

黄河中下游干流及水库系统营养盐变化研究

张晓彤¹, 张红梅¹, 吴念^{1,2}, 宋国栋^{1,2},
丁帅¹, 刘素美^{1,2}

(1.中国海洋大学 深海圈层与地球系统前沿科学中心/海洋化学理论与工程技术教育部重点实验室, 山东 青岛 266100; 2.青岛海洋科学与技术试点国家实验室海洋生态与环境科学功能实验室, 山东 青岛 266237)

摘要:为研究黄河中下游干流及三门峡和小浪底库区表层水体中营养盐的浓度与组成结构,以及水库对营养盐输送通量的释放与截留效应,本文于 2017 年 6 月在黄河中下游及三门峡与小浪底水库进行了采样。结果表明,小浪底库区内 NO_3^- 、溶解无机氮和总溶解态氮平均浓度略低于黄河干流其他站位,各形态溶解态磷和溶解态硅仅为其他站位的 41%~60%,但溶解有机氮在库区明显升高,平均浓度达到了其他站位的 1.2 倍。溶解无机态营养盐浓度在小浪底库尾(远离大坝)降低,而溶解有机态营养盐浓度增加,可能是浮游植物生长繁殖所造成的。库首(靠近大坝)段溶解无机态营养盐浓度增加而有机态营养盐浓度降低,一方面可能是有机质降解等成为了溶解无机态营养盐的来源;另一方面,对氮来说还可能存在硝化作用,而硅则可能由生物硅的溶解产生。小浪底水库内溶解有机态营养盐所占比例更高,且氮磷硅比值相对干流更加不均衡,但 2017 年未实施调水调沙,正好避免了小浪底水库中这种营养盐结构显著不均衡的水体短时大量下泄,降低了下游、河口及邻近渤海海域发生富营养化的潜在可能性。此外,本次调查中,三门峡和小浪底水库在黄河营养盐输送中的作用并不相同。三门峡水库对营养盐出库通量产生了截留效应,小浪底水库对下游营养盐的输运产生了释放效应,且与三门峡出库通量相比,其释放量提高了 127%~438%。

关键词:营养盐;浓度与组成;截留与释放;三门峡水库;小浪底水库;黄河

中图分类号:P734 文献标识码:A 文章编号:1007-6336(2023)05-0653-09

Study on nutrient variation in mainstream and reservoir system of the middle and lower Yellow River

ZHANG Xiaotong¹, ZHANG Hongmei¹, WU Nian^{1,2}, SONG Guodong^{1,2},
DING Shuai¹, LIU Sumei^{1,2}

(1.Frontiers Science Center for Deep Ocean Multispheres and Earth System / Key Laboratory of Marine Chemistry Theory and Technology, Ministry of Education, Ocean University of China, Qingdao 266100, China; 2.Laboratory for Marine Ecology and Environmental Science, Pilot National Laboratory for Marine Science and Technology, Qingdao 266237, China)

Abstract: To study the concentration and composition of nutrients in surface water of the middle and lower reaches of the Yellow River as well as the release or retention effects of Sanmenxia and Xiaolangdi reservoir on

收稿日期:2022-10-20, 修订日期:2022-11-22

基金项目:国家自然科学基金项目(U1806211);国家重点研发计划项目(2016YFA0600902);山东省“泰山学者”工程专项经费项目

作者简介:张晓彤(1995—),女,山东淄博人,硕士,主要研究方向为海洋生物地球化学, E-mail: 541208980@qq.com

通信作者:吴念(1991—),女,实验师,硕士,主要研究方向为海洋生物地球化学, E-mail: wunian@ouc.edu.cn

nutrient transport, sampling was carried out in the middle and lower reaches of the Yellow River and Xiaolangdi reservoir in June 2017. The results show that in the mainstream of the Yellow River, the average NO_3^- , dissolved inorganic nitrogen (DIN) and total dissolved nitrogen in the Xiaolangdi reservoir were slightly lower than other stations, and the dissolved phosphorus and dissolved silicon (DSi) were only 41%~60% of other stations, but dissolved organic nitrogen (DON) was significantly increased in the reservoir and the average concentration was 1.2 times of other stations. The concentration of DIN decreased in the tail of the Xiaolangdi reservoir (away from the dam) while the concentration of DON increased, which may be caused by the growth and reproduction of phytoplankton. The concentrations of dissolved inorganic nutrient increased while the concentrations of dissolved organic nutrient decreased in the head of the reservoir (near the dam), which may be caused by the degradation of organic matter, as well as the nitrification of nitrogen (for NO_3^-) and the dissolution of biogenic Si particles (for DSi). The proportion of dissolved organic nutrients in Xiaolangdi reservoir was higher, and the ratio of nitrogen, phosphorus and silicon was more unbalanced than that of the mainstream, but the lack of water and sediment regulation event in 2017 prevented the large-scale discharge of the significantly unbalanced water body of Xiaolangdi reservoir in the short term, reducing the potential possibility of eutrophication in the downstream, estuary and Bohai Sea. In addition, Sanmenxia and Xiaolangdi reservoir played different roles in nutrient transportation in this investigation, Sanmenxia reservoir had an interception effect on outflow flux, while Xiaolangdi reservoir had a release effect on the transportation of downstream nutrients, and it had increased by 127%~438% compared with the outflow flux of Sanmenxia.

