

铅污染对湘西地区毛竹凋落物分解的影响*

薛银婷, 林永慧, 何兴兵, 罗永路, 吴雪, 肖佳敏, 陈婷
(吉首大学 生物资源与环境科学学院, 湖南 吉首 416000)

摘要:【目的】深入了解毛竹凋落物在不同铅污染环境中的分解机制。【方法】通过外源铅污染添加试验,采用凋落物分解袋法研究了毛竹凋落物质量损失、凋落物呼吸、真菌生物量和酶活性分解对重度($2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$)、中度($1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$)、轻度($500\ \text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$)铅污染的短期(60 d)响应。【结果】在60 d的分解期内施加外源铅整体抑制了毛竹凋落叶的分解,中度和重度铅污染处理组凋落叶质量残留率高于其他组;在分解期的前40 d,施加外源铅对毛竹凋落叶的二氧化碳释放量和菌丝量总体起抑制作用;在分解过程进行60 d后,外源铅污染铅促使了毛竹凋落叶二氧化碳释放量和菌丝生物量的增加;在60 d的分解期内,不同程度的铅污染均整体抑制了纤维素酶和漆酶活性,但对淀粉酶活性的增加稍有促进作用。【结论】重金属铅对毛竹凋落物分解产生了明显负面影响,这为理解重金属矿区附近植被凋落物的分解机制提供了参考。

关键词: 铅;毛竹凋落物;质量残留率;负面影响

中图分类号: S766;X171.5

文献标志码: A

文章编号: 1672-6693(2018)01-0117-07

土壤污染是重金属污染的主要途径,土壤微生物作为土壤的重要组成部分,在营养物质循环和有机物的无机化过程中起着重要作用,它们的活性可以直接或间接地影响土壤中各种生物化学过程^[1-3]。研究发现重金属的毒性作用在土壤中的表现主要为对微生物生物量及活性的影响^[1]。土壤重金属对土壤中某些酶活性存在影响,且酶活性会随重金属在土壤中的累积而发生变化,从而影响土壤中有机质的周转、矿化和养分转化,有机废弃物的循环等过程^[4-5]。在土壤重金属污染物中,铅的含量较高,对土壤影响较为严重^[1]。铅是一种典型的、可对生态系统产生不良效应的毒性物质,在土壤中的存在方式主要是以无机污染物的形式存在;铅进入土壤后,会对土壤微生物的各种理化性质与作用产生不可忽视的影响^[3-8]。

毛竹(*Phyllostachys pubescens*)是中国亚热带地区栽植面积最大、经济效益最好的竹种,在维持区域碳平衡、涵养水源、矿区植被生态恢复等方面具有十分重要的作用和地位^[9-11]。毛竹纯林每年有 $1\ 014.7\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 凋落叶归还到土壤,凋落叶数量大,是植被凋落物的重要组成部分^[12]。湘西土家族苗族自治州位于湖南省西北部,全州矿藏资源丰富,开发利用历史悠久,其中铅锌矿和锰矿分别排名为全省第一和全国第二。采矿业是当地居民的主要经济来源。然而长期以来由于技术落后、环保意识薄弱、约束和监督机制缺乏等原因,矿物开采过程中产生的大量酸性矿井水和尾砂矿的排放、堆砌导致了严重的重金属污染,对矿区及周边地区生态系统的破坏相当严重^[13-16]。目前,毛竹已被大量应用于湘西铅锌矿区植被生态恢复重建,而毛竹凋落物分解可能会受到铅污染的影响,但已有的研究对此却罕有报道。因此,本研究通过施加外源铅污染添加试验,采用凋落物分解袋法研究了铅污染对毛竹凋落物分解和微生物生物特性的影响,希望为铅污染地区毛竹林土壤生态系统过程的研究提供参考资料。

1 材料与方法

1.1 实验地概况

选择位于湖南省湘西土家族苗族自治州吉首市吉首大学内人工种植的毛竹林作为实验地。实验地所在区域为亚热带季风湿润气候:年平均气温为 $16.5\ ^\circ\text{C}$,年平均降水量约为 $1\ 200\sim 1\ 400\ \text{mm}$,年平均相对湿度约为 $82\%\text{[17]}$,降雨多发生在夏季,年平均日照 $950\sim 1\ 400\ \text{h}\text{[14]}$ 。区域内海拔为 $300\sim 1\ 800\ \text{m}$,地形复杂,植物资源丰

* 收稿日期:2016-12-17 修回日期:2017-12-10 网络出版时间:2017-06-15 11:23

资助项目:国家自然科学基金(No.31360135;No.31560205;No.41501335;No.31670624);湖南省战略性新兴产业科技攻关项目(No.2014GK1062);湖南省研究生科研创新项目(No.CX2017B720)

