

FELÍCIA MARIA DA SILVA FONSECA

**TÉCNICAS DE PREPARAÇÃO DO TERRENO EM SISTEMAS
FLORESTAIS
IMPLICAÇÕES NO SOLO E NO COMPORTAMENTO DAS PLANTAS**

**UNIVERSIDADE DE TRÁS-OS-MONTES E ALTO DOURO
VILA REAL, 2005**

Este trabalho foi expressamente elaborado como dissertação original para o efeito de obtenção do grau de Doutor em Ciências Edafo-Ambientais, de acordo com o disposto no Decreto-Lei 216/92 de 13 de Outubro.

À memória de minha mãe e irmão

Agradecimentos

Quero expressar o meu agradecimento a todas as pessoas que de uma forma desprendida me apoiaram e incentivaram nas diversas tarefas que permitiram a concretização deste trabalho.

Ao Professor Doutor Afonso Martins, da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Orientador desta Tese, agradeço a elaboração e chefia do projecto AGRO que financiou este trabalho, a definição e adaptação de metodologias, muitas vezes com grande dedicação e esforço para sua aplicação no campo, as indicações no tratamento de dados, interpretação de resultados e contributo para a elaboração do texto através da sua leitura atenta. Saliento ainda o entusiasmo que colocou neste trabalho, as muitas sugestões e elogios que funcionaram como incentivos à concretização deste objectivo, de que igualmente fico reconhecida.

Ao Professor Doutor Tomás de Figueiredo, da Escola Superior Agrária de Bragança, agradeço a definição de metodologias na avaliação do processo erosivo do solo e precioso auxílio na aplicação das mesmas no terreno, a ajuda no tratamento estatístico, na interpretação de resultados e sugestões resultantes da leitura do texto, as muitas manifestações de amizade, constante incentivo e serenidade que me transmitiu.

Ao Sr João Xavier, um agradecimento particular pela cedência do terreno onde foi instalado o campo experimental, pela confiança que em nós depositou e pela liberdade de actuação que nos concedeu, sem o que dificilmente o trabalho teria sido realizado.

À Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, agradeço a aceitação da minha Intenção de Doutoramento.

Ao Instituto Politécnico de Bragança e à Escola Superior Agrária, agradeço o apoio institucional e a disponibilização de meios de transporte para deslocações ao campo.

Ao Professor Doutor João Coutinho, responsável pelo Laboratório de Solos da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, agradeço o apoio dado na realização das análises de amostras de solo, componente essencial deste trabalho.

O meu reconhecimento ao Programa PRODEP, do qual beneficiei durante um período de 3 anos e ao Programa AGRO, Medida 8.1 (Projecto AGRO nº 156) que financiou o trabalho.

À Direcção Regional de Agricultura de Trás-os-Montes (DRATM), agradeço a disponibilização dos recursos humanos e técnicos que permitiram a execução prática das técnicas de preparação do terreno, nomeadamente na pessoa do Sr Engenheiro Carlos Silva que coordenou essa participação.

Fica aqui um agradecimento muito especial ao Sr Artilheiro (Operador de Máquinas), um verdadeiro perfeccionista, que teve a paciência e a sensibilidade de escutar, compreender e executar no terreno as operações de mobilização do solo exactamente como pretendido.

À Floresta Verde, na pessoa do Sr Engenheiro Altino Geraldês, agradeço a instalação dos povoamentos e as indicações dadas e ao Sr José Francisco da DRATM agradeço a supervisão técnica da plantação.

Aos Srs Engenheiros Fernando Mota, João Gama-Amaral, e Professor Fernando Santos, agradeço as visitas ao terreno e a ajuda na definição das técnicas de preparação do terreno a ensaiar.

Aos Professores João Bento e Aloísio Loureiro agradeço as sugestões dadas para a escolha das espécies e instalação do ensaio.

Ao Sr Engenheiro Luís Costa, da Escola Superior Agrária de Bragança, agradeço a instalação da Estação Meteorológica Automática, bem como a sua manutenção e recolha de dados. Ao Sr Engenheiro Arsénio Araújo agradeço a compilação dos registos meteorológicos.

Aos Srs Engenheiros João Paulo Coutinho e Isabel Linhares agradeço a colaboração dada na determinação do potencial hídrico foliar, tarefa que exigiu umas alvoradas.

Aos Técnicos Jorge Pinheiro e Francisco Aguiar, da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, agradeço a ajuda sempre que solicitada, principalmente na abertura manual de trincheiras no campo.

Às amigas Sofia e Clarisse agradeço as fantásticas pizzas que nos levaram ao laboratório quando os serões se prolongavam demasiado.

À Kucas, ao Rui e ao Tiago (meus estagiários), uns verdadeiros mulher e homens do campo, agradeço a excelente colaboração, a constante disponibilidade e boa disposição. Convosco o trabalho foi muito fácil de realizar.

Às colegas e amigas Tila e Alzira agradeço o muito trabalho que efectuaram no campo e no laboratório, as muitas sugestões mas, estou especialmente grata pelo ombro amigo e sempre disponível, que me serviu muitas vezes de bengala. Obrigada amigas.

O Agostinho e a Sara foram a lufada de ar fresco e o porto de abrigo ao longo de todo o processo.

Resumo

A preparação do terreno para arborizações tem sido geralmente realizada sem um criterioso planeamento baseado em resultados experimentais que permitam a utilização das técnicas mais adequadas a cada situação e que conciliem a produtividade com a sustentabilidade dos ecossistemas. No sentido de procurar dar resposta a esta problemática, foi instalado um ensaio experimental, onde se testam oito técnicas de preparação do terreno com diferentes intensidades (ligeira, intermédia e intensiva), constituídas por: (1) testemunha, sem mobilização (TSMO); (2) plantação à cova, com broca rotativa (SMPC); (3) ripagem contínua, seguida de lavoura localizada com riper equipado com aivequilhos (RCAV); (4) sem ripagem e armação do terreno em vala e câmoreo com duas passagens de charrua pesada (SRVC); (5) ripagem localizada e armação do terreno em vala e câmoreo com duas passagens de charrua pesada (RLVC); (6) ripagem contínua e armação do terreno em vala e câmoreo com duas passagens de charrua pesada (RCVC); (7) ripagem contínua seguida de lavoura contínua (RCLC); (8) ripagem contínua seguida de lavoura contínua com charrua normal segundo o maior declive (testemunha de erosão, sem plantação) (TERO). O efeito destas técnicas foi analisado, durante um período de quatro anos após a instalação dos povoamentos, no tocante à evolução de propriedades do solo, processo erosivo do solo, armazenamento de carbono no sistema e comportamento das espécies florestais instaladas: *Pseudotsuga menziesii* (PM) e *Castanea sativa* (CS).

As mobilizações ligeiras afectaram pouco as propriedades do solo em relação à situação original. Com o aumento da intensidade de mobilização observou-se uma redução da resistência do solo à penetração e da massa volúmica aparente, um aumento da espessura efectiva e diluição de nutrientes no perfil do solo, nomeadamente carbono e azoto. As modificações causadas pelas diversas técnicas de preparação do terreno aplicadas, reflectiram-se de forma evidente nas taxas de mortalidade das espécies florestais, sendo superiores a 90% nos tratamentos com mobilização ligeira (SMPC e RCAV), inferiores a 35% nos tratamentos de mobilização intermédia (SRVC e RLVC), cerca de 50% nos tratamentos de mobilização intensiva (RCVC e RCLC) e, sempre mais elevadas para a espécie PM. Os crescimentos em altura e diâmetro foram influenciados pelo tipo de tratamento. Vinte e seis meses após a instalação dos povoamentos, verificou-se que a biomassa vegetal (herbácea mais espécies florestais) tem um papel pouco relevante no armazenamento de carbono, observando-se mais de 90% do total de carbono armazenado no compartimento solo. O aumento da intensidade de mobilização conduziu a um aumento de concentração de carbono em profundidade e a uma redução do total de

carbono armazenado no solo, ocorrendo na técnica de mobilização mais intensiva (RCLC) uma redução de 18% em relação à situação sem mobilização (TSMO). Os resultados obtidos no tocante aos efeitos no solo, ao comportamento das espécies e aos impactos ambientais (armazenamento de carbono e produção e qualidade do sedimento) apontam como técnicas mais adequadas às condições edafo-climáticas estudadas ou semelhantes as técnicas de preparação do terreno de intensidade intermédia atrás referenciadas como SRVC e com algumas reservas RLVC.

Abstract

Land preparation for afforestation currently lacks accurate planning, based on sound experimental results driving to techniques most adequate to each situation and respecting stand productivity and ecosystem sustainability requirements. As a contribution to fill this gap, an experiment was installed, testing eight land preparation techniques, selected according to their different intensities (light, intermediate and intensive): (1) no tillage (control, original situation) (TSMO); (2) no tillage and hole plantation with hole digger (SMPC); (3) continuous subsoil mobilisation, using a covering shovel and plantation in the furrow (RCAV); (4) no previous subsoil mobilisation with furrow-hillock surface soil with two plough passes and plantation in the hillock side (SRVC); (5) located subsoil mobilisation, followed by two plough passes, leaving furrow-hillock surface soil and plantation as in (4) (RLVC); (6) continuous subsoil mobilisation, followed by two plough passes, leaving furrow-hillock surface soil and plantation as in (4) (RCVC); (7) continuous subsoil mobilisation followed by continuous plough on the contour and plantation in the furrow (RCLC); (8) continuous subsoil mobilisation followed by continuous tillage against the contour (potential erosion control, with no plantation) (TERO). The effect of these techniques has been analysed during four years after stand installation, focusing on soil properties evolution, the behaviour of forest species planted (*Pseudotsuga menziesii*, *PM*, and *Castanea sativa*, *CS*), carbon storage in the system and soil erosion processes.

Light interventions had a slight effect on the soil properties as compared with the original situation. Along with the increase in the mobilisation intensity, decrease has been observed in soil resistance to penetration and in bulk density, together with increase in effective soil depth and in nutrients distribution in soil profile, namely carbon and nitrogen. Changes in the soil caused by preparation techniques had evident effects on forest species death rates. These death rates were over 90% in treatments with light mobilisation (SMPC,

RCAV), less than 35% in treatments with intermediate mobilisation (SRVC, RLVC), about 50% in treatments with a more intensive mobilisation (RCVC, RCLC), and the rates were, in all treatments, higher for *PM* species than for *CS*. Treatments were significantly affect growth of forest species, both in height and diameter. Twenty-six months after stand installation, plant biomass (herbaceous and forest species) has been observed to play a slightly relevant role in the carbon storage. More than 90% of the total stored carbon was observed in the soil compartment. Increasing mobilisation intensity led to an increase in carbon content at deeper soil layers and to a decrease in total stored carbon in the soil, computed as an 18% reduction in the most intensive technique (RCLC) compared to the no tillage condition (TSMO). As indicated by results, especially those concerning treatments' soil, species behaviour and environmental impacts (carbon storage and sediment production and quality), the most adequate techniques for situations similar to that of experimental site are of intermediate intensity, referred to above as SRVC, and also RLVC, but with some restrictions.

Índice Geral

Agradecimentos	iv
Resumo	vii
Abstract	viii
Índice de Figuras	xiii
Índice de Quadros	xviii
1. Introdução.....	1
1.1. Enquadramento Teórico.....	1
1.1.1. Florestação na Região Mediterrânica.....	1
1.1.2. Qualidade do solo	2
1.1.3. Processo erosivo.....	4
1.1.4. Armazenamento de carbono	6
1.1.5. Comportamento das espécies florestais	8
1.2. Objectivos	9
1.3. Organização do trabalho	10
2. Material e Métodos.....	11
2.1. Campo experimental: caracterização genérica	11
2.1.1. Localização e relevo	11
2.1.2. Caracterização litológica e geológica	11
2.1.3. Caracterização climática	12
2.1.4. Caracterização dos solos na situação original.....	16
2.2. Instalação do campo experimental	22
2.2.1. Marcação das parcelas experimentais e preparação do terreno.....	22
2.2.2. Plantação.....	25
2.2.2.1. Ecologia da espécie <i>Pseudotsuga menziesii</i>	25
2.2.2.2. Ecologia da espécie <i>Castanea sativa</i>	26
2.3. Caracterização e qualidade do solo	27
2.3.1. Observação e colheita de amostras nos perfis do solo	27
2.3.1.1. Antes da mobilização	27
2.3.1.2. Após a mobilização	28
2.3.2. Medição de propriedades físicas do solo	28
2.3.2.1. Teor de humidade durante o período estival	28
2.3.2.2. Teor de água a diferentes valores de pressão	29
2.3.2.3. Resistência do solo à penetração	30
2.3.2.4. Massa volúmica aparente do solo.....	30
2.3.3. Avaliação da qualidade do solo	31
2.3.3.1. Indicadores da qualidade do solo e valores de referência	31
2.3.3.2. Determinação dos índices de qualidade do solo.....	34
2.4. Processo erosivo do solo.....	34
2.4.1. Micro-parcelas de erosão	35
2.4.2. Qualidade dos sedimentos.....	37
2.4.3. Copos de salpico	37
2.4.4. Índices de erosividade.....	39
2.4.5. Rugosidade superficial.....	39
2.4.6. Pedregosidade superficial	40
2.4.7. Coberto vegetal	40
2.5. Massa de carbono no sistema	41
2.6. Avaliação do comportamento das espécies <i>P. menziesii</i> e <i>C. sativa</i>.....	43
2.6.1. Crescimento e mortalidade	43
2.6.2. Potencial hídrico foliar no período estival	43
2.6.3. Sistemas radicais.....	44
2.7. Metodologia analítica das amostras de solo	46
2.7.1. Propriedades físicas	46

2.7.1.1. Percentagem de elementos grosseiros	46
2.7.1.2. Textura.....	47
2.7.2. Propriedades químicas	47
2.7.2.1. Carbono orgânico e matéria orgânica.....	47
2.7.2.2. Azoto total	47
2.7.2.3. Determinação do valor de pH.....	47
2.7.2.4. Fósforo e potássio extractáveis.....	47
2.7.2.5. Bases de troca	48
2.7.2.6. Acidez de troca e alumínio de troca	48
2.7.2.7. Capacidade de troca catiónica efectiva e grau de saturação em bases	48
2.8 Análises estatísticas	48
3. Resultados e Discussão.....	49
3.1. Qualidade do solo	49
3.1.1. Efeitos das técnicas de preparação do terreno em propriedades relevantes para a qualidade do solo	49
3.1.1.1. Modificações na morfologia do perfil do solo.....	49
3.1.1.2. Modificações nas propriedades físicas do solo.....	50
A) Granulometria das partículas do solo.....	50
B) Espessura efectiva do solo.....	54
C) Massa volúmica aparente do solo.....	56
D) Resistência do solo à penetração.....	59
E) Porosidade do solo.....	61
F) Súmula dos impactos nas propriedades físicas do solo.....	61
3.1.1.3. Modificações nas propriedades químicas do solo	63
A) Carbono orgânico e Azoto total	63
B) Fósforo e Potássio extractáveis	65
C) Soma das bases de troca, Acidez de troca e Reacção do solo	68
D) Saturação em bases	72
E) Súmula dos impactos nas propriedades químicas do solo	73
3.1.2. Índices de qualidade do solo	74
3.1.3. Síntese de resultados	78
3.2. Processo erosivo do solo.....	80
3.2.1 Precipitação, Produção de Sedimento e Escoamento Superficial	80
3.2.1.1. Valores anuais	80
3.2.1.2. Valores sazonais	83
3.2.1.3. Valores ao nível do evento	85
3.2.1.4. Evolução temporal da precipitação, produção de sedimento e escoamento superficial	89
3.2.2. Factores que afectam a produção de sedimento e o escoamento superficial	93
3.2.2.1. Erosividade das precipitações.....	93
3.2.2.2. Características da superfície do solo	96
A) Relevo	97
B) Rugosidade superficial	98
C) Cobertura superficial do solo	100
D) Textura do solo original e teor em matéria orgânica.....	104
3.2.3. Qualidade do sedimento produzido por escoamento superficial.....	104
3.2.3.1. Textura do sedimento	104
3.2.3.2. Composição química do sedimento.....	108
3.2.4. Produção de sedimento por destacamento	111
3.2.5. Necessidade de pesquisas futuras	114
3.2.6. Síntese de resultados	115
3.3. Carbono no sistema.....	117
3.3.1. Armazenamento de carbono nos horizontes minerais do solo	117
3.3.2. Armazenamento de carbono na vegetação herbácea.....	122

3.3.3. Armazenamento de carbono nas espécies florestais	124
3.3.4. Distribuição do carbono nos diferentes compartimentos do sistema	126
3.3.5. Síntese de resultados	128
3.4. Comportamento das espécies <i>Pseudotsuga menziesii</i> e <i>Castanea sativa</i>.....	129
3.4.1. Mortalidade das espécies florestais.....	129
3.4.1.1. Plantas instaladas no ano da plantação	129
3.4.1.2. Plantas instaladas nos anos das retanchas	134
3.4.2. Crescimento em altura e diâmetro	138
3.4.2.1. Valores absolutos de crescimento	138
3.4.2.2. Acréscimos de crescimento	145
3.4.3. Biomassa aérea e biomassa radical	147
3.4.4. Distribuição e desenvolvimento do sistema radical	150
3.4.4.1. Aos 14 meses.....	150
3.4.4.2. Aos 26 meses.....	154
3.4.5. Teor de humidade do solo e potencial hídrico foliar no período estival	157
3.4.6. Síntese de resultados	167
4. Conclusões.....	168
Referências Bibliográficas	172

Índice de Figuras

Figura 2.1 –	Localização geográfica do campo experimental e dos blocos dentro do campo experimental.....	11
Figura 2.2 –	Diagrama ombrotérmico. Precipitação de Macedo de Cavaleiros; Temperatura de Bragança. Médias de 30 anos (1951/1980).....	12
Figura 2.3 –	Estação meteorológica automática instalada no campo experimental.	13
Figura 2.4 –	Precipitação mensal no campo experimental nos anos 2002 a 2005 e respectiva média. Precipitação mensal média em Macedo de Cavaleiros (1951/1980).....	14
Figura 2.5 –	Temperatura mensal no campo experimental nos anos 2002 a 2005 e respectiva média. Temperatura média mensal em Bragança (1951/1980).	14
Figura 2.6 –	Esquema do perfil representativo do solo original do bloco I e descrição morfológica.	17
Figura 2.7 –	Esquema do perfil representativo do solo original do bloco II e descrição morfológica.	18
Figura 2.8 –	Esquema do perfil representativo do solo original do bloco III e descrição morfológica.	19
Figura 2.9 –	Máquina e alfaia utilizadas na aplicação das diversas técnicas de preparação do terreno. Tractor de rastos com riper (A); Tractor de rastos com charrua pesada atrelada (B); Charrua pesada (C); Tractor de rastos com riper equipado com aivequilhos (D).....	23
Figura 2.10 –	Esquemas representativos das técnicas de preparação do terreno com abertura da linha de plantação com riper equipado com aivequilhos (RCAV) e com armação do terreno em vala e câmara (SRVC, RLVC, RCVC).....	24
Figura 2.11 –	Funções de valoração padrão (SSF) utilizadas na normalização dos indicadores da qualidade do solo. Fonte: Adaptado de Hussain <i>et al.</i> , 1999.	32
Figura 2.12 –	Micro-parcelas de erosão utilizadas na recolha de água de escoamento superficial e sedimento. Depósito de recolha (A); tubo de ligação entre a base da micro-parcela e o depósito (B); Peça metálica com base triangular colocada na frente da micro-parcela (C); Chapa lateral de limite da micro-parcela (D).....	35
Figura 2.13 –	Copos de salpico no início (A) e no final do período das colheitas (B).....	38
Figura 2.14 –	Avaliação da rugosidade superficial do solo. Aspecto geral da parcela (A) e pormenor de medição (B).	40
Figura 2.15 –	Recolha de amostras de vegetação herbácea e solo para avaliação da massa de carbono no sistema. Colheita da parte aérea da vegetação herbácea (A); colheita das raízes da vegetação herbácea (B); Aspecto da área antes da abertura da trincheira (C); Colheita de mostras de solos para determinação da concentração de carbono e colheita de amostras não perturbadas para determinação da massa volúmica aparente do solo (D).....	41
Figura 2.16 –	Observação de sistemas radicais em plantas com 14 meses de idade (A). Observação e colheita dos sistemas radicais em plantas com 26 meses de idade (B e C). Aspecto, frequentemente observado, da parte terminal de uma raiz (C).	45
Figura 3.1.1 –	Relação entre espessura efectiva e taxa de sobrevivência, 42 meses após a instalação das espécies <i>PM</i> (A) e <i>CS</i> (B).	55
Figura 3.1.2 –	Relação entre espessura efectiva e crescimentos em altura (cm) e diâmetro (mm), 42 meses após a instalação das espécies <i>PM</i> (A) e <i>CS</i> (B).....	56
Figura 3.1.3 –	Massa volúmica aparente do solo (g cm^{-3}) por tratamento e profundidade do solo.	57

Figura 3.1.4 –	Resistência do solo à penetração no solo original e nas linhas de plantação, em Junho de 2003 (A) e Março de 2004 (B), segundo os tratamentos.	59
Figura 3.1.5 –	Relação entre as variáveis massa volúmica aparente (MVap) e resistência do solo à penetração (RSP), para o conjunto dos tratamentos e blocos.	60
Figura 3.1.6 –	Variações relativas ao solo original determinadas por diferentes intensidades de mobilização: efeito em propriedades físicas nos primeiros 40 cm de solo, em todos os tratamentos (A) e nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (linha de plantação, B; entre linha de plantação, C; câmara, D).	62
Figura 3.1.7 –	Variações relativas ao solo original determinadas por diferentes intensidades de mobilização: efeito em propriedades químicas nos primeiros 40 cm de solo, em todos os tratamentos (A) e nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (linha de plantação, B; entre linha de plantação, C; câmara, D).	74
Figura 3.1.8 –	Índices de qualidade do solo na situação original (TSMO) e nos tratamentos de mobilização ligeira (SMPC, RCAV), intermédia (SRVC, RLVC) e intensiva (RCVC, RCLC) do solo.	75
Figura 3.1.9 –	Comparação da taxa de sobrevivência e dos crescimentos em altura e diâmetro para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> com o índice de qualidade dos solos, segundo os tratamentos.	77
Figura 3.1.10 –	Comparação da taxa de sobrevivência e dos crescimentos em altura e diâmetro para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> com o índice de qualidade do solo, nos blocos I e III.	78
Figura 3.2.1 –	Produção média anual de sedimento (A) e de escoamento superficial (B). Nas colunas representam-se os valores absolutos e nos eixos os valores relativos ao solo original (TSMO) e à testemunha de erosão (TERO).	81
Figura 3.2.2 –	Produção média anual de sedimento e de escoamento superficial, segundo os blocos. Para a mesma variável, colunas com letras diferentes diferem significativamente ($p < 0,05$).	82
Figura 3.2.3 –	Distribuição sazonal da precipitação (P), produção de sedimento (A) e escoamento superficial (B), segundo os tratamentos.	84
Figura 3.2.4 –	Curvas cumulativas da produção de sedimento (A) e do escoamento superficial (B), segundo os tratamentos. P/V – Primavera/Verão; O/I – Outono/Inverno.	85
Figura 3.2.5 –	Precipitação por evento (A), produção de sedimento por evento (B) e escoamento superficial por evento (C), segundo os tratamentos. As datas representam os eventos (data da colheita em cada evento).	87
Figura 3.2.6 –	Relações entre energia cinética (E_c ; MJ ha ⁻¹) vs produção de sedimento (kg ha ⁻¹ ; Y) e intensidade da precipitação (I; mm h ⁻¹) vs produção de sedimento nos eventos do período Primavera/Verão 2002.	89
Figura 3.2.7 –	Evolução temporal da produção de sedimento, segundo os tratamentos.	90
Figura 3.2.8 –	Relação entre produção de sedimento (PS) e precipitação cumulativa (P), no conjunto dos tratamentos e blocos (** regressão significativa para $p < 0,01$).	90
Figura 3.2.9 –	Estimativa da erosão no início do ensaio e erosão durante o período experimental.	91
Figura 3.2.10 –	Evolução temporal do escoamento superficial, segundo os tratamentos.	92
Figura 3.2.11 –	Relação entre o escoamento superficial cumulativo (ES) e a precipitação cumulativa (P), no conjunto dos tratamentos e blocos.	92
Figura 3.2.12 –	Relação entre a produção de sedimento cumulativa (PS) e o escoamento superficial cumulativo (ES), no conjunto dos tratamentos e blocos.	93

Figura 3.2.13 –	Coeficiente de determinação (r^2) da relação linear entre produção de sedimento, escoamento superficial e índices de erosividade nos períodos Primavera/Verão 2002 (A), 2003 (B) e Outono/Inverno 2002-2003 (C), 2003-2004 (D).....	95
Figura 3.2.14 –	Rugosidade superficial do solo característica da armação do terreno em vala e câmara (A), da lavoura contínua segundo as curvas de nível (B), da abertura de rego de plantação com riper equipado com aivequilhos (C) e plantação à cova (D), em micro-parcelas consideradas representativas.....	99
Figura 3.2.15 –	Coberto superficial do solo no momento da instalação dos povoamentos. Cobertura vegetal (A), cobertura por fragmentos de rocha (B).....	101
Figura 3.2.16 –	Evolução do coberto vegetal (%) durante o período de ensaio (Março de 2002 a Abril de 2004), segundo os tratamentos.....	103
Figura 3.2.17 –	Relação entre médias sazonais do coberto vegetal (CV) e a produção de sedimento (PS).....	103
Figura 3.2.18 –	Quantidade de areia grossa (AG), areia fina (AF), limo, argila e matéria orgânica (MO) em $g\ m^{-2}$, no sedimento segundo os tratamentos. Períodos Primavera/Verão 2002 (A) e Outono/Inverno 2002-2003 (B).....	105
Figura 3.2.19 –	Quantidade de areia grossa (AG), areia fina (AF), limo, argila e matéria orgânica (MO) em $g\ m^{-2}$ no sedimento, segundo os blocos. Períodos Primavera/Verão 2002 e Outono/Inverno 2002-2003.....	105
Figura 3.2.20 –	Porcentagem de areia grossa (AG), areia fina (AF), limo e argila na camada 0-10 cm da matriz original do solo (A) e no sedimento (B, C), segundo os tratamentos. Períodos Primavera/Verão 2002 (B) e Out/Inv 2002-2003 (C).....	106
Figura 3.2.21 –	Índice de enriquecimento (IE) da areia grossa (AG), areia fina (AF), limo e argila, segundo os tratamentos. Períodos Primavera/Verão 2002 (A) e Outono/Inverno 2002-2003 (B). IE = concentração de um determinado elemento no sedimento/concentração desse elemento no solo original.	107
Figura 3.2.22 –	Índices de enriquecimento do carbono orgânico (C org), azoto total (N total), fósforo (P_2O_5) e potássio (K_2O) extractáveis, segundo os tratamentos. Períodos Primavera/Verão 2002 (A) e Outono/Inverno 2002-2003 (B).....	110
Figura 3.2.23 –	Índices de enriquecimento dos cátions de troca (Ca, Mg, K, Na e Al), capacidade troca catiónica efectiva (CTCe) e pH, segundo os tratamentos. Períodos Primavera/Verão 2002 (A) e Outono/Inverno 2002-2003 (B).....	111
Figura 3.2.24 –	Relação entre a produção média de sedimento por salpico (PS dest) vs produção média de sedimento por escoamento (PS esc) (regressão significativa para $p < 0,05$).....	112
Figura 3.2.25 –	Efeitos do processo erosivo na rede viária dois anos após a instalação do ensaio experimental.	115
Figura 3.3.1 –	Distribuição percentual da massa de carbono ($kg\ m^{-2}$), segundo a profundidade do solo e o tratamento.	118
Figura 3.3.2 –	Varição do teor de carbono do solo ($kg\ m^{-2}$), relativamente ao solo original (TSMO).	119
Figura 3.3.3 –	Distribuição percentual da massa de carbono ($kg\ m^{-2}$) por profundidade do solo, segundo os blocos.....	121
Figura 3.3.4 –	Valores médios de massa de carbono ($kg\ m^{-2}$) na parte aérea (A) e subterrânea (B) da vegetação herbácea, segundo o tratamento. Letras iguais nas colunas representam a ausência de diferenças significativas ($p < 0,05$).....	123
Figura 3.3.5 –	Valores médios de massa de carbono ($kg\ m^{-2}$) na parte aérea (A) e subterrânea (B) da vegetação herbácea, segundo os blocos. Letras iguais nas colunas representam a ausência de diferenças significativas ($p < 0,05$).....	124

Figura 3.3.6 –	Carbono nos componentes da biomassa aérea (BA) e biomassa subterrânea (BS), para os tratamentos SRVC, RLVC, RCVC e RCLC e as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i>	124
Figura 3.3.7 –	Distribuição da massa de carbono pelos diferentes compartimentos do sistema, segundo os tratamentos. Total de carbono (kg m^{-2}) no sistema no topo das colunas e % carbono no solo no interior das colunas.	126
Figura 3.4.1 –	Taxas de mortalidade antes (ape) e durante (dpe) o período estival, num período de quatro anos após a plantação, para as espécies <i>PM</i> (A) e <i>CS</i> (B), segundo os tratamentos. Para o mesmo período e ano de observação, colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).	130
Figura 3.4.2 –	Taxas de mortalidade antes (ape) e durante (dpe) o período estival, num período de quatro anos, para as espécies <i>PM</i> (A) e <i>CS</i> (B), segundo os blocos. Para o mesmo período de observação, colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).	134
Figura 3.4.3 –	Evolução do crescimento em altura (A) e diâmetro (B) desde a plantação (plant) até 42 meses após a plantação, para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> , segundo os tratamentos. Significância das diferenças entre tratamentos assinalada pelos valores de p em cada data de medição ($p < 0,05$ significativo).	139
Figura 3.4.4 –	Relação entre a temperatura acumulada e o crescimento em altura para as espécies <i>PM</i> (A) e <i>CS</i> (B).	141
Figura 3.4.5 –	Evolução do crescimento em altura (A) e diâmetro (B) desde a plantação (plant) até 42 meses após a plantação, para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> , segundo os blocos. Significância das diferenças entre tratamentos assinalada pelos valores de p em cada data de medição ($p < 0,05$, significativo).	144
Figura 3.4.6 –	Acréscimo corrente em altura e diâmetro registado num período de 42 meses para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> , segundo os tratamentos (média \pm erro padrão).	146
Figura 3.4.7 –	Acréscimo corrente em altura e diâmetro registado num período de 42 meses para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> , segundo os blocos (média \pm erro padrão).	146
Figura 3.4.8 –	Distribuição da biomassa nos componentes aéreos das espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> . Para a mesma espécie colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).	147
Figura 3.4.9 –	Distribuição da biomassa nos componentes aéreos das espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> , por tratamento e bloco. Para a mesma espécie e tratamento colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).	147
Figura 3.4.10 –	Biomassa radical total (g m^{-2}) em função da profundidade, para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> nos tratamentos RLVC e RCVC. Os valores referem-se à média \pm erro padrão.	148
Figura 3.4.11 –	Distribuição da biomassa radical nas espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> . Para a mesma espécie e tratamento colunas com a mesma letra não difere significativamente o total de biomassa nos blocos ($p < 0,05$).	149
Figura 3.4.12 –	Biomassa total das espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> . No topo das colunas, indica-se o rácio biomassa aérea / radical.	150
Figura 3.4.13 –	Proporção de raízes (%) por classe de diâmetro (mm) de acordo com a espécie e tratamento, para as profundidades 0-30 e 30-60 cm.	152
Figura 3.4.14 –	Distribuição percentual do total de raízes por classe de diâmetro, nos cortes paralelo (A) e perpendicular (B), para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> , segundo os tratamentos.	152
Figura 3.4.15 –	Distribuição percentual do total de raízes, nos cortes paralelo e perpendicular, para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> segundo os tratamentos.	153

Figura 3.4.16 –	Distribuição percentual do total de raízes por classe de diâmetro, nos cortes paralelo (A) e perpendicular (B), para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> segundo os blocos.....	154
Figura 3.4.17 –	Distribuição percentual do total de raízes, nos cortes paralelo e perpendicular, para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> segundo os blocos.	154
Figura 3.4.18 –	Distribuição percentual do total de raízes (%) em profundidade (cm), para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> nos tratamentos RLVC e RCLC.....	156
Figura 3.4.19 –	Evolução ao longo do período de ensaio do déficit de água mensal e anual no campo experimental, estimado com base no balanço hídrico de Thornthwaite.	157
Figura 3.4.20 –	Teor de humidade do solo nas profundidades 0-20 cm (A) e 20-40 cm (B) (bloco I e II), durante o período de Junho a Setembro de 2003 e valor do potencial hídrico foliar de base da espécie <i>CS</i> (C) durante o mesmo período. Colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p<0,05$).....	161
Figura 3.4.21 –	Temperatura média diária, precipitação diária e datas de determinação do teor de humidade do solo durante o período de Maio a Setembro de 2003.	161
Figura 3.4.22 –	Teor de humidade do solo nas profundidades 0-30 cm (A) e 60 cm (B) durante o período de Junho a Setembro de 2004 e valor do potencial hídrico foliar máximo (C) da espécie <i>CS</i> no período de Julho a Agosto de 2004. Colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p<0,05$).....	162
Figura 3.4.23 –	Temperatura média diária, precipitação diária e datas de determinação do teor de humidade do solo durante o período de Maio a Outubro de 2004.	162
Figura 3.4.24 –	Teor de humidade do solo nas profundidades 0-30 cm (A) e 60 cm (B) durante o período de Junho a Setembro de 2005 e valor do potencial hídrico foliar máximo (6 horas) e mínimo (12 horas) (C) da espécie <i>CS</i> determinados em 14 de Setembro de 2005. Colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p<0,05$).....	163
Figura 3.4.25 –	Temperatura média diária, precipitação diária e datas de determinação do teor de humidade do solo durante o período de Maio a Setembro de 2005.	163
Figura 3.4.26 –	Teor de humidade do solo nas profundidades 0-20 e 20-40 cm durante o período de Junho a Setembro de 2003, segundo os blocos. Para a mesma profundidade e data de determinação, colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p<0,05$).....	165
Figura 3.4.27 –	Teor de humidade do solo nas profundidades 0-30 e 60 cm durante o período de Julho a Outubro de 2004 e Junho a Setembro de 2005, segundo os blocos. Para a mesma profundidade e data de determinação, colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p<0,05$).....	165
Figura 3.4.28 –	Potencial hídrico foliar máximo (6 horas) da espécie <i>CS</i> determinado em 2003, 2004 e 2005, segundo os blocos. Para o mesmo ano e data de determinação, colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p<0,05$).....	165
Figura 3.4.29 –	Teores de humidade do solo determinados pelo método gravimétrico e com equipamento TDR, segundo os tratamentos nos blocos I (A) e II (B). Para o mesmo tratamento, colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p<0,05$).....	166

Índice de Quadros

Quadro 2.1 –	Balanço hidrológico sequencial mensal num período de 30 anos. Capacidade utilizável = 100 mm; precipitação (R) de Macedo de Cavaleiros e evapotranspiração potencial (ETp) de Bragança.....	13
Quadro 2.2 –	Balanço hidrológico sequencial mensal do ano 2002. Capacidade utilizável (63,1 mm), precipitação (R) e evapotranspiração potencial (ETp) do campo experimental.	15
Quadro 2.3 –	Balanço hidrológico sequencial mensal do ano 2003. Capacidade utilizável (63,1 mm), precipitação (R) e evapotranspiração potencial (ETp) do campo experimental.	15
Quadro 2.4 –	Balanço hidrológico sequencial mensal do ano 2004. Capacidade utilizável (63,1 mm), precipitação (R) e evapotranspiração potencial (ETp) do campo experimental.	16
Quadro 2.5 –	Balanço hidrológico sequencial mensal do ano 2005. Capacidade utilizável (63,1) mm, precipitação (R) e evapotranspiração potencial (ETp) do campo experimental.	16
Quadro 2.6 –	Propriedades físicas e químicas do perfil representativo do solo original do bloco I.	17
Quadro 2.7 –	Propriedades físicas e químicas do perfil representativo do solo original do	18
Quadro 2.8 –	Propriedades físicas e químicas do perfil representativo do solo original do bloco II.....	19
Quadro 2.9 –	Propriedades físicas e químicas dos solos nos blocos I, II e III nas profundidades 0-20, 20-40 e 40-60 cm, antes da preparação do terreno.	20
Quadro 2.10 –	Técnicas de preparação do terreno ensaiadas, da menor para a maior intensidade de mobilização.....	22
Quadro 2.11 –	Valores limite de referência e coeficientes de ponderação para determinação dos índices de qualidade do solo.	33
Quadro 3.1.1 –	Valores médios da granulometria das partículas do solo e classe de textura, por profundidade segundo os tratamentos (n=4).	51
Quadro 3.1.2 –	Valores médios da granulometria das partículas do solo e classe de textura, por profundidade segundo os blocos (n=14).....	52
Quadro 3.1.3 –	Valores médios da granulometria das partículas do solo e classe de textura, por profundidade na linha de plantação (LP), na entre linha de plantação (EL) e no câmore (CO) nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (n=4).....	52
Quadro 3.1.4 –	Valores médios da granulometria das partículas do solo e classe de textura, por profundidade na linha de plantação (LP), na entre linha de plantação (EL) e no câmore (CO) nos tratamentos SRVC, RLVC, RCVC, segundo os blocos (n=6).	53
Quadro 3.1.5 –	Valores médios da granulometria das partículas do solo e classe de textura, por profundidade, nos tratamentos SRVC, RLVC, RCVC segundo as situações: linha de plantação (LP), entre linha de plantação (EL) e câmore (CO) (n=12).....	54
Quadro 3.1.6 –	Espessura efectiva do solo (cm), segundo as técnicas de preparação do terreno aplicadas, situações geradas e tipo de solo (blocos).	55
Quadro 3.1.7 –	Variabilidade da massa volúmica aparente do solo (valores dos coeficientes de variação em %), segundo os tratamentos.	58
Quadro 3.1.8 –	Valores médios da massa volúmica aparente do solo (g cm^{-3}), por profundidade, tratamento e bloco.	58
Quadro 3.1.9 –	Resistência do solo à penetração (MPa) em Março de 2004, segundo os tratamentos e blocos.....	60

Quadro 3.1.10 – Efeitos das técnicas de preparação do terreno, no teor de humidade não utilizável pelas plantas, na porosidade total, na porosidade capilar e na porosidade não capilar do solo na camada 50-60 cm.....	61
Quadro 3.1.11 – Teores médios de C orgânico, N total, P ₂ O ₅ e K ₂ O extractáveis por profundidade, segundo os tratamentos (n=4).....	64
Quadro 3.1.12 – Teores médios de C orgânico, N total, P ₂ O ₅ e K ₂ O extractáveis a várias profundidades, segundo os blocos (n=14).	64
Quadro 3.1.13 – Teores médios de C orgânico, N total, P ₂ O ₅ e K ₂ O extractáveis por profundidade, na linha de plantação (LP), entre linha de plantação (EL) e câmore (CO) nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (n=4).	66
Quadro 3.1.14 – Teores médios de C orgânico, N total, P ₂ O ₅ e K ₂ O extractáveis por profundidade, na linha de plantação (LP), entre linha de plantação (EL) e câmore (CO) nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC, segundo os blocos (n=12).	67
Quadro 3.1.15 – Teores médios de C orgânico, N total, P ₂ O ₅ e K ₂ O extractáveis por profundidade, segundo a situação nos tratamentos SRVC, RLVC, RCVC (n=12).	67
Quadro 3.1.16 – Teores médios em bases e alumínio de troca, soma de bases e acidez de troca, capacidade de troca catiónica efectiva, grau de saturação em bases e valores médios de pH por profundidade, segundo os tratamentos (n=4).	68
Quadro 3.1.17 – Coeficientes de correlação entre a capacidade de troca catiónica efectiva (CTCe) e os teores de argila e carbono orgânico, no conjunto das três camadas de solo, segundo os tratamentos.....	69
Quadro 3.1.18 – Teores médios em bases e alumínio de troca, soma de bases e acidez de troca, capacidade de troca catiónica efectiva, grau de saturação em bases e valores médios de pH por profundidade, na linha de plantação (LP), entre linha (EL) e câmore (CO) nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (n=4).	70
Quadro 3.1.19 – Teores médios em bases e alumínio de troca, soma de bases e acidez de troca, capacidade de troca catiónica efectiva, grau de saturação em bases e valores médios de pH por profundidade, segundo os blocos (n=14).	71
Quadro 3.1.20 – Teores médios em bases e alumínio de troca, soma de bases e acidez de troca, capacidade de troca catiónica efectiva, grau de saturação em bases e valores médios de pH por profundidade, na linha de plantação (LP), entre linha (EL) e câmore (CO) nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC, segundo os blocos (n=6).	72
Quadro 3.1.21 – Teores médios em bases e alumínio de troca, soma de bases e acidez de troca, capacidade de troca catiónica efectiva, grau de saturação em bases e valores médios de pH por profundidade, segundo a situação nos tratamentos com armação do terreno em vala e câmore (SRVC, RLVC, RCVC) (n=12).	73
Quadro 3.1.22 – Índices de qualidade do solo para os tratamentos TSMO, SMPC, RCAV, SRVC, RLVC, RCVC e RCLC.	75
Quadro 3.1.23 – Índices de qualidade do solo para os blocos I e III.	76
Quadro 3.1.24 – Coeficientes de correlação dos índices de qualidade dos solos (IQS) com os parâmetros sobrevivência (sob), altura (h) e diâmetro (d) num período de 42 meses, para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i>	77
Quadro 3.2.1 – Valores anuais da produção de sedimento, escoamento superficial e precipitação.....	80
Quadro 3.2.2 – Valores sazonais de produção de sedimento, escoamento superficial e precipitação.....	84
Quadro 3.2.3 – Valores relativos à produção de sedimento e de escoamento superficial por evento.	86

Quadro 3.2.4 –	Características das chuvadas, intensidade máxima da precipitação, energia cinética e coeficiente de escoamento ao nível do evento.	88
Quadro 3.2.5 –	Índices que melhor relacionam a erosividade das precipitações com a produção global de sedimento e de escoamento superficial.	94
Quadro 3.2.6 –	Coefficientes de correlação da relação linear entre produção de sedimento, escoamento superficial e diversas características da superfície do solo, para o conjunto dos tratamentos e blocos.	97
Quadro 3.2.7 –	Comprimento (cm) e declive (%) das micro-parcelas de erosão, segundo os tratamentos e blocos.	97
Quadro 3.2.8 –	Parâmetros químicos do sedimento nos períodos Primavera/Verão2002 e Outono/Inverno2002-2003, segundo os tratamentos.	108
Quadro 3.2.9 –	Composição química da matriz do solo original (0-10cm) e do sedimento nos períodos Primavera/Verão2002 e Outono/Inverno2002-2003, segundo os tratamentos.	109
Quadro 3.2.10 –	Produção média e total de sedimento por escoamento e por salpico em 14 eventos.	112
Quadro 3.2.11 –	Susceptibilidade do solo ao destacamento por acção das gotas da chuva (representada pelo declive da recta da regressão).	113
Quadro 3.2.12 –	Resistência do solo ao destacamento por acção das gotas da chuva.	114
Quadro 3.3.1 –	Armazenamento de carbono (kg m^{-2}) por profundidade do solo, segundo os tratamentos (média \pm erro padrão).	117
Quadro 3.3.2 –	Armazenamento de carbono (kg m^{-2}) na linha de plantação (LP) e na entre linha de plantação (EL) por profundidade do solo, nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (média \pm erro padrão).	120
Quadro 3.3.3 –	Acréscimo (valores positivos) ou redução (valores negativos) do teor de carbono do solo (kg m^{-2}), na linha de plantação (LP) relativamente à entre linha de plantação (EL). Entre parêntesis valores percentuais.	120
Quadro 3.3.4 –	Armazenamento de carbono no solo (kg m^{-2}), segundo os blocos.	121
Quadro 3.3.5 –	Armazenamento de carbono (kg m^{-2}) na linha de plantação (LP) e na entre linha de plantação (EL), por profundidade nos blocos I, II e III dos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (n=15) (média \pm erro padrão).	121
Quadro 3.3.6 –	Valores médios da quantidade de matéria seca (MS), concentração de carbono na MS e massa de carbono por árvore nos diversos componentes aéreos e subterrâneos das espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> (n=8).	125
Quadro 3.4.1 –	Valores cumulativos de mortalidade (%), das espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> instaladas no ano 2002, segundo os tratamentos (média \pm erro padrão).	130
Quadro 3.4.2 –	Coefficientes de correlação entre a espessura efectiva e mortalidade nos anos 2002, 2003 e 2004 para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> . (* $0,05 > P > 0,01$; ** $0,01 > P > 0,001$; *** $P < 0,001$).	132
Quadro 3.4.3 –	Taxa de mortalidade das espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> no primeiro (2003) e segundo (2004) ano da retanchar, segundo os tratamentos.	135
Quadro 3.4.4 –	Taxa de mortalidade das espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> no primeiro (2003) e segundo (2004) ano da retanchar, segundo os blocos.	135
Quadro 3.4.5 –	Taxa de mortalidade total (%) de plantas instaladas no ano da plantação (2002) e nos anos das retanchar (2003 e 2004), segundo os tratamentos e blocos.	136
Quadro 3.4.6 –	Valores médios da relação altura/diâmetro (h/d), nos anos da plantação e da retanchar, para o total de árvores (t), sobreviventes (v) e não sobreviventes (m).	137
Quadro 3.4.7 –	Altura total e diâmetro do caule ao nível do solo à plantação e 12, 24, 27, 30, 36, 39 e 42 meses após a plantação, para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> (média \pm erro padrão), segundo os tratamentos.	138

Quadro 3.4.8 –	Coefficientes de correlação da espessura efectiva com os parâmetros altura e diâmetro num período de 42 meses para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i>	140
Quadro 3.4.9 –	Coefficientes de correlação dos parâmetros altura e diâmetro para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> , segundo os tratamentos. (*0,05> <i>P</i> >0,01; **0,01> <i>P</i> >0,001; *** <i>P</i> <0,001).	142
Quadro 3.4.10 –	Altura e diâmetro à plantação e 12, 24, 27, 30, 36, 39 e 42 meses após a plantação, para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> (média ± erro padrão), segundo os blocos.	143
Quadro 3.4.11 –	Coefficientes de correlação dos parâmetros altura e diâmetro para as espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> , segundo os blocos. (* 0,05> <i>P</i> >0,01; ** 0,01> <i>P</i> >0,001; *** <i>P</i> <0,001).	144
Quadro 3.4.12 –	Análise de variância (ANOVA a dois factores: tratamento e bloco) para o acréscimo corrente em altura e diâmetro nas espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> , num período de 42 meses. (* 0,05> <i>P</i> >0,01; ** 0,01> <i>P</i> >0,001; *** <i>P</i> <0,001).	145
Quadro 3.4.13 –	Biomassa radical (g m ⁻²) por classe de diâmetro da raiz das espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> (média ± erro padrão), nos tratamentos RLVC e RCLC.	148
Quadro 3.4.14 –	Caracterização do perfil radical das espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> nos tratamentos SRVC, RLVC, RCVC e RCLC.	151
Quadro 3.4.15 –	Caracterização do perfil radical das espécies <i>PM</i> e <i>CS</i> nos tratamentos RLVC e RCLC.....	155
Quadro 3.4.16 –	Valores médios e parâmetros estatísticos do teor de humidade (% vol.) no período estival dos anos 2003, 2004 e 2005, segundo os tratamentos. Profundidades 0-20 cm no ano 2003 e 0-30 cm nos anos 2004 e 2005.	164
Quadro 3.4.17 –	Valores médios e parâmetros estatísticos do teor de humidade (% vol.) no período estival dos anos 2003, 2004 e 2005, segundo os tratamentos. Profundidades 20-40 cm no ano 2003 e 60 cm nos anos 2004 e 2005.	164

1. Introdução

1.1. Enquadramento Teórico

1.1.1. Florestação na Região Mediterrânica

Na região mediterrânica, onde o período seco é longo e com riscos de se intensificar no futuro (IPCC, 2000), a disponibilidade de água constitui o principal factor limitante à sobrevivência e ao crescimento vegetal (Daget, 1977; Ojasvi *et al.*, 1999; Kanegae *et al.*, 2000; Silva, 2002; Bocio *et al.*, 2004). Como a maioria do território continental português está sob influência de clima com feição mediterrânica (Ribeiro, 1986; Costa *et al.*, 1998), os programas de florestação ou reflorestação devem ter em atenção os condicionalismos edafo-climáticos que o caracterizam – estação mais seca no Verão com *stress* hídrico para as plantas. Nestes ambientes, é frequente encontrar solos com fraca capacidade de suporte radical, elevado conteúdo de elementos grosseiros e baixo teor em matéria orgânica, o que tende a limitar o armazenamento de água no perfil do solo, pelo que o sucesso das arborizações passa muitas vezes, por uma melhoria local da disponibilidade de água através de técnicas de preparação do terreno (Zwolinski & Donald, 1995; Querejeta *et al.*, 2001; Alcázar *et al.*, 2002; Piatek *et al.*, 2003). Em Portugal, grande parte da área florestal ou com essa aptidão, assenta em solos onde essas limitações são uma realidade, nomeadamente nas regiões do interior norte, centro e sul mais secas. Deficiente suporte radical, fraca estabilidade da agregação, baixa reserva de água e carências de nutrientes limitam a produtividade e obrigam a trabalhos de preparação do terreno, envolvendo mobilizações mais ou menos intensivas, de forma a corrigir essas limitações. Porém, a orientação desses trabalhos não tem sido devidamente suportada por resultados experimentais que permitam a selecção das técnicas mais adequadas a cada situação e optimizem a rentabilidade e a sustentabilidade dos ecossistemas. Para as condições dos solos florestais portugueses, é escassa a informação sobre a influência da preparação do solo na resposta das plantas e na conservação ou melhoria da qualidade do solo (Fernandes & Fernandes, 1998). Por outro lado, a grande maioria dos estudos realizados em sistemas florestais são conduzidos em povoamentos adultos, pelo que a fase de instalação das espécies é menos compreendida e frequentemente esquecidos componentes importantes da dinâmica inicial do sistema (Canham, 1989; Lieberman *et al.* 1989). Admite-se que as opções tomadas, por determinada técnica ou conjunto de técnicas de preparação do terreno, podem ser: (i) excessivas, promovendo a degradação do solo, nomeadamente no caso de

florestação de antigos solos agrícolas, ou de solos com características morfológicas e físico-químicas à partida adequadas à plantação de espécies florestais; (ii) desajustadas aos objectivos pretendidos, não conseguindo atingir os benefícios desejados. Adicionalmente, num e noutro caso, existem custos associados a essas operações que podem comprometer a viabilidade económica da exploração, devendo, as mesmas por isso, ser devidamente planeadas. A diversidade de técnicas de preparação do terreno passíveis de utilização, enfatiza a necessidade de realizar estudos em plantações recentemente instaladas, especialmente nas áreas onde a informação disponível é limitada, com particular relevância na Região Mediterrânica (Varelides & Kritikos, 1995).

1.1.2. Qualidade do solo

A intensidade com que se processam as modificações provocadas pelas técnicas de preparação do terreno, que antecedem a instalação dos povoamentos florestais, depende de vários factores tais como litologia, clima, relevo, solo e espécies utilizadas (Worrell & Hampson, 1997). Como consequência da realização daquelas operações, ocorrem alterações mais ou menos intensas, nomeadamente aprofundamento da espessura de enraizamento e modificação do perfil original do solo, que se traduzem em geral numa melhoria das condições de suporte vegetal, em resultado também do aumento do volume de água e nutrientes disponíveis (Mäkitalo, 1999; Alcázar *et al.*, 2002). Todavia, nem sempre os efeitos são claramente positivos (Worrell & Hampson, 1997). Em muitos locais, as árvores e outra vegetação existente são incapazes de utilizar todos os nutrientes disponíveis, o que pode aumentar o risco das perdas por lixiviação e conduzir a um declínio da produtividade, especialmente em locais de baixa fertilidade (Wilhite & Jones, 1981; Allen *et al.*, 1990). Contudo, as respostas das árvores à preparação do terreno não são consistentes e o declínio da produtividade devido à perda de nutrientes tem-se revelado de difícil evidência (Piatek *et al.*, 2003). Por outro lado, admite-se que em situações de solos com elevada proporção de material fino e com moderada e elevada espessura, essas mobilizações possam conduzir a um processo de degradação das condições físicas iniciais, por incremento da compactação e destruição estrutural com as inerentes consequências negativas. Nestas condições, a actividade biológica é reduzida, a restauração estrutural natural é muito lenta e os estragos causados pela mecanização perduram durante vários anos. Por outro lado, resultados anteriores em ambiente idêntico ao do presente estudo,

mostraram que a maior intensidade de operações, com elevação de custos e possível agravamento de impactos ambientais, não se traduziu em melhorias quer em propriedades medidas no solo, quer no comportamento das espécies (Pinto, 2000; Martins & Pinto, 2004). As operações de preparação do terreno produzem impactos nos ecossistemas e sendo excedida a capacidade de auto-recuperação, o sistema tende a degradar-se de forma progressiva (Worrell & Hampson, 1997).

Compreender os efeitos das práticas de preparação do terreno e uso da terra na qualidade do solo e identificar os indicadores (propriedades) que permitam a sua avaliação vem-se constituindo como um dos mais importantes objectivos da ciência do solo (Wang & Gong, 1998). A qualidade do solo é um conceito centrado na dinâmica das propriedades e processos do solo (Dexter, 2004; Karlen, 2004), constituindo um factor essencial na sustentação global da biosfera e, em particular, na sustentabilidade dos sistemas florestais (Wang & Gong, 1998).

Durante as duas últimas décadas do século XX, ocorreu uma modificação na percepção geral da importância do solo como um componente chave dos ecossistemas, o que contribuiu para o reconhecimento da necessidade de manter ou melhorar a sua capacidade de realizar uma multiplicidade de funções (Nortcliff, 2002). Por outro lado, tomou-se consciência que o solo não é um recurso inesgotável, que usado de forma imprópria ou sob má gestão pode perder-se num período de tempo relativamente curto, e com uma capacidade de recuperação muito lenta. Estes aspectos estimularam a necessidade do estabelecimento de critérios que permitam avaliar a qualidade dos solos e compará-la quando submetidos a diferentes técnicas de preparação do terreno (Karlen *et al.*, 1994a; Wang & Gong, 1998; Hussain *et al.*, 1999). Na última década do século XX houve considerável discussão na União Europeia acerca de como proteger e monitorar a qualidade do solo. Porém, tal não resultou num acordo de critérios para a sua avaliação (Nortcliff, 2002).

Apesar do rápido desenvolvimento do conceito durante a década de 90, essa avaliação ainda se encontra numa fase muito incipiente (Karlen, 2004). Normalmente, a qualidade do solo é considerada sob três aspectos (Karlen *et al.*, 1994a; Burger & Kelting, 1999; Hussain *et al.*, 1999; Schoenholtz *et al.*, 2000; Nortcliff, 2002; Dexter, 2004; Sharma *et al.*, 2005): (i) indicadores físicos, que dizem respeito principalmente ao arranjo das partículas sólidas e espaços vazios e incluem a textura, massa volúmica aparente, porosidade, estabilidade da agregação, formação da crosta, resistência do solo à

penetração, espessura de enraizamento; (ii) indicadores químicos, relacionados com um elevado número de propriedades, dependentes do objectivo em causa abrangendo em regra o valor de pH, a salinidade, a concentração em matéria orgânica, a capacidade de troca cationica, a concentração em nutrientes e em elementos tóxicos; (iii) indicadores biológicos, os quais podem ser muito dinâmicos e excepcionalmente sensíveis a variações das condições do solo, pelo que são frequentemente utilizados em avaliações de curto prazo. Compreendem as populações de macro, meso e microrganismos, taxa de respiração ou outros indicadores da actividade microbiana. Nortcliff (2002) faz referência a um outro grupo de indicadores que designou de “indicadores visíveis” e, dizem respeito à erosão em forma de ravinas e exposição do subsolo, acumulação de água à superfície, escoamento superficial e crescimento vegetal. Frequentemente é difícil separar de forma clara as funções do solo em processos físicos, químicos e biológicos devido à natural dinâmica e interações que ocorrem entre eles (Schoenholtz *et al.*, 2000). Assim, dada a complexidade da natureza do solo e o elevado número de propriedades que podem ser avaliadas, é importante seleccionar as mais adequadas aos objectivos da gestão do solo (Schoenholtz *et al.*, 2000; Nortcliff, 2002).

Na comparação da qualidade do solo resultante da aplicação de diferentes técnicas de preparação de solos florestais, Schoenholtz *et al.* (2000) sugerem como indicadores a espessura de enraizamento, massa volúmica aparente, resistência do solo à penetração, granulometria das partículas, estabilidade da agregação, teor de matéria orgânica, disponibilidade de nutrientes, capacidade de troca cationica, grau de saturação em bases e valor de pH, uma vez que estas variáveis são geralmente sensíveis à mobilização do solo.

1.1.3. Processo erosivo

A fase de instalação dos povoamentos florestais e as fases iniciais do desenvolvimento das árvores são críticas do ponto de vista da erosão hídrica, dado que, normalmente, nestas situações, a vegetação ainda não assegura uma cobertura do solo suficientemente eficaz (Lucci *et al.*, 1994). A erosão hídrica é um fenómeno complexo que envolve o destacamento e transporte de partículas de solo, seja por acção directa da chuva, seja por escoamento superficial também sob a sua influência. A importância e magnitude destes processos dependem, entre outros factores, do clima, propriedades do solo, condições topográficas, práticas de mobilização e coberto vegetal (Bienes *et al.*, 1999;

Römken *et al.*, 2001). Os solos recentemente mobilizados são caracterizados por uma elevada macroporosidade e baixa densidade aparente. Frequentemente, após as mobilizações os agregados da camada superficial do solo são destruídos por ação da precipitação e transportados como sedimento na água de escoamento superficial, conduzindo a uma degradação física do solo (Poesen & van Wesemael, 1995). A erosão hídrica é um processo natural que, uma vez acelerado por uma simples lavoura inadequada, pode assumir dimensões causadoras de elevados prejuízos do ponto de vista económico, social e ambiental (Basic *et al.*, 2001).

A preparação do terreno, a construção dos caminhos florestais e as operações de colheita de madeira habitualmente contribuem para um aumento das taxas de erosão e consequente sedimentação nos cursos de água (Worrell & Hampson, 1997). Estas operações aceleram as perdas de solo e a produção de escoamento superficial, uma vez que eliminam grande parte do substrato vegetal (herbáceo e/ou arbustivo) que protege o solo. A erosão hídrica depende da eficiência dos processos de colonização vegetal e, só nos casos em que esta é incapaz de proteger o solo, as perdas de água e sedimento podem atingir proporções graves (Olarieta *et al.*, 1997; Bienes *et al.*, 1999). As elevadas taxas de erosão que se verificam na Região Mediterrânica são atribuídas ao regime climático, sendo o coberto vegetal e o uso da terra factores muito importantes no controlo da intensidade e frequência dos processos erosivos (Bryan & Campbell, 1986).

A erosão representa um sério problema na degradação e desertificação da Região Mediterrânica, contribuindo para uma importante redução do crescimento da vegetação, assoreamento dos cursos de água e formação de deltas fluviais nas zonas costeiras (Kosmas *et al.*, 1997; Andreu *et al.*, 1998). A incapacidade do solo armazenar água está geralmente relacionada com elevada compactação e baixa taxa de infiltração, motivadas por escassez de matéria orgânica e uma estrutura débil no horizonte superficial (Bienes *et al.*, 1999). A formação da crosta inicia-se após a ocorrência de precipitação sendo a sua formação mais rápida em solos secos que em solos húmidos, devido à baixa resistência dos agregados quando do processo de humedecimento, assumindo o teor inicial de água no solo elevada importância (Le Bissonnais & Singer, 1993). Os mesmos autores observaram diferenças nos volumes e taxas de escoamento em vários solos, as quais foram atribuídas a variações da taxa de formação da crosta, sendo a diminuição da porosidade nos primeiros milímetros de solo a causa principal do aumento do escoamento com o tempo (Bienes *et al.*, 1999). Por outro lado, a compactação da camada superficial do solo constitui uma

barreira física de elevada importância, pois impede o estabelecimento e desenvolvimento do coberto vegetal.

1.1.4. Armazenamento de carbono

A emissão de gases e o agravamento do efeito de estufa acima do nível desejável, com o consequente aquecimento da Terra e da atmosfera, são actualmente uma enorme preocupação social. Este agravamento é causado, principalmente, pelo aumento do teor de CO₂, CH₄, N₂O e gases halogéneos na atmosfera, com a maior participação de CO₂, cerca de 60% (IPCC, 2000). A concentração de carbono na atmosfera tem vindo a aumentar e estima-se que duplique no decorrer do presente século (Rochefort & Bazzaz, 1992, Owenby *et al.*, 1994). A perspectiva do aumento tem suscitado o interesse por estratégias de redução das emissões ou em utilizar práticas que as compensem, nomeadamente o armazenamento adicional nos sistemas florestais ou noutros reservatórios terrestres (IPCC, 2000). Assim, a investigação e a utilização crescente de tecnologias que conduzam ao sequestro de CO₂ são incentivadas pelo Protocolo de Quioto, o qual tem como objectivo principal diminuir o lançamento de gases com efeito estufa na atmosfera por acção das actividades humanas (UNFCCC, 2000). A contribuição dos sistemas florestais para a mitigação da mudança climática é reconhecida pela sua capacidade de retirar CO₂ da atmosfera através da fotossíntese, bem como pela grande capacidade de armazenamento em componentes bióticos e abióticos, pelo que a florestação e reflorestação podem dar um contributo significativo para o cumprimento dos objectivos daquele Protocolo (Laclau, 2003; Deckmyn *et al.*, 2004).

Os sistemas florestais constituem parte relevante do ciclo do carbono e a sua gestão tem importantes implicações na concentração de CO₂ na atmosfera (Dixon *et al.*, 2004; Harmon & Marks, 2002). A quantidade de carbono armazenada nestes sistemas depende essencialmente das entradas (produção primária das plantas) e saídas (principalmente por respiração microbiana e erosão), sendo este balanço afectado pela mobilização do solo (Moorman *et al.*, 2004). Deste modo, a correcta instalação de povoamentos florestais, deve traduzir-se num aumento de produtividade com o mínimo de impactes no solo e no ambiente, com selecção adequada das técnicas de preparação do terreno, de modo a satisfazer o requisito, cada vez mais imperioso, de gestão sustentada de recursos (Worrell & Hampson, 1997). O sequestro de carbono é actualmente reconhecido como uma

estratégia essencial nas práticas de preparação do terreno em sistemas florestais (Schneider *et al.*, 2005), com enormes implicações económicas nos créditos de carbono (unidades adicionais de carbono sequestrado) e com a consequente redução na emissão de gases com efeito de estufa, estabelecida a nível internacional para diversos países, incluindo Portugal (Silver *et al.*, 2000; Callesen *et al.*, 2003). No âmbito do Protocolo de Quioto e com o objectivo de gerar créditos de carbono, alguns países têm vindo a aumentar as áreas ocupadas por floresta (“florestas de Quioto”), a melhorar as práticas de gestão de áreas existentes ou a reorientar a sua produção, constituindo uma alternativa de valorização das florestas relativamente à tradicional exploração lenhosa (Cairns & Lasserre, 2004). As florestas apresentam um elevado potencial de armazenamento de carbono. Porém, a elevada heterogeneidade espacial e temporal nos *stocks* e fluxos conduzem a grandes dificuldades nas estimativas de carbono armazenado nestes sistemas (IPCC, 2000). O carbono orgânico do solo constitui o maior reservatório de carbono na biosfera terrestre (Rouhier *et al.*, 1994; Post & Kwon, 2000; Chhabra *et al.*, 2003). Cerca de 75% do total de carbono terrestre está armazenado nos solos, contribuindo os solos florestais com cerca de 40% daquela quantidade (Dixon *et al.*, 1994; Huntington, 1995), pelo que a sua dinâmica nestes sistemas, tem implicações significativas no armazenamento global (Cotrufo *et al.*, 1994; Chhabra *et al.*, 2003; Li *et al.*, 2005). Devido à grande importância do solo nos ecossistemas terrestres e à proporção do carbono aí armazenada, pequenas variações resultantes de perturbações, como mudanças do coberto vegetal e preparação do terreno, podem influenciar a sustentabilidade dos ecossistemas a longo prazo (Percival *et al.*, 2000). Van Veen *et al.* (1991) referem que os efeitos directos do aumento dos níveis na atmosfera sobre os processos do solo são provavelmente pouco importantes, devido à elevada concentração de carbono no solo. Contudo, o solo pode funcionar como um reservatório (CO₂ e CH₄) ou uma fonte (CO₂, CH₄ e N₂O) de gases com efeito de estufa, dependendo do seu uso e gestão (Callesen *et al.*, 2003). Em ecossistemas terrestres, o carbono libertado pelo solo tem origem, principalmente, na actividade da microflora e dos sistemas radicais e nos carbonatos (Verdier, 1975). A quantidade libertada é função do *stock* de carbono facilmente mineralizado e da temperatura e humidade, que são factores limitantes durante a estação seca e afectam estritamente a actividade respiratória que aí tem lugar (Merzouki *et al.*, 1990). Vários estudos referem que existe uma estimulação da actividade respiratória na Primavera e Verão e um decréscimo no Outono e Inverno (Cabral, 1982, Merzouki *et al.*, 1989). Durante o crescimento, as florestas jovens

acumulam carbono a taxas elevadas, proporcionais aos acréscimos de biomassa, enquanto nas florestas adultas ocorre um equilíbrio entre a acumulação e a libertação (Cairns & Lasserre, 2004).

1.1.5. Comportamento das espécies florestais

Conforme é reconhecido, o estabelecimento e crescimento das árvores dependem das características físico-químicas do solo e da competição por recursos do mesmo (Fabião *et al.*, 1987; Varelides & Kritikos, 1995; Archibold *et al.*, 2000; Piatek *et al.*, 2003), factores que são influenciados pela intensidade de preparação do terreno para instalação de novas plantações (Lundmark-Thelin & Johansson, 1997; Archibold *et al.*, 2000). Porém, o sucesso das plantações está mais dependente da extensão em que as interações solo-água são afectadas e menos das mudanças absolutas de propriedades do solo (Gomez *et al.*, 2002). As técnicas de preparação do terreno, quando conduzidas de forma apropriada, podem beneficiar a sobrevivência e crescimento inicial, e posteriores crescimentos em diâmetro e altura, em comparação com áreas não mobilizadas, por aumento da espessura de enraizamento e redução da competição (eliminação do coberto vegetal), incrementando a disponibilidade de recursos (água, nutrientes, luz) (Varelides & Kritikos, 1995; Örlander & Nilsson, 1999; Archibold *et al.*, 2000; Alcázar *et al.*, 2002; Piatek *et al.*, 2003).

O solo é um meio muito heterogêneo, e como tal, com elevada variabilidade espacial do teor de humidade (Barling *et al.*, 1994). Grayson *et al.* (1997) referem que quando a precipitação excede a evapotranspiração o teor de humidade do solo é controlado pela topografia do terreno e, ao contrário, nos períodos em que a evapotranspiração excede a precipitação o padrão de humidade do solo reflecte as diferenças do solo e vegetação. Ambas as situações são características da Região Mediterrânica, coincidindo a segunda com a estação de crescimento, constituindo, assim, a escassez de água um grave problema. Nesta Região a vegetação desenvolve-se preferencialmente em áreas de maior humidade, como as encostas de exposição Norte, terrenos côncavos e solos profundos onde as raízes encontram menores constrangimentos edáficos. Assim, operações no solo que permitam um rápido crescimento e desenvolvimento dos sistemas radicais são vantajosas do ponto de vista do estabelecimento das plantações (Danner & Knapp, 2001). Adicionalmente, o conhecimento da arquitectura radical pode permitir a recomendação das espécies mais adaptadas às características de cada estação, conduzindo a uma melhor utilização do recurso solo e, em consequência, limitar os riscos de mortalidade, pragas e doenças

(Pritchett & Fisher, 1987; Magalhães & Blum, 2000; Curt *et al.*, 2001; Lecompte *et al.*, 2001). A absorção de água e nutrientes pela planta depende principalmente do arranjo espacial das raízes e, neste contexto, o crescimento radical lateral pode compensar as perdas de crescimento em profundidade (Lecompte *et al.*, 2001; Misra, 1997). Frequentemente, as raízes de diferentes espécies ou da mesma espécie florestal sobrepõem-se ocupando os mesmos horizontes orgânicos ou minerais no perfil do solo. Todavia, também é frequente a ocorrência de vários patamares na disposição vertical e horizontal das raízes, o que pode permitir uma exploração espacialmente diferenciada de recursos e, deste modo, reduzir a competição e aumentar a produtividade (Bennett *et al.*, 2002). A distribuição das raízes no solo resulta de uma série de processos complexos e dinâmicos, que incluem as interações entre o ambiente, o solo e as plantas em pleno crescimento (Pritchett & Fisher, 1987; Jourdan & Rey, 1997; Gonçalves & Benedetti, 2000). A maioria dos estudos do sistema radical de espécies florestais é realizada em condições de déficit hídrico, pelo que a maior preocupação se concentra no desenvolvimento das raízes em profundidade.

