

庄河海域菲律宾蛤仔底播增殖区自身污染*

袁秀堂¹ 张升利^{1,2} 刘述锡¹ 梁斌¹ 梁玉波¹ 张国范^{3**}¹ 国家海洋环境监测中心, 辽宁大连 116023; ² 大连海洋大学, 辽宁大连 116023; ³ 中国科学院海洋研究所, 山东青岛 266071)

摘要 采用生物沉积物捕集器和封闭式代谢瓶, 周年现场研究了庄河海域菲律宾蛤仔的生物沉积速率、排氮率和排磷率。结果表明: 菲律宾蛤仔的生物沉积速率、排氮率和排磷率均具有明显的季节变化。生物沉积速率为 $0.15 \sim 1.47 \text{ g} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (年均 $0.61 \text{ g} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) ; 其排氮率及排磷率分别为 $0.02 \sim 0.40 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (年均 $0.17 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) 和 $0.01 \sim 0.39 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (年均 $0.13 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)。根据以上结果, 估算庄河海域底播增殖菲律宾蛤仔每年产生的生物沉积物达到 $5.46 \times 10^7 \text{ t}$ (干质量), 折合有机物 $9.07 \times 10^6 \text{ t}$ 、有机碳 $1.00 \times 10^6 \text{ t}$ 和有机氮 $1.18 \times 10^5 \text{ t}$; 而氨氮和磷酸盐分别为 $1.49 \times 10^4 \text{ t}$ 和 $1.15 \times 10^4 \text{ t}$ 。表明浅海高密度、规模化菲律宾蛤仔增养殖区自身污染严重, 其对环境的影响不可忽视。

关键词 菲律宾蛤仔 生物沉积 氮、磷排泄 自身污染 庄河海域

文章编号 1001-9332(2011)03-0785-08 **中图分类号** P76; S967.5, S967.6 **文献标识码** A

Self-pollution in *Ruditapes philippinarum* bottom-cultured area of Zhuanghe coast. YUAN Xiu-tang¹, ZHANG Sheng-li^{1,2}, LIU Shu-xi¹, LIANG Bin¹, LIANG Yu-bo¹, ZHANG Guo-fan³ (¹National Marine Environmental Monitoring Center, Dalian 116023, Liaoning, China; ²Dalian Ocean University, Dalian 116023, Liaoning, China; ³Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao 266071, Shandong, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2011, 22(3): 785-792.

Abstract: By using sediment trap and closed respirator, a year-round *in situ* investigation was made on the bio-deposition rate, ammonia excretion rate, and phosphate excretion rate in the *Ruditapes philippinarum* bottom-cultured area of Zhuanghe coast. The three test rates of *R. philippinarum* all showed obvious seasonal variability, with the bio-deposition rate ranged in $0.15 - 1.47 \text{ g} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (annual average $0.61 \text{ g} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), ammonia excretion rate ranged in $0.02 - 0.40 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (annual average $0.17 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), and phosphate excretion rate ranged in $0.01 - 0.39 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (annual average $0.13 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$). Based on these, it was estimated that the annual bio-deposit production by the bottom-cultured *R. philippinarum* in Zhuanghe coast could reach as high as $5.46 \times 10^7 \text{ t}$ dry mass, amounting to $9.07 \times 10^6 \text{ t}$ organic matter (OM), $1.00 \times 10^6 \text{ t}$ organic carbon (OC), or $1.18 \times 10^5 \text{ t}$ organic nitrogen (ON), and the annual $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ productions were $1.49 \times 10^4 \text{ t}$ and $1.15 \times 10^4 \text{ t}$, respectively. Our results suggested that for the large scale and high density bivalve culture in China coasts, the potential impacts of self-pollutants by filter-feeding bivalves on the environment should not be neglected.

Key words: *Ruditapes philippinarum*; bio-deposition; ammonia and phosphate excretion; self-pollution; Zhuanghe coast.

海水增养殖作为缓解人类对食物的需求压力、避免对海洋资源过度捕捞的重要手段而备受关注^[1]。近几十年来, 世界海水增养殖业发展迅速, 我国增养殖产量连续多年占世界总产量的一半以上,

其中海水贝类增养殖产量更是居世界首位, 如2009年我国贝类增养殖面积达到了 $9.7 \times 10^5 \text{ hm}^2$, 年产量约 $1.0 \times 10^7 \text{ t}$ ^[2]。

鱼类和虾类养殖需要投入大量的人工饵料, 由此引起的残饵和粪便沉降会给养殖环境带来极大冲击^[3-4]; 而双壳贝类的养殖不需要额外的人工饵料供给, 它们只需要过滤天然水体中的颗粒物质即可

* 公益性行业(农业)科研专项(nyhyzx07-047)和海洋公益性行业科研专项(200805069, 200805040)资助。

** 通讯作者。E-mail: gfzhang@ms.qdio.ac.cn

2010-08-13 收稿, 2010-12-21 接受。

被养成,属于海洋生态系统营养盐的支出部分,因而被认为是最具潜力和可持续的海水养殖业^[5].但从养殖水域局部来看,滤食性贝类像一只只有有机颗粒“过滤器”,被过滤到的食粒一部分用于贝类的生长,一部分则主要以氨和磷酸盐的形式排泄到水中,更有相当一部分以生物沉积的形式累积在养殖区底部,导致滤食性贝类养殖系统的自身污染^[6].随着我国近海海域的过度开发以及贝类养殖向集约化规模的转变,养殖系统所带来的自身污染已经成为主要的海洋污染源之一^[7],其生态后果是贝类生长受到抑制和产量下降,甚至导致养殖贝类疾病及大面积死亡的频繁发生.

