

白洋淀硅藻分布及其与水环境的关系

李亚蒙^{1,2}, 赵琦¹, 冯广平³, 刘海明³, 王宇飞^{2,*}

(1. 首都师范大学, 北京 100048; 2. 中国科学院植物研究所, 北京 100093; 3. 北京自然博物馆, 北京 100050)

摘要: 记录了白洋淀不同水域发现的硅藻 85 个种、变种及未定种, 隶属于 22 个科 31 个属, 其中小环藻属 (*Cyclotella*)、菱形藻属 (*Nitzschia*)、美壁藻属 (*Caloneis*) 和舟形藻属 (*Navicula*) 等为优势类群。在白洋淀东北部景区水域, 以梅尼小环藻 (*Cyclotella meneghiniana*) 为主; 污染严重的入库河道水域, 以半裸具席藻 (*Sellaphora seminulum*) 和蓝绿舟形藻 (*Navicula veneta*) 为代表; 村落水域, 以菱形藻属、舟形藻属硅藻为主; 航道水域, 以颗粒沟链藻 (*Aulacoseira granulata*) 为代表; 荷塘以弯棒杆藻 (*Rhopalodia gibba*) 为代表; 而鱼池以菱形藻属硅藻为主。典范对应分析 (canonical correspondence analysis, CCA) 显示水体总磷浓度 (total phosphorus, TP) 和 pH 是影响白洋淀硅藻种群分布的重要因素。利用欧洲硅藻数据库对白洋淀 TP 和 pH 做了定量重建, TP 为 0.13—0.25 mg/L, pH 为 6.92—7.23, 此估测值极为接近实测值。

关键词: 白洋淀; 硅藻; 水体环境; 总磷; pH; 定量重建

The diatom assemblages and their response to different environments of Baiyangdian Lake, China

LI Yameng^{1,2}, ZHAO Qi¹, FENG Guangping³, LIU Haiming³, WANG Yufei^{2,*}

1 Capital Normal University, Beijing 100048, China

2 Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China

3 Beijing Museum of Natural History, Beijing 100050, China

Abstract: The Baiyangdian Lake is the largest freshwater lake and freshwater wetland in Hebei Province, North China. It is 162 km south of Beijing and covering an area of 366.0 km² during high water periods. It consists of about 143 separated small water bodies connected by 3700 web-like waterways. The lake not only provides water for local use and different habitats for aquatic organisms, but also plays an important role on both regional ecological modulations and biodiversity conservation. Since the middle 1960s, industrial waste from the upper reaches and domestic sewage from nearby villages have been the main sources of water pollution. The lake thus became eutrophic due to an increase in nutrients. Diatoms, widely distributed in water environments, are excellent ecological indicators for their sensitivity to a wide range of environmental variables, and their community structure can quickly respond to the changing physical, chemical and biological conditions in the water. In order to evaluate the water quality, we estimated the diatom populations from different micro-habitats, analyzed the relationship between diatom assemblages and water environments, and attempted to reconstruct the total phosphorus (TP) and pH by using diatom-environment transfer functions provided by the European Diatom Database (EDDI).

Water samples were collected from 9 sites of the lake including different micro-habitats in July and August 2008. The water pH, water temperature and water depth were measured during sampling. After centrifugal settling, water samples were cleaned by H₂O₂ and HCl digestion. The diatoms were identified and counted under and scanning electron microscope (SEM) the light microscope. The relationships between diatoms and environmental variables were examined using canonical

基金项目: 首都环境生态系统安全科普教育平台建设资助项目 (PXM2008_178219_055160); 北京市科学技术研究院创新团队计划资助项目 (No. IG200704C2)

收稿日期: 2009-12-03; 修订日期: 2010-06-07

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangyf@ibcas.ac.cn

correspondence analysis (CCA). The environmental reconstructions of water pH and TP were performed using an online program provided by EDDI.

The diatom assemblages recorded from the Baiyangdian Lake consists of 85 species, belonging to 31 genera of 22 families. *Cyclotella*, *Nitzschia*, *Caloneis* and *Navicula* are the predominant taxa in the lake. The different diatom assemblages found in the different water environments vary in their composition. The eutrophic scenic area was dominated by *Cyclotella meneghiniana*, contaminated inlet channel characterized by *Sellaphora seminulum* and *Navicula veneta*, village area dominated by *Nitzschia-Navicula* taxa, waterway area characterized by *Aulacoseira granulata*, in area lotus pond *Rhopalodia gibba* is dominate, and fish pond characterized by *Nitzschia* taxa. The result of CCA indicated that the TP and pH are the main environmental factors controlling the distribution of diatoms. The estimated value of TP is 0.13 — 0.25 mg/L and pH is 6.92 — 7.23, respectively, which are very close to the actual measurement data from the Baiyangdian Lake.

The result indicate that the diatom compositions are extremely sensitive to changes of water quality, and can be used to reflect different water habitats and monitor water quality very well. The distribution of diatom species is closely related to several environmental variables, primarily TP and water pH. The estimated value from EDDI also proved the feasibility of environmental reconstructions based on diatom-environment transfer functions.

Key Words: Baiyangdian Lake; diatom; water environments; total phosphorus; pH; quantitative reconstruction

白洋淀 (N38°43′—39°02′, E115°48′—116°07′), 分属河北省保定市的安新县、雄县、高阳县、容城县和沧州市的任丘市管辖, 距北京市、天津市、石家庄市分别仅为 162、155、189 km, 丰水期面积 366.0 km², 是华北地区最大的淡水湖泊^[1]。白洋淀不仅承担当地用水和维护水利安全, 还具有极高的旅游开发价值, 并为多种水生动植物提供了良好的栖息地, 对华北地区的气候和生态环境有着重要的调节作用。

20 世纪 60 年代中期以来, 随着白洋淀流域工农业的迅速发展, 上游工业废水和生活污水成为白洋淀重要的污染源, 水体富营养化程度日趋严重, 给白洋淀的生态环境造成了严重的影响; 虽然 20 世纪 90 年代以来政府已加大了白洋淀流域污水处理力度, 但由于近年来华北地区气候干燥, 降水减少, 加之白洋淀近似封闭水体, 水体较浅, 水体循环较慢, 污染物不易扩散^[2]。近几年国家环保总局监测数据表明白洋淀为重度污染, 12.5% 的断面水质为劣 V 类 (南刘庄、光淀张庄), 37.5% 的断面水质为 V 类 (王家寨、枣林庄), 50.0% 的断面水质为 IV 类 (端村、圈头、采蒲台), 主要污染物是化学需氧量、高锰酸盐指数和氨氮, 处于中度富营养状态。目前在白洋淀已开展了大量通过水生动物群落^[2-5]、水生植物群落^[6-7] 评估水质变化的研究。对白洋淀水体富营养化和污染物来源也进行了一系列研究^[8-9]。

硅藻类群组合对水环境中物理与化学参数的微小变化反应敏感且迅速, 可用于监测水体酸碱度和富营养化程度, 在湖沼学和生态学中应用广泛^[10-12]。由于硅藻类群受多种环境因子共同影响, 目前利用硅藻组合反映水体环境的研究已从定性评估^[13] 逐渐发展到定量重建^[14-15], 并发展出了多种传递函数模型^[16-17]。在国内, 基于对长江中下游地区 45 个湖泊的表层沉积硅藻类群和水质调查, 董旭辉等^[18-19] 建立了长江中下游地区硅藻-总磷转换函数, 为定量重建国内湖泊水体环境指标奠定了基础。对白洋淀水域进行系统的现生硅藻类群分析, 可扩大我国硅藻-水环境传递函数应用范围, 为检测水质变化、理解水体富营养化机理、维护水生态平衡提供科学依据, 亦可为地层中化石硅藻的环境解释提供现代生态学依据。

