低于人工湖水体 (10.18 ± 4.02) $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ($n=32$, $P<0.001$)。人工湿地的 DO 变化与 pH 相似，在 6—10 月较低 (0.96 ± 0.68) $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。人工湖的 DO 生长季波动幅度较大，7 月达到最低点 (0.82 ± 0.21) $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (图 5b)。人工湿地和人工湖水体温度生长季变化趋势相似，4—9 月在 20°C 以上，10—11 月降至 20°C 以下。4—11 月人工湖水温 (25.58 ± 6.49) $^\circ\text{C}$ 高于人工湿地 (21.15 ± 5.84) $^\circ\text{C}$ ($n=32$, $P<0.001$)。两者在 6—8 月水温差较大，平均温差达 (6.16 ± 1.01) $^\circ\text{C}$ (图 5c)。

3 讨论

本研究中供水禽栖息的人工湖污水进入表流人工湿地后 TN 质量浓度降低，主要是由水体中 PON 被去除引起的。试验水体中饲养鸟类产生的食物残渣和排泄物是 PON 的主要来源，另外植物凋落物、藻类、细菌和附着微生物等也是人工湿地中 PON 的重要来源 (张军等, 2004)⁹⁹。整个生长季人工湿地中污水 PON 质量浓度降低幅度是 TN 的 1.3 倍，PON 去除量占 TN 去除量的 90% 以上。污水进入人工湿地后 TDN 质量浓度变化不稳定，只有在 5、10 及 11 月去除率大于 0，其余月份 TDN 质量浓度均有不同程度升高 (1%~50%，图 3a)。尽管大多数研究认为人工湿地对 TN 的去除主要依赖于反硝化过程 (Batson et al., 2012; Kadlec, 2012)，仍然有少量研究在分析了不同氮形态的去除效率后得出与本文相似的结论，即水体中的氮去除主要是 PON 去除 (Braskerud, 2002; Dunne et al., 2013²²⁴)。一般农业施肥污水中无机氮含量较高，而养殖废水、城市生活污水、暴雨径流等来源的水体中 PON 含量较高 (Taylor et al., 2005)¹⁹⁸⁶。对于后者，宜采用沉淀、吸附等方式促使 PON 从水体中分离，而延长水力停留时间 (一般长于 3~5 d) 有利于 PON 沉淀 (Dunne et al., 2013)²²⁹。本试验系统的水力停留仅为 24 h，水体中的 PON 可能未充分沉淀。

水体中不同形态氮素可以相互转化，其去除过程并非相互独立 (Vymazal, 2007)⁴⁹。本研究中 4—7 月人工湖中 Chl a 质量浓度较低，此时 TDN 占 TN 的质量分数较高 (>50%)。8 月人工湖中藻类爆发，TDN 占 TN 质量分数急剧降低，同时 PON 的质量浓度和占 TN 的质量分数显著升高 (图 1)。这



重复数: $n=4$

Number of replication: $n=4$

图 5 人工湖与人工湿地 pH(a)、DO(b)和水温(c)的月际变化
Fig. 5 Monthly changes of the pH (a), DO (b) and water temperature (c) in constructed lake and treatment wetlands

可能是由于藻类爆发使大量 TDN 转化为 PON (董云仙等, 2010)，并增加 PON 在水体悬停时间，同时使水体 TN 质量浓度也在藻类爆发期急剧升高。

张彩云等(2014)在太湖梅梁湾的研究也得出相似结论,藻类爆发会加快沉积物中营养释放,使上覆水体中的TN升高。藻类是污水中PON的主要形式之一,藻类增长与爆发过程能影响除N效率。8—10月PON去除率较4—7月略微降低(图3a),可能是由于此阶段人工湖污水中藻类大量增殖引起PON过高,已经超出了人工湿地的负荷。因此,停留在人工湿地水体中的PON和Chl a质量浓度均高出4—7月1个数量级。然而,8—10月人工湿地TDN质量浓度反而较4—7月降低(图1c),占TN的质量分数也较4—7月降低20%~50%,减少的主要是DON(图2b)。这可能是由于这段时期水温和PON升高使微生物的量和活性均提高,因此加快了DON的分解速率(Vymazal, 2007)⁵¹,同时也推动了水体中无机氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$)增多(图3b)。由此推测,在夏季藻类爆发期,污水中PON增加可能会影响人工湿地多种N形态的组成比例。

