

土壤微生物量及其在养分循环和环境质量评价中的意义

何 振 立

(浙江农业大学土化系 杭州 310029)

摘 要

综述了近年来国内外在土壤微生物量包括微生物碳、微生物氮、微生物磷和微生物硫及其周转,与碳、氮、磷和硫的循环及植物有效度之间的关系;土壤微生物量与环境的关系包括重金属和农药污染对土壤微生物量及活性的影响等方面的研究进展。同时就土壤微生物量今后的研究重点提出一些看法和展望。

关键词 土壤微生物量; 养分循环; 周转期; 临界浓度

土壤微生物量指土壤中体积小于 $5 \times 10^3 \mu\text{m}^3$ 的生物总量,但活的植物体如植物根系等不包括在内,它是活的土壤有机质部分^[1]。一般先测得土壤微生物碳,然后根据微生物体干物质的含碳量(通常为47%)换算为微生物量,或直接用微生物碳来表示。除了碳以外,微生物体还含有较多的氮、磷和硫,分别称为微生物氮、微生物磷和微生物硫,它们均可采用薰蒸-提取法测定^[2,3]。因此,广义的土壤微生物量应包括微生物碳、微生物氮、微生物磷和微生物硫。鉴于氮、磷和硫都是植物必需的矿质元素,微生物氮、磷和硫亦称为微生物养料物质(nutrient content of microbial biomass),简称微生物物质(Microbial nutrient substance)。

近二十年来,随着测试方法的不断改进和完善^[2,3],土壤微生物量的研究日益受到国际土壤学界的重视,并取得了一些重要进展^[4,5]。在土壤有机质和养分循环,生态系统优化及环境与资源质量等方面都大大开阔了人们的眼界,增加了新的知识^[6,7]。可以预计,在持续农业、环境和资源保护方面土壤微生物量的研究将日益显示其巨大的潜力。

1 土壤微生物量与碳、氮、磷、硫的循环

众所周知,土壤生物参与多种反应过程,如矿化-同化、氧化-还原等,是植物养料转化,有机碳代谢及污染物降解的驱动力,在土壤肥力演变,尤其是养分循环中具有重要意义。土壤微生物量及其周转(turnover)对植物有效养料起着储备库和源的作用,对土壤碳、氮、磷和硫的植物有效性及在陆地生态系统的循环发生深刻的影响^[6,7]。

1.1 土壤微生物碳及其周转

土壤微生物碳含量变幅较大,每公顷表土为110-2240公斤碳^[7-17],与土壤有机质含量呈正相关^[8,9,13]。一般为土壤有机碳的2-5%^[1,7],对不同生态环境土壤,微生物碳含量变化为草地>林地>耕地^[4]。与土壤有机质的变化趋势基本一致。我国土壤微生物量变幅为42-2064公斤碳/公顷,占土壤有机碳2-4%^[6,10,18],与国外报道结果十分接近。土

壤微生物量的多少反映了土壤同化和矿化能力的大小,是土壤活性大小的标志。根据室内培养试验估算,土壤微生物对添加葡萄糖碳的利用率达60%,即60%的葡萄糖碳将被土壤微生物结合到体内。成熟的麦秆,微生物对其所含碳的转化利用率可达50%^[11]。其余部分的碳转化为CO₂。但Jenkinson综合的资料表明,葡萄糖的利用率大约为20%,紫花苜蓿为10%^[12],明显低于上述Paul等人报道的结果,看来底物利用率的高低除了与底物性质有关外,还与土壤类型及环境条件有关^[9,19,20]。微生物对有机碳的利用率是一项反映土壤质量的重要特性。利用率愈高,维持相同微生物量所需的能源就愈少,说明土壤环境有利于土壤微生物的生长,质量比较高。最近的研究表明,土壤被重金属污染,土壤呼吸作用增强,能源利用率则下降^[21]。微生物的生命周期极短,良好条件下细菌20-30分钟,真菌几个小时更新一代^[22]。微生物群体处在不断的新老更替,分解外界的物质和有机体,吸收、同化无机养料,合成自身物质,同时又向外界不断释放其代谢产物,赋予土壤肥力和生产力。因此微生物量和活性大小与土壤肥力状况相联系。作物产量与土壤微生物碳(Cmic)及Cmic/Corg(有机碳)之间的内在联系的研究结果表明,所有试验区,大豆产量与微生物碳显著相关($r=0.77$),三分之二试验区,高粱、黑麦及玉米的产量与土壤微生物碳正相关。Cmic/Corg的比例则随作物产量增加而提高^[23]。

微生物在其生命活动过程中不断同化环境中的碳,同时又向外界释放碳素(代谢产物),微生物完成自身全部碳素的更新所需的时间称为微生物碳的周转期,常作为土壤碳素循环的重要指标之一^[9,10,24]。微生物碳周转期可通过测定一定时期内CO₂的释放量或标记微生物量中¹⁴C的衰减量,并借助一级动力学方程计算得到^[9,10]。两种方法得到的结果基本一致^[9]。

