

李赛赛, 裴绍峰, 赵俐红, 等. 杭州湾及其邻近海域夏季营养盐污染与富营养化评价[J]. 海洋地质前沿, 2024, 40(6): 39-52.

LI Saisai, PEI Shaofeng, ZHAO Lihong, et al. Assessment of nutrient pollution and eutrophication in Hangzhou Bay and its adjacent waters in summer[J]. Marine Geology Frontiers, 2024, 40(6): 39-52.

杭州湾及其邻近海域夏季营养盐污染与富营养化评价

李赛赛^{1,2,3}, 裴绍峰^{2,3,4*}, 赵俐红¹, 朱志强^{2,3}, 廖名稳^{2,3}, 段云莹^{2,3}

(1 山东科技大学地球科学与工程学院, 青岛 266590; 2 青岛海洋地质研究所生态地质与气候变化实验室, 青岛 266237; 3 中国地质调查局滨海湿地生物地质重点实验室, 青岛 266237; 4 青岛海洋科技中心海洋地质过程与环境功能实验室, 青岛 266061)

摘要:基于 2022 年夏季对杭州湾及其邻近海域的生态环境调查数据,采用单因子污染指数法、营养盐结构和限制性分析与富营养化状态指数法分别对该区表层营养盐和有机污染特征进行系统研究,对其富营养化状况进行系统评价,并通过 Pearson 相关性统计分析初步探讨了营养盐污染对浮游植物生长的影响以及水域富营养化的控制因素。结果表明,该区氮(N)、磷(P)污染较为严重,溶解无机氮(DIN)和溶解无机磷(DIP)含量超过国家第Ⅲ类海水水质标准的站位数量占比分别为 55% 和 80%;海水表层 N/P 和 Si/P 比值失衡,分别有 20% 和 5% 的站位水体浮游植物生长存在 P 和 Si 潜在限制。调查区叶绿素 a (Chl a) 含量主要受水体透明度的影响,呈现东部高于西部、湾外高于湾内的空间分布特征;其中,湾外东部水域 Chl a 含量较高,表明藻类细胞密度较大,存在暴发赤潮的风险。化学耗氧量(COD)的调查结果表明,该区总体有机污染并不显著,95% 的站位符合国家第Ⅲ类水质标准。富营养化评价结果表明,该区 90% 的站位处于富营养化状态,其中 40% 的站位为重度富营养化;富营养化因子对 E 值的贡献排序为 COD>DIN>DIP。初步研究表明,杭州湾及其邻近海域存在 N、P 营养盐污染,水体的富营养化问题值得关注并有待开展后续研究。

关键词:杭州湾; 营养盐; 富营养化; 浮游植物; 影响因素

中图分类号: P734; P736 文献标识码: A DOI: 10.16028/j.1009-2722.2023.086

0 引言

近几十年来,随着经济快速发展和城市化持续推进,人类向近海排放大量氮^[1-2]、磷等营养盐和有机污染物,改变了近海水域的生态平衡,进而引发了富营养化以及衍生的缺氧、赤潮暴发等一系列生态环境问题^[3-4]。2021 年《中国海洋生态环境状况

公报》数据^[5]显示,中国管辖海域富营养化状态的海域面积达到 $3.01 \times 10^5 \text{ km}^2$ 。其中,轻度、中度和重度富营养化面积分别占总面积的 35.23%、22.07% 和 42.96%,遍及中国四大海域,其中又以东海杭州湾及其周边海域富营养化程度较为严重^[6]。

杭州湾地区位于东海西北部、长江三角洲南翼,北邻上海市,南抵宁波市,西接钱塘江,东穿舟山群岛与位于东海的舟山渔场相连,南北两岸依次分布嘉兴、杭州、绍兴、宁波和舟山 5 个城市,是中国城市化和工业化程度最高的地区之一。杭州湾东部紧邻东海陆架环流体系,夏季来自北部的苏北沿岸流与北上的台湾暖流、浙闽沿岸流在湾口以东交汇,周边水文环境条件十分复杂^[7-8]。杭州湾毗邻长江口,常年受长江径流影响;2016 年《上海市海洋环境质量公报》数据^[9]显示,长江全年径流量(含黄浦江)

收稿日期: 2023-03-23

资助项目: 国家自然科学基金(42376203、41306175); 中国科学院海洋地质与环境重点实验室开放基金(MGE2021KG12); 崂山实验室科技创新项目(LSKJ202204400); 中国地质调查局项目(DD20221724)

第一作者: 李赛赛(1995—),男,硕士,主要从事海洋生态学方面的研究工作。E-mail: 1877473755@qq.com

* 通讯作者: 裴绍峰(1981—),男,博士,研究员,主要从事海洋生态学方面的研究工作。E-mail: peishaofeng@gmail.com

约 $1.1 \times 10^{12} \text{ m}^3$, 全年输送化学耗氧量(COD)、总氮(N)、总磷(P)入海量分别为 6.92×10^6 、 2.24×10^6 、 $1.07 \times 10^5 \text{ t}$, 对杭州湾生态环境健康产生巨大压力。另外, 钱塘江、曹娥江^[10]和甬江^[11]等杭州湾周边主要河流年入海径流量为 $3.82 \times 10^{10} \text{ m}^3$, 每年也向杭州湾输入大量污染物^[12-13]。

自20世纪80年代以来, 杭州湾周边城市化和工业化的快速发展, 导致该区域的无机和有机污染物排放负荷远远超过环境的自我调节能力, 使杭州湾地区面临严峻的富营养化问题^[14-16]。章守宇等^[17]认为, COD是导致杭州湾富营养化的主要因子; 而秦铭俐等^[18]研究发现, 杭州湾富营养化主导因子由COD转变为DIN, COD居于次要地位; 高生泉等^[19]研究认为, 杭州湾全年处于富营养化状态, 高N/P比值是其重要的特征。以往研究多集中于对杭州湾及其邻近海域营养盐季节变化和富营养化因子的分析^[18-22], 而对该区域营养盐比例结构、营养盐限制情况下对浮游植物的生态效应、营养盐来源及其与浮游植物的相互作用等因素的分析和探讨

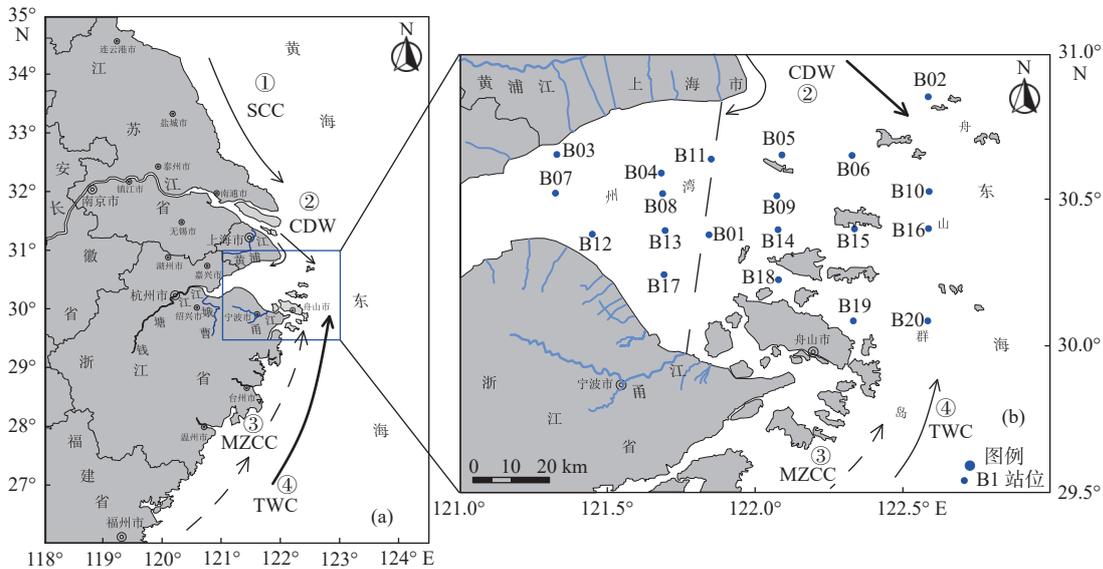
相对缺乏。

本文基于2022年的现场调查, 对杭州湾夏季营养盐空间分布特征、营养盐比例结构和营养盐限制情况下生态效应进行分析和探讨, 以为杭州湾海洋生态环境保护和污染治理提供数据支撑和理论参考。

1 调查区域和研究方法

1.1 调查区域、样品采集和分析方法

2022年8月搭乘青岛海洋地质研究所科研航次在杭州湾及其邻近海域开展走航调查, 调查区范围为 $30.08^\circ\text{--}30.85^\circ\text{N}$ 、 $121.32^\circ\text{--}122.59^\circ\text{E}$ (图1)。为更好地分析相关数据, 将研究区域以上海浦东新区芦潮港与宁波镇海区外游山连线^[23-25]划分为杭州湾内和湾外两个部分, 共布设20个调查站位, 其中, 湾内和湾外分别布设8和12个调查站位。



① SCC(苏北沿岸流); ② CDW(长江冲淡水); ③ MZCC(闽浙沿岸流); ④ TWC(台湾暖流)

图1 调查区位置、夏季东部沿海流分布示意图(a)与调查站位分布(b)

Fig.1 Location of the study area and distribution of the eastern coastal current in summer (a) and deployment of the stations (b)

