

新疆玛纳斯河流域地下水化学及盐碱化与污染协同风险*

张福初^{1,2}, 李勇^{1,2}, 何新林^{1,2**}, 宋维浩^{1,2}, 张亚宁^{1,3}, 董颖^{1,3}

(1: 石河子大学水利建筑工程学院, 石河子 832003)

(2: 寒旱区生态水利工程兵团重点实验室, 石河子 832003)

(3: 榆林学院建筑工程学院, 榆林 719000)

摘要: 落实“流域生态保护”国家战略, 针对中国西北干旱区绿洲地下水系统面临的盐碱化与地源污染协同威胁问题, 以玛纳斯河流域为对象, 整合多学科方法揭示盐碱化与污染协同致险机制与健康风险传导路径。研究结合野外采样与室内分析, 采用熵权水质指数 (EWQI)、健康风险评估模型解析地下水质量与暴露风险, 通过水化学演化分析识别自然与人为驱动的水文地球化学过程, 并借鉴生态分区评价思路构建“盐度-污染-风险”三元耦合模型, 实现多要素协同风险的定量表征与空间分区。结果表明: 流域地下水呈弱碱性, 水化学类型由南向北从 $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca}$ 型演变为 $\text{SO}_4\text{-Cl-Na}$ 型, 北部绿洲-荒漠过渡带水质劣化显著, As、F⁻、NO₃⁻ 超标率分别达 70.40%、48.00% 和 31.20%, 其中 As 对儿童及成人的致癌风险 (CR) 分别超国际阈值 11.4 倍和 5.3 倍; 流域由南向北从岩石风化主导过渡为蒸发浓缩主导, 盐碱化通过蒸发浓缩与阳离子交换作用加剧污染物富集, 叠加农业面源与工业排放形成复合污染; 流域水质整体良好, 但绿洲-荒漠过渡带 III 类水超标率达 27.58%, 水质劣化受农业污染与蒸发浓缩双重驱动, 非致癌风险以 Cl⁻ 为主要贡献因子, 而 As 致癌风险需优先防控儿童暴露; TDS 与 Cl⁻、Na⁺ 呈极显著正相关 ($r=0.939$ 、 0.840), As 浓度与儿童 CR ($r=0.825$) 高度关联, 形成“盐分-污染-风险”链式协同效应。基于三元耦合模型, 流域被划分为高风险区 (18.40%, 紧急治理)、中风险区 (27.20%, 动态监控)、低风险区 (21.60%, 预防管理) 及安全区 (32.80%, 长效保护), 并提出差异化管控策略。研究揭示了干旱区地下水系统中自然地质过程与人类活动的协同致险规律, 为“一带一路”沿线绿洲水资源多要素协同管理提供了融合生态分区思想与定量评估方法的科学范式。

关键词: 玛纳斯河流域; 盐碱化与污染协同; 三元耦合模型; 健康风险分区; 干旱区地下水管理

Research on Groundwater Hydrochemical Characteristics and Salinization-Pollution Synergistic Risk in the Manas River Basin, Xinjiang

Zhang Fuchu^{1,2}, Li Yong^{1,2}, He Xinlin^{1,2**}, Song Weihao^{1,2}, Zhang Yaning^{1,3}, Dong Ying^{1,3}

(1: College of Water Conservancy and Architectural Engineering, Shihezi University, Shihezi 832003, China)

(2: Key Laboratory of Eco-hydraulic Engineering in Cold and Arid Regions, Xinjiang Production and Construction Corps, Shihezi 832003, China)

(3: School of Architectural Engineering, Yulin University, Yulin 719000, China)

Abstract: To address the synergistic threats of salinization and groundwater-derived pollution in oasis groundwater systems under the national "River Basin Ecological Protection" strategy in the arid northwest China, this study selected the Manas River Basin as a representative area and integrated interdisciplinary approaches to elucidate the synergistic risk formation mechanisms of salinization and pollution, as well as the pathways of associated health risks. Combining field sampling with laboratory analyses, the study employed the Entropy-Weighted Water Quality Index (EWQI) and health risk assessment models

*2025-08-14 收稿; 2025-11-14 收修改稿。

兵团重点领域科技攻关项目 (2023AB059)、2024 年兵团研究生创新项目 (BTYJXM-2024-S10) 联合资助。

**通信作者: E-mail: hexinlin@shzu.edu.cn

to evaluate groundwater quality and exposure risks. Natural and anthropogenic hydrogeochemical processes were identified through hydrochemical evolution analysis, and a ternary coupling model of "salinity-pollution-risk" was developed by incorporating ecological zoning concepts, enabling quantitative characterization and spatial zoning of multi-factor synergistic risks. The results indicate that groundwater in the basin is weakly alkaline, with hydrochemical types evolving from $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca}$ in the south to $\text{SO}_4\text{-Cl-Na}$ in the north. Water quality deteriorates significantly in the northern oasis-desert transition zone, where exceedance rates for As, F^- , and NO_3^- reach 70.40%, 48.00%, and 31.20%, respectively. The carcinogenic risk (CR) of As for children and adults exceeds international thresholds by factors of 11.4 and 5.3, respectively. The basin transitions from rock weathering dominance in the south to evaporation-concentration processes in the north. Salinization enhances pollutant enrichment via evaporation-concentration and cation exchange, which, combined with agricultural non-point sources and industrial emissions, leads to complex pollution patterns. While overall basin water quality is generally acceptable, the exceedance rate of Class III water standards in the oasis-desert transition zone reaches 27.58%. Water quality degradation is driven by both agricultural pollution and evaporation-concentration. Chloride (Cl^-) is the primary contributor to non-carcinogenic risks, and priority should be given to preventing carcinogenic risks from As exposure in children. Total dissolved solids (TDS) exhibit a highly significant positive correlation with Cl^- and Na^+ ($r = 0.939, 0.840$), and As concentration is strongly correlated with children's CR ($r = 0.825$), forming a synergistic "salinity-pollution-risk" chain. Based on the ternary coupling model, the basin is classified into high-risk (18.40%, requiring urgent treatment), medium-risk (27.20%, needing dynamic monitoring), low-risk (21.60%, suitable for preventive management), and safe zones (32.80%, warranting long-term protection), with differentiated control strategies proposed accordingly. This study reveals the synergistic risk mechanisms arising from natural geological processes and human activities in arid zone groundwater systems, offering a scientific framework that integrates ecological zoning concepts with quantitative assessment methods for collaborative multi-element management of oasis water resources under the Belt and Road Initiative.

Keywords: Manas River Basin; Synergistic effect of salinization and pollution; Ternary coupling model; Health risk zoning; Arid groundwater management

地下水作为维系干旱区生态系统稳定与支撑社会经济发展的核心战略资源，其质量安全直接决定西北内陆河流域的可持续发展格局^[1]。在降水稀缺、蒸发强烈的西北干旱内陆河流域，依托“山地-绿洲-荒漠”复合系统形成的地下水体系，既是居民饮水安全的根本保障，也是绿洲农业赖以生存的关键水源^[2]。然而，快速城镇化与高强度人类活动正驱动该区域陷入多重水危机：超采引发的水位持续下降^[3]、盐碱化与污染协同作用下的水质劣化^[4]及生态基流锐减导致的水量失衡^[5]，共同加剧了水盐系统的脆弱性^[6]。研究显示，农业面源污染^[7]、工业点源排放^[8]及生活污水下渗等人为干扰^[9]，通过改变含水层水文地球化学过程，诱发砷、氟等有害组分富集及硝酸盐超标现象，进而衍生出“污染-健康风险-生态退化”的链式传导效应^[10]。在此背景下，系统解析自然地质背景与人类活动双重驱动下的水化学形成机制，构建整合盐度、污染与健康风险多要素耦合分区模型，既是揭示干旱区地下水系统变化规律的科学命题，也是实现水资源可持续管理的实践需求。

在地下水质量评价领域，现有方法已形成多元化技术体系，包括模糊数学^[11]、层次分析法^[12]、内梅罗指数^[13]、熵权水质指数 (EWQI) ^[14]和人工神经网络^[15]等。其中，熵权水质指数 (EWQI) ^[16]通过信息熵理论实现指标客观赋权，能有效揭示区域水化学异常的空间分异特征，但其在参数选择标准、分类阈值设定及季节动态响应等方面存在显著区域异质性，导致评价结果的可比性与普适性受限。在健康风险评估方面，人类健康风险评价模型 (HHRA) ^[17]、单因子指数法^[18]和健康风险评价模型 (美国环保署, USEPA) ^[19]等方法已广泛应用。但其传统框架对于干旱区高盐环境中污染物的迁移转化机制刻画不足，难以解析盐碱化与污染的协同致险路径。因此，整合水化学演化机制、污染负荷分配及健康效应传导链，不仅能突破单一指标评价的局限性，更为干旱区地下水风险分区管控提供系统化解决方案，对实现“盐度-污染-风险”协同治理具有重要实践价值。

