



中国近岸海底地下水排泄(SGD)研究进展

张艳¹, 王学静², 薛岩¹, 邹昌霁¹, 罗满华¹, 李刚², 李磊¹, 崔来通¹, 李海龙^{2*}

1. 中国地质大学(北京)水资源与环境学院, 北京 100083;

2. 南方科技大学环境科学与工程学院, 深圳 518055

* 通讯作者, E-mail: lihailong@sustech.edu.cn

收稿日期: 2021-07-18; 收修改稿日期: 2022-04-25; 接受日期: 2022-05-06; 网络版发表日期: 2022-08-25

国家自然科学基金项目(批准号: 42007170、42130703)和深圳市科技创新委员会稳定支持重点项目(编号: 20200925174525002)资助

摘要 海底地下水排泄(SGD)是海岸带陆海相互作用的重要过程,也是全球水循环的重要组成部分,日益受到水文和海洋学家的关注和重视. 地下水向海排泄过程中携带大量物质(营养盐、碳、金属元素等),对海洋物质循环起着重要作用,影响近岸海域生态环境. 本文从SGD及其环境效应的角度出发,回顾了中国近岸SGD研究现状,系统分析了不同生态系统(海湾、河口、陆架和潟湖)地下水镭同位素和营养盐含量、SGD及其输入的营养盐. 研究结果表明:在河口区域,地下水中营养盐(溶解无机氮DIN、溶解无机磷DIP和溶解无机硅DSi)含量、SGD速率及SGD输入的DIN和DIP(中位数)远高于其他三种生态系统,原因可能是河口水动力条件复杂,且受人类活动影响较大. 然而在大尺度的陆架系统,SGD速率及SGD输入的三种无机态营养盐均是最低. 从整个海岸带尺度上看,SGD及输入的营养盐通量不亚于河流输入量,显著影响近岸海域营养盐收支、营养盐组成结构及初级生产力. 最后,本文从SGD准确评估、环境效应和调控策略三个方面进一步总结并提出了展望.

关键词 海底地下水排泄(SGD), 镭同位素, 营养盐, 生态系统, 环境效应

1 引言

海岸带是陆地和海洋相互作用的过渡地带,也是世界上人类活动最剧烈、经济最发达和环境最脆弱的地区. 随着海岸带人口不断增长、工农业和城市建设快速发展,近岸海域的生态环境面临着不同程度的污染,生态系统的正常功能也受到威胁. 海底地下水排泄(Submarine Groundwater Discharge, SGD)是指通过陆架边缘由海底进入海水中的所有水流,它是海岸带地下水-海水相互作用中重要的水文过程(Moore,

2010; Charette等, 2012). 在全球尺度上,SGD通量比河流入海量高3~4倍(Kwon等, 2014). SGD在参与水循环的同时携带大量物质入海,对海洋多种生源要素(碳、氮、磷、硅等)的地球化学循环起着重要作用,显著影响近岸海域生态环境(如导致水体富营养化、赤潮爆发和水体缺氧等).

海底地下水排泄存在于全球除了基岩海岸的所有海岸线. 无论从空间尺度上的几毫米到几百公里,还是从时间尺度上的几秒到几十年,SGD都一直在发生,且表现形式多种多样. 从小尺度的海湾、潟湖、

中文引用格式: 张艳, 王学静, 薛岩, 邹昌霁, 罗满华, 李刚, 李磊, 崔来通, 李海龙. 2022. 中国近岸海底地下水排泄(SGD)研究进展. 中国科学: 地球科学, 52(11): 2139–2151, doi: 10.1360/SSTe-2021-0216

英文引用格式: Zhang Y, Wang X, Xue Y, Zou C, Luo M, Li G, Li L, Cui L, Li H. 2022. Advances in the study of submarine groundwater discharge (SGD) in China. Science China Earth Sciences, 65(10): 1948–1960, <https://doi.org/10.1007/s11430-021-9946-x>

河口到大尺度的开阔海域, 国内外学者对SGD开展了广泛研究(Moore等, 2008; Santos等, 2009; 苏妮, 2013; Kwon等, 2014; Su等, 2015). 目前全球范围内存在不少SGD的研究实例, 但其空间分布很不均匀, 这主要与各国经济和技术发展水平有关. 美国是世界上研究SGD最多的国家, 主要集中在东海岸, 其次是澳大利亚、中国、德国和加拿大(Ma和Zhang, 2020; Santos等, 2021).

中国大陆海岸线总长达1.8万公里, 近海总面积约470万平方公里. 与发达国家相比, 国内SGD的研究起步较晚, 但是近些年受益于环境同位素技术的发展和推广, SGD研究发展较为迅速. 从北部的渤海到南部的海南岛, 均开展了同位素示踪SGD的研究(网络版附表1, <http://earthcn.scichina.com>), 研究区域主要包括四大海域(渤海、黄海、东海和南海)(Kim等, 2005; 苏妮, 2013; Liu等, 2017a, 2017b; Tan等, 2018; Luo等, 2018)、三大河口(黄河口、长江口和珠江口)(Xu等, 2013; Wang G Z等, 2015; Li等, 2018a, 2018b; Guo等, 2020)及其他海湾(渤海湾、莱州湾、胶州湾、大亚湾等)(郭占荣等, 2008, 2011, 2013; Wang X J等, 2015; Zhang等, 2016, 2017; Wang等, 2018)和潟湖系统(Ji等, 2013; Su等, 2011; Wang和Du, 2016)等. 由上述案例可知, 沿着中国海岸线SGD速率呈现明显的空间变化, 但有关不同生态系统SGD速率的综合对比和系统分析仍未有研究报道. 为充分理解中国近岸海域SGD研究现状及其环境效应, 本文将结合已有SGD研究综合分析不同生态系统地下水锶同位素、营养盐含量和组分结构、SGD及其输入的营养盐, 并揭示SGD对近岸海水水质、营养盐收支和初级生产力等方面的影响.

2 海底地下水排泄的组成和研究方法

2.1 海底地下水排泄的组成和驱动力

海底地下水排泄包括两部分(图1): 陆源地下淡水(Submarine Fresh Groundwater Discharge, SFGD)和再循环海水(Re-circulated Submarine Groundwater Discharge, RSGD)(Moore, 2010). 其中, SFGD占总SGD通量的份额较小(通常小于10%), 仅相当于全球河流入海量的(4.5±3.2%)(Abbott等, 2019), 但RSGD通量可能超过全球河流的输入量(Moore等, 2008; Cho等, 2018). RSGD虽然对近岸海域净水流量贡献不大, 但是对物

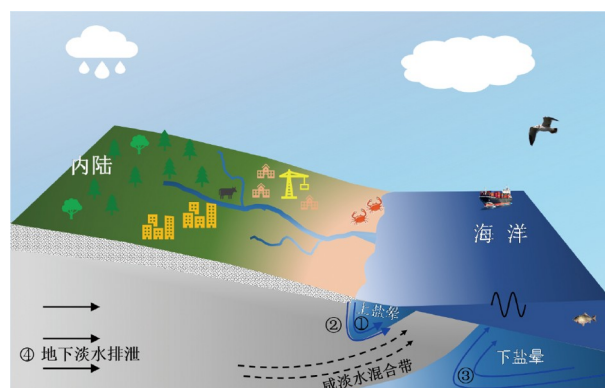


图1 海底地下水排泄过程示意图及其主要驱动力

图中展示了SGD的两个组分: 内陆地下淡水SFGD和再循环海水RSGD, 其中箭头表示水的流向. ① 波浪驱动的RSGD, ② 海潮驱动的RSGD, ③ 密度驱动的RSGD, ④ 地下淡水排泄SFGD

质循环有重要作用(Baudron等, 2015). 陆源地下淡水主要是大气降水入渗到含水层, 在内陆水力梯度作用下排泄到海洋(Burnett等, 2003; Moore, 2010). RSGD的驱动力比较复杂, 包括潮汐(Santos等, 2010; Li和Jiao, 2013)、波浪(Xin等, 2010, 2014)、风暴潮(Robinson等, 2014)和密度梯度(Robinson等, 2007; Werner等, 2013)等. 在这些驱动力作用下, 近岸含水层盐分的空间分布包括两部分: 上盐晕和下盐晕(图1). 上盐晕主要是在海潮和波浪的驱动力作用下形成. 海潮驱动海水从潮间带上部进入, 在低潮线附近流出. 相比之下, 下盐晕则是由于咸淡水密度差形成的(Werner等, 2013; Robinson等, 2014). 这两个盐晕及其附近, 来自内陆的淡水和来自海洋的海水混合, 形成咸淡水混合带. 咸淡水混合带存在复杂的生物地球化学反应, 因此SGD的化学性质不同于淡水和海水(Moore, 1999).

