

活性污泥脱氮过程的建模与控制

袁德成^{1,2}, 于海斌¹

(1. 中国科学院 沈阳自动化研究所, 辽宁 沈阳 110016; 2. 沈阳化工学院 自动化系, 辽宁 沈阳 110142)

摘要: 有效处理废水的各种方法包括过程的最佳设计、安装更多的仪表和自动控制系统等日益受到关注。综述了污水生化处理过程, 主要是脱氮工艺的建模与控制方面的最新研究成果。讨论了活性污泥、生物膜和厌氧消化过程的模型化以及最新的 Benchmark 仿真问题。在控制策略方面, 强调了曝气、污泥停留时间和外碳源补加等有效的控制手段。最后指出了一些值得关注的研究问题: 过程与控制并行设计、集成化的城市污水处理系统以及现代微生物分析方法的利用。

关键词: 污水处理过程; 活性污泥; 控制; 模型; 脱氮

中图分类号: TP273 **文献标识码:** A

Modeling and control of activated sludge nitrogen removal processes

YUAN De-cheng^{1,2}, YU Hai-bin¹

(1. Shenyang Institute of Automation, Chinese Academy of Sciences, Shenyang Liaoning 110016, China;

2. Automation Department, Shenyang Institute of Chemical Technology, Shenyang Liaoning 110142, China)

Abstract: To clean wastewater, many methods including systematic process development and implementation of more instruments, automatic control systems have been addressed. This work reviews the new developments in the field of modeling and control of biological wastewater treatment plants for nitrogen removal. Modeling for activated sludge reactors, biofilms and the anaerobic digestion and some recent achievements of Benchmark based simulations are discussed. It is emphasized that aeration, sludge retention time and external carbon addition have been identified as effective control methods. Some research challenges such as integration of process design and control, the integrated urban wastewater system and application of novel analytical and investigative methods are presented.

Key words: wastewater treatment processes; activated sludge; control; modeling; nitrogen removal

1 引言(Introduction)

污水是人类生产和消费行为的副产品, 处理它们的企业按加工量和分布而言是世界上最大的工业。世界各地污水处理技术的发展不平衡, 发展中国家的污水处理现状堪忧。主要原因有: 1) 属于非直接赢利的行业, 技术进步缺乏市场利益的驱动力; 2) 缺乏可靠、易维护且价格适宜的成分分析仪表; 3) 对生化污水处理过程的动态特性认识不够充分; 4) 在设计院所、工厂、设备制造商和政府监管部门之间缺乏必要的交流、改善和提高; 5) 员工的技术素质参差不齐等。近年来, 一方面由于过程机理建模、传感器和计算能力等有了长足的进步, 对污水处理过程进行更有效的控制和优化操作成为可能。另一方面, 可持续发展的要求促使世界各国对污水排放制定了更严格的标准, 客观上老厂或新建厂的处理水平必须升级。这两方面的因素为电子信息技术在测控技术应用相对薄弱的污水处理行业推广提供了发展机遇。

本文综述了污水生化脱氮处理过程的建模控制等方面的最新研究进展。

2 建模和仿真(Modeling and simulation)

2.1 活性污泥反应过程的建模(Modeling for activated sludge reactors)

关于生化污水处理过程(WWTP)的机理建模方法有许多成果, 复杂程度不一, 但所依赖的基本原理可以用一个简单生化反应器模型推导加以说明。假设在混合均匀的生化反应器内只有一种微生物(S)和基质或底料(X), 根据质量平衡定律有

$$\frac{dZ(t)}{dt} = R_Z(t) + \frac{Q(t)}{V}(Z_{in}(t) - Z(t)). \quad (1)$$

其中: Z 代表 S 或 X , Q 是流量, V 是反应器体积, 下标 in 表示进入反应器物质组成。 R_Z 代表反应产率, 如何描述它是反应过程机理建模的中心任务, 常采用 Monod 函数

$$\mu(S) = \mu_{max} \frac{S(t)}{K_S + S(t)}. \quad (2)$$

μ 是生长率, K_S 是半饱和常数。文献中有许多关于生长率描述的方法, 根据其定义, 式(1)可表示为

$$\begin{aligned}\frac{dX(t)}{dt} &= \mu(S)X(t) + \frac{Q(t)}{V}(X_m(t) - X(t)), \\ \frac{dS(t)}{dt} &= -\frac{1}{Y}\mu(S)X(t) + \frac{Q(t)}{V}(S_m(t) - S(t)).\end{aligned}\quad (3)$$

Y 是产量系数. 当把上述二元物系扩展到多元物系时, 就形成了更为复杂且更具代表性的污水生化处理过程即活性污泥模型(ASM).

