

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.09.012

高水力负荷潜流湿地快速净化低污染水体运行研究

葛铜岗¹, 孙永利¹, 黄 鹏¹, 王金丽¹, 尚 巍¹, 周国华²

(1. 中国市政工程华北设计研究总院有限公司, 天津 300074; 2. 天津生态城市政景观有限公司, 天津 300467)

摘 要: 为提高低污染水体旁路循环运行效能,采用较大粒径卵石构建系统中的潜流湿地基质层,测试在 $0.5 \sim 2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 较高水力负荷下运行时的净水效果,试验规模为 $90 \text{ m}^3/\text{d}$ 。结果表明,当水力负荷由 $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 增至 $2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 COD、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 、TP、Chl - a 的平均去除率均呈现递减趋势,当水力负荷提高到 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 以上时,平均去除率的降低幅度快速增大;当水力负荷由 $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 增至 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 COD、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 、TP、Chl - a 的平均负荷削减量均快速增加,水力负荷增至 $1.0 \sim 1.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,平均负荷削减量均保持相对稳定,而当水力负荷再增加时,平均负荷削减量均快速降低至较低水平。可见,采用较大粒径卵石作为基质层,将潜流湿地系统水力负荷提高至 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 左右,以此提升旁路循环净化系统整体运行效能基本可行。

关键词: 低污染水体; 旁路循环净化系统; 高负荷潜流湿地; 快速运行

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000 - 4602(2021)09 - 0075 - 07

Research on Rapid Purification of Low-polluted Water Body by High Hydraulic Load Subsurface Flow Wetland

GE Tong-gang¹, SUN Yong-li¹, HUANG Peng¹, WANG Jin-li¹, SHANG Wei¹, ZHOU Guo-hua²

(1. North China Municipal Engineering Design & Research Institute Co. Ltd., Tianjin 300074, China; 2. Tianjin Eco-city Municipal Landscape Co. Ltd., Tianjin 300467, China)

Abstract: In order to improve the operation efficiency of a bypass circulatory purification system, a subsurface flow wetland with matrix layer of large-size pebbles was constructed in the system, and the purification performance of the subsurface flow wetland was tested under high hydraulic load of $0.5 \sim 2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. When the hydraulic load increased from $0.5 \sim 2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, overall profiles of average removal efficiencies of COD, $\text{NH}_3 - \text{N}$, TP and Chl-a all showed decreasing trends, and the removal efficiencies decreased rapidly especially when the hydraulic load increased to more than $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. When the hydraulic load increased from $0.5 \sim 1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, reduction of the average load of COD, $\text{NH}_3 - \text{N}$, TP and Chl-a increased rapidly. Then, reduction of the average load was relatively stable when the hydraulic load increased from $1.0 \sim 1.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, while reduction of the average load reduced rapidly to a lower level with further increase of the hydraulic load. Therefore, it was

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07403001、2017ZX07106); 中新科技合作计划第四期项目(课题)

basically feasible to increase the hydraulic load of the subsurface flow wetland system to about $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ by using large-size pebbles as the matrix layer, so as to improve the overall operational efficiency of the bypass circulatory purification system.

Key words: low-polluted water body; bypass circulatory purification system; high hydraulic load subsurface flow wetland; rapid operation

近十几年来,我国城镇排水与污水处理行业快速发展,区域水环境质量恶化趋势得到明显遏制,而低污染水体治理开始成为城市水环境领域的重要关注问题之一。所谓低污染水体,主要是指受污染的水体经一定工程措施治理后,其主要污染物浓度虽然优于城镇污水处理厂相关排放标准,但仍不能稳定满足《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅲ类或Ⅳ类水体标准的地表水体^[1-2]。在低污染水体的旁路治理技术方法中,位于水体岸带的专用设施是关键单元,其工艺技术选择也是影响污染水体旁路循环净化效果的重要因素。

人工湿地作为一种集人工基质、景观水生植物、自然微生物及工程构造于一体的净水要素集成设施^[3],在污染水体净化中得到广泛应用^[2-6],但其运行效果始终受到用地面积影响^[7]。将人工湿地作为旁路循环净化系统的专用水质净化设施时,其水力负荷就成为整个系统的主要影响因子。现阶段人工湿地相关标准规范中对水力负荷要求一般不超过 $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ^[8-9]。如能根据低污染水的水质特征,进一步提高人工湿地运行负荷,对提升旁路系统水循环规模,进而快速净化水体具有实践意义。

