低温 SBR 法污水处理系统运行特性

谭学军^{1,2},唐 利¹,周 琪¹

(1. 同济大学 环境科学与工程学院, 上海 200092; 2. 上海市政工程设计研究总院, 上海 200092)

摘要:从污染物去除性能、控制参数变化、生物活性状况和污泥特性等方面,研究了低温间歇式活性污泥处理(SBR) 系统的运行特性.试验结果表明:低温 SBR 系统的化学需氧量(COD)去除过程分两阶段进行,氨氮硝化反应发生在 第二个 COD 去除阶段里;污泥 2,3,5⁻氯化三苯基四氮唑(2,3,5⁻triphenyl-tetrazolium Chloride, TTC)和碘硝基四氮 唑[2⁻(*p*-nidophenyl)-3⁻(*p*-nitrophenyl)-5⁻phenyl-tetrazolium Chloride, INT]⁻电子传递体系(ETS)活性及摄氧速率 (OUR)呈现出周期性变化规律,TTC和 INT⁻ETS活性可以有效表征出整个工艺过程的生化反应进程,OUR 可以 表征出好氧阶段的生化反应进程;pH曲线可为反应全过程提供可靠信息,溶解氧(DO)仅适合于揭示好氧阶段的反 应进程,氧化还原电位(ORP)不适合用于低温 SBR 系统的过程控制;低温 SBR 系统混合液挥发性悬浮固体 (MLVSS)与混合液悬浮固体(MLSS)的比值随着运行周期的增加而不断升高,运行稳定的低温系统 MLVSS 与 MLSS 的比值高于常温系统.

关键词:污水处理;间歇式活性污泥处理;低温;运行特性;生物活性;控制参数
 中图分类号:X 703.1
 文献标识码:A
 文章编号:0253 - 374X(2008)08 - 1094 - 07

Performance of Operation of Sequencing Bath Reactor System for Low Temperature Sewage Treatment

TAN Xuejun^{1,2}, TANGLi¹, ZHOU Qi¹

School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 20092, China;
 Shanghai Municipal Engineering Design General Institute, Shanghai 200092, China)

Abstract : Performance of low temperature Sequencing Batch Reactor (SBR) system was studied via the investigation of pollutants removal, parameters control, biological activity and sludge characteristics. The results show that Chemical Oxygen Demand (COD) removal in low temperature SBR system is divided into two stages, and nitrification reaction occurs on in the second stage. 2,3,5-triphenyl-tetrazolium Chloride TTC and 2- (*p*-iodophenyl)-3- (*p*-nitrophenyl)-5-phenyl-tetrazolium Chloride (INT)-Electron Transport System (ETS) activity and Oxygen Uptake Rate (OUR) of activate sludge changed periodically in the low temperature SBR system. The variation of TTC and INT-ETS activity can provide suitable information about the process of the whole SBR system, and OUR can reflect the biochemical reaction of the aerobic stage. pH values provide a good indication of the ongoing biological reactions for the whole process, Dissolved Oxygen (DO) only fits for aerobic process and Oxidation Reduction Potential (ORP) is unsuitable for low temperature SBR process control. Mixed Liquid Volatile Suspended Solid (MLVSS)/Mired Liquid Suspended Solid (MLSS) of low temperature SBR

收稿日期: 2007 - 04 - 24

作者简介: 谭学军(1976 —),男,博士后,主要研究方向为水污染控制技术研究. E-mail:tanxuejun @mail.tongji.edu.cn

system rises with the increase of operation cycle, and when system remains stable, MLVSS/MLSS of low temperature system is higher than that of normal temperature system.

