

述评与讨论

污水处理低碳运行策略与技术导向

郝晓地¹, 涂明¹, 蔡正清¹, 甘萍²

(1. 北京建筑工程学院 可持续环境生物技术研发中心, 北京 100044; 2. 北京城市排水集团有限责任公司, 北京 100044)

摘要: 二氧化碳(CO₂)等温室气体大量排放是导致全球气候变暖的主因, 为此“低碳”生产、生活方式渐渐成为当今社会的新宠。为论述“低碳”理念在污水处理方面的实际应用, 首先剖析污水处理与碳排放之间的关系, 明确发掘污水/污泥中有机能源对 CO₂ 的综合减排效果。其次, 从宏观和微观角度审视污水处理实现“低碳”运行的技术策略, 并在此基础上讨论实现低碳运行的技术途径。最后, 总结污水处理实现低碳运行的技术导向。

关键词: 污水处理; 低碳运行; 碳中和; 污泥能源; 细胞裂解; 低碳工艺

中图分类号: TU992 **文献标识码:** B **文章编号:** 1000-4602(2010)24-0001-06

Strategies and Technical Orientation for Low Carbon Operation in Wastewater Treatment Plants

HAO Xiaodi¹, TU Ming¹, CAI Zheng-qing¹, GAN Yirping²

(1. R & D Center for Sustainable Environmental Biotechnology, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China; 2. Beijing Drainage Group Co., Ltd., Beijing 100044, China)

Abstract Massive emission of greenhouse gases such as CO₂ results in global warming. For this reason, the life and production styles with low carbon have become appreciated. To demonstrate the concept and application of low carbon in wastewater treatment plants (WWTPs), the relationship between wastewater treatment and emission of CO₂ is firstly analyzed, and the net effect of sludge energy on reducing CO₂ emission is identified. Next, technical strategies of low carbon operation of WWTPs are reviewed from both macroscopic and microscopic aspects, and then technical approaches to achieving low carbon operation are fully discussed. Finally, the technical orientation towards achieving low carbon operation of WWTPs is logically finalized.

Key words wastewater treatment; low carbon operation; carbon neutral; sludge energy; cell disruption; low carbon processes

2009年11月哥本哈根全球气候高峰会议后, “低碳”迅速成为各国政府制定经济发展目标的重

要评价指标。“低碳”理念已经渗透到人类生产、生活的各个方面, 在污水处理行业也引起一场不小的

基金项目: 北京市属高等学校人才强教深化计划——高层次人才资助项目 (PHR20100508)

震动。在污水处理过程中,运行耗能也是造成能源行业 CO_2 直接排放的原因。传统意义上的污水处理主要对象——有机物(COD)是一种潜在的含能物质,实际上是一种绿色能源^[1]。相反,通过曝气、利用微生物代谢作用去除 COD 的做法无异于“以能消能”,是一种不可持续的处理方式。因此,将污水中的 COD 视为能源载体的崭新理念将有可能改变这一传统现状。鉴于此,美国已在 2009 年提出至 2030 年污水处理厂的运行将实现“碳中和(Carbon Neutral)”目标^[2]。这就需要污水处理工艺在能源“开源节流”方面大做文章,不仅着眼于开发污水和剩余污泥中所蕴藏的潜在能源,亦要从微观角度入手,研发与应用具有“低碳”功能的处理工艺。

针对上述现状,有必要从理论上首先明确污水处理与碳排放的关系,继而弄清发掘污水 COD 能源并将其合理利用所产生的 CO_2 综合减排效果。在此前提下,从宏观与微观角度审视污水处理过程的低碳运行策略,讨论实现低碳运行的技术途径。最后,提出引导污水处理行业走向低碳运行之路的技术导向。

