

力清影, 姚爱林, 蒋昕桐, 等. 2023 年 7 月长江特枯水情下长江口营养盐的分布特点[J]. 海洋学报, 2025, 47(1): 36–50, doi:10.12284/hyxb2025036

Li Qingying, Yao Ailin, Jiang Xintong, et al. Distribution characteristics of nutrients in the Changjiang River Estuary under the watershed extreme drought in July 2023[J]. Haiyang Xuebao, 2025, 47(1): 36–50, doi:10.12284/hyxb2025036

2023 年 7 月长江特枯水情下长江口营养盐的分布特点

力清影¹, 姚爱林¹, 蒋昕桐¹, 明玥², 王梦宇¹, 朱礼鑫¹, 王宪业¹, 高磊^{1*}

(1. 华东师范大学河口海岸学国家重点实验室, 上海 200241; 2. 国家海洋环境监测中心 国家环境保护海洋生态环境整治修复重点实验室, 辽宁 大连 116023)

摘要: 长江入海径流量极大地控制着长江冲淡水在长江口的扩散范围, 以及河口生源要素的生物地球化学行为。2023 年 7 月, 长江流域发生了历史罕见的洪季干旱事件。为了研究洪季长江特枯水情下长江口营养盐的分布特点, 于当月在长江口海域进行了 32 个典型站位的样品采集, 并将其结果与 2016 年和 2020 年洪季长江洪水到达长江口前后的采样结果进行对比。在 2023 年 7 月流域干旱条件下, 河口盐淡水混合区域收缩, NO_3^- -N 和 SiO_3^{2-} -Si 产生不保守过程的时间和空间均受限, 导致这两种营养盐与 2016 年和 2020 年洪季相比更加保守。同时, 由于在长江特枯水情下河口表层低、中盐度 (<25) 的海水被局限在水深较浅的区域, 使得底部通过沉积物再悬浮释放的 PO_4^{3-} -P 较易被输送至海水表层, 从而促进了表层 PO_4^{3-} -P 浓度的升高以及“源”效应的产生。而随着盐度的继续升高, 表层浮游植物吸收施加的“汇”效应的影响逐步显现; 并且随着深度增加, 沉积物再悬浮释放的 PO_4^{3-} 也越来越难以贯穿至海水表层, 两者共同作用导致 PO_4^{3-} -P 浓度在高盐度 (>25) 海水表层迅速下降。由此, 2023 年 7 月表层 PO_4^{3-} -P 浓度随盐度的变化表现出了特殊的“上凸”趋势。在目前长江径流量年际间较大变幅的情景下, 本研究丰富和深化了对长江口生源要素生物地球化学过程的认识, 也有助于进一步回答长江口等磷限制型河口赤潮的触发机理等关键科学问题。

关键词: 营养盐; 洪季; 干旱; 生物地球化学; 不保守行为; 长江口

中图分类号: P734.4⁴

文献标志码: A

文章编号: 0253-4193(2025)01-0036-15

1 引言

厄尔尼诺-南方涛动(ENSO)现象深刻地影响着全球气候变化^[1-2]。Lopez 等^[3]指出, 目前太平洋东部 ENSO 事件发生的强度、频率以及持续的时间都在不断增加。其他研究也证实, 在不断加强的 ENSO 和全球变暖的背景下, 目前世界上很多区域灾害性天气事件(如干旱、洪水、热浪)无论是发生规模还是发生频率也都在不断加强^[4-5]。

近几十年来, 长江流域修建了超过 5 万座的水库和大坝^[6], 由于这些水库对长江的径流量有着重要的调节缓冲作用, 理论上使得长江径流量的年内变幅降低, 即洪季不容易发生洪水, 枯季也不容易发生干旱^[7]。但全球 ENSO 的加强对长江流域产生的影响可能超过了水库和大坝的调节, 表现在近年来长江流域灾害性洪水和干旱事件出现的频率和规模不降反升^[8-10]。在洪水方面, 近 10 年来, 长江流域分别于 2016 年和 2020 年两次发生大规模洪水事件。其中在 2016 年,

收稿日期: 2024-07-26; 修订日期: 2025-01-02。

基金项目: 上海市教育委员会科研创新计划重大项目(2021-01-07-00-08-E00102); 国家自然科学基金(42276217, U2243207, 42249903); 基金委共享航次(NORC2023-03)。

作者简介: 力清影(2002—), 女, 安徽省马鞍山市人, 主要从事生物地球化学方面研究。E-mail: 51253904057@stu.ecnu.edu.cn

* 通信作者: 高磊, 研究员, 博士, 主要从事化学海洋学和海洋生物化学方面研究。E-mail: lgao@sklec.ecnu.edu.cn

受超强厄尔尼诺事件的影响,长江流域发生自1998年以来最为严重的洪涝灾害^[11]。在2020年,由于再次受到厄尔尼诺现象等不利因素的影响,长江发生了新中国成立以来仅次于1954年和1998年的流域性大洪水^[12-13]。

在干旱方面,2022年夏秋季长江流域发生自1961年有完整记录以来最严重的气象水文干旱事件。2022年7-10月,大通站总来水量较常年同期偏少近50%,呈现出“汛期返枯”且偏枯严重的异常现象^[14-15]。这次干旱事件对流域工农业生产和城市农村居民用水造成了严重威胁,如在2022年9月上旬,位于长江口的上海市水源地较往年提前3~4个月受到咸潮入侵的影响^[16]。段欣好等^[17]的研究表明,2022年长江流域的重大干旱事件与西太平洋副热带高压的空间异常持续维持有着密切联系。

在随后的2023年夏季,长江流域又连续遭遇了历史同期罕见的干旱事件。根据《2023年中国气候公报》^[18],当年我国气候主要表现为暖干的特征。全国年平均气温10.71℃,较气候平均值偏高0.82℃,为1951年以来历史最高值;全国平均降水量615.0 mm,较常年偏少3.9%,为2012年以来的第二低值。其中,2023年6-7月长江中上游平均干旱日数为19.8 d,为1961年以来历史同期第三高值^[19]。根据《2023年中国水旱灾害防御公报》^[20],由于长江中上游的干旱,以及三峡水库和金沙江梯级水库蓄水调度,2023年汛期长江中下游水位大幅偏低。

目前长江径流量在年际间的大幅变化势必将会极大地影响长江冲淡水在长江口的扩散路径和范围,从而进一步影响生源要素的生物地球化学格局。而以往关于流域气候事件对长江口生源要素生物地球化学的相关研究中,对洪水的影响研究得相对较

多^[21-23],对干旱的影响研究得相对较少^[24-25]。在干旱的相关研究中,Yu等^[24]发现2006年长江流域的干旱导致长江中下游河水中颗粒有机物的组成产生了明显的变化。Lei等^[25]发现2023年洪季长江流域的干旱使得东海西部海水中酸化和低氧的现象有所缓解。

据我们所知,到目前为止,关于长江流域特枯水情对长江口营养盐分布及其生物地球化学行为的影响还鲜有报道。因此,本文的研究目标为:利用2023年7月国家自然科学基金委员会在长江口开展的共享开放航次中获得的调查数据,(1)了解洪季长江特枯水情下长江冲淡水的扩展范围,以及其中营养盐的分布特点。(2)通过与历史同期发生洪水的2016年和2020年的相关结果进行对比,揭示长江径流量在年际间的大幅变化对长江口海域营养盐分布及其不保守行为的影响程度和影响机制。本研究将会帮助我们更加深入理解长江口物理海洋学过程与生物地球化学过程相互作用和耦合的机理,对研究世界范围内其他大河河口在全球气候变化背景下生物地球化学过程的响应和反馈机制提供重要的参考。

2 材料与方法

2.1 样品采集与测定

根据《2023年中国河流泥沙公报》^[26],2023年7月大通站月平均径流量仅为29700 m³/s,是1950年有记录以来历史同期(7月)的最低值(图1)。2023年7月3-8日,本课题组通过搭载“博海科号”调查船,自长江淡水端元徐六泾站至124°E,在长江口海域共32个站位进行了表层、中层(水深的0.5倍)和底层(海底以上2 m)海水样品的采集。其中在长江口门内的站位,由于水深较浅,只采集了表层和底层的样品。

在2016年和2020年洪季,长江流域发生了两次

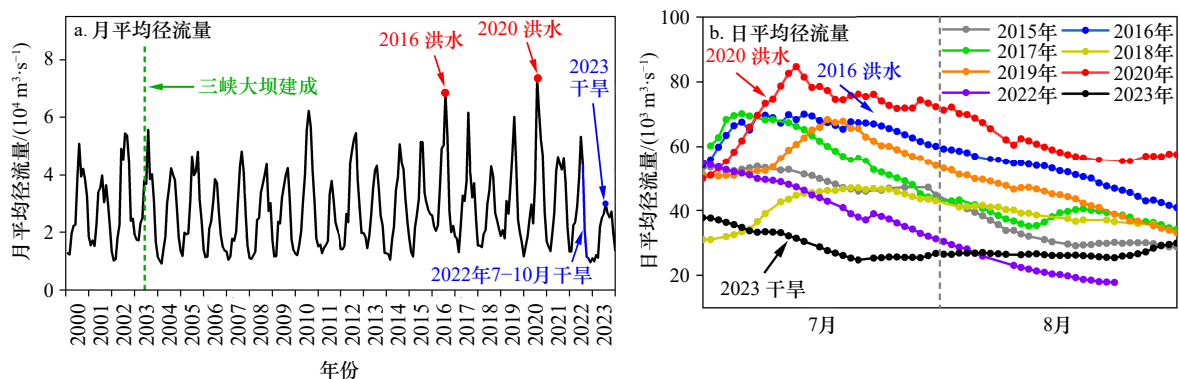


图1 2000年以来长江下游大通站月平均径流量的变化(a),以及2015年以来7-8月间大通站日平均径流量的变化(b)

