

述评与讨论

侧流污泥生物强化技术及其在污水厂升级改造中的适用性

刘智晓¹, 胡春萍¹, 詹卫东², 刘敏², 杨蛟云¹

(1. 首创爱华<天津>市政环境工程有限公司, 天津 300060; 2. 北京首创股份有限公司, 北京 100028)

摘要: 严峻的水环境形势使得我国许多地区的污水厂正面临提标改造,但是进水碳源不足、规划场地受限等诸多因素一直困扰升级改造工艺的选择,常规的应对技术又具有投资大、运行费用高等不足,未必适合我国大部分地区采用,因此甄选投资及运行费用低廉的具有可持续发展特性的新工艺、新技术显得迫在眉睫。侧流污泥生物强化技术近些年在国外得到快速发展和应用,对其中的侧流污泥水解技术、侧流污泥原位生物富集技术、侧流腐殖土污泥培养技术进行了介绍,并对其在升级改造中的适用性进行了分析。

关键词: 侧流处理系统; 水解; 生物扩增; 升级改造; 挥发性脂肪酸

中图分类号: X703 文献标识码: B 文章编号: 1000-4602(2010)16-0001-06

Side-stream Sludge Bio-augmentation Technologies and Their Applicability in Upgrading and Reconstruction of Wastewater Treatment Plants

LIU Zhi-xiao¹, HU Chun-ping¹, ZHAN Wei-dong², LIU Min², YANG Jiao-yun¹

(1. Capital Aihua <Tianjin> Municipal and Environmental Engineering Co. Ltd., Tianjin 300060, China; 2. Beijing Capital Co. Ltd., Beijing 100028, China)

Abstract: Most wastewater treatment plants are facing with upgrading and reconstruction due to the severe situation of water environment in China. However, the choice of upgrading technologies is hindered by lack of influent carbon source, limited proposed land and many other factors. Because of high investment and operating cost, conventional technologies may not be suitable for use in most parts of China. Therefore, the selection of new process and technology with low investment and operating cost and sustainable development appears urgent. Side-stream sludge bio-augmentation technology has developed and applied rapidly abroad in recent years. Side-stream sludge hydrolysis, in-situ bio-concentration and humus sludge culture are introduced, and their applicability in the upgrading and reconstruction is analyzed.

Key words: side-stream treatment system; hydrolysis; bio-augmentation; upgrading and reconstruction; volatile fatty acids

随着我国面临日益严峻的环境压力,各地对污水处理厂出水水质提出了日益严格的要求,常规污水处理工艺面临提标改造。我国污水厂提标升级改造面临的主要问题是进水有机碳源不足及场地限制

等,进水碳源的不足直接影响了生物除磷(EBPR)效果及对TN的去除效率,改造方案不得不考虑采用化学除磷,外加碳源强化反硝化实现对TN的去除。另外,提标改造往往需要扩建生物池池容,但是

有限的污水厂占地使得确定改造方案时显得捉襟见肘。国外近些年得到快速发展和应用的侧流污泥生物强化技术为解决上述问题提供了一个崭新的思路。

1 侧流污泥水解技术

1.1 污泥水解方式比较

近些年,基于利用污水厂“内碳源”的污泥处理技术逐步得到研究和工程化应用^[1],利用污泥厌氧水解可以产生易生物降解有机物(RBCOD)和挥发性脂肪酸(VFAs)^[2],可以有效补充进水 RBCOD 及 VFAs 的不足,强化对营养盐的去除。

城市污水处理厂的污泥可分为初沉污泥和活性污泥,现有的研究表明,两种污泥经过水解、发酵后都能够产生 RBCOD 及 VFAs,因而都可以作为污水厂的内碳源^[3]。但是两者在应用方式、水解产率及对后续工艺的影响等方面存在较大差异,因此具体选择何种污泥进行水解产酸要视情况而定。初沉污泥和剩余活性污泥主要区别如下:

