

北京转河河岸带生态修复对河流水质的影响

李婉, 张娜*, 吴芳芳

(中国科学院研究生院资源与环境学院, 北京 100049)

摘要:以北京转河为例, 探讨一系列河岸带生态修复措施(尤其是河漫地和护岸的改造)对河流水质的影响。于 2009 年 7~9 月进行实地调查, 沿河岸选取 13 个采样点, 并定期采集水样, 测定其中营养物质和溶解氧(DO)等的浓度。结果表明, 转河氨氮(NH_4^+-N)、硝氮(NO_3^--N)、总磷(TP)和 DO 的浓度均有非常明显的季节变化。在居民用水量较大的 7 月中下旬和 8 月上旬, 河流中 NH_4^+-N 和 TP 浓度有较大增加。 NO_3^--N 浓度主要受降雨和地表径流量季节变化的控制。在降雨量较高的季节, NO_3^--N 浓度主要决定于采样前 2 次降雨的间隔时间; 在降雨量较低的季节, 其浓度决定于距上次降雨时间或采样前 2 次降雨的间隔时间。DO 浓度决定于光合放氧和分解耗氧之间的关系, 主要受水生植物的生长节律控制, 其浓度季节变化对 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 的消长关系进行着微调。总体上, 转河没有形成富营养化的状况, 但降低 8 月上旬的 NH_4^+-N 浓度和丰水期的 NO_3^--N 浓度仍是防控重点。在水生植物相对较多的河岸带处, 河流中 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 的浓度较低。在生长旺季, 水生植物生长越密集, 覆盖度越大, 河流中 TP 浓度越低, DO 浓度越高; 而在生长末期, 枯落物越多, 河流中 TP 浓度越高, DO 浓度越低。其中, 菖蒲比水葱的影响更大。直立水泥护岸的 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 和 TP 的浓度普遍比石块+泥土护岸高。弯曲的河岸可在一定范围内提高河流 DO 的浓度, 而降低 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的浓度。另外, 河流周边的土地利用方式对河流水质也有较大影响。总之, 除人类活动之外, 水生植物的有无、类型、多度和生物量, 护岸材料, 河岸的曲直均对转河水质有重要影响。

关键词:城市河流; 河岸带结构; 氨氮浓度; 硝氮浓度; 溶解氧浓度; 总磷浓度

中图分类号: X522 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)01-0080-08

Influence of Ecological Restoration of Riparian Zone on Water Quality of Zhuanhe River in Beijing

LI Wan, ZHANG Na, WU Fang-fang

(College of Resources and Environment, Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: The ecological effects of restoration of flood lands and banks in the Zhuanhe River of Beijing are discussed. From July to September in 2009, water samples were periodically collected in the 13 chosen sample sites, and the concentrations of nutrients and dissolved oxygen (DO) were measured and analyzed. The results showed that there were obvious seasonal variations in the concentrations of ammonia nitrogen (NH_4^+-N), nitrate nitrogen (NO_3^--N), total phosphorus (TP), and DO in the Zhuanhe River. The increase of domestic sewage with rising water consumption in mid and late July and early August resulted in the great increase of NH_4^+-N and TP concentrations. The NO_3^--N concentration was controlled by the seasonal variations of precipitation and surface runoff. In the higher precipitation seasons, it depended on the interval time between two rainfalls just before the sample; in the lower precipitation seasons, it depended on the time from last rainfall or the interval time between two rainfalls just before the sample. DO concentration was due to the relationship between oxygen release in photosynthesis and oxygen consumption in decomposition of organic matter in the river, which was controlled by phenological periods of hydrophytes. It also served to slight changes of NO_3^--N and NH_4^+-N concentration. As a whole, the Zhuanhe River was not eutrophicated, but reducing the concentration of NH_4^+-N in early August and that of NO_3^--N in the wet seasons was still the key to improve water quality. The NO_3^--N and NH_4^+-N concentrations were lower where the amount of hydrophytes was relatively large. In the growing seasons, the stronger growth and larger coverage of hydrophytes led to the lower TP and higher DO concentration in the river; while in the late growing period, much more litters contributed to the higher TP and lower DO concentration. In both periods, *Calamus* affected more than *Scirpus tabernaemontani*. Concentrations of NO_3^--N , NH_4^+-N and TP near vertical cement banks were generally higher than those near stone banks blended with clay. The curved river bank could enhance the DO concentration, and reduce the NO_3^--N and NH_4^+-N concentrations within a certain range. Moreover, land use types surrounding the river also greatly affected the water quality. In brief, besides human activities, such factors as existence, type, abundance and biomass of hydrophytes, bank material, and shape of river banks (curved or straight) had great effects on water quality in the Zhuanhe River.

