

# 小清河口闸控感潮河段As、Sb的时空分布特征 及入海通量估算

蔡永兵<sup>1</sup>, 孟凡德<sup>1</sup>, 李飞跃<sup>1</sup>, 谢越<sup>1</sup>, 张华<sup>2</sup>

(1.安徽科技学院 资源与环境学院, 安徽 凤阳 233100; 2.中国科学院烟台海岸带研究所, 海岸带环境过程与生态修复重点实验室, 山东 烟台 264000)

**摘要:** 获取了 2015 年 3 个不同水情时期小清河闸控感潮河段水体的基本水质指标数据以及 As 和 Sb 的浓度数据, 分析了该河段 As 和 Sb 的时空分布特征, 并对其入海通量进行了估算。结果表明, 小清河闸控感潮河段 pH、盐度和温度的空间分布与小清河水情密切相关, 小清河口地形地貌也是影响上游河水与下游海水交换的一个重要因素。枯水期和平水期水体中 As 和 Sb 的浓度沿王道闸到河口明显呈现逐渐降低的趋势, 丰水期 As 和 Sb 的浓度值明显小于枯水期和平水期。沉积物中 As 的释放增大了孔隙水中 As 的浓度, 最高达到 24.9  $\mu\text{g/L}$ 。2015 年小清河 As 的入海通量约为 2618 kg, Sb 的入海通量约为 2677 kg。

**关键词:** 小清河; 感潮河段; As; Sb

中图分类号: X132 文献标识码: A 文章编号: 1007-6336(2020)06-0895-07

DOI: 10.13634/j.cnki.mes.2020.06.012

## Spatiotemporal distributions of As and Sb in sluice controlled tidal reach of Xiaoqing river estuary and their land-to-ocean fluxes estimation

CAI Yong-bing<sup>1</sup>, MENG Fan-de<sup>1</sup>, LI Fei-yue<sup>1</sup>, XIE Yue<sup>1</sup>, ZHANG Hua<sup>2</sup>

(1.College of Resource and Environment, Anhui Science and Technology University, Fengyang 233100, China; 2.Key Laboratory of Coastal Zone Environmental Processes, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai 264000, China)

**Abstract:** The basic water quality data and concentration data of As and Sb in the sluice controlled river section of Xiaoqing river in three different water conditions in 2015 were obtained. The spatial and temporal distribution characteristics of As and Sb in the river section were analyzed, and we estimated their land-to-ocean fluxes. The results show that the spatial distribution of pH, salinity and temperature in the sluice controlled river section of the Xiaoqing river is closely related to the water situation. The topography of the Xiaoqing river estuary is also an important factor affecting the exchange of water from the upper reaches to the lower reaches. The concentration of As and Sb in water bodies decreased gradually along the reach from Wangdao sluice to the estuary in dry period and flat period, while the concentration of As and Sb in wet period was significantly lower than that in dry and flat periods. The release of As in sediment increased the concentration of As in the pore water, with a maximum value of 24.9  $\mu\text{g/L}$ . In 2015, the land-to-ocean fluxes of As and Sb were about 2618 and 2677 kg, respectively.

**Key words:** Xiaoqing river; tidal reach; arsenic; antimony

收稿日期: 2019-10-09, 修订日期: 2020-03-31

基金项目: 安徽省自然科学基金项目 (1808085QD110, 1908085QD166); 国家自然科学基金项目 (41907137, 41671473)

作者简介: 蔡永兵 (1985-), 男, 博士, 讲师, 研究方向为重金属迁移转化及污染修复, E-mail: caiyongbing0121@163.com

通讯作者: 张华, E-mail: hzhang@yic.ac.cn

河流入海口是陆地淡水和海水相互作用的关键界面,在陆源污染物向海输运过程中扮演着重要角色<sup>[1-2]</sup>。河口沉积物可以聚集陆源排放的污染物,并在环境条件改变的情况下重新释放,直接危害底栖生物健康<sup>[3-4]</sup>。在径流和潮汐共同作用下,沉积物沉降-再悬浮过程交替进行,影响着颗粒态污染物的交换和输运过程<sup>[5]</sup>。与此同时,河流淡水和高盐度海水交替造成河口水体盐份、pH、有机质和沉积物氧化还原电位等生物地球化学参数梯度的变化<sup>[6]</sup>,影响着重金属在水体、沉积物及悬浮颗粒物上的反应过程,控制着重金属含量和形态分布<sup>[7-8]</sup>。有研究表明,天然和人类活动产生的物质有 90% 以上将随河流输送进入海洋<sup>[9]</sup>。

