

DOI: 10.5846/stxb202102080404

谷宣, 陈国贵, 王文卿, 王瑁. 相机陷阱法在潮间带底栖蟹类群落生态学中的应用研究. 生态学报, 2022, 42(7): 2974-2983.

Gu X, Chen G G, Wang W Q, Wang M. Feasibility study on the application of camera trapping method in the study of benthic crab community ecology in the intertidal zone. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(7): 2974-2983.

相机陷阱法在潮间带底栖蟹类群落生态学中的应用研究

谷 宣^{1,2}, 陈国贵^{1,2}, 王文卿^{1,2}, 王 瑁^{1,2,*}

1 厦门大学环境与生态学院 厦门大学滨海湿地生态系统教育部重点实验室, 厦门 361102

2 台湾海峡海洋生态系统国家野外观测研究站, 厦门 361102

摘要:潮间带大型底栖动物调查是滨海湿地生物多样性监测的重要环节。目前普遍应用的传统侵入性调查方法(挖掘法、手捕法和陷阱诱捕法)存在干扰强、耗时久和劳动密集等问题,无法客观反映活动性较强的蟹类等重要功能类群的群落结构和物种多样性。对陆地野生动物研究中常用的相机陷阱法进行了符合潮间带应用条件的便携式设计,并以红树林蟹类为例,通过与3种传统侵入性调查方法进行对比,探讨相机陷阱法在潮间带底栖蟹类群落生态学中的应用。结果表明:(1)相机陷阱法在种群密度测定方面比挖掘法提高2.1倍,比手捕法提高10.3倍,比陷阱诱捕法提高16.3倍;(2)相机陷阱法在调查物种数方面均高于3种传统侵入性调查方法,适用于沙蟹科(Ocypodidae)和方蟹科(Grapsidae)蟹类调查;(3)相机陷阱法对个体大小选择性弱,采样更加全面;(4)相机陷阱法在群落alpha多样性(Shannon-Wiener指数)、beta多样性(样方-多度矩阵总方差 $\text{Var}(Y)$)和功能多样性(Rao二次熵和功能离散度)调查方面整体不弱于侵入性调查方法。此外,相较于侵入性调查方法,相机陷阱法对沉积物结构破坏小、不干扰蟹类群落结构,在兼顾数据丰富性的同时又具有高效性。然而,由于相机陷阱法基于蟹类底表活动性,无法适用于冬季调查、夜行性蟹类和游泳型蟹类调查。未来,相机陷阱法的发展将与基于深度学习的图像处理技术结合以满足数据处理需求。研究揭示了相机陷阱法在潮间带底栖蟹类群落中的应用优越性与局限性,为潮间带大型底栖动物群落生态学的研究提供技术支撑。

关键词:相机陷阱法;潮间带;蟹类;多样性

Feasibility study on the application of camera trapping method in the study of benthic crab community ecology in the intertidal zone

GU Xuan^{1,2}, CHEN Guogui^{1,2}, WANG Wenqing^{1,2}, WANG Mao^{1,2,*}

1 Key Laboratory of the Coastal and Wetland Ecosystems (Xiamen University) Ministry of Education, College of the Environment & Ecology, Xiamen University, Xiamen 361102, China

2 National Field Observation and Research Station of Marine Ecosystem in the Taiwan Strait, China, Xiamen 361102, China

Abstract: The investigation of macro-benthic fauna in the intertidal zone is a crucial part of biodiversity monitoring in coastal wetlands. However, there are still some critical gaps, such as the great effects of human disturbance, time-consuming and labor-intensive, that exist in the widely used traditional invasive survey methods (e.g., excavation, hand catch, and pitfall trapping) at present. Thus, it is hard for us to objectively investigate the community structure and biodiversity of important functional groups with intense activity such as crabs. The camera trap is commonly used in the study of terrestrial wildlife. A camera trapping method was designed with the character of portable to meet the application

基金项目:科技基础资源调查专项(2017FY100701);厦门大学研究生田野调查基金项目(2020FG022);国家自然科学基金项目(42076161)

收稿日期:2021-02-08; 网络出版日期:2021-12-15

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangmao@xmu.edu.cn

conditions of the intertidal zone. We took crabs in mangrove wetlands as the survey object. Then, the application of the camera trapping method in the study of intertidal benthic crab community ecology was discussed by comparing it with the three traditional invasive survey methods. The results showed that: (1) The camera trapping method was 2.1 times higher than the excavation method, 10.3 times higher than the hand catch method, and 16.3 times higher than the pitfall trapping method in population density determination. (2) The results of the number of species of camera trapping method was higher than the three traditional invasive survey methods. And camera trapping method was suitable for the investigation of Grapsidae and Ocypodidae. (3) The camera trapping method had weak selectivity on individual size and was more comprehensive in sampling. (4) The camera trapping method is no less than invasive survey methods on community alpha diversity (Shannon-Wiener index), beta diversity (total variance of the quadrat-abundance matrix, $\text{Var}(Y)$), and functional diversity (Rao quadratic entropy and functional dispersion). In addition, compared with the invasive survey methods, the camera trapping method has minor damage to the structure of sediment, does not interfere with the crab community structure, and has high efficiency while taking the data richness into account. However, because the camera trapping method is based on the surface activity of crabs, it cannot be applied to winter surveys and surveys of nocturnal crabs and swimming crabs. In the future, the development of camera trapping will be combined with image processing technology based on deep learning to meet data processing needs. This study revealed the advantages and limitations of the camera trapping method in the investigation of the intertidal benthic crab community. It also provided technical support for the study of intertidal macro-benthic community ecology.

