



砂质海岸地下水营养盐迁移转化过程与入海排泄

王学静, 郭帆, 于胜超, 汪迁迁, 李海龙, 郑春苗

Nutrient dynamics and discharge in a coastal sandy beach aquifer

WANG Xuejing, GUO Yifan, YU Shengchao, WANG Qianqian, LI Hailong, and ZHENG Chunmiao

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.16030/j.cnki.issn.1000-3665.202409063>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

地下水氮循环与砷迁移转化耦合的研究现状和趋势

Research status and trend of coupling between nitrogen cycle and arsenic migration and transformation in groundwater systems

郭华明, 高志鹏, 修伟 水文地质工程地质. 2022, 49(3): 153–163

地下水位波动带三氮迁移转化过程研究进展

Advances in researches on ammonia, nitrite and nitrate on migration and transformation in the groundwater level fluctuation zone

刘鑫, 左锐, 王金生, 何柱锐, 李桥 水文地质工程地质. 2021, 48(2): 27–36

云应盆地东北部含水层结构特征及地下水转化模式

Characteristics of the aquifer structure and groundwater conversion model in the northeastern Yunying Basin

常威, 黄琨, 胡成, 王清, 王宁涛 水文地质工程地质. 2019, 46(5): 9–15

涞源北盆地地下水氢氧同位素特征及北海泉形成模式

Characteristics of hydrogen and oxygen isotopes in the groundwater and formation mode of the Beihai springs in the northern Laiyuan Basin

王忠亮, 郭春艳, 张彦鹏 水文地质工程地质. 2021, 48(1): 27–35

基于蒸渗仪和解析法估算毛乌素沙地潜水蒸发量

Estimation of groundwater evaporation based on lysimeter experiment and analytical solution in the Mu Us sandy land

王文科, 尹红美, 黄金廷, 李俊亭 水文地质工程地质. 2021, 48(4): 1–6

伊犁河支流大西沟河水与地下水转化关系研究

A study of the conversion between the Daxigou river and groundwater

张琛, 段磊, 刘明明, 李瑛, 宋浩 水文地质工程地质. 2019, 46(3): 18–18



关注微信公众号，获得更多资讯信息

DOI: [10.16030/j.cnki.issn.1000-3665.202409063](https://doi.org/10.16030/j.cnki.issn.1000-3665.202409063)

王学静, 郭祎帆, 于胜超, 等. 砂质海岸地下水营养盐迁移转化过程与入海排泄 [J]. 水文地质工程地质, 2025, 52(1): 12-22.
WANG Xuejing, GUO Yifan, YU Shengchao, et al. Nutrient dynamics and discharge in a coastal sandy beach aquifer[J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2025, 52(1): 12-22.

砂质海岸地下水营养盐迁移转化过程与入海排泄

王学静¹, 郭祎帆², 于胜超³, 汪迁迁³, 李海龙², 郑春苗²

(1. 天津大学地球系统科学学院, 天津 300072; 2. 南方科技大学环境科学与工程学院,
广东深圳 518055; 3. 河口海岸学国家重点实验室(华东师范大学), 上海 200241)

摘要: 正确认识营养物质在地下咸淡水过渡带的行为, 准确量化营养物质通过地下水的入海输入量, 对近岸海域生态环境保护与治理具有重要意义。文章以广东北津湾砂质海滩为研究对象, 通过对海滩地下水分层取样与测试分析, 揭示海滩地下水营养盐分布特征与迁移转化规律, 评估海底地下水排泄(submarine groundwater discharge, SGD)及其携带营养盐入海量, 阐释潜在环境影响。研究结果表明: (1)与地表水相比, 海滩地下水具有较高的营养盐含量, 地下水中硝酸盐+亚硝酸盐(NO_x^-)、磷酸盐(PO_4^{3-})和硅(Si)浓度由陆向海、从浅层到深层逐渐降低, 经过咸淡水过渡带后 NO_x^- 和 PO_4^{3-} 发生了非保守移除; NO_x^- 主要通过反硝化作用进行脱氮, 从陆向海其浓度衰减了 95.81%; 而 PO_4^{3-} 主要是被铁的氧化物/氢氧化物终产物吸附去除; 海滩中部地下水产生了氨氮(NH_4^+)热区, NH_4^+ 发生了非保守增加, 主要是有机物分解释放。(2)整个海湾 SGD 值为 $1.49 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{d}$, 与当地河流入海量相当; SGD 携带输入的溶解无机氮、 PO_4^{3-} 和 Si 分别为 983.0, 37.00, 4 023 kg/d, 是海洋营养盐的重要来源之一。(3)海滩地下水具有较高的氮磷比(平均值 139.6)和硅磷比(平均值 274.1), 远高于 Redfield 比及海水的氮磷比(21.03)和硅磷比(33.12), 影响海湾营养盐组成与结构。砂质海滩广泛分布, 研究结果可为该类型海域生态环境的管理提供科学依据。

关键词: 砂质海滩; 咸淡水过渡带; 营养盐; 海底地下水排泄; 北津湾

中图分类号: P641.2

文献标志码: A

文章编号: 1000-3665(2025)01-0012-11

Nutrient dynamics and discharge in a coastal sandy beach aquifer

WANG Xuejing¹, GUO Yifan², YU Shengchao², WANG Qianqian³, LI Hailong², ZHENG Chunmiao²

(1. School of Earth System Science, Tianjin University, Tianjin 300072, China; 2. School of Environmental Science and Engineering, Southern University of Science and Technology, Shenzhen, Guangdong 518055, China; 3. State Key Laboratory of Estuaries and Coastal Research (East China Normal University), Shanghai 200241, China)

Abstract: It is of great significance to understand the behavior of nutrients in the groundwater seawater mixing zone (GSMZ) and quantify the input of terrestrial nutrients into the sea. This study focuses on the coastal sandy beach of Beijin Bay, Guangdong Province. Based on the stratified sampling and analysis of the hydrochemical composition of coastal groundwater, this study investigated the distribution characteristics, migration, and transformation of nutrients in coastal groundwater. The submarine groundwater discharge (SGD) and associated nutrient flux into the sea were also evaluated, exploring the potential environmental impacts on coastal water. The

收稿日期: 2024-09-25; 修订日期: 2024-10-30 投稿网址: www.swdzgcdz.com

基金项目: 国家自然科学基金项目(42077173; 41890852; 42107055)

第一作者: 王学静(1986—), 男, 博士, 副教授, 博士生导师, 主要从事海岸带地下水研究。E-mail: wangxj3@tju.edu.cn

results show that compared with surface water, coastal groundwater had higher nutrient content. The concentrations of nitrate and nitrite (NO_x^-), phosphate (PO_4^{3-}) and silicate (Si) in groundwater gradually decreased from land to sea and from shallow layer to deep layer. Non-conservative removal of NO_x^- and PO_4^{3-} occurred after passing through the GSMZ. NO_x^- was mainly removed by denitrification reaction, with the concentration decreasing by 95.81% from land to sea, while PO_4^{3-} was mainly removed primarily by the adsorption to iron oxide/hydroxide end products. A hotspot of ammonia nitrogen (NH_4^+) was generated in the middle of the aquifer, and non-conservative addition of NH_4^+ occurred, mainly due to the decomposition and release of organic matter. The estimated SGD rate was $1.49 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{d}$, comparable to local river discharge. SGD-derived nutrients were estimated to be 983.0 kg/d for dissolved inorganic nitrogen (DIN), 37.00 kg/d for PO_4^{3-} , and 4 023 kg/d for Si, making SGD a significant source of nutrients to coastal waters. In addition, groundwater had a high ratio of nitrogen to phosphorus (mean: 139.6) and ratio of silicon to phosphorus (mean: 274.1), while the ratios in seawater were 21.03 and 33.12, respectively. SGD with high ratio of nitrogen to phosphorus had important impacts on the nutrient structure of coastal seawater. Sandy beaches are widely distributed, and the findings of this study can provide scientific basis for the management of ecological environment in similar areas.

