

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第37卷 第9期

Vol.37 No.9

2016

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

1960~2013年我国霾污染的时空变化 符传博, 唐家翔, 丹利, 何媛 (3237)

太原大气颗粒物中水溶性无机离子质量浓度及粒径分布特征 王璐, 温天雪, 苗红妍, 高文康, 王跃思 (3249)

石家庄秋季一次典型霾污染过程水溶性离子粒径分布特征 刘景云, 刘子锐, 温天雪, 魏俊龙, 黄小娟, 乔宝文, 王莉莉, 杨洋, 徐仲均, 王跃思 (3258)

南京北郊大气颗粒物的粒径分布及其影响因素分析 吴丹, 曹双, 汤莉莉, 夏俊荣, 陆建刚, 刘刚, 杨孟, 李凤英, 盖鑫磊 (3268)

南京北郊黑碳气溶胶污染特征及影响因素分析 肖思晗, 于兴娜, 朱彬, 何稼祺 (3280)

上海崇明地区大气分形态汞污染特征 李舒, 高伟, 王书肖, 张磊, 李智坚, 王龙, 郝吉明 (3290)

三峡库区典型农田系统大气汞浓度及不同自然界面释汞通量 王永敏, 赵铮, 孙涛, 王娅, 薛金平, 张成, 王定勇 (3300)

长白山背景站大气 VOCs 浓度变化特征及来源分析 吴方堃, 孙杰, 余晔, 唐贵谦, 王跃思 (3308)

铅冶炼厂无组织排放源不同颗粒物中铅含量特征 刘大钧, 汪家权 (3315)

祁连山东段降水的水化学特征及离子来源研究 贾文雄, 李宗省 (3322)

三峡库区(重庆—宜昌段)沉积物中钒的污染特征及生态风险评价 郭威, 殷淑华, 徐建新, 徐东昱, 高丽, 郝红, 高博 (3333)

太湖不同富营养化水域磷的分布特征及其环境影响因素 车霏霏, 王大鹏, 甄卓, 颜昌宙, 王灶生 (3340)

太湖表层沉积物中 PPCPs 的时空分布特征及潜在风险 张盼伟, 周怀东, 赵高峰, 李昆, 刘巧娜, 任敏, 赵丹丹, 李东佼 (3348)

岩溶地下河系统中有机氯的分布特征与来源分析 张媚, 孙玉川, 谢正兰, 余琴, 徐昕 (3356)

西南典型岩溶地下河系统水文地球化学特征对比:以重庆市青木关、老龙洞为例 詹兆君, 陈峰, 杨平恒, 任娟, 张海月, 刘黛薇, 蓝家程, 张宇 (3365)

不同水源补给情形的溪流沟渠沉积物磷形态及释放风险分析 李如忠, 秦如彬, 黄青飞, 耿若楠 (3375)

滇池柱状沉积物磷形态垂向变化及对释放的贡献 李乐, 王圣瑞, 焦立新, 余佑金, 丁帅, 王跃杰 (3384)

荧光光谱结合平行因子分析研究夏季周村水库溶解性有机物的分布与来源 黄廷林, 方开凯, 张春华, 周石磊, 曾明正, 刘飞, 夏超, 丛海兵 (3394)

富营养化水体中黑水团的吸收及反射特性分析 张思敏, 李云梅, 王桥, 朱利, 王旭东, 温爽 (3402)

基于微生物生物完整性指数的地下水生态系统健康评价:以包钢稀土尾矿库周边地下水生态系统为例 安新丽, 陈廷廷, 赵晗, 张又弛, 侯艳伟, 蔡超 (3413)

于桥水库水源地水体沉积物重金属空间分异与景观格局的关系 王祖伟, 王玮玮, 侯迎迎, 包姗姗, 王子璐, 王倩倩 (3423)

人工湿地构型对水产养殖废水含氮污染物和抗生素去除影响 刘佳, 易乃康, 熊永娇, 黄朝峰 (3430)

共生细菌对盐生小球藻富集和转化硝酸盐的影响 许平平, 刘聪, 王亚, 郑燕恒, 张春华, 葛滢 (3438)

模拟水体硝态氮对黄菖蒲生长及其氮吸收的影响 王兵, 温春翔, 肖波 (3447)

对羟基联苯在黄河兰州段底泥上的吸附行为 周琦, 蒋煜峰, 孙航, 慕仲锋, 张振国, 展惠英 (3453)

多级 A/O 工艺强化处理城市污水的效果研究 尹子华, 盛晓琳, 刘锐, 陈吕军, 张永明 (3460)

某微污染源自来水厂的纳滤深度处理效果研究 吴玉超, 陈吕军, 兰亚琼, 刘锐 (3466)

Fe⁰-PRB 去除Cr(VI)反应动力学及影响机制 卢欣, 李森, 唐翠梅, 辛佳, 林朋飞, 刘翔 (3473)

EDTA-nSiO₂ 纳米颗粒对 Cd²⁺ 的吸附 蒋顺成, 秦睿, 李满林, 李荣华, 张增强, Amjad Ali, 梁文 (3480)

硝酸-PPy/AQDS 联合处理改善阳极性能的分析表征 沈伟航, 朱能武, 尹富华, 吴平霄, 张彦鸿 (3488)

人工合成水铁矿对含磷废水的吸附性能 崔蒙蒙, 王殿升, 黄天寅, 刘锋 (3498)

生物沸石人工湿地处理分散养猪冲洗水性能 牟锐, 沈志强, 周岳溪, 陈学民, 伏小勇, 谭蕾蕾, 瞿畏 (3508)

甘油基混合培养物合成 PHA 及其与 OUR 的关系 刘东, 张小婷, 张代钧, 曾善文, 卢培利 (3518)

光催化体系中噻虫胺降解动力学及机制 胡倩, 阳海, 石妮, 胡乐天, 易兵 (3524)

宁夏干旱地区工业区对农田土壤重金属累积的影响 王美娥, 彭驰, 陈卫平 (3532)

北方某大型钢铁企业表层土壤中多环芳烃污染特征与健康风险评价 董捷, 黄莹, 李永霞, 张厚勇, 高甫威 (3540)

红壤剖面重金属分布特征及对有机碳响应 贾广梅, 马玲玲, 徐殿斗, 成杭新, 周国华, 杨国胜, 罗敏, 路雨楠, 刘志明 (3547)

外源锌刺激水稻对土壤镉的累积效应 辜娇峰, 杨文骏, 周航, 张平, 彭佩钦, 廖柏寒 (3554)

改性生物炭材料对稻田原状和外源镉污染土钝化效应 杨兰, 李冰, 王昌全, 刘倾城, 张庆沛, 肖瑞, 李一丁 (3562)

生物淋滤联合类 Fenton 反应去除污染土壤中重金属的效果 周普雄, 严颀, 余震, 王跃强, 朱艺, 周顺桂 (3575)

长期石油污染对盐碱化土壤中微生物群落分子生态网络的影响 赵慧慧, 肖娴, 裴孟, 赵远, 梁玉婷 (3582)

应用 PLFA 法分析氮沉降对缙云山马尾松林土壤微生物群落结构的影响 曾清苹, 何丙辉 (3590)

三江平原不同退化阶段小叶章湿地土壤真菌群落结构组成变化 隋心, 张荣涛, 许楠, 刘赢男, 柴春荣, 王继丰, 付晓玲, 钟海秀, 倪红伟 (3598)

外源氮、硫添加对闽江河口湿地 CH₄、CO₂ 排放的短期影响 胡敏杰, 任鹏, 黄佳芳, 仝川 (3606)

模拟条件下侵蚀-沉积部位土壤 CO₂ 通量变化及其影响因素 杜兰兰, 王志齐, 王蕊, 李如剑, 吴得峰, 赵慢, 孙棋棋, 高鑫, 郭胜利 (3616)

太原晋祠地区果园土壤呼吸的年际变化及其温度敏感性 严俊霞, 郝忠, 荆雪雷, 李洪建 (3625)

生物炭对壤土土壤温室气体及土壤理化性质的影响 王月玲, 耿增超, 王强, 尚杰, 曹胜磊, 周凤, 李鑫, 刘福义, 张萍 (3634)

氮沉降对臭氧胁迫下青杨光合特性和生物量的影响 辛月, 尚博, 陈兴玲, 冯兆忠 (3642)

冠层辐射温度对冬小麦生态系统碳通量的影响 李洪建, 杨艳, 严俊霞 (3650)

堆肥过程水溶性有机物组成和结构演化研究 李丹, 何小松, 席北斗, 高如泰, 张慧, 黄彩红, 党秋玲 (3660)

酸碱改性活性炭及其对甲苯吸附的影响 刘寒冰, 杨兵, 薛南冬 (3670)

《环境科学》征订启事 (3517) 《环境科学》征稿简则 (3561) 信息 (3289, 3321, 3422)

