

doi: 10.12452/j.fxcsxb.26043004

浊点萃取结合基质辅助激光解吸电离飞行时间质谱 检测茶包浸出液中的微纳米塑料

曾沂涌¹, 贺雨田¹, 杨道远², 杜振霞^{1*}, 隋海霞^{2*}

(1. 北京化工大学 化学学院, 北京 100029; 2. 国家食品风险评估中心, 北京 100022)

摘要: 该研究建立了一种基于浊点萃取(CPE)与基质辅助激光解吸电离飞行时间质谱(MALDI-TOF MS)联用的茶包浸出液中微纳米塑料检测新方法。通过优化点样方式、基质类型和激光能量等参数, 成功实现了对聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)、聚乳酸(PLA)和聚酰胺(PA)微纳米塑料的鉴定。此外, 利用MALDI-TOF MS鉴定了PET茶包释放的微塑料成分, 并借助扫描电镜对茶包颗粒进行辅助分析。研究结果为液体中微纳米塑料的测定提供了新方法, 进一步验证并推动了MALDI-TOF MS在微纳米塑料检测领域的应用。

关键词: 微纳米塑料; 浊点萃取; 基质辅助激光解吸电离飞行时间质谱; 茶包

中图分类号: O657.63; TS201.2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1004-4957(2026)07-1619-07

Detection of Micro/Nanoplastics in Tea Bag Leachate Using Cloud Point Extraction Combined with Matrix-assisted Laser Desorption Ionization Time-of-flight Mass Spectrometry

ZENG Yi-yong¹, HE Yu-tian¹, YANG Dao-yuan², DU Zhen-xia^{1*}, SUI Hai-xia^{2*}

(1. College of Chemistry, Beijing University of Chemical Technology, Beijing 100029, China; 2. China National Center for Food Safety Risk Assessment, Beijing 100022, China)

Abstract: This study developed a novel method for the detection of micro/nanoplastics based on the combination of cloud point extraction (CPE) and matrix-assisted laser desorption ionization time-of-flight mass spectrometry (MALDI-TOF MS). By optimizing parameters such as spotting methods, matrix types, and laser energy, the successful identification of polyethylene terephthalate (PET), polylactic acid (PLA), and polyamide (PA) micro/nanoplastics was achieved. In addition, MALDI-TOF MS was used to identify the microplastic components released from PET tea bags, and scanning electron microscopy was employed for auxiliary analysis of tea bag particles. This study provides a new method for the determination of micro/nanoplastics in liquids, further validating and promoting the application of MALDI-TOF MS in the field of micro/nanoplastic detection.

Key words: micro/nanoplastics; cloud point extraction; MALDI-TOF MS; tea bags

联合国的最新数据显示, 2024年全球塑料消费量突破5亿吨, 其中3.99亿吨成为废弃物, 被填埋或丢弃在环境中。这些废弃的塑料制品在环境中会逐渐分解为微塑料(<5 mm)或纳米塑料(<1 μm)。很多研究报道, 除了在土壤^[1]、空气^[2]、海洋^[3]等环境介质发现微塑料外, 茶包^[4]、牛奶包装^[5]及水杯^[6]等食品接触材料也会释放微塑料, 在与食品接触过程中, 这些微纳米塑料会迁移到食品中从而进入人体。在人体器官、组织和粪便中已检出微纳米塑料^[7-10]。微纳米塑料在人体内蓄积, 可引发胃肠道梗阻、组织形态畸变, 同时扰乱机体代谢, 诱发组织坏死、炎症反应与氧化应激损伤^[11-12]。

随着微纳米塑料相关研究的深入, 科研人员已建立显微红外光谱法^[13]、显微拉曼光谱法^[14]、热脱附/热裂解气相色谱-质谱联用(TED/Py-GC-MS)法^[15]、扫描电镜(SEM)^[16]、光镊-拉曼光谱联用法^[17]和尼罗红染色法^[18]等多种检测表征方法, 这些方法虽可有效实现大尺寸微塑料的定性定量检测, 但在纳米塑料检测中仍存在局限性。光谱类方法受分辨率限制, 难以识别超细微纳米颗粒; TED/Py-GC-

收稿日期: 2026-04-30; 修回日期: 2026-05-23

* 通讯作者: 杜振霞, 教授, 研究方向: 食品化学, E-mail: duzx@mail.buct.edu.cn
隋海霞, 研究员, 研究方向: 食品安全风险评估, E-mail: suihaixia@cfssa.net.cn