土壤微生物量的周转期为0.14-2.5年,因测定方法,环境条件,土壤类型及利用特性等而异^[1,7,11]。室内培养条件(25℃及50%田间持水量)下,微生物量的周转速率一般比田间要快得多,其中温度的影响是主要的。而Chaussod等人认为,同样土壤在28℃培养条件下测得的周转期为0.36-0.49年,田间测定值则为1.5-1.8年^[25]。Jenkinson等人提出用一项系数把室内测定值换算成田间实际值。洛桑试验站年均气温为9.3℃,若培养温度为25℃,则室内测得的周转期乘以3.8为田间微生物量的周转期^[12]。假定植物凋落物碳的微生物利用率为60%,得到不同生态环境条件土壤微生物的周转期(年)为热带森林0.14,温带森林0.60,北部森林0.82,热带稀树干草原0.34,温带草原0.64,冻原土0.54^[7]。由于底物的利用率一般达不到60%,故实际测得的微生物碳周转期可能比上述值要长。英国不同土壤的微生物碳的周转期为1.3-4.0年,其中粘性土壤的微生物碳周转期(4.0年)明显比砂性土壤的(1.3-2.2年)长^[9]。同样是壤土,施用农家肥及种草条件下,微生物碳周转期略有增长^[7,9,24]。这可能与微生物量的多少有关,土壤经营对微生物碳的周转速率会有不同程度的影响^[7,9,13]。正常翻耕土壤表层(0-15厘米)中微生物量的周转期为0.85年,而秸秆覆盖免耕及无覆盖直播条件下表层(0-0.75厘米)的相应值分别为1.52及1.35^[10]。可见,翻耕会加速土壤有机质的矿化。

1.2 土壤微生物氮及其周转

类似于微生物碳,不同土壤类型及生态环境下微生物氮的变异很大,以每公顷计,耕地为40-385(平均195)公斤N,林地130-216(平均170)公斤N,草地40-496(平均225)公斤N。总的趋势是草地>耕地>林地^[7,15-17,26]。我国关于土壤微生物氮的报道都是根据某一

微生物量的 C/N 比计算得到的^(6,10)，很难代表我国土壤中微生物氮的真实含量范围。土壤微生物氮一般占土壤全氮的 1-5%^(7,13,27)，与土壤水解性氮含量比较吻合^(5,7)。据报道，土壤经培养释放的矿化氮 55%(黑钙土)-77%(亚棕壤)来自土壤微生物量⁽²³⁾。土壤微生物氮与微生物碳呈高度正相关($r=0.98$)⁽¹³⁾，土壤微生物量的 C/N 比(5-7)较土壤有机质的 C/N 比(10-12)低^(7,29)，这一点也说明土壤微生物量是植物有效氮的重要储备。根据微生物量的低 C/N 比特性，施用无机氮时添加 C/N 比较高的秸秆，使无机氮尽可能被同化结合到微生物量中，可以减少无机氮的淋失或挥发损失，提高氮肥利用率^(19,30)。

土壤氮素主要集中在耕层，其中 93-97% 以有机氮的形式存在。在作物生长季节，大约 1-3% 的土壤有机氮被矿化，释放出无机氮，供作物利用⁽²⁹⁾。因此，微生物的矿化-同化作用是土壤氮素库-源调节的重要机制⁽³¹⁻³⁵⁾。根据标记土壤微生物量¹⁵N 随培养时间的衰减可测得土壤微生物氮的周转速率或周转期^(36,37)，微生物氮的周转与微生物碳的周转期接近，大致 1.5 年⁽⁷⁾，但不同生态环境和土壤类型周转期会有很大变异。一般为温带草地(2.88 年) > 温带林地(1.0 年) > 热带稀树草地(0.72 年) > 冰原地(0.50 年) > 北方林地(0.21 年) > 热带林地(0.13 年)。虽然，土壤微生物氮在数量上低于或接近于作物的吸氮量^(6,13,17)，但微生物氮周转的速率较土壤有机氮快 5 倍之多⁽²⁹⁾，故大部分矿化氮应来自土壤微生物量^(11,26,35)。

