

# 龙感湖沉积物碳、氮同位素记录的环境演化\*

周志华<sup>1,2,\*</sup> 李军<sup>1</sup> 朱兆洲<sup>3</sup>

(<sup>1</sup> 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002; <sup>2</sup> 中国科学院研究生院, 北京 100039;

<sup>3</sup> 天津师范大学 水环境与水资源重点实验室, 天津 300074)

**摘要** 通过对龙感湖沉积物样品中  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 、有机碳与总氮比值(C/N)、总有机碳(TOC)和总氮(TN)含量的测定, 分析了自1948年以来龙感湖沉积物有机质的来源, 探讨了湖泊生产力变化以及随后的沉积演化过程。结果表明: 在这个沉积历史阶段中, 湖泊沉积物有机质以自生有机物源为主, 大型水草发育, 伴有低等藻类参与, 湖泊沉积物受陆源输入影响较小, 基本不受城市污染物的输入影响, 但受流域农业化肥大量使用的影响较大; 随着营养物质的输入, 湖泊的初级生产力逐渐增大, 藻类开始发育; 在沉积历史上  $L_2$  点附近低等藻类相对发育早, 但  $L_1$  点沉积物相对能够固定更多的营养盐。

**关键词** 龙感湖; 沉积物; 有机碳同位素; 氮同位素; 有机质来源; 沉积环境

**中图分类号** X142 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2007)05-0693-07

**Environmental evolution of Longgan Lake sediments recorded by carbon and nitrogen isotopes.** ZHOU Zhi-hua<sup>1,2</sup>, LI Jun<sup>1</sup>, ZHU Zhao-zhou<sup>3</sup> (<sup>1</sup>State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; <sup>2</sup>Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China; <sup>3</sup>Key Laboratory of Aqueous Environment and Water Resource, Tianjin Normal University, Tianjin 300074, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2007, 26(5): 693-699.

**Abstract:** Through the determinations of  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ , total organic C, total N and C/N ratio in Longgan Lake sediments, this paper analyzed the sources of sedimentary organic matters in the Lake, variations of lake productivity, and evolution process of sediment since 1948. The results showed that the sedimentary organic matters mainly derived from native aquatic organic matters. The aquatic plants were float grasses accompanying with algae. Land matters and city pollutants had little influence, while large amounts of applied chemical fertilizers had great effects on the lake sediments. With the input of nutrients, the primary productivity of the lake increased, and algae began to flourish. In the sedimentary history, algae started to grow earlier in site  $L_2$  than in site  $L_1$ , but the sediment in site  $L_1$  could fix more nutrients.

**Key words:** Longgan Lake; sediment; organic carbon isotope; nitrogen isotope; organic matter sources; sediment environment.

## 1 引言

龙感湖(29°52'—30°05'N, 115°19'—116°17'E)是龙湖和感湖的合称, 位于安徽省和湖北省交界的宿松和黄梅境内, 是古长江变迁形成的河迹洼地与跨今长江两岸古彭蠡泽经解体后的残迹湖。湖泊呈浅碟形, 自西北向东南倾斜。湖泊北部汇集丘陵山

地的地表水流, 东南西三面通过湖泊或者闸门与长江相通, 成为长江的浅水区。湖水依赖地表径流和湖面降水补给, 经湖泊调蓄后, 分两路注入长江(王苏民和窦鸿身, 1998; 瞿文川等, 1998; 陈诗越等, 2001)。1993年和2000年的水质调查结果(张圣照等, 1996)表明, 湖泊水生植被发育良好, 分布面积达283.5 km<sup>2</sup>, 占全湖总面积的89.7%, 龙感湖是一个典型的草型湖泊。

湖泊沉积物中包含了丰富的生物和理化方面的信息, 可以用来重建湖泊古生产力变化, 沉积有机质

\* 中国科学院知识创新工程重大资助项目(KZCX1-SW-12)。

\*\* 通讯作者 E-mail: basalin@sina.com.cn

收稿日期: 2006-09-13 接受日期: 2006-10-16

的来源以及随后的沉积演化过程。稳定碳、氮同位素作为一种有效的手段在生物地球化学的研究中有着广泛的应用。沉积物有机碳的稳定同位素组成用于研究生态系统的碳源及碳循环。由于不同来源的含氮物质可以具有不同的氮同位素组成,因此,氮同位素是一种有效的污染物示踪剂。在生物和地球科学中,有机碳与总氮的质量比(C/N)经常被用来区别各种类型的有机质。本研究通过对龙感湖柱状沉积物样品中  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 、C/N 比值、总有机碳(TOC)和总氮(TN)含量的测定,分析了1948年以来湖泊沉积物有机质的来源,由此,探讨受人类活动影响的湖泊生产力变化和富营养化过程。

