

陈庆彩,史江红,吴唯. 2011. 细胞自动机模拟活性污泥法污水处理过程[J]. 环境科学学报, 31(9): 1908-1918

Chen Q C, Shi J H, Wu W. 2011. A cellular automata model for simulating activated sludge wastewater treatment processes [J]. Acta Scientiae Circumstantiae 31(9): 1908-1918

# 细胞自动机模拟活性污泥法污水处理过程

陈庆彩,史江红\*,吴唯

水环境模拟国家重点实验室,北京师范大学环境学院,北京 100875

收稿日期:2010-12-17 修回日期:2011-01-24 录用日期:2011-02-14

**摘要:** 从活性污泥法污水处理过程的微观机理出发,建立了污水处理过程的二维细胞自动机模型,并进行仿真实验. 结果表明:建立的细胞自动机模型能够实现污水处理过程的动态可视化,再现出了污水中有机物被吸附、降解及微生物生长、繁殖和衰亡的过程;仿真中还讨论了污泥颗粒粒径、有机物分子半径、温度和污泥浓度等因素对模拟结果的影响. 因素灵敏度分析结果表明,污泥颗粒粒径是影响初期吸附阶段的最重要因素,而温度是影响微生物代谢速率的主要因素,与实际科学理论相符. 活性污泥法污水处理过程的细胞自动机模型研究有助于理解污水处理过程,可为污水处理提供理论依据和科学指导.

**关键词:** 活性污泥法; 细胞自动机; 仿真; 因素灵敏度

文章编号: 0253-2468(2011)09-1908-11 中图分类号: X703 文献标识码: A

## A cellular automata model for simulating activated sludge wastewater treatment processes

CHEN Qingcai, SHI Jianghong\*, WU Wei

State Key Laboratory of Water Environment Simulation, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875

Received 17 December 2010; received in revised form 24 January 2011; accepted 14 February 2011

**Abstract:** In this study, a two-dimensional cellular automata model was developed to simulate activated sludge wastewater treatment processes. The results show that the model was capable of dynamically visualizing wastewater treatment processes and simulating adsorption and degradation of organic matter and the growth and decay of activated sludge biomass. The sludge particle size, molecular radii of organic substrates, temperature and the sludge concentration had significant influences on the simulation results. The sensitivity analysis indicates that the particle size may be the most important factor in the initial stage of the adsorption process, while the temperature is the major factor controlling the metabolic rate of activated sludge biomass. These findings are consistent with the existing theories. The cellular automata model is conducive to better understanding the wastewater treatment processes, and thus provides theory-based design principles and guidelines for treatment systems.

**Keywords:** activated sludge; cellular automata; simulation; sensitivity analysis

### 1 引言( Introduction)

活性污泥法是当前处理城镇生活污水和工业废水最为广泛应用的生物处理方法,利用活性污泥具有的强吸附性能和微生物代谢能力,将污水中的有机物去除,从而达到净化水质的目的. 活性污泥法污水处理模型能够将活性污泥法污水处理过程量化,并有助于理解和进一步研究污水处理机理,

为最终实现自动化控制提供技术支持. 早期基于 Monod 方程的活性污泥法数学模型都是静态的,模型简单、易操作. 但这些静态模型无法描述污水处理系统的动态特征,也不能解释和刻画污水处理过程中有机物“快速去除”的现象,以及出水中有机物浓度对进水水质的响应. 活性污泥动态模型较好地解决了传统静态模型的这些局限,其中研究较早的活性污泥动态模型主要有 WRC 模型( Jones, 1973)

基金项目: 国家自然科学基金项目( No. 20877009);北京市自然科学基金项目( No. 8093034);中央高校基本科研业务费专项资金资助( No. 2009SD-8)

Supported by the National Natural Science Foundation of China( No. 20877009), the Natural Science Foundation of Beijing( No. 8093034) and the Fundamental Research Funds for the Central Universities( No. 2009SD-8)

作者简介: 陈庆彩(1985—),男, E-mail: chenqingcai666@163.com; \* 通讯作者( 责任作者), E-mail: shijianghong@bnu.edu.cn

Biography: CHEN Qingcai(1985—), male, E-mail: chenqingcai666@163.com; \* Corresponding author, E-mail: shijianghong@bnu.edu.cn

和 Andrews 模型 (Andrews, 1991)。Andrews 模型 (Andrews, 1991) 可以很好地解释有机物“快速去除”现象和底物浓度增加时微生物增长的滞后现象; WRC (Jones, 1973) 模型强调了非存活细胞提供的生物活性, 较好地解释了采用 Monod 方程预测微生物生长时预测值高于实际值的现象。但由于 Andrews 模型和 WRC 模型只描述了含碳有机物的去除, 不能模拟营养盐氮和磷在活性污泥污水处理系统中的去除过程, 因此很难适用于要求氮和磷去除的污水处理系统。对此, 国际水质协会 (International Association on Water Quality IAWQ) 相继推出了一系列标准化活性污泥法污水处理模型 SAM1 (Henze *et al.*, 1987)、SAM2 (Henze *et al.*, 1995)、ASM2d (Henze *et al.*, 1999) 及 SAM3 (Gujer *et al.*, 1999) 模型。ASM1 模型首次将氮的去除纳入模型中; ASM2 模型和 ASM2d 模型充分考虑了化学及生物除磷, 使该模型能够对化学需氧量和氮、磷去除过程综合进行模拟; 而 ASM3 模型是针对 ASM1 模型在实际应用中出现的问题而进行的简化, 主要体现了氮的去除过程。尽管 ASM 系列模型在许多污水处理厂设计和运行过程中得到了较好的运用, 但由于不同地区、不同污水处理工艺及运行条件, 其 ASM 系列模型成分、参数值也都不同。势必增加了繁琐的水质分析以及模型校准的工作量, 以致限制了模型的进一步应用。因此, 目前 ASM 系列模型研究的焦点和难点在于模型简化和模型参数校准方法上 (Sin *et al.*, 2005; Machado *et al.*, 2009; Kim *et al.*, 2010)。由于基于复杂机理的 ASM 等模型应用于实际污水处理系统的运行和自动化控制较为困难, 在活性污泥污水处理模型的发展过程中, 一些研究将人工神经网络 (Tay and Zhang, 2000; Hamed *et al.*, 2004; Luccarini *et al.*, 2010)、模糊识别 (Murnleitner *et al.*, 2002; Peng *et al.*, 2004; Marsili-Libelli, 2006; Marsili-Libelli, 2010) 等数学工具应用到污水处理中来, 建立了智能化模型, 并对污水处理系统的运行指标进行预测和控制, 取得了较好效果。然而由于智能化模型大多基于数字信号处理, 对数据本身依赖性强, 而很少能够反映污水处理机理, 导致智能模型很大程度上不能对预测结果进行合理的解释, 不利于活性污泥法污水处理的机理研究。

