

# 基质改良和结构优化强化雨水生物滞留系统除污

仇付国, 代一帆, 卢超, 付昆明

(北京建筑大学 城市雨水系统与水环境教育部重点实验室, 北京 100044)

**摘要:** 传统生物滞留系统对 TSS、重金属和 COD 有较好的去除效果,但对 N、P 的去除效果不稳定。为了强化对 N、P 的去除,尝试用铝污泥和沸石对传统基质填料进行改良以提高系统对氨氮和磷的吸附效果,并在系统底部设置淹没区创造缺氧环境以提高系统对硝态氮的去除效果。模拟滞留柱试验采用 15% 铝污泥和 85% 沸石作为填料,对比了在无淹没区和有淹没区条件下对模拟雨水中各种污染物的去除效果。结果表明,在无淹没区条件下,系统对进水 TSS 负荷的变化有很好的抗冲击能力,当进水 TSS 为 100~400 mg/L 时,出水 TSS 浓度始终在 20 mg/L 以下。当进水 COD 为 150~250 mg/L、TP 为 2.5~7 mg/L、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  为 3~4 mg/L、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  为 6~10 mg/L 时,系统对 COD、TP、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的平均去除率分别为 76%、98%、97%、36%。在有淹没区且进水浓度基本相同的条件下,系统对 TSS、COD、TP、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  等污染物的去除率较无淹没区时均没有大的变化,但对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的平均去除率则上升为 79%。同时,系统对 As、Pb、Zn、Cu、Hg、Cd、Cr 等重金属也有良好的去除效果。添加铝污泥后提高了滞留系统对磷和重金属的控制能力。

**关键词:** 雨水生物滞留系统; 基质改良; 铝污泥; 沸石; 氮; 磷

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** C **文章编号:** 1000-4602(2017)07-0157-06

## Media Amendment and Structure Modification to Enhance Pollutants Removal in Bioretention System

QIU Fu-guo, DAI Yi-fan, LU Chao, FU Kun-ming

(Key Laboratory of Urban Stormwater System and Water Environment < Ministry of Education >, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China)

**Abstract:** Traditional bioretention system is effective in removing TSS, COD, and heavy metals while the removal efficiency of N and P is highly variable. Targeting at enhancing the removal of N and P, media was amended with aluminum-based water treatment residuals (AWTRs) and zeolite to adsorb N and P, and submerged area was designed at the bottom of the system to create a stable anaerobic zone for the removal of nitrates. A mixture of 15% AWTRs and 85% zeolite was used as the media in the bioretention system. The pollutants removal efficiencies were compared between bioretention systems with and without submerged area. The level of TSS in the effluent was maintained under 20 mg/L with the influent TSS in range of 100–400 mg/L. The levels of COD, TP,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  and  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  in influent were 150–250 mg/L, 2.5–7 mg/L, 3–4 mg/L and 6–10 mg/L respectively, and the average removal rates by the bioretention system without submerged area were 76%, 98%, 97% and 36%, respectively.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51278024); 住房和城乡建设部科学技术项目(K42016090); 北京建筑大学科学研究基金资助项目(00331616055)

Experiments indicated that creating a submerged area did not decrease the removal of TSS, COD, TP and  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ . However, the  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  removal rate was increased to 79%. In addition, the amended bioretention system presented enhanced performances in heavy metals removal.

**Key words:** bioretention system; media amendment; AWTR; zeolite; nitrogen; phosphorus

低影响开发(LID)是现代雨水管理体系中非常具有代表性的一种生态技术措施<sup>[1]</sup>。而生物滞留系统是目前最常用的LID手段之一。在早期的生物滞留设施填料设计中,为保证成本和施工便捷,一般会就地选择具有良好渗透性的自然土壤,比如砂质壤土、壤质砂土<sup>[2]</sup>。生物滞留系统对悬浮固体、油脂、有机碳、重金属及病原菌等有很好的去除效果,但对N、P的去除效果却有很大波动,甚至会出现出水氮、磷浓度高于进水的情况<sup>[3~5]</sup>。

