

綠葉在三處生育地分解之養分動態變化

黃菊美¹，杜清澤¹，林國銓^{2,3}

¹行政院農業委員會林業試驗所育林組；²行政院農業委員會林業試驗所退休研究員；³通訊作者

E-mail: kuolin0914@gmail.com

[摘要] 葉的分解和養分的釋出在森林生態系的碳和養分循環中，扮演極重要的角色。選擇南仁山、關刀溪、福山三個楠櫛林帶，進行 6 種樹種綠葉 3 年的分解研究，以瞭解三生育地各樹種分解期間養分之變化與養分釋出之速率。3 年分解期間，碳濃度雖有起伏，大致上呈略微上升。氮濃度則皆呈上升趨勢，主要受到生物固定作用影響，原始氮濃度較低之樹種所增加之比例較高。磷濃度在分解期間大致上呈上升趨勢，生物固定作用較明顯，生育地間各樹種皆以福山上升趨勢最明顯。鉀易溶於水，淋溶作用快速發生，其濃度在分解初期即快速下降，此後大致保持平穩。鈣不易產生淋溶作用，亦有生物固定作用發生，其濃度在分解期間的變化較不具規律性。鎂具有淋溶作用，亦可能有生物固定作用，在分解期間鎂濃度的變化各生育地之趨勢不同。碳氮比在分解初期快速下降，各樹種碳氮比之轉折點約為 25。各生育地各養分之剩餘量皆可用各樹種分解時間的二次或三次迴歸式表示。綜合三生育地之養分剩餘量，經 36 個月分解，各養分釋出速率的大小次序為鉀 > 鎂 > 碳 = 鈣 > 磷 > 氮。但各分解時期養分釋出速率的大小次序略有不同。就生育地間的比較而言，碳、氮和磷之剩餘量大致上以南仁山最低，福山次之，關刀溪最高。鉀剩餘量則不同，三生育地在分解前 6 個月，以福山最低，關刀溪次之，南仁山最高。鈣和鎂剩餘量則較無規律性。

關鍵字：養分釋出、楠櫛林帶、生物固定作用、碳氮比

Nutrient Dynamics of Green Foliage Decomposition at Three Sites

Chu-Mei Huang¹, Chin-Tzer Duh¹ and Kuo-Chuan Lin^{2,3}

¹Division of Silviculture, Taiwan Forestry Research Institute, ²Retired Senior Scientist, Taiwan Forestry Research Institute, ³Corresponding author E-mail: kuolin0914@gmail.com

ABSTRACT The decomposition and nutrient release of leaf litter are widely recognized as a key process in the carbon and nutrient cycle of forest ecosystem. Nutrient dynamics and release rates of green foliage during decomposition were examined for six tree species in Fagaceae and Lauraceae forests at Nanjenshan, Guandaushi and Fushan sites through a period of three years. The C concentrations went up or down and increased slightly during three years of decomposition. All N concentrations increased during decomposition and were mainly affected by biological immobilization, in which species with low initial N concentrations showed high increasing percentages. Due to strong biological immobilization, most P concentrations

also increased during decomposition, and the highest increasing trends of all tree species occurred at Fushan site. The K concentrations decreased rapidly during the early months, then they became stable as K dissolved in water and leached out quickly. For Ca, leaching was little and biological immobilization occurred, and the Ca concentrations were irregular during decomposition. Magnesium showed leaching and possible biological immobilization, and the dynamics of Mg concentrations during decomposition differed widely among sites. The C/N ratios decreased rapidly during early decomposition, and a critical C/N ratio of species was approximately 25. The relationship between each nutrient remaining of species at each site and time was shown by a quadric or cubic equation. Based on nutrient remaining at the studied sites, the sequence of nutrient release rates after 36 months of decomposition was in the following order: $K > Mg > C = Ca > P > N$. However, the order of the release rates differed slightly during each period. Comparison among sites showed that the lowest mass remaining of C, N and P was at Nanjenshan, followed by Fushan, and the highest at Guandaushi. The mass remaining of K was different, showing that the lowest was at Fushan, followed by Guandaushi, and the highest at Nanjenshan during the first six months of decomposition. The mass remaining of Ca and Mg was irregular.

Keywords: nutrient release, Fagaceae and Lauraceae forests, biological immobilization, C/N ratio

前言

森林生態系枯落物的分解與養分釋出為林分內養分循環的一部分，同時產生有效形式的碳和養分供其他生物利用 (Adams and Angradi 1996)。枯落物亦可視為暫時貯存養分的場所，而其養分緩慢釋出，能長期供給土壤有效的養分 (Palma *et al.* 2002)。而森林生長每年所需的養分約 80% 來自枯落物的分解 (Waring and Schlesinger 1985)。但是枯落物的分解為一極複雜的過程，受到環境因素、枯落物化學組成、以及土壤微生物三種因素之交互影響 (Swift *et al.* 1979, Fioretto *et al.* 2001, Xu and Hirata 2005, Liu *et al.* 2006)。這三種因素影響的時間和空間尺度不盡相同，如氣候因素主要影響大面積區域和長時間的分解 (Meentemeyer 1978)；枯落物化學組成如原始養分濃度則影響的面積較小和時間較短 (Berg and Staaf 1980)。因此不同區域不同樹種的分解與養分釋出之速率不同。

臺灣位於亞熱帶，每年的颱風和暴雨常造成林地養分的大量流失。枯落物的分解穩定地提供養分，顯得格外重要。臺灣天然闊葉林生態系落葉約佔林分枯落物的 69% (Lin *et al.*

2003)，為枯落物最主要成分，其分解和所釋出的養分，亦為土壤養分的主要供應者。國內對落葉的分解和其養分的釋出之研究並不多，且多為同一生育地單一或多種樹種之研究 (顏江河、陳佳慧 1999, 林國銓等 2003, 何淑玲、顏江河 2004, 周育如、顏江河 2004, 林國銓等 2007, Liao *et al.* 2013)，跨生育地及多樹種之分解研究十分稀少 (黃菊美等 2013)。本報告為一跨生育地的分解研究，也是大型研究的一部分，選擇臺灣北、中、南部三個林相相似的天然闊葉林，依照美國長期生態研究網其長期跨生育地分解試驗團隊的方法 (Harmon *et al.* 2009)，進行葉片分解試驗。有關葉片分解速率已發現第一年分解較快，各生育地間有明顯差異，主要是受溫度影響。而同生育地各樹種間分解速率有差異，主要受原始氮或木質素濃度之影響，各生育地影響因素不同 (黃菊美等 2014)。至於分解期間養分的動態變化尚不明瞭，故本報分析三生育地各樹種分解期間養分之變化與養分釋出之速率，提供經營此類森林生態系之基礎資料。

材料與方法

一、生育地

本研究由南到北選擇 3 個生育地，南部選擇屬於墾丁國家公園的南仁山自然保護區，其轄內的天然闊葉林。保護區位於北緯 22°05'，東經 120°50'，屬屏東縣滿州鄉。中央山脈南段延伸至保護區內，其海拔由 50 至 540 m，年平均溫度 24.8°C，年降雨量 2,164 mm (中央氣象局恆春氣象站)。所選定的南仁山生育地 (簡稱南仁山) 位於宜蘭湖附近，海拔約 300 至 400 m，土壤屬低鹽基濕潤弱育土 (許正一等 2001)。區內天然闊葉林屬亞熱帶雨林楠櫛林帶，喬木以單刺苦槠 (*Castanopsis cuspidata* var. *carlesii* f. *sessilis*)、臺灣八角 (*Illicium arborescens*)、嶺南青剛櫟 (*Cyalobalanopsis championii*)、白榕 (*Ficus benjamina*) 等樹種較為優勢 (謝宗欣 1990)。

中部選擇屬於中興大學實驗林的蕙蓀林場，位於北緯 24°04'，東經 121°01'，即南投縣仁愛鄉新生村。年平均溫度為 17.2°C，年降雨量為 2,320 mm (資料來源：實驗林氣象觀測站)。所選定的關刀溪生育地 (簡稱關刀溪) 屬林場的第三林班，海拔約 700 至 1300 m，土壤以壤土為主，含石量高 (許博行、陳孟斯 1999)。區內主要植群為天然闊葉林，屬暖溫帶雨林楠櫛林帶，主要樹種為黃杞 (*Engelhardtia roxburghiana*)、香桂 (*Cinnamomum subavenium*)、變葉新木薑子 (*Neolitsea aciculata* var. *variabilima*)、薯豆 (*Elaeocarpus japonicus*) 等。另外，生育地有部分因 1958 年伐木形成的次生闊葉林，主要樹種為長葉木薑子 (*Litsea acuminata*) 等，以及有部分人工造林地，以杉木 (*Cunninghamia lanceolata*) 為主。

北部選擇屬於林業試驗所福山研究中心轄內的天然闊葉林為對象。該林地位於北緯 24°34'，東經 121°34'，即台北縣烏來鄉福山村和宜蘭縣員山鄉湖西村交界處。地形上則屬於雪山山脈北段主支稜，年平均溫度 18.2°C，年降雨量 4,516 mm (2000-2009) (陸象豫等 2009)，海拔高度由 400 至 1,400 m，土壤屬簡

育溫潤極育土 (林光清等 1996)。所選定的福山生育地 (簡稱福山) 係屬亞熱帶雨林的楠櫛林帶。海拔約 600-700 m。喬木以單刺苦槠、豬腳楠 (*Machilus thunbergii*)、黃杞、綠樟 (*Meliosma squamulata*)、長葉木薑子、山紅柿 (*Diospyros morrisiana*) 等樹種較為優勢。

二、綠葉分解

1. 樹種選擇

跨生育地之分解試驗除了比較生育地間環境因素之差異外，也希望瞭解分解期間葉片化學性質的變化，因此於每生育地各選擇 2 種較優勢的樹種，南仁山為臺灣八角、嶺南青剛櫟、關刀溪為黃杞和薯豆，福山為單刺苦槠和山紅柿，共計 6 樹種。樹種選擇的目的與方法詳見黃菊美等 (2014) 的報告。