(数据下载于长江水文网: <http://www.cjh.com.cn/>)

Fig. 1 Variation in monthly average discharge at the Datong station in the lower Changjiang River since 2000 (a), and variations in daily average discharge at the Datong station from July to August since 2015 (b) (the data were downloaded from <http://www.cjh.com.cn/>)

洪水事件。为了更好地反映2023年7月长江特枯水情下长江口营养盐的分布特点,在本文的讨论部分,我们将2023年7月航次数据与本课题组于2016年7月4–15日(本文称之为2016年7月第一航次)和7月19–28日(本文称之为2016年7月第二航次),以及2020年7月1–5日(本文称之为2020年7月航次)和8月3–15日(本文称之为2020年8月航次)同样在长江口观测得到的结果进行对比。后面4个2016年和2020年洪季长江口航次的营养盐数据已经发表于^[22],其研究表明,2016年7月第一航次和2020年7月航次结果反映的是2016年和2020年长江流域洪水到达长江口海域前的状况,而另外两个航次结果是洪水已经到达长江口海域后的状况。

样品在采集后立即使用HACH盐度计(型号:HQ-40d)测定其盐度,该仪器盐度的测量精度为0.01。随后,使用已预先称重并灼烧(450°C, 5 h)、孔径为0.7 μm的GF/F玻璃纤维膜(Whatman公司)将样品过滤。过滤后的玻璃纤维膜保存于-20°C用于后续SPM的质量浓度的测定。使用孔径为0.45 μm的醋酸纤维素膜(Whatman公司)过滤用于测定营养盐的样品(该膜在使用前已在pH=2的稀盐酸中浸泡并用Milli-Q水冲洗干净),过滤后的滤液在加入体积分数为1.5‰的饱和氯化汞溶液后于4°C下保存至测定。

过滤后的玻璃纤维膜在50°C下烘干48 h以上直至恒重,将该质量与过滤前空白膜的质量相减,差值与过滤体积的商即为样品的SPM质量浓度(单位为mg/L)。使用气泡分段流动分析仪(型号:Sanplus System, Skalar Analytical, 荷兰)测定NO₃-N、SiO₃²⁻-Si、PO₄³⁻-P、NH₄⁺-N和NO₂-N等5项营养盐的浓度,测定工作由本课题组完成,其中在每个测定日均建立新的标准曲线。对于NO₃-N的测定,使用Cd-Cu柱将样品中的

NO₃-N还原为NO₂-N,样品通过Cd-Cu柱后的测定结果(NO₃-N与NO₂-N浓度之和)与样品在没有通过还原柱情况下测得的NO₂-N浓度之差即为NO₃-N的浓度。NO₃-N、SiO₃²⁻-Si、PO₄³⁻-P、NH₄⁺-N和NO₂-N的检出限(3个空白样品测定结果的标准偏差的3倍)分别为0.05、0.02、0.03、0.33和0.05 μmol/L。关于营养盐测试的更多技术细节可参见Gao等^[27]和Wang等^[28]。

2.2 数据分析

本文中盐度和营养盐浓度之间的相关分析通过使用SPSS软件完成。此外,还通过使用SPSS软件来判断表层和底层分别得到的线性回归直线中的斜率值之间是否存在显著性差异($p < 0.05$)。

3 结果

3.1 盐度和SPM浓度的分布

32个站位盐度在表层和底层的分布范围分别为0.14~32.6以及0.15~34.3(图2)。在表层,基于2023年7月长江特枯水情的影响,长江冲淡水的扩散范围明显收缩,其中盐度为20的等值线主要分布在122.75°E以西,外海高盐度(>30)海水一支在表层向陆甚至侵入至122.75°E以西(图2a)。在研究区域东南方向最外侧的A7-8、A7-7、A6-8等3站,其表层盐度分别为31.6、31.8、30.8,而表层盐度的最高值32.6却出现在了A6-2站。在底层,盐度为20和30的等值线分别收缩至122.5°E以西和123.0°E以西。底层高盐度海水(盐度>34)在向陆方向最远上溯至123.0°E以西(图2b)。

32个站位表层SPM的质量浓度的变化范围为4.8~211.5 mg/L(图2),其中表层出现最高值和第二高值(138.4 mg/L)的站位(分别为C4和C5站)均处于盐度开始急剧升高的盐度锋面中(其表层盐度分别

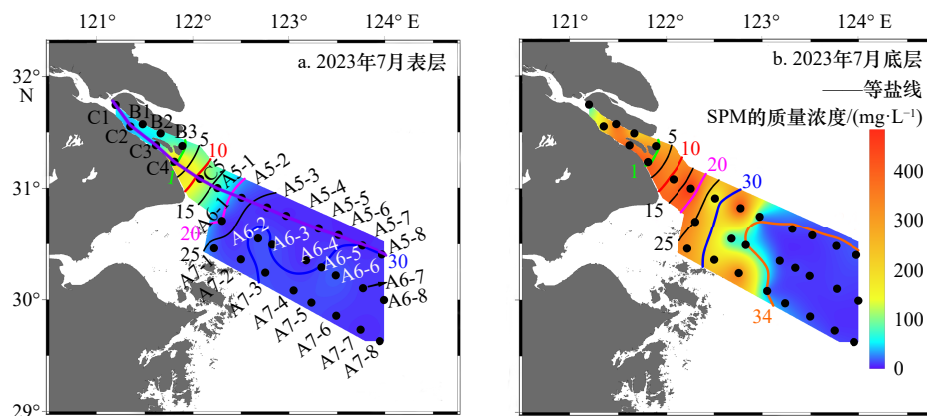


图2 2023年7月长江口航次的采样站位,以及表层(a)和底层(b)盐度和SPM的质量浓度的分布

Fig. 2 The sampling stations, as well as the distributions of salinity and SPM mass concentration at the surface (a) and bottom layers (b), during the Changjiang River Estuary cruise in July 2023

为 0.20 和 11.7, 见图 2a), 这两站也指明了长江口最大浑浊带的中心位置。32 个站位底层 SPM 的质量浓度的变化范围为 7.5~477.5 mg/L (图 2b), 底层 SPM 的质量浓度一般高于该站表层的相应值。SPM 的质量浓度在底层显示出了由陆向海整体下降的趋势, 其中底层 SPM 的质量浓度为 100 mg/L 的等值线与盐度为 34 的等值线大致重合。

3.2 营养盐浓度的分布

所有站位表层 NO_3^- -N 浓度变化范围为 0.6~125.3 $\mu\text{mol/L}$, 其中最高值和最低值分别出现在 C4 站和最外侧的 A7-7 站; 由陆到海随着盐度的升高, 表层 NO_3^- -N 浓度总体呈现出下降趋势 (图 3a)。表层 NO_3^- -N 浓度的最高值出现在口门最大浑浊带中心附近的 C4 站, 而非出现在徐六泾 C1 站。从 C1 站到 C2、C3、C4 站, 表层盐度分别为 0.14、0.14、0.15、0.20, 表层 NO_3^- -

N 的浓度则分别为 117.7、123.4、122.3、125.3 $\mu\text{mol/L}$, 后者在前者相对稳定的情况下仍显示出了一定的上升趋势。而随着 C5 站表层盐度快速上升至 11.7, 其对应 NO_3^- -N 浓度也随之快速下降至 90.6 $\mu\text{mol/L}$ 。在以往的研究中也经常观测到 C4 站最大浑浊带附近 NO_3^- -N 浓度的局地升高^[29], 其很可能与附近沿岸污水的排放有关。但从 C4 到 C5 站, 尽管仍可能继续受到沿岸污水排放的影响, 但低 NO_3^- -N 浓度、高盐度海水稀释作用的影响逐步显现, 导致表层 NO_3^- -N 浓度在 C5 站明显下降。

与 NO_3^- -N 类似, 由陆向海表层 SiO_3^{2-} -Si 浓度也呈现出了整体逐渐下降的趋势 (图 3b)。表层所有站位 SiO_3^{2-} -Si 浓度的变化范围为 0.9~120.0 $\mu\text{mol/L}$, 其中最高值出现在北港断面(B 断面)口门附近的 B3 站, 而最低值则出现在研究区域最外侧的 A6-8 站。C1、C2、

