

大连湾沉积物-水界面 BAP 交换通量的影响因素

宗虎民, 张志锋, 王 燕, 张 哲

(国家海洋环境监测中心, 辽宁 大连 116023)

摘要: 利用实验室培养法研究了不同因素对大连湾沉积物-水界面间生物可利用磷(BAP)交换通量的影响, 并利用实验室培养法和间隙水浓度梯度法估算了大连湾已疏浚区和疏浚点邻近海域沉积物-水界面 BAP 的交换通量。结果表明, 随着上覆水 pH 和温度的增加, BAP 由沉积物向水体释放量逐渐增加; 灭菌和贫氧条件下, 也会导致沉积物 BAP 的释放量增加; 上覆水中磷酸盐浓度的升高会导致 BAP 由沉积物向水体释放通量降低, 且随着上覆水磷酸盐浓度的不断升高, BAP 逐渐转化为由水体向沉积物中扩散。实验室培养法和间隙水浓度梯度法测定结果均显示, 受到疏浚工程的影响, 大连湾疏浚点邻近海域沉积物-水界面 BAP 的年均通量大于已疏浚区。不同季节, 大连湾沉积物-水界面 BAP 的交换通量有所不同, 表现为夏季最高, 冬季最低。但由于受疏浚活动的影响, 冬季疏浚点邻近海域沉积物-水界面 BAP 的交换通量也维持在较高水平。

关键词: 疏浚; 沉积物; 生物可利用磷; 交换通量

中图分类号: P736

文献标识码: A

文章编号: 1000-3096(2012)07-0117-06

底泥疏浚因能将污染沉积物永久性去除, 被较多的应用于湖泊内源性营养盐污染的治理中^[1-2]。但对港口航道而言, 底泥疏浚的目标往往都是为了去除航道或港口淤积的泥沙, 增加通航水深, 而不是改善水质^[3], 一般采取粗放的作业方式进行。因此, 港口航道的疏浚工程会打破原有的沉积物-水界面营养盐溶解释放平衡, 导致深层的氮、磷等污染物释放进入水体, 且其释放量往往远远大于沉积物通过静态扩散所产生的通量^[4-5]。虽然疏浚过后水体很快澄清, 但水体中高浓度的营养盐能够维持较长时间^[6]。疏浚后, 疏浚海域以及疏浚点临近海域沉积物表面会因底泥去除和悬浮物的再沉降而产生新表层, 新生表层的沉积物-水界面会发生扩散、吸附和解吸等许多瞬时过程, 这些过程对营养盐在水相和固相的分配起着重要的作用。总之, 底泥疏浚改变了原来表层沉积物物理、化学及生物条件, 这些环境因子的改变可能会改变沉积物-水界面原有的营养盐循环模式。

本文利用实验室培养法研究了不同因素对沉积物-水界面间生物可利用磷(BAP)交换通量的影响, 并利用实验室培养法和间隙水浓度梯度法对大连湾已疏浚区与疏浚点邻近海域沉积物-水界面 BAP 的交换通量进行了估算, 分析了疏浚工程对大连湾沉

积物中磷酸盐内源释放的影响, 并为评估疏浚活动对港口海域生态环境质量的影响提供理论依据。

1 样品采集

2009 年 11 月(冬季)、2010 年 3 月(春季)、7 月(夏季)和 10 月(秋季)对大连湾已疏浚区与疏浚点邻近海域不同季节沉积物-水界面 BAP 的交换通量进行了研究。采样站位如图 1 所示, D 为已疏浚区(121°43.4368'E, 38°57.4401'N; 2006 年底完成疏浚), E 为疏浚点邻近海域(121°41.5183'E, 38°58.9156'N; 距离正在进行疏浚的区域较近, 约 2 km)。用箱式采样器采集海域底部沉积物, 直接插入内径 10 cm 的有机玻璃管, 将沉积物和有机玻璃管一起取出(沉积物高度约 20 cm), 在采样期间注意避免扰动沉积物表面。同时采集底层海水, 现场测定其温度、pH、溶解氧等水质参数。沉积物柱状样品采集完后立即运回实验室进行培养实验, 并测定沉积物理化性质。

收稿日期: 2011-05-05; 修回日期: 2012-02-16

基金项目: 国家自然科学基金项目(40806046); 国家海洋局近岸海域生态环境重点实验室资助

作者简介: 宗虎民(1977-), 男, 河北任丘人, 助理研究员, 博士, 主要从事海洋环境化学研究, 电话: 0411-84783171, E-mail: hmzong@nmemc.gov.cn; 张志锋, 通信作者, 副研究员, 电话: 0411-84782732, E-mail: zfzhang@nmemc.gov.cn



