

大亚湾海域尿素与浮游生物脲酶活性研究

张云¹, 黄凯旋¹, 欧林坚¹, 覃仙玲¹, 王朝晖², 黄道建³, 齐雨藻¹

1. 暨南大学赤潮与海洋生物学研究中心, 水体富营养化与赤潮防治广东省教育厅重点实验室, 广东 广州 510632;

2. 暨南大学水生生物研究所, 广东 广州 510632; 3. 华南环境科学研究所, 广东 广州 510632

摘要: 于 2010~2011 年间分 4 个季节, 对大亚湾海域尿素浓度及浮游生物的脲酶活性开展调查研究, 结合相关理化环境及生物因子, 分析大亚湾海域尿素的可利用性及其对浮游植物群落演替的影响。结果表明, 海区尿素浓度变化范围为 $0.81\sim 8.54\mu\text{mol N}\cdot\text{L}^{-1}$, 夏季尿素含量最高, 达 $4.32\pm 1.65\mu\text{mol N}\cdot\text{L}^{-1}$; 冬季含量最低, 为 $1.57\pm 0.49\mu\text{mol N}\cdot\text{L}^{-1}$ 。夏、秋季节有很多站位尿素水平甚至超过溶解无机氮(dissolved inorganic nitrogen, DIN)含量 1~3 倍, 表明尿素是大亚湾海域浮游植物生长不可忽略的重要氮源。较高水平的尿素主要分布在养殖区和靠近陆地的近岸海域。浮游生物脲酶活性在秋季最高, 平均达 $61.0\pm 33.6\text{nmol N}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, 冬、春季脲酶活性常低于检出限。在秋季, 浮游生物脲酶活性与甲藻密度密切相关。脲酶已被证明是大洋中浮游植物水解尿素的最主要途径, 因此尿素可能在一定程度上影响大亚湾甲藻等浮游植物的生长。

关键词: 尿素; 脲酶活性; 甲藻; 大亚湾

中图分类号: P735.4; Q178.53; P734.2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-5470(2014)01-0090-07

Distributions of urea concentration and urease activity in the Daya Bay

ZHANG Yun¹, HUANG Kai-xuan¹, OU Lin-jian¹, QIN Xian-ling¹, WANG Zhao-hui², HUANG Dao-jian³,
QI Yu-zao¹

1. Research Center for Harmful Algae and Marine Biology, Key Laboratory of Aquatic Eutrophication and Control of Harmful Algal Blooms, Guangdong Higher Education Institute, Jinan University, Guangzhou 510632, China; 2. Institute of Hydrobiology, Jinan University, Guangzhou 510632, China; 3. South China Institute of Environmental Sciences, Guangzhou 510655, China

Abstract: Cruises were carried out to survey urea concentration and urease activity together with other environmental parameters in the Daya Bay. The bioavailability of urea for succession in the phytoplankton community was analyzed based on these cruise data. The results showed that the average concentration of urea varied from 0.81 to 8.54 $\mu\text{mol N}\cdot\text{L}^{-1}$ in the four seasons. The urea concentration was the highest in summer, up to $4.32\pm 1.65\mu\text{mol N}\cdot\text{L}^{-1}$, and the lowest in winter, up to $1.57\pm 0.49\mu\text{mol N}\cdot\text{L}^{-1}$. There were many stations where urea concentrations were 1-3 times higher than dissolved inorganic nitrogen (DIN) in summer and autumn, which suggested that urea as one important nitrogen source should not be ignored in the growth and productivity of phytoplankton in the Daya Bay. Higher levels of urea were distributed in the aquaculture area and the nearshore waters where sewage drains were located. Plankton urease activities were the highest in autumn, up to $61.0\pm 33.6\text{nmol N}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$; however, in winter and spring the urease activities were often below the detection limit. Dinoflagellates densities were closely related to urease activities in autumn. Urease activity has been shown to be the most important way in the hydrolysis of urea by of phytoplankton in the oceans, so urea may affect the growth of dinoflagellates and other phytoplankton in the Daya Bay.

收稿日期: 2012-12-07; 修订日期: 2013-05-15。林强编辑

基金项目: 国家自然科学基金(41176087, 41276153); 国家环境保护总局公益性行业科研专项经费项目(200909046); 中央高校基本科研业务费专项资金(21611205)