As 和 Sb 是两种有毒有害元素,随河流入海后在沉积物中富集,首先危害底栖生物,最终通过食物链危害人体健康。已有研究表明,渤海湾海水中 As 的最高浓度达到 3.44  $\mu\text{g/L}$ ,而生活在本区域的软体动物中 As 含量最高可以达到  $19.01 \times 10^{-6}$ ,锦州湾附近沉积物中 As 的最高含量达到  $819.9 \times 10^{-6}$ <sup>[10]</sup>。Duan 等<sup>[11]</sup>的研究表明渤海湾表层水体溶解态 As 和 Sb 的浓度范围分别为 1.03 ~ 1.26  $\mu\text{g/L}$  和 0.386 ~ 1.075  $\mu\text{g/L}$ ,平均值分别为 1.18  $\mu\text{g/L}$  和 0.562  $\mu\text{g/L}$ ,As 和 Sb 的最高浓度出现在海河河口,说明河流输入是渤海湾海水中 As 和 Sb 的一个主要来源,他们估算每年大约 33.3 t As 和 45.4 t Sb 通过河流输送进入渤海湾。

本文系统分析了 2015 年丰水期(9 月)、枯水期(5 月)和平水期(12 月)3 个水情时期内小清河口感潮河段水体中 As 和 Sb 的时空分布特征,并根据实际监测结果对 2015 年污染物 As 和 Sb 的入海通量进行了估算,以期为主管部门制定针对性治理措施改善本区域乃至莱州湾生态环境提供理论依据和数据支持。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

小清河发源于山东济南西郊睦里庄,流经济南、淄博、滨州、东营和潍坊 5 个地级市 18 个县市,最后经寿光市羊口镇流入莱州湾,全长 237 km,流域面积 10 932  $\text{km}^2$ 。小清河从 20 世

纪 80 年代起受到严重污染,成为莱州湾污染物质的主要来源之一。根据《北海区海洋环境公报》数据,尽管小清河流量只有黄河的 4.6%,但多个年份重金属入海排放量接近甚至超过黄河。2011 年以来流域治理措施加强,重金属排放量明显下降,但部分水体和沉积物中重金属含量仍然较高<sup>[12]</sup>,可能造成莱州湾渔业和养殖水产品污染。因此,开展小清河重金属时空分布特征和入海通量研究,可为小清河乃至莱州湾的生态风险评估和重金属污染治理提供决策服务。河流水文有丰、平、枯水期及年内、年际变化,而潮汐则有涨、落潮和大、中、小潮的周期变化,复杂多变的因素给人们认识河流污染规律增加了困难。小清河口感潮河段是一个闸控河段,本文选择王道闸至莱州湾水体为研究对象,对小清河闸控感潮河段水体中 As 和 Sb 的时空分布特征及入海通量进行了初步探讨。

### 1.2 样品采集和预处理

根据华北地区河流的雨水补给情况及水量的大小将一个水文年划分为枯水期、丰水期和平水期。分别于 2015 年 5 月(枯水期、闭闸)、9 月(丰水期、开闸)和 12 月(平水期、闭闸)在小清河下游布点,从王道闸到小清河口,河段长约 50 km,共设置 19 个采样点采集水样和沉积物样品,布点编号为 A1—A19,具体采样点如图 1 所示。乘船用洗净的塑料桶在靠近河道中心位置采集表层水样,利用便携式有机玻璃采水器(TC-800 型,青岛溯源环保设备有限公司)采集与沉积物接触界面层水样,即为底层水样,存放在事先洗净的塑料瓶中。利用实验室校准好的多参数温盐深仪(RBR,加拿大)现场测定水样 pH、盐度、深度及温度等水质参数。表、底层样品采集后立即用 0.45  $\mu\text{m}$  滤膜抽滤,并加优级纯  $\text{HNO}_3$  酸化至  $\text{pH} < 2$ ,运回实验室置于 4  $^\circ\text{C}$  冰柜中保存待测。用抓斗式重力采泥器采集表层沉积物样品,用木勺取顶部 0 ~ 5 cm 表层沉积物,将样品装入聚乙烯袋中密封保存,带回实验室用于离心获取孔隙水样品。表层沉积物经高速离心(4000 r/min, 20 min)获取孔隙水样品,孔隙水样品先用 0.45  $\mu\text{m}$  微孔滤膜过滤,然后加优级纯  $\text{HNO}_3$  酸化至  $\text{pH} < 2$ ,置于 4  $^\circ\text{C}$  冰柜中保存待测。

