

环境中手性污染物对映体分析方法的研究进展

张蓉平 黄一鹤 范荣华* 周 励*

(沈阳医学院公共卫生学院 沈阳 110034)

摘 要 手性污染物对映体尽管具有相似的物理化学性质,但在环境中的吸附、转移、降解等过程往往存在一定差异。生态安全问题与人类健康密切相关,因此,对手性环境污染物进行对映体水平上的分离分析是十分重要的研究课题。目前,国内外对环境中的手性污染物已开展了相关研究,然而全面评述相关分析测定方法的新进展鲜有报道。本文主要对环境中手性污染物的种类以及近 5 年环境中手性污染物的分析检测技术如液相色谱-质谱联用法、气相色谱-质谱联用法、毛细管电泳法、超临界流体色谱-质谱联用法等进行了归纳、综述和展望,为后续手性污染物的分析检测提供依据和参考。

关键词 手性污染物 手性分离 手性固定相 检测方法

Research Progress in Analysis of Chiral Pollutants in the Environment

Zhang Rongping, Huang Yihe, Fan Ronghua*, Zhou Li*

(School of Public Health, Shenyang Medical College, Shenyang 110034)

Abstract Although the enantiomers of chiral pollutants have similar physical-chemical properties, they can exhibit different adsorption, transfer and degradation processes in the environment. Ecological security are closely related to human health. Therefore, the separation and analysis of chiral environmental pollutants at the enantiomeric level is an important research issue. At present, the studies on chiral pollutants in the environment have been conducted throughout the world. However, a comprehensive review of the new progress on analysis and determination methods is rarely reported. In this paper, the types of chiral pollutants in the environment and progress of analysis and detection techniques used for determination of chiral pollutants in recent 5 years, such as liquid chromatography-mass spectrometry, gas chromatography-mass spectrometry, capillary electrophoresis, supercritical fluid chromatography-mass spectrometry, are summarized, which can provide a reference for the further analysis and detection of chiral pollutants.

Keywords Chiral pollutants, Chiral separation, Chiral stationary phase, Detection method

手性,是自然界普遍存在的现象。构成生命体的许多基础成分如核酸、蛋白质、多糖等均含有手性特征。手性化合物对映体除三维结构和旋光性不同外,它们的物理化学性质几乎完全相同,通过采用具有手性识别能力的方法,或者将对映体混合物转变成两种非对映体,可进而实现手性分离。20 世纪 60 年代初的一场医疗灾难便是与手性药物相关。沙利度胺又命为“反应停”,其(+)-R-异构体可以缓解妊娠反应,而(-)-S-异构体则

具有致畸作用,将其以消旋体形式给药是导致“海豹儿”悲剧的主要原因。“反应停”事件让人们意识到发展单一对映体药物的重要性,也成为了深入研究手性药物对映体的契机。

随着近年来对手性药物研究的不断深入,人们越来越关注环境中手性污染物的发现和测定。手性污染物可以通过多种途径(例如手性药物经人体或动物排泄、手性药物的不当丢弃、手性农药残留等)扩散迁移到环境中,其对映体在环境中

* 联系人,周励 女,博士,讲师,主要从事手性分离分析新技术研究,E-mail: 1009563570@qq.com;范荣华 女,博士,副教授,主要从事药物分析学研究,E-mail: rh_fan@163.com

国家自然科学基金项目(82204343)、辽宁省博士科研启动基金计划项目(2022-BS-343)和沈阳医学院大学生课题(X202210164010)资助

的迁移转化过程非常复杂^[1]。已有研究表明,手性污染物对映体在环境中的吸附、转移、降解等过程往往具有显著差异^[1]。同时由于生命体自身手性的特征,当手性污染物被环境中的生物摄取吸收,其在生物体内的吸收、分布、代谢、排泄等一切有关生命活动的过程也会表现出对映体选择性。另外,手性污染物的蓄积而产生的生物效应也可能由于对映体之间的选择性差异而有所不同,包括致畸、致癌、致突变和干扰内分泌活性等^[2]。以往用于分析污染物的测定方法常忽略了异构体之间的差异,这样得到的分析检测数据是不够科学的。随着对手性污染物研究的不断深入,人们逐渐意识到只有在对映体水平上研究手性污染物的环境行为和生物学效应,才能对其潜在的生态风险作出准确的评估。因此,建立复杂环境基质中手性污染物对映体的分离分析方法是首要解决的问题。在此基础上,开展相关毒理学和代谢转化归趋等研究,可进一步为手性药物、食品添加剂和农药等的合理使用,环境友好型农药的开发以及环境污染物的修复提供方法和依据。

