

无机离子对芘与天然溶解性有机质结合系数的影响*

吴济舟¹ 张稚妍² 孙红文^{1**}

(1. 南开大学环境科学与工程学院, 教育部环境污染过程与基准重点实验室, 天津, 300071;

2. 天津市塘沽区环境保护监测站, 天津, 300450)

摘 要 从天津市北塘河口沉积物提取了天然溶解性有机质(dissolved organic matter, DOM), 利用荧光淬灭法测定了芘与所得 DOM 的结合系数 K_{DOM} , 并研究了不同离子强度及离子类型对 K_{DOM} 的影响. 结果表明, DOM 对芘的 K_{DOM} 为 $1.27 \times 10^5 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$, 远高于固态有机质的吸附能力, 说明 DOM 对多环芳烃等憎水性有机污染物在水环境中的归趋具有不可忽视的影响. 随着阳离子浓度的增加, 芘的 K_{DOM} 呈现先降低, 再升高, 然后稳定在某一值的复杂变化趋势. 不同阳离子对芘的 K_{DOM} 具有不同的影响, 而所研究阴离子对 K_{DOM} 影响不大.

关键词 溶解性有机质, 离子强度, 荧光淬灭, 结合常数, 多环芳烃.

天然溶解性有机质(DOM)存在于所有的水环境中, 主要是由动植物自身产生的有机质以及由土壤中经过淋滤迁移到水中的有机质组成. DOM 通常定义为可以通过 $0.45 \mu\text{m}$ 孔径滤膜的大小和结构不同的有机分子的连续统一体^[1], 其分子量在几百到几万道尔顿之间变化. DOM 含有酚基、羟基、羧基、羰基和硫醇基等多种官能团^[2], 是水环境中重要的配位体和吸附载体, 对重金属元素和有机污染物在水环境中的迁移、归宿和生物有效性具有重要影响^[3].

近年, 对于 DOM 与污染物相互作用的研究成为环境科学领域的前沿. 研究表明, 随着水环境因子变化, 有机污染物与 DOM 间的结合系数 K_{DOM} 会发生很大改变, 从而影响污染物的环境归宿. 目前的研究主要针对水体 pH 值与离子强度对 K_{DOM} 的影响进行, 但是, 由于 DOM 结构复杂, 文献中的实验结果以及对结合机制的解释上尚存在矛盾. Brunk 等^[4]认为离子强度的增加会产生盐析效应, 引起 K_{DOM} 值增大; Polubesova 等^[5]则认为离子强度增加导致 DOM 形成内部具有疏水性的类胶束结构, 使之更易与疏水性有机物结合, 从而引起 K_{DOM} 值增大; 而 Jones 和 Tiller^[6]则发现在固定 pH 条件下, 增加离子强度会引起 K_{DOM} 值减少, 但是 K_{DOM} 下降程度随离子价数的增加而减小, 这是因为离子强度低时, DOM 结构疏松, 更利于与憎水性有机物结合. 另外, 目前大多数研究使用商品化的腐殖酸, 其非极性组分含量比 DOM 大, 因而其结合疏水性有机污染物的能力更强^[7].

北塘河口位于天津市滨海新区, 是潮白河、永定新河和蓟运河三河汇集处, 同时也是天津中新生态城的一部分, 是渤海重要的河口之一. 本文从北塘河口沉积物中提取了天然的 DOM, 研究了其对芘的结合作用, 并探讨了离子强度和离子类型对芘 K_{DOM} 的影响规律.

1 实验部分

1.1 样品采集

2008 年 8 月在天津市北塘河口 ($40^{\circ}7' \text{ N}$, $117^{\circ}7' \text{ E}$) 地区采集表层 (0—5 cm) 沉积物样品, 均为青黑色淤泥. 样品装于塑料袋中密封, 运回实验室后, 自然风干, 研磨过 100 目筛, 密封备用. 沉积物的理化性质的测定参考鲁如坤等^[8]介绍的方法.

芘购自 Acros Organics, USA, 纯度在 98% 以上.

1.2 沉积物中 DOM 的提取与红外光谱分析

定量称取河口沉积物于三角瓶中, 加入一定体积的蒸馏水, 使固液比 (W/V) 为 1:2. 在条件为 25°C ,

2009 年 11 月 13 日收稿.

