

万金保, 邬容伟, 邱起地, 等. 序批式生物膜反应器处理养猪废水降解细菌特性[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(12): 480–484.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.12.142

序批式生物膜反应器处理养猪废水降解细菌特性

万金保, 邬容伟, 邱起地, 万 莉

(南昌大学资源环境与化工学院/鄱阳湖环境与资源利用教育部重点实验室, 江西南昌 330047)

摘要:从某猪场废水处理系统序批式生物膜反应器(sequencing batch biofilm reactor, 简称 SBBR)中分离纯化得到菌株 A 和菌株 B, 经形态学鉴定菌株 A 为乳白色、革兰氏阳性长杆菌; 菌株 B 为灰白色、革兰氏阳性短杆菌。菌株 A 最佳生长条件为温度 30 ~ 50 ℃、盐度 1% ~ 2%、pH 值 6 ~ 8; 菌株 B 最佳生长条件为温度 20 ~ 40 ℃、盐度 1% ~ 2%、pH 值 6 ~ 8。在不同因素组合下, 将菌株 A、B 分别接种于供试废水中, 对废水化学需氧量(chemical oxygen demand, 简称 COD)去除率最高分别为 64.11%、54.74%; NH₃-N 最佳降解率分别为 54.57%、55.54%。

关键词:养猪废水; 序批式生物膜反应器(SBBR); 生物降解; 形态特征; 降解特性

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)12-0480-04

养猪废水中含有大量有机污染物、氨氮、总磷、病虫卵、重金属以及产生的恶臭气体等^[1-10]。纵观人类废水处理技术的发展史, 微生物处理废水有独特的优势, 它通过自身的新陈代谢来吸收、分解和转化污染物, 从而达到治理污染物的目的^[11-15]。本研究采用江西省某猪场实际工艺升流式固体厌氧反应器(USR)与序批式生物膜反应器(sequencing batch biofilm reactor, 简称 SBBR)处理猪场废水^[16-19], 以实际养猪废水的序批式生物膜反应器中生物膜和污泥为分离源^[20-23], 采用 Luria-Bertani (简称 LB)培养基, 通过培养、分离和纯化等, 以其中的化学需氧量(chemical oxygen demand, 简称 COD)和氨态氮(NH₃-N)含量为检测指标, 旨在探讨从 SBBR 中分离所得菌株的废水处理特性以及生理特性。

1 材料与方法

1.1 LB 液体培养基

在 950 mL 去离子水中加入 10 g 胰化蛋白胨、5 g 酵母提取物、10 g NaCl, 摇动容器直至溶质溶解, 调 pH 值为 7.4, 用去离子水定容至 1 L, 在 0.103 45 MPa 高压下蒸汽灭菌 20 min。

1.2 菌株

从某猪场废水处理系统 SBBR 中取少量含生物膜的污水充分摇匀打碎, 然后接种于 LB 液体培养基, 在 37 ℃下, 振荡培养 1 d, 重复操作 2 ~ 3 次, 作为备用菌液。用倍比稀释法选出长势良好、形态不同的菌落, 进行划线分离, 将分离得到的菌株 A 和菌株 B 的纯菌进行斜面保存^[24-26]。

1.3 分析方法

菌株的形态学鉴定: 参照《常见细菌系统鉴定手册》^[27]。菌株的生长曲线测定: 将菌株以 1% 接种量分别接种于装有 20 mL LB 液体培养基的 12 支试管中, 接种后首先取 1 支试管保存于 4 ℃冰箱作为对照, 之后将其余试管置于 37 ℃、180 r/min 水浴恒温振荡器培养, 每隔 1 ~ 2 h 取样, 于双光束紫外-可见分光光度计下测定菌体生长吸光度 $D_{600\text{ nm}}$, 即可绘制菌株的生长曲线^[28]; 温度、盐度、pH 值对菌株生长的影响: 将纯菌液以 1% 接种量接种到装有高温灭菌过的 LB 液体培养基的锥形瓶中, 通过调节培养基的摇床温度、盐度、pH 值, 180 r/min 水浴恒温振荡, 培养 24 h, 测定培养液中菌体生长量($D_{600\text{ nm}}$)^[30-33]。温度梯度设置为 4、10、20、30、40、50、60 ℃; 盐度为 0.5%、1%、2%、3%、4%、5%、10%; pH 值为 4、5、6、7、8、9、10; COD 定量测定: 重铬酸钾法; NH₃-N 的定量测定: 纳氏试剂分光光度法。

