

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

- 主办 中国科学院生态环境研究中心
- 出版 科学出版社



2020

Vol.41 No.3
第41卷 第3期

目次

长江经济带 PM_{2.5} 分布格局演变及其影响因素 黄小刚, 赵景波, 曹军骥, 辛未冬 (1013)

中国东海近海岛屿冬季与夏季气溶胶中水溶性离子化学组分特征及来源解析 方言, 曹芳, 范美益, 章炎麟 (1025)

阳泉市秋冬季 PM_{2.5} 化学组分及来源分析 王成, 闫雨龙, 谢凯, 李如梅, 徐扬, 彭林 (1036)

泰安市夏季 PM_{2.5} 中正构烷烃和糖类化合物的化学组成及其来源 衣雅男, 侯战方, 杨千才, 刘晓迪, 李政, 孟静静, 燕丽, 魏本杰, 伏梦璇 (1045)

黄山秋季大气颗粒物理化特性 卞逸舒, 银燕, 王红磊, 陈魁 (1056)

北碚区气溶胶光学厚度特征及其与颗粒物浓度的相关性 曾唯, 郝庆菊, 赵仲婧, 熊维霞, 陈俊江, 辛金元, 江长胜 (1067)

淄博市重点工业行业 VOCs 排放特征 王雨燕, 王秀艳, 杜森, 白瑾丰, 杨文 (1078)

鄂州市大气 VOCs 污染特征及来源解析 付昱萌, 杨红刚, 卢民瑜, 曾颜, 邹迎新 (1085)

浙江省汽车整车制造业挥发性有机物产排污系数 滕富华, 杨忠平, 董事壁, 付超, 缪孝平, 顾震宇 (1093)

基于工艺过程的金属包装业 VOCs 污染特征 王迪, 聂磊, 赵文娟, 张玮琦, 党鸿雁, 邵霞, 张新民 (1099)

薪柴和经济作物秸秆燃烧 VOCs 排放特征 牛真真, 孔少飞, 严沁, 郑淑睿, 郑煌, 曾昕, 姚立全, 吴剑, 张颖, 吴方琪, 程溢, 覃思, 刘玺, 甄莹莹, 祁士华 (1107)

精细化工园区工艺过程 VOCs 产生量核算方法 叶茵韵, 田金平, 陈吕军 (1116)

2017 年春季常州 HONO 观测及对大气氧化能力影响的评估 施晓雯, 戈逸峰, 张玉婵, 马嫣, 郑军 (1123)

中国工程机械使用特征及其尾气排放趋势 庞莉莉, 张凯山, 马帅, 王帆 (1132)

京津冀机场群飞机 LTO 大气污染物排放清单 韩博, 孔魏凯, 姚婷玮, 王愚 (1143)

在用汽油和柴油车排放颗粒物的粒径分布特征实测 王瑞宁, 胡馨遥, 任洪娟, 马冬, 徐冲, 赵奎乾, 王孟昊, 徐为标, 安静宇, 黄成 (1151)

参数选取对畜禽养殖业大气气排放的影响: 以长三角地区为例 张琪, 黄凌, 殷司徒, 王倩, 李红丽, 王杨君, 王军, 陈勇航, 李莉 (1158)

乌海市煤矿区及周边春季降尘污染特征及来源分析 吴红璇, 史常青, 张艳, 赵廷宁, 胡平, 刘韵, 陈童 (1167)

长江中下游地区丰水期河、湖水氢氧同位素组成特征 李静, 吴华武, 周永强, 赵中华, 王晓龙, 蔡永久, 贺斌, 陈雯, 孙伟 (1176)

伊洛河流域河水来源及水化学组成控制因素 刘松韬, 张东, 李玉红, 杨锦媚, 邹霜, 王永涛, 黄兴宇, 张忠义, 杨伟, 贾保军 (1184)

城镇化进程中新疆塔城盆地浅层地下水化学演变特征及成因 吕晓立, 刘景涛, 韩占涛, 周冰, 朱亮, 陈坚 (1197)

基于 Sentinel-2 MSI 影像的河湖系统水体悬浮物空间分异遥感监测: 以安徽省升金湖与连接长江段为例 王行行, 王杰, 崔玉环 (1207)

黄土高原高浑浊水体 CDOM 光学特性及影响因素 梁晓文, 邵田田, 王涛 (1217)

人工强制混合充氧及诱导自然混合对水源水库水质改善效果分析 温成成, 黄廷林, 李楠, 张海涵, 林子深, 李衍庆, 杨尚业, 董亚军 (1227)

滤速与水质对低温含铁锰氨地下水中氨去除的影响 张杰, 梅宁, 刘孟浩, 叶雪松, 李冬 (1236)

太湖梅梁湾浮游动物群落结构长期变化特征 (1997 ~ 2017 年) 杨佳, 周健, 秦伯强, 权秋梅, 黎云祥 (1246)

汤旺河水生硅藻群落及其与环境因子的关系 薛浩, 王业耀, 孟凡生, 郑丙辉, 张铃松, 程佩璋 (1256)

盐龙湖水源生态净化系统 FG 和 MBFG 演替特征及水质响应性评价 王莲, 李璇, 马卫星, 邹立航, 赵强强, 丁成, 吴向阳 (1265)

三峡库区石盘丘小流域氮磷输出形态及流失通量 陈仕奇, 龙翼, 严冬春, 高明, 黎嘉成, 徐国鑫, 黄容 (1276)

化肥减量配施生物炭对紫色土坡耕地磷流失的影响 罗东海, 王子芳, 龙翼, 严冬春, 徐国鑫, 李娇, 高明 (1286)

利用铁改性方解石作为活性覆盖材料控制水体内源磷的释放 柏晓云, 林建伟, 詹艳慧, 常明玥, 辛慧敏, 吴俊麟 (1296)

茶渣生物炭制备及其对溶液中四环素的去除特性 范世锁, 刘文浦, 王锦涛, 胡红梅, 杨伊宁, 周娜 (1308)

3 种典型多孔高温改性固废材料对磺胺二甲嘧啶的吸附特性 王静, 朱晓丽, 韩自玉, 胡健, 秦之瑞, 焦文涛 (1319)

新制和老化微塑料对多溴联苯醚的吸附 徐鹏程, 郭健, 马东, 葛蔚, 周震峰, 柴超 (1329)

三峡库区支流汝溪河沉积物重金属空间分布及生态风险 方志青, 王永敏, 王训, 谢德体, 王定勇 (1338)

固城湖及出入河道表层水体、沉积物和鱼体中有机氯农药分布及风险评估 阙可聪, 谷孝涛, 李红敏, 陈辉辉, 毛志刚, 曾庆飞 (1346)

衡水湖沉积物中典型持久性有机污染物污染特征与风险评估 张嘉雯, 魏健, 吕一凡, 段亮, 刘利, 王俭, 孟淑锦 (1357)

北京某污水处理厂及接纳水体中典型有机磷酸酯的污染特征和风险评估 张振飞, 吕佳佩, 裴莹莹, 王春英, 郭昌胜, 徐建 (1368)

基于短程反硝化厌氧氨氧化的低碳源城市污水深度脱氮特性 马斌, 许鑫鑫, 高茂鸿, 委燕, 彭永臻 (1377)

PD-DPR 系统处理城市污水与高硝酸盐废水实现稳定亚硝酸盐积累和磷去除的特性 王秋颖, 于德爽, 赵骥, 王晓霞, 袁梦飞, 巩秀珍, 楚光玉, 何彤晖 (1384)

中试 MBBR 反应器启动 CANON 工艺及其短程硝化 付昆明, 杨宗玥, 廖敏辉, 靳怡然, 张晓航 (1393)

抗生素对耐药型反硝化菌反硝化过程及微生物群落结构的影响 代莎, 李彭, 彭五庆, 刘玉学, 王拯, 何义亮, 沈根祥, 胡双庆 (1401)

多次进水-曝气的好氧颗粒污泥系统实验 张杰, 王玉颖, 李冬, 刘志诚, 曹思雨 (1409)

剩余污泥碱性发酵产物对硝化过程及性能的影响 邱圣杰, 刘瑾瑾, 李夕耀, 彭永臻 (1418)

硫酸盐对污泥高级厌氧消化过程中甲基汞迁移转化的影响 何湘琳, 刘吉宝, 阴永光, 谭颖锋, 朱爱玲, 左壮, 高山, 解立平, 魏源送 (1425)

工业城市农田土壤重金属时空变异及来源解析 李艳玲, 卢一富, 陈卫平, 杨阳, 蔡斌 (1432)

耕地土壤重金属健康风险空间分布特征 姬超, 侯大伟, 李发志, 包广静, 邓爱萍, 沈红军, 孙华 (1440)

黄河三角洲盐碱土根际微环境的微生物多样性及理化性质分析 赵娇, 谢慧君, 张建 (1449)

不同土地利用方式对土壤细菌分子生态网络的影响 李冰, 李玉双, 魏建兵, 宋雪英, 史荣久, 侯永侠, 刘△瑶 (1456)

红壤丘陵区土壤有机碳组分对土地利用方式的响应特征 章晓芳, 郑生猛, 夏银行, 胡亚军, 苏以荣, 陈香碧 (1466)

有机肥与无机肥配施对潮土 N₂O 排放的影响 孙赫阳, 万忠梅, 刘德燕, 廖霞, 丁维新 (1474)

冬小麦吸收重金属特征及与影响因素的定量关系 王怡雯, 芮玉奎, 李中阳, 苏德纯 (1482)

钙镁磷肥对石灰、海泡石组配修复镉污染稻田土壤的影响 鄢德梅, 郭朝晖, 黄凤莲, 冉洪珍, 张鹏 (1491)

桉树遗态磷灰石材料对铅污染土壤的钝化修复效应 方雅莉, 朱宗强, 赵宁宁, 朱义年, 李超, 张立浩 (1498)

外源亚精胺对 As⁵⁺ 胁迫下水稻种子萌发和 As 吸收积累的影响 刘书锦, 黄益宗, 保琼莉, 黄永春, 张盛楠, 韩甘, 刘玉荣, 胡红青 (1505)

《环境科学》征订启事 (1024) 《环境科学》征稿简则 (1092) 信息 (1226, 1264, 1417)

