

风干土保存时间和湿土培育时间 对黄淮海平原潮土酶活性的影响^①

赵炳梓¹, 陈吉^{1,2}, 张佳宝¹, 钦绳武¹

(¹ 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008;

² 苏州市农产品质量与环境监测站, 江苏苏州 215011)

摘 要: 以经历 18 年不同施肥管理的土壤为研究对象, 阐明它们经过 4 个不同时间保存或处理后的土壤脲酶、转化酶、脱氢酶、及 FDA 酶活性的动态变化。处理包括: 风干保存 30 天或鲜土状态、风干保存 210 天、风干土湿润至田间持水量(25℃)条件下分别培育 15 天和 51 天; 同时评估这些酶活性的变化程度与土壤本身有机碳含量之间的关系。结果表明, 风干土保存时间和风干土湿润后短期培育均对脲酶活性影响很小, 但风干土湿润培养 51 天后其活性则显著降低; 随风干土保存时间延长, 转化酶活性显著降低; 与鲜土相比, 风干土湿润培养 15 天后, 脱氢酶活性显著提高, 但继续湿润培养至 51 天后, 其活性又降至与鲜土相当, 因此风干土湿润培育一定时间后测定的脱氢酶活性可用来代表其田间自然湿度时的状态; FDA 酶活性的变异程度最大, 与其从鲜土状态至风干状态的活性急剧下降有关。土壤本身有机碳含量与脲酶和脱氢酶的活性变化程度成显著负相关关系, 说明土壤有机碳含量是决定它们随环境条件改变而变化的主要因素之一。另外, 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和可溶性有机碳含量对上述 4 种处理的响应程度也存在差异。其中风干状态土壤经湿润培育处理后, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量呈先降后升趋势, 正好与脲酶活性变化趋势相反; 而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量整体上呈上升趋势, 可溶性有机碳含量则正好相反。

关键词: 风干土保存时间; 湿土培育时间; 土壤酶活性

中图分类号: S154.3

土壤酶对土壤各反应具有催化作用, 其活性变化可反映土壤物质循环和能量流动过程^[1]。人为导致的环境改变(如农业管理措施的应用)均可导致土壤质量发生变化, 这些变化可以用土壤性质变化来表征, 其中土壤酶活性变化比土壤理化性质更为灵敏。因此, 土壤酶活性被认为是评价土壤质量的有效参数^[2-3]。一般认为, 采用新鲜土样测定的酶活性更符合自然状态。然而, 在实际检测过程中, 样品量往往较大, 在短期内很难完成全部样品的检测, 通常将鲜土样品以冷藏和风干两种形式保存。据此, 有学者推荐直接采用风干土进行酶活性测定^[4], 也有学者建议通过风干土湿润培育或冷藏鲜土常温培育后进行酶活性测定^[5-6]。但从实际情况来看, 无论是采用鲜土还是风干土, 土壤酶活性变化均与样品保存和培育时间有关。目前, 这方面问题少有学者关注。

中国科学院封丘农田生态系统国家试验站长期肥料定位试验的建立旨在研究站区为代表的黄淮海平原

潮土在不同施肥条件下的养分供应能力及其作物产量变化趋势^[7]。经过 18 年不同施肥处理的土壤已形成各自特有的土壤性质。基于上述土壤酶活性在实际检测过程中所遇到的问题和前人的研究结果, 本研究以中国科学院封丘农田生态系统国家试验站的长期肥料定位试验土壤为研究对象, 明确风干土或鲜土的保存时间、风干土湿润后培育时间对土壤酶活性的影响, 揭示土壤酶活性变化程度与土壤理化性质之间的关系, 为土壤酶活性数据的准确获取提供可靠的科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

长期试验地点在河南省封丘县的中国科学院封丘农田生态系统国家试验站内(N35°04', E113°10', 以下简称封丘站)。该地属半干旱半湿润的暖温带季风气候, 年均降水量 605 mm, 主要集中于 7—9 月, 年均气温为 13.9℃, 土壤为华北平原的典型潮土。长期试

^①基金项目: 中国科学院知识创新工程重大项目(KSCX2-EW-N-08), 973 项目(2011CB100506)和“十一五”国家科技支撑计划重点项目(2008BADA4B07)资助。

作者简介: 赵炳梓(1967—), 女, 浙江人, 博士, 研究员, 主要从事土壤肥力提升和作物生产力、土壤水分管理及土壤污染物去向等方面研究。

E-mail: bzhaob@issas.ac.cn

验始于 1989 年秋季（即小麦季），种植制度为冬小麦-玉米一年两熟轮作制，共设 7 个处理，即：①有机肥（OM），②一半化肥和一半有机肥（1/2OM），③氮磷钾化肥（NPK），④氮磷化肥（NP），⑤磷钾化肥（PK），⑥氮钾化肥（NK），⑦不施肥，即对照（CK），每个处理 4 个重复，组内随机排列，每个小区面积 47.5 m²。试验具体情况详见钦绳武等^[7]的文献介绍。