目前常用于手性污染物的分离测定方法有液相色谱-质谱联用法(LC-MS)、气相色谱-质谱联用法(GC-MS)、毛细管电泳法(CE)、超临界流体色谱-质谱联用法(SFC-MS)等。其中,以手性固定相实现手性分离分析的技术手段应用最为广泛。本文对手性污染物的种类进行了归纳总结,重点对相关分析测定方法进行综述并展望,以期后续手性污染物的深入研究提供参考。

1 手性污染物的种类

环境中的手性污染物存在广泛,大量研究表明地表水、雨水、地下水和废水中存在多种有机污染物,这些有机污染物还能够进一步进入土壤或沉积物当中^[2,3]。大部分有机污染物性质稳定,在环境中不易降解,具有一定的环境稳定性和生物富集性,容易随着食物链不断积累并在环境中迁移,给人类健康和生态环境带来潜在的风险^[4]。环境中的手性污染物主要可分为以下几种(见图1):(1)手性药物与个人护理品(PPCPs):解热镇痛类药物(氟洛芬、布洛芬、酮洛芬等);抗生素类药物(洛美沙星、氧氟沙星、加替沙星、吉米沙星等);拟肾上腺素类药物(肾上腺素、去甲肾上腺素、异丙肾上腺素等);支气管扩张类药物(克仑特罗、丙卡特罗、妥洛特罗、班

布特罗、沙丁胺醇、特布他林等);质子泵抑制剂类药物(奥美拉唑、兰索拉唑、雷贝拉唑、泮托拉唑等);抗真菌类药物(酮康唑、咪康唑、益康唑、伏立康唑等);抗抑郁类药物(氟西汀、帕罗西汀、度洛西汀、三甲丙咪嗪等);抗胆碱类药物(阿托品、甲溴后马托品、山莨菪碱、托吡卡胺、氢溴酸后马托品、格隆溴铵等);抗组胺类药物(非尼拉敏、溴苯那敏、氯苯那敏、二氯丙嗪等);化妆品(氯苯甘醚等)、洗发剂(氯咪巴唑等);(2)农药:拟除虫菊酯杀虫剂(氯氰菊酯、联苯菊酯、溴氰菊酯、氰戊菊酯等)、三唑类杀菌剂(戊唑醇、己唑醇、戊菌唑、腈菌唑等)、有机磷杀虫剂(丙硫磷、苯硫磷、水胺硫磷等)、酰胺类除草剂(异丙甲草胺等)及苯氧羧酸类除草剂(2,4-滴、2,4-滴丙酸等);(3)全氟化合物(PFC);(4)溴化阻燃剂(BFR);六溴环十二烷等;(5)多氯联苯(PCB)。

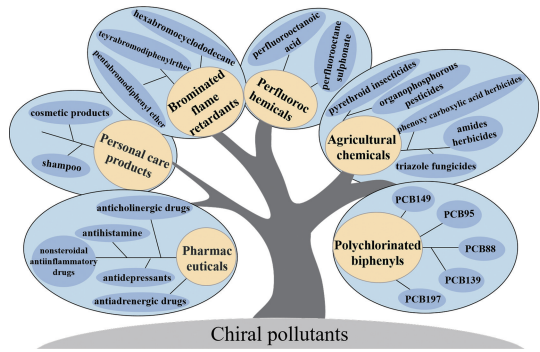


图1 环境中手性污染物的种类
Fig.1 Types of chiral pollutants in environment

2 环境基质中手性污染物的分析方法

目前,手性化合物的分离方法主要为高效液相色谱法(HPLC)^[5]和气相色谱法(GC)^[6],其中,HPLC法最为常用。单一LC或GC虽能够用于环境中手性污染物分析,但其检测灵敏度不理想^[7]。考虑到环境基质的复杂性和污染物痕量残留水平的特点(ng/L级浓度),常将上述两种方法与质谱相结合以用于实际环境分析^[1,8,9]。除此之外,CE、毛细管电色谱法(CEC)、SFC-MS等也成功应用于环境中手性污染物的分析检测^[10-13]。