* 国家自然科学基金项目 (20677031, 20737002) 资助.

** 通讯联系人, E-mail: sunhongwen@nankai.edu.cn

200 r·min⁻¹的水平恒温振荡机上振荡 16 h, 然后在 25 °C 4000 r·min⁻¹条件下离心 20 min, 上清液用 0.45 μm 滤膜过滤, 滤液即为含有 DOM 的溶液^[9]. 其浓度以 TOC 仪(TOC25000A, 岛津, 日本)测定的溶解性有机碳(DOC)表示. 母溶液的 DOM 浓度为 42.11 mg C·l⁻¹, 用蒸馏水稀释获得一系列设计浓度的 DOM 溶液. 取部分 DOM 溶液, 经冷冻干燥后得到 DOM 粉末进行红外光谱分析(Tensor 27 FTIR, Bruker, 德国). DOM 母溶液中苾的本底值为 1.21 × 10⁻⁴ mg·l⁻¹.

1.3 苾的 K_{DOM} 值的测定

采用荧光淬灭法测定苾与 DOM 的结合系数 K_{DOM} . 利用荧光光度计(MC960, 岛津, 日本)测定不同浓度 DOM 存在下苾溶液的荧光强度. 根据所研究河口水环境中 DOM 的浓度, 设定 DOM 的实验浓度为 0—1 mg C·l⁻¹. 为了避免苾的溶解过程对 DOM 结合苾的影响, 苾的初始浓度设定为 0.08 mg·l⁻¹ (苾在纯水中溶解度的 70% 左右), 荧光的入射波长和发射波长分别为 320 nm 和 373 nm^[10]. 根据 Stern-Volmer 公式^[11]计算 K_{DOM} 值:

$$\frac{F_0}{f} = 1 + K_{\text{DOM}} \times 10^6 [\text{DOM}] \quad (1)$$

式中 F_0 表示不加入 DOM 时苾的原始荧光强度; f 为苾与 DOM 结合后的荧光强度; $[\text{DOM}]$ 为 DOM 浓度, 这里用 TOC 表示, 即 mg C·l⁻¹; K_{DOM} 单位为 l·kg⁻¹.

1.4 离子强度对 K_{DOM} 值的影响

在不同浓度的 NaCl, KCl, CaCl₂, MgCl₂, MgSO₄ 以及 KBr 溶液中, 测定苾与 DOM 的结合系数 K_{DOM} , 考察不同离子强度和离子类型对苾 K_{DOM} 的影响.

2 结果与讨论

2.1 DOM 红外光谱

天津市北塘河口沉积物的 pH 值为 8.09, 有机质含量为 3.42%, CEC 为 14.64 cmol·kg⁻¹, 砂粒、粉粒、黏粒含量分别为 64.30%、7.29%、28.41%, 沉积物类型为黏土质砂.

DOM 粉末的红外光谱见图 1. 从图 1 中可以看出在 4000—3000 cm⁻¹ 和 1679 cm⁻¹ 处存在吸收峰, 预示着所得 DOM 中含有苯环和酚基功能团. 4000—3000 cm⁻¹, 1725 cm⁻¹ 和 1129 cm⁻¹ 处的吸收峰表明了 DOM 中有羧基^[12]. 这些官能团间的相互作用对 DOM 的构象产生重要影响, 当这些官能团都带有负电荷时, 因其相互排斥, 使得 DOM 结构相对疏松. 因此水化学条件(pH 和盐度)变化, 可以通过影响这些官能团的相互作用, 而改变 DOM 的微观构象.

