DOI:10.15928/j.1674-3075.2017.03.013

海马齿生态浮床中泥蚶的生物沉积与呼吸排泄研究

袁 星[1],林彦彦[1],黄建荣[1],王树功[2,3],黎祖福[1]

(1. 中山大学生命科学学院,广州 510275;
2. 中山大学地球科学与地质工程学院,广州 510275;
3. 广东省地质过程与矿产资源探查重点实验室,广州 510275)

摘要:为了研究夏季与秋季泥蚶(*Tegillarca granosa*)在海马齿(*Sesuvium portulacastrum*)生态浮床中生理生态活动,利用生物沉积物捕集器与密闭式代谢瓶,对海马齿生态浮床中不同规格泥蚶的生物沉积速率、耗氧率、排氨率和排磷率进行现场实验。结果表明,不同规格泥蚶生物沉积速率、耗氧率、排氨率和排磷率在夏、秋季有明显变化,相同规格泥蚶夏季均大于秋季,相同季节表现为:大个体组>中个体组>小个体组。夏季和秋季,泥蚶生物沉积速率变化范围分别为0.31~1.09 g/(ind·d)、0.09~0.65 g/(ind·d),耗氧率变化范围分别10.29~19.10 mg/(ind·d)、6.51~13.56 mg/(ind·d),排氨率变化范围分别为0.76~2.63 mg/(ind·d)、0.06~0.28 mg/(ind·d),排磷率变化范围分0.05~0.18 mg/(ind·d)、0.01~0.03 mg/(ind·d)。方差分析显示,季节、龄期及两者交互作用对泥蚶生物沉积速率、耗氧率、排氨率及排磷率均有显著影响。

关键词: 泥蚶;生物沉积;呼吸;排泄;海马齿生态浮床

中图分类号:Q491 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2017)03-0089-08

海马齿(*Sesuvium portulacastrum*)又名滨水菜、猪母菜或蟳螯菜,为番杏科(Aizonaceae)、海马齿属(*Sesuvium*)草本或亚灌木植物,是一种多年生匍匐性喜沙的兼性盐生植物(唐昌林, 1996)。海马齿生态浮床是利用高分子材料(聚苯乙烯泡沫板、PVC管等)为载体和基质,基于无土栽培技术将海马齿种于其上,通过海马齿根部的吸收和吸附、根系微生物分解及两者协同作用,消除水体营养盐、悬浮有机颗粒及重金属等,达到净化水质效果的生态技术。泥蚶(*Tegillarca granosa*)俗称血蚶、花蚶、粒蚶,属软体动物门(Mollusca)、双壳纲(Bivalvia)、蚶目(Arcoida)、蚶科(Arcidae),栖息于有淡水注入的内湾及河口附近软泥滩涂的广温性软体动物,其营养丰富,可作药用,经济价值较高(温扬敏等,2009;滕爽爽等,2012)。目前,关于泥蚶的研究较多集中于重金属富集作用、体内活性物质及功能基因研究(陈肖肖等,2013; 王召根等,2013;王素芳等,2014;钱雪骏等,2015;王娟娟等,2015)。泥蚶的生物沉积及呼吸排泄等生理生态过程的现场研究较少。

双壳贝类的生物沉积表现为贝类滤食水体中悬浮颗粒,经过同化吸收,剩余部分以粪和假粪排出,而后经历从水层沉降到底层的过程,加速水体颗粒物向底层沉降与迁移,对所在区域的底部物化及生物环境产生重要影响(Haven et al, 1972)。双壳贝类的呼吸作用消耗水体氧气,同时排出大量营养盐,对浮游植物的生长有重要意义,对维持海洋初级生产力具有重要作用(Cockcroft et al,1990;周毅等,2003;王晓宇等,2011)。双壳贝类的呼吸和排泄通常随着海水环境的季节变化而变化(Smaal et al, 1997),由生物沉积速率、耗氧率、排氨率和排磷率等生理生态学参数表示。

本文采用生物沉积捕集器和密闭式代谢瓶法,研究了夏季和秋季不同规格泥蚶在海马齿生态浮床系统中的生物沉积和呼吸排泄情况。双壳贝类的生物沉积与呼吸排泄研究已开展较多,而现场测定具有反映实验区域环境条件、符合自然条件下贝类生理特性、受贝类偶然摄食行为的变化影响小等优点,故使用较多(Hawkins et al,1998;周毅和杨红生,2002;王晓宇等,2011;张安国等,2014)。这种实验方法可准确掌握海马齿生态浮床中泥蚶的生理生态过程变化,为研究海马齿原位生态修复系统中贝类生理生态过程及相关的物质流通提供科学方法及理论依据。

收稿日期:2016-03-15

基金项目:海洋公益性行业科研专项(201305021);广东省省级科技计划项目(2015B020235006);2011/2012年中央分成海域使用金支出项目(环保类)。

作者简介:袁星,1989年生,男,硕士研究生,研究方向为养殖水环境修复。E-mail:yuanxing1103@163.com

1 材料与方法

1.1 实验地点及贝类选择

实验于2015年6月和7月(夏季)、10月和11月(秋季)进行,地点位于广东省阳江市平岗镇海陵大堤东侧的养殖区域(图1)。实验区面积约66.67 hm^2,平均水深1.2 m,泥沙底质,为海水围塘。实验池塘能通过闸门与外界海域相通,当涨潮时,开启闸门定期注入新鲜海水,带来大量的有机颗粒。实验池塘已放置海马齿浮床,覆盖面积占池塘面积约10%,浮床主体框架为PVC管加工而成,利用直径1 cm的网为载体,种植株高为30~40 cm的海马齿30株左右,加浮球以增大浮力,且通过尼龙绳连接海马齿浮床,利用木桩或竹子固定,海马齿来源于鱼塘周围红树林与堤坝。采集并挑选体质健康、活力较好的泥蚶个体,集中放入实验池塘暂养1 d后用于实验。实验贝类按壳长分大(34.64~37.64 mm)、中(31.76~32.90 mm)、小(26.30~29.26 mm)共3组,对照组不放置贝类,每组设3个平行。