2.2 海底地下水排泄研究方法

海底地下水排泄研究方法可归结为3大类: 直接测量法、水文模型法和环境同位素示踪法(表1). 直接测量法主要是利用渗流仪(两部分结构包括接触海底沉积物的容器和集水袋)对局部尺度的地下水流量进行测量, 其原理是根据单位时间内进入集水袋的水体积分计算出SGD通量(Lee, 1977). 随着技术改进, 逐渐出现了连续热型自动渗流仪、热脉冲型自动渗流仪、超声波型自动渗流仪等. 在过去几十年该方法应用广泛.

水文模型法主要包括水量均衡法、数值模拟法及

表 1 海底地下水排泄不同研究方法对比

研究方法	适用范围	优缺点	代表文献
直接测量法(渗流仪法)	适用于海底沉积物-水界面小尺度(局部尺度)的研究	优点: 构造简单, 操作便捷, 工作状态稳定, 其数据能精确地反映含水层局部的情况; 缺点: 安装难度大, 工作量大, 野外易被人为和自然因素破坏.	Lee(1977); Taniguchi等(2003a); Lee等(2018); 肖凯(2018)
水文模型法(水均衡、数值模拟和达西定律)	区域尺度和流域尺度	优点: 原理简单, 可以获得长时间尺度的SGD; 缺点: 获取详细的水文地质资料和参数难度大, 计算结果误差大.	郭占荣和黄奕普(2003); Li和Boufadel(2010); Xia和Li(2012); Hou等(2016); Li等(2018a, 2018b)
环境同位素示踪法(镭同位素等)	适用于多种海岸带系统(小尺度的海湾、河口等及大尺度的开阔海域及陆架)	优点: 原理简单, 仪器测试精度高, 可根据研究尺度选择同位素, 获得不同时空尺度SGD; 缺点: 地下水端元选取是最大的挑战.	Moore(1996); Cable等(1996); Zhang等(2016, 2017, 2020b); Wang等(2021)
遥感法(卫星热成像)	适用于大尺度、高空间分辨率及长期监测	优点: 能确定SGD的具体位置, 长时间序列数据获取便捷, 更新速率快; 缺点: 不能定量, 需结合其他方法.	Tamborski等(2016); Kelly等(2018); Mallast和Siebert(2019); Cheng等(2020)
电阻率法(层析成像法)	适用于有海水入侵的滨海含水层	优点: 高效、省时和成本相对较低; 缺点: 分辨率较低, 反演效果不佳.	Hermans和Paepen (2020); Fu等(2020)
温度示踪法	适合于一维多孔介质含水层	优点: 数据原位获取方便, 监测精度较高, 连续监测成本低; 缺点: 解析计算存在前提假设, 热力学参数难获取.	Taniguchi等(2003b); Xing等(2016); Kurylyk等(2018); George等(2020); LeRoux等(2021)

达西定律法等. 水量均衡法是根据研究系统内水的变化量(稳态条件下水的变化量为0)和其他的源汇项(包括蒸发量、人工开采量、降雨量及地表径流量等)间接计算出地下水排泄量(Lee等, 2012; Wang X J等, 2015; Zhang等, 2017, 2020a). 这种方法计算的结果只有地下淡水, 不包括再循环海水. 数值模拟法是利用有限元法或有限差分法对水流方程进行空间和时间上的离散, 求解得到离散单元上的水流速度, 根据含水层边界上的渗流速度分布可获得SGD的结果(李海龙和王学静, 2015). 这种方法最大的挑战在于获得具有代表性的水文地质参数和边界条件. 达西定律法是根据海陆边界的水头差和渗透系数直接计算SGD速率(Hou等, 2016; Li等, 2018a), 该方法需要长周期(一般一个大潮周期)的海水和地下水水位数据.

环境同位素示踪法是目前SGD研究中应用最广泛的方法. 自Moore(1996)和Cable等(1996)提出利用放射性镭同位素和氡同位素评估SGD的方法, 极大推进了国内外SGD的研究. 氡同位素(^{222}Rn)半衰期是3.83天, 适合局部区域SGD的研究. 此外, 由于氡的连续测量装置在野外安装方便, 且分辨率高, 使得氡同位素在评估SGD的时间序列变化上应用广泛(郭占荣等, 2008; Zhang等, 2016, 2020b; Chen等, 2018). 常用的四

种镭同位素(^{223}Ra 、 ^{224}Ra 、 ^{226}Ra 和 ^{228}Ra)半衰期从几天到1600年变化, 因此可以用来评估不同尺度(局部、区域及全球尺度)的SGD. 短半衰期的 ^{224}Ra 和 ^{223}Ra 可以示踪河口、海湾及潟湖等小尺度生态系统的SGD, 而长半衰期的 ^{226}Ra 和 ^{228}Ra 主要用来评估大尺度的陆架和大洋尺度的水体混合过程和SGD. 镭同位素示踪法的主要原理是识别研究系统内镭的来源和损失项, 建立同位素的质量平衡模型, 准确评估其他源汇项, 可间接获得地下水排泄量. 镭同位素主要来源包括SGD、河流、沉积物扩散、大气沉降等, 损失项包括衰变损失、混合损失及RSGD造成的损失(Zhang等, 2017). 沿着中国海岸线, 不论是小尺度的海湾、河口, 还是大尺度的陆架区域, 均开展了SGD的相关研究, 其中镭同位素示踪法应用最多.

除了上述三种主要方法, SGD评估方法还包括电阻率法、温度示踪法和遥感方法等, 不同方法的优缺点见表1.

3 中国近岸海域不同生态系统SGD研究

根据中国近岸海域生态系统类型, 本文将SGD的研究系统划分为四类, 主要包括大尺度陆架(渤海、黄

海、东海和南海)、半封闭海湾(渤海湾、莱州湾、桑沟湾、胶州湾、象山湾、三沙湾、五缘湾、隆教湾、大亚湾、吐露港、北部湾和三亚湾)、河口(黄河口、长江口、九龙江河口、淡澳河口、珠江口和万泉河口)和潟湖系统(八门湾、小海潟湖和老爷潟湖)。每一类生态系统的宏观水动力条件相似。本文共统计了50余篇关于中国近岸海域SGD的文献(附表1)。中国大部分SGD的研究集中在半封闭海湾(占比50.9%),其次是大尺度的陆架系统(占比23.6%)和水动力条件相对复杂的河口地区(占比20.0%)(图2a)。中国潟湖生态系统的SGD研究较少(占比5.5%),主要来自于老爷潟湖、小海潟湖及八门湾。上述统计的SGD案例中,研究方法包括镭同位素示踪、达西定律、渗流仪法和数值模拟。其中,镭同位素示踪法应用最为广泛,在32个研究案例中均有应用。分析中国近岸SGD研究案例的题目,排名前五的高频关键词是:地下水(Groundwater)、排泄(Discharge)、海底(Submarine)、营养盐(Nutrient)和镭同位素(Radium)(图2b)。根据这些文献中地下水和海水数据,下文将具体分析中国近岸含水层地下水镭同位素(^{223}Ra 、 ^{224}Ra 、 ^{226}Ra 、 ^{228}Ra)活度和营养盐(溶解无机氮DIN、溶解无机磷DIP、溶解无机硅DSi)浓度及其组分结构,并对比四种不同生态系统SGD速率及其输入的营养盐。在此基础上,进一步揭示SGD对近岸海域的环境效应。

3.1 中国近岸含水层地下水镭同位素活度及分布特征

近岸含水层浅层地下水由于受海水混合作用和蒸发作用影响盐度普遍偏高,甚至高于海水盐度(Zhang等, 2020a, 2020b)。盐度(离子强度)是影响近岸地下水镭同位素解吸-吸附过程的关键因素:淡水环境中,镭同位素主要吸附在固体颗粒物上;随着水体盐度的增大和离子强度增加,镭同位素从颗粒物上解吸下来进入水体中,使得近岸地下水出现镭的富集(王树玲, 2014; Swarzenski等, 2007; Gonneea等, 2008)。镭同位素活度在近岸地下水中通常比海水高1~2个数量级,因此是评估SGD的良好示踪剂。

图3所示为中国近岸地下水镭同位素(^{223}Ra 、 ^{224}Ra 、 ^{226}Ra 、 ^{228}Ra)活度分布图。这些地下水大部分来自于咸淡水混合带浅层沉积物孔隙水,少数来自于内陆居民农用水井及饮用水井。根据盐度把地下水分为

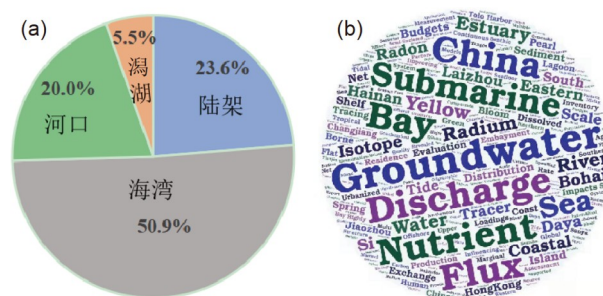


图2 中国近岸海域不同生态系统SGD研究案例数所占比例(a)及其题目关键词云图(b)

