

土壤有机碳激发效应研究进展

陈春梅^{1,2}, 谢祖彬¹, 朱建国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 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 土壤有机 C 激发效应是加入外源物后土壤有机 C 周转短期的强烈变化。综合多年的研究结果表明: 外源物的加入可能加速土壤有机 C 的矿化, 产生正激发效应; 也可能减缓土壤有机 C 的矿化, 产生负激发效应。激发效应的产生受输入外源物的数量和质量、土壤本身的性质等因素影响, 其产生机理还需进一步研究。本文综合这些年来利用同位素 (¹³C 和 ¹⁴C) 示踪技术进行的土壤有机 C 研究, 比较系统地阐述了土壤有机 C 激发效应产生的驱动因子、机理及其定量化, 并提出了有待研究的内容。

关键词: 激发效应; 有机碳; 驱动因子; 机理; 定量化

中图分类号: S153.6⁺21

土壤有机 C 在生物圈物质循环中起着重要作用: 提供作物所需的营养元素, 改善土壤质量, 提高土壤蓄水保肥能力。同时土壤有机 C 库也是全球 C 循环中重要的 C 库, 据估计^[1-2], 土壤有机 C 库达到 1400 ~ 1600 Pg, 是大气 C 库的 3 倍, 约是陆地生物量的 2 倍, 成为地球表层最大的有机 C 库。而土壤 C 库的变化将影响大气 CO₂ 的浓度, 因此土壤 C 库对人类活动的响应成为国内外研究的热点^[3]。

许多关于外源物质在土壤中转化的研究都发现一个现象: 即外源物质加入土壤促进了土壤原有有机 C 或者土壤原有有机 N 的矿化。这一现象是外源物质转化与土壤元素自然循环交互作用的结果。关于这种交互作用展开的研究由于试验条件不同所得的结果也大不相同。这些促进土壤原有有机 C 或 N 矿化的交互作用就属于“激发效应”。

1926 年, Löhnis^[4]研究豆科植物绿肥在土壤中的分解时发现新鲜有机残体加入土壤中可促进腐殖 N 的矿化, 这一现象后来于 1953 年被 Bingemann 等^[5]命名为“激发效应”。对于定义“激发效应”的内涵主要取决于所研究的内容是关注 C 还是 N。对于 C 的激发效应的定义主要是外源有机物料的加入改变了土壤有机 C 的矿化速率; 对于 N 的激发效应主要是指外源有机物料或矿质态 N 的加入引起土壤有

机 N 的矿化或固定。另外, 外源有机物料的加入不仅对土壤有机 C、N 有激发效应, 而且对 P、S 和其他元素也有激发效应^[6-7]。本文主要就土壤有机 C 产生激发效应的影响因素、机理和定量化做了阐述, 并提出了有待研究的问题。

1 影响土壤有机碳激发效应的因素

自从激发效应这一概念提出来以后, 引起了许多研究者的兴趣, 至今已做了很多工作。Broadbent 和 Norman^[8]将标记的苏丹草施入土壤中, 发现原有腐殖质的矿化增加了 4 ~ 11 倍, 这是产生激发效应的最高记录。Bell 等^[9]发现不仅植物残体引起激发效应, 而且容易被微生物利用的基质如糖, 氨基酸以及根系分泌物^[10]都可产生激发效应。同时干湿交替也会产生激发效应^[11]。外源有机物料的加入不仅会加速土壤有机 C 的矿化, 产生正激发效应; 而且还会减缓土壤有机 C 的矿化, 产生负激发效应, 负激发效应很少受到关注。

一般认为激发效应产生的大小与外源物的生化组成、C/N、施用数量以及土壤性质等有关。

1.1 外源物料的性质与数量

1.1.1 外源物料的性质 可以产生激发效应的外源物料有很多种^[11], 包括矿质态 N 肥、植物残体、

①基金项目: 国家自然科学基金项目 (40271061、40571157 和 40231003)、973 项目“中国陆地生态系统碳循环及其驱动机制研究” (CCDMCTE-2002 CB714003) 和中国科学院知识创新重要方向项目 (KZCX2-408) 共同资助。

