

红树林与鱼类关系的研究进展

A review of the relationship between mangroves and fishes

施富山, 王 瑁, 王文卿, 宋春华

(厦门大学 湿地与生态工程研究中心, 厦门大学 生命科学学院, 福建 厦门 361005)

中图分类号: S78 文献标识码: A 文章编号: 1000-3096(2005)05-0054-06

红树林是热带、亚热带海岸潮间带的木本植物群落, 是海湾河口生态系统重要的第一生产者, 也是世界“四大最富生物多样性海洋生态系统”之一。它具有高生产率、高分解率、高归还率的三高特性^[1], 将其巨大的初级生产力输向附近水体, 成为许多海洋动物直接或间接的食物来源。而且其根系形态多样、纵横交错, 可为鱼类和其它动物提供生长发育的良好环境。鱼类捕捞产量是红树林经济产品产量的主要构成成分, 年总生物量较高^[2]。目前, 在红树林对鱼类的影响关系上, 国外学者普遍接受三个解释: (1) 红树林本身的结构多相性对它们有特殊吸引力; (2) 与其它栖息场所相比, 红树林复杂的结构可以降低幼鱼的被捕食率; (3) 红树林比其它栖息地为幼鱼提供更丰富的食物^[3]。然而, 相对于国外对红树林鱼类的大量研究, 国内的研究还处于起步阶段, 主要集中于红树林区鱼类生物多样性的调查和经济鱼类产量的研究^[4-7]。而红树林与鱼类关系的研究则较少有报道。作者从红树林作为鱼类的栖息地、避难所、摄食场等三方面的作用角度, 对红树林和林区鱼类关系作一综述。

1 红树林区鱼类的生物多样性

在有红树林存在的海岸河口地区, 多数近海鱼类都与红树林有着密切的关系。如在美国佛罗里达、印度和斐济, 60%以上的经济鱼类在它们生命中的一个阶段或几个阶段与红树林密切有关^[8]。与附近的海草场相比, 红树林及林缘滩涂的鱼类独有种远高于后者^[9], 渔获量是后者的 4~10 倍^[10]。从鱼类种类来说, 澳大利亚和印度的红树林鱼类有 200 种之多^[11]。Morton^[3]对澳大利亚红树林中的捕鱼业做了调查, 认为捕捞鱼的年总生物量高达 5 840 kg/ha, 其市场价值约为 5 330 美元/ha。在有的地方, 如澳大利亚昆士兰的红树林, 仔

鱼的平均密度达 3.5~31 条/m², 平均生物量为 11~29 g/m²^[12,13]。

红树林区鱼类的分布都有 2 个基本特点。一是绝大多数鱼类都是幼鱼, 二是少数几种优势鱼类的数量占了总数量的大多数。许多鱼类把红树林作为其产卵场^[10-14], 等发育到一定阶段后, 就向其他生境迁移^[9]。如 Faunce 等^[15]发现, 一种丽鱼 *Mayan cichlid* 每年的 4~6 月间在美国佛罗里达州的红树林中产卵。通常, 在红树林中捕捉到的幼鱼数量明显高于其他地方^[16]。东非红树林潮沟有硬骨鱼类 83 种, 但约 90% 是幼鱼, 而仅 2 种鱼就在数量上占了绝大多数^[14]。其他地区的红树林鱼类也呈现这样的规律^[13-17]。这说明, 红树林可能适宜作为较少数几种优势种类的最理想的栖息地。而对大多数鱼类来说, 红树林可能只是作为它们在困难时期的庇护所。

2 红树林区是鱼类良好的栖息和逃避敌害的场所

2.1 红树林作为幼鱼躲避捕食的庇护场所

鱼类对栖息地特别是产卵场的选择, 在很大程度上受到捕食关系的限制^[3]。许多种类都是依靠水中的植物作为其逃避捕食的障碍物。研究表明, 鱼类的物种丰富度、生物量和个体数量, 在有植被的水域

收稿日期: 2004-04-16; 修回日期: 2004-08-22

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (40376025)