1 污水处理与碳排放关系

传统(好氧)污水生物处理工艺以能(供氧)消能(有机物),并直接或间接地向大气释放大量的 CO_2 。从能量利用与温室气体排放控制的角度综合衡量,这种方式与可持续发展的战略是相悖的。作为污水中的主要有机污染物 COD 最终稳定至 CO_2 是它的自然归宿^[1],然而使 COD 最终稳定至 CO_2 却存在着两种不同的技术途径^[1]: ①传统方式,即依靠消耗外部能源供氧使 COD 直接生物氧化稳定至 CO_2 ; ②可持续方式,即先使 COD 形成含能物质(CH_4 、 H_2 等),待利用其中的化学能后再稳定至 CO_2 。

不论通过何种方式,污水中的 COD 最终都会形成 CO_2 。但通过可持续方式可大大减少对外部能源的使用量(甚至不用),也就相当于减少了外部能源发电时产生的 CO_2 排放量。换言之,以消耗大量外部能源消除污水中含能物质(COD 或 BOD)的最终结果实际上是形成了一种污染转嫁方式,即在使污水得到净化的同时却因消耗大量外部能源产生了 CO_2 而污染大气。

实际上,污水中的 COD 含有大量化学能,每千克 COD 约能产生 $0.14 \times 10^8 \text{ J}$ 的代谢热^[3,4]。因此,

对污水中潜在的有机能源进行回收与利用有着重要的现实意义,对污水处理工艺低碳运行有着举足轻重的作用。

2 污水处理低碳运行策略

谈及污水处理厂的节能降耗,人们往往关注的只是曝气、回流、污水、污泥提升等主要耗能环节。事实上,剩余污泥中蕴藏有大量可以开发的有机能源。但是人们对此往往只是意会,并没有付诸多少实际行动。进言之,污水处理在运行机理上亦存在着许多潜在节能环节与工艺。

即使在曝气、回流、污水、污泥提升等宏观环节,节能降耗大多也只停留在经验层面,很少涉及水量、水质动态变化下的优化运行能耗问题。更多的污水处理厂只设计水处理工艺,而将污泥视为一种负担,直接弃之。许多污水处理工艺在设计时便先天不足,几乎没有从机理上把握和运用具有潜在节能效果的环节与工艺。因此,有必要从宏观与微观角度去深刻理解节能及低碳运行问题,从而得出有关污水处理低碳运行之策略。

2.1 宏观角度

剩余污泥作为一种潜在的绿色能源已无争议,在国外,将污泥中的有机物转化为可利用能源的策略已经或正在实施。然而,在我国这一策略的推广却困难重重。这主要是政府部门在宏观政策上存在认识上的不足,以至于污水处理行业把污泥转化能源看作是不划算的亏本买卖,这就进一步阻碍了相关技术的研发与应用。为此,政府部门应该向国外(特别是欧洲国家)学习,制定出鼓励从污泥中转化能源的经济政策(如采用污泥能源发电予以政府补贴等行政手段)。在技术层面,污泥转化能源有传统产甲烷途径与当今生物产氢途径。无论是产甲烷还是产氢途径,剩余污泥细菌细胞裂解问题是制约能源转化效率的瓶颈。如果细胞不能有效裂解,胞内有机物便不能完全释放,必然导致厌氧消化效率较低。因此,污泥转化能源的技术关键实际上集中在“细胞裂解”之上。换言之,对污泥厌氧消化的预处理研究将是污泥能源转化的技术所在。

污水处理工艺运行能耗主要是指在污水处理过程中直接消耗的电能,主要用于污水、污泥的提升、生物处理单元的曝气、混合、推进、污泥浓缩、脱水、污泥混合液的回流等环节。其中,污水生物处理和污泥处理单元能耗约占污水处理厂直接能耗的

60% ~ 90%^[5]。因此, 污水处理工艺要想实现低碳运行, 确实需要在污水生物处理和污泥处理这两个单元进行优化改进。一般的污水处理工艺设计在曝气、回流等运行环节往往采用定值运行, 而实际污水无论水量还是水质均在时刻变化, 恒定的曝气与回流运行控制与其不相匹配, 从而造成能量浪费或出水水质难以达标。这就需要一种能应对动态水量、水质变化的运行控制技术, 使曝气量、回流量与水量、水质实时匹配。在此方面, 已经开始广泛应用的在线检测技术与数学模拟技术相结合可发挥巨大的应用潜力。

