

3种浮床植物对关中地区2种污染源涝池水体净化效率研究

苏媛^{1,2}, 高照良^{1,3}, 娄永才³, 张帅³, 张恒³, 冯志倩³, 周家辉⁴

(1.中国科学院水利部水土保持研究所黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室,陕西 杨凌 712100;2.中国科学院大学,北京 100049;3.西北农林科技大学水土保持研究所,陕西 杨凌 712100;4.西北农林科技大学资源环境学院,陕西 杨凌 712100)

摘要: 基于对植物修复空间特异性的理解,针对联通关中水系的涝池近年来出现的水体富营养化和黑臭现象,选取常见浮床植物美人蕉、水菖蒲和西伯利亚鸢尾,通过室外水培试验,探究其对涝池污染原水的净化效果,试验共持续35天。结果表明:(1)试验结束时,3种植物在株高、根长生物量均有显著增加,增长率表现为美人蕉>水菖蒲>西伯利亚鸢尾。(2)美人蕉、水菖蒲和西伯利亚鸢尾对水体中TN的平均去除率分别为56.18%,52.17%,60.76%,均显著高于对照组($P<0.05$);美人蕉和水菖蒲对水体中TP平均去除率分别为55.42%和58.32%,均显著高于对照组($P<0.05$),而西伯利亚鸢尾组与对照组无显著差异($P>0.05$),此外美人蕉和水菖蒲还能起到调节水体pH和DO的作用。(3)3种植物对水体中 $\text{NH}_3\text{—N}$ 的平均去除率分别为76.98%,65.71%,78.94%,其中美人蕉组和水菖蒲组 $\text{NH}_3\text{—N}$ 的主要去除途径为植物吸收和硝化反应,西伯利亚鸢尾组 $\text{NH}_3\text{—N}$ 的主要去除途径主要是氨的挥发和硝化反应等,而对照组 $\text{NH}_3\text{—N}$ 去除率高达60.55%的主要原因是氨的挥发;植物组及对照组中 $\text{NO}_3^-\text{—N}$ 浓度随时间均呈现增加趋势,主要与各试验组中水体硝化反应及植物吸收效率的差异性有关。(4)3种植物中,水菖蒲适用于点源和面源2种污染源涝池水体的净化,美人蕉只适合用于面源污染涝池水体的净化,而西伯利亚鸢尾净化能力较差,生长适应性差,不适宜作为水生浮床植物推广。研究结果为涝池污染水体修复的浮床植物选择提供参考。

关键词: 涝池;植物修复;水体净化;污染源

中图分类号:X524

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2020)04-0347-07

DOI:10.13870/j.cnki.stbcbxb.2020.04.050

Study on the Purification Effects of Three Floating-Bed Plants for Water Bodies of Two Pollution Sources in Water Storage Pond of Guanzhong Area

SU Yuan^{1,2}, GAO Zhaoliang^{1,3}, LOU Yongcai³, ZHANG Shuai³,

ZHANG Heng³, FENG Zhiqian³, ZHOU Jiahui⁴

(1.State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi 712100; 2.University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049; 3.Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100; 4.College of Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100)

Abstract: Based on the understanding of the spatial specificity of phytoremediation, aiming at the phenomena of eutrophication and black odor in water storage pond which is an important component of connecting the water system in Guanzhong area in recent years, three common floating-bed plants (canna, calamus, and Siberian iris) were selected to explore their purification effect for the raw water in the water storage pond by outdoor hydroponics test. The test lasted 35 days. The results showed that: (1) At the end of the experiment, the height and root length biomass of the three plants increased significantly, and the growth rate was as follows: canna>calamus>Siberian iris. (2) The average removal rates of TN in water bodies were 56.18%, 52.17%, and 60.76%, respectively, which were higher than that of the control group ($P<0.05$). The average removal rates of TP in water bodies of canna and calamus were 55.42% and 58.32%, which were higher than the control group of 15.57% ($P<0.05$), but the Siberian iris group was not significantly different from the control group ($P>0.05$). In addition, canna and calamus could also adjust and improve pH and DO in the water. (3) The average removal rates of $\text{NH}_3\text{—N}$ in water were 76.98%, 65.71%, and 78.94%, respectively.

收稿日期:2019-11-15

资助项目:国家“十三五”重点研发计划项目“沟道径流消能抗冲技术研究”(2016YFC0501706-02)

第一作者:苏媛(1994—),女,陕西渭南人,主要从事水土保持工程研究。E-mail:sy940909@163.com

通信作者:高照良(1969—),男,河南灵宝人,研究员,博士,博士生导师,主要从事农业水土工程研究。E-mail:gzl@ms.iswc.ac.cn

The main removal pathways of $\text{NH}_3\text{—N}$ in the canna and calamus were plant uptake and nitrification. The main removal route of $\text{NH}_3\text{—N}$ in the Siberian iris group was mainly ammonia volatilization and nitrification, while the removal rate of $\text{NH}_3\text{—N}$ in the control group was 60.55%, of which main removal reason was ammonia volatilization. The concentration of $\text{NO}_3^-\text{—N}$ of plant group and control group increased with time, which was mainly related to the difference of water nitrification reaction and plant absorption efficiency in each experimental group. (4) Among the 3 floating-bed plants, calamus was suitable for the purification of the water of the point source pollution and non-point source pollution. The canna was only suitable for the purification of the water of non-point source, while the Siberian iris had poor purification ability and growth adaptation in both, which was not suitable for promotion as an aquatic floating-bed plant. The research results provide a reference for the selection of floating-bed plants for the restoration of polluted water bodies in water storage pond.