细胞自动机模型 (Cellular Automata Model, 简称 CA 模型) 是一种定义在离散时间、空间上, 遵循

一定演化规则能够模拟复杂系统并且可操作性强的数学方法, 适合于细胞生长等复杂过程的建模 (Gerlee and Anderson 2008)。利用细胞自动机模拟活性污泥法污水处理过程, 可以较好地反映出系统的多样性、随机性、不确定性和强非线性等特征, 并且模型中可以描述污泥和污水的时空状态, 因此细胞自动机在活性污泥法数学模型中具有较大的应用和发展潜力。目前, CA 模型在模拟污水处理过程的报道较少, Hermanowicz 等 (2001) 利用 CA 模型模拟了生物膜法污水处理中生物膜的生长过程; 张芳芳等 (2006; 2007; 2009)、乔俊飞和李荣 (2010) 分别建立了二维和三维污水处理过程的 CA 模型, 实现了活性污泥法污水处理过程的动态可视化; 廖金宝和李镇清 (2009) 利用 CA 模型讨论了活性污泥法处理过程的随机性和不确定性, 并提出了计算内回流比的方法。上述文献等报道的活性污泥法 CA 模型虽然能够较好地反映出系统的随机性和多样性, 但不能给出随机和多样性结果的制约因素。现有的 CA 模型基于离散时间和空间的细胞状态演化规则而不是基于微观机理而设计出来的, 所以很难找到影响模拟结果的客观指标。因此, 本文利用细胞自动机在污水处理模型中的优势, 依据污水和污泥的物理、化学、生物特征, 从传质过程、污泥吸附和降解、微生物衰亡微观机理出发, 构建了活性污泥法处理污水的 CA 模型。不仅能够实现活性污泥法处理污水过程的动态可视化, 而且能够反映污泥颗粒半径、有机物分子半径及温度、MLSS 等因素对水处理效果的影响, 可以较好地对模拟结果进行微观解释, 有利于理解和探讨活性污泥法污水处理机理。

## 2 方法 (Methods)

### 2.1 活性污泥法处理污水过程

活性污泥法处理污水过程包括初期吸附阶段、有机物稳定阶段和微生物衰亡 3 个阶段。在污水处理初期由于活性污泥具有较大的表面积, 因此在较短的时间内 (15 ~ 40 min) 废水中大部分的有机污染物被污泥吸附而从水相中去除。该过程中有机物从污水本体溶液通过传质边界层传质到污泥颗粒表面的传质过程, 是活性污泥吸附有机物的速率控制步骤 (图 1); 有机物被吸附到污泥上后, 最终还是通过污泥上的微生物代谢而得以去除, 即有机物的稳定阶段; 随着有机物的消耗、污泥微生物的生长和繁殖, 有机物浓度逐渐降低。若处理时间继续延长,

可利用营养物质明显不足,污泥中的微生物进行内源代谢,活细胞数逐渐减少,使微生物进入衰亡期。

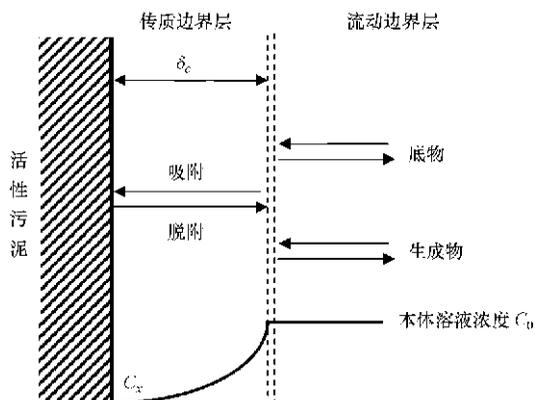


图1 活性污泥表面有机物质传质和吸附过程示意图

Fig. 1 Schematic diagram of transfer and adsorption process of organic substances on activated sludge surface

## 2.2 扩散通量计算

如图1所示,当有机物质进入边界层后,通过分子运动扩散到污泥表面进而被污泥吸附。该过程可以用 Fick 第一定律来表征:扩散通量与其浓度梯度和分子扩散系数成正比(Mackay, 2001)。

$$F = -D \frac{dC}{dx} \quad (1)$$

并且物质扩散符合正态分布:

$$C(x, t) = \frac{M}{(2\pi)^{1/2} \sigma_x} \exp\left(-\frac{x^2}{2\sigma_x^2}\right) \quad (2)$$

$$\sigma_x = (2Dt)^{1/2} \quad (3)$$

这一定律由 Einstein 和波兰物理学家 Smoluchowski 于 1905 年研究小颗粒的布朗运动时独立发现,称为 Einstein-Smoluchowski 定律。

物质扩散速率和溶液粘度之间的关系(Stokes-Einstein 关系式)为(Schwarzenbach *et al.*, 2003):

$$D = \frac{KT}{6\pi\eta r} \quad (4)$$

假设物质穿过传质边界层后扩散到污泥表面立即就会被吸附,即污泥颗粒表面自由浓度为 0。那么由公式(4)和(6)可计算出扩散通量表达式为:

$$F = -D \frac{dC}{dx} = -\frac{KT}{6\pi\eta r} \times \frac{C_0}{\delta} \quad (5)$$

当传质边界层很薄时,曲面的传质边界层厚度可用平板边界层近似计算(郭永怀, 2008),首先计算雷诺数  $Re$  (表示惯性力和黏滞力的比例):

$$Re = \frac{u_0 d}{\nu} \quad (6)$$

对雷诺数与转捩临界雷诺数  $3 \times 10^5$  (Finnemore and Franzini, 2005) 进行比较,判断是平流状态还是紊流状态,然后计算边界层厚度(王惠民, 2005):

紊流厚度计算公式为:

$$\delta = 0.3812d Re^{-1/5} \quad (7)$$

平流计算公式:

$$\delta = \frac{5d}{\sqrt{Re}} \quad (8)$$

将式(6~8)代入式(5)可得:

1. 当  $Re = \frac{u_0 d}{\nu} < 3 \times 10^5$  时(平流):

$$F = -\frac{C_0 KT}{30\pi\eta r} \times \sqrt{\frac{u_0}{d\nu}} \quad (9)$$

2. 当  $Re = \frac{u_0 d}{\nu} > 3 \times 10^5$  时(紊流):

$$F = -\frac{C_0 KT}{2.2872\pi\eta r} \times \sqrt[5]{\frac{u_0}{d^4\nu}} \quad (10)$$

式中:  $F$  为物质的扩散通量 ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ );  $D$  为物质的扩散率 ( $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ );  $C$  为传质边界层溶液中物质的质量浓度 ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ );  $x$  为物质的扩散距离 (m);  $M$  为物质的质量 (kg);  $\sigma_x$  表示物质扩散距离  $x$  的标准偏差;  $C_0$  为本体溶液中物质的质量浓度 ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ );  $t$  为物质的扩散时间 (s);  $d$  为污泥颗粒直径 (m);  $u_0$  为剪切流速 ( $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ );  $r$  为物质的分子半径 (m);  $T$  为热力学温度 (K);  $\nu$  为运动粘度,是温度的函数 (20°C 时为  $1.003 \times 10^{-6} \text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ );  $\pi$  为圆周率,约为 3.14159;  $\eta$  为动力学粘度,是温度的函数 (20°C 时为  $1.002 \times 10^{-3} \text{kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ );  $K$  为 Boltzmann 常数,  $K = 1.381 \times 10^{-23} \text{kg} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{s}^{-2} \cdot \text{K}^{-1}$ ;  $\delta$  为扩散边界层厚度 (m);  $Re$  为雷诺数。

## 2.3 CA 模型设计

2.3.1 模型假设 为了模型的可行性,必须要对某些条件进行简化和限制:

(1) 反应池内污水 pH 值接近中性、曝气充分,污水中的有机物质易被微生物代谢、无毒性物质,微生物能够正常生长。

(2) 反应过程中微生物群落结构以异养菌为主。

(3) 有机物质在反应池内均匀分布,且在空间上是随机的。

(4) 污泥颗粒近似为球形,有机物的传质过程是吸附控制步骤,且不考虑解吸作用。

(5) 只有吸附了有机物的微生物才具有繁殖能

力,微生物将吸附的有机物采用二分裂方式繁殖出新的微生物细胞.