生物沸石人工湿地处理分散养猪冲洗水性能

牟锐^{1,2,3}, 沈志强^{2,3}, 周岳溪^{2,3*}, 陈学民¹, 伏小勇¹, 谭蕾蕾^{1,2,3}, 瞿畏⁴

(1. 兰州交通大学环境与市政工程学院, 兰州 730070; 2. 中国环境科学研究院水污染控制技术研究中心, 北京 100012; 3. 中国环境科学研究院环境基准与风险评估国家重点实验室, 北京 100012; 4. 湖南省排污权储备交易中心, 长沙 410014)

摘要: 以构建的三级生物沸石人工湿地处理分散养猪冲洗水厌氧出水, 考察了湿地的运行性能、污染物随时间变化以及生物沸石层 ORP 分布情况。结果表明, 三级生物沸石人工湿地可高效地去除分散养猪冲洗水厌氧出水的 COD、N 和 P, 且耐 NH_4^+ -N 冲击负荷。湿地水力负荷为 $0.047 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 时, COD、 NH_4^+ -N 和 TN (平均质量浓度分别为 477.7、155.3 和 176.4 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 主要在湿地一区被去除, 平均去除率分别为 80.6%、55.3% 和 58.1%。生物沸石强化硝化作用明显, 硝化产物主要为硝酸盐, 湿地一区、二区和三区的 NO_3^- -N 产生质量浓度分别为 85.85、91.06 和 82.41 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 一区沸石层产生的硝酸盐可被其下部砖渣层微生物利用水中剩余有机物为底物, 通过反硝化途径去除。TP 主要靠砖渣吸附去除, 微生物的作用相对较小。三级湿地沸石层复氧效果均较好, 大部分 ORP 值都保持在 400 mV 以上。

关键词: 生物沸石; 人工湿地; 强化硝化; 潮汐流; 分散养猪废水

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2016)09-3508-10 DOI: 10.13227/j.hjkk.2016.09.032

Performance of Bio-zeolite Constructed Wetland in Dispersed Swine Wastewater Treatment

MOU Rui^{1,2,3}, SHEN Zhi-qiang^{2,3}, ZHOU Yue-xi^{2,3*}, CHEN Xue-min¹, FU Xiao-yong¹, TAN Lei-lei^{1,2,3}, QU Wei⁴

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070, China; 2. Research Center of Water Pollution Control Technology, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 3. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 4. Hunan Province Reserve Trading Center for Pollution Discharge Rights, Changsha 410014, China)

Abstract: The anaerobically digested effluent of the dispersed swine wastewater was treated by a three-stage bio-zeolite constructed wetland, and the performance of the wetland, the variation of pollutants concentration in effluent and ORP distribution in the bio-zeolite layer were studied. The results showed that COD, N and P in the digested effluent could be efficiently removed by the wetland, and the wetland also had resistance to ammonia impact load. When the hydraulic loading rate was $0.047 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, COD, NH_4^+ -N and TN (the average mass concentrations in inflow were 477.7, 155.3 and 176.4 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) were mainly removed in the district 1 of the wetland, and the average removal rates were 80.6%, 55.3% and 58.1%, respectively. There was obvious enhancement of nitrification in the bio-zeolite, and the major nitrification product was nitrate. The mass concentrations of NO_3^- -N in the district 1, district 2 and district 3 of the wetland were 85.85, 91.06 and 82.41 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively. The nitrate produced in bio-zeolite layer of the district 1 could be denitrified by microorganisms in the slag brick layer using the residual organic substances in water as the substrate. TP was mainly removed by adsorption in the slag brick layer, and the role of microbe assimilation was relatively small. The reoxygenation of the bio-zeolite layer in the three-stage wetland was good. Most of the ORP values remained over 400 mV in the bio-zeolite layer.

Key words: bio-zeolite; constructed wetland; enhanced nitrification; tidal flow; dispersed swine wastewater

畜禽养殖废水主要由尿液、残余的粪便、饲料残渣和冲洗水等组成, 具有 COD、SS、 NH_4^+ -N 含量高、可生化性好、水质水量变化大、含有致病菌并有恶臭等特点^[1]。由于畜禽粪尿的淋溶性很强, 粪尿中的 N、P 及水溶性有机物等淋溶量很大, 这些污染物如不进行适当处理就排放于环境或直接农用, 将会造成当地生态环境和农田的严重污染。限于经济技术条件, 分散养猪废水仅仅只是进入沼气池, 厌氧发酵之后直接排出, 仍是面源污染的重要来源。

生物-生态组合工艺为分散养殖废水的治理提供了一条经济可行的路线^[2-4]。人工湿地是一种常用的生态工艺, 但是其存在脱氮能力较弱的缺点。微生物的硝化、反硝化作用是人工湿地最主要的脱

收稿日期: 2015-12-19; 修订日期: 2016-04-12

基金项目: 国家科技支撑计划项目(2012BAJ21B01-02); 中国博士后科学基金项目(2012M520351)

作者简介: 牟锐(1988~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: 1292290274@qq.com

* 通讯联系人, E-mail: zhouyuexi@263.net

氮途径^[5]。但是,常规的人工湿地主要靠植物根系复氧来强化氧扩散,复氧量不能满足大量有机物降解和 NH_4^+ -N硝化的需求^[6]。强化湿地复氧性能、改进湿地填料等措施可以显著强化人工湿地的脱氮性能。潮汐流^[7]、间歇流^[8]等运行方式可以强化人工湿地复氧性能。生物沸石可实现 NH_4^+ -N吸附和原位再生,可持续性去除 NH_4^+ -N,而且石灰石与沸石混合填充可促进沸石的生物再生^[9]。

分散养猪冲洗水经厌氧折流板反应器(ABR)处理后仍含有高浓度有机物、N和P^[10]。为强化人工湿地对其的处理性能,在前期研究的基础上^[3,4,9],根据生物沸石的硝化速率,基于生物沸石快速吸附-再生动态平衡技术,构建了三级生物沸石人工湿地,考察其启动阶段性能、出水时污染物随时间变化、启动后性能以及生物沸石层 ORP 分布,以期为其实际推广应用提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验选用的天然斜发沸石产自浙江省缙云县,其元素组成为: SiO_2 , 69.58%; Al_2O_3 , 12.2%; Na_2O , 2.59%; CaO , 2.59%; K_2O , 1.13%; Fe_2O_3 ,

0.87%; MgO , 0.13%; 其他, 10.91%。沸石粒径为 3~5 mm。试验所用砾石和砖渣经筛选后,用自来水清洗干净并晒干后备用。接种污泥取自湖南省长沙县黄花镇污水处理厂。试验的进水为经 ABR 处理后的分散养猪冲洗水(经过源分离工艺将猪粪和猪尿与冲洗水分离)。分散养猪冲洗水 COD、 NH_4^+ -N、TN 和 TP 的质量浓度分别约为 1 432~2 068、152.8~214.5、206.3~263.6 和 14.6~23.4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[11]。试验所用的氯化铵、磷酸氢二钾、过硫酸钾、碘化钾、氢氧化钠等试剂均为分析纯。

1.2 试验装置

试验装置为 3 个由 PVC 板材制成的湿地反应器,如图 1 所示。湿地一区长 1.5 m、宽 1 m、高 1.2 m(主要实现有机物、N 和 P 的去除),湿地二区长 1.5 m、宽 1 m、高 0.8 m(主要实现 P 的去除和 NH_4^+ -N 硝化),湿地三区长 1.5 m、宽 1 m、高 0.5 m(主要实现 NH_4^+ -N 硝化),每个湿地分区设有进水口、取样口及出水口。每个湿地分区从底部往上依次填充粒径为 3~5 cm 的砾石、粒径为 5~40 mm 的砖渣、沸石(3~5 mm)与石灰石(5~10 mm)混合物。根据前期研究结果,沸石与石灰石的质量比为 5:1^[9]。每个湿地分区各填料的填充高度如表 1 所示。

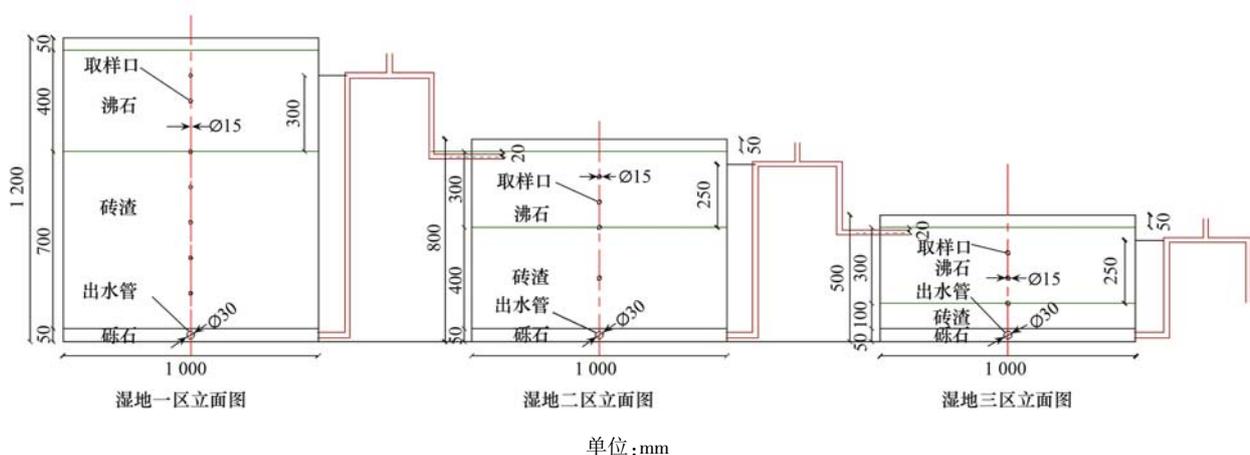


图 1 三级生物沸石人工湿地结构示意图

Fig. 1 Structure diagram of three-stage enhanced nitrification constructed wetland reactor