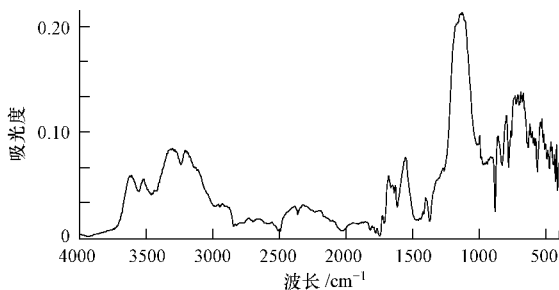


图 1 DOM 的红外光谱图

Fig. 1 IR spectra of the obtained DOM

2.2 苾的 K_{DOM} 值

利用荧光淬灭法测定的荧光强度变化($y = F_0/f$)与所得 DOM 浓度(x)的相关关系 $y = 1.27 \times 10^5 x + 1.00$ (相关系数 $R^2 = 0.984$). 由方程(1)可知, 该方程的斜率可直接得到苾的 K_{DOM} 值, 为 $(1.27 \pm 0.20) \times 10^5 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$, 即 $\lg K_{\text{DOM}}$ 值为 5.10 ± 0.07 . 此值与 Burkhard^[13]报道苾的 $\lg K_{\text{DOM}}$ 值 4.91—5.52 相似. 而固态有机质对苾的吸附系数 K_{oc} 仅为 $(3.24—4.30) \times 10^4 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[14]. 因此所得 DOM 对苾的吸附能力远强于固态有机质.

2.3 不同一价阳离子对芘 K_{DOM} 的影响

图 2 显示了在不同浓度 ($0-0.03 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$) 的 KCl 溶液中 $0.08 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 芘, $1 \text{ mg C}\cdot\text{l}^{-1}$ DOM 以及两者混合液的荧光强度的变化值, 其初始荧光值(未加 KCl 时)分别为 17.0 , 33.9 和 47.8 a.u. . 在实验的浓度范围内, 所得 DOM 及芘单独存在时, 荧光值均没有明显变化趋势, 可见两个反应物本身的荧光特征不受离子强度影响; 而当所得 DOM 与芘同时存在时, 荧光值 f 则有显著变化, 因此 f 的变化可归结为由于芘与所得 DOM 结合引起自由态芘浓度的变化, 因此可据此测定 K_{DOM} 值.

图 3 显示了在不同浓度 KCl 和 NaCl 存在下, 芘的 K_{DOM} 值的变化趋势. KCl 和 NaCl 对芘 K_{DOM} 的影响具有相似规律. 即在较低的离子强度下, 随着离子强度的增加, K_{DOM} 呈现先减少, 后又逐渐恢复并趋于稳定的趋势. KCl 浓度为 $0.5 \times 10^{-3} \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ 时, K_{DOM} 值达到最小值 $7.64 \times 10^4 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$, NaCl 浓度为 $0.8 \times 10^{-3} \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ 时, K_{DOM} 值达到最小值 $8.35 \times 10^4 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$, 分别比离子强度为 0 时的 K_{DOM} 减少了 39.3% 和 34.2% .

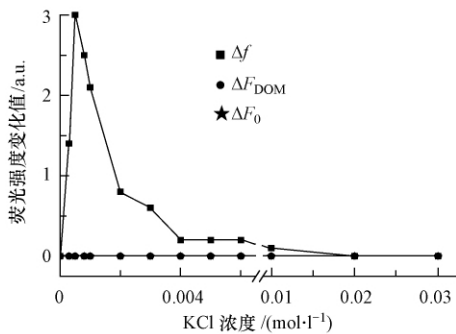


图 2 芘 (F_0)、所得 DOM (F_{DOM}) 及芘与 DOM 复合溶液 (f) 的荧光强度变化值与 KCl 离子强度关系图

Fig. 2 The relationship between the change of fluorescence intensity of F_0 , F_{DOM} , f and KCl concentration

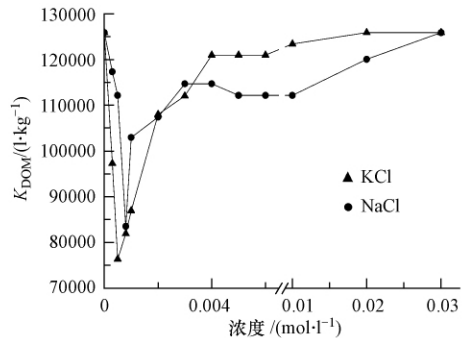


图 3 芘的 K_{DOM} 值与 KCl/NaCl 离子强度关系图

Fig. 3 The dependence of K_{DOM} of pyrene on KCl/NaCl concentration

在低离子强度下, 当 K^+ 及 Na^+ 的浓度增加时, 其与所得 DOM 上的负价官能团结合, 减小了负离子间的电荷斥力, DOM 分子发生蜷曲而缩小, 使得原本较为疏松的结构受到压缩而趋向致密. 此类结构会降低芘与 DOM 的结合机率, 使 K_{DOM} 值降低, 此称为第 I 区, 即 K_{DOM} 值减小区^[6].