网络首发日期: 2026-06-03

MS 等热分析技术则存在颗粒区分度低、溯源辨识度不足等问题。因此,亟需开发新型的微纳米塑料检测方法。

浊点萃取(CPE)是一种新型的液液萃取技术,其利用表面活性剂的增溶特性和浊点分相特性实现目标物的分离和富集,具有成本低、操作简单、富集效率高、表面活性剂用量少等优点,契合绿色化学发展的理念。目前CPE已成功应用于金属离子形态分析、痕量有机物的分离、富集及检测等研究领域^[19]。基质辅助激光解吸电离飞行时间质谱(MALDI-TOF MS)具有高灵敏度和前处理简单的特点,常用于环境与生物样品检测^[20]。Wu等^[21]通过MALDI-TOF MS成功鉴定了环境中聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)、聚苯乙烯(PS)等纳米塑料,证实了该技术检测纳米塑料的可行性。但该方法在液相体系中检测纳米塑料的应用潜力仍有待探究。

本研究建立了一种基于CPE与MALDI-TOF MS联用检测液体环境中微纳米塑料的分析方法,并将其应用于茶包浸出液的实际分析。通过对MALDI基质种类、点样方式及激光能量等关键条件进行优化,获得了适用于不同类型微纳米塑料的高灵敏检测条件。茶包样品模拟泡茶条件进行浸泡,然后用CPE富集迁移到水中的微塑料,采用MALDI-TOF MS进行定性分析,萃取液超声均匀后,滴加在微栅支持膜载铜网表面,进行SEM半定量分析,实现了茶包浸出液中微纳米塑料的有效识别与检测。

1 实验部分

1.1 仪器、试剂与材料

MALDI-TOF MS: CMI-1600型,广州禾信康源医疗科技有限公司;SEM: s4800型,日本日立公司;超纯水系统: Milli-Q,美国Millipore公司;电子天平: CP225D,德国赛多利斯公司;傅里叶变换衰减全反射红外光谱仪(ATR-FTIR): Nexus 8700型,美国Thermo Electron公司。

实验所用茶包(PET、聚乳酸(PLA)、聚酰胺(PA))均通过网络购买。PET、PLA、PA的微纳米塑料购自广东中联新材料科技有限公司,粒径范围为100 nm~300 μm 。微栅支持膜载网(200目)购自北京中科谱联科技有限公司。色谱纯的芥子酸(SA)、2,5-二羟基苯甲酸(DHB)、 α -氰基-4-羟基肉桂酸(CHCA)、三氟乙酸(TFA)、三氟乙酸银(AgTFA)、甲酸(FA)、四氢呋喃(THF)、分析纯曲拉通X-114(TX-114)和化学纯无水硫酸钠(Na_2SO_4)均购自上海阿拉丁生化科技股份有限公司。超纯水(电阻率18.2 $\text{M}\Omega\cdot\text{cm}$)由美国Millipore公司的Milli-Q超纯水系统制备。

1.2 茶包材质的ATR-FTIR定性分析

为确证茶包的材质,使用Nexus 8700型傅里叶变换红外光谱仪(配备Smart Orbit单次反射衰减全反射附件)进行样品分析,检测器为氘代硫酸三甘肽(DTGS)检测器,光谱分辨率为 4 cm^{-1} ,扫描次数32次。

1.3 标准溶液制备及检测条件优化

将基质(DHB、SA及CHCA)与阳离子化试剂(AgTFA)分别溶于THF中,配制为10 mg/mL的储备溶液。将PET溶于TFA、PLA溶于THF、PA溶于FA中,均配制为2 mg/mL的标准溶液。

检测条件主要围绕基质种类、点样方式、激光能量开展优化。选取DHB、SA、CHCA 3种常用基质,分别采用5种点样方式于MALDI靶板制备样品。样品室温充分干燥后,在线性正离子模式下,累计600次激光脉冲采集质谱数据。依次设置30%~100%梯度激光相对能量进行检测,对比信号强度,筛选最优电离参数。

5种点样方法如下:方法A:将1 μL 各标准溶液与1 μL 基质溶液混合,涡旋振荡10 s后,取1 μL 混合液点样于MALDI靶板;方法B:将1 μL 各标准溶液、1 μL 基质溶液及1 μL 阳离子化试剂混合,涡旋振荡10 s后取1 μL 混合液点样;方法C:依次将1 μL 基质、标准溶液和阳离子化试剂加至靶板,每滴待结晶后再加下一滴;方法D:依次将1 μL 基质和标准溶液加至靶板,每滴待结晶后再加下一滴;方法E:依次将1 μL 基质、标准溶液和基质加至靶板,每滴待结晶后再加下一滴。

