

doi: 10.12452/j.fxcxb.26043005

# 可生物降解地膜中紫外吸收剂在土壤-玉米系统中的释放、迁移与累积特征

胡毅雯<sup>1,2</sup>, 蒋科<sup>1\*</sup>, 徐笠<sup>2\*</sup>, 孙嘉祺<sup>2</sup>

(1. 贵州民族大学 生态环境工程学院, 贵州 贵阳 550025; 2. 北京市农林科学院质量标准与检测技术研究所, 北京 100097)

**摘要:** 为明确聚对苯二甲酸/己二酸丁二醇酯(PBAT)可生物降解地膜中紫外吸收剂(UVAs)在土壤-玉米系统中的释放迁移规律及生态效应, 通过玉米温室盆栽试验, 设置0.1%、0.5%、1%(质量分数)3个地膜添加梯度及空白对照, 研究了PBAT降解过程中微塑料(MPs)生成、UVAs在土壤和植物中的富集和迁移。结果显示: PBAT地膜在土壤中老化破碎并生成MPs, 其丰度随添加量增加显著升高( $p < 0.05$ ); 100天填埋后地膜中UVAs的总释放率为39.6%, 土壤UVAs浓度呈T3>T2>T1的梯度特征。玉米可吸收UVAs并在体内累积, 累积量表现为根>茎>叶, 迁移路径为“地膜释放-土壤富集-根部吸收-地上部分选择性转运”。此外, PBAT降解产物显著降低了土壤电导率(EC)和有效磷(AP)含量。研究表明, PBAT地膜降解会同步产生MPs并释放UVAs, 可进入作物体系, 存在潜在生态风险, 需加强其环境安全评价。

**关键词:** 可生物降解地膜; 聚对苯二甲酸/己二酸丁二醇酯; 紫外吸收剂; 迁移规律

**中图分类号:** O657.7; X132 **文献标识码:** A **文章编号:** 1004-4957(2026)07-0001-10

## Release, Migration and Accumulation Characteristics of UV Absorbents in Biodegradable Mulch Film in the Soil-Maize System

HU Yi-wen<sup>1,2</sup>, JIANG Ke<sup>1\*</sup>, XU Li<sup>2\*</sup>, SUN Jia-qi<sup>2</sup>

(1. College of Eco-environmental Engineering, Guizhou Minzu University, Guiyang 550025, China;

2. Institute of Quality Standard and Testing Technology, Beijing Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Beijing 100097, China)

**Abstract:** To elucidate the release and migration patterns as well as the ecological effects of ultraviolet absorbers (UVAs) from poly (butylene adipate-co-terephthalate) (PBAT) biodegradable mulch films in the soil-maize system, a greenhouse pot experiment was conducted using maize as the test crop. Three PBAT mulch film addition gradients (0.1%, 0.5%, and 1% w/w) and a blank control were established to investigate the formation of microplastics (MPs) and the accumulation and migration of UVAs in soil and plants during PBAT degradation. The results showed that PBAT mulch films aged and fragmented in soil to form MPs, whose abundance increased significantly with increasing addition amount ( $p < 0.05$ ). After 100 days of burial, the total release rate of UVAs from the mulch films reached 39.6%, and soil UVA concentrations exhibited a clear gradient characteristic of T3>T2>T1. Maize could absorb UVAs and accumulate them in various tissues, with the accumulation levels following the order of root>stem>leaf. The migration pathway of UVAs was characterized as "mulch film release-soil enrichment-root uptake-selective translocation to aboveground parts". In addition, PBAT degradation products significantly reduced soil electrical conductivity (EC) and available phosphorus (AP) contents. This study demonstrates that the degradation of PBAT mulch films simultaneously generates MPs and releases UVAs, which can enter the crop system and pose potential ecological risks. Therefore, it is imperative to strengthen the environmental safety assessment of PBAT biodegradable mulch films.

**Key words:** biodegradable mulch film; PBAT; ultraviolet absorbers; migration behavior

收稿日期: 2026-04-30; 修回日期: 2026-05-25

基金项目: 国家重点研发计划课题(2025YFD1500202)

\* 通讯作者: 蒋科, 博士, 副教授, 研究方向: 农业生态资源保护, E-mail: jiangke\_jk2025@163.com;  
徐笠, 博士, 研究员, 研究方向: 污染物的环境行为与效应, E-mail: xuli@baafs.net.cn

农业生产中大规模推广的地膜覆盖技术,如今已成为农田土壤微塑料(MPs)污染的核心来源之一。聚对苯二甲酸/己二酸丁二醇酯(PBAT)基可生物降解地膜,因在适宜的微生物环境下可被完全分解为水和二氧化碳<sup>[1]</sup>,被认为是替代传统聚乙烯(PE)地膜的最佳方案,但其在自然农田条件下实现完全降解通常需要2~5年<sup>[2]</sup>。而未完全降解的PBAT地膜碎片,在田间紫外线长期照射、农机翻耕碾压等物理外力的持续作用下,极易破碎形成粒径小于5 mm的MPs<sup>[3]</sup>。且在同等暴露条件下,PBAT地膜降解产生的MPs丰度显著高于传统PE地膜<sup>[4]</sup>。这些MPs不仅在环境中具有较强的持久性,还能作为污染物载体吸附农田中的农药、重金属等有害物质,同时持续释放地膜中的各类功能助剂,从而加剧土壤-作物系统中的复合污染风险<sup>[5]</sup>。

PBAT地膜存在耐候性差、田间使用寿命短等固有缺陷,工业生产中必须通过添加各类功能助剂来优化其综合性能。其中紫外吸收剂(UVAs)是应用最广泛的光稳定剂之一,可吸收高能紫外线并将其转化为热能释放,从而延缓塑料基材光氧化老化、延长地膜覆盖周期。按化学结构划分,UVAs主要包括水杨酸酯类、二苯甲酮类、苯并三唑类等多个类别,其中二苯甲酮类和苯并三唑类凭借优异的光稳定性和长效性,成为塑料工业中用量最大的两类产品<sup>[6]</sup>。然而,多数UVAs具有较高的辛醇-水分配系数( $\log K_{ow}$ ),且难以被环境微生物降解,使其在自然环境中能够长期滞留,并易通过食物链发生生物富集<sup>[7]</sup>。典型苯并三唑类的UV-328在水体沉积物中的估算半衰期长达542天<sup>[8]</sup>,目前已被纳入《斯德哥尔摩公约》持久性有机污染物的候选清单。近年来的环境监测结果表明,UVAs已在室内灰尘、城市污水污泥、农田土壤等多种环境介质中被频繁检出<sup>[9]</sup>,其潜在的生态毒性和环境风险已引起全球环境科学界的高度关注。

尽管目前国内外针对PBAT可生物降解地膜中UVAs的研究已取得初步进展,但现有研究多聚焦于水生生态系统中UVAs的赋存特征,或通过实验室模拟探究其释放动力学,如发现光照、高温等环境因素可显著加速其释放速率<sup>[10]</sup>。然而,在农业土壤-植物系统中,相关研究仍存在明显不足。对于UVAs在不同质地土壤中的迁移扩散规律,以及其在作物不同组织器官中的吸收、转运与分配特征等核心问题,尚缺乏系统性数据支撑,尤其是针对UVAs在“土壤-作物”连续体中的迁移转化机制尚不明确,这严重限制了对PBAT地膜全生命周期环境风险的准确评估与管控。

