

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2014.0549

李俐俐, 武安泉, 覃雪波. 2014. 沙蚕生物扰动对河口沉积物中菲释放的影响[J]. 环境科学学报, 34(9): 2355-2361

Li L L, Wu A Q, Qin X B. 2014. Influence of *Nereis diversicolor* bioturbation on release of phenanthrene from a field estuarine sediment[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 34(9): 2355-2361

沙蚕生物扰动对河口沉积物中菲释放的影响

李俐俐^{1,2,*}, 武安泉¹, 覃雪波^{3,4,*}

1. 周口师范学院生命科学与农学院, 周口 466001
2. 周口师范学院稀土功能材料及应用重点实验室, 周口 466001
3. 交通运输部天津水运工程科学研究所, 天津 300456
4. 天津自然博物馆, 天津 300201

收稿日期: 2013-11-12 修回日期: 2013-12-17 录用日期: 2013-12-18

摘要: 生物扰动是一个重要沉积物-水界面过程, 影响沉积物中污染物的归趋. 为了探究生物扰动对沉积物中多环芳烃释放的影响. 在室内进行 30 d 的沙蚕生物扰动对河口沉积物中菲释放的影响实验. 结果表明, 相对于对照, 生物扰动提高水体中颗粒态菲达到 2.96~10.35 倍, 溶解态菲为 9.55~17.44 倍. 由此可见, 沙蚕的生物扰动极大的促进了沉积物中菲向水体释放. 在生物扰动处理中, 两种形态的菲所占比例不同, 其中溶解态菲占释放总量的 80% 以上, 表明沙蚕的生物扰动主要是提高水体中溶解态菲. 由于溶解态菲能被生物所利用, 通过食物链威胁人类健康. 因此, 沙蚕生物扰动造成的沉积物中的污染物释放具有潜在的生态风险.

关键词: 生物扰动; 沙蚕; 沉积物; 菲; 释放; 形态

文章编号: 0253-2468(2014)09-2355-07 中图分类号: X131, X522 文献标识码: A

Influence of *Nereis diversicolor* bioturbation on release of phenanthrene from a field estuarine sediment

LI Lili^{1,2,*}, WU Anquan¹, QIN Xuebo^{3,4,*}

1. College of Life Science and Agronomy, Zhoukou Normal University, Zhoukou 466001
2. The Key Laboratory of Rare Earth Functional Materials and Applications, Zhoukou Normal University, Zhoukou 466001
3. Tianjin Research Institute for Water Transport Engineering, Tianjin 300456
4. Tianjin Natural History Museum, Tianjin 300201

Received 12 November 2013; **received** in revised form 17 December 2013; **accepted** 18 December 2013

Abstract: Bioturbation is an important process at the sediment-water interface, which has significant effects on the fate of contaminants in the sediment. In the present study, the impact of the *Nereis diversicolor* bioturbation on the release of phenanthrene from a field contaminated estuarine sediment were studied in a 30-day laboratory microcosm experiment. The results showed that releases of both the dissolved and particle-associated phenanthrene from sediment to water were enhanced by *N. diversicolor* bioturbation. Compared to nonbioturbation, the particulate and dissolved phenanthrene were enhanced in the presence of the *N. diversicolor* by 2.96~10.35 and 9.55~17.44 times, respectively. The bioturbation can enhance phenanthrene in the sediment particle desorption to water, which apparently increase the concentration of the dissolved phenanthrene in the water. In this study, the dissolved phenanthrene accounted for more than 80% of the total of phenanthrene released by *N. diversicolor* bioturbation. This indicated that *N. diversicolor* bioturbation mainly enhanced release of the dissolved phenanthrene. It is well known that the dissolved phenanthrene might be uptaken by aquatic organisms, posing potential risks to aquatic organisms and even wildlife and humans that consume aquatic organisms. This study indicates that enhancement of the release of contaminants from sediment by *N. diversicolor* bioturbation has ecological risk.

Keywords: bioturbation; *Nereis diversicolor*; sediment; phenanthrene; release; form

基金项目: 中国博士后基金项目(No. 2011M500512)

Supported by the China Postdoctoral Science Foundation (No. 2011M500512)

作者简介: 李俐俐(1972—), 女, 副教授(博士), E-mail: 13672165360@163.com; * 通讯作者(责任作者), E-mail: 13672165360@163.com, qinxuebo@126.com

Biography: LI Lili (1972—), female, associate professor (Ph. D.), E-mail: 13672165360@163.com; * **Corresponding author**, E-mail: 13672165360@163.com, qinxuebo@126.com

1 引言 (Introduction)

多环芳烃 (PAHs) 是一类广泛分布于环境中的有机污染物, 不仅具有致癌、致畸、致突变作用, 还具有生物难降解等特性, 因此对环境危害极大. PAHs 另一个特点是具有很强的憎水性, 当其进入水体时, 特别容易被颗粒物吸附, 随后蓄积于沉积物中, 沉积物也因此成为 PAHs 的“汇”. 然而, 近年来的一些研究发现, 沉积物又是水体 PAHs 的一个重要污染源 (Cachot *et al.*, 2007; Yang *et al.*, 2008), 表明沉积物可以向水体二次释放 PAHs, 此时沉积物又成为水体 PAHs 的“源”. 蓄积在沉积物中的 PAHs 二次释放受到多种因素的影响, 其中一个重要的原因是生物扰动 (Qin *et al.*, 2010).