图1 采样站位图

Fig. 1 Map of sampling locations

2 实验方法

2.1 不同因素对大连湾沉积物-水界面 BAP 交换通量的影响

2.1.1 上覆水磷酸盐浓度

取同一站位 4 根沉积物柱状样, 其中一根加入 200 mL 原位海水作为对照, 其他 3 根加入已加磷酸盐标准的上覆水 200 mL, 使其浓度分别为水体原始浓度的 2、10、50 倍, 4 根柱状样上覆水磷酸盐的质量浓度分别为 2.2 (对照)、4.4、22 和 110 $\mu\text{g/L}$ 。将样品于 25 $^{\circ}\text{C}$ 下, 在暗箱中充气培养。培养过程中, 分别于 2、4、8、12 和 24 h 取出 20 mL 上覆水, 根据黄清辉等^[7]的方法测定上覆水中 BAP 的浓度。为了保持培养柱内水体积的恒定, 每次取出一定体积上覆水后, 同时添加相同体积该站位底层水。根据 Aller^[8]、Ullman^[9]、刘素美等^[10]的方法, 计算不同盐度的沉积物-水界面 BAP 的交换通量。

2.1.2 温度

取同一站位 3 根沉积物柱状样, 各加入 200 mL 原位海水后, 分别放置于 5、20、25 $^{\circ}\text{C}$ 的培养箱中进行充气黑暗培养, 取样方法同 2.1.1。计算不同温度下沉积物-水界面 BAP 的交换通量。

2.1.3 pH

取同一站位 2 根沉积物柱状样, 加入 pH 分别为 6、10 上覆水 200 mL, 于 25 $^{\circ}\text{C}$ 下在暗箱中充气培养。同时, 另取一相同站位柱状样, 加入原位海水(pH8)作为对照。取样方法同 2.1.1。计算不同 pH 下沉积物-水界面 BAP 的交换通量。

2.1.4 溶解氧状况

取同一站位 2 根沉积物柱状样, 各加入 200 mL 原位海水, 其中一根充氮气, 另一根充空气, 于 25

下在暗箱中培养, 取样方法同 2.1.1。计算不同氧化还原环境下沉积物-水界面 BAP 的交换通量。

2.1.5 生物扰动

取 1 根沉积物柱状样, 高压灭菌 30 min, 室温放置 24 h 后加入 200 mL 原位海水, 于 25 $^{\circ}\text{C}$ 下在暗箱中充气培养; 同时, 取相同站位未灭菌的柱状样作为对照, 取样方法同 2.1.1。计算沉积物-水界面 BAP 的交换通量。

2.2 大连湾已疏浚区与疏浚点邻近海域沉积物-水界面 BAP 的交换通量

2.2.1 实验室培养法

对大连湾已疏浚区和疏浚点邻近海域的沉积物柱状样品进行实验室培养实验, 计算沉积物-水界面 BAP 的交换通量, 方法同 2.1.1。

2.2.2 间隙水浓度梯度法

对大连湾已疏浚区和疏浚点邻近海域的沉积物柱状样品进行分层 (2 cm 间隔进行切割), 将切割的沉积物恒温离心 (3 000 r/min, 15 min), 取上清液经 0.45 μm 的滤膜过滤制得间隙水, 测定 BAP 浓度。根据间隙水与底层水的浓度梯度, 利用 Fick 第一定律估算沉积物-水界面 BAP 的交换通量^[11]。

3 结果与讨论

3.1 不同因素对大连湾沉积物-水界面 BAP 交换通量的影响

不同实验条件下大连湾沉积物-水界面 BAP 交换通量如表 1 所示。从表中可以看出, 上覆水中磷酸盐浓度的升高导致沉积物向水体释放的 BAP 逐渐降低, 并逐步转化成由水体向沉积物中扩散, 这是因为上覆水与沉积物间隙水中磷酸盐的浓度梯度直接影响着 BAP 分子的扩散通量。随着水体磷酸盐浓度的不断升高, 沉积物由 BAP 的“源”变成“汇”。

随着上覆水温度的增加, BAP 由沉积物向水体释放量逐渐增加。因为温度升高时, 沉积物的吸附能力下降, 固体颗粒表面的离子容易解吸进入上覆水中, 所以当温度升高时 BAP 在沉积物-水界面上的交换通量增加。另外, 沉积物中微生物的活性在一定范围内随着温度的升高而增加, 而正是由于微生物的降解作用使 BAP 从有机质释放出来, 从而促进 BAP 在沉积物-水界面的交换速率^[5, 12]。

