

张智涌,双学珍,刘 栋. 人工湿地对城市降雨径流污染物的削减效应[J]. 江苏农业科学,2017,45(15):259–263,270.
doi:10.15889/j.issn.1002–1302.2017.15.066

人工湿地对城市降雨径流污染物的削减效应

张智涌¹, 双学珍^{1,2}, 刘 栋²

(1. 四川水利职业技术学院资源环境工程系, 四川成都 611231; 2. 四川农业大学水利水电学院, 四川雅安 625014)

摘要:根据四川省成都市降雨径流的水质和水量特征,采用新型折流式人工湿地对其进行降雨径流净化研究。对人工湿地不同运行阶段模拟降雨径流的净化效果进行对比,分析 COD_{Cr} 、 BOD_5 、SS、TN、TP、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在湿地系统中的沿程变化,探讨人工湿地削减城市降雨径流污染效应。结果表明:各污染物在人工湿地中的削减效应大小依次为 $\text{SS} > \text{COD}_{\text{Cr}} > \text{BOD}_5 > \text{NH}_4^+ - \text{N} > \text{TN} > \text{TP}$,其中对 SS 的削减效应显著高于对其他污染物的削减效应 ($P < 0.05$),对 TP 的削减效应最弱 ($P < 0.05$);人工湿地对 COD_{Cr} 、 BOD_5 、SS、TN、TP、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的削减效应在 1—7 月呈逐渐增加趋势,局部有所波动,9 月达到最大值,9 月以后削减效应趋于平稳;除了 TN 外,折流式人工湿地系统出水各污染物均达到《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅲ类质量标准,其中 TN 达Ⅳ类标准。降雨径流各污染物主要在人工湿地的第 1 格被去除,其中, COD_{Cr} 、 BOD_5 、SS、TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 均有一半以上的削减效应发生在第 1 格,随着人工湿地沿程进水浓度的增加,其削减效应逐渐下降。相关性分析表明,各降雨径流各污染物之间存在一定的相关性,而 TP 与各污染物指标之间没有相关性 ($P > 0.05$)。本研究表明,折流式人工湿地系统对城市降雨径流的净化效果显著,并且该湿地系统具有较强抗冲击负荷能力,可用于城市降雨径流污染的控制和雨水利用。

关键词:人工湿地;城市;降雨径流;削减效应

中图分类号: X171 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002–1302(2017)15–0259–05

人工湿地作为一种新的生态处理技术源于德国,是土壤和基质(炉渣和粉煤灰等)按一定比例选择性植入植被自适应生态系统,包括四大基本要素(水体、基质、水生植被和微生物),能够通过一系列物理、化学、生物途径对特定污染物进行高效去除^[1–3]。人工湿地是 20 世纪 70 年代才蓬勃兴起的一种处理污水的方式,具有低投资、低运行费用、低耗能和美观等特点,已被广泛运用于污水处理和水环境富营养化的防治,在不少地区取得了良好的环境效果和经济效益^[4–5]。湿地植被是构建人工湿地植被系统的主要组成部分,在净化水质等方面起着重要作用,湿地植被不仅具有同化吸收污染物的功能,还有拦截、过滤污染物的作用,促进污水中营养物质的循环和再利用,进而强化其净化能力^[6–7]。此外,人工湿地作为一种有效的生态污水处理技术,各国研究人员已进行了大量关于人工湿地处理生活污水、工业废水、垃圾渗滤液、农业废水等方面的研究^[7–9]。近年来,人工湿地技术在欧美及世界各国迅速发展,早期主要用于处理生活污水或二级污水厂出水、农业面源污染、城市雨水径流等非点源污染的治理等^[10–12]。而我国直到“七五”期间才开始较大规模地研究人工湿地,20 世纪 90 年代中期起才逐渐重视雨水径流的控制与利用,且目前国内鲜见有关人工湿地对城市降雨径流污染削减效应的研究^[13–14]。因此,运用人工湿地控制城市降雨径流的研究具有重要意义,其研究成果可为人工湿地的规划与

设计提供理论基础和科学依据。

城市降雨径流污染是一种典型的非点源污染,主要指城市地表污染物在降雨的淋洗、径流冲刷作用下,通过地表径流过程进入相邻受纳水体造成的水体污染^[15–16]。在点源污染被逐渐控制之后,城市降雨地表径流造成的非点源污染在全球范围内已成为城市水环境污染和生态退化的重要因素,是河流与湖泊的第三大污染源^[17]。由于城市降雨地表径流污染的发生受到多种因素综合作用,具有水文学机制复杂、污染物种类繁多、组分多变、时空变化明显等特点,使得城市降雨径流污染问题也显得日益突出,已成为仅次于农业非点源污染的第二大非点源污染^[15–16];滞留池、滞留塘、地下涵水池、人工湿地等构筑物,是目前国际上解决城区初期径流污染所采取的主要措施。因此,进行城市降雨径流净化处理对控制非点源污染具有重要意义。近 20 年来,以人工快速渗滤系统和人工湿地系统为代表的污水土地处理系统研究得到较大发展,由于现场实地的降雨强度、降雨径流量以及径流污染浓度等边界条件存在较大不确定性,同时土壤层中水样难以便捷采集,因此本研究采用取原状人工湿地于室内进行模拟削减城市降雨地表径流污染试验的方法,探索了人工湿地在削减城市地表径流污染中的可行性和有效性,分析人工湿地对降雨径流污染物的削减效应,以期为深入研究人工湿地对降雨地表径流污染的削减机制,提高其污染削减效率及推广应用提供參考。