2. 枝葉包的製作

上述 6 樹種分別在其生育地，於選定的林分中選取胸徑大於 10 cm 的喬木 5 至 10 株為樣木，分別於 2003 年 2-3 月期間，截取枝條，於室內採集其完全展開的成熟葉，進行氣乾。氣乾期間定期將同樹種之葉片均勻混合，以保持葉片含水率的一致。氣乾後，各樹種分別製作枝葉包，其方法為：取 20 g 之葉片，分裝於 20 × 20 cm 的枝葉包中。枝葉包上層以尼龍網為材料，平均網孔為 1.3 mm，下層為尼龍布，以減少細根穿入。另以此 6 樹種葉片取等重量混合，混合後再製作混合樹種枝葉包 (簡稱混合)。每樹種各製作 180 個枝葉包，混合則只製作 60 個，且每裝 30 包 (混合每裝 10 包) 留取 1 包供做初期含水率、主要養分、灰分等之測定。合計共製作 1,182 個枝葉包。

3. 枝葉包放置及收集

各樹種枝葉包於 2003 年 12 月底分別放置回三林地。南仁山樣區於宜蘭湖附近之迎風林分選擇 6 塊樣地，每塊樣地為 5 m × 5 m，其中 3 塊周邊以透明塑膠布包圍四周以阻擋風吹入，樣區中間再設立塑膠布以避免風的干擾，此為阻風樣區，另 3 塊則不設檔風屏幕為控制組迎風樣區。於每樣區逢機選取 10 樣

點。關刀溪和福山放置方式則為於天然林內選擇二塊林地，兩林地至少相距 1 km 以上，於每塊林地橫坡方向設置 3 條大致平行的 20 m 樣線，2 樣線相距至少 10 m。每樣線每隔 2 m 設一樣點，共計 10 樣點。每樣點放置 6 種枝葉包各 1 個，福山則增加混合枝葉包，故南仁山共計放置 360 包、關刀溪 360 包、福山則為 420 包。枝葉包放置後約於 1 個月、2 個月、3 個月、6 個月、9 個月、12 個月、18 個月、24 個月、30 個月、36 個月在每樣線隨機選取 1 個樣點，將該樣點全部枝葉包取回，南仁山和關刀溪各取 36 包和福山取 42 包，帶回實驗室。帶回實驗室之枝葉包以 65°C 烘乾，測定所含葉片的烘乾重，作為養分剩餘量的換算基礎。枝葉包放置、收集及實驗室處理的方法詳見黃菊美等 (2014) 的報告。

4. 化學分析

稱重後的葉片未經清洗，即分別磨粉 (<5 mm)。由於南仁山落葉分解速率在迎風樣區與阻風樣區，各樹種在各分解期間皆無統計上的差異 (黃菊美等 2014)，故將兩樣區每次取回之樣本混合後磨粉，代表南仁山。磨粉後之樣本，進行化學分析。取 1.00 g 樣本以 450°C 灰化 4 小時，測定其灰分含量。化學分析則以約 4.000 mg 樣本以元素分析儀 (ELEMENTAR vario EL 型)，分析碳和氮含量。另以 0.50 g 樣本用 2N HCl 以濕消化法，配成溶液，以感應耦合電漿光譜分析儀 (ICP, JY2000, John Yvon Emission) 測定磷、鉀、鈣、鎂含量 (Harmon and Lajtha 1999)。所有的剩餘重量及養分含量的計算，皆以無灰分的烘乾重為準，以減少枝葉包受土壤的干擾 (House and Stinner 1987)。

5. 統計分析

各養分之計算，亦設定原始量為 100%，每次回收枝葉包時，各養分剩餘量計算如下：

$$\text{養分剩餘量 (\%)} = (\text{當次養分濃度} \times \text{當次葉片重量}) / (\text{原始養分濃度} \times \text{原始葉片重量}) \times 100\%$$

養分剩餘量以逐步迴歸法選取最適迴歸

式，建立各生育地養分剩餘量與時間的關係。

結果

三生育地六樹種在三年分解期間碳濃度雖有起伏，大致上呈略微上升，碳濃度大致上在 492-556 mg/g 間。碳濃度在各分解期間及生育地間統計上無差異，僅同生育地樹種間在 6、12、24 個月時有差異，至 36 個月時，樹種間碳濃度已無差異，南仁山則在 24 個月時樹種間已無差異 (表 1)。各樹種以臺灣八角，在各時期大致上皆最高，單刺苦楸或薯豆在各時期皆較低。

分解期間各樹種氮濃度皆呈上升趨勢。前 3 個月各樹種快速上升，此後各樹種的上升趨勢不同，山紅柿、單刺苦楸、薯豆 3 個月後上升趨勢趨緩，臺灣八角和黃杞則 6 個月後上升趨緩，但福山的臺灣八角在 9 個月至 12 個月間氮濃度下降，12 至 36 個月皆呈上升趨勢。嶺南青剛櫟在南仁山和關刀溪直至 24 個月上升才趨緩，在福山則維持上升趨勢至 36 個月 (圖 1)。經 36 個月分解，山紅柿由 15.1 mg/g 上升至 25.3-30.5 mg/g，單刺苦楸由 17.3 mg/g 上升至 26.5-33.3 mg/g，嶺南青剛櫟由 10.3 mg/g 至 23.8-29.9 mg/g，臺灣八角由 11.3 mg/g 至 22.6-31.2 mg/g，薯豆由 16.0 mg/g 至 24.6-32.2 mg/g，黃杞由 18.0 mg/g 至 31.0-34.8 mg/g，混合由 14.7 mg/g 至 32.6 mg/g (附表 1)。其中以嶺南青剛櫟、臺灣八角、混合所增加之比例較高，分別為原始濃度的 232-291%、201-277%、221%；單刺苦楸增加之比例較低，約為 153-193%。生育地間氮濃度在分解期間，同樹種大致上以福山較高，南仁山和關刀溪相近。

磷濃度在分解期間大致上呈上升趨勢，但部分樹種如山紅柿、嶺南青剛櫟、黃杞在分解前 3 或 6 個月磷濃度保持平穩或略微下降，然後才上升 (圖 2)。經 36 個月分解，山紅柿由 0.94 mg/g 上升至 1.01-1.63 mg/g，單刺苦楸由 1.15 mg/g 上升至 1.46-2.12 mg/g，嶺南青剛櫟

表 1. 三生育地各樹種分解期間碳平均濃度(mg/g)的變化(括弧內之數字為標準差)

生育地	樹種	6 個月	12 個月	24 個月	36 個月
南仁山	山紅柿	494.5(1.6)c	499.0(1.7)b	496.8(1.8)a	555.7(74.8)a
	單刺苦楮	493.5(1.6)c	503.0(4.5)b	505.0(0.1)a	525.9(62.6)a
	嶺南青剛櫟	510.1(1.5)b	506.8(2.9)b	516.4(4.7)a	513.8(1.8)a
	臺灣八角	539.4(3.9)a	536.1(2.1)a	508.9(0.1)a	514.0(24.7)a
	薯豆	497.8(1.8)c	504.5(0.6)b	507.4(1.4)a	513.3(18.5)a
	黃杞	505.0(1.8)b	506.3(2.1)b	514.6(0.4)a	522.4(2.6)a
關刀溪	山紅柿	505.4(2.0)c	507.2(1.3)c	508.7(0.4)d	512.4(2.2)a
	單刺苦楮	506.0(0.5)c	509.4(1.2)c	516.1(1.7)bc	513.9(3.0)a
	嶺南青剛櫟	510.6(0.9)b	517.1(1.6)b	514.6(0.4)c	518.9(2.8)a
	臺灣八角	538.2(0.9)a	536.7(1.8)a	523.7(1.5)a	517.9(2.9)a
	薯豆	508.0(1.0)bc	511.6(1.9)c	502.0(0.2)e	510.9(2.2)a
	黃杞	511.1(1.1)b	516.4(0.6)b	517.8(0.3)b	518.3(2.5)a
福山	山紅柿	494.0(1.9)d	502.1(3.0)c	492.1(1.5)b	504.0(2.2)a
	單刺苦楮	498.9(2.1)cd	505.1(1.6)bc	493.2(1.0)b	505.0(1.1)a
	嶺南青剛櫟	506.0(2.4)b	511.3(3.8)b	543.5(16.2)a	510.1(3.4)a
	臺灣八角	533.3(1.9)a	521.0(0.6)a	510.5(2.1)ab	513.0(3.5)a
	薯豆	505.1(2.0)b	502.2(0.5)c	499.1(0.7)b	507.5(3.0)a
	黃杞	500.5(1.5)bc	511.8(1.4)b	501.1(0.4)b	512.7(1.8)a
	混合	503.7(2.0)bc	510.7(1.5)b	496.2(0.5)b	535.6(27.6)a

¹同生育地每行字母不同者為鄧肯氏多邊檢定有差異($p < 0.05$)

由 0.47 mg/g 至 0.70-1.46 mg/g，臺灣八角由 0.74 mg/g 至 1.13-1.99 mg/g，薯豆由 0.91 mg/g 至 1.06-1.76 mg/g，黃杞由 1.03 mg/g 至 1.13-1.82 mg/g，混合由 0.87 mg/g 至 1.94 mg/g。各樹種以嶺南青剛櫟、臺灣八角、混合增加的比例較大，分別為原始濃度的 149-311%、152-269%、222%，其餘樹種在不同生育地增加比例較低。故各生育地上升趨勢不同，各樹種皆以福山上升趨勢最明顯，高於其餘兩生育地。在分解 36 個月後，各樹種以福山磷濃度最高，南仁山和關刀溪大致相近，僅山紅柿和黃杞在南仁山濃度高於關刀溪。

