

不同水淹环境下河口感潮湿地 枯落物分解及营养动态

全 川, 刘白贵

(福建师范大学亚热带湿地研究中心, 湿润亚热带生态地理过程省高校重点实验室,
福建师范大学地理科学学院, 福州 350007)

摘要: 采用分解袋法, 以我国东南沿海典型的感潮河口——闽江河口最大的鳝鱼滩湿地为研究区域, 选取2个潮水水淹环境差异显著的地段(一个为近潮沟地段, 另一个为远潮沟地段)为研究样地, 对闽江河口主要的本地种芦苇、短叶茳茳及外来入侵种互花米草枯落物分解过程及影响因素进行研究, 结果表明: (1) 经常性的潮汐水淹对3种植物枯落物分解速率的影响不显著; (2) 经常性的潮汐水淹促进了短叶茳茳和互花米草枯落物 N、P 元素的损失, 但对芦苇的影响不大; (3) 在2种不同的水淹环境, 3种植物枯落物分解速率由快到慢的顺序均是短叶茳茳> 互花米草> 和芦苇, 分解速率在 $0.003166 \sim 0.005280 \text{ d}^{-1}$ 之间, 95% 干物质分解需要的时间在 $1.56 \sim 2.61 \text{ a}$ 之间; (4) C 浓度基本稳定, N 浓度呈上升趋势, 总 N 在研究末期表现为净损失, P 浓度呈较大的波动, 总 P 在研究末期也表现为净损失; (5) 具有最低 C/P 的短叶茳茳枯落物分解速率最快。

关键词: 枯落物分解; 营养动态; 潮水; 短叶茳茳; 芦苇; 互花米草; 闽江河口

文章编号: 1000-0585(2009)01-0118-11

湿地枯落物分解是湿地营养物质循环和能量流动的关键环节, 是维持湿地生态系统功能的主要过程之一^[1]。据估算, 湿地占据全球陆地碳库的 12% ~ 20%^[2]。作为重要碳库的湿地, 枯落物分解过程和分解速率的变化, 将影响到全球碳库的变化。湿地枯落物分解是一个复杂的物理、化学和生物过程, 是目前人类研究最少的湿地功能和过程之一^[1]。湿地生态系统中枯落物分解速率的高低在很大程度上影响着碳、氮、磷等营养元素和其他物质向土壤库的归还。

国外对湿地枯落物分解的研究涉及内容广泛, 研究地点主要集中在北美和欧洲, 研究内容包括湿地枯落物分解过程和养分动态^[3, 4]、影响枯落物分解的气候因素^[5]、枯落物质量^[6]、生物因素^[7]和环境条件^[8, 9]等。国内对湿地枯落物分解的研究相对较少, 且主要集中在三江平原湿地, 包括刘景双、杨继松和蒋海东等^[10~12]开展的研究; 此外, 张银龙等^[13]在福建九龙江口开展了秋茄红树林根部的分解以及范航清等^[14]开展的红树林植物秋茄落叶分解失重研究。但是, 目前为止还未见在河口感潮湿地开展潮水等因子对湿地优势植物枯落物分解和养分动态影响的研究, 本文以我国东南沿海典型感潮河口——闽江河口

收稿日期: 2008-06-20; 修订日期: 2008-09-16

基金项目: 国家自然科学基金项目 (40671174); 福建省自然科学基金资助项目 (2006J0128); 福建省自然地理学重点学科项目资助

作者简介: 全川 (1964), 男, 河北定州人, 教授, 博士。主要研究方向为生态系统生物地球化学循环。

E-mail: tongch@fjnu.edu.cn

2 个潮水水淹环境差异显著的地段为研究样地, 首次同时对本地种芦苇 (*Phragmites australis*)、短叶茳芏 (又称咸草) (*Cyperus malaccensis* var. *bervifolius*) 和外来入侵种互花米草 (*Spartina alterniflora*) 枯落物的分解和养分动态开展了系统研究, 研究成果可以填补我国生物地球化学研究在河口湿地方面的不足, 同时也为在全球范围掌握河口湿地枯落物分解规律提供基本数据。

1 研究区与研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于闽江河口区面积最大的鳝鱼滩湿地。鳝鱼滩湿地呈东西向弯曲长条状分布, 是闽江水流自上游搬运泥沙在入海口水道淤积而形成的河口湿地。闽江河口区气候温暖湿润, 平均年降水日数 153 d, 多年平均年降水量 1346 mm, 降水多发生在 3~9 月, 潮汐属典型的半日潮^[15]。鳝鱼滩湿地从潮上带到潮下带植被依次分布为芦苇、短叶茳芏和蔗草, 2003 年以来, 外来植物互花米草迅速入侵, 从潮上带到潮中带均有分布, 并形成大小不等的入侵斑块。枯落物分解研究样地位于鳝鱼滩湿地中部 (E 119°37'31", N 26°01'46"), 为潮上带和潮中带过渡区, 分布着单优势种的河口芦苇湿地景观和咸草景观, 但已有明显的互花米草入侵斑块。5~12 月潮水盐度平均值为 4.2‰, 沉积物土壤 0~10cm 和 10~20cm 总碳含量为 16.26 和 16.38g·kg⁻¹, 12 月份潮水中 SO₄²⁻ 含量为 714mg·L⁻¹。

1.2 试验方法

1.2.1 样地选择 为了研究不同潮水水淹程度对于植物凋落物分解和营养物质动态的影响, 选取一个接近潮沟, 经常受潮汐作用影响的地段为样地 A, 该样地每一次涨落潮过程平均水淹时间为 3.5h; 另外, 选取一个远离潮沟, 较少受潮汐影响的地方 (只是在大潮时才会受到潮水的影响) 为样地 B, 两样地相距约 500m, 开展潮水等因素对植物枯落物分解影响的研究。