1.4 茶包中微纳米塑料的提取与富集

微纳米塑料提取:以PET、PLA、PA 3种材质的空白茶包为样品,每种材质茶包各取2个茶袋作为1个样品,平行3次($n=3$)。先用超纯水冲洗3次,去除表面杂质,然后将处理后的茶包分别放入装

有10 mL常温超纯水的玻璃试管，置于95 °C水浴中恒温浸泡30 min模拟泡茶过程，收集浸出液，静置冷却至室温避光保存。同步设置空白对照组，除不放入茶包外，其余操作流程与实验组一致。

微纳米塑料富集：采用浊点萃取法富集微纳米塑料^[22]。向冷却后的浸出液中加入30 μL质量分数10%的TX-114水溶液，再加入20 mg Na₂SO₄并混匀。将混合液置于45 °C水浴静置20 min，待体系发生浊点分相后，以8 000 r/min离心10 min。弃去上层水相，留存富集微纳米塑料的表面活性剂相。吸取50 μL富集液移入150 μL离心管，按材质匹配对应良溶剂：PET选用TFA、PLA选用THF、PA选用FA，各添加50 μL。涡旋振荡1 min，超声处理1 min，使塑料颗粒充分溶解。静置分层后，取30 μL上清液备用，用于后续MALDI-TOF MS检测。

1.5 茶包中微纳米塑料的MALDI-TOF MS分析

取1 μL富集后的样品溶液，与1 μL基质(DHB)溶液等体积混合，点样于MALDI靶板上，室温下自然干燥。采用正离子线性检测模式，以600次单激光脉冲累计采样，激光能量设置为优化后的80%进行MALDI-TOF MS分析。

1.6 茶包中微纳米塑料的SEM分析

取未经浊点萃取处理的茶包浸出液，充分超声分散后，吸取10 μL中层溶液均匀滴加至微栅支持膜铜网表面，待溶剂完全挥发后，利用扫描电子显微镜观测微观形貌，每组样品平行测定3次。

借助Light room v2.5.1软件(Adobe Inc., San Jose, CA, USA)统计图像颗粒数量，以此估算微纳米塑料释放个数。采用扫描电镜抽样半定量估算方式，随机选取3处网孔统计颗粒数；假定颗粒在载网表面均匀分布、采样区域具备代表性，依据均值推算整张铜网的颗粒总量，因此该测算结果存在一定误差。

2 结果与讨论

2.1 ATR-FTIR分析

为验证所购材料的材质成分，采用ATR-FTIR对茶包进行初步鉴定(图1)。对于PA茶包，图中显示出酰胺基团中的N—H伸缩振动宽峰(3 292 cm⁻¹)、亚甲基的C—H伸缩振动(2 929、2 861 cm⁻¹)、酰胺的羰基伸缩振动(1 637 cm⁻¹)、N—H弯曲与C—N伸缩的耦合振动(1 539 cm⁻¹)，确证该茶包为PA材质。PET同样存在亚甲基的C—H伸缩振动(2 915、2 850 cm⁻¹)，PET的芳香族酯羰基伸缩振动峰(1 714 cm⁻¹)，1 240 cm⁻¹和1 099 cm⁻¹两个强而宽的吸收峰归属于酯键C—O的伸缩振动，720 cm⁻¹则是苯环上C—H面外弯曲振动，进一步证实了茶包材质为PET。PLA茶包则在1 748 cm⁻¹处呈现脂肪族聚酯的特征羰基峰，结合1 180 cm⁻¹和1 085 cm⁻¹处的C—O—C骨架振动，确认所购茶包为PLA材质。与标准谱库比对也证实材质分别为PA、PET和PLA。