本文通过白洋淀水域不同小生境下硅藻类群成分的变化, 分析了硅藻组合与水体环境之间的关系, 利用现有的硅藻-环境数据库重建了部分水体环境指标, 以期今后利用硅藻组合评估中国北方水生态状况提供对比和科学依据。

1 研究方法

1.1 样品采集

分别于 2008 年 7 月 18 日和 8 月 26 日在河北省安新县白洋淀水域采集了水生浮游硅藻样品 (图 1)。在

水深 $>1\text{ m}$ 的开阔水面用采水器采集了表层、中层和底层水样,在府河和唐河岸边采集了表层水样。采集水样的同时用便携式 pH 仪 (Orion 3-Star pH Meter) 测定水体 pH 值和水温,总磷浓度 (total phosphorus, TP) 来自中华人民共和国环境保护部 2008 年 7 月、8 月的水质监测数据。

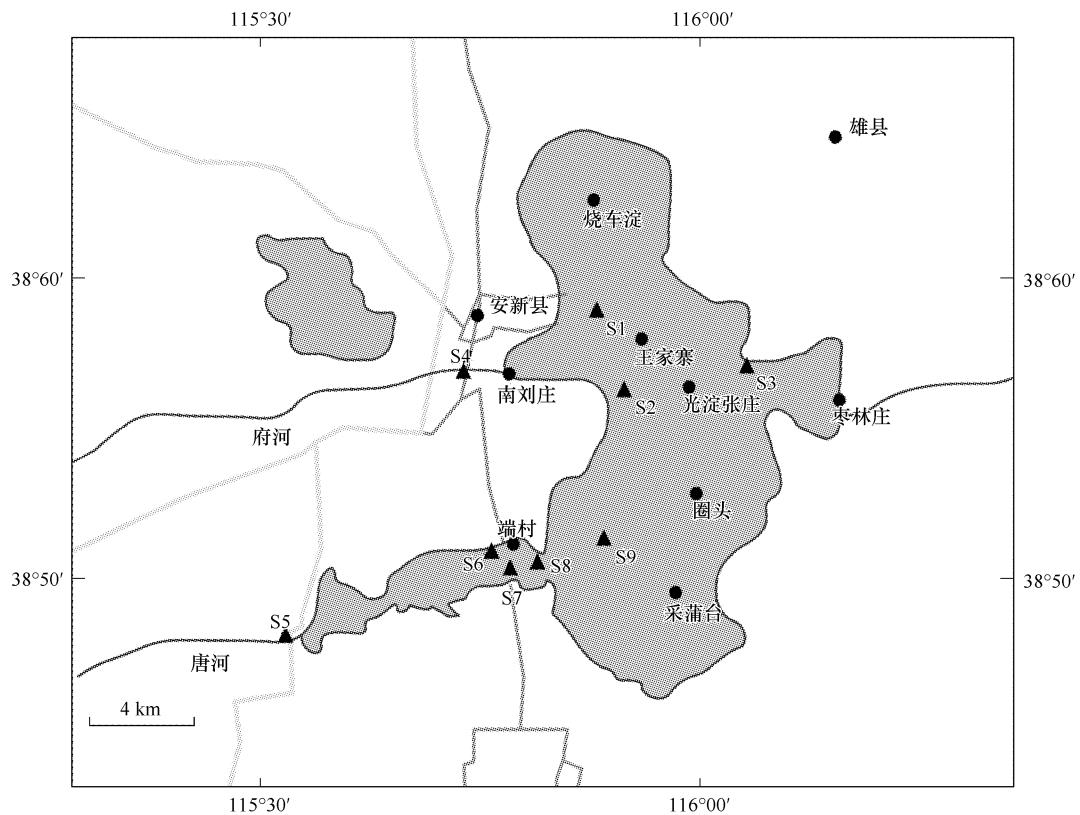


图1 白洋淀地理位置和采样点分布

Fig. 1 Sampling sites

三角形示采样点:S1,大张庄村;S2,寨南;S3,何庄子;S4,安新府河旧大桥西侧;S5,韩村唐河大桥西侧;S6,端村西侧;S7,端村南侧;S8,端村东侧;S9,北田庄;圆形示环保部监测点

1.2 硅藻分析

每样品取 600 mL 水样,离心浓缩后加入 30% H_2O_2 和 10% HCl 处理去除杂质,定容至 10 mL 并混匀,取 200 μL 均匀弥散在盖玻片上,晾干后用光学封片胶 (沪试 F. M. P, R. i. = 1.52) 制片^[20]。在 LEICA DM 2500 光学显微镜下以 $400\times$ 相差进行硅藻壳体计数,每样品尽可能统计 300 个硅藻壳体以上,利用随机沉淀法计算单位体积水样的硅藻密度^[21]。部分样品在 FEI QUANTA 200F 扫描电子显微镜下进行硅藻种类的鉴定。硅藻鉴定与命名主要依据 Round^[22] 分类系统,并参考 Hustedt 和 Jensen^[23]、齐雨藻^[24]、齐雨藻和李家英^[25]、施之新^[26] 的资料。

1.3 硅藻类群与水体环境的典范对应分析

运用 Canoco for Windows 4.5 软件对白洋淀各水域硅藻类群和主要水体环境因子的关系进行了典范对应分析 (Canonical correspondence analysis, CCA)^[27-28]。硅藻类群数据选取了 39 个至少在 1 个样品中丰度 $>3\%$ 的种、变种和未定种,水体环境数据选取了 pH、TP、水深和水温 4 个参数。对物种数据进行了平方根转换,以降低含 0 数据造成的统计噪声;由于环境数据常是非正态分布的,因此除 pH 外,对水深和水温数据进行 log 转换以实现正态分布;由于 TP 数据并非即时测定结果,因此根据环保部监测点测定数据和“地表水环境质量标准”转换为 I—VI 级 ($\text{I} \leq 0.01\text{ mg/L}$, $0.01 < \text{II} \leq 0.025\text{ mg/L}$, $0.025 < \text{III} \leq 0.05\text{ mg/L}$, $0.05 < \text{IV} \leq 0.1\text{ mg/L}$, $0.1 < \text{V} \leq 0.2\text{ mg/L}$, $\text{VI} > 0.2\text{ mg/L}$),且不同水深样品采用同一 TP 数据^[29-30]。

1.4 水体化学环境的重建

欧洲硅藻数据库(The European Diatom Database, EDDI) (<http://craticula.ncl.ac.uk/Eddi/jsp/index.jsp>)是由欧盟资助的一个硅藻-环境资料数据库,提供了可供免费使用的在线重建程序。其中 pH 组合数据库中可用于重建 pH 的传递函数有加权平均(weighted averaging, WA)、加权平均偏最小二乘(weighted averaging partial least squares, WAPLS)、现代类比法(modern analog technique, MAT)和局部加权加权平均(locally-weighted weighted averaging, LWWA)等4种方法;而 TP 组合数据库中可用于重建 TP 的传递函数有 WA、MAT 和 LWWA^[14]。

统计出白洋淀水域各水样中硅藻丰度后,将硅藻名按 EDDI 中给出的硅藻代码重命名,两个 EDDI 中未包含的种 *Hantzschia vivax* (W. Smith) M. Perag. 和 *Synedra capitata* Ehrenb. 因出现频率和相对丰度均极低,在重建时被剔除。在线提交到数据库中后,通过验证分析,得到每一样品中存在于当前数据库中的种数,以及这些种在样品中的总丰度(58.39%—100%,平均 80.56%),说明绝大多数硅藻在重建时存在对应种,可用于重建分析。同时,验证分析还提供了 23 个样品的 Hill's 物种多样性指数 N_2 ^[31](表 1),以用于评估不同生境下的硅藻物种多样性。

