

王亚丽, 张芬芬, 陈小刚, 等. 海底地下水排放对典型红树林蓝碳收支的影响——以广西珍珠湾为例[J]. 海洋学报, 2020, 42(10): 37–46, doi:10.3969/j.issn.0253-4193.2020.10.004

Wang Yali, Zhang Fenfen, Chen Xiaogang, et al. Influence of submarine groundwater discharge in the blue carbon budget of typical mangrove: A case study from the Zhenzhu Bay, Guangxi[J]. Haiyang Xuebao, 2020, 42(10): 37–46, doi:10.3969/j.issn.0253-4193.2020.10.004

# 海底地下水排放对典型红树林蓝碳收支的影响 ——以广西珍珠湾为例

王亚丽<sup>1</sup>, 张芬芬<sup>1\*</sup>, 陈小刚<sup>1</sup>, 李林蔚<sup>1</sup>, 王希龙<sup>2</sup>, 劳燕玲<sup>2,3</sup>, 杜金洲<sup>1,4</sup>

(1. 华东师范大学 河口海岸学国家重点实验室, 上海 200241; 2. 北部湾大学 广西北部湾海洋灾害研究重点实验室, 广西钦州 535011; 3. 北部湾大学 资源与环境学院, 广西钦州 535011; 4. 崇明生态研究院, 上海 202162)

**摘要:** 海底地下水排放 (Submarine Groundwater Discharge, SGD) 是陆海相互作用的重要表现形式之一, 其携带的物质对近岸海域生源要素的收支有重要影响。本文利用<sup>222</sup>Rn 示踪技术估算了我国典型红树林海湾——广西珍珠湾在 2019 年枯季 (1 月) SGD 携带的碳通量。调查发现, 地下水中<sup>222</sup>Rn 活度、溶解无机碳 (DIC) 和溶解有机碳 (DOC) 的平均浓度均高于河水和湾内表层海水。利用<sup>222</sup>Rn 质量平衡模型估算得到珍珠湾 SGD 速率为 (0.36±0.36) m/d, SGD 输入到珍珠湾的 DIC 和 DOC 通量分别为 (2.41±2.63)×10<sup>7</sup> mol/d 和 (1.96±2.20)×10<sup>6</sup> mol/d。珍珠湾溶解碳的源汇收支表明, SGD 携带的 DIC 和 DOC 分别占珍珠湾总 DIC 和总 DOC 来源的 91% 和 89%。因此, SGD 携带的 DIC 和 DOC 是珍珠湾 DIC 和 DOC 的主要来源, 是海岸带蓝碳收支和生物地球化学循环过程中的重要组成。

**关键词:** 海底地下水排放; 氡-222; 红树林; 碳收支; 蓝碳

中图分类号: P714<sup>+</sup>.4; P734.2<sup>+</sup>4

文献标志码: A

文章编号: 0253-4193(2020)10-0037-10

## 1 引言

“蓝碳”是指在植被丰富的沿海生态系统中固存的碳, 尤其是海岸带的红树林、海草床和盐沼生态系统<sup>[1]</sup>。作为地球上最富碳的生态系统之一, 红树林在沿海水域的生物地球化学过程中发挥着重要作用<sup>[2-3]</sup>。它可以从大气中吸收碳, 将大量碳储存在地下, 为碳从陆地到海洋的运输提供重要途径<sup>[4]</sup>。许多研究对红树林土壤的碳固存率进行了量化<sup>[5-6]</sup>, 当海水遇到富含有机物的潮间带沉积物时, 土壤呼吸过程被加速, 在波浪和潮汐等的作用下, 红树林的土壤碳呼吸产物仍然容易通过海底地下水排放 (Submarine Groundwater Discharge, SGD) 或孔隙水交换输出到沿海水域<sup>[7-8]</sup>。

SGD 是指在不考虑水体成分和驱动力的情况下, 通过陆海界面由海底排放到近岸海域的所有水流, 它包括陆源淡水和再循环海水<sup>[9-10]</sup>。微生物作用、与沉积物成分反应等生物地球化学作用可以使溶解无机碳 (Dissolved Inorganic Carbon, DIC) 和溶解有机碳 (Dissolved Organic Carbon, DOC) 等在沿岸地下水中富集<sup>[9-13]</sup>, 在某些封闭或半封闭海湾, SGD 携带的碳通量与沿岸河流输入相当, 甚至可能超过河流<sup>[14-15]</sup>, 使 SGD 成为溶解碳由陆向海输出的主要途径之一, 影响河口和海湾环境的碳循环<sup>[16-17]</sup>。红树林区域 SGD 输送的 DIC 和 DOC 通量是其生态系统蓝碳收支源项中重要但被忽视的组成部分, 并且可能对红树林生态系统中蓝碳收支的汇项评估产生重要影响<sup>[7-8]</sup>。如 Maher 等<sup>[7]</sup>指出摩尔顿 (Moreton) 湾红树林系统中 93%~99% 的 DIC

收稿日期: 2020-01-09; 修订日期: 2020-02-13。

基金项目: 广西科技计划项目 (2017AB43024); 国家自然科学基金项目 (41976041); 广西高校中青年骨干教师基础能力提升项目 (2018KY0616)。

作者简介: 王亚丽 (1994—), 女, 河南省长葛市人, 主要从事近海生物地球化学研究。E-mail: 51173904023@stu.ecnu.edu.cn

\* 通信作者: 张芬芬, 副教授, 主要从事碳循环、海洋生物地球化学研究。E-mail: ffzhang@sklec.ecnu.edu.cn

和 89%~92% 的 DOC 输出是由 SGD 驱动。在广西茅尾海红树林海湾, SGD 输送的 DIC 和 DOC 通量至少是沿岸河流输入的两倍, 占茅尾海 DIC 和 DOC 总来源的 70% 以上<sup>[8]</sup>。相比于美国和澳大利亚<sup>[7, 12, 14-15]</sup>, 国内也开展了一些红树林 SGD 的研究, 但主要集中在营养盐通量的工作, 对于碳的关注较少<sup>[18-20]</sup>。

广西珍珠湾湾内有中国大陸海岸红树林连片面积最大的海湾红树林<sup>[21]</sup>, 有关 SGD 输出的碳通量还未见报道。本文基于<sup>222</sup>Rn 的质量平衡模型, 估算了 SGD 的速率及其携带的 DIC 和 DOC 通量, 并对珍珠湾溶解碳的源汇收支进行评估, 以期对典型红树林区域蓝碳收支循环提供基础的科学数据。

## 2 采样区域和方法

### 2.1 研究区域

珍珠湾位于广西防城港市防城区(图 1), 海湾呈漏斗状, 口门西起万尾岛的东沙头, 东至江山半岛的白龙台, 南部开口与北部湾相连, 口门宽约 3.5 km, 海岸线长 46 km, 海湾面积 94.2 km<sup>2</sup>。珍珠湾的潮汐类型以正规全日潮为主, 多年平均潮差 2.2 m, 最大潮差 5.1 m。珍珠湾属于热带海洋季风气候, 年平均气温 22.5℃, 年平均降雨量为 2 220 mm<sup>[22]</sup>。港湾主要有江平江注入, 年平均径流量为 7.67 亿 m<sup>3</sup>。珍珠湾是国家级红树林生态系统自然保护区北仑河口保护区的重要区域之一, 湾内有中国大陸海岸红树林连片面积最大的海湾红树林。该地区有红树林 10.68 km<sup>2</sup>, 占北仑河口保护区红树林面积的 83.8%<sup>[21]</sup>。

### 2.2 研究方法

#### 2.2.1 <sup>222</sup>Rn 的连续观测

本研究选取珍珠湾内蚝排建筑作为表层海水中<sup>222</sup>Rn 活度连续观测站(TS, 21°33'28.5"N, 108°09'29.6"E, 图 1c)。连续观测时间从 2019 年 1 月 19 日 10:50 到