用活性污泥法处理废水已有百年的发展历史. 在工艺和设备不断完善的同时, 对活性污泥反应过程的建模也提出了许多方案, 其中最流行的是国际水协会(IWA)发布的活性污泥模型 ASM^[1]. ASM1 描述了生化脱除有机物、硝化和反硝化过程的特征, 促进了活性污泥处理废水过程的模型化和最优控制的研究. 随着各国在废水排放标准中, 对主要营养成分氮和磷含量提出更高的要求, IWA 又相继发表了 ASM2 和 ASM2d 两个版本^[1], 以适应生物除磷工艺的模型化需要. ASM3^[1] 则是 ASM1 的最新修正版本, 这个模型摒弃了 ASM1 中所依赖的生物死亡后可以再生的假设, 代之以内源储藏的概念. 上述 ASM 模型能准确描述活性污泥过程的一些特征, 在工艺设计、仿真和验证等方面已经得到广泛认同.

关于活性污泥法工艺的建模, 当前需要解决的问题包括: 1) 简化或降阶模型. 从控制系统设计的角度看, 这些高阶、非线性的状态方程组, 作为基于模型的控制器设计、优化操作和过程监视时都面临诸多困难, 简化模型或降阶是必要的^[2]. 2) 如何估计和校准 ASM 模型中的“概念物质”和参数. 在这些机理模型中, 除引入许多有明确物理意义的物理、化学和生物物质和参数外, 也包括了一些概念意义上的物质, 其状态变化几乎不可测. 通过设计最优实验对这些物质和参数加以估计和校准, 则是机理模型能否得到成功而广泛应用的关键因素之一^[3]. 3) 多尺度模型的计算. 在时间尺度上, ASM 的一些变量例如溶解氧 DO、溶性元 S 和固性物 X 等, 表征其动态变化的时间常数分别在分、时甚至日以上; 在空间尺度上, 从宏观上的物料和能量平衡计算到微观上的微生物代谢活动描述等. 严格的模型应该是非线性偏微分方程组, 也可能存在刚性, 需要研究有效而可靠的数值解法^[4].

2.2 生物膜和厌氧消化工艺的建模 (Modeling for biofilms and anaerobic digestion)

生物膜(biofilm)或称生物滤池(biofilter)是上述活性污泥处理废水的一种变形, 这里微生物附着在滤料(固体)的表面, 而在活性污泥反应器中, 它悬浮在废水中. 在生物膜处理废水的过程中, 当废水通过排列紧密且表面积大的滤料时, 不仅截留了废水中悬浮物, 同时把废水中的胶体和溶性物吸附在滤料的表面, 其中的有机物促进了微生物的生长, 也反过来增加了附着效果. 在滤料表面形成的生物膜中, 底层一般是厌氧区, 中间层是好氧区, 最外层是附着水. 流动的废水和空气中的氧通过附着水层进入生物膜, 其上的微生物在有氧的条件下对有机物进行分解和机体的新陈代谢, 反应中所产生的二氧化碳等无机物则按相反的流动方向排到废水中. 生物膜上进行的反应非常复杂, 包括了废水中的传质、氧的扩散和吸收、有机物的分解和微生物的新陈代谢等各种过

程, 要精确建立其模型几乎不可能, 目前关于生物膜过程模型化的研究还停留在理论探索上. 最早生物膜模型假设膜是稳定、均相, 且只包含一种生物体, 进行的过程是一维(1D)质量传递和生物化学转换. 最新的生物膜模型往往是二维(2D)或三维(3D)形式, 不仅考虑了质量的传递和转换^[5], 而且诸如水利动力学^[6]和种群动力学^[7]等也被包括在模型中. 数值计算和并行处理技术的发展, 使这些模型的仿真计算得以进行^[8], 但这样复杂的模型在实验装置和工业现场如何校准和验证是一个完全没有解决的问题. IWA 还在 1999 年专门召开了关于生物膜模型化的国际会议, 以促进生物膜模型化理论和应用研究的快速发展和各国的交流.

