

Influência de diferentes sistemas de mobilização do solo na decomposição de folhas e ouriços de castanheiro

Decomposition of chestnut leaves and burs under different soil management systems

F. Raimundo¹, A. Martins¹ & M. Madeira²

RESUMO

Estudou-se a decomposição de folhas e ouriços de castanheiro (*Castanea sativa* Mill.), tanto incorporados no solo como colocados na superfície deste, sob e fora da influência da copa das árvores, num souto do Nordeste de Portugal. O estudo decorreu durante vinte e sete meses, utilizando-se a metodologia das saquetas (*litterbags*). A perda de massa e a libertação de nutrientes (N, P, K, Ca e Mg) foi mais rápida nos resíduos orgânicos incorporados no solo do que nos colocados na superfície do mesmo. As folhas colocadas sob ou fora da influência da copa não apresentaram diferenças significativas no tocante à taxa de decomposição e à dinâmica de libertação de nutrientes. Os ouriços decompuseram-se e libertaram os nutrientes mais lentamente do que as folhas, quando em semelhante posicionamento no solo. A substituição da gestão tradicional do solo dos soutos pelo sistema de não-mobilização traduzir-se-á pela acumulação de camadas orgânicas na superfície do solo e, temporariamente, pela redução do fluxo de nutrientes dos resíduos orgânicos para o solo.

ABSTRACT

Decomposition of chestnut (*Castanea sativa* Mill.) leaves and burs, both incorporated into the soil and placed on its surface, were studied in a chestnut grove, in North-east Portugal. The study was carried out during twenty-seven months, and the litterbag methodology was used. The mass loss and nutrient release (N, P, K, Ca, and Mg) showed by the buried organic residues was faster than that of those placed on the soil surface. The leaf litter placed beneath or beyond the influence of tree canopy did not show significant differences with regarding mass loss and nutrient release dynamics. For similar placement, decomposition and nutrient release from burs was slower than that observed for the leaf litter. Substitution of the traditional soil management in chestnut groves by the zero tillage system will lead to the buildup of surface organic layers, and temporarily to the reduction of nutrient fluxes from organic residues to the soil.

¹ Dep. Edafologia, UTAD, Ap. 1013, 5000-911 Vila Real, e-mail: fraimund@utad.pt

²Instituto Superior de Agronomia, Dep. de Ciências do Ambiente, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa,

INTRODUÇÃO

As plantações de castanheiro para produção de fruto (soutos) do Nordeste de Portugal têm sido objecto de grande intensificação cultural. Esta intensificação, expressa sobretudo por mobilizações frequentes do solo, pela remoção da biomassa resultante das podas e pela aplicação de quantidades crescentes de fertilizantes minerais, tem sido considerada determinante para a degradação física, química e biológica dos solos dos soutos (Portela *et al.*, 1998). A sustentabilidade produtiva dos soutos deverá passar por uma adequada gestão dos resíduos orgânicos, os quais, para além de constituírem um importante reservatório de nutrientes, afectam as características físicas, químicas e biológicas do solo, mormente através da variação do teor de matéria orgânica do mesmo. Aliás, o modo de gestão desses resíduos em conjugação com a minimização das práticas de preparação do solo, tendo por estratégia conduzir ao acréscimo do teor de matéria orgânica, é considerada uma condição fundamental para a estabilidade dos sistemas agro-florestais (Lal, 1994).

Com vista ao apuramento das bases para uma exploração sustentável dos soutos do Nordeste de Portugal, tendo em consideração o modo de gestão dos resíduos orgânicos, bem como os efeitos do sistema de preparação do solo, foi instalado em 1996 um sistema experimental para estudar aspectos inerentes à interacção solo - planta, a partir de três sistemas de preparação do solo (tradicional, reduzida e nula) (Raimundo *et al.*, 2001; Raimundo, 2003). No presente estudo consideram-se as consequências da substituição da mobilização tradicional do solo pela mobilização nula no que respeita à decomposição e à dinâmica de libertação de nutrientes dos resíduos orgânicos (folhas e ouriços). Parte dos resultados do presente

estudo foram considerados numa dissertação de doutoramento (Raimundo, 2003).

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo decorreu numa área experimental instalada, em 1996, num souto com 50 anos de idade, localizado nas imediações de Lamas de Podence (41° 36' N, 6° 56' W; altitude 760 m). A área apresenta uma precipitação média anual de 816 mm e uma temperatura média anual entre 10 e 12,5 °C. Durante o estudo, a temperatura do ar e a precipitação foram objecto de monitorização. A temperatura média do ar durante esse período foi semelhante à das normais climatológicas. Durante a maior parte do estudo a precipitação correspondeu à das normais climatológicas, mas na fase final do mesmo (último trimestre de 1997 e primeiro semestre de 1998) foi muito superior a essas normais.

A área de estudo caracteriza-se por um relevo ondulado suave (menos de 5% de declive). Os solos, formados sobre xistos do Silúrico, apresentam uma espessura entre 30 e 110 cm e integram-se numa associação cartográfica em que, por ordem decrescente de importância, figuram Leptosolos, Regossolos, Cambissolos e Acrissolos (FAO, 1988). O seu horizonte superficial (0-10 cm), com textura franca, apresentava um teor de C orgânico de 18,7 mg g⁻¹ e teores de P e K extraíveis, respectivamente de 112,8 e 155,8 µg g⁻¹; o valor de pH era da ordem de 5,7 e a capacidade de troca cationica efectiva (CTCE) era 5,1 cmol_c kg⁻¹, enquanto o grau de saturação em bases (em relação à CTCE) atingia cerca de 80%.

As folhas e os ouriços de castanheiro foram colhidos imediatamente a seguir à queda da folhada e secos a 45 °C. Após esta secagem foram colhidas cinco sub-amostras de cada resíduo para a determinação do teor

de humidade em relação ao peso seco a 80 °C e outras tantas para a respectiva caracterização inicial. No estudo de decomposição utilizaram-se saquetas feitas a partir de tecido de “nylon” com 1 mm de malha, sendo a sua área de 250 cm², no caso das folhas, e de 350 cm² no dos ouriços. Introduziram-se 5 g de folhas ou 15 g de ouriços em cada saqueta. Utilizou-se um total de 560 saquetas, correspondendo 320 a folhas e 240 a ouriços. As saquetas com folhas ou ouriços foram incubadas (em 7 de Março de 1996) na superfície do solo ou incorporadas à profundidade de 5 cm; as saquetas com folhas foram incubadas tanto sob como fora da influência da copa das árvores, enquanto as que continham ouriços foram incubadas apenas sob a copa das árvores. As primeiras amostragem das saquetas efectuaram-se 40 e 90 dias após a respectiva incubação, e, a partir daí, de três em três meses, para um período experimental de 2,25 anos. Em cada amostragem e para cada modalidade, colheram-se 8 saquetas com folhas e 12 saquetas com ouriços. O material de cada saqueta foi seco a 80 °C e, depois de limpo, foi pesado para determinação da respectiva massa seca. A partir do material das saquetas correspondente a cada uma das modalidades, constituiu-se uma amostra composta que foi moída de forma a passar por um crivo com malha de 1 mm.

