

城市湖泊表层沉积物中 PAHs 的 分布、来源及风险评价 ——以武汉市汤逊湖为例

李朋^{1, 2} 苏业旺² 张雅¹ 石明明² 李星谕² 刘力¹

邢新丽² 李淼² 余海阔² 余悦² 胡天鹏² 祁士华²¹

(1. 湖北省地质调查院, 湖北 武汉 430034;

2. 中国地质大学(武汉)环境学院, 湖北 武汉 430078)

【摘要】: 作为中国最大的城中湖, 汤逊湖受人类活动影响较大。为探究汤逊湖沉积物中多环芳烃(PAHs)污染情况, 于2020年8月采集汤逊湖表层沉积物样品23个, 使用GC-MS分析16种优控多环芳烃含量。结果表明: 汤逊湖表层沉积物中PAHs含量介于 $219.13 \sim 3917.36 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 之间, 平均含量 $715.58 \pm 809.80 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$, 外湖污染程度高于内湖。沉积物中TOC含量与PAHs含量呈显著正相关, 且与高环PAHs相关性最为显著。表层沉积物中PAHs以4~6环化合物为主, 占 $\Sigma_{16}\text{PAHs}$ 总量的78.05%, 单体成分以Fla、Phe、Pyr、BhIP和Chr等占比最高。与国内其他湖泊相比, 汤逊湖整体处于中度污染水平。利用特征比值法和主成分-线性回归法(PCA-MLR)进行PAHs源解析, 结果表明, 汤逊湖表层沉积物中PAHs主要以燃烧源为主(石油燃烧、煤炭及生物生物质燃烧), 少部分来自石油产品泄漏, 其中交通排放源贡献率为62.62%, 煤炭和天然气燃烧及石油泄漏混合源贡献率为37.38%。沉积物质量标准法(SQSS)的分析结果表明, 研究区域沉积物PAHs整体呈较低生态风险水平, 存在部分中等风险区域, 有关部门需对中等污染区域加强监控和治理。

【关键词】: 多环芳烃 城市湖泊 汤逊湖 沉积物 源解析 风险评价

【中图分类号】: X524; X824 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2022)06-1344-10

多环芳烃(PAHs)是一类广泛存在于环境介质中的持久性有机物污染物(POPs), 具有致癌、致畸、致突变和内分泌干扰作用^[1]。PAHs可以通过多种途径进入环境, 既有自然过程, 如森林火灾和火山爆发, 也有人为过程, 如化石燃料和生物质的不完全燃烧^[2]。随着我国经济社会的发展和能源需求的增加, PAHs的人为排放量逐年增加, 严重危害生态系统和人体健康。20世纪70年代, 美国环保署(EPA)将16种PAHs列入“优先控制污染物”名单, 这些物质在过去40年里引起人们的极大关注。湖泊沉积物是环

作者简介: 李朋(1984~), 男, 高级工程师, 主要研究方向为城市地质、生态地质调查与管理。E-mail: 403726841@qq.com; 邢新丽 E-mail: xlxing@cug.edu.cn

基金项目: 武汉市多要素城市地质调查项目(WHDYS-2020-010); 古生物与地质环境演化湖北省重点实验室开放基金课题(PEL-202105)

境中 PAHs 最主要的汇区之一, PAHs 可以通过大气干湿沉降、地表径流、工业废水和生活污水等途径进入湖泊^[3]。水体中多环芳烃通常吸附在悬浮颗粒物上, 然后通过沉降作用在沉积物中积累, 而在水流扰乱下也可能会再次释放到水体中, 成为二次污染源, 并通过食物链的富集作用最终进入人体, 从而对人体健康构成威胁^[4,5]。

汤逊湖位于武汉市东南部, 是典型的城市内陆湖泊, 也是中国最大的城中湖, 湖泊面积约为 47.62km², 分为东侧西侧两大主体, 位于西侧的外湖面积约占整体的 2/3, 东侧内湖面积约占总面积的 1/3, 周边以建筑用地为主, 汇水区人口总数 55 万^[6]。汤逊湖承担着排水、气候调节、农田灌溉、水产养殖和景观等功能, 因此其生态环境质量对城市环境和居民健康具有重要意义。

近年来国内外对湖泊沉积物中有机污染物的分布特征及污染来源的研究不断增多^[7,8,9], 然而, 对于城市湖泊沉积物中多环芳烃的研究鲜见报道, 因此本文以汤逊湖表层沉积物为研究对象, 对其中 16 种优控 PAHs 的含量分布、组成和污染来源进行了分析和探讨, 并对其生态风险进行了评价, 对于汤逊湖综合性功能体的建设具有科学的指导意义, 可为城市湖泊的持久性有机污染物防治提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 样品采集

于 2020 年 8 月在汤逊湖按照等距离分布依次用抓斗式采样器共采集了 23 件表层沉积物样品, 采样点距离岸边均大于 50m, 记录采样点经纬度信息, 采样点分布如图 1 所示。沉积物样品现场采集后装于聚乙烯密封袋中, 随后运回实验室在-18℃条件下冷冻保存。

