

填海条件下地下水氮素污染的动力学特征

余晓萍¹, 郝玉洁¹, 郑西来^{1,2,3}, 曹敏⁴, 宋晓冉⁴

(1. 中国海洋大学环境科学与工程学院, 山东 青岛 266100; 2. 山东省环境地质工程重点实验室, 山东 青岛 266100;
3. 海洋环境与生态教育部重点实验室, 山东 青岛 266100; 4. 青岛市水文中心, 山东 青岛 266011)

摘要:为系统研究滨海地下水环境中氮素污染的动态变化特征,以青岛欢乐滨海城填海区为研究对象,在改进和完善氮素反应动力学方程的基础上,构建了变密度条件下反应性溶质运移模型,定量分析了填海长度和填海区含水层渗透系数对地下水中氮素的迁移转化影响效应。结果表明:填海造陆加剧了地下水中的硝酸盐污染,地下水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度逐渐升高, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在初始含水层底部小范围聚集,其质量浓度可以达到饮用水标准的3倍;随着填海长度的增加, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的分布范围不断扩大,而初始含水层中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的平均质量浓度和增加幅度不断升高, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均质量浓度呈先升高后降低的变化趋势;当填海区含水层渗透系数高于初始含水层时,在稳态条件下填海材料渗透性对初始含水层中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均质量浓度影响不大,当填海区含水层渗透系数低于初始含水层时,初始含水层中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的平均质量浓度明显升高,而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均质量浓度显著降低。

关键词:填海造陆;氮素污染;动力学特征;滨海含水层

中图分类号:X523

文献标志码:A

文章编号:1004-6933(2024)06-0224-09

Dynamic characteristics of nitrogen contamination in groundwater under land reclamation//YU Xiaoping¹, HAO Yujie¹, ZHENG Xilai^{1,2,3}, CAO Min⁴, SONG Xiaoran⁴ (1. College of Environmental Science and Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100, China; 2. Key Laboratory of Environmental Geology and Engineering of Shandong Province, Qingdao 266100, China; 3. Key Laboratory of Marine Environment and Ecology, Ministry of Education, Qingdao 266100, China; 4. Hydrology Center of Qingdao Municipality, Qingdao 266011, China)

Abstract: This study systematically investigated the dynamic variations of nitrogen contamination in coastal aquifers, focusing on the land reclamation area of Qingdao Happy Sea Town. Based on improved and refined nitrogen reaction kinetic equations, a reactive solute transport model under variable density conditions was developed. The model was used to quantitatively analyze the impacts of reclamation length and permeability of reclamation aquifers on the migration and transformation of nitrogen in groundwater. The results indicated that reclamation intensified nitrate pollution in groundwater. The mass concentration of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ gradually increased, with $\text{NH}_4^+\text{-N}$ accumulating in a small range at the bottom of the initial aquifer, and its mass concentration could reach three times of the drinking water standard. As the reclamation length increased, the distribution range of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ expanded. In the initial aquifer, the average mass concentration of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and its increase amplitude rose continuously, and the average mass concentration of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ exhibited a trend of first increasing and then decreasing. When the permeability of reclamation aquifer was higher than that of the initial aquifer, the permeability of reclamation material had little effect on the average mass concentrations of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in the initial aquifer under steady state condition. However, when the permeability of reclamation aquifer was lower than that of the initial aquifer, the average mass concentration of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in the initial aquifer increased significantly, while the average mass concentration of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ decreased significantly.

Key words: land reclamation; nitrogen pollution; dynamic characteristics; coastal aquifer

在沿海地区,随着社会经济的快速发展,地下水开采量日益增加,地下水位不断下降,造成滨海含水

层的海水入侵^[1-3]。在一些地区,地下水向海洋输送的营养物质比例超过近海总营养物质的50%^[4]。

基金项目:国家自然科学基金面上项目(42272282);中央高校基本科研业务费专项资金资助项目(202261066)

作者简介:余晓萍(2000—),女,硕士研究生,主要从事地下水污染控制研究。E-mail:1500437809@qq.com

通信作者:郑西来(1959—),男,教授,博士,主要从事地下水污染控制研究。E-mail:zhxilai@ouc.edu.cn

因此,沿海含水层不仅面临地下水咸化的威胁,而且还受到地下水污染的影响^[5-6]。在众多陆源污染物中,硝酸盐对地下水污染日益严重^[7-8]。特别是在沿海地区,密集的农业活动可能会造成地下水面源污染^[9-10]。

目前,许多学者采用室内试验和数值模拟方法研究农业生产对沿海含水层硝酸盐运输的影响^[11-12]。例如:Sun 等^[13]通过室内试验模拟了物理屏障对上游地下水源地硝酸盐积累的影响,发现建造截渗墙可能会加剧地下水中的硝酸盐污染;Gao 等^[14]通过构建数值模型定量研究了层状非均质性对上游地下水源地硝酸盐污染的影响。填海造陆改变了地下水位和水流系统特征,扰乱了地下水的自然流动。在某些情况下,低渗透性的填海材料会降低含水层-海洋界面的排泄量^[15],填海造陆会改变沿海含水层中氮素的分布,并使其在含水层中大量富集。然而,以往的研究仅考虑了地下水中发生反硝化作用的影响,忽视了含水层中发生的硝态氮异化还原成铵(dissimilatory nitrate reduction to ammonium, DNRA)反应,无法反映地下水中氮素的分布和变化过程。

本文以青岛欢乐滨海城填海区含水层为研究对象,建立水文地质概化模型,改进和完善氮素反应的动力学方程,构建变密度条件下反应性溶质运移模型,以揭示填海条件下滨海含水层氮素动力学特征和不同因素的影响效应,可为填海工程建设和滨海地下水开发利用提供理论支持。

1 模型建立与模拟方法

1.1 水文地质概化模型

为了简化问题和便于分析,做出下列假设:①只考虑好氧呼吸、硝化、反硝化和 DNRA 反应;②含水层是各向同性的均质非承压含水层;③海洋和淡水径流补给边界都是静态的;④降雨是均匀和恒定的^[16-18]。

青岛欢乐滨海城填海区采用吹沙填海技术,沿海岸线填海造陆,填海区面积为 83.5 万 m²^[19],其水文地质概化模型如图 1 所示,整个剖面包括右侧的初始含水层(长度为 1000 m,厚度约为 30 m)和左侧的填海区含水层(长度为 300 m),蓝色区域代表地下淡水,红色区域代表侵入海水。图中海水和地下水交界处的虚线分别为正常海水盐度的 10%、50%和 90%等盐度线。通过现场采集土样和土柱试验测得含水层孔隙度为 0.3,纵向弥散度为 2.5 m,初始含水层的渗透系数为 20 m/d。假设左侧的海洋边界由特定水头边界表示,静水位为 28 m,恒定

盐度为 35 g/L。右侧的淡水径流补给边界为已知水位边界,水头为 29 m,盐度为 0 g/L。

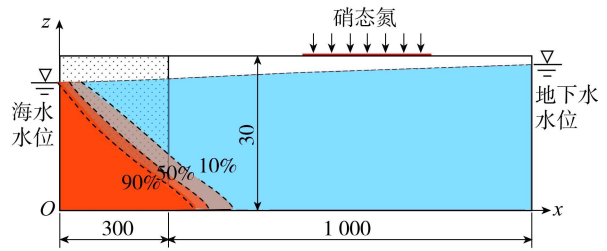


图 1 水文地质概化模型(单位:m)