1.2.2 样品处理 分解袋法是研究枯落物分解最常用的方法, 其孔径范围从 0.1mm^[16]、0.2mm^[17]、0.5mm^[11,18], 甚至到 1mm^[19] 不等。本研究分解袋由尼龙网制成, 规格为 20cm×25cm, 孔径为 0.2mm。为了保证试验所用枯落物来源的一致性, 在样地 A、B 之间, 芦苇、咸草和互花米草 3 种植物分别占绝对优势的地段, 剪取立枯体, 带回实验室用自来水冲洗立枯体表面污泥, 然后剪成 10 cm 左右的小段, 风干, 在 70℃下烘干至恒重, 装袋, 每袋称重 25 g。2007 年 1 月 7 日将系有尼龙绳的分解袋拴到事先分别在样地 A 和 B 埋设好的木桩上, 木桩分别埋设在样地 A 和 B 范围内的 3 种植物单独占优势的斑块内, 1 种植物埋 1 个木桩, 样地 A 和 B 分别各埋有 3 根木桩。分解袋随机分布在以木桩为圆心、约 1.5 m 为半径的范围内。分解袋投放后的 20、67、97、127、157、186、218、249、280 d 分别取回 18 袋 (每种植物每个样地分别取 3 袋), 回实验室后捡去枯落物中的杂物 (土壤、小动物等), 清洗干净枯落物表面, 放烘箱中 70℃下烘干至恒重并称重, 粉碎。

1.2.3 分析方法 样品中 C、N 元素含量的测定采用德国产的 Vario EL II 型元素分析仪, P 元素的测定采用钼蓝比色法, 消煮使用 H₂SO₄-H₂O₂ 开氏法。

1.2.4 数据处理 统计分析采用软件 SPSS12.0。分解模型采用 Olson 指数衰减模型 $\ln(X_t/X_0) = -kt$, 对分解残留率数据进行自然对数转换后, 线性拟和得分解速率常数 k (d) 值, 式中, X_t 为经时间 t (d) 后枯落物的分解残留量, X_0 为枯落物的初始量, k 为分解速率常数, t 为分解进行的时间 (d)^[18]。

2 结果

2.1 枯落物残留量变化动态

分解 280d 后, 芦苇在样地 A 和 B 的枯落物干物质损失分别占初始量的 62.82% 和 60.91%, 短叶荇荳分别占 75.15% 和 70.69%, 互花米草分别占初始量的 71.1% 和 67.29%, 样地 A、B 3 种植物枯落物干物质残留率变化见图 1, 在分解的初期, 3 种植物在 2 个样地的干物质残留率几乎相等, 即分解速率相当, 但在分解的后期开始出现差异, 样地 A 内枯落物干物质残留率较低, 即分解速率高于样地 B。相应的分解 95% 干物质所需时间见表 1。在 280d 的分解期间, 3 种植物枯落物的分解动态均表现为较匀速的变化特征。

在样地 A 和样地 B, 芦苇的分解速率分别为 0.003835 d^{-1} 和 0.003166 d^{-1} , 短叶荇荳分别为 0.005280 d^{-1} 和 0.004128 d^{-1} , 互花米草分别为 0.004140 d^{-1} 和 0.003680 d^{-1} 。3 种植物凋落物分解速率在样地 A 和样地 B 间差异均不显著 ($p > 0.05$), 另外, 枯落物分解速率在 3 种植物种群之间差异也不显著 ($p > 0.05$)。不论是在样地 A 还是在样地 B, 3 种植物枯落物分解速率由快到慢的顺序均为短叶荇荳 > 互花米草 > 芦苇。

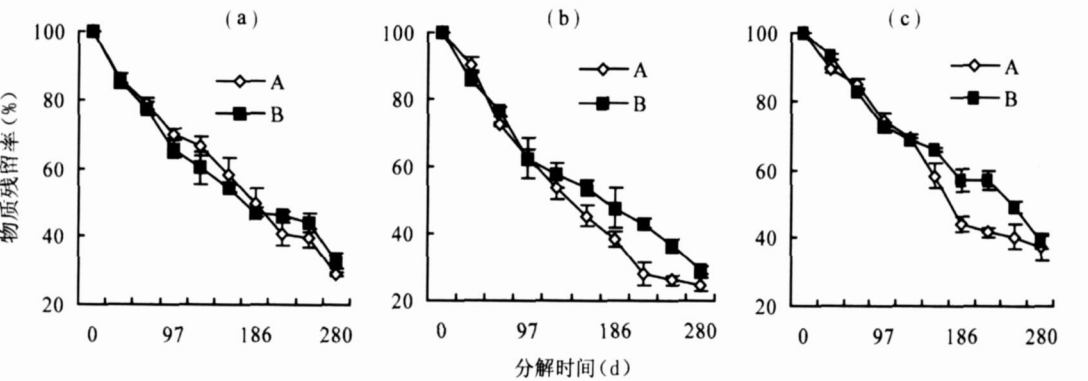


图 1 3 种枯落物分解过程中干物质残留率变化 (a: 芦苇; b: 短叶荇荳; c: 互花米草)
Fig 1 Changes of dry mass remaining of the litters of three plants during the decomposition
(a: *P. australis*; b: *C. malaccensis*; c: *S. alterniflora*)

表 1 枯落物物质残留率自然对数(y)与分解天数(t)的回归方程及其相应参数
Tab 1 Equations and parameters of natural logarithm(y) of mass remaining regressed on decomposition days

样地	植物	方程	k	R^2	p	$t_{0.95}$
A	互花米草	$y = 0.027184 - 0.004140t$	0.004140	0.932	< 0.0001	2.00
	短叶荇荳	$y = 0.014438 - 0.005280t$	0.005280	0.939	< 0.0001	1.56
	芦苇	$y = 0.027255 - 0.003835t$	0.003835	0.921	< 0.0001	2.16
B	互花米草	$y = -0.036248 - 0.003680t$	0.003680	0.924	< 0.0001	2.20
	短叶荇荳	$y = -0.019836 - 0.004128t$	0.004128	0.938	< 0.0001	1.96
	芦苇	$y = 0.018274 - 0.003166t$	0.003166	0.927	< 0.0001	2.61

k : 分解速率常数; $t_{0.95}$: 95% 干物质分解需要的时间。

2.2 枯落物分解过程中 C 变化动态

3 种植物枯落物在 280d 的分解期内, 对于样地 A 和样地 B, C 浓度的变化幅度分别为 36% ~ 44% 和 30% ~ 45%, 整体变动幅度不大, 表现一定的波动形式, 其中样地 B 的 C