近年来古老的厌氧消化过程(AD)又重受重视, 其最主要的特点是无氧生物能以粒状聚集的形式自发形成, 这使得系统内的污泥体积指数(SVI)很低以及在二次沉降池内能获得较好的分离效果, 从而有利于污泥产量降低和处置^[9]. 在厌氧消化过程机理和工艺条件等方面有许多研究文献, 但在建模和控制方面的研究刚刚起步, IWA 的 AD 专家组已经推出了类似 ASM1 那样的 ADM1 模型^[10].

2.3 过程动态特性仿真 (Simulation of process dynamics)

在污水生化处理过程的仿真研究方面, 国外已经有一些商品化的软件, 主要用于离线计算以及工艺设计等. 由于污水处理过程建模和控制的复杂多样性, 有必要建立一个统一的、与典型工业污水处理厂特性接近的数据平台(对象). 一方面它可以供研究者在分析和比较各种控制策略和诊断方法时使用, 另一方面可以根据实验成果、新的发现和新的工艺, 不断完善这些数据平台以适应新的工业需求. 国际水协会的工作组为规范和促进关于 WWTP 建模、监视和最优控制的研究, 发布了一个污水生化处理典型过程即 Benchmark 问题构成的有关文件^[11]. 近两年来已经有一些基于这个 Benchmark 对象的研究报道^[12,13], 在第十五届 IFAC 世界大会上组织了一个 Benchmark 控制和操作问题的专题研讨会. IWA 的最初设想主要针对脱氮工艺, 这两年工作组尝试把 Benchmark 问题进一步扩展. 在工艺配置上补充了包括主沉降池、输入缓冲罐和厌氧消化反应等更多的过程操作单元^[14,15], 可操作变量的增加有助于实施更多复杂先进的控制策略. 在工艺目标上, 用 2 号修正模型(ASM2d)替代 1 号模型(ASM1)后, 可以用于脱氮除磷工艺的仿真及相关控制策略的检验^[16], 进一步扩大了基本 Benchmark 的应用范围. 工作组目前也正在通过世界各地的实验成果不断完善这个 Benchmark, 或进一步推出适应更多工艺配置的新 Benchmark 问题.

3 污水生化处理过程的控制 (Control for biological wastewater treatment processes)

认识和掌握工艺内在机理是成功实施先进控制策略的基础. 污水处理流程一般有机械处理、生化处理和化学处理三部分组成, 建模和控制问题主要集中在生化处理工序. 迄今为止, 在工业 WWTP 上应用最广泛的就是溶解氧控制, 其余的先进控制策略用之甚少. 原因除了由于生化过程本身的

复杂机理造成 WWTP 难以实施有效控制外,以下两个问题也值得关注:一是目标函数的确定,WWTP 的污水排放必须满足各国环保法的强制要求.从保护环境的角度看,污水处理的越洁净越好,但若考虑企业的运营成本,则只要满足污水处理的排放标准即可,这样一个矛盾的要求如何体现在控制系统设计上^[17]?二是监控系统如何适应日趋复杂多样的工艺流程和新型装备.当法律上对排放水中的营养物,例如氮、磷等施加更苛刻的限定后,组合反硝化功能的生化脱氮除磷工艺更加复杂.对于单纯的有机碳(或 COD)脱除工艺,由于主要是异氧微生物活动,控制设计相对简单,即在充分的供氧量和节能要求之间求得折中.对于脱氮除磷工艺,由于存在异氧和自氧两种微生物活动,控制的难度增加:1) 自氧微生物生长缓慢,需要较长的污泥停留时间.由于大量混液悬浮物(MLSS)在循环,不仅使得混杂在一起的异氧微生物得到不必要的生长,也使一些无法降解的物质大量累计,导致处理成本增加;2) 两种微生物降解底料(硝化和反硝化)的条件相互矛盾,硝化需要氧的存在,反硝化(缺氧)则主要依赖足够的硝酸盐;3) 除了污水流量和组分的日常波动影响外,化学需氧量(COD)与氮组分之比例的变动,以及硝化和反硝化过程本身控制不当引起的物料传递耦合也将严重干扰最终的处理效果.这些过程本质上的限制既是困难,也为通过实施仪表、自动控制技术(ICA),改善过程操作,实现优化控制提供了机遇^[18].