表 1 各采样点的采样时间、样品编号及各样品所含硅藻种类数、多样性指数、硅藻细胞密度、水样的 pH 值、水深和水温数据

Table 1 The information of samples' code, sampling time, numbers of species in each sample, diversity index, cell density, pH, water depth and water temperature in each sampling site

采样点 Sampling sites	编号 Code	水层 Layer of water	采样时间 Sampling time	种类数 Number of species	多样性指数 Hill's N_2	细胞密度 /(个/mL) Cell density	pH	水深/m Depth	水温/℃ Temperature
大张庄村	S1-1	表层	2008-07-18	3	1.26	443	7.70	0.2	28
	S1-2	中层	2008-07-18	6	1.16	395	7.64	1.3	27
	S1-3	底层	2008-07-18	16	2.33	1098	7.41	2.7	27
寨南	S2-1	表层	2008-07-18	10	2.40	208	7.86	0.2	28
	S2-2	中层	2008-07-18	15	5.20	218	7.77	1.2	27.5
	S2-3	底层	2008-07-18	25	9.96	505	7.55	2.6	27
何庄子	S3-1	表层	2008-07-18	16	10.29	30	8.33	0.2	28
	S3-2	中层	2008-07-18	20	9.98	46	8.24	1.1	28
	S3-3	底层	2008-07-18	26	12.90	293	7.93	2.4	27
安新府河	S4	表层	2008-07-18	10	1.40	8000	7.68	0.2	29
韩村唐河	S5	表层	2008-08-26	6	2.00	18424	8.76	0.2	29
端村西	S6-1	表层	2008-08-26	7	4.43	71	7.75	0.2	27
	S6-2	中层	2008-08-26	19	3.26	510	7.87	0.8	28
	S6-3	底层	2008-08-26	30	8.54	4938	7.37	1.9	27
端村南	S7-1	表层	2008-08-26	24	5.72	1745	7.67	0.2	28
	S7-2	中层	2008-08-26	31	13.57	2850	7.69	1.5	28
	S7-3	底层	2008-08-26	17	4.52	6778	7.63	3.0	27
端村东	S8-1	表层	2008-08-26	8	1.35	427	7.43	0.2	26
	S8-2	中层	2008-08-26	14	6.71	422	7.43	0.8	27
	S8-3	底层	2008-08-26	25	3.36	5913	7.33	1.7	26
北田庄	S9-1	表层	2008-08-26	12	3.37	400	8.26	0.2	28
	S9-2	中层	2008-08-26	9	2.27	9436	8.12	1.3	28
	S9-3	底层	2008-08-26	16	2.53	2986	7.70	2.7	27

2 结果

2.1 硅藻分布

白洋淀 9 个采样点(23 个样品)中,发现硅藻 85 个种或变种以及未定种,隶属于 22 个科、31 个属,每采样点有 6—40 个种或变种。各采样点的样品编号及其所含硅藻种类数、硅藻细胞密度、水样的 pH 值、水深、水温数据见表 1。整个白洋淀水域的优势类群为小环藻属(*Cyclotella*)、菱形藻属(*Nitzschia*)、美壁藻属(*Caloneis*)和舟形藻属(*Navicula*);其中梅尼小环藻(*Cyclotella meneghiniana* Kütz.) (附图 I a, b)、谷皮菱形

藻 (*Nitzschia palea* (Kütz.) W. Smith) (附图 I c, d) 和偏肿美壁藻 (*Caloneis ventricosa* (Ehrenb.) F. Meister) (附图 I e, f) 在 23 个样品中的出现频率均高于 50%, 且在整个白洋淀硅藻类群中的相对丰度分别达到了 14.3%、12.2% 和 8.3%; 出现频率介于 10%—50% 之间的种中, 仅有蓝绿舟形藻 (*Navicula veneta* Kütz.) (7.5%) (附图 I g)、线形菱形藻 (*Nitzschia linearis* (C. Agardh) W. Smith) (5.1%) (附图 I h, i) 和半裸具席藻 (*Sellaphora seminulum* (Grunow) Mann) (8.7%) (附图 I g, k) 的相对丰度高于 5% (表 2)。

表 2 39 个在至少一个样品中相对丰度 >3% 的种、变种和未定种列表及其在所有样品中的出现频率 (FO)、在所有样品中的相对丰度 (RA) 以及在单个样品中的最大相对丰度 (MAX)

Table 2 The species frequency of occurrence (FO) in 23 samples, the overall species relative abundance (RA), and the maximum relative abundance (MAX) of the 39 diatom species with relative abundances >3% in at least one sample

编号 Code	种名 Taxon name	命名人 Author	出现频率/% FO	相对丰度/% RA	最大相对丰度/% MAX
1	<i>Achnanthydium exiguum</i>	(Grunow) Czarn.	43.5	2.5	14.3
2	<i>Achnanthydium minutissimum</i>	(Kütz.) Czarn.	17.4	1.3	28.7
3	<i>Amphipleura pellucida</i>	(Kütz.) Kütz.	17.4	0.5	12.1
4	<i>Amphora ovalis</i>	(Kütz.) Kütz.	69.6	5.0	42.1
5	<i>Aulacoseira distans</i>	(Ehrenb.) Simonsen	21.7	1.6	30.8
6	<i>Aulacoseira granulata</i>	(Ehrenb.) Simonsen	39.1	1.6	11.8
7	<i>Caloneis ventricosa</i>	(Ehrenb.) F. Meister	65.2	8.3	41.4
8	<i>Cocconeis placentula</i>	Ehrenb.	60.9	2.5	15.2
9	<i>Cyclotella</i> sp.		13.0	0.6	21.7
10	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Kütz.	65.2	14.3	92.8
11	<i>Cymbella tumida</i>	(Bréb.) Van Heurck	13.0	0.2	10.1
12	<i>Encyonema silesiacum</i>	(Bleisch ex Rabenh.) D. G. Mann in Round, Crawford & Mann	69.6	1.1	6.1
13	<i>Eunotia pectinalis</i>	(O. Müll.) Rabenh.	8.7	0.2	4.9
14	<i>Fragilaria crotonensis</i>	Kitton	26.1	0.8	10.9
15	<i>Gomphonema augur</i>	Ehrenb.	43.5	0.3	3.1
16	<i>Gomphonema angustatum</i>	(Kütz.) Rabenh.	30.4	1.0	9.0
17	<i>Gomphonema gracile</i>	Ehrenb.	26.1	0.8	6.7
18	<i>Gyrosigma acuminatum</i>	(Kütz.) Rabenh.	13.0	0.3	13.1
19	<i>Mastogloia smithii</i> var. <i>amphicephala</i>	Grun.	8.7	0.8	8.8
20	<i>Navicula</i> sp.		4.3	0.0	8.8
21	<i>Navicula minima</i>	Grun.	47.8	1.5	14.6
22	<i>Navicula oblonga</i>	(Kütz.) Kütz.	8.7	0.6	10.4
23	<i>Navicula radiosa</i>	Kütz.	13.0	0.7	7.9
24	<i>Navicula schroeteri</i>	Meis.	13.0	0.8	7.7
25	<i>Navicula veneta</i>	Kütz.	43.5	7.5	68.4
26	<i>Nitzschia fonticola</i>	Grun.	34.8	2.8	38.5
27	<i>Nitzschia linearis</i>	(C. Agardh) W. Smith	26.1	5.1	53.9
28	<i>Nitzschia obtusa</i> var. <i>scalpelliformis</i>	Grun.	17.4	2.5	11.5
29	<i>Nitzschia palea</i>	(Kütz.) W. Smith	69.6	12.2	51.5
30	<i>Nitzschia</i> sp.		17.4	0.1	3.6
31	<i>Nitzschia sublinearis</i>	Hüst.	4.3	0.5	6.3
32	<i>Placoneis gastrum</i>	(Ehrenb.) Mersechk	13.0	0.1	5.1
33	<i>Planothidium lanceolatum</i>	(Bréb.) Round & Bukht.	21.7	0.5	5.8
34	<i>Rhopalodia gibba</i>	(Ehrenb.) O. Müll.	26.1	4.7	85.8
35	<i>Sellaphora seminulum</i>	(Grunow) Mann	43.5	8.7	84.1
36	<i>Synedra</i> sp. (1)		13.0	0.3	10.0
37	<i>Synedra</i> sp. (2)		8.7	0.1	10.9
38	<i>Synedra amphicephala</i>	Kütz.	56.5	2.4	30.4
39	<i>Synedra ulna</i>	(Nitzsch) Ehrenb.	52.2	1.2	17.2