(6) 每个微生物在反应的整个过程均有衰亡的可能性,是随机的.

2.3.2 模型结构及演化规则 采用二维 CA 模型,并以 Von Neumann 型邻居模型作为细胞格子演化领域.每一格位代表在一定空间内,所存在的一定数量活性污泥或有机物质,且具有不同的状态,不同的状态之间在每次演化过程中就会发生转化.如图 2 所示,有机物(竖线)出现在活性污泥(横线)的领域格子(编号 4)内,那么有机物就会在一定的时间间隔内被吸附,且该活性污泥格子随时都有分裂繁殖的可能性.

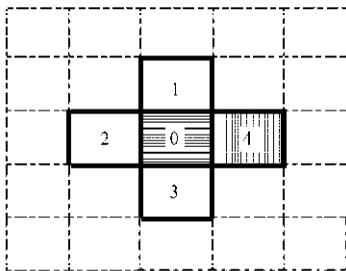


图 2 二维细胞自动机 Von Neumann 型邻居模型

Fig. 2 Two-dimensional cellular automata of Von Neumann neighborhood model

定义 CA 模型为:

$$CA = \{Time, Cells, Cellspace, Neighbors, Rules\} \quad (11)$$

式中,Time 表示演化离散时间  $t$  组成的集合; Cells 表示基本细胞; Cellspace 表示 Cells 集合; Neighbors 表示细胞领域,模型采用 Von Neumann 型邻居; Rules 为演化规则.

$$Cell_{i,j}(t) = \{0, 1, 2, 3, 4\} \quad (12)$$

如式(12)所示,模型中细胞具有 5 个状态,分别为 0~4.0 表示格子为清水所占据;1 表示该格子为有机物;2 表示格子中的有机物处于吸附状态;3 表示格子被活性污泥所占据;4 表示该格子为污泥衰亡后不可降解残渣和污水中的不可降解有机物.

CA 模型中的每个细胞下一时刻的状态只依赖该时刻它本身和邻域细胞所处状态,各种状态间的转变遵循演化规则.遵循活性污泥法处理废水的原理制定演化规则如下.

Rule1:

if  $Cell_{i,j}(t) = 0$  then

$$Cell_{i,j}(t + \Delta t) = \begin{cases} 1 (p_1 = \frac{\sum Cell_{i,j}(t) = 1}{\sum Cell_{i,j}(t) = 0 \text{ or } 1 \text{ or } 2}) \\ 2 (p_2 = \frac{\sum Cell_{i,j}(t) = 2}{\sum Cell_{i,j}(t) = 0 \text{ or } 1 \text{ or } 2}) \\ 3 (p_3 = \frac{N_n(t)}{\sum Cell_{i,j}(t) = 0}) \\ 4 (p_4 = \frac{N_d(t)}{\sum Cell_{i,j}(t) = 0}) \\ 0 \text{ else} \end{cases} \quad (13)$$

式中  $p_1$  表示该时刻有机物格子数在水和有机物格子总数中的百分比;  $p_2$  表示被吸附的有机物格子数在水和有机物格子总数中所占的比例(为将吸附态有机物可视化,也将其随机分布在污水中,事实上吸附在污泥上后已经从污水中消失);  $p_3$  表示微生物新繁殖个数与水格子个数的比值;  $p_4$  表示微生物新衰亡个数与水格子的比值;  $N_n(t)$  和  $N_d(t)$  分别表示  $t$  时刻在仿真步长  $\Delta t$  时间里新繁殖出的微生物和衰亡的微生物格子数.0 到 1 过程表示该水格子在污水混合的过程中被有机物所占据,其概率和有机物浓度成正比;0 到 3 过程表示微生物新繁殖的个体随机的占据该格子;0 到 4 过程表示微生物新衰亡的个体随机的占据该格子.

Rule2:

if  $Cell_{i,j}(t) = 1$  then

$$Cell_{i,j}(t + \Delta t) = \begin{cases} 2 (N_a(t) \neq 0, N_a(t) = \sum_{\substack{m=j+1 \\ n=j+1}}^{m=j+1, n=j+1} (Cell_{m,n}(t) = 3)) \\ 1 (p_1) \\ 2 (p_2) \\ 3 (p_3) \text{ else} \\ 4 (p_4) \\ 0 \text{ else} \end{cases} \quad (14)$$

该规则表示的是当格子被有机物占据时的演化过程,其中由状态 1 演化到状态 2 有两种情形:一是有有机物被活性污泥吸附,其  $t$  时刻某元胞 Von Neumann 领域中活性污泥所占据的格子数  $N_a(t)$  不为 0;另一情形就是随机分配到该格子的吸附态有

有机物. 若  $S=0$  时, 该有机物会在下一时刻随机分配到任意水格子或有机物格子中.

Rule3:

if  $\text{Cell}_{i,j}(t) = 2$  then

$$\text{Cell}_{i,j}(t + \Delta t) = \begin{cases} 3 (p_5 = \mu \Delta t) \\ \begin{cases} 1 (p_1) \\ 2 (p_2) \\ 3 (p_3) \text{ else} \\ 4 (p_4) \\ 0 \text{ else} \end{cases} \end{cases} \quad (15)$$

式中  $\mu$  表示微生物的比生长速率;  $p_5$  表示微生物利用吸附有机物质进行繁殖的概率, 等于在  $\Delta t$  时间内微生物繁殖代数. 状态 2 到 3 过程也有两种情形: 一是微生物利用有机物繁殖出子代微生物; 二是新繁殖的微生物占据该格子.

Rule4:

if  $\text{Cell}_{i,j}(t) = 3$  then

$$\text{Cell}_{i,j}(t + \Delta t) = \begin{cases} 4 (p_6 = k_d \cdot \Delta t) \\ 3 \text{ else} \end{cases} \quad (16)$$

状态 3 演化到 4 表示微生物由于内源呼吸而衰亡的过程, 其中  $p_6$  表示微生物内源代谢的概率, 和活性污泥的衰亡速率  $k_d$  呈正比.

Rule5:

if  $\text{Cell}_{i,j}(t) = 4$  then

$$\text{Cell}_{i,j}(t + 1) = 4 \quad (17)$$

该规则表示的是, 微生物衰亡后剩余的不可降解部分保持不变, 仍然是污泥的一部分.

### 3 仿真实验及结果 (Simulation experiment and results)

#### 3.1 仿真参数及初始状态

本文在 Matlab7.0 和 Excel VBA 环境下编程, 利用二维平面上的  $100 \times 100$  格子对  $1 \text{ m}^3$  水处理单元中活性污泥对污水的净化过程进行模拟, 表 1 中给出了 CA 模型模拟初始状态和演化过程所需参数的计算方法.