综上所述,本研究以玉米为供试作物,通过温室盆栽实验,系统开展三方面核心工作:探究PBAT地膜在不同填埋比例下,UVAs在土壤中的释放规律;分析UVAs在玉米根系及茎叶中的累积特征与迁移系数,阐明其在土壤-植物系统中的传递路径;明确UVAs暴露对土壤理化性质的影响,揭示其对土壤健康的潜在效应。研究结果旨在为PBAT地膜的安全应用提供科学依据,填补农业生态系统中塑料添加剂环境行为研究的空白。

## 1 实验部分

### 1.1 供试材料

选取典型作物玉米(*Zea mays* L.)作为供试植物;土壤样本于2023年6月在北京市农林科学院内大田收集的未覆膜未污染土壤,除去肉眼可见的石头、杂草与植物后,使用5 mm筛网对土壤进行筛分混匀备用。

### 1.2 试验设计

将黑色PBAT地膜按照质量分数0.1%(T1)、0.5%(T2)、1%(T3)的比例加入备好的土壤中充分搅拌,使地膜与土壤混合均匀。盆栽试验采用的花盆规格为上口直径30 cm、底径21 cm、高28 cm,每盆装入风干土10 kg,并设置不添加地膜的土壤作为空白对照(CK)。每盆播种6粒玉米种子,出苗后最终定苗2株;每个处理设置6个平行。试验期间每日浇水,维持土壤含水量为田间持水量的70%,温室平均温度为19.2 °C,相对湿度为38%。培养100 d后采集地膜、土壤和玉米样品,并将采集后的土壤、地膜及玉米各部位样品分别用干净铝箔袋密封保存,待后续测定。

### 1.3 测定方法

#### 1.3.1 土壤理化性质的测定

pH值与电导率:分别使用pH仪和电导率仪直接测定。有效磷(AP):通过试剂盒(BC 3054-100T、

BC 2955-100T)提取后,采用酶标仪测定。有机碳(SOC):按照《土壤有机碳的测定 重铬酸钾氧化-分光光度法》(HJ 615—2011)测定<sup>[11]</sup>。总氮(TN):按照《土壤质量 全氮的测定 凯氏法》(HJ 717—2014)测定<sup>[12]</sup>。

### 1.3.2 土壤MPs的测定方法

冻干土壤去除碎屑、砾石等杂质,过5 mm不锈钢筛,取10 g样品备用。提取:加100 mL ZnCl<sub>2</sub>溶液( $\rho=1.5 \text{ g/cm}^3$ )浮选提取PBAT-MPs<sup>[13]</sup>;经5  $\mu\text{m}$ 硝酸纤维素膜过滤,滤膜晾干,设置空白对照,实验一式三份。显微镜调整放大倍数,用无菌镊针分离疑似MPs颗粒并转移至预标记滤膜网格,完成粒径测量与影像采集;结合傅里叶变换红外光谱与Aglient Sadtler红外光谱数据库比对测定。

### 1.3.3 UVAs含量的提取与测定

1.3.3.1 样品前处理 地膜样品前处理方法参照文献<sup>[14]</sup>:将样品切割为5 mm×5 mm的正方形薄片(精确称重0.1 g),置于10 mL玻璃离心管中,添加10 ng同位素内标后加入5 mL二氯甲烷,经超声辅助萃取30 min,取1.0 mL上清液分装至新管后,加入3 mL正己烷以沉淀基质干扰物后,放入离心机4 000 r/min离心10 min,移取1 mL上清液,在温和氮气流下浓缩至近干。最后采用1 mL乙腈复溶,经0.22  $\mu\text{m}$ 有机相滤膜过滤后转移至2 mL棕色进样瓶,待上机检测目标分析物(表1)。

表1 目标分析物信息  
Table1 Information of target analytes

| Abbrevia-<br>tion | Analyte  | Chinese name                            | CAS#        | Formula   | log $K_{OW}$ |
|-------------------|--|---|-------------|---|--------------|
| BP                | Benzophenone   | 二苯甲酮                                    | 119-61-9    | C <sub>13</sub> H <sub>10</sub> O                             | 3.18         |
| UV-531            | 2-Hydroxy-4-octyloxybenzophenone   | 2-羟基-4-正辛氧基二苯甲酮                         | 1843-05-6   | C <sub>21</sub> H <sub>26</sub> O <sub>3</sub>                | 6.42         |
| UV-234            | 2-(Benzotriazol-2-yl)-4, 6-bis-(2-phenylpropan-2-yl)phenol                         | 2-(2-羟基-3, 5-二- $\alpha$ -肉桂苯基)-2H-苯并三唑 | 70321-86-7  | C <sub>30</sub> H <sub>29</sub> N <sub>3</sub> O              | 7.67         |
| UV-320            | 2-(2'-Hydroxy-3', 5'-di-tertbutylphenyl)benzotriazole                              | 2-(3, 5-二叔丁基-2-羟基苯基)苯并三唑                | 3846-71-7   | C <sub>20</sub> H <sub>25</sub> N <sub>3</sub> O              | 6.27         |
| UV-326            | 2-(3-t-Butyl-2-hydroxy-5-methylphenyl)-5-chlorobenzotriazole                       | 2'-(2'-羟基-3'-叔丁基-5'-甲基苯基)-5-氯苯并三唑       | 3896-11-5   | C <sub>17</sub> H <sub>18</sub> ClN <sub>3</sub> O            | 5.55         |
| UV-327            | 2-(2'-Hydroxy-3', 5'-di-tert-butylphenyl)-5-chlorobenzotriazole                    | 2-(2'-羟基-3', 5'-二叔丁基苯基)-5-氯苯并三唑         | 3864-99-1   | C <sub>20</sub> H <sub>24</sub> ClN <sub>3</sub> O            | 6.75         |
| UV-328            | 2-(2H-Benzotriazole-2-yl)-4, 6-di-tpentylphenol                                    | 2-[2-羟基-3, 5-二(1, 1-二甲基丙基苯基)]-2H-苯并三唑   | 25973-55-1  | C <sub>22</sub> H <sub>29</sub> N <sub>3</sub> O              | 7.22         |
| UV-329            | 2-(2'-Hydroxy-5'-octylphenyl)-benzotriazole  | 2-(2'-羟基-5'-叔辛基苯基)苯并三唑                  | 3147-75-9   | C <sub>20</sub> H <sub>25</sub> N <sub>3</sub> O              | 6.21         |
| UV-360            | 2, 2'-Methylenebis[6-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-(1, 1, 3, 3-tetramethylbutyl)phenol] | 2, 2'-亚甲基双(4-叔辛基-6-苯并三唑苯酚)              | 103597-45-1 | C <sub>41</sub> H <sub>50</sub> N <sub>6</sub> O <sub>2</sub> | 12.46        |

土壤样品前处理方法参照文献<sup>[15]</sup>:称取2.0 g土壤,加10 ng同位素内标,加入6 mL丙酮/正己烷(体积比2:1)混合溶剂,超声提取30 min,4 000 r/min离心10 min,转移上清液并重复提取1次;合并上清液氮吹至近干,1 mL乙腈复溶,经0.22  $\mu\text{m}$ 有机相滤膜过滤后转移至棕色进样瓶。