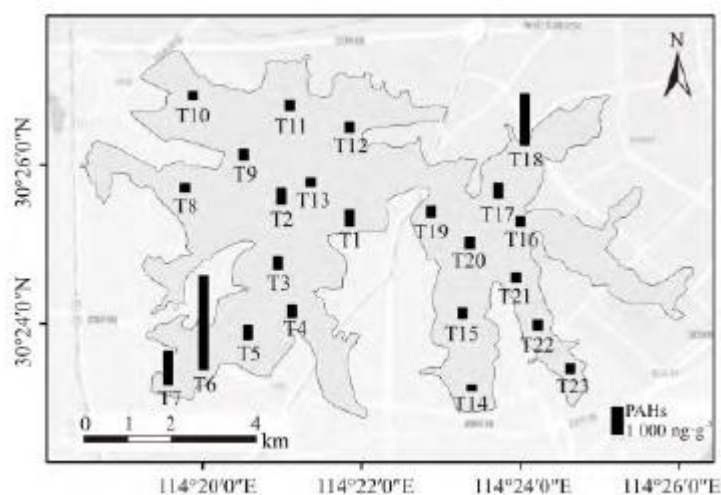


图 1 采样分布示意

1.2 样品预处理

样品经自然风干后, 研磨并去除石块、动植物残体等杂物。称取 2.00g 过 100 目筛后的样品并加入适量预先经烘烤后的无水硫酸钠包裹于滤纸盒中, 加入 5 μL 的回收率指示物 (Nap-D₈、Acy-D₁₀、Phe-D₁₀、Chr-D₁₂ 和 Pyr-D₁₂), 用 150mL 的二氯甲烷作为提取液在 45℃ 条件下索式抽提 24h, 并加入铜片脱硫。提取液在 30℃ 条件下浓缩至约 5mL 后继续加入 5mL 正己烷, 继续将样品浓缩至 2~3mL。浓缩液通过的硅胶和氧化铝 (体积比为 2:1) 层析柱净化分离, 用二氯甲烷和正己烷 (体积比为 2:3) 混合液淋洗,

淋洗液用鸡心瓶收集后再次浓缩至约 0.5mL, 转移至 2mL 细胞瓶中, 使用高纯氮气(纯度>99.99%)吹至 0.2mL, 加入内标标准物(六甲基苯), 低温保存至上机分析。

1.3 仪器分析和试剂标准

采用 Aglient 公司气相色谱-质谱联用仪(GC-MS6890N-5975CMSD), 分析 16 种优控 PAHs 污染物, 色谱柱为 DB-5MS 熔融石英毛细柱(30m×0.25mm×0.25 μm)。色谱工作条件: 进样口温度为 280℃, 载气为高纯氦气(纯度>99.99%), 不分流进样, 流速设定为 1mL·min⁻¹。色谱柱升温程序为初始温度 85℃, 持续 2min; 以 4℃·min⁻¹ 升温至 290℃后, 持续 25min, 直至所有组分从色谱柱中流出。在电子冲击模式下, 选择离子扫描模式, 使用内标法和多点校正曲线对多环芳烃进行定量分析。PAHs 回收率指示物购自美国 Supelco 公司, 所使用有机试剂二氯甲烷、正己烷等均为农残级, 购自 Fisher 公司。

1.4 质量控制/质量保证(QC/QA)

实验过程中使用平行样、方法空白和程序空白进行质量控制和保证。方法空白和程序空白中均无目标化合物的检出, 平行样分析中 PAHs 相对偏差均小于 15%, 在误差允许范围内。Nap-D₈、Acy-D₁₀、Phe-D₁₀、Chr-D₁₂ 和 Pyr-D₁₂ 的回收率分别是 78%±10%、91%±11%、110%±9%、107%±13%及 91%±12%。

1.5 主成分-多元线性回归(PCA-MLR)法

PCA-MLR 法是一种利用受体模型来识别污染物来源和计算源贡献率的数理统计方法。PCA 的核心思想是降维, 在保证原有信息尽可能完整大的条件下, 通过正交变化将可能在线性关系的一组变量转换为几个互不相关的变量, 即主成分, 每个主成分可解释为一类污染源^[10]。MLR 是在 PCA 的基础之上定量计算源的贡献率, 其基本方程如下^[11]:

$$Y = \sum_{h=1}^p a_h X_h + b \quad (1)$$

式中: Y 为污染物的总浓度; p 为由主成分分析提取的因子数; a_h 为第 h 个因子的标准化回归系数; X_h 为由主成分分析提取的第 h 个因子的得分; b 为回归常数项。

2 结果与讨论

2.1 沉积物 PAHs 含量及分布特征

汤逊湖 23 个表层沉积物采样点中 16 种 PAHs 检出率为 100%, 其含量统计结果见表 1。表层沉积物中 PAHs 总量空间分布差异性较大(图 1), 含量范围介于 219.13~3917.36ng·g⁻¹ 之间, 平均含量为 715.58±809.80ng·g⁻¹, 最小值位于内湖南部湖汊内部(T14 点位), 最大值位于外湖西南方向湖汊内(T6 点位)。汤逊湖外湖 PAHs 平均含量为 807.17±974.81ng·g⁻¹, 明显高于内湖(596.51±555.11ng·g⁻¹)。外湖从北到南 PAHs 含量逐渐上升, 内湖则相反。根据 Baumard 等^[12]对沉积物中 PAHs 的分级标准: 沉积物中 PAHs 总量为 0~100、100~1000、1000~5000 和>5000ng·g⁻¹ 时, 对应的污染等级分别为轻度、中度、高度和重度污染, 除 T6、T7 和 T18 处于高度污染水平外, 其余点位均为中度污染水平。T6、T7 和 T18 分别位于纸坊污水处理厂和汤逊湖污水处理厂附近, 沉积物中高含量 PAHs 可能与污水处理厂尾水排放有关^[13]。T8、T10、T11 和 T12 点位紧邻洪山区, PAHs 含量均低于 400ng·g⁻¹, 在整个湖区处于较低水平, 可能由于洪山区排水系统发达, 污染物通过污水排放输入的可能性较小^[6]。