Key words: urban river; riparian zone structure; NH_4^+-N concentration; NO_3^--N concentration; DO concentration; TP concentration

收稿日期: 2010-01-24; 修订日期: 2010-03-27

基金项目: 国家自然科学基金项目(30870430); 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2010CB428801)

作者简介: 李婉(1984~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为景观生态学、城市河岸带结构与功能的实验及模拟, E-mail: yslbjds@163.com

* 通讯联系人, E-mail: zhangna@gucas.ac.cn

河岸带 (riparian zone) 定义为沿河流、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,包括河漫地、护岸和植被缓冲带,有时也包括部分岸边高地^[1-4]。它既是陆生和水生动植物的生存场所和迁移廊道^[4,5],又通过一系列物理、化学和生物过程(如沉积、吸附、植物吸收、微生物固定、反硝化作用等)实现对地表径流中营养物质的截留转化^[6-8]。

目前对河岸带的研究大多集中于自然河流,以解决农田面源污染为主要目的^[9-13]。这些研究主要反映河岸带对来自农田的地表径流和营养物质的截留效应,有些包括了河岸带结构(如坡度、宽度、植被组成等)的影响^[14-18]。一些结论已经较为成熟。例如,很多研究表明,河岸带作为廊道具有明显的宽度效应,而且坡度较小的宽河岸带能够实现更多的功能^[19]。然而,国内外对位于城郊结合带或城区的河岸带的研究却较少。

一直以来,城市河岸带的生态功能及其建设和管理并未获得应有的认识和重视。相反,为了河道行洪和排水,许多河流用大量钢筋混凝土挡墙或浆砌石的岸坡代替天然泥土和植被,河岸的生态功能丧失。少数岸坡虽有植被覆盖,但由于受周边土地利用的束缚,河岸带很窄,坡度过大,植被类型单一,生态功能有限。同时,出于水利功能设计,城市河道两旁的地表径流多被路沿石阻隔,未通过植被缓冲带,而经地下雨水管网直接进入河道中,因此大量污染物随着地表径流直接进入河道,尤其是初期径流对河水污染严重,而且这种污染状况随周边城市化的高速发展而越发严重。因此,为改善城市河流的水质,对河流进行生态修复已刻不容缓,而河岸带的修复是其中一个重要的环节。

2002年,北京市水利规划设计研究院对北京北二环附近的转河河道和河岸带进行了一系列工程改造和生态修复。在对河岸带的设计上采取了以下措施,形成有层次的岸坡绿化:①改造河漫地,包括设置不同的河岸曲度,以改变水流速度;种植水生植物(如芦苇 *Phragmites australis* Trin、菖蒲 *Acorus calamus* Linn、水葱 *Scirpus tabernaemontani* Gmel等);投放鱼苗。②修复护岸,不规则的堆叠石块,用泥土填充石块缝隙,使水体直接与石块和泥土接触。③改造护坡,减少硬化坡面和直立式护坡,减缓坡度,种植草本和灌木等植被等^[20-23]。然而,这些设计多从景观绿化美化的角度出发。转河修复至今,

从表面上看,其生态环境得到了一定的改善。然而,目前国内对城市河岸带修复效果的定量评价及其对河流水质影响的后续研究几乎没有^[11]。

本研究以转河为例,探讨在河流生态修复过程中所采取的一系列河岸带改造措施是否会对河流水质产生影响,特别是探讨在当前植被缓冲带没有发挥其截留来自周边土地的地表径流的作用时,对河漫地和护岸的改造能否对河流水质产生较为显著的影响。此研究可为城市河岸带修复提供一些建议,并为进一步的研究做理论铺垫。

1 研究区域与方法

1.1 研究区概况

转河是北京北环水系中长河的一部分,西起北京展览馆,东到新街口北护城河,全长3.7 km。2002年5月修复后,除具有防洪、输水、水资源调度的功能外,还具有一定的生态功能。主要表现在河道、河底和河岸3个部位:河道宜宽则宽、宜弯则弯;两岸宜树则树、宜草则草;河底和河岸没有用水泥全部衬砌,而是部分使用了透水砖和鹅卵石,保证了地表河水与地下水的连接^[24]。根据北京市地表水质量功能区划,转河属于三类功能区。本研究选取的河段从皇帝船码头闸口下游到位于文慧桥南、西直门北大街路东的文化墙景观段,纬度 $39^{\circ}57'$,经度 $116^{\circ}21'$,总长约2 km。

1.2 河岸带断面的选取

在选定的转河河段内,河岸带的结构差异主要表现在河岸的曲直,水生植物的有无、类型和多度,护岸材料上。根据不同的结构特点,沿着河岸,由西向东选取13个河岸带断面(表1),使其尽可能包含所有主要的河岸带结构组合形式。由于修复后的植被缓冲带的类型和覆盖度十分一致,不同断面之间无对比性;而且,实际的地表径流并未通过植被缓冲带,因此,本研究在选取河岸带断面时只考虑了河漫地和护岸的结构,而未考虑植被缓冲带的结构。转河修复后,其自然性和亲水特征吸引了大量市民。本研究在选取河岸带断面时,也考虑了人为因素的影响,并尽可能避免暗沟和排水管道的影响。

1.3 采样和分析方法

本研究于2009年,在河岸植被生长较旺盛、覆盖度较大的7~9月,大约每间隔半个月,在与所选取的13个河岸带断面直接对应的水体中采样。由于降雨会对实验结果产生一定影响,采样时间的确定也需兼顾降雨因素。6次采样时间分别设在7月

4 日(之前连续 10 d 没有降雨)、7 月 19 日(降雨后 3 d,且当天有小到中雨)、8 月 3 日(降雨后 2 d)、8 月 17 日(降雨后 1 d)、9 月 10 日(降雨后 4 d)和 9 月 26 日(降雨后 7 d)。

