

新疆艾比湖流域河湖水质变化(2005—2020年)*

张 飞^{1,2,**}, 王维维¹, 辛红云³, 郝晋新⁴, 刘长江¹, 段 潘¹

(1: 新疆大学资源与环境科学学院, 乌鲁木齐 830046)

(2: 新疆大学绿洲生态教育部重点实验室, 乌鲁木齐 830046)

(3: 新疆博州环境监测站, 博乐 833400)

(4: 新疆天辰环境技术有限公司, 乌鲁木齐 830000)

摘 要: 艾比湖流域是西北地区重要的生态屏障, 维持着该地区乃至整个新疆北部的生态平衡。艾比湖流域水环境的好坏关系着当地经济和流域的可持续发展。然而, 针对艾比湖流域长期水质变化、营养状况和健康风险的研究较少, 故基于艾比湖流域 2005—2020 年 12 个断面长时间序列的监测数据, 利用加拿大水质指数(Canadian water quality index, *CWQI*)评价河湖水质状况, 采用综合营养状态指数(comprehensive trophic level index, *TLI*(Σ))评价艾比湖水体富营养化状态, 使用 Risk 评价水环境健康风险(water environment healthy risk, WEHR), 并结合逐步多元线性回归(SMLR), 分析了水质参数与 *CWQI*、*TLI*(Σ)与 WEHR 之间的关系。结果表明: (1) 精河 *CWQI* 下游大于上游, 而博尔塔拉河相反, 且精河与博尔塔拉河均存在点源污染, 精河 *CWQI* 的变化范围 46.29~98.71, 博尔塔拉河 *CWQI* 的变化范围 25.36~99.71, 艾比湖 *CWQI* 的变化范围 42.29~55.95, 变异系数介于 0.01~0.23 之间; (2) 2005—2020 年艾比湖水体 *TLI*(Σ) 大多数介于轻度富营养和中度富营养状态之间; 氮磷比表明, 研究区为磷限制状态, 主要受农业面源污染、放牧、生活废水等人为活动的影响; (3) 精河 WEHR 上游大于下游, 而博尔塔拉河相反。水环境健康风险主要受化学致癌物影响, 砷(As)的影响最大, 其次为六价铬(Cr⁶⁺)。各断面点总风险超过美国环境保护署(United States Environmental Protection Agency, USEPA)规定的最大可接受风险水平; (4) 逐步多元线性回归分析表明, 影响水质的参数有高锰酸盐指数(COD_{Mn})、氨氮、总磷(TP)、总氮(TN)、大肠菌群(E. coli)、透明度和挥发酚(volatile phenol, VP), 影响水体富营养化参数为 COD_{Mn}、TP、TN, 影响 WEHR 的参数为氟化物(F⁻)、铜(Cu)、砷(As)、镉(Cd)、六价铬(Cr⁶⁺)、铅(Pb)、氰化物(Cyanide)和挥发酚(VP)。本文的研究结果可为区域水环境可持续发展和水资源的合理配置提供有力的科学依据。

关键词: 艾比湖流域; 咸水湖; 水质参数; 长期趋势; 影响因素

Changes of rivers and lakes water quality in Lake Ebinur Basin, Xinjiang(2005–2020)*

Zhang Fei^{1,2,**}, Wang Weiwei¹, Xin Hongyun³, Hao Jinxin⁴, Liu Changjiang¹ & Duan Pan¹

(1: College of Resources and Environmental Sciences, Xinjiang University, Urumqi 830046, P.R.China)

(2: Key Laboratory of Oasis Ecology, Ministry of Education, Xinjiang University, Urumqi 830046, P.R.China)

(3: Xinjiang Bozhou Environmental Monitoring Station, Bole 833400, P.R.China)

(4: Xinjiang Tianchen Environmental Technology Cobuild Limited, Urumqi 830000, P.R.China)

Abstract: Lake Ebinur Basin is an important ecological barrier in Northwest China, maintaining the ecological balance of the region and even the whole northern Xinjiang Province. The water environment of Lake Ebinur Basin is closely related to the local economy and the sustainable development of the basin. However, there are few studies on long-term water quality change, nutritional status and health risk. Therefore, this paper is based on the long time-series monitoring data of 12 sections in Lake Ebinur Basin from 2005 to 2020. The water quality of rivers and lakes was evaluated by the Canadian water quality index (*CWQI*), the eutrophication status of Lake Ebinur was evaluated by the comprehensive trophic level index (*TLI*(Σ)), and the water environment health

* 2021-04-24 收稿; 2021-07-17 收修改稿。

国家自然科学基金项目(U2003205, U1503302, U1603241)和新疆维吾尔自治区天山英才第三期培养人选项目联合资助。

** 通信作者; E-mail: zhangfei3s@163.com.

risk (WEHR) was evaluated. Combined with stepwise multiple linear regression (SMLR), the relationships between water quality parameters and $CWQI$, $TLI(\Sigma)$ and WEHR were analyzed. The results show that: (1) The $CWQI$ of Jing River in the lower reaches is larger than that in the upper reaches, while that in Bortala River is opposite, and there is point source pollution both in Jing River and Bortala River. The $CWQI$ of Jing River ranges 46.29–98.71, Bortala River 25.36–99.71, Lake Ebinur 42.29–55.95, respectively, and the coefficient of variation ranges from 0.01 to 0.23; (2) The $TLI(\Sigma)$ of Lake Ebinur from 2005 to 2020 is between mild and moderate eutrophication; the ratio of nitrogen to phosphorus shows that the study area is phosphorus limited; (3) The WEHR in the upper reaches of Jing River is larger than that in the lower reaches, while that in Bortala River is opposite. The health risk of the water environment is mainly affected by chemical carcinogens, As is the most important, followed by Cr^{6+} . The total risk of each section exceeds the maximum acceptable risk level specified by the United States Environmental Protection Agency (USEPA); (4) Stepwise multiple linear regression analysis showed that COD_{Mn} , NH_3-N , TP, TN, E. coli, SD (secchi depth) and VP (volatile phenol) affected water quality, COD_{Mn} , TP and TN affected water eutrophication, and F^- , Cu, As, Cd, Cr^{6+} , Pb, cyanide and VP affected WEHR. The results of this study can provide a strong scientific basis for the sustainable development of the regional water environment and the rational allocation of water resources.

Keywords: Lake Ebinur Basin; saltwater lake; water quality parameters; long-term trend; influencing factors

监测河流水文信息是研究流域水体演变的基础,而水质参数则是评价流域水体优劣的前提,及时准确地监测、获取河流及湖泊水质信息对流域水资源开发、水环境保护、水生态修复以及防洪减灾等方面具有重要的意义^[1]。湖泊提供了一套对社会至关重要的生态系统服务,例如提供饮水、灌溉、水产品、娱乐和与保护水生生物多样性有关的其他利益,尤其是在缺水地区^[2-3]。然而,人类不合理的生产生活会对水环境带来负面影响^[4]。人类活动产生的污染物不经处理向自然环境排放,这可能是造成水质恶化的一个重要因素^[5]。人类活动影响下的水体富营养化、有机污染等是流域污染的主要驱动因子,其受污染程度与沿岸人们的生产、生活密切相关^[6]。水体富营养化导致水体老化、改变水体颜色、造成水体缺氧、降低水体的透明度等^[7-8],水体富营养化引起的水华已成为全球性的环境问题,并且危及到人类健康,在许多地区非常常见^[9-10]。水环境安全关系到人体的健康,有关研究表明,我国 90% 的癌症患者是由于接触致癌物质而引发疾病,全球每年有超过 80 万人死于饮用和直接接触污染水体^[11]。因此,开展河湖水质、富营养化以及水环境健康风险评价具有重要意义。

水质指数(water quality index, WQI)能够整体反映多个水质指标,已广泛用在河湖水体评价,然而加拿大水质指数(Canadian water quality index, $CWQI$)在水质综合评价中取得了较好的效果^[12-13],该方法通过 3 个主要指标,即范围、频率和振幅方面分析水质监测数据,进而得到水质指数和对应的水质等级。 $CWQI$ 为评估与水质目标相关的环境水质状况提供了一个数学框架,可以灵活地评价不同的水类型(河流、水库、湖泊等)、水域规模和评价周期下的水质状况,该方法能较全面反映水质情况,得到了联合国环境署(UNEP)认可,并作为主要方法评估国家饮用水水质^[14]。Fahimeh 等^[15]利用 $CWQI$ 方法评估了 2007—2016 年 Gain 河盆地水质变化,揭示了水质变化规律,能够整体上准确反映流域水质综合状况;Espejo^[16]应用 $CWQI$ 模型对智利半干旱北部中心区域水质污染状况进行了研究,并通过聚类分析对水质监测网络进行了优化。水体富营养化常用的评价方法有综合营养状态指数($TLI(\Sigma)$)、营养状态指数(TSI)、模糊综合评价(FCE)、BP 神经网络等^[17]。然而, TLI 在中国湖库富营养化评价中应用非常广泛。Huo 等^[18]在我国推荐的综合营养状态指数法基础上,对不同参数的权重系数进行了细化,逐步形成了我国现有湖泊营养状态分级的方法。Zhang 等^[19]进一步通过对比证明了 TLI 方法更适用于评价湖泊营养状态水平;杜丹丹^[20]等利用 TLI 方法评价了乌梁素海水体营养状态,讨论了富营养化的主要影响因子,并结合多元线性回归分析法拟合水体营养状态的模型;贺康康等^[21]利用 TLI 评价了贵阳市百花湖水质时空变化,研究了水质变化特征和影响因素。由美国环境保护署(USEPA)提出的水环境健康风险评价模型被广泛应用到国内外水质评价中,其能够把水体污染与人体健康定量联系起来,从而直观描述人体暴露在环境中时,受到污染物产生的危害。结合 USEPA 提出的水环境健康风险评价模型和当前国内外现有研究方法,建立的水环境健康风险评价模型,根据了不同污染物对人体产生的影响不同,可以定量描述环境污染对人体健康的危害程度。田莘冉等^[22]利用水环境健康风险模型,评价了 2011—2015 年 12 个断面的河流水质风险水平,分析了水体质量和水环境状况;Rezaei 等^[23]利用水环境健康风险模型,分析了伊朗波斯湾北岸

红树林、相关沉积物和海水中重金属相互作用,并评估了水环境风险.