静湖-故道河是中新生态城内最大的景观水体,总面积约 2 km^2 ,主要由再生水补给,水质总体满足《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)的Ⅳ类标准,但因大气沉降等污染源的不确定性,部分指标局部时段仍有较小幅度波动。以该水体为研究对象,构建了以潜流湿地单元为净水设施的旁路循环净化试验装置,鉴于水体污染物浓度相对较低的实际情况,采用较大粒径卵石构建潜流湿地的基质层,观测其在较高水力负荷下的净水效果,为进一步提升低污染水体的旁路循环净化系统整体效能提供技术依据,对适宜采取旁路循环净化系统的封闭/半封闭型或流动性景观水体均具有参考意义。

1 试验设施构建与技术原理

① 试验设施构建

在中新生态城景观水体故道河岸带构建了6套

低污染水体旁路循环净化试验设施,每套设施的规模为 $90 \text{ m}^3/\text{d}$,工艺流程如图1所示。通过引水管及提升泵,将景观水体故道河的水提升至潜流人工湿地系统,经其净化后出水通过出水管重新补入景观水体故道河当中,依次流经分散设置在景观水体水面上的模块式生态浮岛及光伏喷泉的服务区域,再次经引水管进入旁路净化系统,形成闭路循环。其中,引水管、出水管均为单排管;生态浮岛的水面覆盖率为10%,光伏喷泉的服务水面范围为 $0.5 \text{ hm}^2/\text{台}$ 。

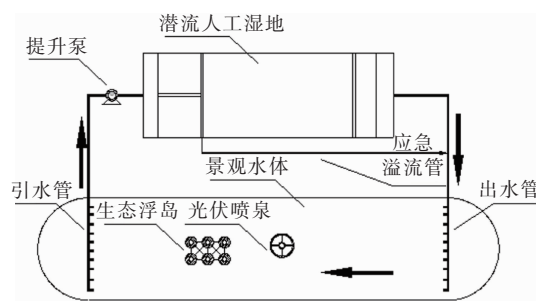


图1 低污染水旁路循环净化系统工艺流程

Fig.1 Process flow chart of bypass circulatory purification system of low-polluted water

在低污染水体旁路循环净化系统工艺流程中,潜流人工湿地系统既是水质净化的核心单元,也是整体系统过水能力的主要制约单元。为提高旁路循环净化系统的过水能力,采用大粒径卵石构建潜流人工湿地系统的基质层,以创造其高负荷运行的物质条件。同时,为缓解潜流人工湿地系统高负荷可能带来的快速堵塞^[10]及出水流态波动问题,在湿地单元前端设置砂滤池以快速去除悬浮物、藻类,在后端设置平稳出流波动及具有复氧功能的粗糙坡面。潜流人工湿地系统包括水量波动调节槽、下向流砂滤池、潜流湿地单元、整流坡面和集水槽(见图2)。同时,设置应急溢流通道(见图1),当后续湿地单元进行植物更换和植物养护时,也能保证水体经过砂滤池的初步处理后溢流应急排放。其中,砂滤池的底部为承托层,上面设置石英砂过滤层,层间用无纺

布隔离;潜流湿地单元的基质为厚度0.8 m的较大粒径卵石层,卵石粒径为20~50 mm,其上层为植物层,按植株栽种密度为25~49株/ m^2 确定栽植穴位置,栽植穴采用厚度为0.05~0.1 m的细碎石网杯,植物根系长为40~60 cm,试验所选植物为采自生态城当地河边的野生芦苇;整流坡面顶部为坡度由1:1平滑转变为1:4的弧形流水糙面。

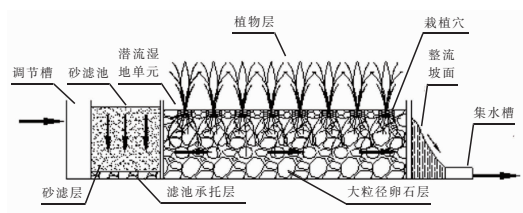


图2 高负荷潜流人工湿地构成示意

Fig.2 Schematic diagram of high hydraulic load subsurface flow constructed wetland

