DOI:10.3969/j.issn.1000-3142.2012.05.013

海南岛中部丘陵地区植被恢复过程中凋落物动态及土壤碳氮含量变化

王敏英[1,2],刘 强[1*]

(1.海南师范大学,海口 571158;2.海南省环境科学研究院,海口 570206)

摘 要:为探究海南岛中部丘陵地区植被恢复过程中凋落物分解动态和土壤碳氮含量变化,采用时空互代法,在琼中湾岭地区同时具有经自然恢复的草丛、灌丛、次生林和人工恢复的马占相思林 4 种植物群落的两个山坡采用凋落物袋法进行凋落物交互分解实验。结果表明:4 类型凋落物在同一样地中分解时,灌丛凋落物肖梵天花分解速率最高;同一种类凋落物在 4 个样地中分解时,在灌丛样地的分解率较高,而在 3 个自然植被样地中,分解速率为灌丛>草丛>次生林,显示随着植物群落进展演替的进程,凋落物分解速率呈现先增加后降低的趋势;马占相思凋落物和在马占相思林样地分解凋落物的分解率均低于次生林。土壤碳氮含量变化不显著,但有随植被恢复进程而增加的趋势。

关键词:凋落物分解;植被恢复;海南岛;丘陵

中图分类号:S718.55 **文献标识码**:A **文章编号**:1000-3142(2012)05-0630-07

* Dynamics of plant litter and change of soil carbon and nitrogen contents in the process of the vegetation restoration in hilly land in central Hainan Island

WANG Min-Ying[1,2], LIU Qiang[1*]

(1. *Hainan Normal University*, Haikou 571158, China; 2. *Hainan Research Academy of Environment Sciences*, Haikou 570206, China)

Abstract: To explore the dynamics of plant litter decomposition and the changes of soil carbon and nitrogen in the hilly land region in central Hainan Island, we conducted an experiment of translocation litter decompositon on the ground *in situ* and *ex situ* among the four plant communities of grassland, shrubland, secondary forest and *Acacia mangium* plantation distibuted in two hilly slopes. The results were as follows: The litter decomposition rates of the 4 types of litter were significantly different in the same site, and the decomposition rate of *U. lobata* litter was the highest. The decomposition rates of a same type litter were the highest in shrubland among the 4 plant communities, while in the 3 natural plant communities were in the order of shrubland>in grassland>in secondary forest, which indicated that with the progressive succusion the decomposition rates were higher in the eralier stage and then lower in the later stage. The decomposition rates of all litters were lower in *A. mangium* plantation than in secondary forest. The total contents of carbon and nitrogen in soils were trend to increase with the process of vegetation restoration, i. e. secondary forest>shrub land>grassland.

Key words: litter decomposition; vegetation restoration; Hainan Island; hilly land

---

* **收稿日期**:2012-02-27 **修回日期**:2012-07-05

基金项目:英国皇家学会研究基金(LJC/China/2005R1/Liu)[Supported by the Research Fellowship of the Royal Society of UK(LJC/China/2005R1/Liu)

作者简介:王敏英(1979-),女,四川峨眉山市人,硕士,助理研究员,主要从事环境保护工作,(E-mail)greentea.2005@163.com。

*通讯作者:刘强,男,博士,教授,主要从事植被生态学研究,(E-mail)hnsylq@163.com。

凋落物作为森林生态系统的一个重要组成部分，通过其分解和养分释放，维持生态系统的养分平衡并改善土壤物理和化学性质，同时对森林资源的保护及持续利用有着重要作用。凋落物分解与其化学组成密切相关，在不同的研究区域、不同的植物物种或不同的土壤条件下，凋落物初始化学组分与分解速率关系不同，影响其分解速率的主要因子也不尽相同，在温带红壤丘陵地区凋落物木质素含量是影响凋落物分解的最关键因子；在苏格兰的针叶林，凋落物碳含量和碳/氮比值是影响分解速率的关键因子（Berg & Ekbohm，1991）；在加拿大森林群落中，凋落物木质素/氮值是影响其分解速率的主要因子（Moore 等，1999）等。

当前，退化森林生态系统的恢复和演替是森林生态学的一个研究热点，广大研究学者从植被演替过程的干扰因素（江洪等，2003）、机制（Odum，1969）和模型（Jiang，1999）等方面进行了很多深入研究，但研究生态系统的恢复和演替过程中的凋落物分解动态的还少有报道。为此，本研究利用海南中部琼中湾岭地区的草丛、灌丛、次生林形成的自然演替系列，再加上马占相思人工林共计 4 个植物群落，采用时空互代法（刘强等，2005），对植物群落中的 10 个优势种：蔓生莠竹、飞机草、斑茅、肖梵天花、白楸、多花野牡丹、中平树、枫香、水棉树和马占相思优势种的凋落叶进行交互分解实验，分析凋落叶的分解动态，为认识海南中部丘陵地区的植被恢复过程提供科学的参考。