PAHs 在沉积物中的归趋分布除与化合物本身物理化学性质有关外, 也受环境因子尤其是有机碳(TOC)的影响。汤逊湖表层沉

积物中 TOC 质量分数在 1.46%~5.31%之间, 平均含量为 3.58%, 远高于岱海湖^[14] (1.6%) 和固城湖^[16] (1.72%), 与武汉东湖^[16] (1.48%~7.74%) 相近, 表明城市湖泊易受到人为活动和污水排放影响^[1]。沉积物中 PAHs 与 TOC 的相关性分析结果显示, 各环 PAHs 与 TOC 存在明显的正相关(如图 2)。低分子量(2 环、3 环 PAHs)、中分子量(4 环 PAHs)和高分子量(5 环、6 环 PAHs)PAHs 与 TOC 的相关系数分别为 0.47、0.40 和 0.74, 这一结果与赵健等^[17]在西大洋水库的研究相似。可能是由于 PAHs 组分的辛醇-水分配系数随着苯环数的增加而提高, 在水-沉积物体系中更趋向于分配进入沉积物, 被有机碳吸附和富集。

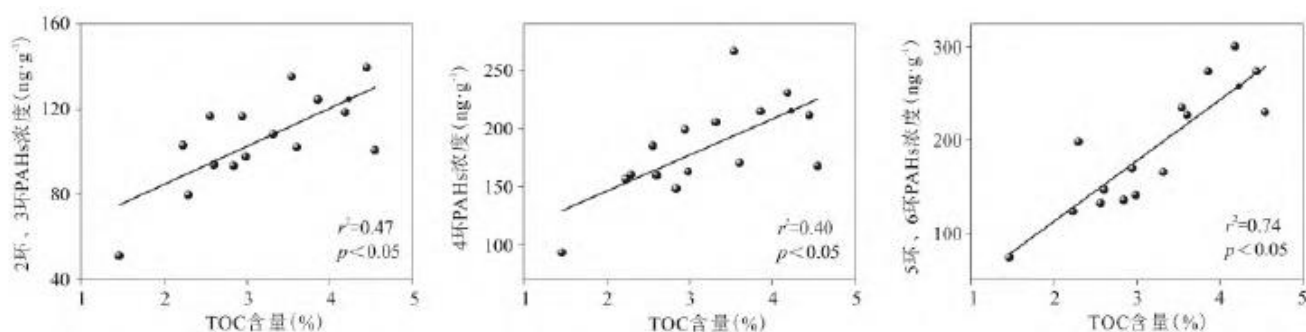


图 2 沉积物中 TOC 含量与 PAHs 含量关系

汤逊湖表层沉积物中 PAHs 空间分布差异主要受点源污染的影响。大型内陆湖泊如鄱阳湖、巢湖和太湖, 由于湖泊周围不同区域城市化程度存在差异, 因此主要受发达区域面源污染影响^[8,18], 且入湖河流对污染物的输入较为显著, 沉积物中 PAHs 含量在入湖口处高, 且沿入湖方向逐渐降低^[19], 而汤逊湖与周边河流水系连通性较差, 故 PAHs 分布无明显流向特征。与国内其他湖泊沉积物中 PAHs 含量相比(表 2), 汤逊湖整体处于中度污染水平, PAHs 平均含量与大冶湖和衡水湖相当, 略高于太湖和巢湖, 远高于青海湖、岱海湖和抚仙湖等, 但低于淀山湖。

2.2 沉积物 PAHs 组成特征

汤逊湖表层沉积物中 PAHs 组成百分含量从大到小依次为 4 环(39.61%)>5 环(19.97%)>6 环(18.47%)>3 环(17.29%)>2 环(4.66%) (图 3)。一般认为, 不同环数 PAHs 对应的来源有所不同, 低分子量 PAHs 主要来源于石油产品泄漏和低温燃烧(如木材等生物质燃烧), 中高分子量 PAHs 主要来源于高温燃烧(如化石燃料燃烧、机动车排放等)^[30]。汤逊湖表层沉积物中 PAHs 主要以中高环为主, 表明 PAHs 可能主要来源于燃烧排放。低分子量 PAHs 尤其是 2 环 PAHs 占比很小, 可能与 PAHs 在水中具有更高的溶解性和挥发性有关^[31]。此外, PAHs 含量最高的 T6、T7 和 T18 点位, 4、5 环 PAHs 占比也最大, 分别为 66.22%、66.19%和 71.15%, 表明这 3 个点位受附近点源污染影响较大。

表 1 汤逊湖表层沉积物中 PAHs 含量($\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$)

物质	缩写	环数	最小值	最大值	均值	标准差	中位数
萘	NaP	2	10.12	95.83	28.27	20.39	21.80
苊烯	Acy	3	2.09	53.52	8.53	12.77	3.92
苊	Ace	3	1.51	10.23	3.15	2.03	2.57
芴	Flu	3	6.02	55.01	18.77	10.20	16.44
菲	Phe	3	27.16	310.57	73.69	70.33	49.85