本次实验土壤样品采集于 2007 年 9 月 17 日（即 2007 年度夏玉米收获期）。截止本次土样采集时，该长期试验地共收获了 18 季冬小麦和 17 季夏玉米。土样采集于每小区的土表 0 ~ 20 cm，土样一部分于 4℃ 冰箱保存，7 天内完成脱氢酶和 FDA 酶活性的测定；其余土样风干后实验室保存，用来测定不同保存或处理条件下的土壤化学性质和酶活性。实验开始前的土壤基本性质见表 1。

表 1 长期不同施肥处理后土壤基本性质变化

Table 1 Changes in basic soil properties under long-term fertilization managements

处理	土壤基本性质							
	pH (H ₂ O)	有机 C (g/kg)	全 N (g/kg)	全 P (g/kg)	全 K (g/kg)	速效 N (mg/kg)	速效 P (mg/kg)	速效 K (mg/kg)
OM	8.0(0)b	9.2(0.4)a	1.25(0.08)a	0.62(0.04)a	17.8(0.4)a	35.6(1.4)a	12.7(0.4)b	123.5(5.5)d
1/2OM	8.2(0.1)ab	7.0(0.7)b	0.98(0.02)b	0.61(0.03)a	17.8(0.5)a	25.2(1.1)b	9.4(0.2)c	133.2(7.4)d
NPK	8.1(0)ab	5.2(0.3)c	0.73(0.01)c	0.64(0.03)a	17.3(0.2)a	25.1(0.8)b	6.9(0.2)d	149.5(7.3)c
NP	8.2(0.1)ab	4.8(0.2)c	0.69(0.02)cd	0.62(0.02)a	17.2(0.3)a	19.3(0.9)c	7.3(0.2)d	49.0(4.9)e
PK	8.3(0.1)a	4.0(0.4)d	0.55(0.02)ef	0.75(0.02)b	17.4(0.2)a	14.2(0.4)d	21.4(1.8)a	279.2(10.2)b
NK	8.2(0.1)a	3.5(0.3)de	0.62(0.09)de	0.41(0.01)c	17.3(0.3)a	24.0(1.5)b	1.4(0.2)e	305.9(9.6)a
CK	8.3(0)a	3.3(0.4)e	0.47(0.01)f	0.41(0.02)c	17.4(0.4)a	14.5(1.1)d	1.4(0.2)e	62.0(5.6)e

注：括号内数据为标准差，同列小写字母不同表示处理在 $p < 0.05$ 水平差异显著（ $n = 4$ ）。

1.2 测定项目与方法

具体实验方法为：①采集鲜土直接测定脱氢酶和 FDA 酶活性，该处理记为“鲜土”；②鲜土风干装瓶保存 30 天后测定土壤脲酶和转化酶活性，该处理记为“风干 30”；③风干土装瓶保存 210 天后进行土壤脲酶、转化酶、脱氢酶和 FDA 酶活性的测定，该处理记为“风干 210”；④风干 210 土样用高纯水湿润至田间持水量（含水量为 22%）（在培育过程中保持土壤含水量不变），于 25℃ 条件下培育 15 天后进行土壤脲酶、转化酶、脱氢酶和 FDA 酶活性的测定，该处理记为“湿润 15”；⑤风干 210 土样用高纯水湿润至田间持水量（含水量为 22%）（在培育过程中保持土壤含水量不变），于 25℃ 条件下培育 51 天后进行土壤脲酶、转化酶、脱氢酶和 FDA 酶活性的测定，该处理记为“湿润 51”。

土壤基本性质测定^[8]：土壤有机碳含量测定采用丘林法；全 N 含量测定采用半微量凯氏定氮法；全 P 含量测定采用酸溶-钼锑抗比色法；全 K 含量测定采用 NaOH 熔融-火焰光度法；土壤速效 N 含量为 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量相加所得，它们的测定方法为：2 mol/L KCl 提取（土:水=1:5）后，其过滤液用流动分析仪（Skalar SANplus Segmented Flow Analyzer）测定；速效 P 含量测定采用盐酸-氟化铵法；速效 K 含量测定采用乙

酸铵提取法；土壤 pH 值测定采用电位计法（水土比为 2.5:1）。可溶性有机碳（DOC）含量测定^[9]采用高纯水提取（土:水=1:2）后，其过滤液用 TOC 分析仪（Muti C/N 3100, Analytik Jena AG, Germany）测定。

脲酶活性测定采用苯酚钠比色法^[4]，结果表达为 NH₄⁺-N mg/(kg 土·h)（文中简写为 mg/(kg·h)）；转化酶活性测定采用 3,5-二硝基水杨酸比色法^[4]，结果表达为葡萄糖 mg/(kg 土·h)（简写为 mg/(kg·h)）；脱氢酶活性测定采用三苯基四唑氯化物比色法^[10]，结果表达为 TPF mg/(kg 土·h)（简写为 mg/(kg·h)）；荧光素水解酶（FDA 酶）活性测定采用改进 FDA 法^[11]，结果表达为荧光素 mg/(kg 土·h)（简写为 mg/(kg·h)）。