通过设计培养温度、pH 值、培养时间、碳氮比的 4 因素 3 水平正交试验, 研究菌株去除废水中 COD、NH₃-N 的最佳条件。

1.4 菌株的生物学特性

菌株 A 与菌株 B 的形态特征如表 1 所示, 油镜观察结果及菌落形态如图 1 至图 4 所示^[29]。

表 1 菌株形态学特征

类别	形态特征	菌株 A	菌株 B
菌体	形状	长杆状	短杆状
	革兰氏染色	阳性	阳性
菌落	形状	圆形、小而突起、边缘整齐	圆形、大而平坦、边缘整齐
	颜色	乳白色	灰白色
	含水状态	很湿	较湿
	菌落透明度	稍透明	稍透明
	气味	臭味	臭味

2 结果与分析

2.1 温度对菌株的生长影响

温度主要影响微生物体内的酶活性, 高温会破坏酶蛋白

收稿日期: 2015-10-28
基金项目: 国家科技支撑计划(编号: 2007BAB23C02); 江西省教育厅科技落地计划(编号: GJJ12433); 南昌市对外科技合作与成果转化推广计划(编号: 2013HZCG001); 南昌大学鄱阳湖环境与资源利用教育部重点实验室开放基金(编号: 13005875)。
作者简介: 万金保(1952—), 男, 江西南昌人, 教授, 博士生导师, 主要从事水污染控制及资源化技术研究。Tel: (0791) 88305941; E-mail: jbw@ncu.edu.cn。

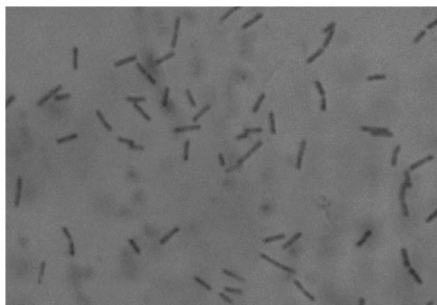


图1 经革兰氏染色后菌株A在油镜下的观察结果(1 000×)

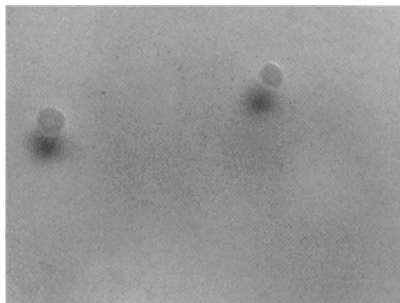


图2 菌株 A 的菌落形态

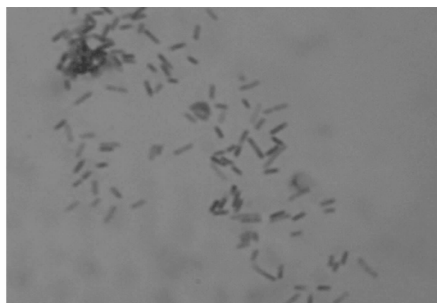


图3 经革兰氏染色后菌株 B 在油镜下的观察结果(1 000×)

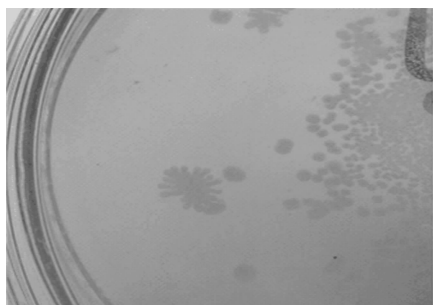


图4 菌株 B 的菌落形态

质活性,而低温则会降低酶的活性。由图 5 可见,菌株 A 最佳生长温度介于 30~50℃,且在 20~50℃之间菌株 A 都能较好地生长;菌株 B 的最佳生长温度介于 20~40℃,且在 20~40℃之间都能较好地生长。菌株 A、B 的生长温度范围较广,对温度变化的适应性也较强。