蒽	Ant	3	3.87	47.79	10.79	11.28	6.58
荧蒽	Fla	4	32.18	520.53	104.27	122.21	62.84
芘	Pyr	4	26.87	418.82	79.97	102.70	44.63
苯并[a]蒽	BaA	4	12.15	211.81	35.75	47.46	19.48
𠬞屈	Chr	4	22.40	459.51	77.94	98.67	42.17
苯并[b]荧蒽	BbF	5	11.31	303.93	48.97	59.00	30.94
苯并[j,k]荧蒽	BkF	5	10.23	195.88	34.37	41.22	19.89
苯并[a]芘	BaP	5	12.19	386.04	53.44	84.19	27.06
二苯并[a,h]蒽	DBA	5	4.11	98.25	12.66	18.90	8.50
茚并[1,2,3-cd]芘	IcdP	6	6.03	347.83	51.97	66.15	37.17
苯并[g,h,i]芘	BghiP	6	7.07	413.78	60.94	82.31	42.29
—	$\Sigma_{7\text{car}}\text{PAHs}$	—	83.39	2003.25	315.10	398.08	192.77
—	$\Sigma_{16}\text{PAHs}$	—	219.13	3917.36	715.58	809.80	438.14

注： $\Sigma_{7\text{car}}\text{PAHs}$ 表示 7 种致癌 PAHs (BaA、Chr、BbF、BkF、BaP、DBA、IcdP)。

表 2 国内典型湖泊表层沉积物中 PAHs 含量水平比较 ($\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$)

研究区域	采样年份	含量范围	平均含量	参考文献
汤逊湖	2020	291.0~3917.4	715.6	本研究
青海湖	2016	30.4~125.2	72.8	[20]
博斯腾湖	2016	57.4~360.2	189.3	[21]
大冶湖	2015	35.9~2032.7	940.6	[22]
东湖	2018	1493.7~1766.2	1634.8	[23]
洪湖	2018	587.2~1302.4	1020.5	[23]
淀山湖	2016	206~4626	1123	[24]
太湖	2018	111~894	522.4	[25]
鄱阳湖	2011	73.2~367.2	192.8	[26]
小兴凯湖	2017	82.1~534.6	219.2	[27]

衡水湖	2018	394.9~1785.4	875.5	[28]
抚仙湖	2015	83~262	143	[29]

沉积物中 16 种 PAHs 单体占比如图 4。最高的 5 种单体分别是 Fla(14.35%)、Phe(10.96%)、Pyr(10.51%)、BghiP(10.47%) 和 Chr(10.13%)。7 种致癌 PAHs 占 Σ_{16} PAHs 的 34.65%~51.14%, 平均占比为 43.01%。致癌性最强的 BaP 含量范围为 12.19~386.04ng·g⁻¹, 平均含量为 53.44ng·g⁻¹, 明显高于其他研究^[22,27]。根据 Long 等^[32]的生态评价原则, 高分子量单体 BkF、BbF 只要存在环境中, 就会对生物体健康产生风险, 汤逊湖存在自然渔业, 此类物质可能通过生物富集效应对人体产生危害。

2.3 PAHs 的来源分析

2.3.1 特征比值法

利用特征比值法(即同分异构体的质量浓度比值)对 PAHs 来源进行初步判别。如当 Ant/(Ant+Phe)小于 0.1 时, 说明为石油源污染, 否则来自燃烧源^[18]。当 Fla/(Fla+Pyr)小于 0.4 时, PAHs 来源于石油泄漏, 大于 0.5 时, 主要来源于煤、木材等生物质燃烧, 介于 0.4~0.5 之间时, 来源于石油及其精炼产品的燃烧^[33]。本研究选取 Ant/(Ant+Phe)、Fla/(Fla+Pyr)、BaA/(BaA+Chr)和 IcdP/(IcdP+BghiP)四组比值对汤逊湖沉积物中 PAHs 来源进行分析, 结果如图 5 所示, 其中 Fla/(Fla+Pyr)比值均大于 0.5, 表明生物质和煤炭燃烧是沉积物中 PAHs 的主要来源。同时, 82%的点位 IcdP/(IcdP+BghiP)比值处于 0.2~0.5 之间, 同时 BaA/(BaA+Chr)比值集中在 0.2~0.35 之间, T14、T16~T21 点位略高于 0.35, 表明沉积物中 PAHs 受石油及其精炼产品燃烧的影响较为明显。Ant/(Ant+Phe)的比值大部分高于 0.1, 进一步说明了 PAHs 主要来自燃烧过程。同时, 存在部分点位 Ant/(Ant+Phe)的比值小于 0.1, BaA/(BaA+Chr)小于 0.2, 说明存在石油源的影响。综合分析来看, 汤逊湖表层沉积物中 PAHs 污染主要以石油燃烧源、煤炭及生物质燃烧源为主, 部分为石油源。