Key words: nutrient; concentration and composition; retention and release; Sanmenxia reservoir; Xiaolangdi reservoir; Yellow River

河流是海洋物质来源最重要的途径之一,在全球水循环、生源物质循环及泥沙输运中扮演着重要的角色^[1-5]。河流内大坝的建设虽然调节了河道径流量^[5],但同时延长了陆地—海洋水生连续体的水力停留时间^[2-3,6-7],导致输送至海洋的沉积物显著减少^[5,8-9]。同时,筑坝截留增强了生源物质在库区内的迁移和转化过程,改变了库区和河流下游的营养盐浓度和组成结构^[2-3,10-11],致使下游河道、河口及近岸海域浮游植物群落结构及生态系统受到了显著的影响^[1-3,12-14]。

黄河是汇入渤海最重要的河流之一,每年输送 1.08 Gt 泥沙入海^[15-16]。与全球其他河流一样,黄河正经历着大坝建设、人口快速增长、城镇化以及产业结构变化等诸多压力^[5,17-19]。自 20 世纪 50 年代以来,黄河流域已建成的水库或大坝超过 3000 座^[1,20],但同时黄河的高泥沙含量导致水库运行后淤积严重、库容损失,其中小浪底水库在建成后的 10 年内蓄水速度降低到 $0.3 \text{ km}^3/\text{a}$ ^[5]。为了减少库区和下游泥沙淤积并维持下游径流量,自 2002 年起,黄河水利委员会联合小浪底、三门峡和万家寨水库实施了调水调沙,将库区内水沙短时大量地下泄至河口,此期

间输送至渤海的营养盐通量能达到全年输送量的 23%~68%^[1,5,12,17,21-22]。调水调沙事件一般发生在 6 月—7 月,至 2019 年共实施了 17 次,其中 2016 年和 2017 年未实施^[17]。目前已有研究报道,黄河调水调沙导致下游河床由淤积向侵蚀转化,致使悬浮颗粒物粒径粗化^[16],提高了下游及河口的富营养化潜力^[12,23]。而解释库区下泄水体对下游或河口产生这一系列生态效应的重要条件是,必须对下泄前库区内和库区上、下游干流的水沙情况及生源要素进行系统的研究,但目前还未有相关的研究报道。因此,本文将黄河中下游与水库系统作为整体,在往年实施调水调沙前的时间,从中游干流的风陵渡至下游河口淡水端展开调查,并在三门峡和小浪底库区内进行了采样,分析了黄河中下游干流与水库内的营养盐浓度、组成结构和比例变化,探讨了干流与库区内生源要素变化的影响因素及水库对营养盐向下输运的截留或释放效应。本文为黄河流域大坝建设与人为调控对生源要素迁移转化的利弊提供了思考,并可为“黄河流域生态保护和高质量发展”国家战略提供参考。

1 材料与方法

1.1 调查区域及样品采集

2017年,小浪底水库全年水位变化范围为237.7~267.5 m,从4月开始水库水位持续降低,直至7月下旬达到年度最低水位,随后在9月水位开始回升(图1)^[24]。本次调查于2017年6月中旬实施,目的是在往年即将实施调水调沙事件前的时间段(以2014年实施调水调沙的时间、日径流和日蓄水位为例,图1)对小浪底水库库区内和库区上、下游干流的水沙及生源要素情况进行系统的研究。因此,本实验室在2017年6月11日—21日在黄河中下游和三门峡与小浪底水库实施了野外观测(图2)。中下游干流具体采样站位沿河道从上至下分别为:风陵渡、三门峡天鹅湖、三门峡坝下、鲁豫、小浪底坝下、花园口、开封、高村、将军渡、东大、涑口、利津、胜利、开元。另外,在小浪底水库60 km沿程长度的库区内,设置了1#、3#、5#、10#、15#、20#、25#、30#、35#共9个采样断面,采集水库左、中、右不同宽度及不同深度的样品(图2,本文仅使用水库中线的样品进行讨论)。采样桶预先用浓硫酸处理并用 Milli-Q 水洗净后使用。样品采集后同样用已处理过的 Nalgene 滤器和0.4 μm 聚碳酸酯滤膜进行过滤,其中滤液装入经预处理的洁净125 mL 高密度聚乙烯瓶中,滤膜置于膜盒中,均在-20℃条件下冷冻保存。滤液解冻后用于溶解态营养盐的测定;滤膜于45℃条件下烘干,恒重后称重,用于悬浮颗粒物(SPM)的测定。

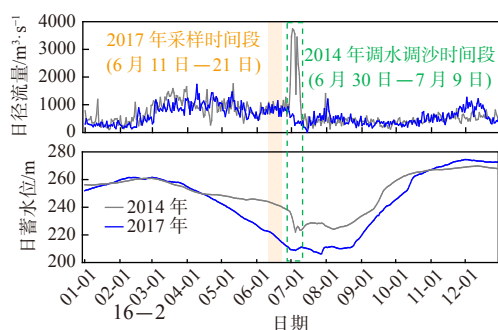


图1 2014年和2017年黄河小浪底水库日径流量和日蓄水位

Fig. 1 Discharges and storage variations in the Xiaolangdi reservoir in 2014 and 2017

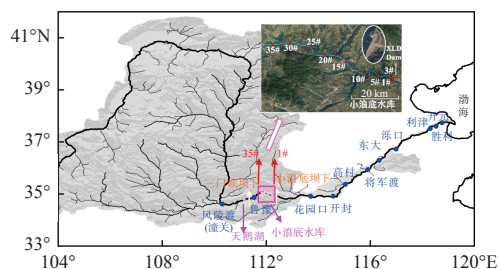


图2 黄河中下游及小浪底水库采样站位

Fig. 2 The sampling stations in the middle and lower reaches of the Yellow River and Xiaolangdi reservoir