Keywords: water storage pond; phytoremediation; water purification; pollution source

涝池是北方干旱地区利用农村低洼处聚集雨水的池塘,在暴雨季节将雨水收集起来,在干旱季节也能够为人们的农业生产提供一定量的水资源保障,是拦蓄地面径流、防止土壤冲刷的一项重要水土保持措施^[1-2]。陕西省为贯彻习近平总书记“黄河流域生态保护和高质量发展”以及“十八大”以来中央关于加快水利改革与发展的战略部署,把涝池列为陕西省 2016—2030 年水利核心的三大战略工程之一——关中水生态系统恢复水土保持建设的重要环节,目前已建设各类涝池 3 000 多座,但由于涝池水位较浅、面积较小、水体流动性差等原因导致其自净能力较低,再加上农村经济发展相对落后,村民环境保护意识不强,污水处理设施缺乏,且已有的措施仅局限于外源污染物的截留,忽略了涝池蓄水水体的修复。经调查,关中部分地区养殖场污水、生活污水及地表径流等未经处理或处理不当直接排入涝池,使得很多已有和新建的涝池成为臭水坑,有的甚至成为垃圾填埋场,严重影响了蓄水排涝、修复自然生态、联通区域水系、惠及民生需求及传承历史人文等功能的发挥。而目前针对于涝池的研究仅停留在其演变特征的分析、生长季地下水动态变化和流域地上生物量与海拔梯度变化规律等^[3-5],专家学者还未过多关注涝池水体治理,而涝池作为生态文明建设的一项重要内容,对减少水质污染、提高水量调蓄能力及生态用水至关重要。因此,采取有效措施集中治理被污染的涝池水体是一项迫切任务。近年来,生态浮床技术因其投资少、净水效果好、操作简便等优点,被大量用于净化包括池塘和景观水体在内的重污染或富营养化水体^[6];黄廷林等^[7]研究得出,以聚乙烯发泡板为人工浮床栽培绿萝、美人蕉和龟背竹,在生物填料表面生物膜的综合作用下对西安市景观水体中 TN 、 $\text{NH}_3\text{—N}$ 、 TP 、 COD_{Mn} 的去除率分别达到 65.8%~84.4%, 89.2%~97.0%, 72.1%~92.9% 和 24.0%~50.0%;张亚娟^[8]

分别采用挺水、沉水、浮水 3 类植物对景观水体净化效果进行研究,表明植物种类与景观水体中污染物类型有密切关系,当水体中污染物为含氮化合物时,挺水植株为最佳的水体净化修复植物。由于受污染的水体具有特异性,对某一水体具有修复功能的植物并不一定适合用于另一水体,即植物修复具有空间的特异性^[9]。因此,本研究选取常见的对污染物去除效果较好的景观水生植物美人蕉、菖蒲、鸢尾作为试验材料构成生态浮床^[10-11],研究 3 种植物对 2 种污染源的涝池水体的净化能力,以期为涝池污染水体修复的浮床植物选择提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 试验装置

本试验所用生态浮床由植物、浮板和定植篮 3 部分组成(图 1)。将所选浮床植物固定安放在定植篮内,定植篮底部直径为 60 mm,再将定植篮放入有孔的泡沫浮板上,并用土陶粒固定植物根系,利用浮板(250 mm×250 mm)的浮力使其漂浮在水面。各试验组在开口直径 400 mm,底部直径为 300 mm,高 500 mm 的塑料水箱中进行,实际水深 350 mm。

1.2 供试材料

供试的美人蕉、水菖蒲、西伯利亚鸢尾均采购于陕西某花卉苗木基地,均为土培苗。于 2019 年 4 月开始,在自来水中进行适应性培养,待小苗植株高 40 cm 左右时,选取生长状态良好、形态、尺寸基本一致的植株用于试验。

试验污水取自陕西省杨凌示范区周边分别以面源污染(地表汇流)和点源污染(养殖场废水及生活污水)为主的涝池,其主要水质指标见表 1。由表 1 可知,这 2 种污染源涝池水体均为地表水劣 V 类水。

1.3 试验方案

本研究于 2019 年 5 月 16 日至 6 月 18 日在中国科学院教育部水土保持与生态环境研究中心试验空

地内开展,试验期间桶内水温在 20~27 ℃。共设置 20 个塑料桶,分为面源污染组、点源污染组,每组 10 个塑料桶,设置无植物的对照 1 组,每种植物设置 3 个重复。在每个塑料桶内添加污水至桶高 35 cm 处,污水体积约为 35 L;将植物根冲洗干净并修剪以保持长度基本一致,移植至定植篮内,随浮板一起放入桶内,每桶保持 2 株鲜质量的植物,浮板覆盖面积约为 60%,其中为排除覆盖面积对试验的影响,对对照组放置了与其他组相同的无植物的浮床板。试验期间,定期用超纯水补充桶内蒸发散失水分,确保水位保持稳定。将所有污水桶放置在向阳处,保证光照和温度等条件一致,同时设置遮雨设施。

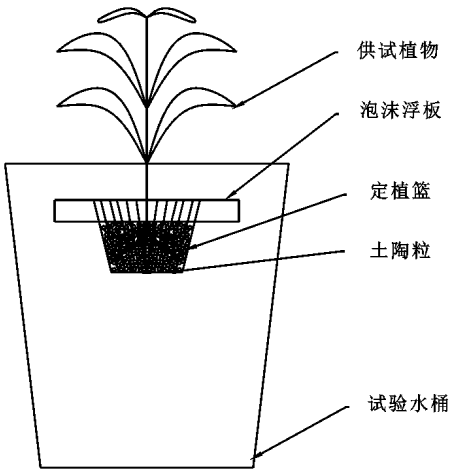


图 1 供试生态浮床装置示意

表 1 2 种污染源涝池水体初始指标值

污染源	pH	溶解氧/ (mg · L ⁻¹)	总氮/ (mg · L ⁻¹)	总磷/ (mg · L ⁻¹)	氨氮/ (mg · L ⁻¹)	硝态氮/ (mg · L ⁻¹)
面源污染	8.67	9.40	3.20	0.43	0.86	0.47
点源污染	7.72	5.60	18.12	1.48	12.16	1.20

