

李 敏, 张迎颖, 王 岩, 等. 不同强化处理措施生态沟渠的净化效果对比分析[J]. 江苏农业学报, 2025, 41(3): 526-536.
doi: 10.3969/j.issn.1000-4440.2025.03.012

不同强化处理措施生态沟渠的净化效果对比分析

李 敏^{1,2}, 张迎颖², 王 岩², 张志勇², 苏国东³, 刘海琴², 宋雪飞², 姜智绘²

(1. 江苏大学环境与安全工程学院, 江苏 镇江 212013; 2. 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所/农业农村部长江下游平原农业环境重点实验室, 江苏 南京 210014; 3. 江苏省农业科学院休闲农业研究所, 江苏 南京 210014)

摘要: 本研究旨在研究不同降雨条件下具有不同强化处理措施的生态沟渠对农田退水中主要污染物的净化效果。利用江苏省农业科学院试验基地内 3 条同样规格的沟渠, 沿程种植水生植物金线菖蒲和矮生苦草, 并增设生态填料箱和生态滤坝, 构建生态沟渠。按照强化处理措施的不同, 3 条生态沟渠的设置分别为: D1, 1 个填料箱和 1 座滤坝; D2, 2 个填料箱和 2 座滤坝; D3, 3 个填料箱和 3 座滤坝。对应于不同降雨强度, 设置了 3 种沟渠进水流量。在动态连续进水条件下, 分析不同强化处理生态沟渠对农田退水中总氮、总磷、化学需氧量和铵态氮的净化效果。结果显示, 相同试验条件下, 低流量(0.7 m³/h)运行下的生态沟渠净化效果最好; 相关指标综合评价分析结果显示, D3 的净化效果最优。本试验中降雨强度为中雨时, 生态沟渠的拦截净化效果较优; 当降雨强度为大到暴雨时, 可选用 D3 的强化处理措施, 并在生态沟渠滤坝中增加高效吸附填料, 或在承接沟渠出水的塘浜内增设强化净化设施。本研究中试验植物金线菖蒲的生物量以及对氮磷的吸收量均远高于矮生苦草。

关键词: 生态沟渠; 农田退水; 削减率; 氮; 磷

中图分类号: X52 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4440(2025)03-0526-11

Comparative analysis of purification effect of ecological ditches with different enhanced treatment measures

LI Min^{1,2}, ZHANG Yingying², WANG Yan², ZHANG Zhiyong², SU Guodong³, LIU Haiqin²,
SONG Xuefei², JIANG Zhihui²

(1. School of Environment and Safety Engineering, Jiangsu University, Zhenjiang 212013, China; 2. Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences/Key Laboratory of Agricultural Environment in the Lower Reaches of the Yangtze River Plain, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Nanjing 210014, China; 3. Institute of Leisure Agriculture, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China)

Abstract: The purpose of this research was to study the purification effect of different enhanced ecological ditches on the main pollutants in farmland drainage water under rainfall condition. Three ditches with the same specifications in the experimental base of Jiangsu Academy of Agricultural Sciences were used to plant aquatic plants *Acorus gramineus* and *Val-*

lisneria natans along the way, and ecological filling boxes and ecological filter dams were added to construct ecological ditches. According to the different strengthening treatment measures, the ecological ditches were set as follows: D1, one packing box and one filter dam; D2, two packing boxes and two filter dams; D3, three packing boxes and three dams. Corresponding to different rainfall intensities, three kinds of channel inflow rates namely moderate rain, heavy rain and rainstorm were set up. Under

收稿日期: 2024-05-17

基金项目: 江苏省重点研发计划项目(D21YFD17008); 国家重点研发计划项目(2021YFD1700805-02); 江苏省农业科技自主创新基金项目[CX(22)3200]; 国家重大科技专项水体污染控制与治理专项(2017ZX07202004-07)

作者简介: 李 敏(1999-), 女, 山东潍坊人, 硕士研究生, 研究方向为农业面源污染沿程阻控。(E-mail) liminxmz@163.com

通讯作者: 张志勇, (E-mail) jaaszyzhang@126.com

the condition of dynamic continuous water inflow, the purification effects of different enhanced ecological ditches on total nitrogen, total phosphorus, chemical oxygen demand and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in farmland drainage water were analyzed. The results showed that under the same experimental conditions, the purification effect of ecological ditch under low flow rate ($0.7 \text{ m}^3/\text{h}$) was the best. Comprehensive evaluation and analysis of relevant indicators showed that D3 had the best purification effect. In this experiment, the interception and purification effect of the ecological ditch was relatively better when the rainfall intensity was moderate. When the rainfall intensity was heavy to stormy, the enhanced treatment D3 could be selected, and high-efficiency adsorbent fillers could be added to the filter dam of the ecological ditch, or enhanced purification facilities could be added to the pond which received the ditch outflow. In this study, the biomass of the experimental plant *Acorus gramineus* and its absorption of nitrogen and phosphorus were both significantly higher than those of *Vallisneria spiralis*.

Key words: ecological ditch; drainage of farmland; reduction rate; nitrogen; phosphorus

农业面源污染作为一种特定的环境污染形式,主要源于农业生产和农村生活活动中释放的多种污染物,它们通过地表径流、壤中流、农田排水以及地下渗漏等方式进入水体,从而引发污染问题^[1-2]。2017年的第二次全国污染源普查^[3]发现,总氮(TN)和总磷(TP)的排放量分别为 $1.414 \times 10^6 \text{ t}$ 和 $2.12 \times 10^5 \text{ t}$,虽然仍占据较大比重,但较2007年已有显著下降^[4]。在2007年至2017年这10年间,中国农业面源污染减排工作取得了显著成效,TN和TP的排放量分别下降了47.8%和25.0%,这一成绩为中国环境保护事业作出了积极贡献。如何有效管控农业面源污染是构建生态农业、保障农村水环境质量安全的关键问题。作为一种有效的养分迁移拦截手段,生态沟渠兼具河流和湿地的双重特性,既能够发挥河流的输水功能,又具备湿地生态系统的净化能力^[5-6]。相较于其他农业面源污染过程阻控技术,生态沟渠具有占地少、运行费用低等优点,在中国土地资源紧张的国情下具有较好的应用前景^[7-8]。通过生态沟渠的构建和运行,能够有效地拦截并减少农业面源污染物的迁移,保护水环境的质量,促进生态平衡和可持续发展。

作为农业面源污染阻控的重要技术,生态沟渠受到了国内外学者的广泛关注。目前,多数研究聚焦于生态沟渠在去除氮、磷等污染物方面的效果。王华栋等^[9]的研究结果显示,“弓”字形生态沟渠对农田径流污染物的去除效果优于“一”字形生态沟渠。王岩等^[10]的研究结果表明,生态沟渠的污染物去除率明显高于混凝土沟渠和土质沟渠。Tang等^[11]研究了6月至11月间住宅沟、稻田沟和斜农田沟的氮、磷浓度变化,发现与11月份相比,6月份稻田沟和斜农田沟的氮浓度分别下降了15.3%和3.6%,磷浓度分别下降了45.2%和22.2%。刘福兴

等^[5]的研究结果显示,优化改造后的生态沟渠对铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、总氮(TN)、总磷(TP)和悬浮物(SS)的去除效率分别达到70.3%、70.6%、74.3%和80.2%,植物和填料的相互作用能显著增强净化效果,稳定性也相对较强。Kumwimba等^[12]阐述了生态沟渠中营养盐及有机物的去除机理及影响因子,并提出了构建低级堰以刺激反硝化作用,进而提高氮的去除率。Vymazal^[13]探讨了水温对自然沟渠内TN、硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)和P去除量的影响,结果显示,TN和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的去除量与水温之间存在显著的线性正相关,意味着随着水温的上升,这些污染物的去除量也会显著增加。然而,对于磷而言,其去除量与水温之间的相关性并不显著。

