

王书敏, 童愚, 马晓慧, 等. 较长时段尺度下 4 种配方介质土生物滞留系统的运行机制与效能[J]. 净水技术, 2024, 43(7): 157-166.

WANG S M, TONG Y, MA X H, et al. Operation mechanism and efficiency of bioretention system constructed with 4 prepared media soil under a longer time-span[J]. Water Purification Technology, 2024, 43(7): 157-166.

## 较长时段尺度下 4 种配方介质土生物滞留系统的运行机制与效能

王书敏<sup>1</sup>, 童愚<sup>2,\*</sup>, 马晓慧<sup>1</sup>, 谢畔<sup>2</sup>, 张成才<sup>1</sup>, 李强<sup>3,\*</sup>

(1. 西南大学水产学院, 重庆 400715; 2. 中机中联工程有限公司, 重庆 400039; 3. 重庆文理学院化学与环境工程学院, 重庆 402160)

**摘要** 为探究较长时间尺度下配方介质土生物滞留系统的运行机制和效能, 设计并构建了 4 种用不同配方介质土装填的生物滞留系统。研究表明: 在 22 个月的运行时间内, 4 种系统对总氮(TN)和硝酸盐氮( $\text{NO}_3^-$ -N)有较好的去除效果, 当土砂比为 7:3、填料层深度为 400 mm、添加比例为 7.5% 营养土时, 氨氮、TN、 $\text{NO}_3^-$ -N、化学需氧量( $\text{COD}_{\text{Cr}}$ )、总磷(TP)去除效果最好且稳定, 平均去除率分别为 88.83%、88.89%、93.16%、93.10%、94.69%; 不同介质土对胞外聚合物(EPS)的含量和电子传递活性(ETSA)有影响, EPS 增加可以加快电子传递速率, 从而提高反硝化脱氮效率。相关性分析表明, 生物滞留系统的下渗速率和 TN、 $\text{NO}_3^-$ -N 的去除呈显著负相关( $p < 0.05$ ), 而蛋白质(PN)和  $\text{NO}_3^-$ -N 则与 TN 去除率呈显著正相关( $p < 0.05$ )。研究结果为提高生物滞留系统长期稳定运行效果和科学建造提供了技术参考。

**关键词** 生物滞留系统 较长时段运行 介质土 机制 效能

中图分类号: TU992 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2024)07-0157-10

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2024.07.019

## Operation Mechanism and Efficiency of Bioretention System Constructed with 4 Prepared Media Soil under a Longer Time-Span

WANG Shumin<sup>1</sup>, TONG Yu<sup>2,\*</sup>, MA Xiaohui<sup>1</sup>, XIE Pan<sup>2</sup>, ZHANG Chengcai<sup>1</sup>, LI Qiang<sup>3,\*</sup>

(1. College of Fisheries, Southwest University, Chongqing 400715, China;

2. CMCU Engineering Co., Ltd., Chongqing 400039, China;

3. College of Chemical and Environmental Engineering, Chongqing University of Arts and Sciences, Chongqing 402160, China)

**Abstract** In order to explore the operation mechanism and efficiency of bioretention system under a longer timespa, four bioretention systems built with different prepared media soil were designed. The results showed that the four systems still had good removal rate on total nitrogen (TN) and nitrate nitrogen ( $\text{NO}_3^-$ -N) during a 22-month operating period. When the soil-sand ratio was 7:3, the depth of the filler layer was 400 mm, 7.5% nutrient soil was added, the highest removal rates of ammonia nitrogen, TN,  $\text{NO}_3^-$ -N, chemical oxygen demand ( $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ) and TP (total phosphorus) appeared, reaching 88.83%, 88.89%, 93.16%, 93.10% and 94.69%, respectively. Different construction methods had an effect on the content of extracellular polymeric substances (EPS) and electron transfer activity (ETSA). The increase of EPS could accelerate the electron transfer rate, thereby improving the denitrification efficiency. Correlation analysis showed that the infiltration rate of the bioretention system was significantly negatively correlated with the removal of TN and  $\text{NO}_3^-$ -N ( $p < 0.05$ ), while the protein (PN) and  $\text{NO}_3^-$ -N were significantly positively correlated with the TN removal rate ( $p < 0.05$ ). The results provided a technical reference for improving the running efficiency and more scientific construction of

[收稿日期] 2023-11-06

[基金项目] 重庆市住房和城乡建设委员会重庆市建设科技项目(城科字 2020 第 5-1); 重庆市教委科学技术研究项目(KJZD-M202001302)

[作者简介] 王书敏(1980—), 男, 博士, 副教授, 主要从事水质调控原理与技术方面的研究工作, E-mail: wsm023@swu.edu.cn。

[通信作者] 童愚(1968—), 男, 硕士, 正高级工程师, 主要从事水环境生态修复方面的设计工作, E-mail: tongyu@cmcu.cn。

李强(1973—), 男, 博士, 教授, 主要从事水环境生态修复方面的研究, E-mail: lq1973\_2002@163.com。

bioretention systems.

**Keywords** bioretention system longer time-span operation media soil mechanism efficiency

随着城市化的快速发展,大量不透水下垫面取代了自然绿地,城市地表径流迅猛增长,由此导致的城市面源污染日益突出,提高城市地表径流污染的高效控制日显迫切。生物滞留系统是诞生于美国乔治王子郡的常用低影响开发雨洪管理技术,因其能有效削减地表径流、改善径流水质而被广泛应用<sup>[1]</sup>。生物滞留系统能高效去除降雨径流中的有机物、悬浮物、重金属等污染物,但对氮、磷的去除效果并不稳定<sup>[2]</sup>,这已成为制约其水质净化性能的突出短板。尽管现阶段对于生物滞留系统的脱氮效果已有大量报道,但多数是短期集中试验的研究报道,长时间跨度下生物滞留系统是否能够依旧具有良好的脱氮除磷效果尚缺少跟踪关注。

回填介质土、构建方式、种植植物、环境条件等因素均会影响生物滞留系统的脱氮除磷效能。大量研究<sup>[3-5]</sup>报道证明,回填介质土是生物滞留系统的最“核心”部分,其性质、种类及添加成分将直接影响系统对雨水径流的净化效果。目前,国内对于生物滞留系统回填介质土的配方多是参考国外的相关规范<sup>[6]</sup>。受国内外环境背景的巨大差异,国外规范在国内的应用还需要中国化改造。国内学者尝试了介质土的改良研究,如,往介质土中添加煤矸石<sup>[7]</sup>、添加硫铁矿<sup>[8]</sup>、添加生物炭<sup>[9]</sup>、添加黄铁矿和沸石<sup>[10]</sup>等,介质土改良后系统的脱氮除磷效果均得到了有效提升<sup>[11]</sup>。然而,目前研究仍然面临两个突出问题:一是介质土配制方式原材料的廉价易得,二是长时间跨度下系统高效运行的稳定性,与国外相比,国内对于生物滞留系统回填介质土配制方式的规范化仍需要进一步完善<sup>[6]</sup>。论文以 4 种不同配方介质土为核心,构建了 4 种生物滞留系统,并进行