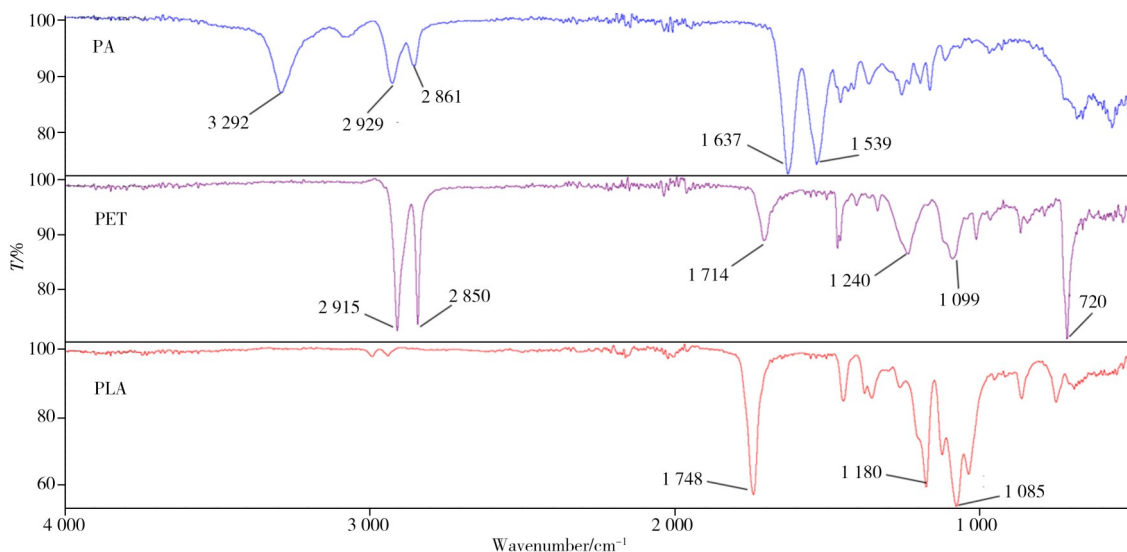


图1 茶包的ATR-FTIR谱图

Fig. 1 ATR-FTIR spectra of tea bags

2.2 MALDI-TOF MS 条件优化

MALDI-TOF MS 作为一种适用于测定大分子的分析技术, 可根据质谱图中特征等距峰序列对聚合物进行定性, 其峰响应强度是评价检测灵敏度的重要指标, 主要受仪器条件与样品前处理两大因素影响。MALDI-TOF MS 的原理是样品与基质混合结晶后, 激光照射使基质大量吸收激光能量并瞬间气化, 基质携带待测分子脱离靶板进入气相, 气相中基质与待测物发生质子转移反应, 使样品分子带上电荷形成准分子离子。因此激光能量大小、传递能量的基质、点样方法是影响响应强度的主要因素。本研究以特征等距峰的响应强度为依据, 系统优化了基质类型、点样方法及激光能量 3 个关键参数。

2.2.1 MALDI 基质选择 通过对 DHB、SA 和 CHCA 3 种基质的比较实验发现, 基质对微纳米塑料的检测信号具有显著影响。具体而言, PET 和 PLA 在使用 SA 和 CHCA 作为基质时, 质谱图中未出现特征性的聚合物等距峰序列; 仅在 DHB 作为基质时, 才观察到清晰、可识别的等距峰信号。对于 PA 颗粒, 3 种基质均能产生等距峰, 但在 SA 和 CHCA 基质条件下, 可检测到的聚合物分子量上限仅至约 5 000 Da, 而在 DHB 基质中则能检测到更高分子量(最高至 12 000 Da)的聚合物链。这可能源于 SA 和 CHCA 在此实验体系下对激光能量的吸收与转移效率不足, 导致部分样品未能有效解吸/电离, 或高分子量链段发生裂解。综合信号强度、检测范围与谱图质量, 确定采用 DHB 基质进行后续质谱分析。

2.2.2 样品点样方法 在 MALDI-TOF MS 分析中, 点样方法直接影响基质与样品的共结晶形态与包覆效率, 是决定离子化效果的关键步骤。为观察样品中加入银离子能否提升电离效率, 比较了“1.3”的 5 种点样策略, 旨在涵盖不同的混合与分层包覆场景。

结果表明, 最优点样方法因塑料聚合物种类而异。对于 PET, 方法 A~D 均能产生可识别的聚合物特征峰, 但方法 A 获得的信号响应最高; 对于 PLA, 方法 A、B、D、E 均适用, 但方法 E 得到的信号响应最高; 对于 PA, 5 种方法均能检测, 但同样以方法 E 获得的响应最佳。为获得最高灵敏度, 本研究确定 PET 采用方法 A, PLA 与 PA 则采用方法 E 进行样品制备。

2.2.3 激光能量 激光能量是影响 MALDI-TOF MS 检测结果的关键参数之一。能量过低时, 基质电离不充分, 导致离子信号弱; 能量过高则易引起样品裂解, 产生碎片峰。在本研究体系中, 3 种微纳米塑料均需在激光能量高于 60% 时方能出现清晰的聚合物特征等距峰。在 70% 与 80% 能量条件下, 峰强度达到最高且两者响应相当。基于信号稳定性与重复性考虑, 最终选取 80% 作为最佳激光能量。