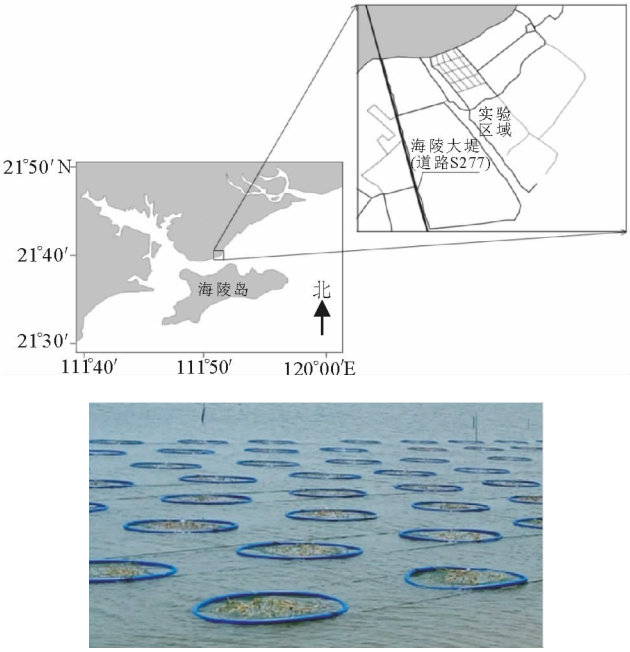

图1 实验地点与海马齿浮床

Fig. 1 Location of the experimental area and digital image of the *Sesuvium portulacastrum* ecological floating bed

1.2 实验方法

1.2.1 环境因子及海水颗粒物测定 实验期间,用温度计测定水温,盐度计测定盐度;同时,取实验塘水进行抽率,滤膜为500℃下灼烧3 h后的GF/F滤膜(直径47 mm),每次抽滤水300~500 mL。抽滤完的滤膜,用蒸馏水脱盐后,在65℃干燥24 h称量,以测定水体的总悬浮颗粒物(TPM);颗粒有机质(POM)由经过65℃干燥24 h的滤膜在500℃下灼烧3 h处理前后的质量差获得;在干燥器中用浓盐酸烟雾去除碳酸盐后的滤膜颗粒用ElementarVario Macro CHN型元素分析仪测定颗粒有机碳(POC)和颗粒有机氮(PON)(Grasshoff et al,1983);总磷(TP)利用改进的灰化法测定(Zhou et al,2003)。叶绿素a(Chl-a)采用荧光法测定,抽滤后的滤膜经90%的丙酮溶液低温下萃取18~24 h,室温离心后用Turner-10荧光光度计测定。

1.2.2 生物沉积速率测定 泥蚶的生物沉积速率采用生物沉积物捕集器(图2)进行现场测定。此装置用PVC管加工制作而成,直径为15 cm,高度为65 cm。实验时将4个加工好的PVC管均匀放置且固定于圆筒形铁笼里,顶端在放入泥蚶后,用2层尼龙网(25目)封口。泥蚶放入捕集器前须小心清除表面附着物。实验过程中每个捕集器放泥蚶5~8个,对照组捕集器不放置贝类。每组设3个平行。实验过程中将实验组和对照组生物沉积物捕集器置于铁笼,放于海马齿生态浮床区域,3~5 d后将其取出,带回塘边,取出贝类,记录其存活情况。然后对贝类大小规格进行详细测定,用游标卡尺和精密天平测定泥蚶壳长(L, mm),壳宽(W, mm)及壳高(H, mm);贝类组织干重(DM, g)由泥蚶软组织在65℃烘干至恒重后测定获得。

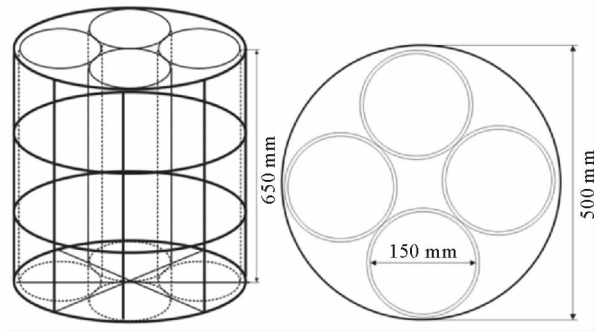

图2 生物沉积物捕集器

Fig. 2 Schematic diagram of the sediment trap

捕集器取出贝后,静置3~5 h,利用虹吸法吸出上清塘水,后用毛刷彻底刷净PVC管内壁,用100目滤网对剩下的水进行过滤。将收集的生物沉积物转移至烧杯,用蒸馏水脱盐及烘干(65℃, 72 h)后称量,并测定总碳(TC)和总氮(TN)含量;沉积物用稀盐酸(0.1 mol/L)酸化去碳酸盐后,测定有机碳(OC)、有机氮(ON)含量。有机质(OM)通过灰化

前后的重量差计算(450℃,4.5 h),总碳(TC)、总氮(TN)、有机碳(OC)、有机氮(ON)含量用 Elementar-Vario Macro CHN 型元素分析仪测定,沉积物中有机总磷(TP)百分含量通过改进的灰分法进行测定(Zhou et al,2003)。

