

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2018.02.01

零价铁与微生物耦合系统强化农田 排水脱氮效果研究

王超^{1,2}, 周青^{1,2}, 侯俊^{1,2}, 张菲^{1,2}, 黄喻威^{1,2}, 许伊^{1,2}, 尤国祥^{1,2}

(1. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏 南京 210098;

2. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098)

摘要:针对农田排水具有TN含量高、碳源低的特点,采用传统活性污泥法处理不能取得良好的效果,而单一零价铁脱氮存在反应中产生 NH_4^+-N 等问题,提出将两者结合,建立零价铁与微生物耦合系统处理农田排水,并实验研究零价铁与微生物耦合系统脱氮的特性以及系统脱氮效率的影响因素,分析零价铁与微生物耦合系统脱氮的机理。结果表明,在初始TN质量浓度为15 mg/L时,铁刨花与微生物耦合系统脱氮效率更高;酸洗能够增加零价铁表面反应面积,提高脱氮效率;铁刨花最佳投加量为15 g/L;零价铁与微生物耦合系统脱氮的最佳水力停留时间是12 h;耦合系统脱氮的最佳pH范围为6.0~7.5;耦合系统脱氮的最佳温度为35℃左右。

关键词:零价铁;微生物耦合系统;脱氮效果;脱氮机理;实验研究

中图分类号:X592

文献标志码:A

文章编号:1004-6933(2018)02-00001-06

Enhanced degradation of nitrogen in agricultural drainage by integrated zero-valent iron and microbiological treatment system

WANG Chao^{1,2}, ZHOU Qing^{1,2}, HOU Jun^{1,2}, ZHANG Fei^{1,2},
HUANG Yuwei^{1,2}, XU Yi^{1,2}, YOU Guoxiang^{1,2}

(1. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resources Development of Shallow Lakes,
Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China;

2. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: Owing to the characteristics of high nitrogen content and low carbon sources, the treatment of traditional activated sludge is not satisfactory, such as the reaction of ammonia nitrogen. Therefore, combining the two method, the system of the zero-valence iron and the microbial coupling system is formed. In this paper, based on the experiment, studies the zero-valent iron and characteristics of the microbial nitrogen coupling system and the influence factors of system efficiency of denitrification, and analyzed by scanning electron microscopy (sem) is zero-valent iron and the mechanism of microbial nitrogen coupling system. The result shows that the iron planer and the microbial coupling system are more efficient in denitrification when the initial total nitrogen concentration is 15 mg/L. Pickling can increase the surface reaction area of the zero-valence iron and improve the efficiency of denitrification. The optimum dosage of iron planer is 15 g/L, the optimum water retention time for the iron and microbial coupling system is 12 h, the optimum pH for the coupling system ranges from 6.0 to 7.5, and the best temperature is about 35 °C for coupled system denitrification.

Key words: zero-valent iron; microbes coupling system; denitrification; factors; experimental study

基金项目:水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07204003);国家自然科学基金优秀青年项目(51722902);国家自然科学基金创新研究群体项目(51421006)

作者简介:王超(1959—),男,中国工程院院士,主要从事水资源保护与水质改善研究。E-mail:cwang@hhu.edu.cn

水环境污染尤其水体富营养化已成为全球重点关注的问题。引起水体富营养化的元凶是氮和磷^[1-2]。氮、磷的输入维持水生浮游植物的初级生产,使其大量繁殖,最终导致水质恶化、溶解氧耗竭等问题^[3-4]。由于化肥的广泛使用,农田排水中含有大量的硝酸盐。水中过量的硝酸盐会对人体健康产生间接或直接的影响,如饮用硝酸盐过量的水会引起高铁血红蛋白血症的发生。当前,在世界范围内使用最广泛的生物脱氮技术是活性污泥法^[5]。在污水生物处理领域中,活性污泥法的技术发展、工艺创新最显著,是城市污水、有机工业废水处理的首选技术。污水生物脱氮工艺中氮的转化包括氮化、同化和硝化、反硝化过程,而后两者是最主要的过程^[6]。污水生物脱氮的基本原理就是在将有机氮转化为 NH_4^+ -N 的基础上,利用硝化菌和反硝化菌的作用,在好氧条件下将 NH_4^+ -N 通过反硝化作用转化为 NO_2^- -N、 NO_3^- -N。在缺氧条件下通过反硝化作用将 NO_3^- -N 转化为氮气,达到从废水中脱氮的目的^[7]。目前污水处理厂采用的常见脱氮工艺有 A/O^[8-9]、A/A/O^[10]、CAST^[11]等。