Key words:wastewater treatment; sequencing batch reactor (SBR); low temperature; performance of operation; biological activity; control parameters

间歇式活性污泥处理(sequencing batch reactor, SBR)工艺属活性污泥法的一种,其污染物去除机理 与传统活性污泥法相同,差别在于运行方式不同. SBR 法适合处理小水量、间歇排放的工业废水及治理 分散点源的污染,不但具有工艺结构与形式简单、基 建和运行费用低、处理效率高、耐冲击负荷能力强和 运行方式灵活等特点,而且兼有同步脱氮除磷功能^[1]

目前,人们对常温运行的 SBR 工艺优缺点、污染物处理特性和效能已开展过大量的研究,并已有 了较深刻的认识,但对低温 SBR 系统污染物去除效 能的研究很少,结果导致一些应用于寒冷地区的 SBR 工艺系统在冬季低温条件下不能正常运行,出 水水质无法保证.

为优化 SBR 法除污与节能效果,对工艺系统进 行过程控制和反应时间控制十分关键.目前,由于缺 乏有效的污水有机物、氮、磷浓度在线监测手段,很 多研究致力于寻求可及时指示污染物含量变化的间 接指标作为工艺的过程控制参数.其中,溶解氧 (dissolved oxygen,DO)、氧化还原电位(oxidation reduction potential,ORP)和 pH 值因为能从不同角度 反映有机物降解、脱氮除磷等生化反应的进程而受 到广泛重视,并已被应用于常温 SBR 系统的实时控 制^[2-3],但其在低温 SBR 系统的研究与应用目前尚 无文献报道.

SBR工艺的污染物去除性能与活性污泥生物 活性密切相关.在各种污泥生物活性指标之中,污泥 电子传递体系(electron transport system,ETS)活性 和摄氧速率(oxygen uptake rate,OUR)是近年来颇 受关注的指标,其中 ETS 活性是利用人工电子受体 直接检测呼吸链上电子的传递速率,OUR 是通过测 定好氧呼吸链末端最终电子受体(O₂)的消耗速率 来间接判断微生物的电子传递速率^[4-5].2,3,5⁻氯 化三苯基四氮唑(2,3,5⁻triphenyl⁻tetrazolium chloride,TTC)和碘硝基四氮唑[2⁻(*p*⁻iodophenyl)⁻3⁻(*p*⁻ nitrophenyl)⁻5⁻phenyl⁻tetrazolium chloride,INT]是 污泥 ETS 活性检测最常用的人工电子受体,由两者 检测出的 ETS 活性分别被称为 TTC⁻ETS 活性和 IN T⁻ ETS 活性^[6-8]. 目前,常温 SBR 工艺的污泥 TTC 和 IN T⁻ ETS 活性及 OUR 已有过部分研究, 但针对低温 SBR 系统尚未进行过报道.

本文利用(5 ±1) 下运行的 SBR 系统,系统研 究低温 SBR 工艺的污染物去除效能与特性、控制参 数变化规律、生物活性状况和污泥特性.该研究对于 深入揭示低温 SBR 处理系统的污染物去除机理,指 导 SBR 工艺在寒冷地区的应用和运行,具有重要 意义.

1 材料与方法

1.1 试验用水

试验原水以啤酒加适量自来水稀释配制,投加 硫酸铵和磷酸二氢钾作为氮源和磷源,投加碳酸氢 钠调节 pH 值.

1.2 试验装置

SBR 反应器为有机玻璃制成,高 70 cm,直径 30 cm,总有效容积 40 L.采用鼓风曝气,以转子流量计调节曝气量;用温控仪调控水温;用搅拌器保持非曝气状态下的泥水混合;用 DO,ORP 和 pH 传感器监测反应过程中 DO,ORP 和 pH 值的变化.

1.3 反应器的启动与运行

1.3.1 反应器的启动

试验采用接种法培养驯化活性污泥,污泥取自 北方某城市污水处理厂.在启动阶段,反应器的运行 温度保持在(25 ±1) ,系统不排泥,曝气时间为 10 h,每天运行 2 周期,并逐步增加进水负荷.大约经过 2 周后,在进水 COD_{cr}和氨氮质量浓度分别为 400 和 40 mg L⁻¹左右的条件下,COD 去除率达到 90 %以 上,出水氨氮质量浓度接近 0 mg L⁻¹,污泥沉降比 小于 30 %,至此认为污泥培养驯化成熟,反应器完 成启动过程.

