综述与专论

影响高含固厌氧消化性能的主要因素研究进展

陈思思，戴晓虎，薛勇刚，李宁，吴星五
（同济大学污染控制与资源化研究国家重点实验室，上海 200092）

摘要：高含固厌氧消化具有所需反应器体积小、能量需求低、沼渣产量少以及沼渣后续处理简便等优点，是实现固体废弃物资源化的重要途径，因此对高含固厌氧消化性能的认识非常重要。本文重点阐述了原料、接种、含固率、温度、碳氮比和颗粒粒径等影响高含固厌氧消化性能的主要因素及其研究进展，指出这些因素通过改变启动性能、甲烷产量、挥发性固体（VS）降解率和系统稳定性等对高含固厌氧消化过程产生影响，且每个因素对消化性能的影响都至关重要。此外还指出，对污水厂剩余污泥的高含固厌氧消化将会成为我国颇具应用前景的处理技术，并从各个影响因素出发对高含固厌氧消化技术的实施提供了运行参数和优化措施，以期为高含固厌氧消化技术的进一步完善提供借鉴。

关键词：厌氧消化；高含固；性能；影响因素
中图分类号：X 705 文献标志码：A 文章编号：1000－6613（2015）03－0831－10
DOI：10.16085/j.issn.1000-6613.2015.03.038

Research progress of the main factors influencing properties of high-solid anaerobic digestion

CHEN Sisi，*DAI Xiaohu*，*XUE Yonggang*，*LI Ning*，*WU Xingwu*
（State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse，Tongji University，Shanghai 200092，China）

Abstract：High-solid anaerobic digestion，characterized by smaller reactor volume，less energy demand，less amount of residue and more convenient follow-up treatment，is an important method to realize the recycling of solid waste. This paper introduced the effects of the factors such as raw material，inoculation，solid content，temperature，carbon and nitrogen ratio and particle size，on high-solid anaerobic digestion process in detail，and pointed out that these factors were all of great significance and impacted the high-solid anaerobic digestion through changing the startup performances，methane production，volatile solids(VS) degradation rate and system stability. It would be a promising method for high-solid anaerobic digestion to dispose the sludge from domestic wastewater treatment plants. In addition，operating parameters and optimization measures in terms of different factors were provided for the application of high-solid anaerobic digestion in order to help furthering the technology.

Key words：anaerobic digestion；high-solid；properties；influencing factors

厌氧消化是指在厌氧微生物的作用下，有控制地使废物中可生物降解的有机物转化为 CH_4（含量60%～70%）、CO_2 和稳定物质的生物化学过程。厌氧消化技术因其具有能大幅度降低 BOD 和 COD 含量以及产生可再生能源等特点，在对农业固体废弃物、餐厨垃圾和污水厂剩余污泥等固体废物的处理上得到了较广泛的应用[1]。近年来，再生能源的利

收稿日期：2014-07-24；修改稿日期：2014-09-17。
基金项目：国家水专项课题（2013ZX07315-001）、国际合作项目（2012DFG91380）及国家 863 计划项目（2012AA063502）。
第一作者：陈思思（1992—），女，硕士研究生，研究方向为污水生物处理与污泥资源化。联系人：戴晓虎，教授。E-mail daixiaohu@tongji.edu.cn。

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

用越来越受到关注，欧盟在 2007 年设定了 2020 年欧盟所消耗的能源将至少有 20%来自于再生能源的目标[2]。且由于厌氧消化产生的甲烷可以代替化石燃料用于发电，从而能节省能源并且减少碳排放[3]，欧盟随即又在 2009 年提出，预计到 2020 年，欧盟所需能源的 5%将来自于厌氧消化产生的沼气[4]。可见，厌氧消化技术的普及已是大势所趋。

相比于传统的低含固厌氧消化，高含固厌氧消化最显著的特点是进料含固率比较高，一般在 10%～15%以上[5-7]，其公认的优势有较小的反应器体积、较低的能量需求、较少量的沼渣以及较简便的沼渣后续处理（如脱水）等[8]，且有着与传统厌氧消化相似的产气率[9]。另外，相比于传统厌氧消化系统产生的沼液，高含固厌氧消化系统的残渣可作为有机炭土等用于园林，较容易被处理和处置。到 2010 年为止，高含固厌氧消化技术已占据了欧洲厌氧消化总装机容量的约 60%，相应的处理容量也将近 600 万吨/年[6]，其优势使其应用日渐普遍。

尽管高含固厌氧消化技术具有诸多优点，但由于系统中含固率较高，物质的流动性大大低于传统消化系统，污泥停留时间大幅延长，约为传统厌氧消化过程的 3 倍[10]，且高含固厌氧消化系统在运行过程中有诸多抑制因素[如挥发性脂肪酸（VFAs）和氨氮等][11]，因此在运行高含固厌氧消化系统时，对进料的预处理、系统稳定性的控制和消化后残渣的利用等都需要进一步的改进和完善。近年来，国内外学者对高含固厌氧消化技术进行了大量的研究，本篇文章重点归纳了影响其性能[启动性能、污泥停留时间（SRT）、产气量、挥发性固体（VS）降解率和稳定性等]的各类因素，以期为高含固厌氧消化技术的进一步发展和应用提供有益的借鉴和启发。

1 原料

城市生活垃圾、工业废弃物和农业固体废弃物中的大部分有机物都可作为高含固厌氧消化系统的原料，不同来源的有机废物在组分和特性上有着明显差异，也将从产气量、VS 降解率和系统稳定性等方面对高含固厌氧消化的性能带来显著影响。

1.1 餐厨垃圾

餐厨垃圾是城市生活垃圾的重要组成部分，据 2009 年统计，我国城市餐厨垃圾的年产量约为 6000 万吨[12]。其理化性质是高水分、高盐分和高有机质含量，并且油脂含量远远高于其他有机垃圾，同时其产量大、产地分散、极易腐败发酸发臭、滋生有害生物等特点使其具有一定的危害性[13]。

目前大部分餐厨垃圾一般被回收用于制造动物饲料或者进行堆肥处理，但是由于生产的饲料和堆肥产物的质量不佳，上述方式利用率一直较低，而餐厨垃圾中含有大量的能转化为 VFAs 的可溶性有机物（VS 一般为 85%～95%），且含固率一般为 15%～25%[14]，因此对餐厨垃圾进行高含固厌氧消化将是减量化和资源化的重要措施。