玛纳斯河流域作为中国西北干旱内陆河流域的典型代表，其绿洲地下水系统长期受自然演化与人类

1.2 样品采集与测试

2024年4月,在研究区内系统采集125组地下水样本,涵盖APA区19组、FSPA区77组及ODTZ区29组,采样点空间分布如图1(b)。水样采集和分析遵循《地下水环境监测技术规范》(HJ 164-2020)。采样前经40分钟抽水洗井,待水质参数稳定后,以样品水润洗采样瓶3-5次,对所取水样经0.45 μm 醋酸纤维膜过滤,主要阳离子与微量元素样品收集于500 mL聚乙烯瓶中,并加优纯级HNO₃调节至pH<2以稳定保存集,阴离子样品不酸化,用500 mL塑料瓶采集。每批次采样同步设置现场空白、空白加标与平行样各3份,样品密封标识后于4°C条件下冷藏并及时送检。

样品由石河子大学分析测试中心依据《生活饮用水标准检验法》(GB/T 5750-2006)进行检测。主要阳离子(K⁺、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺)采用原子吸收分光光度计(Agilent 240Duo)测定,分析精度<3.00%。主要阴离子中,Cl⁻、SO₄²⁻使用离子色谱仪(皖仪 ic-6200)测定,HCO₃⁻使用酸碱滴定法测定,检测下限为0.01 mg/L。溶解性总固体(TDS)用105°C干燥重量法测定,检测下限为0.01 mg/L。NO₃⁻采用紫外光度计UV2550测定,检测下限为0.05 mg/L。F⁻用离子选择电极法(PHS-3D)测定,检测下限为0.01 mg/L。As用scTRACE金电极(884 Professional VA, Metrohm)测定,检测下限为1.00 μg/L。pH使用HACH SL1000便携式仪器现场测定。所有测量值的相对标准偏差为0.5%,电荷平衡误差(CBE)小于±5%,表明数据质量可靠。

1.3 研究方法

1.3.1 熵权水质指数 (EWQI) EWQI核心技术路径是运用熵值计算的方法来精准分配水化学指标的权重,然后将这些水化学指标进行转化,形成可有效表征水质状况的具体数值^[21]。按5个步骤计算(图2)。

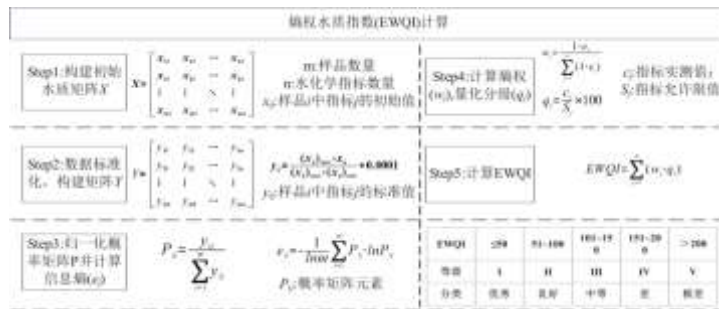


图2 EWQI 计算流程和水质等级分类

Fig.2 EWQI calculation process and water quality grade classification

1.3.2 人类健康风险评价 本研究采用健康风险评价模型(图3)量化地下水污染物经饮水途径对人体的危害概率^[22]。针对研究区以地下水为主要饮用水源的特征^[23],构建饮用水摄入主导的暴露评估框架,重点解析Cl⁻、SO₄²⁻、TDS、NO₃⁻、As及F⁻等指标风险,其中As兼具致癌与非致癌毒性效应。通过整合国际指南与区域水文地质数据(表1,表2),实施暴露参数本地化修正^[24],提升模型在流域的适用性。

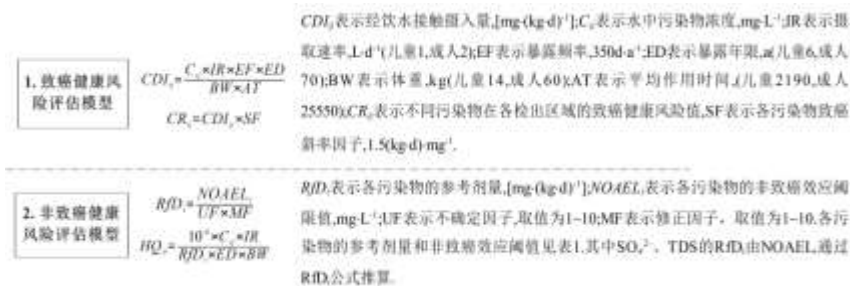


图3 致癌和非致癌健康风险模型

Fig.3 Carcinogenic and Non-carcinogenic Health Risk Models

表 1 健康风险评估方法的相关参数值

Tab.1 Relevant parameter values of the health risk assessment method

指标	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	TDS	NO ₃ ⁻	As	F ⁻
NOAEL _i /mg/L	—	120	436	—	—	—
RfD _i /mg/(kg·d)	0.06	—	—	1.60	0.0003	0.06

表 2 健康风险评估指标标准

Tab.2 Standards of Health Risk Assessment Indicators

参数	参数范围	类
HI	<1	可接受的风险水平
	>1	不可接受的风险或严重的非致癌健康危害
CR	<1.0E-06	对健康没有致癌威胁
	1.0E-06-1.0E-04	可接受
	>1.0E-04	患癌症的可能性很高

1.3.3 主客观赋权方法 (1) CRITIC 法：在客观赋权方法中，传统方法如熵值法、因子分析法等存在一定局限：如熵值法主要依赖指标自身的离散程度确定权重，对指标间的内在关联性考虑不足；因子分析法侧重于通过降维提取公共因子，其赋权结果高度依赖因子结构的解释。相比之下，CRITIC 法同时考量指标的对比强度与冲突性，不仅以标准差度量各指标变异程度，更通过相关系数反映指标间的信息重叠程度。本研究构建的“盐度-污染-风险”三元耦合模型中，各系统指标间存在显著关联，CRITIC 法能够有效兼顾指标信息差异与冗余冲突，从而更科学地分配权重，准确揭示各指标在风险系统中的相对重要性。具体实施步骤如下^[25]：首先对原始数据进行归一化处理，继而计算指标间相关系数矩阵，以标准差表征对比强度，通过构建公式集成对比强度与冲突性得到指标信息量，最终推导出权重矩阵 W。

(2) 层次分析法(Antalytical Hierarchy Process,AHP)：层次分析法是美国运筹学家 Saaty 创立的多准则决策分析工具，其核心逻辑是通过构建“目标-准则-方案”的递阶层次结构，基于决策者对各指标的两两比较建立判断矩阵，进而求解矩阵特征向量以确定指标权重，并需通过一致性比率检验确保判断逻辑的合理性^[26]。

(3) CRITIC+AHP 耦合赋权：AHP 法因依赖主观判断而易受决策者经验干扰，其专业能力差异可能导致权重赋值缺乏科学性；CRITIC 法虽为客观赋权法可规避人为因素影响，但存在缺乏场景针对性的局限。而通过乘数合成归一法对 AHP 法与 CRITIC 法的权重进行耦合计算（如式 (1) 所示），能够兼顾主客观赋权优势，在保障权重科学性的同时提升其合理性，主客观赋权法均借助 MATLAB 实现。

$$\omega = \frac{\omega' \omega''}{\sum_{j=1}^n \omega' \omega''} \quad (1)$$

式中： ω 为耦合权重； ω' 为利用 CRITIC 计算的权重； ω'' 为利用 AHP 法计算的权重。

2 结果

2.1 地下水化学特征

2.1.1 描述性统计分析

本研究通过分析地下水中主要离子成分及含量，探讨其水化学控制因素与物质来源（图 4）。研究表明，地下水整体呈弱碱性，pH 平均值为 8.30，其中 APA、FSPA 和 ODTZ 的 pH 平均值分别为 7.90、8.40 和 8.40。TDS 含量在 99~5170 mg/L 之间波动，最小值（99 mg/L）位于 FSPA，最大值（5170 mg/L）出现在 ODTZ；淡水（TDS<1000 mg/L）占比 83.20%，微咸水（TDS>1000 mg/L）占比 16.80%，平均值呈现由南向北递增趋势，在西北部达最高值。离子组成呈现出明显的空间分异性：阳离子优势顺序由 APA