了 22 个月的跟踪监测,旨在寻求介质土配制廉价易得、运行性能高效稳定的生物滞留系统构建方式,为生物滞留系统的高质量发展提供技术参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验装置

试验采用圆形有机玻璃管作为生物滞留柱,柱体内径为 200 mm,总高度为 1 000 mm,自上而下依次为蓄水层、填料层、过滤层和排水层(图 1),其中蓄水层为 20 cm,排水层深度为 10 cm,填料层和过滤层厚度如表 1 所示。装置底部设有与地面平行的排水管,出水管向上抬升形成排水层。试验中按照不同的土砂比、添加剂比例、营养土比例等参数(表 1)进行系统设计,将其充分混合后配制成所需介质土,并构建了 4 组不同的生物滞留系统。不同填料层之间放置透水土工布防止材料泄漏,介质土配制完成后的系统土质参数如表 2 所示。以多年生草本植物鸢尾作为供试植物,种植密度为 64 株/m<sup>2</sup>。

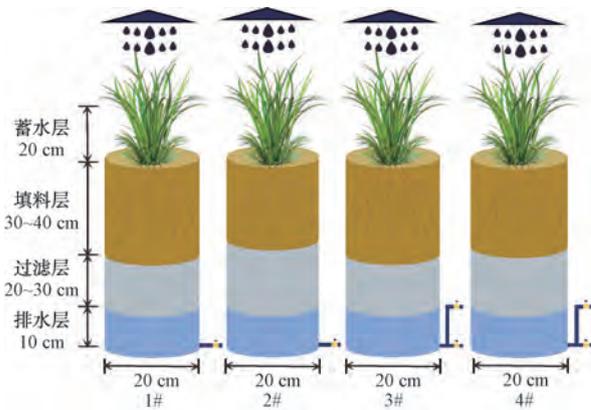


图 1 试验装置

Fig. 1 Experimental Device

表 1 介质土配制及系统构建  
 Tab. 1 Media Soil Preparation and System Construction

柱号	土砂比(质量比)	填料层深度/mm	添加剂	营养土	过滤层	排水层深度/mm
1#	6:4	400	5%自来水厂污泥	7.5%	200 mm 炉渣	0
2#	2:8	300	10%自来水厂污泥	15.0%	300 mm 碎石	0
3#	9:1	400	无	15.0%	200 mm 河沙	100
4#	7:3	400	无	7.5%	300 mm 碎石	100

表2 系统介质土理化参数

Tab. 2 Physical and Chemical Parameters of Media Soil

柱号	有机质/(g·kg <sup>-1</sup> )	水解性氮/(mg·kg <sup>-1</sup> )	有效磷/(mg·kg <sup>-1</sup> )	阳离子交换量/(cmol <sup>+</sup> ·kg <sup>-1</sup> )
1#	8.42	53.30	3.48	9.76
2#	6.79	26.42	2.07	4.60
3#	13.06	77.67	5.18	14.15
4#	9.38	61.13	3.96	11.22

1.2 试验用水及水质测定

试验进水采用氯化铵、硝酸钾、磷酸二氢钾、葡萄糖、道路浮土以及自来水人工配制而成,配制浓度参考课题组前期研究结果<sup>[12]</sup>。试验所用土壤经过自然风干,剔除碎石、杂物,研磨后过75 μm 筛。试验中采用间歇进水方式,时间跨度持续22个月,一共进行了7次试验,每一次均为

不同的进水浓度,其进水水质情况如表3所示。重庆市年均降雨量为1 100 mm(日均降雨量为3.01 mm);按照海绵设施占汇水面积的2%设计,每次试验的进水总量取5.0 L,收集所有出水备测;每次试验从进水开始一直持续到出水径流结束为止。所有水质指标的测定参考国家相关标准进行。

表3 模拟污染物浓度

Tab. 3 Simulated Pollutants Concentration

检测因子	TN/(mg·L <sup>-1</sup> )	氨氮/(mg·L <sup>-1</sup> )	硝酸盐氮(NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N)/(mg·L <sup>-1</sup> )	TP/(mg·L <sup>-1</sup> )	COD <sub>Cr</sub> /(mg·L <sup>-1</sup> )
数值	4.94~21.91	1.41~13.20	1.36~11.01	0.31~1.75	53.87~332.00
均值	10.68	4.42	4.34	0.82	193.49

1.3 土壤下渗速率的测定

通过试验数据,计算系统的下渗速率。根据达西定律,在恒定的水头压力下,固定的水面高度保持在土壤层之上<sup>[13]</sup>。使用量筒接收流出物,并根据在一定时间接收的下渗水量计算生物滞留系统的渗透率。渗透率K的计算如式(1)。

$$K = \frac{10 \times Q_n \times L}{t_n \times S \times (h + L)} \quad (1)$$

其中:K——渗透速率,mm/min;

Q<sub>n</sub>——接收的出水体积,mL;

t<sub>n</sub>——渗透事件间隔,min;

L——土壤介质厚度,cm;

S——试验柱截面积,cm<sup>2</sup>;

h——水头,cm。

1.4 胞外聚合物(EPS)的提取及测定

采用空心管对介质土进行取样,然后用阳离子交换树脂萃取法提取EPS<sup>[14]</sup>。步骤如下:配制1.109 g/L的CaCl<sub>2</sub>溶液[以Ca(OH)<sub>2</sub>调节pH值至7],将该溶液与土样混合均匀后在4℃下振荡30 min,3 200g离心后倒掉上清液。使用阳离子交换树脂和2 mmol/L Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>·12H<sub>2</sub>O(0.760 g/L)、

4 mmol/L NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O(0.552 g/L)、9 mmol/L NaCl(0.526 g/L)和1 mmol/L KCl(0.074 g/L)的冷冻萃取液提取沉积物的EPS,重悬后在4℃下振荡2 h,4 000g离心得到含EPS的上清液。PN和PS分别采用BCA试剂盒法和苯酚-硫酸比色法测定。

