

文章编号:2095-6134(2015)04-0498-08

# 北京永定河河岸带生态修复对河流水质的影响<sup>\*</sup>

王紫琦<sup>1</sup>, 张 娜<sup>2,3†</sup>, 孙 威<sup>1</sup>, 王鲜鲜<sup>1</sup>

(1 北京林业大学水土保持学院, 北京 100083; 2 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049;  
3 中国科学院怀柔生态环境综合观测研究站, 北京 101408)  
(2014 年 9 月 29 日收稿; 2015 年 1 月 16 日收修改稿)

Wang Z Q, Zhang N, Sun W, et al. Effects of ecological restoration of riparian zone on water quality of Yongding river in Beijing[J]. Journal of University of Chinese Academy of Sciences, 2015,32(4):498-505.

**摘 要** 为探讨河岸带生态修复措施对河流水质的直接影响,以永定河已修复的门城湖—莲石湖区段为研究对象,于 2013 年 7—10 月沿西岸选取 8 个采样点,测定溶解氧(DO)、氨氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N)、硝氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>—N)和总磷(TP)的质量浓度.结果表明,河流 DO 浓度和各营养物质浓度均有明显的季节变化.大部分采样点的 DO、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N 和 TP 浓度未达到地表水 IV 类水体标准.水生植物较多的河岸带处,河流 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N 浓度较低.在生长旺季,长势好的水生植物越多,河流 DO 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>—N 浓度越高,TP 浓度越低;在生长末期,枯落物较多的河岸带处,河流 DO 浓度较低,TP 浓度较高.凸岸处的河流 DO 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>—N 浓度较高,而 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N 浓度较低.因此,改变护岸类型、水生植物的多度及河岸的弯曲程度等河岸带结构特征可引起河流水质的变化.

**关键词** 河岸带结构;溶解氧浓度;氨氮浓度;硝氮浓度;总磷浓度

中图分类号:X522 文献标志码:A doi:10.7523/j.issn.2095-6134.2015.04.011

## Effects of ecological restoration of riparian zone on water quality of Yongding river in Beijing

WANG Ziqi<sup>1</sup>, ZHANG Na<sup>2,3</sup>, SUN Wei<sup>1</sup>, WANG Xianxian<sup>1</sup>

(1 College of Soil and Water conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;  
2 College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China;  
3 Huairou Eco-Environmental Observatory, Chinese Academy of Sciences, Beijing 101408, China)

**Abstract** The ecological effects of restoration of flood lands and buffers from Mencheng lake to Lianshi lake along Yongding river in Beijing were discussed. From July to October in 2013, water samples were periodically collected at the 8 selected sites along the west bank, and the concentrations of dissolved oxygen(DO), nitrate nitrogen(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>—N), ammonia nitrogen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N), and total phosphorus(TP) were measured and analyzed. The results showed that there were obvious seasonal variations in the concentrations of these nutrients and DO in Yongding river. For

<sup>\*</sup>北京市自然科学基金(8132045)、中国科学院知识创新工程重要方向项目(Y225016EA2)和国家重点基础研究发展计划(973)项目(2010CB428801)资助  
<sup>†</sup>通信作者, E-mail: zhangna@ucas.ac.cn

most of the sites, water quality could not meet the requirements for the surface water standard class IV. The  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentration was low where the amount of hydrophytes was relatively large. During the growing season, higher coverage of hydrophytes led to higher DO and  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  concentrations and lower TP concentration, while at the end of the growing period, much small contributions to the higher TP and lower DO concentrations. The convex river bank could enhance the DO and  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  concentrations and reduce the  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentration. In short, changes in the structure characteristics of riparian zone such as bank material, abundance of hydrophytes, and curvilinearity of banks had great effects on water quality in Yongding river.

**Key words** riparian zone structure; DO concentration;  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentration;  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  concentration; TP concentration

河岸带被定义为沿河流(或湖泊、溪流或沟谷、水库)分布的,由一定宽度(受河水影响的范围)组成的,不同于周围基质的带,包括河漫滩、护岸和植被缓冲带,有时也包括部分岸边高地<sup>[1-4]</sup>. 河岸带位于连接陆地与水体的关键位置,能够通过物质、能量和信息的交换,同相邻的陆地和水生生态系统发生强烈的相互作用<sup>[5]</sup>,可为陆生和水生动植物提供生存场所和迁移廊道,也可通过一系列物理、化学和生物过程有效地截留和转化地表径流中的氮和磷等物质,改善河流的水质<sup>[6]</sup>.