生物扰动通常是指底栖动物由于摄食、建管、筑穴、爬行、避敌、分泌、排泄和迁移等行为造成沉积物结构和性质的改变, 进而影响到沉积物中颗粒态和溶解态物质迁移转化的过程 (覃雪波等, 2014). 作为一个重要的沉积物-水界面过程, 生物扰动被称为生态系统工程师 (Dietrich and Perron, 2006; Shirakawa *et al.*, 2013). 生物扰动一方面改变了沉积物的营养条件, 另一方面改变沉积物的氧化还原电位, 同时改变沉积物的结构, 造成沉积物理化性质的改变, 进而促进其中的污染物向水体释放 (Granberg *et al.*, 2008; Qin *et al.*, 2010; 覃雪波等, 2010; Josefsson *et al.*, 2012; Kupryianchuk *et al.*, 2013). 生物扰动促进沉积物中的氮、磷重金属释放得到了广泛研究 (覃雪波等, 2014). 对于 PAHs 释放, 目前已开展了一些相关研究. 在野外研究中, 如 Schaanning 等 (2006) 发现大型底栖动物的生物扰动可以使挪威奥斯陆港沉积物的 PAHs 以 $243 \text{ pmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 的速度向水体释放; Qin 等 (2010) 野外调查发现天津厚蟹 (*Helice tientsinensis*) 的生物扰动显著提高沉积物间隙水中的 PAHs 浓度, 进而向水体释放; 在室内研究中, Nogaro and Mermillod-Blondin (2009) 发现颤蚓的生物扰动促进范从沉积物向水体释放. Pang 等 (2012) 研究也得到了类似的结果, *Lumbriculus variegatus* 的生物扰动有效地提高水体 PAHs 浓度. 这些研究表明, 生物扰动促进沉积物中的 PAHs 向水体释放. 由于污染物的生物有效性与其形态相关 (Thavamani *et al.*, 2011). 目前的研究并没对释放到水体的 PAHs 进行形态分析, 难以正确评估生物扰动导致的沉积物中 PAHs 释放的生态风险, 因此有必要对生物扰动造成释放到水体中的 PAHs 进行形态分析.

态风险, 因此有必要对生物扰动造成释放到水体中的 PAHs 进行形态分析.

大沽排水河是天津市主要的城市排污河之一, 多年的排污使其沉积物中蓄积大量的 PAHs, 特别是在其河口段, PAHs 浓度较高, 而菲的浓度又明显超过其它 PAHs 种类 (郝智能等, 2011). 作为 PAHs 中的典型代表之一, 菲溶解度低、蒸气压小、辛醇-水分配系数高、易挥发且与有机质有很强的亲和性, 在环境中具有很强的迁移活性 (曹红英等, 2003). 此外, 河口又是底栖动物较多的地方, 它们的生物扰动可能造成沉积物中菲二次释放到水体, 而后从水体分配到生物体内, 通过食物链进入人体, 危害人类健康. 因此, 本研究以沙蚕为生物扰动者, 以沉积物中的菲为代表 PAHs, 研究生物扰动对河口沉积物中 PAHs 的释放的影响, 分析其释放到水体中菲的不同形态, 以期对系统评价该河口沉积物中 PAHs 的生态风险提供基础数据和理论依据.

2 材料与方法 (Materials and methods)

2.1 沉积物和沙蚕采集

实验用沉积物采集于天津大沽河口. 沉积物过筛去除大型底栖动物、砾石、动物残骸、木屑等杂物后置于冰箱冷冻, 以去除其中的活生物 (Timmermann *et al.*, 2008). 底栖动物为人工饲养的沙蚕 (*Nereis diversicolor*), 实验前试养发现, 沙蚕能很好地适应该河口的沉积物环境. 沉积物和沙蚕的菲本底值及理化性质见表 1.

