

DOI: 10.7652/xjtuxb201803023

一株丛毛单胞菌对2-吡啶甲酸的好氧生物降解

王巧蕊, 程星星, 范宇睿, 郑春莉, 沈振兴, 韩文昊

(西安交通大学环境科学与工程系, 710049, 西安)

摘要: 在好氧条件下分离筛选到一株以2-吡啶甲酸为唯一碳、氮、能源的菌株, 经16S rRNA基因序列分析鉴定为丛毛单胞菌(*Comamonas* sp.), 并命名为ZD3。分别考察了培养液pH值和2-吡啶甲酸初始质量浓度对ZD3降解性能的影响, 发现该菌株可在pH值为5.0~9.0的范围内降解2-吡啶甲酸, 其中7.0为其最适pH值; 当2-吡啶甲酸初始质量浓度分别为100、200、400、600和800 mg·L⁻¹时, ZD3对其完全降解的时间相应为12、17、20、78和114 h。零级动力学模型可比一级动力学模型更好地描述ZD3对2-吡啶甲酸的降解特性, 当2-吡啶甲酸的初始质量浓度为100~400 mg·L⁻¹时, 降解速率常数 k_0 随着浓度的增加而增大, 并在400 mg·L⁻¹时达到最大值; 当初始质量浓度为600~800 mg·L⁻¹时, k_0 开始下降, 呈现抑制作用。紫外光谱和高效液相色谱-离子阱-飞行时间质谱表明, 在2-吡啶甲酸的好氧生物降解过程中, 第一步反应为 α 羟基化反应, 产物为6-羟基吡啶甲酸。

关键词: 丛毛单胞菌; 2-吡啶甲酸; 好氧生物降解; 降解动力学

中图分类号: O641; O647 **文献标志码:** A **文章编号:** 0253-987X(2018)03-0168-07

Aerobic Biodegradation of 2-Picolinic Acid by a *Comamonas* sp.

WANG Qiaorui, CHEN Xingxing, FAN Yurui, ZHENG Chunli,

SHEN Zhenxing, HAN Wenhao

(Department of Environmental Science and Engineering, Xi'an Jiaotong University, Xi'an 710049, China)

Abstract: A strain which uses 2-picolinic acid as the sole source of carbon, nitrogen and energy was isolated under aerobic condition. Based on 16S rRNA sequence analysis, this strain was identified as *Comamonas* sp. and named as ZD3. The effects of pH and initial concentrations of 2-picolinic acid on the degrading capacity of ZD3 were investigated. It was found that ZD3 could degrade 2-picolinic acid effectively in a pH value range of 5.0-9.0, wherein 7.0 was proved to be the optimal pH value. When the initial concentration of 2-picolinic acid was 100, 200, 400, 600 and 800 mg·L⁻¹, ZD3 could completely degrade 2-picolinic acid within 12, 17, 20, 78 and 114 h, respectively. And zero-order kinetic model could better express the degradation behavior of 2-picolinic acid by ZD3 than first-order kinetic model. It was observed that in the concentration range of 100-400 mg·L⁻¹, the degradation rate constant (k_0) increased with the concentration and reached the maximum at 400 mg·L⁻¹. However, in the concentration range of 600-800 mg·L⁻¹, k_0 began to decrease, indicating an inhibitory effect. Moreover, ultraviolet spectrum and high performance liquid chromatography-ion trap-time of flight mass spectrometry showed

收稿日期: 2017-09-11。 作者简介: 王巧蕊(1989—), 女, 博士生; 郑春莉(通信作者), 女, 副教授, 博士生导师。 基金项目: 国家自然科学基金资助项目(21307097); 中央高校基本科研业务费专项资金资助项目(xjj2016046); 中国博士后科学基金资助项目(2016M602830); 陕西省博士后基金资助项目(2016BSHTDZZ02)。

网络出版时间: 2018-01-02

网络出版地址: <http://kns.cnki.net/kcms/detail/61.1069.T.20180102.1750.020.html>

that in the aerobic degradation of 2-picolinic acid, the first reaction was α hydroxylation so that 6-hydroxy picolinic acid was produced.