精河和博尔塔拉河作为艾比湖重要河流维持着该地区乃至整个新疆北部的生态平衡^[24],而艾比湖作为新疆乃至西北地区重要的生态屏障,起着非常重要的作用. 艾比湖流域水环境的好坏关系当地经济和流域的可持续发展. 分析艾比湖流域河湖长时间尺度的水质变化规律、营养状况和水环境健康风险及其影响因素,对流域污染防治、生态环境保护具有重要意义. 近年来,随着农业生产、城镇化发展,人类活动产生的污染物随意排放,有机污染和重金属随雨水流入水体,导致艾比湖流域水环境恶化^[25-26]. 相关研究表明,艾比湖属于劣 V 类重度污染水质, N、F⁻、As、DO 等指标严重超标,且总氮、总磷浓度基本达到了富营养化水平, P 是艾比湖富营养化的限制因子^[27]. 因此,分析艾比湖流域水环境健康状况有着重要的价值. 然而,针对艾比湖流域长期水质变化规律不明,关于艾比湖长期营养状况和艾比湖流域水环境健康风险评估的研究较为薄弱. 为此,本文基于艾比湖流域 2005—2020 年 12 个断面长期水质数据,研究长期水质变化规律和营养状况变化,并对水环境健康风险进行了评估,通过逐步多元线性回归 (SMLR) 确定影响水质的主要指标,探讨了水质参数与 *CWQI*、营养状况和健康风险的关系. 本研究的结果能为评估和改善艾比湖流域的水质、管理该流域和为其他相似程度水污染的咸水湖提供有价值的信息.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

艾比湖流域位于新疆西北部 (43°38′~45°52′N, 79°53′~85°02′E), 西、北、南三面环山, 东部与准噶尔盆地相连, 海拔高度为 154~4827 m, 流域面积为 50621 km² (图 1). 研究区隶属温带大陆性干旱气候, 光照充足, 冷热悬殊, 蒸发强烈, 年蒸发量约 2221.3 mm, 年降水量约 105.17 mm, 最高气温 42.23℃, 最低气温 -36.4℃, 年日照时数 2 699.87 h^[28-29]. 艾比湖流域主要河流包括博尔塔拉河、精河、奎屯河和阿其克苏河等, 其中艾比湖为新疆最大的咸水湖, 湖泊面积为 542 km²^[30]. 近 20 多年来各河流洪冲积平原农田灌溉面积的不断扩大, 水土资源利用加大, 其中水量最大、流程最长的奎屯河完全断流^[31]; 阿其克苏河在流向艾比湖过程中也因蒸发、下渗、灌溉消耗殆尽, 仅由博尔塔拉河和精河流入艾比湖. 近年来, 全流域表现出明显增温增湿, 径流量明显增加, 而总入湖量仅仅是缓增^[32]. 艾比湖流域多年平均供水量为 30.70×10⁸ m³, 现状年总缺水量为 2.21×10⁸ m³, 供需缺口主要集中在灌溉上, 灌溉平均缺水量为 1.83×10⁸ m³^[33]. 目前, 社会经济用水消耗了大量水资源, 艾比湖流域总体上为资源性缺水. 本文在艾比湖共设置 5 个断面点分别为 E1、E2、E3、E4 和 E5; 在精河上设置了 3 个断面点分别为精河大桥 (J1)、精河新庄 (J2) 和 82 团铁路桥 (J3); 在博尔塔拉河设置了 4 个断面点分别为温泉水文站 (B1)、青乡电站 (B2)、大桥电站 (B3) 和博河新桥 (B4).

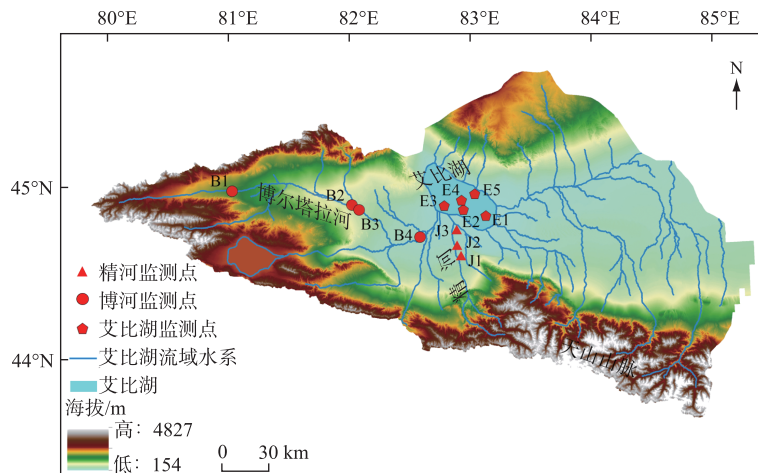


图 1 艾比湖流域示意图及采样点分布

Fig.1 Study area and distribution of sampling sites in Lake Ebinur watershed

1.2 样品的采集与分析

2005—2020 年在艾比湖流域 12 个断面点表层水体(水面下 0.2 m)持续采样,具体采样位置分布见图 1. 采样过程严格按照《地表水和污水监测技术规范》(HJ/T 91—2002)有关要求执行. 样品采集使用 1 L 聚乙烯瓶,采样前聚乙烯瓶用去离子水清洗、晾干后备用. 在采样中,水样现场过滤、4℃下冷藏. 总磷(TP)测定时需将水样静置 30 min 后,放置在相应的样品瓶中;五日生化需氧量(BOD₅)测定时采用溶解氧瓶放置,并低温避光保存;氨氮(NH₃-N)、总氮(TN)、总磷(TP)、化学需氧量(COD)测定时需添加 H₂SO₄调节 pH≤2;重金属砷(As)、铅(Pb)、汞(Hg)、六价铬(Cr⁶⁺)、镉(Cd)、铜(Cu)、锌(Zn)测定时加优级纯 HNO₃(1:1)调节 pH,当 pH<2 时放入塑料瓶待测;挥发酚(volatile phenol,VP)测定时用 H₃PO₄调至 pH=2,用 0.01~0.02 g 抗坏血酸除去残余氯;氰化物(Cyanide)测定时添加 NaOH 固定,冷藏于样品瓶中;氟化物(F⁻)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})、叶绿素 *a*(Chl.*a*)、大肠菌群(*E. coli*)冷藏于样品瓶中. 利用酸度计现场测定 pH 值,塞氏盘测定水体透明度(SD),使用 BANTE 821 便携式水质溶解氧现场测定溶解氧(DO)浓度,其余指标按照保存标准要求密封保存于<4℃冷藏箱内,带回实验室测定. 水质参数的测定严格按照《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)执行,数据精度和准确度均符合国家水质检测方法标准要求,具体实验方法见表 1.

表 1 水质指标及实验方法
Tab.1 Water quality index and experimental method

水质指标	方法	检出限
pH	玻璃电极法(GB 6920—1986)	—
SD	黑白盘法	—
DO	碘量法(GB 7489—1987)	0.2 mg/L
COD	重铬酸盐法测定(HJ 828—2017)	10 mg/L
BOD ₅	稀释与接种法(HJ505—2009)测定	0.5 mg/L
COD _{Mn}	GB 11892—1989	0.5 mg/L
NH ₃ -N	纳氏试剂光度法(HJ 535—2009)	0.5mg/L
TN	紫外分光光度法(HJ 636—2012)	0.05 mg/L
TP	钼锑铵分光光度法(HJ 11893—1989)	0.01 mg/L
Chl. <i>a</i>	乙醇提取—分光光度法(HJ 897—2017)	0.002 mg/L
Cd	石墨炉原子吸收分光光度法	0.001 mg/L
Pb	石墨炉原子吸收分光光度法	0.01 mg/L
Cu	石墨炉原子吸收分光光度法	0.01 mg/L
Hg	原子荧光法测定(HJ 694—2014)	0.00005 mg/L
As	原子荧光法测定(HJ 694—2014)	0.00006 mg/L
Cr ⁶⁺	二苯碳酰二肼分光光度法(GB/T 7467—1987)	0.004 mg/L
Zn	原子吸收分光光度法(GB 7475—1987)	0.02 mg/L
F ⁻	离子选择电极法(GB 7487—1987)	0.05 mg/L
VP	蒸馏后 4-氨基安替比林分光光度法(HJ 503—2009)	0.002 mg/L
Cyanide	容量法和分光光度法(HJ 484—2009)	0.001 mg/L
<i>E. coli</i>	多管发酵法(HJ 347.2—2018)	—

1.3 方法

1.3.1 *CWQI* *CWQI* 是在哥伦比亚大学公布的水质指数基础上确定的^[34],目前该方法在加拿大等国已得到广泛应用,该指数从范围、频率和振幅 3 个方面计算水质监测数据是否超过了水质标准限值^[35]. 其公式为:

$$CWQI = 100 - \frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \tag{1}$$

其中:

$$F_1 = (P/N) \times 100 \tag{2}$$

$$F_2 = (q/M) \times 100 \tag{3}$$

$$F_3 = \frac{Q}{0.01Q + 0.01} \tag{4}$$

其中:

$$Q = \frac{1}{M} \sum S \tag{5}$$

式中, F_1 为超过标准限值的水质参数占总监测参数数量的百分比; F_2 为超过标准限值的监测数据个数占总监测数据的百分比; F_3 为振幅; P 为超标的个数; N 为水质监测总数; q 为所有水质监测数据中超标的个数; M 为水质监测数据总数; S 为不达标水质指标的实测值偏离标准值的倍数.

对于规定了上限值的一般水质指标, 计算公式为:

$$S = \frac{c_i}{c_s} - 1 \tag{6}$$

对于不能低于某一限值的水质指标, 计算公式为:

$$S = \frac{c_s}{c_i} - 1 \tag{7}$$

式中, c_i 为实测值, c_s 为对应指标标准限值.

$CWQI$ 的取值在 0~100 之间, 0 表示水质极差, 100 表示水质很好. 由于 $CWQI$ 值的级别分类有一定的主观性, 本文结合专家经验和群众对水质的期望对 $CWQI$ 做了调整, 见表 2.

表 2 $CWQI$ 值的分类^[34]
Tab.2 Classification of the $CWQI$ values^[34]

$CWQI$ 分值	水质级别	适宜性说明
95~100	很好	水质没有受到任何污染威胁或损害, 水质条件非常接近自然的原始水平
80~94	好	水质只受到轻微程度的污染威胁或损害, 水质条件基本保持在自然的或令人满意的水平
65~79	中等	水质偶尔受到威胁或损害, 水质条件有时无法保持自然的或令人满意的水平
50~64	及格	水质经常受到威胁或损害, 水质条件往往无法保持自然的或令人满意的水平
0~49	差	水质总是受到威胁或损害, 水质条件通常无法保持自然的或令人满意的水平

1.3.2 水环境健康风险评价模型 本文综合 USEPA 提出的水环境健康风险评价模型与当前国内外现有研究方法, 根据不同污染物对人体产生的不同影响, 建立水环境健康风险评价模型, 计算方法见表 3.

表 3 水环境健康风险评价模型计算方法
Tab.3 Calculation method of water environmental health risk assessment mode

模型	公式	说明
化学致癌物健康风险模型 ($Risk^c$)	$Risk^c = \sum_{i=1}^k Risk_i^c$ $Risk_i^c = [1 - \exp(-D_i \times Q_i)] / Age$ $D_{i(j)} = 2.2 C_{i(j)} / 70$	$Risk_{i(j)}^{c(n)}$ 是指个人通过含有化学(非)致癌物 $i(j)$ (共 $k(l)$ 种) 的饮水途径所得的评价致癌年风险, 单位: a^{-1} ; $D_{i(j)}$ 指通过含有化学(非)致癌物 $i(j)$ 的饮水途径的单位体重日均暴露剂量, 单位: $mg/(kg \cdot d)$; 2.2 指成人日均饮水量, 单位: L ; 70 指平均体重, 单位: kg ;
非致癌物健康风险模型 ($Risk^n$)	$Risk^n = \sum_{j=1}^l Risk_j^n$ $Risk_j^n = (D_j \times 10^{-6} / RfD_j) / Age$ $D_{i(j)} = 2.2 C_{i(j)} / 70$	$C_{i(j)}$ 是指化学(非)致癌物 $i(j)$ 的浓度, 单位: mg/L ; Q_i 指通过含有化学致癌物 i 的饮水途径的化学致癌物 i 的致癌系数, 单位: $mg/(kg \cdot d)$; RfD_j 指非致癌物 j 通过饮食途径的参考剂量, 单位: $mg/(kg \cdot d)$; Age 为平均寿命, 本文取 70, 单位: a .
水环境健康风险模型($Risk$)	$Risk = Risk^c + Risk^n$	$Risk$ 为化学致癌物健康风险与非致癌物健康风险总和.