2.2 盐度对菌株的生长影响

废水中盐度会影响微生物生长环境的渗透压。在高盐度下,微生物会失水,从而降低活性;低盐度下,微生物会吸水,导致细胞膨胀甚至破裂。由图 6 可见,菌株 A 最佳生长盐度介于 1%~2%,且在 0.5%~2%之间都能较好地生长,而当盐度大于 3%后基本不生长,生长盐度范围相对较窄,对于盐

度变化适应性较弱;菌株 B 的最佳生长盐度为 1%~2%,且在 0.5%~4%的盐度之间都能较好地生长,生长盐度范围相对较广,对于盐度变化适应性相对较强。

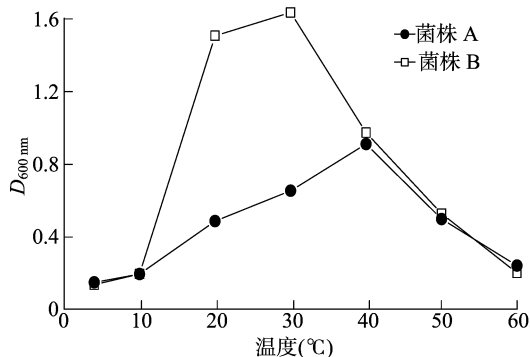


图5 温度对菌株的生长影响

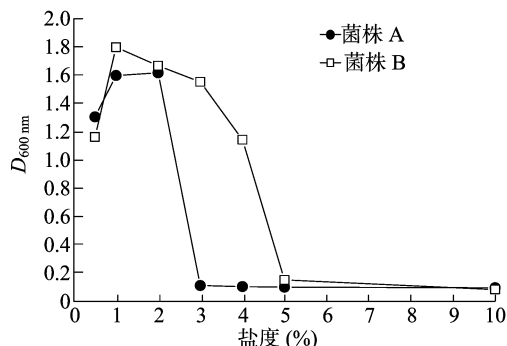


图6 盐度对菌株的生长影响

2.3 pH 值对菌株的生长影响

pH 值主要是影响微生物的酶活性,微生物体内酶都有各自适应的 pH 值范围。由图 7 可见,菌株 A 最适生长 pH 值为 6~8 之间,且在 pH 值为 5~10 之间都能较好地生长,对于 pH 值变化适应性强;菌株 B 的最佳生长 pH 值介于 6~8 之间,且菌株 B 在 pH 值为 5~10 之间同样都能较好地生长,其生长 pH 值范围也较宽,对于 pH 值变化适应性强。