Apesar dos aspectos menos positivos associados à preparação do terreno, esta é uma importante ferramenta silvícola para a criação de condições do meio favoráveis ao estabelecimento das plantas, à sua sobrevivência e crescimento inicial (Pritchett & Fisher, 1987). Isto é especialmente verdade nas regiões onde os solos de menor qualidade são os mais comumente utilizados em plantações florestais e a disponibilidade de água constitui factor limitante durante a estação de crescimento (Querejeta *et al.*, 2001; Alcázar *et al.*, 2002; Piatek *et al.*, 2003).

1.2. Objectivos

Procurando responder a lacunas do conhecimento já mencionadas, o presente trabalho tem como principal objectivo identificar a técnica ou conjunto de técnicas de preparação do terreno mais adequadas à instalação de povoamentos florestais em condições mediterrânicas, numa perspectiva de optimização da produtividade e sustentabilidade. Com essa finalidade serão tidos em conta os seguintes parâmetros ou características: (i) qualidade do solo; (ii) comportamento das espécies *Pseudotsuga menziesii* e *Castanea sativa*; (iii) regime hídrico do solo (iv) armazenamento de carbono no sistema; (v) perdas de solo e de nutrientes por erosão hídrica.

1.3. Organização do trabalho

O trabalho inicia-se com uma breve revisão bibliográfica para enquadramento do tema e justificação da necessidade da realização de trabalhos desta índole (Capítulo 1), seguindo-se, no Capítulo 2, a descrição das metodologias e materiais utilizados. No Capítulo 3 apresentam-se e discutem-se os resultados. Este capítulo está dividido em quatro subcapítulos – subcapítulo 3.1 com os efeitos das diferentes técnicas de preparação do terreno na qualidade do solo; subcapítulo 3.2 sobre o processo erosivo do solo; subcapítulo 3.3 sobre os efeitos no armazenamento de carbono; subcapítulo 3.4 sobre o comportamento das espécies *Pseudotsuga menziesii* (PM) e *Castanea sativa* (CS), no tocante à sua sobrevivência à plantação e crescimentos em altura e diâmetro, no período de estudo. Finalmente no Capítulo 4 apresentam-se as conclusões do trabalho.

2. Material e Métodos

2.1. Campo experimental: caracterização genérica

2.1.1. Localização e relevo

O campo experimental foi instalado entre Novembro de 2001 e Março de 2002 em Lamas de Podence, concelho de Macedo de Cavaleiros, com as coordenadas geográficas 41° 35' N e 6° 57' W, situado entre os 670 e os 701 m de altitude. O ensaio engloba 8 tratamentos (técnicas de preparação do terreno), instalados aleatoriamente em 3 blocos, em áreas contíguas, com relevo que varia de ondulado suave a ondulado. O bloco I situa-se na parte mais elevada do ensaio, numa área sedimentar, aplanada, de relevo residual, com declive médio de 6% e os blocos II e III em zonas de encosta com declives de 22% e 12%, respectivamente e exposição idêntica (Figura 2.1). O ensaio decorreu entre 2002 e 2005.

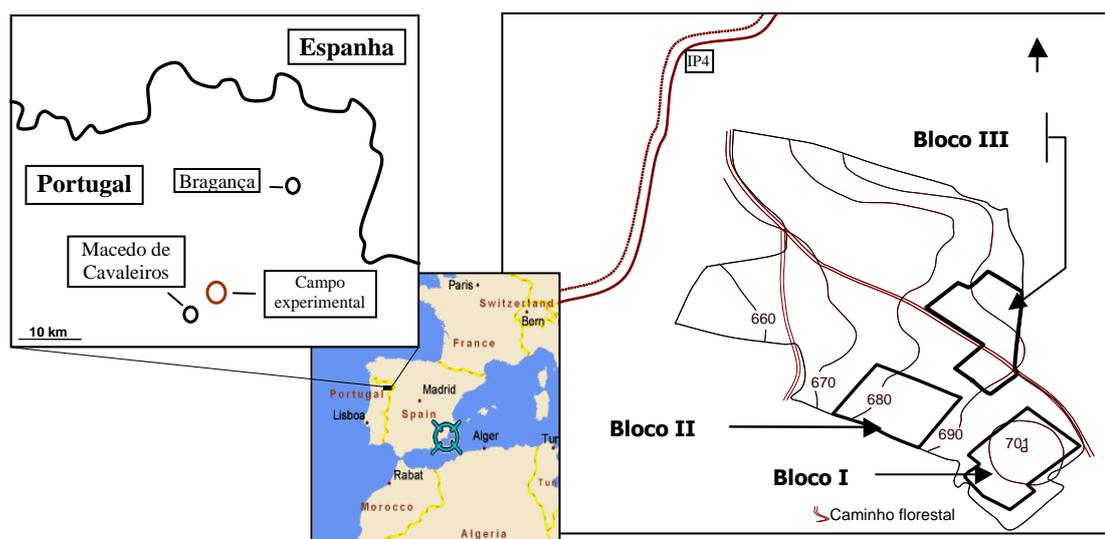


Figura 2.1 – Localização geográfica do campo experimental e dos blocos dentro do campo experimental.

2.1.2. Caracterização litológica e geológica

A litologia é constituída essencialmente por materiais quartzosos e xistentos, com predominância do xisto nos blocos II e III e quartzo com sedimentos areno-argilosos no bloco I. O campo experimental reparte-se por duas formações geológicas, uma que ocupa a zona mais elevada do ensaio (bloco I), aplanada, datada da Era Terceária do Período

Pliocénico, formada por depósitos de cascalheira com matriz areno-argilosa (Pereira *et al.*, 2000). A outra formação ocupa as zonas de encosta do ensaio (blocos II e III) e pertence ao Complexo Parautóctone do Silúrico Inferior e inclui uma formação Infraquartzítica, xistos cinzentos com intercalações de xistos negros ampelitosos, alternância de pelitos psamitos e grauvaques (Pereira *et al.*, 2000).

2.1.3. Caracterização climática

Com base nos dados do posto udométrico de Macedo de Cavaleiros (localizado a 5 km do campo experimental) e da Estação meteorológica de Bragança (a 30 km) no período 1951/1980 (INMG, 1991) (Figura 2.2), a temperatura média anual é de 11,9°C com médias mensais que variam de 20,7°C (Julho) a 4,5°C (Janeiro). A precipitação média anual é de 655,5 mm, com uma distribuição sazonal tipicamente mediterrânea. Observa-se a existência de um período quente e seco de Junho a Setembro, com uma temperatura média de 19,1°C e um período frio e húmido de Novembro a Abril, com uma temperatura média de 6,8°C. Durante o período quente e seco (período estival) a precipitação é escassa, com um mínimo de 7,2 mm em Julho e um total de 76,3 mm de Junho a Setembro. A precipitação concentra-se no período frio e húmido, com um pico de 97,5 mm em Janeiro.

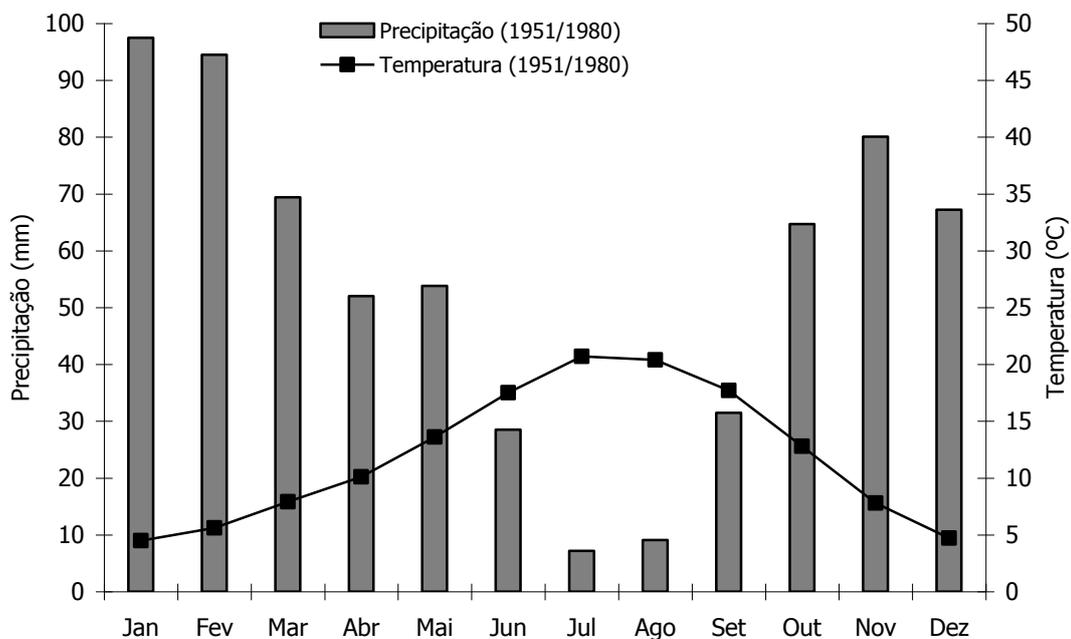


Figura 2.2 – Diagrama ombrotérmico. Precipitação de Macedo de Cavaleiros; Temperatura de Bragança. Médias de 30 anos (1951/1980).

Da distribuição da precipitação e da evapotranspiração ao longo do ano depende o balanço da água no solo, aspecto de grande importância na Região Mediterrânea. A partir do balanço hídrico do solo (Quadro 2.1) observa-se um déficit de água anual de 276,3 mm, distribuído pelos meses de Julho, Agosto e Setembro e um excesso de água de 235,7 mm de Dezembro a Abril.

Quadro 2.1 – Balanço hidrológico sequencial mensal num período de 30 anos. Capacidade utilizável = 100 mm; precipitação (R) de Macedo de Cavaleiros e evapotranspiração potencial (ETp) de Bragança.

Parâm/Meses	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Ano
ETp	12	15	31	44	75	103	126	118	84	52	25	12	696
R	98	95	69	52	54	29	7	9	32	65	80	67	656
R-ETp	85	80	39	8	-22	-74	-119	-109	-53	13	56	55	-41
Armaz.	100	100	100	100	78	4	0	0	0	13	69	100	-
Var. armazen.	0	0	0	0	-22	-74	-4	0	0	13	56	31	0
ETr	12	15	31	44	75	103	12	9	32	52	25	12	420
Défice água	0	0	0	0	0	0	115	109	53	0	0	0	276
Excesso Água	85	80	39	8	0	0	0	0	0	0	0	24	236

Em Janeiro de 2002 foi instalada uma Estação Meteorológica Automática no campo experimental para medição da precipitação, velocidade do vento, humidade e temperatura da atmosfera (Figura 2.3). A precipitação foi registada em intervalos de 10 minutos e as restantes variáveis em intervalos de uma hora.



Figura 2.3 – Estação meteorológica automática instalada no campo experimental.

Durante o período experimental (2002 a 2005) o valor médio da precipitação (678,7 mm) foi muito próximo do observado num período de 30 anos (655,5 mm).

Todavia, a precipitação apresentou acentuada variabilidade inter-anual, 168, 135, 61 e 51% do valor médio de 30 anos, respectivamente nos anos 2002 (1098,8 mm), 2003 (882,9 mm), 2004 (399,3 mm) e 2005 (333,8 mm) (Figura 2.4). Esta variabilidade conduziu a diferentes padrões de recarga da água no solo nos vários anos (Quadros 2.2, 2.3, 2.4, 2.5). Durante o período de ensaio (2002 a 2005) os meses de Fevereiro a Maio e os meses de Agosto e Outubro foram, respectivamente, mais secos e mais húmidos que a média de 30 anos. Num período de dois anos (Dezembro 2003 a Dezembro de 2005), exceptuando os meses de Agosto e Outubro, a precipitação foi substancialmente inferior à média de 30 anos.

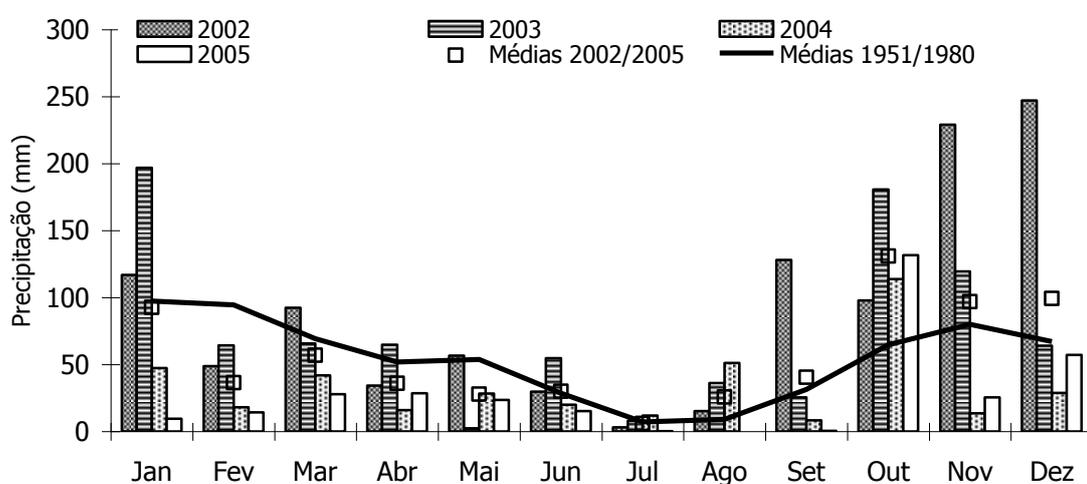


Figura 2.4 – Precipitação mensal no campo experimental nos anos 2002 a 2005 e respectiva média. Precipitação mensal média em Macedo de Cavaleiros (1951/1980).

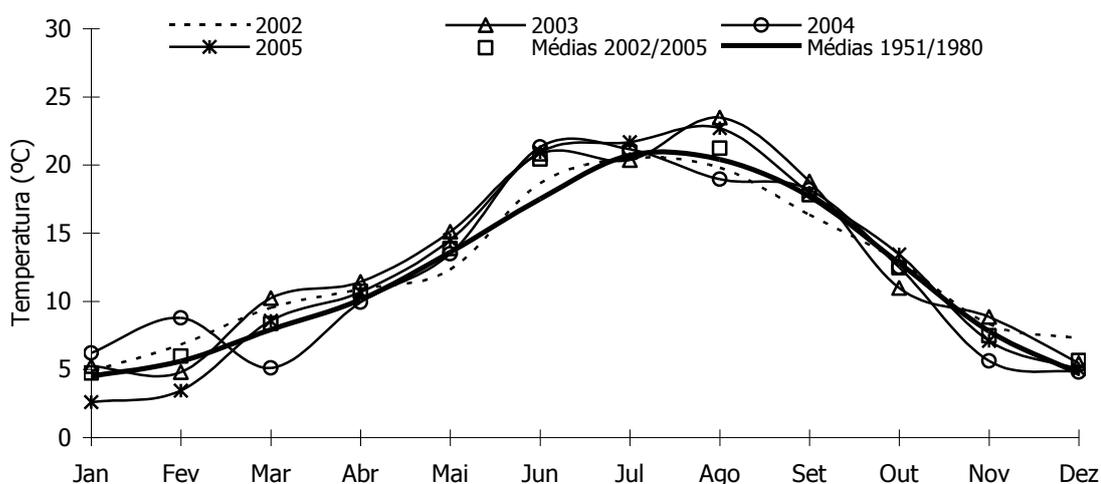


Figura 2.5 – Temperatura mensal no campo experimental nos anos 2002 a 2005 e respectiva média. Temperatura média mensal em Bragança (1951/1980).

Relativamente à temperatura (Figura 2.5), as médias do período experimental (12,7 °C) e do período de 30 anos (11,9°C) são próximas, com excepção do mês de Junho que foi consideravelmente mais quente durante o período experimental (17,5 °C contra 20,4°C). Os anos 2002 e 2005 foram, respectivamente, os que apresentaram menor (15,6 °C) e maior (20,1 °C) amplitude térmica anual.

A recarga de água no solo, no campo experimental, foi avaliada com base nos balanços hídricos de Thornthwaite nos anos 2002, 2003, 2004 e 2005 (período experimental) (Quadros 2.2, 2.3, 2.4, 2.5, respectivamente). A capacidade de água utilizável (CU) foi determinada para as condições do campo experimental, referenciada à área de 1 m², utilizando a seguinte fórmula:

$$CU = ((CC-CE)/100) \times (MVap/\rho_{H_2O}) \times e$$

CC – % de humidade na capacidade de campo; CE – % de humidade no coeficiente de emurhecimento; MVap – massa volúmica aparente do solo (g cm⁻³); ρ_{H_2O} – massa volúmica da água (1 g cm⁻³); e – espessura efectiva média do solo do campo experimental (cm).

Quadro 2.2 – Balanço hidrológico sequencial mensal do ano 2002. Capacidade utilizável (63,1 mm), precipitação (R) e evapotranspiração potencial (ETp) do campo experimental.

Parâm/Meses	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Ano
ETp	15	20	37	50	64	110	126	111	75	55	27	22	710
R	117	49	92	34	57	30	3	15	128	98	229	247	1099
R-ETp	102	29	55	-16	-7	-80	-123	-95	53	43	202	226	388
Armaz.	63	63	63	47	40	0	0	0	53	63	63	63	-
Var. armazen.	0	0	0	-16	-7	-40	0	0	53	10	0	0	0
ETr	15	20	37	50	64	70	3	15	75	55	27	22	452
Défice água	0	0	0	0	0	40	123	95	0	0	0	0	259
Excesso Água	102	29	55	0	0	0	0	0	0	33	202	226	647

A capacidade utilizável foi determinada para as condições do campo experimental.

Quadro 2.3 – Balanço hidrológico sequencial mensal do ano 2003. Capacidade utilizável (63,1 mm), precipitação (R) e evapotranspiração potencial (ETp) do campo experimental.

Parâm/Meses	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Ano
ETp	12	10	40	47	79	125	130	136	87	40	25	12	743
R	197	64	66	65	2	55	8	36	25	181	120	64	883
R-ETp	185	54	26	18	-77	-70	-122	-99	-62	141	95	52	-
Armaz.	63	63	63	63	0	0	0	0	0	63	63	63	-
Var. armazen.	0	0	0	0	-63	0	0	0	0	63	0	0	0
ETr	12	10	40	47	66	55	8	36	25	40	25	12	376
Défice água	0	0	0	0	13	70	122	99	62	0	0	0	367
Excesso Água	185	54	26	18	0	0	0	0	0	77	95	52	507

Quadro 2.4 – Balanço hidrológico sequencial mensal do ano 2004. Capacidade utilizável (63,1 mm), precipitação (R) e evapotranspiração potencial (ETp) do campo experimental.

Parâm/Meses	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Ano
ETp	17	17	37	43	75	129	130	107	87	52	13	12	719
R	47	18	42	16	28	20	12	51	8	114	14	29	399
R-ETp	30	1	5	-27	-47	-109	-118	-56	-79	62	1	17	-320
Armaz.	63	63	63	36	0	0	0	0	0	62	63	63	-
Var. armazen.	0	0	0	-27	-36	0	0	0	0	62	1	0	0
ETr	17	17	37	43	64	20	12	51	8	52	13	12	346
Défice água	0	0	0	0	11	109	118	56	79	0	0	0	373
Excesso Água	30	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	17	53

Quadro 2.5 – Balanço hidrológico sequencial mensal do ano 2005. Capacidade utilizável (63,1) mm, precipitação (R) e evapotranspiração potencial (ETp) do campo experimental.

Parâm/Meses	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Ano
ETp	5	10	34	47	75	125	134	132	84	55	20	12	733
R	9	14	28	28	24	15	1	0	1	132	25	57	334
R-ETp	4	4	-6	-19	-51	-110	-133	-132	-83	77	5	45	-339
Armaz.	63	63	57	38	0	0	0	0	0	63	63	63	-
Var. armazen.	0	0	-6	-19	-38	0	0	0	0	63	0	0	0
ETr	5	10	34	47	62	15	1	0	1	55	20	12	262
Défice água	0	0	0	0	13	110	133	132	83	0	0	0	471
Excesso Água	4	4	0	0	0	0	0	0	0	14	5	45	72

O défice de água e a extensão do período em que o mesmo ocorre aumentam de 2002 para 2005, atingindo um défice de 471 mm no último ano. Nos anos 2003, 2004 e 2005 verificam-se períodos de défice de água mais prolongados (Maio a Setembro), comparativamente ao registo de um período de 30 anos (Julho a Setembro). Apesar das baixas precipitações a partir de Novembro de 2004, os meses seguintes Janeiro e Fevereiro de 2005, foram os mais frios em todo o período experimental, pelo que a evapotranspiração atingiu os valores mais baixos e o défice de água também só se fez sentir a partir do mês de Maio.

2.1.4. Caracterização dos solos na situação original

A caracterização dos solos foi efectuada com base na observação de 16 perfis por bloco e na análise de amostras colhidas nos mesmos. Em cada bloco foi seleccionado um perfil representativo (Figuras 2.6, 2.7 e 2.8), baseando-se os critérios de selecção na maior diferenciação de horizontes e na mais nítida delimitação dos mesmos (Martins, 1992; Fonseca, 1997).

As Figuras 2.6, 2.7 e 2.8 mostram as propriedades morfológicas do perfil representativo dos blocos I, II e III, respectivamente. As propriedades físicas e químicas dos perfis mencionados encontram-se nos Quadros 2.6, 2.7 e 2.8, para os mesmos blocos, respectivamente.

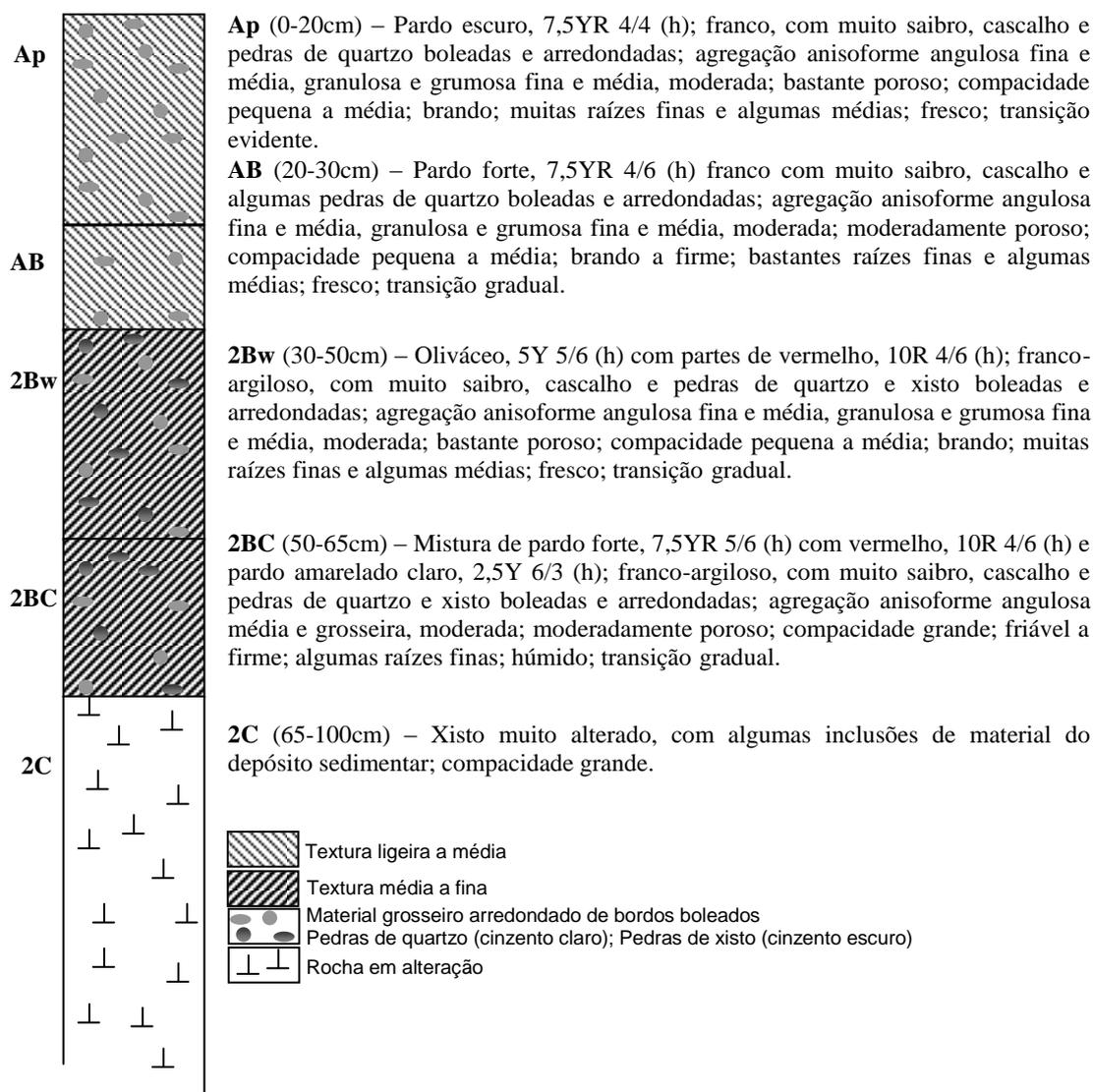


Figura 2.6 – Esquema do perfil representativo do solo original do bloco I e descrição morfológica.

Quadro 2.6 – Propriedades físicas e químicas do perfil representativo do solo original do bloco I.

Profund (cm)	AG	AF	Limo	Argila	C org	N total	P ₂ O ₅ ext	K ₂ O ext	pH
	(%)				(g kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)		(H ₂ O)
0-20	30,8	32,9	24,1	12,2	21,2	1,03	21	50	5,1
20-30	30,6	29,5	24,5	15,4	13,0	0,75	24	58	4,9
30-50	34,7	17,9	15,0	32,3	4,9	0,37	9	56	4,8
50-65	28,6	17,9	21,3	32,2	2,1		1	60	4,7
70-90	14,1	25,9	33,0	26,9	2,3		2	58	4,8

Profund (cm)	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Na ⁺	AT	SBT	CTCe	GSBe
	(cmol _c kg ⁻¹)						(% CTCe)	
0-20	0,61	0,24	0,11	0,07	1,97	1,02	2,99	34,1
20-30	0,61	0,24	0,09	0,06	2,52	0,99	3,51	28,1
30-50	0,75	0,29	0,14	0,09	4,87	1,27	6,14	20,7
50-65	1,15	0,58	0,13	0,07	5,13	1,93	7,06	27,4
70-90	0,77	0,74	0,13	0,11	5,11	1,75	6,86	25,5

AG - areia grossa; AF - areia fina; AT - acidez de troca; SBT - soma bases de troca; CTCe - capacidade de troca catiónica efectiva; GSB - grau de saturação em bases.

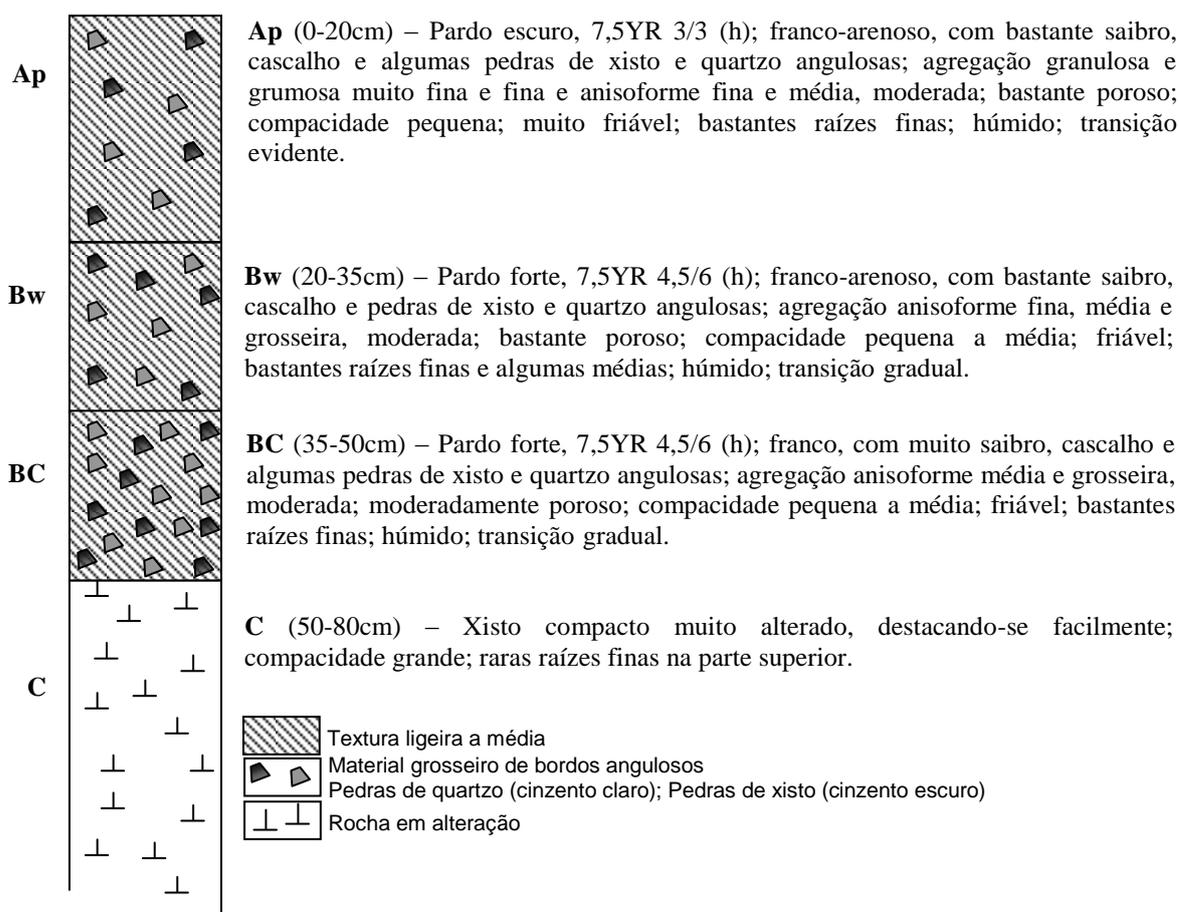


Figura 2.7 – Esquema do perfil representativo do solo original do bloco II e descrição morfológica.

Quadro 2.7 – Propriedades físicas e químicas do perfil representativo do solo original do bloco II.

Profund (cm)	AG	AF	Limo	Argila	C org (g kg ⁻¹)	N total (g kg ⁻¹)	P ₂ O ₅ ext (mg kg ⁻¹)	K ₂ O ext (mg kg ⁻¹)	pH (H ₂ O)
	(%)								
0-20	36,8	35,3	17,5	10,4	6,0	1,11	20	104	5,1
20-35	33,8	34,8	18,5	12,9	7,5	0,43	3	68	4,9
35-50	36,9	28,0	22,6	12,5	7,2		2	44	5,3
50-80	51,1	22,7	19,1	7,1	4,1		3	50	5,4

Profund (cm)	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Na ⁺	AT	SBT	CTCe	GSBe
	(cmol _c kg ⁻¹)							(% CTCe)
0-20	1,10	0,50	0,24	0,08	1,01	1,93	2,94	65,6
20-35	1,02	0,50	0,11	0,09	1,61	1,72	3,33	51,7
35-50	1,84	1,05	0,11	0,10	1,61	3,10	4,71	65,9
50-80	2,30	1,84	0,11	0,10	1,66	4,35	6,01	72,4

AG - areia grossa; AF - areia fina; AT - acidez de troca; SBT - soma bases de troca; CTCe - capacidade de troca catiónica efectiva; GSB - grau de saturação em bases.

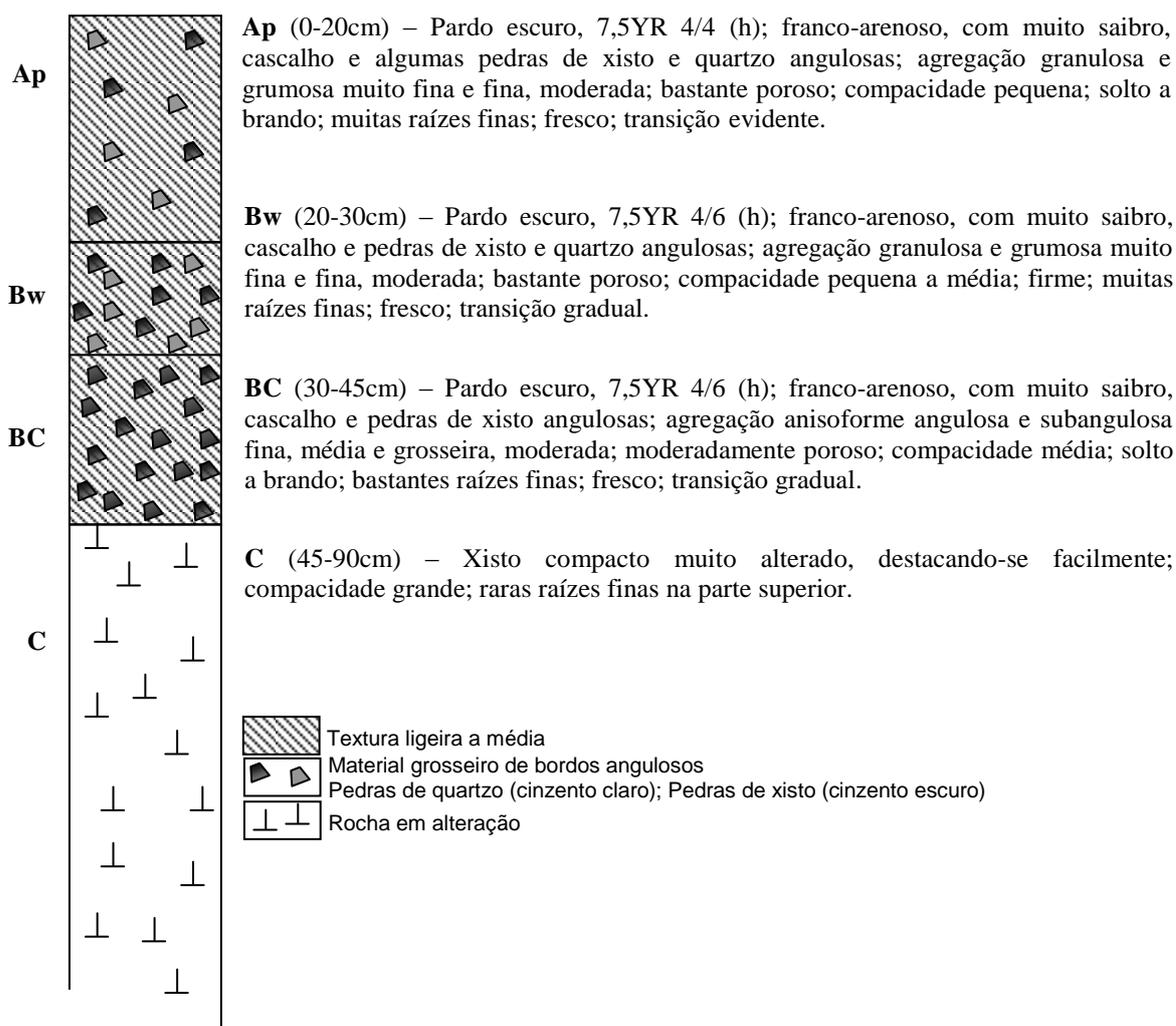


Figura 2.8 – Esquema do perfil representativo do solo original do bloco III e descrição morfológica.

Quadro 2.8 – Propriedades físicas e químicas do perfil representativo do solo original do bloco II.

Profund (cm)	AG	AF	Limo	Argila	C org	N total	P ₂ O ₅ ext	K ₂ O ext	pH
	(%)				(g kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)		(H ₂ O)
0-20	39,2	35,8	16,8	8,1	4,7	0,69	32	92	5,4
20-30	36,2	36,8	18,5	8,5	4,9	0,44	25	56	5,2
30-45	44,6	31,5	15,0	8,9	5,2		3	54	5,5
50-70	48,3	25,7	17,8	8,2	4,8		3	68	5,7

Profund (cm)	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Na ⁺	AT	SBT	CTCe	GSBe
	(cmol _c kg ⁻¹)							(% CTCe)
0-20	0,86	0,29	0,15	0,07	1,34	1,37	2,71	50,6
20-30	1,01	0,29	0,11	0,07	1,56	1,48	3,04	48,7
30-45	2,94	0,60	0,12	0,11	0,58	3,78	4,36	86,7
50-70	2,80	0,97	0,13	0,09	0,41	4,00	4,41	90,7

AG - areia grossa; AF - areia fina; AT - acidez de troca; SBT - soma bases de troca; CTCe - capacidade de troca catiónica efectiva; GSB - grau de saturação em bases.

De modo a permitir a comparabilidade entre blocos estabeleceram-se as profundidades padrão de 0-20, 20-40 e 40-60 cm, para as quais se ponderaram os valores das propriedades físicas e químicas dos 16 perfis observados (Quadro 2.9).

Quadro 2.9 – Propriedades físicas e químicas dos solos nos blocos I, II e III nas profundidades 0-20, 20-40 e 40-60 cm, antes da preparação do terreno.

Propriedade	Bloco/profundidade da camada (cm)								
	I			II			III		
	0-20	20-40	40-60	0-20	20-40	40-60	0-20	20-40	40-60
Areia grossa (%)	27,8a	25,4a	22,0a	43,0b	40,1b	43,8b	39,5b	40,3b	44,1b
Areia fina (%)	35,2a	26,5a	25,6a	32,9a	34,1b	32,8b	35,4a	32,8ab	30,2ab
Limo (%)	24,1a	23,3a	23,8a	15,1b	15,2b	13,6b	16,4b	16,4b	15,1b
Argila (%)	12,9a	24,8a	28,6a	9,0b	10,7b	9,8b	8,7b	10,6b	10,6b
pH (H ₂ O)	5,0a	4,8a	4,7a	5,1b	5,2b	5,4b	5,2b	5,4c	5,4b
C orgânico (g kg ⁻¹)	32,8a	8,5a	5,1a	16,8b	6,10a	3,2b	13,5b	5,8a	3,6b
N total (g kg ⁻¹)	1,07a	0,43a		0,86b	0,42a		0,71c	0,45a	
C/N	17,8a	11,2a		11,2b	8,4b		11,0b	9,4ab	
P ₂ O ₅ extrat (mg kg ⁻¹)	28a	4a	2a	17a	5a	5ab	40b	10a	8b
K ₂ O extrat (mg kg ⁻¹)	55a	44a	50a	85b	64b	72ab	86b	65b	81b
Ca ⁺⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,86a	0,71a	0,71a	1,27b	1,54ab	2,27b	0,87a	2,32b	2,85b
Mg ⁺⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,27a	0,25a	0,29a	0,55a	0,64a	0,96ab	0,35a	0,79a	1,23b
K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,12a	0,10a	0,11a	0,16b	0,11a	0,12a	0,16b	0,13a	0,14a
Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,08a	0,08a	0,08a	0,07a	0,08a	0,08a	0,08a	0,09a	0,10a
Acidez (cmol _c kg ⁻¹)	1,88a	3,63a	4,67a	1,07b	1,24b	0,86b	1,49c	1,49b	1,02b
Al ⁺⁺⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	1,75a	3,54a	4,60a	0,94b	1,14b	0,75b	1,41c	1,19b	0,88b
CTCe (cmol _c kg ⁻¹)	3,21a	4,77a	5,86a	3,12a	3,61a	4,29a	2,94a	4,81a	5,33a
GSB (%CTCe)	41,4a	24,7a	20,4a	64,7b	63,4b	76,8b	49,0a	63,8b	75,8b

Resultados baseados na observação de 16 perfis do solo por bloco. CTCe – capacidade de troca catiônica efectiva; GSB – grau de saturação em bases. Para a mesma profundidade e propriedade do solo, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05), pelo teste de Tukey.

Quer as propriedades morfológicas (Figuras 2.6, 2.7, e 2.8) quer as propriedades físicas e químicas dos solos avaliadas em cada um dos blocos onde foi conduzido o ensaio (Quadros 2.6, 2.7, 2.8 e 2.9), sugerem a formação de dois grupos de solos com algumas propriedades distintas – bloco I, por um lado e blocos II e III, por outro. No primeiro caso, os solos são mais profundos, com maior diferenciação de horizontes e apresentam valores mais elevados de argila, limo, carbono orgânico e azoto total e capacidade de troca catiônica e, ao contrário, valores mais baixos em bases de troca, fósforo e potássio, mostrando um carácter mais ácido relativamente aos solos do outro grupo.

As concentrações em elementos químicos na maioria das avaliações tendem a ser significativamente mais elevadas nos blocos II e III. Esses teores diminuem ligeiramente em profundidade no bloco I, enquanto nos blocos II e III tendem a aumentar de modo evidente com a profundidade.

Os solos originais integram-se nas associações de unidades Leptossolos dístricos órticos de xistos (blocos II e III) e Cambissolos dístricos crómicos de sedimentos detríticos não consolidados (bloco I) (Agroconsultores & Coba 1991).

Os Leptossolos são solos de espessura limitada, com rocha dura contínua e coerente a profundidade ≤ 50 cm ou solos com elevada proporção de material pedregoso não consolidado com < 20 % de terra fina até 75 cm de profundidade. Não apresentam horizontes de diagnóstico além de mólico, úmbrico, ou ótrico, podendo ou não ter horizonte B câmbico (FAO/UNESCO, 1987; Martins, 1987; Agroconsultores e Coba, 1991). Os Cambissolos são solos não limitados a menos de 50 cm da superfície por rocha dura contínua e coerente, de profundidade mais frequente entre os 50 e os 70 cm. A característica dominante consiste na presença de um horizonte B câmbico e, a menos que soterrado a mais de 50 cm por novo material, apresentam horizonte superficial de diagnóstico um A úmbrico; sem propriedades sálicas; sem propriedades hidromórficas até 50 cm da superfície (FAO/UNESCO, 1987; Martins, 1987; Agroconsultores e Coba, 1991). Os Leptossolos com 70,8% e os Cambissolos com 13,3% constituem as unidades solo dominantes na região de Trás-os-Montes (Agroconsultores e Coba, 1991). Pelo valor que esta fonte bibliográfica representa regionalmente, foram adoptadas as definições taxonómicas aí seguidas e que são as da FAO/UNESCO (1987), naturalmente diferentes dos conceitos mais recentes associados às mesmas designações (FAO, 1998).

2.2. Instalação do campo experimental

2.2.1. Marcação das parcelas experimentais e preparação do terreno

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado nos 3 blocos, em que se repetem 8 técnicas de preparação do terreno (tratamentos), que abrangem diferentes graus de intensidade na mobilização e armação do terreno. As parcelas apresentam áreas de 375 m² cada (25 × 15 m) perfazendo uma área experimental de cerca de 1 hectare. Para selecção das diversas técnicas de preparação do terreno foram consultados técnicos responsáveis por empresas de florestação em Trás-os-Montes e outros técnicos que desenvolvem igualmente a sua actividade no sector florestal, conhecedores desta realidade em Portugal. Após várias reuniões e visitas ao campo acordou-se ensaiar as técnicas de preparação do terreno apresentadas no Quadro 2.10, que foram realizadas com a máquina e alfaias apresentadas na Figura 2.9. À parte o tratamento TERO, todos os tratamentos foram aplicados segundo as curvas de nível.

Quadro 2.10 – Técnicas de preparação do terreno ensaiadas, da menor para a maior intensidade de mobilização.

Tratamentos	Gradagem	Ripagem Contínua	Ripagem Localizada	Vala e câmore com 2 lavouras	Lavoura contínua	Aivequilhos	Covas
TSMO							
SMPC	•						•
RCAV	•	•				•	
SRVC	•			•			
RLVC	•		•	•			
RCVC	•	•		•			
RCLC	•	•			•		
TERO	•	•			•		

TSMO – testemunha sem mobilização;

SMPC – sem mobilização, com plantação à cova com broca rotativa, com profundidade 50/60 cm, conforme a possibilidade de abertura no terreno;

RCAV – ripagem contínua profunda, até cerca de 70 cm, abertura da linha de plantação com ripper equipado com aivequilhos;

SRVC – sem ripagem prévia, com armação do terreno em vala e câmore por lavoura profunda, até cerca de 90 cm, com duas passagens;

RLVC – ripagem localizada profunda, até cerca de 70 cm, com armação do terreno em vala e câmore por lavoura profunda, até cerca de 90 cm, com duas passagens;

RCVC – ripagem contínua profunda, até cerca de 70 cm, com armação do terreno em vala e câmore por lavoura profunda, até cerca de 90 cm, com duas passagens;

RCLC – ripagem contínua profunda, até cerca de 70 cm, seguida de lavoura contínua, até cerca de 90 cm;

TERO – testemunha para erosão, ripagem contínua profunda, até cerca de 70 cm, seguida de lavoura contínua no sentido do maior declive (devido ao reduzido comprimento das parcelas no sentido de maior declive, esta lavoura foi executada por um tractor agrícola).

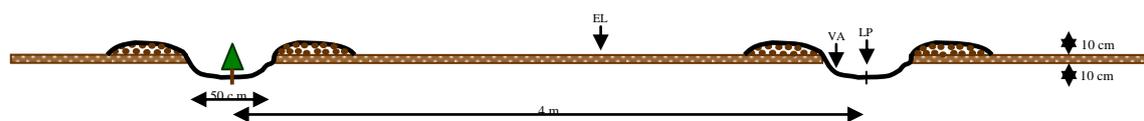


Figura 2.9 – Máquina e alfaias utilizadas na aplicação das diversas técnicas de preparação do terreno. Tractor de rastos com ripper (A); Charrua pesada (B); Tractor de rastos com charrua pesada atrelada (C); Tractor de rastos com ripper equipado com aivequilhos (D).

A aplicação das diversas técnicas de preparação do terreno contribuiu com diferentes percentagens de perturbação da área das parcelas. Os tratamentos de mobilização ligeira causaram uma perturbação entre 10-14% e 22-25% em SMPC e RCAV, respectivamente. Os tratamentos de mobilização intermédia em 49-52% (SRVC e RLVC) e os tratamentos de mobilização intensiva em 70-75% no tratamento RCVC e 95-100% no tratamento RCLC. Deste modo, considerou-se que as parcelas dos tratamentos TSMO (testemunha), SMPC, RCAV e RCLC apresentavam, individualmente, características mais ou menos homogéneas, enquanto as parcelas dos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC, devido à armação do terreno em vala e cômoro apresentavam faixas de terreno com diferente intensidade de mobilização do solo.

Assim, nos tratamentos com armação do terreno em vala e cômoro criaram-se três situações distintas a considerar: linha de plantação (LP), entre linha de plantação (EL) e cômoro (CO). A EL dos tratamentos SRVC e RLVC não sofreu perturbação do solo, uma vez que a ripagem localizada em RLVC foi realizada na faixa onde se procedeu à armação do terreno em vala e cômoro. Já a EL do tratamento RCVC foi perturbada pela ripagem contínua em toda a área da parcela. Nestes tratamentos, depois de efectuada a ripagem de acordo com o tratamento, criaram-se 4 valas paralelas distanciadas de 4 m, com cerca de 30 cm de profundidade e 80 cm de largura ao longo de 25 m (largura da parcela), com duas passagens da máquina. O material resultante da primeira passagem da abertura das valas foi depositado a juzante sobre solo não mexido ou sujeito a ripagem e o material resultante da segunda passagem, parte foi depositado sobre o primeiro e parte na vala da primeira passagem, criando um cômoro com uma altura de cerca de 40 cm (Figura 2.10). A abertura de covachos para a instalação das plantas (linha de plantação) foi realizada no terço inferior do cômoro para o lado da vala (Loureiro, 1987). O tratamento com abertura da linha de plantação com riper equipado com aivequilhos (RCAV) resultou em 4 valas (linhas de plantação) também distanciadas de 4 m, com profundidade de cerca de 10 cm e largura de 50 cm ao longo de 25 m, sendo o material resultante das valas depositado de forma similar nas bermas direita e esquerda da vala, com criação de cômoros com cerca de 10 cm de altura (Figura 2.10).

Abertura da linha de plantação com riper equipado com aivequilhos (RCAV)



Armação do terreno em vala e cômoro (SRVC, RLVC, RCVC)

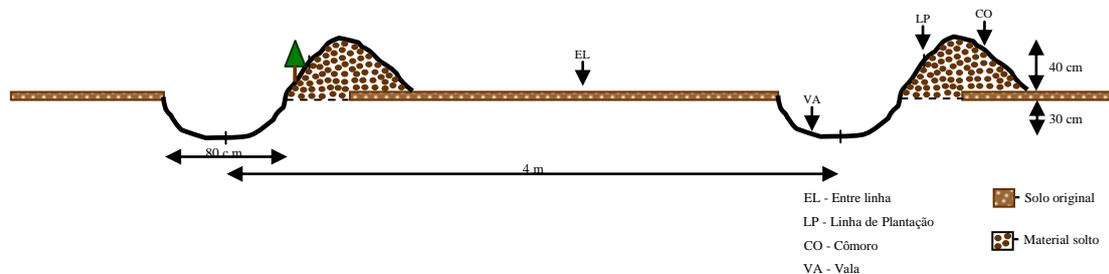


Figura 2.10 – Esquemas representativos das técnicas de preparação do terreno com abertura da linha de plantação com riper equipado com aivequilhos (RCAV) e com armação do terreno em vala e cômoro (SRVC, RLVC, RCVC).

2.2.2. Plantação

As espécies utilizadas foram a *Pseudotsuga menziesii* (*PM*) e *Castanea sativa* (*CS*), num compasso de 4 × 2 m (4 m entre linhas e 2 m entre plantas na linha), em linhas alternadas, num total de quatro linhas (2 de *PM* e 2 de *CS*), com 12 plantas cada (24 *PM* e 24 *CS*), por parcela. A instalação dos povoamentos foi realizada em Fevereiro/Março de 2002 (ano da plantação), com aplicação de 250g e 500g de adubo granular NPK (4:16:12) por planta de *PM* e *CS*, respectivamente, de acordo com a recomendação de fertilização. A aplicação do adubo foi feita à cova na altura da plantação, a uma distância de 20 cm da árvore e 15 a 20 cm de profundidade, fora da área de contacto com a raiz. Utilizaram-se plantas de viveiro produzidas em sacos de plástico no caso da *PM* e plantas de raiz nua no caso da *CS*, com características genéticas idênticas. A plantação foi realizada manualmente, segundo normas preestabelecidas e supervisionada por um técnico, podendo ter ocorrido, apesar disso, variações na técnica de plantação, associadas a cada operador de campo (plantador). Na Região Mediterrânica é frequente observar-se grande variabilidade das condições climáticas de ano para ano, pelo que o recurso a plantações em anos sucessivos é importante, especialmente quando se pretende estudar o sucesso dos povoamentos recentemente instalados. Neste contexto, a plantação foi efectuada em três anos sucessivos: plantação em 2002 e retanchas em 2003 e 2004.

A opção pelas espécies *Pseudotsuga menziesii* e *Castanea sativa* prende-se, em primeiro lugar, com o interesse demonstrado pelos técnicos atrás mencionados na obtenção de informação acerca do seu comportamento, na fase de instalação, na região em estudo. Em segundo lugar, por tratar-se de uma espécie nativa em Portugal (*Castanea sativa*), com particular interesse em Trás-os-Montes para a produção de fruto e madeira e, uma espécie exótica (*Pseudotsuga menziesii*) introduzida em Portugal em 1846, largamente utilizada, desde então, em numerosos projectos de florestação e com elevado potencial para a produção de madeira, particularmente em silvicultura de montanha (Luis & Monteiro, 1998).

2.2.2.1. Ecologia da espécie *Pseudotsuga menziesii*

Esta espécie possui uma área de expansão muito diversificada, vegetando em zonas climaticamente muito diferentes (Loureiro, 1989). Encontra-se em regiões costeiras com pluviosidade anual de 2000 a 3000 mm e em regiões mais interiores com pluviosidade anual entre 1000 a 1500 mm. Ocorre no Oregon com precipitações de 700 a 1000 mm e

mais a Norte em zonas onde a pluviosidade é cerca de 500 mm. A temperatura média anual varia de 7,2°C a 12,7°C, com uma temperatura máxima absoluta de 42,9°C e uma mínima de -34,1°C. Em Portugal localiza-se principalmente nas serras do Norte e Centro ocupando uma área de cerca de 10000 ha, tendo sido introduzida pela primeira vez em 1846 em Sintra (Luis & Monteiro, 1998).

Desenvolve-se com dificuldade em solos mal drenados, prefere solos com pH entre 5 a 5,5 (Alves, 1988; Loureiro, 1989), bem arejados e susceptíveis de armazenamento de água que permita suportar a secura estival. Trata-se de uma espécie de meia-luz, sendo conveniente a protecção nas primeiras idades, verificando-se nas plantações a céu aberto um crescimento inicial lento (Loureiro, 1989).

A sua instalação em Portugal faz-se por plantação. Numa fase inicial utilizaram-se plantas de raiz nua com 1 ano de alfobre e 1 de plantório. Actualmente utilizam-se plantas de “paperpot” ou de saco plástico com 1 a 2 anos. Inicialmente, os povoamentos foram instalados à cova 2 × 2 m, mas actualmente recorre-se a uma preparação do terreno mais cuidada (ripagem ou vala e câmoros) com colocação das plantas em compassos de 4 × 2 m ou 3 × 2 m (Loureiro, 1989).

Alves (1988) faz notar que das resinosas utilizadas na arborização em Portugal, esta é a que revela crescimentos mais rápidos, atingindo acréscimos médios anuais de 16 a 18 m³ ha⁻¹. De acordo com o mesmo autor, a sua introdução é recomendada nas zonas serranas com altitude acima dos 700 m, nas áreas de feição marcadamente atlântica, e acima dos 800 m e nas exposições do quadrante oeste, nas transições para zonas de continentalidade mais vincada, o que no nosso país, significa a redução dos valores da precipitação, nomeadamente a precipitação estival. No planeamento da arborização tem possibilidades de utilização nas regiões IV (Submontana subatlântica), região onde se localiza o campo experimental e V (Montana subatlântica) (Alves, 1988; Loureiro, 1989).

2.2.2.2. Ecologia da espécie *Castanea sativa*

Provavelmente, a introdução do castanheiro em Portugal é anterior à época romana (Paiva, 1990). Encontra-se disseminado por todo o País, vegeta bem em diferentes tipos de solos, neutros ou ácidos (pH 4,5 a 7,0), com moderada e elevada reserva de água útil, sendo mais frequente a sua ocorrência nas regiões montanhosas do interior, particularmente nas Beiras, Minho e Trás-os-Montes (Loureiro, 1989). A área total ronda

os 40500 ha (Celpa, 2004) e as altitudes mais favoráveis ao seu desenvolvimento situam-se entre os 400 e os 1000 m. É uma espécie submontana mediterrânea, com os seguintes limites térmicos: temperatura média anual 8°C; temperatura média do mês mais frio superior a 1°C e temperatura mínima absoluta -16°C. Quanto à precipitação, ultrapassa os 800 mm na sua zona de expansão potencial (Loureiro, 1989). Este autor refere que o país dispõe de grandes zonas desarborizadas propícias à cultura desta espécie produtora de lenho de boa qualidade, com possível aproveitamento múltiplo e em revoluções de duração muito variável. Alves (1988) indica como principal factor limitante ao seu crescimento em Portugal, Espanha e Itália a baixa pluviosidade durante a estação de crescimento. Suporta a seca estival e é moderadamente heliófila, o que segundo Loureiro (1989) permite, com sucesso, a sua consociação com outras espécies heliófilas.

No planeamento da arborização é uma espécie susceptível de utilização na região IV (Submontana subatlântica) e sobretudo na região V (Montana subatlântica), onde juntamente com os pinheiros bravo e larício deverá constituir a base do repovoamento florestal (Loureiro, 1989). Esta espécie é referida no manual para a silvicultura preventiva, como uma espécie a utilizar em arborização preventiva contra incêndios nas regiões de arborização I, IV e V (DGF, 2002).

2.3. Caracterização e qualidade do solo

2.3.1. Observação e colheita de amostras nos perfis do solo

2.3.1.1. Antes da mobilização

Antes da aplicação das técnicas de preparação do terreno, efectuou-se a caracterização dos solos dos 3 blocos, com base no exame de 16 perfis por bloco e na análise de amostras colhidas nos mesmos, segundo as camadas identificadas. Para a observação dos perfis abriram-se covas até ao material litológico em alteração, ou até 120 cm. A descrição morfológica dos perfis pedológicos foi efectuada no campo, de acordo com as normas em uso no Departamento de Edafologia da UTAD, baseadas em normas para observação e descrição de perfis de solo no campo do CEPT (1968), complementadas por Soil Survey Staff (1981), FAO/UNESCO (1987) quer para a descrição em si, quer para a classificação dos horizontes do solo. A classe de textura referida corresponde à obtida por análise laboratorial. A cor foi determinada em húmido com recurso às cartas de cores de Munsell. Nas amostras de solos foram realizadas as

seguintes análises: valor de pH (KCl e H₂O), matéria orgânica (MO), fósforo (P₂O₅) e potássio (K₂O) extractáveis, N total nas camadas superficiais, composição do complexo de troca, através da concentração em bases de troca, alumínio de troca e acidez de troca, análise granulométrica e teor em elementos grosseiros.

2.3.1.2. Após a mobilização

Após a aplicação das técnicas de preparação do terreno, procedeu-se à observação de perfis de modo a identificar as alterações causadas pelas técnicas de mobilização do solo. Nos tratamentos com armação do terreno em vala e câmoros (SRVC, RLVC, RCVC), foram observados perfis nas diferentes situações criadas – entre linha de plantação (EL), linha de plantação (LP) e câmoros (CO), com duas repetições por situação e tratamento nos blocos I e III. Nos restantes tratamentos (TSMO, SMPC, RCAV, RCLC), uma vez que se considerou existir homogeneidade nas parcelas, foram observados dois perfis por tratamento nos mesmos blocos. Em muitos perfis não foi possível diferenciar horizontes, até à profundidade de intervenção da máquina que efectuou a preparação do terreno, pelo que optou-se por colher amostras nas profundidades 0-20, 20-40, 40-60 e 60-80 cm. Na última profundidade só foi possível colher amostras na linha de plantação e no câmoros dos tratamentos com armação do terreno em vala e câmoros (SRVC, RLVC, RCVC). O procedimento de descrição dos perfis e colheita de amostras foi o referido no Ponto 2.3.1.1. Atendendo às semelhanças observadas nos perfis abertos antes da aplicação das técnicas de mobilização nos blocos II e III e aos custos inerentes quer à observação de perfis quer às análises das amostras de solo, após a mobilização do solo decidiu-se observar e analisar apenas os solos dos blocos I e III.

2.3.2. Medição de propriedades físicas do solo

2.3.2.1. Teor de humidade durante o período estival

Foi efectuada a medição do teor de humidade por unidade de volume de solo, no período estival do ano 2003 (16 de Junho, 21 de Julho, 19 de Agosto, 16 de Setembro) com recurso ao método gravimétrico, a uma distância de 50 cm das árvores, nas profundidades 0-20 e 20-40 cm, num total de 5 repetições por profundidade, tratamento e bloco. No período estival do ano 2004 (23 de Julho, 25 de Agosto, 15 de Setembro e também, já no Outono, 7 de Outubro) o teor de humidade do solo foi medido com equipamento TDR (*Time Domain Reflectometry*) nas profundidades 0-30 e 60 cm, a uma distância de 50 cm das árvores, com três repetições por profundidade e tratamento nos blocos I e II e, no

período estival do ano 2005 (23 de Junho, 19 Julho, 14 Setembro), foi também medido com o mesmo equipamento nas mesmas profundidades e blocos, com quatro repetições nos tratamentos TSMO, SMPC, RCAV, RLVC e RCLC. Na camada 0-30 cm utilizaram-se guias de onda colocadas na vertical, enquanto na profundidade de 60 cm foram colocadas guias de onda na horizontal na parede de trincheiras abertas com essa finalidade.

A metodologia de medição evoluiu portanto ao longo do período experimental, face aos constrangimentos verificados, necessidade de quantificar o teor de humidade em camadas mais profundas, experiência adquirida e resultados obtidos nos sucessivos anos de ensaio. Em Junho do ano 2005, o teor de humidade também foi determinado pelo método gravimétrico de modo a aferir os valores obtidos com o método TDR.

A medição do teor de humidade apenas nos blocos I e II nos anos 2004 e 2005 e somente em alguns tratamentos no ano 2005 prende-se com a disponibilidade de guias de onda e meios financeiros para a sua aquisição e com a necessidade de aumentar as repetições por tratamento. A selecção dos blocos I e II foi efectuada com base no declive (6 e 22%, respectivamente), pois representam as condições extremas do campo experimental. Relativamente aos tratamentos, optou-se por fazer medições apenas num dos tratamentos com armação do terreno em vala e câmara (RLVC), considerado com características intermédias relativamente aos outros dois (SRVC e RCVC). A recepção tardia da encomenda de guias de onda transferiu para o mês de Julho o início das medições no ano 2004.

2.3.2.2. Teor de água a diferentes valores de pressão

Foram colhidas amostras de solo não perturbadas nas profundidades 10-20 cm e 50-60 cm, quando da colocação das guias de onda, com duas repetições por tratamento nos blocos I e II. Porém, face a uma avaria do equipamento não foi possível efectuar as determinações nas amostras da primeira camada mencionada. As amostras colhidas na segunda camada consideraram-se representativas do perfil do solo, uma vez que nas condições do campo experimental, foi até à profundidade de 60 cm que se verificaram as maiores restrições ao estabelecimento e sobrevivência das espécies florestais instaladas.

Adoptaram-se os teores de humidade retidos a – 10 kPa para a capacidade de campo (texturas ligeiras a médias) e a – 1500 kPa para o coeficiente de emurchecimento. Foi ainda avaliada a massa volúmica aparente, dessas amostras, de modo a determinar a percentagem de humidade por unidade de volume de solo. As determinações a estes valores de pressão tiveram como objectivo o cálculo da capacidade de água utilizável do campo experimental, para a avaliação da recarga de água no solo (ver Ponto 2.1.3) e a

obtenção de um valor de referência (coeficiente de emurchecimento) a utilizar como termo de comparação na apreciação dos teores de humidade do solo estivais (2003 a 2005).

Também, na posse destes dados avaliou-se por via indirecta a porosidade total (PT) a macroporosidade (porosidade não capilar) (MAP) e a microporosidade (porosidade capilar) (MIP) através das seguintes expressões:

Porosidade total:

$$PT = (1 - \text{dap}/\text{dr}) \times 100$$

dap – densidade aparente; dr – densidade real das partículas sólidas (considerou-se 2,65 como valor médio)

Microporosidade:

$$MIP = CC \times \text{dap}$$

CC – % de humidade na capacidade de campo

Macroporosidade:

$$MAP = PT - MIP$$

2.3.2.3. Resistência do solo à penetração

A resistência do solo à penetração foi avaliada com um *penetrologger set* com cone de 1 cm² e ângulo 60°, num total de 10 medições por tratamento e bloco. Efectuaram-se duas séries de medições, correspondentes a diferentes teores de humidade do solo (durante o período estival e depois do período estival). A primeira foi efectuada em Junho de 2003, quando da observação dos sistemas radicais de plantas vivas, a cerca de 50 cm de distância da árvore. A segunda em Fevereiro de 2004, com realização de 20 medições (10 na linha de plantação e 10 na entre linha de plantação) nos tratamentos com armação do terreno em vala e câmara (SRVC, RLVC e RCVC), 10 medições nos tratamentos SMPC e RCAV na linha de plantação e 10 medições, segundo uma linha oblíqua ao longo da parcela, no tratamento TSMO.

2.3.2.4. Massa volúmica aparente do solo

A massa volúmica aparente do solo foi determinada pelo método do cilindro (volume do cilindro 100 cm³), nas profundidades 0-5 cm, 5-15 cm, 15-30 cm e 30-60 cm, em cinco

locais aleatoriamente seleccionados por tratamento e bloco. Nos tratamentos com armação do terreno em vala e câmore (SRVC, RLVC, RCVC) foram colhidas amostras em 10 locais, seleccionados aleatoriamente, 5 na entre linha de plantação (EL) e 5 na linha de plantação (LP). Estas colheitas foram realizadas quando da recolha de amostras para avaliação do armazenamento de carbono, sendo a massa volúmica do solo determinada nas mesmas profundidades seleccionadas para a determinação do carbono.

2.3.3. Avaliação da qualidade do solo

Para quantificar as modificações na qualidade do solo associadas às diversas técnicas de preparação do terreno foram determinados índices de qualidade do solo (Karlen *et al.*, 1994a,b; Karlen *et al.*, 1997; Seybold *et al.*, 1998; Hussain *et al.*, 1999; Sharma *et al.*, 2005). A qualidade do solo pode ser abordada sob dois pontos de vista gerais (Mausbach & Seybold, 1998): (1) propriedades do solo; (2) dinâmica natural dos solos e influência que o uso e as práticas de preparação do terreno exercem sobre ela. Este último ponto de vista integra o tipo de solo, a sua capacidade natural de realizar funções, o seu uso e gestão (Karlen *et al.*, 1994a; McQuaid & Olson, 1998; Seybold *et al.*, 1998; Hussain *et al.*, 1999). Por outro lado, a avaliação da qualidade do solo requer a definição de indicadores (propriedades do solo) relacionados com funções do solo e o estabelecimento de valores de referência (Karlen *et al.*, 1994a; Karlen *et al.*, 1997; Seybold *et al.*, 1998; Hussain *et al.*, 1999; Sharma *et al.*, 2005). Um ou dois indicadores podem ser suficientes para representar cada função do solo, podendo o mesmo indicador ser relacionado com mais que uma função (Mausbach & Seybold, 1998; Hussain *et al.*, 1999; Schoenholtz *et al.*, 2000).

2.3.3.1. Indicadores da qualidade do solo e valores de referência

Cada função do solo resulta da interacção de propriedades físicas, químicas e biológicas, susceptíveis de serem utilizadas como indicadores da qualidade do solo quando existe a possibilidade de serem medidas qualitativa ou quantitativamente e sejam capazes de fornecer informação adequada sobre o funcionamento do solo (Karlen *et al.*, 1994a). Neste trabalho, os indicadores seleccionados procuram reflectir aspectos da qualidade do solo relacionados com o crescimento vegetal (Hussain *et al.*, 1999), sendo utilizados apenas indicadores físicos e químicos do solo (Wang & Gong, 1998; Logsdon & Karlen, 2004).

A selecção final dos indicadores para estabelecimento de comparações entre técnicas de preparação do terreno pode ser complexa e varia entre sistemas florestais (Schoenholtz

et al., 2000). Esta selecção deve ser baseada nas relações entre os indicadores e funções do solo, na facilidade de medição e na sensibilidade às técnicas de preparação do terreno (Schoenholtz *et al.*, 2000; Nortcliff, 2002). De acordo com as modificações observadas ao nível do perfil e das propriedades do solo por efeito da aplicação das técnicas de preparação do terreno e sugestão de vários autores (Karlen *et al.*, 1994a,b; Hussain *et al.*, 1999; Schoenholtz *et al.*, 2000; Nortcliff, 2002), seleccionaram-se 6 indicadores da qualidade do solo: espessura efectiva (espessura de enraizamento), massa volúmica aparente, C orgânico, N total, capacidade de troca catiónica (CTC) e pH. Os quatro primeiros indicadores (espessura efectiva, massa volúmica, C orgânico, N total) mostram grande sensibilidade às técnicas de preparação do terreno, enquanto os dois últimos (CTC e pH), menos afectados pela mobilização do solo, são importantes nas reacções químicas que influenciam a disponibilidade de nutrientes (Schoenholtz *et al.*, 2000; Sharma *et al.*, 2005). Estes indicadores foram agrupados e relacionados com 3 funções do solo que afectam o comportamento das plantas (Wang & Gong, 1998; Hussain *et al.*, 1999): (1) relações hídricas; (2) relações com os nutrientes; (3) relações com o enraizamento. O C e a massa volúmica foram relacionados com a água. O C, N, CTC e pH foram relacionados com o estado dos nutrientes no solo. A espessura efectiva, massa volúmica, C e pH procuram fornecer informação acerca das condições de enraizamento (Hussain *et al.*, 1999; Schoenholtz *et al.*, 2000).