Keywords: *Comamonas* sp.; 2-picolinic acid; aerobic biodegradation; biodegradation kinetics

吡啶及其衍生物具有高毒性和致癌性,已被美国国家环保局列为优先控制污染物^[1]。吡啶类化合物属于氮杂环化合物,其废水主要来源于采矿、采煤、页岩油开采、木材防腐处理、食品和医药等行业^[1-3]。

2-吡啶甲酸是一种重要的吡啶类化合物,广泛应用于医药、农药、日用化学品以及畜牧业食品添加剂的生产中^[4-7]。2-吡啶甲酸在水中具有极高的溶解性,在20℃下的溶解度为887 g/L,且可长期稳定地存在于水体中,进而对环境对人体造成危害。据报道称,好氧生物法可有效去除水中的2-吡啶甲酸^[8],降解菌主要包括节杆菌属(*Arthrobacter*)^[9]和链霉菌属(*Streptomyces*)^[10]。然而,现有文献尚未定量描述2-吡啶甲酸的好氧生物降解特性,此外,2-吡啶甲酸是否可以被其他菌属的微生物降解利用亦未见报道^[1-2]。

本文分离筛选了一株在好氧条件下以2-吡啶甲酸为唯一碳、氮、能源的新菌株,通过细胞形态和核酸序列同源性分析进行了分类鉴定,考察了环境因子对菌株降解2-吡啶甲酸的影响,并建立了降解动力学模型,旨在为含2-吡啶甲酸类废水的微生物处理提供科学依据。

1 实验部分

1.1 试剂与仪器

实验用试剂:2-吡啶甲酸(色谱纯,质量分数97%)、甲酸(色谱纯,质量分数95%),购自美国Sigma-Aldrich公司;甲醇(色谱纯,质量分数99.90%),购自美国Fisher Chemical公司;其他试剂,均为国产分析纯;超纯水(电阻率为 $18 \times 10^6 \Omega/\text{cm}$)。

实验用仪器:高效液相色谱-离子阱-飞行时间质谱(HPLC-IT-TOF-MS,日本岛津);液相色谱仪(S600,德国Sykam);光电二极管矩阵检测器(S3350,256位);总有机碳分析仪(ET1020A,上海欧陆科仪有限公司);扫描电镜(Hitachi TM-1000,日本日立);PCR仪(2720 thermal cycler,美国Applied Biosystems,ABI);DNA测序仪(ABI PRISM™ 3730XL,美国Applied Biosystems,ABI);紫外可见分光光度计(TU1810,北京普析通用仪器有限责任公司)。

1.2 菌株分离鉴定与形态观察

以某污水处理厂曝气池中的活性污泥为菌源,在质量浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的2-吡啶甲酸无机盐培养液中进行富集筛选,温度为30℃,转速为150 r/min,得到以2-吡啶甲酸为唯一碳、氮、能源的菌液,然后在固体培养基上纯化,分离出3株2-吡啶甲酸降解菌,分别命名为ZD1、ZD2和ZD3。无机盐培养液的配制方法见文献[11]。固体培养基由琼脂(质量分数1.5%)、无机盐培养液和2-吡啶甲酸($100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)组成。

选取ZD3做进一步研究,其16S rRNA基因测序由生工生物工程股份有限公司(上海)完成。登录GenBank,通过BLAST数据库进行同源性比较,并采用MEGA 6软件通过邻接法构建系统发育树。

将菌株ZD3接种至含 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 2-吡啶甲酸的无机盐培养液中,于30℃、150 r/min下振荡12 h;移取菌液,于4℃、2 000 r/min下离心10 min,去除上清液,收集细胞。使用扫描电镜进行形态观察,细胞样品的预处理可参见文献[11]。

1.3 2-吡啶甲酸降解

将菌株ZD3分别接种至含 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 2-吡啶甲酸的无机盐培养液(pH值范围为3.0~12.0)以及含100~800 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 2-吡啶甲酸的无机盐培养液(pH=7.0)中。于30℃、150 r/min下进行振荡,并在不同时间间隔内移取菌液,再于4℃、8 000 r/min下离心15 min,收集上清液,用0.22 μm 膜过滤3次,获得样品。每个样品进行总有机碳(TOC)、2-吡啶甲酸质量浓度(液相色谱法)、pH值、紫外扫描和HPLC-IT-TOF-MS分析。每个样品均重复分析3次,取平均值。

对照实验:将ZD3灭活($1 \times 10^5 \text{ Pa}$,30 min),接种至以2-吡啶甲酸为唯一碳、氮、能源的无机盐培养液中,其余操作条件同上。

1.4 液相色谱分析

色谱柱为Reprosphere 100 C18(5 μm ,150 mm $\times$ 4.6 mm,德国Sykam生产);流动相为含质量分数0.2%甲酸的水-甲醇体系(体积比为90:10),流速为 $1 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$;检测波长为265 nm;进样体积为20 μL ;柱温为30℃。