3.1 常规控制系统设计(Basic control system designs)

3.1.1 曝气控制(Aeration control)

供氧充足有利于生物量的生长,但能量的消耗亦相应增加,同时高通风量可能破坏污泥的质量,对厌氧池中反硝化过程的进展产生不利影响.溶解氧浓度控制的难点之一是过程本身的非线性和时变性,尤其是通风中氧传递速率的准确估计.目前研究关注的是把局部的溶解氧控制与某些工艺指标关联起来,构成更复杂的曝气控制系统.这方面的主要研究成果可以分为以下三类:1) 基于氧化还原电位(ORP)和 pH 值的最佳曝气时间控制.这类方法主要集中在序批式反应器(SBR)和间歇曝气操作工艺的控制研究.在平稳的工艺条件下,通过适当的曝气开关动作,在记录的 ORP 曲线上将呈现硝化结束对应的“氨谷”点、反硝化终结对应的“硝峰”点^[19];在 pH 曲线也能观察到两个拐点分别对应厌氧期释磷结束和好氧期吸磷结束的时刻.一旦能正确测量或估计到这几个特征点,及时变换工序步骤对节约能量和维持适当的微生物生存环境都有好处.目前需要解决的问题是在工业实际应用场合,建立能可靠准确估计这些特征点且具鲁棒性的方法^[20-22].2) 基于呼吸量估计的曝气控制设计^[23,24].基于呼吸量(Respirometry)在线测量或估计值,构造曝气控制策略在原理上具有潜在的优势,但目前的研究还不够深入.Klapwijk 等人^[25]建议用在线呼吸量测量仪推算出氧吸收速率(OUR)的突变点,以此确定缺氧阶段结束的标志;Brouwer 等人^[26]利用在线呼吸量测量可以估计某些污水组成和微生物动力学特征参数的优势,构造了调整富氧区体积的前馈控制方

案.测量滞后可能是这两种方案的主要问题.呼吸量不仅反映活性污泥过程中氧量消耗的速率,也是底料降解程度和微生物新陈代谢能力的集中表现,包含了更丰富的生化反应信息.可以预期这是一个未来值得关注的研究方向.3) 直接基于氨、氮浓度测量的曝气控制.这类方案在交替式 Bio-Denipho™工艺^[27,28]和反硝化前置工艺^[29]的工业控制中取得成功,不仅出水总氮浓度显著降低,而且间歇曝气或 DO 设定值适时改变的策略可以节约大量的曝气费用.

3.1.2 外碳源补给控制(External COD dosage control)

反硝化进程主要依赖污水中是否有充足的易代谢碳源.对于反硝化后置工艺,之前的生化反应已降解了大量的碳源,从外部补助碳源(如醋酸盐、甲醇、乙醇和来自主污泥发酵的水解物等)常常是必要的.对于反硝化前置工艺,若来水中碳/氮比过低(如工业废水),也需要添加碳源.不同的碳源具有不同的特征和反硝化速率,微生物也可能需要几周时间才能适应补加的碳源.加量不足,反硝化反应进行的不完全,过量则增加污泥产量,也可能造成出水碳源溢出,增加不必要的操作费用.控制系统构成主要有两种方案:即测量最后某个厌氧池或出水中的硝酸盐浓度,按某种控制策略调整外补给碳源量,达到指定的硝酸盐浓度.文献^[30,31]分别给出了在交替式 BioDenipho™工艺和双污泥反硝化后置工艺上实施补给碳源量的控制方法.选择合适的碳源、恰当的补加位置和流量自动控制都有助于提高碳源的利用率和改善出水质量.

3.1.3 污泥停留时间(SRT)或泥龄控制(Sludge retention time control)

对于脱氮工艺,污泥停留时间是重要的设计和调整参数.增加 SRT,硝化充分,污泥产量亦低;减少 SRT 即降低了流程中混杂液悬浮物料量,由此带来设备尺寸缩小、投资节省、二次沉降池适应更大水力冲击能力和除磷效果增加等好处.要使硝化过程进展充分,足够高的溶解氧浓度和足够大的曝气池体积是两个重要的环境因素.当单纯地控制溶解氧浓度时,若来水中氨成分有波动,出水中氨浓度仍然无法直接加以控制.通过手动改变 DO 的设定值或构造串级控制系统固然是一种有效的方法,但若曝气池体积不够大,通风量(阀)可能饱和但仍达不到期望值.另外,在反硝化前置工艺中,后续曝气池 DO 过高,通过循环将影响到反硝化池的 DO,反过来又抑制了反硝化.通过调整曝气池体积实现控制硝化过程是解决上述问题的手段之一^[26,31,32].关于 SRT 控制已有一项申请专利的设计方案^[33]发布,并通过了仿真、中试和实际应用.整个方案由基于反应过程最大硝化速率估计^[34]的前馈控制、出水氨浓度超限的开关反馈控制、硝化能力过低预警的开关反馈控制、24 小时出水氨浓度均值的低增益反馈控制四部分组成,操作变量是过剩污泥流量.在抵御氨氮负荷冲击方面,这个方案可能也十分有效.