Key Words: camera trapping method; intertidal zone; crab; diversity

潮间带作为海陆过渡带,以显著的功能多样性和生境脆弱性著称^[1]。大型底栖动物群落研究是潮间带生态学的重要内容,然而由于缺乏有效的群落属性监测手段,目前仍面临机制不清晰、数据缺口大的窘境^[2-5]。过去几十年里,我国主要参照《GB/T 12763.6—2007 海洋调查规范 第6部分 海洋生物调查》潮间带生物调查部分的挖掘法对大型底栖动物进行监测研究^[6-7]。然而,对底栖蟹类等活动性较强的重要功能类群,往往因采样框面积过小和挖掘过程干扰大而导致无法客观反映实际状况,且在红树林内和米草等根系密集的生境操作困难^[8-10]。除此之外,方蟹科蟹类研究中广泛应用的陷阱诱捕法选择性较强(性别、体型和物种),而且采样面积模糊导致难以计算密度^[5, 10-11]。与挖掘法类似,手捕法(hand catch)会因过程中的持续干扰受限于蟹类的躲避行为和根系结构阻挡,导致对种群密度的低估^[12]。以上3种侵入性方法均无法准确反映蟹类种群密度和物种多样性,并因干扰强、耗时久和劳动密集被提倡减少使用^[10, 12-13]。但已有的非侵入性方法同样无法满足研究需求,最具代表性的洞穴计数法因缺乏物种信息往往高估密度,而远距离观察法则因视线受阻而低估密度^[13]。因此,能适用于潮间带大型底栖动物群落研究的非侵入性方法亟待补充。

随着技术的革新,相机陷阱法被不断改进以解决监测野生动物的难题,并因非侵入性的特点而被广泛应用于哺乳动物和鸟类等种群和群落研究^[14-16]。但是,由于潮间带环境的复杂性,诸如潮水周期性涨落和潮湿的盐分环境,使得相关设备的长期布设和维护缺乏安全性,因此鲜有应用。Kent 率先尝试在研究中使用近距离相机摄像调查蟹类,但缺乏合理设计且论证不足^[17]。受此影响,Vermeiren 通过在船上架设相机对红树林林缘及滩涂的蟹类群落进行无干扰的远距监测以规避设备损耗^[12, 18]。然而远距拍摄无法在精细尺度准确测定密度,且对功能重要类群如相手蟹(*Sesarma*)等无法进行有效采样和鉴定^[12]。在精细尺度,近距离监测的方式仍具显著优势。因此,解决在潮间带生境布设近距离相机陷阱的难题对相机陷阱调查法的应用尤其重要。

据此,本研究设计了一种适用于潮间带多种生境类型调查的便携式相机陷阱,通过人工远程控制拍照、设置自动延时摄影或者录像的方式进行底栖实景的近距离原位传感并记录目标生物信息(如蟹类物种、个体数、性状)和环境信息(洞穴数、洞穴尺寸、土壤类型等)。本文对比分析了相机陷阱法与其他3种常用的侵入

性方法(即挖掘法、陷阱诱捕法和手捕法)在蟹类群落研究(多度、个体大小、多样性和功能性状)中的性能差异,以验证该法在潮间带底栖蟹类研究中的可行性和优越性。

1 材料与方法

1.1 实验样地

样地位于海南省儋州市新英湾红树林湿地,主要红树植物为白骨壤(*Avicennia marina*)和红海榄(*Rhizophora stylosa*)。经实地踏查该区域底栖蟹类种类丰富,长足长方蟹(*Metaplex longipes*)、褶痕相手蟹(*Sesarma plicata*)、弧边招潮(*Uca arcuata*)、悦目大眼蟹(*Macrophthalmus erato*)、锯眼泥蟹(*Ilyoplax serrata*)和淡水泥蟹(*Ilyoplax tansuiensis*)为常见种。潮汐类型为正规全日潮^[19]。

1.2 便携式相机陷阱装置结构及使用方法

本研究中装置主体由可拆卸的PVC管和转接头组装而成,底部样方框面积为50 cm × 50 cm,具遥控和实时影像传输功能的相机(佳能M100,2420万像素,15—45 mm微单镜头)固定于装置中心的顶部中轴,镜头垂直于样方框,距地面约90 cm(图1)。相机像素及镜头选用不宜低于本研究中所用,且应具有遥控功能以方便操作。该装置高度选择应保证结构稳定性且确保相机可包含底部采样框,推荐高度为55—90 cm。

对目标区进行采样时,先设置相机缩放至图像包含整个底部采样框,将装置平稳放置于采样区后撤离。研究表明多数底栖蟹类如沙蟹科(Ocypodidae)和方蟹科蟹类,在扰动终止后15 min内恢复到原有活动水平^[17, 20]。我们的研究呈现同样的结果,为布设更多采样点以提高效率并满足调查需求,本文认为15 min是一个较合理的单次采样时间(图2)。而且,部分蟹类存在洞内休息和掘穴行为,单个时间点内在底表活动的蟹类可能低于实际蟹类密度,选择一定时间段内的连续性观察的方式更加有效^[17]。因此放置装置后以每分钟拍照1—2次的频率进行15 min连续远程遥控拍摄。