1.3.3 综合营养状态指数 本文采用综合营养状态指数法($TLI(\Sigma)$)进行水质评价, 该方法应用广泛, 评价

结果准确性较高^[36]. $TLI(\Sigma)$ 的计算公式为:

$$TLI(\Sigma) = \sum_{i=1}^m W_j \cdot TLI(j) \tag{8}$$

$$W_j = \frac{r_{ij}^2}{\sum_{j=1}^m r_{ij}^2} \tag{9}$$

$$TLI(\text{Chl}.a) = 10[2.5 + 1.086 \ln(\text{Chl}.a)] \tag{10}$$

$$TLI(\text{TP}) = 10[9.436 + 1.624 \ln(\text{TP})] \tag{11}$$

$$TLI(\text{TN}) = 10[5.453 + 1.694 \ln(\text{TN})] \tag{12}$$

$$TLI(\text{COD}_{\text{Mn}}) = 10[0.109 + 2.661 \ln(\text{COD}_{\text{Mn}})] \tag{13}$$

$$TLI(\text{SD}) = 10[5.118 - 1.941 \ln(\text{SD})] \tag{14}$$

式中, W_j 代表第 j 种参数的营养状态指数的相关权重, $TLI(j)$ 代表第 j 种参数的营养状态指数, r_{ij} 为第 j 种参数与 $\text{Chl}.a$ 的相关关系(表 4), m 代表参评参数个数. 湖泊营养状态分级: $TLI(\Sigma) > 70$, 重度富营养型; $60 < TLI(\Sigma) \leq 70$, 中度富营养型; $50 < TLI(\Sigma) \leq 60$, 轻度富营养型; $30 \leq TLI(\Sigma) \leq 50$, 中营养型; $TLI(\Sigma) < 30$, 贫营养型.

表 4 湖泊水体 $\text{Chl}.a$ 浓度与其他参数之间的相关关系
Tab.4 The correlation between $\text{Chl}.a$ concentration and other parameters of lakes

参数	$\text{Chl}.a$	TP	TN	COD_{Mn}	SD
r_{ij}	1	0.84	0.82	0.83	-0.83
r_{ij}^2	1	0.7056	0.6274	0.6889	0.6889
W_j	0.2663	0.1879	0.179	0.1834	0.1834

1.3.4 数据处理 本文数据的描述性统计使用 Excel 进行处理,数据相关性分析和逐步多元线性回归使用 SPSS 22.0, Origin 2019 进行图形的绘制.

2 结果与分析

2.1 水质参数时序分析和 $CWQI$ 评价

2005—2020 年艾比湖流域水质参数的均值变化如图 2 所示. 由图 2 可知, pH 值均值介于 7.10~8.90 之间, 最大值出现在 E2 断面点, 最小值出现在 B3 断面点. DO 浓度的变化范围介于 0.7~10.83 mg/L 之间, 2007 年 DO 浓度符合 GB 3838—2002 规定的 I 类水质标准, 而 2010、2013、2014、2015 和 2020 年间 DO 浓度符合 GB 3838—2002 规定的 II 类水质标准. 艾比湖 SD 范围介于 0.15~0.55 m 之间, 除 E1 断面点外, 2018、2019、2020 年明显高于其他年份. 艾比湖流域河湖 COD_{Mn} 介于 0.5~36 mg/L 之间, 其中精河断面点在研究期内符合 I 类水质标准. COD 介于 2~56 mg/L 之间, 且 J1 和 B1 断面点在研究期内符合 I 类水质标准. BOD_5 介于 0.5~36 mg/L 之间, 且 BOD_5 在 2005、2006、2007、2008、2009、2010、2016 和 2018 年符合 GB 3838—2002 规定的 I 类水质标准. 研究期间, $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度呈波动下降的趋势, 变化范围介于 0.013~2.59 mg/L 之间, 最大值出现在 E1 断面点, 最小值出现在 E3 断面点. 2013—2020 年 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度符合 GB 3838—2002 规定的 II 类水质标准. 参照 GB 3838—2002 中 TP 的标准, E1 和 E2 断面点的均值属于 III 类水质标准, 分别为 III 类水体的 1.4 和 1.8 倍; E3、E4、E5 断面点的均值属于 IV 类水质标准, 分别为 IV 类水体的 1.11 倍. 参照 TN 的标准, E1、E2、E3、E4、E5、B2、B3 和 B4 均值属于 V 类水质标准, 分别为 V 类水体的 3.57、2.93、2.57、2.31、1.04、1.33、1.28、1.12 倍; J1、J2 和 J3 属于 IV 类水质标准, 分别为 IV 类水体的 1.25、1.18、1.24 倍; B1 属于 III 类水质标准, 为 III 类水体的 1.33 倍. 研究期间 $\text{Chl}.a$ 浓度呈波动式变化, 2019 年最高值为 45 $\mu\text{g/L}$.

研究区水体重金属 Cr^{6+} 、Cd、Cu、Zn 符合 II 级标准, 最大值依次为 0.041、0.002、0.047、0.61 mg/L, 重金属 Pb、Hg 最大值依次为 0.02、0.000257 mg/L, 符合 III 级标准. 重金属 As 除 2008 年 E1、E2、E3、E4、E5 断面点与 2009 年 E5 断面点外, 其他符合 I 类标准. 研究区 F^- 浓度介于 0.8~21.28 mg/L 之间, J1、J2、J3、B1、B2、B3 在

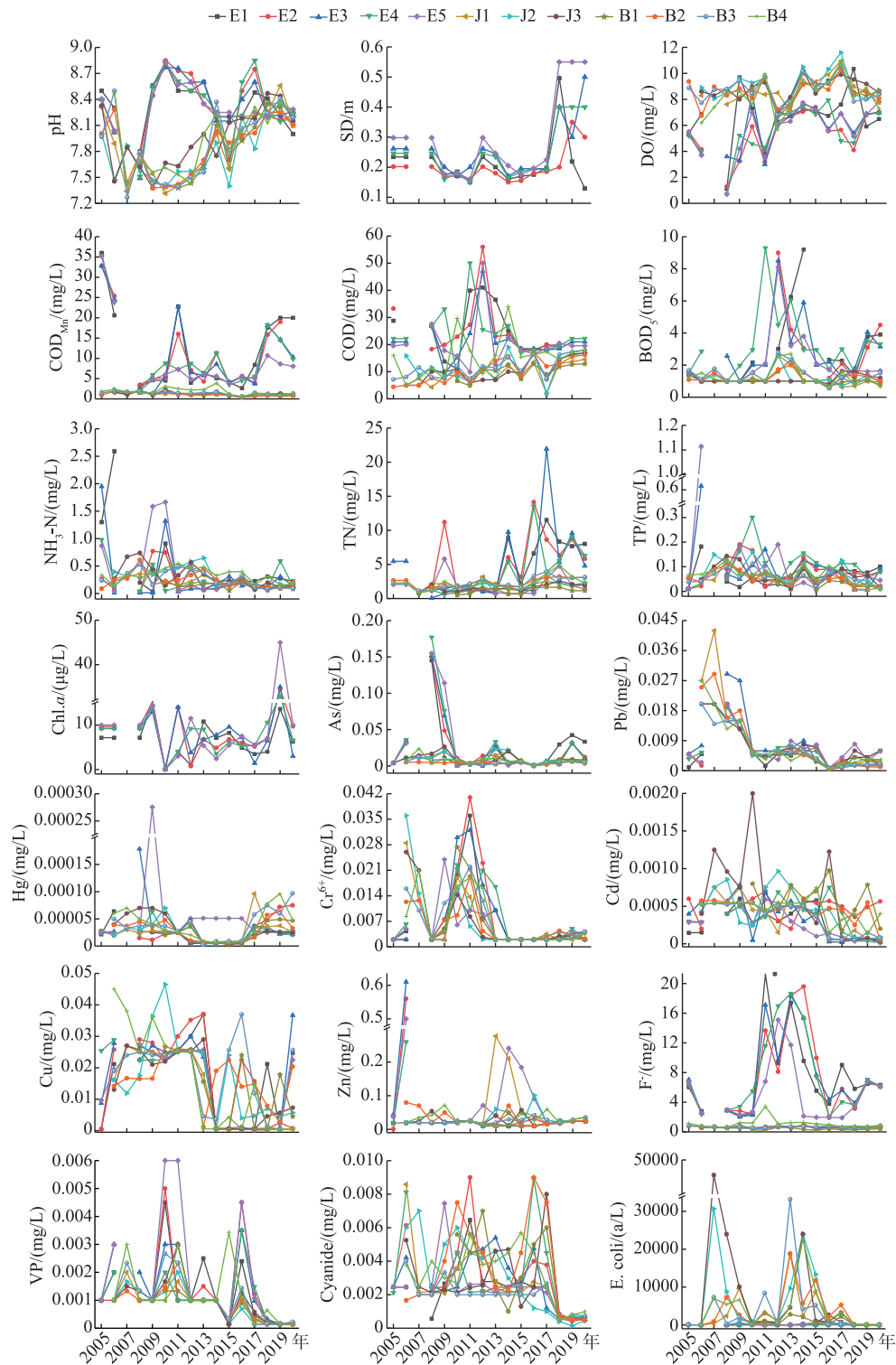


图 2 艾比湖流域水质参数的时间序列变化(2005—2020 年)

Fig.2 Time series changes of water quality parameters of Lake Ebinur Basin (2005–2020)

研究期内符合 I 类标准,而艾比湖 5 个断面中处于 V 类水体. VP 介于 0.00015~0.006 mg/L 之间,除 2006、2007、2010、2011 和 2015 年外,其余年份符合 I 类标准,且 J1、J2、J3、B1、B2 和 B3 断面点符合《生活饮用水卫生标准》(GB5750—2006)的水质标准(0.002 mg/L). Cyanide 介于 0.0005~0.009 mg/L 之间,2018、2019 和 2020 年符合 I 级标准,其余年份处于 II 级标准之内. E. coli 介于 3~22733 a/L 之间,且精河和博尔塔拉河远大于艾比湖.

艾比湖流域 2005—2020 年水质 *CWQI* 值描述性统计结果见表 5. 由表 5 可知,艾比湖 *CWQI* 的变化范围 42.29~55.95,精河 *CWQI* 的变化范围 46.29~98.71,博尔塔拉河 *CWQI* 的变化范围 25.36~99.71,变异系数最大值出现在温泉水文站(B1),最小值出现在艾比湖 E3 断面点. 根据 *CWQI* 分类水平结果,艾比湖水质类别主要为“差”和“及格”,分别占总体的 99.35%和 6.65%;精河水质类型为“及格”、“中等”、“好”分别占总体的 29.10%、27.61%、29.85%;博尔塔拉河水质类型为“及格”、“中等”、“好”分别占总体的 27.52%、29.82%、24.31%.