植物样品前处理方法参照文献<sup>[15-16]</sup>:称取0.2 g植物冻干粉,加入10 ng同位素内标,先加6 mL正己烷超声提取30 min,离心后转移上清液;再加6 mL 0.1%氨水甲醇重复超声提取,共提取4次;合并上清液氮吹至近干,1 mL乙腈复溶,叶片样品加100 mg GCB除杂质,经0.22  $\mu\text{m}$ 有机相滤膜过滤后转移至棕色进样瓶。

1.3.3.2 分析方法 目标化合物的测定方法参照文献<sup>[16]</sup>:基于超高效液相色谱-串联质谱(UPLC-MS/MS, Waters Xevo-TQS)测定,色谱柱为BEH C<sub>8</sub>柱(100 mm×2.1 mm, 1.7  $\mu\text{m}$ ),柱温40  $^{\circ}\text{C}$ ,样品室温度10  $^{\circ}\text{C}$ ,流动相为10 mmol/L乙酸铵(A)-乙腈(B),梯度洗脱,流速0.3 mL/min,进样体积5  $\mu\text{L}$ ;质谱采用多反应监测(MRM)模式、电喷雾正离子源(ESI+),毛细管电压3 kV,雾化气温度400  $^{\circ}\text{C}$ ,具体参数如表2。通过同位素内标校正,采用矩阵匹配标准曲线进行定量,标准曲线线性范围为0~100 ng/mL,相关系数 $r^2 \geq 0.99$ ;且每测20个样品测1个质控样品,用同位素标准品校正回收率(土壤和植物80.4%~103%),检出限(LOD)为0.02~2  $\mu\text{g/kg}$ ,定量下限(LOQ)为0.1~7  $\mu\text{g/kg}$ ,每个样品重复测定3次。

表2 目标化合物与内标的质谱检测参数

Table 2 Mass spectrometric detection parameters of target compounds and internal standards

| Abbreviation | Retention time/min | Precursor ion( <i>m/z</i> ) | Quantitative ion( <i>m/z</i> ) | Qualitative ion( <i>m/z</i> ) | Cone voltage/V | Collision energy/V |
|--------------|--------------------|-----------------------------|--------------------------------|-------------------------------|----------------|--------------------|
| BP           | 4.54               | 183.04                      | 104.91                         | 76.82                         | 20             | 18/26              |
| UV-326       | 6.77               | 316.30                      | 260.20                         | 107.00                        | 70             | 26                 |
| UV-329       | 6.87               | 324.40                      | 212.10                         | 92.00                         | 34             | 45/25              |
| UV-320       | 6.92               | 324.40                      | 268.30                         | 212.10                        | 34             | 30/24              |
| UV-531       | 6.64               | 327.00                      | 214.90                         | 136.90                        | 26             | 28/20              |
| UV-328       | 7.08               | 352.19                      | 282.25                         | 212.17                        | 80             | 28/22              |
| UV-327       | 7.03               | 358.40                      | 302.20                         | 246.20                        | 30             | 28/25              |
| UV-234       | 6.89               | 448.50                      | 370.30                         | 119.10                        | 32             | 22/35              |
| UV-360       | 7.62               | 659.60                      | 336.30                         | 265.20                        | 28             | 28/55              |
| UV-328-D12   | 7.05               | 365.40                      | 289.90                         | 214.30                        | 122            | 28                 |
| UV9-D3       | 5.31               | 232.20                      | 154.10                         | 105.10                        | 12             | 16                 |

## 1.4 数据处理

为进一步评估UVAs在土壤-玉米系统中的吸收与迁移行为,分别计算土壤-根、根-茎和茎-叶迁移系数<sup>[17]</sup>,计算公式如下:

$$TF_{film-soil} = \frac{C_{soil}}{C_{film}} \quad (1)$$

$$TF_{soil-root} = \frac{C_{root}}{C_{soil}} \quad (2)$$

$$TF_{root-stem} = \frac{C_{stem}}{C_{root}} \quad (3)$$

$$TF_{stem-leaf} = \frac{C_{leaf}}{C_{stem}} \quad (4)$$

$$TF_{film-leaf} = \frac{C_{leaf}}{C_{film}} \quad (5)$$

式中:  $TF_{film-soil}$  为地膜-土壤迁移系数;  $TF_{soil-root}$  为土壤-根迁移系数;  $TF_{root-stem}$  为根-茎迁移系数;  $TF_{stem-leaf}$  为茎-叶迁移系数;  $TF_{film-leaf}$  为地膜-叶迁移系数;  $C_{film}$  为地膜中UVAs含量( $ng/g$ );  $C_{soil}$  为土壤中UVAs含量( $ng/g$ );  $C_{root}$  为玉米根中UVAs含量( $ng/g$ );  $C_{stem}$  为玉米茎中UVA含量( $ng/g$ );  $C_{leaf}$  为玉米叶中UVAs含量( $ng/g$ )。

数据经Excel预处理与SPSS 27.0统计分析,以均值±标准差(SD)形式呈现,其中组间差异通过多重比较法评估,使用Origin 2022软件和GraphPad prism 9.5制作图形。仅当 $p < 0.05$ 时,认为试验结果具有统计学差异,SPSS显著性差异分析结果用“abcd”标注,有不同标记字母的即为差异显著。

## 2 结果与讨论

### 2.1 MPs生成及其对土壤理化性质的影响

扫描电镜(SEM)观察结果(图1a、b)显示,原始PBAT地膜表面光滑连续,未观察到明显的孔隙、裂纹或破损;傅里叶变换红外光谱(FTIR)分析进一步证实,原始地膜呈现出PBAT聚合物的特征吸收峰,表明其初始分子结构完整且稳定(图1c)。经过100天的土壤种植埋后,回收的地膜表面发生了显著劣变:原本平整的表面变得粗糙不平,同时出现大量孔洞、不规则裂纹和撕裂状碎片,表明PBAT地膜在土壤环境中发生了明显的老化降解。这种形貌变化是多因素协同作用的结果,主要包括作物根系的机械磨损、土壤微生物的侵蚀分解以及土壤溶液的化学水解作用<sup>[18]</sup>。伴随PBAT地膜的老化破碎,土壤中MPs的丰度呈现显著上升趋势(图1d),且与地膜添加量呈正相关,不同处理组间表现为 $T3 > T2 > T1$  ( $p < 0.05$ ),说明PBAT地膜的施用量是决定土壤中MPs生成量和累积水平的核心因素。上述结果表明,即使是可生物降解地膜,在实际农田应用过程中仍会释放MPs,且其释放量与施用量直接相关,这一结论与已有多项田间试验结果相似<sup>[19]</sup>。值得注意的是,高添加量处理组中MPs的大量累积,会进一步增大地膜的老化反应界面,进而可能加速其内部功能添加剂的释放,并改变污染物在土壤-作物系统中的后续环境行为。

PBAT地膜降解产生的MPs及释放的添加剂对土壤理化性质和养分含量产生选择性影响(表3)。土壤pH值在各处理间无显著差异( $p > 0.05$ ),说明土壤酸碱缓冲体系相对稳定<sup>[20]</sup>。相比之下,电导率