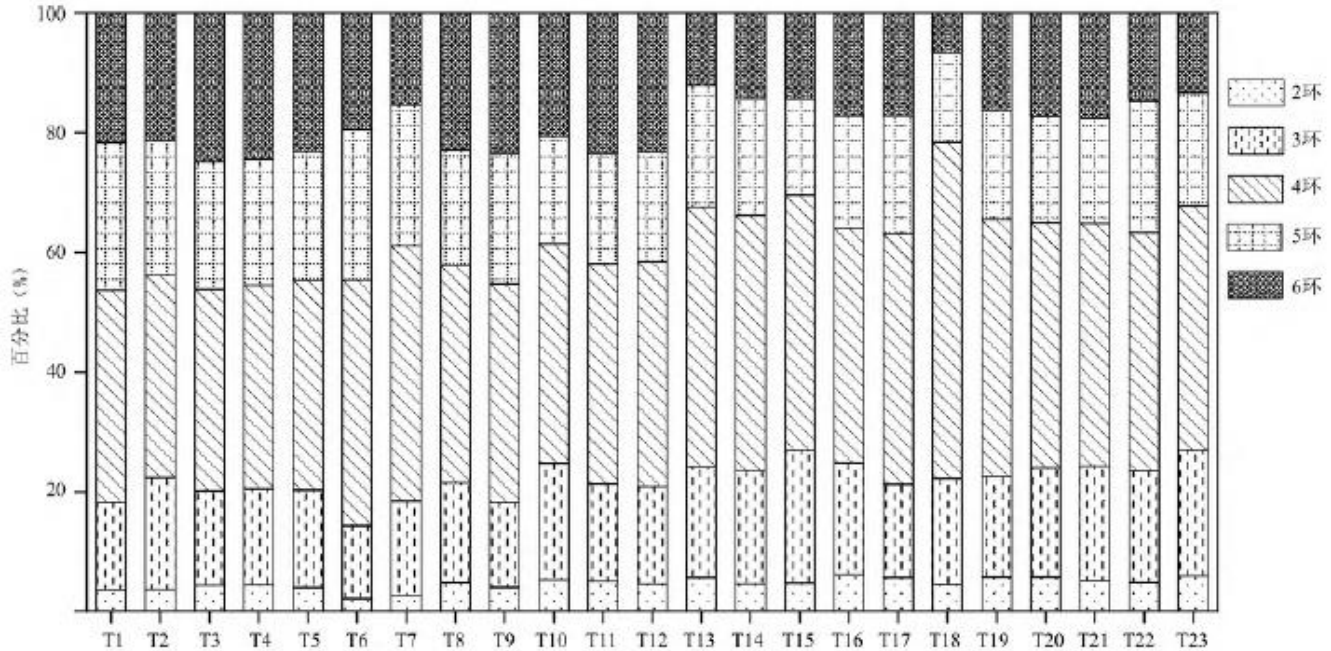


图 3 汤逊湖表层沉积物中各环 PAHs 占比

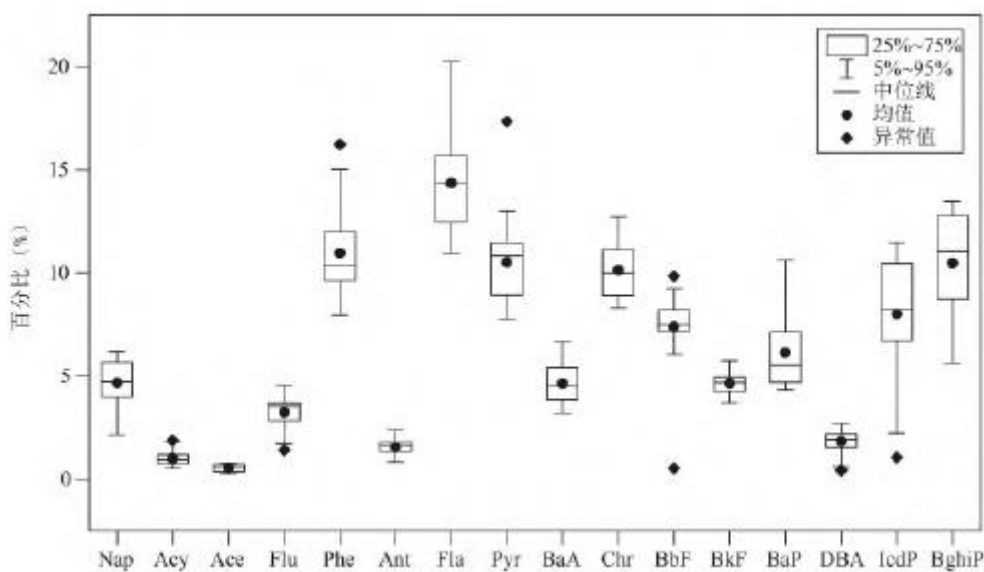


图 4 汤逊湖表层沉积物 PAHs 物质组成

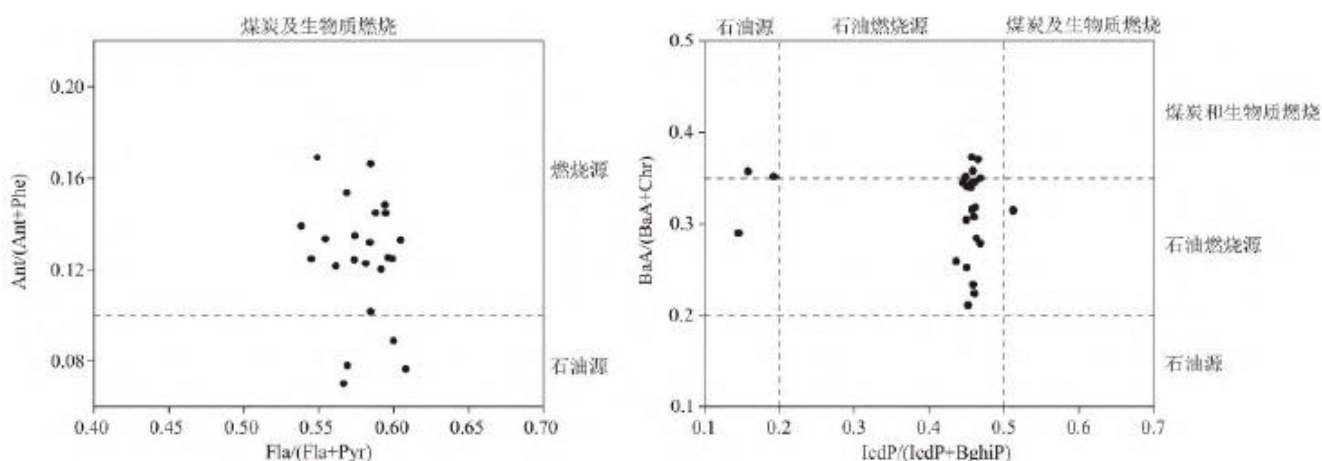


图 5 汤逊湖表层沉积物中 PAHs 的特征比值

2.3.2 主成分-多元线性回归 (PCA-MLR)