作者简介: 张云(1987~), 女, 山东省枣庄市人, 硕士, 主要从事水体富营养化过程研究。E-mail: zhangyun20082009@126.com

通信作者: 欧林坚, 副研究员, 主要从事海洋生态学、藻类生理学研究。E-mail: torangeou@jnu.edu.cn

Key words: urea; urease activity; dinoflagellates; Daya Bay

早期海洋生态学家认为水体中尿素浓度低, 在海洋氮循环中的意义不大, 对尿素关注较少 (Antia, et al, 1991; Baker, et al, 2009)。近年来, 由于现代农业和海水养殖业的迅速发展, 尿素的使用量不断增加, 大量未被利用的尿素通过各种途径进入近岸水体, 成为水体中溶解有机氮 (dissolved organic nitrogen, DON) 库的重要组成部分 (Glibert, et al, 2006)。小分子有机形态的尿素是一些浮游植物生长的重要氮源, 一些浮游植物种类有较高的尿素吸收速率, 有些甚至高于对无机氮的吸收率, 占浮游植物对氮吸收的 50% 以上, 可以满足许多有害藻华大部分的氮需求 (Berman, et al, 2003; Egleston, et al, 2008; Solomon, et al, 2010)。有研究表明, 一些有害藻华事件的发生, 常与海区尿素浓度升高联系在一起。在浮游植物细胞中, 尿素经由脲酶和 ATP: 脲酰氨酶两种途径作用水解为 NH_4^+ 及 CO_2 , 其中脲酶已被证明是近海浮游植物水解尿素的最主要途径 (Antia, et al, 1991; Fan, et al, 2003; Solomon, et al, 2007)。在我国, 有关海区尿素含量及其可利用性的研究较少, 对于尿素在浮游植物的生长繁殖过程中的作用还未引起足够的重视, 有关尿素含量升高与有害藻华之间的关系还不清楚。

本文于 2010 年 12 月~2011 年 11 月间分 4 个季节对大亚湾海区开展调查采样, 重点研究大亚湾尿素的浓度及浮游生物的脲酶活性的水平分布状况, 同时结合相关理化环境数据, 分析大亚湾海域尿素的可利用性, 及其对浮游植物群落演替的影响。

1 材料与方法

1.1 采样站位与采样时间

大亚湾位于珠江口东侧, 该区域西部沿岸经济发达, 人口集中, 西北部有国家经济开发区, 西南部有核电站, 同时澳头和大鹏附近有重要的水产养殖基地 (孙翠慈 等, 2006)。本研究在大亚湾海域布设 9 个采样站点 (图 1), 分别于 2010 年 12 月 17 日、2011 年 3 月 14 日、2011 年 6 月 8 日和 2011 年 11 月 2 日进行 4 次调查, 代表冬、春、夏、秋 4 个季节。

1.2 调查项目及方法

调查的项目包括: 温度、盐度、硝酸盐(NO_3^-) + 亚硝酸盐(NO_2^-) (下文以 NO_3^- 表示)、铵盐(NH_4^+)、磷酸盐(PO_4^{3-})、尿素、叶绿素 a (Chl a)、浮游植物种类及丰度、脲酶活性等。

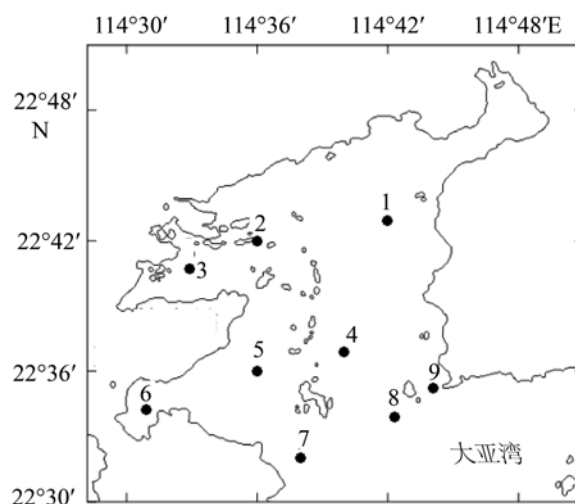


图 1 大亚湾水域采样站位图

Fig. 1 Sampling stations in the Daya Bay

现场海水的温度和盐度采用美国 YSI 6600 V2 测定。采用 5L 的有机玻璃采水器取表层 (1m) 海水。海水经 GF/F 滤膜过滤用于营养盐检测, 滤膜则用于 Chl a 和脲酶检测。硝酸盐、铵盐和磷酸盐浓度采用荷兰 Skalar San++ 连续流动分析仪测定。溶解无机氮 ($\text{DIN} = \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$)。尿素含量的测定仿照 Revilla, et al (2005) 的方法测定; 脲酶活性的测定以 Solomon, et al (2007) 的方法为基础进行优化, 二者具体测定步骤同黄凯旋 等 (2013) 方法。Chl a 采用 90% 丙酮低温黑暗萃取后用 Turner Designs 10 型荧光计测定 (中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局 等, 2007)。浮游植物种类鉴定和定量计数测定方法是现场采集 1L 水样, 立即用 4% 中性甲醛固定, 静置 24h 后, 逐步浓缩至 20~50mL, 然后取 0.1mL 在 Olympus CH30 或 BH2 显微镜下观察分析。