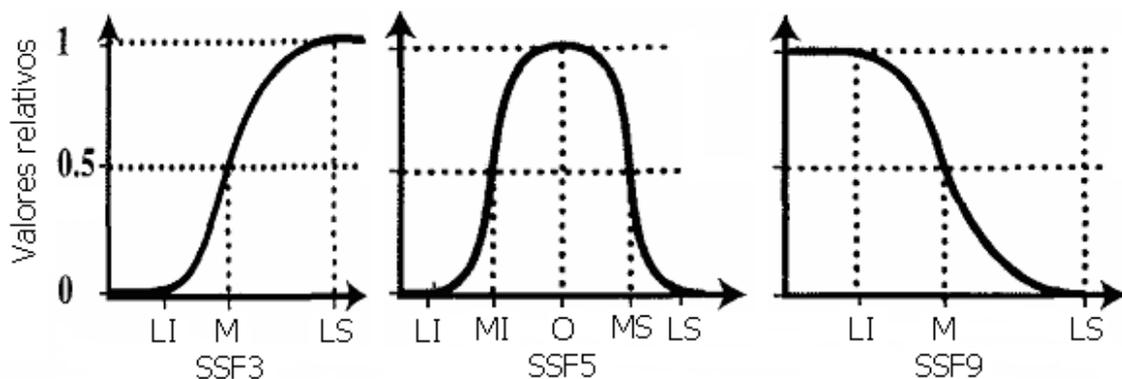


Figura 2.11 – Funções de valoração padrão (SSF) utilizadas na normalização dos indicadores da qualidade do solo. Fonte: Adaptado de Hussain *et al.*, 1999.

Para SSF3: LI – limite inferior, abaixo do qual atribui-se o valor zero ao indicador; M – médio, atribui-se o valor 0,5 ao indicador; LS – limite superior; atribui-se-lhe ou a valores acima dele o valor 1,0. **Para SSF5:** MI – médio inferior; atribui-se o valor 0,5; O – nível óptimo, atribui-se o valor 1,0; MS – médio superior, atribui-se o valor 0,5, abaixo de LI e acima de LS atribui-se o valor zero. **Para SSF9:** LI – limite inferior, abaixo do qual atribui-se o valor 1,0; M – médio, atribui-se o valor 0,5; LS – limite superior atribui-se a ele ou a valores acima dele o valor zero.

Para a quantificação das relações estabelecidas entre indicadores da qualidade do solo e funções do solo, Karlen *et al.* (1994a,b) propôs três funções de valoração padrão (*standard scoring functions* (SSF)) de modo a normalizar os indicadores da qualidade do solo (Figura 2.11): (i) “mais é melhor” (SSF3); (ii) “ótimo” (SSF5); (iii) “menos é melhor” (SSF9).

Os valores absolutos de cada indicador da qualidade do solo foram convertidos em valores relativos (*scores*), variando de 0 a 1. O valor relativo de cada indicador foi calculado após o estabelecimento de valores de referência indicados na bibliografia, ou propostos neste trabalho, e de coeficientes de ponderação para cada função e indicador do solo (Quadro 2.11).

Quadro 2.11 – Valores limite de referência e coeficientes de ponderação para determinação dos índices de qualidade do solo.

Função do solo	Coef 1	Indicador solo	Coef 2	SSF	LI	M	LS	MI	O	MS	Bibliografia
Relações água	0,4	C total	0,50	3	6	12	20	-	-	-	a)
		MVap	0,50	9	1,3	1,8	2,1				a)
Relações nutrientes	0,2	C total	0,25	3	6	12	20	-	-	-	a)
		N total	0,25	3	0,6	1,2	2,0	-	-	-	a)
		CTC	0,25	3	5	10	15	-	-	-	
		pH solo	0,25	5	3,5	-	9,5	4,5	6,0	7,5	b)
Relações enraizamento	0,4	C total	0,10	3	6	12	20	-	-	-	a)
		pH solo	0,10	5	3,5	-	9,5	4,5	6,0	7,5	b)
		MVap	0,30	9	1,3	1,8	2,1	-	-	-	a)
		Esp efectiva	0,50	3	60	80	100	-	-	-	c)

MVap – massa volúmica aparente; Coef 1 – coeficiente de ponderação da função; Coef 2 – coeficiente de ponderação do indicador. Ver o significado das outras siglas na Figura 2.11.

a) Karlen *et al.* (1994a); **b)** os limites MI, O e MS foram propostos neste trabalho com base nas preferências de valores de pH pelas espécies *PM* e *CS*; os limites LI e LS foram propostos por Hussain *et al.* (1999); **c)** propostos neste trabalho com base na sobrevivência e crescimentos das espécies *PM* e *CS*. Estes limites são similares aos estabelecidos por Wang & Gong (1998), para condições do Sul da China.

Os coeficientes de ponderação foram estabelecidos com base na bibliografia e na importância de cada função do solo e de cada indicador nessas funções. Na opinião de Archibold *et al.*, 2000, sobre os parâmetros relacionados com as espécies *PM* e *CS* (sobrevivência, crescimentos e sistema radical), a sobrevivência das espécies está essencialmente dependente da disponibilidade de água e das condições de enraizamento das plantas e menos da disponibilidade de nutrientes, pelo que se atribuíram factores de ponderação iguais e mais elevados às duas primeiras funções (0,4) e menor à última (0,2). Igualmente se verificou, no decorrer deste trabalho, que o volume de solo explorado pelas raízes, sobrevivência e crescimentos das plantas era, de um modo geral, favorecido pela redução da massa volúmica aparente (ou da resistência do solo à penetração) e

principalmente pelo aumento da espessura efectiva, pelo que a estes indicadores foram atribuídos coeficientes de ponderação mais elevados (0,3 e 0,5, respectivamente) quando relacionados com as condições de enraizamento (Mausbach & Seybold, 1998). Para os restantes indicadores não foram observadas relações directas com o comportamento das plantas, pelo que dentro de cada função se atribuíram os mesmos coeficientes de ponderação.

2.3.3.2. Determinação dos índices de qualidade do solo

Com base nas funções de valoração padrão (SSF) e nos valores de referência estabelecidos, foi atribuído a cada indicador um valor relativo (*score*) entre 0 e 1 (Karlen *et al.*, 1994a,b; Mausbach & Seybold, 1998; Hussain *et al.*, 1999). Os índices foram determinados da seguinte forma: relações com a água = f (χ C orgânico + χ massa volúmica); relações com os nutrientes = f (χ C orgânico + χ N total + χ CTC + χ pH); relações com o enraizamento = f (χ C orgânico + χ pH + χ massa volúmica + χ espessura efectiva), onde χ é o coeficiente de ponderação de cada indicador, sendo estes últimos representados pelo valor relativo. Finalmente, aplicou-se a equação (Karlen *et al.*, 1994a,b; Seybold *et al.*, 1998; Hussain *et al.*, 1999):

$$\text{Índice de qualidade do solo} = f(\gamma \text{ rel. água} + \gamma \text{ rel. nutrientes} + \gamma \text{ rel. enraizamento})$$

γ – coeficiente de ponderação de cada função.

Na determinação dos índices de qualidade do solo, foram utilizados os dados obtidos nos primeiros 40 cm de solo da linha de plantação de cada tratamento. De facto, no solo original (TSMO) e nos tratamentos de mobilização ligeira (SMPC, RCAV) este limite corresponde à grande maioria da espessura do solo susceptível de ser explorada pelos sistemas radicais. Nos tratamentos de mobilização intermédia (SRVC, RLVC) e intensiva (RCVC e RCLC), esta espessura, embora superior, apresenta características idênticas em todo o perfil.

2.4. Processo erosivo do solo

A produção de sedimento e o escoamento superficial durante um evento (período de precipitação) ou uma sequência de eventos podem ser obtidos a diferentes escalas: ao nível

da bacia ($>10^4$ m²), ao nível da parcela (10 a 10^4 m²) ou ao nível da micro-parcela (<10 m²) (Mutchler *et al.*, 1988). Dada a natureza e os objectivos do presente ensaio, os dados foram obtidos ao nível da micro-parcela, pois, só assim foi possível obter informação consistentemente comparável sobre o efeito das técnicas de preparação do terreno na erosão.

2.4.1. Micro-parcelas de erosão

Para a avaliação da produção de sedimento e do escoamento superficial, delimitaram-se micro-parcelas de erosão rectangulares com chapas galvanizadas enterradas cerca de 10/15 cm no solo, com uma área entre 2,3 m² e 2,9 m² (largura fixa de 1 m e comprimento variável, de acordo com a possibilidade de instalação no terreno), com duas repetições por tratamento em cada bloco. Na frente de cada micro-parcela, foi colocada, ao nível do solo, uma peça metálica com base triangular, construída para o efeito, com 1 metro de largura e 10 cm de altura, fechada em todos os lados com excepção do voltado para a micro-parcela. Na zona mais afunilada foi aberto um orifício, que comunica com um segmento de tubo de plástico flexível, de modo a permitir o escoamento da água e sedimento para um depósito enterrado no solo, com capacidade de 10 litros (Figura 2.12).

A aplicação da técnica de preparação do terreno RCLC gerou elevada rugosidade superficial do solo, o que impossibilitou a colheita de água de escoamento e sedimentos nas parcelas deste tratamento.

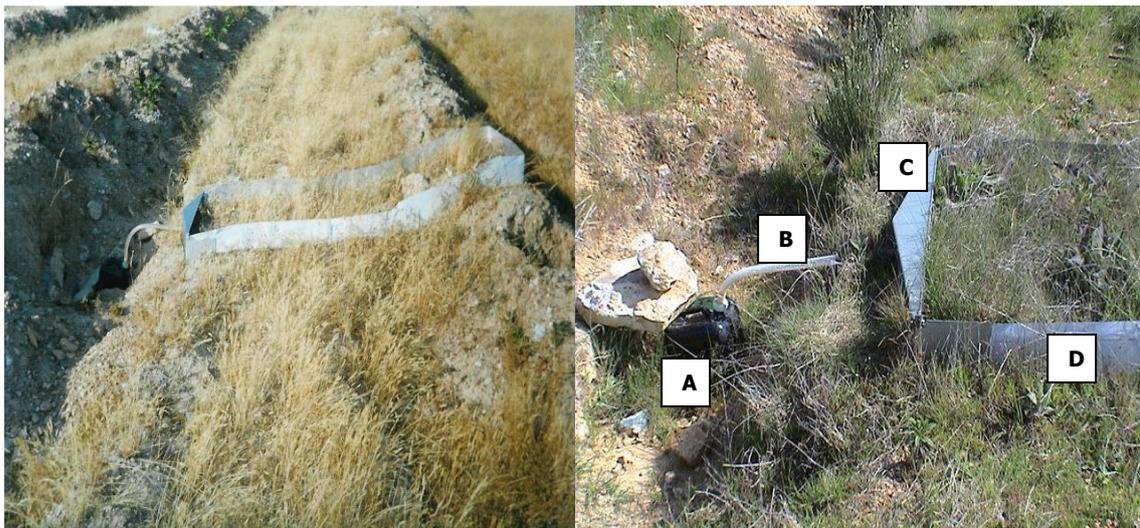


Figura 2.12 – Micro-parcelas de erosão utilizadas na recolha de água de escoamento superficial e sedimento. Depósito de recolha (A); tubo de ligação entre a base da micro-parcela e o depósito (B); Peça metálica com base triangular colocada na frente da micro-parcela (C); Chapa lateral de limite da micro-parcela (D).

As colheitas foram realizadas durante 2 anos (Março de 2002 a Abril de 2004), após cada evento, totalizando 21 eventos. Definiu-se evento como um período de precipitação (Figueiredo, 2001). No final daquele período a produção de sedimento era praticamente nula, não se justificando a continuidade das colheitas. Foi contabilizado o número de chuvadas por evento, de acordo com o critério das 6h de intervalo entre períodos de precipitação (Matos & Silva, 1986), bem como a altura (mm) das chuvadas e eventos. O sedimento depositado na peça metálica, foi recolhido com o auxílio de espátulas e pincéis, seco a 105°C e contabilizado juntamente com o sedimento em suspensão na água de escoamento. Em laboratório foi quantificado o volume de água proveniente de cada micro-parcela por evento e retirada, depois de agitação enérgica da água, uma amostra de 100 ml, a qual foi à estufa a 105°C, para avaliação da quantidade de sedimento em suspensão. Nos cálculos da produção de sedimento e água de escoamento por micro-parcela e evento utilizaram-se as seguintes expressões:

Produção de sedimento

$$PS = ((Csa \times Vae) + Psf) / A \text{ (g m}^{-2}\text{)}$$

Csa – concentração de sedimento em 100 ml de água de escoamento (g L^{-1}); Vae – volume de água de escoamento (L); Psf – peso de sedimento colhido na frente da micro-parcela (g); A – área da micro-parcela (m^2). Utilizou-se a unidade g m^{-2} uma vez que é a mais consistente com a escala do dispositivo experimental.

Escoamento superficial

$$ES = Vae / A \text{ (mm)}$$

Foi também calculado o coeficiente de escoamento (C_e), definido como a razão entre o escoamento e a quantidade de precipitação, ambas as variáveis expressas em milímetros. Os resultados apresentados referem-se à totalidade dos eventos, perfazendo um total de 1876,2 mm de precipitação nos dois anos.

Dada a relação não monótona entre comprimento da parcela, produção de sedimento e escoamento superficial (Poesen *et al.*, 1994), foram ainda instaladas 6 parcelas com 14 m^2 cada (1 m de largura e 14 m de comprimento) no tratamento testemunha de erosão (1 tratamento \times 3 blocos \times 2 repetições), com o objectivo de testar, nas condições em estudo, o efeito comprimento da parcela na produção de sedimento e escoamento superficial.

2.4.2. Qualidade dos sedimentos

Dado que o sedimento contabilizado em cada evento não apresentou sempre quantidade suficiente para análise laboratorial, definiu-se como metodologia reunir em amostras compósitas o sedimento produzido por micro-parcela de erosão nos eventos dos períodos Primavera/Verão e Outono/Inverno de cada ano de estudo do processo erosivo. Como referido anteriormente, o ensaio prolongou-se por dois anos (Março de 2002 a Abril de 2004) e só foi possível criar amostras compósitas nos períodos Primavera/Verão 2002 (Março a Setembro de 2002) e Outono/Inverno 2002-2003 (Outubro de 2002 a Março de 2003), uma vez que a produção de sedimento a partir desta data foi muito baixa não permitindo prosseguir com a metodologia estabelecida. O sedimento recolhido no solo original (TSMO), em nenhum dos períodos foi suficiente para a realização de análises.

Com o objectivo de avaliar a qualidade dos sedimentos, as amostras de sedimento foram secas ao ar, crivadas (crivo de malha de 2 mm) e analisadas para parâmetros físicos e químicos. Os parâmetros físicos resumem-se à determinação da textura por análise mecânica e os parâmetros químicos incluem o valor de pH, concentrações de C, N, P, K, bases de troca, acidez de troca, capacidade de troca catiónica efectiva e grau de saturação em bases.

A transferência de constituintes do solo, por acção do processo erosivo, foi avaliada através do recurso a índices de enriquecimento (IE). Para o cálculo dos IE utilizou-se a razão (Gachene *et al.*, 1997):

$$\text{IE} = \frac{\text{concentração do elemento no sedimento}}{\text{concentração do elemento no solo original}}$$

Assim, sempre que os IE são superiores à unidade significa que o sedimento foi enriquecido naquele constituinte em relação ao solo original, podendo indicar a ocorrência de perda da fertilidade natural do solo por acção do processo erosivo.

2.4.3. Copos de salpico

A susceptibilidade do solo ao destacamento por salpico foi avaliada através da instalação de copos de PVC (área de recolha = $19,6 \times 10^{-4} \text{ m}^2$) com um papel de filtro no interior (Figura 2.13). O número de repetições por bloco variou de acordo com o tipo de tratamento. Nos tratamentos com armação do terreno em vala e câmara (SRVC, RLVC,

RCVC) foram colocados 8 copos (4 no cômoro e 4 na entre linha – situações topográficas diferentes). Nos tratamentos TSMO, SMPC, RCAV e TERO, dada a relativa homogeneidade das parcelas, foram colocados 4 copos por tratamento. Cada conjunto de 4 copos constitui uma bateria de copos colocados na parcela a partir de uma distribuição aleatória considerando os 4 pontos dos vértices de um retângulo de 2×1 m. Na colocação dos copos houve o cuidado de os deixar cerca 2 a 3 cm acima da superfície do solo nas zonas planas e cerca de 5 cm na parte a montante nas zonas inclinadas (cômoro), de modo a evitar a interferência do escoamento superficial (Savat & Poesen, 1981). As colheitas dos filtros foram efectuadas em simultâneo com as colheitas nas micro-parcelas de erosão, com excepção do período de Verão, que não foi possível efectuar a recolha, devido à destruição ou deslocação dos filtros pela acção da macrofauna do solo. O final do período de colheita corresponde à situação em que praticamente não ocorria destacamento devido à vegetação espontânea que foi colonizando o solo e cobrindo os copos (Figura 2.13 B). Quando das colheitas, os filtros foram colocados individualmente no interior de pequenos frascos de boca larga devidamente identificados. Em laboratório o conjunto (frasco + filtro) foi pesado e levado a estufa a 105° durante 48 horas. O conjunto foi pesado de novo e retirado o peso do conjunto frasco + filtro sem sedimento. Assumiu-se como peso do filtro a média do peso de 20 filtros colocados nos copos em cada evento. Finalmente, a massa de sedimentos obtida foi referida à unidade de área de recolha. Os dados dizem respeito a 14 eventos e foram relacionados com a produção de sedimento por escoamento superficial.

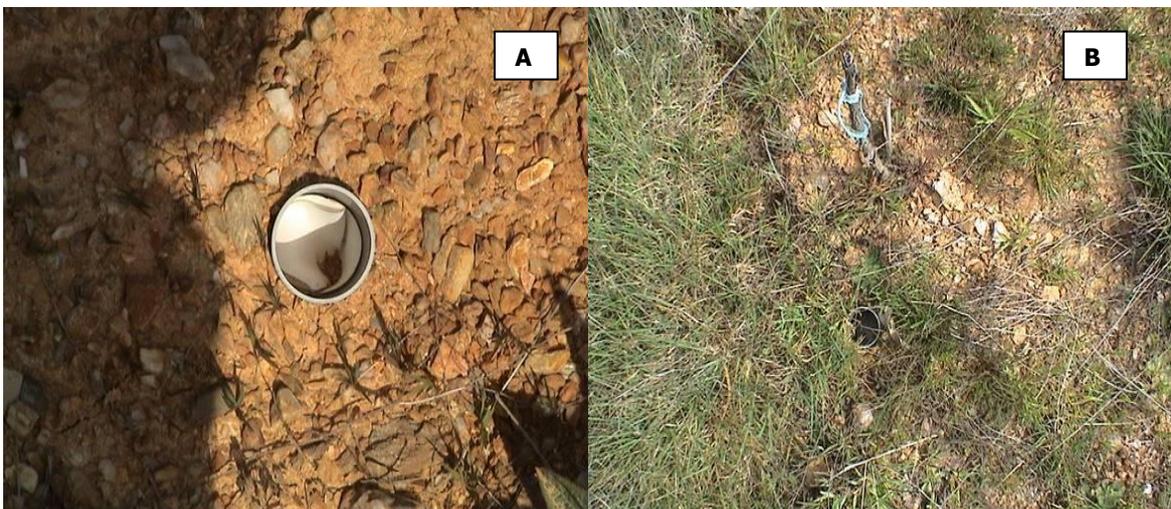


Figura 2.13 – Copos de salpico no início (A) e no final do período das colheitas (B).

2.4.4. Índices de erosividade

O efeito da precipitação na perda de solo foi avaliado através da determinação de índices de erosividade. No cálculo dos índices utilizaram-se como características da precipitação: energia cinética (E_c), intensidade da precipitação (I), quantidade de precipitação (P), as quais foram tomadas isoladamente (I , P , E_c) e combinadas entre si (EI e PI). Os índices foram analisados para as durações da precipitação 10, 20, 30 minutos (exemplo, $I10'$, $P10'$, $EI10'$, $PI10'$) e 1, 3, 6, 12, 24 horas (exemplo, $I1h$, $P1h$, $EI1h$), utilizando os dados pluviométricos obtidos na estação meteorológica instalada no campo experimental. A energia cinética de cada período de precipitação foi calculada pela aplicação da expressão proposta por Wischmeier & Smith (1978):

$$E_c = 0,119 + 0,0873 \log I$$

E_c – energia cinética por unidade de precipitação ($\text{MJ ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$); I – intensidade da precipitação (mm h^{-1}); equação aplicável para intensidades até $76,2 \text{ mm h}^{-1}$.

A intensidade da precipitação foi em 62% dos eventos inferior a 20 mm h^{-1} e no total dos eventos inferior a 35 mm h^{-1} . A opção por esta expressão está relacionada com a universalidade da sua aplicação e consequente possibilidade de comparação dos dados obtidos com outros existentes na bibliografia.

A qualidade da relação dos índices com a perda de solo foi avaliada mediante ajustamento por regressão de equações lineares, as quais mostraram ser as mais adequadas.

2.4.5. Rugosidade superficial

Para avaliar o efeito das diferentes técnicas de preparação do terreno na rugosidade superficial do solo das micro-parcelas de erosão, foi utilizada uma barra de alumínio de secção quadrada com 3 m de comprimento associada a um nível, para garantir a sua perfeita horizontalidade, e medidas distâncias da barra ao solo de 10 em 10 cm (Figura 2.14). Foram construídos dois perfis topográficos por micro-parcela e determinados os índices de rugosidade aleatória (RR) (Allmaras *et al.*, 1966). A partir destes dados também foram determinados os declives das micro-parcelas.



Figura 2.14 – Avaliação da rugosidade superficial do solo. Aspecto geral da parcela (A) e pormenor de medição (B).

2.4.6. Pedregosidade superficial

Na determinação da percentagem de pedregosidade à superfície foi utilizada uma grelha de 50×50 cm com malha de 2×2 cm e identificados os nós da malha coincidentes com pedra. Foram realizadas 6 repetições por tratamento e bloco no ano da instalação dos tratamentos.

2.4.7. Coberto vegetal

No sentido de avaliar a evolução da colonização do solo por vegetação natural ao longo do tempo, foram efectuadas observações no período de repouso vegetativo (Janeiro) no final da Primavera (Maio) e no final do Verão (Setembro), nos anos 2002, 2003 e 2004. No ano 2002 foram feitas fotografias a cores nas micro-parcelas de erosão, nas quais foi adoptado um sistema de quadrícula de pontos para contagem das áreas cobertas com vegetação. Nos anos 2003 e 2004, dada a elevada densidade de vegetação optou-se pelo método de comparação visual no terreno, que consiste na comparação de imagens correspondentes a fracções de cobertura com as observadas na superfície do solo, atribuindo a estas um valor por aproximação (Godron, 1983).

2.5. Massa de carbono no sistema

Para a avaliação da massa de carbono no sistema foram analisadas amostras de biomassa aérea e subterrânea (vegetação herbácea e espécies florestais) e de solo. As amostras de biomassa herbácea aérea e subterrânea foram colhidas numa área de um metro quadrado (Figura 2.15 A, B, C). As amostras de solo foram colhidas nas profundidades 0-5, 5-15, 15-30 e 30-60 cm, uma vez que a concentração de carbono varia de forma mais acentuada nas camadas superficiais. Nas mesmas profundidades foram retiradas amostras não perturbadas para determinação da massa volúmica aparente (Figura 2.15 D).



Figura 2.15 – Recolha de amostras de vegetação herbácea e solo para avaliação da massa de carbono no sistema. Colheita da parte aérea da vegetação herbácea (A); colheita das raízes da vegetação herbácea (B); Aspecto da área antes da abertura da trincheira (C); Colheita de mostras de solos para determinação da concentração de carbono e colheita de amostras não perturbadas para determinação da massa volúmica aparente do solo (D).

Nos tratamentos com armação do terreno em vala e câmore (SRVC, RLVC, RCVC) as colheitas foram efectuadas em 10 locais (5 na linha de plantação e 5 na entre linha de plantação) por tratamento e bloco, enquanto que nos tratamentos TSMO, SMPC, RCAV e RCLC dada a homogeneidade das parcelas, foram efectuadas em 5 locais por tratamento e bloco. Todos os locais foram seleccionados de forma aleatória.

Na determinação da massa de carbono (MC) do solo por unidade de área (kg m^{-2}) utilizou-se a seguinte equação:

$$MC = C \times MTF$$

C – concentração de carbono (g kg^{-1}); MTF – massa de terra fina (kg)

Na determinação da quantidade total de carbono nos solos dos tratamentos com armação do terreno em vala e câmore, ponderou-se com as percentagens de área representativas da linha de plantação (LP) e entre linha de plantação (EL).

A biomassa aérea e radical das espécies florestais foi determinada a partir de 16 árvores (8 *PM* e 8 *CS*) em tratamentos de intensidade de mobilização intermédia (RLVC) e intensiva (RCLC). Para efeitos de determinação do carbono acumulado na biomassa, assumiu-se que os tratamentos SRVC (mobilização intermédia) e RCVC (mobilização intensiva) possuíam o mesmo valor de biomassa por árvore que os tratamentos RLVC e RCLC, respectivamente, sendo a biomassa aérea e radical por unidade de área (g m^{-2}) ajustada em função da densidade actual de árvores. A concentração de carbono foi analisada em todas as amostras de biomassa aérea e radical, pelo método referido no Ponto 2.7.2.1.

A biomassa aérea foi separada nos componentes tronco, ramos, raminhos e folhas e a biomassa radical em quatro classes de diâmetro (<2, 2-5, 5-10 e 10-20 mm). Cada componente foi pesado antes e após secagem a 60-65°C até peso constante.

Para efeitos de determinação da biomassa aérea e radical das espécies *PM* e *CS* consideraram-se os tratamentos nos quais foi avaliada (RLVC e RCLC). Os valores apresentados representam valores potenciais, uma vez que na sua determinação por unidade de área (g m^{-2}) considerou-se a densidade máxima de plantas por hectare de acordo com o compasso utilizado (640 plantas da espécie *PM* e 640 plantas da espécie *CS*).

2.6. Avaliação do comportamento das espécies *P. menziesii* e *C. sativa*

2.6.1. Crescimento e mortalidade

Na avaliação do crescimento e mortalidade das espécies, foi observado o estado das plantas e realizadas medições da altura total da parte aérea (h) (com fita metálica) e diâmetro do caule ao nível do solo (d) (com craveira digital) de todas as plantas, imediatamente após a plantação e aos 12, 24, 27, 30, 36, 39 e 42 meses, correspondendo a quatro estações de crescimento. Na terceira e na quarta estações de crescimento, foram avaliados os crescimentos de Primavera (27 e 39 meses) e os crescimentos de Verão (30 e 42 meses) em dois anos consecutivos. Contabilizou-se a mortalidade das espécies utilizadas antes do período estival (ape – Maio) e depois do período estival (dpe – Setembro), por contagem das plantas mortas, no ano da plantação (2002), nos anos das retanchas (2003 e 2004) e no ano 2005. Como complemento a estas medições foram efectuadas observações de sistemas radicais de plantas que morreram durante o período estival. Na avaliação dos parâmetros de crescimento nos anos 2003, 2004 e 2005, foram excluídos os tratamentos SMPC e RCAV devido à falta de árvores, resultante da elevada mortalidade aí registada no ano da plantação e nos anos das retanchas.

Para cada um dos tratamentos foram determinados o acréscimo anual e o acréscimo corrente (acrécimo periódico médio) em altura (AAh, ACh, respectivamente) e diâmetro (AAd, ACd, respectivamente) e a razão altura/diâmetro do caule ao nível do solo das plantas no ano da plantação (h/d).

Na determinação do acréscimo anual (AA) e do acréscimo corrente (AC) das variáveis altura (h) e diâmetro (d) utilizaram-se, respectivamente, as expressões (1) e (2):

$$AA = X_{m+1} - X_m \quad (1)$$

m – ano

$$AC = (X_{m+n} - X_m)/n \quad (2)$$

n – número de anos

2.6.2. Potencial hídrico foliar no período estival

Com recurso à câmara de pressão de Scholander *et al.* (1965), efectuou-se a medição do potencial hídrico foliar em plantas de *Castanea sativa*, nos tratamentos SMPC, RCAV, SRVC, RLVC, RCVC e RCLC. As medições foram efectuadas antes do nascer do sol

(potencial hídrico foliar de base), nas cinco melhores árvores por tratamento e em duas folhas por árvore, nos anos 2003, 2004 e 2005. No ano 2003 as medições foram realizadas mensalmente durante o período estival (Junho a Setembro). No ano 2004 só foi possível medir em Julho e Agosto devido a ter ocorrido uma avaria na câmara de pressão, sem possibilidade da sua reparação em tempo útil. No ano 2005 as medições foram efectuadas de madrugada e às 12 horas (potencial mínimo diário), com medições realizadas apenas em Setembro, devido à falta de recursos humanos qualificados. Nos dias em que se efectuou a determinação dos potenciais hídricos foliares, também foi determinado o teor de humidade do solo.

O potencial hídrico foliar de madrugada permite obter uma estimativa do potencial hídrico do solo na interface com as raízes devido ao equilíbrio existente, ao fim da noite, entre os dois potenciais, na proximidade das raízes (Améglio *et al.*, 1999; David *et al.*, 2005). O potencial hídrico foliar às 12 h corresponde à força motriz do fluxo de água entre o solo e as folhas (David *et al.*, 2005). Não foram realizadas medições na espécie *Pseudotsuga menziesii* por falta de equipamento apropriado.

2.6.3. Sistemas radicais

Em Fevereiro de 2003 e 2004, foram realizadas observações de sistemas radicais de plantas que morreram durante o período estival nos tratamentos de mobilização ligeira do solo (SMPC, RCAV), para melhor compreender a elevada mortalidade aí registada. Em Maio/Junho de 2003 e 2004 foram realizadas observações dos sistemas radicais de plantas sobreviventes, com 14 e 26 meses de idade, sem e com destruição das plantas, respectivamente.

Aos 14 meses foram observadas 4 plantas por tratamento em cada bloco, duas de *PM* e duas de *CS*, nos tratamentos SRVC, RLVC, RCVC e RCLC (dado que nos restantes, ou não havia plantas ou estavam em mau estado vegetativo) num total de 48 plantas observadas (24 *PM* e 24 *CS*), aleatoriamente seleccionadas, com a restrição de não existirem falhas à volta da árvore a observar. Para esse efeito, foram feitos dois cortes no terreno junto às árvores, um paralelo e outro perpendicular à linha de plantação, com 80 cm de largura, 50 a 80 cm de profundidade e 1 cm de distância à árvore. Nestes cortes foi colocada uma grelha de 50 × 50 cm, com malha de 2 × 2 cm (Figura 2.16 A) e quantificados: número, comprimento, classes de profundidade e diâmetro das raízes, camada de solo com maior densidade de raízes e volume de solo explorado pelas raízes.

Para estimar o volume do solo explorado pelas raízes considerou-se como figura geométrica de referência o cilindro. Cada corte foi dividido em cilindros de 10 cm de altura e diâmetro variável de acordo com a crescimento lateral das raízes. O volume final por corte resultou do somatório dos volumes individuais dos cilindros.

Aos 26 meses foram observadas árvores nos tratamentos RLVC e RCLC, com mobilização do solo intermédia e intensiva, respectivamente (nos tratamentos com mobilização do solo pouco intensiva, não existiam plantas ou estavam em mau estado vegetativo), nos blocos I e II (as características do bloco III são intermédias a estes dois). Os tratamentos e blocos seleccionados, de algum modo, são representativos do ensaio experimental, e dada a morosidade do trabalho, a escassa mão de obra, os dados das observações do ano anterior e a pouca informação que acrescentaria, aparentemente não se justificavam mais observações.



Figura 2.16 – Observação de sistemas radicais em plantas com 14 meses de idade (A). Observação e colheita dos sistemas radicais em plantas com 26 meses de idade (B e C). Aspecto, frequentemente observado, da parte terminal de uma raiz (C).

Foram observadas 4 árvores por tratamento em cada bloco (2 *PM* e 2 *CS*), num total de 16 árvores, seleccionadas de acordo com a altura média das árvores de cada espécie na parcela, com a restrição de não existirem falhas à volta da árvore a observar, de modo a que o espaço disponível para o crescimento das raízes fosse comparável. Para exposição do sistema radical procedeu-se, cuidadosamente, à abertura manual de trincheiras (Figura 2.16 B, C, D), sendo todas as raízes seguidas até à extremidade, colhidas e quantificadas as variáveis anteriormente referidas. Foi ainda quantificada a biomassa radical por classe de diâmetro, expressa em gramas de matéria seca por metro quadrado de terreno (g m^{-2}).

O estudo decorreu na Primavera (Maio/Junho, 2003 e 2004), período do ano que corresponde à máxima produção de raízes para a maioria das espécies (Persson, 1978 cit. Curt *et al.*, 2001). As raízes foram contabilizadas em intervalos de 10 cm, do topo para o fundo da trincheira, e agrupadas em quatro classes de diâmetro: <2 mm (finas), 2-5 mm (pouco finas), 5-10 mm (médias) e 10-20 mm (grossas) (Bohm, 1979). No campo, a distinção entre as raízes das espécies florestais (*PM* e *CS*) e as raízes de espécies adventícias foi muito fácil de realizar, com base em características morfológicas e físicas como a cor e a flexibilidade.

2.7. Metodologia analítica das amostras de solo

As amostras de solo colhidas nos perfis para caracterização dos solos e avaliação da qualidade dos mesmos, as amostras de sedimentos resultantes do processo erosivo e as amostras para avaliação da concentração e massa de carbono no solo, foram secas ao ar seguidas de passagem por crivo de malha de 2 mm e analisadas para propriedades físicas e químicas.

As determinações de textura e propriedades químicas do solo foram realizadas no Laboratório de Solos da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD).

2.7.1. Propriedades físicas

2.7.1.1. Percentagem de elementos grosseiros

Os elementos grosseiros, partículas minerais com dimensões superiores a 2 mm, foram incluídos num só lote e expressos em percentagem em relação ao peso total da amostra.

2.7.1.2. Textura

As amostras com quantidade de matéria orgânica superior a 1% foram submetidas a um pré-tratamento com vista à destruição da mesma. Utilizou-se, para o efeito, água oxigenada a 20 volumes e aquecimento em placa a temperatura controlada de cerca de 80 °C. As proporções dos quatro lotes granulométricos da terra fina (areia grossa, areia fina, limo e argila) foram determinadas pelo processo de análise mecânica, descrito por Silva (1967). Na determinação da areia grossa utilizou-se o método de crivagem, na determinação do limo e argila o método de pipetagem e na determinação da areia fina o método de sedimentação e decantação. A partir dos valores obtidos para os quatro lotes granulométricos determinou-se a classe de textura de acordo com o diagrama proposto por Gomes e Silva (1962).

2.7.2. Propriedades químicas

2.7.2.1. Carbono orgânico e matéria orgânica

O carbono orgânico foi determinado em analisador elementar de carbono, por combustão a 1100°C e detecção por NIRD, em uso no Laboratório de Solos da UTAD. A quantidade de matéria orgânica foi calculada por multiplicação do teor de carbono pelo factor 1,724, geralmente aceite, tendo em atenção a percentagem média de carbono dos compostos orgânicos do solo.

2.7.2.2. Azoto total

O teor de azoto total foi determinado no extracto após digestão da amostra com H₂SO₄ + H₂O₂, segundo o método descrito por Houba *et al.* (1986).

2.7.2.3. Determinação do valor de pH

Os valores de pH, em H₂O e KCl, foram determinados pelo método potenciométrico, em suspensões de solo:água e solo:KCl (1:2,5), segundo o método descrito por Mclean (1982).

2.7.2.4. Fósforo e potássio extractáveis

Analisados pelo método de Egner-Riehm, descrito por Balbino (1968). O potássio foi quantificado por espectrofotometria de emissão de chama e o fósforo por espectrofotometria de absorção molecular em analisador de fluxo segmentado.

2.7.2.5. Bases de troca

A análise do Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ de troca foi realizada através da extracção com uma solução de $\text{NH}_4\text{CH}_3\text{COO}$ 1 M a pH 7,0 (Thomas, 1982). A determinação das concentrações em Ca^{2+} e Mg^{2+} no extracto foi realizada por espectrofotometria de absorção atómica e a dos teores em K^+ e Na^+ realizada por espectrofotometria de emissão de chama.

O valor da soma das bases de troca (SBT) foi calculado pelo somatório dos valores individuais dos cátions referidos.

2.7.2.6. Acidez de troca e alumínio de troca

Determinados por extracção com KCl 1M, seguido de agitação e centrifugação dos extractos. A acidez de troca (AT) foi quantificada por titulação com NaOH 0,05M e o alumínio de troca por retrotitulação com HCl 0,05M (Thomas, 1982).

2.7.2.7. Capacidade de troca catiónica efectiva e grau de saturação em bases

Com base nas determinações químicas anteriores, foi possível determinar a capacidade de troca catiónica efectiva ($\text{CTCe} = \text{SBT} + \text{AT}$) e o grau de saturação em bases, expresso em percentagem da CTCe ($\text{GSBe} = ((\text{SBT} / \text{CTCe}) \times 100)$).

2.8 Análises estatísticas

O tratamento estatístico dos dados baseou-se em análises de variância e testes de comparação múltipla de médias (Tukey, 5%) para todas as características e determinações. Nesta análise utilizaram-se como factores os blocos e tratamentos. Apresentam-se apenas os resultados dos factores com efeitos significativos nas variáveis analisadas. Para os valores da percentagem de mortalidade (taxa de mortalidade) foi efectuada a prévia transformação da variável através da expressão $2 \arcsin \sqrt{x}$, conforme Dagnelie (1973). A estimativa do grau de relação entre variáveis foi determinada por análise de regressão (linear, exponencial, logarítmica e potência) e correlação simples.

3. Resultados e Discussão

3.1. Qualidade do solo

A qualidade do solo foi avaliada por observações e medições directas no terreno e através de análises laboratoriais (físicas e químicas) e cálculo de índices de qualidade do solo.

3.1.1. Efeitos das técnicas de preparação do terreno em propriedades relevantes para a qualidade do solo

3.1.1.1. Modificações na morfologia do perfil do solo

Os perfis observados no solo original (TSMO), nos tratamentos de mobilização ligeira (SMPC, RCAV) e na entre linha de plantação (EL) dos tratamentos com armação do terreno em vala e câmore (SRVC, RLVC, RCVC), geralmente são muito idênticos, com horizontes bem diferenciados, tendo sido observados os horizontes Ap, AB, Bw, BC, C (o horizonte de transição AB foi observado somente nos solos do bloco I). Os perfis referidos são muito similares aos observados na situação antes da aplicação das técnicas de preparação do terreno (ver Ponto 2.1.4; Figuras 2.6, 2.7 e 2.8). A existência de perfis naturais comprova que a mobilização ligeira do solo exerce baixa influência na alteração das propriedades morfológicas originais do solo e que a ripagem (aplicada em toda a área das parcelas dos tratamentos RCAV e RCVC) causa o rompimento das camadas do solo sem inversão e mistura dos horizontes (Martins & Pinto, 2004). Todas as situações referidas, mantêm sensivelmente a espessura efectiva do solo original (50 a 60 cm), com aumento considerável da compactidade a partir dos 25/30 cm.

No que respeita aos perfis observados na linha de plantação (LP) e no câmore (CO) dos tratamentos com armação do terreno em vala e câmore, constata-se que na maioria dos casos, não é possível distinguir de forma nítida horizontes, sendo o solo essencialmente constituído por uma camada única heterogénea com mistura de material fino e rocha desagregada resultante da mobilização, a qual determinou mistura de características dos vários horizontes. Observações similares são referidas por Martins & Pinto (2004) num ensaio instalado com armação do terreno em vala e câmore com ripagem localizada e contínua. Comparativamente ao solo original, a LP apresenta um acréscimo da espessura efectiva que varia de 15 (RCVC) a 33 cm (SRVC) e o CO um acréscimo que varia de 28 a

53 cm, nos mesmos tratamentos. Este acréscimo de espessura contribuiu para um aumento de volume de solo susceptível de ser explorado pelas raízes das plantas, o que vem a reflectir-se de forma diferente na sobrevivência e nos crescimentos das espécies *PM* e *CS* (ver Ponto 3.1.1.2 B, Figuras 3.1.1. e 3.1.2).

Finalmente, no tratamento com lavoura contínua do solo (RCLC), o efeito da lavoura é muito visível, não tendo sido possível a distinção de horizontes nos perfis observados. Basicamente, o solo é constituído por uma camada única heterogénea com “bolsas” de antigos horizontes, sendo frequentemente observado material do horizonte A a 80/90 cm de profundidade e material do horizonte C na camada superficial. Por comparação com o solo original a espessura efectiva teve um acréscimo de cerca de 40 cm.

3.1.1.2. Modificações nas propriedades físicas do solo

A) Granulometria das partículas do solo

A textura, convenientemente identificada em termos de conteúdo em areia, limo e argila, é uma importante propriedade qualitativa do solo que controla a retenção de água, de nutrientes e as trocas gasosas com a atmosfera, interferindo ainda com outras propriedades e processos que têm lugar no solo. A textura do solo é frequentemente identificada como um indicador da sua qualidade (Seybold *et al.*, 1998; Wang & Gong, 1998; Karlen *et al.*, 1994a,b; Mausbach & Seybold, 1998; Brejda *et al.*, 2000; Islam & Weil, 2000; Saviozzi *et al.*, 2001; Nortcliff, 2002; Andrews *et al.*, 2003; Dexter, 2004).

Os solos do campo experimental apresentam classes de textura que variam predominantemente de franco a franco-arenoso (Quadros 3.1.1 a 3.1.5). Todavia, ocorrem variações na distribuição das fracções areia, limo e argila, que podem conduzir a diferenças no tamanho dos poros e conseqüentemente a diferenças nas condições de arejamento e retenção de água no solo (Dexter, 2004). De um modo geral, não ocorrem diferenças significativas entre tratamentos para a fracção de terra fina (areia, limo e argila), porém os tratamentos com armação do terreno em vala e câmara (SRVC, RLVC, RCVC) apresentam um aumento da percentagem de argila na camada mineral superficial (0-20 cm), mostrando tendência inversa nas camadas de solo mais profundas (20-40 e 40-60 cm), relativamente ao solo original (TSMO) (Quadro 3.1.1). Uma vez que as plantas jovens estão essencialmente dependentes do teor de humidade das camadas superficiais (Fernandes & Fernandes 1998; Kanegae *et al.*, 2000), estes teores mais elevados em argila podem contribuir para o aumento de retenção de água e absorção de nutrientes quando das precipitações estivais, com reflexos positivos nas taxas de sobrevivência das espécies *PM* e

CS (ver Ponto 3.4.1). Relativamente à fracção de elementos grosseiros (Quadro 3.1.1), verifica-se uma redução significativa do seu teor nas profundidades 20-40 e 40-60 cm nos tratamentos de mobilização intermédia (SRVC, RLVC) e intensiva (RCVC, RCLC), comparativamente ao solo original (TSMO) e aos tratamentos de mobilização ligeira (SRVC, RCAV). A maior concentração de elementos grosseiros na camada mineral superficial (0-20 cm) pode estar relacionada com a perda de terra fina por acção do processo erosivo (Fernández-Sanjurjo, 1999).

Quadro 3.1.1 – Valores médios da granulometria das partículas do solo e classe de textura, por profundidade segundo os tratamentos (n=4).

Profund (cm)	Trat	EG AG AF Limo Argila					Classe textura
		(%)					
0-20	TSMO	57,1b	39,6a	33,9a	16,8a	9,7ab	Franco - arenoso
	SMPC	49,3ab	35,2a	32,7a	21,1ab	11,0ab	Franco - arenoso
	RCAV	54,6b	32,6a	33,8a	20,8ab	12,7ab	Franco
	SRVC	50,9ab	33,1a	28,8a	24,2ab	14,0b	Franco
	RLVC	53,7ab	27,7a	34,1a	25,2ab	12,9ab	Franco
	RCVC	46,1a	35,0a	26,3a	26,5b	12,1ab	Franco
	RCLC	49,0ab	37,6a	27,8a	25,9ab	8,7a	Franco
20-40	TSMO	56,6b	36,7a	29,4a	19,0a	14,9a	Franco
	SMPC	54,1b	34,9a	26,2a	19,9a	19,1a	Franco
	RCAV	57,0b	34,2a	32,7a	19,6a	13,5a	Franco
	SRVC	46,8a	33,1a	32,0a	24,6a	10,3a	Franco
	RLVC	47,1a	33,0a	32,4a	23,5a	11,2a	Franco
	RCVC	47,9a	36,6a	32,3a	20,8a	10,3a	Franco - arenoso
	RCLC	48,9a	33,1a	32,7a	21,4a	12,5a	Franco
40-60	TSMO	62,2b	42,1b	25,5a	16,7a	15,7a	Franco - arenoso
	SMPC	59,1b	36,4b	30,7a	14,7a	18,3a	Franco - arenoso
	RCAV	60,3b	33,6b	30,1a	20,8a	15,5a	Franco
	SRVC	40,9a	22,8a	38,9a	26,1a	12,1a	Franco
	RLVC	52,6a	30,6ab	33,7a	20,3a	15,4a	Franco
	RCVC	48,0a	39,8b	31,9a	16,7a	11,6a	Franco - arenoso
	RCLC	39,5a	35,6b	29,7a	23,3a	11,4a	Franco

EL – elementos grosseiros; AG – areia grossa; AF – areia fina. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$). Os valores das variáveis apresentadas correspondem à linha de plantação.

O efeito dos blocos (tipo de solo) fez-se sentir de forma evidente nos teores das partículas mais finas (limo e argila), sendo estes teores significativamente mais elevados no bloco I (Quadro 3.1.2), o que se explica pela natureza do substrato constituído por depósito do Período Pliocénico (Pereira *et al.*, 2000) e está em concordância com os resultados obtidos antes da mobilização. Enquanto neste bloco (declive médio 6%) ainda permanece material desse depósito, ao contrário, no bloco III (declive médio 12%) não é visível qualquer material desse depósito sedimentar. Os solos são ainda caracterizados por uma presença significativa de elementos grosseiros (Agroconsultores & Coba 1991), o que é particularmente evidente no bloco III (Quadro 3.1.2).

Quadro 3.1.2 – Valores médios da granulometria das partículas do solo e classe de textura, por profundidade segundo os blocos (n=28).

Profund (cm)	Bloco	%			Limo	Argila	Classe textura
		EG	AG	AF			
0-20	I	36,7a	27,9a	29,8a	28,3a	14,0a	Franco
	III	62,1b	39,9a	32,7a	18,0b	9,4b	Franco - arenoso
20-40	I	40,4a	29,1a	29,4a	26,0a	15,5a	Franco
	III	62,4b	37,8a	32,7a	19,0b	10,4b	Franco - arenoso
40-60	I	40,5a	29,7a	24,5a	24,2a	21,7a	Franco
	III	60,6b	40,0a	33,5a	16,5b	10,1b	Franco - arenoso
60-80	I	41,3a	32,2a	23,6a	18,4a	25,8a	Fr - argilo - aren
	III	62,1b	37,7a	33,5a	15,6a	13,2b	Franco - arenoso

Os valores das variáveis apresentadas correspondem à linha de plantação. Ver significado das letras e siglas no quadro 3.1.3.

Quadro 3.1.3 – Valores médios da granulometria das partículas do solo e classe de textura, por profundidade na linha de plantação (LP), na entre linha de plantação (EL) e no cômodo (CO) nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (n=4).

Situação	Profund (cm)	Trat	%			Limo	Argila	Classe textura
			EG	AG	AF			
LP	0-20	SRVC	50,9a	33,1ab	28,8a	24,2a	14,0a	Franco
		RLVC	53,7a	27,7a	34,1ab	25,2a	12,9a	Franco
		RCVC	46,1a	35,0b	26,3a	27,5a	11,1a	Franco
	20-40	SRVC	46,8a	33,1a	32,0a	24,6a	10,3a	Franco
		RLVC	47,1a	33,0a	32,4a	23,5a	11,2a	Franco
		RCVC	47,9a	36,6a	32,3a	20,8a	10,3a	Franco - arenoso
	40-60	SRVC	40,9a	30,8a	37,0a	20,1a	12,1a	Franco - arenoso
		RLVC	52,6a	30,6a	35,7a	19,3a	14,4a	Franco - arenoso
		RCVC	48,0a	35,8a	33,9a	18,7a	11,6a	Franco - arenoso
60-80	SRVC	44,7a	33,4a	28,9a	20,2a	17,6a	Franco	
	RLVC	52,8a	30,6a	33,7a	19,3a	16,4a	Franco	
	RCVC	49,8a	37,7a	26,3a	20,6a	15,4a	Franco	
EL	0-20	SRVC	42,6a	35,3a	32,6a	19,6a	12,5a	Franco - arenoso
		RLVC	35,8a	31,7a	34,6a	23,6a	10,1a	Franco
		RCVC	43,6a	32,5a	31,9a	25,4a	10,2a	Franco
	20-40	SRVC	41,4a	24,4a	30,8b	28,0a	16,8a	Franco
		RLVC	49,5a	33,7b	25,3a	24,1a	16,9a	Franco
		RCVC	45,7a	31,3b	29,0ab	25,2a	14,5a	Franco
	40-60	SRVC	45,0a	28,5a	34,8b	21,2b	15,5b	Franco
		RLVC	62,5b	55,6b	25,5a	14,3a	4,7a	Franco - arenoso
		RCVC	48,2a	47,8b	26,3a	21,8b	4,2a	Franco - arenoso
CO	0-20	SRVC	47,5a	35,1a	32,9a	20,5a	11,5b	Franco - arenoso
		RLVC	43,8a	35,7a	29,8a	23,5a	11,0b	Franco
		RCVC	48,8a	43,9a	28,5a	21,0a	6,6a	Franco - arenoso
	20-40	SRVC	49,2a	38,1a	35,5b	16,3a	10,0a	Franco - arenoso
		RLVC	40,5a	30,7a	34,9b	24,5a	9,8a	Franco
		RCVC	46,3a	49,4b	22,6a	18,1a	9,8a	Franco - arenoso
	40-60	SRVC	38,9a	34,2ab	30,5a	20,4ab	15,0b	Franco
		RLVC	43,5a	27,1a	37,8a	25,1b	10,0a	Franco
		RCVC	42,6a	36,3b	34,1a	18,7a	8,9a	Franco - arenoso
60-80	SRVC	44,4a	36,7a	43,4b	9,6a	10,2a	Franco - arenoso	
	RLVC	51,2ab	30,6a	30,8a	26,1b	12,5a	Franco	
	RCVC	55,3b	38,9a	34,6a	18,2ab	8,3a	Franco - arenoso	

EL – elementos grosseiros; AG – areia grossa; AF – areia fina. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

Como referido, os tratamentos com armação do terreno em vala e câmore (SRVC, RLVC, RCVC) originaram situações heterogêneas na parcela (LP, EL, CO). A LP e o CO, situações onde os efeitos da preparação do terreno se fizeram sentir de forma mais pronunciada, resultaram numa maior homogeneidade da distribuição das partículas areia, limo e argila em profundidade (Quadro 3.1.3), o que pode estar associado à fragmentação da rocha e ao grau de mistura entre elementos grosseiros e terra fina.

Os solos mostram diferenças notórias nas três situações consideradas (LP, EL, CO) (Quadro 3.1.4). O solo do bloco I apresenta valores inferiores de elementos grosseiros, areia grossa e areia fina e superiores de limo e argila. Estas diferenças podem ter produzido efeitos ao nível da mortalidade e crescimento das espécies florestais instaladas num e noutro solo (ver Pontos 3.4.1 e 3.4.2).

Quadro 3.1.4 – Valores médios da granulometria das partículas do solo e classe de textura, por profundidade na linha de plantação (LP), na entre linha de plantação (EL) e no câmore (CO) nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC, segundo os blocos (n=6).

Situação	Profund (cm)	Bloco	EG	AG	AF	Limo	Argila	Classe textura	
			%						
LP	0-20	I	37,4a	25,4a	24,4a	36,1b	14,1b	Franco - limoso	
		III	60,3b	37,2b	34,0b	17,3a	11,5a	Franco - arenoso	
	20-40	I	39,1a	29,9a	30,8a	27,2b	12,0a	Franco	
		III	53,9b	35,8b	32,9a	21,3a	10,0a	Franco - arenoso	
	40-60	I	46,6a	26,3a	24,5a	33,6b	15,6b	Franco - limoso	
		III	48,5a	38,4b	34,0b	15,8a	11,9a	Franco - arenoso	
EL	0-20	I	37,7a	25,7a	33,2a	28,8b	12,4a	Franco	
		III	45,6b	38,4b	33,3a	18,1a	10,2a	Franco - arenoso	
	20-40	I	36,2a	21,4a	24,1a	33,3b	21,2b	Franco - limoso	
		III	54,8b	36,5b	31,7a	20,0a	11,7a	Franco - arenoso	
	CO	0-20	I	35,6a	27,6a	30,5a	28,9b	12,9b	Franco
			III	59,3b	40,6b	31,5a	18,3a	9,7a	Franco - arenoso
20-40		I	37,4a	29,1a	27,5a	32,4b	10,9a	Franco - limoso	
		III	53,7b	39,5b	35,7a	15,2a	9,5a	Franco - arenoso	
40-60	I	36,8a	21,2a	23,0a	35,2b	20,5b	Franco - limoso		
	III	46,3b	37,1b	39,3b	13,6a	10,0a	Franco - arenoso		
60-80	I	49,0a	23,7a	28,4a	34,3b	13,6b	Franco - limoso		
	III	61,7b	34,9b	35,8a	17,9a	11,3a	Franco - arenoso		

EL – elementos grosseiros; AG – areia grossa; AF – areia fina. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

A comparação das três situações (LP, EL, CO) nos tratamentos com armação do terreno em vala e câmore (Quadro 3.1.5), mostra uma ligeira tendência para um aumento do teor de limo e argila na linha de plantação (LP) e no câmore (CO) nas camadas

subsuperficiais, o que parece dever-se ao movimento para camadas intermédias de materiais mais finos de horizontes de alteração situados a maior profundidade, por efeito do trabalho da charrua.

Quadro 3.1.5 – Valores médios da granulometria das partículas do solo e classe de textura, por profundidade, nos tratamentos SRVC, RLVC, RCVC segundo as situações: linha de plantação (LP), entre linha de plantação (EL) e câmore (CO) (n=12).

Profund (cm)	Situação	EG	AG	AF (%)	Limo	Argila	Classe textura
0-20	LP	48,0a	34,8a	31,5a	22,3a	11,3a	Franco
	EL	41,7a	33,7a	35,1a	20,8a	10,4a	Franco - arenoso
	CO	46,5a	36,6a	30,9a	21,9a	10,6a	Franco
20-40	LP	47,1a	34,3a	31,4a	21,8a	12,5ab	Franco
	EL	46,5a	36,6a	33,4a	20,1a	9,9a	Franco - arenoso
	CO	45,7a	28,9a	31,3a	24,8a	14,9b	Franco
40-60	LP	47,6a	35,3a	29,3a	20,0b	15,4b	Franco
	EL	43,5a	35,7a	40,5b	14,7a	9,1a	Franco - arenoso
	CO	40,9a	30,8a	32,8a	22,3b	14,2b	Franco
60-80	LP	49,9a	35,6a	31,8a	16,7a	15,9a	Franco - arenoso
	CO	55,4a	32,1a	34,0a	22,0a	11,9a	Franco

EL – elementos grosseiros; AG – areia grossa; AF – areia fina. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

B) Espessura efectiva do solo

A espessura efectiva do solo (espessura de enraizamento), definida como o conjunto de camadas susceptíveis de exploração pelas raízes, influencia a quantidade de recursos disponíveis para a planta por unidade de área (água, nutrientes), pelo que é considerada como um importante indicador da qualidade do solo (Karlen *et al.*, 1994a,b; Maurice *et al.*, 1998; Wang & Gong, 1998). Em cada solo, a espessura efectiva é uma propriedade que varia muito pouco no tempo e reflecte a aptidão das condições físicas do solo para o crescimento vegetal (Wang & Gong, 1998; Schoenholtz *et al.*, 2000).

A espessura efectiva do solo tende a aumentar nos tratamentos de mobilização do solo de intensidade intermédia a intensiva (Quadro 3.1.6). Os tratamentos SRVC, RLVC e RCLC apresentam espessura efectiva mais elevada tendo havido um acréscimo entre 30 a 40 cm na linha de plantação relativamente ao solo original (TSMO). Nos tratamentos com plantação à cova (SMPC), abertura da linha de plantação com aivequilhos (RCAV) e na entre linha de plantação (EL) dos tratamentos com armação do terreno em vala e câmore (SRVC, RLVC, RCVC), os efeitos das técnicas de preparação do terreno na espessura de enraizamento são pouco expressivos.

Quadro 3.1.6 – Espessura efectiva do solo (cm), segundo as técnicas de preparação do terreno aplicadas, situações geradas e tipo de solo (blocos).

Bloco	Situação	Tratamento						
		TSMO	SMPC	RCAV	SRVC	RLVC	RCVC	RCLC
I		55						
	LP		50	65	90	85	70	100
	EL				60	60	60	
	CO				120	100	90	
III		50						
	LP		50	55	80	75	65	80
	EL				55	50	55	
	CO				90	95	70	

LP – linha de plantação; EL – entre linha de plantação; CO – cômodo.

Com base nas observações de campo, características dos solos e trabalho realizado pela máquina quando da preparação do terreno, não se encontrou uma justificação clara que permita explicar a menor espessura de enraizamento na linha de plantação (LP) e no cômodo (CO) do tratamento RCVC, em relação aos tratamentos SRVC e RLVC. Também, Pinto (2000) faz notar que apesar do solo com ripagem contínua apresentar espessura efectiva superior na entre linha de plantação (EL), a ripagem localizada resultou em superior espessura efectiva na linha de plantação (LP) e no cômodo (CO).

Existe opinião generalizada de que a ripagem prévia melhora a eficácia da lavoura pela charrua. Todavia, a espessura conseguida com as três técnicas de preparação do terreno com armação do terreno em vala e cômodo (SRVC, RLVC, RCVC) vai em sentido contrário, sendo os dados consistentes nos dois blocos (Quadro 3.1.6) e com o comportamento das plantas (Figuras 3.1.1 e 3.1.2).

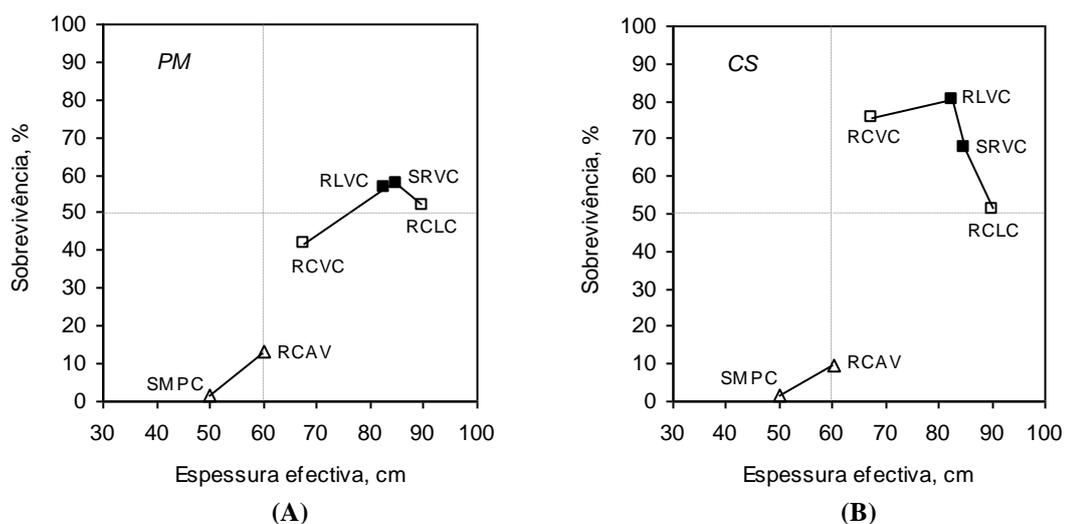


Figura 3.1.1 – Relação entre espessura efectiva e taxa de sobrevivência, 42 meses após a instalação das espécies *PM* (A) e *CS* (B).

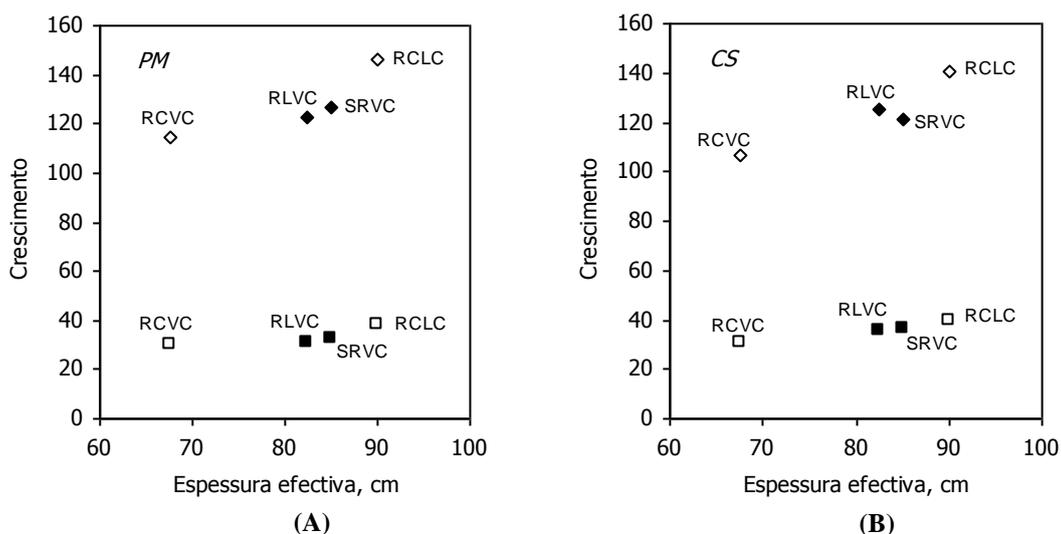


Figura 3.1.2 –Relação entre espessura efectiva e crescimentos em altura (cm) e diâmetro (mm), 42 meses após a instalação das espécies *PM* (A) e *CS* (B).

A espessura efectiva dos solos do campo experimental mostrou uma boa relação com a taxa de sobrevivência (Figura 3.1.1 A, B) e com os crescimentos em altura e diâmetro das espécies *PM* e *CS* (Figura 3.1.2 A, B) ao fim de 42 meses. Com base nas relações estabelecidas entre as variáveis (espessura efectiva, sobrevivência e crescimentos) e, por comparação entre as espécies *PM* e *CS*, a espessura efectiva foi mais determinante na taxa de sobrevivência da espécie *PM* e nos crescimentos em altura e diâmetro da espécie *CS*.

A espessura efectiva constitui um factor limitante à sobrevivência das espécies *PM* e *CS*, quando não ultrapassa os 60 cm (ver triângulos abertos na Figura 3.1.1 A, B), pelo que os tratamentos SMPC e RCAV, respectivamente com cerca de 50 e 60 cm de espessura efectiva, não devem ser aplicados em solos delgados desta região ou em regiões com características climáticas similares às estudadas. Os tratamentos SRVC e RLVC, globalmente, foram os que apresentaram melhor relação entre espessura efectiva, sobrevivência e crescimentos das espécies *PM* e *CS* (ver quadrados fechados nas Figuras 3.1.1 A, B e 3.1.2 A, B). O tipo de técnica de preparação do terreno é de extrema importância em solos de regiões onde a precipitação apresenta uma distribuição anual desajustada com a estação de crescimento, como se verifica na região em estudo (Querejeta *et al.*, 2001).

C) Massa volúmica aparente do solo

A massa volúmica aparente do solo aumenta com a compactação e com a redução do volume de poros. As variações na massa volúmica afectam outras propriedades do solo que influenciam a disponibilidade de água e oxigénio (Schoenholtz *et al.*, 2000). Para um

mesmo teor de humidade do solo, a compactação contribui para uma diminuição do tamanho médio dos poros, o que pode conduzir a um deficiente arejamento do solo, abaixamento da temperatura e modificações nos processos biológicos, aumento da desnitrificação e redução das populações de fungos micorrízicos (Logsdon & Karlen, 2004). Se a massa volúmica do solo é superior a um determinado nível crítico, o qual varia com a textura do solo, pode limitar o crescimento radical (Logsdon & Karlen, 2004). Pelas razões apontadas, a massa volúmica é frequentemente identificada como um indicador da qualidade do solo (Karlen *et al.*, 1994a,b; Karlen *et al.*, 1997; Mausbach & Seybold, 1998; Seybold *et al.*, 1998; Hussain *et al.*, 1999; Islam & Weil, 2000; Saviozzi *et al.*, 2001; Nortcliff, 2002; Andrews *et al.*, 2003; Logsdon & Karlen, 2004).

A mobilização do solo contribuiu para uma diminuição da massa volúmica aparente em todas as profundidades consideradas, o que é mais notório na linha de plantação dos tratamentos com armação do terreno em vala e câmore (SRVC, RLVC, RCVC) e no tratamento de máxima intensidade de mobilização (RCLC) (Figura 3.1.3). Nestas situações, por cada incremento de profundidade não ocorrem diferenças significativas na massa volúmica aparente.

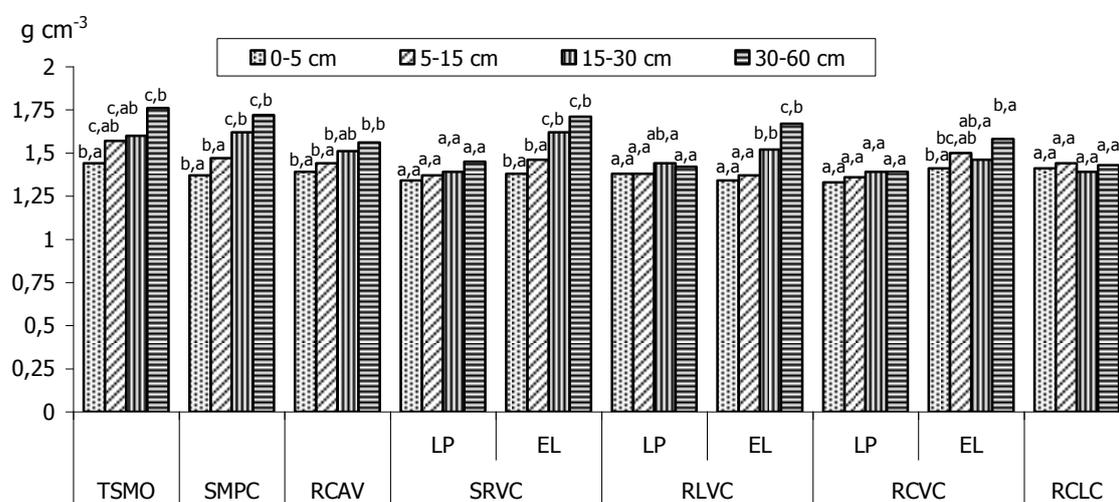


Figura 3.1.3 – Massa volúmica aparente do solo (g cm^{-3}) por tratamento e profundidade do solo.

A primeira letra indica que para o mesmo tratamento, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente as profundidades; A segunda letra indica que para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente os tratamentos ($p < 0,05$).

Os valores da massa volúmica aparente variam de 1,33 a 1,39 g cm^{-3} na linha de plantação (LP) do tratamento RCVC e de 1,44 a 1,76 g cm^{-3} no solo original (TSMO),

respectivamente para as camadas 0-5 e 30-60 cm. Os restantes tratamentos apresentam valores intermédios a estes. A entre linha de plantação (EL) ao apresentar valores de massa volúmica do solo mais desfavoráveis (maior compactação) contribuiu para que as raízes das espécies florestais se expandissem preferencialmente ao longo da linha de plantação.

A massa volúmica aparente do solo apresenta grande uniformidade espacial em todos os tratamentos, o que é particularmente evidente no tratamento RCLC e nas zonas mais afectadas pela mobilização (LP) nos tratamentos com armação do terreno em vala e cômoro (SRVC, RLVC, RCVC) (Quadro 3.1.7). Assim, a intensidade de mobilização do solo para além de reduzir a massa volúmica do solo reduziu também a sua variabilidade espacial.

Quadro 3.1.7 – Variabilidade da massa volúmica aparente do solo (valores dos coeficientes de variação em %), segundo os tratamentos.