① 在工艺构型及水解产物利用方式上的差异。初沉污泥水解需要将水解池中的浓缩污泥进行回流,通过上清液的分离实现水解产物的利用,因而相当一部分水解产物被吸附滞留在回流的泥相中。研究表明,只有将初沉池污泥含固率从 2% 浓缩到 8%,75% 的污泥水解产物才能被利用^[4]。但活性污泥水解池无需采用浓缩污泥回流系统,挟带水解产物的泥水混合液直接进入厌氧池,因而对水解产物利用率可达 100%,设备投资及工艺复杂程度低。

② 水解产率的差异。通常情况下,在同样的 SRT 条件下初沉污泥水解 VFAs、溶解性 COD (SCOD) 的产率要高于活性污泥。Andreasen 等^[5]研究发现初沉污泥在 20 °C 时水解后,SCOD 占总 COD 的 9% ~ 16%,而活性污泥 SCOD/TCOD 仅为 2.5%。但 Yuan Q 等人最新的研究表明,只要 SRT 稍长一些,活性污泥水解一样能取得较高的水解产率,其中 SRT 及 MLSS 对活性污泥水解产率有显著影响^[6]。另外,还需要说明的是,初沉池污泥水解产物成分不如活性污泥稳定,尤其是当污水收集于地势平坦的长距离排水管网系统^[7]。

另外,虽然初沉污泥水解产率高于活性污泥,但是初沉污泥发酵易产生较为严重的恶臭问题^[3],需要增设除臭设施。

基于上述两种污泥的水解特性,研究者开始关

注污水厂剩余活性污泥的利用^[8],在实现污泥减量的同时,可充分利用污泥作为“内碳源”,用于补充进水碳源不足,进而改善污水处理工艺的脱氮除磷效果^[9]。

1.2 活性污泥水解方式的选择

典型的活性污泥水解流程见图 1。

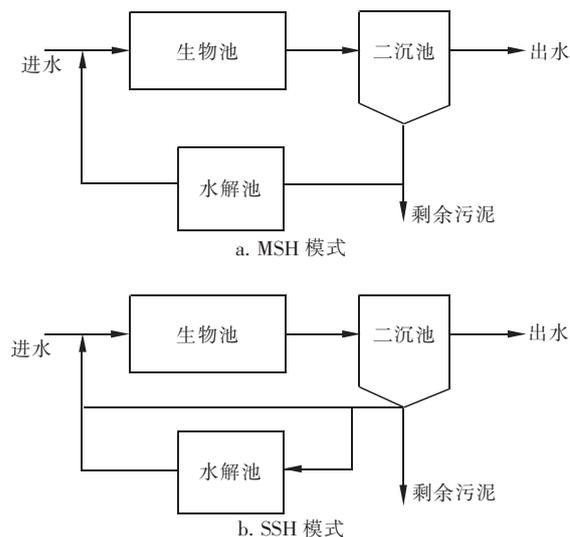


图1 两种活性污泥水解工艺流程

Fig. 1 Flow chart of two activated sludge hydrolysis processes

其中方式 a 是全回流水解,可称之为主流污泥水解工艺(MSH),即全部回流活性污泥都经过厌氧水解池进行水解,此方式需要建设较大容积的水解池,投资较大,设计停留时间通常选择 2 ~ 4 h,此种方式适于污水厂具有较大占地且进水碳源严重不足的情况。方式 b 为典型的侧流污泥水解工艺(SSH),只有 2% ~ 8% 的回流污泥量进入厌氧水解池进行发酵产酸,设计停留时间通常选择 24 ~ 72 h,该方式适于厂区占地受限、进水碳源不足时选用。对于 SSH 的工艺设计,停留时间及厌氧泥龄的选取主要取决于进水 COD/TP 值,当进水 COD/TP 值为 50 ~ 60 时,SSH 池的厌氧泥龄可选总泥龄的 13% ~ 20%,据此核算 SSH 池容。对于影响污泥水解产物及效率的环境因子,研究表明,碱性条件(pH = 9 ~ 11)及酸性条件(pH = 4 ~ 5)都可以改善 SCOD 的产生率,但是碱性环境更有利于 SCOD 的产生^[8]。