表 1 湿地填料填充高度/mm

Table 1 Filling height of wetland packing/mm

| 填料名称 | 砾石 | 砖渣 | 沸石-石灰石 |
|------|----|-----|--------|
| 湿地一区 | 50 | 700 | 400 |
| 湿地二区 | 50 | 400 | 300 |
| 湿地三区 | 50 | 100 | 300 |

在湿地底部沿长度方向设有 1 根直径为 5 cm 的集水管,集水管一端密封,另一端与出水口相连,集水管周边均匀开有集水槽,槽长为 5 cm,槽宽为 5

mm。湿地一区在装填料前,插入 2 根(均距湿地一区壁 0.5 m)直径 5 cm 的 PVC 管(强化复氧管,长为 120 cm),PVC 管的下端深入至湿地底部,与集水管相通。PVC 管位于湿地一区高度的 75~115 cm 部分交错开有直径为 3 mm 向上倾斜 45 度的圆形小孔。布水系统位于沸石表层下 3 cm 处,3 个湿地分区均种植空心菜(*Ipomoea aquatic* Forsk),每个分区种植 4 排,每排 6 窝,每窝 1~2 颗空心菜幼苗。

1.3 试验方法

三级湿地串联运行. 为了提高湿地挂膜的速度,取湖南省长沙县黄花镇污水处理厂的生化剩余污泥进行接种. 在进水中加入污泥,使污泥质量浓度为 $2\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 用潜水泵将加有污泥的进水从湿地顶部抽入至沸石被完全淹没,每天进水1次,此时湿地一区、二区和三区的进水量分别为750、500和300 L. 进水在湿地停留4 h后由底部出水口排出,出水收集后继续作为进水进行接种. 接种3 d后,不再加入污泥,并在随后的3 d均将湿地由底部排空,以避免接种污泥残留在湿地. 随后,湿地以潮汐流方式运行(作为运行的第1d),进水期为1 h(09:00开始),每天进水1次,进水量为210 L,其余时间为落干期,湿地静置. 3级湿地的水力负荷为 $0.047\text{ m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$,单级湿地的水力负荷为 $0.141\text{ m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$. 出水由湿地底部的出水口排出,分别通过虹吸管控制湿地的饱和液位,3个区的饱和液位高度分别为750、450和150 mm. 前期的研究表明,沸石前期对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附能力较强,为尽快实现三级人工湿地的顺利启动,在湿地一区和二区的出水中加入葡萄糖和氯化铵,使其COD和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度分别为 $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $110\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 启动后不再调整湿地二区和三区的进水浓度. 以发生明显硝化作用作为湿地启动的标志.

考察污染物随时间变化时,湿地运行参数与启动后的一致. 0 min为出水前取样,出水后每隔15 min取一次样(虹吸出水时间60 min左右). 启动后,在湿地3个分区的不同位置和沸石层的不同厚度(一区为10、20、30和40 cm,二、三区为10、20和30 cm)分别插有ORP电极. 稳定1周后,在进水前测定ORP,连续测定3 d,取其平均值,考察湿地氧化还原电位空间分布情况.

1.4 分析方法

COD使用快速消解法测定(华通,CTL-12型). $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测定, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 采用紫外分光光度法测定, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 采用N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定(UNICUV-2100分光光度计),TN采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法,TP采用钼锑抗分光光度法测定^[12]. pH采用pH仪进行测定(METTLER TOLEDO FE20 pH计). ORP采用ORP仪测定(FJA-6 ORP仪).

2 结果与讨论

2.1 人工湿地启动阶段运行性能

三级生物沸石人工湿地串联运行,污水先经

ABR厌氧降解后进入湿地系统,湿地3个分区均采用虹吸管控制饱和液位,使沸石层在进水期处于浸没状态,并在达到虹吸液位后通过虹吸使沸石层落干. 进水期,水中的有机物随水流的下渗被湿地中的微生物快速吸附截留, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 被上层填充的沸石快速吸附,落干期沸石表面生物膜中的微生物利用氧气降解有机物并将沸石吸附的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化成 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,随后扩散至水中,实现生物沸石的原位再生,最终达到吸附-再生的动态平衡. 沸石层产生的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 随水流进入湿地下部砖渣层,砖渣层表面的厌氧微生物利用水中残存的有机物还原 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$,最终实现了TN的去除. 三级人工湿地启动阶段的运行性能如图2所示. 由于三级人工湿地沸石填充量大(一区、二区和三区填充沸石的量分别为586.96、382.02和377.80 kg),而湿地进水量仅为 $210\text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$,且进水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度仅为 $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,使得湿地要达到吸附-再生的动态平衡的时间较长. 为此,进水第14 d时,在各自进水中加入 NH_4Cl ,使 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度升高至 $1\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,12 d后不再加入 NH_4Cl .

由图2可以看出,湿地一区去除COD明显,由进水的 $543.16\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $148.01\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 湿地一区、二区和三区的COD平均去除率分别为72.7%、52.8%和48.4%. 启动初期,沸石中的吸附位点多,湿地一区、二区和三区的出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度都很低,为 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右;当 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度升高至 $1\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右时,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度有明显升高;不再加入 NH_4Cl 后,3个区的出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 保持稳定,分别为60.66、65.47和74.01 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 启动初期,生物膜尚未成熟,湿地3个分区出水的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度都很低,随着湿地的运行,沸石表面的生物膜逐渐成熟,沸石层硝化作用逐渐增强,出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度缓慢升高,运行36 d后,二、三区出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度急剧升高,湿地一区 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度也明显升高并在41 d时达到最高($19.35\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),表明湿地的启动期为40 d左右. 沸石的生物再生是沸石所吸附的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 通过界面发生生物硝化而解吸的过程,是沸石吸附的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 解吸及生物硝化共同作用的结果^[9]. 随着启动过程,沸石表面的生物膜逐渐成熟,硝化作用增强,使得产生的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度逐渐与吸附的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度基本一致,即生物沸石在进水期吸附的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 可在落干期被硝化,空出等量的吸附位点在下一个进水周期继续吸附 $\text{NH}_4^+\text{-N}$,此时