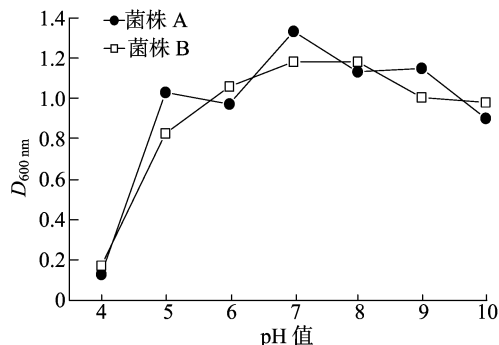


图7 pH 值对菌株生长的影响

2.4 菌株的废水处理特性试验

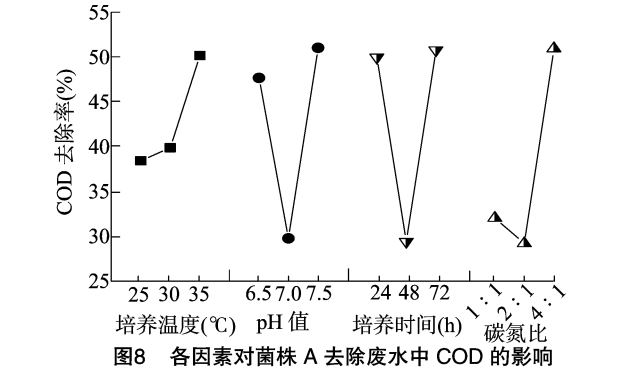
将纯菌液以 5% 接种量接种到供试废水中,分别以 pH 值、碳氮比、培养时间和培养温度为因素,各因素设 3 个水平,设计 4 因素 3 水平正交试验,进行菌株培养条件优化,以筛选出菌株降解养猪废水中有机污染物的最佳条件^[34-37]。

2.4.1 菌株 A 的废水处理特性

2.4.1.1 菌株 A 对供试废水 COD 的去除结果 由表 2、图 8 可见,各因素对菌株 A 去除废水中 COD 的影响由大到小依次

是 pH 值 > 碳氮比 > 培养时间 > 培养温度; 去除最佳条件为培养温度 35 ℃、pH 值 7.5、培养时间 72 h、碳氮比 = 4 : 1。

编号	因素				COD 去除率 (%)
	培养温度 (℃)	pH 值	培养时间 (h)	碳氮比	
1	25	6.5	24	1 : 1	44.29
2	25	7.0	48	2 : 1	6.88
3	25	7.5	72	4 : 1	64.11
4	30	6.5	48	4 : 1	44.37
5	30	7.0	72	1 : 1	28.51
6	30	7.5	24	2 : 1	46.76
7	35	6.5	72	2 : 1	54.37
8	35	7.0	24	4 : 1	53.91
9	35	7.5	48	1 : 1	42.26
k_1	38.43	47.68	48.32	38.35	
k_2	39.88	29.77	31.17	36.00	
k_3	50.18	51.05	49.00	54.13	
极差	11.75	21.27	17.83	18.13	



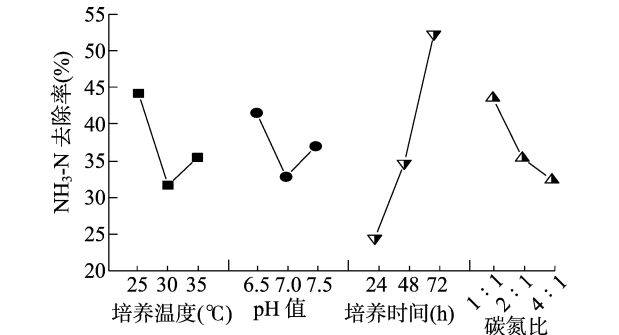
2.4.1.2 菌株 A 对供试废水 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的去除结果 由表 3、图 9 可见,各因素对菌株 A 去除废水中 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的影响由大到小依次是培养时间 > 培养温度 > 碳氮比 > pH 值;各因素对菌株 A 去除供试废水中 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的结果都有明显的影响。菌株 A 对供试废水中 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的去除最佳条件为培养温度 25 ℃、pH 值 6.5、培养时间 72 h 和碳氮比为 1 : 1。

编号	因素				$\text{NH}_3 - \text{N}$ 去除率 (%)
	培养温度 (℃)	pH 值	培养时间 (h)	碳氮比	
1	25	6.5	24	1 : 1	42.43
2	25	7.0	48	2 : 1	35.73
3	25	7.5	72	4 : 1	54.57
4	30	6.5	48	4 : 1	28.92
5	30	7.0	72	1 : 1	49.03
6	30	7.5	24	2 : 1	17.09
7	35	6.5	72	2 : 1	53.35
8	35	7.0	24	4 : 1	13.75
9	35	7.5	48	1 : 1	39.34
k_1	44.24	41.57	24.42	43.60	
k_2	31.68	32.84	34.66	35.39	
k_3	35.48	37.00	52.32	32.41	
极差	12.56	8.73	27.90	11.19	