1.3 相机陷阱法与3种传统侵入性调查方法的对比研究

3个对比实验均设置在传统方法的最适用地区以排除地点的干扰。挖掘法会因植物根系阻碍而影响效率并增加干扰,因此将该方法与相机陷阱法的对比实验设置在红树林外滩涂;手捕法因调查者的活动力会被沉积物和复杂的植被限制而降低效率,因此将该方法与相机陷阱法的对比实验设置在红树林林缘(植被与滩涂交界处);陷阱诱捕法不受植被干扰而依赖于地形,因此将该方法与相机陷阱法的对比实验设置在底表呼吸根密集而地势平缓的白骨壤林内(图3)。

对比实验均先在各样点进行相机陷阱法调查,而后原位进行其他方法操作。

挖掘法:依据《GB/T 12763.6—2007 海洋调查规范 第6部分 海洋生物调查》潮间带生物调查部分,在红树林外滩涂设置相距至少30 m的5个大小为1 m²的样方,在各样方内挖取深度为30 cm面积为1 m²的沉积物。由于蟹类等潮间带生物分布非均匀型,对较小面积(25 cm × 25 cm)采样将导致换算单位面积密度时增加统计误差,因此本研究选用1 m²单位面积样方。沉积物经过1 mm孔径筛网筛洗后,挑拣出所有的蟹类。

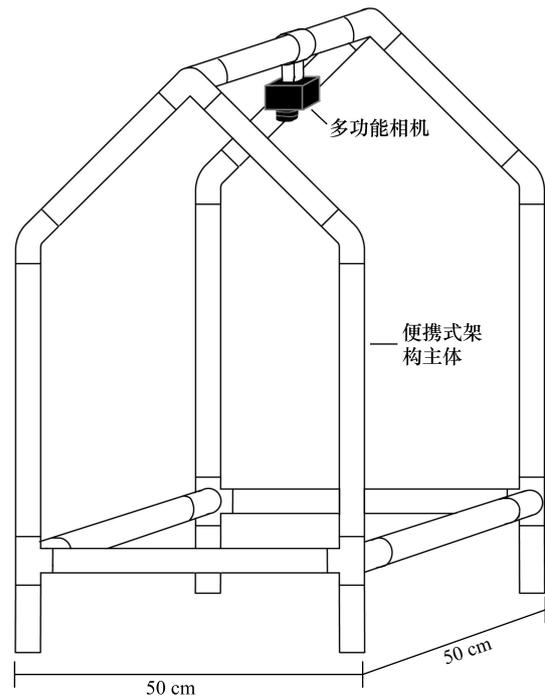


图1 便携式相机陷阱结构示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the structure of the portable camera trap

手捕法:在红海榄林林缘(红树林林缘)设置相距至少 30 m 的 5 个 2 m×2 m 样方。在样方范围内对蟹类进行连续 15 min 的徒手抓捕取样^[12]。

陷阱诱捕法:在白骨壤林内(红树林林内)设置相距 30 m 的 5 个 2 m×2 m 样方。在样方中心位置放置内径 17 cm 深度 20 cm 的 PVC 陷阱装置^[12]。陷阱装置布置 24 h,而后在低潮时回收陷阱并统计所获蟹类。

以上采样所获蟹类样品均被带回实验室进行保存、鉴定与测量。

1.4 图像后期处理及数据分析

人工利用 ImageJ 软件对图片进行解译,获取蟹类群落物种和多度信息。物种数依单个样方出现的全部物种计算;多度计算则依据连续观察法,即对每个从蟹洞中出现并恢复活动的蟹类进行统计,并对第一次进入样方的蟹类进行计数,时间序列内停留在样方内的个体可被标记并仅计数一次。ImageJ 的标记功能用来避免重复计数。以照片中装置底部样方框长度为基准设定比例尺测量蟹类头胸甲宽,获得群落功能性状信息。

在样地水平和总采样区域水平,统计各方法获取蟹类密度、物种数,并计算蟹类群落基于多度的 alpha 多样性和基于样方-多度矩阵总方差 $\text{Var}(Y)$ 的 beta 多样性^[21]。统计各方法所获蟹类头胸甲宽,依 10 mm 将蟹类分为小个体(头胸甲宽 ≤ 10 mm)和较大个体(头胸甲宽 > 10 mm)。以平均头胸甲宽和总头胸甲宽为例,计算基于性状的功能多样性。利用 R 软件 4.0.2 版本进行数据分析,由于样本量较小,因此运用置换检验(重复次数 999,显著性水平 $\alpha = 0.05$)对比不同方法间蟹类密度、alpha 多样性和功能多样性的差异,并检验相机陷阱法与传统方法获取蟹类个体大小的差异;运行

adespatial 包和 vegan 包进行群落多样性分析,计算基于 Bray-Curtis 相异指数、Jaccard 相异指数的 beta 多样性和基于 Jaccard 相异指数的主坐标分析(Principal coordinates analysis, PCoA),并利用相似性分析(Analysis of similarities, ANOSIM)检验 beta 多样性矩阵间的差异显著性(置换检验重复次数 999,显著性水平 $\alpha = 0.05$);运行 FD 包进行功能多样性分析^[22-26]。利用 R 软件 ggplot2 包和 OriginPro 2021 软件进行绘图^[27]。

2 结果与分析

由图 4 可知,置换检验结果显示相机陷阱法获取的蟹类密度与挖掘法、手捕法、陷阱诱捕法存在极显著差异($P < 0.01$)。相机陷阱法单位面积识别蟹类的密度均值分别大于挖掘法、手捕法和陷阱诱捕法 210.4%、1029.4%、1630.6%,说明相机陷阱法在调查蟹类密度时显著高于 3 种传统方法。