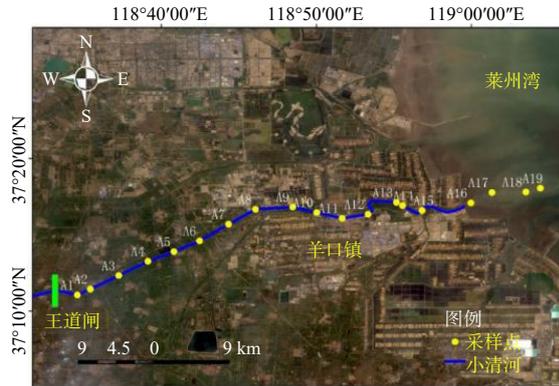


图1 小清河闸控感潮河段采样点分布

Fig. 1 Distributions of the sampling sites in the gate control tidal reach of Xiaoqing river

### 1.3 样品分析与数据处理

水样中 As 和 Sb 浓度测试于中国科学院烟台海岸带研究所分析测试中心完成。分析仪器为 AFS-930 氢化物发生-原子荧光分光光度计(北京吉天仪器有限公司)。砷灯和锑灯为高性能空心阴极灯(北京有色金属研究总院),载气为高纯氩气;测定条件为原子荧光灯电流 60 mA,负高压 270 V,载流为 5% 的 HCl,还原剂为  $\text{KBH}_4$ ,溶液的质量分数为 1%(介质为质量分数为 0.5% 的 NaOH 溶液);As 和 Sb 标准溶液(1000  $\mu\text{g}/\text{mL}$ )购于国家标准物质中心;每测定 5 个样品加入标准溶液进行质量监控;实验中所用试剂均为优级纯和分析纯。

### 1.4 污染物入海通量

河流污染物入海通量通常以年为时段进行估算,与断面瞬时径流量相比,估算时段通量误差较大且较为困难。污染物入海通量计算只适用于水质和径流量同时监测的时段,但实际监测中受河口复杂的水文条件和水质监测频率局限。根据《江河入海污染物总量监测技术规程》(HY/T077-2005)<sup>[13]</sup>对河流监测频率的要求,在 2015 年枯水期、丰水期和平水期 3 个水情时段对小清河河口进行水质监测。污染物入海通量计算式为:

$$T_i = \sum_1^n C_i \times Q_i \quad (1)$$

式中:  $T_i$  为污染物  $i$  的入海通量;  $n$  为水情时段数;  $C_i$  为污染物  $i$  在某水情时段平均浓度;  $Q_i$  为某水情时段河流入海径流量。小清河污染物  $i$  年入海通量为枯水期、丰水期和平水期入海通量之和。

## 2 结果与讨论

### 2.1 水体基本水质参数

小清河王道闸下游感潮河段枯水期、丰水期和平水期基本水质参数的沿河变化情况如图 2 所示。可以看出,3 次采样过程中通过 RBR 现场获取的河水表、中、底层 pH 基本一致,其中丰水期河水的 pH(均值 7.4)略低于平水期(均值 7.9)和枯水期(均值 8.0),说明平水期和枯水期河水的 pH 受海水的 pH 影响较大,王道闸的关闭状态和海水的涨落潮是造成感潮河段水体 pH 平水期和枯水期高于丰水期的主要原因。其中,9 月份采样点 A2 的 pH 显著低于平均水平,而且表层到底层逐渐升高,采样过程中在该点可以明显闻到刺鼻的味道,这是因为采样点 A2 有工业废水的排入,可见在丰水期,王道闸开闸放水的情况下会有污水排入,相关监测部门应做好监测和监管工作。

