

典型无机盐对紫外-可见吸收光谱法测定聚苯乙烯纳米塑料的影响与修正方法^{*}

汪 浩^{1,2)}, 柳迎春^{1,2)}, 何 佳³⁾, 周鹏飞⁴⁾, 赵红兵²⁾, 陈思莉^{1,2)}, 周书葵^{1)†}

(1)南华大学土木工程学院, 湖南衡阳; 2)生态环境部华南环境科学研究所, 广东广州;

3)北京师范大学水科学研究院, 北京; 4)南华大学电气工程学院, 湖南衡阳)

摘要 微/纳米塑料(micro/nano-plastics, M/NPs)广泛分布于环境水体且作为污染物载体对水生生物产生危害。紫外-可见吸收光谱法(UV-Vis)操作便捷、灵敏度高, 在环境分析中具有应用潜力。本文以聚苯乙烯纳米塑料(PSNPs, $\varphi=100$ nm)为研究对象, 通过采用 UV-Vis 全波段(190~1 100 nm)扫描测定吸收光谱图, 分析了 NaCl、MgCl₂、CaCl₂ 这 3 种无机盐对 UV-Vis 检测 PSNPs 的光谱干扰规律, 并基于光强度构建红移修正非线性模型。结果表明, PSNPs 与 NaCl、MgCl₂、CaCl₂ 在 190~340 nm 波段存在吸收重叠, Cl⁻ 浓度增加诱导谱带红移, 使浓度与吸光度的线性关系偏离 Lambert-Beer 定律, 干扰 PSNPs 定量分析。以红移量修正并构建非线性定量模型, 3 种盐溶液的拟合优度(R_{adj}^2)提升至 0.998~0.999。基于混合体系对模型验证, 表明 NaCl 溶液中 PSNPs 预测吸光度达相应标准值的(98.2±3.0)%, 但因 MgCl₂、CaCl₂ 浓度接近或超过其临界团聚浓度(CCC), 诱导 PSNPs 聚沉而吸光度明显下降。构建的非线性修正模型可有效提高定量分析的准确性, 为环境水体中 M/NPs 的光谱定量分析提供方法支持。

关键词 微/纳米塑料; 紫外-可见吸收光谱法; 谱带红移; 无机盐; 定量分析模型

中图分类号 X142

DOI: 10.12202/j.0476-0301.2025193

0 引言

微/纳米塑料(micro/nano-plastics, M/NPs)作为全球重点关注的新型污染物, 具有种类多、易扩散、难降解、易负载其他污染物、生物累积性强等特点^[1]。目前 M/NPs 已在全球河流、海洋、沉积物中广泛检出, 如珠江城市段表面水中高达 8 725~53 250 m⁻³^[2-5]。另有报道, 美国、英国、德国、法国、印度等 14 个国家自来水中存在 M/NPs, 密度为 0.91~9.24 L⁻¹^[6]。环境水体中 M/NPs 的来源具有广谱性, 因此便捷高效检测 M/NPs, 对于科学控制 M/NPs 及上游产品至关重要^[7]。

目前水体中 M/NPs 的定量手段较为有限, 常用的有光谱分析和显微镜分析, 包括傅里叶变换红外光谱(FTIR)、拉曼光谱(RS)、光学显微镜(OMs)和扫描电子显微镜(SEM)等。普遍认为这些方法能有效识别各种塑料材质, 但存在灵敏度低、过程复杂、操作要求高等局限^[8-10]。UV-Vis 具有检测速度快、成本低、原位测量、无二次污染等优点^[11], 但未在 M/NPs 定量方面得到深入应用。主要原因包括: UV-Vis 经常受到光

源的工频、水力学条件变化、悬浮物和污染物的含量及吸收特性等诸多因素的干扰^[12-15]; 此外 Lambert-Beer 定律有严苛的使用条件, 在实际应用中往往较难达到理想的使用环境, 导致偏离该定律^[16]。

鉴于以上问题, 本研究分析了环境水体中 3 种常见无机盐对采用 UV-Vis 检测聚苯乙烯纳米塑料(PSNPs)的干扰机制及关键影响因子, 基于 UV-Vis 检测原理构建修正误差的定量分析模型, 并验证模型可行性及定量分析有效范围, 为水体中 NPs 高效测定提供技术依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

