

大亚湾海域沉积物中的硝化与反硝化作用*

徐继荣^{1,2,3} 王友绍¹ 殷建平¹ 孙翠慈¹

张凤琴¹ 王清吉¹ 何磊¹ 董俊德³

(1. 中国科学院南海海洋研究所 广州 510301; 2. 宁波大学建工学院 宁波 315211;
3. 中国科学院海南热带海洋生物实验站 三亚 572000)

提要 2004年1、4、8、10月在大亚湾海域的4个站点采用自行设计和制作的无扰动沉积物采样器采集沉积物样品,通过使用AIT技术(乙炔同时抑制硝化与反硝化作用),进行实验室同步恒温受控模拟培养实验,并同时测定沉积物上覆水的温度、盐度、DO和pH值,沉积物的Eh值和有机质含量,间隙水的 NO_3^- 、 NO_2^- 和 NH_4^+ 浓度,研究沉积物中的硝化与反硝化速率及其影响因素。结果显示大亚湾沉积物的硝化速率范围为 $[(0.00-4.68) \pm 0.87] \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$;反硝化速率范围为 $[(0.00-2.88) \pm 0.41] \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$;硝化与反硝化作用之间存在耦合,比例范围为0%—100%。沉积物的硝化、反硝化速率和耦合比例与上覆水的温度、DO含量,及沉积物中的有机质含量和Eh值密切相关,人类活动对沉积物的硝化与反硝化作用有明显的影 响。

关键词 大亚湾,沉积物,硝化,反硝化,影响因素
中图分类号 X511

由于人类活动的影响,在过去的几十年里我国海岸带地区水体中DIN(溶解态无机氮)的含量与COD值迅速增加了数倍,局部甚至更高,富营养化及与之相关的赤潮频发已成了我国海岸带地区严重的环境问题(顾宏堪等,1981;沈志良等,1992,2002)。水体中DIN和COD的增加不仅导致沉积物中的DIN含量和有机质含量相应升高,也影响到了氮的生物地球化学循环。发生在沉积物中以微生物为媒介的硝化与反硝化是氮的生物地球化学循环中的最重要环节。沉积物有机质分解后产生的氨(NH_4^+),首先在好氧硝化细菌的作用下被氧化成硝酸盐(NO_3^-);进而在厌氧反硝化细菌的作用下还原成气态的 N_2O 和 N_2 ,重新回到大气中(Seitzinger,1990;Sloth *et al.*,1992)。沉积物中的硝化与反硝化作用可以降低沉积物中 NH_4^+ 的浓度,从而减轻高浓度 NH_4^+ 的毒性。与此同时硝化作用消耗水体和沉积物中的DO(溶解氧),往往导致底层缺氧(Hall,1986)。反硝化作用则在

减轻海岸带地区的氮负荷方面有着十分主要的作用(Seitzinger *et al.*,1987)。此外,硝化与反硝化过程都能产生 N_2O ,而 N_2O 是一种温室气体其温室效应的潜在危害是二氧化碳的320倍(Ciceron,1987),在大气中的存留时间约为120年。由于上述原因,国外海洋科学家在这方面做了不少的研究,目前我国这方面的研究处于起步阶段。本文中介绍了大亚湾沉积物中硝化与反硝化作用速率、季节变化和影响因素。

1 研究区域与时段

大亚湾是我国亚热带海域的重要海湾之一。20世纪80年代以前沿岸居民较少,是一个原生态保护良好的海湾生态系统。1993年我国第一座商用核电站在大亚湾建成投产,2003年另一座岭澳核电站开始运行。随着沿岸经济的起飞、周边人口的急速增长以及水产养殖业的快速发展,湾内的生活和生产污水逐年增加,尤其是DIN增加速

* 国家自然科学基金资助项目,40676073号;浙江省自然科学基金资助项目,Y505365号;海南省自然科学基金资助项目,40651号。徐继荣,博士,副研究员,E-mail: Jirongxu@sina.com