目前,现有的中试试验多集中于同一进水流量下的生态沟渠净化效果分析,而对于优化措施下的生态沟渠在不同进水流量下的运行效果及净化效能提升的研究较少。本研究拟利用江苏省农业科学院农业面源污染防控工程实验室试验基地的3条相同深度规格的农田排水沟渠,对其进行生态化改造,设置不同的优化措施处理,在动态连续进水的条件下,分析不同进水流量下生态沟渠对农田退水TN、TP、化学需氧量(COD)和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果,对比不同优化处理的生态沟渠对退水中主要污染物的净化效能,为生态沟渠的实践应用提供依据与参考。

1 材料与方法

1.1 试验地点

本试验地位于江苏省农业科学院农业面源污染防控工程实验室试验基地($32^\circ 1' 51.66''\text{N}$; $118^\circ 52' 19.61''\text{E}$),属于亚热带湿润季风气候,四季分明,年平均温度 15.4°C ,常年平均降雨117 d,平均降雨量1 106.50 mm,相对湿度76%,无霜期237 d。试验时

间为 2022 年 10 月 10 日–30 日,气温变化范围为 7~25 ℃,平均高温为 22 ℃,平均低温为 12 ℃。

1.2 试验设计

如图 1 所示,对试验基地原有的 3 条相同的农田排水沟渠进行生态化改造,试验沟渠长约 71 m。试验植物有 2 种,分别是金线菖蒲(*Acorus gramineus* var. *pusillus*)和矮生苦草(*Vallisneria spiralis* Lour. Hara)。金线菖蒲为天南星科菖蒲属多年生草本植物,长于池塘、湖泊岸边等浅水区,喜温暖、湿润和阳光充足的环境,耐寒;矮生苦草,别称蓼萍草、扁草,为多年生无茎沉水植物,属水鳖科苦草属,长于溪沟、河流等环境中。金线菖蒲固定于浮床,漂浮于沟渠水面,每条沟渠浮床所占面积约 15 m²,菖蒲的种植密度约 1 m² 16 盆;矮生苦草种植于沟底中央,每条沟渠的种植面积约 15~17 m²,种植密度约 1 m² 6~7 穴。在试验沟渠中距离进水口 25 m 处设置生物组合填料箱,距进水口 50 m 处设置生态滤坝。生物填料箱是由不锈钢架子和微生物附着填料组成的,箱体尺寸约为 1.0 m×0.5 m×0.5 m。生态滤坝是由石笼和基质组成的,坝体的尺寸约为 0.85 m×1.67 m×0.50 m。坝内自上而下依次填充石膏、砾石和生态陶粒,体积比例为 1:1:1。生物填料箱和生态滤坝剖面图见图 2。集水塘内设有提升水泵,通过流量计调节每条沟渠进水流量。生态沟渠进水来源于试验基地的集水塘,适当添加尿素和磷酸二氢钾,配制模拟农业面源污水,进水 TN 质量浓度变化范围为 3.17~14.62 mg/L,进水 TP 质量浓度变化范围为 0.15~1.25 mg/L。

3 条沟渠中植物配置相同,而生物填料箱与生态滤坝数量不同,其中 1 号沟渠(D1):1 个生物填料箱和 1 座生态滤坝;2 号沟渠(D2):2 个生物填料箱和 2 座生态滤坝;3 号沟渠(D3):3 个生物填料箱和 3 座生态滤坝。如图 1 所示,每条沟渠设有 6 个采样点。

本研究中,降雨强度的模拟是以控制流量来实现的。参考中国气象部门降雨强度标准,将试验所需要的降雨强度设置为中雨(降雨量 16 mm)、大雨(降雨量 30 mm)和暴雨(降雨量 60 mm);参考《公路排水设计规范》(JTG/T D33-2012),选取径流系数为 0.60,根据试验基地农田面积,设计汇水面积为 1 960 m²。根据《室外排水设计标准》(GB 50014-2021),计算得到 3 种降雨强度下相应的试验进水

流量。计算公式如下:

$$Q = \psi \times F \times q / t \quad (1)$$

式中, Q 为试验进水流量, m³/h; ψ 为径流系数,无量纲; F 为汇水面积, m²; q 为降雨强度, mm/h; t 为 24 h。计算得出 3 个试验流量为 0.7 m³/h、1.5 m³/h、2.9 m³/h,3 条沟渠的有效容积均为 12.57 m³,即水力停留时间分别为 18.0 h、8.4 h、4.3 h。

于 2022 年 10 月 10 日开始动态进水试验,运行顺序为先低流量再中流量最后为高流量,即先运行 0.7 m³/h,再运行 1.5 m³/h,最后运行 2.9 m³/h。每种流量运行 7 d,共 21 d。水样采样频率为每天 1 次,采样时现场监测溶解氧(DO)质量浓度、pH 和水温,水样带回实验室立即测定水体 TN 质量浓度、TP 质量浓度、COD 和 NH₄⁺-N 质量浓度。试验开始前和结束后,在每条沟渠的 3 段植物区各采集金线菖蒲 1 盆、矮生苦草 1 穴。即每条沟渠的 2 种植物各采样 3 份,作为 3 个平行样,带回实验室测定 2 种植物的生物量、干物质氮含量与干物质磷含量。

1.3 测定方法

使用便携式水质分析仪测定 DO 质量浓度、pH 和水温。将水样用过硫酸钾消煮后,分别采用紫外分光光度仪和 AutoAnalyzer 3 Applications 流动分析仪测定水体总氮质量浓度与总磷质量浓度,将水样过滤后,采用流动分析仪测定水体 NH₄⁺-N 质量浓度;采用重铬酸钾法测定水体 COD 质量浓度。

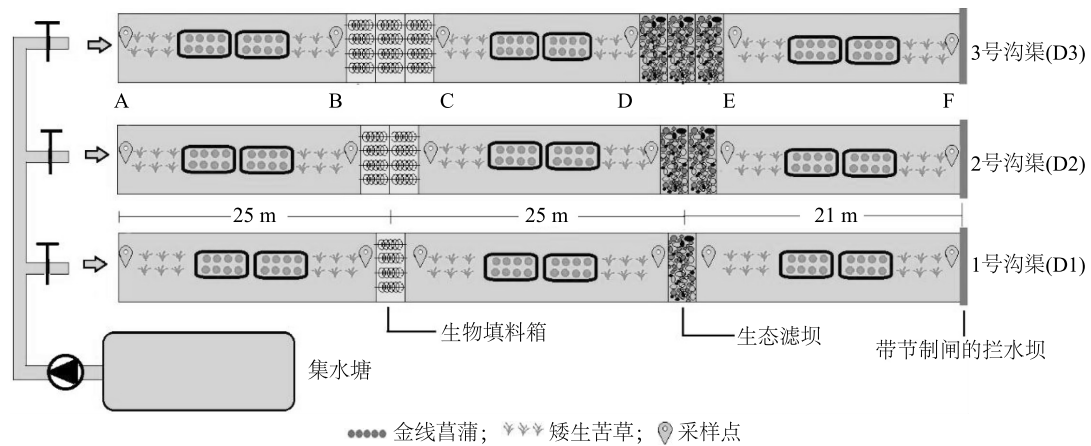
植物生物量的测定:采集植株样品杀青烘干后称量其干重;植株干物质氮含量采用硫酸-过氧化氢消煮凯氏滴定法测定;植株干物质磷含量采用硫酸-过氧化氢消煮钼锑抗比色法测定。