1　材料和方法

1.1 样地概况

研究地位于海南岛中部丘陵区的琼中湾岭（109°57′ E，19°07′ N），属热带季风性气候。该地区前地带性植被为热带常绿季雨林，目前研究区植被有人工植被和次生植被。人工植被主要为马占相思（*Acacia mangium*），规格为 5 m×3 m，平均胸径为 18～20 cm；次生植被由低海拔至高海拔依次为草丛、灌丛、次生林和马占相思林，草丛为蔓生莠竹—飞机草—斑茅（*Microstegium gratum*-*Eupatorium odoratum*-*Saccharum arundinaceum*）群落；灌丛为肖梵天花—白楸—多花野牡丹（*Urena lobata*—*Mallotus paniculatus*—*Melastoma affine*）群落，林内藤本植物丰富，有少量草本植物；次生林为中平树—枫香—水棉树（*Macaranga denticulate*—*Liquidambar formosana*—*Wendlandia uvariifolia*）群落，林下植物较灌丛丰富，但藤本植物较少。本研究采用时空互代法将这 3 种次生群落看成一个演替系列。在研究地选择具有相似植物群落、海拔、坡度等因素的 2 个山坡（同一植物群落类型的海拔相似）作为实验地。分别在 2 个山坡的草丛、灌丛、次生林和马占相思林 4 个样地中各设置两个样块，共 16 个样块。

1.2 实验设计和样品采集

1.2.1 凋落物的收集与处理　2005 年 8 月从研究地的草丛、灌丛、次生林和马占相思林 4 个样地中收集各群落优势种的新鲜凋落物，草丛样地为：蔓生莠竹，飞机草，斑茅；灌丛样地为：肖梵天花，白楸，多花野牡丹；次生林样地为：中平树，枫香，水棉树；马占相思林样地为：马占相思；共计 10 种。带回实验室风干，清除凋落叶上的杂质，剔除有分解痕迹的凋落叶，备用。

将 10 种凋落叶，经二次组合为 7 个凋落物样，其中各群落混合凋落物组合比例参照其在自然界比例。7 个凋落物样分别为：1As：蔓生莠竹；2Bs：肖梵天花；3Cs：中平树；4Ds：马占相思；5Am：草丛混合凋落物，包含蔓生莠竹、飞机草、斑茅凋落物，比例为 58%、23%、19%；6Bm：灌丛混合凋落物，包含肖梵天花、白楸、多花野牡丹凋落物，比例为 67%、24%、9%；7Cm：次生林混合凋落物，包含中平树、枫香、水棉树凋落物，比例为 67%、21%、12%。测定各类型凋落物的初始碳、氮含量（表 1）。

运用时空互代法，进行凋落物的交互分解实验。凋落物分解采用凋落物袋法，凋落物袋在地表自然平放。选择非降解的尼龙网作为凋落物袋，孔径为 1 mm×1 mm，大小为 15 cm×20 cm。把风干后的凋落物按 7 个样分别称取 10 g 装入凋落物袋内，每一凋落物样 160 个重复。2005 年 9 月 10 日将凋落物袋模拟自然状态分散平放在 12 个样块内，放样之前清除地面原有凋落物，每一凋落物样在每一样地的每一样块内有 10 个重复。在实验开始的第 23、46、92、184、368 天分 5 次回收凋落物袋，每次从每一样块的每一凋落物样中回收 2 袋，即一次回收 224 袋凋落物样，仔细清除泥沙、活植物根系、土壤动物及虫屎等杂质后，在 65 ℃条件下烘干至恒重，称其重量得到凋落物残留物的干物质重，计算其损失率及分解速率，并保存好样品。

1.2.2 土壤采集　在放置凋落物袋时，在每一样块内各凋落物样旁设置一对照网阻止凋落物输入，以比较凋落物分解对土壤养分含量的影响。在分解实验开始的第 368 天对每一凋落物袋正下方和对照网内的土壤(0～10 cm)进行取样，共 336 个样。测定土壤样碳、氮含量。

