J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(6):000-000
DOI 10.18307/2026.0622
©2026 by Journal of Lake Sciences

2020-2024 年内蒙古岱海水质污染特征与源解析*

王志超[1]，赵戈[1,2]，李国文[2]，高寒[3]，李卫平[1*]

（1：内蒙古科技大学能源与环境学院，包头 014010）
（2：环境基准标准与风险管控全国重点实验室，中国环境科学研究院 100012）
（3：内蒙古自治区水文水资源中心，呼和浩特 010010）

摘要：针对半干旱区封闭湖泊水环境持续恶化的问题，以蒙新高原典型咸水湖岱海为研究对象，基于 2020—2024 年监测数据集，首先采用主成分分析（PCA）对 14 项水质指标进行降维并筛选出 COD_{Cr}、TN、TP、DO 和Sal等关键指标，在此基础上综合运用水质指数（WQI）、层次聚类分析（HCA）、绝对主成分得分－多元线性回归（APCS-MLR）与正矩阵分解（PMF）系统解析其水质特征及污染来源。水质综合评价结果显示，岱海WQI均值为 57.08，整体处于中等水平；HCA将湖区划分为三类特征显著的典型区，即湖心强污染沉降区、西南部污染输移活跃区及东部生态缓冲区，呈现出明显的空间分异。源解析对比表明，PMF模型在岱海多源复合结构识别中具有更优的拟合与解释效能，PMF模型解析出五类源，湖泊污染贡献率占比为生活污水因子（23.5%）＞ 藻类内源因子（22.5%）＞ 畜禽养殖因子（20.1%）＞ 地表径流因子（19.6%）＞ 农业种植因子（14.4%），表明岱海水体受外源输入—内源过程共同驱动的复合污染特征显著。本研究定量刻画了岱海水质的时空演变及主要污染途径，可为半干旱地区同类湖泊的精准控源和生态修复提供科学依据。
关键词：岱海；水质特征；水质评价；污染溯源

Pollution Characteristics and Source Apportionment of Water Quality in Lake Daihai, Inner Mongolia, 2020-2024

Wang Zhichao[1], Zhao Ge[2], Li Guowen[2], Gao Han[3] & Li Weiping[1*]
(1：School of Energy and Environment, Inner Mongolia University of Science and Technology, Baotou 014010, P.R.China;
2：State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, P.R.China;
3: Center for Hydrology and Water Resources of Inner Mongolia, Hohhot 010010, P.R.China)

Abstract: To address the ongoing water quality degradation of closed-basin lakes in semi-arid regions, this study selected Lake Daihai, a representative saline lake on the Inner Mongolia–Xinjiang Plateau. Systematic investigations were conducted based on monitoring datasets *in situ* from 2020 to 2024. Principal component analysis (PCA) was first applied to reduce the dimensionality of 14 water quality variables. Key indicators were screened, including CODCr, TN, TP, DO, and salinity. On this basis, a comprehensive analytical framework was constructed. This framework integrated the Water Quality Index (WQI), hierarchical

*2025-12-02 收稿；2026-02-07 收修改稿。
中央引导地方科技发展资金项目（2024ZY0123）、内蒙古自治区科技创新重大示范项目（2025ZDSF0011）联合资助。
**通信作者；E-mail：sjlwp@163.com

cluster analysis (HCA), absolute principal component scores-multiple linear regression (APCS-MLR), and positive matrix factorization (PMF). The framework characterized the spatiotemporal patterns of lake water quality and quantitatively apportioned corresponding pollution sources. The results showed that the average WQI value of Lake Daihai was 57.08, indicating a moderate water quality level throughout the lake. HCA results identified three spatially heterogeneous functional zones: a heavily polluted sedimentary zone in the central lake, a pollutant transport-active zone in the southwestern lake, and an ecological buffer zone in the eastern lake. Comparative source apportionment analysis confirmed that the PMF model exhibited higher fitting accuracy and stronger explanatory power for the complex multi-source pollution structure of Lake Daihai. The PMF model discriminated five major pollution sources with differentiated contribution rates. These rates were ranked in descending order as domestic wastewater (23.5%) > algal internal loading factor (22.5%) > livestock and poultry breeding (20.1%) > surface runoff (19.6%) > agricultural cultivation (14.4%). These findings demonstrate that water pollution in Lake Daihai is co-driven by exogenous pollutant inputs and endogenous biogeochemical processes, forming a coupled pollution mechanism. This study quantitatively clarifies the spatiotemporal evolution characteristics of water quality and the dominant pollution pathways of Lake Daihai. It provides a robust scientific reference for targeted pollution source management and ecological restoration of analogous closed-basin saline lakes in semi-arid regions.
Keywords: Lake Daihai; Water quality characteristics; Water quality assessment; Pollution source tracing

湖泊是陆地水圈的关键组成部分，特别是内陆湖泊对气候变化极为敏感，常被视为环境变化的指示器 [0]。岱海作为蒙新高原典型的内陆封闭型咸水湖泊，近年来在自然气候演变和高强度人类活动的双重压力下，生态安全面临严峻挑战。当前，岱海不仅面临水位持续下降和湖面萎缩的物理形态改变，更遭受着复杂的水质型缺水危机。除传统的盐碱化加剧外，水体中营养盐及有机污染物浓度居高不下，水化学类型演变迅速，呈现出显著的高盐、高碱和高营养盐复合污染特征 [0]。这种水环境的退化不仅威胁流域生态系统，也制约了区域社会经济的可持续发展。

针对岱海的生态退化问题，既有研究已开展了多维度探索。在物理水文方面，刘柏君[3]、杨腾腾[4]等证实了水土资源过度开发是导致湖泊萎缩的主因；在水化学演变方面，周云凯[5]、赵斌[6-7]等揭示了淡水补给减少导致了水质咸化的恶性循环；在内源污染方面，吕昌伟[8]、何江[9]等发现沉积物中氮磷的高累积已成为潜在的释放源。然而，关于岱海水体污染来源的解析研究相对滞后。 目前仅有王世欢[10]、高静涪[11]等通过溶解性有机质（DOM）进行了初步源解析，但这些研究多局限于定性的光谱特征分析，缺乏对人为排放与自然过程贡献率的定量解析。特别是在岱海封闭高盐的特殊环境下，如何精准识别多种污染源的混合贡献，尚缺乏系统性的定量研究。

在水环境污染溯源研究中，常用方法包括流域水文水质模型、同位素示踪技术以及受体模型等。流域过程模型虽可模拟“源—汇—输移”全过程，但高度依赖排放清单和水动力边界条件，在监测资料有限的内陆封闭湖泊中应用受限[12-13]；同位素示踪方法成本较高，更适用于特定污染物或个别源类型识别[14]。相比之下，受体模型以监测浓度数据为基础，从统计意义上反演各污染因子的相对贡献，在缺乏完整排放清单的条件下具有较好的可操作性。其中，绝对主成分得分—多元线性回归（APCS-MLR）模型依托主成分/因子分析提取的因子得分，通过回归定量估算各负荷因子的贡献，结果形式直观，便于与土地利用格局和人类活动类型对应[15]；正定矩阵分解（PMF）模型在最小二乘框架下引入不确定度并施加非负约束，对缺失值和检出限以下数据具有更强的鲁棒性，能够在不依赖先验排放清单的前提下识别多源复合结构并给出相对贡献及不确定性估计[16]。已有研究表明，APCS-MLR 与 PMF 联合应用，有助于从不同角度交叉验证源解析结果，提高因子解释的环境合理性与定量估算的稳健性[17-18]。

因此，为探索蒙新高原内陆高盐湖泊水环境污染特征并精准识别人为排放与自然过程多种污染源的混合贡献，本文利用 4 年（2020-2024）监测期间 9 个点位为研究对象，运用水质指数法（WQI）、层次聚类分析（HCA）、绝对主成分得分—多元线性回归受体（APCS-MLR）模型和正定矩阵分解（PMF）模型，筛选导致水质恶化的主要参数，探讨岱海水环境因子的时空分布特征，综合评价水环境质量，并

