

文章编号:2095-6134(2015)05-0605-07

储存尿液电化学法脱氮的影响因素^{*}

臧海兴, 胡正义[†], 刘小宁, 温国期

(中国科学院大学, 北京 100049)

(2014 年 9 月 22 日收稿; 2015 年 3 月 23 日收修改稿)

Zang H X, Hu Z Y, Liu X N, et al. Influence factors of electrochemical removal of nitrogen from stored urine[J]. Journal of University of Chinese Academy of Sciences, 2015,32(5):605-611.

摘 要 生活污水中约 80% 的氨氮来自尿液, 收集尿液并脱氮处理可极大减轻生活污水处理负荷. 本实验用 Ti/RuO₂-TiO₂ 电极作为阳极, 不锈钢板作为阴极, 在有机玻璃电解槽中研究考察电流密度 (20 ~ 100 mA/cm²)、储存尿液初始 pH (9 ~ 12) 以及 NaCl 投加量 (4 ~ 16 g/L) 对储存尿液 (250 mL) 的脱氮效果. 结果表明, 最佳脱氮工艺参数为: 电流密度 80 mA/cm², 初始 pH 在 11 左右, NaCl 投加量为 8 g/L, 电解时间达到 270 min. 在此最优化条件下, 氨氮和总氮的去除率分别是 91.83% 和 88.34%; 处理 1 L 尿液消耗 0.311 kW·h 电能. 可见, 该方法具有快速、低能耗、高效优点, 在源分离尿液氮处理方面具有应用前景.

关键词 电化学法; 储存尿液; 脱氮; 电流密度; 初始 pH; NaCl 投加量

中图分类号: X703.1 文献标志码: A doi:10.7523/j.issn.2095-6134.2015.05.005

Influence factors of electrochemical removal of nitrogen from stored urine

ZANG Haixing, HU Zhengyi, LIU Xiaoning, WEN Guoqi

(University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract About 80% of ammonia in municipal wastewater comes from urine. In the present study, Ti/RuO₂-TiO₂ anode and stainless steel cathode were used in the nitrogen removal process of stored urine. The operating variables in the electrochemical nitrogen removal including the current density (20-100 mA/cm²), initial pH (9-12), and sodium chloride dosage (4-16 g/L) were considered to be the influence factors on the nitrogen removal. The the most effective electrochemical process was observed when utilizing a current density at about 80 mA/cm², initial pH at about 11, and sodium chloride dosage at about 8 g/L. Under the optimum conditions the removal rates of ammonia and total nitrogen were 91.83% and 88.34%, respectively, and the reaction time was 270 min. A total of 0.311 kW·h energy was consumed for treating 1 L of stored urine. This process was rapid and efficient with low cost, and it would have promising applications in removal of nitrogen in stored urine.

^{*} 国家科技支撑计划项目 (2012BAJ24B06-2B) 资助

[†] 通信作者, E-mail: zhyhu@ucas.ac.cn

Key words electrochemical; stored urine; nitrogen removal; current density; initial pH; NaCl dosage

水体污染已成为中国环境污染的重要问题之一. 许多地区的生活污水直接排放或氮、磷未达标排放是导致水质恶化的原因之一. 近 20 年来, 中国污水处理厂不断兴建, 但生活污水的处理压力, 特别是脱氮方面的压力仍然较大^[1]. 生活污水中约 80% 的氮来自尿液, 而尿液所占的体积不足 1%^[2-3], 因此, 将尿液源分离并进行单独处理有助于减轻生活污水处理的压力, 有利于水体污染的防治^[4-5].

由于尿液含有高浓度的氮, 尿液的源分离及其处理已引起广泛关注^[6]. 基于已有的尿液源分离系统已可以从便器中分离出纯度高于 85% 的尿液^[7], 尿液脱氮的方法主要包括化学沉淀法、吹脱法、微生物脱氮法、吸附法和电化学处理法^[8-12]. 相比较之下, 电化学法脱氮更便于操作、清洁、高效, 且没有额外废物产生. 所以本文选取电化学法作为源分离尿液的脱氮方法. 根据已有的研究, 电化学法脱氮效果的主要影响因素包括电流密度、初始 pH 和 Cl^- 浓度等^[3, 12-13]. 顾域峰等^[3]对电化学法处理模拟尿液的研究表明, 碱性条件更有利于尿液的脱氮处理; 而 Amstutz 等^[6]的研究则认为, 新鲜尿液比贮存后的尿液更有利于氮的脱除. 然而尿液的性质极不稳定, 尿素会在大约 3 d 内完全水解, 并使尿液 pH 由 6 左右上