表 1 转河河岸带断面的基本描述

Table 1 Description for riparian zone section of the Zhuanhe River

河岸带 断面 编号	材料	曲直	护岸			水面及其它
			有无	水生植物 类型	多度	
1	石块	直岸	无			
2	石块	直岸		菖蒲(有倒伏)	中量	水藻多,初级富营养化
3	水泥	直岸	无			水面有水藻;有亲水平台
4	水泥木桩、石块	直岸		芦苇	少量	没有明显的营养化;附近有人用洗衣粉洗衣服
5	石块	河段转弯凹处		菖蒲	少量	漂浮很多细水草和藻类,初级富营养化
6	石块	直岸		菖蒲	大量	
7	石块	轻微凹岸		荷花	大量	较密集覆盖在水面,高出水面约 10 cm,水中有水藻
8	石块	直岸		菖蒲,倒伏严重,根部有些黄	大量	倒伏程度随时间增加,直至全部倒伏枯黄
9	石块	直岸		菖蒲	中量	菖蒲与 8 号采样点比相对稀疏
10	石块	轻微凹岸		水葱,高度 1.6 ~ 2.0 m,宽度 3 m,轻微倒伏,颜色较深	中量	
11	石块、水泥木桩	直岸		同 10 号采样点	中量	
12	水泥	直岸	无			有人洗衣游泳,河两侧为城中村,有生活污水直排
13	水泥	直岸	无			有人钓鱼游泳

若护岸无水生植物,则在离护岸 20 cm 的河流中采集水样;若护岸有水生植物,则在离水生植物 10 cm 的河流中采集水样。在每个采样点附近或者较远(但结构相近)的地方取 3 个重复样。将 HANNA 多功能水质仪(HI92001)直接伸入水中,测得水体中的 pH 值、氧化还原 ORP、溶解氧(DO)、电导率、电阻率、温度等,并用塑料瓶采集水样。同时,利用气象测量仪测定采样当时的气温、空气湿度、风速和风向。

将采集的水样带到实验室,分析其中的氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)和总磷(TP)浓度。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 TP 采用连华仪器制造厂生产的智能实验室 5B-3B 多参数仪,分别用纳氏试剂比色法与钼酸铵分光光度法测定; $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 采用紫外分光光度法测定^[25]。

最后,整理实验数据,比较相应各采样点的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TP 和 DO 浓度,并从统计上进行差异显著性检验。通过与河岸带结构的比对分析,评价河岸带结构对河流水质的影响。

2 结果与分析

2.1 河流溶解氧浓度的季节变化

转河各采样点的 DO 浓度均呈明显的季节变

化。除第 1 和 2 号采样点外,其它各采样点的 DO 浓度均在 7 月上旬最低,7 ~ 8 月呈增加趋势,尽管增加的幅度不尽相同;8 月上旬或中下旬达到一个峰值;之后迅速降低,直至 9 月上中旬;之后又迅速上升(图 1)。其中,7 月上旬绝大多数(除第 9、12 和 13 号)采样点 DO 浓度低于 5.0 mg/L(地表水标准(GB 3838-2002)中Ⅲ类水体标准限值)。

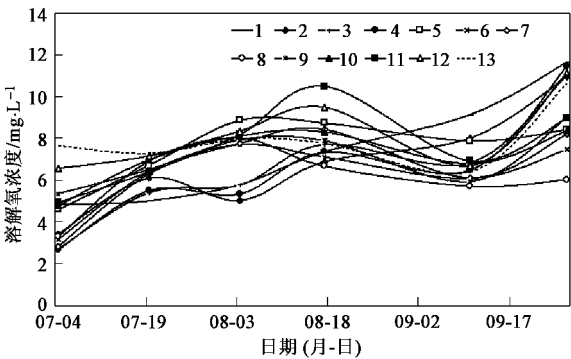


图 1 北京转河河岸带各段面采样点溶解氧浓度的季节变化

Fig. 1 Seasonal variations of dissolved oxygen concentration for sampled riparian zone sections in the Zhuanhe River of Beijing

在 7 ~ 8 月,水生植物的生物量在高温高湿的共同作用下逐渐增大,光合作用逐渐增强,释放的氧气量也逐渐增多;此时植物以生长为主,枯枝落叶分解

消耗的 DO 较少. 此期间水温差异不大, 决定河流 DO 浓度的主要是光合放氧与分解耗氧过程之间的关系. 因此 7~8 月 DO 浓度呈增加趋势. 8 月下旬以后, 大部分植物进入开花末期, 在植物较多的河段产生较多的枯落物, 影响了氧气与水面的接触, 降解这些有机质也会消耗水体中的大量 DO, 而光合作用的减弱使消耗的 DO 得不到有效的补充. 因此 8 月下旬以后 DO 迅速降低. 9 月下旬的植物状况与 9 月上中旬类似, 但由于水温降低明显, 水生生物的需氧量和水中有机物的分解速率也明显降低, DO 回升, 而且在大多数采样点超过了 8 月上旬或中下旬的峰值(图 1). 根据许多实验研究结果, 可以预见, 9 月下旬之后, DO 浓度将继续上升. 以上分析说明, 在有水生植物时, 河流 DO 浓度与光合放氧和分解耗氧过程直接相关, 而气温和水温通过影响这 2 个对立的过程而成为控制 DO 浓度季节变化的主要因子.