## 2 材料与方法

### 2.1 样品采集

2002年10月,利用中国科学院南京地理与湖泊研究所自行研制的适用于浅水湖泊的柱状采样器,在龙感湖采集了2个点的沉积物柱样品,采样位置为图1 L<sub>1</sub>(29°56'14"N,116°03'29"E)和 L<sub>2</sub>(29°56'12"N,116°07'20"E)点。现场测定了采样点湖水与沉积物界面的基本理化性质数据(表1)。

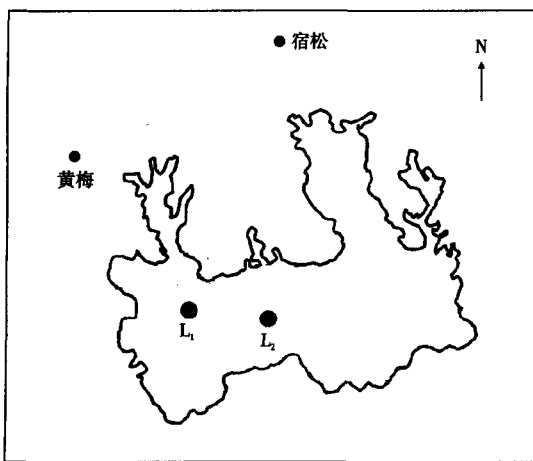


图1 龙感湖流域采样点位置

Fig. 1 Sampling sites in Longgan Lake

表1 采样点的基本理化性质

Tab. 1 Physical and chemical properties of the sample sites

沉积物柱点	L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>
pH	7.94	8.47
电导( $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ )	197.7	198.4
总溶解质含量(TDS)( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	94	94
溶解氧(DO)( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	4.21	5.62
盐度(%)	1	1

采集到的沉积物剖面长18 cm,现场以1 cm 间隔分样,4 °C 下密闭保存。样品在实验室内用离心机离心,分离沉积物和孔隙水。分离出的沉积物样品再进行真空冷冻干燥,研磨,用于测量有机碳含量、总氮含量、有机碳与总氮比值、有机碳同位素组成以及氮同位素组成。

### 2.2 总有机碳和总氮含量

对2根沉积物柱中的样品进行分离研磨后,每1 cm 的样品中取出1 g 样品,加入盐酸去除碳酸盐,用元素分析仪(PE2400 II型)测定总有机碳、总氮含量,并且计算有机碳/总氮的比值(C/N)(表2)。

### 2.3 有机碳、氮同位素组成

有机碳、氮同位素测量采用熔封石英高温燃烧法(Buchanan & Corcoran,1959),产生的CO<sub>2</sub>和N<sub>2</sub>,通过气体质谱仪MAT-252测量(表2)。有机碳、氮同位素分析的<sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C与<sup>15</sup>N/<sup>14</sup>N分别对应国际标准PDB与大气中的N<sub>2</sub>,以国际纤维素标样IAEA-C3( $\delta^{13}\text{C} = -24.91\text{‰}$ ),标准KNO<sub>3</sub>( $\delta^{15}\text{N} = 1.92\text{‰}$ )为参考标准,分析误差<0.10‰。计算公式为:

$$\delta^{13}\text{C}, \delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = (R_{\text{样品}}/R_{\text{标准}} - 1) \times 1000$$

式中, $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$  或  ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$ 。

## 3 结果与分析

### 3.1 沉积物剖面各项指标随深度的变化

羊向东等(2001)使用<sup>210</sup>Pb测定龙感湖沉积物的平均沉积速率是0.21 cm · a<sup>-1</sup>。陈诗越等(2001)同样据沉积物铅的活性变化推算得到相似结果。据此判定,沉积物剖面沉积深度18 cm 的沉积年代约为1948年,沉积深度14 cm 处的沉积年代约为1959年,沉积深度5 cm 的沉积年代约为1983年(羊向东等,2001)。

图2表示了龙感湖L<sub>1</sub>和L<sub>2</sub>点沉积物剖面各项指标随沉积深度的变化趋势。从图2可以看出,18~14 cm, L<sub>1</sub>和L<sub>2</sub>点的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ 值变化趋势一致,都在整个剖面数值(表2)较低的范围,但是14~7 cm, L<sub>2</sub>点的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ 值从-27.52‰迅速增大到-24.42‰,随即稳定在-25‰左右。L<sub>1</sub>点剖面在4 cm 以下, $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ 值始终徘徊在-28‰左右,直到表层3 cm 以上突然增大到<-25‰。同一个采样点的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ 值和 $\delta^{15}\text{N}$ 值剖面趋势变化非常类似。但是,与 $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ 剖面不同的是L<sub>1</sub>和L<sub>2</sub>点的 $\delta^{15}\text{N}$ 值剖面是交互增长的变化趋势,数值区间近似,在沉积深度5 cm 以下, $\delta^{15}\text{N}$ 值范围为2.99‰~5.31‰,从5 cm

表2 龙感湖 L<sub>1</sub>、L<sub>2</sub> 采样点沉积物柱的 δ<sup>13</sup>C<sub>org</sub>、δ<sup>15</sup>N、TOC、TN、C/N 剖面测定值