1 月 20 日 15:20, 海水通过固定在水面下 0.5 m 左右的潜水泵不断泵入 RAD-AQUA 系统中, 两个串联的 RAD7 探测器每 30 min 自动获取一次计数(图 1c), 以减小随机误差的影响。与此同时, 温度、盐度等参数由放置在潜水泵附近的多参数水质测量仪(TROLL 600, Aqua)每 15 min 自动获取数据, 水深和风速(DCFM8906, General Tools & Instruments)每小时手动测量。当水气平衡后, 通过将气相中<sup>222</sup>Rn 活度与水/空气分配系数  $\alpha$  相乘得到海水中<sup>222</sup>Rn 活度, 计算过程如下:

$$C_t = \alpha C_{g-t}, \quad (1)$$

式中,  $C_{g-t}$  为  $t$  时刻气相中<sup>222</sup>Rn 活度, 该值由 RAD7 仪器直接导出;  $C_t$  为  $t$  时刻海水中<sup>222</sup>Rn 活度(单位: Bq/m<sup>3</sup>),  $\alpha$  为<sup>222</sup>Rn 在水/空气的分配系数, 与盐度和温度有关<sup>[23]</sup>, 计算过程如下:

$$\alpha = \beta T / 273.15, \quad (2)$$

式中,  $T$  表示水温(单位: K),  $\beta$  为 Bunsen 系数, 它是温度和盐度的函数, 计算过程详见 Schubert 等<sup>[23]</sup> 文章中的方程(3)。

#### 2.2.2 地下水和河水中<sup>222</sup>Rn 的采集和测定

本研究共采集间隙水(PW)4 个, 井水(GW)和河水(RW)各 1 个(图 1b), 采样信息详见表 1。用 Push-point 采样器在 0.5~1.5 m 深度通过溢流法将间隙水缓慢注入 250 mL 玻璃瓶中, 防止<sup>222</sup>Rn 逃逸到空气中<sup>[8, 20, 24]</sup>。井水和河水样品通过有机玻璃采水器采集, 将装满水样的采水器底部的蠕动管插入气瓶底部, 同样用溢流法收集。采集于 250 mL 玻璃瓶中的<sup>222</sup>Rn 样品通过 RAD7 测氡仪(Durrige)及其 RAD AQUA 配件完成分析。

#### 2.2.3 <sup>226</sup>Ra 的富集与分析

<sup>222</sup>Rn 连续监测期间每隔 3 h 采集水样 50 L 进行<sup>226</sup>Ra 分析, 将水样以小于 1 L/min 的流速通过锰纤维

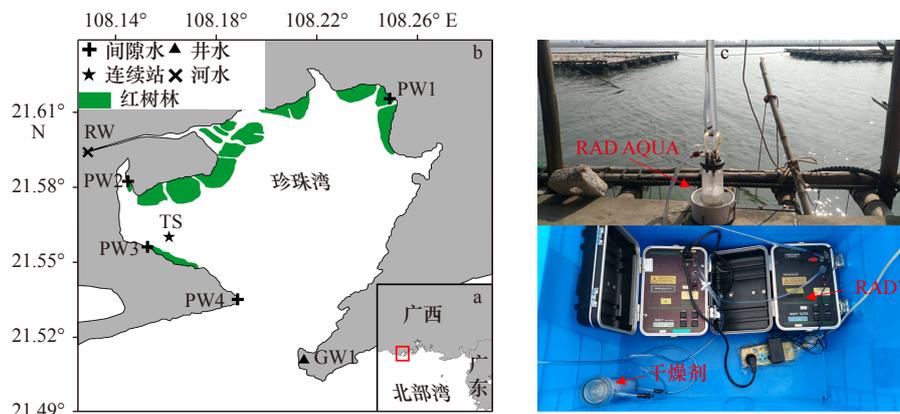


图 1 研究区域(a), 采样站位(b)和连续观测站现场图(c)

Fig. 1 Study area (a), sampling stations (b), and the continuous monitoring system in the field (c)

表1 珍珠湾沿岸地下水和河水的盐度,  $^{222}\text{Rn}$  活度, DIC 和 DOC 浓度Table 1 The salinity,  $^{222}\text{Rn}$  activities, DIC and DOC concentrations in groundwater and river water collected along the coast of the Zhenzhu Bay

站位	经纬度	盐度	水深/m	离海距离/m	$^{222}\text{Rn}/\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$	$\text{DOC}/\text{mol}\cdot\text{m}^{-3}$	$\text{DIC}/\text{mol}\cdot\text{m}^{-3}$
PW1	21.617 8°N, 108.252 8°E	27.0	0.5	0	1 083±175	0.16	1.50
PW2	21.584 4°N, 108.137 8°E	28.8	0.5	0	1 064±169	0.19	1.23
PW3	21.559 2°N, 108.140 0°E	19.3	0.6	0	2 410±256	0.06	0.82
PW4	21.053 2°N, 108.186 4°E	-	1.0	0	3 565±292	0.08	2.37
GW	21.508 6°N, 108.221 4°E	0.3	1.5	100	8 050±472	0.08	1.02
RW	21.594 2°N, 108.221 4°E	0.6	-	-	640±122	0.08	0.13

注: -表示无数据。

柱,使 Ra 充分富集到锰纤维上,用 Milli-Q 水洗去颗粒物和盐分,控制含水量约为 75%<sup>[25]</sup>,然后将锰纤维柱密封保存大于 20 d,确保  $^{222}\text{Rn}$  及其子体与  $^{226}\text{Ra}$  达到平衡,利用 RAD7 进行测量<sup>[26]</sup>。为了提高测试结果的准确性,测量时间设置在 10 h 以上。

#### 2.2.4 沉积物平衡实验

将低潮时在连续观测站点附近采集海底沉积物 100 g 和 500 mL 海水置于锥形瓶密封,培养 30 d 以确保沉积物间隙水中的  $^{222}\text{Rn}$  和上覆水中的  $^{222}\text{Rn}$  达到平衡<sup>[27]</sup>,然后将上覆水转移到 250 mL 玻璃瓶并用 RAD7 测氡仪立刻进行测量,从而估算  $^{222}\text{Rn}$  从沉积物向上覆水的扩散通量。

#### 2.2.5 DIC 和 DOC 样品的采集和测定

表层海水(每隔 3 h 一次),地下水和河水等均采集 DIC 和 DOC 样品,样品现场处理,冷冻保存后带回实验室分析。DIC 样品通过 UIC 库伦仪测量,DOC

样品通过总有机碳分析仪(TOC-VCPH, 岛津)进行测定<sup>[8]</sup>。

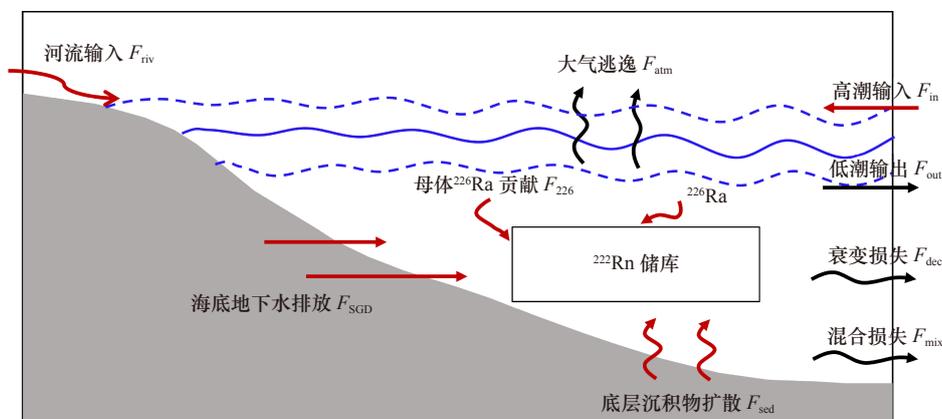
#### 2.2.6 $^{222}\text{Rn}$ 质量平衡模型

$^{222}\text{Rn}$  的质量平衡模型如图 2 所示,通过计算近岸水体中  $^{222}\text{Rn}$  所有的源项和汇项得到  $^{222}\text{Rn}$  的 SGD 通量。 $^{222}\text{Rn}$  在水体中的质量平衡方程如下<sup>[20, 29]</sup>(式中所有源汇项的单位均为  $\text{Bq}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ ):

$$F_{\text{SGD}} + F_{\text{riv}} + F_{\text{in}} + F_{226} + F_{\text{sed}} - F_{\text{out}} - F_{\text{atm}} - F_{\text{dec}} - F_{\text{mix}} = \Delta F, \quad (3)$$

