

浅水区(潮间带)滤食性贝类生物沉积的现场测定*

刘鹏^{1,2} 周毅¹ 王峰^{1,2} 张晓梅^{1,2} 刘炳舰¹ 杨红生¹

(1. 中国科学院海洋研究所海洋生态与环境科学重点实验室 青岛 266071; 2. 中国科学院大学 北京 100049)

提要 2012 年 7 月, 在荣成天鹅湖用自行研制的沉积物捕集器现场测定底内动物菲律宾蛤仔(*Ruditapes philippinarum*)和底上动物长牡蛎(*Crassostrea gigas*)的生物沉积速率, 以建立潮间带贝类生物沉积的现场测定方法, 并评价两种贝类对潮间带生态环境的影响。结果表明: 各组内沉积物重量差异不显著, 处理组与对照组的沉积物重量差异显著($F=58.047$, $P=0.000$), 测得的生物沉积速率与文献具有可比性, 因此可以推测新型生物沉积物捕集器适用于浅水区(潮间带), 能够准确测定生物沉积速率。在平均水温 18.8°C 条件下, 菲律宾蛤仔和长牡蛎都具有较高的生物沉积速率。壳长 $(25.0\pm 1.5)\text{mm}$ 、软体干重 $(0.12\pm 0.03)\text{g}$ 的菲律宾蛤仔生物沉积速率为 $(44.92\pm 4.12)\text{mg}/(\text{ind}\cdot\text{d})$; 壳长 $(29.8\pm 1.3)\text{mm}$ 、软体干重 $(0.23\pm 0.05)\text{g}$ 的菲律宾蛤仔生物沉积速率为 $(54.84\pm 7.77)\text{mg}/(\text{ind}\cdot\text{d})$; 壳长 $(98.8\pm 14.1)\text{mm}$ 、软体干重 $(3.94\pm 0.66)\text{g}$ 的长牡蛎生物沉积速率为 $(1069.01\pm 212.24)\text{mg}/(\text{ind}\cdot\text{d})$ 。作为天鹅湖海区两种典型贝类, 据估算, 每平方米面积内的蛤仔和长牡蛎每天分别将 29.9g、15.0g 的悬浮颗粒物通过滤食和排粪沉积到底层, 增强了水层-底栖系统的耦合作用。

关键词 潮间带; 沉积物捕集器; 生物沉积; 菲律宾蛤仔(*Ruditapes philippinarum*); 长牡蛎(*Crassostrea gigas*)

中图分类号 Q178.1 doi: 10.11693/hyhz20130123004

双壳贝类如菲律宾蛤仔(*Ruditapes philippinarum*)、长牡蛎(*Crassostrea gigas*)具有很强的滤水能力, 能够通过滤食作用从水体中获取大量细小的颗粒态食物, 通过选择消化吸收其中一部分的有机物, 其余的物质则以粪粒或者假粪的形式排出, 这些物质沉积到水体底部的过程称为生物沉积(Haven *et al.*, 1966; Kautsky *et al.*, 1987; 周毅等, 2003b), 而排出的粪粒或假粪则称为生物沉积物。大量的生物沉积物会增加底质中的有机物, 为海参等底栖动物提供食物来源(Heck *et al.*, 2006; Zhou *et al.*, 2006a), 同时, 沉积物通过微生物降解释放大量的营养盐, 可以满足底栖海草和海藻的营养需要(Reusch *et al.*, 1994; Lemmens *et al.*, 1996; Reusch, 1998; Peterson *et al.*, 2001a, b)。荣成天鹅湖海区是菲律宾蛤仔、长牡蛎以及大叶藻的天然生长区, 因此两种贝类在海草床生

态系统中有可能扮演着非常重要的角色。目前, 用沉积物捕集器进行现场测定生物沉积速率的方法虽然繁琐, 但最能真实反映海区状况, 国内外已广泛应用于筏架养殖的贝类研究(Kautsky *et al.*, 1987; Reusch *et al.*, 1994; 王俊等, 2005; 邱银等, 2011), 而国际上对于适合潮间带现场测定的捕集器未见报道。