收稿日期:2005-08-16,收修改稿日期:2006-01-22

率较快, 再加上核电站温排水的影响, 使湾内生态环境发生了较大的变化。根据中国科学院大亚湾生态实验站的长期观测, 1985—2004 年的 20 年里 DIN 的浓度增长了约 4 倍(王友绍等, 2004)。

为了较全面地反映大亚湾不同功能区沉积物硝化与反硝化作用的情况, 从大亚湾生态实验站常规监测的 12 个采样站中选择 S1、S3、S9、S11 站为研究对象。其中 S1 站位于西南部的湾口, S9 站位于湾的中心区域, S11 位于东北部受陆地污染源影响较大的范和港口, 而 S3 站则位于大鹏澳网箱养殖区的前缘(图 1)。分别于 2004 年 1 月、4 月、8 月和 10 月(分别代表冬、春、夏、秋)在大亚湾海域采集了沉积物样品, 采用乙炔抑制-沉积物恒温受控模拟培养法研究沉积物中的硝化与反硝化速率及其影响因素。

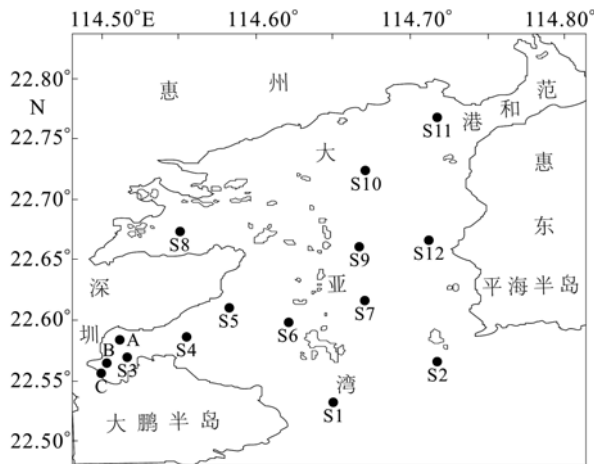


图 1 采样站位示意图

Fig.1 Sketch map showing sampling sites

2 采样与研究方法

2.1 样品采集

因为硝化与反硝化作用过程是以微生物为媒介的、较为复杂的生物地球化学过程, 要求研究时所用的沉积物样品的表面和层次结构尽可能地不受扰动, 因此作者采用了自行研制的无扰动沉积物采样器分别在 S1、S3、S9 和 S11 站采集沉积物样品。采样管内径 Φ 为 50mm, 长度为 1m, 材质为有机玻璃。每个点采集 9 个平行样。其中

6 个用于培养后测定硝化与反硝化作用, 3 个用于测定间隙水中的营养盐、烧失量和 Eh 值等。采样器提到甲板上后, 立即小心地将取约 200ml 上覆水用 0.45 μ m 滤膜过滤, 冷冻保存用于测定 DIN 的含量。用温度计测定沉积物的表面温度, 然后, 将用于培养的沉积物样品小心地转移到与采样管同直径的、35cm 长的有机玻璃培养管中, 置于碎冰中保存。同时使用 Quarters 水质监测仪测定现场水温和海水盐度等。

2.2 分析与测定方法

采样后尽快回到实验室, 测定海水样品的 DO、DIN。用电极法测定沉积物的 Eh 值, 用烘干和灼烧法测定沉积物的含水率和烧失量, 见表 1。

2.3 测定沉积物硝化与反硝化速率的实验设计

目前能同时测定硝化与反硝化速率的方法有 ^{15}N 同位素法和 C_2H_2 抑制法等。 C_2H_2 抑制法具有培养时间短、灵敏度高、重现性好的优点(Sorensen, 1978; Law *et al*, 1992; Barnes *et al*, 1999)。在硝化(Nitrification)过程中 N_2O 是一种副产物, 而在反硝化过程中 N_2O 则是一个中间产物。一定浓度的乙炔(10%)不仅能抑制氧化亚氮还原酶的活性使反硝化过程停留在 N_2O 阶段, 而且能抑制 NH_4^+ 被氧化为 N_2O , 从而根据产生的 N_2O 的量来计算出反硝化速率。而参照样和乙炔抑制样中 NH_4^+ 浓度的差异就是沉积物的硝化速率。