陆架、海湾、河口和潟湖生态系统SGD研究案例数占比分别为: 23.6%、50.9%、20.0%和5.5%。题目关键词云图数据来源于附表1中参考文献

3类:淡水(盐度小于1)、咸水(盐度: 1~10)和盐水(盐度>10)。海湾和陆架生态系统地下水样品数量较多,大部分是地下盐水,盐度中位数分别是27.4和17。河口生态系统地下水盐度范围变化较大,低盐度、中等盐度和高盐度区域均有分布。潟湖系统地下水样品数量偏少,其盐度远低于海湾和陆架系统,大部分是地下淡水。

地下水镭同位素活度变化范围很大(^{223}Ra : $0.2\sim685.2\text{dpm (100L)}^{-1}$, ^{224}Ra : $5.53\sim10521\text{dpm (100L)}^{-1}$, ^{226}Ra : $0\sim1829\text{dpm (100L)}^{-1}$ 和 ^{228}Ra : $1.61\sim4346\text{dpm (100L)}^{-1}$),因此镭同位素质量平衡模型评估SGD过程中地下水端元值的选取具有很大挑战性。地下水镭同位素活度中位数在不同系统从大到小排序依次是:陆架>海湾>潟湖>河口(^{223}Ra 和 ^{228}Ra),海湾>陆架>河口>潟湖(^{224}Ra),陆架>海湾>河口>潟湖(^{226}Ra)(附表2)。陆架和海湾系统地下水盐度较高,因此它们的镭同位素活度普遍高于河口和潟湖系统。

3.2 中国海岸带地下水营养盐浓度、组分结构和分布特征

分析中国近岸地下水营养盐数据,发现营养盐浓度变化范围也很大(图4,附表3)。地下水DIN和DSi浓度较高,变化区间分别是 $0.4\sim3478$ 和 $4.51\sim15610\mu\text{mol L}^{-1}$;地下水DIP浓度($0\sim1800\mu\text{mol L}^{-1}$)比DIN和DSi低1~2个数量级。地下水DSi浓度随着盐度增加呈现减小趋势($R^2=0.30$),DIN和DIP浓度与盐度无明显相关性(附图1)。大部分近岸地下水的DIN和DIP浓度远高于中国海水水质第三类标准(GB 3097-1997),SGD可能是近岸海水营养盐富集的重要因素。

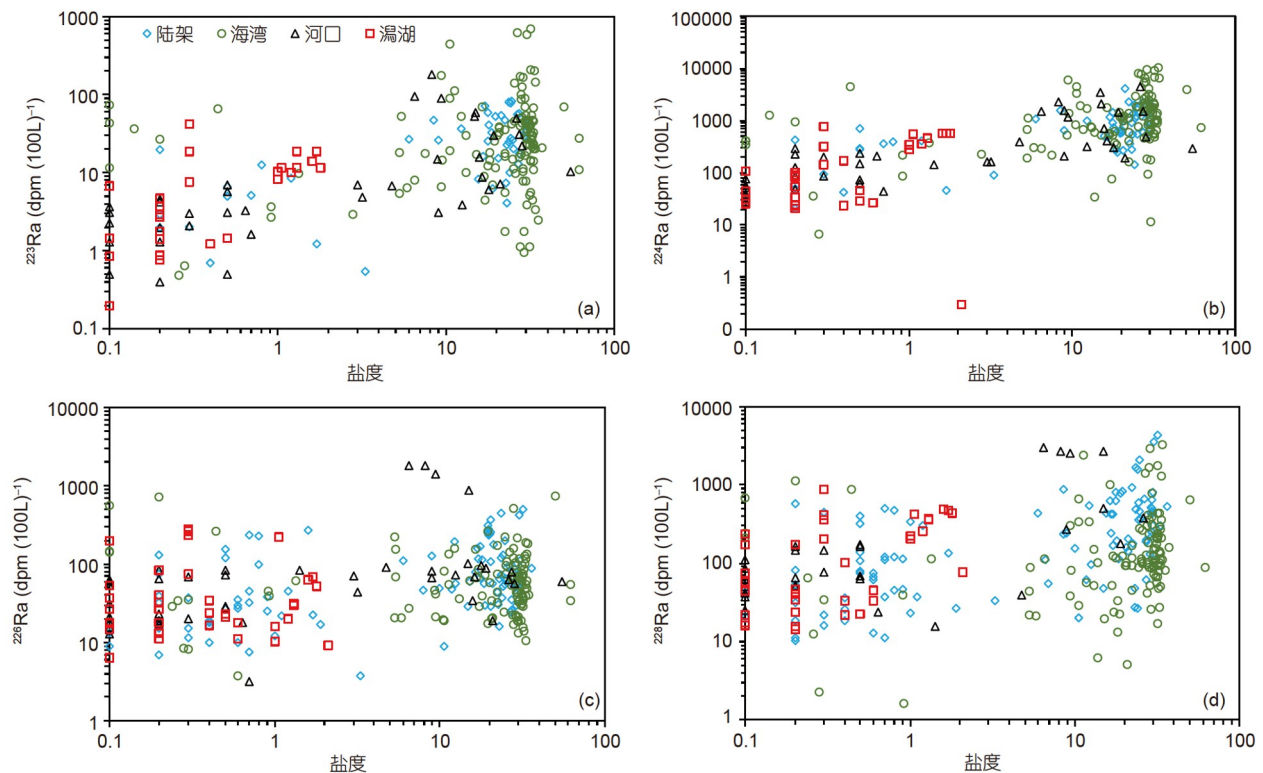


图 3 中国近岸地下水镭同位素-盐度关系图

^{223}Ra 、 ^{224}Ra 、 ^{226}Ra 、 ^{228}Ra 的样品数分别为264、291、343和320。海湾和陆架系统的地下水盐度和镭同位素活度均高于河口和潟湖系统。地下水镭数据来源于附表1中参考文献

对比不同生态系统地下水营养盐浓度,发现河口区域地下水DIN、DIP和DSi的含量最高,平均值分别是616.8、18.2和603.7 $\mu\text{mol L}^{-1}$,中位数分别是508、5.45和636.5 $\mu\text{mol L}^{-1}$,说明河口生态系统地下水受人类活动影响很大。其次是潟湖系统地下水, DIN、DIP和DSi平均浓度分别是434.9、182.9和2056.9 $\mu\text{mol L}^{-1}$,中位数分别是343、1和305 $\mu\text{mol L}^{-1}$,其中老爷潟湖地下水DIP和DSi浓度高达1800和15610 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (Wang和Du, 2016)。海湾和陆架系统地下水营养盐含量相当,其中位数比河口区域地下水营养盐含量低4~8倍(附表3)。

分析地下水营养盐比率,氮磷比(DIN/DIP)和硅磷比(DSi/DIP)范围分别是0.44~44475和3.65~14300。陆架、海湾、河口和潟湖四种生态系统地下水氮磷比平均值分别是982.9、396.9、2174.4和885.1,中位数分别是74.5、82.1、76.2和297.1;硅磷比平均值分别是452.3、854.8、888.9和616.6,中位数分别是101.4、144.6、84.3和355。数据分析表明中国近岸地下水富含DIN和DSi,而DIP含量相对较低(图5)。分析中国近

岸海域营养盐数据,发现水体也具有高的氮磷比(平均值: 106.2, 中位数: 55.2)和硅磷比(平均值: 115.3, 中位数: 62.3),远远高于浮游植物对氮磷硅利用的Redfield比值(N:P:Si=16:1:16)。根据海水营养盐化学计量的限制标准: 若硅磷比和氮磷比大于22,则表示溶解无机磷可能是限制因子(Justić等, 1995)。中国近岸海域大部分海水的氮磷比和硅磷比远高于Redfield比值,表明磷是浮游植物生长的限制性营养盐。中国近岸海水中不平衡的营养盐结构与地下水中高的氮磷比和硅磷比有关。

3.3 中国近岸不同生态系统SGD和输入的营养盐

3.3.1 中国近岸不同生态系统SGD

海底地下水排泄常用的度量单位有两种: (1) 单位时间内排泄到海水的地下水体积,量纲是 $\text{L}^3 \text{T}^{-1}$,通常记作SGD通量; (2) 单位时间单位面积排泄到海水的地下水体积,量纲是 $\text{L}^3 \text{L}^{-2} \text{T}^{-1}$ 或者 L T^{-1} ,通常记作SGD速率(李海龙和王学静, 2015)。上述两种量纲之间是可