硅藻的类群和丰度在不同采样点间显示出了极高的多样性,表 3 清晰地展现了白洋淀 6 种不同水域类型下的主要硅藻类群组合。如富营养化景区水域,以 *Cyclotella meneghiniana* 为主;污染严重的入库河道水域,以

Sellaphora seminulum 和 *Navicula veneta* 为代表;村落水域,以 *Nitzschia*、*Navicula* 属硅藻为主;航道水域,以颗粒沟链藻 (*Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Simonsen) (附图 II a) 为代表;荷塘,以弯棒杆藻 (*Rhopalodia gibba* (Ehrenb.) O. Müll.) (附图 II b, c) 为代表;鱼池小生境,以 *Nitzschia* 属硅藻为主。

表 3 白洋淀不同水域生境下的硅藻组合及 pH 和 TP 值

Table 3 Dominated diatom assemblages, pH and TP in different water environments of Baiyandian Lake

水域生境类型 Water environments	采样点 Sampling sites	代表性硅藻组合 Dominated diatom assemblages	pH		TP	
			实测值 Measured data	重建值 Estimated data	实测值 Measured data	重建值 Estimated data
富营养化景区 Eutrophic scenic area	S1, S2, S3	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	7.41—8.86	6.99—7.35	0.11—0.23	0.13—0.62
入库河道 Inlet channel	S4, S5	<i>Sellaphora seminulum</i> , <i>Navicula veneta</i> , <i>Nitzschia palea</i>	7.68—8.76	7.17—7.47	>0.2	0.08—0.09
村落 Village area	S6	<i>Nitzschia palea</i> , <i>Caloneis ventricosa</i> , <i>Sellaphora seminulum</i>	7.37—7.87	6.67—6.96	0.05—0.1	0.03—0.08
渡船航道 Waterway	S7	<i>Caloneis ventricosa</i> , <i>Navicula minima</i> , <i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Nitzschia obtusa</i> var. <i>scalpelliformis</i> , <i>Amphora ovalis</i>	7.63—7.69	6.77—7.16	0.05—0.1	0.04—0.15
荷塘 Lotus pond	S8	<i>Rhopalodia gibba</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Amphora ovalis</i> , <i>Cocconeis placentula</i> , <i>Sellaphora seminulum</i>	7.33—7.43	6.89—7.43	0.05—0.1	0.02—0.07
鱼池 Fish pond	S9	<i>Nitzschia linearis</i> , <i>N. palea</i> , <i>Amphora ovalis</i>	7.70—8.26	6.79—7.41	0.05—0.1	0.02—0.08

在白洋淀的东北部水域 (S1, S2, S3), 以常见于微碱性富营养水的浮游类型 *Cyclotella meneghiniana* 为主 (每样品中丰度为 17.4%—79.8%)。由于水面开阔且水体扰动较大, 单位体积水中硅藻密度较低, 为 30—1000 个细胞/mL。

S4 采样点位于白洋淀主要进水口之一的府河岸边, 河水流速较缓, 硅藻以 *Sellaphora seminulum* 为主 (84.1%), 样品中硅藻密度较高, 为 8000 个细胞/mL。在另一进水口的唐河岸边 (S5), 则以 *Navicula veneta* (68.4%) 和 *Nitzschia palea* (14.2%) 为主, 由于位于基本静止的储水区, 硅藻密度达到了 18000 个细胞/mL。

在端村, 密集选取了 3 个采样点 (直线距离仅 1 km), 其中端村西采样点靠近村庄 (S6), 主要硅藻类群为 *Nitzschia palea* (32.8%)、*Caloneis ventricosa* (13.7%) 和 *Sellaphora seminulum* (12.7%)。端村南采样点位于通往任丘市方向的主航道上 (S7), 主要硅藻类群为 *C. ventricosa* (30.9%)、小舟形藻 *Navicula minima* Grun. (6.9%) (附图 II d)、*Aulacoseira granulata* (6.6%)、钝端菱形藻解剖刀形变种 (*Nitzschia obtusa* var. *scalpelliformis* Grun.) (6.3%) (附图 II e—g) 和卵形双眉藻 (*Amphora ovalis* (Kütz.) Kütz.) (6.1%) (附图 II h, i)。端村东采样点位于荷花池旁 (S8), 主要硅藻类群为 *Rhopalodia gibba* (33.0%)、*N. palea* (17.7%)、*A. ovalis* (11.0%)、扁圆卵形藻 (*Cocconeis placentula* Ehrenb.) (8.8%) (附图 II j, k) 和 *S. seminulum* (7.1%)。端村水域样品中的硅藻密度约为 70—6800 个细胞/mL。

北田庄采样点则位于空旷养鱼池旁 (S9), 主要硅藻类群则为 *Nitzschia linearis* (18.3%)、*N. palea* (17.6%)、*Amphora ovalis* (15.6%) 和泉生菱形藻 (*N. fonticola* Grun.) (15.6%) (附图 II l, m)。该水域样品中的硅藻密度约为 400—9400 个细胞/mL。

2.2 硅藻分布与水环境关系因子的 CCA 分析

图 2 反映了 39 种硅藻、9 个采样点与 TP、pH、水深和水温 4 个环境因子间的关系, 在由主轴 1 和主轴 2 构成的排序图中, 圆点示采样点的编号 (表 1), 三角形示硅藻种类的编号 (表 2), 箭头示 4 个环境因子, 箭头的长短表示该因子对排序的相对作用大小, 箭头方向表示对采样点和硅藻类群的影响趋势^[28]。前两个排序轴的特征值分别是 0.375 和 0.207, 物种和环境因子排序轴的相关系数分别为 0.894 和 0.848; 根据 Monte Carlo permutation tests 分析, 第 1 排序轴 ($P=0.01$) 和所有排序轴 ($P=0.005$) 均具有显著性, 说明排序图能够很

好地反映表 4 中的数据信息。第一、第二物种排序轴间相关系数仅为 0.0164,表示这两个排序轴几乎相互垂直;前两个环境排序轴间的相关性为 0,说明排序轴与环境因子间线性结合的程度较好地反映了物种与环境之间的关系,排序结果是可信的^[27]。TP 与第一轴呈较高的正相关性(相关系数 0.8554),pH 与第一轴的相关系数为 0.3274,也呈一定的正相关性。通过手工预选变量分析,TP 和 pH 两个变量的解释量占有环境因子解释量的 57.27% (0.512/0.894),可以说明 TP 与 pH 值的变化是影响硅藻类群分布的主要因子^[28]。水深与水温、pH 之间则存在一定的负相关性(−0.5121, −0.4309),表明随着水深的增加,水温和 pH 均呈下降趋势(表 4)。

表 4 4 个环境因子之间及其与 CCA 前两个排序轴间的相关系数
Table 4 Correlation coefficient of environmental variables and first two axes of CCA, and the correlation coefficient between environmental variables