2 结果与讨论

2.1 菌株分离鉴定与形态观察

图 1 显示了菌株 ZD3 在固体培养基上的形态特征:米白色、不透明,形状不规则,大小不均匀,表面粗糙、扁平,边缘不整齐,菌落与培养基表面结合紧密,难以挑起。

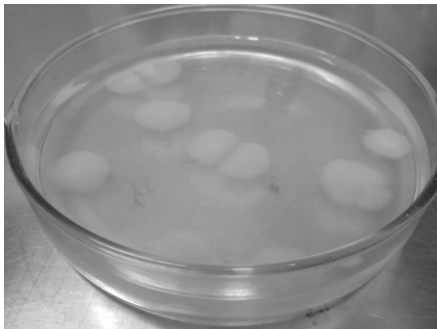


图 1 ZD3 的菌落形态特征

图 2 为 ZD3 的扫描电镜照片,可以看到细胞呈短杆状,长度在 $1\sim 2\text{ }\mu\text{m}$ 之间。由系统发育树(见图 3)可知,菌株 ZD3(序列号 KP900021)与 *Comamonas* sp. VT3 的相似性高达 100%,因此 ZD3 鉴定为丛毛单胞菌属(*Comamonas* sp.)。丛毛单胞菌包括土生丛毛单胞菌、食酸丛毛单胞菌、水生丛毛单胞菌、睾丸酮丛毛单胞菌等^[12]。近年来,人们发现丛毛单胞菌可用来处理含多环芳烃、喹啉、胆固醇、甾体化合物、硝基苯等的污染废水^[13]。然而,关于丛毛单胞菌对 2-吡啶甲酸的降解目前尚未见相关报道。

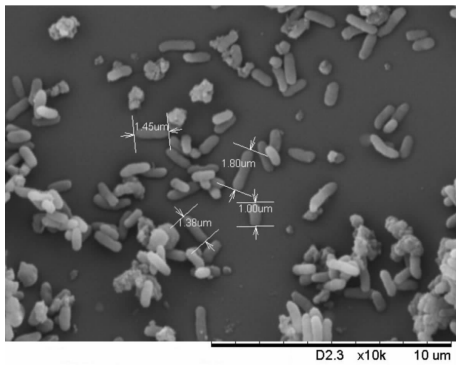
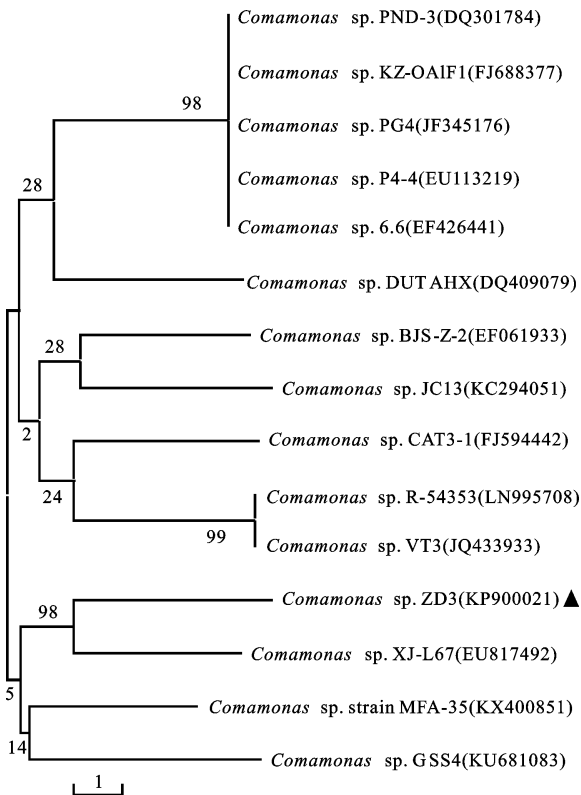


图 2 ZD3 扫描电镜照片 $\times 10\ 000$

2.2 2-吡啶甲酸的降解

在好氧条件下,影响微生物降解性能的环境因子主要包括温度、pH 值、溶解氧浓度(由摇床转速表示)和污染物初始浓度^[14-15]。实验结果显示,菌株 ZD3 的最适降解温度为 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$,摇床转速为 150 r/min ,盐度(NaCl 含量)为 0。本文重点研究 pH 和