在对餐厨垃圾进行高含固厌氧消化时，厌氧消化过程中大量积累的 VFAs 将导致 pH 值急速降低，从而抑制产甲烷菌的活性，进而影响系统的稳定性。为了缓解该抑制作用，采用两相厌氧消化或者厌氧共消化都不失为有效的办法。Cho 等[15]研究发现，当含固率为 20%的混合餐厨垃圾在 37℃条件下进行两相厌氧消化时，总固体（TS）的降解率达到 87%～90%，VS 产气率约为 90%，产气量达到了最大产甲烷潜力的 86%～88%。在将餐厨垃圾、粪便和绿藻以 VS 比为 7∶2∶1 的比例在 39℃条件下进行厌氧共消化时，沼气产量可高达最大产甲烷潜力的 90%[16]。

另外，当餐厨垃圾与其他原料进行厌氧共消化时，在确保混合物料中含有适量碳源的前提下，对含氮量的控制也至关重要，因为原料中过剩的氮源将导致系统中的游离氨浓度升高，对系统稳定性造成影响。Kim 等[14]对餐厨垃圾与畜禽粪便进行高含固厌氧共消化（含固率为 30%）时，发现畜禽粪便的百分比低于 40%时系统运行稳定，且产气量、产甲烷量以及 VS 降解率都维持在较高水平，而在畜禽粪便的百分比为 40%时略降，分别为 1.7m^3/(m^3·d)、0.26m^3/($gCOD_{added}$)和 72%；而当此百分比升高到 60%时，系统稳定性骤降，其原因主要为畜禽粪便含有大量氮源，在该接种比下系统内产生了大量的游离氨，抑制了微生物的新陈代谢。

由于含固率和有机质含量较高，餐厨垃圾成为了利用简便且产气率较高的高含固厌氧消化系统的原料，高含固厌氧消化技术在解决餐厨垃圾污染的同时，最大限度地回收了生物质能。为了使该高含固厌氧消化的系统稳定运行，可采用两相厌氧消化，同时用其他辅料对碳氮比进行调配（参考下文第 5 节），以达到最佳的运行效果。

1.2 农业固体废物

玉米、小麦和稻谷秸秆等农业固体废物由于具有产量高、产气潜力大以及成本较低等特点，成为

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

厌氧消化的理想原料，且对农业固体废物进行高含固厌氧消化时，既具有高含固厌氧消化技术本身的优势，又能解决传统厌氧消化过程中产生的纤维分层和浮渣等问题[17]，因此在对农业固体废弃物的处理上，高含固厌氧消化技术应用比较普遍。

但在对农业固体废物这类木质纤维素生物质进行高含固厌氧消化时，其木质素、纤维素和半纤维素等难降解物质的组成及其降解过程将会严重影响其进行厌氧消化时的甲烷产量。目前一致认为木质素的含量将会阻碍木质纤维素生物质的厌氧消化过程，一些研究更是得出了木质素含量与 VS 降解率之间的反比线性关系[18]，因此，为了利用农业固体废物中的碳水化合物，预处理非常必要[16, 19-21]。近年来，国内外学者对此进行了大量的研究，开发了一系列不同的方法，包括加酸[22-23]、加碱[24-25]和蒸汽处理[26-27]等，其研究结果如表 1。这类预处理的主要目的是去除或者转化半纤维素和木质素，降低其结晶度[28]，从而促进细胞中有机物质的溶出，进而被微生物利用。由表 1 中可知，不同的预处理方式对农业固体废弃物的处理效果存在一定差异，且不同的研究者衡量处理效果的标准也存在差异，因此需要在统一标准下进行系统化的研究，以比较不同预处理方式的处理效果。由于加酸、加碱和石灰等需要消耗大量的化学药品，在进行后续的厌氧消化时需继续用化学药品调回接近中性的 pH 值，成本大，操作复杂，而蒸汽预处理方式能很好地破坏木质纤维素的结构，提高化学反应和生物酶的可及性[27]，且在 SO_2 的催化下所需的温度较低，反应时间短[29]，因此在选择预处理方式时，若设备条件允许，采用 SO_2 作催化剂的蒸汽预处理技术不失为简便有效的方法。

将农业固体废物进行高含固厌氧消化，相比于焚烧技术（可能带来空气污染）和传统厌氧消化技术，是一个巨大的进步，但是农业固体废物本身的性质决定了预处理的必要性，因此对预处理方式的进一步开发是一项艰巨的任务。2013 年，Wu 等[30]研究发现膨化预处理技术（120～150℃加压后，减压使物料膨胀）具有挤压和温和蒸汽处理的共同优势, 能很好地促进农业固体废弃物中的木质素分离，是理想的预处理农业固体废弃物的技术，可见将不同的预处理技术进行结合从而使优势最大化将会成为预处理技术发展的一大趋势。此外，此类含碳量高的物料也可以作为辅料去调配其他因含碳量不足而难以单独进行厌氧消化的物料，再进行高含固厌氧共消化，从而达到双赢的目的。

1.3　污水厂剩余污泥

近年来，由于我国连接到污水管网的人口大幅增多，为了满足日益严格的排放需求，新的污水厂建设以及旧厂的翻新升级迫在眉睫，污水厂剩余污泥的量将会持续增加。通过厌氧消化和沼气利用技术可以把污泥转化为生物燃气，生产清洁生物质能源，实现城市污泥的减量化和高值循环利用，减少污泥处理处置过程中的碳排放，这是城市污泥处理和资源化利用的发展方向[31-32]。在我国，污水厂剩余污泥（以 80%含水率计）的年产量在 2011 年已达到 3000 万吨，且 80%未得到妥善处理；另外，

表 1　农业固体废弃物预处理研究一览

研究者	处理对象	处理方法	处理效果
Schell 等[22]（2003）	谷物秸秆，含固率 20%	165～195℃，0.5%～1.4%H_2SO_4，3～12min	单体木糖产率 69%～71%
Zhu 等[23]（2009）	木屑	180℃，8%～10%亚硫酸和 1.8%～3.7% H_2SO_4，30min	纤维素转化率超过 90%
He 等[24]（2008）	水稻秸秆，有机负荷 35g/L	6%NaOH	水溶性提取物增加 122.5%，产气量增加 64.5%
	水稻秸秆，有机负荷 65g/L	6%NaOH	水溶性提取物增加 122.5%，产气量增加 27.5%
Pang 等[25]（2008）	水稻秸秆，有机负荷 65g/L	6%NaOH	产气量提高 48.5%
Öhgren 等[26]（2005）	谷物秸秆，含固率 20%	190℃，SO_2 催化蒸汽处理 5min，加酶水解 72h	总葡萄糖和木糖产量分别达到近 90%和 80%
Wang 等[27]（2010）	胡枝子茎	含 1% NaOH 的 60%乙醇溶液蒸气，压力为 150Pa、175Pa、200Pa、225Pa、250Pa，4min	250Pa 时木质素转化 17.8%（未经预处理的为 7.7%）