1.3.2 反应器的运行

反应器成功启动后,首先维持在(25 ±1) 下连续运行数个周期.待冬季低温条件有保证时,将反应器从常温实验室移至无供暖设施的低温处理间,使

运行温度从(25 ±1) 突然降低到(5 ±1) ,然后保 持在低温条件下连续运行.本文主要介绍低温运行 的第 1,10,24 和 31 周期的试验结果,其目的一是考 察低温运行的 SBR 法系统的污染物去除效能、控制 参数、生物活性状况和污泥特性及其变化规律;二是 探索从常温过渡到低温,SBR 系统运行特性随低温 运行周期的增加而发生的变化.

在低温 SBR 系统运行期间,投加相同数量的碳 源、氮源和磷源,质量浓度分别为 400,45 和 6 mg. L^{-1} 左右,初始污泥质量浓度为 6 500 mg L^{-1} 左右. 在试验研究中,对系统内 COD,"三氮",TTC⁻ETS 活性,INT⁻ETS 活性,OUR,DO,ORP,pH 等指标 进行测定和监测.

1.4 分析方法

1.4.1 TTC-ETS 活性

向 10 mL 离心管中加入 0.8 mL 的污泥混合 液、0.5 mL 质量分数为 0.36 %的 Na₂SO₃ 溶液和 0.3 mL 质量分数为 0.4 %的 TTC 溶液.将样品振 荡培养 30 min,然后加 1 mL 体积分数为 37 %的甲 醛终止酶反应,以上操作均在暗处进行.将样品在 4 000 r .min⁻¹下离心 5 min,弃去上清液,加入 5 mL 丙酮,搅拌均匀后,振荡萃取 10 min.在4 000 r . min⁻¹下再离心 5 min,将上清液和沉淀污泥分离. 用分光光度计在 485 nm 处测定萃取液的吸光度. 沉淀污泥在(105 ±1) 下烘干 1 h 后测干重.TTC⁻ ETS 活性的计算公式如下:

$$U_{\rm T} = D_{485} \, V / \, K_{\rm T} \, W t \tag{1}$$

式中: *U*_T为 TTC⁻ ETS 活性, mg .g⁻¹ .h⁻¹; D₄₈₅为 波长 485 nm 处的上清液吸光度; *V* 为萃取剂体积, mL; *K*_T为 TTC 标准曲线斜率; *W* 为污泥干质量, g; *t* 为培养时间, h.

1.4.2 IN T⁻ETS 活性

向 10 mL 离心管中依次加入 0.3 mL 的污泥混 合液、1.5 mL 的 Tris⁻ HCl 缓冲溶液和 1 mL 质量分 数为 0.2%的 INT 溶液.将样品暗处振荡培养 30 min,加 1 mL 体积分数为 37%的甲醛终止酶反应. 将样品在4000 r.min⁻¹下离心 5 min,弃去上清液, 加入 5 mL 甲酮,混合均匀,振荡萃取 10 min.在 4000 r.min⁻¹下离心 5 min,并在分光光度计的 485 mm处读取萃取液的吸光度,沉淀污泥在(105 ± 1) 下烘干 1 h 后测干重. IN T⁻ ETS 活性的计算公 式如下:

$$U_{\rm I} = D_{485} \, V / \, K_{\rm I} \, W t \tag{2}$$

式中: U_{I} 为 INT⁻ETS 活性, mg .g⁻¹ .h⁻¹; K_{I} 为 INT标准曲线斜率.

1.4.3 OUR

首先将 250 mL 的活性污泥样品置于 OUR 测 试瓶中,待充分曝气充氧后,插入溶解氧电极,同时 启动磁力搅拌器不断对污泥样品进行混合,然后记 录溶解氧随时间的变化,直至降至 0.1 mg L⁻¹左右 为止.OUR 测试瓶上端设置水封,其作用是阻止氧 转移.待溶解氧记录完毕后,测定污泥浓度.利用

(DO) — 曲线的直线部分和污泥质量浓度计算 OUR,公式如下:

 $U_{\rm O} = (\rm DO) / Xt \tag{3}$

式中: U₀ 为活性污泥的摄氧速率, mg ·g⁻¹ ·h⁻¹; (DO)为溶解氧的减少量, mg L⁻¹; X 为混合液

悬浮固体质量浓度,g L^{-1} ; t 为测试时间,h.