Fig. 1 Hydrogeologic generalization model(unit:m)

1.2 溶质运移和反应动力学方程

基于 Richard 方程求解非饱和多孔介质流动,并基于对流-弥散方程求解溶质运移^[20],构建变密度条件下反应性溶质运移模型。含水层发生好氧呼吸、硝化、反硝化和 DNRA 反应,对于有氧区同时发生的好氧呼吸和硝化反应,由生物能量学方法计算溶解氧(DO)的分配系数^[21]。当硝态氮和剩余的溶解性有机碳(DOC)进入含水层中更深的厌氧区时,硝态氮成为热力学中有利的电子受体,此时 DNRA 反应是反硝化反应的直接竞争者。DNRA 反应与反硝化反应的竞争取决于 NO₃⁻-N 和 DOC 的供应及各自的反应速率,假设在碳氮比为 2.5 时反硝化反应达到最高水平, DNRA 反应在碳氮比为 5.0 时显著增强^[22]。采用多重 Monod 动力学方程刻画好氧呼吸、硝化、反硝化和 DNRA 反应, NO₃⁻-N、NH₄⁺-N、DOC、DO 的反应速率^[20,23]分别为

$$R_1 = K_{\text{NI}} \frac{\rho_2}{\rho_2 + k_2} \frac{\rho_{\text{DO}}}{\rho_{\text{DO}} + k_{\text{DO}}} - K_{\text{DENI}} \frac{K_L}{\rho_{\text{DO}} + K_L} \frac{\rho_1}{\rho_1 + k_1} \cdot \frac{\rho_{\text{DOC}}}{\rho_{\text{DOC}} + k_{\text{DOC}}} f - K_{\text{DNRA}} \frac{K_L}{\rho_{\text{DO}} + K_L} \frac{\rho_1}{\rho_1 + k_1} \cdot \frac{\rho_{\text{DOC}}}{\rho_{\text{DOC}} + k_{\text{DOC}}} (1 - f) \quad (1)$$

$$R_2 = -K_{\text{NI}} \frac{\rho_2}{\rho_2 + k_2} \frac{\rho_{\text{DO}}}{\rho_{\text{DO}} + k_{\text{DO}}} + K_{\text{DNRA}} \frac{K_L}{\rho_{\text{DO}} + K_L} \frac{\rho_1}{\rho_1 + k_1} \cdot \frac{\rho_{\text{DOC}}}{\rho_{\text{DOC}} + k_{\text{DOC}}} (1 - f) \quad (2)$$

$$R_{\text{DOC}} = -K_{\text{DOC}} \frac{\rho_{\text{DOC}}}{\rho_{\text{DOC}} + k_{\text{DOC}}} \frac{\rho_{\text{DO}}}{\rho_{\text{DO}} + k_{\text{DO}}} - K_{\text{DENI}} \frac{K_L}{\rho_{\text{DO}} + K_L} \cdot \frac{\rho_1}{\rho_1 + k_1} \frac{\rho_{\text{DOC}}}{\rho_{\text{DOC}} + k_{\text{DOC}}} f - K_{\text{DNRA}} \frac{K_L}{\rho_{\text{DO}} + K_L} \frac{\rho_1}{\rho_1 + k_1} \cdot \frac{\rho_{\text{DOC}}}{\rho_{\text{DOC}} + k_{\text{DOC}}} (1 - f) \quad (3)$$

$$R_{\text{DO}} = -K_{\text{NI}} \frac{\rho_2}{\rho_2 + k_2} \frac{\rho_{\text{DO}}}{\rho_{\text{DO}} + k_{\text{DO}}} (1 - Y) - K_{\text{DOC}} \frac{\rho_{\text{DOC}}}{\rho_{\text{DOC}} + k_{\text{DOC}}} \frac{\rho_{\text{DO}}}{\rho_{\text{DO}} + k_{\text{DO}}} Y \quad (4)$$

其中 $f = 0.4(5 - \rho_{\text{DOC}}/\rho_1)$

式中: $R_1, R_2, R_{\text{DOC}}, R_{\text{DO}}$ 分别为 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、DOC、DO 的反应速率; $\rho_1, \rho_2, \rho_{\text{DOC}}, \rho_{\text{DO}}$ 分别为 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、DOC、DO 的质量浓度; Y 为 DO 的分配系数, 取值为 0.64; $k_1, k_2, k_{\text{DOC}}, k_{\text{DO}}$ 分别为 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、DOC、DO 的半饱和常数, 分别取值为 1、0.5、2、1 mg/L^[24]; $K_{\text{DNRA}}, K_{\text{DENI}}, K_{\text{NI}}, K_{\text{DOC}}$ 分别为 DNRA 反应、反硝化反应、硝化反应、DOC 的降解速率常数, 由现场样品的室内批量试验测定, 分别为 0.003、0.003、0.466、0.027 d⁻¹; K_L 为抑制常数, 取值为 1 mg/L; f 为反硝化反应和 DNRA 反应的竞争系数^[20]。

1.3 地下水中氮素运移的数值模拟方法

利用 FEFLOW (finite element subsurface FLOW system) 模型模拟密度流与溶质运移的耦合过程, 该模型已成功地应用于滨海地下水的反应性溶质运移研究领域^[25-26]。采用迭代求解器中的预条件共轭梯度法求解相对容差为 10^{-8} 的线性矩阵, 初始时间步长为 0.001 d, 含水层顶部硝态氮补给区长度为 400 m, 补给区 $\rho_1 = 20$ mg/L, 降雨补给速率为 0.002 m/d。模拟结果用 MATLAB R2022a 和 Surfer15.0 进行后处理。本文采用的模拟参数^[27-28]包括: 模型区域厚度为 30 m, 初始含水层长度 $L_1 = 1000$ m, 填海长度 $L_2 = 100, 200, 300, 400, 500$ m, 孔隙率为 0.3, 地下淡水盐度为 0 g/L, 海水盐度为 35 g/L, 地下淡水密度为 1000 kg/m³, 海水密度为 1025 kg/m³, 海水中 $\rho_{\text{DO}} = 6.4$ mg/L, $\rho_{\text{DOC}} = 9$ mg/L, 淡水中 $\rho_{\text{DO}} = 3.2$ mg/L, $\rho_{\text{DOC}} = 10$ mg/L, 初始含水层渗透系数 $K_1 = 20$ m/d, 填海区含水层渗透系数 $K_2 = 10, 20, 30, 40, 50$ m/d, 纵向弥散度 $\alpha_L = 2.5$ m, 横向弥散度 $\alpha_T = 0.1\alpha_L$ 。其中 $L_2 = 300$ m、 $K_2 = 20$ m/d 为基准案例中的取值。