1.2.3　呼吸排泄速率测定　泥蚶的呼吸排泄速率采用密闭代谢瓶在池塘中现场测定。代谢瓶为带胶塞密闭的 5.2 L(定容法测得)玻璃瓶。实验用 12 个代谢瓶,其中 3 个不放贝类为对照组。实验室先虹吸法加满实验池塘海水,然后根据水体情况放入,放置不同规格泥蚶 2 ~4 粒。待瓶中泥蚶开壳呼吸,盖上塞子密闭计时。将代谢瓶放入圆筒形铁笼缓慢放入塘底,使实验温度与现场海水温度一致。24 h 后,从塘中取出代谢瓶,打开胶塞,用 CM-07 型水质分析仪测定代谢瓶中溶氧量,虹吸出代谢瓶中水样,过滤后及时用次溴酸盐氧化法和磷钼蓝分光光度法测定 NH_4^+-N 和 PO_4^{3-}-P 含量。如不能及时测定,过滤后加入氯仿贮存于冰箱。实验结束后,测定泥蚶壳长、壳宽及壳高;贝类组织干重(DM, g)由泥蚶软组织在 65℃烘干至恒重后测定。

1.3　数据处理

生物沉积速率计算公式如下:

$$R_b = (D_t - D_c) / (N \times T)$$

式中:R_b 为生物沉积速率[g/(ind · d)];D_t 和 D_c 分别为实验组和对照组所收集的沉积物干重(g);T 为时间(d);N 为实验贝类数(个)。

耗氧率计算公式如下:

$$R_O = [(C_{t_0} - C_t) \times V] / [N \times (t - t_0)]$$

式中:R_O 为泥蚶耗氧率[mg/(ind · d)];C_{t_0} 和 C_t 分别指实验开始和结束时代谢瓶中溶解氧浓度(mg/L);V 是代谢瓶中海水的体积(L);N 是代谢瓶内实验泥蚶数(个);t_0 和 t 分别是实验开始和结束的时间(d)。

排氨率(排磷率)计算公式如下:

$$R_N(R_P) = [(C_t - C_{t_0}) \times V] / [N \times (t_1 - t_0)]$$

式中:C_{t_0} 和 C_t 分别指开始和结束时代谢瓶中 NH_4^+-N (PO_4^{3-}-P) 的浓度(mg/L);V 是代谢瓶中海水的体积(L);N 是代谢瓶内实验泥蚶数(个);t_0 和 t 分别是实验开始和结束的时间(d)。

应用 SPSS13.0 软件包对实验数据进行单因素方差分析(One-way ANOVA),并结合 Duncan 法进行多重比较,并以 $P < 0.05$ 作为差异显著标准。

2　结果

2.1　池塘环境因子变化与泥蚶规格

池塘温度、盐度、叶绿素 a(Chl-a)、总悬浮物浓度(TPM)、有机颗粒质(POM)、颗粒有机碳(POC)、颗粒有机氮(PON)、总磷(TP)等环境因子的测试结果见表 1。每月背景值为当月测量均值,温度为 18 ~26℃,盐度为 14 ~20,温度和盐度随着时间变化而减小;叶绿素 a 在 7 月最大,11 月最小;总悬浮颗粒物(TPM)和颗粒有机质(POM)变化较大,为 36.8 ~99.5 mg/L 和 2.7 ~14.0 mg/L;总悬浮物中颗粒有机碳(POC) 和颗粒有机氮(PON)含量均在夏季较高,为 1.06 ~1.95 mg/L 和 0.15 ~1.95 mg/L; 总磷(TP)为 0.19 ~0.44 mg/L。相关性分析发现,温度与叶绿素 a(Chl-a)、总悬浮物浓度(TPM)及有机颗粒质(POM)呈正相关。值得注意是,这些指标受试验期间的气候变化及海塘管理影响,如突发大雨及海塘开闸换水等。试验后对每组泥蚶的形态规格进行测定,泥蚶在壳长、壳宽、组织干重的差异性显著($P < 0.05$),而壳高在大个体组和中个体组差异性不显著($P > 0.05$)(表 2)。

表 1　实验鱼塘环境因子变化情况

Tab.1　Environmental factors in the experimental pond for each month of the investigation

时间	温度/℃	盐度	Chl-a/μg · L^{-1}	TPM/mg · L^{-1}	POM/mg · L^{-1}	POC/mg · L^{-1}	PON/mg · L^{-1}	TP/mg · L^{-1}
6 月	24	20	28.2	99.50	14.00	1.95	0.31	0.44
7 月	26	18	56.4	52.20	5.70	1.12	0.25	0.54
平均值	25	19	42.3	75.85	9.85	1.54	0.28	0.49
10 月	22	16	32.3	41.80	3.10	1.02	0.15	0.30
11 月	18	14	25.7	36.80	2.70	1.06	0.16	0.19
平均值	20	15	29.0	39.30	2.90	1.04	0.16	0.25

2.2　夏季和秋季各组泥蚶生物沉积速率的变化

泥蚶夏季生物沉积速率为 0.31 ~ 1.09 g/(ind · d),平均值为 0.69 g/(ind · d);秋季为 0.09 ~0.65 g/(ind · d),平均值为 0.37 g/(ind · d)(图 3)。夏季,大、中、小个体泥蚶生物沉积速率均有显著差异($P < 0.05$),大个体组显著大于其他 2 组