Keywords: sandy aquifer; coastal groundwater mixing zone; nutrients; submarine groundwater discharge (SGD); Beijin Bay

海岸带是连接陆地和海洋的过渡地带,由于受陆地和海洋双重驱动力的影响,海岸带是地球上物质流通和能量交互最为活跃也最为复杂的区域之一^[1]。海岸带含水层是海水、地下水、各种海源和陆源物质汇集并相互作用的场所^[2]。陆源地下淡水与海水在海岸带含水层混合形成咸淡水过渡带^[3],由于两种不同来源的水体水化学组分差异较大,在咸淡水过渡带并不是二者的简单混合,而是伴随一系列物理化学和生物地球化学反应的发生。咸淡水过渡带地下水与含水介质之间发生各种物理化学作用,包括离子交换、矿物溶解沉淀^[4],与营养盐相关的反应包括异养反硝化作用以及该过程中同时发生的溶解性有机碳分解^[5]、自养反硝化作用^[6-8]、好氧/厌氧铵氧化作用^[9]、磷的吸附沉降作用以及与此紧密相关的铁的氧化-还原作用^[10]等,上述作用驱动陆源氮(N)、磷(P)和硅(Si)等生源物质以及金属元素的迁移和转化,并控制着物质向海排泄通量。

海岸带地下水营养盐浓度通常比地表水高,在某些地区甚至高出几个数量级,因此地下水营养盐入海排泄是近岸海水中营养物质的重要而隐蔽的来源之一^[11]。营养物质通过海底地下水排泄(submarine groundwater discharge, SGD)入海,已严重影响海洋中生源要素的地球化学循环,导致近岸海域水体富营养化^[12-13],破坏近岸海洋生态系统的平衡^[14-16]。在全球尺度上,60%以上的地区SGD输入的营养盐已经超过地表河流输入,导致近岸水体富营养化、藻华等生态

环境问题产生^[17]。因此,正确认识营养物质在地下咸淡水过渡带的行为,准确量化陆源营养物质入海输入,对近岸海域生态环境保护与治理具有重要意义。

目前,已有学者对地下咸淡水过渡带营养物质的迁移转化过程进行了研究。Couturier等^[18]调查了加拿大魁北克省 Martinique 海滩浅层(10~230 cm)地下水中溶解有机氮(dissolved organic nitrogen, DON)和溶解无机氮(NO_x^- : $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$)的时空变化,发现陆源地下淡水富含 NO_x^- 和 DON,而缺乏 NH_4^+ ,在经过咸淡水过渡带后发生了从 NO_x^- 到 NH_4^+ 的转化,使得 NO_x^- 被去除、 NH_4^+ 被释放。由于浅层地下水中溶解无机碳的浓度较高,硝酸盐的去除可能通过一些其他的还原途径,如铁氧化和有机物矿化^[18]。海滩地下水总溶解态氮(total dissolved nitrogen, TDN)高于内陆地下淡水,主导了输出到表层沉积物的过程以及 TDN 负荷,表明海岸带的生物地球化学过程改变了氮从陆到海的组分与分布^[18]。Liu 等^[19]通过对香港吐露港海滩地下水取样与分析,研究了地下咸淡水过渡带硝化、反硝化、矿化等生物地球化学反应速率的季节性变化。研究发现,海滩地下水中 NO_x^- 和磷酸盐(PO_4^{3-})含量具有明显的季节性变化,夏季含量较大,春季含量较小;而 NH_4^+ 的含量却没有明显的季节性变化。

虽然目前关于海滩地下水动态的研究较多^[20-23],但由于受海陆双重影响的复杂性,目前大部分研究多聚焦于浅层(<3 m)地下水中营养物质迁移转化过程的研究,对于更深尺度的研究比较匮乏,缺乏对地下

咸淡水过渡带营养盐迁移转化过程的全面认识。此外,已有研究在计算地下水营养物质排泄通量过程中未考虑地下水化学组分的变化。因此,本研究以我国南海北部一典型砂质海岸为研究区,建立了地下水高精度监测与取样系统,通过对砂质含水层($>10\text{ m}$)地下水分层取样与分析,识别地下水营养盐(NO_x^- 、 NH_4^+ 、 PO_4^{3-} 和 Si)的分布特征,揭示地下水营养盐迁移转化规律,评估地下水营养盐入海排泄通量,阐释其潜在环境影响,为海岸带地下水和近岸海域生态环境的管理提供科学依据。

1 研究区概况

研究区位于广东省阳江市阳东区,地处广东省西南沿海、珠江三角洲西缘(图1a)。研究区位于回归线

以南,属南亚热带海洋季风气候^[24],海洋性气候特征明显。研究区地势整体北高南低,区域地下水由陆地向海洋排泄。本文研究场地位于阳江北津湾东北部海岸,该地是一砂质海岸,以松散中、细粒砂沉积为主,厚约10 m,渗透性较好。阳江市北津湾潮汐类型主要为不规则半日潮,潮差平均为0.83 m。

本研究在砂质海岸沿垂直海岸方向设置一条监测-取样剖面(图1b),总长度约100 m,深9~13 m。在剖面上设置安装5口分层采样系统(W1—W5)^[25]对该砂质含水层的地下水进行采样,监测-取样点由海向陆依次编号W1—W6(图1c),W1—W3位于潮间带,W4—W6位于潮上带,W6是居民用井。每个采样点位分2~6层,每层自上而下按埋深编号(表1)。

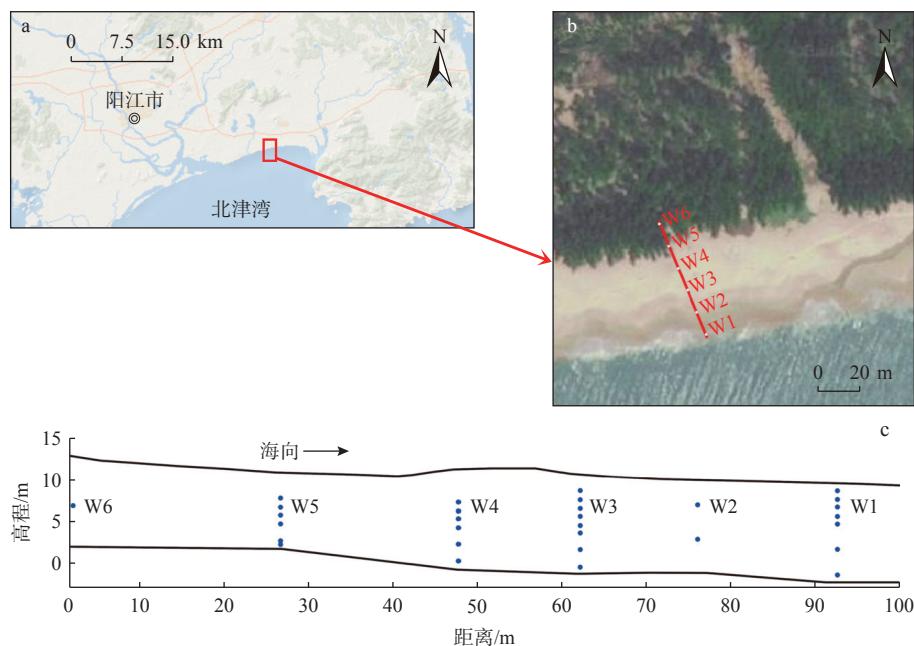


图1 研究区及监测-取样剖面图
Fig. 1 Study area and monitoring-sampling system profile

2 材料与方法

2.1 地下水位监测

在潮上带W4和W5井放置水位记录仪(LTC)进行地下水水位的自动监测,监测频率为每小时记录1次数据。此两处监测点相较于W6受人为抽水影响较小,相较于潮下带监测点受海浪、风暴潮威胁小,易于保障设备安全稳定监测。剖面地形及地表高程利用RTK测量仪(iRTK5,海星达)进行测量,测量精度5 mm。