Tab.2 δ<sup>13</sup>C<sub>org</sub> and δ<sup>15</sup>N values, TOC and TN contents, C/N ratios in L<sub>1</sub> and L<sub>2</sub> sediment cores in Longgan Lake

深度 (cm)	δ <sup>13</sup> C <sub>org</sub> (PDB) (‰)		δ <sup>15</sup> N (air) (‰)		TOC (%)		TN (%)		C/N	
	L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>	L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>	L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>	L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>	L <sub>1</sub>	L <sub>2</sub>
0~1	-24.16	-25.03	7.58	7.28	2.14	2.01	0.27	0.27	7.80	7.49
1~2	-24.43	-24.87	7.38	6.23	1.89	1.95	0.24	0.26	7.89	7.39
2~3	-23.67	-24.93	7.52	7.00	1.83	1.90	0.24	0.22	7.57	8.50
3~4	-27.81	-25.12	4.89	5.63	1.87	1.06	0.21	0.13	8.92	8.38
4~5	-27.87	-24.95	3.71	4.63	1.87	0.98	0.20	0.12	9.21	7.97
5~6	-28.73	-24.69	4.04	5.31	1.69	0.87	0.19	0.07	8.73	11.90
6~7	-28.38	-24.42	3.93	4.48	1.69	0.89	0.20	0.10	8.38	8.75
7~8	-28.88	-25.58	4.53	5.00	1.83	1.12	0.21	0.12	8.86	9.08
8~9	-28.66	-25.72	3.53	4.71	1.81	1.24	0.22	0.15	8.35	8.42
9~10	-28.75	-26.51	4.56	3.70	2.06	1.34	0.23	0.15	9.13	8.94
10~11	-28.25	-27.05	4.17	3.34	2.15	1.13	0.25	0.13	8.72	9.06
11~12	-28.26	-27.15	4.01	3.26	2.04	1.23	0.23	0.15	8.94	8.08
12~13	-28.41	-27.54	4.07	3.49	2.03	1.44	0.24	0.17	8.51	8.36
13~14	-28.38	-27.52	3.89	4.06	2.00	1.51	0.22	0.18	9.15	8.57
14~15	-28.59	-27.26	2.99	4.39	2.16	1.40	0.25	0.17	8.62	8.34
15~16	-28.13	-26.60	4.59	4.11	2.09	1.83	0.24	0.22	8.87	8.21
16~17	-28.54	-27.07	4.20	3.86	2.22	1.69	0.25	0.20	9.00	8.35
17~18	-28.34	-27.48	4.08	4.40	2.15	2.54	0.24	0.28	8.98	9.23

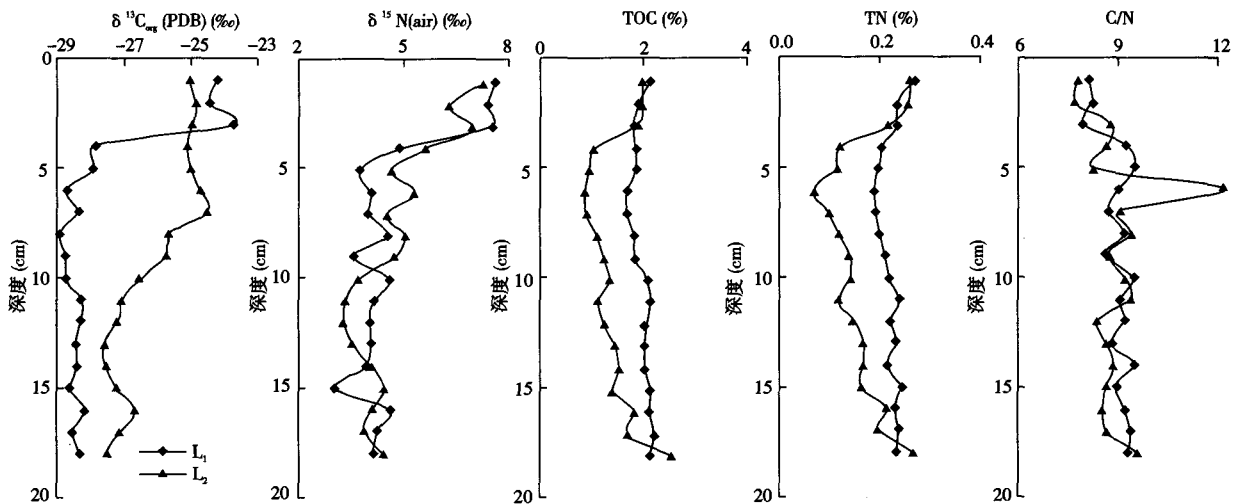


图2 龙感湖 L<sub>1</sub>、L<sub>2</sub> 采样点沉积物柱的 δ<sup>13</sup>C<sub>org</sub>、δ<sup>15</sup>N、TOC、TN、C/N 随深度变化趋势