($P<0.05$),且小个体组小于中个体组($P<0.05$)。秋季,大个体组显著大于其他2组($P<0.05$),中个体组显著大于小个体组($P<0.05$)。泥蚶的生物沉积速率在夏、秋季差异性显著($P<0.05$)。相关性分析显示,温度、盐度、Chl-a、TPM和POM均呈显著正相关($r=0.488$, $P<0.05$; $r=0.503$, $P<0.05$; $r=0.485$, $P<0.05$; $r=0.460$, $P<0.05$; $r=0.561$, $P<0.05$),但与TPM相关性不显著($r=0.460$, $P>0.05$)。双因素方差分析显示,规格、季节及两者交互作用对泥蚶生物沉积速率均有显著影响($F=186.42$, $P<0.05$; $F=260.62$, $P<0.05$; $F=6.99$, $P<0.05$)。

表2 泥蚶生物学数据统计

Tab.2 Size (mean ± SD) of *T. granosa* in each experimental group

贝类规格	壳长/mm	壳宽/mm	壳高/mm	组织干重/g
大	36.00 ± 1.30[a]	27.86 ± 1.13[a]	25.67 ± 1.51[a]	0.54 ± 0.05[a]
中	32.50 ± 0.37[b]	25.61 ± 0.99[b]	23.48 ± 1.13[a]	0.32 ± 0.02[b]
小	27.67 ± 1.33[c]	21.76 ± 1.23[c]	21.76 ± 1.27[b]	0.14 ± 0.05[c]

注:同列不同上标字母表示差异显著($P<0.05$)。

Note: Within the same row, values with different superscripts are significantly different ($P<0.05$).

不同规格泥蚶在夏、秋季对OM、C、N、TP的沉积速率也存在显著差异(表3)。在相同的季节,对颗粒OM、C、N、TP的沉积速率表现为大个体组显著大于中个体组($P<0.05$),且中个体组显著大于小个体组($P<0.05$)。不同规格的泥蚶对颗粒OM、C、N、TP的沉积速率表现为夏季显著大于秋季($P<0.05$)。同时,相关性分析发现,TPM、POM和Chl-a与TN、TP沉积速率有正相关($r=0.655$, $P<0.05$; $r=0.593$, $P<0.05$; $r=0.718$, $P<0.05$; $r=0.659$, $P<0.05$; $r=0.692$, $P<0.05$; $r=0.631$, $P<0.05$)。

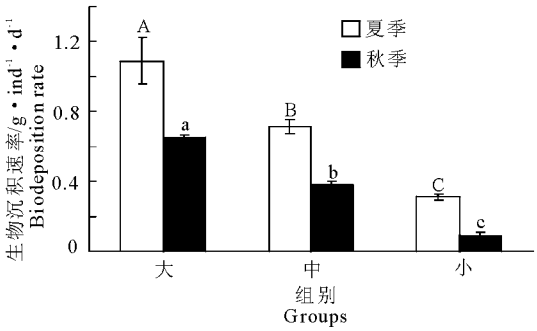

图3 夏、秋季各组泥蚶生物沉积速率

(图中数值为平均值±标准误,$n=3$;同组不同字母表示差异显著)

Fig.3 Biodeposition rates for each *T. granosa* group in summer and autumn

(Data are mean ± SE, $n=3$; Different letters in the same group indicate significant differences)

表3 泥蚶对颗粒OM、C、N、TP的沉积速率

Tab.3 Organic matter, C, N and TP biodeposition rates for each *T. granosa* group in summer and autumn

时间	规格	OM/ mg·ind⁻¹·d⁻¹	TC/ mg·ind⁻¹·d⁻¹	TN/ mg·ind⁻¹·d⁻¹	OC/ mg·ind⁻¹·d⁻¹	ON/ mg·ind⁻¹·d⁻¹	TP/ μg·ind⁻¹·d⁻¹
春季	大	127.76 ± 12.87[a]	22.52 ± 2.27[a]	3.50 ± 0.35[a]	20.01 ± 2.02[a]	2.95 ± 0.30[a]	214.72 ± 21.63[a]
	中	74.24 ± 3.28[b]	12.24 ± 0.54[c]	2.04 ± 0.09[c]	12.10 ± 0.53[b]	1.97 ± 0.09[c]	72.19 ± 3.18[c]
	小	32.35 ± 2.09[c]	5.12 ± 0.33[d]	0.78 ± 0.05[d]	4.31 ± 0.28[c]	0.68 ± 0.04[d]	22.21 ± 1.43[e]
秋季	大	79.54 ± 3.24[b]	16.64 ± 0.68[b]	2.67 ± 0.11[b]	13.65 ± 0.56[b]	2.34 ± 0.10[b]	158.71 ± 6.46[b]
	中	34.23 ± 2.16[c]	6.16 ± 0.51[d]	0.68 ± 0.06[d]	5.72 ± 0.48[c]	0.72 ± 0.06[d]	53.50 ± 4.46[d]
	小	7.58 ± 2.20[d]	1.33 ± 0.39[e]	0.15 ± 0.04[e]	1.26 ± 0.36[d]	0.16 ± 0.05[e]	6.90 ± 2.00[e]

注:同列不同上标字母表示差异显著($P<0.05$);$n=3$

Note: Within the same row, values with different superscripts are significantly different ($P<0.05$); $n=3$

2.3 夏季和秋季各组泥蚶呼吸排泄的变化

泥蚶夏季耗氧率为10.29 ~ 19.10 mg/(ind·d),平均值为14.34 mg/(ind·d);秋季为6.51 ~ 13.56 mg/(ind·d),平均值为10.63 mg/(ind·d)(图4)。夏季各组耗氧率均有显著差异($P<0.05$),夏、秋季泥蚶大个体组显著大于其他2组($P<0.05$),且小个体组小于中个体组($P<0.05$)。各组耗氧率在夏、秋季均有显著差异($P<0.05$),夏季大于秋季。季节、规格及其交互作用对泥蚶耗氧率影响显著($F=213.12$, $P<0.05$; $F=325.93$, $P<0.05$; $F=18.12$, $P<0.05$)。