1.2 样品分析方法

溶解无机态营养盐包括 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 、溶解无机磷(DIP)和溶解态硅(DSi),均采用德国的 QuAatro 连续流动自动分析仪进行测定,测定方法分别为 Cd-Cu 还原+重氮偶氮法、重氮偶氮法、靛酚蓝法、磷钼蓝法、硅钼蓝法^[25]。 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 、DIP 和 DSi 的仪器检测限分别为 0.03 μmol/L、0.01 μmol/L、0.02 μmol/L、0.02 μmol/L 和 0.04 μmol/L。DIP、 NO_2^- 、 NH_4^+ 的测定精密度均小于 2%, NO_3^- 和 DSi 的测定精密度均小于 1%。总溶解氮(TDN)和总溶解磷(TDP)的测定采用碱性过硫酸钾氧化法,将样品中的氮和磷全部氧化成硝酸盐和磷酸盐后进行测定^[25]。溶解无机氮(DIN)= $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$, 溶解有机氮(DON)=TDN-DIN, 溶解有机磷(DOP)=TDP-DIP^[12]。叶绿素 a(Chl a)的相对变化趋势使用潜水式多通道 CTD 剖面仪(AAQ, JFE Advantech, Japan)现场测定,该仪器测定叶绿素荧光信号值的准确度可达 0.01 ppb,精密度为 1%。

2 结果与讨论

2.1 SPM 浓度

黄河中下游干流(含小浪底)表层水体 SPM 浓度变化范围为 2~2501 mg/L,最高值和最低值分别出现在风陵渡站和小浪底坝前 1#—3#站(图3)。风陵渡距潼关只有几公里,受到黄土高原泥沙输入的影响,其 SPM 浓度最高。观测期间三门峡水流较缓,出库径流量仅为 170~685 m³/s^[24]。因此,受到水库滞留作用的影响,风陵渡(2501 mg/L)向下输送的 SPM 到天鹅湖(27 mg/L)以及三门

峡坝下(11 mg/L)出库时浓度呈断崖式下降,且从三门峡至小浪底(2~14 mg/L)这种对 SPM 的滞留作用一直存在(图3)。2017年未实施调水调沙,导致 $0.275 \times 10^8 \text{ m}^3$ 和 $1.163 \times 10^8 \text{ m}^3$ 的泥沙分别淤积在了三门峡和小浪底库区^[24]。此外, Xu 等^[7] 同航次的调查发现,2017年6月,小浪底库首(靠近大坝)水龄比库尾水龄老40~60天。因此,虽然观测期间小浪底处于低流量的放水期($589 \sim 1140 \text{ m}^3/\text{s}$)^[24],但释放出的仅为在库区储存很久的低 SPM(小浪底坝下站,4 mg/L)清水。而花园口以下站位的 SPM 浓度逐渐增加(图3),主要来自河水对河道、河床的冲刷^[16]。

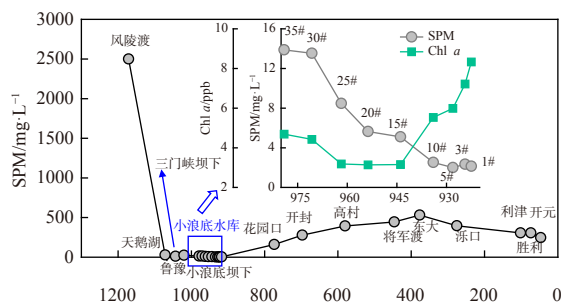


图3 黄河中下游干流表层水体 SPM 浓度沿程变化及小浪底水库 Chl a 浓度变化

Fig. 3 Variation of SPM in surface water of the middle and lower reaches of the Yellow River and Chl a concentration in Xiaolangdi reservoir

2.2 营养盐浓度变化及其影响因素

黄河中下游干流(含小浪底)表层水体 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 、DIN、DON 和 TDN 浓度范围分别为 $254 \sim 323 \text{ µmol/L}$ 、 $1.97 \sim 30.3 \text{ µmol/L}$ 、 $0.76 \sim 19.7 \text{ µmol/L}$ 、 $273 \sim 334 \text{ µmol/L}$ 、 $1.63 \sim 30.8 \text{ µmol/L}$ 和 $292 \sim 351 \text{ µmol/L}$ (图4)。在航次调查站位表层水体中, NO_3^- 平均占 DIN 的 95% 以上, DON 占 TDN 的比例平均不到 10%, NO_3^- 和 DIN 分别是 DIN 和 TDN 最主要的组成形式。黄河水体中的氮浓度远高于世界其他大河^[10,23], 主要是流域内人口增加、农业耕种发达、工业化程度高、化肥的施用量大和污水排放量高等所致^[1,12,17,26-29]。

DIP、DOP 和 TDP 浓度变化范围分别为 $0.10 \sim 1.10 \text{ µmol/L}$ 、 $0.19 \sim 1.04 \text{ µmol/L}$ 和 $0.31 \sim 2.02 \text{ µmol/L}$, DIP 和 DOP 平均各占 TDP 的 50%, 整体上两者浓度相当。此次调查,干流与水库 DIP 平均浓度

为 0.49 µmol/L , 低于世界 16 条主要大河的平均浓度(1.28 µmol/L)^[23], 主要是黄河的高含量泥沙对磷具有强烈的吸附—解吸作用,从而调节黄河水体中磷的浓度水平^[30]。DSi 浓度范围为 $18.2 \sim 80.6 \text{ µmol/L}$, 低于 DING 等^[31] 2007 年 7 月($181 \sim 323 \text{ µmol/L}$)以及马永星等^[32] 与 RAN 等^[33] 2012 年 7 月($95 \sim 142 \text{ µmol/L}$)同季节在黄河潼关(或风陵渡)及以下干流的观测结果。黄河水体中 DSi 浓度的显著降低可能是因为黄河流域植树造林、水土保持、产业结构改变、黄河流域生态环境变好等显著减少了黄土高原的水土流失与流域回灌水输入^[17,33]。