1.4.4 其他常规分析指标

COD_{cr}(5B⁻¹型 COD 快速测定仪);NO₃ —N (麝香草酚分光光度法);NO₂ —N(N⁻(1⁻萘基)⁻ 乙二胺光度法);NH₄⁺ —N(纳氏试剂分光光度法); 混合液悬浮固体(MLSS)和混合液挥发性悬浮固体 (MLVSS)浓度(滤纸重量法);DO(WTW Oxi level 2 实验室台式溶解氧仪);ORP 和 pH 值(HANNA pH 211 实验室台式酸度计).

2 试验结果与分析

2.1 污染物去除效能和特性

不同运行周期有机物和氨氮去除试验结果见图 1.从 COD 好氧去除过程来看,低温 SBR 法系统的 COD 去除可分为两个阶段,特别是随着试验周期的 增加(由于反硝化消耗 COD 不完全,系统启动 COD 逐渐增加),这种趋势更加明显.第1,10,24和31周 期的 COD 去除阶段分界点分别在第 20,40,60 和 60 min. 从 COD 去除曲线的斜率可以发现,第一个有机 物降解阶段的 COD 去除速率明显高于第二阶段,这 是由于第一阶段主要去除相对容易降解的有机物质 (有机酸和醇类等),而第二阶段去除的主要是相对难 降解的有机物质(糖类和蛋白质等).该现象在常温试 验中并未出现,其 COD 去除过程均是在一个去除速 率下完成.其原因是:常温阶段的异养菌生物活性较 高,系统对有机物质的去除能力较强,所以尽管有机 成分不同,但无法对微生物活性产生阶段性影响,因 此也未对有机物降解速率构成影响^[8]. 从有机物好氧 氧化时间来看,各低温试验周期的 COD 去除速率较低且相近,并未出现随低温试验周期的增加,系统COD 去除速率显著增加的现象.但就 COD 去除能力来说,尽管低温 COD 去除速率较低(为常温的 1/10~

1/5),但好氧阶段的 COD 去除率均在 90%左右.因此,如能保证充足的曝气时间,低温 SBR 法系统仍可获得较理想的 COD 去除率.





从低温氨氮氧化过程来看,氨氮硝化反应开始 时(第1周期的第90min,第10、24和31周期的第 120 min),COD 并未去除完毕,这与常温硝化反应 只发生在 COD 去除完毕时的结果存在较大差异. 一 般来说,异养型细菌在完成 COD 去除过程以后,自 养型硝化细菌才开始利用氨氮进行反应,即 COD 去 除和硝化反应有着明显的界限.但低温 COD 去除过 程和硝化反应之间却无明显的界限,其氨氮硝化反 应是在 COD 去除过程尚未结束就已经开始,这是低 温试验发现的一个重要现象.该试验结果出现的原 因主要是由于活性污泥中存在可以进行硝化反应的 兼性有机营养型细菌,在低温 COD 去除至较难降解 阶段时,已不能利用这部分有机碳源进行生物氧化, 而是开始利用氨氮进行硝化反应. 从氨氮氧化速率 来看,低温 SBR 系统速率较慢,曝气结束时氨氮硝 化率不足 30%,不同试验周期硝化速率也未有明显 变化. 低温 SBR 系统具有较强的反硝化能力, 各试 验周期反硝化均在1h内完成.