PSNPs 分散液质量浓度为 25 mg · mL⁻¹, 微球直径 $\varphi=100$ nm, 购买自江苏智川科技有限公司; NaCl、MgCl₂ · 6H₂O、CaCl₂ 均为分析纯, 购买自中国国药集团化学试剂有限公司; 所有实验用水为 Milli-Q 超纯水系统提供, 出水电阻率为 18.2 MΩ · cm。

^{*} 国家自然科学基金资助项目(42207465); 广州市基础研究计划资助项目(SL2023A04J01566)

[†] 通信作者: 周书葵(1965—), 男, 教授。研究方向: 水处理理论与技术。E-mail: zhoushukui@usc.edu.cn

收稿日期: 2025-10-14

1.2 实验过程

依据各无机盐水溶液饱和浓度阈值并结合实验条件, NaCl、MgCl₂、CaCl₂ 水溶液浓度范围依次设置为 10~5 500、10~4 900、10~6 500 mmol · L⁻¹, 其间设置 6~7 个浓度梯度, 识别 3 种无机盐水溶液的吸收光谱变化规律. PSNPs 的质量浓度为 0~20 mg · L⁻¹[17-18]. 为保证检测结果的可靠性, 每个质量浓度设置 3 个平行样. 各浓度吸光度采用紫外-可见分光光度计(UV-Vis, 型号 L9, 上海仪电科学仪器股份有限公司)全波段(190~1 100 nm)扫描测定, 每份样本独立测量 3 次, 取其平均值作为测量结果, 得到样品紫外-可见吸收光谱图, 波长间隔为 1 nm. 以超纯水为空白对照对 UV-Vis 进行基线校准.

1.3 数据分析

依据 Lambert-Beer 定律, 当单色光穿过固定厚度的溶液时, 溶液吸光强度 A_L 与浓度 c 呈线性正比关系. 通过全波段扫描, 确定最佳吸收峰, 并采用 Origin pro 9 对测定的数据进行线性拟合, 确定各组分浓度与吸光度 A_L 间的关系. 当吸收峰不满足线性拟合条

件时, 采用幂函数进行非线性拟合.

2 结果与分析

2.1 无机盐对 PSNPs 紫外-可见吸收光谱的干扰效应与定量评估

PSNPs 吸收峰主要分布在 190~300 nm 波长范围内, 吸光度随波长减小逐渐增强(图 1-a), 说明 PSNPs 对短波长更敏感. 如 200 nm 处对应的 20 mg · L⁻¹ 的 PSNPs 吸光度是 300 nm 的 (34.56±0.07) 倍, 表明采用有较高吸收的短波长将有利于更低浓度微塑料的标定[19-20].

为找到 UV-Vis 定量分析 PSNPs 的最佳波长, 进一步对 PSNPs 在 205 nm 处的吸光度与浓度进行线性拟合, 如图 1-b 所示, R^2_{adj} 随着波长增加逐渐从 0.99 下降到 0.85. 满足构建一般标准曲线 ($R^2_{adj} > 0.99$) 的波长范围为 190~340 nm, 满足构建严格标准曲线 ($R^2_{adj} > 0.999$) 的波长范围为 214~254 nm, 主要集中在深紫外区. 因此, 340 nm 以下的波长范围是采用 UV-Vis 标定低质量浓度 PSNPs 的有效区间.

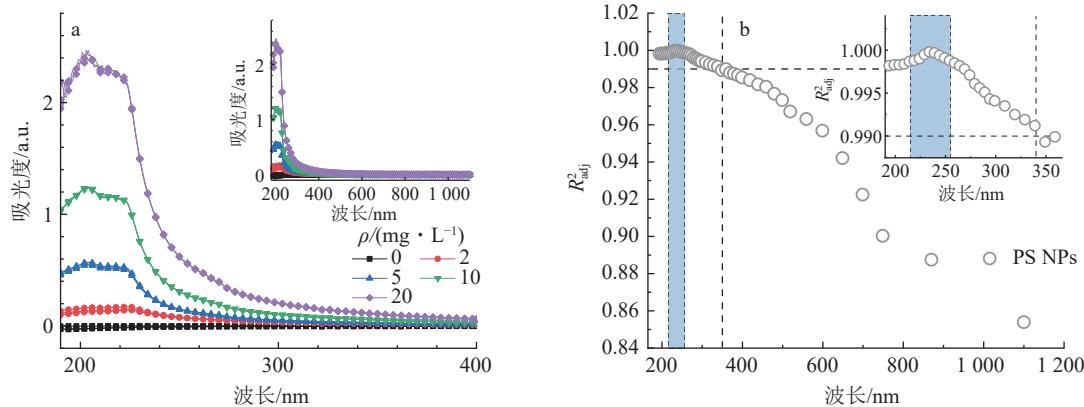


图 1 PSNPs 的全波段 UV-Vis 吸光度(a)和标准曲线 R^2_{adj} 范围(b)

