万方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

不同国家农用地土壤环境标准比较与启示

李勖之，姜瑢，王国庆，陈玉东，龙涛，林玉锁

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2022年2月
第43卷 第2期
Vol.43 No.2

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第43卷 第2期
2022年2月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第43卷第2期 2022年2月
Vol.43,No.2 Feb.,2022

不同降雨条件下北运河河岸带类型对径流污染削减效果的影响

朱利英[1,2], 赵凯[2,3], 张俊亚[2], 王春荣[1], 魏源送[2,4,5]*

(1. 中国矿业大学(北京)化学与环境工程学院, 北京 100083; 2. 中国科学院生态环境研究中心环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100085; 3. 吉林建筑大学市政与环境工程学院, 长春 130118; 4. 中国科学院生态环境研究中心水污染控制实验室, 北京 100085; 5. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 面源污染对北运河水环境质量的影响日益凸显. 以北运河流域沙河水库入库支流南沙河和北沙河的河岸带为研究对象,考察降雨过程中河岸带对径流污染的净化效果. 根据北运河流域河岸带结构及植物群落的分布特征,将河岸带分为Ⅰ型河岸带(防洪堤-防洪挡墙-林地-草地)和Ⅱ型河岸带(防洪堤-林地-草地)2 种类型. 以南沙河北岸(NB)和北沙河南岸(BN)为Ⅰ型河岸带的典型代表,呈现植被总盖度低、边坡"短且陡"、草本层盖度低但多样性高. 以南沙河南岸(NN)为Ⅱ型河岸带的典型代表,边坡呈现"长且缓"特点,草本层盖度高(29.16%)但多样性低. 在 3 个河岸带各选择 1 km 开展河岸带面源污染防控工程试验,结果表明,Ⅰ型河岸带的产流时间更短,所需降雨量更少,径流峰值更大; Ⅱ型河岸带仅在大暴雨条件下产生径流,径流滞留能力更强. 在河岸带雨水口设置以砾石和碎石等为主要填料的雨水滞留措施可有效净化径流污染, $\rho(NH_4^+-N)$ 和 $\rho(NO_3^--N)$ 低于 1.6 mg·L^{-1}, $\rho(TN)$ 低于 5 mg·L^{-1}, $\rho(PO_4^{3-}-P)$、$\rho(DTP)$ 和 $\rho(TP)$ 低于 1.0 mg·L^{-1}; 第二道植草沟可有效降低径流 $\rho(NH_4^+-N)$. 除暴雨和大暴雨条件下,Ⅱ型河岸带对悬浮物(SS)的截留率、N 和 P 污染物的削减效果优于Ⅰ型河岸带,这与河岸带的结构及植被盖度有关. Pearson 相关分析结果表明,坡长、坡度、植被盖度和降雨特征是河岸带削减径流 SS、COD、N 和 P 污染的主要影响因素.

关键词: 北运河; 沙河水库; 河岸带(RBZ); 降雨; 径流污染

中图分类号: X52 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2022)02-0770-12 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202105286

Impacts of Riparian Buffer Zone Type on Reduction in Runoff Pollution in the North Canal River Under Different Rainfall Events

ZHU Li-ying[1,2], ZHAO Kai[2,3], ZHANG Jun-ya[2], WANG Chun-rong[1], WEI Yuan-song[2,4,5]*

(1. School of Chemical & Environmental Engineering, China University of Mining & Technology, Beijing 100083, China; 2. State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 3. School of Municipal and Environmental Engineering, Jilin Jianzhu University, Changchun 130118, China; 4. Laboratory of Water Pollution Control, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 5. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: The impact of non-point source pollution on the water quality of the North Canal River is becoming increasingly prominent. In this study, the riparian buffer zones (RBZ) of the Nansha River and Beisha River, the inlet tributaries of the Shahe Reservoir in the North Canal basin, were selected to investigate the purification effect of riparian buffer zones on runoff pollution during the rainfall process. Two RBZ types, Type I RBZ (levee - flood control retaining wall - woodland - grassland) and Type Ⅱ RBZ (levee - woodland - grassland), were classified by the distribution characteristics of RBZ structure and plant communities in the North Canal River basin. The north bank of the Nansha River (NB) and the south bank of the Beisha River (BN) are typical of Type I RBZ, with low total vegetation cover, "short and steep" slopes, and low herbaceous cover but high diversity. The south bank of the Nansha River (NN) is a typical representative of Type Ⅱ RBZ, with "long and slow" slopes and high herbaceous cover (29.16%) but low diversity. In order to investigate the impacts of rainfall characteristics and RBZ types on the runoff pollutant, a 1 km area in each of the three RBZs was selected to carry out the RBZ non-point source pollution prevention and control engineering trials. The results indicated that Type I RBZ required less time and rainfall to produce runoff and had a greater peak runoff. Type Ⅱ RBZ produced runoff only under heavy rainstorm conditions, with greater runoff retention capacity. Energy dissipation ponds with gravel as the main fillers were set up at the runoff inlets of the RBZ, which effectively reduced runoff pollution. $\rho(NH_4^+-N)$ and $\rho(NO_3^--N)$ in the runoff were below 1.6 mg·L^{-1}; $\rho(TN)$ was below 5 mg·L^{-1}; and $\rho(PO_4^{3}-P)$, $\rho(DTP)$, and $\rho(TP)$ were below 1.0 mg·L^{-1}. The grass ditch of the RBZs effectively reduced $\rho(NH_4^+-N)$ of the runoff. The retention rate of SS and the reduction effect of pollutants in Type Ⅱ RBZ were better than those in Type I except under heavy rainstorm conditions, which is related to the different RBZ structures and vegetation cover. The correlation analysis results showed that slope length, slope gradient, vegetation cover, and rainfall characteristics were significantly correlated with runoff SS, COD, nitrogen, and phosphorus pollution.

Key words: North Canal River; Shahe Reservoir; riparian buffer zone(RBZ); rainfall conditions; runoff pollution

河岸带是沿河流、湖泊和水库等分布的、介于水生态系统和陆地生态系统之间的区域; 具有一定宽度,且和周边基质不同,包括护岸、河漫滩和植被缓冲带等[1,2]. 独特的空间结构与要素决定了河岸

收稿日期: 2021-05-28; **修订日期**: 2021-07-07
基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07102, 2017ZX07102-002)
作者简介: 朱利英(1987~),女,博士研究生,主要研究方向为流域水环境污染控制, E-mail: lisaju@126.com
* 通信作者,E-mail:yswei@rcees.ac.cn

带能够抵御一定程度的外来干扰，并可通过一系列物理、化学和生物过程（如吸附、沉淀、植物吸收转化和微生物反硝化作用等）截留地表径流中的营养物，维持自身和河流生态系统的动态平衡[3,4]. 河岸带截留转化非点源污染一直是河岸带生态系统的研究重点，并在植被对营养物的吸收和转化方面取得了一些研究进展. Peterjohn 等[5]的研究认为河岸带总体可滞留 80% 以上的 N 和 P，且不同植被类型对 C、N 和 P 等具有不同截留率. Records 等[6]的研究综述了河岸带中的 P 动态变化，发现不同的植被类型存在较大差异，并建议综合不同植被类型对河岸带进行完整性管理. Omidvar 等[7]的研究应用 Meta 分析发现，河岸带的植被恢复使得土壤 TN 显著增加；且不同植被类型对 N 的影响不同，林地可能更有效地保留土壤中的NO_3^--N. 河岸带植被可有效削减径流污染已成共识，但不同降雨条件对河岸带净化效果的影响尚认识不足. 例如，Maître 等[8]的研究认为雨水对河岸带地下水NO_3^--N有显著的稀释效果；Dupas 等[9]的研究通过分析河岸带 P 的季节性释放机制，发现河水 P 浓度升高时段与夏季汛期来临时间相吻合. 城市河流因频繁的人类活动干扰和复杂的生产生活需求，其河岸带生态系统结构类型和生态服务功能与自然河流存在巨大差异[10]. 例如，受周边土地利用限制，城市河岸带宽度较窄，坡度较大；为河道行洪安全，修筑防洪堤或防洪挡墙等[11]. 因此，探讨在不同降雨条件下城市河流不同河岸带生态系统结构特征对地表径流污染的削减影响，可为削减城市河流岸边带面源污染提供依据.

北运河是北京市城区主要的防洪和排水河道，是《北京城市总体规划（2016 年- 2035 年）》城市河湖水系绿色生态廊道的重要组成部分[12,13]. 自 2000 年开始，北京市为改善水环境质量，实施了一系列控源截污和污染减排等工程措施，点源污染已得到有效控制，北运河水环境质量明显好转[12~16]，但面源污染对北运河水环境质量的影响日益凸显. 荆红卫等[17]的研究对北运河水系主要干支流污染源分析发现，降雨地表径流、生活源和农业源等面源污染是影响北运河水质达标的重要污染源. 辛苑等[18]的研究监测了 2019 年 3 场强降雨，发现雨后北运河沙河水库水质指标浓度增加，面源污染是影响汛期北运河水质的主要原因. 北运河是典型城市河流，本文选择北运河上游支流南沙河和北沙河的河岸带为研究对象，考察其生态系统结构类型，并选择典型区域开展河岸带面源污染防控工程试验，分析不同降雨条件下河岸带对径流污染物的截留净化效果，以期为北运河水环境质量改善提供科技支撑.