近年来,国内学者已在河岸带的结构、对污染物的截留功能等方面开展了一些研究<sup>[6-11]</sup>,但主要集中于定性研究,且理论研究较多,而在定量和应用型研究方面较少;并且大多关注的是自然河流的河岸带. 例如,部分研究表明,河岸带对污染物的截留效果会受到季节、植被类型、植物种类和河岸带宽度等的影响,其中,种植有草本植物的河岸带的截留效果较好<sup>[6,12-16]</sup>. 国内外也有一些研究涉及城市河岸带的结构和功能. 例如,李婉等<sup>[17]</sup>对北京市转河河流生态修复的效果进行实验研究,认为城市河岸带的曲度、护岸材料及水生植物的生长状况等均会对河流水质产生影响. 然而,有关城市河岸带的研究仍较为缺乏,大多涉及河岸带的结构和现状<sup>[17-19]</sup>,仅少数涉及生态修复和管理<sup>[20-22]</sup>.

城市河岸带的管理常被忽视,致使河岸的生态功能无法发挥,并间接影响到河流水质. 为改善城市河流的水质,北京市于2002、2005和2009年,先后对转河、北护城河和已断流近30年的永定河进行了一系列的工程和生态修复措施,而河岸带的修复就是其中一个重要的环节. 至2013年4月,已完成永定河平原城市段(中段)“五湖一

线”工程,包括门城湖、莲石湖、园博湖、晓月湖、宛平湖和循环管线,对河床、河漫滩、护岸和植被缓冲带均进行了大规模的生态修复,修建码头、体育健身和垂钓嬉水场所等,并打造了湖泊与湿地交替的城市湿地型河流,目的是使水质达到和维持IV类地表水标准<sup>[23]</sup>. 具体修复措施包括:摒弃以往城市中较为常见的浆砌石或钢筋混凝土挡墙,取而代之的护岸材料是石块或植被;改变河岸带的曲度,以缓解河岸被过度冲刷的现象;丰富水生植物的种类和多度;减少硬化坡面和直立式护坡,减缓坡度,大量种植乔木、草本和灌木植被等.

然而,国内城市河岸带的生态修复仍缺乏有力的理论基础及一定的规范标准,修复措施多从景观绿化美化的角度出发,依据的是工程设计人员对河岸带结构和生态服务功能的感性认识. 时至今日,永定河中段工程完工已近3年,其生态环境似乎得到了一定的改善. 但是依然缺乏对修复效果的定量评价研究. 当初国家耗费巨资对河滩地实施的这些生态修复措施是否对河流水质的改善起到了预期效果? 护岸材料、河岸曲直和水生植物状况的哪些结构指标组合对河流水质的改善效果较好? 它们的作用机制是什么? 为了回答这些问题,本研究选取永定河平原城市段内的门城湖和莲石湖区段作为研究对象,分析河流溶解氧、氨氮、硝氮和总磷浓度的季节变化,探讨它们与修复后的河岸带结构指标之间的关系,以期对定量评价城市河流生态修复效果提供一定的理论依据和决策建议.

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

永定河,全长747 km,其中北京段约170 km,

占总流域面积的 6.7%。流经门头沟区、石景山区、丰台区、大兴区和房山区。

门城湖区段位于门头沟区,包括三家店至麻峪河段,河道全长 5.24 km,平均宽度 294 m,总面积 172 hm<sup>2</sup>,其中水体面积占 39%。自 2011 年修复以来,形成亲水乐园区、运动健身区和观光教育园区 3 个主体景观区。莲石湖位于石景山境内,介于麻峪和京原铁路桥之间,上接门城湖,下连园博湖。河段全长 5.8 km,平均宽度 376 m,总面积 226 hm<sup>2</sup>,其中水体面积占 45%,包括 1 个主景区和 8 个景点<sup>[24]</sup>。门城湖和莲石湖在完成生态修复后进行蓄水并开放成为城市滨河公园,周边主要

土地利用类型为居民用地、工业用地和道路。

1.2 河岸带断面的选取

河岸带断面的选取主要考虑物理结构和生物结构的差异,其中物理结构表现为护岸材料和河岸曲直;生物结构包括水生植物的有无、多度以及种类。沿河流西岸,在只考虑河漫滩和护岸结构的基础上,由北向南选取 8 个河岸带断面(表 1,图 1),使其尽可能包含主要结构类型的组合形式。生态修复后的门城湖和莲石湖区具备良好的休闲娱乐环境,吸引了大量周边市民前来观光游览。为此,在选取河岸带断面时,也兼顾人为因素的影响,并尽量避免排水管道的影响。

表 1 采样河岸带断面的基本描述

Table 1 Description for sampled riparian zone section

河岸带 断面编号	材料	曲直	护岸			水面及其他
			有无	类型	多度	
1	植物	直	有	芦苇、浮萍	中	芦苇高 2 m
2	植物	凸	有	芦苇、浮萍	少	附近有生活用水直排
3	石块	直	无	无	无	跌水台
4	石块	凹	有	芦苇、菖蒲	大	芦苇高 2.5 m,有部分倒伏
5	碎石	凹	有	芦苇	大	芦苇高 1.7 m
6	石块	直	有	睡莲	中	附近常有人钓鱼
7	石块	凸	有	鸢尾	少	凸度较大
8	石块	直	有	芦苇	大	芦苇高 1.8 m,生长健康,附近偶尔有人钓鱼