埋栖性贝类是我国滩涂生境最重要的生物资源之一,也是我国近岸海域的重要增养殖对象.菲律宾蛤仔(*Ruditapes philippinarum*)属于软体动物门双壳纲帘蛤科,是一种世界性分布的埋栖性贝类^[8].自然群体一般栖息于潮间带中潮区至潮下带 10 m 水深的泥沙区域;由于其具有适应能力强、生长周期短、养殖方法简便等特点,在我国沿海地区人工养殖经济效益十分显著,成为我国沿海主要的养殖贝类之一^[9].

海水增养殖活动环境影响的核心问题是养殖过程中残饵和粪便的沉降所导致的沉积环境的改变及养殖生物的生理活动所产生的代谢废物(如氨氮和磷酸盐等)导致的富营养化.对增养殖自身污染源强的评估是海水增养殖区环境影响评价的前提.目前鱼类网箱养殖系统自身污染源强可根据物料平衡的原理评估^[3],虾类池塘养殖系统自身污染源强可通过测定进出水中污染物的浓度差以及换水量评

估^[4],但尚未有通用的贝类增养殖区自身污染排放强度评估方法.本文于 2008 年 3 月到 2009 年 2 月在庄河海域分别利用生物沉积物捕集器和封闭式代谢瓶,周年现场研究了底播增殖菲律宾蛤仔的生物沉积速率、排氨率和排磷率,并评估了其自身污染源强输出,探索贝类增养殖系统自身污染源强评估方法,旨在为进一步评价贝类对增养殖区及周边环境的影响提供基础数据.

1 研究海域与研究方法

1.1 研究海域概况

研究区域位于我国黄海北部的庄河海域(图 1),其滩涂底质以泥沙质及泥质为主,是我国北方著名的滩涂贝类养殖基地,素有“东方蚬子库”的美誉.庄河海域浅海面积约 $2.7 \times 10^5 \text{ hm}^2$,已开发以菲律宾蛤仔为主的滩涂贝类养殖近 $2.45 \times 10^4 \text{ hm}^2$,年产量 20 余吨,具有较好的代表性和研究价值.

1.2 庄河海域蛤仔养殖密度和生物量的测定

在试验海区设 3 个站位(图 1),2008 年 5 月由潜水员在每个站位随机选取 3 个样方($1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$),并捞取样方内所有的蛤仔带回实验室,统计每样方内蛤仔个体数,同时随机选取 30 个蛤仔,称湿质量(FM, g)后取出其软体组织,于 $65 \text{ }^\circ\text{C}$ 条件下干燥 36~48 h 后测其软体干质量(DM, g).根据以上参数估算单位面积养殖密度($\text{ind} \cdot \text{m}^{-2}$)和单位个体软体干质量($\text{g} \cdot \text{ind}^{-1}$).

1.3 试验蛤仔的选择与处理

2008 年 3 月至 2009 年 2 月,每月由潜水员捞取 2 号站位附近体质健康的蛤仔,去除贝壳表面浮泥

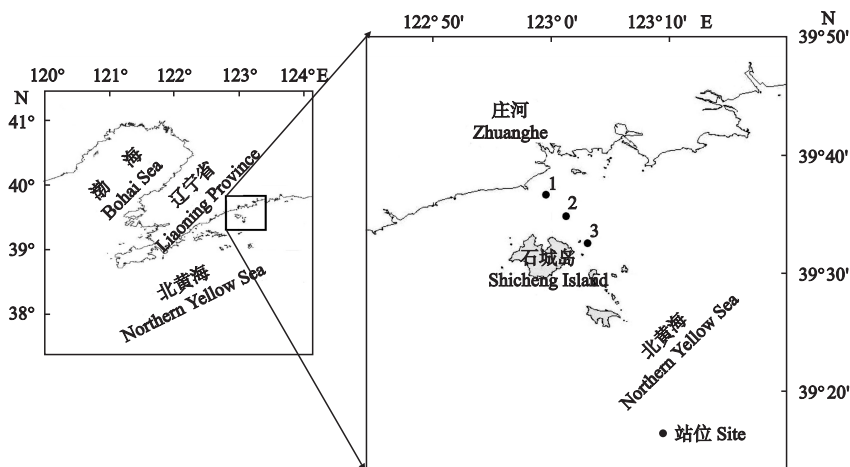


图 1 庄河海域试验站位

Fig. 1 Experimental sites in Zhuanghe coast.

后在海上暂养 24 h, 供生物沉积和呼吸排泄试验用。

1.4 试验海区环境因子和海水颗粒物的测定

2008 年 3 月至 2009 年 2 月, 每月试验开始和结束时(间隔 3 ~ 5 d)测定试验点底层(6 m 左右, 试验点水深 6 ~ 7 m)的水温和盐度(YSI 556MPS 多参数水质仪); 同时取试验点水样过滤后测定水体的总悬浮颗粒物(total particulate matter, TPM)、颗粒有机质(particulate organic matter, POM)、颗粒有机碳(particulate organic carbon, POC)、颗粒有机氮(particulate organic nitrogen, PON)和叶绿素 a 含量, 并取两次平均值作为试验海区该月份上述各指标的背景值。采用事先于 450 °C 下灼烧过 6 h 并称量的 GF/F 滤膜(直径 47 mm)两张分别过滤 1 ~ 1.5 L 水样, 用蒸馏水脱盐并将滤膜在 65 °C 条件下干燥 24 h 后, 称量以测定 TPM; 其中一张以传统的灰化(450 °C, 6 h)前、后的质量差法测定 POM; 另外一张采用 Elementar Vario Macro CHN 型元素分析仪测定 POC 和 PON, 分析前将滤膜放在干燥器中用浓盐酸烟雾去除碳酸盐^[10]。叶绿素 a 采用荧光法测定: 将载有样品的滤膜用 90% 的丙酮溶液在 4 °C 下萃取 20 h, 放置至室温后, 用 Turner-10 荧光光度计测定叶绿素 a 浓度^[10]。