研究区被离散为 57 170 个三角形单元, Péclet 数小于 4, 以确保数值稳定性。根据现场监测, 模拟前初始含水层中 $\rho_1, \rho_2, \rho_{\text{DOC}}, \rho_{\text{DO}}$ 分别为 0、0、10、3.2 mg/L。对初始含水层中盐度和 $\rho_1, \rho_2, \rho_{\text{DOC}}, \rho_{\text{DO}}$ 的分布进行模拟, 达到稳定后, 将计算值设置为下一阶段的基本参数。研究中忽略了填海区建造过程的影响, 即假设填海区建设是瞬间完成的。下一阶段中, 对整个研究区 (包括初始含水层和填海区含水层) 进行数值模拟, 填海区含水层 $\rho_1, \rho_2, \rho_{\text{DOC}}, \rho_{\text{DO}}$ 基准值分别为 0、0、9、6.4 mg/L。在基准条件下模拟填海区含水层 $\rho_1, \rho_2, \rho_{\text{DOC}}, \rho_{\text{DO}}$ 的瞬态分布, 定量分析填海长度和填海区含水层渗透系数变化对地下水氮素污染的影响效应。

2 结果与分析

2.1 填海后地下水-氮素动力学特征

2.1.1 地下水流场的瞬态变化

填海后地下水流场如图 2 所示, 左侧为填海区含水层, 右侧为初始含水层, 垂直虚线为两者的分界线。填海刚刚完成后 (图 2(a)), 由于咸淡水之间存在密度差, 在初始含水层形成了稳定的咸水楔, 咸水楔长度约为 430 m。此时, 在填海区含水层一侧地下咸水水平流动, 然后向上形成内循环。在海水和地下水密度梯度的作用下, 盐分不断向淡水一侧扩散。地下淡水向海洋一侧流动, 在咸淡水界面附近向上收敛, 同时携带部分盐分向海洋一侧排放, 且在填海区含水层和初始含水层交界处排放速度不断增大。

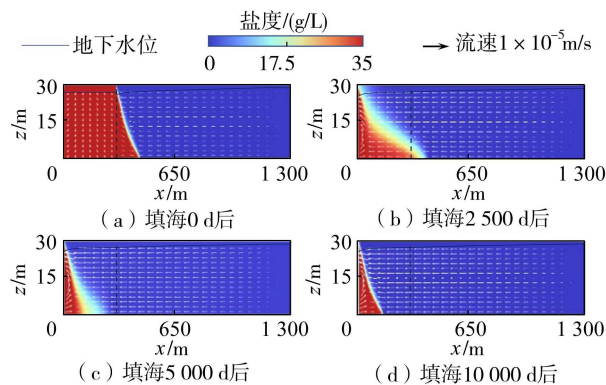


图 2 填海后地下水流场

Fig. 2 Groundwater flow fields after land reclamation

填海 2500 d 后 (图 2(b)), 含水层中地下淡水和海水流动方式没有明显变化, 但是咸淡水界面向海洋不断后退, 且咸水楔上部回退幅度更大。值得注意的是, 此时咸淡水过渡带宽度大幅增加, 最大宽度接近 200 m。填海 5000 d 后 (图 2(c)), 地下淡水携带大部分盐分排入海洋, 导致咸水楔进一步回退, 咸水楔长度大约为 180 m。由于地下淡水向海洋边界上部排放速度更快, 且下部排放速度较慢, 所以含水层底部过渡带呈现上窄下宽的特点。咸水楔内部以及含水层底部的地下水流速极低, 促进了含水层底部咸水的弥散。填海 10000 d 后 (图 2(d)), 咸水楔达到稳定, 且过渡带宽度明显减小。

2.1.2 地下水中氮素动态变化

填海后含水层中 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 质量浓度的瞬态分布如图 3 所示。从图 3(a)~(d) 可以看出, 填海 0 d 后, 从地表淋溶的 NO_3^- -N 不断进入含水层, 并向填海区含水层逐渐扩散, 距离污染源越远, 含水层中 ρ_1 越低。填海 2500 d 后, NO_3^- -N 的分布范围基本稳定, 含水层中 ρ_1 逐渐升高。填海 5000 d 后, 含

水层底部 ρ_1 进一步升高,但 NO_3^- -N 的污染速度有所减缓,与填海 10 000 d 后的污染程度差别不大。可见,填海造陆会加剧含水层中的硝酸盐污染。从图 3(e)~(h)可以看出,填海 0 d 后,由于含水层中 NO_3^- -N 发生 DNRA 反应, NH_4^+ -N 主要聚集在初始含水层的底部,含水层中 ρ_2 最高可达 1.5 mg/L,为我国饮用水标准的 3 倍^[29]。填海 2 500 d 后, NH_4^+ -N 逐渐向填海区含水层扩散,含水层中 ρ_2 不断升高。填海 5 000 d 后, NH_4^+ -N 的分布范围趋于稳定,含水层中 ρ_2 随着时间的推移缓慢升高。

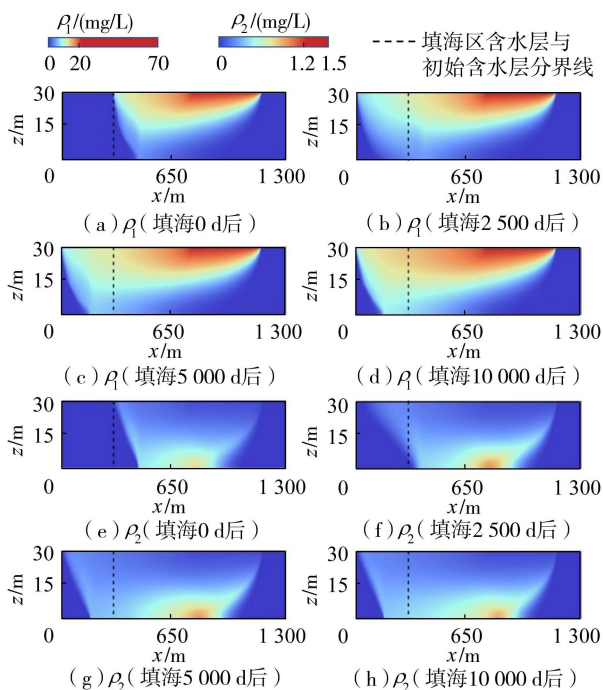


图 3 填海后含水层中 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 质量浓度的瞬态分布

Fig. 3 Transient distributions of mass concentrations of NO_3^- -N and NH_4^+ -N in aquifer after land reclamation

2.1.3 地下水中 DOC 和 DO 动态变化

填海后含水层中 DOC 和 DO 质量浓度的瞬态分布如图 4 所示。从图 4(a)~(d)可以看出,填海 0 d 后,地下咸水中 ρ_{DOC} 的分布大约分为 3 个区,填海区含水层 ρ_{DOC} 为 9 mg/L,并沿着海水入侵方向有所降低;在淡水边界处,地下径流携带一定量的 DOC 进入含水层, ρ_{DOC} 为 4~6 mg/L;在图 3 中氮素集中分布的区域, ρ_{DOC} 基本为 0 mg/L, ρ_{DOC} 与氮素的分布为互补关系,其原因是反硝化和 DNRA 反应消耗了有限的 DOC。填海 2 500 d 后,随着咸水回退, NO_3^- -N 的分布范围快速增大,消耗了地下水中的 DOC,使填海区含水层 DOC 分布范围大大减小,主要限制在海洋边界附近;在淡水径流补给边界,高浓度 DOC 分布范围明显变小,低浓度的 DOC 分布范围变化不大。填海 5 000 d 后,海水边界处 DOC 分布范围