1.3 侧流污泥水解方式应用情况及适用性分析

目前,侧流污泥水解工艺在北欧一些国家(如瑞典、丹麦)有较多研究和应用,主要归因于这些国家的许多污水厂进水 RBCOD 及 VFAs 浓度较低,影

响生物脱氮除磷效果,因此比较关注污泥水解的应用。

从 1996 年至今,丹麦有 30 余座污水厂采用侧流活性污泥水解工艺以改善污水厂的除磷效果,如 Aalborg 市的西部污水厂,进水 RBCOD 平均为 150 mg/L, VFAs 却不足 1 mg/L,这严重影响了活性污泥工艺的 EBPR 效率。Vollertsen 等人通过对位于丹麦 Aalborg 市东、西两座污水厂的 SSH 工艺研究表明^[10], SSH 可以降低工艺对进水 RBCOD 的依赖,能显著改善生物处理系统 EBPR 效果,根据对 SSH 工艺物料平衡计算可知,东污水厂通过污泥水解可以产生 RBCOD 约 136 mg/L,其中约 89 mg/L 被聚磷菌(PAOs)储存利用;西污水厂水解可以产生 RBCOD 约 149 mg/L,其中约 63 mg/L 被 PAOs 储存利用。

我国目前在城镇污水厂升级改造中遇到的主要水质问题也是碳源不足,这一直在困扰着工艺的选择。在低碳源条件下,由于可利用有机物有限,反硝化菌与 PAOs 对基质的竞争使系统氮、磷(尤其是磷)去除效果变差^[11]。为了强化对磷及 TN 的去除效果,经常迫不得已采用的手段是增加化学除磷及投加外部碳源(如甲醇等),虽然这种方式可以满足严格的出水水质要求,但是无疑会导致昂贵的运行费用,同时外碳源的投加也会增加污水厂的污泥产量,这在我国一些经济欠发达地区未必可取。侧流污泥水解无疑为此提供了一个既能解决碳源不足的问题,又能实现污泥减量的理想方式,因而是可持续的处理技术,充分利用污水厂“内碳源”思想是值得借鉴的。

2 侧流污泥原位生物扩增技术

2.1 基本原理

现代分子生物技术分析表明,活性污泥中自养菌数量仅占总生物量的 1% ~ 3%,只要自养菌数量有少许增加,系统的硝化性能就会有显著改善^[12]。近些年,侧流原位生物扩增技术(Side-Stream In situ Bio-augmentation, SSIBA)得到研究和应用,SSIBA 不但可以充分利用污水厂污泥处理系统尤其是污泥消化工艺排放的富氮上清液(reject water),更为关键的是该技术可以原位培养扩增适于本厂水质特性的硝化菌并释放到生物处理系统内,因而减小了硝化对生物处理系统泥龄(SRT)的要求,其典型工艺流程见图 2。

通过比较侧流生物扩增工艺与常规处理工艺对满足硝化功能的最小理论泥龄 SRT_{min} 的不同要求,可以定量分析 SSIBA 技术对降低活性污泥系统理论泥龄的贡献水平。

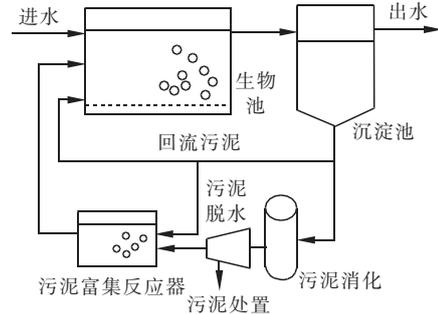


图 2 侧流污泥原位生物扩增工艺流程示意

Fig. 2 Schematic diagram of side-stream sludge in-situ bio-augmentation process

根据“增殖速率 = 生长速率 + 补充速率 - 衰减速率 - 洗出速率”物料平衡原理,分别建立适用于常规处理工艺与侧流污泥原位生物扩增工艺的硝化菌增殖速率数学模型。