2.2 河流氨氮浓度的季节变化

转河各采样点的 NH_4^+-N 浓度均呈非常明显的季节变化: 在 8 月上旬出现最高峰值, 之前迅速增加, 之后则迅速降低(图 2). 其中, 7 月上旬少数采样点(第 9 和 12)、7 月中下旬和 8 月上旬大部分采样点的 NH_4^+-N 浓度超过了地表水标准(GB 3838-2002)中Ⅲ类水体标准限值(1.0 mg/L).

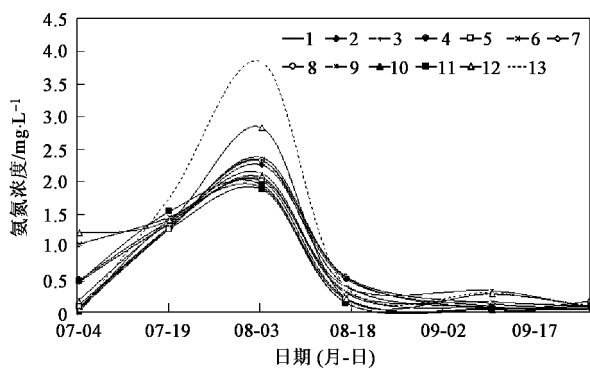


图 2 北京转河河岸带各段面采样点氨氮浓度的季节变化

Fig. 2 Seasonal variations of ammonia nitrogen concentration for sampled riparian zone sections in the Zhuanhe River of Beijing

生活污水中的 NH_4^+-N 浓度较高, 通常能达到 20~40 mg/L; 生活污水经过处理后按城镇污水处理厂污染物排放二级标准(GB 18918-2002)排放后的浓度为 25 mg/L, 这是河流中 NH_4^+-N 的主要来源. 7 月上旬~8 月上旬, 生活用水量迅速增加, 大量生活污水经处理后补给河流, NH_4^+-N 浓度呈近乎直线上升. 8 月中下旬时大多数采样点的 DO 浓度达到一

个峰值或较高值, 大部分 NH_4^+-N 发生强烈氧化反应, 转化为 NO_3^--N , 其浓度由 2.0 mg/L 迅速变为 1.0 mg/L.

2.3 河流硝氮浓度的季节变化

转河各采样点的 NO_3^--N 浓度均呈非常明显的季节变化, 均于 7 月上旬、8 月中下旬、9 月下旬出现 3 个峰值, 7 月中下旬和 9 月上旬出现 2 个谷值(图 3). 其中 7 月上旬、8 月中下旬和 9 月下旬绝大部分采样点的浓度超过了 20 mg/L.

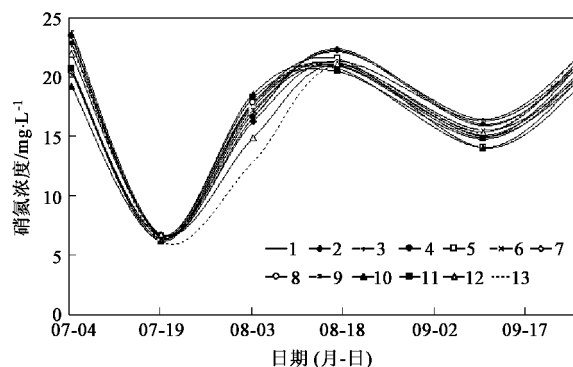


图 3 北京转河河岸带各段面采样点硝氮浓度的季节变化

Fig. 3 Seasonal variations of nitrate nitrogen concentration for sampled riparian zone sections in the Zhuanhe River of Beijing

水中 DO 的浓度影响不同形式氮之间的转化. 在其它条件相同的情况下, 若 DO 浓度较高, 则会有更多的 NH_4^+-N 转化为 NO_3^--N , 使其浓度增加. 在地表径流较小的 7 月上旬至 7 月中下旬, DO 一直呈上升趋势(图 1), 但浓度较小, 这时 NO_3^--N 浓度迅速下降(图 3), 而与之相反, NH_4^+-N 浓度却迅速增加(图 2). 这说明, 从绝对浓度来说, DO 浓度较小的水体更有利于 NH_4^+-N 的存在, 而不利于 NO_3^--N 的存在; 从季节变化趋势来说, 地表径流较小时, 影响 NO_3^--N 浓度季节变化的主要因素不是 DO 浓度. 在地表径流较大的 8 月上旬至 9 月下旬, NH_4^+-N 浓度迅速下降(图 2), 而大多数采样点的 NO_3^--N 浓度与 DO 浓度的季节变化趋势十分接近(图 3 和图 1), 这时河流中的氮主要以 NO_3^--N 的形式存在. 这似乎说明, 地表径流较大时, 控制 NO_3^--N 浓度季节变化的主导因素是 DO 浓度. 然而, 进一步观察它们的季节变化趋势发现, 尽管不同采样点的 DO 浓度的季节变化不尽相同(图 1), 但所有采样点的 NO_3^--N 浓度的季节变化均趋于一致, 而且变化幅度近似(图 3). 这种一致性说明一定有一个共同的外因在更大的时空尺度上对不同采样点的 NO_3^--N 浓度的

季节变化起作用,这个外因便是地表径流的变化.而 DO 浓度则在较小的时空尺度上通过水生植物的有无及其生长状况对不同采样点的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的大小进行微调.