区的 $\text{Ca}^{2+}>\text{Na}^{+}>\text{Mg}^{2+}>\text{K}^{+}$ ，转变为 FSPA 与 ODTZ 区的 $\text{Na}^{+}>\text{Ca}^{2+}>\text{Mg}^{2+}>\text{K}^{+}$ ；阴离子则在所有区域均保持 $\text{HCO}_3^{-}>\text{SO}_4^{2-}>\text{Cl}^{-}>\text{NO}_3^{-}>\text{F}^{-}>\text{As}$ 顺序。表明 APA 区的水化学组成主要受岩石溶滤作用控制，而 FSPA 与 ODTZ 区则更多地受到蒸发浓缩作用与人类活动的共同影响。此外，主要离子变异系数 (CV) 普遍高于 50%，表明其浓度在地下水中分布离散程度较高。依据《生活饮用水水质国家标准》(GB 5749-2022) 的限值， NO_3^{-} 浓度范围为 ND~24.30 mg/L (平均值 6.50 mg/L)，31.20% 的样品超出限值 (10 mg/L)；F⁻ 浓度范围 0.10~10.70 mg/L (平均值 2.80 mg/L)，48% 的样本超出限值 (1.00 mg/L)；As 浓度范围 0.10~36.00 $\mu\text{g/L}$ (平均值 15.10 $\mu\text{g/L}$)，70.40% 的样本超出限值 (0.01 mg/L)，存在潜在健康风险。综合各指标的区域地质背景与空间分布特征，本研究中的主要污染物可按其来源初步分为两类：As 和 F⁻ 高值区集中于 ODTZ 区，其富集与当地含水层介质和蒸发浓缩等自然过程密切相关，主要为原生环境生成的地球化学污染物；而 NO_3^{-} 超标样本多位于 FSPA 区耕地密集带，主要来源于农业施肥等人类活动，与农业活动强度匹配，属外来污染物。

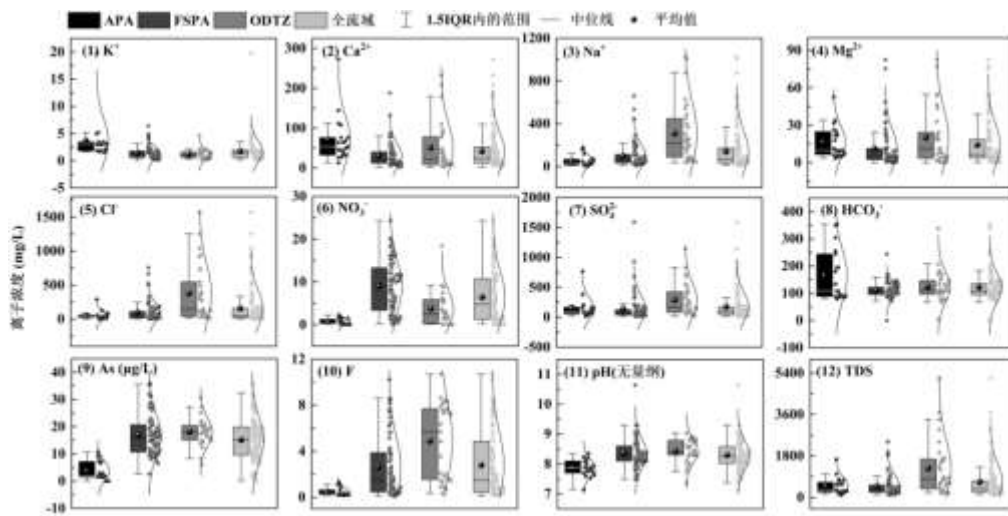


图4 描述性统计分析

Fig.4 Descriptive Statistical analysis

2.1.2 水化学类型

本研究采用 Piper 图系统剖析研究区地下水化学特征^[27]。研究表明，研究区地下水水化学类型达 15 种，不同地貌单元水化学类型存在显著差异 (图 5)。APA 以 $\text{HCO}_3^{-}\cdot\text{SO}_4-\text{Ca}$ 、 $\text{HCO}_3^{-}\cdot\text{SO}_4-\text{Ca}\cdot\text{Na}$ 型为主；FSPA 水化学类型丰富，以 $\text{SO}_4-\text{Cl}-\text{Na}$ 和 $\text{HCO}_3^{-}\cdot\text{SO}_4-\text{Cl}-\text{Na}$ 型为主；ODTZ 则以 $\text{SO}_4-\text{Cl}-\text{Na}$ 、 $\text{HCO}_3^{-}\cdot\text{SO}_4-\text{Na}$ 和 $\text{HCO}_3^{-}\cdot\text{SO}_4-\text{Cl}-\text{Na}$ 型为主。沿 APA 至 FSPA，水化学类型依次由 $\text{HCO}_3^{-}\cdot\text{SO}_4-\text{Ca}$ 型演变为 $\text{HCO}_3^{-}\cdot\text{SO}_4-\text{Na}\cdot\text{Ca}$ 型、 $\text{HCO}_3^{-}\cdot\text{SO}_4-\text{Cl}-\text{Na}\cdot\text{Ca}$ 型，最终在下游转变为 $\text{SO}_4-\text{Cl}-\text{Na}$ 型；东部区域随地形高程降低，水化学类型复杂度增加。溢出带南北两侧水化学特征受不同作用主导，北侧受蒸发浓缩作用形成多元组合类型，APA 南侧受河道渗漏补给影响，以水平径流为主，维持 $\text{HCO}_3^{-}\cdot\text{SO}_4-\text{Ca}$ 型水特征；南北向分异明显，FSPA 以 $\text{HCO}_3^{-}\cdot\text{SO}_4-\text{Na}\cdot\text{Ca}$ 型水为主，向北至 ODTZ 逐渐劣化，最终在玛纳斯河终点呈现 $\text{SO}_4-\text{Cl}\cdot\text{HCO}_3-\text{Na}$ 型复合特征。该分布格局受地形地貌、水文地质条件及水动力过程共同调控。

2.2 地下水水质评价

综合水质指数 (EWQI) 常被用于评估全球地下水的总体质量及其在饮用水方面的适宜程度^[28]。本研究依据《生活饮用水卫生标准》(GB 5749-2022)，选取 pH、 Na^{+} 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Cl^{-} 、 SO_4^{2-} 、 HCO_3^{-} 、 K^{+} 、 NO_3^{-} 、As、F⁻、TDS 等因子对研究区地下水水质展开评价。由图 6(a)可知，研究区 EWQI 值在 10.24~282.04 之间，平均值为 63.71。APA 和 FSPA 的地下水水质相对较好，受污染程度低，APA 的 I、II 类水占比为 100%，FSPA 的 I、II 类水占比为 92.21%，而 ODTZ 地下水超过的比例相对较高，其中 I、II 类水占比为 72.42%，III 类水以上达 27.58%。

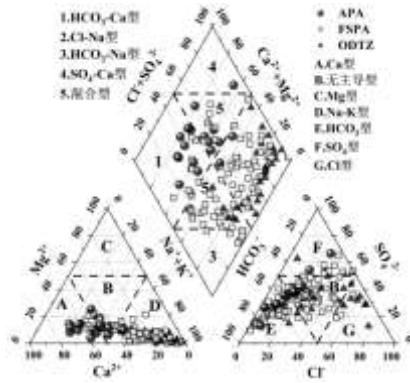


图5 研究区地下水 Piper 三线图

Fig.5 Piper Trilinear Diagram of Groundwater in the Study Area

空间异质性受水文地球化学循环与人类活动双重调控^[29]。土地利用分析表明（图 6(b)），研究区主要土地利用类型包括耕地、草地和裸地。由于地下水采样点多分布于农业用地和人类活动频繁的城镇区域，研究区地下水受人类活动影响显著。从空间分布来看，地下水水质呈现出由南向北逐渐变差的趋势。APA 水质较好；FSPA 耕地与未利用地交界处及西北部水质普遍较差；ODTZ 水质普遍较差，因其地处玛纳斯河出口，蒸发浓缩作用强且地势低，灌溉水中携带的大量农药、化肥等污染物通过地表径流和地下渗透进入水体，加之绿洲与荒漠交界处生态环境脆弱，水体对污染物的稀释和净化能力有限，从而对水质产生较大负面影响^[30]。