浓度变化幅度大于样地 A (图 2)。

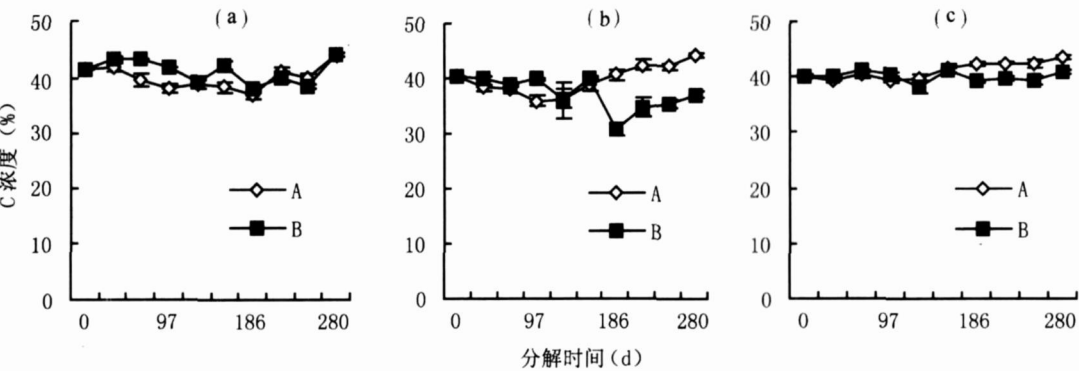


图 2 3 种植物枯落物分解过程中 C 浓度的变化 (a: 芦苇; b: 短叶茳苳; c: 互花米草)

Fig. 2 Changes of C concentrations of the litters of three plants during the decomposition

(a: *P. australis*; b: *C. malaccensis*; c: *S. alterniflora*)

为了表征凋落物在分解过程中的净释放, 采用元素积累系数 (NAI) 表示枯落物分解过程中元素的释放或积累, $NAI = (M_t \cdot X_t) / (M_0 \cdot X_0) \times 100\%$

式中: M_t 为枯落物在 t 时刻的干物质重量, X_t 为 t 时刻枯落物中元素的浓度, M_0 为枯落物的初始干物质重量, X_0 为枯落物中元素的初始浓度; $NAI < 100\%$, 说明枯落物分解过程中元素发生了净释放, NAI 越低, 说明净释放 (损失) 的越多; $NAI > 100\%$, 说明枯落物分解过程中元素发生了净积累^[11]。

3 种植物枯落物总 C 含量单调下降, 其中, 芦苇在样地 A 和 B 的 C 损失 (C 净释放) 分别占初始总 C 含量的 59.57% 和 60.14%, 短叶茳苳分别占 72.73% 和 73.05%, 互花米草分别占 69.52% 和 65.38% (图 3), 2 样地间枯落物 C 损失差异不显著 ($p > 0.05$)。

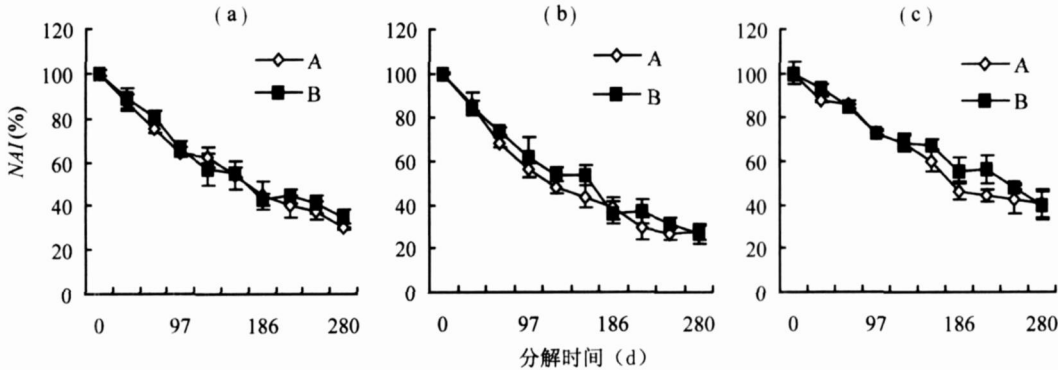


图 3 3 种植物枯落物 C 元素 NAI 值变化 (a: 芦苇; b: 短叶茳苳; c: 互花米草)

Fig. 3 Changes of NAI (C) of the litters of three plants during the decomposition

(a: *P. australis*; b: *C. malaccensis*; c: *S. alterniflora*)

2 3 枯落物分解过程中的 N 变化动态

在 280d 的分解期内, 对于样地 A 和样地 B, 3 种植物枯落物 N 浓度整体呈上升趋势, 个别时段有波动, 初始阶段 3 种植物枯落物在 2 样地的 N 浓度变化接近同步, 但是, 在末期 3 种植物枯落物在 2 个样地的 N 浓度变化出现分异, 样地 B 的 N 浓度低于样地 A。对于样地 A, 3 种植物枯落物 N 浓度达到的最大值分别为互花米草 $9.29 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (第 249d)、短叶茳苳 $17.24 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (第 280d) 和芦苇 $16.65 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (第 218d); 对于 B 样地,

3种植物枯落物 N 浓度在研究末期达到的最大值分别为 $8.92 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (互花米草)、 $18.75 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (短叶茳茳) 和 $17.06 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (芦苇) (图 4)。

