

文章编号: 0379-1726(2003)04-0375-07

# 硝化和反硝化对湖泊有机质沉积成岩前 降解作用的研究

肖化云, 刘丛强, 王仕禄, 李思亮

(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, 贵州 贵阳 550002)

**摘要:** 贵州红枫湖 10 月叶绿素 a(chla)和 $\text{NO}_3^-$ 含量均比 7 月明显降低。利用氮同位素等数据对此进行了研究, 结果表明, 含量的降低是由不同的生物地球化学作用引起的。chla 含量的降低主要是水体中有机质降解(硝化)所致, 而 $\text{NO}_3^-$ 含量的降低则是缺氧季节湖泊沉积物表层反硝化作用的结果。缺氧季节表层水体仍然能发生较强烈的硝化作用。硝化作用和反硝化作用分别发生在热分层湖泊的上层和沉积物表层。反硝化作用不仅消耗大量的 $\text{NO}_3^-$ , 而且还造成了一定量的有机质降解(有机碳作为电子受体)。据估算, 在红枫湖后五测点和大坝测点, 总有机碳在沉积成岩前分别降解了 78% 和 68%。其中由硝化作用引起的总有机质降解量分别为 35.8% 和 25.9%, 而反硝化作用则分别为 13.4% 和 9.2%。

**关键词:** 硝化作用; 反硝化作用; 有机质降解; 红枫湖

**中图分类号:** P595; P593      **文献标识码:** A

## 0 引言

硝化作用是湖泊硝酸盐的一种重要内源。过去对湖泊硝酸盐来源的研究往往只注重外源, 而忽视了这种内源。在秋季, 水生生物大量死亡降解, 当水体溶解氧(DO)含量仍然较高时, 硝化作用比较强烈, 将产生较多的硝酸盐进入水体。

反硝化作用是湖泊环境另一种重要的氮的生物地球化学作用, 对湖泊氮含量和氮同位素的平衡起着决定性的作用<sup>[1]</sup>。反硝化细菌在无分子氧存在的条件下, 可以利用 $\text{NO}_3^-$ 中的氧进行呼吸, 使硝酸盐还原; 但反硝化细菌菌体内的某些酶系统组分, 只有在有氧条件下才能够合成。因此, 反硝化反应宜于在厌氧、好氧条件交替的情况下进行, 溶解氧应在 0.5 mg/L 以下。沉积物是一种较理想的反硝化环境<sup>[2]</sup>, 低含量的溶解氧和高含量的有机碳十分有利于反硝化作用的进行。

反硝化过程中的氮同位素分馏明显, 因而氮同位素技术是研究反硝化作用的重要手段<sup>[3,4]</sup>。在反硝

化作用过程中, 随着 $\text{NO}_3^-$ 含量的降低, 残余 $\text{NO}_3^-$ 的 $^{15}\text{N}$ 值升高。

季节性缺氧湖泊在缺氧季节(通常为夏末秋初)氧化-还原界面上升, 将创造一个更加适宜进行反硝化作用的环境。与大多数湖泊不同, 由于较强的有机质降解和硝化作用, 季节性缺氧湖泊红枫湖夏季硝酸盐含量高于其他季节(如后五夏季比春季高出 0.83 mg/L<sup>[5]</sup>)。硝酸盐含量的升高有助于反硝化作用的进行, Smith *et al.*<sup>[6]</sup>通过实验对此进行了证实。他发现 $\text{NO}_3^-$ 的加入能极大地提高反硝化作用的产物 $\text{N}_2\text{O}$ 的产率。Teranes *et al.*<sup>[7]</sup>报道, 随着斜温层厌氧环境范围的扩大以及硝酸盐含量的升高, 反硝化作用的速率将增大。因此, 夏末秋初可能是该湖泊水体发生反硝化作用的主要时期。

红枫湖(水面面积 52.7 km<sup>2</sup>, 平均水深 11 m)位于贵阳市西 31 km, 是一典型的季节性缺氧湖泊, 其缺氧主要发生在秋季(8月底至9月初)。本文旨在研究该湖泊缺氧季节特殊的氮的生物地球化学作用特征和反硝化作用的发生机制, 并探讨该季节有机质沉降和埋藏前的降解率。