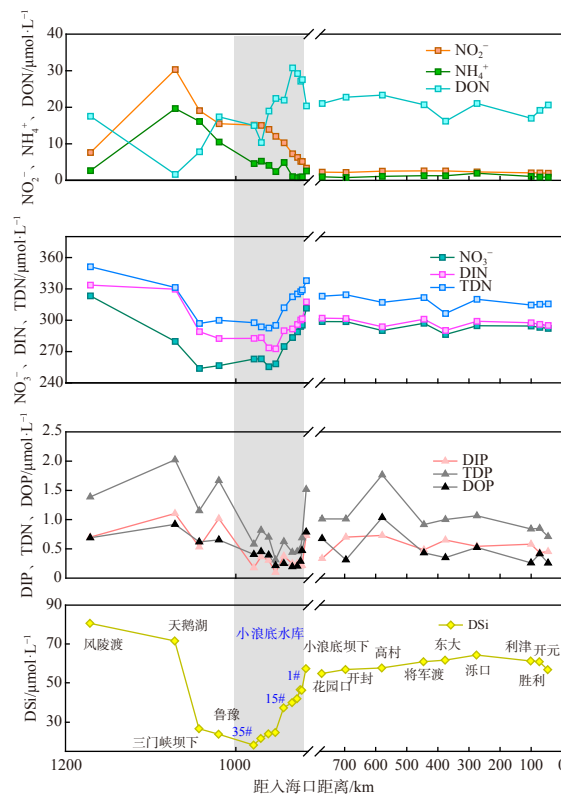


图4 黄河中下游干流和小浪底水库表层水体溶解态营养盐浓度沿程变化

Fig. 4 Variation of dissolved nutrient concentrations along the main stream of the middle and lower reaches of the Yellow River and surface water of Xiaolangdi reservoir

2017 年 6 月调查期间, NO_2^- 、 NH_4^+ 和各溶解态磷浓度均在天鹅湖较高, 且从天鹅湖至小浪底浓度降低, 其中库区内各溶解态磷仅为其他站位(天鹅湖属于三门峡库区, 因此计算时不包括在

内,后续所述其他站位均同此处)的41%~59%。在调查过程中发现,天鹅湖有养殖区和捕鱼船,而水产养殖所造成的水体污染主要就是氮、磷污染^[34]。在库区,由于SPM浓度降低(图4)、水体透明度增加,浮游植物生长繁殖消耗了营养盐,且这种消耗在小浪底水库的库尾半段(35#—20#)尤为明显(图3,图4)。同时,DON浓度在库区也表现出明显的升高(图4),平均浓度达到了其他站位的1.2倍,而浮游植物、大型植物和细菌生长繁殖所产生的分泌物正是DON的重要来源之一^[35]。另外, NO_2^- 和 NH_4^+ 浓度降低,但 NO_3^- 浓度升高(图4),且三者具有相关性($P<0.05$),说明水库中可能存在硝化作用^[36-37],CHENG等^[38]同航次对小浪底水库 N_2O 的调查和分析也证实了这一点。黄河下游 NO_2^- 、 NH_4^+ 和DON浓度较为稳定,变化不大;各溶解态磷浓度则呈波动变化特征。

调查期间,库区内的 NO_3^- 、DIN和TDN平均浓度较其他站位低3%~6%,而DSi平均浓度仅为其他站位的60%,四者均与SPM浓度具有显著正相关关系($r=0.507\sim 0.584$, $P<0.05$, $n=23$),最高浓度均出现在SPM浓度最高的风陵渡站,可能是黄土高原高氮、硅泥沙输入后发生淋溶所致^[17,31,39-41]。另外,在观测期间,以上4项营养盐互相具有相关性($P<0.05$)且沿程浓度变化基本一致,说明营养盐之间存在相互转化。丁一桐等^[42]2019年对黄河干流和库区的调查发现,三门峡

坝下的浮游植物密度和生物量远高于潼关。而本航次调查发现,风陵渡至三门峡坝下营养盐浓度显著降低,并保持较低浓度进入小浪底水库中(图4),这可能是浮游植物生长繁殖大量消耗营养盐所致。随后,从小浪底水库中间的10#—15#站位开始, NO_3^- 、DIN、TDN和DSi浓度呈持续增加的趋势,但DON浓度降低,这可能是因为靠近大坝的库首半段水龄相对库尾半段较高,库首半段形成了类似“湖泊”的死水状态,在这种较弱的水动力条件下,生源物质矿化分解后产生了富集效应^[7](图5,以小浪底库区 NO_3^- 和DSi浓度剖面变化为例)。另外,生物硅是黄河DSi的重要来源之一^[33],且生物硅仅需25~27h即可达到最大溶解速率^[43]。因此,DSi浓度升高还可能由硅藻和小型陆生植物生物硅溶解引起的^[7]。对于氮浓度的升高,还可能在上述关于 NO_2^- 和 NH_4^+ 的讨论中所提到的硝化过程的影响。从小浪底坝下至下游淡水端, NO_3^- 、DIN和TDN浓度逐渐降低,而下游为地上悬河,受人为活动影响的氮源不易进入河道,因此,黄河下游的氮浓度可能主要受到中游水库的调节;而DSi的浓度变化则呈“抛物线”型,与下游河道受到冲刷后SPM浓度回升有关($r=0.635$, $P<0.05$, $n=10$)。SPM浓度增加使得水体透明度降低,阻碍了浮游植物对DSi的吸收^[32],因此,黄河下游的DSi浓度变化可能受到水库下泄与下游河道侵蚀风化的双重影响。

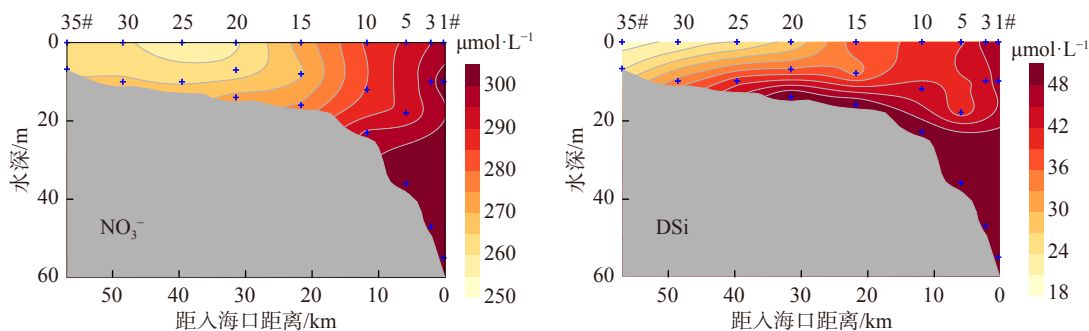


图5 小浪底库区1#—35#站位 NO_3^- 和DSi浓度剖面变化

Fig. 5 Variation of NO_3^- and DSi concentration profiles of in the Xiaolangdi reservoir