1.3 土壤微生物磷及其周转

土壤微生物磷的含量变异很大，10-100 公斤 P/公顷，极端情况下可超过 100 公斤 P/公顷⁽¹⁴⁻¹⁷⁾，例如英国纽卡舍尔大学实验农场长期施用厩肥及磷肥的小区，微生物磷竟达每公顷 596 公斤 P⁽⁴³⁾。土壤微生物磷一般与微生物碳、微生物氮之间有很好的相关性^(14,38-43)，并与土壤全磷、有机磷及有效磷含量相联系^(16,39,43)。微生物量的 C/P 比与土壤性质、利用状况及土壤磷素供应有关，一般变化在 7-30 之间^(7,27,43)。不同生态环境的微生物量的 C/P 比变化是：耕地(25) > 草地(18) > 林地(11)^(7,27,39)。但微生物量的 C/P 比受土壤性质的影响很大，酸性土壤或有效磷含量高的土壤，其微生物量的 C/P 比一般都较低，即微生物量中磷的浓度较高。土壤微生物磷通常占全磷量的 2.4-23.3%，占有机磷的 5-47%，高于土壤可提取的有效磷(Bray-P 或 Olsen-P)^(7,39,43)。土壤磷素中有机结合态占 40-60%^(29,44)。微生物磷是有机磷中活性较高的部分，它不仅是土壤有效磷的重要给源，而且与土壤有效磷直接相平衡^(41,46-48)。施用磷肥，土壤有效磷增加，也会有更多的无机磷被同化结合到微生物体内。相反，土壤有效磷被植物耗竭时，微生物磷将被迫释放出来^(46,49,50)。土壤风干时，土壤有效磷增加，主要是由于微生物死亡释放出磷之故⁽⁴⁸⁾。田间土壤经干湿交替，有效磷会发生相应的变化⁽⁵¹⁾。因此，新近有人提出土壤有效磷的测定应包括土壤微生物磷⁽⁵²⁾。牧草产量及吸磷量与土壤微生物磷之间的关系研究表明，牧草产量和牧草吸磷量均与土壤微生物磷量高度相关($r=0.86$ 和 0.91)，Olsen-P、Bray-P 与牧草产量和吸磷量之间的相关性与微生物磷差不多($r=0.83-0.90$)。值得注意的是，微生物磷与 Olsen-P 和 Bray-P 结合在一起时，其与牧草产量间的相关性更高($r=0.97-0.99$)⁽⁴³⁾。作物每年从土壤带走的磷一般为 5-20 公斤 P/公顷，只有土壤微生物磷的 10-50%^(7,10,39,41,43)。室内试验结果表明，土壤微生物磷的周转速率比微生物碳要快得多，周转期(37 天)不到后者(82 天)的 1/2^(45,53)。假定在田间条件下，微生物量的周转速率比室内慢四倍⁽¹²⁾，微生物磷的周转期亦不到半年(180 天)。微生物磷的年流通量将至少是

微生物磷的两倍,即达到20-200公斤P/公顷。在数量上是植物每年吸收磷的4-10倍。因此,研究土壤微生物磷对调控土壤磷的植物有效性及磷的生态循环具有十分重要的意义^[54-56]。

1.4 土壤微生物硫及其周转

土壤微生物硫含量变化在6.5-56公斤S/公顷,与土壤微生物碳含量密切相关^[56-61]。土壤微生物量的C/S比一般范围为30-100^[7,61-64]。耕地土壤微生物硫含量及微生物量的C/S较一般草地的为低^[62-64]。对大多数农业土壤来说,土壤硫中90%以上为有机结合态^[29]。土壤微生物硫占全硫的0.9-5%,占有机硫的1.0-5.5%,为10mmolL⁻¹CaCl₂可提取硫的1.0-3.0倍^[62,64]。低硫或缺硫土壤的微生物硫显著高于CaCl₂可提取硫^[57]。牧草吸硫量与土壤微生物硫有较好的相关性($r=0.67^*$)。植物每年吸收带走的硫约占土壤微生物硫的30-80%^[48]。显然,土壤微生物硫对土壤硫的植物有效性及硫在生态环境中的循环具很大制约作用。土壤风干显著降低了微生物活性、微生物碳和微生物硫含量,同时使10mmolL⁻¹CaCl₂可提取的SO₄²⁻-S增加4mgS/kg。土壤复水培养则使土壤微生物量及活性恢复到原来的水平,同时有相当量的SO₄²⁻被同化,说明土壤微生物量起着植物有效硫的库和源的作用^[60]。

2 土壤微生物量与环境的关系

土壤微生物在其生命活动过程中需要能量和养料,并对温度、湿度、通气性和其它环境条件有一定的要求。许多对植物或动物有害的物质如重金属、酸害、铝毒、杀虫剂、杀菌剂和除草剂等超过一定限度同样会影响或危及土壤微生物^[65-67]。初步研究表明土壤微生物对重金属反应敏感^[65,68]。鉴此,有人提出了借助土壤微生物对重金属的效应来进行土壤污染的诊断和确定土壤环境容量标准^[5,20,65]。