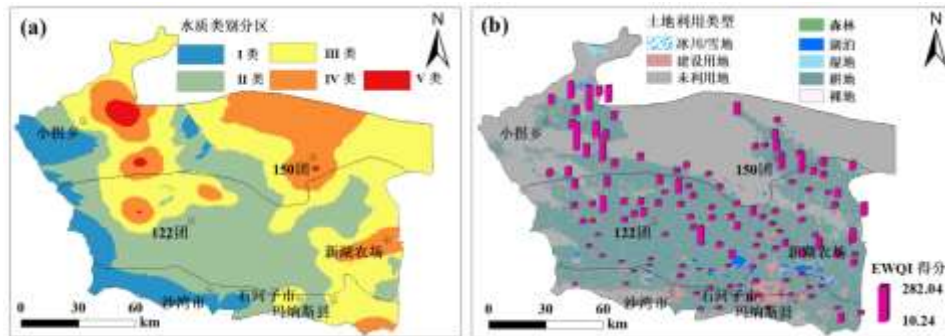


图6 区域土地利用类型和 EWQI 分布

Fig.6 Regional land use types and EWQI distribution

2.3 健康风险评估

本研究依据 USEPA 健康风险评价体系，对研究区地下水典型污染物（Cl⁻、SO₄²⁻、TDS、NO₃⁻、As、F⁻）多途径暴露风险进行定量表征^[31]。通过构建经口摄入与皮肤接触双暴露路径模型，定量解析了非致癌污染物与致癌物（As）对人体健康的潜在影响机制。由图 7 可知，研究区非致癌综合危害指数（HI）在成人与儿童群体中均低于 USEPA 安全阈值（HI=1），具体表现为 Cl⁻（儿童 3.12×10^{-5} /成人 1.25×10^{-6} ）>F⁻（儿童 5.53×10^{-7} /成人 2.21×10^{-8} ）>As（儿童 4.39×10^{-8} /成人 1.76×10^{-8} ）>TDS（儿童 4.57×10^{-7} /成人 1.83×10^{-8} ）>SO₄²⁻（儿童 4.31×10^{-7} /成人 1.73×10^{-8} ）>NO₃⁻（儿童 4.80×10^{-8} /成人 1.92×10^{-9} ）的风险贡献度排序。值得注意的是，Cl⁻作为主导性非致癌因子，其过量摄入可能引发多重生理紊乱：包括酸碱代谢失衡、肾功能代偿压力增强及心血管系统风险因子激活等病理生理过程。

致癌评估显示，As 暴露导致儿童终身致癌风险达 1.14×10^{-3} 、成人 5.30×10^{-4} ，分别超国际限值 11.40 倍与 5.30 倍，且儿童敏感性为成人 2.15 倍。时空特征分析表明，该区域 As 污染与准噶尔盆地南缘高风险区存在空间同源性^[32]，其剂量效应关系证实低剂量长期暴露显著提升皮肤癌、肾癌等恶性肿瘤发病率。

2025 年康文辉^[24]研究发现 As 对儿童具有 97.03%高致癌风险，对成人具有 81.08%高致癌风险，与本研究评估结果分析结果一致，鉴于儿童群体高致癌风险占比（96%）及暴露脆弱性，建议建立 As 优先防控体系，强化儿童生物监测网络。

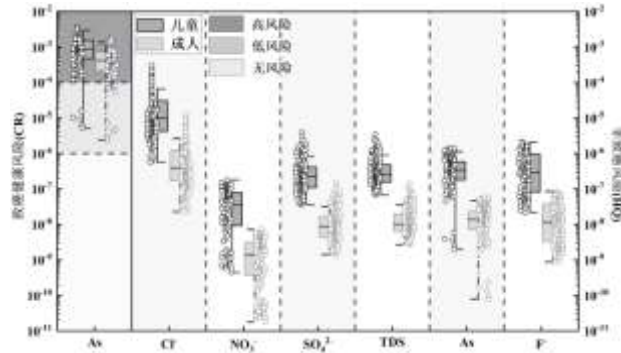


图 7 地下水致癌、非致癌健康风险评价

Fig.7 Assessment of carcinogenic and non-carcinogenic health risks of groundwater

2.4 “盐度-污染-风险”关联性分析

本研究在构建“盐度-污染-风险”三元体系时，分别选取 TDS、Na⁺、Cl⁻作为盐度属性指标，以综合反映蒸发浓缩与阳离子交换主导的盐分累积机制；选取 EWQI、NO₃⁻、As、F作为污染属性指标，分别表征整体水质状况、农业面源污染输入及区域典型超标污染物；选取 As-CR_{儿童}与 HI 作为风险属性指标，以体现关键健康威胁与累积暴露效应。

相关性分析表明（图 8），TDS 与 Cl⁻和 Na⁺呈极显著正相关，揭示蒸发浓缩是控制盐分累积的主要过程；As 与 As-CR_{儿童}高度相关，说明其健康威胁具有明显的剂量依赖性。值得注意的是，NO₃⁻与盐分指标无显著相关，指示其来源独立于自然盐化过程，主要受农业活动驱动；而 EWQI 与 Na⁺、Cl⁻、TDS、HI 均呈极显著相关，说明盐碱化不仅直接推高水质指数，更通过改变水化学环境促进污染物迁移转化，并与人为排放叠加，共同放大健康风险，形成“盐分-污染-风险”链式协同效应。

上述结果证实，盐碱化在改变水化学背景的同时，调控污染物的形态与迁移性，而人类活动则通过外源输入加剧复合污染，二者协同导致风险放大。传统单一指标评价难以捕捉此类协同机制空间异质性与风险传导路径，尤其在 As 致癌风险显著超标区域易产生“水质达标-风险隐匿”管理盲区。因此，构建整合盐度、污染与风险的三元耦合模型，成为实现干旱区地下水“诊断-预警-治理”一体化管控框架。

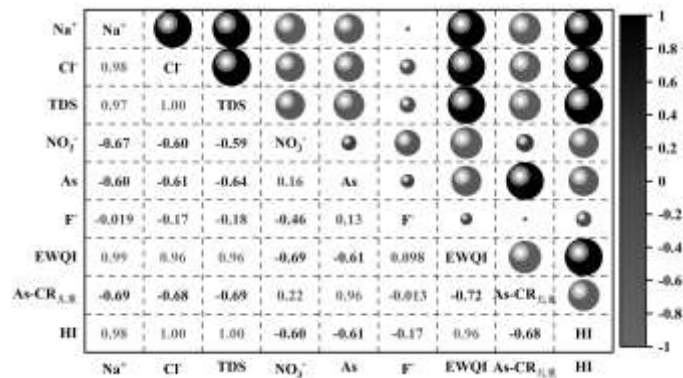


图 8 盐度、污染与风险统计关联性分析

Fig.8 Statistical Correlation Analysis of Salinity, Pollution and Risk

2.5 基于“盐度-污染-风险”三元综合风险分区

在流域地下水管理中，盐度、污染与风险并非孤立问题，而是通过复杂的水文地球化学过程与人类

活动相互耦合，形成链式放大效应。本研究将地下水风险的驱动机制可归结为“盐分-污染-风险”三元耦合作用，该框架将盐度、污染和风险结合起来，建立“盐度-污染-风险”三元综合模型，采用 CRITIC+AHP 法耦合计算指标权重，组合权重结果见表 3。

表 3 CRITIC 和 AHP 法耦合赋权

Tab.3 Coupled Weighting of CRITIC and AHP Method

目标层	属性层	方案层	CRITIC 权重	AHP 权重	CRITIC+AHP 组合赋权
三元综合风险分区	盐度 (0.45)	TDS	0.41	0.40	0.48
		Na ⁺	0.30	0.30	0.27
		Cl ⁻	0.29	0.30	0.25
		EWQI	0.23	0.21	0.21
	污染 (0.12)	NO ₃ ⁻	0.32	0.16	0.23
		As	0.17	0.46	0.35
		F ⁻	0.28	0.17	0.21
	风险 (0.43)	As-CR _{儿童}	0.42	0.83	0.78
		HI	0.58	0.17	0.22