本调查依据《海洋监测规范》第3部分中对样品运输、保存的要求^[26]开展样品采集和保存工作。在预定站位使用卡盖式采水器获取表层海水样品, 水样经Whatman GF/F滤膜(预先经450℃高温灼烧6h)过滤后转入高密度聚乙烯瓶(预先用1:10盐酸浸泡24h后洗净烘干); 过滤水样和滤膜分别置于冰柜冷冻保存, 待后期实验室内分析5项营养盐

和叶绿素含量。同时, 对取样站位的天气状况和表层海水的温度(T)、盐度(S)、pH值、悬浮颗粒物(SPM)、透明度等各项水文参数进行实测和记录。另取部分表层原始水样冷冻保存以用于后期COD的测定。

营养盐样品使用荷兰制造的Skalar San++营养盐流动分析仪测定, 根据PEI等^[27-28]使用的方法,

铵盐(NH₄-N)以靛酚蓝法测定,亚硝酸盐(NO₂-N)以重氮偶氮法测定,硝酸盐(NO₃-N)以铜-镉还原法测定,磷酸盐(PO₄-P)以磷钼蓝法测定,硅酸盐(SiO₃-Si)使用硅钼蓝法测定。NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、PO₄-P 和 SiO₃-Si 检出限分别为 0.04、0.02、0.02、0.02、0.03 μmol/L^[29]。溶解无机氮(DIN)=NH₄-N+NO₂-N+NO₃-N。COD 使用碱性高锰酸钾法测定^[30]。

叶绿素(Chl *a*)测试参照《海洋调查规范》(GB/T 12763—2007)第 6 部分海洋生物调查^[31]的相关要求,通过分光光度法进行测试。

1.2 数据分析和评价方法

1.2.1 单因子污染指数法

单因子污染指数法^[32]作为海水水质标准常用的评价方法,通过评价标准对水质指标进行逐项分析评价,可以清晰地判断出水样与评价标准的比值关系,简单明了地反映水体的污染状况。其公式如下:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \quad (1)$$

式中: P_i 为 i 类水质样本作为参数对应 i 类水质标准的污染指数;

C_i 为 i 类水质样本的实测浓度, mg/L;

S_i 为 i 类水质要求中的标准值, mg/L。

本文主要用该方法研究调查海域 COD 的污染问题,结合《海水水质标准 [GB 3097—1997]》^[33] 中海水 I、II、III 和 IV 类水质要求进行评价。I、II、III 和 IV 类水质标准 COD 含量分别为 2、3、4、5 mg/L。当 $P_i > 1$ 时,视为超出 i 类水质标准, P_i 值越大,表示 COD 的污染越严重;当 $P_i \leq 1$ 时,则水体符合 i 类水质标准要求。

1.2.2 营养盐结构和限制因素评价

海洋中浮游植物对海水中营养盐的吸收具有一定的比例,该比例可用 Redfield 比值^[34]描述,即 C:N:P 约为 106:16:1;而海洋中常见的硅藻对营养盐比例需求一般为 Si:N:P=16:16:1^[35]。当海水中营养盐比例偏离 Redfield 比值时,则可能会限制浮游植物的生长,进而有可能改变其群落结构^[36-37]。

为深入研究调查区的营养盐限制状况,根据 JUSTIC 等^[38]和 DORTCH 等^[39]总结的浮游植物吸收营养盐的化学计量关系对调查区不同营养盐的绝对限制和潜在限制情况作出判断,具体评价标准见表 1。

表 1 营养盐限制评价标准

绝对限制	阈值评价标准	潜在限制	比值评价标准
N绝对限制	DIN < 1 μmol/L	N潜在限制	DIN/P < 10, Si/DIN > 1
P绝对限制	P < 0.03 μmol/L	P潜在限制	DIN/P > 22, Si/P > 22
Si绝对限制	Si < 2 μmol/L(硅藻)	Si潜在限制	Si/P < 10, Si/DIN < 1

1.2.3 富营养化指数法

水体的富营养化通常是由水体中无机和有机营养物质超标,进而引发水质污染的现象。因其形成机理十分复杂,难以用单一的物理、化学和生物指标来衡量。因此,在水体富营养化评价中需要综合考虑多种因素。目前,多采用邹景忠等^[40]提出的富营养化指数法(E 值法)对水体富营养化程度做出评价,其计算公式如下:

$$E = \frac{\text{COD} \times \text{DIN} \times \text{DIP}}{4500} \times 10^6 \quad (2)$$

式中: COD 为水样化学需氧量, mg/L;

DIN 为水样溶解无机氮, mg/L;

DIP 为水样活性磷酸盐(PO₄-P), mg/L;

E 值为富营养化指数。

当 $E \geq 1$ 时,即为水体富营养化, E 值越大,水体富营养化程度就越高。富营养化指数分级见表 2。

表 2 富营养化指数分级^[41]

富营养化	非富营养化	轻度富营养化	中度富营养化	重度富营养化
E	$E < 1$	$1 < E \leq 3$	$3 < E \leq 9$	$E > 9$

为更好地分析 COD 与 DIN、DIP 对富营养化的贡献率,将公式(2)变形后取以 10 为底数的对数,表示为公式(3)^[42]:

$$\lg 4500E = \lg 100C_{\text{COD}} + \lg 100C_{\text{DIN}} + \lg 100C_{\text{DIP}} \quad (3)$$

COD 对 E 值贡献率的计算公式为:

$$E_{\text{COD}}(\%) = \frac{\lg 100C_{\text{COD}}}{\lg 4500E} \times 100\% \quad (4)$$

DIN、DIP 对 E 值的贡献率参考 COD 的贡献率计算公式。

2 结果

2.1 营养盐分布特征

调查区表层海水营养盐含量的空间分布如图 2 所示,具体数值范围见表 3。水体 NO₃-N 浓度范围

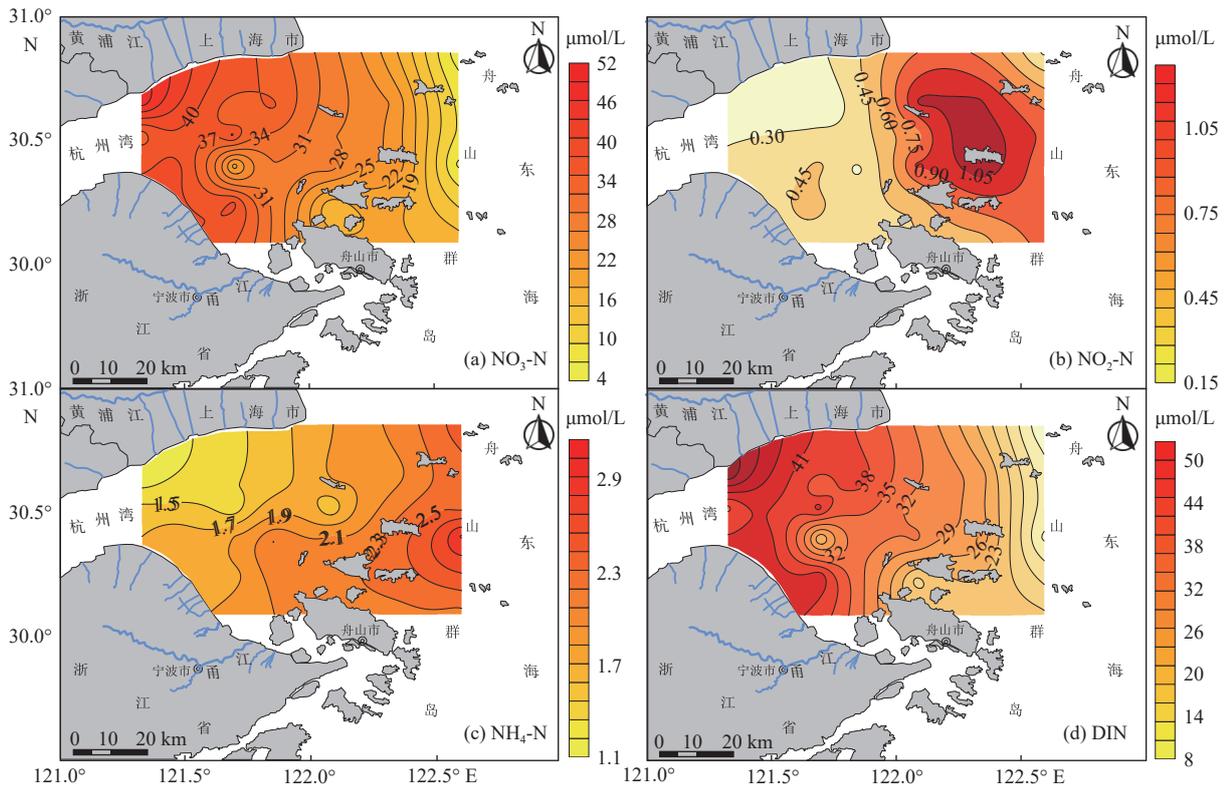


图2 调查区表层海水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 与 DIN 分布特征

Fig.2 Distribution characteristics of surface $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, and DIN, in the study area

表3 调查区表层 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、DIN、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 数据统计

Table 3 Statistics of $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, DIN, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{SiO}_3\text{-Si}$ in the study area