如图 2 所示, NaCl、MgCl₂、CaCl₂ 水溶液在深紫外区域的 192~230 nm 展现出主要吸收峰, 该区间与 PSNPs 标定的有效波长区间重叠, 强烈干扰 PSNPs 的 UV-Vis 测定. 3 种无机盐吸光强度随着浓度增加吸收加强, 在临近饱和时整体小幅下降, 可能因高离子强度导致的散射增强、自由离子活度降低及溶液结构涨落增强等综合效应[21]. 同时, 最大吸收峰随浓度上升普遍发生红移, 并趋近 205 nm; 类似现象在 <3 mol · L⁻¹ 的 NaCl 和 NaOH 溶液浓度中亦有报道[22]. 但据相关研究, 天然水体中阳离子在 195~280 nm 波长范围内对紫外光无明显吸收, 意味着 192~230 nm 波长范围内的吸收可能并非源于单一跃迁, 而是多个吸收峰的叠加或连续展宽的吸收带[13, 23-24]. 当波长

<205 nm 时, 随着溶液浓度的升高, 更多溶质或溶剂分子参与到 $\sigma \rightarrow \sigma^*$ 跃迁, 整体吸收峰增强减缓甚至形成峰值平台, 导致不同浓度间的吸收差异缩小, 该波段对无机盐浓度的区分降低甚至消失, 因此不适用于定量分析[25-26]. 相较于其他长波区域, 205 nm 对应的吸收峰能最大化各无机盐可溶解状态下所有浓度之间的差异性, 可作为标定各无机盐浓度的最佳峰位.

2.2 无机盐干扰的定量分析与修正模型构建

NaCl、MgCl₂、CaCl₂ 在 205 nm 处的吸光度与其浓度的相关关系如图 3 和表 1 所示, 基于线性拟合的拟合优度 R^2_{adj} 范围为 0.981~0.988, 曲线整体往 x 轴正方向偏移. 结合 2.1 结果, 这源于 3 种无机盐浓度升高引发的散射增强和吸收峰红移等效应的共同作用, 导

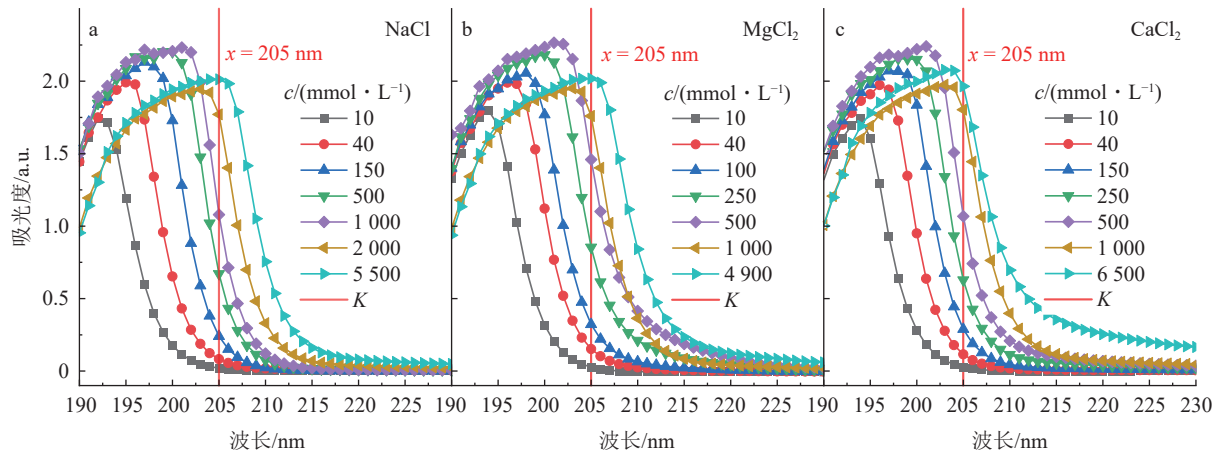


图2 NaCl(a)、MgCl₂(b)和CaCl₂(c)溶液UV-Vis吸收光谱随浓度变化趋势

致3种无机盐的吸光度与浓度关系偏离 Lambert-Beer 定律所描述的线性规律^[25]。因此,基于单一波长下吸光强度构建的线性模型,无法直接准确量化3种无机盐的溶液浓度,需要建立消除潜在红移或散射作用对吸光强度的影响的方法。