圆括号表示序列号;结点表示分类学单元;横线长度表示该分支的进化距离;分支上的数值表示菌株间的相似性
图 3 ZD3 的系统发育树

2-吡啶甲酸初始质量浓度对 2-吡啶甲酸微生物降解的影响。对照实验显示,2-吡啶甲酸的质量浓度保持不变,说明没有出现非生物降解。

2.2.1 pH 值对降解的影响 分别采用初始 pH 值调节法和缓冲溶液法研究培养液 pH 值对 2-吡啶甲酸的影响。

(1)初始 pH 值调节法。初始 pH 值调节法指接种前在以 2-吡啶甲酸($100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)为唯一碳、氮、能源的无机盐培养液中加入 HCl 或 NaOH 调节其初始 pH 值($4.0\sim 10.0$)。由表 1 可以看出,7.0 为最适 pH 值,在此条件下 12 h 后 2-吡啶甲酸降解率(D)几乎达到 100%,TOC 分析显示,此时 2-吡啶甲酸完全矿化为二氧化碳和水。当初始 pH 值为 5.0 和 9.0 时,抑制作用出现,2-吡啶甲酸完全去除的时间延长至 48 h。当初始 pH 值为 4.0 和 10.0 时,2-吡啶甲酸不发生降解。此外,当初始 pH 值在 5.0~9.0 之间时,降解过程中 pH 值上下波动,整体呈下降趋势,分析认为可能是 2-吡啶甲酸转化为具有不同酸碱性的中间产物,从而造成了 pH 值的变化。

当初始 pH 值为 4.0 和 10.0 时,2-吡啶甲酸没

表 1 降解过程中 pH 值和 2-吡啶甲酸降解率的变化

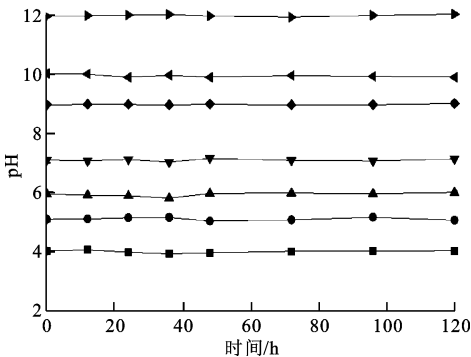
初始 pH	时间/h	最终 pH	D/%
4.0	12	3.57	1.4
	24	3.41	1.3
	36	3.35	1.4
	48	3.40	1.5
5.0	12	4.71	1.7
	24	4.46	17.8
	36	4.87	34.5
	48	4.90	97.7
7.0	4	6.90	5.1
	8	6.82	51.0
	12	6.86	99.1
9.0	12	8.66	2.0
	24	8.69	2.3
	36	8.91	11.5
	48	8.66	98.3
10.0	12	9.88	0.1
	24	9.76	0.1
	36	9.63	0.5
	48	9.65	2.0

有发生降解,表明没有其他中间产物生成,然而培养液的 pH 值却发生了变化,并呈下降趋势。分析原因可能是:2-吡啶甲酸色谱分析中的弱酸电离常数 $p_{K_{a1}}=1.0^{[16]}$,根据亨德森-哈塞尔巴尔赫方程,在初始 pH 值分别为 4.0 和 10.0 的条件下,2-吡啶甲酸发生解离,吡啶环上的羧基释放出质子,从而导致培养液 pH 值下降。

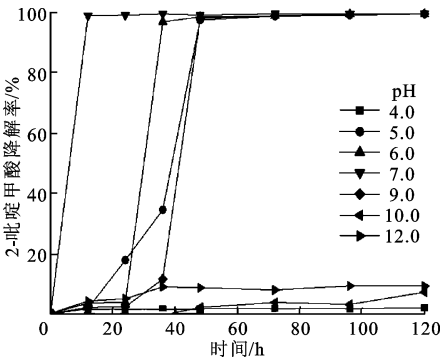
(2)缓冲溶液法。实验结果表明,不宜采用有机缓冲液,这是由于其中所含的有机成分(如邻苯二甲酸氢钾)或可充当菌株 ZD3 的碳源,从而会影响菌株 ZD3 对 2-吡啶甲酸的利用,或是具有毒性(如六亚甲基四胺),从而抑制 ZD3 的活性,使得 ZD3 无法降解 2-吡啶甲酸。因此,本文采用无机缓冲溶液。

图 4a 显示,在整个降解过程中 pH 值始终保持恒定。图 4b 显示:在 pH=7.0 的条件下,菌株 ZD3 对 2-吡啶甲酸的降解性能最好,10 h 内降解率几乎为 100%;在 pH 值为 5.0~9.0 的条件下,2-吡啶甲酸也能完全降解,其中 pH=6.0 时降解速率最快,50 h 左右可完全降解,而在 pH=5.0 和 pH=9.0 时降解速率略小,完全降解时间延长至 60 h;在 pH 为 4.0、10.0 和 12.0 的条件下,经过 120 h 后 2-吡