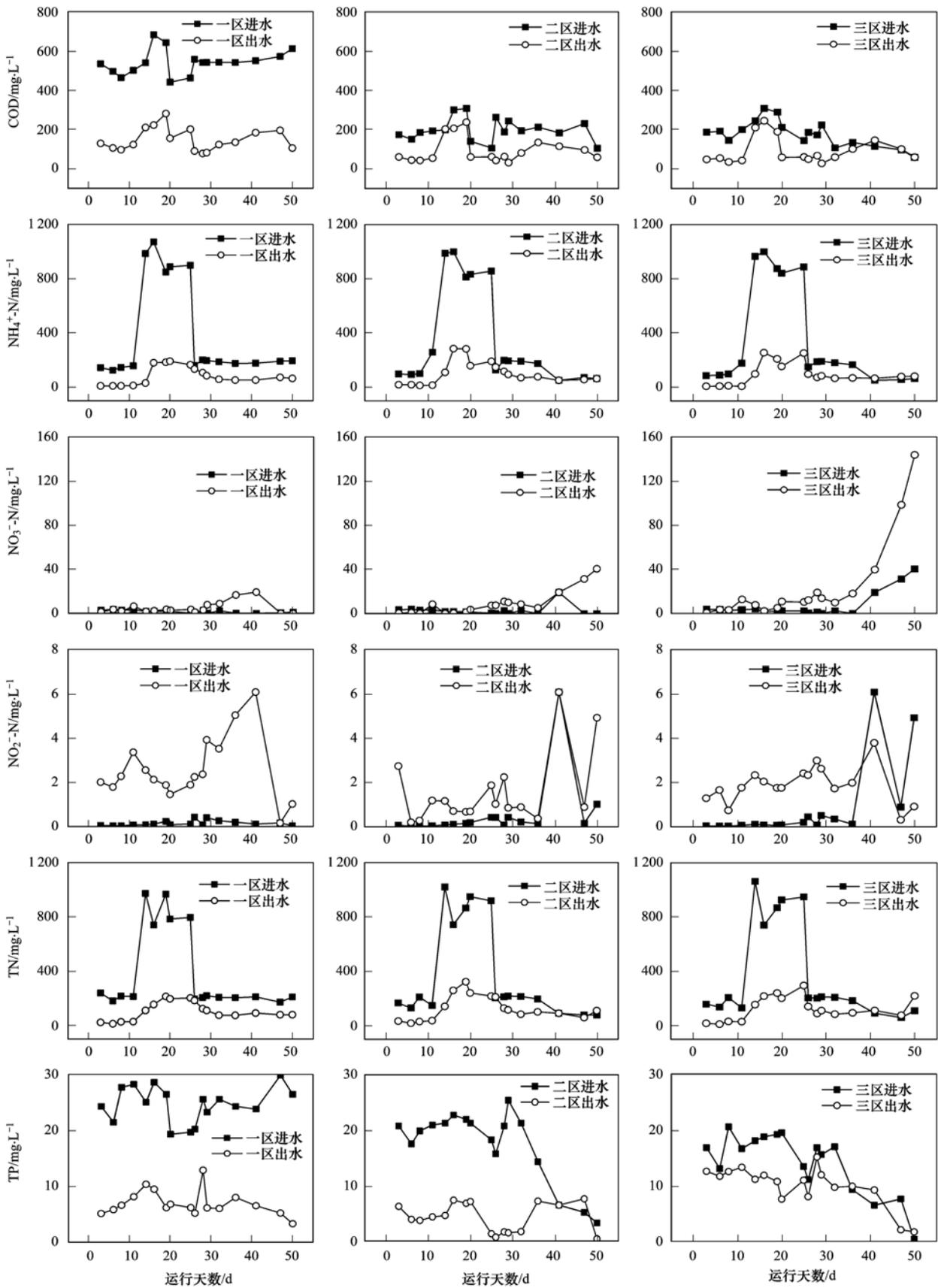


图2 三级生物沸石人工湿地启动阶段运行性能

Fig. 2 Operating performance of the three-stage bio-zeolite constructed wetland in the startup phase

生物沸石基本达到快速吸附-再生动态平衡. 运行 36 d 后, 进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 基本稳定, 此时湿地一区出水的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 也基本稳定, 表明湿地一区中的生物沸石可能达到了快速吸附-再生动态平衡.

湿地一区 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度在 41 d 后有明显降低, 这可能是由于湿地一区砖渣层较厚, 有良好的淹水厌氧环境, 且水中的有机物浓度高, 使得 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 通过反硝化途径被去除. 苗莹^[3]以生物沸石人工湿地处理养殖废水时, 也发现湿地具有明显的功能分区, 湿地上层(沸石层)和下层(砖渣层)分别发生了明显的硝化和反硝化反应, 并且以高通量测序技术分别检测出了硝化菌和反硝化菌. 湿地 3 个区出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的质量浓度较低, 其均值分别为 2.57、1.58 和 1.91 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 无明显的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的累积. 启动初期进出水 TN 的变化趋势与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的变化趋势基本相同, 表明对 TN 的去除, 主要依赖于沸石对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 离子的吸附, 微生物的硝化反硝化作用相对较小. 启动末期, 湿地二区和三区的出水 TN 有逐渐上升的趋势, 这主要是由于此时的硝化作用较强, 产生的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度超过了吸附去除的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度. 湿地二区和三区的砖渣厚度分别只有 40 cm 和 10 cm, 明显比一区(70 cm)的低. 而且, 湿地二区和三区的有机物浓度也明显比一区的低. 因此, 理论上, 湿地三区的反硝化作用要比湿地二区和一区的低.

由图 2 所示, 在进水 P 质量浓度分别为 30、25 和 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 湿地一区、二区和三区对总 P 的去除率差别较大, 分别为 71.9%、79.1% 和 30.3%. 天然沸石为多孔性构造, 含有一定孔径的空腔和孔道, 使其对 P 具有良好的吸附性能^[13,14]. 胡细全等^[15]在天然沸石吸附 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 P 的静态试验中测得低浓度下 P 的吸附去除率为 4% 左右. 3 个湿地分区的填料种类相同, 湿地植物的品种和种植密度相同, 沸石层的填充高度差距较小, 只有砖渣层的填充高度差别较大. 前期的研究也表明, 砖渣吸附的 P 占人工湿地 P 去除总量的 84.33%, 沸石吸附的 P 占人工湿地 P 去除总量的 12.86%, 而植物吸收与微生物同化作用对 TP 去除的贡献不大, 分别为 1.03% 和 1.78%^[4]. 表明砖渣填充高度差异是导致湿地 3 个分区 P 去除率差异显著的主要原因. 一区和二区对 P 的去除率相当, 可能是因为在当前运行条件下, 40 cm 厚的砖渣已能很好的实现对 P 的去除.

2.2 启动后运行性能

三级生物沸石人工湿地启动后的运行性能如图

3 和表 2 所示. 从中可以看出, 三级人工湿地可将分散养猪冲洗水厌氧出水的平均 COD 由 477.69 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 45.81 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. COD 主要在湿地一区被去除, 平均去除率为 80.6%, 其在湿地二区和三区的平均去除率只有 7.6% 和 2.3%. 分散养猪废水经 ABR 厌氧处理后, 其所含的易于降解的有机物首先在湿地一区的沸石层在进水期被快速吸附, 随后在砖渣层被反硝化微生物作为碳源利用. 湿地一区出水中仍含有少量微生物能降解的有机物, 因此在湿地二区 COD 仍有一定的去除, 平均去除的 COD 质量浓度为 36.32 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 经过湿地一区和二区的处理, 废水中剩余的有机物很难被微生物利用, 因此湿地三区对 COD 的去除不明显. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的沿程去除规律与 COD 的类似, 主要在湿地一区被去除, 由 155.29 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 69.44 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 在二区被进一步降低至 51.84 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 在三区去除不明显. 这是由于环境温度较高(18.5~29.0℃), 湿地一区沸石表面硝化菌的活性较高, 硝化性能较强使得沸石在落干期可再生出较多的吸附位点, 保障在进水期对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附. 湿地二区进水的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度比沸石吸附-解吸的平衡浓度高, 因此沸石仍可继续吸附 $\text{NH}_4^+\text{-N}$. 湿地三区进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度与沸石吸附-解吸的平衡浓度基本相当, 因此 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在此区域去除不明显.

从图 3 可知, 湿地一区出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 质量浓度很低, 平均为 0.66 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 2.64 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. TN 平均质量浓度由进水的 176.43 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 74.00 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率为 58.1%. 湿地一区对 TN 的去除主要包括以下两个方面: 首先是沸石对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附, 其次是沸石生物再生产生的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 通过反硝化作用被去除. 由于湿地经过较长时间的稳定运行, 可认为湿地一区的生物沸石基本达到快速吸附-再生动态平衡, 即沸石对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附浓度与硝化产生的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度之和基本相同. 因此, 湿地一区反硝化去除氮的平均质量浓度是 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均去除质量浓度(85.85 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 与一区出水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 质量浓度之和的差值, 为 82.55 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其占 TN 平均去除质量浓度的 80.6%. 启动后, 沸石表面生物膜硝化作用明显, 湿地二区和三区的平均 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 质量浓度分别为 93.69 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 176.1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 是 TN 的主要组成部分. 由于硝化和反硝化作用, 湿地的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 略有升高, 湿地二区和三区的平均质量浓度分别为 3.70