置换检验结果表明:在滩涂,相机陷阱法获取较大个体或小个体蟹类的平均头胸甲宽与采样面积较大的挖掘法均无显著差异($P > 0.05$),但小个体数量高于挖掘法;手捕法获取个体大小范围最窄、对相关性状选择作用最强;陷阱诱捕法倾向于获取较大个体,对小个体则获取缺失(图 5)。由于相机陷阱法采样面积低于其

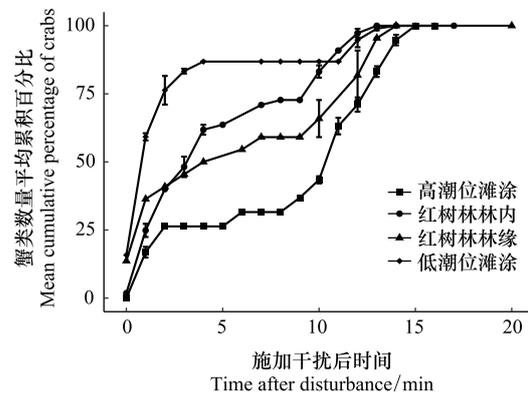


图 2 施加扰动后恢复底表活动的蟹类数量随时间的平均累积百分比

Fig.2 Mean cumulative percentage of crabs with time to resume surface activity after disturbance



图 3 采样点示意图

Fig.3 Schematic diagram of sampling points

他3种方法,且小个体数量高于其他方法,因此可证相机陷阱法弥补了其他方法对小个体的采样缺陷;同时,相机陷阱法能对不同个体大小范围(5—35 cm)的蟹类进行采样,对物种性状选择性较弱,采样更加全面。

利用各采样方法分别计算 Shannon-Wiener 多样性指数,置换检验结果显示相机陷阱法与挖掘法和手捕法均无显著差异($P > 0.05$),但显著高于陷阱诱捕法($P < 0.05$);在3组对照实验中统计物种数发现相机陷阱法调查物种丰富度均高于其他3种方法(图6)。同时,陷阱诱捕法倾向于获取方蟹科蟹类,对沙蟹科采样缺失;手捕法和挖掘法则低估相手蟹多度或对相手蟹采样缺失;而相机陷阱法对沙蟹科和方蟹科物种均能有效采样(表1)。

群落 beta 多样性计算结果显示:(1)在不同样地内,相机陷阱法统计基于两种相异指数(Bray-Curtis 和 Jaccard)的蟹类群落 beta 多样性指数 $Var(Y)$ 与3种侵入性方法相近;ANOSIM 分析两种相异指数(Bray-Curtis 和 Jaccard)的距离矩阵结果表明相机陷阱法与挖掘法和陷阱诱捕法均无显著差异($P > 0.05$),但与手抓法存在显著差异($P < 0.05, R = 0.338$),这是由于手捕法对物种和个体大小选择较强,可能高估样地内的差异性(图7)。(2)对整个采样地点(3处样地合并)来说,将3种侵入性方法结果整合与所有相机陷阱法结果进行对比,由于采样面积差异,因此仅计算基于物种存在/不存

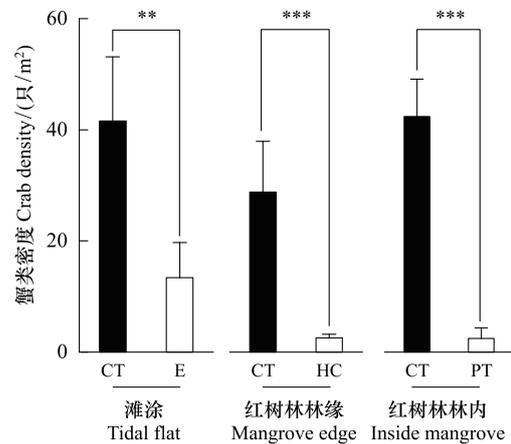


图4 相机陷阱法与挖掘法、手捕法和陷阱诱捕法采集蟹类密度对比

Fig.4 Comparison of the density of crabs among camera trapping, excavation, hand catch and pitfall trapping

** : $P < 0.01$, *** : $P < 0.001$; 误差线为标准差 SD, The error bar is SD; 方法为置换检验(显著性水平 0.05), Permutation test (significance level 0.95); CT: 相机陷阱法 camera trapping; E: 挖掘法 excavation; HC: 手捕法 hand catch; PT: 陷阱诱捕法 pitfall trapping

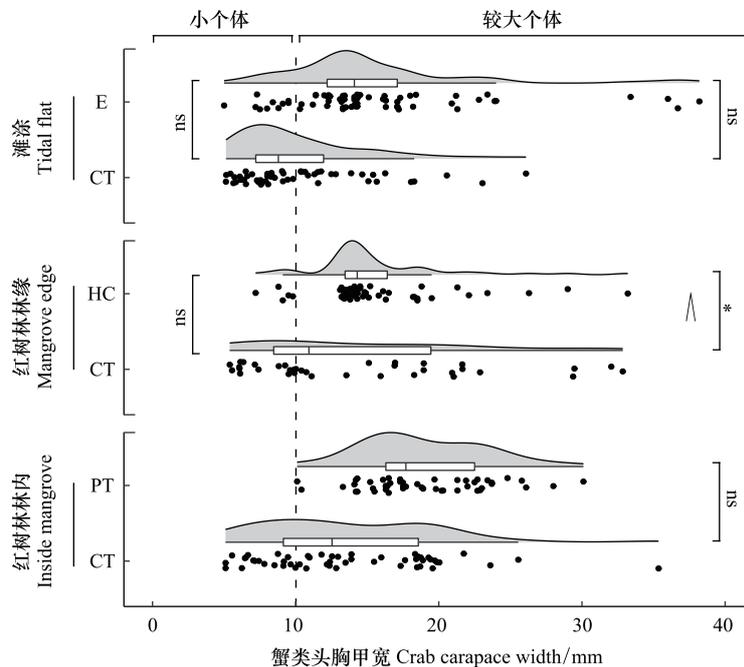


图5 各方法获取蟹类头胸甲宽对比

Fig.5 Comparison of the carapace width of crabs between different methods

ns : $P > 0.05$, * : $P < 0.05$; 方法为置换检验(显著性水平 0.05)