2.2 样品采集与测试

2020年11月8日进行了样品采集工作,共采集地下水样品30个(表1),海水和养殖废水样品各1个。地下水利用蠕动泵直接从分层采样系统抽取,并经0.45 μm滤膜过滤后置于45 mL取样管中,微量金属(Fe、Mn)样品置于45 mL Nalgene取样瓶中并用硝酸原位酸化至pH<2.0,所有样品密封、冷藏保存^[19]。常规物理化学参数如盐度、总溶解固体(total dissolved solids, TDS)、氧化还原电位(oxidation-reduction potential, ORP)和酸碱度(pH值)等现场利用便携式多参数

表 1 取样信息及样品物理化学参数
Table 1 Sampling information and physicochemical parameter values of all water samples

取样编号	高程/m	盐度/%	$\rho(\text{TDS}) /(\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	ORP/mV	pH	$\rho(\text{NO}_x^-)$	$\rho(\text{NH}_4^+)$	$\rho(\text{PO}_4^{3-})$	$\rho(\text{Si})$
						$/(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	$/(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	$/(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	$/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
W1-1	8.62	28.27	21.96	-5.5	7.65	580.74	2.99	31.10	2 519.79
W1-2	7.62	27.99	21.77	-20.1	7.58	616.18	24.72	26.14	2 384.81
W1-3	6.62	22.36	17.79	-25.3	7.76	392.93	—	—	3 043.00
W1-4	5.62	23.56	28.64	-33.1	7.72	3.15	907.86	22.57	4 810.03
W1-5	4.62	17.17	34.34	-31.9	7.95	28.93	2 230.76	30.19	4 620.44
W1-8	1.62	18.88	37.74	-31.7	7.99	65.99	185.08	97.84	3 279.20
W1-12	-1.38	8.94	17.87	-19.7	7.74	4.31	352.48	15.74	7 290.78
W2-3	6.91	21.58	43.16	-9.9	7.75	547.17	—	31.98	2 282.78
W2-7	2.91	7.21	14.48	-8.4	7.92	0.51	838.67	24.12	5 623.41
W3-2	8.57	28.40	22.04	-9.4	7.86	432.42	0.75	70.67	2 443.56
W3-3	7.57	28.43	22.06	-12.9	7.80	701.43	1.46	26.44	3 078.02
W3-4	6.57	19.15	15.44	-8.3	7.91	463.60	—	60.89	5 535.64
W3-5	5.57	24.42	19.26	0.2	7.70	4.17	674.05	90.66	5 375.68
W3-6	4.57	8.65	7.46	0.4	7.58	52.19	1 241.81	18.91	6 273.10
W3-7	3.57	4.85	4.37	-3.4	7.88	1.19	981.63	12.57	5 505.43
W3-9	1.57	2.70	2.53	1.8	8.42	3.42	377.18	16.18	5 984.33
W3-13	-0.44	6.44	5.71	-7.8	7.75	13.75	204.58	11.99	9 384.45
W4-4	7.26	11.92	10.05	-6.1	7.80	165.54	—	27.83	5 655.45
W4-5	6.26	22.78	18.06	-9.4	7.69	1.11	561.69	78.57	5 767.93
W4-6	5.26	10.26	8.72	-5.3	7.55	31.60	1 623.57	21.34	5 954.41
W4-7	4.26	15.21	12.52	-20.4	7.45	—	1 260.15	—	5 671.47
W4-9	3.26	8.17	7.14	-18.9	7.62	0.96	688.94	17.12	5 512.57
W4-12	0.26	11.98	10.07	-17.9	7.46	7.85	708.47	—	7 725.08
W5-3	7.72	0.13	0.14	80.6	8.47	6 891.71	—	152.95	4 324.70
W5-4	6.72	4.05	3.68	59.2	8.52	319.18	—	111.57	5 453.36
W5-5	5.72	20.71	16.60	17.7	7.83	2.68	1 009.61	42.64	5 207.73
W5-6	4.72	15.39	12.71	8.4	7.72	17.38	2 726.95	166.79	7 193.67
W5-8	2.72	2.97	2.73	18.4	8.07	2.16	536.17	13.55	6 684.23
W5-9	2.22	1.89	1.80	8.5	7.72	17.48	404.56	11.00	7 219.87
W6	6.87	0.44	0.90	10.9	8.36	6 157.04	205.83	6.94	5 840.88
海水	—	21.29	42.56	-12.0	7.70	258.25	510.42	80.79	2 420.30
养殖废水	—	19.89	39.76	-17.7	7.72	828.09	982.78	229.51	1 571.58

注: —代表无数据或者未检测出; ρ 为质量浓度。

水质分析仪(HANA, HI9829)进行测量。

水样品营养盐(NO_x^- 、 NH_4^+ 、 PO_4^{3-} 和Si)的质量浓度利用全自动营养盐分析仪(Lachat Instruments Quickchem 8500)进行测量。 NO_x^- 和 NH_4^+ 的检出限均为 $5 \mu\text{g/L}$ (以N记), PO_4^{3-} 的检出限为 $5 \mu\text{g/L}$ (以P记), Si的检出限为 $10 \mu\text{g/L}$ 。地下水样品中微量元素Fe和Mn使用电感耦合等离子体质谱ICP-MS(Agilent 7900 Series, USA)进行分析, Fe和Mn的检出限分别为 $0.82 \mu\text{g/L}$ 和 $0.12 \mu\text{g/L}$ 。

水中稳定 $\delta^{18}\text{O-H}_2\text{O}$ 通过同位素比质谱法(Thermo Scientific 253 Plus, Germany)测定^[26]。 $\delta^{18}\text{O-H}_2\text{O}$ 比值采用传统的相对测量法, 结果以 δ (千分差, ‰)表示,

$\delta^{18}\text{O}$ 的分析精度为 0.1‰ 。计算的公式如下:

$$\delta^{18}\text{O} = \left(\frac{R_{\text{样品}}}{R_{\text{标准}}} - 1 \right) \times 1000 \quad (1)$$

$$R_{\text{标准}} = (2 005.20 \pm 0.43) \times 10^{-6} \quad (2)$$

式中: $R_{\text{样品}}$ ——样品中 ^{18}O 与 ^{16}O 的比值;

$R_{\text{标准}}$ ——标准平均海洋水(V-SMOW)中 ^{18}O 与 ^{16}O 的比值。

2.3 端元混合模型

研究区海滩地下水受内陆地下淡水、海水和养殖废水共同影响, 因此, 利用淡水、海水和养殖废水之间的混合线可识别营养盐的添加或移除^[27]。本研究中, 内陆地下水(W6)TDS最低, 故被选为淡水端元。计

算三个端元保守混合下实测质量浓度与预期质量浓度之间的差异,这种差异称为浓度异常,利用式(3)进行计算:

$$C_{\text{异常值}} = (C_{\text{实测值}} - C_{\text{期望值}})/C_{\text{期望值}} \quad (3)$$

式中: $C_{\text{异常值}}$ ——营养盐浓度异常值;

$C_{\text{实测值}}$ ——营养盐实测质量浓度值/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$);

$C_{\text{期望值}}$ ——营养盐期望质量浓度值/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)。

对每个样本,分别计算了三种异常值:(1)淡水和海水端元的完全混合;(2)淡水和养殖废水端元的完全混合;(3)三个端元的混合。(1)和(2)使用两个端元混合方程,TDS作为保守示踪剂。在量化三个端元之间的混合时需要使用另一种保守示踪剂 $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^{18}\text{O}$ 由于其稳定的化学性质,通常被认为是水循环研究中理想的保守示踪剂^[28]。

