

臭氧曝气对厌氧污泥氮素形态与含量的影响\*

邱凌<sup>1,2</sup> 张容婷<sup>1,2</sup>

(1. 西北农林科技大学机械与电子工程学院, 陕西杨凌 712100;  
2. 农业部农村可再生能源开发利用重点实验室, 陕西杨凌 712100)

**摘要:** 用自行设计的臭氧曝气装置对厌氧污泥进行臭氧曝气试验,在曝气时间分别为 0、10、20、30、40、50 min 时取样测定各种形态氮素含量。结果表明,厌氧污泥随臭氧曝气时间的不同对氮素形态及含量有显著影响。总氮、总凯氏氮、溶解性凯氏氮、铵态氮、亚硝态氮、颗粒态有机氮、颗粒态总氮均随曝气时间延长而减少,连续曝气 50 min 后,分别降低 124.76、232.51、11.45、191.28、4.35、221.06、286.06 mg/L,均达到显著性差异水平 ( $P < 0.05$ );可溶态总氮、硝态氮、溶解态有机氮随曝气时间延长而增加,持续臭氧曝气 50 min,分别增加 161.29、29.42、179.83 mg/L,与初始质量浓度相比,均达到显著性差异水平 ( $P < 0.05$ )。

**关键词:** 厌氧污泥 臭氧曝气 氮素形态

**中图分类号:** X703.1      **文献标识码:** A      **文章编号:** 1000-1298(2015)02-0176-05

Influence of Ozone Disinfection on Nitrogen Form Transformation and Content in Anaerobic Sludge

Qiu Ling<sup>1,2</sup> Zhang Rongting<sup>1,2</sup>

(1. College of Mechanical and Electronic Engineering, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China  
2. Rural Renewable Energy Development and Utilization of Western Experiment Station, Ministry of Agriculture, Yangling, Shaanxi 712100, China)

**Abstract:** In order to study the influences of different durations of ozone aeration on the nitrogen content and form transformation in anaerobic sludge, the experiment was conducted with self-designed apparatus, with six different durations of ozone aeration, 0, 10, 20, 30, 40, 50 min, respectively, sampling and measuring content of nitrogen in different forms. The results showed that different durations of ozone aeration remarkably affected the nitrogen content in different forms in wastewater system. Specifically, the content of total nitrogen, Kjeldahl nitrogen, soluble Kjeldahl nitrogen, ammonium nitrogen, nitrite nitrogen, particulate organic nitrogen and particulate total nitrogen, showed significant decline trend with magnitudes of 124.76, 232.51, 11.45, 191.28, 4.35, 221.06 and 286.06 mg/L ( $P < 0.05$ ), respectively. By the contrary, the content of soluble total nitrogen, nitrate nitrogen and dissolved organic nitrogen showed upward trend, which were increased by 161.29, 29.42 and 179.83 mg/L at the end of 50 min ( $P < 0.05$ ), respectively.

**Key words:** Anaerobic sludge Ozone aeration Nitrogen form

引言

随着城市人口的不断增长,城市剩余污泥每年以大约 10% 的速率增长,总量达到  $2.2 \times 10^7$  t,其

中,有 80% 的污泥未经稳定处理<sup>[1]</sup>,致使污泥中带有恶臭,并含有大量的病原体、寄生虫、重金属、有机物等,如未能及时有效处理,很容易造成严重的环境污染<sup>[1-3]</sup>。同时污泥中也含有丰富的氮、磷、少量

收稿日期: 2014-02-26 修回日期: 2014-05-12  
\* 公益性行业(农业)科研专项资助项目(201303101-04)和农业部农村能源科研专项资助项目(2014-30)  
作者简介: 邱凌,教授,博士,主要从事生物能源与生态环境研究, E-mail: QL2871@126.com

钾<sup>[4-5]</sup>、有机质<sup>[6-7]</sup>和植物生长所需要的微量营养元素,它能够补充土壤养分、改善土壤物理性状、提高土壤肥力、增加土壤微生物的多样性和提高酶的活性<sup>[8-10]</sup>。将污泥厌氧消化和农田利用结合是实现污泥的减量化、稳定化和资源化<sup>[11]</sup>的重要技术。

