

污水处理厂剩余污泥热处理发酵产氢的影响因素

肖本益, 刘俊新

(中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

摘要: 研究了影响污水处理厂剩余污泥热处理厌氧发酵产氢的4个因素: 热处理时间、污泥浓度、起始 pH 和反应瓶顶隙率。结果表明, 热处理时间会影响污泥热处理的效果, 导致发酵产氢的底物—污泥不同, 从而影响热处理污泥的发酵产氢, 121 °C 下热处理 5 min 为最佳处理时间。中性起始 pH 值(6.5~8.0)下, 热处理污泥的氢产率相对稳定, 低于 6.5 不利于发酵产氢。当反应瓶的顶隙率为 51.61% 时, 热处理污泥的氢产率最大。7.81 g/L 为最佳污泥浓度, 该浓度下污泥的氢产率最大, 高于或低于该浓度时, 污泥的发酵氢产率均下降。在最佳条件下, 热处理污泥的氢产率达 19.57 mL/g VSS。

关键词: 剩余污泥; 热处理; 发酵产氢; 影响因素

中图分类号: X705; TK91

文献标识码: A

文章编号: 1009-606X(2009)01-0047-06

1 前言

生物法是处理城市污水的常用方法, 在处理污水过程中通常会产生大量剩余污泥。污泥处理费用十分昂贵, 约占全部基建费用的 20%~50%, 有时甚至达到 70%^[1,2]。厌氧消化是目前常用的一种污泥处理方法, 通过厌氧消化, 一方面可达到污泥减量化、无害化和稳定化的效果, 另一方面能以甲烷形式部分回收污泥中有机质的生物质能^[1,2]。由于氢具有清洁无污染、高热值、高热效率、适用范围广等优点, 因此, 利用污泥进行厌氧发酵产氢是近年来兴起的一个研究热点^[3,4]。热处理是强化污泥厌氧消化的方法, 能起到破碎污泥、融解有机物和抑制、杀死耗氢菌(主要为甲烷菌)的双重作用^[5]。目前对热处理污泥厌氧发酵产氢的菌种、机理等已有一定研究, 如 Wang 等^[5]利用 *Clostridium bifermentans* 发酵灭菌污泥(一种热处理污泥), 氢产率达到 0.28 mg/g DS, 比未处理污泥提高了 12%; Guo 等^[6]利用 *Pseudomonas* sp. GZ1(EF551040)发酵灭菌污泥产氢, 氢产率为 15.02 mL/g(总化学需氧量), 他们认为蛋白质是发酵产氢的主要营养物。Xiao 等^[7]研究发现, 热处理污泥可以在无接种物情况下进行自厌氧发酵产氢。利用热处理污泥进行厌氧发酵产氢为剩余污泥的资源化提供了一条新的途径, 因此, 进行热处理污泥发酵产氢研究具有重要意义。然而, 热处理污泥厌氧发酵的产氢效率还相对较低, 热处理污泥厌氧发酵产氢技术还缺乏实用性。

目前对热处理污泥厌氧发酵产氢的某些影响因素, 如热处理温度, 已有研究。Xiao 等^[7]的研究表明, 低温

对污泥中氢消耗菌的抑制作用不佳, 且热处理温度越高, 污泥的氢产率越高。但考虑到可操作性, 目前研究较多采用灭菌条件作为热处理条件^[6,7]。然而, 目前对热处理污泥厌氧发酵产氢的其他影响因素的研究还较少。因此, 本工作研究热处理污泥厌氧发酵产氢的影响因素, 以对热处理污泥厌氧发酵产氢进行优化。热处理时间影响污泥微生物的活性, 并会影响污泥中有机物的释放^[8]。起始 pH 值是影响微生物批量发酵产氢的重要因素, 通常每种产氢微生物都有其最佳起始 pH 值^[9,10]。污泥浓度不同, 预处理效果不同^[2], 也会引起厌氧发酵产氢的差异。批量摇瓶实验反应物添加量(用反应器的顶隙率表示)影响较大, 因为过多的反应物会影响反应器中的混合程度, 而过少则会出现反应物不够、造成反应器浪费^[11]。另外, 反应物添加量还会影响气相中的氢分压。因此, 有必要考察污泥添加量对污泥发酵产氢的影响。本实验考察热处理时间、起始 pH 值、污泥浓度和反应瓶顶隙率等因素对污泥热处理发酵产氢的影响。