1.4 数据处理与分析

数据处理采用 Excel 2019 软件;数据分析采用 SPSS 26.0 软件。3 条沟渠之间的水质指标差异性均采用单因素方差分析(ANOVA)检验,2 种试验植物之间的生物量、TN 质量浓度和 TP 质量浓度差异性均采用独立样本 T 检验;图表制作采用 Origin 2022 软件。采用污染物的去除率来表征污染物的去除效果,各污染物去除率按以下公式计算:

$$R = (C_1 - C_n) / C_1 \times 100\% \quad (2)$$

式中, R 为污染物去除率; C_1 为沟渠沿程第 1 个采样点(A 点)污染物的浓度; C_n 为第 n 个采样点污染物的浓度。



A、B、C、D、E、F 为 6 个采样点。A:沟渠进水口;B:生物填料箱前;C:生物填料箱后;D:生态滤坝前;E:生态滤坝后;F:沟渠出水口。

图 1 3 条生态沟渠结构配置及采样点分布

Fig.1 The configuration of three ecological ditches and the distribution of sampling points

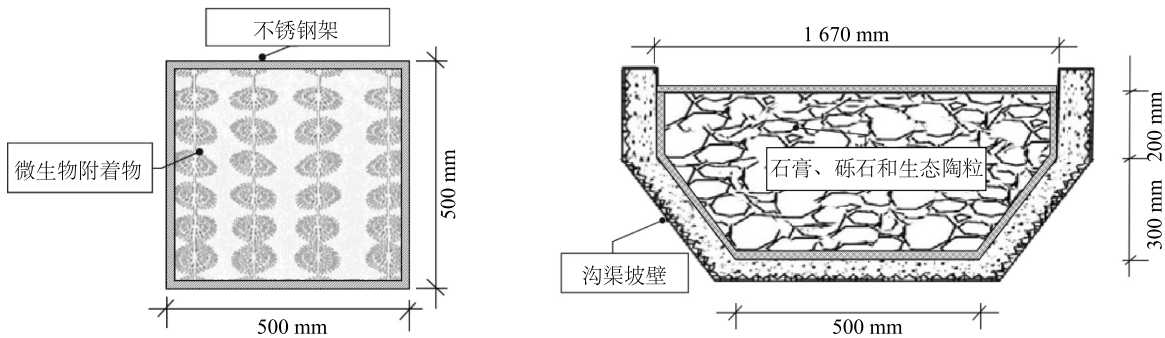


图 2 生物填料箱和生态滤坝剖面图

Fig.2 Bio-filler box and ecological filter dam profile

采用 Z 分综合评价法^[14] 分别计算低流量、中流量、高流量条件下 3 条沟渠水质相关指标的综合评价价值,计算公式如下:

$$Z_i = (X_i - \bar{X}_i) / S_i \quad (3)$$

式中, Z_i 为某沟渠某一水质指标的综合评价价值; X_i 为沟渠沿程所有采样点该指标的数据平均值; \bar{X}_i 为 3 条沟渠的指标数据平均值, S_i 为该指标数据的标准差。

再根据上述结果计算各沟渠相关水质指标综合评价价值的总和 ($\sum Z_i$), 其中, “高优” 指标 (数值越大越好) 的 $\sum Z_i$ 值予以加法运算, “低优” 指标 (数值越小越好) 的 $\sum Z_i$ 值予以减法运算。 $\sum Z_i$ 值越大, 表示评价对象越优。

2 结果与分析

2.1 沟渠水温、pH 和 DO 质量浓度的变化

如表 1 所示, 中雨降雨强度下沟渠水温变化范

围为 15.18~18.92 °C, 均值为 17.00 °C; 大雨条件下沟渠水温为 16.42~19.75 °C, 均值为 18.20 °C; 暴雨条件下沟渠水温为 17.55~18.95 °C, 均值为 18.26 °C。如表 2 所示, 中雨、大雨和暴雨条件运行期间, pH 的变化范围分别为 8.04~8.41、8.03~8.34、8.07~8.32, 均值分别为 8.20、8.17、8.14, pH 随着流量升高略有降低。中雨条件下, DO 质量浓度为 6.97~13.03 mg/L, 均值为 9.76 mg/L; 大雨条件下, DO 质量浓度为 6.51~13.92 mg/L, 均值为 9.46 mg/L; 暴雨条件下, DO 质量浓度为 5.51~9.81 mg/L, 均值为 7.51 mg/L。表 2 显示, 部分采样点对应的 DO 质量浓度超过饱和溶解氧质量浓度, 此部分数据大都出现在植物区、生物填料箱以及生态滤坝后, 原因可能是植物生长期间通过光合作用释放大量氧气到水中, 生物填料箱中的生物填料和生态滤坝中的基质均有吸附水中污染物的作用, 从而降低水中有机物质量浓度, 最终使得 DO 质量浓度较

高。另外,暴雨条件下的 DO 质量浓度低于其他 2 个降雨强度,其原因可能是高流量运行期间,水温相

对较高,且沟渠内浮萍较多,浮萍覆盖于沟渠水面,一定程度上抑制了水体的复氧功能。

表 1 采样时间、气温与沟渠内水温

Table 1 Sampling time, air temperature and water temperature in ditches

降雨强度	采样日期 (月-日)	气温(℃)	水温(℃)		
			D1	D2	D3
中雨(低流量 0.7 m ³ /h)	10-08	13~20	15.70±1.21	15.18±0.56	16.58±0.83
	10-09	8~18	16.37±0.81	15.67±0.75	16.73±0.44
	10-12	11~21	16.27±0.93	15.83±0.70	17.03±0.35
	10-13	13~22	16.37±0.81	15.67±0.75	16.73±0.44
	10-14	13~23	18.12±0.92	17.53±0.50	17.75±0.63
	10-15	13~23	18.50±1.29	17.70±0.55	17.85±0.74
	10-16	15~24	18.92±1.15	18.18±0.52	18.28±0.81
大雨(中流量 1.5 m ³ /h)	10-17	9~21	19.73±0.63	19.30±0.20	19.50±0.37
	10-18	9~18	17.30±1.26	16.65±0.69	17.23±0.98
	10-19	10~20	17.45±1.64	16.47±0.87	17.57±0.88
	10-02	14~22	17.17±1.12	16.42±0.67	17.35±0.79
	10-21	13~21	18.75±0.65	18.32±0.18	18.93±0.26
	10-22	15~25	18.87±0.95	18.28±0.33	19.28±0.66
	10-23	9~23	19.05±0.39	18.85±0.36	19.75±0.38
暴雨(高流量 2.9 m ³ /h)	10-24	12~23	18.10±0.59	17.55±0.45	18.08±0.35
	10-25	15~21	18.18±0.52	17.85±0.31	18.10±0.34
	10-26	14~17	18.20±0.33	17.92±0.26	18.22±0.12
	10-27	14~19	18.18±0.13	18.05±0.10	18.30±0.06
	10-28	13~21	18.47±0.38	18.25±0.16	18.65±0.14
	10-29	12~20	18.33±0.50	18.13±0.31	18.87±0.31
	10-03	14~21	18.80±0.31	18.38±0.20	18.95±0.19

表中水温数据为采样当天 6 个采样点的均值。D1、D2、D3 为 3 条生态沟渠,设置分别为,D1:1 个填料箱和 1 座滤坝;D2:2 个填料箱和 2 座滤坝;D3:3 个填料箱和 3 座滤坝。