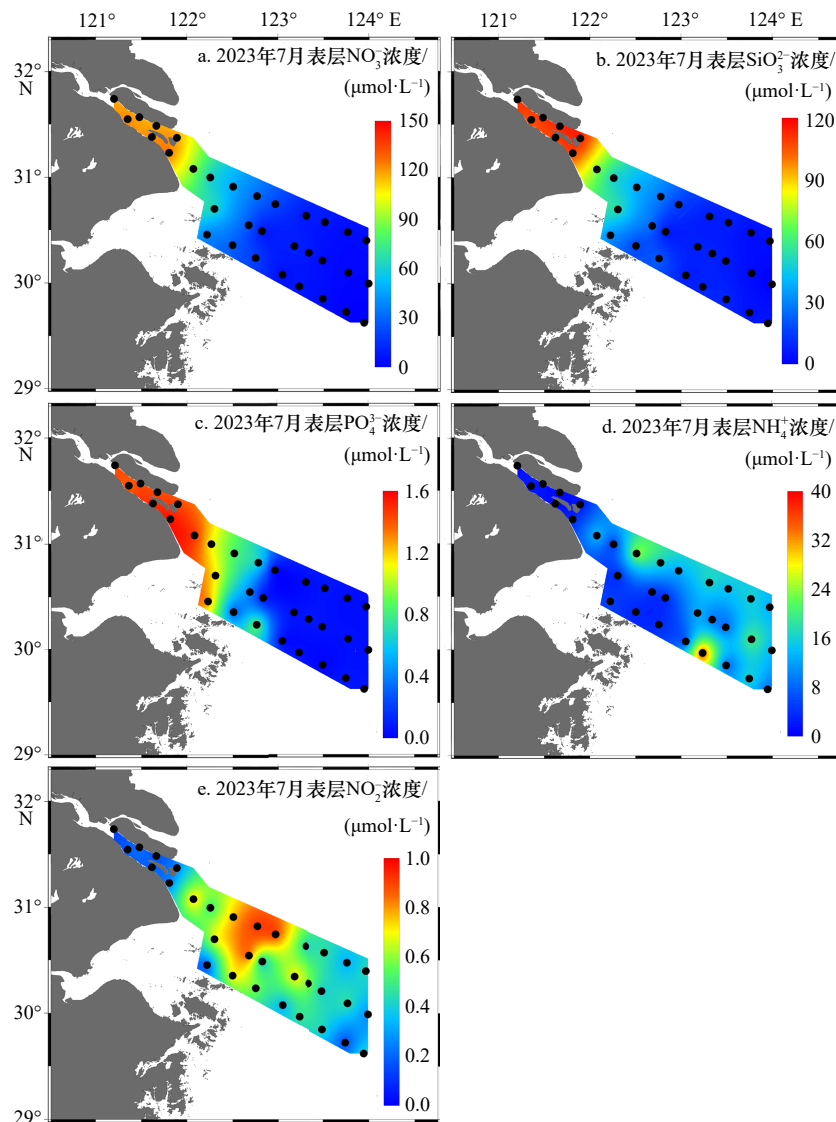


图 3 2023 年 7 月长江口航次营养盐浓度在表层的分布

Fig. 3 Distributions of nutrients concentration at the surface layer, during the Changjiang River Estuary cruise in July 2023

C3、C4站表层 SiO_3^{2-} -Si浓度分别为117.6、111.3、113.1、113.2 $\mu\text{mol/L}$ ，沿岸污水的排放对长江口淡水端 SiO_3^{2-} -Si的浓度并未产生明显的影响。

所有站位表层 PO_4^{3-} -P浓度的变化范围为0~1.57 $\mu\text{mol/L}$ ，最高值和最低值分别出现在C4站和A7-6站(图3c)。尽管所有站位表层 PO_4^{3-} -P浓度也呈现出由陆到海整体下降的趋势，但其浓度的局部波动更加明显和频繁。例如，表层 PO_4^{3-} -P浓度最低值出现在A7-6站，而非出现在位置更靠外侧、盐度更高的A7-7站或A7-8站。另外，A7-3站表层浓度(0.88 $\mu\text{mol/L}$)也明显高于位置更靠陆地、盐度更低的A7-2站(0.29 $\mu\text{mol/L}$)。C1、C2、C3、C4、C5站的表层 PO_4^{3-} -P浓度分别为1.44、1.39、1.51、1.57、1.49 $\mu\text{mol/L}$ ，与 NO_3^- -N类似，所有站位表层 PO_4^{3-} -P浓度最高值出现在C4站，其很可能仍与邻近沿岸的污水排放有关。在沿岸污水排放和当地最大浑浊带中沉积物再悬浮释放的共同作用下，还使得在C5站，尽管盐度快速升高，但此站表层 PO_4^{3-} -P浓度仍继续维持高值，受低浓度、高盐度海水稀释作用的影响有限(这一变化与 NO_3^- -N不同，后面将详细讨论)。

所有站位表层 NH_4^+ -N浓度的变化范围为1.0~36.7 $\mu\text{mol/L}$ ，最高值和最低值分别出现在A7-5站和徐六泾C1站(图3d)。与 NO_3^- -N、 SiO_3^{2-} -Si、 PO_4^{3-} -P不同，表层 NH_4^+ -N浓度总体上呈现出由陆到海逐渐升高的趋势，或者说，表层高 NH_4^+ -N浓度只出现在盐度较高的站位。在可能受到沿岸污染物排放影响的C4站和C5站，表层 NH_4^+ -N浓度仅有小幅升高，分别为3.7 $\mu\text{mol/L}$ 和14.2 $\mu\text{mol/L}$ 。在表层出现 NH_4^+ -N浓度最高值的A7-5站，叶绿素 a 质量浓度降至所有站位表层的最低值(0.16 $\mu\text{g/L}$ ，未发表数据)，说明此处 NH_4^+ -N浓度的高值可能与当地浮游植物生物量的降低有关。

所有站位表层 NO_2^- -N浓度的变化范围为0.14~0.92 $\mu\text{mol/L}$ ，最高值出现在A5-3站和A5-4站，而最低值出现在徐六泾C1站(图3e)。与其他4种营养盐不同，表层 NO_2^- -N浓度由陆到海的变化较为复杂，总体上呈现出先升高再降低的趋势。其中在出现浓度最高值的两站中，其表层盐度均为27.1。此外，在口门内表层盐度不超过0.20的7个站位中，表层 NO_2^- -N浓度均低于0.26 $\mu\text{mol/L}$ 。

5项营养盐在底层的分布见图4。对于 NO_3^- -N、 SiO_3^{2-} -Si、 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N，它们在底层的分布显示出与表层相似的特征，本文不再赘述。而 PO_4^{3-} -P在表层和底层之间显示出了很不同的分布特征，主要表现在底层 PO_4^{3-} -P浓度在高盐度区域普遍比表层高(图4c)，

暗示底层存在 PO_4^{3-} -P的潜在释放源(后面将进一步讨论)。

3.3 表层与底层营养盐浓度的比较

在本文中，表层和底层营养盐浓度的比较通过对比两层间分别计算得到的营养盐浓度与盐度相关关系和线性回归直线来实现(其中仅包括盐度处于0~31.5之间长江冲淡水的样品)。考虑到在保守混合主导下，随着盐度上升，营养盐浓度下降或上升的速率为一常数 a ，即：

$$\frac{dC}{dS} = -a. \quad (1)$$

解这个方程，得到营养盐浓度和盐度之间线性拟合公式为

$$C = -aS + b. \quad (2)$$

在公式(1)和(2)中， C 为营养盐浓度； S 为盐度； a 为回归直线斜率，如上所述，其主要表征的是在盐淡水混合主导下表层或底层营养盐浓度在每个单位盐度的下降(a 为正值)或上升(a 为负值)的浓度值(其中营养盐在盐淡水混合中的不保守过程也能体现在斜率的变化上，参见Gao等^[30])； b 为截距。

对于 NO_3^- -N，无论是在表层还是在底层，浓度与盐度之间都显示出了较强的相关关系(表层和底层两个参数之间相关系数 R^2 值分别达到了0.98和0.97，见图5a)。表层如此高的 R^2 值在以往长江口洪季的观测中较为少见，可能表明流域干旱条件下长江冲淡水中的 NO_3^- -N更倾向于保守混合(后面将详细讨论)。其次，表层回归直线落在了底层回归直线的下方，表层和底层回归线的斜率存在显著性差异(表1)。上述结果说明 NO_3^- -N在表层并非完全保守，与底层相比，表层仍具有一定程度的汇效应，其反映的是表层浮游植物吸收所造成的影响。

SiO_3^{2-} -Si在表层和底层的比较结果与 NO_3^- -N很相似(图5b)。首先，反映 SiO_3^{2-} -Si浓度与盐度之间相关关系强弱的 R^2 值无论在表层还是在底层也都很高，均达到了0.98，表明在流域干旱条件下，长江口 SiO_3^{2-} -Si也表现得非常保守。其次，表层回归直线仍落在了底层的下方，表层和底层回归线的斜率也存在显著性差异(表1)。上述结果说明表层 SiO_3^{2-} -Si还是表现出了一定程度的不保守特征以及汇效应，它们仍主要反映的是表层浮游植物吸收所造成的影响。

与 NO_3^- -N和 SiO_3^{2-} -Si不同的是，从 R^2 值看，无论在表层还是在底层， PO_4^{3-} -P浓度都表现得很不保守，表、底层 R^2 值分别只达到了0.77和0.74(图5c)。另外，底层的 R^2 值低于表层，说明与表层相比，底层 PO_4^{3-} -