(EC)随地膜添加量的增加呈下降趋势,其中T3组显著低于CK组( $p < 0.05$ )。这可能与MPs改变土壤团聚体和孔隙结构、阻碍水分及溶解离子迁移,并吸附部分离子有关<sup>[21]</sup>。在养分方面,TN和SOC在各处理间均无显著差异( $p > 0.05$ ),表明100天暴露条件下PBAT降解产物对主要养分库的影响有限。然而,AP在各处理组中均低于CK组,其中T1、T2显著下降,T3虽略有回升但仍显著低于CK组( $p < 0.05$ )。这可能与MPs扰动土壤结构、限制磷迁移,以及MPs和UVAs影响微生物介导的磷循环过程有关<sup>[22]</sup>,但由于本研究未开展土壤微生物群落、功能基因或酶活性测定,该机制仍需后续实验进一步验证。T3处理中AP略有回升,可能与高添加量下土壤扰动增强及部分固定态磷释放有关<sup>[23]</sup>。

综上,PBAT地膜在土壤中可发生老化破碎并形成MPs,其丰度随添加量的升高而增加;同时,降解产物对土壤性质的影响主要表现为EC和AP下降,而对pH值、TN和SOC影响较小。

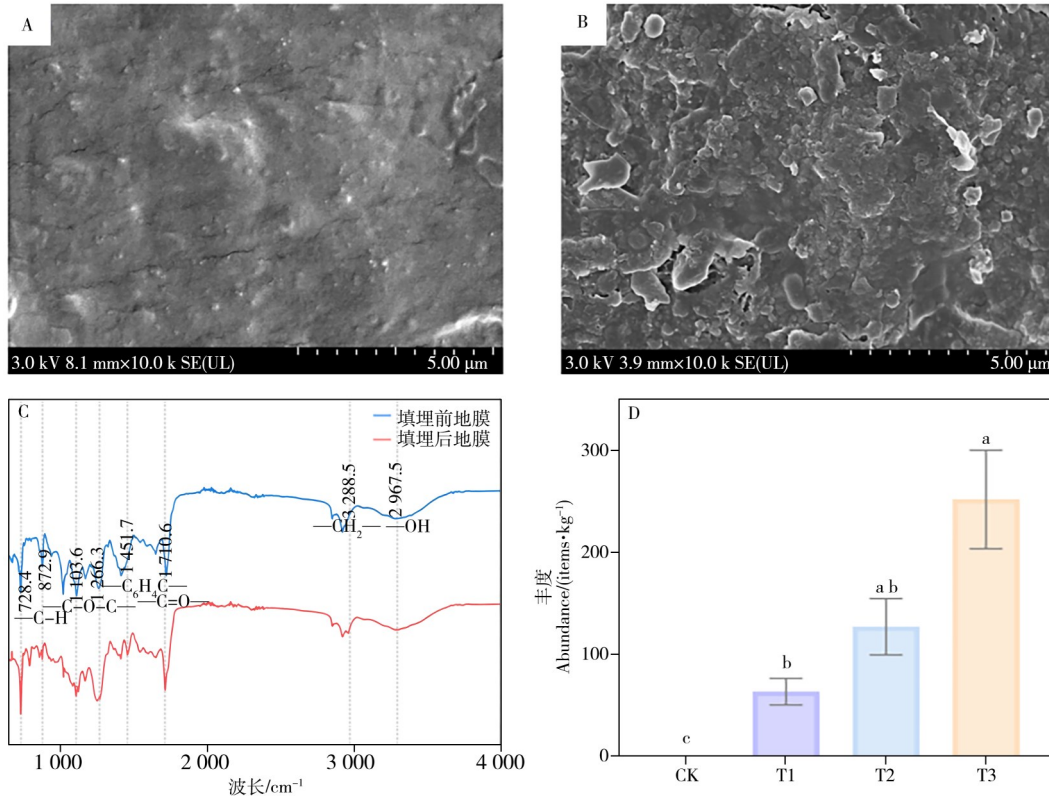


图1 填埋前(a)、后(b)地膜表面的电子扫描显微镜图,填埋前后地膜表面的傅里叶变换红外光谱(c),不同处理下土壤中MPs变化(d)

Fig. 1 SEM image of mulch film surface before (a) and after (b) soil burial, FTIR spectra of mulch film surface before and after soil burial (c), changes of MPs content in soil under different treatments (d)

表3 不同PBAT添加量下土壤的理化性质变化

Table 3 Changes in soil physicochemical properties under different PBAT addition levels

| Index                                   | CK                       | T1                        | T2                       | T3                       |
|---|--------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|
| pH                                      | 7.73±0.14 <sup>a</sup>   | 7.77±0.02 <sup>a</sup>    | 7.84±0.06 <sup>a</sup>   | 7.83±0.09 <sup>a</sup>   |
| EC/( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) | 132.43±6.09 <sup>a</sup> | 136.37±15.18 <sup>a</sup> | 125.73±2.83 <sup>a</sup> | 100.67±8.98 <sup>b</sup> |
| AP/( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )   | 186.46±4.48 <sup>a</sup> | 154.64±3.09 <sup>a</sup>  | 148.22±4.80 <sup>a</sup> | 166.39±0.86 <sup>b</sup> |
| TN/( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )    | 0.77±0.06 <sup>a</sup>   | 0.83±0.15 <sup>a</sup>    | 0.84±0.08 <sup>a</sup>   | 0.69±0.03 <sup>a</sup>   |
| SOC/( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )   | 7.38±0.46 <sup>a</sup>   | 7.65±0.67 <sup>a</sup>    | 7.85±0.65 <sup>a</sup>   | 7.66±0.56 <sup>a</sup>   |

## 2.2 PBAT地膜中UVAs释放

如图2a所示,通过对原始地膜中UVAs初始分布特征的测定发现,UV-234在地膜中含量占比最高(37.73%),其次为UV-360(33.77%),其余组分依次为UV-329(15.71%)、UV-327(5.66%)、BP(4.02%)、UV-326(1.19%)、UV-531(0.85%)、UV-328(0.58%)及UV-320(0.5%)。PBAT地膜在填埋降解过程中,除形成MPs外,还伴随添加剂的持续释放。如图2b所示,随着填埋时间的延长,地膜中UVAs的含量呈显著下降趋势,其总量由原始地膜的39.39 mg/kg降至23.77 mg/kg,降幅为39.6%。这一结果表明,UVAs在地膜降解过程中逐步从聚合物基质中释放并进入土壤环境<sup>[10]</sup>。综上所述,PBAT地

膜在降解过程中由于结构破坏和比表面积增加,促进了添加剂通过扩散作用进行释放。因此, PBAT 地膜不仅是 MPs 的重要来源,同时也是农田环境中 UVAs 的持续输入源。

### 2.3 UVAs 在土壤中的富集规律

如图 3 所示,土壤中 UVAs 总含量及各单体含量均随 PBAT 地膜添加量的增加显著升高,整体呈现 T3>T2>T1 的梯度变化特征( $p<0.05$ )。UVAs 的含量具体为 CK: 7.75~9.24ng/g, T1: 29.35~33.73ng/g, T2: 95.97~100.85ng/g, T3: 152.52~171.81ng/g。说明 PBAT 地膜降解是土壤中 UVAs 的重要来源,且释放量受地膜添加量控制<sup>[10]</sup>。随着 PBAT 输入量增加,土壤中 UVAs 含量同步提高,同时高添加量处理产生更多 MPs,进一步促进了 UVAs 的持续释放。不同 UVAs 在土壤中的累积能力存在明显差异。其中, UV-234、UV-360、UV-329 和 BP 作为地膜中的主要 UVAs,在土壤中的累积量也相对较高,这与在地膜中的初始占比特征一致。除初始含量差异外,不同化合物的理化性质也是影响其环境归趋的重要因素。疏水性较强的 UVAs (如 UV-360) 通常具有较高的  $\log K_{ow}$ , 更易吸附于土壤颗粒和有机质表面,从而增强其环境滞留能力;而 BP 等相对分子量较小的化合物可能具有更快的迁移释放速率<sup>[24]</sup>,因此在土壤中也表现出较高浓度。此外,UVAs 普遍具有较强的化学稳定性和较慢的生物降解速率,在土壤环境中较难被快速去除。同时, PBAT 降解产生的 MPs 可能作为载体进一步影响 UVAs 在土壤中的赋存与迁移,最终导致其在土壤中的持续累积,并可能增加后续植物暴露风险。