在充氧气条件下, 沉积物 BAP 释放量明显低于充氮气时的交换通量, 说明在氧化还原电位较高的

情况下不利于沉积物 BAP 的释放^[13-14]。这可能是因为较高的氧化还原电位使沉积物中的二价铁转变为三价铁, 有利于 BAP 被吸附在含铁氧化物的沉积物中而被保留下来, 从而导致沉积物间隙水中 BAP 浓度减少, 从而限制其向上覆水的扩散^[15]。而海水的氧化还原电位随着水体 pH 的增大而呈线性减小, 所以在 pH 较大的时候 BAP 在沉积物-水界面的交换通量较大。

经过高温高压处理后, 大连湾沉积物-水界面 BAP 的交换通量明显升高。这可能是因为生物扰动可以使沉积物氧化还原电位升高, 而氧化还原电位

较高的情况下不利于沉积物中 BAP 的释放。用于培养实验的沉积物柱状样品经过高温高压处理后, 生物扰动的影响被去除, 所以沉积物中氧化还原电位维持在较低水平, 从而导致沉积物中 BAP 的释放通量增加。陈洪涛等^[16]对渤海莱州湾沉积物-水界面 BAP 交换通量的研究也得到了类似的结论。

由以上结论可知, 上覆水磷酸盐浓度和氧化还原电位较高的情况下不利于沉积物 BAP 的释放; 而在一定范围内温度较高或灭菌后 BAP 在沉积物-水界面上的交换通量增加。

表 1 不同条件下沉积物-水界面 BAP 交换通量

Tab. 1 BAP fluxes between sediment and water under different conditions

影响因素	等级	BAP 交换通量(mg/(m ² ·d))
上覆水磷酸盐浓度 (μg/L)	2.2 (原位海水)	4.58
	4.4	-0.48
	22	-2.84
	110	-10.09
温度()	10	0.78
	20	4.48
	25	4.62
pH	6	-0.03
	8	5.82
	10	18.38
溶解氧状况	充氧气	1.54
	充氮气	9.75
生物扰动	对照	2.99
	高温高压	8.25

3.2 大连湾已疏浚区与疏浚点邻近海域沉积物-水界面 BAP 的交换通量

3.2.1 大连湾已疏浚区与疏浚点邻近海域沉积物理化性质

大连湾已疏浚区与疏浚点邻近海域沉积粒径组成和有机碳含量如表 2 所示。从表中可以看出, 疏浚点邻近海域沉积物中砂含量和有机碳含量高于已疏浚区, 这可能是疏浚活动搅动起的颗粒物质在其表

面不断沉积造成的, 但二者平均粒径相近。

3.2.2 疏浚活动对大连湾沉积物-水界面 BAP 的交换通量的影响

根据测定的不同季节大连湾沉积物-水界面 BAP 交换通量, 分析了已疏浚区和疏浚点邻近海域 BAP 交换通量的年平均值, 表 3 给出了 BAP 交换通量结果的对比。由于实验室培养法和间隙水浓度梯度法具有不同的特点, 造成了二者测定结果的差别较大^[17-19]。

表 2 沉积物理化性质

Tab. 2 The physical and chemical characteristics of the sediment

站位	粒径组成 (%)				平均粒径(μm)	TOC (%)
	砾	砂	粉砂	黏土		
E	0.00	14.42	73.27	12.31	5.55	1.92
D	0.00	6.74	79.34	13.92	5.62	1.36

表 3 中可以看出,两种方法的测定结果均显示,大连湾已疏浚区由沉积物进入水体的 BAP 年均通量小于疏浚点邻近海域,说明正在进行的疏浚工程促进了沉积物内源性 BAP 的释放。这可能是因为疏浚活动使海底富含有机物的沉积物再悬浮,在水动力

的作用下悬浮物向周围扩散,并逐渐沉降到临近海域的沉积物表面,导致疏浚点邻近海域沉积物新生表层有较多的有机磷和总磷的积累(3.2.1 的结论也证明了此点),同时具有了更为强烈的有机质矿化作用^[20],进而促进了沉积物中 BAP 的释放通量。

表 3 不同季节大连湾沉积物-水界面 BAP 的交换通量(mg/(m²·d))

Tab. 3 BAP fluxes between sediment and water in Dalian Bay in four seasons(mg/(m²·d))