2.1 LC-MS 法

在手性HPLC法中,手性固定相法得益于大量的商业化手性柱和多样的洗脱模式,因此应用最为广泛。手性固定相法具有分离稳定性好,方

便与 MS 检测设备联用(反相洗脱模式)等优点。手性固定相是手性固定相法的核心,其主要包括多糖衍生物类、蛋白质类、环糊精类、Pirkle 型、大环抗生素类、配体交换类等。虽然目前市售手性色谱柱种类多样,但尚没有一款普适性强的手性固定相,在研究中仍需要根据分析物的结构特点来筛选最佳手性固定相。尽管如此,在现阶段的实际样品分析中,手性固定相法依然是最具优势的对映体拆分方法。在众多手性固定相中,多糖衍生物类手性固定相是最广泛用于手性污染物分析测定的固定相^[9]。在商品化的多糖衍生物类手性色谱柱中,日本大赛璐(Daice)公司制造的 Chiralcel 系列和 Chiralpak 系列受到众多研究者的青睐。

Ma 等^[14]以 Chiralpak AD-RH 色谱柱为手性固定相,建立了高效灵敏的手性高效液相色谱-串联质谱法(LC-MS/MS),同时实现了河水中三种常用非甾体抗炎药布洛芬、萘普生和氟比洛芬的手性分离检测。结果表明,所采集的中国北京地表水样中布洛芬和萘普生均存在过量的 S-(+)-对映体,证明了对映体水平上分析环境中手性污染物的重要性。Zhao 等^[15,16]采用手性 LC-MS/MS 法,建立了同时痕量测定环境基质(如河流、进水出水废水、农田土壤、森林土壤和河流沉积物)中多种手性农药(如三唑类杀菌剂、有机磷杀虫剂、苯氧烷除草剂等)的分析方法,同时计算了手性农药的对映体分数值,以初步评估它们在环境中的对映选择性降解情况。在优化条件下,水基质中农药对映体的回收率为 81.1%~106.3%,精密度(RSD%)小于 12.7%;固体基质中农药对映体回收率为 80.3%~105.9%,RSD 小于 13.4%。以上方法对于手性污染物的环境监测具有重要意义。Wang 等^[17-20]首次采用磁固相萃取结合手性 LC-MS/MS 法同时富集检测水环境中的多种手性药物和三唑类杀菌剂,为研究手性污染物在环境中的对映体选择性行为提供了可靠的技术手段。在优化条件下,环境水样中 5 种 β -受体阻断剂对映体的回收率在 82.9%~95.6%之间,日内、日间精密度(RSD%)分别低于 10.4%和 7.4%,方法检测限和定量限分别为 0.50~1.45 ng/L 和 1.63~3.75 ng/L。水样中 7 种咪唑类抗菌药物对映体的回收率在 70.2%~92.3%之间,日内、日间精密度(RSD%)分别小于 12.0%和 10.1%,方法检测限和定量限分别为 0.11~

0.32 ng/L 和 0.28~0.67 ng/L。对于水样中 8 种三唑类杀菌剂,方法提取效率均高于 80%,定量限为 0.56~7.0 ng/L,精密度(RSD%)小于 9.8%。

LC-MS 技术除了能够用于环境中残留手性污染物在对映体水平上的分离检测之外,也常常用于环境中手性污染物的生物活性、毒性及其降解行为研究^[21-23]。Wang 等^[21]采用手性 LC-MS/MS 法对土壤中的灭菌唑和丙硫菌唑对映体进行了对映选择性降解研究。结果表明,两种三唑类杀菌剂在土壤中均呈现对映选择性降解行为;同时蚯蚓的存在能加速农药的降解。该结果为灭菌唑和丙硫菌唑的环境和人体风险评估提供了更准确的数据。

总的来说,LC-MS 法虽具有较高的选择性和灵敏度,但在实际应用中必须优化流动相(例如有机改性剂种类比例、酸碱添加剂种类等)以获得较好的分离效果。同时,对映异构体的基质效应和极性溶剂中的手性转化也需仔细评估,不同对映体的影响也会有所不同^[1]。此外,在手性污染物多残留分析中常采用等度洗脱模式,因而大大延长了分析时间^[15,16]。

