

https://doi.org/10.3799/dqkx.2020.203



# 白洋淀近 70 年生态环境演化过程及影响因素

毛欣<sup>1,2</sup>, 刘林敬<sup>1,2\*</sup>, 宋磊<sup>1,2</sup>, 姜高磊<sup>1,2</sup>, 李峻峰<sup>3</sup>, 李长安<sup>4</sup>

1. 中国地质科学院水文地质环境地质研究所, 河北石家庄 050061
2. 中国地质调查局第四纪年代学与水文环境演变重点实验室, 河北石家庄 050061
3. 石家庄学院资源与环境科学学院, 河北石家庄 050035
4. 中国地质大学地理与信息工程学院, 湖北武汉 430074

**摘要:** 基于白洋淀北部沉积岩心 <sup>210</sup>Pb 和 <sup>137</sup>Cs 测年、重金属元素、营养元素、粒度和硅藻优势属种分析, 结合水文、气候以及保定市和安新县社会经济统计资料, 重建了白洋淀近 70 年以来的生态环境演化历史, 并探讨了影响硅藻优势属种演替的主要驱动因素。结果表明: 1960 年之前, 重金属和营养元素处于较低的水平, 硅藻属种以 *Aulacoseira granulata* 为主, 反映湖泊生态环境处于自然演化阶段; 1960 年前后, 由于受到上游水文调控的影响, 白洋淀 TP 和 TN 含量开始缓慢增加, 富营养指示种 *Cyclotella meneghiniana* 明显增加; 1960~1990 年, TP 和 TN 含量明显升高, 反映快速农业化进程中营养物质输入增加, 但重金属含量仍保持在较低的水平, 硅藻属种以 *A. granulata* 和 *C. meneghiniana* 为优势组合; 1990 年以来, 流域工农业活动的快速发展导致重金属和营养盐富集, 尤其是 2000 年以后, 重金属和营养盐富集进一步加剧, 此时硅藻组合也发生了重大转变, 由 1990 年前的 *A. granulata* 优势种转变为 1990 年后的 *C. meneghiniana* 优势种, 重金属耐受种 *Nitzschia palea* 也自 2000 年以来开始持续增加。冗余分析表明沉积物重金属、TP、TN、温度、风速、入淀水量和水位是影响白洋淀近 70 年以来 3 个硅藻优势属种演替的显著因子, 其中重金属和营养是硅藻组合演替的主要驱动因素, 水文过程、温度和风速是硅藻组合演替的重要诱因。

**关键词:** 白洋淀; 重金属; 营养; 硅藻; 生态环境; 环境地质。

中图分类号: P95

文章编号: 1000-2383(2021)07-2609-12

收稿日期: 2020-07-11

## A 70 Year Sedimentary Record of Eco-Environment Changes in Baiyangdian Lake and Its Influencing Factors

Mao Xin<sup>1,2</sup>, Liu Linjing<sup>1,2\*</sup>, Song Lei<sup>1,2</sup>, Jiang Gaolei<sup>1,2</sup>, Li Junfeng<sup>3</sup>, Li Chang'an<sup>4</sup>

1. Institute of Hydrogeology and Environmental Geology, Chinese Academy of Geological Sciences, Shijiazhuang 050061, China
2. Key Laboratory of Quaternary Chronology and Hydro-Environmental Evolution, Chinese Geological Survey, Shijiazhuang 050061, China
3. Faculty of Resources and Environmental Science, Shijiazhuang University, Shijiazhuang 050035, China
4. Faculty of Earth Sciences, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China

**Abstract:** Based on sedimentary proxies (i.e., <sup>210</sup>Pb and <sup>137</sup>Cs dating, heavy metal nutrient and elements, particle size and diatom dominant species) from sediment core in the northern part of Baiyangdian Lake and documentary date (i.e., hydrology, climate, economic and society statistic from Baoding city and Anxin county), this study reconstructed the eco-environment changes of Baiyangdian Lake during the past 70 years and discussed the main driving factors affecting the succession of dominant diatom

**基金项目:** 河北省自然科学基金项目 (No. D2018504013); 中国地质科学院基本科研业务费专项 (No. SK202007); 中国地质调查项目 (No. G201801-7)。

**作者简介:** 毛欣 (1989-), 男, 助理研究员, 主要从事湖泊古生态方面的研究。ORCID: 0000-0001-7384-590X。E-mail: maoxin.ihge@cnu.edu.com

\* **通讯作者:** 刘林敬, ORCID: 0000-0002-8711-9578。E-mail: liulj206@126.com

**引用格式:** 毛欣, 刘林敬, 宋磊, 等, 2021. 白洋淀近 70 年生态环境演化过程及影响因素. 地球科学, 46(7):2609-2620.

species. The results showed heavy metals and nutrients were of lower levels, and the diatom was dominated by *Aulacoseira granulata* before 1960, which indicated that the lake ecology was in the stage of natural evolution. Around 1960, influenced by hydrological control upstream, TP and TN content in Baiyangdian Lake started to increase slowly, and the indicator species of eutrophication, *Cyclotella meneghiniana*, increased significantly. Between 1960 and 1990, TP and TN content rose significantly, indicating more nutrient input in the rapid process of agriculturalization, however, the content of heavy metals still remained at a lower level. The diatom assemblages were characterized by the codominance of *A. granulata* and *C. meneghiniana*. After 1990, accelerated industrial and agricultural activities enriched heavy metals and nutrients, especially after 2000, such enrichment became even more significant. At which point diatom assemblages went through material changes: the dominant species shifted from *A. granulata* before 1990 to *C. meneghiniana* after 1990; the heavy metal-tolerant species *Nitzschia palea* has been on the rise since 2000. According to the redundancy analysis, heavy metals, TP, TN, temperature, wind speed, hydrological conditions were significant factors influencing the succession of three diatom dominant species over the past 70 years in Baiyangdian. Heavy metals and nutrients were most important factors on diatom succession. Meanwhile, hydrological conditions, temperature and wind speed also imposed on diatom succession.

**Key words:** Baiyangdian Lake; heavy metal; nutrition; diatom; eco-environment; environmental geology.

## 0 引言

湖泊湿地作为全球水资源的重要组成部分,具有重要的生态服务功能,在维系区域生态平衡、保障区域供水和生物资源利用、减轻洪涝灾害等方面发挥着不可替代的重要功能(Tockner *et al.*, 2002).但是近几十年以来,随着经济快速发展,湖泊污染问题日趋严重,这已经引起各国政府和学术界的广泛关注(Jekel, 2005).科学合理的评估和制定修复方案需要建立在了解湖泊长期的演变规律之上(Bennion *et al.*, 2011),然而现今对湖泊生态环境的认识主要基于现代观测、遥感和实验分析等(秦养民等, 2018; 余姝辰等, 2019),缺乏生态环境演变的整个过程.湖泊沉积因其具有沉积连续、环境信息丰富等特点,能有效地记录历史时期湖泊生态环境演化过程(Smol, 2010).如湖泊沉积物粒度组成可以反映流域侵蚀和水动力条件(Chen *et al.*, 2016);营养元素和重金属元素含量的升高与人类污染物输入有关(刘恩峰等, 2005; Zeng *et al.*, 2015);生物指标则可以反映水环境变化等(Yang *et al.*, 2008).因此通过湖泊沉积记录重建人类活动背景下的生态环境演化过程,对于湖泊生态环境治理具有重要意义.

白洋淀是华北平原最大的浅水湖泊,具有水产品供给、维持生物多样性、减缓灾害、补充地下水等诸多生态服务功能(张素珍等, 2007).自2017年中共中央、国务院决定成立河北雄安新区以来,白洋淀作为其核心水域,其水环境状况直接反映并影响着雄安新区的生态环境承载力.近几十年来,由于

上游水文调控和流域工农业、旅游业以及养殖业的快速发展,对白洋淀水文特征(杨春霄, 2010)、水质(刘鑫等, 2019)和水生生物(杨薇等, 2019; 刘世存等, 2020)等产生了极大的影响.早在20世纪70年代,白洋淀水质就开始逐渐恶化(崔秀丽, 1995);90年代以来已经成为典型的富营养化湖泊(刘鑫等, 2019);2000年以来,白洋淀水质进一步恶化,并且出现了重度污染和大规模死鱼事件(赵新峰和张欣蕊, 2019).白洋淀湖泊生态也发生了显著退化,例如浮游动植物种类下降、部分沉水植物优势群落减少甚至消失以及鱼类种类下降等(刘世存等, 2020).