环境因子 Environmental factor	排序轴 Axes		总磷 TP	pH	水深 Depth	水温 Temperature
	1	2				
总磷 TP	0.8554	0.0806	1.0000			
pH	0.3274	−0.0947	0.4373	1.0000		
水深 Depth	0.1895	−0.3864	−0.0624	−0.4309	1.0000	
水温 Temperature	0.1443	−0.3887	0.3332	0.6851	−0.5121	1.0000

3 讨论

3.1 硅藻组合与水体环境的关系

白洋淀是一个半封闭的浅水湖泊,淀内地形复杂,水体循环交流力度较弱,不同水域间水质差异较大,空间异质性的程度较高,为研究硅藻组合与水体环境之间的关系提供了绝佳的研究场所。本研究发现,硅藻的类群和丰度在不同的水体环境下具有极高的分异度,即便是相隔非常近的两个采样点之间,硅藻组合也大有不同,这可能与不同水域的小生境不同有关^[32]。

根据 CCA 分析结果,位于白洋淀东北部水域的 S1、S2、S3 以及府河入口处的 S4 号采样点以及主要分布于该水域的 *Cyclotella meneghiniana*、膨胀桥弯藻 (*Cymbella tumida* (Bréb.) Van Heurck)、尖布纹藻 (*Gyrosigma acuminatum* (Kütz.) Rabenh.) (附图 II n)、胃形平舟藻 (*Placoneis gastrum* (Ehrenb.) Mersechk)、两头针杆藻 (*Synedra amphicephala* Kütz.) 等硅藻位于 TP 轴附近,与 TP 轴呈正相关,反映了该水域较高的营养水平。东北部水域处于白洋淀旅游景区,景区附近大张庄村 (S1)、寨南 (S2) 和何庄子 (S3) 3 个采样点的水质监测数据显示该水域水质为劣 V 级或 V 级。该水域中占优势的 *C. meneghiniana* 常见于夏季的微咸-淡水环境中,是指示高 TP 浓度富营养状态的浮游种类,因此该种在该水域的大量出现与水体中较高的营养水平有关^[10, 33]。此外,景区内的游船(主要为快艇)可为水体提供额外的扰动,这将有 利于浮游型硅藻如 *C. meneghiniana* 和 远距沟链藻 (*Aulacoseira distans* (Ehrenb.) Simonsen) 的悬浮^[34]。

主要在府河沿岸 (S4) 出现的 *Sellaphora seminulum* 是沿岸底栖种,代表中-富营养水体环境,其最适总氮

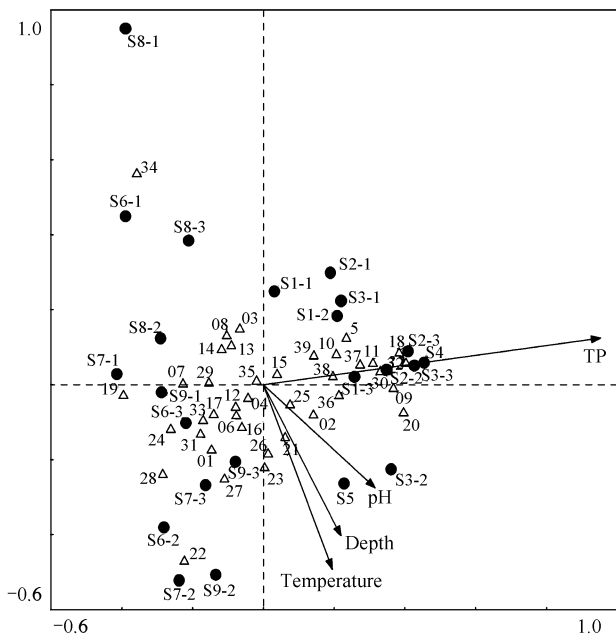


图 2 白洋淀各采样点、硅藻类群与环境关系的 CCA 排序图
Fig. 2 The CCA triplots of samples, diatom species and environmental variables in Baiyangdian Lake

圆点示采样点,编号见表 1;三角形示硅藻种类,编号见表 2

值 (total nitrogen, TN) 为 342.6 $\mu\text{g/L}$ 、TP 值为 60.9 $\mu\text{g/L}$ 、溶解有机碳值 (dissolved organic carbon, DOC) 为 8.3 mg/L 、溶解无机碳值 (dissolved inorganic carbon, DIC) 为 1.7 mg/L ^[35-36], 同时也是汞、锌、镉等重金属污染的耐受种和指示种^[37-38]。

位于唐河入口处的 S5 号采样点以及主要出现在该水域的 *Navicula veneta* 则与 pH 呈正相关, 反映了较高的水体 pH 值。*N. veneta* 和 *Nitzschia palea* 均是底土附生种, 喜微咸水环境, 其最适 TP 值分别为 196 $\mu\text{g/L}$ 和 75.4 $\mu\text{g/L}$ ^[36, 39-41]。主要发现于 S4 和 S5 采样点的 *Sellaphora seminulum* 和 *N. veneta* 均指示了较高的水体有机质含量。另外, 通过 Hill's N_2 多样性指数分析也发现, 靠近上游水系入口的 S1、S4 和 S5 采样点的 N_2 数值较低 (1.16—2.33)。一般认为, 随着水质污染程度和富营养程度的加重, 水体中仅能生存耐污种, 硅藻种群结构向单一化、简单化方向发展, 物种多样性会降低^[42-43]。这说明上游水系是白洋淀水域的主要污染源来源之一, 这与水质监测数据是一致的。

主要分布在端村 (S6, S7, S8)、北田庄 (S9) 水域的 *Caloneis ventricosa*、施密斯胸隔藻两头变种 (*Mastogloia smithii* var. *amphicephala* Grun.) (附图 II o)、*Nitzschia palea* 等硅藻则与 TP 轴呈负相关, 是白洋淀中富营养化程度较低的区域。其中端村西采样点 (S6) 靠近村庄, 生活垃圾等污染物排放较多, 主要硅藻类群 *N. palea*、*C. ventricosa* 和 *Sellaphora seminulum* 均指示了较高的水体有机质含量。而端村南采样点 (S7) 由于位于通往任丘市方向的主航道上, 水体扰动较大, 壳体密度较大的 *Aulacoseira granulata* 的出现反映了这一状况; 且 *Navicula minima*、*A. granulata*、*Nitzschia obtusa* var. *scalpelliformis* 和 *Amphora ovalis* 不仅反映了较高的营养水平, 还反映了碱性且有一定盐度的水体 (pH > 8, 盐度 < 0.9‰), 可能与该水域频繁的渡船活动以及距离村庄较近有关。端村东采样点 (S8) 位于荷塘旁边, 大型水生植物丰富, 两种喜微碱性水的附生硅藻 *Rhopalodia gibba* 和 *Cocconeis placentula* 大量出现, 也指示了较高的水体营养水平^[44-45]。北田庄采样点 (S9) 位于一个较大鱼塘的旁边, 常见于富营养碱性水体中的 *Nitzschia linearis* 是底土附生的底栖类型 (pH 6.4—9.0, 最适约 7.8)^[39], 大量出现于该采样点水体中层的水样中, 可能与水底生物扰动有关。

沈会涛和刘存歧^[7]对白洋淀水域浮游植物群落及其环境因子进行了典范对应分析 (CCA), 结果显示水体 pH 值及 TP 是影响这一区域物种分布格局的重要因素, 这与本文中对硅藻植物群的分析结果是一致的。不同水体环境下不同的 pH 和以 TP 为代表的水体营养程度是造成硅藻组合不同的重要因素。