城市大气中的氮氧化物主要来自汽车尾气的排放.它们附着在颗粒物上,并逐渐沉积于陆地表面.在降雨较少的季节,建筑物和道路表面的氮氧化物主要在风的携带下,通过干沉降的方式进入河流.而在7月底至9月上旬的大雨和暴雨期间,地表径流量较其它季节显著增加;陆表的大量氮氧化物主要随地表径流通过雨水管网直接进入河流,形成大量的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,因此,7月底之后河流 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度显著上升.

与此同时,前2次降雨间隔时间越长,陆表积累的氮氧化物越多,随地表径流携带进入河流的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 也越多.这种现象在降雨量较高的8月上旬至9月下旬十分明显(图3).8月3日和9月10日前2次降雨间隔分别为2 d和1 d,河流中硝氮 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度较低;而8月17日和9月26日采样时前2次降雨间隔分别为8 d和5 d,河流中硝氮 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度较高.在降雨量较低的7月上中旬,如7月4日采样时,距离上次降雨(15 mm)18 d,水体表面积累了大量干沉降的氮氧化物;而7月19日距上次降雨(18 mm)仅有3 d,且之前(7月5日)还有一场降雨(23 mm),干湿沉降累积的氮氧化物量相对较少,这是 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度由20 mg/L迅速减少至10 mg/L以下的重要原因.这说明,在降雨量较高的季节,河流中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度主要决定于采样前2次降雨的间隔时间,也即地表径流中氮氧化物或硝态氮的浓度;在降雨量较低的季节,河流中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度决定于距上次降雨的时间或采样前两次降雨的间隔时间.

2.4 河流总磷浓度的季节变化

转河各采样点的 TP 浓度均呈明显的季节变化.大多数采样点的 TP 浓度在7月中下旬达到最大峰值;之前迅速增加;之后波动下降,直至9月上中旬;之后有小幅回升(图4).7~9月绝大多数采样点的 TP 浓度 $< 0.02 \text{ mg/L}$.藻类等水生生物对磷更为敏感.当水体中磷浓度较低时,即使氮浓度能满足藻类的需要,其生产能力也会受遏制,因此,转河没有形成富营养化的状况.

通常,流域中的磷主要来源于矿物质的风化、动植物残体的分解和生活污水.7月上旬以来,生活用水量迅速增加,大量生活污水经处理后作为中水

补给河流,TP 浓度直线上升.但与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 不同,除第12和13号采样点在8月上旬生活用水量最大时 TP 浓度达到峰值外,其它各采样点在7月中下旬之后即呈下降趋势(图4).

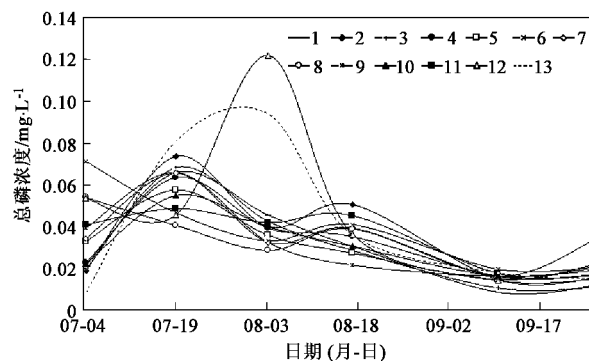


图4 北京转河河岸带各段面采样点总磷浓度的季节变化

Fig. 4 Seasonal variations of total phosphorus concentration for sampled riparian zone sections in the Zhuanhe River of Beijing

2.5 河流氨氮、硝氮、溶解氧和总磷浓度与河岸带结构的关系

根据8月上旬高峰期 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度大小,可将13个采样点分为3组.第1组包括第1、2、3和4号采样点,浓度居中($2.260 \sim 2.370 \text{ mg/L}$).第2组包括第5~11号采样点,其浓度($1.880 \sim 2.120 \text{ mg/L}$)极显著低于第1组,也近乎显著低于第3组.第3组包括第12和13号采样点,其浓度最高($> 2.800 \text{ mg/L}$),见图5,但在统计上与第1组之间无显著差异.