2 实验

2.1 材料

实验所用的污泥取自北京市某生活污水处理厂的回流污泥池。该污泥的特性如下: pH 6.7~7.3, 固体浓度(TSS) 4.4~8.7 g/L, 挥发性固体浓度(VSS) 2.5~4.8 g/L, 污泥液相中总化学需氧量(TCOD) 9000~13000 mg/L, 其中溶解性化学需氧量(SCOD) 50~200 mg/L。

2.2 仪器与设备

污泥的热处理在高压灭菌锅(VARIOKLAV 灭菌锅,

收稿日期: 2008-08-04, 修回日期: 2008-09-25

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(编号: 50621804)

作者简介: 肖本益(1976-), 男, 江西省萍乡市人, 博士, 助理研究员, 主要从事有机固体废弃物处理及资源化研究; 刘俊新, 通讯联系人, Tel/Fax: 010-62849133, E-mail: jxliu@rcees.ac.cn.

300/400/500 EP)中完成. 热处理污泥的厌氧发酵产氢在恒温摇床(北京东联哈尔仪器制造有限公司)中进行. 氢气浓度分析采用 GC122 气相色谱仪(上海分析仪器厂), 甲烷浓度分析采用 Aligent 6890 气相色谱仪(美国安捷伦公司), 液相挥发性有机酸的浓度分析采用 Shimadzu GC-9A 气相色谱仪(日本岛津公司), 污泥的化学需氧量(COD)分析采用 COD 测定仪(D2800, 美国 HACH 公司), 污泥的 pH 值测定采用 pH S-3C 精密 pH 计(上海雷磁仪器厂).

2.3 方法

2.3.1 污泥的热处理及微生物分析

将污泥进行浓缩, 调节至合适浓度后, 取相同量的污泥于 121 °C 和 117.6 kPa 下分别处理不同时间, 以抑制、杀死污泥中的耗氢菌, 而保留能产芽孢、耐热的产氢菌. 热处理后的污泥经冷却后用于厌氧发酵产氢实验. 用常规微生物培养与生理特性分析方法和分子生物学方法(DNA 提取、聚合酶链式反应、变性梯度凝胶电泳、测序)确定, 热处理后污泥中主要的产氢菌为丁酸梭菌(*Clostridium butyricum*)^[12].

2.3.2 热处理污泥的厌氧发酵产氢

热处理污泥的厌氧发酵产氢实验采用批量方法进行: 取一定量热处理污泥加入 310 mL 反应瓶中, 充氮气排除反应器液相和气相中的空气后密封, 置于恒温摇床[(37±1) °C, 120~140 r/min]中进行厌氧发酵产氢. 定期测定实验过程中的气体产量, 并从反应瓶中取气样和液样进行分析测定.

2.3.3 分析方法

气体样分析氢含量、甲烷含量. 液相样分析固体浓度(TSS)、挥发性固体浓度(VSS)及 TCOD, SCOD 和溶解性碳水化合物、蛋白质、pH 值、挥发性有机酸、微生物等项目. 污泥的固体浓度和挥发性固体浓度均采用标准方法测定^[13]. 样品经 0.45 μm 的微孔滤膜过滤后测定 SCOD, 污泥中溶解性碳水化合物和蛋白质分别采用苯酚-硫酸法^[14]和 Folin 酚法(即 Lowry 法)^[15]测定.

3 结果与讨论

3.1 热处理时间的影响

将 VSS 浓缩到 4.9 g/L 的污泥在 121 °C 和 117.6 kPa 下分别处理 2, 5, 10, 15 和 30 min. 表 1 是热处理后污泥特性的变化情况. 从表可看出, 随着处理时间的延长, 污泥的 pH 值降低; 而经 5 min 热处理污泥的 SCOD(包括溶解性蛋白质和碳水化合物)迅速增加, 而后降低, 在 15 min 时最低, 30 min 时又有所升高. 原因是 SCOD 浓度受污泥融胞速度与难溶性物质生成速度的影响. 在

高温条件下, 污泥中有机物(碳水化合物和蛋白质)会发生美拉德反应(Maillard reaction), 生成类黑色素和腐殖酸等难溶物, 随着热处理时间的延长, 生成的难溶物增多^[2,16], 当污泥融胞速度大于难溶物生成速度时, 污泥液相中的 SCOD 上升, 反之则下降. 另外, 当处理 2, 5 和 10 min 时, 污泥的 pH 值略有升高(与原污泥相比), 原因是污泥在热处理时间较短时, 由细胞物质转化的有机物呈大分子态(如蛋白质和碳水化合物), 当处理时间延长, 这些大分子态有机物会进一步水解, 转化为小分子的脂肪酸等, 从而导致 pH 值下降^[8,17]. 5 min 对污泥有机物的溶解效果最佳.