收稿日期: 2002-10-08; 接受日期: 2003-04-15

基金项目: 国家自然科学基金(40173012); 中国科学院知识创新工程项目(KZCX2-105)。

作者简介: 肖化云(1970-), 男, 博士, 环境地球化学和同位素地球化学专业。

# 1 采样与分析方法

采样工作在2001年7月和10月进行。对红枫湖南湖后五和北湖大坝测点进行了分层采样(图1),采样间隔为2m。每个水样量约为6L。采集现场测定水样DO及pH值,并随即用0.45μm混合纤维滤膜抽滤。湖水水样在抽滤前分出1L用作chl<sub>a</sub>含量测定。过滤后的水样少量用液相色谱测定NO<sub>3</sub><sup>-</sup>含量,其余部分用作δ<sup>15</sup>N的测定。

叶绿素a(chl<sub>a</sub>)测定采用丙酮萃取分光光度法<sup>[8]</sup>。水样硝酸盐δ<sup>15</sup>N的测定方法采用过阴离子交换柱富集NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、扩散法转化成NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、Rittenberg法转化成N<sub>2</sub>后上质谱(气体稳定同位素质谱仪,型号MAT 251)的联合步骤<sup>[5,9]</sup>。其δ<sup>15</sup>N测定的标准偏差约为±0.2‰。

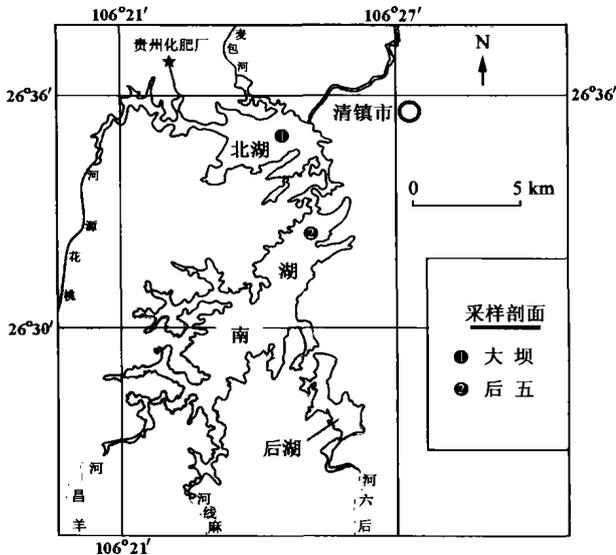
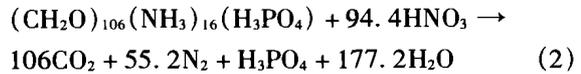
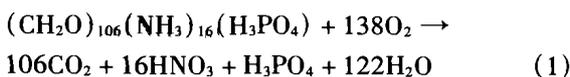


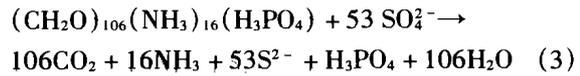
图1 红枫湖位置及采样测点分布图  
Fig. 1 Location of the Hongfeng Lake also showing the sampling sites

# 2 沉降有机质降解率估算方法探讨

有机质降解过程既可能是硝化作用(含矿化作用),也可能是反硝化作用,主要取决于环境中的O<sub>2</sub>含量等物化条件。两种作用均将有机质(碳)作为电子供体,不同的是前者利用O<sub>2</sub>作为电子受体(反应式1),而后者利用NO<sub>3</sub><sup>-</sup>作为电子受体(反应式2),其结果均导致有机质的降解<sup>[10]</sup>。



另外,硫酸盐的还原也将消耗部分有机碳(反应式3)。由于Fe、Mn等还原性物质含量较低,可以忽略它们对硫酸盐还原的影响。



根据反应式2,还原1mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>需消耗0.22mg有机碳。如果湖水NO<sub>3</sub><sup>-</sup>平均含量10月比7月降低N<sub>降低</sub> mg/L,加上这段时间湖水硝化作用新产生的NO<sub>3</sub><sup>-</sup>(N<sub>新</sub> mg/L),实际含量总降低(N<sub>降低</sub> + N<sub>新</sub>) mg/L。如果以S代表该测点处湖泊面积,H代表该处湖水深度,则反硝化作用共需消耗到达沉积界面的沉降有机碳(C<sub>反硝化</sub>, mg)为:

$$C_{反硝化} = 0.22 \times (N_{降低} + N_{新}) \times S \times H$$

根据反应式3,1mg硫酸盐还原需消耗0.25mg有机碳,则硫酸盐还原消耗的沉降有机碳(C<sub>硫酸还原</sub>, mg)为:

$$C_{硫酸还原} = 0.25 \times S_{降低} \times S \times H$$

没有降解的部分被埋藏进入沉积物中,这部分埋藏的有机碳(C<sub>沉积</sub>, mg)为:

$$C_{沉积} = F_2 \times (1 - f_2) \times R \times S$$

这里F<sub>2</sub>和f<sub>2</sub>为表层沉积物的有机碳和无机碳含量,R为该测点处年沉积速率。使用年沉积速率代替这段时间的沉积速率是因为湖泊中有机质的沉降主要发生在这段时间,即夏末秋初<sup>[11]</sup>。