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

由于管理、操作、资金及设计方面存在的诸多问题，到 2010 年为止，我国的 2500 座污水处理厂中仅有 50 座设计有厌氧消化系统，并且这其中只有 10 座正常运行[33]。鉴于高含固厌氧消化技术所具有的无可比拟的优势，相比于继续采用传统厌氧消化技术，在我国开展高含固厌氧消化技术的应用将更适合我国国情（污泥产量巨大、可利用土地面积有限等），具有广阔的前景。

近年来，国内外学者们一直在不断地探索和完善处理污水处理厂剩余污泥的高含固厌氧消化技术。Fujishima 等[34]在 1999 年设计了将小型污水厂的剩余脱水污泥收集并进行厌氧消化处理的系统（含固率低于 11%），并研究了含固率对脱水污泥厌氧消化的影响。Nges 等[35]在 2010 年研究了 SRT 对脱水污泥厌氧消化的长期影响（含固率为 12%）。2012 年，Duan 等[33]对污水厂剩余污泥进行中温高含固厌氧消化，并综合探究有机负荷（OLR）、SRT 和含固率对此高含固厌氧消化系统带来的影响，发现利用厌氧消化技术处理含固率为 20%的脱水污泥具有可行性。相比于传统厌氧消化技术，高含固厌氧消化系统可支持更高的有机负荷（4～6 倍），与此同时也发现，影响污泥高含固厌氧消化系统性能的有一系列因素，但由于我国污泥蛋白质含量高，C/N 偏低，因此游离氨的抑制尤为明显，且当游离氨的浓度高于 600mg/L 时会影响系统稳定性。而根据第 1.1 节中所述，将餐厨垃圾进行高含固厌氧消化时容易产生 VFAs 的积累，因此将污泥和餐厨垃圾联合高含固厌氧消化可以降低氨氮等潜在抑制性物质的浓度，显著提高系统的稳定性[36]。这些研究对高含固厌氧消化技术在处理污水厂剩余污泥的工业应用上具有重大的指导意义。

高含固厌氧消化技术在处理我国污水厂剩余污泥上具有可行性且前景可观，且主要抑制因素为氨氮浓度，但是此抑制因素目前仅限于系统运行时工艺层面的认知，在对于氨氮浓度对该系统稳定性抑制的微观机理上研究甚少。高浓度的氨氮是否抑制某种微生物的新陈代谢，抑或只是对系统的酸碱平衡产生影响，有待进一步研究。

2 接 种

高含固厌氧消化系统需处理含固率高的有机物，有机负荷较高，因此系统内需要有高浓度的微生物。而反应器启动时，接种泥中的微生物对基质和操作条件（温度和含固率等）都尚未适应，相比于传统厌氧消化系统，需要更长的启动时间，因此选用合适的接种方法、适宜的接种比以及合理的接种物至关重要。

序批式厌氧堆肥（SEBAC）系统从 2004 年开始应用于对城市有机固体废物进行高含固厌氧消化的反应器的启动中，至今仍被广泛采用[37]。2011 年，Kim 等[38]将未经驯化的混合污泥直接用作接种物，并且证实这是简单有效的接种方法。

由于高含固厌氧消化系统在启动初期需要靠接种物中的微生物来降解有机物，因此接种比（原料与接种物的 VS 比）是影响高含固厌氧消化启动性能的主要因素[39]。在传统的厌氧消化系统中，以反应器前 30 天的运行状况作为依据，接种比在超过 4.0 时不利于反应器的快速启动[18, 40]。虽然减少接种泥的量（即提高接种比）能提高反应器利用效率，但也会延长启动时间，如 Abbassi-Guendouz 等[41]证明在接种比更高（10.0）的条件下厌氧消化系统也能稳定运行，但需要的启动时间长于 30 天。由于高含固厌氧消化系统的特殊性，其接种比相比于传统厌氧消化系统也会有相应的差异。高含固厌氧消化系统在工业应用上，一般采用非常低的接种比（0.3～0.5）来降低反应器崩溃的风险[42-43]；而在实验室规模的小试装置中，接种比在 2～6 时，高含固厌氧消化系统仍能稳定运行。因此，为了提高反应器的利用效率，提升经济效率，在高含固厌氧消化技术的工业应用上，接种比可尝试适当提高[18, 21, 40, 43]。

厌氧消化反应器启动时，采用高活性的接种物可有效地减少启动时间。因此，不论是传统厌氧消化系统还是高含固厌氧消化系统，在接种物的选择上都需慎重考虑，且在一定程度上具有相似性。在通常的厌氧消化反应器的启动中，一般采用 TS 含量低于 5%的湿式厌氧消化后的物料作为接种物[44-46]。Forster-Carneiro 等[47]在 2007 年分别采用 6 种物质（稻壳和酒店餐厨的混合物、猪粪与污泥混合物、牛粪、猪粪、污泥、玉米青贮）厌氧消化后的产物作为接种物对城市有机固体废物在高温条件下进行高含固厌氧消化（含固率为 30%），综合比较也证明消化污泥在该研究中是最合适的接种物。Cho 等[48]在 2013 年最新研究发现，在无须加碱的情况下，以脱水污泥和厌氧消化污泥的 1∶1 混合物作为接种泥对餐厨垃圾进行高含固厌氧消化时，平均产气量、甲烷含量以及 VS 降解率可分别高达 $2.51m^3/(m^3·d)$ ± $0.17m^3/(m^3·d)$ 、 66% ± 2.1% 和

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

65.8% ± 1.22%。因此，针对一般的高含固厌氧消化系统的启动，厌氧消化污泥容易取得且效果显著，是比较理想的接种物。

此外，对于一些特定的物料，选择更有针对性的接种物将更能提高厌氧消化性能。有研究发现，采用瘤胃液作为接种物可提高木质纤维素类进料的 VFAs 产量[49-52]，这是由于瘤胃液中的 *Fibrobacter succinogenes* 细菌对纤维素的溶解起到很重要的作用[16]。如 Kivaisi 等[51]在 1992 年研究发现，在间歇性厌氧消化反应过程中，采用瘤胃中微生物种群对甘蔗渣和玉米秆进行降解时，VS 降解率达到了 50%～70%。Camp 等[52]在 1997 年研究发现，瘤胃中微生物种群在对黑麦和芦苇进行降解时，VS 降解率不到 45%，这一差异主要是由于进料物质的木质素含量不同造成的，玉米秆和甘蔗渣的木质素质量分数较低，分别为 2.6%和 8.9%，而黑麦和芦苇的木质素的质量分数则高达约 16%[10]。