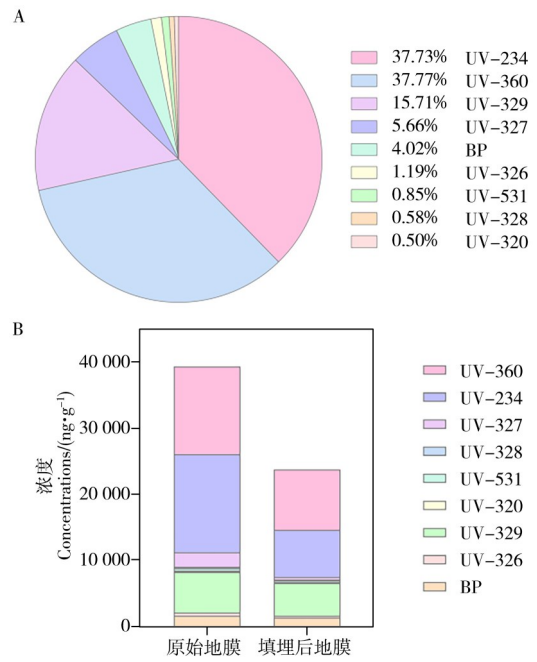


图 2 原始地膜中 UVAs 的分布情况(a)以及填埋前后地膜中 UVAs 的总量变化(b)

Fig. 2 Distribution of UVAs in the original mulch film (a), changes in the total amount of UVAs in the mulch film before and after landfill (b)

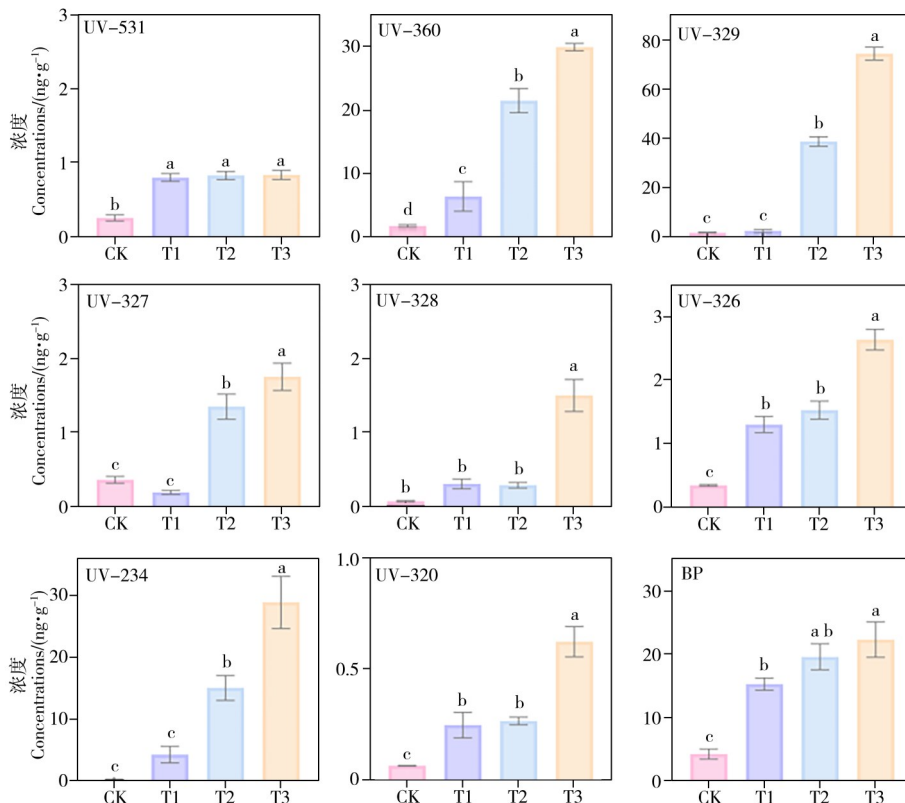


图 3 不同浓度 PBAT 地膜添加量处理下不同 UVAs 在土壤中的释放

Fig. 3 Release of different UVAs in soil under treatments with different addition rates of PBAT mulch film

## 2.4 玉米对UVAs的累积

如图4所示, PBAT地膜添加显著促进了UVAs在玉米不同组织中的累积。总体来看, 根、茎和叶中UVAs含量均随PBAT添加量的增加而升高, 表现为 $T3 > T2 > T1 > CK$ 。其中, 根部UVAs含量由CK的23.64~25.63 ng/g升至T3的261.48~274.27 ng/g; 茎中UVAs含量由CK的18.91~19.46 ng/g升至T3的196.49~206.21 ng/g; 叶片中UVAs含量由CK的4.30~4.62 ng/g升至T3的32.94~34.27 ng/g。不同组织间累积水平整体表现为根 > 茎 > 叶, 说明UVAs进入玉米体内后主要富集于根部, 向地上部迁移受到一定限制。PBAT添加量增加后, 地膜降解释放的UVAs总量升高, 根际土壤中污染物的暴露浓度增加, 从而增强了玉米对UVAs的吸收。同时, 高添加量PBAT地膜降解可产生更多MPs, 这些MPs一方面可能改变根际微环境, 另一方面可作为污染物载体促进UVAs在根部富集, 从而提高根系的吸收概率, 已有研究表明, MPs可通过侧根裂缝进入植物根部, 为污染物进入植物体提供潜在通道<sup>[25]</sup>。本研究UV-320在根部未检出, 可能与其在土壤中浓度较低及生物有效性有限有关。

