

鸡粪生物炭施用影响聚乳酸微塑料污染的酸性土壤质量

邹晓燕, 曹凯博, 王强, 汪印

引用本文:

邹晓燕, 曹凯博, 王强, 汪印. 鸡粪生物炭施用影响聚乳酸微塑料污染的酸性土壤质量[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(4): 866-873.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2023-0327>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

虾壳生物炭对Cd-As复合污染土壤修复效应及土壤可溶性有机碳含量的影响

孙涛, 孙约兵, 贾宏涛, 吴泽赢

农业环境科学学报. 2021, 40(8): 1675-1685 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0056>

羊栖菜生物炭对镉污染土壤性质及镉形态的影响

汪玉瑛, 计海洋, 吕豪豪, 刘玉学, 杨瑞芹, 杨生茂

农业环境科学学报. 2018, 37(6): 1132-1140 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1501>

施用生物炭对重金属污染农田土壤改良及玉米生长的影响

李衍亮, 黄玉芬, 魏岚, 黄连喜, 黄庆, 许桂芝, 刘忠珍

农业环境科学学报. 2017, 36(11): 2233-2239 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0522>

生物炭对土壤-植物体系中铅镉迁移累积的影响

黄连喜, 魏岚, 刘晓文, 吴颖欣, 李翔, 黄玉芬, 黄庆, 刘忠珍

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2205-2216 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0740>

生物炭对噻虫胺在土壤中吸附和降解的影响

邵翼飞, 张鹏, 刘爱菊

农业环境科学学报. 2019, 38(11): 2520-2527 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-0460>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

邹晓燕, 曹凯博, 王强, 等. 鸡粪生物炭施用影响聚乳酸微塑料污染的酸性土壤质量[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(4): 866–873.

ZOU X Y, CAO K B, WANG Q, et al. Effects of chicken-manure biochar application on the soil quality of polylactic acid microplastic-contaminated acidic soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2024, 43(4): 866–873.



开放科学 OSID

鸡粪生物炭施用影响聚乳酸微塑料污染的酸性土壤质量

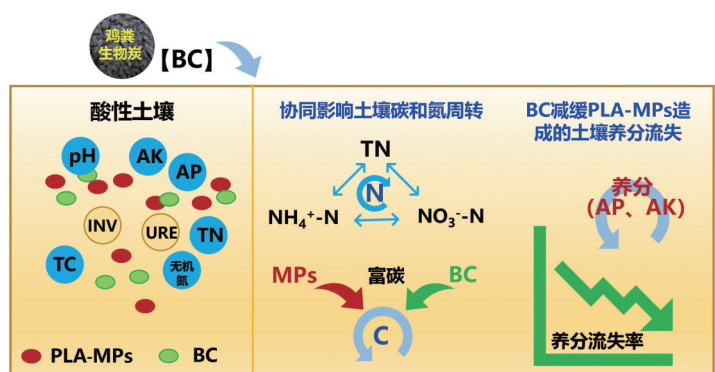
邹晓燕¹, 曹凯博^{1,2,3}, 王强^{1,4}, 汪印¹

(1. 中国科学院城市环境研究所城市污染物转化重点实验室, 福建 厦门 361021; 2. 中国科学院大学, 北京 101408; 3. 福建农林大学生命科学学院, 福州 350002; 4. 福州大学环境与安全工程学院, 福州 350108)

摘要:为研究生物炭对可生物降解塑料污染土壤理化性质的影响,以聚乳酸微塑料(PLA-MPs)为研究对象,开展半年的土壤培养实验,分析施用鸡粪生物炭对 PLA-MPs 污染的酸性土壤质量的影响。结果表明:PLA-MPs 污染导致土壤 pH 升高,造成氮、磷、钾等养分流失,影响土壤碳周转;施用鸡粪生物炭使 PLA-MPs 污染的酸性土壤变成碱性,脲酶和转化酶活性有不同程度的上调,培养结束时,土壤有效磷和速效钾分别提高 61.08% 和 6.10 倍,无机氮锐减 64.31%;PLA-MPs 和生物炭协同作用下,土壤净全碳变化量与 PLA-MPs 污染土壤的净碳变化量呈极显著正相关。研究表明,生物炭的施用可减缓 PLA-MPs 污染造成的磷和钾养分流失,生物炭和 PLA-MPs 协同影响土壤全碳周转和氮转化。

关键词:聚乳酸微塑料;生物炭;土壤理化性质;酶活性;酸性土壤

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2024)04-0866-08 doi:10.11654/jaes.2023-0327



Effects of chicken-manure biochar application on the soil quality of polylactic acid microplastic-contaminated acidic soil

ZOU Xiaoyan¹, CAO Kaibo^{1,2,3}, WANG Qiang^{1,4}, WANG Yin¹

(1. Key Laboratory of Urban Pollutant Conversion, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 101408, China; 3. College of Life Sciences, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China; 4. College of Environment & Safety Engineering, Fuzhou University, Fuzhou 350108, China)

Abstract: Recently, biodegradable plastics were proposed to solve the issue of microplastic particles (MPs). However, biodegradable MPs may pose stronger negative effects on several soil species than traditional MPs under some conditions. Biochar has been widely used in soil improvement and remediation, but the effects of biochar application on the physicochemical properties of the soil are still limited. Therefore, polylactic acid (PLA) MPs were selected as the research object, and a half-year soil culture experiment was conducted to

收稿日期:2023-04-26 录用日期:2023-07-11

作者简介:邹晓燕,女,博士,副研究员,主要从事固体废物资源化利用研究。E-mail:xyzou@iue.ac.cn

基金项目:福建省自然科学基金项目(2022J01510);厦门市自然科学基金项目(3502Z20227239);“一带一路”国际科学组织联盟项目(ANSO-CR-KP-2021-08);福建省中科院STS计划项目(2020T3036, 2021T3102, 2021T3073, 2021T3049, 2022T3065);中国科学院战略重点研究计划项目(XDA23030301)