调查区	站位数	数据项	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	DIN	$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{SiO}_3\text{-Si}$
调查区	20	变化范围	0.50~44.82	44.47~45.36	28.55~41.92	7.45~17.92	0.57~2.62	7.62~64.59
		平均值±标准差	10.87±12.03	49.27±4.24	35.66±3.04	15.08±2.92	1.66±0.59	41.85±16.01
杭州湾内	8	变化范围	4.84~44.82	0.44~0.51	0.32~0.39	0.16~0.18	1.77~2.62	44.65~64.59
		平均值±标准差	21.73±12.71	0.47±0.02	0.36±0.02	0.17±0.01	2.14±0.22	54.53±4.97
杭州湾外	12	变化范围	0.50~9.38	0.45~0.61	0.29~0.42	0.07~0.17	0.57~1.84	7.62~49.31
		平均值±标准差	3.63±2.45	0.51±0.05	0.36±0.04	0.14±0.03	1.30±0.43	32.56±13.60

为 5.18~50.87 $\mu\text{mol/L}$, 最高浓度是最低浓度的 9.8 倍, 平均值为 $(27.13 \pm 12.39) \mu\text{mol/L}$ 。其中, 湾内水体 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量为 30.92~50.87 $\mu\text{mol/L}$, 平均值为 $(38.94 \pm 6.04) \mu\text{mol/L}$, 是湾外 $\text{NO}_3\text{-N}$ 平均含量的 2.02 倍。整个调查区水体 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量呈现出西部高于东部、近岸高于远海的空间分布趋势, 高值区位于杭州湾南北两岸和钱塘江口附近。

海水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 含量变化范围为 0.17~1.17 $\mu\text{mol/L}$, 平均值为 $(0.58 \pm 0.32) \mu\text{mol/L}$ 。其中, 湾外海水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 为 0.28~1.17 $\mu\text{mol/L}$, 平均值为 $(0.76 \pm 0.28) \mu\text{mol/L}$, 是湾内平均含量的 8.4 倍。水体 $\text{NH}_4\text{-N}$ 变化范围为 1.13~3.12 $\mu\text{mol/L}$, 平均值为 $(2.0 \pm 0.48) \mu\text{mol/L}$ 。其中, 湾外水体 $\text{NH}_4\text{-N}$ 含量为 1.57~3.12

$\mu\text{mol/L}$, 平均值为 $(2.12 \pm 0.33) \mu\text{mol/L}$, 是湾内的 1.29 倍。 $\text{NO}_2\text{-N}$ 环绕衢山岛形成高值区, 含量 $> 1.05 \mu\text{mol/L}$; $\text{NH}_4\text{-N}$ 的高值区位于衢山岛以东的海域, 含量 $> 2.5 \mu\text{mol/L}$ 。两者均呈现出远海高于近岸的分布特征。

DIN 为 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 之和, 水体 DIN 浓度变化范围为 8.07~52.06 $\mu\text{mol/L}$, 最高浓度是最低浓度的 6.5 倍, 平均值为 $(29.72 \pm 6.25) \mu\text{mol/L}$ 。湾内水体 DIN 含量为 33.50~52.16 $\mu\text{mol/L}$, 平均值为 $(40.90 \pm 5.81) \mu\text{mol/L}$, 是湾外的 1.84 倍。从 DIN 构成组分来看, $\text{NO}_3\text{-N}$ 占比达到 85%~95%, 成为 DIN 的主要组分。DIN 空间分布特征和等值线的走向与 $\text{NO}_3\text{-N}$ 高度相似, 这与尹艳娥等^[43]、李潇

等^[44]的研究结论基本一致。

调查区表层海水 PO₄-P 与 SiO₃-Si 浓度空间分布显示(图 3), 水体 PO₄-P 含量为 0.57~2.62 μmol/L, 平均值为(1.66±0.59)μmol/L; 其中, 湾内水体 PO₄-P 含量为 1.77~2.62 μmol/L, 平均值为(2.14±0.22) μmol/L; 是湾外的 1.14 倍。PO₄-P 高值区位于杭州湾南北两岸和钱塘江口附近, 低值区位于湾外东北部嵎泗列岛附近海域, 在整个研究区呈现出西部高于东部, 近岸高于远海的分布特征。

水体 SiO₃-Si 含量为 7.62~64.59 μmol/L, 平均为(41.85±16.01)μmol/L。湾内水体 SiO₃-Si 含量为 44.65~64.59 μmol/L, 平均值为(54.53±4.97)μmol/L, 是湾外含量的 1.28 倍。SiO₃-Si 高值区位于钱塘江口和杭州湾南北两岸附近, 低值区位于湾外东部, 在整个研究区呈现出西部高于东部, 近岸高于远海的分布特征。

2.2 营养盐比例失衡及限制状况

调查区表层海水营养盐比值的空间分布状况如图 4 所示, N/P 比值变化范围为 9.07~32.23, 平均值为 18.36±6.02; Si/P 比值变化范围为 6.61~

39.99, 平均为 25.46±6.81。两者均高于浮游植物生长所需的 Redfield 比值, 其最高值分别可超过 Redfield 比值的 2 倍和 2.5 倍。湾内站位 N/P 和 Si/P 平均值均高于湾外, 分别是 Redfield 比值的 1.22 倍和 1.01 倍。从两者空间分布特征来看, 其高值区位于调查海域东北部的嵎泗列岛附近, N/P 比值>30, Si/P 比值>39; 而低值区位于调查海域东南部的中街山列岛附近, N/P 比值<15, Si/P 比值<12。调查区 N/P 和 Si/P 比值总体呈现出东北部>杭州湾内>东南部的分布特征。

Si/N 比值变化范围为 0.73~2.26, 平均值为 1.43±0.36。调查区 95% 的站位表层海水的 Si/N 比值>1, 湾外站位 Si/N 平均值高于湾内, 是湾内的 1.07 倍。Si/N 比值高值区位于舟山-岱山水道之间的 B18 站位, 而低值区位于调查区东部的 B16 站位, Si/N 比值<1。

本研究对调查区浮游植物的营养盐限制状况进行统计, 结果汇总于表 4。结果显示, 调查区 DIN、P 和 Si 的浓度均高于限制浮游植物生长所需的绝对阈值, 三者最低浓度值分别为各自阈值的 8.1 倍、7 倍和 3.8 倍。因此, 调查区拥有较为充足的 N、P

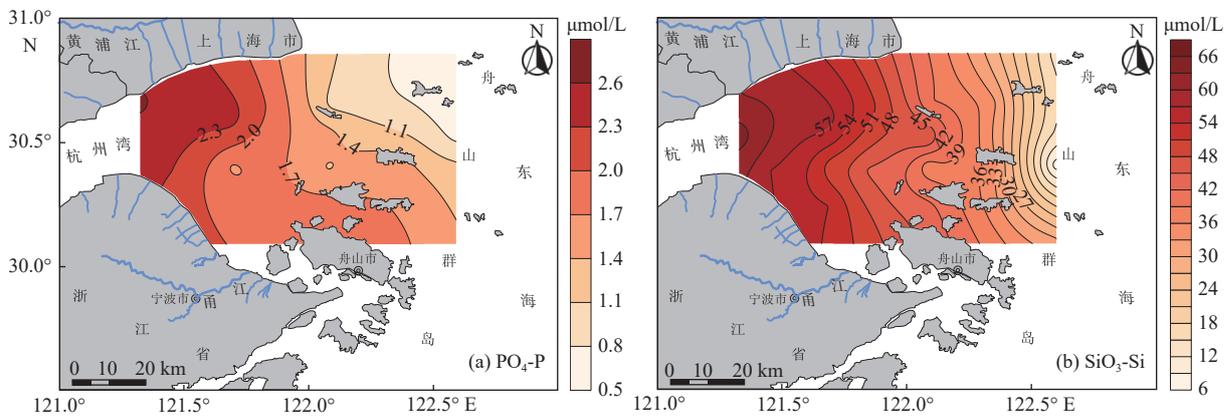


图 3 调查区表层海水 PO₄-P 与 SiO₃-Si 分布特征

Fig.3 Distribution characteristics of surface PO₄-P and SiO₃-Si in the study area

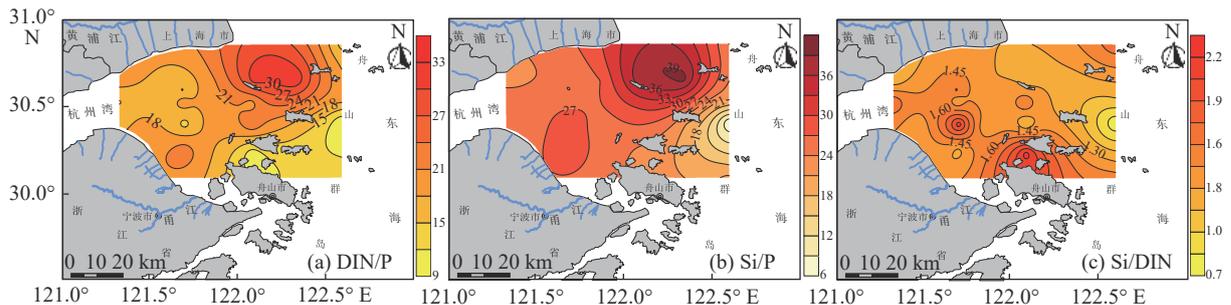


图 4 调查区表层海水 DIN/P、Si/DIN 与 Si/P 分布特征

Fig.4 Distribution characteristics of surface DIN/P, Si/DIN and Si/P in the study area

表4 调查区表层海水营养盐限制状况站位统计

Table 4 Station statistics of nutrient limitation of surface seawater in the study area