1.4 水样采集与分析

从 2019 年 5 月 16 日开始,每隔 7 天,从桶内水面以下 5 cm 处取水样 100 mL,测定总氮、总磷、硝态氮、氨氮、溶解氧、pH 及温度基本水质指标。样品采集后保存于泡沫冰箱并立即送往实验室进行水质分析。采样时间均控制在早上 9:00—10:00,避免试验误差。

参照中华人民共和国国家标准《地表水环境质量标准》^[12]中的相关方法,测定各个指标。采用过硫酸钾氧化—双波长紫外分光光度计法测定水样中的总氮含量;采用过硫酸钾氧化—钼蓝比色法测定水样中总磷含量;采用靛酚蓝比色法测定水样中的氨氮含量;采用双波长紫外分光光度法测定水样中的硝态氮含量;采用赛多利斯 pb-10pH 计测定水样 pH;采用雷磁 JPB-607A 便携式溶解氧分析仪测定水样中的 DO 含量。

1.5 数据处理

1.5.1 不同浮床植物对污染物去除率计算公式为:

$$E = \frac{(C_{前} - C_{后})}{C_{前}} \times 100\%$$
 (1)

式中: E 为不同浮床植物对污染物去除率(%); C 为试验前后污染物浓度差(mg/L)。

1.5.2 不同浮床植物对污染物平均去除能力计算公式为:

$$E_p = \frac{(C_{前} - C_{后}) \times V}{T \times (W_{后} - W_{前})}$$
 (2)

式中: E_p 为不同浮床植物对污染物去除能力(mg/(g · d)); C 为试验前后污染物浓度差(mg/L); V 为水量体积(单位); W 为 2 次测定植物鲜重差(g); T 为试验周期 35 天。

利用 Microsoft Excel 2010 软件进行数据处理和

绘图;采用 SPSS 23.0 软件对数据进行统计分析和差异性显著检验。

2 结果与分析

2.1 植物生长状况

由表 2 可知:(1)在点源污染型涝池水体中,美人蕉、水菖蒲、西伯利亚鸢尾试验前后平均株高相对增长率分别为 22%,31%,3%,最长根长相对增长率分别为 130%,134%,22%;在面源污染型涝池水体中,美人蕉、水菖蒲、西伯利亚鸢尾试验前后平均株高相对增长率分别为 10%,18%,2.4%,最长根长相对增长率分别为 113%,117%,44%;(2)美人蕉、水菖蒲的长势较好,生长速度快,生物量变化较大,西伯利亚鸢尾生长速度较慢,生物量变化小;(3)美人蕉的根系最发达,水菖蒲次之,西伯利亚鸢尾最差;(4)在点源污染型涝池原水中各浮床植物的生长状态均优于面源污染型涝池原水。

2.2 水体中 pH、DO 及温度的状况

由于试验在同一条件下进行,各试验组水体温度无较大差异;3 种植物在试验结束后对 2 种污染源涝池水体中 pH、DO 均有不同程度的改善。在 pH 方面,试验 28~35 天时浮床植物所在水体中的 pH 相对于对照组整体呈下降趋势(表 3),表明 3 种浮床植物对 2 种污染源涝池的水体 pH 有较好的缓冲调节作用;在 DO 方面,受温度的变化及水体中理化作用的影响,溶解氧在不同处理时间表现出不同的增减趋势;对于点源污染型涝池水体,试验 28~35 天时美人蕉组和水菖蒲组水体 DO 含量均高于西伯利亚鸢尾和对照组 DO 含量,西伯利亚鸢尾和对照组水体 DO

含量无较大差异;对于面源污染型涝池水体,28~35 鸢尾和对照组 DO 含量,因此美人蕉对水体中 DO 含
天时美人蕉组水体 DO 含量均高于水菖蒲、西伯利亚 量增加效果最好。

表 2 处理 2 种污染源涝池水质植物试验前后生物量变化

植物类型	污染源类型	平均株高/cm		平均最长根长/cm		平均重量/g	
		移植前	移植后	移植前	移植后	移植前	移植后
美人蕉	点源污染	41	50	15	34	167	282
	面源污染	41	45	15	33	132	186
水菖蒲	点源污染	45	59	12	28	38	59
	面源污染	44	52	12	28	33	49
西伯利亚鸢尾	点源污染	40	41	9	11	65	66
	面源污染	42	43	9	13	78	86

表 3 各试验组 DO、pH 和温度的变化

监测项目	时间/ d	美人蕉		西伯利亚鸢尾		水菖蒲		对照	
		点源污染型	面源污染型	点源污染型	面源污染型	点源污染型	面源污染型	点源污染型	面源污染型
DO/ (mg·L ⁻¹)	0~7	6.4~5.8	10.2~9.1	5.5~5.1	9.4~8.6	5.2~5.1	9.0~8.2	5.6~5.1	9.4~8.4
	8~14	5.8~6.2	9.1~9.7	5.1~4.6	8.6~9.1	5.1~4.6	8.2~8.8	5.1~4.9	8.4~9.0
	15~21	6.2~6.4	9.7~9.5	4.6~4.9	9.1~8.5	4.6~5.0	8.8~8.4	4.9~5.2	9.0~8.1
	22~28	6.4~5.8	9.5~9.8	4.9~4.5	8.5~8.0	5.0~5.1	8.4~8.2	5.2~4.7	8.1~8.4
	28~35	5.8~5.2	9.8~9.3	4.5~4.7	8.0~8.5	5.1~5.5	8.2~8.5	4.7~4.9	8.4~8.7
pH	0~7	7.21~7.45	7.81~7.63	7.31~7.53	8.43~8.52	7.57~7.32	8.22~8.18	7.72~7.83	8.63~8.92
	8~14	7.45~7.36	7.63~7.43	7.53~7.44	8.52~8.74	7.32~7.45	8.18~8.26	7.83~7.91	8.92~9.13
	15~21	7.36~7.22	7.43~7.61	7.44~7.60	8.74~8.89	7.45~7.26	8.26~8.15	7.91~8.11	9.13~8.84
	22~28	7.22~7.10	7.61~7.85	7.60~7.82	8.89~8.93	7.26~7.51	8.15~8.17	8.11~7.82	8.84~9.16
	28~35	7.10~7.21	7.85~7.70	7.82~7.76	8.93~8.62	7.51~7.45	8.17~8.14	7.82~8.17	9.16~9.18
温度/℃	0~7	21.3~25.5	21.1~25.2	21.6~25.7	20.8~25.2	21.3~25.3	20.7~24.8	20.5~24.6	21.2~25.3
	8~14	25.5~25.9	25.2~26.3	25.7~26.2	25.2~26.8	25.3~25.8	24.8~25.7	24.6~26.1	25.3~26.6
	15~21	25.9~22.3	26.3~22.0	26.2~21.8	26.8~22.4	25.8~22.2	25.7~22.6	26.1~21.8	26.6~22.1
	22~28	22.3~23.7	22.0~24.8	21.8~24.9	22.4~24.5	22.2~24.0	22.6~24.1	22.8~24.2	22.1~24.4
	28~35	23.7~26.4	24.8~26.1	24.9~26.1	24.5~26.3	24.0~26.2	24.1~26.5	24.2~25.9	24.4~26.7