1.5 生物沉积速率的现场测定

为充分考虑埋栖性贝类的生态习性, 现场准确测定埋栖性贝类的生物沉积速率, 本试验采用埋栖性贝类生物沉积物捕集器^[11](图 2)收集菲律宾蛤仔的粪便和假粪。该捕集器由内直径为 19 cm 的 PVC 圆柱筒制成, 分为 A、B 两部分, 高度分别为 13 和 60 cm; A 部分内部均匀分散地垂直装有 9 个 PVC 圆管(深 5 cm, 底部密封), 圆管顶部距 A 外壁顶部 5 cm。使用时, 首先将 A 与 B 连在一起, 圆管内放满细砂(细砂提前用淡水淘洗, 烘干后经 60 目筛网滤掉更细的颗粒后经 450 °C 灼烧 6 h, 再冲洗和再烘干), 将菲律宾蛤仔垂直插入圆管的细砂中, 蛤仔的进出水管一端朝上, 每个圆管放一个蛤仔。捕集器的顶部用网片(网目 0.5 cm)封盖。蛤仔产生的生物沉积物将落于 PVC 圆桶 B 的底部。每个捕集器一次放置 9 个蛤仔, 相当于增殖密度约 320 ind · m⁻²。实验共 12 个捕集器, 其中 9 个放置菲律宾蛤仔, 另 3 个不放蛤仔的作为对照。将生物沉积物捕集器固定于铁架上, 将铁架捆绑结实后, 由潜水员协助轻置于试验海区海底。3 ~ 5 d 后, 将捕集器从海水中取出, 带回实验室, 取出蛤仔, 检查和纪录有无死亡, 之后测量其壳高(H, mm), 并取出其软体组织于 65 °C

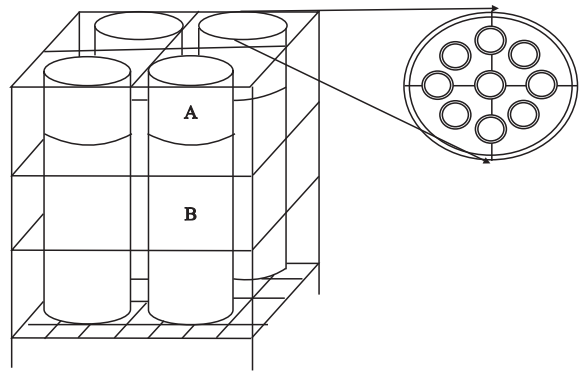


图 2 生物沉积物捕集器示意图

Fig. 2 Sketch map of sediment trap.

条件下干燥 36 ~ 48 h 后测量其软体干质量(DM, g)。待捕集器静置 3 ~ 5 h 后, 用虹吸法吸除上清海水, 将 A、B 两部分的沉积物用毛刷搅拌均匀后用 60 目筛网过滤。将所得沉积物收集至烧杯中, 用蒸馏水脱盐、烘干(65 °C, 72 ~ 96 h)、称量, 干燥保存待测。

生物沉积速率通过方程 $R_b = (D_t - D_c) / (T \times N)$ 计算。其中: R_b (g · ind⁻¹ · d⁻¹) 为生物沉积速率; D_t (g) 和 D_c (g) 分别为试验组和对照组所收集的沉积物干质量; T 为时间(d); N 为试验组捕集器里的蛤仔数目(ind)。沉积物中的有机物(organic matter, OM)百分含量通过传统的灰化(450 °C, 6 h)前、后的质量差法测定; 沉积物中的有机碳(organic carbon, OC)和有机氮(organic nitrogen, ON)百分含量采用 Elementar Vario Macro CHN 型元素分析仪测定, 分析前需对磨成粉末状的沉积物样品进行预处理: 用 1 mol · L⁻¹ 的盐酸浸泡 18 h, 并在 65 °C 下烘干 24 h^[12]。

1.6 氮、磷排泄速率的现场测定

氮、磷排泄试验采用 6 L 带胶塞玻璃瓶作为代谢瓶在试验海区现场进行。代谢瓶内均装有 5 cm 深的颗粒均匀的细砂(处理方法同 1.5)。试验时先用虹吸法加满试验海区的自然海水, 然后每个代谢瓶中放置菲律宾蛤仔 10 ~ 20 个(个数根据每月水温调整)。共 12 个代谢瓶, 其中 9 个放置蛤仔, 另 3 个不放蛤仔的代谢瓶作为对照。待代谢瓶中菲律宾蛤仔下潜并伸出进出水管后(30 ~ 60 min), 盖上瓶塞密封并计时。将代谢瓶置于网袋中悬挂在试验海区附近的船上, 瓶浸入海水中 4 ~ 6 m, 以保持试验温度与现场海水温度一致。4 ~ 8 h 后, 从海水中取出代谢瓶并轻轻打开瓶塞, 用搅拌棒将瓶中海水轻轻搅匀, 虹吸法吸取水样后取出菲律宾蛤仔。将水样过滤后冷藏运回实验室, 并在 3 ~ 5 h 内完成分析测试,

或加入 1 ml 的 HgCl_2 ($60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 固定后冷冻保存再测定. 样品中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 含量分别采用次溴酸盐氧化法和磷钼蓝分光光度法测定.