1.3 数据分析处理

采用 SPSS 13.0 统计分析软件进行单因素方差分析 (ANOVA) 和多元线性逐步回归分析。通过主成分分析 (PCA) 探讨浮游植物的种类、丰度与各因子的相互关系, 分析在软件 Canoco 4.5 for Windows 中完成, 分析过程中数据经过 $y = \lg(x+1)$ 转换。

2 结果

2.1 不同季节大亚湾理化环境因子变化

大亚湾近岸海域温度在 4 个季节存在显著性差异, 冬、春季温度较低, 夏季海域平均温度 (28.92 ± 0.91) 显著高于其他三个季节 ($p < 0.01, n = 9$) (表 1)。

在夏季和冬季, 5 号测站因靠近核电站温度最高。4 个季节盐度变化范围 31.34‰~34.16‰, 无明显差异 ($p > 0.05$, $n = 9$)。水体盐度呈现自西向东, 自北向南逐渐增大的分布趋势。

冬季和春季, 海水中 DIN 含量显著高于夏季和秋季 ($p < 0.05$, $n = 9$), 又以春季 DIN 含量最高, 达 $10.1 \pm 3.1 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ (图 2)。硝酸盐是海水中 DIN 的最重要的组成部分, 四季中硝酸盐占 DIN 总量分别为

67% ~ 90%、68% ~ 90%、81% ~ 96%和 79% ~ 99%。春季 NO_3^- 平均浓度最高, 达 $8.4 \pm 3.0 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, 同时春季 NH_4^+ 平均浓度也最高, 达 $1.7 \pm 0.6 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 。 PO_4^{3-} 含量在夏季达到最高值(平均值为 $0.7 \pm 0.2 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$), 显著高于其他 3 个月份($p < 0.05$, $n = 9$)。N/P(此处专指无机形态的氮磷比值)比值的变化表明在冬、春季, 海区浮游植物可能存在磷限制, 而到了夏季则转向氮限制。

表 1 大亚湾近岸海域不同月份环境理化因子比较

Tab. 1 Comparison of physical and chemical factors in different months in the coastal waters of the Daya Bay

季节	温度/	盐度/‰	DIN/($\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)	PO_4^{3-} /($\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)	N/P
冬季	20.08 ± 0.82	33.43 ± 0.13	7.7 ± 5.1	0.1 ± 0.1	87.6 ± 69.2
春季	18.60 ± 0.58	33.12 ± 0.25	10.1 ± 3.1	0.2 ± 0.2	194.2 ± 211.0
夏季	28.92 ± 0.91	33.93 ± 0.26	3.8 ± 1.9	0.7 ± 0.2	5.6 ± 2.8
秋季	26.02 ± 0.75	32.70 ± 0.62	4.7 ± 3.4	0.3 ± 0.1	21.1 ± 18.4

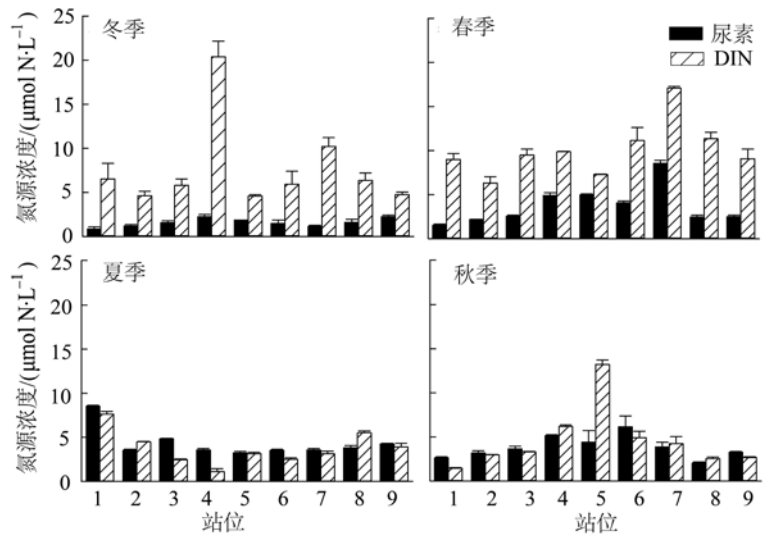


图 2 大亚湾近岸海域不同季节在各站位尿素和溶解无机氮(DIN)浓度(单位: $\mu\text{mol} \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$)

Fig. 2 Urea and dissolved inorganic nitrogen (DIN) concentrations (units: $\mu\text{mol} \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$) in the Daya Bay