2.3 水体中 TN 含量变化

3 种浮床植物对 2 种污染源涝池水体中总氮的去除效率均呈现波动变化状况。对于面源型污染水体,试验开始后前 7 天内,水中总氮含量迅速减少,栽植美人蕉的水中总氮含量减少最快,栽植水菖蒲及西伯利亚鸢尾的水中总氮含量减少速度依次变小;试验开始后 7~35 天,植物组总氮含量变化速率逐渐减小(图 2a),美人蕉、水菖蒲组处理的面源型污染涝池水体在 35 天时总氮含量均显著低于西伯利亚鸢尾和对照组($P<0.05$),西伯利亚鸢尾组与对照组水体中总氮含量无显著差异($P>0.05$),此时美人蕉和水菖蒲对水体总氮平均去除能力分别为 0.001,0.004 mg/(g·d)。对于点源型污染水体,试验开始后前 7 天内,种植美人蕉的水中总氮含量减少幅度最大,水菖蒲次之,35 天时两者水体中总氮含量均显著低于对照组($P<0.05$),而栽植西伯利亚鸢尾的水中总氮含量减少幅度最小(图 2b),与对照组水中总氮含量无显著差异($P>0.05$),此时美人蕉和水菖蒲对水体总氮平均去除能力分别为 0.002,0.013 mg/(g·d);试验开始 28 天以后,栽植美人蕉的涝池原水水中总氮

含量开始增大,综上表明,美人蕉组和水菖蒲组显著提高了系统去除总氮的能力。

美人蕉、西伯利亚鸢尾、水菖蒲和对照组对污染水体中总氮的平均去除率分别为 56.18%,52.17%,60.76%和 45.67%,浮床植物总氮去除率均大于对照组;3 种浮床植物对面源污染型、点源污染型涝池水体中总氮的平均去除率分别为 62.81%和 47.45%;3 种浮床植物在试验第 7,14,21,28,35 天对污水中总氮的平均去除率分别为 26.31%,36.89%,44.29%,49.62%,55.13%。

2.4 水体中 NH₃-N 含量变化

3 种浮床植物对 2 种污染源涝池水体中氨氮均有显著的去除效果。对于面源型污染水体,试验开始后前 7 天内,美人蕉组及水菖蒲组水中氨氮含量分别减少 0.41,0.36 mg/L,西伯利亚鸢尾组和对照组的水中氨氮含量分别减少 0.15,0.13 mg/L;试验开始后 7~35 天,美人蕉组和水菖蒲组氨氮含量变化速率逐渐趋于平稳(图 3a);试验结束后浮床植物处理下的涝池水体中氨氮含量均显著低于对照组处理($P<0.05$),这表明浮床植物的存在能显著降低水体中氨

氮含量;35天时美人蕉、水菖蒲和西伯利亚鸢尾对水体氨氮平均去除能力分别为 0.000 3,0.002,0.001 mg/(g·d)。对于点源型污染水体,开始后前 7 天内,栽植美人蕉的水中氨氮含量减少幅度最大,水菖蒲次之,分别减少 6.42,5.10 mg/L,栽植西伯利亚鸢尾和对照组水中氨氮含量分别减少 1.91,1.59 mg/L;在试验

28~35 天,栽植美人蕉的水中氨氮含量开始增大;试验结束时,栽植美人蕉和水菖蒲的水体中氨氮含量均显著低于对照组(($P<0.05$),栽植西伯利亚鸢尾的水中氨氮含量减少幅度最小(图 3b),与对照组水中氨氮含量无显著差异(($P>0.05$),此时美人蕉和水菖蒲对水体氨氮去除能力分别为 0.002,0.012 mg/(g·d)。

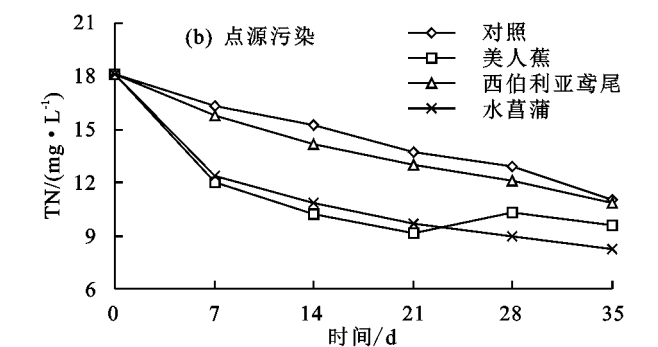
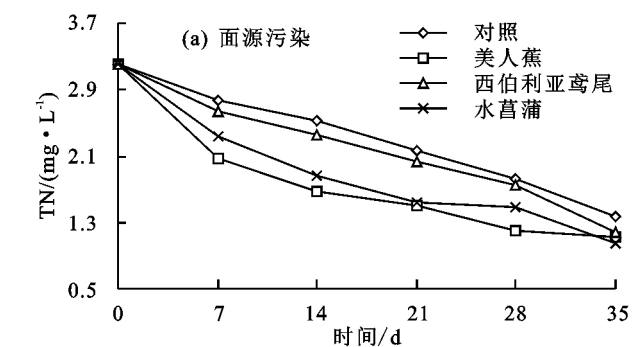