为了客观识别数据中固有自然分组，并最大化组间差异，本研究采用自然间断点分级法对所有采样点的综合风险值进行分类。该方法由 Jenks 优化算法实现，通过反复迭代寻找最佳的断裂点，使得各类别内部的方差之和最小，而类别之间的方差之和最大^[33]。据此，将所有采样点的风险状况科学地划分为四个等级探讨地下水水质的差异（图 9），为地下水管理政策的制定提供科学参考。具体分区如下：

高风险区（优先治理，18.40%）需采取紧急治理措施以应对盐分与污染的协同效应。该区域以蒸发浓缩为主导，以 As 和 F 的地源富集为主，EWQI 值>150 水样点较多，TDS>3000 mg/L，As-CR_{儿童}≥1.00×10⁻⁴（超限 5.30~11.40 倍），同时叠加 NO₃⁻的农业面源输入（局部浓度>24mg/L），形成“地源+人为”的复合污染。集中于 ODTZ 东部。建议有关部门严格限制地下水开采、建设替代水源工程，并通过人工湿地修复技术吸附盐分及污染物。

中风险区（重点监控，27.20%）需聚焦动态监控与风险防控。该区域分布于 FSPA 中部，NO₃⁻>10 mg/L，EWQI 值在 101~150 较多，反映农业灌溉与城镇排污的叠加影响，As 和 F 浓度虽未达高风险，但已呈现累积趋势。主要分布于 FSPA，研究区中部。由于农业灌溉与工业活动密集，存在风险升级隐患。建议有关部门重点推广滴灌技术以减少盐分输入，布设自动监测井实时追踪污染物浓度，并通过税收优惠引导企业采用低盐工艺。

低风险区（预防性管理，21.60%）的管理应以预防为主，兼顾生态修复与社区参与。该区域分布于 FSPA 与 APA 边缘，污染以轻微 NO₃⁻累积为主（浓度<10 mg/L），EWQI 值 51~100（水质良好）。建议有关部门推广有机肥替代传统化肥、施用石膏改良土壤结构，并通过环保教育提升居民参与度。

安全区（常态保护，32.80%）作为优质水源地，需通过制度保障实现长效保护。该区域位于 APA 东南部，EWQI≤50（水质优秀），As、F、NO₃⁻均未超标，污染风险可忽略。建议有关部门划定绝对保护区禁止开发活动，建立上下游生态补偿机制，以及支持长期科研监测。可联合高校开展水文生态研究，通过生态补偿基金反哺植被恢复工程，为流域可持续发展提供科学支撑。

“盐度-污染-风险”三元耦合分区通过整合自然过程与人为驱动，突破单一指标评价局限性，为干旱区地下水系统提供“诊断-预警-治理”一体化解决方案。在人类活动强度高的地区，地下水水质就会逐渐恶化。这意味着，可能有高质量的水，目前评估为良好的，随着时间变化会逐渐恶化。未来应开展季节性采样，验证分区模型的时效性，并耦合机器学习预测盐碱化-污染协同演化趋势。

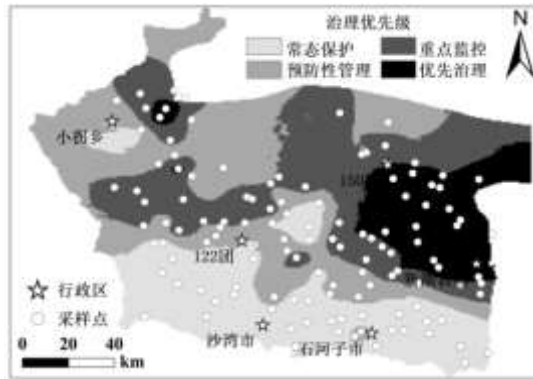


图9 “盐度-污染-风险”三元综合风险分区图

Fig.9 Ternary comprehensive risk zoning map of salinity-pollution-risk

3 讨论

3.1 水化学成因分析

3.1.1 Gibbs 图

Gibbs 图通过绘制 TDS 与 $\gamma(\text{Na}^+)/\gamma(\text{Na}^++\text{Ca}^{2+})$ 的相关关系以反映大气降水、蒸发浓缩及岩石风化溶解作用所控制的水化学过程^[34]。由图 10 可知，APA 地下水大多数分布在岩石风化端元，FSPA 地下水主要分布于岩石风化和蒸发浓缩端元，而 ODTZ 地下水主要分布于蒸发浓缩端元。地下水从 APA→FSPA→ODTZ，由岩石风化端元逐渐向蒸发浓缩端元靠拢，说明自南向北逐渐由岩石风化控制，转化为受岩石风化和蒸发浓缩双重作用影响。这是由于玛纳斯河流域属典型干旱区内陆河流域，水资源在山区形成，在绿洲区利用与转化，耗散于荒漠，这一独特的区位优势影响了水化学过程的控制因素。

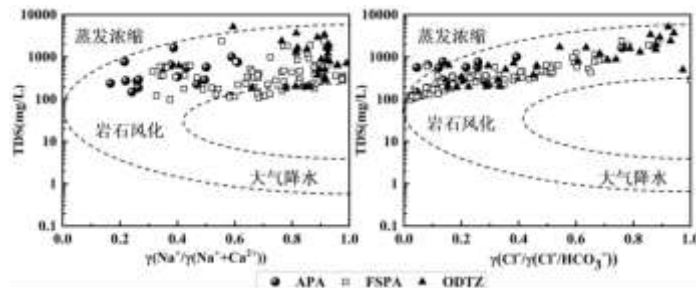


图 10 研究区地下水 Gibbs 图

Fig.10 Gibbs map of groundwater in the study area

3.1.2 离子比值分析

为揭示流域地下水盐碱化与污染的协同作用机制，通过典型离子比值分析，探讨水岩相互作用对水化学演化的影响，明确盐分累积与污染物迁移的主控因素^[35]。

$\gamma(\text{K}^++\text{Na}^+)/\gamma(\text{Cl}^-)$ 关系可以反映 K^+ 和 Na^+ 的主要来源^[36]，由图 11(a)可知，绝大部分样点位于 1:1 线上方，说明地下水中 K^++Na^+ 主要来源于盐岩溶解外，还可能受到阳离子吸附等其他作用，此外，少部分点落于 1:1 线下方，主要以 FSPA 和 ODTZ 水样点为主，表明该地区地下水受人类活动影响。

$\gamma(\text{SO}_4^{2-}+\text{Cl}^-)/\gamma(\text{HCO}_3^-)$ 关系可以判断 SO_4^{2-} 、 Cl^- 的主要来源^[37]，APA 和 FSPA 水样点，多数分布于 1:1 线上侧（图 11(b)），少量水样点分布于 1:1 线下侧，上侧点多分布于研究区的北部， SO_4^{2-} 、 Cl^- 受蒸发盐岩控制，下侧点多分布于研究区南部，主要受碳酸盐岩控制，ODTZ 水样点主要分布于 1:1 线上侧，指示蒸发浓缩与人为污染对下游水化学的强化效应，表明 SO_4^{2-} 、 Cl^- 主要受蒸发盐岩控制。

$\gamma(\text{Mg}^{2+}+\text{Ca}^{2+})/\gamma(\text{HCO}_3^-+\text{SO}_4^{2-})$ 可以反映地下水中 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 的来源^[38]，APA 水样点均落于 1:1 线上

侧（图 11(c)），表明 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 主要来源于碳酸盐岩溶解，FSPA 在 1:1 线上下均有分布，其中上侧点多分布于研究区南部，下侧点多分布于研究区北部，表明 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 主要来源于碳酸盐岩溶解，随着地势降低，蒸发浓缩作用增强，硅酸盐岩和蒸发盐岩溶解逐渐占据主导地位。

阳离子交换是调节地下水化学的关键过程，当 $\gamma(Na^+-Cl^-)/\gamma(Ca^{2+}+Mg^{2+}-SO_4^{2-}-HCO_3^-)$ 接近 -1 时，意味着阳离子交替吸附作用对地下水化学指标形成起主要作用^[39]，如图 11(d)所示，地下水样点在直线 $y=-0.84x-0.45$ 附近， $R^2=0.87$ 。表明地下水发生了阳离子交换作用，这一过程导致 Na^+ 浓度由 APA 的 49.80 mg/L 增至 ODTZ 的 308.30 mg/L，同时 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 浓度降低，印证盐碱化过程对水化学组成的调控。使用氯碱指数可以进一步判断阳离子作用的交换方向^[40]，若 CAI-1 和 CAI-2 为负值时，发生正阳离子交换作用，即水中的 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 与含水介质的 Na^+ 和 K^+ 发生交换作用，反之为正值。由图 11(e)(f)可知，大部分地下水水样 CAI-1 和 CAI-2 为负值，CAI-1 集中在 -1~1，CAI-2 集中在 -0.05~0.05，表明发生了正阳离子交换作用，即地下水中的 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 与含水层吸附态 Na^+ 发生交换。这一过程不仅加剧 Na^+ 富集，还通过改变吸附位点饱和度，促进 As、F 等污染物解吸释放。表明除岩盐溶解作用外，阳离子交换也是 Na^+ 和 K^+ 的重要来源。