臭氧作为除氟以外氧化还原电位最高的氧化剂,已被广泛运用于各种领域中<sup>[12-13]</sup>;利用臭氧处理厌氧污泥可促进细胞的裂解,减少剩余污泥量,降低污泥的 COD 值、色度、浊度<sup>[14]</sup>等;通过破坏分解细菌的细胞壁,氧化分解产生酶;直接与细菌、病毒发生作用,破坏大分子聚合物,使细菌的代谢和繁殖过程遭到破坏。

臭氧处理污泥过程中会改变氮素形态,进而改变养分利用效率,以致影响后期污泥的农田利用。本文通过自行设计的臭氧曝气装置对厌氧污泥进行

处理,探索曝气时间对厌氧污泥氮素形态和含量作用特征的影响,以期为农业高效利用提供理论依据和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 材料

供试生活污水取自天津市冀庄子污水处理厂的厌氧污泥,其理化性质如表 1 所示。实验装置为自行研制的臭氧曝气装置(图 1),其中,臭氧氧化反应器直径为 12 cm、高 50 cm。气体流量 3 ~ 3.5 L/min, O<sub>3</sub>质量浓度 38 ~ 60 mg/L,出气经过置于反应器底部的钛合金微孔曝气头进入臭氧氧化反应器,以 20 g/L 的硼酸为吸收液,启动臭氧发生器后淀粉碘化钾试剂开始变蓝时计时,臭氧尾气由碘化钾吸收后排放。

表 1 厌氧污泥理化性质  
Tab.1 Physical and chemical properties of anaerobic sludge

| TKN 质量浓度<br>/(mg·L <sup>-1</sup> ) | DKN 质量浓度<br>/(mg·L <sup>-1</sup> ) | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N 质量浓度<br>/(mg·L <sup>-1</sup> ) | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N 质量浓度<br>/(mg·L <sup>-1</sup> ) | NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N 质量浓度/<br>(mg·L <sup>-1</sup> ) | pH<br>值 | TP 质量浓度<br>/(mg·L <sup>-1</sup> ) | Ts 质量浓度<br>/(mg·L <sup>-1</sup> ) | EC<br>/(mS·cm <sup>-1</sup> ) |
|------------------------------------|------------------------------------|----------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|---------|-----------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------|
| 967.26                             | 670.04                             | 583.99                                                         | 7.41                                                           | 4.50                                                           | 7.01    | 305.71                            | 4 000                             | 27.4                          |

注:TKN 为总凯氏氮,DKN 为可溶性凯氏氮,TP 为总磷,Ts 为挥发性固体。

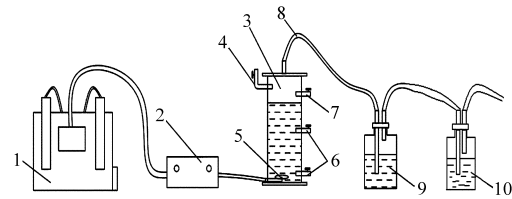


图 1 臭氧曝气装置示意图

Fig.1 Ozone generator device

1. 制氧机 2. 臭氧发生器 3. 臭氧氧化反应器 4. 进样口  
5. 钛合金微孔曝气头 6. 取样口 7. 气压计 8. 导气管 9. 吸收液 10. 尾气瓶

1.2 方法

(1)检测方法:样品污泥 2 L,在曝气 0、10、20、30、40、50 min 时取样 300 mL,记为  $t_{10}$ 、 $t_{20}$ 、 $t_{30}$ 、 $t_{40}$ 、 $t_{50}$ 。测定各处理的总氮(TN)、可溶态总氮(DTN)、颗粒态有机氮(PON)、亚硝态氮( $\text{NO}_2^-$ -N)、铵态氮( $\text{NH}_4^+$ -N)、硝态氮( $\text{NO}_3^-$ -N)、总凯氏氮(TKN)、可溶性凯氏氮(DKN)、可溶态有机氮(DON)。其中,TN 采用碱性过硫酸钾消煮后比色测定;DTN 是将通过 0.45  $\mu\text{m}$  滤膜后的水样用碱性过硫酸钾消煮比色测定; $\text{NO}_2^-$ -N 用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法; $\text{NH}_4^+$ -N 用纳氏试剂光度法; $\text{NO}_3^-$ -N 用紫外分光光度法;TKN 包括以溶解态存在的  $\text{NH}_4^+$ -N 和有机氮<sup>[15]</sup>。