尽管有关白洋淀生态环境演化的研究开展较多,但由于缺乏长期的水质和生物监测资料,难以明确长时间的生态环境演化规律及其与流域人为活动和气候之间的相互关系.鉴于此,本文利用白洋淀北部烧车淀淀区一沉积浅钻高分辨率的粒度、营养元素、重金属元素和硅藻优势属种分析,同时结合水文、气候以及保定市和安新县社会经济统计数据,重建近70年以来白洋淀生态环境演化过程,并揭示其影响因素,从而为白洋淀生态环境治理提供科学依据.

## 1 研究区概况

白洋淀(38°44'N~38°59'N, 115°45'E~116°7'E, 海拔5.5~6.5 m)是华北平原最大的浅水草型湖泊,在行政区划上位于河北省雄安新区,分属安新县、雄县、容城县、高阳县和任丘市管辖,其中85%的水域在安新县境内.白洋淀由白洋正淀、马棚淀、藻茭淀、烧车淀等143个淀泊和沟壕组成,地势西高东

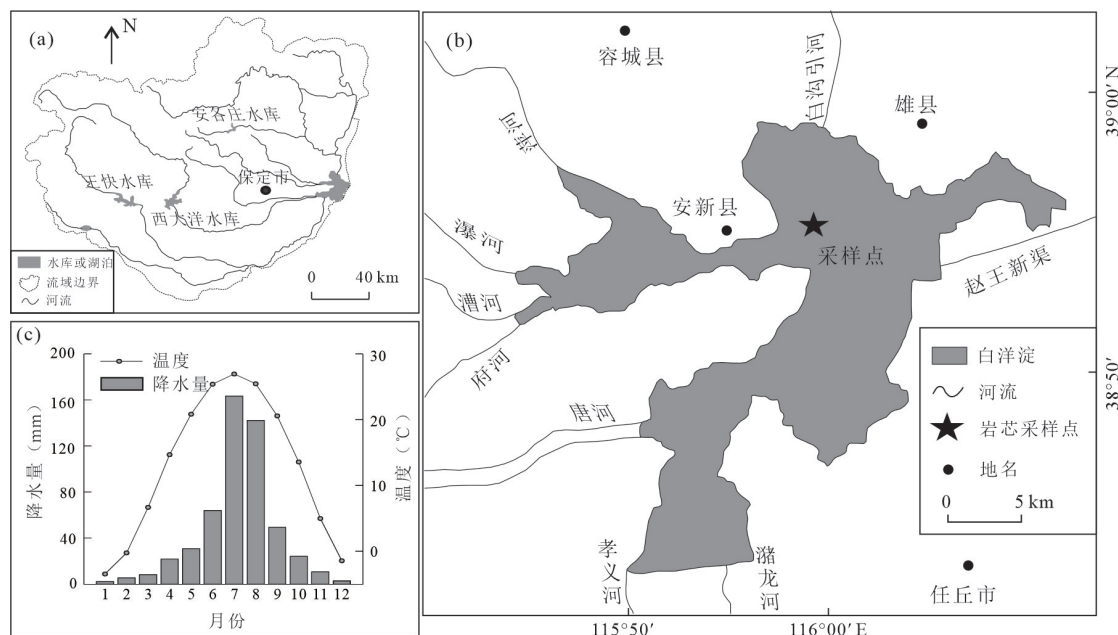


图1 白洋淀流域(a)、采样点位置图(b)以及月平均气温和降水量(c)

Fig.1 Drainage area of Lake Baiyangdian (a), location of the core site (b) and variation of monthly temperature and precipitation (c)

低,水域面积约 336 km<sup>2</sup>,流域面积约 31 199 km<sup>2</sup>(宋中海, 2005). 在气候分区上,白洋淀属于暖温带大陆季风气候,据保定市气象站 1955~2017 年观测记录(图 1c),该区域年均温为 12.82 °C,其中 1 月平均温度为 -3.5 °C,7 月平均温度为 26.9 °C;年均降水量为 524.8 mm,70% 的降水主要集中在夏季 6~8 月;年均蒸发量为 1 369 mm,为年平均降水量的 2~3 倍;全年以偏北风居多,平均风速为 2.8 m/s.

白洋淀位于海河流域大清河水系中游,入淀河流有 8 条,分别是潞龙河、孝义河、唐河、府河、漕河、瀑河、萍河和白沟引河,出口处建有枣林庄水利枢纽(图 1b). 由于该区域洪涝灾害严重,1958 年起,白洋淀上游先后修建了大小型水库 156 座,其中南支有西大洋水库、王快水库等 5 座大型水库,北支有安各庄大型水库(图 1a). 由于受到气候变化、上游水文调控和人类活动的影响,白洋淀水位和入淀水量发生了明显的变化,据有关水文资料统计,20 世纪 50 年代、60 年代、70 年代、80 年代和 90 年代的年平均入淀水量分别是 18.27、17.31、11.43、1.47 和 8.47 亿 m<sup>3</sup>,呈明显的下降趋势(Yang *et al.*, 2018),并出现了多次干淀现象(杨春霄, 2010). 近 30 年以来,随着流域经济的快速发展,白洋淀水体污染严重(张婷等, 2010).

## 2 样品采集和数据分析

### 2.1 样品采集与测试

2017 年利用奥地利 UWITEC 活塞采样设备,在白洋淀北部烧车淀湖区,采集长 71 cm 的平行柱状沉积岩心 3 根,采样点水深 3.8 m(图 1b). 沉积岩心 0~3 cm 为灰黑色淤泥;3~20 cm 为灰黑色粘土质粉砂;20~71 cm 为青灰色粘土质粉砂,其中 50~71 cm 含少量的植物残体. 现场对每个平行钻孔沉积物按照 1 cm 间隔进行分样,带回实验室后在 4 °C 条件下保存直至样品测试. 相关的指标测试项目包括 <sup>210</sup>Pb 和 <sup>137</sup>C 比活度测定以及粒度、总氮(TN)和总磷(TP)、重金属元素(Zn、Cu、Cd、Pb)含量和硅藻分析.

<sup>210</sup>Pb、<sup>137</sup>C 比活度及重金属和营养盐元素样品以 2 cm 间隔取样分析,共分析样品 36 件,均在中国科学院南京地理与湖泊研究所测定. <sup>210</sup>Pb 和 <sup>137</sup>Cs 比活度采用美国 EG&G Ortec 公司生产的高纯锗探测器 HPGGe GWL-120-15 进行测定;TN 采用 CE440 型元素分析仪测定;TP、Zn、Cu、Cd 和 Pb 元素采用 HF-HCL-HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> 消化法消解,在等离子体原子发射光谱仪(ICP-AES)上测定,仪器精度控制在重复测量误差小于 ±5%.

粒度样品以 1 cm 间隔取样分析,共分析样品 71 件,样品经过 10% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-10% HCl-(NaPO<sub>3</sub>)<sub>6</sub> 处理

后,用 Mastersizer 2000 型激光粒度仪测量,将粒度机械组成划分为粘土( $<4\ \mu\text{m}$ )、粉砂( $4\sim 64\ \mu\text{m}$ )和砂( $>64\ \mu\text{m}$ );硅藻样品以 2 cm 间隔取样分析,共分析样品 36 件,样品采用盐酸和双氧水的标准方法进行处理(Battarbee *et al.*, 2002),种属鉴定参照 Krammer and Lange-Bertalot(1986)的分类系统,每个样品统计数量均在 400 粒以上.粒度和硅藻分析在中国地质科学院第四纪年代学与水文环境演变重点实验室完成.