1 材料与方法

1.2 人工湿地设计与流程

根据四川省成都市降雨径流的水质监测结果,首先进行

收稿日期:2017–01–16

基金项目:四川省水利专项(编号:42036952BC)。

作者简介:张智涌(1964—),男,重庆彭水人,副教授,研究方向为水利水电工程。E-mail:zhiyong_Z64@163.com。

人工模拟雨水径流试验研究,再以收集的城市降雨径流作为人工湿地进水进行试验研究。人工湿地连续进水,定期放空,水力停留时间约 3 d,取样间隔 2~3 d,于每单元格进出口处采样。试验时间为 2014 年 1—12 月,气温 10~32℃。人工湿地净化城市降雨径流试验研究共约 24 个月,湿地用水为同沙水库集水区城市各主要出口所收集的降雨径流,各出口同时段降雨径流混合后经保存处理及时用完。

试验装置为长方体湿地床,用 10 mm 厚有机玻璃建成,长×宽×高=1.6 m×1.5 m×0.8 m,坡度<5%,设有导流墙将湿地床体分成 4 个串联的单元床(0.4 m×1.5 m×0.8 m),导流墙上设置过水孔,第 1、3 格单元床呈下行流,第 2、4 格呈上行流,相邻导流墙过水孔呈上下对角线,以实现水流的曲折性,增加污水与湿地的接触,提高湿地的利用率。在各单元床出水口采集水样并监测分析,考察水体中各污染物在湿地床中的空间分布规律,并探讨其去除机制。

试验区位于四川农业大学人工湿地系统,人工湿地结构为:底部为集水区,其上铺放尼龙网,共设 4 个人工湿地结构单元,每个单元长×宽×深=20 m×5.0 m×1.0 m,单元之间用 0.5 m 宽的土埂隔开,分 3 层依次填充基质,底层大粒径砾石(粒径 20~30 mm)作为排水层,厚度约为 25 cm,中层选用当地中号炉渣(粒径 15~25 mm),厚度约为 25 cm,上层选用当地小号炉渣和泥沙(粒径 10~15 mm),厚度约为 25 cm。

人工湿地植被:选取株型大小、生物量基本一致的美人蕉(*Canna indica*)作为人工湿地植被,密度为 10 株/m²,单元都铺防水布防止渗漏,控制每个单元具有相似的生长环境,人工湿地单元底部为集水区,其上铺放尼龙网,防止填料下漏,每个单元沿对角线埋入直径为 10 mm 的 PVC 管,使人工湿地中的循环水能够流入 PVC 管,以便于试验样品的采集。

2015 年 5 月先用微污水对 4 种植被驯化 1 个月再进行净化试验,选择株型大小、生物量基本一致的湿地植被,栽于人工湿地基质上,植被栽上后,加自来水至基质饱和,地下水培养 1 个月,保持其上 2~3 cm 薄水层,稳定 20 d,其间换水 3~5 次。2015 年 7 月将污水经配水池缓慢放入人工湿地(水深 78~83 cm),由于水流通过水管均匀流入人工湿地,污水通过布设在人工湿地的布水管流入,缓慢向下渗滤,放水 12 h 后,停止注水,水力负荷控制 0.81 m³/(m²·d)。进水为上述配制的人工污水,经过人工湿地处理后的水从底部 PVC 管排出,生活污水在湿地系统中的停留时间为 48~60 h,经过 1 年(2016 全年监测)的生长以后,测定各项指标。

1.3 测定方法

人工湿地运行 1 年后,于 2016 年 1—12 月取出水口水质实验室进行化验分析,具体公式为:各水质指标的削减效应=(进水口值-出水口值)/进水口值×100%^[1-3]。

统计每个单元人工湿地 1 m² 样方中植株数目、株高等生长性状,并将其收割分为地上和地下部分烘干测定其生物量,分别对地上和地下植被样品粉碎后用 H₂SO₄-H₂O₂ 消煮制备成溶液,植被 TN 用过硫酸钾氧化吸光度法、TP 用钼钼蓝法^[18-19]测定。

水质测定项目包括 TN、TP、NH₄⁺-N、BOD₅ 和 COD_{Cr}。BOD₅ 采用稀释接种法测定;COD_{Cr} 采用重铬酸钾氧化法测定;NH₄⁺-N 采用纳氏试剂分光光度法测定;TN 采用过硫酸

钾-紫外分光光度法测定;TP 采用钼锑抗分光光度法测定^[18-19]。

1.4 数据分析

所有数据采用 Excel 2003 统计,以“平均值±标准误差($\bar{x} \pm s$)”表示,采用 SPSS 18.0 统计分析软件分别对数据进行单因素方差分析(One-way ANOVA),多重比较采用 LSD 法,用 Origin 8.5 软件作图。