Prof cm	TSMO	SMPC	RCAV	SRVC		RLVC		RCVC		RCLC
				LP	EL	LP	EL	LP	EL	
0-5	7,4	7,8	9,8	6,5	10,0	6,8	10,1	7,1	8,7	4,5
5-15	6,5	9,2	7,9	6,3	9,3	7,2	12,8	6,3	8,3	6,8
15-30	8,8	9,0	7,8	8,6	9,2	8,0	9,1	5,4	6,4	6,6
30-60	3,5	8,7	5,7	6,4	8,3	8,9	6,7	8,0	9,5	8,4

Quadro 3.1.8 – Valores médios da massa volúmica aparente do solo (g cm^{-3}), por profundidade, tratamento e bloco.

Profundidade (cm)	Bloco	TSMO	SMPC	RCAV	SRVC		RLVC		RCVC		RCLC	Média
					LP	EL	LP	EL	LP	EL		
0-5	I	1,36	1,37	1,33	1,29	1,42	1,33	1,47	1,30	1,42	1,39	1,37a
	II	1,51	1,44	1,42	1,37	1,31	1,38	1,28	1,44	1,42	1,44	1,40a
	III	1,46	1,3	1,42	1,38	1,39	1,42	1,27	1,26	1,38	1,39	1,37a
5-15	I	1,51	1,44	1,43	1,37	1,47	1,37	1,44	1,39	1,57	1,50	1,45b
	II	1,63	1,60	1,46	1,39	1,51	1,43	1,33	1,39	1,44	1,42	1,46b
	III	1,56	1,37	1,42	1,34	1,42	1,34	1,32	1,30	1,49	1,39	1,40a
15-30	I	1,55	1,59	1,52	1,39	1,65	1,49	1,54	1,41	1,51	1,41	1,51b
	II	1,73	1,71	1,56	1,51	1,69	1,47	1,48	1,40	1,43	1,40	1,54b
	III	1,53	1,57	1,45	1,26	1,53	1,37	1,53	1,35	1,44	1,36	1,44a
30-60	I	1,73	1,75	1,53	1,52	1,67	1,40	1,72	1,46	1,63	1,48	1,59b
	II	1,78		1,58	1,47	1,87	1,49	1,67	1,29	1,60	1,42	1,57b
	III	1,79	1,69		1,36	1,60	1,37	1,61	1,42	1,51	1,37	1,52a

LP – linha de plantação; EL – entre linha de plantação. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

No solo original (TSMO) a massa volúmica é sempre mais elevada nos blocos II e III. Com a aplicação das técnicas de preparação do terreno este padrão modifica-se apresentando o bloco III os valores mais baixos, principalmente nos tratamentos de mobilização mais intensiva (Quadro 3.1.8).

D) Resistência do solo à penetração

O aumento da resistência do solo à penetração (compactação do solo) pode produzir efeitos adversos, associados a uma fraca qualidade do solo, como redução da porosidade e da infiltração de água, aumento do escoamento superficial, arrefecimento do solo, redução da taxa de reciclagem de nutrientes e aumento da resistência à penetração das raízes (Logsdon & Karlen, 2004). A resistência do solo à penetração pode constituir um índice apropriado para avaliar a influência da densidade do solo na distribuição e desenvolvimento do sistema radical (Schoenholtz *et al.*, 2000). Relações entre o crescimento radical e a resistência do solo à penetração são referidas por diversos autores (Taylor *et al.*, 1966, Sands *et al.*, 1979 cit. Schoenholtz *et al.*, 2000; Fonseca *et al.*, 2005). Contudo, perceber os efeitos específicos da compactação do solo no crescimento vegetal é complicado devido a interações entre factores físicos, químicos e biológicos, os quais apresentam grande variabilidade (Logsdon & Karlen, 2004).

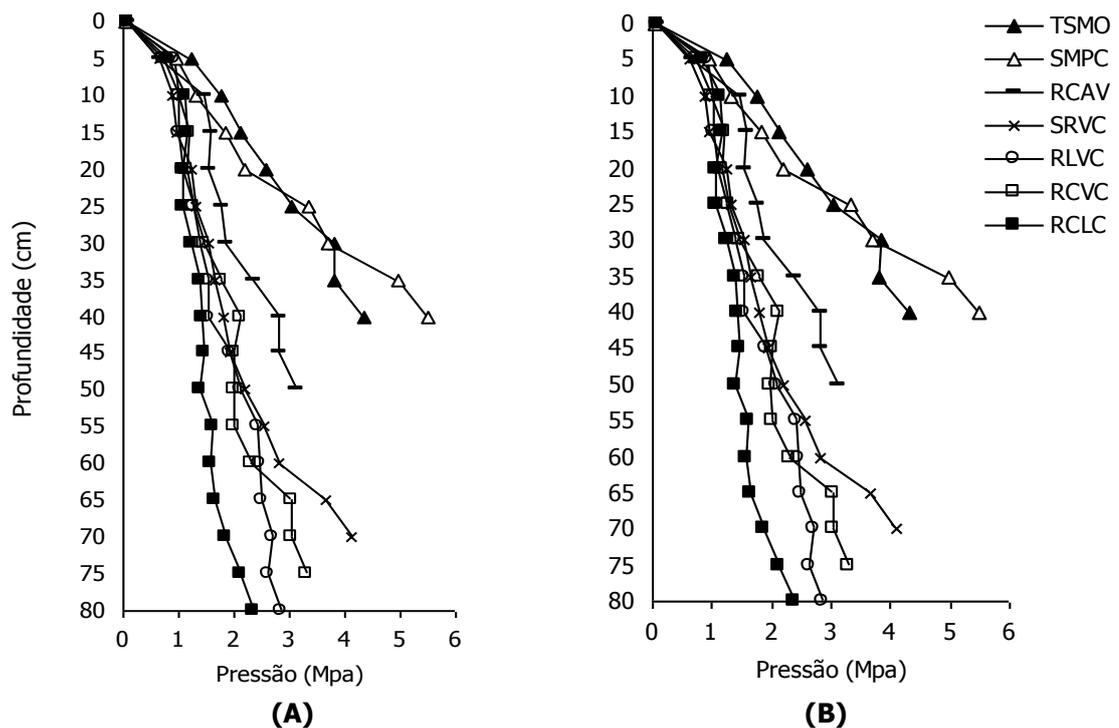


Figura 3.1.4 – Resistência do solo à penetração no solo original e nas linhas de plantação, em Junho de 2003 (A) e Março de 2004 (B), segundo os tratamentos.

Os tratamentos de mobilização ligeira (SMPC, RCAV) e o solo original (TSMO) apresentam maior resistência do solo à penetração e, ao contrário, o tratamento de mobilização mais intensiva (RCLC), apresenta a menor resistência. Os tratamentos com armação do terreno em vala e câmara (SRVC, RLVC, RCVC) mostram valores intermédios, sendo sempre mais

baixos na linha de plantação (Figura 3.1.4 e Quadro 3.1.9), o que favorece o desenvolvimento radical, as trocas gasosas entre o solo e a atmosfera exterior, a infiltração de água e a expansão radical. A mobilização do solo ao diminuir a resistência do solo à penetração afectou favoravelmente as condições físicas do solo e a sua relação com as plantas, sendo estes consistentes com a intensidade de mobilização do solo.

Quadro 3.1.9 – Resistência do solo à penetração (MPa) em Março de 2004, segundo os tratamentos e blocos.

Profundidade (cm)	Bloco	TSMO	SMPC	RCAV	SRVC		RLVC		RCVC		RCLC
					LP	EL	LP	EL	LP	EL	
3	I	0,08	0,04	0,05	0,15	0,13	0,08	0,04	0,07	0,16	0,09
	II	0,07	0,05	0,04	0,04	0,04	0,07	0,09	0,08	0,08	0,08
	III	0,10	0,06	0,04	0,04	0,12	0,09	0,17	0,04	0,09	0,04
20	I	2,44	1,78	1,13	1,27	2,12	1,06	2,63	1,34	1,50	1,15
	II	2,55	1,76	1,02	0,57	2,09	1,20	2,22	1,04	2,06	1,32
	III	2,75	3,05	1,51	1,84	2,62	1,02	2,20	1,12	1,78	0,73
40	I	4,02	4,00	2,82	1,61	3,06	1,63	3,83	2,45	3,54	1,33
	II	4,65	6,37	1,69	1,31	4,82	1,28	3,44	1,88	4,07	1,74
	III	3,95	6,14	2,90	2,46	4,18	1,67	4,14	1,99	4,60	1,24
60	I				2,78	3,52	2,42		2,30	3,93	1,59
	II				2,50		2,65		1,90	3,36	1,92
	III				3,20		2,27		2,71		1,23
80	I				3,18		2,76		3,22		1,49
	II						3,32		4,42		2,97
	III						2,44		2,79		2,63

LP – linha de plantação; EL – entre linha de plantação

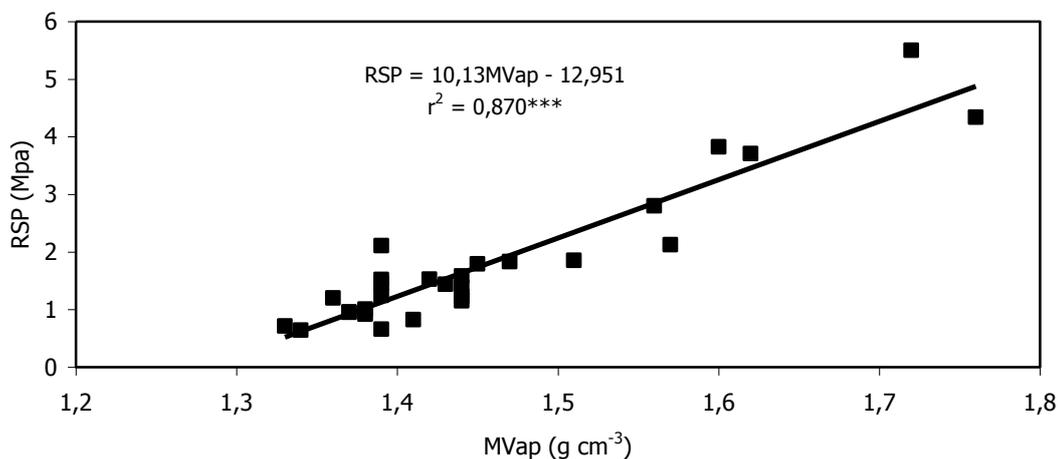


Figura 3.1.5 – Relação entre as variáveis massa volúmica aparente (MVap) e resistência do solo à penetração (RSP), para o conjunto dos tratamentos e blocos.

As variáveis massa volúmica aparente e resistência do solo à penetração apresentam uma boa e significativa correlação (Figura 3.1.5), com vantagem do ponto de vista preditivo e com interesse para a aplicação em índices de qualidade do solo.

E) Porosidade do solo

Depois de apresentados valores de massa volúmica aparente e resistência do solo à penetração, os valores da porosidade total do solo surgem como redundantes, pois associado a uma redução daquelas variáveis ocorre um acréscimo desta. No entanto, a separação em porosidade capilar e não capilar pode ser um indicador sensível de modificações físicas no solo como resultado das práticas de preparação do terreno (Schoenholtz *et al.*, 2000). Os valores aqui apresentados dizem respeito à camada 50-60 cm, que revelou ser a profundidade mínima necessária para o estabelecimento das espécies *PM* e *CS* (ver Ponto 3.1.1.2 B).

A porosidade não capilar aumentou de forma consistente nos tratamentos de mobilização intermédia a intensiva (10,1 a 17,5%), observando-se situação inversa para a porosidade capilar, que atinge valores inferiores aos registados no solo original (26,6%) nos tratamentos RCVC (25,5%) e RCLC (23,3%) (Quadro 3.1.10). No tratamento RCLC a menor porosidade capilar contribuiu para teores mais baixos de humidade do solo, pois para além da diminuição do volume de poros com capacidade de retenção de água, o aumento considerável da porosidade não capilar favoreceu os fluxos de água no estado de vapor e contrariou os fluxos de água no estado líquido.

Quadro 3.1.10 – Efeitos das técnicas de preparação do terreno, no teor de humidade não utilizável pelas plantas, na porosidade total, na porosidade capilar e na porosidade não capilar do solo na camada 50-60 cm.

Tratamento	Coef emurchecimento (% em vol)	Porosidade total (%)	Porosidade capilar (%)	Porosidade não capilar (%)
TSMO	13,6a	35,7a	26,6b	9,1a
SMPC	13,8a	36,7a	27,7b	9,0a
RCAV	14,2a	39,1a	26,8ab	12,3ac
SRVC	14,3a	39,1a	29,0b	10,1a
RLVC	14,1a	39,1a	28,4b	10,7a
RCVC	13,8a	40,1a	25,5ab	14,6bc
RCLC	13,5a	40,8a	23,3a	17,5b

Para a mesma variável, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

O teor de humidade não utilizável pelas plantas, determinado a tensão de 1,5 MPa (coeficiente de emurchecimento), revelou a não existência de diferenças significativas entre blocos (dados não apresentados) e entre tratamentos, pelo que considera-se o valor de humidade médio de 14% em volume, para a área experimental (Quadro 3.1.10).

F) Símula dos impactos nas propriedades físicas do solo

Globalmente, nos primeiros 40 cm de solo, o aumento da intensidade de mobilização conduziu a um incremento da espessura efectiva, redução da massa volúmica aparente, e

aumento dos teores em limo e argila (Figura 3.1.6 A). Na linha de plantação dos tratamentos com armação do terreno em vala e cômoro (SRVC, RLVC, RCVC) a variação positiva da espessura efectiva e a variação negativa da massa volúmica aparente seguem a sequência SRVC > RLVC > RCVC (Figura 3.1.6 B). Igual tendência é observada para a espessura efectiva no cômoro destes tratamentos (Figura 3.1.6 D). Os teores de limo aumentam na linha de plantação, entre linha de plantação e cômoro e os teores de argila aumentam nas duas primeiras situações e diminuem na última (Figura 3.1.6 B, C, D). Pela análise dos resultados, que sintetizam o impacto das técnicas com armação do terreno em vala e cômoro em propriedades físicas do solo, a ripagem prévia não resultou em efeitos positivos que justifiquem a sua aplicação.

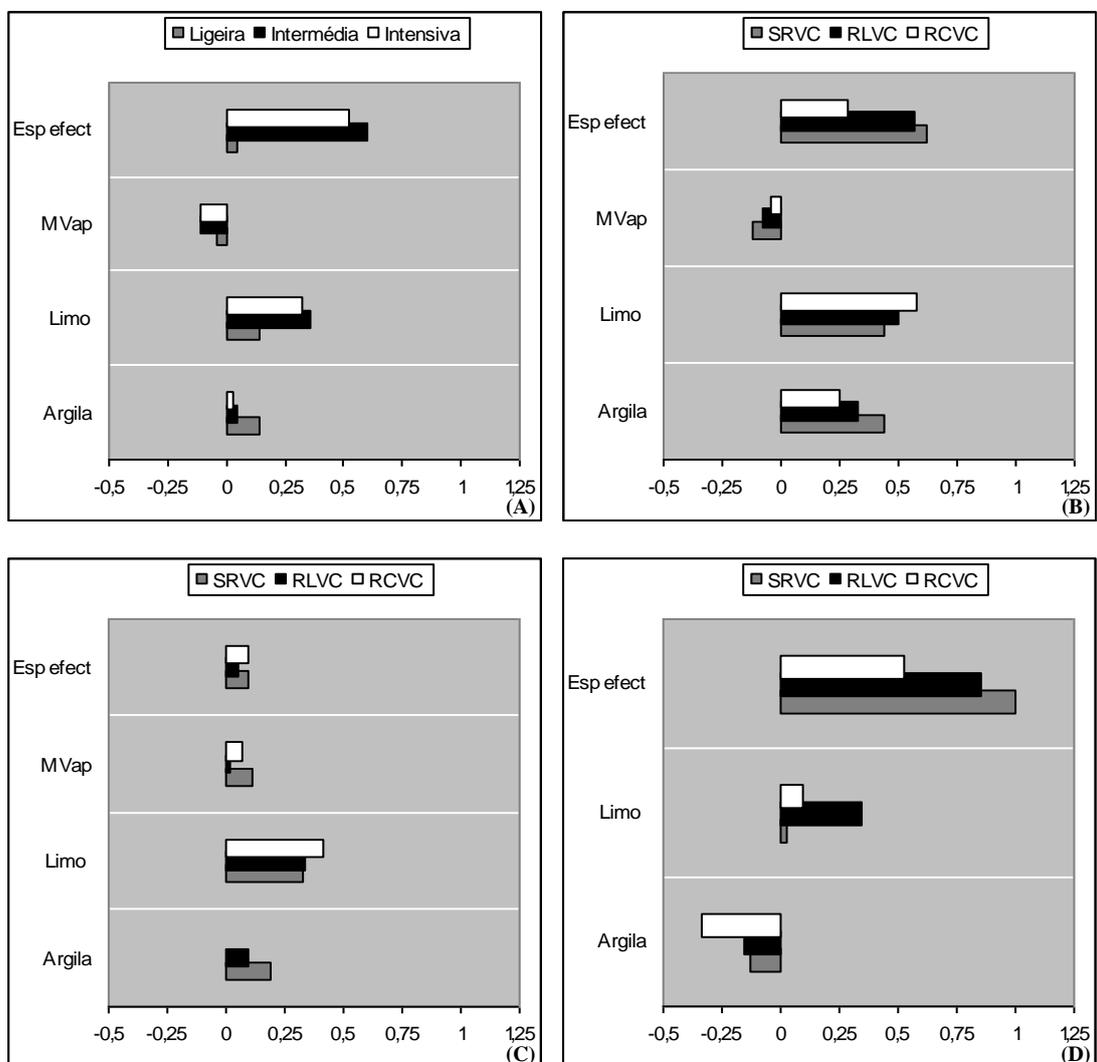


Figura 3.1.6 – Variações relativas ao solo original determinadas por diferentes intensidades de mobilização: efeito em propriedades físicas nos primeiros 40 cm de solo, em todos os tratamentos (A) e nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (linha de plantação, B; entre linha de plantação, C; cômoro, D).

3.1.1.3. Modificações nas propriedades químicas do solo

A) Carbono orgânico e Azoto total

A importância do carbono orgânico do solo como um componente essencial da capacidade produtiva é largamente reconhecida. Relativamente ao azoto, este elemento constitui factor limitante na maioria dos ecossistemas florestais, particularmente nas zonas temperadas, pelo que estes ecossistemas são sensíveis à disponibilidade deste nutriente (Ellsworth, 2004).

O carbono orgânico do solo tem um papel fundamental na manutenção da qualidade do solo (Percival *et al.*, 2000), sendo frequentemente referido como um dos principais indicadores da sua qualidade (Karlen *et al.*, 1994a,b; Karlen *et al.*, 1997; McQuaid & Olson, 1998; Mausbach & Seybold, 1998; Seybold *et al.*, 1998; Wang & Gong, 1998; Hussain *et al.*, 1999; Brejda *et al.*, 2000; Islam & Weil, 2000; Percival *et al.*, 2000; Page-Dumroese *et al.*, 2001; Saviozzi *et al.*, 2001; Nortcliff, 2002; Andrews *et al.*, 2003; Dexter, 2004; Sharma *et al.*, 2005). Embora com menor frequência que o carbono orgânico, o azoto total também é muitas vezes referido como um indicador da qualidade do solo (Karlen *et al.*, 1994a; Mausbach & Seybold, 1998; Wang & Gong, 1998; Brejda *et al.*, 2000; Islam & Weil, 2000; Page-Dumroese *et al.*, 2001; Saviozzi *et al.*, 2001).

As técnicas de preparação do terreno com mobilização do solo intermédia (SRVC, RLVC) e intensiva (RCVC, RCLC), em comparação com o solo original (TSMO), contribuíram para um decréscimo significativo do teor de carbono (59, 48, 35 e 47%, respectivamente para os tratamentos SRVC, RLVC, RCVC, RCLC) e azoto (45, 33, 30 e 44%, respectivamente para os mesmos tratamentos) na camada mineral superficial (0-20 cm) (Quadro 3.1.11), sendo o resultado da rotura do equilíbrio entre os processos de formação e mineralização do húmus (Saviozzi *et al.*, 2001). Normalmente, a preparação do terreno favorece a mistura entre a matéria orgânica e mineral do solo, o que estimula o crescimento da população bacteriana e a decomposição e mineralização da matéria orgânica (Madeira *et al.*, 1989; Johansson, 1994; Hussain, *et al.*, 1999; Islam & Weil, 2000; Raimundo *et al.*, 2000), conduzindo a perdas ou transferência de nutrientes, nomeadamente carbono e azoto (Islam & Weil, 2000; Piatek *et al.*, 2003). A redução do nível de nutrientes no solo pode afectar o sucesso das plantações, embora não seja um factor crítico como o teor de humidade e arejamento do solo (Archibold *et al.*, 2000). Para estes mesmos tratamentos, o teor de carbono e azoto tende a aumentar em profundidade quando comparado com as áreas não perturbadas (TSMO) ou sujeitas a mobilização ligeira (SMPC, RCAV), mostrando teores significativamente mais elevados na camada (40-60 cm), o que está

associado à redistribuição de matéria orgânica no perfil do solo por acção da mobilização (Alcázar *et al.*, 2002; Martins & Pinto, 2004).

Quadro 3.1.11 – Teores médios de C orgânico, N total, P₂O₅ e K₂O extractáveis por profundidade, segundo os tratamentos (n=4).

Profundidade (cm)	Tratamento	P ₂ O ₅ extract (mg kg ⁻¹)	K ₂ O extract (mg kg ⁻¹)	C orgânico (g kg ⁻¹)	N total (g kg ⁻¹)
0-20	TSMO	28ab	63a	11,40b	0,700b
	SMPC	47b	77a	11,12b	0,822b
	RCAV	40ab	79a	8,34ab	0,645ab
	SRVC	24a	72a	4,70a	0,464a
	RLVC	16ab	81a	5,93a	0,569a
	RCVC	32ab	69a	7,36a	0,592a
	RCLC	35ab	77a	6,03a	0,469a
20-40	TSMO	8a	58a	6,26ab	0,535ab
	SMPC	8a	62a	4,29ab	0,455ab
	RCAV	15a	67a	3,20a	0,304a
	SRVC	37a	57a	10,45b	0,725b
	RLVC	29a	70a	9,04b	0,661ab
	RCVC	28a	61a	5,60ab	0,539ab
	RCLC	28a	72a	7,15b	0,746b
40-60	TSMO	3a	61a	2,49a	0,290a
	SMPC	3a	70a	2,71a	0,430ab
	RCAV	3a	86a	3,45a	0,400ab
	SRVC	29a	73a	6,35b	0,566b
	RLVC	26a	110a	4,03ab	0,473b
	RCVC	29a	84a	5,50b	0,513b
	RCLC	43a	62a	5,73b	0,492b

Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05). Os valores das variáveis apresentadas correspondem à linha de plantação.

Quadro 3.1.12 – Teores médios de C orgânico, N total, P₂O₅ e K₂O extractáveis a várias profundidades, segundo os blocos (n=14).

Profundidade (cm)	Bloco	P ₂ O ₅ extract (mg kg ⁻¹)	K ₂ O extract (mg kg ⁻¹)	C orgânico (g kg ⁻¹)	N total (g kg ⁻¹)
0-20	I	29a	65a	11,37b	0,771b
	III	36a	81b	5,66a	0,550a
20-40	I	18a	47a	8,11a	0,579a
	III	25a	77b	6,34a	0,489a
40-60	I	7a	56a	3,71a	0,398a
	III	36a	87b	5,24a	0,543a
60-80	I	5a	86a	2,46a	0,379a
	III	23a	86a	4,34a	0,426a

Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05). Os valores das variáveis apresentadas correspondem à linha de plantação.

Os solos do bloco I apresentam teores superiores em carbono e azoto total até aos 20 cm de profundidade (Quadro 3.1.12), mostrando tendência idêntica nas situações linha de plantação (LP), entre linha de plantação (EL) e câmore (CO) (Quadro 3.1.14), o que

deverá estar associado a teores mais elevados de argila nos solos deste bloco, a ligações mais intensas argila-MO e maior conservação desta nessas condições.

Quando se considera a linha de plantação (LP), entre linha de plantação (EP) e cômoro (CO) nos tratamentos com armação do terreno em vala e cômoro (SRVC, RLVC, RCVC) (Quadro 3.1.13), verifica-se que os três tratamentos tendem a apresentar um padrão de variação similar na distribuição do carbono e azoto dentro de cada situação e profundidade.

Apesar das modificações verificadas nos teores de carbono e azoto por aplicação das técnicas de preparação do terreno, Dick *et al.* (1998) referem que as maiores variações no teor de matéria orgânica ocorrem durante os primeiros cinco anos após a preparação do terreno, com pequenas variações para além daquele período.

B) Fósforo e Potássio extractáveis

A concentração de P_2O_5 extractável no solo (Quadros 3.1.11 a 3.1.15) varia de muito baixa ($0-25 \text{ mg kg}^{-1}$) a baixa ($26-50 \text{ mg kg}^{-1}$) (Santos, 1991). Estes valores podem estar relacionados com fenómenos de retenção e fixação. Porém, estas concentrações não significam necessariamente a existência de carências de fósforo atendendo à presença de fungos micorrízicos (frequentemente observados quando da observação dos sistemas radicais), que favorecem a nutrição vegetal, nomeadamente a absorção de fósforo, mesmo que este esteja em baixa concentração no solo (Binkley, 1986; Honrubia *et al.*, 1992). Quanto ao potássio extractável expresso em K_2O (Quadros 3.1.11 a 3.1.15), registam-se valores considerados médios ($51-100 \text{ mg kg}^{-1}$) (Santos, 1991). O potássio é importante no ajustamento osmótico, contribuindo significativamente para a força osmótica potencial necessária à absorção de água pelas raízes das plantas. O mau funcionamento estomático devido à deficiência deste nutriente reduz a taxa fotossintética e a eficiência do uso da água, o que pode ser preocupante em regiões com elevado défice hídrico (Sharma *et al.*, 2005). As práticas de mobilização do solo influenciam positivamente a disponibilidade de potássio, quer por incremento da sua libertação como resultado da fragmentação da rocha em alteração e descompactação do solo, quer por modificação de outros factores como o arejamento, temperatura e teor de humidade (Sharma *et al.*, 2005), apresentando os solos mobilizados (SMPC, RCAV, SRVC, RLVC, RCVC, RCLC) valores superiores aos registados no solo sem mobilização (TSMO), contudo sem uma tendência consistente (Quadro 3.1.11).

Quadro 3.1.13 – Teores médios de C orgânico, N total, P₂O₅ e K₂O extractáveis por profundidade, na linha de plantação (LP), entre linha de plantação (EL) e câmore (CO) nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (n=4).

Situação	Profundidade (cm)	Tratamento	P ₂ O ₅ extract (mg kg ⁻¹)	K ₂ O extract (mg kg ⁻¹)	C orgânico (g kg ⁻¹)	N total (g kg ⁻¹)
LP	0-20	SRVC	24a	72a	4,70a	0,464a
		RLVC	16a	81a	5,93a	0,569a
		RCVC	32a	69a	7,36a	0,592a
	20-40	SRVC	37a	57a	10,45a	0,725a
		RLVC	29a	70a	9,04a	0,661a
		RCVC	28a	61a	5,60a	0,539a
	40-60	SRVC	29a	73a	6,35a	0,566a
		RLVC	26a	110a	4,03a	0,473a
		RCVC	29a	84a	5,50a	0,513a
60-80	SRVC	10a	77a	1,38a	0,320a	
	RLVC	26a	110a	4,03a	0,473a	
	RCVC	10a	84a	2,06a	0,382a	
EL	0-20	SRVC	51a	89a	12,91b	0,825b
		RLVC	39a	63a	13,81b	0,817b
		RCVC	27a	96a	8,45a	0,693a
	20-40	SRVC	10a	59a	4,07a	0,388a
		RLVC	59a	67a	4,67a	0,460a
		RCVC	10a	53a	5,03a	0,512a
	40-60	SRVC	9a	61a	2,06a	0,420a
		RLVC	7a	65a	1,90a	0,406a
		RCVC	22a	70a	3,35a	0,451a
CO	0-20	SRVC	42a	77a	11,75a	0,825a
		RLVC	41a	58a	8,80a	0,731a
		RCVC	29a	75a	10,65a	0,712a
	20-40	SRVC	44b	68a	12,80a	0,894a
		RLVC	38ab	64a	9,45a	0,798a
		RCVC	33ab	54a	8,75a	0,641a
	40-60	SRVC	32ab	63a	8,80b	0,694b
		RLVC	36b	105a	5,17ab	0,488ab
		RCVC	24ab	68a	2,50a	0,327a
60-80	SRVC	5a	56a	2,85a	0,307a	
	RLVC	19a	61a	5,33a	0,543a	

Para a mesma situação e profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05).

As técnicas com armação do terreno em vala e câmore (SRVC, RLVC, RCVC) não afectaram significativamente os teores de potássio dentro de cada situação (Quadro 3.1.13) e entre situações (Quadro 3.1.15). No entanto, nos primeiros 40 cm de solo, regista-se uma ligeira tendência de diminuição daquele nutriente na linha de plantação (LP) e no câmore (CO), o que estará associado a fenómenos de lixiviação (menor massa volúmica aparente) e ao facto de estas serem as zonas mais exploradas pelas raízes das espécies florestais instaladas. A maior concentração de potássio no bloco III (Quadros 3.1.12 e 3.1.14) está relacionada com a natureza da litologia com elevado teor em micas e feldspato potássico.

Devido à elevada mobilidade do potássio no solo, as deficiências neste elemento podem manifestarem-se até valores de cerca de 100 mg kg⁻¹ (Portela, 1989).

Quadro 3.1.14 – Teores médios de C orgânico, N total, P₂O₅ e K₂O extractáveis por profundidade, na linha de plantação (LP), entre linha de plantação (EL) e cômodo (CO) nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC, segundo os blocos (n=12).

Situação	Profundidade (cm)	Bloco	P ₂ O ₅ extract (mg kg ⁻¹)	K ₂ O extract (mg kg ⁻¹)	C orgânico (g kg ⁻¹)	N total (g kg ⁻¹)
LP	0-20	I	20a	60a	7,21b	0,552a
		III	30a	89a	4,80a	0,538a
	20-40	I	23a	45a	11,32b	0,762b
		III	38a	79b	5,93a	0,541a
	40-60	I	8a	69a	4,45a	0,452a
		III	27a	96a	5,13a	0,521a
60-80	I	6a	174b	3,60a	0,318a	
	III	28a	82a	4,33a	0,435b	
EL	0-20	I	25a	69a	14,90b	0,841b
		III	54b	95a	8,88a	0,724a
	20-40	I	13a	50a	5,04a	0,474a
		III	37a	68a	4,22a	0,445a
	40-60	I	10a	58a	2,35a	0,392a
		III	24a	76a	3,10a	0,473a
CO	0-20	I	41a	53a	14,47b	0,898
		III	34a	88a	5,38a	0,585
	20-40	I	38a	38a	13,67b	0,908b
		III	39a	86b	7,00a	0,647a
	40-60	I	29a	74a	6,18a	0,525a
		III	40a	90a	8,67a	0,713b
60-80	I	22a	56a	3,43a	0,373a	
	III	13a	70a	3,88a	0,433a	

Para a mesma situação e profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05).

Quadro 3.1.15 – Teores médios de C orgânico, N total, P₂O₅ e K₂O extractáveis por profundidade, segundo a situação nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (n=12).

Profundidade (cm)	Situação	P ₂ O ₅ extract (mg kg ⁻¹)	K ₂ O extract (mg kg ⁻¹)	C orgânico (g kg ⁻¹)	N total (g kg ⁻¹)
0-20	LP	32a	73a	8,36a	0,654a
	EL	48a	86a	12,29b	0,826a
	CO	38a	69a	10,28ab	0,754a
20-40	LP	22a	63a	7,19b	0,534ab
	EL	27a	59a	5,05a	0,479a
	CO	38a	62a	10,33b	0,778b
40-60	LP	21ab	70a	4,43b	0,471a
	EL	14a	66a	2,85a	0,411a
	CO	34b	81a	7,24b	0,605a
60-80	LP	14a	86a	3,40a	0,413a
	CO	18a	63a	3,65a	0,403a

Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05).

C) Soma das bases de troca, Acidez de troca e Reacção do solo

As técnicas de preparação do terreno não produziram efeitos muito expressivos nas bases de troca e na acidez de troca, o que se reflecte nos valores de pH e na capacidade de troca catiónica efectiva (Quadro 3.1.16). Muitas reacções químicas que influenciam a disponibilidade de nutrientes são influenciadas pelo meio químico do solo, particularmente pelo pH, pelo que esta propriedade química do solo é frequentemente utilizada na avaliação da qualidade do solo (Karlen *et al.*, 1997; Mausbach & Seybold, 1998; McQuaid & Olson, 1998; Seybold *et al.*, 1998; Wang & Gong, 1998; Hussain *et al.*, 1999; Brejda, *et al.*, 2000; Islam & Weil, 2000; Nortcliff, 2002; Saviozzi *et al.*, 2001; Andrews *et al.*, 2003; Sharma *et al.*, 2005).

Quadro 3.1.16 – Teores médios em bases e alumínio de troca, soma de bases e acidez de troca, capacidade de troca catiónica efectiva, grau de saturação em bases e valores médios de pH por profundidade, segundo os tratamentos (n=4).

Prof (cm)	Trat	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Na ⁺	SBT	Al ⁺⁺⁺	AT	CTCe	GSB	pH
		(cmol _c kg ⁻¹)							(% CTCe)	(H ₂ O)	
0-20	TSMO	0,99a	0,32a	0,14a	0,07b	1,52a	1,71a	1,79a	3,31a	47,1a	5,1a
	SMPC	0,94a	0,24a	0,15a	0,05b	1,39a	1,78ab	1,86a	3,26a	42,5a	4,9a
	RCAV	1,24a	0,36a	0,16a	0,02a	1,77a	2,36ab	2,14ab	3,92a	43,0a	5,1a
	SRVC	2,19b	0,91b	0,18a	0,04ab	3,32b	3,34b	3,25b	6,57b	44,8a	5,0a
	RLVC	1,09a	0,30a	0,15a	0,02a	1,57a	2,17ab	2,07ab	3,63a	43,2a	4,9a
	RCVC	0,83a	0,18a	0,16a	0,02a	1,19a	2,38ab	2,11ab	3,30a	36,7a	4,8a
	RCLC	1,55a	0,46a	0,19a	0,06b	2,26ab	2,47ab	2,33ab	4,59a	50,2a	5,0a
20-40	TSMO	1,13a	0,39a	0,13a	0,07b	1,71a	2,50a	2,53a	4,24a	42,8a	5,0a
	SMPC	1,19a	0,28a	0,13a	0,07b	1,67a	2,69a	2,76a	4,43a	41,5a	4,9a
	RCAV	1,43a	0,46a	0,11a	0,02a	2,02ab	2,32a	2,14a	4,16a	48,9a	5,0a
	SRVC	2,31b	0,86b	0,14a	0,03a	3,35b	2,02a	2,00a	5,35a	48,8a	4,9a
	RLVC	1,20a	0,41a	0,14a	0,02a	1,78a	3,16a	2,90a	4,68a	38,6a	4,9a
	RCVC	0,94a	0,24a	0,13a	0,01a	1,32a	2,10a	1,97a	3,29a	39,3a	4,9a
	RCLC	1,89ab	0,53ab	0,15a	0,03a	2,59ab	2,36a	2,20a	4,31a	45,2a	5,0a
40-60	TSMO	0,97a	0,63ab	0,13a	0,08b	1,82a	3,44a	3,45a	5,26a	39,8a	5,0a
	SMPC	1,93a	0,70b	0,13a	0,06b	2,82ab	2,45a	2,50a	5,32a	50,6b	4,9a
	RCAV	1,88a	0,89b	0,19a	0,07b	3,04b	3,30a	3,38a	6,42a	51,4b	5,0a
	SRVC	1,00a	0,32a	0,18a	0,02a	1,53a	3,20a	3,13a	4,66a	34,5a	4,8a
	RLVC	1,27a	0,53ab	0,15a	0,02a	1,97a	2,50a	2,33a	4,30a	46,3ab	5,0a
	RCVC	1,10a	0,35a	0,17a	0,06b	1,67a	3,94a	3,67a	5,34a	36,8a	5,0a
	RCLC	0,85a	0,21a	0,14a	0,03a	1,22a	3,34a	3,01a	4,24a	32,0a	4,7a

SBT – soma das bases de troca; AT – acidez de troca; CTCe – capacidade de troca catiónica efectiva; GSB – grau de saturação em bases. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05). Os valores das variáveis apresentadas correspondem à linha de plantação.

A soma das bases de troca (SBT) (Quadro 3.1.16) apresenta valores considerados muito baixos (inferiores a 3,5 cmol_c kg⁻¹) (Metson, 1956), o que se justifica pela natureza do material originário e por fenómenos de lixiviação, os quais são comuns em solos

recentemente mobilizados (Archibold *et al.*, 2000). O cálcio é o catião básico mais representado no solo, contribuindo com cerca de 70% para o somatório das bases de troca. Em relação ao alumínio (Al^{+++}), principal responsável pela acidez de troca (AT) em clima temperado, é o catião mais abundante no solo representando mais de 55% do total de catiões, que seguem a ordem $Al^{3+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > Na^+$. No solo original (TSMO) e nos tratamentos de mobilização ligeira (SMPC, RCAV), a SBT e a AT tendem a aumentar em profundidade, enquanto nos solos mobilizados com intensidade intermédia (SRVC, RLVC) e intensiva (RCVC, RCLC), geralmente, os valores de SBT aumentam da superfície para a camada 20-40 cm voltando a diminuir na camada 40-60 cm, registando-se comportamento inverso para a AT. Apesar de não existir uma correlação significativa e consistente da SBT e da AT com os teores de carbono e argila, o padrão de variação da SBT e da AT nos tratamentos TSMO, SMPC e RCAV é similar ao da argila e contrário ao do carbono, enquanto nos restantes tratamentos (onde a perturbação do solo foi mais pronunciada), frequentemente a AT acompanha o padrão de variação da argila e a SBT o do carbono.

Os tratamentos não produziram efeitos significativos na capacidade de troca catiónica efectiva ($CTCe = SBT + AT$) nas camadas 20-40 e 40-60 cm, apresentando o tratamento SRVC na camada 0-20 cm valor significativamente mais elevado (Quadro 3.1.16). No conjunto das três camadas, a CTCe apresenta correlação positiva com os teores de argila e correlação negativa com o teor de carbono em todos os tratamentos (Quadro 3.1.17). Isto coloca em evidência a dependência da CTCe das cargas variáveis resultantes da matéria orgânica, pois tratando-se de solos ácidos a matéria orgânica tende a aumentar o número de cargas positivas e consequentemente reduz a capacidade de absorção e retenção de catiões no meio (Costa, 1985).

Quadro 3.1.17 – Coeficientes de correlação entre a capacidade de troca catiónica efectiva (CTCe) e os teores de argila e carbono orgânico, no conjunto das três camadas de solo, segundo os tratamentos.

	Tratamento						
	TSMO	SMPC	RCAV	SRVC	RLVC	RCVC	RCLC
CTCe × Argila	0,801***	0,962***	0,838**	0,808*	0,807**	0,709*	0,677*
CTCe × C total	-0,474	-0,352	-0,598	-0,744*	-0,368	-0,241	-0,749**

Os valores médios de pH do solo, embora entre tratamentos não difiram significativamente (Quadro 3.1.16), são diferentes do ponto de vista químico e biológico. Efectivamente, um valor de pH de 4,8 (RCVC) corresponde a uma actividade do alumínio

do solo cerca de 400 vezes superior a um valor de pH de 5,1 (RCAV, TSMO) (Lindsay, 1979). Todos os solos apresentam valores de pH inferiores a 5,5, como tal classificados de solos ácidos (Costa, 1985; Porta *et al.*, 2003). Admite-se que a acidificação de um solo depende essencialmente da natureza dos produtos libertados e formados ao longo do processo de decomposição da matéria orgânica e da hidrólise do alumínio (Viqueira *et al.*, 1982). A natureza do material originário e a lixiviação de bases de troca durante os meses de maior precipitação são também factores que contribuem para a acidificação natural destes solos.

Quadro 3.1.18 – Teores médios em bases e alumínio de troca, soma de bases e acidez de troca, capacidade de troca catiónica efectiva, grau de saturação em bases e valores médios de pH por profundidade, na linha de plantação (LP), entre linha (EL) e câmore (CO) nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (n=4).

Situação	Prof (cm)	Trat	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Na ⁺	SBT	Al ⁺⁺⁺	AT	CTCe	GSBe	pH
			(cmol _c kg ⁻¹)						(% CTCe)		(H ₂ O)	
LP	0-20	SRVC	2,19b	0,91b	0,18a	0,04a	3,32b	3,34a	3,25a	6,57b	44,8b	5,0a
		RLVC	1,09a	0,30a	0,15a	0,02a	1,57a	2,17a	2,07a	3,63a	43,2ab	4,9a
		RCVC	0,83a	0,18a	0,16a	0,02a	1,19a	2,38a	2,11a	3,30a	36,7a	4,8a
	20-40	SRVC	2,31b	0,86b	0,14a	0,03a	3,35b	2,02a	2,00a	5,35b	48,8b	4,9a
		RLVC	1,20a	0,41a	0,14a	0,02a	1,78ab	3,16a	2,90a	4,68b	38,6a	4,9a
		RCVC	0,94a	0,24a	0,13a	0,01a	1,32a	2,10a	1,97a	3,29a	39,3a	4,9a
	40-60	SRVC	1,00a	0,32a	0,18a	0,02a	1,53a	3,20a	3,13a	4,66a	34,5a	4,8a
		RLVC	1,27a	0,53a	0,15a	0,02a	1,97a	2,50a	2,33a	4,30a	46,3b	5,0a
		RCVC	1,10a	0,35a	0,17a	0,06a	1,67a	3,94a	3,67a	5,34a	36,8a	5,0a
60-80	SRVC	2,12a	1,03	0,13a	0,06a	3,34b	2,78a	3,02a	6,36b	50,4a	5,1a	
	RLVC	1,92a	1,04a	0,14a	0,02a	3,12ab	2,68a	2,81a	5,22a	57,7a	5,1a	
	RCVC	1,38a	0,78	0,20a	0,04a	2,40a	3,00a	2,93a	5,33a	53,1a	5,2a	
EL	0-20	SRVC	1,03a	0,25a	0,20a	0,03a	1,52a	1,85a	1,85a	3,37a	47,3b	4,9a
		RLVC	0,77a	0,13a	0,13a	0,01a	1,04a	1,71a	1,64a	2,68a	38,7a	4,9a
		RCVC	0,80a	0,21a	0,16a	0,02a	1,20a	2,43a	2,09a	3,29a	36,3a	4,8a
	20-40	SRVC	2,27b	0,83b	0,14a	0,03a	3,27b	4,21b	3,99b	7,26b	38,3a	4,9a
		RLVC	1,47b	0,36a	0,10a	0,02a	1,96a	2,14a	1,95a	3,91a	45,5b	4,9a
		RCVC	0,84a	0,18a	0,15a	0,02a	1,19a	3,23a	2,60ab	3,79a	37,7a	4,9a
	40-60	SRVC	2,79b	1,45b	0,13a	0,06b	4,44b	3,07a	3,15a	7,58b	53,6b	5,0a
		RLVC	1,71b	0,46a	0,15a	0,05ab	2,38b	2,82a	2,55a	4,93a	50,7ab	5,1a
		RCVC	0,86a	0,35a	0,16a	0,02a	1,38a	4,04a	3,73a	5,11a	33,5a	4,9a
CO	0-20	SRVC	1,16ab	0,30a	0,17a	0,03a	1,67ab	1,99a	1,99a	3,66b	45,2a	4,8a
		RLVC	1,82b	0,61b	0,18a	0,03a	2,64b	1,73a	1,62a	4,27b	56,4b	5,0a
		RCVC	0,72a	0,17a	0,11a	0,02a	1,02a	1,84a	1,65a	2,67a	36,9a	4,9a
	20-40	SRVC	1,40ab	0,43a	0,14a	0,06b	2,03b	1,79a	1,80a	3,83b	46,3ab	4,9a
		RLVC	1,75b	0,67b	0,12a	0,03a	2,58b	1,66a	1,60a	4,18b	53,1b	5,0a
		RCVC	0,92a	0,15a	0,12a	0,02a	1,20a	1,55a	1,46a	2,67a	43,0a	5,0a
	40-60	SRVC	0,82b	0,22a	0,13a	0,02a	1,19b	2,62a	2,61a	3,80a	31,6a	4,7a
		RLVC	0,95b	0,36a	0,17a	0,03a	1,50b	4,22b	4,02b	5,52b	32,2a	4,9a
		RCVC	0,58a	0,10a	0,11a	0,01a	0,79a	2,68a	2,21a	3,00a	27,9a	4,8a

Para a mesma situação e profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05).

Quando se considera os tratamentos com armação do terreno em vala e câmore (SRVC, RLVC, RCVC) (Quadro 3.1.18), verifica-se que a SBT e a CTCe apresentam frequentemente valores significativamente mais elevados na linha de plantação (LP) e no câmore (CO) nos tratamentos SRVC e RLVC comparativamente a RCVC. Por outro lado, nas camadas mais profundas da entre linha de plantação (EL) do tratamento RCVC, os valores de SBT tendem a ser significativamente mais baixos comparativamente aos outros dois tratamentos (SRVC, RLVC). Parece, assim, que a ripagem aplicada em toda a área da parcela do tratamento RCVC favoreceu os fenómenos de lixiviação das bases de troca.

Os solos do bloco III apresentam valores significativamente superiores de SBT, sendo o cálcio o catião de troca mais representativo no solo e, inversamente os solos do bloco I apresentam valores significativamente superiores de AT, com predomínio do catião alumínio, o que se reflecte na acidez do solo (Quadro 3.1.19). A CTCe é idêntica nos dois blocos, com tendência a aumentar em profundidade, estando no caso do bloco III mais de 60% do complexo de troca do solo ocupado por bases de troca, enquanto que no bloco I não ultrapassa os 30% (Quadro 3.1.19).

Tendências similares às mencionadas são observadas quando se consideram as situações linha de plantação (LP), entre linha de plantação (EL) e câmore (CO) (Quadro 3.1.20).

Quadro 3.1.19 – Teores médios em bases e alumínio de troca, soma de bases e acidez de troca, capacidade de troca catiónica efectiva, grau de saturação em bases e valores médios de pH por profundidade, segundo os blocos (n=14).

Profundidade Bloco (cm)		Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Na ⁺	SBT	Al ⁺⁺⁺	AT	CTCe	GSB	pH
		(cmol _c kg ⁻¹)						(% CTCe)		(H ₂ O)	
0-20	I	0,65a	0,22a	0,17a	0,04a	1,09a	2,97a	2,75a	3,84a	30,1a	4,8a
	III	1,81b	0,54b	0,15a	0,04a	2,54b	1,36b	1,42b	3,96a	59,3b	5,2b
20-40	I	0,45a	0,16a	0,12a	0,02a	0,76a	3,57a	3,30a	4,06a	19,6a	4,6a
	III	2,37b	0,79b	0,14a	0,04a	3,33b	1,25b	1,41b	4,74a	65,7b	5,2b
40-60	I	0,70a	0,27a	0,14a	0,06a	1,17a	4,78a	4,65a	5,82a	20,0a	4,6a
	III	1,79b	0,73b	0,17a	0,04a	2,72b	1,59b	1,51b	4,24b	62,1b	5,1b
60-80	I	0,74a	0,46a	0,15a	0,06a	1,41a	4,80a	4,59a	6,00a	22,0a	4,7a
	III	2,63b	1,23b	0,16a	0,03a	4,05b	0,89b	1,06b	5,12a	74,8b	5,3b
80-100	I	0,31a	0,24a	0,09a	0,02a	0,67a	4,10a	3,86a	4,53a	14,2a	4,7a
	III	2,55b	2,13b	0,17a	0,04a	4,89b	0,99b	1,30b	6,19a	79,0b	5,4b

SBT – soma das bases de troca; AT – acidez de troca; CTCe – capacidade de troca catiónica efectiva; GSB – grau de saturação em bases. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05).

Quadro 3.1.20 – Teores médios em bases e alumínio de troca, soma de bases e acidez de troca, capacidade de troca catiónica efectiva, grau de saturação em bases e valores médios de pH por profundidade, na linha de plantação (LP), entre linha (EL) e cômodo (CO) nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC, segundo os blocos (n=6).

Situação	Prof (cm)	Bloco	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Na ⁺	SBT	Al ⁺⁺⁺	AT	CTCe	GSCe	pH
			(cmol _c kg ⁻¹)						(% CTCe)		(H ₂ O)	
LP	0-20	I	0,54a	0,16a	0,18a	0,02a	0,90a	3,68b	3,36b	4,26a	22,5a	4,6a
		III	2,30b	0,79b	0,15a	0,03a	3,26b	1,32a	1,37a	4,64a	64,1b	5,3b
	20-40	I	0,45a	0,14a	0,14a	0,01a	0,74a	3,53b	3,21b	3,95a	19,4a	4,5a
		III	2,30b	0,78b	0,14a	0,02a	3,24b	1,43a	1,46a	4,70a	61,4b	5,2b
	40-60	I	0,56a	0,27a	0,19a	0,07b	1,08a	5,29b	4,95b	6,03b	17,9a	4,6a
		III	2,25b	0,85b	0,18a	0,03a	3,31b	1,43a	1,50a	4,81a	66,5b	5,2b
	60-80	I	0,50a	0,16a	0,18a	0,01a	0,85a	5,53b	4,58b	5,43a	15,7a	4,6a
		III	2,76b	1,23b	0,16a	0,03a	4,17b	0,88a	1,08a	5,25a	74,0b	5,4b
EL	0-20	I	0,76a	0,17a	0,15a	0,03a	1,11a	2,41b	2,11b	3,22a	35,6a	4,8a
		III	0,98a	0,23a	0,18a	0,02a	1,40a	1,54a	1,59a	2,99a	46,4b	5,0a
	20-40	I	0,61a	0,16a	0,13a	0,02a	0,92a	4,63b	4,01b	4,93a	19,9a	4,7a
		III	2,43b	0,73b	0,13a	0,03a	3,32b	1,55a	1,51a	4,82a	62,1b	5,2b
	40-60	I	0,44a	0,24a	0,17a	0,02a	0,87a	5,88b	5,21b	6,08a	14,2a	4,7a
		III	3,03b	1,43b	0,15a	0,03a	4,64b	1,40a	1,37a	6,01a	69,4b	5,1b
	60-80	I	0,72a	0,18a	0,15a	0,03a	1,07a	2,10b	1,89b	2,96a	35,5a	4,8a
		III	1,75b	0,55b	0,15a	0,02a	2,47b	1,56a	1,58a	4,05a	57,1b	5,1b
CO	0-20	I	0,86a	0,15a	0,10a	0,02a	1,14a	1,93a	1,79a	2,93a	37,7a	4,9a
		III	1,85b	0,68b	0,16a	0,05a	2,73b	1,41a	1,45a	4,18a	57,2a	5,1a
	20-40	I	0,52a	0,12a	0,09a	0,01a	0,74a	3,46b	2,97b	3,72a	20,5a	4,7a
		III	0,97a	0,23a	0,16b	0,02a	1,38b	1,57a	1,73a	3,11a	42,7b	4,9a
	40-60	I	0,52a	0,18a	0,15a	0,01a	0,86a	4,83b	4,46b	5,32a	16,7a	4,7a
		III	1,34a	0,42a	0,12a	0,02a	1,90b	1,33a	1,37a	3,27a	51,8b	5,0b

Para a mesma situação e profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05).

D) Saturação em bases

O grau de saturação em bases está associado com a soma de bases de troca e com a capacidade de troca catiónica, por sua vez dependentes do afluxo de bases ao sistema e da sua remoção por lixiviação. Em solos florestais ácidos, a capacidade de troca catiónica fornece menos informação acerca da disponibilidade de nutrientes no solo que o grau de saturação em bases, o qual dá indicação da abundância relativa de nutrientes básicos no complexo de troca (Schoenholtz *et al.*, 2000). A mobilização do solo contribuiu para uma diminuição de nutrientes básicos na camada mineral superficial (0-20 cm), não

apresentando uma tendência consistente em profundidade com os tratamentos (Quadro 3.1.16).

Nos primeiros 40 cm de solo a armação do terreno em vala e câmoreo contribuiu para um aumento do GSBe na linha de plantação (LP) e no câmoreo (CO) comparativamente à entre linha de plantação (EL) (Quadro 3.1.21), o que pode ter contribuído para um aumento da disponibilidade de nutrientes básicos para as plantas.

Quadro 3.1.21 – Teores médios em bases e alumínio de troca, soma de bases e acidez de troca, capacidade de troca catiónica efectiva, grau de saturação em bases e valores médios de pH por profundidade, segundo a situação nos tratamentos com armação do terreno em vala e câmoreo (SRVC, RLVC, RCVC) (n=12).

Prof (cm)	Situação	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Na ⁺	SBT	Al ⁺⁺⁺	AT	CTCe	GSBe	pH
		(cmol _c kg ⁻¹)						(% CTCe)		(H ₂ O)	
0-20	LP	1,26b	0,39b	0,16a	0,04a	1,85b	2,12a	2,05a	3,90a	47,5b	5,0a
	EL	0,87a	0,21a	0,17a	0,02a	1,27a	1,87a	1,79a	3,06a	40,2a	4,9a
	CO	1,20b	0,35b	0,15a	0,03a	1,72b	1,85a	1,75a	3,47a	47,5b	4,9a
20-40	LP	1,45a	0,49a	0,13a	0,03a	2,10a	2,37ab	2,32ab	4,41a	43,5b	4,9a
	EL	1,28a	0,36a	0,12a	0,02a	1,79a	3,25b	2,90b	4,68a	36,5a	4,9a
	CO	1,36a	0,42a	0,13a	0,04a	1,94a	1,67a	1,62a	3,56a	47,5b	5,0a
40-60	LP	1,21ab	0,48ab	0,15a	0,05b	1,90ab	3,30a	3,18a	5,08b	39,6a	4,9a
	EL	2,17b	0,88b	0,15a	0,03ab	3,22b	2,65a	2,46a	5,68b	55,8b	5,0a
	CO	0,72a	0,17a	0,12a	0,01a	1,02a	2,65a	2,44a	3,46a	30,0a	4,7a
60-80	LP	1,68b	0,85b	0,15a	0,04a	2,73b	2,84a	2,83a	5,56a	48,4a	5,0a
	CO	0,93a	0,30a	0,14a	0,02a	1,38a	3,08a	2,91a	4,29a	34,3a	4,9a

Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05).

E) Símula dos impactos nas propriedades químicas do solo

De um modo geral, nos primeiros 40 cm de solo, a mobilização contribuiu para uma redução dos teores de carbono orgânico e azoto total e do pH do solo (Figura 3.1.7). Ao contrário, os teores de fósforo e potássio extractáveis aumentaram. Globalmente, nos tratamentos com armação do terreno em vala e câmoreo a aplicação de ripagem localizada (RLVC) e contínua (RCVC) traduziu-se em efeitos menos positivos que no tratamento sem ripagem (SRVC). Como no caso das propriedades físicas, também aqui a ripagem prévia não resultou em vantagens tais que a tornem recomendável.

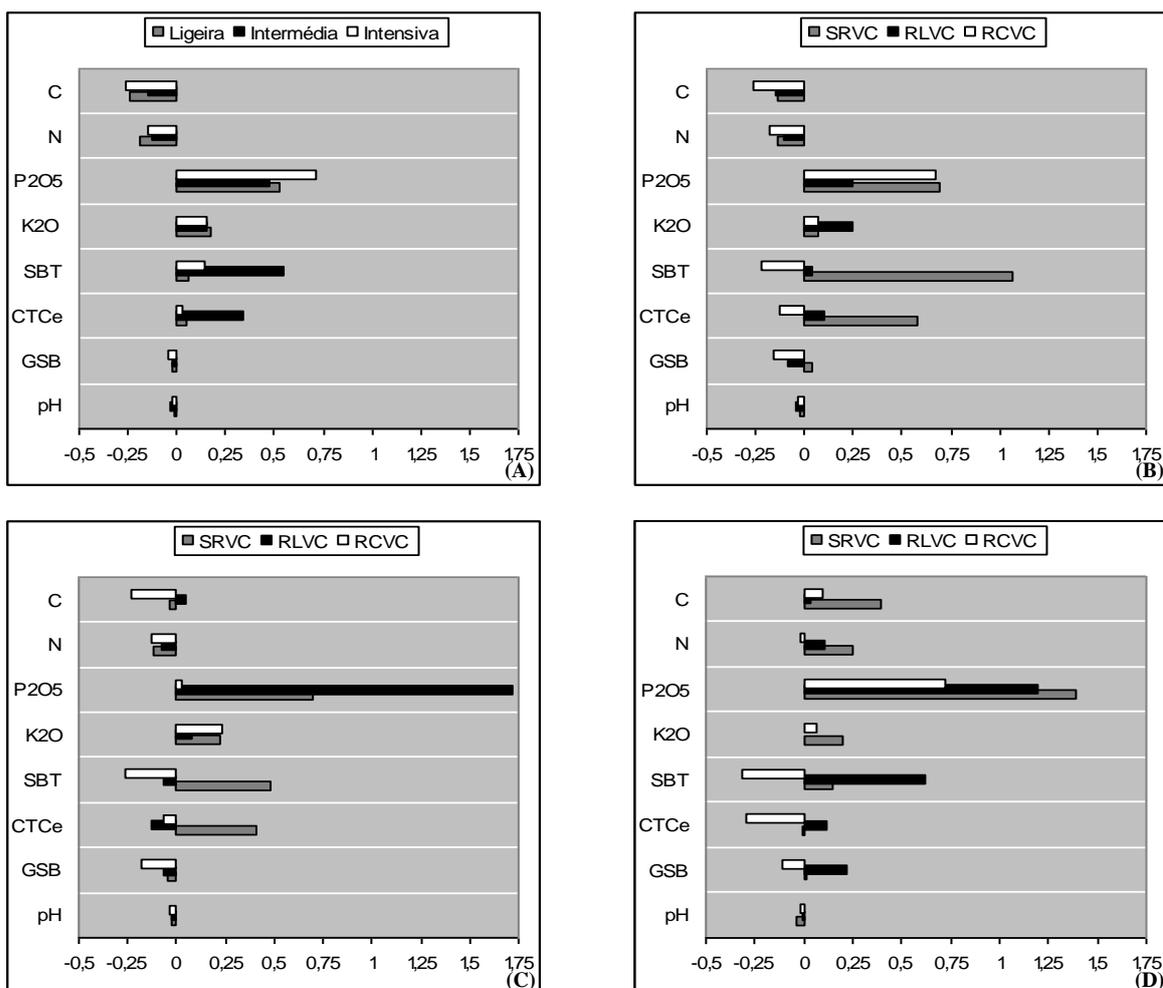


Figura 3.1.7 – Variações relativas ao solo original determinadas por diferentes intensidades de mobilização: efeito em propriedades químicas nos primeiros 40 cm de solo, em todos os tratamentos (A) e nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (linha de plantação, B; entre linha de plantação, C; câmara, D).

3.1.2. Índices de qualidade do solo

A qualidade do solo, quantificada através de índices de qualidade do solo (IQS), baseia-se na dinâmica de propriedades e de funções do mesmo (Karlen *et al.*, 1994a; Mausbach & Seybold, 1998; Wang & Gong, 1998; Hussain *et al.*, 1999; Andrews *et al.*, 2003; Karlen *et al.*, 2004; Sharma *et al.*, 2005).

No Quadro 3.1.22 apresentam-se os índices de qualidade do solo, determinados a partir da selecção de seis características do solo (físicas e químicas), associadas a três funções do mesmo. Nos tratamentos de mobilização intermédia (SRVC, RLVC) e intensiva (RCVC, RCLC) verifica-se uma melhoria da qualidade do solo (Quadro 3.1.22 e Figura 3.1.8), em comparação com os tratamentos de mobilização ligeira (SMPC, RCAV)

e o solo original (TSMO), resultando em índices de 0,32; 0,35; 0,33; 0,56; 0,53; 0,41 e 0,52, respectivamente para os tratamentos TSMO, SMPC, RCAV, SRVC, RLVC, RCVC e RCLC. A espessura efectiva e a massa volúmica mostraram ser características fundamentais na melhoria da qualidade dos solos. As técnicas de preparação do terreno produzem impacto no sentido e no grau de variação da qualidade do solo (Wang & Gong, 1998) e a manutenção ou melhoria dessa qualidade pode ser encarada como um critério de sustentabilidade dos solos florestais (Schoenholtz *et al.*, 2000).

Quadro 3.1.22 – Índices de qualidade do solo para os tratamentos TSMO, SMPC, RCAV, SRVC, RLVC, RCVC e RCLC.

Função do solo	Indicador do solo	Índices de qualidade do solo						
		TSMO	SMPC	RCAV	SRVC	RLVC	RCVC	RCLC
Relações com água	C total (g kg ⁻¹)	0,02	0,04	0,00	0,04	0,04	0,01	0,01
	MVap (g cm ⁻³)	0,14	0,14	0,16	0,18	0,18	0,18	0,18
Relações com nutrientes	C total (g kg ⁻¹)	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
	N total (g kg ⁻¹)	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	CTC (cmol _c kg ⁻¹)	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01
	pH	0,04	0,03	0,04	0,04	0,03	0,03	0,04
Relações com enraizamento	C total (g kg ⁻¹)	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
	pH	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,02	0,03
	MVap (g cm ⁻³)	0,08	0,08	0,10	0,11	0,11	0,11	0,11
	Espessura efectiva (cm)	0,00	0,00	0,00	0,14	0,12	0,04	0,14
		0,32	0,35	0,33	0,56	0,53	0,41	0,52

MVap – massa volúmica aparente do solo. Os valores das variáveis apresentadas correspondem à linha de plantação.

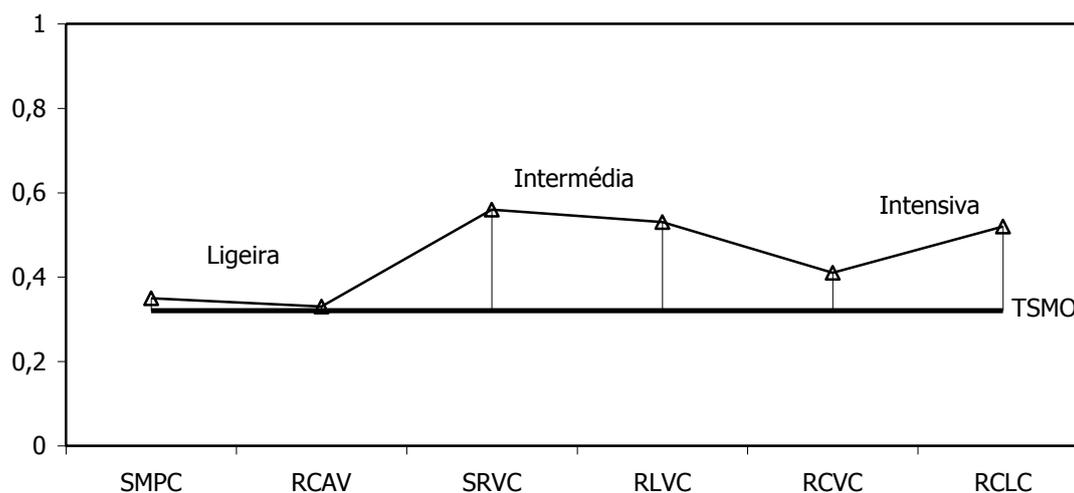


Figura 3.1.8 – Índices de qualidade do solo na situação original (TSMO) e nos tratamentos de mobilização ligeira (SMPC, RCAV), intermédia (SRVC, RLVC) e intensiva (RCVC, RCLC) do solo.

Os tratamentos de mobilização ligeira não modificaram a qualidade do solo relativamente ao solo original (Figura 3.1.8). As técnicas de preparação do terreno de intensidade intermédia (SRVC e RLVC, respectivamente com IQS 0,56 e 0,53), bem como a de intensidade máxima (RCLC, com IQS 0,52) foram as que mais contribuíram para a melhoria da qualidade do solo. Nos tratamentos com armação do terreno em vala e câmor, a ripagem localizada (RLVC) e principalmente a ripagem contínua (RCVC) parece ter produzido um efeito menos positivo nas propriedades físicas e químicas e consequentemente na qualidade do solo, comparativamente à situação sem ripagem (SRVC). Este efeito tende a variar directamente com a percentagem da parcela afectada pela ripagem. Também, Pinto (2000) e Martins & Pinto (2004) verificaram uma maior eficácia da ripagem localizada nas propriedades do solo face à ripagem contínua, tendo atribuído esse efeito a diferenças na potência da máquina devido à utilização de um só dente no caso da ripagem localizada (a máquina pode ter atingido maior profundidade) e de três dentes no caso da ripagem contínua. Porém, no presente estudo, a aplicação da ripagem localizada e contínua foi realizada nas mesmas condições (utilização de dois dentes). Assim, parece importante prosseguir com estes estudos de modo a esclarecer de forma definitiva a utilidade e/ou necessidade da aplicação da ripagem no solo, uma vez que para além de poder afectar negativamente a qualidade do solo, acresce consideravelmente os custos de instalação dos povoamentos.

Como seria de esperar, a qualidade do solo está dependente da dinâmica natural do solo, pelo que os solos do bloco I apresentam qualidade superior (Quadro 3.1.23). A espessura efectiva e a massa volúmica relacionadas com o tipo de solo e com a técnica de preparação do terreno foram determinantes na melhoria da qualidade do solo.

Quadro 3.1.23 – Índices de qualidade do solo para os blocos I e III.

Função do solo	Indicador do solo	Índices de qualidade do solo	
		Bloco I	Bloco III
Relações com água	C total (g kg ⁻¹)	0,06	0,00
	MVap (g cm ⁻³)	0,16	0,18
Relações com nutrientes	C total (g kg ⁻¹)	0,02	0,00
	N total (g kg ⁻¹)	0,01	0,00
	CTC (cmol _c kg ⁻¹)	0,01	0,01
	pH	0,03	0,04
Relações com enraizamento	C total (g kg ⁻¹)	0,01	0,00
	pH	0,02	0,03
	MVap (g cm ⁻³)	0,10	0,11
	Espessura efectiva (cm)	0,08	0,04
		0,49	0,40

MVap – massa volúmica aparente do solo. Os valores das variáveis apresentadas correspondem à linha de plantação.

Foram estabelecidas relações entre os índices de qualidade do solo (IQS), as taxas de sobrevivência e os crescimentos das espécies *PM* e *CS* num período de 42 meses (Quadro 3.1.24). A qualidade do solo mostrou maior relevância na sobrevivência da espécie *PM* e nos crescimentos da espécie *CS*, nomeadamente em diâmetro.

As amplitudes das variações dos crescimentos em altura e diâmetro, geralmente, acompanham as amplitudes das variações da qualidade do solo, apresentando o tratamento RCLC alteração a este padrão (Figura 3.1.9). Assim, nos tratamentos com armação do terreno em vala e câmor (SRVC, RLVC, RCVC), os crescimentos em altura e diâmetro das espécies *PM* ($r^2 = 0,991$ e $r^2 = 0,839$, respectivamente para o crescimento em altura e diâmetro) e *CS* ($r^2 = 0,800$ e $r^2 = 0,990$, respectivamente para o crescimento em altura e diâmetro) mostram boa correlação com os índices de qualidade do solo.

Quadro 3.1.24 – Coeficientes de correlação dos índices de qualidade dos solos (IQS) com os parâmetros sobrevivência (sob), altura (h) e diâmetro (d) num período de 42 meses, para as espécies *PM* e *CS*.