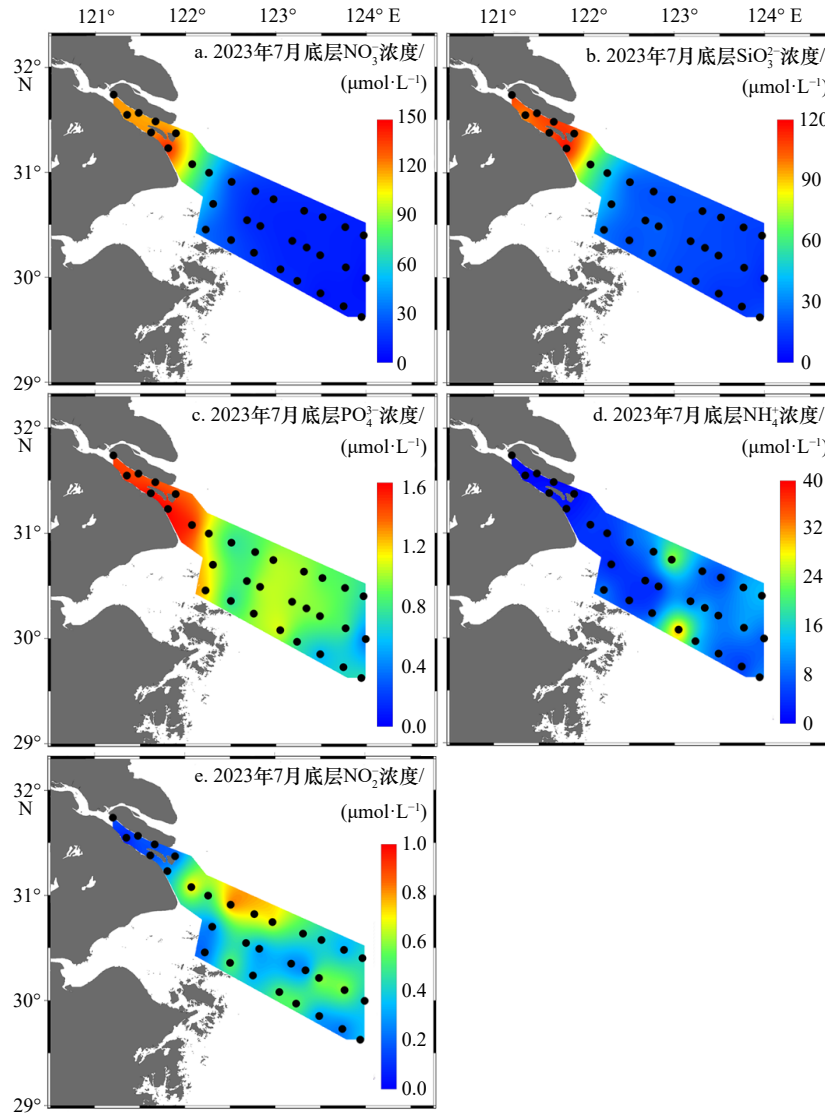


图4 2023年7月长江口航次营养盐浓度在底层的分布

Fig. 4 Distributions of nutrients concentration at the bottom layer, during the Changjiang River Estuary cruise in July 2023

P可能更不保守。表层 PO_4^{3-} -P与盐度间相关系数 R^2 值高于底层的现象在历年长江口的观测中也往往出现^[29],这一点与 NO_3^- -N和 SiO_3^{2-} -Si也很不相同。此外,表层和底层回归直线的斜率差较大,而且表层回归线仍落在了底层的下方,表层和底层回归直线的斜率也存在显著性差异(表1)。以上结果说明,如果 NO_3^- -N和 SiO_3^{2-} -Si在表、底层之间回归直线斜率差主要是由表层浮游植物吸收的“汇”效应造成的,那么 PO_4^{3-} -P在表、底层之间的斜率差很可能是表层“汇”效应和底层“源”效应共同作用的结果。

与 NO_3^- -N、 SiO_3^{2-} -Si、 PO_4^{3-} -P不同的是,表、底层 NH_4^+ -N浓度与盐度之间均显示出了显著的正相关关系(图5d),但是表层和底层 R^2 值分别只有0.29和0.63。 R^2 值在表、底层间的比较结果表明, NH_4^+ -N在表层更不保守。另外,表层和底层线性回归直线的斜

率不存在显著性差异(表1)。对于 NO_2^- -N,盐度与其浓度之间显著的相关关系只出现在底层(R^2 值只有0.29);而在表层,两个参数之间的相关关系并不显著(图5e)。

4 讨论

4.1 长江特枯水情对河口盐度和SPM浓度的影响

在图6中,比较了2023年7月洪季干旱,以及2016年和2020年洪季洪水到达长江口前后共计5个航次中4条盐度等值线(盐度分别为10、15、20和25)的分布。与2016年和2020年4个航次的结果相比,2023年7月流域干旱航次得到的4条盐度等值线在长江冲淡水东南扩展方向均明显更靠近陆地,说明长江特枯水情下其河口盐淡水混合区域明显收缩。从图6可以看出,5个航次总体上代表了长江冲淡水

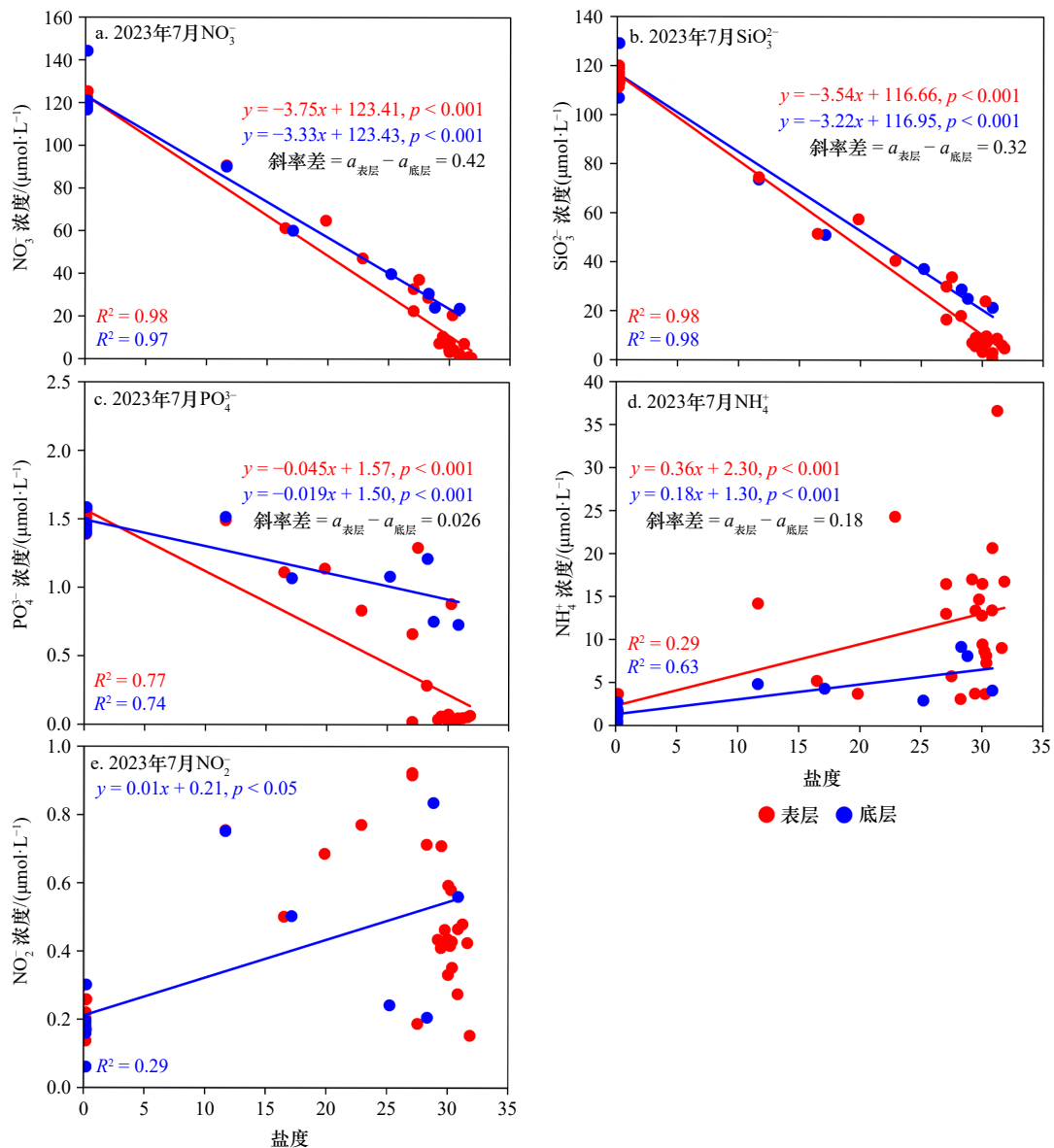


图5 2023年7月长江口航次表层和底层营养盐浓度与盐度之间的相关关系和线性回归直线
 Fig. 5 The correlations and linear regression lines between nutrients and salinity, at the surface and the bottom layers during the Changjiang River Estuary cruise in July 2023

从小到大不同的扩散范围,就长江冲淡水的扩散范围来说具有了广泛的代表性。

为了使结果更具有可比性,在2016年和2020年的4个航次中,我们只选取了与2023年7月航次相匹配的采样站位和断面得到的结果(这4个航次所使用数据的站位如图7a-d所示)。在图7e和f中,分别比较了表层和底层5个航次间不同盐度区间SPM的平均浓度。在表层(图7e),2016年和2020年航次洪水到达长江口后相同盐度区间内SPM浓度一般高于洪水到达前;而在大部分情况下,2023年7月航次表层SPM浓度低于洪水到达长江口后对应盐度区间的浓度,而与洪水到达前的结果更为接近。尽管与表

层类似,在底层(图7f),洪水到达长江口后SPM浓度一般高于洪水到达前相同盐度区间的SPM浓度;但2023年7月流域干旱条件下长江口SPM浓度一般高于2016年和2020年所有4个航次对应盐度区间内的SPM浓度。

2023年7月航次底层SPM浓度明显升高,这可能归因于在长江特枯水情下,长江口盐淡水混合作用区域明显收缩,导致底层相同盐度海水出现在水深更浅的海域,其更容易受到长江冲淡水径流、潮流等环流过程的扰动。上述现象可能直接影响到2023年7月长江口生源要素的分布变化,尤其是那些对底层SPM再悬浮敏感的生源要素(如 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)。

表 1 2023年7月长江口航次营养盐浓度与盐度之间线性回归直线的斜率在表层和底层间的比较
 Table 1 Comparison of the slopes of the regression lines between the surface and the bottom layers, during the Changjiang River Estuary cruise in July 2023

营养盐	层次	斜率/($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}/\text{Salinity}$)	斜率差值	差异显著性
NO_3^- -N	表层	3.75 ± 0.11	0.42	$p < 0.001$
	底层	3.33 ± 0.17		
SiO_3^{2-} -Si	表层	3.54 ± 0.09	0.32	$p < 0.05$
	底层	3.22 ± 0.14		
PO_4^{3-} -P	表层	0.045 ± 0.004	0.026	$p < 0.001$
	底层	0.019 ± 0.003		
NH_4^+ -N	表层	0.36 ± 0.10	0.18	$p > 0.05$
	底层	0.18 ± 0.04		