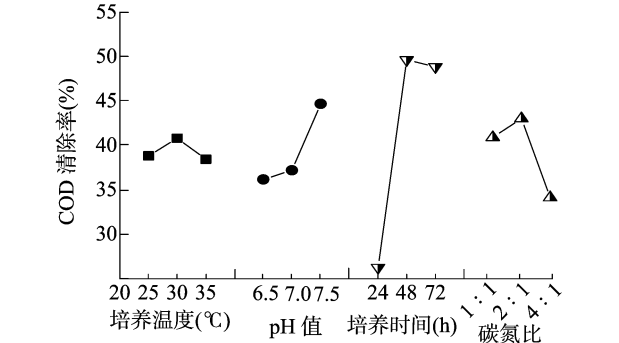
2.4.2 菌株 B 的废水处理特性

2.4.2.1 菌株 B 对供试废水中 COD 的去除结果 由表 4、

图 10 可见,对菌株 B 去除供试废水 COD 的结果各因素影响大小依次是培养时间 > 碳氮比 > pH 值 > 培养温度;菌株 B 对供试废水 COD 去除的最佳条件为培养温度 30 ℃、pH 值 7.5、培养时间 48 h、碳氮比 = 2 : 1。



编号	因素				COD 去除率 (%)
	培养温度 (℃)	pH 值	培养时间 (h)	碳氮比	
1	25	6.5	24	1 : 1	19.31
2	25	7.0	48	2 : 1	49.76
3	25	7.5	72	4 : 1	47.44
4	30	6.5	48	4 : 1	41.81
5	30	7.0	72	1 : 1	48.70
6	30	7.5	24	2 : 1	31.94
7	35	6.5	72	2 : 1	47.43
8	35	7.0	24	4 : 1	13.16
9	35	7.5	48	1 : 1	54.74
k_1	38.84	36.18	21.47	40.92	
k_2	40.82	37.21	48.77	43.04	
k_3	38.44	44.71	47.86	34.14	
极差	2.38	8.53	27.30	8.90	



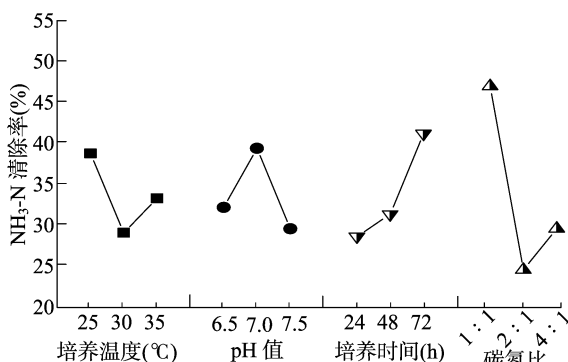
2.4.2.2 菌株 B 去除供试废水中 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的去除结果 由表 5、图 11 可见,菌株 B 去除供试废水中 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的结果各因素的影响大小为碳氮比 > 培养时间 > pH 值 > 培养温度;菌株 B 去除供试废水中 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的最佳条件为培养温度 25 ℃、pH 值 7.0、培养时间 72 h、碳氮比 = 1 : 1。

3 结论

从江西省某养猪场废水处理系统 SBBR 中分离纯化得到菌株 A 和菌株 B,经倍比稀释法、平板划线法以及形态学鉴定表明,菌株 A 为乳白色、革兰氏阳性长杆菌;菌株 B 为灰白

表5 菌株 B 去除供试废水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的正交试验设计与结果

编号	因素				$\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率(%)
	培养温度(℃)	pH 值	培养时间(h)	碳氮比	
1	25	6.5	24	1:1	45.43
2	25	7.0	48	2:1	32.95
3	25	7.5	72	4:1	37.99
4	30	6.5	48	4:1	21.07
5	30	7.0	72	1:1	55.54
6	30	7.5	24	2:1	10.74
7	35	6.5	72	2:1	30.10
8	35	7.0	24	4:1	29.81
9	35	7.5	48	1:1	40.08
k_1	38.79	32.20	28.66	47.02	
k_2	29.12	39.43	31.37	24.60	
k_3	33.33	29.60	41.21	29.62	
极差	9.67	9.83	12.55	22.42	