图 2 2 种污染源涝池水体中总氮含量

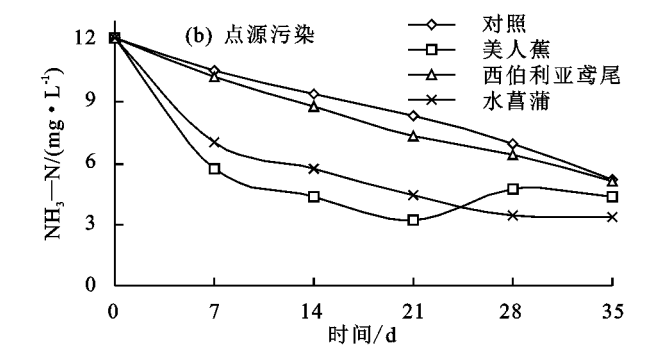
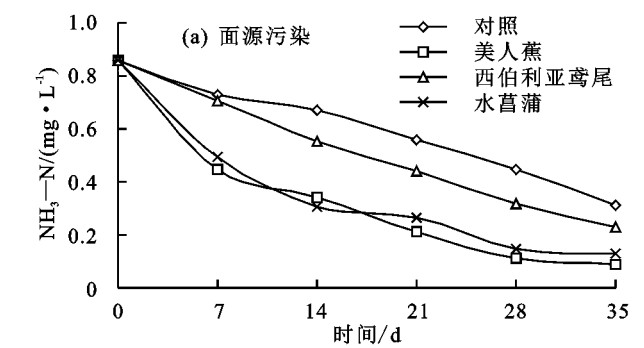


图 3 2 种污染源涝池水体中氨氮含量

美人蕉、西伯利亚鸢尾、水菖蒲和对照组对污染水体中氨氮的平均去除率分别为 76.98%,65.71%,78.94%和 60.55%,植物组氨氮去除率均大于对照组;3 种植物对面源污染型、点源污染型涝池水体中氨氮的平均去除率分别为 82.90%和 65.07%。3 种植物在试验第 7,14,21,28,35 天对污水中氨氮的平均去除率分别为 36.38%,50.85%,61.97%,68.78%,73.88%。

2.5 水体中 NO₃⁻-N 含量变化

由图 4 可知,各试验组硝态氮含量以不同速率呈增长趋势。对于 2 种污染源的水体来说,试验的 0~35 天,植物组中硝态氮含量基本呈增长趋势,且试验结束时,美人蕉和水菖蒲组水体中硝态氮含量也远大于对照组和西伯利亚鸢尾组。在试验开始后前 7 天内,种植美人蕉及水菖蒲组水体中硝态氮含量增加幅度远高于对照组和西伯利亚鸢尾组。

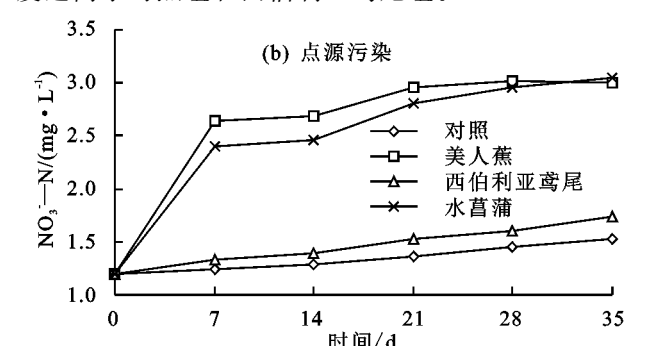
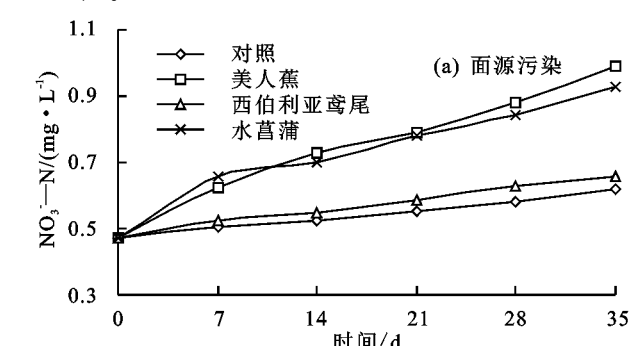


图 4 2 种污染源涝池水体中硝态氮含量

通常来说,水体中硝态氮含量变化与水体硝化、反硝化反应以及植物吸收有密切关系^[13]。其中,硝化反应主要是在 $\rho(\text{DO})\geq 0.5\text{ mg/L}$ 时,由硝化细菌将水体中氨氮转化为硝态氮和亚硝态氮,然后在无

氧及碳源充足的条件下,通过反硝化细菌将硝酸根还原为分子氮,达到除氮的效果^[14]。而在本试验中,植物通过光合作用将产生的氧气通过根系传递到水中,使得根系周围呈现好氧环境,再加上试验容器

较浅,各个试验组水体复氧能力较强,水体中 $\rho(\text{DO})$ 始终大于硝化反应的最低限值(表 2),因此不利于反硝化反应的进行,即水体中微生物硝化作用生成的硝态氮的速度大于微生物反硝化作用和植物吸收硝态氮去除速度,所以导致了美人蕉组和水菖蒲组水体中大量硝态氮的累积^[15];2 种污染源水体中对照组和西伯利亚鸢尾组中硝态氮含量变化不大,主要原因可能是二者水体中硝化细菌数量较生长良好、根系发达的美人蕉组和水菖蒲组少,硝化反应不明显所致,因此其总氮的去除途径可能主要是通过氨氮的挥发。此外,由于环境质量标准中允许水中硝态氮含量较高(国家Ⅰ类水为 10 mg/L 以下),而本研究种硝态氮含量远低于标准限值,因此在讨论净化能力时可不考虑该指标。