识别人为排放与自然过程多种污染源及其贡献率，以期为岱海及同类型高原盐化封闭性湖泊的水环境污染源控制提供科学参考。

1.材料与方法

1.1 研究区域概况

岱海位于内蒙古自治区乌兰察布市凉城县境内（112°37′ 20″~112°46′ 4. 05″E，40°32′27. 38″~40°36′37. 09″N)。是我国半干旱地区典型的封闭型内陆湖泊，水域面积约 48km^2，平均水深为 3m，最大水深 16.05m，湖区东西长 19.1 km，平均宽度 7.0km，湖周长 61.6km[0]。该流域四处环山，东邻丰镇丘陵，南部为马头山，北部为蛮汗山[0]，流入岱海的河流大部分为季节性河流，目前只有弓坝河、天成河和大河沿河为常年河流，其余河沟则为季节性河流。岱海的水源补给主要依赖于大气降水[0]。

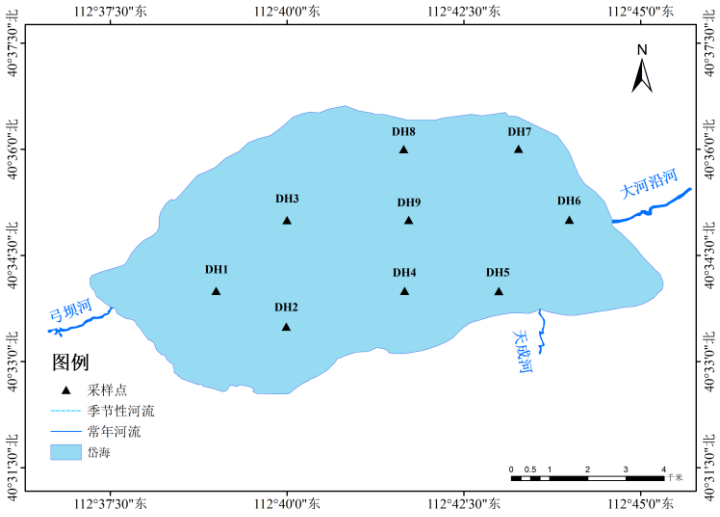


图 1 岱海采样点示意图

Fig.1 Schematic map of sampling points in Lake Daihai

1.2 样品采集与测试

1.2.1 样品采集 为保证水质样本具有代表性和全面性，本文采用长方形网格法以 6km^2 为控制单元将岱海划分为 9 个网格分区，并结合岱海入湖河流的位置，在每个分区中心设置采样点，共设置 9 个采样点，如图 1。分别于 2020-2024 年（除 2022 年外）的 1 月（冬季）、4 月（春季）、7 月（夏季）和 10 月（秋季）采集水样，共计 144 组水质样本数据。用有机玻璃采水器采集表层 0.5 m 处上覆水样品，水质样品放入 2～8℃保温箱中保存，并在 48 h 内进行分析测试。

1.2.2 指标检测 指标的测定分为两部分：现场测定和实验室分析。1）现场测定指标：总溶解性固体（TDS）、盐度（Sal）、电导率（Cond）、溶解氧（DO）、氧化还原电位（ORP）、水温（WT）和 pH 值。2）实验室分析指标：总氮（TN）、总磷（TP）、氨氮（NH_3-N）、化学需氧量（COD_{Cr}）、硝态氮（NO_3-N），亚硝态氮（NO_2-N）和叶绿素 a（Chla），以上指标的测定方法参照《地表水环境质量标准》[0]。

1.2.3 质量控制 所有实测水质指标均进行 3 次平行测定，最终结果以算术平均值表示，3 次测定结果的相对标准偏差（RSD）要求小于 5%。针对湖泊样品，除常规采样外同步布设现场平行样，要求平行样各水质指标测定结果的相对偏差控制在±10%以内。每批次水样分析时均同步开展 2 组实验室空白实验，空白样测定结果需满足相应分析方法的质量控制要求，确保所有目标物浓度低于方法检出限（MDL）。采用校准曲线法进行定量分析时，所有测定均严格控制在仪器的线性响应范围内完成；每批次测定前须验证校准

曲线的相关系数（r）、斜率和截距等参数，其中 r 值应达到分析方法规定阈值（如 r≥0.999），若未达到上述标准则需重新建立校准曲线。

1.3 研究方法

1.3.1 WQI 评价方法 选取水质质量指数 WQI 对所研究的湖泊进行水质评价[00]。WQI 是基于多个水质指标，从而得到一个归一化的无量纲数来反映水质的状态。与单因子评价方法相比，WQI 能更全面地反映水质信息。各指标权重以及分值根据前人研究和各指标对水体危害程度确定[0]。根据 WQI 评分将水质分为 5 个等级[0]：优秀（90~100）、 良好（70~90）、中等（50~70）、差（25~50）和极差（0~25），WQI 方法各水质因子的赋分见表 1。

表 1 WQI 方法各水质指标赋分

Tab.1 Assignment of scores for each water quality indicator in the WQI methodology

水质指标	标准化分数										
	100	90	80	70	60	50	40	30	20	10	0
DO 浓度/（mg/L）	≥7.5	>7	>6.5	>6	>5	>4	>3.5	>3	>2	≥1	<1
TN 浓度/（mg/L）	<0.10	<0.20	<0.35	<0.50	<0.75	<1.00	<1.25	<1.50	<1.75	≤2.00	>2.00
NH_3-N 浓度（mg/L）	<0.01	<0.05	<0.10	<0.20	<0.30	<0.40	<0.50	<0.75	<1.00	≤1.25	>1.25
COD_{Cr}/（mg/L）	<15	<16	<18	<19	<20	<25	<30	<35	<37	≤40	>40
Chla（μg/L）	<1	< 4	< 7	< 10	< 15	< 20	< 30	< 40	< 50	≤65	>65
TDS（mg/L）	<100	<500	<750	<1000	<1500	<2000	<3000	<5000	<10000	≤20000	>20000
Cond/（μS/cm）	<750	<1 000	<1 250	<1 500	<2 000	<2 500	<3 000	<5 000	<8 000	≤12 000	>12 000
NO_3-N（mg/L）	<0.5	<2	<4	<6	<8	<10	<15	<20	<50	≤100	>100
NO_2-N（mg/L）	<0.005	<0.01	<0.03	<0.05	<0.1	<0.15	<0.2	<0.25	<0.5	≤1	>1
TP 浓度/（mg/L）	<0.01	<0.02	<0.05	<0.10	<0.15	<0.20	<0.25	<0.30	<0.35	≤0.40	>0.40
pH	7	7~8	7~8.5	7~9	6.5~7	6~9.5	5~10	4~11	3~12	2~13	1~14
WT/℃	16~21	15~22	14~24	12~26	10~28	5~30	0~32	-2~36	-4~40	-6~45	<-6 和≥45

1.3.2 聚类分析 聚类分析（Cluster Analysis，CA）是一种基于对象相似性的数据分类方法[错误!未找到引用源。]。本文采用的层次聚类分析（hierarchical cluster analysis，HCA）是应用最广泛的聚类方法，该方法将最接近或最相似的对象看成一类，以逐次聚合的形式把最相近的几类聚成一类[29]。采用的计算方法是欧氏距离平方和离差平方方法。