表 5 艾比湖流域各断面点 *CWQI* 值分布
Tab.5 *CWQI* value distribution of each section in Lake Ebinur Basin

采样点	纬度	经度	最大值	最小值	均值	标准差	变异系数
E1(<i>n</i> =60)	44°53'24"N	82°45'0"E	55.95	42.39	44.09	2.73	0.06
E2(<i>n</i> =25)	44°51'36"N	82°54'0"E	46.52	42.46	43.28	0.97	0.02
E3(<i>n</i> =23)	44°55'12"N	82°53'24"E	44.37	42.29	42.67	0.52	0.01
E4(<i>n</i> =25)	44°57'0"N	83°0'0"E	47.26	42.32	42.89	0.98	0.02
E5(<i>n</i> =25)	44°49'48"N	83°4'48"E	52.54	42.61	46.39	3.61	0.08
J1(<i>n</i> =33)	44°36'0"N	82°52'48"E	97.44	44.95	70.21	15.76	0.22
J2(<i>n</i> =35)	44°39'36"N	82°51'0"E	98.17	44.69	72.80	14.85	0.20
J3(<i>n</i> =63)	44°45'0"N	82°51'0"E	98.71	46.29	73.97	14.54	0.19
B1(<i>n</i> =70)	44°59'24"N	81°1'48"E	99.71	25.36	73.22	16.59	0.23
B2(<i>n</i> =32)	44°52'12"N	82°3'36"E	97.95	46.15	71.69	13.15	0.18
B3(<i>n</i> =79)	44°54'0"N	82°0'0"E	99.74	44.58	75.15	14.91	0.20
B4(<i>n</i> =37)	44°42'36"N	82°33'0"E	91.76	44.10	60.02	12.43	0.21

从空间分布来看(图 3),研究区 *CWQI* 值变化明显. 总体上,精河和博尔塔拉河各断面点 *CWQI* 值波动较大,而艾比湖各断面点 *CWQI* 值波动较小. 精河断面点最大值、最小值和均值从上游到下游呈现增大的趋势,而博尔塔拉河相反. 根据水质分类标准,平均水质为中等的监测点为精河大桥(J1)、精河新庄(J2)、82 团铁路桥(J3)、温泉水文站(B1)、青乡电站(B2)和大桥电站(B3),*CWQI* 平均值分别为 70.21、72.80、73.97、73.22、71.69 和 75.15. 平均水质极差的监测点为艾比湖 E1、E2、E3、E4 和 E5,*CWQI* 平均值分别为 44.09、43.28、42.67、42.89 和 46.39.

根据斯皮尔曼的相关结果,依次剔除与水质指标相关性不显著的指标,逐次引入与水质指标相关性显著的指标,最终确定了模型方程, R^2 为 0.649 ($P<0.01$). *CWQI* 表示为:

$$CWQI=41.66-0.12\text{ COD}_{\text{Mn}}+0.70\text{ NH}_3\text{-N}+5.811\text{ TP}+0.047\text{ TN}+0.076\text{ E. coli}+4.24\text{ SD}+1663.62\text{ VP}\quad (15)$$

2.2 采用 *TLI*(Σ) 进行营养状态评估

选择 COD_{Mn} 、TP、TN、SD、Chl. *a* 对艾比湖水质营养状态进行评价,结果见表 6. 由表 6 可知,艾比湖 2005—2020 年 5 个断面综合营养状态指数最大值和最小值均出现在为 E1 断面点,其波动范围为 28.01~73.95;艾比湖 E1、E2、E3、E4、E5 均值依次为 60.68、57.40、58.15、57.83、54.70,其变化顺序为 $E1>E3>E4>E2>E5$;变异系数介于 0.11~0.16 之间,波动较小.

由图 4 可知,艾比湖 2005—2020 年水体大多数介于轻度富营养和中度富营养状态之间,且波动幅度较大,最大波动点出现在 E1 断面点,其 *TLI*(Σ) 整体呈波动式上升. 艾比湖 *TLI*(Σ) 最小值出现在 2010 年 5 月. 监测期间 *TLI*(Σ) 值夏秋季节大于冬春季节,由于融雪带来的地表径流冲刷地面,其中含有的大量营养物质随之输入湖中,融雪和人类活动,大量外源营养盐随之输入湖中,导致营养状态水平增高. 根据

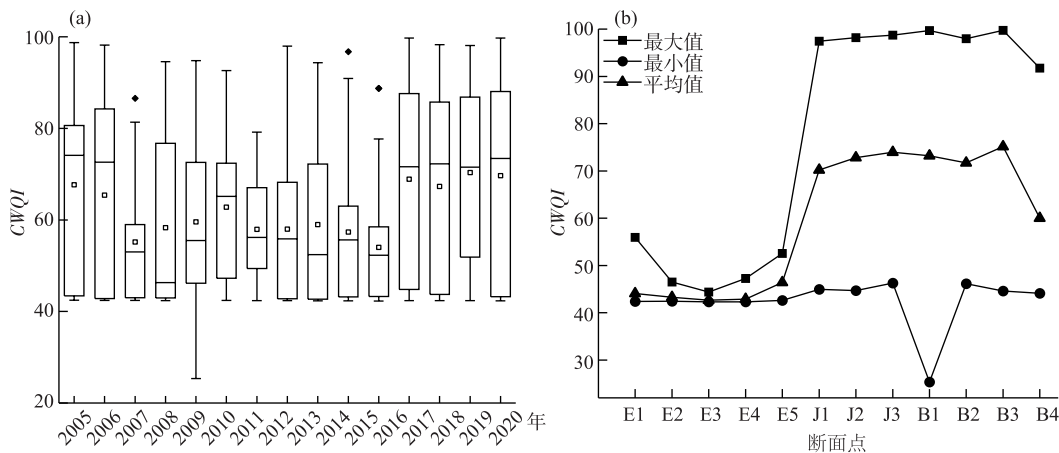


图 3 艾比湖流域水质 CWQI 值变化

Fig.3 Change of CWQI value of water quality in Lake Ebinur Basin

表 6 艾比湖水质综合营养状态指数 (TLI(Σ)) 的描述性统计

Tab.6 Descriptive statistical of comprehensive trophic level index (TLI(Σ)) of water quality in Lake Ebinur

采样点	TLI(Σ)				
	最大值	最小值	均值	标准差	变异系数
E1 (n=60)	73.95	28.01	60.68	9.39	0.15
E2 (n=25)	72.43	30.07	57.40	9.23	0.16
E3 (n=23)	72.09	42.07	58.15	7.68	0.13
E4 (n=25)	70.01	39.25	57.83	6.53	0.11
E5 (n=25)	72.68	41.01	54.70	6.63	0.12

TLI(Σ) 分类水平结果,艾比湖 E1 断面点轻度富营养和中度富营养分别占总体的 33.33%、40%;E2 断面点轻度富营养和中度富营养分别占总体的 44%、32%;E3 断面点轻度富营养和中度富营养分别占总体的 52.17%、30.43%;E4 断面点轻度富营养和中度富营养分别占总体的 56%、32%;E5 断面点轻度富营养和中度富营养状态分别占总体的 60%、16%.

氮磷质量比 (TN/TP) 对水体藻类的生长和水华生态风险具有重要的指示意义,主要表现为磷限制的状态. 参照 Guildford 的营养物限制性标准^[37],将艾比湖流域 TN/TP 划分为 3 个水平:TN/TP ≤ 22 (质量比,下同)、22 < TN/TP < 32 和 TN/TP ≥ 32. 根据图 5, B2 点平均 TN/TP 比高于其他断面点. 根据 TN/TP 比的中值, E3 断面点受氮的限制; E4、B4、J2 断面点受氮和磷的共同限制; E1、E2、E4、J1、J3、B1、B2 和 B3 断面点受磷的限制. 从断面点来看, E1 断面点 TN/TP ≥ 32 占 85%; E2 断面点 TN/TP ≥ 32 占 72%; E3 断面点 TN/TP ≥ 32 占 47.83%; E4 断面点 TN/TP ≥ 32 占 56%; E5 断面点 TN/TP ≥ 32 占 36%; J1 断面点 TN/TP ≥ 32 占 65.71%; J2 断面点 TN/TP ≥ 32 占 51.43%; J3 断面点 TN/TP ≥ 32 占 57.58%; B1 断面点 TN/TP ≥ 32 占 61.43%; B2 断面点 TN/TP ≥ 32 占 77.21%; B3 断面点 TN/TP ≥ 32 占 78.13%; B4 断面点 TN/TP ≥ 32 占 54.05%, 可见, 研究区磷限制了浮游植物的产量, 因此对磷污染进行控制更有利于艾比湖流域水体富营养化的控制.

2.3 健康风险评价

根据国际致癌研究机构 (IARC) 和世界卫生组织 (WHO) 对化学致癌物编制的分类系统, 分析艾比湖流域水质监测数据可知, 化学致癌物主要是 As、Cd 和 Cr⁶⁺; 非致癌物主要是 NH₃-N、F⁻、Cyanide、VP、Cu、Zn、Hg 和 Pb. 研究区 2005—2020 年各断面水体致癌物健康风险 (Risk^c)、非致癌物健康风险 (Riskⁿ)、水环境总健康