表 1 沉积物和沙蚕理化性质

Table 1 Physicochemical properties of sediments and *N. diversicolor*

材料	粉沙和粘土浓度	含水率	TOC	菲/ ($\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$)
沉积物	$81.23\% \pm 9.75\%$	$35.78\% \pm 8.50\%$	$3.73\% \pm 0.89\%$	951 ± 107
沙蚕	—	—	—	低于检测限

2.2 实验设计

实验装置为直径 10 cm, 高 60 cm 的圆形玻璃柱. 装置中包括沉积物 (高 20 cm) 和人工海水 (高 30 cm, 盐度为 15‰, 与河口盐度相近).

实验共设置 2 组处理, 分别为生物扰动 (沉积物+水+沙蚕) 和对照 (沉积物+水), 与此同时, 设置一组空白样 (仅有水). 所有处理中均放置一空气泵以增加水中的含氧量. 圆形玻璃柱的沉积物部分用黑布包住以避光. 在生物扰动处理中, 实验装置中沙蚕的数量为 2 条 (相当于 $255 \text{ 条} \cdot \text{m}^{-2}$), 接近于河口

实际密度(157~267 条·m⁻²,平均 201 条·m⁻²).由于实验期间沙蚕有可能死亡,为了保证结果,每个处理设置平行样 3~5 个,共计 104 个(表 2).实验时间为 30 d,每 3 d 采 1 次样,采用破坏性采样法采集水样,具体采样时间及数量见表 2.实验期间水温为(20.0±0.5)℃,光照为自然光,实验期间不投食.

表 2 实验采样时间及采样的数量

Table 2 Number of replicates constituted for each sampling time and experimental treatment

采样时间/d	实验装置个数		
	空白	生物扰动	对照
3	3	3	3
6	3	3	3
9	3	4	3
12	3	4	3
15	3	5	3
18	3	5	3
21	3	5	3
24	3	5	3
27	3	5	3
30	3	5	3

2.3 样品前处理、分离与分析

每一装置实验结束后,采用虹吸式收集全部水样,水样过玻璃纤维滤膜 GF/F(使用前在 450℃烘 4 h),膜上为颗粒态菲;膜下为溶解态菲.膜下的溶解态菲用固相萃取法富集,富集后用二氯甲烷洗脱.膜上的颗粒态菲用索氏萃取法洗脱.两种洗脱液均用硅胶和氧化铝(体积比为 2:1)层析柱进行分离,最后用 GCMS 测定菲浓度,详细方法参考文献(Qin *et al.*, 2010).

水中总悬浮物(Total suspended solids, TSS)用重量差法分析,溶解性有机质(Dissolved organic carbon, DOC)用 TOC 仪进行测定.

2.4 数据处理

实验结束后,在生物扰动处理中发现第 27 d、30 d 分别有 2 个和 1 个实验装置中的沙蚕有死亡现象,在计算结果时,把这 3 个平行样剔除,即 27 d 的结果为 3 个平行样,30 d 为 4 个,其他为 3~5 个,各种数据为平行样的平均值.不同处理间的差异采用方差分析,置信度为 95%($p < 0.05$)

3 结果(Results)

3.1 总悬浮颗粒物

在生物扰动下,实验期间上覆水 TSS 浓度变化

范围在 25.34~44.12 mg·L⁻¹之间,而对照则是 5 mg·L⁻¹到 7mg·L⁻¹之间(图 1).方差分析表明,生物扰动使得上覆水 TSS 浓度显著高于对照($p < 0.01$).与此同时,本研究发现对照处理中的 TSS 浓度是其他实验(如路永正和阎百兴,2010)对照结果(约 2 mg·L⁻¹)的 2.5 倍以上,一方面可能与沉积物性质相关,另一方面也与本研究中的泵相关,即泵可能产生了机械扰动造成沉积物再悬浮.

两种处理的 TSS 变化趋势不相同,在生物扰动处理中,TSS 在第 9 d 前呈现快速上升,此后基本不变;相反在对照中,TSS 一直呈现缓慢下降(图 1).

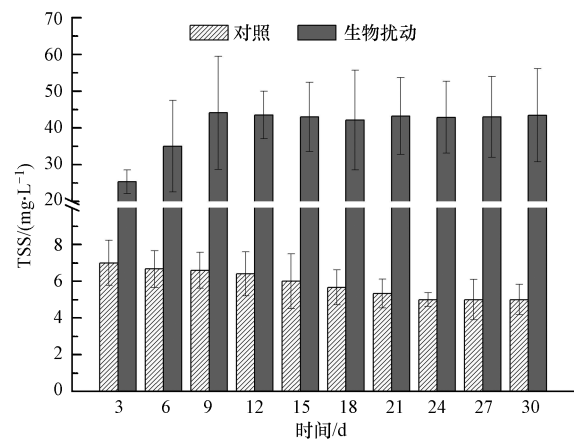


图 1 上覆水悬浮物变化

Fig.1 Variation of TSS at overlying water

3.2 溶解性有机质浓度

不同处理中的上覆水 DOC 浓度变化见图 2.由图 2 可见,两种处理的上覆水 DOC 浓度均呈现上升趋势,但上升的幅度不相同,在对照中 DOC 浓度最高值为 12.6 mg·L⁻¹,而在生物扰动中最高值为