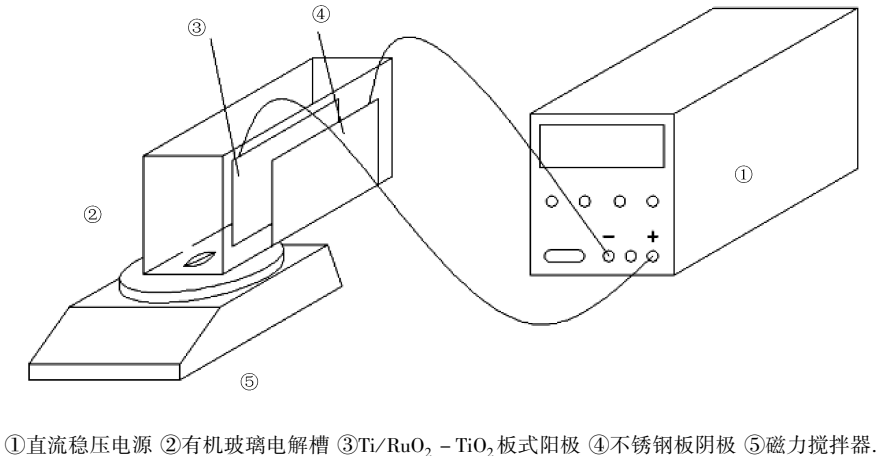
升至 9 左右^[6]. 在实际操作中, 源分离尿液并进行电化学法处理需要收集到一定量的尿液, 这就很难阻止尿液中的尿素水解, 而目前对电化学法处理储存尿液影响因素的研究很少. 深入研究完全水解尿液的电化学脱氮效果及其影响因素具有实际意义.

本文通过研究电流密度、初始 pH 和 Cl^- 浓度对储存尿液电化学法脱氮的影响, 以期获得完全水解尿液电化学法脱氮处理的最佳条件, 并在此基础上确定最佳电解持续时间. 实验结果为源分离尿液的电化学法脱氮技术的应用提供支撑.

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验采用 LW-3010KDS 直流稳压电源, PHB-1 型便携式酸度计, 磁力搅拌器, $\text{Ti}/\text{RuO}_2-\text{TiO}_2$ 电极作为阳极, 不锈钢板作为阴极. 阳极和阴极电极板尺寸均为 50 mm × 100 mm. 反应容器为有机玻璃制成的单流道循环流电解槽. 实验时, 极板大部分浸入供试尿液中, 有效极板面积为 40 cm², 并设定极板间距为 10 mm, 搅拌速度为 140 r/min. 反应装置设计如图 1 所示.



①直流稳压电源 ②有机玻璃电解槽 ③Ti/RuO₂-TiO₂ 板式阳极 ④不锈钢板阴极 ⑤磁力搅拌器.

图 1 电化学反应装置示意图
Fig. 1 Schematic of electrochemical reactor

1.2 供试尿液

供试尿液为直接收集并静置一周以上的纯尿

液, 其性质基本达到稳定. 储存尿液初始 pH 约为 9.01, 储存尿液主要成分见表 1.

表 1 储存尿液的主要成分

指标	$\rho/(\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$
$\text{NH}_4\text{—N}$	5.85~6.01
Cl^-	3.44~4.76
$\text{NO}_3^-\text{—N}$	0.067~0.075
TN	5.95~6.08
$(\text{NH}_2)_2\text{CO}$	0

1.3 实验方法

1.3.1 电流密度对脱氮效果的影响

取 250 mL 供试尿液置入电解槽中,打开电源开关,调节直流电源的电流旋钮,分别控制电流为 0.8、1.6、2.4、3.2、4.0 A,即电流密度为 20、40、60、80、100 mA/cm². 电解开始后每隔 30 min 取 0.5 mL 尿样,直至电解时间达到 240 min. 样品用于测定 $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{—N}$ 和 TN 质量浓度.