2.2 污泥 TTC和 INT-ETS 活性及 OUR 的变化

2

低温 SBR 系统整个工艺过程中污泥 TTC 和 INT-ETS 活性变化及好氧阶段 OUR 变化如图 2 所示. 当有机物好氧降解开始时, TTC-ETS 活性先 随 COD 的去除而下降;当硝化反应开始时,TTC-ETS 活性突然增加,然后又逐渐降低;当 COD 去除 完毕时,TTC-ETS 活性开始保持稳定.TTC-ETS 活性因硝化反应开始而增加的原因是此时 COD 去 除过程并未结束,从而使该时刻测得的活性数值是 好氧异养菌和自养硝化菌的 TTC⁻ETS 活性之和. 由于各试验周期初始 COD 浓度不同, 硝化反应开始 及 COD 去除过程结束的时间不同, TTC-ETS 活性 曲线上标志硝化反应即将开始的凹点和标志 COD 去除结束的平台期出现时间也不同.其中,第1周期 的凹点和平台期的出现时间分别为第 60 和 120 min,第 10,24 和 31 周期的凹点和平台期的出现时 间分别为第 90 和 180 min. 反硝化阶段的 TTC-ETS 活性随反硝化的进行而不断升高,但当反硝化 结束时,出现下降的现象,然后逐渐趋于稳定,低温 SBR 工艺过程的 IN T-ETS 活性变化规律与 TTC-

ETS 活性相同,不再赘述.纵观低温 SBR 工艺全过程,在有机物去除、硝化和反硝化开始或结束时刻, TTC和 IN T⁻ ETS 活性曲线上均有特征点出现.该 试验结果说明,TTC和 INT⁻ETS 活性可以有效表征低温 SBR 系统的反应进程.





Fig. 2 The profiles of TTC and INT⁻ ETS activity and OUR of activated sludge in SBR process at (5 ±)

OUR 先随 COD 的去除而缓慢降低,但当 COD 去除至一定程度时(第1周期的第20 min,第10周 期的第40 min,第24,31周期的第60 min),OUR 出 现了一次较明显降低,随之又缓慢下降;当硝化反应 开始时,硝化菌和异养菌共同呼吸作用,导致 OUR 出现逐渐增加现象;随着 COD 去除结束,OUR 突然 下降,然后趋于稳定.该试验结果表明,OUR 可以表 征出好氧阶段的生化反应进程变化.此外,OUR 变 化规律也可提供低温 COD 分阶段去除的信息,因为 COD 去除过程中 OUR 下降幅度突然增大的时间正 是两个 COD 去除阶段的分界点.

低温试验中 TTC和 IN T⁻ETS 活性及 OUR 的 变化规律在不同的运行周期中基本相同.

2.3 DO, ORP和 pH的变化

低温 SBR 工艺过程中 DO,ORP 和 pH 值的周 期变化见图 3. 从曝气阶段的 DO 变化规律可以看 出,在好氧反应初期,DO 先出现迅速降低现象,然 后在第一个 COD 去除阶段里基本保持稳定;当 COD 去除至第二个阶段时,DO 先出现一次跃升,然 后保持稳定至硝化反应开始;当硝化反应开始时, DO 缓慢降低(由于 COD 去除和硝化反应同时进 行,污泥生物活性升高所致);当 COD 去除完毕时, DO 又出现一次突跃,然后保持稳定.DO 变化规律 明显表现出低温 SBR 系统的 COD 好氧去除过程是 分两个阶段进行的.

在第一个 COD 去除阶段里, ORP 迅速上升;当 COD 去除至第二阶段时,上升速度开始缓慢;当 COD 去除完毕时, ORP 基本保持平稳, 该曲线上并 未出现表征硝化反应开始的明显特征点. 在反硝化 阶段里,只有第 24 周期的 ORP 在反硝化结束后出 现了一个不太明显的"膝点",其余试验周期并未有 任何特征点出现. 因此,从本试验结果来看, ORP 无 法为低温 SBR 系统提供可靠的过程控制信息.

在好氧阶段里,pH首先在第一个 COD 去除阶 段里持续上升,然后在 COD 去除至第二阶段时,逐 渐趋于稳定直至硝化反应开始.当硝化反应开始时, pH先是缓慢降低,然后当 COD 去除过程结束时, pH出现一次突跃现象,最后趋于稳定直至曝气结 束.反硝化过程中,pH一直随着反硝化的进行而升高,当反硝化结束时,逐渐开始下降.