滤速与水质对低温含铁锰氨地下水中氨去除的影响

张杰^{1,2}, 梅宁¹, 刘孟浩¹, 叶雪松², 李冬^{1*}

(1. 北京工业大学水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室, 北京 100124; 2. 哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090)

摘要: 在某除铁锰氨地下水水厂, 以中试滤柱开展了低温(6~8℃)生物除铁锰硝化耦合 CANON[Fe(II) 2.91~6.35 mg·L⁻¹, Mn(II) 0.47~0.98 mg·L⁻¹和NH₄⁺-N 1.15~2.26 mg·L⁻¹]工艺运行实验, 探究滤速与水质对氨氮去除的影响。结果表明, 停运1个月的成熟低温铁锰氨生物滤柱以2 m·h⁻¹的滤速经过40 d的培养, 成功启动了低温生物除铁锰硝化耦合 CANON 工艺。在此工艺中当保持进水浓度不变, 提升滤速会降低滤柱对氨氮的网捕效率, 增加滤层深处的氨氮浓度, 提高滤层深处 AnAOB 对氨氮离子的网捕效率, 进而导致水中经 CANON 作用去除的氨氮增加, 而硝化作用去除的氨氮降低; 当保持滤速不变, 提升进水氨氮浓度会使更高浓度的氨氮进入滤层, 增加了氨氮和亚氮共存区域中氨氮的浓度, 提高了滤层中 AnAOB 对氨氮离子的网捕效率, 进而导致 CANON 作用去除的氨氮增加。

关键词: 低温; 铁锰; 硝化; 全程自养脱氮(CANON); 滤速; 浓度

中图分类号: X523 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)03-1236-10 DOI: 10.13227/j.hjcx.201909268

Effect of Filter Speed and Water Quality on Ammonia Removal in Groundwater Containing Iron, Manganese, and Ammonia at Low Temperature

ZHANG Jie^{1,2}, MEI Ning¹, LIU Meng-hao¹, YE Xue-song², LI Dong^{1*}

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: In a groundwater plant we carried out a process operation test of biological removal of iron and manganese nitrification coupled with completely autotrophic ammonium removal over nitrite (CANON) (Fe(II) 2.91-6.35 mg·L⁻¹, Mn(II) 0.47-0.98 mg·L⁻¹, NH₄⁺-N 1.15-2.26 mg·L⁻¹) at low temperature (6-8℃), to explore the effects of filter speed and water quality on ammonia nitrogen removal. The results showed that the mature low-temperature biological filter column, which had been out of service for one month, was cultured for 40 days at a filtration rate of 2 m·h⁻¹ and successfully started. In this process, when the water inlet concentration remained the same, the improved filter speed would reduce the efficiency of ammonia nitrogen capture by the filter column, increase the concentration of ammonia nitrogen in the depth of the filter layer, and improve the efficiency of ammonia nitrogen ions capture by anaerobic ammonia oxidation bacteria (AnAOB) in the depth of the filter layer, so that the ammonia nitrogen removed by CANON in the water increased, while the ammonia nitrogen removed by nitrification decreased. When the filter speed remained unchanged, the concentration of ammonia nitrogen in water was increased to make the ammonia nitrogen with higher concentration enter the filter layer, which increased the concentration of ammonia nitrogen in the zone where ammonia nitrogen and nitrous nitrogen coexist, and improved the net catching efficiency of AnAOB on ammonia nitrogen ions in the filter layer, thus resulting in an increase in ammonia nitrogen removed by CANON.

Key words: low temperature; iron and manganese; nitrification; completely autotrophic ammonium removal over nitrite (CANON); filter speed; concentration

含铁锰氨地下水在我国东北地区广泛分布^[1-3], 含铁锰氨地下水生物净化工艺能够实现铁锰氨的净化去除, 在此工艺中铁的氧化耗氧量为 0.143 mg·L⁻¹, 锰的氧化耗氧量为 0.29 mg·L⁻¹, 而氨氮的氧化耗氧量高达 4.57 mg·L⁻¹^[4], 并且随着近年来地下水中氨氮浓度的不断升高^[2,5], 势必会大幅增加水中 DO(溶解氧)的消耗, 导致原水原本紧张的 DO 更加不足, 使供需矛盾加剧^[6]。有研究发现氨氮经过全程自养脱氮(completely autotrophic ammonium removal over nitrite, CANON)过程氧化耗氧量仅为 1.94 mg·L⁻¹^[7], 由此可知, 当进水中的氨氮通过 CANON 过程去除时, 会降低水中溶解氧的

消耗, 从而提升出水中的溶解氧, 提高生物滤柱的抗冲击负荷。因此 CANON 工艺引起了研究者的广泛关注。梁雨雯等^[7]实现了常温条件下铁锰氨复合污染地下水耦合自养脱氮过程, 李冬等^[8]成功启动并运行了低温生物除铁锰硝化耦合 CANON 工艺。

在生物除铁锰硝化耦合 CANON 工艺中, 提高

收稿日期: 2019-09-30; 修订日期: 2019-10-29

基金项目: 北京高校卓越青年科学家计划项目(BJJWZYJH01201910005019); 国家自然科学基金项目(51678006)

作者简介: 张杰(1938~), 男, 院士, 博士生导师, 主要研究方向为水环境恢复理论及关键技术, E-mail: lidong2006@bjut.edu.cn

* 通信作者, E-mail: lidong2006@bjut.edu.cn

CANON 过程去除的氨氮能够降低水中 DO 的消耗, 提高生物滤柱的抗冲击负荷. 有研究表明在氨氮仅通过硝化作用去除的生物滤柱中提升滤柱运行滤速不仅会导致滤料表面的水流剪切力增大^[9,10], 降低硝化细菌对 DO 等基质的网捕效率, 并且会缩短滤柱的 EBCT(空床接触时间), 导致硝化反应时间减少进而使硝化作用对氨氮的去除率降低. 故由上述可知, 滤速增加会影响氨氮仅通过硝化作用去除的生物滤柱中氨氮的去除, 而为明晰在生物除铁锰硝化耦合 CANON 工艺中滤速对氨氮去除的影响, 本实验在出水合格的情况下梯次调节滤柱的运行滤速, 探究不同进水浓度时滤速对硝化作用及 CANON 过程的影响. 鉴于此, 笔者在东北某地水厂运行了生物除铁锰硝化耦合 CANON 工艺, 探究滤速对低温含铁锰氨地下水中氨去除的影响, 并以此分析水质对低温含铁锰氨地下水中氨去除的影响.

1 材料与方法

1.1 实验装置

采用中试装置在净化车间开展低温生物除铁锰硝化耦合 CANON 工艺实验研究. 装置采用已停止运行 1 个月的成熟生物滤柱. 如图 1 所示, 由有机玻璃制成, 高为 3 000 mm, 内径为 200 mm. 滤柱采用装填总高度为 1 600 mm 的双层滤料, 上层 400 mm 为级配为 1.0 ~ 1.2 mm 的无烟煤成熟滤料, 下层 1 200 mm 为级配为 0.6 ~ 1.2 mm 的锰砂滤料, 承托层采用级配为 1.2 ~ 20.0 mm 的鹅卵石, 厚度为 400 mm.

石, 厚度为 400 mm.

1.2 水质与检测方法

以水厂两级生物净化工艺中的一级滤池滤后水与硫酸亚铁 (FeSO₄)、硫酸锰 (MnSO₄) 及硫酸铵 [(NH₄)₂SO₄] 配置成的混合液作为实验进水. 主要水质指标如下: 水温 6 ~ 8℃, Fe(II) 2.91 ~ 6.35 mg·L⁻¹, Mn(II) 0.47 ~ 0.98 mg·L⁻¹, NH₄⁺-N 1.15 ~ 2.26 mg·L⁻¹, NO₂⁻-N 痕量, NO₃⁻-N 0.07 ~ 0.34 mg·L⁻¹, 高锰酸盐指数痕量, pH 为 6 ~ 7, DO 为 8.3 ~ 10.0 mg·L⁻¹.

Fe(II): 二氮杂菲分光光度法, Mn(II): 过硫酸铵分光光度法, NH₄⁺-N: 纳氏试剂比色法, NO₂⁻-N: N-(1-萘基)-乙二胺光度法, NO₃⁻-N: 紫外分光光度法, 化学需氧量: 高锰酸盐指数 (酸法), pH、DO 和水温: 便携式测定仪 (Qxi 315i-WTW).

1.3 实验方法

实验前向滤柱中接种 1 L 运行稳定的 CANON 污泥上清液^[8], 并以 0.5 m·h⁻¹ 循环培养 3 d 后, 以 2.0 m·h⁻¹ 的滤速启动滤柱. 当满足 1 < ΔNH₄⁺-N (氨氮变化量)/ΔNO₃⁻-N (硝氮变化量) < 8 且连续稳定时, 即表明硝化耦合 CANON 工艺启动成功^[8], 启动成功后出水达标并稳定超过 7 d, 即视为滤柱在此条件下运行成功, 而后逐步调节进水浓度及滤速, 探究滤速与水质对低温含铁锰氨地下水中氨去除的影响.

1.4 硝化耦合 CANON 工艺分析方法

本实验过程中对进出水铁锰、“三氮”(氨氮、硝氮、亚氮)、DO 进行检测. 根据氮素守恒关系分析生物滤柱中氨氮转化去除途径, 氮素守恒关系式如下(1)~(6)所示^[8].

$$\Delta(\text{NH}_4^+-\text{N}) = (\text{NH}_4^+-\text{N})_{\text{in}} - (\text{NH}_4^+-\text{N})_{\text{out}} \quad (1)$$

$$\Delta(\text{NO}_2^--\text{N}) = (\text{NO}_2^--\text{N})_{\text{out}} - (\text{NO}_2^--\text{N})_{\text{in}} \quad (2)$$

$$\Delta(\text{NO}_3^--\text{N}) = (\text{NO}_3^--\text{N})_{\text{out}} - (\text{NO}_3^--\text{N})_{\text{in}} \quad (3)$$

$$\text{TN} = \text{NH}_4^+-\text{N} + \text{NO}_3^--\text{N} + \text{NO}_2^--\text{N} \quad (4)$$

$$\text{TN}_{\text{loss}} = \text{TN}_{\text{in}} - \text{TN}_{\text{out}} \quad (5)$$

$$\text{NLR} = \frac{\text{TN}_{\text{loss}}}{\Delta(\text{NH}_4^+-\text{N}) + \Delta(\text{NO}_2^--\text{N})} \times 100\% \quad (6)$$

式中, Δ(NH₄⁺-N): 进出水氨氮变化量, (NH₄⁺-N)_{in}: 进水氨氮量, (NH₄⁺-N)_{out}: 出水氨氮量; Δ(NO₂⁻-N): 进出水亚氮变化量, (NO₂⁻-N)_{out}: 出水亚氮量, (NO₂⁻-N)_{in}: 进水亚氮量; Δ(NO₃⁻-N): 进出水硝氮变化量, (NO₃⁻-N)_{out}: 出水硝氮量, (NO₃⁻-N)_{in}: 进水硝氮量; TN: 氮素总量, TN_{in}: 进水氮素总量, TN_{out}: 出水氮素总量, TN_{loss}: 进出水氮素损失, 上述参数的单位均为 mg·L⁻¹; NLR 为氮素损失率 (%).