2.3 营养盐比值与组成比例

2017年6月调查期间,黄河中下游干流表层DON/TDN和DOP/TDP分别为 $6\%\pm 2\%$ 和

$50\%\pm 12\%$ (图6),但在小浪底库区分别达到 $7\%\pm 2\%$ 和 $56\%\pm 11\%$ 。在小浪底库区中,溶解有机态氮和磷在总溶解态中所占的比例均比其他

站位表层高出了22%(图6)。此外,库区内 $\text{Chl } a$ 浓度与 NH_4^+ ($r=-0.721$, $P<0.05$, $n=9$) 和 NO_2^- ($r=-0.770$, $P<0.05$, $n=9$) 具有显著负相关性,与 DIP ($r=-0.229$, $P=0.554$, $n=9$), DON ($r=0.538$, $P=0.136$, $n=9$) 和 DOP ($r=0.209$, $P=0.590$, $n=9$) 相关性虽不显著,但也在一定程度上说明库区溶解有机态营养盐所占比例的增加可能与库区浮游植物大量生长繁殖发生同化吸收有关。同样,库区内 DIN/DIP 和 DSi/DIP 比值分别为 1336 ± 611 和 151 ± 69 , 远高出航次调查 DIN/DIP 和 DSi/DIP 的平均值(图6),甚至达到了其他站位的2.5倍和1.5倍;而 DSi/DIN 则与之完全相反,库区内的比值仅为其他站位的62%。大坝的修建导致库区内及输送到沿海地区的氮磷比增加、硅氮比降低,这与 Maavara 等^[2-3] 对全球大坝的研究结果一致。

根据 REDFIELD^[44] 提出的浮游植物吸收水体中营养元素的比例($\text{C}:\text{N}:\text{P}=106:16:1$),以及 DORTCH 和 WHITLEDGE^[45] 与 JUSTIĆ 等^[46] 以 REDFIELD 比值为基础进一步提出的评价每种营养盐相对限制的标准(Si/P 和 N/P 均大于22,为P限制; $\text{N/P}<10$ 和 $\text{Si/N}>1$,为N限制; $\text{Si/P}<10$ 和 $\text{Si/N}<1$,为Si限制),黄河干流和库区中的氮磷硅比值严重偏离 Redfield 比值,存在突出的磷相对限制情况,且小浪底库区中这种磷的相对限制情况较干流更加显著(图6)。虽然生源物质在小浪底水库内发生了强烈的迁移和转化过程,导致库区内的营养盐组成结构及比值较干流发生了显著的变化,但2017年未实施调水调沙事件则正好避免了这种营养盐结构相对更加不平衡的水体短时大量下泄,降低了下游、河口及邻近的渤海海域发生富营养化的潜在可能性。上述结论与其他类似研究基本一致,例如,王允等^[23] 研究发现,2016—2017年未实施调水调沙的年份,黄河下游利津站的氮、磷富营养化潜力指标分别仅为2018—2019年实施调水调沙年份的50%和17%,未实施调水调沙年份下游的富营养化潜力指标更低、潜力更小。此外,曹洪军和梁敏^[47] 也发现,2018年实施调水调沙的年份,渤海海域富营养化程度较2017年未实施调水调沙年份有所增大。

2.4 水库系统在营养盐向下游输送中的作用

全球大坝和水库的修建起到了河内“存储器”和“反应器”的作用,增加了物质在陆地—海洋水生连续体中的停留时间^[2-3,5,7,10]。例如,筑坝截留显著减少了尼罗河输入到地中海近岸的氮磷硅营养盐通量^[3,48];多瑙河筑坝后河口处的 DSi 减少了60%^[3,49];三峡大坝对 DIN 、 DIP 、 DSi 和生物硅的截留分别达到了23.5%、31.2%、2.8%和34.3%^[10]。以黄河有径流量监测的风陵渡(潼关)水文站代表三门峡的入库站,三门峡坝下代表出库站,结合营养盐浓度对通量(通量=径流量 $\times$ 浓度)进行了计算,并以[入库浓度(通量)–出库浓度(通量)]/入库浓度(通量)来估算水库对浓度(通量)的滞留或释放效率^[3,50]。采样期间,三门峡坝下的平均径流比风陵渡高出了 $53 \text{ m}^3/\text{s}$,但三门峡各营养盐的出库浓度较风陵渡降低了 $0.07 \sim 69.5 \mu\text{mol/L}$,导致三门峡水库各营养盐的出库通量较风陵渡降低了 $0.01 \times 10^5 \sim 24.9 \times 10^5 \text{ mol/d}$ (表1)。在此次调查中,三门峡水库在风陵渡至三门峡出库段主要体现了对营养盐浓度的消耗和对通量的截留效应,其中对 DSi 通量的截留幅度最大,达到了64%(表1),主要受控于各营养盐出库浓度的降低。