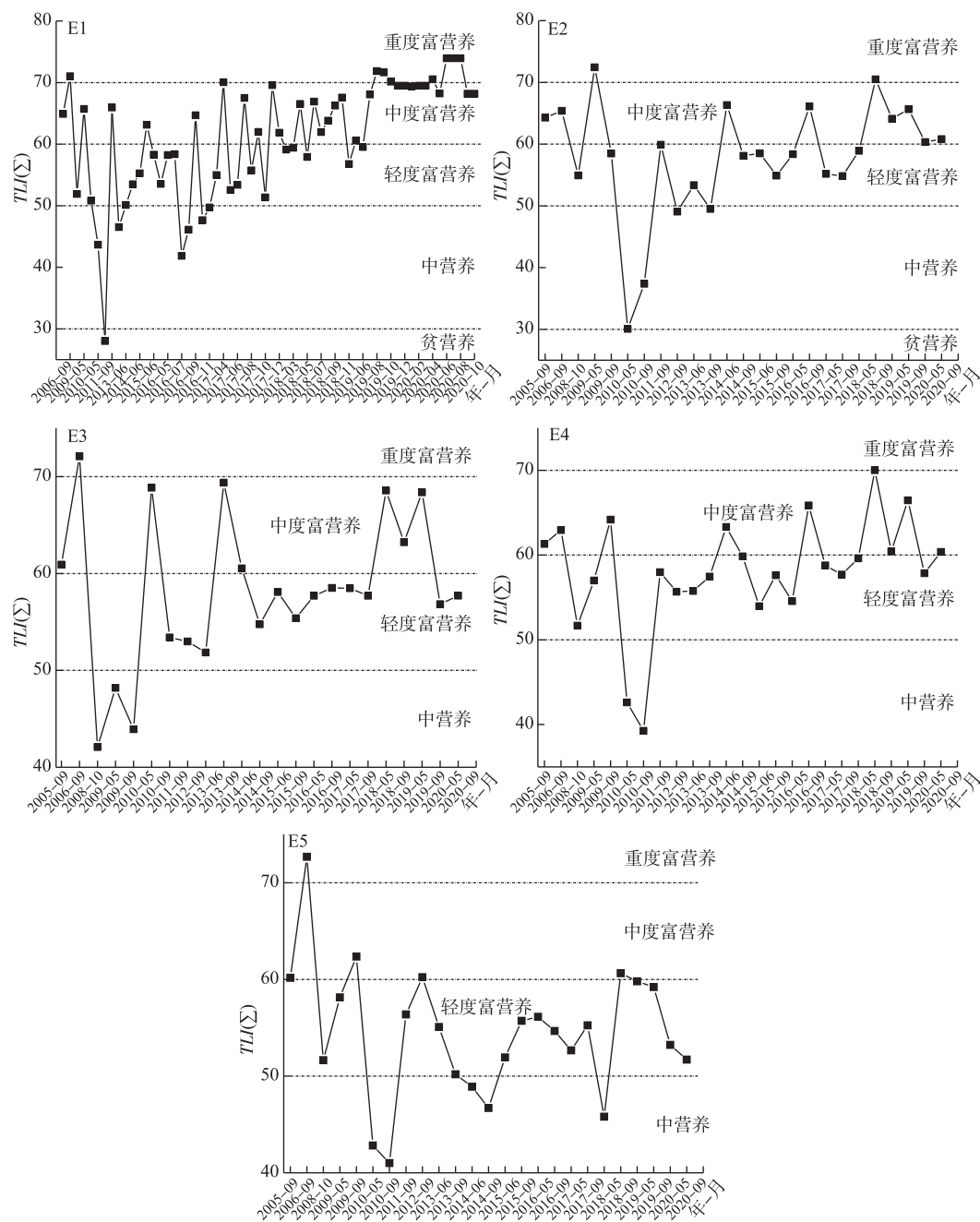


图 4 艾比湖营养状态评价

Fig.4 Trophic state assessment of Lake Ebinur

风险(Risk)见表7、图6。

由表7可知,研究区化学致癌健康风险在 $3.760 \times 10^{-5} \sim 2.168 \times 10^{-3}$ 之间,最大值和最小值均出现在 E5 点;非致癌健康风险在 $8.194 \times 10^{-9} \sim 0.793 \times 10^{-6}$ 之间,最大值出现在 E4,最小值均出现在 B1 点;水环境总健康风险(Risk)在 $3.773 \times 10^{-5} \sim 9.630 \times 10^{-3}$ 之间,最大值出现在 J1,最小值出现在 E5 点。非致癌物风险远小于

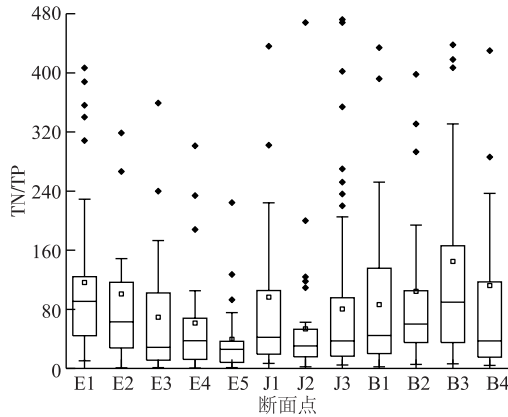


图5 艾比湖流域各断面点 TN/TP 比

Fig.5 TN/TP ratios of each section in Lake Ebinur Basin

化学致癌物健康风险,致癌物风险对总体水环境健康风险的贡献最大,故总风险的变化趋势与致癌物风险的变化趋势大致相同。

2005—2020 年各断面点致癌物健康风险最大值和均值超过 USEPA 规定的最大可接受风险水平 ($1 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$),而最小值在 USEPA 规定的最大可接受风险水平之内(表 7 和图 6a);2005—2020 年 E4 点非致癌物健康风险最高,年均风险为 6.479×10^{-7} ,最小值出现在 B4 点,为 $7.736 \times 10^{-8} \text{ a}^{-1}$ (表 7、图 6b)。各断面非致癌物健康风险均未超瑞典环境保护局、荷兰建设和环境保护部以及英国皇家协会规定的最大可接受风险水平 ($1 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$),且博尔塔拉河和精河达到了荷兰建设和环境保护部规定的可忽略风险水平 ($1 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$)。总之,艾比湖断面点水环境总健康风险 (*Risk*) 均值大于精河和博尔塔拉河断面点(表 7、图 6c)。2005—2020 年 E4 点的总风险最高,年均风险为 2.926×10^{-4} ,E5、E2、E3 次之,分别为 2.896×10^{-4} 、 2.653×10^{-4} 、 2.609×10^{-4} ;

2005—2020 年 B1 点的总风险最低 ($1.096 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$);J1 和 B4 总风险趋于平稳。各断面总风险超过 USEPA 规定的最大可接受风险水平 ($1 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$)。根据 WEHR 变化趋势可知(图 6d),精河断面点最大值、最小值和均值从上游到下游呈现减小的趋势,而博尔塔拉河相反,艾比湖湖中及北岸存在风险,艾比湖流域最大风险值出现在 J1 断面点,说明该区域风险最大。

表 7 2005—2020 年艾比湖各断面水体化学致癌物风险变化

Tab.7 Changes of health risk caused by the chemical carcinogens in each section of Lake Ebinur during 2005—2020

	E1	E2	E3	E4	E5	J1	J2	J3	B1	B2	B3	B4
<i>Risk^c</i> / 最大值	9.820×10^{-4}	1.013×10^{-3}	1.026×10^{-3}	1.182×10^{-3}	2.168×10^{-3}	9.630×10^{-4}	9.520×10^{-4}	7.996×10^{-4}	6.870×10^{-4}	5.350×10^{-4}	7.250×10^{-4}	7.591×10^{-4}
<i>a⁻¹</i> 最小值	3.792×10^{-5}	3.982×10^{-5}	3.845×10^{-5}	3.841×10^{-5}	3.760×10^{-5}	3.860×10^{-5}	3.860×10^{-5}	3.792×10^{-5}	3.790×10^{-5}	3.790×10^{-5}	3.970×10^{-5}	3.790×10^{-5}
均值	2.32×10^{-4}	2.65×10^{-4}	2.369×10^{-4}	2.920×10^{-4}	2.243×10^{-4}	2.250×10^{-4}	2.070×10^{-4}	1.427×10^{-4}	1.020×10^{-4}	1.130×10^{-4}	1.790×10^{-4}	1.910×10^{-4}
<i>Riskⁿ</i> / 最大值	9.796×10^{-7}	9.808×10^{-7}	8.721×10^{-7}	1.793×10^{-6}	7.199×10^{-7}	8.135×10^{-8}	8.365×10^{-8}	6.321×10^{-8}	5.749×10^{-8}	8.785×10^{-8}	9.051×10^{-8}	3.724×10^{-7}
<i>a⁻¹</i> 最小值	9.256×10^{-8}	4.642×10^{-8}	1.057×10^{-7}	1.496×10^{-7}	7.110×10^{-8}	1.996×10^{-8}	1.429×10^{-8}	1.734×10^{-8}	8.194×10^{-9}	1.947×10^{-8}	2.385×10^{-8}	2.968×10^{-8}
均值	3.159×10^{-7}	3.643×10^{-7}	3.762×10^{-7}	6.479×10^{-7}	2.370×10^{-7}	4.750×10^{-8}	4.797×10^{-8}	3.271×10^{-8}	2.201×10^{-8}	4.162×10^{-8}	4.957×10^{-8}	7.736×10^{-8}
<i>Risk/</i> 最大值	9.822×10^{-4}	1.014×10^{-3}	1.026×10^{-3}	1.182×10^{-3}	2.168×10^{-3}	9.630×10^{-4}	9.522×10^{-4}	7.997×10^{-4}	6.872×10^{-4}	5.350×10^{-4}	7.250×10^{-4}	7.590×10^{-4}
<i>a⁻¹</i> 最小值	3.802×10^{-5}	3.990×10^{-5}	3.855×10^{-5}	3.860×10^{-5}	3.773×10^{-5}	3.860×10^{-5}	3.862×10^{-5}	3.790×10^{-5}	3.793×10^{-5}	3.790×10^{-5}	3.790×10^{-5}	3.790×10^{-5}
均值	2.326×10^{-4}	2.653×10^{-4}	2.609×10^{-4}	2.926×10^{-4}	2.896×10^{-4}	2.040×10^{-4}	2.068×10^{-4}	1.430×10^{-4}	1.096×10^{-4}	1.130×10^{-4}	1.790×10^{-4}	2.040×10^{-4}

2.4 CWQI、TLI(Σ) 和 WEHR 关键水质参数识别

对水质参数与 CWQI、TLI(Σ) 和 WEHR 进行 Pearson 相关分析(图 7)。由图 7 可知,DO、NH₃-N、TP、TN、E. coli、SD 和 VP 均与 CWQI 呈极显著正相关 ($P < 0.01$),COD_{Mn}、COD、BOD₅、F⁻ 和 As 与 CWQI 呈极显著负相关 ($P < 0.01$),与 pH、Zn、Hg 呈显著负相关 ($P < 0.05$);COD_{Mn}、TP、Zn 与 TLI(Σ) 呈极显著正相关 ($P < 0.01$),与 pH、Cd、Cr、Pb 呈极显著负相关 ($P < 0.01$),TN、Chl. *a* 与 TLI(Σ) 呈显著正相关 ($P < 0.05$),与 E. coli、Cyanide 呈显著负相关 ($P < 0.05$);WEHR 与 BOD₅、NH₃-N、F⁻、Cu、As、Cd、Cr、Pb、Cyanide 和 VP 呈极显著正相关 ($P < 0.01$),与 pH、COD_{Mn} 呈显著正相关 ($P < 0.05$)。为进一步了解各水质参数与 CWQI、TLI(Σ) 和 WEHR 的关系,将各水质参数与 CWQI、TLI(Σ) 和 WEHR 进行逐步多元线性回归分析,各水质参数与 CWQI、TLI(Σ) 和 WEHR 的线性关系见表 8。*R* 值的变化范围介于 0.158~0.706 之间,Pb 的 *R* 值最大,而 TP 的 *R* 值最小;除 TP、E. coli、Chl. *a* 在 0.05 水平下显著外,其余水质参数在 0.01 下显著。CWQI 与 pH、DO、