表 1 污水处理过程 CA 模型参数计算表

Table 1 The CA model parameter calculation of the wastewater treatment processes

指标	计算式	说明
活性污泥格子数 $N_{\text{mlss}}$	$N_{\text{mlss}} = 10000 \times \text{MLSS} \times \text{SVI}$	MLSS 为污泥浓度 ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ) SVI 为沉降性能 ( $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ )
单个污泥格子质量 $M_{\text{mlss}}$	$M_{\text{mlss}} = \frac{1 \text{ m}^3}{10000 \cdot \text{SVI}}$	$M_{\text{mlss}}$ 单位为 kg
单个污泥格子表面积 $S$	$S = \frac{6 \text{ m}^3}{10000 \cdot d}$	$d$ 为污泥颗粒粒径 (m) $S$ 单位为 $\text{m}^2$
有机物格子数 $N_{\text{om}}$	$N_{\text{om}} = 10000 - N_{\text{mlss}}$	
单个有机物格子质量 $M_{\text{om}}$	$M_{\text{om}} = \frac{C_{\text{tom}}}{N_{\text{om}}} \times 1 \text{ m}^3$	$C_{\text{tom}}$ 表示总可降解有机物浓度 ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ) $M_{\text{om}}$ 单位为 kg
有机物质格子浓度 $C_{\text{om}}$	$C_{\text{om}} = \frac{10000 \cdot M_{\text{om}}}{N_{\text{om}}}$	$C_{\text{om}}$ 单位为 ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ )
模拟步长 $\Delta t$	$\Delta t = \frac{M_{\text{om}}}{F \times S}$	$F$ 为扩散通量 ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ) $\Delta t$ 单位为 s
微生物比生长速率 $\mu$	$\mu = \mu_m \times \frac{C_{\text{tom}}}{k_s + C_{\text{tom}}}$	$\mu_m$ 为最大比增长速率 ( $\text{s}^{-1}$ ) $k_s$ 为半速率常数 ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ )
$k_s, \mu_m, k_d$ 温度修正公式	$k(T) = k_{293} \theta^{(T-293)}$	$T$ 为热力学温度 (K) $k_{293}$ 为 293 K 时系数取值 $\theta$ 为温度修正系数 $k_d$ 为内源衰减系数 ( $\text{s}^{-1}$ )

CA 模型仿真所需的污水、污泥物理和生物特征参数, 列于表 2 中. 除此之外, 为了比较活性污泥

法和颗粒污泥处理污水的速率, 分别选择参数 MLSS 为  $2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$  (Beun *et al.*, 1999) 作

为一般运行条件, 其对应 SVI 值为  $50 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$  (卢然超等 2001; Tay *et al.* 2003) 和  $100 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$  (张兰英等 2005)、颗粒粒径大小为  $100 \mu\text{m}$  (张兰英等, 2005; 裴海燕等, 2007) 和  $2 \text{ mm}$  (Morgenroth *et al.*,

1997; 陈雪松等, 2007)。模拟初始状态中活性污泥微生物部分按 80% 计算, 并且假设污水中可降解 COD 为  $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 对应总溶解性有机固体质量为  $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 且最终都能被微生物利用。

表 2 模型中用到的物理、化学和生物参数

Table 2 Physical, chemical and biological parameters used in the CA model

参数	取值 (20℃)	模拟用值	参考文献
$r$ 为有机分子半径	$0.01 \sim 1 \mu\text{m}$	$50 \text{ nm}$	Metcalf & Eddy, Inc., 2003
$\nu$ 为运动粘度	$1.003 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$	温度修正	Finnemore and Franzini, 2005
$\eta$ 为动力学粘度	$1.002 \times 10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$	温度修正	
$k_s$ 为半速率常数	$20 \text{ mg}^* \cdot \text{L}^{-1}$	修正 $\theta = 1.00$	
$\mu_m$ 为最大比增长速率	$6 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	修正 $\theta = 1.07$	Henze <i>et al.</i> , 1987
$k_d$ 为内源衰减系数	$0.12 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	修正 $\theta = 1.04$	Henze <i>et al.</i> , 1995
$Y$ 为生物体产量	$0.4 \text{ g} \cdot \text{g}^* \cdot \text{g}^{-1}$	$0.40 \text{ g} \cdot \text{g}^* \cdot \text{g}^{-1}$	Gujer <i>et al.</i> , 1999
$f$ 为细胞残体留下部分	$0.15 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$	$0.15 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$	Metcalf & Eddy, 2003

注: \* 表示以可生物降解有机物化学需氧量计。

### 3.2 仿真结果及解析

采用建立的 CA 模型, 在一般活性污泥法运行条件  $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$ 、 $\text{MLSS} = 2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $\text{SVI} = 100 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$  可降解  $\text{COD} = 300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  条件下进行仿真模拟(选

取污泥颗粒半径为  $100 \mu\text{m}$ 、有机物分子半径为  $50 \text{ nm}$ 、剪切流速为  $0.05 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ )。实现了活性污泥法污水处理过程的可视化, CA 演化过程如图 3 所示(便于显示, 随机截取  $100 \times 100$  格子的  $30 \times 30$  区域)。

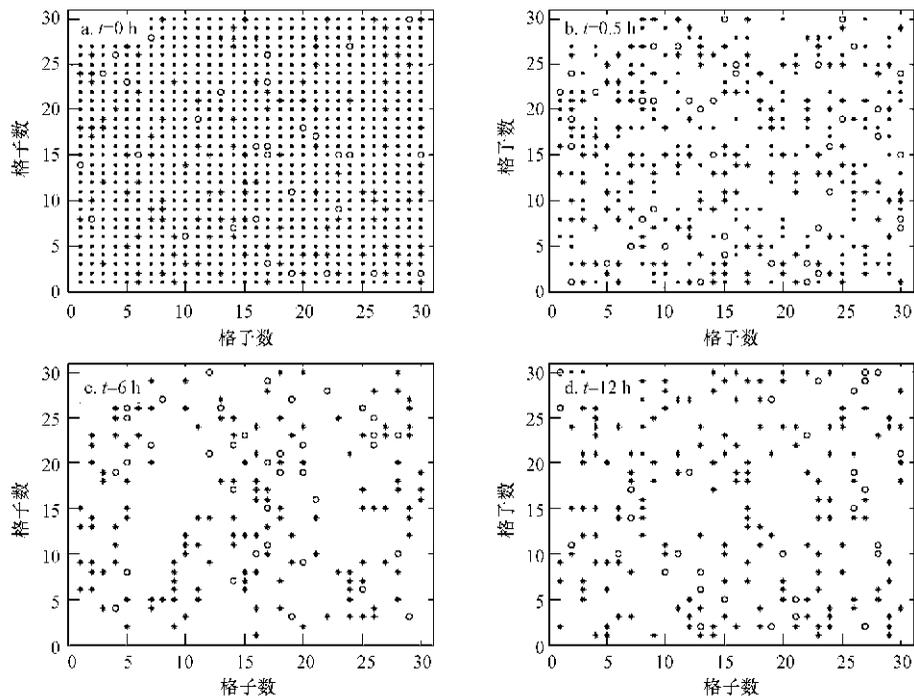


图 3 CA 模型仿真活性污泥法处理污水的演化过程(●: 自由态有机物; +: 吸附态有机物; \*: 活性污泥的微生物部分; ○: 活性污泥的非活性部分)

Fig. 3 The evolution process of the CA simulation model in the wastewater treatment processes (●: free organic; +: adsorbed organic; \*: microorganisms in the activated sludge; ○: non-active parts in the activated sludge)

从图 3 中可以清晰地看出, 在反应起初  $t = 0 \text{ h}$  时刻活性污泥和有机物分子均匀分布在反应装置

内,此时有机物浓度高、污水较为浑浊;当反应进行  $t = 0.5$  h 后,污水中的有机物浓度降低、吸附态有机物明显增多,但此时大多有机物还未被微生物代谢,此阶段表示污水处理过程的初期吸附阶段;污水处理到  $t = 6$  h 时水相中的有机物已经完全被去除,大部分吸附态有机物也已经被微生物所利用.该过程中由于微生物快速繁殖而使微生物量明显增加,此时水质较清、污泥沉降性能好,可以排水,该时间段对应污水处理过程的稳定期;随着时间的延长,污水处理系统中的有机物不足以提供微生物代谢所需,出现微生物生长速率  $<$  衰亡率,进入污泥的衰亡阶段.