2.2 GC-MS 法

GC 法具有高效、简便、低有机溶剂消耗的特点,是环境中手性农药和挥发性有机污染物常用的分析技术之一^[24]。Ma 等^[25]首次研究了泥鳅中 α -六氯环己烷的对映选择性生物蓄积和消除过程,采用手性 GC 法建立了其在水和泥鳅样品中对映体残留分析方法。

相比于 GC 的其他检测器,MS 的鉴别能力更强。GC-MS 综合了 GC 和 MS 的优点,具有更宽的应用范围和更强的识别能力,常用于分析实际复杂环境中具有挥发性和热稳定性的对映体,如农药、多环麝香、全氟化合物、溴化阻燃剂和多氯联苯。在手性 GC 法中,仍以手性固定相法为主。在多种手性固定相中,环糊精类手性固定相是 GC-MS 技术测定手性污染物中最常用的手性固定相^[26-30]。此外,随着色谱仪器的进步与发展,多维色谱技术应运而生。当单一手性色谱柱不能提供良好的对映体分离时,可采用手性色谱柱与非手性色谱柱相耦合的二维手性色谱法。Wang 等^[27]采用二维色谱法,首次将环糊精手性色谱柱与非手性 HP-5MS 色谱柱耦合,通过双色谱柱配置以实现最佳色谱分离。在此基础上,应用 GC-

MS/MS 对超纯水、饮用水和地表水中佳乐麝香等 5 种多环麝香进行了分析检测,方法检出限在 1.01~2.39 ng/L,为环境样品中的 5 种多环麝香提供了可靠的定量分析手段。

无论是 LC-MS 法还是 GC-MS 法,均主要依靠手性固定相以实现手性分离分析。相比于液相手性色谱柱,气相手性色谱柱种类较少,这可能是导致 GC-MS 法在环境手性污染物的分析中应用较少的原因之一。然而,GC-MS 法具有分析时间短和绿色环保的优势,尤其适用于挥发性有机污染物的分析,目前仍然是手性污染物分离检测中不可或缺的重要方法。

近年来,已经开发出用于 HPLC 和 GC 分离测定的新型手性固定相材料,如新型环糊精衍生物、多孔有机骨架材料、甲壳素衍生物、新型大环抗生素、手性晶体海绵等^[31~35]。Sun 等^[31]首次制备了一种全衍生化 4-氯苯氨基甲酸酯修饰的 β -环糊精键合手性固定相,并成功应用该固定相对 14 种唑类抗真菌药、5 种质子泵抑制剂和 5 种二氢吡啶类钙离子拮抗剂进行了手性分离研究。Li 等^[32]首次采用“硫-烯基”点击反应制备了替考拉宁键合手性固定相,结合手性 LC-MS/MS 法,对肉中克伦特罗和沙丁胺醇对映体进行了定量分析检测。结果表明, β_2 -受体激动剂在动物体内具有对映选择性代谢行为,这对科学评价 β_2 -激动剂对人体的毒性具有重要意义。此外,通过“硫-烯基”点击反应制备替考拉宁键合手性固定相不仅简单方便,还大大降低了分析成本。从文献报道中来看,这些新型手性固定相可用来实现醇、胺、氨基醇、有机酸和酯等的对映体分离。然而大部分新型手性固定相的应用还停留在标准品分离阶段,很少应用于实际环境样品分析。

2.3 CE 法

CE 是一种以高压直流电场为驱动力,根据样品中不同组分淌度和分配行为的差异而实现分离的一种分离分析技术。通过向背景电解质中加入手性选择剂,根据手性选择剂与对映体结合形成的暂时性非对映异构体复合物稳定性的不同而实现手性分离^[36~38]。Jiménez-Jiménez 等^[38]建立了两种手性毛细管电泳法,对丙硫菌唑和脱硫丙硫菌唑对映体进行了手性分离分析,在此基础上对两种化合物在土壤和沙子样品中的降解行为也进行了研究。