2.2 中雨条件下沟渠水 TN、TP、COD 和 NH₄⁺-N 质量浓度及其去除率变化

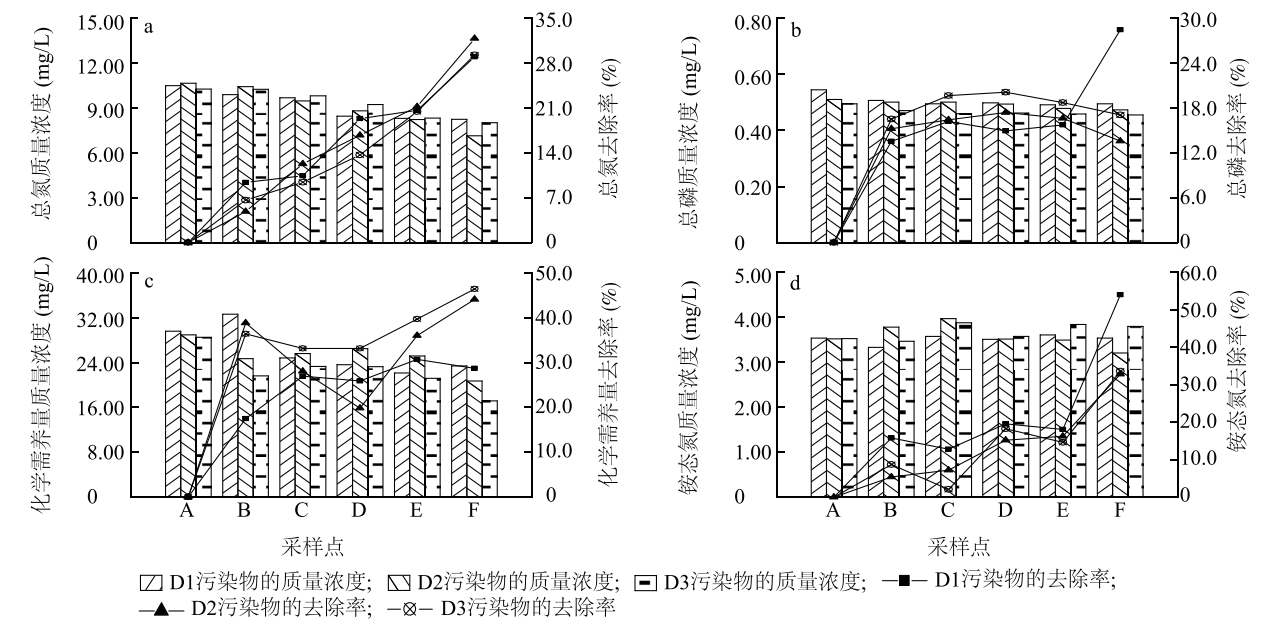
如图 3a 所示,中雨条件运行期间,沟渠进水口 TN 质量浓度的变化范围为 7.14~10.66 mg/L。3 条沟渠 A~F 采样点的 TN 质量浓度总体均呈下降趋势,每条沟渠的水在经过植物区、生物填料箱和生态滤坝后 TN 质量浓度均有削减。F 采样点 3 条沟渠 TN 的平均去除率均在 29.0% 以上,其中 D2 的 TN 去除率最高,达到 31.9%,D2 出水口 TN 质量浓度显著低于其他 2 条沟渠($P=0.008$)。如图 3b 所示,沟渠进水口 TP 质量浓度的变化范围为 0.49~0.54 mg/L。A~F 采样点 3 条沟渠水 TP 质量浓度整体上均有所降低,但沟渠间 TP 平均去除率差异不显著($P=0.575$),其中,F 采样点 D1 的 TP 质量

浓度去除率最高,达 28.5%。D2 和 D3 的 TP 质量浓度变化趋势基本一致,在经过植物区和生态滤坝之后有所降低。如图 3c 所示,沟渠进水口水 COD 质量浓度变化范围为 28.48~29.56 mg/L。3 条沟渠水 A~F 采样点的 COD 质量浓度整体均有所降低,其中 F 采样点 D3 的 COD 平均去除率最高,达到 46.4%,另外 2 条沟渠的平均去除率也在 25.0% 以上,差异不显著($P=0.285$)。沟渠出水口水 COD 质量浓度均已低于 25.00 mg/L,优于地表水Ⅳ级标准。如图 3d 所示,沟渠进水口 NH₄⁺-N 质量浓度变化范围为 3.51~3.53 mg/L,3 条沟渠对 NH₄⁺-N 均表现出一定的去除效果,平均去除率之间差异不显著($P=0.566$),F 采样点 D1 的 NH₄⁺-N 去除率高于其他 2 条沟渠,达 54.0%。

表 2 不同降雨强度下 3 条生态沟渠 pH 和溶解氧 (DO) 质量浓度的变化
Table 2 Changes of pH and dissolved oxygen (DO) in three ecological ditches under different rainfall intensities

降雨强度	指标	沟渠	采样点					
			A	B	C	D	E	F
中雨(低流量,0.7 m ³ /h)	pH	D1	8.33±0.15	8.31±0.08	8.41±0.09	8.34±0.12	8.22±0.11	8.10±0.23
		D2	8.08±0.35	8.12±0.39	8.17±0.39	8.19±0.42	8.13±0.37	8.09±0.35
		D3	8.04±0.35	8.17±0.34	8.28±0.33	8.31±0.32	8.21±0.37	8.15±0.44
	DO 质量浓度(mg/L)	D1	8.57±0.48	11.48±1.77	11.22±1.73	7.35±1.25	6.97±1.10	8.64±0.71
		D2	9.81±1.10	7.40±1.79	8.91±1.11	11.33±2.42	10.24±1.14	11.10±1.55
		D3	8.59±0.82	12.66±1.04	13.03±0.77	11.84±1.83	9.49±1.44	7.13±1.76
大雨(中流量,1.5 m ³ /h)	pH	D1	8.20±0.05	8.20±0.11	8.22±0.13	8.15±0.07	8.07±0.07	8.05±0.07
		D2	8.10±0.15	8.12±0.12	8.14±0.11	8.13±0.11	8.15±0.10	8.12±0.06
		D3	8.03±0.10	8.20±0.14	8.32±0.14	8.33±0.19	8.34±0.17	8.21±0.12
	DO 质量浓度(mg/L)	D1	8.38±1.04	11.05±1.39	10.85±1.33	7.00±0.90	6.51±0.94	8.44±0.83
		D2	9.00±1.22	8.25±1.59	8.12±1.22	7.75±0.69	6.84±1.04	9.46±1.21
		D3	8.96±0.65	13.35±1.23	13.92±1.51	13.29±1.88	11.08±1.09	7.96±1.10
暴雨(高流量,2.9 m ³ /h)	pH	D1	8.32±0.13	8.21±0.13	8.19±0.14	8.15±0.12	8.10±0.09	8.12±0.13
		D2	8.11±0.09	8.14±0.12	8.14±0.09	8.14±0.09	8.15±0.09	8.12±0.09
		D3	8.07±0.10	8.09±0.13	8.11±0.16	8.14±0.20	8.10±0.23	8.07±0.25
	DO 质量浓度(mg/L)	D1	7.21±0.79	8.73±1.48	8.83±1.62	6.65±1.02	6.38±0.99	6.91±0.95
		D2	6.15±1.21	6.63±1.63	6.67±1.54	5.87±0.92	5.71±1.04	5.51±1.36
		D3	7.52±0.91	9.17±0.64	9.59±0.83	9.81±0.85	9.30±0.92	8.49±0.92