3　含固率

含固率是高含固厌氧消化系统的一个重要参数[41]。理想状态下的高含固厌氧消化系统相比于传统厌氧消化系统产气量相当，而在反应器体积相同的情况下，处理能力更强[10]，容积效率超出了传统厌氧消化系统的 2～7 倍[21]。在工业应用中，高含固厌氧消化系统的含固率一般为 20%～30%，少数也会高达 40%[8]。

研究发现，适当地提高含固率有利于厌氧消化系统的产气和运行。如表 2，在对污水厂剩余污泥进行中温厌氧消化的过程中，当有机负荷较高[8.5kg (VS)/(m^3·d)]时，含固率为 15%和 20%的高含固厌氧消化系统的甲烷产量明显高于含固率为 10%的传统厌氧消化系统，这是由于含固率较高时系统的污泥停留时间长，VS 降解率和甲烷产量更高[33]。相似的结果也出现在 Chen 等[53]对餐厨垃圾和园林垃圾进行厌氧共消化的研究中。但当含固率过高时，高含固厌氧消化技术原本的优势将会被其他的抑制作用所代替，高负荷情况下系统容易受到 VFAs 和氨氮浓度的抑制，运行状况反而不如传统的厌氧消化。这是因为含固率较高时系统自由水含量少，不利于水解产酸阶段的顺利进行[54]，且代谢产物容易积累，从而从甲烷产量和物质转化等方面影响厌氧消化的效率[41, 55]。如表 2 所示，餐厨垃圾、污水厂

表 2　不同含固率的物料厌氧消化研究一览

研究者	物料	运行条件	含固率	影响
Duan 等[33]	污水厂剩余污泥,	中温（35℃±1℃），连续式	10%	甲烷产率 0.15L/(gVS_{added}·d)
（2012）	有机负荷 8.5kgVS/(m^3·d)		15%	甲烷产率 0.19L/(gVS_{added}·d)
			20%	甲烷产率 0.19L/(gVS_{added}·d)
Fernández 等[45]	城市有机固体废弃物	中温（35℃），连续式	20%	COD 去除率 80.69%
（2008）				甲烷产率 0.11L/($gVS_{removal}$)
			30%	COD 去除率 69.05%
				甲烷产率 0.07L/($gVS_{removal}$)
Li 等[57]	城市有机固体废弃物	中温（37℃±0.5℃），连续式	20%	甲烷产率 5.8L/(kgODM·d)
（2014）			25%	甲烷产率 4.3L/(kgODM·d)
			30%	几乎无甲烷产生
Chen 等[53]	餐厨垃圾和园林垃圾	中温（37℃±1℃），序批式	5%	甲烷产率 0.21L/(gVS)
（2014）			10%	甲烷产率 0.22L/(gVS)
			15%	甲烷产率 0.27L/(gVS)
			20%	甲烷产率 0.25L/(gVS)
			25%	甲烷产率 0.18L/(gVS)
Forster 等[58]	餐厨垃圾	高温（55℃），序批式	20%	总甲烷产量 2.82L
（2008）			25%	总甲烷产量 2.09L
			30%	总甲烷产量 1.12L
Liang 等[59]	互花米草	高温（55℃±1℃），连续式	17.9%	产气量 0.22L/(gTS)
（2014）			20.%	产气量 0.17L/(gTS)

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

剩余污泥、城市有机固体废弃物和农业固体废弃物在进行厌氧消化时，系统的性能并没有随着含固率的提升而一直提高，甚至含固率过高时，还给系统带来了不同程度的影响，且当含固率高于 20%时，各厌氧消化系统的产气量普遍降低。此外，Le 等[56]在 2011 年将丙酸盐作为物料进行中温厌氧消化序批式实验，发现含固率由 18%提高到 36%的过程中，甲烷产量呈现负线性相关趋势，从而证明了含固率过高确实会给厌氧消化系统带来不利影响。因此，对于一般的高含固厌氧消化系统，含固率控制在 20%以内比较合适。

另外，将物料进行厌氧共消化可在一定程度上提高厌氧消化系统高效运行时的含固率，从而减少反应器的体积，提高反应器的容积效率。如对废纸进行中温厌氧消化时，Abbassi 等[41]研究发现，系统的产甲烷量在含固率由 10%升高到 25%的过程中略有降低，当含固率升高到 30%时系统运行不再稳定，35%时系统完全崩溃；而当 Kim 等[14]对餐厨垃圾和废纸进行中温厌氧共消化时，含固率为由 30%提高到 40%时系统的处理性能明显提高，产气量、产甲烷量和 VS 降解率分别达到了 5.0m^3/(m^3·d)、0.25m^3/($gCOD_{added}$)和 80%。

同时，由于含固率将会影响物料的流变特性，因此，当提升系统的含固率时，为了保证正常的甲烷产量，需要对物料进行适当的机械搅拌。否则，在无外力搅拌的情况下，系统内物质的传输仅靠扩散过程维持，当含固率升高时，增大的扩散阻力将会严重影响厌氧消化过程。另外，将高含固厌氧消化技术投入工业应用前，需在小试和中试装置中进行运行并且优化，以取得最佳的运行条件，从而确保最适宜的系统稳定性和最大的经济效益。

4 温 度

温度对微生物的生长繁殖速率有着显著的影响，是厌氧消化过程中尤为重要的控制因素[60]。厌氧消化系统的温度条件一般分为低温（25℃）、中温（25～40℃）和高温（>45℃）[61]。不同温度条件下运行的厌氧消化系统虽然偶尔能取得相同的效果，如 TS 为 25%时，城市有机固体废物在高温（55℃）和中温（37℃）条件下的产气率相同[57]，但是两种条件下系统运行过程中存在的差异是不容忽 视的。

中温条件相比于高温条件，对能源需求少，耐冲击负荷和有毒物质的能力强[62]，特别是在处理畜禽尸体这一类可能引起氨氮抑制的有机废物时，中温条件会更有利[38]。

而高温条件能提升有机固体的破坏率，加快固液分离的同时也能杀死病原微生物，且高温厌氧消化系统能承受的有机负荷更高，产气率也更高[63]。研究表明，高温厌氧消化（55℃）在对城市有机固体废弃物进行处理时，产气量明显高于中温厌氧消化[61]。Fernández 等[60]比较了城市有机固体废弃物（TS 为 20%）在高温（55℃）和中温（35℃）条件下的厌氧消化性能，发现相比于中温条件，高温条件下微生物的生长速率提高了 27%～60%，产甲烷速率提升了约 1 倍。