作者简介: 施富山 (1978-), 男, 江西信丰人, 硕士, 主要从事海洋动物生物学研究, 电话: 0592-2181963, E-mail: sfsb-syz@163.com; 王 瑁, 通讯联系人, 电话: 0592-2181431, E-mail: wangmao72@hotmail.com

比其它地方大得多^[18]，而且与这个区域的大型植物的生物量有密切关系。大型植物生物量的减少将导致鱼类种群丰富度的降低^[19]。在有植被的地域里，鱼群主要由幼鱼组成，显示了大型植物在食物和躲避捕食者方面对幼鱼的吸引力。

红树植物的根系、残枝及林下其他的植被结构、还有红树林本身所处的浅水环境、较高的混浊度、红树植物覆盖下的适宜于泥中躲藏的滩涂等独特环境，能削弱大型肉食性鱼类捕食的能力，是红树林成为幼鱼和其他动物避难所的主要原因。这些都是珊瑚礁等生境不具备的环境条件。红树植物的气生根、侧根、支柱根等，以及红树林下的落叶和沉积物显示了一种高度复杂的结构多相性。由于这种结构的特殊吸引力，幼鱼会在人造礁石中，甚至在浮游海藻集中的结构中聚集^[18]。然而 Laegdsgaard 等^[3]认为，这种结构只有在捕食者出现或者在伴有饵料的时候，才会吸引幼鱼前来。但是，他们也没有对红树林作为避难所的这种地位产生怀疑。对其它有植被覆盖的水栖场所的研究表明，结构越复杂多样，无脊椎动物和幼鱼的被捕食率就越低^[20]。

事实上，红树林的这种高度的结构多相性，发挥了巨大的作用。幼鱼在面临捕食威胁时，大量地进入红树林，依靠这种多相性结构，躲避捕食。Dance 等^[21]的研究表明，红树林中的捕食性鱼类比其他水域如珊瑚礁中的捕食性鱼类个体要小得多，这就限制了这些鱼类的捕食能力。一种笛鲷 *Lutjanus griseus* 的幼鱼就经常在红树植物支柱根周围区域觅食，而成熟鱼则经常游弋于红树林边缘，其它鱼类也有同样的现象^[22]。这表明，在不受到捕食者威胁时，由于红树林的支柱根也许能提供一种安全感，大量的幼鱼可能还会生活于其中，当捕食者突然来临时，它们可以迅速地躲入支柱根的空隙中。这可能是它们在逆境中采取的一种较好的生存手段。

此外，红树林处于浅水域，Blaber 等^[23]认为幼鱼比较倾向于浅水，由此可以避免大型肉食性鱼类的捕食。流经红树林的河流在低潮时将海水与内陆水域隔开，使仔鱼和产卵的亲鱼能在这时躲避捕食者的追击^[9]。在退潮时，林内滩涂也被某些鱼类用作庇护所，如弹涂鱼等，这也是红树林的一个独特的优势。

相对于珊瑚礁海域，红树林和海草场能保证鱼类更高的存活率^[24]。在珊瑚礁海区，存在非常剧烈的捕食关系，那些性凶猛、数量丰富的捕食性鱼类对幼鱼

的捕食尤其强烈^[25]。而在红树林和海草场，这些鱼类不存在或数量非常少，对幼鱼构不成大的威胁。而且，由于珊瑚礁中这些肉食性鱼类对另一些捕食性鱼类的摄食，使得进入红树林和海草区的肉食性鱼类大量减少，进一步减弱了对幼鱼的生存威胁。虽然有实验证明，红树林和海草场对鱼类有同样的保护功能^[3]，但是，在高潮时，海水淹没海草，那些大型肉食性鱼类则可趁机进入海草场，而大量的幼鱼只有进入红树林以寻求最后的庇护^[26]。事实也证明，红树林中幼鱼种类和数量比海草场多。