式中,  $F_{\text{riv}}$  和  $F_{\text{SGD}}$  分别表示河流和 SGD 的输入,  $F_{226}$  和  $F_{\text{sed}}$  分别表示溶解态  $^{226}\text{Ra}$  和沉积物扩散的贡献,  $F_{\text{in}}$  和  $F_{\text{out}}$  分别表示涨潮时外海水的输入和退潮时湾内海水的输出,  $F_{\text{dec}}$  和  $F_{\text{atm}}$  分别表示自身放射性衰变和大气逃逸的损失,  $F_{\text{mix}}$  表示与近海低浓度水域混合损失,  $\Delta F$  表示相邻两个时间段  $^{222}\text{Rn}$  库的差异。

$$\Delta F = \frac{I_{t+\Delta t} - I_t}{\Delta t}, \quad (4)$$

图2 沿海地区 SGD 通量的  $^{222}\text{Rn}$  质量平衡模型Fig. 2 The conceptual model of the  $^{222}\text{Rn}$  mass balance used to estimate submarine groundwater discharge in coastal zones

红色箭头代表源项,黑色箭头代表汇项;修改自 Burnett 和 Dulaiova<sup>[28]</sup>

Red arrows: sources, black arrows: sinks; modified from Burnett and Dulaiova<sup>[28]</sup>

式中,  $\Delta t$  是时间间隔(单位: h),  $I$  是  $^{222}\text{Rn}$  库存, 定义为  $^{222}\text{Rn}$  活度(单位:  $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) 和水深  $H$ (单位: m) 的乘积。

$$I_t = A_{222}(t)H(t), \quad (5)$$

式中,  $A_{222}(t)$  和  $H(t)$  分别表示  $t$  时刻  $^{222}\text{Rn}$  活度和水深。

通过将  $F_{\text{SGD}}$  除以地下水端元中  $^{222}\text{Rn}$  活度, 计算得到 SGD 速率(单位:  $\text{m}/\text{d}$ ):

$$Q = \frac{F_{\text{SGD}}}{C_{\text{GW}}}. \quad (6)$$

### 3 结果

#### 3.1 潮周期内表层海水中 $^{222}\text{Rn}$ 活度及其 DIC、DOC 浓度变化规律

在我们的连续观测期间, 表层海水的温度、盐度、水深和  $^{222}\text{Rn}$  活度变化如图 3a 所示。其中, 温度变化范围为  $15.2\sim 17.4^\circ\text{C}$ , 由于太阳辐射, 海水较高温度主要出现在  $12:00\sim 16:00$ 。盐度的变化范围为  $14.1\sim 30.4$ , 涨潮时盐度从  $14.1$  增长到  $30.4$ , 退潮时盐度从  $30.4$  下降到  $17.7$ 。  $^{222}\text{Rn}$  的活度范围为  $50\sim 403 \text{ Bq}/\text{m}^3$  (平均值:  $(151\pm 84) \text{ Bq}/\text{m}^3$ ), 涨潮时活度降低, 退潮时活度增加。表层海水中 DIC 和 DOC 浓度的变化范围分别为  $0.79\sim 1.41 \text{ mol}/\text{m}^3$  和  $0.09\sim 0.13 \text{ mol}/\text{m}^3$ 。  $^{222}\text{Rn}$  活度和 DOC 浓度与水位呈负相关, 表明明显受潮汐驱动的 DOC 浓度低的外海水与 DOC 浓度高的河水

及 SGD 输入混合为主要因素。而 DIC 与水位趋势大致一致, 表明可能存在其他来源, 如海湾附近的贝类养殖以及可能存在碳酸盐岩基质, 涨潮时被外海水带入湾内。在其他红树林生态系统的相关 SGD 中也观察到了相似的变化趋势<sup>[15, 30]</sup>。

#### 3.2 地下水 and 河水中 $^{222}\text{Rn}$ 活度及其 DIC、DOC 浓度

珍珠湾沿岸地下水和河水的各参数如表 1 所示。地下水的盐度变化范围为  $0.3\sim 28.8$ ,  $^{222}\text{Rn}$  活度范围为  $1.06\times 10^3\sim 8.05\times 10^3 \text{ Bq}/\text{m}^3$ , 平均活度  $(3.23\pm 2.89)\times 10^3 \text{ Bq}/\text{m}^3$ , 地下水中  $^{222}\text{Rn}$  活度显著高于表层海水和河水, 表明 SGD 是珍珠湾  $^{222}\text{Rn}$  的重要来源。地下中 DIC 和 DOC 的平均浓度分别为  $(1.39\pm 0.60) \text{ mol}/\text{m}^3$  和  $(0.11\pm 0.06) \text{ mol}/\text{m}^3$ , 远高于河水中 DIC ( $0.13 \text{ mol}/\text{m}^3$ ) 和 DOC 浓度 ( $0.08 \text{ mol}/\text{m}^3$ )。

#### 3.3 珍珠湾 $^{222}\text{Rn}$ 的源汇

##### 3.3.1 河流输入

广西区域内河流的径流主要由降雨补给, 径流分布变化与降雨分布变化基本一致, 汛期 ( $4\sim 9$  月) 径流量约占全年径流量的  $75\%\sim 85\%$ <sup>[31]</sup>。江平江年平均径流量为  $7.67 \text{ 亿 m}^3$ , 与江平江最近的防城港市在采样季节降雨量约占全年降雨量的  $20\%$  (<http://tjj.gxzf.gov.cn/tjsj/tjnj/2019/indexch.htm>), 因此计算出采样期间河流径流量为  $9.73 \text{ m}^3/\text{s}$ 。将河流流量与盐度接近零时河水中  $^{222}\text{Rn}$  的活度相乘计算得到  $F_{\text{riv}}$  为  $(0.24\pm 0.04) \text{ Bq}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 。

##### 3.3.2 潮汐输送

海水中  $^{222}\text{Rn}$  活度受潮汐强烈的影响,  $^{222}\text{Rn}$  在落潮时随海水从湾内向外输送, 反之, 涨潮时随着海水进入湾内水体。由潮汐迁移控制的  $^{222}\text{Rn}$  通量可由下式计算<sup>[29]</sup>:

$$F_{\text{in}} = \frac{H_{t+\Delta t} - H_t}{\Delta t} (\overline{bC_w} + (1-b)C_{\text{off}}), \quad (7)$$

$$F_{\text{out}} = \frac{H_t - H_{t+\Delta t}}{\Delta t} C_t, \quad (8)$$

式中,  $H_{t+\Delta t}$  和  $H_t$  分别是  $t+\Delta t$  和  $t$  时刻的水深,  $\overline{C_w}$  和  $C_{\text{off}}$  分别表示水柱中  $^{222}\text{Rn}$  的平均活度和外海水中  $^{222}\text{Rn}$  的活度,  $C_t$  是连续观测期间每个时间间隔下水体中  $^{222}\text{Rn}$  的活度,  $b$  是回流因子,  $\Delta t$  是时间间隔。