Project supported: Natural Science Foundation of Fujian Province, China (2022J01510); Natural Science Foundation of Xiamen, China (3502Z20227239); Alliance of International Science Organizations (ANSO-CR-KP-2021-08); STS Plan Supporting Project of the Chinese Academy of Sciences in Fujian Province, China (2020T3036, 2021T3102, 2021T3073, 2021T3049, 2022T3065); The Strategic Priority Research Program of the Chinese Academy of Sciences (XDA23030301)

analyze the effects of chicken-manure biochar on the quality of PLA-MP polluted soils. The results revealed that PLA-MPs pollution caused an increase of soil pH, posed the loss of nutrients (e.g., nitrogen, phosphorus, and potassium), and influenced the soil carbon turnover. The alkalization of acidic soils and the varying upregulated activities of urease and invertase were observed post chicken-manure biochar application. Furthermore at the end of soil incubation clear increase in the available phosphorus and potassium with 61.08% and 6.10 times, respectively, was observed in PLA-MP polluted soils; however, a remarkable decline in inorganic nitrogen with 64.31% was observed. Under the synergistic effects of PLA-MPs and biochar, the net total carbon variable was significantly positively correlated with that of in PLA-MPs polluted soils. This study demonstrates that the biochar application slows down the PLA-MPs induced nutrient loss and that the soil total carbon turnover and nitrogen transformations are synergistically affected by biochar and PLA-MPs.

Keywords: polylactic acid microplastic; biochar; soil physicochemical property; enzyme activity; acidic soil

塑料地膜广泛应用于现代农业,带动了粮食产量的快速增长。然而,传统以聚乙烯(PE)为原料的地膜在土壤中难以降解,PE地膜的长期使用导致了土壤塑料和微塑料(MPs)污染。据估计,陆地上的MPs污染可能是海洋污染的4~23倍^[1],在重度污染的土壤中MPs可占土壤质量的7%^[2]。因此,可生物降解地膜已成为解决日益严重的土壤塑料堆积问题的可行方案^[3]。

聚乳酸(Polylactic acid, PLA)是一种可生物降解塑料^[4-5],近年来被越来越多地使用,以避免PE和聚丙烯(PP)等传统塑料对自然环境的威胁^[5-7]。根据欧洲生物塑料协会统计,2022年全球可生物降解塑料的生产能力为114万t,其中PLA占比超过40%,预计到2027年PLA的占比将超过65%,生产能力近240万t,PLA是目前应用最广的一类可生物降解塑料^[8]。理论上,PLA可被微生物降解和利用,并最终转化成微生物物质、水和CO₂^[9]。然而,PLA的降解被证明与传统塑料相同,是有条件且缓慢的,甚至会产生更多的MPs^[9-11],并且会导致与传统塑料截然不同的环境影响。研究表明,在酸性土壤中,PLA-MPs的残留量达到2%(m/m)PLA-MPs时,将显著提高土壤pH,造成土壤矿质氮和有效磷等养分流失,相比之下,PE-MPs的影响较小^[12],同时因为MPs,尤其是可生物降解塑料本身或其中间体可作为有机碳源^[13],从而会显著提高土壤溶解性有机碳(DOC)^[12,14]。因此,联合国环境规划署对可生物降解塑料的生态安全性提出了质疑^[15]。

生物炭因具有高比表面积、高碳氮比和强吸附能力等特性而常被用作土壤污染修复剂和质量改良剂^[16-17],其有良好的土壤养分保持能力^[18-19],对改善酸性土壤pH、提高作物产量有良好的促进作用^[20]。随着土壤MPs污染日益加剧和生物炭广泛施用,生物炭和MPs将在土壤中大概率共存,并改变土壤性质,增强土壤功能和过程。在此背景下,Palansooriya等^[21]研究发现油菜秸秆和软木颗粒生物炭均可增加受低密度聚乙烯(LDPE)污染土壤的pH。生物炭对土壤电导率、有效磷、总可交换态阳离子量和酶活性的影响则因生物炭类型和土壤性质不同而不尽相同^[22]。然而,生物炭对受MPs污染,尤其是可生物降解MPs污染的土壤质量的影响研究相对较少。

本研究以南方农田酸性土壤为研究对象,通过半年的微观土壤培养实验,分析了以鸡粪为原料制备的生物炭对PLA-MPs污染土壤的影响,以评估生物炭作为PLA-MPs污染土壤改良剂提升土壤质量的潜力,并为后续MPs污染土壤的修复提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验材料

酸性砂壤土采自福建省厦门市集美区后溪镇(24°38'17"N,118°02'01"E),采集农田表层(0~20 cm)土壤,剔除植物根茎、石粒等杂质,自然风干后过2 mm筛,用于后续土壤培养实验,土壤基本理化性质见表1。生物炭由鸡粪在500℃通过外热式炭化炉热解2 h后得到。生物炭冷却到室温后,研磨过60目筛,装入密封

表1 土壤、生物炭和PLA-MPs的基本理化性质
Table 1 Physicochemical properties of soil, biochar and PLA-MPs

样品 Sample	pH	含水率 Moisture/%	全碳 Total carbon/%	全氮 Total nitrogen/%	速效钾 Available potassium/(mg·g ⁻¹)	有效磷 Available phosphorus/(mg·g ⁻¹)
土壤	5.80	18.20	1.39	0.12	0.44	0.23
MBC	9.85	—	25.46	2.11	44.73	9.44
PLA-MPs	3.67	—	47.78	0.05	—	—

袋备用,标记为MBC。PLA-MPs(60目)从网站购买(竟成塑料),由美国NatureWorks公司生产,密度为 $1.24 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ 。