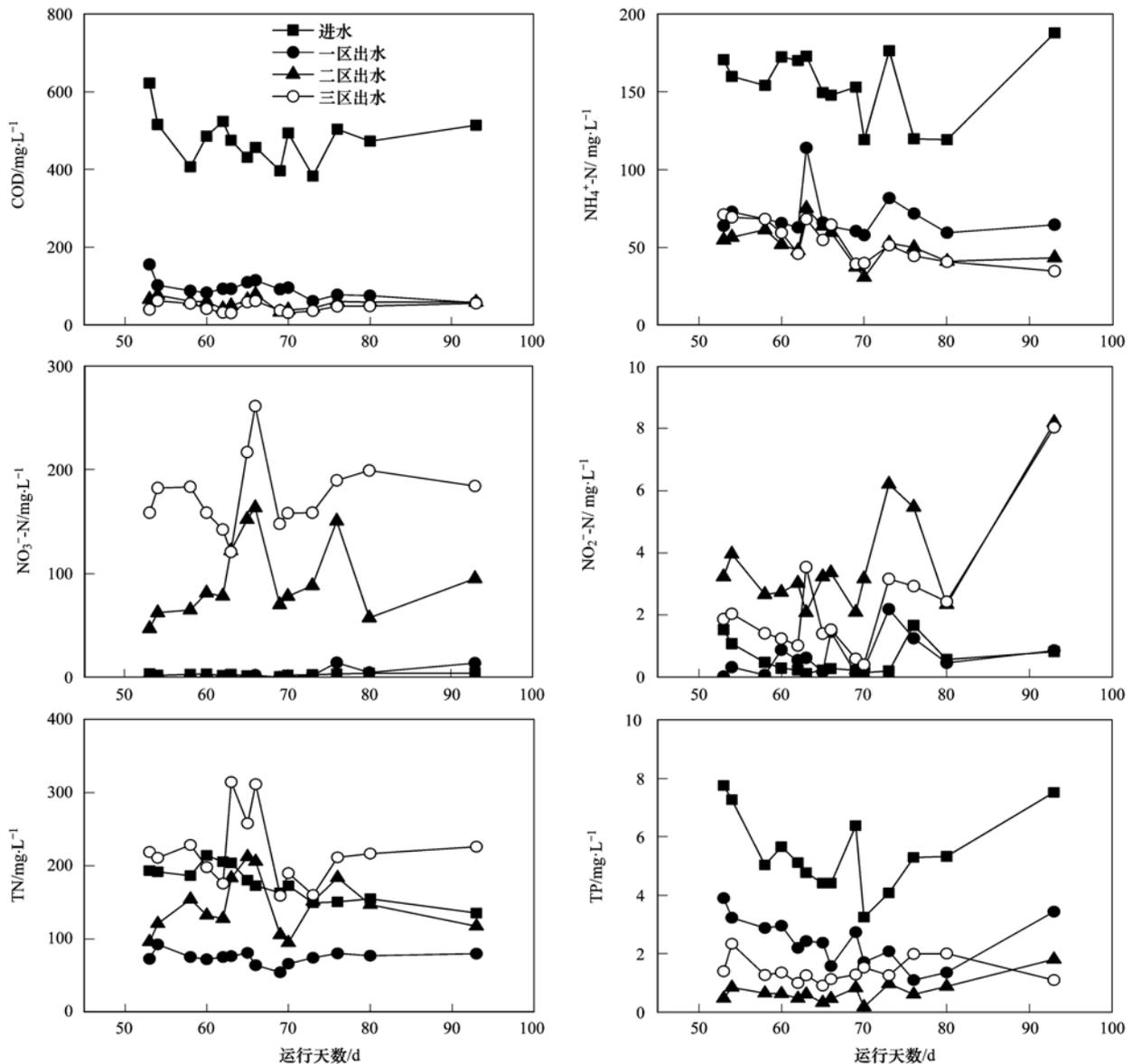


图3 三级生物沸石人工湿地启动后运行性能

Fig. 3 Operating performance of the three-stage bio-zeolite constructed wetland after the startup phase

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $2.26 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 湿地二区和三区硝化作用产生的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的质量浓度之和分别为 $94.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $80.97 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 超过各自吸附去除的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度, 即沸石生物再生量大于吸附量, 导致湿地三区出水 TN 大于系统进水的 TN. 这主要是由于湿地二区和三区的生物沸石在启动阶段吸附了较多的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, 导致启动后微生物有足够的硝化底物. 这也表明, 湿地在进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度突然升高或不利微生物硝化的条件下 (如冬季低温), 可以通过沸石吸附作用, 保证对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除; 运行条件改善后, 沸石可通过生物再生, 释放吸附位点, 即三级生物沸石人工湿地对冲击负荷等不利条件的适应能

表2 启动后污染物平均去除率/%

| 项目 | COD | $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ | TN | TP |
|------|------|---------------------------|-------|-------|
| 湿地一区 | 80.6 | 55.3 | 58.1 | 55.4 |
| 湿地二区 | 7.6 | 11.3 | -40.2 | 31.8 |
| 湿地三区 | 2.3 | -1.2 | -42.4 | -13.2 |

力较强.

三级生物沸石人工湿地出水平均 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 质量浓度较高, 为 $176.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 廉价的稻秆可以作为反硝化固体碳源及生物膜载体用于分散养猪冲洗水的脱氮, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的去除率为 95% 以上^[16].

人工湿地对污水中 P 的去除主要通过植物吸

收、基质吸附、微生物固定等作用实现^[17],最终通过植物收割及更换吸附饱和的基质达到除 P 的目的,其中基质对 P 的去除是人工湿地除 P 的主要途径^[18]. 沸石和砖渣对 P 都有很好的吸附效果. 湿地对 P 的吸附量与进水中 P 的浓度及吸附剂的量均相关. 张翠玲等^[19]研究表明沸石对 P 的吸附量随 P 初始浓度的增加而增大并最终趋于平衡. 郭强等^[20]在矿化垃圾除 P 的静态吸附试验中,也发现初始浓度越高,固液比越小,矿化垃圾吸附 P 量越多. 王帅等^[21]研究发现,在 20 mL 质量浓度为 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 磷酸盐溶液中,沸石对 P 的去除率随投加量的增加而升高,当投加量接近 7 g 时, P 的去除率基本稳定. 养殖废水中 P 的浓度经过湿地填料的吸附,将沿程降低. 湿地中,沸石和砖渣的填充量为湿地一区 > 二区 > 三区. 因此,湿地一区对 TP 的去除量最大,平均去除率为 55.4%; 其次为二区,对 TP 的平均去除率为 31.8%. 湿地三区出水 TP 浓度比二区的高,这主要是由于启动阶段湿地三区进水中 TP 浓度较高,导致沸石层吸附较高浓度的 TP,当进水中 TP 浓度明显降低后,沸石所吸附的 TP 由于吸附-解吸平衡作用被释放至水中.

2.3 污染物随时间变化

研究人工湿地中的硝化反硝化作用在时间和空间上的分布规律,对于全面深入的了解人工湿地内部的污染物净化机制、阐明湿地脱氮的关键性步骤、丰富微生物的理化性质、提高湿地的效率等具

有重要意义^[22]. 三级生物沸石人工湿地以潮汐流方式运行,污染物在湿地系统随时间的变化具有不均匀性. 为此,考察出水期间水质随时间的变化,试验结果如表 3 所示.

由表 3 可以看出, COD 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 主要在湿地一区被去除. 出水中污染物随时间变化不均匀,这种变化体现了潮汐流人工湿地的特点. 湿地在进水前,沸石表面生物膜将进水期吸附的有机物降解,将沸石吸附的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 或 $\text{NO}_3^- \text{-N}$; 砖渣表面生物膜利用水中的有机物将 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 或 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 还原为 N_2 . 因此, 0 min 时 COD 的浓度较低. 湿地一区进水稳定,因此其出水的变化最能代表潮汐流人工湿地随时间的变化特征. 进水期,水中的有机物和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 被快速吸附,导致其浓度在 15 min 时迅速降低. 湿地一区 COD 随时间逐渐降低,可能是由于系统对有机物的吸附容量大,同时也可能是因为较高浓度的有机物和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 在砖渣层发生了反硝化反应. $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度先快速降低,再缓慢升高. 这是由于 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除主要靠沸石的吸附,落干期沸石生物再生释放了部分吸附位点,因此开始阶段对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的吸附容量大,随后由于吸附位点减少,导致出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度升高. $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 水溶性好,因此在进水的初期被大量地从沸石层冲刷下来,随着进水的进行其浓度快速降低. 湿地一区 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 质量浓度在 15 min 时最高,但仅为 $8.86 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,表明其在落干期略有累积,但 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 仍是硝化反应的主要产物.

表 3 底部部分时间点出水情况/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Table 3 Situation of effluent over time at the bottom/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

| 项目 | COD | $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ | $\text{NO}_2^- \text{-N}$ | $\text{NO}_3^- \text{-N}$ | TP | TN | pH | |
|--------|--------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|--------|--------|--------|------|
| 进水 | 457.20 | 147.89 | 0.28 | 0.46 | 4.41 | 172.46 | 8.91 | |
| 湿地一区出水 | 0 min | 93.00 | 63.35 | 1.46 | 1.93 | 1.58 | 63.52 | 8.43 |
| | 15 min | 240.30 | 50.75 | 8.86 | 61.36 | 3.77 | 139.35 | 7.98 |
| | 30 min | 125.70 | 55.33 | 3.68 | 29.82 | 2.43 | 100.90 | 8.33 |
| | 45 min | 78.00 | 60.49 | 1.54 | 3.57 | 1.94 | 59.25 | 8.60 |
| 湿地二区出水 | 0 min | 49.50 | 45.89 | 3.36 | 78.27 | 0.46 | 107.52 | 7.82 |
| | 15 min | 56.55 | 44.17 | 0.52 | 85.19 | 0.28 | 113.72 | 8.15 |
| | 30 min | 90.45 | 45.31 | 1.83 | 91.69 | 0.91 | 128.67 | 8.06 |
| | 45 min | 91.50 | 46.17 | 2.37 | 106.84 | 1.00 | 153.24 | 7.94 |
| 湿地三区出水 | 0 min | 30.75 | 54.76 | 1.53 | 261.67 | 1.13 | 311.30 | 7.38 |
| | 15 min | 54.45 | 41.02 | 1.32 | 164.23 | 0.82 | 201.30 | 7.56 |
| | 30 min | 50.25 | 41.88 | 1.68 | 199.95 | 0.60 | 223.51 | 7.40 |
| | 45 min | 39.00 | 43.88 | 1.77 | 216.74 | 1.89 | 242.39 | 7.37 |

湿地二区和三区 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的变化规律与湿地一区的类似. 有机物主要在湿地一区被去除,湿地二

区和三区的 COD 浓度较低,因此湿地二区和三区降解有机物的异养菌对硝化菌的竞争性抑制作用要比

湿地一区的弱,使得湿地二区和三区产生的 NO_3^- -N浓度明显高于湿地一区. 另外,由于湿地二区和三区有机物浓度明显比湿地一区的低,在落干期其反硝化作用较弱,导致0 min时湿地二区和三区的 NO_3^- -N浓度明显比湿地一区的高. 与进水相比,湿地一区的pH有明显的降低. 硝化反应将消耗碱度,而反硝化反应产生碱度. 湿地一区pH的降低是硝化和反硝化反应综合作用的结果,且硝化反应强度超过了反硝化反应. pH在湿地二区和三区依次降低,这主要是由于在这两个湿地分区发生了明显的硝化反应,而且由于有机物浓度低,反硝化作用弱.