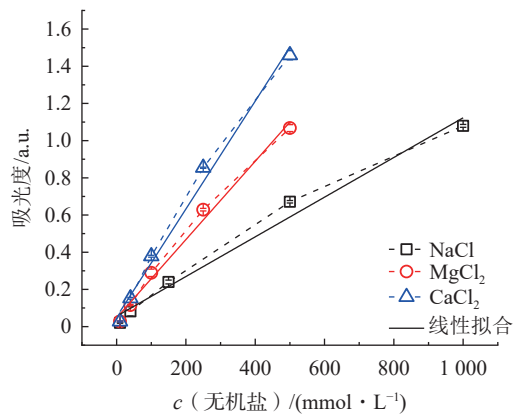


图3 无机盐浓度与对应UV-Vis吸光度间的线性拟合

如图4所示,拟合分析结果显示最大吸收峰位置与Cl⁻浓度的对数呈高度线性相关($R^2_{\text{adj}} \approx 0.991$),且该相关性优于最大吸收峰位置与整体离子强度(I)的线性拟合结果($R^2_{\text{adj}} \approx 0.969$)。由此可推断,在本研究所考

表1 无机盐浓度与对应UV-Vis吸光度线性拟合方程及关键参数

无机盐	线性拟合	
	等式	R^2_{adj}
NaCl	$y=0.001\ 1x+0.055\ 8$	0.981
MgCl ₂	$y=0.002\ 1x+0.046\ 8$	0.987
CaCl ₂	$y=0.002\ 9x+0.052\ 1$	0.988

察的体系与浓度范围内,溶液中游离Cl⁻的浓度相较于金属离子价态或总体离子强度,对该吸收峰的位移具有主导调控作用。Tong等^[25]对NaCl水溶液的实验也观测到随NaCl溶液浓度增加的谱带红移现象,并认为Cl⁻的非键电子向反键 σ^* 轨道的跃迁增强,与本研究的实验观测相互印证。结合Winter等^[27]和Zhao等^[28]关于卤素阴离子光谱行为的研究,192~230 nm区间的吸收峰主要归因于Cl⁻发生CTTS(charge-transfer-to-solvent)跃迁,即其价电子在紫外激发后转移到水分子的导带态。随着Cl⁻浓度的增加,局部溶剂化结构、离子与溶剂相互作用和极化环境发生改变,电子跃迁所需能量降低,进而导致吸收峰整体向长波方向移动。

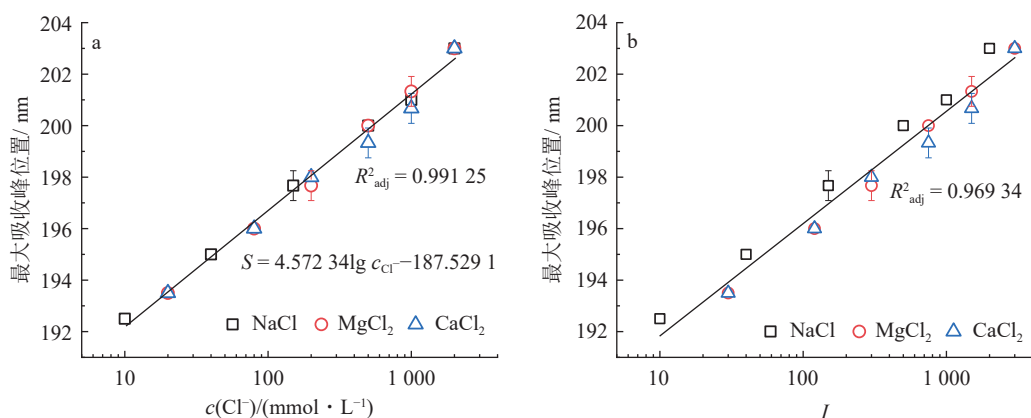


图4 3种无机盐最大UV-Vis吸收峰位置与Cl⁻浓度、溶液离子强度之间的相关性

综上所述, Cl⁻诱发的谱带红移是导致 3 种无机盐吸光度与浓度关系偏离线性的主要因素. 本研究将谱带红移量对 Cl⁻浓度的作用强度量化为参数, 作为特定波长下评估红移量对各无机盐浓度对应吸光度的干扰权重指数, 进而构建非线性模型, 用于 3 种无机盐的定量分析. 具体如下:

基于 lg c(Cl⁻) 与最大吸收峰红移量 S 呈现较好线性关系, 则有单位红移量对 Cl⁻浓度 lg c(Cl⁻) 的作用强度 a 为常数, 关系式为

$$\frac{\lg c(\text{Cl}^-)}{S} \propto a, \tag{1}$$

假设无机盐浓度 c 与吸光强度 A_L 呈正相关, 关系式为

$$A_L \propto c^b \Leftrightarrow \frac{\lg c}{\lg A_L} \propto \frac{1}{b}, \tag{2}$$

当无机盐浓度与吸光度关系严格符合 Lambert-Beer 定律时, 则 b=1.

结合前文分析, 红移是潜在引起 3 种无机盐偏离 Lambert-Beer 定律的主要因素, 即 a 对 1/b 有干扰, 则关系式为

$$A_L = kc^{\frac{1}{b}-a} + d, \tag{3}$$

式中 k、d 为常数.

依据 Cl⁻浓度和对应红移峰位, 求得 a 为 0.218 7. 取 b 为 1.00, 依据关系式(3)拟合 3 种无机盐浓度与吸光度之间的关系, 结果如图 5 和表 2 所示, 3 种无机盐的拟合优度 R²_{adj} 范围可提高到 0.998~0.999, 说明基于构建的非线性标线关系式可满足 3 种无机盐的定量分析, 同时也印证了低浓度条件下谱带红移是潜在引起 3 种无机盐浓度与吸光度线性关系偏离 Lambert-Beer 定律的主要原因.

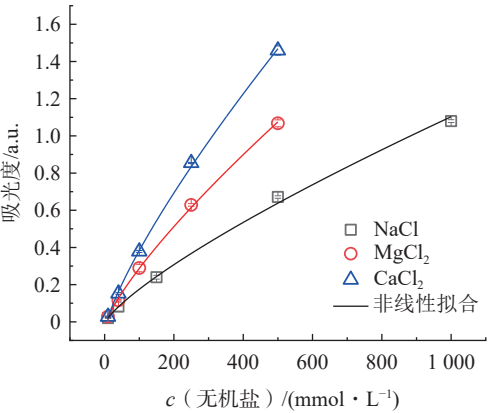


图 5 无机盐浓度与对应 UV-Vis 吸光度间的非线性拟合

2.3 无机盐背景下 PSNPs 的测定

图 6-a~c 展示了 3 种无机盐与 PSNPs 混合的溶液

表 2 基于公式(3)的无机盐浓度与对应 UV-Vis 吸光度间的非线性拟合方程及关键参数

无机盐	非线性拟合	
	等式	R ² _{adj}
NaCl	$y = 0.005\ 0x^{0.781\ 3} - 0.008\ 8$	0.998
MgCl ₂	$y = 0.008\ 6x^{0.781\ 3} - 0.026\ 1$	0.999
CaCl ₂	$y = 0.011\ 8x^{0.781\ 3} - 0.048\ 2$	0.999