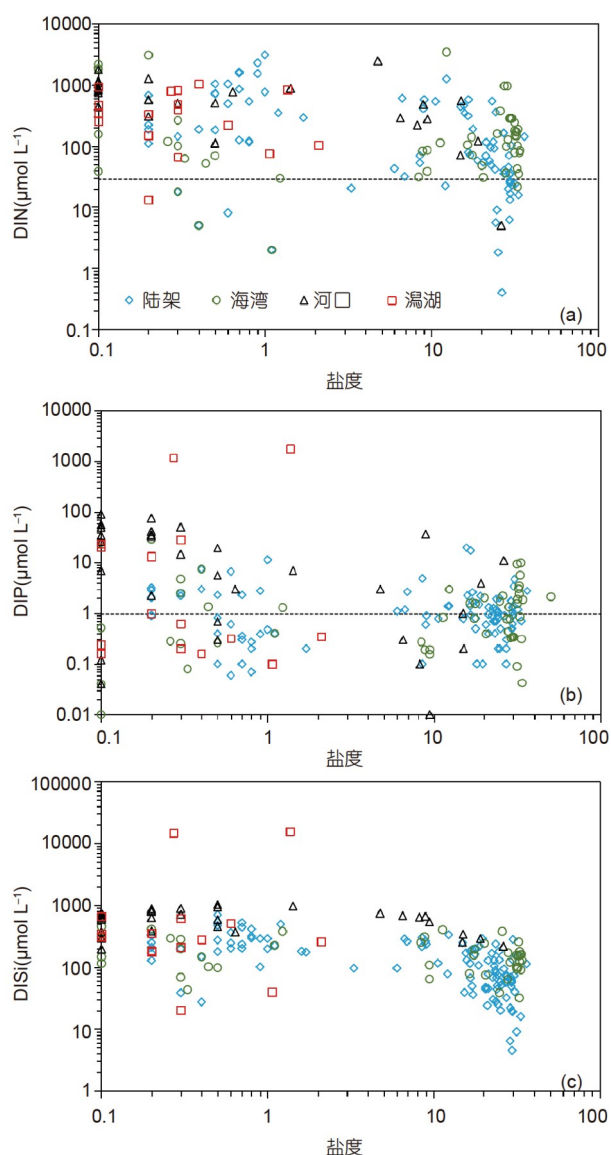


图4 中国近岸地下水营养盐浓度-盐度分布图

DIN、DIP和DSi的样品数分别为191、203和206。地下水营养盐浓度在河口和潟湖系统高于海湾和陆架系统。图中虚线是中国海水水质第三类标准(DIN: $28.58 \mu\text{mol L}^{-1}$, DIP: $0.96 \mu\text{mol L}^{-1}$)。地下水营养盐数据来源于附表1中参考文献

以转化的。如果多个研究区SGD结果对比,通常将第一种量纲($\text{L}^3 \text{T}^{-1}$)除以研究区面积(L^2)转化为第二种量纲(L T^{-1})。附表1所示为中国近岸不同生态系统SGD速率(cm d^{-1})的研究案例。沿着中国海岸线,黄海的SGD速率最小,范围是 $0.08 \sim 0.47 \text{ cm d}^{-1}$,平均是 0.28 cm d^{-1} ;黄河口的SGD速率最大,范围是 $15.5 \sim 166.6 \text{ cm d}^{-1}$,平均是 72.2 cm d^{-1} 。

据统计结果,中国近岸四种生态系统中河口的SGD速率最大(图6)(平均值是 21.2 cm d^{-1} ,中位数是 10 cm d^{-1}),可能与河口复杂的水动力条件有关;其次是潟湖和半封闭海湾,SGD速率中位数分别是 6.75 和 6.24 cm d^{-1} ;陆架系统SGD速率最小,平均值和中位数分别为 4.04 和 1.15 cm d^{-1} 。陆架系统的研究尺度最大,SGD速率反而最小,是因为SGD“热点”区域主要分布在近岸。

假设研究区域内河流径流量是均匀分布的,由此可得到单位时间单位面积河流的平均流量是 0.36 cm d^{-1} (Zhang等, 2020b)。据图6统计数据,四种生态系统平均SGD速率为 11 cm d^{-1} ,中位数为 6.31 cm d^{-1} ,比河流流量高1个数量级。上述讨论的SGD不仅包括SFGD,也包括RSGD。如果按照SFGD占总SGD的平均份额(10%)计算, SFGD仍然比河流平均流量高2~3倍。Kwon等(2014)假定SGD仅发生在陆架范围内,他们利用 ^{228}Ra 评估全球尺度($60^\circ\text{S} \sim 70^\circ\text{N}$)SGD通量是 $9 \times 10^{13} \sim 15 \times 10^{13} \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ (速率是 $1.66 \sim 2.78 \text{ cm d}^{-1}$),这个结果比全球河流径流量(通量是 $3 \times 10^{13} \sim 3.5 \times 10^{13} \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$,速率是 $0.55 \sim 0.64 \text{ cm d}^{-1}$)高3~4倍。因此不论中国近岸尺度,还是全球尺度,SGD对水循环都有重要作用。

3.3.2 中国近岸不同生态系统SGD输入的营养盐

海底地下水输入的营养盐常用的度量单位有两种: (1) 单位时间内排泄到海水的营养盐质量,量纲是 M T^{-1} 或者 N T^{-1} ; (2) 单位时间单位面积排泄到海水的营养盐质量,量纲是 $\text{M L}^{-2} \text{T}^{-1}$ 或者 $\text{N L}^{-2} \text{T}^{-1}$ 。其中,单位时间内排泄到海水的营养盐质量(M T^{-1} 或者 N T^{-1})除以研究系统面积可以得到单位面积营养盐的质量($\text{M L}^{-2} \text{T}^{-1}$ 或者 $\text{N L}^{-2} \text{T}^{-1}$)。附表1所示为中国近岸不同生态系统SGD输入的营养盐(单位 $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)研究案例。SGD输入的营养盐也呈现明显的空间变化,SGD输入的营养盐变化范围是 $0.13 \sim 679.9 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$,平均值是 $47.2 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$,中位数是 $8.54 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ 。四种生态系统中河口区域SGD输入的营养盐最大(图7a),平均值和中位数分别是 99.2 和 $66.7 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$,主要是因为河口区域SGD速率及其DIN浓度在四种生态系统中均是最高。其次是海湾和潟湖系统,SGD输入的营养盐(中位数)分别是 7 和 $7.15 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ 。大尺度的陆架系统SGD输入的营养盐最小,平均值和中位数分别是 5.24 和 $1.81 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$,这与该区域低的SGD速率有

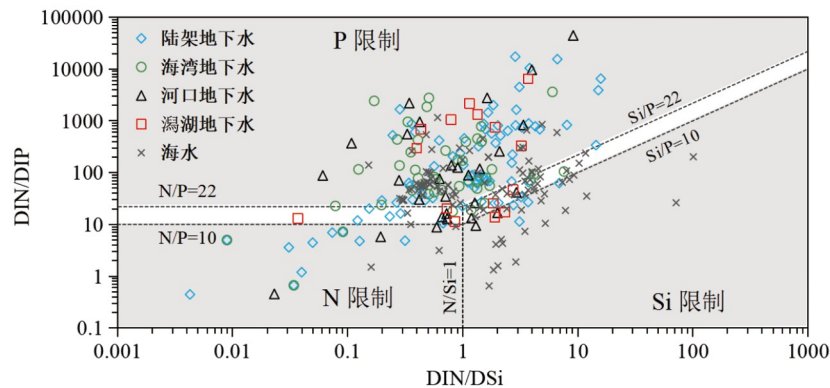


图 5 中国近岸地下水和海水营养盐比率

图中虚线展示了海水营养盐受限的阈值(Justić等, 1995): 当 $Si/P > 22$ 和 $N/P > 22$, 则P为限制元素; 当 $Si/P < 10$ 和 $Si/N < 1$, 则Si为限制元素; 当 $Si/N > 1$ 和 $N/P < 10$, 则N为限制元素. 图中数据来源于附表1中参考文献

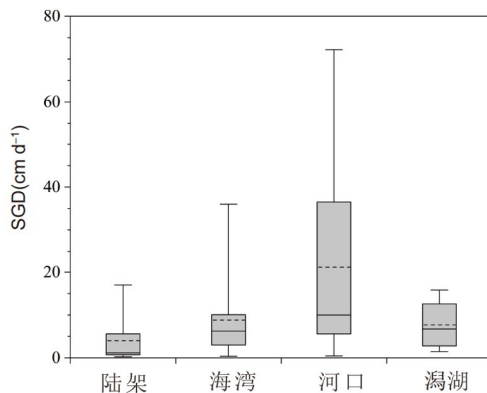


图 6 中国近岸不同生态系统SGD速率

箱型图中实线从上到下依次是最大值、上四分位数、中位数、下四分位数及最小值, 虚线代表平均值. 不同生态系统的SGD速率(中位数)按降序排列是: 河口>潟湖>海湾>陆架. 图中SGD速率的统计数据来源于附表1中参考文献

关. 不同生态系统河流输入DIN(中位数)从大到小依次是: 河口($218 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)>潟湖($3.97 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)>陆架($0.31 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)>海湾($0.19 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). 除了河口区域, 其他三种生态系统SGD输入的DIN均大于河流输入.