啶甲酸的降解率均不超过 10%,其中 pH=4.0 时 2-吡啶甲酸的降解率最低,120 h 后仅为 1.8%;pH=10.0 时,120 h 后的降解率为 7%。按照降解率由高到低排序,所对应的 pH 值顺序依次为:7.0, 6.0,5.0,9.0,10.0,12.0,4.0。初始 pH 值法和缓冲溶液法所得到的结果基本一致。



(a)降解过程中 pH 值的变化



(b)不同 pH 值下 2-吡啶甲酸的降解率

图 4 不同 pH 值缓冲溶液对 2-吡啶甲酸降解的影响

2.2.2 2-吡啶甲酸初始浓度对降解的影响 由图 5 可知,当 2-吡啶甲酸初始质量浓度 ρ_0 (2-PA)分别为 100、200、400、600 和 800 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,菌株 ZD3 完全降解所需的时间分别为 12、17、20、78 和 114 h,对应的总有机碳去除率分别为 99.5%、98.3%、99.2%、98.5%、97.8%。由此可见,随着 2-吡啶甲酸初始质量浓度的增加,对降解的抑制作用逐步增强,降解迟滞期也随之延长。

图 6 是初始质量浓度为 200 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 2-吡啶甲酸溶液的好氧降解紫外光谱图,从中可以看出:从 0 到 11 h, A_{265} 峰的高度几乎没有发生变化,说明 2-吡啶甲酸(A_{265} 峰)的质量浓度基本保持不变,而从 12 h 起,2-吡啶甲酸的质量浓度开始降低(A_{265} 峰的强度开始减弱),并在 A_{310} 峰处出现了一个新的吸收峰,表明 2-吡啶甲酸已转化为新的中间产物;从 13 到 18 h, A_{265} 和 A_{310} 峰的强度同时减弱直至消失。

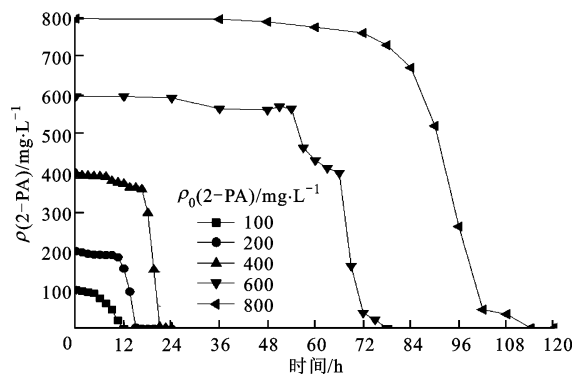


图 5 菌株 ZD3 对不同初始质量浓度 2-吡啶甲酸的降解结果

分别测试了 0 h 和 18 h 的总有机碳,显示 18 h 后总有机碳去除率为 99.03%,表明 2-吡啶甲酸最终矿化为二氧化碳和水。当 2-吡啶甲酸的初始质量浓度为 100、400、600 和 800 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,亦有同样的现象。

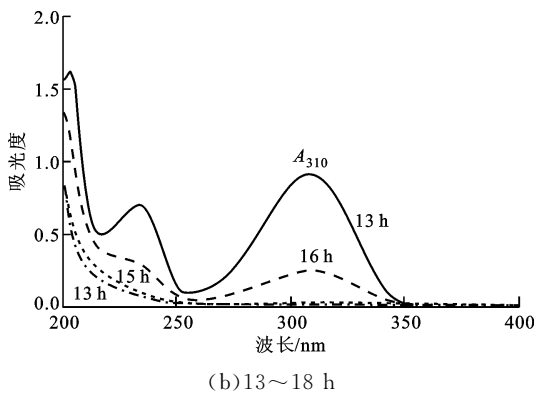
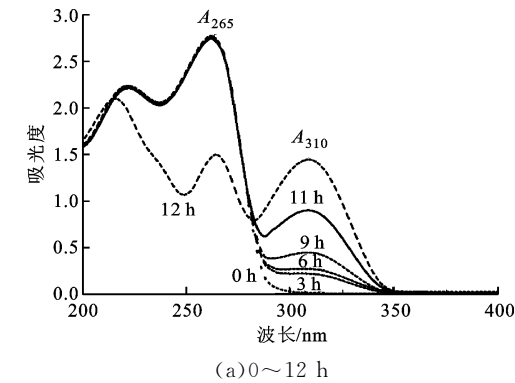