鉀濃度在分解初期即快速下降，分解 6 個月時，不論原始鉀濃度的高低，各樹種在三生育地大致降至 1.5 mg/g 以下，此後鉀濃度大致平穩，僅南仁山在 24 個月部分樹種會上升，至 36 個月再下降 (表 2)。南仁山鉀濃度各樹種在 6 和 12 個月皆無差異，24 個月以黃杞最高，再依序為薯豆、單刺苦楮、臺灣八角、嶺南青剛櫟，山紅柿最低，至 36 個月反而以山紅柿最高，嶺南青剛櫟最低，關刀溪各樹種鉀

濃度在各分解時期大致上無差異，僅 6 和 12 個月時，薯豆鉀濃度高於其它樹種，36 個月時，山紅柿的濃度高於其它樹種。福山亦如此，6 個月時，薯豆鉀濃度較高，臺灣八角較低，12 和 24 個月時單刺苦楮濃度最高，36 個月時則以混合最高。

鈣濃度在分解期間的變化較不具規律性。鈣濃度在南仁山分解至 6 個月各樹種皆增加，至 12 個月增加或減少，24 個月時大致上增加，僅單刺苦楮減少；36 個月時，大致上呈減少趨勢 (表 3)。總之，在南仁山整個分解過程各樹種大致上鈣濃度皆較原始濃度高，以山紅柿或薯豆鈣濃度最高，嶺南青剛櫟最低，其餘樹種介於其間。關刀溪在分解至 6 個月時亦增加，此後即大多數減少，各樹種鈣濃度在 6 和 12 個月以薯豆最高，24 個月時樹種間無差異，36 個月時，各樹種鈣濃度為 1.69-4.28 mg/g 皆低於原始濃度，且樹種間無差異。福山鈣濃度變化大致上與關刀溪相似，6 個月時增加，此後減少，24 個月以後即低於原始濃度，36 個月時以山紅柿和薯豆高於其它樹種。

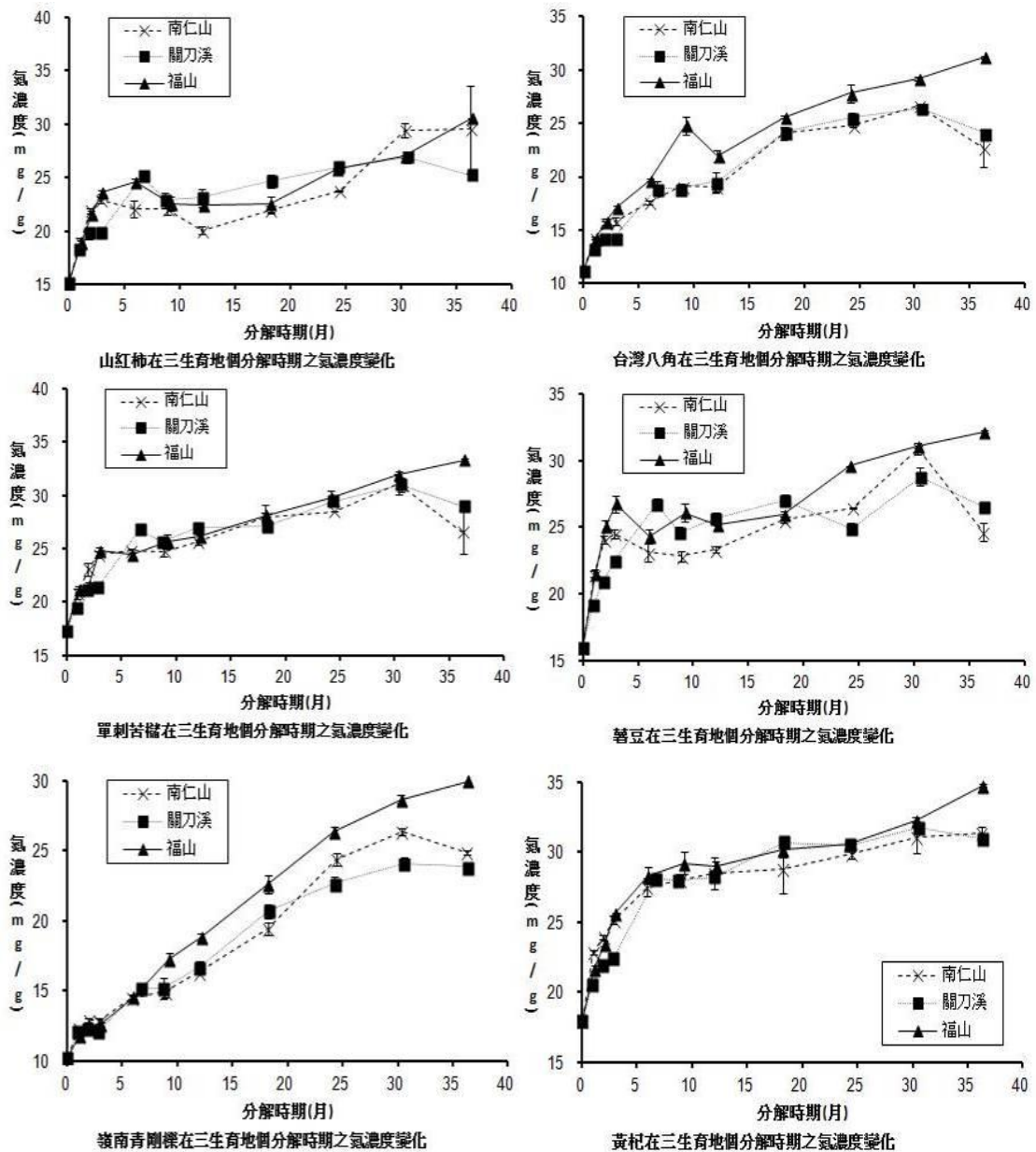


圖 1. 三生育地六種樹種在各分解時期氮平均濃度

鎂濃度在分解期間的變化各生育地之趨勢不同。南仁山在各分解期間大致上鎂濃度先上升，至 12 個月會下降，此後再上升，至 36 個月時各樹種鎂濃度高於其原始濃度，以山红柿較高，嶺南青剛櫟最低 (表 4)。關刀溪則相反，大致上鎂濃度皆下降。至 36 個月，薯豆鎂濃度高於其它樹種。福山又不同，鎂濃度在 12 和 24 個月減少，6 和 36 個月則增加或減少，各樹種不同；至 36 個月時，鎂濃度各樹

種間有差異，大致上比其原始濃度低或相近。

碳氮比在分解初期快速下降，原始碳氮比低於 35 的樹種包含山红柿、單刺苦槠、薯豆、黃杞等 4 種 (附表 1)，在分解 1-3 個月上述 4 樹種各生育地皆快速降至 25 以下，僅關刀溪山红柿在 6 個月才降至 25 以下 (圖 3)。此後此 4 樹種下降趨勢變緩，山红柿和薯豆在 6 至 24 個月間僅略降至 20 左右，而單刺苦槠和黃杞下降較快，在 6 個月即降至 20 以下。在 30

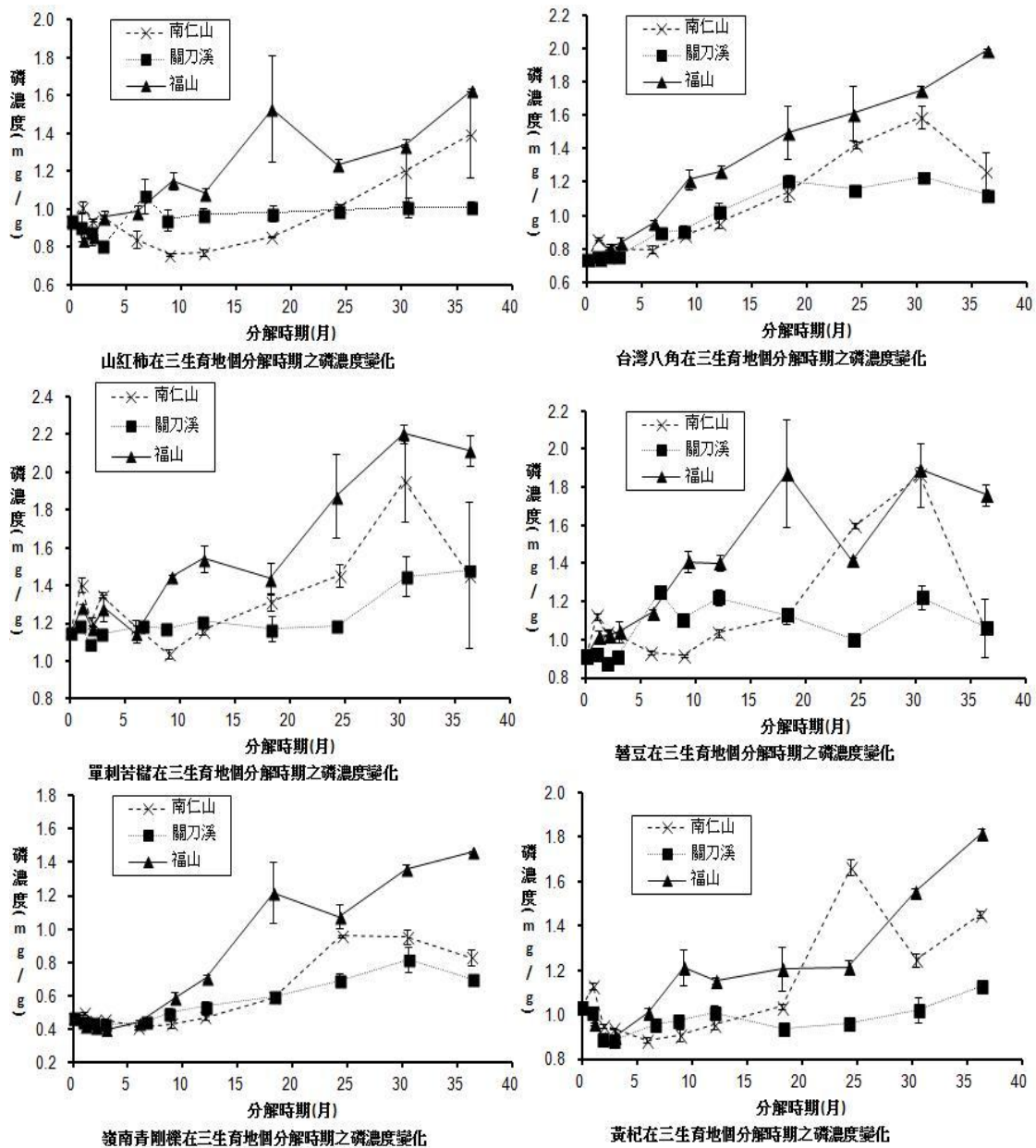


圖 2. 三生育地六種樹種在各分解時期磷平均濃度

至 36 個月期間，此 4 樹種的碳氮比起伏不定，不具規律性。原始碳氮比較高的嶺南青剛櫟和臺灣八角，在分解初期亦快速下降，1-6 個月即降至 40 以下；此後持續下降，臺灣八角在福山於 9 個月即降至 25 以下，南仁山和關刀溪於 18 個月亦降至 25 以下；各生育地之嶺南青剛櫟亦在 18 個月降至 25 左右或以下。經 36 個月分解，各樹種碳氮比在福山降至 15-17 較低；南仁山為 17-23，關刀溪為 17-22，兩者