表 1　各群落凋落物样初始碳氮含量

Table 1　The initial content of carbon and nitrogen in main litter in plots

类型 Type	碳(%) C	氮(%) N	碳氮比 C/N
As 蔓生莠竹凋落叶	43.03	0.95	50.73
Am 蔓生莠竹、飞机草、斑茅混合凋落叶	45.38	1.29	35.11
Bs 肖梵天花凋落叶	43.94	1.89	23.32
Bm 肖梵天花、白楸、多花野牡丹混合凋落叶	43.90	1.89	23.18
Cs 中平树凋落叶	46.06	1.85	25.18
Cm 中平树、枫香、水棉树凋落叶	46.91	1.88	24.92
Ds 马占相思凋落叶	50.84	2.59	19.81
飞机草凋落叶	47.90	2.34	20.49
斑茅凋落叶	49.52	1.07	46.16
白楸凋落叶	43.67	1.77	24.65
多花野牡丹凋落叶	44.22	2.25	19.63
枫香凋落叶	43.52	2.08	20.96
水棉树凋落叶	57.61	1.72	33.43

1.2.3 化学分析　土壤样的全碳含量用重铬酸钾油浴法[GB 9834-88]测定；全氮含量采用凯氏定氮法[GB 7886-87]，使用 KDN-2C 型定氮仪(上海纤检仪器有限公司)测定。

1.2.4 数据分析　用 SPSS10.0 软件进行统计分析。

2　结果与分析

2.1 不同种类凋落物其分解速率的变化

把收集自草丛、灌丛、次生林、马占相思林 4 个群落的 7 个凋落物样，同时分别放在草丛、灌丛、次生林、马占相思林 4 个样地中分解(表 2)。4 个样地中凋落物分解残留率大小关系分别为，草丛样地：马占相思凋落物 Ds＞中平树凋落物 Cs＞次生林混合凋落物 Cm＞灌丛混合凋落物 Bm＞蔓生莠竹凋落物 As＞草丛混合凋落 Am＞肖梵天花凋落物 Bs；灌丛样地：次生林混合凋落物 Cm＞蔓生莠竹凋落物 As＞中平树凋落物 Cs＞马占相思凋落物 Ds＞草丛混合凋落 Am＞灌丛混合凋落物 Bm＞肖梵天花凋落物 Bs；次生林样地：马占相思凋落物 Ds＞中平树凋落物 Cs＞次生林混合凋落物 Bm＞草丛混合凋落 Am＞马占相思凋落物 Ds＞蔓生莠竹凋落物 As＞灌丛混合凋落物 Bm＞肖梵天花凋落物 Bs；马占相思林样地：次生林混合凋落物 Cm＞中平树凋落物 Cs＞马占相思凋落物 Ds＞草丛混合凋落 Am＞蔓生莠竹凋落物 As＞灌丛混合凋落物 Bm＞肖梵天花凋落物 Bs。经多元方差分析的结果显示：在草丛、灌丛、次生林和马占相思林 4 个样地中，分解一年后，部分凋落物之间分解失重率达到显著或极显著水平。如：在灌丛样地 Site B，凋落物肖梵天花 Bs 与次生林混合凋落物 Cm($P=0.036$)的分解残留率达到了显著水平；在次生林样地 Site C，马占相思凋落物 Ds 与蔓生莠竹凋落物 As($P<0.001$)、草丛混合凋落物 Am($P=0.042$)、肖梵天花凋落物 Bs($P<0.001$)、灌丛混合凋落物 Bm($P<0.001$)及肖梵天花凋落物 Bs 与中平树凋落物 Cs($P<0.018$)、次生林混合凋落物 Cm($P=0.028$)的分解残留率达到了显著或极显著水平。在马占相思林样地 Site D，肖梵天花凋落物 Bs 与中平树凋落物 Cs($P<0.001$)、次生林混合凋落物 Cm($P<0.001$)、马占相思凋落物 Ds($P<0.001$)和灌丛混合凋落物 Bm 与中平树凋落物 Cs($P=0.005$)、次生林混合凋落物 Cm($P=0.005$)、马占相思凋落物 Ds($P=0.007$)。同一样地中分解的 4 类型凋落物的分解残留率呈现显著或极显著差异性，体现了凋落物种类对分解速率的影响。

2.2 在不同样地凋落物分解速率的变化

各类型凋落物分别在 4 个样地中的分解残留率大小顺序(表 2)，蔓生莠竹凋落物 As 为：马占相思林 Site D＞灌丛 Site B＞草丛 Site A＞次生林 Site C；Am 草丛混合凋落物、Bs 肖梵天花凋落物、Cs 中平树凋落物、Cm 次生林混合凋落物和马占相思凋落物 Ds 为：马占相思林 Site D＞次生林 Site C＞草丛 Site A＞灌丛 Site B；Bm 灌丛混合凋落物为：马占相思林 Site D＞草丛 Site A＞次生林 Site C＞灌丛 Site B。总的来看，各类型凋落物在马占相思林样地的残留率最高，在灌丛样地的残留率相对较低。同一凋落物在不同样地中分解，其分解速率呈现显著或极显著差异，体现了分解微环境对凋落物分解速率的影响。其中草丛混合凋落物 Am 在马占相思林 Site D 的分解残留率与在草丛样地 Site A($P=0.011$)和在灌丛样地 Site B($P=0.004$)的分解残留率呈现极显著差异；中平树凋落物 Cs 在灌丛样地 Site B 的分解残留率与马占相思林样地 Site D($P=0.003$)达到极显著差异；次生林混合凋落物 Cm

