中国科学: 地球科学 2017 年 第 47 卷 第 12 期: 1425 ~ 1435
SCIENTIA SINICA Terrae earthcn.scichina.com
《中国科学》杂志社 SCIENCE CHINA PRESS
论 文 中国海碳储库与碳循环专题

海草凋落叶分解对沉积物有机碳组成及其关键转化过程的影响

刘松林[1,2], 江志坚[1], 邓益琴[3], 吴云超[1,2], 赵春宇[1,2], 张景平[1], 沈园[1,2], 黄小平[1,2*]

1. 中国科学院南海海洋研究所热带海洋生物资源与生态重点实验室, 广州 510301;
2. 中国科学院大学地球科学学院, 北京 100049;
3. 中国水产科学研究院南海水产研究所, 广州 510301
* 通讯作者, E-mail: xphuang@scsio.ac.cn

收稿日期: 2017-09-09; 接受日期: 2017-11-16; 网络发表日期: 2017-12-07
国家重点基础研究发展计划项目(编号: 2015CB452905和2015CB452902)、国家自然科学基金项目(批准号: 41730529、 41306108、41406128)和国家基础性工作专项项目(编号: 2015FY110600)资助

摘要 海草凋落叶是海草床沉积物有机碳(Sediment Organic Carbon, SOC)的重要来源. 然而, 海草凋落叶分解对SOC组分及其主要转化过程的影响机理尚不清楚. 本研究通过室内模拟实验, 研究海草凋落叶分解对SOC活性组成及其关键酶活性的影响. 结果显示, 海草凋落叶分解提高了沉积物盐提取有机碳(Salt-Extractable Carbon, SEC)的含量和SEC/SOC比例, 也显著提高了与SOC转化相关的蔗糖酶、多酚氧化酶及β-葡糖苷酶活性, 多酚氧化酶和β-葡糖苷酶活性的提高, 可能会加快沉积物惰性有机碳的分解. 在24d培养期内, 海草凋落叶分解增加了CO_2的释放量, 并降低了SOC含量. 因此, 海草凋落叶分解释放了大量溶解有机碳, 提高了SOC的活性, 促进了SOC的转化.

关键词 海草凋落叶, 沉积物有机碳, 主要组成, 酶活性

1 引言

海草床生态系统是沿岸重要的蓝碳组成, 具有较高的储碳效率(Duarte等, 2013; Macreadie等; 2014), 其中大部分有机碳(Organic Carbon, OC)存储于沉积物中. 据估计, 全球海草床沉积物有机碳(Sediment Organic Carbon, SOC)存储量高达19.9Pg (Fourqurean等, 2012). 海草床生态系统较高的初级生产力是其具有高储碳能力的重要原因之一(Duarte等, 2010). 海草叶片生物量约占其初级生产力的一半(Duarte和Chiscano, 1999), 海草叶片除了部分被植食者啃食外(Heck和Valentine, 2006), 大部分会脱落形成有机碎屑(Mateo等, 2006). 例如, 热带海草泰来草(*Thalassia hemprichii*)叶片生物量的80%会凋落形成碎屑(Chiu等, 2013). 因此, 全球范围内的海草床及其邻近的潮滩上经常存在大量的海草凋落叶(Coupland等, 2007; Macreadie等, 2017) (图1). 海草凋落叶分解主要包括三个阶段——淋溶、微生物附着生长利用和惰性物质缓慢降解(Godshalk和Wetzel, 1978). 海草凋落叶中含有丰富的非结构碳水化合物等活性物质, 可在海草凋落叶分解淋溶期以溶解有机碳(Dissolved Organic Carbon, DOC)的形式释放进入水体或沉积物(Vichkovitten和Holmer, 2004;

中文引用格式: 刘松林, 江志坚, 邓益琴, 吴云超, 赵春宇, 张景平, 沈园, 黄小平. 2017. 海草凋落叶分解对沉积物有机碳组成及其关键转化过程的影响. 中国科学: 地球科学, 47: 1425–1435, doi: 10.1360/N072017-00296
英文引用格式: Liu S L, Jiang Z J, Deng Y Q, Wu Y C, Zhao C Y, Zhang J P, Shen Y, Huang X P. 2017. Effects of seagrass leaf litter decomposition on sediment organic carbon composition and the key transformation processes. Science China Earth Sciences, 60: 2108–2117, https://doi.org/10.1007/s11430-017-9147-4

© 2017 《中国科学》杂志社

Lavery等, 2013). 海草凋落叶高活性物质的释放会促进海草床及其邻近海域微食物循环(Lavery等, 2013; Wang等, 2014; Duarte, 2017), 并也会影响沉积物微生物的生物量和活性(Vichkovitten和Holmer, 2004; Fraser等, 2016). 另外, 海草床沉积物中微生物的转化也是决定其碳储量的重要原因之一(López等, 1998; Holmer等, 2004). 因此, 海草凋落叶分解过程所释放的高活性物质可能会影响海草床SOC的形态与转化过程. 沉积物活性有机碳(Labile Organic Carbon, LOC)为SOC中的活性组成, 其在调控生态系统生产力和碳的生物地球化学过程起到重要作用(Dodla等, 2012). 然而, 目前鲜有报道海草凋落叶分解对海草床SOC活性碳库的影响.

沉积物微生物胞外酶是沉积物中重要活性组分之一, 可调控OC转化相关的酶活性, 与SOC的分解具有密切联系(Karaca等, 2011). 沉积物微生物胞外酶活性可快速响应环境的变化及沉积物有机质变化(Zhang等, 2014; Shao等, 2015), 并对认知SOC存储潜力的变化具有重要指示作用(Liu等, 2017a, 2017b). 然而, 海草凋落叶分解对SOC转化相关酶活性的影响仍未见报道.

海南新村湾海草床为我国热带典型海草床生态系统, 处于近封闭的潟湖内, 其海草种类丰富, 大量的海草凋落叶散布于潮间带(图1a). 本文以新村湾现场海草凋落叶的生物量为依据, 采用室内模拟实验, 在海草分解淋溶时期, 对比分析添加海草老年叶片的海草组与无海草叶片添加的对照组沉积物中盐提取有机碳(Salt-Extractable Carbon, SEC)和微生物量碳(Microbial Biomass Carbon, MBC)组成, 以及多酚氧化酶、脱氢酶、蔗糖酶和β-葡糖苷酶等酶活性的差异. MBC是沉积物LOC的重要组成, 是沉积物微生物量的重要指示, 而SEC为沉积物微生物直接可利用的OC (Rochette和Gregorich, 1998; Liu 等, 2016). 多酚氧化酶、脱氢酶、蔗糖酶和β-葡糖苷酶活性高低可指示SOC转化速率的大小(Waldrop等, 2004; Yin等, 2014; Shao等, 2015; Liu等, 2017a, 2017b). 因此, 研究海草凋落叶分解对沉积物活性碳库及其关键酶活性的影响, 有助于更深入认识海草床SOC的转化过程, 为海草床蓝碳管理与保护提供重要的科学依据.