SGD输入的DIP变化范围是 $0.002 \sim 18.9 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, 平均值是 $0.98 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, 中位数是 $0.09 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. 陆架、海湾、河口和潟湖四种生态系统SGD输入的DIP(中位数)分别为 0.02 、 0.08 、 0.8 和 $0.49 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, 除了河口系统, 其他三种系统SGD输入的DIP均高于河流输入的DIP(图7b). 四种系统中陆架系统SGD输入的DIP最小, 主要与该区域低的地

下水排泄速率和低的DIP含量有关. 不同生态系统SGD输入的DIP比DIN小1~2个数量级.

SGD输入的DSi变化范围是 $0.04 \sim 1394.4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, 平均值是 $104 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, 中位数是 $13.9 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. 陆架、海湾、河口和潟湖四种生态系统SGD输入的DSi(中位数)分别为 2 、 2.9 、 46.2 和 $293.9 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (图7c). 潟湖生态系统SGD输入的DSi最大, 主要是由老爷潟湖和小海潟湖地下水中异常高的DSi含量造成的. 不同生态系统河流输入的DSi从大到小依次是: 河口($123.2 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)>潟湖($68.8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)>陆架($0.43 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)>海湾($0.31 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). 除了河口区域, 其他三种生态系统SGD输入的DSi均大于河流输入量.

综上, 不同生态系统SGD输入的DIN和DIP大小是: 河口>潟湖>海湾>陆架; SGD输入的DSi大小是: 潟湖>河口>海湾>陆架. 中国近岸生态系统SGD输入的三种无机营养盐中, DSi最大, 其次是DIN, DIP比DIN和DSi小1~2个数量级. 除了河口系统, 其他三种生态系统SGD输入的DIN、DIP和DSi均高于河流输入量.

3.3.3 中国近岸地下水营养盐的来源解析

国内外已有研究多聚焦于SGD输入的营养盐结果的评估, 有关近岸地下水营养盐来源的研究非常匮乏. 在中国近岸海域, 仅Wang等(2021)在粤港澳大湾区开展了近岸地下水硝酸盐的溯源研究. 他们利用放射性镭同位素(^{228}Ra)和稳定硝酸盐氮氧($^{15}\text{N-NO}_3^-$ 和

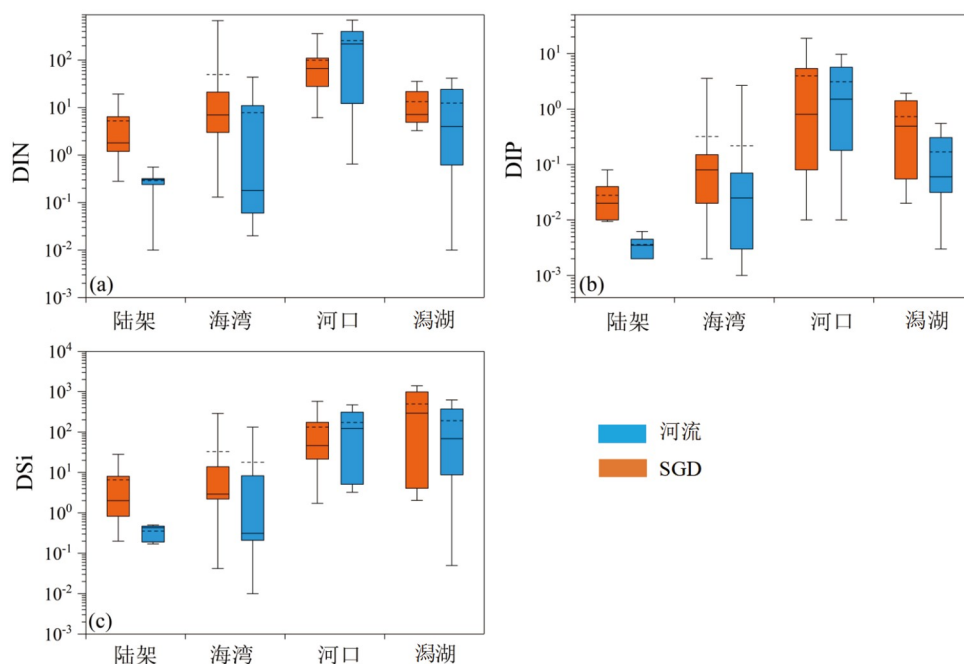


图7 中国近岸不同生态系统SGD和河流输入的营养盐

箱型图中实线从上到下依次是最大值、上四分位数、中位数、下四分位数及最小值,虚线代表平均值。河口和潟湖生态系统SGD输入的营养盐高于海湾和陆架系统。图中统计数据来源于附表1中参考文献。单位: $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$

$^{18}\text{O}\text{-NO}_3^-$ 同位素示踪技术,对粤港澳大湾区SGD输入的硝酸盐进行了定量评估,并对其来源进行了解析。研究表明,近岸地下水硝酸盐主要来源于铵态氮肥和土壤氮,即SGD输入到近岸海域的硝酸盐既有人为源也有自然源。内陆地下水受人类活动影响较大,通常具有较高的硝酸盐,当它们向海排泄过程中,在咸淡水混合带人为来源的大部分硝酸盐在微生物作用下被去除(主要是反硝化作用和异化硝酸盐的还原)。因此,自然来源是SGD携带营养盐进入海洋的重要组成部分,在某些地区已经超过人类活动输入(Montiel等, 2019)。粤港澳大湾区位于珠江三角洲流域,属于河流主导的海岸带系统,与黄河口和长江口区具有相似的水动力条件。粤港澳大湾区的营养盐溯源研究,为湾区海岸带可持续发展提供科学参考依据,同时也能为其他类似海岸带区域开展地下水溶质溯源工作提供借鉴。

4 SGD的环境效应

咸淡水混合带是陆源淡水和再循环海水混合的过渡地带,也是SGD输送营养盐进入海洋的必经之路。近

岸地下水-海水周期性交互作用使得咸淡水混合带地下水流程非常复杂,促进了氧化还原条件的分带(Cai等, 2020)。地下水向海运动的过程中,其中的营养盐会在咸淡水混合带发生复杂的化学反应,形成生物地球化学反应非常剧烈的“地下河口”(Moore, 1999)。其次,近岸沉积物中营养盐和有机物含量较高,海水再循环过程使得它们被不断冲刷并释放到地下水中(Huetel等, 2014; Rodellas等, 2018)。因此,地下水中营养盐浓度可能比海水高出1~2个数量级,导致地下水营养盐源源不断向海洋输送。Santos等(2021)调查了包括中国大部分海域在内的全球200多个地点的海底地下水营养盐排放情况,结果表明在60%以上的沿海地区SGD输入的营养盐高于河流输入量,在76%的研究区SGD中氮磷比高于Redfield比值。因此,SGD不仅影响近岸海域营养盐收支和营养盐结构,而且可能导致近岸水体富营养化,改变浮游植物的种群结构,增强海洋初级生产力,对近岸海域生态环境有显著影响。

4.1 SGD影响近岸海域营养盐收支

海水中营养盐的来源包括SGD、河流、沉积物和

大气沉降. SGD通常是营养盐输送到海洋的一个重要来源,也是水体富营养化的一个至关重要的因素. 以中国北部典型半封闭胶州湾为例,SGD携带的DIN、DIP和DSi超过当地河流输入量的14倍、6倍和50倍,分别占总来源的70%、53%和86%(Zhang等, 2020b). 对于大尺度的中国东海陆架,SGD输入的DIN、DIP和DSi分别是长江输入的0.7倍、2.2倍和1.4倍(Wang等, 2018). Xu等(2013)研究表明黄河口SGD输入的DIN、DIP和DSi比河流输入量高~5倍. Ji等(2013)研究发现海南老翁湖SGD输入的DIN、DIP和DSi分别是当地河流输入的654倍、7倍、41倍. 整个中国海岸带尺度上SGD输入的DIN、DIP和DSi分别是 $(1.39\sim4.62)\times10^9$ 、 $(1.1\sim3.13)\times10^7$ 和 $(1.46\sim4.27)\times10^9\text{ mol d}^{-1}$,占营养盐总来源的50%以上,比河流输入的营养盐高一个数量级(Zhang等, 2020b). 对于全球尺度,SGD输入的DIN、DIP和DSi分别是全球河流输入的1.4倍、1.6倍和0.7倍(Cho等, 2018). 因此SGD是营养盐从陆地输送到近岸海域的一个重要而隐蔽的通道,在研究海洋氮、磷、硅等元素的循环和收支过程中不能被忽略.

4.2 SGD影响近岸海域营养盐组分结构

海底地下水排泄不仅影响近岸海域氮磷硅的收支,而且影响营养盐的组分结构. 水体原有的营养盐结构改变,可能引起磷或硅限制,进而改变近海浮游植物的种群结构. 由于地下水中无机磷易吸附滞留于含水层颗粒上,所以地下水的无机氮磷比要高于河水输入的氮磷比以及浮游植物对氮、磷利用的Redfield比值(Luo和Jiao, 2016; Wang等, 2018).