① 对于常规处理工艺,无“补充速率”项,“洗出速率 = C_A/SRT ”^[13],建立物料平衡如下:

$$\frac{dC_A}{dt} = \mu_{max} \frac{C_N}{C_N + K_N} C_A - \kappa_d C_A - \frac{C_A}{SRT} \quad (1)$$

式中 C_A ——硝化菌浓度, g/m^3

μ_{max} ——硝化菌的最大比增殖速率, d^{-1}

C_N —— $NH_3 - N$ 底物浓度, g/m^3

K_N ——半饱和常数, g/m^3

κ_d ——自养菌内源衰减系数, d^{-1}

SRT ——泥龄, d

稳态条件下,可以得出常规工艺满足硝化要求的最小泥龄 SRT_{min}^B (推导过程略):

$$SRT_{min}^B = \frac{C_N + K_N}{C_N \mu_{max} - \kappa_d (C_N + K_N)} \quad (2)$$

② 对于 SSIBA 工艺,由于在系统流程上添加了一个独立的硝化菌原位富集培养器,并引入硝化菌比补充速率 κ_{add} ,根据物料平衡等式,可以得出稳态状况下侧流生物扩增工艺所需的满足硝化要求的最小泥龄(推导过程略),具体见下式:

$$SRT_{min}^B = \frac{C_N + K_N}{C_N \mu_{max} - (\kappa_d - \kappa_{add}) (C_N + K_N)} \quad (3)$$

式中 κ_{add} ——硝化菌的比补充速率, d^{-1}

比较式(2)、(3),有:

$$\frac{SRT_{min}^B}{SRT_{min}} = \frac{1}{1 + \frac{\kappa_{add}(C_N + K_N)}{C_N \mu_{max} - \kappa_d(C_N + K_N)}} = \frac{1}{1 + \kappa_{add} \times SRT_{min}} \quad (4)$$

由式(4)可知 $SRT_{min}^B \leq SRT_{min}$, 说明由于 SSIBA 技术在系统内部增设了硝化菌扩增培养反应器, 使得处理工艺对满足硝化要求所需的最小理论泥龄降低, 即带有 SSIBA 技术的活性污泥工艺可以在“短泥龄”条件下运行。同时式(4)也显示, 硝化菌补充速率越高, 侧流污泥扩增工艺所需的最小泥龄越低。

图3给出了按式(3)计算出的不同温度、不同硝化菌比补充速率条件下的最小 SRT(公式中特征参数取值见文献[13])。可知, 温度越低, SSIBA 技术优势体现越明显。

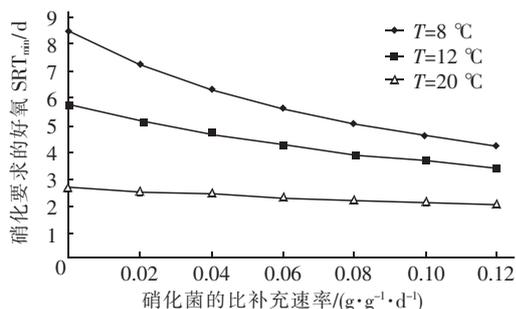


图3 不同温度下 SSIBA 工艺对处理系统最低好氧泥龄的影响

Fig. 3 Effect of SSIBA on minimum aerobic sludge retention time at different temperatures

2.2 SSIBA 技术的应用情况

目前侧流污泥原位生物扩增技术在北欧、北美等国家有较多研究和工程应用, 如捷克研究者开发的“R - An - D - N”工艺, DHV 公司和 Delft 大学共同开发的 BABE[®] (bio-augmentation batch enhanced) 工艺, 北美应用较多的 InNitri[®] (Inexpensive Nitrification) 工艺, 其基本原理都是基于利用富氮液作为氮源, 以部分回流污泥作为种泥进行硝化菌的原位富集扩增。捷克利用原位污泥扩增技术, 已经成功实现 30 余座污水厂的升级改造, 且越来越多的污水厂在逐步推广使用该技术^[14], 部分业绩见参考文献[12]。捷克的使用经验表明, 侧流污泥原位富集技术不但可以获得稳定的硝化效率, 即使在低温 (< 12 °C) 下也能获得良好的硝化效果; 同时, 与不采用原位扩增技术的常规工艺相比, 在污水厂的升级改造中采用该技术, 可使生物池池容减小 25%, 投资