在 190~340 nm 波段范围内的扫描光谱图及基于表 2 对应等式测算出各无机盐与 PSNPs 在波长 205 nm 处的吸光度占比. 当 NaCl、MgCl₂、CaCl₂ 浓度分别为 100、20、20 mmol · L⁻¹ 时, 对应的吸光度分别为 0.173 8、0.063 2、0.074 4; 基于差值法测算得到各溶液中添加 3、8、15 mg · L⁻¹ 的 PSNPs 对应吸光度, NaCl 溶液依次为 0.292 6±0.000 4、0.909 1±0.000 6、1.769 8±0.001 1, MgCl₂ 溶液依次为 0.312 6±0.003 4、0.823 7±0.011 0、1.445 7±0.016 7, CaCl₂ 溶液依次为 0.307 7±0.000 2、0.415 8±0.030 2、0.650 3±0.003 6. 将上述结果代入 PSNPs 的标线, 观察到 NaCl 溶液对应 PSNPs 的吸光度-浓度点均分布在其标线 95% 的置信区间范围内, 为标线吸光度的 98.2%±3.0%; 相比之下, MgCl₂、CaCl₂ 溶液中, 仅 3 mg · L⁻¹ 的 PSNPs 对应吸光度在其标线置信区间范围, 为标线吸光度的 99.2%±1.0%, 而 8、15 mg · L⁻¹ 的 PSNPs 吸光度仅为标线吸光度的 38.7%~90.6%, 且 CaCl₂ 溶液对应吸光度降低更甚, 可能归因于二价金属离子诱发 PSNPs 团聚而沉降, 导致其吸光度降低 (图 6-d). Shams 等^[29] 研究了 NaCl、MgCl₂、CaCl₂ 对 PSNPs 聚沉行为的影响, 测算对应临近团聚浓度 (CCC) 值依次为 800、25、10 mmol · L⁻¹. 由于本研究中 NaCl 浓度为 100 mmol · L⁻¹, 远低于其 CCC 值, PSNPs 短时间内能保持分散稳定; 相比之下, 本研究中 MgCl₂、CaCl₂ 接近或大于其 CCC 值, 均可短时间内诱导颗粒发生团聚而发生沉降, 最终使得对应溶液 PSNPs 吸光度降低.

3 结论

1) 低浓度 PSNPs 在深紫外区 (190~340 nm) 具有良好的吸收特征, 但 NaCl、MgCl₂、CaCl₂ 在 192~230 nm 波段存在显著吸收并随浓度增加产生峰位红移, 导致浓度与吸光度的线性关系偏离 Lambert-Beer 定律, 传统的线性定量方法在高盐度水体中适用性受限.

2) 谱带红移主要由 Cl⁻浓度引起, 其与最大吸收峰位置呈线性关系, 可作为修正因子构建非线性定量模型; 修正后模型拟合优度大幅提高, 能够准确表征不同盐溶液的浓度变化.

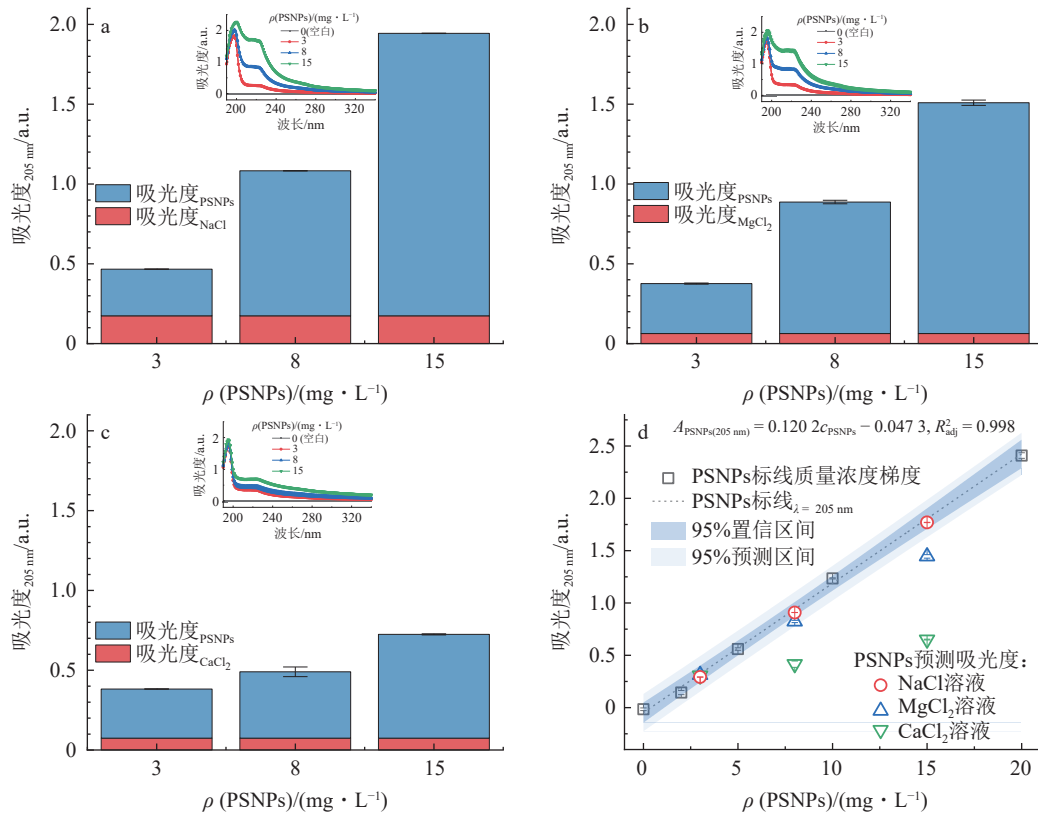


图6 PSNPs在NaCl(a)、MgCl₂(b)、CaCl₂(c)溶液中的吸光度_{205 nm}占比及预测吸光度分布(d)