结合高温条件的众多优势以及高含固厌氧消化系统的特殊性（有机负荷高、系统流动性差等），高温条件在理论上比较适合高含固厌氧消化，但考虑到能耗和设备需求，目前在工业应用上仍然是中温条件比较普遍。

5 碳氮比

碳氮比决定了系统运行过程中的氨氮和 VFAs 浓度[64]，当系统中碳氮比不合适时，会造成氨氮或 VFAs 的大量积累，降低产甲烷菌的活性，从而影响系统的稳定性，甚至可能导致系统的崩溃[42, 65-67]。

诸多研究表明，厌氧细菌生长的合适碳氮比为 20～30 之间，且最佳比例为 25[25, 66]。如 Yenigün 等[65]在对高含氮的海藻进行厌氧消化时，采用废纸来平衡系统中的碳氮比，结果表明此共消化最佳的碳氮比在 20～25。

但研究表明，大多数传统厌氧消化系统在较低的碳氮比条件下才能稳定运行。如 Romano 等[68]在对洋葱汁和污泥（含固率不到 5%）在中温条件下进行厌氧共消化时发现，碳氮比维持在 15 时系统较稳定，且当碳氮比由 13.7 提高到 20.3 时，由于碱度不合适，系统运行失败；Zhu 等[69]采用厌氧消化污泥作为接种物对玉米秆进行中温厌氧消化时，碳氮比为 15～18 时系统运行良好，当碳氮比达到 21 或者更高时，由于 pH 值在第一周骤降，系统运行失败。

而 Sievers 等[70]早在 1978 年就提出，当有机负荷升高时，使厌氧消化反应器稳定运行的碳氮比范围将会变窄。因此，对于有机负荷相对较高的高含固厌氧消化系统，合适的碳氮比与传统厌氧消化系统存在差异。Karthikeyan 等[64]提出，高含固厌氧消化的最佳碳氮比在 27～32，且将可生物降解的原料

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

的碳氮比人为配置为 27 和 32，在含固率为 16%～21%时进行高温厌氧消化，比较发现后者（碳氮比较高）系统中的氨氮浓度相比于前者降低了 30%，能有效地缓解和避免高含固厌氧消化中的氨氮抑制问题。

碳氮比对厌氧消化系统性能的影响主要来自于含氮量。当含氮量过高时，系统内会产生大量的氨氮，从而抑制反应器的产气性能，而当含氮量过低时，又将影响系统的缓冲能力[68]。对于高含固厌氧消化系统，由于代谢产物更容易积累，氨氮抑制问题更加严重，因此相对较高的碳氮比（即较低的含氮量）将会比较合适。

6　颗粒粒径

颗粒粒径的大小也会影响高含固厌氧消化性能，其中对木质纤维素的厌氧消化性能的影响最为显著。目前公认木质纤维素的水解是一个缓慢而又艰难的过程，因此为了提高含有大量木质纤维素的物料的产气性能，在机械破碎的基础上，需进一步对物料进行预处理（采用物理、化学、生物和物理化学方法等，如第 1.2 节所述）。这些技术方法通过加速有机物的溶解（水解和酸化）和减小颗粒粒径来促进厌氧消化进程。其中，物料颗粒粒径的减小可以增加固体颗粒的比表面积和孔体积，改变木质结构如纤维素和木质素分布的结晶度，从而能提高产气量和降解率[71-73]。

而为了研究颗粒粒径对厌氧消化性能的单一影响，研究者将物料烘干后进行深度粉碎并过不同级别的筛以达到相应的颗粒粒径，在其他条件一致的情况下，再进行厌氧消化并得到了相应的研究结果。Angelidaki 等[74]研究发现，颗粒粒径为 5～20mm 时，对含有难降解的生物纤维素的动物粪便进行厌氧消化时，产气量大致相近，但当粒径降到 2mm 时产气量提高了 16%，颗粒粒径为 0.35mm 时产气量更是提高了 20%；Mshandete 等[72]研究发现，当颗粒粒径由 100mm 降到 2mm 时，植物纤维质的降解率和产甲烷率都有大幅的提升。可见颗粒粒径降到约为 2mm 时，对厌氧消化的促进作用非常明显。同时，为了将优势最大化，在工业应用上根据不同的需求有着不同的最佳粒径，如为了达到经济合理性，厌氧消化系统较合适的颗粒粒径约为 1mm[75]，为达到最佳生化性能，较合适的粒径为 0.6mm（餐厨垃圾）[70]或者 0.2～0.3mm（小麦秸秆）[76]等。

7　结语与展望

尽管高含固厌氧消化技术在处理众多固体废弃物上有诸多优势，但由于影响其性能的因素众多，使此技术在工业上的应用仍需要进一步优化和完善。

农业固体废物、餐厨垃圾和污水处理厂剩余污泥本身的性质（含固率高、有机质含量较高）决定了高含固厌氧消化技术在其处理上比较有优势，目前对农业固体废弃物的预处理除了传统方法之外，膨化预处理技术结合压缩和蒸汽处理的优势，成为又一理想的预处理技术，对污水厂剩余污泥进行高含固厌氧消化时要特别控制氨氮的浓度，且污泥稳定化的指标需要进一步确定；厌氧消化污泥是高含固厌氧消化系统较为理想的接种物，且在工业应用上目前的接种比仍然较低，根据实验室规模的研究结果，可适当提高接种比以提高反应器的利用效率；高含固厌氧消化在具有各种优势的同时，含固率也有一定程度的限制，适当地提高含固率确实有利于厌氧消化系统的运行，但当含固率高于 20%时，可能造成系统代谢产物的积累，反而抑制系统的性能，同时，为了使系统在更高的含固率下能够稳定运行，可采用厌氧共消化，同时需保证机械搅拌的强度；高温条件下的高含固厌氧消化设备尚不够成熟，如何将高温条件的理论性优势应用到实际的工程中是亟待解决的难题，此过程或涉及物料流变特性与热能循环等相关的问题，对此的深度认识将会对高含固厌氧消化技术的应用带来质的跨越；高含固厌氧消化系统合适的碳氮比与传统厌氧消化相比要高，在 27～32；减少颗粒粒径在提高木质纤维素类物料的高含固厌氧消化性能方面的优势已得到证实，且将颗粒粒径降到约为 2mm 时，对厌氧消化的促进作用非常明显。

目前看来，对于高含固厌氧消化技术的宏观研究已经比较普遍，但是对高含固厌氧消化中的物质流循环方面（如氮、磷、硫的循环）的研究甚少。硫循环关系着所产沼气中硫化氢的含量，氮循环关系着系统中氨氮浓度的大小以及氮回收效益，因此熟知物质流的循环有助于对高含固厌氧消化技术的进一步认知和调控，是目前亟待研究的热点话题。此外，对高含固厌氧消化整体过程的微观研究也至关重要，微生物的生长繁殖是厌氧消化过程的本质，因此对高含固厌氧消化过程中各类微生物在各阶段的生长情况进行深入研究，以便根据需要进行人为

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

调控也是日后的一大课题。

参 考 文 献

[1] Chen hY，Cheng J J，Creamer K S. Inhibition of anaerobic digestion process：A review[J]. *Bioresource Technology*，2008，99（10）：4044-4064.