降低 15%, 运行费用比常规处理工艺降低 5% ~ 10%^[12]。

荷兰对污水处理厂升级改造的经验表明, 应用 BABE[®] 工艺, 在获得稳定硝化性能的前提下, 污水厂可以在低于硝化要求的最小理论 SRT_{min} 下运行^[15]。第一个 BABE[®] 工艺于 2005 年 9 月在荷兰的 ‘s - Hertogenbosch 污水厂升级改造中采用并成功运行, FISH 技术分析表明, BABE[®] 反应器内部硝化菌数量是对照常规系统的 2.5 倍^[16], 采用 BABE[®] 工艺大大提高了污水厂的硝化效率。Salem 等人的研究表明, 与采用常规活性污泥硝化工艺相比, 如果采用 BABE[®] 工艺进行污水厂的升级改造, 可减少 50% 的生物池占地需求^[17]。

近几年, 丹麦进一步发展了侧流污泥原位生物扩增技术, 提出了 ARP 工艺。ARP 技术不但秉承了 SSIBA 原本技术优势, 而且提出了生物处理系统“活性污泥转输”的思想, 旨在降低曝气池污泥浓度, 且保持生物系统较高绝对污泥拥有量的情况下, 能有效降低二沉池固体负荷并大幅提高水力负荷, 提高了生物池的池容利用效率, 因而 ARP 技术总体上拓宽和丰富了 SSIBA 的功能范围。截至 2009 年, 仅在丹麦已经有 8 座污水厂采用了 ARP 工艺。理论分析表明, 对于现有污水厂的升级改造, 在不增加现状生物池容的情况下, 采用 ARP 工艺, 划分出 20% 的生物池池容改为 ARP 池, 在处理水量不变的情况下可以提高 66% 的进水有机负荷, 或在进水有机物浓度不变的情况下, 水力负荷能提高 100%。多米尼加共和国 2005 年采用 ARP 技术对 RAFEY 污水厂进行了改造, ARP 池容占曝气池总池容的 33%。改造后的生产实践表明, 污水厂有机负荷可以提高 45%, 水力负荷可提高 33%。

2.3 SSIBA 技术的适用性分析

现有污水厂面临提标改造时, 尤其是对出水营养盐含量有严格要求时, 现状规划场地往往受限, 生物池池容难于进一步扩大, 但往往希望所遴选的工艺既能满足泥龄的要求, 又不能对现有生物池池容有较大的扩充, 由此而产生矛盾。因此, 目前一些提标改造项目为实现出水 NH₃ - N 达标排放, 往往在活性污泥工艺后面设计占地较小的曝气生物滤池, 或者在原曝气池中投加载体形成载体活性污泥工艺 (如 Pegasus 工艺)^[18,19], 上述两种方式虽然都可以提高系统内的硝化菌数量, 但是投资较大, 运行费用

较高是不可忽视的问题。另外,对于现有污水厂,低温季节(水温 $< 12\text{ }^{\circ}\text{C}$)的出水 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 难于稳定达标,通常的做法是延长 SRT,但是生物池污泥浓度的升高会导致二沉池固体负荷增大,影响出水水质。

基于上述分析,对于老厂的升级改造,如果现有的池容不能满足硝化对泥龄的要求,可以考虑在不扩建生物池容的前提下,采用侧流污泥原位生物扩增技术,该技术可以大幅减小系统对最低硝化泥龄的依赖,加之回流到侧流生物反应器的污泥量较少,因此,即使新建生物富集反应器(池),其池容也较小;另外,也可以划分出原有生物池 10% ~ 30% 的池容作为侧流污泥富集培养器,也能在获得稳定硝化性能的前提下,大幅提高进水有机负荷或水力负荷,因此该技术比较适用于场地受限的污水厂提标改造。