中国南部的大亚湾,无机氮磷比从1985年的1.3猛增到2003年的64,随后虽然有所下降,但整体基本保持在30左右,硅氮比在过去30多年间呈现大幅度的下降,从1985年的26降到近几年的1.5(黄小平等, 2019). Wang等(2018)研究发现SGD不仅是亚湾水体中活性硅和硝态氮的主要来源,而且SGD中硝态氮与无机磷比值远大于河流和沉积物的,表明大亚湾水体磷受限的状况与SGD有关. Zhang等(2020b)研究发现胶州湾SGD中DIN/DIP为103,远大于海水中DIN/DIP(29.9)和Redfield比值,表明胶州湾SGD中高的DIN/DIP影响海水营养盐组分结构. 此外, Xu等(2013)调查了黄河口的SGD,研究发现SGD中DIN/DIP比值高达857. Liu等

(2017a)调查了全渤海的SGD,发现SGD中DIN/DIP比值平均为181. Tan等(2018)调查了南海北部陆架的SGD,发现SGD中DIN/DIP比值平均为26. Rodellas等(2015)评估了整个地中海的SGD,结果表明SGD输入的DIN和DIP比值是80~430,高于河流(40~140)和大气沉降(60~120)的DIN/DIP比值,也高于地中海DIN/DIP比值,SGD加剧了地中海磷受限状态. Cho等(2018)评估了全球尺度SGD输入的营养盐,发现SGD中DIN/DIP比值是38. 上述国内外研究结果表明,SGD中高的DIN/DIP比值,很可能导致沿海地区浮游植物潜在的磷限制,若考虑有机营养盐的贡献,其氮磷比将可能更加失衡. 例如,在澳大利亚Hat Head河口区,地下水和地表水中DIN/DIP平均值分别是18.7和14.8,如果考虑溶解有机氮DON和溶解有机磷DOP,那么地下水和地表水中总溶解态氮TDN和总溶解态磷TDP比值分别是50.1和47.5(Sadat-Noori等, 2016). 营养盐结构的长期失衡会改变海洋群落结构. 已有研究表明,长期失衡的氮磷比率会引起浮游植物中甲藻比例的升高(Zhou等, 2008).

4.3 SGD影响近岸海域初级生产力

海底地下水排泄作为近岸海域营养盐的重要来源,可能对近海初级生产和碳汇有显著影响. 在黄河口,SGD携带的营养盐支持的平均初级生产力是 $96.6\text{ mg C m}^{-2}\text{ d}^{-1}$,该值占总初级生产的69%(Xu等, 2013). 在深圳大亚湾地区,SGD携带的营养盐提供了大部分的初级生产($16.2\sim21.9\text{ mg C m}^{-2}\text{ d}^{-1}$),占总初级生产的~30%(Wang等, 2018). 大亚湾在某些近岸水域出现了不同程度的富营养化,在赤潮爆发频繁的水域,特别是春夏两季,初级生产力往往较高(Wu和Wang, 2007). 在海南大陆架东部,SGD提供的初级生产力是 $90\text{ mg C m}^{-2}\text{ d}^{-1}$,占总生产力的24%(Luo等, 2018). Zhang等(2020b)评估了中国近岸海域SGD输入的营养盐,假设SGD提供的DIP都被浮游植物消耗,则可根据Redfield比值(C/P=106)评估SGD固定的有机碳是 $(1.4\sim3.96)\times10^7\text{ kg C d}^{-1}$,占总固碳量(SGD、河流、沉积物和大气沉降固定的有机碳)的60%. 大量的营养盐通过SGD进入近岸海域,极大刺激了浮游植物初级生产,吸收大气二氧化碳,促进了生物泵效率,增加沉降的有机碳. 上述结果表明SGD具有碳增汇的潜力,这是目前国家碳收支预算中尚未考虑的新碳汇.

5 展望

在过去20年中,国内外学者利用同位素示踪技术,在SGD及其输入营养盐量级的评估方面开展了大量工作,取得了一系列重要成果.但SGD研究仍面临诸多问题和挑战.本文从以下三个方面提出展望.

(1) 提高SGD及其输入营养盐量级的评估精度. 镭同位素质量平衡模型虽然在SGD的定量评估方面得到广泛使用和认可,但其结果具有较大的不确定性,最大值与最小值之比甚至超过一个数量级.主要不足之处有:质量平衡方程一般均假设为稳定态,忽略了镭同位素的总库存量随时间变化;模型中地下水端元的选取未考虑沿岸水文地质条件的差异性,大多数研究中仅用平均值作为代表性端元.在评估SGD输入的营养盐过程中,未考虑营养盐在咸淡水混合带中发生的一系列复杂的生物地球化学反应(即运移反应),计算结果的准确性有待提高.此外,现有文献缺乏对SGD及其物质输入通量的季节性变化和空间分布特征的系统研究.在今后研究中,应加强多学科交叉和系统集成研究,以期降低SGD及其输入营养盐结果的不确定性,厘清它们的时空分布特征.

(2) 加强SGD环境效应的耦合机制研究. SGD不仅向海洋输入大量的氮磷硅等营养盐,而且也是海洋中碳的重要来源. SGD携带的无机碳组分如游离的 CO_2 进入海洋,可能减弱海水对大气 CO_2 的吸收能力,降低近岸海域pH,从而引发海水酸化和碳减汇等一系列问题.同时,SGD输入的营养盐使得近岸海域初级生产增强,促进了生物泵效率,增加了有机碳沉降,导致了碳增汇.可见,营养盐和碳通过SGD进入近岸海域使其碳汇格局复杂.目前,国内外学者对SGD输入营养盐引起的生态环境效应已有广泛研究和深入认识,对SGD碳输入及碳效应偶有关关注.在国家双碳战略下,亟需开展SGD碳氮磷等物质输入对近岸海域的耦合环境效应研究,加深SGD对海洋碳循环和碳汇过程的认识.

(3) 加强近岸地下水营养盐的溯源研究,提出科学调控策略. 国内外学者多聚焦SGD输入近岸海域营养盐量级的评估,对近岸地下水营养盐溯源研究比较匮乏,仅有粤港澳大湾区SGD中硝酸盐来源的解析研究.此外,SGD输入的大量物质会使近岸海域产生负面环境效应,例如加剧水体富营养化、酸化及缺氧等.随着气候变化及日益加剧的人类活动影响,近岸地下水

和海水水质将持续恶化.面对沿海高速发展的城市群,如何减缓或者治理SGD引起的环境负面效应是当前海岸带管理者面临的重大挑战.我国亟需制定陆海统筹协调发展战略,科学管理近岸地下水营养盐、碳等物质进入海洋,在减缓富营养化水平的同时促进海洋碳增汇.本研究对海岸带水资源、生态系统保护和可持续发展具有重要意义.

参考文献

- 郭占荣, 黄磊, 刘花台, 袁晓婕. 2008. 镭同位素示踪隆教湾的海底地下水排泄. *地球学报*, 29: 647–652
- 郭占荣, 黄磊, 袁晓婕, 刘花台, 李开培. 2011. 用镭同位素评价九龙江河口区的地下水输入. *水科学进展*, 22: 118–125
- 郭占荣, 黄奕晋. 2003. 厦门岛地下水入海通量估算. *水资源研究*, 24: 28–29
- 郭占荣, 马志勇, 章斌, 袁晓婕, 刘花台, 刘洁. 2013. 采用 ^{222}Rn 示踪胶州湾的海底地下水排泄及营养盐输入. *地球科学(中国地质大学学报)*, 38: 1073–1080, 1090
- 黄小平, 黄良民, 宋金明, 陈敏, 李海龙. 2019. 营养物质对海湾生态环境影响的过程与机理. 见: 第二章: 海湾营养物质迁移转化规律及其环境效应. 北京: 科学出版社
- 李海龙, 王学静. 2015. 海底地下水排泄研究回顾与进展. *地球科学进展*, 30: 636–646
- 苏妮. 2013. 镭同位素示踪的近岸水体混合和海底地下水排泄. 博士学位论文. 上海: 华东师范大学. 1–184
- 王树玲. 2014. 珠江口海底地下水以及其携带的营养盐和碳的通量研究. 硕士学位论文. 厦门: 厦门大学. 1–65
- 肖凯. 2018. 滨海湿地潮间带氮循环及大孔隙优先流机制研究. 博士学位论文. 北京: 中国地质大学(北京). 1–119
- Abbott B W, Bishop K, Zarnetske J P, Minaudo C, Chapin Iii F S, Krause S, Hannah D M, Conner L, Ellison D, Godsey S E, Plont S, Marçais J, Kolbe T, Huebner A, Frei R J, Hampton T, Gu S, Buhman M, Sara Sayedi S, Ursache O, Chapin M, Henderson K D, Pinay G. 2019. Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions. *Nat Geosci*, 12: 533–540
- Baudron P, Cockenpot S, Lopez-Castejon F, Radakovitch O, Gilabert J, Mayer A, Garcia-Arostegui J L, Martinez-Vicente D, Leduc C, Claude C. 2015. Combining radon, short-lived radium isotopes and hydrodynamic modeling to assess submarine groundwater discharge from an anthropized semiarid watershed to a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain). *J Hydrol*, 525: 55–71
- Burnett W C, Bokuniewicz H, Huettel M, Moore W S, Taniguchi M. 2003. Groundwater and pore water inputs to the coastal zone. *Biogeochemistry*, 66: 3–33