本研究系统中污水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量较低,TDN主要以DON和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 形态存在(图2a)。水体中TDN去除与环境密切相关。人工湖的pH全年高于8(图5a),水禽排泄物中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在进入人工湿地之前可能已经以氨的形式挥发离开水体(张玲等, 2012)。尤其在夏季,人工湖藻类大量繁殖导致pH上升($n=32$, $r=0.45$, $P<0.01$),加速氨挥发。在人工湿地中,pH全年在7.1~7.8,TDN去除主要依靠微生物过程,对DO均有一定要求,一般氨化和硝化作用需要耗氧,而反硝化过程DO需低于0.3~0.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Saeed et al., 2012)⁴³²。本研究人工湿地DO较低在0.33~2.61 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围波动(图5b),可能是由于水面覆盖了浮萍和槐叶萍,使水体和大气不能进行充分进行 O_2 交换(王锦旗等, 2015)。在低氧环境中氨化和硝化作用不能充分完成,水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 总体质量浓度较低(0.01~0.26 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$),即使DO满足条件,反硝化过程也无法进行。因此,在本研究系统的表流湿地中水体环境并不利于TDN完成从DON到 N_2 的转化。

4 结论

在本研究系统中,水禽栖息的污水各形态N组成在生长季月际间变化明显,夏季藻类爆发使水体中PON质量浓度大幅升高。污水进入表流人工湿地TN去除主要依赖于PON去除,生长季PON去除率60.02%±22.97%,PON去除量占TN去除量的90%以上。夏季PON去除率降低可能是由于超过了表流人工湿地负荷,可进一步尝试通过延长水力停留时间等方法提高PON的去除率,进而提高夏季TN去除率。在本研究中尽管整个生长季TDN去除率为负,但是9—11月人工湿地中DON质量浓度

低于人工湖,推测是由于夏季水温和PON升高使微生物的量和活性均提高,一定程度上促进了氨化作用。然而,由于人工湿地夏季DO过低,使氨化与硝化作用不能充分完成,水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 总体质量浓度较低,即使DO满足反硝化反应要求也不能发生。因此,在本研究系统的表流湿地中水体环境并不利于TDN完成从DON到 N_2 的转化。本研究获得结论,水禽栖息的污水进入表流人工湿地后TN去除主要以PON为主,且PON去除率与藻类动态相关。增强人工湿地PON去除能力将能有效提高污水TN去除率,尤其在藻类爆发期除N效果更为显著。

参考文献:

- BATSON J A, MANDER U, MITSCH W J. 2012. Denitrification and a nitrogen budget of created riparian wetlands [J]. *Journal of environmental quality*, 41(6): 2024-2032.
- BRASKERUD B. 2002. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution [J]. *Ecological Engineering*, 18(3): 351-370.
- CHARPY L, RODIER M, FOURNIER J, et al. 2012. Physical and chemical control of the phytoplankton of a lagoon, french polynesia [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 65(10-12): 471-477.
- DUNNE E J, COVENEY M F, MARZOLF E R, et al. 2013. Nitrogen dynamics of a large-scale constructed wetland used to remove excess nitrogen from eutrophic lake water [J]. *Ecological Engineering*, 61: 224-234.
- KADLEC R H. 2012. Constructed marshes for nitrate removal [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(9): 934-1005.
- LEE C G, FLETCHER T D, SUN G Z. 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems [J]. *Engineering in Life Sciences*, 9(1): 11-22.
- R Development Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing [M]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- SAEED T, SUN G. 2012. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media [J]. *Journal of Environmental Management*, 112: 429-448.
- TAYLOR G D, FLETCHER T D, WONG T H F, et al. 2005. Nitrogen composition in urban runoff-implications for stormwater management [J]. *Water Research*, 39(10): 1982-1989.
- TAYLOR P G, WIEDER W R, WEINTRAUB S, et al. 2015. Organic forms dominate hydrologic nitrogen export from a lowland tropical watershed [J]. *Ecology*, 96(5): 1229-1241.
- VERGELES Y, VYSTAVNA Y, ISHCHENKO A, et al. 2015. Assessment of treatment efficiency of constructed wetlands in east ukraine [J]. *Ecological Engineering*, 83: 159-168.
- VYMAZAL J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands [J]. *Science of The Total Environment*, 380(1-3): 48-65.
- WU S B, KUSCHK P, BRIX H, et al. 2014. Development of constructed wetlands in~performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review [J]. *Water Research*, 57: 40-55.