1.5 电子传递活性(ETSA)的测定

通过还原2-对碘苯基-3-对硝基苯基-5-苯基氯化四唑(INT)为甲瓚(INF)来测定ETSA<sup>[15]</sup>。取上述土样10 g,用4 mL磷酸盐缓冲液(PBS,100 mmol/L,pH值=7.4)冲洗2次后重悬于PBS溶液中,得到悬浮样品。然后将1 mg的NADH(还原型辅酶I)和1 mL INT加入到5 mL上述提取液中,在温度为30℃的黑暗条件下培育30 min。完成后加入1 mL的甲醛终止反应,10 000 r/min下离心5 min后倒掉上清液,加入5 mL甲醇提取INF。最后在490 nm处采用分光光度法进行测定,ETSA的计算如式(2)。

$$E = \frac{A}{15.9} \frac{V_1}{V_0 t} \frac{32}{2} \frac{1}{m} \quad (2)$$

其中:E——ETSA值;

A——490 nm波长处的吸光度;

15.9——INT-INF的比吸收率;

$V_0$ ——待测样品初始体积, mL;  
 $V_1$ ——甲醇的总量, mL;  
 $t$ ——培育时间, min;  
 $32/2$ ——转换常数;  
 $m$ ——蛋白质(PN)的质量浓度, mg/mL。

## 2 结果与分析

### 2.1 生物滞留系统运行效能分析

生物滞留系统对氮素及  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除率如图 2 所示。由图 2(a) 可知, 1#~4# 系统对 TN 的去除率分别为  $58.87\% \pm 23.89\%$ 、 $37.59\% \pm 46.51\%$ 、 $84.19\% \pm 7.25\%$  和  $88.03\% \pm 9.17\%$ 。其中 3# 和 4# 系统的 TN 去除率较高且最稳定。2# 对 TN 的去除率较低, 具有最低的 TN 去除性能。由图 2(c) 可知,

3# 和 4# 系统对  $\text{NO}_3^-$ -N 保持较高的去除率 ( $88.62\% \pm 7.95\%$  和  $94.00\% \pm 7.71\%$ ), 分别高出 1# 系统 152.36% 和 157.75%, 高出 2# 系统 45.78% 和 51.17%。TN 的去除主要依赖于  $\text{NO}_3^-$ -N 的去除, 而生物滞留系统中的  $\text{NO}_3^-$ -N 去除主要依赖于电子供体的选择以及缺氧环境的建立。3# 和 4# 的  $\text{NO}_3^-$ -N 去除率高是由于有排水层的生物滞留系统营造了缺氧环境, 有利于反硝化细菌的生长和繁殖<sup>[16]</sup>; 增加了雨水在装置内的水力停留时间, 保证了污染物与填料内微生物的充分接触, 有利于脱氮。

氨氮和  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除率如图 2(b) 和图 2(d) 所示。与 1#~3# 系统相比, 4# 生物滞留系统的氨氮、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率最高也最稳定, 分别为  $91.77\% \pm$

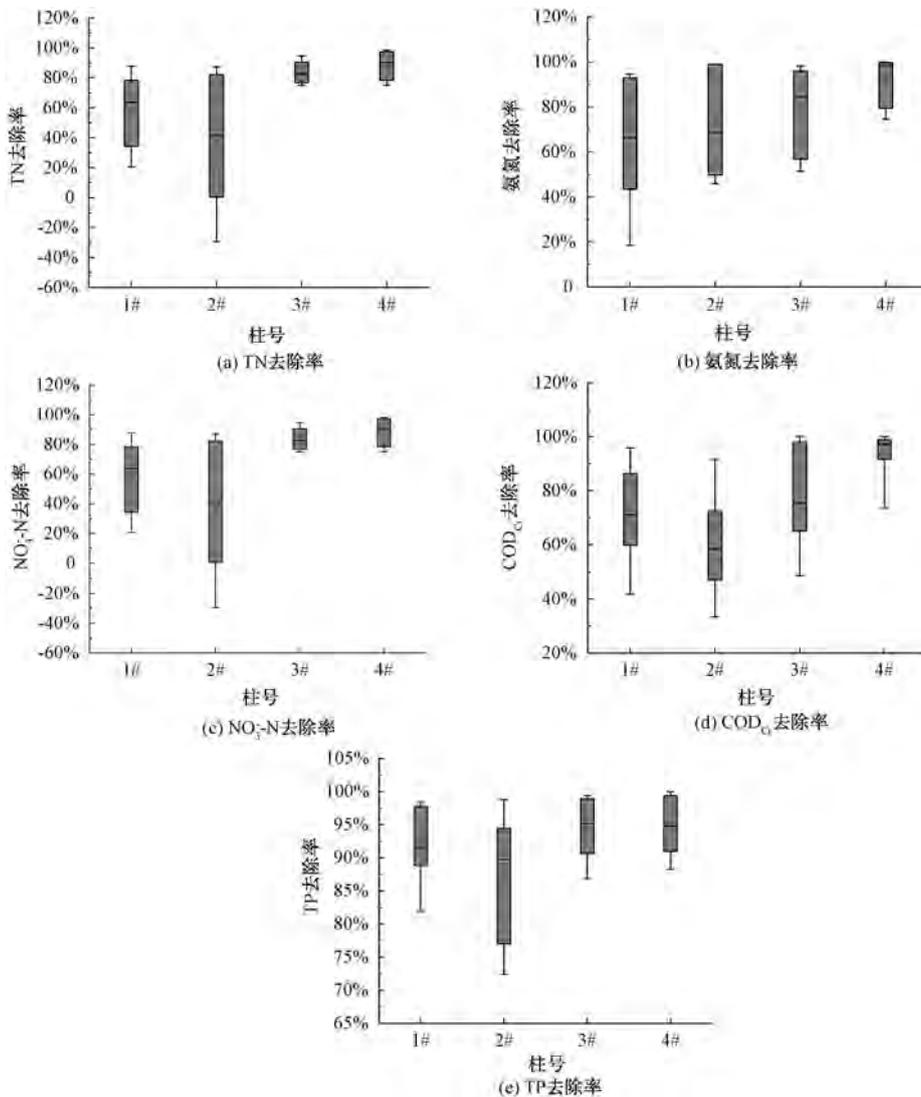


图 2 生物滞留系统氮素、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$  及 TP 的去除率

Fig. 2 Removal Rate of Nitrogen,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  and TP in Bioretention System