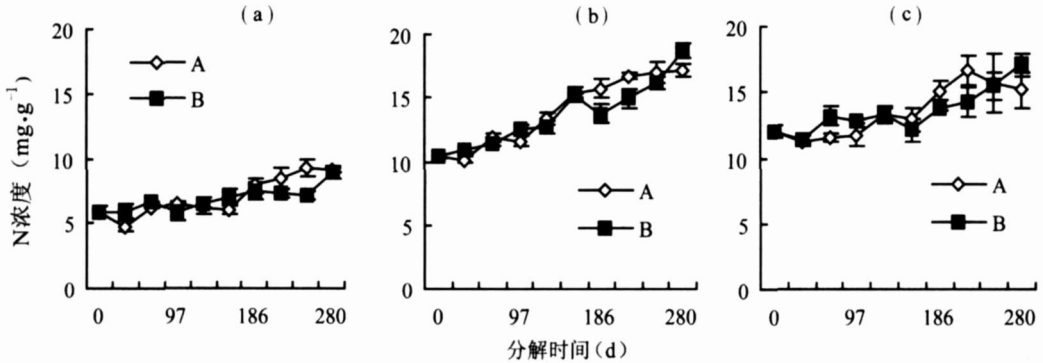


图 4 3种植物枯落物分解过程中 N 浓度的变化 (a: 芦苇; b: 短叶茳茳; c: 互花米草)

Fig. 4 Changes of N concentrations of the litters of three plants during the decomposition

(a: *P. australis*; b: *C. malaccensis*; c: *S. alterniflora*)

3种枯落物 N 元素 NAI 值在研究期内都小于 100%，N 元素发生了净释放。在 280d, 样地 A 3种植物枯落物总 N 含量分别损失初始总 N 含量的 55.66% (互花米草)、58.59% (短叶茳茳) 和 53.05% (芦苇); 在样地 B, 3种枯落物 N 元素 NAI 值在研究期内同样都小于 100%，在 280d, 总 N 含量损失分别为初始总 N 含量的 50.73% (互花米草)、46.86% (短叶茳茳) 和 44.35% (芦苇), 在分解的初期, 3种枯落物的 N 元素损失相当, 但在研究的末期, 样地 A 中的短叶茳茳和互花米草的 N 元素损失大于样地 B, 说明经常性的潮汐水淹较明显地促进了 N 元素的损失 (图 5)。

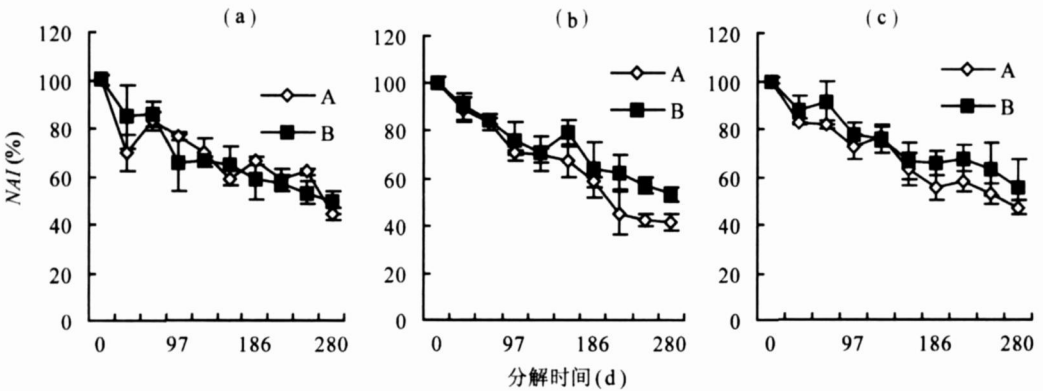


图 5 3种植物枯落物 N 元素 NAI 值变化 (a: 芦苇; b: 短叶茳茳; c: 互花米草)

Fig. 5 Changes of NAI (N) of the litters of three plants during the decomposition

(a: *P. australis*; b: *C. malaccensis*; c: *S. alterniflora*)

2.4 枯落物分解过程中的 P 变化动态

A 样地, 3种植物枯落物 P 浓度整体呈波动变化, 在初始的近 100d 内下降到了整个研究期的最低点, 最小值分别为 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (互花米草)、 $0.43 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (短叶茳茳) 和 $0.27 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (芦苇), 随后的 1 个月 P 浓度急增, 芦苇的 P 浓度达到了整个研究期内的最高值 $1.23 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 接下来 1 个月又骤降, 但随之又开始上升, 在 218d 时, 互花米草和短叶茳茳的 P 浓度达到了最高值, 分别为 $1.40 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $2.07 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 之后 P 浓度又骤然降低, 在整个研究期间, 3种植物枯落物 P 浓度具有 2 个峰值。B 样地, 3种植物枯

落物的 P 元素浓度也呈波动性变化, 在最初的 20d 迅速降低, 之后的 47d 有微小的升高, 接着又降低, 在近 100d 时降到了研究期内的最低点, 最小值分别为 $0.13 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (互花米草)、 $0.43 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (短叶茳苳) 和 $0.26 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (芦苇), 在随后的研究时段内, 3 种植物枯落物 P 浓度变化的趋势与 A 样地类似, 不同的是出现峰值的时间不同, 互花米草和短叶茳苳在第 127d 出现, 分别为 $0.82 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (互花米草) 和 $1.46 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (短叶茳苳), 而芦苇在第 186d 时出现峰值, 为 $1.37 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (图 6)。在研究末期出现的高峰, 对于芦苇和短叶茳苳, 枯落物 P 浓度在样地 A 明显大于样地 B, 而对于互花米草, 枯落物 P 浓度在样地 A 明显低于样地 B。