此外, 污水处理过程中外加碳源与化学药剂也会造成一种间接能耗。为此, 应该尽量避免在污水处理过程中投加碳源和使用化学药剂。这对于强调脱氮除磷的污水处理工艺来说尤为重要, 应尽量利用生物作用进行脱氮除磷, 而非主动采取化学方式; 低碳源污水中 COD/P 值偏低的问题可以采用厌氧上清液侧流磷回收的方式加以解决^[6]。

2.2 微观角度

目前, 污水处理已从单一对有机物 (COD) 的去除转变为以氮、磷为主要的去除目标。所以, 生物营养物去除 (BNR) 工艺^[3]已成为日益盛行的处理工艺。在 BNR 工艺中, 短程硝化/反硝化、反硝化除磷及厌氧氨氧化等工艺均具有巨大的低碳运行潜力。

2.2.1 短程硝化/反硝化

在传统脱氮途径中, 硝化/反硝化生物脱氮途径存在大量的能耗问题。事实上, 硝化过程分为两步, 即氨氮 (NH_4^+) 转化为亚硝酸氮 (NO_2^-) 的亚硝化过程与亚硝酸氮 (NO_2^-) 转化为硝酸氮 (NO_3^-) 的硝化过程^[1]。若硝化能停留在亚硝化阶段, 并从 NO_2^- 开始反硝化, 则可以节省 25% 的 O_2 和 40% 的 COD (见图 1)。可见, 稳定、经济地实现亚硝化成为短程硝化/反硝化即低碳脱氮途径的技术关键。

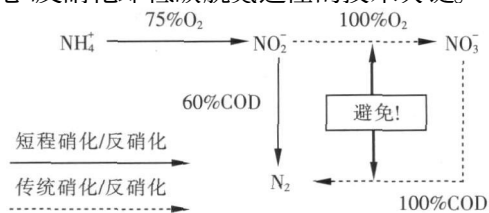


图 1 传统与短程硝化/反硝化脱氮途径

Fig 1 Pathways of conventional and partial nitrification/denitrification

2.2.2 反硝化除磷

传统观念认为, 生物脱氮与除磷是彼此独立、互不相关的两个过程, 即脱氮与除磷是在两类完全不同细菌作用下完成的生物过程。然而, 工程实践中却发现自然界存在一类可以在缺氧环境下过量摄磷的细菌, 在摄磷的同时将 $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$ 还原为 N_2 (反硝化), 这类细菌被称为反硝化除磷菌 (DPB) (见图 2)。实际上, 将传统反硝化脱氮与生物除磷有机结合在一起, 可以节省约 50% 的 COD 和 30% 的 O_2 ^[11]。可见, DPB 细菌在低碳运行方面有着举足轻重的作用。

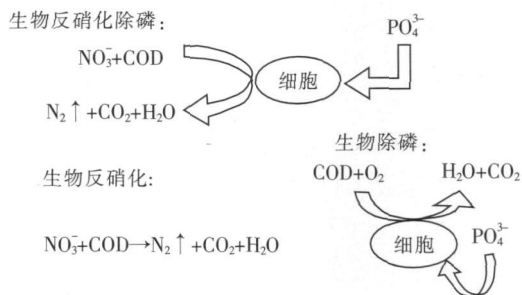


图 2 反硝化除磷与传统反硝化和除磷过程示意

Fig 2 Processes of denitrifying phosphorus removal and conventional denitrification/biological phosphorus removal

2.2.3 厌氧氨氧化

20 世纪 80 年代末发现的一种氮氮转化新途径——厌氧氨氧化 (ANAMMOX)^[11], 将生物脱氮过程提升为可持续方式。因为这一途径是在厌 (缺) 氧环境下以 NO_2^- 作为电子受体直接氧化到 N_2 的过程, 并不涉及供氧及碳源消耗问题, 所以这是一个典型的氨氮低碳转化途径 (见图 3)。