② 技术原理

低污染水体旁路循环净化系统的运行过程分为水动力循环过程、离线净化过程及在线修复过程。其中,水动力循环过程形成景观水体故道河水的闭路循环,通过动力提升来增加水体的流速,强化水体交换能力与湿地系统净化出水稀释的双重功能,促进水域污染物的自然降解转化、抑制藻类生长以及群体聚集。

离线净化过程依托高负荷潜流人工湿地系统,景观水体故道河水进入调节槽调蓄水量波动,并重力沉淀较重的悬浮颗粒物后,进入砂滤池过滤藻类及部分较细悬浮颗粒物,然后进入潜流人工湿地单元,经大粒径卵石过滤层吸附、沉淀及其附着生物膜降解,植物同化吸收及根系微生物降解,水力条件改变等多过程综合作用后,污染物得到较彻底削减,由于水在潜流人工湿地单元的流程相对复杂,停留时间相对较长,污染物的生物降解将导致水的含氧量降低,出水经整流坡自然复氧后,排入集水槽,完成离线净化过程。

在线修复系统是指在景观水体故道河水循环流线上适当位置,按景观要求设置拼装不同形状的生态浮岛,通过植物同化吸收作用及根系附着微生物膜的降解作用,转移转化水体中氮、磷等营养物质,同时穿插设置光伏喷泉,强化水体跌水复氧,并在水体布局促成与宏观推动互为补充的垂向小循环流,增强水体自净能力。

2 试验设施运行与结果分析

选取湿地植物生长态势相对稳定的6月—8月,分别按0.5、0.8、1.0、1.2、1.5、2.0 $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷,同时连续运行6套试验设施,取样测试潜流人工湿地的进出水COD、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 、TP、Chl-a,分析湿地系统在不同水力负荷下的实际效果。

① COD去除效果分析

潜流人工湿地系统在运行期间,进水COD浓度在25~50 mg/L之间,平均为37 mg/L;水力负荷分别为0.5、0.8、1.0、1.2、1.5、2.0 $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的试验设施的出水COD浓度范围分别为9~38、10~44、14~41、11~53、14~42、20~54 mg/L,平均值分别为21、23、23、26、28、34 mg/L。可见,各潜流人工湿地系统对水体COD的总体平均去除率达到30%,总体平均负荷削减量达到111.61 $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。采用COD平均去除率及COD平均负荷削减量表征不同水力负荷条件下潜流湿地系统对水体COD的去除效果,如图3所示。

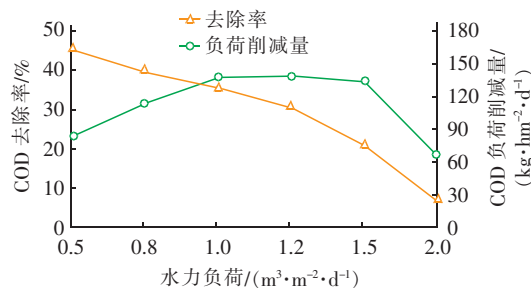


图3 不同水力负荷下COD去除效果

Fig.3 Removal effect of COD under different hydraulic loads

可见,水体COD去除效果受潜流人工湿地系统水力负荷的影响较明显。随着潜流人工湿地系统的水力负荷不断提高,对水体COD的平均去除率呈现不同程度递减趋势。具体来讲,当水力负荷由0.5 $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至1.2 $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体COD的平均去除率由45.5%逐渐降至30.6%,相当于平均每提高0.1 $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷,COD的平均去除率降低2.13个百分点;当水力负荷由1.2 $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至2.0 $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体COD的平均去除率由30.6%降至6.9%,相当于平均每提高0.1 $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷,COD的平均去除率降低2.96个百分点。可见,当水力负荷超过1.2 $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体COD的平均去除率降低幅度相对较大。