本实验选择底内动物菲律宾蛤仔和底上动物长牡蛎为研究对象, 设计适用于潮间带现场测定的沉积物捕集器, 试验该沉积物捕集器的适用性, 也为日后进一步的生物沉积研究提供科学方法和理论依据。

1 实验材料与方法

1.1 实验地点

荣成天鹅湖(月湖)位于山东省荣成市成山镇东

* 国家自然科学基金项目, 30972268 号, 41121064 号, 41176140 号; 国家科技支撑计划课题, 2011BAD13B06 号; 海洋公益性行业科研专项重点项目, 201005009 号, 200805069 号; 山东省中青年科学家科研奖励基金, 2008BS06001 号; 青岛市市南区科技发展计划项目, 2009S17HY 号。刘鹏, E-mail: leopold_z@126.com

通讯作者: 周毅, 博士, 研究员, E-mail: yizhou@qdio.ac.cn

收稿日期: 2013-01-23, 收修改稿日期: 2013-04-17

南,有砂坝与大海相隔,仅有 86m 宽的流口与大海相通,是典型的泻湖地形,海区面积大潮满潮时为 4.9km²,低潮时 3.4km²,潮间带宽广。独特的地理位置和气候环境,使得这片水域成为大天鹅等众多湿地鸟类理想的越冬栖息地,同时具有北方典型的大叶藻(*Zostera marina* L.)海草床。2012 年 7 月 2 日水温平均为 18.8°C,盐度为 29.5。

1.2 实验材料

菲律宾蛤仔和长牡蛎取自天鹅湖天然生长区,挑选壳长接近的大、小两种规格菲律宾蛤仔,中等大小的长牡蛎用于实验。大规格蛤仔壳长范围 27.0—33.8mm,湿重范围 4.00—6.60g;小规格蛤仔壳长范围 22.2—28.6mm,湿重范围 2.30—4.30g;长牡蛎壳长范围 76.3—122.9mm,湿重范围 78.43—199.95g。实验前将贝壳表面清洗干净。

1.3 沉积物捕集器

根据实验需要,捕集器用 PVC 等材料自行设计加工(图 1)。捕集器由内外两只圆筒、贝类放置槽、漏斗、收集瓶、橡皮圈、若干固定铁圈(螺丝)组成。外筒高 400mm,外径 200mm,壁厚 5mm,埋入潮间带地面,上缘露出约 50mm。内筒放入外筒中,外筒有固定内筒并防止淤积的作用,实验结束后不必取回,可供下次继续使用;内筒高 425mm,内径 150mm,壁厚 5mm,注满海水后放入充满清澈海水的漏斗与收集瓶,漏斗口径 150mm,漏斗与收集瓶间用橡皮圈,铁圈、螺丝固定,并调节高度使其恰好放入内筒;内筒上固定贝类放置槽,贝类放置槽分两种,蛤仔放置槽高 80mm,其内固定 9 个高 50mm、内径 30mm 的小圆槽,装满细沙(取自当地沙滩,筛选大于 80 目的细沙,洗净,烘干,并在 500°C 下灼烧 3 小时),用于放置蛤仔;牡蛎放置槽高 80mm,具隔网,隔网距底部 30mm。贝类放置槽上均用细网遮盖,防止大型动植物进入,同样用铁圈加以固定。使用时须注意:(1)实验绝大部分时间捕集器淹没在水面以下;(2)须将贝类按其自然生长状态摆放,如菲律宾蛤仔竖直摆放,蛤仔进出水管一端朝上;(3)涨退潮期间,若水面处于贝类放置槽上缘附近,应暂时用高 100mm、外径 200mm、具上底的圆筒盖住贝类放置槽,防止风浪将小圆槽内的沉积物带出捕集器。