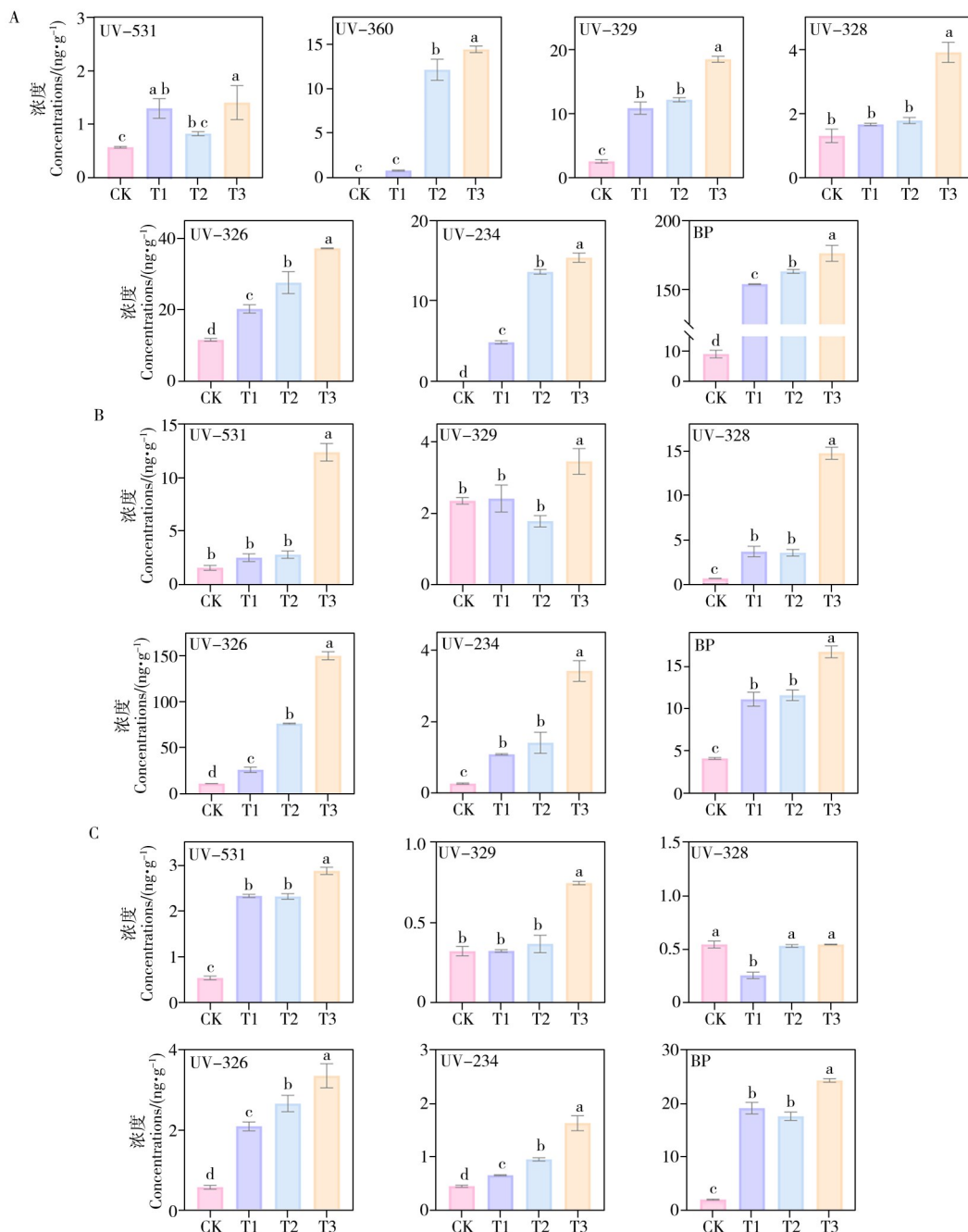


图4 不同浓度PBAT地膜添加量处理下玉米根(a)、茎(b)、叶(c)对UVAs的累积

Fig. 4 Accumulation of UVAs in maize roots(a), stems(b) and leaves(c) under treatments with different addition rates of PBAT mulch film

从组织分布来看, UVAs 在根部的累积水平显著高于茎和叶, 表明根系是 UVAs 进入植物体后的主要富集部位和迁移屏障。部分高疏水性化合物, 如 UV-328, 具有较高  $\log K_{ow}$ , 更易吸附于根表皮细胞壁及脂质双分子层, 并通过质外体途径在根部滞留, 难以进一步向地上部转运<sup>[26]</sup>。这一机制可解释本研究中 UVAs 整体呈现根部富集的现象。茎和叶中 UVAs 的检出表明, 部分 UVAs 可经根系吸收后通过木质部向地上部迁移, 但其迁移能力具有明显选择性。茎中 UVAs 含量随 PBAT 添加量的增加而升高, 说明随着根部累积水平增加, 部分 UVAs 能够进一步向茎部转运。其中 UV-360 在茎中未检出, 可能与其疏水性强、分子量较大、易在根部滞留有关<sup>[27]</sup>。叶片中 UVAs 含量虽随 PBAT 添加量的增加而升高, 但整体显著低于根和茎, 说明植物体内存在明显的叶片保护和迁移限制机制。污染物由根向叶迁移需经过木质部运输, 该过程受化合物疏水性、分子量、极性、木质部运输效率及植物生理调控共同影响<sup>[28]</sup>。植物还可能通过细胞壁固定、液泡隔离和代谢转化等方式降低污染物向叶片的输入<sup>[17]</sup>。

综上所述, PBAT 地膜降解释放的 UVAs 可被玉米吸收并在体内累积, 其分布表现出明显的“根部富集-茎部转运-叶片限制”特征。UVAs 在玉米中的累积和迁移主要受地膜释放强度、土壤暴露水平、MPs 载体作用、化合物理化性质以及植物生理屏障共同调控。

此外, 本研究仅对 UVAs 母体化合物进行了定量分析, 未进一步测定其在植物体内的代谢产物。因此, 茎叶中较低的 UVAs 检出水平除可能与根部吸附固定和植物运输屏障有关外, 也不排除部分 UVAs 在植物体内发生代谢转化或降解的可能。该过程仍需结合非靶向筛查或代谢产物定量分析进一步验证。

## 2.5 UVAs 在地膜-土壤-玉米系统中的迁移系数特征

通过计算各迁移路径的 UVAs 迁移系数, 进一步明确 UVAs 在 PBAT 地膜-土壤-玉米系统中的迁移行为(图 5)。结果表明, UVAs 在 PBAT 地膜-土壤-玉米系统中的迁移呈现“地膜释放-土壤富集-根部吸收-地上部选择性转运”特征。

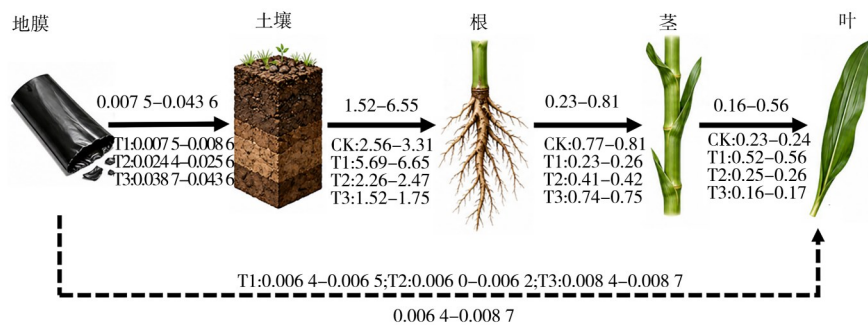


图 5 地膜-土壤-玉米系统中 UVAs 的迁移路径

Fig. 5 Migration pathways of UVAs in the plastic film-soil-corn system

**2.5.1 地膜-土壤迁移特征** 从地膜向土壤的迁移来看,  $TF_{\text{film-soil}}$  整体处于较低水平, 范围为 0.0075~0.0436。其中, T1: 0.0075~0.0086, T2: 0.0244~0.0256, T3: 0.0387~0.0436, 表现出随 PBAT 添加量增加而升高的趋势。该结果说明, 随着地膜输入量增加, UVAs 由 PBAT 地膜向土壤中的释放强度逐渐增强。这一现象可能与 PBAT 地膜降解程度加剧及 MPs 生成量增加有关。高添加量处理下, 地膜破碎程度和比表面积增加, 原本嵌入聚合物基体中的 UVAs 更容易通过扩散、解吸及颗粒携带等过程进入土壤<sup>[29]</sup>。