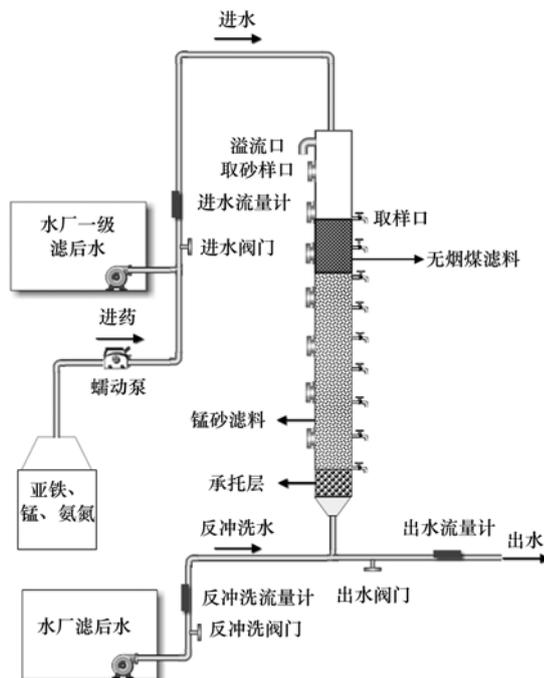


图 1 反应装置示意

Fig. 1 Schematic of the reactor

1.5 滤料吸附性能分析

参考前人研究^[8],具体为:分别在滤柱的 20、40、80、120 和 160 cm 处的取砂样口取 5 g 滤料,并将滤料用去离子水清洗干净后,置入高压灭菌器(新华 LMQ. C 型立式灭菌器)中,以 120℃ 灭活 2 h 后取出备用.分别称取 0.1 g 上述不同位置的灭活滤料,并分别放入 500 mL 具塞锥形瓶中进行氨氮吸附实验.在锥形瓶中分别加入 250 mL 浓度为 1.5 mg·L⁻¹ 的 NH₄⁺-N 溶液,以 100 r·min⁻¹ 的转速在 25℃ 的条件下恒温振荡 12 h 后,取上清液并用 0.45 μm 的滤膜过滤后测试溶液剩余的氨氮浓度,并重复实验 2 次.

2 结果与讨论

2.1 生物滤柱启动

2.1.1 培养中铁锰的净化能力

图 2 为运行过程中铁锰浓度变化情况.由于亚

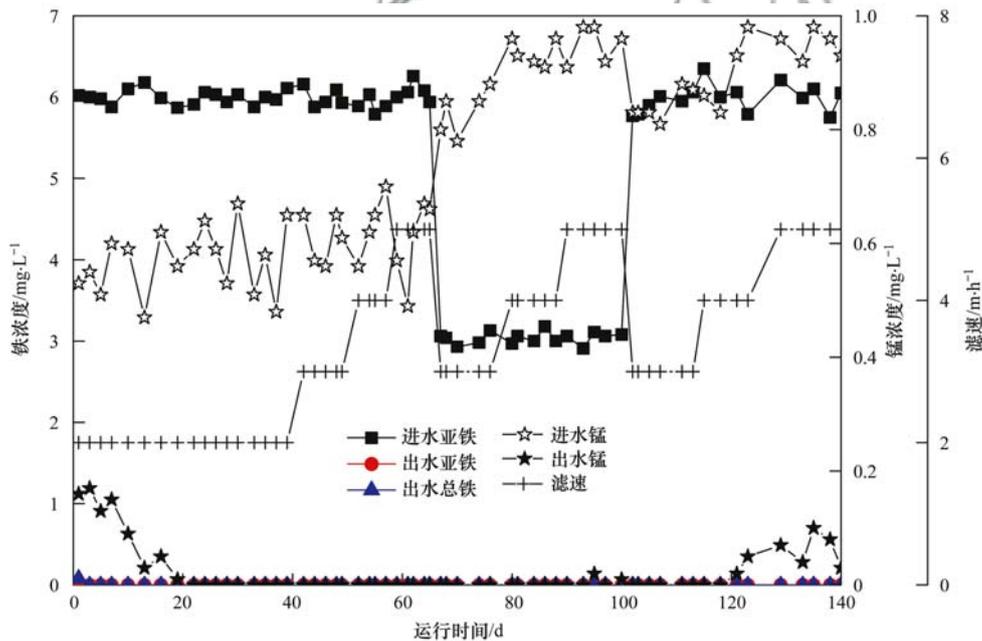


图 2 运行过程中铁锰浓度变化

Fig. 2 Changes in concentrations of iron and manganese

铁在滤柱中主要是通过化学接触氧化作用去除的^[11,12],所以滤柱在启动初期就表现出良好的除铁性能,在整个过程中滤柱的除铁性能并未受滤速及浓度的影响,出水总铁均能满足《生活饮用水卫生标准》(GB 5749-2006)中的限值要求.而锰在滤柱中主要是通过生物作用去除的^[13],且有研究表明,滤柱短期停运对于生物滤层除锰效果的影响是轻微的^[14],正如图 2 所示在滤柱启动初期出水锰浓度不达标,此后仅经过 10 d 的培养,出水锰浓度便逐渐降低至 0.09 mg·L⁻¹,此后出水锰浓度均能满足标准中的限值要求,生物除锰启动成功^[15,16].

铁在滤柱中主要是通过化学接触氧化作用去除的^[11,12],所以滤柱在启动初期就表现出良好的除铁性能,在整个过程中滤柱的除铁性能并未受滤速及浓度的影响,出水总铁均能满足《生活饮用水卫生标准》(GB 5749-2006)中的限值要求.而锰在滤柱中主要是通过生物作用去除的^[13],且有研究表明,滤柱短期停运对于生物滤层除锰效果的影响是轻微的^[14],正如图 2 所示在滤柱启动初期出水锰浓度不达标,此后仅经过 10 d 的培养,出水锰浓度便逐渐降低至 0.09 mg·L⁻¹,此后出水锰浓度均能满足标准中的限值要求,生物除锰启动成功^[15,16].

2.1.2 培养中氨氮的净化能力

图 3 为运行过程中进出水“三氮”变化情况.由图 3(a)知,启动初期滤后水氨氮浓度首先升高,造成此现象的原因是滤料具有物理吸附作用^[17,18],然而其吸附位是有限的^[18],故随着运行时间的延长,滤料的吸附能力逐渐饱和,滤柱对氨氮的吸附能力

2.1.3 培养中进出水总氮变化

进出水“总氮”变化如图 4 所示.在启动初期,

出水总氮浓度低于进水总氮浓度,总氮浓度不守恒,导致滤柱在启动初期总氮浓度不守恒的主要原因是滤料通过物理吸附作用对水中的氨氮和硝氮进行了吸附^[9],导致水中的总氮浓度降低.随着滤料物理吸附作用的逐渐饱和,滤料吸附水中氨氮和硝氮的量逐渐降低,而此时滤柱中 AnAOB 的活性和生物量并未完全恢复,因此,滤柱中的总氮损失逐渐降低.在滤料对氨氮吸附达到饱和的过程中,更高负荷的氨氮进入滤层深处,微生物能够接触到更多的氨氮,提高了其对氨氮的网捕效率,微生物与氨氮所处的动态平衡遭到破坏,滤料表面 AOB、NOB 和

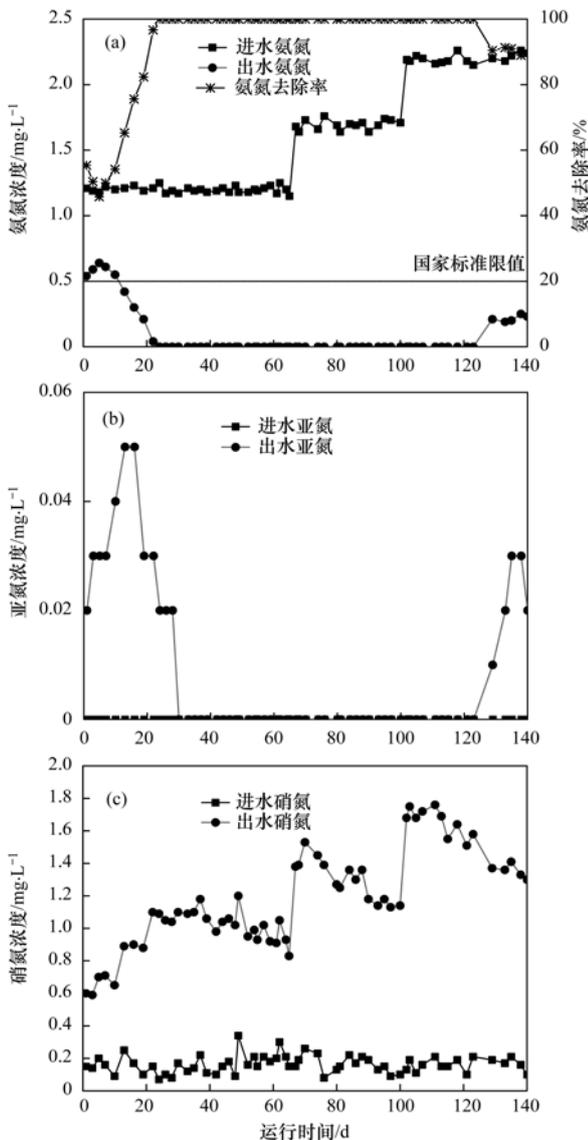


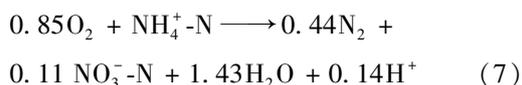
图3 运行过程中“三氮”变化

Fig. 3 Changes in concentrations of NH_4^+-N , NO_2^--N , and NO_3^--N

AnAOB 不断富集, 微生物历经第一活性增长期, 去除氨氮的生物效能逐渐增强. 随着 AnAOB 的生物量及生物活性的提高, ANAMMOX 过程将逐渐建立, 总氮损失会进一步升高并趋于稳定.