本文以三门峡坝下为小浪底水库的入库站,小浪底坝下为小浪底的出库站,分析小浪底水库对营养盐浓度和通量的输送效应。在本次调查期间,小浪底水库平均出库径流和各营养盐浓度分别较三门峡水库高出了 $468 \text{ m}^3/\text{s}$ 和 $0.17 \sim 57.7 \mu\text{mol/L}$,径流和浓度的双重升高导致调查期间小浪底出库的营养盐通量较三门峡高出了 $0.37 \times 10^5 \sim 147.8 \times 10^5 \text{ mol/d}$ (表1)。若假设小浪底出库径流与三门峡保持一致,仅考虑小浪底浓度变化,那么由浓度升高引起的通量升高部分仅占小浪底实际出库通量升高部分的8%~36%。因此,小浪底出库通量的增加主要受到出库径流的影响。从营养盐出库通量上讲,从三门峡至小浪底水库,向下游的输出通量升高了127%~438%,且 DSi 和 DON 最为显著(表1)。总体上看,在此次调查中,小浪底出库的营养盐浓度和通量对下游来说均为释放,这与三门峡水库即使出库径流增加但对营养盐浓度和通量均

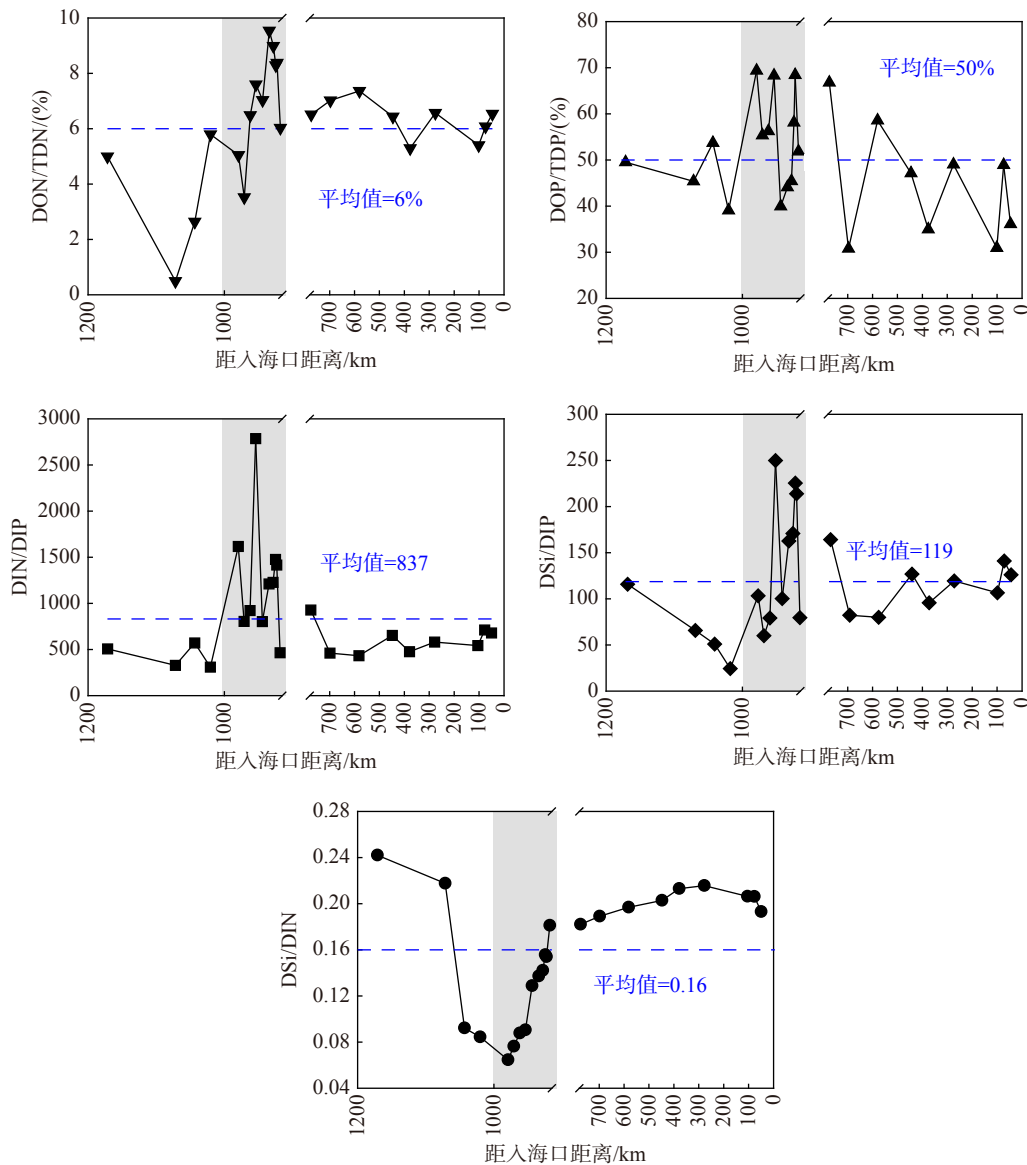


图6 黄河中下游干流和小浪底水库表层水体溶解有机态所占比例及氮磷硅比值变化

Fig. 6 The proportion of dissolved organic nutrient in total dissolved nutrients in surface water of the middle and lower reaches of the Yellow River and Xiaolangdi reservoir and variations of nitrogen, phosphorus and silicon ratio

表现为截留的情况并不相同。

3 结论

(1) 水库滞留导致 SPM 浓度从中游干流至库区呈断崖式下跌。浮游植物生长繁殖的同化吸收作用导致小浪底库尾半段溶解无机态营养盐浓度大幅降低, 而溶解有机态营养盐增加; 但库首半段与库尾营养盐浓度变化截然相反, 这可能是因为底部再生、有机质降解、硝化作用等成为了库首溶解无机态营养盐的来源。

(2) 小浪底水库内 DON/TDN、DOP/TDP、

DIN/DIP 和 DSi/DIP 均高于航次其他站位, 而 DSi/DIN 仅为其他站位的 62%, 库区内氮磷硅比值相对干流更加不均衡。2017 年未实施调水调沙, 正好避免了小浪底水库中这种营养盐结构显著不均衡的水体短时大量下泄, 降低了下游、河口及邻近渤海海域发生富营养化的潜在可能性。