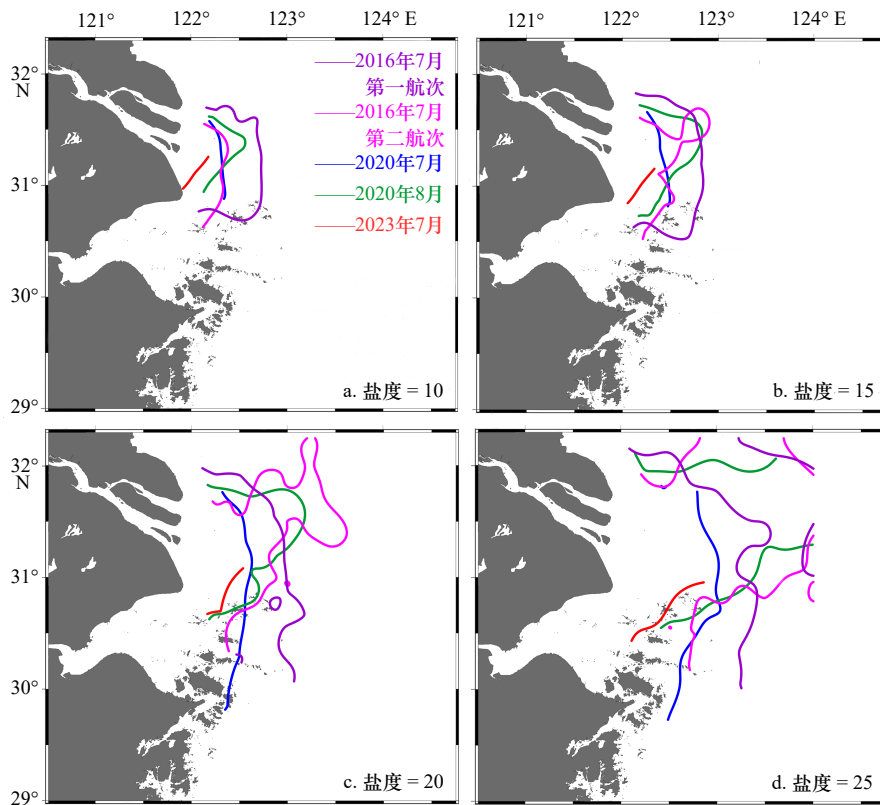


图 6 2023年7月流域干旱条件下长江口航次表层4条盐度等值线位置与2016年和2020年洪水到达长江口前后4个航次相应等值线位置的比较(其中盐度分别为: a. 10、b. 15、c. 20、d. 25)

Fig. 6 Comparison of the positions of the four salinity contour lines at the surface of the Changjiang River Estuary (including salinity: a. 10, b. 15, c. 20 and d. 25), among the five cruises including the one during the watershed drought in July 2023 and the four before and after the arrivals of the watershed floods in 2016 and 2020

4.2 长江特枯水情对河口 NO_3^- -N和 SiO_3^{2-} -Si的影响

在图 8 中, 比较了在 2016 年和 2020 年洪季洪水到达长江口前后共 4 个航次表层和底层海水中营养盐浓度(NO_3^- -N、 SiO_3^{2-} -Si、 PO_4^{3-} -P)与盐度之间的相关关系。对于 NO_3^- -N和 SiO_3^{2-} -Si, 4 个航次表层营养盐的

回归直线都落在了底层回归直线的下方, 表层均表现出了汇效应(图 8a-d, 以及图 8e-h)。 NO_3^- -N和 SiO_3^{2-} -Si在 4 个航次表层的 R^2 值一律低于底层, 说明它们在表层更不保守。上述比较结果均与 2023 年 7 月 NO_3^- -N和 SiO_3^{2-} -Si的结果一致(图 5a 和 b)。

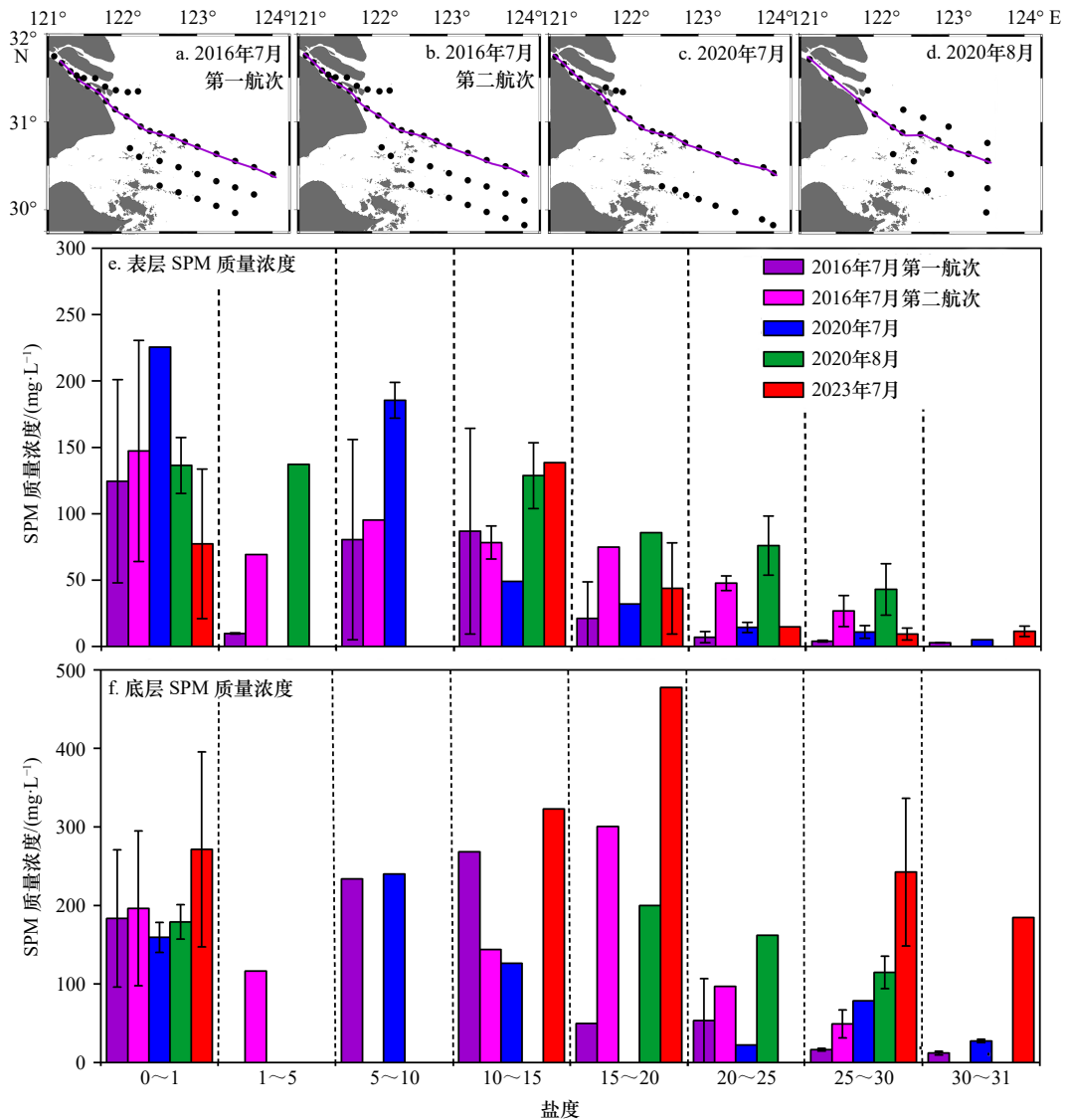


图7 2023年7月流域干旱条件下长江口航次表层(e)和底层(f)在各个盐度区间的SPM平均质量浓度与2016年和2020年洪季洪水到达长江口前后4个航次结果的对比

Fig. 7 Comparison of the average SPM mass concentrations at different salinity ranges in the surface (e) and the bottom layers (f), among the five cruises including the one during the watershed drought in July 2023 and the four cruises before and after the arrivals of the watershed floods in the summers of 2016 and 2020

分图 a、b、c、d 分别为 2016 年和 2020 年 4 个航次所使用数据的采样站位

The panels a, b, c, and d show the sampling stations for the data used during the four cruises in 2016 and 2020, respectively

通过比较 4 个航次表层和底层间线性回归直线的斜率差,可以看出,除了 2020 年两个航次的 SiO_3^{2-} -Si 以外,在洪水到达长江口后,表层和底层 NO_3^- -N 和 SiO_3^{2-} -Si 的斜率差值一般变小(图 8),说明洪水到达后 NO_3^- -N 和 SiO_3^{2-} -Si 在长江口表层的汇效应一般变弱。这很可能部分归因于在洪水影响下长江冲淡水中 SPM 浓度升高(图 7),其在海水中产生了遮光效应,从而抑制了海水中浮游植物对营养盐的吸收。这一结果与 Wang 和 Gao^[31] 通过现场培养,以及 Yao 等^[22] 通过指数函数拟合营养盐浓度与盐度的关系后得到

的结论一致。

如果将图 5 中 2023 年 7 月航次得到的 NO_3^- -N 和 SiO_3^{2-} -Si 的相应结果与图 8 中 2016 年和 2020 年 4 个航次的结果进行对比,可以发现干旱航次的表层, NO_3^- -N 和 SiO_3^{2-} -Si 与盐度之间的 R^2 值(均为 0.98)都高于 2016 年和 2020 年所有 4 个航次的相应值,说明在长江特枯条件下,长江口表层这两种营养盐更加趋向于保守。另外,2023 年 7 月干旱航次中 NO_3^- -N 和 SiO_3^{2-} -Si 在表层和底层间回归直线间的斜率差(分别为 0.42 和 0.32)均低于 2016 年和 2020 年所有 4 个航次