综上, 确定最佳实验条件为: 选择 DHB 作为基质, 激光能量设定为 80%。点样方法上, PET 采用方法 A, PLA 和 PA 则采用方法 E。在此条件下获得的质谱图如图 2 所示, 图中可见一系列特征等距峰, 其质量间隔 $\Delta m/z$ 依次对应 PET(192)、PLA(113) 和 PA(72) 的单体单元质量。以上结果表明, 所建立的检测条件能够有效用于液体环境中 PET、PLA 及 PA 3 类微纳米塑料的识别与检测。

2.3 茶包样品 MALDI-TOF MS 分析

CPE 所采用的表面活性剂通常因残留而干扰质谱检测, 需要额外的前处理步骤进行去除。然而, 本研究中由于 TX-114 的分子量低于 1 000 Da, 而目

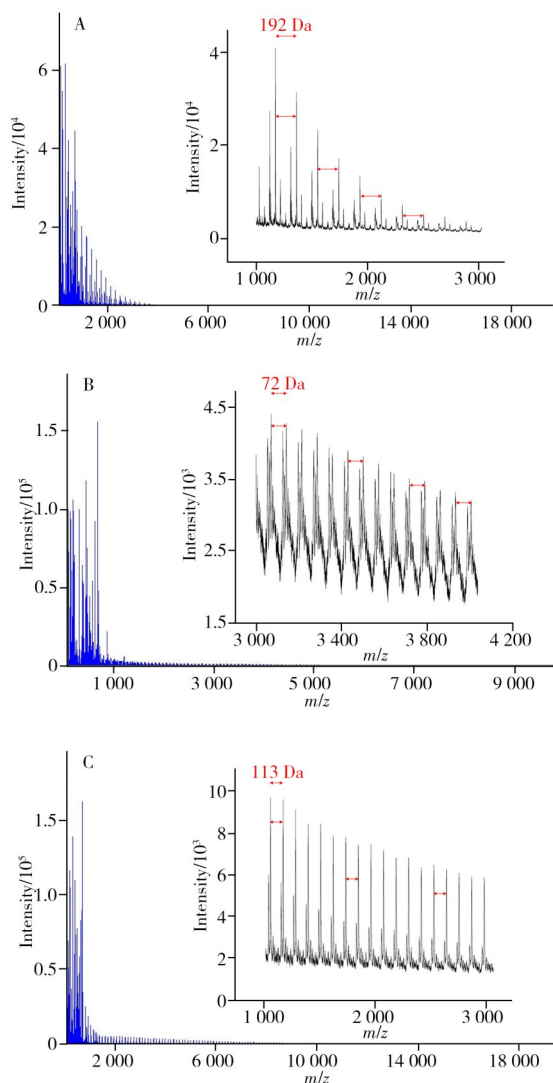


图2 PA (A)、PET(B)、PLA(C)的质谱图
Fig. 2 Mass spectra of PA(A), PET(B), and PLA(C)

标微纳米塑料的检测范围集中在1 000~5 000 Da, 因此表面活性剂未对质谱信号造成重叠或抑制, 从而省去了繁琐的前处理流程, 显著缩短了前处理时间。茶包浸出液经CPE富集后, 进行MALDI-TOF MS分析。结果如图3所示, PET茶包浸出液中出现一系列 $\Delta m/z$ 为192 Da的等距峰, 证实PET微纳米塑料的成功检出。相比之下, PLA与PA茶包的提取液中未观察到相应的特征等距峰, 这可能是由于样品中微纳米塑料的浓度过低, 即使经过富集仍低于MALDI-TOF MS方法的检出限。

2.4 SEM辅助分析

吸取10 μL 浸出液滴加至微栅支持膜载网表面, 每个载网包含200个圆孔, 仅对圆孔内疑似的微纳米塑料颗粒进行SEM分析(图4), 发现PA浸出液中的颗粒呈不规则片状或纤维状碎片, 表面有明显皱褶与撕裂边缘; 尺寸分布较广, 部分碎片可达数十微米。PET多为表面光滑的薄片或颗粒状, 边缘相对平整, 少量颗粒呈微米级球状聚集, 可能与其化学稳定性强有关。PLA以不规则絮状物为主, 部分颗粒边缘模糊, 可能与PLA的生物可降解特性相关。在热水浸泡环境下, PLA更易发生部分水解或形态软化。

为确证所见物质为微纳米塑料, 对PA进行了能谱分析(EDS)。如图4D所示, 颗粒主要集中在红线内, 而N元素同样以该趋势出现, 进一步说明所见颗粒为PA微纳米塑料。