2.6 水体中 TP 含量的变化

2 种污染源涝池水体中的总磷含量均有不同程度的变化。对于面源污染型水体,试验开始后前 7 天,栽植美人蕉、西伯利亚鸢尾及水菖蒲的污水中总磷含量分别减少 0.20,0.03,0.18 mg/L(图 5a)。相对于西伯利亚鸢尾组,栽植美人蕉和水菖蒲的水体中总磷含量减少更快,在 35 天时,美人蕉组和水菖蒲组水体中总磷含量均显著低于对照组($P<0.05$),西伯利

亚鸢尾组与对照组水中总磷含量无显著差异($P>0.05$),此时美人蕉和水菖蒲对水体总磷的去除能力分别为 0.000 3,0.000 6 mg/(g·d)。对于点源污染型水体,开始后前 7 天,栽植美人蕉和水菖蒲植物的水中总磷含量均急剧减小,种植美人蕉、西伯利亚鸢尾和水菖蒲的水中总磷质量浓度分别减小 0.54,0.11,0.60 mg/L,从第 7 天到试验结束,水中总磷含量分别减少 0.65,0.20,0.82 mg/L,栽植美人蕉的水中前期总磷含量减少最快,但后期其含量有所升高;试验结束时,栽植美人蕉和水菖蒲的水体中总磷含量均显著低于对照组($P<0.05$),栽植西伯利亚鸢尾的水中总磷含量与对照组水中总磷含量无显著差异($P>0.05$),此时美人蕉和水菖蒲对水体总磷的去除能力分别为 0.000 3,0.001 mg/(g·d)。

美人蕉、西伯利亚鸢尾、水菖蒲和对照组对污染水体中总磷的平均去除率分别为 55.42%,15.56%,58.32%和 15.57%,美人蕉组和水菖蒲组总磷去除率均大于对照组;3 种植物对面源污染型、点源污染型涝池水体中总磷的平均去除率分别为 48.06%和 37.54%。3 种植物在试验第 7,14,21,28,35 天对污水中总磷的平均去除率分别为 30.23%,35.25%,39.90%,42.18%,42.80%。

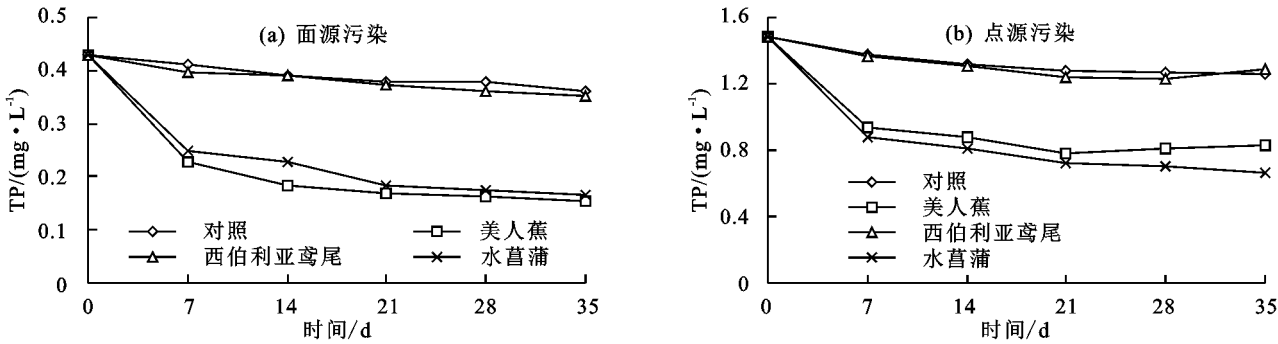


图 5 2 种污染源涝池水体中总磷含量

3 讨论

本试验发现,植物处理不同污染源水体的时间与处理效果有密切关系,当处理时间超过植物体自身的净水负荷时,容易导致二次污染,尤其是生物量较大的水生植物,如本试验中采用的美人蕉,其根系发达,生物量变化较大,在处理点源污染水体的第 28~35 天,出现了总磷、总氮及氨氮污染物增加的现象,而在面源污染的水体中未观察到此现象,主要原因是试验期间美人蕉根系出现了部分腐烂,也可能是由于处理污水的浓度超过了美人蕉吸收氮磷的最高负荷。因此水生植物修复污染水体需要在其根系腐烂或枯萎前及时收割,这与以往的研究^[16]结果相似。植物对污染水体中氮、磷元素的净化包括截留、吸附、沉降、吸收等多重作用^[17]。3 种浮床植物处理的前期,2 种

污染源水体中总氮和总磷含量减少速度较快,这是由于植物在试验前期处于营养饥饿状态,在水体养分充足的条件下,植物得到快速生长,随着试验时间的延长,水体的养分负荷发生变化,植物生长受到不同程度的影响,使得植物对总氮和总磷含量的去除速率相比前期有所降低。与点源污染水体相比较,面源污染水体下 3 种植物对总氮、总磷的去除效果较好,可能是因为污染物浓度较大的水体中,植物对氮磷污染物的去除能力会受到抑制^[18]。3 种植物对水体种氨氮均具有良好的去除效果,最高达 76.98%。水体中氨氮的去除途径主要有 3 个,主要包括挥发、硝化反应和植物吸收。有研究^[19-20]表明,氨的挥发和水体 pH 有密切关系,当 pH 为 8.0~9.3 时,氨挥发显著, pH 为 7.5~8.0 时,挥发不显著, pH<7.5 时,氨挥发可以忽略。由表 2 可以看出,美人蕉组 pH 为 7.10~