因此，就安全性来说，与近海其它区域环境相比，红树林是最理想的庇护场所。鱼类选择红树林作为其栖息地，是它们在被动环境中的一种积极的适应行为。

2.2 红树林作为鱼类的避风港

红树林对海潮有充分的阻挡作用，能有效抵御四十年一遇的台风侵袭^[27]。红树林只能分布于受到良好掩护的港湾、河口湾、泻湖水域、海岸沙坝或岛屿的背风侧、珊瑚礁坪的后缘、与优势风向平行的岸线等，而不能分布于受较强波浪作用的开阔海岸。只要是免受强波浪作用的受掩护的海岸，即使是只有几十米潮滩的热带海岸，都有可能生长红树林^[28]。因此，其所处环境本身就是一个天然的避风场所，而其错综复杂的强大根系，进一步阻挡了强风的袭击。而且，它的保护作用与红树植物群落的密度有直接关系。红树植物的树干、树根以及地面摩擦力有效地阻挡了潮水对海岸的冲击，密度越大，阻挡作用越强。当大风驱动高潮位时，红树林以其强大的根系和繁茂的枝节强有力地抵御大风的侵入。这时，鱼类进入红树林，使得红树林中鱼种类大量增加。等到风势减弱，随着退潮水流离开红树林，进入附近的海域。因为热带地区台风比较于其他地区，发生较频繁，所以在这个地区，红树林的这种对近海渔业的作用就显得更加突出。

然而，台风不是经常性的。真正体现红树林作为幼鱼的避风港功能的地方，在于平时刮风和潮涨潮落时，红树林内的水流速度对幼鱼的影响作用。水的湍流度极大影响了幼鱼的发育和分布。主要一点就是较高的湍流度把幼鱼赖以生存的食物冲散了，使得幼鱼找不到食物而增加了死亡率^[29]。但是湍流对大鱼却妨碍甚小，体型大的鱼类可以继续逗留于原栖息地，而小鱼则必须寻找到一个相对平静的场所。进出红树林区的潮水主要通过潮沟系统进行漫溢与排泄，林区

流速很小且憩流时间延长,流速通常只有潮沟流速的 $1/13\sim 1/6$,而且一般不超过 10 cm/s ^[30]。在这样的流速中,红树林中本身存在的鱼类食物,如藻类、浮游植物等,可被幼鱼充分摄食。幼鱼进入红树林既可避免被捕食,又可避开湍流,以获得更大的生存率。考虑到那些幼小的底栖动物必然随着潮水躲入红树林,进入红树林的鱼类不会因为避风而失去捕食的机会。而且,红树林中的这种流速不大而又有一定速度的水流状况,可能有利于精子和卵子的相遇和融合,提高受精率。但是,红树林中怎样的水流速度才能使精子和卵子的相遇率和受精成功率最佳,目前还未见有报道。

3 红树林是鱼类的摄食场

如上所述,红树林为鱼类提供了安全保障。但是,幼鱼的摄食能力较弱,为保证它们的生存和正常的发育成熟,则必须为它们提供充足的食物。食物被认为是影响仔鱼分布和发育的最重要的因素之一。紧接着卵黄吸收阶段后的发育时期对食物的缺乏特别敏感。如果鱼类在这个时期缺乏食物,将会限制其视觉系统的发育,从而降低鱼类捕食能力^[31]。对各种鱼类摄食进行的许多研究结果表明,就其相对体重来说,小个体比大个体每天所消耗的食物更多。如果掠食者习惯于以小的生物体为食,它就需要花费相当多的时间去捕食,以获得它所需要的能量^[32],这无疑增大了它们被捕食的危险性^[33]。红树林作为鱼类产卵场,必须满足仔鱼对食物的要求。

红树林对林区水域食物网的直接贡献有三方面:红树植物凋落物成为碎屑食物网的基础;红树林区的无脊椎动物产生的幼虫是鱼类的饵料;浅海鱼类随潮水进入红树林区摄食无脊椎动物。红树植物叶片是植物性碎屑的最初来源,许多消费者主要把源于红树植物凋落物的碳源作为一种能源以供使用^[34]。红树林林下土壤呈还原状态,有机质分解慢,易于积累。红树植物大量的凋落物落在土壤中,使得土壤和林地环境中有机质含量较高,营养丰富。红树植物碎屑,加上红树植物根系产生的分泌物,有利于微生物和藻类等浮游生物的生长。生活在这个生态系统中的生产力、多样性高的微生物群落,源源不断地把红树林凋落物转化为N源、P源和其他营养物,供给红树植物和其它植物利用^[35],形成一个良性循环。充分生长的微生物和浮游生物,作为虾、蟹、贝类等底栖动物的主要食物