根据一个潮周期内  $^{222}\text{Rn}$  的连续观测, 湾内水体中  $^{222}\text{Rn}$  的平均活度为  $(151\pm 84) \text{ Bq}/\text{m}^3$ 。基于 Moore 等<sup>[32]</sup> 的假设,  $b$  值可近似看作水体中外海水端元在研究区域内的贡献比例, 可近似处理为表层海水盐度的平均值  $22.4$  除以外海水盐度  $30.4$ <sup>[33]</sup>, 因此  $b=0.74$ 。以最高潮时水体中  $^{222}\text{Rn}$  活度  $50 \text{ Bq}/\text{m}^3$  代表外海  $^{222}\text{Rn}$  活度值, 根据式 (7) 和式 (8),  $F_{\text{in}}$  和  $F_{\text{out}}$  分别为  $3.74\sim$

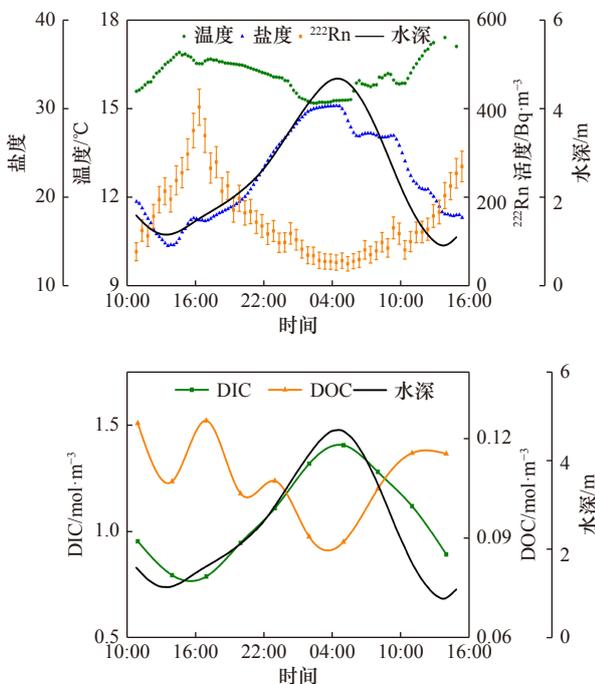


图 3 连续观测期间  $^{222}\text{Rn}$  活度、温度、盐度、DIC 和 DOC 浓度及水深随时间变化

Fig. 3 Temporal variation of  $^{222}\text{Rn}$  activities, temperature, salinity, DIC and DOC concentrations versus water depth during the time series observation

49.90 Bq/(m<sup>2</sup>·h) 和 1.96~75.54 Bq/(m<sup>2</sup>·h)。

### 3.3.3 大气逃逸

<sup>222</sup>Rn 是一种微溶于水的气体,当两相处于不平衡状态时,可以在水-空气界面上交换。大气逃逸通量 ( $F_{\text{atm}}$ ) 可以由下式描述<sup>[34]</sup>:

$$F_{\text{atm}} = k(C_w - C_{\text{air}}), \quad (9)$$

式中,  $k$  是气体传输速度(单位: m/s), 由示踪实验所得经验公式确定<sup>[34-35]</sup>。  $C_w$  和  $C_{\text{air}}$  分别是水体和空气中 <sup>222</sup>Rn 的活度。水-空气界面的扩散通量  $F_{\text{atm}}$  主要受气体输送速度  $k$  和 <sup>222</sup>Rn 活度变化的影响。本次连续观测过程中风速均在 1 m/s 左右, 当风速小于 1.5 m/s 时,  $k$  为常数 0.91 cm/s<sup>[35]</sup>, 基于式(9), 本研究中  $F_{\text{atm}}$  变化范围为 0.49~3.18 Bq/(m<sup>2</sup>·h)。

### 3.3.4 海底沉积物扩散通量

<sup>222</sup>Rn 通过沉积物-水界面的扩散通量 ( $F_{\text{sed}}$ ) 可以由下式获得<sup>[27]</sup>:

$$F_{\text{sed}} = (\lambda\phi D_m)^{0.5} (C_{\text{eq}} - C_0), \quad (10)$$

$$D_m = 10^{-\left(\frac{980}{T-23.75} + 1.59\right)}, \quad (11)$$

式中,  $\lambda$  是 <sup>222</sup>Rn 的衰变常数 (0.181 d<sup>-1</sup>),  $\phi$  是海底沉积物孔隙率,  $D_m$  是分子扩散系数,  $C_{\text{eq}}$  是由平衡实验得到的海底沉积物孔隙水中 <sup>222</sup>Rn 的活度,  $C_0$  是上覆水中 <sup>222</sup>Rn 的活度, 其值为实验观测期间海水活度的实测值,  $T$  是水温(单位: °C)。海底沉积物的平均孔隙率  $\phi$  是 0.38,  $D_m$  变化范围为  $1.02 \times 10^{-5} \sim 1.15 \times 10^{-5}$  cm<sup>2</sup>/s, 沉积物平衡实验结束时水体中 <sup>222</sup>Rn 的活度为 (236±60) Bq/m<sup>3</sup>, 计算得到沉积物孔隙水中 <sup>222</sup>Rn 的活度为 (7 453±1 895) Bq/m<sup>3</sup><sup>[36]</sup>。基于式(10)得到  $F_{\text{sed}}$  的变化范围是 0.74~0.77 Bq/(m<sup>2</sup>·h)。

### 3.3.5 水体中溶解 <sup>226</sup>Ra 贡献

来自溶解 <sup>226</sup>Ra 支持的 <sup>222</sup>Rn 通量  $F_{226}$  可由下式计算:

$$F_{226} = \lambda C_{\text{Ra-226}} H. \quad (12)$$

连续观测中 <sup>226</sup>Ra 活度变化为 3.41~8.18 Bq/m<sup>3</sup>, 因此 <sup>226</sup>Ra 贡献为 0.04~0.18 Bq/(m<sup>2</sup>·h)。

### 3.3.6 <sup>222</sup>Rn 衰变损失

根据衰变方程, <sup>222</sup>Rn 衰变损失量可按下式计算:

$$F_{\text{dec}} = \lambda \times [C_w (1 - e^{-\lambda \Delta t})] \times H. \quad (13)$$

与 <sup>222</sup>Rn 半衰期相比 (3.83 d), 由于测量时间间隔较小, 通过计算  $F_{\text{dec}}$  变化范围也较小为  $8.47 \times 10^{-3} \sim 3.07 \times 10^{-2}$  Bq/(m<sup>2</sup>·h), 通常可以忽略不计。

### 3.3.7 混合输入和 SGD 贡献的 <sup>222</sup>Rn

我们定义通过河流输入, 潮汐迁移, 大气逃逸, 沉积物扩散, 溶解态 <sup>226</sup>Ra 贡献和 <sup>222</sup>Rn 放射性衰变校正后剩余的 <sup>222</sup>Rn 为净 <sup>222</sup>Rn 通量 ( $F_{\text{net}}$ ), 它应由 SGD 通量 ( $F_{\text{SGD}}$ ) 和混合损失 ( $F_{\text{mix}}$ ) 来平衡。我们将  $F_{\text{net}}$  的最大负

值(图4中所示的虚线)作为相邻时间间隔的混合损失通量  $F_{\text{mix}}$ <sup>[28, 35]</sup>, 这种情况下  $F_{\text{mix}}$  是保守估算的, 因此,  $F_{\text{mix}}$  为 5.93~150.44 Bq/(m<sup>2</sup>·h)。SGD 贡献的 <sup>222</sup>Rn 通量为  $F_{\text{net}}$  与  $F_{\text{mix}}$  之和, 保守估计通过 SGD 的 <sup>222</sup>Rn 通量为 0~168 Bq/(m<sup>2</sup>·h)。

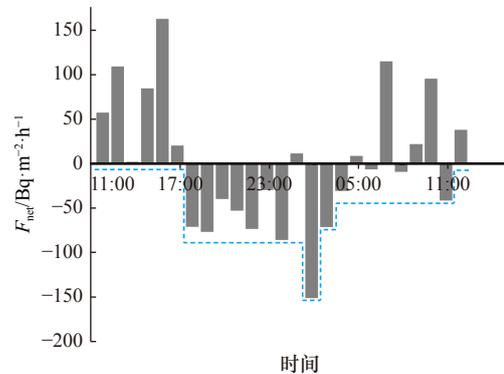


图4 连续观测期间<sup>222</sup>Rn的净通量 $F_{\text{net}}$ (灰色柱状图)和混合损失 $F_{\text{mix}}$ (蓝色虚线)随时间变化