相近。

以各生育地各樹種平均養分濃度乘以其剩餘重量，可得到各樹種之養分剩餘量，再加以平均可得到各生育地養分之平均剩餘量。碳剩餘量在分解前 12 個月快速下降，分解至 12 個月時各生育地皆降至 50% 以下。此後下降較慢，至 24 個月已降至 20% 以下 (圖 4)，生育地間碳剩餘量在各分解期間以關刀溪最高，南仁山最低，且統計上關刀溪明顯地高於其它二

表 2. 三生育地各樹種分解期間鉀平均濃度(mg/g)的變化(括弧內數字為標準差)

生育地	樹種	6 個月	12 個月	24 個月	36 個月
南仁山	山红柿	1.28(0.21)a	0.92(0.07)a	0.99(0.01)f	1.33(0.08)a
	單刺苦楸	1.24(0.10)a	1.10(0.13)a	2.25(0.08)c	1.08(0.18)ab
	嶺南青剛櫟	1.09(0.15)a	0.71(0.16)a	1.59(0.05)e	0.77(0.05)c
	臺灣八角	0.99(0.10)a	0.98(0.10)a	1.89(0.09)d	0.82(0.04)bc
	薯豆	1.21(0.07)a	1.14(0.12)a	3.50(0.10)b	1.00(0.18)bc
	黃杞	1.34(0.17)a	1.31(0.32)a	4.29(0.07)a	0.94(0.04)bc
	關刀溪	山红柿	0.80(0.07)b	0.71(0.06)b	0.56(0.01)a
單刺苦楸		0.96(0.07)b	0.59(0.07)b	0.58(0.01)a	0.11(0.00)b
嶺南青剛櫟		0.97(0.01)b	0.73(0.02)b	0.57(0.04)a	0.11(0.00)b
臺灣八角		0.80(0.04)b	0.70(0.01)b	0.59(0.05)a	0.09(0.00)b
薯豆		1.38(0.15)a	0.98(0.09)a	0.60(0.00)a	0.19(0.00)b
黃杞		0.90(0.01)b	0.83(0.14)ab	0.49(0.00)a	0.09(0.00)b
福山		山红柿	0.93(0.08)ab	0.66(0.05)b	0.67(0.03)b
	單刺苦楸	0.95(0.03)ab	1.25(0.24)a	1.78(0.35)a	0.37(0.00)b
	嶺南青剛櫟	0.84(0.03)bc	0.77(0.04)b	0.74(0.03)b	0.38(0.01)b
	臺灣八角	0.77(0.02)c	0.91(0.10)ab	0.58(0.04)b	0.39(0.01)b
	薯豆	1.07(0.06)a	1.01(0.09)ab	0.80(0.03)b	0.40(0.01)b
	黃杞	0.91(0.03)bc	0.68(0.03)b	0.53(0.06)b	0.39(0.01)b
	混合	0.94(0.06)ab	0.68(0.04)b	0.47(0.01)b	2.52(0.09)a

¹ 同生育地每行字母不同者為鄧肯氏多邊檢定有差異($p < 0.05$)

表 3. 三生育地各樹種分解期間鈣平均濃度(mg/g)的變化(括弧內數字為標準差)

生育地	樹種	6 個月	12 個月	24 個月	36 個月
南仁山	山红柿	13.02(0.29)c	13.26(0.40)b	17.66(0.10)a	17.48(0.69)a
	單刺苦楸	14.89(0.26)b	14.37(0.13)b	13.34(0.10)bc	12.81(2.12)b
	嶺南青剛櫟	7.08(0.19)e	9.12(0.50)c	9.70(1.43)c	9.60(0.39)c
	臺灣八角	8.63(0.19)d	9.32(0.34)c	13.71(0.06)abc	10.57(0.74)bc
	薯豆	17.65(0.62)a	16.67(1.00)a	17.65(0.13)a	12.76(0.93)b
	黃杞	15.00(0.52)b	13.17(0.29)b	15.00(0.06)ab	11.13(0.43)bc
	關刀溪	山红柿	10.49(0.52)b	10.03(0.43)b	3.92(0.80)a
單刺苦楸		10.80(0.38)b	9.78(0.99)b	6.75(0.04)a	2.03(0.01)a
嶺南青剛櫟		5.84(0.23)c	6.78(0.12)c	4.91(0.51)a	2.23(0.00)a
臺灣八角		6.69(0.06)c	6.53(0.10)c	3.82(1.02)a	2.74(0.02)a
薯豆		14.18(0.34)a	14.07(0.42)a	4.34(0.05)a	4.28(0.04)a
黃杞		11.53(0.36)b	10.48(1.16)b	5.13(0.02)a	1.69(0.01)a
福山		山红柿	11.75(0.13)b	10.59(0.44)ab	6.05(0.03)a
	單刺苦楸	11.72(0.37)b	7.28(1.04)b	3.15(0.60)a	2.95(0.18)b
	嶺南青剛櫟	6.73(0.13)d	7.81(0.80)b	4.79(1.07)a	2.64(0.00)b
	臺灣八角	7.20(0.15)d	8.28(1.47)b	3.99(0.75)a	2.69(0.01)b
	薯豆	14.46(0.62)a	13.19(1.98)a	6.51(0.15)a	4.23(0.02)a
	黃杞	11.70(0.42)b	8.87(1.00)b	3.34(0.04)a	2.92(0.00)b
	混合	9.59(0.44)c	9.51(1.17)b	4.25(0.02)a	2.93(0.11)b

¹ 同生育地每行字母不同者為鄧肯氏多邊檢定有差異($p < 0.05$)

生育地，僅分解至 24 個月時與福山相近。福山在大多數分解期間碳剩餘量皆高於南仁山，僅分解至 30 個月時與南仁山間無差異。

氮剩餘量在分解前 2 個月各生育地皆呈上升趨勢，皆超過 100%，此後開始下降，以南仁山下降最快，福山次之，關刀溪最慢，南

表 4. 三生育地各樹種分解期間鎂平均濃度(mg/g)的變化(括弧內數字為標準差)

生育地	樹種	6 個月	12 個月	24 個月	36 個月
南仁山	山紅柿	4.64(0.09)a	3.45(0.08)a	3.87(0.01)b	4.22(0.23)a
	單刺苦楮	3.98(0.17)b	2.59(0.06)b	3.30(0.07)c	3.51(0.50)ab
	嶺南青剛櫟	1.96(0.03)d	1.81(0.12)c	2.90(0.15)c	2.48(0.14)c
	臺灣八角	3.71(0.11)bc	2.50(0.12)b	4.02(0.00)b	2.67(0.12)bc
	薯豆	3.45(0.05)c	3.40(0.09)a	5.09(0.05)a	3.42(0.63)ab
	黃杞	3.69(0.09)bc	2.56(0.08)b	4.19(0.08)b	3.04(0.08)bc
	混合				
關刀溪	山紅柿	2.43(0.10)a	1.83(0.25)a	0.47(0.08)a	0.42(0.04)b
	單刺苦楮	2.32(0.03)a	1.60(0.42)a	0.71(0.02)a	0.38(0.00)bc
	嶺南青剛櫟	1.15(0.05)d	1.10(0.09)a	0.51(0.07)a	0.35(0.01)bc
	臺灣八角	2.21(0.13)a	1.55(0.25)a	0.58(0.18)a	0.31(0.00)c
	薯豆	1.88(0.10)b	1.73(0.11)a	0.45(0.01)a	0.64(0.02)a
	黃杞	1.48(0.05)c	1.17(0.14)a	0.51(0.02)a	0.30(0.00)c
	混合				
福山	山紅柿	3.25(0.18)a	1.88(0.09)ab	1.69(0.01)a	1.57(0.02)a
	單刺苦楮	2.39(0.04)bc	1.39(0.20)bc	1.27(0.24)a	1.31(0.02)c
	嶺南青剛櫟	1.43(0.02)d	1.03(0.08)c	1.27(0.21)a	1.29(0.06)c
	臺灣八角	2.25(0.12)bc	1.59(0.27)ab	1.03(0.05)a	1.38(0.01)bc
	薯豆	2.53(0.20)b	2.00(0.03)a	1.68(0.00)a	1.38(0.01)bc
	黃杞	2.05(0.09)c	1.51(0.15)abc	0.99(0.02)a	1.43(0.04)b
	混合	2.10(0.14)c	1.42(0.08)bc	1.12(0.01)a	1.58(0.02)a

¹ 同生育地每行字母不同者為鄧肯氏多邊檢定有差異($p < 0.05$)