比较各试验周期 DO, ORP 和 pH 变化可以看出, 低温 SBR 系统 DO, ORP 和 pH 周期性变化规律

基本相同.其中,pH曲线可为反应全过程提供可靠 信息,DO 仅适合于揭示好氧阶段的反应进程,ORP 则根本不适合用作低温 SBR 系统的过程控制参数.





2.4 ML VSS 与 MLSS 的比值变化

2

温度对污水处理系统的活性污泥特性会产生影 响,低温运行将导致活性污泥中微生物种群发生较 大变化,且胞外分泌物增加^[9].本文对低温 SBR 系 统各运行周期内 MLVSS 与 MLSS 的比值进行了跟 踪测定,并将其与常温系统进行了比较,结果见图 4.从图中可以看出,常温 SBR 系统内 MLVSS 与 MLSS的比值在 0.827~0.845 之间,平均值为 0.839; 低温 SBR 系统内 MLVSS 与 MLSS 的比值 随反应周期增加而不断提高.在第1个低温运行周 期,MLVSS与MLSS的比值低于常温数值;在第10 周期,MLVSS 与 MLSS 的比值与常温系统非常相 近,平均值为 0.840;在第 24 和 31 周期, MLVSS 与 MLSS 的比值高于常温系统,且非常接近,平均值分 别为 0.866 和 0.867, 说明此时系统已趋于稳定.此 研究结果表明,低温稳定运行的 SBR 法工艺系统, 其活性污泥中有机成分含量高于常温运行的 SBR 系统,这主要是由低温系统中活性污泥胞外分泌物 增加所致.



- 图 4 SBR系统 ML VSS 与 MLSS 的比值随时间的变化 规律((5 ±1)))
 - Fig. 4 The profiles of ML VSS/ MLSS in SBR process at (5 ±1)

3 结论

(1) 低温 SBR 系统的 COD 去除过程分两阶段 进行,第一阶段主要去除较易降解的有机物质,第二 阶段主要去除较难降解的有机物质.硝化反应发生 在第二个 COD 去除阶段里.

(2) 低温 SBR 系统各周期 TTC 和 IN T⁻ ETS 活性及 OUR 变化规律基本相同,TTC 和 IN T⁻ ETS 活性可以有效表征出整个工艺过程的变化,OUR 可 以表征出好氧阶段的进程变化.

(3) 低温 SBR 系统各周期 DO,ORP 和 pH 变 化规律基本相同,pH 可为反应全过程提供可靠信 息,DO 仅适合于揭示好氧阶段的反应进程,ORP 不 能提供可靠的过程控制信息.

(4)运行稳定的低温 SBR 系统,其 MLVSS 与 MLSS 的比值高于常温系统.

参考文献:

[1] 高大文,彭永臻,王淑莹. SBR 法处理豆制品废水过程中 ORP 与 COD 的相关性[J]. 给水排水,2002,28(9):40.
GAO Dawen,PENG Yongzhen, WANG Shuying. Correlation of ORP and COD in SBR process treating soybean processing wastewater [J]. Water & Wastewater Engineering,2002,28(9):40.

- [2] Peng Y Z, Gao J F, Wang S Y, et al. Using pH and ORP as fuzzy control parameters of denitrification in SBR process [J]. Water Science and Technology, 2002, 46(4/5): 131.
- [3] Akin B S, Ugurlu A. Monitoring and control of biological nutrient

removal in a sequencing batch reactor [J]. Process Biochemistry, 2005,10: 2873.