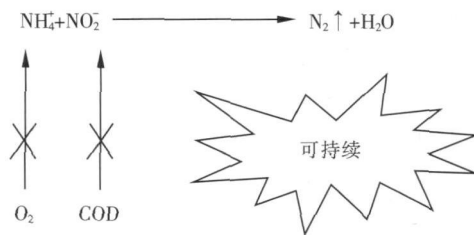


图 3 厌氧氨氧化过程示意

Fig 3 ANAMMOX process

3 实现低碳运行的技术途径

污水处理低碳运行策略可概括为能源上的“开源”与“节流”两个方面。通过发掘污水/污泥中的有机能源, 妥善利用太阳能甚至风能这样的“开源”方式, 再加上应用具有低碳潜能的工艺过程和工艺优化运行、提高设备能效等“节流”措施, 将构成污

水处理低碳运行的主要技术途径。

3.1 能源回收与利用

3.1.1 有机能源回收

剩余污泥一般存在 3 种能源转化技术途径^[7]:

①污泥直接焚烧发电。这种方式能量转化效率虽然高达 80%, 但污泥焚烧所需设备较多、成本很高, 所以实际应用的工程实例并不多见。②污泥厌氧消化产甲烷。污泥中蕴藏的有机能源转化为甲烷 (CH_4) 后发电的能量转化效率一般虽只有 50% ~ 60%, 但是所需技术和设备较为简单, 容易工程化。③生物制氢。通过控制厌氧消化过程可能获得氢气 (H_2), 但是生物产氢能量转化效率较低, 难以突破 30%。加之从 COD 中产氢的同时必然伴随着 CO_2 的释放, 以至于这种产氢方式实际上并非清洁能源。综合 3 种污泥能量转化方式, 污泥厌氧消化产 CH_4 方式显得适中, 因此已成为目前污泥能源转化的主要方式。

然而, 剩余污泥中微生物细胞在传统厌氧方式下难以完全裂解而释放胞内有机质, 这就限制了 CH_4 的转化效率, 以至于“细胞破壁”(即细胞裂解)成为污泥厌氧消化预处理的技术关键。有关污泥消化预处理技术目前研究较多, 主要归纳为物理/机械、化学、生物以及联合处理等几大类。物理方法有超声波^[8]、微波^[9]、聚焦脉冲^[10]、热解^[11, 12]和冻/融^[13]等技术; 机械方法包括旋转球磨预处理^[14]、高压均质机预处理^[15]、文丘里管系统预处理^[16]、溶胞离心预处理^[17]等; 化学方法中研究较多的是碱^[18]和臭氧^[19]处理方法, 还有氯气、过氧化氢、POMS(过硫酸盐)和 DMDO(二甲基过氧化酮)等^[20, 21]方法; 生物方法主要是生物酶和生物强化预处理技术^[22, 23]; 联合处理主要是指物理/机械与化学方法的联合使用, 包括微波与 H_2O_2 联合处理^[20]、热与 H_2O_2 联合处理^[24]、微波与碱联合处理^[25]、热与碱联合预处理^[18]等。

3.1.2 污水中物理热能的利用

污水中的物理热能一般并不被人们注意而大量流失, 这显然与低碳运行策略相悖。当前, 污水中的物理热能利用主要有两种方式: ①将污水的物理热能直接应用于处理工艺之中。SHARON(中温亚硝化)^[11]和 BABE(生物强化/间歇富集)技术^[11]便是利用污泥消化液中的余温(30℃左右), 不仅为生物处理提供了最佳的环境条件, 亦避免了外加能源的消耗。②利用热泵技术回收低位热能。污水四季温

度变化小、流量大而稳定、贮存热量大, 因此, 污水中蕴含的低位物理热能被公认是可开发利用的清洁能源, 已成为国内外应用的热点。目前, 挪威、瑞典、日本等国非常重视对这一能源的利用; 挪威奥斯陆早在 1980 年便开始利用城市污水作为低温热源回收污水中的物理热能, 第一台热泵机组于 1983 年投入使用^[26]。我国在利用热泵技术回收低位热能方面尚处于起步阶段, 发展潜力巨大。