2.1.4 NLR 及特征值分析

有研究表明, 当溶解氧一定时氨氮的 CANON 过程分为两个步骤^[19~21]: ①在生物膜外的有氧环境中, NH_4^+-N 被 AOB 氧化成 NO_2^--N ; ② NH_4^+-N 和上过程产生的 NO_2^--N 经过扩散作用进入到生物膜内的缺氧环境中, 在 AnAOB 的作用下两者发生反应从而得到去除, 反应式如式(7)所示^[8].



分析式(7)可知, 若氨氮全部经过 CANON 作用去除, 则滤柱中 $\Delta \text{NH}_4^+-\text{N}$ 与 $\Delta \text{NO}_3^--\text{N}$ 的理论比值应

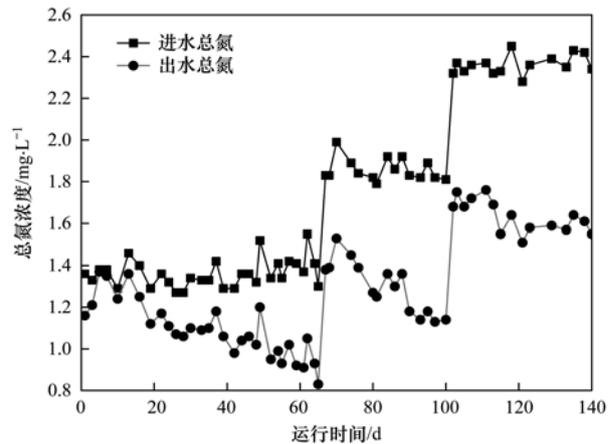


图4 进出水“总氮”变化

Fig. 4 Variation of “TN”

为 8, 若 $1 < \Delta \text{NH}_4^+-\text{N} / \Delta \text{NO}_3^--\text{N} < 8$ 且连续稳定, 即表明成功启动硝化耦合 CANON 工艺^[8]. 图 5 为滤柱运行过程中 NLR 和特征值变化情况, 在启动初期由于滤料的物理吸附作用^[17,18], 导致滤柱中 TN_{loss} (氮素损失) 较多, NLR 较高. 由图 3(c) 知, 滤柱在启动初期就具有硝化能力, 出水中硝氮浓度大于进水硝氮浓度, 并且滤柱同样可以吸附水中的硝氮^[9], 因此 $\Delta \text{NH}_4^+-\text{N}$ 大于 $\Delta \text{NO}_3^--\text{N}$, 特征值 > 1 . 由于滤料的吸附位是有限的^[18], 故随着滤柱的运行, 滤料的吸附能力逐渐降低, 生物去除氨氮的能力增强, 所以 NLR 和特征值逐渐降低. 随着滤料吸附趋于饱和以及 ANAMMOX 过程的逐渐建立, NLR 和特征值将逐渐升高并趋于稳定.

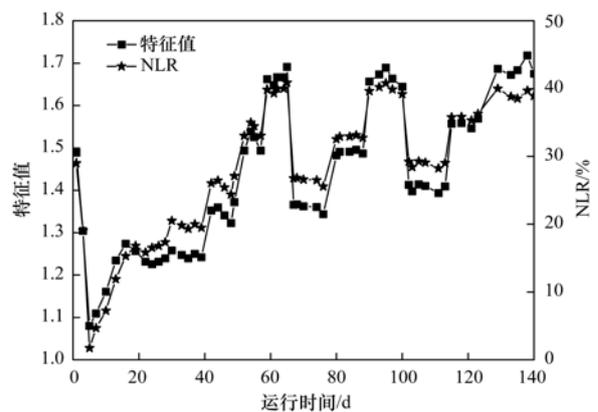


图5 运行过程中氮素损失率与特征值的变化

Fig. 5 Changes in NLR and $\Delta \text{NH}_4^+-\text{N}$ and $\Delta \text{NO}_3^--\text{N}$

在滤柱运行至 27 d 和 39 d 时分别取 20、40、80、120 和 160 cm 处的滤料, 经高温灭菌后进行吸附性能分析实验, 由表 1 分析知, 原氨氮浓度为 $1.500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 各处滤料吸附后氨氮浓度均约为 $1.500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 故滤料在 27 d 时已经吸附饱和, 此后滤柱中的氮素损失与滤料的吸附作用无关, 而是由 ANAMMOX 过程造成的. 结合图 5 分析知, 滤柱

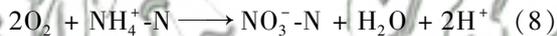
在 39 d 时特征值约为 1.24, 在 $1 < \Delta\text{NH}_4^+-\text{N}/\Delta\text{NO}_3^--\text{N} < 8$ 的理论范围内, 且连续稳定. 因此, 低温生物除铁锰硝化耦合 CANON 工艺经过 40 d 的培养启动成功^[8].

表 1 滤料吸附实验分析/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

时间/d	取样处/cm				
	20	40	80	120	160
27	1.502	1.499	1.501	1.497	1.500
39	1.498	1.501	1.496	1.502	1.499

2.2 滤速与水质对氨氮去除的影响分析

本实验采用氮素守恒计算模型对氨氮转化去除路径进行分析. 由表 1 成熟滤料吸附实验分析知, 27 d 时滤料已吸附饱和, 可忽略滤料对氨氮转化去除的影响; 此外滤柱进水中高锰酸盐指数痕量, 故异养反硝化不能得到足够的电子受体^[8], 因此亦忽略其对氮素转化去除的影响; 且在生物滤柱培养成熟后, 微生物的同化作用始终处于动态平衡状态对于氮素转化去除的贡献少于 5%^[8,22-24], 因此模型计算时并未考虑. 综上所述, 分析认为在此生物滤柱中总氮损失仅是由 CANON 作用造成的, 参照前人研究^[8,25]采用式(7)及式(8)对 CANON 作用和硝化作用去除氨氮占比进行计算.



设硝化作用和 CANON 作用去除的氨氮分别为 x 和 y , 则可得式(9)及式(10):

$$x + y = \Delta\text{NH}_4^+-\text{N} \quad (9)$$

$$100x + 11y = 100\Delta\text{NO}_3^--\text{N} \quad (10)$$

由上可得, CANON 作用去除的氨氮占比为:

$$\frac{\Delta\text{NH}_4^+-\text{N} - \Delta\text{NO}_3^--\text{N}}{0.89\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}} \times 100\%$$

硝化作用去除的氨氮占比为:

$$\left(1 - \frac{\Delta\text{NH}_4^+-\text{N} - \Delta\text{NO}_3^--\text{N}}{0.89\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}}\right) \times 100\%$$

由此可对硝化和 CANON 作用去除的氨氮占比进行分析.

2.2.1 滤速对氨氮去除的影响分析

由 2.1.4 节分析知, 低温生物除铁锰硝化耦合 CANON 工艺在 39 d 时已经启动成功, 此时进水氨氮浓度为 $1.18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 滤速为 $2 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$, 出水氨氮浓度为 0, 进出水亚氮浓度均为 0, 进水硝氮浓度为 $0.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水硝氮浓度为 $1.06 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故氨氮的去除量为 $1.18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 硝氮变化量为 $0.95 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 氮素损失为 $0.23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 由式(9)和(10)计算知, 经 CANON 过程去除的氨氮约为 $0.26 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 21.90%, 经硝化作用去除的氨氮约为 $0.92 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 78.10%. 图 6 为运行过程中 CANON 占比变化情况, 从中可知, 当平均进水氨氮浓度不变, 提高滤速会导致氨氮通过 CANON 过程去除的比例增加. 且当进水氨氮浓度平均为 $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 滤速为 $2 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, 氨氮的平均去除量为 $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CANON 作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 22.28%, 约为 $0.27 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故经硝化作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 77.72%, 约为 $0.93 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 当滤速提升至 $3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, 氨氮的平均去除量为 $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CANON 作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 29.09%, 约为 $0.35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故经硝化作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的

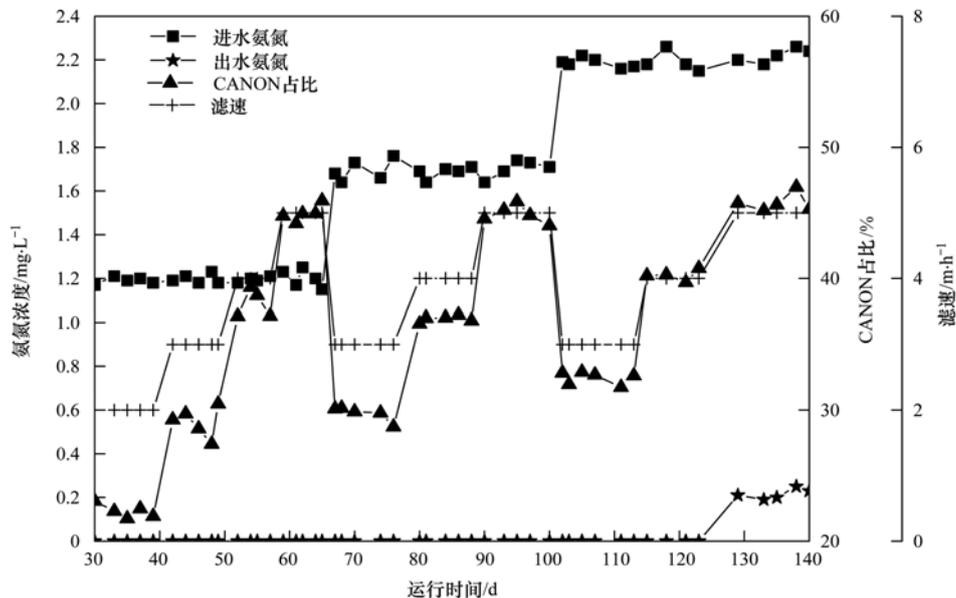


图 6 运行过程中 CANON 占比变化

Fig. 6 Variation of percentage of CANON

70.91%, 约为 $0.85 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 当滤速提升至 $4 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$, 氨氮的平均去除量为 $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CANON 作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 38.08%, 约为 $0.46 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故经硝化作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 61.92%, 约为 $0.74 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 继续提升滤速至 $5 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$, 氨氮的平均去除量仍为 $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CANON 作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 44.95%, 约为 $0.54 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故经硝化作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 55.05%, 约为 $0.66 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 由此知, 当平均进水氨氮浓度为 $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 提升滤柱运行滤速会导致通过 CANON 作用去除的氨氮及比例增加, 而通过硝化作用去除的氨氮及比例降低.