Coeficiente de correlação					
IQS vs sob PM	IQS vs sob CS	IQS vs h PM	IQS vs d PM	IQS vs h CS	IQS vs d CS
0,911**	0,724	0,527	0,421	0,627	0,754

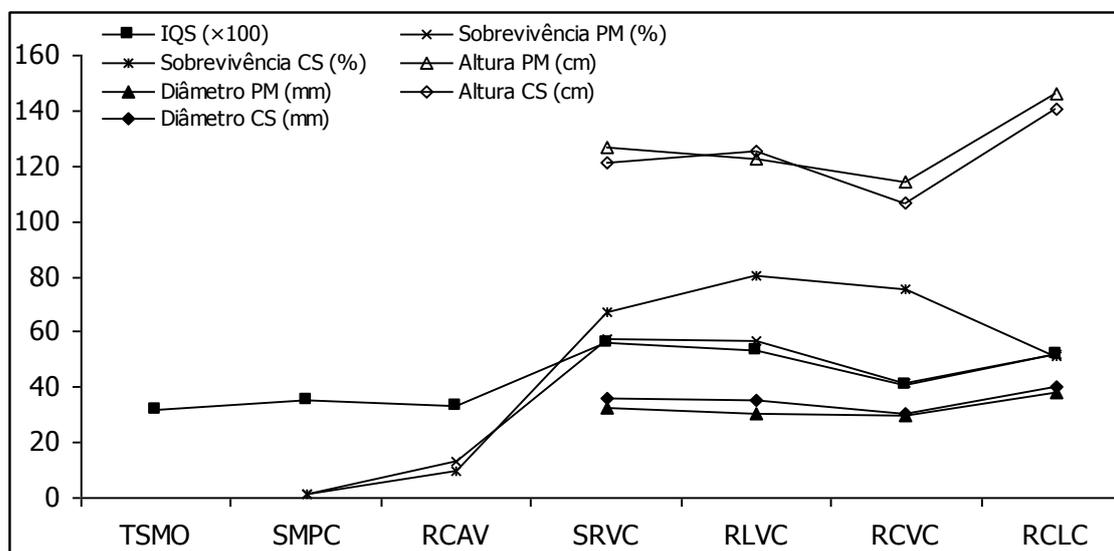


Figura 3.1.9 – Comparação da taxa de sobrevivência e dos crescimentos em altura e diâmetro para as espécies *PM* e *CS* com o índice de qualidade dos solos, segundo os tratamentos.

Os solos do bloco I favoreceram os vários parâmetros medidos para a espécie *CS*, sobrevivência e crescimentos em altura e diâmetro. Ao contrário, os solos do bloco III favoreceram os crescimentos da espécie *PM* (Figura 3.1.10).

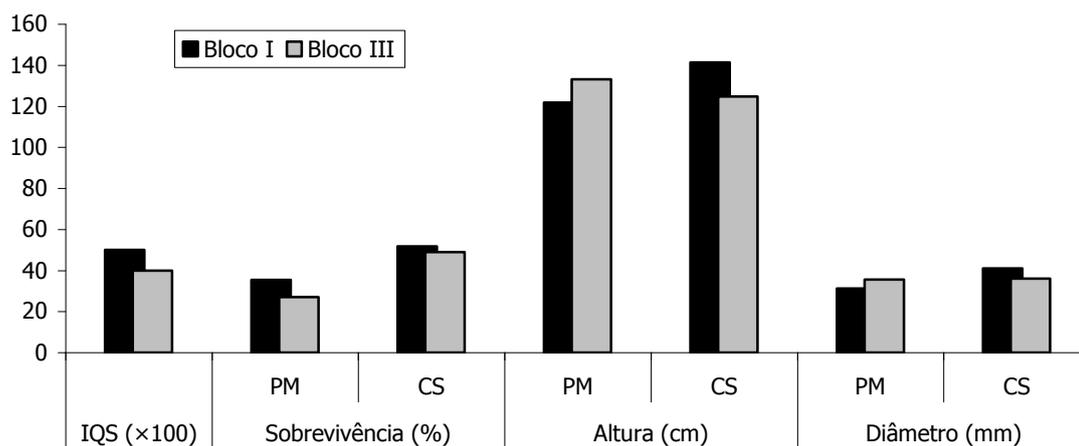


Figura 3.1.10 – Comparação da taxa de sobrevivência e dos crescimentos em altura e diâmetro para as espécies *PM* e *CS* com o índice de qualidade do solo, nos blocos I e III.

3.1.3. Síntese de resultados

A preparação do terreno com aplicação de técnicas de intensidade de mobilização do solo intermédia (SRVC, RLVC) e intensiva (RCVC, RCLC), aumentou a espessura efectiva e diminuiu a massa volúmica aparente e a resistência do solo à penetração, reflectindo-se na expansão radical e nas relações com a água e nutrientes. Nas zonas mais afectadas pela mobilização (tratamento RCLC, linha de plantação e câmara dos tratamentos SRVC, RLVC, RCVC), é frequente a ocorrência de uma camada única de solo, com mistura de características dos diversos horizontes. Nas situações menos afectadas pela mobilização (SMPC, RCAV e entre linha de plantação dos tratamentos SRVC, RLVC, RCVC), observa-se a existência de perfis naturais, com distinção perfeita de horizontes, colocando em evidência a baixa eficácia das mobilizações ligeiras e da ripagem na mistura de material do solo, aproximando-se as características dos solos destes tratamentos com as da situação original (TSMO). De um modo geral, os tratamentos SRVC, RLVC, RCVC e RCLC contribuíram para um aumento da disponibilidade de P_2O_5 e K_2O e redução do C orgânico e N total.

A avaliação da qualidade do solo através de índices de qualidade do solo (IQS) mostrou que os tratamentos SRVC (IQS = 0,56), RLVC (IQS = 0,53) e RCLC (IQS = 0,52) foram os mais eficazes. Porém, outros resultados obtidos com o presente trabalho suscitam dúvidas quanto à eficácia da ripagem (localizada e contínua) na qualidade do solo, pelo

que se recomenda a continuação de estudos que permitam esclarecer os efeitos da ripagem nas propriedades do solo e na sobrevivência e crescimento vegetal.

3.2. Processo erosivo do solo

3.2.1 Precipitação, Produção de Sedimento e Escoamento Superficial

3.2.1.1. Valores anuais

A produção de sedimento mostra uma distribuição muito irregular nos dois anos, com produções de 1,9 t ha⁻¹ ano⁻¹ de Março de 2002 a Março de 2003 e 0,1 t ha⁻¹ ano⁻¹ de Março 2003 a Abril de 2004 (Quadro 3.2.1). O escoamento superficial segue a mesma tendência, com valores de 28 mm no primeiro ano e 7 mm no segundo. A precipitação no primeiro ano representa cerca de 65% do total registado nos dois anos, sendo que em ambos os anos a precipitação é superior à média anual registada num período de 30 anos (655,5 mm). Em todos os tratamentos, o primeiro ano contribuiu com mais de 90% do total de produção de sedimento e com mais de 65% do total de escoamento superficial.

Quadro 3.2.1 – Valores anuais da produção de sedimento, escoamento superficial e precipitação.

Estatísticas	TSMO	SMPC	RCAV	SRVC	RLVC	RCVC	TERO	Média global
Produção de sedimento (g m⁻²)								
Mar 02/Mar 03	22,9	166,2	176,5	198,9	113,0	262,1	415,7	193,6
Mar 03/Mar 04	0,4	2,0	11,1	7,2	3,5	4,6	38,7	9,6
Média	11,6a	84,1ab	93,8ab	103,0ab	58,2a	133,4ab	227,2b	101,6
Desvio Padrão	15,9	116,1	117,0	135,6	77,4	182,1	266,6	130,1
CV (%)	137	138	125	132	133	137	117	131
Escoamento superficial (mm)								
Mar 02/Mar 03	4,7	31,7	22,8	33,4	14,0	40,1	46,0	27,5
Mar 03/Mar 04	2,5	4,6	8,7	7,6	3,0	9,4	11,2	6,7
Média	3,6a	18,2ab	15,8ab	20,5b	8,5a	24,7b	28,6b	17,1
Desvio Padrão	1,6	19,2	10,0	18,3	7,8	21,7	24,6	14,7
CV (%)	45	106	64	89	92	88	86	81
Precipitação (mm)								
Mar 02/Mar 03								1217,1
Mar 03/Mar 04								659,1
Média								938,1
Desvio Padrão								394,6
CV (%)								42

Para a mesma variável, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05).

Os coeficientes de variação (CV) revelam a elevada dispersão inter-anual das variáveis em causa, com valores sucessivamente mais baixos da produção de sedimento (CV=131%), para o escoamento superficial (CV=81%) e para a precipitação (CV=42%). Idêntica dispersão das variáveis foi obtida por Figueiredo (2001) em vinha ao alto na região do Douro.

A produção de sedimento e o escoamento superficial no solo original (TSMO) foram em média de $11,6 \text{ g m}^{-2}$ e $3,4 \text{ mm}$ por ano, respectivamente (Figura 3.2.1). Nas áreas submetidas a preparação do terreno e plantadas (SMPC, RCAV, SRVC, RLVC, RCVC) os valores médios foram superiores 5 a 11,5 vezes, na produção de sedimento e 2,5 a 7 vezes, no caso do escoamento.

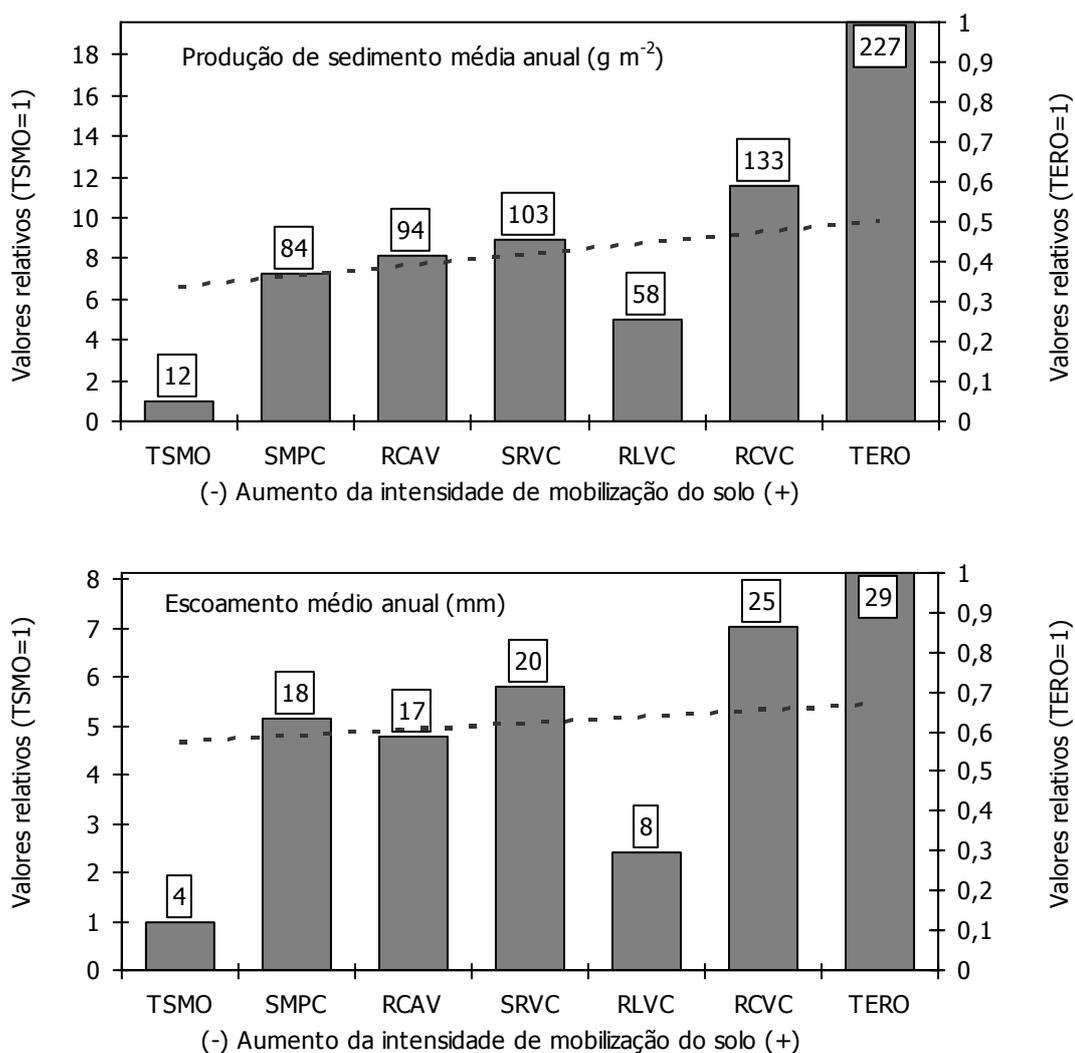


Figura 3.2.1 –Produção média anual de sedimento (A) e de escoamento superficial (B). Nas colunas representam-se os valores absolutos e nos eixos os valores relativos ao solo original (TSMO) e à testemunha de erosão (TERO).

Como esperado, a produção de sedimento foi superior no tratamento TERO (equivalente a $2,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). O efeito das técnicas de preparação do terreno (tratamentos) na produção de sedimento e no escoamento superficial não é muito expressivo, revelando no entanto, que estas variáveis tendem a aumentar com a intensidade da mobilização, com valores significativamente mais elevados no tratamento TERO relativamente ao solo

original (TSMO) e RLVC. À partida seria de esperar no tratamento RLVC valores de produção de sedimento e escoamento superficial idênticos aos observados nos outros tratamentos com armação do terreno em vala e câmoros (SRVC, RCVC). Nesta fase do trabalho regista-se que a menor eficiência do processo erosivo, naquele tratamento, poderá estar relacionada com o menor declive das micro-parcelas nos blocos I e III e idêntico no bloco II, comparativamente a SRVC e RCVC (ver Ponto 3.2.2.2. A, Quadro 3.2.7).

No que respeita ao efeito dos blocos, a produção de sedimento e o escoamento superficial, embora sem diferenças estatisticamente significativas, foram inferiores no bloco com declive intermédio (bloco III) (Figura 3.2.2). Dada a baixa relevância do efeito dos blocos no processo erosivo e o facto dos valores de produção de sedimento e escoamento superficial se encontrarem abaixo de limiares críticos, estas variáveis serão analisadas ao nível do tratamento ou tratadas como uma série de valores correspondentes à média dos sete tratamentos nos três blocos (valores globais do ensaio).

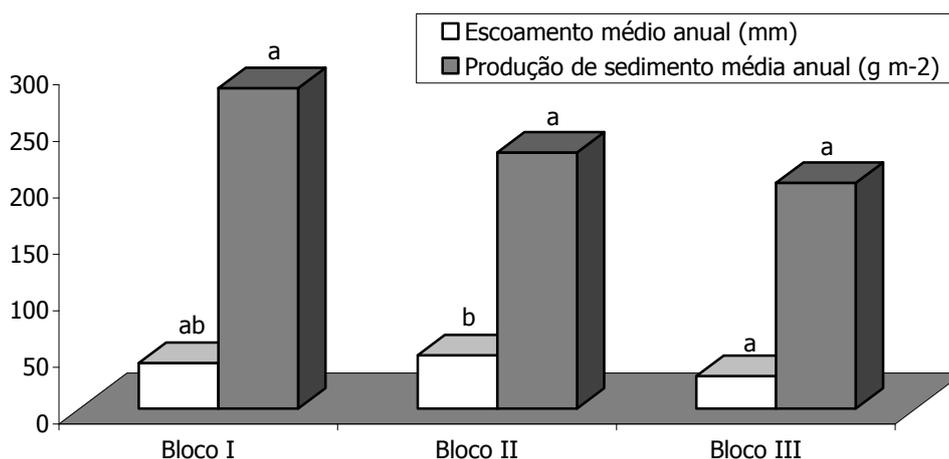


Figura 3.2.2 – Produção média anual de sedimento e de escoamento superficial, segundo os blocos. Para a mesma variável, colunas com letras diferentes diferem significativamente ($p < 0,05$).

Independentemente do tratamento e bloco, a produção média de sedimento foi cerca de $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e o escoamento superficial médio cerca de 20 mm ano^{-1} , equivalente a um coeficiente de escoamento de 2%.

A produção média de sedimento obtida ($0,12$ a $2,27 \text{ t ha ano}^{-1}$) (Figura 3.2.1 A) foi comparável às referenciadas por Lucci & Della Lena (1994), num período de quatro anos após a instalação de povoamentos de *Pinus radiata* no sudoeste da Sardenha, Itália ($0,17$ a $2,4 \text{ t ha ano}^{-1}$), em áreas com declive, altitude e precipitação similares e por Martins *et al.*

(2003) que reportam valores de produção de sedimento entre 0,21 a 3,2 t ha⁻¹ ano⁻¹ em plantações de eucalipto na região de Aracruz, Brasil (precipitação média anual no período de estudo 987,5 mm). Os valores médios de escoamento superficial (4 a 29 mm ano⁻¹) (Figura 3.2.1 B) foram consideravelmente inferiores aos mencionados por Lucci & Della Lena (1994) – 59 a 65 mm ano⁻¹ e similares aos indicados por Martins *et al.* (2003) – 22 a 27 mm ano⁻¹. A produção de sedimento média encontra-se abaixo dos limiares críticos habitualmente tomados como referência – 2,2 t ha⁻¹ (Arnoldus, 1977) a 12 t ha⁻¹ (Wischmeier & Smith, 1978). A informação disponível sobre o processo erosivo em plantações florestais é muito escassa (Martins *et al.*, 2003), pelo que por vezes as tendências dos resultados serão comparadas com outros tipos de sistemas.

3.2.1.2. Valores sazonais

As médias sazonais de produção de sedimento, escoamento superficial e precipitação são apresentadas no Quadro 3.2.2. A produção de sedimento foi consideravelmente mais elevada no período Primavera/Verão (semestre seco), enquanto a precipitação e o escoamento superficial, com padrões de distribuição idênticos entre si, concentram-se no período Outono/Inverno (semestre húmido). Resultados similares foram obtidos por Figueiredo (2001). O semestre seco contribuiu em média com 81% do total anual de produção de sedimento e, com 38 e 31% para o escoamento e precipitação, respectivamente (Figura 3.2.3). Estas variáveis apresentam grande variabilidade inter-anual para o mesmo período (coeficientes de variação elevados), mostrando o escoamento superficial e a precipitação menor dispersão que a produção de sedimento. As primeiras chuvas recebidas nas micro-parcelas (Primavera/Verão 2002) foram responsáveis por 20 a 35% do escoamento superficial e 80 a 95% do total de produção de sedimento registados nos dois anos (excepto no tratamento TERO, onde este valor é cerca de 65%).

A técnica de preparação do terreno mais intensiva (RCVC) e a testemunha de erosão (TERO) contribuem com 47 e 68% da produção de sedimento no semestre seco e húmido, respectivamente. No caso do escoamento superficial contribuem com cerca de 45% em ambos os semestres. Estes contributos podem também ser confirmados pelos valores mais elevados de desvio padrão naqueles tratamentos (Quadro 3.2.2) (Basic *et al.*, 2001). Apesar dos valores encontrarem-se dentro de intervalos toleráveis de produção de sedimento (ver Ponto 3.2.1.1), do ponto de vista da conservação do solo, estas técnicas são as menos aconselhadas pois, são as que apresentam maior impacte na sustentabilidade do sistema.

Quadro 3.2.2 – Valores sazonais de produção de sedimento, escoamento superficial e precipitação.

Estatísticas	Tratamentos							Média global	Precipitação (mm)
	TSM	SMPC	RCAV	SRV	RLV	RCVC	TERO		
Produção de sedimento (g m⁻²)									
Primavera 2002	21,9	159,5	144,6	172,7	102,8	230,6	279,6	158,8	351,9
Primavera 2003	0,3	1,5	6,2	5,8	1,7	3,1	25,5	6,3	232,0
Média	11,1c	80,5b	75,4b	89,3b	52,3b	116,9a	152,6a	82,6	292,0
Desvio Padrão	15,3	111,7	97,9	118,0	71,5	160,9	179,7	107,9	84,8
CV (%)	138	139	130	132	137	138	118	131	29
Outono/Inverno 02-03	1,0	6,8	31,9	26,3	10,1	31,5	136,0	34,8	865,2
Outono/Inverno 03-04	0,1	0,5	5,0	1,3	1,8	1,5	13,2	3,3	427,1
Média	0,5d	3,6cd	18,4b	13,8b	5,9c	16,5b	74,6a	19,1	646,2
Desvio Padrão	0,6	4,4	19,1	17,6	5,9	21,2	86,8	22,2	309,8
CV (%)	119	122	103	128	100	128	116	117	48
Escoamento superficial (mm)									
Primavera 2002	2,21	13,89	6,39	12,46	5,41	15,88	17,27	10,5	
Primavera 2003	0,89	1,92	2,71	2,96	1,10	2,83	4,12	2,4	
Média	1,5b	7,9a	4,5b	7,7a	3,3b	9,4a	10,7a	6,4	
Desvio Padrão	0,9	8,5	2,6	6,7	3,0	9,2	9,3	5,8	
CV (%)	60	107	57	87	94	99	87	89	
Outono/Inverno 02-03	2,51	17,86	16,46	20,95	8,59	24,19	28,75	17,0	
Outono/Inverno 03-04	1,56	2,69	5,95	4,59	1,88	6,55	7,11	4,3	
Média	2,0b	10,3a	11,2a	12,8a	5,2b	15,4a	17,9a	10,7	
Desvio Padrão	0,7	10,7	7,4	11,6	4,7	12,5	15,3	9,0	
CV (%)	33	104	66	91	91	81	85	84	

Para a mesma variável, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

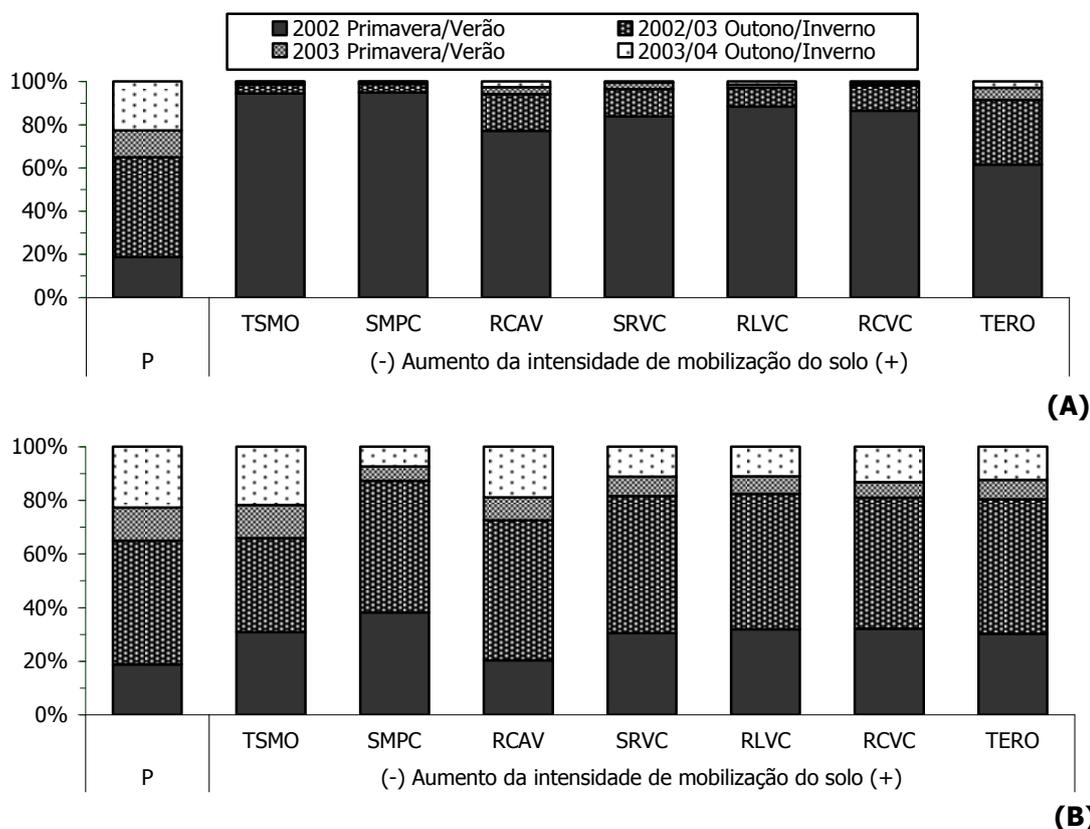


Figura 3.2.3 – Distribuição sazonal da precipitação (P), produção de sedimento (A) e escoamento superficial (B), segundo os tratamentos.

Os resultados sazonais da produção de sedimento e do escoamento superficial, de um modo geral, dependem da intensidade da precipitação (coeficientes de correlação significativos no semestre seco e não significativos no semestre húmido), mas a resposta erosiva nas micro-parcelas dos tratamentos difere substancialmente de período a período. Isto sugere que o estado e as características da superfície do solo modelam a resposta erosiva.

As curvas cumulativas da produção de sedimento e escoamento superficial são também um importante elemento de caracterização da variabilidade sazonal (Figura 3.2.4). De um modo geral, o escoamento foi mais homogéneo no tempo, mostrando uma estabilidade relativa a partir de meados do período Outono/Inverno 2002-2003. Ao contrário, a produção de sedimento foi mais elevada no semestre seco do primeiro ano (Primavera/Verão 2002), diminuindo consideravelmente a partir daí.

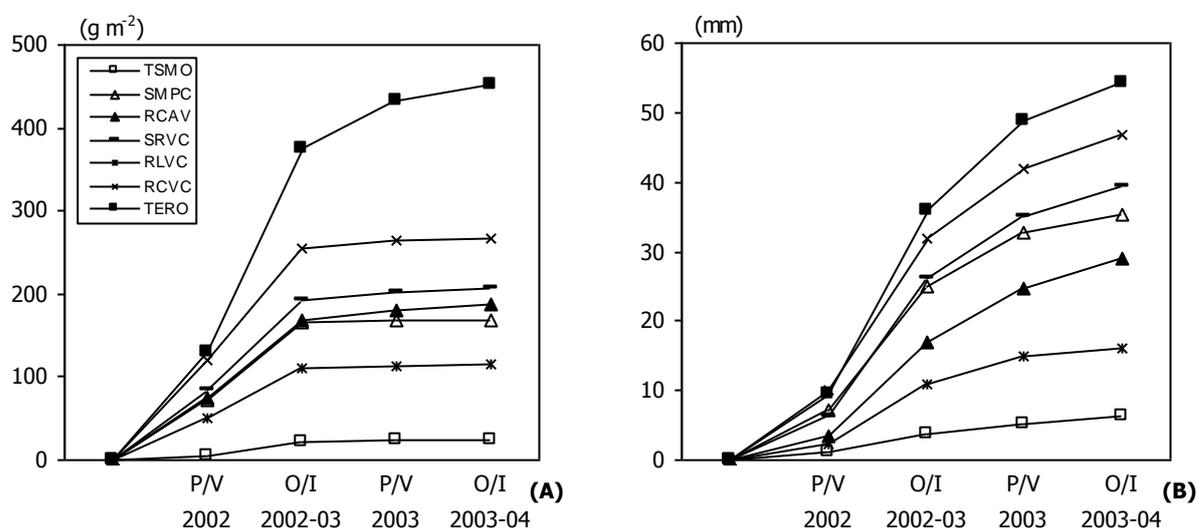


Figura 3.2.4 – Curvas cumulativas da produção de sedimento (A) e do escoamento superficial (B), segundo os tratamentos. P/V – Primavera/Verão; O/I – Outono/Inverno.

3.2.1.3. Valores ao nível do evento

A produção de sedimento média por evento é de $9,7 \text{ g m}^{-2}$ com valores que variam de $0,1$ a 64 g m^{-2} . No conjunto dos tratamentos, os valores máximos são consistentemente registados no evento 6 e os mínimos oscilam entre os eventos 18, 19 e 20. O valor médio de escoamento superficial foi de $1,6 \text{ mm}$, com valores máximos (5 mm) registados no evento 10 e mínimos ($0,3 \text{ mm}$) distribuídos entre os eventos 13 e 15 (Quadro 3.2.3). Nestes últimos registam-se os menores coeficientes de escoamento (Quadro 3.2.4). No que respeita à dispersão inter-eventos das variáveis (produção de sedimento e escoamento

superficial), esta é inferior à dos valores anuais e sazonais, mantendo o escoamento superficial maior homogeneidade.

Quadro 3.2.3 – Valores relativos à produção de sedimento e de escoamento superficial ao nível do evento.

Estatísticas	TSMO	SMPC	RCAV	SRVC	RLVC	RCVC	TERO	Evento
Produção de sedimento (g m⁻²)								
Média	1,1d	8,0b	8,9b	9,8b	5,5c	12,7b	21,6a	9,7
Desvio Padrão	4,2	17,4	13,3	16,8	10,7	21,7	25,4	7,0
CV (%)	379	217	149	171	194	171	118	73
Máximo	19,4	74,1	54,7	66,0	45,7	83,2	100,6	63,4
Mínimo	0,00	0,01	0,45	0,07	0,03	0,07	0,24	0,12
Escoamento superficial (mm)								
Média	0,3b	1,7a	1,5a	2,0a	0,8b	2,4a	2,7	1,6
Desvio Padrão	0,4	1,5	1,1	1,7	0,9	1,9	1,9	0,6
CV (%)	104	84	71	87	107	79	71	36
Máximo	1,5	5,1	4,7	6,6	3,1	6,7	7,0	5,0
Mínimo	0,03	0,10	0,36	0,32	0,11	0,15	0,69	0,25

Para a mesma variável, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

A análise do processo erosivo ao nível do evento não permite estabelecer uma relação directa entre precipitação, produção de sedimento e escoamento superficial (Figura 3.2.5). De facto, nem sempre os eventos de maior precipitação coincidem com os picos de maior produção de sedimento e escoamento superficial e, quando essa coincidência ocorre, as micro-parcelas dos tratamentos não são afectadas com a mesma extensão, permitindo inferir que outros factores interferem com o processo erosivo. Consta-se que a maior parte dos eventos, num total de 21, ocorrem entre Outubro e Março nos dois anos (Figura 3.2.5 A). Contudo, a resposta erosiva das micro-parcelas dos tratamentos às precipitações traduz-se numa maior produção de sedimento nos eventos 1 (8 de Fevereiro a 21 de Março de 2002), 3 (23 de Abril a 15 de Maio de 2002) e 6 (12 de Setembro a 29 de Setembro de 2002) (Figura 3.2.5 B). O evento mais erosivo (evento 6) ocorreu após o período estival do ano 2002 (ano da mobilização do solo), onde a intensidade máxima da precipitação atingiu $11,7 \text{ mm h}^{-1}$ (a maior intensidade registada até esta data) (Quadro 3.2.4), sendo esta característica da precipitação que melhor explica a produção de sedimento no período Primavera/Verão (Quadro 3.2.5). A ocorrência de precipitações significativas no semestre seco conduz a perdas de solo tendencialmente elevadas (Figueiredo 2001), contribuindo o evento referido com cerca de 1/3 do total da produção de sedimento. Por outro lado, o baixo teor de água no solo, antes da ocorrência de precipitação após o período estival, pode contribuir para um aumento da ruptura dos agregados devido à saída rápida do ar do solo, favorecendo o destacamento pelo impacto da chuva e subsequente transporte na água de escoamento superficial (Rudolph *et al.*, 1997).

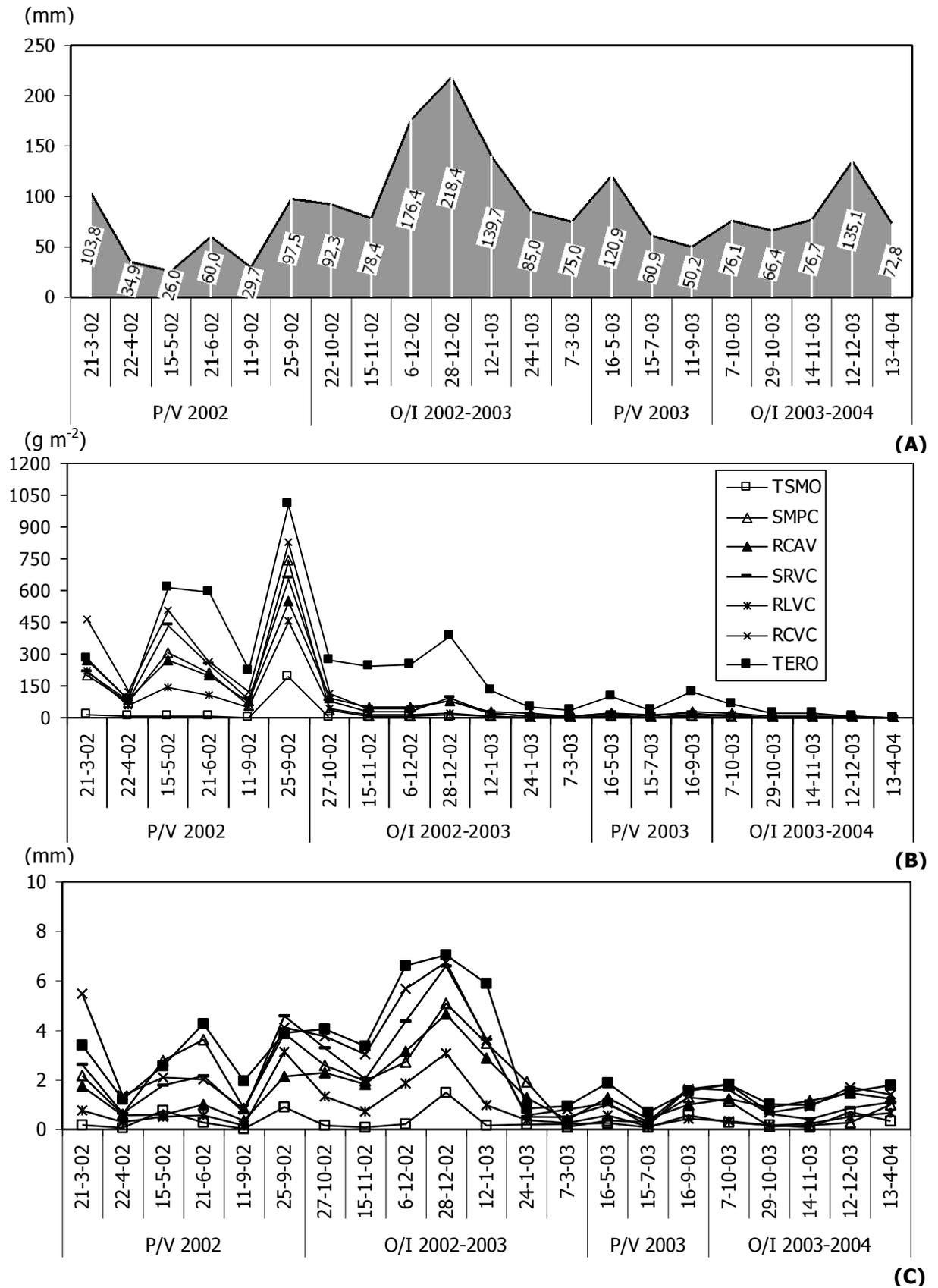


Figura 3.2.5 – Precipitação por evento (A), produção de sedimento por evento (B) e escoamento superficial por evento (C), segundo os tratamentos. As datas representam os eventos (data da colheita em cada evento).

Römken *et al.* (2001), para um determinado período de precipitação em solos inicialmente secos, observaram um aumento inicial rápido da concentração de sedimento na água de escoamento seguido de um decréscimo gradual. O escoamento superficial mostra a mesma tendência que a precipitação, mas sem apresentar um padrão regular dos valores máximos e mínimos nos diferentes tratamentos (Figura 3.2.5 C).

Quadro 3.2.4 – Características das chuvadas, intensidade máxima da precipitação, energia cinética e coeficiente de escoamento ao nível do evento.

Período	Evento	Chuvadas (número)	h mín chuv (mm)	h máx chuv (mm)	Imáx (mm h ⁻¹)	Ec (MJ ha ⁻¹)	Ce (%)
P/V 2002	1	7	1,8	58,2	3,8	17,4	2,3
	2	8	0,4	10,1	2,0	5,1	1,9
	3	7	0,4	8,9	7,5	3,9	6,1
	4	10	0,4	13,9	6,3	10,0	3,3
	5	6	0,6	10,7	4,6	5,0	2,3
	6	8	0,4	77,0	11,7	18,4	3,3
O/I 02-03	7	8	0,6	29,1	11,1	15,2	2,5
	8	10	0,4	35,8	10,1	13,4	2,4
	9	12	0,4	95,7	7,5	29,4	2,0
	10	8	0,8	131,7	14,3	38,4	2,3
	11	7	6,5	49,3	8,3	19,8	2,1
	12	4	0,4	37,0	9,9	14,3	1,0
	13	14	0,4	12,3	3,8	11,5	0,6
P/V 2003	14	16	0,8	28,7	13,5	19,0	0,8
	15	8	1,2	35,2	9,90	9,7	0,5
	16	7	1,2	28,1	14,3	10,2	2,3
O/I 03-04	17	3	5,7	57,6	10,3	13,2	1,5
	18	9	0,4	24,6	4,4	10,0	0,8
	19	6	0,8	53,1	5,7	8,7	0,7
	20	11	1,0	34,1	9,5	22,3	0,7
	21	19	0,4	11,9	9,9	13,2	1,5

NOTA: As chuvadas foram definidas de acordo com o critério das 6h de intervalo entre períodos de precipitação (Matos e Silva, 1986). h mín chu – altura mínima da chuvada; h máx chuv – altura máxima da chuvada; Imáx – intensidade máxima; Ec – energia cinética; Ce – coeficiente de escoamento.

Nos seis primeiros eventos a intensidade da precipitação (mm h⁻¹) contribuiu para explicar 89% da variância da produção de sedimento, enquanto a energia cinética contribuiu com 34% (Figura 3.2.6). Nos dois primeiros eventos regista-se uma produção de sedimento consistentemente mais baixa que no terceiro, para a qual também terá contribuído o menor coeficiente de escoamento durante os primeiros estágios da precipitação (2,3 e 1,9 contra 6,1%) (Quadro 3.2.4). Os coeficientes de escoamento são muito baixos em todos os eventos, inferiores a 2,5%, com excepção dos eventos 3, 4 e 6 onde excedem ligeiramente aquele valor, reflectindo-se na produção de sedimento. No período de maior erodibilidade do solo (período a seguir à mobilização) as chuvas apresentaram baixa intensidade (primeiros cinco eventos) (Quadro 3.2.4) sendo esta, para

além da rugosidade superficial e da taxa de infiltração (Huang *et al.*, 2001), uma das principais razões que permite explicar a baixa produção de sedimento e de escoamento superficial em todos os tratamentos (Basic *et al.*, 2001), mas mesmo assim, foi neste período, que o processo erosivo registou maiores proporções. Os resultados corroboram Figueiredo (2001) que refere, para talhões instalados em vinha, variações sazonais de sensibilidade às precipitações, requerendo menores intensidades para desencadear eventos erosivos no semestre seco.

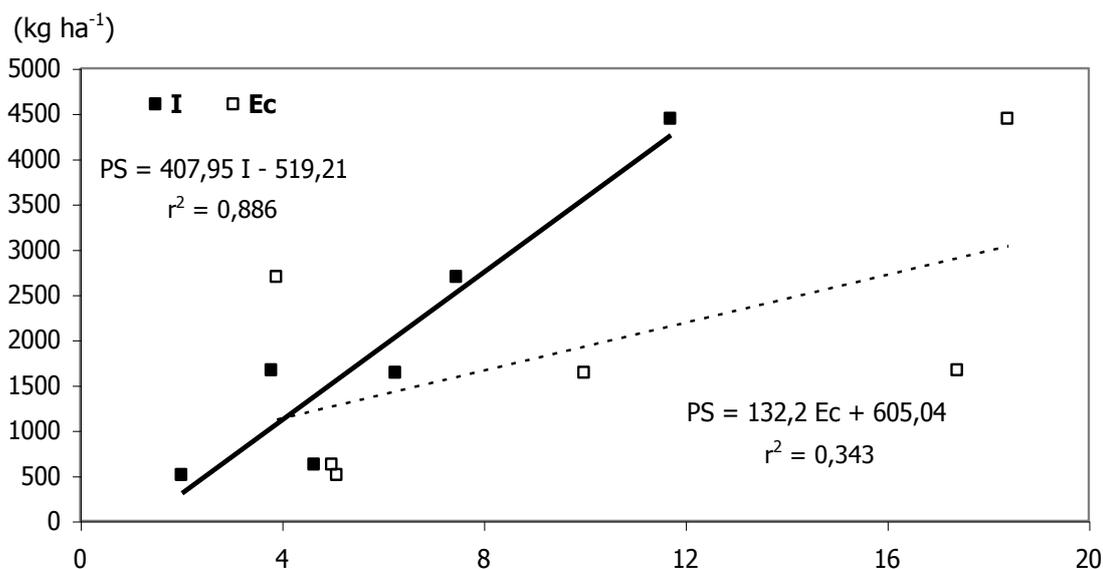


Figura 3.2.6 –Relações entre energia cinética (Ec; MJ ha⁻¹) vs produção de sedimento (kg ha⁻¹; Y) e intensidade da precipitação (I; mm h⁻¹) vs produção de sedimento nos eventos do período Primavera/Verão 2002.

3.2.1.4. *Evolução temporal da precipitação, produção de sedimento e escoamento superficial*

A evolução temporal da produção de sedimento (Figura 3.2.7), regista um declínio a partir dos 350 mm de precipitação acumulada, isto é, sete meses após a plantação (fim do Verão), a produção de sedimento estabilizou, observando-se pequenos acréscimos com o tempo na testemunha de erosão (TERO). Até 165 mm de precipitação, o tratamento RCVC apresenta o valor mais elevado de produção de sedimento, registando-se a partir daí valores mais elevados para o tratamento TERO. A partir de 225 mm e até ao final do período de observação, estabelece-se um padrão de produção de sedimento e, excepção feita ao tratamento RLVC, a produção de sedimento regista um aumento gradual com o aumento da intensidade de mobilização. Ao fim de dois anos, num total de 1876,2 mm de

precipitação, o sedimento produzido é negligenciável. O decréscimo da produção de sedimento no tempo deve-se essencialmente a dois factores que operam simultaneamente: (1) estabilização superficial do solo, isto é, aumento da resistência do solo às forças erosivas devido à compactação e formação da crosta (Rao *et al.*, 1998; Huang *et al.*, 2001; Römken *et al.*, 2001) e (2) recolonização do solo pela vegetação (Río, 1993; Lucci & Della Lena, 1994; Olarieta *et al.*, 1997; Andreu *et al.*, 1998; Basic 2001; Huang *et al.*, 2001). A redução acentuada da produção de sedimento no tempo, em áreas recentemente florestadas ou reflorestadas, é mencionada por diversos autores (Lucci & Della Lena, 1994; Figueiredo & Poesen, 1998; Ollesch & Vacca, 2002; Martins *et al.*, 2003).

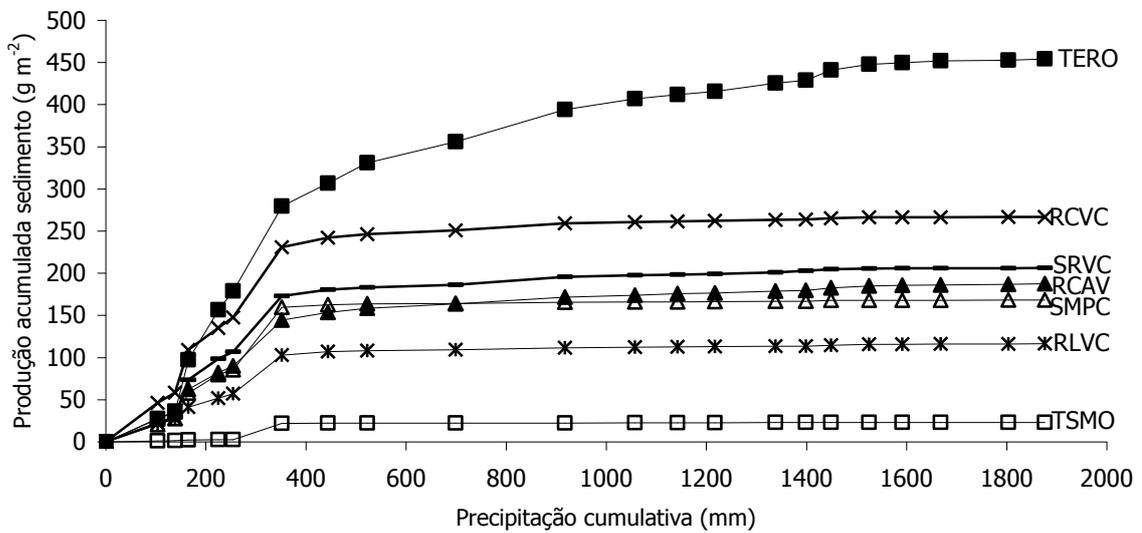


Figura 3.2.7 –Evolução temporal da produção de sedimento, segundo os tratamentos.

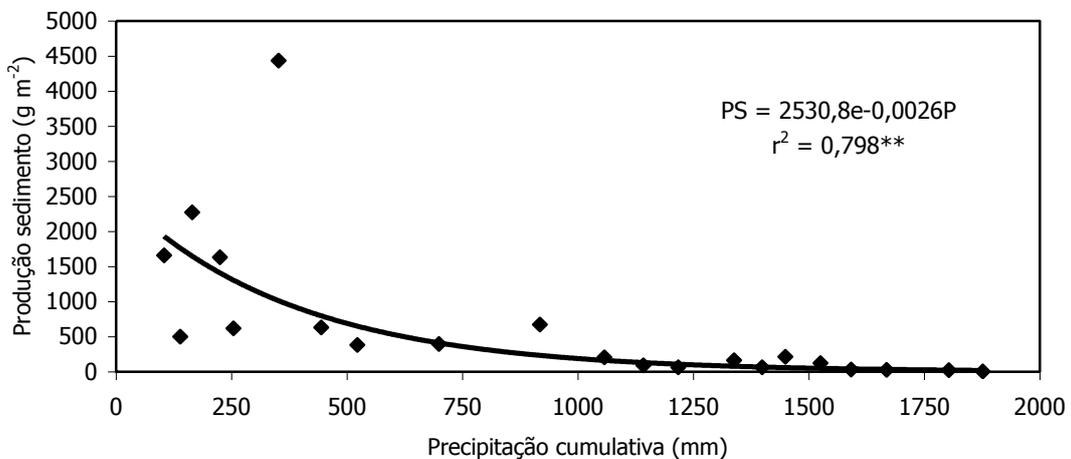


Figura 3.2.8 –Relação entre produção de sedimento (PS) e precipitação cumulativa (P), no conjunto dos tratamentos e blocos (** regressão significativa para $p < 0,01$).

O declínio da produção de sedimento é apresentado na Figura 3.2.8 sendo frequentemente descrito por uma equação exponencial em função do tempo (Lucci & Della Lena, 1994; Martins *et al.*, 2003). Os tratamentos RCVC e TERO apresentam maior produção de sedimento durante as primeiras chuvas (até 350 mm de precipitação acumulada), mas a redução da produção de sedimento no tempo é muito similar nos diversos tratamentos. Da regressão foi retido o valor do coeficiente da exponencial (a, na expressão $a \exp(bx)$) obtida em cada um dos tratamentos. Entendeu-se este valor como uma estimativa da erosão potencial no início do ensaio. A Figura 3.2.9 mostra estes valores expressos em termos relativos à testemunha (TSMO) e compara-os com os mesmos valores calculados para a totalidade do período experimental. Verifica-se que a erosão que ocorreu durante o período experimental é muito inferior à estimada no início do ensaio, para o que terá contribuído a evolução das características da superfície do solo.

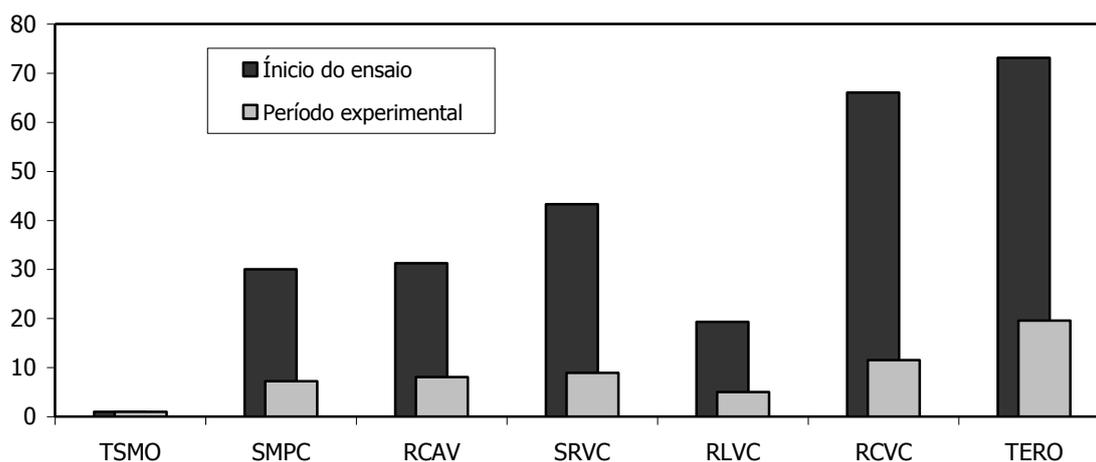


Figura 3.2.9 – Estimativa da erosão no início do ensaio e erosão durante o período experimental.

O escoamento superficial aumentou de forma notória até 1050 mm de precipitação acumulada, registrando acréscimos inferiores a partir daí (Figura 3.2.10). Os tratamentos apresentam valores de escoamento similares após 1220 mm de precipitação. Os diversos tratamentos mantiveram a tendência de escoamento superficial ao longo do tempo, verificando-se um ligeiro desvio a este padrão no tratamento SMPC que manteve valores ligeiramente superiores ao tratamento SRVC até 520 mm de precipitação. Comparativamente à produção de sedimento, o padrão de escoamento superficial apresenta maior variabilidade com a intensidade de mobilização do solo. Desde o início do período de observação até 920 mm de precipitação os tratamentos dividem-se em dois grupos

distintos. Por um lado os tratamentos TSMO, RLVC e RCAV que não excedem 20 mm de escoamento e, por outro, os tratamentos SMPC, SRVC, RCVC e TERO com valores de escoamento entre 26 e 38 mm. O escoamento superficial apresenta uma relação negativa não significativa com a precipitação cumulativa (Figura 3.2.11).

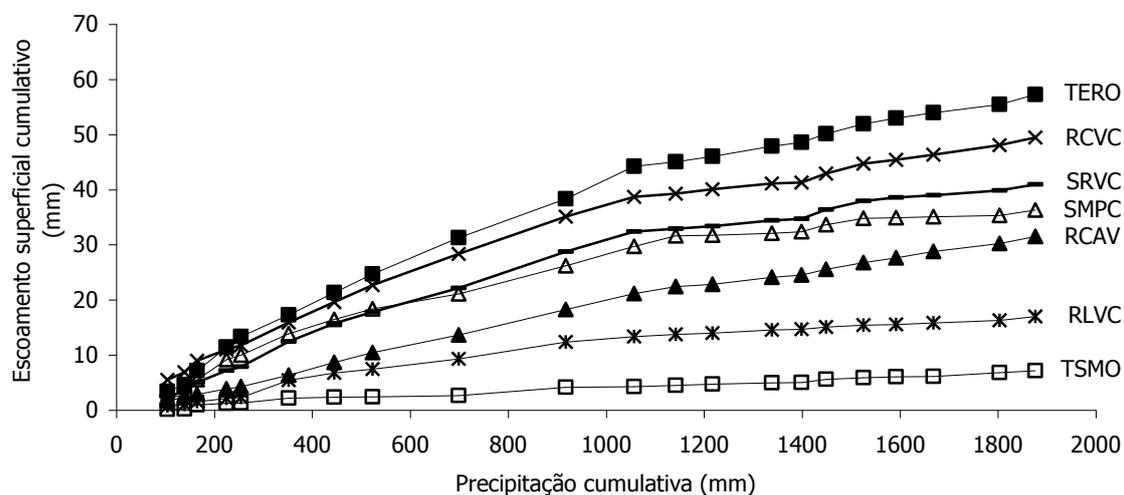


Figura 3.2.10 – Evolução temporal do escoamento superficial, segundo os tratamentos.

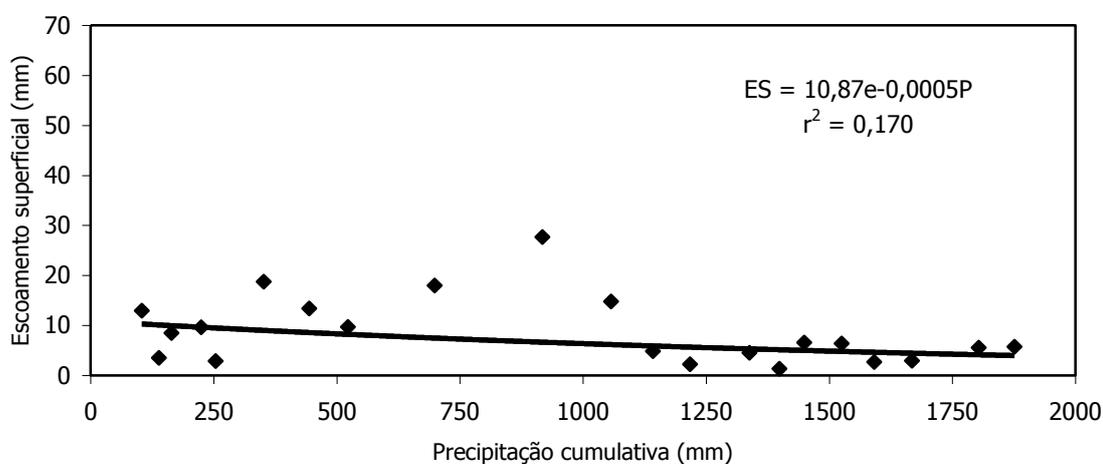


Figura 3.2.11 – Relação entre o escoamento superficial cumulativo (ES) e a precipitação cumulativa (P), no conjunto dos tratamentos e blocos.

A produção de sedimento está estritamente mas não linearmente relacionada com o escoamento superficial ($r^2 = 0,965$) (Figura 3.2.12), pelo que se devem preferir técnicas de preparação do terreno que melhorem os processos da água no solo. Neste ponto, o presente estudo poderá dar um contributo útil, na medida em que é pouco conhecido o impacte de diferentes técnicas de preparação do terreno na resposta hidrológica do solo (Coelho *et al.*, 2001).

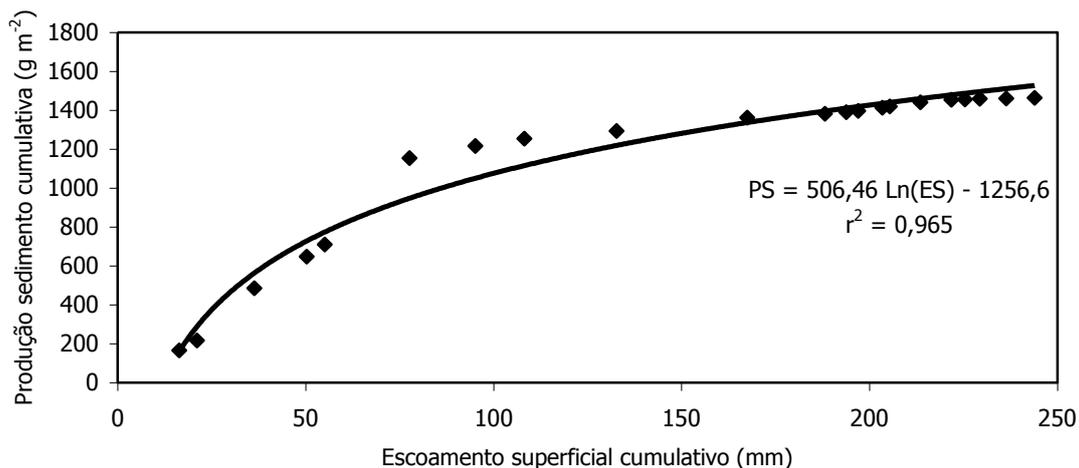


Figura 3.2.12 – Relação entre a produção de sedimento cumulativa (PS) e o escoamento superficial cumulativo (ES), no conjunto dos tratamentos e blocos.

3.2.2. Factores que afectam a produção de sedimento e o escoamento superficial

Decorrente da análise aos níveis anual, sazonal e por evento, a variação no espaço (tratamentos) e no tempo da produção de sedimento e do escoamento superficial foi determinada pela erosividade das precipitações e por factores locais avaliados ao nível das micro-parcelas como o relevo, rugosidade superficial, coberto vegetal e pedregosidade (Descroix *et al.*, 2001; Huang *et al.*, 2001; Figueiredo, 2001; Ollesch & Vacca, 2002).

3.2.2.1. Erosividade das precipitações

Os eventos mais erosivos ocorreram na Primavera/Verão 2002 (Figura 3.2.5 B), associados a totais de precipitação pouco relevantes (Figura 3.2.5 A). No semestre seco (Primavera/Verão 2002 e 2003) os índices de erosividade que melhor explicam a produção total de sedimento e de escoamento superficial são coincidentes (Quadro 3.2.5), estando estas variáveis bem correlacionadas com a intensidade da precipitação no período de uma hora (1h) ($r^2=0,934$ e $r^2=0,969$ na produção de sedimento nos períodos Primavera/Verão2002 e 2003, respectivamente; $r^2 = 0,907$ e $r^2 = 0,989$ no escoamento superficial, para os mesmos períodos), o que sugere que o destacamento das partículas de solo pelo impacto da chuva é a principal causa do processo erosivo do solo (Figueiredo, 2001; Zhou *et al.*, 2002). No semestre húmido (Outono/Inverno 2002-2003 e 2003-2004) não existe uma relação clara entre os índices de erosividade e a produção de sedimento,

sendo que grande parte do escoamento é explicado pelo total de precipitação por evento (Pev) ($r^2 = 0,838$) e pela intensidade da precipitação no período de uma hora (I1h) ($r^2 = 0,978$).

O índice EI30 de Wischmeier e Smith é uma das variáveis que frequentemente define a erosividade da precipitação e integra a equação universal de perda de solo. Contudo, deu um baixo contributo na interpretação dos resultados. É de referir que os solos em estudo apresentam elevada pedregosidade superficial e uma rápida colonização pela vegetação, o que contribui para uma redução da eficiência da energia cinética da precipitação no processo erosivo do solo. Hudson (1981) demonstrou que a cobertura da superfície do solo tem um papel importante na dissipação da energia cinética da precipitação.

Quadro 3.2.5 – Índices que melhor relacionam a erosividade das precipitações com a produção global de sedimento e de escoamento superficial.

Índice erosividade	Parâmetros da regressão ($Y = ax + b$)					
	Produção de sedimento ($g\ m^{-2}$)			Escoamento superficial (mm)		
	a	b	r^2	a	b	r^2
Primavera/Verão2002						
I1h	43,979	-84,912	0,934	2,012	-0,665	0,907
P1h	43,886	-84,140	0,934	2,008	-0,632	0,906
EI30'	1,002	103,830	0,732	0,044	8,179	0,643
EI1h	1,908	95,162	0,738	0,083	7,784	0,653
PI1h	0,3805	87,672	0,746	0,017	7,437	0,666
Outono/Inverno2002-2003						
I20'	5,146	-44,515	0,613			
I12h				11,851	-8,432	0,822
P20'	15,438	-44,515	0,613			
Pev				0,180	-4,752	0,838
EI30'	0,099	14,551	0,403	0,059	4,884	0,724
EI1h	0,126	15,717	0,411			
PI1h	0,0227	14,948	0,400			
PI12h				0,050	6,166	0,786
Primavera/Verão2003						
I1h	3,131	-24,723	0,969	1,3127	-11,015	0,989
Pch	-1,850	71,380	0,929	-0,781	29,438	0,960
EI30'	0,210	-10,646	0,445	0,080	-4,164	0,377
EI6h	0,827	-4,6445	0,959	0,347	-2,597	0,979
PI6h	0,1318	-2,2846	0,655	0,057	-1,877	0,720
Outono/Inverno2003-2004						
I30'	0,681	-2,487	0,257			
I1h				0,775	-0,102	0,978
Pch	0,128	0,018	0,347			
Pev				0,033	3,134	0,181
EI10'				0,024	2,755	0,580
EI30'	0,030	1,679	0,170	0,027	3,379	0,533
PI10'				0,004	2,761	0,366
PI20'	0,004	3,123	0,325			

Pch – precipitação da chuvada de máxima altura; Pev precipitação do evento.

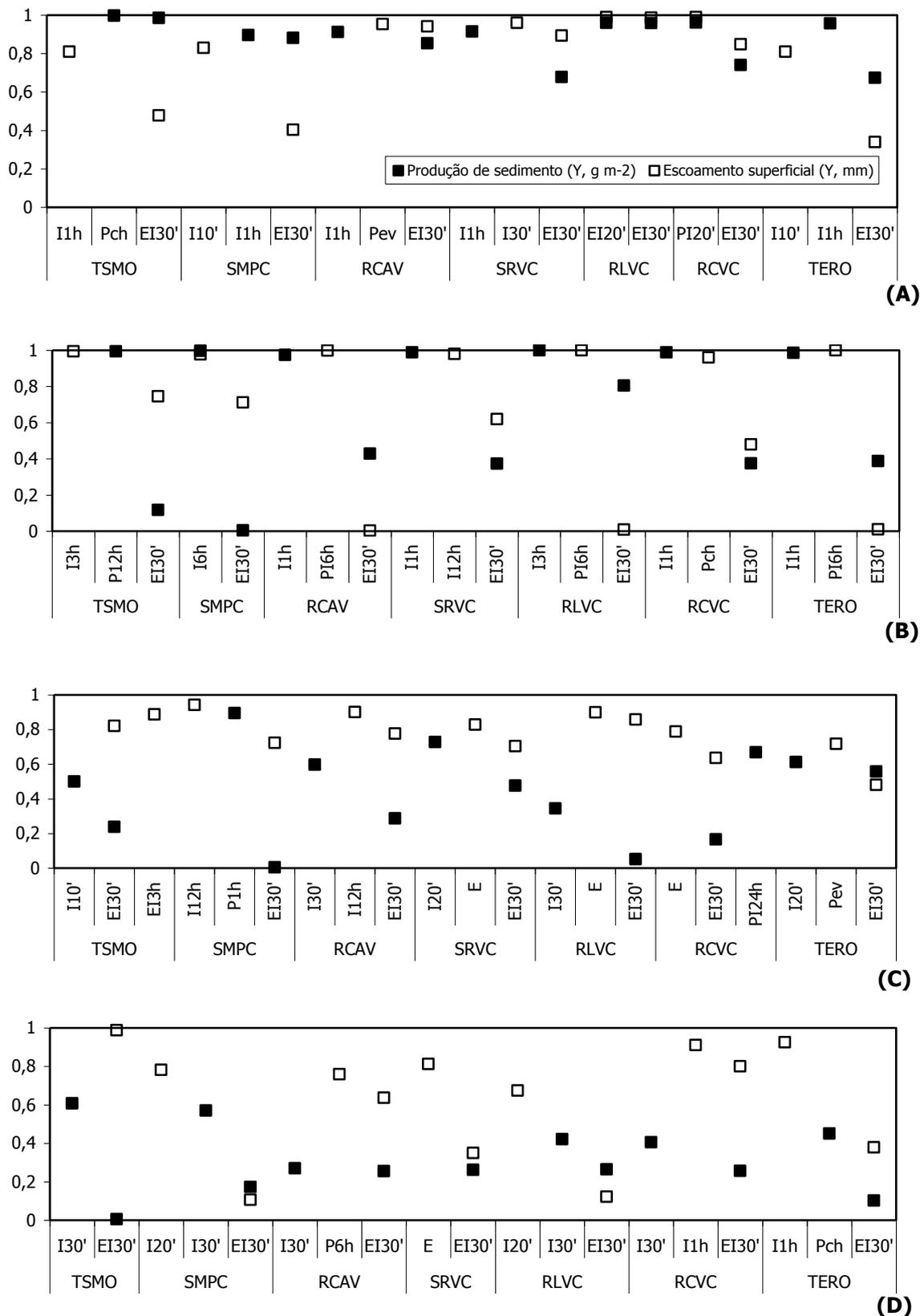


Figura 3.2.13 – Coeficiente de determinação (r^2) da relação linear entre produção de sedimento, escoamento superficial e índices de erosividade nos períodos Primavera/Verão 2002 (A), 2003 (B) e Outono/Inverno 2002-2003 (C), 2003-2004 (D).

Quando se considera a produção de sedimento e o escoamento superficial ao nível do tratamento, observa-se que no período Primavera/Verão (Figura 3.2.13 A, B), a preparação do terreno contribuiu para uma modificação da relação entre produção de sedimento e índices de erosividade, mantendo, genericamente, o padrão para o escoamento superficial. No solo original (TSMO), a produção de sedimento está relacionada com a quantidade de precipitação, enquanto nos tratamentos com mobilização do solo, frequentemente, o efeito da intensidade da precipitação sobrepõe-se ao da sua quantidade. No período Outono/Inverno (Figura 3.2.13 C, D), o comportamento do solo original (TSMO) e dos solos mobilizados (restantes tratamentos), relativamente aos índices de erosividade é similar, sendo a intensidade da precipitação (com diferentes períodos de duração) o índice que melhor explica a produção de sedimento e escoamento superficial.

No semestre seco, os índices de erosividade explicam mais de 90% da produção de sedimento e mais de 80% do escoamento superficial, enquanto no semestre húmido, geralmente, não contribuem com mais de 60% para a explicação da produção de sedimento. Esta variação no tempo da resposta erosiva às precipitações pode ser imputada a variações temporais nas características da superfície do solo, as quais traduzem a susceptibilidade à erosão.

3.2.2.2. Características da superfície do solo

Devido à variabilidade na produção de sedimento e escoamento superficial entre os períodos considerados (Primavera/Verão 2002 e 2003; Outono/Inverno 2002-2003 e 2003-2004), procurou-se identificar a existência de relações estatísticas entre a produção de sedimento e escoamento superficial com características avaliadas na superfície do solo ou muito próximo dela. Foram encontradas correlações significativas entre a produção de sedimento, escoamento superficial e o coberto vegetal e entre as duas primeiras variáveis e a pedregosidade superficial nos períodos Primavera/Verão (P/V 2002 e 2003) (Quadro 3.2.6). O coberto vegetal parece ser o elemento da superfície que permite explicar a elevada protecção do sistema contra as forças erosivas (correlação inversa e frequentemente significativa entre produção de sedimento, escoamento superficial e coberto vegetal).

Quadro 3.2.6 – Coeficientes de correlação da relação linear entre produção de sedimento, escoamento superficial e diversas características da superfície do solo, para o conjunto dos tratamentos e blocos.

Período	Variável	Declive	Lparc	Cped	Cveg	RR	Areia	Limo	Argila	MO
P/V 2002	PS	0,161	-0,104	0,899**	-0,868**	-0,343	-0,120	0,203	-0,146	-0,144
	ES	0,185	-0,134	0,755*	-0,763*	-0,480	-0,108	0,225	-0,227	-0,085
O/I 02-03	PS	-0,225	0,270	0,699	-0,670	-0,296	0,357	-0,314	-0,330	0,105
	ES	0,197	-0,134	0,836*	-0,864*	-0,359	-0,126	0,198	-0,108	-0,127
P/V 2003	PS	-0,279	0,312	0,767*	-834*	-0,278	0,404	-0,391	-0,276	0,178
	ES	0,046	0,356	0,775*	-0,777*	-0,124	0,392	-0,031	-0,048	-0,177
O/I 03-04	PS	-0,376	0,404	0,671	-0,712	-0,113	0,427	-0,421	-0,286	0,069
	ES	-0,084	0,180	0,543	-0,250	-0,539	-0,017	-0,029	0,093	-0,638

P/V – Primavera/Verão; O/I – Outono/Inverno; PS – produção de sedimento (g m^{-2}); ES – escoamento superficial (mm); Declive (%); Lparc – comprimento da micro-parcela (cm); Cped – cobertura pedregosa (%); Cveg – coberto vegetal (%); RR – índice de rugosidade superficial (mm); Areia (%); Limo (%); Argila (%); MO – matéria orgânica (%). * $0,01 < P < 0,05$; ** $0,001 < P < 0,01$.

As variáveis declive, pedregosidade e vegetação, influenciam as características da superfície e apresentam interligações notáveis entre elas (Descroix *et al.*, 2001). A declives mais acentuados está frequentemente associada maior pedregosidade superficial (Roose, 1996). Nos solos em estudo observou-se uma variação positiva da pedregosidade com o declive, mas com coeficientes de correlação muito baixos.

A) Relevo

O relevo, quando representado pelo declive e pelo comprimento da encosta, constitui um dos factores de maior peso nos processos erosivos do solo (Río, 1993). O declive e o comprimento da micro-parcela (Quadro 3.2.7) determinam a velocidade das águas de escoamento superficial e conseqüentemente a capacidade de destacamento e transporte de sedimentos (Le Bissonnais *et al.*, 1998).

Quadro 3.2.7 – Comprimento (cm) e declive (%) das micro-parcelas de erosão, segundo os tratamentos e blocos.