Fig. 4 Net <sup>222</sup>Rn flux (rectangles) and mixing loss of <sup>222</sup>Rn (dotted line) versus time based on continuous <sup>222</sup>Rn observation

珍珠湾的 <sup>222</sup>Rn 质量平衡如表2所示, 其中枯季 <sup>222</sup>Rn 源项中 SGD 输入、涨潮时输入、沉积物扩散、河流输入和母体 <sup>226</sup>Ra 贡献分别占总来源的 61.63%、37.00%、0.95%、0.30% 和 0.11%; 而汇项中混合损失、退潮时输出、大气逃逸和自身衰变损失分别占比 55.24%、43.27%、1.47% 和 0.02%。

## 4 讨论

### 4.1 珍珠湾 SGD 速率的估算

地下水端元的选取是地下水示踪研究的一个重要步骤, 同时也是估算 SGD 速率不确定度的主要因素<sup>[37]</sup>。在先前的研究中, 一些区域地下水排放以沉积物缓慢渗流为主导过程, 间隙水中 <sup>222</sup>Rn 的活度作为端元有利于 SGD 的估算<sup>[29, 38]</sup>; 一些研究为保守估计, 将离连续站较近的 <sup>222</sup>Rn 活度更高的井水作为端元<sup>[39]</sup>; 也有研究将离岸较近的浅层井水和潮间带间隙水均作为端元<sup>[8, 20]</sup>。本研究中, 潮间带间隙水活度在 1 064~3 565 Bq/m<sup>3</sup> 之间, 井水活度较高为 8 050 Bq/m<sup>3</sup>。沿岸地下水中 <sup>222</sup>Rn 活度变化较大的原因可能与离海岸线的距离、取样深度、地质基质和高度动态含水层系统有关<sup>[20]</sup>。本文将离岸较近的井水和潮间带间隙水均作为地下水端元, 通过式(6)计算得出珍珠湾 SGD 平均速率为 (0.36±0.36) m/d。表3归纳了世界其他区域红树林生态系统 SGD 的相关研究数据, 总体上来看, 我们的计算结果在全球报道的范围之内(0.03~0.47 m/d),

表 2 2019 年 1 月珍珠湾<sup>222</sup>Rn 的源汇收支  
Table 2 The sources and sinks of <sup>222</sup>Rn in the Zhenzhu Bay during January 2019

	<sup>222</sup> Rn 通量/Bq·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	各项贡献
<b>源项</b>		
河流输入	0.24±0.04	0.30%
涨潮输入	29.52±14.09	37.00%
溶解 <sup>226</sup> Ra 贡献	0.09±0.05	0.11%
底部沉积物扩散	0.76±0.01	0.95%
SGD 输入	49.16±49.09	61.63%
<b>汇项</b>		
退潮输出	38.83±21.91	43.27%
大气逃逸	1.32±0.79	1.47%
<sup>222</sup> Rn 衰变损失	0.02±0.01	0.02%
混合损失	49.57±37.39	55.24%

表 3 全球典型红树林生态系统 SGD 速率及其携带的 DIC 和 DOC 通量

Table 3 SGD rates and associated DIC and DOC fluxes from previous study in typical mangroves ecosystems worldwide

研究区域	SGD /cm·d <sup>-1</sup>	SGD 输送的 DIC 通量/mol·m <sup>-2</sup> ·d <sup>-1</sup>	SGD 输送的 DOC 通量/mol·m <sup>-2</sup> ·d <sup>-1</sup>
澳大利亚摩尔顿湾 <sup>[7]</sup>	—	0.25	0.024
澳大利亚华盛顿和加拿大曼湾 <sup>[16]</sup>	6.7~27	0.13~0.45	0~0.025
澳大利亚摩尔顿湾 <sup>[14]</sup>	4.4	0.16	0.036
澳大利亚珊瑚溪 <sup>[3]</sup>	35.5	—	—
澳大利亚哈特角河口 <sup>[15]</sup>	47	0.69	0.54
中国广西茅尾海 <sup>[8]</sup>	20~36	0.25~0.70	0.25~0.31
越南芹榔县红树林潮溪 <sup>[40]</sup>	3.1~7.1	0.35~0.68	0.021~0.068
帕劳巴贝达奥普火山岛红树林溪 <sup>[41]</sup>	3.3	0.079	0.035
	6.2	0.01	0.008
中国广西珍珠湾	36	0.50	0.04

注:—表示无数据。

但处于较高的水平。在红树林生态系统中 SGD 主要是再循环海水主导<sup>[3,42]</sup>,再循环海水主要受潮汐和波浪的控制<sup>[43]</sup>。本研究采样期间潮差较大(约 4 m)可能是珍珠湾 SGD 速率较高的原因之一,因较大的潮差可以在更宽的时空尺度上驱动海水进入海岸含水层中,该过程会产生一定水力梯度,进而驱动 SGD 及其相应的物质输送到近海海域<sup>[44]</sup>。此外, Santos 等<sup>[45]</sup>发

现 SGD 速率与连续观测期间<sup>222</sup>Rn 的平均活度呈正相关,即连续观测期间<sup>222</sup>Rn 的平均活度越高,SGD 速率越大。珍珠湾连续观测期间<sup>222</sup>Rn 平均活度为(151±84) Bq/m<sup>3</sup>,远高于其他红树林的观测结果,例如芹榔县(Can Gio)红树林小溪<sup>[40]</sup>((22±10) Bq/m<sup>3</sup>)和茅尾海<sup>[8]</sup>((43±26) Bq/m<sup>3</sup>)等,这也可能是珍珠湾 SGD 速率较大的原因。

#### 4.2 珍珠湾 SGD 携带的 DIC 和 DOC 通量

为了评估 SGD 输送到珍珠湾的 DIC 和 DOC 通量,我们将 SGD 速率(或通量)和地下水端元中 DIC 和 DOC 浓度的平均值相乘来估算。进入海湾的 SGD 通量的大小为 SGD 速率和海湾的渗流面积的乘积。严格地说,在任何地方进行的单点观测结果都不能代表整个海湾<sup>[39]</sup>。由于观测站距海岸 1.05 km,因此假定渗流区的宽度约为 1.05 km,海岸线长度约为 46 km,渗流面积约为 48.3 km<sup>2</sup>,由此计算得 SGD 通量为 1.74×10<sup>7</sup> m<sup>3</sup>/d,相当于河流总输入量的约 21 倍。地下水端元中 DIC 和 DOC 的浓度范围分别为 0.82~2.37 mol/m<sup>3</sup>和 0.06~0.19 mol/m<sup>3</sup>,经计算,SGD 输送的 DIC 和 DOC 通量分别为 1.39×10<sup>7</sup>~4.12×10<sup>7</sup> mol/d 和 1.04×10<sup>6</sup>~3.31×10<sup>6</sup> mol/d,平均值分别为(2.41±2.63)×10<sup>7</sup> mol/d [(0.50±0.54) mol/(m<sup>2</sup>·d)] 和(1.96±2.20)×10<sup>6</sup> mol/d [(0.04±0.05) mol/(m<sup>2</sup>·d)]。从表 3 可以看出,珍珠湾 SGD 携带的 DIC 和 DOC 通量的大小在世界其他红树林生态系统报道的范围之内 [DIC: 0.01~0.70 mol/(m<sup>2</sup>·d); DOC: 0.008~0.54 mol/(m<sup>2</sup>·d)]。与此同时,河流输入的 DIC 和 DOC 通量估算为 1.10×10<sup>5</sup> mol/d 和 6.98×10<sup>4</sup> mol/d,SGD 携带的 DIC 通量和 DOC 通量保守估计分别约是河流输入的 126 倍和 14 倍以上。类似现象在其他地区也有相关报道<sup>[8,14]</sup>。如 Stewart 等<sup>[14]</sup>估算出 SGD 输入到莫雷顿湾的 DIC 和 DOC 通量分别是当地河流的 20 倍和 38 倍;Chen 等<sup>[8]</sup>报道 SGD 输入茅尾海的 DIC 和 DOC 通量分别是当地河流的 5~11 倍和 2~6 倍。