当生物滤柱运行至 70 d 时, 进水氨氮浓度为 $1.73 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 滤速为 $3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$, 出水氨氮浓度为 0, 进出水亚氮浓度均为 0, 进水硝氮浓度为 $0.26 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水硝氮浓度为 $1.53 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故氨氮的去除量为 $1.73 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 硝氮变化量为 $1.27 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 氮素损失为 $0.46 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 由式(9)和(10)知, 经 CANON 过程去除的氨氮约为 $0.52 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 29.88%, 经硝化作用去除的氨氮约为 $1.21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 70.12%. 由图 6 可知, 当进水氨氮浓度平均为 $1.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 并以 $3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 的滤速运行时, 氨氮的平均去除量为 $1.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 经 CANON 过程去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 29.73%, 约为 $0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故经硝化作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 70.27%, 约为 $1.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 当滤速提升至 $4 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, 氨氮的平均去除量为 $1.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CANON 作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 35.99%, 约为 $0.61 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故经硝化作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 64.01%, 约为 $1.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 继续提升滤速至 $5 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$, 氨氮的平均去除量仍为 $1.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 经 CANON 作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 44.89%, 约为 $0.76 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故经硝化作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 55.11%, 约为 $0.94 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 由此知, 当进水氨氮浓度平均为 $1.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 提升滤速会导致通过 CANON 作用去除的氨氮及比例增加, 而通过硝化作用去除的氨氮及比例降低.

当生物滤柱运行至 105 d 时, 进水氨氮浓度为 $2.22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 滤速为 $3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$, 出水氨氮浓度为 0, 进出水亚氮浓度均为 0, 进水硝氮浓度为 $0.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水硝氮浓度为 $1.68 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故氨氮的去除量为 $2.22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 硝氮变化量为 $1.57 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 氮素损失为 $0.65 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 同样由式(9)和(10)知,

经 CANON 过程去除的氨氮约为 $0.73 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 32.90%, 经硝化作用去除的氨氮约为 $1.49 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 67.10%. 结合图 6 分析可知, 当滤柱以进水氨氮浓度平均为 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 运行, 并在此浓度下梯次提升滤速, 当以 $3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 运行时, 氨氮的平均去除量为 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 此时经 CANON 作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 32.45%, 约为 $0.71 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 经硝化作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 67.55%, 约为 $1.49 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 当提升至 $4 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$, 氨氮的平均去除量仍为 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 此时通过 CANON 作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 40.23%, 约为 $0.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 经硝化作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 59.77%, 约为 $1.32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 继续提升滤速至 $5 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, 氨氮的平均去除量降至约 $2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CANON 作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 45.75%, 约为 $0.92 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 经硝化作用去除的氨氮平均约占氨氮去除量的 54.25%, 约为 $1.08 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 因此, 当进水氨氮浓度平均为 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 提升滤速可能会降低氨氮的去除量, 但通过 CANON 作用去除的氨氮比例仍会增加, 而通过硝化作用去除的氨氮比例降低.

为进一步明确滤速对氨氮去除的影响, 笔者以进水氨氮浓度平均为 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时为例进行分析. 图 7(a) 为滤柱在 102 d 时沿程“三氮”变化情况, 图 7(b) 为滤柱在 115 d 时沿程“三氮”变化情况, 其滤速分别为 $3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 和 $4 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$. 由图 7(a) 知, 102 d 时进水氨氮、亚氮和硝氮浓度分别为 2.19 、 0 和 $0.13 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故进水总氮浓度为 $2.32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 出水氨氮、亚氮和硝氮浓度分别为 0 、 0 和 $1.68 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故出水总氮浓度为 $1.68 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 此时氮素损失为 $0.64 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 由式(9)和(10)知, 经 CANON 过程去除的氨氮约为 $0.72 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 32.84%. 由图 7(b) 知, 115 d 时进水氨氮、亚氮和硝氮浓度分别为 2.18 、 0 和 $0.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故进水总氮浓度为 $2.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 出水氨氮、亚氮和硝氮浓度分别为 0 、 0 和 $1.55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故出水总氮浓度为 $1.55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 此时氮素损失为 $0.78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 由式(9)和(10)可知, 经 CANON 过程去除的氨氮约为 $0.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 40.20%. 故滤速由 $3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 提升至 $4 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, 滤柱中经 CANON 过程去除的氨氮由 $0.72 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加至 $0.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其占比由 32.84% 升高至 40.20%. 由此可进一步明确当进水浓度不变, 提升滤速会导致通过 CANON 过程去除的氨氮及比例增加, 而通过硝化作用去除的氨氮及比例降低. 为明晰氨氮去除

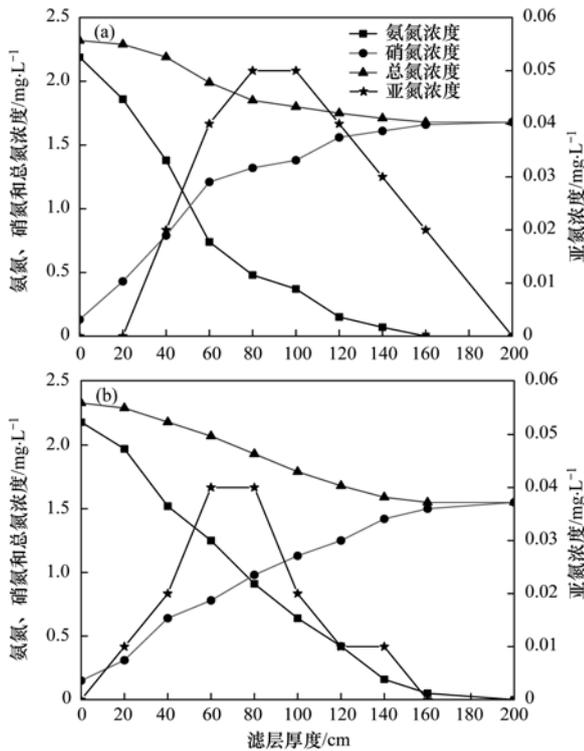


图7 不同滤速时沿程“三氮”变化

Fig. 7 Changes of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentration in the filter column at different filtration speeds

途径变化的原因,笔者将继续以102 d和115 d时为例进行分析。

由图7(a)知,在102 d以 $3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 运行时,氨氮主要是在滤柱的前60 cm去除,在60 cm处水中的氨氮为 $0.74 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,之后氨氮的去除速率明显降低,在滤层20~200cm(出水)范围内的水中均有亚氮积累,由总氮浓度沿程变化曲线知,氮素损失主要发生在滤层的40~80 cm,在此范围内共存有氨氮和亚氮,符合CANON工艺所需的条件,其可进一步说明硝化耦合CANON作用去除氨氮的过程已成功建立^[8],在之后的滤层中氮素损失量明显降低,分析原因为:在此范围内虽存在亚氮和氨氮共存的现象,但水中的氨氮浓度较低,在滤层80 cm处水中的氨氮仅为 $0.47 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,导致此后滤层中CANON过程第二步所处的氨氮浓度降低,进而导致此后滤层中通过CANON过程去除氨氮降低,因此在此范围内氮素损失量降低。由图7(b)知,在115 d以 $4 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 运行时,滤柱中的亚氮在滤层的前160 cm范围内均有亚氮积累,由总氮浓度沿程变化曲线知,氮素损失主要发生在滤层的40~120 cm,在此范围内亦共存有亚氮和氨氮,同样满足CANON工艺所需的条件。在亚氮和氨氮共存的滤层中,此时水中的氨氮浓度要高于 $3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 运行时的氨氮浓度,尤其是在滤层60 cm之后,60 cm处氨氮浓度为 1.25

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而 $3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 运行时60 cm处的氨氮浓度仅为 $0.74 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,两者浓度差距明显,由图7(b)中总氮浓度沿程变化曲线知,此后滤层中仍有较高的氮素损失,故此滤层中的CANON作用仍较强。此外,对比两者总氮浓度沿程变化曲线知,在滤柱的前80 cm滤柱以 $3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 运行时的氮素损失速率大于滤柱以 $4 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 运行的氮素损失速率,而此后则反之,造成此现象的原因可以由两者氨氮浓度沿程变化曲线进行说明:由氨氮浓度沿程变化曲线知,滤柱以 $3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 运行时在滤层80 cm处的氨氮浓度仅为 $0.47 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而滤柱以 $4 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 运行时在滤层80 cm处的氨氮浓度为 $0.91 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。低滤速时滤柱对氨氮及DO有较好的网捕效率^[7,8],且有较长的EBCT,进水中的氨氮主要是在滤层上部去除,氮素损失主要发生在滤层上部,而提升滤速会导致滤柱的网捕能力和EBCT降低,从而有更高浓度的氨氮进入滤层深处,滤层深处的微生物能够接触到更多的氨氮离子,导致滤层中CANON过程第二步所处的氨氮浓度升高,提高了滤层深处AnAOB对氨氮离子的网捕效率,微生物与氨氮浓度所处的动态平衡遭到破坏,历经第一活性增长期,滤层深处的ANAMMOX性能增强,氮素损失速率增加。

由上述知,当保持滤柱进水浓度不变,提升滤速会使滤料表面的水流剪切力增大,降低生物滤柱对氨氮等基质的网捕效率,水中的氨氮向滤层深处位移,增加了滤层深处的氨氮浓度,氨氮和亚氮共存区域中氨氮的浓度得到提升,因此提高了滤层深处AnAOB对氨氮离子的网捕效率,增强了滤层深处的ANAMMOX性能。因此,滤速增加会导致低温含铁锰氨地下水中通过CANON作用去除的氨氮增加,而通过硝化作用去除的氨氮降低。