有研究表明, 腐殖酸只能结合 $(0.2-0.6) \times 10^{-3} \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ 金属离子^[15], 当所得 DOM 上负离子大部分被结合后, K_{DOM} 值达到最小. 继续提高阳离子浓度无法使得所得 DOM 形状再出现明显的改变, 此称为第 II 区, 即 K_{DOM} 值持平区. 在本文中, 此区不明显, 随即进入下一阶段.

离子强度进一步增加, 会对芘-DOM 体系产生盐析作用^[16-17], 使得芘在水溶液中溶解度减小, 逸度增加, 促使芘更倾向于与所得 DOM 的疏水性部分结合; 但是根据公式 $(\lg K_{\text{DOM}}^{\text{Salt}} / K_{\text{DOM}}^0 = \sigma M_{\text{Salt}} - \lg \gamma_0)$ ^[17], 由 K_{DOM} 值计算得到盐常数 $\sigma = 4.5 \text{ L}\cdot\text{mol}^{-1}$, 活度系数 $\gamma < 0.977$. σ 的估计值要远大于由溶解度实验得到的数值 $0.3 \text{ L}\cdot\text{mol}^{-1}$ ^[16]. 说明溶解度减少对 K_{DOM} 值增加只起到部分作用. 因此, 所得 DOM 构象的改变对芘 K_{DOM} 值的影响不能忽略. 而 $\gamma < 1$ 说明了离子强度的增加会影响芘在所得 DOM 中的活度系数, 使得芘更易溶解于所得 DOM 中. 盐类会造成分子的电双层结构压缩或者使所得 DOM 分子间相互作用而聚集成更大的聚集体, 其内部的疏水性区域有利于芘和所得 DOM 的结合^[18-19]. 此称为第 III 区, 即 K_{DOM} 值增大区.

离子强度的再一步增加, 所得 DOM 聚集体体积增加所产生的空间位阻限制了其与芘结合^[18], 因此体系进入明显的持平区域, 此称为第 IV 区, 即 K_{DOM} 值平缓区. 因此, 离子强度对于 K_{DOM} 的影响是通过多种不同机制综合作用的结果, 其整体变化趋势可归纳为“三阶段变化模式”或“四阶段变化模式”^[20].

2.4 不同二价阳离子对 K_{DOM} 值的影响

二价阳离子 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 对芘的 K_{DOM} 值影响的趋势与一价阳离子相似(图 4). 但是, 二价阳离子电荷密度较一价阳离子大, 所以更少量的离子浓度 ($(0.2-0.5) \times 10^{-3} \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$) 就可使所得 DOM 发生最大程度的蜷曲, 使 K_{DOM} 值达到最小. 而且二价阳离子对于 K_{DOM} 降低的作用, 较一价阳离子更强. 在 $0.2 \times$

$10^{-3} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Mg}^{2+}$ 和 $0.5 \times 10^{-3} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Ca}^{2+}$ 存在下, K_{DOM} 最小值分别为 $4.24 \times 10^4 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $3.36 \times 10^4 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$, 降幅分别达到 66.6% 和 73.5%.

根据 Lewis 软硬酸碱理论, Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} 都属于硬酸, 容易与 DOM 上的硬性点位如羧基、酚羟基等反应, 反应以属于静电作用的离子键合为主^[15]. von Wandruszka 等^[21] 的研究表明, 电荷密度会影响阳离子与腐殖酸负价官能团之间的静电力作用, 而电荷密度受离子半径和电荷控制. Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} 的离子半径分别为 102, 138, 72, 100 pm^[22].