第一作者简介:薛银婷,女,研究方向为环境生态学,E-mail:xueyt2015@163.com;通信作者:何兴兵,教授,E-mail:hexb2004@163.com

网络出版地址: <http://kns.cnki.net/kcms/detail/50.1165.n.20170615.1123.006.html>

富,包括多种阔叶树、针叶树、灌木和草本植物,具有亚热带山区植被的典型特征^[14]。

1.2 实验设计

采用凋落物袋法进行模拟实验,2016年3月中旬在实验样地内收集新凋落的毛竹叶,带回实验室除去杂质,30℃烘干至恒质量备用。将孔径为2mm的尼龙网裁剪缝制成规格为20cm×20cm的凋落物网袋,每袋中装5g烘干的毛竹凋落叶备用。2016年3月底在人工毛竹林内平行设置4个1m×1m的样方,对应4个不同施铅量(本研究中以单位面积土壤中施加铅的质量表示,单位为 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$)。样方间隔为5~10m。将装有竹叶凋落物的网袋均匀放置在样方内,每个样方内放置18袋,4个样方内共放置72袋。采用氯化铅作为外源铅,具体施铅量依据已有研究结果设置。在1kg土壤中,铅对生化活性影响的临界质量为250~750 $\text{mg}^{[18]}$,湘西地区铅锌矿区土壤的含铅量均远远高于非矿区,具体数值为国家土壤环境质量二级标准(pH小于6.5)的1.5~2.3倍^[19]。因此,本研究中施铅量的梯度设置为0,500,1000,2000 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$,分别对应于对照组和轻度、中度、重度铅污染处理组。上述施铅量换算成氯化铅质量分别为:0,0.671,1.342,2.684g,施铅时将对应质量的氯化铅分别溶于100mL热无菌水中均匀喷洒在样方内。各组的施铅操作均分3次进行,即在开始放置凋落物样品时施加1次,在首次施铅后的20,40d时各再施加1次,每次施加的铅质量均为各组应施铅总质量的1/3。

1.3 取样和试验分析

于凋落物袋放置后的第20d,第40d和第60d采集样品,每次在各样方内随机取6袋。将收集的分解袋装入透气的收集袋中迅速带回室内,低温保存,先将袋外泥土去除,待测。将取出的样品分为两部分,一部分(3袋)用于质量损失测定,剩余部分用于二氧化碳释放量、真菌生物量和酶活性测定。

1) 质量损失测定的具体方法为:每次在每个处理组中随机选取3袋取回的样品并仔细清理凋落物表面的泥沙及根系,进行湿质量称量,然后于60℃烘干至恒质量并称每袋中凋落物的干质量。本研究采用质量存留率来表征凋落物的总质量的减少,即每次取样后每袋中毛竹凋落物剩余干质量与初始毛竹凋落物干质量之比。

2) 真菌生物量以单位干质量的凋落物所包含菌丝的总长度表示,单位为 $\text{m}\cdot\text{g}^{-1}$,通过Olson的截交法^[20]计算。测定时先称取0.5g鲜质量的叶片并剪碎放入研钵中研碎,后加蒸馏水定容到100mL锥形瓶中;取5mL上述液体加蒸馏水稀释至40mL;用无菌针管吸取稀释液3mL,注入微孔滤膜器中,将滤膜制成滤片;在显微镜(BA 210-T)下观察,每个载玻片取10个视野,测量每个视野中的菌丝长度。

3) 二氧化碳释放量采用碱液吸收法测定^[21],称取湿质量为0.5g的凋落叶装进灭菌的离心管,再放入装有10mL 0.5 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 氢氧化钠溶液的无菌锥形瓶中密封培养48h;然后加入过量氯化钡并摇匀,使呼吸产生的二氧化碳完全沉淀后加入40 μL 酚酞,最后用0.1 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 盐酸和0.05 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的盐酸滴定至褪色,二氧化碳释放量以单位干质量凋落物单位时间内释放的二氧化碳物质的量来表示,单位为 $\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。

4) 酶活性分析共测定了3类酶:纤维素酶,淀粉酶和木质素酶。纤维素酶负责降解纤维素,主要包含:外切- β -1,4-葡聚糖酶(exo- β -1,4-glucanases, EC 3.2.1.91),简称 C_1 酶;内切- β -1,4-葡聚糖酶(endo- β -1,4-glucanases, EC 3.2.1.4),简称 C_x 酶; β -葡萄糖苷酶(β -1,4-glucosidases, EC 3.2.1.21)。淀粉酶包括 α -淀粉酶和 β -淀粉酶。木质素酶负责降解木质素,包含漆酶(EC 1.10.3.2)和过氧化物酶(EC 1.11.1.7)^[17]。纤维素酶和淀粉酶用水解反应中还原糖的释放量来表示,通过3,5-二硝基水杨酸(DNS)在波长为540nm处的吸光值进行测量^[22],酶活性用单位干质量凋落物单位时间内释放的葡萄糖物质的量来表示,单位为 $\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ 。木质素酶活性用摩尔消光系数为6340时1min内被氧化的邻联甲苯胺物质的量来计算^[17],该酶活性的单位也为 $\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ 。