3 侧流腐殖土活性污泥技术

侧流腐殖土活性污泥工艺(SHBR)就是在常规活性污泥处理工艺的污泥回流线上设计了土壤微生物培养池,分流污泥回流总量的 3% ~ 10% 到培养池,形成了典型的侧流污泥工艺(见图 4)。

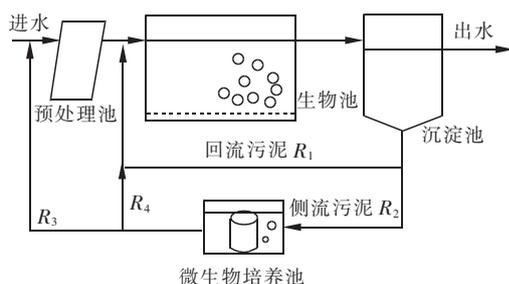


图 4 侧流腐殖土活性污泥工艺流程

Fig. 4 Flow chart of side-stream humus soil enhanced process

与前述 SSH、SSIBA 工艺不同的是,SHBR 工艺的基本原理是基于模拟天然土壤的生境特性,在培养池内布设了一定数量的腐殖土活性填料,用于作为微生物的培养基质和附着载体。培养池内的复合填料为土壤菌创造良好的培养及繁殖生境,使得具有特定代谢功能的微生物(如芽孢杆菌属、硫杆菌属、假单胞菌属、微球菌属、产碱杆菌属、不动杆菌属、气单胞菌属等)在培养池内部得到富集、活化和增殖,培养后的含有大量土壤微生物的污泥按不同比例分流到粗格栅、生物池、污泥浓缩池等部位^[20]。目前的研究及运行实例表明,腐殖土技术具有改善

污泥性能^[21]、强化氮磷去除效果等功效^[22],这主要归因于常规活性污泥工艺“嫁接”侧流腐殖土工艺后,腐殖土微环境对活性污泥种群结构及污泥物理化学特性的改变,腐殖土工艺与常规活性污泥工艺详细的机理对比详见文献[20]。

腐殖土活性污泥技术在日、韩两国已有较大规模和数量上的工程应用^[23]。首创爱华与韩美株式会社合作开发了适于我国水质特性的侧流腐殖土活性污泥技术,并成功用于国水马鞍山王家山污水处理厂升级扩建工程,该厂于 2007 年 8 月投入运行,运行以来年均污泥产率只有 0.556 kgSS/kgBOD₅,奥贝尔氧化沟活性污泥 SVI 约 70 ~ 90 mL/g,活性污泥具有极佳的泥水分离特性,且系统具有良好的脱氮除磷性能,并实现了污水、污泥处理过程的无臭化,主要出水水质指标稳定达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的一级 A 排放标准。

4 结语

随着对污水生物处理机理上认识的加深,人们发现污水处理系统处理效能与活性污泥种群结构之间具有特定的动态响应关系,现代污水处理技术更加专注于从微观环境层面对活性污泥种群结构进行人工调控,上述不同类型的侧流污泥处理工艺,本质上都是从污泥回流环节作为切入点,通过工艺构型及微生境的布置与调控,实现对特异功能(如硝化菌等)微生物的人工强化及富集。因此,在对现有污水厂不进行较大调整的情况下,改进污泥回流做法,实现对污泥种群结构的人工强化及功能调控,进而降低脱氮除磷对进水水质的依赖,或降低投资、减少占地,这无疑为一些因水质、占地等因素受制约的污水厂升级改造又打开了一扇门。

致谢:感谢 BENT THOLANDER、GERT PETERSEN 先生及此次技术调研考察组一行给予的帮助与支持。

参考文献:

- [1] Kampas P, Parsons S A, Pearce P, et al. Mechanical sludge disintegration for the production of carbon source for biological nutrient removal[J]. Water Res, 2007, 41 (8): 1734 - 1742.
- [2] Canziani R, Pollice A, Ragazzi M. Design considerations on primary sludge hydrolysis under psychrophilic condi-