2 结果与分析

2.1 人工湿地对 COD_{Cr} 的削减效应

人工湿地中 COD_{Cr} 的去除机制主要有截留、过滤、微生物的新陈代谢及植物的吸收。其中微生物的降解是有机物去除的主要途径,植物对有机物的吸收相对较小,但植物对有机物的去除有促进作用;植物庞大的根系为微生物膜提供附着场所,且输送氧气至湿地床体内。图 1 为 2016 年(运行 1 年后)人工湿地中 COD_{Cr} 的削减效应和进出水浓度,由图 1 可知,人工湿地对削减效应与进水浓度变化总趋势基本相同。在 1 月份,由于人工湿地系统处于初期运行阶段,植物生长初期,系统内微生物种类、数量及活性水平均未达理想状态,故出水 COD_{Cr} 较高,随着进水浓度的增加,削减效应小范围波动,但总体呈上升趋势。在 7 月份,削减效应在 85%~93% 之间,到 11 月份,人工湿地已达到稳定状态。在 9 月份,人工湿地植物生长率大,根系发达,微生物活性增强,数量增多,使得湿地床体对 COD_{Cr} 的截留、过滤作用及生物吸收作用增强,故出水 COD_{Cr} 较低。在 11 月份,平均削减效应较 9 月下降 10.2 个百分点,出水平均值为 38.5 mg/L,略高于 9 月平均值。在 12 月份,平均削减效应与 9 月持平,出水平均浓度为 25.9 mg/L,为以上 4 个监测阶段最优。由此可推断:(1)温度差值较大(9 月>11 月),COD_{Cr} 削减效应随温度升高而小幅增加;(2)一定浓度范围内,削减效应随进水浓度增大而略增加;(3)超出(2)所述的浓度范围,削减效应将随进水浓度的增加而减小,而高温优势(9 月>12 月)可在某种程度上抵消削减效应的降低。人工湿地稳定运行后,COD_{Cr} 在平均温度下,出水均能达《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅲ类质量标准。

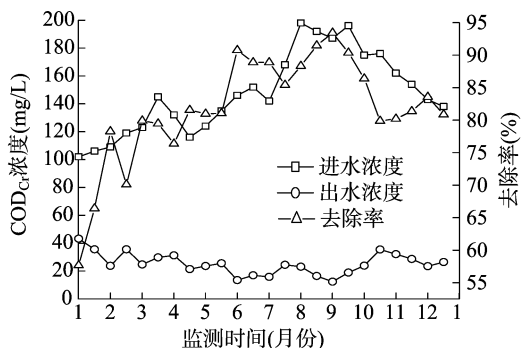


图1 人工湿地对COD_{Cr}削减效应及进/出水浓度

2.2 人工湿地对 BOD₅ 的削减效应

人工湿地中 BOD₅ 的去除机制与 COD_{Cr} 基本一致,主要有截留、过滤、微生物的新陈代谢及植物的吸收。其中微生物的降解是有机物去除的主要途径,植物对有机物的吸收相对较小,但植物对有机物的去除有促进作用,植物庞大的根系为

微生物膜提供附着场所,且输送氧气至湿地床体内。图 2 为人工湿地对 BOD_5 的削减效应及进出水浓度变化趋势比较,由图 2 可知, BOD_5 与 COD_{Cr} 的削减效应及进出水浓度变化趋势基本一致。在 1 月份,人工湿地植物生长初期,系统内微生物种类、数量及活性水平均未达理想状态,故出水 BOD_5 较高,平均为 32.54 mg/L ,随着进水浓度的增加,削减效应小范围波动,但总体呈上升趋势。在 7 月份,削减效应在 80% 左右,到 11 月人工湿地已达到稳定状态。在 9 月份,人工湿地植物生长率大、根系发达,微生物活性增强、数量增多,使得湿地床体对 BOD_5 的截留、过滤作用及生物吸收作用增强,故出水 BOD_5 较低。11 月份平均削减效应较 9 月下降 5.3 个百分点,出水平均值略高于 9 月,12 月份平均削减效应与 9 月份持平,为以上 4 个监测阶段最优。