1.4 数据处理与统计

用Excel 2007进行数据处理及绘图,用SPSS 16.0进行数据分析,通过单因素方差分析检验施铅对毛竹凋落叶分解的影响,并使用Duncan法比较各处理组间数据的差异。有关数据以“平均数±标准差”表示,当 $p < 0.05$ 时,统计结果具有统计学意义。

2 结果与分析

2.1 质量存留率

如图1所示,铅污染明显抑制了毛竹凋落物分解过程。在分解过程进行60d后,4个组的毛竹叶质量存留率变动范围为74%~79%;存留率以中度铅污染处理组最高(79%),轻度铅污染处理组最低(74%)。在分解过

程进行的前 40 d 内,施铅对毛竹凋落叶的质量存留率没有统计学意义上的影响;但至分解过程进行 60 d 后,中度和重度铅污染处理组中毛竹凋落叶的质量存留率则比轻度铅污染处理组和对照组的更高,且与轻度铅污染处理组的该项指标相比差异具有统计学意义($p < 0.05$)。

2.2 二氧化碳释放量

图 2a 显示了 60 d 内不同施铅量处理后毛竹凋落物降解时的二氧化碳释放量变化。在分解过程进行 20 d 后,4 个组之间的二氧化碳释放量没有统计学意义上的差异。在分解过程进行 40 d 后,轻度和中度铅污染处理组的二氧化碳释放量与对照组的相比表现出明显的下降趋势,但是重度铅污染处理组的这一指标与对照组的相比却表现出明显升高趋势。在分解过程进行 60 d 后,外源铅施加促进了毛竹凋落叶的二氧化碳释放,对照组的二氧化碳释放量明显比 3 个铅污染处理组的更低,且与中度和重度铅污染处理组的这一指标间的差异具有统计学意义($p < 0.05$)。

2.3 真菌生物量

图 2b 表示 60 d 内不同施铅量处理后毛竹凋落物的真菌生物量变化。在分解过程进行 20 d 到 40 d 后除中度铅污染处理在 40 d 时略高于对照组外,对照组菌丝长度明显高于 3 个施铅处理组,施加氯化铅整体抑制了菌丝生物量。在分解过程进行 60 d 后,轻度和中度铅污染处理组的真菌生物量虽然比对照组的更高,但三者的真菌生物量没有统计学意义上的差异;重度铅污染处理组的真菌生物量却明显比对照组的更低,且差异具有统计学意义($p < 0.05$)。因此,过高的氯化铅施加量抑制了真菌生物量。