1　材料与方法

1.1　研究区域

南沙河和北沙河是北运河上游两大主要支流，流域面积分别为 263 km^2 和 597 km^2；地处半干旱大陆性季风气候，四季分明，降雨集中在夏季[19]. 作为典型的城市河流，受河流周边复杂的人类活动如城镇的园林绿化、道路建设和水利防洪设施等的干扰，南沙河和北沙河建设有防洪堤，防洪堤均为硬质路面，兼道路功能，研究区域南、北沙河面源污染主要为堤防路的路面径流. 本研究河岸带以堤防路至河道水陆交错面为研究范围，经调研，研究区土地利用类型以林地和草地为主，其中林地与防洪堤海拔相同，河岸带边坡植被类型以草地为主（图 1）. 根据河岸带结构及植被类型组合，河岸带生态系统分为以下 2 种类型：Ⅰ型为防洪堤-挡墙-林地-草地，该类型河岸带为防洪安全，防洪堤设置挡墙，挡墙底部每隔约 10 m 布设 1 个雨水口（长 × 宽 = 20 cm × 20 cm，厚度和挡墙相同），道路（宽约 10 m）面源经雨水口进入边坡，形成“面源转点源”特征. Ⅱ型为防洪堤-林地-草地，该类型河岸带无防洪挡墙. 南沙河北岸（NB）和北沙河南岸（BN）均为Ⅰ型河岸带，南沙河南岸（NN）为Ⅱ型河岸带（图 1）.

1.2　试验设计与装置

本研究选择沙河水库入库 NN、NB 和 BN 河岸带各 1 km 开展河岸带面源污染防控工程试验，具体位置如图 1 所示. 在各施工河岸段选取 3 个大样方，每个大样方由 2 个重复小样方组成. 每个小样方从防洪堤至河岸水陆交错带纵向设置三道径流样品采集装置，用于收集汛期雨水径流样品（图 2）. 根据河岸带类型不同，Ⅰ型河岸带第一道样品收集布设于雨水口下方，为降低雨水径流的冲刷效应，在雨水口下方设置以砾石和碎石等为主要填料的滞留池（长 × 宽 × 深 = 1 m × 1 m × 0.4 m）；Ⅱ型河岸带第一道样品收集紧邻道路后采用围挡围栏样方的方式，布设于样方出水口处，样方面积与Ⅰ型河岸带雨水口汇水面积相同. 第二道样品收集布设于坡面约 10 ~ 15 m 的位置处，设置原则以径流流经该处代表性植被的下方，第三道布设于河岸水陆交错带.

第一道样品收集装置处同时布设远传式流量计（型号：ZY-WLG- 02，北京泽源伟业环保科技有限公司）对进入河岸带的降雨径流量进行实时监测，采集频率为5 min·次$^{-1}$. 该监测设备主要由侧板槽、渗排板、计量堰和远传式流量计及设备安全防护设施组成. 水流自雨水口流入侧板槽，经渗排板过滤水流中的枯枝落叶等垃圾后流入导管，后进入 2 L 的

图 1 研究区域采样点分布示意

Fig. 1 Map of sampling sites in Shahe Reservoir

取样桶,取样桶内放置悬浮自封盖,满桶封盖后进入取样井,取样井壁钻孔与周边土壤连通,防止水流满井后溢出形成冲刷. 第二道按照现状坡降比,设置砾石填料截流沟(长 × 宽 × 深 = 10 m × 0.25 m × 0.1 m),填料上栽植当地植物,称为植草沟; 沟内设置导管连接 2 L 的取样桶,径流经植草沟汇集导入取样桶. 第三道布设半圆 PVC 管导流至 2 L 的取样桶. 具体试验布设如图 2 所示.

由图 1 和表 1 可以看出, Ⅰ 型河岸带(防洪堤-挡墙-林地-草地)林地平均长度为(3.91 ± 1.74)m,面积较小,边坡呈现"坡短坡陡"特点. 该类型河岸带边坡主要承接堤防路面径流. NB 和 BN 河岸带各 1 km 设置 3 个宽 20 m 的大样方(NB1、NB2、NB3 和 BN1、BN2、BN3),每个大样方由 2 个宽 10 m 的重复小样方组成,在雨水口、植草沟和坡底各设置 1 道样品收集桶,收集雨水径流样品. 相比 Ⅰ 型河岸带, Ⅱ 型河岸带(防洪堤-林地-草地)林地平均长度为(27.50 ± 2.29)m,面积较大,边坡呈现"坡长坡缓"特点. 路面径流经林地后进入边坡. NN 河岸带 1 km设置 3 个宽 20 m 的大样方(NN1、NN2 和 NN3); 因该类型河岸带无挡墙雨水口设置,故仅在 NN1 样方采用围挡围栏 1 个小样方(长 × 宽 = 10 m × 10 m),用于第一道雨水收集. 其余设置与 Ⅰ 型相同.

表 1 河岸带信息表

Table 1 Information of terrestrial plants in the trial zone

岸边带	类型	编号	坡长/m	坡度/(°)	土地利用类型	宽度/m
南沙河北岸	Ⅰ	NB	21.03 ± 8.55	29.14 ± 11.53	林地	5.01 ± 2.83
					草地	7.17 ± 2.47
北沙河南岸	Ⅰ	BN	12.06 ± 4.43	32.30 ± 5.51	林地	3.16 ± 0.15
					草地	8.90 ± 4.36
南沙河南岸	Ⅱ	NN	40.19 ± 1.25	19.01 ± 1.09	林地	27.50 ± 2.29
					草地	13.20 ± 1.05

1.3 监测及采样

1.3.1 河岸带植物调研

本研究对各大样方选择样带和样方法进行河岸带植物调研,样带从河流沿岸以垂直于河岸线方向设置. 陆生植物每条样带宽 20 m,根据堤防路到河道距离设置调查和采样样方,样带内样方数为 6 ~ 9 个. 乔木层和灌木层植物调查样方为 5 m × 5 m,草本层植物调查样方为 1 m × 1 m. 记录样方内所有植物的种名、株数、平均高度和盖度等数据.