(2)关系计算方法:溶解态有机氮质量浓度(DON)等于 DKN 质量浓度减去  $\text{NH}_4^+$ -N 质量浓度;

溶解态无机氮质量浓度(DIN)等于  $\text{NH}_4^+$ -N 质量浓度加上  $\text{NO}_3^-$ -N 质量浓度和  $\text{NO}_2^-$ -N 质量浓度;颗粒态有机氮质量浓度(PON)等于 TKN 质量浓度减去 DKN 质量浓度。

(3)数据处理与分析:数据采用 DPS 9.5 进行差异显著性分析,用 Tukey 法在 0.05 水平上检测。

2 结果与分析

2.1 臭氧曝气对厌氧污泥 TN 和 DTN 含量的影响

不同臭氧曝气时间对污泥 TN 和 DTN 的影响如图 2 所示。从图 2 可见,随臭氧曝气时间的增长,污泥中 TN 总体呈现逐步下降的趋势。方差分析表明, $t_{30}$ 、 $t_{40}$ 和  $t_{50}$ 时段污泥中 TN 含量均与  $t_0$ 时段差异显著,呈现明显的下降趋势; $t_{50}$ 时段污泥中 TN 质量浓度与  $t_0$ 时段相比减少了 286.06 mg/L。DTN 含量随曝气时间延长与 TN 呈现相反的变化特征, $t_{30}$ 、 $t_{40}$ 和  $t_{50}$ 时段污泥中的 DTN 质量浓度与  $t_0$ 时段差异均达到显著水平,呈现上升的趋势, $t_{50}$ 时段污泥中的 DTN 质量浓度与  $t_0$ 相比显著增加了 161.29 mg/L。TN 的下降趋势与 DTN 的上升基本保持一致。

2.2 臭氧曝气对厌氧污泥 PON 和 DON 含量的影响

不同臭氧曝气时间对污泥 PON 和 DON 的影响如图 3 所示。从图 3 可见,随着臭氧曝气时间的增长,污泥中 PON 总体上呈现明显下降的趋势。方差

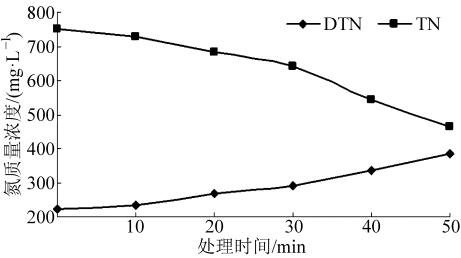


图2 臭氧曝气时间对污泥中DTN和TN含量的影响

Fig.2 Content of DTN and TN in sewage sludge under different ozone aerating durations

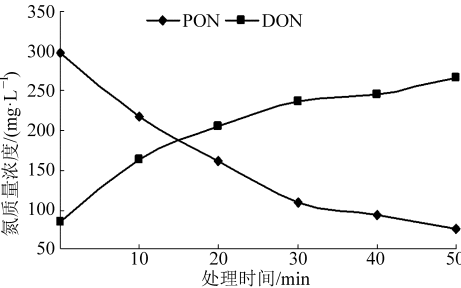


图3 臭氧曝气时间对污泥中PON和DON含量的影响

Fig.3 Content of PON and DON in the sewage sludge under different ozone aerating durations

分析表明, $t_{10}$ 、 $t_{20}$ 、 $t_{30}$ 、 $t_{40}$ 和 $t_{50}$ 时段污泥中PON含量与 $t_0$ 时段的差异均达到显著水平, $t_{50}$ 时段污泥中PON质量浓度与 $t_0$ 时段相比减少了221.06 mg/L。DON含量随PON下降同步呈现明显上升的趋势,其PON的下降速率与DON的上升速率随曝气时间的增长而减慢, $t_{50}$ 时段污泥中的DON质量浓度与 $t_0$ 相比增加了179.83 mg/L。