为强化N、P的去除,对系统的填料和结构进行了优化。采用对氮、磷有良好吸附效果的材料对基质进行改良能够防止氮、磷的泄漏,铝污泥作为给水厂净水过程的副产物,含有混凝过程中投加的铝铁的化合物并具有一定的比表面积和发达的孔隙,对磷具有良好的吸附能力<sup>[6]</sup>,其对磷的饱和吸附量可达到40.07 g/kg<sup>[7]</sup>。沸石作为一种传统吸附氮氮的材料,对氨氮具有良好的吸附效果,因此利用铝污泥和沸石作为生物滞留设施的填料能够提高对氮、磷等污染物的去除率。在滞留设施结构上,通过在设施底部增设饱和淹没区,不仅可以提供缺氧环境促进反硝化的进行以提高对总氮的去除效果,还能减轻干旱对植物的胁迫<sup>[8]</sup>。笔者尝试利用铝污泥和沸石作为雨水生物滞留设施的填料,考察了铝污泥沸石填料滞留系统的处理效果。通过模拟雨水净化试验,考察改良后系统对各种污染物的去除效能。对设置淹没区后硝态氮的强化去除进行了试验,比较了设置淹没区前后系统对总氮的去除效能变化。

## 1 试验材料与方法

### 1.1 填料

试验所用沸石购自北京市某水质净化公司,粒径范围为2~4 mm,孔隙率 $\geq 48\%$ ,密度为2.6 t/m<sup>3</sup>。铝污泥取自北京市某自来水厂,使用前在室外环境下自然风干,至质量恒定为止。自然风干后筛分,粒径为1~2 mm。铝污泥中Fe、Al含量较高( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ :9.12%, $\text{Al}_2\text{O}_3$ :19.34%)。装置在运行过程中可能会出现填料堵塞及有机物滤出等问题,根据

国内外生物滞留系统运行经验,即当填料的渗透系数大于 $10^{-3}$  cm/s时,系统运行过程中一般不会出现堵塞问题。FAWB(Facility for Advanced Water Biofiltration)规定生物滞留填料中有机质含量宜为3%~5%,如果过低会降低保水性,不利于植物生长,过高则会在长期运行中出现有机营养物的淋洗现象。本试验采用质量分数为85%的沸石添加15%铝污泥混合填料,通过测定,混合填料的渗透系数为0.33 cm/s、有机物含量为3.74%、孔隙率为47.3%,符合设计要求。

### 1.2 试验装置

生物滞留柱构造如图1所示,自上而下分别为蓄水层、种植土层、填料层和砾石层。装置主体为PVC材质柱状结构,高度为1 400 mm,直径为300 mm,壁厚为6 mm。每组装置外壁沿竖直方向设有四组取样口,排水管设于装置底部,管径为25 mm,排水管外端连接有沿竖直方向的抬升管,并分设不同高度的出水口,以控制装置内淹没区深度,相邻两出水口之间相距400 mm。