营养盐	限制状况	站位数量	百分比/%
DIN	绝对限制	0	0
	潜在限制	0	0
P	绝对限制	0	0
	潜在限制	4	20
Si	绝对限制	0	0
	潜在限制	1	5

和 Si 营养盐供给浮游植物生长利用。此外, 营养盐比值分析表明, 该区全部站位浮游植物的生长均不受到 N 的潜在限制, 共有 4 个站位 (B5、B6、B14、B17) 浮游植物生长可能受到 P 的潜在限制, 占站位总量的 20%, 且主要位于湾口东部的 B5、B6 和 B14 站位; 仅发现 1 个站位 (B16) 浮游植物的生长可能受到 Si 的潜在限制, 占站位总量的 5%。

2.3 叶绿素分布状况

Chl a 浓度是衡量水体浮游植物量和初级生产力的关键指标之一, 调查区表层海水 Chl a 浓度如图 5 所示: Chl a 含量为 0.48~12.92 mg/m³, 最高值是最低值的 26.9 倍, 平均值为 (3.61±2.91)mg/m³。湾外 Chl a 含量为 0.96~12.92 mg/m³, 平均 (4.13±3.55)mg/m³, 是湾内 Chl a 平均含量的 1.45 倍。湾内大部分海域 Chl a 含量 < 4 mg/m³, 而高值区出现在北部上海市的近海区域。大致以 4 mg/m³ 等值线为界, 划分为湾内北部、湾外东北部和湾外东南部 3 个高值区: 北部上海近海高值区含量 > 4 mg/m³, 东北部的马鞍列岛附近 > 8 mg/m³, 东南部舟山渔场附近 > 10 mg/m³。其他站位 Chl a 含量 < 4 mg/m³, 主要分布在湾内。Chl a 含量分布特征总体呈现出调查区东部高于西部、湾外高于湾内的空间分布趋势。

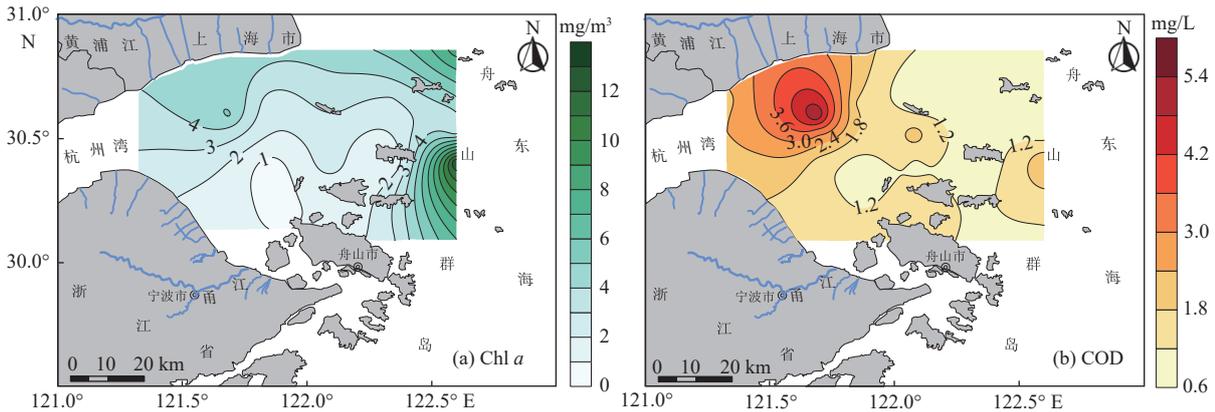


图5 调查区表层海水 Chl a 与 COD 分布特征

Fig.5 Distribution characteristics of Chl a and COD in surface seawater in the study area

2.4 COD 分布特征和单因子评价结果

COD 是反映水体有机污染物浓度的指标, 经常用于衡量水体综合污染程度和富营养化状况。调查海区表层海水的 COD 分布如图 5 所示, COD 含量范围为 0.62~5.36 mg/L, 最高值是最低值的 8.6 倍, 平均值为 (1.71±1.10)mg/L。湾内 COD 含量范围为 0.85~5.36 mg/L, 平均值为 (2.42±1.38) mg/L, 是湾外 COD 含量的 1.95 倍。表层水 COD 含量总体上呈现出调查区西部高于东部、湾内高于湾外的空间分布趋势。COD 高值区出现在杭州湾内北部上海近海附近, 其含量 > 4 mg/L, 表明杭州湾内北部近岸水域有机污染较为严重, 这与张丹等^[45]研究结论相一致。COD 单因子污染指数评价结果汇总于表 5。

表5 调查区表层海水 COD 单因子污染指数评价结果

Table 5 Assessment results of COD single factor pollution index of surface seawater in the study area

海水水质标准	I 类	II 类	III 类	IV 类超IV类
站位占比/%	65	25	5	5
指数范围	0.31~0.81	0.69~0.80	0.80~1.07	-
均值±标准差	0.56±0.19	0.74±0.04	0.80±0.0	-

2.5 海水水质污染评价结果

基于调查区营养盐和 COD 调查结果, 依据国家《海水水质标准 (GB 3097—1997)》^[33] 对海域水质状况进行系统评估, 其结果如表 6 所示。

评价结果表明, 调查区水质 DIN 污染物严重超标, 超过 III 类海水水质标准的站位数量占比高达

表 6 调查区表层海水水质标准评估结果

Table 6 Assessment results of surface seawater quality standards in the study area

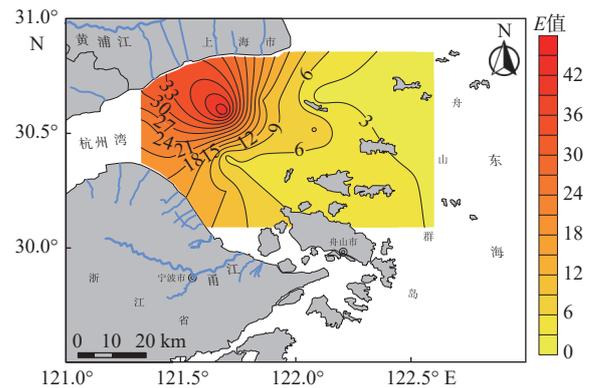
海域	海水水质标准	DIN/%	DIP/%	COD/%
调查区 表层海水	Ⅲ类	45	20	95
	Ⅳ类	20	10	0
	超Ⅳ类	35	70	5

55%, 超Ⅳ类海水水质标准的站位数量占比为 35%。DIP 污染物则更为严重, 80% 的站位水质超过国家Ⅲ类海水水质标准, 70% 的站位超过Ⅳ类海水水质标准。COD 含量达到国家Ⅰ类和Ⅱ类海水水质标准的站位数量占比为 90%, 符合Ⅲ类海水水质标准的站位数量占比高达 95%, 超过Ⅲ类海水水质标准的站位数量占比仅为 5%。这表明调查海区受到 DIN 和 DIP 的营养盐污染较为严重, 受有机污染物影响较小^[46]。

2.6 富营养化评价结果

本研究采用富营养状态指数法对调查区的 20 个站位进行了评价, 其富营养化水平如图 6 所示。结果表明, 该区富营养状态指数介于 0.50~44.82, 平均值为 10.87 ± 12.03 , 表明该区处于严重的富营养化状态。本文对调查区富营养化水平进行分级^[41]: $E < 1$, 为非富营养化; $1 < E \leq 3$, 为轻度富营养化; $3 < E \leq 9$ 为中度富营养化; $E > 9$ 为重度富营养化。位于杭州湾内的 8 个站位 E 值均 > 9 , 占站位总数的 40%, 表明杭州湾内水域处于严重的富营养化水平; 30% 的调查站位 E 值介于 3~9, 为中度富营养化水平, 主要位于湾口东南部的舟山-岱山-衢山水道周围; 20% 站位为轻度富营养化水平, 位于调查区东南部的中街山列岛附近; 10% 的站位为非富营养化状态, 位于东北部的马鞍列岛附近。

为进一步对有可能导致富营养化的 3 种因素进行分析, 并量化各自贡献率, 本文采用 E 值法的变形公式^[42]进行相关计算。从分析结果(表 7)来

图 6 调查区表层海水 E 值分布特征Fig.6 Distribution characteristics of surface seawater E value in the study area

看, 在导致调查区富营养化的因素中, COD 贡献率最大, 占比为 44.47%~45.36%; DIN 贡献率次之, 占比为 28.55%~41.92%; DIP 贡献率最小, 占比为 7.45%~17.92%。湾外 COD 平均贡献率高于湾内, DIN 平均贡献率与湾内持平, DIP 平均贡献率低于湾内。值得注意的是, 虽然单因子污染指数法对调查区表层海水 COD 评价结果显示有机污染不明显, 但无论是湾内还是湾外, COD 对富营养化的贡献率均最大。这可能是评价方法不同和侧重点差异所致; 也可能与调查区同一站位的 COD、DIN 和 DIP 相对含量以及浮游植物对氮、磷营养盐的消耗而导致 COD 占比相对增加有关^[47], 而后者在湾外表现得更为明显。总体而言, 调查区的富营养化水平呈现出湾内高于湾外、西部高于东部的分布趋势。杭州湾内北部上海近海附近成为富营养化最严重的区域。