随着潜流人工湿地系统的水力负荷不断提高,对水体 COD 的平均负荷削减量呈现先快速升高后经一段平稳变化期后又快速下降的变化趋势。具体来讲,当水力负荷由 $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 COD 的平均负荷削减量由 $82.62 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 升至 $136.27 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,相当于平均每提高 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷,COD 的平均负荷削减量提高 $10.73 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$;当水力负荷由 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $1.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 COD 的平均负荷削减量基本维持在 $134.26 \sim 136.89 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 相对较小的变动范围内;当水力负荷由 $1.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 COD 的平均负荷削减量由 $134.26 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 降至 $65.82 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,相当于平均每提高 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷,COD 的平均负荷削减量降低 $13.69 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。可见,当水力负荷超过 $1.2 \sim 1.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 COD 的平均负荷削减量降低幅度相对较大。

② $\text{NH}_3 - \text{N}$ 去除效果分析

潜流人工湿地系统在运行期间,进水 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 浓度在 $0.43 \sim 0.97 \text{ mg/L}$ 之间,平均为 0.71 mg/L ;水力负荷分别为 $0.5, 0.8, 1.0, 1.2, 1.5, 2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的湿地系统设施的出水 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 浓度范围分别为 $0.24 \sim 0.42, 0.11 \sim 0.59, 0.14 \sim 0.70, 0.21 \sim 0.82, 0.24 \sim 1.03, 0.29 \sim 1.14 \text{ mg/L}$,平均值分别为 $0.31, 0.34, 0.36, 0.42, 0.52, 0.63 \text{ mg/L}$ 。由此可见,各潜流人工湿地系统试验设施对水体中 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的总体平均去除率达到 39% ,总体平均负荷削减量达到 $2.72 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。采用 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 平均去除率及 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 平均负荷削减量表征不同水力负荷条件下潜流湿地系统对水体 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的去除效果,如图 4 所示。

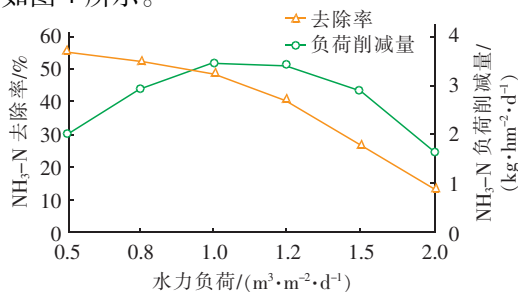


图 4 不同水力负荷下 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 去除效果

Fig. 4 Removal effect of $\text{NH}_3 - \text{N}$ under different hydraulic loads

可见,水体 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 去除效果受潜流人工湿地系统水力负荷的影响较明显。随着潜流人工湿地系统的水力负荷不断提高,对水体 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的平均去除率呈现不同程度递减趋势。具体来讲,当水力负荷由 $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的平均去除率由 55.4% 逐渐降至 40.4% ,相当于平均每提高 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 水力负荷, $\text{NH}_3 - \text{N}$ 平均去除率降低 2.14 个百分点;当水力负荷由 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体中 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的平均去除率由 40.4% 下降至 12.6% ,相当于平均每提高 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷, $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的平均去除率降低 3.48 个百分点。可见,当水力负荷超过 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的平均去除率降低幅度相对较大。

随着潜流人工湿地系统的水力负荷不断提高,对水体 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的平均负荷削减量呈现先快速升高后经一段相对较短的平稳变化期后又快速下降的变化趋势。具体来讲,当水力负荷由 $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的平均负荷削减量由 $2.01 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 迅速升至 $3.43 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,相当于平均每提高 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷, $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的平均负荷削减量提高 $0.28 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$;当水力负荷由 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的平均负荷削减量基本维持在 $3.41 \sim 3.43 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 相对较小的变动范围内;当水力负荷由 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的平均负荷削减量由 $3.41 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 迅速降至 $1.63 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,相当于平均每提高 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷, $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的平均负荷削减量降低 $0.22 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。由此可见,当水力负荷超过 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的平均负荷削减量降低幅度相对较大。