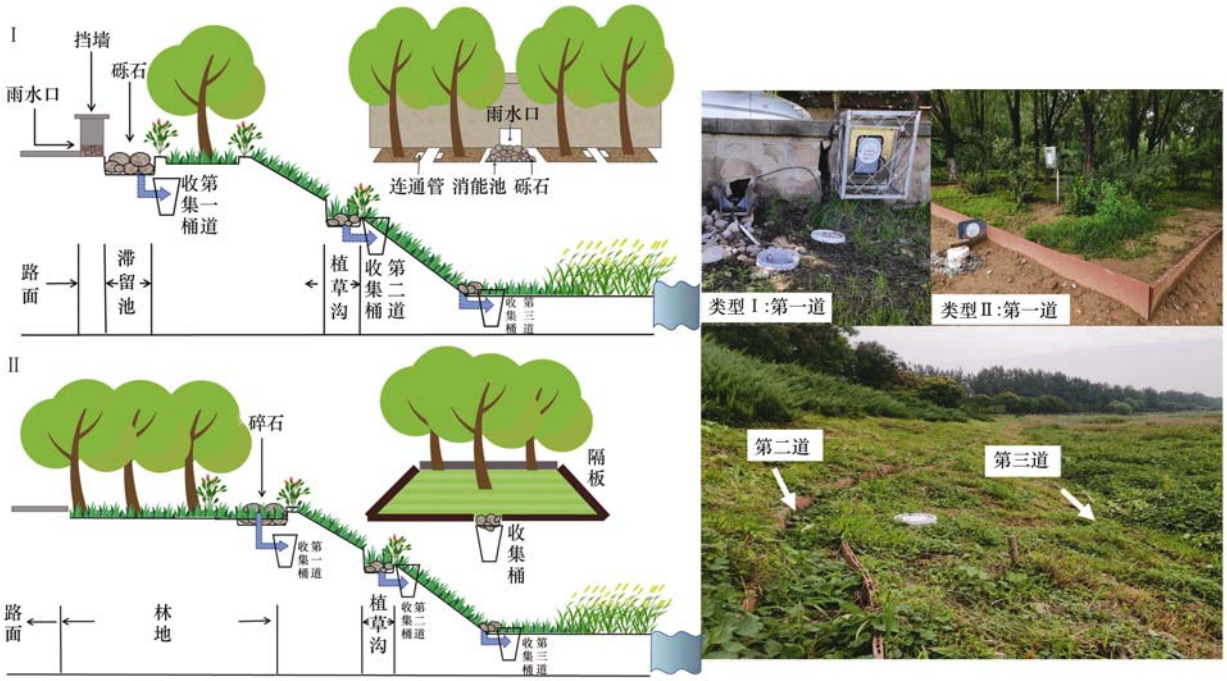


图 2　试验布设示意和现场

Fig. 2　Trial layout diagram and trial site

1.3.2　降雨及次降雨径流监测

沙河水库区域降雨信息通过沙河水库现场安装的雨量计(型号 QS-3000,邯郸开发区清易电子科技有限公司)获得,采集频率为5 min·次$^{-1}$[20]. 进入河岸带的次降雨径流信息通过远传式流量计(型号:ZY-WLG-02,北京泽源伟业环保科技有限公司)获得,采集频率为5 min·次$^{-1}$. 本研究以 2020 年 8 月降雨为监测对象,将两个降雨时段间隔不超过 6 h 的视为同一场降雨[21],次累积降雨量(mm)为一场降雨的总降雨量,降雨历时(h)为从降雨开始至结束所经历的时间,平均降雨强度(mm·h^{-1})为一场降雨量与降雨历时之比[22],最大降雨强度[mm·(5 min)$^{-1}$]为采集频率下的最大降雨量,瞬时降雨强度[mm·(5 min)$^{-1}$]为采集频率下的降雨量[20]. 2020 年 8 月 1 日至 31 日共监测到 7 场降雨,次降雨特征如表 2 所示.

表 2　2020 年 8 月 7 场降雨特征

Table 2　Characteristics of the seven rainfalls in August 2020

降雨日期(月-日)	降雨类型	次累积降雨量/mm	降雨历时/h	最大降雨强度/mm·(5 min)$^{-1}$	平均降雨强度/mm·h^{-1}
08-02	中雨	18.8	0.5	13.2	37.6
08-08	中雨	20.2	0.5	9.8	40.4
08-09	暴雨	59.0	1.4	7.6	42.1
08-12	大暴雨	195.2	12.0	13.0	16.1
08-18	大雨	35.0	9.0	8.6	3.9
08-24	大雨	39.8	12.5	2.0	3.2
08-31	小雨	8.6	10.5	1.6	0.8

根据中国气象局《降水等级标准》(GB/T 28592-2012),将监测期次降雨按照降雨量大小划分为小雨(0.1 ~ 9.9 mm)、中雨(10 ~ 24.9 mm)、大雨(25 ~ 49.9 mm)、暴雨(50 ~ 99.9 mm)和大暴雨(100 ~ 249.9 mm)这 5 种类型. 2020 年 8 月 1 ~ 31 日共监测小雨、暴雨和大暴雨各 1 场,中雨和大雨各 2 场,其中 8 月的 2、8 和 9 日(上旬)降雨强度大,历时短; 8 月 12 日(中旬)降雨强度大,历时长,为本年度北京市主汛期的最大强降雨,降雨量达 193.4 mm; 8 月的 18 ~ 31 日(下旬),降雨强度减小,历时变长(表 2 和图 3).

1.3.3　径流采样及检测

本研究以 2020 年 8 月 7 场降雨径流为测试对象. 采用 500 mL 聚乙烯塑料瓶采集三道取样桶内样品,采集前对桶内样品充分搅动,保证桶内悬浮物分布均匀. 取样后,将空桶放回取样井内,共采集 252 个样品. 样品 4℃冷藏保存, 24 h 内返回实验室并完成指标测定.

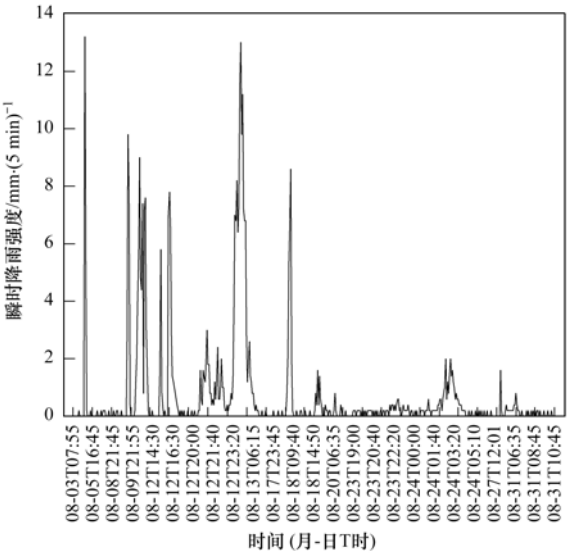


图 3 2020 年 8 月沙河水库区域降雨情况

Fig. 3 Rainfall events of Shahe Reservoir area in August 2020

测定的水质指标包括电导率(Cond)、悬浮物(SS)、化学需氧量(COD)、总氮(TN)、氨氮(NH_4^+-N)、硝酸盐氮(NO_3^--N)、总磷(TP)、溶解性总磷(DTP)和磷酸盐(PO_4^{3-}-P),其中 Cond 采用多功能水质检测仪(HQ43d,德国 WTW)现场测定,SS 采用重量法测定,COD 采用分光光度法(DR2800,美国 HACH)测定,其余指标采用连续流动注射分析仪(SAN + +,荷兰 SKALAR)测定;溶解态污染物需将水样经 0.45 μm 滤膜(Millipore, USA)过滤后再行测定.

1.4 数据分析

数据采用 Excel 2016 和 SPSS 17.0 进行统计分析,Origin 9.0 (OriginLab, USA)和 Gephi 0.9.2 制图.

为全面、准确地描述河岸带植物状况,本研究对样方植物乔木层、灌木层和草本层分别计算 Berger-Parker 优势度指数(d),Shannon-Wiener 多样性指数(H')和 Simpson 多样性指数(D)[23]. 计算公式如下:

Berger-Parker 优势度指数:

$$d = 1 \times (n_{max}/N)^{-1}$$

Shannon-Wiener 多样性指数:

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln p_i$$

Simpson 多样性指数:

$$D = 1 - \sum P_i^2$$

$$P_i^2 = n_i(n_i - 1)/N(N - 1)$$

式中,S 为物种数目,N 为所有物种的个体数之和,n_i 为第 i 个种个体数量,$p_i = \frac{n_i}{N}$,n_{max}为个体数量最多物种的个体数量.

以河岸带坡长、坡度、植物总盖度,草本层 Berger-Parker 优势度指数(d)、Shannon-Wiener 多样性指数(H')、Simpson 多样性指数(D),次累积降雨量、降雨历时、平均降雨强度、最大降雨强度、雨水口径流量和雨水口径流出现时间等降雨和径流特征与 Cond、SS、COD、NH_4^+-N、NO_3^--N、TN、PO_4^{3-}-P 和 TP 等 8 项水质指标为原始数据矩阵,采用 Pearson 相关分析计算河岸带类型、降雨特征和径流污染的相关性.

2 结果与讨论

2.1 河岸带的植物群落结构特征

河岸带区域是一个动态的水陆交错带生态系统,植被是其中一个重要且高度多变的要素. 河岸带植物类型和空间组合方式受干扰因素较多,降雨径流侵蚀和营养物沉积的局部差异是增加已建成群落植物类型的复杂性和多样性的重要自然因素之一[24]. 此外,人为活动对土地利用类型的改变是对城市河流生态环境最大的扰动. 识别和分类河岸植被带结构特征是研究河岸带生态系统服务功能的基础[25]. 已有研究表明,河岸带植物类型和结构对污染物截留效果有较大影响[4,7,24~26]. 河岸物理形态和植物群落调研结果显示(表 1 和表 3),沙河水库入库河岸带乔木层植物 Berger-Parker 指数 d 为 0,优势度极高[27],基本为园林绿化品种. Ⅰ型河岸带堤防路同时作为交通道路使用,乔木层以体型高大的毛白杨和银杏物种居多;河岸植被总盖度低,草本层盖度最低仅为 5.40%;因边坡短且陡,人为活动较少,草本层以野生物种居多,多样性高[28]. Ⅱ型河岸带堤防路后为较大面积林地,是居民夏秋季消暑钓鱼的优先去处,故乔木层观赏性质的垂柳物种较多;边坡长且缓,植被总盖度为 71.72%,大于Ⅰ型(54.74%),草本层盖度高(29.16%),但多样性低,Shannon-Wiener 指数 H'为 1.18.