O teor de matéria orgânica e de cinza dos resíduos foi determinado por incineração de 1 g de amostra a 450 °C durante seis horas. Considerou-se que a matéria orgânica, isenta de cinza, continha 50% de C. O N (Kjeldahl) e o P foram obtidos por digestão sulfúrica e determinados por espectrofotometria de absorção molecular em autoanalisador de fluxo segmentado. Para doseamento do Ca, Mg, K e S as amostras foram submetidas a uma digestão nitroperclórica; o Ca e Mg foram determinados por espectrofotometria de absorção atómica, o K por espectrofotometria

de emissão de chama e o S por turbidimetria em autoanalisador de fluxo segmentado.

A constante de decomposição (k) foi estimada pelo modelo exponencial simples, $X=X_0e^{-kt}$ (Olson, 1963), em que X é a massa de material orgânico após o tempo t (anos) e X₀ a massa inicial desse mesmo material. A decomposição das folhas e ouriços também foi estimada pelo modelo linear, pois, segundo Wieder & Lang (1982), este modelo é o que melhor se ajusta a reduzidas perdas de massa dos resíduos em decomposição. A dinâmica do N nos resíduos foi estudada através das equações de Aber & Melillo (1982) e Melillo *et al.* (1984), que se baseiam na estreita correlação linear entre a massa remanescente e a concentração de N nos resíduos orgânicos em decomposição, avaliando-se os parâmetros correspondentes ao ponto de máxima imobilização do N: (1) concentração de N nos resíduos, (2) massa remanescente dos resíduos, (3) teor máximo de N imobilizado, (4) teor equivalente de N, e (5) tempo necessário para que seja atingido o ponto de máxima imobilização de N (duração da fase de imobilização).

A quantidade de matéria orgânica remanescente foi calculada pela razão, expressa em percentagem, entre a massa dos resíduos após cada período de incubação e a respectiva massa inicial. Para evitar a influência da fracção mineral, considerou-se o material isento de cinza. As proporções remanescentes dos nutrientes nos resíduos orgânicos foram calculadas, em percentagem, através do quociente entre o produto da massa e da concentração do nutriente após cada período de incubação e o produto da massa e da concentração do nutriente determinados inicialmente.

Os dados referentes à massa da matéria orgânica remanescente e à taxa de decomposição foram submetidos a uma análise de variância efectuada no programa *StatView for*

Windows, versão 4.53. Para a separação de médias, recorreu-se ao teste Fisher PLSD.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização dos substratos experimentais

As folhas e os ouriços utilizados no presente estudo de decomposição apresentavam teores idênticos de C, mas as primeiras apresentavam maiores concentrações de todos os nutrientes considerados (Quadro 1). O teor de N das folhas ($8,9 \text{ mg g}^{-1}$) era bastante superior ao dos ouriços ($5,7 \text{ mg g}^{-1}$), resultando, assim, uma razão C/N maior nos ouriços (83,3) do que nas folhas (53,8). A razão C/P também era superior nos primeiros (379) do que nas segundas (338). O teor de Ca nas folhas ($10,1 \text{ mg g}^{-1}$) era mais do dobro do determinado para os ouriços ($4,7 \text{ mg g}^{-1}$).

Perda de massa dos resíduos orgânicos e taxa de decomposição

A perda de massa das folhas incorporadas no solo (FI) foi significativamente maior do que a das folhas colocadas na superfície do mesmo (FS). No termo do período de estudo, a massa remanescente das FS era ainda 36,6 e 33,5%, respectivamente sob a copa das árvores e fora da influência destas, enquanto a das FI era apenas 12,5 e 14,2%, respectivamente (Quadro 2). A posição em

relação à copa das árvores não afectou significativamente a perda de massa das folhas. A diferença de perda de massa entre as FI e as FS observou-se, sobretudo, durante os três primeiros meses de estudo (Figura 1). A taxa anual de decomposição (k) estimada, considerando todo o período de estudo, para as FS, tanto sob (-0,49) como fora da influência da copa (-0,44), foi significativamente menor do que a determinada para as FI, sob (-0,95) e fora da influência da copa (-0,92). A taxa de decomposição aumentou, principalmente nas FS, do primeiro ano para o final do período de estudo (Quadro 2).

Os ouriços incorporados no solo (OI), tal como as folhas, decompuseram-se mais rapidamente do que os colocados na superfície do solo (OS). Estes, ao fim de 2,25 anos, apresentaram uma massa remanescente de 49,7%, enquanto a dos primeiros era significativamente menor (20,3%) (Quadro 2). A taxa anual de decomposição, considerando todo o período experimental, foi de -0,69 para os OI e apenas de -0,26 para os OS. A taxa de decomposição dos segundos aumentou ao longo do estudo, enquanto a dos primeiros diminuiu (Quadro 2). A diferença de massa remanescente entre os OI e os OS observou-se, também, sobretudo durante os primeiros noventa dias de estudo; dilatando-se ainda bastante no ano seguinte (Figura 1).

A rápida decomposição das FI e dos OI atribui-se ao facto das condições de humidade e temperatura no solo serem mais favoráveis para a actividade biológica do

QUADRO 1 - Concentração de cinza, C orgânico e nutrientes e valor das razões C/N e C/P das folhas e dos ouriços de castanheiro utilizados no estudo de decomposição. As concentrações são expressas em relação à massa do material seco a 80 °C

Resíduos	Cinza	C	N	P	K	Ca	Mg	S	C/N	C/P
	----- mg g ⁻¹ -----									
Folhas	55	473	8,9	1,4	6,4	10,1	2,4	0,3	53,8	338
Ouriços	50	475	5,7	1,2	5,3	4,7	1,2	0,2	83,3	379

QUADRO 2 - Massa remanescente (MR) e valores de k (modelo exponencial simples) e de R² no final do primeiro ano (1) e no termo do estudo de decomposição (f) de folhas (F) e de ouriços (O) na superfície do solo (S) e incorporados (I); C - sob a copa da árvore, N - fora da influência da mesma

Modalidades	n	MR1	MRf	k1	R ²	kf	R ²	
		----- (%) -----		(ano ⁻¹)		(ano ⁻¹)		
Folhas	FSC	8	62,9 a	36,6 a	0,39 a	0,92	0,49 a	0,97
	FSN	8	70,1 a	33,5 a	0,32 a	0,98	0,44 a	0,96
	FIC	8	39,2 b	12,5 b	0,94 b	0,95	0,95 b	0,98
	FIN	8	42,4 b	14,2 b	0,83 b	0,96	0,92 b	0,97
Ouriços	OSC	12	81,8 a	49,7 a	0,17 a	0,90	0,26 a	0,89
	OIC	12	50,0 b	20,3 b	0,74 b	0,88	0,69 b	0,98