排氮率 R_N (或排磷率 R_P) 用公式 R_N (R_P) = $[(C_{t_1} - C_{t_0}) \times V_r] / [N \times (t_1 - t_0)]$ 来计算. C_t ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 是时间 t 时呼吸瓶中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (或 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$) 的浓度; V_r 是呼吸瓶的体积 (L); N 是呼吸瓶内试验贝类的个数; t_0 和 t_1 分别是试验开始和结束的时间.

1.7 数据标准化和统计分析

为消除菲律宾蛤仔的规格差异对试验参数 (R_N , R_P 和 R_D) 的影响, 将所得数据进行标准化处理. 所用公式为 $Y_s = (1/DM)^b \times Y_e$, 其中: Y_s 是标准化后个体的速率; 1 代表标准化后个体软体干质量为 1 g 的菲律宾蛤仔; DM 为试验用菲律宾蛤仔的软体干质量; Y_e 为现场试验获得的单位个体生物沉积速率、排氮率和排磷率; b 为菲律宾蛤仔的上述速率与软体干质量回归方程 $R_x = a \times DM^b$ 的幂值.

应用 SPSS 11.0 对每月数据进行单因素方差分析和相关分析, 并以 $\alpha = 0.05$ 作为差异显著的标准.

2 结果与分析

2.1 试验海区环境理化特征以及养殖密度和生物量

如表 1 所示, 试验海区 1 月和 2 月水温较低, 分别为 $0.60 \text{ }^\circ\text{C}$ 和 $0.45 \text{ }^\circ\text{C}$; 之后逐渐上升, 8 月达到最高值 ($23.8 \text{ }^\circ\text{C}$). 盐度年变化范围在 29.5 (6 月) ~ 33.0 (12 月). 海水中叶绿素 a、总悬浮物浓度 (TPM) 和颗粒有机质 (POM) 的变化均较大, 分别在 $1.47 \sim 9.81 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $11.73 \sim 36.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和

$1.73 \sim 6.61 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 总悬浮物中颗粒有机碳 (POC) 和颗粒有机氮 (PON) 含量都在 9 月最低, 2 月最高, 分别在 $0.29 \sim 0.84 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $54.8 \sim 127.2 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$.

试验海区各站位菲律宾蛤仔养殖密度和软体干质量见表 2. 其中, 1 号站位养殖密度较高, 为 $1959 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$, 而 2 号和 3 号站位较低, 仅为 531 和 $536 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$; 3 个站位的平均值为 $1009 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$. 从单个蛤仔的软体干质量来看, 3 号站位为 $0.31 \text{ g} \cdot \text{ind}^{-1}$, 1 和 2 号站位分别 0.44 和 $0.49 \text{ g} \cdot \text{ind}^{-1}$, 3 个站位的平均值为 $0.42 \text{ g} \cdot \text{ind}^{-1}$.

2.2 生物沉积速率

庄河海域菲律宾蛤仔的生物沉积速率显示出明显的季节变化特征 ($F = 39.661, P < 0.01$) (图 3). 春季的 4 月出现全年最高值 ($1.47 \text{ g} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), 秋季的 10 月出现第 2 峰值 ($1.35 \text{ g} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$); 而夏季 (6、7、8 月) 和秋季的 9 月以及冬季 (12、1 和 2 月) 的生物沉积速率较低; 全年最低值出现在 7 月, 仅为 $0.15 \text{ g} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. 生物沉积速率全年均值为 $0.61 \text{ g} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

方差分析表明, 菲律宾蛤仔的生物沉积物中有机的百分含量 (OM%) 月变化极显著 ($P < 0.01$), 而有机碳百分含量 (OC%) 和有机氮百分含量 (ON%) 月变化不显著 (均为 $P > 0.05$). 生物沉积物中 OM%、OC% 以及 ON% 均大于自然沉积物 (表 3).

2.3 菲律宾蛤仔的排氮率和排磷率

单因素方差分析结果表明, 蛤仔排氮率月变化

表 1 试验海区环境因子及海水颗粒物的月变化

Table 1 Monthly variation of environmental factors and water particulate matter in study area

月份 Month	水温 Temperature ($^\circ\text{C}$)	盐度 Salinity	叶绿素 a* Chl a ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	总颗粒物* TPM ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	颗粒有机质 POM ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	颗粒有机碳 POC ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	颗粒有机氮 PON ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)
2008-03	4.78	31.8	2.30	11.73	1.94	0.45	64.2
2008-04	10.15	30.0	4.43	17.14	2.31	0.41	74.8
2008-05	15.45	30.3	5.41	12.08	2.13	0.53	86.9
2008-06	19.25	29.5	9.04	26.98	4.17	0.68	119.2
2008-07	23.50	31.0	7.42	18.76	3.11	0.51	106.5
2008-08	23.80	30.0	5.67	20.05	3.81	0.55	107.3
2008-09	21.65	31.0	3.00	18.74	2.27	0.29	54.8
2008-10	17.95	31.6	1.47	36.05	4.09	0.63	75.4
2008-11	6.40	32.0	6.87	14.20	1.73	0.41	68.1
2008-12	3.15	33.0	9.81	14.32	3.55	0.61	105.7
2009-01	0.60	31.8	4.24	12.12	2.69	0.50	101.2
2009-02	0.45	31.6	4.51	31.92	6.61	0.84	127.2

* 样本量为 4, 其他参数样本量均为 2. The sample amount was 4, while that of other parameters was 2. TPM: Total particulate matter; POM: Particulate organic matter; POC: Particulate organic carbon; PON: Particulate organic nitrogen.