3.2 先进控制算法应用(Advanced control applications)

由于生化反应器内各子过程以及与二次沉降池之间存在相互关联,上述设计的各个单回路控制系统间必然有耦合

现象.在设计控制系统时,把生化反应过程的主要受控变量和操作变量作为一个整体考虑,即构造多变量控制系统更为合理.在活性污泥反应过程中,可以作为受控变量和操作变量的有许多,如用氧传递速率或 DO 设定值控制 DO, NH_4 , NO_3 , ORP, TOC, SVI 等;用内循环流量控制 NO_3 , NH_4 , ORP, 污水加量等;用循环(过剩)污泥流量控制 MLSS、 X_B 等.如何进行输出输入变量配对,已经有一些经验法则,而且与具体的工艺流程配置有关.变量间的耦合程度评价还缺乏定量公式.Lindberg^[35]基于 ASM1 构造了 NH_4 , NO_3 为受控输出,以 DO 设定值、外部碳源补加量及内循环流量为操作变量的多变量控制系统,其中用于控制器设计的模型是由 5 个 ASM1 加二次沉降池模型(约 100 阶非线性状态方程)降阶后得到的 4 阶线性微分方程.仿真结果表明多变量控制系统具有显著的效果.Steffens and Lant^[36]的工作,除不用内循环流量为操作变量外,其余的控制系统组成与以上相近,通过仿真验证了 PID, LQC, DMC, NOC 等先进控制策略.

在构造面向全厂的控制系统时,设计一个监督控制层,协调和监视低层各个局部控制器,对保证全局控制和优化目标的实现是必要的.在污水生化处理厂,由于反应器和沉降池之间的耦合、污水组分的不断变化,尤其是异常气候下的激烈变化等因素,这样的要求更为强烈.Rosen and Yuan^[37]提出了组合主元分析(PCA)和模糊聚类分析,监督控制污水处理过程三个低层局部调节器,即:两个反应器溶解氧的设定值、分步加料方法(流量)及沉降池污泥料位(由循环污泥流量控制).这种方法仅仅是污水处理监督控制层规律的初步设计,目前还处于仿真阶段.

在选择控制算法方面,各类先进控制算法均可在有关 WWTP 控制的文献中见到,例如模糊逻辑控制^[38]、基于知识的监控^[39]、神经网络^[40]、预测控制(RHOC)^[41]、自适应控制^[41]、鲁棒控制^[17]等.遗憾的是这些研究基本上处于仿真或实验装置实施阶段.

目前污水处理行业的 ICA 技术正处于变革时期,随着氨、氮、磷测量传感器在工业环境中的应用效果得到评价和认同,目前以溶解氧和间接调节为主的 WWTP 控制模式必将过渡到直接以污水中氮、磷等营养组分^[42]为目标的先进控制系统设计上来.

4 一些需要进一步研究的问题(Some research challenges)

4.1 过程设计和控制系统设计并行展开(Integration of process and control design)

最佳的过程设计^[43]必须考虑工艺目标的实现是否有可行的控制系统提供支持,一些控制上的难点可能通过简单的工艺修正或设备配置就可解决问题.例如:1) 合理利用体积适当的均化罐,能有效缓冲入口污水流量及组分波动对生化处理工序造成的水力冲击;2) 同样增加一个过剩污泥储罐,在氨氮负荷激烈变化时,把储罐中富含异养生物的物料导向好氧反应器,可以有效降低出口排水中的氨氮浓度^[44];3) 要从根本上解决硝化和反硝化过程在代谢条件上相互矛盾

又彼此制约的困难,在空间上把这两个过程适当分离和组合,即实施多污泥工艺则代表了通过优化过程设计达到高效处理的最新研究进展.在工艺和装备的整个设计中,利用机理模型、仿真技术和最优规划理论,把过程设计和测控系统设计并行进行且交叉评价,最终达到投资成本、运营成本和处理质量之间的最佳选择.