表 1 热处理后污泥特性的变化

Table 1 Characteristics of the sewage sludge samples obtained after thermal treatment in different times

Treatment time (min)	pH	SCOD (mg/L)	Carbohydrate ¹⁾ (mg/L)	Protein ¹⁾ (mg/L)
0	7.07	270.50	48.46	80.29
2	7.13	1426.28	285.72	1018.40
5	7.26	1707.00	306.91	1094.65
10	7.18	1542.30	305.56	1027.74
15	7.03	1393.95	262.29	1000.97
30	6.99	1636.95	291.43	1067.88

Note: 1) Soluble matter.

用热处理污泥进行厌氧发酵, 同时用原污泥作为对照, 其发酵过程中产氢的变化如图 1 所示. 从图可以看出, 污泥经 5 min 热处理后, 单位污泥厌氧发酵所产生的氢气最多, 其氢产率达到 11.01 mL/g VSS, 其次为热处理 10 min, 而污泥经 15 min 热处理后, 氢产率最低, 仅 6.10 mL/g VSS 左右. 反应体系中有有机物浓度(尤其是溶解性有机物)对厌氧发酵的氢产量有很大影响^[9,10]. 从表 1 可以看出, 污泥热 5 min 热处理后, 其溶解性有机物(SCOD), 包括碳水化合物和蛋白质均最高, 而热处理 15 min 污泥的溶解性有机物最低, 这与氢产率的高低正好一致. 另外, 在处理 2 min 的污泥的发酵后期(约

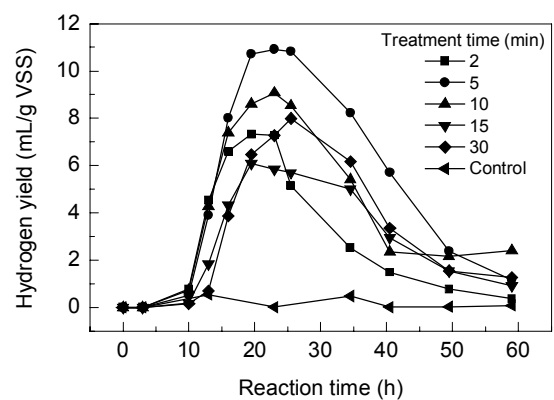


图 1 热处理时间对污泥产氢的影响

Fig.1 Effect of thermal treatment time on hydrogen production from sludge

24 h 后)有一定甲烷产生, 而另 4 种预处理时间污泥的发酵过程中均未发现甲烷产生, 原污泥甲烷产量随着发酵时间延长而增加(数据没有列出). 说明热处理 5 min 以上能完全抑制或杀死污泥中的产甲烷菌, 而热处理 2 min 则不能. 但在发酵后期(23.0 h 后), 由于其他耗氢作用(如乙酸化作用、硫还原作用和丙酸化作用等), 耗氢速率超过了产氢菌的产氢速率, 从而导致污泥的产氢量和氢产率下降(图 1). 目前, 对除甲烷化作用外的耗氢作用研究较少, 在实际中, 一般利用不同微生物的生理特性, 如生长速度, 通过采用合适的水力停留时间进行控制^[9,10].

以上结果表明, 对污泥在 121℃和 117.6 kPa 下处理 5 min 以上即可从污泥的混合微生物中筛选产氢菌和抑制、杀死产大部分耗氢菌(主要为甲烷菌). 将污泥细胞中的一部分有机物融出, 使之从不溶性转化为可溶, 从而缩短了污泥的水解阶段, 加速污泥的厌氧发酵. 从提高热处理污泥的氢产率、节能及降低成本考虑, 对污泥热处理 5 min 是最佳时间.

3.2 起始 pH 值的影响

污泥的起始 pH 值会影响污泥的发酵产氢. 将污泥浓度 VSS 调节到合适浓度(10.2 g/L)后进行热处理, 表 2 为调节不同 pH 值时热处理污泥的 SCOD、溶解性碳水化合物和蛋白质的浓度. 从表可看出, pH 在 5~8 之间时, 污泥的 3 个参数变化较小, 即 pH 值的影响可忽略.