2.3 臭氧曝气对厌氧污泥硝态氮和亚硝态氮含量的影响

不同臭氧曝气时间对污泥硝态氮和亚硝态氮的影响如图4所示。从图4可见,随臭氧曝气时间的增长,污泥中硝态氮总体上呈现快速增长的趋势,亚硝态氮呈现逐渐下降趋于稳定的趋势。 $t_{50}$ 时段污泥 $\text{NO}_3^-$ -N质量浓度比 $t_0$ 时段增加了29.42 mg/L。而 $\text{NO}_2^-$ -N含量从 $t_{10}$ 、 $t_{20}$ 、 $t_{30}$ 、 $t_{40}$ 和 $t_{50}$ 时段与 $t_0$ 时段的含量差异均达到显著水平, $t_{50}$ 时段污泥中 $\text{NO}_2^-$ -N质量浓度降低了4.35 mg/L。整个反应体系中 $\text{NO}_3^-$ -N的增加量远大于 $\text{NO}_2^-$ -N的减少量。

2.4 臭氧曝气前后污泥中氮形态和构成

臭氧曝气前后污泥体系氮形态和构成如图5所示。由图5得知, $t_0$ 时段和 $t_{50}$ 时段体系中污泥氮素形态和构成随臭氧曝气时间变化显著,颗粒态有机氮质量浓度减少221.06 mg/L;而可溶态有机氮质量浓度增加179.83 mg/L;表明可溶态的增加源自于颗粒态氧化分解的减少。最终反应体系 $\text{NO}_2^-$ -N质量浓度降低了4.35 mg/L,而 $\text{NO}_3^-$ -N质量浓度增

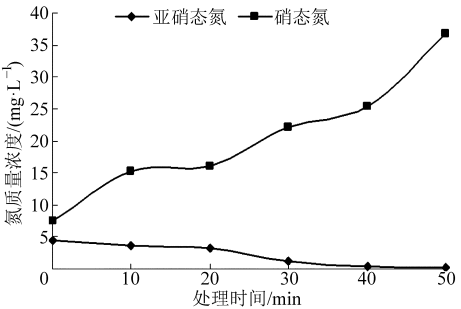


图4 臭氧曝气时间对污泥中硝态氮和亚硝态氮含量的影响

Fig.4 Content of  $\text{NO}_3^-$ -N and  $\text{NO}_2^-$ -N in the sewage sludge under different ozone aerating durations

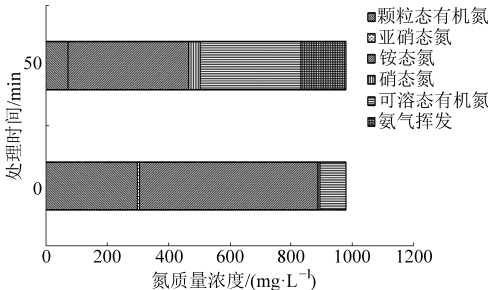


图5 臭氧曝气前后污泥中氮形态和构成

Fig.5 Forms of nitrogen in the sewage sludge without and with ozone aeration

加了29.42 mg/L, $\text{NO}_3^-$ -N增加量远大于 $\text{NO}_2^-$ -N被臭氧氧化转化为 $\text{NO}_3^-$ -N的量。而 $\text{NH}_4^+$ -N质量浓度减少了191.28 mg/L,其减少的途径有两种,一种是臭氧吹脱作用转化为挥发性氨气;另一种则是被臭氧强氧化作用转化为 $\text{NO}_3^-$ -N。

2.5 臭氧曝气对污泥氮素含量形态的相关性分析

随着臭氧曝气时间的延长,厌氧污泥中各种形态氮素含量变化的相关系数如表2所示。从表2可见,PON与 $\text{NO}_3^-$ -N、DON分别呈极显著负相关( $P < 0.01$ ),PON与 $\text{NH}_4^+$ -N呈极显著正相关( $P < 0.01$ ); $\text{NH}_4^+$ -N与KTN呈极显著正相关( $P < 0.01$ ),与DKN呈显著正相关( $P < 0.05$ ),与 $\text{NO}_3^-$ -N呈极显著负相关( $P < 0.01$ ),与DON呈显著负相关( $P < 0.05$ ); $\text{NO}_3^-$ -N与PON、 $\text{NH}_4^+$ -N、KTN分别呈极显著负相关( $P < 0.01$ ),与DKN呈显著负相关( $P < 0.05$ ),与DON呈显著正相关( $P < 0.05$ );KTN与DON呈极显著负相关( $P < 0.01$ ),与DKN呈显著正相关( $P < 0.05$ );DKN与DON呈显著负相关( $P < 0.05$ )。从表中可知, $\text{NO}_2^-$ -N与其他各指标之间均未达到显著相关水平,除此之外其他各氮素形态之间均达到显著或极显著相关。