表 2 试验海区各站位菲律宾蛤仔的养殖密度和软体干质量

Table 2 Culture density and soft tissue dry mass of *Ruditapes philippinarum* in study area ($n=3$)

站位 Site	养殖密度 Culture density (ind · m ⁻²)	软体干质量 Dry mass of soft tissue (g · ind ⁻¹)
1	1959	0.44
2	531	0.49
3	536	0.31
均值 Mean	1009	0.42

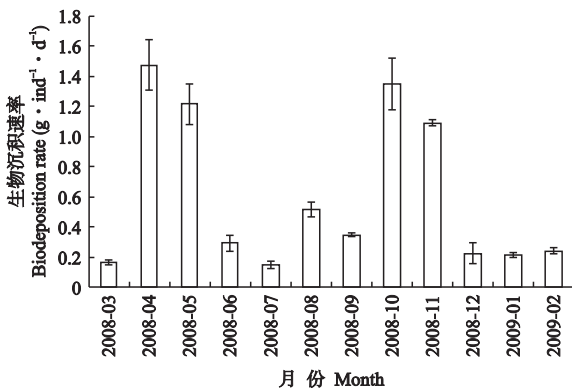


图 3 菲律宾蛤仔生物沉积速率的月变化

Fig. 3 Monthly variations in biodeposition rates of *Ruditapes philippinarum* (mean±SE).

差异极显著 ($F=38.502, P<0.01$) (图 4). 在水温适宜的春秋两季排氨率较高, 尤其是 5 月迅速上升到 $0.26 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; 夏季 (6、7、8 月) 水温逐渐升高, 超出菲律宾蛤仔生长的适宜温度范围, 排氨率也在下降, 8 月出现周年最低值 $0.02 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; 秋季排氨率逐渐升高, 10 月达到一年中第 2 个高值

表 3 沉积物中有机物、有机碳和有机氮百分含量月变化

Table 3 Monthly variations of OM, OC and ON percentage content in sediments (mean±SE)

月份 Month	有机质 OM (%)		有机碳 OC (%)		有机氮 ON (%)	
	自然沉积物 Sediments	生物沉积物 Biodeposits	自然沉积物 Sediments	生物沉积物 Biodeposits	自然沉积物 Sediments	生物沉积物 Biodeposits
2008-03	5.3±0.1	14.3±2.9	1.1±0.0	4.4±2.3	0.1±0.0	0.2±0.0
2008-04	6.0±0.5	6.3±1.5	1.0±0.1	1.3±0.2	0.1±0.0	0.2±0.0
2008-05	3.9±0.3	4.7±0.0	0.8±0.1	0.9±0.2	0.1±0.0	0.1±0.0
2008-06	5.5±0.6	22.2±9.3	1.2±0.0	1.7±0.2	0.1±0.0	0.2±0.0
2008-07	3.7±0.8	9.4±3.2	0.5±0.0	1.5±0.1	0.1±0.1	0.2±0.0
2008-08	10.0±1.9	25.4±3.2	0.6±0.5	1.3±0.0	0.1±0.0	0.2±0.0
2008-09	6.0±0.2	10.0±1.7	1.1±0.0	1.8±0.1	0.1±0.0	0.2±0.1
2008-10	2.9±0.0	16.1±4.4	0.6±0.0	2.5±0.5	0.1±0.0	0.1±0.0
2008-11	4.4±0.3	20.1±9.1	0.8±0.1	2.1±0.6	0.2±0.1	0.4±0.1
2008-12	2.6±1.0	5.9±0.4	1.2±0.1	1.8±0.1	0.2±0.0	0.3±0.0
2009-01	5.3±0.3	34.3±16.8	1.0±0.0	1.7±0.7	0.2±0.1	0.3±0.0
2009-02	3.8±0.3	34.1±6.1	0.9±0.1	2.9±1.3	0.2±0.0	0.3±0.2
年均值 Annual mean	5.3±0.4	16.6±2.1	1.0±0.0	1.8±0.2	0.1±0.0	0.2±0.0

OM: Organic matter; OC: Organic carbon; ON: Organic nitrogen.

($0.39 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), 11 月达到最高值 ($0.41 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$); 冬季排氨率逐月下降, 2 月达到较低的 $0.04 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. 排氨率年均值为 $0.17 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

菲律宾蛤仔的排磷率年变化范围为 $0.01 \sim 0.39 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 年均 $0.13 \text{ mg} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (图 4). 单因素方差分析结果显示, 排磷率月变化差异极显著 ($F=87.861, P<0.01$). 春季排磷率逐渐升高, 4、5 月达全年比较稳定的高值, 分别为 0.15 和

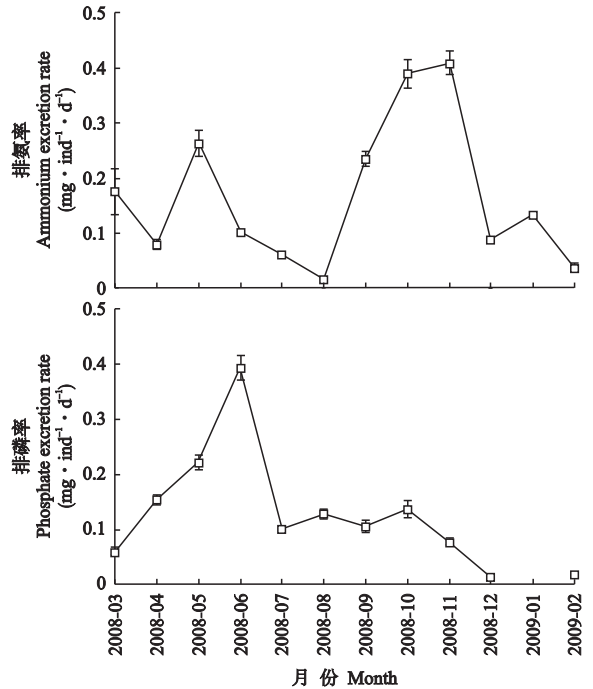


图 4 菲律宾蛤仔排氨率和排磷率的月变化

Fig. 4 Monthly variations in ammonium and phosphate excretion rates of *Ruditapes philippinarum* (mean±SE).