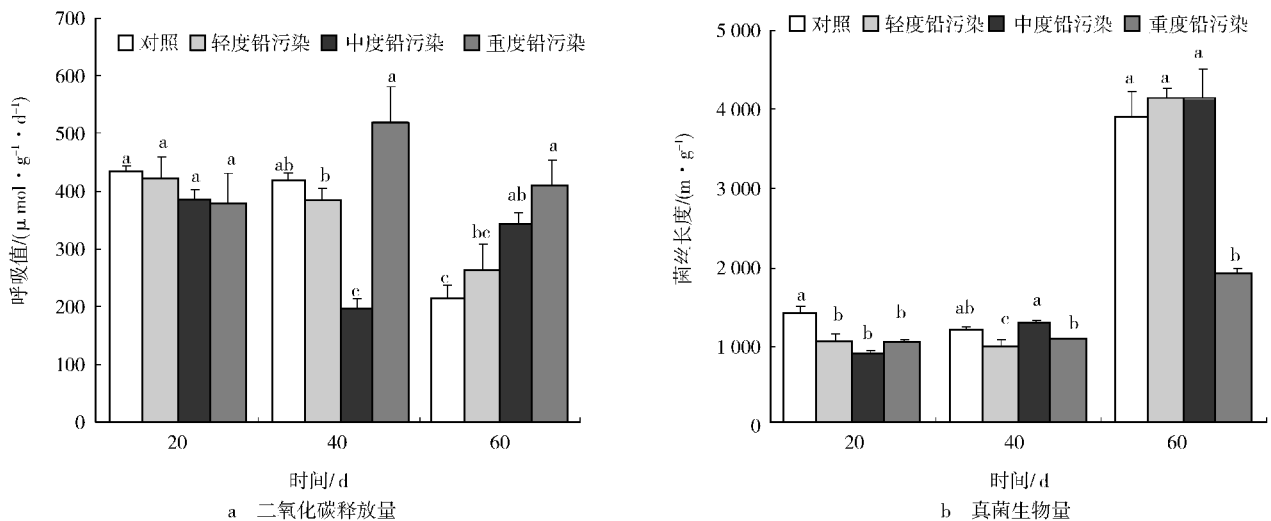


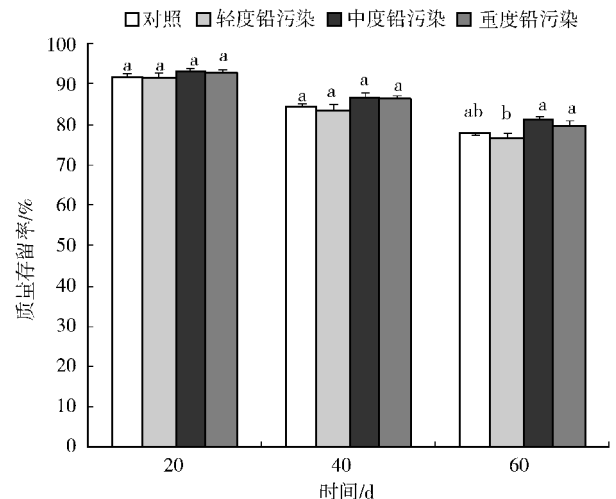
图 2 60 d 内不同氯化铅施加量对毛竹凋落叶二氧化碳释放量和真菌生物量的影响

Fig. 2 Effects of different concentrations of $PbCl_2$ on CO_2 release and

biomass in degrading litters of *P. pubescens* leaf during 60 days' incubation

2.4 酶活性

2.4.1 纤维素酶 纤维素酶活性随时间变化表现出下降的趋势。在不同的取样期,纤维素酶多数情况下表现出被抑制的趋势(图 3a-c)。分解过程进行 20 d 后,轻度和重度铅污染处理组 C_1 酶活性比对照组的更低,且与后者的差异均具有统计学意义($p < 0.05$);分解过程进行 40 d 后,重度铅污染处理组 C_1 酶活性明显比对照组的更高,差异均具有统计学意义($p < 0.05$);分解过程进行 60 d 后,对照组 C_1 酶活性比 3 个铅污染处理组的都更高,



注:不同小写字母表示组间数据具有统计学意义($p < 0.05$),下同。

图 1 施加不同氯化铅施加量降解 60 d 后对毛竹凋落叶的质量存留率的影响

Fig. 1 Effects of different concentrations of $PbCl_2$ on remaining mass in degrading litters of *P. pubescens* leaf after 60 days' incubation

与它们的差异均具有统计学意义($p < 0.05$)。因此,施加外源铅总体抑制了 C_1 酶活性(图 3a)。 C_x 酶和 β -葡萄糖苷酶的活性在分解过程中变化趋势大致相同,如图 3b-c 所示。在 60 d 的分解期内,除分解过程进行 20 d 后的中度铅污染处理组和分解过程进行 40 d 后的轻度铅污染处理组 C_x 酶和 β -葡萄糖苷酶的活性相对于对照组的两种酶的活性有统计学意义上的增加($p < 0.05$)以外,对照组中这两种酶活性均高于 3 个铅污染处理组。由此可见,施加外源铅整体上抑制了毛竹凋落物 C_x 酶和 β -葡萄糖苷酶的活性。综上所述,施加氯化铅对毛竹凋落物纤维素酶活性具有抑制作用。

2.4.2 淀粉酶 淀粉酶的活性在分解过程中随着时间的变化呈现出升高趋势。 α -淀粉酶和 β -淀粉酶活性变化如图 3d-e 所示。分解期的前 40 d,各铅污染处理组的 α -淀粉酶活性均高于对照组,尤其是轻度和重度铅污染处理组 α -淀粉酶活性与对照组的该项指标相比均具有统计学意义上的差异($p < 0.05$);而同时期内,除了在分解过程进行 20 d 后的轻度铅污染处理组 β -淀粉酶活性比其他 3 个组的更低且差异具有统计学意义之外($p < 0.05$),各组的 β -淀粉酶活性的差异并不明显,不具有统计学意义。分解过程进行 60 d 后,除了轻度铅污染处理组 α -淀粉酶活性、重度铅污染处理组 β -淀粉酶活性比对照组的这两种酶活性更低且差异具有统计学意义($p < 0.05$)外,其他铅污染处理组的这两种酶活性均比对照组的更高,但与后者的差异不具有统计学意义。总的来看,施加氯化铅在整体上促进了淀粉酶活性的增加。

2.4.3 木质素酶 漆酶和过氧化物酶活性变化如图 3f-g 所示。在分解过程进行 60 d 后,较高的氯化铅施加量明显抑制了漆酶活性,与对照组漆酶活性相比差异具有统计学意义($p < 0.05$)。但氯化铅对过氧化物酶活性的影响则与对漆酶活性的影响略有不同;虽然轻度和重度铅污染处理组对过氧化物酶活性具有明显的抑制作用,然而中度铅污染处理组却对过氧化氢酶活性具有明显的促进作用,且与对照组该指标的差异具有统计学意义($p < 0.05$)。