在马占相思林样地 Site D 的分解残留率与草丛样地 Site A（$P=0.009$）和灌丛样地 Site B（$P=0.006$）的分解残留率达到极显著差异；马占相思凋落物 Ds 在灌丛样地 Site B 的分解残留率与在次生林样地 Site C（$P=0.013$）和马占相思林样地 Site D（$P=0.003$）的分解残留率达到极显著差异。

2.3 土壤碳氮含量的变化

凋落物分解前后 4 个样地土壤碳氮含量及碳氮比见表 3 和表 4。

4 个样地中土壤碳含量，与初始值比较，在凋落物分解一年后，不论有凋落物覆盖或无凋落物覆盖，土壤氮含量都有所增加，土壤碳含量在草丛和灌丛降低，在次生林和马占相思林升高，碳氮比全都下降。在凋落物分解一年后有凋落物覆盖（368 d 处理）与无凋落物覆盖（368 d 对照）比较，土壤氮含量在草丛和灌丛更低，在次生林和马占相思林则更高；

表 2　不同凋落物样的分解特征

Table 2　Characteristics of litter decomposition of different species

凋落物样 Litter species	分解地点 Decomposition sites	方程 Equation	分解常数 Decomposition rate k（$g \cdot g^{-1} \cdot d^{-1}$）	决定系数 Determination coefficient R^2	50%分解所需天数 Days of 50% decomposition（d）	95%分解所需天数 Days of 95% decomposition（d）
As	A 草丛	$y=e^{-0.006921t}$	0.006921	0.69200	100	433
Am		$y=e^{-0.005948t}$	0.005948	0.86630	117	504
Bs		$y=e^{-0.019035t}$	0.019035	0.70903	36	157
Bm		$y=e^{-0.012953t}$	0.012953	0.44583	54	231
Cs		$y=e^{-0.006228t}$	0.006228	0.48836	111	481
Cm		$y=e^{-0.005928t}$	0.005928	0.68220	117	505
Ds		$y=e^{-0.003331t}$	0.003331	0.81365	208	899
As	B 灌丛	$y=e^{-0.005226t}$	0.005226	0.89775	133	573
Am		$y=e^{-0.007587t}$	0.007587	0.62404	91	395
Bs		$y=e^{-0.018550t}$	0.018550	0.64493	37	161
Bm		$y=e^{-0.013900t}$	0.013900	0.65736	50	216
Cs		$y=e^{-0.007033t}$	0.007033	0.47752	99	426
Cm		$y=e^{-0.006284t}$	0.006284	0.50155	110	477
Ds		$y=e^{-0.007843t}$	0.007843	0.59454	88	382
As	C 次生林	$y=e^{-0.006386t}$	0.006386	0.76211	109	469
Am		$y=e^{-0.004766t}$	0.004766	0.81290	145	629
Bs		$y=e^{-0.013729t}$	0.013729	0.50537	50	218
Bm		$y=e^{-0.009551t}$	0.009551	0.58053	73	314
Cs		$y=e^{-0.004471t}$	0.004471	0.65119	155	670
Cm		$y=e^{-0.005925t}$	0.005925	0.43241	117	506
Ds		$y=e^{-0.002523t}$	0.002523	0.88420	275	1187
As	D 马占相思林	$y=e^{-0.004139t}$	0.004139	0.69443	167	724
Am		$y=e^{-0.003424t}$	0.003424	0.82527	202	875
Bs		$y=e^{-0.011417t}$	0.011417	0.49235	61	262
Bm		$y=e^{-0.009765t}$	0.009765	0.47546	71	307
Cs		$y=e^{-0.002648t}$	0.002648	0.69451	262	1131
Cm		$y=e^{-0.002304t}$	0.002304	0.79738	301	1300
Ds		$y=e^{-0.002641t}$	0.002641	0.53652	262	1134