2.4 SGD 及其携带营养盐入海通量计算

海滩地下水排泄总量包括陆源地下淡水排泄量和海水循环量(海水在海潮、海浪等作用下进入含水层后又返回到海洋中)。陆源地下淡水排泄量(单位宽度海岸线)利用潮上带观测井的水位数据基于达西定律计算:

$$Q_{\text{FSGD}} = KD \frac{H_5 - H_4}{L_{5-4}} \quad (4)$$

式中: Q_{FSGD} ——陆源地下淡水排泄量/($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$);

K ——含水层的渗透系数/($\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$);

D ——含水层厚度/m;

H_5, H_4 ——W5、W4 监测井的水头/m;

L_{5-4} ——W5 和 W4 之间的距离/m。

海水循环量利用高潮和低潮时含水层水体积差计算得到^[29],公式如下:

$$Q_{\text{RSGD}} = \frac{1}{2} \int_{x_0}^{x_m} n(H_{\text{ht}} - H_{\text{lt}}) dx \quad (5)$$

式中: Q_{RSGD} ——海水循环量/($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$);

x_0 ——低潮时渗出点位置/m;

x_m ——内陆水位不受海潮影响的位置/m;

n ——含水层孔隙度;

H_{ht} ——高潮时地下水水位/m;

H_{lt} ——低潮时地下水水位/m。

SGD 携带的营养盐入海通量为:

$$F_n = Q_{\text{FSGD}} C_m + Q_{\text{RSGD}} C_t \quad (6)$$

式中: F_n ——营养盐入海通量/($\text{g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$);

C_m ——过渡带地下水营养盐质量浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$);

C_t ——海潮驱动下地下水营养盐质量浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)。

3 结果

3.1 地下水水位变化

图 2 所示为两个大小潮周期(2020 年 11 月 8 日至 2020 年 12 月 8 日)内沙滩地下水水位和海潮的变化。此监测期内无降水,且已从丰水期进入枯水期,地下水位呈逐渐下降趋势。地下水位受海潮日波动及大小潮影响,大潮期地下水波动较大,且越向内陆海潮日波动影响逐渐减弱,大小潮的影响仍显著。采样期间 11 月 8 日(小潮期间),W4 和 W5 的地下水位分别为 9.54 ~ 9.71 m 和 10.1 ~ 10.2 m。W5 的水位比 W4 水位高,表明了陆源地下水向海的水力梯度。

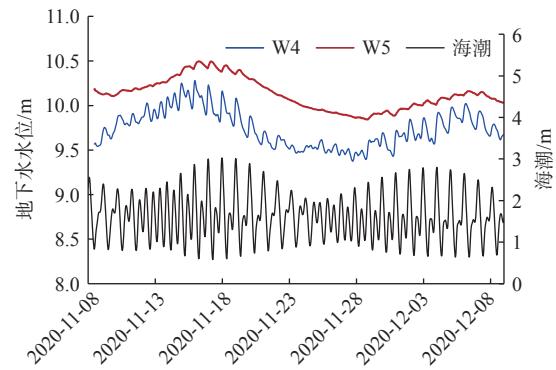


图 2 地下水(W4 和 W5)水位和海潮变化
Fig. 2 Variations in groundwater levels (W4 and W5) and tidal levels

3.2 物理化学参数

沙滩地下水盐度变化范围为 0.13‰ ~ 28.43‰,平均值为 14.16‰($n=30$),海水和养殖废水盐度分别为 21.29‰ 和 19.89‰,均高于地下水平均盐度(表 1)。空间分布上,地下水盐度从陆向海逐渐增加,深层地下水盐度相对较低,海水-地下水的相互作用形成了与地表河口类似的咸水楔(图 3a)。潮间带浅层地下水(W1—W3)盐度最高,形成了高盐度盐晕区,最高值达到 28.43‰,高于海水和养殖废水盐度,这主要是由于海潮和蒸发作用导致^[30]。地下水 TDS 的分布与盐度分布类似,从陆到海逐渐增大,在潮间带浅层形成 TDS 高值区(最大值达到 43.16 g/L),随着深度增加逐渐减小。内陆地下水 TDS 较低,最低值为 0.14 g/L(图 3b)。

ORP 是反映水体宏观氧化还原性的参数,其值越高,氧化性越强。地下水 ORP 的范围是 -33.1 ~ 80.6 mV(表 1),海水和养殖废水的 ORP 分别为 -12.0 mV 和 -17.7 mV,均具有还原性。ORP 分布显示陆源浅层地下水(通常含氧量较高)氧化性较强,随着向海流入氧

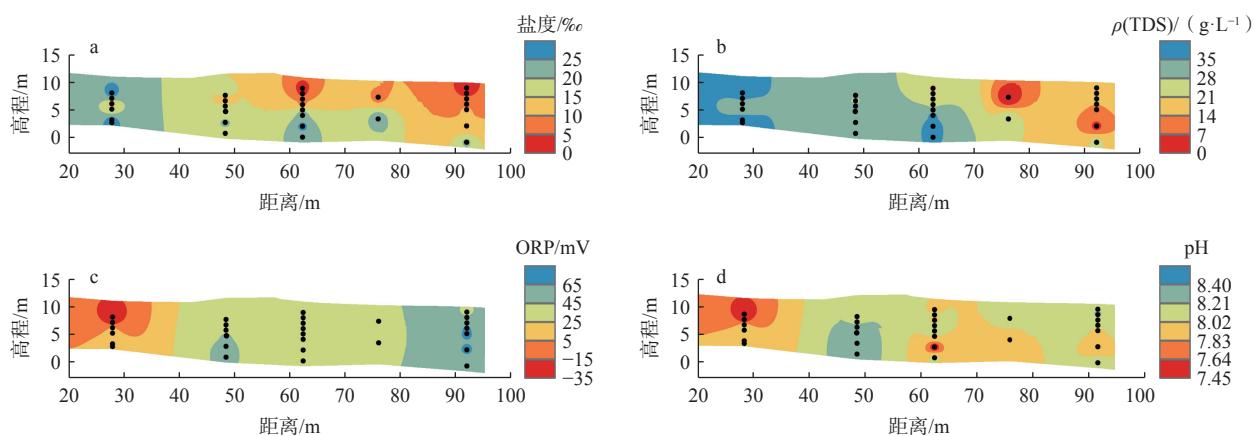


图3 地下水理化参数(盐度、TDS、ORP、pH)等值线图

Fig. 3 Contours of physicochemical parameters (sanity, TDS, ORP, pH) for coastal groundwater

气被消耗,还原性逐渐增强(图3c)。垂向上呈现浅层地下水ORP高,深层地下水低的分布特征,这主要是由于深层地下水与大气连通性较弱,随着深度增加,地下水溶解氧被消耗且得不到足够补充。

地下水pH值的范围是7.45~8.52,平均值为7.84($n=30$),海水和养殖废水的pH值分别是7.70和7.72,与地下水的平均pH值接近(表1)。pH值的空间分布显示,陆源浅层地下水pH值最高(8.52),随着向海流入,pH值逐渐降低(图3d)。垂向上,浅层地下水pH值高,深层地下水pH值低。潮间带地下水pH值整体都比较低。

3.3 营养盐

3.3.1 溶解无机氮(dissolve inorganic nitrogen, DIN)

地下水中 NO_x^- 浓度范围是0.51~6 891.71 $\mu\text{g/L}$,平均值为584.23 $\mu\text{g/L}$ ($n=30$),海水和养殖废水的质量浓度分别是258.25 $\mu\text{g/L}$ 和828.09 $\mu\text{g/L}$ 。地下水中 NH_4^+ 质量浓度范围是0.75~2 726.95 $\mu\text{g/L}$,海水和养殖废水的