3 结论与讨论

铅污染具有生化毒性,是土壤重金属污染的重要组成部分之一^[7]。笔者用氯化铅作为外加铅源,设置了 4 个不同的施铅量以模拟含铅矿区土壤环境,研究了铅污染对毛竹凋落物分解速率的影响。结果显示,在 60 d 的分解期内,中度和重度铅污染处理组的毛竹凋落叶质量存留率始终比对照组的更高,且轻度铅污染处理组毛竹凋落叶质量存留率最低,与中度和重度铅污染处理组的这一指标相比有统计学意义上的差异($p < 0.05$),这一结果暗示当土壤含铅量升高时可能会抑制毛竹凋落叶分解过程。

本研究中,在分解期的前 40 d 内,施加外源铅总体抑制了毛竹凋落叶的二氧化碳释放量和真菌生物量,但在分解过程进行 60 d 后,施加外源铅整体上导致了毛竹凋落叶的这两项指标的上升,但重度铅污染处理组毛竹凋落叶的二氧化碳释放量在增加的同时,真菌生物量则与其他组的该项指标相比有统计学意义上的减少($p < 0.05$)。朱红梅等人^[3]发现,微生物生物量碳在高质量分数($500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)铅污染时明显下降,而微生物呼吸作用则增强。本研究结果与上述发现不同;当土壤含铅量为 $500 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ (轻度铅污染)时,在分解期的前 40 d 内,铅对二氧化碳释放量和生物菌丝量表现出明显的抑制作用;但在分解过程进行 60 d 后则整体表现为促进。当土壤含铅量为 $2000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 时本研究的结果则与上述发现相同。其中可能的一个原因在于:铅进入土壤后影响了微生物的群落构成,从而影响了微生物在土壤中的作用及细胞代谢,进而导致土壤中生物量的改变。而后期重度铅胁迫下二氧化碳释放量的增加可能是由于微生物在重金属胁迫环境下分配了更多能量以满足自身代谢需求所致^[3]。陈志博等人^[1]的研究结果表明:在 3 种土壤中,加铅后微生物量均呈降低趋势,较高的施铅量降低了土壤微生物生物量和酶活性,这与本研究的相关结果基本一致,其中原因在于加入的氯化铅在土壤中可以扩散、吸附、螯合或转化成其他化合物,如磷酸铅、碳酸铅等;由于铅在土壤中的扩散及累积导致了土壤中铅的毒性增加,因此影响了土壤微生物对土壤有机成分的分解转化^[1]。

分解过程中凋落物质量会随着时间的延长而减少,各类分解酶的活性也会随之发生一定的变化^[23]。本研究中,在 60 d 分解期内随着时间的变化,纤维素酶的活性逐渐降低,淀粉酶和木质素酶活性逐渐升高。这可能是因为酶的种类在凋落物的分解过程中随着凋落物质量的变化而变化:在分解初期,多糖类物质如纤维素等会被优先分解,这一时期会集中出现纤维素水解酶和 β -葡萄糖苷酶等与纤维素分解有关的酶类;随着时间的变化,凋落物中纤维素逐渐被降解且含量逐渐减少,与纤维素分解有关的酶活性逐渐降低;而漆酶活性逐渐升高说明随着分解过程的不断进行,更多难分解的化合物如木质素、脂肪、角质等在凋落物中所占比例相对更高,因而酶的种类