2.2 不同季节大亚湾海域尿素浓度分布

在大亚湾海域, 冬季尿素浓度变化范围为 $0.81 \sim 2.23 \mu\text{mol} \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值为 $1.57 \pm 0.49 \mu\text{mol} \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$, 显著低于其他三个季节($p < 0.01$, $n = 9$)(图 2)。春、夏、秋海区尿素浓度平均值分别为 3.74 ± 2.18 、 4.32 ± 1.65 和 $3.80 \pm 1.27 \mu\text{mol} \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$, 但不存在显著差异($p > 0.05$, $n = 9$)。冬季海区尿素浓度在 4 号测站和 9 号测站最高, 都为 $2.33 \mu\text{mol} \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$ 。春季海区尿素浓度变化范围 $1.53 \sim 8.54 \mu\text{mol} \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$, 西部近岸海域尿素浓度比东部海域的高, 西部 7 号测站尿素浓度最高, 为 $8.54 \mu\text{mol} \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$ 。夏季海区各站点尿素浓度变化幅度不大, 仅 1 号测站尿素浓度为

$8.52 \mu\text{mol} \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$, 在澳头附近的 3 号测站尿素浓度也较高, 为 $4.83 \mu\text{mol} \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$ 。秋季尿素浓度范围在 $2.02 \sim 6.13 \mu\text{mol} \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$, 也是西部近岸海域尿素浓度比东部海域的高, 西部大鹏附近 6 号测站浓度最高, 为 $6.13 \mu\text{mol} \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$ 。由上述可知, 高浓度尿素主要分布在养殖区和靠近陆地的近岸海域, 同时西部近岸海域尿素浓度比东部海域的高。

冬季和春季, 海区尿素浓度与 DIN 比值范围分别为 $0.1 \sim 0.5$ 和 $0.2 \sim 0.7$ 。在可能存在氮胁迫的夏季, 海区 DIN 含量较低, 绝大多数测站的尿素浓度均高于 DIN。秋季, 海区尿素浓度在 1、2、3、6 和 9 号测站都高于 DIN 含量, 全海区尿素与 DIN 比值范围

0.4~1.9。该结果表明,在该海区中,尿素是可利用氮源的重要组成部分,尤其在夏季海区存在潜在 N 限制的情况下。

2.3 不同季节浮游植物的变化及脲酶活性分析

4 个季节海区的浮游植物丰度分别为 $0.44 \times 10^4 \sim 26.26 \times 10^4$ 、 $0.41 \times 10^4 \sim 9.84 \times 10^4$ 、 $0.44 \times 10^4 \sim 39.61 \times 10^4$ 和 $1.08 \times 10^4 \sim 26.56 \times 10^4$ cells·L⁻¹。浮游植物群落以硅藻为优势种,如角毛藻 *Chaetoceros* spp.、中肋骨条藻 *Skeletonema costatum*、斯氏几内亚藻 *Guinardia striata* 和拟菱形藻 *Pseudo-nitzschia* spp. 等种类,分别占生物量的 4.4%~13.3%、9.5%~10.1%、6.3%~32.2% 和 9.5%~33.4%,其次是甲藻。4 个季节间硅藻细胞密度不存在显著性差异 (p 均 >0.05 , $n=9$)。春季海区甲藻密度最高,为 $(1.60 \pm 2.60) \times 10^4$ cells·L⁻¹,显著高于冬季 ($0.8 \pm 2.1 \times 10^3$ cells·L⁻¹)

和夏季水平 ($0.7 \pm 0.5 \times 10^3$ cells·L⁻¹) ($p < 0.01$, $n=9$)。

大亚湾海域浮游生物脲酶活性在季节间存在显著差异 (p 均 < 0.01 , $n=9$) (图 3)。在冬、春季,大多数测站的脲酶水平低于检出限,只在靠外海的 7、8 号测站有检出值。夏季,8 号测站脲酶活性最高,达 $154.4 \text{ nmol N} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$,其他测站均低于 $25 \text{ nmol N} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 。秋季海区脲酶活性平均水平最高 ($61.0 \pm 33.6 \text{ nmol N} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$),显著高于冬季和春季水平 (p 均 < 0.01 , $n=9$),但与夏季的脲酶活性水平 ($29.1 \pm 47.3 \text{ nmol N} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$) 不存在显著差异 ($p > 0.05$, $n=9$);在澳头附近的养殖区内的 3 号测站,脲酶活性最高,达 $131.0 \text{ nmol N} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$,靠近大亚湾海域东部陆地的 1 号测站和 9 号测站,脲酶活性也较高,分别为 77.4 和 $85.0 \text{ nmol N} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 。由上述可知,浮游生物脲酶活性的分布主要在湾口和养殖区附近。