为了进一步明确汤逊湖表层沉积物中 PAHs 主要污染源贡献, 对所有沉积物样品中 16 种 PAHs 化合物进行了主成分和多元线性回归逐步分析 (表 3)。16 种 PAHs 化合物经最大方差旋转后得到两个特征值大于 1 的主成分因子, 累计方差贡献率达 82.18%。主成分因子 1 的主要载荷为 Flu、Chr、BbF、BkF、DBA、IcdP 和 BghiP, 解释了总方差的 63.24%, Chr、BbF、BkF、DBA、IcdP 和 BghiP 主要来源于汽油、柴油的不完全燃烧^[34] 和汽车尾气的排放^[31], 所以因子 1 代表了交通排放源。因子 2 的方差贡献率为 18.94%, 其中 Nap、Acy、Ace、Fla、Pyr 和 BaA 等物质载荷较高, 低分子量的 Nap、Acy 和 Ace 通常来源于石油化工和油类泄漏^[35,36], Fla、Pyr 是煤炭燃烧的指示物^[37], BaA 是天然气排放的重要指标^[38], 所以因子 2 可以代表煤炭和天然气燃烧源以及石油源混合污染。

为了定量分析主要污染源对 PAHs 的相对贡献量, 根据主成分分析结果进行多元线性回归分析, 将计算得到的主因子作为自变量, 污染物总含量作为因变量, 得到回归方程如下:

$$Y = 0.856F_1 + 0.511F_2 (R^2 = 0.994, F = 1234, P < 0.001) \quad (2)$$

式中： R^2 为拟合系数；P为显著性水平；F为检验统计量；检测值均符合 $0 < P < 0.05$, 故认可讨论中建立的回归方程具有统计学意义，即自变量和因变量之间存在线性关系。

分析结果表明，汤逊湖表层沉积物中 PAHs 交通排放源的贡献率为 62.62%，煤炭和天然气燃烧源以及石油源的贡献率为 37.38%。武汉市汽车保有量近几年不断攀升，据《2020 武汉市交通发展年度报告》，机动车保有量达到 350 万辆，居全国第八，而汤逊湖位于城区，道路交通排放成为汤逊湖 PAHs 的主要来源。同时武汉是重要的工业基地，煤炭在武汉市工业能源消费结构中占据领先地位，2019 年武汉工业煤炭消费量占能源消费总量的 32%^[39]，燃煤及工业化石燃料产生的 PAHs 也是湖泊沉积物中 PAHs 的重要来源之一。除此之外，石油泄漏是城市道路径流中 PAHs 重要来源^[40]，而汤逊湖周边存在众多雨水径流排口，因此，汤逊湖沉积物中 PAHs 的石油来源可能主要受城市地表径流影响。来源解析结果表明，汤逊湖沉积物中 PAHs 与区域发展水平和能源结构等因素密切相关，同时说明湖泊沉积物是 POPs 重要的汇的特性。

表 3 汤逊湖表层沉积物中 PAHs 主成分分析

物质种类	因子 1	因子 2
NaP	0.323	0.889
Acy	0.217	0.802
Ace	-0.147	0.886
Flu	0.812	0.356
3Phe	0.548	0.499
Ant	0.547	0.517
Fla	0.394	0.873
Pyr	0.276	0.932
BaA	0.332	0.857
Chr	0.934	0.304
BbF	0.926	0.317
BkF	0.913	0.349
BaP	0.749	0.242
DBA	0.903	0.159
IcdP	0.941	0.101
BghiP	0.955	0.042

特征值	10.118	3.030
方差贡献率	63.24%	18.94%
累计方差贡献率	63.24%	82.18%

2.4 沉积物生态风险评价

采用沉积物质量标准法^[41] (SQSs)对汤逊湖沉积物潜在生态风险进行表征。沉积物质量标准法(SQSs)根据污染物质量浓度将各组分阈值划分为5个阈值,分别为生物毒性罕见效应浓度值(REL)、临界效应浓度值(TEL)、偶尔效应浓度值(OEL)、可能效应浓度值(PEL)和频繁效应浓度值(FEL),对应的生态风险由低到高,分类标准和本研究结果见表4。

汤逊湖表层沉积物整体生态风险与滇池^[42]持平,略高于千岛湖^[38]。其中,有3个采样点(T6、T7和T18)存在中等生态风险,分别位于汤逊湖西南部和东北部湖汊处,离岸边距离较近,水域水体流动性差,点位附近都存在污水处理厂,并且T18点位靠近工业园区。其中T6采样点PAHs单体除NaP、Ace、Flu和Ant外均超过了OEL,T18采样点除了NaP、Ace、Flu、Ant、Fla和DBA外都超过了OEL,是生态风险最严重的两个点位。T7采样点邻近T6,所有单体中只有Phe超过了OEL。剩余采样点基本介于TEL~OEL之间,T13和T14生态风险程度最低,所有单体均低于TEL。总体而言,汤逊湖沉积物中PAHs生态风险受明显的点源影响,T6、T7和T18污染相对严重,存在一定的生态