质量浓度分别是510.42 $\mu\text{g/L}$ 和982.78 $\mu\text{g/L}$ 。地下水中 $\text{DIN}(\text{NO}_x^- + \text{NH}_4^+)$ 浓度最大值是6 891.71 $\mu\text{g/L}$ (图4),分别是海水(768.66 $\mu\text{g/L}$)和养殖废水(1 810.87 $\mu\text{g/L}$)的8.97倍和3.81倍。地下水中 NO_x^- 浓度最大值是 NH_4^+ 最大值的2.5倍,此时 NH_4^+ 的产生受抑制,DIN最大时, NO_x^- 的氮占比(NO_x^-/DIN)为1,氮形式全部为 NO_x^- 。海水和养殖废水中的 NO_x^- 占比分别是0.34和0.46,均

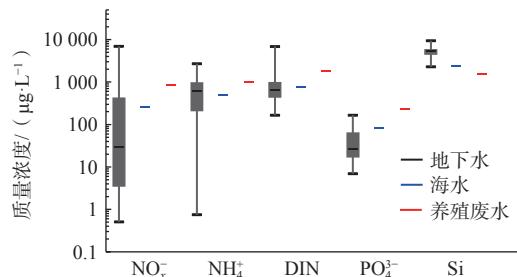


图4 地下水、海水和养殖废水的营养盐质量浓度

Fig. 4 Concentrations of nutrients in groundwater, seawater and aquaculture wastewater

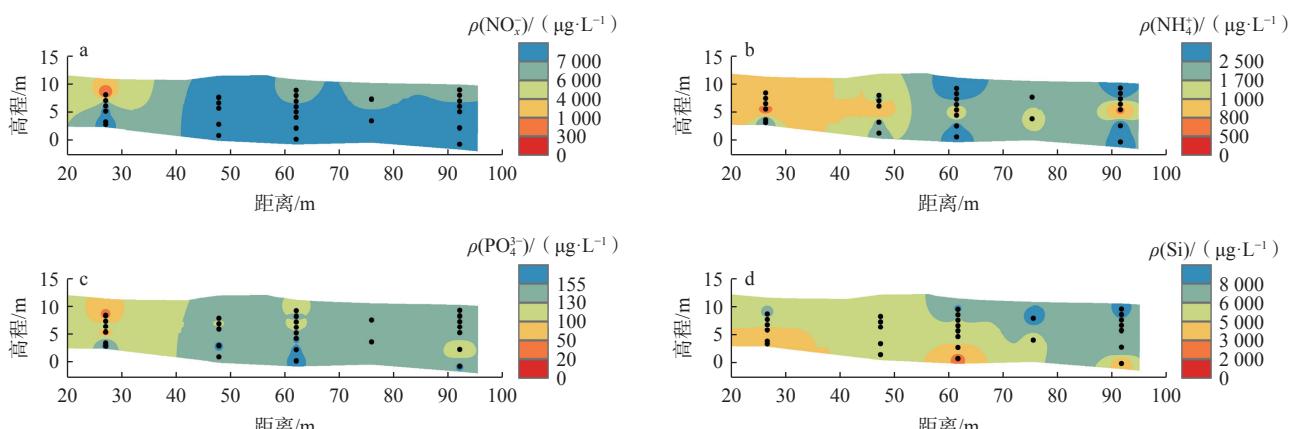


图5 地下水营养盐浓度等值线图

Fig. 5 Contours of nutrient concentration in coastal groundwater

低于 NH_4^+ 占比。

NO_x^- 浓度分布显示(图5a),内陆浅层地下水浓度最高,最高值达到6 891.71 $\mu\text{g}/\text{L}$,从陆地向海浓度逐渐减小,降低了96.3%。垂向上 NO_x^- 浓度随深度增加而逐渐降低,在海滩潮间带中部($\sim 4 \text{ m}$)浓度开始降低至100 $\mu\text{g}/\text{L}$ 以下,而相应的 NH_4^+ 含量达到最高(图5b),深层($>5 \text{ m}$)地下水 NO_x^- 的含量低于检出限。地下水 NH_4^+ 浓度分布显示(图5b),中部存在高 NH_4^+ 区(最大2 230.76 $\mu\text{g}/\text{L}$),可能是低渗透性的沉积层存在。浅层地下水 NH_4^+ 的浓度较低,特别是在潮间带几乎低于检出限。

3.3.2 磷酸盐

地下水 PO_4^{3-} 的质量浓度范围是6.94~166.79 $\mu\text{g}/\text{L}$,平均值为45.86 $\mu\text{g}/\text{L}$ ($n=30$),海水和养殖废水 PO_4^{3-} 质量浓度分别是80.79 $\mu\text{g}/\text{L}$ 和229.51 $\mu\text{g}/\text{L}$ (图4)。 PO_4^{3-} 质量浓度分布显示(图5c),内陆浅层地下水浓度最高,从陆地向海逐渐减小,浓度降低了51.56%,最高值达到166.79 $\mu\text{g}/\text{L}$,但仍低于养殖废水的浓度229.51 $\mu\text{g}/\text{L}$;相比之下,潮间带 PO_4^{3-} 的含量并不高($<100 \mu\text{g}/\text{L}$),W3和W4深层 PO_4^{3-} 浓度偏低($<20 \mu\text{g}/\text{L}$)。 NO_x^- 、 NH_4^+ 与 PO_4^{3-} 的浓度高值均出现在内陆地下水W5处(图5)。

3.3.3 硅

地下水Si的质量浓度为2 282.78~9 384.45 $\mu\text{g}/\text{L}$,平均值为5 254.86 $\mu\text{g}/\text{L}$ ($n=30$),在海水和养殖废水的质量浓度分别是2 420.30 $\mu\text{g}/\text{L}$ 和1 571.58 $\mu\text{g}/\text{L}$ (图4)。

地下水Si浓度平均值分别是海水和养殖废水的3.88倍和5.97倍。如图5(d)所示,水平上,Si浓度由陆向海逐渐降低;垂向上,由浅层到深层Si浓度逐渐升高,特别是在潮间带形成低Si浓度区,表明地下水中的硅主要受水岩相互作用影响。在潮间带由于海潮的频繁冲刷,将地下水中的Si带走。

4 讨论

4.1 地下水营养盐迁移转化过程

地下水中营养盐与理化参数的相关关系如皮尔逊热图(图6)所示。Si和Fe强相关,表明在研究区海滩中含有固相有机物,这些有机物可能的形式有黄铁矿、菱铁矿和二价铁的硅酸盐等矿物。 PO_4^{3-} 与 NH_4^+ 的相关度为0.69,二者可能具有相同的来源,即有机物在氧化带(图3c,W5附近)发生分解反应,从而释放出 NH_4^+ (图5b,W5附近)和 PO_4^{3-} (图5c,W5附近)。

NH_4^+ 除了与磷酸盐存在类似的规律外,还与ORP(0.32)、 NO_x^- (0.43)、Mn(0.40)存在一定的相关性,表明除有机物分解这一来源外,反硝化作用也是厌氧微生物将硝态氮向气态氮化合物转化的途径,同样也是地下水氮去除的主要过程。如图7a所示,大多数 NH_4^+ 样品点位于混合线创建的三角形上方,且中部(图8a高程2~6 m)地下水 NH_4^+ 的浓度异常值大于零,表明中部地下水 NH_4^+ 发生了非保守添加,而非保守添加正是发生在海水-地下水混合区,主要是因为