1.3.2 初始 pH 对脱氮效果的影响

取 250 mL 供试尿液置入电解槽中,加入 NaOH,分别调节初始 pH 在 9、10、11、12 左右. 打开电源开关,调节直流电源的电流旋钮,将电流调至实验 1.3.1 确定的最佳电流密度所对应的电流值. 电解开始后每隔 30 min 取 0.5 mL 尿样,直至电解时间达到 240 min. 样品用于测定 $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{—N}$ 和 TN 质量浓度.

1.3.3 NaCl 投加量对脱氮效果的影响

取 250 mL 供试尿液置入电解槽中,分别加入 1、2、3、4 g NaCl,并加入 NaOH 调节 pH 至实验 1.3.2 所取得的最佳 pH 值. 打开电源开关,调节直流电源的电流旋钮,将电流调至实验 1.3.1 所确定的最佳电流密度所对应的电流值. 电解开始后每隔 30 min 取 0.5 mL 尿样,直至电解时间达到 240 min. 样品用于测定 $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{—N}$ 和 TN 质量浓度.

1.3.4 最佳参数下电解时间的确定

取 250 mL 供试尿液置入电解槽中,向尿液中投加 2 g NaCl,调节 pH 至 11 左右,打开电源并调节电流至 3.2 A,将电解时间延长至 6 h,每隔 30 min 取 0.5 mL 尿样. 样品用于测定 $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{—N}$ 和 TN 的质量浓度.

1.4 测定和计算方法

1.4.1 测定方法

$\text{NH}_4^+\text{—N}$ 的浓度用靛酚蓝比色法测定, $\text{NO}_3^-\text{—N}$ 的浓度用双波长比色法测定, TN 用过硫

酸钾氧化法测定, 尿液 pH 用 pH 计测定, 电流、电压的数值直接在电源显示面板上读取.

1.4.2 计算方法

$\text{NH}_4^+\text{—N}$ 和 TN 的去除率按下式计算:

$$\eta_1 = \frac{\rho_0 - \rho_1}{\rho_0} \times 100\%,$$

式中, η_1 为 $\text{NH}_4^+\text{—N}$ (TN) 的去除率, %; ρ_0 为尿液中 $\text{NH}_4^+\text{—N}$ (TN) 的初始浓度, g/L; ρ_1 为尿液中 $\text{NH}_4^+\text{—N}$ (TN) 的最终浓度, g/L.

$\text{NO}_3^-\text{—N}$ 的增长率按下式计算:

$$\eta_2 = \frac{\rho_1 - \rho_0}{\rho_0} \times 100\%,$$

式中, η_2 为 $\text{NO}_3^-\text{—N}$ 的增长率, %; ρ_0 为尿液 $\text{NO}_3^-\text{—N}$ 的初始浓度, g/L; ρ_1 为尿液 $\text{NO}_3^-\text{—N}$ 的最终浓度, g/L.

电解过程消耗的电能依照下式计算:

$$Q = I \cdot \int_{t_0}^{t_1} U dt,$$

式中, Q 为电解过程中消耗的电能, kW·h; t_0 、 t_1 为电解开始、结束的时间, min; I 为电路中的电流, A; U 为电解槽两端的电压, V.

2 结果与分析

2.1 电流密度、初始 pH 和 NaCl 投加量对电解效果的影响

2.1.1 电流密度对脱氮效果的影响

电流密度对 $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{—N}$ 及 TN 的浓度的影响如图 2、图 3 所示. 可以看出, $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 浓度随着电解时间的延长逐渐降低, $\text{NO}_3^-\text{—N}$ 则随着时间延长而逐渐升高. 总体来说, 虽然 $\text{NO}_3^-\text{—N}$ 的浓度增长较快, 但其增量仍远小于 $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 去除量, 所以 TN 含量变化趋势仍是随着时间延长而逐渐降低. 从图 2—图 4 可以看出, 在电解时间到达 240 min 的前提下, 电流密度小于 80 mA/cm² 时, $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 和 TN 的去除率随着电流密度升高而升高, $\text{NO}_3^-\text{—N}$ 的增长率也随着电流密度的增加而增加; 而在电流密度达到 80 mA/cm² 之后, 继续增加电流密度对 $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 和 TN 的去除率并没有太大的影响, $\text{NO}_3^-\text{—N}$ 的增长率略微降低, 但变化不显著. 这是由于在电流密度小于 80 mA/cm² 时随着电流密度的增加, 单位

面积极板上的电子流量增加, Cl^- 的转化量也随之上升;而电流密度超过 80 mA/cm^2 后, 电流密度不再是制约 Cl^- 转化的因素, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的氧化速率也就难以继续随着电流密度的升高而上升. 因此, 可以认为 80 mA/cm^2 的电流密度是最适电流密度.