1.2 实验设计

土壤培养实验在中国科学院城市环境研究所室内进行,设置4个处理组:CK(对照,不添加MBC和PLA-MPs)、PLA(仅添加PLA-MPs)、BC(仅添加MBC)和PLA+BC(同时添加PLA-MPs和MBC),每个处理组重复3次。根据土壤生态系统中MPs污染现状^[2],同时考虑土壤MPs污染会随着地膜的持续使用而进一步加剧,本实验选择2%(m/m)的添加量^[14]。目前研究发现3%的生物炭施用量对土壤修复和质量改善效果较好^[23-24],因此,本研究MBC投加量为3%。在正式培养之前,先将风干土的含水率调到约为土壤饱和含水率的40%,室内培养5 d;然后,按上述比例向土壤中添加PLA-MPs和MBC,充分混合均匀后,用透气封口膜覆盖,以减少水分流失,同时便于气体交换。土壤每周调节一次含水率,保证整个培养周期内土壤含水率维持不变。将所有土壤样品靠窗放置,培养180 d。

1.3 样品采集与测定

在第0、15、30、60、90、120、180天分别采集土壤样品。每次采集的土壤样品分成两部分:一部分鲜土用于测定 NH_4^+-N ^[25]和 NO_3^--N ^[26];另一部分土壤进行冷冻干燥后,研磨过2 mm、1 mm和60目筛。采用pH计测定土壤pH(土水比1:2.5);过1 mm筛的冻干土样用元素分析仪测定土壤全碳(Total carbon, TC)和全氮(Total nitrogen, TN);过60目筛的冻干土样用于土壤有效磷(Available phosphorus, AP)、速效钾(Available potassium, AK)含量和脲酶(Urease, URE)、转化酶(Invertase, INV)活性的测定,其中AP和AK分别经碳酸氢钠浸提法^[27]和乙酸铵浸提法^[28]提取后用等离子体发射光谱仪测定,土壤URE和INV活性分别采用靛酚蓝比色法和3,5-二硝基水杨酸比色法测定^[29]。

1.4 数据处理

利用公式(1)计算培养过程中AP、AK等养分的流失率:

$$\text{养分流失率} = \frac{C_0 - C_{180}}{C_0} \times 100\% \quad (1)$$

式中: C_0 为第0天土壤养分含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; C_{180} 为第180天土壤养分含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

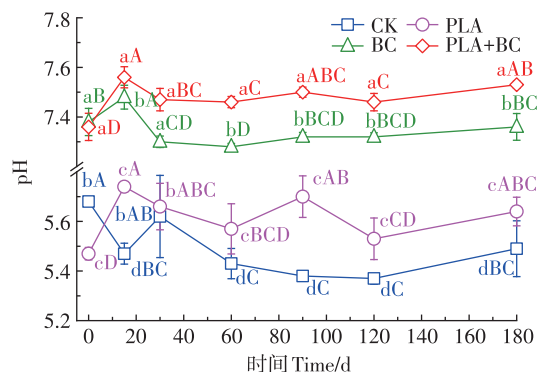
采用SPSS 26.0进行数据处理、计算均值和标准差;用Duncan多重比较法检验处理间差异,用Pearson

双尾检验检测土壤各理化性质间的相关性;利用Origin 2018绘图。结果以(平均值 $\pm$ 标准差)形式表示。

2 结果与分析

2.1 生物炭影响PLA-MPs污染土壤的pH

PLA-MPs和MBC均对土壤pH产生影响。总体上,PLA-MPs污染会升高土壤pH。在培养前期(15 d)pH表现出升高的趋势,而后降低,并保持相对稳定(图1)。与对照相比,除第0天和第30天外,PLA-MPs污染使土壤pH显著升高($P < 0.05$),在第15~180天的培养过程中,PLA-MPs污染使土壤pH平均升高0.18个单位。施用MBC后,土壤可由酸性变成碱性(pH 7.28~7.48),且受PLA-MPs污染的土壤施用MBC后,其土壤pH较仅添加MBC土壤会进一步提高0.15个单位($P < 0.05$)。



不同小写字母表示同一采样时间,不同处理组间差异显著($P < 0.05$);不同大写字母表示同一处理,不同处理时间之间差异显著($P < 0.05$)。下同。Different lowercase letters indicate significant differences in the same time among different treatments; different uppercase letters indicate significant differences in the same treatments among different times ($P < 0.05$). The same below.

图1 生物炭对PLA-MPs污染土壤pH的影响

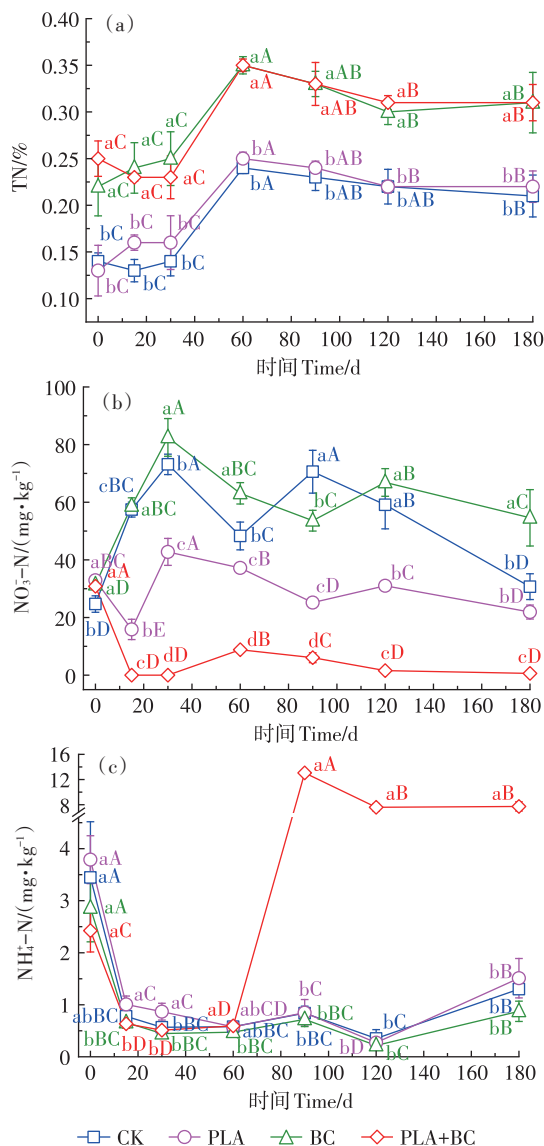
Figure 1 Effects of biochar on the pH of PLA-MPs polluted soils