如果将F<sub>1</sub>和f<sub>1</sub>看作沉降物质在沉降前(未降解前)有机碳和无机碳的含量,根据随同有机碳一起被埋藏的灰分(不降解物质)总量不变的原理可计算沉降前有机碳总量(C<sub>总</sub>, mg)为:

$$C_{总} = \left[ \frac{0.358 - F_2 \times (1 - f_2)}{0.358 - F_1 \times (1 - f_1)} \right] \times F_1 \times (1 - f_1) \times R \times S$$

这里,0.358为纯有机物中有机碳的含量。因此,在湖水沉降过程中由于硝化作用而降解的有机碳(C<sub>硝化</sub>, mg)为:

$$C_{硝化} = C_{总} - 0.22 \times (N_{降低} + N_{新}) \times S \times H - F_2 \times (1 - f_2) \times R \times S - 0.25 \times S_{降低} \times S \times H$$

根据反应式1,1mg有机碳降解将产生0.78mg硝酸盐。因此,由于硝化作用新产生的硝酸盐(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, mg)为:C<sub>硝化</sub> × 0.78。

这部分NO<sub>3</sub><sup>-</sup>即是N<sub>新</sub> × S × H。整理后得:

$$N_{新} = (C_{总} - C_{沉积} - C_{硫酸还原}) / (1.50 \times S \times H) - 0.15 \times N_{降低}$$

### 3 结果与讨论

采样分析结果见表 1。从表 1 可以看出,7 月湖泊水体出现热分层(6 m 处),上述两测点测定的所有物化参数均表现出一定的纵深变化规律。除  $\text{NO}_3^-$  含量和硝酸盐的  $\delta^{15}\text{N}$  值外,其他参数表现出从上至下递减的变化趋势。10 月水体热分层消失,红枫湖后五和大坝测点测定的大部分物化参数上下趋于一致。但与 7 月份相比,pH 值和 DO 含量上层有明显降低,下层则有所上升。 $\text{NO}_3^-$  和 chl a 含量 10 月比 7 月整个剖面均表现出下降的趋势,如  $\text{NO}_3^-$  含量平均分别下降了 3.76 mg/L 和 2.49 mg/L。然而,硝酸

盐的  $\delta^{15}\text{N}$  值 10 月却有所上升。由于受水动力等的影响,测点剖面上  $\text{NO}_3^-$  含量及其氮同位素组成垂直变化不明显,从上到下没有明显的变化规律。

红枫湖后五测点和大坝测点 7 月份表层高 DO 含量是光合作用的结果,而 10 月份上层降低下层升高的结果则主要是混合的结果。水体中  $\text{NO}_3^-$  含量和其  $\delta^{15}\text{N}$  值的变化则主要制约于氮的生物地球化学作用(主要是硝化作用和反硝化作用)。一般来说,硝化作用(高 DO 环境)使  $\text{NO}_3^-$  含量升高和  $\delta^{15}\text{N}$  值降低;反硝化作用(低 DO 环境)则相反。10 月 chl a 含量的降低则可能是有机质沉降时的矿化分解所致。

表 1 7 月和 10 月红枫湖后五和大坝测点采样分析结果  
Table 1 Analytical results of July and October waters in the Hongfeng Lake