采样点 A、B、C、D、E、F 见图 1 注。D1、D2、D3 为 3 条生态沟渠,D1 设置:1 个填料箱和 1 座滤坝;D2 设置:2 个填料箱和 2 座滤坝;D3 设置:3 个填料箱和 3 座滤坝。



柱形图表示污染物的质量浓度;折线图表示污染物的去除率。采样点 A、B、C、D、E、F 见图 1 注。D1、D2、D3 为 3 条生态沟渠,D1 设置:1 个填料箱和 1 座滤坝;D2 设置:2 个填料箱和 2 座滤坝;D3 设置:3 个填料箱和 3 座滤坝。

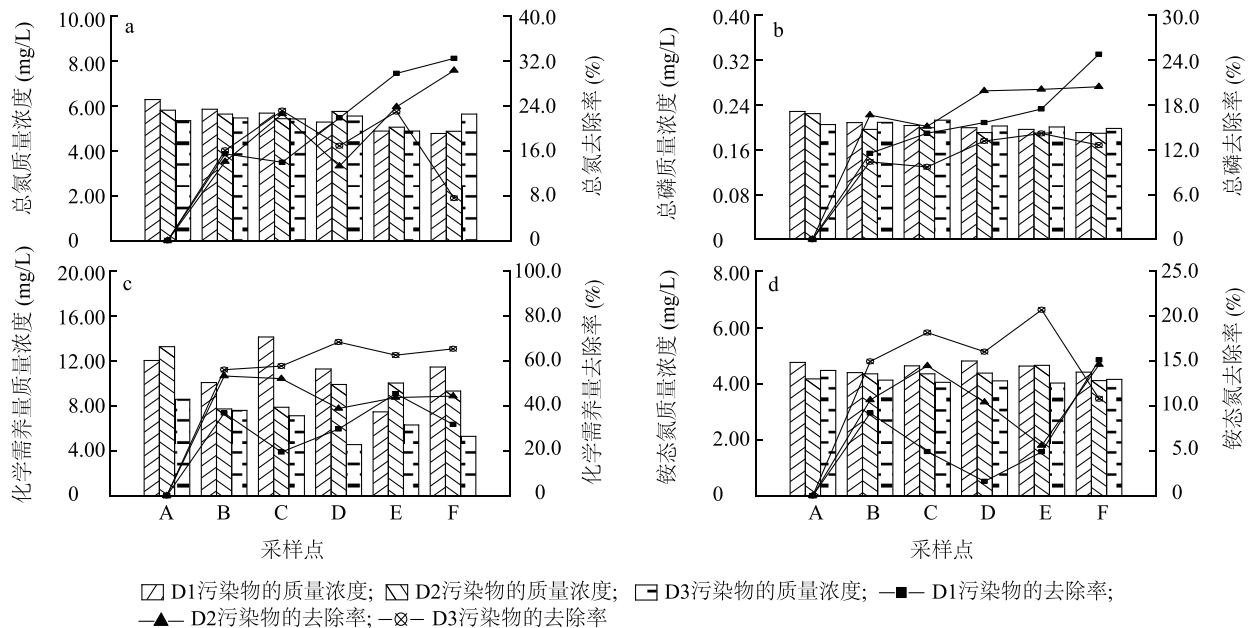
图 3 中雨条件下各采样点水体总氮、总磷、化学需氧量和NH₄⁺-N质量浓度及其去除率的变化

Fig.3 Changes of total nitrogen, total phosphorus, chemical oxygen demand, NH₄⁺-N mass concentrations and their removal rates at different sampling points under moderate rain conditions

2.3 大雨条件下沟渠水 TN、TP、COD 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度及其去除率的变化

如图 4a 所示,大雨条件运行期间,沟渠进水口 TN 质量浓度的变化范围为 4.74~6.11 mg/L。3 条沟渠水 A~F 采样点的 TN 质量浓度整体上均有所降低,其中, D1 的出水质量浓度显著低于进水 ($P=0.039$)。3 条沟渠水 TN 平均去除率的差异不显著 ($P=0.146$),其中, F 采样点 D1 的 TN 去除率最高,达到 32.5%。如图 4b 所示,沟渠进水口 TP 质量浓度的变化范围为 0.20~0.23 mg/L。3 条沟渠 A~F 采样点的 TP 质量浓度总体均有所降低,但沟渠间的 TP 平均去除率差异不显著 ($P=$

0.302),其中, F 采样点 D1 的 TP 去除率最高,达到 24.7%。如图 4c 所示,沟渠进水口 COD 质量浓度变化范围为 8.58~13.27 mg/L。3 条沟渠 A~F 采样点的 COD 质量浓度均有所降低,其中, D3 的 COD 去除效果最好,平均去除率达到 65.4%,但 3 条沟渠的 COD 去除率之间差异不显著 ($P=0.145$)。如图 4d 所示, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的沟渠进水口质量浓度变化范围为 4.16~4.75 mg/L, 3 条沟渠的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度整体上均有所降低,平均去除率之间无显著差异 ($P=0.531$)。沟渠水在沿程上的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度存在波动,可能与不同形态的氮之间相互转化有关。



柱形图表示污染物的质量浓度;折线图表示污染物的去除率。采样点 A、B、C、D、E、F 见图 1 注。D1、D2、D3 为 3 条生态沟渠, D1 设置: 1 个填料箱和 1 座滤坝; D2 设置: 2 个填料箱和 2 座滤坝; D3 设置: 3 个填料箱和 3 座滤坝。

图 4 大雨条件下各采样点水体总氮、总磷、化学需氧量和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度及其去除率的变化

Fig.4 Changes of total nitrogen, total phosphorus, chemical oxygen demand, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ mass concentrations and their removal rates at different sampling points under heavy rain conditions

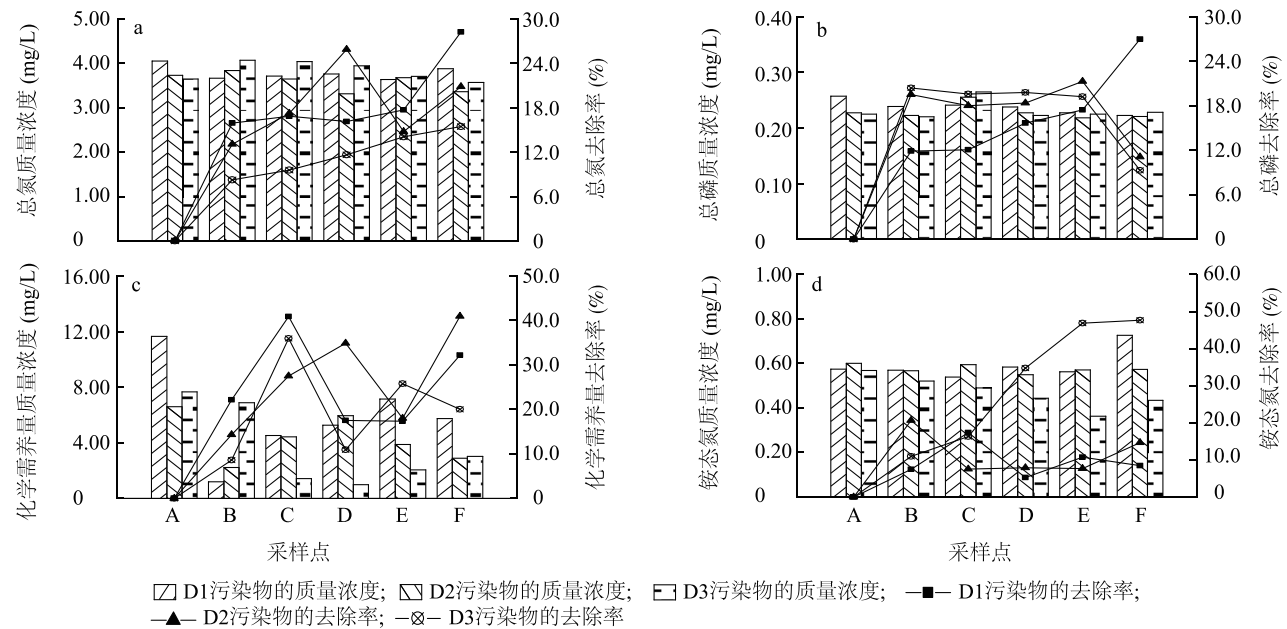
2.4 暴雨条件下沟渠水 TN、TP、COD 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度及其去除率的变化