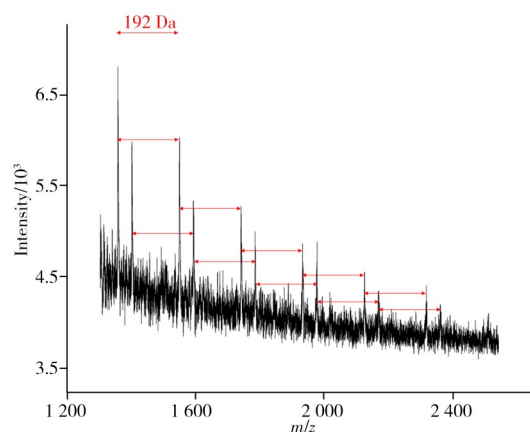


图3 茶包中检测到的PET质谱图
Fig. 3 Mass spectrum of PET detected in tea bags

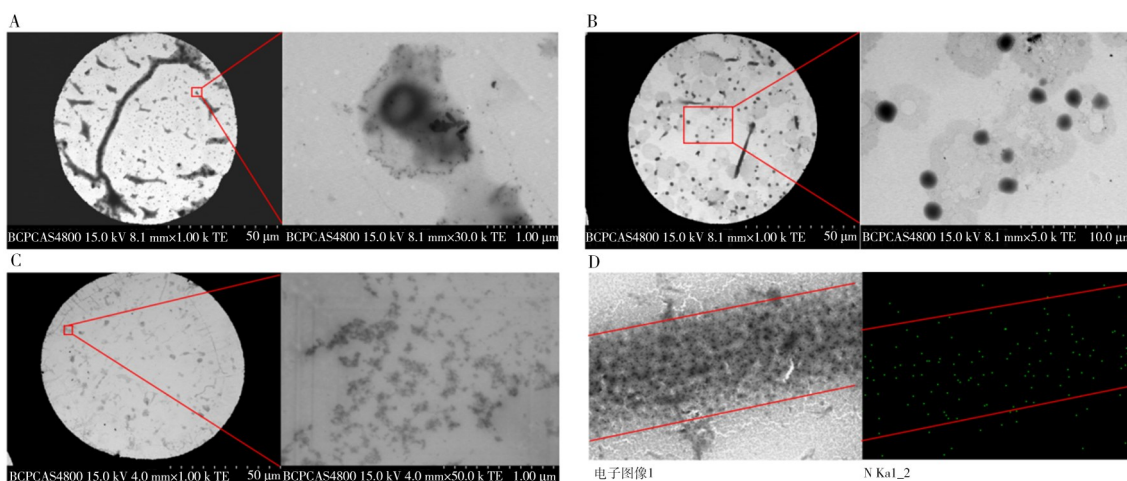


图4 不同材质茶包浸出液的SEM图像(A~C)以及PA茶包浸出液的能谱分析图(D)

Fig. 4 SEM images of leachates from tea bags of different materials (A~C) and EDS analysis of PA tea bag leachate (D)
A. PA; B. PET; C. PLA

为估算单位体积浸出液中的微纳米塑料数量, 采用Light room v2. 5. 1软件对圆孔内所见颗粒进行计数。以PET为例(图5), 平均每个圆孔区域内约含有179个颗粒(部分微小颗粒可能因尺寸太小或重叠未统计到, 可能还有颗粒不是PET微塑料), 据此推算10 μL 浸出液中约含有3. 58万个颗粒。进一步换算可知, 每两个PET茶包在10 mL热水中可释放约3 580万个颗粒。在相同浸出条件下, PLA茶包与PA茶包分别释放约2 040万和2 800万个疑似的微纳米塑料颗粒。