作者简介: 陈春梅 (1982—), 女, 硕士研究生, 主要从事土壤环境化学方面的研究。E-mail: cmchen@issas.ac.cn

作物根际淀积物、可溶性有机化合物。土壤有机 C 激发效应对不同外源材料的响应不同。

Dalenberg 和 Jager^[12]把物质分成两类：第一类物质如谷氨酸、天冬氨酸、氨基酸等产生正激发效应，第二类物质如葡萄糖、纤维素、麦秸、污泥等产生负的激发效应。第二类物质以及它们的代谢物有助于土壤有机 C 的形成或者通过粘合作用降低土壤有机 C 的分解。但是对于不同的试验，其实验结果又有所不同，Dalenberg 和 Jager^[12]的试验发现葡萄糖产生负激发效应，Mary 等^[13]和 Asmar 等^[14]发现产生正激发效应，而 Wu 等^[15]却没有观察到激发效应。王志明等^[16]在研究秸秆 C 在淹水土壤中的转化与平衡时，观察到土壤中加入新鲜有机 C 后土壤原有有机 C 分解速率发生改变的现象，土壤中加入秸秆后最初几天出现正激发，以后既出现微弱的正激发，也出现负激发，这与蔡道基^[17]等用 ¹⁴C 标记紫云英观察到的结果相似，这一结果不仅与土壤本身性质有关，还和秸秆的组分有关，即易分解组分如热水溶性物质等产生正激发，而纤维素等组分产生负激发。

Shen 和 Bartha^[18]研究一系列外源单分子物质对土壤有机 C 矿化的影响时发现，只有葡萄糖呈现明显的激发效应，而水溶性和能量含量都相当于或超过葡萄糖的苯甲酸却不产生激发效应。Hamer 和 Marschner^[19]发现，果糖和丙氨酸混合加入对弱发育灰化土 Bs 层产生的激发效应大于单一物质的加入。De Nobili 等^[20]也发现在培养的初期，复合外源物质的加入比单一物质的加入产生的激发效应大。De Nobili^[20]和 Cheng 等^[21]认为根系分泌物含有许多种有机物质，因此产生特别强的正激发效应。

活的根系对土壤有机 C 的矿化既有促进效应又有抑制效应^[22-23]。以前认为不同的研究中所用的标记 C 元素不同可能是产生差异的重要原因，但是 Kuzyakov 和 Cheng^[24]同时运用 ¹³C 和 ¹⁴C 标记法却得出了同样的结果。活的植物根系通过分泌有机物和改变土壤物理化学性质（如 pH、土壤结构、水分含量）改变土壤微生物活性，从而影响土壤有机 C 的分解。由于 C₃ 与 C₄ 作物生理上的区别，它们所产生的根系分泌物的数量和质量不同，对根际过程产生的影响也不同，Fu 和 Cheng^[25]发现种植 C₃ 植物在 C₄ 土壤上，C₃ 植物根系对土壤有机 C 的激发效应在 C₃ 植物的所有发育阶段都是正的，但是种植 C₄ 植物在 C₃ 土壤上，根际激发效应在 C₄ 植物不同

的发育阶段不一样，说明不仅是植物类型而且植物物候期在研究根系土壤有机 C 的激发效应时都要考虑。除了植物类型，根系类型也影响土壤有机 C 的分解，Fu 和 Cheng^[26]发现把向日葵种植在 C₄ 土壤上，根对土壤有机 C 的矿化产生了显著的正激发效应。Helal 和 Sauerbech^[27]报道玉米根系显著提高了土壤有机 C 的分解，产生了正激发效应。而 Liljieroth 等^[28]发现玉米根系对土壤有机 C 的分解无激发效应，且发现在高 N 水平下，小麦根系抑制了土壤有机 C 的分解。Cheng^[29]也发现活的小麦根系抑制了土壤有机 C 的分解。