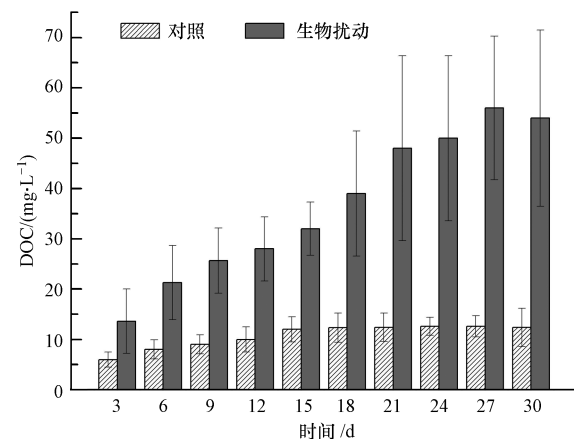


图 2 上覆水 DOC 浓度

Fig.2 Variation of DOC at overlying water

56 mg·L⁻¹.对各个采样时间点的两者进行比较发现,DOC 浓度在生物扰动处理中均显著高于对照($p < 0.01$),表明生物扰动显著提高上覆水 DOC 浓度.

3.3 上覆水中的菲浓度

两种处理的上覆水中的菲浓度见图 3.由图 3 可见,两种形态的菲在生物扰动处理中的浓度均显著高于对照($p < 0.01$).其中,生物扰动中上覆水的颗粒态和溶解态的菲浓度分别是对照的 2.96~10.35 倍和 9.55~17.44 倍,表明生物扰动促极大地进沉积物中的菲向水体释放.

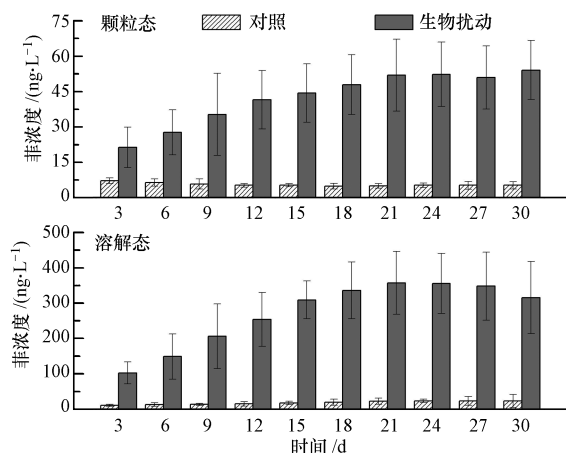


图 3 上覆水中菲浓度变化

Fig.3 Variation of concentration of phenanthrene at overlying water

两种形态的菲在两种处理中的变化趋势不同(图 3).在生物扰动处理中,颗粒态菲开始快速上升,到第 21 d 后,增速变缓,最高值出现在第 30 d (54.12 mg·L⁻¹);溶解态菲也是开始快速上升,第 21 d 达到最高值(357 mg·L⁻¹),此后开始缓慢下降.在对照处理中,颗粒态菲一直呈现下降趋势,相反溶解态菲一直呈现缓慢增加趋势.

两种形态的菲所占总释放菲的比例不同,在生物扰动的处理中,溶解态菲占 82.78%~87.51%,而对照则是 58.82%~81.93%(图 4).由此可见,溶解态菲在两种处理中所占比重均较大,尤以生物扰动所占比重更大,表明沙蚕的生物扰动主要增加水体溶解态菲.

4 讨论 (Discussion)

无论是颗粒态菲还是溶解态菲,沙蚕的生物扰动都能显著提高它们在水体中的浓度(图 3).这表明生物扰动促进了沉积物的有机污染物向水体释放.这种释放机制是生物扰动把沉积物颗粒搬运到

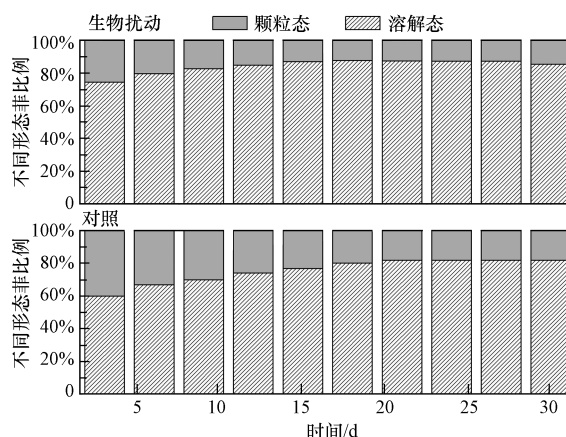


图 4 上覆水中颗粒态和溶解态菲百分比

Fig.4 Percentages of particulate and dissolved phenanthrene released in water column