图11 各因素对菌株 B 去除废水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的影响

色、革兰氏阳性短杆菌。菌株 A 的最佳生长条件为温度 30 ~ 50 ℃、盐度 1% ~ 2%、pH 值为 6 ~ 8；菌株 B 的最佳生长条件为温度 20 ~ 40 ℃、盐度 1% ~ 2%、pH 值为 6 ~ 8。经试验可得，菌株 A 对供试废水中 COD 的最佳去除条件为培养温度 35 ℃、pH 值 7.5、培养时间 72 h、碳氮比 = 4 : 1；菌株 B 对供试废水中 COD 的最佳去除条件为培养温度 30 ℃、pH 值 7.5、培养时间 48 h、碳氮比 = 2 : 1。菌株 A 对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 最佳去除条件为温度 25 ℃、pH 值 6.5、培养时间 72 h 和碳氮比为 1 : 1；菌株 B 对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 最佳去除条件为培养温度 25 ℃、pH 值为 7、培养时间为 72 h、碳氮比为 1 : 1。

参考文献:

[1] 范文军, 宁站亮, 刘勇诚. 我国水资源现状探讨[J]. 北方环境, 2011, 23(7): 68.

[2] 陈苏兰. 猪场污水中脱氮微生物的分离与鉴定的研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2007.

[3] 梁鹏, 谢英, 邱俊. 养猪废水处理工艺应用研究[J]. 江西畜牧兽医杂志, 2012(6): 24-26.

[4] 孟佳. 养猪废水厌氧消化液的亚硝化调控与功能微生物分析[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2013.

[5] 宋炜, 付永胜, 李小华. 猪场废水处理技术研究进展[J]. 养猪, 2006(2): 44-46.

[6] 蒋昕. 广州市规模化养猪场废水污染调查与防治对策探讨[J]. 环境研究与检测, 2011, 30(1): 69-72.

[9] Sánchez E, Borja R, Travieso L, et al. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste[J]. Biore-source Technology, 2005, 96(3): 335-344.

[10] 马彦涛, 薛金凤. 养猪废水处理技术进展[J]. 环境与可持续发展, 2009, 34(5): 29-32.

[11] Rittman B E, Mclarty P L. Environmental biotechnology: principles and applications[M]. New York: McGraw-Hill Education, 2001.

[12] 梁立伟, 赵兴龙, 林李娟, 等. 生物强化技术在污水处理中的应用[J]. 油气田环境保护, 2006, 16(4): 1-3.

[13] 顾夏声, 胡洪营, 王湘华, 等. 水处理生物学[M]. 4 版. 北京: 中国建筑工业出版社, 2006.

[14] 杨世平, 阎立华, 程琳. 废水生物处理技术及其研究进展[J]. 辽宁化工, 2009, 38(9): 636-638.

[15] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

[16] 马文静. SBBR 工艺及影响因素探讨[J]. 科技情报开发与经济, 2010, 20(10): 148-150.

[17] 陈晓娟, 皇甫铮. SBBR 废水生物处理新工艺的研究发展及应用[J]. 广州化工, 2011, 39(23): 31-33.

[18] 王亚宜, 李探微, 彭永臻, 等. 序批式生物膜(SBBR)法和 SBR 法的对比研究[J]. 工业用水与废水, 2002, 33(6): 4-6.

[19] 杨治国. SBR 法在养猪厂废水处理中的应用[J]. 现代农业科技, 2013(13): 254-255.

[20] 万风, 王海燕, 周岳溪, 等. 养猪废水处理技术研究进展[J]. 农业灾害研究, 2012, 2(1): 25-29.

[21] 高廷耀, 顾国维, 周琪. 水污染控制工程(下册)[M]. 北京: 高等教育出版社, 1999.

[22] Xu G J, Xu X C, Yang F L, et al. Partial nitrification adjusted by hydroxylamine in aerobic granules under high DO and ambient temperature and subsequent anammox for low C/N wastewater treatment[J]. Chemical Engineering Journal, 2012, 213(12): 338-345.