2 材料与方法

2.1 现场采样

于2016年12月在海南新村湾随机采集泰来草



图 1 海草凋落叶散布于海草床及其邻近潮滩的照片

(a) 中国海南新村湾, (b) 英国威尔士Porthdinllaen, (c) 澳大利亚维多利亚省菲利普港湾(Port Phillip Bay), (d) 澳大利亚新南威尔士州Narabbeen Lagoon. 照片来源: 刘松林和江志坚

(*Thalassia hemprichii*)年老叶片和表层沉积物(0~1cm), 并分别装于封口袋中, 冷藏保存迅速带回实验室. 随机设置10 个25cm×25cm 的样方, 计算海草凋落叶生物量.

2.2　实验设计

将沉积物风干后过35目筛(500μm孔径)待用. 随机采集的海草老叶样品, 用超纯水清洗后并擦干备用. 同时, 留存一部分沉积物和海草样品用于测定叶片初始的OC含量.

将500g沉积物(干重)放入大小为27cm×17cm×25cm的玻璃缸, 使沉积物的高度为1cm, 并向玻璃缸内倒入250mL盐度为30的人工海水(新村湾海水的平均盐度), 使其刚好淹没沉积物. 本实验分为1个实验组和1个对照组, 分别为添加海草老年叶片的海草组与无海草叶片添加的对照组. 根据新村湾泰来草沿岸的单位面积凋落量, 向海草组装入20g湿重的海草老年叶片. 并在每个培养缸中放入小烧杯, 小烧杯中装入120mL 0.1mol dm^{-3}的NaOH用于捕获释放的CO_2, 密封黑暗保存. 由于海草凋落叶分解的淋溶时期主要在前3~4周(Kristensen, 1994; Wang等, 2014), 因此, 我们在第0、2、5、13和24d分别随机取出3个海草组和3个对照组(图2), 进行CO_2释放量、海草和沉积物相关指标的分析.

2.3　实验方法

每次取样时, 首先取出装有NaOH的小烧杯并迅速密封, 然后测定沉积物的氧化还原电位. 取出全部的海草样品进行清洗后迅速在60°C烘干至恒重, 计算其剩余生物量, 取部分磨碎, 过100目筛干燥保存. 沉积物分为三个子样, 一部分进行风干, 一部分进行冷冻保存, 剩余沉积物样品冷藏保存.

采用碱液吸收法测定培养系统释放的CO_2. 具体操作如下: 从小烧杯中吸取5mL于小烧瓶中, 加入1mol L^{-1}的$BaCl_2$溶液2.5mL, 加2滴酚酞指示剂, 用1mol L^{-1}的HCl滴定至红色消失. 把CO_2累积释放量换算为碳矿化释放的CO_2-C含量(Núñez等, 2001). 利用风干沉积物测定其pH, 按照水土比例1:2.5混合后, 利用pH计(Seven 2Go^{TM} pH Meter)测定其溶液的pH, 即为沉积物pH值(Liu等, 2017a).

冷藏保存的沉积物, 用于分析沉积物酶活(多酚氧化酶、蔗糖酶、脱氢酶和β-葡糖苷酶)及SEC和MBC分析. 多酚氧化酶活性用邻苯三酚比色法测定, 以邻苯三酚为基底, 将沉积物在37°C条件下培养2h, 然后利用分光光度计在430nm条件下测算没食子素的含量, 酶活性以1g沉积物干样在2h内生成没食子素的mg数表示(Burns和Dick, 2002; Yin等, 2014). 蔗糖酶活性采用3, 5-二硝基水杨酸比色法, 以蔗糖为基质, 37°C培养沉积物24h, 酶活性以1g沉积物干样在24h内生成葡萄糖的mg数表示(Yin等, 2014; Shao等, 2015). 脱氢酶的测定, 以2, 3, 5-氯化三苯基四唑为基质, 37°C培养沉积物24h, 然后在485nm测定还原生成的三苯基甲鎓, 沉积物脱氢酶活性以1g沉积物干样在24h内生成三苯基甲鎓的μg数表示(Wu等, 2004). 对-硝基苯-β-D吡喃葡萄糖苷为基底, 37°C培养1h后, 在410nm条件下比色测定β-葡糖苷酶活性, 其活性以1g沉积物干样在24h 产生对-硝基苯酚的μmol数表示(Yin等, 2014; Shao等, 2015). SEC和MBC的测定方法如下: 取新鲜采集的沉积物样品10g, 氯仿蒸汽熏蒸24h, 用真空泵抽尽氯仿. 然后样品用0.5mol L^{-1}的K_2SO_4 溶液浸提0.5h, 同时浸提未熏蒸的土壤样品, 然后利用岛津总有机碳仪测定. 未熏蒸沉积物样提取的有机碳即为SEC(Fang等, 2005; Dodla等, 2012), 熏蒸沉积物样与不熏蒸沉积物样提取的有机碳的差值除以转换系数K_C(0.38)计算MBC

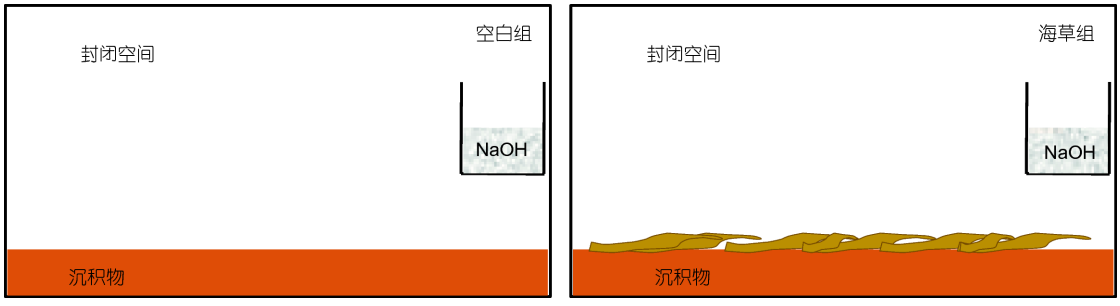

图 2　实验设置示意图

(Vance等, 1987; Yang等, 2013).