为了同时测定沉积物中硝化、反硝化和硝酸盐的氨化速率, 作者采用改进的 Kim 方法(Kim *et al*, 1997)采集样品后尽快回到实验室, 首先将培养管内的沉积物厚度调整到 10cm, 丢弃下层多余部分, 再细心地在沉积物面上充入上覆水, 并将培养管用橡胶塞密封防止漏气。将 6 个培养管分成 2 组, 其中 2 管为参照样, 另一组 4 管为 C_2H_2 抑制样。为了使乙炔抑制样的水相乙炔体积分数达到 10%, 用 40ml 乙炔(乙炔采用 CaC_2 现场制得)饱和的上覆水取代培养管内的上覆水。为了抑制

表 1 水质和沉积物测定方法

Tab.1 The measurements of water quality and sediment parameters

参数	仪器	方法
DO	溶解氧滴定管等	Winkler 滴定法
NO_2^- 、 NO_3^-	AA II 流动分析仪	镉-铜还原, 重氮偶氮法
NH_4^+	AA II 流动分析仪	靛酚蓝分光光度法(Sloth <i>et al</i> , 1992)
Eh	PHS-3C	铂电极法
IL	马弗炉	灼烧法(600 $^\circ\text{C}$, 3h)
N_2O	GC-9A 气相色谱仪	电子捕获法

注: 测定方法除注明外, 均按《海洋监测规范》(国家海洋局, 1992)的方法进行

沉积物内的氧化亚氮还原酶的作用,用微量注射器沿沉积物的垂直方向每隔 1cm,透过培养管壁(预先打孔填充硅橡胶)从 4 个方向注入 200 μ l 被乙炔饱和的上覆水。为了保证培养管内水相各要素的均匀性和介面间的物质交换,在每个培养管内距沉积物上方约 7cm 处,悬置 1 个磁力搅拌子。将 6 个培养管置于水浴恒温同步培养箱中,培养箱的中央有电动磁力搅拌器 1r/s。将水浴温度调整到与沉积物的现场温度相同,启动电磁搅拌器,避光培养 6h。

培养结束后,立即按照取溶解氧样的方法将培养管中的水转移到 60ml 玻璃瓶中(平行取 2 份),用橡胶塞密封瓶口,瓶内不能有气泡,同时加入 0.2ml 饱和 HgCl₂ 溶液以终止硝化与反硝化作用,此样用于测定 N₂O。用 0.45 μ m 滤膜过滤剩余的水样,立即在 -20 $^{\circ}$ C 下冷藏,用于测定 NO₃⁻ + NO₂⁻ 和 NH₄⁺。

采用静态顶空气相色谱法测定气相中的 N₂O 浓度(徐继荣等, 2005)。N₂O 标准气体浓度为 1.01 $\times 10^{-6}$ (由国家标准物质中心提供)。

3 结果与讨论

3.1 沉积物的硝化与反硝化速率

计算硝化速率是基于乙炔可以抑制的 NH₄⁺ 氧化,而又不影响测定 NO₃⁻ 的还原速率。经培养后乙炔抑制样和对照样中 NH₄⁺ 的累积量的差异即是沉积物的反硝化速率沉积物; NO₃⁻ 与 NO₂⁻ 的反硝化速率是通过计算乙炔抑制培养样与对照样中产生的 N₂O 的差值得出的。1、4、8、10 这 4 个月大亚湾 S1、S3、S9、S11 站沉积物的硝化与反硝化速率的数据列在表 2 中,代表大亚湾海域冬、春、夏、秋四季的变化情况。