表 3　土壤碳氮含量变化情况

Table 3　The content of total carbon and nitrogen in soil

样地 Sites	浓度 Content（%）								
	初始值			368 d 处理（有凋落物覆盖）			368 d 对照（无凋落物覆盖）		
	碳 C	氮 N	碳氮比 C/N	碳 C	氮 N	碳氮比 C/N	碳 C	氮 N	碳氮比 C/N
A 草丛	3.6159	0.2304	15.6938	3.3010	0.2435	13.6304	3.5715	0.2499	14.3110
B 灌丛	3.9461	0.2486	15.8733	3.2827	0.2562	12.8033	3.6474	0.2844	12.8166
C 次生林	3.4903	0.2451	14.2402	3.6521	0.2726	13.4062	3.6990	0.2532	14.6627
D 马占相思林	3.5196	0.2278	15.4504	4.0062	0.2846	14.1134	3.8123	0.2629	14.5160

土壤碳含量在草丛、灌丛和次生林更低，在马占相思林更高；在所有植被类型都是碳氮比更低。表明有凋落物覆盖的条件下，土壤全氮相对于全碳的比重都有所增高。将有凋落物覆盖情况下土壤碳、氮含量看成是该群落下土壤的含量，随着植被演替进程，从草丛、灌丛到次生林，土壤碳、氮含量基本呈现增加趋势，仅灌丛土壤碳含量略低于草丛样地。各群落碳、氮含量比较，马占相思林土壤碳、氮含量显著高于草丛和灌丛群落；次生林群落土壤氮含量显著高于草丛群落。

表 4 有凋落物覆盖下土壤碳氮含量

Table 4 The contents of carbon and nitrogen in soil covered by litter

凋落物种类 Litter species	分解地点 Decomposition sites	氮(%) N	碳(%) C	碳氮比 C/N
As	A 草丛	0.2144	3.4022	15.8688
Am		0.2633	3.0788	11.6932
Bs		0.2442	3.3708	13.8035
Bm		0.2574	2.8707	11.1528
Cs		0.2491	3.6326	14.5828
Cm		0.2519	3.5134	13.9478
Ds		0.2388	3.0632	12.8275
平均		0.2456	3.2760	13.4109
As	B 灌丛	0.2491	3.3657	13.5105
Am		0.2302	2.8110	12.2083
Bs		0.2731	3.4299	12.5571
Bm		0.2576	3.4355	13.3383
Cs		0.2637	3.5037	13.2875
Cm		0.2436	2.9885	12.2687
Ds		0.2645	2.9126	11.0112
平均		0.2545	3.2067	12.5974
As	C 次生林	0.2608	3.9550	15.1660
Am		0.2578	3.2556	12.6287
Bs		0.2699	3.4709	12.8616
Bm		0.2874	3.7812	13.1548
Cs		0.2793	3.7742	13.5147
Cm		0.3012	4.0528	13.4561
Ds		0.2714	3.4650	12.7672
平均		0.2754	3.6792	13.3642
As	D 马占相思林	0.2598	4.5290	17.4309
Am		0.2828	3.7758	13.3516
Bs		0.3009	4.2866	14.2458
Bm		0.2973	3.9504	13.2892
Cs		0.2916	4.0490	13.8835
Cm		0.2791	4.0955	14.6764
Ds		0.2845	3.8889	13.6707
平均		0.2851	4.0822	14.3640

3 结论与讨论

3.1 植被恢复过程中凋落物分解速率的变化

3.1.1 凋落物基质质量影响凋落物分解速 各类型凋落物在同一样地中分解时，其分解率存在差异，体现了凋落物基质质量对凋落物分解速率的影响。Swift 等(1979)将凋落物的化学属性称为“基质质量”；Smith & Bradford(2003)指出凋落物初始氮浓度最能表征凋落物基质质量。本研究收集自灌丛样地 Site B 的凋落物在 4 个样地中的分解速率较快，收集自草丛样地 Site A 和次生林的凋落物 Site C 在 4 个样地中的分解速率较慢。结合各类型凋落物初始氮含量，肖梵天花凋落物初始氮含量较其它凋落物高，说明凋落物初始氮含量对凋落物分解速率影响较大，与相关研究结果相类似。但影响凋落物分解率的各种化学性质之间的相对重要性尚不清楚，在不同研究区域、不同群落类型，影响其凋落叶分解的关键因子不同(Berg，2000；Sariyildiz and Anderson，2003)。