3) 基于修正模型校核的NaCl溶液中PSNPs质量浓度标定优度 R^2_{adj} 可达0.998, 但MgCl₂、CaCl₂溶液对应标定优度较差, 主要归因于Mg²⁺与Ca²⁺在接近或超过其CCC值时会诱导PSNPs发生聚沉, 使UV-Vis测定值低于理论吸光度。

4 参考文献

- [1] 曾永平. 环境微塑料概论 [M]. 北京: 科学出版社, 2020
- [2] Yan M T, Nie H Y, Xu K H, et al. Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou city and Pearl River estuary, China[J]. Chemosphere, 2019, 217: 879
- [3] 刘炜婷. 基于RS-CPE-μ-FTIR的珠江广州河段微塑料污染风险评估研究 [D]. 广州: 广东药科大学, 2021
- [4] 张龙飞, 刘玉环, 阮榕生, 等. 微塑料的形成机制及其环境分布特征研究进展 [J]. 环境科学, 2023, 44(8): 4728
- [5] Li W, Zou H W, Zheng Y G, et al. Microplastics in aquatic environments: detection, abundance, characteristics, and toxicological studies[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2025, 197(2): 150
- [6] Kosuth M, Mason S A, Wattenberg E V. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt[J]. PLoS One, 2018, 13(4): e0194970
- [7] Onyedibe V, Kakar F L, Okoye F, et al. Sources and occurrence of microplastics and nanoplastics in the environment[M]//Current Developments in Biotechnology and Bioengineering. Amsterdam: Elsevier, 2023: 33
- [8] 姚情璐, 杨超, 翟宇辉, 等. 环境水体中微塑料分析方法研究进展 [J]. 净水技术, 2022, 41(10): 23
- [9] 糜自栋, 孙韶华, 宋武昌, 等. 水环境中微塑料污染物研究进展 [J]. 工业水处理, 2022, 42(8): 1
- [10] Jung S, Cho S H, Kim K H, et al. Progress in quantitative analysis of microplastics in the environment: a review[J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 422: 130154
- [11] 汪志国, 齐文启. 紫外可见分光光度法及其在环境监测中的应用 [J]. 现代科学仪器, 1998(6): 36
- [12] Ifon B E, Rashid A, Suanon F, et al. Comprehensive optical analysis of aqueous dissolved organic matter: from sampling techniques to analytical interpretation[J]. Microchemical Journal, 2025, 212: 113437
- [13] Birkmann J, Pasel C, Luckas M, et al. UV spectroscopic properties of principal inorganic ionic species in natural waters[J]. Water Practice and Technology, 2018, 13(4): 879
- [14] Guan L, Tong Y F, Li J W, et al. Research on ultraviolet-visible absorption spectrum preprocessing for water quality contamination detection[J]. Optik, 2018, 164: 277
- [15] Zhu Y Z, Song Y H, Yu H B, et al. Characterization of