3 次采样小清河感潮河段水样盐度的沿程变化都很显著,丰水期盐度范围 1.7 ~ 24.5,平水期和枯水期的盐度范围分别为 2.0 ~ 28.1 和 2.6 ~ 28.7。整体来看,相对于普通河流来说河道的盐度都很高,该河段河水受海水影响明显。3 个水情时期盐度变化的突变点也是一致的,均出现在采样点 A12 和 A13,这是因为河段在这两个采样点之间存在一个急转宽浅弯道(图 1),在采样点 A13 之后河段的河水和海水可以进行充分的混合,造成水体盐度快速增大,逐渐趋近于莱州湾海水盐度水平 25.4 ~ 30.1<sup>[14]</sup>。其中,9 月份丰水期河水盐度在 A13 采样点之后分层现象明显,底层盐度明显高于中层和表层盐度,且随着向河口延伸,表、中、底层的盐度差距逐渐缩小。表层和底层最大差值达到 8.4(采样点 A13),最小差值为 1.1(采样点 A19)。这说明在采样点 A13 以后河水与海水呈现明显的分层,底层是密度相对较高的海水,表层为密度相对较低的流向河口的上游河水。3 次采样的最高盐度值都出现在采样点 A18 和 A19,其中,丰水期的最高盐度值为 24.5,枯水期和平水期的最高盐度值分别为 28.7 和 28.1。这表明丰水期小清河流入河口的流量较大,对海水存在一定的稀释作用。