图 6 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 2-吡啶甲酸溶液的好氧降解紫外光谱图

图 7 显示了对应图 6 中 13 h 样品的 HPLC-IT-TOF-MS 谱图,图中质荷比 $m/z=138.023\ 3$ 的谱线对应 6-羟基吡啶甲酸的 $[\text{M}-\text{H}]^-$ 加合物。通常 2-吡啶甲酸生物降解的第一步反应是在相邻 N 原子的 α 碳上引入羟基,从而生成 6-羟基吡啶甲酸^[1-2,17],本文的实验结果与文献的报道一致。关于菌株 ZD3

对 2-吡啶甲酸的好氧生物降解途径,目前还在进一步研究中。

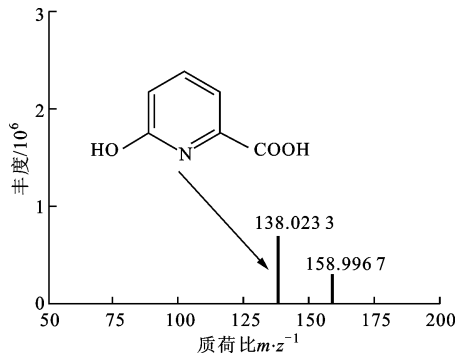


图 7 6-羟基吡啶甲酸的质谱图

2.2.3 降解动力学模型 零级和一级降解动力学模型^[18-19]分别为

$$\rho = a + k_0 t \tag{1}$$

$$\ln \rho = b + k_1 t \tag{2}$$

式中: a 、 b 为常数; t 为降解时间; ρ 为底物的质量浓度; k_0 、 k_1 分别为零级、一级降解动力学速率常数。

对应于图 5 中的每一条降解曲线,在线性范围内分别使用零级动力学和一级动力学模型进行拟合(见图 8),发现零级动力学模型的相关系数 R^2 明显高于一级动力学模型的(见表 2 和表 3),表明前者具有更好的拟合度,对应的模型参数具有更高的准确度。

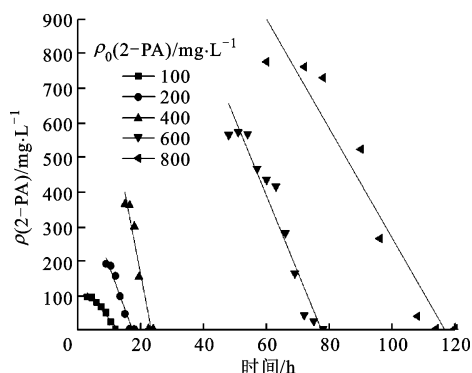
表 2 2-吡啶甲酸的零级降解动力学模型参数

$\rho_0(2\text{-PA})/$ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	零级动力学方程	k_0	R^2
100	$c = -10.867t + 139.01$	10.867	0.951 8
200	$c = -24.956t + 433.13$	24.956	0.954 3
400	$c = -47.390t + 1\ 108.7$	47.390	0.946 6
600	$c = -22.296t + 1\ 725.8$	22.296	0.941 8
800	$c = -15.941t + 1\ 858.4$	15.941	0.930 2

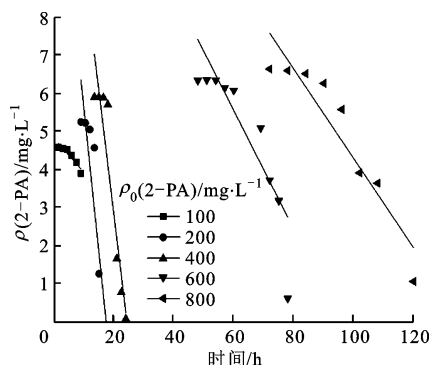
表 3 2-吡啶甲酸的一级降解动力学模型参数

$\rho_0(2\text{-PA})/$ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	一级动力学方程	k_1	R^2
100	$c = -0.089\ 8t + 4.822\ 4$	0.089 8	0.872 2
200	$c = -0.756\ 1t + 13.167$	0.756 1	0.864 2
400	$c = -0.648\ 1t + 15.780$	0.648 1	0.888 8
600	$c = -0.160\ 7t + 14.945$	0.160 7	0.792 0
800	$c = -0.117\ 5t + 16.037$	0.117 5	0.883 4

由表 2 可以看出,当 2-吡啶甲酸的初始质量浓



(a) 零级降解动力学模型拟合曲线



(b) 一级降解动力学模型拟合曲线

图8 降解动力学模型的拟合曲线

度范围为 $100 \sim 400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,降解速率常数随着初始质量浓度的升高而增大,分析原因可能是该质量浓度范围内的 2-吡啶甲酸不能为菌株 ZD3 提供足够的碳源、氮源和能源,底物浓度相对于菌株生长处于非饱和状态,因此 2-吡啶甲酸的初始质量浓度越高,其降解速率就越快。当 2-吡啶甲酸的初始质量浓度增加到 $600 \sim 800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,降解曲线仍然符合零级反应,但降解速率呈现下降趋势,底物抑制效应出现。这一结果与宋秀兰等人的报道^[18]一致。