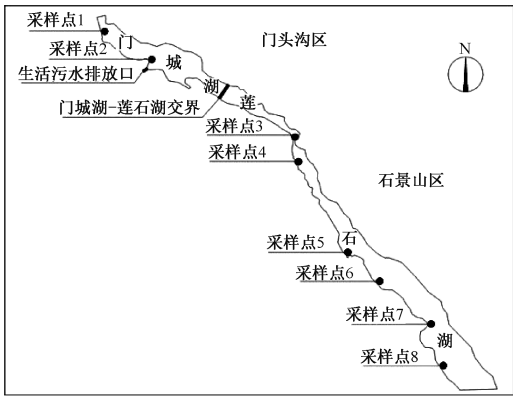


图 1 北京永定河平原城市段河岸带断面 8 个采样点的空间分布

Fig. 1 Spatial distribution of eight sample sites at the riparian zone sections in the urban plain of Yongding river

1.3 样品采集与分析

本次实验在 2013 年 7—10 月间开展,包括植物的生长期和枯落期。在 8 个河岸带断面所对应的河流中,大致每隔 15 d 进行水样采集和测定。为分析降雨对河流水质的影响,采样时间需兼顾

降雨因素。共采集水样 7 次,分别为 7 月 19 日(降雨后 4 d)、8 月 3 日(降雨后 2 d)、8 月 18 日(降雨后 7 d)、9 月 3 日(降雨后 2 d)、9 月 18 日(降雨后 1 d,当天有小雨)、10 月 3 日(降雨后 2 d)、10 月 18 日(降雨后 1 d)。

将 HANNA 多功能水质仪(HI92001)直接伸入水中,测得水下 0.2 m 的温度和溶解氧(DO)质量浓度(本文所提浓度均指质量浓度)。并用塑料瓶采集水样。若断面内有水生植物,则在距水生植物 10 cm 处采样;若无水生植物,则在距护岸 20 cm 处采样,每个采样点取 3 个重复水样。

在实验室内,用 756PC 紫外分光光度计分析其中的氨氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N)、硝氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>—N)以及总磷(TP)含量。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N 含量采用靛酚蓝比色法测定,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>—N 含量采用紫外分光光度法测定,TP 含量采用过硫酸钾氧化—钼蓝比色法测定<sup>[25]</sup>。

分析比较各采样点的 DO、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>—N 和 TP 浓度,运用单因素方差分析法进行差异显著性检验,通过与河岸带结构的比对分析,评价不

同结构类型河岸带对河流水质的影响.

## 2 结果分析

### 2.1 不同时期河流溶解氧浓度和硝氮浓度及其与河岸带结构的关系

#### 2.1.1 河流溶解氧浓度的季节变化

各采样点的 DO 浓度均呈明显的季节变化. 大部分采样点在 7 月中旬出现峰值,随后略有下降; 8 月下旬开始上升,至 9 月上旬达到一个峰值;而后迅速下降,直至 9 月中下旬出现谷值;后期缓慢回升(除第 4 号采样点)(图 2).

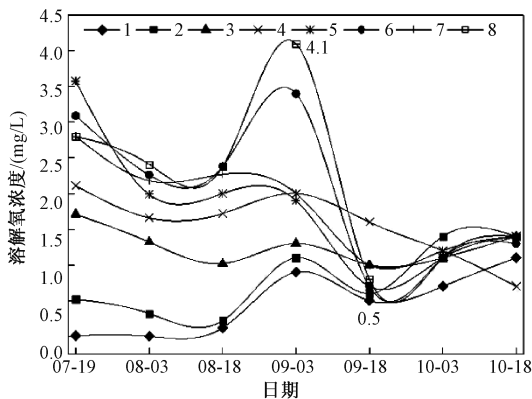


图 2 北京永定河平原城市段河岸带段面各采样点溶解氧浓度的季节变化

Fig.2 Seasonal variations in dissolved oxygen concentration for sampled riparian zone sections in the urban plain of Yongding river

7—8 月,随着气温的升高,水温也呈现上升趋势. 这时,大气中的氧在水中的溶解量降低,直接导致河流 DO 浓度的下降. 从 8 月下旬开始,随着水温的下降,氧在水中的溶解量增加;同时,尽管水生植物开始进入生长末期,但生长依然旺盛,尚未出现大量凋落,因此,在光合作用和水温的共同作用下,河流 DO 浓度升高. 9 月上旬以后,水生植物逐渐进入凋落期,有水生植物的河段内开始产生较多枯落物,影响了氧气与水面的接触;降解这些有机物也会消耗河流中的大量 DO,而光合作用的减弱使消耗的 DO 得不到有效的补充. 因此,9 月上旬以后 DO 浓度迅速降低. 10 月上中旬的植物状况与 9 月中下旬类似,但由于水温进一步降低,水生生物的需氧量和河流中有机物的分解速率也明显降低,DO 浓度小幅回升.