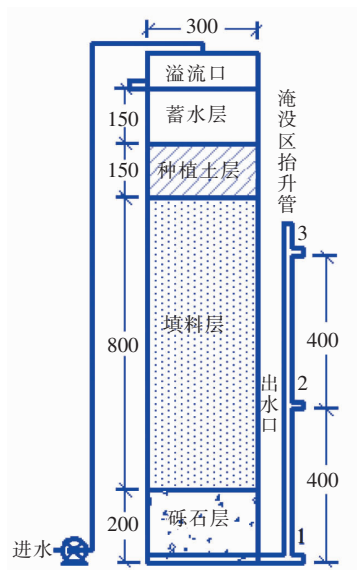


图1 生物滞留系统装置示意

Fig.1 Schematic diagram of bioretention system

系统填料层之上设置一定深度的种植土,以满

足生物滞留系统内植物的正常生长。试验种植土选用褐土与砂子,并按照80%砂子和20%壤土配制。北京本地褐土中有机质成分为2.5%~6.0%,碱解氮和水溶性磷的含量分别为60~100和10 mg/kg;此外,土壤中钾含量较高,平均达到100 mg/kg。因此,配比后的种植土能满足植物正常生长。滞留柱内种植耐涝、耐旱、耐寒的草本植物马莲。马莲茎叶发达,根部细长浓密,能够适应极端恶劣天气,尤其耐强盐、碱,在含盐量为7%、pH值达7.9~8.8的环境下仍能稳定生长。滞留柱设置了较大的填料深度(80 cm)。设施最底层设砾石排水层,其目的在于承接上部填料层,保证内部结构稳定的同时利用砾石结构间隙提供贮水空间,利于下渗雨水及时排出。填料层与砾石层的颗粒粒径差异很大,在运行过程中,较小填料颗粒会侵入底部砾石间隙中,增加穿孔集水管堵塞的概率。为解决上述问题,本次试验在填料层和砾石排水层之间增加一定厚度的砂砾层,砂砾层和砾石层的总厚度为20 cm。

### 1.3 人工雨水配制及运行控制

参考道路初期径流的各项污染物指标,通过投加化学药剂、道路沉积土以及自来水人工配制雨水。雨水中各污染物指标如下:COD为100~250 mg/L(来自邻苯二甲酸氢钾),TP为2.5~7 mg/L(来自磷酸二氢钾), $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为1~5 mg/L(来自氯化铵), $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为4~10 mg/L(来自硝酸钾),TN为7~16 mg/L(来自氯化铵、硝酸钾),TSS为100~400 mg/L(来自道路沉积土),Cu、Zn、Cd、Pb、Cr、Hg、As均为0.02~1.2 mg/L(分别来自 $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{ZnCl}_2$ 、 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{PbNO}_3$ 、 $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 、 $\text{HgI}_2$ 、 $\text{As}_2\text{O}_3$ 标样)。

试验分启动和运行两个阶段。装置内填料分层填装完毕并栽种植物后,开始系统的启动阶段。此阶段每天每柱进水30 L,为了冲洗填料中固有营养成分,进水为自来水。在此阶段植物和内部微生物开始生长。定期检测装置出水水质,当水质稳定后,启动阶段结束,此阶段时间为2周。启动阶段结束后,系统进入正常运行阶段。试验过程中采用间歇进水方式,装置每天进水40 L,滞留柱的雨水停留时间为47 min。通过调节进水泵运行参数,使进水流速恒定为340 mL/min,进水时间维持在2 h。按照《海绵城市建设技术指南》中生物滞留设施面积一般占汇水面积的5%~10%,本次试验选取生物

滞留设施占汇水面积的5%,径流系数为0.9估算,汇入池子的水量相当于总降雨量为31.5 mm,其强度相当于一次暴雨。试验阶段,通过对抬升管不同高度出水口阀门的开闭,实现生物滞留设施无淹没区和有淹没区两种不同的运行模式。

### 1.4 水样的采集和分析

试验每天进水40 L,每次进水2 h,每5 d为一个周期,由于一个周期中每天的出水水质检测结果基本一致,因此每周期的分析只收集第5天的全部出水,然后测定出水中COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TN、TSS、TP,检测方法按照《水和废水监测分析方法》(第4版)的要求进行。重金属采用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)测定。

## 2 结果与分析

### 2.1 TSS的去除

考察了填料无淹没运行条件下滞留系统对TSS的去除效果。结果表明,SS进入生物滞留系统后,由于覆盖层和种植土层的拦截过滤作用几乎完全被去除。一般来说,TSS在土壤表层200 mm内即可得到有效去除<sup>[9]</sup>。因此填料种类对TSS去除率的影响很小。此外,在整个试验过程中,尽管进水TSS浓度为100~400 mg/L,但系统出水TSS浓度基本稳定在20 mg/L以下,对TSS的平均去除率在93%~95%之间,出水TSS优于美国规定的生物滞留系统出水TSS<25 mg/L的排放目标<sup>[10]</sup>,这表明生物滞留系统对进水TSS负荷的变化有很好的抗冲击能力,生物滞留系统对雨水中TSS的去除稳定而可靠。