- 陈宇炜, 陈开宁, 胡耀辉. 2006. 浮游植物叶绿素 a 测定的"热乙醇法"及其测定误差的探讨[J]. 湖泊科学, 18(5): 550-552.
- 崔丽娟, 李伟, 张曼胤, 等. 2011. 复合人工湿地运行 2a 净化水禽污水效果[J]. 农业工程学报, 27(12): 234-240.
- 董云仙, 洪雪花, 胡锦乾, 等. 2010. 程海冬季水华暴发期间氮、磷营养元素的形态与分布[J]. 生态环境学报, 19(11): 2675-2679.
- 梁兴飞, 郭宗楼. 2010. 超声辅助热乙醇提取法测定浮游植物叶绿素 a 的方法优化[J]. 水生生物学报, 34(4): 856-861.
- 王锦旗, 郑建伟, 薛艳, 等. 2015. 三种漂浮植物对水体净化效果比较研究[J]. 中国农村水利水电, 3: 54-58.
- 张彩云, 周北海, 姜霞, 等. 2014. 蓝藻水华对沉积物-水界面氮交换的影响[J]. 环境科学与技术, 37(120): 38-44.
- 张军, 周琪, 何蓉. 2004. 表面流人工湿地中氮磷的去除机理[J]. 生态环境, 13(1): 98-101.
- 张玲, 崔理华. 2012. 人工湿地脱氮现状与研究进展[J]. 中国农学通报, 28(5): 268-272.

The Nitrogen Composition and Their Removal Efficiency in A Surface Flow Constructed Wetland

ZHANG Xiaodong^{1,2}, LI Wei^{1,2}, PAN Xu^{1,2}, CUI Lijuan^{1,2*}

1. Beijing Key Laboratory of Wetland Services and Restoration, Institute of Wetland Research, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China;

2. Beijing Hanshiqiao national Wetland Ecosystem Research Station, Beijing 101200, China

Abstract: Constructed wetlands are an effective and green method for purifying wastewater. They efficiently remove the biological oxygen demand, chemical oxygen demand, total suspended solids and bacteria contamination. However, the removal of nitrogen by constructed wetland has been found to be less efficient. Information is lacking on the relative proportions of particulate organic nitrogen (PON) and total dissolved nitrogen (TDN) in total nitrogen (TN). Furthermore, their removal efficiency in constructed wetlands is poorly known, although the removal efficiency of TDN components (DON, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$) has been widely studied. This study was conducted at the Beijing Wildlife Rescue and Rehabilitation Centre, where a constructed lake for the habitation of waterbirds and a constructed wetland for purifying sewage from the lake are located. During April to November 2014, we monitored the efficiency for the wetland to remove different nitrogen forms from the lake sewage, and analyzed the relationship between phytoplankton dynamics and nitrogen removal. The PON accounted for $47.83\%\pm 9.90\%$ (mean $\pm$ SD) of TN in the constructed lake during April-June, compared to $86.93\%\pm 7.71\%$ during August-October. The Chl *a* positively correlated with PON ($n=8$, $r=0.76$, $P<0.001$) over the study period, indicating that increases in PON may result from the phytoplankton proliferation in summer and autumn. We speculated that the TDN in the constructed lake might have been transformed to PON by phytoplankton. The PON removal efficiency in the constructed wetland was $60.02\%\pm 22.97\%$, and acted as the primary pathway of N-removal (90% of TN removal) for surface flow constructed wetlands. The removal efficiencies of both PON and Chl *a* were lower during August-October than that during April-July, implying that the PON removal might have achieved the maximum efficiency during phytoplankton blooms. The removal of TDN ($-16.40\%\pm 27.88\%$) was insignificant in the surface flow constructed wetland from April to November. In conclusion, the surface flow constructed wetland removed N from the lake sewage primarily through reductions in PON, and its PON removal efficiency was related to phytoplankton dynamics. Practices that facilitate PON removal of the constructed wetland will help reduce N from waterbird sewage, especially during the periods of phytoplankton bloom.

Key words: constructed wetland; particulate organic nitrogen; total dissolved nitrogen; chlorophyll *a*; nitrogen removal efficiency