#### 2.1.2 河流硝氮浓度的季节变化

各采样点的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度均呈明显的季节

变化. 10 月之前,大多数采样点的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度变化较为一致,分别在 8 月中下旬或 9 月上旬出现峰值,在 9 月中下旬出现谷值. 随后,第 3—5 号采样点的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度呈现快速上升的趋势,其他采样点  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度变化十分平稳或呈缓慢下降趋势. 7—10 月间,第 3—5 号采样点的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度大多超过 20 mg/L,且显著高于其余采样点(图 3).

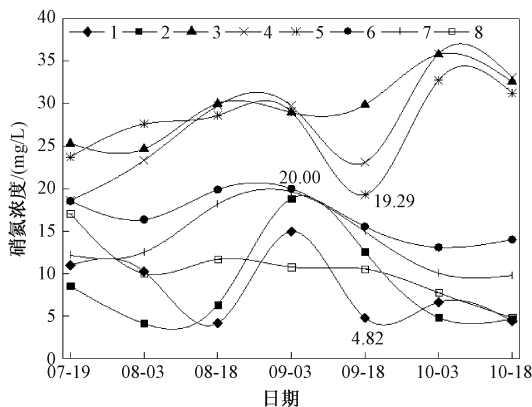


图 3 北京永定河平原城市段河岸带段面各采样点硝氮浓度的季节变化

Fig.3 Seasonal variations in nitrate nitrogen concentration for sampled riparian zone sections in the urban plain of Yongding river

通过对比图 2 和图 3 不难发现,大多数采样点的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度与 DO 浓度的季节变化趋势较为相似,如 8 月 3 日,除第 4 和 5 号采样点之外,其他采样点的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度均略有下降,与 DO 浓度的变化一致;9 月中下旬后,大部分采样点的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度变化受 DO 浓度的绝对控制. 然而,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度与 DO 浓度的变化趋势并不完全相同;  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度最大的采样点,其 DO 浓度并不是最大(如第 3—5 号采样点);DO 浓度较大的采样点,其  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度仅居中(如第 6 号采样点),说明  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度除在大的趋势上受 DO 浓度季节变化的控制之外,还受到其他因素的影响.

北京城区河流中的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  主要来源于汽车尾气产生的大量氮氧化物,它们通过大气干湿沉降及地表径流携带作用进入河流<sup>[20,26]</sup>. 采样时前 2 次产流降雨间隔(PID)越长,陆表积累的氮氧化物越多,降雨后地表径流和河流中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度越高;采样时距上次降雨时间(DLP)越长,氮氧化物在河流表面的干沉降量越大,河流  $\text{NO}_3^- -$

N 浓度越高,如 8 月 18 日的 PID 为 11 d,DLP 为 7 d,绝大多数采样点的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度缓慢回升,有的甚至达到一个峰值。

2.1.3 河流溶解氧和硝氮浓度与河岸带结构的关系

综合 10 月之前各采样点的 DO 浓度和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度数据(图 4、图 5),用系统聚类法可将 8 个采样点分为 3 组:第 1 组包括第 1 和 2 号采样点;第 2 组包括第 3—5 号采样点;第 3 组包括第 6—8 号采样点。

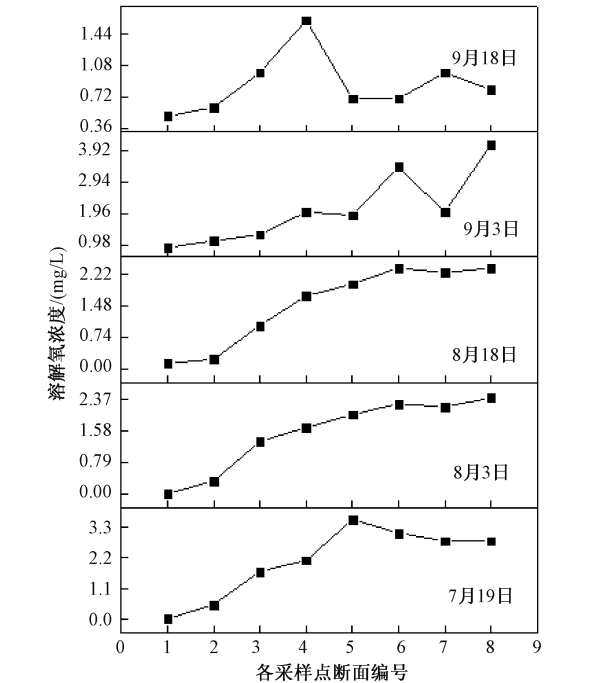


图 4 北京永定河平原城市段河岸带段面各采样点的溶解氧浓度

Fig. 4 Dissolved oxygen concentration for each sampled riparian zone section in the urban plain of Yongding river