取冷冻保存的沉积物, 冷冻干燥后利用研钵和研杵将沉积物研磨粉碎过100目筛. 研磨后的沉积物用1mol L^{-1}的盐酸酸化过夜去除无机碳, 然后用超纯水清洗并于40°C烘干后保存. 利用元素分析仪(Vario EL)分析研磨好的海草样品和沉积物样品的OC含量. 根据各采样时间海草凋落叶OC的含量与初始样品OC含量差值计算其OC释放量.

2.4 数据处理

所有数据经Microsoft Excel 2010 和SPSS 19.0 软件处理, 首先对数据进行方差同质性检验, 若方差不齐, 则将原始数据进行对数或指数转换以满足方差齐性. 利用Student *t*检验, 分析在不同取样时间, 沉积物氧化还原电位、沉积物pH、SOC、SEC、MBC、SEC/SOC、MBC/SOC、多酚氧化酶、脱氢酶、蔗糖酶、β-葡糖苷酶和CO_2-C释放量在海草组和对照组间的差异性. 为描述24d试验后培养体系中OC的转化途径, 计算初始培养时和24d培养后海草叶片OC, 沉积物中各SEC、MBC、SOC和相关酶活性及CO_2的净变化量. 根据$V_{净}=V_{24d}-V_{0d}$该公式进行计算, 式中$V_{净}$为所测指标在24d的净变化量, V_{0d}和V_{24d}分别为初始培养和24d培养后各测量指标含量. 在未说明释放或吸收的条件下, $V_{净}$为负数代表减少, 正数代表增加.

3 结果

3.1 海草凋落叶有机碳的释放

海草凋落叶OC的释放量随着培养时间的增加而上升. 在24d的释放期内, 海草凋落叶释放了254.42mg (平均值)的OC (图3a), 占海草凋落叶总OC的比率不超过20% (图3b).

3.2 沉积物物理指标的变化

海草组和对照组的氧化还原电位都呈现先下降后上升的趋势, 都在第5d达到最小值(图4a). 在0d后每个采样时间点, 对照组氧化还原电位都高于海草组, 并且各组间差异显著($p<0.05$). 两组的pH值都呈现先下降后上升趋势, 并都在第2d达到最小值. 另外, 两组的pH值差异在各采样时间都不显著(图4b, $p>0.05$).

3.3 沉积物有机碳组成的变化

海草组和对照组的SOC、SEC和SEC/SOC都呈现缓慢下降的趋势(图5a、b和c). 其中, 海草组的SEC和SEC/SOC在2~24d 的培养期内都显著高于对照组(图5b和c, $p<0.05$), 而SOC含量在培养期内差异都不显著(图5a, $p>0.05$). MBC和MBC/SOC都呈现先下降, 而后逐渐上升并趋于平稳的变化趋势. 在第5d, 对照组的MBC和MBC/SOC显著高于海草组($p<0.05$), 但在培养后期, 海草组的MBC和MBC/SOC都高于对照组(图5c和e).

3.4 沉积物酶活性的变化

海草组的蔗糖酶活性呈现先上升后下降趋势, 并在第5d达到最大值, 而对照组却呈现缓慢下降并逐渐趋于平稳的趋势(图6 a). 在2~24d, 海草组的蔗糖酶活性都显著高于对照组(图6a, $p<0.05$). 两组的脱氢酶活性均呈现先上升后下降趋势, 都在第5d达到最大, 差异

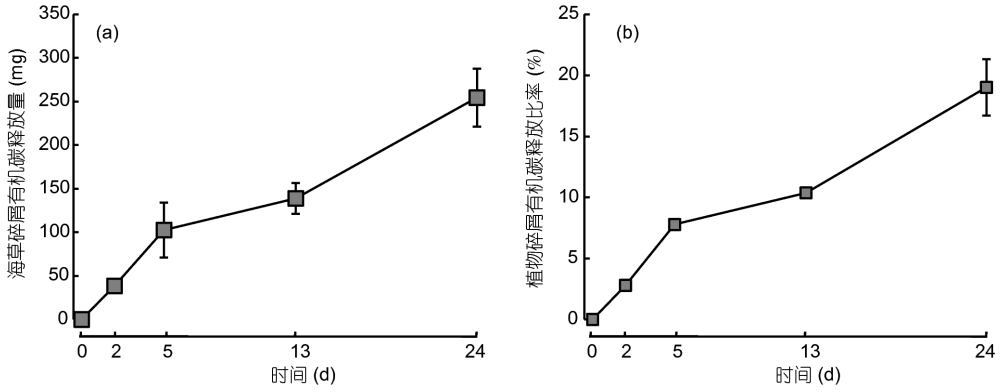

图 3 海草凋落叶的OC释放量(a)和其占海草凋落叶总OC的比率(b)

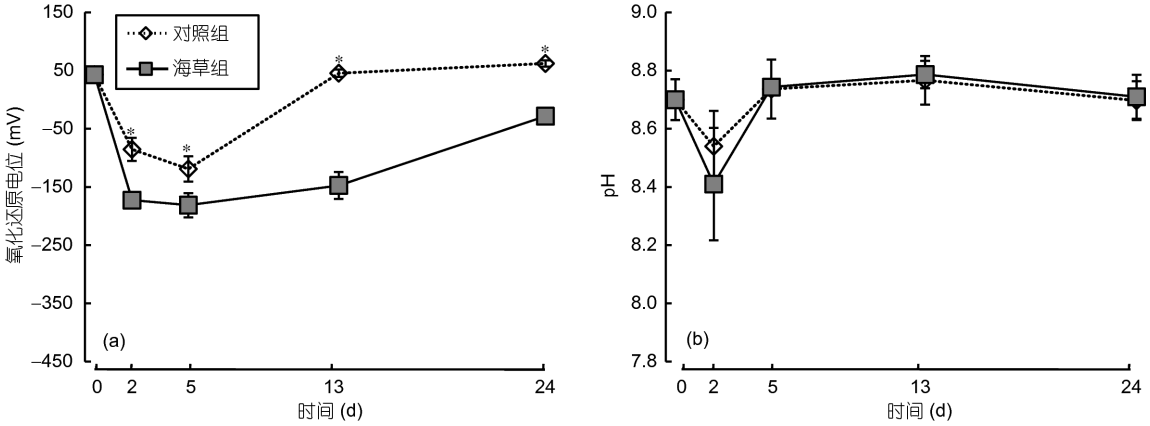

图 4　海草组和对照组沉积物氧化还原电位(a)和pH(b)

*表示在同一采样时间各组别之间差异显著(Student *t*-test, $p<0.05$)

不显著(图6b, $p>0.05$). 多酚氧化酶活性随着培养时间的增加而呈现逐渐上升趋势, 5d后, 海草组的多酚氧化酶活性都显著高于对照组(图6c, $p<0.05$). 海草组的β-葡糖苷酶在培养5d后都高于对照组, 并在第13d呈现显著差异(图6d, $p<0.05$).