1.3 数据处理

试验数据采用 EXCEL2003 和 SPSS16.0 软件进行方差分析、Duncan 显著性检验和相关性分析。

2 结果与讨论

2.1 风干土保存时间和鲜土风干对土壤酶活性的影响

由图 1 (A) 和 (B) 可知，相比风干保存 30 天（风干 30），风干土保存 210 天后（风干 210）测定的脲酶活性有升高的趋势，但除了 OM 和 CK 处理外，脲酶

活性在其他施肥处理土壤上均没有达到显著性差异水平(图 1A);但转化酶活性随风干保存时间的延长均显著降低,风干 210 处理的各施肥处理土壤转化酶活性平均只有风干 30 处理的 66%~80%(图 1B),即土壤样品风干保存时间延长 6 个月后,其转化酶活性降低 20% 以上。由上述结果可知,在当前的实

验条件下,风干土保存时间对转化酶活性的影响要大于脲酶,这可能与两种酶活性对土壤风干状况的响应程度存在差异有关;另外,风干土保存时间对不同施肥处理土壤脲酶和转化酶活性的影响程度也存在差异,这可能与不同施肥土壤本身性质存在差异有关。

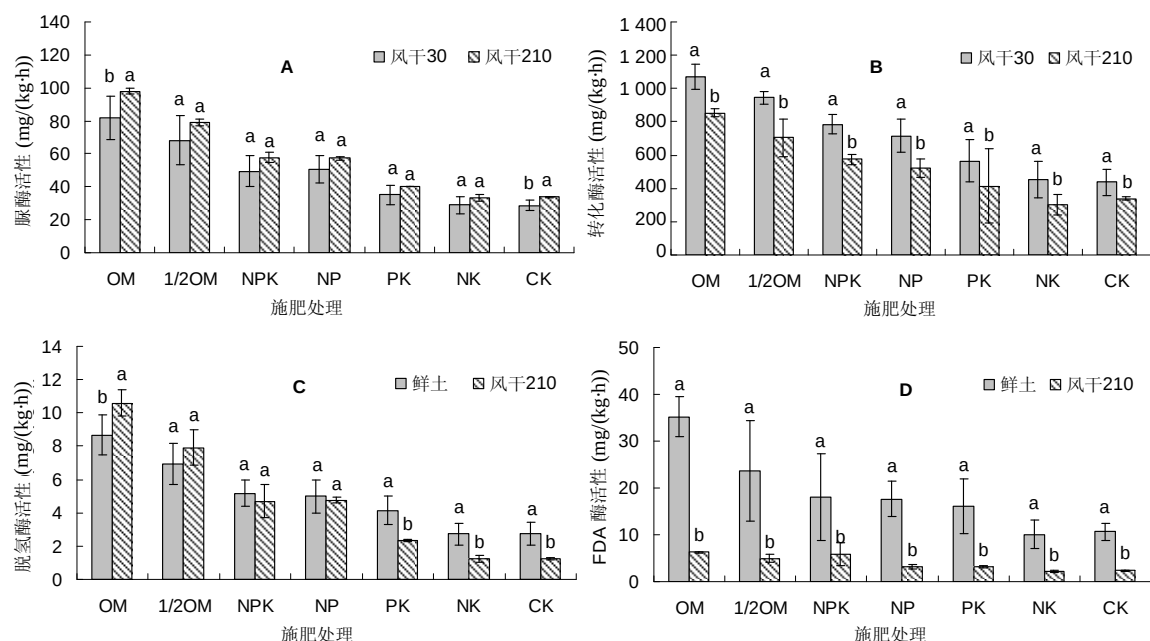


图 1 风干土保存时间和鲜土风干对土壤酶活性的影响

Fig. 1 Effects of soil storage time and air drying on enzyme activities

与鲜土相比,风干土保存 210 天后(风干 210),OM 处理土样的脱氢酶活性显著提高,1/2OM、NPK、NP 处理的脱氢酶活性则没有显著性变化,但是 PK、NK、CK 处理的风干土脱氢酶活性显著降低(图 1C);同样与鲜土相比,风干后各施肥处理土壤的 FDA 酶活性均显著降低,降幅达 67%~83%(图 1D),变化幅度远高于其他土壤酶活性。由上述结果可知,在当前的实验条件下,鲜土风干后保存 210 天对 FDA 酶活性的影响要大于脱氢酶,这主要跟 FDA 酶和脱氢酶存在状态具有差异有关(其中 FDA 酶活性主要表现为各种胞内、胞外水解酶和部分微生物活性^[11],FDA 酶系列相关酶和微生物通常作为无机化合物的一部分存在于土壤或与有机胶体结合在一起^[12],而脱氢酶只存在于活细胞体内^[1]);另外,鲜土风干后保存 210 天对不同施肥处理土壤 FDA 和脱氢酶活性的影响程度也存在差异,这可能也跟不同施肥土壤本身性质存在差异有关。