- tions[J]. *Environ Technol*,1996,17(7):747-754.
- [3] Teichgraber B. Acidification of primary sludge to promote increased biological phosphorus elimination and denitrification[J]. *Water Sci Technol*,2000,41(9):163-170.
- [4] Jansson K, Jansen J C. Hydrolysis of return sludge for production of easily biodegradable carbon: effect of pretreatment, sludge age and temperature[J]. *Water Sci Technol*,2006,53(12):47-54.
- [5] Andreasen K, Petersen G, Thomsen H, *et al.* Reduction of nutrient emission by sludge hydrolysis[J]. *Water Sci Technol*,1997,35(10):79-85.
- [6] Yuan Q, Sparling R, Oleszkiewicz J A. Waste activated sludge fermentation: effect of solids retention time and biomass concentration[J]. *Water Res*,2009,43(20):5180-5186.
- [7] Thomas M, Wright P, Blackall Urbain L V, *et al.* Optimization of Noosa BNR plant to improve performance and reduce operating cost[J]. *Water Sci Technol*,2003,47(12):141-148.
- [8] Chen Y, Jiang S, Yuan H, *et al.* Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs[J]. *Water Res*,2007,41(3):683-689.
- [9] Cui R, Jahng D. Nitrogen control in AO process with recirculation of solubilized excess sludge[J]. *Water Res*,2004,38(5):1159-1172.
- [10] Vollertsen J, Petersen G, Borregaard V R. Hydrolysis and fermentation of activated sludge to enhance biological phosphorous removal[J]. *Water Sci Technol*,2006,53(12):55-64.
- [11] 张辰, 谭学军. 城镇污水处理厂升级改造的有关问题[J]. *中国给水排水*,2008,24(24):23-27.
- [12] Krhutkova O, Novak L, Pachmanova L, *et al.* In situ bioaugmentation of nitrification in the regeneration zone: practical application and experiences at full-scale plants[J]. *Water Sci Technol*,2006,53(12):39-46.
- [13] Salema S, Berends D H J G, Heijnen J J, *et al.* Bioaugmentation by nitrification with return sludge[J]. *Water Res*,2003,37(8):1794-1804.
- [14] Novák L, Havlíková D. Performance intensification of Prague wastewater treatment plant[J]. *Water Sci Technol*,2004,50(7):139-146.
- [15] Salem S, Berends D H J G, Roest H F van der, *et al.* Full-scale application of the BABE® technology[J]. *Water Sci Technol*,2004,50(7):87-96.
- [16] Homme B, Zandt Evan der, Berends D, *et al.* First application of the Babe process at 'S-Hertogenbosch WWTP[J]. *Proceedings of the Water Environment Federation*,2006,(61-70):5227-5236.
- [17] Salem S, Berends D, Heijnen J J, *et al.* Model-based evaluation of a new upgrading concept for N-removal[J]. *Water Sci Technol*,2002,45(6):169-176.
- [18] Münch E V, Barr K, Watts S. Suspended carrier technology allows upgrading high-rate activated sludge plants for nitrogen removal via process intensification[J]. *Water Sci Technol*,2000,41(5):5-12.
- [19] Chudoba P, Pujol R. Technical solutions for upgrading high rate and medium loaded activated sludge plants for nutrient removal[J]. *Water Sci Technol*,2000,41(9):131-138.
- [20] 刘智晓, 崔福义, 秦姝兰, 等. 腐殖土活性污泥技术的除污效能及除臭效果[J]. *中国给水排水*,2007,23(14):18-22.
- [21] Choi Y G, Chung T H. Effects of humus soil on the settling and dewatering characteristics of activated sludge[J]. *Water Sci Technol*,2000,42(9):127-134.
- [22] 吴敏, 魏传银, 潘孝辉, 等. 腐殖土强化活性污泥工艺的除污效果研究[J]. *中国给水排水*,2009,25(5):12-14.
- [23] 尹军, 赵可. 腐殖土活性污泥工艺在日本和韩国的应用[J]. *中国给水排水*,2007,23(4):1-4.

电话:(022)23545807

E-mail:liuzhixiao@163.com

收稿日期:2010-04-21