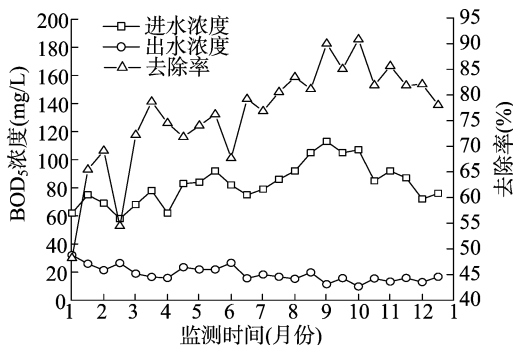


图2 人工湿地对 BOD_5 削减效应及进/出水浓度

2.3 人工湿地对 TN 的削减效应

氮在废水中主要以有机氮、氨态氮、硝态氮及亚硝态氮形态存在,只要系统内存在氨化菌、硝化菌和反硝化菌,以上各形态氮就会发生转化。TN 削减效应及进出水浓度如图 3 所示。人工湿地运行初期(1 月),TN 削减效应逐渐增大,整月平均进水 TN 浓度为 4.2 mg/L ,削减效应最低,为 46.5%,出水浓度为 2.2 mg/L ;7、11、12 月平均进水浓度分别为 6.5、6.2、5.8 mg/L ,削减效应分别为 70.3%、82.3%、80.5%。1 月 TN 削减效应最低,一是由于运行初期,湿地系统内相应微生物群还未适应系统内部微环境,活性水平较低,不能完全参与到氮的转化过程中;二是温度较低,会抑制厌氧微生物基质的活性,如抑制反硝化菌的生长,抑制反硝化过程从而减小氮的削减效应。7 月与 11 月、12 月相比,削减效应稍高,出水浓度较低,这是由 7 月进水浓度高、脱除负荷高、气温升高使得植物与微生物的协同作用加强等综合因素所导致的。从图 3 可知,湿地稳定运行后,削减效应与进水浓度变化趋势一致,且在 7 月有个持久的进水浓度、削减效应高峰。

2.4 人工湿地对 $NH_4^+ - N$ 的削减效应

人工湿地中 $NH_4^+ - N$ 的去除机制与 TN 基本一致,人工湿地运行初期(1 月), $NH_4^+ - N$ 削减效应逐渐增大,整月平均进水浓度为 4.6 mg/L ,削减效应为 78.3%;7、11、12 月份平均进水浓度分别为 5.8、6.3、5.9 mg/L ,削减效应分别为 80.2%、81.1%、80.9%。1—8 月 $NH_4^+ - N$ 削减效应呈波动的变化趋势(图 4)。7 月份与 11、12 月份相比,削减效应基本持平,没有较大的变化幅度,这是由 7 月份以后进水浓度高、脱除负荷高、气温升高使得植物与微生物的协同作用加强等综合因素所导致的。

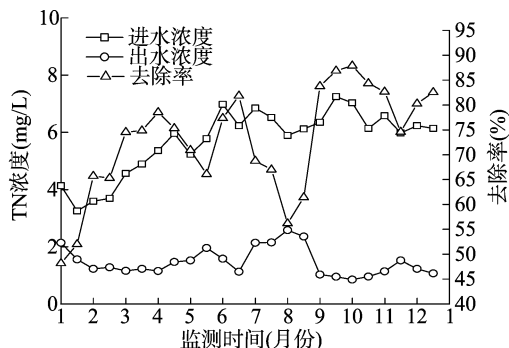


图3 人工湿地对 TN 的削减效应及进/出水浓度

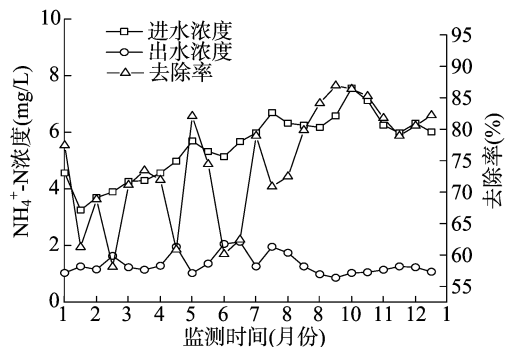


图4 人工湿地对 $NH_4^+ - N$ 的削减效应及进/出水浓度

2.5 人工湿地对 TP 的削减效应

人工湿地去除 TP 的主要途径是微生物的吸收、植物的吸收、基质的吸附和络合以及与基质的沉淀反应等。某些高效除磷菌在有氧且碳源充足的环境中能超量摄取磷;植物根主要吸收可溶性磷酸盐(HPO_4^{2-} 和 $H_2PO_4^-$)并同化为植物的有机成分(如磷脂、ATP、DNA 等);不溶性磷酸盐在物理作用下可沉积于湿地内部。人工湿地 TP 削减效应及进出水浓度如图 5 所示。人工湿地运行初期,TP 削减效应在 30% 左右,削减效应在初期波动较大,出水浓度低于 1 mg/L ,达地表Ⅲ类水标准,其原因一方面是进水浓度较低(平均为 1.06 mg/L),另一方面是基质吸附能力还很强。7、11、12 月的 TP 平均进水浓度分别为 2.3、2.9、2.7 mg/L ,出水浓度均低于 0.7 mg/L ,削减效应波动较大,7 月份以后削减效应呈稳定的变化趋势,11 月份进水浓度较低,脱除负荷也相应较低;12 月份温度比 7 月份低,在进水浓度相近时,其出水浓度、削减效应与 7 月份几乎持平。