表 2 不同起始 pH 值下热处理污泥的特性

Table 2 Characteristics of thermally treated sludge samples with various initial pH values

Initial pH	SCOD (mg/L)	Carbohydrate ¹⁾ (mg/L)	Protein ¹⁾ (mg/L)
5.0	2968.8	652.59	1528.93
6.0	3112.8	647.74	1510.06
6.5	3081.6	681.67	1533.13
7.0	3236.4	631.59	1518.45
7.5	3240.6	675.20	1593.95
8.0	3274.2	654.20	1549.90

Note: 1) Soluble matter.

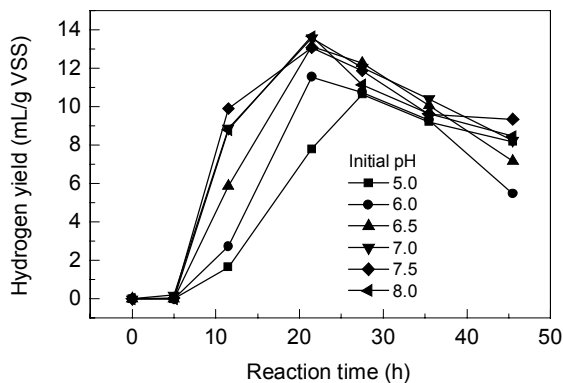


图 2 起始 pH 值对热处理污泥产氢的影响

Fig.2 Effect of initial pH on hydrogen production from thermally treated sludge

将不同 pH 值下的污泥进行厌氧发酵, 产氢变化见图 2. 结果表明, 除起始 pH 值为 5.0 和 6.0 时污泥的氢产率稍低(11.10 和 11.84 mL/g VSS)外, 其他 4 个起始 pH 值下污泥的氢产率基本相似(13.50 mL/g VSS 左右).

图 3 是热处理污泥在不同起始 pH 值下进行厌氧发酵产氢时 pH 值的变化情况. 从图可以看出, 尽管起始 pH 值有一定差异, 但产氢过程中 pH 值和最终 pH 值却相差不大, 并且变化都较小. 这主要是因为, 在热处理污泥厌氧发酵产氢过程中, 溶解性有机物酸化产生有机酸的同时, 蛋白质的部分氮会从有机氮转化为氨氮^[17,18], 从而起到一定的缓冲 pH 值作用, 使系统的 pH 值保持在相对较高范围. 与大多数报道的最佳发酵产氢 pH 值为 5.0~7.0^[9,10]不同, 热处理污泥发酵产氢的最佳起始 pH 值为 6.5~8.0, 这主要是由于热处理污泥是一种混合物, 其中含有多种有机物, 如蛋白质和碳水化合物等, 且蛋白质质量远大于碳水化合物量, 而大多数研究是采用碳水化合物作为底物. 另外, 由于多种微生物共存, 热处理污泥的厌氧发酵属于混合发酵, 这可能是影响污泥最佳起始 pH 值的另一原因, 并需要进一步研究.

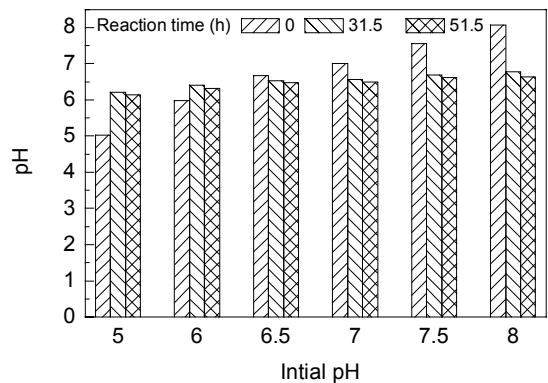


图 3 热处理污泥不同起始 pH 下产氢过程的 pH 值变化
Fig.3 Change of pH in hydrogen production from thermally treated sludge under different initial pH values

肖本益等^[19]曾研究了 pH 值对碱处理污泥厌氧发酵产氢的影响, 发现碱处理污泥最佳起始 pH 为 9.5, 与本实验中热处理污泥的最佳 pH 值有较大差异, 原因主要有两点: (1) 由于热处理和碱处理对污泥微生物胞作用不同, 胞融出的有机物不同, 碱处理融出的有机物基本上都是碱溶解性的, 而热处理融出的有机物为中性的; (2) 由于条件不相同, 热处理和碱处理筛选出的产氢微生物不同, 热处理筛选出的主要为梭状芽孢杆菌属 (*Clostridium* sp.)^[5,12], 而碱处理筛选出的主要为真杆菌属 (*Eubacterium* sp.)和拟杆菌属 (*Bacteroides* sp.)^[20].