Fig.2 Varied curves of δ<sup>13</sup>C<sub>org</sub> and δ<sup>15</sup>N values, TOC and TN contents, C/N ratios with depth in L<sub>1</sub> and L<sub>2</sub> sediment cores in Longgan Lake

至表层, δ<sup>15</sup>N 值从 3.71‰ 逐步增大到 7.58‰。

在沉积剖面上, 同一个采样点的总氮变化趋势与总有机碳的变化趋势类似, 但总氮整体含量比有机碳含量低 5~10 倍。L<sub>1</sub> 点的 TOC 和 TN 在沉积深度 5 cm 以下有较弱的减小趋势。但 L<sub>2</sub> 点的 TOC 从 2.54% 逐渐减小到 0.87%, TN 也从 0.28% 减小到 0.07%。在沉积深度 5 cm 以上, 两个沉积物柱的 TOC 和 TN 都开始增大, 增大的幅度不相同, 到达表层时的数值却是相近的, L<sub>1</sub> 和 L<sub>2</sub> 点 TOC 值分别为 2.14% 和 2.01%, TN 同样都是 0.27%。C/N 比

值剖面在沉积历史上, 整体呈波动减小的变化趋势, 2 个沉积物点基本处于类似的数值变化区间, 由 9.23 减小到 7.39, 在沉积深度 6 cm 处, L<sub>2</sub> 点的 C/N 比值出现一个异常, 达到 11.90。

### 3.2 同位素与有机物质来源

稳定同位素组成可以指示有机物质的来源和影响来源的特别因素, 例如, 温度、营养盐水平和生产力 (Stephen *et al.*, 1993)。有机质碳同位素组成的变化通常用来记录一个地区的沉积历史。在湖泊生态系统中影响碳同位素组成的主控因素是生产力;

同时环境因素,例如,温度、生长率、物种分布和  $CO_2$  利用率也可以影响碳同位素组成。碳同位素组成会随浮游植物生物量的变化而变化,即使是相同生物量不同物种的浮游植物,其同位素组成也是不相同的,因此出现在沉积物中的有机碳同位素组成的记录也有一定的变化。同样,氮同位素经常用来示踪进入水生环境的有机质来源。因为氮在陆生系统中被生物吸收利用的主要是  $N_2$  通过氮固定作用的产物,而水生系统中被生物吸收利用的主要是硝酸盐,因此它们在各自的转化过程中存在同位素差异。沉积物中氮同位素信号能反映陆生和水生输入沉积物中的相对分布。

Wada(1980)阐述氮同位素受成岩作用的影响,其影响的主要是氮素的结合破裂,因为浮游植物的分解被认为富集  $^{15}N$ ,所以当沉积物剖面有机质富集  $^{15}N$  时,沉积层就可能是经历了成岩作用(Stephen *et al.*, 1993)。但是, Meyers 和 Ishiwatari(1993)指出,在湖泊有机地球化学研究中,沉积物的成岩作用不会引起氮素可检测的同位素分馏。如图2所示,龙感湖氮同位素组成的剖面中,2个沉积物柱的  $\delta^{15}N$  都是随沉积深度的加深,数值减小,因此氮同位素组成没有受到成岩作用的影响。在早期成岩作用过程中,随着降解程度的加深,含氮蛋白的优先降解可以导致 C/N 比值会逐渐增大,图2,2个沉积物剖面的 C/N 比值均随沉积深度加深,有微弱增加的趋势,但是 TN 却不是减弱的表征,这可能是碳和氮元素矿化程度较弱或者含量较少的结果。在沉积物沉降保存过程中,早期成岩作用可以导致沉积物有机质  $^{13}C$  的亏损,使得  $\delta^{13}C_{org}$  降低(Spiker & Hatcher, 1984)。龙感湖2个  $\delta^{13}C_{org}$  剖面均出现了降低的表现,但不能根据这一个现象解释沉积层是否存在成岩作用。因此,绘制图3  $L_1$  点和  $L_2$  点沉积物剖面上  $\delta^{13}C_{org}$  与 C/N、TOC 的关系。图3,  $L_1$  点 C/N 比值与  $\delta^{13}C_{org}$  值的相关性  $R=0.82$ , TOC 与  $\delta^{13}C_{org}$  值的相关性  $R=0.05$ ;图3中,  $L_2$  点 C/N 比值与  $\delta^{13}C_{org}$  值的相关性  $R=0.08$ , TOC 与  $\delta^{13}C_{org}$  值的相关性  $R=0.29$ 。  $L_2$  点的  $\delta^{13}C_{org}$  与 C/N、TOC 没有相关性,所以在这个时间尺度内,龙感湖  $L_2$  点沉积物剖面未发生成岩作用。  $L_1$  点的 C/N 比值与  $\delta^{13}C_{org}$  值虽然存在一定的相关性,但是 TOC 与  $\delta^{13}C_{org}$  值完全没有相关性,同时,  $L_1$  点的  $\delta^{13}C_{org}$  值在 4 cm 以下没有太大波动,甚至是数值降低的表征,所以还是可以断定