1.3.3 主成分分析 主成分分析（PCA）的核心思想是降维，即将多个指标转化为少数几个综合指标，同时尽可能的保留原来指标的大部分信息[错误!未找到引用源。]。Kaiser-Meyer-Olkin（KMO）和 Bartlett 球形检验用于评估 PCA 数据集的适用性[错误!未找到引用源。]。通过计算协方差，主成分分析可以揭示水质参数的离散程度，得到特征值和特征向量，并通过原始变量和特征向量的线性组合来生成主成分。提取特征值大于 1 的主成分，这意味着它包含着更多的信息，可以代表整个数据集[错误!未找到引用源。]。主成分可以表示为：

$$z_{ij} = a_{i1}x_{i1} + a_{i2}x_{i2} + \cdots\cdots + a_{im}x_{mj}$$

其中：z 表示组分得分，a 表示组分负载，x 表示参数的测量值，i 表示组分编号，j 表示样品数量，m 表示变量的总数。

1.3.4 绝对主成分得分−多元线性回归模型 绝对主成分得分-多元线性回归模型（APCS-MLR）是通过对数据进行主成分分析（PCA） 后转化为绝对主成分得分（APCS），再以 APCS 和各水质指标含量分别为自变量和因变量进行多元线性回归（MLR），最后依据得出的多元线性回归系数计算出不同源因子对水质指标含量的贡献率大小，可表示为：

$$M_i = r_{i0} + \sum_{j=1}^{p} r_{ij} \times （\mathrm{APCS}）_{jk}$$

式中：M_i为不同水质指标的浓度；r_{i0}为水质指标 i 经过 MLR 分析后得到的常数；r_{ij}为水质指标 i 与提取因子 j 的回归系数；（APCS）$_{jk}$为样本 k 的提取因子 j 的绝对主成分得分。k 和 p 分别表示样本总数和提取因子。

在贡献率计算过程中可能会出现负值，干扰源解析的准确性。为了解决这个问题，所有的贡献率均取绝对值，将负值转化为正值，表示相应源对水质指标的贡献率[错误!未找到引用源.]。

1.3.5 正定矩阵分解模型 正定矩阵分解（PMF）模型是一种多元因子分析类模型[错误!未找到引用源.]，本文使用美国环保署推荐的 EPA PMF 5.0 软件进行数据分析，其来源解析计算的原理是将原始矩阵$X_{(n\times m)}$ 因子化，分解为两个因子矩阵，$F_{(p\times m)}$和$G_{(n\times p)}$，以及一个残差矩阵$E_{(n\times m)}$,公式如下：

$$\mathrm{X}_{(n\times m)} = \sum_{k=1}^{p} \mathrm{G}_{(n\times p)}\mathrm{F}_{(p\times m)} + \mathrm{E}_{(n\times m)}$$

式中：X 为水样浓度矩阵；G 为因子贡献矩阵；F 为因子成分谱矩阵；E 为残差矩阵；n 为水样数量；m 为化学物质数量；p 为因子个数。

因子贡献矩阵和因子成分谱矩阵可以通过目标函数 Q 来进行确定，计算公式如下：

$$\mathrm{Q} = \sum_{i=1}^{n}\sum_{i=1}^{m} \left(\frac{\mathrm{X}_{ij} - \sum_{k=1}^{p} g_{ik}f_{kj}}{u_{ij}}\right)^2$$

式中：X_{ij}为第 i 个水样中第 j 种化学物质的浓度；g_{ik}为第 i 个水样的第 k 个因子贡献；f_{kj}为源 k 中第 j 个离子的浓度；u_{ij}为第 i 个水样中第 j 种物质浓度数据的不确定度。

不确定度u_{ij}的计算公式如下：

$$u_{ij} = \frac{5}{6} \times \mathrm{MDL}, \mathrm{X}_{ij} \le \mathrm{MDL}$$

$$u_{ij} = \sqrt{\left(\mathrm{ErrorFraction} \times X_{ij}\right)^2 + (0.5 \times \mathrm{MDL})^2}, \mathrm{X}_{ij} \ge \mathrm{MDL}$$

式中，ErrorFraction为相对标准偏差，MDL 为离子检出限。相对标准差的大小范围一般为 0.1~0.6，对于物质浓度不稳定或者接近检出限，采用较大的误差系数。当物质浓度数据缺失较多时，也可设定较大的误差系数[错误!未找到引用源.]。

2. 结果与分析

2.1 水质重要指标确定

根据岱海数据集，2020 - 2024 年岱海水体理化指标变化范围较大。为了在保证信息代表性的前提下简明表征水质特征，本研究采用主成分分析/因子分析（PCA/FA）对水质参数进行降维与筛选（表 2）。值为 0.798，Bartlett 球形检验结果显著（$p < 0.001$），表明变量间相关结构良好，数据适合开展 PCA 分析。PCA/FA 结果表明，四个常见因素解释了总方差的 73.130%。PC1 集中在 pH 和 Sal 是表征湖泊自身的理化性质的重要参数。PC2 中的因子载荷主要集中在氮素上，PC3 中集中在 DO 和 WT 上，PC4 中集中在 TP 和 COD_{Cr} 上。结果表明，岱海水质主要受这四个因子的影响，这四个变量可以解释大部分水质变化。

一般情况下，DO 是反映水体健康状况的重要指标，其浓度直接影响水生生物的生存和水体自净能力。COD_{Cr} 是衡量水体有机污染的重要指标。TN 和 TP 是富营养化的重要评价指标，且与中国其他五大湖区主要湖泊水体近年 TN、TP 平均浓度比较，岱海水体 TN 和 TP 均值已处于较高水平 [0]。Sal 的浓度变化对水生生物生存、水体功能及环境稳定性具有决定性影响。监测数据显示，截至 2020 年岱海平均盐度已攀升至 12.82‰，与我国最大咸水湖青海湖（14.2‰）的盐度水平仅差 1.38‰，水体咸化进程已逼近生态阈值[错误!未找到引用源.]，该指标与其他关键指标共同反映岱海水质核心问题，故纳入后续评价。因此，根据主成分分析结果和环境关注程度较高的指标，筛选 DO、COD_{Cr}、TP、TN、Sal 作为代表整个数据集的显著因子，对水质进行评价。Pearson 相关系数大于 0.5 表明变量之间存在一定的相关性 [0]。根据岱海水质指标

的相关性分析，PC1、PC2、PC3 和 PC4 的主要因子负荷变量之间相关性较低，表明岱海水质受多源、多过程共同作用，需通过溯源分析厘清各指标的主导驱动机制，为精准治理提供科学依据。

表 2 岱海湖各水质指标因子 PCA/FA 分析结果

Tab.2 PCA/FA Analysis Results of Water Quality Indicators in Lake Daihai

水质指标	PC1	PC2	PC3	PC4
WT	-0.184	-0.281	**0.862**	-0.059
DO	-0.274	-0.315	**0.803**	0.233
pH	**0.757**	0.065	-0.205	-0.416
ORP	-0.588	-0.265	-0.616	0.006
Cond	0.399	-0.055	0.026	0.286
Sal	**0.871**	-0.007	-0.028	-0.05
TDS	0.526	**0.684**	0.274	0.154
TN	0.192	**-0.679**	-0.36	0.504
NH_3-N	0.111	**0.9**	0.208	0.089
NO_3-N	-0.148	**0.709**	0.091	0.216
NO_2-N	0.45	-0.141	-0.061	0.581
TP	-0.404	-0.333	-0.249	**0.751**
COD_{Cr}	-0.084	-0.202	0.289	**0.831**
Chla	-0.37	0.482	-0.104	0.445
特征值	3.719	2.294	1.875	1.395
贡献率（%）	26.565	16.387	13.39	9.966
累计贡献率（%）	26.565	42.952	56.342	73.130

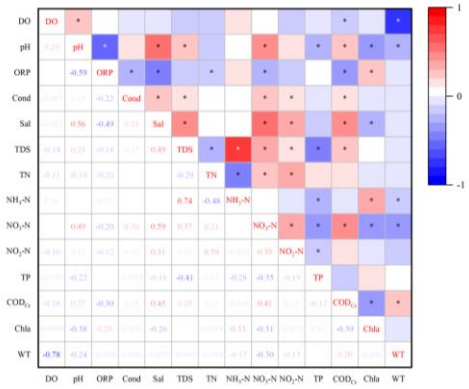


图 2 水质指标的 Pearson 相关分析(方块颜色深浅表示相关性强弱；*表示显著性水平 P>0.05)