10.63%、93.46%±9.19%。其中,氨氮分别高出1#、2#和3#系统的26.37%、19.13%、12.5%, $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 分别高出1#、2#、3#系统的22.07%、34.27%、14.99%。这与3#系统相比,4#系统对氨氮和 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 呈现出更好的去除效果,这可能与该系统土砂比和较厚度介质土有关,也可能是由于4#系统的渗透系数最低,水力停留时间长,更有利于达到截留效果。适量营养土的添加有利于TN的去除,淹没运行条件下 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 可以被用作反硝化的碳源<sup>[17]</sup>,但随着添加比例的提高,也可能导致 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 偏高。

生物滞留系统对TP的去除率如图2(e)所示。1#~4#系统对TP的去除率分别为91.94%±5.68%、87.51%±9.60%、94.38%±4.66%、95.19%±4.41%。从去除率可以看出,4种生物滞留系统对TP的去除效果较好,均达到了85%以上。生物滞留系统对磷的去除主要是通过填料吸附截留、化学沉淀和同化作用等来实现。排水层的设置、不同介质土配方会影响生物滞留系统对氮素、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 以及TP的去除率。

## 2.2 生物滞留系统对氮素、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 及TP的去除稳定性

### (1) TN和 $\text{NO}_3^-$ -N的去除

各个系统TN和 $\text{NO}_3^-$ -N的进出水浓度及去除率随运行时间的变化如图3所示。由图3(a)和图3(c)可知,TN的去除规律与 $\text{NO}_3^-$ -N一致,说明生物滞留系统对TN的去除主要得益于 $\text{NO}_3^-$ -N的去除,而 $\text{NO}_3^-$ -N的去除主要依赖于植物吸收以及微生物反硝化作用<sup>[18]</sup>。种植植物的系统与无植物的系统相比对氮素的去除效果更好。由图3(a)可知,在22个月运行时间内,1#~4#生物滞留系统对TN的去除率分别为50.02%~87.75%、-26.61%~87.4%、74.99%~94.55%、75.05%~98.37%,平均去除率为4#(88.89%)>3#(83.37%)>1#(64.79%)>2#(33.47%)。使用的填料类型及比例不同,其对TN的吸附性能也不同;一定比例营养土的添加增加了系统的碳源量,从而提高了TN的去除效果。

由图3(c)可知,4种系统对 $\text{NO}_3^-$ -N的去除率分别为-127.74%~94.43%、-197.85%~86.71%、77.99%~97.04%、77.38%~99.56%,平均去除率依次为4#(93.16%)>3#(88.18%)>2#(32.65%)>1#

(-28.01%)。其中3#、4#系统 $\text{NO}_3^-$ -N的平均去除率均超过85%,说明无排水层时系统对 $\text{NO}_3^-$ -N的去除效果较差,系统内部增加排水层能够显著提高 $\text{NO}_3^-$ -N的去除效果。这可能是由于设置了排水层和外加碳源作为电子供体,可以满足反硝化反应的条件,从而实现 $\text{NO}_3^-$ -N的有效去除。运行初期无排水层的系统对 $\text{NO}_3^-$ -N的去除率差,可能是有氧条件下发生硝化反应,导致填料层更多的氨氮通过硝化作用转化为 $\text{NO}_3^-$ -N,由于缺氧条件的不足反硝化过程难以进行, $\text{NO}_3^-$ -N在系统中发生累积,从而导致出水 $\text{NO}_3^-$ -N浓度偏高;后期 $\text{NO}_3^-$ -N的去除率逐渐趋于稳定,这可能是由于经过一段时间的反应,系统中的植物、微生物进入稳定生长状态,生物滞留系统保持相对稳定地运行。设置排水层后的生物滞留柱总体上表现出长期较高去除率且保持稳定,在22个月的运行期内,改良填料后的生物滞留系统对出水 $\text{NO}_3^-$ -N仍有较好的去除效果。

### (2) 氨氮的去除

系统对氨氮的去除情况如图3(b)所示,由图3(b)可知,1#~4#系统对氨氮的去除率分别为18.51%~98.28%、49.76%~98.96%、51.38%~98.09%、60.40%~100.00%,平均去除率为4#(88.83%)>3#(80.46%)>2#(74.33%)>1#(70.92%)。氨氮的去除主要通过填料吸附、离子交换和微生物的硝化作用<sup>[19]</sup>,植物对氨氮也有一定的吸收作用。氨氮容易被系统中带负电荷的土壤颗粒吸附,3#、4#系统的土壤阳离子交换量较大,氨氮去除率较高。硝化细菌能在有氧条件下进行硝化反应将氨氮转化为 $\text{NO}_3^-$ -N,从而取得很好的氨氮去除效果,氮元素的最终脱除则需要通过反硝化反应将 $\text{NO}_3^-$ -N转变为气态氮的形式而排出<sup>[20]</sup>。许多试验<sup>[21]</sup>表明,生物滞留系统对氨氮有较高的去除效率。然而在本研究中,氨氮的去除效果不太稳定,氨氮的去除率波动较大,可能是由于处在缺氧状态下的生物滞留系统,土壤氧化还原电位较低,抑制了氨氮向 $\text{NO}_3^-$ -N的转化,从而造成氨氮在土壤中积累<sup>[22]</sup>,也可能与该系统填料层和不同厚度介质土有关。

### (3) $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 的去除

生物滞留系统对 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 的去除包括吸附、过滤、植物吸收及微生物降解等多种过程<sup>[23]</sup>。1#~4#生物滞留系统对 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 的出水浓度及去除率随运