7.85,不利于氨的挥发,所以该试验组通过氨氮挥发去除的氨氮很少;水菖蒲组 pH 为 7.26~8.26,挥发作用不显著,因此氨的挥发也不是该组植物去除氨氮的主要途径。西伯利亚鸢尾组 pH 为 7.31~8.93,由于其在 2 种污染源类水体中表现出不同的去除效果,因此氨的挥发对该组氨氮含量降低可能有很大贡献;而对照组水体 7.72~9.18,氨挥发显著,这可能也是对照组氨氮去除率(试验结束时平均去除率为 60.55%)较高的原因。各试验组均基本满足硝化反应的最佳发生条件(pH 为 7.0~8.6, $\rho(\text{DO}) > 2 \text{ mg/L}$),试验结束时,3 种植物组在面源污染涝池水体中的氨氮含量与对照组均存在显著差异($P < 0.05$),因此可以推测,植物吸收和硝化作用是氨氮的主要去除途径;而在点源污染涝池水体中,西伯利亚鸢尾组在试验结束时与对照组无显著差异,张鸿等^[21]研究表明,有植物组水体的硝化细菌、反硝化细菌数量高于无植物组,西伯利亚鸢尾组可能是由于其生长不佳导致水体硝化细菌数量较少,硝化反应不明显所致,所以其水体中氨氮主要以挥发的形式去除。本试验中,水菖蒲组对 2 种污染源水体中污染物的去除能力最强,适应性最好,且其单位质量平均去除能力最好,这与葛滢等^[22]的研究结果相反,一方面原因是试验方法的差异,本试验为避免蒸发对试验的影响采取的是定期补充蒸馏水,而葛滢等^[22]采取的是不添加水量,通过称量水重来换算所观测指标的总重计算去除率,避免了人为稀释对植物吸收形为的影响;另一方面,可能是试验条件、试验植物品种等造成。美人蕉组虽表现出对 2 种不同类型水体污染物较强的吸收能力,但由于其生物量较大和根系发达等原因,在处理点源污染水体的后期出现了根系腐烂的现象,释放出更多营养物质,导致水体污染物浓度的的上升,造成了二次污染^[23],但其在面源污染水体中未出现此现象。因此在实践中,可考虑将美人蕉用于净化此类水体;西伯利亚鸢尾组对 2 种污染源水体中污染物的去除能力最差,试验结束时,出现了不同程度的干枯黄叶,生长状况相对较差,不建议作为涝池污染水体修复的浮床植物推广。综上所述,在运用植物浮床技术修复涝池污染水体时,应结合水体污染程度,选择适宜的品种作为浮床植物,才能取得良好的净化效果。

4 结论

(1)3 种植物在 2 种污染源水体中能保持较强的生命力,试验结束时,其株高、根长生物量均有显著增加,增长率表现为美人蕉>水菖蒲>西伯利亚鸢尾,同时美人蕉和水菖蒲能够对水体的 pH 和 DO 含量起到一定程度的改善作用。

(2)3 种植物对水体中氮类污染物表现出较好的

净化效果,去除率高达 56.18%,对 $\text{NH}_3\text{—N}$ 的去除率最高达 78.94%,其中美人蕉组和水菖蒲组 $\text{NH}_3\text{—N}$ 的主要去除途径为植物吸收和硝化反应,西伯利亚鸢尾组 $\text{NH}_3\text{—N}$ 的去除途径主要是氨的挥发和硝化反应等,而对照组 $\text{NH}_3\text{—N}$ 去除率高达 60.55%的主要原因是氨的挥发;3 种植物浮床组中 $\text{NO}_3^- \text{—N}$ 的变化主要与各试验组中水体硝化反应及植物吸收效率的差异性有关。

(3)美人蕉组和水菖蒲组对 2 种污染源水体中 TP 的去除效率分别为 55.42%和 58.32%,去除效率远大于对照组(15.57%),而西伯利亚鸢尾组在试验结束时水体 TP 浓度与对照组无显著差异。

(4)3 种植物中,水菖蒲适用于 2 种污染源类污染水体的净化,美人蕉适合用于面源污染源污染水体的净化,西伯利亚鸢尾净化能力较差,生长适应性差,不适宜作为修复涝池污染水体浮床植物的推广。

参考文献:

[1] 耿乃立.北方干旱区恢复完善农村涝池一举多得[J].中国水利,2017(14):40-42.

[2] 肖程洲,孙晶,柳宁,等.6 种植物对关中涝池水体氨氮的吸收对比分析[J].科学技术创新,2019(9):36-37.

[3] 李文娟,黄力平,赵传燕,等.黑河上游天涝池流域典型灌木生态参数研究[J].干旱区地理,2018,41(5):1073-1079.

[4] 杨雲舒,刘文兆,宁婷婷,等.长武塬区涝池演变特征分析[J].水土保持通报,2015,35(5):315-318,322.

[5] 梁倍,邸利,赵传燕,等.祁连山天涝池流域典型灌丛地上生物量沿海拔梯度变化规律的研究[J].草地学报,2013,21(4):664-669.

[6] Sun L P, Liu Y, Jin H. Nitrogen removal from polluted river by enhanced floating bed grown canna[J].Ecological Engineering,2009,35(1):135-140.

[7] 黄廷林,宋李桐,钟建红,等.人工浮床净化城市景观水体的试验研究[J].西安建筑科技大学学报(自然科学版),2007,39(1):30-33.

[8] 张亚娟.城市污染景观水体植物净化修复方法研究[J].环境科学与管理,2019,44(10):65-70.

[9] Susarla S, Medina V F, Mccutcheon S C. PH ytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination[J].Ecological Engineering,2002,18(5):647-658.

[10] 卜发平,罗固源,许晓毅,等.美人蕉和菖蒲生态浮床净化微污染源水的比较[J].中国给水排水,2010,26(3):14-17.