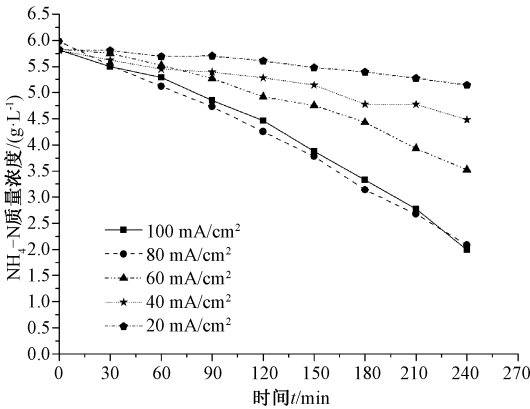


图2 电解过程中电流密度与氨氮浓度的关系
Fig. 2 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration vs. time at different current densities

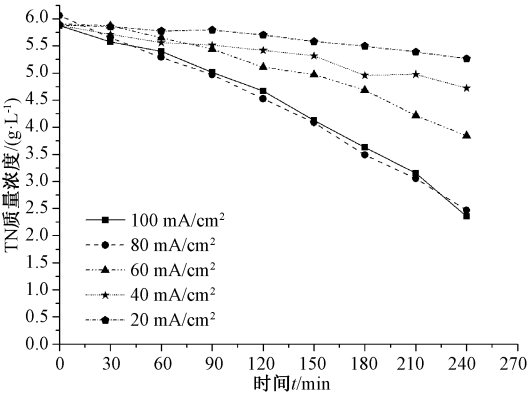


图3 电解过程中电流密度与总氮浓度的关系
Fig. 3 TN concentration vs. time at different current densities

Lin 和 Wu^[14] 的研究表明, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 向 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的转化途径受到 pH 的影响. 在初始 pH 为 9 左右的条件下, 氨的氧化产物以气态的 N_2 、 N_2O 为主, 但 Ângela C. S. Bezerra 等^[15] 的研究表明, NO_3^- 也是可能的产物. 我们的研究结果 (表 2) 显示, 实验条件下, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 会有极小一部分转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 留在溶液中. 因此, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 向 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的转化对于 TN 的去除影响不大.

表 2 不同电流密度下氨氮、总氮去除率和硝酸盐氮增长率

Table 2 Removal rate of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and TN and growth rate of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ under different current densities			
电流密度/ ($\text{mA} \cdot \text{cm}^{-2}$)	去除率/%		增长率/%
	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	TN	$\text{NO}_3^- - \text{N}$
20	11.57	10.45	81.89
40	22.86	19.64	263.12
60	39.50	34.92	379.00
80	65.14	59.27	477.52
100	65.83	59.87	455.57

2.1.2 初始 pH 对脱氮效果的影响

由于实验用尿液的初始 pH 为 9.06, 而根据已有的研究, 较高的 pH 对活性氯的转化有促进作用, 可以间接促进氨氮的去除^[3], 故本实验只考虑初始 pH 高于 9 的情况. 从图 4、图 5 可以看出, 在电流密度为 80 mA/cm^2 , 电解时间达到 240 min 的条件下, 初始 pH 在 9~11 之间时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的去除率随着初始 pH 升高而升高, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 增长率呈现出不规则的变化; 而初始 pH 大于 11 时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的去除率并没有显著提升 (表 3). Lin 和 Wu^[14] 的研究表明, 氯离子转化的过程同样受到溶液 pH 的影响. 在弱碱性条件下, 由电化学反应生成的 Cl_2 更容易发生歧化反应而生成 Cl^- 和 ClO^- , 但碱性过强则可能会导致 ClO_3^- 的生成, 使溶液活性氯含量减少^[15], 间接降低氮氧化的速率. 同时, pH 过高也会导致 NO_3^- 的生成量增加^[16-17], 降低 TN 的去除效率. 因此, 可以认为最佳初始 pH 条件在 11 左右.