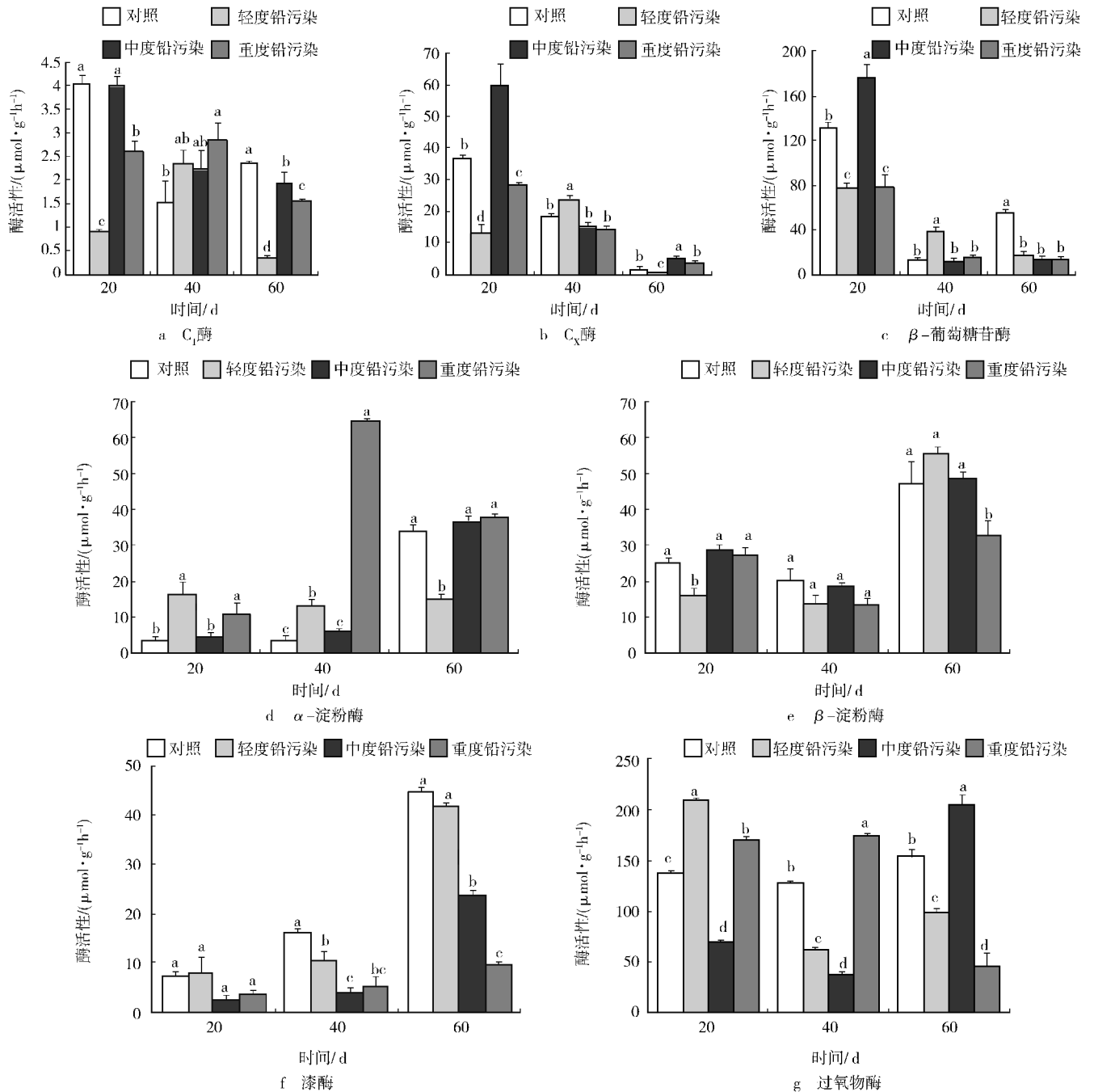


图 3 60 d 内不同氯化铅施加量对毛竹凋落叶酶活性的影响

Fig. 3 Effects of different concentrations of $PbCl_2$ on enzyme activity in degrading litters of *P. pubescens* leaf during 60 days' incubation

随之发生变化,故而木质素酶逐渐出现^[23]。本研究结果显示,施加氯化铅后,纤维素酶和漆酶活性整体被抑制;赵春燕等人^[24]研究也表明高质量分数(大于 $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的铅明显抑制了土壤微生物的生长发育,酶活性大幅度降低;高丽双等人^[4]研究结果则显示被重金属污染的土壤中,微生物活性降低,从而影响了土壤中有机的周转和矿化、养分转化和有机废弃物的循环等。造成上述结果产生的原因可能是铅降低了微生物细胞产生酶的能力或者是抑制了胞外酶的活性^[4],也可能是:铅与底物之间产生了非竞争性抑制作用,如有研究表明铅可能与酶蛋白结构中的某些结构成分如巯基和含咪唑的配位体等结合并形成稳定的化学键等^[2]。而施加氯化铅整体促进淀粉酶活性升高,则可能是因为铅促进了该类酶分子与底物的配位结合,从而使酶活性增强^[18],也有可能是因为铅通过影响 α 、 β -淀粉酶构型或基因的表达从而影响它们的活性^[25]。

综上,施加氯化铅整体抑制了毛竹凋落物分解,对土壤微生物生物量及活动起负面作用,本研究为今后研究

重金属污染对凋落物分解的影响研究提供了参考。

参考文献:

- [1] 陈智博,陈宏伟,朱蕴兰,等.铅对土壤微生物生物量和酶活性的影响[J].高师理科学刊,1999,19(3):47-50.
CHENZ B, CHEN H W, ZHU Y L, et al. Effects of lead stress on soil microbial biomass and enzyme activity[J]. Journal of Science of Teachers' College and University, 1999, 19(3): 47-50.
- [2] 孟庆峰,杨劲松,姚荣江,等.单一及复合重金属污染对土壤酶活性的影响[J].生态环境学报,2012,21(3):545-550.
MENG Q F, YANG J S, YAO R J, et al. Influence of single and combined pollutions of heavy metal on soil enzyme activity[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2012, 21(3): 545-550.
- [3] 朱红梅,李国华,崔静,等.重金属铅对土壤微生物活性的影响[J].南京农业大学学报,2011,34(6):125-128.
ZHU H M, LI G H, CUI J, et al. Effects of heavy metal lead on soil microbial activity[J]. Journal of Nanjing Agricultural University, 2011, 34(6): 125-128.
- [4] 高丽双,张丹.重金属对土壤微生物活性的影响[J].中国资源综合利用,2014,32(4):48-50.
GAO L S, ZHANG D. Effects of heavy metals on soil microbial activity[J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2014, 32(4): 48-50.
- [5] 王星敏,徐龙君,李虹.锰矿产资源绿色开发及安全管理对策[J].资源开发与市场,2010,26(7):633-636.
WANG X M, XU L J, LI H. Green mineral resources development and safety management countermeasures[J]. Production and Market Development, 2010, 26(7): 633-636.
- [6] 洪春来,贾彦博,王润屹,等.铅污染对土壤微生物及酶活性的影响[J].中国农学通报,2008,24(12):304-307.
HONG C L, JIA Y B, WANG R Y, et al. Effects of lead pollution on soil microorganism and enzyme activity[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2008, 24(12): 304-307.
- [7] 罗运阔,朱美英,廖敏,等.铅污染下旱地红壤酸性磷酸酶活性的变化[J].福建农林大学学报(自然科学版),2009,38(3):285-288.
LUO Y K, ZHU M Y, LIAO M, et al. Changes in acid phosphatase activity of upland red soil under Pb pollution[J]. Journal of Fujian Agriculture and Forestry University (Natural Science Edition), 2009, 38(3): 285-288.
- [8] 史艇.重金属和矿物油对土壤微生物生态活性的影响[J].农业环境保护,1993,12(3):105-107.
SHI T. Effects of heavy metals and mineral oils on soil microbial ecological activities[J]. Acta Agric. Protection, 1993, 12(3): 105-107.
- [9] 王纪杰,徐秋芳,姜培坤,等.毛竹凋落物对阔叶林土壤微生物群落功能多样性的影响[J].林业科学,2008,44(9):146-151.
WANG J J, XU Q F, JIANG P K, et al. Effects of *Phyllostachys pubescens* litter on functional diversity of soil microbial community in broad-leaved forest[J]. Forestry Science, 2008, 44(9): 146-151.
- [10] 刘广路,范少辉,官凤英,等.毛竹凋落叶组成对叶凋落物分解的影响[J].生态学杂志,2011,30(8):1598-1603.
LIU G L, FAN S H, GUAN F Y, et al. Effects of leaf litter composition on litter decomposition of *Phyllostachys pubescens* edulis[J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(8): 1598-1603.
- [11] 周国模,姜培坤.毛竹林的碳密度和碳贮量及其空间分布[J].林业科学,2004,40(6):20-24.
ZHOU G M, JIANG P K. Carbon density and carbon storage and spatial distribution of *Phyllostachys pubescens* forests[J]. Chinese Journal of Forestry, 2004, 40(6): 20-24.
- [12] 廖旭祥.武夷山毛竹纯林和竹阔混交林凋落物动态[J].林业勘察设计,2010(1):61-63.
LIAO X X. The dynamic of leaf litter for the pure forest of *Phyllostachys pubescens* and mixed bamboo in Wuyi mountain[J]. Forestry Survey and Design, 2010(1): 61-63.
- [13] 周耀渝,杨胜香,袁志忠,等.湘西铅锌矿区重金属污染评价及优势植物重金属累积特征[J].地球与环境,2012,40(3):361-366.
ZHOU Y Y, YANG S X, YUAN Z Z, et al. Assessment of heavy metal pollution in the lead-zinc Mining area of western Hunan and characteristics of heavy metal accumulation in dominant plants[J]. Earth and Environment, 2012, 40(3): 361-366.
- [14] 刘益贵,彭克俭,沈振国.湖南湘西铅锌矿区植物对重金属的积累[J].生态环境,2008,17(3):1042-1048.
LIU Y G, PENG K J, SHEN Z G. Heavy metal uptake by wild plants at six contaminated sites in Hunan Xiangxi area[J]. Ecology and Environment, 2008, 17(3): 1042-1048.
- [15] 孙健,铁柏清,秦普丰,等.铅锌矿区土壤和植物重金属污染调查分析[J].植物资源与环境学报,2006,15(2):63-67.
SUN J, TIE B Q, QIN P F, et al. Investigation of contaminated soil and plants by heavy metals in Pb-Zn mining area[J]. Journal of Plant Resources and Environment, 2006, 15(2): 63-67.
- [16] 孙健,铁柏清,钱湛,等.湖南郴州铅锌矿区周边优势植物物种重金属累积特性研究[J].矿业安全与环保,2006,33(1):29-31.
SUN J, TIE B Q, QIAN Z, et al. Accumulation characteristics of heavy metals in dominant plant species in the lead-zinc mine area of Chenzhou, Hunan province[J]. Mining Safety & Environmental Protection, 2006, 33(1): 29-31.