由此可知, 四种阳离子的电荷密度大小为 $\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$. 所以在 I 阶段, 更低浓度的二价阳离子就能使所得 DOM 发生最大程度的蜷曲, 而且对于 K_{DOM} 降低的程度较一价阳离子更强. 而从最小值到第 IV 阶段的变化过程中, K_{DOM} 在二价阳离子作用下的变化斜率要明显大于一价阳离子, 这是由于前者的电荷密度更大, 其与所得 DOM 上官能团之间的亲和力更大, 聚合形成较大的 DOM 而具有较高的疏水性. 盐析作用也促使芘更倾向于与所得 DOM 疏水性部分结合. 相似地, MgCl_2 存在下平缓区 K_{DOM} 值要高于 CaCl_2 存在下平缓区 K_{DOM} .

2.5 不同阴离子对 K_{DOM} 值的影响

为了考察阴离子浓度的影响, 首先测定了不同浓度 MgCl_2 和 MgSO_4 溶液中芘的 K_{DOM} 值(图 5). 结果表明, Cl^- 和 SO_4^{2-} 对芘的 K_{DOM} 值的变化趋势以及最小值的影响并无太大区别. 这是由于所得 DOM 本身带有大量的负电荷官能团, 所以阴离子对 K_{DOM} 值的影响没有阳离子显著.

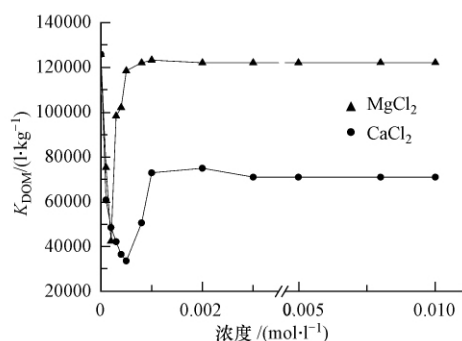


图 4 芘的 K_{DOM} 值与 $\text{MgCl}_2/\text{CaCl}_2$ 离子强度关系图

Fig. 4 The relationship between K_{DOM} of pyrene and $\text{MgCl}_2/\text{CaCl}_2$ concentration

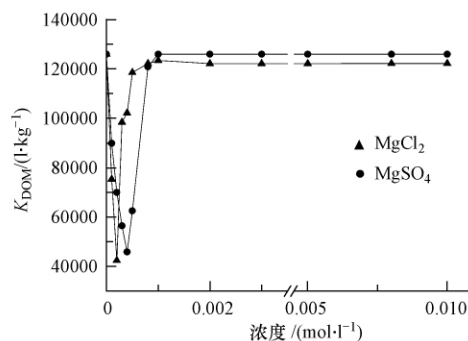


图 5 芘的 K_{DOM} 值与 $\text{MgCl}_2/\text{MgSO}_4$ 离子强度关系图

Fig. 5 The relationship between K_{DOM} of pyrene and $\text{MgCl}_2/\text{MgSO}_4$ concentration

但是当 KBr 存在时, 芘与所得 DOM 混合溶液荧光值(图 6) 与 KCl 存在时具有很大差异. 这是由于 Br^- 对荧光强度有衰减作用^[18, 23], 芘的初始荧光值 F_0 随 Br^- 浓度的增加而降低, 混合溶液荧光值 f 则是阳离子与阴离子效应加成的结果. f 的变化量均小于 F_0 的变化量, 这是由于在 DOM 存在时, 阳离子具有增强荧光值的离子强度效应, 部分抵消了 Br^- 对荧光值的衰减.

对 Br^- 的荧光衰减效应进行矫正以后, 发现不同浓度 KCl 和 KBr 对芘的 K_{DOM} 影响基本趋势一致(图 7).

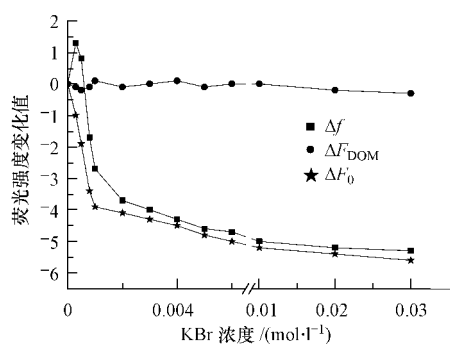


图 6 荧光强度 F_0 、 F_{DOM} 、 f 的变化值与 KBr 离子强度关系图

Fig. 6 The relationship between the change of fluorescence intensity of F_0 , F_{DOM} , f and KBr concentration