Letras diferentes, na mesma coluna e para o mesmo resíduo, indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre modalidades, pelo teste de Fisher

que as prevalentes na superfície do mesmo, como foi observado por vários autores (Schomberg *et al.*, 1994; Gregorich & Ellert, 1994; Elliott & Stott, 1997) para vários resíduos orgânicos incorporados no solo. Além disso, Douglas *et al.* (1980) e Holland & Coleman (1987) reportam que as perdas de matéria orgânica dos resíduos podem ser influenciadas pelas populações de microrganismos presentes, sendo mais intensas no caso de predomínio de bactérias do que no de fungos. Nos resíduos orgânicos incubados na superfície do solo, dadas

as condições alternantes de temperatura e humidade a que estão sujeitos, é favorecido o desenvolvimento de fungos em detrimento do das bactérias; os resíduos incorporados solo, por seu turno, encontram-se inseridos num meio que é mais favorável ao desenvolvimento das últimas (Holland & Coleman, 1987; Beare *et al.*, 1992; Wardle, 1995).

A perda de massa observada ao fim de um ano para as FS foi similar à obtida por Santa-Regina *et al.* (1986) num estudo realizado na Serra de Béjar (Província de

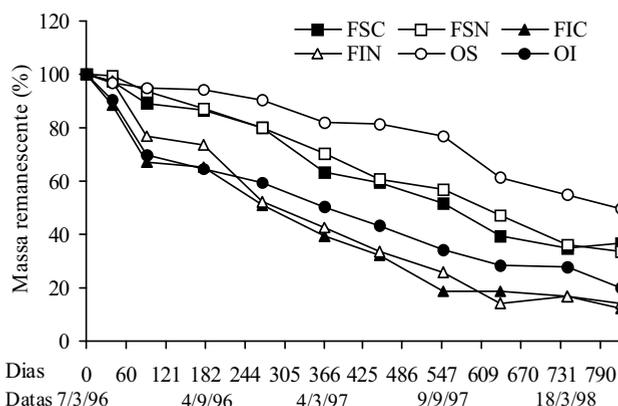


Figura 1 - Evolução da massa remanescente das folhas colocadas na superfície do solo (FS) ou nele incorporadas (FI), sob (C) e fora da influência da copa (N), e dos ouriços colocados na superfície do solo (OS) e incorporados no mesmo (OI)

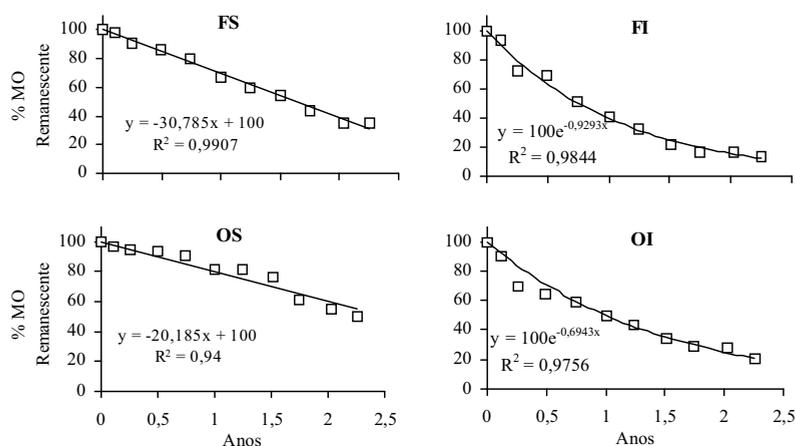


Figura 2 - As regressões que melhor explicam a perda de massa das folhas (F) e ouriços (O) de castanheiro em decomposição na superfície (S) do solo ou nele incorporados (I)

Salamanca-Espanha), para a mesma espécie. A taxa de decomposição durante esse período (Quadro 2) foi, porém, ligeiramente mais baixa do que a obtida por Martins *et al.* (1998) ($k = -0,55$) num povoamento de castanheiro em Vila Pouca de Aguiar. Tal diferença pode residir no facto desse povoamento ser explorado em talhadia e no da precipitação média anual na área (1381 mm) ser bastante superior àquela do local do presente estudo, o que é plausível afectar o estado higrométrico dos resíduos e a lixiviação dos compostos solúveis.

O aumento da taxa de decomposição das FS, ao longo do período de estudo, está em linha com o reportado por Gallardo-Lancho *et al.* (1995), que observaram taxas anuais de decomposição (k) de $-0,21$ e $-0,46$, respectivamente para o primeiro e segundo anos de estudo. Esse padrão de decomposição (aliás, também observado nos OS) pode ser característico da espécie, dado que para folhas de outras espécies (Azevedo, 2000; Ribeiro *et al.*, 2002; Wesemael, 1993) foi estimada uma perda

de massa mais rápida durante a fase inicial do processo de decomposição.

A diferença da taxa de decomposição entre resíduos orgânicos, em semelhantes condições de humidade e temperatura, é usualmente atribuída a diferenças do teor de N, da razão C/N e da razão lenhina/N, ou outros parâmetros qualitativos desses resíduos (Berg & Staaf, 1980; Taylor *et al.*, 1991; Schomberg *et al.*, 1994). Assim, a decomposição mais lenta dos ouriços em relação à das folhas, poderá estar em correspondência com a elevada razão C/N dos primeiros (Quadro 1), bem como com o facto de apresentarem um menor contacto, dentro das saquetas, com o solo.

Comparação de modelos de decomposição

O modelo linear, para o período de estudo, foi o que explicou melhor a decomposição das FS ($R^2=0,99$) e dos OS ($R^2=0,94$) (Figura 2). O modelo exponencial, por seu turno, foi o que melhor explicou a decomposição das FI ($R^2=0,98$) e dos OI

($R^2=0,98$) (Figura 2). Apesar do modelo exponencial simples ser o mais utilizado em estudos de decomposição, Wieder & Lang (1982) consideram que, no caso dos resíduos orgânicos apresentarem baixa perda de massa, uma função linear pode ajustar-se melhor aos dados, pelo menos durante os dois primeiros anos. No entanto, segundo os mesmos autores, o modelo linear é difícil de explicar biologicamente, dado que a taxa de decomposição relativa tem que ir aumentando ao longo da decomposição. Com efeito, no estudo presente, a taxa de decomposição inicial das FS e dos OS foi relativamente mais baixa do que no restante período de estudo, podendo-se, assim, explicar a melhor adaptação do modelo linear. A taxa de decomposição mais baixa no início do estudo para os resíduos orgânicos colocados na superfície do solo poderá dever-se ao facto dos microrganismos em tais circunstâncias (essencialmente fungos) necessitarem de um período mais dilatado para colonizarem os resíduos orgânicos.