- [17] HE X B, HAN G M, LIN Y H, et al. Diversity and decomposition potential of endophytes in leaves of a *Cinnamomum camphora* plantation in China [J]. Ecological Research, 2012, 27(2): 273-284.
- [18] 胡荣桂, 李玉林, 彭佩钦, 等. 重金属镉, 铅对土壤生化活性影响的初步研究 [J]. 农业环境保护, 1990, 9(4): 6-9.
HU R G, LI Y L, PENG P Q, et al. A preliminary study on the effects of heavy metal Cd and Pb on the biochemical activity of soil [J]. Agro-environmental Protection, 1990, 9(4): 6-9.
- [19] 杨胜香, 易浪波, 刘佳. 湘西花垣矿区蔬菜重金属污染现状及健康风险评价 [J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(1): 17-23.
YANG S X, YI L B, LIU J. Heavy metals concentrations and health risk in vegetables grown on Mn and Pb/Zn mineland in Huayuan county, west Hunan province, China [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2012, 31(1): 17-23.
- [20] OLSON F C W. Quantitative estimates of filamentous algae [J]. Transactions of the American Microscopical Society, 1950, 69(3): 272-279.
- [21] PAPA S, PELLEGRINO A, FIORETTO A. Microbial activity and quality changes during decomposition of *Quercus ilex* leaf litter in three Mediterranean woods [J]. Applied Soil Ecology, 2008, 40(3): 401-410.
- [22] MILLER G L. Use of dinitrosalicylic acid reagent for determination of reducing sugar [J]. Analytical Chemistry, 1959, 31(3): 426-428.
- [23] 葛晓敏, 吴麟唐, 罗忠森, 等. 森林凋落物分解与酶的关系研究进展 [J]. 世界林业研究, 2013, 26(1): 43-47.
GE X M, WU L T, LUO Z S, et al. Advances in the study of the relationship between forest litter decomposition and enzymes [J]. World Forestry Research, 2013, 26(1): 43-47.
- [24] 赵春燕, 孙军德, 宁伟. 重金属对土壤微生物酶活性的影响 [J]. 土壤通报, 2001, 32(2): 93-95.
ZHAO C Y, SUN J D, NING W. The influence of heavy on soil microbial enzyme activity [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2001, 32(2): 93-95.
- [25] 葛才林, 杨小勇, 孙锦荷, 等. 重金属胁迫对水稻萌发种子淀粉酶活性的影响 [J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2002, 30(3): 47-52.
GE C L, YANG X Y, SUN J H, et al. Effect of heavy metal stress on the amylase activity in germinating rice seeds [J]. Journal of Northwest A&F University (Natural Science Edition), 2002, 30(3): 47-52.

Effects of Lead on the Decomposition of *Phyllostachys pubescens* Leaf Litter in Western Hu'nan Province

XUE Yinting, LIN Yonghui, HE Xingbing, LUO Yonglu, WU Xue, XIAO Jiamin, CHEN Ting

(College of Biology and Environmental Sciences, Jishou University, Jishou Hunan 416000, China)

Abstract: [Purposes] The aim of the present study was to study the decomposition mechanism of litter fall in *Phyllostachys pubescens* by different lead pollution. [Methods] The field experiment were carried out by using litter bags method in the short term (60 days). The effects of exogenous lead pollution were studied, including 2 000, 1 000, 500 mg · m⁻² concentration on the loss of litters, the release of carbon dioxide, fungal biomass and enzymatic activity. [Findings] In the decomposition period of decomposition of 60 days, the exogenous lead was inhibited the decomposition of litter leaves, when the concentration of lead was moderate and high, the dry weight of *P. pubescens* leaves was higher than other groups. The effect of exogenous lead on the release of carbon dioxide and the fungal biomass of *P. pubescens* leaves at 40 days before decomposition were overall inhibition, but at 60 days, high group promoted the release of carbon dioxide of *P. pubescens* but reduced the fungal biomass. In the decomposition period of 60 days, the results of enzyme activity test showed that the different levels of lead pollution inhibited the cellulase and laccase activity as a whole, but had a positive effect on amylase activity. [Conclusions] In conclusion, heavy metal lead had a negative effect on the litter decomposition of *P. pubescens*, which may provide a theoretical basis for the future study on the decomposition of litter in the vicinity of heavy metal mining area.

Keywords: lead; *Phyllostachys pubescens* leaf litter; the loss of litterfall; negative effect

(责任编辑 方 兴)