2.1 农业措施和环境生态条件对土壤微生物量的影响

对大多数土壤来说,异养型微生物占主导地位,维持其生命活动需要消耗一定的能量。据估算,土壤微生物的总量(按微生物量碳计)为 6×10^{15} 克C,陆地微生物碳平均周转期大约为0.42年,则每年通过微生物量周转的有机碳为 1.43×10^{16} 克C。假定底物的利用效率为35%,维持土壤微生物正常生命活动每年所需要的能源(按有机碳计)约为 4.09×10^{16} 克C。这个数字超过每年以枯枝落叶的形式进入土壤的有机碳总量(3.7×10^{16} 克C)。因此,能源不足是限制土壤微生物生长和活性的主要因素^[7,22,29]。耕作土壤由于食物和秸秆被取走,微生物的能源缺乏就更为严重。土壤微生物量在不同生态环境及季节性变异主要与能源的供应有关^[66-70]。草本植物不仅地上部分生长量大,为土壤微生物提供大量凋落物,而且根系发达,密集于表层,根系的分泌物和衰亡的根更是微生物丰富的能源物质^[7]。因此,每年向土壤微生物提供的能源是草地>林地>耕地,从而导致土壤微生物量的变化也是草地>林地>耕地^[7]。同理,草地或林地开垦为耕地,由于有机物供应减少,土壤微生物量相应降低^[72]。秸秆还田,免耕以及施用有机肥则使土壤表层的微生物量明显增加^[10,77,78]。化肥施用对土壤微生物的影响比较复杂。一般说,长期施用磷肥促进土壤微生物量的增长,而长期施用硫酸铵则降低土壤微生物量^[64-68]。前者与磷能促进植物根系生长、发育密切联系,后者则与土壤生理酸化造成环境胁迫有关^[64,66]。土壤微生物量随季节性涨落与有机物的供应,植物生长状况及温、湿等环境因素有关^[15,17,64,79]。一般来说土壤

微生物量在冬季达到最高,原因是秋季有大量枯枝落叶富集地表,通过动物扰动,逐渐进入土壤,土壤微生物获得宽裕的能量供应,不断增殖。冬天温度低,代谢弱,微生物能在较低能量供给下生存下来,从而使土壤能维持较多的微生物量^[9,13,64]。但若冬天发生严重冰冻,则微生物因细胞破坏而死亡,微生物量反而会下降^[30]。春天天气变温暖,微生物活动增强,土壤剩余的能量很快被耗竭,当能源供应不足时,微生物活性开始减弱,生物量下降,这种趋势直到土壤得到外源能量供应或植物根系旺盛生长能够提供较多有机物时才得到扭转^[64]。夏秋季,植物生长趋向平稳,凋落物及根系分泌物维持土壤微生物量在一个相应的水平上^[71]。植物类型和耕作方式不同对土壤微生物量的季节性涨落会有很大的影响^[81,82]。根际区土壤微生物量明显高于非根际区,这显然与植物根系代谢能够提供较多的能源物质有关^[71]。土壤微生物量的季节性涨落还受到湿度条件的影响,土壤干旱或渍水都会引起土壤微生物量暂时性变化^[59,60]。土壤在25℃下风干可降低微生物活性3-60%,调节土水势至 $-23 \times 10^5 \text{Pa}$ 降低微生物活性28-45%,至 $-80 \times 10^5 \text{Pa}$ 则降低64-86%^[79]。风干土壤复水后,微生物量会逐渐恢复,但短期间难以达到原来的水平^[80]。

2.2 土壤污染对土壤微生物量的影响

重金属超过一定浓度对土壤微生物的活性和数量均有明显的影响^[65,83]。长期定位试验表明,使蓝绿藻固氮活性降低50%,土壤中某些重金属的临界浓度(mg kg^{-1} 土)分别为: Zn 114, Cd 2.9, Cu 33, Ni 17, Pb 40, Cr 80^[65]。这些重金属超过临界浓度时也引起蓝细菌数量的明显降低^[84]。重金属抑制共生固氮作用,从而也降低豆科作物的产量^[55]。但共生固氮菌对重金属的反应不及蓝细菌敏感,引起共生固氮菌数或白三叶草产量下降土壤中某些重金属的最小浓度(mg kg^{-1} 土)分别为: Zn 180, Cd 6.0, Cu 70, Ni 22, Pb 100, Cr 105^[85]。土壤性质、气候及其它共存金属离子的浓度都会影响单一重金属的临界浓度,例如 Mn^{2+} 在较高浓度时严重抑制微生物对铵(NH_4^+)的同化作用,而 Mg^{2+} 共存时则能抵消 Mn^{2+} 对微生物氮代谢的影响^[86]。

表1 土壤微生物量降低60%时土壤中几种重金属的临界浓度(mg kg^{-1} 土)

	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Cr
英国(Woburn)	180	6.0	70	22	100	105
瑞典(Ultuna)	230	0.7	125	35	40	65
德国(Braunschweig1)	360	2.8	102	23	101	95
德国(Braunschweig2)	386	2.9	111	24	114	105