(3) 本次调查中, 三门峡和小浪底水库在黄河营养盐输送中的作用并不相同。因营养盐出库浓度降低, 三门峡水库对出库通量产生了截留效应, 其中对 DSi 的截留率达到了 64%; 而浓度和径流的同时升高, 增加了小浪底水库对下游营

表 1 三门峡和小浪底水库对营养盐出库浓度(C)与通量(F)的截留(+)或释放(-)效应Tab.1 Interception (+) or release (-) effects of Sanmenxia and Xiaolangdi reservoirs on nutrient outflow concentration (C) and flux (F)

截留或释放计算	NO_3^-	DIN	DIP	DSi	DON	DOP
水库对营养盐浓度的相对截留或释放率/(%)						
$(C_{\text{风陵渡}} - C_{\text{三门峡坝下}})/C_{\text{风陵渡}}$	+21	+13	+24	+67	+55	+10
$(C_{\text{三门峡坝下}} - C_{\text{小浪底坝下}})/C_{\text{三门峡坝下}}$	-23	-10	-37	-116	-160	-27
营养盐截留或释放通量/ $10^5 \text{ mol} \cdot \text{d}^{-1}$						
$F_{\text{风陵渡}} - F_{\text{三门峡坝下}}$	+22.0	+8.32	+0.06	+24.9	+4.33	+0.01
$F_{\text{三门峡坝下}} - F_{\text{小浪底坝下}}$	-147.8	-139.1	-0.37	-34.8	-13.0	-0.38
水库对营养盐通量的相对截留或释放率/(%)						
$(F_{\text{风陵渡}} - F_{\text{三门峡坝下}})/F_{\text{风陵渡}}$	+14	+5	+17	+64	+51	+2
$(F_{\text{三门峡坝下}} - F_{\text{小浪底坝下}})/F_{\text{三门峡坝下}}$	-154	-127	-184	-347	-438	-164

养盐的输出,且与三门峡出库通量相比其释放率提高了 127%~438%。

参考文献:

- [1] LIU S M. Response of nutrient transports to water-sediment regulation events in the Huanghe basin and its impact on the biogeochemistry of the Bohai[J]. *Journal of Marine Systems*, 2015, 141: 59-70.
- [2] MAAVARA T, AKBARZADEH Z, VAN CAPPELLEN P. Global dam - driven changes to riverine N: P: Si ratios delivered to the coastal ocean[J]. *Geophysical Research Letters*, 2020, 47(15): e2020GL088288.
- [3] MAAVARA T, CHEN Q W, VAN METER K, et al. River dam impacts on biogeochemical cycling[J]. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2020, 1(2): 103-116.
- [4] SEITZINGER S P, MAYORGA E, BOUWMAN A F, et al. Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2010, 24(4): GB0A08.
- [5] WANG H J, WU X, BI N S, et al. Impacts of the dam-orientated water-sediment regulation scheme on the lower reaches and delta of the Yellow River (Huanghe): A review[J]. *Global and Planetary Change*, 2017, 157: 93-113.
- [6] VOROSMARTY C, SHARMA K, FEKETE B M, et al. The storage and aging of continental runoff in large reservoir systems of the world[J]. *Ambio*, 1997, 26(4): 210-219.
- [7] XU B C, YANG D S, YAO P, et al. A new perspective for assessing water transport and associated retention effects in a large reservoir[J]. *Geophysical Research Letters*, 2018, 45(18): 9642-9650.
- [8] GIOSAN L, SYVITSKI J, CONSTANTINESCU S, et al. Climate change: Protect the world's deltas[J]. *Nature*, 2014, 516(7529): 31-33.
- [9] YANG S L, MILLIMAN J D, Xu K H, et al. Downstream sedimentary and geomorphic impacts of the Three Gorges Dam on the Yangtze River[J]. *Earth-Science Reviews*, 2014, 138: 469-486.
- [10] DING S, CHEN P P, LIU S M, et al. Nutrient dynamics in the Changjiang and retention effect in the Three Gorges Reservoir[J]. *Journal of Hydrology*, 2019, 574: 96-109.
- [11] 冉祥滨, 姚庆祯, 巩 瑶, 等. 蓄水前后三峡水库营养盐收支计算[J]. *水生态学杂志*, 2009, 30(2): 1-8.
- [12] LIU S M, LI L W, ZHANG G L, et al. Impacts of human activities on nutrient transports in the Huanghe (Yellow River) estuary[J]. *Journal of Hydrology*, 2012, 430/431: 103-110.
- [13] 苏芝娟, 王玉珏, 董志军, 等. 调水调沙后黄河口邻近海域浮游植物群落响应特征[J]. *海洋学报*, 2015, 37(4): 62-75.
- [14] 王 英, 张晶晶, 吕其明, 等. 调水调沙对黄河口近海浮游植物群落结构时空分布影响[J]. *海洋环境科学*, 2021, 40(3): 369-378.
- [15] MILLIMAN J D, MEADE R H. World-wide delivery of river sediment to the oceans[J]. *The Journal of Geology*, 1983, 91(1): 1-21.
- [16] BI N S, SUN Z Q, WANG H J, et al. Response of channel scouring and deposition to the regulation of large reservoirs: a case study of the lower reaches of the Yellow River (Huanghe)[J]. *Journal of Hydrology*, 2019, 568: 972-984.
- [17] WU N, LIU S M, ZHANG G L, et al. Anthropogenic impacts on nutrient variability in the lower Yellow River[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 755: 142488.
- [18] WANG H J, YANG Z S, SAITO Y, et al. Stepwise decreases of the Huanghe (Yellow River) sediment load (1950–2005): impacts of climate change and human activities[J]. *Global and Planetary Change*, 2007, 57(3/4): 331-354.
- [19] 国家统计局. 中国统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2002–2019.
- [20] WANG H J, YANG Z S, SAITO Y, et al. Interannual and seasonal variation of the Huanghe (Yellow River) water discharge over the past 50 years: connections to impacts from ENSO events and dams[J]. *Global and Planetary Change*,