C/N 比值是判别能否有效生物脱氮的重要指标。理论上,反硝化 C/N 比不小于 2.82,就能进行生物脱氮,而实际工程中 C/N 比不小于 3.5 才能进行有效脱氮。加入有机物能有效提高处理低 C/N 比污水的处理效率^[12]。目前我国大多数污水处理厂存在进水中碳源不足、C/N 比低于理论值的情况,这也是当前 A/O、A/A/O、CAST、氧化沟等脱氮工艺脱氮效果不佳的主要原因。因此,在实际运行中还需加入甲醇等额外碳源,这也加大了运行费用。其次,A/O、A/A/O、CAST、氧化沟等脱氮工艺还易受温度、pH 等因素的影响,使得出水不稳定。为了弥补传统活性污泥法的不足,人们已经开发出如厌氧氨氧化^[13-14]、同步硝化反硝化^[15]等新工艺。但是,农田排水中 NO_2^- -N 浓度较低,不适于厌氧氨氧化处理,而同步硝化反硝化过程又较依赖碳源。针对活性污泥法存在的各种缺点,以及农田排水所含碳源不足的实际情况,笔者认为可以采用向活性污泥中投加零价铁来进行改进。

本研究模拟农田排水,研究零价铁与微生物耦合系统脱氮的特性,分析零价铁与微生物耦合系统脱氮效果的影响因素,探索优化农田排水脱氮处理耦合系统最佳条件,以进一步揭示耦合系统的反应机理,为强化农田排水脱氮处理效果提供理论支撑。

1 实验材料与方法

1.1 实验材料

1.1.1 模拟农田排水

段亮等^[16]估算太湖地区旱地向水体排放氮的年负荷,得出太湖流域典型旱地向水体迁移的氮年负荷为 12.66 kg/hm^2 。因此,确定本实验初始 TN 质量浓度为 15 mg/L 。本研究模拟的农田排水组成及质量浓度见表 1。

表 1 模拟农田排水组成成分及其质量浓度

污水组成成分	质量浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
$\text{Na}_2\text{EDTA}\cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1.5
$\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.18
CaCl_2	46.49
$\text{MnSO}_4\cdot \text{H}_2\text{O}$	0.1537
$\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$	100
$\text{Na}_2\text{MoO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.0582
$\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.7817
H_3BO_3	0.12
CH_3COONa	70
KH_2PO_4	0.4
NaNO_3	15

1.1.2 活性污泥及驯化

实验所用的污泥取自南京江宁开发区污水处理厂厌氧污泥浓缩池,经过模拟农田排水驯化,培养成实验用的厌氧活性污泥,初始挥发性悬浮物质量浓度为 17.48 g/L 。

在 6 个 3.3 L 的厌氧反应器中分别加入 800 mL 厌氧污泥,再通过蠕动泵加入 2 L 含微量元素的模拟污水(表 1),保证无氧环境。设置搅拌器转速为 70 r/min ,反应温度恒定为 $(35\pm 2)^\circ\text{C}$ 。实验周期为 12 h ,其中 10 h 的厌氧搅拌, 1 h 的静置, 10 min 的排水和 20 min 的进水。