3.3 反应器顶隙率的影响

实验过程中采用了 5 个不同的顶隙率: 83.87%,

67.74%, 51.61%, 35.48%和 19.35%, 对应的污泥添加量分别为 50, 100, 150, 200, 250 mL(污泥浓度为 11.73 g VSS/L). 热处理污泥的起始 pH 值采取 7.0. 实验过程中热处理污泥的氢产率变化如图 4 所示. 从图可以看出, 热处理污泥在反应瓶顶隙率为 51.61%时, 氢产率最大(9.41 mL/g VSS), 顶隙率升高或降低都会降低污泥的氢产率, 当反应瓶顶隙率为 19.35%时, 污泥的氢产率最低, 仅 4.18 mL/g VSS.

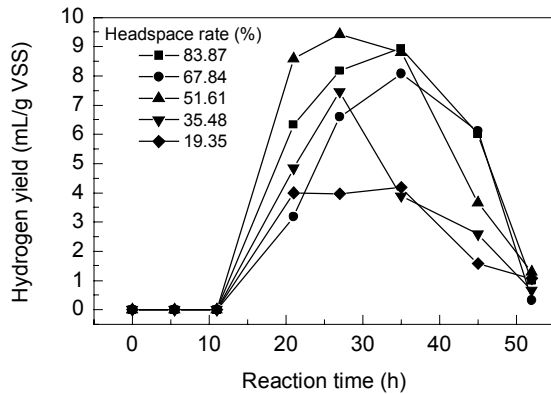


图4 反应瓶顶隙率对热处理污泥产氢的影响

Fig.4 Effect of reactor headspace rate on hydrogen production from thermally treated sludge

污泥的氢产率受产氢过程的影响, 而产氢过程又与反应瓶顶隙中氢分压(即氢含量)有关^[9,10]. 顶隙率越小, 反应瓶顶隙中氢含量增加得越快, 当氢含量高于 11.2%时, 产氢过程即受到抑制^[9,10]. 图 5 总结了在不同顶隙率情况下, 热处理污泥厌氧发酵过程中反应瓶顶隙中氢含量的变化. 图 5 表明, 当反应瓶顶隙率为 35.48%和 19.35%时, 反应瓶顶隙中的氢含量最大为 11.2%和 12.5%, 过高的氢含量抑制了污泥进一步产氢, 并会加速耗氢过程^[9,10]. 而当顶隙率高时, 由于系统中添加的污泥少, 底物浓度低, 导致产氢量相对少, 表现为氢分压和顶隙中氢含量较低. 另外, 反应瓶顶隙率反映反应

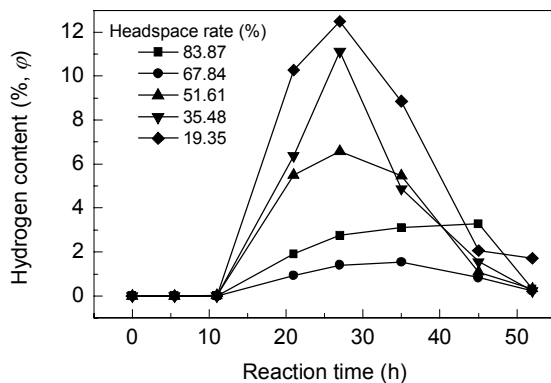


图5 反应瓶顶隙中氢含量的变化

Fig.5 Change of hydrogen content in the gas phase of reactor

瓶中热处理污泥添加量, 顶隙率小, 污泥添加量多, 反应瓶中微生物的量和溶解性有机物的量也多, 产氢速率就会相应地增加, 从而使反应器顶隙中氢分压增加^[9,10]. 反应瓶的顶隙率会影响热处理污泥在反应瓶中的混合程度, 顶隙率越小, 污泥在反应瓶中越难混合, 混合不足会导致污泥氢产率低; 而顶隙率过大, 污泥在反应瓶中的混合过于剧烈, 影响产氢菌的生长, 增加耗氢菌与气相中氢的接触机会, 从而影响氢产率.

3.4 污泥浓度的影响

将原污泥调节成不同浓度进行热处理, 进行厌氧发酵. 表 3 总结了不同浓度污泥经热处理后特性的变化.