仁山於 3 個月，福山和關刀溪於 6 個月時降至 100% 以下 (圖 4)。南仁山於分解 9 個月時，氮剩餘量已降至 27%，此後下降趨勢趨緩；福山於 18 個月時降至 30%，關刀溪於 24 個月時降至 27%，此後兩生育地下降趨勢亦減緩。各分解期間以關刀溪氮剩餘量最高，在分解 1、6、12、18、30、36 個月時明顯地高於其它二生育地；其餘時間亦略高於福山，但統計上無差異；福山則在分解 3 至 24 個月期間皆明顯地高於南仁山，其餘時間與南仁山相近。

磷剩餘量在分解期間皆呈現下降，初期下降較快，亦以南仁山下降最快，於分解 9 個月時已降至 18%，此後下降趨緩；福山則在 18 個月時磷剩餘量為 30%，24 個月後又快速下降至 7%；關刀溪則在 24 個月時，磷剩餘量降至 27%，36 個月時降至 13% (圖 4)。分解期間磷剩餘量大致上以關刀溪最高，南仁山最低，福山介於其間。關刀溪在分解第 2、3、6、12、30 個月期間明顯地高於其它二生育地；南仁山在分解第 1，第 3 至 24 個月和 36 個月期間明顯地低於其它二生育地。

鉀剩餘量在分解初期即迅速下降，在分解前 3 個月，皆以關刀溪最高，南仁山次之，福山最低，生育地間皆呈顯著差異。分解 1 個月時，關刀溪鉀剩餘量為 66%，福山已降至 32% (圖 4)。分解 6 個月時，三生育地鉀剩餘量皆降至 10% 以下，關刀溪明顯地高於其它二生育地。9 個月時鉀剩餘量皆降至 5% 以下，鉀幾乎完全釋出。

鈣剩餘量與氮剩餘量相似，在分解前 3 個月有累積的現象，鈣剩餘量約在 100% 或更高。在分解第 2 和 3 個月，福山鈣剩餘量明顯地高於其它二生育地，此後鈣開始釋出，剩餘量快速下降，大致上仍以關刀溪較高，南仁山較低，福山介於其間 (圖 4)。分解至 24 個月以後，三生育地鈣剩餘皆降至 12% 以下。

鎂剩餘量在分解前 3 個月以南仁山最高，其鎂剩餘量保持在 100% 左右，並未下降，關刀溪亦鎂剩餘量保持在 90% 以上，但福山則在 3 個月時已降至 78% (圖 4)。此後鎂剩餘量快速下降，至 9 個月時，三生育地大致上皆降至 30% 以下，24 個月降至 10% 以下，在此分

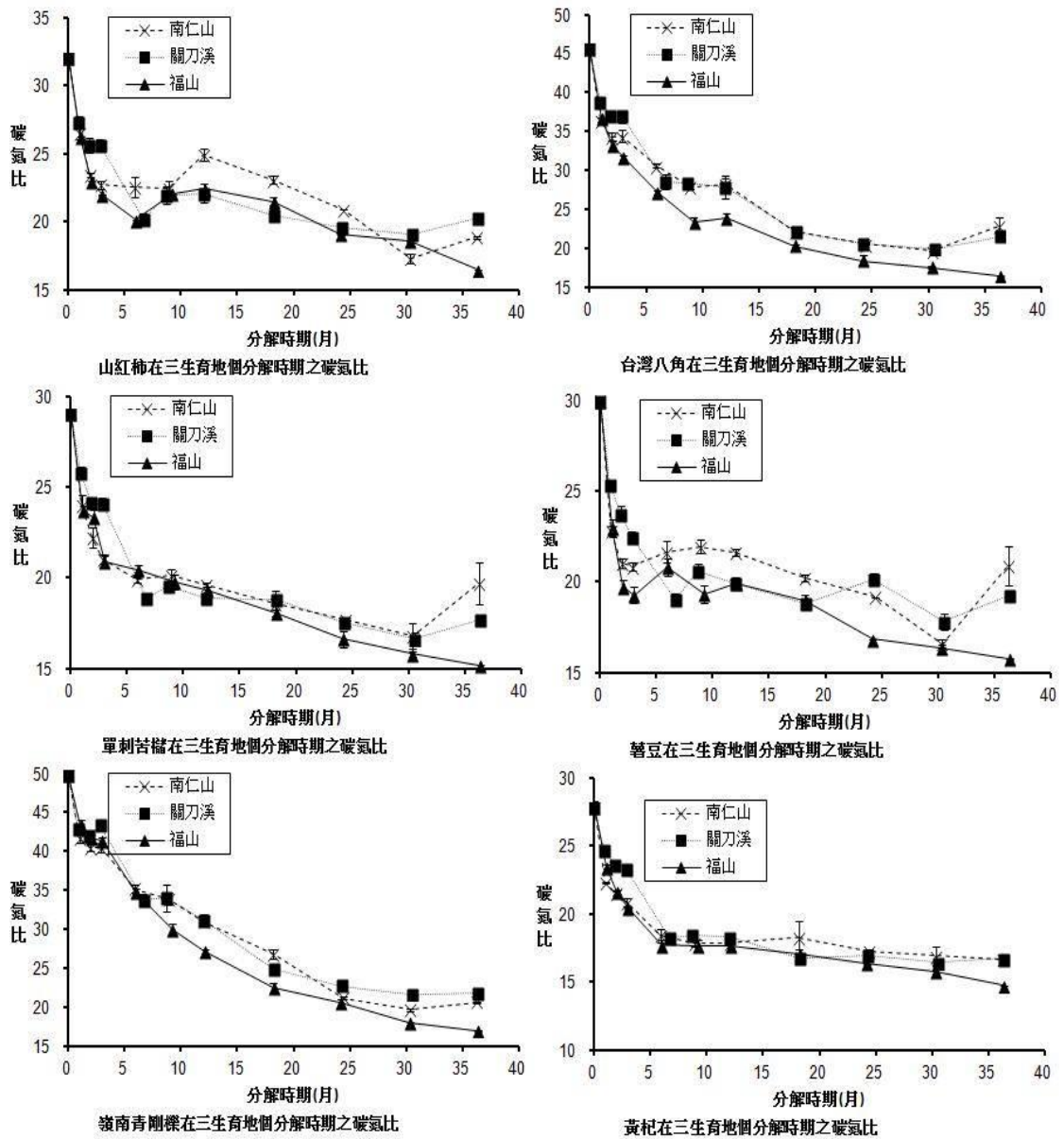


圖 3. 三生育地六種樹種在各分解時期碳氮比

解期間內，各生育地鎂剩餘量互有高低或相近，不具規律性。

以每個生育地的樹種各養分剩餘量之平均推估各生育地各養分之平均剩餘重量。分解期間養分剩餘量與分解時間建立之迴歸式列如表 5。各生育地各樹種各養分之剩餘量皆可用分解時間的二次或三次式表示，且呈極顯著相關性，其決定係數除福山的鉀剩餘量（決定係數為 0.66）外，皆大於 0.80，故可以由分解時間推估各生育地各樹種各養分之剩餘量。

討論

碳為有機質之主要成分，且各樹種之碳濃度在各分解期間和各生育地間，變化不大，僅略微上升（表 1），故碳剩餘量與落葉剩餘重量在各分解期間大致相近（黃菊美等 2014）。碳剩餘量在第一年快速下降，第二年以後下降較慢，生育地間碳剩餘量以關刀溪最高，福山次之，南仁山最低（圖 1）。