仿真结果中各种成分变化趋势如图 4 所示,图 a、b、c、d 分别表示有机物浓度变化、活性污泥总浓度变化、污水中有机物的去除率和活性污泥中活性部分微生物量的变化.从图 4a、4c 中可知污水中的有机物浓度在 30 min 内就已经减少了 80% 左右,在

2 h 时基本完全从水相中去除,这反映的是污水处理过程的快速吸附阶段;然而,有机物只是从水相中被吸附到活性污泥上,在污水处理系统里并没有真正的去除,处于吸附态的有机物通过微生物代谢作用,才能使有机物最终从污水处理系统中去除,该过程是污水处理过程的稳定阶段.在 2 h 时只有 30% 有机物被微生物代谢,7.5 h 时有 80% 从污水处理系统中去除,稳定阶段所需时间要比吸附阶段长.因此,相比水力停留时间 HRT、污泥停留 SRT 的延长更能决定有机物在污水处理系统中的去除率 (Huang *et al.*, 2008);随着处理时间的延长,有机物浓度已经不能满足微生物代谢所需,因此在 8 h (图 4d) 时出现微生物衰亡速率大于生长速率,进入衰亡阶段.从仿真整体结果来看,建立的 CA 模型能够很好地刻画污水处理过程:快速吸附阶段-稳定阶段-衰亡阶段.

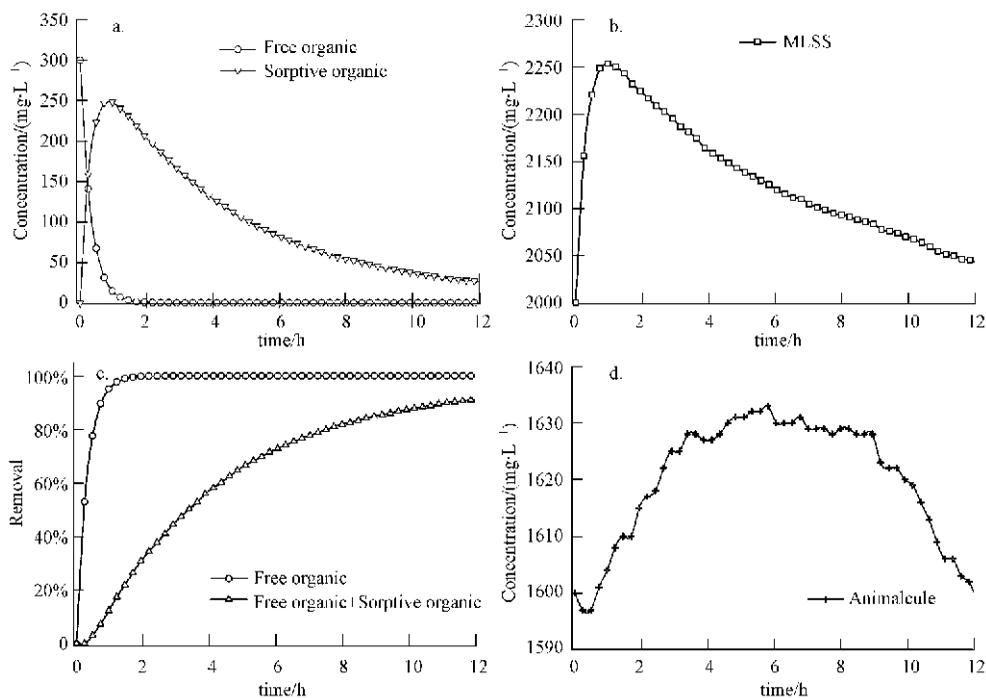


图 4 活性污泥法污水处理过程的 CA 模型仿真结果

Fig. 4 The CA model simulation results of activated sludge treatment processes

## 4 讨论 (Discussion)

### 4.1 仿真温度对污水处理过程的影响

温度是影响活性污泥吸附速率和微生物活性的最重要因素之一,图 5 中显示了 CA 模型仿真温度对活性污泥法处理污水过程的影响.从图中可以

看到,随着温度的减小,活性污泥对有机物的吸附速率  $k_{sp}$  明显减慢,从 25 °C 的  $k_{sp} = 3.46 \text{ h}^{-1}$  减小到 5 °C 的  $k_{sp} = 1.53 \text{ h}^{-1}$ .这主要是因为温度降低使有机物分子热运动能量减小,减慢了有机分子向污泥表面扩散的过程,降低了吸附速率(文献报道这些有机物质在污泥上的吸附速率随温度增大而减小

(赵俊明等 2008; Feng *et al.* 2010) 这主要是因为温度的增大增加了吸附有机物的脱附速率. 而模型是在假设扩散步骤是控制步骤时的情形, 并不考虑脱附过程; 并且温度的降低大大的降低了微生物

的活性, 微生物对有机物的代谢速率变的很小, 使活性污泥法处理过程的稳定阶段延长, 增大了水力停留时间(HRT), 因此实际污水处理厂运行中受气候影响较大.

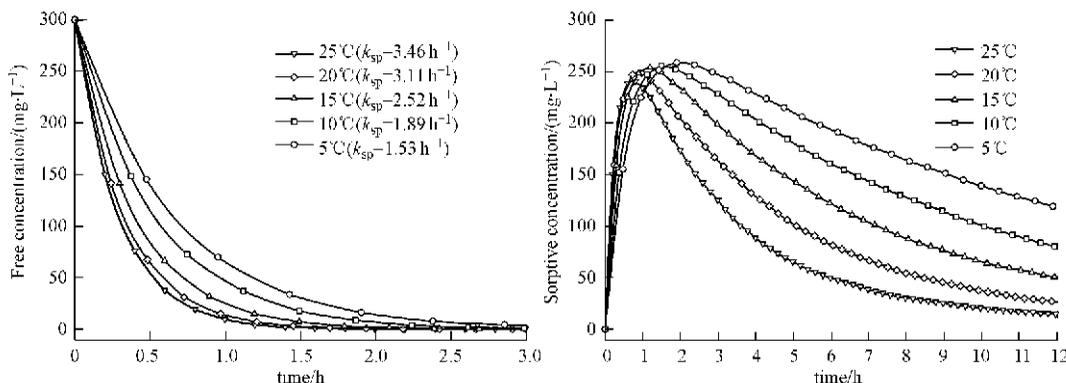


图5 温度对污泥吸附和稳定有机物的影响

Fig. 5 The influence of temperature on activated sludge adsorption and organic stability

#### 4.2 仿真污泥粒径对污水处理过程的影响

污泥的颗粒半径是影响污水中有机物去除率的重要因素. 利用 CA 模型模拟了不同粒径条件下污泥对有机物去除速率的影响. 参数取值为: 活性污泥选取  $d = 50 \mu\text{m}, 100 \mu\text{m}, 150 \mu\text{m}$ , 颗粒污泥选取  $d = 1 \text{ mm}, 2 \text{ mm}, 3 \text{ mm}$ . 同时为了区别活性污泥和颗粒污泥的基质条件和物化性质, 有机物分子半径、污泥浓度和沉降指数分别选择参数为  $\text{MLSS} = 2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}, \text{SVI} = 100 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}, r = 10 \text{ nm}$  和  $\text{MLSS} = 10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}, \text{SVI} = 50 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}, r = 50 \text{ nm}$ .