Tratamento	TSMO	SMPC	RCAV	SRVC	RLVC	RCVC	TERO
Bloco							
Comprimento da micro-parcela (cm)							
I	272,3	271,0	271,3	212,5	225,0	222,8	270,3
II	266,3	265,5	266,5	220,5	222,8	223,0	270,5
III	268,5	268,8	270,5	213,8	225,0	217,3	273,8
Declive (%)							
I	6,1	4,9	5,7	23,1	17,3	22,8	6,8
II	21,1	22,6	26,2	40,4	38,5	37,9	23,9
III	16,1	10,9	11,2	33,3	23,5	36,6	9,4

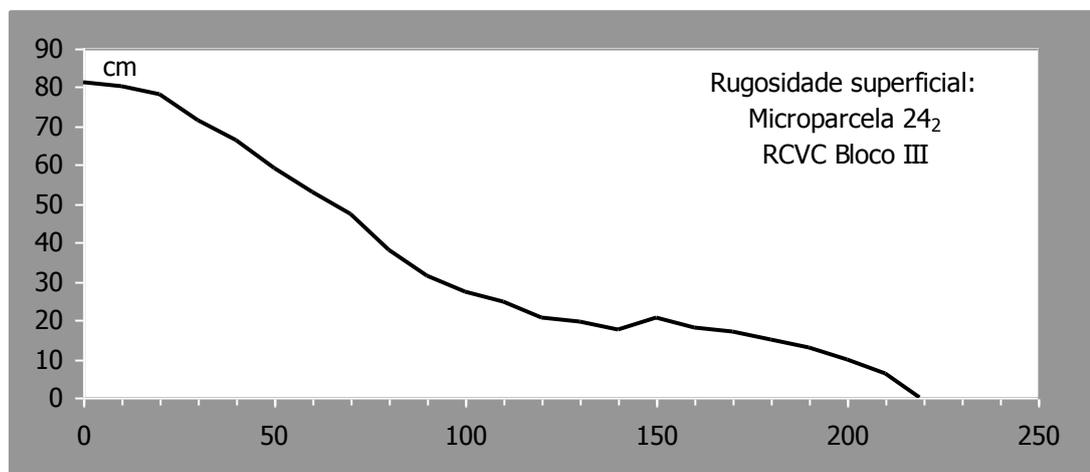
No período Primavera/Verão 2002 a produção de sedimento e escoamento superficial estão correlacionados positivamente com o declive, registando-se nos restantes períodos uma correlação inversa (Quadro 3.2.6). Esta constatação pode indicar a ocorrência de modificações nas características da superfície do solo que se sobrepõem ao efeito do declive, nomeadamente a redução da exposição da pedregosidade à superfície devido à evolução do coberto vegetal (a pedregosidade apresenta um efeito positivo na produção de sedimento e no escoamento superficial).

Le Bissonnais *et al.* (1998) referem que à escala da micro-parcela (<10 m²) ocorre subestimação da produção de sedimento devido ao reduzido comprimento da parcela não permitir ao escoamento superficial ganhar velocidade. Por outro lado, há evidências experimentais de que o comprimento da encosta e a perda de sedimento nem sempre se relacionam de forma positiva, para tanto contribuindo a rugosidade superficial do solo, largamente dependente da pedregosidade e determinante do modo como o sedimento é transportado ao longo da encosta (Diaz-Fierros *et al.*, 1991; Figueiredo, 2001). Para compreender o efeito do comprimento da parcela, nas condições edafo-climáticas testadas, foram instaladas 6 parcelas de 14 m² cada (1m × 14 m) no tratamento testemunha de erosão (TERO). Os dados dizem respeito ao período entre o 12º e o 21º evento. Os valores médios nas micro-parcelas foram de 4,5 g m⁻² para a produção de sedimento e de 1,4 mm para o escoamento superficial contra 1,4 g m⁻² e 0,5 mm nas parcelas maiores. Apesar destas diferenças as correlações são significativas entre micro-parcelas e parcelas na produção de sedimento (r=0,885) e no escoamento superficial (r=0,762). Embora, as micro-parcelas apresentem pequenas variações no comprimento (2,3 a 2,9 m) é observável uma relação inversa entre o comprimento, produção de sedimento e escoamento superficial no período de maior erodibilidade do solo (Primavera/Verão 2002) (Quadro 3.2.6). A este propósito Diaz-Fierros *et al.* (1991) referem que em áreas florestais de elevada rugosidade superficial a relação entre comprimento da encosta e perda de solo não é consistente. Assim, o comprimento da parcela não deve ser tomado isoladamente, mas em interacção com outros factores, nomeadamente a rugosidade e a cobertura superficial do solo (pedregosidade, vegetação), pois estes factores, ao afectarem a transferência de sedimento ao longo da parcela, condicionam também o efeito do comprimento desta na produção de sedimento e escoamento superficial.

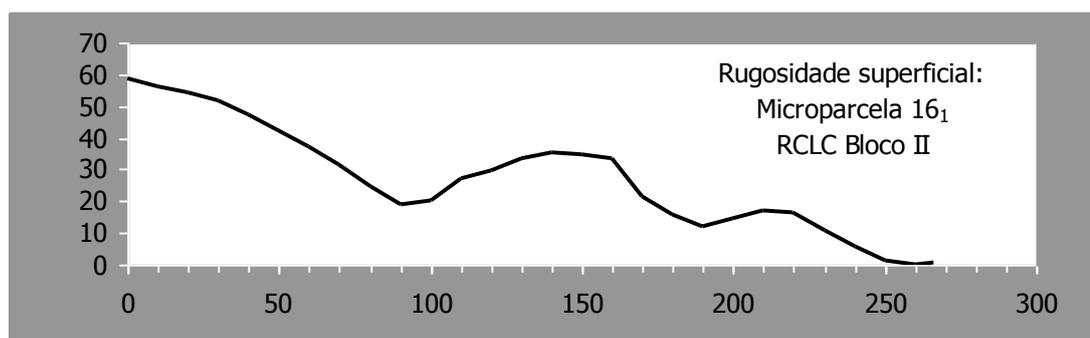
B) Rugosidade superficial

A rugosidade superficial revela um efeito positivo na conservação do solo (correlações negativas com a produção de sedimento e o escoamento superficial)

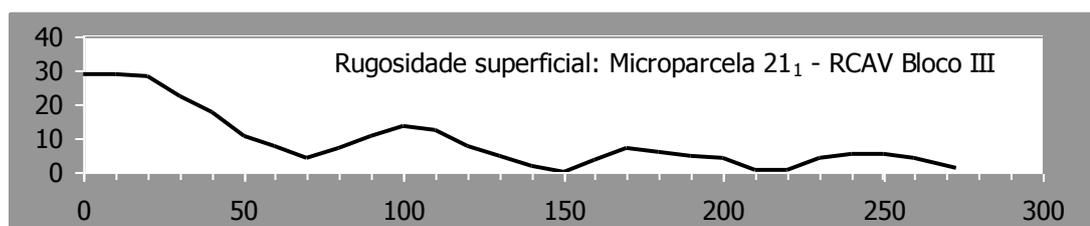
(Quadro 3.2.6). As várias técnicas de preparação do terreno deram origem a diferentes configurações da superfície (Figura 3.2.14).



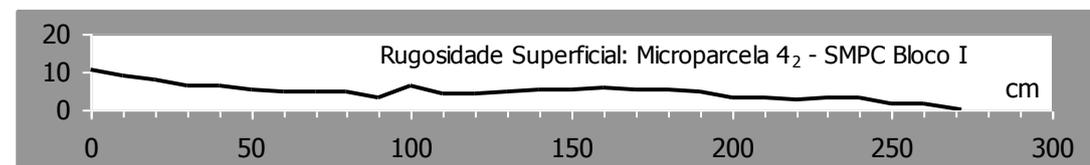
(A)



(B)



(C)



(D)

Figura 3.2.14 – Rugosidade superficial do solo característica da armação do terreno em vala e cômoro (A), da lavoura contínua segundo as curvas de nível (B), da abertura de rego de plantação com ripper equipado com aivequilhos (C) e plantação à cova (D), em micro-parcelas consideradas representativas.

A armação do terreno em vala e câmore (SRVC, RLVC, RCVC) originou um desnível entre o câmore e a vala, sendo este tanto mais acentuado quanto maior o declive do terreno (Figura 3.2.14 A). Com a aplicação daquela técnica, a transferência de sedimento ocorreu dos câmores para as valas, sem saída de sedimento do sistema. Contudo, nas zonas terminais das valas, isto é, junto à rede divisional e/ou viária, existe evidência, ainda que pouco significativa, de perda de sedimento. A lavoura contínua segundo as curvas de nível (RCLC) causou uma irregularidade muito elevada da superfície, não permitindo a recolha de sedimento e água de escoamento (Figura 3.2.14 B). A abertura do rego de plantação com o riper equipado com aivequilhos (RCAV) contribuiu para uma ondulação do solo, incapaz de reter na totalidade o escoamento superficial (Figura 3.2.14 C), enquanto que a plantação à cova (SMPC) pouco interferiu com a rugosidade inicial uma vez que a mobilização foi muito localizada (Figura 3.2.14 D).

A rugosidade superficial do solo tem um impacto significativo no escoamento superficial e na produção de sedimento (Takken *et al.* 2001a), pois é um factor determinante na definição da capacidade de armazenamento superficial e no tempo de concentração, determinando o início e magnitude do escoamento superficial (Silva, 1999). Em superfícies planas ou quase planas (SMPC) o escoamento superficial tende a apresentar uma distribuição espacial uniforme, enquanto em superfícies rugosas (RCAV e tratamentos com armação do terreno em vala e câmore) o escoamento tende a concentrar-se nas zonas mais sensíveis acelerando aí os processos erosivos (Römken *et al.*, 2001), o que é confirmado pela maior produção de sedimento nestes últimos tratamentos comparativamente a SMPC.

Os processos erosivos são particularmente afectados em solos mobilizados (Takken *et al.*, 2001a), uma vez que a rugosidade superficial favorece o escoamento da água ao longo dos sulcos resultantes das práticas de mobilização no lugar de fluir na direcção preferencial da topografia (Ludwig *et al.*, 1995; Takken *et al.*, 2001b; Moorman *et al.*, 2004).

C) Cobertura superficial do solo

A produção de sedimento e o escoamento superficial apresentam correlações negativas com o coberto vegetal (Quadro 3.2.6), colocando em evidência o efeito protector da vegetação sobre o solo (López-Bermúdez *et al.*, 1998; Basic *et al.*, 2001; Descroix *et al.*, 2001; Figueiredo, 2001; Franco *et al.*, 2002; Casermeiro *et al.*, 2004; Zhang *et al.*, 2004).

Dado que na fase inicial, do estabelecimento das espécies florestais, a percentagem de coberto vegetal do solo é em todos os tratamentos inferior a 35%, atingindo mesmo valores da ordem dos 10% (Figura 3.2.15 A), principalmente nesta fase, a pedregosidade superficial pode ter um papel importante no solo, observando-se valores frequentemente superiores a 60%, atingindo nos tratamentos de baixa densidade de vegetação herbácea valores acima de 80% (Figura 3.2.15 B).

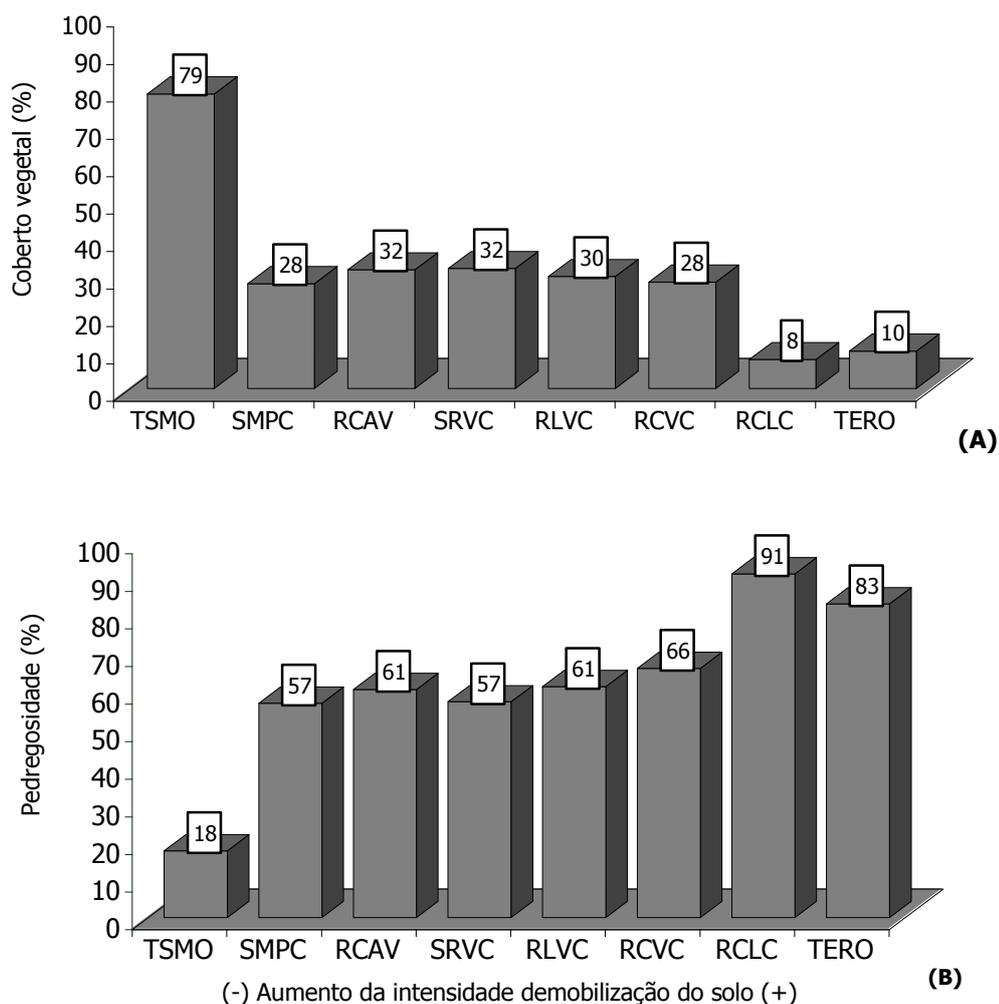


Figura 3.2.15 – Coberto superficial do solo no momento da instalação dos povoamentos. Cobertura vegetal (A), cobertura por fragmentos de rocha (B).

Na fase de instalação dos povoamentos, os processos erosivos do solo estão muito dependentes da percentagem de cobertura da superfície, seja por vegetação, seja por pedregosidade. Lang & McCaffrey (1984) sugerem que uma cobertura vegetal do solo inferior a 50% origina perdas de solo superiores às da taxa de formação, sendo necessário uma cobertura de pelo menos 75% para que a taxa de perda de solo seja menor que a taxa

de formação. Snelder & Bryan (1995), no Quênia, obtiveram um limiar crítico de coberto vegetal de 55% abaixo do qual os processos erosivos aumentavam muito rapidamente. A vegetação constitui uma barreira à acção do vento e ao impacto da chuva (Río, 1993; Andreu *et al.*, 1998) e conseqüentemente à susceptibilidade do solo à erosão (Kosmas *et al.*, 2000), podendo também contribuir para uma melhoria da qualidade do mesmo através da adição de resíduos orgânicos, aumento da actividade da fauna e da flora, da estabilidade dos agregados e da taxa de infiltração.

A pedregosidade mostra correlação positiva com a produção de sedimento e escoamento superficial (Quadro 3.2.6), indicando que o efeito protector da pedregosidade é tanto menor quanto maior a fracção de elementos grosseiros. Esta perda de eficiência protectora pode estar relacionada com uma diminuição da taxa de infiltração devido à diminuição da tortuosidade da circulação da água e à redução transversal da área permeável e conseqüente aumento do escoamento e transporte de sedimentos (Brakensiek & Rawls, 1994). Também Descroix *et al.* (2001) e Casermeiro *et al.* (2004) observaram efeitos positivos dos fragmentos de rocha no escoamento e produção de sedimento. No entanto, a pedregosidade superficial não se comporta de forma monótona, dependendo as variações de características do solo (Fernández-Sanjurjo, 1999). Entre estas assinala-se a estrutura da camada superficial (Poesen & Ingelmo-Sanchez, 1992), a posição e o tamanho dos fragmentos de rocha (Poesen *et al.*, 1990; Poesen & Lavee, 1991). Vários autores referem que os fragmentos de rocha à superfície têm um efeito benéfico na preservação do solo subjacente, uma vez que conservam o teor em matéria orgânica, impedem a destruição dos agregados e contrariam a formação da crosta (Cerdà, 2001; Poesen & van Wesemael 1995). Figueiredo (1996), em condições de clima mediterrânico, concluiu que a pedregosidade superficial reduz o escoamento e a perda de solo e aumenta a taxa de infiltração. Igualmente Poesen *et al.* (1994), à escala da micro-parcela, verificou um efeito positivo dos elementos grosseiros na conservação do solo.

No que respeita à evolução do coberto vegetal observa-se uma rápida colonização do espaço pela vegetação, mesmo no tratamento de intensidade de mobilização máxima que atinge valores superiores a 60% dois anos após a florestação. No final da Primavera do ano da instalação (Maio de 2002), com excepção da testemunha de erosão (TERO), todos os tratamentos apresentavam valores de cobertura vegetal da ordem de 70% ou superiores (Figura 3.2.16). Olarieta *et al.* (1997) observaram uma rápida colonização do espaço pela vegetação num tratamento com lavoura tradicional, com coberturas vegetais próximas de 100% no primeiro ano após a mobilização, enquanto em tratamentos de mobilização

intensiva a cobertura inicial era praticamente nula e a sua recuperação processou-se de forma lenta. Com efeito, o arrastamento da vegetação e dos horizontes superficiais do solo, pelas operações mecanizadas pode afectar o banco de propágulos do solo, dificultando a reposição da vegetação.

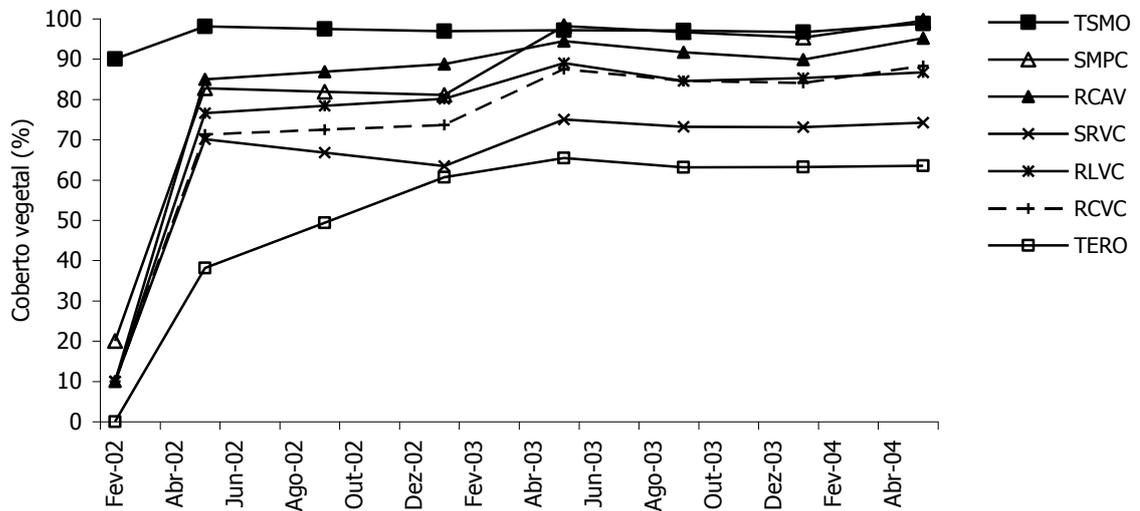


Figura 3.2.16 – Evolução do coberto vegetal (%) durante o período de ensaio (Março de 2002 a Abril de 2004), segundo os tratamentos.

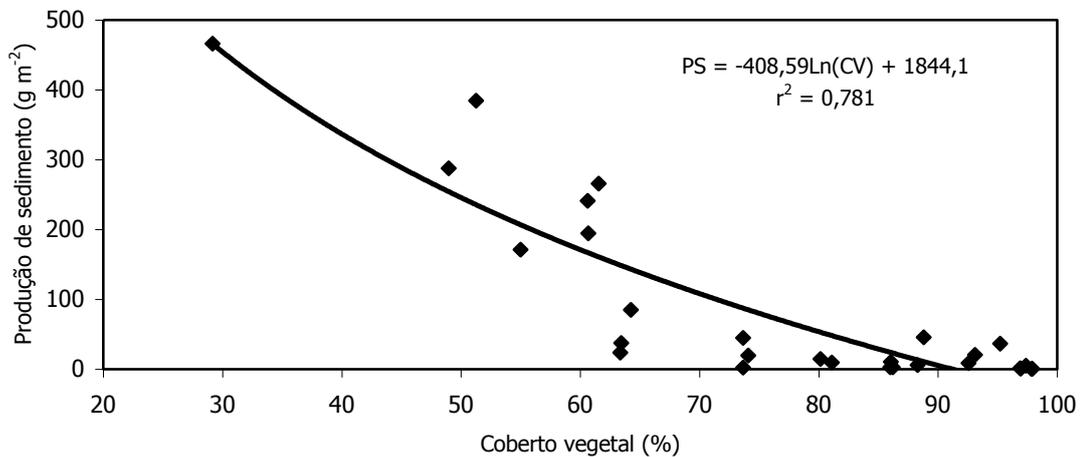


Figura 3.2.17 – Relação entre médias sazonais do coberto vegetal (CV) e a produção de sedimento (PS).

Na avaliação dos efeitos da erosão hídrica é imprescindível ter em consideração o processo de colonização do solo pela vegetação, uma vez que esta é fundamental na retenção das partículas de solo em áreas submetidas a preparação do terreno (Olarieta *et al.*, 1997).

Existe evidência experimental bastante que estabelece uma relação exponencial negativa entre produção de sedimento e coberto vegetal (Francis & Thornes, 1990), embora nas condições em estudo a relação negativa entre estas variáveis seja melhor representada por uma função logarítmica (Figura 3.2.17). Esta relação negativa parece estar associada ao rápido estabelecimento da vegetação espontânea após a mobilização do solo, a qual aumenta substancialmente o seu efeito protector acima dos 60%.

D) Textura do solo original e teor em matéria orgânica

As variáveis produção de sedimento e escoamento superficial foram ainda relacionadas com o teor de matéria orgânica, areia, limo e argila do solo. Não foram encontradas correlações significativas (Quadro 3.2.6). A não existência de correlações significativas com a areia, limo e argila coloca em evidência a importância da estrutura do solo relativamente à textura do solo (Casermeiro *et al.*, 2004).

3.2.3. Qualidade do sedimento produzido por escoamento superficial

3.2.3.1. Textura do sedimento

Na transferência de sedimento não só é importante a quantidade, mas também a qualidade do sedimento produzido e depositado a jusante. A erosão é um processo selectivo e tende a remover as partículas mais finas, arrastando com elas elementos essenciais à nutrição das plantas (Gachene *et al.*, 1997). A qualidade do sedimento é muitas vezes reflectida pela sua textura.

Como referido em material e métodos, apenas o sedimento produzido no primeiro ano após a instalação dos povoamentos apresentou quantidade suficiente para analisar, com excepção todavia da testemunha sem mobilização (TSMO). No período Primavera/Verão 2002 o sedimento é constituído principalmente por areia grossa (AG) e areia fina (AF) (Figura 3.2.18 A), enquanto que no período Outono/Inverno 2002-2003 existe um maior equilíbrio entre as fracções AG, AF e limo (Figura 3.2.18 B). Em ambos os períodos a argila e a matéria orgânica (MO) são os constituintes menos abundantes no sedimento com valores inferiores a 10 e 5%, respectivamente. Ferreira (1996) refere que a areia é o primeiro constituinte a depositar, o limo deposita apenas em águas paradas e a argila pode ser transportada até aos estuários onde floclula e sedimenta, devido à concentração electrolítica

da água do mar. A erosão, portanto, pode modificar o complexo argilo-húmico do solo e conduzir a uma perda de fertilidade do mesmo. Contudo, os dados obtidos revelam que a transferência de material fino (principalmente argila) está muito abaixo dos limiares críticos, pelo que a fertilidade do solo aparentemente não foi afectada.

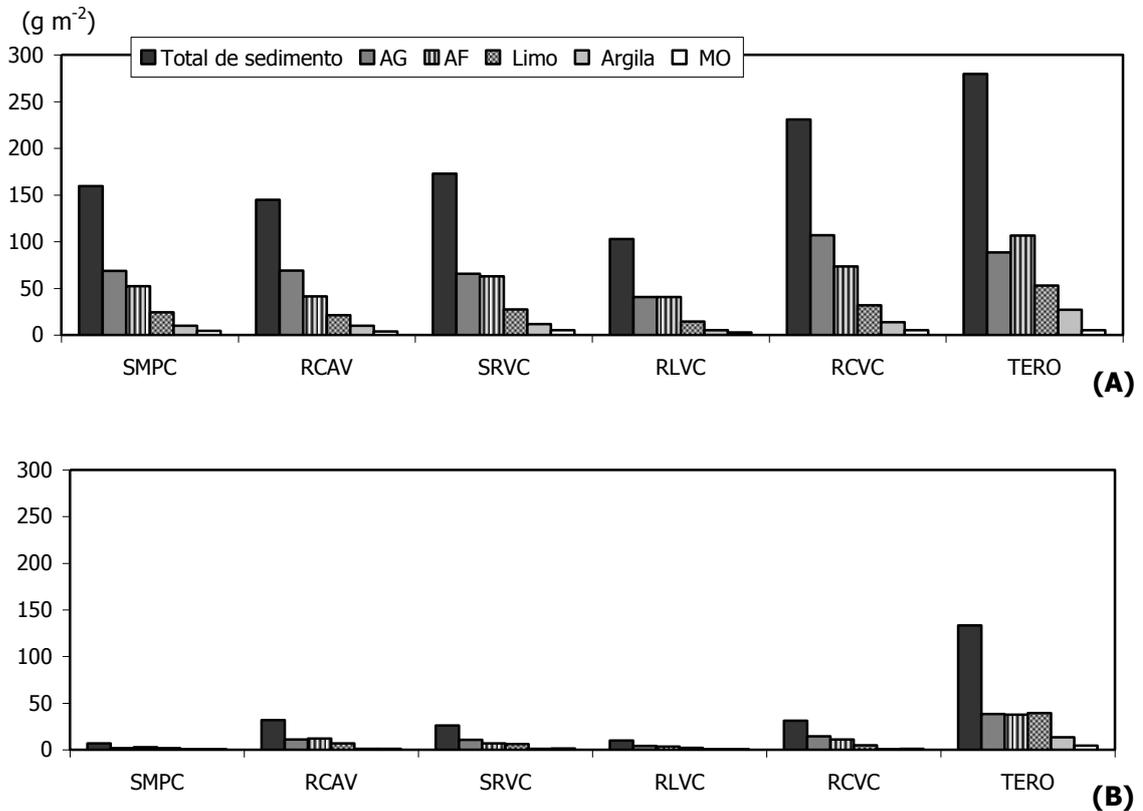


Figura 3.2.18 – Quantidade de areia grossa (AG), areia fina (AF), limo, argila e matéria orgânica (MO) em $g\ m^{-2}$, no sedimento segundo os tratamentos. Períodos Primavera/Verão 2002 (A) e Outono/Inverno 2002-2003 (B).

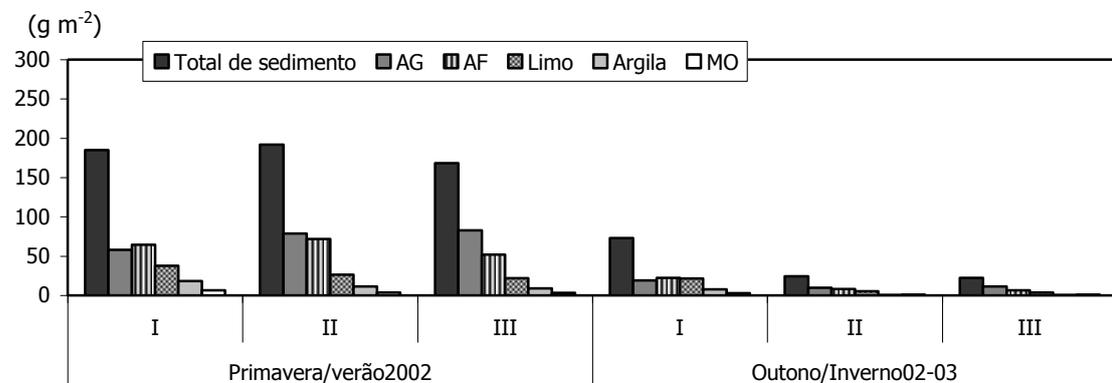


Figura 3.2.19 – Quantidade de areia grossa (AG), areia fina (AF), limo, argila e matéria orgânica (MO) em $g\ m^{-2}$ no sedimento, segundo os blocos. Períodos Primavera/Verão 2002 e Outono/Inverno 2002-2003.

O sedimento produzido no bloco I é mais rico em argila e matéria orgânica, comparativamente aos blocos II e III, em ambos os períodos considerados (Figura 3.2.19). Estes resultados estão relacionados com a composição da matriz original do solo, todavia não mostram diferenças estatisticamente significativas entre blocos, o que sugere que os resultados podem ser analisados sem interferência deste efeito.

A matriz original do solo e os sedimentos produzidos nos dois períodos (Figura 3.2.20 A, B, C) apresentam classes de textura frequentemente classificadas de franco, franco-arenoso ou arenoso-franco. A fracção areia representa mais de 60% da fracção de terra fina do solo original e mais de 70% do sedimento.

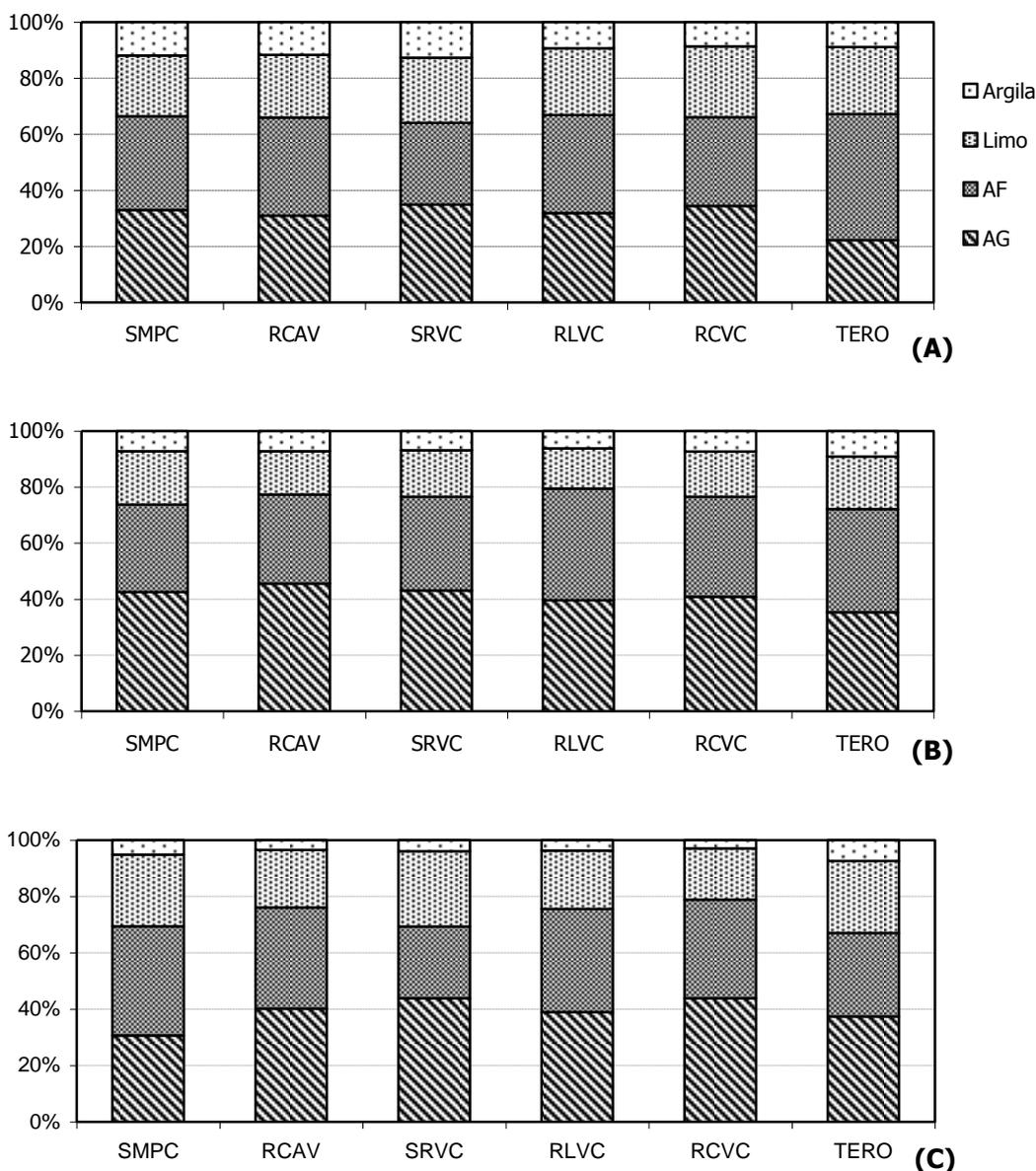


Figura 3.2.20 – Percentagem de areia grossa (AG), areia fina (AF), limo e argila na camada 0-10 cm da matriz original do solo (A) e no sedimento (B, C), segundo os tratamentos. Períodos Primavera/Verão2002 (B) e Out/Inv 2002-2003 (C).

O índice de enriquecimento (IE) das fracções limo e argila (Figura 3.2.21) indica que ocorreu maior transporte de limo que de argila, principalmente no período Outono/Inverno 2002-2003. Não é frequente $IE < 1$ para a argila, uma vez que na maioria dos solos, o processo erosivo conduz a um transporte preferencial de partículas de argila (Gachene *et al.*, 1997), o que corrobora os resultados de Silva (1999), que observou em solos de textura idêntica $IE > 1$ para as fracções limo e argila. A argila é mais erodida em solos com baixa estabilidade estrutural, ocorrendo redução do seu teor no sedimento e aumento do teor de limo quando a estabilidade aumenta (Silva, 1999). Do exposto, é admissível inferir que os solos apresentam uma estabilidade dos agregados suficiente para que tal factor se torne importante. O acentuar da tendência no tempo (maior teor de limo e menor de argila no sedimento do período Outono/Inverno 2002-2003) pode sugerir a consolidação de uma camada superficial progressivamente mais estável e coesa que se pode qualificar de crosta. A fracção areia foi a mais mobilizada no processo erosivo, sendo o seu IE idêntico nos dois períodos com valores, geralmente, superiores à unidade.

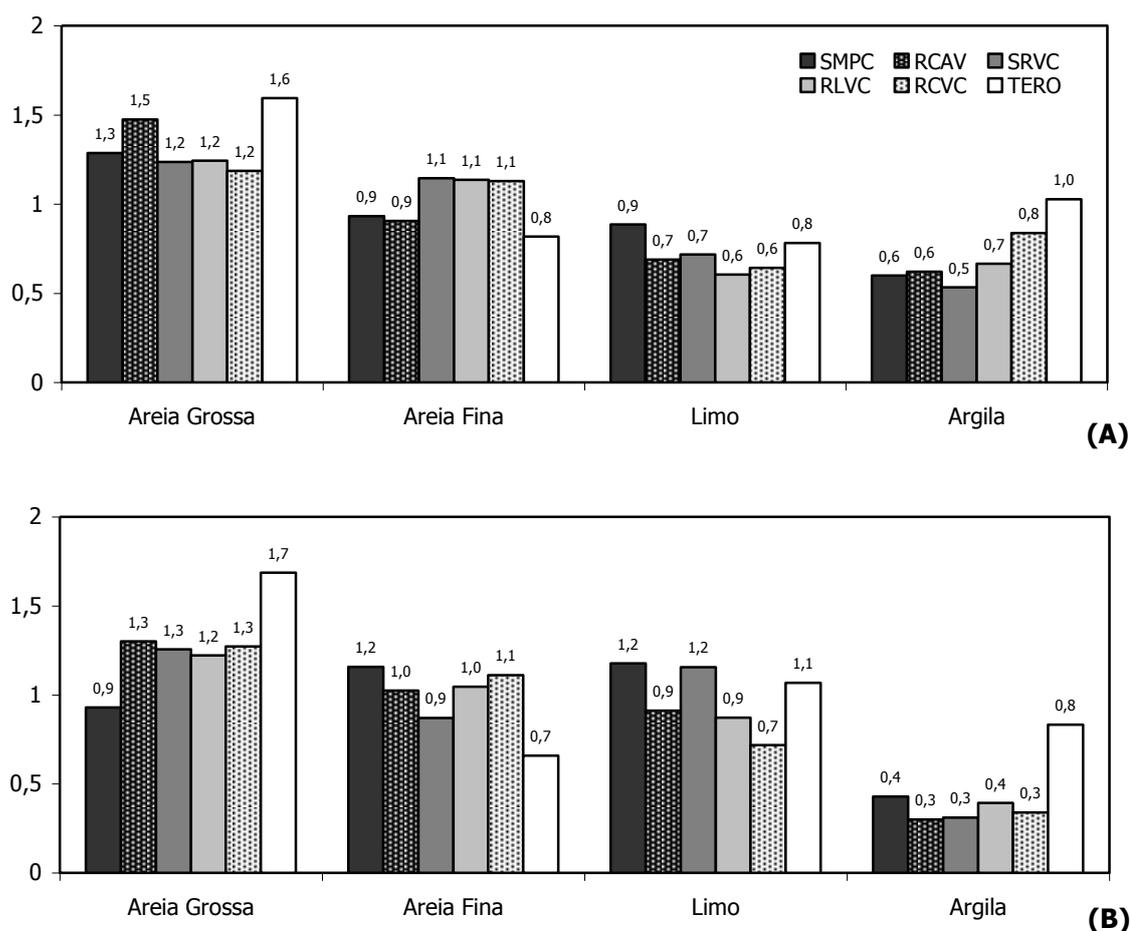


Figura 3.2.21 – Índice de enriquecimento (IE) da areia grossa (AG), areia fina (AF), limo e argila, segundo os tratamentos. Períodos Primavera/Verão 2002 (A) e Outono/Inverno 2002-2003 (B). IE = concentração de um determinado elemento no sedimento/concentração desse elemento no solo original.

3.2.3.2. Composição química do sedimento

A aplicação das diversas técnicas de preparação do terreno afectou a concentração de elementos químicos no sedimento produzido por escoamento superficial, mas, com uma variação não monótona com a intensidade de mobilização do solo (Quadros 3.2.8 e 3.2.9). Os tratamentos de mobilização menos intensiva SMPC e RCAV são os que geralmente apresentam a maior e a menor transferência de nutrientes, respectivamente. Quando se considera o período Outono/Inverno 2002-2003, genericamente, os tratamentos de mobilização menos e mais intensiva (SMPC e TERO, respectivamente) apresentam sedimento mais enriquecido em nutrientes. Excepção feita ao sódio e magnésio, os tratamentos com armação do terreno em vala e câmoros (SRVC, RLVC, RCVC), tendem a apresentar valores intermédios e idênticos de transferência de nutrientes.

No período Primavera/Verão 2002, de um modo geral, a concentração de elementos químicos no sedimento está mais próxima da matriz original do solo. No período Outono/Inverno 2002-2003 a concentração aumentou consideravelmente, sendo mais evidente esse aumento para as bases de troca, fósforo e potássio extractáveis. Contudo, dada a reduzida produção de sedimento neste período (ver Ponto 3.2.1.2, Quadro 3.2.2) a transferência de nutrientes não é importante.

Quadro 3.2.8 – Parâmetros químicos do sedimento nos períodos Primavera/Verão 2002 e Outono/Inverno 2002-2003, segundo os tratamentos.

Tratamento	pH H ₂ O	C total g kg ⁻¹	N total g kg ⁻¹	P ₂ O ₅ extrat mg kg ⁻¹	K ₂ O extrat mg kg ⁻¹	C/N
Solo original						
SMPC	5,0	12,3	0,52	50	81	24
RCAV	5,0	16,6	0,62	66	93	27
SRVC	4,9	14,5	0,49	58	103	30
RLVC	4,9	16,6	0,65	42	72	26
RCVC	4,9	10,3	0,77	33	72	13
TERO	5,0	6,2	0,34	29	86	18
Sedimento (Primavera/Verão 2002)						
SMPC	5,2	18,4	1,06	41	127	17
RCAV	5,3	17,3	0,85	32	90	21
SRVC	5,2	20,3	1,12	33	127	18
RLVC	5,3	15,2	0,92	27	120	17
RCVC	5,1	15,1	0,88	24	113	17
TERO	4,9	10,3	0,67	15	71	16
Sedimento (Outono/Inverno 2002-2003)						
SMPC	5,8	39,7	2,18	94	282	18
RCAV	5,5	16,4	0,91	47	161	18
SRVC	6,1	30,5	1,66	72	232	18
RLVC	6,1	26,7	1,35	62	248	20
RCVC	5,7	20,2	1,28	50	223	16
TERO	5,4	16,7	1,13	39	164	15

Quadro 3.2.9 – Composição química da matriz do solo original (0-10cm) e do sedimento nos períodos Primavera/Verão2002 e Outono/Inverno2002-2003, segundo os tratamentos.

Tratamento	Bases de troca (cmol _c kg ⁻¹)					Acidez de troca (cmol _c kg ⁻¹)		CTCe (cmol _c kg ⁻¹) (%CTCef)	GSB
	Ca	Mg	K	Na	SBT	Al	AT		
Solo original									
SMPC	1,02	0,26	0,16	0,06	1,50	1,75	1,82	3,3	45,2
RCAV	0,90	0,29	0,21	0,01	1,41	1,81	1,69	3,1	45,7
SRVC	1,07	0,25	0,25	0,04	1,62	1,90	1,89	3,5	47,6
RLVC	0,85	0,17	0,15	0,02	1,19	1,63	1,54	2,7	43,8
RCVC	0,97	0,25	0,18	0,03	1,43	1,93	1,64	3,1	45,0
TERO	0,79	0,16	0,15	0,01	1,12	1,57	1,68	2,8	39,7
Sedimento (Primavera/Verão 2002)									
SMPC	1,46	0,57	0,27	0,12	2,41	0,35	0,75	3,0	73,3
RCAV	0,87	0,29	0,17	0,08	1,42	0,38	0,60	2,3	70,2
SRVC	1,19	0,39	0,25	0,08	1,91	0,35	0,71	2,6	72,9
RLVC	0,70	0,29	0,22	0,07	1,27	0,35	0,83	2,4	66,0
RCVC	1,02	0,28	0,22	0,04	1,56	0,41	0,69	2,5	69,2
TERO	0,98	0,33	0,14	0,07	1,53	0,64	1,18	2,7	59,9
Sedimento (Outono/Inverno 2002-2003)									
SMPC	2,69	1,83	0,68	0,17	5,37	0,36	0,73	6,1	87,7
RCAV	0,92	0,61	0,31	0,07	1,92	0,36	0,64	3,4	78,6
SRVC	2,32	1,92	0,49	0,26	4,99	0,31	0,64	5,2	87,0
RLVC	1,12	1,09	0,55	0,11	2,88	0,39	0,74	4,2	82,6
RCVC	1,34	0,86	0,43	0,08	2,72	0,33	0,59	4,2	86,5
TERO	1,64	0,87	0,37	0,12	3,00	0,64	0,99	4,2	76,9

Al - alumínio de troca; CTCe – capacidade de troca efectiva; GSB – grau de saturação em bases.

A composição do sedimento indica que ocorreu uma remoção selectiva de nutrientes o que pode contribuir para uma perda da fertilidade natural dos solos. Os IE foram superiores à unidade para quase todos os elementos do solo, sendo particularmente elevados para o magnésio e sódio (Figuras 3.2.22 e 3.2.23). O sedimento foi enriquecido entre 128 a 362% de magnésio e 100 a 850% de sódio relativamente ao solo original. Embora o IE do carbono orgânico não seja muito elevado, uma transferência continuada de carbono orgânico pode produzir efeitos adversos em propriedades físicas e químicas do solo. O IE do azoto total é sempre superior à unidade (sedimento enriquecido entre 40 e 211%), sendo a disponibilidade de azoto muitas vezes o primeiro factor que limita a produtividade em ecossistemas florestais (Mahendrappa *et al.*, 1986). O IE do pH do solo é ligeiramente superior à unidade, o que coloca em evidência o enriquecimento do sedimento em bases de troca relativamente ao solo original (concentração total em bases de troca no sedimento 18 a 159% mais elevada que no solo original).

Quando as técnicas utilizadas não são adequadas à conservação do solo, a transferência de nutrientes associada com os sedimentos pode ser a principal causa da perda de fertilidade dos solos (Gachene *et al.*, 1997; Zhang e tal., 2004). A baixa produção de sedimento (cerca de $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) observada no decorrer deste estudo mostra que os danos causados ao sistema pelo processo erosivo são pouco expressivos. Contudo, a transferência de nutrientes pode ser superior à indicada, pois os nutrientes também são arrastados por lixiviação e pela água de escoamento superficial.

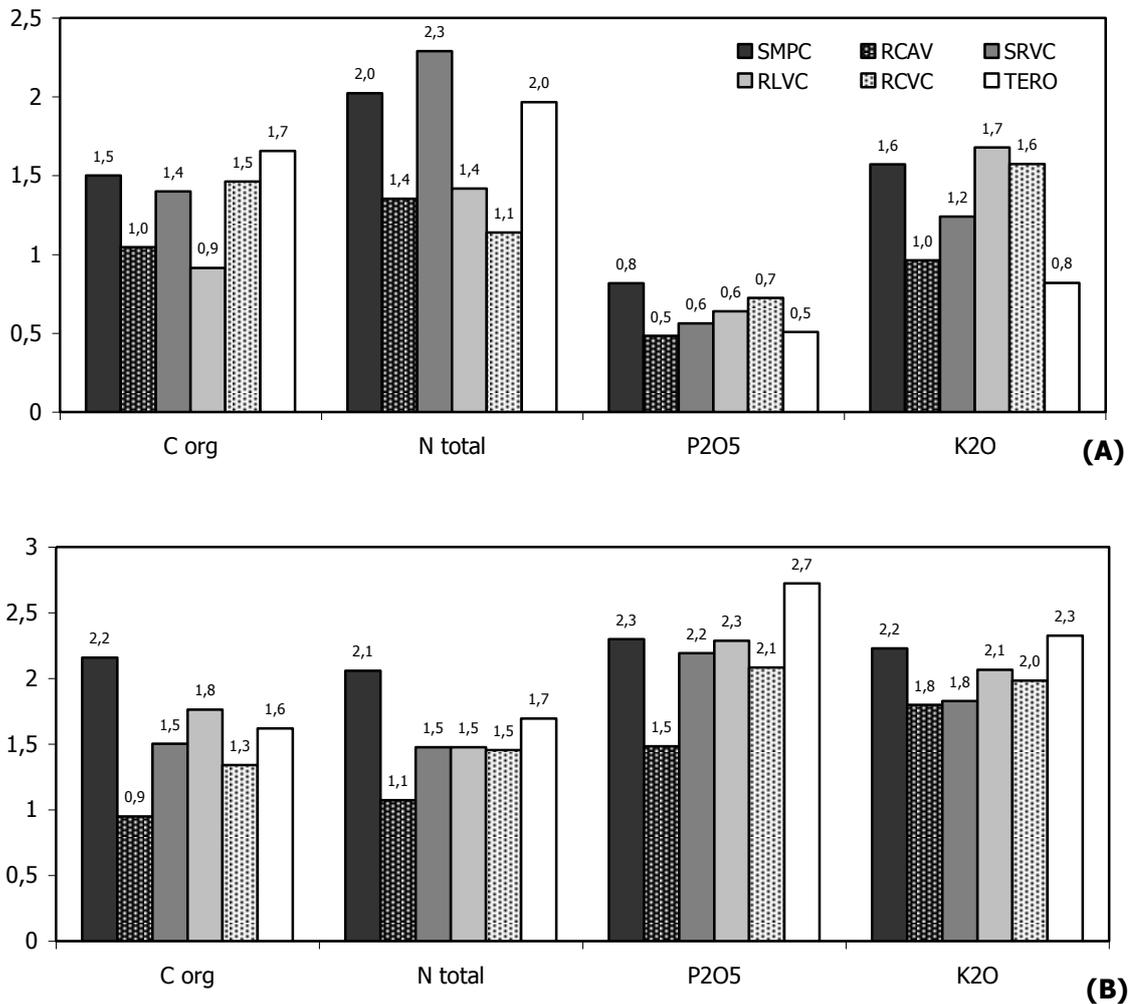


Figura 3.2.22 – Índices de enriquecimento do carbono orgânico (C org), azoto total (N total), fósforo (P_2O_5) e potássio (K_2O) extractáveis, segundo os tratamentos. Períodos Primavera/Verão 2002 (A) e Outono/Inverno 2002-2003 (B).

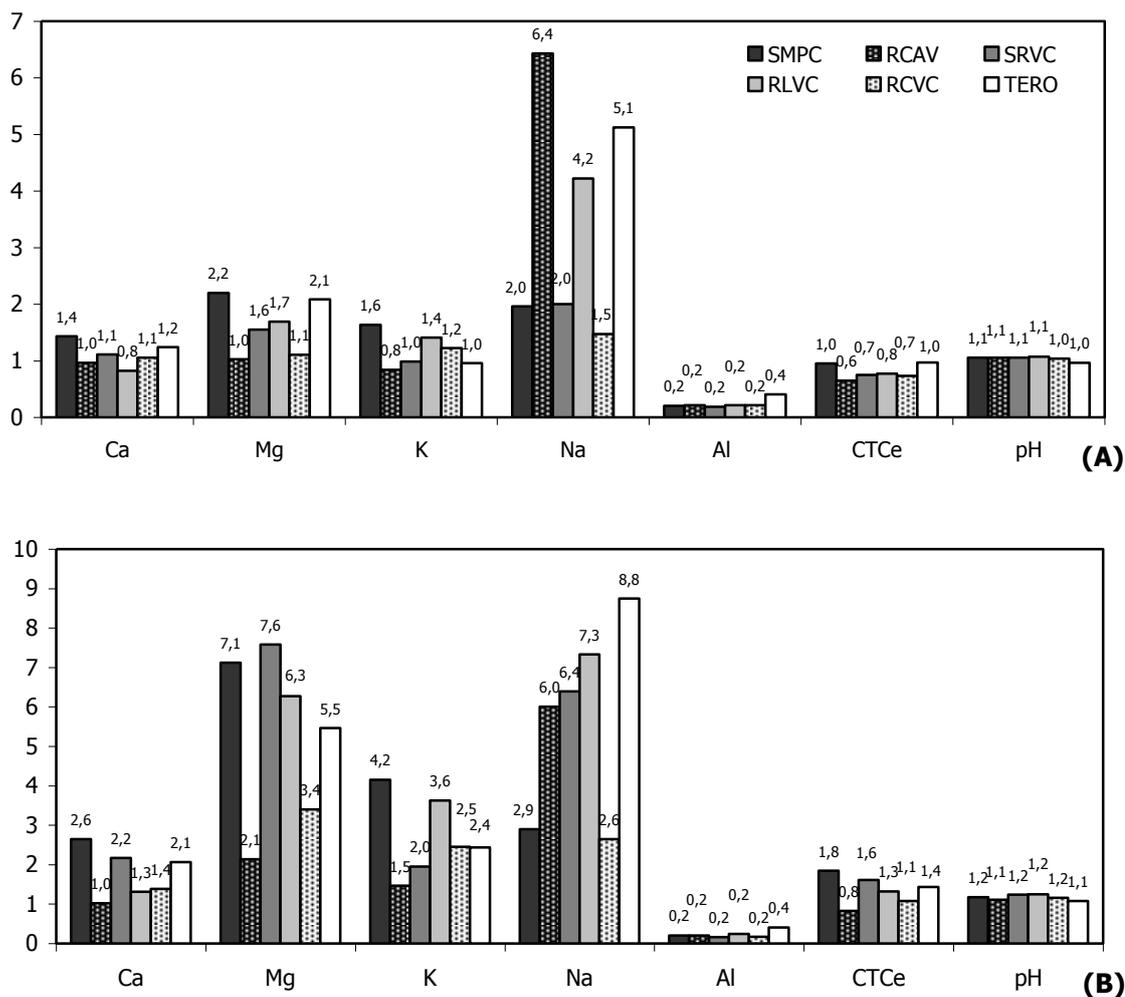


Figura 3.2.23 – Índices de enriquecimento dos catiões de troca (Ca, Mg, K, Na e Al), capacidade de troca catiónica efectiva (CTCe) e pH, segundo os tratamentos. Períodos Primavera/Verão 2002 (A) e Outono/Inverno 2002-2003 (B).

3.2.4. Produção de sedimento por destacamento

Os principais mecanismos de destacamento estão relacionados com a desintegração dos agregados pelo impacto das gotas da chuva ou pelo escoamento superficial (Barthès *et al.*, 2000). A quantidade de material destacado, por unidade de energia de impacto, depende da deformação causada na superfície do solo, da resistência do solo à ruptura e da rugosidade superficial (Huang *et al.*, 1982; Carling *et al.*, 2001).

No solo original (TSMO) a produção média de sedimento por destacamento foi de 23,7 g m⁻², variando nos restantes tratamentos de 253,5 g m⁻² (SMPC) a 635,8 g m⁻² (TERO) (Quadro 3.2.10). Quando se considera os tratamentos arborizados (SMPC, RCAV,

SRVC, RLVC e RCVC) verifica-se que apesar da ausência de diferenças significativas no destacamento de material, este foi mais elevado nos tratamentos de maior intensidade de mobilização (Quadro 3.2.10). Respectivamente para estes tratamentos, a produção total de sedimento por destacamento ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) foi 15, 11, 15, 24 e 13 vezes superior à produção total de sedimento por escoamento.

Quadro 3.2.10 – Produção média e total de sedimento por escoamento e por destacamento em 14 eventos.

Tratamento	PS esc médio (g m^{-2})	PS esc total ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)	PS dest médio (g m^{-2})	PS dest total ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)
TSMO	1,6		23,7a	
SMPC	11,5	4822	253,5b	74233a
RCAV	12,3	5146	273,2b	57370a
SRVC	13,6	5731	415,4b	87229a
RLVC	7,7	3250	372,5b	78232a
RCVC	17,9	7510	445,8bc	93620a
TERO	28,6		635,8c	

PS esc – produção de sedimento por escoamento; PS dest – produção de sedimento por destacamento. Para a mesma variável, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

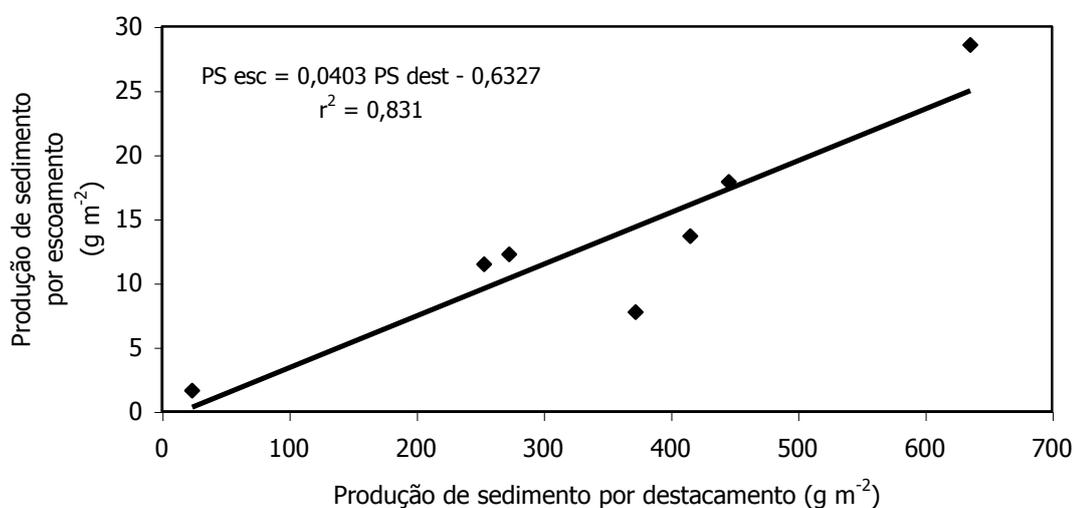


Figura 3.2.24 – Relação entre a produção média de sedimento por destacamento (PS dest) vs produção média de sedimento por escoamento (PS esc) (regressão significativa para $p < 0,05$).

O sedimento transportado pela água de escoamento está largamente dependente da susceptibilidade do solo ao destacamento, existindo uma correlação significativa entre as duas variáveis ($r^2 = 0,831$) (Figura 3.2.24). Cerca de 4% do sedimento transportado na água de escoamento resultou do processo de destacamento (declive da recta de regressão).

Estando a produção de sedimento por destacamento dependente da energia de impacto das gotas da chuva foram estabelecidas rectas de regressão, que relacionam o EI30 cumulativo e a produção de sedimento por destacamento cumulativa (Silva, 1999). No Quadro 3.2.11 apresentam-se os parâmetros relativos ao declive (b), ordenada na origem (a) e coeficientes de determinação (r^2). O declive da recta representa a susceptibilidade do solo ao destacamento por acção do salpico (Silva, 1999). A mobilização do solo contribuiu para um aumento considerável da susceptibilidade do solo ao destacamento, o que é particularmente evidente nos tratamentos de intensidade de mobilização intermédia (SRVC, RLVC) e intensiva (RCVC, TERO). Por outro lado, e tendo em atenção os coeficientes de determinação (r^2) constata-se que no solo original (TSMO) a produção de sedimento por salpico está estritamente dependente da energia das gotas da chuva, enquanto que nos tratamentos com mobilização essa dependência é visivelmente menor, aumentando a importância de outros factores naquele processo.

Quadro 3.2.11 – Susceptibilidade do solo ao destacamento por acção das gotas da chuva (representada pelo declive da recta da regressão).

Tratamento	Parâmetros da regressão ($Y = a + bx$)		
	a	b	r^2
TSMO	723,04	1,24	0,918
SMPC	27439	13,34	0,541
RCAV	18962	11,29	0,640
SRVC	20321	21,84	0,743
RLVC	20819	18,23	0,690
RCVC	26410	20,70	0,675
TERO	34539	32,06	0,676

Poesen (1986) propõe um índice de determinação da resistência do solo ao destacamento por acção das gotas da chuva (R). Este índice é também um importante elemento caracterizador da susceptibilidade do solo ao salpico. Os valores de R (Quadro 3.2.12) dão indicação da quantidade de energia da precipitação necessária para destacar 1 kg de sedimento por salpico, apresentando a testemunha sem mobilização (TSMO) e a testemunha de máxima mobilização (TERO) o maior e menor valor, respectivamente. As diferenças podem ser explicadas pelo estado superficial do solo em cada tratamento, onde a agregação e a rugosidade jogam um papel importante (Poesen, 1986). O mesmo autor refere que em solos de baixo teor de matéria orgânica, a textura é o factor determinante da resistência do solo ao destacamento. A maior resistência do tratamento RLVC ao

destacamento pode dar um contributo para a interpretação da sua menor produção de sedimento por escoamento relativamente a SRVC e RCVC.

Quadro 3.2.12 – Resistência do solo ao destacamento por acção das gotas da chuva.

Tratamento	S (kg m ⁻²)	R (J kg ⁻¹)
TSMO	3,311	653
SMPC	49,489	44
RCAV	38,247	56
SRVC	58,153	37
RLVC	52,155	41
RCVC	62,413	35
TERO	89,014	24

P - quantidade de precipitação (1298,3 mm); Ec - energia cinética da precipitação (2161 J m⁻²); S - massa de sedimento obtida por salpico; R - resistência do solo ao destacamento por impacto das gotas da chuva: R = EC/S.

3.2.5. Necessidade de pesquisas futuras

As operações de mecanização do solo que abrangem uma larga escala geográfica tendem a ser consideradas menos sustentáveis que aquelas que afectam uma pequena área, estando, por exemplo, neste último caso a construção dos caminhos florestais (Worrell & Hampson, 1997). Todavia, os resultados permitem inferir que, globalmente, a acção das diversas técnicas de preparação do terreno é pouco expressiva no processo erosivo.

Na bacia hidrográfica onde o campo de ensaio se insere, bem como nos caminhos florestais de acesso, foram visíveis os efeitos do escoamento concentrado com abertura de sulcos e deposição de material fino nas zonas de baixa e depressões (Figura 3.2.25). Daqui ressalta a necessidade de concentrar a atenção nas estruturas lineares (caminhos, aceiros, talwegues) que os sistemas florestais integram, de modo a compreender os fenómenos erosivos no seu todo. Neste sentido, estimou-se a perda de solo no caminho florestal principal (405 m de comprimento × 2 m de largura) resultando num valor de 18 t ha⁻¹ ano⁻¹.

Do exposto, enfatiza-se a necessidade de avaliar o processo erosivo ao nível da bacia e das estruturas lineares de modo a tornar possível a integração das funções a que aquelas se destinam com a conservação do solo e consequente sustentabilidade do sistema. “Os Princípios das Boas Práticas Florestais” (DGF, 2003), estabelecem um conjunto de regras para o traçado das referidas estruturas, mas a informação acerca dos efeitos da sua aplicabilidade prática é virtualmente inexistente. Carling *et al.* (2001) fazem notar que o traçado da rede divisional e viária e a rede de drenagem merecem especial atenção de

modo a minimizar os efeitos adversos nos processos hidrológicos do solo e nas perturbações causadas pelas máquinas.



Figura 3.2.25 – Efeitos do processo erosivo na rede viária dois anos após a instalação do ensaio experimental.

3.2.6. Síntese de resultados

Globalmente, a produção de sedimento é de cerca de $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e o escoamento superficial de 20 mm ano^{-1} (coeficiente de escoamento de 2%). Os valores indicados encontram-se dentro de intervalos toleráveis para as variáveis em estudo, pelo que aparentemente, o impacto das diferentes técnicas de preparação do solo foi pouco expressivo. A produção de sedimento está dependente do destacamento do solo por salpico requerendo-se para tanto menor quantidade de energia cinética das precipitações à medida que a intensidade de mobilização aumenta. As variáveis produção de sedimento e escoamento superficial tendem a aumentar com a intensidade de mobilização do solo, com valores mais elevados no primeiro ano (ano de instalação do povoamento) e com maior produção de sedimento no período Primavera/Verão. A rugosidade superficial induzida

pelas operações de preparação do terreno e a evolução do coberto vegetal no tempo são os factores chave no controlo da erosão nestes sistemas. A quantidade de sedimento produzida, bem como a qualidade não são relevantes, pelo que a sustentabilidade do sistema não foi significativamente afectada pelas várias técnicas de preparação do terreno. As perdas de sedimento estão essencialmente associadas à rede divisional e viária, pelo que torna-se necessário concentrar a atenção nestas estruturas, de modo a evitar perdas em larga escala.

3.3. Carbono no sistema

Tendo em consideração a importância de que se reveste o armazenamento de carbono nos sistemas florestais e os impactos sobre este, associados à gestão dos mesmos, foi avaliado o efeito das técnicas de preparação do terreno no armazenamento de carbono nos horizontes minerais do solo e na biomassa aérea e subterrânea da vegetação herbácea e das espécies florestais *PM* e *CS*.

3.3.1. Armazenamento de carbono nos horizontes minerais do solo

A intensificação das mobilizações do solo foi acompanhada por um aumento da acumulação de carbono em profundidade, nomeadamente na camada 30-60 cm (Quadro 3.3.1), o que pode estar relacionado com a inversão das camadas do solo, por efeito da mobilização. O incremento do teor de matéria orgânica ao longo do perfil pode funcionar como um indicador do grau de mistura do solo causada pela mobilização (Alcázar *et al.*, 2002), pelo que é lícito inferir-se que a aumentos da intensidade de mobilização correspondem graus de mistura mais elevados (Quadro 3.3.1). Por outro lado, a mineralização da matéria orgânica e as trocas gasosas com a atmosfera processam-se de forma mais rápida nas camadas superficiais, sendo nas profundidades 0-5 e 5-15 cm dos tratamentos de mobilização mais intensiva (RCVC e RCLC), onde se registam os teores mais baixos de carbono, possivelmente associados ao efeito do incremento de oxigenação, uma vez que se verificou uma redução da massa volúmica aparente com o aumento da intensidade de mobilização. A este propósito, Dick *et al.* (1998) salientam que o acréscimo do arejamento em profundidade, por efeito da mobilização, pode também acelerar a mineralização da matéria orgânica em camadas menos superficiais.

Quadro 3.3.1 – Armazenamento de carbono (kg m^{-2}) por profundidade do solo, segundo os tratamentos (n=15) (média \pm erro padrão).

Prof (cm)	Tratamentos						
	TSMO	SMPC	RCAV	SRVC	RLVC	RCVC	RCLC
0-5	0,86 \pm 0,10a	0,86 \pm 0,07ac	0,86 \pm 0,07a	0,69 \pm 0,06ad	0,60 \pm 0,05bcd	0,56 \pm 0,06bde	0,33 \pm 0,07e
5-15	1,25 \pm 0,15a	1,48 \pm 0,16a	1,37 \pm 0,08a	1,32 \pm 0,15a	1,20 \pm 0,13a	1,09 \pm 0,14b	0,72 \pm 0,15b
15-30	1,41 \pm 0,19a	1,39 \pm 0,07a	1,55 \pm 0,16a	1,53 \pm 0,13a	1,45 \pm 0,13a	1,42 \pm 0,17a	1,33 \pm 0,18a
30-60	1,33 \pm 0,33ab	1,09 \pm 0,10ab	0,98 \pm 0,10b	1,65 \pm 0,14ab	1,82 \pm 0,17a	1,63 \pm 0,11ab	1,58 \pm 0,17ab

Para a mesma profundidade do solo, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

De um modo geral, nas duas primeiras classes de profundidade (0-5 e 5-15 cm), os tratamentos de mobilização mais intensiva (RCVC, RCLC) apresentam teores de carbono significativamente mais baixos em relação aos de intensidade média/baixa. Nas camadas mais profundas (15-30 e 30-60 cm), geralmente não se observam diferenças significativas na concentração de carbono (Quadro 3.3.1). A quantidade de carbono nos tratamentos de mobilização ligeira (SMPC, RCAV) é similar à do solo original (TSMO), provavelmente devido ao baixo grau de mistura de horizontes (Alcázar *et al.*, 2002).

Mais de 65% de carbono encontra-se armazenado entre os 15 e os 60 cm de profundidade nos tratamentos RLVC e RCVC, atingindo o tratamento RCLC nesse intervalo de profundidade cerca de 75% do total de carbono armazenado no solo (Figura 3.3.1).

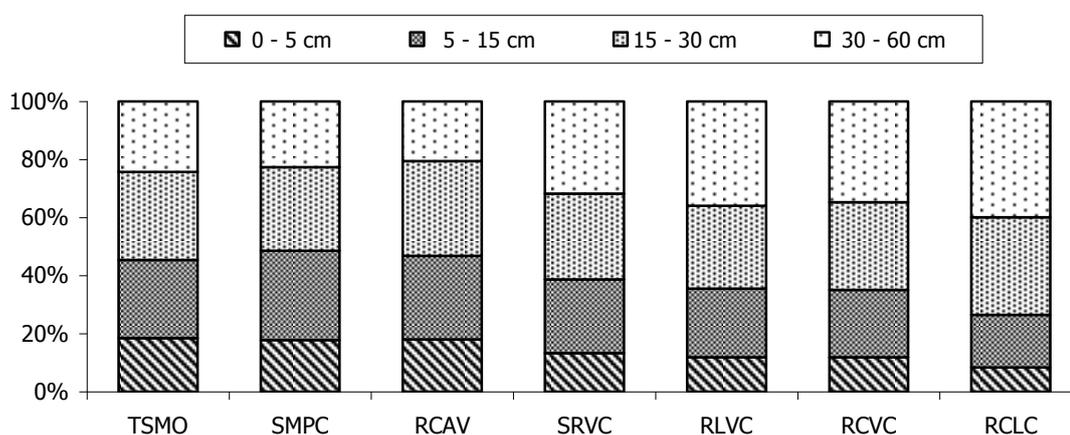


Figura 3.3.1 – Distribuição percentual da massa de carbono (kg m^{-2}), segundo a profundidade do solo e o tratamento.

Os tratamentos de mobilização ligeira (SMPC, RCAV) registaram um aumento de armazenamento de carbono nas camadas superficiais, nomeadamente entre os 15 e os 30 cm, com decréscimos a partir daí; ao contrário, os tratamentos RLVC, RCVC e RCLC mostram decréscimos acentuados nos primeiros 30 cm de solo e acréscimos na camada 30-60 cm (Figura 3.3.2). A mobilização para além de misturar e soterrar horizontes, quebra os agregados e expõe as superfícies organo-minerais, anteriormente protegidas, à acção dos organismos decompositores (Post & Kwon, 2000). Estes autores referem que ocorrem perdas de carbono durante o período de estabelecimento de novas plantações enquanto o ganho de resíduos orgânicos não é suficiente para compensar as perdas por mineralização.