1.1.2 外源物的数量 Mary 等^[13]和 Asmar 等^[14]认为激发效应产生的大小随加入有机物量的增加而增加。王志明等^[30]在研究秸秆 C 的田间原位分解时发现秸秆用量的多少与土壤原有有机 C 的分解密切相关，黄棕壤原有 C 的分解率为 5.45%~6.07%，分解速率常数在 1.04×10^{-4} ~ 1.18×10^{-4} 之间，随着秸秆用量的增加，黄棕壤原有 C 分解率和分解量均增加。Shen 和 Bartha^[31]以 0.5 g/kg 土壤加入淀粉时土壤有机 C 产生正激发效应，其激发效应指数为 1.3，而以 5 g/kg 加入土壤，开始产生负激发效应，两周后变为正激发效应；Shen 和 Bartha^[18]以 5 g/kg 土加入葡萄糖后，也得到了相似的结果；当以 0.9 g/kg 土或 1.8 g/kg 土加入纤维素后，纤维素对土壤有机 C 的分解都产生激发效应，两周后变为正激发效应，在 30 天时激发效应指数达到 1.5。Jenkinson^[32]输入新有机 C 到 ¹⁴C 标记的土壤中发现源于土壤的 CO₂-¹⁴C 的量与加入 C 的数量呈线性相关，即激发效应的大小与 C 的施用量线性相关。Fu 和 Cheng^[25]发现在 C₄ 土壤上种植 C₃ 植物，根系生物量和激发效应的大小呈正相关。

1.2 土壤性质

Kuzyakov 等^[11]认为激发效应的大小常常取决于土壤中 C/N 比的大小和营养元素的含量。Falchini 等^[33]认为营养元素缺乏的土壤受激发效应的影响比营养元素丰富的土壤大。Waldrop 和 Firestone^[34]研究了 4 种 ¹³C 标记物（淀粉、木糖、香草醛和松树凋落物）在橡胶地和草地中的分解情况发现，同一种外源物在不同土壤类型上产生的激发效应不同：在草地上观察到了正激发效应，而在橡胶地上却是负激发效应，主要归因于分解土壤原有有机 C 的微生物群落在草地和橡胶地上有所不同。黄东迈等^[35]的研究结果表明不论加秸秆与否，土壤原有有机 C

的分解速率常数均是淹水处理大于旱地处理。Jenkinson^[36]认为只有易发生变化、不稳定的土壤有机C库受激发效应影响,而不是稳定的C库,因此,具有高分解性有机C土壤产生强的正激发效应,但是Hamer和Marschner^[37]却得到了相反的结论,他们发现弱发育的灰化土亚层产生的激发效应更强,但这层土壤有机C分解能力极低。

1.3 N肥的施用

朱培立等^[38]在研究无机N对土壤有机C矿化影响时发现:模拟淹水处理的土壤,无机N相对抑制了土壤固有C的矿化,即增加了土壤原有C的固持;而模拟旱地处理的土壤,无机N却促进了土壤原有C的矿化,这可能是由于淹水土壤中¹⁴C秸秆C的矿化量显著高于旱地,微生物活动需要按一定比例同化的无机N也越多,在供N量相同的条件下,水田可能由于无机N的不足,影响了微生物代谢和土壤原有C的矿化。Conde等^[39]发现在盐碱土上应用NH₄⁺-N,玉米秸秆和葡萄糖所产生的激发效应增大。Neff等^[40]报道长期N肥的施用加速土壤轻组有机C的分解,而重组、矿物复合的土壤有机C组分不受影响。Hagedorn等^[41]的研究结果发现N肥的施用降低了土壤腐殖化有机C的矿化。

1.4 土壤中的微生物

Bell等^[9]认为激发效应产生的方向与强度不仅与外源物的质、量以及土壤的性质有关,而且还受土壤微生物群落组成的强烈影响。他们发现在适于耕作的土壤上,正激发效应更强,因为这些土壤中的真菌/细菌比高。另外,Falchini等^[33]发现谷氨酸和葡萄糖改变土壤微生物群落组成,加速了土壤有机C的矿化。Dalenberg和Jager^[12]认为土壤中微生物生物量C是产生激发效应的唯一C源,土壤微生物生物量C与激发效应的大小直接相关,微生物的组成和活性影响激发效应产生的强度。