[23] Cheng J, Liu B. Nitrification/denitrification in intermittent aeration process for swine wastewater treatment[J]. Journal of Environmental Engineering, 2001, 127(8): 705-711.

[24] 符吴英, 杜丽明, 杨平, 等. 养殖水体氨氮降解菌的分离与降解特性研究[J]. 广东石油化工学院学报, 2013, 23(4): 22-26.

[25] 裴瑞林, 信欣, 张雪乔, 等. 养猪废水培养微生物絮凝剂产生菌群 B-737 及发酵特性[J]. 环境科学, 2013, 34(5): 1951-1957.

[26] 方会, 陈梅雪, 秦德韬, 等. 集约化养猪废水 SBR 中 17 β -雌二醇高效降解菌的分离鉴定及其降解特性[J]. 环境工程学报, 2012, 6(10): 3361-3366.

[27] 东秀珠, 蔡妙英. 常见细菌系统鉴定手册[M]. 2 版. 北京: 科学出版社, 2001, 364-398.

[28] Chiemchaisri C, Jaitrong L, Honda R, et al. Photosynthetic bacteria pond system with infra-red transmitting filter for the treatment and recovery of organic carbon from industrial wastewater[J]. Water Science and Technology, 2007, 56(7): 109-116.

[29] 陈源源. 基于分子标识的工业微生物资源快速分类与鉴定[D]. 无锡: 江南大学, 2012.

[30] 江紫薇. 二甲四氯降解菌的分离鉴定及降解特性研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2012.

[31] 杨新萍. 污水处理中脱氮功能微生物特性及固定化应用研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2009.

乔继杰,马振朝,王 玮,等. 河北低平原夏玉米高产田土壤酶与肥力特征[J]. 江苏农业科学,2016,44(12):484-487.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.12.143

河北低平原夏玉米高产田土壤酶与肥力特征

乔继杰,马振朝,王 玮,张丽娟,刘会玲,郝晓然,吉艳芝

(河北农业大学资源与环境科学学院,河北保定 071000)

摘要:通过采集河北低平原曲周、辛集、深州、景县、吴桥、固安6个县(市)玉米高产田的土壤样品,研究夏玉米高产田土壤酶活性的变化特征与土壤理化性质、玉米产量的相关性。结果表明,除过氧化氢酶与产量呈显著正相关,其他3种酶与产量均呈极显著正相关,相关性大小依次为脲酶>蔗糖酶>磷酸酶>过氧化氢酶,相关系数分别为0.791 3、0.571 8、0.313 6、0.265 0。在酶与土壤理化性状方面,脲酶与土壤容重呈极显著负相关性,相关系数为-0.727 5,与总孔隙度呈极显著正相关,相关系数为0.729 8,其他3种酶与土壤物理性状没有明显相关性。脲酶与有机质、速效钾呈显著正相关,相关系数分别为0.656、0.219。全氮与4种酶均有极显著关系,相关性大小依次为蔗糖酶>磷酸酶>脲酶>过氧化氢酶,相关系数分别为0.771、0.757、0.734、0.723。磷酸酶与速效磷、速效钾均呈极显著正相关,相关系数分别为0.585、0.365。蔗糖酶、磷酸酶与pH值呈极显著负相关,相关系数分别为-0.731、-0.234。在4种酶之间,脲酶与磷酸酶、过氧化氢酶均呈极显著正相关,相关系数分别为0.344 6、0.279 5。磷酸酶与蔗糖酶呈极显著正相关性,相关系数为0.582 4。其他酶之间没有相关性。表明土壤酶是高产种植模式下的重要指标。