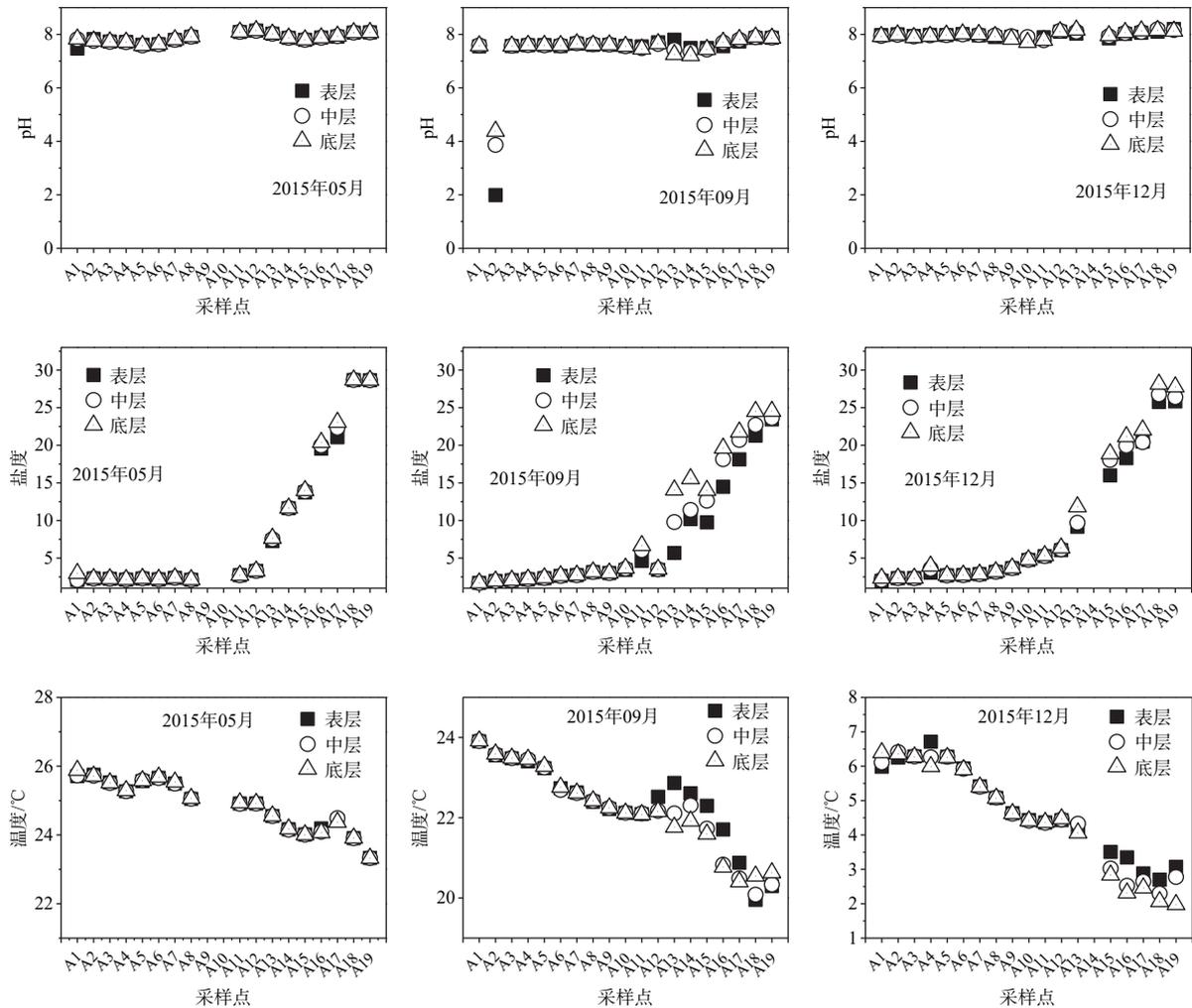


图 2 感潮河段水体基本水质参数

Fig. 2 Basic water quality parameters of the tidal river section

3次采集水样的温度都沿王道闸到河口的方向逐渐降低,说明小清河河水温度高于莱州湾海水温度,表、中、底层水样平均温度的变化范围分别为 $23.3^{\circ}\text{C} \sim 25.9^{\circ}\text{C}$ 、 $20.2^{\circ}\text{C} \sim 23.9^{\circ}\text{C}$ 和 $2.2^{\circ}\text{C} \sim 6.1^{\circ}\text{C}$ 。其中,枯水期表、中、底层温度基本一致,但丰水期和平水期在采样点A13以后温度存在分层现象,表层温度高于中、底层温度,这表明小清河河口地形地貌是影响上游河水与下游海水交换的一个关键因素,研究结果与金玉休等<sup>[15]</sup>对小河口温排水与地貌关系的研究结果一致。

### 2.2 水体中As和Sb的时空分布

小清河感潮河段表、底层水样中As和Sb的时空分布如图3所示。结果显示,3次采集水样中As和Sb的浓度差别较大。枯水期和平水期表、底层水样As和Sb浓度相差不大,而丰

水期河流表、底层水样As和Sb浓度波动较大,这是因为在枯水期王道闸处于关闭状态,感潮河段水体相对稳定;而丰水期王道闸打开,有上游河水输入感潮河段并经小清河河口流入莱州湾,水体波动较大,咸淡水混合后水体中元素浓度变化较大。另外,在丰水期王道闸开启之后感潮河段水体中As和Sb浓度相对枯水期和平水期降低,这是因为河流径流量增大引起的稀释作用,这与李嘉<sup>[16]</sup>同一时段分析的抗生素的结果一致。但是在丰水期采样点A12和A13之后As和Sb的浓度出现增大的情况,这也与枯水期和平水期不同,原因可能是王道闸上游河水携带的悬浮颗粒物进入高盐度水环境中发生了As和Sb的释放。有研究发现高盐度的水环境条件和持续的沉淀-再悬浮过程容易造成重金属的释放<sup>[17-18]</sup>。Liu等<sup>[19]</sup>