第 1 组的 2 个采样点护岸材料均为植物,水生植物包括芦苇和浮萍(表 1),且对应河道内水体流动性较差,导致 DO 浓度极显著低于其他各组.与之相反,第 3 组的第 6 和 8 号采样点护岸材料为石块,水生植物较多,在 7 月下旬至 9 月上旬水生植物生长旺盛,光合作用较强;第 7 号采样点位于明显凸岸,水体流动性强,可通过增加水体交换面积和持续时间明显提高河流 DO 浓度,因此,河流 DO 浓度显著高于其他各组.第 2 组采样点的 DO 浓度居中,其中第 3 号采样点位于直岸,无水生植物;第 4 和 5 号采样点都生长着大量水生植物,但是均处于河流凹岸,水体流动性差,且第

4 号采样点的水生植物存在倒伏现象,分解倒伏的枝叶会消耗河流中的大量溶解氧,所以河流 DO 浓度仅居中。

由河流  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度季节变化可知,除 8 月上旬到 8 月中下旬外,7 月中下旬到 10 月中下旬的其他时期,大多数采样点的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度主要受 DO 浓度变化的控制.因此,河岸带类型的变化在使 DO 浓度发生明显变化的同时,也能够对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度进行间接调节。

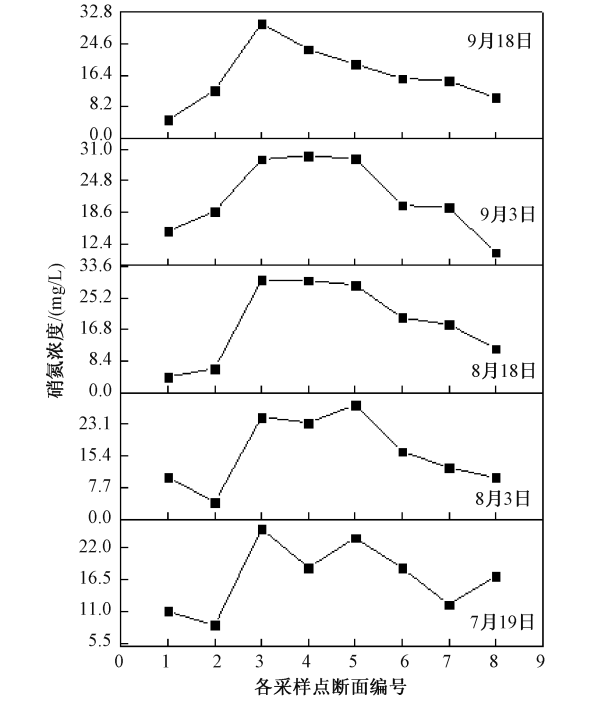


图 5 北京永定河平原城市段河岸带段面各采样点的硝氮浓度

Fig. 5 Nitrate nitrogen concentration for each sampled riparian zone section in the urban plain of Yongding river

综上所述,不同组采样点河岸带结构的差异造成了河流 DO 浓度和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度明显不同.河岸带的护岸材料、水生植物生长状况、水体流动性、河岸弯曲度同时对河流 DO 浓度和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度起调节作用。

2.2 不同时期河流氨氮浓度及其与河岸带结构的关系

各采样点的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度均呈现明显的季节变化:7 月中下旬之后,大多数采样点(除第 8 号采样点外)的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度迅速上升,并在 8 月初出现第 1 个峰值,随后迅速降低;但在 9 月上旬之后又开始攀升,并在 9 月中下旬出现第 2 个

峰值,随后逐渐下降(图6)。

城市河流中的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  主要来源于生活污水。7月下旬至8月上旬, $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度出现峰值与此时生活用水量较大直接相关。8月下旬至9月上旬,大部分采样点的 DO 浓度较高, $\text{NH}_4^+-\text{N}$  发生强烈的氧化反应,转化为  $\text{NO}_3^--\text{N}$ ,从而使  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度呈现下降趋势。而后在9月中下旬,DO 浓度降到谷值,河流中的氧化反应被大幅削弱, $\text{NH}_4^+-\text{N}$  转化为  $\text{NO}_3^--\text{N}$  的效率也大幅降低,因而  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度较之前有所上升。秋季后随着生活用水的减少、污水排放量的降低, $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度平稳下降。

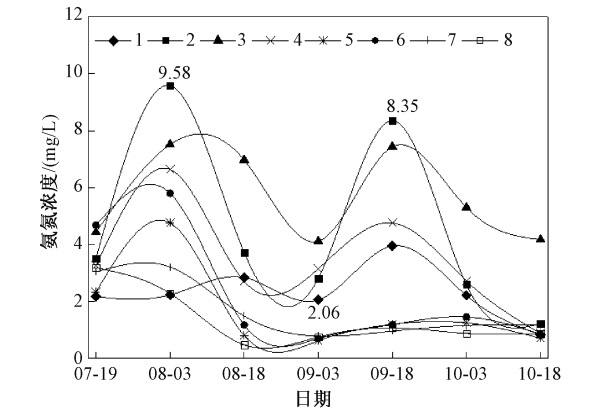


图6 北京永定河平原城市段河岸带段面各采样点氨氮浓度的季节变化

Fig. 6 Seasonal variations in ammonia nitrogen concentration for sampled riparian zone section in the urban plain of Yongding river