### 2.2 COD的去除

无淹没运行条件下生物滞留系统对COD的去除效果如图2所示。COD的去除主要依靠种植土和填料的过滤及吸附作用、微生物代谢分解作用、植物的同化吸收三个方面。沸石填料的粒径在2~4 mm之间,其水力渗透系数大、水力停留时间短,不具备较长的雨水填料接触时间,无法为COD吸附沉降和微生物挂膜生长提供适宜的环境。而使用铝污泥改良后的沸石填料粒度较小、孔隙率较低,有较长的水力停留时间,利于有机物在填料表层的吸附和微生物的降解。系统进水COD为150~250 mg/L,出水COD为18~79.4 mg/L,平均去除率为76%,绝大部分出水COD浓度达到了《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中的一级B标准。由于试验中COD是利用邻苯二甲酸氢钾配制,



属于溶解性难降解有机物,且试验装置前期由于微生物数量少使得 COD 去除率较低,在试验后期进行填料淹没试验时 COD 的去除效果稳定,出水 COD < 50 mg/L。试验也发现,因为有机物的生物降解作用受装置中溶解氧的限制,出水 COD 浓度随着进水 COD 浓度的增加而增加。

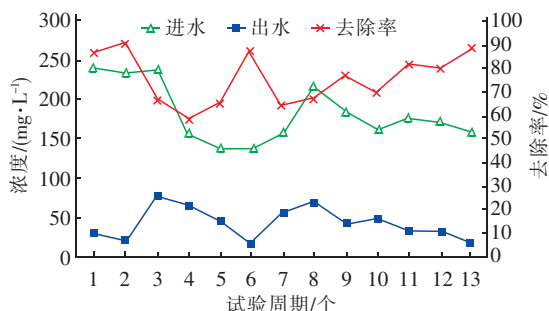


图2 生物滞留系统对 COD 的去除效果

Fig. 2 COD removal by bioretention system

### 2.3 磷的去除

无淹没运行条件下系统对磷的去除效果如图3所示。试验进水中 TP 为 2.5 ~ 7 mg/L,出水 TP 为 0.02 ~ 0.47 mg/L,系统在整个试验期间都稳定地维持着良好的 TP 去除效果,对 TP 的平均去除率高达 98%,出水水质满足《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)的Ⅱ类水标准。而与本试验同期同条件运行的砂土填料滞留系统虽在试验前期对 TP 也有很好的去除效果,但进水 7 个周期以后,其对 TP 的去除率逐渐降至 3% 左右。添加铝污泥后大大提高了系统除磷能力。沸石铝污泥填料系统对 TP 的去除率能稳定在较高水平是因为铝污泥内部含有大量铝铁无定形化合物且具有发达的微孔结构和较大的比表面积,对磷酸根阴离子具有良好的亲和吸附力,可与磷酸盐发生离子交换作用而实现磷的稳定去除<sup>[11]</sup>。实际径流雨水中的磷可分为颗粒态磷(PP)和溶解态磷(DP),DP又可细分为溶解态有机磷(DOP)和可溶性活性磷(SRP)<sup>[10]</sup>。PP是水中部分磷在径流汇集过程中吸附在悬浮颗粒物表面而形成的,在生物滞留系统通过表层土壤的过滤便可有效去除,当雨水中其所占比重很大时,系统的除磷效果与进水悬浮颗粒物浓度有一定相关性。而DP的去除则是填料、植物以及相关微生物共同作用的结果。但植物和微生物对磷的去除作用相对有限,在生物滞留系统中,大部分磷还是由填料的吸附作用去除的。填料除磷包括物理吸附和化学作用两部

分。物理吸附一般可在短时间内发生,是一种可逆过程,化学作用进程缓慢,但反应沉淀物性质稳定,是不可逆反应。铝污泥基质填料对磷的吸附属于化学吸附作用,固定的磷不易再次释放。