表4 沉积物质量标准法阈值及评价结果

PAHs 单体	沉积物质量标准					评价结果	
	REL	TEL	OEL	PEL	FEL	区间	点位
NaP	14	35	120	390	1200	TEL~OEL	T6、T7、T17、T18
Acy	3.3	5.9	30	130	340	OEL~PEL	T6、T18
Ace	3.7	6.7	21	89	940	TEL~OEL	T6、T18
Flu	10	21	61	140	1200	TEL~OEL	T2、T5、T6、T7、T18
Phe	25	42	130	520	1100	OEL~PEL	T6、T7、T18
Ant	16	47	110	240	1100	TEL~OEL	T6
Fla	47	110	450	2400	4900	OEL~PEL	T6
Pyr	29	53	230	880	1500	OEL~PEL	T6、T18
BaA	14	32	120	390	760	OEL~PEL	T6、T18
Chr	26	57	240	860	1600	OEL~PEL	T6、T18
BaP	11	32	150	780	3200	OEL~PEL	T6、T18
DBA	3.3	6.2	43	140	200	OEL~PEL	T6

风险, 相关部门应采取相应措施减少上述采样点的 PAHs 排放, 并采取一定清淤工作, 其余点位潜在风险几率较低。

3 结论

(1) 汤逊湖表层沉积物中 PAHs 分布受城市点源污染影响严重, 高值区域出现在湖区西南和东北区域, 与国内其他湖泊相比, 整体处于中度污染水平。沉积物中 PAHs 含量与 TOC 含量呈显著正相关, 说明 TOC 对沉积物中 PAHs 分布具有调控作用。

(2) 汤逊湖表层沉积物中 PAHs 以中高环为主, 单体物质含量最高分别是 Fla、Phe、Pyr、BghiP 和 Chr, 7 种致癌 PAHs 占比较高。受能源结构和污染源差异影响, 汤逊湖 4 环和 5 环 PAHs 占比高于大型郊野湖泊和偏远湖泊, 低环 PAHs 则相反。

(3) 结合特征比值法和 PCA-MLR 分析, 沉积物中 PAHs 主要来自交通排放源 (62.62%)、煤炭和天然气燃烧源以及石油泄漏混合源 (37.38%), 反映了武汉市区域污染特征, 表现了沉积物汇的特性。

(4) 汤逊湖表层沉积物中 PAHs 总体潜在生态风险几率较低, 但位于湖区西南和东北的点位存在中等生态风险, 可能与附近污水处理厂尾水排放和工业企业等排放有关, 后续应加强此区域的监管与治理。

参考文献:

- [1] 杨延梅, 赵航晨, 孟睿, 等. 嘉兴市城市河网区多环芳烃污染源解析及生态风险评价[J]. 环境科学, 2020, 41 (11): 4989-4998.
- [2] MENG Y, LIU X H, LU S Y, et al. A review on occurrence and risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in lakes of China[J]. Science of the Total Environment, 2019, 651: 2497-2506.
- [3] 贾天琪, 雷荣荣, 武小琳, 等. 长江下游流水体中多环芳烃的分布及生态风险评估[J]. 环境科学, 2020, 41 (5): 2221-2228.
- [4] LI H L, GAO H, ZHU C. Spatial and temporal distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Nansi Lake, China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2009, 154(1-4): 469-478.
- [5] KESHA VARZIFARD M, ZAKARIA M P, HWAI T S, et al. Baseline distributions and sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the surface sediments from the Prai and Malacca Rivers, Peninsular Malaysia[J]. Marine Pollution Bulletin, 2014, 88(1-2): 366-372.
- [6] 成帅. 汤逊湖流域面源污染磷流失来源与特征研究[D]. 华中农业大学, 2020, 20-44.
- [7] 马晗宇, 申月芳, 应耀明, 等. 独流减河湿地沉积物中多环芳烃生态风险评估[J]. 环境化学, 2020, 39(8): 2253-2262.
- [8] 宁怡, 柯用春, 邓建才, 等. 巢湖表层沉积物中多环芳烃分布特征及来源[J]. 湖泊科学, 2012, 24(6): 891-898.
- [9] HAN B, ZHENG L, LIN F, et al. Risk assessment and source apportionment of PAHs in surface sediments from Caofeidian Long Island, China[J]. Marine Pollution Bulletin, 2019, 145: 42-46.