#### 4.3 SGD 对珍珠湾溶解碳收支的贡献

根据广泛用于近岸生态系统中各生源要素收支平衡的箱式模型<sup>[46]</sup>,珍珠湾 DIC 和 DOC 收支可表示如下<sup>[8,47]</sup>:

$$\text{DIC} : I_{\text{SGD}} + I_{\text{riv}} + I_{\text{diff}} = I_{\text{mix}} + I_{\text{sea-air}} + I_{\text{bio}}, \quad (14)$$

$$\text{DOC} : O_{\text{SGD}} + O_{\text{riv}} + O_{\text{diff}} + O_{\text{pro}} = O_{\text{mix}} + O_{\text{rem}}, \quad (15)$$

$$F_{\text{mix}} = (C_{\text{in}} - C_{\text{out}})V/T_f, \quad (16)$$

式中,  $I_{\text{SGD}}$ 、 $I_{\text{riv}}$ 、 $I_{\text{diff}}$  分别表示 DIC 源项中 SGD、河流和沉积物扩散的输入,  $O_{\text{SGD}}$ 、 $O_{\text{riv}}$ 、 $O_{\text{diff}}$  分别表示 DOC 源项中 SGD 河流和沉积物扩散的输入。 $I_{\text{mix}}$  表示 DIC 汇项中混合损失的部分,  $O_{\text{mix}}$  表示 DOC 汇项中混合

损失的部分,  $I_{\text{sea-air}}$  和  $I_{\text{bio}}$  分别是指 DIC 汇项中从地表水排放到大气中的  $\text{CO}_2$  和各生物过程对 DIC 的利用,  $O_{\text{pro}}$  和  $O_{\text{rem}}$  分别表示 DOC 源项中初级生产力的输入和 DOC 汇项中水生动物养殖、微生物降解和颗粒清除等, 每一项单位均为  $\text{mol/d}$ 。  $C_{\text{in}}$  和  $C_{\text{out}}$  分别表示湾内和湾外海水中 DIC 和 DOC 的平均浓度(单位:  $\text{mol/m}^3$ ),  $V$  是珍珠湾水体体积(单位:  $\text{m}^3$ ),  $T_f$  为平均冲刷时间(单位:  $\text{d}$ )。

珍珠湾沿岸地下水中 DIC 浓度( $0.82\sim 2.37 \text{ mol/m}^3$ ) 在世界其他红树林研究区域报道的浓度范围之内 ( $0.74\sim 13.80 \text{ mol/m}^3$ )<sup>[8]</sup>, 利用全球红树林沉积物 DIC 扩散速率的平均值  $49 \text{ mmol}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ <sup>[5]</sup> 得到珍珠湾沉积物扩散的 DIC 通量为  $2.37\times 10^6 \text{ mol/d}$ 。地下水中 DOC 浓度与 Oh 等<sup>[17]</sup> 报道的地下水中 DOC 浓度范围相似 ( $0.10\sim 0.18 \text{ mol/m}^3$ ), 因此利用其文章中的 DOC 扩散速率  $2.30 \text{ mmol}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  得到珍珠湾沉积物扩散的 DOC 通量为  $1.11\times 10^5 \text{ mol/d}$ 。沉积物扩散的通量分别仅占 SGD 输入 DIC 和 DOC 通量的 10% 和 6%。北部湾北部近岸浅水区 1 月份的初级生产力为  $1.43 \text{ mmol}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ <sup>[48]</sup>, 假设所有初级生产力最终都转化为 DOC, 那么珍珠湾初级生产力产生的 DOC 通量为  $6.91\times 10^4 \text{ mol/d}$ 。

珍珠湾 1 月份 DIC 和 DOC 平均浓度分别为

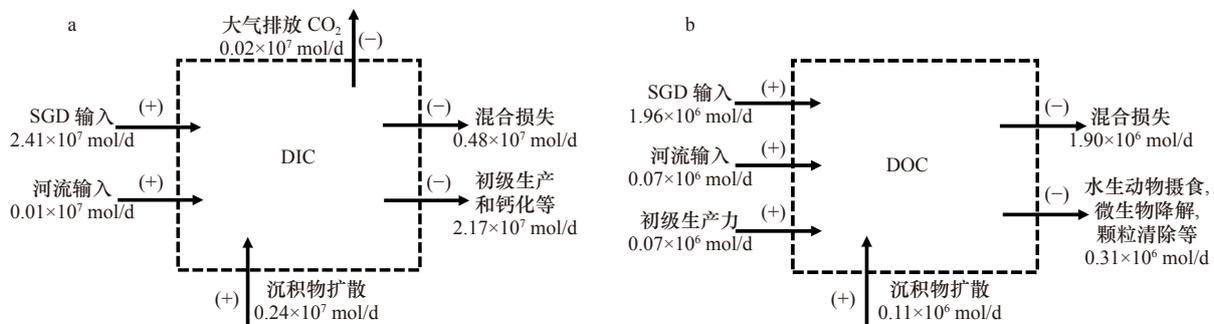


图 5 珍珠湾 DIC(a)和 DOC(b)收支

Fig. 5 DIC (a) and DOC (b) budgets in the Zhenzhu Bay

## 5 结论

珍珠湾作为我国典型的红树林海湾, 湾内有大面积的国家级红树林自然保护区。本论文利用<sup>222</sup>Rn 质量平衡模型估算了珍珠湾 SGD 速率及其携带的碳通量, 并对珍珠湾的碳收支进行了计算。结论如下:

(1) 珍珠湾 SGD 速率为  $(0.36\pm 0.36) \text{ m/d}$ , 通过 SGD 输入珍珠湾的 DIC 和 DOC 通量分别为  $(2.41\pm 2.63)\times$

$1.11 \text{ mol/m}^3$  和  $0.11 \text{ mol/m}^3$ , 湾外海水 DIC 和 DOC 平均浓度分别为  $1.06 \text{ mol/m}^3$ <sup>[8]</sup> 和  $0.09 \text{ mol/m}^3$ , 珍珠湾水体体积为  $7.16\times 10^8 \text{ m}^3$ , 根据经典的纳潮量法<sup>[49]</sup> 估算得到平均冲刷时间 7.53 d, 因此, 由式(16)可以得到珍珠湾枯季 DIC 和 DOC 混合损失分别为  $4.75\times 10^6 \text{ mol/d}$  和  $1.90\times 10^6 \text{ mol/d}$ 。该区域表层海水向大气排放  $\text{CO}_2$  速率为  $1.4\sim 7.5 \text{ mmol}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ , 平均值为  $3.9 \text{ mmol}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ <sup>[50]</sup>, 因此, 珍珠湾水域向大气排放  $\text{CO}_2$  通量为  $1.88\times 10^5 \text{ mol/d}$ 。根据式(14)和(15),  $I_{\text{bio}}$  和  $O_{\text{rem}}$  分别为  $2.17\times 10^7 \text{ mol/d}$  和  $3.13\times 10^5 \text{ mol/d}$ 。

从珍珠湾 DIC 和 DOC 各来源中可以看出(图 5), SGD 输送的 DIC 和 DOC 分别占总 DIC 来源和总 DOC 来源的 91% 和 89%, 是珍珠湾 DIC 和 DOC 的主要来源, 对近海碳库有重要贡献。海岸带系统的碳通过多界面过程交换、传输以及转化, 从而决定海岸带系统的碳库收支<sup>[51]</sup>。Chen 等<sup>[8]</sup> 总结全球数据得到通过红树林间隙水输出的碳相当于河流排放的约 30%, 因此, 这部分受潮汐等影响产生的碳交换是碳汇的重要组成部分, 是蓝碳汇估算中的主要误差和挑战之一<sup>[52]</sup>。这部分碳作为近海海域最主要的有机和无机碳源, 可能会对近海区域碳周转、碳埋藏速率的评估产生重要影响, 从而影响海岸带的生物地球化学循环过程<sup>[53]</sup>。