3.5　培养系统CO_2的释放

以培养系统所释放的CO_2的C含量(CO_2-C)表征其CO_2释放量(图7). 两个组的CO_2-C释放量都随着培养时间增加而不断上升, 并在培养后期逐渐趋于平稳. 24d培养期后, 对照组和海草组培养系统内所释放的总CO_2-C的平均值分别为5.90和16.20mg.

4　讨论

4.1　海草床沉积物有机碳组成与酶活性对海草凋落叶分解的响应

海草凋落叶分解具有阶段性, 在分解的淋溶阶段质量损失较快, 主要是由于大量非结构性碳水化合物和氨基酸的释放(Maie等, 2006; Lavery等, 2013). 随着分解进行, 木质素和纤维素等的相对含量增加, 凋落叶分解速率降低(Mateo等, 2006). 本研究的24d为海草凋落叶分解的淋溶阶段, 释放较多DOC并引起微生物的快速转化(Kristensen, 1994; Wang等, 2014). 在前2d的培养期, 由于沉积物微生物需要适应环境, 导致对照组和海草组沉积物中MBC均下降; 2d后由于微生物逐渐适应培养环境, 沉积物MBC含量呈现逐渐上升趋势. 然而, 海草凋落叶分解初期(前5d)为其释放DOC的最快阶段(Pedersen等, 1999; 周沉冤等, 2014), 海草组大量的DOC进入沉积物后会一定程度地延缓或阻滞沉积物微生物的生长和活性(Kristensen等, 1995; Kristensen和Hansen, 1995), 这导致在第5d海草组的MBC和MBC/SOC都显著低于对照组. 由于SEC为沉积物微生物直接可利用的OC来源(Liu等, 2016), 微生物量的上升促使沉积物中SEC和SEC/SOC逐渐下降(Yang等, 2013; Liu等, 2016). 然而, 海草组的SEC和SEC/SOC都显著高于对照组, 这是因为海草凋落叶分解的淋溶会释放出大量的非结构碳水化合物(蔗糖、木糖和甘露糖等)、氨基酸以及多酚类物质等DOC, 成为沉积物SEC重要组成部分(Vichkovitten和Holmer, 2004; Maie等, 2006; Lavery等, 2013). 同时, 随着海草组的沉积物微生物逐渐恢复正常生长, 高SEC含量可促进其快速增长(Kristensen等, 1995), 从而导致海草组的MBC和MBC/SOC在培养后期都高于对照组.

沉积物酶活性与沉积物微生物的分泌释放及其反应底物浓度密切相关(Zhang等, 2011; Shao等, 2015; Liu等, 2017a). 由于对照组缺少外源OC的输入, 除脱氢酶外的其他三种酶活性都比海草组低. 海草组中的高微生物量及海草凋落叶所释放的蔗糖和多酚类物质, 显著提高了沉积物蔗糖酶和多酚氧化酶的活性(Stemmer等, 1998; Shao等, 2015; Liu等, 2017a; 刘松林等, 2017). 另外, 海草组的β-葡糖苷酶也多高于对照组, 这与海草凋落叶含有丰富的纤维素密切相关(DeForest, 2009). 蔗糖酶催化水解蔗糖释放具有高活性的

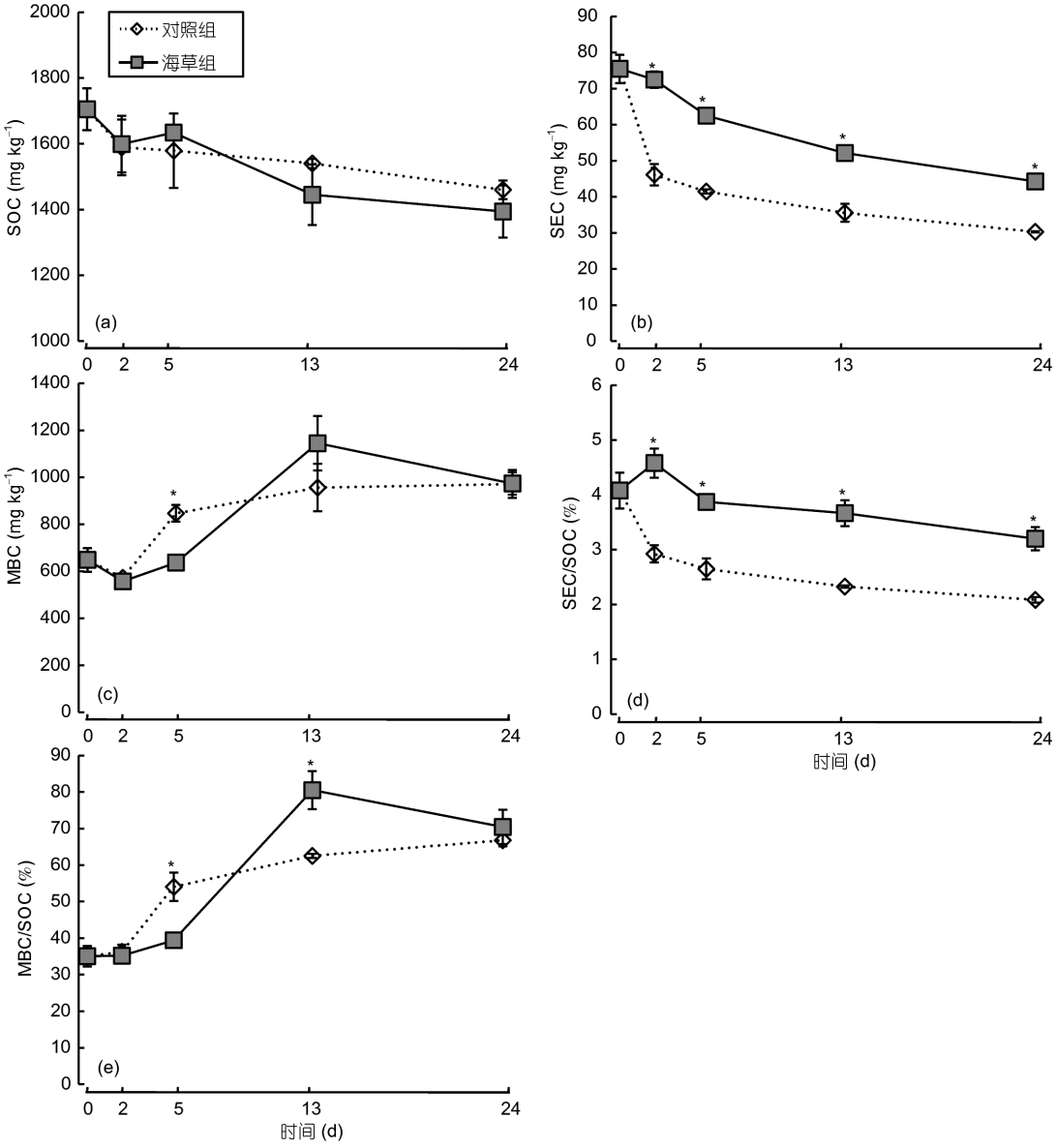

图 5　海草组和对照组的SOC(a)、SEC(b)、MBC(c)、SEC/SOC(d)和MBC/SOC(e)