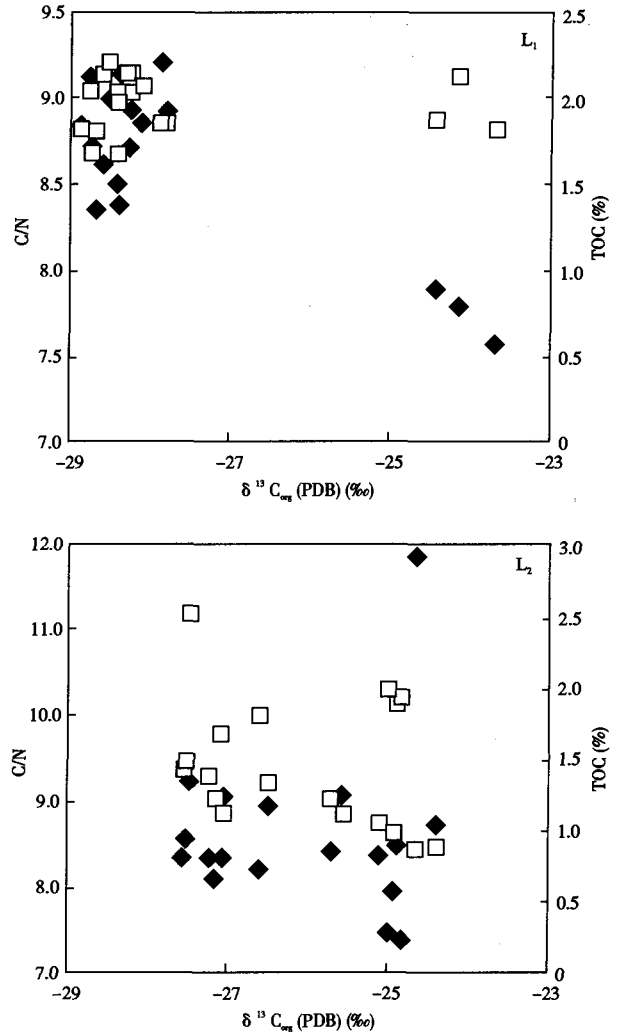


图3 龙感湖  $L_1$  和  $L_2$  点沉积物剖面上  $\delta^{13}C_{org}$  与 C/N、TOC 的关系

Fig.3 Relationships between  $\delta^{13}C_{org}$  values and C/N ratios, TOC contents in  $L_1$  and  $L_2$  sediment cores in Longgan Lake

$L_1$  点的  $\delta^{13}C_{org}$  未受到成岩作用的影响,或者影响太小,未导致同位素发生明显变化(Meyers & Ishiwatari, 1993; Talbot & Johannessen, 1992)。因此,龙感湖2个沉积物柱的  $\delta^{13}C_{org}$ 、 $\delta^{15}N$  和 C/N 等数据剖面完全可以指示沉积物有机质来源和初始生产力,也可以有效的指示湖泊环境演化过程。

龙感湖是浅水湖泊,这一重要的形态特征在湖泊生态群落演替中,是大型水生植物生长和繁衍的外部条件。龙感湖为典型的草型湖泊, C/N 比值基本  $<10$ , 反映湖泊有机沉积以自生有机物源为主,受陆源输入影响较小。它的 C/N 比值与自身的生态环境具有重要的关系。龙感湖的浮游植物是其水生植被体系的重要组成部分之一,如黑藻 (*Hydrilla*

*verticillata*) 等为该湖的优势种群, 金鱼藻 (*Ceratophyllum demersum*) 是该湖的亚优势种群, 另外, 硅藻也是其水生植被的不可忽视的组成部分之一。大型水草具有较高的 C/N 比值, 而低等藻类的混入则可以导致沉积物有机 C/N 比值总体的降低 (Kenney *et al.*, 2002), 因此, 龙感湖沉积物的 C/N 值是低等藻类和大型水草共同混合的表现。

湖泊沉积 TOC 和 TN 及其同位素组成都受到湖泊的初级生产力和陆源有机碎屑的输入, 以及随后沉积物的保存能力的影响。不同物质来源的  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  与 C/N 比值的变化关系显示 (图 4),  $L_1$ 、 $L_2$  点沉积物剖面数据基本都在水生藻类范围内, 并且大部分都处于湖泊藻类的范围中 (湖泊藻类的  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  一般低于  $-25\text{‰}$  (Andreas *et al.*, 2003))。同时, 沉积物中氮同位素组成能反映有机物质来源的直观参考是, 藻类的  $\delta^{15}\text{N}$  约为  $8\text{‰}$ , 陆生物质约为  $1\text{‰}$  (Herczeg *et al.*, 2001)。外源输入中氮负荷的增加也可以导致  $\delta^{15}\text{N}$  升高。龙感湖氮同位素剖面在 5 cm 以下的数值为  $2.99\text{‰} \sim 5.31\text{‰}$ , 但表层的数值却超过  $7\text{‰}$ 。湖泊虽然是自身来源为主, 但龙感湖流域人口的增加, 土地的开发以及人类对湖泊周围滩地的围垦, 导致了湖区自然植被的破坏, 营养盐大量流失进入湖泊, 促使水体营养程度加剧 (瞿文川等, 1998; 羊向东等, 2002)。同时, 随着营养物质的输入, 湖泊的初级生产力会逐渐增大, 水生植物吸收和利用营养盐, 将其转化为自身的一部分, 营养盐则随着水