Dinâmica de nutrientes durante o processo de decomposição

Azoto

A quantidade de N nas FI (Figura 4) aumentou durante os primeiros 181 dias de decomposição, sendo a partir daí libertado gradualmente, até atingir apenas 33% da quantidade inicial, no termo do período de estudo. Nas FS ocorreu imobilização de N durante 550 dias, existindo no fim do estudo ainda 88% do N inicial. O padrão de variação do N nos OI foi semelhante ao das FI, embora a imobilização inicial do N não tenha sido tão acentuada; no termo do estudo a proporção remanescente era de 55%. A quantidade de N dos OS aumentou até aos 636 dias de decom-

posição e no final do estudo era superior (125%) à inicial. Na sequência da imobilização inicial de N, a razão C/N decresceu continuamente, em qualquer dos resíduos, atingindo no final do estudo um valor próximo de 10:1 nas FI e nas FS; nos OI aproximou-se deste valor, mas nos OS manteve-se próxima de 30:1 (Figura 5). O contínuo decréscimo da razão C/N indica que a taxa de libertação do N dos resíduos foi sempre inferior à taxa de libertação do C.

O acréscimo da quantidade remanescente de N (ou, seja, imobilização de N) observado para as folhas e ouriços tem sido verificado por outros autores, como exemplo Santa-Regina *et al.* (1986), para as folhas de castanheiro, Blair *et al.* (1992) e Schomberg *et al.* (1994) para outras espécies. Aquele acréscimo atribui-se à imobilização de N externo pela comunidade microbiana associada à decomposição de resíduos orgânicos. No caso dos resíduos na superfície do solo, o N externo pode ter várias origens, como adições atmosféricas, gotejo das copas das árvores, actividade dos insectos e translocação pelos fungos (Joergensen & Meyer, 1990; Frey *et al.*, 2000).

Para avaliar a dinâmica de imobilização do N nos resíduos orgânicos em decomposição, efectuaram-se regressões lineares entre a massa remanescente e a concentração de N dos resíduos orgânicos (Figura 3). Essas regressões apresentaram-se altamente significativas ($p<0,001$), sendo as intercepções e os declives das suas rectas usados para estimar os parâmetros associados com o ponto de máxima imobilização do N (Quadro 3). O período de tempo médio estimado para a imobilização do N, segundo aquelas equações, foi menor nas FI (96 dias) do que nas FS (246 dias). No caso dos ouriços essa diferença ainda foi maior, com os OI a apresentar um período de imobilização de 195 dias e os OS de 604 dias. A concentração de N no ponto de

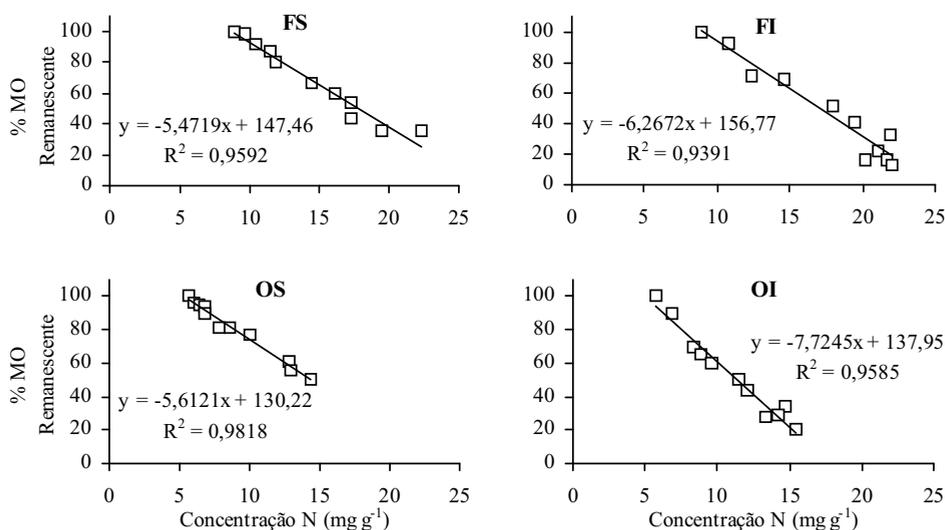


Figura 3 - Regressões lineares entre a massa remanescente e a concentração de N nas folhas (F) e nos ouriços (O) de castanheiro em decomposição na superfície (S) do solo ou nele incorporados (I)

máxima imobilização foi estimada entre 12,5 e 13,5 mg g⁻¹ para as folhas, sendo superior à dos OS (11,6 mg g⁻¹) e à dos OI (8,9 mg g⁻¹). Os OS apresentaram o teor máximo de N imobilizado (NM) mais elevado (1,87 mg g⁻¹), que foi cerca de 4 vezes superior ao estimado para os OI (0,48 mg g⁻¹); as folhas apresentaram valores intermédios. O teor equivalente de N

seguiu o padrão do NM, com os OI a apresentar um valor bastante menor do que os OS (Quadro 3).

As relações entre imobilização e mineralização são cruciais para a disponibilidade de nutrientes no solo. As equações de Aber & Melillo (1982) podem ser usadas para estimar a razão C:N no ponto de máxima imobilização do N, que é considerada a

QUADRO 3 - Taxa de decomposição (k) e parâmetros associados com o ponto de máxima imobilização do N: concentração de N (CON), massa remanescente (MR), máximo N imobilizado (NM), N equivalente (NE), tempo para atingir o N máximo (T). Os resíduos foram folhas (F) e ouriços (O) em decomposição na superfície (S) do solo ou nele incorporados (I)

Modalidades	-k ($\times 10^{-3}$ dia ⁻¹)	Imobilização máxima do N				
		MR (%)	T (dias)	CON ----- mg g ⁻¹	NM ^a ----- mg g ⁻¹	NE ^b -----
FS	1,24	73,73	246	13,47	1,04	3,94
FI	2,55	78,39	96	12,51	0,90	4,18
OS	0,71	65,11	604	11,60	1,87	5,36
OI	1,90	68,98	195	8,93	0,48	1,54

a - mg N imobilizado por g de massa inicial; b - mg N imobilizado por g de massa perdida