略有增加,而淡水边界处 DOC 分布范围变化不大。

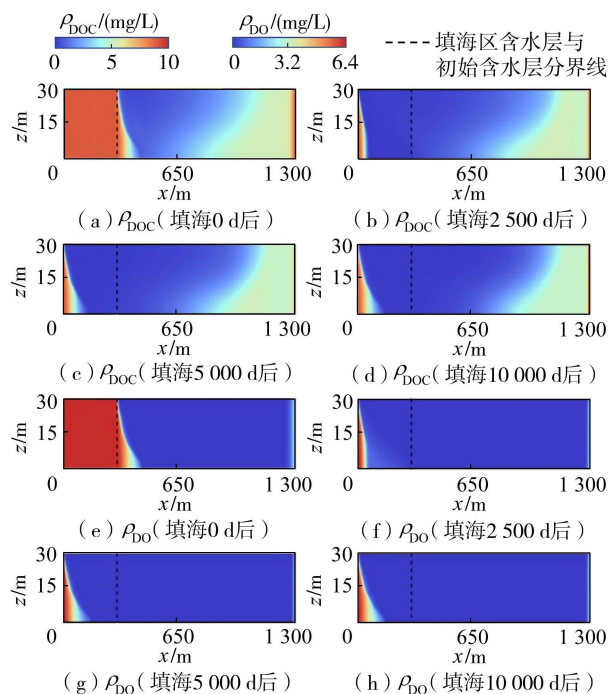


图 4 填海后含水层中 DOC 和 DO 质量浓度的瞬态分布
Fig. 4 Transient distributions of mass concentrations of DOC and DO in aquifer after land reclamation

从图 4(e)~(h)可以看出, ρ_{DO} 的分布与 ρ_{DOC} 基本一致,大致可分为 3 个区。填海 0 d 后,在填海区含水层 ρ_{DO} 约为 6.4 mg/L;在淡水一侧,地下水携带少量 DO;含水层其余区域 ρ_{DO} 基本为 0 mg/L。填海 2 500 d 后,在海洋边界附近,由于咸水楔回退和 NO_3^- -N 的分布范围不断扩大,主要发生反硝化和 DNRA 反应,含水层中 DO 和 DOC 不断消耗,两者的分布区几乎完全一致;在淡水边界处 DO 几乎被消耗殆尽,主要是地下水中有有限的 DO 不断被 DOC 的好氧呼吸和 NH_4^+ -N 的硝化反应消耗。由此可见,由于 DNRA 反应相比反硝化反应需要更多的 DOC 作为电子供体,在含水层上部 ρ_1 较高,碳氮比低,主要发生反硝化反应;在含水层底部 ρ_1 较低,碳氮比高,主要发生 DNRA 反应,导致 NH_4^+ -N 在含水层底部小范围聚集。

2.2 填海工程结构对地下水氮素污染的影响

为了弄清填海工程结构对地下水氮素污染的影响,定量研究填海长度和填海材料渗透性的改变对地下水氮素的影响。

2.2.1 填海长度

不同填海长度 (L_2) 条件下含水层中 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 质量浓度的瞬态分布如图 5 和 6 所示。从图 5 可以看出,填海后,不同 L_2 条件下含水层中 ρ_1 的变化规律相似。填海 2 500 d 后, NO_3^- -N 逐渐向填

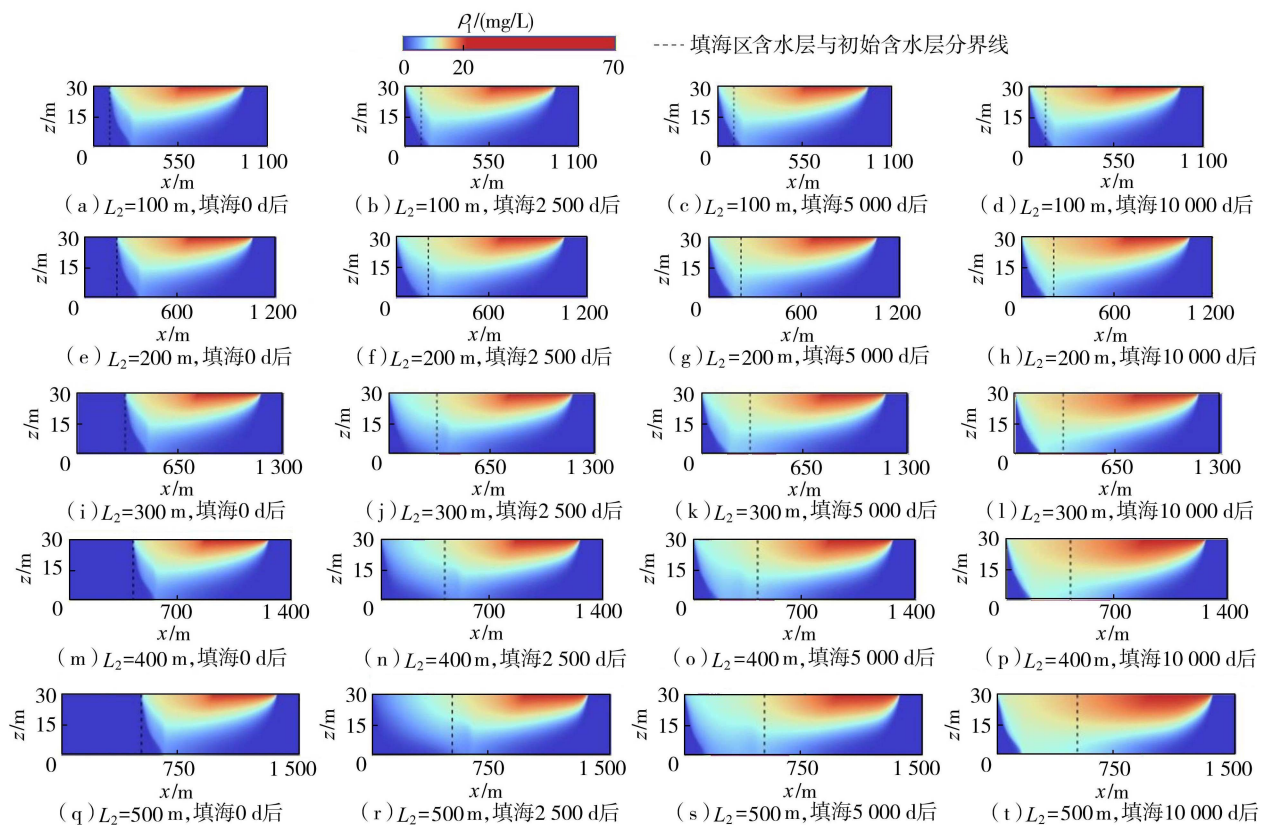


图5 不同填海长度条件下含水层中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 质量浓度的瞬态分布

Fig. 5 Transient distributions of mass concentration of $\text{NO}_3\text{-N}$ in aquifer under different reclamation lengths