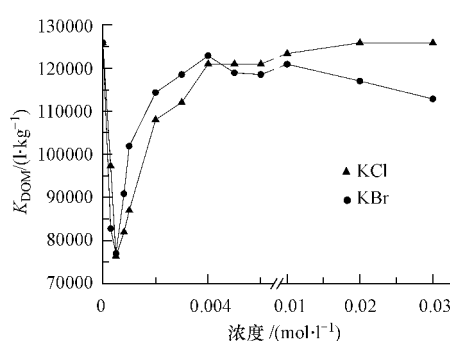


图 7 芘的 K_{DOM} 值与 KCl/KBr 离子强度关系图

Fig. 7 The relationship between K_{DOM} of pyrene and KCl/KBr concentration

3 结论

阳离子可显著影响芘与溶解态有机质(DOM)的结合,芘与所得DOM的结合系数 K_{DOM} 随离子强度的变化趋势呈现出“四阶段变化模式”。表明离子强度对芘与所得DOM结合作用的影响机制非常复杂,本文对离子强度引起的盐析效应及所得DOM构象的变化进行了讨论。不同种类阳离子对 K_{DOM} 值造成不同程度的影响,与电荷密度具有密切关系。电荷密度越大, K_{DOM} 达到最小值时所需浓度越小,而 K_{DOM} 从最小值到稳定值的变化斜率越大。由于所得DOM本身具有负电荷的官能团,所以阴离子对 K_{DOM} 值的影响不显著。

参 考 文 献

- [1] Kalbitz K, Solinger S, Park J H, et al. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review [J]. *Soil Sci* 2000, 165: 277-304
- [2] Liu L, Song C, Yan Z, et al. Characterizing the release of different composition of dissolved organic matter in soil under acid rain leaching using three-dimensional excitation-emission matrix spectroscopy [J]. *Chemosphere* 2009, 77: 15-21
- [3] Giesler R, Björkvald L, Laudon H, et al. Spatial and seasonal variations in stream water $\delta^{34}\text{S}$ -dissolved organic matter in northern Sweden [J]. *Environ Sci Technol* 2009, 43: 447-452
- [4] Brunk B K, Jirka G H, Lion L W. Effects of salinity changes and the formation of dissolved organic matter coatings on the sorption of phenanthrene: implications for pollutant trapping in estuaries [J]. *Environ Sci Technol* 1997, 31: 119-125
- [5] Polubesova T, Sherman-Nakache M, Chefetz B. Binding of pyrene to hydrophobic fractions of dissolved organic matter: effect of polyvalent metal complexation [J]. *Environ Sci Technol* 2007, 41: 5389-5394
- [6] Jones K D, Tiller C L. Effect of solution chemistry on the extent of binding of phenanthrene by a soil humic acid: a comparison of dissolved and clay bound humic [J]. *Environ Sci Technol* 1999, 33: 580-587
- [7] Chen S, Ke R, Zha J, et al. Influence of humic acid on bioavailability and toxicity of benzo[k]fluoranthene to Japanese medaka [J]. *Environ Sci Technol* 2008, 42: 9431-9436
- [8] 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法 [M]. 中国农业科技出版社, 北京, 1999
- [9] Lei J, Huang J, Lu L, et al. Mobility of prometryne in soil as affected by dissolved organic matter [J]. *J Agric Food Chem* 2008, 56: 11933-11940
- [10] 邢冠华, 薛蓓, 陶澍, 等. 荧光猝灭法测定菲、芘、芘与腐殖酸的结合常数 [J]. *环境化学* 2005, 24: 578-581
- [11] Mott H V. Association of hydrophobic organic contaminants with soluble organic matter: evaluation of the database of K_{doc} values [J]. *Adv Environ Res* 2002, 6: 577-593
- [12] Huo S, Xi B, Yu H, et al. Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages [J]. *J Environ Sci*, 2008, 20: 492-498
- [13] Burkhard L P. Estimating dissolved organic carbon partition coefficients for nonionic organic chemicals [J]. *Environ Sci Technol* 2000, 34: 4663-4668
- [14] 燕启社, 孙红文. Fenton 氧化对土壤有机质及其吸附性能的影响 [J]. *农业环境科学学报* 2006, 25: 412-417
- [15] Sparks D L. *Environmental soil chemistry* [M]. 2nd edition. San Diego: Academic Press 2003: 101-106
- [16] Schwarzenbach R P, Gschwend P M, Imboden D M. *Environmental organic chemistry* [M]. 2nd edition, Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons Inc 2003
- [17] Means J C. Influence of salinity upon sediment-water partitioning of aromatic hydrocarbons [J]. *Mar Chem* 1995, 51: 3-16
- [18] Engebretson R R, von Wandruszka R. Micro-organization in dissolved humic acids [J]. *Environ Sci Technol* 1994, 28: 1934-1941
- [19] Zhou J L, Rowland S J. Evaluation of the interactions between hydrophobic organic pollutants and suspended particles in estuarine waters [J]. *Water Res* 1997, 31: 1708-1718
- [20] Lee C L, Kuo L J, Wang H L, et al. Effects of ionic strength on the binding of phenanthrene and pyrene to humic substances: three-stage variation model [J]. *Water Res* 2003, 37: 4250-4258
- [21] von Wandruszka R, Ragle C. The role of selected cations in the formation of pseudomicelles in aqueous humic acid [J]. *Talanta* 1997, 44: 805-809
- [22] Shannon R D. Revised effective ionic radii and systematic studies of interatomic distances in halides and chalcogenides [J]. *Acta Cryst*, 1976, 32: 751-767
- [23] Lopez F, Cuomo F, Ceglie A, et al. Quenching and dequenching of pyrene fluorescence by nucleotide monophosphates in cationic micelles [J]. *J Phys Chem B* 2008, 112: 7338-7344