2.2 降雨径流和污染特征

2020 年 8 月降雨期间,河岸带边坡径流量连续在线监测结果显示(图 4),以 NB 为代表的Ⅰ型河岸带在 7 场降雨中,当次累积降雨量分别达到约 18.6、20.2、13.2、23.4、8.4、8.8 和 5.8 mm 时,第一道雨水口开始有径流产生;从开始降雨到发生雨水口径流历时分别为 15、40、60、150、20、250 和 400 min,雨水口的径流量峰值和瞬时降雨强度峰值相差时间在 5~10 min 内. 8 月的 2、8 和 9 日三场降雨的平均降雨强度分别为 37.6、40.4 和 42.1 mm·h^{-1},雨水口径流发生趋势均为单峰型. 8 月 12

表 3　河岸带植物多样性指数

Table 3　Diversity index of plants in the trial zone

河岸带	植被结构	物种数	盖度/%	d	H'	D
NN	乔木层	3	33.78	0	0.920	0.58
	灌木层	6	8.78	0.56	0.88	0.44
	草本层	12	29.16	0.54	1.18	0.58
NB	乔木层	3	30.25	0	0.707	0.45
	灌木层	5	12.78	0	0.68	0.40
	草本层	12	13.11	0.50	1.36	0.65
BN	乔木层	1	36.44	0	0	0
	灌木层	4	11.5	0.33	0.64	0.39
	草本层	11	5.40	0.60	1.18	0.54

日平均降雨强度为 16.12 $mm \cdot h^{-1}$，雨水口径流发生趋势呈现三峰型. 8 月的 18 日和 24 日两场降雨的平均降雨强度分别为 3.89 $mm \cdot h^{-1}$ 和 3.18 $mm \cdot h^{-1}$，雨水口的径流发生趋势均为双峰型. 与前三场降雨径流单峰型不同的是，8 月 31 日径流持续时间仅 25 min，雨水口径流发生趋势为单峰型，而 8 月 31 日之前三场降雨的雨水口径流持续时间均高于 60 min. 径流发生前的降雨强度明显影响径流发生和持续的时间，径流发生前的降雨强度越大，径流发生时间所需的时间越小，其持续时间也较长，该趋势和降雨产汇流过程趋势一致，降雨强度越大，地面径流形成越快，其雨水口径流发生也更快[29].

以 NN 为代表的Ⅱ型河岸带在 7 场降雨中，仅 8 月 12 日大暴雨发生时产生了径流，且其和Ⅰ型河岸带趋势明显不同. Ⅱ型河岸带雨水口开始有径流产生的累积降雨量为 194.2 mm，从开始降雨到发生雨水口径流历时是 845 min，径流的瞬时流量最大为 0.003 $m^3 \cdot s^{-1}$；与Ⅱ型河岸带相比，Ⅰ型河岸带开始有径流产生的次累积降雨量为 23.4 mm，从开始降雨到发生雨水口径流历时为 150 min，径流的瞬时流量最大为 0.008 $m^3 \cdot s^{-1}$，其产流时间更短，次累积降雨量更少，径流峰值更大. 这与不同河岸带下垫面类型有关，Ⅰ型河岸带下垫面为不透水的沥青路面，Ⅱ型河岸带为林灌地，不同类型下垫面的产流系数不同. 胡振龙[30]的研究对重庆园博园内草地和沥青路面等进行人工模拟降雨分析发现，草地下垫面产流出现时间是沥青路面的 5 倍，且草地的瞬时径流系数与雨强呈正相关，而沥青路面的瞬时径流系数与雨强相关性较弱. 本研究中具有较大林地面积的Ⅱ型河岸带对汛期降雨径流的滞留效果更好，符合海绵城市建设理念，是城市绿色设施的一个有效示范.

以Ⅰ型和Ⅱ型河岸带的第一道采集点样品水质数据为基础分析降雨径流污染特征（图 5），结果表明，不同降雨条件下Ⅰ型河岸带对不同污染物的削减效果不同. Cond 范围为 157.63 ~ 347.5 $\mu S \cdot cm^{-1}$，平均值为 232.67 $\mu S \cdot cm^{-1}$，最高值出现在小雨条件下；平均 ρ(COD) 为 214.45 $mg \cdot L^{-1}$，最高值（352.56 $mg \cdot L^{-1}$）出现在中雨条件下，这可能与中雨为初次降雨雨型，降雨冲刷效应导致；SS 和 COD 趋势一致，中雨条件下浓度最大. $\rho(NH_4^+\text{-N})$、$\rho(NO_3^-\text{-N})$ 和 ρ(TN) 趋势一致，平均值分别为 1.48、1.02 和 3.36 $mg \cdot L^{-1}$，在小雨条件下浓度最高，暴雨条件下浓度最低；平均 $\rho(PO_4^{3-}\text{-P})$、ρ(DTP) 和 ρ(TP) 低于 1.0 $mg \cdot L^{-1}$. 荆红卫等[31]对北京全市域开展水环境非点源污染监测研究发现，天然降雨 $\rho(NH_4^+\text{-N})$ 和 ρ(TN) 分别为 2.72 $mg \cdot L^{-1}$ 和 4.23 $mg \cdot L^{-1}$，劣于地表水Ⅴ类标准限值（2 $mg \cdot L^{-1}$ 和 2 $mg \cdot L^{-1}$）；侯立柱等[32]的研究监测北京城区机动车路面和沥青面屋顶 $\rho(NH_4^+\text{-N})$ 分别为 3.84 $mg \cdot L^{-1}$ 和 15.6 $mg \cdot L^{-1}$；欧阳威等[33]的研究分析了北京市沥青路面、硬质和草地屋顶的雨水径流污染物，发现初期降雨径流中 ρ(COD)、$\rho(NH_4^+\text{-N})$ 和 ρ(TP) 均超出《城镇污水处理厂污染物排放标准》（GB 18918-2002）中的二级排放标准（10、25 和 3 $mg \cdot L^{-1}$）. 与之相比，本研究中Ⅰ型河岸带雨水径流的 COD、N 和 P 等污染物浓度大幅下降，这可能与雨水口设置了以砾石和碎石等为主要填料的滞留池有关，在降低水流速度的同时过滤和吸附部分污染物[34]. Ⅱ型河岸带雨水口仅在大暴雨条件下收集到样品，其 ρ(SS) 骤升至4 000 $mg \cdot L^{-1}$，平均值是Ⅰ型河岸带的 2 倍；N 和 P 等污染物浓度显著高于Ⅰ型河岸带（$P < 0.05$），ρ(TN) 和 ρ(TP) 高达 18.99 $mg \cdot L^{-1}$ 和 1.98 $mg \cdot L^{-1}$. 大暴雨条件下对土壤的冲刷力度大，易携带较多 N 和 P 等污染物，这与降雨量和土壤及 N 和 P 流失特征显著相关的研究结果一致[35].