Fig.2 Pearson correlation analysis of water quality parameters

2.2 湖泊水质趋势分析

所选水质指标在 2020—2024 年间的时空变结果(图 3)表明，COD_{Cr} 浓度在 2020—2021 年期间较为稳定，范围为 93.32~158.99 mg/L，但在 2023—2024 年显著升高，最高值达到 560 mg/L。非冰封期的 COD_{Cr} 浓度明显高于冰封期，自 2023 年起，浓度持续增加。特别是在夏季，湖区中部及北部的浓度较高，水体 COD_{Cr} 浓度波动较大。TP 浓度在 0.011~0.297 mg/L 之间，TN 浓度在 0.79~6.46 mg/L 之间。在 2020—2021

年期间，冰封期和非冰封期的浓度均呈波动上升趋势，表明水体中营养盐的积累与季节性变化密切相关，且高值区域主要集中在湖区的中部和西部。DO 浓度变化范围为 1.69~15.53 mg/L，冰封期浓度普遍高于非冰封期，尤其在春夏季节，DO 浓度显著下降。Sal 浓度的变化范围为 9.68~18.91 ppt，呈现年际上升趋势，在 2023 年达到峰值后略有下降。总体而言，DO 和 Sal 浓度在湖区各区域的变化幅度较小。从时空变化的整体趋势来看，岱海水质表现出显著的季节性波动和年际变化，且不同区域的水质变化存在差异，需进一步分析岱海各区域水质的时空分布特征。

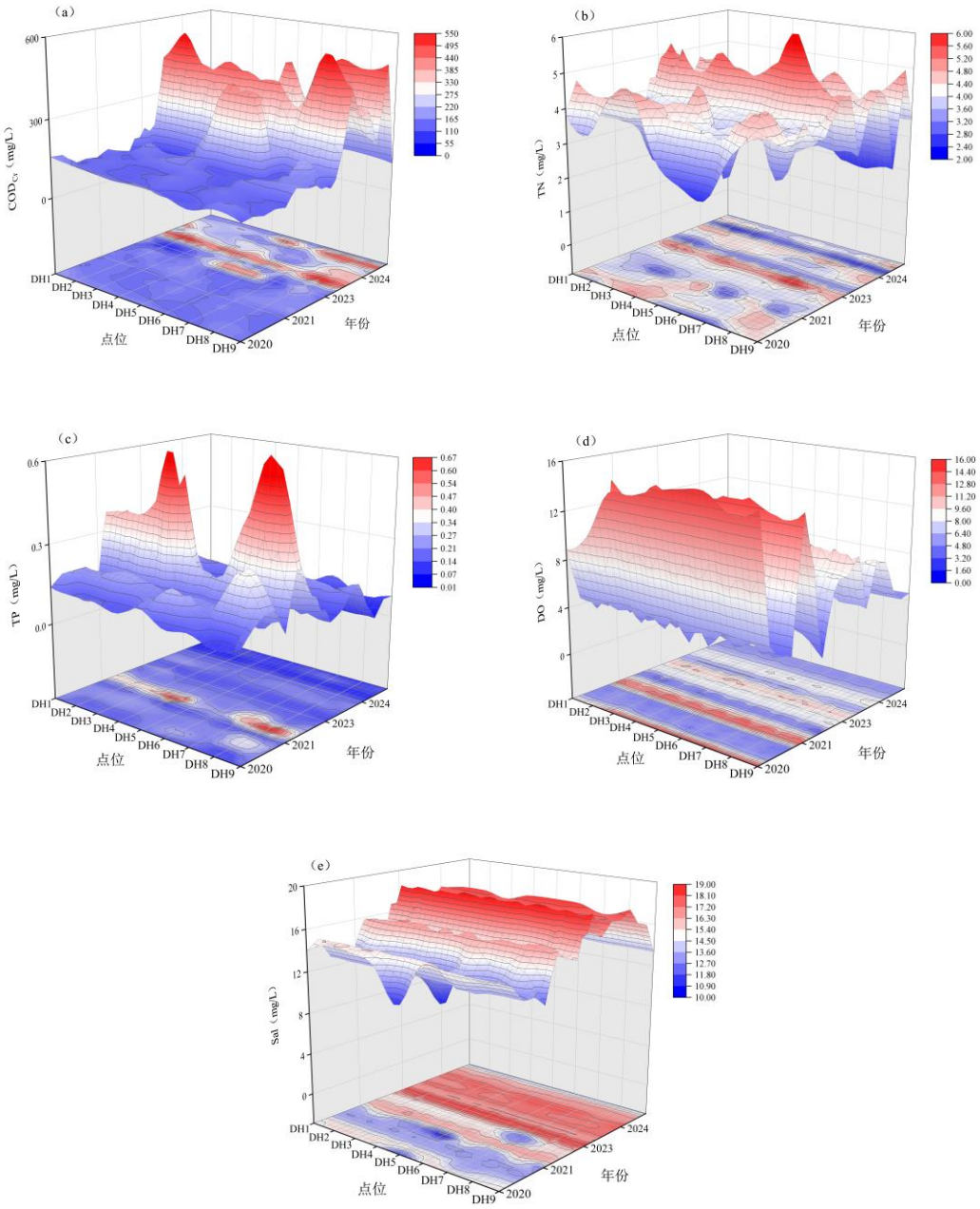


图 3 岱海水质指标时空变化趋势

Fig.3 Spatiotemporal Variation Trends of Water Quality Indicators in Lake Daihai

2.3 湖泊水质综合评价

岱海各监测点位 WQI 的均值为 57.08，水质的平均分布情况如图 4 所示。整体来看，水质大致处于中等水平（50~70），湖泊的水质状况较为一般。基于各点位水质指标的得分，采用层次聚类分析（HCA）将 9 个点位分为 3 组，结果如图 5 所示。通过 HCA 分析识别水质的时空差异特征，发现冬季和春季的水质较夏季和秋季更好。根据 HCA 结果，采样点可以分为三类，第 I 组为 DH9，WQI 为 47.77-66.30，平均值为 55.64。群组 II 将 DH1 和 DH3 分成一组，WQI 范围为 48.96-64.81，平均值为 57.01。第 III 组为 DH2、DH4、DH5、DH8、DH6 和 DH7，WQI 为 49.26-74.44，平均值为 58.37。

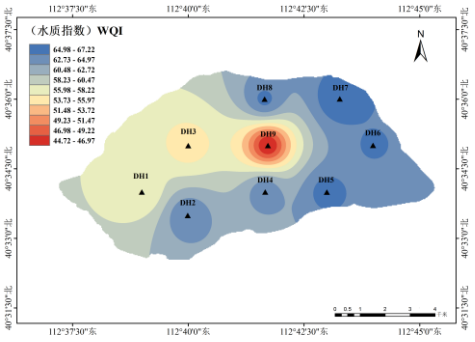


图 4 岱海 WQI 平均值分布图

Fig.4 Distribution map of the average WQI values in Daihai Lake

第 I 组位于岱海湖心，远离岸线，水体交换能力最弱，成为悬浮颗粒物及吸附性污染物的最终沉降区，污染程度最严重。群组 II 位于岱海西南方向，相比其他区域污染状况稍差，主要分布在岱海旅游码头及其周边区域，近岸带同时存在一定比例的耕地和建设用地，受旅游活动、岸带建设及农田面源输入等多重人类活动的共同影响较大[0]。近年来，随着岱海旅游及相关服务业有所发展，可能增加了生活污水和岸带扰动等外源干扰；与此同时，岱海流域常年盛行西南风，西南近岸水体在强风条件下易发生风浪扰动，这种扰动会引发湖水上下层的强烈混合，导致沉积物颗粒悬浮，进而释放出营养盐，并将其均匀扩散至其他水域[0]，使得该区域具备一定污染扩散能力，成为外源污染输入湖心的关键通道。第 III 组主要位于岱海自然保护区缓冲带及其邻近水域，整体水质状况普遍优于其他区域。缓冲区域高覆盖度草地超过一半，已有研究表明[00]，沿岸草地和湿地缓冲带在适宜宽度和植被条件下，可显著削弱甚至在局部尺度上有效阻隔地表径流中营养盐和悬浮颗粒物向水体的输入，对水质起到明显的过滤与缓冲作用，结合监测结果，可以推测缓冲带在一定程度上减弱了东岸耕地与建设用地污染物向湖体的直接输入，有助于缓解其对湖泊水质的不利影响[0]。