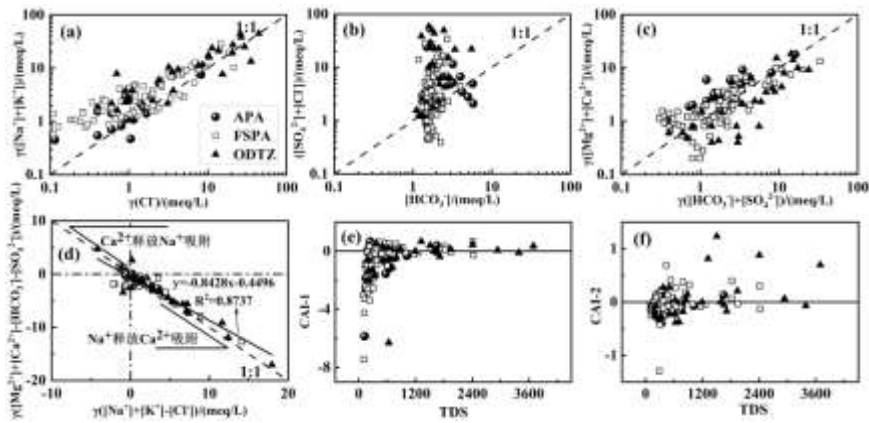


图 11 离子比值关系

Fig.11 Ion ratio relationship

3.2 人类活动影响

3.2.1 盐渍化影响

盐渍化过程不仅关乎农业灌溉适宜性，更是控制区域水化学场并影响污染物环境行为的关键因素。钠吸附比（SAR）是表征水体钠化程度的核心指标^[41]。本研究利用 SAR 与美国农业部灌溉水质分类标准进行评估，图 12(a)中 S 代表碱化等级，C 代表盐化等级，数字 1、2、3 和 4 分别表示低、中等、高和非常高级别。大部分水样位于 C1-S1 至 C2-S2 范围，表明整体钠危害较低。然而，在流域下游的 ODTZ，部分水样呈现出 C3-S3 级别的中高盐度与钠危害。ODTZ 区较高 SAR 值与盐度水平，标志着该区域发生了强烈蒸发浓缩与阳离子交换作用。此水化学环境不仅直接导致 TDS 与 Na^+ 、 Cl^- 浓度升高，更通过改变体系离子强度和阳离子组成，影响 As、F 等污染物吸附-解吸平衡。高 Na^+ 环境和低 Ca^{2+} 浓度会削弱含水介质对阴离子型污染物的吸附能力，从而活化并加剧其在地下水中迁移与富集。因此，ODTZ 区观测到盐渍化现象，实为该区域形成“高盐-高污染”协同风险关键自然驱动过程。

3.2.2 工农业影响

$\gamma(SO_4^{2-})/[Ca^{2+}]$ 与 $\gamma(NO_3^-)/[Ca^{2+}]$ 的比值关系可以识别不同人类活动对地下水的影响，一般情况下，农业活动则具有较高的 $\gamma(NO_3^-)/[Ca^{2+}]$ 值，而工业活动具有较高的 $\gamma(SO_4^{2-})/[Ca^{2+}]$ 值^[42]。另外， NO_3^- 和 Cl^- 可作为反映人类活动的特征离子，故常用 $\gamma(NO_3^-)/[Na^+]$ 与 $\gamma(Cl^-)/[Na^+]$ 来表征人类活动对地下水硝酸盐组分的影响^[43]。

由图 12(b)可知，APA 由于靠近流域山区，工业活动和农业活动较少，FSPA 地下水具有较高的

$\gamma([\text{NO}_3^-]/[\text{Ca}^{2+}])$ 值, 指示农业活动在人类活动中占主导地位, 而ODTZ地下水则具有较高的 $\gamma([\text{SO}_4^{2-}]/[\text{Ca}^{2+}])$ 值, 表明工业活动在该区域影响较大。这是因为玛纳斯河流域地处天山北坡经济带中心区, 而流域灌区集中在FSPA, 工厂多布局在绿洲边缘, 既便于利用农业资源, 又避免深入荒漠腹地, 这也是农业活动在FSPA活动频繁, ODTZ地下水样点集中在工业活动的原因。由图12(c)可知, FSPA水样点向农业活动区域迁移趋势较明显, APA和ODTZ由于地理位置原因, 一部分来源于岩盐溶解, 一部分逐渐靠近农业活动区域。表明研究区地下水受农业活动影响较大。

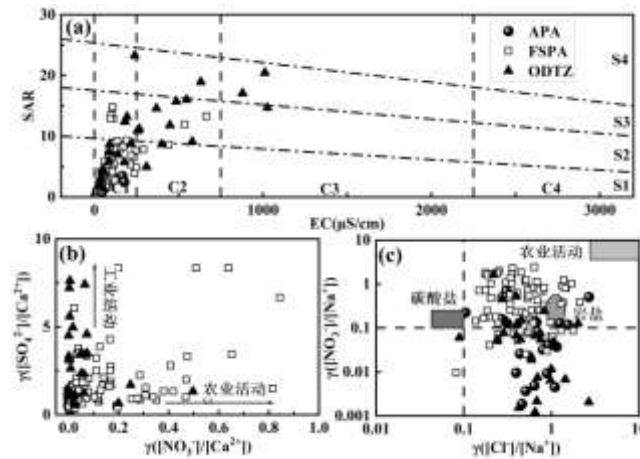


图12 人类活动影响作用

Fig.12 The impact of human activities

3.3 盐碱化与污染的协同作用机制

基于上述水化学成因与人类活动分析, 本研究识别出玛纳斯河流域地下水系统中“盐碱化-污染”协同作用三大核心路径: 蒸发浓缩作用构成最直接的协同路径, 其在促使TDS、 Na^+ 、 Cl^- 等盐分指标显著升高的同时, 也同步提升了地下水中As、F等污染物的浓度, 从而在ODTZ区形成“高盐度-高污染负荷”的空间耦合(图8, 图10)。进一步地, 水化学环境的改变构成间接活化路径, 研究区发生的正向阳离子交换作用(图11)导致 Na^+ 富集而 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 浓度下降, 阳离子组成的改变削弱了沉积物对吸附态污染物的束缚能力, 促进地源性的As、F等从固相解吸进入液相, 加剧污染风险。人类活动输入的复合叠加路径则表现为农业面源与工业排放作为外源污染物, 以 NO_3^- 为代表的人为输入污染物通过灌溉下渗与废水渗漏进入地下水系统(图12), 在FSPA以农业输入为主, ODTZ则受工业活动影响显著, 这些人为污染物在已受盐碱化影响的水化学环境中迁移性与毒性增强, 与地源污染物形成“地源-人为”复合污染, 最终通过饮水途径提升健康风险。

综上, 本研究揭示的协同机制表现为“自然过程奠基与放大-人类活动加载与触发”的链式反应。相较于传统单一评价, 更凸显干旱区地下水系统中自然过程与人为活动的双向反馈, 为“三元耦合-四区管控”模型提供了科学内核, 也为分区治理提供了精准靶点。

3.4 对于干旱区绿洲的普适性启示

新疆干旱区绿洲多依托“山地-绿洲-荒漠”格局形成地下水系统, 普遍面临盐碱化、人为干预强、生态脆弱的挑战, 对西北干旱区尤其是新疆天山北坡绿洲具有重要警示与借鉴意义。风险识别上, 北疆天山北坡绿洲与玛纳斯河流域类似, 工农业密集, 易形成“盐碱化-污染”协同致险格局, 南疆塔里木盆地边缘绿洲蒸发更强、盐碱化更突出, 易出现“高盐-高污染-高风险”链式效应, 且新疆绿洲地下水多为主要饮用水源, 儿童对污染物敏感性显著高于成人, 需优先防控儿童暴露风险; 方法与模型方面, 本研究“盐度-污染-风险”三元耦合模型及分区方法, 为干旱区绿洲“自然-人为”复合管理难题提供了可操作框架, 通过整合多源信息定量解析风险驱动要素, 将“水质标准”转化为差异化“风险等级”, 实现精准化、空间差异化管控, 对水资源短缺、监测有限的新疆地区具有实践价值; 管控策略上, 北疆经济带