如图 5a 所示,暴雨条件运行期间,沟渠进水口 TN 质量浓度的变化范围为 3.63~4.04 mg/L。3 条沟渠的 TN 质量浓度变化中 D1 的去除效果最好, F 采样点的去除率达 28.2%, 但平均去除率之间并无显著差异 ($P=0.288$)。如图 5b 所示,沟渠进水口 TP 质量浓度的变化范围为 0.22~0.26 mg/L, 3 条沟渠的 TP 平均去除率之间差异不显著 ($P=0.844$), 其中, F 采样点 D1 的 TP 去除效果最好, 平均去除率达 27.0%。3 条沟渠在

经过生物填料箱后, TP 质量浓度均有所上升, 可能是因为在高流量下, 水体流速较大, 将生物填料上附着的污染物冲刷, 带入沟渠水体。如图 5c 所示, 沟渠进水口 COD 质量浓度变化范围为 6.58~11.64 mg/L。3 条沟渠 A~F 采样点的 COD 质量浓度总体均为降低, 但平均去除率之间并无显著差异 ($P=0.239$), 其中, F 采样点 D2 的 COD 去除率最高, 达 40.9%, 另外 2 条沟渠的 COD 去除率也在 20.0% 以上。如图 5d 所示, 沟渠进水口 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度变化范围为 0.56~0.60 mg/L。3 条沟渠 A~F 采样点的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度整体上均有所下

降, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均去除率之间差异显著 ($P=0.024$), F

采样点 D3 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均去除率最高, 达 47.6%。



柱形图表示污染物的质量浓度;折线图表示污染物的去除率。采样点 A、B、C、D、E、F 见图 1 注。D1、D2、D3 为 3 条生态沟渠, D1 设置: 1 个填料箱和 1 座滤坝; D2 设置: 2 个填料箱和 2 座滤坝; D3 设置: 3 个填料箱和 3 座滤坝。

图 5 暴雨条件下各采样点水体总氮、总磷、化学需氧量和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度及其去除率的变化

Fig.5 Changes of total nitrogen, total phosphorus, chemical oxygen demand, and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ mass concentrations and their removal rates at different sampling points under torrential rain conditions

2.5 试验植物生物量、TN 和 TP 含量的变化

表 3 为 3 条沟渠中试验开始前和结束后试验植物生物量、TN 和 TP 含量的变化。因 3 条沟渠的金线菖蒲和矮生苦草初始状态相同, 所以认为其生物量、含氮量和含磷量的初始值一致。试验结束后, 2 种植物的生物量均明显增加, 金线菖蒲和矮生苦草的生物量增加量之间差异显著 ($P<0.05$), 金线菖蒲共增加了 171.91 kg, 矮生苦草共增加了 117.48 kg。整个试验期间, 金线菖蒲 TN 共吸收了 1 556.98 g, TP 共吸收了 59.40 g; 矮生苦草 TN 共吸收了 289.62 g, TP 共吸收了 11.42 g, 金线菖蒲的 TN、TP 吸收量均远高于矮生苦草 ($P<0.05$)。总体来看, 试验结束后, 3 条沟渠植物 TN 吸收总量依次为 716.37 g、602.59 g、527.64 g; TP 吸收总量依次为 28.76 g、23.38 g、18.68 g, 即植物氮磷吸收总量: $D1>D2>D3$ 。

2.6 不同进水流量生态沟渠净化效果的综合评价

分别对中雨、大雨、暴雨条件下 3 条沟渠的水质进行多指标综合评价。如表 4 所示, DO 质量浓度和 pH 为“高优”指标; TN 质量浓度、TP 质量浓度、

表 3 生态沟渠中试验植物生物量、总氮和总磷含量的变化

Table 3 Changes of biomass, total nitrogen and total phosphorus contents of experimental plants in ecological ditches

试验植物	指标	沟渠	试验开始前	试验结束后
金线菖蒲	生物量 (kg)	D1	11.53	72.68
		D2	11.53	71.76
		D3	11.53	62.06
	含氮量 (g)	D1	80.44	750.78
		D2	80.44	532.97
		D3	80.44	514.55
	含磷量 (g)	D1	4.92	31.94
		D2	4.92	22.52
		D3	4.92	19.70
矮生苦草	生物量 (kg)	D1	13.24	44.09
		D2	13.24	67.97
		D3	13.24	45.14
	含氮量 (g)	D1	41.42	87.45
		D2	41.42	191.48
		D3	41.42	134.95
	含磷量 (g)	D1	1.58	3.32
		D2	1.58	7.36
		D3	1.58	5.48

D1、D2、D3 为 3 条生态沟渠, D1 设置: 1 个填料箱和 1 座滤坝; D2 设置: 2 个填料箱和 2 座滤坝; D3 设置: 3 个填料箱和 3 座滤坝。

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度、COD 质量浓度为“低优”指标。3 号沟渠在 3 种降雨强度条件下的水质相关指标综合评价值总和(ΣZ_i)均为正值,且 3 种进水流量下的 ΣZ_i 值均为 $\text{D3} > \text{D2} > \text{D1}$,可见 3 号沟渠的水质最优,净化效果最好。中雨、大雨、暴雨条件下 3 条沟渠的

ΣZ_i 均值分别为 0.08、-0.18、-0.40,由此说明中雨条件下($0.7 \text{ m}^3/\text{h}$)生态沟渠对氮磷等污染物的净化效果要优于大雨($1.5 \text{ m}^3/\text{h}$)和暴雨($2.9 \text{ m}^3/\text{h}$)条件下。

表 4 不同降雨强度条件下 3 条沟渠各指标的 Z 分综合评价结果

Table 4 Comprehensive evaluation results of Z score of each index of three ditches under different rainfall intensities

流量	沟渠	各指标的综合评价值						ΣZ_i
		DO 质量浓度	pH	TN 质量浓度	TP 质量浓度	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度	COD 质量浓度	
低流量	D1	-1.02	1.06	-0.25	0.86	-0.92	0.77	-0.43
	D2	0.05	-0.87	-0.86	0.16	-0.15	0.36	-0.32
	D3	0.98	-0.08	1.10	-1.16	1.10	-1.13	0.98
中流量	D1	-0.44	-0.38	0.37	0.55	1.06	0.85	-3.66
	D2	-0.71	-0.72	-1.23	0.00	-0.13	0.25	-0.32
	D3	1.14	1.14	0.87	0.00	-0.93	-1.10	3.44
高流量	D1	-0.04	1.04	0.38	1.12	0.70	1.11	-2.30
	D2	-0.98	-0.17	-1.19	0.00	0.37	-0.27	-0.05
	D3	1.01	-1.08	0.76	0.00	-1.14	-0.84	1.15