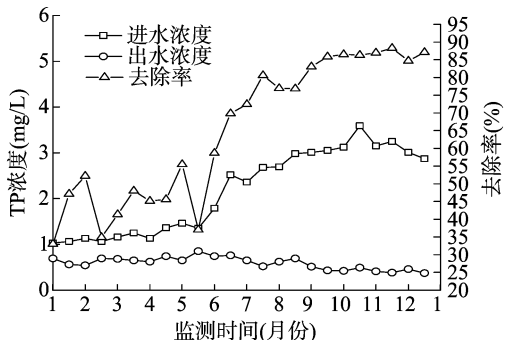


图5 人工湿地对 TP 的削减效应及进/出水浓度

2.6 人工湿地对 SS 的削减效应

SS 在人工系统中主要靠植物根茎拦截、湿地动物摄食、

微生物降解和基质过滤等途径被去除。基质去除 SS 的机制有废水中 SS 向基质表面的迁移机制和土壤颗粒表面的黏附机制。图 6 为所监测到的 SS 去除效果及进出水浓度。由图 6 可知,进水 SS 浓度在 110.5 ~ 83.5 mg/L 之间,随月份的增加 SS 呈增加趋势,出水 SS 浓度 < 45 mg/L,平均削减效应为 86.2%。由于湿地基质和植物根系构成了过滤层,使湿地系统保持了较高的 SS 削减效应和较好的出水浓度。另外,监测期间,尽管 SS 进水浓度变化跨度较大,但 8 月份人工湿地系统稳定以后,其去除效果稳定,削减效应稳定在 85.6% ~ 93.7% 之间,这表明人工湿地对 SS 有较强的抗冲击能力。

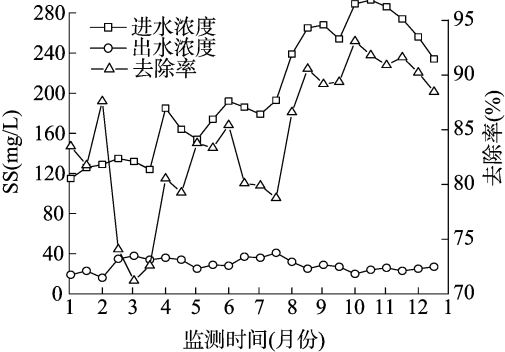


图6 人工湿地对 SS 的削减效应及进/出水浓度

2.7 人工湿地对城市降雨径流污染物的削减效应

城市降雨径流各污染物在人工湿地中的削减效应如图 7 所示。由图 7 可以看出, COD_{Cr} 去除率为 81.73%, SS 的去除率最高, 为 84.32%, 显著高于其他污染物的去除率 ($P < 0.05$), 人工湿地对 BOD₅ 和 NH₄⁺ - N 的去除率差异不显著 ($P > 0.05$), 人工湿地对 TP 的去除率最低 ($P < 0.05$), 各污染物在人工湿地中的削减效应大小依次为: SS > COD_{Cr} > BOD₅ > NH₄⁺ - N > TN > TP。

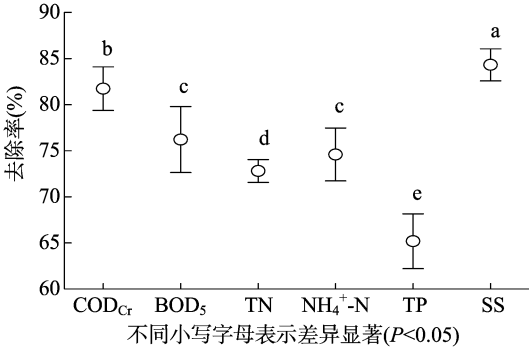


图7 人工湿地对污染物的削减效应

2.8 降雨径流各污染物在人工湿地中的沿程变化

由污染物沿程变化情况 (表 1) 可知,降雨径流各污染物都主要在第 1 格被去除, 其中, COD_{Cr}、TP、SS 和 Pb 均有一半以上的削减效应发生在第 1 格。随着人工湿地沿程进水浓度的增加,其削减效应逐渐下降。首先,第 1 格基质及植物根系的过滤和截留作用能有效地去除大量 COD_{Cr};其次,第 1 格进水浓度较高,而削减效应在一定进水浓度限值内,与其正相关;再者,进水夹带氧气,使得第 1 格内微生物活性水平较高,好氧、厌氧区分层明显,有利于 COD_{Cr} 及 TN、TP 等营养物质被吸收。此外,沿程相邻两格进水浓度差值逐渐减小,削减效应的差异也逐渐缩小,表明随着污染物负荷的减小,对削减效应

的影响减弱。

水流状态下人工湿地第 1 格、第 3 格 TN、NH₄⁺ - N 削减效应较大,是由于随着水流的下渗,水面复氧加剧,使单元格内同时存在明显的好氧、厌氧区域,使得硝化、反硝化过程能同时、快速地进行,从而加大了氮的去除力度。而反硝化过程亦会由于有机碳源的不足而受限。故在保证氧气和碳源供给的情况下,湿地系统沿程能有效发挥脱氮作用。TP 在第 1 格中的削减效应为 43.96%,与后续 3 格差异较大,沿程趋势减弱。这是由于湿地系统运行不到 1 年时间,基质吸附未达到饱和和状态,故在第 1 格就取得较大削减效应。随着 TP 浓度迅速降低,其后续进水中 TP 浓度及污染负荷较低,故削减效应也迅速降低。SS 也是在湿地系统的前端就得到了有效去除,在最后 2 格中几乎没有削减效应。

表 1 降雨径流各污染物在人工湿地中的沿程变化

指标	削减效应 (%)				合计
	第 1 单元格	第 2 单元格	第 3 单元格	第 4 单元格	
COD _{Cr}	57.82	13.26	6.25	4.40	81.73
BOD ₅	54.36	16.78	3.87	1.20	76.21
TN	58.21	9.58	3.25	1.76	72.80
NH ₄ ⁺ - N	51.58	16.06	4.87	2.08	74.59
TP	43.96	13.47	6.38	1.37	65.18
SS	56.36	19.69	5.78	2.49	84.32