1.1.3 零价铁

本实验中使用的铁屑、铁刨花、铁粉购自南京藤春生物科技发展有限公司,这些物质的表面结构和形态通过扫描电子显微镜(SEM)进行测定。零价铁用 10% 的盐酸酸洗,并用 100% 的酒精脱水。

1.2 分析项目及方法

1.2.1 锥形瓶试验

在锥形瓶中加入已称量好的零价铁,经酸洗,再加入自反应器中取出的厌氧污泥和配好的人工模拟农田排水,静置后测定每瓶试样 pH,然后向瓶中通 2 min 氮气,排出氧气,之后用保鲜膜封好,放入水浴振荡器内振荡。数小时后取出,再测定其 pH,然后通过真空泵将瓶中上清液过滤,装入采样瓶中。

1.2.2 样品测定

样品 TN 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 Fe^{2+} 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 及 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的测定分别采用 HJ 636—2012《碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法》、HJ 535—2009《纳氏试剂分光光度法》、HJ/T 345—2007《邻菲罗啉分光光度法(试行)》、HJ/T 346—2007《紫外分光光度法(试行)》以及 GB 7493—87《分光光度法》标准方法。

2 结果与讨论

2.1 不同形态零价铁与微生物耦合的脱氮效果比较

首先,需要对比不同形式的零价铁对耦合系统脱氮效果的影响,以确定本研究中所采用的零价铁形式,并开展下一步针对性的研究。本实验采用了铁屑、铁刨花以及 80 目铁粉分别与微生物进行耦合作用,并设置了未添加任何含铁物质作为空白实验对照组,零价铁投加量均为 15 g/L。结果表明,3 种不同形式零价铁与微生物耦合系统对 TN 和 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 的去除效率由大到小依次为:铁刨花、80 目铁粉、铁屑、单一活性污泥, TN 的去除率分别为 61.57%、56.71%、43.14% 和 35.13%, $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 的去除率分别为 78.62%、76.89%、70.55% 和 40.97%。

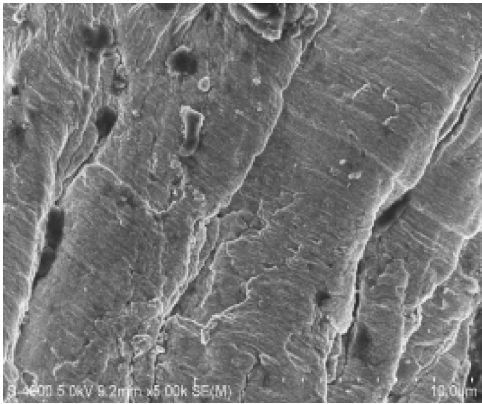
这可能是由于铁刨花铁质量百分比(95%)和比表面积($2.634 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{g}$)较低,使铁刨花更适合有铁参与的自养反硝化过程^[17];同时铁刨花在振荡过程中流动性较好,可与瓶中水样充分接触,增强脱氮效果。除此之外,考虑到铁刨花廉价易得,经济适用性好,实际操作也较铁屑与铁粉更优,因此经过多方面考虑,本实验决定采用铁刨花作为零价铁与微生物耦合脱氮原材料。

2.2 酸洗对零价铁与微生物耦合脱氮效果的影响

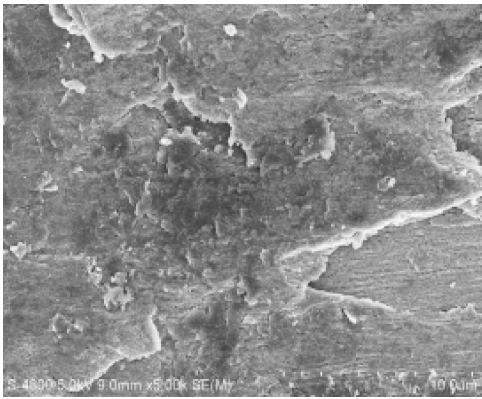
当水力停留时间为 12 h 时,酸洗零价铁与未酸洗零价铁相对应的 TN 去除率分别为 72.62% 和 48.94%,酸洗之后的 TN 去除率较未酸洗有大幅提升。酸洗作为预处理步骤,能够溶解去除零价铁表面包括钝化层在内的杂质,增大零价铁表面与水样的反应面积,从而产生更多氢气,为微生物反硝化提供更多电子位,提高耦合脱氮效率^[18]。