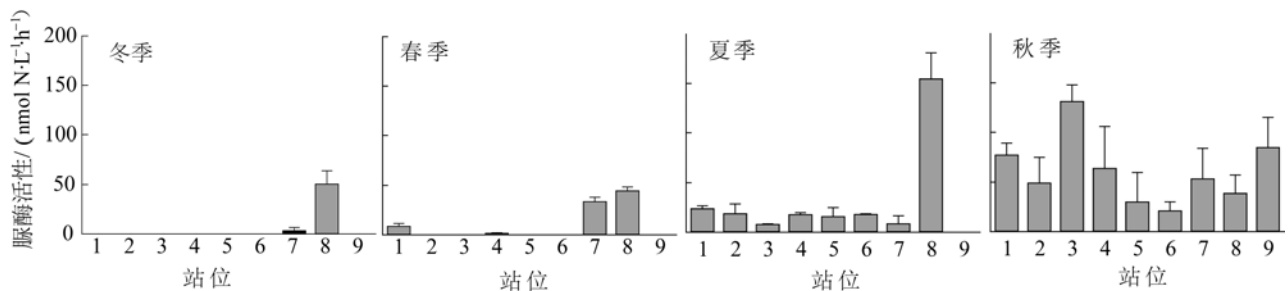


图 3 不同季节大亚湾近岸海域脲酶活性分布图

Fig. 3 Distribution of urease activities in different seasons in the coastal waters of the Daya Bay

理化环境参数对夏季和秋季浮游生物脲酶活性的进行多元逐步回归分析(冬季和春季大多数测站浮游生物脲酶活性低于检出限,故不进行分析),结果显示夏季各个理化环境参数对浮游生物脲酶活性相关性不显著 ($p > 0.05$, $n=9$),但秋季浮游生物脲酶活性与甲藻密度相关性显著 ($p < 0.05$, $n=9$),秋季浮游生物脲酶活性 56% 的变化由甲藻密度引起。

2.4 大亚湾海域不同季节浮游植物类群的丰度与海区理化因子的关系

对 4 个季节大亚湾海域 2 种主要浮游植物类群(硅藻和甲藻)丰度和 7 种因子进行 PCA 分析。12 个因子分为 2 个主成分 PC1 和 PC2,四个季节 2 个主成分累积贡献率分别为 98.6%、93.6%、93.0% 和 98.7%。

如表 2 和图 4 所示,4 个季节的 PC1 都受甲藻和硅藻密度影响,而 PC2 的四季影响因子不同,

冬季 PC2 受盐度、铵盐、硅藻和尿素影响,春季 PC2 受硝酸盐、尿素和硅藻影响,夏季 PC2 受盐度、磷酸盐、脲酶活性和甲藻影响,秋季受尿素、硅藻和盐度影响。由图 4 可知,冬季,甲藻丰度与铵盐呈正相关,与温度、硝酸盐和磷酸盐呈负相关;春季,甲藻与磷酸盐和盐度呈正相关,与温度、尿素和硝酸盐呈负相关;夏季和秋季的甲藻丰度与脲酶呈密切正相关,与温度、尿素和硝酸盐呈负相关;春季和秋季的硅藻都与尿素成正相关,夏季和冬季的硅藻都与铵盐呈正相关。除夏季外,其他 3 个季节的硅藻与温度呈密切负相关,冬季的硅藻与铵盐呈正相关,与尿素和盐度呈负相关。结果说明,大亚湾近岸海域除冬季外的其他季节的甲藻丰度都受到尿素的影响,夏季和秋季的甲藻密度也呈现出与脲酶活性密切相关,与此同时硅藻密度也受尿素和温度的影响。

表 2 大亚湾近岸海域不同季节浮游植物种类丰度与理化因子主成分分析
Tab. 2 Principal component analysis of phytoplankton densities, physical and chemical factors in different months in the coastal waters of the Daya Bay.

	变量	冬季		春季		夏季		秋季	
		PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2
物理因子	温度	-0.141	-	0.380	-	-0.114	-0.223	0.262	-
	盐度	-0.292	-0.809	-0.343	0.297	-	0.457	0.161	0.614
化学因子	硝酸盐	-0.695	-	0.416	-0.776	0.112	-0.266	0.674	-0.434
	铵盐	0.585	0.686	-	0.269	-0.614	-0.209	0.618	-
	尿素	-	-0.559	-	0.535	0.700	-0.384	0.445	-0.756
	磷酸盐	-0.426	0.156	-0.454	-	0.325	-0.540	0.436	0.164
	脲酶活性	-	-	-	-	-	0.625	-0.336	0.269
生物因子	硅藻	0.689	0.724	-0.580	-0.774	-0.988	-0.151	-0.568	-0.819
	甲藻	0.996	-	-0.998	-	-0.821	0.564	-0.999	-
累积贡献率/%		0.897	-	0.841	-	0.826	0.104	0.926	-