沉积物-水界面(Erickson *et al.*, 2005),由于沉积物颗粒中浓度有大量的有机污染物,然后通过再悬浮、解吸等作用,使有机污染物从沉积物释放到水体中,从而提高水体中有机污染物的浓度(Thibodeaux and Bierman, 2003; Granberg *et al.*, 2008; Kupryianchyk *et al.*, 2013).与此同时,生物扰动还能影响沉积物和水的理化性质(Klerks *et al.*, 2007; Mermillod-Blondin *et al.*, 2008; 覃雪波等, 2010),进一步影响释放到水体中的有机物的形态和数量.

对于水体中颗粒态菲,其浓度与 TSS 呈显著相关(图 5),表明水中颗粒态菲浓度受到 TSS 的影响.而水体中的 TSS 浓度主要由于沉积物颗粒再悬浮所致,表明再悬浮过程是水体中颗粒态菲增加的一个重要原因.在本研究中,沙蚕生物扰动增强了沉积物颗粒再悬浮,主要由于以下原因:一是底栖动物直接输运和搬运沉积物易导致再悬浮(Graf and Rosenberg, 1997).二是底栖生物通过建造土墩、洞穴等改造沉积物的活动,从而使沉积物变得疏松,易发生再悬浮(Bender and Davis, 1984),特别是在建穴时,其优先选择利用较小颗粒的沉积物,降低了洞穴内壁沉积物的粒度(Klerks *et al.*, 2007),也易于再悬浮.三是沙蚕在实验期间以沉积物为食,它们优先取食粒度较小的沉积物(Dashtgard *et al.*, 2008),因此排到沉积物表面的颗粒粒度也较小,也易于再悬浮.此外,底栖生物的生物扰动还能增加沉积物的空隙度、水溶性、渗透性等,也增强再悬浮程度(Dashtgard *et al.*, 2008; Qin *et al.*, 2010).由此可见,沙蚕一方面能将沉积物颗粒搬运至沉积物-水界

面,另一方面增强其再悬浮,从而提高水体中的 TSS 浓度.由于这些较小的沉积物颗粒中含有较多的有机污染物(Lu *et al.*, 2012),因此水体中颗粒态菲浓度相对较高.本研究发现,在生物扰动处理中,第 9 d 后,尽管 TSS 浓度基本不变,但颗粒态菲浓度仍呈上升趋势,这是由于随着沙蚕生物扰动的进行,沉积物的粒度不断降低,悬浮起来的细粒子也不断增加,因而颗粒态菲浓度增加.相反,在对照中,随着实验的进行,沉积物紧密性增加,大粒径颗粒物发生再悬浮的难度增加,TSS 随之下降(Tsai and Lick, 1986),加之沉积物粒度也未改变,因而颗粒态菲呈现降低趋势.

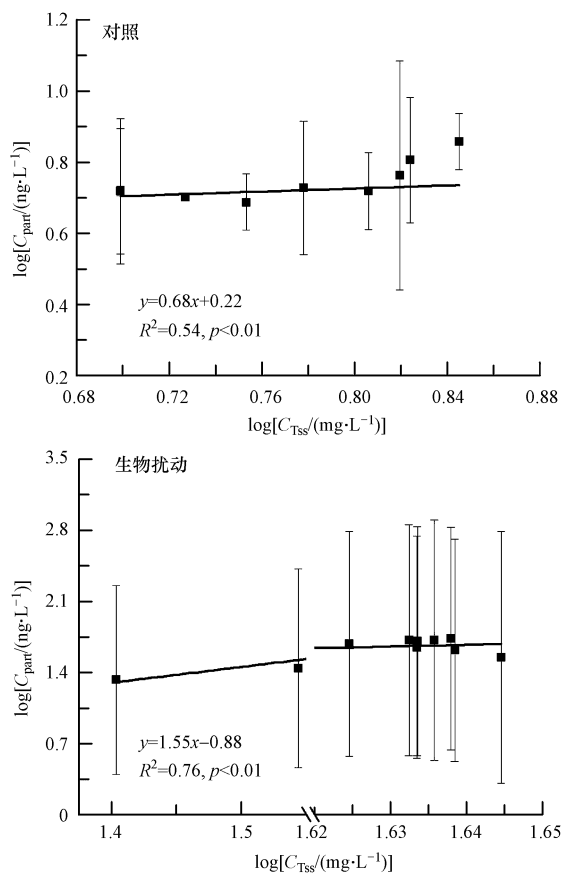


图 5 悬浮物与颗粒态菲相关关系(C_{TSS} 和 C_{part} 分别代表悬浮物和颗粒态菲浓度)