IMPACT OF INORGANIC IONS ON THE BINDING CONSTANT OF PYRENE WITH NATURAL DISSOLVED ORGANIC MATTER

WU Jizhou¹ ZHANG Zhiyan² SUN Hongwen¹

(1. MOE Key Laboratory of Pollution Processes and Environmental Criteria ,College of Environmental Science and Engineering , Nankai University ,Tianjin ,300071 ,China; 2. Environmental Monitoring Station of Tanggu ,Tianjin ,300450 ,China)

ABSTRACT

Natural dissolved organic matter (DOM) was extracted from the sediment of the Beitang Estuary ,Tianjin , China. DOM/water partition coefficients for pyrene (K_{DOM}) were measured using fluorescence quenching method. The impacts of ionic strength and ion types on K_{DOM} was studied and discussed. The results showed that K_{DOM} of pyrene was $1.27 \times 10^5 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$ and the binding capacity of DOM was much stronger than solid organic matters. Accordingly ,DOM can not be ignored factor affecting the fate of hydrophobic organic contaminants such as PAHs in aqueous environment. With increasing concentration of cationic ions K_{DOM} of pyrene showed a complex pattern of increasing initially ,then decreasing ,and finally stabilizing at a plateau. Different cationic ions had varied impacts on K_{DOM} of pyrene ,while the tested anionic ions did not show significant influence.

Keywords: dissolved organic matter , ionic strength , fluorescence quenching method , K_{DOM} , PAHs.

2011 年《环境化学》变更为月刊

《环境化学》是中国科学院生态环境研究中心主办的学术性刊物. 1982 年创刊, 迄今为止, 《环境化学》是我国环境化学学科的惟一科技期刊.

《环境化学》主要刊登大气环境化学、水环境化学、土壤环境化学、固体废物处置及电子废弃物资源化、污染物的生物效应等方面新近取得的创新性研究成果, 跟踪最新学术进展, 涉及行业有: 科研、教育、环境保护、环境监测、污水处理、垃圾处理、市政、印染、化工、造纸、煤炭、食品、医疗、农业等.

随着《环境化学》办刊质量的不断提升, 稿件质量和数量都有了较大幅度的提高. 为进一步提高论文发表的时效性, 提高刊发论文的被引率, 更好地发挥期刊在学术交流中的作用, 经新闻出版管理部门批准, 《环境化学》自 2011 年(第 30 卷) 开始, 刊期由双月刊变更为月刊, 出版时间为每月 27 日.

感谢广大作者对《环境化学》的支持, 欢迎对编辑部工作提出宝贵意见, 踊跃投稿.

《环境化学》编辑部

2010. 6. 21