$10^7 \text{ mol/d}$  和  $(1.96\pm 2.20)\times 10^6 \text{ mol/d}$ 。

(2) SGD 携带的 DIC 和 DOC 分别占珍珠湾总 DIC 和 DOC 来源的 91% 和 89%, 是珍珠湾 DIC 和 DOC 的主要来源。

(3) 对红树林蓝碳收支评估时应加以考虑 SGD 的贡献, 海岸带系统蓝碳通过 SGD 的输送可能会对近海区域的碳周转、碳埋藏速率等产生重要影响。

## 参考文献:

- [1] Mcleod E, Chmura G L, Bouillon S, et al. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal

- habitats in sequestering CO<sub>2</sub>[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9(10): 552–560.
- [2] Bouillon S, Borges A V, Castañeda-Moya E, et al. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2008, 22(2): GB2013.
- [3] Tait D R, Maher D T, Macklin P A, et al. Mangrove pore water exchange across a latitudinal gradient[J]. *Geophysical Research Letters*, 2016, 43(7): 3334–3341.
- [4] Sippo J Z, Maher D T, Tait D R, et al. Mangrove outwelling is a significant source of oceanic exchangeable organic carbon[J]. *Limnology and Oceanography Letters*, 2017, 2(1): 1–8.
- [5] Alongi D M. Carbon cycling and storage in mangrove forests[J]. *Annual Review of Marine Science*, 2014, 6(1): 195–219.
- [6] Kelleway J J, Saintilan N, Macreadie P I, et al. Sedimentary factors are key predictors of carbon storage in SE Australian saltmarshes[J]. *Ecosystems*, 2016, 19(5): 865–880.
- [7] Maher D T, Santos I R, Golsby-Smith L, et al. Groundwater-derived dissolved inorganic and organic carbon exports from a mangrove tidal creek: the missing mangrove carbon sink?[J]. *Limnology and Oceanography*, 2013, 58(2): 475–488.
- [8] Chen Xiaogang, Zhang Fenfen, Lao Yanling, et al. Submarine groundwater discharge-derived carbon fluxes in mangroves: an important component of blue carbon budgets?[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2018, 123(9): 6962–6979.
- [9] Burnett W C, Bokuniewicz H, Huettel M, et al. Groundwater and pore water inputs to the coastal zone[J]. *Biogeochemistry*, 2003, 66(1/2): 3–33.
- [10] Moore W S. The effect of submarine groundwater discharge on the ocean[J]. *Annual Review of Marine Science*, 2010, 2: 59–88.
- [11] Wang Guizhi, Wang Zhangyong, Zhai Weidong, et al. Net subterranean estuarine export fluxes of dissolved inorganic C, N, P, Si, and total alkalinity into the Jiulong River Estuary, China[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2015, 149: 103–114.
- [12] Santos I R, Beck M, Brumsack H J, et al. Porewater exchange as a driver of carbon dynamics across a terrestrial-marine transect: Insights from coupled <sup>222</sup>Rn and pCO<sub>2</sub> observations in the German Wadden Sea[J]. *Marine Chemistry*, 2015, 171: 10–20.
- [13] Chen Xiaogang, Ye Qi, Du Jinzhou, et al. Bacterial and archaeal assemblages from two size fractions in submarine groundwater near an industrial zone[J]. *Water*, 2019, 11(6): 1261.
- [14] Stewart B T, Santos I R, Tait D R, et al. Submarine groundwater discharge and associated fluxes of alkalinity and dissolved carbon into Moreton Bay (Australia) estimated via radium isotopes[J]. *Marine Chemistry*, 2015, 174: 1–12.
- [15] Sadat-Noori M, Maher D T, Santos I R. Groundwater discharge as a source of dissolved carbon and greenhouse gases in a subtropical estuary[J]. *Estuaries and Coasts*, 2016, 39(3): 639–656.
- [16] Faber P A, Evrard V, Woodland R J, et al. Pore-water exchange driven by tidal pumping causes alkalinity export in two intertidal inlets[J]. *Limnology and Oceanography*, 2014, 59(5): 1749–1763.
- [17] Oh Y H, Lee Y W, Park S R, et al. Importance of dissolved organic carbon flux through submarine groundwater discharge to the coastal ocean: results from Masan Bay, the southern coast of Korea[J]. *Journal of Marine Systems*, 2017, 173: 43–48.
- [18] Wang Xilong, Du Jinzhou. Submarine groundwater discharge into typical tropical lagoons: a case study in Eastern Hainan Island, China[J]. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 2016, 17(11): 4366–4382.
- [19] Xiao Kai, Li Hailong, Shanana M, et al. Coastal water quality assessment and groundwater transport in a subtropical mangrove swamp in Daya Bay, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 646: 1419–1432.
- [20] Chen Xiaogang, Lao Yanling, Wang Jinlong, et al. Submarine groundwater-borne nutrients in a tropical bay (Maowei Sea, China) and their impacts on the oyster aquaculture[J]. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 2018, 19(3): 932–951.
- [21] 赖廷和, 何斌源, 史小芳, 等. 广西珍珠湾桐花树群落凋落物碳输出动态研究[J]. *泉州师范学院学报*, 2015, 33(6): 1–7.  
Lai Tinghe, He Binyuan, Shi Xiaofang, et al. Carbon output through litter fall in the *Aegiceras corniculatum* mangrove community in Zhenzhu Bay of Guangxi, China[J]. *Journal of Quanzhou Normal University*, 2015, 33(6): 1–7.
- [22] 黄玥, 黄元辉. 广西珍珠湾表层沉积硅藻分布特征[J]. *海洋科学进展*, 2016, 34(3): 411–420.  
Huang Yue, Huang Yuanhui. Characteristics of surface sediments diatom distribution in Zhenzhu Bay of Guangxi[J]. *Advances in Marine Science*, 2016, 34(3): 411–420.
- [23] Schubert M, Paschke A, Lieberman E, et al. Air-water partitioning of <sup>222</sup>Rn and its dependence on water temperature and salinity[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(7): 3905–3911.
- [24] Charette M A, Allen M C. Precision ground water sampling in coastal aquifers using a direct-push, Shielded-Screen Well-Point System[J]. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 2006, 26(2): 87–93.
- [25] Moore W S, Arnold R. Measurement of <sup>223</sup>Ra and <sup>224</sup>Ra in coastal waters using a delayed coincidence counter[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 1996, 101(C1): 1321–1329.
- [26] Peterson R N, Burnett W C, Glenn C R, et al. Quantification of point-source groundwater discharges to the ocean from the shoreline of the Big Island, Hawaii[J]. *Limnology and Oceanography*, 2009, 54(3): 890–904.
- [27] Martens C S, Kipphut G W, Klump J V. Sediment-water chemical exchange in the coastal zone traced by in situ radon-222 flux measurements[J]. *Science*, 1980, 208(4441): 285–288.
- [28] Burnett W C, Dulaiova H. Estimating the dynamics of groundwater input into the coastal zone via continuous radon-222 measurements[J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2003, 69(1/2): 21–35.