Fig.5 Correlation between TSS and particle phenanthrene concentration (C_{TSS} and C_{part} indicates the concentration of TSS and particle phenanthrene, respectively)

正如上述,沙蚕能将沉积物颗粒搬运至沉积物-水界面,然后吸附在这些沉积物颗粒的菲发生解吸,从而提高水体中溶解态菲(图 3).沙蚕生物扰动促进菲从沉积物颗粒中解吸到水体中包括以下几

个重要过程.一是沙蚕搬运到沉积物-水界面的沉积物颗粒发生解吸.这主要是由于底栖动物的生物扰动改变了沉积物-水界面的理化性质,由此打破污染物在沉积物-水界面的分配平衡,导致污染物从沉积物相向水相解吸(Thibodeaux and Bierman, 2003; Granberg *et al.*, 2008).在本研究的生物扰动处理中,沉积物-水界面一个最重要的变化是水体中 DOC 浓度显著增高(图 2).这是由于底栖动物的排泄物含有大量的小分子溶解性有机质(Qin *et al.*, 2010; Kupryianchuk *et al.*, 2013).相关分析发现,上覆水 DOC 浓度与溶解态菲呈显著相关(图 6),表明水体 DOC 浓度对溶解态菲浓度产生重要影响.这与 DOC 比沉积物中的有机质更易于吸附 PAHs 相关(King *et al.*, 2007).水体 DOC 浓度升高,使得被沙蚕搬运至沉积物-水界面的沉积物颗粒中的菲发生解吸,从而提高水体中溶解态菲浓度.二是沙蚕取食的沉积物在其消化道中发生解吸.由于实验期间不投食,沙蚕以沉积物为食,由于其消化道含有许多可溶性有机质,在消化沉积物时,沉积物中的菲容易发生解吸,随后吸附于可溶性有机质并排出体外,提高水体中溶解态菲浓度.这在其它的底栖动物生物扰动促进有机污染物从沉积物向水体发生解吸得到证明,如沉积物颗粒中的 PCBs 在 *Marenzelleria neglecta* 的消化道中发生解吸(Granberg *et al.*, 2008).三是沉积物颗粒再悬浮过程中发生解吸.一方面,生物扰动增强沉积物颗粒再悬浮,而再悬浮过程沉积物颗粒中的有机污染物又容易发生解吸(Schneider *et al.*, 2007);另一方面,生物扰动又导致水体中 DOC 浓度升高,进一步促进再悬浮颗粒物中的菲发生解吸.由此可见,沙蚕的生物扰动通过不同的方式促进沉积物颗粒中的菲发生解吸,从而提高水体中溶解态菲浓度.

通过比较沙蚕生物扰动释放的两种形态菲发现,溶解态菲占到总浓度的 80% 以上(图 4),表明沙蚕的生物扰动主要是增加水体中溶解态菲.这与传统的观点不同,即生物扰动主要是增加水体中颗粒态污染物.如 Ciarelli 等(1999)发现 *Corophium volutator* 的生物扰动主要导致水体中颗粒态荧蒽增加;Josefsson 等(2010)的研究表明, *Monoporeia affinis* 和 *Marenzelleria* spp. 的生物扰动主要增加水体中颗粒态 PCBs 和 PBDEs.这种差异可能与动物种类、密度、沉积物性质以及水化学条件相关(覃雪波等,2014).特别是底栖动物种类,由于不同的底栖动

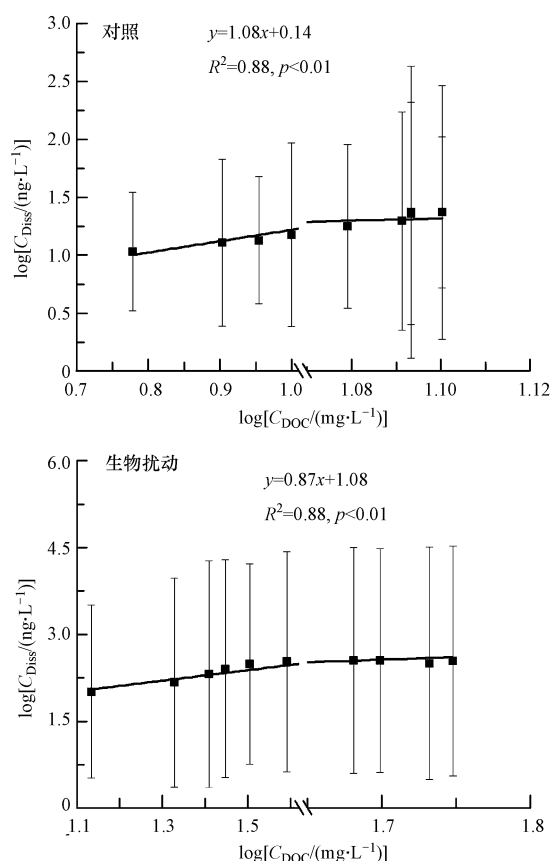


图6 溶解态菲和DOC关系(C_{Diss} 和 C_{DOC} 分别代表溶解态菲浓度和DOC浓度)