## 2.2 流域数据来源与统计分析方法

**2.2.1 流域数据来源** 气候数据(年均降水量、年均气温和年均风速)来自保定市气象站 1955~2017 年观测记录;白洋淀入淀水量数据、水位数据、旱地和水田遥感解译面积分别取自袁勇等(2013)、Zhang *et al.*(2010)和朱金峰等(2019)发表的文献;安新县化肥施用量和保定市工业产值来自中国经济社会大数据平台(<http://data.cnki.net>).

**2.2.2 统计分析方法** 为揭示湖泊重金属和营养盐污染的主要演化轨迹,本文采用主成分分析(principal components analysis, PCA)对样品重金属元素含量进行分析.

利用冗余分析(redundancy analysis, RDA)揭示各环境变量与硅藻 3 个优势属种(*Cyclotella meneghiniana*、*Aulacoseira granulata* 和 *Nitzschia palea*)变化的关系. DCA 分析结果显示第一轴长度为 1.4 个标准单位,因此选用冗余分析(redundancy analysis, RDA)进行分析.沉积物指标通过  $^{210}\text{Pb}$ 、 $^{137}\text{Cs}$  年代与气候(温度、降水和风速)和水文(入淀水量和水位)观测数据进行对接.除水文和气候因子外,其他环境因子包括重金属元素(Zn、Cu、Cd 和 Pb)和营养元素(TP 和 TN).以硅藻优势属种作为响应变量,所有环境因子作为解释变量,基于蒙特卡洛置换检验( $p<0.05$ ;  $n=499$  非限制性置换)逐步预选,筛选出影响硅藻演替的显著因子.确定显著因子后,进行偏冗余分析(partial RDA)计算每个因子单独作用对 3 个硅藻属种的解释份额.上述主成分分析和冗余分析在 Canoco 4.5 软件中完成.

潜在生态风险评价法最早由 Hakanson(1980)提出,可以综合反映沉积物中重金属的潜在生态影响,其计算公式为:

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times f_i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times \frac{C_i}{B_i}, \quad (1)$$

式中:  $C_i$  和  $B_i$  分别为重金属  $i$  的测定值和环境背景值;  $E_r^i$  为所测重金属元素  $i$  的潜在生态危害系数;  $T_r^i$

表 1 单因子及综合潜在生态风险评价指数与分级标准  
Table 1 Individual indice and grades of potential ecological risk assessment

$E_r^i$	风险等级	RI	生态风险等级
$E_r^i < 40$	低等	$RI < 150$	低等
$40 \leq E_r^i < 80$	中等	$150 \leq RI < 300$	中等
$80 \leq E_r^i < 160$	较重	$300 \leq RI < 600$	重
$160 \leq E_r^i < 320$	重	$RI \geq 600$	严重
$E_r^i \geq 320$	严重		

为重金属元素  $i$  的毒性系数,其中 Zn、Cu、Cd、Pb 的毒性系数分别为 1、5、30 和 5;  $RI$  为多种重金属的综合潜在生态风险系数.单因子重金属潜在生态危害系数  $E_r^i$ 、综合潜在生态风险指数  $RI$  和生态风险分级标准如表 1 所示.

## 3 结果

### 3.1 主要历史资料数据

根据保定市气象观测站记录显示(图 2a),该区域年均温在 1950~1985 年波动变化,此后明显升高,虽然 2011~2013 年有小幅回落,但是整体而言 1950 年以来年均温增幅在  $1\ ^\circ\text{C}$  以上;年均降水量整体呈波动减小的趋势,最小降水量出现在 2000 年左右;年均风速在 1950~1984 年、1997~2002 年和 2011~2017 年较大,在 1985~1996 年和 2003~2010 年较小.

流域历史资料表明(图 2b),保定市工业产值在 1952~1990 年保持较低的水平,1990 年后缓慢增长,2000 年以来呈线性增长,在 2013 年达到最高值后逐渐降低;安新县化肥施用量自 1980 至 2017 年从不足 4 500 t 迅速升高至 13 198 t.

白洋淀年均入淀水量在 1965 年前较高,1965 年之后一直呈现下降趋势,90 年代由于降水量增多,入淀水量小幅度增多,2000 年之后入淀水量又开始显著减小;淀区水位和年均入淀量变化趋势较为一致,1965 年以前淀区水位较高,1965 年以后水位呈明显下降趋势,并且出现了多次干淀现象,尤其是 80 年代出现了连续 5 年干淀(图 2c). 1975~2018 年,白洋淀湿地面积(包括水域、挺水植物、浮水植物和滩地面积)由  $274.65\ \text{km}^2$  减少到  $206.45\ \text{km}^2$ ,减少了 24.83%,非湿地类型中水田和旱地面积均呈现增加趋势,分别增加了  $34.6\ \text{km}^2$  和  $18.97\ \text{km}^2$ (图 2d).

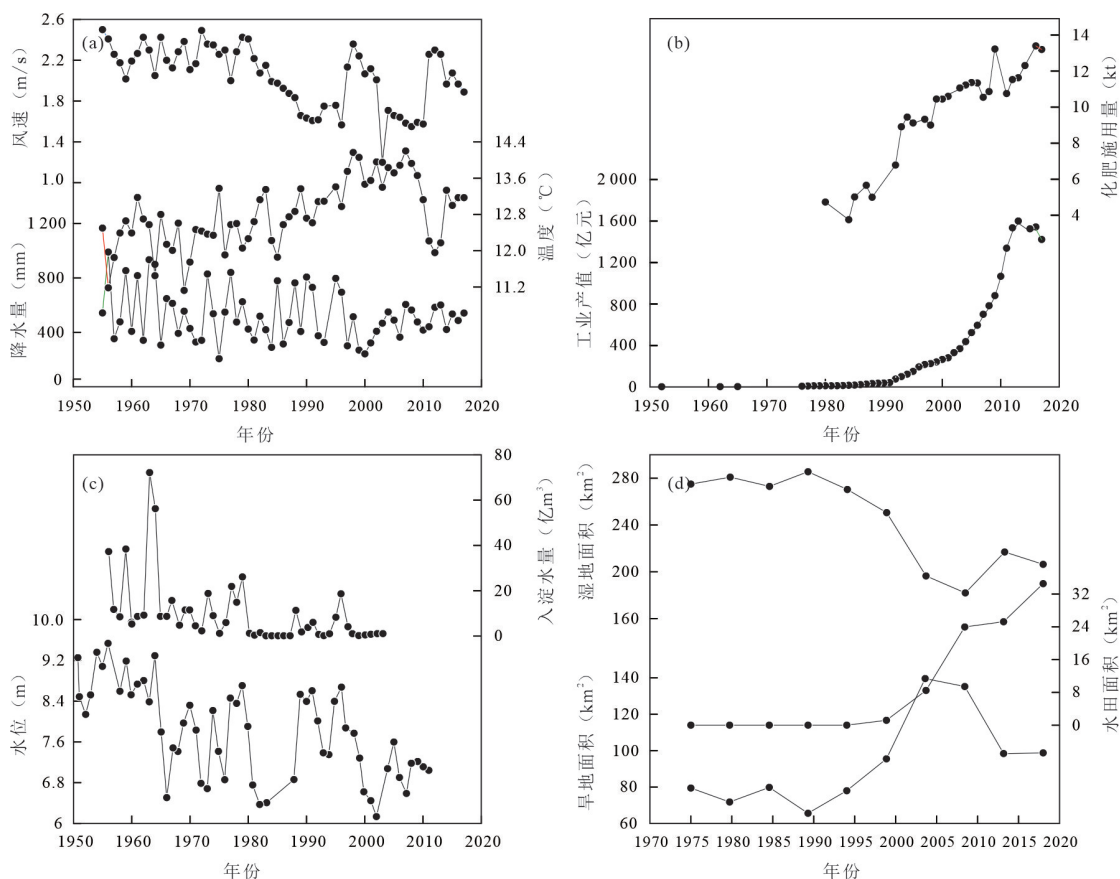


图 2 1950 年以来保定市气象记录 (a)、保定市和安新县主要经济指标 (b)、白洋淀水文资料 (c) 和白洋淀湿地和非湿地面积 (d)  
 Fig. 2 Climate data of Baoding City (a), main economic indicators of Baoding city and Anxin County (b), hydrology data of Baiyangdian Lake (c) and areas change of wetlands and non-wetlands (d) since 1950 AD