2.2 生物炭改变PLA-MPs污染土壤的氮素水平

将 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量之和定义为无机氮含量。如图2所示,总体上,土壤TN呈现逐渐累积的过程,且无机氮以 NO_3^--N 为主。与对照相比,PLA-MPs对土壤TN含量没有显著影响,却导致土壤 NO_3^--N 含量显著减少,而单施MBC可显著增加土壤 NO_3^--N 含量($P < 0.05$)。当PLA-MPs和MBC共存时,无机氮含量较PLA-MPs单独存在时显著减少,经过180 d培养减少了64.31%,并且土壤中 NH_4^+-N 成为无机氮的主要存在形态。

2.3 生物炭改变PLA-MPs污染土壤的全碳含量

PLA-MPs和MBC均为富碳材料,因此,PLA-MPs

图2 土壤TN、NO₃-N和NH₄-N含量Figure 2 Contents of total nitrogen, NO₃-N and NH₄-N in soils

污染和添加 MBC 导致土壤 TC 含量显著增加 ($P < 0.05$, 图 3), 并且所有样品 TC 含量均在第 60 天达到峰值后略有降低。经过 180 d 的培养, 与对应的初始值相比, 对照组和添加 MBC 的土壤中 TC 含量分别增加 21.32% ($P < 0.05$) 和 11.68% ($P > 0.05$), 相较之下, PLA-MPs 污染导致土壤 TC 含量较初始值降低 13.41% (PLA 组) 和 7.67% (PLA+BC 组)。

2.4 生物炭增加 PLA-MPs 污染土壤的速效磷和速效钾含量

如图 4a 所示, 第 0~15 天土壤 AP 发生骤降, 且添加 MBC 的处理组 (BC 和 PLA+BC) 的 AP 含量均显著高于对照组 ($P < 0.05$), 经过 180 d 的培养, 与对照组相比, BC 和 PLA+BC 处理组的 AP 含量分别提高了

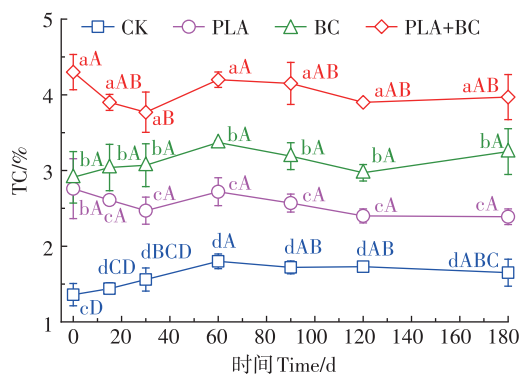


图3 不同处理组土壤TC含量

Figure 3 Contents of total carbon in the soils

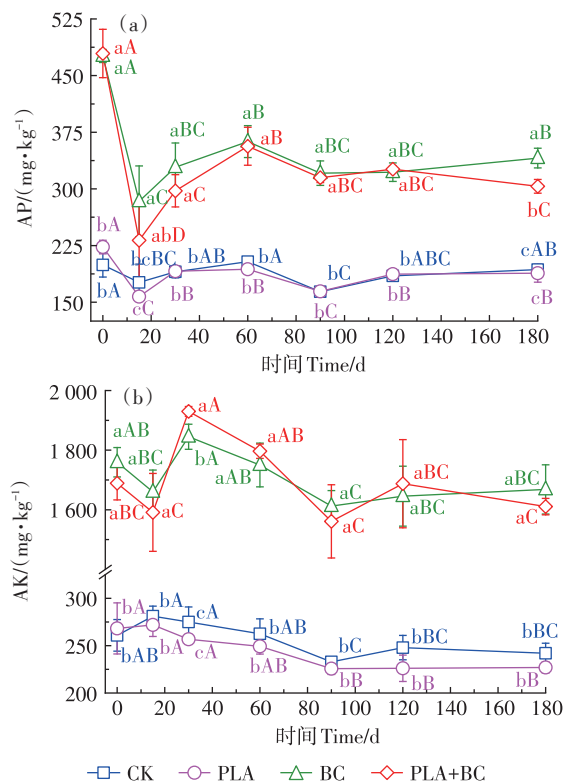


图4 土壤AP和AK含量

Figure 4 Contents of available phosphorus and potassium in the soils

76.42% 和 57.08%。尽管如此, 与相应的初始值相比, 对照和 PLA 组的土壤 AP 流失率分别为 3.06% 和 15.53%, 施用 MBC 的土壤 AP 流失率分别为 28.40% (BC 组) 和 36.69% (PLA+BC 组)。对于土壤 AK 而言 (图 4b), 对照组和 PLA 组土壤的 AK 含量相当 ($P > 0.05$), 分别为 $(257.5 \pm 17.5) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $(246.4 \pm 20.3) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 而添加 MBC 后土壤 AK 显著提高 ($P < 0.05$), 平均增幅达到 5.62 倍。经过 180 d 培养, PLA-MPs 污染土壤 AK 流失率为 15.38%, 相比之下, 对照组和施用 MBC 的土壤 AK 含量则维持相对稳定。

上述结果表明,PLA-MPs污染会加剧土壤磷和钾等养分流失。MBC本身具有高磷和高钾特征,因此,施用MBC可显著提高土壤AP和AK含量。但是这种高磷养分的一次性输入,却加剧土壤AP的流失和转化,尤其是向PLA-MPs土壤施用MBC。相比之下,土壤钾养分具有更好的稳定性。

2.5 生物炭和PLA-MPs影响土壤酶活性

土壤酶对土壤胁迫反应敏感,可作为土壤健康变化的指标。如图5a所示,在整个培养过程中,虽然土壤URE活性有不同程度的波动,但总体上,PLA-MPs污染和MBC的施用均提高了土壤URE活性。经过180 d的培养,仅受PLA-MPs污染土壤(PLA组)的URE活性比对照组提高31.75%,而施用MBC的土壤(BC和PLA+BC组)URE活性是对照组的3.32倍和4.29倍。