2.2 风干土湿润后培育时间对土壤化学性质的影响

用保存 210 天的风干土(风干 210)进行各种培养

实验。将风干土在一定条件下预培育一段时间,目的是为了恢复一定的微生物活性,获取实验条件的一致性^[5,6,13],但很少有人考虑这一过程的土壤性质变化。本实验所用各施肥处理土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量比较低,在风干保存 210 天后的土壤中,其平均只占无机 N 总量($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$)的 5% 左右,随着土壤从风干 210 状态转变到湿润 15 和 51 状态后,其含量比例分别进一步降低至 0.3% 和 0.8% 左右(图 2A、2B)。

图 2A 结果进一步表示,当各施肥处理土壤从风干 210 转变至湿润 15 状态时,土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量显著降低至风干 210 处理的 10%~16%,而延长湿润时间至湿润 51 处理时,其含量比湿润 15 显著增加,但也只有风干 210 处理的 23%~43%;但 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量随着土壤从风干 210 处理转变至湿润 15 和 51 处理而持续显著增加,后两者平均分别为风干 210 处理的 1.9 和 2.1 倍(图 2B)。另外,风干 210 处理的 NK 处理土壤含有过高的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量,导致其湿润 15 和 51 处理在各施肥处理土壤中也具有较高的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量,这可能与

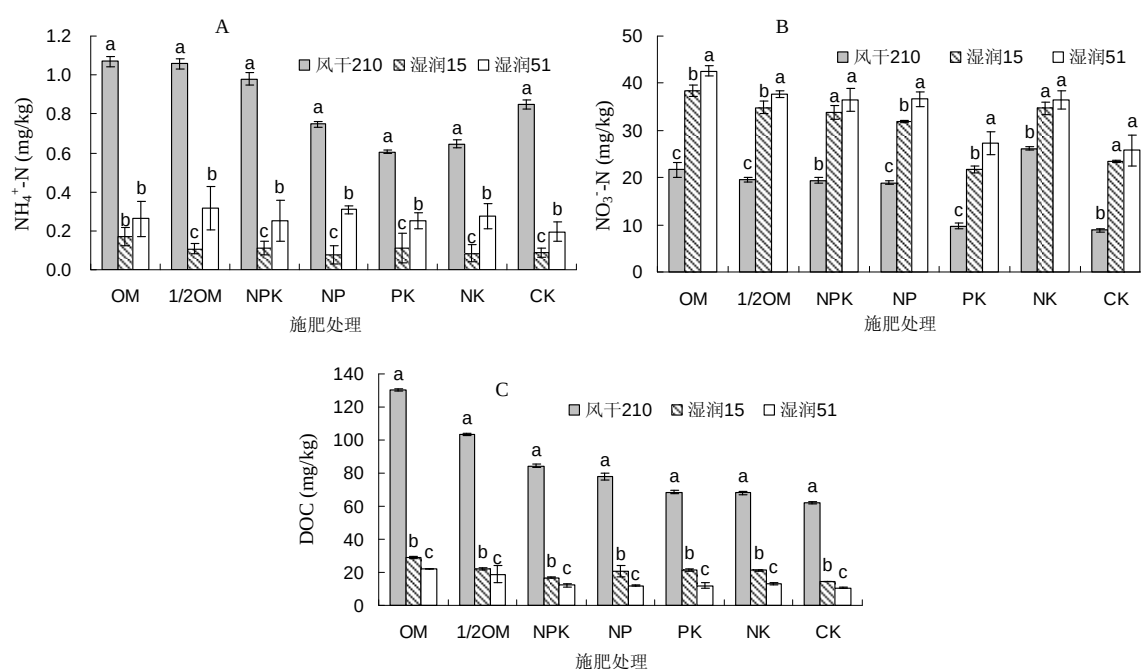


图2 风干土湿润后的培育时间对土壤化学性质的影响

Fig. 2 Effect of incubation time following rewetting of air dry soil on soil chemistry properties

该处理施加的N肥没有被作物吸收移走有关,因为NK处理的作物产量与CK处理相差无几(2007年未发表的产量数据)。

氨化、硝化、N的生物和非生物固定及反硝化作用的相对作用程度差异决定着土壤中无机N含量的变化^[14]。由于本实验研究土壤的pH较高(表1)、有机质和黏粒含量较低, NH₄⁺-N通过挥发损失的潜力较大,而通过非生物固定的可能性较小,因而总体表现出土壤NH₄⁺-N含量较低;随着土壤从风干210处理至湿润15和51处理,土壤NO₃⁻-N含量显著增加,这可能与土壤湿润后硝化作用强于反硝化作用而导致NO₃⁻-N含量增加有关^[6,15]。