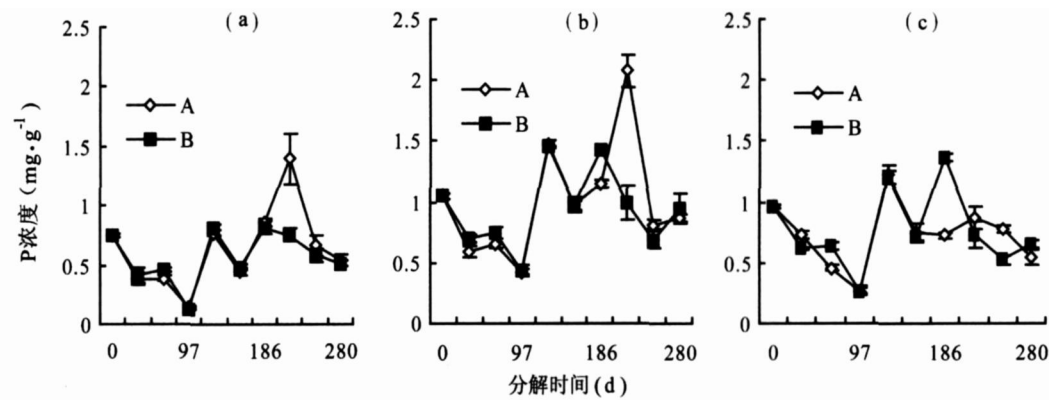


图 6 3 种植物枯落物分解过程中 P 浓度的变化 (a: 芦苇; b: 短叶茳苳; c: 互花米草)

Fig 6 Changes of P concentrations of the litters of three plants during the decomposition
(a: *P. australis*; b: *C. malaccensis*; c: *S. alterniflora*)

在样地 A, 3 种植物枯落物 P 元素 NAI 值在整个研究期内都小于 100%, P 元素发生了净释放, 在局部时期有相对净积累, 在 280d 后, 3 种植物枯落物 P 元素总量分别损失了初始 P 总量的 78.92% (互花米草)、79.55% (短叶茳苳) 和 79.11% (芦苇), 损失量与初始含量成正比。在样地 B, 3 种植物枯落物 NAI 值都小于 100%, P 元素发生了净释放, 但在局部时段内, 有相对净积累, 在 280d 后, 3 种植物枯落物 P 元素总量分别损失了初始 P 总量的 77.39% (互花米草)、73.59% (短叶茳苳) 和 73.49% (芦苇), 在多数分解时期, 样地 B 中植物枯落物 P 元素损失量低于样地 A。特别短叶茳苳和互花米草的枯落物(图 7)。

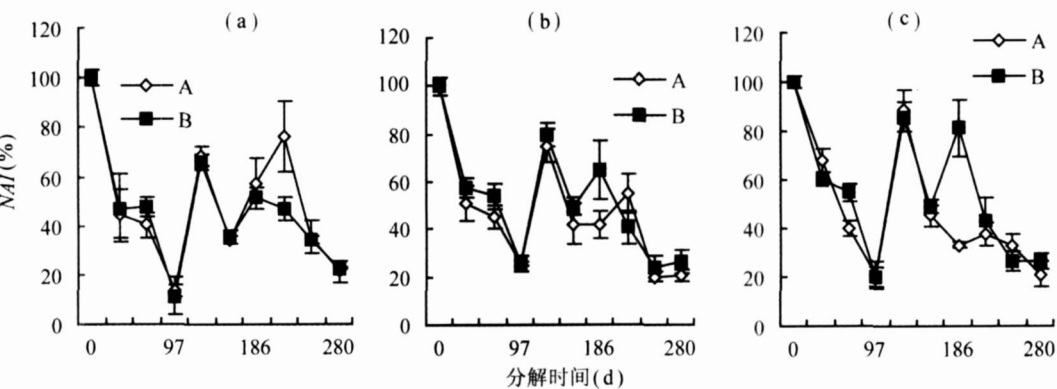


图 7 3 种植物枯落物 P 元素 NAI 值变化 (a: 芦苇; b: 短叶茳苳; c: 互花米草)

Fig 7 Changes of NAI (P) of the litters of three plants during the decomposition
(a: *P. australis*; b: *C. malaccensis*; c: *S. alterniflora*)

3 讨论

3.1 潮汐对河口湿地植物凋落物分解的影响

潮汐是影响河口湿地枯落物分解的一个重要地理因素,潮汐淹水不仅通过影响枯落物水分含量影响其分解,而且还会导致温度、环境养分可利用性、pH、Eh、溶解氧浓度、盐度等环境因子的变化,潮汐对枯落物分解的影响不仅仅是水分的问题。潮汐淹水对枯落物的影响十分复杂,许多研究的结论并不一致。McKee 等^[17]研究发现河口盐沼长期淹水抑制了枯落物分解,但也有研究发现盐沼淹水对枯落物分解无影响^[20],或者盐沼淹水促进了枯落物的分解^[8]。Day^[21]缩微模拟实验(Microcosms)表明,涨潮促进了分解,但是涨潮时间的变化对分解没有明显的影响。Anderson 等^[22]对 4 种淹水情势(淹水时间占总分解时间的比例为 30%、41%、58%和 100%)下枯落物分解速率的研究表明植物茎、叶子在 58%和 100%条件下分解最慢,而在 30%和 41%条件下分解最快。

本研究中,样地 A 经常性地受到潮汐的影响,而样地 B 很少受到潮汐的影响。研究结果表明,在研究末期,经常性的潮汐水淹促进了枯落物的分解,但分别对 3 种植物在样地 A 和样地 B 的分解速度进行方差分析,结果表明 2 个样地间 3 种植物的分解速度差异均不显著,这可能和潮汐影响的复杂性有关。尽管经常性的潮汐影响可提高沉积物的含水量,但过量的水分又会导致氧化还原电位降低,氧气可利用性降低。此外,经常性的潮汐水淹还会造成泥沙沉积,在取样的过程中明显发现,样地 A 分解袋上覆盖有大量的淤泥,而样地 B 污泥覆盖量很少。Vargo 等^[23]研究表明,湿地沉积物的增加会通过许多直接或间接的机制减慢枯落物的分解,如改变周围水化学特征、对枯落物碎屑的物理压实作用、减少碎屑层和周围水环境气体和养分的交换、抑制细菌、真菌和无脊椎动物的活动。潮汐水淹还会导致环境盐度的升高,减慢枯落物的分解^[24]。由于淹水影响的复杂性,各种促进作用和抑制作用综合的结果导致了样地 A 和样地 B 两个潮汐影响明显不同的环境中植物枯落物的分解速率差异性不显著。