3.1.2 分解微环境影响凋落物分解速率 同一凋落物在不同样地中分解时，体现了分解微环境对凋落物分解速率的影响。在草丛、灌丛和次生林 3 个样地分解的各类型凋落物，其分解失重率基本都是灌丛 Site B>草丛 Site A>次生林 Site C，除蔓生莠竹凋落物 As 为：次生林 Site C>草丛 Site A>灌丛 Site B，灌丛混合凋落物 Bm 为：灌丛 Site B>次生林 Site C>草丛 Site A；倘若把各类凋落物看作一个混合样，即 8 类型凋落物分解失重率的平均值，仍为：灌丛 Site B>草丛 Site A>次生林 Site C；将草丛凋落物(蔓生莠竹凋落物 As、草丛混合凋落物 Am)、灌丛凋落物(肖梵天花凋落物 Bs、灌丛混合凋落物 Bm)和次生林凋落物(中平树凋落物 Cs、灌丛混合凋落物 Cm)在原样地的平均分解失重率代表该群落凋落物总体的分解失重率，其大小关系依然为，灌丛 Site B>草丛 Site A>次生林 Site C，这一系列结果与浙江天童常绿阔叶林演替中凋落物年失重率在演替过程中呈增长趋势的研究结果有所不同，就其原因可能与样地土壤养分含量和研究期间遭遇台风有关(王敏英等，2007)。

Grünzweig 等(2007)的研究显示，无论旱季还是雨季，灌丛凋落叶就地分解显著高于森林凋落叶就地分解，在旱季分解速率还要高得多，认为与森林凋落叶基质质量低(C/N 比值高)有关。在旱季灌丛凋落叶比小麦秸秆标准凋落物分解速率高很多，归因为当地灌丛凋落物更适应干旱环境的分解，也许还与有干旱胁迫和高太阳辐射地区当地凋落物受紫外辐射的光降解有关(Austin and Vivanco，2006)。

Köchy & Wilson(1997)的研究显示，不论是禾草凋落物还是乔木凋落物，在草地中的分解速率显

著大于在林地中的分解速率。在不遮荫的草地分解速率高于其他的处理组合，如：草地遮荫、林地遮荫、林地不遮荫。禾草凋落物分解速率显著大于乔木凋落物分解速率。在本研究中，灌丛是开敞度和透光性最大的环境，次生林很荫蔽，草地也很茂密，放在草地中的凋落物袋也被遮蔽。各类型的凋落物在 3 种环境中的分解速率为：灌丛 Site B＞草丛 Site A＞次生林 Site C，与上述两项研究的结果一致，因此相对敞开的冠层有利于较高的分解速率。应该说分解的微环境条件，如光照度、透水性等因素对分解速率有重要的影响。

3.1.3 次生林与人工林凋落物分解速率的比较　凋落物的养分归还对维持林地地力，保持林分长期生产力起到积极的作用。各类凋落物在次生林和马占相思林的失重率均以次生林较高，马占相思林较低。同时在年凋落物量上，马占相思林也低于次生林，表明马占相思林生态系统养分循环能力低于次生林生态系统（王敏英等，2007）。吴毅等（2002）的研究表明，枯枝落叶的分解率为：滇青冈天然林＞团花木新姜子次生林＞干香柏人工林。天然林的凋落物数量大、养分归还量高、分解快，具有良好自我培肥地力的能力。但任泳红等（1999）的研究显示，橡胶多层林的凋落物消失率常数为 2.25，较季节雨林（2.0）的大，也就是人工林比天然林分解快。因此还不能认为，天然林的凋落物分解一定比人工林分解快。由于凋落物分解速率依赖于 3 组相互作用的变量：分解者群落的属性，决定凋落物自身降解性的有机质特征，即凋落物质量和在大气候和土壤尺度或小气候尺度上起作用的物理化学环境（Swift 等，1979）。在同一地区的人工林和天然林可以在大气候和土壤尺度上的环境相同，在小气候尺度上的物理化学环境相似，但凋落物质量与分解者群落的差异在人工林和天然林之间可能没有一个明确的界限，而是更依赖于具体植物的种类及其特性。

3.2 植被恢复过程中土壤碳氮含量变化

土壤肥力是土壤物理、化学和生物性质的综合反应，其中土壤有机质、全氮含量是土壤化学性质中的两个重要指标。土壤全碳含量代表土壤有机质的多少。土壤有机质对生态修复的指示作用很明确，有机质含量高则土壤性状优良。同时土壤有机质对于生态修复的响应也较快，因此有机质可以作为植物种、措施配置、恢复阶段的恢复效果的指标（孙长安等，2008）。土壤全氮对提高土壤的保肥力和缓冲性有重要作用。