表 2 中的数据显示 4 个站硝化速率的季节变

化均呈单峰型变化多为冬季的硝化速率高,而又以 S11 站的硝化速率为最。这与冬季水体混合均匀, DO 含量高, S11 站沉积物中不仅 NH₄⁺ 的含量相对较高,有机质含量也较为丰富有关。各站夏季的硝化速率最低,是因为夏季水温高,水体中 DO 含量低。S3 站夏季的硝化速率几乎为零。

4 个站的反硝化速率不仅有较大的差异,而且存在明显的季节变化,情况相当复杂。冬季 S3、S9、S11 站都没有明显的反硝化作用,而 S1 站的反硝化作用却较为明显。S3、S9、S11 站的反硝化速率的最大值出现在夏季,而唯有 S1 站的反硝化速率的最大值出现在秋季与该站温度的季节变化有些相似。这些都可能与 S1 站地处湾口水深较大,沉积物的类型属于粉砂质泥,与其他 3 个站有明显差异。网箱养殖区前缘的 S3 站终年的反硝化速率都很低,应当与该站沉积物的有机质含量高、Eh 值低、水体和沉积物中硝酸盐含量低有关。S11 站春季的反硝化速率异常高,而夏季反而很弱,该站位于范和港顶,水浅且受人为因素的影响大,其中原因有待进一步研究。

Kim 等(1997)研究了日本广岛湾沉积物中的硝化与反硝化作用,他们仅选择了 2 个站作为研究对象。结果表明,2 个站的硝化与反硝化作用都存在差异。2 个站夏季(8 月)都不存在硝化作用,而湾底的冬季(1 月)硝化速率也为零;湾内只是在夏季才存在反硝化作用,湾的中心仅春、秋季有反硝化作用,最高速率在秋季,夏季没观察到反硝化作用。而大亚湾沉积物中硝化与反硝化作用似乎更复杂些。总体上说硝化与反硝化作用都比较弱,但 S1 站终年都有反硝化作用,除 S3 站

表 2 大亚湾沉积物的硝化与反硝化速率
Tab.2 Nitrification and denitrification rates of sediments in the Daya Bay

站号	水深(m)	沉积物硝化速率 [μ mol/(m ² ·h)]			
		1月	4月	8月	10月
S1	18.5	2.50 \pm 0.46	1.01 \pm 0.12	0.78 \pm 0.16	1.24 \pm 0.15
S3	5.0	1.81 \pm 0.28	1.33 \pm 0.11	0	1.46 \pm 0.12
S9	9.0	1.54 \pm 0.17	1.68 \pm 0.22	1.32 \pm 0.11	1.28 \pm 0.10
S11	6.5	4.68 \pm 0.87	2.12 \pm 0.34	1.16 \pm 0.10	2.39 \pm 0.29
站号	水深(m)	沉积物反硝化速率 [μ mol/(m ² ·h)]			
		1月	4月	8月	10月
S1	18.5	0.41 \pm 0.02	0.26 \pm 0.32	3.4 \pm 0.6	2.88 \pm 0.41
S3	5	0	2.5 \pm 0.28	0.12 \pm 0.02	0.18 \pm 0.03
S9	9	0	0.12 \pm 0.02	1.4 \pm 0.17	0.87 \pm 0.09
S11	6.5	0	0.04 \pm 0.01	0.20 \pm 0.04	0.20 \pm 0.03

夏季外各站 4 季基本上都有硝化作用。

3.2 海水、沉积物相关要素的影响与季节变化

发生在沉积物中的硝化与反硝化作用与海水中 DO 的含量、沉积物中有机物的含量、Eh 值以及温度等因素有关, 也有报道认为与沉积物中硫化的含量和微量元素有一定的关系。

大亚湾海水存在季节性分层, 夏季(6—9月)形成温度及密度 σ_t 跃层。作者 2003 年 4 月—2004 年 10 月的调查进一步证实了这一点, 但只有当水深超过 8m 的海区才能形成较为明显的温度和 DO 跃层, 由于水深不同温度跃层出现在 5—8m 的区域, 因此, S1、S9 站在夏季会出现跃层, 而 S3、S11 站由于水深较浅并不形成很明显的跃层。见图 2、图 3。