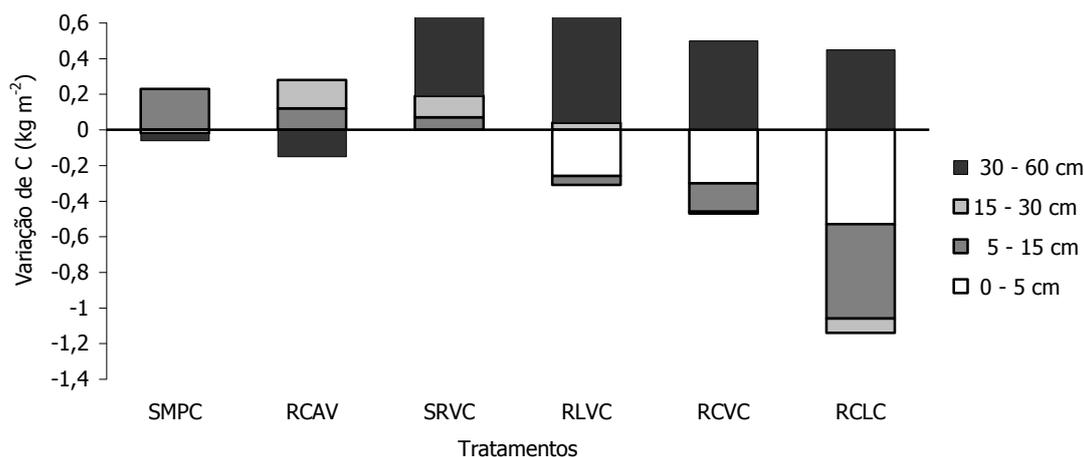


Figura 3.3.2 – Variação do teor de carbono do solo (kg m^{-2}), relativamente ao solo original (TSMO).

O decréscimo do teor de carbono no solo, após a instalação dos povoamentos, é frequentemente atribuído à preparação do terreno (Turner & Lambert, 2000). Neste sentido, quanto mais intensa for a perturbação mecânica causada no solo maior será o impacto no decréscimo do teor de carbono, por aceleração da decomposição da matéria orgânica e aumento das perdas por erosão hídrica (Turner & Lambert, 2000). Todavia, é de salientar que, neste ensaio, o efeito da erosão hídrica na transferência de carbono foi pouco relevante (ver Ponto 3.2.3.2). Compton *et al.* (1998) fazem notar que a mobilização produz um efeito importante, a curto prazo, no armazenamento de carbono no solo. No entanto, Paul *et al.* (2002), numa revisão bibliográfica acerca do tema, não encontraram efeitos do nível de perturbação do solo na variação do carbono em povoamentos com idade inferior a 10 anos. Os mesmos autores sugerem que o decréscimo do carbono após a reflorestação ou florestação pode ser predominantemente atribuído à falta de vegetação e de ganhos de carbono pelo solo, e menos à perturbação causada pela preparação do terreno. Post & Kwon (2000) referem que a quantidade de material orgânico quando da instalação dos povoamentos, depende do passado histórico da gestão do solo, o que frequentemente é desconhecido.

Quando se consideram isoladamente os tratamentos com armação do terreno em vala e câmara (SRVC, RLVC, RCVC) ocorrem duas situações. A linha de plantação (LP), que corresponde à zona mais afectada pela mobilização (inversão de camadas) e a entre linha de plantação (EL), com ripagem do solo em RCVC e sem ripagem em SRVC e RLVC. Os dados registados no Quadro 3.3.2, são esclarecedores do efeito da inversão de camadas no

armazenamento de carbono em profundidade na LP. Todavia, a maioria dos estudos realizados em sistemas florestais são baseados em amostras colhidas na entre linha de plantação, fora das áreas mais perturbadas (Paul *et al.*, 2002). Na EL a variação do carbono em profundidade segue o padrão normal (diminui com a profundidade), pelo que o efeito do ripper é muito menos visível que o efeito da lavoura com charrua pesada (LP). Porém, a EL do tratamento RCVC apresenta valores de carbono significativamente mais baixos que as EL dos tratamentos SRVC e RLVC, estando provavelmente associados ao efeito da ripagem. Por outro lado, a preparação do terreno contribui para uma diminuição da massa volumica do solo e incrementa a variabilidade espacial do carbono, o que dificulta a percepção da significância estatística das variações do carbono no solo por efeito da mobilização (Paul *et al.*, 2002).

Quadro 3.3.2 – Armazenamento de carbono (kg m^{-2}) na linha de plantação (LP) e na entre linha de plantação (EL) por profundidade do solo, nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (n=15) (média \pm erro padrão).

Profundidade (cm)	Tratamentos					
	SRVC		RLVC		RCVC	
	LP	EL	LP	EL	LP	EL
0-5	0,42 \pm 0,07b,a	0,95 \pm 0,09a,a	0,36 \pm 0,06b,a	0,85 \pm 0,06a,ab	0,38 \pm 0,07b,a	0,76 \pm 0,08a,b
5-15	0,95 \pm 0,16b,a	1,66 \pm 0,17a,a	0,68 \pm 0,14b,b	1,74 \pm 0,16a,a	0,84 \pm 0,15b,ab	1,34 \pm 0,17a,b
15-30	1,61 \pm 0,26a,a	1,46 \pm 0,08a,a	1,40 \pm 0,21a,a	1,55 \pm 0,13a,a	1,64 \pm 0,31a,a	1,19 \pm 0,10a,b
30-60	2,20 \pm 0,24a,b	1,05 \pm 0,06b,a	2,62 \pm 0,36a,a	0,99 \pm 0,13b,a	2,25 \pm 0,19a,b	0,96 \pm 0,09b,a

A primeira letra indica que para o mesmo tratamento e profundidade, médias seguidas da mesma letra não difere significativamente a situação linha de plantação da entre linha de plantação ($p < 0,05$). A segunda letra indica que para a mesma profundidade e situação (linha ou entre linha), médias seguidas da mesma letra não difere significativamente os tratamentos ($p < 0,05$).

Na linha de plantação (LP), o teor de carbono sofreu uma redução considerável até aos 15 cm de profundidade, aumentando a partir daí quando comparado com a entre linha de plantação (EL) (Quadro 3.3.3). Razões anteriormente apontadas explicam este comportamento.

Quadro 3.3.3 – Acréscimo (valores positivos) ou redução (valores negativos) do teor de carbono do solo (kg m^{-2}), na linha de plantação (LP) relativamente à entre linha de plantação (EL). Entre parêntesis valores percentuais.

Profundidade (cm)	Tratamentos		
	SRVC	RLVC	RCVC
0-5	-0,53 (-55,8)	-0,49 (-57,6)	-0,38 (-50,0)
5-15	-0,71 (-42,8)	-1,06 (-60,9)	-0,50 (-37,3)
15-30	0,15 (10,3)	-0,15 (-9,7)	0,45 (37,8)
30-60	1,15 (109,5)	1,63 (164,6)	1,29 (134,4)

A quantidade de carbono armazenada no solo segue a sequência bloco I > bloco II > bloco III (Quadro 3.3.4), sendo a distribuição do carbono nas várias profundidades idêntica nos três blocos (Figura 3.3.3).

Quadro 3.3.4 – Armazenamento de carbono no solo (kg m^{-2}), segundo os blocos (n=35) (média \pm erro padrão).

Profundidade (cm)	Bloco		
	I	II	III
0-5	0,89 \pm 0,05b	0,63 \pm 0,05ab	0,53 \pm 0,05a
5-15	1,72 \pm 0,09b	1,03 \pm 0,06a	0,87 \pm 0,07a
15-30	1,83 \pm 0,12b	1,28 \pm 0,06b	1,21 \pm 0,06a
30-60	1,72 \pm 0,15b	1,14 \pm 0,09a	1,28 \pm 0,08a

Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

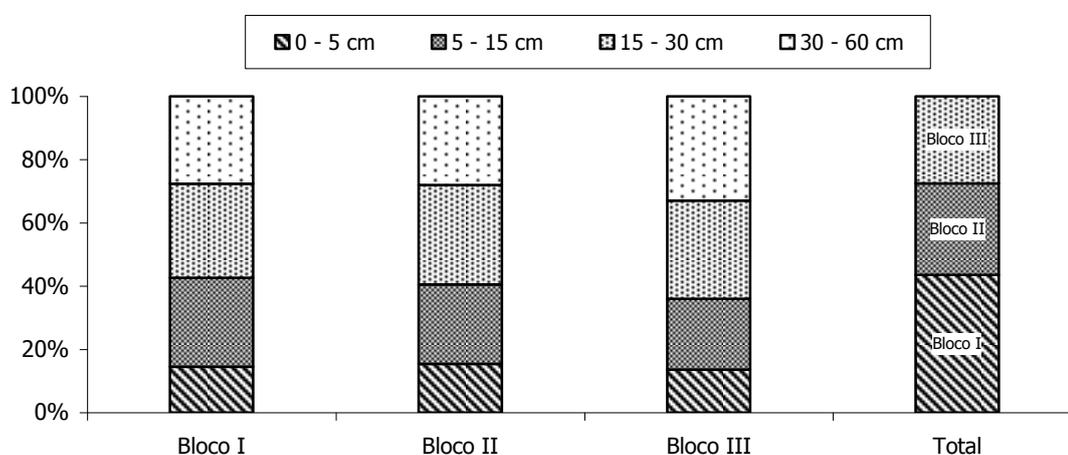


Figura 3.3.3 – Distribuição percentual da massa de carbono (kg m^{-2}) por profundidade do solo, segundo os blocos.

O teor de carbono na entre linha de plantação (EL) é em todos os blocos, até aos 15 cm, significativamente mais elevado em relação à linha (LP). A partir dessa profundidade tende a não seguir um padrão uniforme mas frequentemente apresenta valores superiores na linha de plantação (LP) (Quadro 3.3.5).

Quadro 3.3.5 – Armazenamento de carbono (kg m^{-2}) na linha de plantação (LP) e na entre linha de plantação (EL), por profundidade nos blocos I, II e III dos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (n=15) (média \pm erro padrão).

Profundidade (cm)	Bloco I		Bloco II		Bloco III	
	LP	EL	LP	EL	LP	EL
0-5	0,59 \pm 0,08b	1,05 \pm 0,07a	0,32 \pm 0,04b	0,91 \pm 0,07a	0,25 \pm 0,04b	0,65 \pm 0,06a
5-15	1,37 \pm 0,17b	2,19 \pm 0,07a	0,56 \pm 0,09b	1,57 \pm 0,14a	0,55 \pm 0,07b	0,98 \pm 0,10a
15-30	2,40 \pm 0,33a	1,45 \pm 0,12b	1,22 \pm 0,12a	1,52 \pm 0,11a	1,06 \pm 0,09a	1,26 \pm 0,09a
30-60	3,31 \pm 0,28a	0,93 \pm 0,07b	2,11 \pm 0,13a	0,93 \pm 0,08b	1,63 \pm 0,12a	0,97 \pm 0,13b

Para o mesmo bloco e profundidade, médias seguidas da mesma letra não difere significativamente a linha de plantação da entre linha de plantação ($p < 0,05$).

Relacionados com os resultados obtidos nos blocos podem estar a textura e o rápido *turnover* das raízes finas essencialmente da vegetação herbácea, que influenciam marcadamente a dinâmica do carbono (Dick *et al.*, 1998; Wang & Gong, 1998; Paul *et al.*, 2002). Os blocos I e II apresentam as maiores quantidades de biomassa e o bloco I o maior teor de partículas finas (limo e argila). A elevada superfície específica da argila conduz à formação de complexos organo-minerais que protegem o carbono da oxidação microbiana, aumentando a sua estabilidade (Grigal & Berguson, 1998; Post & Kwon, 2000), pelo que os resíduos orgânicos decompõem-se mais rapidamente em solos arenosos que em solos argilosos. Grande variedade de compostos orgânicos do solo está intimamente associada com as partículas minerais (Post & Kwon, 2000). Existe discrepâncias entre estudos que relacionam a quantidade de carbono armazenada no solo com a textura. Uns referem que a variação do carbono é pouco importante em solos argilosos (Percival *et al.*, 2000), enquanto outros indicam que taxas de acumulação de carbono no solo estão directamente relacionadas com o teor de argila (Lugo *et al.*, 1988). Esta diversidade de resultados pode estar relacionada com a composição dos minerais de argila (Percival *et al.*, 2000) ou com o período de tempo considerado após a florestação (Dick *et al.*, 1998), tendo os solos argilosos elevado potencial de acumulação de carbono a longo prazo (Paul *et al.*, 2002). Os compostos orgânicos envolvidos nos complexos organo-minerais podem demorar décadas até sofrerem mineralização (Post & Kwon, 2000), podendo definir-se como instável a matéria orgânica que desaparece em poucos anos (Balesdent *et al.*, 1998). Existe uma grande variação no período de tempo e na taxa a que o carbono se pode acumular no solo, dependendo da produtividade vegetal, das condições físicas, químicas e biológicas do solo, do passado histórico dos ganhos de carbono e das perturbações que ocorrem no solo (Post & Kwon, 2000).

3.3.2. Armazenamento de carbono na vegetação herbácea

O armazenamento de carbono na vegetação herbácea é muito mais elevado na testemunha, o que reflecte o efeito da não mobilização neste tratamento. Porém, o contributo da parte aérea e das raízes da vegetação herbácea é pouco expressivo – inferior

a 5 e 0,4% do total de carbono armazenado no sistema, respectivamente (Figura 3.3.4 A, B).

Assume-se com frequência que 50% da biomassa é carbono (Gower *et al.*, 1997; Goetz & Prince, 1998; Madeira *et al.*, 2002). Todavia, é de sublinhar que os resultados obtidos mostram variações daquele valor, com teores médios de carbono de 45% na parte aérea e 20% nas raízes da vegetação herbácea, o que se considera relevante, muito especialmente, quando se trata de realizar balanços de carbono.

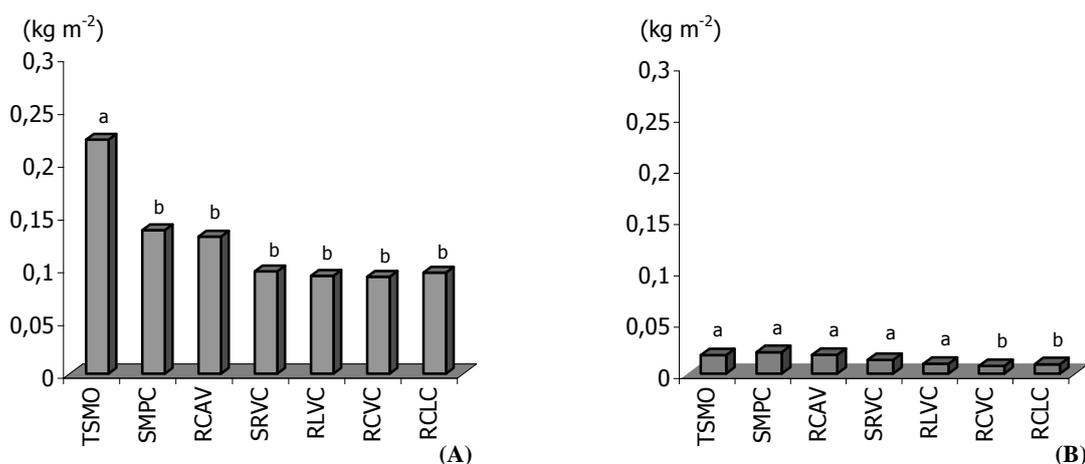


Figura 3.3.4 – Valores médios de massa de carbono (kg m⁻²) na parte aérea (A) e subterrânea (B) da vegetação herbácea, segundo o tratamento. Letras iguais nas colunas representam a ausência de diferenças significativas (p<0,05).

A quantidade e estado de decomposição dos resíduos orgânicos diferem de forma considerável entre os diversos tipos de ecossistemas e usos da terra. Nos solos de utilização agrícola, os resíduos provenientes da biomassa aérea e das raízes são misturados à superfície do solo por acção mecânica das mobilizações. Nos solos com vegetação permanente, os resíduos com origem na biomassa aérea são deixados à superfície onde vão sofrendo mineralização, podendo em parte serem misturados com o solo mineral por intermédio da actividade animal, sendo que as exsudações e os resíduos radicais entram directamente no solo. Estas diferenças afectam a taxa de decomposição dos resíduos orgânicos, a qual é também condicionada por humidade e temperatura, reacção do solo, população de organismos e grau de contacto resíduos-solo mineral (Post & Kwon, 2000).

A quantidade de carbono armazenada na vegetação herbácea não é significativamente afectada pelas características do solo (Figura 3.3.5).

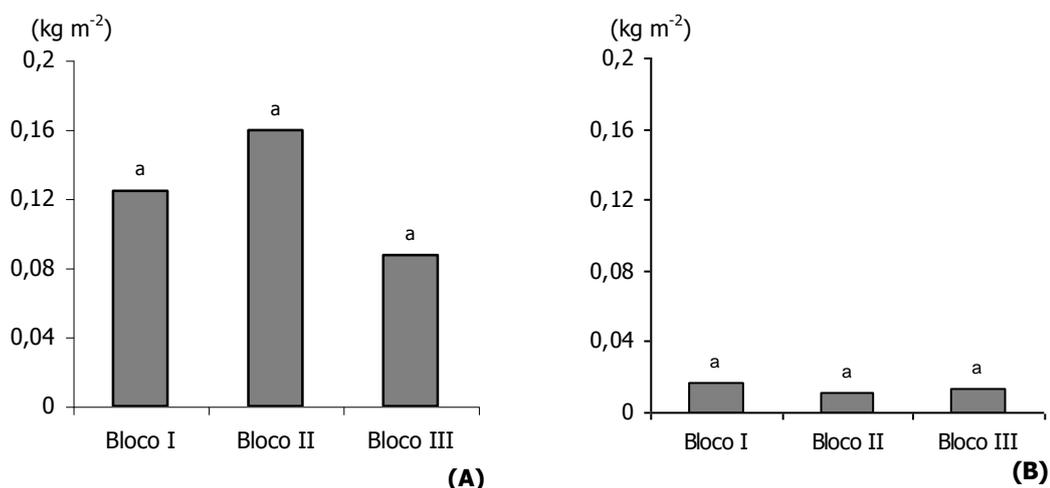


Figura 3.3.5 – Valores médios de massa de carbono (kg m⁻²) na parte aérea (A) e subterrânea (B) da vegetação herbácea, segundo os blocos. Letras iguais nas colunas representam a ausência de diferenças significativas (p<0,05).

3.3.3. Armazenamento de carbono nas espécies florestais

A quantidade de carbono armazenada na biomassa das espécies florestais (biomassa aérea e subterrânea), 26 meses após a plantação, é superior para a espécie *CS*, a qual apresenta menor acumulação no tratamento de mobilização do solo mais intensiva (RCLC), como consequência da elevada taxa de mortalidade (cerca de 50%). No que respeita à espécie *PM*, o aumento da intensidade de mobilização contribuiu para o aumento de armazenamento de carbono na biomassa (Figura 3.3.6).

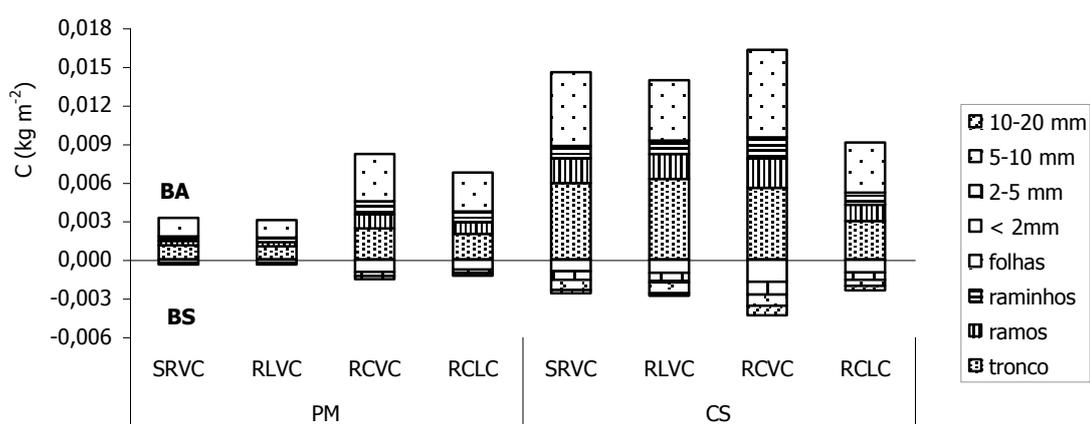


Figura 3.3.6 – Carbono nos componentes da biomassa aérea (BA) e biomassa subterrânea (BS), para os tratamentos SRVC, RLVC, RCVC e RCLC e as espécies *PM* e *CS*.

Devido à elevada mortalidade registada nos tratamentos SMPC e RCVC (ver Ponto 3.4.1), não foi contabilizado o carbono armazenado na biomassa das espécies florestais destes tratamentos.

A fixação de carbono nas árvores é proporcional aos incrementos de biomassa (Cairns & Lasserre, 2004). Deste modo, também a selecção das espécies florestais a instalar pode ser importante nas estratégias de sequestro de carbono (Silver *et al.* 2000). No entanto, Ponce-Hernández (1999) refere que, ao contrário da maioria dos ecossistemas tropicais onde o armazenamento de carbono é processado principalmente na biomassa, nos sistemas temperados e frios o solo constitui o principal reservatório de carbono.

Nos tratamentos aqui em apreciação, a distribuição de carbono na biomassa aérea / radical relativamente ao total armazenado na biomassa, foi, respectivamente, de 84-89% / 11-16%, para a espécie *PM*, e de 79-84% / 16-21% para a espécie *CS*. Embora a biomassa radical se apresente em menor proporção, armazena carbono por períodos de tempo mais longos (Silver *et al.*, 2000).

Quadro 3.3.6 – Valores médios da quantidade de matéria seca (MS), concentração de carbono na MS e massa de carbono por árvore nos diversos componentes aéreos e subterrâneos das espécies *PM* e *CS* (n=8).

Espécie	Componente	MS (kg/árvore)	Concentração de C (g kg ⁻¹ de MS)	Massa de C (kg/árvore)
Biomassa aérea				
<i>PM</i>	folhas	0,084a	432,6b	0,036a
	raminhos	0,019b	506,4a	0,010b
	ramos	0,020b	502,9a	0,010b
	tronco	0,050a	493,7a	0,025a
<i>CS</i>	folhas	0,114a	436,3b	0,050a
	raminhos	0,028b	486,9a	0,014b
	ramos	0,049b	439,3b	0,022b
	tronco	0,133a	448,6b	0,060a
Biomassa subterrânea				
<i>PM</i>	<2mm	0,033a	264,0a	0,009a
	2-5 mm	0,011b	278,8a	0,003b
	5-10 mm	0,007b	271,5a	0,002b
<i>CS</i>	<2mm	0,037a	280,4a	0,014a
	2-5 mm	0,034a	260,8a	0,009b
	5-10 mm	0,033a	267,7a	0,009b
	10-20mm	0,023b	265,5a	0,006b

Para a mesma espécie, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05).

Os valores encontrados para ambas as espécies estão essencialmente relacionados com a produção de biomassa e com a taxa de sobrevivência após a plantação, apresentando

o tratamento RCLC a menor taxa de sobrevivência e a maior produção de biomassa por árvore. O maior teor de carbono na biomassa aérea está também associado àqueles factores e ainda à menor concentração de carbono nos componentes da biomassa radical. A concentração de carbono na matéria seca dos componentes aéreos é superior a 400 g kg^{-1} , atingindo no caso da espécie *PM* valores da ordem de 500 g kg^{-1} , enquanto nos componentes subterrâneos, a concentração de carbono na matéria seca não ultrapassa os 300 g kg^{-1} (Quadro 3.3.6).

Tal como no caso da vegetação herbácea, também nas espécies florestais os teores médios de carbono na biomassa são geralmente inferiores ao valor de referência 50% (Quadro 3.3.6), sendo isto particularmente evidente na biomassa subterrânea (27,2 e 26,9%, para as espécies *PM* e *CS*, respectivamente). Em relação aos componentes aéreos, verificam-se menores concentrações de carbono nas folhas (cerca de 43%) e maiores nos ramos (cerca de 50%) de ambas as espécies. Com base nos resultados apresentados parece necessário acautelar a aplicação generalizada do princípio de que 50% da biomassa é carbono.

3.3.4. Distribuição do carbono nos diferentes compartimentos do sistema

A quantidade de carbono acumulada no sistema, 26 meses após a plantação, varia de 4260 g m^{-2} (RCLC) a 5510 g m^{-2} (SRVC) (Figura 3.3.7).

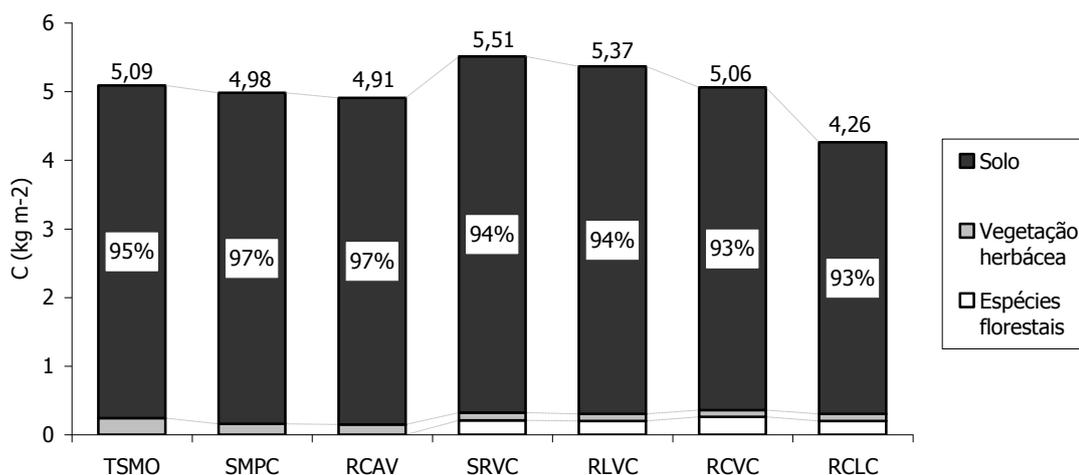


Figura 3.3.7 – Distribuição da massa de carbono pelos diferentes compartimentos do sistema, segundo os tratamentos. Total de carbono (kg m^{-2}) no sistema no topo das colunas e % carbono no solo no interior das colunas.

As mobilizações ligeiras (SMPC, RCAV) e intermédias (SRVC, RLVC), não produziram efeitos expressivos no armazenamento de carbono, observando-se pequenas variações em relação à situação original (TSMO). As mobilizações de intensidade mais elevada (RCVC, RCLC) contribuíram para uma redução do armazenamento de carbono no solo, nomeadamente no tratamento RCLC, onde tal atinge 18% em relação ao solo original. Nestes tratamentos, os acréscimos de carbono no sistema proporcionados pelas espécies florestais não foram suficientes para compensar as reduções ao nível do solo e da vegetação herbácea, pelo que mostraram, no seu global, as maiores diferenças no total de carbono armazenado relativamente à situação original. Os tratamentos de mobilização intermédia (SRVC, RLVC), foram os que mais acrescentaram carbono ao sistema, essencialmente à custa das espécies florestais. Apenas se revelaram pouco eficientes neste armazenamento no que respeita à vegetação herbácea, onde o seu comportamento foi comparável aos tratamentos de mobilização intensiva.

Os resultados apresentados na Figura 3.3.7 mostram que mais de 90% do carbono armazenado no sistema se encontra no solo, atingindo valores iguais ou superiores a 95% no solo original (TSMO) e nos tratamentos de mobilização ligeira (SMPC, RLVC).

Estas variações podem ser atribuídas à redução dos ganhos de resíduos orgânicos, ao aumento da decomposição da matéria orgânica por oxidação e aos efeitos da mobilização na redução da quantidade de matéria orgânica protegida pelos complexos organo-minerais (Post & Kwon, 2000). É ainda de referir, que existem vários factores que afectam a extensão da variação do carbono no solo, nomeadamente a região, composição e estrutura da floresta, idade das árvores (Silver, *et al.*, 2000; Madeira *et al.*, 2002), preparação do terreno, historial do uso da terra, clima, textura, (Silver *et al.*, 2000, Paul *et al.*, 2002) e as complexas interacções entre processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no solo (Post & Kwon, 2000). De qualquer modo, após a florestação ocorrem inevitavelmente variações na qualidade, quantidade e distribuição espacial do carbono no solo (Paul *et al.*, 2002; Martin *et al.*, 2004). A decomposição dos resíduos orgânicos está essencialmente dependente da actividade biológica, pelo que elementos do clima como a precipitação e temperatura têm um efeito importante na variação do carbono no solo após a florestação (Spain, 1990; Post & Kwon, 2000). Paul *et al.* (2002) referem acréscimos de carbono no solo em regiões de clima tropical e subtropical e ligeiras reduções em regiões de clima temperado/mediterrânico. Também para este último tipo de clima, o tempo decorrido após a plantação tem efeitos na variação do carbono no solo (até 10 cm de profundidade), com decréscimos anuais da ordem dos 0,38% em plantações com idade inferior a 10 anos e de

0,04% em plantações com idades superiores (Paul *et al.*, 2002). É do domínio comum que a acumulação de carbono aumenta com o aumento da precipitação média anual e nos solos onde a disponibilidade de água é elevada, estando as taxas de decomposição da matéria orgânica directamente relacionadas com a temperatura média anual (Cooper, 1984; Spain, 1990; Homann *et al.*, 1995; Simmons *et al.*, 1996, Schneider *et al.*, 2005).

3.3.5. Síntese de resultados

Os resultados mostram que mais de 90% do total de carbono armazenado no sistema se encontra no solo, sendo que mais de 60% está armazenado nos primeiros 30 cm. Os primeiros 5 cm de solo são os que apresentam menor quantidade de carbono, verificando-se um acréscimo em profundidade com o aumento da intensidade de mobilização. O contributo da vegetação herbácea e respectivas raízes é pouco expressivo. A massa de carbono por unidade de área é mais elevada em *CS* do que em *PM*, e é idêntica entre tratamentos no caso de *CS* e muito diferente no caso de *PM*. O armazenamento global de carbono foi afectado pela mobilização, tendendo a reduzir-se esse armazenamento nos tratamentos de mobilização intensiva (RCVC, RCLC).

3.4. Comportamento das espécies *Pseudotsuga menziesii* e *Castanea sativa*

As espécies que compõem os povoamentos foram monitoradas num período de quatro anos após a instalação dos mesmos, de modo a avaliar a eficácia das diversas técnicas de preparação do terreno no seu estabelecimento e desenvolvimento. Foram estudados parâmetros morfológicos com vista a uma análise quantitativa do crescimento, baseada na altura total e diâmetro do caule ao nível do solo de cada planta. Em complemento desta informação e para melhor conhecimento das condições de sobrevivência, crescimento e desenvolvimento das espécies florestais foi ainda quantificada a taxa de mortalidade, a distribuição e desenvolvimento do sistema radical, bem como a produção de biomassa aérea e radical e o potencial hídrico foliar no período estival. Apesar do teor de humidade ser uma propriedade física do solo relacionada com a sua qualidade (podendo, por isso ser remetido para o Subcapítulo 3.1), mostrou ter um papel relevante no sucesso das plantações e será, portanto, apresentado em simultâneo com os parâmetros do comportamento das espécies *PM* e *CS*, de modo a dar maior evidência às relações estabelecidas entre eles. As diversas variáveis mencionadas serão analisadas na sua relação com a intensidade de mobilização do solo (tratamentos) e do tipo de solo (blocos).

Os resultados aqui apresentados distribuem-se por cinco secções: as três primeiras dizem respeito a aspectos de silvicultura (mortalidade e crescimento) e de produção (biomassa); as duas últimas incluem factores explicativos destes aspectos (distribuição dos sistemas radicais e teor de humidade do solo).

3.4.1. Mortalidade das espécies florestais

3.4.1.1. Plantas instaladas no ano da plantação

Quando se consideram as plantas instaladas no ano da plantação (2002) e a sua evolução no tempo (2003, 2004 e 2005), observa-se que nos tratamentos onde a mobilização foi menos intensiva (SMPC, RCAV) a taxa de mortalidade atingiu valores frequentemente acima de 90% e idênticos para as duas espécies. Nos tratamentos de intensidade intermédia (SRVC, RLVC) a mortalidade é inferior a 35%, voltando a aumentar para valores de cerca de 50% nos tratamentos de mobilização mais intensiva (RCVC, RCLC), e sendo sempre mais elevada para a espécie *PM* (Quadro 3.4.1).

Quadro 3.4.1 – Valores cumulativos de mortalidade (%), das espécies *PM* e *CS* instaladas no ano 2002, segundo os tratamentos (média \pm erro padrão).

Tratamento	<i>Pseudotsuga menziesii</i>			<i>Castanea sativa</i>		
	2002	2003	2004	2002	2003	2004
SMPC	97,3 \pm 2,7a	98,7 \pm 1,3a	98,7 \pm 1,3a	98,7 \pm 1,3a	98,7 \pm 1,3a	98,7 \pm 1,3a
RCAV	87,0 \pm 13,0a	87,0 \pm 13,0ac	87,0 \pm 13,0ac	88,7 \pm 5,7a	90,4 \pm 5,3ac	90,4 \pm 5,3ac
SRVC	32,2 \pm 6,1b	36,6 \pm 7,8b	42,4 \pm 9,8b	19,5 \pm 10,2b	29,5 \pm 20,2b	32,7 \pm 18,9b
RLVC	34,2 \pm 4,8b	43,2 \pm 2,3b	43,2 \pm 2,3b	19,6 \pm 3,9b	19,6 \pm 3,9b	19,6 \pm 3,9b
RCVC	51,2 \pm 8,4b	56,9 \pm 8,3bc	58,2 \pm 8,0bc	16,5 \pm 9,2b	19,7 \pm 3,6b	24,4 \pm 6,2b
RCLC	48,0 \pm 7,3b	48,0 \pm 7,3b	48,0 \pm 7,3b	44,8 \pm 9,2b	47,4 \pm 8,9bc	48,8 \pm 9,0bc

Em cada coluna, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

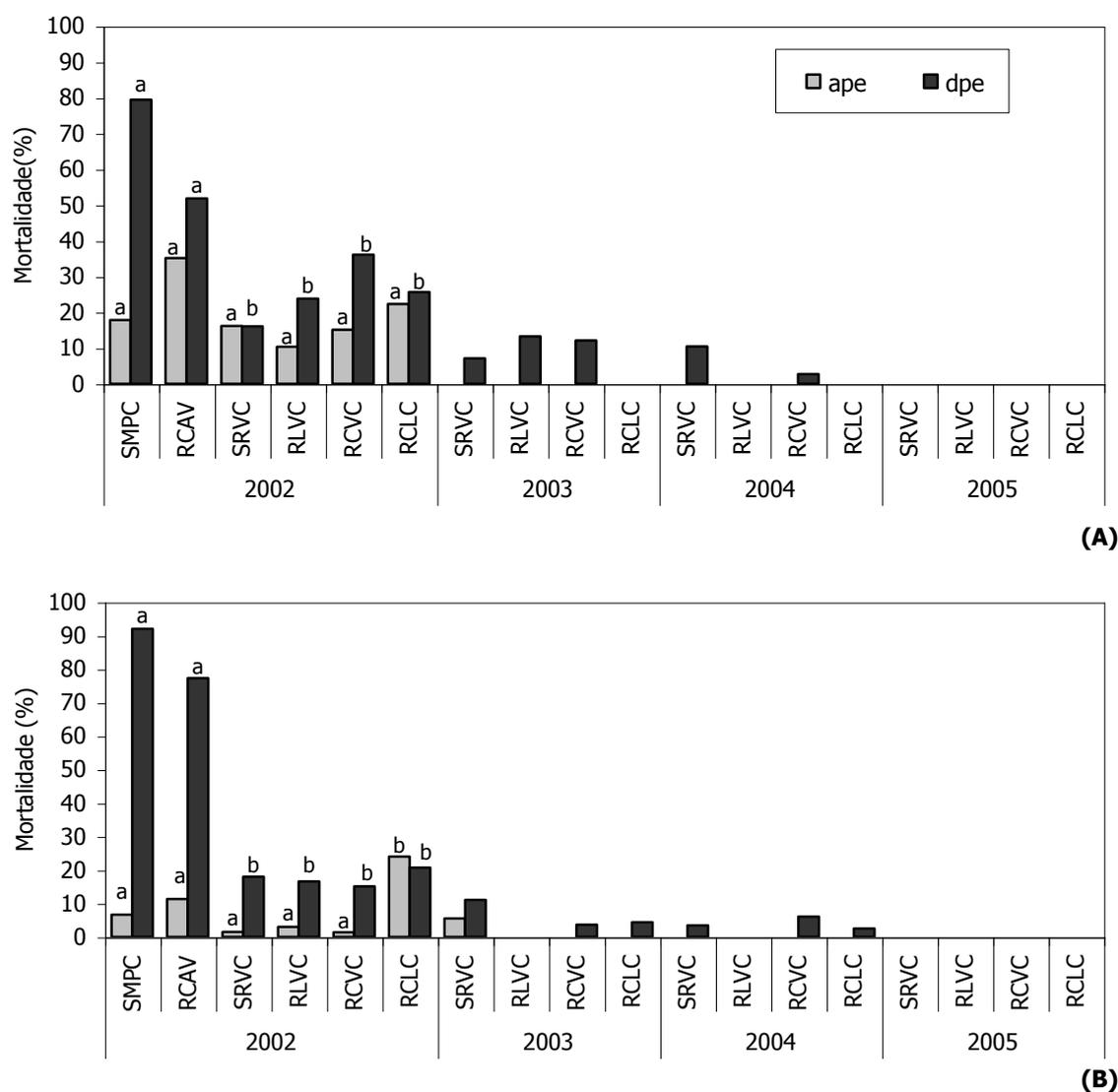


Figura 3.4.1 – Taxas de mortalidade antes (ape) e depois (dpe) do período estival, num período de quatro anos após a plantação, para as espécies *PM* (A) e *CS* (B), segundo os tratamentos. Para o mesmo período e ano de observação, colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).

A mortalidade, antes do período estival (ape) (Figura 3.4.1 A, B), não apresenta genericamente diferenças significativas entre os vários tratamentos, o que parece sugerir que o material genético original apresentava homogeneidade. Durante o período estival (dpe) (Figura 3.4.1 A, B), ocorreu a maior mortalidade sendo evidentes as diferenças entre os tratamentos SMPC e RCAV e os restantes, pois as árvores são especialmente sensíveis durante a fase de adaptação às novas condições ecológicas do meio (Cogliastro *et al.*, 1997, Bocio *et al.*, 2004). Nos anos seguintes (2003 e 2004), só ocorreu mortalidade durante o período estival, o que evidencia o problema da escassez de água, nos meses de Verão, nos solos sob condições mediterrânicas. Resultados semelhantes foram obtidos por Bocio *et al.* (2004), em condições climáticas idênticas, com a espécie *Quercus rotundifolia*. No ano 2005, apesar da seca severa/extrema a nível nacional, não se registou qualquer mortalidade, o que pode sugerir que três anos após a instalação, as plantas estavam adaptadas às condições edafo-climáticas da área experimental. Gomes (1982) faz notar que a taxa de mortalidade pode ser um indicador de adaptação das espécies às condições ecológicas do meio.

Na tentativa de melhor compreender as razões que conduziram a taxas de mortalidade tão elevadas nas duas modalidades menos intensivas (SMPC e RCAV), observou-se o sistema radical de plantas que morreram durante o período estival, em trincheiras abertas para esse efeito. No tratamento SMPC pôde observar-se a formação de uma camada mais compacta a partir dos 25-30 cm, que dificultou a penetração do sistema radical, comprovado pela conformação das raízes que pararam o crescimento quando atingiram essa camada. Querejeta *et al.* (2001), em povoamentos de *Pinus halepensis* instalados em terraços construídos manualmente, observaram que as raízes ficaram confinadas à área mobilizada devido à elevada resistência do solo à penetração fora dessa área. No tratamento RCAV e principalmente nos blocos II e III, a partir de cerca de 30 cm, observou-se uma elevada pedregosidade, constituída por material rochoso fragmentado com pouca terra fina, e um fraco desenvolvimento radical com as raízes a contornarem as pedras e a inflectir ou a crescer na horizontal. Isto leva a concluir que a acção do ripper terá apenas provocado uma fragmentação do material subjacente, sem conseguir uma mistura adequada entre fragmentos de rocha e terra fina dos horizontes suprajacentes. Deste modo, a elevada pedregosidade na linha de plantação, a partir de cerca dos 30 cm, origina elevada

proporção de espaços vazios e uma fraca interface solo-planta, com efeitos desfavoráveis à instalação das plantas e à sua sobrevivência.

Em concordância com estas observações, e tendo presente as características climáticas da região em estudo (elevado défice hídrico estival), a espessura efectiva mostrou ser uma propriedade determinante da sobrevivência, sendo boa a correlação entre as duas variáveis nos anos 2002, 2003 e 2004, embora apenas significativa para a espécie *PM* (Quadro 3.4.2). Nos solos cuja espessura efectiva não ultrapassou os 60 cm, a mortalidade foi superior a 95% para ambas as espécies. Moreira (1992) cit. por Kanegae *et al.* (2000) refere que cinco meses após a plantação, as árvores cujos sistemas radicais não ultrapassavam a profundidade de 50 cm mostraram elevada exposição ao défice hídrico. Sob condições climáticas severas, a espessura de enraizamento é crucial na sobrevivência e crescimento de espécies recentemente instaladas (Querejeta *et al.*, 2001).

Quadro 3.4.2 – Coeficientes de correlação entre a espessura efectiva e mortalidade nos anos 2002, 2003 e 2004 para as espécies *PM* e *CS*. (* 0,05> P >0,01; ** 0,01> P >0,001; *** P <0,001).

Espécie	Coeficiente da correlação linear entre a espessura efectiva e a mortalidade		
	2002	2003	2004
<i>PM</i>	0,899*	0,933**	0,942**
<i>CS</i>	0,748	0,734	0,745

Nos restantes tratamentos, a mortalidade ocorrida não parece poder atribuir-se a limitações provocadas pelas características físicas do solo que impedissem a sobrevivência das espécies, parecendo dever-se a outros factores como: (i) teor de humidade do solo (Valerides & Kritikos, 1995; Querejeta *et al.*, 2001); (ii) rápida regeneração da vegetação herbácea (observaram-se plantas mortas envolvidas por gramíneas cujas raízes atingiam camadas mais profundas que as das árvores) (Löf *et al.*, 1998); (iii) variações na técnica de plantação inerentes a cada operador de campo (posição da cova de plantação no cômodo, profundidade de colocação do adubo, entre outros) (Örlander & Nilsson, 1999), que terão igualmente contribuído para a mortalidade nos tratamentos previamente mencionados (SMPC e RCAV). Archibold *et al.* (2000), num povoamento de *Picea glauca* instalado sem preparação mecânica do solo, obtiveram elevada taxa de mortalidade, encontrando-se as árvores mortas invariavelmente entre tufos densos de gramíneas e as sobreviventes em sítios menos invadidos por vegetação herbácea. Também, Varelides & Kritikos (1995)

registaram maior mortalidade em povoamentos de *Pinus pinaster* com aplicação de fertilizantes, relacionando essa mortalidade com o rápido crescimento da vegetação herbácea e consequente competição pela água na estação seca. Piatek *et al.* (2003) atribuem parte da mortalidade registada com diferentes técnicas de preparação do terreno ao pouco esforço dos plantadores nas áreas onde a plantação era de mais difícil execução. Como era previsível e é confirmado por resultados de outros autores, o défice hídrico pode exercer um efeito marcado em plantas jovens, cujos sistemas radicais se encontram nas camadas superficiais do solo, mais expostos à escassez de água e constitui um factor limitante do crescimento e do êxito das plantações, nomeadamente em ambientes mediterrânicos (Alves 1988; Fernandes & Fernandes 1998; Kanegae *et al.*, 2000; Bocio *et al.*, 2004). Loureiro (1986) num ensaio de instalação de diversas espécies florestais em Trás-os-Montes, encontrou taxas de mortalidade muito baixas (inferiores a 10%) e justificou os resultados com o facto do ano da instalação e subsequentes terem sido muito chuvosos.

A maior mortalidade registada para a espécie *PM* poderá estar relacionada com a sua transplantação em saco plástico. Na observação dos sistemas radicais foram detectadas situações em que o solo do saco das plantas de viveiro apresentava grande compacidade, parecendo dificultar a progressão das raízes para o exterior, o que vem corroborar a opinião corrente entre alguns técnicos, de que a transplantação desta espécie acarreta maior mortalidade com plantas em saco de plástico do que em raiz nua (Gama-Amaral, 2001, comunicação pessoal).

O tipo de solo influenciou a mortalidade (Figura 3.4.2 A, B). No bloco I (solos de maior espessura efectiva, maiores teores de humidade e argila – Cambissolos dístricos crómicos de sedimentos detríticos não consolidados), a espécie *CS* registou apenas mortalidade no ano da instalação, enquanto que a espécie *PM* ainda registou mortalidade no segundo ano. Nos blocos II e III (Leptossolos dístricos órticos de xistos), ambas as espécies registaram mortalidade nos dois anos seguintes à instalação, principalmente durante o período estival. Como já se referiu, a taxa de sobrevivência varia directamente com a espessura de enraizamento (ver Ponto 3.1.1.2 B, Figura 3.1.1). Os resultados parecem indicar que nos solos do bloco I, as plantas atingiram mais rapidamente o equilíbrio com as novas condições do meio. Aliás, observações de campo durante os

períodos de estio nos blocos II e III, em encosta, foi notório o *stress* hídrico de uma grande maioria das plantas, principalmente da espécie *CS*, com elevada queda de folhas.

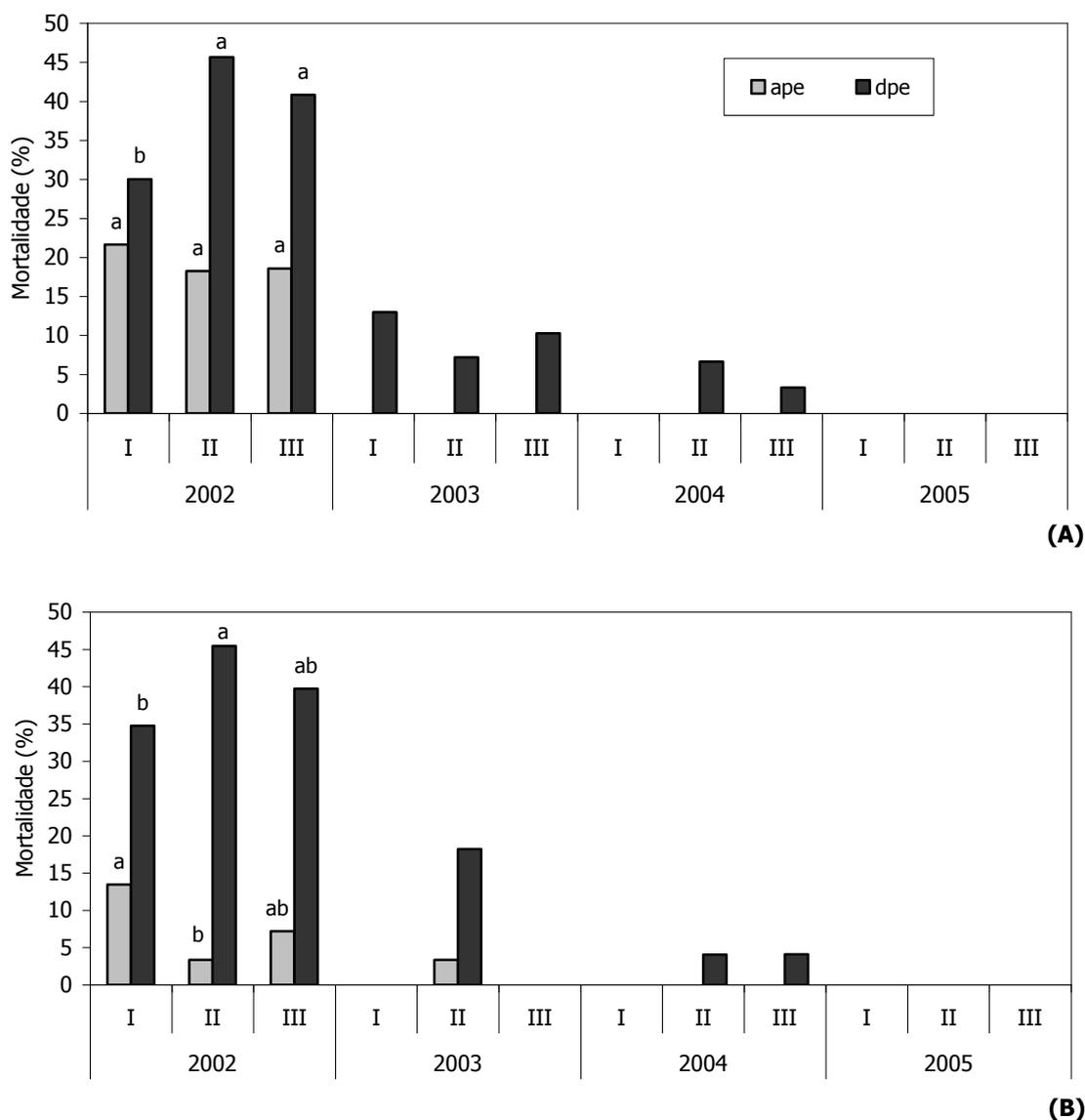


Figura 3.4.2 – Taxas de mortalidade antes (ape) e depois (dpe) o período estival, num período de quatro anos, para as espécies *PM* (A) e *CS* (B), segundo os blocos. Para o mesmo período de observação, colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).

3.4.1.2. Plantas instaladas nos anos das retanchas

Tendo em atenção o número de plantas instaladas por tratamento (dependente da mortalidade do ano anterior) nos anos das retanchas (2003 e 2004), observa-se que a mortalidade continua a ser mais marcada nos tratamentos de mobilização do solo menos

intensiva, com a maior percentagem de mortalidade durante o período estival, em todos os tratamentos (Quadro 3.4.3). No mês de Agosto desses anos ocorreu elevada precipitação, comparativamente ao que é normal para a época (ver Ponto 2.1.3, Figura 2.4), mas nessa altura as plantas já tinham atingido níveis de *stress* hídrico muito elevados, não tendo sido possível a sua recuperação.

Quadro 3.4.3 – Taxa de mortalidade das espécies *PM* e *CS* no primeiro (2003) e segundo (2004) ano da retancho, segundo os tratamentos.

Espécie	Tratamento	Nº árvores	Mortalidade (%)			Nº árvores	Mortalidade (%)		
			ape	dpe	total		ape	dpe	total
			2003			2004			
<i>PM</i>	SMPC	68	10	90	100	68	21	69	90
	RCAV	59	2	75	76	46	16	84	100
	SRVC	23	8	74	82	22	23	66	90
	RLVC	28	0	87	87	23	39	61	100
	RCVC	38	9	78	87	34	20	67	87
	RCLC	36	0	77	77	28	27	71	97
<i>CS</i>	SMPC	73	14	79	100	67	16	47	63
	RCAV	54	8	62	70	44	21	62	83
	SRVC	12	13	38	50	10	7	48	56
	RLVC	13	0	53	53	6	0	90	100
	RCVC	13	7	64	71	12	24	76	100
	RCLC	29	14	41	55	16	19	66	85

No que respeita aos blocos, nos anos das retanchas confirma-se a tendência verificada no ano da instalação, com mortalidade frequentemente superior a 90% nos blocos II e III e cerca de 65% no bloco I, e sempre superior na espécie *PM* (Quadro 3.4.4).

Quadro 3.4.4 – Taxa de mortalidade das espécies *PM* e *CS* no primeiro (2003) e segundo (2004) ano da retancho, segundo os blocos.

Espécie	Tratamento	Nº árvores	Mortalidade (%)			Nº árvores	Mortalidade (%)		
			ape	dpe	total		ape	dpe	total
			2003			2004			
<i>PM</i>	I	74	4	61	65	46	11	72	83
	II	88	5	91	96	84	28	71	99
	III	88	5	88	93	86	35	66	100
<i>CS</i>	I	65	6	23	32	33	7	59	66
	II	66	15	67	81	63	22	65	88
	III	63	6	69	75	57	18	70	90

No ano da plantação (2002) e nos anos das retanchas (2003 e 2004) (Quadro 3.4.5), registou-se uma taxa de mortalidade muito elevada nos tratamentos SMPC e RCAV,

atingindo 100% na espécie *PM* nos blocos II e III. O tratamento SMPC mostrou insucessos semelhantes nos três blocos. Ao contrário, o tratamento RCAV apresentou elevado sucesso nos anos das retanchas no bloco I. Esta constatação sugere que este tratamento pode ser aplicado com êxito em solos mais profundos mas, em solos delgados, a sua aplicação não é recomendável. Aliás, a aplicação desta técnica na arborização de lameiros em Trás-os-Montes tem-se revelado adequada (Geraldês, comunicação pessoal), enquanto a sua utilização na instalação de sobreiros, em encosta, revelou-se pouco eficiente (Monteiro, comunicação pessoal).

Quadro 3.4.5 – Taxa de mortalidade total (%) de plantas instaladas no ano da plantação (2002) e nos anos das retanchas (2003 e 2004), segundo os tratamentos e blocos.

Bloco	Tratamento	Total de mortalidade (%)					
		<i>P. menziesii</i>			<i>C. sativa</i>		
		2002	2003	2004	2002	2003	2004
I	SMPC	92	100	70	96	100	47
	RCAV	61	29	0	82	0	0
	SRVC	23	60	67	9,1	0	0
II	RLVC	44	60	100	27	17	0
	RCVC	36	75	60	13	33	0
	RCLC	55	67	100	63	42	100
II	SMPC	100	100	100	100	100	70
	RCAV	100	100	100	84	41	100
	SRVC	44	100	100	40	100	67
	RLVC	32	100	100	14	67	100
	RCVC	52	85	100	14	100	100
	RCLC	56	93	92	40	80	90
III	SMPC	100	100	100	100	100	72
	RCAV	100	100	100	100	100	100
	SRVC	30	86	100	10	50	0
	RLVC	27	100	100	17	75	100
	RCVC	65	100	100	23	80	100
	RCLC	33	71	100	32	43	67

Mediante os resultados obtidos com a plantação à cova (SMPC) colocou-se a hipótese do volume das covas (0,10 a 0,17 m³) não ser adequado ao estabelecimento das árvores. Nesse sentido, foram abertas covas de maior volume (0,35 a 0,40 m³), nos três blocos no ano 2004. Os resultados não foram animadores, com mortalidade de 100% para a espécie *PM* nos blocos II e III nos dois tipos de covas e de 70 e 67% no bloco I nas covas pequenas e grandes, respectivamente. A espécie *CS*, com melhores resultados, mostra mortalidades de 47, 70 e 72%, respectivamente nos blocos I, II e III nas covas pequenas e

de 49, 72 e 69%, respectivamente nos blocos I, II e III nas covas grandes. Independentemente do volume das covas, a aplicação desta técnica não se revelou adequada nas condições edafo-climáticas estudadas.

Campos & Uchida (2002), referem que a relação altura / diâmetro do colo (h/d) pode ser considerado um índice de qualidade das plantas de viveiro na altura da transplantação, permitindo avaliar o equilíbrio necessário à sobrevivência e ao crescimento. Os mesmos autores adiantam que as plantas com uma relação h/d mais baixa são as mais resistentes no campo. Os valores correspondentes a estas medições são reportados no Quadro 3.4.6 e, segundo aquela opinião, seria de esperar menor mortalidade, para a espécie *PM*, nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC e, para a espécie *CS*, nos tratamentos RCAV e RCLC. Esta tendência é, de algum modo, visível para a espécie *PM* e não se confirma para a espécie *CS*. Contudo, as árvores sobreviventes (v) de ambas as espécies apresentam, sempre relação h/d inferior às árvores não sobreviventes (m), o que vem corroborar a opinião dos autores referidos que reportam resultados idênticos com as espécies *Jacaranda copaia*, *Hymenaea courbaril* e *Ochroma lagopus* e por Bacon *et al.* (1977) com a espécie *Pinus elliotti*.

Como refere Gomes (1982) “A percentagem de falhas constitui, sem dúvida, um factor de importância notável porquanto pode implicar acréscimo substancial no custo de instalação do povoamento ou, então, contribuir para que se fique aquém no que respeita à realização do potencial produtivo da Estação”.

Quadro 3.4.6 – Valores médios da relação altura/diâmetro (h/d), nos anos da plantação e da retanchar, para o total de árvores (t), sobreviventes (v) e não sobreviventes (m).

Espécie	Tratamento	h/d plantação (2002)			h/d retanchar (2003)		
		t	m	v	t	m	v
<i>PM</i>	SMPC	65	65		54	54	
	RCAV	45	44		49	51	
	SRVC	41	47a	38b	49	50a	47a
	RLVC	33	41a	29b	53	52a	55a
	RCVC	39	41a	38a	49	49a	46a
	RCLC	50	57a	43b	46	45a	47a
<i>CS</i>	SMPC	55	55		46	46	
	RCAV	53	53		41	40	
	SRVC	56	66a	54b	42	43a	42a
	RLVC	57	62a	55a	41	41a	41a
	RCVC	57	60a	57a	50	51a	42a
	RCLC	53	54a	52a	42	42a	42a

Para cada ano, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05).

3.4.2. Crescimento em altura e diâmetro

3.4.2.1. Valores absolutos de crescimento

No tocante aos parâmetros de crescimento das árvores (altura e diâmetro), a intensidade de mobilização do solo (tratamentos) continua a manifestar a sua influência, particularmente na espécie *CS* (Quadro 3.4.7 e Figura 3.4.3). Relembra-se que as medições foram naturalmente efectuadas nas árvores sobreviventes, pelo que as estatísticas apresentadas correspondem a amostras com diferente dimensão.

No que respeita à altura, observam-se diferenças significativas entre tratamentos depois dos 12 meses na espécie *CS* e depois dos 36 meses na espécie *PM*. No entanto, a partir dos 24 meses, a espécie *PM*, mostra um destaque do crescimento no tratamento RCLC. Relativamente ao diâmetro, o efeito dos tratamentos também é visível para as duas espécies, continuando a ser mais retardado na espécie *PM*. O destaque no crescimento no tratamento RCLC, em ambas as espécies, pode estar associado ao menor coberto por vegetação herbácea (ver Ponto 3.2.2.2 C) e ao maior desenvolvimento das raízes em profundidade (ver Ponto 3.4.4.2). À primeira situação corresponde uma menor competição pela água entre vegetação herbácea e espécies florestais e, à segunda, a possibilidade de utilização de nutrientes e água de camadas mais profundas (Piatek *et al.*, 2003).

Quadro 3.4.7 – Altura total e diâmetro do caule ao nível do solo à plantação e 12, 24, 27, 30, 36, 39 e 42 meses após a plantação, para as espécies *PM* e *CS*, segundo os tratamentos (média \pm erro padrão).

Espécie	Trat	Tempo (meses)							
		plantação	12	24	27	30	36	39	42
Altura (cm)									
<i>PM</i>	SRVC	8,2 \pm 0,6a	25,0 \pm 1,5a	47,5 \pm 2,9a	77,3 \pm 4,2a	78,1 \pm 4,2a	80,1 \pm 4,5a	125,5 \pm 6,2ab	126,8 \pm 6,3ab
	RLVC	5,8 \pm 0,5a	21,3 \pm 0,9a	43,9 \pm 2,2a	72,1 \pm 3,6a	72,9 \pm 3,6a	74,5 \pm 4,0a	119,4 \pm 5,4ab	122,5 \pm 5,6ab
	RCVC	7,7 \pm 0,5a	23,4 \pm 1,3a	42,6 \pm 2,7a	68,2 \pm 4,5a	68,6 \pm 4,4a	68,6 \pm 4,6a	106,5 \pm 6,3b	114,1 \pm 6,6b
	RCLC	8,5 \pm 0,7a	24,3 \pm 1,2a	49,5 \pm 3,1a	86,0 \pm 5,0a	87,5 \pm 5,1a	88,6 \pm 5,7a	144,5 \pm 7,8a	146,1 \pm 7,9a
<i>CS</i>	SRVC	35,8 \pm 1,9a	48,1 \pm 1,8a	72,1 \pm 2,7ab	96,7 \pm 4,4ab	97,4 \pm 4,4ab	99,8 \pm 4,3a	118,6 \pm 6,3ab	121,0 \pm 6,3ab
	RLVC	36,0 \pm 1,5a	50,6 \pm 1,8a	74,7 \pm 2,2a	97,4 \pm 3,2a	97,8 \pm 3,2a	99,0 \pm 3,4ab	123,1 \pm 4,5a	125,2 \pm 4,6a
	RCVC	34,3 \pm 2,0a	46,0 \pm 1,8a	64,5 \pm 2,3b	85,3 \pm 3,2b	85,6 \pm 3,2b	86,4 \pm 3,2a	106,3 \pm 4,1b	106,9 \pm 4,1b
	RCLC	34,6 \pm 2,1a	48,0 \pm 2,3a	70,5 \pm 3,8ab	100,4 \pm 5,2a	100,8 \pm 5,3a	102,9 \pm 5,9b	139,3 \pm 8,9a	140,7 \pm 8,9a
Diâmetro (mm)									
<i>PM</i>	SRVC	2,1 \pm 0,1a	7,3 \pm 0,4a	14,0 \pm 0,7a	18,2 \pm 0,9ab	21,8 \pm 1,1ab	22,8 \pm 1,2ab	30,3 \pm 1,6ab	32,4 \pm 1,7ab
	RLVC	2,1 \pm 0,1a	6,5 \pm 0,4a	12,7 \pm 0,6a	16,1 \pm 0,8b	19,2 \pm 0,9b	20,1 \pm 1,0b	28,2 \pm 1,4b	30,8 \pm 1,6b
	RCVC	2,0 \pm 0,1a	6,6 \pm 0,4a	13,0 \pm 0,8a	15,9 \pm 1,0b	19,6 \pm 1,2b	20,0 \pm 1,3b	26,0 \pm 1,6b	29,8 \pm 1,7b
	RCLC	1,9 \pm 0,1a	7,4 \pm 0,5a	15,2 \pm 0,9a	20,6 \pm 1,1a	25,5 \pm 1,4a	26,5 \pm 1,6a	35,8 \pm 1,9a	37,8 \pm 2,0a
<i>CS</i>	SRVC	6,7 \pm 0,2a	11,6 \pm 0,4a	20,0 \pm 0,8ab	24,6 \pm 1,2a	27,9 \pm 1,4ab	29,1 \pm 1,4a	35,8 \pm 1,9a	36,2 \pm 1,9a
	RLVC	6,6 \pm 0,2a	11,6 \pm 0,4a	19,7 \pm 0,7a	23,9 \pm 0,9a	27,0 \pm 1,1a	27,7 \pm 1,1a	34,1 \pm 1,4a	35,3 \pm 1,5a
	RCVC	6,0 \pm 0,2a	10,7 \pm 0,3a	17,1 \pm 0,7b	20,5 \pm 0,9b	23,3 \pm 1,0b	24,1 \pm 1,0b	29,3 \pm 1,3b	30,4 \pm 1,4b
	RCLC	6,6 \pm 0,3a	11,7 \pm 0,5a	19,8 \pm 1,0a	25,1 \pm 1,3a	29,1 \pm 1,6a	30,7 \pm 1,8a	38,1 \pm 2,3a	40,0 \pm 2,5a

Para a mesma espécie, variável e período de tempo, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

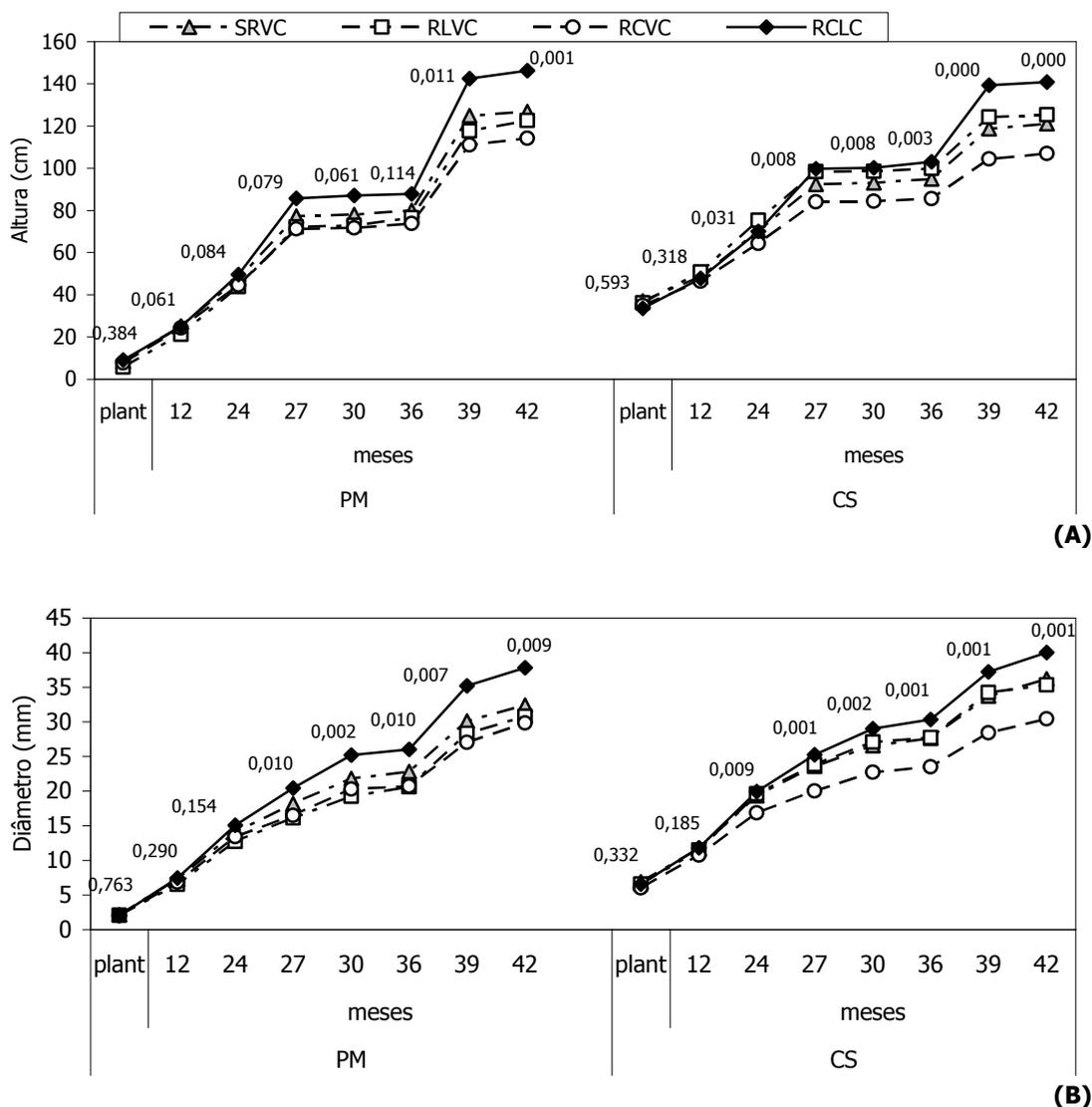


Figura 3.4.3 –Evolução do crescimento em altura (A) e diâmetro (B) desde a plantação (plant) até 42 meses após a plantação, para as espécies *PM* e *CS*, segundo os tratamentos. Significância das diferenças entre tratamentos assinalada pelos valores de p em cada data de medição ($p < 0,05$ significativo).

A relação entre espessura efectiva e crescimentos estreita-se substancialmente até aos 36 meses, com ligeiras variações dos 36 para os 42 meses (Quadro 3.4.8), verificando-se estreita relação entre aquelas variáveis num período de 42 meses (ver Ponto 3.1.1.2 B, Figura 3.1.2). Isto coloca em evidência a importância da criação de condições que permitam uma exploração crescente de volume de solo pelas raízes nos primeiros anos de estabelecimento das plantas, como referido por vários autores (Varelides & Kritikos, 1995; Querejeta *et al.*, 2001; Abu-Hamdeh, 2003). A importância da espessura de enraizamento no crescimento é reportada por outros autores para as espécies *Pinus pinaster* (Varelides &

Kritikos, 1995) e *Pseudotsuga menziesii* (Curt *et al.*, 2001). A confirmar a importância do coberto herbáceo no crescimento das árvores vários trabalhos fazem notar que a presença de vegetação herbácea conduz a uma diminuição do teor de humidade do solo e do crescimento das árvores (Otsamo *et al.*, 1995; Collet *et al.* 1996; Piatek *et al.*, 2003).