③ TP 去除效果分析

潜流人工湿地系统在运行期间,进水 TP 浓度在 $0.15 \sim 0.40 \text{ mg/L}$ 之间,平均为 0.27 mg/L ;水力负荷分别为 $0.5, 0.8, 1.0, 1.2, 1.5, 2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的试验设施的出水 TP 浓度范围分别为 $0.03 \sim 0.13, 0.03 \sim 0.22, 0.04 \sim 0.19, 0.05 \sim 0.24, 0.06 \sim 0.28, 0.08 \sim 0.41 \text{ mg/L}$,平均值分别为 $0.07, 0.09, 0.10, 0.13, 0.16, 0.22 \text{ mg/L}$ 。可见,各潜流人工湿

地系统试验设施对水体 TP 的总体平均去除率达到 51%,总体平均负荷削减量为 $1.37 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。采用 TP 平均去除率及 TP 平均负荷削减量表征不同水力负荷条件下潜流湿地系统对水体 TP 的去除效果,如图 5 所示。

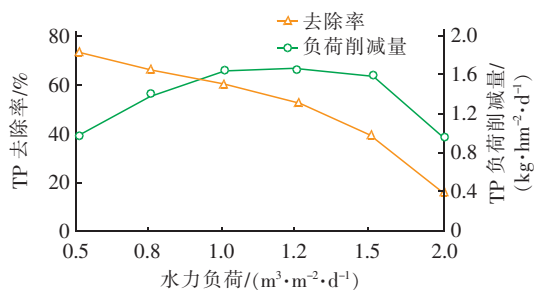


图5 不同水力负荷下 TP 去除效果

Fig.5 Removal effect of TP under different hydraulic loads

可见,水体 TP 去除效果受潜流人工湿地系统水力负荷的影响较明显。随着潜流人工湿地系统的水力负荷不断提高,对水体 TP 的平均去除率呈现不同程度递减趋势。具体来讲,当水力负荷由 $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 TP 的平均去除率由 72.8% 逐渐降至 52.0%,相当于平均每提高 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷,TP 的平均去除率降低 2.97 个百分点;当水力负荷由 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 TP 的平均去除率由 52.0% 降至 16.1%,相当于平均每提高 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷,TP 的平均去除率降低 4.49 个百分点。可见,当水力负荷超过 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 TP 的平均去除率降低幅度明显增大。

随着潜流人工湿地系统的水力负荷不断提高,对水体 TP 的平均负荷削减量呈现先快速升高后经一段相对平稳期后又快速下降的变化趋势。具体来讲,当水力负荷由 $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 TP 的平均负荷削减量由 $0.98 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 升至 $1.64 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,相当于平均每提高 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷,TP 的平均负荷削减量提高 $0.13 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$;当水力负荷由 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $1.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 TP 的平均负荷削减量基本维持在 $1.57 \sim 1.64 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 相对较小的变动范围内,这与高奇英等^[11]的研究结果基本一致;当水力负荷由 $1.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 TP 的

平均负荷削减量由 $1.57 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 降至 $0.96 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,相当于平均每提高 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷,TP 的平均负荷削减量降低 $0.12 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。可见,水力负荷 $> 1.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 TP 的平均负荷削减量明显降低。

④ Chl-a 去除效果分析

潜流人工湿地系统在运行期间,进水 Chl-a 浓度在 $23.81 \sim 49.45 \mu\text{g}/\text{L}$ 之间,平均为 $37.11 \mu\text{g}/\text{L}$;水力负荷分别为 $0.5, 0.8, 1.0, 1.2, 1.5, 2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的试验设施的出水 Chl-a 浓度范围分别为 $5.05 \sim 17.89, 4.34 \sim 17.85, 8.55 \sim 20.13, 6.30 \sim 27.67, 9.75 \sim 35.46, 15.26 \sim 44.33 \mu\text{g}/\text{L}$,均值分别为 $10.33, 11.31, 13.45, 16.77, 21.79, 30.51 \mu\text{g}/\text{L}$ 。可见,各潜流人工湿地系统试验设施对水体 Chl-a 的总体平均去除率达到 53%,总体平均负荷削减量达到 $197.13 \text{ g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。采用 Chl-a 平均去除率以及 Chl-a 平均负荷削减量表征不同水力负荷条件下潜流湿地系统对水体中 Chl-a 的去除效果,如图 6 所示。