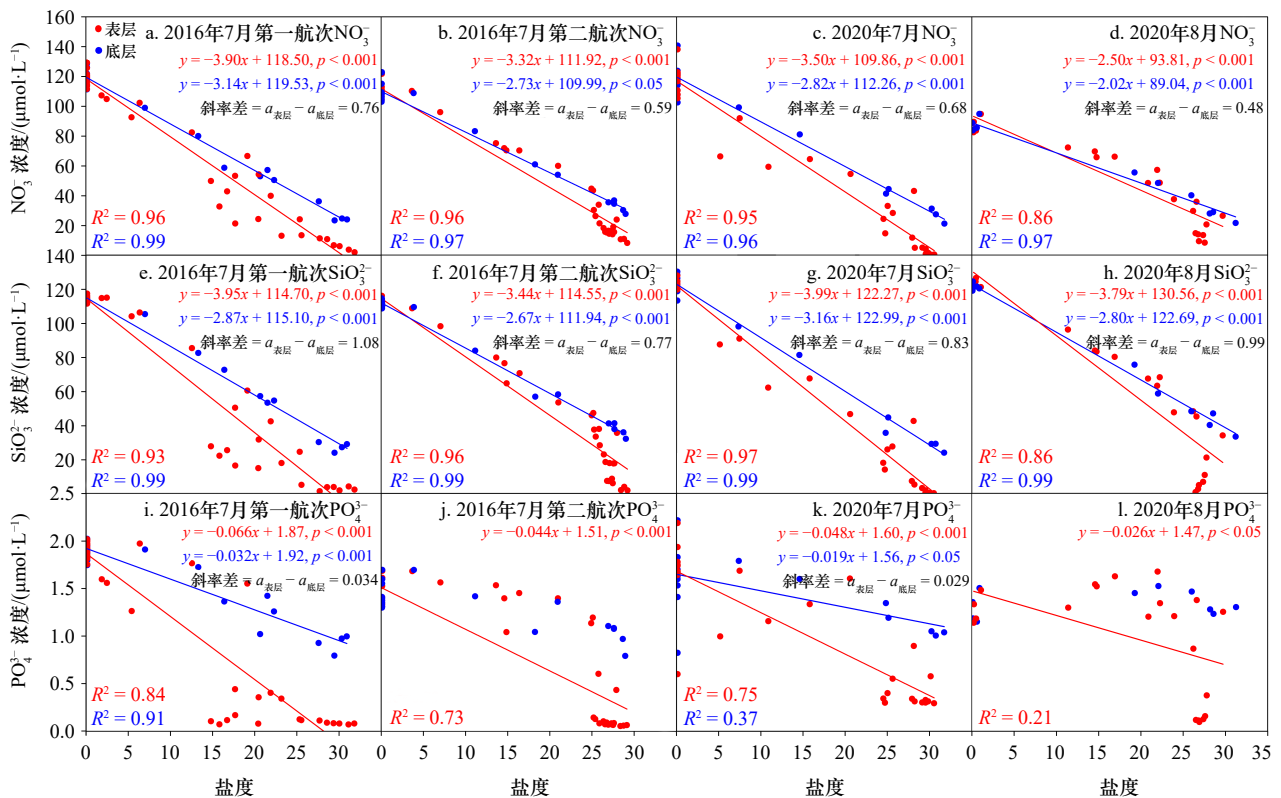


图8 2016年和2020年洪季长江口4个航次表层(红色)和底层(蓝色)营养盐浓度与盐度之间的相关关系和线性回归直线

Fig. 8 The correlations and linear regression lines between nutrients and salinity, at the surface (red color) and the bottom (blue color) layers during the four cruises in the summers of 2016 and 2020

的相应值。上述结果从另一方面再次说明,在长江特枯水情下,长江口海域 NO_3^- -N和 SiO_3^{2-} -Si更加保守,它们在表层的汇效应明显变弱。

2023年7月研究区域大部分盐度区间内表层SPM浓度都低于洪水到达长江口后两个航次的相应值(图7),说明在该干旱航次表层, NO_3^- -N和 SiO_3^{2-} -Si更倾向于保守这一现象显然与表层SPM的遮光效应无关。我们认为,干旱条件下 NO_3^- -N和 SiO_3^{2-} -Si在表层的保守性主要归因于该航次长江冲淡水扩展范围变小、盐淡水交汇区域收缩,继而使得这两种营养盐与浮游植物相互作用的空间和时间均受到极大限制,使其在来不及产生明显的汇效应之前即被输送至高盐度海水中。

4.3 长江特枯水情对河口 PO_4^{3-} -P的影响

在图5中,与 NO_3^- -N和 SiO_3^{2-} -Si不同,尽管在流域干旱条件下的2023年7月,长江口表层 PO_4^{3-} -P浓度与盐度之间也呈现出显著的线性相关关系,但相关系数 R^2 值较低。在低、中盐度(<25)范围内,表层和底层 PO_4^{3-} -P浓度没有明显差别。表层和底层 PO_4^{3-} -P浓度的差别主要体现在高盐度(>25)海水中,此处表层

PO_4^{3-} -P浓度随盐度增长快速下降至检出限附近,与之相比底层 PO_4^{3-} -P浓度随盐度增长的下降要缓慢得多。高盐度区域表层 PO_4^{3-} -P浓度的快速下降是造成该航次表层线性回归线位于底层回归线下方的重要原因。

事实上,2023年7月长江口航次表层 PO_4^{3-} -P浓度与盐度的“上凸”关系更适合使用二次多项式函数来模拟(图9)。第一步,在公式(1)的基础上,在其右边添加了一个与盐度 S 有关的不保守组分 λS ,其中 λ 为系数,得到:

$$\frac{dC}{dS} = -a + \lambda S, \quad (3)$$

式中, C 仍为营养盐浓度; a 仍为表层盐淡水混合主导下的线性斜率。在公式(3)中,我们将营养盐不保守变化设定为与盐度有关,这是因为长江口已知的各种不保守过程均与盐度紧密联系、随着盐度的变化而变化。例如,沉积物再悬浮释放的 PO_4^{3-} -P对表层的影响与每个站位的水深有关,水深越浅,对应的海水盐度往往越低,沉积物再悬浮释放的 PO_4^{3-} -P对表层的影响越大;水深越深,对应的海水盐度往往越高,沉积物再悬浮释放的 PO_4^{3-} -P对表层的影响越小。此外,浮

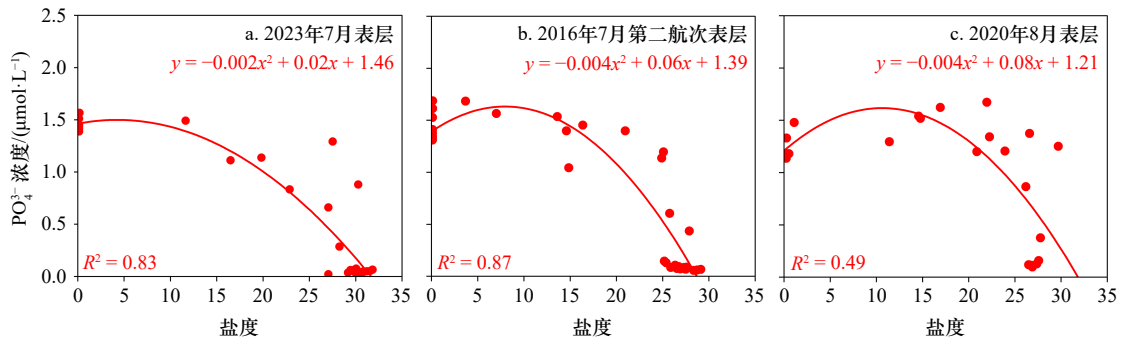


图9 2023年7月流域干旱条件下(a),以及2016年7月(b)和2020年8月(c)洪水到达长江口后等3个长江口航次表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度随盐度的上凸变化使用二次多项式函数拟合后的结果

Fig. 9 The fitting results of the concave $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ trend with salinity using a quadratic polynomial function, in the surface layer during the three Changjiang River Estuary cruises (including the one during the watershed drought in July 2023 (a) and the two after the arrivals of the watershed floods in 2016 (b) and 2020 (c))

游植物对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的吸收也与盐度有关,长江口盐度高的海域透光率往往较高,浮游植物对营养盐的潜在吸收强度大;盐度低的海域透光率往往较低,浮游植物吸收强度小。

第二步,对公式(3)求解,就会得到表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度随盐度变化的二次多项式拟合公式:

$$C = -aS + \frac{1}{2}\lambda S^2 + b, \quad (4)$$

式中, b 仍为截距。与公式(2)相比,公式(4)右侧多出了一个与盐度 S 有关的二次项组分 $\frac{1}{2}\lambda S^2$ 。

将公式(4)用于2023年7月航次表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度随盐度的拟合,与使用公式(2)的拟合结果相比,相关系数 R^2 值由图5c中的0.77提升至图9a中的0.83。与表层不同,底层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度并没有显示出类似的上凸变化趋势;在较高盐度范围,底层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度也没有快速下降(图5c)。在整个盐度范围内(0~31.5),底层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的变化仍只适合使用公式(2)来拟合。

通过2016年和2020年洪季4个航次的研究发现,尽管在所有航次表层, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度与盐度均显示出显著的线性相关关系(图8i-1),但对于洪水到达长江口后的两个航次,与2023年7月的航次类似, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度在低、中盐度范围(<25)有源效应,而在高盐度(>25)则快速下降(图8j和1)。对于2016年7月第二航次和2020年8月航次,表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度随盐度的上凸变化也更适合使用公式(4)来拟合(图9b和c)。与使用公式(2)相比,使用公式(4)后,这两个航次表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度和盐度相关系数分别由图8j中的0.73提升至图9b中的0.87,以及由图8l中的0.21提升至图9c中的0.49。但在两个洪水到达长江口前的航次(2016年7月第一航次和2020年7月航次),表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度的变化则比较散乱,没有显示出上凸趋