与URE影响类似,总体而言,与对照组相比,PLA-MPs污染对土壤INV活性影响较小,而MBC单独施用能够显著提高土壤INV活性。经过180 d培养,仅受PLA-MPs污染的土壤INV活性较对照组提高了14.89% ($P>0.05$),单施MBC的土壤INV活性是对照组的1.91倍。但是,MBC却对PLA-MPs污染土壤的INV活性逐渐产生了抑制,180 d后,PLA-MPs和

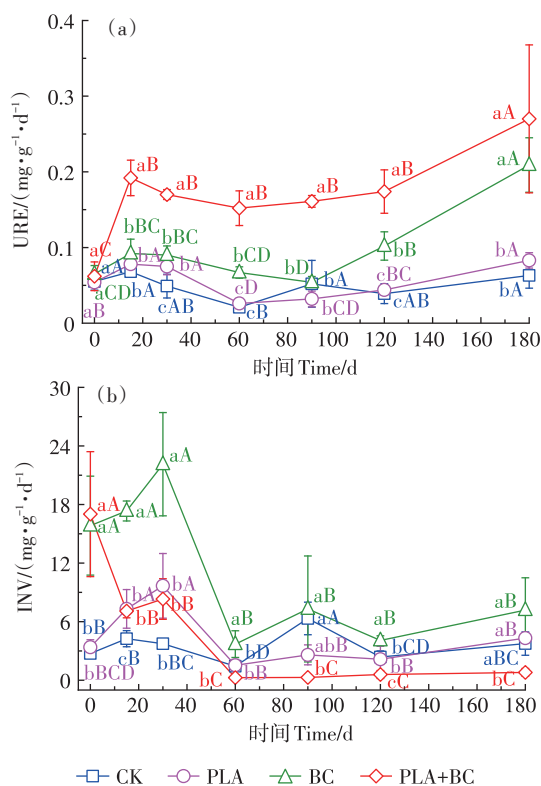


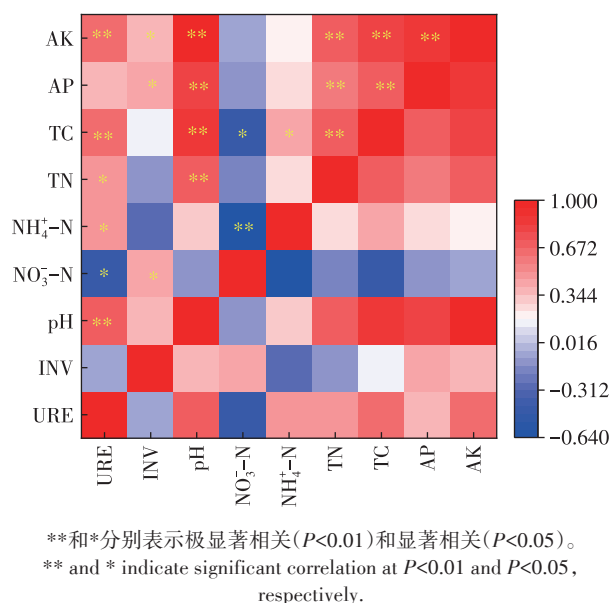
图5 土壤URE和INV活性的变化

Figure 5 Activity of urease and invertase activity in the soils

MBC共存土壤的INV活性较PLA-MPs污染土壤减少了81.25% ($P<0.05$)。

2.6 土壤理化性质间的相关性分析

相关分析表明(图6),土壤化学性质和酶活性之间相关性较强,多呈极显著正相关。在整个培养周期中,土壤URE与pH、TC、AK呈极显著正相关($P<0.01$),与TN、NO₃-N和NH₄-N呈显著正相关($P<0.05$);而土壤INV与NO₃-N、AP和AK呈显著正相关($P<0.05$)。土壤TC受URE、pH、NO₃-N、NH₄-N和TN影响显著($P<0.05$);土壤TN则与pH呈极显著正相关($P<0.01$),与URE呈显著正相关($P<0.05$)。此外,土壤pH与TC、AP和AK呈极显著正相关($P<0.01$)。



**和*分别表示极显著相关($P<0.01$)和显著相关($P<0.05$)。
** and * indicate significant correlation at $P<0.01$ and $P<0.05$, respectively.

图6 土壤性质之间的相关性分析

Figure 6 Correlation analysis of soil properties

3 讨论

3.1 生物炭对PLA-MPs污染土壤pH的影响

生物炭存在碱性灰分、碳酸盐以及热解过程中产生的可交换性碱性阳离子,其本身呈碱性^[30-31]。因此,施用MBC导致本研究中酸性土壤的pH增加到7.28~7.56。理论上,PLA解聚和水解伴随着乳酸的产生和pH的降低,因此,pH常用于评价PLA的降解^[32]。然而,本研究发现,在整个培养过程中,受PLA-MPs污染的土壤,无论是否施用MBC,其土壤pH较对照组和单施MBC组提高0.15~0.18个单位,这与Feng等^[12]的研究结果类似,表明经过180 d的培养,PLA-MPs的水解未进行到乳酸释放点^[32]。此外,PLA-MPs污染的土壤具有更高的URE活性,URE的产生可促

进尿素水解转化成 NH_4^+ 和 OH^- ,从而导致PLA-MPs污染的土壤具有更高的pH。相关性分析也表明,土壤pH与URE活性呈极显著正相关($R=0.783, P<0.01$)。