3 讨论

3.1 营养盐状况的影响因素

调查区 DIN、 PO_4 -P 与 SiO_3 -Si 含量与历史同期调查资料(表 8)对比发现, 在以往调查中 DIN 与

表 7 调查区表层海水 COD、DIN 和 DIP 对 E 值的贡献率Table 7 Contribution rate of COD, DIN and DIP of surface seawater in the study area to E value

调查区	站位数	数据项	E 值	$E_{COD}/\%$	$E_{DIN}/\%$	$E_{DIP}/\%$
调查区	20	变化范围	0.50~44.82	44.47~45.36	28.55~41.92	7.45~17.92
		平均值±标准差	10.87 ± 12.03	49.27 ± 4.24	35.66 ± 3.04	15.08 ± 2.92
杭州湾内	8	变化范围	4.84~44.82	44.47~51.46	32.06~38.53	16.16~17.92
		平均值±标准差	21.73 ± 12.71	47.29 ± 2.15	35.81 ± 2.04	16.89 ± 0.69
杭州湾外	12	变化范围	0.50~9.38	0.45~0.61	0.29~0.42	0.07~0.17
		平均值±标准差	3.63 ± 2.45	50.58 ± 4.84	35.55 ± 3.64	13.86 ± 3.23

表8 调查区营养盐、COD和E值历史调查数据汇总及对比

Table 8 Summary and comparison of historical data on nutrients, COD, and E values in the study area

汇总项	是否与调查区位置相同	调查时间	平均值	变化范围	数据来源
DIN/($\mu\text{mol/L}$)	是	2001年夏季	68.77	10.71~501.14	文献[20]
	是	2006年夏季	54.42	0.30~145.41	文献[17]
	是	2015年夏季	97.14	34.29~155.7	文献[44]
	是	2015年夏季	101.67	-	文献[22]
		2022年夏季	29.72	8.07~52.06	本研究
PO ₄ P/($\mu\text{mol/L}$)	同上	2001年夏季	5.06	0.32~5.55	文献[20]
		2006年夏季	1.01	0.03~1.94	文献[17]
		2015年夏季	5.16	1.19~33.23	文献[44]
		2015年夏季	1.6	-	文献[22]
		2022年夏季	1.66	0.57~2.62	本研究
SiO ₃ Si/($\mu\text{mol/L}$)	同上	2001年夏季	-	-	文献[20]
		2006年夏季	41.89	1.11~96.27	文献[17]
		2015年夏季	-	-	文献[44]
		2015年夏季	-	-	文献[22]
		2022年夏季	41.85	7.62~64.59	本研究
COD/(mg/L)	同上	2001年夏季	2.45	0.39~6.68	文献[20]
		2006年夏季	-	-	文献[17]
		2015年夏季	1.87	0.56~3.18	文献[44]
		2015年夏季	-	-	文献[22]
		2022年夏季	1.71	0.62~5.36	本研究
E值	同上	2001年夏季	21.7	5.90~90.00	文献[20]
		2006年夏季	-	-	文献[17]
		2015年夏季	58.3	8.00~445.00	文献[44]
		2015年夏季	-	-	文献[22]
		2022年夏季	10.87	0.50~44.82	本研究

注：“-”表示文献中未列出相关数据；历史调查区范围：30°00′—31°00′N、121°00′—123°00′E^[19]，29°30′—31°00′N、120°30′—122°30′E^[20]，30°12′—30°48′N、120°54′—122°00′E^[22]，29°54′—30°00′N、121°00′—122°30′E^[44]。

PO₄-P 平均值变化范围分别为 54.42~101.67、1.01~5.16 μmol ，相比之下，本调查所测 DIN 平均含量(29.72 μmol)均低于历史同期水平；PO₄-P 历史同期调查数据平均值在不同年份波动较大，本次所测 PO₄-P 平均含量(1.66 $\mu\text{mol/L}$)低于 2001 年(5.06 $\mu\text{mol/L}$)、高于 2006 年(1.01 $\mu\text{mol/L}$)历史同期水平，与陈思杨等^[22] 2015 年所测数据基本持平。本调查 SiO₃-Si 平均值(41.85 $\mu\text{mol/L}$)与高生泉等^[19] 2006 年所测 SiO₃-Si 平均含量基本吻合。

调查区表层 NO₃-N、PO₄-P 和 SiO₃-Si 空间分布特征均为西部高于东部、近岸高于远海，三者含量均高于限制浮游植物生长的绝对阈值。由此可见，该区浮游植物生长所需营养盐含量较为丰富。此外，仅调查区东部部分站位的 DIN/P、Si/P 和 Si/DIN 比值接近或达到 P 和 Si 潜在限制评价标准值，这可能是受到陆源输入、近海沿岸流与浮游植物吸收等因素综合影响的结果。一方面，部分富含

营养物质沿岸南下的长江冲淡水^[48]与汇集上、中游营养物质的钱塘江冲淡水为杭州湾提供丰富的营养盐^[49-50]，使湾内 NO₃-N、PO₄-P 和 SiO₃-Si 营养盐含量远高于湾外。湾内较低的叶绿素含量(Chl *a* 平均浓度仅为 3.01 mg/L)表明，湾内浮游植物生物量较低，对湾内营养盐的消耗作用有限。同时，杭州湾内大潮差和频繁的涨落潮延长湾内外水体的交换时间，不利于水体营养盐的稀释扩散^[14]。尽管湾内部分含有较高浓度的营养盐水体流至湾外，也可能被苏北沿岸流、浙闽沿岸流和台湾暖流等营养盐含量相对较低的外海水快速稀释。另一方面，湾外存在几处叶绿素高值区(比如调查区东部 Chl *a* 含量高达 6.87~12.92 mg/m³)，表明浮游植物生物量较高，大量藻类在生长过程中吸收了数量可观的营养盐，导致调查区东部营养盐含量有所减少。

在 DIN 的组分中，NO₃-N、NO₂-N 和 NH₄-N 营养盐含量和空间分布特征差异明显，这可能是受浮

游植物吸收利用、强烈的水动力环境、N 赋存形态等综合作用的结果。CONWAY^[51] 研究指出, 在 DIN 中 $\text{NH}_4\text{-N}$ 优先被浮游植物吸收用于生理活动, 使其在表层海水中浓度降低, 我们的研究中也发现了类似的现象。叶绿素含量高的站位 $\text{NH}_4\text{-N}$ 营养盐含量则较低, 此现象在 B4 站位 ($\text{Chl } a > 5.00 \text{ mg/m}^3$; $\text{NH}_4\text{-N} < 1.50 \text{ } \mu\text{mol/L}$) 表现得尤为明显。此外, SUZUKI 等^[52] 与 JETTEN 等^[53] 相关研究表明, 在富氧条件下表层海水中硝化细菌把 $\text{NH}_4\text{-N}$ 与 $\text{NO}_2\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_3\text{-N}$, 导致 $\text{NH}_4\text{-N}$ 与 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的浓度下降。这与本研究中 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的高值区仅在湾口东侧水动力环境较弱区域出现的现象相吻合。表层海水中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 含量的差异与 N 赋存形态有关, LI 等^[54] 的研究结果表明, N 多以 $\text{NO}_3\text{-N}$ 形态存在于水体之中。这与调查区表层海水中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 是构成 DIN 的主要组分的结论相一致。另外, 夏季高温和强烈的光照条件也会加速降低表层海水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度。

3.2 叶绿素状况的影响因素

调查区 Chl *a* 含量的空间分布特征大致呈现出东部高于西部、湾外高于湾内的分布趋势, 这与刘子琳等^[55] 和 WANG 等^[56] 对杭州湾-舟山渔场的叶绿素调查结论基本一致。调查区 3 个 Chl *a* 含量高值区分别位于湾内北部、湾外东北部和湾外东南部, 这可能是受到多重环境因子和营养盐含量综合作

用的结果。为了更好地分析影响 Chl *a* 分布的因素, 本研究分别对调查区西部(杭州湾内)(表 9)和东部(杭州湾外)(表 10)的 Chl *a* 与环境参数、COD 和营养盐进行 Pearson 相关性分析。

调查区西部 Chl *a* 相关性分析结果显示, Chl *a* 与 *S*、pH、SPM、透明度环境参数和 DIN 以及营养盐比值无显著的相关性; Chl *a* 与 *T* 呈较强负相关 ($r = -0.773, p < 0.05$), 其原因是杭州湾三面环陆, 湾内水深 $< 10 \text{ m}$, 水温受气温、光照、陆地增温等环境因素影响强烈; 夏季表层水温升高超过 Chl *a* 最佳生长温度区间, 使其生长受到抑制^[57-58]。Chl *a* 与 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 呈较强的正相关 ($r = 0.806, p < 0.05$; $r = 0.732, p < 0.05$), 与 DIN 相关性不显著, 其原因是杭州湾内 DIN 过量输入, 而 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 则可能成为浮游植物生理活动的限制性因素。湾内 Chl *a* 与 COD 呈显著的正相关性 ($r = 0.888, p < 0.01$), 且 COD 与 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 之间均呈现正相关性, 表明 COD 与 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 具有相似的来源, 分析认为其来源与杭州湾北岸的陆源排污密切相关; 而湾内 COD 和 Chl *a* 的高值区位置相吻合, 进一步表明陆源排污刺激了湾内浮游植物的生长^[59]。另外, COD 还原于海洋生物新陈代谢及其植物体的分解, 夏季表层浮游植物生物量高, 受浮游植物代谢与植物体分解的影响, Chl *a* 的高值区通常 COD 含量也较高^[60]。湾内 Chl *a* 的高值区与 COD 高值区位置相吻合也印证了这一点。