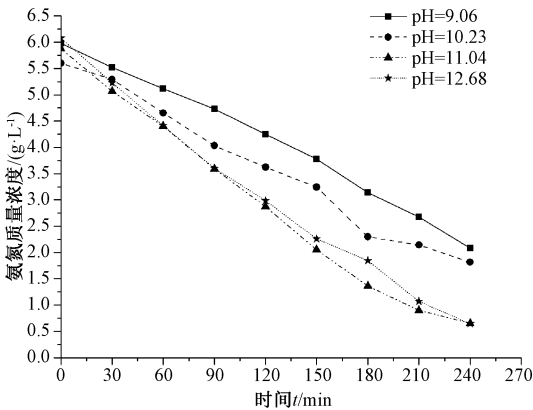


图4 电解过程中不同 pH 值下氨氮浓度与时间的关系
Fig. 4 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration vs. time at different initial pH values

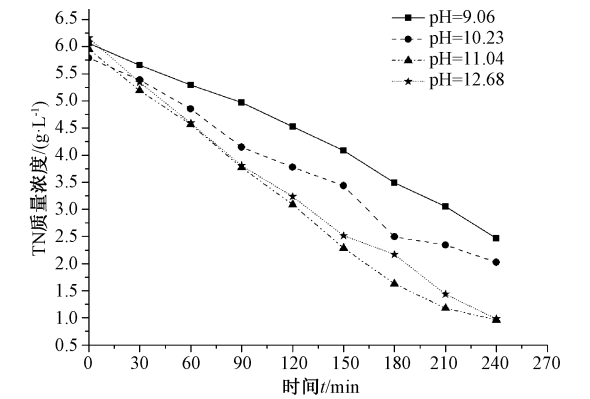


图5 电解过程中不同 pH 值下总氮浓度与时间的关系
Fig. 5 TN concentration vs. time at different initial pH values

表3 不同初始 pH 条件下氨氮、总氮去除率和硝酸盐氮增长率
Table 3 Removal rates of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and total nitrogen and growth rate of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ at different initial pH values

初始 pH	去除率/%		增长率/%
	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	TN	$\text{NO}_3^- - \text{N}$
9.06	65.14	59.26	477.52
10.23	67.56	65.04	213.55
11.04	88.88	83.82	366.87
12.68	89.36	84.08	408.41

2.1.3 NaCl 投加量的影响

从图6—图7可以看出,NaCl 投加量在 0~2 g/250 mL 尿液之间时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在电解达到 240 min 时的去除率随着 NaCl 的投加量增加而逐渐升高,而 NaCl 投加量大于 2 g 时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率却有降低趋势。

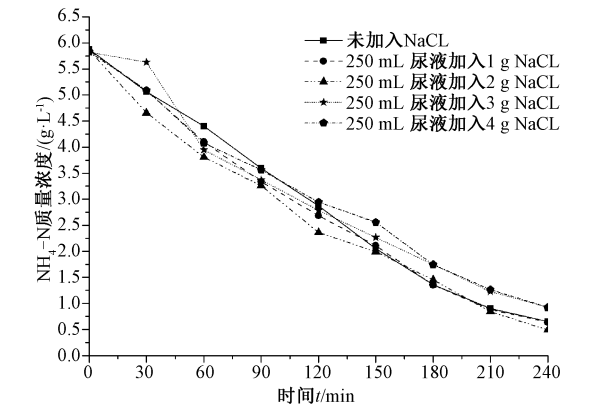


图6 电解过程中 NaCl 投加量与氨氮浓度的关系
Fig. 6 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration vs. time at different NaCl dosages