1.4 实验方法

实验于 2012 年 7 月 2 日 18:00—7 月 7 日 20:00 进行,期间适逢大潮期,潮差较大便于操作,在低潮

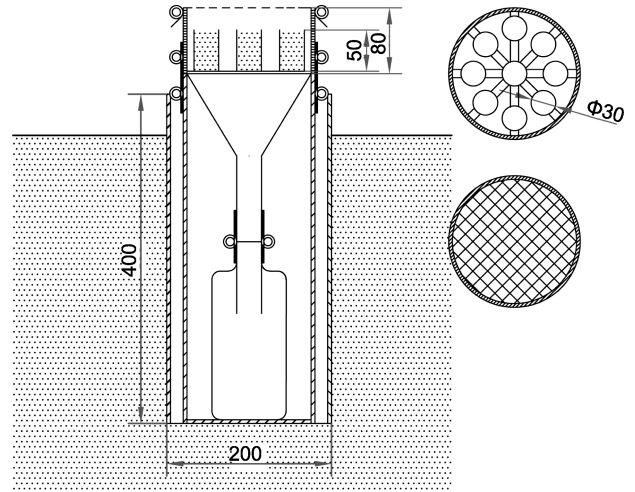


图 1 浅水区(潮间带)生物沉积捕集器
Fig.1 Biodeposit traps designed for shallow water
(intertidal zone)

左为蛤仔沉积捕集器剖面图;右上为蛤仔放置槽俯视图;右下为牡蛎放置槽俯视图;单位: mm

时间将生物沉积物捕集器置于潮间带的指定位置,每个捕集器内装入菲律宾蛤仔 9 个或长牡蛎 2 个(牡蛎对照组装入两只完整牡蛎壳),实验组和对照组均设计 4 个重复。实验期间每日记录捕集器露出水面的时间段,并在捕集器附近采集水样,水样用于测定海水中的总悬浮颗粒物(TPM)、颗粒态有机物(POM)和叶绿素 *a*(chl *a*)。

实验结束后,将收集瓶内的上清液去掉,将瓶内的沉积物及圆槽内的细沙一并并用 80 目的筛网过滤并静置沉淀,过滤物用蒸馏水脱盐后以 60°C 烘干至恒重,作为沉积物样品进行测定有机质(OM)、有机碳(OC)、有机氮(ON)、无机磷(IP)、有机磷(OP)、总磷(TP)。

海水 chl *a* 采用荧光法测定,将滤过 200mL 水样的 GF/F 滤膜用 90%的丙酮溶液在低温下萃取 20h,放置至室温后用 TURNER-10 荧光计测定 chl *a* 的质量浓度。海水中 TPM 质量浓度、POM 质量浓度的测定方法如下:用预先灼烧(450°C, 4h)、称重(W_0)的 GF/C 滤膜抽滤 1000mL 的水样,用蒸馏水冲洗以洗掉样品中的盐分,在 65°C 烘干至恒重,称重(W_{65}),再在 450°C 下灼烧 4h,然后再称重(W_{450}),则: $W_{POM} = W_{65} - W_{450}$, $W_{TPM} = W_{65} - W_0$ 。

用游标卡尺和精密天平测定菲律宾蛤仔和长牡蛎的壳长(mm)和湿重(g),在 60°C 烘干至恒重后测定软体干重(g)和贝壳干重(g)。肥满度(%)=软体干重/贝壳干重×100。

沉积物中 OM 通过灰化前后的重量差计算 (450°C, 4h); OC 和 ON 用 VarioELIII CHONS 元素分析仪(德国)测定; IP、OP、TP 用改良后的灰化法测定 (Zhou *et al.*, 2003)。贝类生物沉积速率(BDR)由下列公式计算: $BDR(mg/(ind \cdot d)) = (D_s - D_c) / N \cdot t$, 其中 D_s 表示实验捕集器所收集的沉积物总量(mg), D_c 为对照捕集器所收集的沉积物总量(mg); $t(d) = t_1 - t_0 - T$, t_1 、 t_0 为实验的开始和结束时间, T 为实验期间捕集器露出水面的累计时间; N 为贝类数量(ind)。

1.5 数据分析

采用 SPSS17.0 对实验数据进行统计学分析, 对不同处理组间沉积物重量和沉积速率进行单因素方差分析和 Duncan 比较, 观测数据均以平均值±标准差的方式表示。