土壤微生物量对重金属污染的反应具有以下几种重要特征。首先,没有污染的土壤,土壤微生物量与土壤有机碳含量之间往往有很密切的正相关关系^[76],但若土壤遭受重金属(如Zn, Cu等)污染,则这种关系不复存在或很差^[87-90]。其次,重金属污染引起土壤呼吸量成倍增加,但用薰蒸-提取法测定的土壤微生物量则反而显著下降。重金属污染引起的土壤微生物呼吸量的增加被认为是微生物对逆境的一种反应机理^[20,21,88]。进一步研究表明,当葡萄糖和玉米秸秆加到污染土壤时, CO_2 释放速率为正常土壤的1.5倍,但土壤微生物碳和微生物氮都只有正常土壤的60%^[89]。可见重金属污染降低了有机物质的微生物转化效率,说明微生物在逆境条件下维持其正常生命活动需要消耗更多的能量^[88,89]。同位素 ^{14}C 标记底物的试验结果表明, CO_2 释放总量/微生物碳和 $^{14}\text{CO}_2$ 释放量/ ^{14}C -微生物碳

的比值, 重金属污染土壤均比正常土壤高, 从而验证了重金属污染降低土壤微生物对能源碳的利用效率的推断⁽⁹²⁾。有鉴于此, Fliecpach 等人认为单位重量微生物碳的呼吸量值可以用来指示土壤重金属污染对微生物影响的程度⁽⁸³⁾。欧洲几个国家经长期定位协作研究提出了对土壤微生物发生不良影响时几种重金属在土壤中的临界浓度(表 1)。从表 1 可知在不同国家的试验得出的临界浓度差异较大, 可能与土壤性质及气候条件不同有关⁽⁶⁵⁾。

比较欧共体和美国根据作物吸收、动物反应和人体健康而制订的农业土壤施用污泥重金属的最大允许浓度(表 2)可以看出, 当土壤中重金属浓度达到或接近这些最高允许浓度时, 微生物已受到显著影响。因此, 科学家呼吁确定重金属在土壤中的最大允许浓度必须考虑其对微生物的影响⁽⁶⁵⁾。我国在重金属对土壤酶和微生物的影响的研究已有某些进展⁽⁵⁾。据报道, 用发光细菌的效应确定土壤重金属的临界值与国家粮食卫生标准确定的土壤重金属环境标准基本相符⁽⁶⁸⁾。盆栽试验表明添加铜对土壤微生物量有一定影响⁽⁹³⁾, 水田土壤中的细菌数量与添加镉浓度呈显著至极显著的负相关; 而旱地土壤则以真菌数量与镉浓度呈显著负相关, 镉对砖红壤微生物的抑制旱地明显大于水田⁽⁹⁴⁾。其它重金属对土壤微生物的影响以及土壤基本性质如质地, 重金属之间的相互作用和环境条件的关系等仍待进一步研究。

表 2 土壤施用污泥允许重金属的最高浓度(mg kg⁻¹ 土)

		Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
欧共体	1986 年	1-3	50-140	100-150	30-75	50-300	150-300	1-1.5
美国	1993 年	20	750	1500	210	150	1400	8

除重金属外, 农药包括杀虫剂、杀菌剂和除草剂等对土壤硝化作用、呼吸作用和固氮作用均产生暂时的或永久性的影响^(5,67,95,97)。对杀菌剂或薰蒸剂的敏感性是: 真菌 > 细菌 > 放线菌。硝化细菌对大多数农药都比较敏感, 80mg/kg 异丙基氮丙胺灵可完全抑制硝化作用, 50mg/kg 新型除草剂敌稗也可完全抑制硝化作用。其它对硝化作用影响较大的农药有代森锰, 棉隆和壮棉丹等。对固氮作用影响比较大的是除草剂和杀菌剂如福美双和棉隆等。农药代森钠和棉隆处理土壤, 暂时抑制土壤呼吸作用 28 天, 而 56 天以后, 则处理比对照释放更多的 CO₂⁽⁶⁷⁾。对某些有机磷农药的研究表明, 氧的消耗率随农药的增加而增加, 这是土壤微生物对逆境胁迫的反应(如同重金属污染的情况)还是农药被微生物分解仍有待进一步研究。三种除草剂对土壤微生物量影响的研究结果表明, 施用西玛津 8 公斤/公顷, 莠去净 4 公斤/公顷对土壤微生物量没有影响, 但莠去净 8 公斤/公顷的用量对微生物产生抑制作用, 而敌草隆 4 公斤/公顷则能全部杀死土壤微生物。莠去净和敌草隆对土壤微生物量的影响是暂时性的, 土壤微生物量往往在一个月之内就恢复到原来的水平⁽⁹⁵⁾。看来农药对土壤微生物活性和数量的影响并不及重金属那么严重。

3 问题和展望

纵观土壤微生物量二十多年来的研究, 土壤微生物量及微生物物质的测试已获创新性成果, 薰蒸提取法的提出比较平板计数法前进了一步, 但这种方法仍有待进一步完善, 仍需要在不同类型土壤上进行验证。土壤微生物量与环境生态及养分循环方面取得了重要进展, 如不同生态环境下土壤微生物量的演变, 土壤微生物呼吸作用增强与土壤重金属污染的关系等。

今后的研究将着重在以下几个方面:

1. 土壤微生物量包括微生物碳、微生物氮、微生物磷和微生物硫的周转及其与土壤碳、氮、磷、硫的植物有效性和循环的关系;
 2. 根际土壤微生物量的测试技术的建立和完善, 根际土壤微生物与植物相互作用的定量研究;
 3. 土壤微生物量及其活性与土壤质量的内在联系, 寻求能够反映土壤污染、退化或土壤肥力持续性的土壤生物学指标;
 4. 土壤-大气界面物质交换的微生物学过程的定量研究包括二氧化碳、甲烷、氧化氮等的产生与土壤微生物的数量、组成和活性之间的关系等。
- 所有这些研究都将推动持续农业和环境保护事业的发展。

参 考 文 献

- [1] Jenkinson, D. S and Ladd, J. N., Microbial biomass in soil: measurement and turnover in Paul, Soil Biochemistry, Paul V. E. A. and Ladd J. N. (eds), Marcel Dekker, New York, 1981, 5, pp. 415-471.
- [2] 何振立, 土壤学进展, 1994, 22(4), 36-44.
- [3] 余慎、李振高, 土壤学进展, 1994, 22(4), 42-49.
- [4] 郝文英, 土壤, 1989, 21(4), 185-191.
- [5] 林先贵, 土壤, 1991, 23(4), 210-213.
- [6] 殷士学, 土壤学进展, 1993, 21(4), 1-8.
- [7] Smith, J. L. and Paul, E. A., The significance of soil microbial biomass estimations In: Soil Biochemistry, Bollag, J. M. and G. Stotzky, (eds), Marcel Dekker, Inc New York, 1991, pp. 359-396.
- [8] Anderson, J. P. E. and Domsch, K. H., Soil Biol. Biochem. 1989, 21: 471-479.
- [9] Wu J., The turnover of organic carbon in soil. Ph. D thesis, 1990, Reading University.
- [10] 高云超、朱文珊、陈文新, 生态学杂志, 1993, 12: 6-10.
- [11] Paul, E. A. and Voroney, R. P., Field interpretation of microbial biomass activity measurements, In: Microbial Ecology, Klug, M. J. and Reddy C. A. (eds), ASM, Washington, D. C., 1985, pp 509-514
- [12] Jenkinson, D. S., Hart, P. B. S., Payner, J. H. and Parry, L. C., Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted., In: Soil organic matter dynamics and soil productivity, J. II. Cooley (ed), 1987 INTECOL Bullitin 15, 1-8.
- [13] Brookes, P. C., Ocio, J. A. and J. Wu, Soil Microorganisms, 1990, 35: 39-51.
- [14] Srivastava, S. C. and Singh, J. S., Soil Biol. Biochem., 1988, 20, 743-747.
- [15] Srivastava, S. C., Jha, A. K. and Singh, J. S., Can. J. Soil Sci., 1989, 69: 849-855.
- [16] Srivastava, S. C. and Singh, J. S., Soil Biol. Biochem., 1991, 23: 117-124.
- [17] Srivastava, S. C., Soil Biol. Biochem., 1992, 24: 711-714.
- [18] Ren. S., Wang R., Mang, X. and Liu Y., Investigation of soil microbial biomass and populations in swamp lands of Sanjiang Plain in China. Trans. 15th World Congr, Soil Sci., Acapulco, Mexico, 1994, V4b: 64-65.
- [19] Ocio, J. A., Brookes, P. C., Jenkinson, D. S., Soil Biol. Biochem., 1991, 23: 171-176.
- [20] Brookes, P. C. and Chander K., Effects of heavy metals at around current permittend EC limits on the synthesis and turnover of the soil microbial biomass. Trans, 15th World Congr. Soil Sci., Acapmlco, Mexico, 1994, V4b: 58-59.
- [21] Barajas, M. and Brookes, P. C., Effects of heavy metals from a mine in Gipuzkoa, Spain on soil microbial