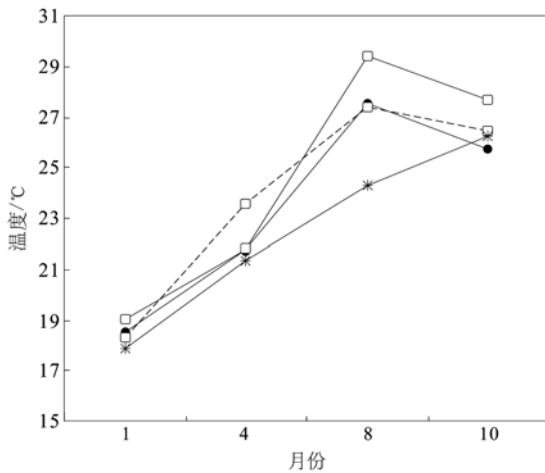


图 2 上覆水温的季节变化图

Fig.2 Seasonal variation in temperature of overlay water
—*—S1; —□—S3; —●—S9; ---□---S11

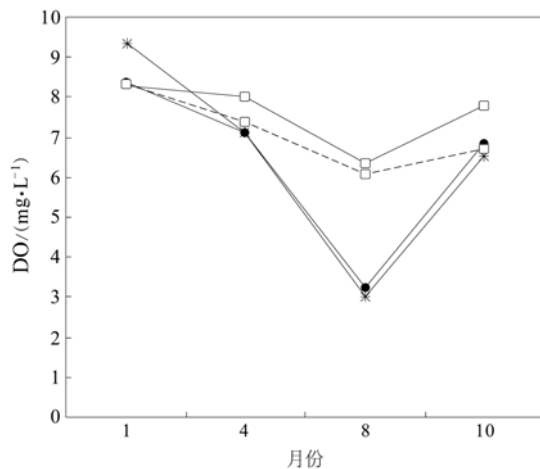


图 3 上覆水的 DO 季节变化图

Fig.3 Seasonal variation in DO of overlay water
—*—S1; —□—S3; —●—S9; ---□---S11

上覆水中 DO 的季节变化与水温的变化基本

呈负相关关系。4 个站中 S3 与 S11, S1 与 S9 的季节变化趋势和量值两两相近, 这显然与水深有关。温、盐、密度跃层是天然的屏障, 阻碍了海水的垂直对流。沉积物中的有机物和还原性的无机物在分解和氧化过程中需要消耗上覆水中的 DO, 而消耗的 DO 由于跃层的阻碍而得不到及时充足的补充, 因而形成贫氧情况($<3\text{mg/L}$), 贫氧的环境为反硝化细菌的脱氮作用创造了必要的条件。S1 与 S9 站夏季沉积物中的反硝化速率较高, 与温跃层的形成, 导致底层缺氧有一定的关系。

图 4 显示了 4 个站 Eh 值的季节变化。大致的规律与 DO 的季节变化趋势相似, 与水温的季节变化趋势相反。各站 Eh 值的最高值都出现在冬季。S3 和 S9 站的最低值出现在夏季, 秋季开始升高; 而 S1 最低在秋季; S11 站春季到秋季有渐低的趋势但变化不大, 始终保持在较低的水平。上述结果表明, 沉积物中的硝化与反硝化作用与上覆水中 DO 的含量和 Eh 的关系较为密切。夏、秋季 DO 含量低, Eh 值低反硝化速率较高, 而冬季上覆水中 DO 值高, Eh 值也高, 则沉积中的硝化速率高, 反硝化速率几近消失。