2 结果与分析

如表 1 所示, 实验地点 TPM、POM、chl_a、OM 变化范围分别是 4.0—13.8mg/L、1.3—3.7mg/L、1.12—2.68μg/L、18.1%—50.0%, 可见 TPM、POM、chl_a、OM 变化幅度均较大。TPM、POM、chl_a 变化

表 1 水体参数变化

Tab.1 Variations of parameters in water column

时间	TPM(mg/L)	POM(mg/L)	Chla(μg/L)	OM(%)
2012/7/3 12:00	5.8	1.3	1.38	22.4
2012/7/4 12:00	8.3	1.5	2.68	18.1
2012/7/5 12:00	11.8	2.5	1.56	21.2
2012/7/6 12:00	13.8	3.7	2.55	26.8
2012/7/7 12:00	4.0	2.0	1.12	50.0
平均值	8.7	2.2	1.86	27.7

TPM: 总悬浮颗粒物; POM: 颗粒态有机物; OM: 有机质

表 2 贝类基础生物学参数和生物沉积速率

Tab.2 Biological measurements and biodeposition rates of bivalves

贝类	壳长(mm)	湿重(g)	软体干重(g)	肥满度(%)	BDR(mg/(ind·d))
小规格蛤仔	25.0±1.5	3.15±0.51	0.12±0.03	7.77±1.40	44.92±4.12
大规格蛤仔	29.8±1.3	5.23±0.62	0.23±0.05	9.16±1.90	54.84±7.77
长牡蛎	98.8±14.1	137.92±36.27	3.94±0.66	4.60±1.13	1069.01±212.24

表 3 贝类对颗粒物 OM、C、N、P 的沉积速率

Tab.3 Organic matter, C, N and P biodeposition rates of bivalves

	OM(mg/(ind·d))	ON(mg/(ind·d))	OC(mg/(ind·d))	IP(μg/(ind·d))	OP(μg/(ind·d))	TP(μg/(ind·d))
长牡蛎	136.45±9.39	6.38±1.63	18.38±3.23	522.10±59.39	201.99±21.99	724.08±76.61
小规格蛤仔	2.64±0.66	0.26±0.10	0.62±0.22	18.99±3.76	8.20±0.69	27.18±3.57
大规格蛤仔	4.33±0.91	0.26±0.09	0.65±0.01	24.48±4.14	8.86±1.95	33.34±5.22

OM: 有机质; ON: 有机氮; OC: 有机碳; IP: 无机磷; OP: 有机磷; TP: 总磷

趋势基本一致, 除 2012/7/4 12:00chl_a 较高外, 三者均为先升高后降低的趋势。实验期间平均水温为 18.8°C, 变化范围在 16.2—21.4°C, 大致呈现出 2:00 最低, 7:00 次高, 11:00 次低, 20:00 最高的曲线变化规律。

菲律宾蛤仔对照组收集的沉积物重 (2.96±0.17)g, 小规格蛤仔捕集器收集的沉积物重 (4.36±0.40)g, 大规格蛤仔捕集器收集的沉积物重 (4.87±0.69)g, 实验组均极为显著地大于对照组 ($P < 0.01$), 长牡蛎对照组收集的沉积物重量为 (2.65±0.38)g, 实验组收集的沉积物重量为 (11.16±1.69)g, 同样极为显著地大于对照组 ($P < 0.01$)。此外, AVONA 分析表明, 组别间差异极显著的大于组内差异 ($F = 58.047$, $P = 0.000$)。

根据公式计算出各实验组生物沉积速率(表 2), 壳长 (25.0±1.5)mm, 软体干重 (0.12±0.03)g 的菲律宾蛤仔生物沉积速率为 (44.92±4.12)mg/(ind·d); 壳长 (29.8±1.3)mm, 软体干重 (0.23±0.05)g 的菲律宾蛤仔生物沉积速率为 (54.84±7.77)mg/(ind·d); 壳长 (98.8±14.1)mm, 软体干重 (3.94±0.66)g 的长牡蛎生物沉积速率为 (1069.01±212.24)mg/(ind·d)。牡蛎的生物沉积速率极显著高于菲律宾蛤仔的沉积速率 ($P < 0.01$)。大规格蛤仔的沉积速率显著高于小规格蛤仔的生物沉积速率 ($P < 0.05$), 而单位软体干重所对应的生物沉积速率相反, 这可能与大规格的生物沉积活动相对减少有关。