2.2.2 水质对氨氮去除的影响分析

在该生物滤柱中当进水氨氮浓度平均分别为 $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,平均进水DO浓度约为 $8.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,当进水氨氮浓度平均为 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,平均进水DO浓度调整为约 $10.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。由表2及图6分析知,当滤柱均以 $3 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 运行,平均进水氨氮浓度为 $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,平均的去氨氮量为 $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均出水DO浓度约为 $2.70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,经CANON过程去除的氨氮约为 $0.35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,约占氨氮去除量的29.09%,经硝化作用去除的氨氮约为 $0.85 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,约占氨氮去除量的70.91%;当平均进水氨氮浓度为 $1.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,平均的去氨氮量为 $1.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均出水DO浓度约为 $1.17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,CANON作用去除的氨氮约为 $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,

约占氨氮去除量的 29.73%, 硝化作用去除的氨氮约为 $1.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 70.27%; 当平均进水氨氮浓度为 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 此时平均的氨氮去除量为 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均出水 DO 浓度约为 $0.72 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 经 CANON 过程去除的氨氮约为 $0.71 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 32.45%, 经硝化作用去除的氨氮约为 $1.49 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 67.55%. 当滤柱均以 $4 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 运行, 进水氨氮浓度平均为 $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 氨氮的平均去除量为 $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均出水 DO 浓度约为 $2.98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 经 CANON 过程去除的氨氮约为 $0.46 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 38.08%, 经硝化作用去除的氨氮约为 $0.74 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 61.92%; 当进水氨氮浓度平均为 $1.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 氨氮的平均去除量为 $1.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均出水 DO 浓度约为 $1.43 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 经 CANON 过程去除的氨氮约为 $0.61 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 35.99%, 经硝化作用去除的氨氮约为 $1.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 64.01%; 当进水氨氮浓度平均为 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 氨氮的平均去除量为 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均出水 DO 浓度约为 $1.13 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 经 CANON 过程去除的氨氮约为 $0.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 40.23%, 经硝化作

用去除的氨氮约为 $1.32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 59.77%. 当滤柱均以 $5 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 运行, 进水氨氮浓度平均为 $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 氨氮的平均去除量为 $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均出水 DO 浓度约为 $3.19 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 经 CANON 过程去除的氨氮约为 $0.54 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 44.95%, 经硝化作用去除的氨氮约为 $0.66 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 55.05%; 当平均进水氨氮浓度为 $1.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 平均去除的氨氮为 $1.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 DO 浓度平均约为 $1.82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CANON 过程去除的氨氮约为 $0.76 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 44.89%, 硝化作用去除的氨氮约为 $0.94 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 55.11%; 当平均进水氨氮浓度为 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 平均的氨氮去除量降至约 $2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均出水 DO 浓度约为 $2.14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 经 CANON 过程去除的氨氮约为 $0.92 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 45.75%, 经硝化作用去除的氨氮约为 $1.08 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 约占氨氮去除量的 54.25%. 故由上述知, 当滤速保持不变, 适度提升进水氨氮浓度, 会导致通过 CANON 作用去除的氨氮增加. 为进一步明确水质对氨氮去除的影响, 笔者将以运行滤速均为 $4 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$, 平均进水氨氮浓度分别为 1.2 和 $1.69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 为例进行分析.

表 2 不同条件下氨氮的去除途径

Table 2 Removal route of ammonia nitrogen under different conditions

进水氨氮浓度 $/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	运行滤速 $/\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$	CANON 去除的 氨氮/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	CANON 占比 $/\%$	硝化作用去除的 氨氮/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	硝化作用占比 $/\%$	平均出水 DO $/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
1.2	3	0.35	29.09	0.85	70.91	2.70
	4	0.46	38.08	0.74	61.92	2.98
	5	0.54	44.95	0.66	55.05	3.19
1.7	3	0.50	29.73	1.20	70.27	1.17
	4	0.61	35.99	1.09	64.01	1.43
	5	0.76	44.89	0.94	55.11	1.82
2.2	3	0.71	32.45	1.49	67.55	0.72
	4	0.88	40.23	1.32	59.77	1.13
	5	0.92	45.75	1.08	54.25	2.14

图 8(a) 为 57 d 时的沿程“三氮”变化, 图 8(b) 为 80 d 时的沿程“三氮”变化. 由表 1 成熟滤料吸附实验知, 27 d 时滤料已经吸附饱和, 可以忽略其对氨氮转化去除的影响, 生物滤柱中总氮损失仅是由于 CANON 过程造成的. 由图 8(a) 可知, 57 d 时进水氨氮、亚氮和硝氮的浓度分别为 1.21 、 0 和 $0.21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 进水总氮浓度为 $1.42 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 出水氨氮、亚氮和硝氮的浓度分别为 0 、 0 和 $1.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水总氮浓度为 $1.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 由此可知, 氮素损失为 $0.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 由式(9)和(10)可知, 经 CANON 过程去除的氨氮约为 $0.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 DO 浓度约为 $2.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 由图 8(b) 可知, 80 d 时进水氨氮、

亚氮和硝氮的浓度分别为 1.69 、 0 和 $0.13 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 进水总氮浓度为 $2.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 出水氨氮、亚氮和硝氮的浓度分别为 0 、 0 和 $1.27 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水总氮浓度为 $1.27 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故氮素损失为 $0.55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 同样由式(9)和(10)可知, 经 CANON 过程去除的氨氮约为 $0.62 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 此时出水 DO 浓度约为 $1.51 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 较 57 d 时有明显降低, 而通过 CANON 作用去除的氨氮明显增加. 为明晰氨氮通过 CANON 作用去除量增加的原因, 笔者仍将以 57 d 和 80 d 时为例进行分析.

由图 8(a) 知, 当进水氨氮浓度为 $1.21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 滤柱中的氨氮至滤层 120 cm 处降低至 0 , 在滤

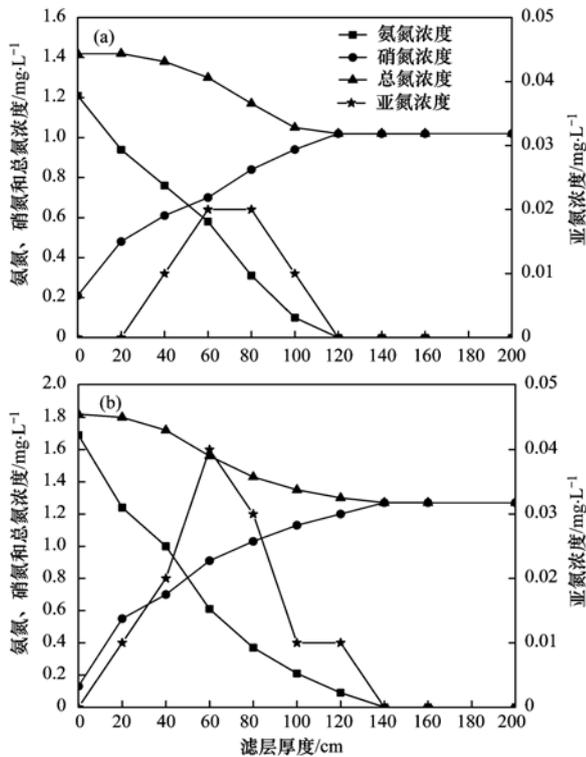


图 8 不同浓度时沿程“三氮”变化

Fig. 8 Changes of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentration in the filter column at different concentrations

层 20 cm 至 120 cm 范围内的水中均有亚氮积累,由总氮浓度沿程变化曲线知,氮素损失主要发生在滤层的 40 ~ 100 cm,在滤层 40 ~ 100 cm 范围内共存有亚氮和氨氮,满足 CANON 工艺的条件. 而由图 8 (b) 知,当进水氨氮浓度提升至 $1.69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,滤柱中的氨氮需至滤层 140 cm 处降低至 0,对比 57 d 时进水氨氮浓度为 $1.21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 可知,进水氨氮浓度增加会导致氨氮去除区位向滤层深处位移,此时在滤层前 140 cm 的水中均有亚氮积累,同样由总氮浓度沿程变化曲线知,氮素损失主要发生在滤层的 20 ~ 120 cm,在滤层 20 ~ 120 cm 范围内亦共存亚氮和氨氮,同样满足 CANON 工艺所需的条件. 由上文已知,当进水氨氮浓度为 $1.21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,经 CANON 过程去除的氨氮约为 $0.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而当进水氨氮浓度为 $1.69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,经 CANON 过程去除的氨氮增加至 $0.62 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 相较于前者,后者经 CANON 过程去除的氨氮增加的原因亦可以由两者的氨氮浓度沿程变化曲线进行说明:由氨氮浓度沿程变化曲线和亚氮浓度沿程变化曲线知,滤柱在 57 d 以进水氨氮浓度为 $1.21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 运行时在氨氮和亚氮共存区域中的氨氮浓度要小于滤柱在 80 d 以进水氨氮浓度为 $1.69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 运行时在氨氮和亚氮共存区域中的氨氮浓度,故后者滤层中 CANON 过程第二步所处的氨氮浓度升高,提高了滤层中

AnAOB 对氨氮离子的网捕效率,微生物与氨氮浓度所处的动态平衡遭到破坏,历经第一活性增长期,滤层的 ANAMMOX 性能增强. 因此保持滤速不变,提升进水氨氮浓度会导致通过 CANON 作用去除的氨氮增加.

综上所述,当保持滤速不变,提升进水氨氮浓度会使更高浓度的氨氮进入滤层,增加了滤层深处的氨氮浓度,在氨氮和亚氮的共存区域中氨氮的浓度得到提升,提高了滤层中 AnAOB 对氨氮离子的网捕效率,增强了滤层的 ANAMMOX 性能. 因此,保持滤速不变,提升进水氨氮浓度会导致通过 CANON 作用去除的氨氮增加.

3 结论

(1) 保持滤柱进水浓度不变,提升滤速会导致低温 ($6 \sim 8^\circ\text{C}$) 含铁锰氨 [$\text{Fe}(\text{II})$ $2.91 \sim 6.35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{Mn}(\text{II})$ $0.47 \sim 0.98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ $1.15 \sim 2.26 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$] 地下水中 CANON 作用增强,而硝化作用减弱.