势(图8i和k)。

以往一系列研究已经表明,在长江口海域,底层沉积物通过再悬浮等过程对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 有明显的释放^[32-35](其中包括沉积物再悬浮的SPM中可交换态 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的解吸过程^[34]),该过程显著影响到底层甚至表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的浓度。那么第一个问题是,为什么在2016年和2020年洪水到达长江口后的两个航次,以及在2023年7月受干旱影响的航次,只有表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度随盐度的变化显示出了上凸的趋势,而底层却没有?这主要是因为上述航次底层,沉积物再悬浮对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的释放可以发生在整个盐度范围,导致底层低、中盐度区的上凸趋势无法形成。而在表层,由于高盐度(>25)表层海水对应的水深普遍较深,底层沉积物再悬浮对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的释放很难贯穿至海水表层。所以当表层海水盐度达到25左右后,一方面由于深度增加不能继续接收底层提供和补充的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$;另一方面,随着海水中SPM浓度的降低,遮光效应变弱,浮游植物对表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的吸收随着其生产力的加强而增加,导致此处表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度快速下降。这两方面的叠加作用造成了 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度只在表层形成上凸趋势,而在底层仍维持线性变化的趋势。

第二个问题是,在图8中,为什么表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度在两个洪水到达长江口前的航次并没有形成上凸趋势,而这种趋势却在洪水到达后形成了?从图7可以看出,洪水到达后,无论是在表层还是在底层,SPM浓度与之前相比均明显升高,长江口海域底层沉积物的再悬浮作用在洪水到达后得到了显著加强,从而使得更多的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 从底层释放至低、中盐度的表层海水中。这也导致在相同盐度下,尽管典型断面(断面位置见图7a-d中的紫色线段)盐度0-10范围内洪水到达长江口前的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度一般高于洪水到

达后,但对于处于盐淡水混合核心位置的盐度 10–25 范围区间,洪水到达后航次的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度普遍高于洪水到达前(见图 10a–d 红色盐度等值线之间的范围)。

第三个问题是,为什么在受到流域干旱影响的 2023 年 7 月航次,表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 随盐度的变化反而形成了类似于 2016 年和 2020 年洪水到达长江口后航次的上凸趋势?从图 7 中可以看出,尽管 2023 年 7 月海水表层 SPM 质量浓度一般都低于两个洪水到达长江口后的航次,但是海水底层 SPM 质量浓度反而高于这两个航次。2023 年 7 月航次底层始终伴随着强烈的沉积物再悬浮,以及该过程对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的释放。此外,由于 2023 年 7 月长江径流量较小,淡盐水混合交汇区域(盐度锋面)被压缩至较浅海域(图 10e)。水深较浅意味着海水层化减弱、传输距离变短,底层释放的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 更容易通过扩散、湍流、上升流等过程被输运到表层,从而使得流域干旱航次表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 源效应加强。于是,2023 年 7 月航次也形成了表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度随盐度变化的上凸趋势。

5 结论与展望

2023 年 7 月,长江流域发生了历史罕见的洪季干

旱事件。与 2016 年和 2020 年洪季流域洪水到达前后的 4 个航次的结果相比,2023 年 7 月航次长江口 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 表现得更加保守。长江口 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 在流域干旱期间的保守性与长江特枯水情下盐淡水混合区域被明显压缩、营养盐发生不保守过程的时间和空间均严重受限有关。与 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 相比,长江特枯水情下长江口表层 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 显示出了随盐度增长的上凸趋势,这一趋势的出现仍主要与干旱条件下盐淡水混合区域被压缩、底层沉积物再悬浮增强等因素有关。

2023 年 7 月在长江淡水端元采集得到的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 以及 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 等营养盐浓度基本落在了以往各年洪季采集样品的浓度范围内^[28],但是 2023 年 7 月长江月径流量大大低于以往正常洪季,理论上造成长江营养盐入海通量的明显降低,对长江口富营养化、赤潮、低氧的发生可能会有抑制作用^[25]。但另一方面,本研究表明,由于盐淡水交汇发生的时间和空间在长江特枯水情下均受到限制,长江输出的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 等营养盐较少受到河口汇效应的影响,而更多地被直接输运至长江口海域;与此同时,特枯水情也触发了长江口 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的源效应。以上结果表明,长江特枯水情造成的营养盐特殊的生物地球化学模式又会在

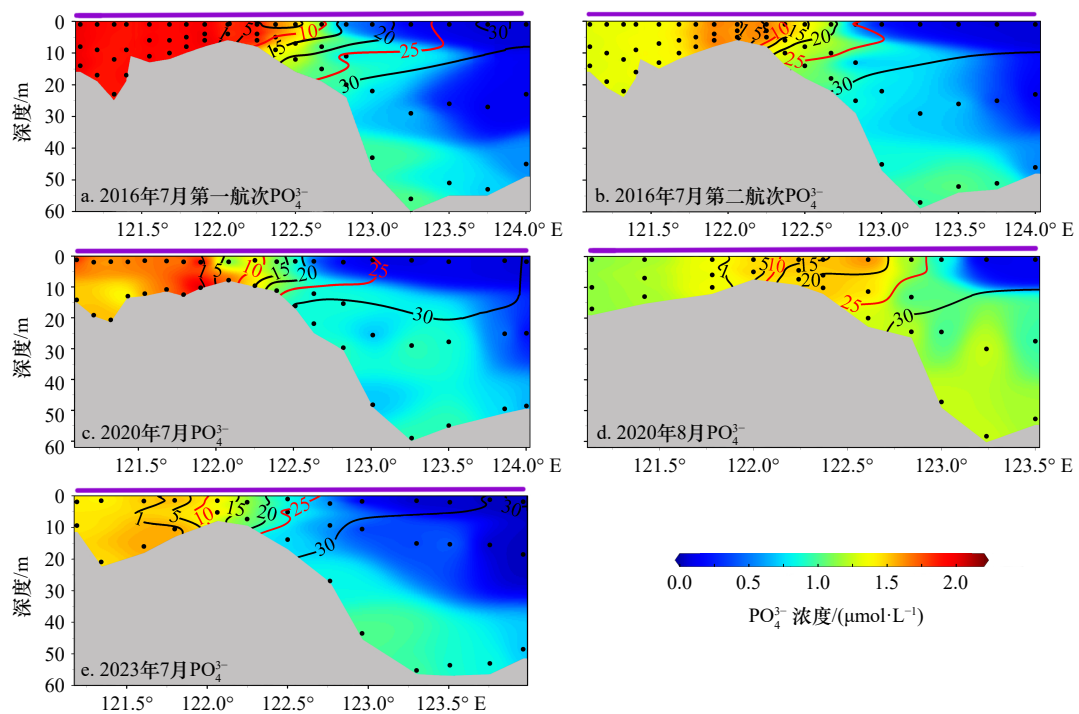


图 10 2016 年、2020 年、2023 年洪季长江口 5 个航次典型断面盐度(等值线表示)和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度的变化

Fig. 10 Variations in salinity (isoline representation) and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ concentration along the typical transects of the Changjiang River Estuary during the five cruises in the summers of 2016, 2020, and 2023

5 个断面的位置分别见图 7a–d 以及图 2a 中紫色线段
the positions of the five transects are shown by the purple lines in Figs 7a–d and 2a

一定程度上抵消长江营养盐输出通量降低对长江口海域的影响。

本研究明晰了长江洪季径流量在年际间大幅波动情景下长江口海域营养盐的分布变化特点及其受

控机制,从而丰富和深化了对长江口海域生源要素生物地球化学过程的认识,为进一步揭示长江口等磷限制型大河河口赤潮的触发机理等关键科学问题提供了重要的理论支持。

参考文献:

- [1] Cai Wenju, Borlace S, Lengaigne M, et al. Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming[J]. *Nature Climate Change*, 2014, 4(2): 111–116.
- [2] Cai Wenju, Wang Guojian, Dewitte B, et al. Increased variability of eastern Pacific El Niño under greenhouse warming[J]. *Nature*, 2018, 564(7735): 201–206.
- [3] Lopez H, Lee S K, Kim D, et al. Projections of faster onset and slower decay of El Niño in the 21st century[J]. *Nature Communications*, 2022, 13(1): 1915.
- [4] Wetz M S, Yoskowitz D W. An ‘extreme’ future for estuaries? Effects of extreme climatic events on estuarine water quality and ecology[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 69(1/2): 7–18.
- [5] Dottori F, Szewczyk W, Ciscar J C, et al. Increased human and economic losses from river flooding with anthropogenic warming[J]. *Nature Climate Change*, 2018, 8(9): 781–786.
- [6] Yang S L, Milliman J D, Li P, et al. 50, 000 dams later: erosion of the Yangtze River and its delta[J]. *Global and Planetary Change*, 2011, 75(1/2): 14–20.
- [7] Dai Zhijun, Du Jinzhou, Li Jiufa, et al. Runoff characteristics of the Changjiang River during 2006: effect of extreme drought and the impounding of the Three Gorges Dam[J]. *Geophysical Research Letters*, 2008, 35(7): L07406.
- [8] Jiang Tong, Su Buda, Hartmann H. Temporal and spatial trends of precipitation and river flow in the Yangtze River Basin, 1961–2000[J]. *Geomorphology*, 2007, 85(3/4): 143–154.
- [9] Zhang Wenjun, Jin Feifei, Stuecker M F, et al. Unraveling El Niño’s impact on the East Asian monsoon and Yangtze River summer flooding[J]. *Geophysical Research Letters*, 2016, 43(21): 11375–11382.
- [10] Ma Feng, Ye Aizhong, You Jinjun, et al. 2015–16 floods and droughts in China, and its response to the strong El Niño[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 627: 1473–1484.
- [11] 郑守仁. 从 2016 年长江洪水看三峡工程防洪作用[J]. *长江技术经济*, 2017, 1(1): 38–42.
Zheng Shouren. The flood control effect of the Three Gorges Project from the perspective of the Yangtze River flood in 2016[J]. *Technology and Economy of Changjiang*, 2017, 1(1): 38–42.
- [12] 陈敏. 2020 年长江暴雨洪水特点与启示[J]. *人民长江*, 2020, 51(12): 76–81.
Chen Min. Characteristics and enlightenment of rainstorm and flood in Yangtze River in 2020[J]. *Yangtze River*, 2020, 51(12): 76–81.
- [13] 夏军, 陈进. 从防御 2020 年长江洪水看新时代防洪战略[J]. *中国科学: 地球科学*, 2021, 51(1): 27–34.
Xia Jun, Chen Jin. A new era of flood control strategies from the perspective of managing the 2020 Yangtze River flood[J]. *Science China Earth Sciences*, 2021, 64(1): 1–9.
- [14] 屈艳萍, 吕娟, 苏志诚, 等. 2022 年长江流域夏秋旱特点分析与思考[J]. *中国防汛抗旱*, 2023, 33(3): 30–33, 66.
Qu Yanping, Lü Juan, Su Zhicheng, et al. Analysis and thinking on Summer-Autumn drought in the Yangtze River Basin in 2022[J]. *China Flood & Drought Management*, 2023, 33(3): 30–33, 66.
- [15] 张明波, 熊丰, 王栋. 2022 年长江流域汛期枯水情势分析[J]. *人民长江*, 2023, 54(4): 1–6, 22.
Zhang Mingbo, Xiong Feng, Wang Dong. Analysis on low water regime during flood season in Yangtze River Basin in 2022[J]. *Yangtze River*, 2023, 54(4): 1–6, 22.
- [16] 许继军, 周涛. 长江流域 2022“汛期反枯”现象警示与对策[J]. *中国水利*, 2023(11): 12–14, 19.
Xu Jijun, Zhou Tao. Warning and strategies for the “flood season drought” phenomenon in the Yangtze River Basin in 2022[J]. *China Water Resources*, 2023(11): 12–14, 19.
- [17] 段欣好, 张强, 张良, 等. 2022 年长江流域重大干旱发展过程中西太平洋副热带高压的多维度异常特征[J]. *科学通报*, 2024, 69(15): 2081–2092.
Duan Xinyu, Zhang Qiang, Zhang Liang, et al. The multi-dimensional anomaly characteristics of the western Pacific subtropical high during the development of the 2022 major drought in the Yangtze River Basin[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2024, 69(15): 2081–2092.
- [18] 中国气象局. 2023 年中国气候公报[M]. 北京: 中国气象局, 2023.
China Meteorological Administration. 2023 China Climate Bulletin[M]. Beijing: China Meteorological Administration, 2023.
- [19] 竺夏英, 孙林海, 钟海玲, 等. 2023 年中国气候异常特征及主要天气气候事件[J]. *气象*, 2024, 50(2): 246–256.
Zhu Xiaying, Sun Linhai, Zhong Hailing, et al. Characteristics of climate anomalies and major meteorological events over China in 2023[J]. *Meteorological Monthly*, 2024, 50(2): 246–256.
- [20] 中华人民共和国水利部. 中国水旱灾害防御公报 2023[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2024.
Ministry of Water Resources of the People’s Republic of China. China Flood and Drought Disaster Prevention Bulletin 2023[M]. Beijing:

- China Water & Power Press, 2024.
- [21] Ge Jianzhong, Zhang Jingsi, Chen Changsheng, et al. Impacts of fluvial flood on physical and biogeochemical environments in estuary-shelf continuum in the East China Sea[J]. *Journal of Hydrology*, 2021, 598: 126441.
- [22] Yao Ailin, Gao Lei, Ming Yue. Influences of catastrophic floods on the biogeochemistry of organic matter and nutrients in the Changjiang River estuary[J]. *Journal of Marine Systems*, 2024, 241: 103922.
- [23] Sun Qianwen, Li Dewang, Wang Bin, et al. Massive nutrients offshore transport off the Changjiang Estuary in flooding summer of 2020[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2023, 10: 1076336.
- [24] Yu Hao, Wu Ying, Zhang Jing, et al. Impact of extreme drought and the Three Gorges Dam on transport of particulate terrestrial organic carbon in the Changjiang (Yangtze) River[J]. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 2011, 116(F4): F04029.
- [25] Lei Shiping, Bu Dezhi, Guo Xianghui, et al. Mitigation of hypoxia and ocean acidification on the inner East China Sea shelf impacted by the 2023 summer drought[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2024, 207: 116830.
- [26] 中华人民共和国水利部. 中国河流泥沙公报 2023[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2024: 1–22.
Ministry of Water Resources of the People's Republic of China. Bulletin of Chinese River Sediment 2023[M]. Beijing: China Water & Power Press, 2024: 1–22.
- [27] Gao Lei, Li Daoji, Zhang Yanwei. Nutrients and particulate organic matter discharged by the Changjiang (Yangtze River): seasonal variations and temporal trends[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2012, 117(G4): G04001.
- [28] Wang Yao, Gao Lei, Ming Yue, et al. Recent declines in nutrient concentrations and fluxes in the lower Changjiang River[J]. *Estuaries and Coasts*, 2023, 46(6): 1475–1493.
- [29] Gao Lei, Zong Haibo. Using water age to study the biogeochemistry of nutrients in a large-river estuary and the adjacent shelf area[J]. *Journal of Marine Systems*, 2021, 214: 103469.
- [30] Gao Lei, Li Daoji, Ishizaka J, et al. Nutrient dynamics across the river-sea interface in the Changjiang (Yangtze River) estuary—East China Sea region[J]. *Limnology and Oceanography*, 2015, 60(6): 2207–2221.
- [31] Wang Mengyu, Gao Lei. New insights into the non-conservative behaviors of nutrients triggering phytoplankton blooms in the Changjiang (Yangtze) River Estuary[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2022, 127(2): e2021JC017688.
- [32] Shen Zhiliang, Zhou Shuqing, Pei Shaofeng. Transfer and transport of phosphorus and silica in the turbidity maximum zone of the Changjiang estuary[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2008, 78(3): 481–492.
- [33] Meng J, Yao Peng, Yu Zhigang, et al. Speciation, bioavailability and preservation of phosphorus in surface sediments of the Changjiang Estuary and adjacent East China Sea inner shelf[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2014, 144: 27–38.
- [34] Yao Qingzhen, Yu Zhigang, Li Lingling, et al. Transformation and source of nutrients in the Changjiang Estuary[J]. *Science China Chemistry*, 2014, 57(5): 779–790.
- [35] Liu Jun, Krom M D, Ran Xiangbin, et al. Sedimentary phosphorus cycling and budget in the seasonally hypoxic coastal area of Changjiang Estuary[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 713: 136389.

Distribution characteristics of nutrients in the Changjiang River Estuary under the watershed extreme drought in July 2023

Li Qingying¹, Yao Ailin¹, Jiang Xintong¹, Ming Yue², Wang Mengyu¹, Zhu Lixin¹, Wang Xianye¹, Gao Lei¹

(1. State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200241, China; 2. State Environmental Protection Key Laboratory of Marine Ecosystem Restoration, National Marine Environmental Monitoring Center, Dalian 116023, China)

Abstract: The freshwater discharges of the Changjiang (Yangtze) River into the sea largely control the extension range of the Changjiang Diluted Water in the estuary and the inherent biogeochemical behaviors of biogenic elements. In July 2023, a summer drought event occurred in the Changjiang River basin, with extremely lower river discharge. In order to study the distribution characteristics of nutrients in the Changjiang River Estuary in response to this drought, samples were collected from 32 stations in the Changjiang River Estuary that month, and the results were further compared with those obtained before and after the arrivals of the Changjiang River watershed floods occurring in the summers of 2016 and 2020. Under the drought condition in July 2023, the estuarine mixing area of freshwater and seawater greatly shrank, and the time and space for the occurrences of non-conservative processes of

NO_3^- -N and SiO_3^{2-} -Si were largely restricted, resulting in that these two nutrients being more conservative compared to those in the flood seasons of 2016 and 2020. At the same time, since the surface seawaters with low-to-medium salinity values (<25) under the drought condition were confined to areas with shallower water depths, PO_4^{3-} -P released through sediment resuspension from the bottom was more easily transported to the surface, and the PO_4^{3-} -P concentrations at surface increased and displayed a “source” mode. As the salinity continued to increase, the impact of the “sink” mode owing to surface phytoplankton assimilation gradually became dominant. In addition, with the increasing water depths, the PO_4^{3-} -P released via bottom sediment resuspension could not penetrate into the surface layer anymore. The combined effect of the above two processes led to a rapid decrease in PO_4^{3-} -P concentrations at surface when salinity was higher than 25. Thus in July 2023, the surface PO_4^{3-} -P concentrations showed a special “concave” trend. This study enriches and deepens our understanding on the response and feedback mechanisms of biogeochemical processes in the Changjiang River Estuary, to the large inter-annual variability in the Changjiang River discharges. This study also helps to further answer those key scientific questions regarding the triggering mechanism of algal blooms in the Changjiang River Estuary, a typical PO_4^{3-} -P-limited large-river estuary in the world.

Key words: nutrient; flood season; drought; biogeochemistry; non-conservative behaviors; Changjiang (Yangtze) River Estuary