本研究中经常性的潮汐影响虽然对枯落物的分解的影响不显著,但却促进了短叶茳芩和互花米草枯落物 N、P 元素的损失。Neckles 等^[25]研究也发现,草原区沼泽淹水缩短了分解在 N 淋溶和 N 固持阶段滞留的时间,促进了 N 的损失。

3.2 凋落物的质量及动态

枯落物质量表征枯落物分解的难易程度,枯落物质量越高,越容易分解,质量越低,分解越慢。影响枯落物分解的因子众多,枯落物质量被认为是本质要素^[18]。氮、磷、木质素、纤维素和半纤维素、酚类、C/N、木质素/N、C/P 等为描述枯落物质量的常见指标。不同的枯落物类型,限制分解的因素不同,预测枯落物分解的指标也有所不同。Taylor 等^[26]认为对于木质素含量低或其浮动范围大的枯落物,C/N 较木质素含量、木质素/N 是更加理想分解速率预测指标。一般而言,当 C/N 比量较高时,枯落物分解较慢,反之较快^[27]。本研究中,对于样地 A 和样地 B,分解速率从大到小的顺序都是短叶茳芩 > 互花米草 > 芦苇。表 2 为 3 种植物凋落物的初始质量。

在闽江河口潮汐湿地,具有最低 C/N 的芦苇凋落物的分解速率并非最快,它反而比 C/N 最高的互花米草分解速率还低。从 C/P 解释 3 种植物凋落物的分解速率,可以发现具有最低 C/P 的短叶茳芩分解速率最快。杨继松等^[18]在三江平原对漂筏苔草、毛果苔草、小叶章 3 种类型枯落物的分解研究中也发现小叶章枯落物相对较低的 C/N (129)并没有

导致其较快的分解速率, 相反, 具有较高 C/N 的漂筏苔草 (210) 和毛果苔草 (314) 枯落物的分解速率反而相对较高, 分析原因初步认为是沼泽水中的可利用性 N 抵消了高 C/N 对枯落物分解速率抑制作用。孙志高认为只有在降水较少时, 分解速率才与 C/N 比密切相关; 而在降水相对丰沛时, 该规律并不明显, 原因可能是因降水带来的 N 素改变了分解环境的 C/N 比所致^[28]。闽江河口区水热充分, 植物生长旺盛, 分解迅速, 湿地水中富含各种营养元素, 可能导致枯落物中本身的营养元素含量的影响被弱化。

表 2 3 种植物枯落物的初始性质

Tab 2 Initial characteristics of the litters of three plants

枯落物 类型	初始 C 浓度 (%)	初始 N 浓度 (mg · g ⁻¹)	初始 P 浓度 (mg · g ⁻¹)	初始 C/N	初始 C/P	初始 N/P	初始热值 (KJ · g ⁻¹)
互花米草	41.90±0.18	5.92±0.34	0.75±0.15	71.80±3.66	561.08±126.34	7.93±1.08	16.32±0.25
短叶荇菜	40.34±0.19	10.35±0.15	1.05±0.22	39.04±0.67	383.06±111.96	9.82±2.48	15.78±0.29
芦苇	40.05±0.54	11.98±0.48	0.96±0.14	33.64±1.09	416.74±93.24	12.47±0.99	16.42±0.30

在 280d 的研究时段内, 对于样地 A 和样地 B, 3 种植物枯落物的 C/N 整体上都呈现降低趋势, 到研究末期趋于稳定, 互花米草, 基本稳定在 50 左右, 短叶荇菜和芦苇基本稳定在 20~ 30 的范围 (图 8, 9)。C/N 的降低可能与整个研究期间 N 浓度整体上升有关。周俊丽等^[17]在长江口崇明岛对蘆草茎和根的分解研究中也发现在研究期末, C/N 呈降低趋势, 最后蘆草茎残体中 C/N 比值维持在 27 (高潮滩) 和 30 (堤内), 本研究中, 短叶荇菜和芦苇的 C/N 的范围基本稳定在 20~ 30 的范围内, 与其研究结论接近。

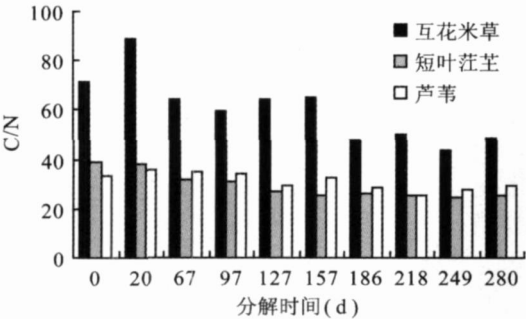


图 8 样地 A 3 种植物枯落物 C/N 变化

Fig. 8 Changes of C/N of litters of three plants in site A

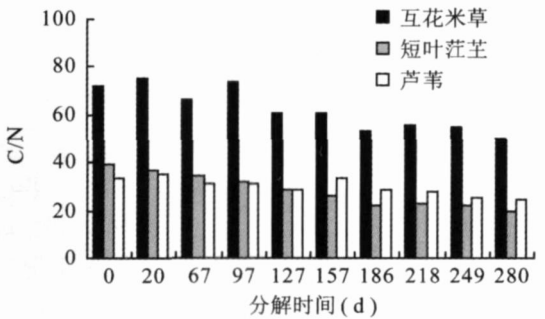


图 9 样地 B 3 种植物枯落物 C/N 变化

Fig. 9 Changes of C/N of litters of three plants in site B

3 3 枯落物分解过程中的物质变化动态

本研究中 3 种枯落物的分解速率在 0.003166~ 0.005280d⁻¹之间, 与长江口崇明岛湿地^[17]和东北三江平原^[18]的研究相比, 分解速率更快 (长江口崇明岛湿地蘆草 (*Scirpus triquetus*) 根茎的分解速率在 0.001808~ 0.002466d⁻¹之间, 三江平原湿地 3 种植物的分解速率在 0.000612~ 0.000945d⁻¹之间)。闽江口地处亚热带气候, 水热条件好, 且枯落物的分解是原位分解, 没有掩埋分解袋, 虽然在分解的过程中由于沉积物的覆盖作用, 部分分解袋被沉积物掩埋, 但深度仅有 0~ 10cm 范围。长江口崇明岛的地理位置较闽江口偏北, 枯落物的初始 C/N 与本研究接近 (蘆草茎初始 C/N: 46, 蘆草根初始 C/N: 57), 对分解袋采用了约 30 cm 的掩埋, 可能影响了枯落物的分解。三江平原冬季气候寒冷, 枯落物的 C/N 较高 (小叶章立枯: 129, 漂筏苔草立枯: 210, 毛果苔草立枯: 340), 都不