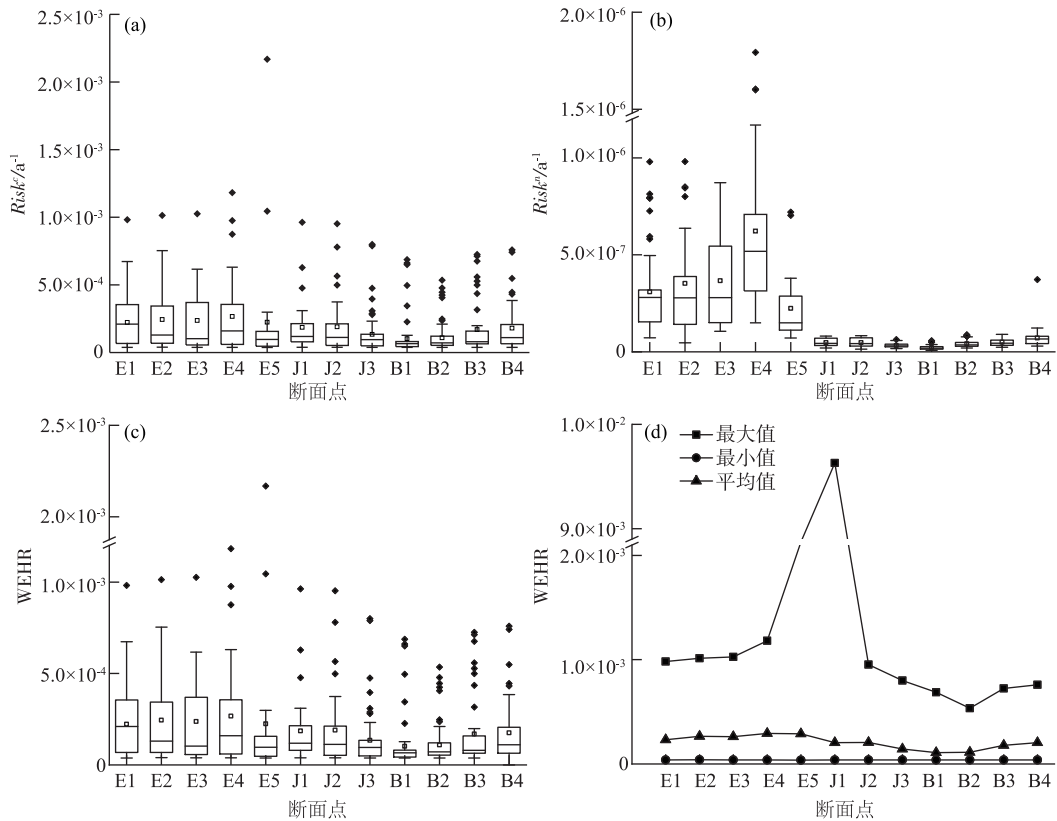


图 6 2005—2020 年艾比湖各断面水环境健康风险分析

Fig.6 Health risk analysis of water environment in each section of Lake Ebinur during 2005–2020

COD_{Mn} 、 COD 、 BOD_5 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 TP 、 TN 、 F^- 、 SD 、 As 、 VP 呈线性关系; $TLI(\Sigma)$ 与 pH 、 COD_{Mn} 、 TP 、 TN 、 E. coli 、 $\text{Chl. } a$ 、 Zn 、 Cd 、 Cr^{6+} 、 Pb 、 Cyanide 呈线性关系; WEHR 与 pH 、 COD_{Mn} 、 BOD_5 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 F^- 、 Cu 、 As 、 Hg 、 Cd 、 Cr^{6+} 、 Pb 、 Cyanide 、 VP 呈线性关系。

3 讨论

3.1 艾比湖流域水质参数特征

研究区 pH 值艾比湖大于精河和博尔塔拉河,且 pH 值满足 GB 3838—2002 中的 I~V 级水质标准。艾比湖水体的透明度偏低,而 2018 年后水体 SD 增大,侧面反映了悬浮物、浮游藻类和溶解性有机物等的变化情况。 COD 、 BOD_5 和 COD_{Mn} 是反映水体有机污染程度的常用指标^[38],研究区 COD 和 BOD_5 之间存在显著相关性($P<0.05$) (图 7),表明水质稳定^[39]。艾比湖 COD_{Mn} 浓度较高,说明湖泊水体受到有机物污染的程度较严重。这可能是含有营养物和有机污染物的农业生产和生活污水,增加了 COD_{Mn} 在湖泊中的积累。 DO 是衡量地表水环境的重要指标,可以有效地反映水体的自净能力^[40]。艾比湖流域 DO 浓度大部分符合 GB 3838—2002 规定的 I 级和 II 级之间,表明水体的自净能力较好; DO 浓度在时间上存在差异,这可能与采样时刻的水温有关,此外,该流域常年大风也是造成差异的原因。 TP 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 是反映水质及水生生物营养物质的重要指标,其均在艾比湖出现不同程度的富集,导致湖泊水质恶化,而 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的硝化作用进一步消耗了 DO ,造成水体 DO 浓度降低,间接影响了水体生态环境。径流、污水排放、微生物活动等都会消耗大量 DO ,因此 DO 和 COD 表现出负相关性。研究区水体中重金属 Cr^{6+} 、 Cd 、 Cu 、 Zn 在可接受的范围内,而 Pb 、 Hg 、 As 存在个别点源污染,这可能与农业点源污染有关。 F^- 在艾比湖浓度超标,这与艾比湖中 Na^+ 的碱性条件和优势有利

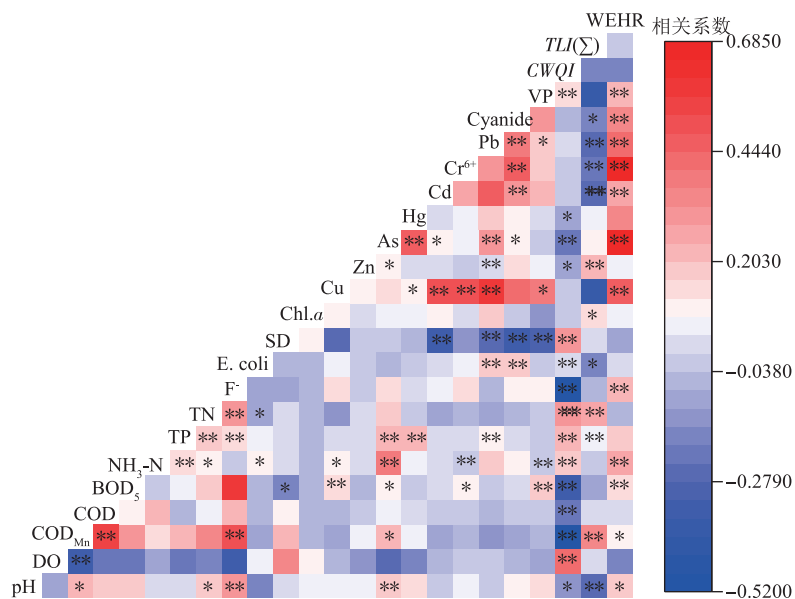


图 7 水质参数与 $CWQI$ 、 $TLI(\Sigma)$ 和 WEHR 的关系

Fig.7 Relationship between water quality parameters and $CWQI$, $TLI(\Sigma)$, WEHR

表 8 利用 SMLR 法对 $CWQI$ 、 $TLI(\Sigma)$ 、WEHR 和水质参数进行建模

Tab.8 Modelling of $CWQI$, $TLI(\Sigma)$ and WEHR with water quality parameters by SMLR method

水质参数	R	F 值	P 值	模型
pH	0.609	8.187	0	$pH = 8.775 + 0.001CWQI - 0.10TLI(\Sigma) + 270.215WEHR$
DO	0.415	104.71	0	$DO = 35.058 + 3.481CWQI$
COD_{Mn}	0.587	7.73	0	$COD_{Mn} = 0.175 - 0.171CWQI + 0.309TLI(\Sigma) - 1231.320WEHR$
COD	0.438	20.73	0	$COD = 39.391 - 0.343CWQI$
BOD_5	0.429	38.06	0	$BOD_5 = 3.174 - 0.026CWQI + 522.490WEHR$
NH_3-N	0.472	23.94	0	$NH_3-N = 0.380 - 0.003CWQI + 344.982WEHR$
TP	0.158	1.074	0.037	$TP = 0.124 + 0.002CWQI + 0.001TLI(\Sigma)$
TN	0.559	8.07	0	$TN = 10.408 + 0.345CWQI + 0.176TLI(\Sigma)$
F^-	0.531	99.18	0	$F^- = 8.836 - 0.107CWQI + 2403.118WEHR$
<i>E. coli</i>	0.445	4.24	0.041	$E. coli = 1958.308 - 26.156TLI(\Sigma)$
SD	0.559	16.36	0	$SD = 41.282 + 12.591CWQI$
$Chl.a$	0.396	3.96	0.048	$Chl.a = -11.688 + 0.386TLI(\Sigma)$
Cu	0.476	154.30	0	$Cu = 0.004 + 23.139WEHR$
Zn	0.464	7.01	0.009	$Zn = -0.078 + 0.002TLI(\Sigma)$
As	0.690	229.17	0	$As = -0.034 + 0.001CWQI + 67.045WEHR$
Hg	0.434	36.25	0	$Hg = -8.311 \times 10^{-6} + 0.164 WEHR$
Cd	0.333	9.64	0.004	$Cd = 0.001 - 6.111 \times 10^{-6} TLI(\Sigma) + 0.175WEHR$
Cr^{6+}	0.608	45.48	0.002	$Cr^{6+} = 0.012 + 0.001TLI(\Sigma) + 16.049WEHR$
Pb	0.706	74.97	0	$Pb = 0.009 - 0.001TLI(\Sigma) + 10.811WEHR$
Cyanide	0.660	17.23	0	$Cyanide = 0.003 - 3.561 \times 10^{-6} TLI(\Sigma) + 2.280WEHR$
VP	0.418	8.19	0	$VP = 0.001 - 6.635 \times 10^{-6} CWQI + 0.694WEHR$

于 F^- 的富集有关^[41]. VP 和 Cyanide 为剧毒物质, 水体中 VP 和 Cyanide 超标则存在较大的环境风险, 一旦被

人体吸收,将会造成严重的后果^[42]. 研究区河水中 VP 和 Cyanide 浓度低于艾比湖,VP 和 Cyanide 在艾比湖出现富集. 作为水体粪类污染的指示菌之一,对 *E. coli* 的研究具有重要意义^[43],研究区 *E. coli* 在精河与博尔塔拉河最大,而艾比湖较小,这与精河与博尔塔拉河附近的农业活动、放牧和旅游等人类活动有关.

3.2 影响 CWQI 的主要水质参数

根据 CWQI 值变化可知,精河和博尔塔拉河各断面点 CWQI 值波动较大,而艾比湖各断面点 CWQI 值波动较小. 精河断面点最大值、最小值和均值从上游到下游呈现增大的趋势,而博尔塔拉河相反. COD_{Mn} 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、*E. coli*、TP、TN、SD 和 F^- 是艾比湖 CWQI 的主要影响参数和强预测因子. 公式(15)可用于简化日常监测,快速估计湖泊的水质状况. 根据 CWQI 值,近 16 年精河与博尔塔拉河水质处于“及格”和“中等”水平,艾比湖水质处于“差”等级,研究区污染类型主要为氮磷污染和有机污染,即对氮磷污染和有机污染的控制是艾比湖流域亟需解决的首要问题. 影响水质的主要参数因研究范围不同呈现不同的结果, Wu 等^[44]研究表明营养物质(TN、TP)和有机物污染(COD、 BOD_5)是影响北京城市湖泊水质的主要参数,而 Xu 等^[45]确定了 TP 和 NO_3^- -N 为丹河流域水质变化的主要影响因素. 营养物质和有机物污染是湖泊中的普遍现象,而氟污染则没有那么普遍. 研究区富含氟矿石,这为当地水体提供了丰富的氟源^[46]. 精河与博尔塔拉河年均 F^- 浓度均小于艾比湖年均 F^- 浓度, F^- 在艾比湖出现富集,其年均 F^- 浓度高于 GB 3838—2002 中 V 类标准的 3.09~5.25 倍,这是在高蒸发条件下,湖中的 F^- 浓度增加的结果;另外,碱性条件更利于 F^- 的富集,研究区 pH 值与 F^- 浓度有关($P<0.01$),在弱碱性和碱性条件下, F^- 与 OH^- 很容易发生置换,导致艾比湖流域 F^- 浓度升高,这与 Wen 等^[47]的研究结果一致.