2.4 湖泊水体污染来源解析

2.4.1 APCS-MLR 模型溯源 基于 PCA 识别的污染源，采用 APCS-MLR 模型，利用方程估计污染源对各湖泊水质参数的贡献。除 Chla（0.367）外，其余水质参数的预测值与实测值线性拟合 R^2 均大于 0.6，表明构建的 APCS-MLR 模型基本可靠，计算结果较为可信。旋转后各水质指标因子分析结果如表 4 所示。各污染源贡献率占比如图 6 所示。

5 个公因子对总方差的解释率为 73.212%。提取到的第一主成分（PC1）的特征值为 3.878，方差贡献率为 25.854%，主要载荷变量包括：TDS 和 NH_3-N。TDS 在第一主成分中有较大载荷，是表征湖泊自身的理化性质的重要参数。已有研究表明，我国农村生活污水中 NH_3-N 通常是主要无机氮形态，其浓度显著高于农田退水和地表径流，反映出生活污水典型的氮污染特征。因此可以将氨氮贡献率较高的 PC1 定义为以农村生活污水为主导的含氮负荷因子[43]**错误!未找到引用源。**，在后文中简称为生活污水因子。

第二主成分（PC2）的特征值为 3.316，方差贡献率为 22.107%，主要载荷变量包括：TN、NO_3-N 和 NO_2-N。地表径流是岱海流域氮污染的主要来源之一。化肥与农药的过量施用，容易造成土壤中氮素的逐

渐堆积，这些氮素会随地表水流渗入水体，致使水体中氮含量上升，故定义为以农业施肥径流为主导的含氮负荷因子[44]，在后文中简称为地表径流因子。

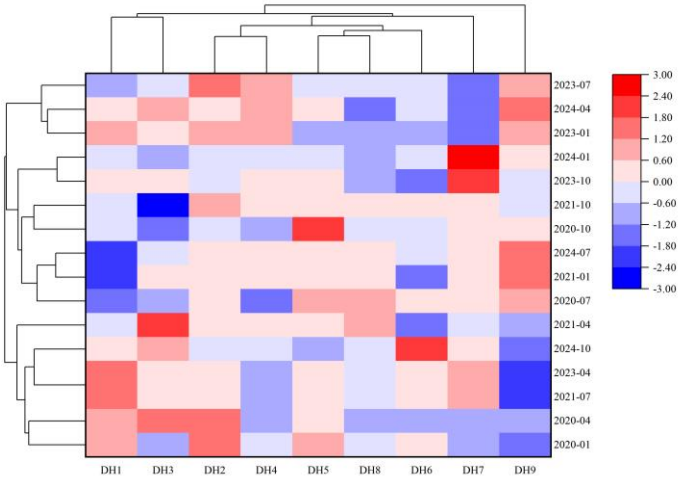


图 5 2020—2024 年岱海聚类分析谱系

Fig.5 Dendrogram of Cluster Analysis for Lake Daihai (2020–2024)

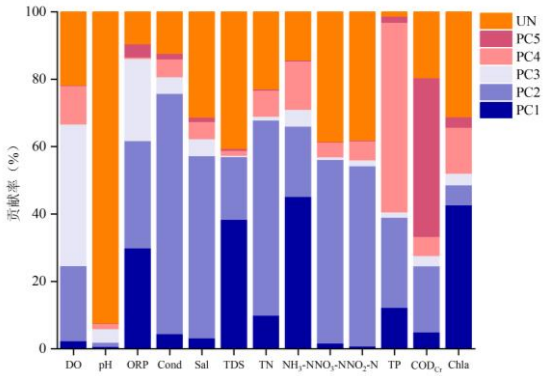


图 6 APCS-MLR 模型中岱海各污染源贡献率

Fig.6 Contribution Rate of Each Pollution Source in Daihai in the APCS-MLR Model

第三主成分（PC3）的特征值为 1.653，方差贡献率为 10.890%，其主要高荷载变量为 DO 和 pH。DO 主要来源于大气复氧与水生植物光合作用，是反映水体自净能力和生态健康状况的关键指标；而 pH 亦多受碳酸盐缓冲体系、气象条件及水体生物过程影响。与 COD、NH_3-N、TP 等典型人为污染因子相比，DO 和 pH 通常代表水体的自然水文—气象和内源生物化学特征。近年来的水环境源解析研究中，当主成分以 DO、pH 等环境背景性指标为主导，且与营养盐、有机污染等外源负荷相对独立时，往往被归类为气象因子或自然环境因子。因此，本研究将 PC3 定义为自然因子[45]。

第四主成分（PC4）的特征值为 1.103，方差贡献率为 7.352%，主要载荷变量是 TP。岱海流域位于典型农牧交错区，周边农田施肥及面源径流是外源磷输入的重要来源之一，降雨冲刷易将土壤及肥料中的颗粒态与溶解态磷携带入湖，使总磷成为反映农业活动强度的关键指标[46]；同时，岱海流域近年的综合治理工作中也将削减流域面源氮磷负荷作为水生态修复的重要内容，表明农业及面源污染是岱海水质的关键压力源之一。因此，将 PC4 解释为以农业种植活动引起的磷营养盐输入为主导的负荷因子，在后文中简称为农业种植因子。

第五主成分（PC5）的特征值为 1.032，方差贡献率为 6.878%，主要载荷变量是 COD_{Cr}，COD_{Cr} 则表

明该主成分可能与当地城镇污水处理厂尾水的排入和农村畜禽养殖有关[47]。目前，凉城县城镇污水处理厂进行了提标改造，污水收集率已达到 90%，岱海周边每天大约有 7000 吨污水输送到鸿茅镇污水处理厂，且出水水质由一级 B 提升至一级 A。经过处理后，尾水全部由电厂回用，实现零排放。故将因子 PC5 视为以畜禽养殖为主导的有机负荷因子，在后文中简称为畜禽养殖因子。

表 3 方差最大化旋转后各水质指标因子分析结果

Tab.3 Factor Analysis Results of Water Quality Indicators after Varimax Rotation

水质指标	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
DO	-0.033	0.076	**0.911**	0.120	0.008
pH	-0.093	0.044	**0.907**	-0.164	0.044
ORP	0.491	-0.128	-0.616	0.006	0.201
Cond	0.167	**0.658**	0.289	0.149	0.199
Sal	0.174	**0.713**	0.422	0.205	0.224
TDS	**0.946**	0.112	0.014	-0.027	0.045
TN	-0.483	**0.689**	-0.086	0.283	-0.051
NH_3-N	**0.902**	-0.101	-0.153	-0.213	-0.019
NO_3-N	-0.099	**0.801**	0.076	-0.196	0.033
NO_2-N	-0.051	**0.728**	-0.153	-0.243	-0.051
TP	-0.23	-0.124	0.047	**0.786**	0.109
COD_{Cr}	-0.071	0.164	-0.068	0.06	**0.877**
Chla	0.58	-0.02	-0.072	0.138	-0.132
特征值	3.878	3.316	1.653	1.103	1.032
贡献率（%）	25.854	22.107	11.022	7.352	6.878
累计贡献率（%）	25.854	47.961	58.983	66.335	73.212