月份	深度 (m)	后五测点						大坝测点					
		pH	DO (mg/L)	$\text{SO}_4^{2-}$ (mg/L)	$\text{NO}_3^-$ (mg/L)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	chl a (mg/m <sup>3</sup> )	pH	DO (mg/L)	$\text{SO}_4^{2-}$ (mg/L)	$\text{NO}_3^-$ (mg/L)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	chl a (mg/m <sup>3</sup> )
7月	0	8.39	8.75	50.50	6.40	6.24	10.09	8.61	9.30	54.96	6.67	4.24	8.82
7月	2	8.44	8.65	50.47	6.49	4.45	9.55	8.61	9.45	51.87	6.34	5.41	7.73
7月	4	8.49	8.43	50.32	6.51	4.58	8.73	8.64	9.50	53.96	6.57	5.59	7.10
7月	6	8.58	8.48	52.26	6.74	4.69	7.46	8.63	9.41	46.06	6.09	4.44	6.28
7月	8	8.04	6.69	50.92	6.69	6.03	5.10	8.29	7.32	55.96	6.49	4.08	5.01
7月	10	7.94	5.34	49.53	6.82	5.95	4.55	7.85	4.96	55.72	6.84	6.05	3.37
7月	12	7.90	5.00	48.24	6.55	5.94	2.82	7.84	5.03	55.48	6.88	5.80	3.73
7月	14	7.80	4.64	47.34	6.69	5.93	2.46	7.65	3.77	56.26	6.83	6.19	3.00
7月	16	7.41	4.00	44.90	6.67	6.05	2.82	7.53	2.96	46.79	6.21	5.08	2.93
7月	18	7.41	3.50	40.67	6.10	6.50	2.18	7.52	2.30	50.45	6.37	5.24	3.09
7月	20	7.41	2.88	40.35	6.11	7.98	1.73	7.48	2.42	52.40	6.82	4.77	2.91
7月	22	7.34	1.17	43.13	4.32	9.25	-	7.91	1.52	41.47	5.90	7.99	-
7月	平均	7.93	5.63	47.39	6.34	6.13	5.23	8.05	5.66	51.78	6.50	5.41	4.91
10月	0	7.50	6.76	34.16	2.62	10.56	5.46	7.85	7.90	37.92	5.01	8.58	2.18
10月	2	7.48	6.42	34.10	2.63	9.09	4.37	7.75	7.90	37.60	4.02	8.50	1.91
10月	4	7.48	6.49	34.07	2.65	8.50	3.82	7.65	7.89	37.60	4.09	8.69	2.18
10月	6	7.42	7.06	34.21	2.68	9.85	5.19	7.60	8.05	37.46	4.03	9.35	1.37
10月	8	7.39	6.95	34.19	2.73	9.38	0.82	7.65	7.55	37.50	4.08	8.93	1.37
10月	10	7.37	7.02	34.17	2.67	8.80	3.82	7.69	7.43	37.49	4.05	9.11	2.28
10月	12	7.42	7.30	34.27	2.59	7.38	0.55	7.67	7.62	37.68	4.00	8.78	2.18
10月	14	7.58	7.61	34.32	2.55	8.45	1.64	7.87	6.80	38.16	3.91	8.32	2.28
10月	16	7.56	7.25	34.32	2.54	9.42	2.73	7.72	7.33	38.17	3.35	8.56	2.08
10月	18	7.58	7.78	34.29	2.57	8.34	2.46	7.72	7.92	38.27	3.29	9.14	1.83
10月	20	7.51	7.76	34.19	2.55	9.37	2.18	7.80	7.83	38.25	4.27	8.90	1.64
10月	22	7.58	7.91	34.23	2.64	9.67	2.46	7.64	7.70	38.27	4.25	8.42	2.73
10月	24	7.53	7.48	36.19	2.07	8.31	-	7.76	7.67	39.69	3.77	8.87	-
10月	平均	7.49	7.21	34.36	2.58	9.01	2.96	7.72	7.66	38.00	4.01	8.78	2.00

### 3.1 湖水沉降有机质降解

表1表明,从7月至10月 $\text{NO}_3^-$ 含量和chl<sub>a</sub>含量均递减,具有相同方向的变化趋势。由于chl<sub>a</sub>含量的降低可以反映水体有机碳含量的降低,这似乎说明它们可能以反硝化作用即反应式2进行。然而这段时间湖水溶解氧含量明显高于0.5 mg/L(表1),湖水中不应发生反硝化作用,相反,这种高DO含量的水体有助于硝化反应的进行。但在 $\text{NH}_4^+$ 含量极低的红枫湖,在硝化反应生产 $\text{NO}_3^-$ 的同时,需消耗水体中的有机物(氮),两者为反相关关系(反应式1)。这里所说的反相关关系实际上应为有机碳(chl<sub>a</sub>)和 $\text{NO}_3^-$ 净变化量之间的关系。这种相关关系在图2中得到了说明,也证实了有机物沉降过程中硝化作用的存在。图2中后五测点(图2a)和大坝测点(图2b) chl<sub>a</sub>和 $\text{NO}_3^-$ 含量净变化量相关度分别约