3.3 艾比湖流域限制性营养物质的变化

艾比湖 2005—2020 年水体大多数介于轻度富营养和中度富营养状态之间,营养状态指数波动幅度较大,最大波动点出现在湖东部,其综合营养状态指数呈波动式上升趋势. 根据艾比湖 $TLI(\Sigma)$ 值的变化, $TLI(\Sigma)$ 在夏秋季节大于冬春季节,这是由于融雪带来的地表径流冲刷地面,其中含有的大量营养物质随输入湖中,融雪和人类活动,大量外源营养盐随之输入湖中,导致营养状态水平增高;另外,夏秋季受温度和 pH 等影响,反硝化作用增强,水生动植物分解释放氮磷营养盐增多,影响湖泊水质. 相关研究表明, pH 能够直接影响 N、P 的释放,艾比湖碱性环境更有利于沉积物中 N、P 的释放,对水体造成二次污染,从而增加了水体富营养化^[48].

TN/TP 比是确定水体健康与否的重要指标,一般来说, P 限制了湖泊中藻类的生长,而氮则限制了藻类的初级生产^[49]. 对于浮游植物的生产,那些受到 N 和 P 共同限制的 TN/TP 比值(按质量计算)在 22~32 之间,而 P 限制的 TN/TP 高于 32. 导致水体中 N 和 P 浓度变化的因素很多,但农田含 N 和 P 农药和化肥的使用是重要的原因. 本文结果表明, P 限制是艾比湖流域浮游植物生产的主要因子. 2005—2020 年限制养分从 N 到 P 的变化主要是由于进入湖泊的 P 负荷增加. 近几年来,流域内无规划地扩大耕种范围,大量不合理地使用化肥、农药,使得部分农药残留以及一些小企业的工业污水进入河槽,这些元素随着径流汇入艾比湖,造成艾比湖 N、P 等营养元素浓度偏高. 而 TN/TP 的失衡直接关系湖泊的营养状态, TN、TP 的变化对湖泊水体营养状态至关重要. 因此,艾比湖流域农业面源污染是艾比湖水质较差的主要原因.

3.4 河流水与湖泊水质、 $TLI(\Sigma)$ 和健康风险的关系

许多研究表明,水的补给可以通过稀释湖泊的营养浓度和增加其溶解氧浓度来改善湖泊的水质^[50-51], 河流水的补给通过增加湖水的 SD, 稀释污染元素,对艾比湖有积极的影响. 另一方面,补给水导致更多的污染物流入艾比湖,从而恶化了艾比湖的水质. 流入艾比湖的河水可能会增加艾比湖的 TP 和 TN 浓度. 艾比湖 TP 的年均浓度高于 GB 3838—2002 中规定的 III 类标准,年均 TN 值均高于 GB 3838—2002 中的 V 类标准,精河与博尔塔拉河年均 TN 值介于 IV~V 类之间(图 2). 此外,农业生产,城镇化、生活污水和水产养殖废水,增加了河湖中 N、P 和 COD_{Mn} 的积累. 低 SD 和高 TP、TN 是导致艾比湖富营养化的主要原因,艾比湖的富营养化条件在轻度富营养和中度富营养状态之间,长期富营养化会影响其生态系统. 导致艾比湖水体中 N 和 P 浓度变化的因素众多,但农田含 N 和 P 化肥及农药的使用是最重要的原因. 随径流流失是农田土壤中 N 和 P 进入水体的主要途径. 艾比湖流域农田种植作物主要以棉花为主,农田周围水体中 TN 主要来源于农田地表径流. 旱地由于降雨造成的径流严重,氮素流失量大,整个农田周围的水体中 TN 浓度均较高^[52].

根据 WEHR 变化趋势可知,精河断面点最大值、最小值和均值从上游到下游呈现减小的趋势,而博尔塔拉河相反,艾比湖最大风险出现在湖中及北岸. 2005—2020 年各断面点最大值和均值超过 USEPA 规定的最大可接受风险水平之内($1 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$),致癌物健康风险存在超标,且 As 对致癌物健康风险的贡献最大. 相关研究发现艾比湖流域河湖存在重金属污染,主要污染物为 As^[53]. 结合艾比湖流域主要城镇居民以农业为主的生活方式,可以看出,该流域水污染主要来源于农业活动中大面积的施用农药和化肥,通过地表径流汇入河流,造成水体污染.

3.5 对策及建议

绿洲农业和城市化对河湖水质具有广泛的影响,因为它们可以导致土地利用/土地覆盖发生巨大变化,这将对河湖水质产生重大影响. 研究区城市主要分布在流域河流沿线,人类活动产生的污染物随意排放,将对河湖水质产生负面影响. 因此,应结合艾比湖流域实际情况,重点加强水资源的配置、节约与保护,加强水利建设与管理,控制城市径流,确保达到国家排污标准. 在研究区域,农田对水质的影响也很大,应控制精河与博尔塔拉河上游氮、磷元素的输入,实施生态建设、保护性耕作和精准施肥,减少农田养分流失. 天然林地和草地对水质具有改善作用,应在艾比湖流域增加森林和草地的覆盖面积. 此外,还应考虑景观格局规划,以改善流域水质.

4 结论

利用 2005—2020 年艾比湖流域河湖 12 个断面时序水质数据,分析了流域水质变化趋势. 利用 CWQI 评价了河湖水质状况,采用 TLI(Σ)评价了艾比湖水质富营养化状态,使用 Risk 评估了 WEHR. 结合多元线性回归,研究了水质参数与 CWQI、TLI(Σ)、WEHR 之间的关系. 主要结果如下:

1) 艾比湖 CWQI 的变化范围 42.29~55.95,精河 CWQI 的变化范围 46.29~98.71,博尔塔拉河 CWQI 的变化范围 25.36~99.71,变异系数介于 0.01~0.23 之间,最大变异系数出现在博尔塔拉河 B1 断面点.

2) 2005—2020 年艾比湖水体 TLI(Σ)大多数介于轻度富营养和中度富营养状态之间;氮磷比表明,研究区为磷限制状态,内源氮磷是主要的污染因子,受农业面源污染、生活废水等人为活动的影响,将给流域生态带来威胁,水环境治理刻不容缓.

3) WEHR 结果表明,研究区主要受化学致癌物的影响,非致癌物风险远小于化学致癌物健康风险,致癌物风险对总体水环境健康风险的贡献最大. 各断面总风险超过 USEPA 规定的最大可接受风险水平.

4) 逐步多元线性回归分析表明,影响水质的参数有 COD_{Mn} 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、TN、E. coli、SD 和 VP,影响水体富营养化参数为 COD_{Mn} 、TP、TN,影响 WEHR 的参数为 F^- 、Cu、As、Cd、Cr、Pb、Cyanide 和 VP.

5 参考文献

- [1] Liu M, Fu BL, He HC *et al.* Water surface monitoring and water quality parameters inversion of Lijiang River based on multi-temporal active and passive remote sensing, 2016–2020. *J Lake Sci*, 2021, **33**(3): 687-705. DOI: 10.18307/2021.0306.[刘曼, 付波霖, 何宏昌等. 基于多时相主被动遥感的漓江水面监测与水质参数反演(2016—2020年). 湖泊科学, 2021, **33**(3): 687-705.]
- [2] Meyerhoff J, Klefoth T, Arlinghaus R. The value artificial lake ecosystems provide to recreational anglers: Implications for management of biodiversity and outdoor recreation. *Journal of Environmental Management*, 2019, **252**: 109580. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109580.
- [3] Li B, Yang GS, Wan RR *et al.* Spatiotemporal variability in the water quality of Poyang Lake and its associated responses to hydrological conditions. *Water*, 2016, **8**(7): 296. DOI: 10.3390/w8070296.
- [4] Li YL, Zheng C, Qiu XC *et al.* Analysis and evaluation of water quality and eutrophication status in Tenggeli Lake of Ningxia. *Science Technology and Engineering*, 2019, **19**(15): 309-315.[李延林, 郑灿, 邱小琮等. 宁夏腾格里湖水质及富营养化现状分析与评价. 科学技术与工程, 2019, **19**(15): 309-315.]
- [5] Bougarne L, Ben Abbou M, El Haji M *et al.* Consequences of surface water eutrophication: Remedy and environmental interest. *Materials Today: Proceedings*, 2019, **13**: 654-662. DOI: 10.1016/j.matpr.2019.04.025.
- [6] Yu Y, Zhang M, Qian SQ *et al.* Current status and development of water quality of lakes in Yunnan-Guizhou Plateau. *J*