结构成分,加上红树植物的凋落物本身形成的碎屑^[36],提供了丰富的食物来源,使得这些物种充分地生长、繁殖。红树林中的小型底栖动物产量明显高于其他地区^[10]。特别是幼鱼的主要食物幼虾,年产量丰富^[37],使得幼鱼在红树林区比在其他水域更有机会获得食物。正好可以满足鱼类种群生物量补充期幼鱼对饵料的需求。在这个时期,摄食浮游动物的鱼类占了整个类群的主要成分^[11]。然而,既然底栖动物成为鱼类的主要摄食结构成分,在它们的成长和生活过程中,由于鱼类的捕食而遭受重大损失,那么,为什么它们不另外寻找栖息地呢?这一点是值得注意的。

红树林中充足的虾、蟹、贝类使得红树林成为这些鱼类的一个重要的摄食场。由此形成一个形式为:红树植物凋落物——分解者的微生物——碎屑消费者(浮游动物和部分底栖动物等)——低级食肉动物(虾、蟹、贝类等)——高级食肉动物(主要是鱼类)的食物链^[38]。在红树林中,这个食物链的各个环节都能很好地为下一级消费者提供食物保障。在澳大利亚,红树林区域的渔业产量与小虾的捕获产量呈正相关关系^[39]。但是,这个模式并不说明在幼鱼的刚开始的摄食阶段,食物浓度越高,就越对它们的大脑和神经系统的发育有利。因为在这个阶段,它们对饵料的需求量并不高。它们与饵料的相遇率较低,捕获能力也不强,即使饵料浓度较高时也是如此^[31]。

相反,当食物浓度过高时,却会对它们产生负面的影响。水域中有机物过多,则使浮游生物过量的生长,这样就增加了水中的混浊度,增加了赖于视觉捕食的鱼类的捕食难度,较高的浮游生物浓度可以降低幼鱼的被捕食率^[40]。即使如此,在另一方面,水域中的和大型植物上的附生真菌,由于有了丰富的浮游生物,可能过量地生长,抑制了水生植物群落的分布^[41],使得这些植物被迫向浅水区迁移。作为鱼类重要饵料的底栖无脊椎动物,由于浮游生物的过量生长消耗了大量的氧气,其多样性和产量大大降低^[42]。作为避难所的大型植物分布区域的被限制,鱼类的分布和产量也将受到限制。红树林作为幼鱼的栖息场所,要求红树林中必须存在一种机制,既能满足鱼类的摄食要求,又能排除这种不利影响。

运动的潮水通常被认为是在热带海洋沿岸各生态系统(包括红树林、海草场、珊瑚礁)之间传送溶解的无机和有机营养物的媒介^[43]。退潮比涨潮强度大的这种不对称的潮汐运动,通常把红树林中溶解的有

机的和其他形式的营养物传输到附近的海草地和珊瑚礁中^[44]。这样,限制了浮游生物的营养条件,从而限制了它们的生长。潮水再把生长过量的浮游动植物传输到其他生态系统,以此消除了富营养化带来的负面作用。

与前述躲避捕食的被压迫状态不同的是,鱼类在选择摄食场方面展示了一定的主动性。附近的海草场和珊瑚礁的生物多样性也较高,单单从食物的角度来说,这两个区域也可以成为鱼类理想的摄食场。但是,鱼类在摄食的同时也承担着被捕食的危险。Mittelbach^[45]发现,幼期的蓝鳃鱼以降低能量摄入的代价来降低被捕食的危险性。因此,如果一个环境不能同时满足安全和食物这两个条件,那么它就不能称为是一个理想的摄食场。而红树林在这两方面都占有一定的优势,鱼类进入红树林摄食,是谓较好的选择。