生植物的衰退和死亡而保存到沉积物中。

### 3.3 湖泊环境演化

早在 1906 年前后龙感湖就出现了贫营养向中营养程度的转变, 标志了 20 世纪初期龙感湖就开始了富营养化 (羊向东等, 2002), 到 2002 年以前, 龙感湖水体仍然属于中营养程度。20 世纪上半叶, 流域人类活动强度的逐步增加, 尤其是 20 世纪 60 年代左右的强烈围垦造成流域土壤侵蚀的加剧, 龙感湖呈现受人类活动影响的直观沉积记录。因此, 在采集的 1948—2002 年的沉积样品分析中, 试图探讨此过程中, 龙感湖沉积物记录变化规律及其原因, 即近代人为活动在不同程度上对湖泊富营养化程度的影响, 营养盐输入以及积累增大的沉积记录。沉积物有机质的碳和氮同位素可以有效的重建上覆水体营养盐的古生产力、营养化状态及其演化过程。

龙感湖  $L_1$  和  $L_2$  沉积点在剖面 18 ~ 14 cm 的层位中, 不仅  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  值和  $\delta^{15}\text{N}$  值是最小值, C/N 比值是最大值, 而且 TOC、TN 都是沉积剖面上除表层外, 仅有的数值相近层位。2 点的沉积环境在这个历史阶段是类似的。随后, 在 14 ~ 5 cm,  $L_2$  点  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  值开始增大,  $L_1$  点  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  剖面基本稳定没有变化。TOC 和 TN 也出现明显差异,  $L_1$  剖面没有太大变化, 或者可以认为有微弱减小的趋势,  $L_2$  剖面却是明显的减小。但是,  $\delta^{15}\text{N}$  值在 2 个剖面上的表现是类似的增加趋势, C/N 比值也呈现相似的微小减弱趋势。出现上述现象的原因是龙感湖在 1959 年以前, 湖泊是相对的自然环境演化以及沉积过程。但在 20 世纪 50 年代末期, 龙感湖流域出现强烈围垦和滩地芦苇等植被被大量砍伐与焚烧的历史记录, 湖泊周围湿地植被被明显退化 (陈诗越等, 2001), 流域土壤侵蚀加剧。同时, 60 年代末期和 70 年代以来流域内化肥的大面积使用, 也造成湖泊营养盐的快速积累 (羊向东等, 2002)。沉积物中  $\delta^{15}\text{N}$  值随沉积深度的变化可以提供硝酸盐利用的历史信息。因为硝酸盐是富集营养盐的水生生态环境中最终的氮源, 硝酸盐的进一步使用引起新形成的氮生物量的  $\delta^{15}\text{N}$  值平行增加 (Daniel *et al.*, 1999)。氮同位素数值为 14 ~ 5 cm 的沉积层位上, 大体处于  $3.26\text{‰} \sim 5.31\text{‰}$ , 而人工合成的化学肥料的  $\delta^{15}\text{N}$  值范围是  $-3\text{‰} \sim +3\text{‰}$  (蔡德陵等, 2002), 因此龙感湖沉积物  $\delta^{15}\text{N}$  值受化肥的影响很大。湖泊生产力的提高和营养盐的输入导致浮游植物  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  值的增高,  $L_1$ 、 $L_2$  点剖面的不一致性, 也体现沉积历史上, 两个沉积点

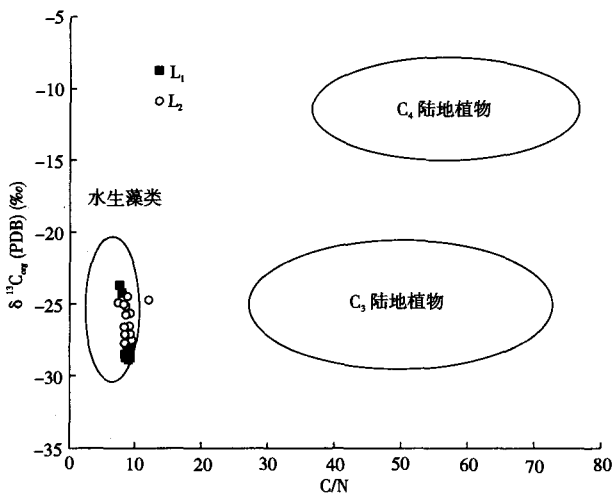


图 4 龙感湖  $L_1$ 、 $L_2$  点沉积物剖面 C/N 比值与  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  值关系分布