(2) 保持滤柱运行滤速不变,提升进水氨氮浓度会导致低温 ($6 \sim 8^\circ\text{C}$) 含铁锰氨 [$\text{Fe}(\text{II})$ $2.91 \sim 6.35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{Mn}(\text{II})$ $0.47 \sim 0.98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ $1.15 \sim 2.26 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$] 地下水中通过 CANON 作用去除的氨氮增加.

参考文献:

- [1] 李冬, 路健, 梁雨雯, 等. 低温生物除铁除锰工艺快速启动与滤速的探求[J]. 中国环境科学, 2016, **36**(1): 82-86.
Li D, Lu J, Liang Y W, et al. Quick start-up and filter speed searching of biological iron and manganese removal process[J]. China Environmental Science, 2016, **36**(1): 82-86.
- [2] 危润初, 肖长来, 梁秀娟. 吉林市城区地下水污染时空演化[J]. 中国环境科学, 2014, **34**(2): 417-423.
Wei R C, Xiao C L, Liang X J. Spatio-temporal evolution of groundwater pollution in the urban areas of Jilin city[J]. China Environmental Science, 2014, **34**(2): 417-423.
- [3] 刘国庆, 桑军强, 张锡辉, 等. 低温下生物陶粒反应器去除水源水中氨氮的研究[J]. 中国环境科学, 2003, **23**(6): 644-647.
Liu G Q, Sang J Q, Zhang X H, et al. Studies on the removal of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in raw water with bio-ceramic reactor under the condition of low temperature[J]. China Environmental Science, 2003, **23**(6): 644-647.
- [4] 蔡言安, 李冬, 曾辉平, 等. 生物滤池净化含铁锰高氨氮地下水试验研究[J]. 中国环境科学, 2014, **34**(8): 1993-1997.
Cai Y A, Li D, Zeng H P, et al. Removal of iron, manganese and high ammonia from groundwater by biofilter[J]. China Environmental Science, 2014, **34**(8): 1993-1997.
- [5] 杨航. 耦合自养脱氮生物滤池同步净化地下水中铁锰和氨氮技术研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2019.
Yang H. The study on simultaneous removal of iron, manganese and ammonia by biological filter coupling autotrophic nitrogen removal [D]. Harbin: Harbin Institute of

- Technology, 2019.
- [6] 李冬, 曹瑞华, 杨航, 等. 低温高铁锰氨地下水生物同池净化[J]. 环境科学, 2017, **38**(12): 5097-5105.
Li D, Cao R H, Yang H, *et al.* Removal of high concentration of iron, manganese and ammonia nitrogen from low temperature groundwater using single bio-filter[J]. Environmental Science, 2017, **38**(12): 5097-5105.
- [7] 李冬, 梁雨雯, 杨航, 等. 净化铁锰氨生物滤池内氨氮转化途径[J]. 环境科学研究, 2016, **29**(2): 240-245.
Li D, Liang Y W, Yang H, *et al.* Ammonia conversion process in a biofilter for iron and manganese removal [J]. Research of Environmental Sciences, 2016, **29**(2): 240-245.
- [8] 李冬, 曹瑞华, 杨航, 等. 硝化耦合 CANON 的铁锰氨生物净化工艺启动与运行[J]. 环境科学, 2018, **39**(3): 1264-1271.
Li D, Cao R H, Yang H, *et al.* Start-up and operation of biofilter coupled nitrification and CANON for the removal of iron, manganese and ammonia nitrogen [J]. Environmental Science, 2018, **39**(3): 1264-1271.
- [9] 王刘煜, 李冬, 曾辉平, 等. 低温高铁锰氨地下水两级生物净化快速启动[J]. 中国环境科学, 2019, **39**(6): 2361-2369.
Wang L Y, Li D, Zeng H P, *et al.* Rapid startup of two-stage bio-purification of low temperature groundwater containing high concentration of iron, manganese and ammonia nitrogen [J]. China Environmental Science, 2019, **39**(6): 2361-2369.
- [10] 曹瑞华. 低温高铁锰氨地下水生物净化试验研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2018.
Cao R H. Removal of high iron, manganese and ammonia nitrogen from low temperature groundwater by bio-filter [D]. Beijing: Beijing University of Technology, 2018.
- [11] Michalakov G D, Nieva J M, Vayenas D V, *et al.* Removal of iron from potable water using a trickling filter [J]. Water Research, 1997, **31**(5): 991-996.
- [12] 李冬, 张杰, 王洪涛, 等. 除铁除锰生物滤层内铁的氧化去除机制探讨[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2007, **39**(8): 1323-1326.
Li D, Zhang J, Wang H T, *et al.* Study on the mechanism of Fe^{2+} oxidation and removal in the biological filter for iron and manganese removal [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2007, **39**(8): 1323-1326.
- [13] 王刘煜, 李冬, 曾辉平, 等. 生物滤池同步净化低温高铁锰氨地下水[J]. 中国环境科学, 2019, **39**(8): 3300-3307.
Wang L Y, Li D, Zeng H P, *et al.* Simultaneous purification of high-iron, manganese and ammonia nitrogen from low temperature groundwater in biological filter [J]. China Environmental Science, 2019, **39**(8): 3300-3307.
- [14] 曾辉平. 含高浓度铁锰及氨氮的地下水生物净化效能与工程应用研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2010.
Zeng H P. Biological purification of iron, manganese and ammonia with high concentration in groundwater and engineering application [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2010.
- [15] 程庆锋, 李冬, 李相昆, 等. 高铁锰氨地下水生物净化滤池的快速启动[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2013, **45**(8): 23-27.
Cheng Q F, Li D, Li X K, *et al.* Rapid start-up of biological purifying filter of groundwater containing high concentration of iron and manganese associated ammonia nitrogen [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2013, **45**(8): 23-27.
- [16] Fdz-Polanco F, Méndez E, Urue? a M A, *et al.* Spatial distribution of heterotrophs and nitrifiers in a submerged biofilter for nitrification [J]. Water Research, 2000, **34**(16): 4081-4089.
- [17] 蔡言安. 含铁锰氨地下水生物净化试验研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2015.
- [18] Cai Y A, Li D, Liang Y W, *et al.* Effective start-up biofiltration method for Fe, Mn, and ammonia removal and bacterial community analysis [J]. Bioresource Technology, 2015, **176**: 149-155.
- [19] 郑平, 徐向阳, 胡宝兰. 新型生物脱氮理论与技术[M]. 北京: 科学出版社, 2004.
- [20] 付昆明, 张杰, 曹相生, 等. 好氧条件下 CANON 工艺的启动研究[J]. 环境科学, 2009, **30**(6): 1689-1694.
Fu K M, Zhang J, Cai X S, *et al.* Study of CANON process start-up under aerobic conditions [J]. Environmental Science, 2009, **30**(6): 1689-1694.
- [21] 李冬, 高雪健, 张杰, 等. 不同曝气密度对 CANON 工艺启动的影响[J]. 环境科学, 2019, **40**(2): 829-836.
Li D, Gao X J, Zhang J, *et al.* Effect of aeration density on start-up of CANON process [J]. Environmental Science, 2019, **40**(2): 829-836.
- [22] 梁雨雯. CANON 生物滤池工艺处理含铁锰氨水源水的研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2016.
Liang Y W. Study on removal of iron, manganese and ammonia from source water by using bio-filtration based on CANON [D]. Beijing: Beijing University of Technology, 2016.
- [23] Cai Y A, Li D, Liang Y H, *et al.* Autotrophic nitrogen removal process in a potable water treatment biofilter that simultaneously removes Mn and $NH_4^+ -N$ [J]. Bioresource Technology, 2014, **172**: 226-231.
- [24] Wang J F, Qian F Y, Liu X P, *et al.* Cultivation and characteristics of partial nitrification granular sludge in a sequencing batch reactor inoculated with heterotrophic granules [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2016, **100**(21): 9381-9391.
- [25] 李冬, 曹瑞华, 杨航, 等. 生物净化低温高铁锰氨地下水氨氮去除机制[J]. 中国环境科学, 2017, **37**(7): 2623-2632.
Li D, Cao R H, Yang H, *et al.* Removal mechanism of ammonia nitrogen in bio-purification process for high iron and manganese removal from low temperature groundwater [J]. China Environmental Science, 2017, **37**(7): 2623-2632.