2.3　河岸带类型对径流污染削减效果的影响

以 NN、NB 和 BN 河岸带三道径流采集点样品水质数据为基础，分析以 NB 和 BN 为代表的Ⅰ型河岸带和以 NN 为代表的Ⅱ型河岸带类型对径流污染

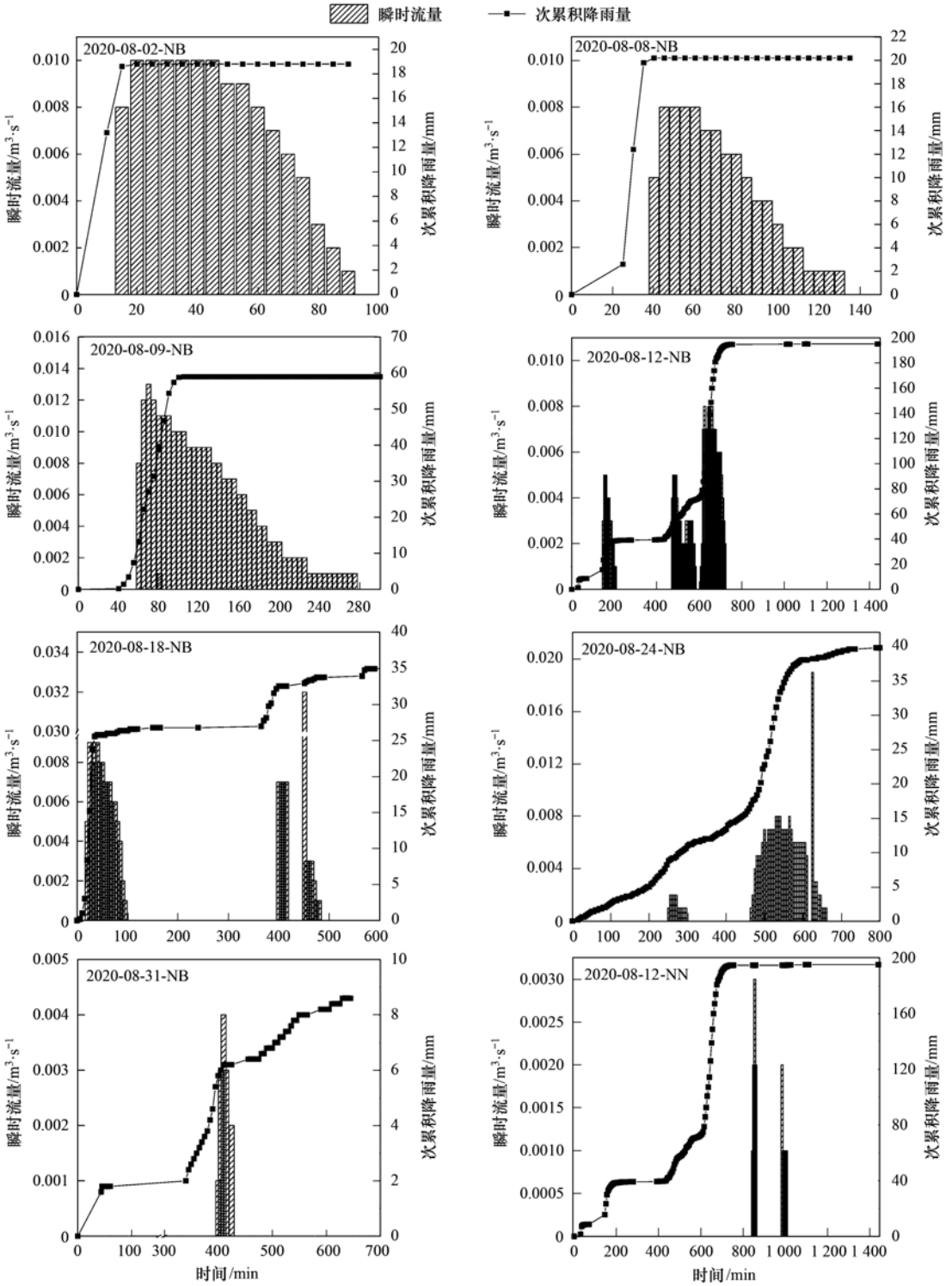
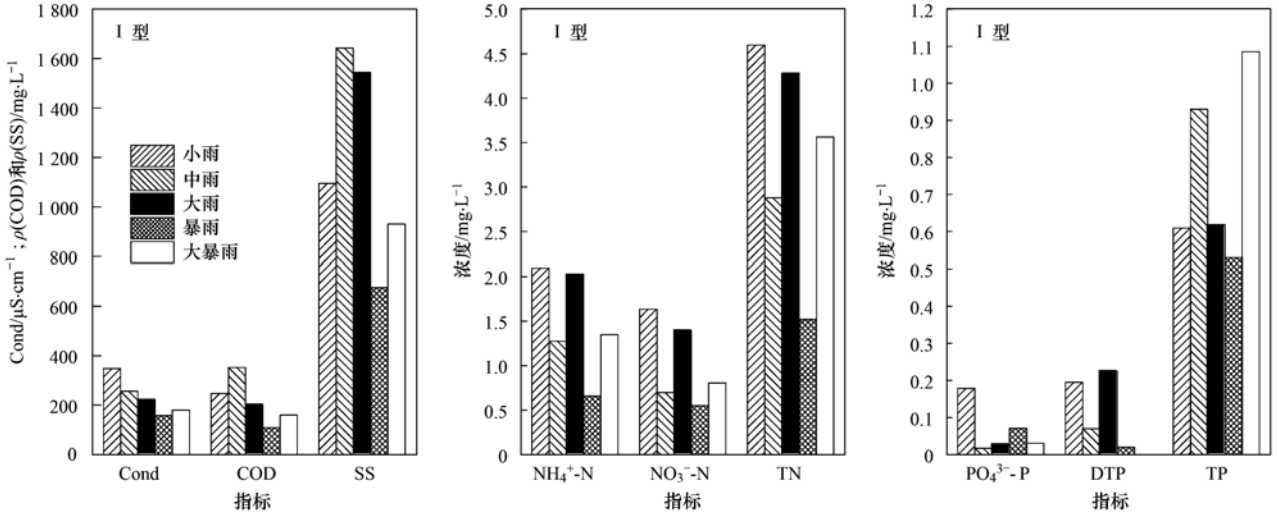


图 4 次累积降雨量与雨水口径流量之间的变化关系

Fig. 4 Relationship between gutter inlet flow and accumulated rainfall per event

削减效果的影响(图 6). 水质分析结果表明,第二道植草沟 ρ(SS),Ⅰ型河岸带(BN 和 NB)平均较第一道升高 4.82 倍,Ⅱ型河岸带则降低 50.14%,SS 截留作用显著高于Ⅰ型河岸带($P<0.05$). Ⅱ型河岸带坡面长,植被覆盖度高(表 3),草地对泥沙的拦截作用已有证实[36,37]. Ⅰ型河岸带中,BN 河岸带植草沟除 $\omega(NH_4^+\text{-N})$ 和 ω(TN)分别降低 63% 和 35% 外($P<0.05$),其余指标质量分数均升高; 而 NB 河岸带植草沟各指标均无显著降低. 不同于Ⅰ型河岸带,Ⅱ型河岸带(NN)植草沟污染物削减效果明显, $\rho(NO_3^-\text{-N})$、ρ(TN)和 ρ(DTP)分别为 2.35、4.08 和 0.03 mg·L^{-1},与第一道雨水口径流水质相比,分别降低了 64%、56% 和 73%($P<0.05$); $\omega(NH_4^+\text{-N})$ 和 $\omega(PO_4^{3-}\text{-P})$ 分别降低了 21% 和 39%($P<0.05$).



$n_{\mathrm{I}} = 82$

图 5　河岸带第一道采集点的水质变化

Fig. 5　Changes in water quality at the first collection site in the RBZs

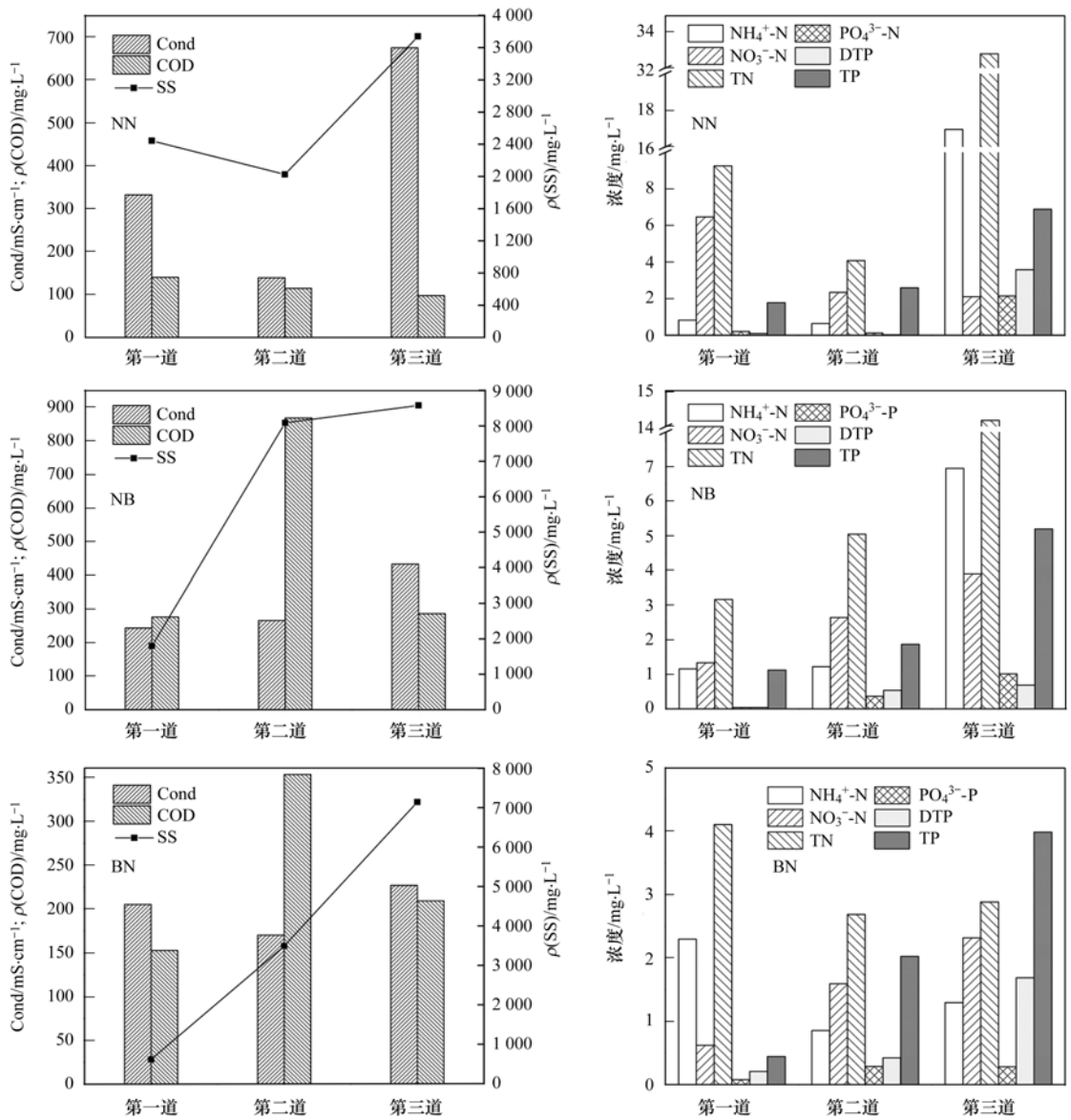


图 6　不同河岸带类型三道采集点水质变化

Fig. 6　Changes in water quality at three collection points in different riparian zones