Fig. 4 Distribution of atomic C/N ratios and  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  values from  $L_1$  and  $L_2$  sediment cores in Longgan Lake

水生藻类、 $C_3$ 、 $C_4$  陆生植物的典型 C/N 比值与  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  值范围引自文献 (Meyers, 1997; Meyers, 1994)

所处的湖泊生产力和沉积保存能力的不同。与  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  值变化相同的是,  $L_2$  点的 TOC、TN 在沉积历史上都具有明显的由高到低的数值变化, 这是因为在 1959 年以前, 龙感湖内生长有大量水草, 水生大型植物不但是水体生态系统的初级生产者之一, 而且对维持淡水生态系统的结构和功能也有至关重要的作用, 所以沉积深度 14 cm 以下的  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  值偏低, TOC、TN 含量比较高, C/N 比值为 8 ~ 10。1959—1983 年, 随着龙感湖演化进程的发展, 藻类开始发育, 湖泊由大型水生植物占据主要比例, 逐渐转变为大型水生和藻类共生的环境, 漂浮在湖体表层的浮游植物抑制了大型水生植物的光合作用, 湖泊初始生产力开始出现短暂的降低过程, 同时, 浮游植物  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  值相对大型水生植物的  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  值较高, 会直接导致沉积物中  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  值增大。显然, 在沉积历史上  $L_2$  点的藻类相对于  $L_1$  点要发育的早, 并且藻类生物量相对较多, 但  $L_1$  点沉积物相对于  $L_2$  点的沉积物在环境演化过程中能够固定更多的营养盐。

$L_1$  和  $L_2$  点沉积物剖面从 5cm 至表层, 各项数据开始出现趋近一致的变化过程。 $L_2$  点的  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  剖面在 7 cm 后稳定于  $-25\text{‰}$  左右,  $L_1$  点的  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  剖面从 5 cm 后开始突然增高, 表层甚至高于一般湖泊的  $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$  值 ( $-25\text{‰}$ )。TOC、TN 在剖面上的表现是  $L_2$  点的增加幅度远大于  $L_1$  点, 但在表层都达到基本相同的数值。在  $\delta^{15}\text{N}$  和 C/N 比值剖面上,  $L_1$  点和  $L_2$  点始终保持类似的变化趋势,  $\delta^{15}\text{N}$  剖面是同样的快速增大, C/N 比值剖面是微弱的减小变化。沉积深度 5 cm 对应的是 20 世纪 80 年代, 当地部门开始加强对湖区堤坝的建设, 这在一定程度上控制了土壤的流失, 在沉积历史上两个沉积点的环境差异随着时间的推移, 湖泊的自身调节作用, 慢慢趋近相同的沉积环境特征, 由于湿地功能的减弱以及化肥的使用, 入湖营养盐含量依然在增强, 湖泊水质也在进一步恶化。然而, 龙感湖营养水平始终处于中营养程度, 这与草型湖泊有利于沉积物中磷的积累, 从而降低了水体的营养盐负荷, 缓解水体的富营养化程度有关。 $L_1$  和  $L_2$  点  $\delta^{15}\text{N}$  值在沉积物表层的数值约为  $6.23\text{‰} \sim 7.58\text{‰}$ 。一般来说, 藻类的  $\delta^{15}\text{N}$  约为  $8\text{‰}$ , 陆生物质约为  $1\text{‰}$ , 大气沉降的  $\text{NO}_3^-$   $\delta^{15}\text{N}$  的范围为  $2\text{‰} \sim 8\text{‰}$ , 来自人类和动物排泄物的  $\delta^{15}\text{N}$  值约为  $10\text{‰} \sim 20\text{‰}$  (蔡德陵等, 2002)。所以龙感湖沉积物受城市污染的影响不大。有研究表明, 浮游植

物平均 C/N 比值接近 6 (Müller, 1977), 龙感湖表层 C/N 比值的实际测量值为 7.39 ~ 8.50, 湖泊显然是水生大型植物与藻类共同发育的现状, 但仍然以水草的发育为主。

#### 4 结 论

研究结果反映了龙感湖的初级生产力变化, 沉积物有机质物源, 以及随后的沉积演化过程。龙感湖有机沉积物以自生有机物源为主, 有低等藻类参与, 大型水草发育是主要的沉积结果, 受陆源输入影响较小, 基本不受城市污染物的输入影响, 受流域农业化肥大量使用的影响较大。

在 1959 年以前, 龙感湖生长大量的水草。1959—1983 年, 随着营养物质的输入, 湖泊的初级生产力逐渐增大, 藻类开始发育, 漂浮在湖体表层的浮游植物抑制了水草的光合作用, 湖泊初始生产力开始出现短暂的降低过程。水生植物吸收和利用营养盐, 将其转化为自身的一部分, 营养盐则随着水生植物的衰退和死亡而保存到沉积物中。在沉积历史上  $L_2$  点的藻类相对于  $L_1$  点要发育的早, 并且藻类生物量相对较多,  $L_1$  点沉积物相对于  $L_2$  点的沉积物在环境演化过程中能够固定更多的营养盐。