表 9 调查区西部叶绿素与环境参数、COD 和营养盐的 Pearson 相关性分析结果

Table 9 Pearson correlation analysis of chlorophyll with environmental parameters, COD, and nutrients in the western study area

	Chl <i>a</i>	<i>S</i>	<i>T</i>	pH	SPM	Z_{SD}	COD	$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{SiO}_3\text{-Si}$	DIN	DIN/P	Si/DIN	Si/P
Chl <i>a</i>	1	-0.643	-0.773*	0.056	0.675	0.222	0.888**	0.806*	0.732*	0.221	-0.588	0.413	-0.565
<i>S</i>		1	0.513	-0.111	-0.131	-0.740*	-0.335	-0.898**	-0.966**	-0.401	0.484	-0.432	0.383
<i>T</i>			1	-0.106	-0.293	-0.005	-0.586	-0.535	-0.499	0.010	0.538	-0.452	0.368
pH				1	-0.017	-0.370	0.199	-0.175	0.150	-0.353	-0.062	0.462	0.639
SPM					1	-0.135	0.842**	0.362	0.337	-0.012	-0.371	0.271	-0.265
Z_{SD}						1	-0.099	0.739*	0.680	0.512	-0.262	0.078	-0.507
COD							1	0.545	0.474	-0.100	-0.620	0.506	-0.424
$\text{PO}_4\text{-P}$								1	0.901**	0.438	-0.582	0.349	-0.710*
$\text{SiO}_3\text{-Si}$									1	0.412	-0.473	0.435	-0.339
DIN										1	0.471	-0.638	-0.223
DIN/P											1	-0.886**	0.554
Si/DIN												1	-0.113
Si/P													1

注: **表示相关置信水平 < 0.01 ; *表示相关置信水平 < 0.05 ; 其他为不相关。

表 10 调查区东部叶绿素与环境参数、COD 和营养盐的 Pearson 相关性分析结果

Table 10 Pearson correlation analysis results of chlorophyll, environmental parameters, COD, and nutrients in the eastern study area

	Chl <i>a</i>	<i>S</i>	<i>T</i>	pH	SPM	Z_{SD}	COD	PO ₄ -P	SiO ₃ -Si	DIN	DIN/P	Si/DIN	Si/P
Chl <i>a</i>	1	0.438	-0.470	0.724**	-0.455	0.620*	0.401	-0.431	-0.766**	-0.653*	-0.351	-0.440	-0.583*
<i>S</i>		1	-0.904**	0.465	-0.206	0.545	-0.116	0.023	-0.611*	-0.597*	-0.618*	-0.230	-0.817**
<i>T</i>			1	-0.501	0.181	-0.612*	-0.001	0.151	0.717**	0.785**	0.667*	0.188	0.826**
pH				1	-0.479	0.700*	-0.028	-0.719**	-0.901**	-0.744**	-0.138	-0.421	-0.418
SPM					1	-0.723**	0.291	0.702*	0.587*	0.069	-0.404	0.801**	0.018
Z_{SD}						1	-0.189	-0.656*	-0.767**	-0.578*	-0.091	-0.431	-0.337
COD							1	0.281	-0.020	-0.222	-0.483	0.058	-0.399
PO ₄ -P								1	0.693*	0.391	-0.399	0.498	-0.125
SiO ₃ -Si									1	0.779**	0.248	0.584*	0.613*
DIN										1	0.660*	-0.017	0.678*
DIN/P											1	-0.349	0.826**
Si/DIN												1	0.224
Si/P													1

注:**表示相关置信水平<0.01; *表示相关置信水平<0.05; 其他为不相关。

调查区东部 Chl *a* 相关性分析结果显示, Chl *a* 与 pH 呈显著正相关($r=0.724, p<0.01$), 与 Z_{SD} 呈较强正相关($r=0.620, p<0.05$), 而与 *S*、*T*、SPM 无明显的相关性。调查区东部受钱塘江、长江冲淡水以及水动力环境的影响弱于湾内, 湾口以东水体中 SPM 含量骤减, pH 和透明度增加, Chl *a* 生长环境优于湾内; 而且夏季苏北沿岸流、长江冲淡水、台湾暖流和浙闽沿岸流带来丰富营养盐, 可能刺激了湾外浮游植物的生长, 导致湾外 Chl *a* 含量高于湾内。Chl *a* 与 SiO₃-Si、DIN 呈显著负相关($r=-0.766, p<0.01$; $r=-0.653, p<0.05$), 而与 PO₄-P 相关性不明显。通常情况下, 海洋中浮游植物对海水中营养盐的吸收基本按照 Redfield 比值(106:16:1)进行, 而海洋中常见的硅藻对营养盐比例需求一般为 Si:N:P = 16:16:1。湾外 Chl *a* 高值区代表此处较高的浮游植物量, 浮游植物生长对 SiO₃-Si、DIN 需求量大于 PO₄-P 且与 Si/P 呈较显著负相关($r=-0.583, p<0.05$), 这可能是湾外硅藻大量吸收 SiO₃-Si 导致的^[61-63]。一般情况下, 夏季表层浮游植物生物量高, 而受浮游植物代谢与植物体分解的影响, Chl *a* 与 COD 呈正相关^[60], 而湾外 Chl *a* 含量较高却与 COD 不构成相关性, 其原因可能是 COD 受到外海水的稀释。

3.3 COD 影响因素

本次调查显示, 调查区 95% 的站位表层海水 COD 含量符合国家Ⅲ类海水水质标准, 总体上该区有机物污染状况并不显著, 这与顾骅珊^[46]的研究结

论基本一致。与历史调查资料(表 8)对比发现, 本调查 COD 值(1.71 mg/L)低于 2001 年(2.45 mg/L)和 2015 年(1.87 mg/L)历史同期水平, 这表明调查区有机物污染程度呈进一步降低的趋势。COD 湾内高于湾外的分布特征与杭州湾内北部上海近海附近存在的 COD 高值区, 这可能是受到陆源径流输入、陆源排污和水动力环境等因素综合作用的结果。2016 年《上海市海洋环境质量公报》显示^[9], 长江全年 COD 入海量约 6.72×10^6 t, 其中, 部分沿岸南下的长江冲淡水可将 COD 携带至杭州湾内, 加剧杭州湾内的有机污染程度。这一认识在孙志林等^[64]对长江口和杭州湾污染物稀释扩散模拟研究中也得到很好的印证。陆源排污则是杭州湾 COD 的另一重要来源, 2016 年《上海市海洋环境质量公报》数据显示^[9], 上海陆源排污全年 COD 排放量约 3.7×10^4 t, 部分 COD 随污水通过杭州湾北岸金山区和奉贤区的上海石化、金山排海、上海化工和临港供排水等公司排污口注入杭州湾, 这与杭州湾内北部上海近海附近存在的 COD 高值区位置相吻合。另外, 杭州湾频繁的涨落潮延长了湾内水体交换时间, 导致湾内 COD 环境容量降低, 湾口附近咸淡水交汇产生的密度和盐度锋面也不利于有机污染物的稀释和扩散。而湾外受陆源径流输入、陆源排污影响小于湾内且受外海水稀释作用较强, 因此湾外站位 COD 含量远低于湾内。

3.4 富营养化影响因素

本次调查表明, 调查区 *E* 值变化范围为 0.50~

44.82, 平均值为 10.87 ± 12.03 (表 11)。以往历史同期调查数据中, E 值平均值变化范围为 21.70~58.30 (表 8), 相比之下, 本次调查所测 E 值低于历史同期水平, 表明调查区富营养化状况较以往有所减轻,

但总体上仍处于重度富营养化状态。调查区 E 值分布湾内高于湾外且杭州湾内北部上海近海附近成为富营养化最严重的区域, 这可能是陆源径流输入、陆源排污和水动力环境等因素综合作用的结果。

表 11 调查区表层海水 E 值与环境因子、叶绿素、COD 和营养盐的 Pearson 相关性分析结果

Table 11 Pearson correlation analysis results between surface seawater E value and environmental factors, chlorophyll, COD, and nutrients in the study area

	E	S	T	pH	SPM	Chl a	Chl b	Chl c	COD	DIN	PO ₄ -P	SiO ₃ -Si	DIN/P	Si/DIN	Si/P
E	1	-0.194	-0.244	-0.407	0.487*	-0.273	0.094	-0.023	0.326	0.686**	0.588**	0.639**	0.122	-0.081	0.102
S		1	0.259	-0.077	-0.194	-0.204	-0.140	-0.308	-0.238	-0.119	-0.078	-0.158	0.010	-0.208	-0.149
T			1	0.153	-0.505*	-0.216	-0.276	-0.487*	-0.624**	-0.281	-0.533*	-0.310	0.336	0.041	0.376
pH				1	-0.482*	0.637**	-0.379	-0.114	-0.267	-0.788**	-0.758**	-0.845**	-0.137	-0.176	-0.280
SPM					1	-0.120	0.193	0.022	0.831**	0.527*	0.696**	0.638**	-0.142	0.189	-0.022
Chl a						1	-0.299	0.236	0.222	-0.480*	-0.311	-0.571**	-0.374	-0.314	-0.561*
Chl b							1	0.761**	0.170	0.404	0.360	0.445*	0.209	0.172	0.318
Chl c								1	0.211	0.265	0.209	0.178	0.127	-0.169	0.048
COD									1	0.357	0.604**	0.468*	-0.269	0.079	-0.193
DIN										1	0.765**	0.874**	0.423	-0.169	0.352
PO ₄ -P											1	0.873**	-0.220	0.198	-0.102
SiO ₃ -Si												1	0.165	0.295	0.382
DIN/P													1	-0.400	0.807**
Si/DIN														1	0.201
Si/P															1