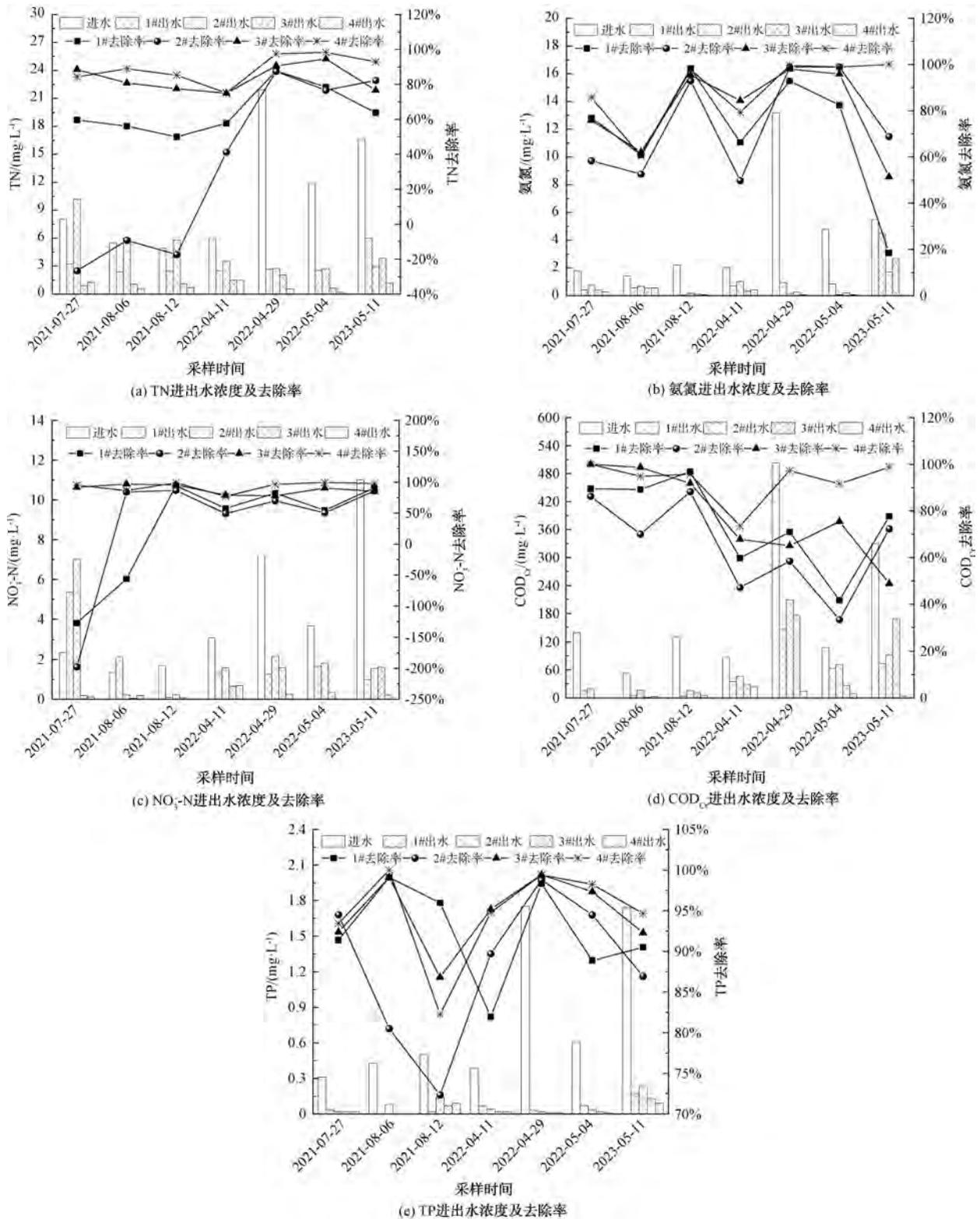


图 3 氮素、COD<sub>Cr</sub> 和 TP 的进出水浓度及去除率

Fig. 3 Influent and Effluent Concentration and Removal Rates of Nitrogen, COD<sub>Cr</sub> and TP

行时间的变化如图 3(d) 所示, 由图 3(d) 可知, 试验过程中除 4# 系统外, 其余各系统对 COD<sub>Cr</sub> 的去除率

呈随运行时间增加而降低的趋势,1#~4#系统的去除率分别为 41.72%~96.84%、33.31%~88.19%、48.8%~100.0%、73.56%~100.00%,平均去除率 4#(93.10%)>3#(78.22%)>1#(75.10%)>2#(65.09%)。淹没运行条件下 COD<sub>Cr</sub> 的平均去除率波动更小,表明淹没运行条件下所消耗的 COD<sub>Cr</sub> 更多,主要用作反硝化的碳源。排水层的设置使径流与系统有更长的接触时间,使植物根际微生物能充分发挥作用,有利于 COD<sub>Cr</sub> 的去除。研究<sup>[17]</sup>表明,装置中的溶解氧会限制有机物的生物降解作用,进水 COD<sub>Cr</sub> 浓度增加出水 COD<sub>Cr</sub> 浓度也会随之增加。同样设置排水层的 3#系统,其 COD<sub>Cr</sub> 去除率低于 4#,可能是营养土的增加,造成 COD<sub>Cr</sub> 去除率有所下降。4#系统 COD<sub>Cr</sub> 的去除率最高,平均去除率为 93.10%,且经过 22 个月的运行,此介质土配置下的系统对 COD<sub>Cr</sub> 仍保持着较稳定的去除效果。2#系统 COD<sub>Cr</sub> 去除率最低,平均去除率为 65.09%,这可能是该系统填料中砂粒含量较高,孔隙较大,系统下渗速率较快,从而降低了 COD<sub>Cr</sub> 的去除率。

#### (4)TP 的去除

生物滞留系统对磷的去除主要通过填料吸附、植物吸收与微生物作用等,其中填料的过滤吸附起主要作用<sup>[24]</sup>,填料的组成及比例将直接影响系统对磷的去除效果。系统对 TP 的去除情况如图 3(e) 所示。1#~4#系统在试验期间对 TP 去除的总体效果差异不大,去除率分别为 81.96%~99.10%、72.34%~98.79%、86.82%~99.42%、82.25%~100.00%,平均去除率为 4#(94.69%)>3#(94.65%)>1#(92.30%)>2#(88.18%),均保持着较好的 TP 去除效果。2#系统 TP 的平均去除率最低,去除能力较不稳定,且在 2021 年 8 月 12 日呈现出最低的去除率,这可能是因为在系统中较低的土砂比使砂粒含量较高,系统下渗速率较快,从而影响了 TP 的吸附效果,说明其介质土配制方式不适合作为生物滞留系统除磷的最优方案。与 2022 年 5 月的数据相比,2023 年 5 月氨氮和 TP 去除率均呈现出下降的趋势,可能是因为填料的吸附作用随着运行时间的延长而趋于饱和。一些研究发现,水厂污泥能很好的截留水中的磷<sup>[25]</sup>,因自来水厂污泥中含有较多的 Al<sup>3+</sup>和 Fe<sup>3+</sup>,Al<sup>3+</sup>和 Fe<sup>3+</sup>的氧化物又具有较好的吸附性能<sup>[26]</sup>。李立青等<sup>[27]</sup>研究发现,生物滞留饱和带的设置提高了狼尾草地上、地下生物量,有利于狼尾

草生长,从而通过植物吸收了更多的磷,这可能也是 3#、4#系统 TP 去除率稍高的原因。但总体来看,本研究中添加自来水厂污泥与是否设置排水层对 TP 去除率没有显著性差异( $p>0.05$ )。生物滞留系统对磷的去除主要以填料的过滤吸附为主,因此,磷的去除依赖于土壤介质的选择与特性,其复杂的交互作用还需要进一步深入研究<sup>[11,28]</sup>。同时,本研究所用的供试植物鸢尾是公认的具有较高磷吸收能力的植物,也可能其较高的磷吸收作用降低了各系统除磷差异的显著性<sup>[29]</sup>。