在 (presence/absence) 矩阵的 Jaccard 相异指数, ANOSIM 检验 PCoA 结果显示相机陷阱法的 Jaccard 相异指数与多种侵入性方法共同应用的结果无显著差异 ($P > 0.05$); 说明相机陷阱法可以胜任潮间带尺度的调查, 且对 beta 多样性的度量与多种传统侵入性方法的联合方法无异 (图 7)。

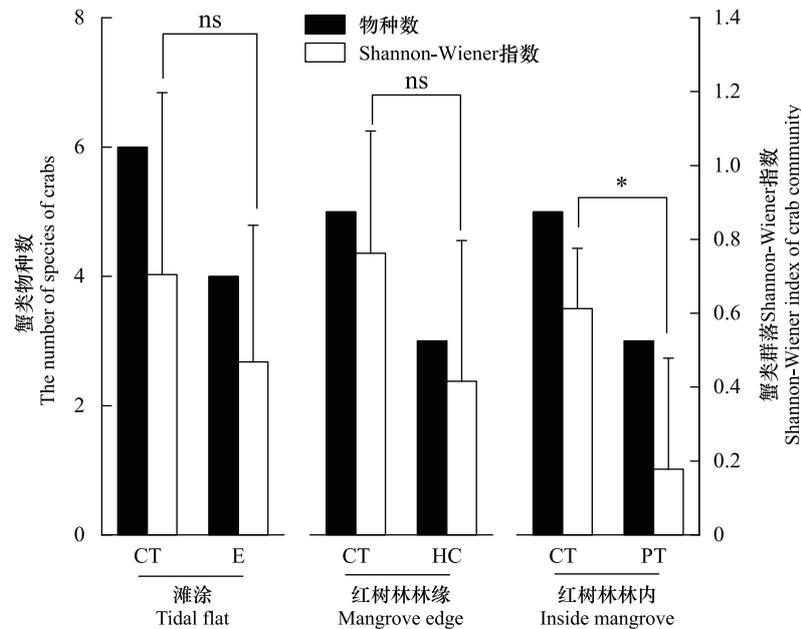


图 6 各方法获取蟹类物种数及 Shannon-Wiener 指数对比

Fig.6 Comparison of the number of species and Shannon-Wiener index of crabs obtained by different methods

ns: $P > 0.05$, *: $P < 0.05$; 误差线为标准差 SD; 方法为置换检验 (显著性水平 0.05)

表 1 各方法所获蟹类种类对比

Table 1 Comparison of crab species obtained by different methods

总物种 Total Species		滩涂 Tidal Flat		红树林林缘 Mangrove Edge		红树林林内 Inside Mangrove	
科 Family	种 Species	相机陷阱法 Camera trapping	挖掘法 Excavation	相机陷阱法 Camera trapping	手捕法 Hand catch	相机陷阱法 Camera trapping	陷阱诱捕法 Pitfall trapping
方蟹科 Grapsidae	长足长方蟹 <i>Metaplex longipes</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	褶痕相手蟹 <i>Sesarma plicata</i>	✓		✓	✓	✓	✓
	侧足厚蟹 <i>Helice latimera</i>						✓*
沙蟹科 Ocypodidae	弧边招潮 <i>Uca arcuata</i>	✓	✓	✓	✓	✓	
	淡水泥蟹 <i>Ilyoplax tansuiensis</i>	✓	✓	✓		✓	
	锯眼泥蟹 <i>Ilyoplax serrata</i>	✓		✓			
	悦目大眼蟹 <i>Macrophthalmus erato</i>	✓	✓			✓	
	明秀大眼蟹 <i>Macrophthalmus definitus</i>		✓*				

符号“✓”表示该方法获取到该物种; 符号“*”表示该种仅出现 1 只, 并非常见种

统计全部个体头胸甲数据并分物种计算平均头胸甲宽和最大头胸甲宽。根据这 2 种性状计算群落功能多样性指数: 功能离散度 (functional dispersion, FDis) 和 Rao 二次熵 (Rao quadratic entropy)。置换检验结果显示相机陷阱法计算蟹类群落功能离散度和 Rao 二次熵指数与其他方法均无显著差异 ($P > 0.05$) (图 8)。