除此以外,还有很多因素影响激发效应,如Dalenberg和Jager^[12]认为土壤pH可以间接影响激发效应,因为它决定土壤微生物的组成。还有研究表明在免耕情况下,土壤有机C分解比传统耕作方式下多^[9]。

2 土壤有机碳激发效应产生的机理

目前关于激发效应产生的机理还没有一致的说法,而且大多数研究者只是观察到了激发效应,而没有对其产生的原因作进一步研究。

2.1 土壤有机C正激发效应产生的可能机理

一般认为低质量的土壤有机C限制了土壤微生物生长所需的能量来源,从而限制了土壤有机C的矿化速率,新鲜有机C的加入为微生物提供了能量和营养元素,提高了微生物活性,从而加速了土壤有机C的矿化,产生了激发效应^[4-5,8]。王志明等^[30]应用¹⁴C技术研究杂交狼尾草秸秆在稻麦轮作田中为期1年的原位分解,结果表明:微生物¹²C量约为微生物¹⁴C量的0.74~3.85倍,说明大多数情况下,土壤原有C依然是土壤微生物活动所需能量和养分的主要来源,微生物生物量¹⁴C的周转率在1.10~1.18/a之间,而微生物生物量¹²C的周转率在0.97~1.06/a之间,增加秸秆用量可加快土壤微生物生物量C周转速度,反过来微生物生物量C周转速度的加快又加速了土壤有机C的分解。土壤有机C的分解进程与微生物生物量¹²C和微生物生物量¹⁴C的动态变化趋势一致,说明土壤有机C分解的快慢是土壤微生物活动强弱的外在表现。Kuz'yakov和Cheng^[24]认为活的植物根系产生正激发效应的机理可能是由于根系分泌物中易被利用的有机化合物促进根际微生物的活动或加速微生物生物量的周转,从而导致土壤有机C分解加速。Parnas^[42]认为许多非豆科植物的C/N>30,而土壤有机C的C/N比较低,一般为10~12,因此,当单独研究土壤时,C是微生物生长的限制因子,将含C量低的土壤有机C和含N量低的植物残体混合使C/N比接近于适宜微生物生长的C/N比,导致分解速率加快。Kuz'yakov等^[11]认为激发效应的另一原因可能是共生代谢,土壤有机C分解的加速是由于微生物的生长和酶的增加。Hamer和Marschner^[19]认为外源物质的加入,产生了更多可以降解土壤有机C复杂组分的酶。

矿质态N肥,由于降低了C/N比而加速了土壤有机C的矿化,或作为能量来源而产生正激发效应^[11]。干湿交替也能产生正的激发效应,其原因是干土中微生物死亡,土壤重新湿润后,C从死亡的细胞中释放出来。

但是相对于黑麦草、纤维素和麦秸,加入葡萄糖、果糖或矿质元素却对土壤有机C的矿化产生很小的影响甚至没有影响^[5,15,31],因此,激发效应产生的机理远比想象的复杂。Fontaine等^[43]在前人工作的基础上提出了两种机理来解释此现象,他们把微生物分为两类:r型微生物和k型微生物。r型微生

物利用新输入的有机 C, 而 k 型微生物利用土壤原有有机 C。机理 1 认为难溶性有机物质的分解需要一个解聚合阶段, 此过程为微生物吸收利用和代谢提供可溶性成分, 即意味着产生胞外酶释放到土壤中, 因此假设分解新鲜有机 C 的 r 型微生物产生的酶可能有助于土壤原有有机 C 的分解。Wu 等^[15]的研究结果表明这种机理可用来解释为什么黑麦草产生激发效应, 而葡萄糖没有任何的效应。机理 2 认为单分子的水溶性的基质加入土壤后, r 型微生物生长非常快, 单分子水溶性的基质在很短的时间内就被耗尽, 因此单分子水溶性的基质对 k 型微生物活性没有影响。相反, 植物物料在土壤中的残留时间比单分子化合物长, 因此认为残留时间长的植物物料促进了生长速率缓慢的 k 型微生物的生长, 而 k 型微生物增加了分解土壤原有有机 C 的酶的释放, 因而产生了激发效应。