**2.5.2 土壤-根迁移特征**  $TF_{\text{soil-root}}$  范围为 1.52~6.65, 明显高于  $TF_{\text{film-soil}}$ , 说明根系是 UVAs 由土壤进入植物体的关键界面。不同处理间表现为 T1(5.69~6.65) > CK(2.56~3.31) > T2(2.26~2.47) > T3(1.52~1.75)。表明在低浓度暴露条件下, 玉米根系对 UVAs 的吸收效率较高; 而随着 PBAT 添加量进一步增加, 尽管土壤中 UVAs 浓度持续升高, 但单位浓度 UVAs 被根系吸收的效率反而下降, 说明植物吸收并未随土壤污染水平升高而线性增强。T1 处理中土壤 UVAs 浓度相对较低, 根际污染负荷较小, 根表吸附位点和吸收通道尚未受到明显限制, UVAs 可通过被动扩散等方式进入根部<sup>[30]</sup>, 因此表现出较高的  $TF_{\text{soil-root}}$ 。相比之下, T2 和 T3 处理中土壤 UVAs 浓度及 MPs 丰度均明显升高, 高浓度污染暴露可能导致根部的吸附位点趋于饱和, 并增强 MPs 对 UVAs 的吸附固定作用, 从而降低污染物的生物有效性<sup>[31]</sup>。

同时, MPs还可能改变土壤团聚体和孔隙结构, 限制水分及溶质扩散, 进一步削弱UVAs向根际的有效迁移<sup>[21]</sup>。此外, 土壤理化性质结果显示, PBAT处理显著降低了EC和AP含量。EC下降表明土壤溶解性离子的迁移受到抑制, 这与UVAs向根际扩散受限的现象相吻合; AP降低说明土壤磷有效性受到干扰, 可能通过影响根系生理状态和根际微环境, 间接改变根系对UVAs的吸收能力; 其中是否涉及微生物过程, 仍需结合微生物群落和酶活性数据进一步验证<sup>[32]</sup>。因此, 在T2和T3处理中, 虽然土壤UVAs的污染水平较高, 但由于根际环境扰动、生物有效性下降及根系吸收限制, 其 $TF_{soil-root}$ 低于T1。

**2.5.3 根-植物地上部分迁移特征**  $TF_{root-stem}$  范围为0.23~0.81, 整体低于 $TF_{soil-root}$ , 说明根部对UVAs向地上部迁移具有明显阻滞作用。不同处理间, T1组的 $TF_{root-stem}$ 最低(0.23~0.26), 表明低添加量条件下UVAs更倾向于滞留于根部; 而T3组(0.74~0.75)的 $TF_{root-stem}$ 明显升高, 说明在高暴露条件下, 部分UVAs能够突破根部屏障向茎部迁移。这一现象可能与根部UVAs累积水平和植物体内浓度梯度变化有关。随着PBAT添加量的增加, 根部UVAs的累积量升高, 根-茎之间的浓度梯度增强, 从而促进部分UVAs随木质部向上运输。同时, 高浓度污染暴露可能削弱根部细胞壁固定、液泡隔离等防御作用, 使更多UVAs进入茎部<sup>[30]</sup>。

从 $TF_{stem-leaf}$ 来看, UVAs的总迁移系数为0.16~0.56, 表现为T1(0.52~0.56)>T2(0.25~0.26)>CK(0.23~0.24)>T3(0.16~0.17)。该结果说明, UVAs由茎向叶片的进一步迁移具有明显选择性。T1组最高, 说明低暴露条件下进入茎部的UVAs更易继续向叶片运输; 而T3组最低, 表明高添加量处理虽然提高了植物体内UVAs的总体累积水平, 但并未同步增强其向叶片的分配能力。这可能与植物对叶片的保护机制有关<sup>[33-34]</sup>。叶片是光合作用和代谢活动的重要器官, 在高浓度外源污染物胁迫下, 植物可能通过细胞壁固定和液泡隔离等方式限制UVAs向叶片进一步输入; 同时, 部分UVAs可能在植物体内发生代谢转化或降解, 从而降低叶片中母体化合物的检出水平<sup>[35]</sup>, 但由于本研究未测定相关代谢产物, 该推测仍需进一步验证。此外, PBAT处理显著降低了AP含量, 说明根际养分环境受到扰动, 这可能进一步影响植物生理状态和体内运输过程, 间接改变UVAs在在地上部组织间的分配。

为进一步直观比较典型单体在不同迁移路径中的分异特征, 本文选取UV-360、UV-328、UV-531和BP作为代表性单体, 对其迁移系数进行整理(表4)。结果表明, UV-360的 $TF_{soil-root}$ 为0.14~0.48, 但在根-茎和茎-叶阶段均未计算出有效迁移系数, 说明其虽可由土壤进入根部, 但向地上部迁移受到明显限制, 可能与其疏水性较强、分子结构较大及根部吸附滞留有关<sup>[36]</sup>。UV-328的 $TF_{soil-root}$ 和 $TF_{root-stem}$ 分别为2.67~5.82和1.99~3.77, 说明其具有较强的根部吸收和根-茎转运能力, 但 $TF_{stem-leaf}$ 仅为0.03~0.15, 表明其进一步向叶片分配受到限制。UV-531的 $TF_{root-stem}$ 为1.90~5.14, 说明其具有更强的地上部迁移潜力<sup>[37]</sup>。BP的 $TF_{soil-root}$ 最高, 达到7.99~10.09, 但 $TF_{root-stem}$ 仅为0.07~0.10, 说明其更倾向于滞留在根部, 与根部富集特征一致。值得注意的是, BP的 $TF_{stem-leaf}$ 为1.45~1.73, 提示少量BP进入茎部后, 仍可能进一步向叶片分配。上述结果说明, 不同UVAs单体在植物体内的迁移行为并非仅由土壤暴露浓度决定, 而是受化合物疏水性、分子结构、根部吸附固定及木质部运输过程共同调控。

表4 典型UVAs单体在土壤-玉米系统中的迁移系数差异

Table 4 Differences in translocation factors of representative UVA monomers in the soil - maize system

| Abbreviation | Major migration characteristics | $TF_{soil-root}$ | $TF_{root-stem}$ | $TF_{stem-leaf}$ |
|--------------|---------------------------------|------------------|------------------|------------------|
| UV-360       | 茎中未检出或向上迁移受限                    | 0.14~0.48        | ND               | ND               |
| UV-328       | 高疏水性, 但具有一定迁移能力                 | 2.67~5.82        | 1.99~3.77        | 0.03~0.15        |
| UV-531       | 根-茎迁移系数较高                       | 1.00~1.72        | 1.90~5.14        | 0.23~0.96        |
| BP           | 根部富集明显, 根-茎迁移较低                 | 7.99~10.09       | 0.07~0.1         | 1.45~1.73        |

ND indicates not detected; transfer factors were not calculated when the denominator concentration was below the detection limit

综上, PBAT地膜降解不仅可向土壤中持续释放UVAs, 而且释放的UVAs能够进一步被玉米吸收并发生体内选择性迁移。尽管 $TF_{film-leaf}$ 较低, 但该结果证实了PBAT地膜中添加剂由塑料基质进入作物体系的潜在路径, 提示其长期农业应用可能带来作物暴露和食物链传递风险。