2.9 降雨径流各污染物削减效应 (去除率) 之间的相关性

为了分析降雨径流各污染物削减效应之间的关系,采用 Pearson 相关系数法研究了降雨径流各污染物削减效应之间的相关系数。由表 2 可知,降雨径流各污染物削减效应之间存在一定的相关性, COD_{Cr} 与 BOD₅、SS 呈极显著正相关 ($P < 0.01$), 与 TN 和 NH₄⁺ - N 呈显著正相关 ($P < 0.05$); BOD₅ 与 TN、NH₄⁺ - N 和 SS 呈显著正相关 ($P < 0.05$); TN 与 NH₄⁺ - N 呈极显著正相关 ($P < 0.01$); NH₄⁺ - N 与 SS 呈极显著正相关 ($P < 0.01$); TP 与各污染物削减效应之间没有相关性 ($P > 0.05$)。

表 2 各污染物削减效应之间的相关性

指标	相关系数					
	COD _{Cr}	BOD ₅	TN	NH ₄ ⁺ - N	TP	SS
COD _{Cr}	1.000	0.789 **	0.523 *	0.517 *	0.058	0.687 **
BOD ₅		1.000	0.622 *	0.569 *	0.163	0.581 *
TN			1.000	0.892 **	0.113	0.198
NH ₄ ⁺ - N				1.000	0.159	0.603 *
TP					1.000	0.089
SS						1.000

注: ** 表示相关性在 0.01 水平上显著 (双尾), * 表示相关性在 0.05 水平上显著 (双尾)。

3 结论与讨论

人工湿地主要通过植被的截流、过滤以及微生物的新陈代谢等活动净化水质,通常情况下人工湿地基质均为孔隙度较高的砾石,为微生物提供了更多的挂膜空间^[1-3]。本研究中人 工湿地基质为炉渣和泥沙,炉渣和泥沙能够避免土壤系统表面的短流,多孔扩大了表面积,有利于微生物的代谢活动,增强了人工湿地的去除效果^[5,7-8]。综合人工湿地植被对

城市降雨径流各污染物削减效应来看,人工湿地对 TP 的削减效应最低,P 的去除主要以吸附为主,随泥沙颗粒在介质中被截留,通过植被吸收、物理化学作用及微生物降解 3 个方面作用去除,通过微生物的作用和植被的输氧作用形成了氧化态的根区,为好氧、兼性和厌氧微生物提供了各自适宜的生境,其过程受湿地内 pH 值、Al、Fe、Ca 和基质磷本底值等因素的影响。而本试验人工湿地内 pH 值近于中性,又选用 Ca、Fe 较高的石灰石和高炉渣作为湿地基质填料,使磷以不溶性 Ca-P、Fe-P 沉淀为主;当吸附位点饱和后,吸附作用将停止甚至在进水浓度较低时基质会释放磷,基质在某种程度上相当于一个“磷缓冲容器”以调节水中的磷浓度^[20]。对于监测期间获得稳定的高削减效应,主要为湿地基质如石灰石和高炉渣具有较高的吸附沉淀能力,另外植物根系输氧和水面复氧使湿地系统中存在好氧、厌氧交替的微环境,为微生物过量积累磷提供可能。

人工湿地 N 循环较为复杂,主要通过氨的挥发、硝化、反硝化过程、介质的吸附、微生物固氮和以及氮的迁移转化得以去除;对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除主要是通过好氧微生物的降解,硝化和反硝化作用是人工湿地净化 N 的主要途径^[4-5]。本研究人工湿地植被对氮素的削减效应较好,对 TP 的去除效果最差,说明湿地植被对生活污水中氮素的吸收效果较好,这主要是通过人工湿地植被的截流、过滤以及微生物的新陈代谢过程得以去除,人工湿地植被新生根系的须根较多,有利于根区微生物的着生,通过硝化和反硝化途径净化的 N 数量相对较少,从长期角度出发微生物硝化和反硝化作用是人工湿地净化 N 的主要途径,优选根系发达的植被是提高该系统 N 削减效应的重要措施之一,这与前人的研究结果^[13,20-21]一致;而对 TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除机理基本一致。钟成华等认为这是由于系统中厌氧主导,不能提供良好的硝化环境,不能产生大量反硝化作用底物亚硝酸盐和硝酸盐,从而抑制反硝化作用^[22]。由进出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}/\text{TN}$ 值可知,人工湿地复氧能力欠佳,湿地系统中氨化作用及硝化作用较弱,从而反硝化过程受阻,导致 TN 出水浓度较高;TN 出水能达到或接近地表Ⅲ类水标准, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 出水则优于地表Ⅲ类水标准。SS 的削减效应还关系到有机物及氮、磷的去除,因为进水中会有部分有机物及氮、磷黏附在 SS 表面,且随 SS 被过滤、拦截等作用而被截留于湿地系统中,最终被微生物或植物等所利用而去除。