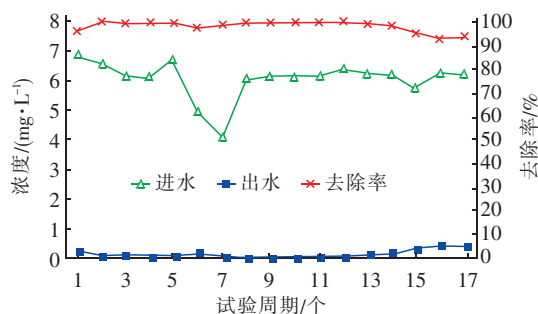


图3 生物滞留系统对 TP 的去除效果

Fig. 3 TP removal by bioretention system

### 2.4 重金属的去除

道路初期雨水中一般含有 Cu、Pb、Zn、Cd 等重金属,重金属的形态分布与 COD 类似,主要分为颗粒性重金属和溶解性重金属。颗粒形态重金属的去除与 TSS 的去除类似,在通过过滤、沉淀作用后,水中颗粒态重金属能被有效去除。水中溶解态重金属的去除主要通过填料吸附和植物吸收作用来完成,其中填料吸附起主要作用,植物吸收的部分不超过 3.3%<sup>[12]</sup>,研究表明,铝污泥对 As、Hg、Cd、Cr 和 Pb 等重金属有很好的去除效果<sup>[11]</sup>。当进水 Cu、Zn、Cd、Pb、As、Cr、Hg 分别为 0.063、0.603、0.059、0.081、1.207、0.326、0.02 mg/L 时,相应的出水浓度分别为 0.001、0.012、<0.001、<0.001、0.002、0.080、0.001 mg/L,平均去除率分别为 96.1%、96.7%、93.4%、98.8%、99.8%、75.5%、95.0%。除 Cr 外,沸石铝污泥填料系统对其他重金属的去除率均在 90% 以上,且浓度均远低于《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中Ⅰ类水标准限值。

### 2.5 氮的去除

氮在生物滞留系统中的迁移转化相对复杂。研究显示,在雨水径流当中,氮赋存形态以无机氮为主,其占 TN 的 63% ~ 82%<sup>[13]</sup>,而有机氮在生物滞留系统中最终也会被分解为无机氮,在本次模拟试验中,进水 TN 只包括  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  两部分,因此氮的去除主要依靠  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的物理吸附和硝化作用以及  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的反硝化作用。

#### 2.5.1 无淹没区条件下 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除

无淹没区条件下沸石改良系统对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的

去除效果见图4。此阶段试验进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  为 3 ~ 4 mg/L,出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  为 0.06 ~ 0.54 mg/L,平均去除率为 97%,出水水质满足《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)的Ⅱ类水标准。当填料表层与水体接触后,沸石填料对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  有良好的吸附能力,沸石中阳离子可与水中铵离子进行交换<sup>[14]</sup>。此外,无淹没区时生物滞留设施在绝大部分时间里为非布水状态,处于有氧环境的时间较长。有氧条件下亚硝化菌和硝化菌处于快速生长繁殖状态,能将  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  快速硝化为  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ,从而取得很好的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  去除效果。

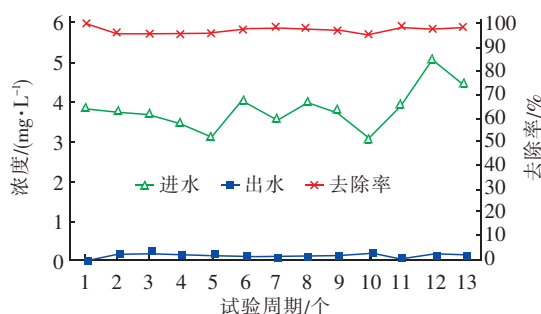


图4 无淹没区滞留系统对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的去除效果

Fig.4  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  removal by bioretention system without submerged area

### 2.5.2 无淹没区条件下 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除

虽然沸石铝污泥改良系统对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的平均去除率较高,但对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的平均去除率却较低,仅为 36%。生物滞留系统对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的去除主要是依靠微生物的反硝化作用,而反硝化作用需要具备充足的碳源和严格的缺氧环境。试验过程中虽然碳源充足(COD 为 150 ~ 200 mg/L),但整个填料层透气性好,且在无淹没区时淹水时间短,落干时间长,无法保证严格的缺氧环境。此外,填料内反硝化反应的有效进行需要一定时间,而试验中装置的水力停留时间较短(47 min),因此反硝化作用的发生不明显。系统在试验运行后期对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的去除效果较好且稳定,可能是因为试验运行前期微生物还没完全成长起来,反硝化作用弱导致的。