0.22 mg · ind⁻¹ · d⁻¹; 夏季排磷率最高, 6月出现全年最高值(0.39 mg · ind⁻¹ · d⁻¹), 6月以后迅速下降, 7月出现一个较小值(0.10 mg · ind⁻¹ · d⁻¹)的拐点后, 排磷率开始上升; 8、9、10月的排磷率变化较小, 进入11月后排磷率开始下降; 冬季最低, 12月达到周年最小值(0.01 mg · ind⁻¹ · d⁻¹).

2.4 庄河海域菲律宾蛤仔增殖区自身污染源强的估算

2008年, 庄河共有2.45 × 10⁴ hm²的菲律宾蛤仔增殖海域(数据源于庄河市海洋与渔业局); 通过表2的现场调查数据可估算出其养殖密度约1.01 × 10⁷ ind · hm⁻², 干生物质量约4.32 × 10⁶ g · hm⁻². 因此庄河海域底播增殖菲律宾蛤仔每年产生的生物沉积物干质量达到5.46 × 10⁷ t, 折合OM 9.07 × 10⁶ t、OC 1.00 × 10⁶ t和ON 1.18 × 10⁵ t; 而氨氮和磷酸盐的排出量分别为1.49 × 10⁴和1.15 × 10⁴ t. 从产排比的角度来看, 生产1 t(干质量)软体菲律宾蛤仔(以生长周期一年计)可产生517.29 t(干质量)的生物沉积物(折合OM 85.99 t、OC 9.50 t和ON 1.12 t), 排出铵盐和磷酸盐分别为0.14和0.11 t.

3 讨论

3.1 生物沉积及其影响因素

浅海规模化增养殖贝类通过滤食和生物沉积作用, 大大增加了悬浮颗粒物在水-沉积物界面的交换通量, 在浅海生态系统的物质循环和能量流动中扮演着重要角色^[13]. 研究表明, 饵料的数量和质量会显著影响双壳贝类的生物沉积速率^[13-14]. 双壳贝类能够在水体中颗粒物浓度较高或质量较差时通过选择性剔除假粪的行为调整其滤食率, 从而改变其生物沉积速率^[15]. 一般认为, 水体中悬浮颗粒浓度越大, 贝类的生物沉积速率就越大, 假粪的比例越高. 庄河菲律宾蛤仔底播增殖海域海水较浅(6~8 m), 加上蛤仔生物扰动的影响, 海水中TPM较高(表

1), 在6、8、10和2月均超过20 mg · L⁻¹, 最高达36.05 mg · L⁻¹, 因此本研究中菲律宾蛤仔生物沉积物中假粪的比例会较高. 目前尽管有滤食性贝类假粪排出总悬浮物临界浓度的报道^[16-17], 但尚无定论, 而且不同贝类在不同环境条件下假粪排出量也会有所不同, 因此本研究中假粪占整个生物沉积物的比例目前尚难明确.

温度也是影响贝类生物沉积速率的重要因素之一. 温度不但制约着海水环境中的饵料数量和质量, 也制约着以天然饵料为食物的滤食性贝类的生物沉积速率^[13-15]. 双壳贝类处于比较适宜的温度范围内, 其滤水活动增强, 必然导致其生物沉积速率的增加; 超出其范围, 过高或过低的温度影响了菲律宾蛤仔的滤水与摄食能力, 其生物沉积速率会降低. 本试验发现, 春季的4、5月以及秋季的10和11月(6℃~18℃), 其生物沉积速率较高; 而除此之外的其他月份生物沉积速率均较低.

本试验现场所得到的菲律宾蛤仔生物沉积速率(0.15~1.47 g · ind⁻¹ · d⁻¹), 与胶州湾海域菲律宾蛤仔生物沉积速率(0.05~1.53 g · ind⁻¹ · d⁻¹)^[18]基本相当, 差异主要体现在试验蛤仔的规格上, 并没有表现出明显的海区差异; 而且实验室内利用生物扰动实验系统(AFS)所得到的生物沉积速率(1.44 g · ind⁻¹ · d⁻¹)^[19]也在上述范围内.

3.2 氮磷排泄及其影响因素

目前, 国内外许多学者测定了菲律宾蛤仔的氮、磷排泄速率(表4). 然而, 早期对于埋栖性贝类的氮、磷排泄的研究, 大多是在实验室内模拟的结果, 其模拟条件与海区现场环境尚有一定差距; 而且埋栖性贝类生活于泥沙底质中, 在不加底质情况下的排泄速率也未必真实. 王芳等^[22]比较研究了有埋栖物和无埋栖物两种情况下的排氮率, 但仍局限于实验室内进行. 本文在现场并加入底质条件下研究了菲律宾蛤仔的氮、磷排泄率的周年月变化, 由表4可

表4 不同试验条件下菲律宾蛤仔的氮、磷排泄的比较

Table 4 Comparisons of ammonium and phosphate excretion rates of *Ruditapes philippinarum* under different experimental conditions

方法 Method	温度 Temperature (°C)	排氮率 Ammonium excretion rate (mg · g ⁻¹ · d ⁻¹)	排磷率 Phosphate excretion rate (mg · g ⁻¹ · d ⁻¹)	来源 Resource
实验室(无埋栖物)Laboratory (without sand)	5~25	0.22~5.62	-	[20]
实验室(无埋栖物)Laboratory (without sand)	19.6~21.6	1.64~4.58	1.60~8.90	[21]
实验室(无埋栖物)Laboratory (without sand)	16~24	0.20~0.68	-	[22]
实验室(含埋栖物)Laboratory (with sand)	16~24	0.05~0.53	-	[22]
海区现场(含埋栖物) <i>In situ</i> (with sand)	0.5~23.8	0.02~0.41	0.01~0.39	本文 This study