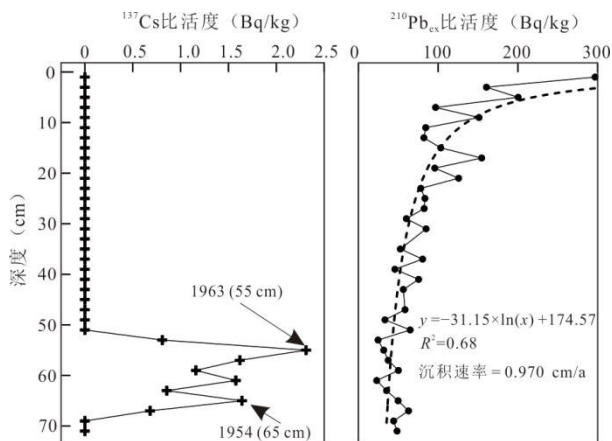


图 3 白洋淀沉积岩心 <sup>137</sup>Cs、<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> 比活度的垂直变化  
 Fig. 3 Vertical profile of <sup>137</sup>Cs and <sup>210</sup>Pb in the core of Baiyangdian Lake

### 3.2 钻孔年代序列

<sup>137</sup>Cs 作为人工放射性核素,自 20 世纪 50 年代初由于核武器试验开始在地球环境中累积,随着 1962~1963 年核武器试验的高峰,沉积物中出现

了 <sup>137</sup>Cs 的峰值 (Ritchie and McHenry, 1990)。白洋淀沉积物 <sup>137</sup>Cs 和 <sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> 比活度随深度的变化如图 3 所示, <sup>137</sup>Cs 比活度自 67 cm 开始升高,在 55 cm 处达到峰值,随后逐渐降低直至归 0。因此岩心中 67 cm 处对应于 1952 年核武器试验开始时期,55 cm 处对应于 1963 年全球 <sup>137</sup>Cs 散落高峰。

<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> 比活度随深度呈递减趋势,对其进行对数方程拟合,回归方程为:

$$y = -31.15 \times \ln(x) + 174.57 \quad (n=36, R^2=0.68, p < 0.001), \quad (2)$$

式中:  $y$  为沉积岩心深度;  $x$  为 <sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> 比活度。依据常量初始浓度 (CIC) 模式计年获得的平均沉积速率为 0.97 cm/a, 根据平均沉积速率可推算出 67 cm 处为 1949 年, 55 cm 处为 1961 年, 与 <sup>137</sup>Cs 年代大致相吻合。Yang *et al.* (2018) 对白洋淀烧车淀湖区沉积钻孔的 <sup>210</sup>Pb 和 <sup>137</sup>Cs 定年表明, 其平均沉积速率为 1.08 cm/a, 这与本岩心推算出的沉积速率相似, 因此可以认为本研究的年代结果是可靠的。

### 3.3 沉积物多指标变化特征

白洋淀沉积岩心主要由粉砂组成,其平均含量高达 86.20%,粘土含量次之,平均值为 9.69%,砂含量不超过 5%;各重金属元素(Zn、Cu、Cd 和 Pb)和营养元素(TP 和 TN)含量变化趋势较为一致,均在岩心上部显著升高;沉积岩心中共鉴定出 115 个硅藻属种,其中 *Aulacoseira granulata*、*Cyclotella meneghiniana* 和 *Nitzschia palea* 为优势属种,总含量最高达 84.76%,最低为 38.14%,平均值为 59.78%。白洋淀沉积岩心粒度组成、重金属元素、营养元素和硅藻优势种的具体变化特征如下(图 4):

1945~1961 年,沉积物中砂含量相对较高,粉砂含量较低;重金属(Zn、Cu、Cd 和 Pb)和营养(TP 和 TN)元素含量变化平稳且位于整个序列的最低值;硅藻组合中 *A. granulata* 占绝对优势,*C. meneghiniana* 和 *N. palea* 含量极低。

1961~1990 年,沉积物粉砂含量相对较大,砂含量仅为 2.57%;重金属仍位于整个序列的最低值。根据 TP、TN 和硅藻组合变化,可以将该时期划分为两个阶段,其中,1961~1980 年,TP 和 TN 开始缓慢增长;硅藻仍以 *A. granulata* 为主,但 *C. meneghiniana* 明显增加,由 1961 年前的 2.03% 上升到 15.92%。1980~1990 年,TP 和 TN 呈快速增长趋势,硅藻变化较为明显,浮游种 *A. granulata* 和 *C. meneghiniana* 含量显著降低,尤其到 1980s 后期,*A. granulata* 含量快速降低,平均含量仅为 8.87%,而附生/底栖种含量明显升高,平均含量为 65.45%。

1990~2000 年,沉积物粉砂含量逐渐降低,砂含量缓慢升高;元素中 Zn 和 Cd 含量略有增加,Cu、Pb、TP 和 TN 含量明显升高;*C. meneghiniana* 含量急剧上升到 34.77%,同时伴随耐营养和耐重金属种 *N. palea* 增多,*A. granulata* 含量处于较低的水平。

2000 年以来,沉积物粒度组成明显变粗,砂含量相对较高;重金属和营养元素含量均位于沉积序列的最高值,但其变化趋势并不一致,其中 Zn 和 Pb 元素一直呈上升趋势,而 Cu 和 Cd 元素自 2013~2015 年开始降低,TP 和 TN 自 2007~2010 年开始降低;*C. meneghiniana* 和 *N. palea* 含量显著升高,*A. granulata* 含量在快速降低后自 2000 年以来开始明显升高。

### 3.4 数值分析

为了揭示白洋淀过去 70 年重金属污染的主要演化轨迹,本文对 Zn、Cu、Cd 和 Pb 元素进行主成分分析。由图 5a 可见,主成分分析第一轴(PCA 1)解释了整个变量方差的 93.6%,因此可以反映重金属含量变化的主要趋势。Zn、Cu、Cd 和 Pb 变量位于第一轴的正方向,因而较高的 PCA 1 得分代表湖泊重金属污染加重,反之较低的 PCA 1 得分代表污染较弱。各样点的排序图很好地地区分了重金属污染的三个阶段,尤其是 2000 年以来的污染演化。

硅藻组合数据的冗余分析结果显示,在所有的环境变量中,重金属 PCA 第一轴得分、TP、TN、年均温、年均风速、入淀水量和水位是影响近 70 年来硅藻组合演替的 7 个显著因子(图 5b)。偏冗余分析

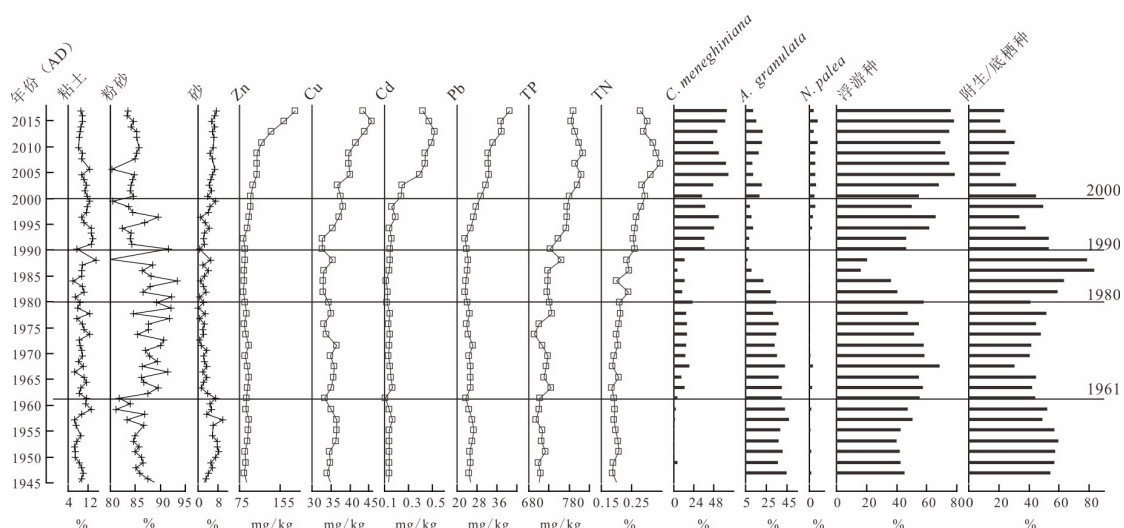


图 4 白洋淀沉积岩心粒度(粘土、粉砂和砂)、重金属元素(Zn、Cu、Cd 和 Pb)、总磷、总氮和硅藻组合的沉积序列

Fig. 4 Sedimentary profiles of grain size (clay, silt and sand), heavy metals (Zn, Cu, Cd and Pb), total phosphorus, total nitrogen and diatom assemblages in Baiyangdian Lake