本研究采用扫描电镜观察酸洗前后以及反应后的铁刨花,见图 1。从图 1 可以看出,酸洗前铁屑表面粗糙、凹凸不平,酸洗后铁屑表面光滑平整。由此可知,酸洗预处理能够反应掉零价铁表面因腐蚀产生的氧化层等杂质,降低表面钝化程度,增大反应面积,从而提高脱氮效率。另外,由图 1(c)可知,反应后的铁屑表面产生了较多的铁氧化物,说明零价铁在反应中被腐蚀产生氢气,为反硝化菌提供电子供

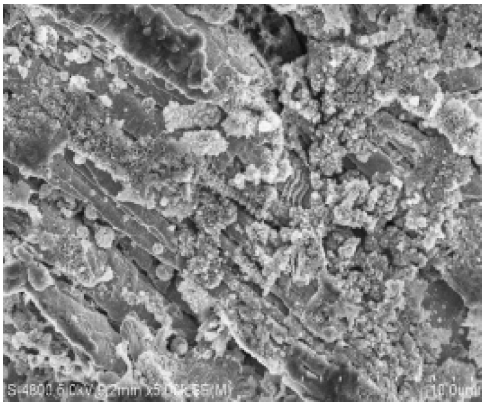
体,提高了脱氮效果。这与王业耀等^[18]的研究结果一致。



(a) 酸洗前



(b) 酸洗后



(c) 反应后

图 1 铁刨花扫描电镜结果

2.3 零价铁与微生物耦合系统脱氮效果的影响因素

2.3.1 铁刨花投加量

铁刨花投加量对耦合系统出水中 TN 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 质量浓度的影响见图 2。从图 2(a)可以看出,随着铁刨花投加量的逐渐增加, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 去除率逐渐增大,而 TN 去除率在铁刨花投加量为 15g/L 时达到最大,进一步添加铁刨花 TN 的降解效果反而下降,这可能是由于再添加零价铁会生成更多 $\text{NH}_4^+\text{-N}$,使得出水中 TN 质量浓度升高^[19]。由图 2(b)可知,随着零价铁投加量的增

大,出水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度增加,说明加入零价铁会促使耦合系统中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的生成,而出水中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 质量浓度均较小,最高的空白样质量浓度仅为 0.24 mg/L,且投加量在 0 ~ 10 g/L 时,个体之间差异不大,当零价铁投加量增至 15 g/L 时,出水中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 质量浓度骤减至最小值 0.01 mg/L,且再增加零价铁的投加量还是保持稳定。

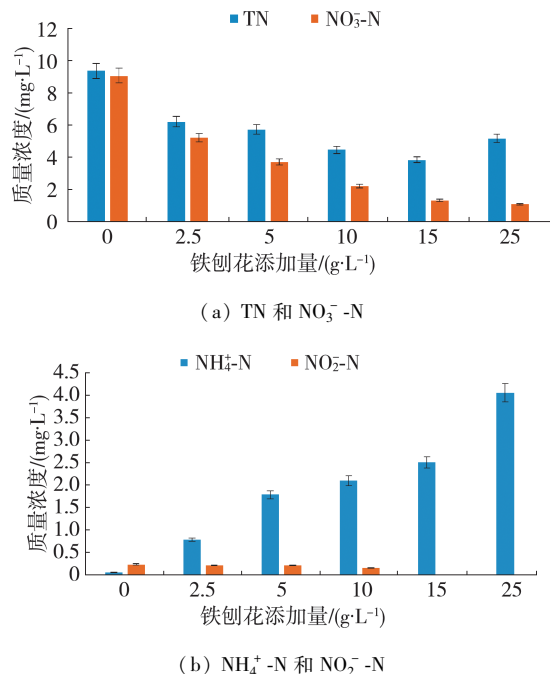


图2 不同铁刨花添加量条件下出水中 TN 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 质量浓度变化