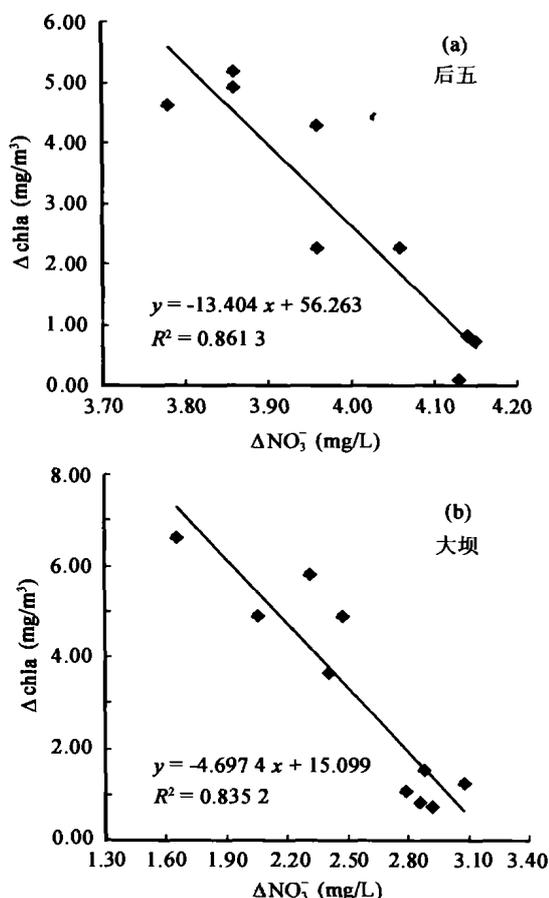


图2 红枫湖后五测点(a)和大坝测点(b) chl<sub>a</sub>和 $\text{NO}_3^-$ 含量净变化量相关关系图

Fig. 2 Relationship between changes of chl<sub>a</sub> and nitrate concentrations in the Hongfeng Lake

Δchl<sub>a</sub>、ΔNO<sub>3</sub><sup>-</sup> 分别表示7月和10月 chl<sub>a</sub>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>含量净变化量。

为-13.4和-4.70,可能与两处水生生物的种类不同有关,因为水生生物种类不同,其所含的chl<sub>a</sub>比例也将不同。图2只显示了上部样品(后五:0~16 m;大坝:0~18 m)的数据,下部样品数据间的相关性差,未标出。因此,可以认为有机质在沉降过程中主要在湖泊上部进行硝化降解,其降解需要的大量DO取自湖泊上部,而7月上部高DO含量的特征正好吻合了这一需要,也说明表1所示的7月DO特征在以后的湖泊中还维持了一定的时间。根据10月湖水中尚保存的图2关系,这种DO特征至少持续到了9月热分层结束。

既然红枫湖湖水在7月至10月这段时间仍然发生硝化作用, $\text{NO}_3^-$ 含量应该增加,除非存在其他更强烈的消耗 $\text{NO}_3^-$ 的生物作用或其他作用。湖水中硝化作用的发生,必将进一步增加这种消耗 $\text{NO}_3^-$ 的生物地球化学作用的强度。下面的讨论表明,这种作用即是湖泊沉积物(表层)发生的反硝化作用。

### 3.2 沉积物表层反硝化作用

红枫湖后五测点和大坝测点10月 $\text{NO}_3^-$ 含量低于7月,但其 $\delta^{15}\text{N}$ 值却明显升高了(表1)。 $\text{NO}_3^-$ 含量的降低除可能由湖泊内部发生的反硝化作用引起外,外来低 $\text{NO}_3^-$ 含量水体的加入稀释也会引起。 $\delta^{15}\text{N}$ 值的升高也可能由反硝化作用以及高 $\delta^{15}\text{N}$ 值的外来水体(如生活和动物废水等)引起。虽然红枫湖外来河流夏季 $\delta^{15}\text{N}$ 值较接近湖水,且其 $\text{NO}_3^-$ 含量较低,但这些河流和7月湖水混合后 $\text{NO}_3^-$ 含量仍高于10月(表2)。因此导致湖泊 $\text{NO}_3^-$ 含量降低和其 $\delta^{15}\text{N}$ 值的升高的原因只能是湖泊本身发生的反硝化作用。

湖泊水体DO含量较高,明显高于反硝化作用的0.5 mg/L。受湖泊水体本身DO的限制,反硝化作用一般在较高DO含量的湖水中难以发生。虽然Pedersen *et al.* [13] 认为反硝化作用可以在氧化-还原界面之上一定的微区域发生,但规模较小,实际意义不大。由于红枫湖7月底DO含量较低,向底部沉积物扩散的DO量也不大,因此能大大地提高低DO的层位(即厌氧层或反硝化层)。

通常沉积物表层下7~11 cm处(厌氧层)反硝化作用最强,往表层(有氧层)减弱[14]。沉积物有氧层发生的硝化作用一般高于下部厌氧层,硝化作用产生的 $\text{NO}_3^-$ 可以作为反硝化作用的氮源[15]。但当上覆水体 $\text{NO}_3^-$ 含量较高时,上覆水体向沉积物的 $\text{NO}_3^-$ 扩散较为重要[14]。对季节性缺氧的湖泊(如红枫湖)而言,在缺氧季节沉积物有氧层厚度由于水体中DO