3.2 pH 和 TP 值的重建

图 3 所示为 9 个采样点基于 EDDI 数据库的 pH 和 TP 重建结果, WA、WAPLS、MAT、LWWA 4 种方法重建的白洋淀水域 pH 平均值分别为 7.23、7.23、6.96 和 6.92, 较实测结果 (7.78) 略低, 但仍反映了白洋淀水域偏碱性的水体环境; WA、MAT、LWWA 3 种方法重建的 TP 平均值分别为 0.25、0.16 mg/L 和 0.13 mg/L 。从整体来看, MAT、LWWA 2 种方法的 TP 重建结果与各监测点实测的平均值 0.15 mg/L 更为接近。Juggins^[14]指出 MAT 方法可用于缺少对应种的情况, 而 LWWA 适用于环境和物种分异度较大的数据集, 本研究表明这两种方法可能更适于数据库覆盖地区以外水环境因子的重建。

同时, WA、MAT、LWWA 3 种对白洋淀东北部景区水域 (S1, S2, S3) 的 TP 重建平均值为 0.12—0.66 mg/L , 明显高于端村、北田庄等其他水域 (S6, S7, S8, S9) 的 0.02—0.11 mg/L , 也与实测的水质级别相符。因此就平均值而言, pH 和 TP 的重建结果与实测值较为吻合, 但在单个采样点上则略有差异, 可能是由于个别样品中硅藻种类较少以及存在某些数据库中未包含的种类造成的^[46]。

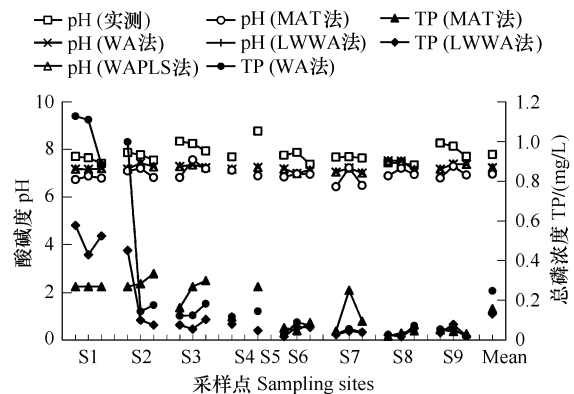


图 3 9 个采样点的 pH 和 TP 重建结果

Fig. 3 The diatom-inferred pH and TP in 9 sampling sites based on the EDDI datasets

4 结语

在自然相连的水体中,由于空间异质性导致的小生境不同,硅藻的群落结构、种群密度也产生了较大差异。本研究分析了该水域硅藻组合与水体环境之间的密切关系,并利用硅藻类群组合对水体酸碱度和富营养化程度进行了实用性监测,有利于提高白洋淀地区的旅游开发价值,及促进对北京周边地区的气候和生态环境改善。研究结果还有助于验证利用欧洲硅藻数据库重建我国第四纪以来沉积硅藻所反映的水体环境的可行性。

致谢:感谢中国科学院植物研究所植物演化生物学创新研究组在野外采样及室内分析方面的协助。

References:

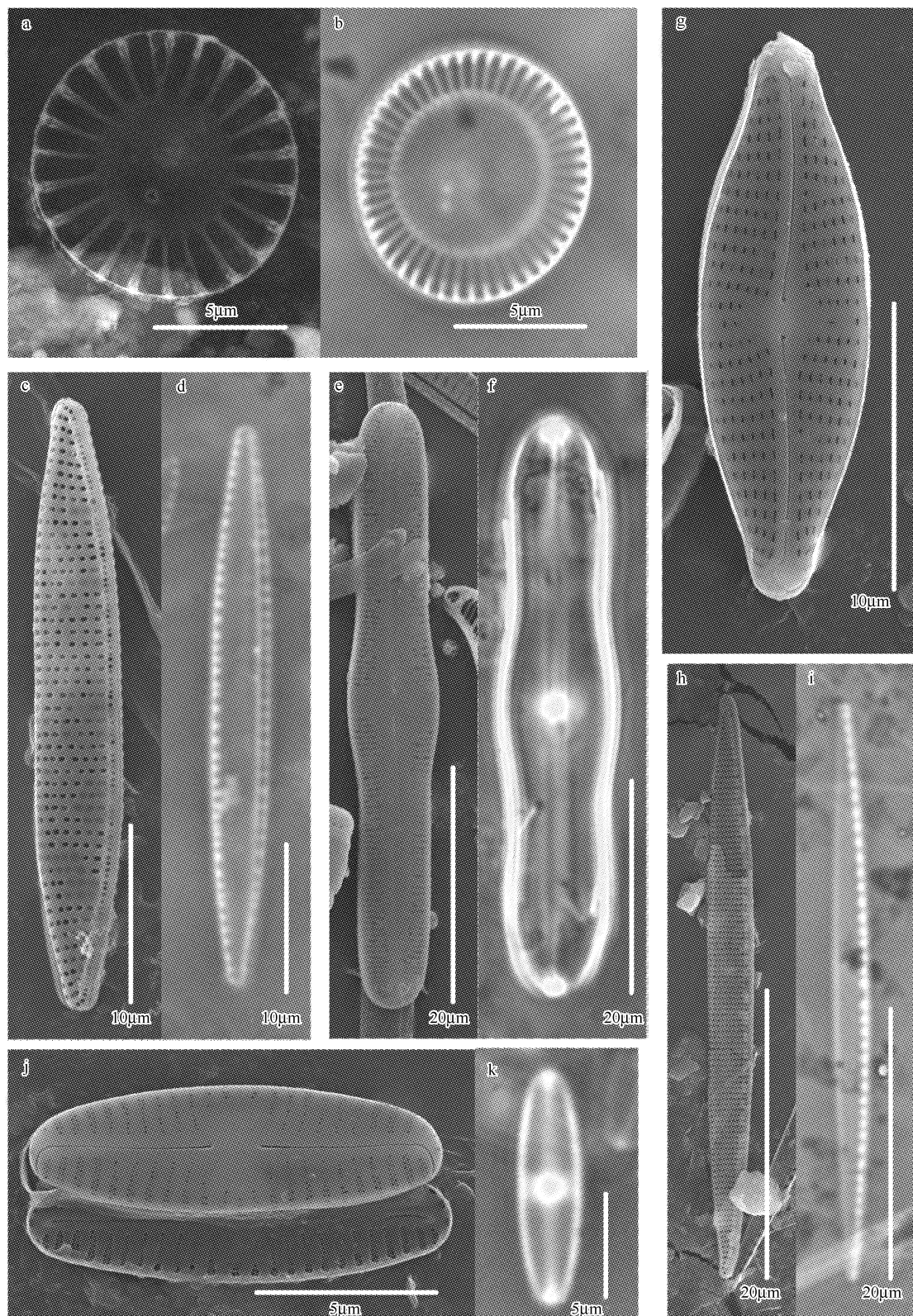
- [1] Wang S M, Dou H S. Lakes in China. Beijing: Science Press, 1998:308-311.
- [2] Li F C, Shen Y F, Liu C Q, Guan Y Q, Su Y P, Jia H. Assessment of the water quality using protozoan communities during low water period in Baiyangdian Lake. Chinese Journal of Ecology, 2005, 24(7):785-789.
- [3] Xu M Q. Evaluation of self purification efficiency of Fuhe Stream-Baiyangdian Lake through zooplankton. Acta Hydrobiologica Sinica, 1996, 20(3):212-220.
- [4] Feng J S. Ciliata in Lake Baiyangdian and the relation with water quality pollution. Chongqing Environmental Science, 1999, 21(5):33-35.
- [5] Xu M Q, Zhu J, Cao H. The relationship between the protozoan community diversity and the water quality in the Baiyangdian Lake. Acta Ecologica Sinica, 2001, 21(7):1114-1120.
- [6] Zhang Y K, Zhang X S, Tian Y M. Study on assessment of water quality of the Lake Baiyangdian using phytoplankton on community structure. Journal of Hebei University, 1997, 17(4):39-46.
- [7] Shen H T, Liu C Q. Canonical correspondence analysis of phytoplankton community and its environmental factors in the Lake Baiyangdian. Journal of Lake Sciences, 2008, 20(1):773-779.
- [8] Li J W, Yang L H, Liang B C, Kang G F, Wang C. The application of improved principal component analysis method to the water quality appraisement in Baiyangdian Lake. Haihe Water Resources, 2007, 3:40-43.
- [9] Zhu Y, Wu W J, Wang J J, Qin N, Wang Y, Wang Y, He Q S, Xu F L. Distribution, sources and ecological risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in water-sediment system in Lake Small Baiyangdian. Journal of Lake Sciences, 2009, 21(5):637-646.
- [10] Rott E, Duthie H C, Pipp E. Monitoring organic pollution and eutrophication in the Grand River, Ontario, by means of diatoms. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1998, 55:1443-1453.
- [11] Larsen J. Recent changes in diatom-inferred pH, heavy metals, and spheroidal carbonaceous particles in lake sediments near an oil refinery at Mongstad, western Norway. Journal of Paleolimnology, 2000, 23(4):343-363.
- [12] Ekdahl E J, Teranes J L, Wittkop C A, Stoermer E F, Reavie E D, Smol J P. Diatom assemblage response to Iroquoian and Euro-Canadian eutrophication of Crawford Lake, Ontario, Canada. Journal of Paleolimnology, 2007, 37(2):233-246.
- [13] Van Dam H, Mertens A, Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. Aquatic Ecology, 1994, 28(1):117-133.
- [14] Juggins S. The European Diatom Database (EDDI, version 1.0). Newcastle: University of Newcastle, UK, 2001:1-72.
- [15] Curtis C J, Juggins S, Clarke G, Battarbee R W, Kernan M, Catalan J, Thompson R, Posch M. Regional influence of acid deposition and climate change in European mountain lakes assessed using diatom transfer functions. Freshwater Biology, 2009, 54(12):2555-2572.
- [16] ter Braak C J F, Juggins S. Weighted averaging partial least squares regression (WA-PLS): an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. Hydrobiologia, 1993, 269/270(1):485-502.
- [17] Birks H J B. Numerical tools in palaeolimnology palaeolimnology-Progress, potentialities, and problems. Journal of Paleolimnology, 1998, 20(4):307-332.
- [18] Dong X H, Yang X D, Wang R. Diatom indicative species of eutrophication of the lakes in the middle and lower reach regions of Yangtze River. China Environmental Science, 2006, 26(5):570-574.
- [19] Dong X H, Yang X D, Wang R, Pan H X. A diatom-total phosphorus transfer function for lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River. Journal of Lake Sciences, 2006, 18(1):1-12.
- [20] Renberg I. A procedure for preparing large sets of diatom slides from sediment cores. Journal of Paleolimnology, 1990, 4(1):87-90.
- [21] Scherer R P. A new method for the determination of absolute abundance of diatoms and other silt-sized sedimentary particles. Journal of Paleolimnology, 1994, 12(2):171-179.
- [22] Round F E, Crawford R M, Mann D G. Diatoms: Biology and Morphology of the Genera. Cambridge: Cambridge University Press, 1990:1-747.
- [23] Hustedt F, Jensen N G. The Pennate Diatoms, A Translation of Hustedt's "Die Kieselalgen, 2. Teil". Koenigstein: Koeltz Scientific Books, 1985:1-917.
- [24] Qi Y Z. Flora Algae Sinicarum Aquae Dulcis. Vol. 4. Bacillariophyta Centrales. Beijing: Science Press, 1995:1-104.
- [25] Qi Y Z, Li J Y. Flora Algae Sinicarum Aquae Dulcis. Vol. 10. Bacillariophyta Pennatae. Beijing: Science Press, 2004:1-161.
- [26] Shi Z X. Flora Algae Sinicarum Aquae Dulcis. Vol. 12. Bacillariophyta Gomphonemaceae. Beijing: Science Press, 2004:1-147.
- [27] ter Braak C J F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology, 1986, 67(5):