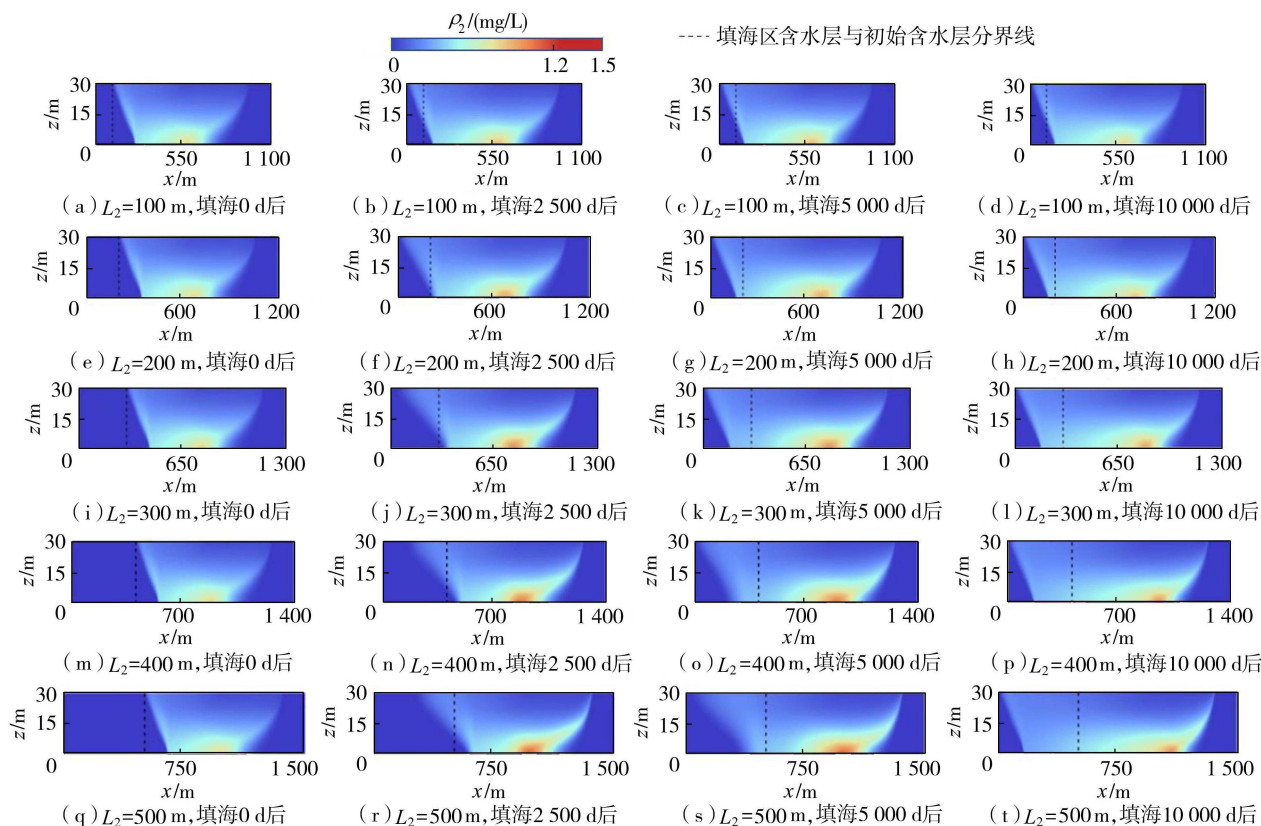


图6 不同填海长度条件下含水层中 $\text{NH}_4\text{-N}$ 质量浓度的瞬态分布

Fig. 6 Transient distributions of mass concentration of $\text{NH}_4\text{-N}$ in aquifer under different reclamation lengths

围海区含水层扩散,随着 L_2 的增加, NO_3^- -N 分布范围增大,但填海区含水层的 ρ_1 有所降低。填海 5 000 d 后, NO_3^- -N 分布范围变化不大,但高浓度 NO_3^- -N 分布范围随着 L_2 的增加不断扩大。从图 6 可以看出,填海 2 500 d 后, NH_4^+ -N 向填海区含水层扩散,当 L_2 从 100 m 增长到 500 m 时,含水层底部 ρ_2 逐渐升高,这说明 L_2 的增加会加剧 NH_4^+ -N 的积累。填海 5 000 d 后,在 $L_2 \leq 300$ m 的情况下,含水层中 NH_4^+ -N 的分布范围已达到稳态,且含水层中 ρ_2 随着时间的推移不断降低。

图 7 为不同填海长度条件下初始含水层中 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 平均质量浓度的变化过程。由图 7(a) 可知,随着时间的推移,初始含水层中 NO_3^- -N 平均质量浓度 ($\bar{\rho}_1$) 逐渐升高,而 L_2 越长,初始含水层中 $\bar{\rho}_1$ 越高。当 L_2 从 100 m 增加到 500 m 时,初始含水层中 $\bar{\rho}_1$ 的增加速率逐渐增大。当填海 15 000 d 时,对应于填海长度为 100、200、300、400、500 m,初始含水层中 $\bar{\rho}_1$ 分别为 38.09、41.26、44.83、49.78、56.18 mg/L。由图 7(b) 可以看出,随着时间的推移,初始含水层中 NH_4^+ -N 平均质量浓度 $\bar{\rho}_2$ 先升高后降低。在填海初期 NO_3^- -N 从地表进入含水层,通过 DNRA 反应生成 NH_4^+ -N; 后期随着 NH_4^+ -N 逐渐扩散到填海区含水层,其在初始含水层中的平均质量浓度逐渐降低。填海后 15 000 d 时,

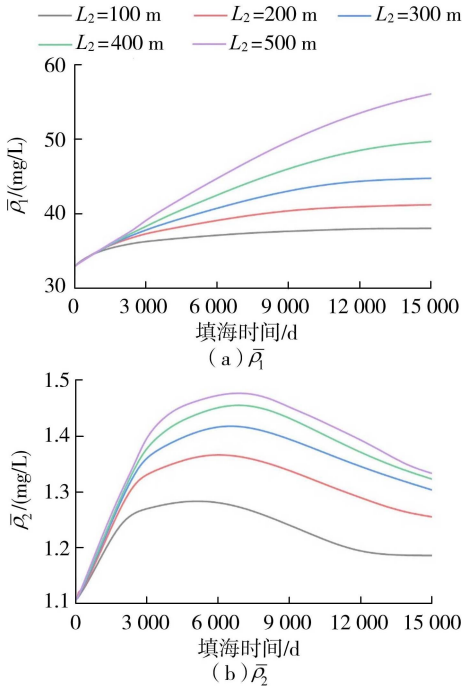


图 7 不同填海长度条件下初始含水层中 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 平均质量浓度的变化过程

Fig. 7 Change processes of average mass concentrations of NO_3^- -N and NH_4^+ -N in initial aquifer under different reclamation lengths

对应于填海长度为 100、200、300、400、500 m,初始含水层中 $\bar{\rho}_2$ 分别为 1.19、1.26、1.30、1.32、1.33 mg/L。 L_2 越长,初始含水层中 $\bar{\rho}_2$ 越高。