- [4] Orhon D, Okutman D. Respirometric assessment of residual organic matter for domestic sewage [J]. Enzyme and Microbial Technology ,2003 ,32: 560.
- [5] Blenkinsopp S A Lock M A. The measurement of electron transport system activity in river biofilms [J]. Water Research ,1990 , 24(4): 441.
- [6] Lopez J M, Koopman B, Bitton G. INT-dehydrogenase test for activated sludge process control [J]. Biotechnology and Bioengineering, 1986, 28: 1080.
- [7] Ryssov-Nielsen H. Measurement of inhibition of respiration in activated sludge by a modified determination of the TTCdehydrogenase activity[J]. Water Research ,1975 ,9: 1179.
- [8] 谭学军. 污水生物处理系统电子传递体系活性检测与应用研究[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学市政环境工程学院,2005. TAN Xuejun. Electron transport system activity detection and application in sewage biological treatment[D]. Harbin:Harbin Institute of Technology. School of Municipal and Environmental Engineering,2005.
- [9] 吴成强,杨金翠,杨敏,等.运行温度对活性污泥特性的影响
 [J].中国给水排水,2003,19(9):6.
 WU Chengqiang, YANGJincui, YANGMin, et al. Effect of operating temperature on characteristics of activated sludge[J]. China Water & Wastewater,2003,19(9):6.

(上接第 1093 页)

- [9] Marsh L ,Subler S. Suitability of aquaculture effluent solids mixed with cardboard as a feedstock for vermicomposting [J]. Bioresource Technology ,2005 (96) :413.
- [10] Gajalakshmi S, Ramasamy E V, Abbasi S V. High-rate composting-vermicomposting of water hyacinth[J]. Bioresource Technology, 2002(83):235.
- [11] 肖亿群,陆雅君,邱江平.白颈环毛蚓皮肤的超微结构[J].上 海师范大学学报:自然科学版,2002,32(2):79.
 XIAO Yiqun,LU Yajun,QIU Jiangping. An ultrastructural of integumentary system in *Pheretima Californica* [J]. Journal of Shanghai Normal University:Natural Sciences,2002,32(2):79.
- [12] 甘雅玲,郭中伟.溴氰菊脂对蚯蚓超微结构影响的研究[J].电子显微学报,2002,21(5):513.
 GAN Yaling,GUO Zhongwei.Bromine cyanide earthworms ultrastructural study of lipid-ju[J].Journal of Chinese Electron Microscopy Society,2002,21(5):513.
- [13] 郭永灿,王振中,张友梅,等.重金属对蚯蚓的毒性毒理研究[J].应用与环境生物学报,1996,2(1):132.

GUO Yongcan, WANG Zhenzhong, ZHANG Youmei, et al. Studies in toxicity and toxicology of heavy metals to earthworms in polluted soils [J]. Chinese Journal of Applied & Environmental Biology, 1996, 2(1):132.

- [14] 爱德华兹 C A,洛夫蒂 J R. 蚯蚓生物学[M]. 戴爱云,范果仪, 译. 北京:科学出版社,1984:90 - 91.
 Edwards C A,Lofty J R.Biology of earthworms[M]. Translated by DAI Aiyun, FAN Guoyi. Beijing: Science Press,1984:90 -91.
- [15] 陆雅君,肖亿群,邱江平.白颈环毛蚓体壁肌肉细胞的超微结构[J].上海交通大学学报:农业科学版,2002,20(增刊):19.
 LU Yajun,XIAO Yiqun,QIU Jiangping. An ultrastructural study of musculature in Pheretima californica [J]. Journal of Shanghai Jiaotong University:Agricultural Science,2002,20(supplement): 19.
- [16] 左海根,林玉锁,龚瑞忠.农药污染对蚯蚓毒性毒理研究进展
 [J].农村生态环境,2004,20(4):1.
 ZUO Haigen,LIN Yusuo, GONG Ruizhong. Toxicology of pesticide pollution to earthworms[J]. Rural Eco-Environment,2004, 20(4):1.
- [17] 方中允,李文杰.自由基与酶 ——基础理论及其在生物学和 医学中的应用[M].北京:科学出版社,1989.

FANG Zhongyun, L I Wenjie. Radicals and enzyme —Basic theory and its application to biology and medicine [M]. Beijing: Science Press, 1989.