[2] Europe's '2020 vision' to lead climate change battle[OL]. http：//environment.newscientist.com/channel/earth/climatechange/dn11343-europes-2020-vision-to-lead-climate-change-battle.html(accessed 09/03/2007).

[3] Salminen E，Rintala J. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste-A review[J]. *Bioresource Technology*，2002，83（1）：13-26.

[4] Holm-Nielsen J B，Al Seadi T，Oleskowicz-Popiel P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization[J]. *Bioresource Technology*，2009，100（22）：5478-5484.

[5] Mata-Alvarez J，Mace S，Llabres P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives[J]. *Bioresource Technology*，2000，74（1）：3-16.

[6] De Baere L，Mattheeuws B. State of the art of anaerobic digestion in Europe[C]//International Water Association，12th World Congress on Anaerobic Digestion，Guadalajara，Mexico，31 Oct-4 Nov，2010.

[7] 孙晓. 高含固率污泥厌氧消化系统的启动方案与试验[J]. 净水技术，2012，31（3）：78-82.

[8] Karthikeyan O P，Visvanathan C. Bio-energy recovery from high-solid organic substrates by dry anaerobic bio-conversion processes：A review[J]. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*，2013，12（3）：257-284.

[9] Luning L，van Zundert E，Brinkmann A. Comparison of dry and wet digestion for solid waste[J]. *Water Science & Technology*，2003，48（4）：15-20.

[10] Li Y，Park S Y，Zhu J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste[J]. *Renewable And Sustainable Energy Reviews*，2011，15（1）：821-826.

[11] Liu G T，Peng X Y，Long T R. Advance in high-solid anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste[J]. *Central South University Technology*，2006，13：151-157.

[12] 新华网.餐厨垃圾：危险而宝[EB/OL].（2009-01-07）[2011-05-14]. http：//news.xinhuanet.com/life/2009-01/07/content_10615418.htm.

[13] 胡新军，张敏，于俊峰，等. 中国餐厨垃圾处理的现状，问题和对策[J]. 生态学报，2012，32（14）：4575-4584.

[14] Kim D H，Kim S H，Shin H S. Hydrogen fermentation of food waste without inoculum addition[J]. *Enzyme and Microbial Technology*，2009，45（3）：181-187.

[15] Cho J K，Park S C，Chang H N. Biochemical methane potential and solid-state anaerobic-digestion of Korean food wastes[J]. *Bioresource Technology*，1995，52（3）：245-53.

[16] Lissens G，Verstraete W，Albrecht T，et al. Advanced anaerobic bioconversion of lignocellulosic waste for bioregenerative life support following thermal water treatment and biodegradation by *Fibrobacter succinogenes*[J]. *Biodegradation*，2004，15（3）：173-183.

[17] Chanakya H N，Srikumar K G，Anand V，et al. Fermentation properties of agro-residues，leaf biomass and urban market garbage in a solid phase biogas fermenter[J]. *Biomass and Bioenergy*，1999，16（6）：417-429.

[18] Liew L N，Shi J，Li Y. Methane production from solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass[J]. *Biomass and Bioenergy*，2012，46：125-132.

[19] Mishima D，Tateda M，Ike M，et al. Comparative study on chemical pretreatments to accelerate enzymatic hydrolysis of aquaticmacrophyte biomass used in water purification processes[J]. *Bioresource Technology*，2006，97（16）：2166-72.

[20] Petersson A，Lidén G. Fed-batch cultivation of Saccharomyces cerevisiae on lignocellulosic hydrolyzate[J]. *Biotechnology Letters*，2007，29（2）：219-225.

[21] Brown D，Shi J，Li Y. Comparison of solid-state to liquid anaerobic digestion of lignocellulosic feedstocks for biogas production[J]. *Bioresource Technology*，2012，124：379-386.

[22] Schell D J，Farmer J，Newman M，et al. Dilute-sulfuric acid pretreatment of corn stover in pilot-scale reactor：Investigation of yields，kinetics，and enzymatic digestibilities of sdids[J]. *Applied Biotchemistry and Biotechnology*，2003，105-108：69-85.

[23] Zhu J Y，Pan X J，Wang G S，et al. Sulfite pretreatment （SPORL） for robust enzymatic saccharification of spruce and red pine[J]. *Bioresource Technology*，2009，100（8）：2411-2418.

[24] He Y F，Pang Y Z，Liu Y P，et al. Physicochemical characterization of rice straw pretreated with sodium hydroxide in the solid state for enhancing biogas production[J]. *Energy & Fuels*，2008，22（4）：2775-2781.

[25] Pang Y Z，Liu Y P，Li X J，et al. Improving biodegradability and biogas production of corn stover through sodium hydroxide solid state pretreatment[J]. *Energy & Fuels*，2008，22（4）：2761-2766.

[26] Öhgren K，Galbe M，Zacchi G. Optimization of steam pretreatment of SO_2 impregnated corn stover for fuel ethanol production[J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*，2005，121：1055-67.

[27] Wang K，Jiang J X，Xu F，et al. Influence of steaming pressure on steam explosion pretreatment of Lespedeza stalks （*Lespedeza cyrtobotrya*）. II. Characteristics of degraded lignin[J]. *Journal of Applied Polymer Science*，2010，116（3）：1617-1625.

[28] Mosier N，Hendrickson R，Ho N，et al. Optimization of pH controlled liquid hot water pretreatment of corn stover[J]. *Bioresource Technology*，2005，96（18）：1986-1993.

[29] Bura R，Bothast R J，Mansfield S D，et al. Optimization of SO_2 catalysed steam pretreatment of corn fibre for ethanol production[J]. *Appl. Biochem. Biotechnol.*，2003，105：319-335.

[30] Wu M，Pang J，Lu F，et al. Application of new expansion pretreatment method on agricultural waste. Part I：Influence of pretreatment on the properties of lignin[J]. *Industrial Crops and Products*，2013，50：887-895.

[31] 阮辰旼. 污水处理厂污泥"三化"处理处置的关键问题[J].净水技术，2011，30（5）：84-87，167.