### 2.5.3 无淹没区条件下对 TN 的去除

此阶段试验进水 TN 为 7 ~ 16 mg/L,系统出水 TN 为 2.65 ~ 8.05 mg/L,去除率为 12.01% ~ 72.26%。沸石污泥改良填料系统前期对 TN 的去除率并不稳定,到中后期去除率才达到较稳定的程度,但出水浓度均超过了《地表水环境质量标准》

(GB 3838—2002)的Ⅴ类水标准限值。这主要是因为系统对硝态氮的去除率低导致的,出水中 TN 主要以硝态氮形式存在。

### 2.5.4 设置淹没区强化脱氮效果

为提高对硝态氮的去除效果,考虑在滞留柱底部设置淹没区,关闭取样口 1 的阀门,从取样口 2 取水,滞留柱底部 40 cm 高度内处于淹没饱和状态,此时雨水在柱内的滞留时间由 47 min 延长为 2 h。系统对氨氮仍具有稳定且良好的去除效果,平均去除率为 93%。当进水 COD 为 150 ~ 200 mg/L 时,系统对硝态氮和总氮的去除效果见图 5。

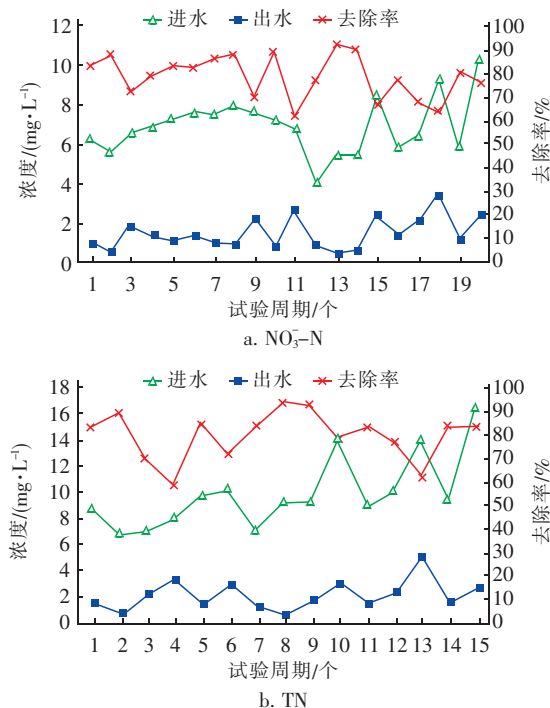


图5 淹没条件下生物滞留系统对硝态氮和 TN 的去除效果

Fig.5 Nitrate and TN removal by bioretention system with submerged area

淹没条件下系统对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的平均去除率提高到 79%,对 TN 的平均去除率提高到 80%,出水 TN 浓度为 0.51 ~ 5.22 mg/L,优于《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中的一级 A 标准。排除个别误差情况, TN 的去除率曲线与  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的去除率曲线呈正相关,这说明在生物滞留柱中限制 TN 去除的因素主要在于  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。设施底部设置淹没区可为反硝化作用提供缺氧环境,促进反硝化作用的发生。不仅如此,对于设置淹没区的生物滞留系统,雨水在装置内的水力停留时间延长一倍,保证了污染物与填料和微生物的接触反

应时间。淹没运行与非淹没运行相比,虽然 COD 的平均去除率差别不大,但在检测的十几个运行周期内淹没运行条件下 COD 的平均绝对去除量为 139 mg/L,非淹没运行条件下为 120 mg/L,说明淹没运行条件下所消耗的 COD 绝对量更多,主要作为反硝化的碳源使用。生物滞留设施内部氮的迁移转化大致经历以下过程:雨水中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  进入系统后,填料颗粒对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  有很好的吸附截留作用,在落干期,上层填料的自然复氧能力很强,亚硝化菌和硝化菌在有氧环境下将  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  转化为  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ;进水中的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  以及硝化作用生成的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  随水流下渗到底部填料层,处于淹水缺氧环境下的底部填料区域可发生稳定的反硝化作用,将硝态氮转化为氮气从系统中永久性去除。