Fig.6 Correlation between DOC and dissolved phenanthrene concentration (C_{Diss} and C_{DOC} indicates the concentration of dissolved phenanthrene and TSS, respectively)

物属于不同的生物扰动功能群,其对沉积物产生的作用不同(覃雪波等,2010).在本研究中,沙蚕属于廊道散布者(gallery-diffuser)(覃雪波等,2010),它们在呼吸和觅食活动时,容易造成洞穴通气(burrow ventilation),有利于洞穴中的水和上覆水进行交换(Karlson *et al.*, 2012),因而促进沉积物间隙水中的菲扩散到水体中.由于溶解态的菲能被生物利用,可以通过食物链传递到人类,威胁人类健康.因此,沙蚕的生物扰动造成沉积物中的污染物释放成为一种潜在的生态风险.

5 结论 (Conclusions)

1) 沙蚕生物扰动能将沉积物颗粒搬运至沉积物-水界面,然后通过再悬浮、解吸等方式,不仅提高了水体中颗粒态菲浓度,也提高了溶解态菲浓度.

2) 水体中颗粒态菲的浓度受到再悬浮过程控制,沙蚕的生物扰动能增强沉积物颗粒再悬浮,使

得上覆水中的TSS浓度显著增加,由于TSS浓度有大量的菲,从而提高水体中颗粒态菲浓度.

3) 水体中的溶解态菲浓度与沉积物颗粒中的菲解吸相关.沙蚕的生物扰动能促进沉积物颗粒中的菲发生解吸,一方面提高水中DOC浓度,从而使沉积物和悬浮物颗粒中的菲向水体发生解吸;另一方面,沙蚕在消化沉积物过程中也导致沉积物颗粒中的菲发生解吸,随后排出体外进入水体;因此沙蚕的生物扰动显著提高水体中溶解态菲浓度.

4) 沙蚕的生物扰动促进沉积物中菲向水体释放,但以溶解态菲为主,由于溶解态的菲能被生物利用,可以通过食物链传递到人类,威胁人类健康.因此,沙蚕的生物扰动造成沉积物中的污染物释放成为一种潜在的生态风险.

参考文献 (References):

- Bender K, Davis W R. 1984. The effect of feeding by *Yoldia limatula* on bioturbation [J]. *Ophelia*, 23(1): 91-100
- Cachot J, Law M, Pottier D, *et al.* 2007. Characterization of toxic effects of sediment-associated organic pollutants using the λ transgenic medaka [J]. *Environmental Science & Technology*, 41(22): 7830-7836
- 曹红英, 陶澍, 王喜龙, 等. 2003. 天津地区菲的空间分异多介质归趋模型 [J]. *环境科学*, 24(5): 54-59
- Ciarelli S, van Straalen N M, Klap V A, *et al.* 1999. Effects of sediment bioturbation by the estuarine amphipod *Corophium volutator* on fluoranthene resuspension and transfer into the mussel (*Mytilus edulis*) [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(2): 318-328
- Dashtgard S E, Gingras M K, Pemberton S G. 2008. Grain-size controls on the occurrence of bioturbation [J]. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 257(1): 224-243
- Dietrich W E, Perron J T. 2006. The search for a topographic signature of life [J]. *Nature*, 439(7075): 411-418
- Erickson M J, Turner C L, Thibodeaux L J. 2005. Field observation and modeling of dissolved fraction sediment-water exchange coefficients for PCBs in the Hudson River [J]. *Environmental Science & Technology*, 39(2): 549-556
- Graf G, Rosenberg R. 1997. Bioresuspension and biodeposition: a review [J]. *Journal of Marine Systems*, 11(3/4): 269-278
- Granberg M E, Gunnarsson J S, Hedman J E, *et al.* 2008. Bioturbation-driven release of organic contaminants from Baltic sea sediments mediated by the invading polychaete *Marenzelleria neglecta* [J]. *Environmental Science & Technology*, 42(4): 1058-1065
- 郝智能, 胡鹏, 于泳, 等. 2011. 天津大沽排水河沉积物典型持久性有机污染物的分布特征与来源解析 [J]. *农业环境科学学报*, 30(10): 2106-2112
- Josefsson S, Leonardsson K, Gunnarsson J, *et al.* 2010. Bioturbation-driven release of buried PCBs and PBDEs from different depths in