与此同时,人工湿地植被对 TN、TP、SS、 BOD_5 、 COD_{Cr} 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 削减效应的标准差较大,说明环境因子对进水中各项指标的削减效应有较大的影响。由此可知,优选根系发达、生物量较大、富集污染元素较强的植被构建各种植被组合的人工湿地是净化水质的关键措施,对于人工湿地应该选用净化污水能力较强的植被,一方面可以提高人工湿地对污染物的去除效率;另一方面可以减少引用外来植被的投资成本,还可以避免引用外来植被造成的生物入侵危险,同时也说明了人工湿地不同植被对污染物的去除效果和机理不同。人工湿地植被对 TN、TP、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 BOD_5 、 COD_{Cr} 的削减效应在 1—3 月份较小,这时植被生长较为缓慢,未与基质、土壤等形成完整的去污生态系统,人工湿地吸收作用并未表现出来;稳定期(9 月份)植被迅速生长和繁殖,去除效果也更加明显,后期各项生长指标均达到最大,这个时期对 TN、TP、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 BOD_5 、 COD_{Cr} 的去除效果最为明显;11 月份以后,植被密度达

到最大,缺乏有限的空间和资源,地面部分开始枯黄、根系也逐渐溃烂,净化水质效果缓慢下降。

人工湿地整合协调了基质-微生物-植被的净化机理,由于基质吸附净化能力有一定限度,随着时间的推移,基质的吸附净化容量要饱和,一旦基质的吸附容量达到饱和,则不能重复利用,而具有净化污染物能力的植被资源可以重复利用。植被在人工湿地中发挥着重要作用,不仅可以直接摄取和利用污染物的营养物质和有机物,还能提高人工湿地的渗透系数,增强微生物活性、溶解性氧含量等,有利于各类微生物在湿地繁殖与扩散,强化人工湿地净化能力,也可延长湿地基质的使用期限。因此选择生物量较大、富集污染元素较强的植被,也是提高植被系统净化能力和人工湿地净化效果的关键措施。对于人工湿地选用净化污水能力较强的植被,一方面可以提高人工湿地对污染物的去除效率;另一方面可以减少引用外来植被的投资成本;但现实生活中人工湿地植被的构建不是靠单一类型的植被,建议依据湿地生态系统植被多样性及其协同净化作用原理来提高系统的净化能力,构建各种植被组合的人工湿地充分发挥其各成分的协同作用以提高净化污水能力,而在选择和利用的基础上,各种湿地植被间的生态效应和物种变异将是构建人工湿地的难点。

参考文献:

- [1] Coban O, Kuschik P, Kappelmeyer U, et al. Nitrogen transforming community in a horizontal subsurface-flow constructed wetland[J]. Water Research, 2015, 74: 203-212.
- [2] Zhi W, Ji G D. Quantitative response relationships between nitrogen transformation rates and nitrogen functional genes in a tidal flow constructed wetland under C/N ratio constraints [J]. Water Research, 2014, 64: 32-41.
- [3] Villaseñor J, Capilla P, Rodrigo M A, et al. Operation of a horizontal subsurface flow constructed wetland—Microbial fuel cell treating wastewater under different organic loading rates[J]. Water Research, 2013, 47(17): 6731-6738.
- [4] Leung H M, Duzgoren - Aydin N S, Au C K, et al. Monitoring and assessment of heavy metal contamination in a constructed wetland in Shaoguan (Guangdong Province, China): bioaccumulation of Pb, Zn, Cu and Cd in aquatic and terrestrial components[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(10): 9079-9088.
- [5] Lv T, Zhang Y, Zhang L, et al. Removal of the pesticides imazalil and tebuconazole in saturated constructed wetland mesocosms[J]. Water Research, 2016, 91: 126-136.
- [6] Ávila C, Bayona J M, Martín I, et al. Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse[J]. Ecological Engineering, 2015, 80: 108-116.
- [7] Luensmann V, Kappelmeyer U, Benndorf R A, et al. In situ protein-SIP highlights Burkholderiaceae as key players degrading toluene by para ring hydroxylation in a constructed wetland model [J]. Environmental Microbiology, 2016, 18(4): 1176-1186.
- [8] Ding Y, Wang W, Liu X P, et al. Intensified nitrogen removal of constructed wetland by novel integration of high rate algal pond biotechnology[J]. Bioresource Technology, 2016, 219: 757-761.