附和稳定速率都随着粒径  $d$  的增大而减小. 这是因为颗粒的大小反映着单位质量活性污泥颗粒所具有的面积, 颗粒粒径越小其表面积就越大, 表面积越大的污泥颗粒和有机物发生传质过程的界面就越大, 有机物被吸附的速率也就越大. 活性污泥颗粒从  $50 \mu\text{m}$  增大到  $150 \mu\text{m}$ , 其吸附有机物的速率  $k_{sp}$  从  $8.72 \text{ h}^{-1}$  减小到  $1.63 \text{ h}^{-1}$ , 但污泥稳定 90% 有机物所需时间基本没有变化(表 3). 图中还显示出在一般工艺运行条件下, 颗粒污泥的吸附、稳定速率要比活性污泥低. 并且若使活性污泥和颗粒污泥的污泥浓度 MLSS 处于相同水平( $2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ ) 来比较, 活性污泥处理污水效率要比颗粒污泥大的多 ( $3.11 \text{ h}^{-1} > 0.22 \text{ h}^{-1}$ ) 这与 Riffat 和 Dague(1995) 的实验研究结论相似. 事实上, 一般颗粒污泥运行系统内

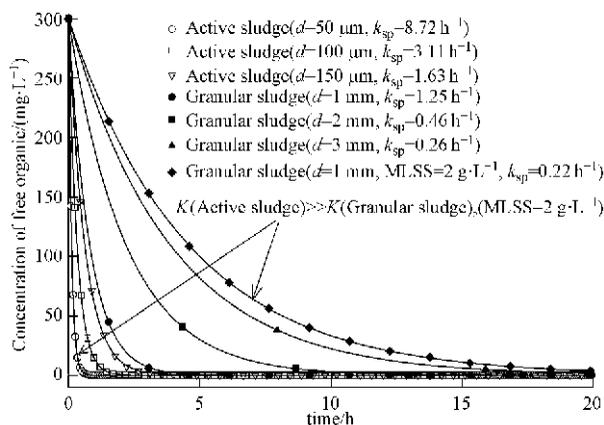


图6 污泥颗粒大小对吸附速率影响的仿真结果

Fig. 6 The simulation results of the influence of activated sludge particle size on adsorption rates

如图 6 中显示了不同颗粒粒径的活性污泥和颗粒污泥对有机物去除过程的影响. 从图中可以看出无论是活性污泥还是颗粒污泥, 其污泥对有机物吸

表3 污泥颗粒大小对污泥去除有机物速率的影响

Table 3 The influence of sludge particle size on the removal of organics in the activated sludge

	粒径/ $\mu\text{m}$	$t_{\text{max}}/\text{h}$	$t_{90\%}/\text{h}$	仿真条件
活性污泥	50	0.43	11.6	MLSS = 2, SVI = 100
	100	0.97	11.37	MLSS = 2, SVI = 100
	150	1.33	11.56	MLSS = 2, SVI = 100
颗粒污泥	1000	3.06	16.83	MLSS = 2, SVI = 50
	1000	1.53	7.65	MLSS = 10, SVI = 50
	2000	4.33	8.66	MLSS = 10, SVI = 50
	3000	7.95	15.9	MLSS = 10, SVI = 50

注:  $t_{\text{max}}$  和  $t_{90\%}$  分别表示吸附态有机物达到最大浓度的时间和污泥稳定 90% 有机物所用的时间; MLSS 单位为  $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ , SVI 单位为  $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$ .

污泥浓度 ( $6 \sim 12 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ ) 要比活性污泥法处理系统污泥浓度高得多, 因此降解有机物浓度速率和活性污泥速率相差不是很大。

#### 4.3 其它影响因素

该 CA 模型中还反映了影响扩散速率的有机分子半径  $r$ 、剪切流速  $u_0$  以及影响空间分布的污泥浓度 MLSS 因素, 这些因素对污水处理过程仿真结果的影响分析如表 3 所示。有机物分子半径对污泥吸附有机物速率影响很大, 当有机分子半径从 10 nm 增大到 100 nm 时, 吸附速率减小 10 倍, 为反比例关系, 这和相关实验研究结论相同(李颖, 2007; 周岩梅, 2010); 剪切流速  $u_0$  增大有利于有机物质的传质, 这是因为剪切速度增大使层流边界层厚度减小, 缩短了传质距离, 增大了传质速率; 而污泥浓度 MLSS 增大, 可以使单位体积内污泥颗粒的数量增大, 也就增大了单位体积内的表面积, 进而提高了单位时间内对有机分子的吸附量。

这些因素对 CA 模型仿真结果的影响可以分为 3 类: 一类是影响有机分子向污泥表面扩散速度的因素, 在 CA 模型结构上反映模拟步长的大小, 包括有机物半径  $r$ 、剪切流速  $u_0$ 、温度  $T$ 、污泥颗粒半径  $d$ ; 另一类是影响污泥和有机物空间分布的因素, 反映 CA 模型模拟的初始状态, 包括污泥浓度 MLSS、污泥沉降性能 SVI、污泥颗粒半径  $d$  和初始有机物浓度; 第三类是影响活性污泥中微生物转化有机物

速率和微生物衰亡速率的因素, 反映模拟过程中吸附态有机物转化概率及其污泥衰亡过程的快慢, 包括温度和污泥浓度 MLSS。

为了分析各种参数对模型结果的影响大小, 定义参数的灵敏度为:

$$Z = \frac{(Q(\tau_2) - Q(\tau_1)) / (Q(\tau_2) + Q(\tau_1))}{(\tau_2 - \tau_1) / (\tau_2 + \tau_1)} \quad (18)$$

式中  $Q(\tau)$  表示参数  $\tau$  取不同水平值时, 其他参数保持不变的模型输出结果。Z 值反映了在参数可变范围内, 参数值的变化所能引起模型输出值的变化程度。

各种因素对仿真结果影响的灵敏性分析如表 4 所示, 从表 4 可以看到在给出的取值范围内, 污泥的颗粒粒径  $d$  对污泥吸附有机物速率  $k_{sp}$  的影响是最大的, 其次是有机物分子半径  $r$  和污泥浓度 MLSS。因此污泥的物理结构和污水中有机物分子的平均半径, 是活性污泥法处理污水初期吸附阶段关键因素。当用同种活性污泥处理不同水质污水时, 其吸附阶段的净化效果是不同的。虽然有机物分子半径和污泥颗粒粒径对吸附阶段影响较大, 但对微生物稳定有机物所需时间基本没有影响, 对污泥稳定有机物时间的影响最大的是环境温度  $T$ 。因此, 随着温度的变化, 污水处理厂对污水的去除效果、去除速率亦有明显不同。

表 4 活性污泥法污水处理过程的 CA 模型参数分析表

Table 4 The parameter analysis of the CA model in activated sludge treatment process