### 3 结论

采用沸石和铝污泥作为基质填料的生物滞留系统对 TSS、COD、P、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和重金属具有良好的去除能力,解决了传统生物滞留系统对 P 的去除效果较差且不稳定的缺点。经过滞留系统处理,进水 TP 为 2.5 ~ 7 mg/L 时,出水 TP 为 0.02 ~ 0.47 mg/L,对 TP 的平均去除率高达 98%。通过设置淹没区,当进水硝态氮为 6 ~ 10 mg/L、滞留时间为 2 h 时,对硝态氮的平均去除率达到 79%;进水 TN 为 7 ~ 16 mg/L 时,出水 TN 为 0.51 ~ 5.22 mg/L。系统有无淹没区对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的去除影响不大。通过利用沸石和铝污泥对系统进行基质改良,采取设置淹没区的方式对系统结构进行优化,能够对雨水径流污染物进行有效控制,实现对 N 和 P 的有效去除。

### 参考文献:

- [1] Roy-Poirier A, Champagne P, Filion Y. Review of bioretention system research and design: Past, present, and future[J]. J Environ Eng, 2010, 136(9): 878 - 889.
- [2] Paus K, Morgan J, Gulliver J S, et al. Assessment of the hydraulic and toxic metal removal capacities of bioretention cells after 2 to 8 years of service[J]. Water Air Soil Pollut, 2014, 225(1): 78 - 92.
- [3] Dietz M E, Clausen J C. Saturation to improve pollutant retention in a rain garden[J]. Environ Sci Technol, 2006, 40(4): 1335 - 1340.
- [4] Kim H, Seagren E A, Davis A P. Engineered bioretention for removal of nitrate from stormwater runoff[J].

Water Environ Res, 2003, 75(4): 355 - 367.

- [5] Li H, Davis A P. Water quality improvement through reductions of pollutant loads using bioretention[J]. Environ Eng, 2009, 135(8): 567 - 576.
- [6] Gibbons M K, Mortula M M, Gagnon G A. Phosphorus adsorption on water treatment residual solids[J]. J Water Supply: Res Technol, 2009, 58(1): 1 - 10.
- [7] 王建军, 李田, 张颖. 给水厂污泥改良生物滞留填料除磷效果的研究[J]. 环境科学, 2014, 35(12): 4642 - 4547.
- [8] 李明翰, 朱宫慧, 成赞镛, 等. 生物滞留系统对城市公路径流的治理作用——有无内部蓄水层设计的对比研究[J]. 风景园林, 2012, (1): 140 - 147.
- [9] Davis A P. Field performance of bioretention: Hydrology impacts[J]. J Hydrol Eng, 2008, 13(2): 90 - 95.
- [10] Liu J Y, Davis A P. Phosphorus speciation and treatment using enhanced phosphorus removal bioretention[J]. Environ Sci Technol, 2013, 48(1): 607 - 614.
- [11] 仇付国, 王瑜. 水厂铝污泥去除水中污染物研究进展[J]. 水处理技术, 2014, 40(6): 1 - 8.
- [12] Sun X, Davis A P. Heavy metal fates in laboratory bioretention systems[J]. Chemosphere, 2007, 66(9): 1601 - 1609.
- [13] 何强, 彭述娟, 王书敏, 等. 不同下垫面暴雨径流氮赋存形态分布特性及控制技术[J]. 土木建筑与环境工程, 2012, 34(5): 141 - 147.
- [14] 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.



作者简介:仇付国(1974 - ), 男, 山东平邑人, 工学博士, 教授, 研究方向为水处理理论与技术、环境污染物健康风险评价。

E-mail: qiufuguo@bucea.edu.cn

收稿日期: 2016 - 10 - 12