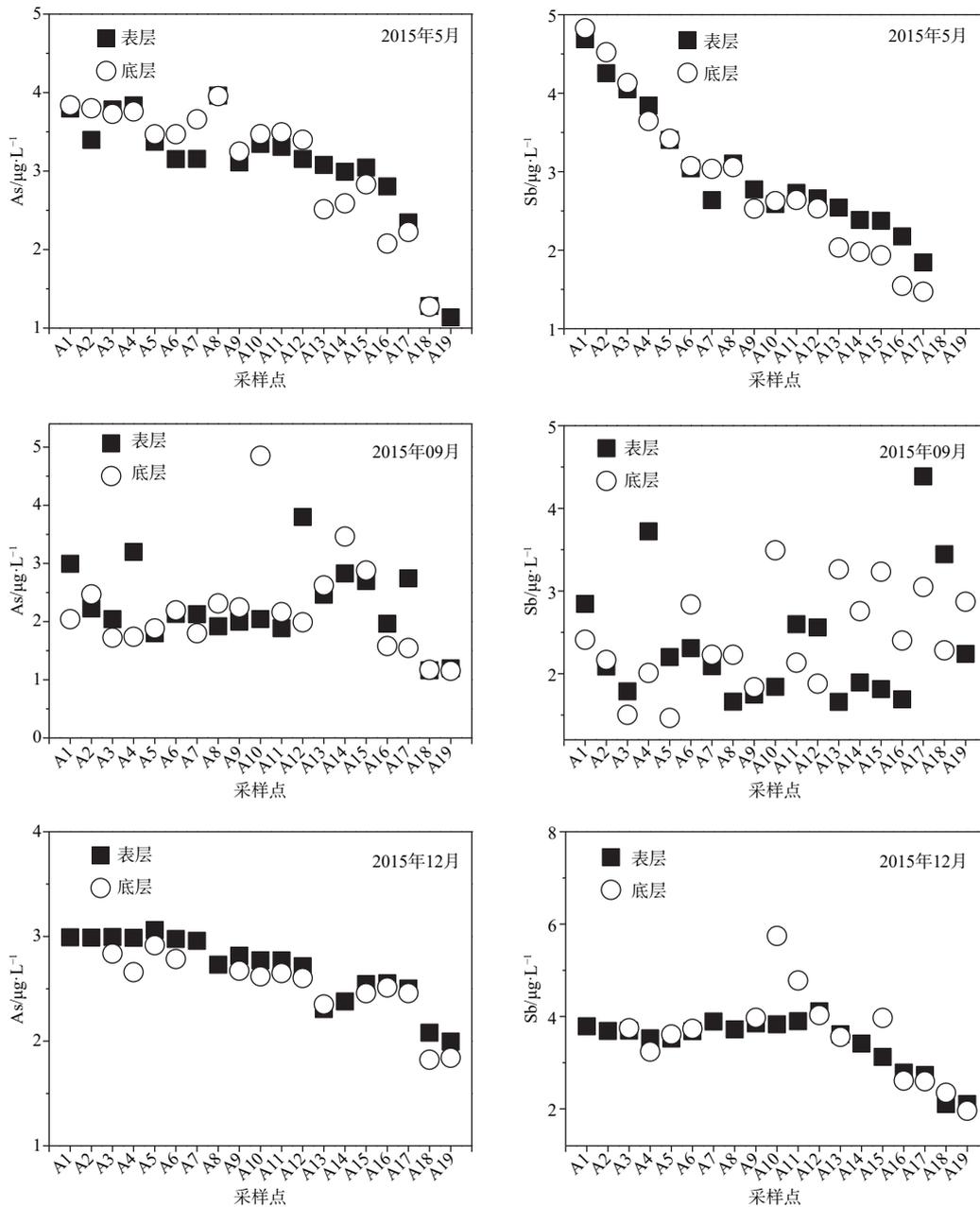


图 3 感潮河段水样中 As 和 Sb 的时空分布

Fig. 3 Spatiotemporal distributions of As and Sb in the tidal river water samples

的研究表明盐度增加可以促进海洋沉积物中 As 的释放。Egardt 等<sup>[20]</sup>的研究发现, 海岸休闲旅游船也是近海沉积物中重金属释放的一个影响因素。枯水期和平水期水体 As 和 Sb 的浓度沿王道闸到河口呈现明显逐渐降低的趋势, 特别是在枯水期的情况, 而且在这两个采样时间 As 和 Sb 浓度降低最快也出现在采样点 A12 和 A13, 这与水样盐度和温度的突变点是一致的, 说明在枯水期和平水期这两个采样点特殊的位

置直接影响到小清河中 As 和 Sb 向莱州湾的运输。而在丰水期 As 和 Sb 浓度的沿程虽然波动较大, 但 As 和 Sb 的浓度值明显小于枯水期和平水期, 特别是在王道闸到 A12 采样点之间受海水影响较小的河段。

### 2.3 沉积物孔隙水中 As 和 Sb 的浓度

自然水生生态系统中沉积物的孔隙被孔隙水填充, 溶解态污染物、胶体或微小颗粒物等可以通过孔隙水渗透进入沉积物, 同样沉积物中的

污染物也可以通过溶解和解吸等过程进入孔隙水并在适当条件下通过扩散进入上覆水体。沉积物-水界面的污染物浓度梯度是产生其界面扩散通量的直接驱动力,是判断沉积物“汇”或“源”作用的重要指标<sup>[21]</sup>。小清河感潮河段沉积物孔隙水中 As 和 Sb 的浓度分布如图 4 所示。结果显示,孔隙水中 As 和 Sb 的浓度变化趋势不同,从王道闸采样点 A1 到采样点 A12 之间 As 的浓度波动范围为 1.4~8.8 μg/L, Sb 的浓度从王道闸采样点 A1 到采样点 A12 呈现降低趋势,从最高 4.6 μg/L 降低到 1.9 μg/L。在采样点 A12 之后

孔隙水中 As 的浓度明显增大,最高达到 24.9 μg/L,而 Sb 的浓度变化较小。沉积物孔隙水中 As 的浓度明显高于小清河水(图 3),沉积物表现出 As 释放的特征;而孔隙水中 Sb 浓度与小清河水相差不大。本研究孔隙水中 As 和 Sb 的浓度数据是通过沉积物离心分离获取的,获取孔隙水过程中沉积物氧化还原条件以及温度等环境条件的改变可能造成沉积物中 As 释放的增加<sup>[20-21]</sup>。小清河沉积物和孔隙水中 As 的源、汇关系还需开展原位实验进行研究。