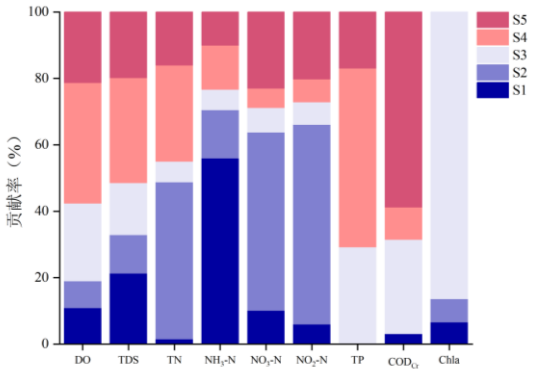


图 7 PMF 模型中岱海各污染源贡献率

Fig.7 Contribution Rate of Each Pollution Source in Daihai in the PMF Model

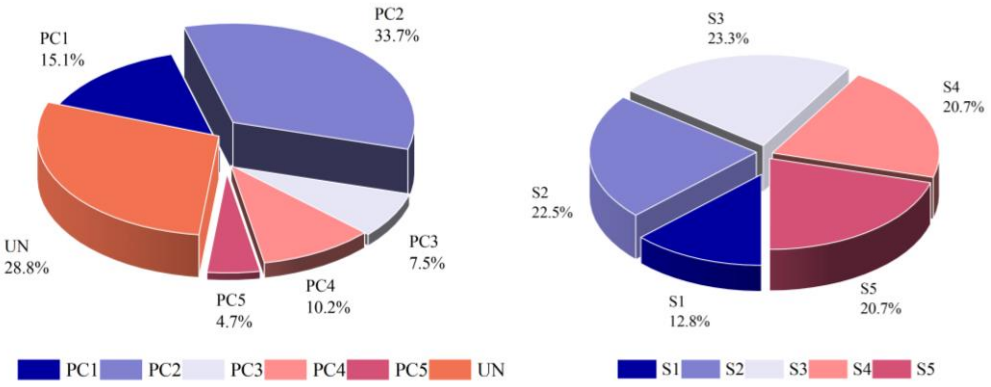
2.4.2 PMF 模型溯源 PMF 模型的基本前提是各输入变量在不同污染源之间近似满足质量守恒和线性可加性，因此本研究主要选取 TN、TP、NH_3-N 等具有明确质量意义的营养盐和有机物指标作为输入变量。相比之下，pH、ORP、Cond 等理化和综合性指标更多反映水体的综合环境状态或过程响应，难以拆分

为各污染源的线性质量贡献，故未输入 PMF 模型[0]。本研究在 PMF 模型中使用剩余参数来识别影响湖泊水质的污染源。因子数分别设置为 3～6 个，每种因子数均进行 50 次迭代运算，对比不同因子数下模型计算 Q 值（Q_true）与理论 Q 值（Q_theo）的接近程度（控制在理论值的 85%～115%之间），并检验标准残差基本分布在-3～3 之间且近似服从正态分布，据此作为模型拟合优度和因子数合理性的判据。综合上述指标，最终选取 5 因子方案作为本研究的最优结果，PMF 模型各污染源贡献率占比如图 7 所示。

S1 对 NH_3-N 的贡献率为 56%，与 PC1 类似，故 S1 可以代表生活污水因子。S2 对 TN、NO_3-N 和 NO_2-N 的贡献率分别为 47.3%、53.7%和 60.1%，与代表地表径流污染的 PC2 相似。S3 对 Chla、TP 和 COD_{Cr} 的贡献率为 86.4%、29.2%和 28.4%，这可能是由于磷的积累、二氧化碳的消耗、pH 值的升高和藻类多糖的分泌刺激了浮游植物的生长，因此 S3 定义为以浮游植物生长及相关内源过程为主导的藻类内源因子[错误!未找到引用源.]。S4 对 TP 的贡献率为 53.9%，与 PC4 类似，故 S4 定义为种农业种植因子。S5 对 COD_{Cr} 的贡献率为 58.8%，占总贡献率的 20.67%。结果与上文得到的 PC5 相似，说明 S5 可以代表畜禽养殖因子。

2.4.3 APCS-MLR 与 PMF 模型分析结果比较 APCS-MLR 模型和 PMF 模型分别使用 13 个水质指标和 9 个水质指标对本研究的湖泊污染源进行评价。变量间的差异可能导致其在模型中的结果难以直接比较。然而，使用更多的变量可以更客观地在受体模型中识别污染来源，因此尽管在 APCS-MLR 模型中排除指标可以方便模型比较，仍然保留 pH、Cond、ORP 等指标。此外与水中其他化学参数相比，它们对污染源识别的影响可能有限且很少受到关注，因此在本研究中对两种模型进行不同变量的比较是可以接受的[50]。

模型的结果如图 8 所示。APCS-MLR 模型解析出六类源，湖泊污染贡献率占比为地表径流因子（33.7%）>未知源（28.8%）>生活污水因子（15.1%）>农业种植因子（10.2%）>自然因子（7.5%）>畜禽养殖因子（4.7%）；PMF 模型解析出五类源，湖泊污染贡献率占比为生活污水因子（23.5%）>藻类内源因子（22.5%）>畜禽养殖因子（20.1%）>地表径流因子（19.6%）>农业种植因子（14.4%）。PMF 与 APCS-MLR 的解析结果呈现显著一致性，表明两种方法对潜在污染源的贡献率估算具有协同验证性，进一步证实了外源输入对岱海水质变异的主导作用。



（a）APCS-MLR 模型　　（b）PMF 模型

图 8 APCS-MLR 模型和 PMF 模型湖泊各污染源平均贡献率

Fig.8 Average contribution rates of various pollution sources in the lake based on the APCS-MLR and PMF models

为了了解和评估 APCS-MLR 和 PMF 模型的适用性，选择了判断系数 R^2 和预测值与原始值之比 E/O 值来评估预测值的拟合程度。根据研究[0]，当 $R^2>0.6$，E/O 值接近 1.0 时，来源分配结果更可靠。在 APCS-MLR 模型中，R^2 的平均值为 0.731，E/O 值为 0.821~2.177；在 PMF 模型中，R^2 的平均值为 0.776，E/O 值为 0.996~1.018。总体来看，两种模型的拟合系数均大于 0.6，表明所得源贡献估算具有一定可信度；但相较于 APCS-MLR，PMF 的 E/O 更接近 1.0，污染源类型划分更为清晰。因此，在本研究条件下，PMF

在污染源识别和定量贡献估算方面略优于 APCS-MLR，两种方法的联合应用对岱海主要污染来源及外源输入与内源过程共同驱动的复合污染特征形成了相互印证。

在典型湖泊案例中，洱海溯源结果表明[0]，农田面源、畜禽养殖和生活污水是水体营养盐的主要外源来源；太湖的相关研究则显示[0]，在高营养盐背景且外源负荷得到一定控制的条件下，藻类生长和内源释放在总负荷中占据了较大比例。与这些湖泊相似，岱海也表现出以农业和生活源贡献占优势，藻类内源过程相对贡献较高的复合污染格局，但由于叠加了高盐、高碱以及水位持续下降等特殊背景，外源输入与内源过程的耦合作用更加显著，在一定程度上体现出半干旱区封闭咸水湖泊在污染机理上的特殊性。综合两模型结果，岱海治理应优先控制近岸生活污水与农业径流输入，并同步关注内源负荷与藻类过程，采取外源控源与内源削减协同策略。

3 结论

（1）PCA/FA 降维分析表明，COD_{Cr}、TN、TP、DO 和 Sal 为表征岱海水质变化的关键指标。2020-2024 年岱海水质监测显示，岱海 COD_{Cr}、TN、TP、DO 和 Sal 等关键指标整体处于较高水平并呈显著时空差异，其中 COD_{Cr} 与 Sal 表现为年际升高特征，TN 长期处于较高水平并伴随波动，TP 在研究期内有所下降但仍维持在较高水平，DO 具有明显季节差异。

（2）基于 WQI 与 HCA 的综合评价与分区结果显示，岱海整体水质处于中等等级，空间上可划分为三类典型区：湖心强污染沉降区（WQI 均值 55.64）、西南部污染输移活跃区（WQI 均值 57.01）与东部生态屏障区（WQI 均值 58.37），呈现出稳定的空间分异格局。

（3）采用 APCS-MLR 与 PMF 模型定量分析岱海各污染因子的贡献率，拟合结果（E/O 和 R^2）表明，PMF 模型更符合岱海湖的污染特征。岱海污染源呈现典型的外源—内源复合结构，外源污染占比达 77.5%（生活污水因子 23.5%、畜禽养殖因子 20.1%、地表径流因子 19.6%、农业种植因子 14.4%），内源过程贡献 22.5%（藻类内源因子）。研究结果揭示了岱海污染的多源复合特征，为岱海及半干旱区同类湖泊的水环境精准治理提供科学依据。

4 参考文献

[1] 王苏民,窦鸿身.中国湖泊志.北京：科学出版社,1998

[2] Sun YW, Zhang RQ, Ma RP, et al. Distribution, sources, and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of Daihai Lake in Inner Mongolia, China. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 28: 23123-23132.