在草丛样地将 As 蔓生莠竹、Am 草丛混合凋落物覆盖下土壤全碳、全氮含量和碳氮比的平均值代表该群落下土壤的含量，在灌丛样地将 Bs 肖梵天花、Bm 灌丛混合凋落物覆盖下土壤全碳、全氮含量和碳氮比的平均值代表该群落下土壤的含量，在次生林样地将 Cs 中平树、Cm 次生林凋落物覆盖下土壤全碳、全氮含量和碳氮比平均值代表该群落下土壤的含量。在分解实验开始的 368 d，土壤全碳含量大小关系为：草丛（3.2405%）＜灌丛（3.4327%）＜次生林（3.9135%），土壤全氮含量大小关系为：草丛（0.2389%）＜灌丛（0.2654%）＜次生林（0.2902%），随着进展演替进程均呈现增加趋势。与在黄土丘陵沟壑区的子午岭次生林区的研究结果（张红等，2006）基本一致，该地区土壤有机质含量为：乔木＞灌木＞草本；土壤全氮含量为：乔木≥草本＞灌木。土壤全碳和全氮一致的变化趋势与土壤有机质的积累有关，因为土壤全碳、全氮含量与土壤有机质含量呈显著正相关（Haynes 等，1991）。孙长安等（2008）指出，土壤有机质对于生态修复的响应较快，可作为生态恢复效果的指标。因此，本研究区域通过植被—土壤交互作用，植被次生恢复过程中土壤肥力状况不断改善，土壤肥力的改善又将促进植被恢复，整个群落将朝着顶级群落方向发展。

3.3 次生林与马占相思林土壤碳、氮含量变化

次生林样地中将 Cs 中平树和 Cm 次生林混合凋落物覆盖下土壤全碳、全氮含量和碳氮比代表该样地土壤的含量，马占相思林样地中将 Ds 马占相思凋落物覆盖下土壤全碳、全氮含量和碳氮比代表该样地土壤的含量。在分解实验开始的 368 d，经自然恢复的次生林土壤全碳含量从其初始值 3.4903%，增加到 3.9135%，增加了 0.4232%，而经人工恢复的马占相思林土壤全碳含量从初始值 3.5196%，增加到 3.8889%，增加了 0.3693%。该实验结果表明，次生植被比人工植被更有利于有机质的积累。土壤有机质在土壤中含量虽然不多，但却在很大程度上决定着土壤肥力，影响着其上植被的生长。本实验中，经凋落物分解后，次生林土壤全氮含量（0.2902%）高于人工恢复的马占相思林土壤全氮含量（0.2845%），与两者土壤全碳含量大小关系一致。与初始全氮含量相比，在次生林样地中经凋落物分解后土壤全氮含量提高了 0.0451%，在马占相思林样地中提高了 0.0567%，增幅以马占相思林较大，可能与马占相思具有较强

固氮能力有关。次生林土壤全碳含量和全氮含量均高于马占相思林，但其碳氮比关系与之相反，为次生林小于马占相思林，这有利于其上植物群落的生长。因为当土壤碳氮比越大，土壤微生物对氮的固定量越大，对土壤 NO_3^--N 的抑制作用也越大，不利于植物的生长（周莉等，2007）。

3.4 交互分解

植被恢复过程中，土壤形状的改善是植被恢复的重要目标，其目标是促进植被的正向演替，建成稳定的植物群落，反过来植物群落的演替又促进土壤形状的改善，因此植物与土壤之间交互促进。本研究的交互分解试验部分结果表明，收集自灌丛凋落物的肖梵天花凋落物 Bs 无论在草丛样地、次生林样地、马占相思林样地还是灌丛样地，其分解率均较高；各种类型的凋落物在这 4 个样地中分解时，在灌丛样地的分解速率也是较高；而且对这 4 个群落的年凋落物进行比较，灌丛群落的年凋落物量还是最高（王敏英等，2007），据此我们推测处于演替中期阶段的灌丛群落目前的状态优于次生林群落、草丛群落和人工马占相思林群落，从另一个角度反映出该地区的植被恢复可能受到了干扰。土壤碳、氮含量可能在一年期内的变化不明显，而且不同植被的比较是一个长期的累积效应的比较，短期的结果呈现了其动态变化状况，长期的监测才能更好地体现植被与土壤的交互作用，因此建议继续实验以准确认识该地区植物与土壤之间的交互作用。

总之，从以上分析可以认为，在海南岛中部丘陵地区随着植物恢复的进程，凋落物分析速率呈现先增加后降低趋势，土壤碳氮含量呈上升趋势；次生群落凋落物分解速率和土壤碳氮含量均优于马占相思群落；表明海南热带丘陵地区次生植被生态系统的物质循环功能总体良好，但受到一定程度的干扰。

参考文献：

Austin AT, Vivanco L. 2006. Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation [J]. *Nature*, **442**: 555－558