### 2.3 不同生物滞留系统中 EPS 分析

#### (1)EPS 含量

EPS 是由微生物在一定环境条件下分泌的一些高分子聚合物,主要成分为多糖(PS)和 PN<sup>[30]</sup>。4 种生物滞留系统的 EPS 含量如图 4 所示,其中 1#~4#的 PS 分别为(510.99±11.79)、(531.52±36.1)、(800.85±46.76)、(575.6±39.12) μg/g,PN 分别为(1 023.21±25.95)、(836.71±38.27)、(1 277.18±28.13)、(1 233.53±95.3) μg/g。图 4 中 PN 的含量均大于 PS,说明 PN 是 EPS 的重要组成部分。微生物分泌的 EPS 与脱氮性能关系密切,EPS 的分泌能促进生物膜的生长,且分泌量随着水力停留时间的减小而减少,进而影响其脱氮的效果<sup>[31]</sup>。3#、4#设有排水层,增加了系统水力停留时间,分泌更多的 EPS,这可能是它们脱氮效果高于 1#、2#的原因。另外,EPS 中含有许多氧化还原介体,氧化还原介体可以提高电子供体和电子受体之间的电子传递,提高生物反硝化关键酶的活性,加快电子传递速率,从而提高反硝化性能<sup>[32]</sup>。

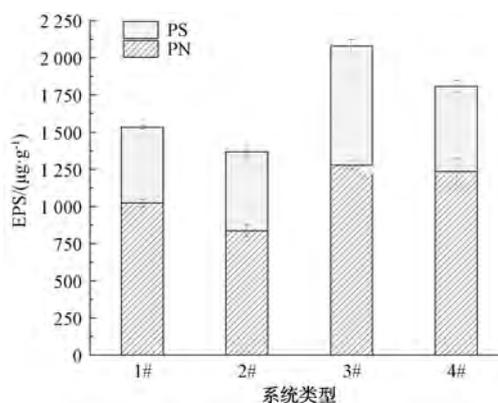


图 4 生物滞留系统的 EPS 含量

Fig. 4 EPS Content of Bioretention System

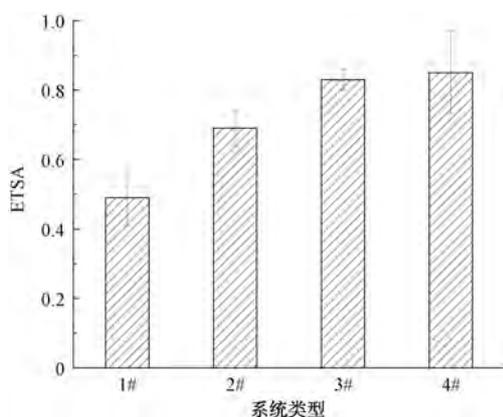


图 5 生物滞留系统的 ETSA

Fig. 5 ETSA of Bioretention System

### (2) 构建方式对 ETSA 的影响

ETSA 的测定能间接指示系统中微生物的呼吸活性、有机污染物的降解性能。生物滞留系统的 ETSA 结果如图 5 所示。1#~4#系统的 ETSA 呈逐渐上升的趋势,ETSA 分别为(0.49±0.08)、(0.69±0.05)、(0.83±0.03)、(0.85±0.12) μg/(g·min)。3#、4#由于增加了排水层的设置为反硝化反应营造了良好的缺氧环境,两个系统的 EPS 和 ETSA 均较高,这表明系统的微生物活性较强,EPS 的增加能提高电子传递系统的活性和反硝化关键酶的活性,从而提高了反硝化脱氮效率,这可能也是 3#、4#系统脱氮效果较好的原因。EPS 的很多组分都具有电化学活性,EPS 电活性越强时越有助于生物膜胞外电子的传递。EPS 的电活性与 EPS 中 PS、腐殖质、PN 的含量与呈正相关关系<sup>[33]</sup>。电子传递的效率决定着反硝化性能,电子供体的相对含量影响着系统反硝化脱氮效率<sup>[15]</sup>。

### 2.4 相关性分析

4 种生物滞留系统各参数之间的相关性如图 6 所示。结果显示,TN、氨氮、NO<sub>3</sub>-N、COD<sub>Cr</sub>、PN 均与土壤下渗速率存在负相关关系,尤其是 TN、NO<sub>3</sub>-N 与下渗速率呈显著负相关( $p < 0.05$ )。1#~4#系统的下渗速率分别为(350.73 ± 133.54)、(776 ± 62.23)、(212.56 ± 99.42)、(132.95 ± 15.89) mm/min。这说明 TN、NO<sub>3</sub>-N 的去除率随系统渗透系数的增大而减小,当下渗速率越快时,填料和径流的接触时间越短,反硝化的不完全导致 NO<sub>3</sub>-N 去除率降低。渗透系数是影响生物滞留系统污染物去除效果的关键因素,填料介质的选择直接影响填料层

的有效孔隙率和系统的渗透性能<sup>[34]</sup>,不同介质土配制条件下,其渗透性能不同,试验中生物滞留柱下渗速率 2#>1#>3#>4#,COD<sub>Cr</sub> 的去除效果会随基质渗透性能的增加而降低<sup>[35]</sup>,4#系统下渗速率最低,对氮素及 COD<sub>Cr</sub> 的去除效果较好。

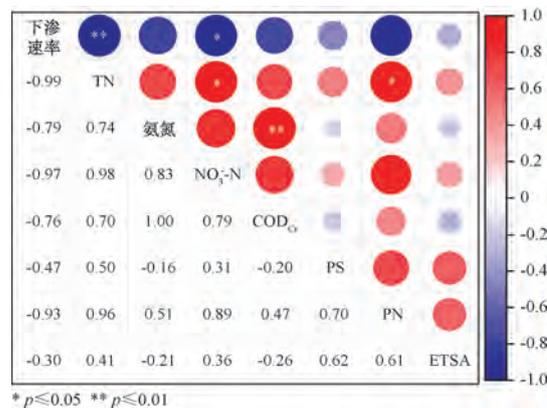
\* $p \leq 0.05$  \*\* $p \leq 0.01$ 

图 6 各参数之间的相关性分析

Fig. 6 Correlation Analysis of Parameters

PS、PN、ETSA 之间存在良好的正相关性,PS、PN 是 EPS 的主要成分,EPS 中含有氧化还原活性物质,EPS 的增加可以提高 ETSA,从而提高反硝化脱氮效率,这与谢淑仪等<sup>[33]</sup>的研究结果相似。它们与微生物代谢活性密切相关,EPS 中较高的 PN 浓度有利于微生物的聚集,且微生物代谢产物越高,微生物活性越高,从而有利于污染物的去除<sup>[32]</sup>。研究表明,不同介质土配置、不同构建方式对 EPS 含量和 ETSA 有影响。