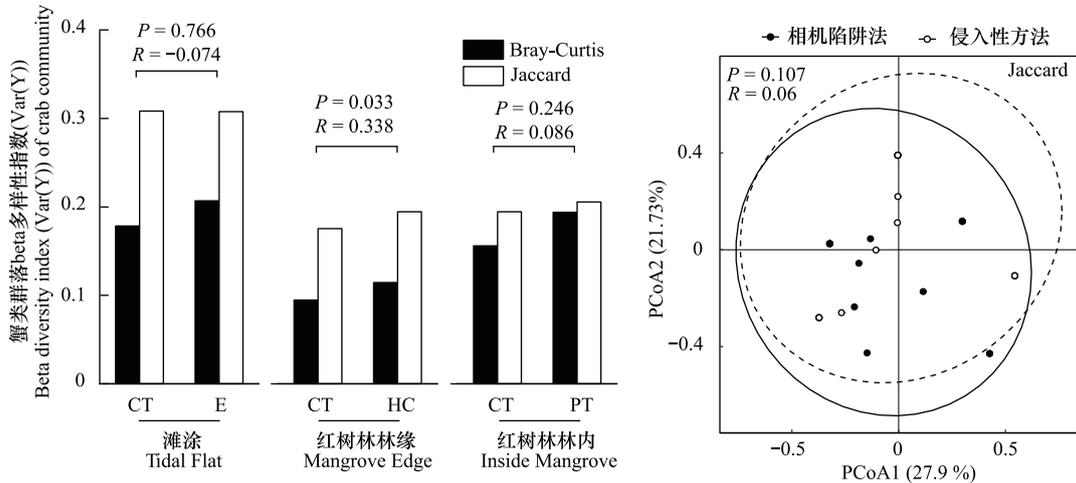


图7 各方法的蟹类群落 beta 多样性对比

Fig.7 Comparison of the beta diversity of crab community between CT and E, HC, PT

P 值和 R 值均来自于相似性分析 (Analysis of similarities, ANOSIM); 主坐标分析 (Principal coordinates analysis, PCoA) 基于 Jaccard 相异指数

3 讨论

对多度和多样性等基础群落属性的有效观测是群落生态学研究的基本环节^[28-29], 然而滨海生境 (如潮间带) 中生物群落属性的获取仍面临挑战。过去应用的侵入性方法因破坏生境、伤害动物而不再被提倡, 无损观察且不采集个体的非侵入性调查技术符合未来的研究需求^[29]。相机陷阱调查法在陆地动物研究中应用广泛, 作为一种非侵入性的方法在相对多度、种群密度等参数估计方面表现优异, 是一项克服野外监测难题的成熟技术^[30-31]。运用相机陷阱调查法有望填补潮间带大型底栖动物群落生态学研究因缺乏合理调查手段而导致的数据缺口, 而本研究中的便携式设计使之成为现实。

本研究以红树林蟹类为实验对象, 设置了 3 组原位对照实验, 结果显示相机陷阱调查法在潮间带生态群落属性监测中较传统方法具显著优越性 (表 2)。包括以下几点:

1) 相机陷阱法能更准确监测潮间带蟹类群落的物种组成和群落结构。物种丰富度、多度和种群密度是生态群落的基本属性, 也是反映群落结构的重要指标^[28-29]。结合摸底式踏查结果, 表明相机陷阱法对实验样地内蟹类常见种均能有效监测。与传统方法对比, 相机陷阱法获取蟹类物种数更丰富。同时, 单位面积内相机陷阱获取蟹类密度显著高于其他 3 种传统方法, 更接近实际情况。个体大小是影响群落结构与功能的重要性状, 对个体大小选择性弱的方法有助于真实反映群落结构与功能^[32]。相机陷阱法对个体大小采样全面, 无个体大小选择性, 优于传统方法。

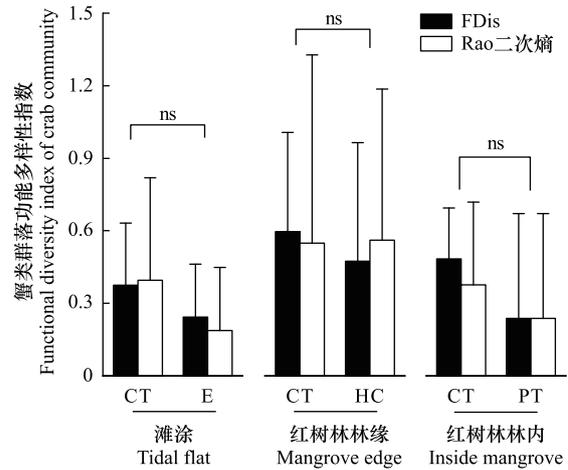


图8 各方法的蟹类群落功能多样性对比

Fig.8 Comparison of the functional diversity of crab community between CT and E, HC, PT

ns: $P > 0.05$; 误差线为标准差 SD; 方法为置换检验 (显著性水平 0.05)

表 2 各方法优势对比

Table 2 Comparison of the advantages of each sampling method

方法 Method	相机陷阱法 Camera trapping	挖掘法 Excavation	手捕法 Hand catch	陷阱诱捕法 Pitfall trapping
效率 Efficiency	高	低	中等	低
干扰强度 Disturbance	低	高	高	高
是否获取蟹类 Obtains crabs?	否	是	是	是
密度监测 Density monitoring	较准确	偏低	偏低	偏低
物种丰富度 Species richness	高	中	低	低
适用于多物种 Applicable in multi-species assemblages	是	是(选择性)	是(强选择性)	是(强选择性)
适用范围 Application	多尺度调查、长期监测	细节研究	细节研究	细节研究

2) 相机陷阱法度量群落 beta 多样性和功能多样性更准确有效。群落 beta 多样性是计算时空尺度上物种组成和功能性状变化的重要指标,对 beta 多样性的准确度量有助于理解生物群落的时空格局及其生态过程^[33-34]。而基于性状(trait-based)的功能多样性是生态系统过程、生态系统服务以及生态系统响应环境变化的关键驱动力^[24]。本研究中,相机陷阱法所获蟹类的群落 beta 多样性整体不弱于其他 3 种方法。计算群落功能多样性时,相机陷阱法相比传统方法也表现出同样的性能。而结合物种丰富度结果可知,传统方法因获取物种更少且对物种性状选择性更强,大大增加了取样的随机偏差,可能误导对重要生态过程的理解。另外,相机陷阱法实际所获照片中可提取比本研究中更丰富的性状信息参数(包括尺寸、体色、螯长和性别等),有助于 beta 多样性和功能多样性的准确度量。