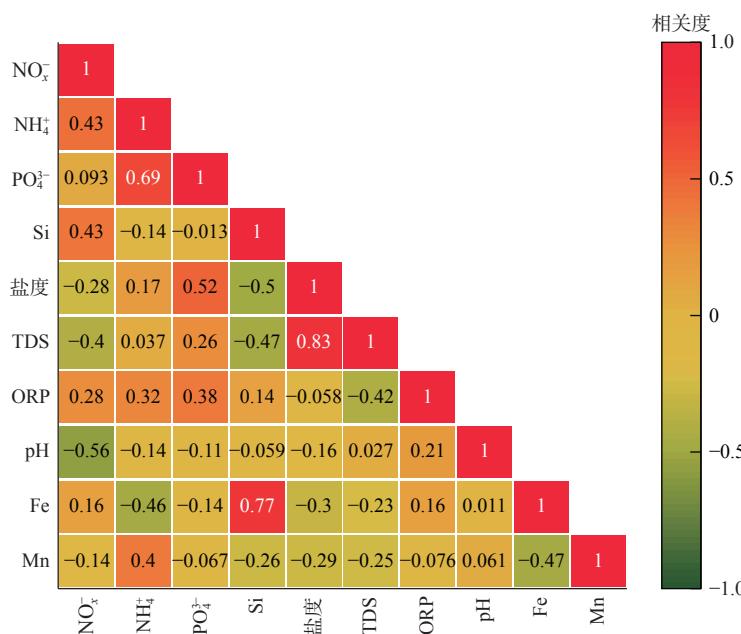


图6 地下水物理化学参数及营养盐之间相关性

Fig. 6 Correlation analysis of physicochemical parameters and nutrients in groundwater

反硝化作用产生。且监测期间未发生降水, 地下水的停留时间比较长, 因此增强了 NH_4^+ 的富集能力。反硝化需要缺氧环境以及电子供体等限制, 如图 5a 中的浅层含水层中 NO_x^- 含量明显, 而图 5b 中的浅层含水层中 NH_4^+ 几乎不存在, 是因为该区域并未满足反硝化的限制条件(图 3c, W2—W4)。在深层, 由于有机质缺乏, 化能自养反硝化菌可利用铁硫化物作为电子供体将

地下水中的硝酸盐还原, 该反应是深层地下水脱氮的主要过程^[19], NO_x^- 的大多数样点都在由混合线创建的三角形之下(图 5b), 深层(<7 m)地下水中 NO_x^- 的浓度异常值小于零(图 8b), 表明深层地下水中 NO_x^- 发生了非保守去除, 因此在潮间带深层含水层中的 NO_x^- 几乎被去除殆尽(图 5a, W2—W4 下部区域), 而 NH_4^+ 的浓度存在着热区(图 5b, W2—W4 下部区域)。

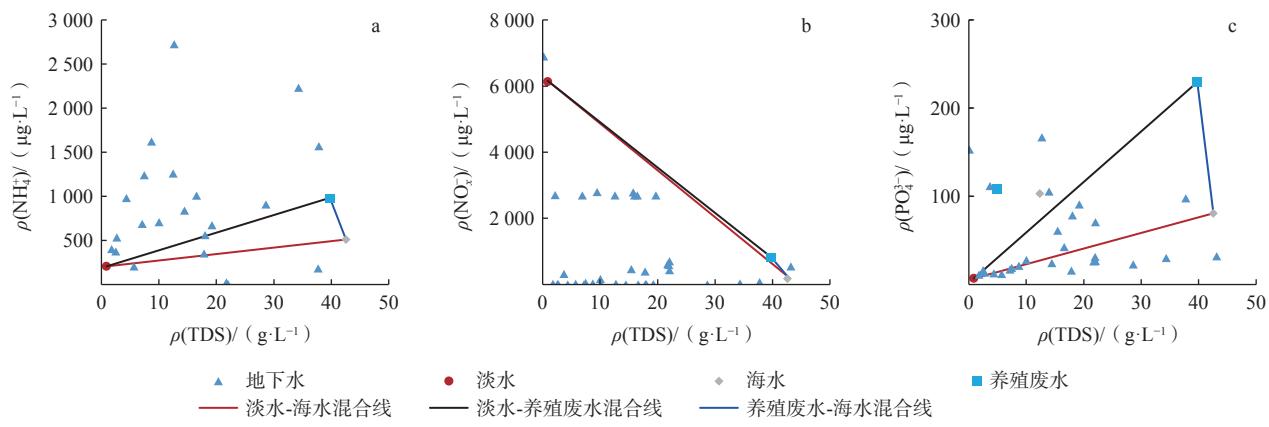


Fig. 7 Nutrient concentration-TDS diagram

Fig. 7 Nutrient concentration-TDS diagram

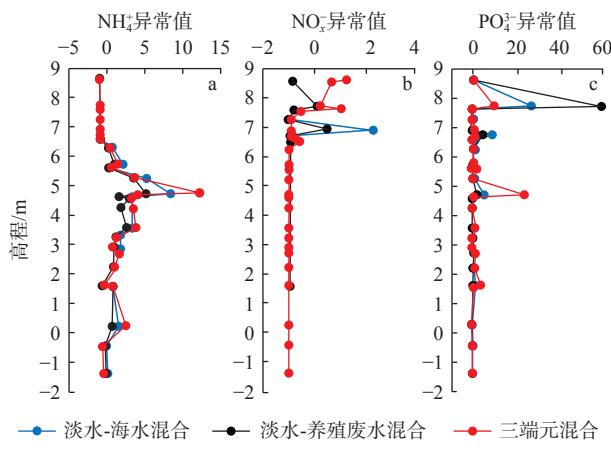


图 8 地下水营养盐浓度异常值

Fig. 8 Nutrient concentration anomaly for groundwater

反硝化过程还生成了铁的氧化物/氢氧化物终产物, 可吸附地下水中的磷酸盐, 影响地下水中磷的生物地球化学过程^[6], 故磷酸盐在化能自养反硝化反应活跃区域得到了一定量的去除(图 5c, W2—W4 下部区域)。深层地下水中 PO_4^{3-} 含量较低, 结合 PO_4^{3-} 的散点图和浓度异常值, 证实深层(<7 m)地下水中发生了 PO_4^{3-} 的非保守移除(图 5c, 图 8c)。深层铁氧化物含量相对较高, 高浓度的铁氧化物吸附去除 PO_4^{3-} , 导致 PO_4^{3-} 的去除率较高^[31—32]。W1 中部 PO_4^{3-} 浓度较浅层和深层

比高, 可能是从原位溶解性有机质(dissolved organic matter, DOM)降解释放出来的。

4.2 地下水及其携带营养盐入海通量

根据原位降水头试验和实验室颗粒分析试验, 研究区含水层孔隙度为 0.45, 渗透系数(K)的范围为 $1.05 \times 10^{-5} \sim 2.70 \times 10^{-4}$ m/s, 平均值为 1.88×10^{-4} m/s。根据达西定律(式 4), 计算得到地下淡水排泄量为 $2.08 \sim 5.38 \text{ m}^3/(\text{m}\cdot\text{d})$, 平均值为 $3.59 \text{ m}^3/(\text{m}\cdot\text{d})$ 。在小潮期间地下水淡水排泄量较大, 因为此时水力梯度最大。根据式(5)计算得到海水循环排泄量为 $16.0 \text{ m}^3/(\text{m}\cdot\text{d})$ 。最后计算得到海底地下水排泄总量 SGD 为 $19.6 \text{ m}^3/(\text{m}\cdot\text{d})$ 。可以看出, 地下淡水排泄量仅占总排泄量的 18.3%, 主要以循环海水排泄为主。将该结果扩展到整个北津湾(岸线长度 76.2 km), 得到 SGD 为 $1.49 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{d}$, 与当地河流入海量($4.00 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{d}$)在同一数量级。

对于地下水营养盐输入, 根据式(6)计算得到地下水排泄输入的 DIN 为 $12.9 \text{ g}/(\text{m}\cdot\text{d})$ 、 PO_4^{3-} 为 $0.94 \text{ g}/(\text{m}\cdot\text{d})$ 、Si 为 $52.8 \text{ g}/(\text{m}\cdot\text{d})$ 。海潮驱动的地下水中营养盐浓度的取值为 W1—W3 表层地下水中质量浓度均值(DIN: 522 $\mu\text{g/L}$ 、 PO_4^{3-} : 44.6 $\mu\text{g/L}$ 和 Si: 2 415 $\mu\text{g/L}$), 过渡带地下水中营养盐浓度取值为 W1 中部地下水中营养盐浓度均值(DIN: 1 255 $\mu\text{g/L}$ 、 PO_4^{3-} : 64 $\mu\text{g/L}$ 和 Si: 3 950 $\mu\text{g/L}$)。