3.1.3 太阳能、风能的利用

除污泥有机能源、污水物理热能等开源途径外, 美国、欧洲等国家已提出了在污水处理曝气池上铺设太阳能板收集太阳能的设想^[21]。在曝气池上铺设太阳能板不仅可以利用太阳能, 亦可以起到密闭保温与收集有毒、有害气体(如硫化氢、氮氧化物)进行集中处理的作用。

为达到污水处理“碳中和”的目的, 美国、欧洲等国家甚至提出建立风力发电机组的大胆设想^[21]。在适合建立风机的风场发电, 以“碳信用(Carbon credit)”方式可以就近按“碳权”交易获取等量当地能源。

3.2 低碳处理工艺的研发与应用

3.2.1 反硝化除磷工艺

反硝化除磷可以将生物脱氮与除磷合二为一, 不仅节省碳源, 而且可将多余的 COD 转化为 CH_4 能源。较早的南非 UCT 工艺及目前盛行的 A^2/O 工艺虽然在研发时并没有意识到 DPB 细菌的存在, 但是这种厌氧 $\rightarrow$ 缺氧 $\rightarrow$ 好氧动态循环的工艺流程恰恰是 DPB 细菌繁殖、生长的必要动态环境。实际上, 对 DPB 细菌的发现与认识便是源于 UCT 与 A^2/O 工艺。

目前, 已经十分成熟的反硝化除磷工艺——BCFS[®]^[11], 极大地改进了 UCT 工艺性能, 将 DPB 细菌的生存环境与运行控制做到了极致。一种演示反硝化除磷能力的双污泥工艺—— $\text{A}_2\text{N}^{[1]}$ 已向人们充分展示了 DPB 细菌在同步脱氮除磷中的巨大能力与潜力。然而, 这种工艺需要设置高效中间沉淀池, 且在实际应用中很难保证充足的 NO_3^- 电子受体。所以, A_2N 难以成为工程应用的实际工艺。

3.2.2 自养脱氮工艺

厌氧氨氧化(ANAMMOX)过程实现的前提是需要有足够的 NO_2^- 作为电子受体。因此, 这种自养脱氮技术的核心是首先实现短程硝化。当前, 工程上实

现短程硝化的技术有中温亚硝化 (SHARON) 和生物膜内亚硝化 (CANON) 两种^[1]。

荷兰鹿特丹 DOKHAVEN 污水厂已将 SHARON 与 ANAMMOX 成功用于污泥消化液的高氮处理^[1], 其他工程应用也陆续在荷兰、日本、中国等国家开展。与传统硝化/反硝化过程相比, SHARON 与 ANAMMOX 的组合工艺可使 CO₂ 排放量减少 88%、运行费用减少 90%^[1]。

继 SHARON 与 ANAMMOX 的组合自养脱氮工艺之后, 2007 年起在荷兰已有两处 CANON 工程应用实例, 分别用于土豆加工和制革废水的高氨氮处理^[27, 28]。目前, 由同一荷兰公司承建的 2 座 CANON 反应器 (用于玉米淀粉等高氮废水的处理) 正在或将在我国运行, 其中一座处理能力为 11 N/d 它是迄今为止全球氮处理能力最大的 CANON 装置。

3.3 设备能效提高与工艺优化运行

污水处理厂进水量和水质随时间、季节变化而时刻波动, 所以污水/污泥提升泵、回流泵和鼓风机等动力设备并非时刻处于最佳运行状态。为此, 有必要采取技术措施来消除不必要的能量浪费。采用交流变频调速技术^[29, 30]可以实现精准曝气、合理控制回流量, 从而保证设备处于高效运行状态, 使处理工艺处在最佳运行工况。然而, 运用交流变频调速技术的前提是需对实际水质、水量变化特性及时了解。在此方面, 水质、水量在线监测技术可以起到在线信息实时传递的作用。其实, 在线监测仪表不仅能实时解读水质、水量信息, 更为重要的是还可以与数学模拟技术相结合, 优化工艺运行, 从而实时提供变化水量、水质情况下对应的曝气量、回流量等控制参数, 为变频调速设备提供准确的调控指令。