3 结 论

(1)分离筛选了一株在好氧条件下以 2-吡啶甲酸为唯一碳、氮、能源的菌株,16S rRNA 基因序列分析鉴定该菌株为丛毛单胞菌属(*Comamonas* sp.)。

(2)考察了培养液 pH 值对 2-吡啶甲酸降解性能的影响,最适 pH 值为 7.0;随着 2-吡啶甲酸初始质量浓度的提高,菌株完全降解 2-吡啶甲酸的时间也随之延长。

(3)建立了降解动力学模型,零级动力学模型较一级动力学模型能更好地拟合初始质量浓度范围为 $100 \sim 800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 2-吡啶甲酸的降解曲线。当 2-吡啶甲酸初始质量浓度为 $100 \sim 400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,

降解速率常数随着质量浓度的升高而增大;当 2-吡啶甲酸的质量浓度为 $600 \sim 800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,降解速率常数变小,底物抑制效应出现。

参考文献:

- [1] YAN Y X, TANG H Z, REN H X, et al. Iron (II)-dependent dioxygenase and N-formylamide deformylase catalyze the reactions from 5-hydroxy-2-pyridone to maleamate [J]. Scientific Reports, 2013, 3(11): 1-10.
- [2] KAISER J P, FENG Y C, BOLLAG J M. Microbial metabolism of pyridine, quinoline, acridine, and their derivatives under aerobic and anaerobic conditions [J]. Microbiological Reviews, 1996, 60(3): 483-498.
- [3] 要晓丽,崔建兰,杨玉芬. 吡啶类化合物的合成及应用研究进展 [J]. 山西化工, 2012, 32(1): 28-31.
YAO Xiaoli, CUI Jianlan, YANG Yufen. The synthesis and application of pyridine compounds should be studied [J]. Shanxi Chemical Industry, 2012, 32(1): 28-31.
- [4] 李克昌,张恒彬,刘佳,等. 高效液相色谱法测定吡啶、2-氨基吡啶、2-甲基吡啶和 2-吡啶甲酸 [J]. 分析化学研究简报, 2005, 33(11): 1580-1582.
LI Kechang, ZHANG Hengbin, LIU Jia, et al. Simultaneous determination of pyridine, 2-aminopyridine, 2-methylpyridine and 2-pyridinecarboxylic acid by reversed phase high performance liquid chromatography [J]. Chinese Journal of Analytical Chemistry, 2005, 33(11): 1580-1582.
- [5] 赵龙岩,张玉敏,张恒彬,等. 2-吡啶甲酸和 2-吡啶甲酸铬的合成 [C]//第十四次全国电化学会议论文汇编. 江苏扬州:扬州大学出版社, 2008: 906.
- [6] 田艳青,李文怀. 铬酐氧化连续生产吡啶甲酸铬新工艺 [J]. 化学工程师, 2005, 19(9): 53-54.
TIAN Yanqing, LI Wenhui. A new process of synthesis of chromium-2-picolinate by chromic anhydride oxidation [J]. Chemical Engineer, 2005, 19(9): 53-54.
- [7] 张普信,刘文涵,滕渊洁,等. 2-吡啶甲酸在玻碳电极表面的电化学行为 [J]. 理化检验:化学分册, 2013, 49(4): 382-385.
ZHANG Puxin, LIU Wenhan, TENG Yuanjie, et al. Electrochemical behavior of 2-picolinic acid on glassy carbon electrode [J]. PTCA: Part B Chem Anal, 2013, 49(4): 382-385.
- [8] 郑春莉,周集体,王竞,等. 硝基苯高效降解菌群对吡啶甲酸的好氧降解 [J]. 精细化工, 2006, 23(12): 1198-1200.