CONTENTS

Evolution of the Distribution of PM _{2.5} Concentration in the Yangtze River Economic Belt and Its Influencing Factors	HUANG Xiao-gang, ZHAO Jing-bo, CAO Jun-ji, <i>et al.</i>	(1013)
Chemical Characteristics and Source Apportionment of Water-Soluble Ions in Atmosphere Aerosols over the East China Sea Island During Winter and Summer	FANG Yan, CAO Fang, FAN Mei-yi, <i>et al.</i>	(1025)
Analysis of Chemical Components and Sources of PM _{2.5} During Autumn and Winter in Yangquan City	WANG Cheng, YAN Yu-long, XIE Kai, <i>et al.</i>	(1036)
Chemical Compositions and Sources of <i>n</i> -Alkanes and Saccharides in PM _{2.5} from Taian City During the Summer	YI Ya-nan, HOU Zhan-fang, YANG Qian-cai, <i>et al.</i>	(1045)
Physical and Chemical Characteristics of Atmospheric Particles in Autumn in Mt. Huangshan	BIAN Yi-shu, YIN Yan, WANG Hong-lei, <i>et al.</i>	(1056)
Characteristics of Aerosol Optical Depth in the Urban Area of Beibei and Its Correlation with Particle Concentration	ZENG Wei, HAO Qing-ju, ZHAO Zhong-jing, <i>et al.</i>	(1067)
Emission Characteristics of Volatile Organic Compounds from Typical Industries in Zibo	WANG Yu-yan, WANG Xiu-yan, DU Miao, <i>et al.</i>	(1078)
Analysis of Pollution Characteristics and Sources of Atmospheric VOCs in Ezhou City	FU Yu-meng, YANG Hong-gang, LU Min-yu, <i>et al.</i>	(1085)
Producing Coefficients and Emission Coefficients of Volatile Organic Compounds from the Automobile Manufacturing Industry in Zhejiang Province	TENG Fu-hua, YANG Zhong-ping, DONG Shi-bi, <i>et al.</i>	(1093)
Pollution Characteristics of Volatile Organic Compounds Emission from the Metal Packaging Industry Based on Analysis of Process	WANG Di, NIE Lei, ZHAO Wen-juan, <i>et al.</i>	(1099)
Profile Characteristics of VOCs from Wood and Economic Crop Burning	NIU Zhen-zhen, KONG Shao-fei, YAN Qin, <i>et al.</i>	(1107)
Accounting Methods of VOCs Emission Associated with Production Processes in a Fine Chemical Industrial Park	YE Han-yun, TIAN Jin-ping, CHEN Lü-jun	(1116)
HONO Observation and Assessment of the Effects of Atmospheric Oxidation Capacity in Changzhou During the Springtime of 2017	SHI Xiao-wen, GE Yi-feng, ZHANG Yu-chan, <i>et al.</i>	(1123)
Analysis of Activity and Its Emissions Trend for Construction Equipment in China	PANG Kai-li, ZHANG Kai-shan, MA Shuai, <i>et al.</i>	(1132)
Air Pollutant Emission Inventory from LTO Cycles of Aircraft in the Beijing-Tianjin-Hebei Airport Group, China	HAN Bo, KONG Wei-kai, YAO Ting-wei, <i>et al.</i>	(1143)
Particle Size Distribution of PM Emission from In-use Gasoline and Diesel Vehicles	WANG Rui-ning, HU Qing-yao, REN Hong-juan, <i>et al.</i>	(1151)
Impact of Parameterization on the Estimation of Ammonia Emissions: A Case Study over the Yangtze River Delta	ZHANG Qi, HUANG Ling, YIN Si-jia, <i>et al.</i>	(1158)
Characteristics and Source Apportionment of Dustfall Pollution in the Coal Mine Area and Surrounding Areas of Wuhai City in Spring	WU Hong-xuan, SHI Chang-qing, ZHANG Yan, <i>et al.</i>	(1167)
Variations of Stable Oxygen and Deuterium Isotopes in River and Lake Waters During Flooding Season Along the Middle and Lower Reaches of the Yangtze River Regions	LI Jing, WU Hua-wu, ZHOU Yong-qiang, <i>et al.</i>	(1176)
Water Sources and Factors Controlling Hydro-chemical Compositions in the Yiluo River Basin	LIU Song-tao, ZHANG Dong, LI Yu-hong, <i>et al.</i>	(1184)
Chemical Evolution of Groundwater in the Tacheng Basin of Xinjiang in the Process of Urbanization	LÜ Xiao-li, LIU Jing-tao, HAN Zhan-tao, <i>et al.</i>	(1197)
Remote Sensing Monitoring on Spatial Differentiation of Suspended Sediment Concentration in a River-Lake System Based on Sentinel-2 MSI Imaging: A Case for Shengjin Lake and Connected Yangtze River Section in Anhui Province	WANG Hang-hang, WANG Jie, CUI Yu-huan	(1207)
CDOM Optical Characteristics and Related Environmental Factors of High-turbidity Waters on the Loess Plateau	LIANG Xiao-wen, SHAO Tian-tian, WANG Tao	(1217)
Effects of Artificial Destratification and Induced-natural Mixing on Water Quality Improvement in a Drinking Water Reservoir	WEN Cheng-cheng, HUANG Ting-lin, LI Nan, <i>et al.</i>	(1227)
Effect of Filter Speed and Water Quality on Ammonia Removal in Groundwater Containing Iron, Manganese, and Ammonia at Low Temperature	ZHANG Jie, MEI Ning, LIU Meng-hao, <i>et al.</i>	(1236)
Long-term Variation Characteristics of Zooplankton Community Structure in Meiliang Bay, Lake Taihu	YANG Jia, ZHOU Jian, QIN Bo-qiang, <i>et al.</i>	(1246)
Community of Benthic Diatoms and Their Relationship with Aquatic Environmental Factors in the Tangwang River, China	XUE Hao, WANG Ye-yao, MENG Fan-sheng, <i>et al.</i>	(1256)
Succession Characteristics and Water Quality Responsiveness Evaluation of FG and MBFG in Yanlong Lake Water Source Ecological Purification System	WANG Lian, LI Xuan, MA Wei-xing, <i>et al.</i>	(1265)
Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Output and Loss Flux in the Shipanqiu Watershed, Three Gorges Reservoir Area	CHEN Shi-qi, LONG Yi, YAN Dong-chun, <i>et al.</i>	(1276)
Effect of Optimized Fertilization and Biochar Application on Phosphorus Loss in Purple Soil Sloping Farmland	LUO Dong-hai, WANG Zi-fang, LONG Yi, <i>et al.</i>	(1286)
Use of Iron-modified Calcite as an Active Capping Material to Control Phosphorus Release from Sediments in Surface Water Bodies	BAI Xiao-yun, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i>	(1296)
Preparation of Tea Waste Biochar and Its Application in Tetracycline Removal from Aqueous Solution	FAN Shi-suo, LIU Wen-pu, WANG Jing-tao, <i>et al.</i>	(1308)
Adsorption Characteristics of Sulfamethazine on Three Typical Porous High-temperature Modified Solid Waste Materials	WANG Jing, ZHU Xiao-li, HAN Zi-yu, <i>et al.</i>	(1319)
Sorption of Polybrominated Diphenyl Ethers by Virgin and Aged Microplastics	XU Peng-cheng, GUO Jian, MA Dong, <i>et al.</i>	(1329)
Spatial Distribution and Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments of the Ruxi Tributary of the Three Gorges Reservoir	FANG Zhi-qing, WANG Yong-min, WANG Xun, <i>et al.</i>	(1338)
Distribution and Risk Assessment of OCPs in Surface Water, Sediments, and Fish from Lake Gucheng and Inflow and Outflow Rivers	KAN Ke-cong, GU Xiao-hong, LI Hong-min, <i>et al.</i>	(1346)
Occurrence and Ecological Risk Assessment of Typical Persistent Organic Pollutants in Hengshui Lake	ZHANG Jia-wen, WEI Jian, LÜ Yi-fan, <i>et al.</i>	(1357)
Pollution Characteristics and Risk Assessment of Typical Organophosphate Esters in Beijing Municipal Wastewater Treatment Plant and the Receiving Water	ZHANG Zhen-fei, LÜ Jia-pei, PEI Ying-ying, <i>et al.</i>	(1368)
Advanced Nitrogen Removal Characteristics of Low Carbon Source Municipal Wastewater Treatment via Partial-denitrification Coupled with ANAMMOX	MA Bin, XU Xin-xin, GAO Mao-hong, <i>et al.</i>	(1377)
Stable Nitrite Accumulation and Phosphorus Removal from High-nitrate and Municipal Wastewaters in a Combined Process of Partial Denitrification and Denitrifying Phosphorus Removal (PD-DPR)	WANG Qiu-ying, YU De-shuang, ZHAO Ji, <i>et al.</i>	(1384)
Start-up of CANON Process and Short-cut Nitrification in a Pilot-scale MBBR Reactor	FU Kun-ming, YANG Zong-yue, LIAO Min-hui, <i>et al.</i>	(1393)
Influence of Antibiotics on the Denitrification Process of Antibiotic Resistant Denitrifying Bacteria and the Analysis of Microbial Community Structure	DAI Sha, LI Peng, PENG Wu-qing, <i>et al.</i>	(1401)
Aerobic Granular Sludge System with Multiple Influent-Aeration Operation Strategy	ZHANG Jie, WANG Yu-ying, LI Dong, <i>et al.</i>	(1409)
Effect of Alkaline Sludge Fermentation Products on the Nitrification Process and Performance	QIU Sheng-jie, LIU Jin-jin, LI Xi-yao, <i>et al.</i>	(1418)
Effect of Sulfate on the Migration and Transformation of Methylmercury in Advanced Anaerobic Digestion of Sludge	HE Xiang-lin, LIU Ji-bao, YIN Yong-guang, <i>et al.</i>	(1425)
Spatial-temporal Variation and Source Change of Heavy Metals in the Cropland Soil in the Industrial City	LI Yan-ling, LU Yi-fu, CHEN Wei-ping, <i>et al.</i>	(1432)
Assessment and Spatial Characteristics Analysis of Human Health Risk of Heavy Metals in Cultivated Soil	Ji Chao, HOU Da-wei, LI Fa-zhi, <i>et al.</i>	(1440)
Microbial Diversity and Physicochemical Properties of Rhizosphere Microenvironment in Saline-alkali Soils of the Yellow River Delta	ZHAO Jiao, XIE Hui-jun, ZHANG Jian	(1449)
Effects of Different Land Use Types on the Molecular Ecological Network of Soil Bacteria	LI Bing, LI Yu-shuang, WEI Jian-bing, <i>et al.</i>	(1456)
Responses of Soil Organic Carbon Fractions to Land Use Types in Hilly Red Soil Regions, China	ZHANG Xiao-fang, ZHENG Sheng-meng, XIA Yin-hang, <i>et al.</i>	(1466)
Effect of Organic Fertilizer and Inorganic Fertilizer Application on N ₂ O Emissions from Fluvo-aquic Soil in the North China Plain	SUN He-yang, WAN Zhong-mei, LIU De-yan, <i>et al.</i>	(1474)
Characteristics of Heavy Metal Absorption by Winter Wheat and Its Quantitative Relationship with Influencing Factors	WANG Yi-wen, RUI Yu-kui, LI Zhong-yang, <i>et al.</i>	(1482)
Effect of Calcium Magnesium Phosphate on Remediation Paddy Soil Contaminated with Cadmium Using Lime and Sepiolite	YAN De-mei, GUO Zhao-hui, HUANG Feng-lian, <i>et al.</i>	(1491)
Passivation and Remediation Effects and Mechanisms of Plant Residual Modified Materials on Lead-Contaminated Soils	FANG Ya-li, ZHU Zong-qiang, ZHAO Ning-ning, <i>et al.</i>	(1498)
Effects of Exogenous Spermidine on Seed Germination and As Uptake and Accumulation of Rice Under As ⁵⁺ Stress	LIU Shu-jin, HUANG Yi-zong, BAO Qiong-li, <i>et al.</i>	(1505)