4.2 集成化的城市污水处理系统建模和控制(Modeling and control for integrated urban WWTP)

在欧盟实施 Water Framework Directive^[45]环保法规后,把污水处理纳入整个城市或地区水资源系统中全面考虑,按地下水、表面水和城区河水体的可接纳能力,借助城市排污管网的缓存能力以及城市污水处理设施,实施集中监控呈现必然趋势^[46].IAW 已经发布了河水质量模型(RQMI)^[47],但过于复杂,已经有一些模型简化的研究报道.集成计算 ASM 模型、RQMI 模型和排污管网模型,则有可能对一个街区或城市的水资源状况给出评价.水环境好坏直接关系人类的生存和可持续发展战略,水生态环境系统控制薄弱的现状,为过程控制向这一领域拓展提供了空间.

4.3 现代微生物分析技术的应用(Application of novel analytical and investigative methods for microbial aggregates)

上两节基于宏观和面向过程讨论了活性污泥反应的建模和控制.在科学界从微观即分子微生物学出发,利用现代分析测试方法,例如荧光原位杂交技术(FISH)、变性梯度凝胶电泳技术(DGGE)或核酸酶解图谱技术、共焦激光扫描显微技术(CLSM)、微量传感器等,研究微生物(活性污泥)个体基因(即环境基因库 16S 和 23S rRNA)和种群的多样性已经取得许多成果^[48],揭示了用常规测试手段无法观察或解释的一些本质特征.虽然目前的科学研究进程远在技术和工程应用之前,对于诸如一个几千方处理厂的运行操作是否有必要掌握分子级别上的知识等问题存在争议,但其建模和控制设计更多地基于微生物多少、种类及活性等因素的测量,即以活性污泥反应过程的主体——微生物为中心进行研发代表了未来 ICA 技术的一些发展方向.例如,对于污水处理厂最常见的故障污泥膨胀和发泡问题,在现场提取污泥样本,并进行 DNA 分析鉴别,提早发现丝状菌是否存在和量有多少,及时采取措施就有可能避免这类恶性事故的发生;又如借助基因技术、功能结构分析和仿真技术,精确给出 ASM 模型中与菌类相关的一些生化参数值,需校准参数的减少对广泛应用这些模型有益.把宏观的 ASM 模型与微观的分子动力学模型、以及微生物竞争-适者生存规律对应的符号或规则模型结合在一起进行仿真计算,必将对过程设计、控制、最佳操作与监视等任务提供明确有价值的指导.

5 结论(Conclusions)

污水生化处理涉及广泛的研究内容,如工艺流程、装备、模型化及先进的监控方法等.本文综述的主要是近年来的研究成果,虽然发表的文献众多,但仍然有许多问题尚未解决,特别是理论研究和工业应用之间仍存在巨大差距.在模型化方面,尽管 ASM 模型被普遍采用,但诸如参数的可辨识

条件、可靠经济的校准实验等还没有一般的结论。在控制设计方面,各种先进控制策略均被尝试用于解决污水生化处理系统的控制难题,但成果主要是仿真评价居多或有少量的中试报道,工业成功应用则更少。可持续发展是当今人类社会必须面对的问题,水环境好坏直接关系人类的生存。利用各种现代科技手段,改变目前水环境控制系统相对薄弱的现状,值得深入探索和研究。

参考文献(References):