- ZHENG Chunli, ZHOU Jiti, WANG Jing, et al. Degradation of picolinic acid by mixture of nitrobenzene-assimilating strains under aerobic condition [J]. *Fine Chemicals*, 2006, 23(12): 1198-1200.
- [9] KHASAEVA F, VASILYUK N, TEREITYEV P, et al. A novel soil bacterial strain degrading pyridines [J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2011, 9(3): 439-445.
- [10] ZHENG Chunli, ZHOU Jiti, WANG Jing, et al. Aerobic degradation of 2-picolinic acid by a nitrobenzene-assimilating strain: *Streptomyces* sp. Z2 [J]. *Biore-source Technology*, 2009, 100(6): 2082-2084.
- [11] ZHENG C L, ZHOU J T, ZHAO L H, et al. Isolation and characterization of a nitrobenzene degrading streptomyces strain from activated sludge [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2007, 78(2): 163-167.
- [12] CHOU J H, SHEU S Y, LIN K Y, et al. *Comamonas odontotermitis* sp nov, isolated from the gut of the termite *Odontotermes formosanus* [J]. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2007, 57: 887-891.
- [13] 赵燕, 薛林贵, 李琳, 等. 丛毛单胞菌在环境污染物降解方面的研究进展 [J]. *微生物学通报*, 2012, 39(10): 1471-1478.
- ZHAO Yan, XUE Lingui, LI Lin, et al. Advance in environmental pollutants degradation of *Comamonas* [J]. *Microbiology China*, 2012, 39(10): 1471-1478.
- [14] 胡浩, 马志飞, 刘东明, 等. 好氧堆肥微生物降解土壤中硝基苯的影响因素研究 [J]. *环境工程*, 2016, 34(2): 102-107.
- HU Hao, MA Zhifei, LIU Dongming, et al. Influencing factors on aerobic microbial degradation [J]. *Environmental Engineering*, 2016, 34(2): 102-107.
- [15] 孙世阳. 加工番茄污水污泥生物好氧发酵对有机污染物的降解及其影响因素 [J]. *生物加工过程*, 2015, 13(4): 7-10.
- SUN Shiyang. Degradation of organic contaminants with biological aerobic fermentation in activated sludge dewatering and its influencing factors [J]. *Chinese Journal of Bioprocess Engineering*, 2015, 13(4): 7-10.
- [16] CHERISTOPHERSON M J, YODER K J, HILL J T. Hydrophilic interaction liquid chromatographic (HILIC)/ion exchange separation of picolinic and nicotinic acids [J]. *Journal of Liquid Chromatography and Related Technologies*, 2006, 29(17): 2545-2558.
- [17] ZHENG C L, WANG Q R, NING Y L, et al. Isolation of a 2-picolinic acid-assimilating bacterium and its proposed degradation pathway [J]. *Biore-source Technology*, 2017, 245(A): 681-688.
- [18] 宋秀兰, 冀文侃, 张栋, 等. 固定化胶质红环菌降解吡啶的研究 [J]. *南京理工大学学报(自然科学版)*, 2008, 32(4): 522-525.
- SONG Xiulan, JI Wenkan, ZHANG Dong, et al. Bio-degradation of pyridine by immobilized *Rhodocyclus gelatinosus* [J]. *Journal of Nanjing University of Science and Technology (Natural Science)*, 2008, 32(4): 522-525.
- [19] 马永强, 魏婧, 王鑫, 等. 蓝莓汁抗坏血酸体系非酶褐变反应动力学 [J]. *食品科学*, 2016, 37(1): 109-113.
- MA Yongqiang, WEI Jing, WANG Xin, et al. Kinetics of non-enzymatic browning reaction from ascorbic acid model system of blueberry juice [J]. *Food Science*, 2016, 37(1): 109-113.

[本刊相关文献链接]

- 刘京, 杜进芳, 武佳, 等. 吸附浓缩-芬顿氧化法深度处理印染废水. 2018, 52(1): 158-164. [doi:10.7652/xjtuxb201801023]
- 李晓良, 徐浩, 延卫. 十二烷基二甲基甜菜碱对 Ti/PbO₂ 电极的改性研究. 2017, 51(5): 142-148. [doi:10.7652/xjtuxb201705020]
- 徐浩, 李晓良, 张林, 等. 钛基体 PbO₂ 电极对脱附浓缩液的电催化降解. 2017, 51(3): 92-97. [doi:10.7652/xjtuxb201703016]
- 罗健旭, 彭培培, 徐颖, 等. 污水处理过程的多目标优化. 2017, 51(3): 129-135. [doi:10.7652/xjtuxb201703022]
- 张林, 徐浩, 冯江涛. 钛基体 PbO₂ 电极对靛蓝盐的电催化去除研究. 2016, 50(5): 134-139. [doi:10.7652/xjtuxb201605020]
- 刘红霞, 刘云, 李秀丽. 脉冲介质阻挡放电降解三氯乙烯的研究. 2012, 46(9): 96-101. [doi:10.7652/xjtuxb201209018]
- 谢斌飞, 程军, 周俊虎, 等. 马铃薯发酵产氢的菌株培养基改良研究. 2008, 42(6): 774-778. [doi:10.7652/xjtuxb200806027]

(编辑 葛赵青)