許多研究結果顯示氮濃度在分解期間變

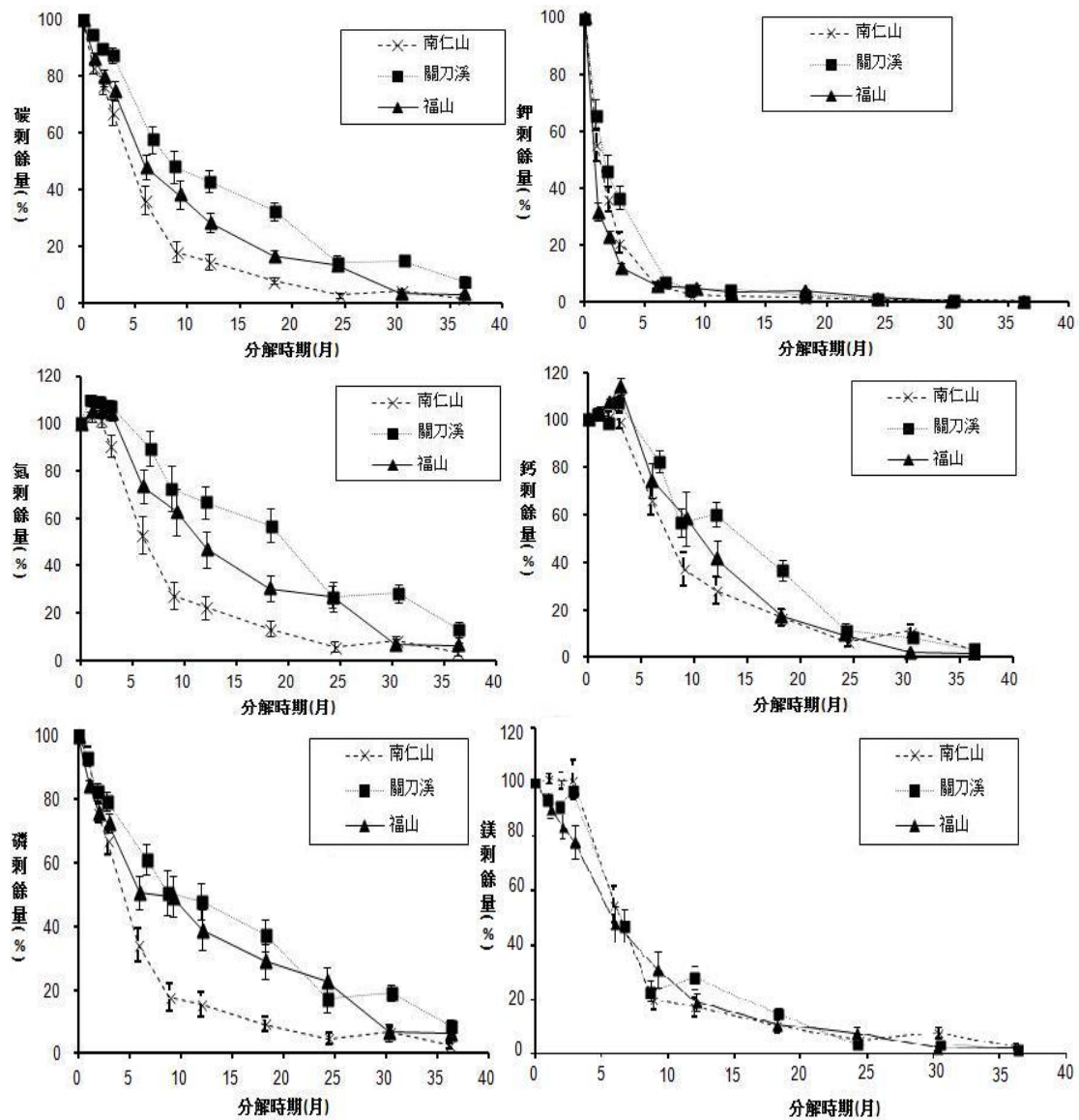


圖 4. 三生育地所有供試樹種在各分解時期碳、氮、磷、鉀、鈣、鎂之平均剩餘量

異較大，大多數期間呈上升趨勢，經過一段時間後才會下降 (Berg and Staaf 1981, Melillo *et al.* 1982, Blair *et al.* 1990, Moro and Domingo 2000)。但是亦有在分解初期氮濃度即下降的情況 (Slapokas and Granhall 1991)，或同一生育地有些樹種上升，另一些樹種下降的情況發生 (Xu and Hirata 2005)。這些變化主要受到原始氮濃度及微生物活動的影響。由於微生物需要氮形成自身的生物量，落葉氮濃度如果低於微生物所需，微生物會吸收落葉周圍環境的氮，累積於微生物本身或其衍生物上，增加落

葉之氮濃度 (Melillo *et al.* 1982, Blair *et al.* 1992, Liu *et al.* 2006)，直到落葉氮濃度高於微生物所需時，氮才會釋出 (Gosz *et al.* 1973)。也就是微生物由分解初期的生物固定作用較旺盛，轉換成礦質化作用較旺盛，釋出氮 (Swift *et al.* 1979)。

本研究各樹種在三生育地分解期間，氮濃度皆呈上升趨勢 (圖 1)，顯示各樹種氮濃度皆低於微生物所需。尤其是氮原始濃度較低的臺灣八角和嶺南青剛櫟幾乎一直保持上升趨勢，經 3 年分解氮濃度上升可達 2.8-2.9 倍，

表 5. 三生育地各養分平均剩餘量與分解時間(月份)之關係式(Y: 剩餘量(%); T: 時間(月))

項目	迴歸式	決定係數 (R ²)
南仁山		
碳剩餘量	$Y=88.443-7.632T+0.152T^2$	0.91
氮剩餘量	$Y=105.503-8.290T+0.158T^2$	0.90
磷剩餘量	$Y=100.959-13.635T+0.611T^2-0.009T^3$	0.95
鉀剩餘量	$Y=73.097-14.152T+0.744T^2-0.011T^3$	0.82
鈣剩餘量	$Y=108.133-7.713T+0.139T^2$	0.92
鎂剩餘量	$Y=107.320-8.808T+0.172T^2$	0.89
關刀溪		
碳剩餘量	$Y=98.310-5.605T+0.089T^2$	0.94
氮剩餘量	$Y=110.276-3.518T+0.001T^3$	0.86
磷剩餘量	$Y=93.792-4.729T+0.069T^2$	0.90
鉀剩餘量	$Y=80.748-14.279T+0.720T^2-0.011T^3$	0.89
鈣剩餘量	$Y=107.247-4.447T+0.001T^3$	0.93
鎂剩餘量	$Y=101.124-7.748T+0.143T^2$	0.92
福山		
碳剩餘量	$Y=92.013-6.301T+0.110T^2$	0.93
氮剩餘量	$Y=110.026-5.716T+0.079T^2$	0.88
磷剩餘量	$Y=88.426-4.790T+0.071T^2$	0.86
鉀剩餘量	$Y=61.183-12.078T+0.651T^2-0.010T^3$	0.66
鈣剩餘量	$Y=111.816-5.620T+0.002T^3$	0.89
鎂剩餘量	$Y=95.774-7.393T+0.138T^2$	0.90

介於日本琉球常見樹種經 2 年分解氮濃度上升 1.7-3.1 倍之間 (Xu and Hirata 2005)。本研究在分解前 2 個月期間各生育地之平均氮剩餘量皆高於 100% (圖 4)，顯示氮的生物固定作用較明顯，氮在落葉累積。在分解 2 個月後，由於碳剩餘量快速下降，氮濃度雖然上升，氮剩餘量仍快速下降，氮因有機質分解而釋出。分解期間養分的動態變化，可區分為三個階段，即初期淋溶作用的快速釋出、中期生物固定作用的養分累積、末期礦質化作用而釋出，但是分解期間這三種作用可能同時或交互發生 (Swift *et al.* 1979)。本研究的氮初期淋溶作用並不明顯，故無初期的釋出階段，僅顯示出二個階段的分解 (圖 1)。2001 年在福山進行之分解研究，5 種樹種之落葉其氮剩餘量在 3 年分期間大致上高於碳剩餘量，但是只有一種樹種氮剩餘量在前 3 個月超過 100%，生物固定作用不明顯 (林國銓等 2007)。同期間在關刀溪闊葉林以類似樹種進行的分解研究，氮濃度雖然有上升現象，氮剩餘量並未明顯累積 (林國銓等 2003)。而短尾葉石櫟

(*Pasania harlandii*) 和臺灣雲杉 (*Picea morrisonicola*) 其落葉在福山和玉山國家公園塔塔加雲杉林之分解，氮濃度皆明顯上升，且分解前 3 個月氮剩餘量超過 100%，生物固定作用明顯 (黃菊美等 2013)。

以碳氮比的觀點而言，分解過程中異營性微生物需要氮。這些細菌、放線菌、真菌的碳氮比分別為 5、6、10，而本研究落葉之碳氮比為 27.8-49.7，顯示落葉的氮量明顯不足。微生物除了固定落葉上的氮外，還需要吸收周圍環境的氮，因此增加落葉的氮濃度。通常落葉碳氮比在高於 30 時，即發生氮生物固定作用 (Parnas 1975, Lousier and Parkinson 1978)。但亦有碳氮比高於 25 時即發生氮固定作用的報告 (Brady and Weil 1996)。當碳氮比低於 30 或 25 時，氮礦質化作用即上升，氮從落葉中釋出。故碳氮比 30 或 25 可視為上述兩種作用之轉折點，但仍需視生育地和樹種特性做調整。本研究各樹種之碳氮比在分解初期即快速下降，除臺灣八角和嶺南青剛櫟外，皆在分解 3 個月時降至 25 以下 (圖 3)，臺灣八角和嶺

南青剛櫟原始氮濃度較低，故持續固定氮，以致氮濃度增加倍數最高。此二樹種在分解 2 年後碳氮比亦降至 25 以下。由此可推斷各樹種碳氮比之轉折點約為 25。上述在福山不同時間和樹種之二次研究，其碳氮比在分解初期亦呈下降趨勢，然後繼續下降或保持平穩，碳氮比維持在 16-23 之間 (林國銓等 2007, 黃菊美等 2013); 上述在關刀溪之研究亦有類似的結果，但各樹種因原始碳氮比較低，下降趨勢較緩 (林國銓等 2003)。中國廣東鼎湖山森林生態系試驗地落葉分解 1 年的碳氮比為 20-34 (Liu *et al.* 2006)，與本研究的結果相近。

磷在分解期間的變化亦受到淋溶、生物固定、礦質化等三種作用的影響，各樹種不同。落葉如果無機或簡單有機型式的磷含量較高，則在分解初期淋溶作用明顯，磷濃度將下降 (Aceñolaza and Gallardo Lancho 1999, Cleveland *et al.* 2006, Schreeg *et al.* 2013, González *et al.* 2014)。但是本研究各樹種的磷濃度大多呈上升趨勢，僅部分樹種在分解前 3 或 6 個月磷濃度略微下降或不上升 (圖 2)，淋溶作用不明顯。反而是分解過程中，生物固定作用明顯，磷濃度明顯上升，經 36 個月分解各樹種在各生育地皆高於其原始濃度，最高可達其原始濃度之 311%。此與上述日本琉球常見樹種磷濃度在分解期間增加 1.9-4.5 倍 (Xu and Hirata 2005) 大致相近。波多黎哥亞熱帶濕林亦有類似磷濃度上升的現象 (González *et al.* 2014, Lodge *et al.* 2014)。但是磷濃度亦有在分解期間明顯下降的研究結果 (Berg and Staaf 1987, Fioretto *et al.* 2001)。故磷在分解期間的變化趨勢，因各樹種磷之組成分和生育地微生物不同而相異 (Palma *et al.* 2002, Xu *et al.* 2004, González *et al.* 2014)。

鉀在分解期間能快速釋出，主因其在細胞內並非形成穩定的有機構造，且易溶於水，淋溶作用快速發生，在分解初期 2-3 個月即大量流失 (Waring and Schlesinger 1985, Adams and Angradi 1996, Aceñolaza and Gallardo Lancho 1999)。本研究各樹種不論鉀原始濃度

高或低，在分解 6 個月後鉀即大量釋出，鉀濃度僅為其原始濃度之 5-22%。此後鉀濃度僅略有起伏，樹種間鉀濃度大致相近 (表 2)。各生育地之平均鉀剩餘量在分解 6 個月時已降至 1% 以下 (圖 4)，這些結果與許多亞熱帶或溫帶地區樹種之研究結果相似 (Ribeiro *et al.* 2002, Xu *et al.* 2004)。