CEC 是 CE 的一种模式,其将固定相填充、涂

覆或键合到毛细管中,根据各组分电泳淌度的差异,各组分在固定相和流动相之间吸附、分配系数的不同以实现分离。Wang 等^[39]制备了 β -环糊精共价有机骨架修饰的毛细管电色谱柱,通过优化制备与分离条件,实现了二氢吡啶类和氟喹诺酮类药物的手性分离分析。笔者课题组^[40~44]前期开发制备了多种新型 CEC 固定相,并将其成功应用于多种手性药物(化合物)的分离研究中。CEC 兼具 CE 的高分离效率和 HPLC 的高选择性,在手性分离中具有广泛的应用前景^[45]。然而目前手性 CEC 研究还局限于手性固定相的制备及其分离能力考察,进一步将其应用于实际环境样品中手性污染物分析测定,将有助于拓宽其应用范围。

对于 CE 法来说,柱上检测方式以及检测光程短导致其检测灵敏度较低,而在线预富集技术可以显著提高 CE 检测灵敏度,在复杂样品分析测定中显示出了一定的潜力^[46]。Wang 等^[46]以万古霉素为手性选择剂,采用大体积样品堆积技术结合阴离子选择性耗尽进样方法,对非诺洛芬和 6 种氯甲酸-9-苄基甲酯氨基酸衍生物进行了手性分离研究,实现了加标非诺洛芬对映体河水样品的分析。与常规进样方法相比,该方法检测灵敏度提高了 1000 倍,有望用于环境样品和临床样品中的手性药物分析。目前,在线预富集毛细管电泳法常应用于生物样品中的手性分离分析,而环境样品中的应用同样十分有限,亟需进一步的开发研究^[47,48]。

2.4 SFC-MS 法

除上述分析检测方法之外,超临界流体色谱法(Supercritical fluid chromatography, SFC)也常用于手性分离,而 SFC-MS 将 SFC 和 MS 的优势相结合,使得方法的适用性更广,能够从复杂基质样品中测定痕量手性化合物^[49~52]。Pérez-Mayán 等^[51]采用 SFC-MS 法对葡萄酒和葡萄园土壤中 5 种手性杀菌剂进行了定量测定。对于葡萄酒样品来说,方法定量限为 0.5~2.5 ng/mL;对于葡萄园土壤样品来说,方法定量限为 1.3~6.5 ng/g。

与液相色谱技术相比,SFC 技术的有机溶剂消耗量更少,分析时间更短,且不会影响分离效率^[53]。与 GC 技术相比,SFC 技术可以分离 GC 无法分析的不耐热和非挥发性化合物。此外,大多数用于 LC 的手性固定相也可以应用于 SFC^[54]。然而,SFC 技术作为一种较新的技术,其

相关仪器设备的普及性较差,在实际样品手性分离分析方面应用有限^[1]。随着整体柱等新型色谱柱的开发和 MS 联用技术的提高,SFC 技术将会越来越多的应用在实际环境介质中手性污染物的分析测定^[54]。

3 结论与展望

长期以来,人们对手性污染物的环境行为和生态效应研究还主要停留在消旋体水平,由于忽略了污染物的手性特征,其对映体在环境中的吸附、运输、降解等过程信息无法准确获得。只有进行对映体水平的分析研究,才能全面真实地反映

出其对环境以及人类健康带来的潜在威胁。因此,建立准确、快速、灵敏的复杂基质中手性污染物对映体分离分析方法格外重要。目前,环境中手性污染物的分析方法主要为色谱法(见表 1)。其中,以手性固定相为核心的手性固定相法应用最为广泛。然而,市售的手性色谱柱虽种类繁多,但价格昂贵,且进行多残留分析时常需要较长的分析时间。此外,多手性中心污染物的出现以及环境中多种手性污染物的残留,使得单一手性色谱柱往往无法满足手性分离分析,因此研究者采用手性柱与非手性柱耦联的多维色谱技术以解决这一问题。