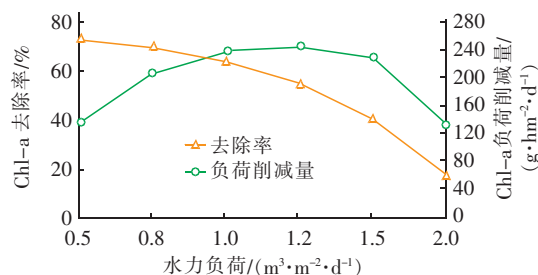


图6 不同水力负荷下 Chl-a 去除效果

Fig.6 Removal effect of Chl-a under different hydraulic loads

可见,水体 Chl-a 的去除效果同样受潜流人工湿地系统水力负荷的影响较明显。随着潜流人工湿地系统的水力负荷不断提高,对水体 Chl-a 的平均去除率呈现不同程度递减趋势。具体来讲,当水力负荷由 $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 Chl-a 的平均去除率由 72.1% 缓慢降至 63.8%,相当于平均每提高 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷,Chl-a 的平均去除率降低 1.66 个百分点;当水力负荷由 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 Chl-a 平均去除率由 63.8% 降至 17.1%,相当于平均每提高 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷,Chl-a 的平均去除率降低 4.67 个百分点。可见,当水力负荷超过 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 Chl-a

的平均去除率降低幅度明显增大。

随着潜流人工湿地系统的水力负荷不断提高,对水体 Chl-a 的平均负荷削减量呈现先快速升高后经一段相对平稳期后又快速下降的变化趋势。具体来讲,当水力负荷由 $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 Chl-a 的平均负荷削减量由 $134 \text{ g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 升至 $237 \text{ g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,相当于平均每提高 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷,Chl-a 的平均负荷削减量提高 $20.6 \text{ g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$;当水力负荷由 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $1.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体中 Chl-a 的平均负荷削减量基本维持在 $230 \sim 244 \text{ g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 相对较小的变动范围内;当水力负荷由 $1.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 Chl-a 的平均负荷削减量由 $230 \text{ g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 降至 $132 \text{ g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,即平均每提高 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的水力负荷,Chl-a 的平均负荷削减量降低 $19.6 \text{ g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。可见,水力负荷 $> 1.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 Chl-a 的平均负荷削减量明显降低。

3 结论

① 潜流人工湿地系统作为低污染水体旁路循环净化系统的离线净水主体设施,对水体 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、Chl-a 具有明显的去除效果,且净水效能受水力负荷的影响相对明显。

② 潜流人工湿地系统对水体 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、Chl-a 的平均去除率均随水力负荷增加而呈现递减趋势,当水力负荷由 $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、Chl-a 的平均去除率降低得相对缓慢,当水力负荷进一步提高至 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 以上时,水体 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、Chl-a 的平均去除率均呈现快速降低趋势。

③ 潜流人工湿地系统对水体 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、Chl-a 的平均负荷削减量均随水力负荷增加而呈现先快速增加后经一段相对平稳期后又快速降低的变化趋势。当水力负荷由 $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 提高至 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,水体中 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、Chl-a 的平均负荷削减量均明显升高;当水力负荷在 $1.0 \sim 1.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 范围内变动时,COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、Chl-a 的平均负荷削减量均能稳定在相对较小的变化范围内;而当水力负荷进一步提高至 $1.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 以上时,水体 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、Chl-a 的平均负荷削减量又快速降低。

④ 采用大粒径卵石作为基层,将潜流人工湿地系统水力负荷提升至 $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 左右,以此提高低污染水体旁路循环净化系统的整体运行效能是基本可行的。

参考文献:

- [1] 薛利红,杨林章. 太湖流域稻田湿地对低污染水中氮磷的净化效果[J]. 环境科学研究,2015,28(1): 117-124.
XUE Lihong, YANG Linzhang. Purification of water with low concentrations of N and P in paddy wetlands in Taihu region[J]. Research of Environmental Sciences, 2015, 28(1): 117-124 (in Chinese).
- [2] 凌子微,全欣楠,李亚红,等. 处理低污染水的复合人工湿地脱氮过程[J]. 环境科学研究,2013,26(3): 320-325.
LING Ziwei, TONG Xinnan, LI Yahong, et al. Study on nitrogen removal process of treatments for slightly contaminated water on hybrid constructed wetlands[J]. Research of Environmental Sciences, 2013, 26(3): 320-325 (in Chinese).
- [3] 葛铜岗,黄鹏,尚巍,等. 人工湿地在天津生态城水系构建中的应用建议研究[J]. 环境科学与管理,2016,41(12): 140-143.
GE Tonggang, HUANG Peng, SHANG Wei, et al. Application of constructed wetlands in landscape water system construction in Sino-Singapore Tianjin Eco-city[J]. Environmental Science and Management, 2016, 41(12): 140-143 (in Chinese).
- [4] 陈思莉,易皓,魏清伟,等. 河道旁路人工湿地处理系统设计实例[J]. 中国给水排水,2015,31(24): 56-59.
CHEN Sili, YI Hao, GUO Qingwei, et al. Design of river bypass constructed wetland treatment system[J]. China Water & Wastewater, 2015, 31(24): 56-59 (in Chinese).
- [5] 胡洪营,孙艳,席劲璞,等. 城市黑臭水体治理与水质长效改善保持技术分析[J]. 环境保护,2015,43(13): 24-26.
HU Hongying, SUN Yan, XI Jinying, et al. Treatment and water quality improvement technology of black-and-malodorous water body in urban area[J]. Environmental Protection, 2015, 43(13): 24-26 (in Chinese).
- [6] 葛铜岗,段梦,张维,等. 中新生态城多功能人工湿地建设及持续性效果[J]. 中国给水排水,2018,34

- (13):80-85.
- GE Tonggang, DUAN Meng, ZHANG Wei, *et al.* Construction and continuous performance of multifunctional constructed wetlands in Sino-Singapore Tianjin Eco-city[J]. *China Water & Wastewater*,2018, 34(13):80-85(in Chinese).
- [7] 周曼舒,李冬梅,马艳,等. 人工湿地作为微污染水源水预处理技术的研究进展[J]. *江苏水利*,2018(9): 16-18,25.
- ZHOU Manshu, LI Dongmei, MA Yan, *et al.* Research progress on artificial wetlands as pretreatment technology for micro-polluted source water [J]. *Jiangsu Water Resources*,2018(9):16-18,25(in Chinese).
- [8] 曾磊,雷培树,蔡世颜,等. 人工湿地工程应用中面积计算与基质堵塞研究进展[J]. *湿地科学与管理*, 2019,15(4):67-70.
- ZENG Lei, LEI Peishu, CAI Shiyan, *et al.* Research progress in area calculation and matrix blockage in constructed wetland engineering applications [J]. *Wetland Science & Management*,2019,15(4):67-70 (in Chinese).
- [9] 张翔,李子富,周晓琴,等. 我国人工湿地标准中潜流湿地设计分析[J]. *中国给水排水*,2020,36(18): 24-31.
- ZHANG Xiang, LI Zifu, ZHOU Xiaoqin, *et al.* Design analysis of subsurface flow wetland in constructed wetland standards in China [J]. *China Water & Wastewater*,2020,36(18):24-31(in Chinese).
- [10] 颜秉斐,肖书虎,廖纯刚,等. 潜流人工湿地长效运行脱氮研究进展[J]. *环境工程技术学报*,2019,9(3): 239-244.
- YAN Bingfei, XIAO Shuhu, LIAO Chungang, *et al.* Research progress of long-term nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands [J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2019, 9(3): 239-244(in Chinese).
- [11] 高奇英,沈文钢,刘晓波. 高水力负荷下人工湿地处理污水厂尾水的研究[J]. *环境科学导刊*,2018,37(6):66-71.
- GAO Qiyang, SHEN Wengang, LIU Xiaobo. Study on treatment of municipal sewage plant effluent by constructed wetland at high hydraulic load [J]. *Environmental Science Survey*,2018,37(6):66-71(in Chinese).
- 作者简介:葛铜岗(1981-),男,河北衡水人,硕士,高级工程师,从事城市水环境治理工程技术研究。
- E-mail: getonggang2004@163.com
- 收稿日期:2020-08-16
- 修回日期:2020-09-30

(编辑:孔红春)

节约每一滴水,
回收每一滴水,
让每一滴水多循环一次