绿洲可借鉴“控盐-控农业污染-控工业污染”模式，新疆极端干旱绿洲采用“水源替代-污染物吸附-水化学调控”策略，优先保障饮水安全，生态脆弱型绿洲通过“限采地下水-生态保护-社区参与”遏制风险升级，各区域可依本地风险分区，优先投入关键区域，实现成本效益最优；综上，本研究构建的干旱区绿洲地下水协同风险“识别-评估-分区-管控”范式，为“一带一路”沿线生态脆弱区水安全与可持续发展提供了借鉴与参考。

3.5 局限和建议

本研究通过多种方法揭示了玛纳斯河流域绿洲地下水盐碱化与地源污染协同效应，划分风险区并提出管控建议，为干旱区地下水管理提供了区域范式，但存在局限：一是采样周期未捕捉水化学季节性动态，影响对蒸发浓缩、农业灌溉等季节性驱动过程的解析；二是采样点空间布局有偏倚，未涵盖含水层垂向结构，限制了水化学参数空间插值精度及垂向运移规律识别。

未来研究可从三方面深化：时间上，构建多变量时空监测网络，结合机器学习解析水化学季节性演变与空间异质性；空间上，加密不同深度含水层采样，揭示三维物质迁移机制；方法上，结合PMF源解析模型与稳定同位素技术，提升污染源识别分辨率与可靠性，为精准刻画水化学演化及制定动态管控策略提供支撑。

4 结论

(1) 流域地下水呈现显著的空间异质性，水化学类型由南部 APA 的 $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca}$ 型逐步演变为北部 ODTZ 的 $\text{SO}_4\text{-Cl-Na}$ 型：南部以岩石风化主导，北部则受蒸发浓缩控制，且阳离子交换作用显著加剧 Na^+ 富集。盐碱化通过改变水化学环境促进 As、F 等污染物的解吸与富集，叠加农业面源和工业排放的复合影响，形成“盐分-污染”链式协同效应。

(2) 熵权水质指数显示整体水质良好，但 ODTZ 劣化显著（超标率 27.58%）。健康风险评估揭示 As 暴露致儿童和成人致癌风险分别超国际阈值 11.4 倍和 5.3 倍，儿童为极高危群体，凸显风险的群体分化特征；非致癌风险以 Cl 为主要贡献因子。

(3) 基于三元耦合模型将流域划分为四级风险区：高风险区（18.40%，ODTZ 东部）受地源污染与人为排放叠加影响，需同步管控原生 As/F 与外来 NO_3^- ，紧急实施水源替代与人工湿地修复；中风险区（27.20%，FSPA 中部）受农业灌溉与城镇排污驱动，应重点推广节水技术与动态监测；低风险区（21.60%，APA 与 FSPA 边缘）以轻微 NO_3^- 累积为主，需通过有机肥替代等预防措施遏制风险升级；安全区（32.80%，APA 东南部）作为优质水源地，需长效保护以维持生态功能。

本研究通过整合水化学演化分析、健康风险评估与多要素耦合模型，量化了干旱区地下水“自然-人为”双驱动的盐碱化与污染协同致险过程，为“一带一路”沿线绿洲地下水“盐-污-险”协同治理提供了“机制解析-风险分区-精准管控”的系统性范式。

参考文献

- [1] Lapworth DJ, Boving TB, Kreamer DK *et al.* Groundwater quality: Global threats, opportunities and realising the potential of groundwater. *Science of the Total Environment*, 2021, **811**: 152471. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152471.
- [2] Silva MI, Gonçalves AML, Lopes WA *et al.* Assessment of groundwater quality in a Brazilian semiarid basin using an integration of GIS, water quality index and multivariate statistical techniques. *Journal of Hydrology*, 2021, **598**: 126346. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.126346.
- [3] Tian JX, Wang H, Zhang ZX *et al.* Unraveling the connection between vegetation greening and terrestrial water storage decline in the arid and semi-arid regions of northwest China. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 2023, **49**. DOI: 10.1016/j.ejrh.2023.101509.
- [4] Loganathan K, Ahamed AJ. Multivariate statistical techniques for the evaluation of groundwater quality of Amaravathi River Basin: South India. *Applied Water Science*, 2017, **7**: 4633-4649. DOI: 10.1007/s13201-017-0627-0.
- [5] Cheng B, Li HE. Research on Agricultural Ecological Compensation Based on River Ecological Base Flow. *Journal of Natural*

- Resources*,2017, **32**(12): 2055-2064.[成波,李怀恩. 基于河道生态基流保障的农业生态补偿量研究. 自然资源学报,2017, **32**(12): 2055-2064.]
- [6] Jasechko S,Seybold H,Perrone D *et al.* Rapid groundwater decline and some cases of recovery in aquifers globally. *Nature*,2024, **625**: 715-721.DOI: 10.1038/s41586-023-06879-8.
- [7] Wu ZJ,Zhou Z,Liang H *et al.* Application of a comprehensive framework to estimate the risk of agricultural non-point source pollution in China since 2000. *Journal of Cleaner Production*,2025, **509**: 145581.DOI:10.1016/j.jclepro.2025.145581.
- [8] Chia RW, Lee JY, Ssekimpi D *et al.* Pharmaceuticals in soil and groundwater: Analytical methods, sources, and mitigation techniques. *Science of The Total Environment*,2025, **999**.DOI: 180317.10.1016/j.scitotenv.2025.180317.
- [9] Zang ZF,Liu SH,Li YH.Spatial and Temporal Distribution Characteristics and Source Analysis of Agricultural Non-point Source Pollution in Henan Province from 2001 to 2021. *Environmental Science*,1-15.[臧振峰,刘素华,李永华. 2001~2021 年河南省农业面源污染时空分布特征及来源分析.环境科学,1-15.]
- [10] Gao YY, Chen J, Qian H, Wang HK *et al.* Hydrogeochemical characteristics and processes of groundwater in an over 2260 year irrigation district: A comparison between irrigated and nonirrigated areas. *Journal of Hydrology*,2022, **606**(2): 127437.DOI: 10.1016/j.jhydrol.2022.127437
- [11] Susan HY,Maryam R,Sacideh S *et al.* Assessing the sustainability of groundwater quality for irrigation purposes using a fuzzy logic approach. *Environmental and Sustainability Indicators*,2024, **22**: 100342.DOI: 10.1016/j.indic.2024.100342.
- [12] Marfo JN,Quaye-Ballard JA,Kwakye SO *et al.* Groundwater quality and potential analysis using geospatial techniques: The case of Ashanti Region in Ghana. *Heliyon*,2024, **10**(6): e27545.DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e27545.
- [13] Li J,Lv L,Zhe W *et al.* Evaluation of drinking water quality in Xinjiang based on the improved comprehensive water quality index. *Heliyon*,2025, **11**(1): e41160.DOI:10.1016/j.heliyon.2024.e41160
- [14] Yadav A,Raj A,YadavB. Enhancing local-scale groundwater quality predictions using advanced machine learning approaches. *Journal of Environmental Management*,2024, **370**: 122903.DOI:10.1016/j.jenvman.2024.122903.
- [15] Xia L,Han Q,Shang L *et al.* Quality assessment and prediction of municipal drinking water using water quality index and artificial neural network: A case study of Wuhan, central China, from 2013 to 2019. *Science of The Total Environment*,2022, **844**: 157096.DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.157096.
- [16] Zhang YX,Cai ZZ,Tan XB *et al.*Hydrochemical Characteristics of Shallow Groundwater and Identification of Water Quality Types in the Dawen River Basin. *Environmental Science*,2025, **46**(02): 821-832.[张亚欣,蔡子昭,谭肖波等. 大汶河流域浅层地下水水化学特征与水质类型识别. 环境科学,2025, **46**(02): 821-832.]
- [17] Sun P,Chen Y,Wang X *et al.* Quantification of an integrated approach to heavy metal source apportionment and probabilistic health risk assessment in the black soil region of central Jilin Province, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*,2025, **299**: 118358.DOI: 10.1016/j.ecoenv.2025.118358.
- [18] Michael K, William WA,Boniface YA *et al.* Evaluation of the suitability of integrated bone char- and biochar-treated groundwater for drinking using single-factor, Nemerow, and heavy metal pollution indexes. *Environmental Monitoring and Assessment*,2023, **195**:647.DOI: 10.1007/s10661-023-11249-y.
- [19] Xu JZ,Si W,Wang J *et al.*Identification of Pollution Sources and Health Risk Assessment of Shallow Groundwater in the North Anhui Plain Based on the PMF Model and Monte Carlo Simulation.*Environmental Science*,1-15.[许金昭,司雯,汪军等. 基于PMF模型和蒙特卡洛模拟的皖北平原浅层地下水污染源识别及健康风险评估.环境科学,1-15.]
- [20] Song MW,Liu HL,Wu QL *et al.* Causes of baseflow variation in an inland river watershed of Northwest China. *Journal of Hydrology: Regional Studies*,2025, **61**: 102698.DOI:10.1016/j.ejrh.2025.102698.
- [21] Yue C,Gao RZ,Duan LM *et al.*Spatial and Temporal Characteristics and Controlling Factors of Water Quality of the Dahei River in the Yellow River Basin. *Environmental Science*,2025, **46**(02): 774-785.[岳昌,高瑞忠,段利民等.黄河流域大黑河水质时空特征及控制因素. 环境科学,2025, **46**(02): 774-785.]
- [22] Qiao J,Zhu Y,Jia X *et al.* Distributions of arsenic and other heavy metals, and health risk assessments for groundwater in the