将该结果扩展到整个北津湾, 得到 SGD 向海输入的 DIN 为 983 kg/d、 PO_4^{3-} 为 37 kg/d、Si 为 4 023 kg/d。 SGD 输入的营养盐约是当地河流入海输入的三分之一, 以往常常被忽略。

4.3 地下水营养盐组分结构及其潜在环境影响

地下水排泄作为陆源营养物质向海输入的一个重要而隐蔽的通道, 在以往海洋营养物质来源评估中经常被忽略。研究表明, 受高强度人类活动(农业生产、生活污水排放等)影响, 近年来地下水硝酸盐浓度升高, 地下水中硝酸盐向海岸带的输入因而也显得重要起来, 特别是可能对海岸带潟湖营养盐循环产生重要影响^[25]。

研究区海滩地下水 DIN 和溶解硅(dissolved silicate, DSi)含量较高, 而溶解无机磷(dissolved inorganic phosphorus, DIP)含量相对较低, 因此地下水具有较高的氮磷比(DIN/DIP)和硅磷比(DSi/DIP), 其 DIN/DIP 平均值为 139.6(最大值为 2 066), DSi/DIP 平均值为 274.1(最大值为 948.2); 远高于浮游植物对氮磷硅利用的 Redfield 比值(N : P : Si=16 : 1 : 16)。海水和养殖废水 DIN/DIP 分别是 21.03 和 17.48; DSi/DIP 分别是 33.12 和 7.59, 海水和养殖废水 DIN/DIP 和 DSi/DIP 都低于地下水的平均值。根据海水营养盐化学计量的限制标准: 当 DSi/DIP 和 DIN/DIP 大于 22, 则表示 DIP 可能是限制因子^[33]。北津湾近岸海水 DSi/DIP 和 DIN/DIP 高于 Redfield 比值, 表明磷是浮游植物生长的限制性营养盐(图 9)。具有高 DIN/DIP 和 DSi/DIP 的地下水对近岸海水的营养盐组成和结构及海洋环境具有重要影响。

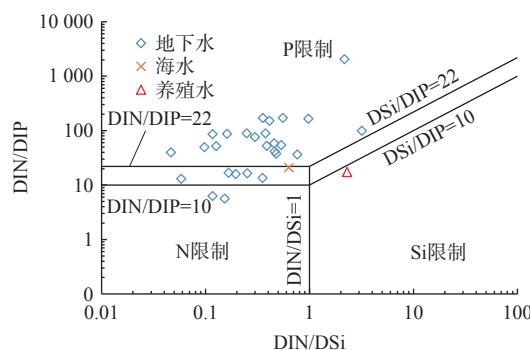


图 9 地下水、海水和养殖废水营养盐比率

Fig. 9 Nutrient ratio of groundwater, seawater and aquaculture wastewater

注: 图中展示了海水营养盐受限的阈值: 当 DSi/DIP>22 和 DIN/DIP>22, 则 P 为限制元素; 当 DSi/DIP<10 和 DIN/DSi>1, 则 Si 为限制元素; 当 DIN/DSi<1 和 DIN/DIP<10, 则 N 为限制元素。

5 结论

(1) 北津湾砂质海滩地下水 NO_x^- 浓度由陆向海、从浅层到深层逐渐降低, 由陆向海浓度衰减了 95.81%。浅层地下水由于处于氧化环境, 所以 NO_x^- 含量明显, 而 NH_4^+ 几乎不存在; 而在深层, 由于有机质缺乏, 化能自养反硝化反应是深层地下水脱氮的主要过程。含水层中部地下水因有机碳的分解产生了 NH_4^+ 热区, 发生了非保守添加。地下水 PO_4^{3-} 浓度的分布与 NO_x^- 的分布类似, PO_4^{3-} 被反硝化反应生成的铁的氧化物/氢氧化物终产物吸附, 在反硝化反应活跃区域得到了一定量的去除。地下水 Si 含量表现出明显的“向陆高、向海低, 深层高、浅层低”的分布特征, 这主要取决于水岩相互作用时间。在潮间带由于海潮的频繁冲刷, 将 Si 带走形成低浓度区。

(2) 北津湾砂质海滩海底地下水排泄总量 SGD 为 $19.6 \text{ m}^3/(\text{m}\cdot\text{d})$, 其中地下淡水排泄量仅占总排泄量的 18.3%。考虑地下水营养盐迁移转化过程, 计算得到 SGD 向北津湾输入的 DIN 为 983 kg/d、 PO_4^{3-} 为 37 kg/d、Si 为 4 023 kg/d。SGD 输入的营养盐约是当地河流入海输入的三分之一, 而这一隐蔽来源在以往的研究和调查中常常被忽略。

(3) 北津湾砂质海滩地下水具有较高的氮磷比和硅磷比, 远高于 Redfield 比值和海水中的比值, 大量地下水排泄对近岸海水的营养盐组成与结构以及海洋环境具有重要影响, 可能加剧海洋生态系统从氮限制向磷限制的转变。

参考文献 (References) :

- [1] WARD N D, MEGONIGAL J P, BOND-LAMBERTY B, et al. Representing the function and sensitivity of coastal interfaces in Earth system models[J]. *Nature Communications*, 2020, 11(1): 2458.
- [2] MOHANTY A K, RAO V V S G. Hydrogeochemical, seawater intrusion and oxygen isotope studies on a coastal region in the Puri District of Odisha, India[J]. *Catena*, 2019, 172: 558 – 571.
- [3] 崔相飞, 周训, 徐中平, 等. 海岸带咸淡水界面的研究进展 [J]. 水文地质工程地质, 2018, 45(2): 29 – 35. [CUI Xiangfei, ZHOU Xun, XU Zhongping, et al. Advances in research on the fresh water-salt water interface in coastal zones[J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2018, 45(2): 29 – 35. (in Chinese with English abstract)]