知,不同试验条件(如温度、现场或实验室内以及有无埋栖物等)下菲律宾蛤仔的排氮率不同,主要表现为实验室内菲律宾蛤仔的排氮率高于海区现场,无埋栖物条件下高于有埋栖物。而对菲律宾蛤仔磷酸盐的排泄研究表明,实验室内测得的排磷率^[21]远高于本试验结果。菲律宾蛤仔是一种埋栖性贝类,喜欢穴居于中低潮区的泥沙滩涂上,所以当在实验室内以及无埋栖物条件下,其胁迫反应必然加强,结果就会导致氮磷代谢速率的升高。本研究中,试验生物现场捕捞,海上暂养 24 h 后置放到深 5 cm 颗粒均匀的细砂中于海区现场进行代谢试验,尽量避免了以往试验过程中蛤仔的胁迫反应,结果在理论上更真实。

3.3 高密度贝类增殖区自身污染的环境生态效应

本文现场研究了菲律宾蛤仔的生物沉积速率、氨氮及活性磷酸盐排泄速率,可以帮助我们客观估算庄河海域菲律宾蛤仔养殖的自身污染源强。研究结果表明,浅海高密度、规模化增殖菲律宾蛤仔的自身污染严重,其对环境的影响不可忽视。类似的增殖贝类自身污染估算的报道也见于我国北方诸多增殖海域,如长山群岛海域筏式养殖虾夷扇贝年生物沉积物量为 1.42×10^6 t 干物质或 1.30×10^5 t POM、 3.48×10^4 t POC、 4.83×10^3 t PON,同时可以排泄出 1.5×10^3 t NH_4^+ -N 和 1.07×10^3 t PO_4^{3-} -P^[12];烟台四十里湾养殖海区所有贝类年生物沉积物累计量达到 5.92×10^4 t^[13];胶州湾底播增殖菲律宾蛤仔年生物沉降量为 4.38×10^6 t 干物质,排泄出 5.98×10^3 t NH_4^+ -N 和 2.63×10^3 t PO_4^{3-} -P^[18];桑沟湾养殖牡蛎每年可产生 3.8×10^5 t 生物沉积、 1.5×10^3 t NH_4^+ -N 和 1.9×10^2 t PO_4^{3-} -P^[23]。与上述结果相比,庄河海域由于增殖面积大、养殖密度高,其自身污染沉降量也超过上述海域。

高密度贝类增殖会显著提高海区的沉积速率,而且这一过程通常导致当地的生物沉积速率远高于自然沉降速率^[24-25]。生物沉积物与海底自然沉积物在化学组成上差别很大,因此滤食性贝类增殖区生物沉积速率的升高会影响到增殖区海域沉积物特征。与邻近对照海区相比,贝类增殖区下方的沉积物具有结构细、总密度小和高含水量的特点^[26];沉积物中有机质、碳、氮、磷以及叶绿素等均显著增高^[27-28];并且沉积物与水界面的营养交换速率大大增加^[29-30]。本研究中,菲律宾蛤仔生物沉积速率高于自然沉积速率,而且蛤仔生物沉积物中 OM、OC 和 ON 含量明显高于自然沉积物(表 2),说

明菲律宾蛤仔能显著增加有机质、C 和 N 向海底的输送通量,进而改变养殖海域的物质循环和能量流动。另外,在规模化海水养殖生态系统中,贝类排出的代谢废物如铵盐和磷酸盐能显著提高养殖区的营养盐浓度^[31],水体的富营养化程度加大,进而增加养殖风险。

参考文献

- [1] Naylor RL, Goldburg RJ, Primavera JH, et al. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*, 2000, **405**: 1017-1024
- [2] Fishery Bureau, Ministry of Agriculture (国家农业部渔业局). *China Fisheries Yearbook*. Beijing: China Agriculture Press, 2009 (in Chinese)
- [3] Xu Z, Lin X, Lin Q, et al. Nitrogen, phosphorus, and energy waste outputs of four marine cage-cultured fish fed with trash fish. *Aquaculture*, 2007, **263**: 130-141
- [4] Zhou X-Z (周小壮), Lin X-T (林小涛), Lin J-H (林继辉), et al. Self-pollution of shrimp culture in different patterns and its impact on the environment. *Ecological Science (生态科学)*, 2004, **23**(1): 68-72 (in Chinese)
- [5] Frankic A, Hershner C. Sustainable aquaculture: Developing the promise of aquaculture. *Aquaculture International*, 2003, **11**: 517-530
- [6] Yuan X-T (袁秀堂), Yang H-S (杨红生), Zhou Y (周毅), et al. Bioremediation potential of sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka) in coastal suspension bivalve aquaculture system. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, 2008, **19**(4): 866-872 (in Chinese)
- [7] Cui Y (崔毅), Chen B-J (陈碧鹃), Chen J-F (陈聚法). Evaluation on self-pollution of marine culture in Yellow Sea and Bohai Sea. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, 2005, **16**(1): 180-185 (in Chinese)
- [8] Zhuang Q-Q (庄启谦). *Fauna Sinica Phylum Mollusca Class Bivalvia Family Veneridae*. Beijing: Science Press, 2001 (in Chinese)
- [9] Yan X-W (闫喜武). The Culture Biology and Technology and Selective Breeding of Manila Clam, *Ruditapes Philippinarum*. PhD Thesis. Qingdao, Shandong: Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, 2005 (in Chinese)
- [10] Grasshoff K, Ehrhardt M, Kremling K, et al. *Methods of Seawater Analysis*. Weiheim: Verlag Chemie, 1983
- [11] Zhou Y (周毅), Yang H-S (杨红生), Zhou X (周兴), et al. An *in-situ* investigated method for the biodeposition of buried-dwelling shellfish. *China*, 200610135118.0. 2006-12-27 (in Chinese)
- [12] Yuan XT, Zhang MJ, Liang YB, et al. Self-pollutant loading from a suspension aquaculture system of Japanese scallop (*Patinopecten yessoensis*) in the Changhai sea area, Northern Yellow Sea, China. *Aquaculture*, 2010, **304**: 79-87