土壤可溶性有机碳(DOC)含量随着土壤从风干210处理转变至湿润15和51处理而持续显著降低,其中从风干210至湿润15处理的变化更为明显,湿润15处理土壤DOC含量只有风干210处理土壤的21%~32%;随着湿润培育时间的推进,DOC含量进一步显著降低,但降低幅度明显减小(图2C)。该结果与Lundquist等^[16]在经过长期不同有机肥处理的土壤上获得的结果相一致,他们的结果表明,风干土田间持水量条件下湿润3h后(25℃)其DOC含量大约降低50%~70%,但湿润时间从3h延续至27h期间,DOC含量几乎维持稳定。因而推测DOC含量从风干至湿润状态急剧降低的现象可能在土壤湿润的几个小时后就

已经产生。另外,DOC含量在不同施肥处理土壤之间的高低顺序始终依次为:OM>1/2OM>NPK>NP>PK>NK>CK。

2.3 风干土湿润后培育时间对土壤酶活性的影响

风干土湿润后培育时间同样影响土壤酶活性的变化,但不同酶的表现趋势不一样。图3A结果表明,湿润15处理土壤的脲酶活性与风干210处理之间没有显著差异,但继续湿润培育至51天,其活性则显著降低,只有风干210或湿润15处理的40%左右。结合图1A结果,发现脲酶对土壤风干后的保存时间及风干土湿润后的短期培育过程的抵抗力均比较强,但对在田间持水量条件下的持续培育则不具抵抗力。脲酶主要参与N的释放过程,其最终产物为NH₄⁺-N,该产物从风干转变为湿润15状态时迅速降低(图2A),继续湿润培育至湿润51状态时则又显著增加(图2A),增加的NH₄⁺-N有可能抑制微生物对脲酶的合成,这部分解释了湿润51状态时脲酶活性显著降低的原因。Dick^[1]的实验结果也发现参与N循环的脲酶活性随着施入的NH₄⁺-N含量的增加而减弱。

OM、1/2OM、NPK等处理的土壤转化酶活性随着土壤湿润培育时间的延长而呈显著降低的趋势,这与DOC的表现趋势相一致(图2C);但对其他施肥处理土壤来说,其在整个湿润培育阶段则没有显著变化,

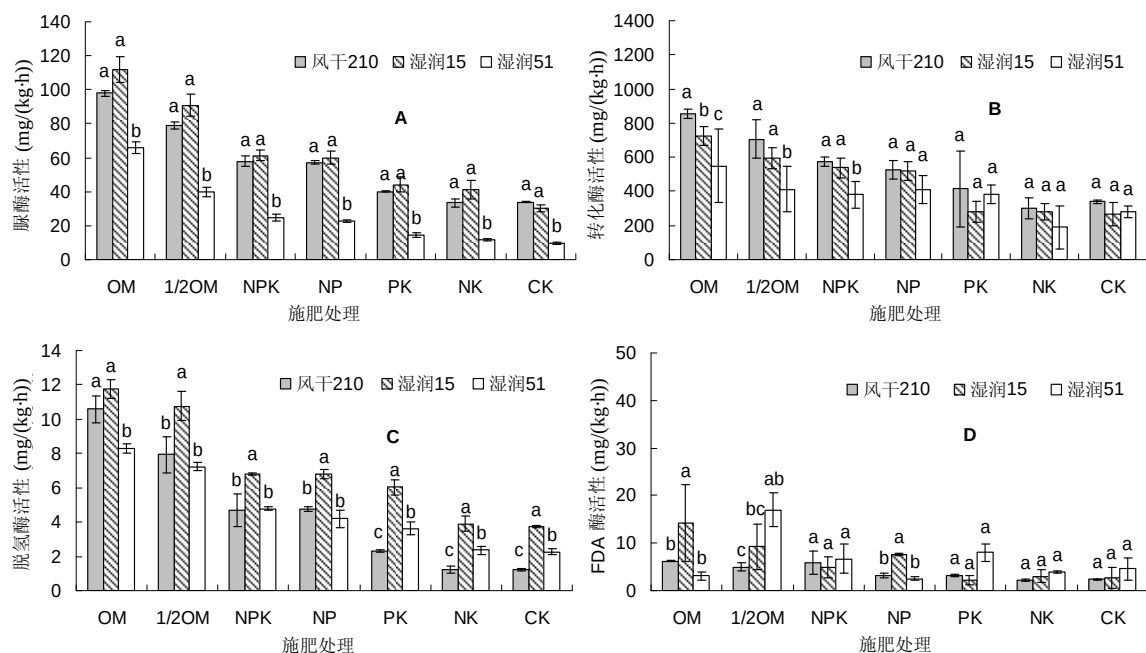


图 3 风干土湿润后的培育时间对土壤酶活性的影响

Fig. 3 Effect of incubation time following rewetting of air dry soil on enzyme activities

但均低于风干 30 处理 (图 1B, 图 3B)。因此, 风干保存时间过长的土壤转化酶活性很难通过湿润培育处理来进行恢复, 而转化酶随土壤水分状况的变化情况主要受制与土壤本身性质。