注: **表示相关置信水平 <0.01 ; *表示相关置信水平 <0.05 ; 其他为不相关。

为了更好地分析调查区富营养化问题的影响因素, 本研究将该区 E 值与表层水环境因子、营养盐和叶绿素进行 Pearson 相关性分析。分析结果显示, 调查区 E 值与 SPM 呈较弱正相关 ($r=0.487$, $p<0.05$), 与 S 、 T 、pH、COD 和营养盐比值的相关性并不显著。通常, 近岸河口地区主要受陆源径流输入的影响, 陆源径流输送大量的悬浮颗粒物。 E 值与 SPM 的正相关性在一定程度上反映了陆源径流对调查区富营养化的影响。另外, SPM 与 DIN、PO₄-P 和 SiO₃-Si 营养盐也存在不同程度的正相关性, 这与杭州湾内高含量 SPM 吸附氮、磷营养盐等污染物有关^[65], 杭州湾内强大的水动力环境导致沉积物再悬浮, 释放原先封存氮、磷等污染物进入水体, 加剧了杭州湾内的富营养化程度。 E 值与 DIN ($r=0.686$, $p<0.01$)、PO₄-P ($r=0.588$, $p<0.01$) 和 SiO₃-Si ($r=0.639$, $p<0.01$) 呈显著的正相关, 氮、磷营养盐过量排放往往导致水体的富营养化, 这表明 DIN、PO₄-P 是引起调查区富营养化的重要因素; 且 DIN、PO₄-P 和 SiO₃-Si 之间均呈现显著的正相关, 表明三者之间具有来源的相似性, 结合调查区

E 值高值区所在的位置分析认为, DIN、PO₄-P 和 SiO₃-Si 主要来源于钱塘江和长江等陆源径流输入以及杭州湾北岸的陆源排污。湾外 E 值远低于湾内, 则是因为湾外处于开阔的外海, 受陆源径流输入和陆源排污的影响弱于湾内。另外, 东部外海的苏北沿岸流、台湾暖流和浙闽沿岸流流经此地, 海水交换速率高于湾内, 污染物易被外海水稀释, 因此, 湾外富营养化程度远低于湾内。

4 结论

(1) 研究结果表明, 调查区氮、磷营养盐污染较为严重, DIN 和 DIP 浓度超过国家第Ⅲ类海水水质标准的站位数量占比分别为 55% 和 80%。表层海水 DIN、SiO₃-Si 含量较高, 约为 PO₄-P 的 17~25 倍, 三者浓度的空间分布特征与陆源径流输入和两岸的陆源排污密切相关。

(2) 调查区表层海水 N/P 和 Si/P 比值失衡, 且在东北部最为突出, 这与长江冲淡水输入密切相关。该区所有站位浮游植物生长均不受 N 的潜在限制,

分别有 20% 和 5% 的站位存在 P 和 Si 的潜在限制, 可能对该区硅藻等浮游植物的生长产生影响。

(3) 调查区 COD 的含量空间分布特征与陆源径流输入、北岸的陆源排污和水文动力环境密切相关。总体而言, 该区有机物污染状况并不显著, 95% 的站位 COD 含量符合国家 III 类海水水质标准。

(4) 调查区东、西部 Chl *a* 的浓度和空间分布特征存在明显差异, 其主要受水体透明度的影响。湾外东部马鞍列岛-中街山列岛附近海域是 Chl *a* 浓度的高值区, 表明此处浮游植物生物量较高, 存在暴发藻类灾害的风险。

(5) 调查区富营养化状况较为严重, 其空间分布特征明显受到陆源径流输入、陆源排污和水文动力环境的影响, 90% 的站位处于富营养化状态 (40% 站位为重度富营养化)。分析结果显示, 富营养化因子对 *E* 值贡献率排序为 COD>DIN>DIP。

参考文献:

- [1] RABALAIS N N. Nitrogen in aquatic ecosystems[J]. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 2002, 31(2): 102-112.
- [2] GRUBER N, GALLOWAY J N. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle[J]. *Nature*, 2008, 451(7176): 293-296.
- [3] RABALAIS N N. Eutrophication of estuarine and coastal ecosystems[M]. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2010: 115-135.
- [4] CLOERN J E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2001, 210: 223-253.
- [5] 中华人民共和国自然资源部. 2021 年中国海洋灾害公报 [EB/OL]. [2022-07-09]. <http://www.mnr.gov.cn/sj/sjfw/hy/gbgg/zghyghgb/>.
- [6] QUN D, ZHANG Z Y. Analysis on environmental pollution in China's coastal ecosystem[J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2019, 10(4): 424-431.
- [7] BEARDSLEY R, LIMEBURNER R, YU H. Discharging of the Changjiang (Yangtze River) into the East China Sea[J]. *Continental Shelf Research*, 1985, 4: 57-76.
- [8] 苏纪兰. 中国近海的环流动力机制研究 [J]. *海洋学报(中文版)*, 2001, 23(4): 1-16.
- [9] 上海市海洋局. 2016 年上海市海洋质量环境公报 [EB/OL]. [2023-02-22]. <http://swj.sh.gov.cn/gsgg/20200814/df4f5de2c9974b3cb049b420913de932.html>.
- [10] 中华人民共和国水利部. 2021 年中国水文年报 [EB/OL]. [2023-02-24]. http://www.mwr.gov.cn/sj/tjgb/zgswbn/202210/t02221031_1602523.html.
- [11] 宁波市水利局. 2021 年宁波市水资源公报 [EB/OL]. [2023-02-24]. <http://slj.ningbo.gov.cn/col/col1229051287/index.html>.
- [12] GAO S Q, YU G H, WANG Y H. Distributional features and fluxes of dissolved nitrogen, phosphorus and silicon in the Hangzhou Bay[J]. *Marine Chemistry*, 1993, 43(1): 65-81.
- [13] 王彪, 卢士强, 矫吉珍. 长江口杭州湾氮磷污染负荷分析 [J]. *上海环境科学*, 2022(1): 2-6.
- [14] 曹飞凤, 代可, 陶琦茹, 等. 杭州湾区近岸海域污染状况分析及治理对策研究 [J]. *环境科学与技术*, 2020, 43(10): 60-69.
- [15] 化天然, 姚炎明, 韩宇, 等. 基于临界点的杭州湾水体富营养化多年变化研究 [J]. *海洋通报*, 2022, 41(4): 473-480.
- [16] WU B, JIN H Y, GAO S Q, et al. Nutrient budgets and recent decadal variations in a highly eutrophic estuary: Hangzhou Bay, China[J]. *Journal of Coastal Research*, 2020, 36(1): 63-71.
- [17] 章守宇, 邵君波, 戴小杰. 杭州湾富营养化及浮游植物多样性问题的探讨 [J]. *水产学报*, 2001, 25(6): 512-517.
- [18] 秦铭俐, 蔡燕红, 王晓波, 等. 杭州湾水体富营养化评价及分析 [J]. *海洋环境科学*, 2009, 28(S1): 53-56.
- [19] 高生泉, 陈建芳, 金海燕, 等. 杭州湾及邻近水域营养盐的时空分布与富营养化特征 [J]. *海洋学研究*, 2011, 29(3): 36-47.
- [20] 张健, 施青松, 邬翔宇, 等. 杭州湾丰水期主要污染因子的分布变化及成因 [J]. *东海海洋*, 2002, 20(4): 35-41.
- [21] 卓明. 杭州湾水体富营养化状况变化趋势及成因探究 [C]// 2013 年中国环境科学学会学术年会论文集(第五卷). 昆明: 中国环境科学学会, 2013: 445-447.
- [22] 陈思杨, 宋珊瑚, 余骏, 等. 杭州湾营养盐时空分布特征及其影响研究 [J]. *海洋开发与管理*, 2018, 35(11): 61-66.
- [23] 钱塘江志编纂委员会. 钱塘江志 [M]. 北京: 方志出版社, 1998.
- [24] 浙江省水利厅化和旅游局. 浙江省河流简明手册 [M]. 西安: 西安地图出版社, 1999.
- [25] 陈凤激, 陈来华, 章进, 等. 钱塘江河口海界线划分方案探讨 [J]. *浙江水利科技*, 2022, 50(5): 36-39.
- [26] 中国国家标准化管理委员会. GB 17378—2007 海洋监测规范第 3 部分: 样品采集、贮存与运输 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2007.
- [27] PEI S F, SHEN Z L, LAWS E A. Nutrient dynamics in the upwelling area of Changjiang (Yangtze River) Estuary[J]. *Journal of Coastal Research*, 2009(253): 569-580.
- [28] 裴绍峰, 沈志良. 长江口上升流区营养盐的分布及其通量的初步估算 [J]. *海洋科学*, 2008, 32(9): 64-70, 75.
- [29] 廖名稳, 裴绍峰, 段云莹, 等. 江苏盐城近海富营养化评价与径流输入的影响 [J]. *海洋地质前沿*, 2022, 38(9): 26-36.
- [30] 祝陈坚. 海水分析化学 [M]. 青岛: 中国海洋大学出版社, 2006.
- [31] 中国国家标准化管理委员会. GB/T 12763—2007 海洋调查规范 第 6 部分: 海洋生物调查 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [32] 周爱国, 蔡鹤生. 地质环境质量评级理论与应用 [M]. 武汉: 中国地质大学出版社, 1998.
- [33] 中华人民共和国生态环境部. GB 3097—1997 海水水质标准 [S]. 北京: 中国标准出版社, 1998.
- [34] REDFIELD A C, KETCHUM B H, RICHARDS F A. The influ-