1167-1179.

- [28] Leps J, Smilauer P. Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO. Cambridge: Cambridge University Press, 2003:1-269.
- [29] Eilertsen O, Okland R H, Okland T, Pedersen O. Data manipulation and gradient length estimation in DCA ordination. *Journal of Vegetation Science*, 1990, 1(2):261-270.
- [30] Shinneman A L C, Edlund M B, Almendinger J E, Soninkhishig N. Diatoms as indicators of water quality in Western Mongolian lakes: a 54-site calibration set. *Journal of Paleolimnology*, 2009, 42(3):373-389.
- [31] Hill M O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 1973, 54(2):427-432.
- [32] Lin B Q, Wang Q H, Liu Y. Effects of micro-habitat on the composition of diatom communities. *Acta Botanica Sinica*, 1998, 40(3):277-281.
- [33] Hemphill-Haley E, Lewis R C. Diatom data from Bradley Lake, Oregon: Downcore analyses//US Geological Survey Open-File Report 03-190. Reston: Western Coastal & Marine Geology Publications, 2003:6-21.
- [34] Huisman J, Sharples J, Stroom J M, Visser P M, Kardinaal W E A, Verspagen J M H, Sommeijer B. Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology*, 2004, 85(11):2960-2970.
- [35] Rühland K M, Smol J P, Pienitz R. Ecology and spatial distributions of surface-sediment diatoms from 77 lakes in the subarctic Canadian treeline region. *Canadian Journal of Botany*, 2003, 81(1):57-73.
- [36] Ponader K C, Charles D F, Belton T J, Winter D M. Total phosphorus inference models and indices for coastal plain streams based on benthic diatom assemblages from artificial substrates. *Hydrobiologia*, 2008, 610(1):139-152.
- [37] Pérès F, Coste M, Ribeyre F, Ficard M, Boudou A. Effects of methylmercury and inorganic mercury on periphytic diatom communities in freshwater indoor microcosms. *Journal of Applied Phycology*, 1997, 9(3):215-227.
- [38] Ivorra N, Hettelaar J, Tubbing G M J, Kraak M H S, Sabater S, Admiraal W. Translocation of microbenthic algal assemblages used for *in situ* analysis of metal pollution in rivers. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1999, 37(1):19-28.
- [39] Winter J G, Duthie H C. Stream epilithic, epipelic and epiphytic diatoms: habitat fidelity and use in biomonitoring. *Aquatic Ecology*, 2000, 34(4):345-353.
- [40] Lange C B, Tiffany M A. The diatom flora of the Salton Sea, California. *Hydrobiologia*, 2002, 473(1/3):179-201.
- [41] Stenger-Kovács C, Buczkó K, Hajnal É, Padisák J. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia*, 2007, 589(1):141-154.
- [42] Luo M B, Duan C Q, Shen X Q, Yang L. Environmental degradation and loss of species diversity in Dianchi Lake. *Marine Fisheries*, 2006, 28(1):71-78.
- [43] Deng H Q, Chen F, Wang M S, Liu C K. Community structure and species diversity of diatom in downstream of Jialing River. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2010, 34(2):330-335.
- [44] Rao V S. An ecological study of three freshwater ponds of Hyderabad-India IV. the phytoplankton (diatoms, euglenineae and myxophyceae). *Hydrobiologia*, 1977, 53(1):13-32.
- [45] Zalat A, Vildary S S. Environmental change in Northern Egyptian Delta lakes during the late Holocene, based on diatom analysis. *Journal of Paleolimnology*, 2007, 37(2):273-299.
- [46] Punning J M, Kapanen G, Hang T, Davydova N, Kangur M. Changes in the water level of Lake Peipsi and their reflection in a sediment core. *Hydrobiologia*, 2008, 599(1):97-104.