### 3 结论

(1) 4 种生物滞留系统在长时间跨度下对 TN 和 NO<sub>3</sub>-N 仍有较好的去除效果,排水层的设置营造了缺氧环境,有利于进行反硝化,营养土的添加增加了系统的碳源量,有利于氮的去除,但也可能导致 COD<sub>Cr</sub> 偏高,要注意控制添加的量。当土砂比为 7:3、填料层深度为 400 mm、添加 7.5% 营养土比例、有排水层时,此构建方式下的系统对氨氮、TN、NO<sub>3</sub>-N、COD<sub>Cr</sub>、TP 去除效果最好最稳定,平均去除率分别为 88.83%、88.89%、93.16%、93.10%、94.69%。

(2) 不同介质土配制、不同构建方式对 EPS 含量和 ETSA 有影响。EPS 含量的增加可以加快电子传递速率,从而提高反硝化脱氮效率。PN 和 ETSA 的升高是提高 TN 去除的关键因素。

(3) TN、氨氮、NO<sub>3</sub>-N、COD<sub>Cr</sub>、PN 均与土壤下渗

速率存在负相关关系,尤其是 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 与下渗速率呈显著负相关( $p < 0.05$ ),下渗速率越快,水力停留时间越短,去除率越低。

### 参考文献

- [ 1 ] 黄恒粤,陈垚,袁绍春,等. 基于文献分析的生物滞留研究现状与展望[J]. 环境污染与防治, 2022, 44(5): 675-681.  
HUANG H Y, CHEN Y, YUAN S C, et al. Advances and prospect in the studies on bioretention based on related literatures analysis[J]. Environmental Pollution & Control, 2022, 44(5): 675-681.
- [ 2 ] 冉阳,付峥嵘,唐宁远,等. 改良生物滞留系统强化对雨水径流中氮磷的去除[J]. 环境科学与技术, 2021(9): 49-57.  
RAN Y, FU Z R, TANG N Y, et al. Enhanced bioretention systems for nutrients removal from rain-runoff[J]. Environmental Science & Technology, 2021(9): 49-57.
- [ 3 ] ZHANG Z X, LI J K, LI Y J, et al. Assessment on the cumulative effect of pollutants and the evolution of micro-ecosystems in bioretention systems with different media [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021, 228: 112957. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.112957.
- [ 4 ] 吴艳霞,杜海霞,吴慧芳,等. 生物滞留设施对城市面源污染控制的研究进展[J]. 净水技术, 2019, 38(11): 61-68.  
WU Y X, DU H X, WU H F, et al. Research progress of bioretention facilities for non-point source pollution control[J]. Water Purification Technology, 2019, 38(11): 61-68.
- [ 5 ] TIRPAK R A, AFROOZ A R M N, WINSTON R J, et al. Conventional and amended bioretention soil media for targeted pollutant treatment: A critical review to guide the state of the practice[J]. Water Research, 2021, 189: 116648. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116648.
- [ 6 ] 王书敏,黄克舒,Allen P. DAVIS,等. 生物滞留系统介质土的理化性质比较研究[J]. 中国给水排水, 2019, 35(17): 133-138.  
WANG S M, HUANG K S, P. DAVIS A, et al. Comparison of physical-chemical properties of soil media in bioretention system [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(17): 133-138.
- [ 7 ] ZHANG H K, ZHANG X R, LIU J, et al. Coal gangue modified bioretention system for runoff pollutants removal and the biological characteristics [J]. Journal of Environmental Management, 2022, 314: 115044. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115044.
- [ 8 ] 柴宏祥,陈一凡,邵知宇,等. 硫铁矿基质生物滞留系统对雨水径流的处理效能[J]. 中国给水排水, 2022, 38(3): 112-117.  
CHAI H X, CHEN Y F, SHAO Z Y, et al. Performance of pyrite substrate bioretention system for treatment of rainfall runoff [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(3): 112-117.
- [ 9 ] 赵倩,许仕荣,周永潮,等. 生物质炭改良生物滞留系统去除氮素的试验研究[J]. 中国给水排水, 2019(1): 96-101.  
ZHAO Q, XU S R, ZHOU Y C, et al. Nitrogen removal by bioretention system modified with biochar[J]. China Water & Wastewater, 2019(1): 96-101.
- [ 10 ] CHEN Y F, SHAO Z Y, KONG Z H, et al. Study of pyrite based autotrophic denitrification system for low-carbon source stormwater treatment[J]. Journal of Water Process Engineering, 2020, 37: 101414. DOI:10.1016/j.jwpe.2020.101414.
- [ 11 ] KONG Z H, SONG Y Q, XU M, et al. Multi-media interaction improves the efficiency and stability of the bioretention system for stormwater runoff treatment [J]. Water Research, 2024, 250: 121017. DOI:10.1016/j.watres.2023.121017.
- [ 12 ] WANG S M, HE Q, AI H N, et al. Pollutant concentrations and pollution loads in stormwater runoff from different land uses in Chongqing [J]. Journal of Environmental Sciences, 2013, 25(3): 502-510.
- [ 13 ] FAN G D, NING R S, HUANG K S, et al. Hydrologic characteristics and nitrogen removal performance by different formulated soil medium of bioretention system [J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 290: 125873. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.125873.
- [ 14 ] REDMILE-GORDON M, BROOKES P, EVERSHERD R, et al. Measuring the soil-microbial interface: Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) from soil biofilms [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 72: 163-171. DOI: 10.1016/J.SOILBIO.2014.01.025.
- [ 15 ] 郭中瑞,朱超,张涵瑞,等. 重水标记-单细胞拉曼光谱表征反硝化菌代谢活性与电子传递[J]. 环境科学学报, 2023, 43(4): 228-235.  
GUO Z R, ZHU C, ZHANG H R, et al. Heavy water-labeled single-cell Raman spectroscopy characterizes the metabolic activity and electron transport of denitrifying bacteria [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023, 43(4): 228-235.
- [ 16 ] QIU F, ZHAO S, ZHAO D, et al. Enhanced nutrient removal in bioretention systems modified with water treatment residuals and internal water storage zone [J]. Environmental Science: Water Research & Technology, 2019, 5(5): 993-1003.
- [ 17 ] 仇付国,代一帆,卢超,等. 基质改良和结构优化强化雨水生物滞留系统除污[J]. 中国给水排水, 2017, 33(7): 157-162.  
QIU F G, DAI Y F, LU C, et al. Media amendment and structure modification to enhance pollutants removal in bioretention system [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(7): 157-162.
- [ 18 ] 李立青,胡楠,刘雨情,等. 3种生物滞留设计对城市地表径流溶解性氮的去除作用[J]. 环境科学, 2017, 38(5): 1881-1888.  
LI L Q, HU N, LIU Y Q, et al. Effects of three bioretention configurations on dissolved nitrogen removal from urban