[3]刘柏君,夏军,黄生志等.岱海湖水位对气候要素与土地利用的响应.水资源保护,2022,38(6):64-70.
Liu B J, Xia J, Huang S Z, et al. Response of water level of Daihai Lake to climate factors and land use. Water Resources Protection, 2022, 38(6): 64-70.

[4] 杨腾腾,吴挺峰,嵇晓燕等.强人类活动下半干旱地区湖泊水资源损失过程重建——以岱海为例. 湖泊科学,2022,34(6):2125-2141. Yang T T, Wu T F, Ji X Y, et al. Reconstruction of water resources loss process of lakes in semi-arid regions under strong human activities: A case study of Daihai Lake. Journal of Lake Sciences, 2022, 34(6): 2125-2141.

[5]周云凯,姜加虎,黄群等.内蒙古岱海水质咸化过程分析．干旱区资源与环境,2008,22(12) : 51-55Zhou Y K, Jiang J H, Huang Q, et al. Analysis of the salinization process of water quality in Daihai Lake, Inner Mongolia. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2008, 22(12): 51-55.

[6]赵斌,蔡庆华,刘瑞秋,等.岱海水质咸化过程中若干生态因子的变化．水生生物学报,2000,24(5) : 502-508．Zhao B, Cai Q H, Liu R Q, et al. Changes of several ecological factors during the salinization process of Daihai Lake. Acta Hydrobiologica Sinica, 2000, 24(5): 502-508.

[7]赵斌,蔡庆华,黎道丰等.岱海水质咸化过程中营养状况的变化．水生生物学报,2000,24(5) : 509-513．Zhao B, Cai Q H, Li D F, et al. Changes of trophic status during the salinization process of Daihai Lake. Acta Hydrobiologica Sinica, 2000, 24(5): 509-513.

[8]吕昌伟,何江,毛海芳等．乌梁素海和岱海的水-沉积物系统中有机磷分布特征．农业环境科学学报,2010,29(3): 541-545．Lü C W, He J, Mao H F, et al. Distribution characteristics of organic phosphorus in the water-sediment system of Wuliangsuhai Lake and Daihai Lake. Journal of Agro-Environment Science, 2010, 29(3): 541-545.

[9]何江,孙英,吕昌伟,等．岱海表层沉积物中内源磷的释放．生态学报,2010,30(2) : 389-398．He J, Sun Y, Lü C W, et al. Release of endogenous phosphorus from surface sediments in Daihai Lake. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(2): 389-398.

[10\王世欢, 史小红, 赵胜男等. 寒旱区高盐湖泊溶解性有机质的光学特征及来源解析. 环境科学, 2024, 45(11): 6574-6582.Wang S H, Shi X H, Zhao S N, Tao Y L, Sun B, Feng W Y, Zhang S. Optical characteristics and source analysis of dissolved organic matter in high-salinity lakes in cold and arid regions. Environmental Science, 2024, 45(11): 6574-6582.

[11]高静涪, 汤世科, 刘文理等. 不同类型湖泊 DOM 光谱特征及来源的季节性变化. 环境科学, 2025, 46(4): 2154-2164.Gao J T, Tang S K, Liu W L, Yu F P, Zhang P, Li W P. Seasonal variations in spectral characteristics and sources of dissolved organic matter in different types of lakes. Environmental Science, 2025, 46(4): 2154-2164.

[12]Gao S, Shrestha S, Zhang P, et al. Watershed hydrology and mathematical models: A comprehensive review. Eng, 2025, 6(6): 129.

[13]赖锡军.2019.流域水环境过程综合模拟研究进展.地理科学进展,38(8):1123-1135.LaiXJ.2019.Areviewofintegrated water quality modeling for a watershed. Progress in Geography, 38(8): 1123-1135. DOI: 10.18306/dlkxjz.2019.08.002

[14\马文娟, 刘丹妮, 杨芳等. 水环境中污染物同位素溯源的研究进展. 环境工程技术学报, 2020, 10(2): 242-250. MA Wenjuan, LIU Danni, YANG Fang, WANG Heli, WANG Xihuan, LI Chongwei, LIAO Haiqing. Research progress in isotope methods for tracing contaminants in water environment. Journal of Environmental Engineering Technology, 2020, 10(2): 242-250. DOI: 10.12153/j.issn.1674-991X.20190081

[15]Hou X, Gao W, Zhang M, et al. Source apportionment of water pollutants in Poyang Lake Basin in China using absolute principal component score – multiple linear regression model combined with land-use parameters. Frontiers in Environmental Science, 2022, 10: 924350.

[16]Zhang L, Zhang J, Li Y, et al. Pollution source apportionment of river tributary based on PMF receptor model. Water, 2023, 15(1): 7.

[17]Zhang X, Wang L, Feng S, et al. Application evaluation of APCS-MLR and PMF in source apportionment of heavy metals in farmland soil. Journal of Soils and Sediments, 2025, 25: 3360 – 3368.

[18]Lv H, Lu Z, Fu G, et al. Pollution characteristics and quantitative source apportionment of heavy metals within a zinc smelting site by GIS-based PMF and APCS-MLR models. Journal of Environmental Sciences, 2024, 144: 100 – 112.

[19]张玲凤,于婵,陈坤娇等.2020 年岱海水环境质量评价与分析. 内蒙古水利,2021(12):7-9

[20]梁旭,刘华民,纪美辰等.北方半干旱区土地利用/覆被变 化对湖泊水质的影响：以岱海流域为例(2000-2018 年). 湖泊科学,2021,33(3):727-738Liang X, Liu H M, Ji M C, et al. Impact of land use/cover change on lake water quality in the semi-arid region of Northern China: A case study of Daihai Lake Basin (2000-2018). Journal of Lake Sciences, 2021, 33(3): 727-738.

[21]赵丽, 陈俊伊, 姜霞等. 岱海水体氮、磷时空分布特征及其差异性分析. 环境科学, 2020, 41(4): 1676-1683.
Zhao L, Chen J Y, Jiang X, Zheng S F, Wang S H. Spatiotemporal distribution characteristics and differences of nitrogen and phosphorus in Daihai Lake. Environmental Science, 2020, 41(4): 1676-1683.

[22]国家环境保护总局.地表水环境质量标准. 北京：中国环境科学出版社,2002．

[23]Koçer M A T, Sevgili H. Parameters selection for water quality index in the assessment of the environmental impacts of land-based trout farms . Ecological Indicators, 2014, 36: 672-681.

[24]赵爽,倪兆奎,黄冬凌,等. 基于 WQI 法的鄱阳湖水质演变趋势及驱动因素研究. 环境科学学报,2020, 40(1): 179-187.Zhao S, Ni Z K, Huang D L, et al. Water quality evolution trend and driving factors of Lake Poyang based on WQI method. Acta Scientiae Circumstantiae, 2020, 40(1): 179-187.