通过分析  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度在8月3日和9月18日出现的2次峰值(图7)发现,第2和3号采样点的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度在7—10月始终处于较高水平,在统计上极显著高于其他采样点,认为可能是受到附近排水口排放生活污水的影响。第5—8号采样点的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度较低,因为第5、6和8号采样点所处河岸带生长着大量芦苇和睡莲这些大型水生植物,可以直接有效地从水体中吸收  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ,并同化为自身的有机物质,且固定能力较强<sup>[27]</sup>。另外,第5—8号采样点的 DO 浓度普遍高于其他采样点,尤其在9月下旬之前(图2),使得有更多的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  可转化为  $\text{NO}_3^--\text{N}$ 。

### 2.3 不同时期河流总磷浓度及其与河岸带结构关系

各采样点的 TP 浓度均呈明显的季节变化。

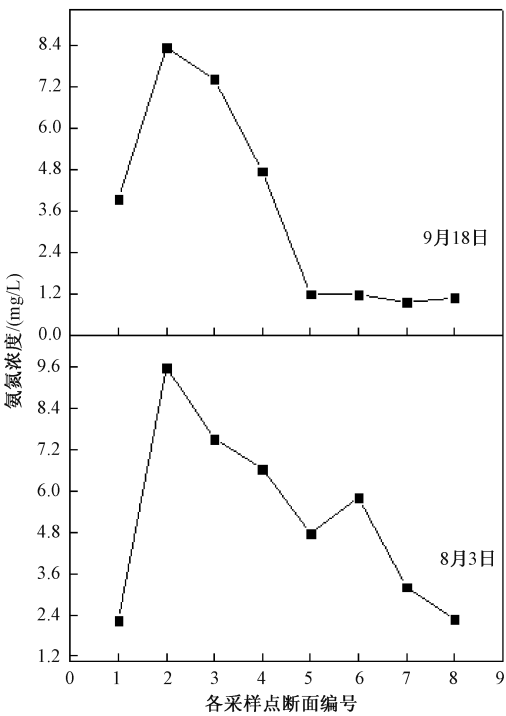


图7 北京永定河平原城市段8月3日和9月18日河岸带段面各采样点的氨氮浓度

Fig. 7 Ammonia nitrogen concentration for each sampled riparian zone section in the urban plain of Yongding river on August 3 and September 18

TP 浓度在8月中下旬达到峰值,之前或者缓慢增加,或者先迅速下降再迅速上升;之后均呈迅速下降趋势,9月中旬后均小幅上升(图8)。

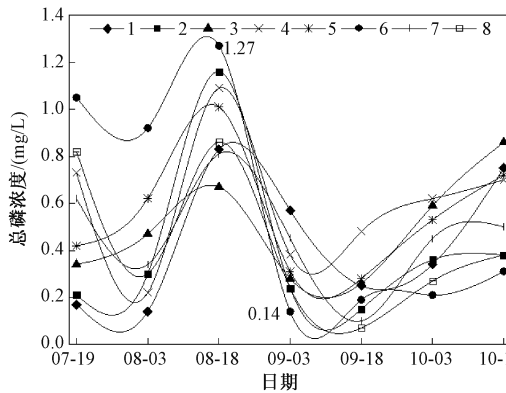


图8 北京永定河平原城市段河岸带各段面采样总磷浓度的季节变化

Fig. 8 Seasonal variations in total phosphorus concentration for sampled riparian zone sections in the urban plain of Yongding river

一般地,城市河流中的 P 主要来源于水中生物残体的分解和生活污水的排放。7—8 月城市进入用水高峰期,处理过的污水大量流入河流,因

此,这时 TP 浓度较高,这也是 8 月中下旬 TP 浓度达到峰值的主要原因。然而,植物生长对 P 的吸收和固定使得 7—8 月 TP 浓度的增长幅度大打折扣,甚至在 7 月下旬到 8 月上旬出现明显下降的趋势。8 月下旬后随着用水量的下降,TP 浓度逐渐降低。但是在植物生长末期,水生植物枯落较多,尤其是第 4 号采样点,枯枝落叶分解所释放的 P 成为 TP 浓度上升的首要原因。