*表示在同一采样时间各组别之间差异显著(Student *t*-test, $p<0.05$)

葡萄糖和果糖，并能直接被微生物利用(Stemmer等, 1998). 海草凋落叶在前5d快速释放大量的DOC，反应底物含量的上升导致沉积物蔗糖酶在0~5d呈现迅速上升趋势, 并在第5d达到最大. 随后由于海草组凋落叶释放DOC速率(Lavery等, 2013; 周沉冤等, 2014), 以及沉积物中SEC含量(Yang等, 2013; Liu等, 2016)随培养时间的增加而逐渐下降，导致其沉积物蔗糖酶在5d后也呈现逐渐下降趋势. 多酚氧化酶和β-葡糖苷酶分别能促进木质素和纤维素的降解(DeForest等, 2004; Waldrop等, 2004; DeForest, 2009). 木质素和纤维素为SOC中重要的惰性组成(Mateo等, 2006)，海草组沉积物中多酚氧化酶和β-葡糖苷酶的高活性可能会加快沉积物惰性OC库的利用，不利于SOC的存储(Liu等, 2017a, 2017b). 对照组的多酚氧化酶和β-葡糖苷酶活性随培养时间的增加也呈现逐渐上升趋势，这可能是由于沉积物SEC的减少，促进了微生物对沉积物中惰性OC的

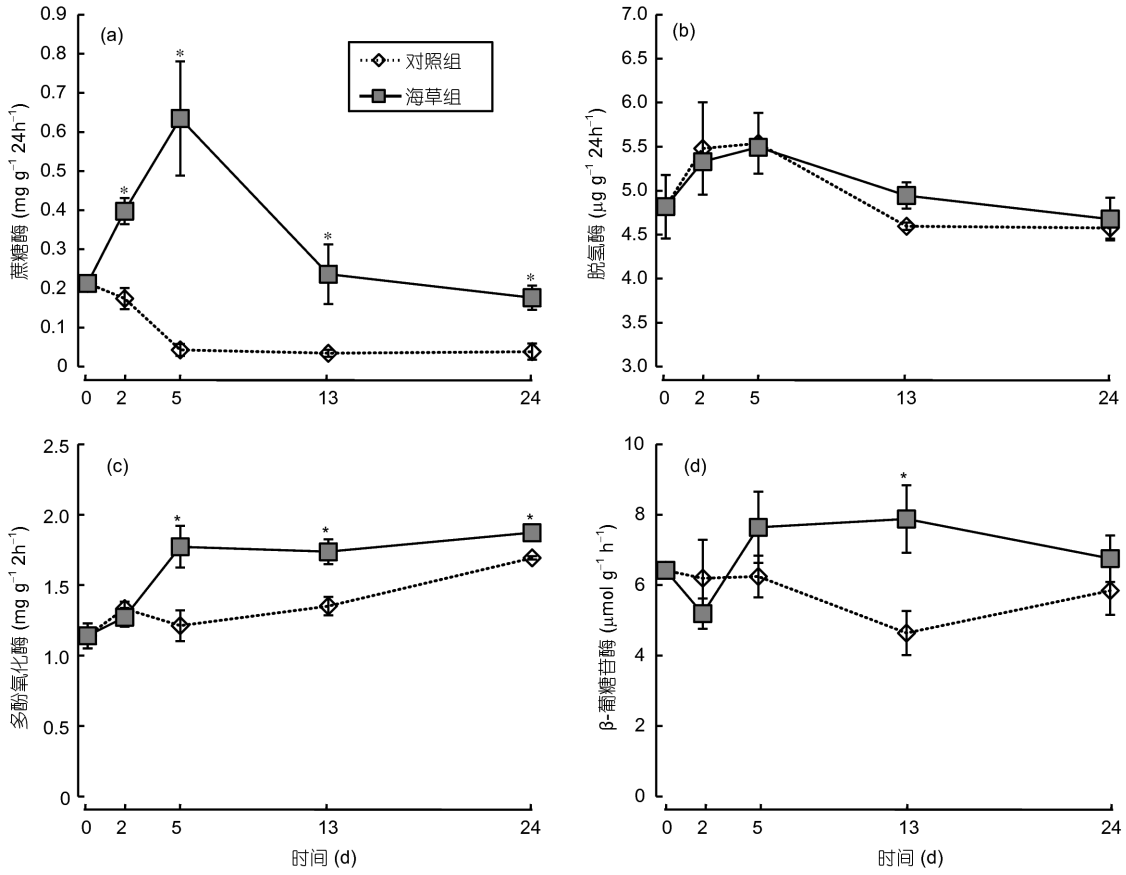

图 6　海草组和对照组的蔗糖酶(a)、脱氢酶(b)、多酚氧化酶(c)和β-葡糖苷酶(d)

*表示在同一采样时间各组别之间差异显著(S-N-K test, p<0.05)

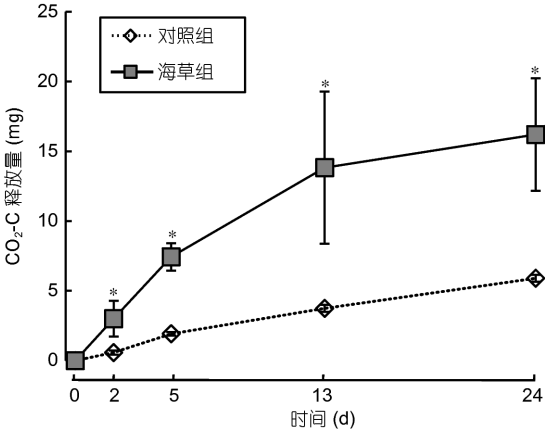

图 7　海草组和对照组培养系统CO_2释放量

转化. 同时, 多酚氧化酶对沉积物酚类物质的清除会提高SOC相关水解酶的活性，加快SOC 的矿化和分解(Freeman等，2001). 沉积物脱氢酶的活性反映沉积物中微生物活性及对有机物的降解强度(Wu等，2004). 培养前5d的微生物数量上升，以及沉积物中丰富的LOC都促进了提高了沉积物脱氢酶活性的上升，但随着沉积物SEC含量的下降，以及封闭环境导致沉积物厌氧环境的形成，随之又抑制了其脱氢酶活性(Ying等, 2007).