关键词:夏玉米;高产田;土壤酶;土壤肥力;河北低平原

中图分类号: S513.06 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)12-0484-04

玉米是我国重要的粮食作物,2013年,全国夏玉米种植面积达3 618.340万 hm^2 ,总产量达21 848.90万t,2014年总产量为21 564.63万t。河北省地处华北平原的北部,2013年,夏玉米播种面积为310.877万 hm^2 ,总产量达到1 730.92万t,低平原农区种植夏玉米历史悠久,面积和产量均居河北省首位^[1]。土壤肥力高低是影响作物产量的一个重要因素^[2],土壤肥力对玉米产量的贡献率为47.3%^[3]。土壤酶作为土壤组分中最为活跃的有机组分之一,参与土壤中的各种生物转化过程,不仅能够反映生物活性的高低,表征土壤养分转化的快慢,还可以作为评价土壤肥力高低的一个重要生物指标^[4],并与土壤理化特性、肥力状况和农业措施有显著的相关性^[5]。目前,我国正在大力提倡稳定现有高产田、培肥中低产粮田,以现有高产田为研究对象,研究土壤酶活性与土壤理化性质的关系,对解决高产、稳产、保障粮食安全具有重

要意义。

土壤酶与土壤肥力、作物产量之间息息相关,武晓森等通过研究不同施肥处理下玉米产量及其与土壤酶活性的关系发现,在夏玉米拔节期和大喇叭口期土壤酶(脲酶、过氧化氢酶、纤维素酶)活性与玉米产量具有极显著的正相关,拔节期相关系数分别为0.824**、0.896**、0.760**;大喇叭口期相关系数分别为0.678**、0.749**、0.869**,得出这3种酶可作为土壤的生物肥力指标^[6]。王灿等通过对长期不同施肥模式下土壤酶活性与肥力因素的研究,表明作物产量与土壤脲酶有极显著的相关性,相关系数为0.845**,与速效磷呈极显著正相关,相关系数为0.884**,与其他土壤养分的相关性不明显^[7]。Vance等以美国俄勒冈州山间荒地和红杉林为研究对象,发现土壤酶活性能更好地反映土壤有机质的累积,从而反映出土壤酶是土壤肥力的重要指标^[8]。邱丽萍等在长期定位试验中也发现,脲酶与有机质呈极显著正相关,相关系数为0.990**,与全氮、全磷也呈极显著正相关,而蔗糖酶与土壤养分没有明显的相关性^[9]。王改玲等研究表明,土壤酶参与土壤生物化学过程,是土壤的重要组分,能表征土壤中物质、能量代谢旺盛程度^[10]。赵林森等在杨槐混交林上的研究表明,脲酶活性与土壤有机质含量呈显著正相关,与全氮、碱解氮、速效磷呈极显著正相关,过氧化氢酶活性与土壤有机质、全氮、碱解氮、速效磷含量都存在一定的相关性,但均未达

收稿日期:2015-10-20

基金项目:国家科技支撑计划粮食丰产科技工程河北省项目区(编号:2013BAD07B05、2012BAD04B06、2011BAD16B08)。

作者简介:乔继杰(1992—),女,河北怀安人,硕士研究生,主要从事土壤环境质量方面的研究。E-mail:qiaojijiel23@sina.cn。

通信作者:吉艳芝,副教授,硕士生导师,主要从事土壤环境质量方向研究。E-mail:jiyanzhi@hebau.edu.cn。

[32]张海军. 两株拟除虫菊酯类农药降解菌的分离鉴定及其降解特性研究[D]. 杭州:浙江大学,2010.

[33]王 莉. 甲胺磷降解菌株的分离鉴定、降解特性及菌株MAP-1的应用研究[D]. 南京:南京农业大学,2010.

[34]刘瑞江,张业旺,闻崇伟,等. 正交试验设计和分析方法研究[J]. 实验技术与管理,2010,27(9):52-55.

[35]陈 翔,梁卫玖. 建立Excel宏快速处理正交试验设计数据[J].

中国卫生检验杂志,2009,19(11):2696-2697.

[36]董如何,肖必华,方永水. 正交试验设计的理论分析方法及应用[J]. 安徽建筑工业学院学报:自然科学版,2004,12(6):103-106.

[37]Wu L, Peng C Y, Peng Y Z, et al. Effect of wastewater COD/N ratio on aerobic nitrifying sludge granulation and microbial population shift[J]. Journal of Environmental Sciences, 2012, 24(2):234-241.