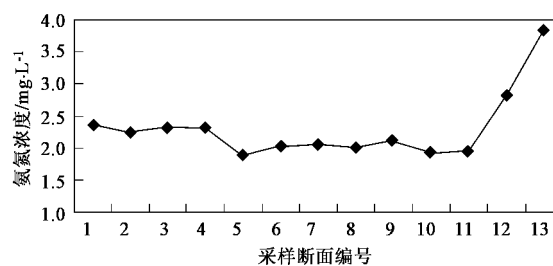


图5 北京转河8月3日各河岸带断面的氨氮浓度

Fig. 5 Ammonia nitrogen concentration for each sampled riparian zone section in the Zhuanhe River of Beijing on August 3

根据 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的大小也可将采样点分为3组,该分组结果与根据 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的分组结果完全相同.差异显著性分析表明,除8月上旬外,7~9月其它时间第2组采样点浓度总是低于第1组,而且绝大多数达到极显著水平(除7月中下旬之外).第2组采样点浓度也低于第3组,而且在7月上旬

和9月下旬达到近乎显著的水平。第3组采样点的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度与第1组之间始终无显著差异;但与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 不同,第3组 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度大多低于第1组(除9月下旬之外),见图6。

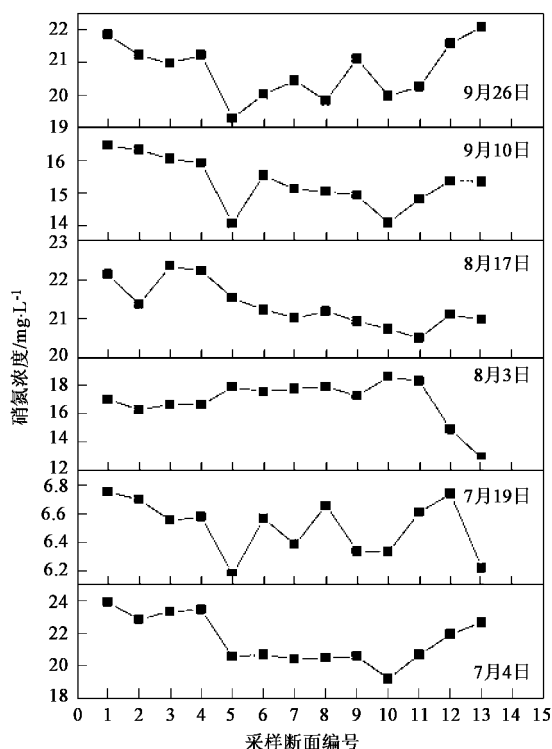


图6 北京转河河岸带各断面采样点的硝氮浓度

Fig. 6 Nitrate nitrogen concentration for each sampled riparian zone section in the Zhuanhe River of Beijing

第1组的第1~4号采样点为石块或水泥护岸、直岸、无水生植物或水生植物较少。第2组的第5~11号采样点均为石块护岸。从第6号采样点起,护岸或水生植被从多度和种类上均较第1~4号采样点明显增加,有些甚至特别密集。第1~4号采样点在7~8月水生植物生长最旺盛时期光合作用较弱,因此,DO浓度普遍比水生植物密集的第5~11号采样点低,其中7月中下旬和8月上旬达到显著水平;而在9月水生植物生长衰败期枯枝落叶较少,因此,DO浓度普遍比枯枝落叶较多的第5~11号采样点高,其中9月下旬达到极显著水平。尤其是第1号采样点,无水生植物,7~8月DO浓度始终较低,而9月DO浓度始终最高,没有出现9月上中旬的低谷值。与之正好相反,第8号采样点的菖蒲生物量在所有采样点中最大,但随着季节的变化,枯黄和倒伏现象越来越严重;尤其是9月以后,菖蒲全部枯萎死亡,倒伏在水面上。因此,第8号采样点7~8

月上旬时DO浓度较高;而从8月中下旬开始,DO浓度在所有采样点中均最低。除了水生植物分别为菖蒲和水葱外,第8、9号和第10、11号采样点的其它河岸带结构特征均相同。尽管密度相近,但由于菖蒲的生物量和覆盖度明显大于水葱,8月中下旬以后第8和9号采样点的DO浓度明显小于第10和11号采样点(图7)。

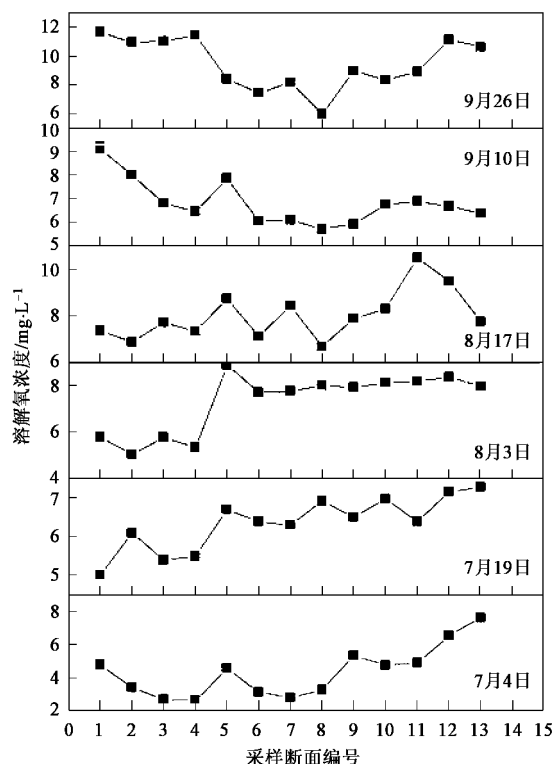


图7 北京转河河岸带各断面采样点的溶解氧浓度

Fig. 7 DO concentration for each sampled riparian zone section in the Zhuanhe River of Beijing