- [29] Zhang Yan, Li Hailong, Wang Xuejing, et al. Estimation of submarine groundwater discharge and associated nutrient fluxes in eastern Laizhou Bay, China using  $^{222}\text{Rn}$ [J]. *Journal of Hydrology*, 2016, 533: 103–113.
- [30] Santos I R, Maher D T, Larkin R, et al. Carbon outwelling and outgassing vs. burial in an estuarine tidal creek surrounded by mangrove and saltmarsh wetlands[J]. *Limnology and Oceanography*, 2019, 64(3): 996–1013.
- [31] 杨卫东. 广西北部湾经济区水资源及其变化趋势分析[C]//第五届广西青年学术年会论文集. 南宁: 广西壮族自治区科协, 2010.  
Yang Weidong. Analysis of water resources and its Changing trend in economic zone of Beibu Gulf, Guangxi[C]//The Fifth Guangxi Youth Academic Conference. Nanning: Guangxi Association for Science and Technology, 2010.
- [32] Moore W S, Blanton J O, Joye S B. Estimates of flushing times, submarine groundwater discharge, and nutrient fluxes to Okatee Estuary, South Carolina[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2006, 111(C9): C09006.
- [33] 罗浩. 镭同位素示踪钦州湾海底地下水排放及其营养盐输送通量[D]. 上海: 华东师范大学, 2018.  
Luo Hao. Study of submarine groundwater discharge by Ra and its associated nutrient fluxes into the Qinzhou Bay, China[D]. Shanghai: East China Normal University, 2018.
- [34] MacIntyre S, Wanninkhof R, Chanton J P. Trace gas exchange across the air-water interface in freshwater and coastal marine environments[C]//Matson P A, Harriss R C. Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water. Oxford, England: Blackwell, 1995.
- [35] Lambert M J, Burnett W C. Submarine groundwater discharge estimates at a Florida coastal site based on continuous radon measurements[J]. *Biogeochemistry*, 2003, 66(1/2): 55–73.
- [36] Corbett D R, Burnett W C, Cable P H, et al. A multiple approach to the determination of radon fluxes from sediments[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 1998, 236(1/2): 247–253.
- [37] Burnett W C, Peterson R, Moore W S, et al. Radon and radium isotopes as tracers of submarine groundwater discharge—results from the Ubatuba, Brazil SGD assessment intercomparison[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2008, 76(3): 501–511.
- [38] Tse K C, Jiao J J. Estimation of submarine groundwater discharge in plover cove, Tolo harbour, Hong Kong by  $^{222}\text{Rn}$ [J]. *Marine Chemistry*, 2008, 111(3/4): 160–170.
- [39] Wang Xuejing, Li Hailong, Yang Jinzhong, et al. Nutrient inputs through submarine groundwater discharge in an embayment: a radon investigation in Daya Bay, China[J]. *Journal of Hydrology*, 2017, 551: 784–792.
- [40] Taillardat P, Willemsen P, Marchand C, et al. Assessing the contribution of porewater discharge in carbon export and  $\text{CO}_2$  evasion in a mangrove tidal creek (Can Gio, Vietnam)[J]. *Journal of Hydrology*, 2018, 563: 303–318.
- [41] Call M, Sanders C J, Macklin P A, et al. Carbon outwelling and emissions from two contrasting mangrove creeks during the monsoon storm season in Palau, Micronesia[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2019, 218: 340–348.
- [42] Tait D R, Maher D T, Sanders C J, et al. Radium-derived porewater exchange and dissolved N and P fluxes in mangroves[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2017, 200: 295–309.
- [43] Robinson C E, Xin Pei, Santos I R, et al. Groundwater dynamics in subterranean estuaries of coastal unconfined aquifers: controls on submarine groundwater discharge and chemical inputs to the ocean[J]. *Advances in Water Resources*, 2018, 115: 315–331.
- [44] Bokuniewicz H, Taniguchi M, Ishitoibi T, et al. Direct measurements of submarine groundwater discharge (SGD) over a fractured rock aquifer in Flamengo Bay Brazil[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2008, 76(3): 466–472.
- [45] Santos I R, Lechuga-Deveze C, Peterson R N, et al. Tracing submarine hydrothermal inputs into a coastal bay in Baja California using radon[J]. *Chemical Geology*, 2011, 282(1/2): 1–10.
- [46] Gordon D C, Boudreau P R, Mann K H, et al. LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines[M]. Texel, the Netherlands: LOICZ, 1996.
- [47] Jiang Zengjie, Li Jiaqi, Qiao Xudong, et al. The budget of dissolved inorganic carbon in the shellfish and seaweed integrated mariculture area of Sanggou Bay, Shandong, China[J]. *Aquaculture*, 2015, 446: 167–174.
- [48] 吴易超. 北部湾初级生产力的时空格局与粒级结构[D]. 厦门: 厦门大学, 2008.  
Wu Yichao. The temporal and spatial distribution patterns and size-fractionated structure of primary productivity in Beibu Gulf[D]. Xiamen: Xiamen University, 2008.
- [49] Sanford L P, Boicourt W C, Rives S R. Model for estimating tidal flushing of small embayments[J]. *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, 1992, 118(6): 635–654.
- [50] Zhai Weidong, Dai Minhan, Cai Weijun, et al. The partial pressure of carbon dioxide and air-sea fluxes in the northern South China Sea in spring, summer and autumn[J]. *Marine Chemistry*, 2005, 96(1/2): 87–97.
- [51] Bauer J E, Cai Weijun, Raymond P A, et al. The changing carbon cycle of the coastal ocean[J]. *Nature*, 2013, 504(7478): 61–70.
- [52] 周晨昊, 毛覃愉, 徐晓, 等. 中国海岸带蓝碳生态系统碳汇潜力的初步分析[J]. *中国科学: 生命科学*, 2016, 46(4): 475–486.  
Zhou Chenhao, Mao Qinyu, Xu Xiao, et al. Preliminary analysis of C sequestration potential of blue carbon ecosystems on Chinese coastal zone[J]. *Scientia Sinica Vitae*, 2016, 46(4): 475–486.
- [53] 章海波, 骆永明, 刘兴华, 等. 海岸带蓝碳研究及其展望[J]. *中国科学: 地球科学*, 2015, 45(11): 1641–1648.  
Zhang Haibo, Luo Yongming, Liu Xinghua, et al. Current researches and prospects on the coastal blue carbon[J]. *Scientia Sinica: Terrae*, 2015, 45(11): 1641–1648.

## Influence of submarine groundwater discharge in the blue carbon budget of typical mangrove: A case study from the Zhenzhu Bay, Guangxi

Wang Yali<sup>1</sup>, Zhang Fenfen<sup>1</sup>, Chen Xiaogang<sup>1</sup>, Li Linwei<sup>1</sup>, Wang Xilong<sup>2</sup>, Lao Yanling<sup>2,3</sup>, Du Jinzhou<sup>1,4</sup>

(1. State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200241, China; 2. Guangxi Key Laboratory of Marine Disaster in the Beibu Gulf, Beibu Gulf University, Qinzhou 535011, China; 3. College of Resource and Environment, Beibu Gulf University, Qinzhou 535011, China; 4. Institute of Eco-Chongming, Shanghai 202162, China)

**Abstract:** As one of the forms of land-ocean interactions, submarine groundwater discharge (SGD) can release solutes into the coastal sea and has a significant impact on the nutrients budget in coastal seawater. Here, using <sup>222</sup>Rn tracer, the SGD and the associated dissolved inorganic carbon (DIC) and dissolved organic carbon (DOC) inputted to the Zhenzhu Bay, a typical mangrove-dominated bay, were quantified. The results show that the average concentrations of <sup>222</sup>Rn, DIC and DOC in groundwater are relatively higher than those in river water and surface sea water. A <sup>222</sup>Rn mass balance implies that SGD rate is (0.36±0.36) m/d during January 2019. And SGD-derived DIC and DOC fluxes are estimated to be (2.41±2.63)×10<sup>7</sup> mol/d and (1.96±2.20)×10<sup>6</sup> mol/d. It confirmed that SGD-derived carbon is the most important carbon source in this bay, with 91% DIC and 89% DOC of the total input fluxes by SGD, respectively. Our results highlight the importance of groundwater-derived carbon fluxes in the Zhenzhu Bay, especially in the blue carbon assessments and biogeochemical process in tidal zones such as mangrove ecosystems.

**Key words:** submarine groundwater discharge; <sup>222</sup>Rn; mangrove; carbon budget; blue carbon