因素	取值范围	$k_{sp}^* / \text{h}^{-1}$		$t_{90\%}^* / \text{h}$	
		结果范围	灵敏度	结果范围	灵敏度
$T$	5 ~ 25 °C	1.5 ~ 3.5	0.58	29.5 ~ 8.2	-0.85
$d$	50 ~ 150 $\mu\text{m}^A$	8.7 ~ 1.6	-1.37	11.6 ~ 11.6	0
	1 ~ 3 $\text{mm}^G$	1.3 ~ 0.3	-1.31	7.7 ~ 11.5	0.4
$r$	10 ~ 100 nm	14.6 ~ 1.5	-1	11.5 ~ 11.1	-0.02
$u_0$	0.01 ~ 0.1 $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$	1.3 ~ 4.0	0.63	11.1 ~ 11.6	0.03
MLSS	1 ~ 4 $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	1.4 ~ 6.5	1.07	11.6 ~ 1.6	0

注:  $k_{sp}^*$  表示活性污泥吸附有机物的速率;  $t_{90\%}^*$  表示污水中的有机物被稳定 90% 所用的时间;  $A^*$  表示活性污泥;  $G^*$  表示颗粒污泥。

## 5 结论(Conclusions)

1) 建立的活性污泥法污水处理的 CA 模型, 能够较好地模拟出活性污泥法处理生活污水的吸附、稳定和衰亡过程, 给出了活性污泥吸附和稳定、衰亡过程的生物学解释, 并实现了污水处理过程的动态可视化, 直观的反映出污水处理过程。

2) 该模型依据了污水和污泥的物理、化学、生物特征, 在细胞和分子水平上, 考虑影响 CA 模型步长的传质过程和影响 CA 模型初始状态、演化过程因素, 将温度  $T$ 、有机物分子半径  $r$ 、污泥颗粒半径  $d$ 、剪切流速  $u_0$  和污泥浓度 MLSS、沉降性 SVI 能等因素体现在 CA 模型中, 能够反映这些因素和模型输出结果的关系, 提高了模型的可操作性和实用性。

3) 仿真了在一般运行条件下 ( $MLSS = 2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $SVI = 100 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ ,  $COD = 500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) 的活性污泥法污水处理过程, 其初期吸附阶段水相中的有机物 30 min 内就已经减少了 80% 左右, 在 2 h 时基本完全从水相中去除; 但在 2 h 时只有 30% 的有机物被微生物代谢, 7.5 h 时有 80% 从污水处理系统中去除, 因此稳定阶段所需时间要比吸附阶段长; 随着处理时间的延长, 在 8 h 时出现微生物衰亡速率大于生长速率, 有机物浓度已经不能满足微生物代谢的需要, 进入衰亡阶段. CA 模型能够很好的刻画污水处理过程: 快速吸附阶段-稳定阶段-衰亡阶段.

4) 对影响 CA 模型仿真结果因素分析结果来看, 污泥颗粒半径和污水中有机物分子半径是影响污水处理过程初级吸附阶段的主要因素, 影响微生物稳定有机物的关键因素是温度, 符合活性污泥法处理污水的基本规律.

本文将细胞自动机运用于活性污泥法污水处理模型中, 较好地实现了污水处理机理和细胞状态演化规则的结合, 使该模型在离散时间和空间上更接近真实污水处理系统. 目前, 基于 CA 的活性污泥法污水处理模型研究还处于初始阶段, 大多都基于“生命游戏”和随机函数对细胞演化进行规则化, 很少基于微观传质过程、有机物的吸附和稳定以及微生物衰亡机理数学模式而设计的. 因此, 模型不能讨论污泥颗粒半径、有机物分子半径及温度、MLSS 等因素对水处理效果的影响. 而本文模型初始状态计算基于离散空间, 依据污水和污泥的物理、化学、生物特征, 从物料守恒角度给出了各个参数的计算式; 并且细胞演化将传质过程、有机物的吸附和稳定以及微生物衰亡过程在时空上离散化, 建立的模型给出了细胞结构和演化步长间的关系, 通过各过程的数学方程对细胞间及细胞本身的演化进行控制, 有利于理解和探讨活性污泥法污水处理机理. 建立的 CA 模型能够仿真污泥颗粒半径、有机物分子半径及温度、MLSS 等因素对水处理效果的影响, 并且通过仿真讨论了这些因素的灵敏度, 发展了目前活性污泥法的 CA 模型. 虽然, 目前细胞自动机在活性污泥法水处理建模中运用还不成熟, 但对比与现有的大部分模型而言, 由于 CA 模型结构表达污水处理过程形式并不固定, 因此细胞自动机在活性污泥法数学模型中具有较大的应用和发展潜力.

责任作者简介: 史江红 (1965 ) , 女, 副教授 (工学博士), 主要从事环境中雌激素等痕量有机物的浓度分布、迁移转化以

及控制技术研究工作. E-mail: shijianghong@bnu.edu.cn.

#### 参考文献 (References)

- Andrews J F. 1991. Control strategies for the anaerobic digestion process [J]. *Environmental Science & Technology*, 25(1): 30-39
- Beun J J, Hendriks A, van Loosdrecht M C M, et al. 1999. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor [J]. *Water Research*, 33(10): 2283-2290
- 陈雪松, 夏四清, 刘贵春. 2007. SBR 好氧颗粒污泥的理化性质研究 [J]. *中国给水排水*, 23(9): 99-102
- Chen X S, Xia S Q, Liu G C. 2007. Study on Physicochemical Characteristics of Aerobic Granular Sludge Cultivated in SBR [J]. *China Water&Wastewater*, 23(9): 99-102 (in Chinese)
- Finnemore E J, Franzini J B. 2005. *Fluid Mechanics With Engineering Applications (Tenth Edition)* [M]. New York: McGraw-Hill Company. 550-551
- Feng Y, Zhang Z, Gao P, et al. 2010. Adsorption behavior of EE2 (17  $\alpha$ -ethinylestradiol) onto the inactivated sewage sludge: Kinetics, thermodynamics and influence factors [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1/3): 970-976
- Gerlee P, Anderson A R A. 2008. A hybrid cellular automaton model of clonal evolution in cancer: The emergence of the glycolytic phenotype [J]. *Journal of Theoretical Biology*, 250(4): 705-722
- Gujer W, Henze M, Mino T, et al. 1999. Activated sludge model No. 3 [J]. *Water Science and Technology*, 39(1): 183-193
- 郭永怀. 2008. *边界层理论讲义* [M]. 合肥: 中国科学技术大学出版社. 50-55
- Guo Y H. 2008. *The Lecture of Boundary Layer Theory* [M]. Hefei: University of Science and Technology of China Press. 50-55 (in Chinese)
- Hamed M M, Khalafallah M G, Hassanien E A. 2004. Prediction of wastewater treatment plant performance using artificial neural networks [J]. *Environmental Modelling & Software*, 19(10): 919-928
- Henze M, Grady C P L, Guier W, et al. 1987. A general model for single-sludge wastewater treatment systems [J]. *Water Res*, 21(5): 505-515
- Henze M, Gujer W, Mino T, et al. 1995. The Activated Sludge Model No. 2: Biological phosphorus removal [J]. *Water Science and Technology*, 31(2): 1-11
- Henze M, Gujer W, Mino T, et al. 1999. Activated Sludge Model No. 2d, ASM2d [J]. *Water Science and Technology*, 39(1): 156-182
- Hermanowicz S W. 2001. A simple 2D biofilm model yields a variety of morphological features [J]. *Mathematical Biosciences*, 169(1): 1-14
- Huang M, Li Y, Gu G. 2008. The effects of hydraulic retention time and sludge retention time on the fate of di-(2-ethylhexyl) phthalate in a laboratory-scale anaerobic-anoxic-aerobic activated sludge system [J]. *Bioresource Technology*, 99(17): 8107-8111
- Jones G L. 1973. Bacterial growth kinetics: measurement and significance in the activated sludge process [J]. *Water Research*, 7(1): 117-125
- Kim Y S, Kim M H, Yoo C K. 2010. A new statistical framework for parameter subset selection and optimal parameter estimation in the activated sludge model [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 183(1/3): 441-447