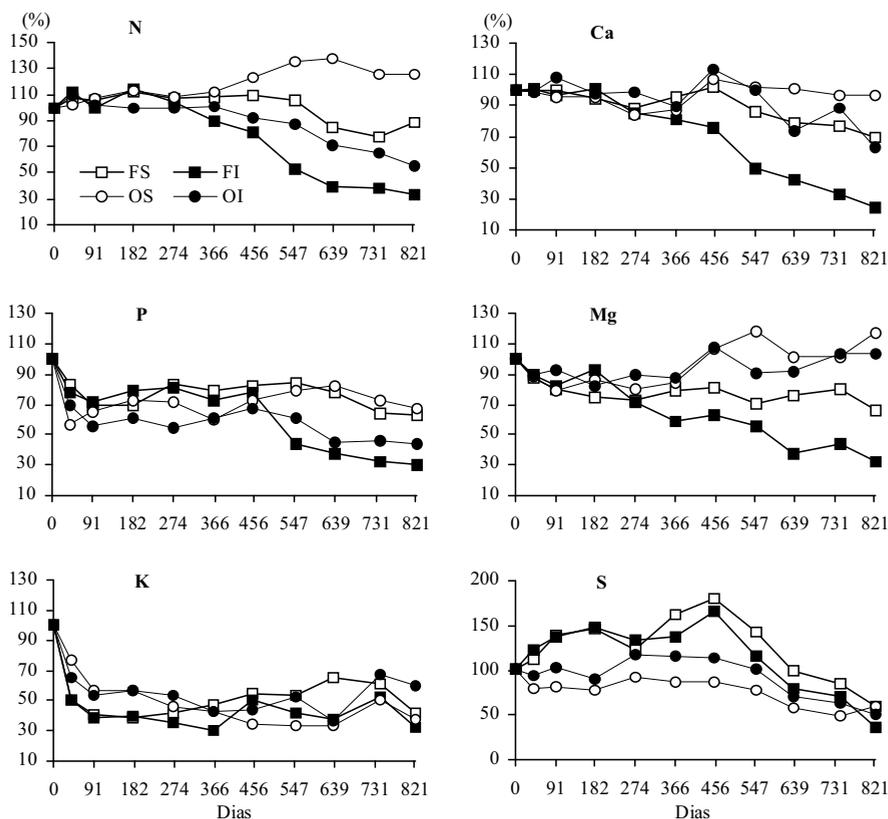


Figura 4 - Proporção remanescente (%) de N, P, K, Ca, Mg e S nas folhas (F) e ouriços (O) em decomposição na superfície (S) do solo ou nele incorporados (I)

razão crítica, para cada tipo de resíduo orgânico e comunidade microbiana envolvida, a partir da qual se inicia a mineralização do N (McClagherty *et al.*, 1985). Vários autores citados por Wesemael (1993), consideram que essa razão deve situar-se entre 20-30. No estudo presente, os valores estimados da razão C/N, no ponto de máxima imobilização do N, aproximaram-se de 30:1 nas FS e FI e nos OS e foram superiores a 40:1 nos OI (Figura 5). No entanto, os resultados obtidos indicam que os OI começaram a mineralizar o N bastante mais tarde (ao fim de 366 dias) do

que o estimado, aproximadamente quando se atingiu a razão C:N próxima de 30:1.

Fósforo

O P das folhas e dos ouriços, ao contrário do observado para o N, diminuiu fortemente na fase inicial da decomposição (Figura 4), sendo o decréscimo mais acentuado do que a perda de massa, como se comprova pelo acréscimo da razão C/P (Figura 5). Passada essa fase, a quantidade de P nas FS e nos OS pouco variou até final do estudo; nas FI e nos OI, porém,

ocorreu uma acentuada diminuição de P no último ano de estudo, reduzindo a quantidade remanescente no termo deste, respectivamente, para 30% e 45% da inicial. A forte perda de P durante a fase inicial da decomposição está em linha com o observado para folhas e agulhas de outras espécies florestais, a qual se correlaciona positivamente com a concentração inicial de P (Lousier & Parkinson, 1978; Santa-Regina *et al.*, 1986; Vitousek *et al.*, 1994). O padrão de variação do P referido

para as folhas assemelha-se ao descrito por Gallardo-Lancho *et al.* (1995) para as folhas de castanheiro a decompor na superfície do solo.

Vários autores têm obtido fortes correlações lineares entre a perda de massa e a libertação de P (Lousier & Parkinson, 1978; Vitousek *et al.*, 1994; Ribeiro *et al.*, 2002). No caso presente só se verificaram correlações lineares significativas entre a libertação de P e a perda de C para as FI

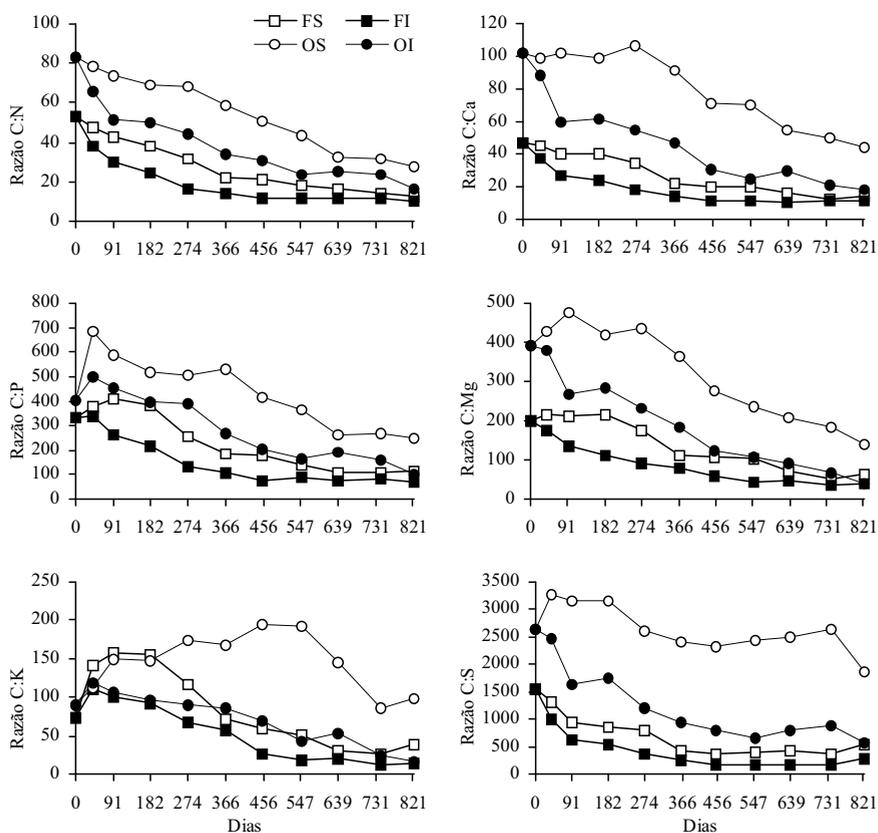


Figura 5- Razões entre C e N, P, K, Ca, Mg e S das folhas (F) e ouriços (O) de castanheiro em decomposição na superfície (S) do solo ou nele incorporados (I)

($R^2=0,72$, $p<0,001$) e os OI ($R^2=0,64$, $p<0,01$). Também se verificaram correlações lineares significativas entre a liberação de P e a de N para as FI ($R^2=0,84$, $p<0,001$) e os OI ($R^2=0,37$, $p<0,05$), o que sugere que a ciclagem do P está também dependente da ciclagem do N, como reportam Gosz *et al.* (1973).