综上所述,根据对不同铁刨花添加量条件下的耦合系统 TN 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 质量浓度分析结果,零价铁与微生物耦合系统脱氮的最佳铁刨花投加量是 15 g/L。

2.3.2 水力停留时间

实验中设置了 0.5 h、1 h、2 h、3 h、6 h、9 h、12 h 和 24 h 的水力停留时间 (HRT),通过恒温振荡器振荡试样来研究 HRT 对耦合系统脱氮效果的影响。结果表明,各水力停留时间对应的 TN 去除率分别为 0%、22.2%、28.7%、32.2%、40.11%、46.48%、57.55%、68.94%、65.71%。

在零价铁与微生物耦合体系中,随着 HRT 延长,耦合系统 TN 去除率逐渐升高,一直到反应 12 h, TN 去除率达到最高 68.94%,之后 TN 去除率轻微降低。另外,除了在最初的 0.5 h 内耦合系统 TN 去除率增长较快(增长率为 22.2%),其余时间段的 TN 去除率增速较为平缓,呈现出较好的规律性,说明 HRT 是影响零价铁与微生物耦合系统脱氮效果的一个稳定而重要的因素^[20],且 12 h 是零价铁与微生物耦合系统脱氮的最佳水力停留时间,这与 Hua

等^[21]的研究结果类似。

2.3.3 初始 pH

实验中设置了 24 个 pH 点,其中酸性与碱性各 12 个。实验中记录了 24 个样品反应前后的 pH 值。在不同初始 pH 值条件下,零价铁与微生物耦合系统中 TN 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 去除率变化情况见图 3。

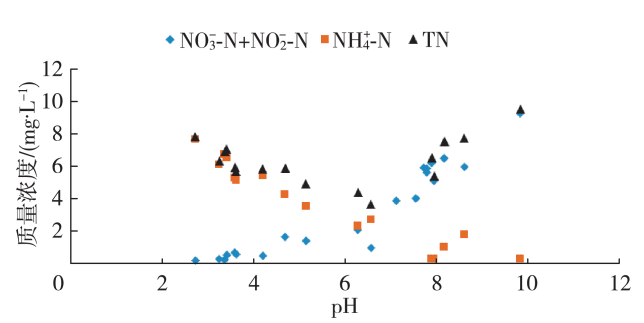


图3 不同初始 pH 条件下的出水中 TN 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 质量浓度变化情况

酸性条件下,随着初始 pH 升高,耦合体系 TN 去除率逐渐升高,直至 pH 值为 6.57 时, TN 去除率达到最大 75.45%;碱性条件下,随着初始 pH 升高, TN 去除率逐渐降低,总体趋势呈波峰状。因此,中性条件有利于零价铁与微生物耦合系统去除 TN ,这个 pH 应该在 7 ± 0.5 之间,而过酸/过碱的条件均不能得到较好的 TN 去除效果,这可能是因为过酸或过碱环境降低了微生物活性,不利于 TN 降解。适宜于反硝化菌增殖的 pH 为 7.0 ~ 7.5,当 pH 低于 6.0 或高于 8.0 时,反硝化过程将受到严重抑制^[22],因此中性条件可能更适宜于零价铁与微生物耦合系统去除 TN 。这与 Hu 等^[23]研究结果类似。