- 廖金宝,李镇清. 2009. 生物废水处理系统的细胞自动机模型[J]. 生态学报, 29(8): 4231-4241
- Liao J B, Li Z Q. 2009. A cellular automata model of a biological wastewater treating system [J]. Acta Ecologica Sinica, 29(8): 4231-4241 (in Chinese)
- 李颖,岳钦艳,高宝玉,等. 2007. 活性炭纤维对活性染料的吸附动力学研究[J]. 环境科学, 28(11): 2637-2641
- Li Y, Yue Q Y, Gao B Y, et al. 2007. Adsorption kinetics of reactive dyes on activated carbon fiber [J]. Environmental Science, 28(11): 2637-2641 (in Chinese)
- Luccarini L, Bragadin G L, Colombini G, et al. 2010. Formal verification of wastewater treatment processes using events detected from continuous signals by means of artificial neural networks. Case study: SBR plant [J]. Environmental Modelling & Software Thematic Issue on Modelling and Automation of Water and Wastewater Treatment Processes, 25(5): 648-660
- 卢然超,张晓健,张悦,等. 2001. SBR 工艺运行条件对好氧污泥颗粒化和除磷效果的影响[J]. 环境科学, 22(2): 87-90
- Lu R C, Zhang X J, Zhang Y, et al. 2001. Aerobic sludge granulation and biological phosphorus removal in different operating conditions of SBR [J]. Environmental Science, 22(2): 87-90 (in Chinese)
- Machado V C, Tapia G, Gabriel D, et al. 2009. Systematic identifiability study based on the Fisher Information Matrix for reducing the number of parameters calibration of an activated sludge model [J]. Environmental Modelling & Software, 24(11): 1274-1284
- Mackay D. 2001. Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach (Second Edition) [M]. Boca Raton: Lewis Publishers. 98-114
- Marsili-Libelli S. 2006. Control of SBR switching by fuzzy pattern recognition [J]. Water Research, 40(5): 1095-1107
- Marsili-Libelli S. 2010. Modelling and automation of water and wastewater treatment processes [J]. Environmental Modelling & Software Thematic Issue on Modelling and Automation of Water and Wastewater Treatment Processes, 25(5): 613-615
- Metcalf & Eddy, Inc. 2003. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse (Fourth Edition) [M]. New York: McGraw-Hill Company. 29-35, 131-133, 421-432, 482-512
- Morgenroth E, Sherden T, van Loosdrecht M, et al. 1997. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor [J]. Water Research, 31(12): 3191-3194
- Murnleitner E, Becker T M, Delgado A. 2002. State detection and control of overloads in the anaerobic wastewater treatment using fuzzy logic [J]. Water Research, 36(1): 201-211
- 裴海燕,胡文容,李晶,等. 2007. 活性污泥与消化污泥的脱水特性及粒径分布[J]. 环境科学, 28(10): 2236-2242
- Pei H Y, Hu W R, Li J, et al. 2007. Dewaterability and particle size distribution of activated and digestion sludge [J]. Environmental Science, 28(10): 2236-2242 (in Chinese)
- Peng Y Z, Zeng W, Wang S Y. 2004. DO concentration as a fuzzy control parameter for organic substrate removal in SBR processes [J]. Environmental Engineering Science, 21(5): 606-616
- 乔俊飞,李荣. 2010. 利用三维细胞自动机模拟活性污泥法的处理过程[J]. 信息与控制, 39(1): 93-98
- Qiao J F, Li R. 2010. The simulation for treatment process of activated sludge with three-dimensional cellular automata [J]. Information and Control, 39(1): 93-98 (in Chinese)
- Riffat R, Dague R R. 1995. Laboratory studies on the anaerobic biosorption process [J]. Water Environment Research, 67(7): 1104-1110
- Schwarzenbach R P, Gschwend P M, Imboden D M. 2003. Environmental Organic Chemistry (Second Edition) [M]. New York: Wiley. 524-596
- Sin G, Van Hulle S W H, De Pauw D J W, et al. 2005. A critical comparison of systematic calibration protocols for activated sludge models: A SWOT analysis [J]. Water Research, 39(12): 2459-2474
- Tay J H, Pan S, Tay S T L. 2003. The effect of organic loading rate on the aerobic granulation—the development of shear force theory [J]. Water Sci Technol, 47: 235-240
- Tay J H, Zhang X Y. 2000. A fast predicting neural fuzzy model for high-rate anaerobic wastewater treatment system [J]. Water Research, 34(11): 2849-2860
- 王惠民. 2005. 流体力学基础(第2版) [M]. 北京: 清华大学出版社. 99-120
- Wang H M. 2005. Hydromechanics basis (Second Edition) [M]. Beijing: Tsinghua University Press. 99-120 (in Chinese)
- 张芳芳,乔俊飞,阮晓钢. 2006. 活性污泥吸附和稳定过程的细胞自动机建模与仿真[J]. 系统仿真学报, 18(5): 1322-1326
- Zhang F F, Qiao J F, Ruan X G. 2006. Modeling and simulation of adsorption and stabilization processes in activated sludge based on cellular automata [J]. Journal of System Simulation, 18(5): 1322-1326 (in Chinese)
- 张芳芳,乔俊飞,阮晓钢,等. 2007. 传统活性污泥法曝气池的细胞自动机模型[J]. 系统仿真学报, 19(9): 2061-2065
- Zhang F F, Qiao J F, Ruan X G, et al. 2007. Cellular automata model for bioreactor of traditional activated sludge system [J]. Journal of System Simulation, 19(9): 2061-2065 (in Chinese)
- 张芳芳,李明军,崔鹏. 2009. 序批式活性污泥法反应池的细胞自动机模型[J]. 系统仿真学报, 21(24): 7910-7914
- Zhang F F, Li M J, Cui P. 2009. Model for sequencing batch reactor of activated sludge processes based on cellular automata [J]. Journal of System Simulation, 21(24): 7910-7914 (in Chinese)
- 张兰英,刘娜,孙丽波,等. 2005. 现代环境微生物技术 [M]. 北京: 清华大学出版社. 202-205
- Zhang L Y, Liu N, Sun L B, et al. 2005. Modern Environmental Microorganism Technology [M]. Beijing: Tsinghua University Press. 202-205 (in Chinese)
- 赵俊明,李咏梅,周琪,等. 2008. 双酚 A 在厌氧污泥上吸附行为的研究[J]. 环境科学, 29(6): 1681-1686
- Zhao J M, Li Y M, Zhou Q, et al. 2008. Sorption behavior of bisphenol A on anaerobic sludge [J]. Environmental Science, 29(6): 1681-1686 (in Chinese)
- 周岩梅,张琼,刁晓华,等. 2010. 硝基苯和西维因在活性炭上的吸附效果及动力学研究[J]. 中国环境科学, 30(9): 1177-1182
- Zhou Y M, Zhang Q, Diao X H, et al. 2010. Sorption and sorption kinetics of nitrobenzene and sevin on activated carbon [J]. China Environmental Science, 30(9): 1177-1182 (in Chinese)