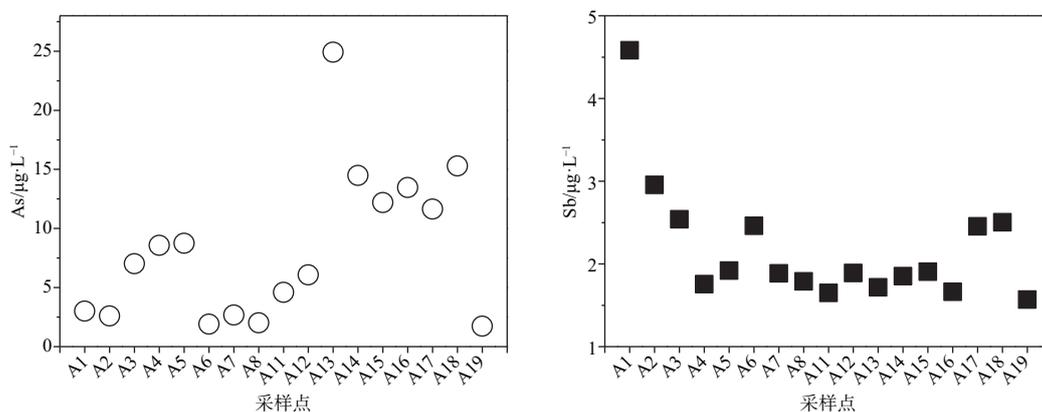


图4 沉积物孔隙水中 As 和 Sb 的浓度(2015年5月样品)

Fig. 4 Concentrations of As and Sb in pore water of sediments (collected in May 2015)

#### 2.4 小清河 As 和 Sb 的人海通量估算

小清河是山东省重要的入海河流,统计表明,小清河丰水期径流量最大,约占全年径流量的47%;平水期与枯水期共占全年径流量的53%。2015年小清河的年径流量大概为10亿 m<sup>3</sup>,丰水期径流量约4.7亿 m<sup>3</sup>,枯水期和平水期径流量约为5.3亿 m<sup>3</sup><sup>[22]</sup>。3个水情时段采集水样中 As 和 Sb 的平均浓度如表1所示。总体来看,无论是 As 还是 Sb 在丰水期的浓度都低于平水期和枯水期。因为只能获取枯水期和平水期的总径流量数据,所以本文取枯水期和平水期 As 和 Sb 浓度的平均值估算 2015年小清河 As 和 Sb 的人海通量。2015年小清河中 As 的人海通量约为2618 kg, Sb 的人海通量约为2677 kg。As 的人海通量计算结果与孙伟等<sup>[22]</sup>的研究结果基本一致。小清河水体中 As 和 Sb 的浓度虽然都较低,远低于国家地表水三类标准的限制<sup>[23]</sup>,

但是常年持续的输入很可能已经造成莱州湾沉积物中 As 和 Sb 蓄积,危害海洋生态环境。

表1 3个水情时期水样中 As 和 Sb 的平均浓度(μg/L)

Tab.1 The average concentrations of As and Sb in water during three water conditions(μg/L)

采样时间	枯水期		丰水期		平水期	
元素	As	Sb	As	Sb	As	Sb
平均浓度	3.1	2.8	2.3	2.2	2.7	3.4

### 3 结论

(1)小清河闸控感潮河段 pH、盐度和温度的空间分布与小清河水情密切相关。丰水期河水的 pH(均值 7.4)略低于平水期(均值 7.9)和枯水期(均值 8.0)。3个水情时期该河段盐度变化范围都很大,突变点出现在采样点 A12 和采样点 A13 附近。丰水期采样点 A12 下游河水盐度和温度存在明显分层现象,表层为上游输入的河

水, 底层为海水。

(2) 枯水期和平水期水体 As 和 Sb 的浓度沿王道闸到河口呈现逐渐降低的趋势, 特别是在枯水期的情况, 而在丰水期 As 和 Sb 浓度的沿程虽然波动较大, 但 As 和 Sb 的浓度值明显小于枯水期和平水期。

(3) 沉积物孔隙水中 As 和 Sb 的浓度变化趋势不同, 沉积物中 As 的释放增大了孔隙水中 As 的浓度, 最高达到 24.9  $\mu\text{g/L}$ , 而 Sb 的浓度从上游最高值 4.6  $\mu\text{g/L}$  向河口逐渐降低。