- dissolved organic matter in Dongjiang Lake by UV-visible absorption spectroscopy with multivariate analysis[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2017, 189(9): 443
- [16] Măntele W, Deniz E. UV-VIS absorption spectroscopy: Lambert-Beer reloaded[J]. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 2017, 173: 965
- [17] Yang X H, An C J, Feng Q, et al. Aggregation of microplastics and clay particles in the nearshore environment: characteristics, influencing factors, and implications[J]. *Water Research*, 2022, 224: 119077
- [18] Wu J Y, Liu J Y, Wu P X, et al. The heteroaggregation and deposition behavior of nanoplastics on Al_2O_3 in aquatic environments[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 435: 128964
- [19] Yeh Y C, Ebbing T, Frick K, et al. Improving determination of pigment contents in microalgae suspension with absorption spectroscopy: light scattering effect and Bouguer–Lambert–Beer law[J]. *Marine Drugs*, 2023, 21(12): 619
- [20] Currie L A. Detection and quantification limits: origins and historical overview[J]. *Analytica Chimica Acta*, 1999, 391(2): 127
- [21] Marcus Y. Effect of ions on the structure of water: structure making and breaking[J]. *Chemical Reviews*, 2009, 109(3): 1346
- [22] Tong A X, Tang X J, Zhang F, et al. Predicting the redshift on the ultraviolet spectrum using the peak area method[J]. *Applied Optics*, 2020, 59(7): 1823
- [23] Johnson K S, Coletti L J. *In situ* ultraviolet spectrophotometry for high resolution and long-term monitoring of nitrate, bromide and bisulfide in the ocean[J]. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 2002, 49(7): 1291
- [24] Collos Y, Mornet F, Sciandra A, et al. An optical method for the rapid measurement of micromolar concentrations of nitrate in marine phytoplankton cultures[J]. *Journal of Applied Phycology*, 1999, 11(2): 179
- [25] Tong A X, Tang X J, Zhang F, et al. Study on the shift of ultraviolet spectra in aqueous solution with variations of the solution concentration[J]. *Spectrochimica Acta Part A, Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 2020, 234: 118259
- [26] Ikehata A, Morisawa Y. Observation of solid-liquid phase transitions of brine using the far-ultraviolet charge-transfer-to-solvent band[J]. *The Journal of Physical Chemistry B*, 2023, 127(28): 6325
- [27] Winter B, Aziz E F, Ottosson N, et al. Electron dynamics in charge-transfer-to-solvent states of aqueous chloride revealed by Cl^- 2p resonant auger-electron spectroscopy[J]. *Journal of the American Chemical Society*, 2008, 130(22): 7130
- [28] Zhao Z, Rogers D M, Beck T L. Polarization and charge transfer in the hydration of chloride ions[J]. *The Journal of Chemical Physics*, 2010, 132: 014502
- [29] Shams M, Alam I, Chowdhury I. Aggregation and stability of nanoscale plastics in aquatic environment[J]. *Water Research*, 2020, 171: 115401

UV-Vis absorption spectroscopic measurements of polystyrene nanoplastics - interference from NaCl , MgCl_2 , CaCl_2 and their corrections

Wang Hao^{1, 2)}, Liu Yingchun^{1, 2)}, He Jia³⁾, Zhou Pengfei⁴⁾, Zhao Hongbing²⁾,
Chen Sili^{1, 2)}, Zhou Shukui¹⁾

(1) School of Civil Engineering, University of South China, Hengyang, Hunan, China; 2) South China Institute of Environmental Sciences, MEE, Guangzhou, Guangdong, China; 3) College of Water Sciences, Beijing Normal University, Beijing, China; 4) School of Electrical Engineering, University of South China, Hengyang, Hunan, China)

Abstract Micro/nanoplastics (M/NPs) are widely distributed in aquatic environments, are significant threats to aquatic life as carriers of pollutants. Ultraviolet-visible (UV-Vis) spectrophotometry, due to simplicity and sensitivity, holds potential for environmental analysis. The UV-Vis absorption spectra (190-1100 nm) of polystyrene nanoplastics (PSNP, $\phi = 100$ nm) were measured. Spectral interference from NaCl , MgCl_2 and CaCl_2 were analyzed.

PSNP and these inorganic salts showed overlap in absorption in the region of 190-340 nm. Increases in Cl^- concentration were found to induce redshifts in resultant spectra, leading to deviations from the Lambert-Beer law, to interfere with the quantitative determination of PSNPs. Redshifts were corrected to construct a nonlinear quantitative model, with goodness-of-fit (R_{adj}^2) for NaCl, MgCl_2 , and CaCl_2 solutions improved to 0.998-0.999. Model validation using mixed systems indicated that predicted absorbance of PSNPs in NaCl solution reached $(98.2 \pm 3.0)\%$ of standard values. However, when MgCl_2 and CaCl_2 concentrations approached or exceeded critical coagulation concentration (CCC), aggregation and sedimentation of PSNPs occurred, resulting in a significant decrease in absorbance. Overall, the proposed redshift-corrected nonlinear model could effectively enhance accuracy of quantitative M/NPs analysis of environmental waters.

Keywords micro/nanoplastics; UV-Vis; spectral redshift; inorganic salts; quantitative analysis model

【责任编辑: 武 佳】