泥蚶夏季排氨率为0.76 ~ 2.63 mg/(ind·d),平均值为1.55 mg/(ind·d);秋季为0.06 ~ 0.28 mg/(ind·d),平均值为0.15 mg/(ind·d)(图5)。夏季,泥蚶大、中、小组排氨率均有显著性差异($P<0.05$);Duncan多重比较表明,大个体组显著大于其他2组($P<0.05$),且小个体组显著小于中个体组($P<0.05$);秋季的表现类似。各组排氨率在夏、秋季均有显著差异($P<0.05$),夏季大于秋季。双因素方差分析显示,季节、规格及其交互作用对泥蚶排氨率影响显著($F=1\,422.51$, $P<0.05$; $F=522.094$, $P<0.05$; $F=230.47$, $P<0.05$)。

泥蚶夏季排磷率为 0.05 ~ 0.18 mg/(ind · d),平均值为 0.11 mg/(ind · d);秋季为 0.01 ~ 0.03 mg/(ind · d),平均值为 0.02 mg/(ind · d)(图 6)。

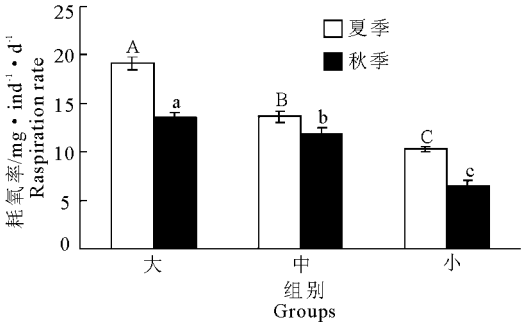

图 4　夏、秋季各组泥蚶的耗氧率

(图中数值为平均值 ± 标准误,$n = 3$;同组不同字母表示差异显著)

Fig. 4　Oxygen consumption rates for each *T. granosa* group in summer and autumn

(Data are presented as mean ± SE, $n = 3$; Different letters in the same group indicate significant differences)

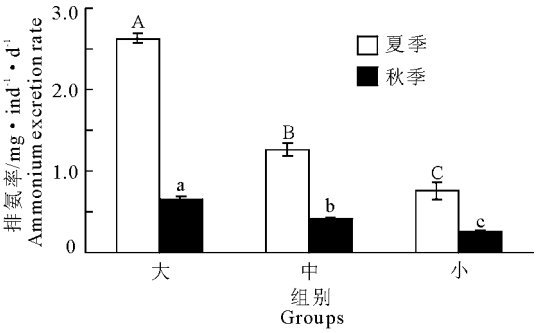

图 5　夏、秋季各组泥蚶排氨率

(图中数值为平均值 ± 标准误,$n = 3$;同组不同字母表示差异显著)

Fig. 5　Ammonium excretion rates for each *T. granosa* group in summer and autumn

(Data are presented as mean ± SE, $n = 3$; Different letters in the same group indicate significant differences)

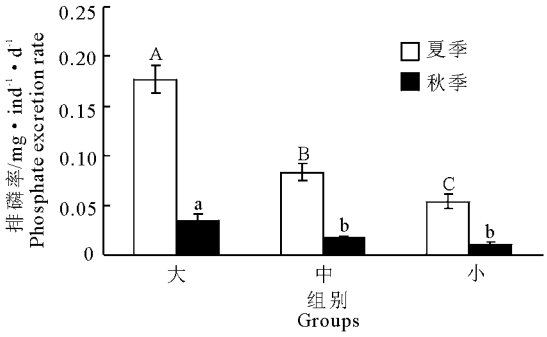

图 6　夏、秋季各组泥蚶排磷率

(图中数值为平均值 ± 标准误,$n = 3$; 同组不同字母表示差异显著)

Fig. 6　Phosphate excretion rates for each *T. granosa* group in summer and autumn

(Data are presented as mean ± SE, $n = 3$; Different letters in the same group indicate significant differences)

夏季,泥蚶大、中、小组排磷率均有显著性差异($P < 0.05$);Duncan 多重比较表明,大个体组显著大于其他 2 组($P < 0.05$),且小个体组显著小于中个体组($P < 0.05$)。秋季,大个体组显著大于其他 2 组($P < 0.05$),但中、小个体组没有显著性差异。泥蚶排磷率在夏、秋季差异性显著($P < 0.05$),夏季大于秋季。双因素方差分析显示,季节、规格及其交互作用对泥蚶排磷率影响显著($F = 472.34$, $P < 0.05$; $F = 130.37$, $P < 0.05$; $F = 60.47$, $P < 0.05$)。

3　讨论

3.1　泥蚶生物沉积速率变化及其影响因素

双壳贝类对生存区域的生态系统物质循环具有重要作用。本研究表明,海马齿生态浮床中泥蚶生物沉积在夏季和秋季有明显变化,这可能是由水温、水体颗粒物数量(浓度)以及泥蚶规格等因素造成。