3.2 生物炭影响PLA-MPs污染土壤氮转化过程

众所周知,土壤URE参与尿素水解产生 NH_3 ,并进一步形成 NH_4^+ ,同时释放 CO_2 。本研究中,PLA-MPs污染使土壤URE活性提高31.75%,而施用MBC的土壤URE活性增加了2.3~3.3倍,表明PLA-MPs和MBC可加速土壤 NH_4^+ -N生成,而MBC对 NH_4^+ 和 NO_3^- 的吸附作用会减少土壤氮素的淋溶和挥发损失^[33],进而增加土壤 NH_4^+ -N和 NO_3^- -N的含量。此外,土壤氮的代谢受土壤C/N的影响。当土壤C/N大于25时,可能会造成微生物缺乏氮素,土壤无机氮的生物固持作用大于矿化作用^[34]。在本研究中,对于仅施用MBC的土壤而言,由于MBC和供试土壤的C/N分别为12.1和13.1,二者相当,因此C/N变化对土壤无机氮累积量的影响较小,但显著提高的URE活性又大幅增加了土壤中无机氮的累积。然而,与MBC相比,PLA-MPs的C/N高达956,过高的C/N导致氮固持作用超过了矿化作用,造成土壤无机氮流失,因此虽然PLA-MPs导致较高的URE活性,但是无机氮含量明显减少。此外,施用MBC能够刺激土壤微生物的活性和数量,从而增加微生物对无机氮的生物固持^[35],进一步减少PLA-MPs污染土壤的无机氮累积。

3.3 生物炭影响PLA-MPs污染土壤碳周转

PLA和MBC均有较高含碳量,PLA-MPs污染或添加MBC必然导致土壤TC增加,改变土壤碳库组成和流动转化。除了外源性添加物的影响,土壤微生物呼吸和同化作用也会影响土壤TC含量(对照土壤)。因此,无法区分土壤TC的变化是土壤自身代谢,还是外源性物质造成的。为此,本研究假设在培养过程

中,PLA-MPs和MBC均未发生降解,且二者不存在交互作用,将扣除PLA-MPs和MBC材料含碳量的处理组与对照组TC含量之间的差值定义为净TC变化量,计算公式如下:

$$\Delta TC = TC_{T,t} - TC_{Con,t} - TC_{Mat} \quad (2)$$

$$\text{累积变化强度} (\% \cdot d^{-1}) = \frac{\Delta TC}{T} \quad (3)$$

式中: ΔTC 表示净土壤TC的变化量,%; $TC_{T,t}$ 表示处理组第 t 天土壤TC含量,%; $TC_{Con,t}$ 表示对照组第 t 天土壤TC含量,%; TC_{Mat} 表示PLA-MPs和MBC的TC含量,%; T 表示培养天数,d。

扣除培养过程中PLA-MPs和MBC及土壤本身的碳代谢的影响后,如图7a所示,在培养过程,PLA-MPs污染的土壤中TC持续减少,且前30 d土壤TC变化强度最大($0.017\% \cdot d^{-1}$),随着培养时间延长,变化强度逐渐减弱(平均 $0.002\% \cdot d^{-1}$)。这是因为PLA的分子链中含有易水解的酯键,可在酸性条件下通过 H^+ 催化酯键断裂发生水解^[36],形成低分子量聚合物,从而贡献土壤DOC^[37],因此,在一定程度上提高的土壤INV活性可驱动有机质分解^[38]。在添加MBC的处理中,土壤TC则维持相对稳定(变化强度为 $0.001\% \cdot d^{-1} \sim 0.008\% \cdot d^{-1}$),这与其特有的芳香化结构使它具有较高的化学稳定性有关^[39]。尽管如此,MBC也含有部分易分解态碳^[40],可补充土壤可利用有机态碳,可优先被微生物利用^[41],从而可在短期内提高土壤INV活性。此外,通过配对样本 T 检验,发现PLA+BC组的净土壤TC的变化量理论值与实测值存在显著性差异($P<0.05$),PLA-MPs和MBC共存对土壤TC的影响存在交互作用,且短期交互作用更加明显;同时Pearson双尾相关性分析发现(图7b),MBC诱导PLA-MPs污染土壤的净TC变化量与PLA-MPs污染土壤净变化

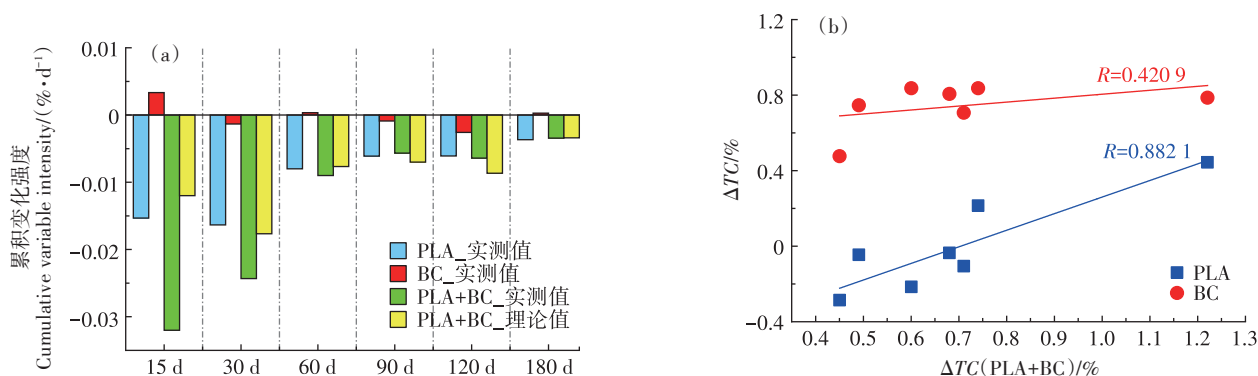


图7 土壤TC累积变化强度和PLA+BC组与PLA/BC组间净TC变化量相关性分析

Figure 7 Cumulative variable intensity of soil TC and correlation analysis of net TC variable between PLA+BC and PLA/BC alone treatments

量呈极显著正相关($P<0.01$),表明二者共存时土壤碳库组成和流动转化主要受PLA-MPs引起的TC变化的影响。添加MBC后,酸性土壤变成了碱性。PLA的生物降解分两步进行:水解降解和随后的微生物攻击^[42]。在碱性水解条件下, OH^- 回咬催化PLA酯键随机断裂,相比之下, H^+ 则与PLA链端形成较为稳定的五元环^[36,43],因此,碱性条件下PLA的水解速率高于酸性条件。此外,微生物攻击过程中分泌的降解酶是真正发挥作用的关键因素^[44]。PLA降解酶可分为蛋白酶和脂肪酶,并以蛋白酶为主。通过对56种商品蛋白酶对PLA降解能力的分析发现,酸性和中性蛋白酶基本没有降解活性或活性极低,而碱性蛋白酶具有较高的降解活性^[45]。因此,添加MBC后,PLA-MPs的降解实际上是碱水解和酶水解协同作用的结果^[46]。然而,添加MBC后的碱性条件却抑制了INV的活性^[47],因为INV在酸性pH下具有最佳活性^[48]。