2.2.2 填海材料渗透性

不同填海区含水层渗透系数 (K_2) 条件下含水层中 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 质量浓度的瞬态分布如图 8 和 9 所示。由图 8 可知,对于不同 K_2 ,填海 2 500 d 后, NO_3^- -N 均逐渐向填海区含水层扩散。与高渗透填海区相比,当 $K_2 = 10$ m/d ($K_2 < K_1$) 时, NO_3^- -N 在填海区含水层中的分布范围更大,主要是由于低渗透填海区地下水流速较慢, NO_3^- -N 难以向海洋排放。填海 5 000 d 后,随着时间的推移,高浓度 NO_3^- -N 分布范围不断增大。可见,低渗透填海区会导致 NO_3^- -N 的入海排放时间延长,最终导致含水层中的硝酸盐积累。

由图 9 可知,填海 2 500 d 后,初始含水层中的 NH_4^+ -N 向填海区含水层扩散,扩散面积随着 K_2 的增加而增大。填海 5 000 d 后, NH_4^+ -N 的分布范围进一步扩大,且分布范围已达到稳态; K_2 越小, NH_4^+ -N 分布范围越大,此时低渗透填海区抑制了 NH_4^+ -N 向海洋排放,加剧了 NH_4^+ -N 在含水层中的扩散。填海 10 000 d 后,含水层中 ρ_2 逐渐降低; 随着时间的推移,高浓度 NH_4^+ -N 的分布范围向淡水边界缓慢移动, K_2 越小,偏移的距离越大。当 $K_2 \geq 20$ m/d ($K_2 \geq K_1$) 时,同一时刻含水层中 ρ_2 随着 K_2 的增加而降低,这是由于高渗透填海区加快了地下水的流动,不利于含水层中 NH_4^+ -N 的积累。

图 10 为不同填海区含水层渗透系数条件下初始含水层中 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 平均质量浓度的变化过程。由图 10(a) 可知,随着时间的推移,初始含水层中 $\bar{\rho}_1$ 都呈上升趋势, K_2 越小, $\bar{\rho}_1$ 上升趋势越显著。填海 15 000 d 后,对应于 $K_2 = 10, 20, 30, 40, 50$ m/d,初始含水层中 $\bar{\rho}_1$ 分别为 65.83、44.83、41.46、40.00、39.20 mg/L。可以看到,当 K_2 从 10 m/d 增加到 20 m/d 时,初始含水层中 $\bar{\rho}_1$ 减少了 21 mg/L,低渗透填海区会导致初始含水层中积累大量的 NO_3^- -N; 当 K_2 从 20 m/d 增加到 50 m/d 时,初始含水层中 $\bar{\rho}_1$ 仅减少了 5.63 mg/L,因此,高渗透填海区对初始含水层中 NO_3^- -N 的积累影响不大。

从图 10(b) 可以看出,当 $K_2 \geq 20$ m/d ($K_2 \geq K_1$) 时,不同 K_2 条件下初始含水层中 $\bar{\rho}_2$ 变化趋势差别不大,均为缓慢上升后又缓慢下降, $\bar{\rho}_2$ 随着 K_2 的增加而降低。当 $K_2 = 10$ m/d ($K_2 < K_1$) 时,初始含水层中 $\bar{\rho}_2$ 先迅速上升,达到峰值后下降,可见,低渗透填海区初始含水层中 $\bar{\rho}_2$ 的变化趋势明显快于高渗透

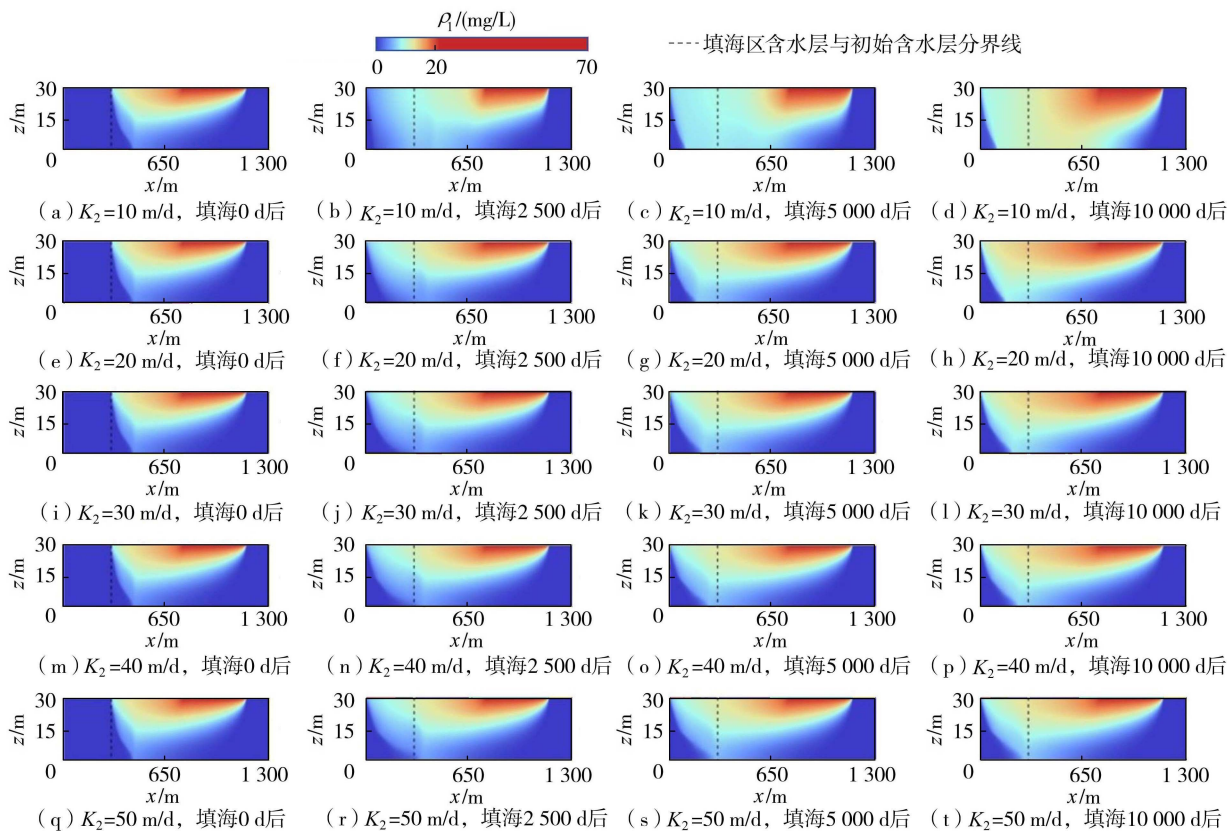


图 8 不同填海区含水层渗透系数条件下含水层中 NO_3^- -N 质量浓度的瞬态分布

Fig. 8 Transient distributions of mass concentration of NO_3^- -N in aquifer with different permeabilities in reclamation aquifer