-
- [10]LIU X H,LIU Y,LU S Y,et al.Occurrence of typical antibiotics and source analysis based on PCA-MLR model in the East Dongting Lake,China[J].Ecotoxicology and Environmental Safety,2018,163:145-152.
- [11]BING Y,ZHOU L,XUE N,et al.Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of Huanghuai Plain,China:Comparison of three receptor models[J].Science of the Total Environment,2013,443(15):31-39.
- [12]PASCALE,BAUMARD,HÉLÈNE,et al.Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean sea[J].Environmental Toxicology & Chemistry,2010,17(5):765-776.
- [13]GONG X H,DING Q Q,JIN M,et al.Recording and response of persistent toxic substances (PTSs) in urban lake sediments to anthropogenic activities[J].Science of the Total Environment,2021,777:145977.
- [14]SUN Y,ZHANG R,MA R,et al.Distribution,sources,and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of Daihai Lake in Inner Mongolia,China[J].Environment Science and Pollution Research,2021,28(18):23123-23132.
- [15]ZENG Q,JEPPESEN E,GU X,et al.Distribution,fate and risk assessment of PAHs in water and sediments from an aquaculture- and shipping-impacted subtropical lake,China[J].Chemosphere,2018,201:612-620.
- [16]YUN X Y,YANG Y Y,LIU M X,et al.Distribution,seasonal variations,and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the East Lake,China[J].Clean-Soil,Air,Water,2016,44(5):506-514.
- [17]赵健,周怀东,富国,等.河北西大洋水库沉积物中多环芳烃的分布、来源及生态风险评价[J].湖泊科学,2011,23(5):701-707.
- [18]康杰,胡健,朱兆洲,等.太湖及周边河流表层沉积物中 PAHs 的分布、来源与风险评价[J].中国环境科学,2017,37(3):1162-1170.
- [19]LI C C,HUO S L,YU Z Q,et al.Spatial distribution,potential risk assessment,and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of Lake Chaohu,China[J].Environmental Science and Pollution Research,2014,21(20):12028-12039.
- [20]CAO Y X,LIN C Y,ZHANG X,et al.Distribution,source,and ecological risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in Lake Qinghai,China[J].Environmental Pollution,2020,266(1):115401.
- [21]宋世杰,黄韬,周胜,等.博斯腾湖流域沉积物中多环芳烃的时空分布、来源及生态风险评价[J].环境科学学报,2019,39(8):2780-2790.
- [22]张家泉,胡天鹏,邢新丽,等.大冶湖表层沉积物-水中多环芳烃的分布、来源及风险评价[J].环境科学,2017,38(1):170-179.
- [23]万宏滨,周娟,罗端,等.长江中游湖泊表层沉积物多环芳烃的分布、来源特征及其生态风险评价[J].湖泊科学,2020,32(6):1632-1645.

-
- [24] YANG J, QADEER A, LIU M, et al. Occurrence, source, and partition of PAHs, PCBs, and OCPs in the multiphase system of an urban lake, Shanghai[J]. *Applied Geochemistry*, 2019, 106:17-25.
- [25] WU Z F, TAO Y Q. Occurrence and fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons in the third largest fresh water lake (Lake Taihu) in China[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2021, 106(1):190-197.
- [26] LI Q, WU J, ZHAO Z. Spatial and temporal distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in sediments from Poyang Lake, China[J]. *PLoS One*, 2018, 13(10):0205484.
- [27] 李慧, 李捷, 宋鹏, 等. 东北小兴凯湖沉积物 POPs 污染特征及生态风险评价[J]. *环境科学*, 2021, 42(1):147-158.
- [28] 张嘉雯, 魏健, 吕一凡, 等. 衡水湖沉积物中典型持久性有机污染物污染特征与风险评估[J]. *环境科学*, 2020, 41(3):1357-1367.
- [29] GU Y G, LI H B, LU H B. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments from the largest deep plateau lake in China: Occurrence, sources and biological risk[J]. *Ecological Engineering*, 2017, 101:179-184.
- [30] KATSOYIANNIS A, BREIVIK K. Model-based evaluation of the use of polycyclic aromatic hydrocarbons molecular diagnostic ratios as a source identification tool[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 184:488-94.
- [31] JIA T, GUO W, LIU W, et al. Spatial distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water-sediment system near chemical industry parks in the Yangtze River Delta, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 754:142176.
- [32] LONG E R, MACDONALD D D, SMITH S L, et al. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments[J]. *Environmental Management*, 1995, 19(1):81-97.
- [33] 党丽慧, 丁润梅, 王一帆, 等. 银川市湖泊、河流沉积物中 PAHs 污染特征及风险评价[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(5):2202-2209.
- [34] WANG D G, YANG M, JIA H L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust and surface soil: Comparisons of concentration, profile, and source[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2009, 56(2):173-180.
- [35] 崔志丹, 冯建国, 焦立新, 等. 松花湖表层沉积物中 PAHs 及 PAEs 污染特征[J]. *环境科学研究*, 2019, 32(9):1531-1539.
- [36] 张明, 唐访良, 吴志旭, 等. 千岛湖表层沉积物中多环芳烃污染特征及生态风险评价[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(1):253-258.
- [37] LARSEN R K, BAKER J E. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: A comparison of three methods[J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(9):1873-1881.
- [38] 李泽文, 王海燕, 孔秀琴, 等. 松花江表层沉积物中 16 种多环芳烃空间分布特征及生态风险评价[J]. *环境科学研究*,

2020, 33(1):163-173.

[39]武汉市统计局. 武汉统计年鉴(2019) [M]. 北京: 中国统计出版社. 2019.

[40]HOU J,LI T.A comparison of sources and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban Stormwater runoff from ground and highway roads in Shanghai,China[J].Polycyclic Aromatic Compounds,2018,40(3): 670-680.

[41]KUCUKSEZGIN F,PAZI I,GONUL L T.Marine organic pollutants of the Eastern Aegean:Aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in Candarli Gulf surficial sediments[J].Marine Pollution Bulletin,2012,64(11):2569-2575.

[42]胡昕怡,高冰丽,陈坦,等. 截污调水后滇池表层沉积物中 16 种 PAHs 的分布特征[J]. 环境科学,2019,40(8):3501-3508.