然而,出水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度随 pH 升高而不断降低,在 $\text{pH} \approx 8$ 时达到最小值 0.3 mg/L,且总体变化较为稳定。酸性条件能促进零价铁与水中硝酸盐的 $4\text{Fe}^0 + \text{NO}_3^- + 7\text{H}_2\text{O} \rightarrow 4\text{Fe}^{2+} + \text{NH}_4^+ + 10\text{OH}^-$ (反应式 1) 的化学平衡向右侧移动,增加了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 生成,导致出水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度达到 7.71 mg/L。而碱性条件一方面能促进反应(反应式 1)平衡向左移动,减少 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 生成,另一方面 OH^- 能与 NH_4^+ 反应生成氨水,进一步变成氨气挥发至空气中。因此碱性条件能减少毒副产物 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 生成^[24]。

另外,随着 pH 升高, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 出水浓度呈现递增态势,且在酸性条件下 ($\text{pH} = 2.72 \sim 6.29$) 增速较缓,而碱性条件下 ($\text{pH} = 7.12 \sim 9.85$) 则增速较快。 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 去除主要是发生在反硝化过程中,其主要依赖的反硝化菌群更适宜在酸性条件

下生存,并且 H^+ 能够促进反应(反应式 1)平衡向右侧移动,从而增加硝酸/亚硝酸盐去除率;而在碱性条件下则反之。

综上所述,对于零价铁与微生物耦合系统去除 NO_x^- -N 最有利的 pH 条件是酸性,最利于去除 NH_4^+ -N 的 pH 条件是碱性,而 TN 去除效率最高的 pH 在 6~7.5 之间(即为最佳初始 pH)。

2.3.4 温度

实验中设置了 20℃、25℃、30℃、35℃ 和 45℃ 5 个温度点,将样品放在恒温水浴振荡器内来研究温度对 TN 去除率的影响,结果显示,各反应温度下 TN 去除率分别为 46.78%、53.78%、65.41%、72.80%、48.11%。

随着温度升高,耦合体系 TN 去除率呈现先升后降的趋势,在 30~35℃ 时,TN 去除率处于 65% 以上,在 35℃ 左右时 TN 去除率达到最大 72.80%。在温度为 20℃ 和 45℃ 时,系统 TN 去除率最低,分别为 46.78% 和 48.11%。另外,与前半段较缓的增速相比,35~45℃ 间 TN 去除率随温度下降速度略快一些。温度主要影响零价铁与微生物耦合系统中反硝化菌的活性,过高或者偏低的温度均不适合反硝化菌群的生长繁殖,进而导致反硝化效果不佳,影响整体 TN 的去除。因此,零价铁与微生物耦合系统中 TN 去除最佳反应温度区间应为 35℃ 左右。

3 结 论

- a. 铁刨花与微生物耦合系统脱氮效率更高。
- b. 酸洗能够增加零价铁表面反应面积,提高脱氮效率。
- c. 对农田排水中 15 mg/L 的 TN 质量浓度而言,铁刨花最佳投加量为 15 g/L。
- d. 零价铁与微生物耦合系统脱氮的最佳水力停留时间是 12 h。
- e. 耦合系统脱氮的最佳 pH 范围为 6.0~7.5。
- f. 耦合系统脱氮的最佳温度为 35℃ 左右。

参考文献:

[1] 王寿兵,徐紫然,张洁. 大型湖库富营养化蓝藻水华防控技术发展述评[J]. 水资源保护,2016,32(4):88-99. (WANG Shoubing, XU Ziran, ZHANG Jie. A review of technologies for prevention and control of cyanobacteria blooms in large-scale eutrophicated lakes and reservoirs [J]. Water Resources Protection,2016,32(4):88-99. (in Chinese))

[2] 杨洁,刘波,常素云,等. 富营养化水体原位控磷技术研究及应用[J]. 水资源保护,2013,29(2):10-17. (YANG Jie,LIU Bo,CHANG Suyun,et al. Research and application of in situ phosphorus control technology in eutrophic water bodies[J]. Water Resources Protection, 2013,29(2):10-17. (in Chinese))