曝气设备动力效率与氧转移效率的提高显然有助于污水处理厂的低碳运行。所以, 研发新型的曝气设备也是污水低碳运行的一个技术方向。

在污水处理过程中, 减少碳源、化学药剂的投加有助于降低间接能耗。所以, 应从污水处理工艺入手, 充分利用工艺内部单元特点, 采取技术手段实现药剂低投量甚至无化学药剂投加而达到强化脱氮除磷的目的。例如, BCFS[®] 工艺通过厌氧上清液侧流化学除磷方式可相对提高进水的 COD/P 值, 不仅省去了碳源投加, 而且还可以回收有限的磷资源^[7]。

4 低碳运行技术导向

对污水处理低碳运行策略与技术途径进行分

析、讨论及揭示, 认为污水处理低碳运行应该从宏观经济政策和低碳工艺环节等软、硬两个方面入手。

宏观经济政策上, 政府部门应高屋建瓴、统领全局, 加大在生物污泥等可再生能源利用方面的政策支持力度, 并以经济补贴方式鼓励污水处理厂将剩余污泥作为满足自身能耗需求的可再生能源。在技术层面上, 积极研发并应用技术、经济适中的污泥厌氧消化“细胞破壁”预处理技术。无论是升级改造还是新的污水处理工艺设计, 应优先考虑具有节省碳源的 BNR 工艺, 如 A²/O、UCT、BCFS[®]、SHARON、ANAMMOX、CANON 这样的低碳工艺应优先采用。与此同时, 应注意提高设备能效并优化工艺运行。

总之, 污水处理低碳运行技术导向总则是: 标本兼治, 治标应先治本。以开发污泥中有机能源为核心、以微观低碳机理为先导、以工艺优化运行为手段、以设备能效提升作辅助, 再加上审时度势地考虑太阳能、风能的使用, 污水处理不仅能实现低碳运行, 甚至完全有可能逼近“碳中和”这一终极目标。

参考文献:

- [1] 郝晓地. 可持续污水-废物处理技术[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2006
- [2] Force J. Encouraging energy efficiency in US wastewater treatment[J]. Water 21, 2009 (12): 32-34
- [3] 郝晓地, 汪慧贞, 钱易, 等. 欧洲城市污水处理技术新概念——可持续生物除磷脱氮工艺 (上) [J]. 给水排水, 2002, 28(6): 6-11.
- [4] 郝晓地, 汪慧贞, 钱易, 等. 欧洲城市污水处理技术新概念——可持续生物除磷脱氮工艺 (下) [J]. 给水排水, 2002, 28(7): 5-8
- [5] Eisenhardt P, Waltrip G D. Improving wastewater treatment plant operations efficiency and effectiveness[J]. Water Environ Res Found, 1999, 30(2): 628-634
- [6] 郝晓地, 张璐平, 胡沅胜, 等. 侧流化学磷回收强化生物除磷的模拟预测与试验验证 [J]. 环境科学学报, 2009, 29(11): 2274-2281.
- [7] 郝晓地, 赵义, 仇付国, 等. 从微观机理认识污水处理厂的节能减排 [J]. 中国给水排水, 2008, 24(4): 90-94
- [8] Bougrier C, Abasi C, Delgenes J P, et al. Effect of ultrasonic thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilization and anaerobic biodegradability [J]. Che Eng Process, 2006, 45(8): 711-718
- [9] Eskicioglu C, Droste R L, Kennedy K J. Performance of