4 展望

如上所述,红树林在各个方面都比近海其他环境占有一定的优势。鱼类,特别是幼鱼和小型鱼类选择红树林作为它们的栖息地有其合理性。但是,这都是建立在一个基础之上的,即海水浸淹红树林,鱼类随潮水进入了红树林,红树林才充分发挥其作用。然而,红树林地处海岸潮间带,随着潮水的退去,大多数鱼类将随之离开,红树林潮沟虽然具有红树林的部分功能,但如前述的红树林的优势地位势必将被附近的海草场取代。有学者通过应用稳定同位素碳的研究认为,红树林附近的海草场是鱼类主要的摄食场^[46],而只在雨季时,红树林的林缘潮沟的狭小区域才作为鱼虾等的主要摄食区域^[47]。

正是因为如此,人们对红树林作为鱼类栖息场所,尤其是鱼类产卵场所体现的巨大而间接的经济价值认识不足,人为砍伐红树林,造成红树林面积的急剧减少。特别是在红树林林缘的围塘养殖的规模远远超出了红树林生态系统的承受能力,给整个生态环境造成了严重的破坏。其原因之一就是目前对红树林的基础研究相对滞后和不足,像对红树林渔业的研究,只是停留于定性层次,而对定量关系的研究只是少数。红树林与林区鱼类之间定量关系研究的缺乏,导致生产管理部门缺乏相应的科学依据来确定红树林区水产养殖的规模和模式,造成对红树林的不合理的利用。

在此还应该考虑到一个基本的事实,即迄今为

止,国内外对“红树林鱼类”还没有一个明确的定义。虽然 Subrahmanyam 和 Draka^[16]对红树林的鱼类分成了居住种、产卵种、摄食种等三类,但是这又涉及到另外一个问题,即鱼类进入怎样的地域范围内才是红树林鱼类,归入上述三种中的哪一种?由于对红树林的鱼类的调查范围不同、时间季节不同,即使对同一个地区鱼类的调查结果也不一样。赖廷和和何斌源^[48]对广西红树林林内滩涂鱼类的研究认为,广西红树林区的鱼类都属于硬骨鱼纲,有 15 种,只占整个大型底栖动物种类总数的 5.73%。范航清等^[5]对林缘滩涂的调查认为,广西英罗港红树林鱼类有 42 种,它们随着潮水进入红树林林缘滩涂。然而何斌源和范航清^[49]的调查结果,表明鱼类有 54 种。这种基本概念的不明确,给红树林鱼类研究工作造成很大的被动。

红树林对附近环境影响广泛且深远,如将红树林附近的海域、海草场(若存在)和围塘养殖区域归入红树林生态系统,红树林的范围将明确,这个问题也将趋于简单化了。而目前,对红树林区鱼类的调查和研究的重点放在单一的红树林系统中,重点包括林内、林缘和附近潮沟,主要考虑红树林对鱼类的影响作用。或者同时对红树林附近的海草地和珊瑚礁中的鱼类进行调查,通过对鱼类种类和数量的比较,以此说明红树林与鱼类的关系。总体上,还是对各个系统割裂开来研究。而事实上,鱼类随潮水进入红树林,退潮时再入海草场或附近海域,不因潮水的运动而受到伤害。将红树林和附近环境归为一个大的整体性的生态系统来考虑,可认为是比较完整的。

参考文献:

- [1] 林鹏. 中国红树林生态系 [M]. 北京: 科学出版社, 1997. 1-10.
- [2] Morton R M. Community structure, density and standing crop of fishes in a subtropical Australian mangrove area [J]. *Marine Biology*, 1990, 105:385-394.
- [3] Laegdsgaard P, Johnson C R. Why do juvenile fish utilize mangrove habitats? [J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2001, 257:229-253.
- [4] 范航清, 何斌源, 韦受庆. 传统渔业活动对广西英罗港红树林区渔业资源的影响与管理对策 [J]. 生物多样性, 1996, 4:167-174.
- [5] 范航清, 韦受庆, 何斌源, 等. 英罗港红树林缘潮水中游泳动物的季节动态 [J]. 广西科学, 1998, 5(1):45-50.
- [6] 何斌源, 范航清, 莫竹承. 广西英罗港红树林区鱼类