鈣為構成細胞壁之成分，主要存在於纖維素中 (Schlesinger 1985, Fioretto *et al.* 2001)，故不易產生淋溶作用，需要靠微生物活動才能釋出 (Gosz *et al.* 1973, Xu *et al.* 2004)，但亦有生物固定作用發生。真菌菌絲可能吸周圍的鈣累積在落葉上，造成鈣濃度上升或減緩鈣的釋出 (Lousier and Parkinson 1978, Fahey 1983)。本研究的鈣濃度在分解期間較不具規律性，南仁山在分解初期增加，以後增加或減少都曾出現，至 36 個月時鈣濃度各樹種皆較其原始濃度高 (表 2)；關刀溪和福山則不同，雖然在前 6 個月上升，此後大致上皆下降，至 36 個月時兩生育地各樹種鈣濃度皆低於其原始濃度。這種生育地間的差異，即為生物固定與礦質化兩作用交互影響的結果，此可能與微生物和土壤養分有關。

至於鈣剩餘量的動態變化則與氮剩餘量相似，在前 3 個月各生育地皆有超過 100% 的現象發生 (圖 3)。此後隨著剩餘重量的下降，在分解 24 個月以後鈣剩餘量皆降至 12% 以下。中國南方闊葉樹分解時，鈣濃度亦有初期增加，然後下降的現象 (Zhang *et al.* 2009)，與本研究的關刀溪和福山相近。以不同樹種在關刀溪和福山進行的分解研究，亦得到鈣濃度不規則變化的類似結果 (林國銓等 2003, 黃菊美等 2013)。

鎂濃度的變化亦不具規律性。鎂具有淋溶作用，可能像鉀一樣快速流失 (Gosz *et al.* 1973)；亦可能因穿落水含有鎂而累積在分解的落葉上 (Aceñolaza and Gallardo Lancho 1999)。落葉亦可能有鎂的生物固定作用，通常發生在原始鎂濃度太低或分解末期 (Staaf and Berg 1982, Arianoutsou 1993, Fioretto *et al.*

2001)。因此本研究鎂濃度的變化各生育地、各樹種不同，有上升，有下降，起伏不定。分解至 36 個月時，鎂濃度在南仁山各樹種皆高於其原始濃度，在關刀溪皆低於其原始濃度，在福山則相近或較低，但各樹種上升或下降程度不同 (表 4)，應該是各種因素綜合作用的結果。

本研究三生育地各養分平均剩餘量，在分解期間皆隨時間而下降，只是下降趨勢不同 (圖 4)。下降趨勢快者，養分快速釋出。綜合三生育地之養分剩餘量，經 36 個月分解，各養分釋出速率的大小次序為鉀 > 鎂 > 碳 = 鈣 > 磷 > 氮。但各分解時期養分釋出速率的大小次序略有不同，如鈣在 6 個月時釋出速率最低，12 個月時為次低，為變異最大的養分。但整個分解過程各養分大致上依上述次序釋出。以同一生育地而言，各養分釋出速率的次序則變異較大，除鉀釋出速率最快和氮釋出速率最慢外，其養分則各有高低，如在南仁山鎂釋出速率在各分解期間皆低於磷、碳在分解 24 個月以後釋出速率高於鎂。美國 North Carolina 州溫帶闊葉林落葉釋出速率的大小次序為鉀 > 鎂 > 鈣 > 磷 > 氮 (Blair 1988)，與本研究的結果相似。葡萄牙中部 *Eucalyptus globulus* 落葉分解養分釋出亦有類似的結果 (Ribeiro *et al.* 2002)。一般而言鉀最容易移動，淋溶作用旺盛，除了少數例外 (Liao *et al.* 2013)，鉀釋出最快 (Adams and Angradi 1996, Fioretto *et al.* 2001)。其餘養分受到淋溶作用、生物固定作用、礦質化作用等之交互影響，各樹種在各生育地，養分釋出速率之大小次序不盡相同。

比較養分剩餘量與剩餘重量之差異，剩餘重量大致上以南仁山最低，關刀溪最高，福山介於其間，主要受生育地氣溫之影響 (黃菊美等 2014)。碳為有機質之主要成分，氮和磷亦大多形成有機質，此三養分之剩餘量大致與剩餘重量相似，以南仁山最低，福山次之，關刀溪最高。鉀剩餘量則不同，三生育地在分解前 6 個月，以福山最低，關刀溪次之，南仁山最

高，此後鉀幾乎完全釋出。鈣和鎂剩餘量則較無規律性。鈣剩餘量在分解期間，仍以南仁山出現最低的次數最多；鎂則以福山出現最低的次數最多。前已述及鉀和鎂淋溶作用旺盛，故福山鉀和鎂剩餘量較其他二生育地低，可能受到福山降雨量較大，淋溶作用較旺盛的影響。故落葉分解期間養分的動態變化十分複雜，除了氣溫因素外，尚有原始養分濃度、微生物、土壤養分等因素具有影響 (Waring and Schlesinger 1985)。這些因素交互作用之機制，需要更多研究累積資料，才可能明瞭。

落葉分解在森林生態系養分循環中占重要角色 (Adams and Angradi 1996)，以枝葉包第 1 年養分剩餘量估算養分的釋出，在福山由 1993 至 2000 年期間年平均落葉量為 3,800 kg/ha (Lin *et al.* 2003)，則第 1 年可釋出 1361 kg/ha 的碳，36.2 kg/ha 的氮，2.14 kg/ha 的磷，12.14 kg/ha 的鉀，16.25 kg/ha 的鈣，4.62 kg/ha 的鎂，而福山成熟林樹冠葉片養分含量 (碳：2,830 kg/ha，氮：112.6 kg/ha，磷：7.12 kg/ha，鉀：52.1 kg/ha，鈣：24.0 kg/ha，鎂：13.7 kg/ha) (林國銓等 1996) 為基準估算，落葉因分解每年釋出的量，佔樹冠葉片養分量達碳 48.1%，氮 32.2%，磷 30.0%，鉀 23.3%，鈣 67.7%，鎂 33.6%，可見福山天然闊葉林養分循環，主要養分由葉片至枝葉層，再釋出到環境的速率很快。

結論

三生育地六樹種在三年分解期間各養分濃度之動態變化如下：碳濃度雖有起伏，大致上呈略微上升。氮濃度則皆呈上升趨勢，主要受到生物固定作用影響，各樹種以嶺南青剛櫟、臺灣八角、混合所增加之比例較高，分別為原始濃度的 232-291%、201-277%、221%。磷濃度在分解期間大致上呈上升趨勢，淋溶作用不明顯，生物固定作用明顯，各樹種以嶺南青剛櫟、臺灣八角、混合增加的比例較大，分別為原始濃度的 149-311%、152-269%、

222%。鉀易溶於水，淋溶作用快速發生，其濃度在分解初期即快速下降，分解 6 個月後鉀濃度大致平穩。鈣不易產生淋溶作用，亦有生物固定作用發生，鈣濃度在分解期間的變化較不具規律性。鎂具有淋溶作用，亦可能有生物固定作用，在分解期間鎂濃度的變化各生育地之趨勢不同。碳氮比在分解初期快速下降，各樹種碳氮比之轉折點約為 25。

就各生育地養分平均剩餘量而言，碳剩餘量在分解前 12 個月快速下降，分解至 12 個月時各生育地皆降至 50% 以下。氮剩餘量在分解前 2 個月各生育地皆呈上升趨勢，此後開始下降。磷剩餘量在分解期間皆呈現下降，初期下降較快。鉀剩餘量在分解初期即迅速下降，9 個月時鉀剩餘量皆降至 5% 以下。鈣剩餘量與氮剩餘量相似，在分解前 3 個月有累積的現象，此後鈣開始釋出，剩餘量快速下降。鎂剩餘量在分解初期會上升、保持穩定或下降，各生育地互有高低或相近，不具規律性。各生育地各養分之剩餘量皆可用各樹種分解時間的二次或三次迴歸式表示，且呈極顯著相關性。

綜合三生育地之養分剩餘量，經 36 個月分解，各養分釋出速率的大小次序為鉀 > 鎂 > 碳 = 鈣 > 磷 > 氮。但各分解時期養分釋出速率的大小次序略有不同。就生育地間的比較而言，碳、氮和磷之剩餘量大致上以南仁山最低，福山次之，關刀溪最高。鉀剩餘量則不同，三生育地在分解前 6 個月，以福山最低，關刀溪次之，南仁山最高，此後鉀幾乎完全釋出。鈣和鎂剩餘量則較無規律性。

引用文獻

- 何淑玲、顏江河。2004。接種不同真菌對台灣二葉松松針分解之影響。林業研究季刊 26(3):57-70。
- 周育如、顏江河。2004。惠蓀林場三種林分之枯落物分解速率研究。林業研究季刊 26(4):61-74。
- 林光清、洪富文、程煒兒、將先覺、張雲翔。

- 1996。福山試驗林土壤調查與分類。台灣林業科學 11(2):159-174。
- 林國銓、洪富文、游漢明、馬復京。1996。福山試驗林闊葉林生態系地上部養分之聚集與分布。台灣林業科學 11(1):29-42。
- 林國銓、黃菊美、杜清澤。2007。不同綠葉在福山闊葉林之分解和養分動態變化。臺大實驗林研究報告 21(1):15-27。
- 林國銓、顏江河、金恒鑣。2003。關刀溪試驗地五樹種綠葉第一年的分解和養分動態變化。林業研究季刊 25(4):21-34。
- 陸象豫、黃良鑫、黃惠雪。2009。林業試驗所福山研究中心氣象資料彙編。林業叢刊第 201 號，243 頁。
- 許正一、陳尊賢、蔡呈奇、崔君至。2001。以微形態學探討南仁山區熱帶森林土壤之化育作用。台灣林業科學 16(1):25-38。
- 許博行、陳孟斯。1999。關刀溪森林生態系三種林分之土壤理化性質及土壤水化學成分。林業研究季刊 21(3):1-14。
- 黃菊美、杜清澤、林國銓。2013。兩樹種綠葉在塔塔加與福山地區分解之比較。國家公園學報 23(1):50-62。
- 黃菊美、杜清澤、林國銓。2014。綠葉分解速率在三處生育地的比較。國家公園學報 24(2):28-40。
- 謝宗欣。1990。南仁山區亞熱帶雨林樹種的組成和分佈類型。臺灣大學植物研究所碩士論文，74 頁。
- 顏江河、陳佳慧。1999。惠蓀林場三種不同林分枯枝落葉量與枝葉層分解速率之季節性變化。林業研究季刊 21(4):57-64。