由图 3C 可知, 从风干 210 转变至湿润 15 处理时, 脱氢酶活性显著增加, 继续培育至湿润 51 处理时, 其活性则显著降低, 但大部分施肥处理土壤的脱氢酶活性依然高于或与风干 210 处理相当 (图 3C); 比较图 1C 和图 3C 结果显示, 各施肥处理土壤在湿润 51 处理时的脱氢酶活性均与鲜土相当, 没有显著性差别, 即风干土经过一定时间的湿润培育后, 其脱氢酶活性可以恢复至鲜土状态。研究表明脱氢酶是胞内酶, 只存在于活细胞内^[1]。因此, 从脱氢酶的动态变化可知, 风干土湿润后一定时间内微生物生物量碳的含量有可能是显著增加的。Lundquist 等^[16]的实验结果表示风干土湿润培养 3 h 后, 湿润土壤的微生物生物量碳含量几乎为风干土的 2 倍。这与我们推测相一致。

比较图 1D 和图 3D 结果可知, 土壤一旦经过风干后, FDA 酶活性极显著降低, 即使进行湿润培育处理, 也只能恢复鲜土的 8.8%~72%, 表明 FDA 酶活性易受土壤风干处理的影响。研究表明, FDA 酶活性是一系列酶和微生物活性 (其中包括一系列胞外酶) 的综合作体现, 它们通常作为无机化合物的一部分存在于土壤或与有机胶体结合在一起^[12]。因此, 土壤水分状态变

化 (比如从鲜土风干为风干土或风干土重新湿润等) 对 FDA 酶活性的影响主要是通过改变保护这些 FDA 酶活性系统相关酶和微生物的土壤环境条件而发生的, 而这种土壤环境条件的改变往往很难通过湿润培育等过程达到恢复, 从而导致 FDA 酶活性的难恢复性。

2.4 土壤性质与土壤酶活性变化之间的关系

由表 1 可知, 7 种不同施肥处理土壤的有机碳含量存在较大差异, 大小顺序依次表现为: OM>1/2OM>NPK>NP>PK>NK>CK (表 1), 这与图 1 和图 3 表示的各种酶活性在不同施肥处理土壤之间的差异相一致, 表明土壤有机碳含量与土壤酶活性之间呈正相关, 即土壤本身有机碳含量差异是造成各种酶活性差异的主要原因。据相关研究结果表明, 任何能够提升土壤有机质含量的管理措施均有可能提高土壤微生物量和微生物活性^[1,12], 因为土壤有机质含量越高, 用来供微生物利用的碳源就越充足, 酶活性也相应提高^[2]。

Seybold 等^[17]将土壤“抵抗力”定义为: 土壤经历逆境后, 系统继续维持原有功能的能力。在本实验条件下, 采用土壤从风干 30 处理 (或鲜土状态) 转变至风干 210 处理、湿润 15 处理、湿润 51 处理后各土壤酶活性变化的变异系数 (Cv) 来量化反映土壤经过上述几种状态后的变化程度, 其计算公式为: $Cv(\%) =$

$100 \times (\text{标准差}/\text{平均值})$ ，其中标准差和平均值是指某一土壤经历上述 4 种处理后测定的 4 个数据的标准差和平均值。显然，Cv 值越小，土壤经过 4 种处理后其酶活性的变化程度就越小，与各种酶有关的土壤功能就

越稳定，越不易受这 4 种处理影响，反之亦然。总体来说，FDA 酶的 Cv 值最大（表 2），而由鲜土转变至风干 210 处理是 FDA 酶活性产生变化的关键过程（图 1D）。

表 2 土壤酶活性变化变异系数 (Cv)
Table 2 The values of Cv of soil enzyme activities

酶类型	OM	1/2OM	NPK	NP	PK	NK	CK
脲酶	22.27	31.15	34.09	35.86	39.30	42.79	42.82
转化酶	27.40	33.66	29.38	23.61	28.52	36.16	23.65
脱氢酶	16.65	21.36	18.20	21.70	38.07	43.32	42.01
FDA 酶	98.54	60.29	68.65	90.15	85.60	74.67	76.19

通过进一步分析不同酶活性的 Cv 值与土壤本身有机碳含量之间的相关性，结果显示，脲酶和脱氢酶活性的 Cv 值与土壤有机碳含量之间成显著负相关，而其他两种酶活性与土壤有机碳含量之间则没有很好的相关性（图 4），表明土壤本身有机碳含量是决定与脲酶和

脱氢酶活性相关土壤功能稳定性的主要因素之一，这可能与碳化合物有一定的“弹性”有关^[18]。与转化酶和 FDA 酶活性有关的土壤功能的影响因素尚有待进一步研究。该研究结果同时表示，有利于提升土壤有机碳累积的管理措施同样有利于维持某些土壤功能的稳定性。