注：表中“-”表示数据 < 0.1

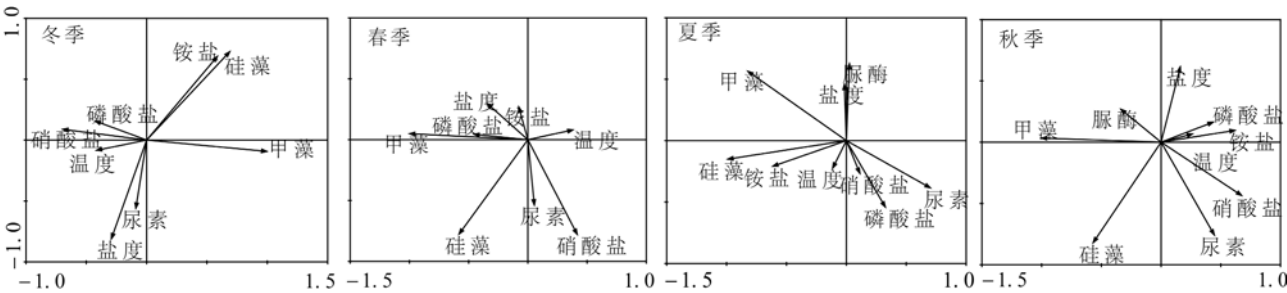


图 4 不同季节浮游植物类群的丰度与理化因子的 PCA 二维排序图
Fig. 4 Two-dimensional graph of PCA plot with species richness and environmental variables in different seasons

3 讨论

大亚湾位于珠江口东侧，其内岛屿众多，生物资源丰富，生境多样，具有“低营养、高生产力”的显著特点，是广东省重要的水产养殖基地(丘耀文，2001；王朝晖 等，2004)。在本次调查中，选择调查时间分别为 2010 年 12 月 17 日、2011 年 3 月 14 日、2011 年 6 月 8 日和 2011 年 11 月 2 日，分别代表冬、春、夏、秋 4 个季节。在冬季时间的选择上，略为早了一些，但 2010 年 12 月 17 日当时海区的平均水温为 20.08±0.82 显著低于 2011 年 11 月 2 日(代表秋季)海区的平均水温 26.02±0.75，再加上大亚湾海域属于亚热带季风气候区，春季始于 2 月，夏季长冬季短，就此本文把 2010 年 12 月 17 日代表冬季，同时冬季和春季海域温度、DIP 和 N/P 均存在显著性差异，季节差异明显。本次调查航次较少，无年际间差异。

大亚湾海域表层的 DIN 含量呈现出夏、秋季低，冬、春季高；而 PO₄³⁻含量与 DIN 含量相反，夏季最高，冬季最低。因此在夏季，大亚湾海域 N/P 比值显著低于 Redfield 比值，存在潜在 N 限制；而在冬、春季节大亚湾海域为潜在的磷限制海区。这与近几年调查大亚湾海域营养盐结构从过去的 N 限制型向 P 限制型转变的结论吻合(练健生 等，2003；王友绍 等，2004；王朝晖 等，2011)。

在过去的一段时间里，海洋生态学家更多地关注海区无机碳氮源的变化，而忽略了尿素等有机氮源在海区中的重要性(Anita, et al, 1991)。但有研究发现 2001~2004 年美国 Chesapeake 湾中下游测得尿素浓度范围平均浓度为 13.00μmol N·L⁻¹，超出 DIN 含量的 2.18 倍(赖海燕 等，2011)。同时有研究表明海区尿素浓度的升高，可能会导致一些甲藻藻华的发生 (Glibert, et al, 2011)。而我国缺少大多数海区的尿素浓度数据，仅查到 2010 年春季杭州湾邻近海

域平均值为 $1.14 \mu\text{mol N} \cdot \text{L}^{-1}$ (黄爽 等, 2012); 2011 年春季(4~5 月)海南岛近岸各海湾平均浓度范围为 $2.07 \sim 3.30 \mu\text{mol N} \cdot \text{L}^{-1}$ (尿素与 DIN 含量比值范围为 $0.3 \sim 0.9$) (黄凯旋 等, 2013); 赖海燕 等在 2008 年测得大亚湾东部澳头海域尿素全年浓度平均为 $2.01 \mu\text{mol N} \cdot \text{L}^{-1}$ (赖海燕 等, 2011)。本次调查中, 尿素浓度变化范围 $0.81 \sim 8.54 \mu\text{mol N} \cdot \text{L}^{-1}$, 高于其他海区水平。在可能存在氮限制的夏季和秋季, 尿素含量在多个站位超过 DIN 含量, 表明尿素是该海区浮游植物生长的重要氮源。研究发现, 该海域高浓度的尿素主要分布在养殖区和靠近陆地的近岸海域, 这主要是由于养殖区内网箱养殖规模的逐年增加, 再加上尿素化肥的使用, 使养殖水体尿素含量增加 (王友绍 等, 2004; 赖海燕 等, 2011), 同时随着大亚湾地区工农业的迅速发展和人口的不断增加, 各种来源的污染物质中含有大量尿素通过地表径流或沿岸直接排放等方式进入了近岸海域。