- [13] Zhou Y, Yang HS, Zhang T, *et al.* Influence of filtering and biodeposition by the cultured scallop *Chlamys farreri* on benthic-pelagic coupling in a eutrophic bay in China. *Marine Ecological Progress Series*, 2006, **317**: 127-141
- [14] Klerks PL, Fraleigh PC, Lawniczak JF. Effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) on seston levels and sediment deposition in Western Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1996, **53**: 2284-2291
- [15] Hawkins AJS, Bayne BL, Bougrier S, *et al.* Some general relationships in comparing the feeding physiology of suspension-feeding bivalve mollusks. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1998, **219**: 87-103
- [16] Kuang S-H (匡世焕), Fang J-G (方建光), Sun H-L (孙慧玲), *et al.* Seasonal variation of filtration rate and assimilation efficiency of scallop *Chlamys farreri* in Sanggou Bay. *Oceanologia Et Limnologia Sinica* (海洋与湖沼), 1996, **27**(2): 194-199 (in Chinese)
- [17] Bacon GS, MacDonald BA, Ward JE. Physiological responses of infaunal (*Mya arenaria*) and epifaunal (*Placopecten magellanicus*) bivalves to variations in the concentration and quality of suspended particles. I. Feeding activity and selection. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1998, **219**: 105-125
- [18] Zhou X (周兴). An *in situ* Study on Effect of the Bottom-Cultured Clam *Ruditapes philippinarum* on Ecological Environment in Jiaozhou Bay, China. Master Thesis. Qingdao, Shandong: Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, 2006 (in Chinese)
- [19] Han J, Zhang ZN, Yu ZM, *et al.* Differences in the benthic-pelagic particle flux (biodeposition and sediment erosion) at intertidal sites with and without clam (*Ruditapes philippinarum*) cultivation in eastern China. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2001, **26**: 245-261
- [20] Gouletquer P, Heral M, Deslous-Paoli JM, *et al.* Eco-physiology and energy balance of the farmed Manila clam *Ruditapes philippinarum*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1989, **132**: 85-108
- [21] Magni P, Montani S, Takada C, *et al.* Temporal scaling and relevance of bivalve nutrient excretion on a tidal flat of the Seto Inland Sea, Japan. *Marine Ecological Progress Series*, 2000, **198**: 139-155
- [22] Wang F (王芳), Dong S-L (董双林), Wang T (王涛), *et al.* Study on respiration and excretion of *Ruditapes philippinarum*. *Marine Sciences* (海洋科学), 1998(2): 1-3 (in Chinese)
- [23] Mao YZ, Zhou Y, Yang HS, *et al.* Seasonal variation in metabolism of cultured pacific oyster *Crassostrea gigas* in Sanggou Bay, China. *Aquaculture*, 2006, **253**: 322-333
- [24] Ragueneau O, Chauvaud L, Moriceau B, *et al.* Biodeposition by an invasive suspension feeder impacts the biogeochemical cycle of Si in a coastal ecosystem (Bay of Brest, France). *Biogeochemistry*, 2005, **75**: 19-41
- [25] Giles H, Pilditch CA, Bell DG. Sedimentation from mussel (*Perna canaliculus*) culture in the firth of Thames, New Zealand: Impacts on sediment oxygen and nutrient fluxes. *Aquaculture*, 2006, **261**: 125-140
- [26] Kautsky N, Evans S. Role of biodeposition by *Mytilus edulis* in the circulation of matter and nutrients in a Baltic coastal ecosystem. *Marine Ecological Progress Series*, 1987, **38**: 201-212
- [27] Miron G, Landry T, Archambault P, *et al.* Effects of mussel culture husbandry practices on various benthic characteristics. *Aquaculture*, 2005, **250**: 138-154
- [28] Mesnage V, Ogier S, Bally G. *et al.* Nutrient dynamics at the sediment-water interface in a Mediterranean lagoon (Thau, France): Influence of biodeposition by shellfish farming activities. *Marine Environmental Research*, 2007, **63**: 257-277
- [29] Mallet AL, Carver CE, Landry T. Impact of suspended and off-bottom Eastern oyster culture on the benthic environment in eastern Canada. *Aquaculture*, 2006, **255**: 362-373
- [30] Nizzoli D, Welsh DT, Fano EA, *et al.* Impact of clam and mussel farming on benthic metabolism and nitrogen cycling, with emphasis on nitrate reduction pathways. *Marine Ecological Progress Series*, 2006, **315**: 151-165
- [31] Zhou Y (周毅), Yang H-S (杨红生), He Y-C (何义朝), *et al.* Nitrogen and phosphorus excretions and its ecological effects by bivalves and fouling animals. *Oceanologia et Limnologia Sinica* (海洋与湖沼), 2002, **33**(4): 424-431 (in Chinese)

作者简介 袁秀堂,男,1972年生,博士,副研究员.主要从事海洋生态学研究,发表论文20余篇. E-mail: xtyuan@nmemc.gov.cn

责任编辑 肖红