由表4可以看出,在电流密度为 80 mA/cm^2 , 初始 pH 在 11 左右,电解时间到达 240 min 的条

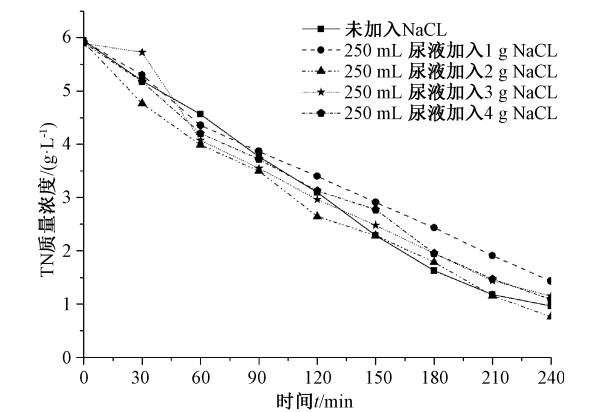
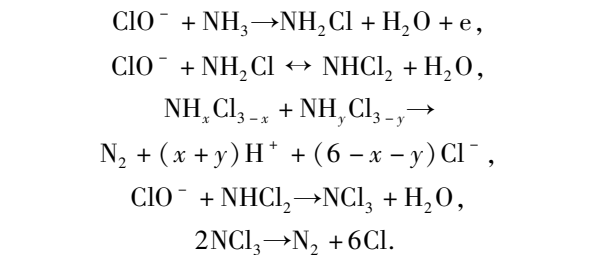
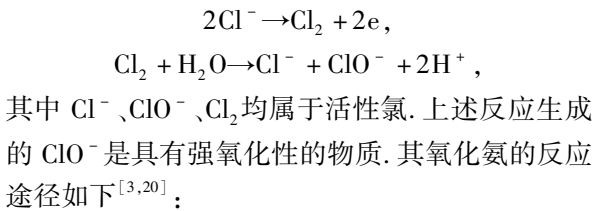
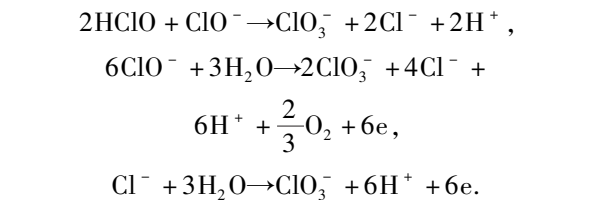


图7 电解过程中 NaCl 投加量与总氮浓度的关系
Fig. 7 TN concentration vs. time at different NaCl dosages

件下,在每 250 mL 尿液投加 2g 投加 NaCl (即 8 g/L) 时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率可以达到最高的 91.63%。这是由于 Cl^- 在电化学反应条件下可以实现活性氯不同形态的转换以达到氧化脱氮的效果^[18-19],其反应途径如下:



在以上几组对比中同样可以看出,更高的 NaCl 投加量反而会使 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除率都有不同程度的降低。根据 Hernlem^[18] 的研究,其具体反应机制尚未能阐明,但可能是由于一部分 Cl^- 在氧化的过程中被直接氧化成无法参加反应的 ClO_3^- ,反应途径如下:



当 Cl^- 浓度过高时,会通过上述副反应产生更多 ClO_3^- ,反而降低了活性氯浓度。

然而控制电流密度和 pH 的条件下,在分析

NaCl 投加量对电化学法脱氮效果的影响时可以看出,每 250 mL 尿液投加 2 g NaCl (8 g NaCl/L 尿液) 可以使氨氮的脱除效果达到最高,但同样也可看出尽管 NaCl 投加量的变化会使 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN 的去除率显示出一些差别,但总体影响并不大.并且投加过多的 NaCl 同时还会带来成本增加,增大后续处理难度的问题.故在应用中,应当结合实际情况来考虑 NaCl 的投加量.

表 4 不同 NaCl 投加量条件下氨氮、总氮去除率和硝酸盐氮增长率

Table 4 Removal rates of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and TN and growth rate of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ at different NaCl dosages			
NaCl 投加量/ ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	去除率/%		生成率/%
	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	TN	$\text{NO}_3^- - \text{N}$
0	88.88	83.82	366.87
4	89.12	84.18	355.68
8	91.63	87.11	311.71
12	84.12	80.52	238.43
16	84.15	81.54	151.72

2.2 最佳电解条件下脱氮效率及能耗分析

取 250 mL 尿液,设定电流密度 $80 \text{ mA}/\text{cm}^2$ 、初始 pH 为 11.00、NaCl 投加量为 2 g 时,电解时间达到 360 min 的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的浓度变化如图 8 所示.