4 结论

通过为期半年的土壤培养实验,本研究发现,聚乳酸微塑料(PLA-MPs)污染提高酸性土壤pH,造成土壤无机氮、有效磷和速效钾流失,180 d的流失率分别为53.57%、15.53%和15.38%。向PLA-MPs污染的土壤施用生物炭,可使酸性土壤变成碱性,显著提升PLA-MPs污染土壤磷和钾养分含量,却降低了无机氮含量。生物炭和可生物降解微塑料协同影响土壤全碳周转和氮转化。生物炭对可生物降解微塑料污染土壤影响的作用机制有待进一步探究。

参考文献:

- [1] HORTON A A, WALTON A, SPURGEON D J, et al. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 586: 127–141.
- [2] RILLIG M C. Microplastic disguising as soil carbon storage[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(11): 6079–6080.
- [3] HAIDER T P, VÖLKER C, KRAMM J, et al. Plastics of the future? The impact of biodegradable polymers on the environment and on society[J]. *Angewandte Chemie*, 2019, 58(1): 50–62.
- [4] TOKIWA Y, CALABIA B P. Biodegradability and biodegradation of poly(lactide) [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2006, 72(2): 244–251.
- [5] KARAMANLIOGLU M, HOULDEN A, ROBSON G D. Isolation and characterisation of fungal communities associated with degradation and growth on the surface of poly(lactic) acid (PLA) in soil and compost[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2014, 95: 301–310.
- [6] NARANCIC T, O'CONNOR K E. Microbial biotechnology addressing the plastic waste disaster[J]. *Microbial Biotechnology*, 2017, 10(5): 1232–1235.
- [7] VINK E T H, RÁBAGO K R, GLASSNER D A, et al. The sustainability of NatureWorks™ Polylactide Polymers and Ingeo™ polylactide fibers: an update of the future[J]. *Macromolecular Bioscience*, 2004, 4(6): 551–564.
- [8] European Bioplastics. Bioplastics market data[EB/OL]. [2023–04–17]. <https://www.european-bioplastics.org/market/>.
- [9] LI C, MOORE-KUCERA J, LEE J, et al. Effects of biodegradable mulch on soil quality[J]. *Applied Soil Ecology*, 2014, 79: 59–69.
- [10] GREEN D S, BOOTS B, SIGWART J, et al. Effects of conventional and biodegradable microplastics on a marine ecosystem engineer (*Arenicola marina*) and sediment nutrient cycling[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 208: 426–434.
- [11] LAMBERT S, WAGNER M. Formation of microscopic particles during the degradation of different polymers[J]. *Chemosphere*, 2016, 161: 510–517.
- [12] FENG X, WANG Q, SUN Y, et al. Microplastics change soil properties, heavy metal availability and bacterial community in a Pb–Zn-contaminated soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 424: 127364.
- [13] RILLIG M C, LEIFHEIT E, LEHMANN J. Microplastic effects on carbon cycling processes in soils[J]. *PLoS Biology*, 2021, 19(3): e3001130.
- [14] CHEN H, WANG Y, SUN X, et al. Mixing effect of polylactic acid microplastic and straw residue on soil property and ecological function [J]. *Chemosphere*, 2020, 243: 125271.
- [15] United Nations Environment Programme. From pollution to solution: a global assessment of marine litter and plastic pollution[R]. Nairobi: UNEP, 2021.
- [16] BIEDERMAN L, AHARPOLE W S. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis[J]. *GCB Bioenergy*, 2013, 5(2): 202–214.
- [17] AHMAD M, RAJAPAKSHA A U, LIM J E, et al. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review[J]. *Chemosphere*, 2014, 99: 19–33.
- [18] CHENG C H, LEHMANN J, THIES J E, et al. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes[J]. *Organic Geochemistry*, 2006, 37(11): 1477–1488.
- [19] LIANG B, LEHMANN J, SOLOMON D, et al. Stability of biomass-derived black carbon in soils[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2008, 72(24): 6069–6078.
- [20] KEILUWEIT M, NICO P S, JOHNSON M G, et al. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar)[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(4): 1247–1253.
- [21] PALANSOORIYA K N, SANG M K, IGALAVITHANA A D, et al. Biochar alters chemical and microbial properties of microplastic-contaminated soil[J]. *Environmental Research*, 2022, 209: 112807.
- [22] DISSANAYAKE P D, PALANSOORIYA K N, SANG MEE K, et al. Combined effect of biochar and soil moisture on soil chemical properties and microbial community composition in microplastic-contaminated agricultural soil[J]. *Soil Use Management*, 2022, 38(3): 1446–1458.
- [23] ALI L, MANZOOR N, LI X, et al. Impact of corn cob-derived biochar in altering soil quality, biochemical status and improving maize