在浮游植物细胞内, 尿素主要通过脲酶作用水解为 NH_4^+ 和 CO_2 , 随后进入各种生化代谢途径 (Solomon, et al, 2007)。在本次调查中, 秋季, 海区浮游植物脲酶活性最高, 平均达 $61.0 \text{ nmol N} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, 夏季次之, 冬、春季最低。Solomon, et al (2006) 在美国 Chesapeake 湾中发现温度高、盐度大海区浮游植物脲酶活性也大。Fan, et al (2003) 研究了在体外实验中脲酶活性的变化情况, 结果发现在 3 种藻类抑食金球藻 *Aureococcus anophagefferens*、微小原甲藻 *Prorocentrum minimum*、威氏海链藻 *Thalassiosira weissflogii* 中, 脲酶活性都随着温度的升高而增强, 但最适温度明显不同。孙树刚 等 (2010) 研究表明东海原甲藻 *Prorocentrum donghaiense* 的脲酶活性除了取决于藻体本身特性, 还受到温度、pH 等环境条件的影响。此外, 浮游植物的脲酶活性受到胞外及胞内营养环境的双重调控, 且不同种类浮游植物脲酶活性的调控机制存在差异 (Fan, et al, 2003; Solomon, et al, 2008)。大亚湾海域秋夏季温度比冬春季要高, 水体盐度呈现自西向东、自北向南逐渐增大的分布趋势。因此, 大亚湾海域浮游植物脲酶活性受到温度、盐度的影响, 表现为秋、夏季海区

浮游生物脲酶活性较高, 且 4 个季节浮游生物的脲酶活性呈现湾口脲酶活性高的现象, 但具体原因机制比较复杂, 还需要进行进一步研究。

通过多元回归分析, 秋季浮游生物脲酶活性与甲藻密度相关性显著。通过 PCA 分析, 秋季甲藻密度也呈现与脲酶活性密切相关。已证实, 甲藻与其他类型藻相比, 有较高的脲酶活性和尿素吸收速率 (Fan et al, 2003; Glibert, et al, 2006)。Dyhrman, et al (2003) 在对脲酶活性的研究中发现, 尿素在一些可产生麻痹性贝类毒素的甲藻 *Alexandrium* spp. 的生长中起重要作用。在 Chesapeake Bay 的研究发现, 75% 的甲藻赤潮通常在尿素浓度增加到 $1.5 \mu\text{g N} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上时发生 (Glibert, et al, 1999)。通过对浮游植物种群的动态变化研究发现, 尿素含量上升将首先导致蓝藻和甲藻的细胞密度增加, 进而影响水体浮游植物的群落组成 (Palenik, et al, 1990)。本次调查的结果也证实, 大亚湾甲藻类群的数量变化与脲酶活性存在显著的相关性, 而脲酶活性又决定海域中浮游植物水解尿素的能力, 由此可见, 大亚湾海域的甲藻细胞密度与尿素有潜在关系, 尿素在一定程度可能影响大亚湾甲藻等浮游植物的生长。

4 结论

1) 大亚湾海域在夏季存在潜在 N 限制, 而在冬春季为潜在的磷限制海区。大亚湾海域四季尿素平均浓度为 $1.57 \sim 4.32 \mu\text{mol N} \cdot \text{L}^{-1}$, 夏季海域尿素浓度最高, 其次为秋季。在夏秋季节多数站位尿素含量甚至高于 DIN, 表明尿素作为一种重要的氮源不容忽视。

2) 浮游植物脲酶活性变化范围 $0 \sim 154.4 \text{ nmol N} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, 秋季浮游生物脲酶活性最高, 夏季次之。冬季最低。在秋季, 浮游植物的脲酶活性主要受到甲藻密度的影响。

3) 海域浮游植物脲酶活性可能受到温度和盐度影响, 通过主成分分析可知甲藻细胞密度在春、夏、秋季都受到尿素的影响, 夏季和秋季的甲藻细胞密度呈现出与脲酶活性密切相关, 表明尿素在一定程度可能影响大亚湾甲藻等浮游植物的生长。

参考文献

- 黄凯旋, 张云, 欧林坚, 等. 2013. 春季海南岛近岸海域尿素与浮游生物脲酶活性研究 [J]. 生态学报, 15(33): 4575-4582.
- 黄爽, 石晓勇, 张传松, 等. 2012. 2010 年春季杭州湾邻近海域尿素含量及平面分布 [J]. 海洋环境科学, 31(1): 58-61.