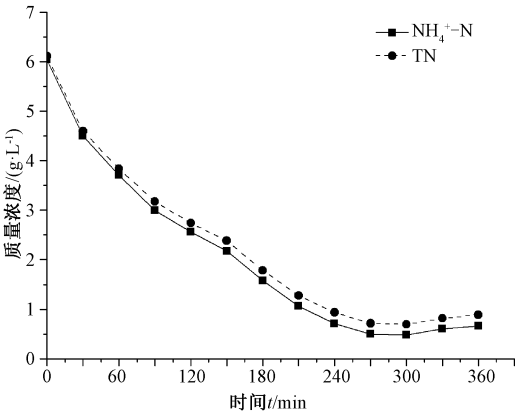


图 8 最优化电解条件下氨氮、总氮浓度动态变化
Fig. 8 Dynamics of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and TN under the optimum condition

观察表 5 可以得到, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的去除率在电解进行到 300 min 时分别达到最高的 91.99% 和 88.63%,而电解进行到 270 min 时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的去除率分别为 91.83% 和 88.34%,已接近最高值.可以认为电解持续的最

佳时间为 270 min.

表 5 电解过程中氨氮、总氮去除率和时间
Table 5 Dynamics of removal efficiencies of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and TN

电解时间/ min	去除率/%	
	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	TN
0	0.00	0.00
30	25.41	24.78
60	38.54	37.24
90	50.37	48.06
120	57.57	55.19
150	63.98	60.96
180	73.84	70.83
210	82.45	79.17
240	88.24	84.72
270	91.84	88.34
300	91.99	88.64
330	89.96	86.68
360	89.02	85.51

另外,在电解超过 270 min 时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 均有不同程度的极小幅度回升,这可能是由于电解过程使得温度逐渐升高,而达到 270 min 时,温度升高使得液体的蒸发逐渐加快,而 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的含量却难以继续下降,从而使得 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的浓度均有小幅度上升.

在电解持续的过程中,电解系统的电流稳定在 3.2 A;电解开始时,电压为 6.0 V,在 7 min 内降低至 5.4 V,并稳定在 5.4 V 左右.经过计算可以得出本次实验进行到 270 min 时,共消耗电能约 $0.0777 \text{ kW} \cdot \text{h}$.即在该条件下电化学法处理储存尿液耗电量约为 $0.311 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{L}^{-1}$.

实验结果表明,在电流密度为 $80 \text{ mA}/\text{cm}^2$ 、初始 pH 为 11 左右、NaCl 投加量为 8 g/L 的条件下,电解时间达到 270 min 时,可以去除尿液中 91.84% 的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 88.34% 的 TN.由于源分离尿液水量小,因此不需要大型水处理设备参与集中处理过程,其脱氮的能耗低于传统的污水处理方式.用电化学法处理 1 L 尿液耗电量约为 $0.311 \text{ kW} \cdot \text{h}$,脱除 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 5.37 g, TN 5.22 g,去除 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的比能耗约为 $57.9 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{kg}^{-1}$,去除 TN 的比能耗约为 $59.6 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{kg}^{-1}$;而传统的污水集中处理法脱除 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的最低比能耗约为 $2857 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{kg}^{-1}$,脱除 TN 最低比能耗为 $1887 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{kg}^{-1}$ [21-22].相比之下,电化学法脱氮对能量的利用率更高.

鸟粪石结晶法回收源分离尿液中的磷研究较多,但对回收磷之后的高氮废水的处理方法不多. 电化学法可以大幅降低尿液中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 浓度,这为鸟粪石结晶法回收磷产生的高氮废水处理提供了方法. 尿液经过电化学法处理后, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度稳定在 $480 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, TN 稳定在 $694 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右(图 8), $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度和 TN 浓度指标均仍未达标,需要后续处理才可排放. 可以通过后置人工湿地方法对电化学方法脱氮排水进行深度处理.