表 1 色谱分离方法在手性污染物分析中的代表性应用

Tab.1 Representative application of chromatographic methods in chiral pollutants analysis				
分析物	样品	方法	LODs	文献
非甾体抗炎药	地表水	HPLC-MS/MS	0.35~11.1 ng/L	[14]
农药	绿化带、农田土壤、河流沉积物	HPLC-MS/MS	0.22~1.54 ng/g	[15]
农药	河水、废水、农业、林业土壤和河流沉积物	HPLC-MS/MS	水样中 0.08~0.62 ng/L; 固体样中 0.02~0.17 ng/g	[16]
β-blockers	河水、废水的进水和出水	HPLC-MS/MS	0.50~1.45 ng/L	[17]
咪唑类抗真菌药	河水、废水的进水和出水	HPLC-MS/MS	0.11~0.32 ng/L	[18]
普鲁芬	河水、废水的进水和出水	HPLC-MS/MS	—	[19]
丙硫菌唑及其手性代谢产物 脱硫丙硫菌唑	土壤	HPLC-MS/MS	丙硫菌唑:0.0015~0.008 mg/kg; 其代谢产物对映体 0.0002~0.0007 mg/kg	[22]
α-六氯环己烷(α-HCH)	泥鳅(<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>)	GC-ECD	—	[25]
多环麝香(PCMs)	饮用水和地表水	GC-MS/MS	1.01~2.39 ng/L	[27]
非诺洛芬和氨基酸衍生物	河水	CE	0.38~2.10 ng/mL	[46]
烯效唑	Earthworm-soil microcosm	SFC-MS/MS	—	[49]
乙虫腈	葡萄	SFC-MS/MS	—	[52]

然而这种方法分离机制和仪器配置复杂,大大提高了常规分析的成本。近年来,随着材料科学的快速发展,大量创新材料用于手性固定相的制备研究中,以期降低分析成本并实现高效手性分离。然而这些新型手性固定相在实际环境中的应用还十分有限。因此,探索新型手性色谱固定相并拓展其实际应用范围是未来手性污染物分离分析的一个重要研究方向。

随着对手性污染物研究的不断深入,不仅要发展稳定可靠高效的环境分析方法,在此基础上,要更加侧重于手性污染物对映体选择性降解行为的产生原因和机理研究,扩大研究对象,对更多种类的手性污染物开展广泛且细致的研究,这对高效污染物修复技术的发展具有重要意义。

参 考 文 献

[1] Arenas M, Martín J, Santos J L, et al. Trends Anal. Chem. , 2021, 143: 116370.

[2] Bertin S, Yates K, Petrie B. Environ. Pollut. , 2020, 262: 114364.

[3] Ma R, Qu H, Wang B, et al. Environ. Int. , 2020, 138: 105657.

[4] Sharma V K, Johnson N, Cizmas L, et al. Chemosphere, 2016, 150: 702~714.

[5] Tong S. J. Chromatogr. A, 2020, 1626: 461345.

[6] Xie S-M, Chen X-X, Zhang J-H, et al. Trends Anal. Chem. , 2020, 124: 115808.

[7] 石健, 张奇, 杨睿璐, 等. 工业安全与环保, 2022, 48 (12): 91~94.

[8] 陈炎, 黄聪灵, 江薰垣, 等. 色谱, 2022, 40 (7): 634 ~643.

[9] Zhang P, Yu Q, He Y, et al. Anal. Methods, 2017, 9: 4439.