D1、D2、D3 为 3 条生态沟渠,D1 设置:1 个填料箱和 1 座滤坝;D2 设置:2 个填料箱和 2 座滤坝;D3 设置:3 个填料箱和 3 座滤坝。 ΣZ_i :各条沟渠水质相关指标综合评价值的总和。DO:溶解氧;TN:总氮;TP:总磷; $\text{NH}_4^+\text{-N}$:铵态氮;COD:化学需氧量。

3 讨论

本试验中,中雨条件下的沟渠净化效果与出水水质均优于大雨和暴雨,表明水流流速对沟渠的运行效果具有显著影响^[15-16]。水流流速与水力停留时间成反比。水力停留时间的延长,能够较好地发挥植物吸收与填料吸附能力,有助于形成微生物生长繁殖的好氧环境,进而增强微生物的降解作用^[17-18]。生态沟渠中植物的存在可以降低流速,促进颗粒物的沉降,有利于底泥对磷素的吸附^[19]。在实践应用中,当沟渠内径流速较大时,主要依靠生态滤坝的拦截与吸附作用,去除径流中的颗粒态污染物^[20]。曾雪梅等^[21]的研究结果也表明,在生态沟渠中设置溢流坝、闸板、堰等,均可减缓水流流速,延长水力停留时间,提高沟渠的净化效率。当降雨强度为大到暴雨时,短时间内产生的径流量较多,生态沟渠内植物吸收和微生物降解等无法在瞬时发挥作用,此时,就需要利用沟渠末端受塘浜的蓄存功能,将污染物浓度较高的初期农田径流短期存储,并利用塘浜内的生态措施实现径流污染物的强化净化。

生态沟渠中的水体污染物主要依靠植物吸收、

微生物降解、填料吸附等方式进行去除^[22]。本研究中,3 条沟渠对氮、磷的去除率略低于其他研究结果^[23-25]。湿生植物的生长状况是影响沟渠净化效果的重要因素之一,而植物的氮、磷吸收量与其生物量呈显著正相关^[15]。由于前期沟渠生态化改造时间较长,试验从 10 月份开始,错过了植物的旺盛生长期,此时植物生长相对较慢,生物累积量略低于其他研究结果^[26-27],氮、磷的吸收量也相应较低。本研究结果显示,金线菖蒲的生物累积量及氮磷吸收量均显著高于苦草,马明海等^[28]的研究结果也表明,增加金线菖蒲的种植密度,可有效提高其对水体氮、磷的去除率。由于苦草对氮、磷的吸收量较低,在后续工程实践中,建议选用其他生物累积量较大的植物,例如黄菖蒲、绿狐尾藻等^[24]。另有研究结果表明,植物刈割可将其吸收的氮、磷从水环境中彻底清除,防止植物腐烂,养分释放导致二次污染^[29]。因此,在生态沟渠管护工作中,建议对水生植物进行定期刈割,以便有效提高沟渠的净化效果。

试验沟渠水体中的 COD 质量浓度在经过植物区时明显下降,可见,植物繁密的根系能有效拦截有机污染物。另外,试验期间的沟渠水温维持在 $15.18 \sim 19.75 \text{ }^\circ\text{C}$,为微生物活动提供了良好的温度

条件,有利于植物根系上附着的微生物对水体中的有机物发挥降解作用^[30-31]。有研究结果表明,添加微生物的生态沟渠对 TN、TP 和 COD 的平均浓度削减率分别为 70.3%、66.6%、73.7%^[32],这表明微生物在生态沟渠中的降解作用是显著的。微生物通过吸附、吸收和代谢等过程,将有机物转化为无机物或稳定的生物质。这一过程不仅减少了有机污染物对水体的负荷,同时也为反硝化过程提供了必要的碳源^[33]。由微生物介导的反硝化过程是生态沟渠脱氮的关键环节,反硝化细菌在缺氧条件下将 NO_3^- 和 NO_2^- 作为电子受体,将其还原为 N_2 ,从而减少水体中的氮负荷^[34-35]。另外,随着分子生物学技术的发展,研究者们通过高通量测序技术^[36-41]能够更深入地了解微生物群落的结构、功能以及不同微生物群落之间的互作关系,从而揭示它们在生态沟渠系统中的作用。

试验沟渠中,D3 沟渠沿程设置的生物填料箱和生态滤坝最多,其出水水质明显优于其他 2 条沟渠。一方面,生物填料及植物根系附着的微生物,能通过硝化、反硝化、有机磷分解等过程^[42]有效削减径流中的氮、磷污染物,另一方面,生态滤坝中的石膏和生态陶粒均具有较好的氮磷吸附能力,也可降低径流中的氮磷浓度,这与前人^[43-44]的研究结论类似。且石膏与陶粒通过其多孔结构,为微生物提供了生长和代谢的环境。彭杰帅等^[45]的研究结果显示,利用环境矿物材料构建的生态透水坝对河道水体污染物的截留效果显著,可明显降低上游污染物对下游水体的影响。另有研究结果表明,生态滤坝的结构可以减少水流对沟渠边坡的侵蚀,同时通过填料的过滤作用减少沉积物的输出^[46]。值得注意的是,滤坝填料在吸附氮磷污染物的过程中,同时存在解吸现象^[47-48],这可能是试验后期水体在经过生态滤坝后氮、磷浓度略有上升的原因。

4 结 论

降雨强度与水力停留时间呈负相关,会对生态沟渠净化效果产生直接影响。本研究中,降雨强度为中雨时,生态沟渠的拦截净化效果较为稳定。当降雨强度为大雨和暴雨时,可选用强化处理措施(D3),并在生态沟渠滤坝中增加高效吸附填料,或在承接沟渠出水的塘浜内增设强化净化设施。本研究中的试验植物金线菖蒲的生物量及氮、磷吸收量

均显著高于矮生苦草。

参考文献:

- [1] 刘福兴,王俊力,付子斌,等. 不同规格生态沟渠对排水污染物处理能力的研究[J]. 土壤学报,2019,56(3):561-570.
- [2] 杨正伟. 我国农业面源污染现状及综合防控措施[J]. 乡村科技,2019(10):116-118.
- [3] 中华人民共和国生态环境部,国家统计局,中华人民共和国农业农村部. 第二次全国污染源普查公报[R/OL]. (2020-06-08) [2024-03-21]. https://www.mee.gov.cn/home/zhbd/rdzl/wrypc/zlxz/202006/t20200616_784745.html.
- [4] 中华人民共和国环境保护部,国家统计局,中华人民共和国农业部. 第一次全国污染源普查公报[R/OL]. (2010-02-06) [2024-03-21]. https://www.stats.gov.cn/sj/tjgb/qttjgb/qgqt-tjgb/202302/t20230218_1913282.html.
- [5] 刘福兴,陈桂发,付子斌,等. 不同构造生态沟渠的农田面源污染物处理能力及实际应用效果[J]. 生态与农村环境学报,2019,35(6):787-794.
- [6] 梁 善,杜建军,刘 雯,等. 生态沟渠净化水体营养污染物质的研究进展[J]. 仲恺农业工程学院学报,2019,32(4):56-61.
- [7] 黄侯晴,陈婷婷,李 勇,等. 流域沟渠植草拦截农田氮磷入河污染的有效性研究[J]. 植物营养与肥料学报,2021,27(11):1993-2000.
- [8] REN Y B, REN N Q, LI X K, et al. Efficiency of urban wetlands in removing agricultural non-point source pollution[J]. Asian Journal of Chemistry,2013,25(9):4726-4730.
- [9] 王华栋,唐 浩,张 卫. 生态沟渠对农田径流污染物的去除效果[J]. 环境污染与防治,2021,43(9):1083-1088.
- [10] 王 岩,王建国,李 伟,等. 三种类型农田排水沟渠氮磷拦截效果比较[J]. 土壤,2009,41(6):902-906.
- [11] TANG W Z, ZHANG W Q, ZHAO Y, et al. Nitrogen removal from polluted river water in a novel ditch-wetland-pond system[J]. Ecological Engineering,2013,60(110):135-139.
- [12] KUMWIMBA M N, MENG F G, ISEYEMI O, et al. Removal of non-point source pollutants from domestic sewage and agricultural runoff by vegetated drainage ditches (VDDs): design, mechanism, management strategies, and future directions[J]. Science of the Total Environment,2018,639:742-759.
- [13] VYMAZAL J. Removal of nutrients, organics and suspended solids in vegetated agricultural drainage ditch[J]. Ecological Engineering,2018,118:97-103.
- [14] 潘宝骏. 五种常用的多指标综合评价方法[J]. 海峡预防医学杂志,1998(2):63-66.
- [15] 孙 璇,李 茹,辛媛媛. “海绵城市”建设中生态沟渠实验分析[J]. 西安工程大学学报,2017,31(2):197-203.
- [16] 程浩森,季 书,葛恒军,等. 生态沟渠对农田面源污染的消减机理及其影响因子分析[J]. 农业工程学报,2022,38(21):42-52.
- [17] 余红兵,肖润林,杨知建,等. 灌溉和降雨条件下生态沟渠氮、