- [4] 任加国, 武倩倩. 咸淡水驱替过程中的水文地球化学作用 [J]. 海洋地质与第四纪地质, 2008, 28(5): 55 – 60. [REN Jiaguo, WU Qianqian. Hydrogeochemistry in the process of salt water-freshwater displacement[J]. Marine Geology & Quaternary Geology, 2008, 28(5): 55 – 60. (in Chinese with English abstract)]
- [5] HEISS J W, MICHAEL H A, KONESHLOO M. Denitrification hotspots in intertidal mixing zones linked to geologic heterogeneity[J]. Environmental Research Letters, 2020, 15(8): 084015.
- [6] HU Yuansheng, WU Guangxue, LI Ruihua, et al. Iron sulphides mediated autotrophic denitrification: An emerging bioprocess for nitrate pollution mitigation and sustainable wastewater treatment[J]. Water Research, 2020, 179: 115914.
- [7] 郭华明, 高志鹏, 修伟. 地下水氮循环与砷迁移转化耦合的研究现状和趋势 [J]. 水文地质工程地质, 2022, 49(3): 153 – 163. [GUO Huaming, GAO Zhipeng, XIU Wei. Research status and trend of coupling between nitrogen cycle and arsenic migration and transformation in groundwater systems[J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2022, 49(3): 153 – 163. (in Chinese with English abstract)]
- [8] 肖凯. 滨海湿地潮间带氮循环及大孔隙优先流机制研究 [D]. 北京:中国地质大学(北京), 2018. [XIAO Kai. Nitrogen cycle and hydrodynamics of macropores as preferential flow conduits in the intertidal zone of coastal wetlands[D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2018. (in Chinese with English abstract)]
- [9] WANG Shanyun, WANG Weidong, ZHAO Siyan, et al. Anammox and denitrification separately dominate microbial N-loss in water saturated and unsaturated soils horizons of riparian zones[J]. Water Research, 2019, 162: 139 – 150.
- [10] SPITERI C, SLOMP C P, TUNCAY K, et al. Modeling biogeochemical processes in subterranean estuaries: Effect of flow dynamics and redox conditions on submarine groundwater discharge of nutrients[J]. Water Resources Research, 2008, 44(2): 423 – 440.
- [11] 张艳, 王学静, 薛岩, 等. 中国近岸海底地下水排泄(SGD)研究进展 [J]. 中国科学: 地球科学, 2022, 52(11): 2139 – 2151. [ZHANG Yan, WANG Xuejing, XUE Yan, et al. Advances in the study of submarine groundwater (SGD) in China[J]. Scientia Sinica (Terrae), 2022, 52(11): 2139 – 2151. (in Chinese with English abstract)]
- [12] ZHANG Yan, SANTOS I R, LI Hailong, et al. Submarine groundwater discharge drives coastal water quality and nutrient budgets at small and large scales[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2020, 290: 201 – 215.
- [13] 吴自军, 王富康, 崔振昂, 等. 基于近岸系列分层竖井的海底地下水排泄及其营养盐输入研究 [J]. 同济大学学报(自然科学版), 2021, 49(3): 449 – 457. [WU Zijun, WANG Fukang, CUI Zhen'ang, et al. Submarine groundwater discharge and dependent nutrient input based on a series of layered monitoring wells[J]. Journal of Tongji University (Natural Science), 2021, 49(3): 449 – 457. (in Chinese with English abstract)]
- [14] 叶玉玲, 廖小青, 刘贯群. 国内外地下水入海通量研究现状与趋势 [J]. 水文地质工程地质, 2006, 33(6): 124 – 128. [YE Yuling, LIAO Xiaoqing, LIU Guanqun. A review of submarine groundwater discharge home and abroad[J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2006, 33(6): 124 – 128. (in Chinese with English abstract)]
- [15] BURNETT W C, AGGARWAL P K, AURELI A, et al. Quantifying submarine groundwater discharge in the coastal zone via multiple methods[J]. Science of the Total Environment, 2006, 367(2-3): 498 – 543.
- [16] 黄小平, 张景平, 江志坚. 人类活动引起的营养物质输入对海湾生态环境的影响机理与调控原理 [J]. 地球科学进展, 2015, 30(9): 961 – 969. [HUANG Xiaoping, ZHANG Jingping, JIANG Zhijian. Eco-environmental effects of nutrients input caused by human activities on the semi-enclosed bay and its management strategy[J]. Advances in Earth Science, 2015, 30(9): 961 – 969. (in Chinese with English abstract)]
- [17] SANTOS I R, CHEN Xiaogang, LECHER A L, et al. Submarine groundwater discharge impacts on coastal nutrient biogeochemistry[J]. Nature Reviews Earth & Environment, 2021, 2(5): 307 – 323.
- [18] COUTURIER M, TOMMI-MORIN G, SIROIS M, et al. Nitrogen transformations along a shallow subterranean estuary[J]. Biogeosciences, 2017, 14(13): 3321 – 3336.
- [19] LIU Yi, LIANG Wenzhao, JIAO Jiujiu. Seasonality of nutrient flux and biogeochemistry in an intertidal aquifer[J]. Journal of Geophysical Research-Oceans, 2018, 123(9): 6116 – 6135.
- [20] 王志秀, 李亚松, 郝奇琛, 等. 基于盐度动态模拟估算潮间带地下淡水排泄量 [J]. 水文地质工程地质, 2024, 51(5): 56 – 67. [WANG Zhixiu, LI Yasong, HAO Qichen, et al. Submarine fresh groundwater discharge estimation in the intertidal zone based on

- dynamic salinity simulation[J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2024, 51(5): 56 – 67. (in Chinese with English abstract)
- [21] WANG Zhenyan, WANG Qianqian, GUO Yifan, et al. Seawater-groundwater interaction governs trace metal zonation in a coastal sandy aquifer[J]. *Water Resources Research*, 2023, 59(9): e2022WR032828.
- [22] GENG Xiaolong, HEISS J W, MICHAEL H A, et al. Geochemical fluxes in sandy beach aquifers: Modulation due to major physical stressors, geologic heterogeneity, and nearshore morphology[J]. *Earth-Science Reviews*, 2021, 221: 103800.
- [23] ZHANG, Yan, GUO Yifan, WANG Junjian, et al. Dissolved carbon dynamics and exchange in a high permeability beach aquifer[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2024, 368: 64 – 75.
- [24] ZHANG Caixia, YIN Kedong, SHI Xiaoran, et al. Risk assessment for typhoon storm surges using geospatial techniques for the coastal areas of Guangdong, China[J]. *Ocean & Coastal Management*, 2021, 213: 105880.
- [25] LUO Xin, KWOK K L, LIU Yi, et al. A permanent multilevel monitoring and sampling system in the coastal groundwater mixing zones[J]. *Groundwater*, 2017, 55(4): 577 – 587.
- [26] WANG Hua, WU Xia, LAN Gaoyong, et al. High precision measurement of hydrogen, oxygen and dissolve inorganic carbon isotope in water samples by GasBench II-IRMS: An interlaboratory comparison study[J]. *Acta Geologica Sinica*, 2015, 89(10): 1804 – 1813.
- [27] O'CONNOR A E, KRASK J L, CANUEL E A, et al. Seasonality of major redox constituents in a shallow subterranean estuary[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2018, 224: 344 – 361.
- [28] BOWEN G J, CAI Z Y, FIORELLA R P, et al. Isotopes in the water cycle: Regional-to Global-Scale Patterns and Applications[J]. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 2019, 47(1): 453 – 479.
- [29] SANTOS I R, BURNETT W C, CHANTON J, et al. Land or ocean?: Assessing the driving forces of submarine groundwater discharge at a coastal site in the Gulf of Mexico[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2009, 114(C4): 2008JC005038.
- [30] ROBINSON C, LI L, BARRY D A. Effect of tidal forcing on a subterranean estuary[J]. *Advances in Water Resources*, 2007, 30(4): 851 – 865.
- [31] MOORE W S. The Effect of submarine groundwater discharge on the ocean[J]. *Annual Review of Marine Science*, 2010, 2: 59 – 88.
- [32] STAL L J, BEHRENS S B, VILLBRANDT M, et al. The biogeochemistry of two eutrophic marine lagoons and its effect on microphytobenthic communities[J]. *Hydrobiologia*, 1996, 329: 185 – 198.
- [33] JUSTI D, RABALAIS N N, TURNER R E. Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 1995, 30(1): 41 – 46.

编辑: 宗 爽



王学静,天津大学地球系统科学学院“北洋学者”英才副教授(特聘研究员),博士生导师,中国同位素水文学委员会(CCT)委员,全国研究生教育评估监测专家。*Regional Studies in Marine Science*、*Frontiers in Water*特邀编委,*Discover Oceans*、《中国地质调查》编委;*Water Resources Research*、*Water Research*、*Hydrology and Earth System Sciences*等20多个SCI期刊审稿人。

长期致力于海岸带海底地下水排泄(SGD)及其环境效应研究,构建和发展了SGD示踪方法体系,评估了我国重要海岸SGD及其携带物质入海通量,阐释了SGD的潜在环境效应。主持国家自然科学基金面上项目(2项)、重大项目子课题、青年基金以及深圳市自然科学基金等科研项目10项;作为研究骨干参加国家自然科学基金重点项目(2项)、科技部重点研发计划课题(2项)以及深圳市基础研究重点项目等10项。发表期刊论文近70篇,在*Water Resources Research*、*Geochimica et Cosmochimica Acta*、*Geophysical Research Letters*、*Journal of Hydrology*等国际地学主流期刊发表SCI论文60篇,论文总被引1500余次,获授权国家专利2项。获南方科技大学校长卓越博士后(2016)、深圳市高层次人才(2018)、大禹水利科技进步二等奖(2022)、天津市海河英才(2023)。