2.4 氧化还原电位空间分布

ORP是反映人工湿地氧化还原状态的重要指标,是微生物活动以及有机物质降解和营养盐转化的重要影响因素^[23]. 三级人工湿地的沸石层均发生了明显的好氧硝化反应. 通常,人工湿地的硝化性能与ORP正相关. 解析湿地沸石层硝化性能空间分布情况,可为优化湿地结构提供依据. 为此,在湿地3个分区不同位置和沸石层不同厚度(一区为10、20、30和40 cm,二、三区为10、20和30 cm)分别插有ORP电极(电极位置分布如图4所示),通过ORP空间分布情况间接反映湿地沸石层硝化性能空间分布情况,试验结果如图5所示.

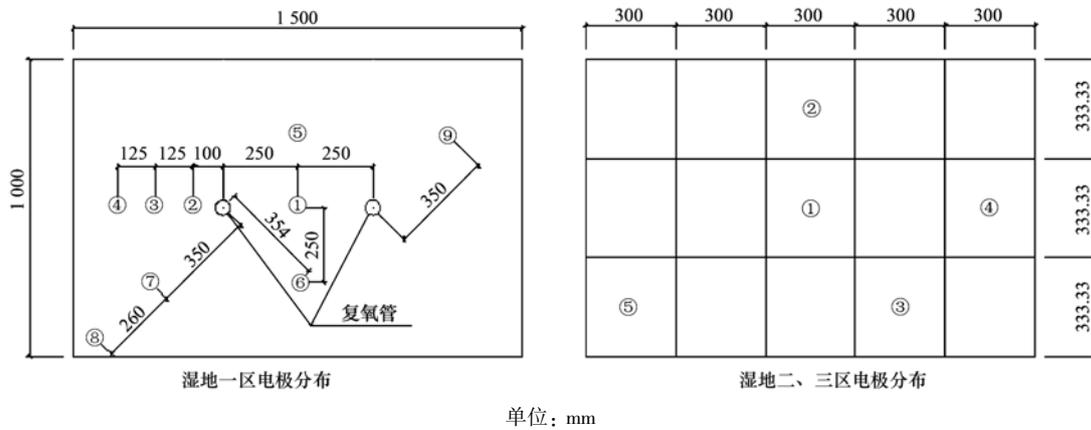


图4 人工湿地ORP电极位置分布平面示意

Fig. 4 Distribution diagram of ORP electrode in the constructed wetland

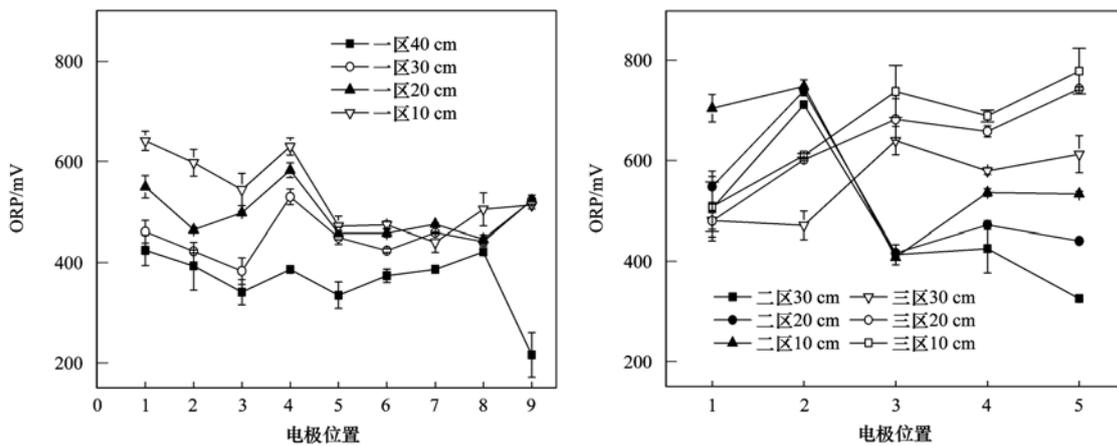


图5 沸石层ORP空间分布

Fig. 5 ORP spatial distribution in the zeolite layer

由图5可以看出,在不同水平位置 and 不同沸石层高度处,湿地3个分区ORP值大部分都保持在400 mV以上,表明三级湿地沸石层复氧效果均较好. 潮汐流人工湿地利用潮汐运行过程中床体浸润面的变化产生的空隙吸力将大气氧吸入湿地基质或者土壤空隙,从而提高人工湿地的溶解氧含量^[24].

另外,三级湿地地上方均种植空心菜,植物对湿地有一定的供氧作用. 植物根系除了泌氧外^[25],根系发育导致的湿地填料疏松空隙也能促进湿地表面复氧^[26]. 湿地3个分区ORP沿沸石层厚度从上往下依次降低. 湿地一区1号位置距复氧管距离比2号位置远,与3号位置的相同,但其ORP却比2号和3

号位置的高,这是因为1号位置位于两根复氧管中间,两根复氧管共同复氧的效果强于单根;4、5、6、7、9号位置距复氧管距离相同,但其ORP值有明显差异,表明湿地沸石层的氧化还原环境不均一;9号位置ORP在沸石层底部40 cm处明显偏低,可能是此处沸石间的间隙水较多,电极部分浸泡在水中所致. 尽管湿地二区和三区没有复氧管,但是其ORP值仍较高,复氧效果良好. 与湿地一区相似,湿地二区和三区不同位置的ORP也有一定的波动. 平安等^[27]研究的水平潜流人工湿地系统运行期间ORP范围在-236~40 mV之间,多数位点ORP均为负值,整个湿地内部大部分区域处于厌氧状态,不同位点间变化范围较大,ORP沿水深方向逐渐降低. 湿地一区、二区和三区沸石层30 cm处的平均ORP分别为454.4、475.5和556.3 mV,可能是由于进水中有机物沿程逐渐减少,好氧异养菌降解有机物所需的氧沿程降低,导致湿地氧化还原电位沿程升高. 这与付融冰等^[23]研究的连续流水平潜流湿地沿程变化一致.

3 结论

(1)基于生物沸石的三级人工湿地可实现分散养猪废水厌氧出水(ABR处理)的高效处理. 水力负荷为 $0.047 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 时,可将分散养猪废水厌氧出水的平均COD由 $477.69 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $45.81 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. COD和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 主要在湿地一区去除,COD去除机制包括在沸石层的好氧降解及在砖渣层的反硝化, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 由 $155.29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $69.44 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,其首先在沸石层被吸附及转化为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$,随后 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 在砖渣层被还原为 N_2 .

(2)三级人工湿地采用潮汐流的方式运行,复氧效果良好,ORP基本在400 mV以上. 启动后,湿地二区和三区可将沸石在启动阶段过量吸附的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$,出水质量浓度分别为 $94.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $176.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 三级生物沸石人工湿地在进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 负荷较高或环境条件不利情况下,可先将 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 吸附,随后再缓慢再生,释放对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的吸附位点,即对冲击负荷等不利条件的适应能力较强.

参考文献:

[1] Sánchez E, Borja R, Travieso L, *et al.* Effect of influent substrate concentration and hydraulic retention time on the performance of down-flow anaerobic fixed bed reactors treating piggery wastewater in a tropical climate [J]. *Process Biochemistry*, 2005, **40**(2): 817-829.

[2] 杨利伟. 分散式养猪废水处理技术工艺研究[D]. 西安:西安建筑科技大学, 2011.

[3] 苗莹. ABR-功能分区型人工湿地强化TN去除区处理分散养猪废水试验研究[D]. 西安:长安大学, 2015.

[4] 宋爱红. 强化脱氮人工湿地处理分散养猪冲洗水特性研究[D]. 西安:长安大学, 2015.

[5] 张政, 付融冰, 顾国维, 等. 人工湿地脱氮途径及其影响因素分析[J]. *生态环境学报*, 2006, **15**(6): 1385-1390.

[6] 吴树彪, 张东晓, 柳青青, 等. 潮汐流人工湿地床处理生活污水的优化研究[J]. *中国农业大学学报*, 2010, **15**(2): 106-113.

[7] Li C Y, Wu S B, Dong R J. Dynamics of organic matter, nitrogen and phosphorus removal and their interactions in a tidal operated constructed wetland [J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, **151**: 310-316.