[32] 魏海娟，蒋玲燕，王刚，等. 白龙港污水处理厂混合污泥厌氧消化工艺试验[J]. 净水技术，2011，30（4）：50-53.

[33] Duan N，Dong B，Wu B，et al. High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions：Feasibility study[J]. *Bioresource Technology*，2012，104：150-156.

[34] Fujishima S，Miyahara T，Noike T. Effect of moisture content on anaerobic digestion of dewatered sludge：Ammonia inhibition to carbohydrate removal and methane production[J]. *Water Science and Technology*，2000，41（3）：119-127.

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

[35] Nges I A，Liu J. Effects of solid retention time on anaerobic digestion of dewatered-sewage sludge in mesophilic and thermophilic conditions[J]. *Renewable Energy*，2010，35（10）：2200-2206.

[36] 段妮娜，董滨，李江华，等. 污泥和餐厨垃圾联合干法中温厌氧消化性能研究[J]. 环境科学，2013，34（1）：321-327.

[37] Forster-Carneiro T，Fernández L A，Pérez M，et al. Optimization of SEBAC start up phase of municipal solid waste anaerobic digestion[J]. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*，2004，18（4）：429-439.

[38] Kim D H，Oh S E. Continuous high-solids anaerobic *co*-digestion of organic solid wastes under mesophilic conditions[J]. *Waste Management*，2011，31（9）：1943-1948.

[39] Motte J C，Escudié R，Bernet N，et al. Dynamic effect of total solid content，low substrate/inoculum ratio and particle size on solid-state anaerobic digestion[J]. *Bioresource Technology*，2013，144：141-148.

[40] Cui Z，Shi J，Li Y. Solid-state anaerobic digestion of spent wheat straw from horse stall[J]. *Bioresource Technology*，2011，102（20）：9432-9437.

[41] Abbassi-Guendouz A，Brockmann D，Trably E，et al. Total solids content drives high solid anaerobic digestion *via* mass transfer limitation[J]. *Bioresource Technology*，2012，111：55-61.

[42] Guendouz J，Buffière P，Cacho J，et al. Dry anaerobic digestion in batch mode：Design and operation of a laboratory-scale，completely mixed reactor[J]. *Waste Management*，2010，30（10）：1768-1771.

[43] Xu F，Shi J，Lv W，et al. Comparison of different liquid anaerobic digestion effluents as inocula and nitrogen sources for solid-state batch anaerobic digestion of corn stover[J]. *Waste Management*，2013，33（1）：26-32.

[44] Bolzonella D，Innocenti L，Pavan P，et al. Semi-dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste：Focusing on the start-up phase[J]. *Bioresource Technology*，2003，86（2）：123-129.

[45] Fernández J，Perez M，Romero L I. Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste（OFMSW）[J]. *Bioresource Technology*，2008，99（14）：6075-6080.

[46] Montero B，García-Morales J L，Sales D，et al. Analysis of methanogenic activity in a thermophilic-dry anaerobic reactor：Use of fluorescent *in situ* hybridization[J]. *Waste Management*，2009，29（3）：1144-1151.

[47] Forster-Carneiro T，Pérez M，Romero L I，et al. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste：Focusing on the inoculum sources[J]. *Bioresource Technology*，2007，98（17）：3195-3203.

[48] Cho S K，Im W T，Kim D H，et al. Dry anaerobic digestion of food waste under mesophilic conditions：Performance and methanogenic community analysis[J]. *Bioresource Technology*，2013，131：210-217.

[49] Hu Z H，Yu H Q. Application of rumen microorganisms for enhanced anaerobic fermentation of corn stover[J]. *Process Biochemistry*，2005，40（7）：2371-2377.

[50] Hu Z H，Yu H Q. Anaerobic digestion of cattail by rumen cultures[J]. *Waste Management*，2006，26（11）：1222-1228.

[51] Kivaisi A K，Gijzen H J，den Camp H J M O，et al. Conversion of cereal residues into biogas in a rumen-derived process[J]. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*，1992，8（4）：428-433.

[52] Kivaisi A K，Mtila M. Production of biogas from water hyacinth（Eichhornia crassipes）（Mart）（Solms）in a two-stage bioreactor[J]. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*，1997，14（1）：125-131.

[53] Chen X，Yan W，Sheng K，et al. Comparison of high-solids to liquid anaerobic *co*-digestion of food waste and green waste[J]. *Bioresource Technology*，2014，154：215-221.

[54] Motte J C，Trably E，Escudié R，et al. Total solids content：A key parameter of metabolic pathways in dry anaerobic digestion[J]. *Biotechnology for Biofuels*，2013，6（1）：164.

[55] Staley B F，Francis L，Barlaz M A. Effect of spatial differences in microbial activity，pH，and substrate levels on methanogenesis initiation in refuse[J]. *Applied and Environmental Microbiology*，2011，77（7）：2381-2391.

[56] Le Hyaric R，Chardin C，Benbelkacem H，et al. Influence of substrate concentration and moisture content on the specific methanogenic activity of dry mesophilic municipal solid waste digestate spiked with propionate[J]. *Bioresource Technology*，2011，102（2）：822-827.

[57] Li C，Mörtelmaier C，Winter J，et al. Effect of moisture of municipal biowaste on start-up and efficiency of mesophilic and thermophilic dry anaerobic digestion[J]. *Bioresource Technology*，2014，168：23-32.

[58] Forster-Carneiro T，Pérez M，Romero L I. Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste[J]. *Bioresource Technology*，2008，99（15）：6994-7002.

[59] Liang Y，Yin S，Si Y，et al. Effect of pretreatment and total solid content on thermophilic dry anaerobic digestion of *Spartina alterniflora*[J]. *Chemical Engineering Journal*，2014，237：209-216.

[60] Fernández-Rodríguez J，Pérez M，Romero L I. Comparison of mesophilic and thermophilic dry anaerobic digestion of OFMSW：Kinetic analysis[J]. *Chemical Engineering Journal*，2013，232：59-64.

[61] El-Mashad H M，Zeeman G，van Loon W K P，et al. Effect of temperature and temperature fluctuation on thermophilic anaerobic digestion of cattle manure[J]. *Bioresource Technology*，2004，95（2）：191-201.

[62] Fernández Rodríguez J，Pérez M，Romero L I. Mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste：Optimisation of the semicontinuous process[J]. *Chemical Engineering Journal*，2012，193：10-15.

[63] Kim M，Ahn Y H，Speece R E. Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion; mesophilic *vs*. thermophilic[J]. *Water Research*，2002，36（17）：4369-4385.