- Cable J E, Burnett W C, Chanton J P, Weatherly G L. 1996. Estimating groundwater discharge into the northeastern Gulf of Mexico using radon-222. *Earth Planet Sci Lett*, 144: 591–604
- Cai P H, Wei L, Geibert W, Koehler D, Ye Y, Liu W, Shi X M. 2020. Carbon and nutrient export from intertidal sand systems elucidated by $^{224}\text{Ra}/^{228}\text{Th}$ disequilibria. *Geochim Cosmochim Acta*, 274: 302–316
- Charette M A, Dulaiova H, Gonneea M E, Henderson P B, Moore W S, Scholten J C, Pham M K. 2012. GEOTRACES radium isotopes interlaboratory comparison experiment. *Limnol Oceanogr Methods*, 10: 451–463
- Chen X G, Zhang F F, Lao Y L, Wang X L, Du J Z, Santos I R. 2018. Submarine groundwater discharge-derived carbon fluxes in mangroves: An important component of blue carbon budgets? *J Geophys Res-Oceans*, 123: 6962–6979
- Cheng K H, Luo X, Jiao J J. 2020. Two-decade variations of fresh submarine groundwater discharge to Tolo Harbour and their ecological significance by coupled remote sensing and radon-222 model. *Water Res*, 178: 115866
- Cho H M, Kim G, Kwon E Y, Moosdorf N, Garcia-Orellana J, Santos I R. 2018. Radium tracing nutrient inputs through submarine groundwater discharge in the global ocean. *Sci Rep*, 8: 2439
- Fu T F, Zhang Y F, Xu X Y, Su Q, Chen G Q, Guo X J. 2020. Assessment of submarine groundwater discharge in the intertidal zone of Laizhou Bay, China, using electrical resistivity tomography. *Estuar Coast Shelf Sci*, 245: 106972
- George C, Moore W S, White S M, Smoak E, Joye S B, Leier A, Wilson A M. 2020. A new mechanism for submarine groundwater discharge from continental shelves. *Water Resour Res*, 56: e2019WR026866
- Gonneea M E, Morris P J, Dulaiova H, Charette M A. 2008. New perspectives on radium behavior within a subterranean estuary. *Mar Chem*, 109: 250–267
- Guo X Y, Xu B C, Burnett W C, Wei Q S, Nan H M, Zhao S B, Charette M A, Lian E G, Chen G Q, Yu Z G. 2020. Does submarine groundwater discharge contribute to summer hypoxia in the Changjiang (Yangtze) River Estuary? *Sci Total Environ*, 719: 137450
- Hermans T, Paepen M. 2020. Combined inversion of land and marine electrical resistivity tomography for submarine groundwater discharge and saltwater intrusion characterization. *Geophys Res Lett*, 47: e2019GL085877
- Hou L J, Li H L, Zheng C M, Ma Q, Wang C Y, Wang X J, Qu W J. 2016. Seawater-groundwater exchange in a silty tidal flat in the South Coast of Laizhou Bay, China. *J Coast Res*, 74: 136–148
- Huettel M, Berg P, Kostka J E. 2014. Benthic exchange and biogeochemical cycling in permeable sediments. *Annu Rev Mar Sci*, 6: 23–51
- Ji T, Du J Z, Moore W S, Zhang G S, Su N, Zhang J. 2013. Nutrient inputs to a Lagoon through submarine groundwater discharge: The case of Laoye Lagoon, Hainan, China. *J Mar Syst*, 111–112: 253–262
- Justić D, Rabalais N N, Turner R E. 1995. Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Mar Pollution Bull*, 30: 41–46
- Kelly J L, Dulai H, Glenn C R, Lucey P G. 2018. Integration of aerial infrared thermography and in situ radon-222 to investigate submarine groundwater discharge to Pearl Harbor, Hawaii, USA. *Limnol Oceanogr*, 64: 238–257
- Kim G, Ryu J W, Yang H S, Yun S T. 2005. Submarine groundwater discharge (SGD) into the Yellow Sea revealed by ^{228}Ra and ^{226}Ra isotopes: Implications for global silicate fluxes. *Earth Planet Sci Lett*, 237: 156–166
- Kurylyk B L, Irvine D J, Mohammed A A, Bense V F, Briggs M A, Loder J W, Geshelin Y. 2018. Rethinking the use of seabed sediment temperature profiles to trace submarine groundwater flow. *Water Resour Res*, 54: 4595–4614
- Kwon E Y, Kim G, Primeau F, Moore W S, Cho H M, DeVries T, Sarmiento J L, Charette M A, Cho Y K. 2014. Global estimate of submarine groundwater discharge based on an observationally constrained radium isotope model. *Geophys Res Lett*, 41: 8438–8444
- Lee B J, Lee J H, Kim D H. 2018. An alternative approach to conventional seepage meters: Buoy-type seepage meter. *Limnol Oceanogr Methods*, 16: 299–308
- Lee C M, Jiao J J, Luo X, Moore W S. 2012. Estimation of submarine groundwater discharge and associated nutrient fluxes in Tolo Harbour, Hong Kong. *Sci Total Environ*, 433: 427–433
- Lee D R. 1977. A device for measuring seepage flux in lakes and estuaries. *Limnol Oceanogr*, 22: 140–147
- LeRoux N K, Kurylyk B L, Briggs M A, Irvine D J, Tamborski J J, Bense V F. 2021. Using heat to trace vertical water fluxes in sediment experiencing concurrent tidal pumping and groundwater discharge. *Water Res*, 57: e2020WR027904
- Li G, Li H L, Wang X J, Qu W J, Zhang Y, Xiao K, Luo M H, Zheng C M. 2018b. Groundwater-surface water exchanges and associated nutrient fluxes in Dan’ao Estuary, Daya Bay, China. *Cont Shelf Res*, 166: 83–91
- Li G, Li H L, Wang X J, Qu W J, Zhang Y. 2018a. Groundwater-surface water exchange associated metals at two intertidal transects, Dan’ao Estuary, Daya Bay, China. *Environ Sci Pollut Res*, 25: 29663–29677
- Li H L, Boufadel M C. 2010. Long-term persistence of oil from the Exxon Valdez spill in two-layer beaches. *Nat Geosci*, 3: 96–99