由图5和表2可知:①KTN含量的增减与DKN和DON有关。② $\text{NH}_4^+$ -N含量的增减与KTN、DKN和 $\text{NO}_3^-$ -N有关。③PON含量的增减与 $\text{NH}_4^+$ -N和

NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、DON 有关。颗粒态、可溶态、有机态、无机态之间有很强的相关性,是有机态到无机态,颗粒态到可溶态的转化,是确定整个曝气过程中污泥氮素形态构成的核心。

表 2 臭氧曝气后污泥各氮素形态含量的相关系数  
Tab. 2 Correlation coefficient of nitrogen in different forms in sewage sludge

| 氮素形态                            | 氮素形态         |                                 |                                 |                                 |              |            |     |
|---------------------------------|--------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|--------------|------------|-----|
|                                 | PON          | NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N | KTN          | DKN        | DON |
| PON                             | 1            |                                 |                                 |                                 |              |            |     |
| NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N | 0.057 4      | 1                               |                                 |                                 |              |            |     |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N | 0.942 8 * *  | 0.770 7                         | 1                               |                                 |              |            |     |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N | -0.961 7 * * | -0.783                          | -0.974 62 * *                   | 1                               |              |            |     |
| KTN                             | 0.891 8 *    | 0.623 1                         | 0.992 8 * *                     | -0.951 5 * *                    | 1            |            |     |
| DKN                             | 0.820 9 *    | -0.174 2                        | 0.882 6 *                       | -0.841 3 *                      | 0.813 9 *    | 1          |     |
| DON                             | -0.990 8 * * | -0.176 8                        | -0.891 2 *                      | 0.878 1 *                       | -0.921 2 * * | -0.874 2 * | 1   |

注: \* 在  $P < 0.05$  水平显著相关( $n = 6$ ); \*\* 在  $P < 0.01$  水平显著相关( $n = 6$ )。

3 讨论

(1)总氮在整个曝气体系中降低了 124.76 mg/L,原因在于污泥中一些悬浮颗粒在曝气过程中被破解,使得污泥絮状体的固液接触面积增大,吸附了污水中的颗粒态有机氮;部分有机氮被臭氧氧化成无机氮或进入液相或以 N<sub>2</sub>、NH<sub>3</sub>形式逸失。

(2)在臭氧曝气过程中,可溶性的凯氏氮降低 11.45 mg/L,铵态氮降低 191.28 mg/L。原因在于臭氧首先作用于细胞壁、细胞膜,使其结构受损而穿透膜,破坏膜内脂蛋白和脂多糖,以致新陈代谢障碍改变细胞的通透性<sup>[16-17]</sup>,促使细胞质中的酶类物质释放;同时在臭氧强烈的氧化作用下,将污泥中的悬浮态有机物转化为溶解态有机物。

(3)在臭氧曝气过程中,铵态氮在整个反应体系中降低了 191.28 mg/L。导致其损失的原因在于一部分铵态氮以氨气挥发,另一部分是因为被臭氧氧化,促进反应体系中铵态氮向硝态氮的转化。

(4)在臭氧曝气过程中,亚硝态氮减少了 4.35 mg/L,硝态氮增加了 29.42 mg/L,原因在于少量的铵态氮被氧化所致,二者会发生一定的氧化还

原反应;亚硝态氮的转化量,因为亚硝态氮不稳定,当遇到臭氧会被氧化为硝态氮;臭氧对污泥有机物质减量化,臭氧可直接将污泥中的碳水化合物、蛋白质、脂肪等大分子有机物质氧化成 CO<sub>2</sub>、H<sub>2</sub>O、NO<sub>3</sub>等,也就等同于直接将污泥无机化。