参考文献:

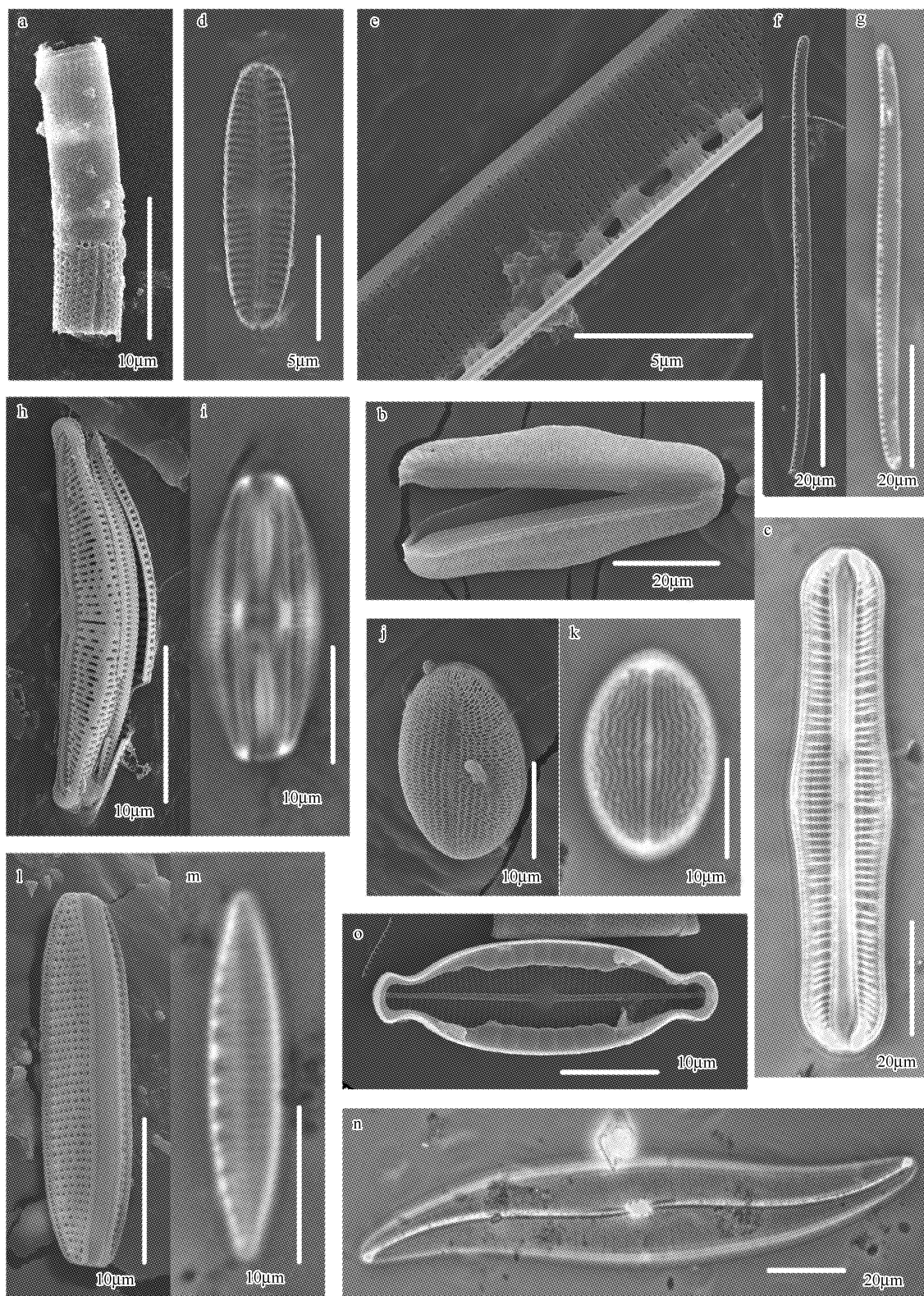
- [1] 王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998:308-311.
- [2] 李凤超, 沈蕴芳, 刘存歧, 管越强, 苏彦平, 贾宏. 应用原生动物群落评价枯水期白洋淀的水质现状. *生态学杂志*, 2005, 24(7):785-789.
- [3] 许木启. 从浮游动物群落结构与功能的变化看府河——白洋淀水体的自净效果. *水生生物学报*, 1996, 20(3):212-220.
- [4] 冯建社. 白洋淀的纤毛虫及与水质污染的关系. *重庆环境科学*, 1999, 21(5):33-35.
- [5] 许木启, 朱江, 曹宏. 白洋淀原生动物群落多样性变化与水质关系研究. *生态学报*, 2001, 21(7):1114-1120.
- [6] 张义科, 张雪松, 田玉梅. 利用浮游植物群落评价白洋淀水质的研究. *河北大学学报(自然科学版)*, 1997, 17(4):39-46.
- [7] 沈会涛, 刘存歧. 白洋淀浮游植物群落及其与环境因子的典范对应分析. *湖泊科学*, 2008, 20(1):773-779.
- [8] 李经伟, 杨路华, 梁宝成, 康国芳, 王晨. 改进的主成分分析法在白洋淀水质评价中的应用. *海河水利*, 2007, 3:40-43.
- [9] 朱樱, 吴文婧, 王军军, 秦宁, 王印, 王雁, 何纪霜, 徐福留. 小白洋淀水-沉积物系统多环芳烃的分布、来源与生态风险. *湖泊科学*, 2009, 21(5):637-646.
- [18] 董旭辉, 羊向东, 王荣. 长江中下游地区湖泊富营养化的硅藻指示性属种. *中国环境科学*, 2006, 26(5):570-574.
- [19] 董旭辉, 羊向东, 王荣, 潘红玺. 长江中下游地区湖泊硅藻-总磷转换函数. *湖泊科学*, 2006, 18(1):1-12.
- [24] 齐雨藻. 中国淡水藻志, 第四卷, 硅藻门, 中心纲. 北京: 科学出版社, 1995:1-104.
- [25] 齐雨藻, 李家英. 中国淡水藻志, 第十卷, 硅藻门, 羽纹纲(无壳缝目 拟壳缝目). 北京: 科学出版社, 2004:1-161.
- [26] 施之新. 中国淡水藻志, 第十二卷, 硅藻门, 异极藻科. 北京: 科学出版社, 2004:1-147.
- [32] 林碧琴, 王起华, 刘岩. 小生境对硅藻群落组成的影响. *植物学报*, 1998, 40(3):277-281.
- [42] 罗民波, 段昌群, 沈新强, 杨良. 滇池水环境退化与区域内物种多样性的丧失. *海洋渔业*, 2006, 28(1):71-78.
- [43] 邓洪平, 陈锋, 王明书, 刘长坤. 嘉陵江下游硅藻群落结构及物种多样性研究. *水生生物学报*, 2010, 34(2):330-335.



附图 I 白洋淀硅藻显微照片

Plate I Micrographs of diatoms recorded from Baiyangdian Lake

a, b: *Cyclotella meneghiniana* Kütz. ; c, d: *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Smith; e, f: *Caloneis ventricosa* (Ehrenb.) F. Meister; g: *Navicula veneta* Kütz. ; h, i: *Nitzschia linearis* (C. Agardh) W. Smith; j, k: *Sellaphora seminulum* (Grunow) Mann



附图 II 白洋淀硅藻显微照片

Plate II Micrographs of diatoms recorded from Baiyangdian Lake

a; *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Simonsen; b, c; *Rhopalodia gibba* (Ehrenb.) O. M II; d; *Navicula minima* Grun.; e—g; *Nitzschia obtusa* var. *scalpelliformis* Grun.; h, i; *Amphora ovalis* (K tz.) K tz.; j, k; *Cocconeis placentula* Ehrenb.; l, m; *N. fonticola* Grun.; n; *Gyrosigma acuminatum* (K tz.) Rabenh.; o; *Mastogloia smithii* var. *amphicephala* Grun