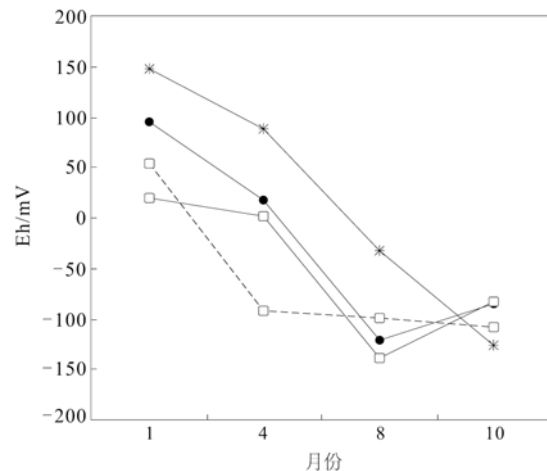


图 4 表层沉积物 Eh 值季节变化图

Fig.4 Seasonal variation in Eh of surface sediments
—*—S1; —□—S3; —●—S9; ---□---S11

海底沉积物的有机质含量与硝化、反硝化作用有一定的关系, 同时能反映沉积物受人类活动影响的情况。海底沉积物中有机质的含量通常用有机碳的含量来表示。测定沉积物中有机碳含量有重铬酸钾氧化-还原容量法和热导法, 也有用灼烧法。表 3 列出了 4 个站每个季节表层沉积物的烧失量。从平均值来看 S1 站最低, 其次是 S9 站, S3 和 S11 站最高而且量值相差很小, 这不难看出其中原因。S1 位于湾口, 距人类活动频繁的海岸较远, S9 站地处湾的中部, 而 S3 和 S11 站分

表3 表层沉积物烧失率(%)
Tab.3 Ignition loss ratio (%) of surface sediments

站号	1月	4月	8月	10月	平均值
S1	7.40	7.04	7.64	6.88	7.24
S3	11.57	10.70	9.89	9.21	10.34
S9	7.70	6.79	8.41	8.00	7.73
S11	8.64	10.00	11.09	11.54	10.32

别位于大鹏澳和范和港顶,受网箱养殖和居民生活污水影响的可能性大,S3和S11站沉积物的烧失率高,正说明了这一点。

图5表明大亚湾海区沉积物中 NO_3^- 的含量较低。4个站中湾口的S1站含量最高(最大值为 $10.32 \mu\text{mol/L}$),其次是S9站,S3站最低,S11站略高于S3站。这一方面是因为大亚湾以前一直是一个贫氮海区,另一方面因为S3与S9站沉积物中的有机质含量高,而Eh值全年保持在一个较低的水平上。

沉积物中 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 的含量也存在季节变化。一般的规律应当是冬季含量最高,S9和S11站的情况如此。但S1站却是春季最高,这说明S1站的水深较大,对季节变化的反应有一定的滞后。S3和S9站沉积物中 NO_3^- 终年保持在一个很低的水平且变化幅度很小。沉积物中硝酸盐含量低可能是直接造成反硝化作用弱的主要原因之一。

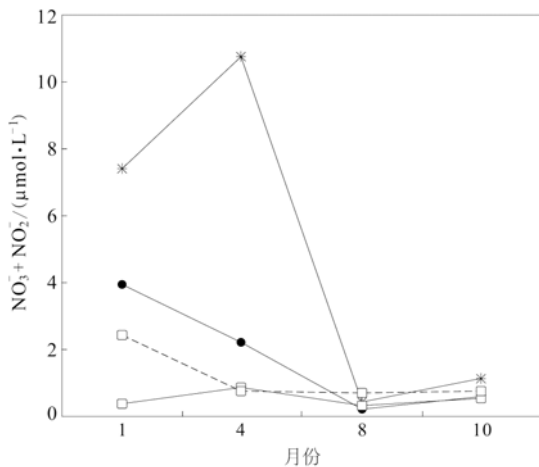


图5 0—2cm 沉积物间隙水 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 季节变化
Fig.5 Seasonal variation in $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ of pore water in the sediment 0—2cm below the surface
—*—S1; —□—S3; —●—S9; ---□---S11