第6~11号采样点的植物能直接有效地吸收、积累和转化水中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。它们发达的根系及其营造的生态环境有利于各种微生物的生长和繁殖,而这些微生物可分解和转化多种有机污染物^[6, 26]。因此,第6~11号采样点的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度在大多数时候均最低。

在7~8月上旬植物生长最旺盛时期,第1~4号采样点的TP浓度普遍比植被生长密集的第6~11号采样点显著地高。而在9月植物生长末期,第6~11号采样点的植物出现倒伏和枯萎;随着枯枝落叶的分解,一些磷被释放到河流中,TP浓度较第1~4号采样点显著地高。尤其是第8和9号采样点,它们的植物生物量最高,枯落物也最多,TP浓度在8月上旬最低,而在9月下旬却最高。

第5号采样点与第1~4号采样点的植被状况类似,水生植物较少,不同之处在于它位于河道明显转弯处。这种弯曲河岸在减缓水流速度,减缓水体交换强度的同时,也可增加水体交换的面积和持续时间,从而可在一定范围内提高河流DO的浓度,而降低河流 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的浓度。

第3组的第12和13号采样点均为直立水泥护岸。与石块护岸相比,水泥护岸无植被,但亲水性更强。在气温最高的7月中下旬和8月上旬,人类活动(如钓鱼、游泳和洗衣)最为频繁。尤其是第12号采样点位于城中村,存在生活污水直接排入河流的情况。因此,这期间第12和13号采样点 NH_4^+-N 和TP浓度最高。硝态氮主要来源于汽车尾气,而不是生活污水,因此,第12和13号采样点 NO_3^--N 浓度高于第2组不是因为生活污水,而是因为这2个采样点位于转河的末端,离周边道路很近,交通流量较大,而且几乎没有水生动植物。然而,正因为人类活动频繁,对水体的扰动较剧烈,DO浓度始终较高。

可见,河岸的曲直、水生植物的种类、有无、多度和生物量、人类活动对同一时间河流DO、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 和TP的浓度具有较大的影响。

3 讨论

尽管采取的一系列生态修复措施确实对水质改善起到了作用,但它们的作用并没有得到充分发挥。今后尚需要做2个方面的具体工作:一是进一步探究和选择可有效改善水质的河岸带结构;二是加强修复后的管理和维护。在河岸带结构方面,水生植物固然可以有效地吸收氮磷,但仍需合理配置种植密度,防止因过于密集而造成光合速率的下降和生长末期大量枯枝落叶的累积;增加弯曲河岸的数量,同时设置一些浅滩和深潭,为水流速度的变化创造条件;在用石块做护岸的同时,适当增加泥土的比例,从而为微生物的生存提供更多的场所。在河流管理方面,对长势过于旺盛的植被予以及时的收割或清理;植物生长末期是一个控制氮磷浓度回升的关键季节,及时清理水中大量的枯枝落叶十分必要;增加一些曝气装置或一定的人为扰动,提高水体的DO含量。

转河生态修复中还有很大一部分是对河流与周边高地之间的植被缓冲带的修复。自然河流的植被缓冲带可有效地截留来自于周边地表径流的氮磷等。但城市河流周边的地表径流并没有流经河岸带,而是直接通过地下管网进入河流,因此,城市的

河岸植被缓冲带并没有发挥其截留氮磷的作用。这也是本研究未考虑转河植被缓冲带的修复效果的原因之一。然而,丰水期的地表径流却恰恰是造成此时河流 NO_3^--N 浓度较高的主要原因,而降低 NO_3^--N 的浓度又是转河污染物防控的重点之一。根据自然河流植被缓冲带的研究结果,如果城市河流周边的地表径流可以流经河岸带,那么将会极大地减少进入河流的氮和磷,从而真正地发挥植被缓冲带改善水质的作用,缓冲带结构因素的截留效应也会更加突出地表现出来。为了验证这一想法,并比较不同结构的植被缓冲带的截留效应,笔者将通过模型模拟地表径流通过河岸带后的河流水质,以比较不同河岸带结构(如宽度、坡度、植被类型和覆盖度等)的功能差异。

4 结论

(1)北京转河 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、TP和DO的浓度均有非常明显的季节变化。在居民生活用水量较大的7月中下旬至8月上旬, NH_4^+-N 和TP的浓度有较大增加。 NO_3^--N 的浓度主要受降雨和地表径流量季节变化的控制;在降雨量较高的季节, NO_3^--N 浓度主要决定于采样前2次降雨的间隔时间;在降雨量较低的季节, NO_3^--N 浓度决定于距上次降雨的时间或采样前2次降雨的间隔时间。DO浓度决定于光合放氧和分解耗氧之间的关系,主要受水生植物的生长节律控制。DO浓度的季节变化对 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 的消长关系进行着微调。TP、 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 浓度的高值、DO浓度的谷值分别出现在7月中下旬、8月上旬、8月中下旬和7月上旬。总的来说,转河没有形成富营养化。7~9月转河的TP浓度始终很低; NH_4^+-N 浓度仅在7月中下旬到8月上旬超过地表水环境质量标准(GB 3838-2002)中Ⅲ类水体标准限值,但持续时间不到1个月;除7月中下旬外,其它时间 NO_3^--N 浓度始终较高;仅有7月上旬DO浓度低于Ⅲ类水体标准限值。因此,为改善转河水质,在7~9月不同时间段的防控对象和目标不尽相同,其中,降低8月上旬的 NH_4^+-N 浓度和丰水期 NO_3^--N 浓度是防控重点。