[64] Karthikeyan O P，Visvanathan C. Effect of C/N ratio and ammonia-N accumulation in a pilot-scale thermophilic dry anaerobic digester[J]. *Bioresource Technology*，2012，113：294-302.

[65] Yenigün O，Demirel B. Ammonia inhibition in anaerobic digestion：A review[J]. *Process Biochemistry*，2013，48（5）：901-911.

[66] Parkin G F，Owen W F. Fundamentals of anaerobic-digestion of waste-water sludges[J]. *Journal of Environmental Engineering — ASCE*，1986，112（5）：867-920.

[67] Yen H W，Chiu C H. The influences of aerobic-dark and anaerobic-light cultivation on CoQ(10) production by Rhodobacter sphaeroides in the submerged fermenter[J]. *Enzyme and Microbial Technology*，2007，41（5）：600-604.

（下转第 856 页）

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

zero-valent iron[J]. *Chemosphere*, 2004, 54 (3) : 255-263.

[38] Hofstetter T B, Heijman C G, Haderlein S B, et al. Complete reduction of TNT and other (poly) nitroaromatic compounds under iron-reducing subsurface conditions[J]. *Environmental Science & Technology*, 1999, 33 (9) : 1479-1487.

[39] Tratnyek P G, Scherer M M, Deng B, et al. Effects of natural organic matter, anthropogenic surfactants, and model quinones on the reduction of contaminants by zero-valent iron[J]. *Water Research*, 2001, 35 (18) : 4435-4443.

[40] Borch T, Inskeep W P, Harwood J A, et al. Impact of ferrihydrite and anthraquinone-2, 6-disulfonate on the reductive transformation of 2,4,6-trinitrotoluene by a gram-positive fermenting bacterium[J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39 (18) : 7126-7133.

[41] Bhushan B, Halasz A, Hawari J. Effect of iron (III), humic acids and anthraquinone-2,6-disulfonate on biodegradation of cyclic nitramines by *Clostridium* sp. EDB2[J]. *Journal of Applied Microbiology*, 2006, 100 (3) : 555-563.

[42] Kwon M J, Finneran K T. Microbially mediated biodegradation of hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine by extracellular electron shuttling compounds[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2006, 72 (9) : 5933-5941.

[43] Kwon M J, Finneran K T. Biotransformation products and mineralization potential for hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) in abiotic versus biological degradation pathways with anthraquinone-2,6-disulfonate (AQDS) and Geobacter metallireducens[J]. *Biodegradation*, 2008, 19 (5) : 705-715.

[44] Tratnyek P G, Macalady D L. Abiotic reduction of nitro aromatic pesticides in anaerobic laboratory systems[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 1989, 37 (1) : 248-254.

[45] Kudlich M, Keck A, Klein J, et al. Localization of the enzyme system involved in anaerobic reduction of azo dyes by *Sphingomonas sp*. Strain BN6 and effect of artificial redox mediators on the rate of azo dye reduction[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1997, 63 (9) : 3691-3694.

[46] Johnson K S, Felton G W. Physiological and dietary influences on midgut redox conditions in generalist lepidopteran larvae[J]. *Journal of Insect Physiology*, 1996, 42 (3) : 191-198.

[47] Rau J, Stolz A. Oxygen-insensitive nitroreductases NfsA and NfsB of Escherichia coli function under anaerobic conditions as lawsone-dependent azo reductases[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2003, 69 (6) : 3448-3455.

[48] Rau J, Knackmuss H J, Stolz A. Effects of different quinoid redox mediators on the anaerobic reduction of azo dyes by bacteria[J]. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36 (7) : 1497-1504.

[49] Nam S, Renganathan V. Non-enzymatic reduction of azo dyes by NADH[J]. *Chemosphere*, 2000, 40 (4) : 351-357.

(上接第 830 页)

[48] Lu J X, Wang H, Wu L H, et al. Electrosynthesis of cyclic carbonates from CO_2 and diols in ionic liquids under mild conditions[J]. *Int. J. Electrochem. Sci.*, 2011, 6 : 4218-4227.

[49] 中国化工学会, 中国化学会. 第一届国际有机电化学与工业研讨会暨第十一届全国有机电化学与工业学术会议论文集[C]. 杭州 : [出版者不详], 2008.

[50] 张丽. 电化学方法固定 CO_2 合成有机化合物的研究[D]. 上海 : 华东师范大学, 2007.

[51] Feroci M, Orsini M, Rossi L, et al. Electrochemically promoted C — N bond formation from amines and CO_2 in ionic liquid BMIm-BF_4 : Synthesis of carbamates[J]. *J. Org. Chem.*, 2007, 72 : 200-203.

[52] Feroci M, Chiarotto I, Orsini M, et al. Carbon dioxide as carbon source : Activation *via* electrogenerated O_2·-in ionic liquids[J]. *Electrochim. Acta*, 2011, 56 : 5823-5827.

(上接第 839 页)

[68] Romano R T, Zhang R H. *Co*-digestion of onion juice and wastewater sludge using an anaerobic mixed biofilm reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99 (3) : 631-637.

[69] Zhu J, Li Y. Experimental study on solid state anaerobic digestion of organic waste for methane production[C]//2009 Annual ASABE Meeting, 2009.

[70] Sievers D M, Brune D E. Carbon/nitrogen ratio and anaerobic digestion of swine waste[J]. *Transactions of the ASAE* [*American Society of Agricultural Engineers*] (*USA*), 1978, 21 : 537-541.

[71] Sharma S K, Mishra I M, Sharma M P, et al. Effect of particle size on biogas generation from biomass residues[J]. *Biomass*, 1988, 17 (4) : 251-263.

[72] Mshandete A, Björnsson L, Kivaisi A K, et al. Effect of particle size on biogas yield from sisal fibre waste[J]. *Renewable Energy*, 2006, 31 (14) : 2385-2392.

[73] Lindmark J, Leksell N, Schnürer A, et al. Effects of mechanical pre-treatment on the biogas yield from ley crop silage[J]. *Applied Energy*, 2012, 97 : 498-502.

[74] Angelidaki I, Ahring B K. Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure[J]. *Water Science & Technology*, 2000, 41 (3) : 189-194.

[75] Monlau F, Barakat A, Trably E, et al. Lignocellulosic materials into biohydrogen and biomethane : Impact of structural features and pretreatment[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2013, 43 (3) : 260-322.

[76] Dumas C, Ghizzi G, Rouau X, et al. Wheat straw milling effect on biogas production[C]//International Water Association, 12th World Congress on Anaerobic Digestion, Guadalajara, Mexico, 31 Oct—4 Nov., 2010.

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net