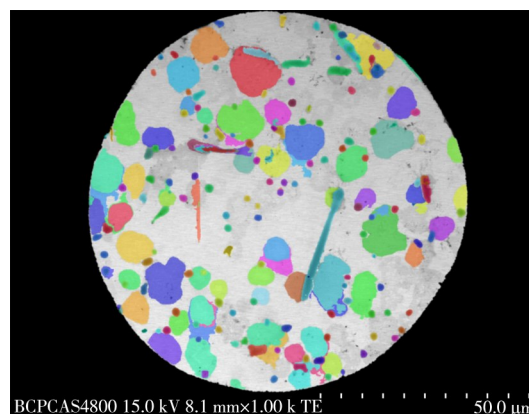


图5 PET茶包浸出液的SEM图像计数示例

Fig. 5 Example of SEM image counting for PET tea bag leachates

2.5 讨论

2.5.1 方法性能与局限性 本方法目前仍存在一定的局限性。定量方面,侧重于定性及半定量(SEM成像)。受CPE对不同颗粒回收率不均及MALDI基质结晶均一性的影响,实现复杂基质中MNP的绝对定量难度较大,这解释了PLA与PA浸出液未检出特征峰的原因(可能低于实际检出限)。未来需引入同位素标记内标法以提升定量能力。普适性方面,对非极性聚合物(如聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP))的离子化效率较低;且CPE对不同粒径颗粒的富集效率尚需系统评估。物理表征方面,尽管SEM统计法常用于颗粒物半定量分析,但外推存在局限:①颗粒分布均匀性难保证,受流体动力学效应及团聚影响,实际沉积密度不均,均匀分布假设易引入偏差;②计数效率受粒径制约,<100 nm颗粒易因遮挡、衬度低漏计,颗粒重叠也会低估总量;③复杂样本中非微塑料颗粒易造成干扰。故文中数值为估算值,非精确绝对值。实际应用方面,从相对洁净的茶包浸出液拓展至环境或生物复杂基质时,溶解性有机质及盐分可能干扰CPE分相并产生基质抑制效应,需优化前处理条件。

2.5.2 与现有分析技术的比较 相较于热裂解/GC-MS(无法提供形貌数量)和显微红外/拉曼光谱(纳米级检测难、通量低),本方法优势在于前处理简便(一步CPE富集净化)及“化学-形貌”联用能力。但也存在明显短板:绝对定量精度不足、对非极性聚合物普适性有限、缺乏精确粒径分布数据。总体而言,本方法是现有体系的有力补充,适用于微纳塑料的快速筛查与初判。

2.5.3 对PLA与PA实际样品检测结果的说明 不同材质茶包的鉴定证据等级存在差异:PET获得确凿质谱证据;PA虽无直接质谱峰,但SEM-EDS显示特征形貌与氮元素分布重合,提供了强有力支撑;PLA仅观察到疑似形貌颗粒,缺乏质谱定性确认,推测为其释放浓度低于检出限,需通过测定降解寡聚物进一步验证。

3 结论

本研究建立了一种CPE与MALDI-TOF MS联用的新技术,成功应用于茶包浸出液中微纳米塑料的检测。通过对PET、PLA和PA材质的系统分析,实现了对PET的直接质谱鉴定及对PA的SEM-EDS联合确证,同时对PLA释放颗粒进行了形貌捕获。该技术集成了化学鉴定与形貌半定量分析功能,但在精确粒径分析及绝对定量方面尚存局限。未来工作将聚焦于评估CPE富集效率、建立标准定量体系、拓展至环境及生物复杂基质,并结合纳米颗粒跟踪分析仪等多技术联用,构建多维数据分析平台,为微塑料风险评估提供更精准的检测手段。

参考文献:

- [1] Peng C, Tang X J, Gong X Y, Dai Y Y, Sun H W, Wang L. *Anal. Chem.*, **2020**, 92: 13930-13935.
- [2] Zhang Q, Zhao Y P, Du F N, Cai H W, Wang G H, Shi H H. *Environ. Sci. Technol.*, **2020**, 54(11): 6530-6539.
- [3] Tekman M B, Wekerle C, Lorenz C, Primpke S, Hasemann C, Gerdt G, Bergmann M. *Environ. Sci. Technol.*, **2020**, 54(7): 4079-4090.
- [4] Hernandez L M, Xu E G, Larsson H C E, Tahara R, Maisuria V, Tufenkji N. *Environ. Sci. Technol.*, **2019**, 53(21): 12300-12310.
- [5] Binelli A, Tognetto M, Cremonesi C, Della T C, Caorsi G, Magni S. *J. Hazard. Mater.*, **2025**, 492: 138052.
- [6] Zhao L, Gu Y Y, Cai H, Xu X, Yu J G, Li J, Shen Y, Zhu L Y, Jin Y, Zhang M, Dong R H, Chen B. *Food Control*, **2025**, 168: 110921.
- [7] Ragusa A, Svelato A, Santacroce C, Catalano P, Notarstefano V, Carnevali O, Papa F, Rongioletti M C A, Baiocco F, Draghi S, D'Amore E, Rinaldo D, Matta M, Giorgini E. *Environ. Int.*, **2021**, 146: 106274.
- [8] Ragusa A, Notarstefano V, Svelato A, Belloni A, Gioacchini G, Blondeel C, Zucchelli E, De Luca C, D'Avino S, Gulotta A, Carnevali O, Giorgini E. *Polymers*, **2022**, 14: 2700.
- [9] Kutralam-Muniasamy G, Shruti V C, Pérez-Guevara F, Roy P. *Sci. Total Environ.*, **2023**, 856: 159164.
- [10] Malafaia G, Barceló D. *TrAC Trends Anal. Chem.*, **2023**, 161: 117016.
- [11] Rahman A, Sarkar A, Yadav O P, Achari G, Slobodnik J. *Sci. Total Environ.*, **2021**, 757: 143872.
- [12] De Ruijter V N, Redondo-Hasselerharm P E, Gouin T, Koelmans A. *Environ. Sci. Technol.*, **2020**, 54(19): 11692-11705.
- [13] Xu J L, Thomas K V, Luo Z, Gowen A. *TrAC Trends Anal. Chem.*, **2019**, 119: 115629.
- [14] Levermore J M, Smith T E L, Kelly F J, Wright S L. *Anal. Chem.*, **2020**, 92(13): 8732-8740.