(4) 2015 年小清河 As 的入海通量约为 2618 kg, Sb 的入海通量约为 2677 kg。

#### 参考文献:

- [1] WOLANSKI E, ELLIOTT M. Estuarine ecohydrology[M]. 2nd ed. Amsterdam: Elsevier, 2016.
- [2] 张琴, 杨洁, 陶建峰, 等. 河口海岸物质输运时间尺度研究进展[J]. 水利水电科技进展, 2017, 37(6): 88-94.
- [3] WANG W X, PAN K, TAN Q G, et al. Estuarine pollution of metals in China: science and mitigation[J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(17): 9975-9976.
- [4] WEBB A L, HUGHES K A, GRAND M M, et al. Sources of elevated heavy metal concentrations in sediments and benthic marine invertebrates of the western Antarctic Peninsula[J]. Science of the Total Environment, 2020, 698: 134268.
- [5] HIERRO A, OLÍAS M, CÁNOVAS C R, et al. Trace metal partitioning over a tidal cycle in an estuary affected by acid mine drainage (Tinto estuary, SW Spain)[J]. Science of the Total Environment, 2014, 497-498: 18-28.
- [6] DU LAING G, RINKLEBE J, VANDECASTEELE B, et al. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review[J]. Science of the Total Environment, 2009, 407(13): 3972-3985.
- [7] MIL-HOMENS M, VALE C, RAIMUNDO J, et al. Major factors influencing the elemental composition of surface estuarine sediments: the case of 15 estuaries in Portugal[J]. Marine Pollution Bulletin, 2014, 84(1/2): 135-146.
- [8] LI L, REN J L, YAN Z, et al. Behavior of arsenic in the coastal area of the Changjiang (Yangtze River) Estuary: Influences of water mass mixing, the spring bloom and hypoxia[J]. Continental Shelf Research, 2014, 80: 67-78.
- [9] ABDEL-MOATI A R. Behaviour and fluxes of copper and lead in the Nile River estuary[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1990, 30(2): 153-165.
- [10] GAO X L, ZHOU F X, CHEN C T A. Pollution status of the Bohai Sea: An overview of the environmental quality assessment related trace metals[J]. Environment International, 2014, 62: 12-30.
- [11] DUAN L Q, SONG J M, LI X G, et al. The behaviors and sources of dissolved arsenic and antimony in Bohai Bay[J]. Continental Shelf Research, 2010, 30(14): 1522-1534.
- [12] 黄莹, 李永霞, 高甫威, 等. 小清河表层沉积物重污染区重金属赋存形态及风险评价[J]. 环境科学, 2015, 36(6): 2046-2053.
- [13] HY/T 077-2005, 江河入海污染物总量监测技术规程[S].
- [14] 张洪亮, 杨建强, 崔文林. 莱州湾盐度变化现状及其对海洋环境与生态的影响[J]. 海洋环境科学, 2006, 25(S1): 11-14.
- [15] 金玉休, 朱龙海, 吴建政, 等. 小清河感潮河段与河口区温排水模拟及对地貌的响应[J]. 海洋科学, 2014, 38(11): 74-83.
- [16] 李嘉. 感潮河口抗生素的反应迁移机制及传输模拟[D]. 烟台: 中国科学院大学(中国科学院烟台海岸带研究所), 2018.
- [17] 吕杰, 李畅游, 贾克力, 等. 乌梁素海盐度变化对沉积物重金属有效性的影响[J]. 生态环境学报, 2017, 26(9): 1547-1553.
- [18] 黄健敏. 填海区淤泥重金属释放迁移规律及其环境效应研究——以深港西部通道填海区为例[D]. 成都: 成都理工大学, 2007.
- [19] LIU J J, DIAO Z H, XU X R, et al. Effects of dissolved oxygen, salinity, nitrogen and phosphorus on the release of heavy metals from coastal sediments[J]. Science of the Total Environment, 2019, 666: 894-901.
- [20] EGARDT J, MØRK LARSEN M, LASSEN P, et al. Release of PAHs and heavy metals in coastal environments linked to leisure boats[J]. Marine Pollution Bulletin, 2018, 127: 664-671.
- [21] 雷沛, 张洪, 王超, 等. 沉积物-水界面污染物迁移扩散的研究进展[J]. 湖泊科学, 2018, 30(6): 1489-1508.
- [22] 孙伟, 张守本, 杨建森, 等. 小清河口水环境质量评价及主要污染物入海通量研究[J]. 海洋环境科学, 2017, 36(3): 366-371.
- [23] GB 3838-2002, 地表水环境质量标准[S].