- 多样性研究[J]. 热带海洋学报, 2001, 4:74-79.
- [7] 林鹏. 福建漳江口红树林湿地自然保护区综合科学考察报告[M]. 厦门: 厦门大学出版社, 2001, 68-103.
- [8] Nickerson D J. Trade-offs of mangrove area development in the Philippines [J]. **Ecological Economics**, 1999, 8: 279-298.
- [9] Laegdsgaard P, Johnson C R. Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangrove in eastern Australia [J]. **Marine Ecology Progress Series**, 1995, 126:67-81.
- [10] Robertson A I, Duke N C. Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia [J]. **Marine Biology**, 1987, 96: 193-205.
- [11] Rönnbäck P. The ecological basis for economic value of seafood production supported by mangrove ecosystems [J]. **Ecological Economics**, 1999, 29:235-252.
- [12] Robertson A I, Duck N C. Mangrove-fish communities in tropical Queensland, Australia: spatial and temporal patterns in densities, biomass and community structure [J]. **Marine Biology**, 1990, 104:369-379.
- [13] Robertson A I, Duck N C. Recruitment, growth and residence time of fish in a tropical Australian mangrove [J]. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 1990, 31: 725-745.
- [14] Little M C, Reay P J, Grove S J. The fish community of an east African mangrove creek [J]. **Journal of Fish Biology**, 1988, 32: 729-747.
- [15] Faunce C H, Lorenz J J. Reproductive biology of the introduced Mayan cichlid *Cichlasoma urophthalmus*, within an estuarine mangrove habitat of southern Florida [J]. **Environmental Biology of Fishes**, 2000, 58: 215-225.
- [16] Subrahmanyam C B, Draka S H. Studies on the animal communities in two North Florida salt marshes, Part 1. Fish communities [J]. **Bulletin of Marine Science**, 1975, 25: 445-465.
- [17] Chong V C, Sasekumar A, Leh M U C, *et al.* The fish and prawn communities of a Malaysian coastal mangrove system, with comparisons to adjacent mudflats and inshore water [J]. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 1990, 1: 703-722.
- [18] Robertson A I, Lenanton R C J. Fish community structure and food chain dynamics in the surf-zone of sandy beaches: the role of detached macrophyte detritus [J]. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 1984, 84:265-283.
- [19] Whitfield A K. The effects of prolonged aquatic macrophyte senescence on the biology of the dominant fish species in a southern African coastal lake [J]. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 1984, 18:315-329.
- [20] Crowder L B, Cooper W E. Habitat structural complexity and the interaction between Bluegills and their prey [J]. **Ecology**, 1982, 63(6):1 802-1 813.
- [21] Dance S K, Lane I, Bell J D. Variation in short-term survival of cultured sandfish (*Holothuria scabra*) released in mangrove-seagrass and coral reef flat habitats in Solomon Islands [J]. **Aquaculture**, 2003, 220:495-505.
- [22] Thayer W G, Colby D R, Hetler W F. Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in south Florida [J]. **Marine Ecology Progress Series**, 1987, 35:25-38.
- [23] Blaber S J M, Blaber T G. Factor affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish [J]. **Journal of Fish Biology**, 1980, 17:143-162.
- [24] Parrish J D. Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions [J]. **Marine Ecology Progress Series**, 1989, 58:143-160.
- [25] Johannes R E. Reproductive strategies of coastal marine fishes in the tropics [J]. **Environmental Biology of Fishes**, 1978, 3:65-84.
- [26] Vance D J, Haywood M D E, Heales D S, *et al.* How far do prawns and fish move into mangrove? Distribution of juvenile banana prawns *Penaeus merguensis* and fish in a tropical mangrove forest in northern Australia [J]. **Marine Ecology Progress Series**, 1996, 131:115-124.
- [27] 韩维栋, 高秀梅, 卢昌义, 等. 中国红树林生态系统生态价值评估[J]. 生态科学, 2000, 19(1):40-46.
- [28] 张乔民, 隋淑珍, 张叶春, 等. 红树林宜林海洋环境指标研究[J]. 生态学报, 2001, 21(9):1 427-1 437.
- [29] Lasker R. Field criteria for survival of anchovy larvae: the relation between inshore chlorophyll maximum layers and successful first feeding [J]. **Fishery Bulletin**, 1975, 73:453-462.
- [30] Aucan J, Ridd P V. Tidal asymmetry in creeks surrounded by saltflats and mangroves with small swamp slopes [J]. **Wetlands Ecology and Management**, 2000, 8:223-231.
- [31] Fiksen Øyvind, Folkvord A. Modeling growth and ingestion processes in herring *Clupea harengus* larvae [J]. **Marine E-**