单因素方差分析表明,各采样点的 TP 浓度之间差异均不显著( $P > 0.05$ )。7 月中下旬至 8 月上旬,第 1、4、6、7 和 8 号采样点的 TP 浓度呈明显下降趋势,而第 2、3 和 5 号采样点的 TP 浓度缓慢升高(图 8)。造成此时 TP 浓度季节变化趋势差异的主要原因是水生植物的生长、河岸带弯曲度和人为影响。第 1、4、6 和 8 号采样点附近生长有较多大型水生植物(如芦苇、菖蒲、睡莲和鸢尾)。这些水生植物在快速积累生物量时,可吸收和固定河流中大量的  $P^{[26]}$ ,从而导致水体中 TP 浓度随着植物生物量的增大而下降,一定程度上抵消了生活用水增多对 TP 浓度的影响。相反,水生植物较少或无水生植物的第 2 和 3 号采样点的 TP 浓度在 7—8 月生活用水高峰期始终呈上升趋势。例外的是,第 5 号采样点虽然生长了大量水生植物,但其 TP 浓度却在升高,因为该点位于明显的凹岸处,水体流速较慢;第 7 号采样点水生植物较少,但其 TP 浓度却在降低,因为该点位于明显凸岸处,水体流速较快,河流中 P 累积较少。

随着植物枯落期(10 月上旬之后)的到来,第 1、4、5 和 8 号采样点的水生植物普遍枯萎、倒伏和死亡,原本固定在植物体内的 P 被分解释放到河流中,导致 TP 浓度明显升高;而水生植物较少的第 2 和 7 号采样点的 TP 浓度变化幅度较小,且 TP 浓度大多低于植物较多的采样点。

### 3 结论与讨论

北京永定河平原城市段内门城湖—莲石湖区段的河流中,DO、 $NH_4^+-N$ 、 $NO_3^--N$  和 TP 浓度均有明显的季节变化。在用水高峰的 8 月, $NH_4^+-N$  和 TP 浓度显著增加,达到峰值。大部分采样点的  $NO_3^--N$  浓度除在大的趋势上受 DO 浓度季节变化的控制之外,还受到采样时前 2 次产流降雨间隔(PID)和距上次降雨时间(DLP)影响。DO 浓度与水生植物的生长节律关系密切,光合作用释

氧和分解作用耗氧导致了 DO 浓度的季节变化;DO 浓度也同时受制于水体温度和河岸弯曲度。DO 浓度的季节变化对  $NH_4^+-N$  和  $NO_3^--N$  消长关系的调节作用非常明显。TP 浓度也受到水生植物生长节律的很大影响。大部分采样点(除个别时期的第 5、6 和 8 号采样点外)的 DO 浓度均低于地表水标准(GB 3838—2002)中 IV 类水体标准限值(3.0 mg/L)。7 月中下旬到 10 月上旬前,绝大部分采样点(除 8 月之后的第 5—8 号采样点外)的  $NH_4^+-N$  浓度超过了地表水标准中 IV 类水体标准限值(1.5 mg/L)。7 月中下旬到 8 月中下旬大部分采样点(除第 1 和 2 号采样点外)和 9 月之后大部分采样点(除第 1、6 和 8 号采样点外)的 TP 浓度均超过了地表水标准中 IV 类水体标准限值(0.3 mg/L)。总的来说,研究区段大部分采样点在 7—10 月的多数时间,DO、 $NH_4^+-N$  和 TP 浓度未达到 IV 类水体标准,因此,目前尚未实现永定河生态修复之初提出的河流水质目标。为改善河流水质,降低 7—8 月的  $NH_4^+-N$  和 TP 浓度是防控重点,同时还需加强污水排放口附近  $NO_3^--N$  浓度的防控;而在 9—10 月应重点防止 DO 浓度过低。

DO、 $NH_4^+-N$ 、 $NO_3^--N$  和 TP 浓度与修复后的河岸带结构特征有较为明显的关系。水生植物丰富的河岸带处,河流  $NH_4^+-N$  浓度低于植物稀疏或稀缺的河岸带处的河流  $NH_4^+-N$  浓度。在生长旺季,长势健康的水生植物越多,河流 DO 和  $NO_3^--N$  浓度越高,TP 浓度越低;在生长末期,枯落物多的河岸带处,河流 DO 浓度较低,而 TP 浓度较高。另外,相对于直岸和凹岸,凸岸处河流 DO 和  $NO_3^--N$  浓度较高,而  $NH_4^+-N$  浓度较低。与此同时,研究区段的河流水质还受人为影响和城镇化发展的影响。总之,永定河的水质受到自然和人为因素的共同影响;通过改变护岸类型、水生植物的多度以及河岸的弯曲程度,可引起河流水质的变化。

尽管永定河平原城市段内采取的一系列工程和生物措施确实对水质改善起到了一定作用,但其作用并没有得到充分发挥。今后仍需加强 2 个方面的管理。第一,在河岸带的生物结构方面,虽然已有大量实验研究证明水生植物可以有效地吸收河流中的 N 和 P 等营养物质,并有效改善河流的供养状况,但仍需因地制宜地合理配种,考虑植

物种类和密度的综合影响,加强水生植物的养护管理工作,及时清理水中的大量枯枝落叶,降低植物倒伏和凋落对河流水质的影响. 第二,在河岸带的物理结构方面,可增加弯曲河岸的数量、长度和曲度,合理布设深潭和浅滩,以便有效改变水流的速度和交换时间;在用碎石和石块做护岸材料时,可考虑为微生物创造良好的生存环境,使其与植物一同发挥分解和转化污染物的功能;可将道路设计与河岸带建设相结合,尽量去除路沿石,使来自周边的地表径流可以流经河岸带后进入河流,以发挥河岸植被缓冲带的截留作用,改善河流水质.