- stormwater[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(5): 1881–1888.
- [19] LUO Y H, YUE X P, DUAN Y Q, et al. A bilayer media bioretention system for enhanced nitrogen removal from road runoff[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 705: 135893. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135893.
- [20] 陈韬, 邹子介, 李剑洋. 生物滞留系统中 $^{15}\text{NO}_3^-$ 的迁移转化及丹麦草对此过程的影响研究[J]. *环境工程*, 2017, 35(4): 60–64.
- CHEN T, ZOU Z J, LI J F. Transfer and transformation of  $^{15}\text{NO}_3^-$  in bioretention and effect of danish grass in the process[J]. *Environmental Engineering*, 2017, 35(4): 60–64.
- [21] FAN G D, LI Z S, WANG S M, et al. Migration and transformation of nitrogen in bioretention system during rainfall runoff[J]. *Chemosphere*, 2019, 232: 54–62. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.05.177.
- [22] 叶利兰, 陈焱, 刘臻, 等. 不同季节下生物滞留系统中氮素迁移转化特性[J]. *环境科学与技术*, 2021(12): 90–98.
- YE L L, CHEN Y, LIU Z, et al. Migration and transformation characteristics of nitrogen in bioretention system under different seasons[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021(12): 90–98.
- [23] ZHANG W, SANG M, CHE W, et al. Nutrient removal from urban stormwater runoff by an up-flow and mixed-flow bioretention system[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(17): 17731–17739.
- [24] 李迪, 陈焱, 吕波. 生物滞留系统对溶解性污染物的去除特性及优化途径[J]. *环境工程*, 2020, 38(10): 120–127.
- LI D, CHEN Y, LÜ B. Characteristics and optimization approach for removal of dissolved pollutants in bioretention systems[J]. *Environmental Engineering*, 2020, 38(10): 120–127.
- [25] 仇付国, 许俊挺, 卢超, 等. 给水厂污泥在水体净化领域中的应用研究进展[J]. *环境科学与技术*, 2018(5): 111–119.
- QIU F G, XU J T, LU C, et al. Progress on application of water treatment residual in water purification [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018(5): 111–119.
- [26] 郑育毅, 林志龙, 李妍, 等. 自来水厂污泥基陶粒作为湿地填料处理生活污水[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(13): 112–115.
- ZHENG Y Y, LIN Z L, LI Y, et al. Ceramsite from waterworks sludge as media in constructed wetlands for treatment of municipal sewage[J]. *China Water & Wastewater*, 2016, 32(13): 112–115.
- [27] 李立青, 刘雨情, 杨佳敏, 等. 生物滞留对城市地表径流磷的去除途径[J]. *环境科学*, 2018, 39(7): 3150–3157.
- LI L Q, LIU Y Q, YANG J M, et al. Urban runoff phosphorus removal pathways in bioretention systems [J]. *Environmental Science*, 2018, 39(7): 3150–3157.
- [28] SHRESTHA P, HURLEY S E, WEMPLE B C. Effects of different soil media, vegetation, and hydrologic treatments on nutrient and sediment removal in roadside bioretention systems [J]. *Ecological Engineering*, 2018, 112: 116–131. DOI:10.1016/J.ECOLENG.2017.12.004.
- [29] 张靖雨, 汪邦稳, 龙昶宇, 等. 湿地植物对农村生活污水中氮磷的净化作用[J]. *水土保持通报*, 2021, 41(5): 15–22, 114.
- ZHANG J Y, WANG B W, LONG C Y, et al. Purification effects of various aquatic plants on nitrogen and phosphorus in rural sewage[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2021, 41(5): 15–22, 114.
- [30] 母锐敏, 王曦晗, 马桂霞, 等. 藻类胞外聚合物的产生因素及其在污水处理和生物絮凝方面的应用[J]. *微生物学通报*, 2023, 50(3): 1324–1336.
- MU R M, WANG X H, MA G X, et al. Factors influencing the production of algal extracellular polymers and their application in wastewater treatment and biological flocculation[J]. *Microbiology China*, 2023, 50(3): 1324–1336.
- [31] 陶华强, 邵冬海, 张超, 等. 硫和石英砂比对自养填充床反应器去除高浓度高氯酸盐的影响[J]. *环境科学*, 2018, 39(2): 811–818.
- TAO H Q, SHAO D H, ZHANG C, et al. Effect of sulfur to quartz sand ratios on the removal of high-concentration perchlorate in packed-bed reactors [J]. *Environmental Science*, 2018, 39(2): 811–818.
- [32] 陈甜甜, 王先宝, 张雨笛, 等. 氧化还原介体强化生物反硝化脱氮研究进展[J]. *环境化学*, 2021, 40(10): 3199–3206.
- CHEN T T, WANG X B, ZHANG Y D, et al. Enhanced biological denitrification by redox mediators: A review [J]. *Environmental Chemistry*, 2021, 40(10): 3199–3206.
- [33] 谢淑仪, 陈姗姗, 栾天罡. 电活性微生物胞外聚合物的特征与应用[J]. *微生物学报*, 2023, 63(2): 540–552.
- XIE S Y, CHEN S S, LUAN T G. Characteristics and applications of extracellular polymeric substances of electroactive microorganisms[J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2023, 63(2): 540–552.
- [34] 李红珍. 生物滞留系统净化效果及渗透性能研究[D]. 南宁: 广西大学, 2018.
- LI H Z. Research on purification effect and permeation property of biological retention system[D]. Nanning: Guangxi University, 2018.
- [35] 郝岩. 基于生物滞留设施植物生理的生态性和基质堵塞规律的功能性研究[D]. 北京: 北京建筑大学, 2020.
- HAO Y. Ecological Study based on plant physiology of bioretention and functional study based on clogging regularity of growing media [D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2020.