Berg B, Ekbohm G. 1991. Litter mass-loss rates and decomposition patterns in some needle and leaf litter types. Long-term decomposition in a Scots pine forest VII[J]. *Canadian J Bot*, **69**: 1 449－1 456

Berg. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils[J]. *Fore Ecol Manag*, **133**: 13－22

Grünzweig JM, Gelfand I, Yakir D. 2007. Biogeochemical factors contributing to enhanced carbon storage following afforestation of a semi-arid shrubland[J]. *Biogeosci Disc*, **4**: 2 111－2 145

Haynes RJ, Swift RS, Stephen RC. 1991. Influence of mixed cropping rotations (Pasture-arable) on organic matter content, water stable aggregation and cold porosity in a group of soils[J]. *Soil Till Res*, **19**: 77－87

Jiang H(**江洪**), ZhangYL(**张艳丽**), James RS. 2003. Spatial analysis of disturbances and ecosystem succession(**干扰与生态系统演替的空间分析**)[J]. *Acta Ecol Sin*(**生态学报**), **23**(9): 1 861－1 876

Jiang H, Peng CH, Apps MJ, *et al*. 1999. Modelling the net primary productivity of temperate forest ecosystems in China with a GAP model[J]. *Ecol Mod*, **122**: 225－238

Köchy M, Wilson SD. 1997. Litter decomposition and nitrogen dynamics in aspen forest and mixed-grass prairie[J]. *Ecology*, **78**(3): 732－739

Liu Q(**刘强**), Peng SL(**彭少麟**), Bi H(**毕华**), *et al*. 2005. Nutrient dynamics of foliar litter in reciprocal decomposition in tropical and subtropical forests(**热带亚热带森林凋落物交互分解的养分动态**)[J]. *J Beijing Fore Univ*(**北京林业大学学报**), **27**(1): 24－32

Moore TR, Trofymow JA, Taylor B, *et al*. 1999. Litter decomposition rates in Canadian forests[J]. *Global Change Biol*, **5**: 75－82

Odum EP. 1969. The strategy of ecosystem development[J]. *Science*, **164**: 262－270

Sariyildiz T, Anderson JM. 2003. Interactions between litter quality, decomposion and soil fertility: a laboratory study[J]. *Soil Biol Biochem*, **35**: 391－399

Smith VC, Bradford MA. 2003. Litter quality impacts on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time[J]. *Appl Soil Ecol*, **24**: 197－203

Sun CA(**孙长安**), Wang WW(**王炜炜**), Dong L(**董磊**), *et al*. 2008. Review on impact of vegetation restoration on soil properties(**我国植被恢复对土壤性状影响研究综述**)[J]. *J Yangtze River Sci Res Instit*(**长江科学院院报**), **25**(3): 6－9

Swift MJ, Heal OW, Anderson JM. 1979. Decomposition in Terrestrial Ecosystems[M]. Berkley: California; USA: University of California Press

Swift MJ, Heal OW, Anderson JD. 1979. Decomposition in Terrestrial Ecosystem [M]. Oxford: Blackwell Scientific Publication: 56－57

Wang MY(**王敏英**), Liu Q(**刘强**), Gao J(**高静**). 2007. Dynamics of litterfall of four vegetations in hilly areas of central Hainan after disturbance of a severe typhoon(**海南岛中部丘陵地区受台风侵袭影响的 4 种植物群落凋落物动态**)[J]. *J Hainan Norm Univ: Nat Sci Edit*(**海南师范大学学报·自然科学版**), **20**(2): 156－160

Wu Y(**吴毅**), Liu WX(**刘文耀**), Shen YX(**沈有信**), *et al*. 2007. Dynamics of litterfall and litter on forest floor of natural forest and plantations in Stone Forest World Geological Park(**滇石林地质公园喀斯特山地天然林和人工林凋落物与死地被物的动态特征**)[J]. *J Mount Sci*(**山地学报**), **25**(3): 317－325

Zhang H(**张红**), Lü JL(**吕家珑**), Zhao SW(**赵世伟**), *et al*. 2006. Studies on soil nutrients under dif ferent vegetation types in the Ziwul ing Area(**不同植被覆盖下子午岭土壤养分状况研究**)[J]. *Agric Res Arid Areas*(**干旱地区农业研究**), **24**(2): 66－69

Zhou L(**周莉**), Cao JH(**曹建华**), Chen Y(**程阳**), *et al*. 2007. Analysis of soil organic matter and nitrogen under differ ent land use types(**不同土地利用方式对土壤有机质和氮含量的影响研究**)[J]. *Guangdong Agric Sci*(**广东农业科学**), **10**: 42－44