- biomass and organic matter dynamics. *Trans. 15th World Congr. Soil Sci., Acapulco, Mexico, 1994, V4b: 60–61.*
- [22] Killham, K., *Soil Ecology*, Cambridge University Press, Cambridge: 1994.
- [23] Insam, H., Mitchell, C. C. and Dormaar, J. F., *Soil Biol. Biochem.*, 1991, 23: 459–462.
- [24] Sakamoto, K., Hodono, N. and Yoshida, T., Relationship between the size and the physiological properties of the soil microbial biomass. *Trans. 15th World Congr. Soil Sci., Acapulco, Mexico, 1994, 4b: 62–63.*
- [25] Chaussod, R., Houot, S., Guiraud, D. and Hetier, J. M., Size and turnover of the microbial biomass in agricultural soils: laboratory and field measurements., In: *Nitrogen Efficiency in Agricultural soils*, Jenkinson, D. S. and Smith, K. A. (eds). Elsevier Applied Science, Amsterdam., 1988, pp312–326.
- [26] Diaz-Ravina, M., Acea, M. J. and Carballas, T., *Soil Biol. Biochem.*, 1993, 25: 25–31.
- [27] Anderson, J. P. E. and Domsch, K. H., *Soil Sci.*, 1980, 130: 211–216.
- [28] Marumoto, T., Anderson, J. P. E. and Domsch, K. H., *Soil Biol. Biochem.* 1982, 16: 469–475.
- [29] Stevenson, F. J., *Cycles of Soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*, John Wiley & Sons, New York, 1989.
- [30] Goyal, S., Mishra, M. M., Hecdo, I. S. and Singh, R., *Soil Biol. Biochem.*, 1992, 24: 1081–1084.
- [31] Hadas, A., Molina, J. A. E., Feigenbaum, S. and Clapp, C. E., *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 1982, 56: 1481–1486.
- [32] Raghubanshi, A. S., *Biol. Fertil. Soils*, 1991, 12: 55–59.
- [33] Franzluebber, A. J., Hons, F. M. and Zuberer, D. A., *Soil Biol. Biochem.*, 1995, 26: 1469–1475.
- [34] Singh, J. S. et al., *Nature*, 1989, 338(6): 499–500.
- [35] Lethbridge, G. and Davidson, M. S., *Soil Biol. Biochem.*, 1983, 15(3): 375–376.
- [36] Seigo Okano, et al., *Soil Sci. Plant Nutr.*, 1987, 33(3): 373–386.
- [37] Rochester, I., J. Constable, G. A. and Macleod, D. A., *Aust. Exp. Agric.* 1991, 31: 237–244.
- [38] Brookes, P. C., Powlson, D. S. and Jenkinson, D. S., *Soil Biol. Biochem.*, 1982, 14: 377–385.
- [39] Brookes, P. C., Powlson, D. S. and Jenkinson, D. S., *Soil Biol. Biochem.*, 1984, 16: 169–175.
- [40] Perrott, K. W. and Sarathchandra, S. U., *New Zealand Soil News*, 1982, 30: 153.
- [41] Perrott, K. W. and Sarathchandra, S. U., *New Zealand J. Agric. Res.*, 1989, 32: 409–413.
- [42] He Z. L., O'Donnell, A. G. and Syers, J. K., *Soil Biol. Biochem.*, 1995, (in press).
- [43] He Z. L., O'Donnell, A. G., Wu J. and Syers, J. K., *Soil Biol. Biochem.*, 1995 (in press).
- [44] Stewart, J. W. B. and Tiessen, H., *Biogeochem.*, 1987, 4: 41–60.
- [45] Kondon, H., Koyama, N. et al., *Bull. National Grassland Res. Institute*, 1989, 42: 69–75.
- [46] Seeling, B. and Zasoski, R. J., *Plant Soil*, 1983, 148: 277–284.
- [47] Perrott, K. W. et al., *Aust. J. Soil Res.*, 1990, 28(4): 593–608.
- [48] Sparling, G. P., Milne, J. D. G. and Vincent, K. W., *New Zealand J. Agric. Res.*, 1987, 39: 79–84.
- [49] Chauhan, B. S., Stewart, J. W. B. and Paul, E. A., *Can. J. Soil Sci.*, 1981, 61: 373–385.
- [50] Hedley, M. J., Stewart, J. M. B., Chauhan, B. S., *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 1982, 46: 970–976.
- [51] Nelson, P. N., et al., Microbial immobilization of ³²P-labelled fertilizer and ³²P-labelled plant residue phosphorus on rewetting of dry soil. *Trans. 15th World Congr. Soil Sci., Acapulco, Mexico, 1994, V4b: 89–90.*
- [52] Thien, S. J. and Myers, R., *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 1992, 56(3): 814–818.
- [53] Kouno, K., Lukito, H. P. et al., Microbial biomass P dynamics in soil. *Trans 15th World Congr Soil Sci., Acapulco, Mexico, 1994, V4b: 85–86.*
- [54] Tate, K. R., Salcedo, I., *Biogeochemi.*, 1988, 5: 99–107.
- [55] Nielsen, J. D., Eiland, F., *Plant Soil*, 1980, 57: 95–103.
- [56] McGill, W. B., Cole, C. V., *Geoderma*, 1981, 26: 267–286.
- [57] Chapman, S. J., *Soil Biol. Biochem.*, 1987, 19: 301–305.
- [58] Castellano, S. D. and Dick, R. P., *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 1991, 55: 283–285.