方法	区域	冬季	春季	夏季	秋季	年均通量
培养法	D	3.44	—	4.47	3.63	3.85
	E	8.33	3.91	5.82	1.88	4.99
浓度梯度法	D	0.04	0.20	0.27	0.09	0.15
	E	0.34	0.31	1.12	0.06	0.47

注:“-”表示未获得相关数据。

自 2005 年以来,大连湾海水中活性磷酸盐的浓度逐年递增。近些年来,活性磷酸盐一直是影响大连湾海水水质的主要因素^[21]。然而与 2005 年以前相比,大连湾的陆源排污及大气污染物沉降的状况并无明显变化。因此,外源输入不是造成海水中磷酸盐浓度升高的原因。近些年大连湾开展了大规模的疏浚作业以清理和深挖港口、航道,而疏浚活动可以导致沉积物向水体释放营养盐,且水体中高浓度的营养盐能够维持较长时间^[6],本文调查结果也显示,疏浚活动促进了大连湾沉积物中 BAP 的释放。由此可见,底泥疏浚可能是造成大连湾沉积物内源磷的大量释

放并最终导致水体中磷酸盐的含量升高的主要原因。

3.2.3 大连湾沉积物-水界面 BAP 的交换通量季节变化

由本文 3.1 可知,沉积物上覆水体中温度、pH、DO 和磷酸盐的含量对沉积物-水界面 BAP 交换通量具有明显影响。在大连湾已疏浚海域,夏季,水温高,浮游植物利用营养盐的能力较强,导致水体中磷酸盐浓度降低,冬季则相反(表 4)。因此,沉积物 BAP 的释放量表现为夏季高,冬季低(表 3)。春季,虽然底层水体中磷酸盐浓度较高,但此时水体 DO 和 pH

表 4 不同季节采样站位底层海水水质指标

Tab. 4 Bottom water quality index in sampling locations in four seasons

采样时间	水质指标	疏浚区影响区	已疏浚区
冬季	温度()	6.4	6.3
	pH	7.9	7.9
	DO(mg/L)	8.8	9.1
	磷酸盐(μg/L)	22.2	13.5
春季	温度()	6.7	6.6
	pH	8.1	8.1
	DO(mg/L)	10.9	11.0
	磷酸盐(μg/L)	39.4	63.9
夏季	温度()	22.1	21.8
	pH	7.9	7.9
	DO(mg/L)	8.3	8.4
	磷酸盐(μg/L)	0.1	0.1
秋季	温度()	18.2	18.1
	pH	8.0	8.0
	DO(mg/L)	8.4	8.5
	磷酸盐(μg/L)	11.4	10.6

较高, 它们可能是沉积物 BAP 释放的主要影响因素, 所以沉积物-水界面 BAP 的交换通量较高。秋季, 随着温度的降低, 水体中磷酸盐浓度逐渐增加, 从而导致沉积物 BAP 释放量降低。而疏浚点邻近海域沉积物 BAP 的释放量在冬季也维持在较高水平, 可能是受疏浚活动影响的结果, 因为在沉积物样品采集期间, 采样点临近海域有较大规模的疏浚工程正在进行。

4 结论

(1)随着上覆水的 pH 和温度的增加, 大连湾沉积物中 BAP 向水体释放量逐渐增加; 灭菌和贫氧的条件也会促进 BAP 由沉积物向水体释放; 而上覆水中磷酸盐浓度的升高则可导致沉积物中 BAP 释放量降低。

(2)大连湾海域的港口疏浚工程促进了大连湾沉积物中 BAP 的释放, 所以, 底泥疏浚可能是造成大连湾沉积物内源磷的大量释放并最终导致水体中磷酸盐含量升高的主要原因。

(3)不同季节, 大连湾沉积物-水界面 BAP 的交换通量有所不同, 表现为夏季高, 春秋次之, 冬季最低。但由于受疏浚活动的影响, 冬季疏浚点邻近海域沉积物-水界面 BAP 的交换通量也维持在较高水平。

参考文献:

- [1] Ruley J F, Rusch k A. An assessment of long-term post-restoration water quality trends in a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake [J]. *Ecological Engineering*, 2002, 19: 265-280.
- [2] 钟继承, 范成新. 底泥疏浚效果及环境效应研究进展[J]. *湖泊科学*, 2007, 19(1): 1-10.
- [3] Lager T, Hamer K, Schulz H D. Mobility of heavy metals in harbour sediments: an environmental aspect for the reuse of contaminated dredged sediments [J]. *Environmental Geology*, 2005, 48: 92-100.
- [4] 刘臣伟, 汪德耀. 湖泊富营养化内源污染的机理和控制技术研究[J]. *农业环境科学学报*, 2006, 25(增刊): 814-818.
- [5] Sondergaard M, Kristensen M, Jeppesen E. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arreso, Denmark [J]. *Hydrobiologia*, 1992, 228: 91-99.
- [6] Lohrer A M, Wetz J J. Dredging-induced nutrient release from sediments to the water column in a southern saltmarsh tidal creek [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2003, 46: 1156-1163.
- [7] 黄清辉, 王东红, 马梅, 等. 沉积物和土壤中磷的生物有效性评估新方法[J]. *环境科学*, 2005, 26(2): 206-208.
- [8] Aller R C, Mackin J E, Ullman W J, et al. Early chemical diagenesis sediment-water solute exchange, and storage of reactive organic matter near the mouth of the Changjiang, East China Sea[J]. *Continental Shelf Research*, 1985, 4: 227-251.
- [9] Ullman W J, Sandstrom M W. Dissolved nutrient fluxes from the nearshore sediments of Bowling Green Bay, central Great Barrier Reef lagoon (Australia) [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1987, 24: 289-303.
- [10] 刘素美, 张经, 于志刚, 等. 渤海莱州湾沉积物-水界面溶解无机氮的扩散通量[J]. *环境科学*, 1999, 20(2): 12-16.
- [11] Berner R A. Early diagenesis: a theoretical approach [M]. New Jersey: Princeton University, 1980:31-53.
- [12] Holdren G C, Armstrong D E. Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores [J]. *Environmental Scientific Technology*, 1980, 14: 80-87.
- [13] Klump J V, Martens C S. Biogeochemical cycling in an organic rich coastal marine basin-. Nutrient sediment-water exchange processes [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1981, 45: 101-121.
- [14] Seiki T, Izawa H, Date E. Benthic Nutrient remineralization and oxygen consumption in the coastal of Hiroshima Bay[J]. *Water Research*, 1989, 23(2): 219-228.
- [15] Sundby B, Gobeil C, Silverberg N, et al. The phosphorus cycle in coastal marine sediments [J]. *Limnology and Oceanography*, 1992, 37: 1129-1145.
- [16] 陈洪涛, 刘素美, 陈淑珠, 等. 渤海莱州湾沉积物-海水界面磷酸盐的交换通量[J]. *环境化学*, 2003, 22(2): 110-114.
- [17] Callender E, Hammond D E. Nutrient exchange across the sediment-water interface in the Potomac River Estuary [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1982, 15: 395-413.
- [18] Hammond D E, Futler C, Harmon D, et al. Benthic flux in San Francisco Bay [J]. *Hydrobiologia*, 1985, 126: 69-90.
- [19] Mortmer R J G, Krom M D, Watson P G, et al. Sediment-water exchange of nutrients in the intertidal zone

- of the Humber Estuary, U K [J]. Marine Pollution Bulletin, 1998, 37(3-7): 261-299.
- [20] Graca B, Burska D, Matuszewska K. The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments [J]. Water, Air and Soil Pollution, 2004, 158: 237-259.
- [21] 国家海洋局. 中国海洋环境质量公报[R]. 2007-2009, 5.

The influencing factors of BAP exchange flux at the sediment-water interface in Dalian Bay

ZONG Hu-min, ZHANG Zhi-feng, WANG Yan, ZHANG Zhe

(National Marine Environmental Monitoring Center, Dalian 116023, China)

Received: May,5,2011

Key words: dredging; sediment; bio-available phosphorus; exchange flux

Abstract: The influencing factors of BAP (bio-available phosphorus) exchange flux at the sediment-water interface in Dalian Bay were studied by laboratory incubation experiment, and the BAP fluxes between sediment and water in the dredged area and in the area near the sediment dredging location were analyzed with the methods of laboratory incubation experiment and nutrient concentration gradients in the pore water. The results showed that the fluxes of BAP from sediment to water increased with the increase of pH and temperature in overlying water, and it also increased by the condition of applying sterilized sediment and aerating in overlying water during the incubation experiment. The fluxes from sediment to water decreased when the concentrations of phosphorus increased in the overlying water, and the flux direction reversed with the continuous increase of the concentrations. Both results of the two methods showed that the annual average exchange flux of BAP between sediment and water in the area near the sediment dredging location was higher than that in dredged area affected by dredging works. The exchange fluxes of BAP between sediment and water in Dalian Bay were different in four seasons, which was highest in summer and lowest in winter. However, it was at a high level in the area near the sediment dredging location in winter due to the impact of dredging.

(本文编辑: 康亦兼)