- Guanzhong Plain region of China. *Environmental Research*,2019, **181**: 108957.DOI: 10.1016/j.envres.2019.108957.
- [23] Zhang Y,Guo CQ,Sun PA *et al.*Groundwater health risk assessment based on spatial analysis in the Qiaomaidi watershed. *China Environmental Science*,2019, **39**(11): 4762-4768.[张勇,郭纯青,孙平安等. 基于空间分析莽麦地流域地下水健康风险评价. 中国环境科学,2019, **39**(11): 4762-4768.]
- [24] Kang WH,Zhou YZ,Zhou JL *et al.*Distribution, Source Apportionment, and Health Risk Assessment of Inorganic Components in Groundwater in the Plain Area of Manas River Basin in Xinjiang. *Environmental Science*,2025, **46**(02): 843-853.[康文辉,周殷竹,周金龙等. 新疆玛纳斯河流域平原区地下水无机组分分布特征、源解析及健康风险评价. 环境科学,2025, **46**(02): 843-853.]
- [25] Yang X,Chen Z. A hybrid approach based on Monte Carlo simulation-VIKOR method for water quality assessment. *Ecological Indicators*,2023, **150**: 110202.DOI:10.1016/j.ecolind.2023.110202.
- [26] Zuo LX,Gao P,Feng D *et al.*Quantitative evaluation of geological structure complexity based on AHP-entropy weight coupling method. *Coal Science and Technology*,2022, **50**(11): 140-149.[左林霄,高鹏,冯栋等. 基于 AHP-熵权法耦合方法的地质构造复杂程度定量评价. 煤炭科学技术,2022, **50**(11): 140-149.]
- [27] Vesković J,Deršek-Timotić I,Lučić M *et al.* Entropy-weighted water quality index, hydrogeochemistry, and Monte Carlo simulation of source-specific health risks of groundwater in the Morava River plain (Serbia). *Marine Pollution Bulletin*,2024, **201**: 116277.DOI: 10.1016/j.marpolbul.2024.116277.
- [28] Liu J,Peng Y,Li C *et al.* Characterization of the hydrochemistry of water resources of the Weibei Plain, Northern China, as well as an assessment of the risk of high groundwater nitrate levels to human health. *Environmental Pollution*,2020, **268**: 115947.DOI: 10.1016/j.envpol.2020.115947.
- [29] Soltani-Gerdefaramarzi S,Gheisouri M,Saberi A *et al.* The effect of land use change on surface water quality under the wet and dry years in a semi-arid catchment (case study: the Godarkhosh catchment). *Environment, Development and Sustainability*,2020, **23**: 5371-5385.DOI: 10.1007/s10668-020-00820-z.
- [30] Tian BB,Liu FY,Lau ZQ *et al.*Distribution characteristics and risk assessment of heavy metals in surface water of the Manas river basin. *Transactions of Oceanology and Limnology*,2024, **46**(01): 124-133.[田兵兵,刘丰羽,来志庆等. 玛纳斯河流域地表水重金属分布特征及风险评价. 海洋湖沼通报,2024, **46**(01): 124-133.]
- [31] Wagh VM,Panaskar DB,Mukate SV *et al.* Health risk assessment of heavy metal contamination in groundwater of Kadava River Basin, Nashik, India. *Modeling Earth Systems and Environment*,2018, **4**: 969-980.DOI: 10.1007/s40808-018-0496-z.
- [32] Wang N,Hou J,Zhou JL *et al.*Pollution and Health Risk Assessment of Heavy Metals(Metalloid)in Groundwater in Shihezi Area. *Yellow River*,2022, **44**(02): 94-99.[王楠,侯珺,周金龙等. 石河子地区地下水重(类)金属污染及健康风险评价. 人民黄河,2022, **44**(02): 94-99.]
- [33] Li NQ, Xu GY. Grid analysis of land use based on natural breaks (jenks) classification. *Bulletin of Surveying and Mapping*,2020, (04): 106-110+156.[李乃强,徐贵阳.基于自然间断点分级法的土地利用数据网格化分析. 测绘通报,2020, (04): 106-110+156.]
- [34] Gibbs RJ. Mechanisms Controlling World Water Chemistry. *Science*,1970,**170**(3962):1088-1090. DOI: 10.1126/science.170.3962.1088.
- [35] Li Z,Coles AE,Xiao J. Groundwater and streamflow sources in China's Loess Plateau on catchment scale. *Catena*,2019, **181**: 104075.DOI: 10.1016/j.catena.2019.104075.
- [36] Huang T,Pang Z. Estimating groundwater recharge following land-use change using chloride mass balance of soil profiles: a case study at Guyuan and Xifeng in the Loess Plateau of China. *Hydrogeology Journal*,2010, **19**: 177-186.DOI: 10.1007/s10040-010-0643-8.
- [37] Abboud IA. Geochemistry and quality of groundwater of the Yarmouk basin aquifer, north Jordan. *Environmental Geochemistry and Health*,2018, **40**: 1405-1435.DOI: 10.1007/s10653-017-0064-x.
- [38] Dişli E,Gülyüz N. Hydrogeochemical investigation of an epithermal mineralization bearing basin using multivariate statistical techniques and isotopic evidence of groundwater: Kestanelik Sub-Basin, Lapseki, Turkey. *Geochemistry*,2020, **80**(4): 125661.DOI: 10.1016/j.chemer.2020.125661.

- [39] Xiao J, Jin ZD, Wang J *et al.* Hydrochemical characteristics, controlling factors and solute sources of groundwater within the Tarim River Basin in the extreme arid region, NW Tibetan Plateau. *Quaternary International*, 2015, **380-381**: 237-246. DOI: 10.1016/j.quaint.2015.01.021.
- [40] Qu S, Duan L, Mao H *et al.* Hydrochemical and isotopic fingerprints of groundwater origin and evolution in the Urangulan River basin, China's Loess Plateau. *Science of the Total Environment*, 2023, **866**: 161377. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.161377.
- [41] Rajendra, DS, Sadashivaiah C, Rangna G. Hydrochemical Characteristics and Evaluation of Groundwater Quality of Tumkur Amanikere Lake Watershed, Karnataka, India. *Journal of Chemistry*, 2012, **6**(s1): S211-S218. DOI: 10.1155/2009/710652.
- [42] Li J, Zhang XH, Sheng YZ *et al.* Hydrochemical characteristics and formation mechanism of surface water-groundwater system in the Fuxian Lake Basin, central Yunnan. *Earth Science Frontiers*, 1-18. [李俊, 张小辉, 盛益之等. 滇中抚仙湖流域地表-地下水系统水化学特征及形成机制. 地学前缘, 1-18.]
- [43] Iqbal j, Su C, Abbas H *et al.* Prediction of nitrate concentration and the impact of land use types on groundwater in the Nansi Lake Basin. *Journal of Hazardous Materials*, 2025, **487**: 137185. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2025.137185.