图6显示了4个站表层沉积物中 NH_4^+ 的浓度及其季节变化。相对而言 NH_4^+ 的季节变化最为简单,各站的变化趋势基本一致均为冬季最低秋季最高。S1与S9站的浓度相对较低,S3与S11站的浓度较高,约为S1站的2倍多。这种现象表明大亚湾沉积物表层在冬季应当处于有氧状态,氧化作用使表层 NH_4^+ 的浓度降低,但从 NO_3^- 的浓

度来看,除S1站升高较多,其他站升高并不多,这可能是因为水体中的 NO_3^- 低,产生的 NO_3^- 及时地扩散到水体中,甚至被浮游生物所利用。与国内其他海湾相比大亚湾无论是水体中还是沉积物中DIN的含量都相对较低。

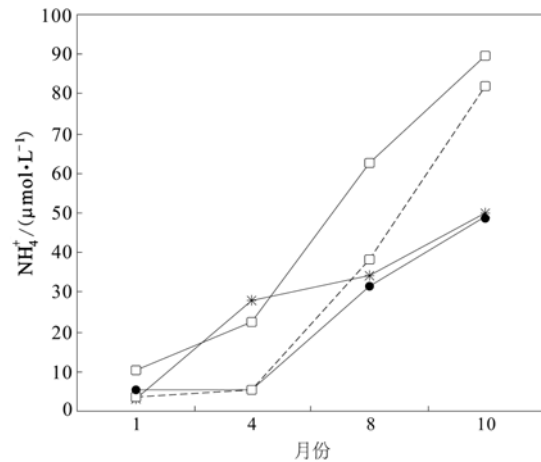


图6 0—2cm 沉积物间隙水 NH_4^+ 季节变化
Fig.6 Seasonal variation in NH_4^+ of pore water in the sediment 0—2cm below the surface
—*—S1; —□—S3; —●—S9; ---□---S11

4 结论

以上研究结果表明,大亚湾沉积物中的硝化与反硝化作用较为复杂,不仅存在着显著的季节性差异,而且同一季节的不同区域沉积物中的硝化与反硝化速率亦不同。综合起来可以得到下面的基本结论:

4.1 大亚湾沉积物中存在明显的硝化作用与反硝化作用,硝化和反硝化速率随季节和区域不同有较大的差异,速率范围分别为 $(0.00-4.68) \pm 0.87 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 和 $(0.00-2.88) \pm 0.41 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。由于大亚湾海区沉积物中DIN含量较低,发生在沉积物中的硝化与反硝化作用较弱。

4.2 沉积物的硝化与反硝化作用之间存在耦合作用。耦合作用的比例随季节和区域不同,范围为0%—100%。

4.3 上覆水中的DO含量、水温、沉积物的Eh

值、有机物含量, 间隙水中的 DIN 浓度及硝化与反硝化作用之间的耦合对沉积物的硝化与反硝化速率有着不同程度的影响, 结果表明人类活动如海水养殖对沉积物的硝化与反硝化作用有明显的影 响。有些现象难以解释, 说明过程相当复杂, 需要进一步深入研究。

参 考 文 献

- 王友绍, 王肇鼎, 黄良民, 2004. 近 20a 来大亚湾生态环境的变化及其发展趋势. 热带海洋学报, 23: 86—94
- 沈志良, 陆家平, 刘兴俊等, 1992. 长江口营养盐的分布特征及三峡工程对其的影响. 海洋科学集刊, 33: 109—129
- 沈志良, 陆家平, 刘兴俊等, 2002. 胶州湾营养盐结构的长期变化及其对生态环境的影响. 海洋与湖沼, 33: 321—330
- 国家海洋局, 1992. 海洋监测规范(HY 003·4-91). 北京: 海洋出版社, 232—405
- 顾宏堪, 熊孝先, 刘明星等, 1981. 长江口附近氮的地球化学 1. 长江口附近海水中的硝酸盐. 山东海洋学院学报, 11: 37—46
- 徐继荣, 王友绍, 殷建平等, 2005. 静态顶空气相色谱法测定海水中溶存 N_2O . 海洋环境科学, 24(6): 59—62
- Barnes J, Owens N J P, 1999. Denitrification and nitrous oxide concentrations in the Humber Estuary, U K, and