利于枯落物的分解。

Van 等^[29]认为当元素损失率等于(或接近)重量损失率时,元素的损失途径主要是通过矿化途径,当元素损失率大于(或者说大的多时)干物质重量损失率时,元素的损失途径主要是通过淋溶作用,而当元素损失率小于干物质重量损失时,表明该元素有积累的趋势。样地 A 和样地 B, 3 种植物枯落物的 C 损失均粗略等于干物质的失重率,表明 C 元素的损失主要以矿化为主。这可能和 C 是结构性元素有关,同时也很好地解释了为什么 C 元素的浓度在整个研究期间较为平稳。除了在初始阶段(前 20d), N 元素的损失表现出淋溶的趋势外,其余时间段大部分时间 N 元素的日均失重率小于(表明有积累趋势)等于干物质失重率,甚至在一些时段为负值(表明在该阶段有相对净积累),因此 N 元素的损失主要通过矿化损失。在整个研究期间,除样地 A 互花米草和芦苇在研究末期有微小下降, N 元素浓度整体呈现上升趋势,表明在分解的过程中 N 元素有积累的趋势,这可能是由于 N 元素相对缺乏,不能满足分解者的需要。杨继松等^[18]在三江平原的研究中也发现 N 在小叶章枯落物中发生了净释放,但漂筏苔草和毛果苔草枯落物中 N 发生了净积累。本研究中, P 元素的分解过程较为特殊,其浓度值和日均失重率波动性均较大,在整个研究期间表现为淋溶过程与积累过程交互进行,这是一个有趣的现象,这一分解规律与三江平原沼泽湿地漂筏苔草、毛果苔草和小叶章 3 种类型枯落物 P 分解过程呈较小波动^[18]有所差别。P 元素的损失主要通过淋溶途径,淋溶损失时表现为浓度降低,积累时表现为浓度升高。P 元素主要通过淋溶途径损失可能是因为在植物组织中, P 主要以磷酸根离子或化合物的形式存在,极易被淋溶损失^[30],到底是什么原因造成本研究中 P 的分解过程既出现明显的淋溶过程,也出现明显的积累过程还需要进一步深入的探讨研究。

4 结论

(1) 闽江河口湿地远近潮沟不同潮水水淹环境对于本地种芦苇和短叶茳茳以及外来入侵种互花米草 3 种植物凋落物分解速度影响不大, 2 种环境下凋落物分解速度差异均不显著 ($p > 0.05$), 经常性的潮汐水淹并没有加速 3 种植物枯落物的分解速率。

(2) 2 种不同的水淹环境, 3 种植物枯落物分解速率由快到慢的顺序均是短叶茳茳 > 互花米草 > 和芦苇, 分解速率在 $0.003166 \sim 0.005280 \text{ d}^{-1}$ 之间, 95% 干物质分解需要的时间在 1.56~ 2.61 a 之间。

(3) 经常性的潮汐水淹促进了短叶茳茳和互花米草枯落物 N、P 元素的损失, 但对于芦苇的影响不大。

(4) 在分解过程中, C 浓度基本稳定; N 浓度呈上升趋势, 总 N 在研究末期表现为净损失; P 在研究末期表现为净损失, 在整个分解过程中, P 浓度呈现较大的波动, 表现为淋溶过程与积累过程交互进行, 这是一个有趣的现象, 今后需要加强研究。

(5) 本研究中, C/N 这一常用的预测枯落物分解的凋落物质量指标并不能很好地预测 3 种植物凋落物的分解速率, 从 C/P 解释 3 种植物凋落物的分解速率, 具有最低 C/P 的短叶茳茳枯落物分解速率最快。

(6) 今后需开展以下方面的研究, 植物凋落物不同组织构件的分解; 植物地下部分的分解; 不同掩埋深度对植物凋落物分解规律的影响; 添加不同浓度的营养元素对枯落物分解的影响等。

参考文献:

- [1] 武海涛, 吕宪国, 杨青. 湿地草本植物枯落物分解的影响因素. 生态学杂志, 2006, 25(11): 1405~ 1411
- [2] Eswaran H, Berg E V, Reich P. Global soil carbon resources. Soils and Global Change. CRC Press, 1995: 27~ 43
- [3] Kuehn K A, Suberkropp K. Decomposition of standing litter of the freshwater emergent macrophyte *Juncus effusus*. Freshwater Biology, 1998, 40(4): 717~ 727
- [4] Debussk W F, Reddy K R. Litter decomposition and nutrient dynamics in a phosphorus enriched everglades marsh. Biogeochemistry, 2005, 75: 217~ 240
- [5] Vitousek P M, Turner D R, Parton W J, *et al.* Litter decomposition on the Mauna Loa environmental matrix, Hawaii: Patterns, mechanisms, and models. Ecology, 1994, 75(2): 418~ 429
- [6] Alerts R, Caluwe H D. Nutritional and plant mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* species. Ecology, 1997, 78: 244~ 260
- [7] McKee K L, Seneca E D. The influence of morphology in determining the decomposition of two salt marsh macrophytes. Estuaries, 1982, 5(4): 302~ 309
- [8] Montagna P A, Ruber E. Decomposition of *Spartina alterniflora* in different seasons and habitats of a northern Massachusetts salt marsh, and a comparison with other Atlantic regions. Estuaries, 1980, 3(1): 61~ 64
- [9] Qualls R G, Richardson C J. Phosphorus enrichment affects litter decomposition, immobilization, and soil microbial phosphorus in wetland mesocosms. Soil Sci Soc Am J., 2000, 64: 799~ 808
- [10] 刘景双, 孙雪, 于君宝. 三江平原小叶樟、毛果苔草枯落物中氮素变化分析. 应用生态学报, 2000, 11(6): 898~ 902
- [11] 杨继松, 刘景双, 于君宝, 等. 三江平原小叶樟湿地枯落物分解及主要元素变化动态. 生态学杂志, 2006, 25(6): 597~ 602
- [12] 蒋海东, 杨青, 吕宪国, 等. 三江平原典型环型湿地主要植物群落枯落物的热值变化. 生态与农村环境学报, 2006, 22(2): 36~ 39
- [13] 张银龙, 林鹏. 九龙江口秋茄红树林根分解过程的物质和能量变化. 南京林业大学学报, 1998, 22(4): 47~ 50
- [14] 范航清, 林鹏. 淋溶在红树林植物秋茄落叶分解失重中的潜在作用. 海洋与湖泊, 1995, 26(1): 28~ 33
- [15] 郑彩红, 曾从盛, 陈志强, 等. 闽江河口区湿地景观格局演变研究. 湿地科学, 2006, 4(1): 29~ 34
- [16] 金钊, 杨玉盛, 董云社, 等. 福建万木林自然保护区米槠和杉木细根分解动态. 地理研究, 2007, 26(3): 491~ 499
- [17] 周俊丽, 吴莹, 张经, 等. 长江口滩涂先锋植物蘆草腐烂分解过程研究. 海洋科学进展, 2006, 24(1): 44~ 50
- [18] 杨继松, 刘景双, 于君宝, 等. 三江平原沼泽湿地枯落物分解及其营养动态. 生态学报, 2006, 26(5): 1297~ 1301
- [19] Ribeiro C, Madeira M, Araujo M C. Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water. Forest Ecology and Management, 2002, 171: 32~ 41
- [20] Valiela I, Teal J M, Allen S D, *et al.* Decomposition in salt marsh ecosystems: The phases and major factors affecting disappearance of above-ground organic matter. J Exp Mar Biol Ecol., 1985, 89: 29~ 54
- [21] Day F P. Effects of flooding on leaf litter decomposition in Microcosms. Oecologia, 1983, 56: 180~ 184
- [22] Anderson J T, Smith L M. The effect of flooding regimes on decomposition of *Polygonum pennsylvanicum* in playa wetlands (Southern Great Plains, USA). Aquat Bot., 2002, 74: 97~ 108
- [23] Vargo S M, Neely R K, Kirkwood S M. Emergent plant decomposition and sedimentation: Response to sediments varying in texture, phosphorus content and frequency of deposition. Environ Exp Bot., 1998, 40: 43~ 58
- [24] Rejmankov E, Houdkov K. Wetland plant decomposition under different nutrient conditions: What is more important, litter quality or site quality? Biogeochemistry, 2006, 80: 245~ 262
- [25] Neckles H A, Neill C. Hydrologic control of litter decomposition in seasonally flooded prairie marshes. Hydrobiologia, 1993, 286(3): 155~ 165
- [26] Taylor B R, Parkinson D, Parsons W F. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: A microcosm test. Ecology, 1989, 70: 97~ 104
- [27] Alicia S M, Roberto A D. Decomposition of and nutrient dynamics in leaf litter and roots of *Poa ligularis* and *Stipa gynerioides*. Journal of Arid Environments, 2003, 55: 503~ 514
- [28] 孙志高, 刘景双. 湿地枯落物分解及其对全球变化的响应. 生态学报, 2007, 27(4): 1606~ 1618

- [29] Van Der Valk A G, Attivill P M. Above and below-ground litter decomposition in an Australian Salt marsh. Australian Journal of Ecology, 1983, 8: 441~ 447.
- [30] Puriveth P. Decomposition of emergent macrophytes in a Wisconsin marsh. Hydrobiologia, 1980, 72: 231~ 242.

Litter decomposition and nutrient dynamics in different tidal water submergence environments of estuarine tidal wetland

TONG Chuan, LIU Bai-gui

(Research Centre of Wetlands in Sub-tropical Regions, Key Laboratory of Humid Sub-tropical Eco-geo Process of Fujian Universities, School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China)

Abstract: Decomposition of litter plays an important role in carbon turnover and nutrients cycling in wetland ecosystem. Tide is the key feature for the estuarine tidal wetland. The wetlands of the Minjiang River estuary region are one of the major estuarine tidal wetlands in the southeast of China, and the Shanyutan is the largest wetland in the Minjiang River estuary region. Litter decomposition, nutrient dynamics and influencing factors of two native species (*Phragmites australis* and *Cyperus malaccensis*) and one exotic invasive species (*Phragmites australis*) were studied using mesh bag method in two sites under different tidal water submergence conditions. One site was near the tide ditch, and the other is far from the tide ditch in central Shanyutan wetland.

The results indicated that: (1) Frequent tidal water submergence had no significant effects on the litter decomposition rates of three plants. (2) Frequent tidal water submergence accelerated the N and P loss of *Cyperus malaccensis* and *Spartina alterniflora*, however, it had little effect on *Phragmites australis*. (3) The order of litter decomposition rate was *Cyperus malaccensis* > *Spartina alterniflora* > *Phragmites australis*, with rates of 0.003166-0.005280 d⁻¹, and the time of 95% dry mass of litter loss ranged from 1.56 to 2.61 a. (4) C concentrations had only a little change, and the major pathway of C release was mineralization during the 280 days; there was an upward trend in N concentrations, at the end of the experiment, N content had a net loss and the major pathway of loss was mineralization; there was an obvious fluctuating downward trend in P concentrations at the end of the experiment, P content had also a net loss and leaching losses were responsible for much of P loss. (5) Litter quality was a main factor influencing the litter decomposition rates of the three plants. Litter decomposition rate of *Cyperus malaccensis* with the lowest C/P was the greatest.

Key words: litter decomposition; nutrient dynamics; tidal water; *Phragmites australis*; *Cyperus malaccensis*; *Spartina alterniflora*; Minjiang River estuary