- ecology Progress Series**, 1999, 184:273 – 289.
- [32] Bond C E. 鱼类生物学 [M]. 天津:南开大学出版社, 1989年, 509.
- [33] Dill L M. Adaptive flexibility in the foraging behaviour of fishes [J]. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, 1983, 40:398 – 408.
- [34] Zieman J C, Mack S A, Mills A L. Role of seagrasses and mangroves in estuarine food webs: temporal and spatial changes in stable isotope composition and amino acid content during decomposition [J]. **Bulletin of Marine Science**, 1984, 35:380 – 392.
- [35] Holguin G, Vazquez P, Bashan Y. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview [J]. **Biology and Fertilization Soils**, 2001, 33:265 – 278.
- [36] Newell R I E, Marshall N, Sasekamar A, *et al.* Relative importance of benthic microalgae, phytoplankton, and mangrove as sources of nutrition for penaeid prawns and other coastal invertebrates from Malaysia [J]. **Marine Biology**, 1995, 123:595 – 606.
- [37] Young P C. Moreton Bay, Queensland: A nursery area for juvenile penaeid prawns [J]. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, 1978, 29: 55 – 75.
- [38] Odum W E, Heald E J. The detritus – based food web of an estuarine mangrove community [J]. **Bulletin of Marine Science**, 1975, 22:671 – 737.
- [39] Staples D J, Vance D J. Short – term and long – term influences on the immigration of post – larval banana prawns *Penaeus merguensis*, into a mangrove estuary of the Gulf of Carpentaria, Australia [J]. **Marine Ecology Progress Series**, 1985, 23:15 – 29.
- [40] Fikson Oyvind, Dag L A, Magni H F, *et al.* The influence of turbidity on growth and survival of fish larvae: a numerical analysis [J]. **Hydrobiologia**, 2002, 484:49 – 59.
- [41] Hargeby A, Andersson G, Blindow I, *et al.* Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes [J]. **Hydrobiologia**, 1994, 279 – 280:83 – 90.
- [42] Bonsdorff E, Pearson H. Variation in the sublittoral macrozoobenthos of the Baltic Sea along environmental gradients: a functional – group approach [J]. **Australian Journal of Ecology**, 1999, 24:312 – 326.
- [43] Wolanski E, Jones M, Bunt J S. Hydrodynamics of a tidal creek – mangrove swamp system [J]. **Australian Journal of marine and Freshwater Research**, 1980, 31:431 – 450.
- [44] Rivera – Monroy V H, Madden C J, Day Jr J W, *et al.* Seasonal coupling of a tropical mangrove forest and an estuarine water column: enhancement of aquatic primary productivity [J]. **Hydrobiologia**, 1998, 379(1 – 3):41 – 53.
- [45] Mittelbach G G. Predation and resource partitioning in two sunfishes (Centrarchidae) [J]. **Ecology**, 1984, 65(2): 499 – 513.
- [46] Marguillier S, van der Velde G, Dehairs F, *et al.* Tropical relationship in an interlinked mangrove – seagrass ecosystem as traced by $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ [J]. **Marine Ecology Progress Series**, 1997, 151(1 – 3):115 – 121.
- [47] Loneragan N R, Bunn S E, Kellaway D M. Are mangroves and seagrass sources of organic carbon for penaeid prawns in a tropical Australian estuary? A multiple stable – isotope study [J]. **Marine Biology**, 1998, 30(2):289 – 300.
- [48] 赖廷和, 何斌源. 广西红树林区大型底栖动物种类多样性研究 [J]. 广西科学, 1998, 5(3): 166 – 172.
- [49] 何斌源, 范航清. 广西英罗港红树林潮沟鱼类多样性季节动态研究 [J]. 生物多样性, 2002, 10(2): 175 – 180.

(本文编辑:张培新)