- ence of organisms on the composition of sea-water[M]. New York: Interscience, 1963: 26-87.
- [35] HARRISON P J, CONWAY H L, HOLMES R W, et al. Marine diatoms grown in chemostats under silicate or ammonium limitation. III. Cellular chemical composition and morphology of *Chaetoceros debilis*, *Skeletonema costatum*, and *Thalassiosira gravida*[J]. *Marine Biology*, 1977, 43(1): 19-31.
- [36] 孙军, 刘东艳, 杨世民, 等. 渤海中部和渤海海峡及邻近海域浮游植物群落结构的初步研究 [J]. *海洋与湖沼*, 2002, 33(5): 461-471.
- [37] 王保栋. 黄海和东海营养盐分布及其对浮游植物的限制 [J]. *应用生态学报*, 2003, 14(7): 1122-1126.
- [38] JUSTIĆ D, RABALAIS N N., Turner R. E, et al. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1995, 40(3): 339-356.
- [39] DORTCH Q, WHITLEDGE T E. Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi River plume and nearby regions?[J]. *Continental Shelf Research*, 1992, 12(11): 1293-1309.
- [40] 邹景忠, 董丽萍, 秦保平. 渤海湾富营养化和赤潮问题的初步探讨 [J]. *海洋环境科学*, 1983, 2(2): 41-54.
- [41] 中华人民共和国生态环境部. HJ 442.10-2020 近岸海域环境监测技术规范 第 10 部分: 评价及报告 [S]. 北京: 中国环境出版社, 2020.
- [42] 杨斌, 钟秋平, 鲁栋梁, 等. 钦州湾海域 COD 时空分布及对富营养化贡献分析 [J]. *海洋科学*, 2014, 38(3): 20-25.
- [43] 尹艳娥, 沈盎绿, 周进, 等. 春夏季长江口及其邻近海域表层和底层环境因素、氮分布分析 [J]. *生态环境学报*, 2016, 25(2): 272-278.
- [44] 李潇, 刘书明, 付瑞全, 等. 杭州湾表层海水营养盐分布特征及富营养化状况研究 [J]. *环境科学与管理*, 2017, 42(9): 66-71.
- [45] 张丹, 孙振中, 张玉平. 春、夏季杭州湾北部近岸水域水化学及营养状况评价 [J]. *大连海洋大学学报*, 2017, 32(6): 724-731.
- [46] 顾骅珊. 杭州湾海域水污染演变及污染源分析 [J]. *嘉兴学院学报*, 2015, 27(1): 68-75.
- [47] 蒋玫, 沈新强. 杭州湾及邻近水域叶绿素 a 与氮磷盐的关系 [J]. *海洋渔业*, 2004, 26(1): 35-39.
- [48] 王保栋. 长江冲淡水的扩展及其营养盐的输运 [J]. *黄渤海海洋学报*, 1998, 16(2): 42-48.
- [49] 吴洁, 虞左明, 钱天鸣. 钱塘江干流杭州段水体氮污染特征分析 [J]. *长江流域资源与环境*, 2003, 12(6): 552-556.
- [50] 潘玉球, 黄树生. 长江冲淡水输运和扩散途径的分析 [J]. *东海海洋*, 1997, 15(2): 26-30, 32-35.
- [51] CONWAY H L. Interactions of inorganic nitrogen in the uptake and assimilation by marine phytoplankton[J]. *Marine Biology*, 1977, 39(3): 221.
- [52] SUZUKI I, DULAR U, KWOK S C. Ammonia or ammonium ion as substrate for oxidation by *Nitrosomonas europaea* cells and extracts[J]. *Journal of bacteriology*, 1974, 120(1): 556-558.
- [53] MIKE S M, JETTEN. The microbial nitrogen cycle[J]. *Environmental Microbiology*, 2008, 10(11): 2903-2909.
- [54] LI Y, CAO W Z, SU C X, et al. Nutrient sources and composition of recent algal blooms and eutrophication in the northern Jilulong River, Southeast China[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 63(5): 249-254.
- [55] 刘子琳, 宁修仁, 蔡昱明. 杭州湾: 舟山渔场秋季浮游植物现存量 and 初级生产力 [J]. *海洋学报(中文版)*, 2001, 12(4): 93-99.
- [56] WANG Y H, CHEN J F, ZHOU F, et al. Spatial and temporal variations of chlorophyll a and primary productivity in the Hangzhou Bay[J]. *Journal of Marine Science and Engineering*, 2022, 10(3): 356.
- [57] GOLDMAN J C. Temperature effects on steady-state growth, phosphorus uptake, and the chemical composition of a marine phytoplankton[J]. *Microbial ecology*, 1979, 5(3): 153-166.
- [58] GAYOSO A M. Long-term phytoplankton studies in the Baha Blanca estuary, Argentina[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 1998, 55(4): 655-660.
- [59] 王颢, 石晓勇, 张传松, 等. 2004 年春季东海赤潮高发区 COD 分布及其与赤潮关系的初步研究 [J]. *海洋科学*, 2008, 32(12): 82-86.
- [60] 张运林, 杨龙元, 秦伯强, 等. 太湖北部湖区 COD 浓度空间分布及与其它要素的相关性研究 [J]. *环境科学*, 2008, 29(6): 1457-1462.
- [61] 秦铭俐, 魏永杰, 王晓波, 等. 杭州湾枯水期浮游植物群落结构的研究 [J]. *海洋环境科学*, 2008, 108(S1): 57-60.
- [62] 贾海波, 唐静亮, 胡颖琰. 1992—2012 杭州湾海域生物多样性的变化趋势及原因分析 [J]. *海洋学报*, 2014, 36(12): 111-118.
- [63] ZHANG Y X, YU J, JIANG Z B, et al. Variations of summer phytoplankton community related to environmental factors in a macro-tidal estuarine embayment, Hangzhou Bay, China[J]. *Journal of Ocean University of China*, 2015, 14(6): 1025-1033.
- [64] 孙志林, 杜利华, 龚玉萌, 等. 长江口和杭州湾污染物稀释扩散及交汇数值模拟研究 [J]. *海洋工程*, 2019, 37(2): 68-75.
- [65] 刘希真, 李宏亮, 陈建芳, 等. 长江口跨越锋面颗粒磷季节分布变化特征及影响因素 [J]. *海洋学研究*, 2011, 29(3): 88-98.

Assessment of nutrient pollution and eutrophication in Hangzhou Bay and its adjacent waters in summer

LI Saisai^{1,2,3}, PEI Shaofeng^{2,3,4*}, ZHAO Lihong¹, ZHU Zhiqiang^{2,3}, LIAO Mingwen^{2,3}, DUAN Yunying^{2,3}

(1 College of Earth Science and Engineering, Shandong University of Science and Technology, Qingdao 266590, China; 2 Laboratory of Ecological Geology and Climate Change, Qingdao Institute of Marine Geology, Qingdao 266237, China; 3 Key Laboratory of Coastal Wetland Biogeology, China Geological Survey, Qingdao 266237, China; 4 Laboratory for Marine Geology, Qingdao Marine Science and Technology Center, Qingdao 266061, China)

Abstract: Based on the ecological environment survey data of Hangzhou Bay and its adjacent waters in summer 2022, by using the single factor pollution index method, nutrient structure and limitation analysis, and eutrophication status index method, the characteristics of surface nutrient and organic pollution in the bay were systematically studied, and the eutrophication status was evaluated. Through the Pearson correlation statistical analysis, the impact of nutrient pollution on the growth of phytoplankton and the control factors of eutrophication in water bodies were preliminarily explored. Results indicate that the pollution of nitrogen (N) and phosphorus (P) nutrients in the region was relatively severe. 55% and 80% of the stations in which dissolved inorganic nitrogen (DIN) and dissolved inorganic phosphorus (DIP) content exceeded China's national Class III seawater quality benchmarks, respectively. The N/P and Si/P ratios of surface seawater were imbalanced, and 20% and 5% of the stations showed potential limitations of P and Si on the growth of phytoplankton, respectively. The chlorophyll *a* (Chl *a*) content was mainly affected by the transparency of the water body, showing a spatial distribution characteristic: higher in the east than in the west, and higher outside the bay than inside the bay. The Chl *a* content in the eastern waters outside the bay was relatively high, indicating a high density of algae cells and a risk of red tide outbreaks. The survey results of chemical oxygen demand (COD) indicate that the overall organic pollution in the area is not significant, and 95% of the stations could meet China's national Class III water quality benchmarks. Results of the eutrophication assessment indicate that 90% of the stations in the area were in eutrophication state (40% were severely eutrophicated). The order of contribution to the eutrophication was COD > DIN > DIP. Preliminary studies have shown that N and P nutrient pollution still exists in the Hangzhou Bay and its adjacent waters, and the eutrophication of water bodies deserves attention and further research is needed.

Key words: Hangzhou Bay; nutrients; eutrophication; phytoplankton; influencing factor