4 结论

(1)臭氧曝气对厌氧污泥氮素形态以及含量的影响显著。总氮、总凯氏氮、溶解性凯氏氮、铵态氮、亚硝态氮、颗粒态有机氮、颗粒态总氮均随曝气时间延长而减少,连续曝气 50 min 后,分别降低 124.76、232.51、11.45、191.28、4.35、221.06、286.06 mg/L;可溶态总氮、硝态氮和溶解态有机氮随曝气时间延长而增加,持续臭氧曝气 50 min,分别增加 161.29、29.42 和 179.83 mg/L。

(2)随着曝气时间的增加,整个反应体系中厌氧污泥的氮总量保持平衡,在反应过程中以气态形式存在的氨达到 12.79%。

(3)在臭氧曝气过程中,只有亚硝态氮与其他指标之间的相关性没有达到显著性水平,其他各氮素形态之间均达到显著或极显著水平。

参 考 文 献

1 何培松,张继荣,陈玲,等. 城市污泥的特性研究与再利用前景分析[J]. 生态学杂志,2004,23(3): 131-133.  
He Peisong, Zhang Jirong, Chen Ling, et al. Study on characteristics of city sludge and utilization prospect analysis[J]. Chinese Journal of Ecology, 2004,23(3):131-133. (in Chinese)

2 Schnaak W, Kuchler T, Kujawa M, et al. Organic contaminants in sewage sludge and their ecotoxicological significance in the agricultural utilization of sewage sludge [J]. Chemosphere, 1997,5(1-2): 5-11.

3 Wang F Y, Rudolph V, Zhu Z H. Sewage sludge technolgies[J]. Encyclopedia of Ecology, 2008:3227-3242.

4 Shober A L, Stehouwer R C, Macneal K E. On-farm assessment of biosolids effects on soil and crop tissue quality [J]. Journal of Environmental Quality, 2003, 32(5): 1873-1880.

5 Martinez F, Cuevas G, Calvo R, et al. Biowaste effects on soil and native plants in a semiarid ecosystem [J]. Journal of Environmental Quality, 2003, 32(2): 472-479.

6 Logan T J, Harrison B J. Physical characteristics of alkaline stabilized sewage sludge (N-Viro Soil) and their effects on soil physical properties [J]. Journal of Environmental Quality, 1995, 24(1): 153-164.

- 7 Caravaca F, Garcia C, Hernandez M T, et al. Aggregate stability changes after organic amendment and mycorrhizal inoculation in the afforestation of a semiarid site with pinus halepensis [J]. *Applied Soil Ecology*, 2002, 19(3): 199 – 208.
- 8 Femandes S A P, Bettiol W, Cerri C C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity [J]. *Applied Soil Ecology*, 2005, 30(1): 65 – 77.
- 9 Pascual J A, Hernandez T, Garcia C, et al. Enzymatic activities in an arid soil amended with urban organic wastes : laboratory experiment [J]. *Bioresource Technology*, 1998, 64(2): 131 – 138.
- 10 Antolin M C, Pascual I, Garcia C, et al. Growth, yield and solute content of barley in soils treated with sewage sludge under semiarid Mediterranean conditions [J]. *Field Crops Research*, 2005, 94(2 – 3): 224 – 237.
- 11 牛波,吕鸿雁. 污水处理厂污泥处理处置方法[J]. *地下水*, 2005, 27(3): 202 – 203.
- 12 Snyder S A, Wert E C, Rexing D J, et al. Ozone oxidation of endocrine disruptors and pharmaceuticals in surface water and wastewater[J]. *Ozone: Science and Engineering*, 2006, 28(6): 445 – 460.
- 13 Ternes T A, Stüber J, Herrmann N, et al. Ozonation: a tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater[J]. *Water Research*, 2003, 37(8): 1976 – 1982.
- 14 Facile N, Barbeau B, Prévost M, et al. Evaluating bacterial aerobic spores as a surrogate for Giardia and Cryptosporidium inactivation by ozone[J]. *Water Research*, 2000, 34(12): 3238 – 3246.
- 15 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1997: 243 – 285.
- 16 Scheminske A, Krull R, Hempel D C. Oxidative treatment of digested sewage sludge with ozone [J]. *Water Science and Technology*, 2000, 42(9): 151 – 158.
- 17 王风, 张月, 薛长亮, 等. 臭氧曝气对厌氧处理猪场废水磷素形态的影响[J]. *农业机械学报*, 2014, 45(7): 151 – 155.  
Wang Feng, Zhang Yue, Xue Changliang, et al. Influence of ozone disinfection on phosphorus form transformation in anaerobic swine wastewater[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2014, 45(7): 151 – 155. (in Chinese)