3.1.1　温度　双壳贝类的生物沉积速率受环境因素影响较大,特别是温度。在双壳贝类适温范围中,随着温度升高,其摄食能力变强,生物沉积速率随之变大(王如才等,1993)。研究表明,温度升高时贝类提高纤毛摆动的频率,而海水的粘度降低,使贝类的摄食率得以提高(Jφprgensen,1990),即双壳贝类在适宜温度范围内,滤水活动增强,导致生物沉积速率的增加。当温度超过适温范围时,贝类有关摄食器官活力降低,摄食率下降,其生物沉积速率将会降低。泥蚶属于广温、广盐性底栖贝类,成蚶生长温度为 0 ~ 35℃,最适生长温度为 15 ~ 30℃。实验观察,夏季平均水温为 25℃,秋季为 20℃,实验期间均在泥蚶适宜温度范围内。泥蚶生物沉积速率与水温呈正向相关,夏季和秋季分别为 0.31 ~ 1.09 g/(ind · d)和 0.09 ~ 0.65 g/(ind · d)。

3.1.2　贝类规格　除水温影响生物沉积速率变化外,贝类规格不同也会导致生物沉积速率的变化。不同规格贝类由于滤水活动及摄食能力等不同,导致单位生物沉积速率不同。在海马齿生态浮床中,泥蚶生物沉积速率变化与其个体大小有关,同一季节,单位泥蚶生物沉积速率表现为:大个体组 > 中个体组 > 小个体组,泥蚶生物沉积随个体的增大而增加,呈正相关关系。虾夷扇贝(*Patinopecten yessoensis*)、栉孔扇贝(*Chlamys farreri*)、太平洋牡蛎(*Crassostrea gigas*)和厚壳贻贝(*Mytilus crassitesta*)等在自然条件下有此类规律(王俊等, 2005a; 2005b; Zhou, 2006;Yuan et al, 2010)。饵料数量和质量能

影响双壳贝类的生物沉积速率(Zhou, 2006; Mitchell, 2006),双壳贝类还会根据环境中的颗粒浓度调节其滤食能力,而改变生物沉积速率(Hawkins et al, 1998)。邱银等(2011)在研究海参养殖池中毛蚶的生物沉积作用时,发现其生物沉积量与TPM和POM表现出正相关关系。在海马齿生态浮床中,泥蚶生物沉积速率与水体中颗粒有机质(POM)呈正相关关系,说明其变化与海马齿生态浮床水体中饵料浓度有关。由此可见,海马齿生态浮床中饵料的浓度及泥蚶规格直接影响其生物沉积作用,温度通过影响水体中的浮游植物生长繁殖,间接制约泥蚶生物沉积速率。泥蚶规格及饵料直接影响生物沉积物中OM、C、N、TP浓度。

3.2 泥蚶呼吸排泄变化及其影响因素

3.2.1 呼吸与排泄 很多因素如温度、盐度、溶氧、饵料浓度状况及贝类个体大小、生长发育时期等均影响双壳贝类呼吸和排泄速率。呼吸排泄不仅反映双壳贝类的生理状态,也反映了环境条件对双壳贝类生理活动的影响。研究表明,海水双壳贝类的呼吸排泄呈现季节变化(Shumway et al, 1982; Asmus et al,1994;Bougrier et al, 1995;Smaal et al,1997;毛玉泽,2004)。本研究发现,实验期间泥蚶的耗氧率为6.51~19.10 mg/(ind·d)。王晓宇等(2011)认为菲律宾蛤仔呼吸排泄作用呈现季节变化,其耗氧率换算后为0.50~13.49 mg/(ind·d)。

3.2.2 排氨率和排磷率 这2个指标反映双壳贝类新陈代谢水平的重要指标。泥蚶在实验期间排氨率和排磷率为0.06~2.63 mg/(ind·d)及0.01~0.18 mg/(ind·d)。不同环境条件、实验个体大小差异等会造成泥蚶生理代谢水平的不同,排氨率和排磷率会有差异。焦海峰等(2013)在对泥蚶呼吸和排泄周年监测发现,其排氨率在不同时期变化较大,且温度是影响泥蚶排泄的关键因子。

本研究结果表明,泥蚶在实验期间呼吸排泄速率变化显著($P<0.05$),表现为夏季大与秋季,这种现象与泥蚶生长规律有关。泥蚶生长高峰在每年5~10月,且在水温较高的广东和广西沿海为终年生长。双壳贝类的生理代谢主要受到温度的影响,呈现出明显的季节变化(Huang & Newell,2002;Dame,2011)。实验期间,海马齿生态浮床中水温、TPM和Chl-a含量均表现为夏季大于秋季,泥蚶夏季获得水体饵料几率比秋季高,将导致泥蚶生理代谢速率加快。泥蚶的呼吸排泄规律与焦海峰等(2013)的研究结果一致。就单位个体而言,同一季节呼吸排泄规律表现为:大个体组>中个体组>小个体组。类似规律也出现菲律宾蛤仔和硬壳蛤等双壳贝类(王晓宇,2011;文海翔,2004)。不同规格泥蚶的生理代谢强度和速率有所差异,可能出现大个体泥蚶呼吸排泄速率大于相对较小个体的现象。

3.3 泥蚶对海马齿生态浮床系统的影响

双壳贝类的生理活动对其生存区域生态环境有较大影响。在构建和完善海马齿生态浮床系统时,一方面,需保证海马齿浮床对环境修复效果;另一方面,需控制泥蚶的播种密度,了解其生长情况,并掌握生理生态变化规律。当泥蚶放养量适中时,对浮游植物造成摄食压力,刺激初级生产力,增大浮游植物生长速度,使得水体藻类保持稳定;当投放量过大,其代谢产生的NH_4^+和PO_4^{3-}等将被藻类吸收利用,不仅增加水体营养盐浓度,还可能制约泥蚶生长,最终造成自身污染问题(常杰,2006)。因此,合理的泥蚶投放才能保证海马齿生态浮床系统的净化效果。

研究海马齿生态浮床中泥蚶生物沉积和呼吸排泄过程,既能掌握泥蚶的生理生态活动,又可为揭示海马齿浮床与泥蚶联合作用修复水体提供理论依据与实践方法。底播泥蚶与海马齿生态浮床的联合修复机制及相关过程模块化与量化研究是今后工作的重点。

参考文献

常杰, 2006. 对虾、青蛤和江蓠不同混养系统氮磷收支的实验研究[D]. 青岛:中国海洋大学.