2.2 土壤有机 C 负激发效应产生的可能机理

Gianfreda^[44]等和 Fierer 等^[45]认为负激发效应产生的机理可能是外源物对微生物产生毒性, 抑制酶活性或有机 C 结构的改变。或者是与土壤有机 C 相比, 微生物更偏向于易被利用的基质^[11]。

Kuzyakov 和 Cheng^[46]认为活的植物根系对土壤有机 C 分解起抑制作用的原因可能是植物根系与根际微生物竞争外源物, 他们认为玉米根际负激发效应的产生原因是由于玉米作物的存在, 微生物偏向于利用易被利用的根系分泌物, 而不是难分解的土壤有机 C。Fu 和 Cheng^[25]认为根际淀积物可能对微生物产生毒性, 因此抑制了微生物活性或酶的活性, 从而抑制了土壤有机 C 的分解。Kuzyakov 等^[11]认为活的植物根系产生负激发效应的另一机理可能是根系与根际微生物竞争有限的营养物质, 他们还认为 C/N < 16 的有机物质也可能产生负的激发效应, 因为 C/N 比降低, C 被微生物固定。

2.3 土壤有机 C 表观激发效应产生的原因

De Nobili 等^[20]认为加入外源物后, CO₂ 释放的增加只是表观激发效应 (apparent priming effect), 增加的 CO₂ 释放可能来自于土著微生物生物量的周转, 而不是土壤有机 C 的矿化。而 Hamer 和 Marschner^[19]指出即使死的微生物生物量完全矿化, 微生物生物量的周转也不能解释土壤中增加的 CO₂ 释放, 因此他们观察到的正激发效应不是表观的。Jenkinson^[32]认为表观激发效应可能是由于输入的外源物料没有得到一致同位素标记或者是同位素交换

产生的。

3 土壤有机碳激发效应的定量化

利用同位素示踪 (¹⁴C 标记外源物和 ¹³C 自然丰度) 可以区分来自土壤有机 C 的 C 和添加的外源物料的 C。利用 ¹⁴C 放射性同位素标记外源物的方法, 其产生的激发效应可用下式来定量化^[37]:

$$PE_{(t)} (\%) = (CO_2 - C_t - CO_2 - C_c) / CO_2 - C_c \times 100\% \quad (1)$$

式中 PE 表示激发效应; CO₂-C_t 表示来自于添加外源物的土壤的总 CO₂ 量减去来自于 ¹⁴C 标记物的 ¹⁴CO₂ 量; CO₂-C_c 表示来自于没有添加外源物土壤的总的 CO₂ 量。

Shen 和 Bartha^[18,31] 提出利用激发效应指数 (PI) 来定量激发效应:

$$PI = Net CO_2 / ^{14}CO_2 \quad (2)$$

式中 PI 表示激发效应指数; Net CO₂ 表示来自添加外源物的土壤总 CO₂ 的量减去来自没有添加外源物的土壤总 CO₂ 的量除以加入的 C 量; ¹⁴CO₂ 表示来自于土壤中的 ¹⁴CO₂ 量除以加入的标记的 C 量。

如果 PI > 1, 说明外源物的加入促进了土壤有机 C 的矿化, 产生正激发效应。如果 PI < 1, 说明外源物的加入抑制了土壤有机 C 的矿化, 产生负激发效应。如果 PI = 1, 说明外源物的加入不影响土壤有机 C 的矿化, 没有产生任何激发效应。