- Aceñolaza PG and JF Gallardo Lancho. 1999. Leaf decomposition and nutrient release in montane forests of northwestern Argentina. *Journal of Tropical Forest Science* 11:619-630
- Adams MB and TR Angradi. 1996. Decomposition and nutrient dynamics of hardwood leaf litter in the Fernow whole-watershed acidification experiment. *Forest Ecology and Management* 83:61-69.
- Arianoutsou M. 1993. Leaf litter decomposition and nutrient release in a maquis (evergreen

- sclerophyllous) ecosystem of north eastern Greece. *Pedobiologia* 37:65-71.
- Berg B and H Staaf. 1980. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. II. Influences of chemical composition. In: *Persson T (ed.) Structure and function of northern coniferous forests—an ecosystem study. Ecological Bulletin (Stockholm)* 32:373-390.
- Berg B and H Staaf. 1981. Leaching, accumulation and release of nitrogen from decomposing forest litter. In: *Clark FE and T Rosswall (eds.) Terrestrial nitrogen cycles, processes ecosystem strategies and management impacts. Ecological Bulletin (Stockholm)* 33:163-178.
- Berg B and H Staaf. 1987. Release of nutrients from decomposing white birch leaves and Scots pine needle litter. *Pedobiologia* 30:55-63.
- Blair JM. 1988. Nutrient release from decomposing foliar litter of three species with special reference to calcium, magnesium and potassium dynamics. *Plant and Soil* 110:49-55.
- Blair JM, DA Crossley and LC Callahan. 1992. Effects of litter quality and microarthropods on N dynamics and relation of exogenous ¹⁵N in decomposing litter. *Biology and Fertility of Soils* 12:241-252.
- Blair JM, RW Parmelee and MH Beare. 1990. Decay rates, nitrogen fluxes, and decomposer communities of single- and mixed-species foliar litter. *Ecology* 71:1976-1985.
- Brady NC and RR Weil. 1996. *The nature and properties of soils (11th ed)*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, California.
- Cleveland CC, SC Reed and AR Townsend. 2006. Nutrient regulation of organic matter decomposition in tropical rain forest. *Ecology* 87:492-503.
- Fahey TJ. 1983. Nutrient dynamics of aboveground detritus in lodgepole pine (*Pinus contorta* subsp. *latifolia*) ecosystems in southeastern Wyoming. *Ecological Monographs* 53:51-72.
- Fiorotto A, S Papa, G Sorrentino and A Fuggi. 2001. Decomposition of *Cistus incanus* leaf litter in a Mediterranean maquis ecosystem: mass loss, microbial enzyme activities and nutrient changes. *Soil Biology and Biochemistry* 33:311-321.
- González G, DJ Lodge, BA Richardson and MJ Richardson. 2014. A canopy trimming experiment in Puerto Rico: the response of litter decomposition and nutrient release to canopy opening and debris deposition in a subtropical wet forest. *Forest Ecology and Management* 332:32-46.
- Gosz JR, EG Likens and FH Bormann. 1973. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook forest, New Hampshire. *Ecological Monographs* 43:173-191.
- Harmon ME and K Lajtha. 1999. Analysis of detritus and organic horizons for mineral and organic constituents. pp. 143-165. In: *Robertson GP, DC Coleman, CS Bledsoe and P Sollins (eds.), Standard soil methods for long-term ecological research*, Oxford University Press, London.
- Harmon ME, WL Silver, B Fasth, H Chen, IC Burke, WJ Parton, SC Hart, WS Currie and Lidet. 2009. Long-term patterns of mass loss during the decomposition of leaf and fine root litter: an intersite comparison. *Global Change Biology* 15:1320-1338, doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01837.x
- House GJ and RE Stinner. 1987. Decomposition of plant residues in no-tillage agroecosystems: influence of litter bag mesh size and soil arthropods. *Pedobiologia* 30:351-360.
- Liao JH, HH Wang, CC Tsai and ZY Hseu. 2013. Litter production, decomposition and nutrient return of uplifted coral reef tropical forest. *Forest Ecology and Management* 235:174-185.
- Lin KC, SP Hamburg, SI Tang, YJ Hsia and TC Lin. 2003. Typhoon effects on litterfall in a subtropical forest. *Canadian Journal of Forest Research* 33:2184-2192.
- Liu Q, SL Peng, H Bi, HG Zhang, ZA Li, WH Ma and NY Li. 2006. Nutrient dynamics of foliar litter in reciprocal decomposition in tropical and subtropical forests. *Frontiers of Forestry in China* 3:243-252.
- Lodge DJ, SA Cantrell and G González. 2014. Effects of canopy opening and debris deposition on fungal connectivity, phosphorus movement between litter cohorts and mass loss. *Forest Ecology and Management* 332:11-21.
- Lousier JD and D Parkinson. 1987. Chemical element dynamics in decomposing leaf litter. *Canadian Journal of Botany* 56:1785-2812.
- Meentemeyer V. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology* 59:465-472.
- Melillo JM, JD Aber and JF Muratore. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63:621-626.
- Moro MJ and F Domingo. 2000. Litter decomposition in four woody species in a Mediterranean climate: weight loss, N and P dynamics. *Annals Botany* 86:1065-1071.
- Palma RM, J Prause, D Efron, AM de la Horra and JF Gallardo Lancho. 2002. Litter decomposition and nutrient release in a subtropical forest of Argentina. *Journal of Tropical Forest Science* 14(2):223-233.
- Parnas H. 1975. Model for decomposition of organic material by micro-organisms. *Soil Biology and Biochemistry* 7:161-169.
- Ribeiro C, M Madeira and MC Araújo. 2002. Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. *Forest Ecology and Management* 171:31-41.
- Schlesinger WH. 1985. Decomposition of chaparral shrub foliage. *Ecology* 66:1353-1359.
- Schreeg LA, MC Mack and BL Turner. 2013. Nutrient-specific solubility patterns of leaf litter across 41 lowland tropical wood species. *Ecology* 94:94-105.

- Slapokas T and U Granhall. 1991. Decomposition of litter in fertilized short-rotation forests on a low-humified peat bog. *Forest Ecology and Management* 41:143-165.
- Staaf J and B Berg. 1982. Accumulation and release of plant nutrients in decomposing Scots pine litter: long-term decomposition in a Scots forest II. *Canadian Journal of Botany* 60:1561-1568.
- Swift MJ, OW Heal and JM Anderson. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. University of California Press, Berkley, California.
- Waring RH and WH Schlesinger. 1985. *Forest ecosystems: concepts and management*. Academic Press, New York.
- Xu XN and E Hirata. 2005. Decomposition patterns of leaf litter of seven common canopy species in a subtropical forest: N and P dynamics. *Plant and Soil* 273:279-289.
- Xu XN, E Hirata, T Enoki and Y Tokashiki. 2004. Leaf litter decomposition and nutrient dynamics in a subtropical forest after typhoon disturbance. *Plant Ecology* 173:161-170.
- Zhang H, LM Chu and XY Zhuang. 2009. Decomposition of leaf litter of four native broad-leaved tree species in south China. *Frontiers of Forestry in China* 4:450-457.

附表 1. 各樹種養分原始濃度 (mean \pm standard error)

項目	山紅柿	單刺苦楮	嶺南青剛櫟	臺灣八角	薯豆	黃杞	混合
碳(mg/g)	483.6 \pm 1.7c ¹	501.8 \pm 1.6b	510.9 \pm 1.5a	511.8 \pm 1.3a	478.1 \pm 3.0c	498.7 \pm 2.2b	498.0 \pm 1.6b
氮(mg/g)	15.11 \pm 0.09d	17.30 \pm 0.10b	10.28 \pm 0.14f	11.25 \pm 0.13e	15.95 \pm 0.23c	17.96 \pm 0.31a	14.73 \pm 0.20d
磷(mg/g)	0.94 \pm 0.00c	1.15 \pm 0.01a	0.47 \pm 0.01f	0.74 \pm 0.01e	0.91 \pm 0.01c	1.03 \pm 0.01b	0.87 \pm 0.02d
鉀(mg/g)	15.38 \pm 0.19a	10.20 \pm 0.09b	6.44 \pm 0.14e	5.54 \pm 0.04f	6.29 \pm 0.25e	7.23 \pm 0.14d	8.09 \pm 0.15c
鈣(mg/g)	6.54 \pm 0.08c	7.16 \pm 0.10b	4.17 \pm 0.11e	5.00 \pm 0.06d	8.06 \pm 0.25a	8.45 \pm 0.32a	6.76 \pm 0.15bc
鎂(mg/g)	2.35 \pm 0.02c	3.21 \pm 0.04a	1.21 \pm 0.03e	2.60 \pm 0.06b	2.17 \pm 0.06d	2.45 \pm 0.05c	2.37 \pm 0.06c
碳氮比	32.02 \pm 0.22d	29.01 \pm 0.16e	49.73 \pm 0.55a	45.52 \pm 0.42b	29.99 \pm 0.39e	27.81 \pm 0.42f	33.84 \pm 0.48c

註¹ 同行字母不同者代表鄧肯氏多邊檢定有顯著差異($p < 0.05$) (黃菊美等 2014)