[8] Wu H M, Fan J L, Zhang J, *et al.* Decentralized domestic wastewater treatment using intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: impact of influent strengths [J]. *Bioresource Technology*, 2015, **176**: 163-168.

[9] 沈志强, 牟锐, 李元志, 等. 人工湿地生物沸石快速吸附-再生性能与再生机理研究[J]. *环境科学学报*, 2016, **36**(4): 1242-1247, doi: 10.13671/j. hjkxxb. 2015. 0587.

[10] 肖宇, 沈志强, 周岳溪, 等. 厌氧折流板反应器对分散养猪冲洗水有机物去除特性研究[J]. *农业环境科学学报*, 2015, **34**(10): 2004-2011.

[11] 万风. 农村分散养猪废水处理工艺研究[D]. 邯郸:河北工程大学, 2012.

[12] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京:中国环境科学出版社, 2002.

[13] 张翔凌, 陈俊杰, 郭露, 等. 垂直流人工湿地LDHs覆膜改性沸石基质强化除磷效果及其机制[J]. *环境科学*, 2014, **35**(12): 4553-4559.

[14] 叶志平, 于凤娥, 何国伟. 天然沸石处理富营养化水的生物基作用研究[J]. *环境工程学报*, 2009, **3**(1): 85-88.

[15] 胡细全, 胡志操, 王春秀, 等. 天然沸石吸附氨氮和磷的研究[J]. *环境科学与管理*, 2009, **34**(4): 72-74, 77.

[16] 宋爱红, 沈志强, 周岳溪, 等. 以稻秆为固体碳源处理分散养猪冲洗水的试验研究[J]. *中国环境科学*, 2015, **35**(7): 2052-2058.

[17] Dong C S, Cho J S, Lee H J, *et al.* Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland[J]. *Water Research*, 2005, **39**(11): 2445-2457.

[18] Westholm L J. Substrates for phosphorus removal-Potential benefits for on-site wastewater treatment? [J]. *Water Research*, 2006, **40**(1): 23-36.

[19] 张翠玲, 党瑞, 贺建栋, 等. 白银天然沸石对磷的吸附机理及性能研究[J]. *环境科学与管理*, 2014, **39**(12): 104-108.

[20] 郭强, 柴晓利, 赵由才. 矿化垃圾除磷特性及其影响因素的研究[J]. *环境污染与防治*, 2006, **28**(2): 93-95, 120.

[21] 王帅, 周震峰, 刁玲玲. 沸石对水中磷吸附性能的初步研究[J]. *环境科学导刊*, 2014, **33**(5): 52-56.

[22] Song K, Hernandez M E, Batson J A, *et al.* Long-term denitrification rates in created riverine wetlands and their relationship with environmental factors [J]. *Ecological Engineering*, 2014, **72**: 40-46.

[23] 付融冰, 朱宜平, 杨海真, 等. 连续流湿地中DO、ORP状况

- 及与植物根系分布的关系[J]. 环境科学学报, 2008, **28**(10): 2036-2041.
- [24] Zhao Y Q, Sun G, Allen S J. Anti-sized reed bed system for animal wastewater treatment: a comparative study[J]. Water Research, 2004, **38**(12): 2907-2917.
- [25] Stottmeister U, Wießner A, Kusch P, *et al.* Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment[J]. Biotechnology Advances, 2003, **22**(1-2): 93-117.
- [26] 谢飞, 黄磊, 高旭, 等. 潜流人工湿地对微污染河水的净化效果[J]. 环境工程学报, 2013, **7**(1): 65-71.
- [27] 平安, 种云霄, 余光伟, 等. 使用含铁基质的水平潜流人工湿地间隙水亚铁离子及理化环境的动态变化[J]. 环境科学学报, 2014, **34**(12): 3043-3049.

欢迎订阅 2017 年《环境科学》

《环境科学》创刊于 1976 年,由中国科学院主管,中国科学院生态环境研究中心主办,是我国环境科学学科中最早创刊的学术性期刊。

《环境科学》自创刊以来,始终坚持“防治污染,改善生态,促进发展,造福人民”的宗旨,报道我国环境科学领域内具有创新性高水平,有重要意义的基础研究和应用研究成果,以及反映控制污染,清洁生产和生态环境建设等可持续发展的战略思想、理论和实用技术等。

《环境科学》在国内外公开发行,并在国内外科技界有较大影响,被国内外一些重要检索系统收录,如美国医学索引 MEDLINE;美国化学文摘 CA;俄罗斯文摘杂志 AJ;美国生物学文摘预评 BP;美国医学索引 IM;日本科学技术情报中心数据库 JICST;英国动物学记录 ZR;剑桥科学文摘(CSA):Environmental Sciences;剑桥科学文摘(CSA):Pollution Abstracts;剑桥科学文摘(CAS):Life Sciences Abstracts 等;国内的检索系统有中国科技论文统计与引文数据库(CSTPCD);中文科技期刊数据库(维普);中国期刊全文数据库(CNKI);数字化期刊全文数据库(万方);中国科学引文数据库(CSCD);中国生物学文摘等。