虽然 ¹³C 技术相对于 ¹⁴C 标记有许多优点, 但 ¹³C 技术是最近十多年才流行起来的。C₃ 植物的 δ¹³C 值为 -23‰ ~ -40‰, 而 C₄ 植物的 δ¹³C 值为 -9‰ ~ -19‰, 而且土壤的 δ¹³C 值与来源于植物物料的 δ¹³C 值十分接近, 因此, 在 C₃ 植物条件下的土壤添加 C₄ 植物物料或在 C₄ 植物条件下的土壤上添加 C₃ 植物物料, 可以利用 δ¹³C 值的变化区分来自土壤有机 C 的 C 和植物物料中的 C^[26,47]。

$$C_p = C_T \times (\delta_t - \delta_0) / (\delta_p - \delta_0) \quad (3)$$

式中 C_p 表示来自于外源植物物料的 CO₂ 量; C_T 表示 t 时间后来来自于添加物料土壤的 CO₂ 量; δ_t 表示 t 时间后来来自于添加物料土壤产生 CO₂ 的 δ¹³C 值; δ_p 表示外源植物物料的 δ¹³C 值; δ₀ 表示土壤的初始 δ¹³C 值。

$$\delta_t = (\delta_T \times C_T - \delta_b \times C_b) / (C_T - C_b) \quad (4)$$

式中 C_T 和 δ_T 是 t 时间后集气箱内 CO₂ 浓度及其 δ¹³C 值; C_b 和 δ_b 是集气开始时集气箱 CO₂ 浓度及其 δ¹³C 值。

$$C_s = C_T - C_p \quad (5)$$

式中 C_s 指来自于土壤有机 C 矿化的 CO_2 量。

$$PE (\%) = (C_1 - C_2) / C_2 \times 100\% \quad (6)$$

式中 PE 表示激发效应; C_1 表示来自于添加植物物料后土壤原有有机 C 矿化的 CO_2 量; C_2 表示来自于没有添加植物物料的土壤有机 C 矿化的 CO_2 量。

4 研究展望

土壤有机 C 库是地球表层系统中最大且最具有活动性的生态系统 C 库之一, 近年来越来越重视农业土壤有机 C 库的变化及其对陆地生态系统和大气 CO_2 的源汇效应, 因此阐明土壤有机 C 激发效应产生的强度和机制, 将有助于揭示土壤作为大气 CO_2 的源汇规律。根据以上的综述和分析, 我们可以得出结论: 没有一项研究可以准确完整地解释激发效应中额外 C 的来源以及产生的原因和机理, 而且 C、N 转化的相互关系未得到充分的考虑, 因此我们认为有必要对以下内容开展研究: ①外源有机物料的加入影响哪部分土壤颗粒中的 C, 即激发效应所引起的土壤有机 C 的释放主要来自于土壤中哪一部分; ②激发效应产生的机理和原因; ③应用 C、N 双标记来研究土壤有机 C、N 周转及其相互关系; ④外源有机物的量和质是影响土壤有机 C 激发效应的关键因素, 有必要研究外源有机物的量和质与土壤激发效应的定量关系; ⑤以往研究绝大多数关注的是旱地土壤的激发效应, 水稻土激发效应的研究尚属空白, 而水稻土是我国主要土壤类型之一, 且水稻土的有机 C 平均含量高于旱地, 加强水稻土 C 激发效应研究有助于阐明水稻土的固 C 机制。

参考文献:

- [1] Xie LX, Sun B, Zhou HZ, Li AB. Soil organic carbon storage in China. *Pedosphere*, 2004, 14 (4): 491-500
- [2] 张东辉, 施明恒, 金峰, 杨浩. 土壤有机碳转化与迁移研究概况. *土壤*, 2000, 6: 305-309
- [3] 金峰, 杨浩, 赵其国. 土壤有机碳储量及影响因素研究进展. *土壤*, 2000, 1: 11-17
- [4] Löhnis F. Nitrogen availability of green manures. *Soil science*, 1926, 22: 253-290
- [5] Bingemann CW, Varner JE, Martin WP. The effect of the addition of organic materials on the decomposition of an organic soil. *Soil Science Society of American Proceedings*, 1953, 17: 34-38
- [6] Chapman SJ. Carbon substrate mineralization and sulphur limitation. *Soil Biology and Biochemistry*, 1997, 29: 115-22
- [7] Fokin AD, Radzhabova PA. Availability of phosphates in soils as a function of the state and transformation of organic matter. *Eurasian Soil Science*, 1996, 29: 1216-1221
- [8] Broadbent FE, Norman AG. Some factors affecting the availability of the organic nitrogen in soil. *Soil Science Society of American Proceedings*, 1946, 11: 264-267
- [9] Bell JM, Smith JL, Bailey VL, Bolton H. Priming effect and C storage in semi-arid no-till spring crop rotations. *Biology and Fertility of Soils*, 2003, 37: 237-244
- [10] Vasconcellos CA. Temperature and glucose effects on soil organic carbon: CO_2 evolved and decomposition rate. *Pesquisa Agropecaria Brasileira*, 1994, 29: 1129-1136
- [11] Kuzyakov Y, Friedel JK, Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32: 1485-1498
- [12] Dalenberg JW, Jager G. Priming effect of soil organic additions to ^{14}C -labelled soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1989, 21: 443-448
- [13] Mary B, Fresneau C, Morel JL, Mariotti A. C and N cycling during decomposition of root mucilage, roots and glucose in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993, 25 (8): 1005-1014
- [14] Asmar F, Eiland F, Nielsen NE. Effect of extracellular-enzyme activities on solubilization rate of soil organic nitrogen. *Biology and Fertility of Soils*, 1994, 17: 32-38
- [15] Wu J, Brookes PC, Jenkinson DS. Formation and destruction of microbial biomass during decomposition of glucose and ryegrass in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993, 25: 1435-1441
- [16] 王志明, 朱培立, 黄东迈. ^{14}C 标记秸秆碳素在淹水土壤中的转化与平衡. *江苏农业学报*, 1998, 14 (2): 112-117
- [17] 蔡道基, 毛伯清. 紫云英对土壤有机质分解和积累的影响. *土壤通报*, 1980 (3): 19-23
- [18] Shen J, Bartha R. The priming effect of substrate addition in soil-based biodegradation tests. *Applied and Environmental Microbiology*, 1996, 62: 1428-1430
- [19] Hamer U, Marschner B. Priming effects in soils after combined and repeated substrate additions. *Geoderma*, 2004, 128: 38-51