4.2　培养系统沉积物有机碳净收支

根据初始培养时和24d培养后海草叶片OC，沉积物中各SEC、MBC、SOC和相关酶活性及CO_2的净变化量，绘制两组培养体系中OC的转化途径示意图(图8). 在24d的培养期内，由于微生物的转化作用，海草组和对照组SOC的含量都呈现逐渐下降趋势. 对照组无外源OC的输入，微生物直接利用其SOC导致其SOC的含量下降. 但在海草OC输入条件下，却造成了更多

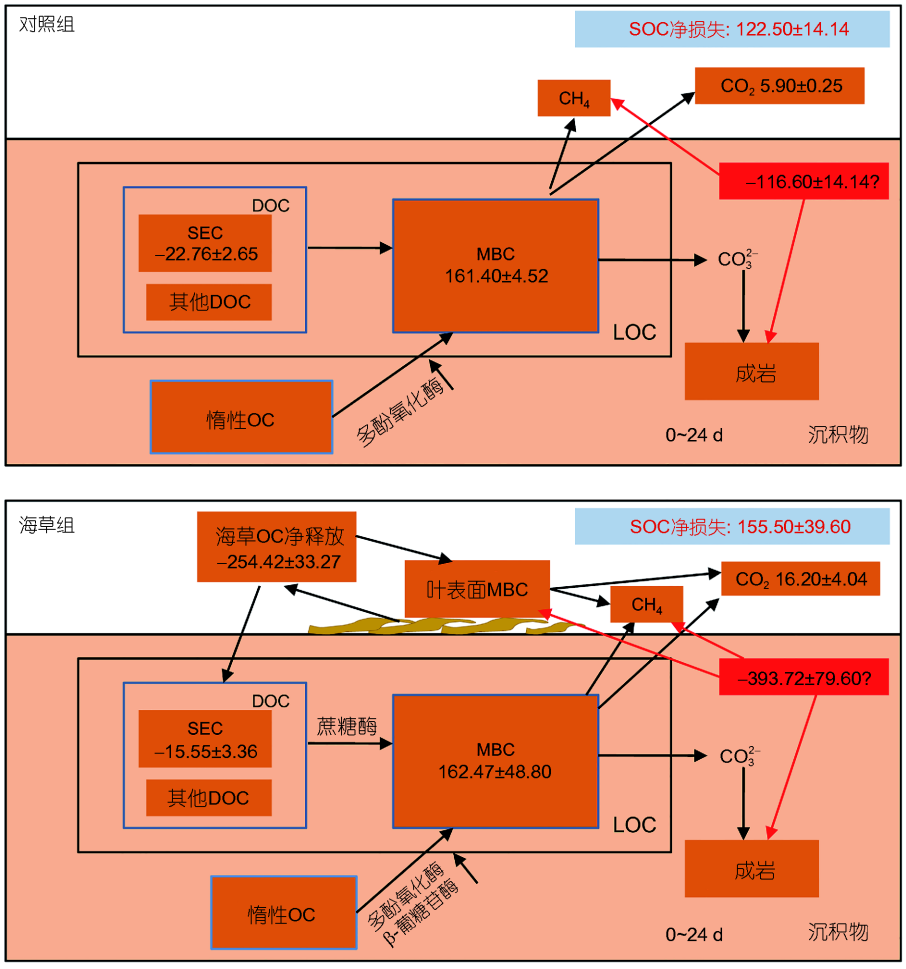

图 8　对照组和海草组培养系统OC转化途径示意图

图中单位均为mg

的SOC的损失, 这与Holmer和Olsen (2002)的研究结果类似. 在24d的快速降解期, 海草凋落叶淋溶阶段释放了较多的DOC, 这提高了沉积物微生物数量并促进其胞外酶的释放. 如本研究的蔗糖酶、多酚氧化酶和β-葡糖苷酶的活性上升, 导致了SOC的快速转化, 并在海草组呈现更高的CO_2释放量. 因而海草组SOC的下降量高于对照组. 在24d的培养后, 海草凋落叶OC剩余接近80%, 其中大部分为木质素和纤维素等惰性OC (Mateo等, 2006; Lavery等, 2013). 海草凋落叶惰性OC可能会成为沉积物重要的OC存储(Cebrian, 2002; Macreadie等, 2017). 但本研究仅考虑了凋落叶分解淋溶时期对SOC的影响, 海草凋落叶的后续降解对SOC净收支的影响还有待深入研究.

两组培养体系中所损失的OC和释放的总CO_2不对等(图8). OC的收支不平衡主要是以下几个原因: (1) 在实验误差方面, 可能在海草凋落叶的回收过程中损失了部分OC, 以及沉积物间隙水中溶解了部分CO_2; (2) 由于沉积物中微生物的矿化作用, 导致碳酸盐的沉淀, 这会改变沉积物的pH, 但本研究中各组沉积物的pH变化较小, 因此, 沉积物的成岩作用的影响较小(Mucci等, 2000); (3) 微生物对SOC的降解作用, 也会产生部分甲烷气体(Gonsalves等, 2011), 但本研究没有测量; (4) 另外, 快速降解时期, 海草凋落叶分解释放的LOC会迅速转化到植物碎屑表面的微生物, 成为附着于植物碎屑MBC的重要组成(Robertson等, 1982; Blum和Mills, 1991; Peduzzi和Herndl, 1991), 但本研究回收海草凋落叶后, 对海草凋落叶进行了清洗, 因此可能损失了大部分附着于海草凋落叶表面的MBC.

4.3 生态学意义

海草床生态系统产生大量的海草凋落叶, 具有重要的生态功能, 如沿岸鸟类和底栖动物重要食物来源和栖息场所(Dugan等, 2003), 邻近生态系统重要的沙质底质和营养物质来源(Jiménez等, 2017)等. 近年来, 受海草床生态系统蓝碳功能研究影响, 海草凋落叶的碳收支逐渐受到重视(Chiu等, 2013; Jiménez等, 2017; Macreadie等, 2017; Misson等, 2017). 一方面, 海草凋落叶具有较高分解速率能产生CO_2, 成为沿岸重要的碳源(Coupland等, 2007; Misson等, 2017); 但另一方面, 海草凋落叶中的惰性组分可成为沿岸重要碳存储(Macreadie等, 2017). 本研究发现海草凋落叶分解释放了大量DOC, 提高了SOC中活性组成和微生物胞外酶活性, 加快了SOC的转化, 增加了SOC的损失. 另外, 富营养化是全球海草床退化的关键驱动因子之一(Green和Short, 2003). 随着全球营养负荷不断加剧, 海草的生长受到抑制, 活体海草生物量碳会直接减少(Russell等, 2013). 而且, 周沉冤等(2014)研究发现, 营养负荷增加会提高海草凋落量及其DOC的释放量. 富营养化引起的海草凋落量增加, 会加快SOC的转化, 减少海草床碳储量, 进而影响全球气候变化.