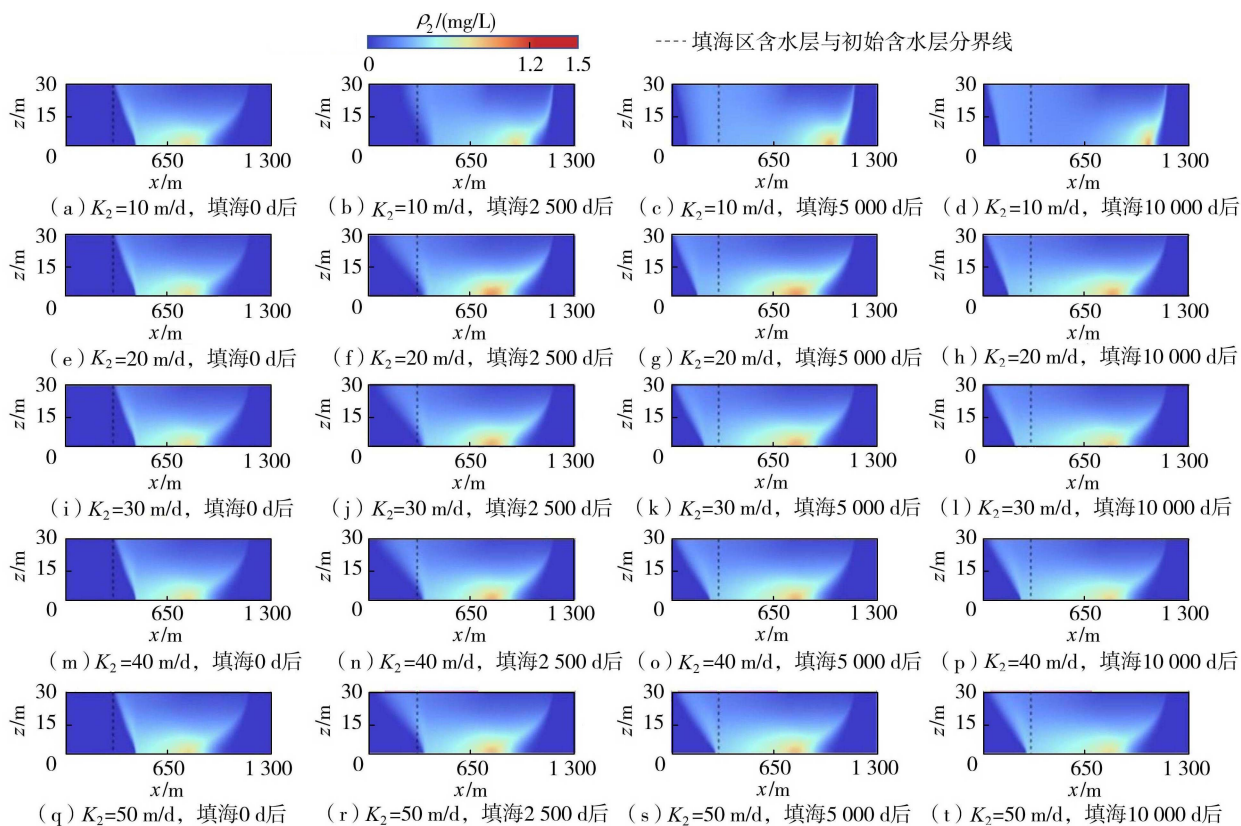


图 9 不同填海区含水层渗透系数条件下含水层中 NH_4^+ -N 质量浓度的瞬态分布

Fig. 9 Transient distributions of mass concentration of NH_4^+ -N in aquifer with different permeabilities in reclamation aquifer

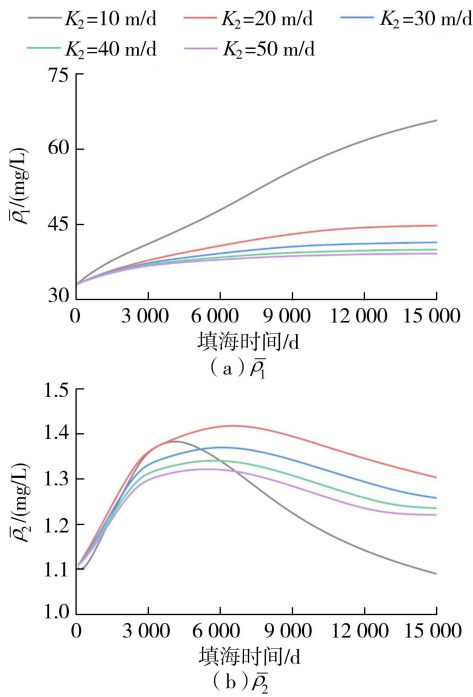


图 10 不同填海区含水层渗透系数条件下初始含水层中 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 平均质量浓度的变化过程

Fig. 10 Change processes of the average mass concentrations of NO_3^- -N and NH_4^+ -N in initial aquifer with different permeabilities in reclamation aquifer

填海区。填海 0 d 后, 初始含水层中 ρ_2 为 1.11 mg/L。填海 15 000 d 后, 对应于 $K_2 = 10, 20, 30, 40, 50$ m/d, 初始含水层中 ρ_2 分别为 1.09、1.30、1.26、1.24、1.22 mg/L, 低渗透填海区的 ρ_2 低于填海前, 并明显低于高渗透填海区的 ρ_2 。

3 结论

a. 填海后, 地表淋溶的 NO_3^- -N 持续进入含水层, 填海造陆会加剧含水层中的硝酸盐污染; 在 DNRA 反应的影响下, 含水层中的 ρ_2 逐渐升高, NH_4^+ -N 在含水层底部小范围内聚集, 可达到饮用水标准的 3 倍。

b. 随着填海长度的增加, NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 的分布范围不断扩大。初始含水层中 ρ_1 及其增加幅度不断升高, ρ_2 呈现先升高后降低的变化趋势。

c. 当填海区含水层渗透系数高于初始含水层时, 在稳态条件下填海材料渗透性对初始含水层中 ρ_1 和 ρ_2 影响不大; 当填海区含水层渗透系数低于初始含水层时, 初始含水层中 ρ_1 明显升高, 而 ρ_2 显著降低。随着时间推移, NH_4^+ -N 高浓度区向淡水边界缓慢移动, 填海区含水层渗透系数越小, 偏移的距离越大。

参考文献:

[1] LU Chunhui, WERNER A D. Timescales of seawater intrusion and retreat [J]. Advances in Water Resources, 2013, 59: 39-51.

[2] FANG Yunhai, ZHENG Tianyuan, ZHENG Xilai, et al. Influence of tide-induced unstable flow on seawater intrusion and submarine groundwater discharge [J]. Water Resources Research, 2021, 57(4): e2020WR029038.

[3] 张迪, 王煜, 郑小康, 等. 大沽河流域海水入侵数值模拟及其全局敏感性分析 [J]. 水资源保护, 2024, 40(1): 100-107. (ZHANG Di, WANG Yu, ZHENG Xiaokang, et al. Numerical simulation of seawater intrusion in the Dagu River Basin and its global sensitivity analysis [J]. Water Resources Protection, 2024, 40(1): 100-107. (in Chinese))

[4] LUIJENDIJK E, GLEESON T, MOOSDORF N. Fresh groundwater discharge insignificant for the world's oceans but important for coastal ecosystems [J]. Nature Communications, 2020, 11(1): 1260.

[5] 陈舟, 王锦国, 张延杰, 等. 水利水电工程地下水环境影响评价关键问题及案例分析 [J]. 河海大学学报(自然科学版), 2023, 51(3): 48-55. (CHEN Zhou, WANG Jinguo, ZHANG Yanjie, et al. Key issues and case analysis of groundwater environmental impact assessment in water conservancy and hydropower projects [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2023, 51(3): 48-55. (in Chinese))

[6] 郑西来, 林国庆, 程桂福. 滨海地下水库利用与保护 [M]. 北京: 地质出版社, 2007.