两类型河岸带植草沟对污染物的削减效果差异归因于边坡结构及植被覆盖不同. NN 边坡(Ⅱ型)坡长分别是 BN 和 NB 边坡(Ⅰ型)坡长的 1.9 倍和 3.3 倍,且 NN 边坡植物总盖度(71.72%)大于 BN 和 NB 河岸带(56.14% 和 53.34%),尤其草本层盖度是其 2 倍以上,为 29.16%(表 3). 较大的坡长,植被覆盖度高且多样性更为丰富的Ⅱ型河岸带对径流污染物的截留和削减效果更为明显. 已有研究表明,相同降雨条件下,草地下垫面场次径流系数随坡度增大而增大,产流高[30]; 受植被叶冠截留和根部吸收作用影响,草地对于降雨径流的下渗速率比无植被覆盖的裸土低[37],在减少径流的同时,过滤滞留 N 和 P 营养物,从而实现污染物的削减作用[38]. Lee 等[36]的研究设置田间试验研究河岸缓冲带在天然降雨条件下对氮、磷和泥沙的拦截效果,其缓冲带平均坡度低于 10%,径流中 SS、NO_3^--N、TN 和 DTP 拦截率为 60% 以上; 爱荷华州不同宽度河岸缓冲带的研究表明[39],相似下垫面类型下,较宽的河岸缓

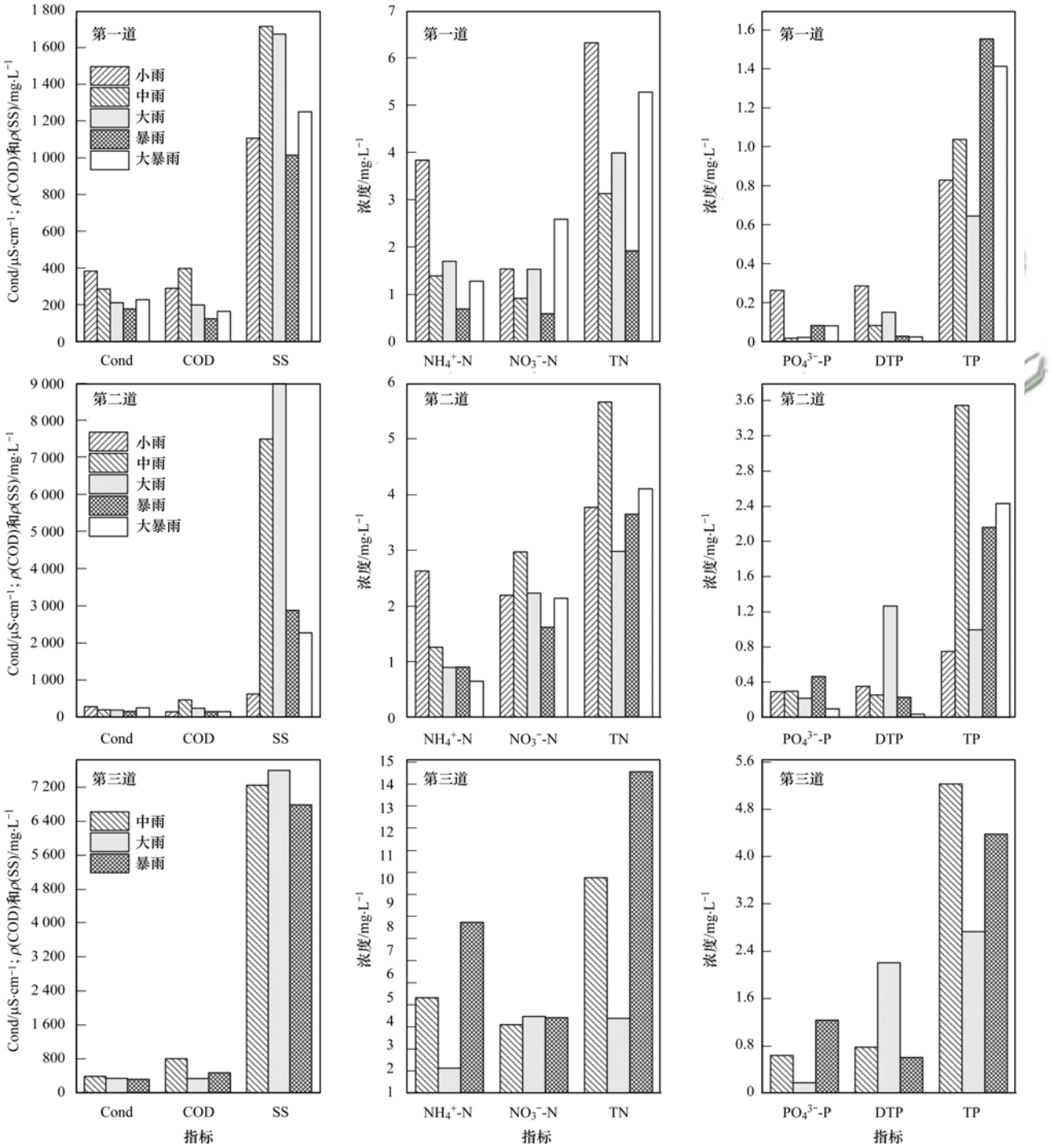


图 7 不同降雨条件下河岸带水质变化

Fig. 7 Changes in water quality at three collection points in different rainfall conditions

冲带在泥沙截留及其挟带营养物质削减方面效果更为显著，且降雨强度越大，效果越明显. 这与具有相近坡度且边坡较长的Ⅱ型河岸带植草沟对 SS 和污染物的拦截效果一致.

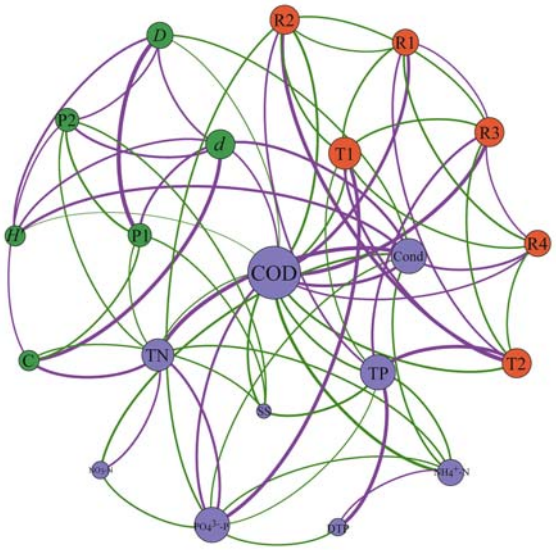
以不同降雨条件下(表 2)采集到的 NN、NB 和 BN 河岸带三道径流采集点样品水质数据为基础，分析降雨特征对径流污染的影响(图 7). 实际采样调查发现，大暴雨条件下河水上涨，第三道采集点被河水淹没无法收集；小雨条件下坡面径流少，第三道采集点无样品收集. 第一道采集点在中雨条件下的 ρ(SS)最高，为1 715 mg·L^{-1}，这可能是因为本年度汛期开始降雨雨型为中雨有关，8 月初两次中雨强度大，贡献了本年度最大降雨强度，为 13.9 mm·(5 min)$^{-1}$，降雨历时短，降雨持续时间仅 0.5 h，对地面冲刷力度较大，故 ρ(SS)较高. 这与海永龙等[20]对北运河上游合流制管网溢流污染特性的研究结果一致，2019 年初期降雨管道溢流浊度最高. 而第二道采集点的 ρ(SS)在大雨条件下最高，后随着降雨强度增加而降低，但总体浓度高于第一道采集点.

各水质指标在不同降雨条件下的趋势不同. 在第一道采集点，氮类污染物在暴雨条件下浓度最低，ρ(NH_4^+-N)、ρ(NO_3^--N)和 ρ(TN)分别为 0.69、0.59 和 1.92 mg·L^{-1}；ρ(PO_4^{3-}-P)在中雨和大雨条件下最低，为 0.02 mg·L^{-1}；ρ(DTP)在暴雨和大暴雨条件下较低，与之相反的是，ρ(TP)在该两种降雨条件下较高. 在第二道采集点，氮类污染物在中雨条件下浓度较高，ρ(NO_3^--N)和 ρ(TN)最高分别为 2.97 mg·L^{-1}和 5.66 mg·L^{-1}；磷类污染物浓度高于第一道采集点，ρ(PO_4^{3-}-P)在大暴雨条件下最低，为 0.1 mg·L^{-1}，在暴雨条件下最高，为 0.47 mg·L^{-1}；ρ(DTP)与 ρ(PO_4^{3-}-P)一样，在大暴雨条件下最低，而 ρ(DTP)在大雨条件下最高；ρ(TP)在暴雨和大暴雨条件下较高. 第三道采集点仅在中雨、大雨和暴雨条件下收集到水样品，且 COD、SS、N 和 P 污染物的浓度于三道采样点中最高，这可能与采集点布设位置有关，第三道采集桶布设于河岸水陆交界面处，是河岸带植物生长最旺盛和腐败情况最严重的区域，且河水涨落情况下会对采集桶内样品造成干扰，故而影响了水质. 除暴雨外，相同降雨条件下第二道采集点 ρ(NH_4^+-N)均低于第一道采集点.