### 3 结论

本研究结果表明: PBAT可生物降解地膜在土壤环境中会发生老化降解并形成MPs, 且MPs丰度及土壤中UVAs浓度均随地膜添加量增加而显著升高, 表明PBAT地膜是农田土壤中UVAs的重要潜在输

入源。释放后的 UVAs 可被玉米吸收并在根、茎、叶中累积,整体表现为根 > 茎 > 叶,迁移过程呈现“地膜释放—土壤富集—根部吸收—地上部选择性转运”的阶段特征,其中根系是 UVAs 进入植物体后的主要富集屏障。不同 UVAs 在土壤和植物中的环境归趋存在明显差异,主要受初始添加比例、logKow、分子量及迁移能力等因素共同影响。需要指出的是,本研究主要基于 UVAs 母体化合物含量和迁移系数揭示其释放与迁移行为,尚未深入解析微生物介导的磷循环过程及植物体内代谢转化机制,后续研究可结合微生物组学、酶活性分析等,进一步阐明 PBAT 降解产物对土壤养分循环及 UVAs 植物体内转化的影响机制。

#### 参考文献:

- [1] Gao H, Yan C, Liu Q, Ding W, Chen B, Li Z. *Sci. Total Environ.*, **2019**, 651: 484–492.
- [2] Jin A N, Yu F X, Wang Y L, Du T, He J. *Environ. Sci.* (金安妮, 余奋霞, 王玉林, 杜特, 贺婧. 环境科学), **2025**, 46: 551–559.
- [3] Li S, Ding F, Flury M, Wang Z, Xu L, Li S, Jones D L, Wang J. *Environ. Pollut.*, **2022**, 300: 118945.
- [4] Wei X F, Bohlén M, Lindblad C, Hedenqvist M, Hakonen A. *Water Res.*, **2021**, 198: 117123.
- [5] Fang S, Hua C, Yang J, Liu F, Wang L, Wu D, Ren L. *J. Hazard. Mater.*, **2025**, 485: 136812.
- [6] An D, Xing X, Tang Z, Li Y, Sun J. *Environ. Res.*, **2022**, 204: 112130.
- [7] Brausch J M, Rand G M. *Chemosphere*, **2011**, 82: 1518–1532.
- [8] Lu Z, De Silva A O, Peart T E, Cook C J, Tetreault G R, Servos M R, Muir D C G. *Environ. Sci. Technol.*, **2016**, 50: 9089–9097.
- [9] Apel C, Tang J, Ebinghaus R. *Environ. Pollut.*, **2018**, 235: 85–94.
- [10] Li B, Liu Q, Yao Z, Ma Z, Li C. *Environ. Pollut.*, **2023**, 318: 120935.
- [11] HJ 615–2011. *Soil–Determination of Organic Carbon–Potassium Dichromate Oxidation Spectrophotometric Method. National Standards of the People's Republic of China* (土壤有机碳的测定 重铬酸钾氧化–分光光度法. 中华人民共和国国家环境保护标准).
- [12] HJ 717–2014. *Soil Quality–Determination of Total Nitrogen–Modified Kjeldahl Method. National Standards of the People's Republic of China* (土壤质量 全氮的测定 凯氏法. 中华人民共和国国家环境保护标准).
- [13] Liao Y L, Tang Q X, Yang J Y. *J. Hazard. Mater.*, **2023**, 459: 132270.
- [14] Li B, Yao Z, Zhao F, Meng B, Ma Z, Li C. *J. Hazard. Mater.*, **2024**, 474: 134801.
- [15] Lyu Y, Li G, He Y, Li Y, Tang Z. *Sci. Total Environ.*, **2022**, 846: 157383.
- [16] Zhao F, Tian S, Liu J, Wang Y, Cui G, Ha X, Ma Z, Ping H, Li C. *J. Hazard. Mater.*, **2025**, 494: 138633.
- [17] Lyu Y, He Y, Li J, Tang Z. *Environ. Technol. Innov.*, **2024**, 33: 103462.
- [18] Wang J H, Tian Y, Zhou B. *J. Polym. Environ.*, **2022**, 30: 1366–1379.
- [19] Cai L, Zhang L, Liu Z, Zhao X, Han J. *CATENA*, **2024**, 239: 107972.
- [20] Li J, Pu Y, You Y, Zhang S, Qian X, Shi M, Ma G, Liu C, Eltohamy K M, Li F. *J. Hazard. Mater.*, **2025**, 500: 140525.
- [21] Peng H, Dang L, Lin Z, Yu B, Li H, Yao J. *J. Environ. Chem. Eng.*, **2025**, 13: 116898.
- [22] Li X, Wu J, Cheng X, Cai Z, Wang Z, Zhou J. *J. Environ. Manage.*, **2024**, 352: 120071.
- [23] Han Y, Teng Y, Wang X, Wen D, Gao P, Yan D, Yang N. *Sci. Total Environ.*, **2024**, 912: 169048.
- [24] Seref N, Cufaoglu G. *J. Food Sci.*, **2025**, 90:
- [25] Li L, Luo Y, Li R, Zhou Q, Peijnenburg W J G M, Yin N, Yang J, Tu C, Zhang Y. *Nat. Sustain.*, **2020**, 3: 929–937.
- [26] Zhao D D. *Study on Bioaccumulation Under Combined Exposure to Copper and Benzotriazole Pollutants*. Dalian: Dalian University of Technology (赵丹丹. 铜和苯并三唑类污染物联合暴露生物富集研究. 大连: 大连理工大学), **2022**.
- [27] Ju C, Dong S, Zhang H, Yao S, Wang F, Cao D, Xu S, Fang H, Yu Y. *Chemosphere*, **2020**, 248: 126024.
- [28] Li Z. *J. Hazard. Mater.*, **2022**, 434: 128911.
- [29] Nakatani H, Uchiyama T, Motokucho S, Dao A T N, Kim H J, Yagi M, Kyozuka Y. *Polymers*, **2024**, 16: 293.
- [30] Pan B, Zhu X, Huang L, Cai K, Li Y W, Cai Q Y, Feng N X, Mo C H. *Chemosphere*, **2024**, 359: 142322.
- [31] Zhang L, Wu S, Chen J, Zhang X, Yuan J, Chen Y, Ding T, Li J. *J. Agric. Food Chem.*, **2025**, 73: 14913–14922.
- [32] Chen Z Y, Ma J, Lai H Y, Ma X Q, Wu P F. *Chin. J. Ecol.* (陈智裕, 马静, 赖华燕, 马祥庆, 吴鹏飞. 生态学杂志), **2017**, 36: 524–529.
- [33] Dong S, Beckles D M. *J. Plant Physiol.*, 2019: 80–93.
- [34] Rao M J, Duan M, Ikram M, Zheng B. *Antioxidants*, **2025**, 14: 907.
- [35] He Y J, Sun M H, Shen Y T, Shuai Q, Luo L Q. *Rock Miner. Anal.* (何玉君, 孙梦荷, 沈亚婷, 帅琴, 罗立强. 岩矿测试), **2020**, 39: 639–657.
- [36] Lyu Y, He Y, Li J, Tang Z. *Environ. Technol. Innov.*, **2024**, 33: 103462.
- [37] Zhang C, Feng Y, Liu Y W, Chang H Q, Li Z J, Xue J M. *J. Integr. Agric.*, **2017**, 16: 1659–1668.