5 结论

海草凋落叶分解显著提高了沉积物LOC的含量及其占SOC的比例, 并促进与SOC降解相关的酶活性, 从而增加CO_2的释放量并降低SOC含量. 这表明海草凋落叶分解可增加SOC的活性碳库并提高SOC的转化.

参考文献

刘松林, 江志坚, 张景平, 甘茂林, 吴云超, 黄小平. 2017. 海南新村湾海草床沉积物影响有机碳转化的主要酶活性特征及其对营养负荷的响应. 海洋环境科学, 36: 1–7

周沉冤, 江志坚, 连忠廉, 张景平, 倪志鑫, 徐邦玉, 黄小平. 2014. 海南新村湾海草泰来藻凋落叶特征及其对网箱养殖的响应. 生态学杂志, 33: 1546–1552

Blum L, Mills A. 1991. Microbial growth and activity during the initial stages of seagrass decomposition. Mar Ecol Prog Ser, 70: 73–82

Burns R G, Dick R P. 2002. Enzymes in the Environment: Activity, Ecology, and Applications. CRC Press

Cebrian J. 2002. Variability and control of carbon consumption, export, and accumulation in marine communities. Limnol Oceanogr, 47: 11–22

Chiu S H, Huang Y H, Lin H J. 2013. Carbon budget of leaves of the tropical intertidal seagrass *Thalassia hemprichii*. Estuarine Coastal Shelf Sci, 125: 27–35

Coupland G T, Duarte C M, Walker D I. 2007. High metabolic rates in beach cast communities. Ecosystems, 10: 1341–1350

DeForest J L. 2009. The influence of time, storage temperature, and substrate age on potential soil enzyme activity in acidic forest soils using MUB-linked substrates and l-DOPA. Soil Biol Biochem, 41: 1180–1186

DeForest J L, Zak D R, Pregitzer K S, Burton A J. 2004. Atmospheric nitrate deposition, microbial community composition, and enzyme activity in Northern Hardwood forests. Soil Sci Soc Am J, 68: 132–138

Dodla S K, Wang J J, Delaune R D. 2012. Characterization of labile organic carbon in coastal wetland soils of the Mississippi River deltaic plain: Relationships to carbon functionalities. Sci Total Environ, 435-436: 151–158

Duarte C M. 2017. Reviews and syntheses: Hidden forests, the role of vegetated coastal habitats in the ocean carbon budget. Biogeosciences, 14: 301–310

Duarte C M, Chiscano C L. 1999. Seagrass biomass and production: A reassessment. Aquatic Bot, 65: 159–174

Duarte C M, Kennedy H, Marbà N, Hendriks I. 2013. Assessing the capacity of seagrass meadows for carbon burial: Current limitations and future strategies. Ocean Coastal Manage, 83: 32–38

Duarte C M, Marbà N, Gacia E, Fourqurean J W, Beggins J, Barrón C, Apostolaki E T. 2010. Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. Glob Biogeochem Cycle, 24: GB4032

Dugan J E, Hubbard D M, McCrary M D, Pierson M O. 2003. The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. Estuarine Coastal Shelf Sci, 58: 25–40

Fang C, Smith P, Moncrieff J B, Smith J U. 2005. Erratum: Similar response of labile and resistant soil organic matter pools to changes in temperature. Nature, 436: 881–881

Fourqurean J W, Duarte C M, Kennedy H, Marbà N, Holmer M, Mateo M A, Apostolaki E T, Kendrick G A, Krause-Jensen D, McGlathery K J, Serrano O. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. Nat Geosci, 5: 505–509

Fraser M W, Statton J, Hovey R K, Laverock B, Kendrick G A. 2016. Seagrass derived organic matter influences biogeochemistry, microbial communities, and seedling biomass partitioning in seagrass sediments. Plant Soil, 400: 133–146

Freeman C, Ostle N, Kang H. 2001. An enzymic 'latch' on a global

carbon store. Nature, 409: 149–149

Godshalk G L, Wetzel R G. 1978. Decomposition of aquatic angiosperms. III. *Zostera marina L*. and a conceptual model of decomposition. Aquat Bot, 5: 329–354

Gonsalves M J, Fernandes C E G, Fernandes S O, Kirchman D L, Bharathi P A L. 2011. Effects of composition of labile organic matter on biogenic production of methane in the coastal sediments of the Arabian Sea. Environ Monit Assess, 182: 385–395

Green E P, Short F T. 2003. World Atlas of Seagrasses. Berkeley: University of California Press

Heck Jr. K L, Valentine J F. 2006. Plant-herbivore interactions in seagrass meadows. J Exp Mar Biol Ecology, 330: 420–436

Holmer M, Duarte C, Boschker H, Barrón C. 2004. Carbon cycling and bacterial carbon sources in pristine and impacted Mediterranean seagrass sediments. Aquat Microb Ecol, 36: 227–237

Holmer M, Olsen A B. 2002. Role of decomposition of mangrove and seagrass detritus in sediment carbon and nitrogen cycling in a tropical mangrove forest. Mar Ecol Prog Ser, 230: 87–101

Jiménez M A, Beltran R, Traveset A, Calleja M L, Delgado-Huertas A, Marbà N. 2017. Aeolian transport of seagrass (*Posidonia oceanica*) beach-cast to terrestrial systems. Estuar Coast Shelf Sci, 196: 31–44

Karaca A, Cetin S C, Turgay O C, Kizilkaya R. 2011. Soil enzymes as indication of soil quality. In: Shukla G, Varma A, eds. Soil Enzymology. Heidelberg: Springer-Verlag. 119–148

Kristensen E. 1994. Decomposition of macroalgae, vascular plants and sediment detritus in seawater: Use of stepwise thermogravimetry. Biogeochemistry, 26: 1–24

Kristensen E, Ahmed S I, Devol A H. 1995. Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediment: Which is fastest? Limnol Oceanogr, 40: 1430–1437