非点源污染的发生主要以降雨径流事件为驱动因素，还受到地形地势、植被覆盖和土壤类型等因素影响[40]. Norton 等[41]的研究发现，丘陵等集水区陡坡有助于减少土壤中的 N 滞留，增加向下级溪流的 N 输送，这与本研究边坡 N 类污染物随坡度浓度渐高的结果一致. 然而，中国学者在不同流域降雨-径流的产流模式研究中发现，在半干旱半湿润地区，同时存在“蓄满产流”和“超渗产流”两种基本产流模式，产流模式相对复杂[42,43]. 根据表 2 和图 4，8 月的 2 日和 8 日的降雨强度大，对路面的初始冲刷强，故 ρ(SS)在初期中雨最大；而第二道植草沟采集处 ρ(SS)在 8 月下旬的大雨条件下达到最高，说明前期雨量充足使得北运河流域河岸带土壤含水量升高，在后期长时强降雨类型下可形成“蓄满产流”和“超渗产流”，携带大量的地表沉积物并将之迁移至受纳水体中. 污染物浓度变化趋势与 SS 不同，说明径流携带颗粒物和浓度响应除受降雨特征影响外，还和汛期整体降雨情势有关.

2.4　河岸带类型及降雨特征与径流污染的相互关系

河岸带结构类型、降雨特征与水质指标的 Pearson 相关关系以网络展示，结果表明，河岸带类型和降雨特征对径流污染有明显影响，尤其对 SS、COD、TN、PO_4^{3-}-P 和 TP 影响显著. 从图 8 可知，SS 与坡长、坡度及植物总盖度呈显著负相关($P<0.05$)，这与 Bu 等[38]对太湖岸边带对雨水径流污染的研究结果一致. COD 与次累积降雨量、降雨历时、雨水口径流量、雨水口径流出现时间和草本层 Berger-Parker 指数 d 呈极显著负相关($P<0.01$)，与平均降雨强度和草本层 Shannon-Wiener 指数 H' 呈显著正相关($P<0.05$)；TN 与坡长和植物总盖度呈显著正相



紫线：显著正相关，绿线：显著负相关；P1：河岸带坡长；P2：坡度；C：植物总盖度；R1：次累积降雨量；R2：平均降雨强度；R3：最大降雨强度；R4：雨水口径流量；t_1：降雨历时；t_2：雨水口径流出现时间

图 8　河岸带结构特征和降雨特征与水质指标的相关性分析网络

Fig. 8　Network diagram of correlation analysis between riparian structure characteristics, rainfall characteristics, and water quality indicators

关,而与坡度呈显著负相关($P<0.05$). PO_4^{3-}-P 与降雨历时呈极显著负相关,而与平均降雨强度呈极显著正相关($P<0.01$); TP 与 COD 相似,与降雨历时和雨水口径流出现时间呈极显著负相关($P<0.01$),而与平均降雨强度呈显著正相关关系($P<0.05$).

3 结论

(1)沙河水库流域河岸带生态系统根据河岸带结构及植物群落的分布特征可分为Ⅰ型河岸带(防洪堤-防洪挡墙-林地-草地)和Ⅱ型河岸带(防洪堤-林地-草地)2 种类型. 其中Ⅰ型河岸带植被总盖度低,边坡"短且陡"; Ⅱ型植被总盖度高,边坡"长且缓".

(2)2020 年 8 月河岸带径流量监测表明,当单场次平均累积降雨量达到约 14.1 mm 和平均降雨强度达到 20.6 $mm\cdot h^{-1}$时, Ⅰ型河岸带雨水口开始有径流产生,雨水口径流流量峰值与瞬时降雨强度峰值相差时间在 5 ~ 10 min 内; Ⅱ型河岸带仅大暴雨条件下产生雨水口径流; 说明Ⅱ型河岸带对大雨以下径流的滞留能力较大.

(3)河岸带雨水口设置以砾石和碎石等为主要填料的滞留池在 N 和 P 污染削减方面起积极作用,其中 $\rho(NH_4^+\text{-}N)$、$\rho(NO_3^-N)$ 低于 1.6 $mg\cdot L^{-1}$, $\rho(TN)$ 低于 5 $mg\cdot L^{-1}$, $\rho(PO_4^{3-}\text{-}P)$、$\rho(DTP)$ 和 $\rho(TP)$ 低于 1.0 $mg\cdot L^{-1}$. 第二道植草沟可有效降低 $\rho(NH_4^+\text{-}N)$. Ⅱ型河岸带对 SS 的截留率和 N、P 污染物的削减效果优于Ⅰ型,这与河岸带结构及植被覆盖不同有关.

(4)沙河水库流域径流污染受河岸带坡长、坡度、植被盖度及降雨特征的共同影响. 其中 SS 受河岸带结构及植被影响显著,COD、N 和 P 污染与降雨特征呈显著相关关系.

参考文献:

[1] 丁帮璟, 李正魁, 朱鸿杰, 等. 河岸带表层土壤的铁氨氧化(Feammox)脱氮机制的探究[J]. 环境科学, 2018, **39**(4): 1833-1839.
Ding B J, Li Z K, Zhu H J, *et al*. Insight into the mechanism of Feammox in the surface soils of a riparian zone [J]. Environmental Science, 2018, **39**(4): 1833-1839.

[2] 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**(3): 129-144.

[3] Gilbert-Norton L, Wilson R, Stevens J R, *et al*. A meta-analytic review of corridor effectiveness[J]. Conservation Biology, 2010, **24**(3): 660-668.

[4] 韩路, 王海珍, 于军. 河岸带生态学研究进展与展望[J]. 生态环境学报, 2013, **22**(5): 879-886.
Han L, Wang H Z, Yu J. Research progress and prospects on riparian zone ecology[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2013, **22**(5): 879-886.

[5] Peterjohn W T, Correll D L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest[J]. Ecology, 1984, **65**(5): 1466-1475.

[6] Records R M, Wohl E, Arabi M. Phosphorus in the river corridor[J]. Earth-Science Reviews, 2016, **158**: 65-68.

[7] Omidvar N, Xu Z H, Nguyen T T N, *et al*. A global meta-analysis shows soil nitrogen pool increases after revegetation of riparian zones[J]. Journal of Soils and Sediments, 2021, **21**(2): 665-677.

[8] Maître V, Cosandey A C, Desagher E, *et al*. Effectiveness of groundwater nitrate removal in a river riparian area: the importance of hydrogeological conditions [J]. Journal of Hydrology, 2003, **278**(1-4): 76-93.

[9] Dupas R, Gruau G, Gu S, *et al*. Groundwater control of biogeochemical processes causing phosphorus release from riparian wetlands[J]. Water Research, 2015, **84**: 307-314.

[10] Peng J, Zhao H J, Liu Y X. Urban ecological corridors construction: a review[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, **37**(1): 23-30.

[11] 郭二辉, 常海荣, 陈家林, 等. 城市河流河岸带的类型、干扰特征及恢复对策——以北京市温榆河为例[J]. 福建林业科技, 2016, **43**(1): 175-181.
Guo E H, Chang H R, Chen J L, *et al*. The types, interference characteristics and recovery measures of urban river riparian——a case study of Wenyu River, Beijing[J]. Journal of Fujian Forestry Science and Technology, 2016, **43**(1): 175-181.

[12] 朱利英, 陈媛媛, 刘静, 等. 温榆河水环境质量与浮游植物群落结构的时空变化及其相互关系[J]. 环境科学, 2020, **41**(2): 702-712.
Zhu L Y, Chen Y Y, Liu J, *et al*. Spatio-temporal evolution and relationship of water environment quality and phytoplankton community in Wenyu River[J]. Environmental Science, 2020, **41**(2): 702-712.

[13] 朱利英, 魏源送, 王春荣, 等. 1980-2015 年北运河流域土地利用时空变异及其对生态服务价值的影响[J]. 环境科学学报, 2021, **41**(1): 301-310.
Zhu L Y, Wei Y S, Wang C R, *et al*. Spatio-temporal evolution of land use and their impacts on ecosystem service values in North Canal River watershed during 1980-2015[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021, **41**(1): 301-310.

[14] 郁达伟, 于淼, 魏源送, 等. 1980-2010 年温榆河的水环境质量时空演变特征[J]. 环境科学学报, 2012, **32**(11): 2803-2813.
Yu D W, Yu M, Wei Y S, *et al*. Spatio-temporal evolution of water environment quality in Wenyu River during 1980-2010[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2012, **32**(11): 2803-2813.