- 赖海燕, 徐宁, 段舜山. 2011. 大亚湾裸甲藻种群动态及其关键调控因子 [J]. 生态环境学报, 31(2): 307-315.
- 练健生, 何建宗, 肖丽莹, 等. 2003. 大亚湾生物多样性的变化及其对赤潮发生的可能意义 [M]// 何建宗, 吕颂辉, 俞子修, 等. 中国海红潮预防和管理的的前缘发展. 香港: 南中国海红潮委员会: 11-16.

- 丘耀文. 2001. 大亚湾营养物质变异特征[J]. 海洋学报, 23(1): 85–93.
- 孙翠慈, 王友绍, 孙松, 等. 2006. 大亚湾植物群落特征[J]. 生态学报, 26(12): 3948–3957.
- 孙树刚. 2010. 东海原甲藻对尿素的吸收与利用特征[D]. 广州: 暨南大学水生物学研究所: 57–58.
- 王朝晖, 齐雨藻, 李锦蓉, 等. 2004. 大亚湾养殖区营养盐状况分析与评价[J]. 海洋环境科学, 23(2): 25–28.
- 王朝晖, 杨宇峰, 宋淑华, 等. 2011. 大亚湾海域营养盐的季节变化及微表层对营养盐的富集作用[J]. 环境科学学报, 31(2): 307–315.
- 王友绍, 王肇鼎, 黄良民. 2004. 近 20 年来大亚湾生态环境的变化及其发展趋势[J]. 热带海洋学报, 25(5): 85–95.
- 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 2007. GB/T 12763.6-2007 海洋调查规范[S]. 北京: 中国标准出版社: 156–157.
- ANTIA N J, HARRISON P J, OLIVEIRA L. 1991. The role of dissolved organic nitrogen in phytoplankton nutrition, cell biology and ecology[J]. Phycologia, 30(1): 1–89.
- BAKER K M, GOBLER C J, COLLIER J L. 2009. Urease gene sequences from algae and heterotrophic bacteria in axenic and nonaxenic phytoplankton cultures[J]. J Phycol, 45: 625–634.
- BERMAN T, BRONK D A. 2003. Dissolved organic nitrogen: a dynamic participant in aquatic ecosystems[J]. Aquatic Microb Ecol, 31: 279–305.
- DYHRMAN S T, ANDERSON D M. 2003. Urease activity in cultures and field populations of the toxic dinoflagellate *Alexandrium*[J]. Limnol Oceanogr, 48(2): 647–655.
- EGLESTON E S, MOREL F M M. 2008. Nickel limitation and zinc toxicity in a urea-grown diatom[J]. Limnol Oceanogr, 53(6): 2462–2471.
- FAN C, GLIBERT P M, BURKHOLDE J M. 2003. Characterization of the affinity for nitrogen, uptake kinetics, and environmental relationships for *Prorocentrum minimum* in nature blooms and laboratory cultures[J]. Harmful Algae, 2: 283–299.
- GLIBERT P M, TERLIZZE D E. 1999. Co-occurrence of elevated urea levels and dinoflagellate blooms in temperate estuarine aquaculture ponds[J]. Appl Environ Microb, 65(12): 5594–5596.
- GLIBERT P M, HARRISON J, HEI C A, et al. 2006. Escalating worldwide use of urea—a global change contributing to coastal eutrophication[J]. Biogeochemistry, 77: 441–463.
- GLIBERT P M, MAGNIEN R, LOMAS M W, et al. 2011. Harmful algal bloom in the Chesapeake and coastal bays of Maryland, USA: comparison of 1997, 1998 and 1999 events[J]. Estuaries, 24: 875–883.
- PALENIK, MOREL. 1990. Amino acid utilization by marine phyto-plankton: A novel mechanism[J]. Limnol Oceanogr, 35(2): 260–269.
- REVILLA M, ALEXANDER J, GLIBERT P M. 2005. Urea analysis in coastal waters comparison of enzymatic and direct methods[J]. Limnol Oceanogr: Methods, 3: 290–299.
- SOLOMON C M. 2006. Regulation of estuarine phytoplankton and bacterial urea uptake and urease activity by environmental factors[D]. College Park: Univ. of Maryland: 149–157.
- SOLOMON C M, ALEXANDER J A, GLIBERT P M. 2007. Measuring urease activity in aquatic environmental samples[J]. Limnol Oceanogr: Methods, 5: 280–288.
- SOLOMON C M, GLIBERT P M. 2008. Urease activity in five phytoplankton species[J]. Aquatic Microb Ecol, 52: 149–157.
- SOLOMON C M, COLLIER J L, BERG G M, et al. 2010. Role of urea in microbial metabolism in aquatic systems: a biochemical and molecular review[J]. Aquatic Microb Ecol, 59: 67–88.