- growth under drought stress[J]. *Agronomy*, 2021, 11(11):2300.
- [24] ABOU JAOUDE L, CASTALDI P, NASSIF N, et al. Biochar and compost as gentle remediation options for the recovery of trace elements-contaminated soils[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 711: 134511.
- [25] 中华人民共和国环境保护部. 土壤 氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮的测定 氯化钾溶液提取-分光光度法: HJ 634—2012[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012. Ministry of Environmental Protection of PRC. Soil-determination of ammonium, nitrite and nitrate by extraction with potassium chloride solution-spectrophotometric methods: HJ 634—2012[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2012.
- [26] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 土壤硝态氮的测定 紫外分光光度法: GB/T 32737—2016[S]. 北京: 中国标准出版社, 2016. General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of PRC, Standardization Administration of PRC. Determination of nitrate nitrogen in soil: ultraviolet spectrophotometry method: GB/T 32737—2016[S]. Beijing: China Standards Press, 2016.
- [27] 中华人民共和国环境保护部. 土壤 有效磷的测定 碳酸氢钠浸提-钼锑抗分光光度法: HJ 704—2014[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2014. Ministry of Environmental Protection of PRC. Soil quality-determination of available phosphorus-Sodium hydrogen carbonate solution-Mo-Sb anti spectrophotometric method: HJ 704—2014[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2014.
- [28] 中华人民共和国农业部. 土壤速效钾和缓效钾含量的测定: NY/T 889—2004[S]. 北京: 中国农业出版社, 2004. Ministry of Agriculture of PRC. Determination of exchangeable potassium and non-exchangeable potassium content in soil: NY/T 889—2004[S]. Beijing: China Agriculture Press, 2004.
- [29] 关松荫, 张德生, 张志明. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986. GUAN S Y, ZHANG D S, ZHANG Z M. Soil enzymes and their research methods[M]. Beijing: Agriculture Press, 1986.
- [30] 赵淑雯, 张倩茹, 张楚晨, 等. 土壤污染修复中的生物炭-微生物交互作用研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(7): 1423-1435. ZHAO S W, ZHANG Q R, ZHANG C C, et al. Biochar-microbial interactions in contaminated soil remediation: a review[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2023, 42(7): 1423-1435.
- [31] ZHAO B, O'CONNOR D, ZHANG J, et al. Effect of pyrolysis temperature, heating rate, and residence time on rapeseed stem derived biochar[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 174: 977-987.
- [32] KARAMANLIOGLU M, ROBSON G D. The influence of biotic and abiotic factors on the rate of degradation of poly(lactic) acid (PLA) coupons buried in compost and soil[J]. *Polymer Degradation and Stability*, 2013, 98(10): 2063-2071.
- [33] LEHMANN J, DA SILVA J P, STEINER C, et al. Nutrient availability and leaching in an archaeological anthrosol and a ferralsol of the central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments[J]. *Plant and Soil*, 2003, 249(2): 343-357.
- [34] 王吉元, 夏浩, 李宇轩, 等. 不同原料生物炭对酸性红壤氮素转化及理化性质的影响[J]. 华中农业大学学报, 2022, 41(2): 61-70. WANG J Y, XIA H, LI Y X, et al. Effects of biochar from different feedstocks on soil nitrogen transformation and physicochemical properties in acid red soil[J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2022, 41(2): 61-70.
- [35] NELISSEN V, RÜTTING T, HUYGENS D, et al. Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 55: 20-27.
- [36] 任永琳, 王达, 刘合, 等. 聚乳酸水解机理及水解性能改进方法研究进展[J]. 石油化工, 2022, 51(9): 1129-1136. REN Y L, WANG D, LIU H, et al. Progress in hydrolysis mechanism and hydrolysis performance improvement methods of polylactic acid[J]. *Petrochemical Technology*, 2022, 51(9): 1129-1136.
- [37] SUN Y, LI X, LI X, et al. Deciphering the fingerprint of dissolved organic matter in the soil amended with biodegradable and conventional microplastics based on optical and molecular signatures[J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(22): 15746-15759.
- [38] 郭琴波, 王小利, 段建军, 等. 氮肥减量配施生物炭对稻田有机碳矿化及酶活性影响[J]. 水土保持学报, 2021, 35(5): 369-373. GUO Q B, WANG X L, DUAN J J, et al. Effects of nitrogen reduction combined with biochar application on organic carbon mineralization and enzyme activity in paddy field[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2021, 35(5): 369-373.
- [39] SHRESTHA G, TRAINA S, JSWANSTON C W. Black carbon's properties and role in the environment: a comprehensive review[J]. *Sustainability*, 2010, 2(1): 294-320.
- [40] MAJOR J, LEHMANN J, RONDON M, et al. Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration[J]. *Global Change Biology*, 2010, 16(4): 14.
- [41] TROY S M, LAWLOR P G, O'FLYNN C J, et al. Impact of biochar addition to soil on greenhouse gas emissions following pig manure application[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 60: 173-181.
- [42] ROSLI N A, KARAMANLIOGLU M, KARGARZADEH H, et al. Comprehensive exploration of natural degradation of poly(lactic acid) blends in various degradation media: a review[J]. *International Journal of Biological Macromolecules*, 2021, 187: 732-741.
- [43] VALAPA R B, G P, KATIYAR V. Hydrolytic degradation behaviour of sucrose palmitate reinforced poly(lactic acid) nanocomposites[J]. *International Journal of Biological Macromolecules*, 2016, 89: 70-80.
- [44] 陈仔君, 赵彧瑾, 苏婷婷, 等. 聚乳酸(PLA)降解微生物及其降解酶[J]. 塑料, 2022, 51(5): 126-130. CHEN Z J, ZHAO Y J, SU T T, et al. Polylactic acid(PLA) degrading microorganisms and the degrading enzymes[J]. *Plastics*, 2022, 51(5): 126-130.
- [45] ODA Y, YONETSU A, URAKAMI T, et al. Degradation of polylactide by commercial proteases[J]. *Journal of Polymers and the Environment*, 2000, 8(1): 29-32.
- [46] 王战勇, 王玉俊, 张婉婷, 等. 聚乳酸的生物降解[J]. 微生物学杂志, 2023, 43(2): 1-9. WANG Z Y, WANG Y J, ZHANG W T, et al. Biodegradation of polylactic acid[J]. *Journal of Microbiology*, 2023, 43(2): 1-9.
- [47] DU L, PANG H, WANG Z, et al. Characterization of an invertase with pH tolerance and truncation of its N-terminal to shift optimum activity toward neutral pH[J]. *PLoS One*, 2013, 8(4): e62306.
- [48] KULSHRESTHA S, TYAGI P, SINDHI V, et al. Invertase and its applications: a brief review[J]. *Journal of Pharmacy Research*, 2013, 7(9): 792-797.

(责任编辑:李丹)