Segundo Alexander (1977) e Lousier & Parkinson (1978), a mineralização líquida de P não ocorrerá enquanto a razão C:P for superior a 230-300. Essa mineralização só se manifestou nas FI quando a razão C/P se aproximou de 100, enquanto nas FS, apesar de terem atingido este valor na fase final do estudo, ainda não se manifestava claramente. Estes resultados sugerem que o limiar da razão C/P determinante da mineralização líquida de P, para além de particularidades ambientais, está dependente da natureza dos resíduos e do seu modo de posicionamento no solo.

Potássio

A quantidade de K diminuiu acentuadamente nas folhas e nos ouriços durante os primeiros 90 dias de decomposição, apresentando perdas superiores a 60% nas primeiras e a 40% nos segundos (Figura 4). Essa diminuição foi concomitante com o forte aumento da razão C/K, o qual, tal como referido para a razão C/P, se deverá à lixiviação do K dos resíduos ser proporcionalmente superior à perda de massa dos mesmos. Posteriormente, após variações de pequena monta, as FS e FI continham no final do estudo 42% e 32% do K inicial, respectivamente. O período de liberação do K dos OS e dos OI foi mais alargado do que nas folhas, restando no final do estudo, respectivamente, 38% e 60% da quantidade inicial.

O forte decréscimo da quantidade de K na fase inicial de decomposição, como foi tam-

bém observado por Santa-Regina *et al.* (1986), para folhas do castanheiro, atribui-se à sua lixiviação, dado que este nutriente não faz parte da estrutura dos resíduos orgânicos (Waring & Schlesinger, 1985; Blair, 1988). A imobilização do K que ocorreu em alguns períodos do estudo, também tem sido observada por outros autores (Gosz *et al.*, 1973; Lousier & Parkinson, 1978), poderá ser relacionada com a disponibilidade de K no solo ou nas camadas orgânicas (Cortina & Vallejo, 1994).

Cálcio

A quantidade de Ca nas folhas e nos ouriços pouco variou durante os primeiros 271 dias de decomposição (Figura 4), determinando que a razão C/Ca tenha diminuído, sobretudo nas FI e nos OI (Figura 5). A partir daí verificou-se uma forte diferenciação entre as FS e as FI, sendo a liberação de Ca das segundas, até ao termo do estudo, mais acentuada (75%) do que das primeiras (30%). Os OI comportaram-se de modo semelhante às FS, libertando 37% do Ca inicial, enquanto os OS retiveram quase a totalidade do Ca inicial (96%). Este padrão foi semelhante ao do N para as FS e para as FI e os OI, obtendo-se, de resto, correlações lineares significativas entre esses dois nutrientes (FS - $R^2=0,63$, $p<0,01$; FI - $R^2=0,96$, $p<0,001$; OI - $R^2=0,60$, $p<0,01$), o que está de acordo com a similitude de variação da razão C/Ca com a da razão C/N, assim como com o aumento da concentração de Ca nos resíduos no decurso da decomposição.

A limitada perda de Ca na fase inicial do processo de decomposição corrobora as observações de Santa-Regina *et al.* (1986) e Gallardo-Lancho *et al.* (1995) para folhas da mesma espécie. Essa retenção de Ca, paralela com o acréscimo da razão C/Ca, pode dever-se ao facto deste elemento estar pre-

sente, sobretudo, nas substâncias péclicas que fazem parte da estrutura das paredes celulares, as quais representam um dos constituintes vegetais mais resistentes à decomposição (Ricardo & Teixeira, 1977). Assim, a libertação de Ca deverá efectuar-se sobretudo por processos bióticos como foi demonstrado pelos trabalhos de Staaf & Berg (1982) e Blair (1988), em que o padrão de decomposição e a taxa de libertação de Ca se correlacionaram significativamente. Aliás as folhas do presente estudo apresentaram correlações lineares significativas entre o C e Ca remanescentes (FS - $R^2=0,69$, $p<0,01$; FI - $R^2=0,82$, $p<0,001$).

Magnésio

A libertação de Mg das folhas durante os primeiros 181 dias de estudo foi mais acentuada do que a do Ca (Figura 4). No entanto, para todo o período de estudo, a libertação de Mg das folhas correlacionou-se significativamente (FS - $R^2=0,40$, $p<0,05$; FI - $R^2=0,89$, $p<0,001$) com a de Ca. Assim, a quantidade remanescente no fim do estudo foi de 33% nas FI e de 66% nas FS. O padrão de variação do Mg nos ouriços foi diferente do observado para as folhas: após uma ligeira diminuição durante o primeiro ano, ocorreu imobilização durante o restante período de estudo e no final deste a quantidade era superior (117% nos OS e 103% nos OI) à inicial. A libertação de Mg das folhas também se correlacionou significativamente com a do C (FS - $R^2=0,38$, $p<0,05$; FI - $R^2=0,91$, $p<0,001$), P (FS - $R^2=0,41$, $p<0,05$; FI - $R^2=0,80$, $p<0,001$) e K (FS - $R^2=0,56$, $p<0,01$). No caso dos OS, a libertação de Mg correlacionou-se significativamente com o C ($R^2=0,41$, $p<0,05$), N ($R^2=0,48$, $p<0,05$) e Ca ($R^2=0,43$, $p<0,05$), mas nos OI não apresentou correlação com qualquer elemento.

O padrão de libertação de Mg durante a decomposição das FS foi semelhante à observada por Gallardo-Lancho *et al.* (1995). A imobilização de Mg nos ouriços durante o último ano de estudo poderá atribuir-se, segundo Blair (1988), à imobilização microbiana que é importante nos estádios avançados de decomposição ou nos resíduos orgânicos com baixos teores de Mg. No geral, a razão C/Mg apresentou um padrão semelhante à razão C/Ca (Figura 5). Assim, nas FS e FI e nos OI diminuiu gradualmente ao longo do período de estudo até próximo do valor de 50:1, reflectindo o acréscimo da concentração de Mg à medida que avançou a decomposição; nos OS a razão C/Mg também decresceu, mas no final do estudo era ainda cerca de 139:1.

Enxofre

A quantidade de S nas folhas aumentou acentuadamente durante o primeiro ano de decomposição (Figura 4), chegando a representar mais de 165% da inicial, o que está em consonância com o forte decréscimo da razão C/S observado nesse período (Figura 5). A partir daí ocorreu uma perda gradual, atingindo no final do estudo menos de 50% do S inicial. Os ouriços mantiveram a quantidade de S, durante o primeiro ano, próxima da inicial, diminuindo a partir daí até um valor final próximo de 50%, tal como para as folhas. A razão C/S das FS e FI e dos OI decresceu bastante ao longo do estudo, denotando um forte aumento da concentração de S nos resíduos em decomposição.