表 2 南北湖汇入水体特征以及其对湖水的影响

Table 2 Characteristics of inflow waters to the South and North lakes and their effects

项 目	入湖河流			后五(南湖)	
	羊昌河	后六河	麻线河	7月湖水	10月湖水
流量 (m <sup>3</sup> /s) <sup>121</sup>	12.67	1.86	5.41	1.54*	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 含量 (mg/L)	3.28	1.85	2.00	6.34	2.58
δ <sup>15</sup> N (‰)	7.29	8.96	7.63	6.13	9.01

项 目	入湖河流			大坝(北湖)	
	南湖汇入	桃花源河	贵化排污	7月湖水	10月湖水
流量 (m <sup>3</sup> /s) <sup>121</sup>	1.54*	4.14	0.50	4.00*	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 含量 (mg/L)	6.34	1.92	11.39	6.50	4.01
δ <sup>15</sup> N (‰)	5.71	-	16.23	5.41	8.78

注: \*. 库存(亿 m<sup>3</sup>); 麦包河流量小(0.32 m<sup>3</sup>/s), 未考虑。

的大幅度降低而减小, 甚至缺失, 能够穿越硝化层而进入反硝化层并能为反硝化细菌所利用的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 较正常季节多, 从而能大大地增加反硝化作用的强度。

反硝化作用在不同生物地球化学系统中的分馏系数 ε(N<sub>2</sub>-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) 是不同的, 一般在 -40‰ ~ -5‰ 的范围内<sup>[16]</sup>。利用硝酸盐含量的对数(ln[NO<sub>3</sub><sup>-</sup>]) 与 δ<sup>15</sup>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 值作图, 其趋势线的斜率即为分馏系数 ε。图 3a 和图 3b 中趋势线中反映的分馏系数分别约为 -3.19‰ 和 -6.98‰, 前者落在上述反硝化作用分馏系数范围之外, 该系数实际上是反硝化作用和硝化作用的综合。图 3 中圈外空心三角为剖面最底层样品, 其较高的 δ<sup>15</sup>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 值反映 7 月该层位就已经发生了反硝化作用(低 DO 含量)。

将红枫湖后五和大坝的相关数据代入上述方程, 可计算各种有机碳降解所占比例(表 3)。从表 3 中可以看出, 红枫湖秋季发生了较强烈的硝化作用和反硝化作用。硝化作用引起的有机碳降解约占总有机碳的 1/3 左右, 反硝化作用则引起不到 1/7 的总有机碳降解。其余部分进入沉积物中。总体来说, 后五和大坝两测点有机碳在沉降过程中的降解率约为 78% 和 68%。

## 4 结 论

红枫湖夏末秋初发生了比较强烈的硝化作用和

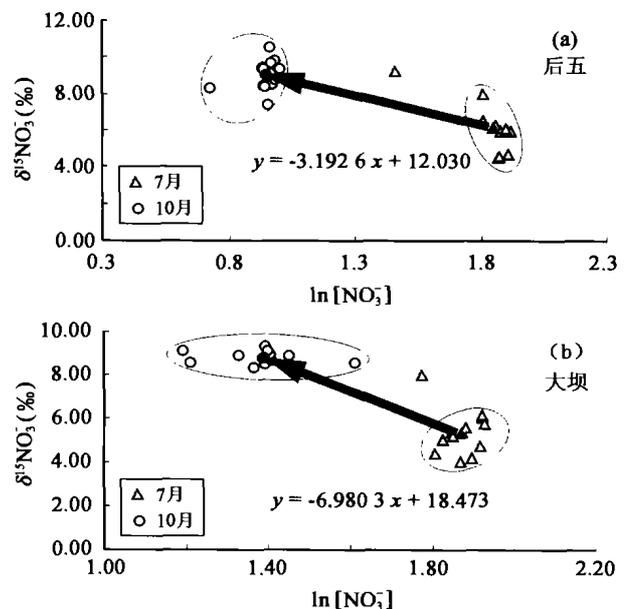


图 3 红枫湖后五测点(a)和大坝测点(b)NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 含量和其 δ<sup>15</sup>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 值变化图

Fig. 3 Variations of nitrate concentrations and δ<sup>15</sup>N in Houwu (a) and Daba (b) sites of the Hongfeng Lake

反硝化作用等生物地球化学作用。后五测点和大坝测点 10 月 chla 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 含量均比 7 月低, 它们的降低分别是硝化作用和反硝化作用的结果。有机质的硝化降解不仅降低 chla 含量, 而且产生一定量的硝酸盐进入湖水。这部分硝酸盐在缺氧季节将进一步加剧反硝化作用的发生。硝化作用对有机碳降解的