(上接第 175 页)

- 10 金强, 张红漫, 严立石, 等. 生物质半纤维素稀酸水解反应[J]. *化学进展*, 2010, 22(4): 654 – 662.  
Jin Qiang, Zhang Hongman, Yan Lishi, et al. Dilute acid hydrolysis reaction of biomass hemicellulose [J]. *Progress in Chemistry*, 2010, 22(4): 654 – 662. (in Chinese)
- 11 Maclellan J, Chen R, Kraemer R, et al. Anaerobic treatment of lignocellulosic material to co-produce methane and digested fiber for ethanol biorefining [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 130: 418 – 423.
- 12 Wang Ying, Zhao Yulin, Deng Yulin. Effect of enzymatic treatment on cotton fiber dissolution in NaOH/urea solution at cold temperature[J]. *Carbohydrate Polymers*, 2008, 72(1): 178 – 184.
- 13 田龙, 马晓建. 小麦秸秆半纤维素丙酸法预处理降解动力学[J]. *农业机械学报*, 2012, 43(10): 105 – 110.  
Tian Long, Ma Xiaojian. Degradation kinetics of hemicellulose of wheat straw pretreated by propionic acid [J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2012, 43(10): 105 – 110. (in Chinese)
- 14 Hendriks A, Zeeman G. Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(1): 10 – 18.
- 15 孙君社, 苏东海, 刘莉. 秸秆生产乙醇预处理关键技术[J]. *化学进展*, 2007, 19(7 – 8): 1122 – 1128.  
Sun Junshe, Su Donghai, Liu Li. Pretreatment technology of corn stover for ethanol production[J]. *Progress in Chemistry*, 2007, 19(7 – 8): 1122 – 1128. (in Chinese)
- 16 江滔, 路鹏, 李国学. 玉米秸秆稀酸水解糖化法影响因子的研究[J]. *农业工程学报*, 2008, 24(7): 175 – 179.  
Jiang Tao, Lu Peng, Li Guoxue. Influencing factors in saccharification of corn stover by dilute sulfuric acid hydrolyzing method [J]. *Transactions of the CSAE*, 2008, 24(7): 175 – 179. (in Chinese)
- 17 Luo Gang, Xie Li, Zou Zhonghai, et al. Anaerobic treatment of cassava stillage for hydrogen and methane production in continuously stirred tank reactor (CSTR) under high organic loading rate (OLR) [J]. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2010, 35(21): 11733 – 11737.
- 18 袁光环, 周兴求, 伍健东. 酸-碱预处理促进剩余污泥厌氧消化的研究[J]. *环境科学*, 2012, 33(6): 1918 – 1922.  
Yuan Guanghuan, Zhou Xingqiu, Wu Jiandong. Enhancement of anaerobic digestion of excess sludge by acid-alkali pretreatment [J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2012, 33(6): 1918 – 1922. (in Chinese)
- 19 赵珺, 郭亮, 曹昌丽, 等. 不同预处理条件对海水养殖废弃物发酵产氢的影响[J]. *微生物学通报*, 2012, 39(9): 1225 – 1233.  
Zhao Jun, Guo Liang, Cao Changli, et al. Effect of different pretreatments on hydrogen production from mariculture organic waste [J]. *Microbiology China*, 2012, 39(9): 1225 – 1233. (in Chinese)
- 20 Buyukkamaci N, Filibeli A. Volatile fatty acid formation in an anaerobic hybrid reactor [J]. *Process Biochemistry*, 2004, 39(11): 1491 – 1494.
- 21 Wang Y Y, Zhang Y L, Wang J B, et al. Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria [J]. *Biomass and Bioenergy*, 2009, 33(4): 848 – 853.