不同贝类对 OM、C、N、P 的沉积速率也存在显著差异(表 3), 长牡蛎对 OM、C、N、P 的沉积速率极显著大于菲律宾蛤仔 ($P < 0.01$), 大规格蛤仔对 OM 的沉积速率显著大于小规格蛤仔 ($P < 0.05$)。

3 讨论

本实验根据浅水区(潮间带)的环境特征,设计并制作了适合浅水区(潮间带)的生物沉积物捕集器,并以菲律宾蛤仔和长牡蛎为实验对象进行生物沉积的现场测定。实验结果说明,这样的捕集器和测定方法具有实用性和准确性。组间差异极显著的大于组内差异($F=58.047$, $P=0.000$),说明组内差异并不显著;实验组沉积物量极为显著地多于对照组,且沉积物量随生物规格的增大有增多的趋势;实验误差主要是由潮间带多变的环境条件导致,在允许的范围内。

本实验期间对水质 TPM、POM、chl_a、OM 等参数进行多次测定,其变化幅度很大,这与海湾筏式养殖区贝类生物沉积实验中的较为稳定的测定结果不同(Zhou *et al.*, 2006c),不稳定的水质参数与潮间带多变的气象、水文等环境因素有关。Hung 等(1998)的研究发现,沉积物捕集器获得的颗粒物通量随深度的变化与潮流速度摆动的幅度是同步变化的。彭安国等(2004)在厦门湾的研究结果表明不管采样深度和粒径大小,chl_a 浓度呈现高潮大于低潮之势,悬浮颗粒物浓度呈现高潮小于低潮之势。为减小潮汐的影响,本实验水质采取时间位于高低潮中间,较为合理。

本实验结果显示,大、小规格的菲律宾蛤仔和长牡蛎的生物沉积速率分别为(44.92±4.12)mg/(ind·d)、(54.84±7.77)mg/(ind·d)、(1069.01±212.24)mg/(ind·d)。大规格蛤仔的沉积速率显著高于小规格蛤仔的生物沉积速率($P<0.05$),而单位软体干重所对应的生物沉积速率相反,这样的规律在许多实验中得到证实,如牡蛎(Haven *et al.*, 1966; Heiskanen *et al.*, 1998)、贻贝(Tsuchiya, 1980; Jaramillo *et al.*, 1992; Heiskanen, 1995)、栉孔扇贝(周毅等, 2003a; Zhou *et al.*, 2006b)。目前普遍认为,双壳贝类生物沉积速率的影响因素除了个体大小,主要还有水温、盐度、饵料浓度、水流、光照以及产卵期等(Navarro *et al.*, 1997)。

菲律宾蛤仔的生物沉积速率略小于室内方法所得的结果 60mg/(ind·d)(张志南等, 2000; Han *et al.*, 2001),这可能与实验海区饵料浓度、蛤仔个体大小的不同有关。目前已知,高饵料浓度可能加强贝类的摄食从而提高生物沉积速率(Navarro *et al.*, 1997),低饵料浓度下产生的假粪不多(Widdows *et al.*, 1979)。周兴(2006)于 2004 年 7 月在胶州湾现场测定湿重为(4.0±0.2)g 的菲律宾蛤仔生物沉积速率为 259.5mg/(ind·d),明显高于本实验的结果,这主要与胶州湾饵料浓度和水温

较高有关。胶州湾 7 月平均 TPM 为 18.7mg/L,高于本实验测定结果;底层水温约为 23°C,也高于本实验温度。毛玉泽(2004)于 2002 年 7 月在桑沟湾现场测定壳长范围 6.43—12.42cm 的长牡蛎生物沉积速率约为 900—2000mg/(ind·d),基本相近但略高于本实验结果,可能是由于饵料浓度较高导致。桑沟湾实验水温 19.56°C,与本实验温度接近。