表 3 不同浓度污泥热处理后的特性
Table 3 Sludge characteristics with different concentrations after thermal treatment

Sludge concentration (g VSS/L)	pH	SCOD (mg/L)	Carbohydrate (mg/L)	Protein (mg/L)
3.80	7.90	910.20	236.91	437.59
7.81	7.00	1809.00	328.45	740.02
11.83	6.83	2458.80	537.09	955.47
15.02	6.76	3053.40	615.17	1136.13
17.60	6.72	3670.80	1072.84	1271.29

由表 3 可见, 污泥的 SCOD(包括溶解性碳水化合物和蛋白质等)随污泥浓度升高而增加, 而 pH 值则随污泥浓度升高而降低, 这主要是由于污泥浓度越高, 热处理过程中污泥的细胞物质因热处理破壁作用而转化为溶解性有机物也越多^[2], 因而 SCOD 也越高; 而溶解性有机物部分会进一步水解成挥发性有机酸^[2,17], 污泥浓度越高, 产生的挥发性有机酸也越多, 因而 pH 值越低.

将不同浓度的热处理污泥进行厌氧发酵, 反应瓶顶隙率 51.61%. 前面的实验结果表明热处理污泥发酵产氢的最佳起始 pH 值为 6.5~8.0, 而这些污泥的 pH 值均在此范围内(表 3), 因此, 不调节各污泥起始 pH 值, 均为原值. 这 5 种热处理污泥的产氢量和氢产率如图 6 所示. 从图可看出, 污泥浓度越高, 产氢量也越多, 当浓度为 17.60 g VSS/L 时, 产氢量最多(28.63 mL). 这与该浓度下热处理污泥的 SCOD、碳水化合物、蛋白质等浓度最高一致. 而单位污泥的氢产率则不然, 当污泥浓度为 7.81 g VSS/L 时, 氢产率最大(19.57 mL/g VSS), 而污泥浓度高于或低于此值时, 污泥的氢产率均下降, 如污泥浓度为 3.80 g VSS/L 时, 氢产率为 13.95 mL/g VSS, 而污泥浓度为 17.60 g VSS/L 时, 氢产率仅 10.84 mL/g VSS. 这主要是因为污泥浓度高时, 污泥中的溶解性有机物浓度也高, 微生物的产氢量大且迅速, 产生的氢气在反应瓶的顶隙中迅速积累, 导致系统中氢分压过高, 影响产氢过程继续进行造成的^[9,10], 而在污泥浓度低时, 污泥中的溶解性有机物较低, 产氢量少^[9,10].

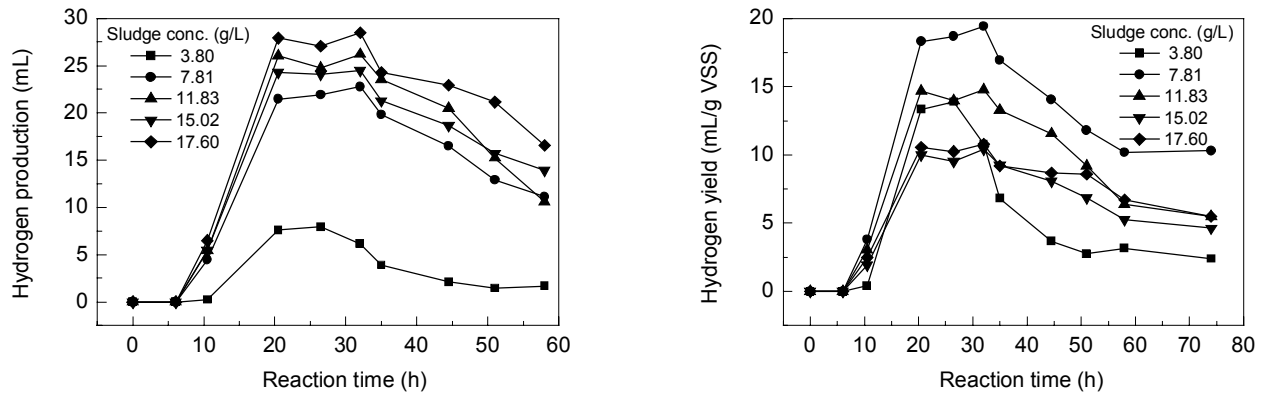


图 6 不同浓度污泥对热处理污泥产氢的影响
Fig.6 Effect of sludge concentration on hydrogen production from thermally treated sludge