[10] Bernardo-Bermejo S, Sánchez-López E, Castro-Puyana M, et

- al. Trends Anal. Chem. , 2020, 124: 115807.
- [11] Yu R B, Quirino J P. Trends Anal. Chem. , 2019, 118: 779~792.
- [12] D'orazio G. Trends Anal. Chem. , 2020, 125: 115832.
- [13] Deng H, Ji Y, Tang S, et al. J. Chromatogr. A, 2020, 1634: 461684.
- [14] Ma R, Qu H, Wang B, et al. Ecotox. Environ. Safe, 2019, 174: 83~91.
- [15] Zhao P, Zhao J, Lei S, et al. Chemosphere, 2018, 204: 210~219.
- [16] Zhao P, Wang Z, Li K, et al. J. Chromatogr. A, 2018, 1568: 8~21.
- [17] Wang Z, Zhang X, Jiang S, et al. Talanta, 2018, 180: 98~107.
- [18] Wang Z, Zhao P, Yu J, et al. Microchem. J. , 2018, 140: 222~231.
- [19] Wang Z, Zhao P, Zhu B, et al. J. Pharmaceut. Biomed. Anal. , 2018, 156: 88~96.
- [20] Wang Z, Wang X, Li S, et al. Electrophoresis, 2019, 40 (9): 1306~1313.
- [21] Wang X, Liu Y, Xue M, et al. Ecotox. Environ. Safe, 2019, 183: 109491.
- [22] Zhang Z, Gao B, Li L, et al. Sci. Total. Environ. , 2018, 634: 875~883.
- [23] Gao Y, Zhao X, Sun X, et al. J. Agr. Food. Chem. , 2021, 69(11): 3289~3297.
- [24] Ribeiro A R L, Maia A S, Ribeiro C, et al. Trends Anal. Chem. , 2020, 124: 115783.
- [25] Ma R X, Liu D H, Qu H, et al. Chemosphere, 2013, 90 (7): 2181~2186.
- [26] He Z, Wang Y, Zhang Y, et al. Environ. Pollut. , 2018, 238: 421~430.
- [27] Wang L, Mcdonald J A, Khan S J. J. Chromatogr. A, 2013, 1303: 66~75.
- [28] Naile J E, Garrison A W, Avants J K, et al. Chemosphere, 2016, 144: 1722~1728.
- [29] Masbou J, Meite F, Guyot B, et al. J. Hazard. Mater. , 2018, 353: 99~107.
- [30] Tang B, Luo X J, Zeng Y H, et al. Environ. Sci. Technol. , 2017, 51(5): 2705~2713.
- [31] Sun J, Ma S, Liu B, et al. Talanta, 2019, 204: 817~825.
- [32] Li L, Li L, Jin Y, et al. Microchem. J. , 2020, 157: 104925.
- [33] Pu Y, Shi J, Shi B, et al. Int. J. Biol. Macromol. , 2021, 193: 809~813.
- [34] Wang C, Zhang L, Li X, et al. Talanta, 2020, 218: 121155.
- [35] Wang Z M, Yang C X, Yan X P. J. Chromatogr. A, 2019, 1608: 460420.
- [36] Chankvetadze B, Lindner W, Scriba G K. Anal. Chem. , 2004, 76(14): 4256~4260.
- [37] Saz J M, Marina M L. J. Chromatogr. A, 2016, 1467: 79~94.
- [38] Jiménez-Jiménez S, Castro-Puyana M, Marina M L, et al. J. Chromatogr. A, 2021, 1651: 462255.
- [39] Wang X, Wu J, Liu X, et al. ACS. Appl. Mater. Interf. , 2022, 14: 25928~25936.
- [40] Zhou L, Cai L, Lun J, et al. Microchim. Acta, 2020, 187 (7): 381.
- [41] Zhou L, Liu B, Guan J, et al. J. Chromatogr. A, 2020, 1620: 460932.
- [42] Zhou L, Lun J, Liu Y, et al. Talanta, 2019, 200: 1~8.
- [43] Zhou L, Zhang B, Li S, et al. New J. Chem. , 2018, 42 (21): 17250~17258.
- [44] Zhou L, Jiang S, Zhang X, et al. Electrophoresis, 2018, 39 (7): 941~947.
- [45] 唐艺旻, 郭昌赫, 杨博轩, 等. 高师理科学刊, 2021, 41 (6): 52~55.
- [46] Wang Z, Liu C, Kang J. J. Chromatogr. A, 2011, 1218 (13): 1775~1779.
- [47] Kravchenko A V, Kolobova E A, Kechin A A, et al. J. Sep. Sci. , 2023, 46(2): 2200601.
- [48] Yan Q T, Chen M C, Hsieh M M. J. Chromatogr. A, 2022, 1678: 463328.
- [49] Teng C, Li Y, Cang T, et al. Environ. Sci. Pollut. Res. Int. , 2023, 30: 29432~29441.
- [50] Cutillas V, García-Valverde M, Gómez-Ramos M D M, et al. J. Chromatogr. A, 2020, 1620: 461007.
- [51] Pérez-Mayán L, Ramil M, Cela R, et al. J. Chromatogr. A, 2021, 1644: 462124.
- [52] 冯跃梁, 程有普, 郝培培, 等. 天津农业科学, 2022, 28 (11): 55~60.
- [53] Chen L, Dean B, La H, et al. Int. J. Mass Spectrom. , 2019, 444: 116172.
- [54] Huang Y, Jiang Z. J. Sep. Sci. , 2021, 44 (17): 3324~3332.