[11] 张倩妮,陈永华,杨皓然,等.29 种水生植物对农村生活污水净化能力研究[J].农业资源与环境学报,2019,36(3):144-154.

[12] 中国环境保护总局.GB 3838—2002 地表水环境质量标准[S].北京:中国环境出版社,2002.

洲盐渍化土壤空间信息研究[J].干旱区地理,2007,30(4):544-551.

[4] Chen W P, Hou Z N, WU L S, et al. Evaluating salinity distribution in soil irrigated with saline water in arid regions of northwest China[J].Agricultural Water Management,2010,97(2):2001-2008.

[5] 景宇鹏,段玉,妥德宝,等.河套平原弃耕地土壤盐碱化特征[J].土壤学报,2016,53(6):1410-1420.

[6] 侯玉明,王刚,王二英,等.河套灌区盐碱土成因、类型及有效的治理改良措施[J].现代农业,2011(1):92-93.

[7] 韩桂红,塔西甫拉提·特依拜,买买提·沙吾提,等.基于典范对应分析的干旱区春季盐渍化特征研究[J].土壤学报,2012,49(4):681-687.

[8] 樊丽琴,杨建国,许兴,等.宁夏引黄灌区盐化土壤盐分特征与相关性分析[J].中国土壤与肥料,2012(6):17-23.

[9] 张天举,陈永金,刘加珍.基于典范对应分析的滨海湿地土壤季节性盐渍化特征[J].生态学报,2019,39(9):3322-3332.

[10] 贡璐,韩丽,任曼丽,等.塔里木河上游典型绿洲土壤水盐空间分异特征[J].水土保持学报,2012,26(4):251-255.

[11] 王丹丹,程猛,杨瑞红,等.近 20 a 渭干河绿洲土壤盐分变化特征[J].干旱区研究,2015,32(6):1076-1081.

[12] 管孝艳,王少丽,高占义,等.盐渍化灌区土壤盐分的时空变异特征及其与地下水埋深的关系[J].生态学报,2012,32(4):1202-1210.

[13] 贡璐,冉启洋,张雪妮,等.塔里木河上游绿洲土壤表层盐分特征及其影响因子分析[J].环境科学研究,2013,26(6):631-636.

[14] 贡璐,刘曾媛,塔西甫拉提·特依拜.极端干旱区绿洲土壤盐分特征及其影响因素[J].干旱区研究,2015,32(4):657-662.

[15] 李志,李新国,毛东雷,等.博斯腾湖西岸湖滨带不同植被类型土壤剖面盐分特征分析[J].西北农业学报,2018,27(2):260-268.

[16] 景宇鹏.土默川平原盐渍化土壤改良前后土壤特性及玉米品种耐盐性研究[D].呼和浩特:内蒙古农业大学,2014:4-17.

[17] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2000:152-200.

[18] 呼和浩特市农业区划办公室.呼和浩特市土壤[M].呼和浩特:内蒙古大学出版社,1991:94-95.

[19] 李彬,王志春.松嫩平原苏打盐渍土碱化特征与影响因素[J].干旱区资源与环境,2006,20(6):183-191.

[20] 张晓光,黄标,梁正伟,等.松嫩平原西部土壤盐碱化特征研究[J].土壤,2013,45(2):332-338.

[21] 王合云,李红丽,董智,等.滨海盐碱地不同造林树种林地土壤盐碱化特征[J].土壤学报,2015,52(3):706-712.

[22] 桂东伟,穆桂金,雷加强,等.干旱区农田不同利用强度下土壤质量评价[J].应用生态学报,2009,20(4):894-900.

[23] 杨劲松,姚荣江,王相平,等.河套平原盐碱地生态治理和生态产业发展模式[J].生态学报,2016,36(22):7059-7063.

[24] 王雪梅,柴仲平,塔西甫拉提·特依拜.渭干河—库车河三角洲绿洲表层土壤盐分空间异质性分析[J].干旱区资源与环境,2012,26(5):88-93.

[25] 王丹丹,于志同,程猛,等.渭干河绿洲不同土地利用类型土壤盐分的变化特征分析[J].干旱区地理,2018,41(2):349-357.

(上接第 353 页)

[13] 罗固源,卜发平,许晓毅,等.生态浮床的去污效果与机理研究[J].四川大学学报(工程科学版),2009,41(6):111-116.

[14] 虞开森,张书农,郑英铭.厌氧水质模型初探[J].上海环境科学,1990(1):10-14.

[15] 周晓红,王国祥,冯冰冰,等.3 种景观植物对城市河道污染水体的净化效果[J].环境科学研究,2009,22(1):108-113.

[16] 张景雯,田如男.四种植物对模拟的城市景观污水的净化效果[J].湿地科学,2018,16(1):85-92.

[17] 卢少勇,黑臭水体治理技术及典型案例[M].北京:化学工业出版社,2019.

[18] 张志勇,郑建初,刘海琴,等.凤眼莲对不同程度富营养化水体氮磷的去除贡献研究[J].中国生态农业学报,2010,18(1):152-158.

[19] 卢少勇,金相灿,余刚.人工湿地的氮去除机理[J].生态学报,2005,26(8):2670-2677.

[20] Fennessy M S, Cronk J K, Mitsch W J. Macrophyte productivity and community development in created freshwater wetlands under experimental hydrological conditions[J].Ecological Engineering,1994,3(4):469-484.

[21] 张鸿,陈光荣,吴振斌,等.两种人工湿地中氮、磷净化率与细菌分布关系的初步研究[J].华中师范大学学报(自然科学版),1999,33(4):575-578.

[22] 葛滢,王晓月,常杰.不同程度富营养化水中植物净化能力比较研究[J].环境科学学报,1999,19(6):690-692.

[23] 周林飞,赵言稳,关秀婷.6 种水生植物腐烂过程中水质理化指标的变化室内模拟研究[J].湿地科学,2016,14(6):832-839.