- [20] De Nobili M, Contin M, Mondini M, Brookes PC. Soil microbial biomass is triggered into activity by trace amounts of substrate. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33: 1163-1170
- [21] Cheng W, Johnson DW, Fu S. Rhizosphere effects on decomposition: controls of plant species, phenology, and fertilization. *Soil Science Society of America Journal*, 2003, 67: 1418-1427
- [22] Kuzyakov Y. Review: Factors affecting rhizosphere priming effects. *J. Plant Nutr. Soil Sci*, 2002, 165: 382-396
- [23] Cheng W, Kuzyakov Y. Root effects on decomposition of organic matter // Wrights, Zobel R. *Roots and Soil Management: Interactions between Roots and the Soil*. Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America, 2004
- [24] Kuzyakov Y, Cheng W. Photosynthesis controls of rhizosphere respiration and organic matter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33: 1915-1925
- [25] Fu S, Cheng W. Rhizosphere priming effects on the decomposition of soil organic matter in C₄ and C₃ grassland soils. *Plant and Soil*, 2002, 238: 289-294
- [26] Fu SH, Cheng WX. Defoliation affects rhizosphere respiration and rhizosphere priming effect on decomposition of soil organic matter under a sunflower species: *Helianthus annuus*. *Plant and Soil*, 2004, 263: 345-352
- [27] Helal HM, Sauerback DR. Influence of plant roots on C and P metabolism in soil. *Plant and Soil*, 1984, 76: 175-182
- [28] Liljeroth E, Kuikman P, Van Veen JA. Carbon translocation to the rhizosphere of maize and wheat and influence on the turnover of native soil organic matter at different soil nitrogen levels. *Plant and Soil*, 1994, 161: 233-240
- [29] Cheng W. Measurement of rhizosphere respiration and organic matter decomposition using natural ¹³C. *Plant and Soil*, 1996, 183, 163-168
- [30] 王志明, 朱培立, 黄东迈, 刘海琴. 秸秆碳的田间原位分解和微生物量碳的周转特征. *土壤学报*, 2003, 40 (3): 448-453
- [31] Shen J, Bartha R. Priming effects of glucose polymers in soil-based biodegradation tests. *Soil Biology and Biochemistry*, 1997, 29 (8): 1195-1198
- [32] Jenkinson DS. Studies on the decomposition of plant material in soil. VI: the effect of rate of addition. *Journal of Soil Science*, 1997, 28: 417-423
- [33] Falchini L, Naumova N, Kuikman PJ, Bloem J, Nannipieri P. CO₂ evolution and denaturing gradient gel electrophoresis profiles of bacterial communities in soil following addition of low molecular weight substrates to stimulate root exudation. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 36: 775-782
- [34] Waldrop MP, Mary K. Firestone microbial community utilization of recalcitrant and simple carbon compounds: impact of oak-woodland plant communities. *Oecologia*, 2004, 38: 275-284
- [35] 黄东迈, 朱培立, 王志明, 余晓鹤. 旱地和水田有机碳分解速率的探讨与质疑. *土壤学报*, 1998, 35 (4): 482-492
- [36] Jenkinson DS. Studies on the decomposition of ¹⁴C-labelled organic matter in soil. *Soil Science*, 1971, 111: 64-70
- [37] Hamer U, Marschner B. Priming effects in different soil types induced by fructose, alanine, oxalic acid and catechol additions. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37: 445-454
- [38] 朱培立, 王志明, 黄东迈, 余晓鹤, 严少华. 无机氮对土壤中有机碳矿化影响的探讨. *土壤学报*, 2001, 38 (4): 457-463
- [39] Conde E, Cardenas M, Ponce-Mendoza A, Luna-guido ML, Cruz-Mondragon C, Dendooven L. The impacts of inorganic nitrogen application on mineralization of ¹⁴C-labelled maize and glucose, and on priming effect in saline alkaline soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37: 681-691
- [40] Neff JC, Townsend AR, Gleixner G, Lehman SJ, Turnbull J, Bowman WD. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. *Nature*, 2002, 419: 915-917
- [41] Hagedorn F, Spinnler D, Siegwolf R. Increased N deposition retards mineralization of old soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35: 1683-1692
- [42] Parnas H. A theoretical explanation of the priming effect based on microbial growth with two limiting substrates.

- Soil Biology and Biochemistry, 1976, 8 (2): 139–144
- [43] Fontaine S, Mariotti A, Abbadie L. The priming effect of organic matter: A question of microbial competition? Soil Biology and Biochemistry, 2003, 35: 837–843
- [44] Gianfreda L, Rao MA, Violante A. Interactions of invertase with tannic acid, hydroxy-aluminium (OH-Al) species or montmorillonite. Soil Biology and Biochemistry, 1993, 25: 671–677
- [45] Fiere N, Schimel JP, Cates RG, Zou JP. Influence of balsam poplar tannin fractions on carbon and nitrogen dynamics in Alaskan taiga floodplain soils. Soil Biology and Biochemistry, 2001, 33: 1827–1839
- [46] Kuzyakov Y, Cheng W. Photosynthesis controls of CO₂ efflux from maize rhizosphere. Plant and Soil, 2004, 263: 85–99
- [47] Xie ZB, Cadisch G, Edwards G, Baggs EM, Blum H. Carbon dynamics in a temperate grassland soil after 9 years exposure to elevated CO₂ (Swiss FACE). Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37: 1387–1395

Advances in Research on Priming Effect of Soil Organic Carbon

CHEN Chun-mei^{1,2}, XIE Zu-bin¹, ZHU Jian-guo¹

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

² Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Priming effect is a strong, short-term change in the turnover of soil organic carbon (SOC) caused by exogenous substrates. Addition of exogenous substrates may accelerate SOC decomposition – a positive priming effect, and also may retard SOC decomposition – a negative priming effect. Priming effects are governed by many factors, such as quantity and quality of the exogenous substrates and the soil properties. In this paper a review is presented to elucidate direct driving factors, mechanisms and quantification of the priming effect by compiling papers using isotope techniques (¹³C and ¹⁴C), and to put forward items to be further studied.

Key words: Priming effect, SOC, Driving factors, Mechanisms, Quantification