- [59] Ghani, A., McLaren, R. G. and Swift, R. S., *New Zealand J. Agric. Res.* 1990, 33: 462-467.
- [60] Gupta, V. V. S. R. and Germida, J. J., *Can. J. Soil Sci.*, 1989, 69: 889-894.
- [61] O'Donnell, A. G., Wu, J. and Syers, J. K., *Soil Biol. Biochem.*, 1995, 26: 1507-1514
- [62] Wu, J., O'Donnell, A. G. et al., *Soil Biol. Biochem.*, 1993, 26: 117-125.
- [63] Wu, J., O'Donnell, A. G. and Syers, J. K., *Soil Biol. Biochem.*, 1993, 25: 1567-1573.
- [64] He, Z. L., O'Donnell, A. G. and Syers, J. K., *Soil Biol. Biochem.*, 1995(in press).
- [65] McGrath, S. P., Chaudri, A. M. and Giller, K. E., Long-term effects of land application of sewage sludge: Soils, microorganisms and plants. *Trans. 15th World Congr. Soil Sci., Acapulco, Mexico, 1994, V3a: 517-533.*
- [66] Urbasek, F. and Chalupsky, J., *Biol. Fertil. Soils*, 1992, 14: 60-70.
- [67] 胡荣桂, 环境污染与防治, 1993, 15: 24-27.
- [68] Joergensen, R. G., Brookes, P. C. and Jenkinson, D. S., *Soil Biol. Biochem.*, 1990, 22: 1129-1136.
- [69] Joergensen, R. G., Meyer, B. and Mueller, T., *Soil Biol. Biochem.*, 1994, 26: 987-994.
- [70] Gallardo, A. and Schesinger, W. H., *Soil Biol. Biochem.*, 1994, 26: 1409-1415.
- [71] Eiland, F., Gahonia, T. S. et al., Biologically associated C and N in relation to number of bacteria and ATP content in the rhizosphere, *Trans. 15th World Congr. Soil Sci., Acapulco, Mexico, 1994, Vb4: 50-51.*
- [72] Luizao, R. C. C., Bonde, T. A. and Rosswall, T., *Soil Biol. Biochem.*, 1992, 24: 805-813.
- [73] Bremer, E. and Van-kessel, C., *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 1992, 56: 1141-1146.
- [74] Sakamoto, K., Oba, Y., *Soil Sci. Pl. Nutr.*, 1991, 37: 387-398.
- [75] Staley, T. E., Edwards, W. M. et al., *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 1988, 52: 998-1005.
- [76] Witter, E., Martensson, A. M. and Garcia, F. V., *Soil Biol. Biochem.*, 1993, 25: 659-669.
- [77] Carter, M. R., *Soil Tillage Res.*, 1986, 7: 29-40.
- [78] Sarathchandra, S. U., Perrott, K. W. and Littler, R. A., *Soil Biol. Biochem.*, 1989, 21: 987-993.
- [79] Sparling, G. P., West, A. W. and Reynolds, J., *Aust. J. Soil Res.*, 1989, 27: 161-168.
- [80] Deluca, T. H., Keeney, D. R. and McCarty, G. W., *Biol. Fertil. Soils*, 1992, 14: 116-120.
- [81] Drury, C. F., Stone, J. A. and Findlay, W. I., *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 1991, 55: 805-811.
- [82] Haynes, R. J. and Francis, G. S., *Trans. 15th World Congr. Soil Sci., Acapulco, Mexico, 1994, V4b: 65-66.*
- [83] Fliebach, A., Matens, R. and Reber, H. H., *Soil Biol. Biochem.*, 1994, 26: 1201-1205.
- [84] Broodes, P. C., McGrath, S. P. and Heijnen, C., *Soil Biol. Biochem.*, 1986, 18: 345-353.
- [85] McGrath, S. P., Giller, K. E. and Brookes, P. C., AFRC Institute of Arable Crops Research Rothamsted Report for 1986 154. Rothamsted Experimental Station, Harpenden, Herts.
- [86] McCarty, G. W. and Brenner, J. M., *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 1993, 90: 9403-9407.
- [87] Brookes, P. C. and McGrath, S. P., *J. Soil Sci.*, 1984, 35: 341-346.
- [88] Chander, K. and Brookes, P. C., *Soil Biol. Biochem.*, 1991a, 23: 927-932.
- [89] Chander, K. and Brookes, P. C., *Soil Biol. Biochem.*, 1991b 23: 917-925.
- [90] McGrath, S. P., Effects of heavy metals from sewage sludge on soil microbes in agricultural ecosystems, in: *Toxic Metals in Soil-plant systems* S. M. Ross (ed), John Wiley, Chichester., 1994.
- [91] Chander, K. and Brookes, P. C., *Soil Biol. Biochem.*, 1991, 23: 909-916.
- [92] Bardget, R. D. and Saggiar, S., *Soil Biol. Biochem.*, 1994, 26: 727-733.
- [93] 许炼烽、刘付强, 热带亚热带土壤科学, 1992, 1: 114-117.
- [94] 许炼烽, 农业环境保护, 1993, 12: 145-149.
- [95] Martinez, V. R. and Casanova, I., *Ciencias de la Agricultura O*, 1988, (34-35): 137-141.
- [96] Christie, P. and Beattie, J. A. M., *J. Applied Ecol.*, 1989, 26: 597-612.
- [97] Munshi, M. and Raghu, K., *Adv. Plant Sci.*, 1992, 4: 61-67.