表 3 红枫湖后五和大坝有机碳降解或保存率

Table 3 Degrdaton or preservation ratios of organic C in Houwu and Daba of the Hongfeng Lake

项目	H (m)	R [g/(cm <sup>2</sup> ·a)]	F <sub>1</sub> (%)	F <sub>2</sub> (%)	f <sub>1</sub> (%)	f <sub>2</sub> (%)	N <sub>降</sub> (mg/L)	N <sub>新</sub> (mg/L)	S <sub>降</sub> (mg/L)	有机碳降解或保存率(%)			
										沉积	硝化	反硝化	硫酸还原
后五	24	0.092 <sup>[17]</sup>	18.57	6.85	2.58	3.17	3.76	3.19	13.02	22.3	35.8	13.4	28.5
大坝	24			9.07	3.12	2.58	2.49	1.90	13.78	32.0	25.9	9.2	32.9

影响最大,造成约1/3的总有机碳降解。至10月,红枫湖发生的反硝化作用从7月和10月硝酸盐含量的对数与氮同位素组成的关系得到了证实。反硝化作用不仅消耗大量 $\text{NO}_3^-$ ,而且造成了一定量的有机碳降解(有机碳作为电子供体)。在后五测点和大坝测点,由反硝化作用所消耗的有机碳分别占全年所生产的总有机碳的13.4%和9.2%。在沉降阶段,有机碳约有78%(后五)和68%(大坝)被降解。

沉降有机质的硝化降解和反硝化降解不会同时发生或在同一层位发生。 $\text{chl}_a$ 和 $\text{NO}_3^-$ 含量净变化量在上层水体存在较好的相关性,而在下层水体这种相关关系不复存在,说明沉降过程中的有机质硝化降解发生在上部水体。这与7月上层高DO含量的事实一致。红枫湖缺氧期间,沉积物反硝化层位升高,有较多的 $\text{NO}_3^-$ 进入该层参与反硝化作用。缺氧季节高 $\text{NO}_3^-$ 含量和高有机碳十分有利于反硝化作用的进行。