[25]Pesce S F, Wunderlin D A. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquía river. Water Research, 2000, 34(11): 2915-2926.

[26]Mehmet Ali Turan Koçer, Hüseyin Sevgili. Parameters selection for water quality index in the assessment of the environmental impacts of land-based trout farms. Ecological Indicators, 2014(36):672-681.

[27]Shen Q S, Friese K, Gao Q, et al. Status and changes of water quality in typical near-city zones of three East African Great Lakes in Tanzania. Environmental Science and Pollution Research,2022,29(23):34105-34118
[28]Wu Z S, Cai Y J. Zhang L, et al. Spatial and temporal heterogeneities in water quality and their potential drivers in Lake Poyang (China) from 2009 to 2015. Limnologica, 2018, 69: 115-124.
[29Xu H S, Xu Z X, Wu W, et al. Assessment and spatiotemporal variation analysis of water quality in the Zhangweinan River basin, China. Procedia Environmental Sciences, 2012, 13: 1641-1652.
[30] Duan W, He B, Nover D. Water quality assessment and contamination source identification of the eastern Poyang Lake Basin using multivariate statistical methods . Sustainability, 2016, 8(2): 133-148.
[31]Kaiser HF. An index of factorial simplicity . Psychometrika, 1974, 39(1): 31-36.
[32]Helena B, Pardo R, Vega M, et al. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis . Water Res, 2000, 34: 807-816.
[33]Wang H, An J, Cheng M, Shen L, Zhu B, Li Y, Wang Y, Duan Q, Sullivan A, Xia L. One year online measurements of water-soluble ions at the industrially polluted town of Nanjing, China: sources, seasonal and diurnal variations . Chemosphere, 2016, 148: 526-536.
[34]Gholizadeh HM, Melesse MA, Reddi L. Water quality assessment and apportionment of contamination sources using APCS-MLR and PMF receptor modeling techniques in three major rivers of South Florida . Sci Total Environ, 2016, 566-567: 1552-1567.
[35]Norris G A, Duvall R, Brown S, Bai S. EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals and User Guide [R]. 2014.
[36]张 姚,吴 铎,张 欢,等.不同时间尺度青海湖沉积物总有机碳对气候变化的敏感性. 湖泊科学, 2019,31(5):1468-1478.Zhang Y, Wu D, Zhang H, et al. Sensitivity of sediment total organic carbon to climate change at different time scales in Lake Qinghai. Journal of Lake Sciences, 2019, 31(5): 1468-1478.
[37]GAO L, SHANGGUAN Y, SUN Z, et al. Estimation of Non-Optically Active Water Quality Parameters in Zhejiang Province Based on Machine Learning. Remote Sensing, 2024, 16(3): 514.
[38]梁旭, 刘华民, 纪美辰等, 北方半干旱区土地利用/覆被变化对湖泊水质的影响: 以岱海流域为例(2000—2018 年). 湖泊科学, 2021, 33(3): 727-736. DOI: 10.18307/2021.0309. Liang Xu, Liu Huamin, Ji Meichen, et al. Effects of land use/cover change on lake water quality in the semi-arid region of northern China: A case study in Lake Daihai Basin (2000-2018). Journal of Lake Sciences, 2021, 33(3): 727-736. DOI: 10.18307/2021.0309.
[39]侯晨丽,李洋,李卫平,等.岱海冰封期与非冰封期氮磷分布及影响因素差异分析.农业环境科学学报,2024,43(7):1590-1598. Hou C L, Li Y, Li W P, et al. Differences in nitrogen and phosphorus distribution and influencing factors between ice-covered and ice-free periods in Daihai Lake. Journal of Agro-Environment Science, 2024, 43(7): 1590-1598.
[40]Miao K, Dai W, Xie Z, et al. Effect of Grass Buffer Strips on Nitrogen and Phosphorus Removal from Paddy Runoff and Its Optimum Widths . Agronomy, 2023, 13 (12): 2980. https://doi.org/10.3390/agronomy13122980.
[41]Pan Y, Zhang Z, Cheng Z, et al. Key controls on nutrient retention efficiency in vegetated buffer strips: A global meta-analysis . Ecological Indicators, 2025, 181: 114373.
[42]杨文焕,张晓学,姚植,等.岱海沉积物营养盐时空分布特征及污染评价.环境科学与技术,2022,45（9）：153-159.Yang W H, Zhang X X, Yao Z, et al. Spatiotemporal distribution characteristics and pollution assessment of nutrients in sediments of Daihai Lake. Environmental Science & Technology, 2022, 45(9): 153-159.
[43]管玉玲.乌梁素海流域面源污染负荷入湖量计算.内蒙古科技与经济,2020（2）:49-52.
[44]张志杰, 温飞, 张亚群等. 区域尺度黄河流域面源污染负荷特征与来源解析. 环境工程, 2022, 40(9): 81-88,142. Zhang Z J, Wen F, Zhang Y Q, Zhou J, Feng A P. Characteristics and source apportionment of non-point source pollution load in the Yellow River Basin at regional scale. Environmental Engineering, 2022, 40(9): 81-88,142.
[45]张文博,余香英,薛弘涛等. 基于 APCS-MLR 模型的九洲江广东段不同水期水质变化特征及污染来源解析. 农业环境科学学报,2024, 43(2): 401-410.Zhang W B, Yu X Y, Xue H T, et al. Characteristics of water quality variation and pollution source apportionment in different hydrological periods in Guangdong section of Jiuzhou River based on APCS-MLR model. Journal of Agro-Environment Science, 2024, 43(2): 401-410.
[46]Liu S, Chen X, Qiu J, et al. Rainfall impacts on nonpoint nitrogen and phosphorus dynamics in an agricultural river draining to Lake

Qiandaohu, China. Journal of Hydrology, 2021, 603: 126889.

[47]LIU J,SUN S K,WU P T,et al.Evaluation of crop production,trade, and consumption from the perspective of water resources:a case study of the Hetao Irrigation District,China,for 1960-2010. Science of the Total Environment,2015,505:1174-1181

[48]Smith J, Doe J. Groundwater pollution source identification and apportionment using PMF and PCA-APCA-MLR receptor models in a typical mixed land-use area in Southwestern China. Science of The Total Environment, 2020, 2020(140383): 123-134.

[49]Swann M M, Cortes A, Forrest A L, et al. Internal phosphorus loading alters nutrient limitation and contributes to cyanobacterial blooms in a polymictic lake. Aquatic Sciences, 2024, 86(1): 46. https://doi.org/10.1007/s00027-024-01045-2

[50]Zhang H, Cheng S, Li H, Fu K, Xu Y. 2020. Groundwater pollution source identification and apportionment using PMF and PCA-APCA-MLR receptor models in a typical mixed land-use area in Southwestern China. Science of the Total Environment, 741: 140383.

[51]Simeonov, V. , Stratis, J.A. , Samara, C. , Zachariadis, G. , Voutsa, D. , Anthemidis, A. ,Sofoniou, M. , Th, K. , 2003. Assessment of the surface water quality in NorthernGreece. Water Res. 37 (17), 4119-4124

[52]李明民，王俊松，和弦,等. 基于主成分分析法和正定矩阵因子分解法的洱海污染源解析. 云南农业大学学报(自然科学), 2025, 40(2): 146−153. DOI: 10.12101/j.issn.1004-390X(n).202405028. LI Mingmin, WANG Junsong, HE Xian, et al. Analysis of Pollution Sources in Erhai Lake Based on Principal Component Analysis and Positive Matrix Factorization. JOURNAL OF YUNNAN AGRICULTURAL UNIVERSITY（Natural Science）, 2025, 40(2): 146-153. DOI: 10.12101/j.issn.1004-390X(n).202405028

[53] CUI K, XING B, LI Y, et al. Source identification and control of eutrophication in large shallow freshwater lakes: A case study of Lake Taihu. Water, 2025, 17(16): 2370.