- Li H L, Jiao J J. 2013. Quantifying tidal contribution to submarine groundwater discharges: A review. *Chin Sci Bull*, 58: 3053–3059
- Liu J A, Du J Z, Yi L X. 2017a. Ra tracer-based study of submarine groundwater discharge and associated nutrient fluxes into the Bohai Sea, China: A highly human-affected Marginal Sea. *J Geophys Res-Oceans*, 122: 8646–8660
- Liu J A, Su N, Wang X L, Du J Z. 2017b. Submarine groundwater discharge and associated nutrient fluxes into the Southern Yellow Sea: A case study for semi-enclosed and oligotrophic seas-implication for green tide bloom. *J Geophys Res-Oceans*, 122: 139–152
- Luo X, Jiao J J, Liu Y, Zhang X L, Liang W Z, Tang D L. 2018. Evaluation of water residence time, submarine groundwater discharge, and maximum new production supported by groundwater borne nutrients in a coastal upwelling shelf system. *J Geophys Res-Oceans*, 123: 631–655
- Luo X, Jiao J J. 2016. Submarine groundwater discharge and nutrient loadings in Tolo Harbor, Hong Kong using multiple geotracer-based models, and their implications of red tide outbreaks. *Water Res*, 102: 11–31
- Ma Q, Zhang Y. 2020. Global research trends and hotspots on submarine groundwater discharge (SGD): A bibliometric analysis. *Int J Environ Res Public Health*, 17: 830
- Mallast U, Siebert C. 2019. Combining continuous spatial and temporal scales for SGD investigations using UAV-based thermal infrared measurements. *Hydrol Earth Syst Sci*, 23: 1375–1392
- Montiel D, Lamore A F, Stewart J, Lambert W J, Honeck J, Lu Y, Warren O, Adyasari D, Moosdorf N, Dimova N. 2019. Natural groundwater nutrient fluxes exceed anthropogenic inputs in an ecologically impacted estuary: Lessons learned from Mobile Bay, Alabama. *Biogeochemistry*, 145: 1–33
- Moore W S, Sarmiento J L, Key R M. 2008. Submarine groundwater discharge revealed by ^{228}Ra distribution in the upper Atlantic Ocean. *Nat Geosci*, 1: 309–311
- Moore W S. 1996. Large groundwater inputs to coastal waters revealed by ^{226}Ra enrichments. *Nature*, 380: 612–614
- Moore W S. 1999. The subterranean estuary: A reaction zone of ground water and sea water. *Mar Chem*, 65: 111–125
- Moore W S. 2010. The effect of submarine groundwater discharge on the ocean. *Annu Rev Mar Sci*, 2: 59–88
- Robinson C, Li L, Barry D A. 2007. Effect of tidal forcing on a subterranean estuary. *Adv Water Resources*, 30: 851–865
- Robinson C, Xin P, Li L, Barry D A. 2014. Groundwater flow and salt transport in a subterranean estuary driven by intensified wave conditions. *Water Resour Res*, 50: 165–181
- Rodellas V, Garcia-Orellana J, Masqué P, Feldman M, Weinstein Y. 2015. Submarine groundwater discharge as a major source of nutrients to the Mediterranean Sea. *Proc Natl Acad Sci USA*, 112: 3926–3930
- Rodellas V, Stieglitz T C, Andrisoa A, Cook P G, Raimbault P, Tamborski J J, van Beek P, Radakovitch O. 2018. Groundwater-driven nutrient inputs to coastal lagoons: The relevance of lagoon water recirculation as a conveyor of dissolved nutrients. *Sci Total Environ*, 642: 764–780
- Sadat-Noori M, Santos I, Tait D, Maher D. 2016. Fresh meteoric versus recirculated saline groundwater nutrient inputs into a subtropical estuary. *Sci Total Environ*, 566–567: 1440–1453
- Santos I R, Chen X G, Lecher A L, Sawyer A H, Moosdorf N, Rodellas V, Tamborski J, Cho H M, Dimova N, Sugimoto R, Bonaglia S, Li H L, Hajati M C, Li L. 2021. Submarine groundwater discharge impacts on coastal nutrient biogeochemistry. *Nat Rev Earth Environ*, 2: 307–323
- Santos I R, Dimova N, Peterson R N, Mwashote B, Chanton J, Burnett W C. 2009. Extended time series measurements of submarine groundwater discharge tracers (^{222}Rn and CH_4) at a coastal site in Florida. *Mar Chem*, 113: 137–147
- Santos I R, Erler D, Tait D, Eyre B D. 2010. Breathing of a coral cay: Tracing tidally driven seawater recirculation in permeable coral reef sediments. *J Geophys Res*, 115: C12010
- Su N, Du J Z, Duan Z L, Deng B, Zhang J. 2015. Radium isotopes and their environmental implications in the Changjiang River system. *Estuar Coast Shelf Sci*, 156: 155–164
- Su N, Du J Z, Moore W S, Liu S M, Zhang J. 2011. An examination of groundwater discharge and the associated nutrient fluxes into the estuaries of eastern Hainan Island, China using ^{226}Ra . *Sci Total Environ*, 409: 3909–3918
- Swarzenski P W, Reich C, Kroeger K D, Baskaran M. 2007. Ra and Rn isotopes as natural tracers of submarine groundwater discharge in Tampa Bay, Florida. *Mar Chem*, 104: 69–84
- Tamborski J J, Rogers A D, Bokuniewicz H J. 2016. Investigation of submarine groundwater discharge to tidal rivers: Evidence for regional and local scale seepage. *Hydrol Process*, 31: 716–730
- Tan E, Wang G Z, Moore W S, Li Q, Dai M H. 2018. Shelf-scale submarine groundwater discharge in the Northern South China Sea and East China Sea and its geochemical impacts. *J Geophys Res-Oceans*, 123: 2997–3013
- Taniguchi M, Burnett W C, Smith C F, Paulsen R J, O'Rourke D, Krupa S L, Christoff J L. 2003a. Spatial and temporal distributions of submarine groundwater discharge rates obtained from various types of seepage meters at a site in the Northeastern Gulf of Mexico. *Biogeochemistry*, 66: 35–53
- Taniguchi M, Turner J V, Smith A J. 2003b. Evaluations of

- groundwater discharge rates from subsurface temperature in Cockburn Sound, Western Australia. *Biogeochemistry*, 66: 111–124
- Wang G Z, Wang Z Y, Zhai W D, Moore W S, Li Q, Yan X L, Qi D, Jiang Y W. 2015. Net subterranean estuarine export fluxes of dissolved inorganic C, N, P, Si, and total alkalinity into the Jiulong River estuary, China. *Geochim Cosmochim Acta*, 149: 103–114
- Wang X J, Li H L, Jiao J J, Barry D A, Li L, Luo X, Wang C Y, Wan L, Wang X S, Jiang X W, Ma Q, Qu W J. 2015. Submarine fresh groundwater discharge into Laizhou Bay comparable to the Yellow River flux. *Sci Rep*, 5: 8814
- Wang X J, Li H L, Zheng C M, Yang J Z, Zhang Y, Zhang M, Qi Z H, Xiao K, Zhang X L. 2018. Submarine groundwater discharge as an important nutrient source influencing nutrient structure in coastal water of Daya Bay, China. *Geochim Cosmochim Acta*, 225: 52–65
- Wang X J, Zhang Y, Luo M H, Xiao K, Wang Q Q, Tian Y, Qiu W H, Xiong Y, Zheng C M, Li H L. 2021. Radium and nitrogen isotopes tracing fluxes and sources of submarine groundwater discharge driven nitrate in an urbanized coastal area. *Sci Total Environ*, 763: 144616
- Wang X L, Du J Z. 2016. Submarine groundwater discharge into typical tropical lagoons: A case study in eastern Hainan Island, China. *Geochem Geophys Geosyst*, 17: 4366–4382
- Werner A D, Bakker M, Post V E A, Vandenbohede A, Lu C, Ataie-Ashtiani B, Simmons C T, Barry D A. 2013. Seawater intrusion processes, investigation and management: Recent advances and future challenges. *Adv Water Resources*, 51: 3–26
- Wu M L, Wang Y S. 2007. Using chemometrics to evaluate anthropogenic effects in Daya Bay, China. *Estuar Coast Shelf Sci*, 72: 732–742
- Xia Y Q, Li H L. 2012. A combined field and modeling study of groundwater flow in a tidal marsh. *Hydrol Earth Syst Sci*, 16: 741–759
- Xin P, Robinson C, Li L, Barry D A, Bakhtyar R. 2010. Effects of wave forcing on a subterranean estuary. *Water Resour Res*, 46: W12505
- Xin P, Wang S S J, Robinson C, Li L, Wang Y G, Barry D A. 2014. Memory of past random wave conditions in submarine groundwater discharge. *Geophys Res Lett*, 41: 2401–2410
- Xing Q G, Braga F, Tosi L, Lou M J, Zaggia L, Teatini P, Gao X L, Yu L J, Wen X H, Shi P. 2016. Detection of low salinity groundwater seeping into the Eastern Laizhou Bay (China) with the aid of landsat thermal data. *J Coast Res*, 74: 149–156
- Xu B C, Burnett W, Dimova N, Diao S B, Mi T Z, Jiang X Y, Yu Z G. 2013. Hydrodynamics in the Yellow River Estuary via radium isotopes: Ecological perspectives. *Cont Shelf Res*, 66: 19–28
- Zhang Y, Li H L, Guo H M, Zheng C M, Wang X J, Zhang M, Xiao K. 2020a. Improvement of evaluation of water age and submarine groundwater discharge: A case study in Daya Bay, China. *J Hydrol*, 586: 124775
- Zhang Y, Li H L, Wang X J, Zheng C M, Wang C Y, Xiao K, Wan L, Wang X S, Jiang X W, Guo H M. 2016. Estimation of submarine groundwater discharge and associated nutrient fluxes in eastern Laizhou Bay, China using ^{222}Rn . *J Hydrol*, 533: 103–113
- Zhang Y, Li H L, Xiao K, Wang X J, Lu X T, Zhang M, An A, Qu W J, Wan L, Zheng C M, Wang X S, Jiang X W. 2017. Improving estimation of submarine groundwater discharge using radium and radon tracers: Application in Jiaozhou Bay, China. *J Geophys Res-Oceans*, 122: 8263–8277
- Zhang Y, Santos I R, Li H L, Wang Q Q, Xiao K, Guo H M, Wang X J. 2020b. Submarine groundwater discharge drives coastal water quality and nutrient budgets at small and large scales. *Geochim Cosmochim Acta*, 290: 201–215
- Zhou M J, Shen Z L, Yu R C. 2008. Responses of a coastal phytoplankton community to increased nutrient input from the Changjiang (Yangtze) River. *Cont Shelf Res*, 28: 1483–1489

(责任编辑: 宋金明)