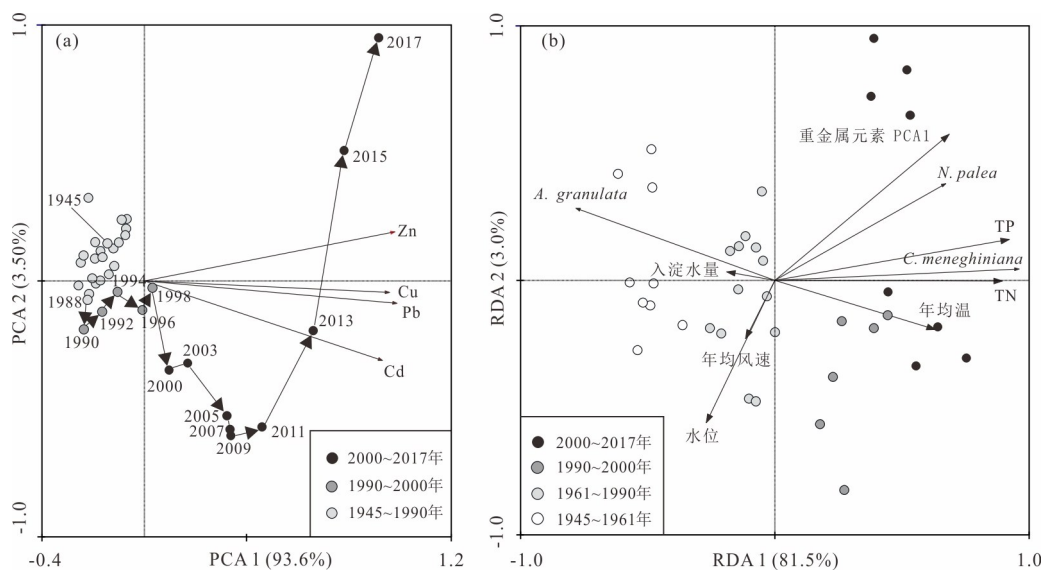


图 5 重金属元素主成分分析图(a)和硅藻优势属种冗余分析图(b)

Fig. 5 Principal components analysis of heavy metals (a) and redundancy analysis of diatom dominant species (b)

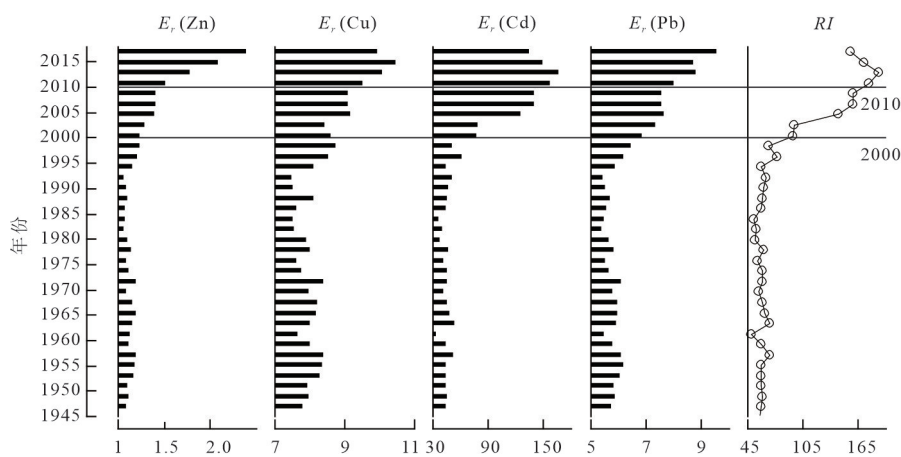


图 6 白洋淀沉积物重金属单因子潜在生态危害系数( $E_r^i$ )和综合潜在生态风险指数(RI)的变化

Fig. 6 Potential pollution risk index of heavy metal ( $E_r^i$ ) and potential ecological risk index (RI)

结果显示,重金属 PCA 第一轴得分、TP、TN、年均温、水位、年均风速和入淀水量分别单独解释硅藻组合方差的 3.6%、3.4%、3.1%、2.0%、1.8%、1.1% 和 1.0%。显然,近 70 年来重金属含量和营养水平的升高是硅藻组合演替的主要驱动因素,同时入淀水量、温度、风速和水位变化也是 3 个优势属种变化的重要诱因。冗余分析结果同样显示在 1990 年前后硅藻组合发生了明显的变化,1990 年之前的样品点均位于第一轴的负方向,主要受入淀水量、风速和水位增加的影响;1990 年之后的样品点均位于第一轴的正方向,主要受重金属和营养水平升高以及增温的影响。

运用潜在生态风险评价法对白洋淀岩心中重金属潜在生态风险状况进行评价。如图 6 所示,白洋

淀沉积物中 Zn、Cu 和 Pb 元素的潜在生态风险系数均小于 10,属于较低的生态危害。Cd 元素的潜在生态风险系数在 2000 年以前、2000~2010 年期间和 2010 年之后,均值分别为 47.84、119.75 和 152.09,分别具有中等、较重和重度的潜在生态风险。综合潜在生态风险指数(RI)在 2000 年以前属于低等风险强度,2000 年之后为较重风险程度。

## 4 讨论

### 4.1 近 70 年白洋淀重金属和营养演化历史及其对人类活动的响应

白洋淀沉积岩心中重金属元素和营养元素含量在 1960 年之前相对较低,自 1960 年左右 TP 和

TN 含量开始缓慢增长,考虑到 60 年代初人类活动对湖泊环境影响相对较小,因此 TP 和 TN 含量的缓慢上升可能与上游大型水库的修建有关. 1960 年起白洋淀上游各大型水库的修建拦截和减少了河道径流量(图 2c),输沙量呈下降趋势(李振卿等, 2002),沉积物中砂含量明显降低,粉砂和粘土含量逐渐升高(图 4),一方面细颗粒物往往是营养物质的吸附载体,从而使营养物质累积,另一方面水库的修建致使淀区水体流动性变缓,湖泊自净能力下降,氮磷等营养物质在水中滞留时间延长. 1980~1990 年期间,TP 和 TN 含量明显升高,但各重金属元素含量仍保持较低的水平. 该时期 TP 和 TN 含量的升高与安新县化肥施用量急剧上升相对应(图 2b),反映快速农业化进程中营养物质输入增加,但保定市工业产值处于较低的水平,表明该地区工业虽已有发展,但规模较小,不足以导致湖泊沉积物中重金属元素增加.