本实验期间水温平均为 18.8°C,呈现出早晨和晚上较高,中午和半夜较低的曲线规律。按照翁学传等(1993)的研究,这样的变化类型介于太阳辐射型和潮流型。根据董波等(2000)的室内实验研究结果,16—22°C 是菲律宾蛤仔生长的适宜温度,生理活动最活跃。陈丽梅等(2007)和江双林等(2009)的研究也有相近结果。因此本实验期间温度适宜,蛤仔的滤食率、清滤率和吸收率都应该较高。

本实验结果表明,2012 年 7 月 2 日—7 月 7 日,菲律宾蛤仔和长牡蛎具有很高的生物沉积速率,根据初步样方法测量结果,天鹅湖海区菲律宾蛤仔的平均密度为 600ind/m²,长牡蛎平均密度为 14ind/m²。按照菲律宾蛤仔和长牡蛎生物沉积速率的平均值 49.88mg/(ind·d)和 1069.01mg/(ind·d)计算,每平方米面积内的蛤仔和长牡蛎每天分别产生生物沉积物 29.9g、15.0g;按照牡蛎对照组捕集器收集面积为 0.018m²,收集沉积物速率为 666.0mg/d,每平方米每天的自然沉积物为 37.0g。天鹅湖总面积为 4.9km²,根据结果估计,菲律宾蛤仔和长牡蛎每天分别向底层增加生物沉积物 146.5×10³kg、73.5×10³kg,海区自然沉积 181.3×10³kg,可见两种贝类的生物沉积与自然沉积比值分别高达 0.81、0.41。生物沉积作用能显著增加海区悬浮颗粒物的沉积速率,对海区的物质和营养循环会产生很大的影响,大量的生物沉积物聚集于海底,有可能对物理、化学和生物环境产生影响(Kaspar *et al.*, 1985; Radziejewska, 1986; Mazouni *et al.*, 1996; Ragnarsson *et al.*, 1999)。同时,贝类对水体中颗粒有机物和浮游生物的滤食可以产生持续的下行效应(Cloern, 1982),提高水体的透明度,降低富营养化水平。

实验对沉积物中的 OM、C、N、P 等含量测定结果表明,生物沉积加速了 OM、C、N、P 在水层-底栖系统中的通量,矿化后可以满足底栖藻类和浮游藻类的营养需求。Reusch 等许多研究(Reusch *et al.*, 1994; Lemmens *et al.*, 1996; Reusch, 1998; Peterson *et al.*, 1999; Peterson *et al.*, 2001b)结果表明贻贝能促进大叶