A decomposição e libertação de nutrientes e o sistema de gestão do solo

A produção anual média de folhas e ouriços atinge na área experimental 1820,7 e 1455,2 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectiva-

mente (A. Luísa Pires, comunicação pessoal). A esses resíduos, de acordo com a sua constituição média (Quadro 1), estão associados elevados fluxos anuais de N ($24,5 \text{ kg ha}^{-1}$), de K ($19,4 \text{ kg ha}^{-1}$) e de Ca ($25,2 \text{ kg ha}^{-1}$), correspondendo menos de um terço dos mesmos aos ouriços (Quadro 4). A decomposição e a libertação de nutrientes observadas experimentalmente para as FI e os OI (simulação do sistema de gestão tradicional do solo dos soutos) deverão ser mais acentuadas nas condições naturais, dado que as frequentes mobilizações do solo durante o ano (Raimundo, 2003) e o arejamento delas decorrente deverão acelerar a decomposição dos resíduos incorporados nas camadas minerais do solo. A elevada perda de massa (85,8-87,5 % nas FI e 79,7 % nos OI) e de nutrientes (60, 70, 45, 65 e 45%, respectivamente para o N, P, K, Ca e Mg) observadas durante o período experimental (2,25 anos) sugerem que no termo de período semelhante, nas condições natu-

rais, a massa remanescente dos resíduos incorporados deverá ser mínima e os nutrientes, neles contidos (Quadro 4), libertados quase na totalidade.

A manutenção das folhas e dos ouriços na superfície do solo implica uma diminuição substancial da respectiva taxa de decomposição. Esse posicionamento também afecta fortemente a libertação de N dos resíduos, dado que durante o período de estudo a mesma não se verificou (Quadro 4). Além disso, a quantidade de P, Ca, Mg e S libertada dos resíduos colocados na superfície do solo foi apenas, respectivamente, 36, 23, 20 e 13% do total (Quadro 4); somente a dinâmica da libertação de K não foi afectada pelo modo de posicionamento dos resíduos no solo, dado que 45% do total foi libertado em qualquer dos casos. Nestas circunstâncias, a substituição do sistema de gestão tradicional do solo dos soutos pelo de não-mobilização levará à acumulação de resíduos orgânicos na superfície do solo, os quais no Outono de

QUADRO 4 - Quantidade de nutrientes estimada (kg ha^{-1}) na massa anual de folhas (F) e de ouriços (O), bem como de nutrientes libertados (sinal -) ou imobilizados (sinal +) devido à decomposição na superfície do solo ou por incorporação neste, ao fim de 2,25 anos

Nutriente	Fase do estudo	Na superfície do solo			Incorporados no solo		
		F	O	Total	F	O	Total
N	Início	16,2	8,3	24,5	16,2	8,3	24,5
	Final	-1,9	+2,1	+0,2	-10,9	-3,7	-14,6
P	Início	2,5	1,7	4,2	2,5	1,7	4,2
	Final	-0,9	-0,6	-1,5	-1,8	-1,0	-2,8
K	Início	11,7	7,7	19,4	11,7	7,7	19,4
	Final	-6,8	-4,8	-11,6	-7,9	-3,1	-11,0
Ca	Início	18,4	6,8	25,2	18,4	6,8	25,2
	Final	-5,5	-0,2	-5,7	-13,8	-2,5	-16,3
Mg	Início	4,4	1,7	6,1	4,4	1,7	6,1
	Final	-1,5	+0,3	-1,2	-2,9	+0,1	-2,8
S	Início	0,5	0,3	0,8	0,5	0,3	0,8
	Final	-0,2	+0,1	-0,1	-0,3	-0,1	-0,4

2003 (oito anos depois da instalação do sistema de não-mobilização), antes da queda da folhada, atingiam $14,3 \text{ t ha}^{-1}$ sob a copa e $4,3 \text{ t ha}^{-1}$ fora da copa das árvores. As camadas orgânicas resultantes reduzem as amplitudes térmicas e a evaporação na superfície do solo e conduzem também à acumulação de quantidades apreciáveis de nutrientes que, no caso N, atingiam 249 e 106 kg ha^{-1} , respectivamente sob e fora da copa das árvores. Não obstante a acumulação de resíduos na superfície do solo, não se observaram diferenças na quantidade de N mineralizado no solo (Raimundo, 2003). Assim, os sistemas de gestão do solo dos souts que reduzam a mobilização do mesmo, embora levem à acumulação de resíduos e nutrientes na sua superfície, não deverão reduzir a disponibilidade de N no solo.

CONCLUSÕES

As dinâmicas da decomposição e da libertação de nutrientes das folhas e dos ouriços foram influenciadas pelo modo de posicionamento destes no solo. A decomposição dos resíduos orgânicos incorporados no solo foi bastante mais rápida do que a dos mesmos colocados na superfície do solo. A decomposição das folhas e ouriços de castanheiro colocados na superfície do solo ajustou-se melhor a um modelo linear, enquanto a dos mesmos resíduos incorporados ajustou-se melhor ao modelo exponencial simples. O N foi o nutriente cuja dinâmica foi mais influenciada pelos tratamentos, visto a imobilização nos resíduos colocados na superfície do solo ocorrer durante um período mais longo do que nos resíduos incorporados. A adopção do sistema de não-mobilização do solo conduzirá à formação de camadas orgânicas e à acumulação de nutrientes na

superfície deste, mas não implicará uma redução significativa da disponibilidade de nutrientes no solo.

AGRADECIMENTOS

O estudo foi desenvolvido no âmbito dos projectos PAMAF 4029 e PRAXIS, 3/3.2/FLOR/2123/95. Os autores agradecem ao Sr. João Xavier e ao Dr. Osório Araújo a disponibilização do terreno para a área experimental, ao Laboratório de Solos da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, na pessoa do Prof. João Coutinho, o apoio analítico e à Eng. Susana Costa a colaboração nas actividades analíticas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aber, J.D. & Melillo, J.M. 1982. Nitrogen immobilisation in decaying hardwood leaf litter as a function of initial nitrogen and lignin content. *Can. J. Bot.*, **60**: 2263-2269.
- Alexander, M. 1977. *Introduction to Soil Microbiology*. John Wiley & Sons, New York.
- Azevedo, A.P. 2000. *Estudo da Dinâmica do Azoto e do Carbono em Plantações Florestais Intensivas*. Dissertação de Doutoramento. ISA, UTL, Lisboa.
- Beare, M.H., Parmelee, R.W., Hendrix, P.F., Cheng, W., Coleman, D.C. & Crossley, D.A. 1992. Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agroecosystems. *Ecol. Monogr.*, **62**: 569-591.
- Berg, B. & Staaf, H. 1980. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. II. Influence of chemical composition. In Person T. (ed) *Structure and Function of Northern Coniferous* –