(2)北京转河 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、TP和DO的浓度与修复后的河岸带结构特征有较为明显的对应关系。相对于石块或水泥护岸、直岸、无水生植物或水生植物较少的河岸带,在水生植物相对较多的河岸带处,河流中 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 的浓度较低。在生长

旺季,水生植物生长越密集,覆盖度越大,河流中 TP 浓度越低,DO 浓度越高;而在生长末期,枯落物越多,河流中 TP 浓度越高,DO 浓度越低。在这方面,菖蒲比水葱的影响更大。直立水泥护岸的 NH_4^+-N 、TP 和 NO_3^--N 浓度普遍比石块+泥土护岸高。弯曲的河岸可在一定范围内提高河流 DO 浓度,而降低 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 浓度。另外,河岸带周边的土地利用方式对河流水质也有较大影响,居民生活污水的排放会显著增加河流中 NH_4^+-N 和 TP 的浓度,与周边道路的距离及道路的交通流量也会显著影响河流中 NO_3^--N 浓度。由此可见,转河的水质受多重因素影响。除人类活动影响之外,水生植物的有无、类型、多度和生物量,护岸材料,河岸的曲直这些生态修复措施的实行或改变均对水质有重要影响。护岸由水泥变为石块和泥土,河岸由直变曲,均改善了水质;而水生植物对水质的影响则随季节而变化。

参考文献:

- [1] Gregory S V, Swanson F J, McKee W A, *et al.* An ecosystem perspective of riparian zones [J]. *Bioscience*, 1991, **41**: 540–551.
- [2] Naiman R J. Watershed Management: Balancing Sustainability and Environmental Change [M]. New York: Springer Verlag, 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. 著. 肖笃宁, 等译. 景观生态学[M]. 北京: 科学出版社, 1990. 20–75.
- [5] King R S, Baker M E, Whigham D F, *et al.* Spatial considerations for linking watershed land cover to ecological indicators in streams [J]. *Ecological Applications*, 2005, **15** (1): 137–153.
- [6] 王庆成, 于红丽, 姚琴, 等. 河岸带对陆地水体氮素输入的截流转化作用[J]. *应用生态学报*, 2007, **18**(11): 2611–2617.
- [7] Petersen R C Jr. The RCE: A riparian, channel, and environmental inventory of small streams in the agriculture landscape [J]. *Freshwater Biology*, 1992, **27**: 295–306.
- [8] 诸葛亦斯, 刘德富, 黄钰铃. 生态河流缓冲带构建技术初探[J]. *水资源与水工程学报*, 2006, **17**(2): 63–67.
- [9] Lowrance R R, Todd R L, Asmussen L E. Waterborne nutrient budgets for the riparian zone of an agricultural watershed [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 1983, **10**: 371–384.
- [10] Schultz R C, Isenhardt T M, Simpkins W W, *et al.* Design and placement of a multi-species riparian buffer strip system [J]. *Agroforestry Systems*, 1995, **29**: 201–227.
- [11] Peterjohn W T, Correll D L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest [J]. *Ecology*, 1984, **65**: 1466–1475.
- [12] 董凤丽, 袁峻峰, 马翠欣. 滨岸缓冲带对农业面源污染 NH_4^+-N , TN 的吸收效果[J]. *上海师范大学学报*, 2004, **33** (2): 93–97.
- [13] Gorsevski P V, Boll J, Gomezdelcampo E, *et al.* Dynamic riparian buffer widths from potential non-point source pollution areas in forested watersheds [J]. *Forest Ecology and Management*, 2008, **256**: 664–674.
- [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): 1156–1169.
- [15] 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.
- [16] Lee P, Smyth C, Boutin S. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States [J]. *Environmental Management*, 2004, **70**: 165–180.
- [17] Trimble G R, Sartz R S. How far from a stream should a logging road be located [J]. *Forest*, 1957, **55**: 339–341.
- [18] Herron N F, Hairsine P B. A scheme for evaluating the effectiveness of riparian zones in reducing overland flow to streams [J]. *Australian Journal of Soil Research*, 1998, **36**: 683–698.
- [19] Volpi J A. A landscape ecology approach to functionality-based riparian classification and land-use planning [D]. Kent State University, 2003.
- [20] 魏晓华, 孙阁. 流域生态系统过程与管理[M]. 北京: 高等教育出版社, 2009. 137–180.
- [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] 张凤凤, 李士生, 卢剑波. 河岸带净化水质及其生态功能与恢复研究进展[J]. *农业环境科学学报*, 2007, **26**(增刊): 459–464.
- [24] 转河[EB/OL]. <http://baike.baidu.com/view/369031.htm>, 2007-08-07.
- [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, 2000. 130–133.
- [26] 王开诚, 朱健来, 刘洋. 菖蒲对污水净化作用的探索与实践[J]. *生物学通报*, 2006, **41**(1): 56–57.