- anaerobic waste activated sludge digesters after microwave pretreatment[J]. *Water Environ Res* 2007, 79(11): 2265– 2273
- [10] Rittmann B E, Lee H S, Zhang H, *et al*. Full scale application of focused-pulsed pretreatment for improving biosolids digestion and conversion to methane[J]. *Water Sci Technol* 2008, 58(10): 1895– 1901.
- [11] Borges E S M, Chemicharo C A L. Effect of thermal treatment of anaerobic sludge on the bioavailability and biodegradability characteristics of the organic fraction[J]. *Brazilian J Chem Eng* 2009, 26(3): 469– 480.
- [12] Harklia N, Umur Y, Loannis V, *et al*. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge: Effect of pretreatment at elevated temperature[J]. *Water Res* 2003, 37(19): 4561– 4572.
- [13] Xie M, Shi Z, Liu X B, *et al*. Influential factors of freezer-thaw conditioning of sludge from water purification plant[J]. *Ind Water Wastewater* 2008, 39(6): 92– 95.
- [14] Baier U, Schmidheiny P. Enhanced anaerobic degradation of mechanically disintegrated sludge[J]. *Water Sci Technol* 1997, 36(11): 137– 143.
- [15] Onyiche T. Sewage sludge as source of energy[A]. *Proceedings of the WA Specialized Conference on Sustainable Sludge Management State of the Art Challenges and Perspectives*[C]. Moscow: WA Publishing 2006.
- [16] Dohányos M, Zábranská J, Kutil J, *et al*. Improvement of anaerobic digestion of sludge[J]. *Water Sci Technol* 2004, 49(10): 89– 96.
- [17] Kim H J, Nguyen D X, Bae J H. The performance of the sludge pretreatment system with venturi tubes[J]. *Water Sci Technol* 2008, 57(1): 131– 137.
- [18] Vlyssides A G, Karlis P K. Thermal alkaline solubilization of waste activated sludge as a pretreatment stage for anaerobic digestion[J]. *Bioresour Technol* 2004, 91(2): 201– 206.
- [19] Goel R, Tolstom i T, Yasui H, *et al*. Optimal process configuration of anaerobic digestion with ozonation[J]. *Water Sci Technol* 2003, 48(4): 85– 96.
- [20] Eskicioglu C, Prorot A, Marin J, *et al*. Synergetic pretreatment of sewage sludge by microwave irradiation in presence of H_2O_2 for enhanced anaerobic digestion[J]. *Water Res* 2008, 42(18): 4674– 4682.
- [21] Dawil R, Appels L, Baeyens J, *et al*. Peroxidation enhances the biogas production in the anaerobic digestion of biosolids[J]. *J Hazard Mater* 2007, 146(3): 577– 581.
- [22] Dursun D, Turkmen M, Aburor M, *et al*. Enhanced sludge conditioning by enzyme pretreatment: comparison of laboratory and pilot scale dewatering results[J]. *Water Sci Technol* 2006, 54(5): 33– 41.
- [23] Tepe N, Yurtsever D, Mehmet R J, *et al*. Odor control during post digestion processing of biosolids through bioaugmentation of anaerobic digestion[J]. *Water Sci Technol* 2008, 59(4): 589– 594.
- [24] Camacho P, Deleris S, Geaugey V, *et al*. A comparative study between mechanical, thermal and oxidative disintegration techniques of waste activated sludge[J]. *Water Sci Technol* 2002, 46(10): 79– 87.
- [25] Dogan I, Sanin F D. Alkaline solubilization and microwave irradiation as a combined sludge disintegration and minimization method[J]. *Water Res* 2009, 43(8): 2139– 2148.
- [26] Back N C, Shin U C. A study on the design and analysis of a heat pump heating system using wastewater as a heat source[J]. *Solar Energy* 2005, 78(3): 427– 440.
- [27] Abma W R, Driessen W, Haanhuys R, *et al*. Upgrading of sewage treatment plant by sustainable and cost effective separate treatment of industrial wastewater[J]. *Water Sci Technol* 2010, 61(7): 1715– 1722.
- [28] Abma W, Schultz C, Mulder J W, *et al*. The advance of Anammox[J]. *Water* 2007, (2): 36– 37.
- [29] Oh H W, Chung M K. Optimum values of design variables versus specific speed for centrifugal pumps[J]. *Proc Inst Mech Eng* 1999, 213(3): 219– 219.
- [30] Parkinson G. Pump optimization program promises big energy savings[J]. *Plant Eng* 2005, 59(9): 51– 51.

E-mail: haoxiad@bucea.edu.cn

收稿日期: 2010- 11- 01

节约为本, 治污优先