1990 年以来,各重金属元素开始缓慢增长,TP 和 TN 含量急剧升高,并在 2000 年以后,重金属和营养元素含量均达到了岩心的最高值,反映湖泊营养化程度和重金属污染日益加重. 1990 年以来较高的重金属、营养元素含量与砂含量呈显著正相关,而与粉砂和粘土含量变化趋势相反(图 4),这明显区别于自然状态下的湖泊沉积指标变化特征(Munendra *et al.*, 2003),表明其主要来源于人为污染物的输入. 有研究表明,白洋淀表层重金属和氮磷污染物与府河具有相似污染源,保定市生活污水、工业废水及府河沿岸金属冶炼企业很可能是淀内重金属和营养元素的主要来源(王珺等, 2010; 胡国成等, 2011). 从保定市和安新县的历史统计数据来看(图 2b),1990 年以来保定工业产值以及安新县化肥施用量明显升高,反映了该段时期工农业快速发展导致重金属和营养元素富集;2000 年以来伴随着工农业活动急剧增加,重金属污染和富营养化程度进一步加剧. 此外,1990 年以来由于白洋淀湿地大范围围垦,导致湿地面积缩小,旱地面积显著增加,尤其 20 世纪 90 年代末期由于当地居民开展围淀造田等人类活动,水田逐渐出现,并且其面积迅速扩大(图 2d)(朱金峰等, 2019),由此导致湖泊自我调节能力减弱,大量的流域污染物不经淀区湿地的吸收削减直接入湖,沉积物中营养元素和重金属加剧富集.

但值得注意的是, TN 和 TP 自 2007~2010 年开

始逐渐降低, Cu 和 Cd 元素自 2013~2015 年开始逐渐降低,这可能与白洋淀生态环境修复治理有关. 2000 年以来,白洋淀流域频繁出现的重度污染以及大规模死鱼事件,由此引发了政府和社会的广泛关注,有关白洋淀水污染治理政策显著增加,白洋淀上游的生活污水、大企业排放以及污水处理等问题得到一定的遏制(赵新峰和张欣蕊, 2019). 从保定市工业产值也可以看出(图 2b),工业产值在 2013 年达到顶峰后开始下降,这与 Cu 和 Cd 开始逐渐降低的时间相一致,由此表明 Cu 和 Cd 重金属含量下降可能与环境治理有关. 此外,2004 年起白洋淀开始采取跨流域调水方式补给湿地,如 2004 年实施的“引岳济淀”工程、2006 年和 2008 年实施的“引黄济淀”工程,这些措施也在很大程度上也缓解了白洋淀缺水和水污染的局面(杨春霄等, 2010). 白洋淀沉积物营养盐、重金属元素具有较一致的污染特征,且与保定市和安新县经济发展阶段相吻合,说明本岩心能够较好地反映白洋淀沉积环境演化特征.

#### 4.2 硅藻主要种属演替的驱动因子

白洋淀沉积钻孔中硅藻主要以浮游类型为主, *Aulacoseira granulata*、*Cyclotella meneghiniana* 和 *Nitzschia palea* 是 3 个主要优势属种. 其中, *C. meneghiniana* 是典型的耐营养种,广泛分布于世界不同地区的浅水富营养湖泊中,被视为富营养指示属种(Gell *et al.*, 2005). *A. granulata* 是一个普生种,在营养梯度上主要分布在中—中富营养水体中(Yang *et al.*, 2008),由于 *A. granulata* 硅质壳体较厚,在水中易于沉降,因而通常生活在扰动的水体中(Chen *et al.*, 2013a). *A. granulata* 对径流和风速引起的水体扰动响应敏感,并且在水体扰动足够大的情况下,其优势才较为明显(Nogueira, 2000; Stager *et al.*, 2009). *N. palea* 是典型的营养和重金属耐受种,在重金属富集的水体中该种含量较高(Chen *et al.*, 2013b). 从白洋淀表层沉积硅藻分布也可以看出, *C. meneghiniana* 以优势种出现在富营养水域, *A. granulata* 以优势种主要出现在水体扰动较大的航道水域, *N. palea* 主要出现在污染严重的人库河道水域和村落水域(李亚蒙等, 2010).

冗余分析结果显示,重金属元素 PCA 第一轴得分和营养指标(TP、TN)是显著因子,三者独立作用共解释硅藻组合变化的 10.1%,是影响硅藻组合演替的最主要因素(图 5b). 1960 至 1990 年 TP 和 TN



缓慢增长,指示湖泊营养水平逐渐升高,此时富营养指示种 *C. meneghiniana* 含量明显增加,但该时期硅藻优势种仍以 *A. granulata* 为主,暗示营养输入已经开始对硅藻组合产生影响,但不足以使其发生转变. 1990年以来重金属元素和营养元素含量明显升高反映水体中重金属和营养盐开始累积,这时硅藻组合发生了重大转变,由1990年之前的 *A. granulata* 优势种转变为 *C. meneghiniana*,表明湖泊处于富营养化状态. 2000年以后,伴随着工业的快速发展,沉积物中重金属元素污染程度进一步加剧,重金属污染加剧致使重金属耐受种 *N. palea* 开始持续增加.

入淀水量、年均风速和水位是影响硅藻演替的显著因子(图5b),尤其对 *A. granulata* 产生了显著影响. 1960年以前由于降雨量和径流量较大,加之白洋淀上游各大型水库还没有正常运行,白洋淀入淀水量较大,水体扰动较强,硅藻组合中 *A. granulata* 占绝对优势. 1960年之后,由于上游水库的拦截和降雨量的减少,湖泊入淀水量急剧减少,沉积物粉砂含量升高及砂含量快速减小,反映湖泊吞吐流呈减弱趋势. *A. granulata* 自1960至1980年后期虽呈逐渐减小趋势,但整体含量仍较高,其原因可能是由于在风生流作用下,湖泊水体扰动较强. 由图4可见,年均风速在1950~1984年较高,且 *A. granulata* 与风速具有显著的相关性 ( $R^2=0.494$ ,  $p<0.001$ )(图7),由此说明1985年以前风生流引起的水体扰动是 *A. granulata* 含量较高的一个重要因素. 1985~2000年,白洋淀入淀水量较小且年均风速较小,由此导致水体扰动较小, *A. granulata* 含量快速降低. 浮游种含量在1980~1990年期间位于沉积序列的最低值,而附生/底栖种含量极高,这可能与该时期湖泊萎缩、水位下降以及局地水生植物覆盖度较高有关. 2000年以来,风速呈逐渐增加的趋势,且该时期白洋淀旅游业和渔业发展迅速,风生流和渔船、游船引起的水体扰动促进 *A. granulata* 发育,因而其含量明显增加.

此外,年均温是影响硅藻演替的另一显著变量,1950年以来流域增温幅度在1℃以上,尤其1985年以来增温最为显著. 已有研究表明,气候主要通过改变光照和营养条件,以及水体混合状态等来间接影响硅藻生长和种群组合变化(Anderson, 2000). 对于浅水富营养湖泊而言,增温会促进内源营养负荷释放,进而导致耐营养生物属种发育(Ji-

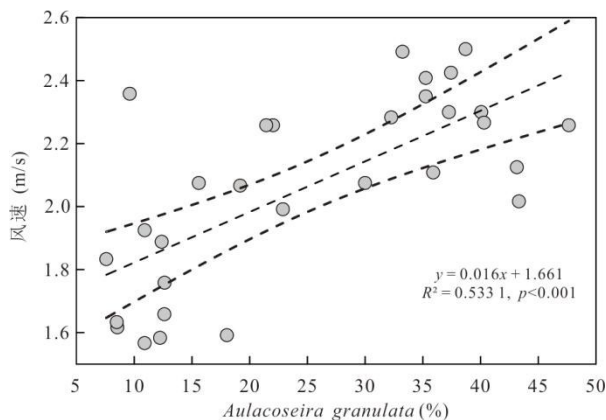


图7 *Aulacoseira granulata* 与风速的相关性分析

Fig. 7 Correlation analysis between *Aulacoseira granulata* and wind speed

ang *et al.*, 2008). 因此,1985年以来温度显著上升,加之人为污染急剧增加,促使湖泊营养负荷不断升高,富营养指示种 *C. meneghiniana* 持续增加.