3 结论

氨氮和总氮浓度随电解过程的进行不断降低;在电流密度为 $80 \text{ mA}/\text{cm}^2$,初始 pH 在 11 左右, NaCl 投加量在 $8 \text{ g NaCl}/\text{L}$ 尿液时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的去除效果较好;电解达到 270 min 时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的去除率可分别达到 91.83% 和 88.34% . 去除 $1 \text{ g NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的耗电量分别是 $57.9 \text{ kW} \cdot \text{h}$ 和 $59.6 \text{ kW} \cdot \text{h}$. 相比于传统污水处理方法,电化学法具有快速、低能耗、高效优点,在源分离尿液氮处理中具有应用前景.

参考文献

[1] 吴召富. 南四湖流域农村生活污水现状调查与处理工艺研究[D]. 青岛:中国海洋大学,2013.

[2] Pronk W, Palmquist H, Biebow M, et al. Nanofiltration for the separation of pharmaceuticals from nutrients in source-separated urine [J]. *Water Research*, 2006,40(7):1 405-1 412.

[3] 顾域峰,郑向勇,叶海仁,等. 钛电极电催化氧化去除源分离尿液中氮的研究[J]. *水处理技术*, 2010,36(8):41-44.

[4] Jenssen P D, Etnier C. Ecological engineering for wastewater and organic waste treatment in urban areas: an overview[C] // proceedings of conference on water saving strategies in urban environment. Vienna, 1996:1-10.

[5] Larsen T A, Gujer W. Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine) [J]. *Water Sci Technol*. 1996, 34(3/4):87-94.

[6] Amstutz V, Katsaounis A, Kapalka A, et al. Effects of carbonate on the electrolytic removal of ammonia and urea

from urine with thermally prepared IrO_2 electrodes [J]. *Journal of Applied Electrochemistry*, 2012,42(9):787-795.

[7] 孟宪超,胡正义,刘小宁,等. 小便器尿液源头分离及其磷资源回收关键技术的研究[J]. *中国科学院大学学报*, 2014,31(1):61-66.

[8] Ronteltap M, Maurer M, Gujer W. Struvite precipitation thermodynamics in source-separated urine [J]. *Water Research*, 2007,41(5):977-984.

[9] 张琳,李子富,张扬,等. 吹脱法回收源分离尿液中氨氮的试验研究[J]. *环境工程*, 2014(3):38-42.

[10] 常园园. 尿液和城市废水应用于微藻的培养[D]. 杭州:浙江大学,2013.

[11] 温国期,胡正义,刘小宁,等. 改性沸石对氨氮去除效果与机理研究[J]. *安徽农业科学*, 2013,41(13):5 878-5 881,5 890.

[12] 袁芳,范洪波,代晋国. 电化学氧化法处理高浓度氨氮废水的实验研究[J]. *东莞理工学院学报*, 2011,18(5):99-102.

[13] 王程远,胡翔,李毅,等. 电化学氧化法处理高浓度氨氮废水的研究[J]. *工业用水与废水*, 2008,39(6):59-61.

[14] Lin S H, Wu C L. Electrochemical removal of nitrite and ammonia for aquaculture [J]. *Water Research*, 1996, 30(3):715-721.

[15] Ângela C S. Bezerra, Sô E L D, Nart F C. *In situ* vibrational study of the initial steps during urea electrochemical oxidation [J]. *J Phys Chem B*, 1997,101(33):6 443-6 449.

[16] Kai M Udert. Estimating the precipitation potential in urine-collecting systems [J]. *Water Research*, 2003, 37:2 667-2 677.

[17] Raut A S. Electrochemical disinfection of human urine for water-free and additive-free toilets using boron-doped diamond electrodes [J]. *The Electrochemical Society*, 2013,52(17):1-11.

[18] Hernlem B J. Electrolytic destruction of urea in dilute chloride solution using DSA electrodes in a recycled batch cell [J]. *Water Research*, 2005,39(11):2 245-2 252.

[19] 陈金鑫. 氨氮的电化学氧化技术及其应用研究[D]. 北京:清华大学,2008.

[20] Cunci L, Rao C V, Velez C, et al. Graphene-supported Pt, Ir, and Pt-Ir nanoparticles as electrocatalysts for the oxidation of ammonia [J]. *Electrocatalysis*, 2013,4(1):61-69.

[21] 彭雨生. 山地小城镇污水处理厂设计及运行效果研究[D]. 重庆:重庆大学,2013.

[22] 谢家峰. 山西省典型污水处理厂能耗分析与节能措施研究[D]. 太原:太原理工大学,2013.