全国各地邮局均可订阅,如有漏订的读者可直接与编辑部联系,办理补订手续。

《环境科学》2017 年为 16 开本,140 元/册,全年 12 期。

国内统一刊号:CN11-1895/X 国际标准刊号:ISSN 0250-3301

国外发行代号:M 205 国内邮发代号:2-821

编辑部地址:北京市海淀区双清路 18 号(2871 信箱) 邮编:100085

电话:010-62941102;传真:010-62849343;E-mail:hjcx@rcees.ac.cn;网址:www.hjcx.ac.cn

CONTENTS

| | |
|---|--|
| Temporal and Spatial Variation of Haze Pollution over China from 1960 to 2013 | FU Chuan-bo, TANG Jia-xiang, DAN Li, <i>et al.</i> (3237) |
| Concentrations and Size Distributions of Water-soluble Inorganic Ions in Aerosol Particles in Taiyuan, Shanxi | WANG Lu, WEN Tian-xue, MIAO Hong-yan, <i>et al.</i> (3249) |
| Characteristics of the Size Distribution of Water Soluble Inorganic Ions During a Typical Haze Pollution in the Autumn in Shijiazhuang | LIU Jing-yun, LIU Zi-rui, WEN Tian-xue, <i>et al.</i> (3258) |
| Variation of Size Distribution and the Influencing Factors of Aerosol in Northern Suburbs of Nanjing | WU Dan, CAO Shuang, TANG Li-li, <i>et al.</i> (3268) |
| Characteristics of Black Carbon Aerosol and Influencing Factors in Northern Suburbs of Nanjing | XIAO Si-han, YU Xing-na, ZHU Bin, <i>et al.</i> (3280) |
| Characteristics of Speciated Atmospheric Mercury in Chongming Island, Shanghai | LI Shu, GAO Wei, WANG Shu-xiao, <i>et al.</i> (3290) |
| Total Gaseous Mercury and Mercury Emission from Natural Surface at One Typical Agricultural Region in Three Gorges Reservoir | WANG Yong-min, ZHAO Zheng, SUN Tao, <i>et al.</i> (3300) |
| Variation Characteristics and Sources Analysis of Atmospheric Volatile Organic Compounds in Changbai Mountain Station | WU Fang-kun, SUN Jie, YU Ye, <i>et al.</i> (3308) |
| Characterization of Particle Size Distributions of the No-organized Lead Emission for a Lead and Zinc Smelter | LIU Da-jun, WANG Jia-quan (3315) |
| Hydrochemical Characteristics and Sources of Ions in Precipitation at the East Qilian Mountains | JIA Wen-xiong, LI Zong-xing (3322) |
| Pollution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Vanadium in Sediments of the Three Gorges Reservoir (Chongqing-Yichang Section) | GUO Wei, YIN Shu-hua, XU Jian-xin, <i>et al.</i> (3333) |
| Distributions of Arsenic Species in Different Eutrophic Waters of Lake Taihu and Their Relations to Environmental Factors | CHE Fei-fei, WANG Da-peng, ZHEN Zhuo, <i>et al.</i> (3340) |
| Spatial, Temporal Distribution Characteristics and Potential Risk of PPCPs in Surface Sediments from Taihu Lake | ZHANG Pan-wei, ZHOU Huai-dong, ZHAO Gao-feng, <i>et al.</i> (3348) |
| Distribution Characteristics and Source Identification of Organochlorine Pesticides in the Karst Groundwater System | ZHANG Mei, SUN Yu-chuan, XIE Zheng-lan, <i>et al.</i> (3356) |
| Comparison on the Hydrogeochemical Characteristics of Typical Karst Groundwater System in Southwest China, a Case of Qingmuguan and Laolongdong in Chongqing | ZHAN Zhao-jun, CHEN Feng, YANG Ping-heng, <i>et al.</i> (3365) |
| Fractions and Release Risk of Phosphorus in Surface Sediments of Three Headwater Streams with Different Styles of Water Supply | LI Ru-zhong, QIN Ru-bin, HUANG Qing-fei, <i>et al.</i> (3375) |
| Vertical Variation of Phosphorus Forms in Lake Dianchi and Contribution to Release | LI Le, WANG Sheng-rui, JIAO Li-xin, <i>et al.</i> (3384) |
| Analysis of Distribution Characteristics and Source of Dissolved Organic Matter from Zhoucun Reservoir in Summer Based on Fluorescence Spectroscopy and PARAFAC | HUANG Ting-lin, FANG Kai-kai, ZHANG Chun-hua, <i>et al.</i> (3394) |
| Absorption and Reflection Characteristics of Black Water Blooms in the Eutrophic Water | ZHANG Si-min, LI Yun-mei, WANG Qiao, <i>et al.</i> (3402) |
| Assessment of Ecosystem Health of Baogang Tailings Groundwater Based on Microbiome Index of Biotic Integrity (M-IBI) | AN Xin-li, CHEN Ting-ting, ZHAO Han, <i>et al.</i> (3413) |
| Relationship Between Landscape Pattern and Spatial Variation of Heavy Metals in Aquatic Sediments in Headwaters Area of Yuqiao Reservoir | WANG Zu-wei, WANG Yi-wei, HOU Ying-ying, <i>et al.</i> (3423) |
| Effect of Constructed Wetland Configuration on the Removal of Nitrogen Pollutants and Antibiotics in Aquaculture Wastewater | LIU Jia, YI Nai-kang, XIONG Yong-jiao, <i>et al.</i> (3430) |
| Effects of a Symbiotic Bacterium on the Accumulation and Transformation of Arsenate by <i>Chlorella salina</i> | XU Ping-ping, LIU Cong, WANG Ya, <i>et al.</i> (3438) |
| Effects of Nitrate in Water on the Growth of <i>Iris pseudacorus</i> L. and Its Adsorption Capacity of Nitrogen in a Simulated Experiment | WANG Bing, WEN Fen-xiang, XIAO Bo (3447) |
| Adsorption Behavior of <i>p</i> -hydroxy Biphenyl onto Sediment of the Yellow River in Lanzhou | ZHOU Qi, JIANG Yu-feng, SUN Hang, <i>et al.</i> (3453) |
| Enhanced Pollutants Removal in a Municipal Wastewater Treatment Plant with Multistage A/O Process | YIN Zi-hua, SHENG Xiao-lin, LIU Rui, <i>et al.</i> (3460) |
| Performance of Nanofiltration for Improving the Drinking Water Quality in a Water Supply Plant with Micropolluted Water Resource | WU Yu-chao, CHEN Li-jun, LAN Ya-qiong, <i>et al.</i> (3466) |
| Reaction Kinetics and Impacting Mechanism of Cr(VI) Removal in Fe ⁰ -PRB Systems | LU Xin, LI Miao, TANG Cui-mei, <i>et al.</i> (3473) |
| Adsorption Cd ²⁺ from Solution by EDTA-modified Silicate Nanoparticles | JIANG Shun-cheng, QIN Rui, LI Man-lin, <i>et al.</i> (3480) |
| Analysis and Characterization of Multi-modified Anodes via Nitric Acid and PPy/AQDS in Microbial Fuel Cells | SHEN Wei-hang, ZHU Neng-wu, YIN Fu-hua, <i>et al.</i> (3488) |
| Adsorption Characteristics of Phosphorus Wastewater on the Synthetic Ferrihydrate | CUI Meng-meng, WANG Dian-sheng, HUANG Tian-yin, <i>et al.</i> (3498) |
| Performance of Bio-zeolite Constructed Wetland in Dispersed Swine Wastewater Treatment | MOU Rui, SHEN Zhi-qiang, ZHOU Yue-xi, <i>et al.</i> (3508) |
| Polyhydroxyalkanoate (PHA) Synthesis by Glycerol-based Mixed Culture and Its Relation with Oxygen Uptake Rate (OUR) | LIU Dong, ZHANG Xiao-ting, ZHANG Dai-jun, <i>et al.</i> (3518) |
| Kinetics and Mechanistic Investigation of the Photocatalytic Degradation of Clothianidin | HU Qian, YANG Hai, SHI Ni, <i>et al.</i> (3524) |
| Impacts of Industrial Zone in Arid Area in Ningxia Province on the Accumulation of Heavy Metals in Agricultural Soils | WANG Mei-e, PENG Chi, CHEN Wei-ping (3532) |
| Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Surface Soils of a Large Steel enterprise in the North of China | DONG Jie, HUANG Ying, LI Yong-xia, <i>et al.</i> (3540) |
| Vertical Distribution of Heavy Metals and Its Response to Organic Carbon in Red Soil Profile | JIA Guang-mei, MA Ling-ling, XU Dian-dou, <i>et al.</i> (3547) |
| Provoking Effects of Exogenous Zn on Cadmium Accumulation in Rice | GU Jiao-feng, YANG Wen-tao, ZHOU Hang, <i>et al.</i> (3554) |
| Effect of Modified Biochars on Soil Cadmium Stabilization in Paddy Soil Suffered from Original or Exogenous Contamination | YANG Lan, LI Bing, WANG Chang-quan, <i>et al.</i> (3562) |
| Performance of Bioleaching Combined with Fenton-like Reaction in Heavy Metals Removal from Contaminated Soil | ZHOU Pu-xiong, YAN Xie, YU Zhen, <i>et al.</i> (3575) |
| Effect of Long-term Oil Contamination on the Microbial Molecular Ecological Networks in Saline-alkali soils | ZHAO Hui-hui, XIAO Xian, PEI Meng, <i>et al.</i> (3582) |
| Effect of Nitrogen Deposition on Soil Microbial Community Structure Determined with the PLFA Method Under the Masson Pine Forest from Mt. Jinyun, Chongqing | ZENG Qing-ping, HE Bing-hui (3590) |
| Fungal Community Structure of Different Degeneration <i>Deyeuxia angustifolia</i> Wetlands in Sanjiang Plain | SUI Xin, ZHANG Rong-tao, XU Nan, <i>et al.</i> (3598) |
| Short-term Effects of Nitrogen and Sulfate Addition on CH ₄ and CO ₂ Emissions in the Tidal Marsh of Min River Estuary | HU Min-jie, REN Peng, HUANG Jia-fang, <i>et al.</i> (3606) |
| Variation of Soil CO ₂ Flux and Environmental Factors Across Erosion-Deposition Sites Under Simulation Experiment | DU Lan-lan, WANG Zhi-qi, WANG Rui, <i>et al.</i> (3616) |
| Interannual Variations of Soil Respiration and Its Temperature Sensitivity in an Orchard in Jimci Region of Taiyuan City | YAN Jun-xia, HAO Zhong, JING Xue-kai, <i>et al.</i> (3625) |
| Influence of Biochar on Greenhouse Gases Emissions and Physico-chemical Properties of Loess Soil | WANG Yue-ling, GENG Zeng-chao, WANG Qiang, <i>et al.</i> (3634) |
| Effects of Elevated Ozone and Nitrogen Deposition on Photosynthetic Characteristics and biomass of <i>Populus cathayana</i> | XIN Yue, SHANG Bo, CHEN Xing-ling, <i>et al.</i> (3642) |
| Effects of Canopy Temperature on Carbon Dioxide Exchange of Winter Wheat in Taiyuan Basin | LI Hong-juan, YANG Yan, YAN Jun-xia (3650) |
| Composition and Evolution Characteristics of Dissolved Organic Matter During Composting Process | LI Dan, HE Xiao-song, XI Bei-dou, <i>et al.</i> (3660) |
| Effects of Acidic and Basic Modification on Activated Carbon for Adsorption of Toluene | LIU Han-bing, YANG Bing, XUE Nan-dong (3670) |

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 赵进才

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军
朱永官 刘志培 刘 毅 汤鸿霄 孟 伟 周宗灿 林金明
赵进才 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2016年9月15日 第37卷 第9期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 37 No. 9 Sep. 15, 2016

| | | | | |
|---------|--|------------------|----|---|
| 主 管 | 中国科学院 | Superintended | by | Chinese Academy of Sciences |
| 主 办 | 中国科学院生态环境研究中心 | Sponsored | by | Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences |
| 协 办 | (以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院 | Co-Sponsored | by | Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University |
| 主 编 | 赵进才 | Editor-in -Chief | | ZHAO Jin-cai |
| 编 辑 | 《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn | Edited | by | The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel:010-62941102, 010-62849343; Fax:010-62849343 E-mail: hjkx@rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn |
| 出 版 | 科 学 出 版 社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717 | Published | by | Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China |
| 印 刷 装 订 | 北京北林印刷厂 | Printed | by | Beijing Bei Lin Printing House |
| 发 行 | 科 学 出 版 社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com | Distributed | by | Science Press Tel:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com |
| 订 购 处 | 全国各地邮电局 | Domestic | | All Local Post Offices in China |
| 国外总发行 | 中国国际图书贸易集团有限公司 (北京399信箱) | Foreign | | China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China |

中国标准刊号: ISSN 0250-3301
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价: 120.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行