藻的生长, 因此对天鹅湖典型贝类生物沉积的研究会为这里大面积的海草床保护提供理论依据。

参 考 文 献

- 陈丽梅, 任一平, 徐宾铎, 2007. 环境因子对胶州湾移植底播菲律宾蛤仔滤水率的影响. 南方水产, 3(2): 30—35
- 董 波, 薛钦昭, 李 军, 2000. 温度对菲律宾蛤仔滤食率、清滤率和吸收率的影响. 海洋水产研究, 21(1): 37—42
- 江双林, 赵从明, 王彦怀等, 2009. 菲律宾蛤仔摄食率与温度、壳长和饵料浓度的关系. 渔业科学进展, 30(4): 78—83
- 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. 青岛: 中国海洋大学博士学位论文
- 彭安国, 黄奕普, 陈 敏等, 2004. 厦门湾水体中不同粒径颗粒物, chl_a 和 ²³⁴Th 随潮汐的变化及其海洋学意义. 台湾海峡, 23(4): 403—409
- 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. 河北渔业, 7(211): 8—10, 38
- 王 俊, 姜祖辉, 陈瑞盛, 2005. 厚壳贻贝的同化率及其生物沉积作用. 中国水产科学, 12(2): 150—155
- 翁学传, 张启龙, 1993. 渤, 黄, 东海水温日变化特征. 海洋科学, 11(6): 49—54
- 张志南, 周 宇, 2000. 应用生物扰动实验系统(Annular Flux System)研究双壳类生物沉降作用. 青岛海洋大学学报自然科学版, 30(2): 270—276
- 周 兴, 2006. 菲律宾蛤仔(*Ruditapes philippinarum*)对胶州湾生态环境影响的现场研究. 青岛: 中国科学院海洋研究所硕士学位论文
- 周 毅, 杨红生, 毛玉泽等, 2003a. 桑沟湾栉孔扇贝生物沉积的现场测定. 动物学杂志, 38(4): 40—44
- 周 毅, 杨红生, 张福绥, 2003b. 海水双壳贝类的生物沉积及其生态效应. 海洋科学, 27(2): 23—26
- Cloern J E, 1982. Does the benthos control phytoplankton biomass in south San Francisco bay. Marine Ecology Progress Series, Oldendorf, 9(2): 191—202
- Han J, Zhang Z Z, Yu Z S *et al*, 2001. 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, 261(2): 245—261
- Haven D S, Morales-Alamo R, 1966. Aspects of biodeposition by oysters and other invertebrate filter feeders. Limnology and Oceanography, 11(4): 487—498
- Hawkins A J S, Fang J G, Pascoe P L *et al*, 2001. Modelling short-term responsive adjustments in particle clearance rate among bivalve suspension-feeders: separate unimodal effects of seston volume and composition in the scallop *Chlamys farreri*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 262(1): 61—73
- Heck K L, Valentine J F, 2006. Plant-herbivore interactions in seagrass meadows. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 330(1): 420—436
- Heiskanen A S, 1995. Contamination of sediment trap fluxes by vertically migrating phototrophic micro-organisms in the coastal Baltic Sea. Marine Ecology Progress Series, Oldendorf, 122(1): 45—58
- Heiskanen A, Haapala J, Gundersen K, 1998. Sedimentation and pelagic retention of particulate C, N and P in the coastal northern Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 46(5): 703—712
- Hung G W, Chung Y C, 1998. Particulate fluxes, ²¹⁰Pb and ²¹⁰Po measured from sediment trap samples in a canyon off northeastern Taiwan. Continental Shelf Research, 18(12): 1475—1491
- Jaramillo E, Bertran C, Bravo A, 1992. Mussel biodeposition in an estuary in southern Chile. Marine Ecology Progress Series MESED, 82(1): 85—94
- Kaspar H, Gillespie P, Boyer I *et al*, 1985. Effects of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepuru Sound, Marlborough Sounds, New Zealand. Marine Biology, 85(2): 127—136
- Kautsky N, Evans S, 1987. Role of biodeposition by *Mytilus edulis* in the circulation of matter and nutrients in a Baltic coastal ecosystem. Marine Ecology Progress Series, 38(3): 201—212
- Lemmens J, Clapin G, Lavery P *et al*, 1996. Filtering capacity of seagrass meadows and other habitats of Cockburn Sound, Western Australia. Marine Ecology Progress Series, Oldendorf, 143(1): 187—200
- Mazouni N, Gaertner J C, Deslous-Paoli J M *et al*, 1996. Nutrient and oxygen exchanges at the water-sediment interface in a shellfish farming lagoon (Thau, France). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 205(1—2): 91—113
- Navarro J, Thompson R, 1997. Biodeposition by the horse mussel *Modiolus modiolus* (Dillwyn) during the spring diatom bloom. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 209(1): 1—13
- Peterson B J, Heck Jr K L, 1999. The potential for suspension feeding bivalves to increase seagrass productivity. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 240(1): 37—52
- Peterson B J, Heck Jr K L, 2001a. Positive interactions between suspension-feeding bivalves and seagrass—a facultative mutualism. Marine Ecology Progress Series, 213: 143—155
- Peterson B J, Heck K L, 2001b. An experimental test of the mechanism by which suspension feeding bivalves elevate seagrass productivity. Marine Ecology Progress Series, 218: 115—125
- Radziejewska T, 1986. On the role of *Mytilus edulis* aggregations in enhancing meiofauna communities off the southern Baltic coast. Ophelia, 4: 211—218
- Ragnarsson S Á, Raffaelli D, 1999. Effects of the mussel *Mytilus edulis* L. on the invertebrate fauna of sediments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 241(1): 31—43
- Reusch T B H, 1998. Differing effects of eelgrass *Zostera marina* on recruitment and growth of associated blue mussels *Mytilus edulis*. Marine Ecology Progress Series, 167: 149—153
- Reusch T B H, Chapman A, Gröger J, 1994. Blue mussels *Mytilus edulis* do not interfere with eelgrass *Zostera marina* but fertilize shoot growth through biodeposition. Marine Ecology Progress Series, 108(3): 265—282
- Tsuchiya M, 1980. Biodeposit production by the mussel *Mytilus edulis* L. on rocky shores. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 47(3): 203—222
- Widdows J, Fieth P, Worrall C, 1979. Relationships between