[7] LIU Shixuan, YANG Zhixiang, LIU Yang, et al. Improvement of dissolved organic nitrogen extraction accuracy in unsaturated zones [J]. Hydrological Process, 2022, 36(9): e14680.

[8] 郝玉洁, 栾永霞, 郑西来, 等. 土壤空间变异对溶解性有机氮淋失风险影响的模拟研究 [J]. 海洋湖沼通报, 2024, 46(1): 98-108. (HAO Yujie, LUAN Yongxia, ZHENG Xilai, et al. Assessing the influence of soil spatial variability on water leakage and dissolved organic nitrogen leaching through simulation [J]. Transactions of Oceanology and Limnology, 2024, 46(1): 98-108. (in Chinese))

[9] 蔡奕, 邢婧文, 阮西科, 等. 河流潜流带氮素迁移转化数值模拟研究进展 [J]. 水资源保护, 2023, 39(1): 181-189. (CAI Yi, XING Jingwen, RUAN Xike, et al. Advances in the numerical simulation of the migration and transformation of nitrogen in hyporheic zones of rivers [J]. Water Resources Protection, 2023, 39(1): 181-189. (in Chinese))

[10] 李勇, 单雅洁, 李娜, 等. 太湖潜流带有机质含量对硝酸

- 盐还原途径的影响[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2022, 50(1): 44-51. (LI Yong, SHAN Yajie, LI Na, et al. Effects of organic matter content on nitrate reduction pathway in the hyporheic zone of Lake Taihu[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2022, 50(1): 44-51. (in Chinese))
- [11] 高明鹏, 郑西来, 郑天元, 等. 截渗墙作用下滨海地下水渗流与排泄特征[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2022, 52(4): 111-119. (GAO Mingpeng, ZHENG Xilai, ZHENG Tianyuan, et al. Seepage and discharge characteristics of coastal groundwater under the action of the cutoff wall[J]. Periodical of Ocean University of China, 2022, 52(4): 111-119. (in Chinese))
- [12] 张锦宁. 典型草原曲流河潜流交换及氮素迁移转化特征: 以锡林河为例[D]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2023.
- [13] SUN Qiguo, ZHENG Tianyuan, ZHENG Xilai, et al. Influence of a subsurface cut-off wall on nitrate contamination in an unconfined aquifer[J]. Journal of Hydrology, 2019, 575: 234-243.
- [14] GAO Shaobo, ZHENG Tianyuan, ZHENG Xilai, et al. Influence of layered heterogeneity on nitrate enrichment induced by cut-off walls in coastal aquifers[J]. Journal of Hydrology, 2022, 609: 127722.
- [15] SHENG C, JIAO J J, XU H H, et al. Influence of land reclamation on fresh groundwater lenses in oceanic islands: laboratory and numerical validation[J]. Water Resources Research, 2021, 57(10): e2021WR030238.
- [16] 王宗志, 王宇, 王坤, 等. 滨海地下水库建设与利用方式对含水层水盐运移规律的影响[J]. 水资源保护, 2023, 39(4): 69-78. (WANG Zongzhi, WANG Yu, WANG Kun, et al. Influences of coastal underground reservoir construction and utilization on saltwater and freshwater transport law in aquifers[J]. Water Resources Protection, 2023, 39(4): 69-78. (in Chinese))
- [17] SHEN Chengji, FAN Yu, WANG Xibin, et al. Effects of land reclamation on a subterranean estuary[J]. Water Resources Research, 2022, 58(6): e2022WR032164.
- [18] ZHENG Tianyuan, YUAN Fengxiang, GAO Shaobo, et al. The impact of hydraulic conductivity anisotropy on the effectiveness of subsurface dam[J]. Journal of Hydrology, 2023, 626: 130360.
- [19] 赵翠燕. 盐碱地绿化施工难题及应对策略: 以青岛市四方区欢乐滨海城绿化为例[J]. 中国园艺文摘, 2012, 28(6): 98-99. (ZHAO Cuiyan. Construction difficulties and coping strategies of saline and alkaline land greening: taking the greening of Happy Coastal City in Sifang District, Qingdao City as an example[J]. Chinese Horticulture Abstracts, 2012, 28(6): 98-99. (in Chinese))
- [20] SHUAI Pin, CARDENAS M B, KNAPPETT P S K, et al. Denitrification in the banks of fluctuating rivers; the effects of river stage amplitude, sediment hydraulic conductivity and dispersivity, and ambient groundwater flow[J]. Water Resources Research, 2017, 53(9): 7951-7967.
- [21] ZARNETSKE J P, HAGGERTY R, WONDZELL S M, et al. Coupled transport and reaction kinetics control the nitrate source-sink function of hyporheic zones[J]. Water Resources Research, 2012, 48(11): W11508.
- [22] CHENG Y, ELYRS A S, MERWAD A R M, et al. Global patterns and drivers of soil dissimilatory nitrate reduction to ammonium[J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(6): 3791-3800.
- [23] SUN Qiguo, ZHENG Tianyuan, ZHENG Xilai, et al. Effectiveness and comparison of physical barriers on seawater intrusion and nitrate accumulation in upstream aquifers[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2021, 243: 103913.
- [24] GU Chuanhui, ANDERSON W, MAGGI F. Riparian biogeochemical hot moments induced by stream fluctuations[J]. Water Resources Research, 2012, 48(9): W09546.
- [25] 胡健, 张祥达, 魏志诚. 基于 FEFLOW 在地下水数值模拟中的应用综述[J]. 地下水, 2020, 42(1): 9-13. (HU Jian, ZHANG Xiangda, WEI Zhicheng. Literature review of the groundwater numerical simulation method based on the application of FEFLOW[J]. Ground Water, 2020, 42(1): 9-13. (in Chinese))
- [26] 陆帅帅, 周念清, 蔡奕, 等. 洞庭湖湿地潜流带地下水中氮磷迁移转化过程及驱动机制分析[J]. 水资源保护, 2024, 40(5): 122-130. (LU Shuishuai, ZHOU Nianqing, CAI Yi, et al. Analysis of nitrogen and phosphorus migration and transformation and driving mechanism in hyporheic zone groundwater of Dongting Lake wetland[J]. Water Resources Protection, 2024, 40(5): 122-130. (in Chinese))
- [27] ZHENG Tianyuan, ZHENG Xilai, SUN Qiguo, et al. Insights of variable permeability full-section wall for enhanced control of seawater intrusion and nitrate contamination in unconfined aquifers[J]. Journal of Hydrology, 2020, 586: 124831.
- [28] ZHENG Tianyuan, ZHENG Xilai, CHANG Qinpeng, et al. Timescale and effectiveness of residual saltwater desalinization behind subsurface dams in an unconfined aquifer[J]. Water Resources Research, 2021, 57(2): e2020WR028493.
- [29] 国家市场监督管理总局, 国家标准化管理委员会. 生活饮用水卫生标准: GB 5749—2022[S]. 北京: 中国标准出版社, 2022.

(收稿日期: 2024-03-25 编辑: 施业)