#### 4.3 白洋淀生态环境治理的启示

1960年之前,白洋淀沉积硅藻主要以 *A. granulata* 为主,富营养指示种 *C. meneghiniana* 极低,重金属和营养元素含量也处于较低的水平,表明该时期湖泊处于自然演化状态. 因此该阶段重金属平均含量(Zn: 86 mg/kg; Cu: 34 mg/kg; Cd: 0.138 mg/kg; Pb: 24.87 mg/kg)可以作为白洋淀生态修复的环境背景值. 由重金属单因子潜在生态危害系数可以看出(图7),白洋淀沉积物中潜在生态危害最大的重金属为Cd. 由于Cd的毒性响应系数相对较高,其在2000年后的  $E_r$  值为80.45~166.78,具有较重的潜在危害,尤其是2010年Cd的潜在生态危害达到了重度潜在生态危害. 综合潜在生态风险指数(RI)在2000年以前属于低等风险强度,2000年之后为较重风险程度,各深度RI值中Cd的贡献率最大. 因此对白洋淀的Cd污染应予以重视,需加强白洋淀Cd入湖污染控制和底泥污染的治理.

由前文分析可知,近70年白洋淀主要硅藻属种在1990年左右发生了稳态转变, *C. meneghiniana* 逐渐替代了 *A. granulata*, 营养和重金属含量升高是导致白洋淀湖泊生态稳态转变的主要原因,这与许多浅水富营养湖泊已开展的研究结果一致(Dong *et al.*, 2016). 但湖泊生态转变并不是单一因子(如营养)作用的结果,而是多因子(如水文条件改变、气候变暖等)共同作用所导致(Chen *et al.*, 2013a). 本文分析结果也表明,水动力条件改变、风速变化和增温同样是影响白洋淀硅藻演替的重要诱因,因此

在后续白洋淀生态环境修复过程中,除了考虑湖泊污染的长期变化趋势之时,还应该充分考虑多个要素之间的反馈状况。

## 5 结论

(1) 基于白洋淀岩心  $^{210}\text{Pb}$  和  $^{137}\text{Cs}$  测年、重金属元素、营养元素、粒度和硅藻优势属种的分析结果,并与白洋淀水文、气候以及保定市和安新县社会经济统计资料进行对比,重建了近 70 年白洋淀环境演化历史。1960 年之前,重金属和营养元素含量处于较低的水平,*A. granulata* 占绝对优势,指示湖泊处于人为干扰较小的自然演化阶段;1960 年前后,由于受到上游水文调控的影响,白洋淀 TP 和 TN 含量开始缓慢增加,湖泊营养水平逐渐升高,富营养指示种 *C. meneghiniana* 明显增加;1980~1990 年期间,湖泊萎缩、水位下降,致使附生/底栖硅藻属种广泛发育,浮游硅藻含量急剧减小;1990 年以来,流域工农业活动快速发展,加之温度显著升高,重金属和营养盐开始富集,导致硅藻组合在该 1990 年前后发生了重大转变,由 *A. granulata* 优势种转变为 *C. meneghiniana* 优势种;2000 年重金属和营养盐富集进一步加剧,重金属耐受种 *N. palea* 开始持续增加。营养元素(TP 和 TN)和部分重金属元素(Cu 和 Cd)分别自 2007 年和 2013 年前后逐渐降低,这可能与环境治理和跨区域调水有关。

(2) 冗余分析表明沉积物重金属、TP、TN、温度、风速、入淀水量和水位是影响白洋淀近 70 年来 3 个硅藻优势属种演替的 7 个显著因子,其中人为活动导致的重金属和营养输入以及气候变暖是 *C. meneghiniana* 和 *N. palea* 演替的主要驱动因素,水文过程和风速是 *A. granulata* 演替的重要诱因。

## References

- Anderson, N. J., 2000. Diatoms, Temperature and Climatic Change. *European Journal of Phycology*, 35(4): 307–314. <https://doi.org/10.1017/s0967026200002857>
- Battarbee, R. W., Jones, V. J., Flower, R. J., et al., 2002. Diatoms. In: Smol, J. P., Birks, H. J. B., Last, W. M., eds., Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 3. Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, 155–202.
- Bennion, H., Battarbee, R. W., Sayer, C. D., et al., 2011. Defining Reference Conditions and Restoration Targets for Lake Ecosystems Using Palaeolimnology: A Synthesis. *Journal of Paleolimnology*, 45(4): 533–544. <https://doi.org/10.1007/s10933-010-9419-3>
- Chen, X., Yang, X. D., Dong, X. H., et al., 2013a. Environmental Changes in Chaohu Lake (Southeast, China) since the Mid 20th Century: The Interactive Impacts of Nutrients, Hydrology and Climate. *Limnologica*, 43(1): 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.03.002>
- Chen, X., Mao, X., Cao, Y. M., et al., 2013b. Use of Siliceous Algae as Biological Monitors of Heavy Metal Pollution in Three Lakes in a Mining City, Southeast China. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 42(3): 1–25. <https://doi.org/10.2478/s13545-013-0079-6>
- Chen, X., McGowan, S., Xu, L., et al., 2016. Effects of Hydrological Regulation and Anthropogenic Pollutants on Dongting Lake in the Yangtze Floodplain. *Ecohydrology*, 9(2): 315–325. <https://doi.org/10.1002/eco.1637>
- Cui, X. L., 1995. Investigation of Eutrophication Pollution Sources in Baiyangdian Lake. *Environmental Ecology*, 16 (Suppl.): 17–18+27 (in Chinese).
- Dong, X. H., Yang, X. D., Chen, X., et al., 2016. Using Sedimentary Diatoms to Identify Reference Conditions and Historical Variability in Shallow Lake Ecosystems in the Yangtze Floodplain. *Marine and Freshwater Research*, 67 (6): 803. <https://doi.org/10.1071/mf14262>
- Gell, P., Tibby, J., Fluin, J., et al., 2005. Accessing Limnological Change and Variability Using Fossil Diatom Assemblages, South-East Australia. *River Research and Applications*, 21(2/3): 257–269. <https://doi.org/10.1002/rra.845>
- Hakanson, L., 1980. An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control: A Sedimentological Approach. *Water Research*, 14(8): 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Hu, G. C., Xu, M. Q., Xu, Z. C., et al., 2011. Pollution Characteristic and Potential Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Sediment from Fuhe River and Baiyangdian Lake, North China. *Journal of Agro-Environment Science*, 30(1): 146–153(in Chinese with English abstract).
- Jekel, H., 2005. Sustainable Water Management in Europe: The Water Framework Directive. In: Vogtman, H., Dobretsov, N., eds. Transboundary Water Resources: Strategies for Regional Security and Ecological Stability. Springer, Netherlands, 121–127.
- Jiang, X., Jin, X. C., Yao, Y., et al., 2008. Effects of Biological Activity, Light, Temperature and Oxygen on Phosphorus Release Processes at the Sediment and Water Interface of Taihu Lake, China. *Water Research*, 42(8/9): 2251–2259.