3) 相机陷阱法具有更广的生境适用性。在不同生境类型(密林相、沙相、泥相等)中相机陷阱法均能有效对蟹类进行原位密度监测,弥补了其他侵入性方法受生境限制的缺陷。

4) 相机陷阱法在潮间带蟹类群落研究中具有高效性。传统侵入性方法耗时久、工作量大,如挖掘法需要数人协助完成,而陷阱诱捕法则需要数天实验周期。相比之下,相机陷阱法耗时少且可单人操作多部设备,实际应用更灵活高效,节约了人力物力。

5) 相机陷阱法有利于全面采样。由于对沉积物结构干扰小、装置轻便、可迁移性强,通过单次布设多部装置能够短期收集多点位数据,以减少由于采样地点选择不均匀而造成的误差。相机陷阱法结合遥控装置传输的 GPS 定位可以快速形成研究区域的蟹类群落属性分布格局。因此,对空间信息要求较高的生物地理学和群落生态学研究有重要意义^[35-36]。

6) 相机陷阱法获取数据多元化。相机陷阱法除准确记录蟹类群落属性(包括物种丰富度、多度、物种多样性、性状多样性和 beta 多样性等)外,还能同时监测生境特征,如洞穴尺寸、洞穴数量、底质类型、林内透光度和植被特征等。

综上所述,相机陷阱法能有效获取生态群落属性,且优于传统方法。然而,在潮间带实际研究中相机陷阱法仍存在一定局限性。例如由于目前相机分辨率有限,头胸甲宽低于 5 mm 的蟹类难以有效识别,对泥蟹(*Ilyoplax*)、股窗蟹(*Scopimera*)等体型较小蟹类采样能力相对较弱,如果提升相机分辨率则可以克服该问题。同时,该方法依赖于蟹类的底表活动性,并不适用于缺乏底表活动性的游泳型蟹类及缺乏白天活动性的夜行性蟹类的调查,且由于蟹类冬天普遍缺乏底表活动性,因此也不适用于冬季调查。相机陷阱法兼具非侵入性方法的优点,但为满足不同细节的实验需求,与侵入性方法的结合应用仍具有必要性。

随着图像识别、深度学习等技术的发展,相机陷阱采集的影像信息将被充分挖掘^[37-38]。以相机陷阱在蟹类研究中的尝试和运用作为开端,更多具底表活动性和可识别性状的大型底栖动物如滩栖软体动物、弹涂鱼等也能应用相机陷阱法进行调查与研究。为加深对大型底栖动物群落的理解,未来相机陷阱法在潮间带将有更多的用武之地。

4 结论

本研究设计了适用于潮间带环境的相机陷阱法,应用该调查方法能够满足潮间带底栖蟹类群落生态学研究需求,并提供可靠的生态群落属性数据。同时,相较于传统方法具有低干扰、高效率、高精度的特点,在节约人力物力的同时可增设采样点位以得到更可靠的结果,也因此可用于长期野外监测项目。而且,未来与基于深度学习的图像识别技术的结合将充分发挥该方法的优点。但该方法仍处于发展阶段且存在一定局限性,以该方法为基础的一切合理改造都被本文作者和相关设计者认可。

参考文献 (References):