- seston, available food and feeding activity in the common mussel *Mytilus edulis*. *Marine Biology*, 50(3): 195—207
- Zhou Y, Yang H, Liu S *et al*, 2006a. Feeding and growth on bivalve biodeposits by the deposit feeder *Stichopus japonicus* Selenka (Echinodermata: Holothuroidea) co-cultured in lantern nets. *Aquaculture*, 256(1—4): 510—520
- Zhou Y, Yang H, Zhang T *et al*, 2006b. Influence of filtering and biodeposition by the cultured scallop *Chlamys farreri* on benthic-pelagic coupling in a eutrophic bay in China. *Marine Ecology Progress Series*, 317:127—141
- Zhou Y, Yang H, Zhang T *et al*, 2006c. Density-dependent effects on seston dynamics and rates of filtering and biodeposition of the suspension-cultured scallop *Chlamys farreri* in a eutrophic bay (northern China): An experimental study in semi-in situ flow-through systems. *Journal of Marine Systems*, 59(1—2): 143—158
- Zhou Y, Zhang S, 2003. Comparison of effectiveness of different ashing auxiliaries for determination of phosphorus in natural waters, aquatic organisms and sediments by ignition method. *Water research*, 37(16): 3875—3882

IN SITU DETERMINATION OF BIODEPOSITION BY SUSPENSION-FEEDING BIVALVE IN SHALLOW WATERS(INTERTIDAL ZONE)

LIU Peng^{1,2}, ZHOU Yi¹, WANG Feng^{1,2}, ZHANG Xiao-Mei^{1,2}, LIU Bing-Jian¹, YANG Hong-Sheng¹

(1. *Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao 266071, China;*

2. *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*)

Abstract In seagrass ecosystems, bivalve filter feeders may exert a strong impact on phytoplankton and other suspended particulate matter and enhance the deposition and the fluxes of C, N, and P to benthos. In July 2012, biodeposition rates by infaunal bivalve *Ruditapes philippinarum* and epifaunal bivalve *Crassostrea gigas* were *in situ* measured in the Swan Lake, Rongcheng, Shandong. We designed biodeposit traps and deployed them in the intertidal zone. The biodeposit traps performed well in recording the rates of biodeposition from infaunal bivalve and epifaunal bivalve in intertidal zone in 18.8°C of the working day. Results show that the intragroup difference was not significant, and the weight of deposits in the experiment groups were significantly higher than that of the blank control ($F=58.047$, $P=0.000$). In terms of the size, biodeposition rate of *R. philippinarum* in shell length of 25.0 ± 1.5 mm (flesh dry weight 0.12 ± 0.03 g) was 44.92 ± 4.12 mg/(ind · d), and that of shell length 29.8 ± 1.3 mm (flesh dry weight 0.23 ± 0.05 g) was 54.84 ± 7.77 mg/(ind · d). For *C. gigas*, those in shell length 98.8 ± 14.1 mm and flesh dry weight 3.94 ± 0.66 g yielded 1069.01 ± 212.24 mg/(ind · d). The biodeposition rates are similar to those previously published. As two key species, *R. philippinarum* and *C. gigas* could remove 29.9 and 15.0g/m² of seston in eelgrass bed, respectively, by intense filtering and defecation, which could enhance pelagic-benthic interaction in local area.

Key words intertidal zone; biodeposit traps; biodeposition; *Ruditapes philippinarum*; *Crassostrea gigas*