[15] 郑凡东, 孟庆义, 王培京, 等. 北京市温榆河水环境现状及治理对策研究[J]. 北京水务, 2007, (5): 5-8.
Zheng F D, Meng Q Y, Wang P J, *et al*. Study on status and improvement strategies of water environment in Wenyu River of Beijing[J]. Beijing Water, 2007, (5): 5-8.

[16] 北京市环境保护局. 北京市北运河流域污染状况调研报告[R]. 北京: 北京市环境保护局, 2008.

[17] 荆红卫, 张志刚, 郭婧. 北京北运河水系水质污染特征及污染来源分析[J]. 中国环境科学, 2013, **33**(2): 319-327.
Jing H W, Zhang Z G, Guo J. Water pollution characteristics and pollution sources of Bei Canal River system in Beijing[J]. China Environmental Science, 2013, **33**(2): 319-327.

[18] 辛苑, 李萍, 吴晋峰, 等. 强降雨对北运河流域沙河水库水质的影响[J]. 环境科学学报, 2021, **41**(1): 199-208.
Xin Y, Li P, Wu J F, *et al*. Impacts of heavy rainfall on the water quality of Shahe Reservoir in the North Canal Basin[J].

Acta Scientiae Circumstantiae, 2021, **41**(1): 199-208.

[19] 陈磊, 李蕾芳, 郅晓沙, 等. 北运河粪源微生物分布特征及健康风险评价[J]. 环境科学, 2019, **40**(2): 633-639.
Chen L, Li L F, Zhi X S, *et al*. Pollution characteristics and health risk assessment of microorganism pollutions in the Beiyun River[J]. Environmental Science, 2019, **40**(2): 633-639.

[20] 海永龙, 郁达伟, 刘志红, 等. 北运河上游合流制管网溢流污染特性研究[J]. 环境科学学报, 2020, **40**(8): 2785-2794.
Hai Y L, Yu D W, Liu Z H, *et al*. Characteristics of the combined sewer overflows pollution in the upper North Canal of Beijing[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2020, **40**(8): 2785-2794.

[21] 葛德, 张守红. 不同降雨条件下植被对绿色屋顶径流调控效益影响[J]. 环境科学, 2018, **39**(11): 5015-5023.
Ge D, Zhang S H. Impacts of vegetation on hydrological performances of green roofs under different rainfall conditions [J]. Environmental Science, 2018, **39**(11): 5015-5023.

[22] Bersinger T, Bareille G, Pigot T, *et al*. Online monitoring and conditional regression tree test: useful tools for a better understanding of combined sewer network behavior[J]. Science of the Total Environment, 2018, **625**: 336-343.

[23] Shannon C E, Weaver W. The mathematical theory of communication[M]. Urbana, IL: University of Ⅲinonois Press, 1963. 125.

[24] 傅伯杰, 陈利顶, 马克明, 等. 景观生态学原理及应用[M]. 北京: 科学出版社, 2011. 66-70.

[25] 张建春. 河岸带功能及其管理[J]. 水土保持学报, 2001, **15**(6): 143-146.
Zhang J C. Riparian functions and its management[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2001, **15**(6): 143-146.

[26] 郭二辉, 孙然好, 陈利顶. 河岸植被缓冲带主要生态服务功能研究的现状与展望[J]. 生态学杂志, 2011, **30**(8): 1830-1837.
Guo E H, Sun R H, Chen L D. Main ecological service functions in riparian vegetation buffer zone: research progress and prospects [J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, **30**(8): 1830-1837.

[27] 苏宇乔, 张毅, 贾小容, 等. 几种多样性指标在森林群落分析中的应用比较[J]. 生态科学, 2017, **36**(1): 132-138.
Su Y Q, Zhang Y, Jia X R, *et al*. Application of several diversity indexes in forest community analysis[J]. Ecological Science, 2017, **36**(1): 132-138.

[28] Wang X J, Dallimer M, Scott C E, *et al*. Tree species richness and diversity predicts the magnitude of urban heat island mitigation effects of greenspaces [J]. Science of the Total Environment, 2021, **770**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145211.

[29] 赵刚, 史蓉, 庞博, 等. 快速城市化对产汇流影响的研究: 以凉水河流域为例[J]. 水力发电学报, 2016, **35**(5): 55-64.
Zhao G, Shi R, Pang B, *et al*. Impact of rapid urbanization on rainfall-runoff processes in urban catchment: case study for Liangshui River basin[J]. Journal of Hydroelectric Engineering, 2016, **35**(5): 55-64.

[30] 胡振龙. 山地城市典型下垫面径流系数研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2016. 25-33.
Hu Z L. Study on runoff coefficient of mountain urban typical underlying surfaces [D]. Chongqing: Chongqing University, 2016. 25-33.

[31] 荆红卫, 华蕾, 郭婧, 等. 北京市水环境非点源污染监测与负荷估算研究[J]. 中国环境监测, 2012, **28**(6): 106-111.
Jing H W, Hua L, Guo J, *et al*. Non-point source pollution monitoring and its loads estimation study on surface water environment in Beijing[J]. Environmental Monitoring in China, 2012, **28**(6): 106-111.

[32] 侯立柱, 丁跃元, 冯绍元, 等. 北京城区不同下垫面的雨水径流水质比较[J]. 中国给水排水, 2006, **22**(23): 35-38.
Hou L Z, Ding Y Y, Feng S Y, *et al*. Comparison of water quality of rainwater runoff from different underlying surfaces in Beijing city[J]. China Water & Wastewater, 2006, **22**(23): 35-38.

[33] 欧阳威, 王玮, 郝芳华, 等. 北京城区不同下垫面降雨径流产污特征分析[J]. 中国环境科学, 2010, **30**(9): 1249-1256.
Ouyang W, Wang W, Hao F H, *et al*. Pollution characterization of urban stormwater runoff on different underlying surface conditions[J]. China Environmental Science, 2010, **30**(9): 1249-1256.

[34] He S B, Gao J W, Chen X C, *et al*. Nitrogen removal in micro-polluted surface water by the combined process of bio-filter and ecological gravel bed[J]. Water Science and Technology, 2013, **67**(10): 2356-2362.

[35] 邓华, 高明, 龙翼, 等. 石盘丘小流域不同土地利用方式下土壤氮磷流失形态及通量[J]. 环境科学, 2021, **42**(1): 251-262.
Deng H, Gao M, Long Y, *et al*. Characteristics of soil nitrogen and phosphorus losses under different land-use schemes in the Shipanqiu watershed [J]. Environmental Science, 2021, **42**(1): 251-262.

[36] Lee K H, Isenhart T M, Schultz R C. Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2003, **58**(1): 1-8.

[37] 张鸿龄, 李天娇, 赵志芳, 等. 辽河河岸植被缓冲带构建及其对固体颗粒物和氮阻控能力[J]. 生态学杂志, 2020, **39**(7): 2185-2192.
Zhang H L, Li T J, Zhao Z F, *et al*. Effects of riparian vegetation buffers on the removal efficiency of suspended solids and nitrogen in Liaohe River protected area[J]. Chinese Journal of Ecology, 2020, **39**(7): 2185-2192.

[38] Bu X, Xue J, Zhao C, *et al*. Sediment and nutrient removal by integrated tree-grass riparian buffers in Taihu Lake watershed, eastern China [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2016, **71**(2): 129-136.

[39] Alberts E E, Neibling W H, Moldenhauer W C. Transport of sediment nitrogen and phosphorus in runoff through cornstalk residue strips [J]. Soil Science Society of America Journal, 1981, **45**(6): 1177-1184.

[40] Alvarez-Cobelas M, Angeler D G, Sánchez-Carrillo S. Export of nitrogen from catchments: a worldwide analysis [J]. Environmental Pollution, 2008, **156**(2): 261-269.

[41] Norton M M, Fisher T R. The effects of forest on stream water quality in two coastal plain watersheds of the Chesapeake Bay [J]. Ecological Engineering, 2000, **14**(4): 337-362.

[42] 芮孝芳. 产流模式的发现与发展[J]. 水利水电科技进展, 2013, **33**(1): 1-6, 26.
Rui X F. The discovery and development of runoff formation models[J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2013, **33**(1): 1-6, 26.

[43] 彭清娥, 刘兴年, 黄尔, 等. 山区流域强降雨情况产流模式研究——以涪江平通河流域为例[J]. 工程科学与技术, 2019, **51**(3): 123-129.
Peng Q E, Liu X N, Huang E, *et al*. Study on runoff generation mode under heavy rainfall in mountain basin——a case on Pingtong River basin of Fujiang River[J]. Advanced Engineering Sciences, 2019, **51**(3): 123-129.

HUANJING KEXUE Vol. 43 No. 2
Environmental Science (monthly) Feb. 15, 2022

CONTENTS