- 磷输出特征研究[J]. 长江流域资源与环境, 2014, 23(5): 686-692.
- [18] KROGER R, COOPER C M, MOORE M T. A preliminary study of an alternative controlled drainage strategy in surface drainage-ditches: low-grade weirs [J]. *Agricultural Water Management*, 2008, 95(6): 678-684.
- [19] MOORE M T, KROGER R, LOCKE M A, et al. Nutrient mitigation capacity in Mississippi Delta, USA drainage ditches[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(1): 175-184.
- [20] 秦沂樟, 白静, 赵健, 等. 生态沟渠磷拦截效应对不同因子的响应特征[J]. *农业工程学报*, 2022, 38(增刊1): 122-130.
- [21] 曾雪梅, 李力群, 方晨雨, 等. 用于控制微流域及农村面源水污染的生态拦污坝技术研究[J]. *云南化工*, 2019, 46(5): 52-53.
- [22] 杨林章, 周小平, 王建国, 等. 用于农田非点源污染控制的生态拦截型沟渠系统及其效果[J]. *生态学杂志*, 2005, 24(11): 1371-1374.
- [23] WANG T, HU B, ZHOU M H. Ecological ditch system for nutrient removal of rural domestic sewage in the hilly area of the central Sichuan Basin, China [J]. *Journal of Hydrology*, 2019, 570: 839-849.
- [24] 常小云, 张树楠, 张苗苗, 等. 绿狐尾藻生态沟渠在低温状态下对磷的去除[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(4): 852-858.
- [25] 顾兆俊, 刘兴国, 程果锋, 等. 淡水池塘 4 种生态沟渠净化效果研究[J]. *江苏农业科学*, 2020, 48(13): 285-291.
- [26] 张树楠, 肖润林, 余红兵, 等. 水生植物刈割对生态沟渠中氮、磷拦截的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2012, 20(8): 1066-1071.
- [27] 张迎颖, 闻学政, 姚一丹, 等. 农田汇水河道水生植物原位净化工程处理效果分析[J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38(7): 1607-1615.
- [28] 马明海, 刘岚英, 赵莎莎, 等. 石菖蒲净化微污染水体中氮和磷的试验研究[J]. *安徽农业科学*, 2020, 48(14): 39-41.
- [29] 姜翠玲, 范晓秋, 章亦兵. 非点源污染物在沟渠湿地中的累积和植物吸收净化[J]. *应用生态学报*, 2005, 16(7): 1351-1354.
- [30] SAEED T, SUN G. 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*, 2012, 112: 429-448.
- [31] LUO P, LIU F, ZHANG S N, et al. Evaluating organics removal performance from lagoon-pretreated swine wastewater in pilot-scale three-stage surface flow constructed wetlands[J]. *Chemosphere*, 2018, 211: 286-293.
- [32] 殷小锋, 胡正义, 周立祥, 等. 滇池北岸城郊农田生态沟渠构建及净化效果研究[J]. *安徽农业科学*, 2008, 36(22): 9676-9679, 9689.
- [33] 王建国, 刘晓红. 微生物对有机物降解过程的研究进展[J]. *环境污染与防治*, 2021, 43(2): 80-85.
- [34] 周煜琦, 张照婧, 位光山, 等. 全球变化下海岸带微生物生态研究进展[J]. *微生物学报*, 2021, 61(6): 1743-1760.
- [35] 张昱, 王振宇, 杨敏. 环境净化中的微生物生态学[J]. *化学进展*, 2009, 21(增刊1): 566-571.
- [36] 杨希好, 田湘, 吴庆标. 广西南亚热带不同森林类型土壤细菌群落多样性及其与土壤化学性质相关分析[J]. *南方农业学报*, 2024, 55(4): 954-963.
- [37] 罗路云, 王殿东, 赵志祥, 等. 辣椒根际土壤细菌群落与理化性质互作分析[J]. *南方农业学报*, 2024, 55(4): 964-972.
- [38] 赵莎, 李为萍, 冯梁, 等. 亏缺灌溉对河套灌区向日葵土壤微生物群落结构多样性的影响[J]. *排灌机械工程学报*, 2024, 42(1): 71-78.
- [39] 杨立军, 徐源, 高涵, 等. 基于高通量技术分析粉防己不同组织内生细菌多样性及功能预测[J]. *江苏农业科学*, 2023, 51(17): 19-28.
- [40] 刘雯雯, 张旭, 黄奇, 等. 基于高通量测序的明日叶不同组织内生菌群落结构分析[J]. *南方农业学报*, 2023, 54(6): 1622-1632.
- [41] 曾广娟, 冯阳, 吴舒, 等. 有机种植与常规种植蔬菜土壤细菌群落多样性分析[J]. *江苏农业科学*, 2023, 51(7): 197-205.
- [42] 李昱, 孟冲, 李亮, 等. 生态沟渠处理农业面源污水研究现状[C]//中国环境科学学会. 2019 中国环境科学学会科学技术年会论文集. 沈阳: 东北大学资源与土木工程学院, 2019.
- [43] 孔令华, 施春红, 马方曙, 等. 不同填料潮汐流人工湿地处理 SBR 尾水的对比[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(1): 379-385.
- [44] 冯硕, 赵凌栋, 赵进勇, 等. 生态净水堰填料及布局系统试验研究[J]. *环境生态学*, 2020, 2(4): 72-77.
- [45] 彭杰帅, 伍佑伦, 宋文杰, 等. 一种可净化水质的生态透水坝[J]. *湖南水利水电*, 2020(3): 55-57.
- [46] 张文生, 于鲁冀, 吕晓燕, 等. 生态滤坝坡度对水体污染物去除效率的影响[J]. *环境工程*, 2018, 36(8): 30-34.
- [47] 王功, 魏东洋, 方晓航, 等. 3 种湿地填料对水体中氮磷的吸附特性研究[J]. *环境污染与防治*, 2012, 34(11): 9-13.
- [48] KIM J S, OH S Y, OH K Y. Nutrient runoff from a Korean rice paddy watershed during multiple storm events in the growing season [J]. *Journal of Hydrology*, 2006, 327(1/2): 128-139.

(责任编辑: 陈海霞)