在污泥的批量发酵产氢过程中, 由于氢气不能及时完全排出, 会在反应瓶的顶隙中暂时积累, 从而使顶隙中氢气含量增加, 系统的氢分压升高. 随产氢速率的增加, 氢分压不断升高, 达到一定值后, 会阻止产氢反应继续进行, 使产氢过程停止. 图 7 是不同浓度热处理污泥在厌氧发酵过程中反应瓶顶隙中氢含量的变化情况. 由图可见, 不同污泥浓度下, 反应瓶顶隙中氢含量不同, 而且最大氢含量也不同, 其中污泥浓度为 7.81~17.60 g VSS/L 时, 反应瓶顶隙中氢最大含量为 11.70%~14.03% [氢分压 $(1.04\sim 1.25)\times 10^4$ Pa], 而污泥浓度为 3.80 g VSS/L 时仅 5.19% (氢分压 0.46×10^4 Pa). 研究表明, 当气相中氢气浓度达 5~10 mmol/L [11.2%~22.4%, 氢分压 $(1\sim 2)\times 10^4$ Pa] 时^[21,22], 微生物代谢开始转向形成乳酸, 导致产氢量下降. 以上结果表明, 当污泥浓度高于 7.81 g VSS/L 时, 污泥发酵产氢会由于氢分压过高而使产氢速率下降. 另外, 反应瓶顶隙中氢含量增加促进厌氧发酵过程中耗氢. 因此, 尽管污泥浓度越高, 热处理过程中融出的有机物也越多, 但由于受氢分压的抑制作用, 热处理污泥中的溶解性有机物并不能全部为产氢菌所利用, 这可能是污泥氢产率不与污泥浓度成正比的原因.

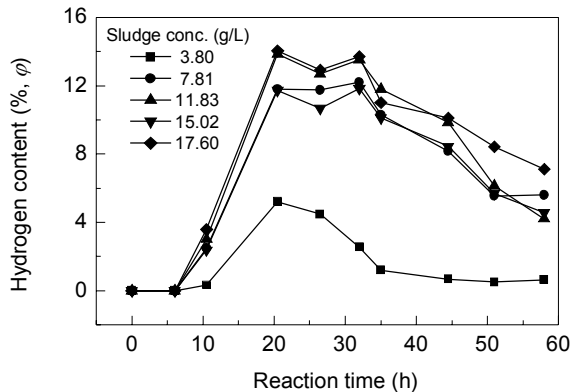


图 7 反应瓶顶隙中氢含量的变化
Fig.7 Changes of hydrogen content in the gas phase of reactor

4 结论

热处理污泥的厌氧发酵产氢受污泥热处理时间、污泥浓度、起始 pH 值和反应瓶顶隙率(即反应瓶中污泥添加量)等因素的影响.

- (1) 在研究范围内, 污泥经 121℃, 5 min 热处理产氢效果最好, 处理时间延长会在一定程度上降低污泥的氢产率, 且会增加能耗, 而缩短时间则达不到预期效果.
- (2) 当热处理污泥的起始 pH 值在中性范围(6.5~8.0) 时, 污泥的氢产率保持相对稳定, 降低污泥的起始 pH 值, 污泥的氢产率降低.
- (3) 当反应瓶顶隙率为 51.61%(50%左右) 时, 热处理污泥的氢产率最大, 顶隙率增加和减少均会降低污泥的氢产率.
- (4) 热处理污泥进行厌氧发酵产氢时, 污泥浓度越高, 污泥的产氢量越多, 但批量实验由于产生的氢气不能及时排出, 氢产率受氢分压等影响. 在本实验条件下, 7.81 g VSS/L 为最佳污泥浓度, 此时污泥的氢产率最大达到 19.57 mL/g VSS, 高于或低于该值, 氢产率均下降.

参考文献:

- [1] 张自杰. 排水工程(下册), 第 4 版 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2000. 328-336.
- [2] Weemaes M P J, Verstraete W H. Evaluation of Current Wet Sludge Disintegration Techniques [J]. J. Chem. Technol. Biotechnol., 1998, 73: 3-92.
- [3] 肖本益, 刘俊新. 利用有机废弃物的发酵产氢 [J]. 上海环境科学, 2004, 23(6): 262-266.
- [4] 蔡木林, 刘俊新. 利用废水和固体废弃物中有机质发酵产氢研究进展 [J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, 6(5): 1-5.
- [5] Wang C C, Chang C W, Chu C P, et al. Hydrogen Production from Wastewater Sludge Using a *Clostridium* Strain [J]. J. Environ. Sci. Health, Part A, 2003, 38(9): 1867-1875.
- [6] Guo L, Li X M, Bo X, et al. Impacts of Sterilization, Microwave and Ultrasonication Pretreatment on Hydrogen Producing Using Waste Sludge [J]. Bioresour. Technol., 2008, 99: 3651-3658.
- [7] Xiao B Y, Liu J X. Effects of Thermally Pretreated Temperature on