#### 参考文献(References):

- [1] Rigby D, Batts B D. The isotopic composition of nitrogen in Australian coals and oil shales[J]. *Chem Geol*, 1986, 58(3): 273~282.
- [2] Korom S F. Natural denitrification in the saturated zone: A review [J]. *Water Resources Research*, 1992, 28(6): 1 657~1 668.
- [3] Ostrom N E, Knoke K E, Hedin L O, *et al.* Temporal trends in nitrogen isotope values of nitrate leaching from an agricultural soil [J]. *Chem Geol*, 1998, 146(3-4): 219~227.
- [4] Feast N A, Hiscock K M, Dennis P F, *et al.* Nitrogen isotope hydrochemistry and denitrification within the Chalk aquifer system of north Norfolk, UK[J]. *J Hydrol*, 1998, 211(1-4): 233~252.
- [5] 肖化云, 刘丛强, 李思亮, 等. 强水动力湖泊夏季分层期氮的生物地球化学循环初步研究: 以贵州红枫湖南湖为例 [J]. *地球化学*, 2002, 31(6): 571~576.  
Xiao Hua-yun, Liu Cong-qiang, Li Si-liang, *et al.* Nitrogen biogeochemistry cycles in lakes with strong hydraulic power during summer stratification: A case study of Hongfeng Lake in Guizhou Province, Southwest China[J]. *Geochimica*, 2002, 31(6): 571~576 (in Chinese with English abstract).
- [6] Smith C J, DeLaune R D, Patrick W H Jr. Nitrous oxide emission from Gulf Coast Wetlands[J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 1983, 47(10): 1 805~1 814.
- [7] Teranes J L, Bernasconi S M. The record of nitrate utilization and productivity limitation provided by  $\delta^{15}\text{N}$  values in lake organic matter: A study of sediment trap and core sediments from Baldeggersee, Switzerland[J]. *Limnol Oceanogr*, 2000, 45(4): 801~813.
- [8] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范 [M]. 第二版. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. 268~270.  
Jin Xiang-can, Tu Qing-ying. Investigation Criterion of Eutrophication in Lakes[M]. 2nd ed. Beijing: China Environmental Science Press, 1990. 268~270 (in Chinese).
- [9] 肖化云, 刘丛强. 水样硝酸盐氮同位素分析预处理方法探讨 [J]. *岩矿测试*, 2002, 21(2): 105~108.  
Xiao Hua-yun, Liu Cong-qiang. Discussion on a method for preparation nitrate in water samples for  $\delta^{15}\text{N}$  analysis[J]. *Rock and Mineral Analysis*, 2002, 21(2): 105~108 (in Chinese with English abstract).
- [10] Froelich P N, Klinkhammer G P, Bender M L, *et al.* Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: Suboxic diagenesis[J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 1979, 43(7): 1 075~1 090.
- [11] Hodell D A, Schelske C L. Production, sedimentation and isotopic composition of organic matter in Lake Ontario[J]. *Limnol Oceanogr*, 1998, 43(2): 200~214.
- [12] 张维. 红枫湖、百花湖环境特征及富营养化 [M]. 贵州: 贵州科技出版社, 1999. 20~58.  
Zhang Wei. Environmental Characteristic and Eutrophication of Hongfeng Lake and Baihua Lake[M]. Guiyang: Guizhou Science and Technology Press, 1999. 20~58 (in Chinese).
- [13] Pedersen J K, Bjerg P L, Christensen T H. Correlation of nitrate profiles with groundwater and sediment characteristics in a shallow sandy aquifer[J]. *J Hydrol*, 1991, 124(3-4): 263~277.
- [14] 戴树桂, 张明顺, 庄源益. 底泥中氮的主要迁移转化过程及其转化模型的研究 [J]. *环境科学学报*, 1990, 10(1): 1~9.  
Dai Shu-gui, Zhang Ming-shun, Zhuang Yuan-yi. Transportation and translocation of nitrogen in sediment[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1990, 10(1): 1~9 (in Chinese with English abstract).
- [15] Christensen P B, Nielsen L P, Sørensen J, *et al.* Denitrification in nitrate-rich streams: Diurnal and seasonal variation related to benthic oxygen metabolism[J]. *Limnol Oceanogr*, 1990, 35: 640~651.
- [16] Kendall C. Tracing nitrogen sources and cycling in catchments [A]. Kendall C, McDonnell J J. *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*[C]. Amsterdam: Elsevier, 1998. 519~576.
- [17] 万国江, 黄荣贵, 王长生, 等. 红枫湖沉积物顶部 $^{210}\text{Po}_{ex}$ 垂直剖面的变异 [J]. *科学通报*, 1990, 35(8): 612~615.  
Wan Guo-jiang, Huang Rong-gui, Wang Chang-sheng, *et al.* Variations of  $^{210}\text{Po}_{ex}$  at the top of vertical profile of sediments in Hongfeng Lake[J]. *Chinese Sci Bull*, 1990, 35(8): 612~615 (in Chinese).

## Organic degradation by nitrification and denitrification before diagenesis in the Hongfeng Lake, SW China

XIAO Hua-yun, LIU Cong-qiang, WANG Shi-lu, LI Si-liang

(State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China)

**Abstract:** Nitrification and denitrification are the two most important nitrogen biogeochemical processes occurred in the Hongfeng Lake in oxygen-depleted season. In order to study organic degradation by nitrification and denitrification before diagenesis in the Hongfeng Lake, Concentrations of chlorophyll a (Chl a) and nitrate,  $\delta^{15}\text{N}$  values have been analyzed in July and October. Concentrations of Chl a and nitrate fell from July to October in the lake, which was caused by different biogeochemical processes from the nitrogen isotope data. The decrease of Chl a concentrations was mainly caused by organic degradation (nitrification), while the fall of nitrate concentrations was contributed by denitrification occurred at the surface layer of sediments. The interior nitrogen sources of nitrification have not been thought more of than exterior nitrogen inputs before in the lake. In addition to the decrease of Chl a concentrations, nitrification also produces much nitrate, which has strengthened denitrification. Not only has denitrification consumed substantial nitrate, but decomposed a certain mass of organic matter. It was calculated that 78% and 68% of organic matter has been decomposed before diagenesis in Houwu and Daba sites, respectively. The decomposition ratios caused by nitrification and denitrification in the two sites were 35.8% and 25.9%, and 13.4% and 9.2%, respectively. Nitrification and denitrification will not occur to the same site or at the same time. The good relationships between the net concentration changes of Chl a and nitrate at the upper layers of water columns and bad at the lower layers suggest that nitrification only occurred at the upper layers, which is consistent with comparatively higher DO concentrations there. In oxygen-depleted season, denitrification layers in sediments go up and thus more nitrate will enter the layer and be utilized by denitrification bacteria. This has been confirmed by the decrease of nitrate concentrations and the increase of  $\delta^{15}\text{N}$  values from July to October.

**Key words:** nitrification; denitrification; organic degradation; Hongfeng Lake