- [1] HENZE M, GUJER W, MINO T, et al. *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3* [R]. London: IWA Publishing, IWA Scientific and Technical Reports, No. 9, 2000.
- [2] JEPSSON U. *Modeling aspects of wastewater treatment processes* [D]. Sweden: Lund University, 1996.
- [3] PETERSEN B. *Calibration, identification and optimal experimental design of activated sludge models* [D]. Belgium: Ghent University, 2000.
- [4] BUNGARTZ H, KUEHN M, MEHL M, et al. Fluid flow, transport and biomass growth in defined biofilms: experiments and numerical simulations on microscale [J]. *Water Science and Technology*, 2000, 41(4/5): 331 – 338.
- [5] PICIOREANU C, VAN LOOSDRECHT M, HEIJNEN J. Mathematical modeling of biofilm structure with a hybrid differential-discrete cellular automation approach [J]. *Biotechnology Bioengineering*, 1998, 58(1): 101 – 116.
- [6] PICIOREANU C, van LOOSDRECHT M, HEIJNEN J. Differential-discrete modeling of biofilm structure [J]. *Water Science and Technology*, 1999, 39(7): 115 – 122.
- [7] NOGUERA D, PIZARRO G, STAHL D, et al. Simulation of multi-species biofilm development in three dimensions [J]. *Water Science and Technology*, 1999, 39(7): 123 – 130.
- [8] NOGUERA D, OKABE S, PICIOREANU C. Biofilm modeling, present status and future directions [J]. *Water Science and Technology*, 1999, 39(7): 273 – 278.
- [9] VAN LIER J, TILCHE A, AHRING B, et al. New perspectives in anaerobic digestion [J]. *Water Science and Technology*, 2001, 43(1): 1 – 18.
- [10] BATSTONE D, KELLER J, ANGELIDAKI I, et al. *Anaerobic digestion model no. 1* [R]. London: IWA Publishing, IWA Scientific and Technical Reports, No. 13, 2002.
- [11] ALEX J, BETEAU J, COPP J, et al. Benchmark for evaluating control strategies in wastewater treatment plant [C]// *Proceedings of European Control Conference*. Karlsruhe, Germany: [s. n.], 1999. Also see: www.dsi.unifi.it/~marsili/papers/Benchmark.pdf
- [12] REHNSTRÖM A. *Automatic control of an activated sludge process in a wastewater treatment plants-a benchmark study* [D]. Sweden: Uppsala University, 2000.
- [13] LENNOX J. *Multivariate subspaces for fault detection and isolation: with applications to wastewater treatment process* [D]. Australia: University of Queensland, 2002.
- [14] PONS M, CORRIOU J. Implementation of storage tanks on the COST 624 benchmark [C]// DOCHAIN D, PERRIER M. *Computer Applications in Biotechnology*. The Netherlands: Elsevier Science, 2001: 225 – 231.
- [15] PONS M, COPP M, JPPSSON U, et al. Benchmarking the evaluation of control strategies in wastewater treatment: The four-year story of the COST benchmark [C]// DOCHAIN D, PERRIER M. *Computer Applications in Biotechnology*. The Netherlands: Elsevier Science, 2001: 433 – 437.
- [16] GERNAEY K, JØRGENSEN S. Control strategy evaluation for combined N and P removal using a benchmark wastewater treatment plant [J]. *Control Engineering Practice*, 2002, 12(3): 357 – 373.
- [17] WEIJERS S. *Modeling, identification and control of activated sludge plants for nitrogen removal* [D]. The Netherlands: Technology University of Eindhoven, 2000.
- [18] YUAN Z, KELLER J, LANT P. Optimization and control of nitrogen removal activated sludge processes: a review of recent developments [R/OL]. <http://www.SMAC.dk/>, 2001.
- [19] ANDREOTTOLA G, FOLADORI P, RAGAZZI M. On-line control of a SBR system for nitrogen removal from industrial wastewater [J]. *Water Science and Technology*, 2001, 43(3): 93 – 100.
- [20] YU R, LIAW S, CHO B, et al. Dynamic control of a continuous-inflow SBR with time-varying influent loading [J]. *Water Science and Technology*, 2001, 43(3): 107 – 114.
- [21] HEGG D, COHEN T, SONG Q, et al. Intelligent control of sequencing batch reactors (SBRs) for biological nitrogen removal [R/OL]. <http://divcom.otago.ac.nz/infosci/KEL/CBIIS/pubs/pdf/>, 1999.
- [22] BROUWER H, KLAPWIJK A, KEESMAN K. Identification of activated sludge and wastewater characteristics using respirometric batch-experiments [J]. *Water Research*, 1998, 32(4): 1240 – 1254.
- [23] SPANJERS H, VANROLLEGHEM P, OLSSON G, et al. *Respirometry in control of the activated sludge processes: principles* [R]. London: IWA Publishing, IWA Scientific and Technical Reports, No. 7, 1998.
- [24] COPP J, SPANJERS H, VANROLLEGHEM P. *Respirometry in control of the activated sludge processes: benchmark control strategies* [R]. London: IWA Publishing, IWA Scientific and Technical Reports, No. 7, 2002.
- [25] KLAPWIJK A, BROUWER H, VROLIJK E, et al. Control of intermittently aerated nitrogen removal plants by detection endpoints of nitrification and denitrification using respirometer only [J]. *Water Research*, 1998, 32(5): 1700 – 1703.
- [26] BROUWER H, BLOEMEN M, KLAPWIJK A, et al. Feedforward control of nitrification by manipulating the aerobic volumes in activated sludge plants [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 38(3): 245 – 254.
- [27] POTTER T, KOOPMAN B, SVORONOS A. Optimization of a periodic biological process for nitrogen removal from wastewater [J]. *Water Research*, 1996, 30(1): 142 – 152.
- [28] ISAACS J, THORNBURG D. Rule based control of a periodic activated sludge process [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 38(3): 281 – 289.