- Bio-hydrogen Production from Sewage Sludge [J]. *J. Environ. Sci.*, 2006, 18(1): 6–12.
- [8] Chu C P, Lin W W, Lee D J, et al. Thermal Treatment of Waste Activated Sludge Using Liquid Boiling [J]. *J. Environ. Eng.*, 2002, 128(11): 1100–1103.
- [9] Hawkes F R, Dinsdale R, Hawkes D L, et al. Sustainable Fermentative Hydrogen Production: Change for Process Optimization [J]. *Int. J. Hydrogen Energy*, 2002, 27: 1339–1347.
- [10] 肖本益, 魏源送, 刘俊新. 微生物发酵产氢的影响因素分析 [J]. *微生物学通报*, 2004, 31(3): 130–135.
- [11] 戚以政, 汪叔雄. 生化反应动力学与反应器 [M]. 北京: 化学工业出版社, 1999. 192–202.
- [12] 肖本益. 热处理强化污泥发酵产氢及影响因素研究 [D]. 北京: 中国科学院生态环境研究中心, 2005. 63–70.
- [13] APHA. Standard Methods for the Examination of Wastewater, 20th Ed. [M]. Washington: American Public Health Association Inc., 1998. 2-54–2-59.
- [14] Dubois M, Gilles K A, Hamilton J K, et al. Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances [J]. *Anal. Chem.*, 1956, 28: 350–356.
- [15] Lowry O H, Rowebrugh N J, Farr A L, et al. Protein Measurement with the Folin Phenol Reagent [J]. *J. Biol. Chem.*, 1951, 193: 265–275.
- [16] 黄俊雄. 应用臭氧处理废弃污泥回收含碳有机物质之研究 [D]. 台湾: 台湾东海大学, 2000. 16–19.
- [17] 王治军, 王伟, 李芬芳. 污泥热水解技术的发展及应用 [J]. *中国给水排水*, 2003, 19(10): 25–27.
- [18] Ramsay I R, Pullammanappallil P C. Protein Degradation during Anaerobic Wastewater Treatment: Derivation of Stoichiometry [J]. *Biodegradation*, 2001, 12: 247–257.
- [19] 肖本益, 刘俊新. pH 值对碱处理污泥厌氧发酵产氢的影响 [J]. *科学通报*, 2005, 50(24): 2734–2738.
- [20] Cai M L, Liu J X, Wei Y S. Enhanced Biohydrogen Production from Sewage Sludge with Alkaline Pretreatment [J]. *Environ. Sic. Technol.*, 2004, 38(11): 3195–3202.
- [21] Guwy A J, Hawkes F R, Hawkes D L, et al. Hydrogen Production in a High Rate Fluidized Bed Anaerobic Digester [J]. *Water Res.*, 1997, 31(6): 1291–1298.
- [22] 林明, 任南琪, 王相杰, 等. 高效产氢发酵细菌在不同气相条件下产氢 [J]. *中国沼气*, 2002, 20(2): 3–7, 23.

Influential Factors of Fermentative Hydrogen Production from Thermally Treated Sewage Sludge

XIAO Ben-yi, LIU Jun-xin

(*Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China*)

Abstract: Four influential factors of fermentative hydrogen production from thermally treated sewage sludge were investigated, including thermal treatment time, sludge concentration, initial pH and headspace rate of reactor. The performance of thermally treated sludge was affected by the treatment time, which resulted in different substrates for fermentative hydrogen production. And 5 min at 121 °C was optimal for high hydrogen yield, but longer treatment time than that was negative. The highest hydrogen yield of thermally treated sludge occurred in the initial pH value range of 6.5~8.0. The value less than 6.5 was unfavorable. The headspace of reactor at 51.61% was optimal for hydrogen yield from thermally treated sludge by batch experiment. The highest hydrogen yield occurred at the sludge concentration of 7.81 g VSS/L. The optimal hydrogen yield of thermally treated sludge was 19.57 mL/g VSS.

Key words: sewage sludge; fermentative hydrogen production; influential factor; thermal treatment