- Lake Sci*, 2010, **22**(6): 820-828. DOI: 10.18307/2010.0603.[于洋, 张民, 钱善勤等. 云贵高原湖泊水质现状及演变. 湖泊科学, 2010, **22**(6): 820-828.]
- [7] Moridi A. Dealing with reservoir eutrophication in a trans-boundary river. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2019, **16**(7): 2951-2960. DOI: 10.1007/s13762-018-1775-y.
- [8] He DJ, Xing YH, Jiang RX *et al.* Distribution of nitrogen and phosphorus in water and eutrophication assessment of Dongping Lake. *Environmental Science & Technology*, 2010, **33**(8): 45-48, 61.[何德进, 邢友华, 姜瑞雪等. 东平湖水体中氮磷的分布特征及其富营养化评价. 环境科学与技术, 2010, **33**(8): 45-48, 61.]
- [9] Yang G, Liu HZ, Zhu K *et al.* The inversion analysis for mechanical parameters of dam based on the artificial fish swarm algorithm. *Applied Mechanics and Materials*, 2013, **416/417**: 1786-1790. DOI: 10.4028/www.scientific.net/amm.416-417.1786.
- [10] Liu YQ. Analysis of water eutrophication: Causes, prevention principles and measures. *Technol Wind*, 2018, (3): 126.
- [11] WWAP. The United Nations World Water Development Report 2017: Wastewater. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 2017.
- [12] Terrado M, Barceló D, Tauler R *et al.* Surface-water-quality indices for the analysis of data generated by automated sampling networks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 2010, **29**(1): 40-52. DOI: 10.1016/j.trac.2009.10.001.
- [13] Dilip KJ, Marimuthu PD, Rajendran V *et al.* Water quality assessment using water quality index and geographical information system methods in the coastal waters of Andaman Sea, India. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, **100**(1): 555-561.
- [14] Cude CG. Oregon water quality index a tool for evaluating water quality management effectiveness. *Journal of the American Water Resources Association*, 2001, **37**(1): 125-137. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2001.tb05480.x.
- [15] Fahimeh K, Ali S. Qualitative assessment of surface water using the *CWQI* method and with the Aquachem software (Case study: Qaen River in South Khorasan). *Journal of Research in Environmental Health Volume*, 2017, **3**(3): 179-186.
- [16] Espejo L, Kretschmer N, Oyarzún J *et al.* Application of water quality indices and analysis of the surface water quality monitoring network in semiarid North-Central Chile. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2012, **184**(9): 5571-5588. DOI: 10.1007/s10661-011-2363-5.
- [17] Zhang Y, Li MX, Dong JF *et al.* A critical review of methods for analyzing freshwater eutrophication. *Water*, 2021, **13**(2): 225. DOI: 10.3390/w13020225.
- [18] Huo SL, Ma CZ, Xi BD *et al.* Establishing eutrophication assessment standards for four lake regions, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, **25**(10): 2014-2022. DOI: 10.1016/S1001-0742(12)60250-2.
- [19] Zhang R, Gao LM, Xi BD *et al.* Improved *TLI* index method and its application in nutritional states evaluation in Chaohu Lake. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, **7**(6): 2127-2133.[张蕊, 高良敏, 席北斗等. 改进的 *TLI* 指数法及其在巢湖营养状态评价中的应用. 环境工程学报, 2013, **7**(6): 2127-2133.]
- [20] Du DD, Li CY, Shi XH *et al.* Seasonal changes of nutritional status of Lake Wuliangsuhai. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2019, **33**(12): 186-192.[杜丹丹, 李畅游, 史小红等. 乌梁素海水体营养状态季节性变化特征研究. 干旱区资源与环境, 2019, **33**(12): 186-192.]
- [21] He KK, Wang JF, Li YL *et al.* Spatiotemporal variations of water quality in Lake Baihua, Guiyang City in the past decade (2009-2018). *J Lake Sci*, 2021, **33**(2): 494-506. DOI: 10.18307/2021.0215.[贺康康, 王敬富, 李玉麟等. 贵阳市百花湖近 10 年(2009—2018 年)的水质时空变化. 湖泊科学, 2021, **33**(2): 494-506.]
- [22] Tian XR, Ding WG, Zhang HL *et al.* Water environment health risk assessment in part of Gansu Province from 2011 to 2015. *Environmental Chemistry*, 2019, **38**(1): 142-151.[田莘冉, 丁文广, 张慧琳等. 2011—2015 年甘肃省部分区域水环境健康风险评价. 环境化学, 2019, **38**(1): 142-151.]
- [23] Rezaei M, Kafaei R, Mahmoodi M *et al.* Heavy metals concentration in mangrove tissues and associated sediments and sea-water from the north Coast of Persian Gulf, Iran; Ecological and health risk assessment. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 2021, **15**: 100456. DOI: 10.1016/j.enmm.2021.100456.
- [24] Wang D, Zhang F, Zhang ZY *et al.* Characteristics of three-dimensional fluorescence spectra and its correlation with water quality of surface water during dry and wet seasons in Lake Ebinur Watershed, Xinjiang. *J Lake Sci*, 2020, **32**(2): 483-495. DOI: 10.18307/2020.0217.[王迪, 张飞, 张兆永等. 新疆艾比湖流域枯、丰水期三维荧光光谱特性及其与水质的关系. 湖泊科学, 2020, **32**(2): 483-495.]
- [25] Xiao R, Wang GF, Zhang QW *et al.* Multi-scale analysis of relationship between landscape pattern and urban river water

- quality in different seasons. *Scientific Reports*, 2016, **6**: 25250. DOI: 10.1038/srep25250.
- [26] Amiri BJ, Nakane K. Modeling the linkage between river water quality and landscape metrics in the chugoku district of Japan. *Water Resources Management*, 2009, **23**(5): 931-956. DOI: 10.1007/s11269-008-9307-z.
- [27] Su Q, Wang WQ. Water quality analysis and assessment of Ebinur Lake. *Underground Water*, 2015, **37**(3): 116-118. [苏琴, 王文全. 艾比湖水化学现状分析与评价. 地下水, 2015, **37**(3): 116-118.]
- [28] Yushanjiang A, Zhang F, Yu HY *et al.* Quantifying the spatial correlations between landscape pattern and ecosystem service value: A case study in Lake Ebinur Basin, Xinjiang, China. *Ecological Engineering*, 2018, **113**: 94-104. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2018.02.005.
- [29] He Y, Hu WG, Ma DC *et al.* Diversity and abundance of ammonia-oxidizing microorganisms in relation to soil environment in rhizosphere soil of *Halocnemum strobilaceum* in Lake Ebinur wetland. *Acta Sci Circum*, 2017, **37**: 1967-1975.
- [30] Dong W, Liu ZH, Zhu J. The supply-demand analysis of water resources and their regulating counter-measures in the Lake Ebinur basin, Xinjiang region. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2009, **31**(4): 766-770. [董雯, 刘志辉, 朱健. 新疆艾比湖流域水资源供需分析与调控对策研究. 冰川冻土, 2009, **31**(4): 766-770.]
- [31] Zhu SD, Zhang F, Zhang ZY *et al.* Hydrogen and oxygen isotope composition and water quality evaluation for different water bodies in the Lake Ebinur watershed, northwestern China. *Water*, 2019, **11**(10): 2067. DOI: 10.3390/w11102067.
- [32] Ge XY. Analysis of lake surface change and natural driving factors in Ebinur Lake based on machine learning in recent 30a [Dissertation]. Urumqi: Xinjiang University, 2019. [葛翔宇. 基于机器学习近 30a 艾比湖湖面变化及自然驱动因素分析[学位论文]. 乌鲁木齐: 新疆大学, 2019.]
- [33] Jin YC, Yao AQ. Discussion on water resources utilization and ecological environment change in Lake Ebinur Basin. *West-China Exploration Engineering*, 2013, **25**(8): 155-156, 160. [金英春, 姚安琪. 浅谈艾比湖流域水资源利用与生态环境变化. 西部探矿工程, 2013, **25**(8): 155-156, 160.]
- [34] Rocchini R, Swain LG. The British Columbia water quality index. Victoria: Water Quality Branch, EP Department, B.C., Ministry of Environment, 1995: 13.
- [35] Hurley T, Sadiq R, Mazumder A. Adaptation and evaluation of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for use as an effective tool to characterize drinking source water quality. *Water Research*, 2012, **46**(11): 3544-3552. DOI: 10.1016/j.watres.2012.03.061.
- [36] Guo CJ, Hong M, Yan B. Eutrophication of shifosi reservoir based on comprehensive nutrition state index. *Journal of Shenyang Agricultural University*, 2016, **47**(1): 119-123. [郭成久, 洪梅, 闫滨. 基于综合营养状态指数法的石佛寺水库水质富营养化评价. 沈阳农业大学学报, 2016, **47**(1): 119-123.]
- [37] Guildford SJ, Hecky RE. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography*, 2000, **45**(6): 1213-1223. DOI: 10.4319/lo.2000.45.6.1213.
- [38] Tian LF, Zhu X, Wang LM *et al.* Long-term trends in water quality and influence of water recharge and climate on the water quality of brackish-water lakes: A case study of Shahu Lake. *Journal of Environmental Management*, 2020, **276**: 111290. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111290.
- [39] Cossu R, Fantinato G, Pivato A *et al.* Further steps in the standardization of BOD₅/COD ratio as a biological stability index for MSW. *Waste Management*, 2017, **68**: 16-23. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.06.035.
- [40] Kannel PR, Lee S, Lee YS *et al.* Application of water quality indices and dissolved oxygen as indicators for river water classification and urban impact assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2007, **132**(1/2/3): 93-110. DOI: 10.1007/s10661-006-9505-1.
- [41] Wang Z, Zhang XL, Zhang F *et al.* Estimation of soil salt content using machine learning techniques based on remote-sensing fractional derivatives, a case study in the Lake Ebinur Wetland National Nature Reserve, Northwest China. *Ecological Indicators*, 2020, **119**: 106869. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106869.
- [42] Liu YL, Cheng H, He YT. Application and mechanism of sludge-based activated carbon for phenol and cyanide removal from bio-treated effluent of coking wastewater. *Processes*, 2020, **8**(1): 82. DOI: 10.3390/pr8010082.
- [43] Ramos-Ramírez LDC, Romero-Bañuelos CA, Jiménez-Ruiz EI *et al.* Coliform bacteria in San Pedro Lake, western Mexico. *Water Environment Research*, 2021, **93**(3): 384-392. DOI: 10.1002/wer.1423.
- [44] Wu Q, Xia XH, Li XH *et al.* Impacts of meteorological variations on urban lake water quality: A sensitivity analysis for 12 urban lakes with different trophic states. *Aquatic Sciences*, 2014, **76**(3): 339-351. DOI: 10.1007/s00027-014-0339-6.

- [45] Xu GC, Li P, Lu KX *et al.* Seasonal changes in water quality and its main influencing factors in the Dan River basin. *CATENA*, 2019, **173**: 131-140. DOI: 10.1016/j.catena.2018.10.014.
- [46] Yu L, Zhang JJ, Du CF *et al.* Distribution and pollution evaluation of fluoride in a soil-water-plant system in Shihezi, Xinjiang, China. *Human and Ecological Risk Assessment: an International Journal*, 2018, **24**(2): 445-455. DOI: 10.1080/10807039.2017.1385386.
- [47] Wen DG, Zhang FC, Zhang EY *et al.* Arsenic, fluoride and iodine in groundwater of China. *Journal of Geochemical Exploration*, 2013, **135**: 1-21. DOI: 10.1016/j.gexplo.2013.10.012.
- [48] Liang W, Zhang S, Li CY *et al.* Release processes of nutrients from the sediment under contaminated water bodies. *Environmental Chemistry*, 2011, **30**(10): 1718-1724. [梁文, 张生, 李畅游等. 污染水体沉积物营养盐释放过程. 环境化学, 2011, **30**(10): 1718-1724.]
- [49] Mamun M, Kwon S, Kim JE *et al.* Evaluation of algal chlorophyll and nutrient relations and the N:P ratios along with trophic status and light regime in 60 Korea reservoirs. *Science of the Total Environment*, 2020, **741**: 140451. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140451.
- [50] Wei YS, Chang GL, Wu JD *et al.* Preface: Special issue on water quality improvement and ecological restoration for river replenished with reclaimed water based on “Source-Flow-Sink” concept. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2021, **41**(1): 1-6. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2021.0021. [魏源送, 常国梁, 吴敬东等. 基于“源-流-汇”的非常规水源补给河流水质改善与水生态修复专刊序言. 环境科学学报, 2021, **41**(1): 1-6.]
- [51] Wu ZS, Zhang DW, Cai YJ *et al.* Water quality assessment based on the water quality index method in Lake Poyang: The largest freshwater lake in China. *Scientific Reports*, 2017, **7**(1): 1-10. DOI: 10.1038/s41598-017-18285-y.
- [52] Mi Y, Chang SL, Shi QD *et al.* Study on the effect of agricultural non-point source pollution to water environment of the Lake Ebinur basin during high flow period. *Arid Zone Research*, 2010, **27**(2): 278-283. DOI: 10.13866/j.azr.2010.02.023. [弥艳, 常顺利, 师庆东等. 农业面源污染对丰水期艾比湖流域水环境的影响. 干旱区研究, 2010, **27**(2): 278-283.]
- [53] Mi Y, Chang SL, Shi QD *et al.* Aquatic environmental quality assessment in Lake Ebinur Catchment during high flow period, 2008. *J Lake Sci*, 2009, **21**(6): 891-894. DOI: 10.18307/2009.0621. [弥艳, 常顺利, 师庆东等. 艾比湖流域 2008 年丰水期水环境质量现状评价. 湖泊科学, 2009, **21**(6): 891-894.]