参考文献

[ 1 ] Grgory S V, Swanson F J, McKee W A, et al. An ecosystem perspective of riparian zones[J]. Bioscience,1991,41(8): 540-551.

[ 2 ] Naiman R J. Watershed management:balancing sustainability and environmental change[M]. New York :SpringerVerlag, USA, 1992:542.

[ 3 ] 邓红兵. 河岸植被缓冲带与河岸带管理[J]. 应用生态学报,2001,12(6):951-954.

[ 4 ] Forman R,Godron M. 景观生态学[M]. 肖笃宁,等译. 北京:科学出版社,1990:20-75.

[ 5 ] 陈吉泉. 河岸植被特征以及其生态系统和景观中的作用[J]. 应用生态学报,1996,7(4):439-448.

[ 6 ] 黄玲玲,张鹏,张旭东. 河岸带对氮磷的截留转化作用[C] //中国环境科学学会. 第二届生态补偿机制建设与政策设计高级研讨会论文集. 2008:5.

[ 7 ] 夏继红,严忠民. 生态河岸带的研究进展与发展趋势[J]. 河南大学学报:自然科学版,2004,32(3):252-255.

[ 8 ] 范小华,谢德体,魏朝富. 河岸带生态系统管理模型研究进展[J]. 中国农学通报,2006,22(1):277-282.

[ 9 ] 夏继红,严忠民. 生态河岸带的概念及功能[J]. 水利水电技术,2006,37(5):14-18.

[ 10 ] 夏继红. 生态河岸带综合评价理论与应用研究[D]. 南京: 河海大学,2005.

[ 11 ] 夏继红,胡玲. 生态河岸带功能区划的定性定量研究[J]. 水利学报,2007(S1):542-546.

[ 12 ] Volpi J A. A landscape ecology approach to functionality-based riparian classification and land-use planning[D]. Kent State University,2003.

[ 13 ] Lee P, Smyth C, Boutin S. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and United States[J]. Environmental Management,2004,70:165-180.

[ 14 ] Weller D E, Jordan T E, Correll D L. Heuristic models for material discharge from landscapes with riparian buffers[J]. Ecological Applications, 1998,8(4):156-169.

[ 15 ] Trimble G R, Sartz R S. How far from a stream should a logging road be located? [J]. Forest,1957,55:339-341.

[ 16 ] Polyakov V, Fares A, Ryder M H. Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water: a review [J]. Environmental Reviews, 2005, 13: 129-144.

[ 17 ] 左俊杰,蔡永立,罗坤,等. 上海地区河岸带结构:类型、分布及改进[J]. 水资源保护,2009,25(6):24-28.

[ 18 ] 张广分,齐实,肖红霞,等. 北京地区滨水缓冲带的现状研究[J]. 湖南农业科学:下半月,2011(8):34-36.

[ 19 ] 何亚平,费世民,陈秀明,等. 雅砻江上游地区河岸带类型研究[J]. 四川林业科技,2008,29(5):1-5.

[ 20 ] 李婉,张娜,吴芳芳. 北京转河河岸带生态修复对河流水质的影响[J]. 环境科学,2011,32(1):80-87.

[ 21 ] 韩玉玲,岳春雷,叶碎高. 河道生态建设:植物措施应用技术[M]. 北京:中国水利水电出版社,2009:149-155.

[ 22 ] 中国21世纪议程管理中心,北京大学环境工程研究所. 城市河流生态修复手册[M]. 北京:社会科学文献出版社, 2008:256-258.

[ 23 ] 朱文星,邓卓智. 简述永定河城市段的生态修复[J]. 水利科技与经济,2012,18(2):19-21, 37.

[ 24 ] 梁淑娟,樊华,王利军,等. 永定河生态护岸模式的适宜性观测研究[J]. 水土保持研究,2012,19(4):153-158.

[ 25 ] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社, 2002:130-133.

[ 26 ] 任玉芬,张心昱,王效科,等. 北京城市地表河流硝酸盐氮来源的氮氧同位素示踪研究[J]. 环境工程学报,2013,7(5):1636-1640.

[ 27 ] 种云霄,胡洪营,钱易. 大型水生植物在水污染治理中的应用研究进展[J]. 环境污染治理技术与设备,2002,4(2):36-40.