[3] 吴小伟,刘平. 扬州境内湖泊浮游植物群落结构与环境因子的关系[J]. 水资源保护,2015,31(5):47-52. (WU Xiaowei,LIU Ping. Phytoplankton community structure and its relationship with environmental factors in lakes in Yangzhou[J]. Water Resources Protection,2015,31(5): 47-52. (in Chinese))

[4] 杨柳燕,张文,陈乾坤,等. 大型水生植物的资源化利用[J]. 水资源保护,2016,32(5):5-10. (YANG Liuyan, ZHANG Wen,CHEN Qiankun,et al. Resources utilization of macrophytes[J]. Water Resources Protection,2016,32 (5):5-10. (in Chinese))

[5] 吴云海,胡玥,谢正威. SBR 活性污泥吸附水中重金属离子的研究[J]. 水资源保护,2010,26(5):71-74. (WU Yunhai,HU Yue,XIE Zhengwei. Study on adsorption of heavy metal ions from aqueous solution by SBR activated sludge[J]. Water Resources Protection,2010,26(5):71-74. (in Chinese))

[6] 王淑莹,孙洪伟,杨庆,等. 传统生物脱氮反硝化过程的生化机理及动力学[J]. 应用与环境生物学报,2008,14 (5):732-736. (WANG Shuying, SUN Hongwei, YANG Qing,et al. Biochemical reaction mechanism and kinetics of denitrification [J]. Chinese Journal of Applied & Environmental Biology, 2008, 14 (5): 732-736. (in Chinese))

[7] 楼菊青,郭茂新. SBR 生物脱氮运行控制方式的优化[J]. 水资源保护,2009,25(4):70-72. (LOU Juqing, GUO Maoxin. Operating modes optimization of biological nitrogen removal in Sequencing Batch Reactor system[J]. Water Resources Protection, 2009, 25 (4): 70-72. (in Chinese))

[8] ANDALIB M, NAKHLA G, ZHU J. Biological nutrient removal using a novel laboratory-scale twin fluidized-bed bioreactor[J]. Chemical Engineering & Technology,2010, 33(7):1125-1136.

[9] MA Y, PENG Y, WANG S, et al. Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant[J]. 2008,43(3):563-572.

[10] WU C Y, PENG Y Z, LI X L, et al. Effect of carbon source on biological nitrogen and phosphorus removal in an anaerobic-anoxic-oxic (A2O) process. [J]. Journal of Environmental Engineering,2010,136(11):1248-1254.

[11] JUAN M, CHENG Y P, LI W, et al. Biological nitrogen removal in a step-feed CAST with real-time control treating

municipal wastewater[J]. Water Science & Technology, 2010,61(9):23-25.

[12] GE S, PENG Y, WANG S, et al. Enhanced nutrient removal in a modified step feed process treating municipal wastewater with different inflow distribution ratios and nutrient ratios. [J]. Bioresource Technology, 2010, 101(23):9012-9019.

[13] 李慧莉,吕炳南,梁麟,等. 厌氧氨氧化脱氮技术的研究进展[J]. 水资源保护,2010,26(6):75-78. (LI Huili, LYU Bingnan, LIANG Ling, et al. Mechanism and application of anaerobic ammonium oxidation(ANMMOX) technique of nitrogen removal [J]. Water Resources Protection,2010,26(6):75-78. (in Chinese))

[14] YANG G F, JIN R C. Reactivation of effluent granular sludge from a high-rate Anammox reactor after storage [J]. Biodegradation,2013,24(1):13-32.

[15] BOYLEGOTLA A, ELEFSINIOTIS P. Biological nitrogen removal of ammonia-rich centrate in batch systems[J]. Journal of Environmental Science & Health,2013,48(3):331-337.