Kristensen E, Hansen K. 1995. Decay of plant detritus in organic-poor marine sediment: Production rates and stoichiometry of dissolved C and N compounds. J Mar Res, 53: 675–702

López N I, Duarte C M, Vallespinós F, Romero J, Alcoverro T. 1998. The effect of nutrient additions on bacterial activity in seagrass (*Posidonia oceanica*) sediments. J Exp Mar Biol Ecol, 224: 155–166

Lavery P, McMahon K, Weyers J, Boyce M, Oldham C. 2013. Release of dissolved organic carbon from seagrass wrack and its implications for trophic connectivity. Mar Ecol Prog Ser, 494: 121–133

Liu S, Jiang Z, Wu Y, Zhang J, Arbi I, Ye F, Huang X, Macreadie P I. 2017a. Effects of nutrient load on microbial activities within a seagrass-dominated ecosystem: Implications of changes in seagrass blue carbon. Mar Pollut Bull, 117: 214–221

Liu S, Jiang Z, Zhang J, Wu Y, Huang X, Macreadie P I. 2017b. Sediment microbes mediate the impact of nutrient loading on blue carbon sequestration by mixed seagrass meadows. Sci Total Environ, 599–600: 1479–1484

Liu S, Jiang Z, Zhang J, Wu Y, Lian Z, Huang X. 2016. Effect of nutrient enrichment on the source and composition of sediment organic carbon in tropical seagrass beds in the South China Sea. Mar Pollut Bull, 110: 274–280

Macreadie P I, Baird M E, Trevathan-Tackett S M, Larkum A W D, Ralph P J. 2014. Quantifying and modelling the carbon sequestration capacity of seagrass meadows—A critical assessment. Mar Pollut Bull, 83: 430–439

Macreadie P I, Trevathan-Tackett S M, Baldock J A, Kelleway J J. 2017. Converting beach-cast seagrass wrack into biochar: A climate-friendly solution to a coastal problem. Sci Total Environ, 574: 90–94

Maie N, Jaffé R, Miyoshi T, Childers D L. 2006. Quantitative and qualitative aspects of dissolved organic carbon leached from senescent plants in an oligotrophic wetland. Biogeochemistry, 78: 285–314

Mateo M A, Cebrián J, Dunton K, Mutchler T. 2006. Carbon flux in seagrass ecosystems. In: Larkum, A W D, Orth R J, Duarte C M, eds. Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Dordrecht: Springer. 159–192

Misson G, Incerti G, Alberti G, Delle Vedove G, Pirelli T, Peressotti A. 2017. Assessing the contribution of beach-cast seagrass wrack to global GHGs emissions: Experimental models, problems and perspectives. EGU General Assembly Conference Abstracts. 19416

Mucci A, Sundby B, Gehlen M, Arakaki T, Zhong S, Silverberg N. 2000. The fate of carbon in continental shelf sediments of eastern Canada: A case study. Deep Sea Res Part II-Topical Stud Oceanograp, 47: 733–760

Núñez S, Martínez-Yrízar A, Búrquez A, García-Oliva F. 2001. Carbon mineralization in the southern Sonoran Desert. Acta Oecol, 22: 269–276

Pedersen A G U, Berntsen J, Lomstein B A. 1999. The effect of eelgrass decomposition on sediment carbon and nitrogen cycling: A controlled laboratory experiment. Limnol Oceanogr, 44: 1978–1992

Peduzzi P, Herndl G. 1991. Decomposition and significance of seagrass leaf litter (*Cymodocea nodosa*) for the microbial food web in coastal waters (Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea). Mar Ecol Prog Ser, 71: 163–174

Robertson M, Mills A, Zieman J. 1982. Microbial synthesis of detritus-like particulates from dissolved organic carbon released by tropical seagrasses. Mar Ecol Prog Ser, 7: 279–285

Rochette P, Gregorich E G. 1998. Dynamics of soil microbial biomass C, soluble organic C and CO_2 evolution after three years of manure application. Can J Soil Sci, 78: 283–290

Russell B D, Connell S D, Uthicke S, Muehllehner N, Fabricius K E, Hall-Spencer J M. 2013. Future seagrass beds: Can increased productivity lead to increased carbon storage? Mar Pollut Bull, 73: 463–469

Shao X, Yang W, Wu M. 2015. Seasonal dynamics of soil labile organic carbon and enzyme activities in relation to vegetation types in hangzhou bay tidal flat wetland. PLoS ONE, 10: e0142677

Stemmer M, Gerzabek M H, Kandeler E. 1998. Organic matter and enzyme activity in particle-size fractions of soils obtained after low-energy sonication. Soil Biol Biochem, 30: 9–17

Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol Biochem, 19: 703–707

Vichkovitten T, Holmer M. 2004. Contribution of plant carbohydrates to sedimentary carbon mineralization. Org Geo Chem, 35: 1053–1066

Waldrop M P, Zak D R, Sinsabaugh R L. 2004. Microbial community response to nitrogen deposition in northern forest ecosystems. Soil Biol Biochem, 36: 1443–1451

Wang X, Chen R F, Cable J E, Cherrier J. 2014. Leaching and microbial degradation of dissolved organic matter from salt marsh plants and seagrasses. Aquat Sci, 76: 595–609

Wu W X, Ye Q F, Min H, Duan X J, Jin W M. 2004. Bt-transgenic rice straw affects the culturable microbiota and dehydrogenase and phosphatase activities in a flooded paddy soil. Soil Biol Biochem, 36: 289–295

Yang W, Zhao H, Chen X, Yin S, Cheng X, An S. 2013. Consequences of short-term C4 plant Spartina alterniflora invasions for soil organic carbon dynamics in a coastal wetland of Eastern China. Ecol Eng, 61: 50–57

Yin R, Deng H, Wang H, Zhang B. 2014. Vegetation type affects soil enzyme activities and microbial functional diversity following re-vegetation of a severely eroded red soil in sub-tropical China. CATENA, 115: 96–103

Ying G G, Yu X Y, Kookana R S. 2007. Biological degradation of triclocarban and triclosan in a soil under aerobic and anaerobic conditions and comparison with environmental fate modelling. Environ Pollut, 150: 300–305

Zhang C, Liu G, Xue S, Song Z. 2011. Rhizosphere soil microbial activity under different vegetation types on the Loess Plateau, China. Geoderma, 161: 115–125

Zhang L, Song L, Shao H, Shao C, Li M, Liu M, Brestic M, Xu G. 2014. Spatio-temporal variation of rhizosphere soil microbial abundance and enzyme activities under different vegetation types in the coastal zone, Shandong, China. Plant BioSyst-An Int J Dealing all Aspects Plant Biol, 148: 403–409