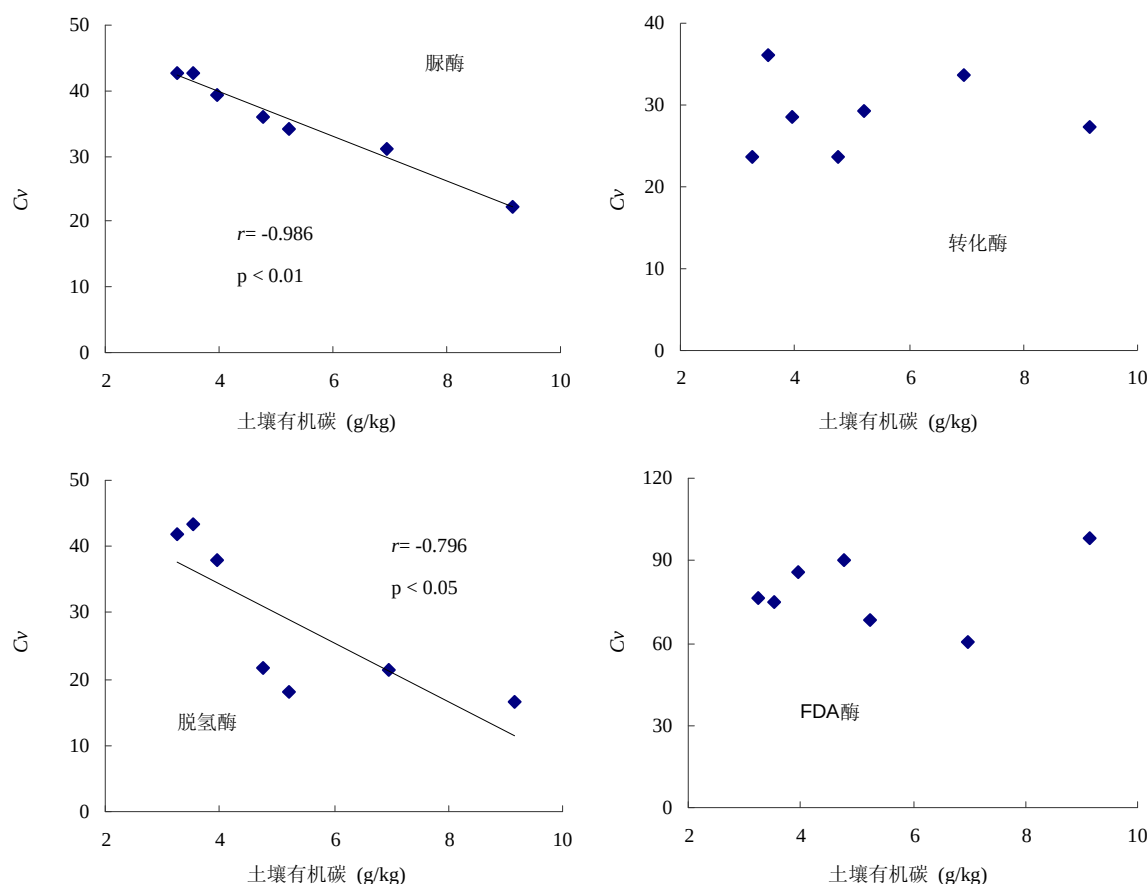


图 4 土壤有机碳含量与土壤酶活性变异系数 (Cv) 之间关系

Fig.4 Relationships between contents of soil organic carbon and Cv of soil enzyme activities

3 结论

经 18 年不同施肥处理土壤的 4 种主要酶活性变化对风干保存 30 天或鲜土状态、风干保存 210 天、风干土湿润后培育 15 和 51 天这 4 个保存和培育处理的响应程度存在差异。其中风干土保存时间和风干土湿润后短期培育均对脲酶活性影响较小, 但风干土湿润培养 51 天后其活性则显著降低; 随风干土保存时间延长, 转化酶活性显著降低, 风干状态的 OM 处理土壤的转化酶活性经湿润培育后呈下降趋势, 1/2OM、NPK 处理土壤则仅在长期湿润培育下表现下降趋势, 而其他施肥处理土壤则均不受湿润培育处理的影响; 与鲜土相比, 风干土湿润培养 15 天后, 脱氢酶活性显著提高, 但继续湿润培养至 51 天后, 其活性又降至与鲜土相当; 经历上述 4 个处理之后, FDA 酶活性的变异程度最大, 其中从鲜土状态至风干状态是导致其发生急剧变化的关键过程。

相关性分析结果显示, 土壤酶活性变化与土壤自身性质有关。其中土壤有机碳含量与脲酶和脱氢酶的活性变化程度成显著负相关关系, 表明土壤有机碳含量是决定它们随环境条件改变而发生变化的主要因素之一。

经 18 年不同施肥处理土壤的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 DOC 含量对上述 4 种处理的响应程度也存在差异。其中风干状态土壤经湿润培育处理后, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量呈先降后升趋势, 正好与脲酶活性变化趋势相反; 而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量整体上呈上升趋势, DOC 含量则正好相反。

参考文献:

- [1] Dick RP. A review: Long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1992, 40(1/4): 25–36
- [2] Nayak DR, Babu YJ, Adhya TK. Long-term application of compost influences microbial biomass and enzyme activities in a tropical Aerobic Endoaquept planted to rice under flooded condition. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39 (8): 1 897–1 906
- [3] 陈吉, 赵炳梓, 张佳宝, 沈林林, 张辉, 钦绳武. 长期施肥潮土在玉米季施肥初期的有机碳矿化过程研究. *土壤*, 2009, 41(5): 719–725
- [4] 关松荫. 土壤酶及其研究方法. 北京: 农业出版社, 1986
- [5] Stark CH, Condon LM, O'Callaghan M, Stewart A, Di HJ. Differences in soil enzyme activities, microbial community structure and short-term nitrogen mineralization resulting from farm management history and organic matter amendments. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(6): 1 352–1 363
- [6] Fierer N, Schimel JP. Effects of drying-rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(6): 777–787
- [7] 钦绳武, 顾益初, 朱兆良. 潮土肥力演变与施肥作用的长期定位试验初报. *土壤学报*, 1998, 38(3): 367–375
- [8] 鲁如坤. 土壤农业化学分析. 北京: 中国农业出版社, 2000
- [9] Hishi T, Hirobe M, Tatenno R, Takeda H. Spatial and temporal patterns of water-extractable organic carbon (WEOC) of surface mineral soil in a cool temperate forest ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(1): 1 731–1 737
- [10] Chu HY, Hosen Y, Yagi K, Okada K, Ito O. Soil microbial biomass and activities in a Japanese Andisol as affected by controlled release and application depth of urea. *Biology and Fertility of Soils*, 2005, 42(2): 89–96
- [11] Johan S, Thomas R. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Applied and Environment Microbiology*, 1982, 43(6): 1 256–1 261
- [12] Stark C, Condon LM, Stewart A, Di HJ, O'Callaghan M. Effects of past and current crop management on soil microbial biomass and activity. *Biology and Fertility of Soils*, 2007, 43(5): 531–540
- [13] Zhang B, Yao SH, Hu F. Microbial biomass dynamics and soil wettability as affected by the intensity and frequency of wetting and drying during straw decomposition. *European Journal of Soil Science*, 2007, 58(6): 1 482–1 492
- [14] Borken W, Matzner E. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. *Global Change Biology*, 2008, 15(4): 808–824
- [15] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科技出版社, 1992: 167–187
- [16] Lundquist EJ, Scow KM, Jackson LE, Uesugi SL, Johnson CR. Rapid response of soil microbial communities from conventional, low input, and organic farming systems to a wet/dry cycle. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31(12): 1 661–1 675
- [17] Seybold CA, Herrick JE, Brejda JJ. Soil resilience: a fundamental component of soil quality. *Soil Science*, 1999, 164(4): 224–234
- [18] Kuan HL, Hallett PD, Griffiths BS, Gregory AS, Watts CW, Whitmore AP. The biological and physical stability and resilience of a selection of Scottish soils to stresses. *European Journal of Soil Science*, 2006, 58(3): 811–821

Effect of Storage Time of Air-drying Soil and Incubation Period Following Rewetting on Soil Enzyme Activities in North China Plain

ZHAO Bing-zi¹, CHEN Ji^{1,2}, ZHANG Jia-bao¹, QIN Sheng-wu¹

(¹ State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China;

² Suzhou Agrifood Testing and Environment Monitoring Station, Suzhou, Jiangsu 215011, China)

Abstract: Soil samples that have exposed to different fertilization management practices for 18 years were used to examine the variations of various enzyme activities, including urease, invertase, dehydrogenase activity, and fluorescein diacetate hydrolysis, with storage time of air-drying soil and incubation period after rewetting. Soil enzyme activities were determined, respectively, on fresh samples or samples that have air-dried and stored for 30 d, samples that have air-dried and stored for 210 d, and on rewetted samples that have incubated for 15 or 51 d at field capacity (25°C). Relationship between the content of soil organic carbon and the change in enzyme activities after storage and incubation was also evaluated. The results showed that urease activity was relatively stable during the storage time of air-drying soil and subsequent 15d incubation at field capacity, while the activity significantly shifted down 51 d after rewetting. A considerable decline in invertase activity was observed during the storage time of air-drying soil. Relative to the fresh soil, dehydrogenase activity was significantly shifted up 15 d after rewetting, however, the activity shifted down again and was comparable to the fresh soil when the incubation time expanded to 51 d, indicating that dehydrogenase activities determined in the later conditions were representative of fresh soil values. Among the four determined enzyme activities, FDA showed largest fluctuations during the experimental period, probably because of its greater decline when the soil changed from fresh state to air-dried state. The significantly negative relationship between the content of soil organic carbon and the variation coefficient of urease or dehydrogenase activity suggested that soil organic carbon was one of the most important factors in controlling their fluctuations with environment. In addition, the responses of soil NH_4^+ -N, NO_3^- -N and DOC contents to four kinds of treatments were different. During the incubation period of soil rewetted after drying, the trend of NH_4^+ -N content descended first and then ascended, which was opposite to urease activity, and NO_3^- -N content ascended during the whole incubation, which was opposite to DOC content.

Key words: Storage time, Air-drying soil, Incubation time, Rewetted soil, Soil enzyme activity