- An Ecosystem Study. Ecol. Bull.*, **32**: 373-390.
- Blair, J.M. 1988. Nutrient release from decomposing foliar litter of three tree species with special reference to calcium, magnesium and potassium dynamics. *Plant and Soil*, **110**: 49-55.
- Blair, J.M., Crossley, D.A. & Callahan, L.C. 1992. Effects of litter quality and microarthropods on N dynamics and retention of exogenous ^{15}N in decomposing litter. *Biology and Fertility of Soils*, **12**: 242-252.
- Cortina, J. & Vallejo, R. 1994. Effects of clearfelling on forest floor accumulation and litter decomposition in a radiata pine plantation. *For. Ecol. Manag.*, **70**: 299-310.
- Douglas, C.L., Alimaras, R.R., Rasmussen, P.E., Raming, R.E. & Roager, N.C. 1980. Wheat straw composition and placement effects on decomposition in dryland agriculture of the Pacific Northwest. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **44**: 833-837.
- FAO. 1988. FAO/Uneco Soil Map of the World, Revised Legend, with corrections. *World Soil Resources Report 60*. FAO, Rome.
- Elliott, L.F. & Stott, D.E. 1997. Influence of no-till cropping systems on microbial relationships. *Advances in Agronomy*, **60**: 121-147.
- Frey, S.D., Elliott, E.T., Paustian, K. & Peterson, G.A. 2000. Fungal translocation as a mechanism for soil nitrogen inputs to surface residue decomposition in a no-tillage agroecosystem. *Soil Biology & Biochemistry*, **32**: 689-698.
- Gallardo-Lancho, J.F., Egado, J.A., Gonzalez, M.I., Rico, M., Regina, I.R., Gallego, H., Martin, A., Menendez, I., Moreno, G., Schneider, K., Turrion, B. & Saavedra, J. 1995. Nutrient cycles in chestnut ecosystems of Sierra da Gata (Western-Central Spain). In F. Romane (ed). *Sustainability of Mediterranean ecosystems. Case study of the chestnut forest*. Ecosystems Research Report 19, European Commission.
- Gosz, J.R., Likens, G.E. & Bormann, F.H. 1973. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook forest. New Hampshire. *Ecol. Monogr.*, **43**: 173-191.
- Gregorich, E.G. & Ellert, B.H. 1994. Decomposition of plant residues in soil under different management. *Proceedings of 13th International Conference of the Soil Tillage for Crop Production and Protection of the Environment*, pp. 13-18, Vol. I. Aalborg, Denmark.
- Holland, E.A. & Coleman, D.C. 1987. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology*, **68**: 425-433.
- Joergensen, R.G. & Meyer, B. 1990. Nutrient changes in decomposing beech leaf litter assessed using a solution flux approach. *J. Soil Sci.*, **41**: 279-293.
- Lal, R. 1994. Sustainable land use systems and soil resilience. In D. J. Greenland & I. Szabolcs (eds). *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. pp. 41-69. CAB International, London.
- Lousier, J.D. & D. Parkinson. 1978. Chemical element dynamics in decomposing leaf litter. *Can. J. Botany*, **56**: 2795-2812.
- Madeira, M.A.V. & Serralheiro, F.M. 1990. Decomposição de folhas de sobreiro e de eucalipto e colonização pela mesofauna. Resultados preliminares. *Pedon*, **9**: 3-20.
- Martins, A., Madeira, M., Fonseca, F. & Raimundo, F. 1998. Litterfall, organic matter and soil properties of forest ecosystems in Northern Portugal. *Proceedings of 16th World Congress of Soil Science, Montpellier*, Vol. II, pp. 617. CD ROM, nº 33.

- McClaugherty, C.A., Pastor, J., Aber, J.D. & Melillo, J.M. 1985. Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality. *Ecology*, **66**: 266-275.
- Melillo, J.M., Naiman, R.J., Aber, J.D. & Linkins, A.E. 1984. Factors controlling mass loss and nitrogen dynamics of plant litter decaying in northern streams. *Bull. Mar. Sci.*, **35**: 341-356.
- Olson, T.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and consumers in ecological systems. *Ecology*, **44**: 322-331.
- Portela, E., Martins, A. & Pires, A.L. 1998. *Práticas Culturais de Limitação da Tinta do Castanheiro*. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.
- Raimundo, F. 2003. *Sistemas de Mobilização do Solo em Soutos. Influência na Produtividade de Castanha e nas Características Físicas e Químicas do solo*. Dissertação de Doutoramento. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.
- Raimundo, F., Branco, I., Martins, A. & Madeira, M. 2001. Efeito da intensidade de preparação do solo na biomassa radical, regime hídrico, potencial hídrico foliar e produção de castanha de soutos do Nordeste Transmontano. *Rev. Ciências Agrárias*, **24**: 415-423.
- Ribeiro, C., Madeira, M. & Araújo, M.C. 2002. Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. *For. Ecol. Manag.*, **171**: 31-41.
- Ricardo, C.P. & Teixeira, A.N. 1977. *Moléculas Biológicas. Estrutura e Propriedades*. Didáctica Editora, Lisboa.
- Santa-Regina, I., San-Miguel, C. & Gallardo, J.F. 1986. Evolución y velocidad de descomposición de la hojarasca en tres bosques en la Sierra de Béjar (Salamanca). *Anuario do Centro de Edafologia e Biología Aplicada*, **Vol. XI**: 217-231.
- Schomberg, H.H., Steiner, J. & Unger, P.W. 1994. Decomposition and nitrogen dynamics of crop residues: residue quality and water effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **58**: 372-381.
- Staaf, H. & Berg, B. 1982. Accumulation and release of plant nutrients in decomposing Scots pine litter: long-term decomposition in Scots pine forest II. *Can. J. Bot.*, **60**: 1561-1568.
- Taylor, B.R., Prescott, C.E., Parsons, W.J. & Parkinson, D. 1991. Substrate control of litter decomposition in a 4 Rocky Mountain coniferous forests. *Can. J. Bot.*, **69**: 2242-2250.
- Vitousek, P.M., Turner, D.R., Parton, W.J. & Sanford, R.L. 1994. Litter decomposition on the Mauna Loa environmental matrix, Hawai'i: Patterns, mechanisms, and models. *Ecology*, **75**: 418-429.
- Wardle, D.A. 1995. Impact of disturbance on detritus food-webs in agroecosystems of contrasting tillage and weed management practices. *Adv. Ecol. Res.*, **26**: 105-185.
- Waring, R.H. & Schlesinger, W.H. 1985. *Forest Ecosystems; Concepts and Management*. Academic Press, London.
- Wesemael, B. 1993. Litter decomposition and nutrient distribution in humus profiles in some Mediterranean forests in southern Tuscany. *For. Ecol. Manag.*, **57**: 99-114.
- Wieder, R.K. & Lang, G.E. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology*, **63**: 1636-1642.