- contaminated sediments [J]. *Environmental Science & Technology*, 44(19): 7456-7464
- Josefsson S, Schaanning M, Samuelsson G S, *et al.* 2012. Capping efficiency of various carbonaceous and mineral materials for in situ remediation of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran contaminated marine sediments; Sediment-to-water fluxes and bioaccumulation in Boxcosm Tests [J]. *Environmental Science & Technology*, 46(6): 3343-3351
- Karlson A M L, Nascimento F J A, Suikkanen S, *et al.* 2012. Benthic fauna affects recruitment from sediments of the harmful cyanobacterium *Nodularia spumigena* [J]. *Harmful Algae*, 20: 126-131
- King A J, Readman J W, Zhou J L. 2007. Behaviour of polycyclic aromatic hydrocarbons in dissolved, colloidal, and particulate phases in sedimentary cores [J]. *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry*, 87(3): 211-225
- Klerks P L, Felder D L, Strasser K, *et al.* 2007. Effects of ghost shrimp on zinc and cadmium in sediments from Tampa Bay, FL [J]. *Marine Chemistry*, 104(1): 17-26
- Kupryianchik D, Noori A, Rakowska M I, *et al.* 2013. Bioturbation and dissolved organic matter enhance contaminant fluxes from sediment treated with powdered and granular activated carbon [J]. *Environmental Science & Technology*, 47(10): 5092-5100
- 路永正, 阎百兴. 2010. 颤蚓扰动作用对铅镉在沉积物-水相中迁移的影响 [J]. *中国环境科学*, 30(2): 251-255
- Lu Z, Zeng F G, Xue N D, *et al.* 2012. Occurrence and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in organo-mineral particles of alluvial sandy soil profiles at a petroleum-contaminated site [J]. *Science of the Total Environment*, 433: 50-57
- Mermillod-Blondin F, Nogaro G, Vallier F, *et al.* 2008. Laboratory study highlights the key influences of stormwater sediment thickness and bioturbation by tubificid worms on dynamics of nutrients and pollutants in stormwater retention systems [J]. *Chemosphere*, 72(2): 213-223
- Nogaro G, Mermillod-Blondin F. 2009. Stormwater sediment and bioturbation influences on hydraulic functioning, biogeochemical processes, and pollutant dynamics in laboratory infiltration systems [J]. *Environmental Science & Technology*, 43(10): 3632-3638
- Pang J, Sun B, Li H, *et al.* 2012. Influence of bioturbation on bioavailability and toxicity of PAHs in sediment from an electronic waste recycling site in South China [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 84(1): 227-233
- Qin X, Sun H, Wang C, *et al.* 2010. Impacts of crab bioturbation on the fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment from the Beitang estuary of Tianjin, China [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(6): 1248-1255
- 覃雪波, 孙红文, 吴济舟, 等. 2010. 大型底栖动物对河口沉积物的扰动作用 [J]. *应用生态学报*, 21(2): 458-463
- 覃雪波, 孙红文, 彭士涛, 等. 2014. 生物扰动对沉积物中污染物环境行为的影响研究进展 [J]. *生态学报*, 34(1): 59-69
- Schaanning M, Breyholtz B, Skei J. 2006. Experimental results on effects of capping on fluxes of persistent organic pollutants (POPs) from historically contaminated sediments [J]. *Marine Chemistry*, 102(1/2): 46-59
- Schneider A, Porter E, Baker A. 2007. Polychlorinated biphenyl release from resuspended hudson river sediment [J]. *Environmental Science & Technology*, 41(4): 1097-1103
- Shirakawa H, Yanai S, Goto A. 2013. Lamprey larvae as ecosystem engineers: physical and geochemical impact on the streambed by their burrowing behavior [J]. *Hydrobiologia*, 701(1): 313-322
- Thavamani P, Megharaj M, Krishnamurti G S R, *et al.* 2011. Finger printing of mixed contaminants from former manufactured gas plant (MGP) site soils: implications to bioremediation [J]. *Environment International*, 37(1): 184-189
- Thibodeaux L J, Bierman V J. 2003. The bioturbation-driven chemical release process [J]. *Environmental Science & Technology*, 37(13): 252A-258A
- Timmermann K, Banta G T, Johnsen A R, *et al.* 2008. Effects of the polychaetes *Arenicola marina* and *Nereis diversicolor* on microbial pyrene mineralization [J]. *Aquatic Microbial Ecology*, 50(2): 197-207
- Tsai C H, Lick W. 1986. A portable device for measuring sediment resuspension [J]. *Journal of Great Lakes Research*, 12(4): 314-321
- Yang Z, Feng J, Niu J, *et al.* 2008. Release of polycyclic aromatic hydrocarbons from Yangtze River sediment cores during periods of simulated resuspension [J]. *Environmental Pollution*, 155(2): 366-374