- [15] Chen Z, Feng Z Y, Zeng L X, Zhao J, Wang G, Zhang N, Xie Y Q. *J. Instrum. Anal.* (陈智, 冯泽阳, 曾力希, 赵晶, 王广, 张娜, 谢依侨. 分析测试学报), **2025**, 44(5): 906–912.
- [16] Schmidt R, Nachtnebel M, Dienstleder M, Mertschnigg S, Schroettner H, Zankel A, Poteser M, Hutter H, Eppel W, Fitzek H. *Micron*, **2021**, 144: 103034.
- [17] Gillibert R, Balakrishnan G, Deshoules Q, Tardivel M, Magazzù A, Donato M G, Maragò O M, Lamy de La Chapelle M, Colas F, Lagarde F, Gucciardi P G. *Environ. Sci. Technol.*, **2019**, 53(15): 9003–9013.
- [18] Stanton T, Johnson M, Nathanail P, Gomes R, Needham T, Burson A. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, **2019**, 6(10): 606–611.
- [19] Wang Y, Han W Q, Guo L L, Jin Z. *China Meas. Test*(王洋, 韩维岐, 郭莉莉, 金哲. 中国测试), **2022**, 48(7): 72–76.
- [20] Oviaño M, Rodríguez-Sánchez B. *Enferm. Infecc. Y Microbiol. Clin. (English Ed.)*, **2021**, 39(4): 192–200.
- [21] Wu P F, Tang Y Y, Cao G D, Li J P, Wang S Q, Chang X Y, Dang M, Jin H B, Zheng C M, Cai Z W. *Anal. Chem.*, **2020**, 92(21): 14346–14356.
- [22] Zhou X, Hao L, Wang H, Li Y J, Liu J F. *Anal. Chem.*, **2019**, 91(3): 1785–1790.

(责任编辑: 丁 岩)

~~~~~  
(上接第1618页)

- [25] Wang Y, Chen X W. *Sci. Total Environ.*, **2023**, 901: 165941.
- [26] Li S C, Liu H, Gao R, Abdurahman A, Dai J, Zeng F. *Environ. Pollut.*, **2018**, 237: 126–132.
- [27] Li S, Yang M X, Wang H, Jiang Y Z. *Environ. Pollut.*, **2022**, 308: 119482.
- [28] Zhang Y, Placek T L, Jahan R, Alexandridis P, Tsianou M. *Int. J. Mol. Sci.*, **2022**, 23(19): 11090.
- [29] Liang X X, Chen S J, Liang Y X, Wang M M, Wang Q, Chen D X, Ma X, Ding H Y, Zhong H J. *Gels*, **2026**, 12(2): 182.
- [30] Dong Y M, Gao M L, Qiu W W, Song Z G. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **2021**, 28(45): 64503–64515.
- [31] Lu X T, Zeng F, Wei S Y, Gao R, Abdurahman A, Wang H, Liang W Q. *Sci. Rep.*, **2022**, 12(1): 8932.
- [32] Dong Y M, Gao M L, Qiu W W, Song Z G. *Environ. Sci.: Process. Impacts*, **2020**, 22(12): 2388–2397.
- [33] Chang B K, Yang T H, Fan S B, Zhen L M, Zhong X B, Yang F, Liu Y, Shao C, Hu F N, Xu C Y, Yang Y J, Dai Y C, Lv J L, Du W. *J. Hazard. Mater.*, **2025**, 487: 137050.
- [34] Liu Y, Zhang K, Xu S P, Yan M, Tao D Y, Chen L L, Wei Y, Wu C X, Liu G J, Lam P K S. *Gondwana Res.*, **2022**, 108: 171–180.
- [35] Li F P, Gong Y F, Yang X Y, Jiang Y C, Cen Y L, Zhang Z M. *Sci. Total Environ.*, **2024**, 944: 173602.

(责任编辑: 盛文彦)