陈肖肖, 高业田, 吴洪喜, 等,2013. 重金属Cd^{2+}和Cu^{2+}胁迫下泥蚶消化酶活性的变化[J]. 生态学报, 33(24): 7690-7698.

焦海峰, 项翔, 尤仲杰, 等,2013. 泥蚶、缢蛏和僧帽牡蛎呼吸与排泄的周年变化[J]. 海洋学报, 35(6): 147-153.

刘鹏, 周毅, 王峰, 等,2014. 浅水区(潮间带)滤食性贝类生物沉积的现场测定[J]. 海洋与湖沼, 34(22): 254-258.

刘勇, 施坤涛, 张少华, 等,2007. 双壳贝类呼吸代谢的研究进展[J]. 南方水产, 3(4): 65-69.

毛玉泽, 2004. 桑沟湾滤食性贝类养殖对环境的影响及其生态调控[D]. 青岛:中国海洋大学:85-92.

钱雪骏,董迎辉, 姚韩韩, 等, 2015. 泥蚶 *Smad* 1/5 基因cDNA全长克隆及时空表达特征分析[J]. 水产学报, 39(9): 1302-1311.

邱银,蔡欢欢,王东旭,等,2011. 海参养殖池中毛蚶生物沉积作用的研究[J]. 河北渔业,(7):8-10,38.

唐昌林,1996. 中国植物志[M]. 北京: 科学出版社: 30 – 32.

滕爽爽, 柴雪良, 张炯明, 等,2012. 乐清湾围塘养殖泥蚶繁殖周期与环境因子的关系[J]. 中国农学通报, 28(35): 75 – 81.

王娟娟, 包永波, 王素芳, 等,2015. 泥蚶血红蛋白异源四聚体酶解多肽抗菌活性及其机理研究[J]. 海洋学报, 37(12): 106 – 115.

王俊, 姜祖辉, 陈瑞盛,2005a. 太平洋牡蛎生物沉积作用的研究[J]. 水产学报, 29(3): 344 – 349.

王俊, 姜祖辉, 陈瑞盛,2005b. 厚壳贻贝的同化率及其生物沉积作用[J]. 中国水产科学, 12(2):150 – 155.

王如才, 王昭萍, 张建中, 1993. 海水贝类养殖学[M]. 青岛: 青岛海洋大学出版社:275 – 290.

王素芳, 包永波, 施森江, 等,2014. 泥蚶血红蛋白的制备及其抗菌活性研究[J]. 海洋学报, 36(12): 67 – 73.

王晓宇, 周毅, 杨红生,2011. 胶州湾菲律宾蛤仔(*Ruditapes philippinarum*)呼吸排泄作用的现场研究[J]. 海洋与湖沼, 42(5): 722 – 727.

王召根, 吴洪喜, 陈肖肖, 等,2013. 年龄和环境条件对泥蚶富集重金属镉和铜的影响[J]. 生态学报, 33(21): 6869 – 6875.

温扬敏, 高如承,2009. 泥蚶的营养与药用价值[J]. 经济动物学报,13(3): 168 – 169.

文海翔, 张涛, 杨红生, 等,2004. 温度对硬壳蛤 *Mercenaria mercenaria* (Linnaeus, 1758) 呼吸排泄的影响[J]. 海洋与湖沼, 35(6): 549 – 554.

张安国, 袁秀堂, 侯文久, 等,2014. 文蛤的生物沉积和呼吸排泄过程及其在双台子河口水层 – 底栖系统中的耦合作用[J]. 生态学报, 34(22): 6573 – 6582.

周毅, 杨红生,2002. 应用于贝类生理生态学研究的生物沉积法[J]. 生态学杂志, 21(6): 74 – 76.

周毅, 杨红生, 张福绥,2003. 海水双壳贝类的 N、P 排泄及其生态效应[J]. 中国水产科学, 10(2): 165 – 168.

Asmus H, Asmus R M, Zubillaga G F,1994. Do mussel beds intensify the phosphorus exchange between sediment and tidal waters[J]. Ophelia, 41: 37 – 55.

Bougrier S, Gealron P, Deslons P J M,et al, 1995. Allometric-relationships and effects of temperature on clearance andoxygen consumption rates of *Crassostrea gigas* Thunberg[J]. Aquaculture, 134: 143 – 154.

Cockcroft A C,1990. Nitrogen excretion by the surf zone bivalves *Donax serra* and *D. sordulus*[J]. Marine Ecology Progress Series, 60: 57 – 65.

Dame R F ,2011. Ecology of marine bivalves: an ecosystem approach[M]. CRC Press.

Grasshoff K, Erhardt M, Kremling K, et al, 1983. Methods of Seawater Analysis[M]. Weiheim, Germany: Verlag Chemie:12.

Haven D S, Morales-Alamo R,1972. Biodeposition as a factor in sedimentation of fine suspended solids in estuaries[A]. In: Environmental Framework of Coastal Plain Estuaries, 133:121 – 130.