[16] 段亮,常江,段增强. 地表管理与施肥方式对太湖流域旱地磷素流失的影响[J]. 农业环境科学学报,2007,26(3):24-28. (DUAN Liang, CHANG Jiang, DUAN Zengqiang. Effect of surface management and fertilization mode on nitrogen runoff from upland in Taihu Lake Region [J]. Journal of Agro-Environment Science,2007,26(3):24-28. (in Chinese))

[17] LAVANIA A, BOSE P. Effect of metallic iron concentration on end product distribution during metallic iron-assisted autotrophic denitrification [J]. Journal of Environmental Engineering,2006,132(9):994-1000.

[18] 王业耀,张星星,孟凡生,等. 酸洗对铁屑处理地下水中国硝酸盐的影响[J]. 环境科学与管理,2010,35(1):60-63. (WANG Yeyao,ZHANG Xingxing,MENG Fansheng, et al. Effect of scrap iron acid washing on nitrate removal [J]. Environmental Science & Management, 2010, 35(1):60-63. (in Chinese))

[19] HUANG Y H, ZHANG T C. Nitrite reduction and formation of corrosion coatings in zerovalent iron systems [J]. Chemosphere,2006,40(16):937-943.

[20] WEI X, LI D, LI J, et al. Nitrate removal and microbial analysis by combined micro-electrolysis and autotrophic denitrification [J]. Bioresource Technology, 2016, 211:240-247.

[21] HUA G, SALO M W, SCHMIT C G, et al. Nitrate and phosphate removal from agricultural subsurface drainage using laboratory woodchip bioreactors and recycled steel byproduct filters [J]. Water Research, 2016, 102:180-189.

[22] 张彦浩,谢康,钟佛华,等. pH 对氢自养型反硝化菌反硝化性能的影响[J]. 环境污染与防治,2010,32(4):40-43. (ZHANG Yanhao, XIE Kang, ZHONG Fohua, et al. Effects of pH on denitrification of hydrogenotrophic denitrifying bacteria [J]. Environmental Pollution & Control,2010,32(4):40-43. (in Chinese))

[23] HU H Y, GOTO N, FUJIE K. Effect of ph on the reduction of nitrite in water by metallic iron [J]. Water Research, 2001,35(11):2789-2793.

[24] DENG S, LI D, YANG X, et al. Biological denitrification process based on the Fe(0) -carbon micro-electrolysis for simultaneous ammonia and nitrate removal from low organic carbon water under a microaerobic condition[J]. Bioresource Technology,2016,219:677-686.

(收稿日期:2017-11-29 编辑:彭桃英)

• 信息播报 •

《水资源保护》主编、河海大学教授王沛芳获“中国青年女科学家奖”

2018 年 1 月 12 日,由中国科协、全国妇联、中国联合国教科文组织全国委员会、欧莱雅中国共同举办的第十四届“中国青年女科学家奖”颁奖典礼在北京举行。《水资源保护》主编、河海大学教授王沛芳等 10 位女科学家入选。

王沛芳教授带领团队长期致力于水环境质量改善,针对湖泊、水库及河流特点,探寻不同类型污染发生的机制和传输过程,把握水环境治理的技术方法,因地制宜地研发水质改善关键技术。经过潜心调查与研究,她的团队不仅发现了太湖入湖河流及沉积物对湖泊水环境质量影响的规律,同时还获得了 30 多项河流氮磷净化发明专利,为有效降低太湖水体中氮磷浓度、改善太湖入湖河流水质、进而减少藻类暴发做出了重要贡献。

王沛芳教授担任主编的《水资源保护》现为中国科学引文数据来源(CSCD)期刊、科技核心期刊、RCCSE 中国核心期刊,被美国《化学文摘》(CA)、美国《剑桥科学文摘》(CSA)、波兰《哥白尼索引》(IC)等国外重要数据库收录,近年来先后荣获中国高校优秀期刊奖、华东地区优秀期刊奖等。

(本刊编辑部 供稿)