- Environmental Pollution, 2011, 159(10): 2575–2585.
- [7] Fernandes H M. Heavy metal distribution in sediments and ecological risk assessment: The role of diagenetic processes in reducing metal toxicity in Bottom sediments[J]. Environmental Pollution, 1997, 97(3): 317–325.
- [8] 陈孝杨, 严家平, 贺 勇. 淮河流域安徽段水系沉积物中重金属和有机碳的含量研究[J]. 能源环境保护, 2008, 22(6): 24–28.
- [9] 高 磊. 淮河流域典型污染物多介质累积特征与生态风险评价[D]. 上海: 华东师范大学, 2008.
- [10] Zhang W, Feng H, Chang J, et al. Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: an assessment from different indexes[J]. Environmental Pollution, 2009, 157(5): 1533–1543.
- [11] Pekey H. The distribution and sources of heavy metals in Izmit Bay surface sediments affected by a polluted stream [J]. Marine Pollution Bulletin, 2006, 52(10): 1197–1208.
- [12] Tomlinson D L, Wilson J G, Harris C R, et al. Problems in the assessment of heavy – metal levels in estuaries and the formation of a pollution index [J]. Helgoländer Meeresuntersuchungen, 1980, 33(1): 566–575.
- [13] Sundaray S K, Nayak B B, Lin S, et al. Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments—a case study: Mahanadi basin, India [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 186(2/3): 1837–1846.
- [14] Gong Q J, Deng J, Xiang Y C, et al. Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing [J]. Journal of China University of Geosciences, 2008, 19(3): 230–241.
- [15] Bai J H, Cui B S, Chen B, et al. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake wetland, China [J]. Ecological Modelling, 2011, 222(2): 301–306.
- [16] Wotke P, Wellmitz J, Helm D, et al. Analysis and assessment of heavy metal pollution in suspended solids and sediments of the river Danube [J]. Chemosphere, 2003, 51(8): 633–642.
- [17] Macklin M G. Fluxes and storage of sediment – associated heavy metals in floodplain systems: assessment and river basin management issues at a time of rapid environmental change [J]. Floodplain processes, 1996, 13: 441–459.
- [18] Li Y, Wang Y B, Gou X, et al. Risk assessment of heavy metals in soils and vegetables around non – ferrous metals mining and smelting sites, Baiyin, China [J]. Journal of Environmental Sciences, 2006, 18(6): 1124–1134.
- [19] Rubio B, Nombela M A, Vilas F. Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution [J]. Marine Pollution Bulletin, 2000, 40(11): 968–980.
- [20] Gao X, Chen C T. Heavy metal pollution status in surface sediments of the coastal Bohai Bay [J]. Water Research, 2012, 46(6): 1901–1911.
- [21] Rauret G. Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment [J]. Talanta, 1998, 46(3): 449–455.
- [22] Ankley G T, Ditoro D M, Hansen D J, et al. Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1996, 15(12): 2056–2066.
- [23] Hossain M K, Strezov V, Chan K, et al. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar [J]. Journal of Environmental Management, 2011, 92(1): 223–228.
- [24] Kwok C K, Liang Y, Wang H, et al. Bioaccumulation of heavy metals in fish and Ardeid at Pearl River Estuary, China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014, 106: 62–67.
- (上接第 263 页)
- [9] Shehzadi M, Afzal M, Khan M U, et al. Enhanced degradation of textile effluent in constructed wetland system using *Typha domingensis* and textile effluent – degrading endophytic bacteria [J]. Water Research, 2014, 58: 152–159.
- [10] Zhao Y Q, Collum S, Phelan M, et al. Preliminary investigation of constructed wetland incorporating microbial fuel cell: batch and continuous flow trials [J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 229: 364–370.
- [11] Martin M, Oliver N, Hernandez – Crespo C, et al. The use of free water surface constructed wetland to treat the eutrophicated waters of lake L'Albufera de Valencia (Spain) [J]. Ecological Engineering, 2013, 50(SI): 52–61.
- [12] Abe K, Komada M, Ookuma A, et al. Purification performance of a shallow free – water – surface constructed wetland receiving secondary effluent for about 5 years [J]. Ecological Engineering, 2014, 69: 126–133.
- [13] 于君宝, 侯小凯, 韩广轩, 等. 多介质人工湿地对生活污水中氮和磷的去除效率研究[J]. 湿地科学, 2013, 11(2): 233–239.
- [14] 杜 刚, 黄 磊, 高 旭, 等. 人工湿地中微生物数量与污染物去除的关系[J]. 湿地科学, 2013(1): 13–20.
- [15] 李家科, 高志新, 汪琴琴, 等. 不同水深下多级串联人工湿地对城市地面径流的净化效果[J]. 水土保持学报, 2014, 28(3): 125–133.
- [16] 崔 芳. 利用水平潜流人工湿地净化城市湖泊污水——以西安市兴庆湖为例[J]. 湿地科学, 2015, 13(2): 207–210.
- [17] 吕 涛, 吴树彪, 柳明慧, 等. 潮汐流及水平潜流人工湿地污水处理效果比较研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(8): 1618–1624.
- [18] 周旭丹, 孙晓刚, 赵春莉, 等. 人工湿地植被根区土壤性质及其净化水质季节效应分析[J]. 生态环境学报, 2015, 24(6): 1043–1049.
- [19] 刘长娥, 宋祥甫, 刘福兴, 等. 潜流 – 表面流复合人工湿地的河道水质净化效果[J]. 环境污染与防治, 2014, 36(8): 11–18.
- [20] 籍国东, 孙铁珩, 李 顺, 等. 人工湿地及其在工业废水处理中的应用[J]. 应用生态学报, 2002, 13(2): 224–228.
- [21] 吴振斌, 成水平, 贺 锋, 等. 垂直流人工湿地的设计及净化功能初探[J]. 应用生态学报, 2002, 13(6): 715–718.
- [22] 钟成华, 李 杰, 邓春光. 人工湿地废水处理中氮、磷去除机理研究[J]. 重庆建筑大学学报, 2008, 30(4): 141–146.