Hawkins A J S, Bayne B L, Bougrier S, et al,1998. Some general relationshipsin comparing the feeding physiology of suspension feeding bivalvemolluscs[J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 219(1/2): 87 – 103.

Huang S C, Newell R, 2002. Seasonal variations in the rates of aquatic and aerial respiration and ammonium excretion of the ribbed mussel, *Geukensia demissa* (Dillwyn) [J]. Journalof Experimental Marine Biology and Ecology, 270(2): 241 – 255.

Jφprgensen C B,1990. Bivalve filter feeding revisited[J]. Marine Ecology Progress Series, 142:287 – 302.

Mitchell I M,2006. In situ biodeposition rates of pacific oysters (*Crassostrea gigas*) on a marine farm in Southern Tasmania (Australia) [J]. Aquaculture,257(1/4): 194 – 203.

Shumway S E, Koehn R K, 1982. Oxygen consumption in the American oyster *Crassostrea virginca*[J]. Marine Ecology Progress Series, 9:59 – 68.

Smaal A C, Vonck A P M A,1997. Seasonal variation in C, N and P budgets and tissue composition of the mussel *Mytiluse dulis*[J]. Marine Ecology Progress Series, 153: 167 – 179.

Yuan X T, Zhang M J, Liang Y B, et al,2010. Self-pollutant loading from a suspension aquaculture system of Japanesescallop (*Patinopectenyessoensis*) in the Changhai sea area Northern Yellow Sea of China[J]. Aquaculture, 304(1/4): 79 – 87.

Zhou Y, Zhang F S, Yang H S, et al,2003. Comparison of effectiveness of different ashing auxiliaries for determination of phosphorus in natural waters, aquatic organism and sediment by ignition method[J]. Water Research, 37: 3875 – 3882.

Zhou Y, Yang H S, Zhang T, et al, 2006. Influence of filtering and biodeposition by the cultured scallop *Chlamys farreri* on benthic-pelagic coupling in a eutrophic bay in China[J]. Marine Ecology Progress Series, 317: 127 – 141.

Zhou Y, Yang H S, Zhang T, et al,2006. Density-dependent effects on seston dynamics and rates of filtering and biodeposition of the suspension-cultured scallop *Chlamysfarreri* in a eutrophic bay (northern China): an experimental study in semi-in situ flow-through systems[J]. Journal of Marine System,59(1/2): 143 – 158.

(责任编辑　万月华)

Ecological Remediation of Small Water Bodies: Biodeposition, Respiration and Excretion of *Tegillarca granosa* in a Floating Bed of *Sesuvium portulacastrum*

YUAN Xing[1], LIN Yan-yan[1], HUANG Jian-rong[1], WANG Shu-gong[2,3], LI Zu-fu[1]

(1. School of Life Science, Sun Yat-Sen University, Guangzhou 510275, P. R. China,
2. School of Earth Sciences & Geological Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, P. R. China
3. Guangdong Provincial Key Laboratory of Geological Processes and Mineral Resources Survey, Guangzhou 510275, P. R. China)

Abstract: To better understand the physioecology of blood clams (*Tegillarca granosa*), the rates of biodeposition, oxygen consumption, ammonia excretion and phosphate excretion were measured *in-situ* under a floating bed of shoreline purslane (*Sesuvium portulacastrum*) during the summer (June, July) and autumn (October, November) of 2015. Our results provide methods and a theoretical basis for ecological remediation of small water bodies using a floating bed of *Sesuvium portulacastrum* with a blood clam culture of appropriate size. The field investigation was carried out in an area of 66.66 hm^2 (1.2 m water depth) with 10% of the total area covered by floating *Sesuvium portulacastrum*. Three groups of blood clams varying in size (large: 34.64 – 37.64 mm; medium: 31.76 – 32.90 mm; small: 26.30 – 29.26 mm) and a control group (no blood clams) were set, in triplicate, at different locations, biodeposition and the respiration and excretion rates were determined for each group. Five to eight blood clams of a given size were placed in sediment traps and placed under a floating bed of *Sesuvium portulacastrum*. After 3 – 5 days, the blood clams were taken out and the amount of biodeposition, total carbon (TC), total nitrogen (TN), organic carbon (OC) and organic nitrogen (ON) were measured in each sediment trap. To determine the respiration and excretion rates of the blood clam, two to four blood clams of different size were each placed in a sealed glass bottle filled with the pond water. The bottles were sealed and placed in the bottom of the pond after the blood clams began to breathe and dissolved oxygen, NH_4^+-N and PO_4^{3-}-P were determined after 24 hours. The ranges of biodeposition, oxygen consumption, ammonia excretion and phosphate excretion rates in summer were, respectively, 0.31 – 1.09 g/(ind · d), 10.29 – 19.10 mg/(ind · d), 0.76 – 2.63 mg/(ind · d), 0.05 – 0.18 mg/(ind · d) and, in autumn, the corresponding values were 0.09 – 0.65 g/(ind · d), 6.51 – 13.56 mg/(ind · d), 0.06 – 0.28 mg/(ind · d) and 0.01 – 0.03 mg/(ind · d). One-way analysis of variance (ANOVA) was used to test for significant differences. The rates of biodeposition, oxygen consumption, ammonia excretion and phosphate excretion of all three blood clam groups were significantly higher in the summer than in autumn and the rates for the blood clam groups all followed the same order in summer and autumn: large > medium > small. Seasonality, the size of blood clam and their interactions significantly influenced the rates of biodeposition, respiration and excretion of blood clams.

Key words: *Tegillarca granosa*; biodeposition; respiration; excretion; *Sesuvium portulacastrum* ecological floating bed