- 2006, 50(3/4): 212-225.
- [21] 陈沛沛, 刘素美, 张桂玲, 等. 黄河下游营养盐浓度、入海通量月变化及“人造洪峰”的影响[J]. 海洋学报, 2013, 35(2): 59-71.
- [22] 吴念, 刘素美, 张桂玲. 黄河下游调水调沙与暴雨事件对营养盐输出通量的影响[J]. 海洋学报, 2017, 39(6): 114-128.
- [23] 王允, 张红梅, 吴念, 等. 黄河下游营养盐浓度月际变化及其对水库泄洪事件的响应[J]. 中国海洋大学学报, 2022, 52(3): 88-98.
- [24] 水利部黄河水利委员会. 黄河泥沙公报2017[R]. 郑州: 水利部黄河水利委员会, 2018: 1-35.
- [25] GRASSHOFF K, KREMLING K, EHRHARDT M. Methods of seawater analysis[M]. 3rd ed. Weinheim: WILEY, 1999: 203-223.
- [26] LIU S M, HONG G H, ZHANG J, et al. Nutrient budgets for large Chinese estuaries[J]. Biogeosciences, 2009, 6(10): 2245-2263.
- [27] 孟伟, 于涛, 郑丙辉, 等. 黄河流域氮磷营养盐动态特征及主要影响因素[J]. 环境科学学报, 2007, 27(12): 2046-2051.
- [28] SMITH S V, SWANEY D P, TALAUE-MCMANUS L, et al. Humans, hydrology, and the distribution of inorganic nutrient loading to the ocean[J]. BioScience, 2003, 53(3): 235-245.
- [29] YU T, MENG W, ONGLEY E, et al. Long-term variations and causal factors in nitrogen and phosphorus transport in the Yellow River, China[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2010, 86(3): 345-351.
- [30] PAN G, KROM M D, ZHANG M Y, et al. Impact of suspended inorganic particles on phosphorus cycling in the Yellow River (China)[J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(17): 9685-9692.
- [31] DING T P, GAO J F, TIAN S H, et al. Silicon isotopic composition of dissolved silicon and suspended particulate matter in the Yellow River, China, with implications for the global silicon cycle[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2011, 75(21): 6672-6689.
- [32] 马永星, 臧家业, 车宏, 等. 黄河干流营养盐分布与变化趋势[J]. 海洋与湖沼, 2015, 46(1): 140-147.
- [33] RAN X B, CHE H, ZANG J Y, et al. Variability in the composition and export of silica in the Huanghe River Basin[J]. China Science:Earth Sciences, 2015, 58(11): 2078-2089.
- [34] 胡梦红. 水产养殖造成的水体氮磷污染[J]. 齐鲁渔业, 2006, 23(11): 22-24.
- [35] CAMPBELL J L, HORNBECK J W, MCDOWELL W H, et al. Dissolved organic nitrogen budgets for upland, forested ecosystems in New England[J]. Biogeochemistry, 2000, 49(2): 123-142.
- [36] HARRISON B K, ZHANG H S, BERELSON W, et al. Variations in Archaeal and bacterial diversity associated with the sulfate-methane transition zone in continental margin sediments (Santa Barbara Basin, California)[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2009, 75(6): 1487-1499.
- [37] WANG H J, BI N S, SAITO Y, et al. Recent changes in sediment delivery by the Huanghe (Yellow River) to the sea: Causes and environmental implications in its estuary[J]. Journal of Hydrology, 2010, 391(3/4): 302-313.
- [38] CHENG F, ZHANG H M, ZHANG G L, et al. Distribution and emission of N_2O in the largest river-reservoir system along the Yellow River[J]. Science of the Total Environment, 2019, 666: 1209-1219.
- [39] DONG Q, DANG T H, GUO S L, et al. Effects of mulching measures on soil moisture and N leaching potential in a spring maize planting system in the southern Loess Plateau[J]. Agricultural Water Management, 2019, 213: 803-808.
- [40] LU J, BAI Z H, VELTHOF G L, et al. Accumulation and leaching of nitrate in soils in wheat-maize production in China[J]. Agricultural Water Management, 2019, 212: 407-415.
- [41] LIU J, BI X Q, MA M T, et al. Precipitation and irrigation dominate soil water leaching in cropland in Northern China[J]. Agricultural Water Management, 2019, 211: 165-171.
- [42] 丁一桐, 潘保柱, 赵耿楠, 等. 黄河干流全河段浮游植物群落特征与水质生物评价[J]. 中国环境科学, 2021, 41(2): 891-901.
- [43] RAN X B, LIU J, ZANG J Y, et al. Export and dissolution of biogenic silica in the Yellow River (Huanghe) and implications for the estuarine ecosystem[J]. Marine Chemistry, 2018, 200: 14-21.
- [44] REDFIELD A C, KETCHUM B H, RICHARDS F A. The influence of organisms on the composition of sea-water[M]. New York: Wiley, 1963: 26-77.
- [45] 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.
- [46] 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.
- [47] 曹洪军, 梁敏. 渤海典型生态系统恢复机制研究[J]. 聊城大学学报(社会科学版), 2020 (5): 1-7.
- [48] NIXON S W. Replacing the Nile: are anthropogenic nutrients providing the fertility once brought to the Mediterranean by a great river[J]. Ambio, 2003, 32(1): 30-39.
- [49] HUMBORG C, ITTEKKOT V, COCIASU A, et al. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure[J]. Nature, 1997, 386(6623): 385-388.
- [50] 冉祥滨, 刘军, 于志刚, 等. 典型枯水年长江干流硅的分布、输送与滞留[J]. 湖泊科学, 2017, 29(3): 740-752.