- [1] 王宝强, 薛俊增, 庄骅, 吴惠仙. 洋山港潮间带大型底栖动物群落结构及多样性. 生态学报, 2011, 31(20): 5865-5874.
- [2] Lee S Y. Mangrove macrobenthos: assemblages, services, and linkages. *Journal of Sea Research*, 2008, 59(1/2): 16-29.
- [3] Cannicci S, Burrows D, Fratini S, Smith III T J, Offenber J, Dahdouh-Guebas F. Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: a review. *Aquatic Botany*, 2008, 89(2): 186-200.
- [4] Moore A, Fauset E, Asher F. Consumer impacts on ecosystem functions in coastal wetlands: the data gap. *Ecosphere*, 2020, 11(2): e03042.
- [5] Lee S Y. Ecological role of grapsid crabs in mangrove ecosystems: a review. *Marine and Freshwater Research*, 1998, 49(4): 335-343.
- [6] 蔡立哲, 许鹏, 傅素晶, 彭欣, 曹婧, 陈昕韡, 吴辰, 刘莎. 湛江高桥红树林和盐沼湿地的大型底栖动物次级生产力. 应用生态学报, 2012, 23(4): 965-971.
- [7] 陈光程, 叶勇, 卢昌义. 九龙江口秋茄红树林恢复对大型底栖动物群落的影响. 厦门大学学报: 自然科学版, 2008, 47(2): 260-264.
- [8] 陈顺洋, 陈光程, 陈彬, 叶勇, 马志远. 红树林湿地相手蟹科动物摄食生态研究进展. 生态学报, 2014, 34(19): 5349-5359.
- [9] Kristensen E. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. *Journal of Sea Research*, 2008, 59(1/2): 30-43.
- [10] Skov M, Vannini M, Shunula J, Hartnoll R, Cannicci S. Quantifying the density of mangrove crabs: Ocypodidae and Grapsidae. *Marine Biology*, 2002, 141(4): 725-732.
- [11] Skilleter G A, Warren S. Effects of habitat modification in mangroves on the structure of mollusc and crab assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2000, 244(1): 107-129.
- [12] Vermeiren P, Sheaves M. A remote photographic technique for high replication, large scale understanding of spatial distribution patterns of intertidal crabs. *Hydrobiologia*, 2014, 724(1): 79-89.
- [13] Skov M W, Hartnoll R G. Comparative suitability of binocular observation, burrow counting and excavation for the quantification of the mangrove fiddler crab *Uca annulipes* (H. Milne Edwards). *Hydrobiologia*, 2001, 449(1/3): 201-212.
- [14] 王玉玢, 王军. 红外相机监测方法在陕西长青国家级自然保护区的应用. 野生动物学报, 2020, 41(3): 767-776.
- [15] 刘雷雷, 赵永健, 王清春, 崔国发, 杨南, 郑长燕, 刘东. 基于红外相机陷阱法的北京百花山国家级自然保护区旅游线路周边野生动物的调查研究. 生态学报, 2018, 38(23): 8324-8335.
- [16] Frey S, Fisher J T, Burton A C, Volpe J P. Investigating animal activity patterns and temporal niche partitioning using camera-trap data: challenges and opportunities. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2017, 3(3): 123-132.
- [17] Kent C P S, McGuinness K A. A comparison of methods for estimating relative abundance of grapsid crabs. *Wetlands Ecology and Management*, 2006, 14(1): 1-9.
- [18] Vermeiren P, Sheaves M. Modeling intertidal crab distribution patterns using photographic mapping among tropical Australian estuaries. *Estuaries and Coasts*, 2015, 38(5): 1545-1556.
- [19] 吴俊彦, 肖京国, 成俊, 张亚彪. 中国沿海潮汐类型分布特点//中国测绘学会九届四次理事会暨 2008 年学术年会论文集. 桂林: 中国测绘学会, 2008: 194-199.
- [20] Nobbs M, McGuinness K A. Developing methods for quantifying the apparent abundance of fiddler crabs (Ocypodidae: *Uca*) in mangrove habitats. *Australian Journal of Ecology*, 1999, 24(1): 43-49.
- [21] Legendre P, De Cáceres M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 2013, 16(8): 951-963.
- [22] R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2020.
- [23] Oksanen J, Blanchet F G, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlinn D, Minchin P R, O'Hara R B, Simpson G L, Solymos P, Stevens M H H, Szoecs E, Wagner H. Vegan: community ecology package. (2020-11-28). <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- [24] Laliberté E, Legendre P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 2010, 91(1): 299-305.

- [25] Laliberté E, Legendre P, Shipley B. FD: measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. (2014-08-19). <https://cran.r-project.org/package=FD>.
- [26] Dray S, Bauman D, Blanchet G, Borcard D, Clappe S, Guenard G, Jombart T, Larocque G, Legendre P, Madi N, Wagner H H. Adespatial: multivariate multiscale spatial analysis. (2021-04-07). <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>.
- [27] Wickham H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. 2nd ed. Cham: Springer, 2016.
- [28] Vellend M. The Theory of Ecological Communities (MPB-57). Princeton: Princeton University Press, 2016.
- [29] Magurran A E, McGill B J. Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment. Oxford: Oxford University Press, 2011.
- [30] 李勤, 邬建国, 寇晓军, 冯利民. 相机陷阱在野生动物种群生态学中的应用. *应用生态学报*, 2013, 24(4): 947-955.
- [31] Kays R, Arbogast B S, Baker-Whitton M, Beirne C, Boone H M, Bowler M, Burneo S, Cove M V, Ding P, Espinosa S, Gonçalves A L S, Hansen C P, Jansen P A, Kolowski J M, Knowles T W, Lima M G M, Millspaugh J, McShea W J, Pacifici K, Parsons A W, Pease B S, Rovero F, Santos F, Schuttler S G, Sheil D, Si X F, Snider M, Spironello W R. An empirical evaluation of camera trap study design: how many, how long and when?. *Methods in Ecology and Evolution*, 2020, 11(6): 700-713.
- [32] De Bie T, De Meester L, Brendonck L, Martens K, Goddeeris B, Ercken D, Hampel H, Denys L, Vanhecke L, Van Der Gucht K, Van Wichelen J, Vyverman W, Declercq S A J. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecology Letters*, 2012, 15(7): 740-747.
- [33] Baselga A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 2010, 19(1): 134-143.
- [34] 陈圣宾, 欧阳志云, 徐卫华, 肖焱. Beta 多样性研究进展. *生物多样性*, 2010, 18(4): 323-335.
- [35] Fortin M J, James P M A, MacKenzie A, Melles S J, Rayfield B. Spatial statistics, spatial regression, and graph theory in ecology. *Spatial Statistics*, 2012, 1: 100-109.
- [36] Guisan A, Thuiller W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 2005, 8(9): 993-1009.
- [37] Norouzzadeh M S, Nguyen A, Kosmala M, Swanson A, Palmer M S, Packer C, Clune J. Automatically identifying, counting, and describing wild animals in camera-trap images with deep learning. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(25): E5716-E5725.
- [38] Tabak M A, Norouzzadeh M S, Wolfson D W, Sweeney S J, Vercouteren K C, Snow N P, Halseth J M, Salvo P A D, Lewis J S, White M D, Teton B, Beasley J C, Schlichting P E, Boughton R K, Wight B, Newkirk E S, Ivan J S, Odell E A, Brook R K, Lukacs P M, Moeller A K, Mandeville E G, Clune J, Miller R S. Machine learning to classify animal species in camera trap images: applications in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 2019, 10(4): 585-590.