- [29] HUSMANN M, ORTH H, SCHLEGEL S, et al. Application of process control for improved nitrogen removal [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 38(3): 263 – 269.
- [30] ISAACS J, HENZE M. Controlled carbon source to an alternating nitrification-denitrification wastewater treatment process including biological P removal [J]. *Water Research*, 1995, 29(1): 77 – 89.
- [31] KRAUSE K, BÖCKER K, LONDONG J. Simulation of a nitrification control concept considering influent ammonium load [J]. *Water Science Technology*, 2002, 45(4/5): 413 – 420.
- [32] SAMUELSSON P, CARLSSON B. Control of the aeration volume in activated sludge process for nutrient removal [J]. *Water Science Technology*, 2002, 45(4/5): 45 – 52.
- [33] Aquafin NV (Belgium), Seven Trent Water (UK). *An automatic controller for the surplus sludge waste flow in nitrifying activated wastewater treatment plants* [P]. Belgium: Patent Proposal BE0980377, 1998.
- [34] YUAN Z, BOGAERT H, DEVISSCHER M, et al. On-line estimation of the maximum specific growth rate of nitrifiers in an activated sludge system [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1999, 65(3): 265 – 273.
- [35] LINDBERG C F. Multivariable modeling and control of an activated sludge process [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 37(12): 149 – 156.
- [36] STEFFENS M, LANT P. Multivariable control of nutrient removing activated sludge systems [J]. *Water Research*, 1999, 33(12): 2864 – 2878.
- [37] ROSEN C, YUAN Z. Supervisory control of wastewater treatment plants by combining principal component analysis and fuzzy c-means clustering [J]. *Water Science Technology*, 2001, 43(7): 147 – 156.
- [38] KALKER T, Van GOOR C, ROELEVELD P, et al. Fuzzy control of aeration in an activated sludge wastewater treatment plant, design, simulation and evaluation [J]. *Water Science and Technology*, 1999, 39(4): 71 – 78.
- [39] BAEZA J, FERREIRA E, LAFUENTE J. Knowledge-based supervision and control of wastewater treatment plant, real-time implementation [J]. *Water Science and Technology*, 2000, 41(4): 129 – 137.
- [40] TAY J H, ZHANG X. Neural fuzzy modeling of anaerobic biological wastewater treatment systems [J]. *J of Environmental Engineering*, 1999, 125(12): 1149 – 1159.
- [41] LUKASSE L. *Control and identification of activated sludge processes* [D]. The Netherlands: Wageningen Agricultural University, 1999.
- [42] INGILDSSEN P. *Realising full-scale control in wastewater treatment systems using in situ nutrient sensors* [D]. Sweden: Lund University, 2002.
- [43] RIGOPOULOS S, LINKE P. Systematic development of optimal activated sludge process designs [J]. *Computers & Chemical Engineering*, 2002, 26(4/5): 585 – 597.
- [44] YUAN Z, BOGAERT H, VANSTEENKISTE G, et al. Sludge storage for countering nitrogen shock loads and toxicity incidents [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 37(12): 173 – 180.
- [45] EU Environmental Policy. Introduction to the new EU water framework directive [R/OL]. <http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/overview.html>, 2003.
- [46] MEIRLAEN J. *Immission based real-time control of the integrated urban wastewater system* [D]. Belgium: Ghent University, 2000.
- [47] REICHERT P, BORCHARDT D, HENZE M, et al. *River water quality model, no. 1 (RWQM1)* [R]. London: IWA Publishing, IWA Scientific and Technical Reports, No. 12, 2001.
- [48] WILDERER P, BUNGARTZ H J, LEMMER H, et al. Modern scientific methods and their potential in wastewater science and technology [J]. *Water Research*, 2002, 36(2): 370 – 393.

作者简介:

袁德成 (1960 —), 男, 沈阳化工学院教授, 1988 年研究生毕业于北京理工大学化学工程系, 主要研究方向: 计算机辅助过程工程 (CAPE), 过程系统工程 (PSE), 生化过程建模与最优控制等, E-mail: ydcheng@mail.sy.ln.cn;

于海斌 (1964 —), 男, 中国科学院沈阳自动化研究所研究员, 博士生导师, 1997 年毕业于东北大学自动化系, 获工学博士学位, 主要研究方向: 工业通信技术, 实时系统理论, 分布控制系统技术及网络协同制造, 智能生产调度理论与应用, 分布自治生产协调优化理论等, E-mail: ybh@ms.sia.ac.cn.