- adjacent coastal zone. Marine Pollution Bulletin, 37: 247—260
- Ciceron R J, 1987. Changes in stratospheric ozone. Science, 237: 35—42
- Kim Do-Hee, Osamu Matsuda, Tamiji Yamamoto, 1997. Nitrification, denitrification and nitrate rates in the sediment of Hiroshima Bay. Journal of Oceanography, 53: 317—324
- Hall G H, 1986. Nitrification in Lakes. In: Prosser J I ed. Nitrification. IRL Press, London, 127—155
- Law C S, Rees A P, Owens N J P, 1992. Nitrous oxide: estuarine sources and atmospheric flux. Estuarine Coastal and Shelf Science, 35: 301—314
- Seitzinger S P, 1990. Denitrification Aquatic Sediments. In: Revsbech N P, Srensen N ed. Denitrification in Soil and Sediment. Plenum Press, New York, 301—322
- Seitzinger S P, Nixon S W, 1987. Eutrophication and the rate of denitrification and N_2O production in nearshore marine sediments. Limnology Oceanography, 30: 1332—1339
- Sloth N P Neilson, Blackburn T H, 1992. Nitrification in sediment cores measured with acetylene inhibition. Limnology Oceanography, 37: 1108—1112
- Sorensen J, 1978. Capacity for denitrification and reduction of nitrate to ammonia in a coastal marine sediment. Applied Environmental Microbiology, 35: 301—305

NITRIFICATION AND DENITRIFICATION IN SEDIMENT OF THE DAYA BAY

XU Ji-Rong^{1,2,3}, WANG You-Shao¹, YIN Jian-Ping¹, SUN Cui-Ci¹, ZHANG Feng-Qin¹,
WANG Qin-Ji¹, HE Lei¹, DONG Jun-De³

(1. South China Sea Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou, 510301; 2. Faculty of Architectural Civil Engineering and Environment of Ningbo University, Ningbo, 315211; 3. Tropical Marine Biological Experimental Station of Chinese Academy of Sciences, Sanya, 572000)

Abstract Seasonal nitrification and denitrification rates in the sediments at 4 stations in Daya Bay were studied from January to October 2004. Samples were cored in 4 sites (named S1, S3, S9 and S11). Nine sediment cores at each site were collected without disturbance with homemade corer. The corer is an acrylic transparent tube, 5cm in diameter and 1m long for easy observation. Of the total 9 cores of each site, 6 were used for measuring nitrification and denitrification rates with AIT (acetylene (C_2H_2) inhibition technique), and other 3 cores were used for measuring temperature (using YSI method), oxidation-reduction potential (Eh), and concentrations of NH_4^+ and $NO_2^- + NO_3^-$ in pore water of sediment, respectively. Dissolved oxygen (DO) was determined in Winkler titration, NH_4^+ and NO_2^- ; NO_3^- with Technicon Auto-Analyzer AA II; N_2O concentration by modified gas chromatographing by Shimadzu 9A gas chromatographer fitted with a ^{63}Ni electron capture detector.

The seasonal average rates of nitrification and denitrification ranged from 0.00 to 4.68 ± 0.87 and $(0.00—2.88) \pm 0.41 \mu mol / (m^2 \cdot h)$, respectively. The nitrification and denitrification counterbalanced in proportion during the seasons between 0%—100% depending on temperature, redox potential, content of organic material in sediment, and DO concentration in overlay water. Human being activities were found to have affected the distribution of DIN (dissolved inorganic nitrogen), organic matter distribution, and the rates of nitrification and denitrification in sediments of the bay. The study shows on the other hand that the process of nitrification/denitrification in the area was weak but complicated. Further study on nitrification/denitrification in this area is suggested.

Key words The Daya Bay, Sediment, Nitrification, Denitrification, Influence factors