在 20 世纪 80 年代以后, 2 个沉积点的环境差异随着时间的推移, 湖泊的自身调节作用, 逐渐趋近相同的沉积环境特征, 由于湿地功能的减弱以及化肥的使用, 入湖营养盐含量依然在增强。草型湖泊有利于沉积物中磷的积累, 从而降低了水体的营养盐负荷, 缓解水体的富营养化程度, 使得龙感湖始终保持在中营养程度。

#### 参考文献

- 蔡德陵, 张淑芳, 张 经. 2002. 稳定碳、氮同位素在生态系统研究中的应用. 青岛海洋大学学报, 32(2), 287 - 295.
- 陈诗越, 金章东, 吴艳宏, 等. 2001. 近百年来龙感湖地区湖泊营养化过程. 地球科学与环境学报, 26(4): 81 - 84.
- 瞿文川, 吴瑞金, 羊向东, 等. 1998. 龙感湖地区近 3000 年来的气候环境变迁. 湖泊科学, 10(2): 37 - 43.
- 王苏民, 窦鸿身. 1998. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社: 107 - 235.
- 羊向东, 沈 吉, 夏威夷, 等. 2002. 龙感湖近代沉积硅藻组合与营养演化的动态过程. 古生物学报, 41(3): 455 - 460.
- 羊向东, 王苏民, 沈 吉, 等. 2001. 近 0.3 ka 来龙感湖流域人类活动的湖泊环境响应. 中国科学(D 辑), 31

- (12), 1031 - 1038.
- 张圣照, 窦鸿身, 姜如虎. 1996. 龙感湖水生植被. 湖泊科学, **8**(2): 161 - 168.
- Andreas L, Gerhard HS, Bernd Z, *et al.* 2003. A Lateglacial and Holocene organic carbon isotope record of lacustrine palaeoproductivity and climatic change derived from varved lake sediments of Lake Holzmaar, Germany. *Quaternary Science Reviews*, **22**: 569 - 580.
- Buchanon DL, Corcoran BJ. 1959. Sealed tube combustions for the determination of carbon-14 and total carbon. *Analytical Chemistry*, **31**: 1635 - 1638.
- Daniel MS, Mark AA, Roger F, *et al.* 1999. The isotope composition of diatom-bound nitrogen in Southern Ocean sediments. *Paleoceanography*, **14**(2): 118 - 134.
- Herczeg AL, Smith AK, Dighton JC. 2001. A 120 year record of changes in nitrogen and carbon cycling in Lake Alexandrina, South Australia; C: N,  $\delta^{15}\text{N}$ , and  $\delta^{13}\text{C}$  in sediments. *Applied Geochemistry*, **16**: 73 - 84.
- Kenney WF, Waters MN, Schelske CL, *et al.* 2002. Sediment records of phosphorus-driven shifts to phytoplankton dominance in shallow Florida lakes. *Paleolimnology*, **27**: 367 - 377.
- Meyers PA. 1997. Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes. *Organic Geochemistry*, **27**(5/6): 213 - 250.
- Meyers PA. 1994. Preservation of elemental and isotope source identification of sedimentary organic matter. *Chemical Geology*, **114**: 289 - 302.
- Meyers PA, Ishiwatari R. 1993. Lacustrine organic geochemistry-An overview of indicators of organic matter sources and diagenesis in lake sediments. *Organic Geochemistry*, **20**: 867 - 900.
- Müller PJ. 1977. C/N ratios in Pacific deep-sea sediments: Effect of inorganic ammonium and organic nitrogen compounds sorbed by clays. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **41**: 765 - 776.
- Spiker EC, Hatcher PG. 1984. Carbon isotope fractionation of sapropelic organic matter during early diagenesis. *Organic Geochemistry*, **5**(4): 283 - 290.
- Stephen AM, Michael HE, Patrick LP. 1993. Early diagenesis of organic matter in sediments assessment of mechanisms and preservation by the use of isotopic molecular approaches// Michael HE, ed. *Organic Geochemistry*. New York: Plenum Press: 211 - 224.
- Talbot MR, Johannessen T. 1992. A high resolution palaeoclimatic record for the last 27 500 years in tropical West Africa from the carbon and nitrogen isotope composition of lacustrine organic matter. *Earth and Planetary Science Letters*, **110**: 23 - 37.
- Wada E. 1980. Nitrogen isotope fractionation and its significance in biogeochemical progresses occurring in marine environments// Goldberg ED, ed. *Isotope Marine Chemistry*. Tokyo: Uchida Rokakuho Publishing Co., Ltd: 375 - 398.

---

作者简介 周志华,女,1979年生,博士研究生。主要从事环境地球化学研究。E-mail: basalin@sina.com.cn  
责任编辑 李凤芹

---