- <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.12.003>
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H., 1986. Bacillariophyceae (1-4 Teil). In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., eds., Süßwasserflora von Mitteleuropa, Vol. 2. Stuttgart/Jena, Gustav Fischer Verlag, 1-4.
- Li, Y. M., Zhao, Q., Feng, G. P., 2010. The Diatom Assemblages and Their Response to Different Environments of Baiyangdian Lake, China. *Acta Ecologica Sinica*, 30(17): 4559-4570(in Chinese with English abstract).
- Li, Z. Q., Liu, J. Z., Wang, W. X., 2002. Analysis of the Causes of Baiyangdian Sediment Accumulation. *Hebei Water Resources and Hydropower Technology*, (2): 31-32 (in Chinese with English abstract).
- Liu, E. F., Shen, J., Liu, X. Q., et al., 2005. Variation Characteristics and Pollution History of Heavy Metals and Nutrients in Sediments of Taihu Lake. *Science in China (Series D: Earth Science)*, 35(Suppl. II): 73-80(in Chinese with English abstract).
- Liu, S. C., Wang, H. H., Tian, K., et al., 2020. Ecological Environmental Changes and Influencing Analysis in Baiyangdian Lake. *Journal of Agro-Environment Science*, 39(5):1060-1069(in Chinese with English abstract).
- Liu, X., Shi, B., Meng, J., et al., 2019. Spatio-Temporal Variation Characteristics of Water Eutrophication and Sediment Pollution in Baiyangdian Lake. *Environmental Science*, 41(5):2127-2136 (in Chinese with English abstract).
- Munendra, S., German, M., Singh, I. B., 2003. Geogenic Distribution and Baseline Concentration of Heavy Metals in Sediments of the Ganges River, India. *Journal of Geochemical Exploration*, 80(1): 1-17.
- Nogueira, M. G., 2000. Phytoplankton Composition, Dominance and Abundance as Indicators of Environmental Compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 431: 115-128.
- Qin, Y. M., Gong, J., Gu, Y. S., et al., 2018. Ecological Monitoring and Environmental Significance of Testate Amoebae in Subalpine Peatlands in West Hubei Province, China. *Earth Science*, 43(11): 4036-4045(in Chinese with English abstract).
- Ritchie, J. C., McHenry, J. R., 1990. Application of Radioactive Fallout Cesium-137 for Measuring Soil Erosion and Sediment Accumulation Rates and Patterns: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 19(2): 215-233. <https://doi.org/10.2134/jeq1990.00472425001900020006x>
- Smol, J. P., 2010. The Power of the Past: Using Sediments to Track the Effects of Multiple Stressors on Lake Ecosystems. *Freshwater Biology*, 55(Suppl. 1): 43-59. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02373.x>
- Song, Z. H., 2005. Analysis of Hydrological Characteristics in Baiyangdian Basin. *Hebei Water Resources*, 9: 10-11 (in Chinese).
- Stager, J. C., Hecky, R. E., Grzesik, D., et al., 2009. Diatom Evidence for the Timing and Causes of Eutrophication in Lake Victoria, East Africa. *Hydrobiologia*, 636(1): 463-478. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9974-7>
- Tockner, K., Stanford, J. A., 2002. Riverine Flood Plains: Present State and Future Trends. *Environmental Conservation*, 29(3): 308-330. <https://doi.org/10.1017/s037689290200022x>
- Wang, J., Gao, G., Pei, Y. S., et al., 2010. Sources and Transformations of Nitrogen in the Fuhe River of the Baiyangdian Lake. *Environmental Science*, 31(12): 2905-2910(in Chinese with English abstract).
- Yang, C. X., 2010. Analysis on the Deposited Quantity Variation and Its Influenced Factors in Baiyangdian. *Ground Water*, 32(2): 110-112(in Chinese with English abstract).
- Yang, W., Tian, Y. Y., Zhang, Z. H., et al., 2019. Evolution of Phytoplankton Community and Biotic Integrity in Baiyangdian Lake in Recent 60 Years. *Environmental Ecology*, 8(1): 1-9 (in Chinese with English abstract).
- Yang, X. D., Anderson, N. J., Dong, X. H., et al., 2008. Surface Sediment Diatom Assemblages and Epilimnetic Total Phosphorus in Large, Shallow Lakes of the Yangtze Floodplain: Their Relationships and Implications for Assessing Long-Term Eutrophication. *Freshwater Biology*, 53(7): 1273-1290. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01921.x>
- Yang, Y., Yin, X. N., Yang, Z. F., et al., 2018. Detection of Regime Shifts in a Shallow Lake Ecosystem Based on Multi-Proxy Paleolimnological Indicators. *Ecological Indicators*, 92(7): 312-321. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.059>
- Yu, S. C., Yu, D. Q., Wang, L. C., et al., 2019. Remote Sensing Study of Dongting Lake Beach Changes before and after Operation of Three Gorges Reservoir. *Earth Science*, 44(12): 4275-4283(in Chinese with English abstract).
- Yuan, Y., Yan, D. H., Wang, H., et al., 2013. Attribution Analysis on Evolution of Inflow to Baiyangdian Wetland. *Water Resources and Hydropower Engineering*, 44(12): 1-23 (in Chinese with English abstract).
- Zeng, L. H., Ning, D. L., Xu, L., et al., 2015. Sedimentary Evidence of Environmental Degradation in Sanliqi Lake, Daye City (A Typical Mining City, Central China). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 95

- (3): 317–324. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1606-5>
- Zhang, S. Z., Tian, J. W., Li, G. B., 2007. Ecological Problems and Restoration Measures of Baiyangdian Wetland. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 27(3): 146–150(in Chinese with English abstract).
- Zhang, T., Liu, J. L., Wang, X. M., 2010. Causal Analysis of the Apatial-Temporal Variation of Water Quality in Baiyangdian Lake. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 30(2): 281–267 (in Chinese with English abstract).
- Zhao, X. F., Zhang, X. R., 2019. Study on Policy Tool Selection in Water Pollution Control in Xiong'an New Area-Based on the Policy Text of Baiyangdian Basin (1984–2018). *Journal of the Party School of the CPC Ningbo Municipal Committee*, 41(5): 103–111 (in Chinese).
- Zhu, J. F., Zhou, Y., Wang, S. X., et al., 2019. Analysis of Changes of Baiyangdian Wetland from 1975 to 2018 Based on Remote Sensing. *Journal of Remote Sensing*, 23(5): 971–986 (in Chinese with English abstract).
- 附中文参考文献**
- 崔秀丽, 1995. 白洋淀水体富营养化污染源调查. *环境科学*, 16(增刊): 17–18+27.
- 胡国成, 许木启, 许振成, 等, 2011. 府河—白洋淀沉积物中重金属污染特征及潜在风险评价. *农业环境科学学报*, 30(1): 146–153.
- 李亚蒙, 赵琦, 冯广平, 等, 2010. 白洋淀硅藻分布及其与水环境的关系. *生态学报*, 30(17): 4559–4570.
- 李振卿, 刘建芝, 王卫喜, 2002. 白洋淀泥沙淤积成因分析. *河北水利水电技术*, (2): 31–32.
- 刘恩峰, 沈吉, 刘兴起, 等, 2005. 太湖沉积物重金属和营养盐变化特征及污染历史. *中国科学(D辑:地球科学)*, 35(增刊II): 73–80.
- 刘世存, 王欢欢, 田凯, 等, 2020. 白洋淀生态环境变化及影响因素分析. *农业环境科学学报*, 39(5):1060–1069.
- 刘鑫, 史斌, 孟晶, 等, 2019. 白洋淀水体富营养化和沉积物污染时空变化特征. *环境科学*, 41(5):2127–2136.
- 秦养民, 巩静, 顾延生, 等, 2018. 鄂西亚高山泥炭地有壳变形虫生态监测及对水位的指示意义. *地球科学*, 43(11): 4036–4045.
- 宋中海, 2005. 白洋淀流域水文特性分析. *河北水利*, 9: 10–11.
- 王珺, 高高, 裴元生, 等, 2010. 白洋淀府河中氮的来源与迁移转化研究. *环境科学*, 31(12): 2905–2910.
- 杨春霄, 2010. 白洋淀入淀水量变化及影响因素分析. *地下水*, 32(2): 110–112.
- 杨薇, 田艺苑, 张兆衡, 等, 2019. 近 60 年来白洋淀浮游植物群落演变及生物完整性评价. *环境生态学*, 8(1): 1–9.
- 余姝辰, 余德清, 王伦澈, 等, 2019. 三峡水库运行前后洞庭湖州滩面积变化遥感认识. *地球科学*, 44(12): 4275–4283.
- 袁勇, 严登华, 王浩, 等, 2013. 白洋淀湿地入淀水量演变归因分析. *水利水电技术*, 44(12): 1–23.
- 张素珍, 田建文, 李贵宝, 2007. 白洋淀湿地面临的生态问题及生态恢复措施. *水土保持通报*, 27(3): 146–150.
- 张婷, 刘静玲, 王雪梅, 2010. 白洋淀水质时空变化及影响因子评价与分析. *环境科学学报*, 30(2): 281–267.
- 赵新峰, 张欣蕊, 2019. 雄安新区水污染治理中的政策工具选择研究——基于白洋淀流域政策文本(1984~2018). *中共宁波市委党校学报*, 41(5): 103–111.
- 朱金峰, 周艺, 王世新, 等, 2019. 1975年~2018年白洋淀湿地变化分析. *遥感学报*, 23(5): 971–986.