Pinto (2000), ao comparar diversas técnicas de preparação do terreno, observou que nos primeiros 30 meses, as condições do solo não tiveram uma influência notória no crescimento da espécie *Robinia pseudoacacia*. Carvalho (1994), num ensaio de diferentes tipos de ripagem (localizada, contínua e cruzada), não registou diferenças significativas ao fim de 18 meses na altura de plantas da espécie *Eucalyptus globulus*. Também para esta espécie, ao fim de 30 meses, Madeira *et al.* (1989) verificaram que tanto a altura como o diâmetro não diferiam significativamente entre exemplares instalados em solos submetidos a mobilização superficial e exemplares instalados em solos mobilizados em profundidade.

Quadro 3.4.8 – Coeficientes de correlação da espessura efectiva com os parâmetros altura e diâmetro num período de 42 meses para as espécies *PM* e *CS*.

Espécie	Coeficiente de correlação			
	Esp efect vs 12 meses	Esp efect vs 24 meses	Esp efect vs 36 meses	Esp efect vs 42 meses
	Altura			
<i>PM</i>	0,082	0,694	0,841	0,859
<i>CS</i>	0,479	0,655	0,930	0,919
	Diâmetro			
<i>PM</i>	0,538	0,549	0,737	0,781
<i>CS</i>	0,997**	0,971*	0,982*	0,975*

A terceira e quarta estação de crescimento foram divididas em crescimentos de Primavera (24-27 e 36-39 meses) e crescimentos de Verão (28-30 e 40-42 meses). Por observação da Figura 3.4.3 pode constatar-se que o crescimento em altura ocorreu quase na totalidade durante a Primavera, enquanto o crescimento em diâmetro prolongou-se pelo Verão mas com acréscimos superiores na Primavera. A Figura 3.4.4 representa a relação entre temperatura média acumulada e crescimento em altura, verificando-se que a temperatura não constitui factor limitante durante a estação de crescimento (Março a Setembro). Em plena época estival, período de medição do teor de humidade do solo (ver Ponto 3.4.5), os crescimentos são praticamente nulos, devido ao défice de água no solo. Este padrão de crescimento é consistente com a estratégia de adaptação aos défices hídricos estivais (Danner & Knapp, 2001).

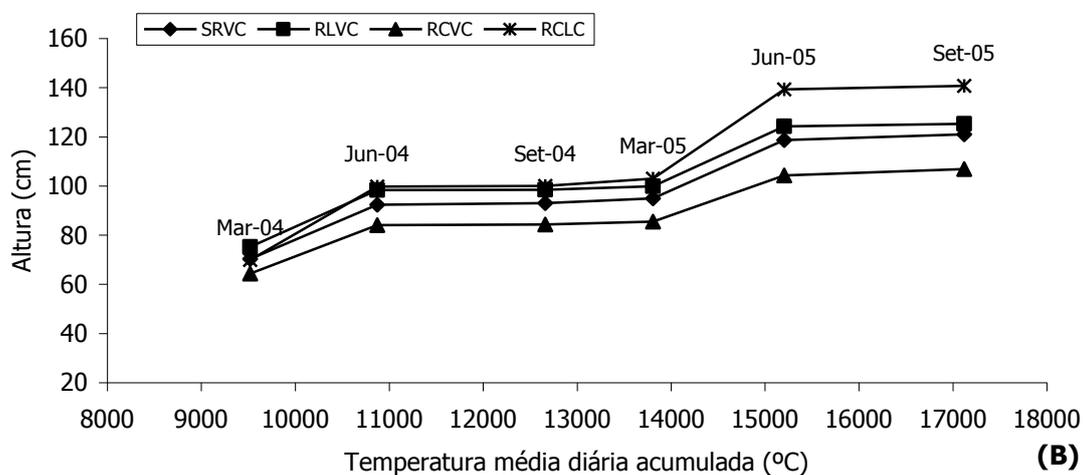
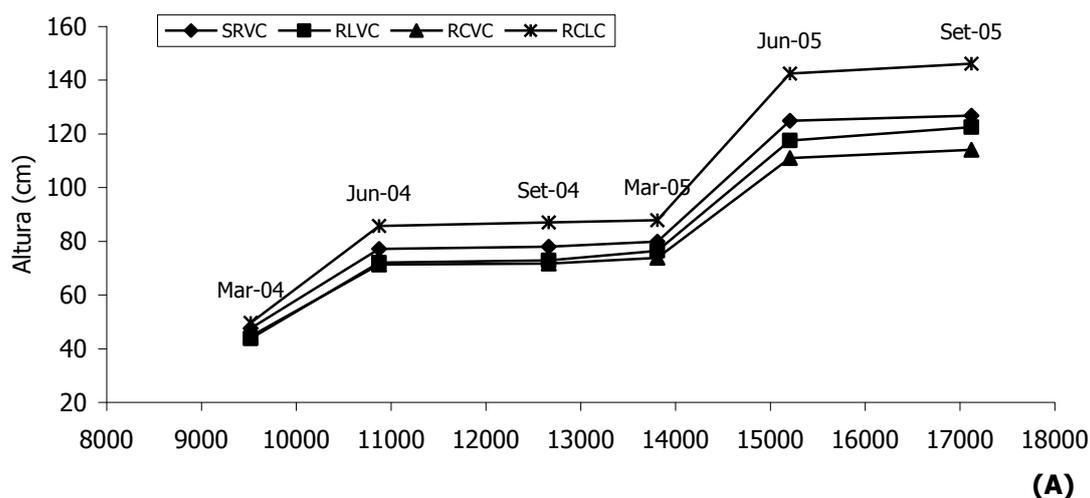


Figura 3.4.4 –Relação entre a temperatura acumulada e o crescimento em altura para as espécies *PM* (A) e *CS* (B).

Em climas do tipo mediterrânico, uma estratégia comum de sobrevivência da vegetação perene consiste na utilização de forma conservativa de todos os recursos hídricos disponíveis (Pereira *et al.*, 2004). Collet *et al.* (1996) referem o baixo teor de humidade do solo como a principal causa do reduzido crescimento da espécie *Quercus petraea*.

O crescimento em altura apresenta estreita correlação com as dimensões iniciais das plantas para as duas espécies e para todos os tratamentos ao fim de 12 meses, indicando que as árvores mais altas inicialmente mantêm alturas mais elevadas no final da primeira estação de crescimento (Quadro 3.4.9). Resultados idênticos foram encontrados por

Richter (1971) citado por Carneiro (1995) com plantas de *Pseudotsuga menziesii*. Em relação ao diâmetro, a espécie *CS* apresenta a mesma tendência observada para a altura, isto é, as árvores mais grossas mostram maiores diâmetros no final de 12 meses após a plantação, tendência esta não acompanhada pela espécie *PM*, onde só se verifica correlação significativa no tratamento RCVC. Nas estações de crescimento seguintes, essa correlação tende a desaparecer, quer para a altura quer para o diâmetro (Quadro 3.4.9). Esta constatação pode indicar que na fase de instalação o material genético pode ser decisivo no sucesso das plantações, mas com o passar do tempo, outros factores sobrepõem-se aquele efeito.

Quadro 3.4.9 – Coeficientes de correlação dos parâmetros altura e diâmetro para as espécies *PM* e *CS*, segundo os tratamentos. (* $0,05 > P > 0,01$; ** $0,01 > P > 0,001$; *** $P < 0,001$).

Espécie	Tratamento	Coeficiente de correlação		
		plant vs 12 meses	plant vs 24 meses	plant vs 36 meses
Altura				
<i>PM</i>	SRVC	0,495**	0,366*	0,308
	RLVC	0,507**	0,295	0,260
	RCVC	0,458*	0,256	0,307
	RCLC	0,520***	0,265	0,287
<i>CS</i>	SRVC	0,857***	0,250	0,036
	RLVC	0,662***	0,162	0,048
	RCVC	0,798***	0,301*	0,090
	RCLC	0,788***	0,461**	0,424*
Diâmetro				
<i>PM</i>	SRVC	0,347	0,376	0,312
	RLVC	0,273	0,246	0,323
	RCVC	0,523**	0,433*	0,407*
	RCLC	0,246	0,266	0,117
<i>CS</i>	SRVC	0,582***	0,218	0,098
	RLVC	0,461***	0,378**	0,389**
	RCVC	0,332***	0,052	0,030
	RCLC	0,441***	0,285	0,226

O crescimento em altura e diâmetro apresenta diferenças notórias entre blocos (Quadro 3.4.10 e Figura 3.4.5). A espécie *CS* mostra maiores crescimentos no solo mais profundo, mais rico em carbono e azoto e de teor de humidade mais elevado (bloco I), por oposição à espécie *PM* que apresenta os melhores crescimento nos solos mais delgados, mais pobres naqueles nutrientes e de menor teor de humidade (bloco II e III), variando os crescimentos de forma consistente com a espessura de enraizamento. Também Cogliastro

et al. (1997) referem maiores crescimentos para a espécie *Quercus rubra* em solos de baixo teor de humidade e pobres em nutrientes e, contrariamente para a espécie *Fraxinus pennsylvanica* em solos húmidos e ricos em nutrientes. A importância do local é mencionada por Valerides & Kritikos (1995), para a espécie *Pinus pinaster*, concluindo que as variações de crescimento devem-se essencialmente a diferenças nas características dos solos. Silva (2000) salienta a redução da altura de plantas da espécie *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth com o decréscimo do teor em matéria orgânica. Também Dedecek (1987) e Gonçalves & Benedetti (2000) constataram que a diminuição do teor de matéria orgânica do solo influenciava de forma negativa a produção de biomassa do mesmo. Cogliastro *et al.* (1997) e Löf *et al.* (1998), fazem notar que o crescimento em altura e diâmetro de muitas espécies pode ser fortemente influenciado pela disponibilidade de água e de nutrientes no solo.

Nos três blocos, o crescimento em altura e diâmetro, 12 meses após a plantação, continua a apresentar estreita correlação com as dimensões iniciais das árvores. Ao contrário do ocorrido com os tratamentos, ao fim de 24 meses ainda ocorrem correlações significativas entre blocos (Quadro 3.4.11).

Quadro 3.4.10 – Altura e diâmetro à plantação e 12, 24, 27, 30, 36, 39 e 42 meses após a plantação, para as espécies *PM* e *CS*, segundo os blocos (média \pm erro padrão)

Espécie	Bloco	Tempo (meses)							
		plantação	12	24	27	30	36	39	42
Altura (cm)									
<i>PM</i>	I	7,2 \pm 0,6a	21,0 \pm 1,0b	39,3 \pm 2,1b	68,6 \pm 3,8b	69,4 \pm 3,7b	69,2 \pm 4,0b	117,3 \pm 6,0b	121,8 \pm 6,3b
	II	7,3 \pm 0,5a	23,9 \pm 1,1ab	48,2 \pm 2,5a	77,7 \pm 3,8a	78,0 \pm 3,8ab	79,6 \pm 4,4ab	123,9 \pm 6,2ab	127,3 \pm 6,4ab
	III	8,0 \pm 0,5a	25,4 \pm 1,1a	50,4 \pm 2,4a	82,2 \pm 3,7a	83,7 \pm 3,8a	85,2 \pm 3,9a	131,4 \pm 5,4a	133,1 \pm 5,5a
<i>CS</i>	I	32,7 \pm 1,5a	49,0 \pm 1,6a	75,3 \pm 2,4a	107,3 \pm 3,2a	107,6 \pm 3,2a	109,3 \pm 3,3a	139,9 \pm 4,5a	141,4 \pm 4,6a
	II	36,2 \pm 1,7a	48,1 \pm 1,6a	66,8 \pm 2,1ab	83,9 \pm 2,9b	84,3 \pm 3,0b	85,7 \pm 3,2b	103,2 \pm 4,2c	104,5 \pm 4,2c
	III	35,2 \pm 1,5a	47,6 \pm 1,6a	68,7 \pm 2,4b	91,1 \pm 3,4b	91,7 \pm 3,4b	93,5 \pm 3,5b	122,9 \pm 5,5b	124,7 \pm 5,5b
Diâmetro (mm)									
<i>PM</i>	I	2,1 \pm 0,1a	6,1 \pm 0,3a	12,3 \pm 0,7b	16,5 \pm 1,0a	19,6 \pm 1,1b	20,2 \pm 1,2b	28,3 \pm 1,7b	31,3 \pm 1,9b
	II	2,0 \pm 0,1a	7,0 \pm 0,3ab	13,8 \pm 0,6ab	17,5 \pm 0,8a	21,2 \pm 1,0ab	21,7 \pm 1,1ab	28,4 \pm 1,5b	31,2 \pm 1,6b
	III	2,0 \pm 0,1a	7,7 \pm 0,3b	15,1 \pm 0,6a	19,3 \pm 0,8a	23,9 \pm 1,0a	24,8 \pm 1,0a	33,2 \pm 1,2a	35,6 \pm 1,4a
<i>CS</i>	I	6,3 \pm 0,2a	11,8 \pm 0,4a	21,4 \pm 0,6a	27,1 \pm 0,9a	30,6 \pm 1,0a	31,2 \pm 1,0a	39,1 \pm 1,4a	41,0 \pm 1,4a
	II	6,5 \pm 0,2a	11,2 \pm 0,3a	17,4 \pm 0,6b	20,4 \pm 0,8b	22,7 \pm 1,0c	23,6 \pm 1,1b	27,8 \pm 1,2c	30,0 \pm 1,4c
	III	6,4 \pm 0,2a	11,2 \pm 0,3a	18,3 \pm 0,7b	22,3 \pm 0,9b	26,1 \pm 1,1b	27,2 \pm 1,1b	33,8 \pm 1,5b	36,1 \pm 1,8b

Para a mesma espécie, variável e período de tempo, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

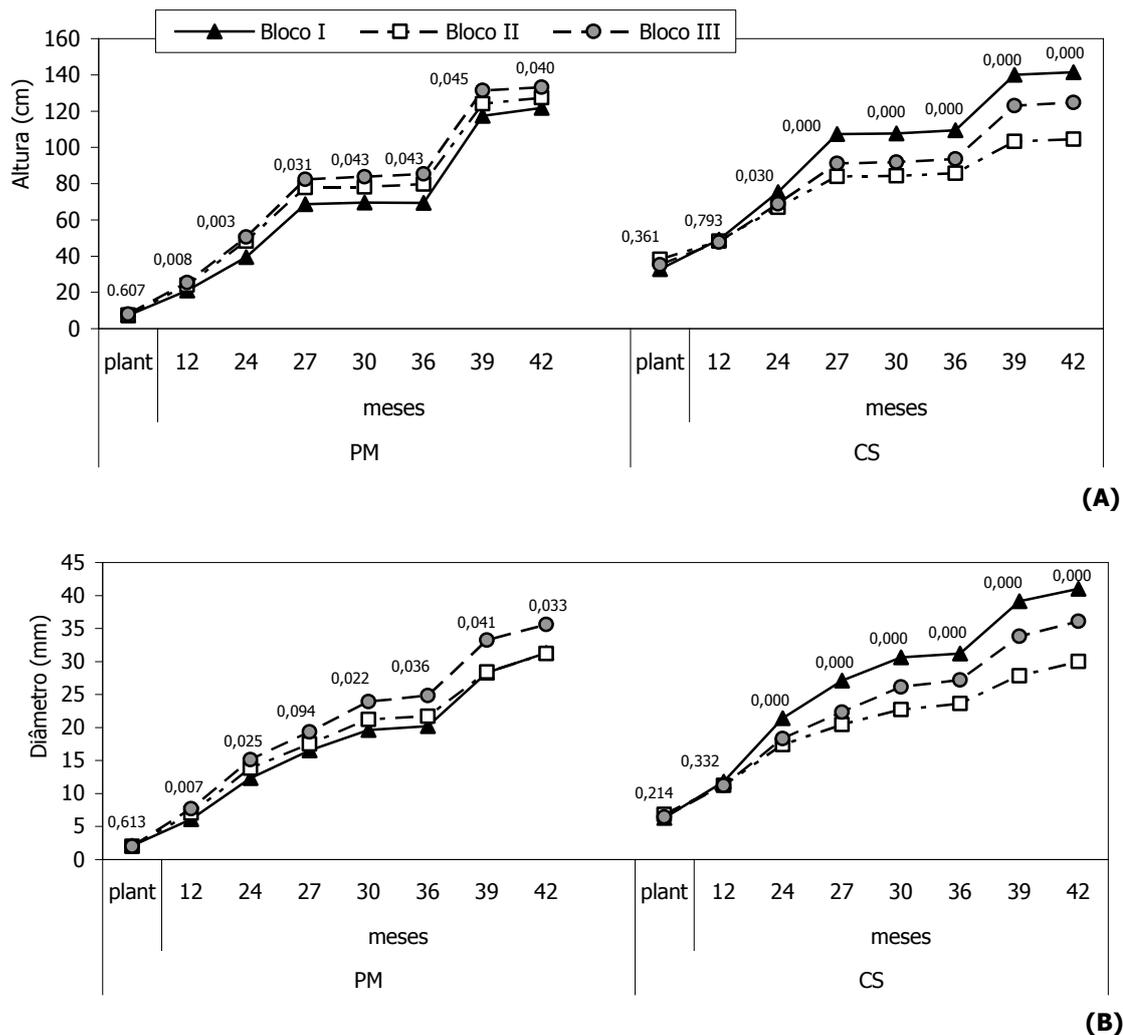


Figura 3.4.5 – Evolução do crescimento em altura (A) e diâmetro (B) desde a plantação (plant) até 42 meses após a plantação, para as espécies *PM* e *CS*, segundo os blocos. Significância das diferenças entre tratamentos assinalada pelos valores de *p* em cada data de medição ($p < 0,05$, significativo).

Quadro 3.4.11 – Coeficientes de correlação dos parâmetros altura e diâmetro para as espécies *PM* e *CS*, segundo os blocos. (* $0,05 > P > 0,01$; ** $0,01 > P > 0,001$; *** $P < 0,001$).

Espécie	Tratamento	Coeficiente de correlação		
		plant vs 12 meses	plant vs 24 meses	plant vs 36 meses
		Altura		
<i>PM</i>	I	0,441**	0,219	0,069
	II	0,535**	0,322*	0,392*
	III	0,562***	0,382**	0,361**
<i>CS</i>	I	0,728***	0,327**	0,181
	II	0,857***	0,402**	0,329*
	III	0,779***	0,263	0,126
		Diâmetro		
<i>PM</i>	I	0,318*	0,418**	0,335*
	II	0,483***	0,500***	0,609***
	III	0,371**	0,143	0,097
<i>CS</i>	I	0,455***	0,359**	0,340**
	II	0,451***	0,323*	0,212
	III	0,597***	0,403**	0,238

3.4.2.2. Acréscimos de crescimento

Analisando os acréscimos de crescimento em altura e diâmetro (acréscimo corrente), por tratamento no período de 42 meses, a técnica de preparação do terreno produziu efeitos significativos em ambas as espécies (Quadro 3.4.12 e Figuras 3.4.6). Na origem destes efeitos parece estar o tratamento RCLC, cujos crescimentos se destacaram, genericamente, a partir dos 24 meses. A espécie *CS* revela também influência do bloco e da interação tratamento \times bloco. O efeito do tratamento RCVC parece ser a principal fonte das interações tratamento \times bloco. De facto, no bloco III aquele tratamento originou uma espessura efectiva média de 65 cm, e como tal, próxima do limiar de espessura (60 cm) encontrada para estes solos. Deste modo, a quantidade de recursos disponíveis para a planta diminuiu reflectindo-se no crescimento. Igualmente, os menores acréscimos de crescimento no tratamento RCVC parecem dever-se à menor espessura de enraizamento (ver Ponto 3.1.1.2 B, Figura 3.1.2) e a uma elevada percentagem de coberto por vegetação herbácea (ver Ponto 3.2.2.2 C) (Varelides & Kritikos, 1995). Investigações realizadas em solos florestais têm mostrado que as propriedades físicas são fundamentais no desenvolvimento, crescimento e distribuição das espécies florestais (Pritchett & Fisher, 1987). Estas propriedades são extremamente importantes, por um lado na retenção de água e por outro no escoamento e arejamento, o que é determinante nas relações solo-planta.

Quadro 3.4.12 – Análise de variância (ANOVA a dois factores: tratamento e bloco) para o acréscimo corrente em altura e diâmetro nas espécies *PM* e *CS*, num período de 42 meses. (* 0,05 > P > 0,01; ** 0,01 > P > 0,001; *** P < 0,001).

	Soma dos quadrados	G.L.	Quadrados médios	F	P
<i>Pseudotsuga menziesii</i>					
Acréscimo em altura					
Tratamento	1778,617	3	592,872	4,995	0,003**
Bloco	654,744	2	327,372	2,758	0,067
Tratamento \times bloco	1199,642	6	199,940	1,685	0,130
Acréscimo em diâmetro					
Tratamento	348,613	3	116,204	9,137	0,000***
Bloco	182,420	2	91,210	7,172	0,001**
Tratamento \times bloco	145,467	6	24,245	1,906	0,085
<i>Castanea sativa</i>					
Acréscimo em altura					
Tratamento	2309,300	3	769,767	8,012	0,000***
Bloco	4348,911	2	2174,456	22,633	0,000***
Tratamento \times bloco	3404,908	6	567,485	5,907	0,000***
Acréscimo em diâmetro					
Tratamento	225,617	3	75,206	5,209	0,002**
Bloco	532,817	2	266,409	18,454	0,000***
Tratamento \times bloco	332,012	6	55,335	3,833	0,001**

Apesar das diferentes taxas de acréscimo em altura e diâmetro, de um modo geral mais elevadas em *CS*, não foi visível qualquer efeito de supressão do crescimento, parecendo dever-se a factores intrínsecos das espécies. Luis & Monteiro (1998) obtiveram resultados similares em povoamentos mistos destas espécies com sete anos de idade. Loureiro (1989) refere que a espécie *PM* é uma espécie de meia-luz, com crescimentos iniciais lentos quando instalada a céu aberto.

Ao nível dos blocos, os efeitos traduzem-se em maiores acréscimos de crescimento da espécie *CS* no bloco I e da espécie *PM* nos blocos II e III (Figura 3.4.7). Wang & Gong (1998) salientam que em solos de baixa fertilidade algumas coníferas são boas espécies pioneiras para melhorar a qualidade do solo bem como a produção de madeira, mas em solos de elevada fertilidade podem contribuir para a degradação do nível de fertilidade original.

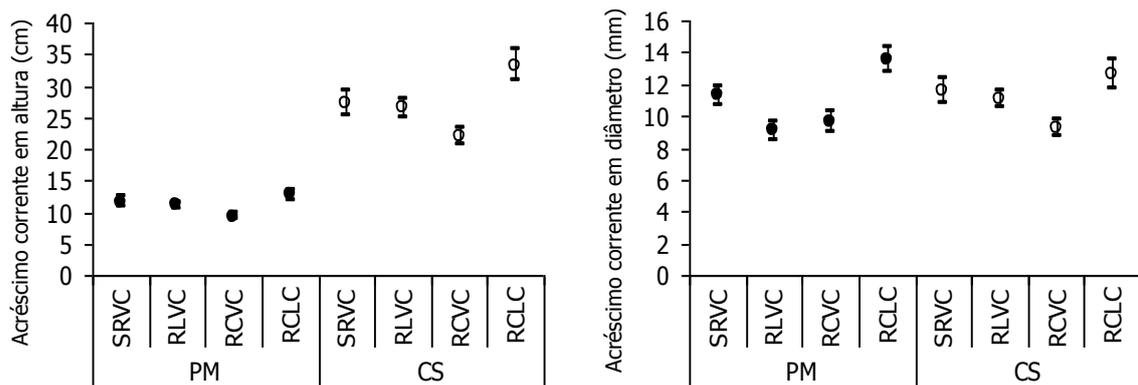


Figura 3.4.6 – Acréscimo corrente em altura e diâmetro registado num período de 42 meses para as espécies *PM* e *CS*, segundo os tratamentos (média \pm erro padrão).

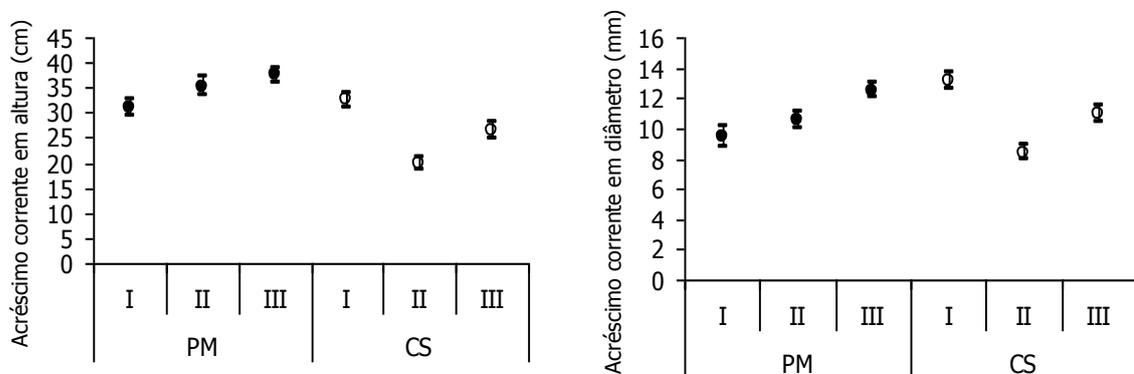


Figura 3.4.7 – Acréscimo corrente em altura e diâmetro registado num período de 42 meses para as espécies *PM* e *CS*, segundo os blocos (média \pm erro padrão).

3.4.3. Biomassa aérea e biomassa radical

A biomassa aérea e radical das espécies *PM* e *CS* foi avaliada aos 26 meses de idade, nos tratamentos RLVC e RCLC. Na espécie *CS* o tratamento não afectou a produção de biomassa aérea, enquanto em *PM* esta foi nitidamente superior no tratamento de mobilização mais intensiva (RCLC) (Figura 3.4.8). Cerca 80% da biomassa aérea da espécie *PM* está concentrada nos componentes folhas e tronco (50 e 30%, respectivamente), enquanto na espécie *CS* existe um equilíbrio entre a biomassa destes componentes (35 e 39%, respectivamente).

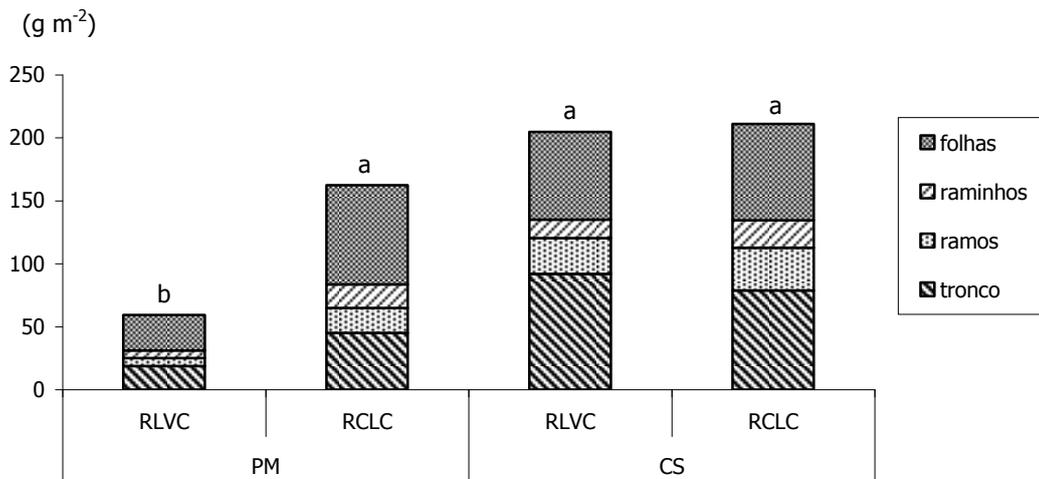


Figura 3.4.8 – Distribuição da biomassa nos componentes aéreos das espécies *PM* e *CS*. Para a mesma espécie colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).

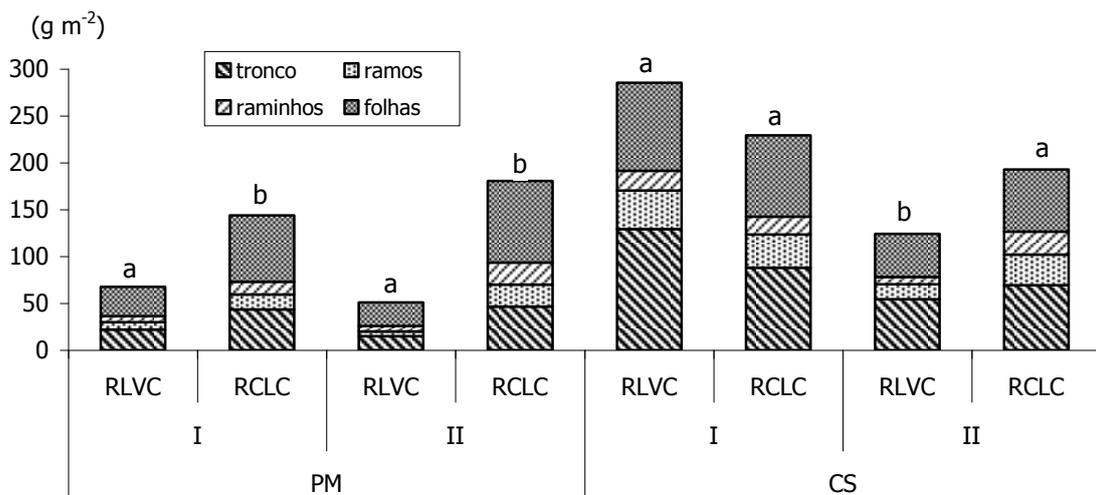


Figura 3.4.9 – Distribuição da biomassa nos componentes aéreos das espécies *PM* e *CS*, por tratamento e bloco. Para a mesma espécie e tratamento colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).

À parte o tratamento RLVC da espécie *CS*, o tipo de solo não influenciou a produção total de biomassa aérea (Figura 3.4.9). A diferença mencionada pode estar associada ao maior *stress* hídrico das plantas naquele bloco (Madeira *et al.*, 2002), principalmente nas fases de ausência de precipitação durante o período estival.

Quadro 3.4.13 – Biomassa radical (g m^{-2}) por classe de diâmetro da raiz das espécies *PM* e *CS*, nos tratamentos RLVC e RCLC (média \pm erro padrão).

Espécie	Tratamento	Classe de diâmetro da raiz			
		< 2 mm	2-5 mm	5-10 mm	10-20 mm
<i>PM</i>	RLVC	1,03 \pm 0,14 aX	0,36 \pm 0,08 aY	0,19 \pm 0,03 aY	
	RCLC	3,25 \pm 0,24 bX	1,05 \pm 0,12 bY	0,78 \pm 0,13 bY	
<i>CS</i>	RLVC	1,79 \pm 0,38 aX	1,83 \pm 0,38 aX	2,08 \pm 0,54 aX	1,35 \pm 0,85 a
	RCLC	2,94 \pm 0,47 aX	2,49 \pm 0,36 aX	2,12 \pm 0,46 aX	2,24 \pm 0,75 a

Para a mesma classe de diâmetro e espécie, médias seguidas de letras iguais (a, b), não diferem significativamente os tratamentos ($p < 0,05$). Para a mesma classe de diâmetro e tratamento, médias seguidas da mesma letra (X, Y), não diferem significativamente as espécies ($p < 0,05$).

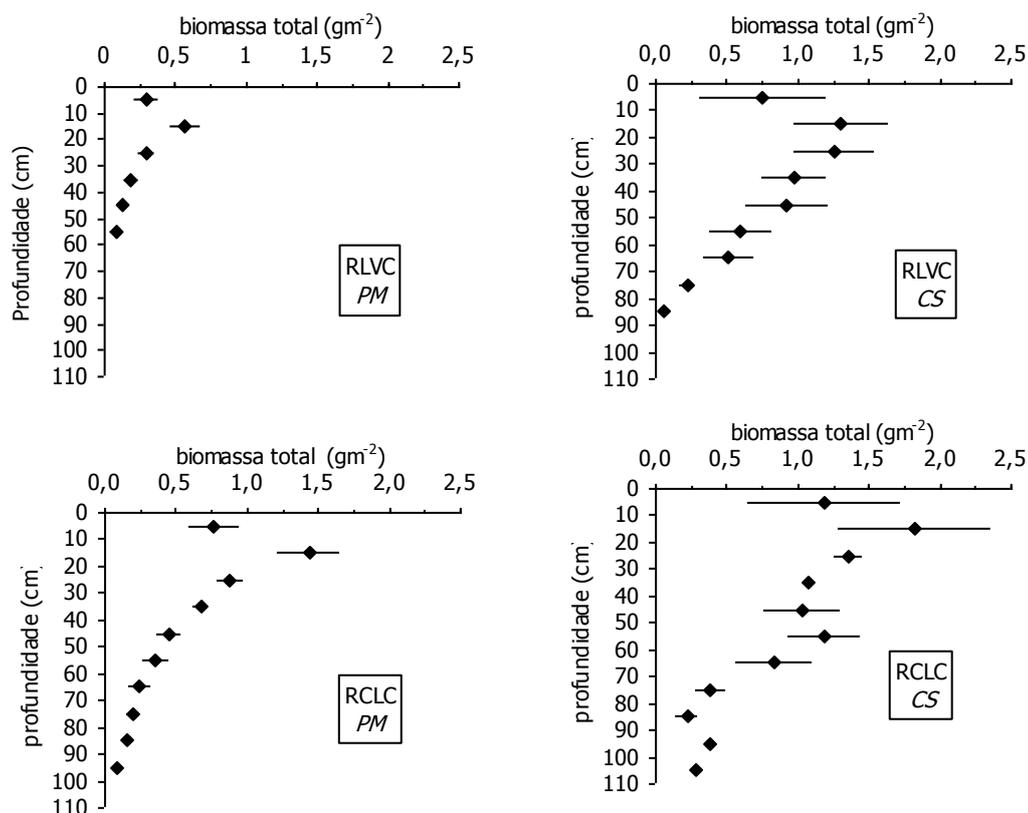


Figura 3.4.10 – Biomassa radical total (g m^{-2}) em função da profundidade, para as espécies *PM* e *CS* nos tratamentos RLVC e RCVC. Os valores referem-se à média \pm erro padrão.

Quanto à componente fracção subterrânea, a biomassa por classe de diâmetro das raízes é significativamente mais elevada na espécie *CS* em ambos os tratamentos, com excepção da classe de raízes finas ($\varnothing < 2$ mm), não apresentando, esta espécie, diferenças significativas entre tratamentos. No caso da espécie *PM*, a biomassa varia de forma significativa entre tratamentos com os maiores valores no tratamento RCLC (Quadro 3.4.13). Na espécie *CS*, a quantidade de biomassa é idêntica entre as várias classes de diâmetro consideradas, diminuindo de forma menos pronunciada com a profundidade, quando comparada com a espécie *PM* (Quadro 3.4.13 e Figura 3.4.10). Para a última espécie referida, cerca de 65% da biomassa está concentrada nas raízes com diâmetro inferior a 2 mm, correspondendo a cerca de 75% do número de raízes observadas. Nos primeiros 40 cm de solo, a biomassa total das raízes da espécie *PM* foi de 82 e 62% nos tratamentos RLVC e RCLC respectivamente, contra 36 e 27% na espécie *CS* (Figura 3.4.10).

A biomassa total radical evidencia comportamento idêntico ao verificado para a produção de biomassa aérea (Figura 3.4.11).

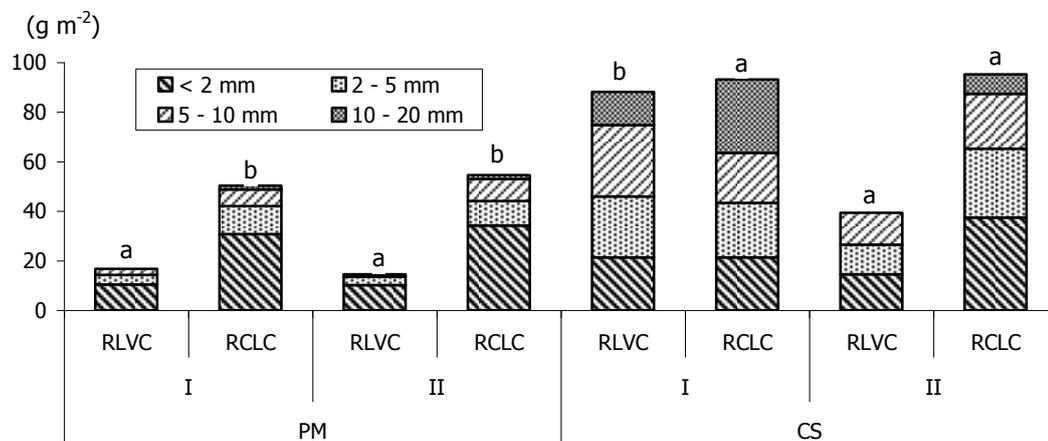


Figura 3.4.11 – Distribuição da biomassa radical nas espécies *PM* e *CS*. Para a mesma espécie e tratamento colunas com a mesma letra não difere significativamente o total de biomassa nos blocos ($p < 0,05$).

A biomassa total é significativamente superior na espécie *CS* (Figura 3.4.12). A biomassa aérea representa a maior fracção, sendo cerca de 3 a 4 vezes superior à biomassa radical na espécie *PM* e cerca de 2 a 3 vezes na espécie *CS*.

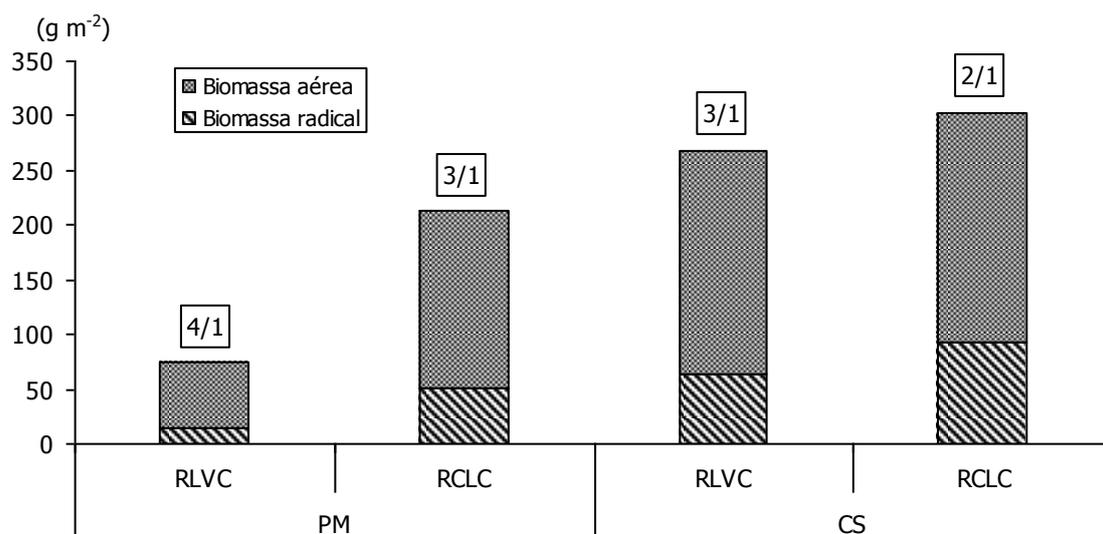


Figura 3.4.12 – Biomassa total das espécies *PM* e *CS*. No topo das colunas, indica-se o rácio biomassa aérea / radical.

A acumulação preferencial de biomassa aérea favorece diversas funções dos ecossistemas como o armazenamento de carbono, redução dos processos erosivos e lixiviação de nutrientes e melhoria das condições microclimáticas (Silver *et al.*, 200). A razão biomassa radical / biomassa total é similar nos dois tratamentos, com valores ligeiramente superiores na espécie *CS* (0,24 a 0,30) em relação a *PM* (0,20 a 0,26). O reduzido crescimento das raízes em profundidade, principalmente na espécie *PM* (ver Ponto 3.4.4.2, Figura 3.4.18), pode explicar a baixa produção de biomassa radical (Danner & Knapp, 2001) e contribuir para a compreensão das taxas de mortalidade e do *stress* hídrico das plantas durante a *secura* estival.

3.4.4. Distribuição e desenvolvimento do sistema radical

3.4.4.1. Aos 14 meses

Quando se observam individualmente as espécies, a intensidade de mobilização do solo parece não ter afectado o crescimento em profundidade das raízes, bem como o comprimento máximo atingido pelas mesmas. Ao contrário, o volume de solo explorado tende a aumentar com o aumento da intensidade de mobilização, particularmente na espécie *CS* (Quadro 3.4.14). Esta espécie mostra sistemas radicais mais profundos, mais uniformemente distribuídos em profundidade e raízes mais compridas, com um pico de máxima densidade na camada 15-30 cm. Na espécie *PM* esse pico observa-se na camada

10-20 cm. Ambas as espécies apresentam maior proporção de raízes até aos 30 cm de profundidade, o que é particularmente evidente na espécie *PM*. Abu-Hamdeh (2003), através do mapeamento da densidade de raízes, em vários tratamentos de mobilização do solo, mostrou que a distribuição espacial das raízes, dependia da intensidade de mobilização do solo. Porém, a distribuição espacial das raízes pode ser de muito difícil interpretação.

Quadro 3.4.14 – Caracterização do perfil radical das espécies *PM* e *CS* nos tratamentos SRVC, RLVC, RCVC e RCLC.

Espécie	Tratamento	DRP (%)		MCP	CMR	PMD	VSexpl
		0 – 30 cm	30 – 60 cm				
<i>PM</i>	SRVC	74	26	51	55	10-20	0,058
	RLVC	83	17	56	65	10-20	0,052
	RCVC	81	19	48	56	10-20	0,044
	RCLC	79	21	50	63	10-20	0,116
<i>CS</i>	SRVC	60	40	58	68	15-30	0,103
	RLVC	67	34	59	70	20-30	0,131
	RCVC	60	40	60	65	20-30	0,151
	RCLC	62	38	58	75	15-30	0,165

DRP – distribuição das raízes em profundidade; MCP – máximo crescimento em profundidade, CMR – comprimento máximo das raízes; PMD – profundidade de máxima densidade; VSexpl – volume estimado de solo explorado pelas raízes. NOTA: observador colocado numa posição paralela à linha de plantação.

Até 60 cm de profundidade (Figura 3.4.13) observa-se, para ambas as espécies, um predomínio das raízes com $\varnothing < 2$ mm, mais notório em *PM* e uma baixa ou nula percentagem de raízes com diâmetro entre 5 e 10 mm. Aliás, aos 14 meses de idade, as raízes da espécie *PM* não ultrapassam os 5 mm de diâmetro. A espécie *CS* mostra maior uniformidade da distribuição das raízes pelas diversas classes de diâmetro consideradas.

É do conhecimento geral, que o factor que coordena a distribuição das raízes no solo é o genótipo da espécie, mas este pode ser influenciado por características do solo, como a fertilidade, densidade, disponibilidade de oxigénio e água, textura, temperatura e, também, pelas condições em que a espécie se desenvolve, nomeadamente, a competição e espaçamento entre árvores (Gonçalves & Benedetti, 2000). Carvalho *et al.* (1999) referem que as práticas de mobilização do solo actuam directamente na distribuição das raízes, permitindo maior ou menor exploração do recurso solo. Nas relações solo-planta, as raízes desempenham um papel importante na sustentação, absorção de água e nutrientes e influenciam as próprias características edáficas, através de vários processos de interacção (Magalhães & Blum, 2000; Silva, 2002).

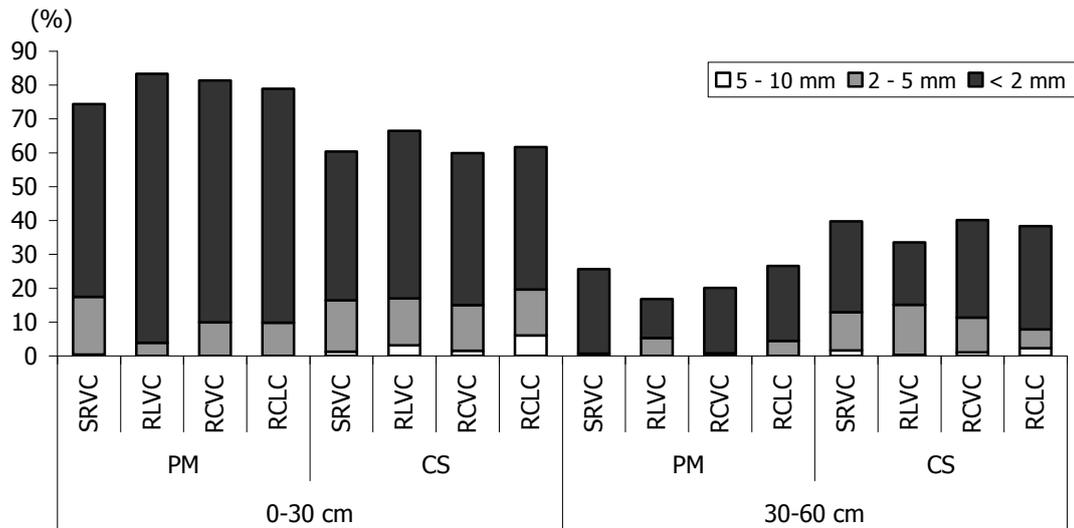


Figura 3.4.13 – Proporção de raízes (%) por classe de diâmetro (mm) de acordo com a espécie e tratamento, para as profundidades 0-30 e 30-60 cm.

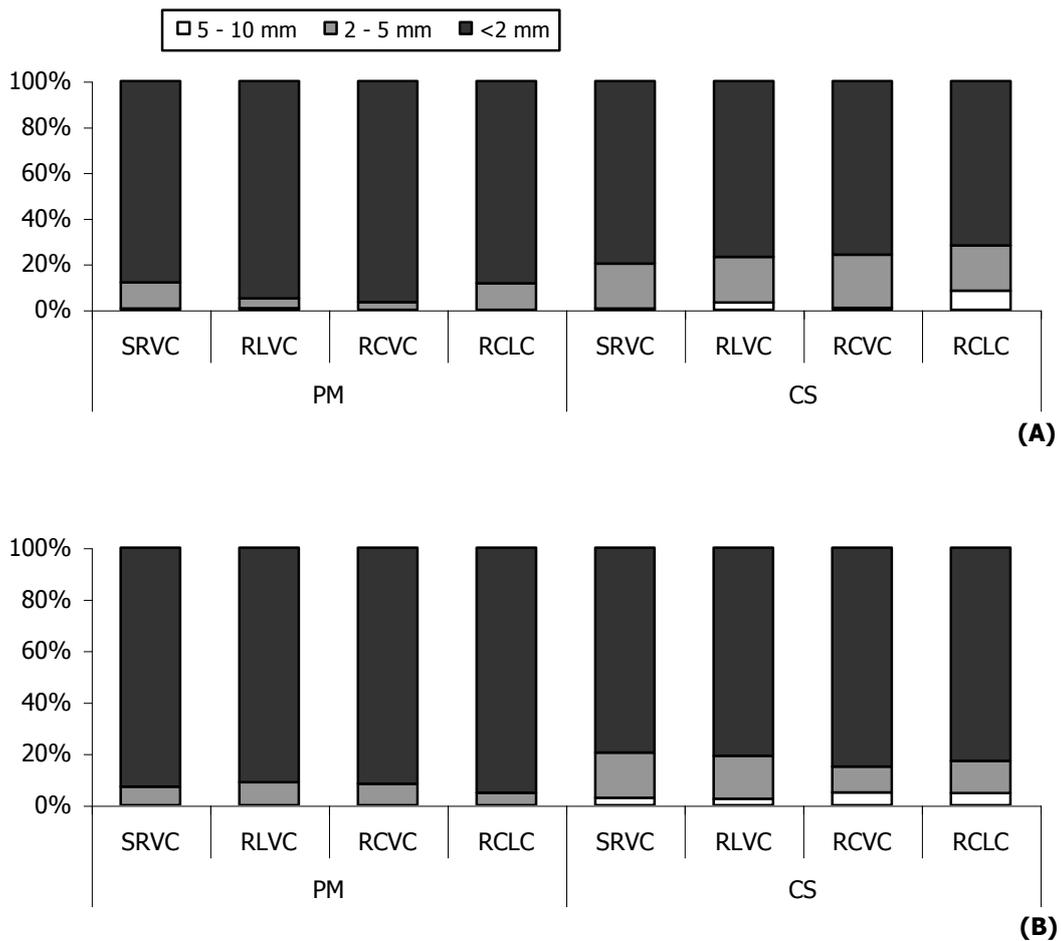


Figura 3.4.14 – Distribuição percentual do total de raízes por classe de diâmetro, nos cortes paralelo (A) e perpendicular (B), para as espécies PM e CS, segundo os tratamentos.

Por observação dos dois planos de corte (corte paralelo e perpendicular à linha de plantação) (Figura 3.4.14 A, B), constata-se que a distribuição das raízes, apresenta ligeiras diferenças de comportamento dentro de cada espécie nos diversos tratamentos. Genericamente, a espécie *CS* tende a apresentar maior quantidade de raízes no corte paralelo enquanto que a espécie *PM*, exceção feita ao tratamento de mobilização mais intensiva (RCLC), apresenta uniformidade na distribuição das raízes nos dois cortes (Figura 3.4.15).

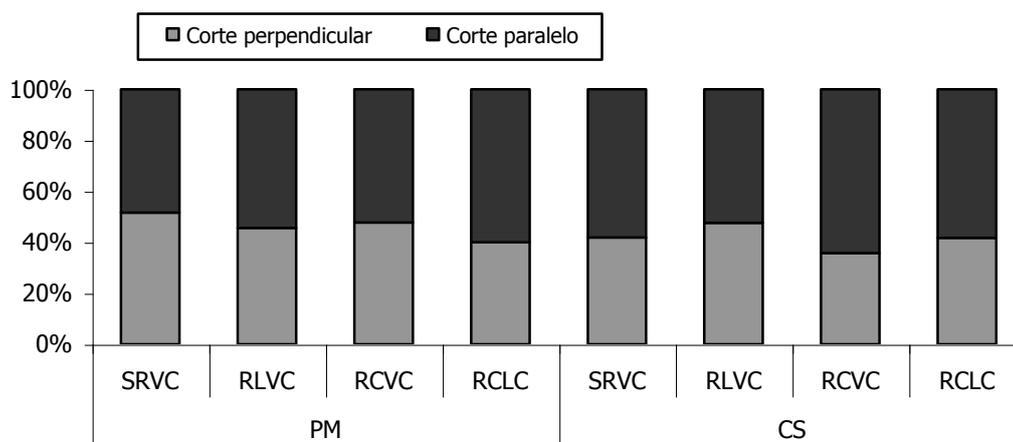


Figura 3.4.15 – Distribuição percentual do total de raízes, nos cortes paralelo e perpendicular para as espécies *PM* e *CS*, segundo os tratamentos.

O tipo de solo parece não ter afectado a percentagem de raízes dentro de cada classe de diâmetro (Figura 3.4.16), sendo que na espécie *PM* as raízes não excederam o diâmetro de 5 mm e, mesmo assim, numa percentagem muito baixa, aparecendo em *CS* algumas raízes com diâmetro entre 5-10 mm, nos dois cortes. Em ambas as espécies, a percentagem de raízes com $\varnothing < 2$ mm tende a ser menor no bloco I. Schmid & Kazda (2002), num estudo com a espécie *Picea abies*, observaram que as raízes de menores diâmetros eram mais abundantes nos solos pobres em nutrientes. De um modo geral, a concentração de raízes tende a ser mais elevada na frente da linha de plantação (corte paralelo) do que lateralmente (corte perpendicular), sendo essa tendência mais evidente na espécie *CS*, principalmente nos blocos I e II (Figura 3.4.17).

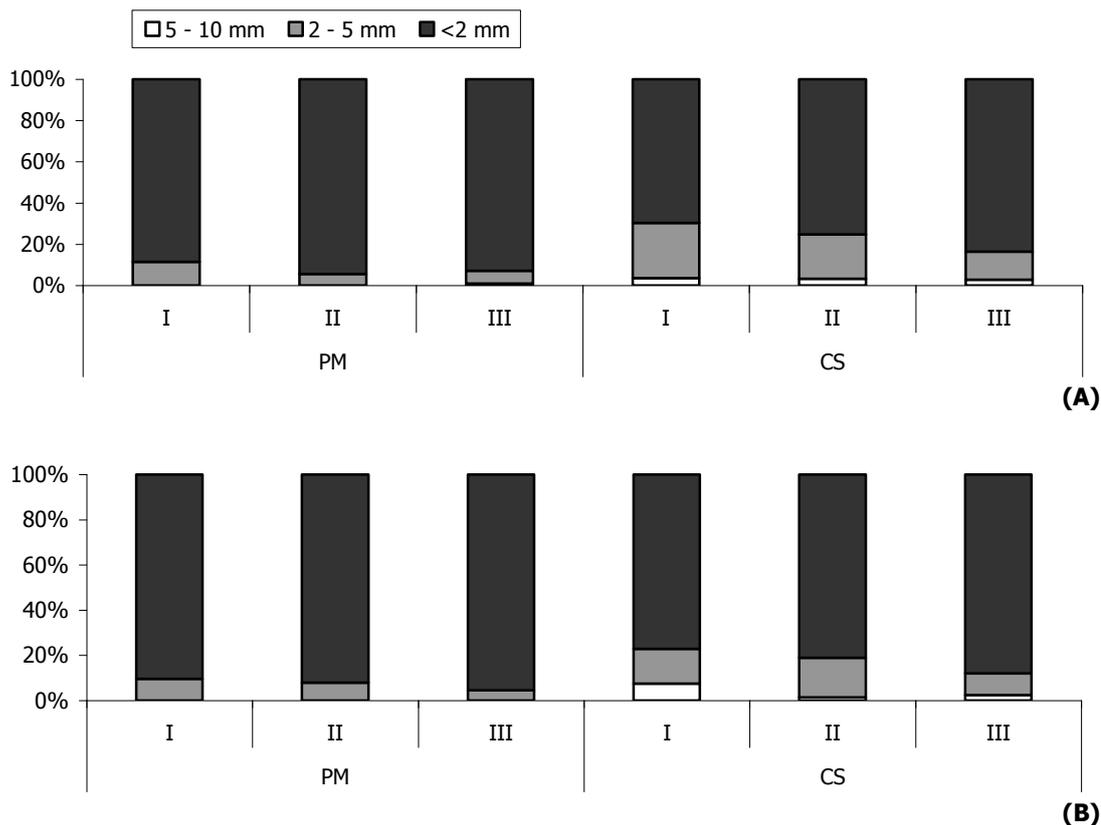


Figura 3.4.16 – Distribuição percentual do total de raízes por classe de diâmetro, nos cortes paralelo (A) e perpendicular (B), para as espécies *PM* e *CS* segundo os blocos.

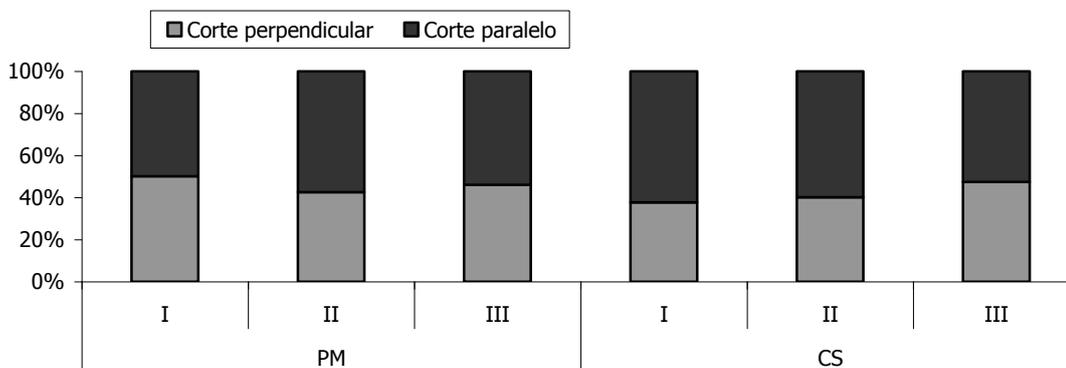


Figura 3.4.17 – Distribuição percentual do total de raízes, nos cortes paralelo e perpendicular, para as espécies *PM* e *CS* segundo os blocos.

3.4.4.2. Aos 26 meses

As raízes atingiram maiores profundidades no tratamento de mobilização mais intensiva (RCLC) e na espécie *CS*, seguindo a mesma tendência o volume de solo

explorado pelo sistema radical (Quadro 3.4.15). Na espécie *PM*, o tratamento parece não ter afectado o crescimento das raízes, nas várias direcções consideradas, enquanto na espécie *CS* o crescimento foi preferencialmente lateral. No campo, foi observado que as raízes se encaminhavam para as zonas mais brandas, ricas em argila e humidade e quando encontravam camadas mais duras cessavam o crescimento, quer lateral quer em profundidade. Observações idênticas são referidas por Misra (1997), para a espécie *Eucalyptus nitens*.

Quadro 3.4.15 – Caracterização do perfil radical das espécies *PM* e *CS* nos tratamentos RLVC e RCLC.

Espécie	Tratamento	MCP	MCLd	MCLe	(cm)			PMD	VSexp (m ³)
					MCT	MCF			
<i>PM</i>	RLVC	50 a 60	65 a 105	51 a 82	30 a 70	43 a 75	10-20	0,785	
	RCLC	85 a 100	85 a 130	60 a 106	63 a 105	82 a 95	10-20	2,361	
<i>CS</i>	RLVC	60 a 90	90 a 141	105 a 172	51 a 73	15 a 40	10-20, 40-50	1,149	
	RCLC	90 a 110	125 a 164	114 a 255	90 a 120	102 a 158	20-30, 50-60	5,835	

MCP – máximo crescimento em profundidade, MCLd – máximo crescimento lateral direito, MCLe – máximo crescimento lateral esquerdo, MCT – máximo crescimento para trás, MCF – máximo crescimento para a frente, PMD – profundidade de máxima densidade, VSexp – volume estimado de solo explorado pelas raízes. NOTA: observador colocado numa posição paralela à linha de plantação.

Os sistemas radicais das duas espécies apresentam maior uniformidade em profundidade no tratamento de mobilização intensiva (RCLC), com dois picos de máxima densidade nas camadas 20-30 e 50-60 cm na espécie *CS* e um na camada 10-20 cm na espécie *PM* (Quadro 3.4.15 e Figura 3.4.18). A espécie *PM* apresenta elevada concentração de raízes próximo da base, o que é mais notório no tratamento RLVC, seguindo-se um decréscimo contínuo através do perfil do solo. Resultados idênticos foram obtidos por Curt *et al.* (2001) em povoamentos adultos de *Pseudotsuga menziesii* no Maciço Central Francês. Bennett *et al.* (2002) fazem notar que espécies com distribuição regular das raízes em profundidade conduzem a um melhor aproveitamento do recurso solo, permitindo a coexistência com outras espécies de sistema radical mais concentrado superficialmente, sem redução da produtividade. Luis & Monteiro (1998) salientam que a espécie *Castanea sativa* apresenta boa resposta à pressão competitiva da espécie *Pseudotsuga menziesii* no Norte de Portugal. Assim, dadas as características da distribuição espacial das raízes das espécies *PM* e *CS* e o interesse crescente na instalação de povoamentos mistos, geralmente

mais estáveis biologicamente e menos susceptíveis a riscos naturais (Luis & Monteiro, 1998), estas espécies parecem adequadas na instalação de povoamentos mistos. Por outro lado, as diferenças no crescimento em altura, bem como o tempo de produção de folhagem e duração da actividade fotossintética traduz-se numa menor competição entre as espécies *PM* e *CS*, que dentro da mesma espécie (Luis & Monteiro, 1998).

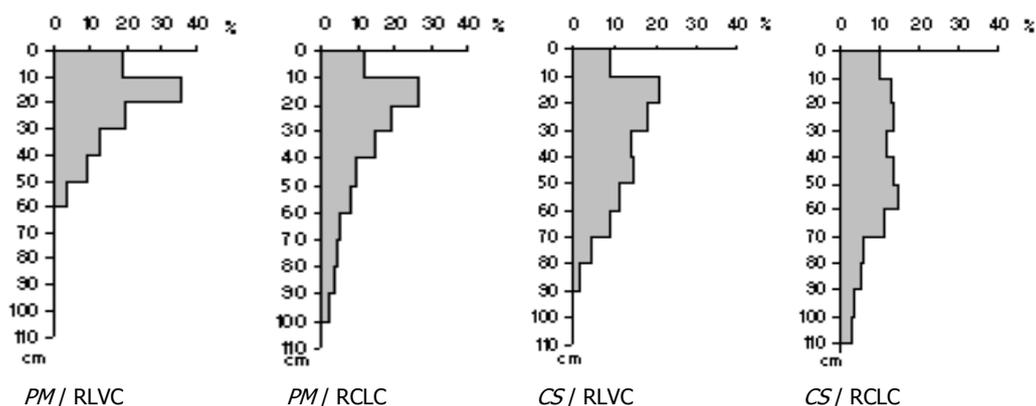


Figura 3.4.18 – Distribuição percentual do total de raízes (%) em profundidade (cm), para as espécies *PM* e *CS* nos tratamentos RLVC e RCLC.

Segundo Abu-Hamdeh (2003) o crescimento radical é fortemente afectado pela compactação do solo e as mobilizações mais intensivas conduzem a solos menos compactos, facilitando a penetração das raízes em profundidade. Os dados apresentados corroboram os daquele autor, sendo a resistência do solo à penetração no tratamento RCLC menor que em RLVC (ver Ponto 3.1.1.2 D, Figura 3.1.4). Contudo, a resposta do crescimento radical às propriedades do solo não é independente da espécie (Udawatta & Henderson, 2003), variando a distribuição das raízes num solo ideal com as espécies e o clima (Côté *et al.*, 1998). Em povoamentos adultos de *Pseudotsuga menziesii*, Curt *et al.* (2001) observaram que os sistemas radicais mais profundos e regulares correspondiam aos solos de menores limitações edáficas.

Informação acerca dos sistemas radicais das árvores em diferentes tipos de solo pode ajudar a identificar as características do solo mais favoráveis ao estabelecimento e subsequente crescimento das árvores, e contribuir para o desenvolvimento de modelos que

permitam uma adequada aplicação de água e fertilizantes nos povoamentos florestais (Misra *et al.*, 1998).

3.4.5. Teor de humidade do solo e potencial hídrico foliar no período estival

As regiões de clima mediterrânico são caracterizadas por elevadas variações sazonais de temperatura e precipitação (ver Ponto 2.1.3).

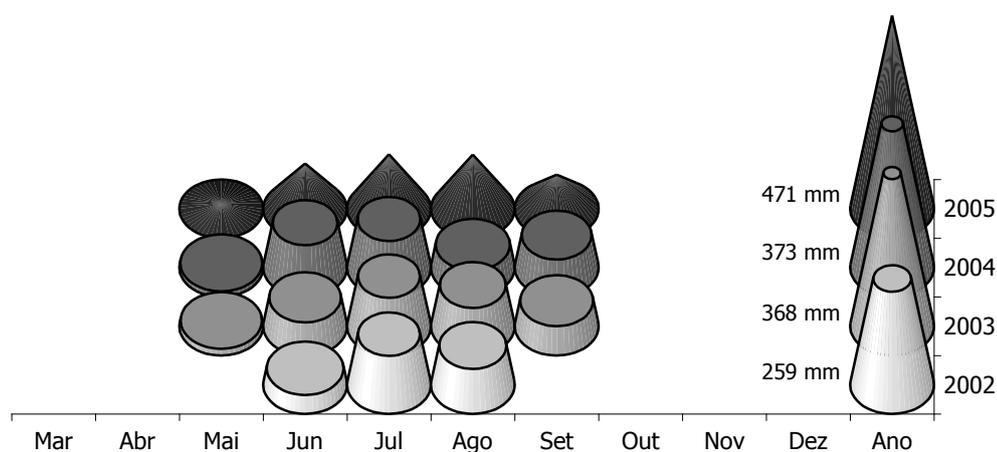


Figura 3.4.19 – Evolução ao longo do período de ensaio do déficit de água mensal e anual no campo experimental, estimado com base no balanço hídrico de Thornthwaite.

Durante o período experimental (2002 a 2005) o número de meses com déficit de água aumentou entre 2002 e os restantes anos, reflectindo-se no déficit de água anual que aumentou de forma consistente entre 2002 e 2005. O ano 2005 registou seca severa/extrema a nível nacional (Figura 3.4.19).

Nos períodos estivais dos anos 2003 a 2005 foram determinados os teores de humidade numa camada superficial e noutra mais profunda do solo de modo a verificar o efeito dos tratamentos no armazenamento de água e possível relação com a mortalidade e crescimento das árvores, nos primeiros estágios de desenvolvimento. Quando comparados com o valor de humidade médio de 14% em volume, determinado a tensão de 1,5 MPa, (ver Ponto 3.1.1.2. E, Quadro 3.1.10), os valores de humidade do solo obtidos em 2003 na camada 0-20 cm são muito baixos em todos os tratamentos e datas de determinação (Figura 3.4.20 A). Para a camada 20-40 cm, os valores mantêm-se baixos em todas as situações (Figura 3.4.20 B). Em ambas as camadas as variações nos teores de humidade do solo acompanham a queda de precipitação (Figura 3.4.21), não se observando uma relação

directa com a intensidade de mobilização do solo. No ano 2004 (Figura 3.4.22 A, B) destacam-se valores mais elevados e próximos do valor de referência mencionado, face à maior precipitação e menores temperaturas no período estival, a partir de 3 de Agosto (Figura 3.4.23). Continua a não se observar uma relação directa com a intensidade de mobilização do solo, sendo os tratamentos menos intensivos (SMPC, RCAV), os que mostram os valores mais elevados em quase todas as datas de determinação e camadas. Como seria de esperar, no ano 2005 volta a verificar-se um decréscimo dos teores de humidade do solo (Figura 3.4.24 A, B), como causa directa das condições meteorológicas excepcionais registadas naquele ano. Foi o ano que apresentou estação seca mais prolongada, sem ocorrência de precipitação desde 25 de Junho até ao início de Outubro (Figura 3.4.25). A frequente maior depleção de humidade nos tratamentos de mobilização mais intensiva corrobora o maior número de árvores e o maior volume de solo explorado pelas raízes nesses tratamentos (ver Ponto 3.4.4.2). O aumento da profundidade de mobilização do solo (SRVC, RLVC, RCVC, RCLC), favoreceu o crescimento vertical de raízes, o que também é confirmado pela maior depleção de humidade, nas camadas mais profundas destes tratamentos, principalmente nos anos 2004 e 2005 (Querejeta *et al.*, 2001). Os baixos teores de humidade observados, para além dos factores meteorológicos, estarão relacionados com a textura do solo, que de acordo com Crave & Gascuel-Odoux (1997) é o factor que maior influência exerce sobre o teor de humidade do solo. Tratando-se de solos de textura franco a franco-arenoso (ver Ponto 3.1.1.2. A) com elevada taxa de infiltração, comprovada pelo reduzido coeficiente de escoamento (ver Ponto 3.2.1.3, Quadro 3.2.4), favorecem os fluxos verticais da água conduzindo a uma rápida secura das camadas superficiais (Gómez-Plaza *et al.*, 2001).

Os teores de humidade do solo decrescem consistentemente do bloco I para o bloco II e III (Figura 3.4.26), se bem que nos anos 2004 e 2005 (apenas bloco I e II) (Figura 3.4.27), a discrepância tenda a ser menor que no ano 2003, reflectindo os diferentes padrões de precipitação nos três anos. Factores como a textura e características topográficas locais (bloco I com maiores teores de limo e argila e menor declive) estão directamente relacionados com a variabilidade dos teores de humidade do solo (Grayson *et al.*, 1997). Na região mediterrânica, o aumento do declive acentua os fenómenos de défice hídrico do solo (D'epenoux, 1994). Por outro lado, os teores mais elevados de potássio extractável nos blocos II e III podem incrementar a resistência das plantas à secura, devido a uma melhoria do controlo estomático (Sharma *et al.*, 2005).

Considerando as médias das determinações no período estival de cada ano (Quadro 3.4.16), o teor de humidade mostra variabilidade mais elevada na camada superficial no ano 2004, a qual está associada à queda de precipitação no Verão desse ano. As médias, em todos os tratamentos, situam-se abaixo do valor limiar (14% em volume), mas, com elevada amplitude entre valores máximos e mínimos (Quadro 3.4.16 e 3.4.17). Normalmente os valores são mais baixos na camada 0-20/0-30cm, comparativamente à camada 20-40/60 cm, o que acompanha a concentração de raízes da vegetação herbácea e das espécies florestais (Löf *et al.*, 1998). A camada mais profunda apresenta maior variabilidade no ano 2003, face à determinação do teor de humidade numa camada mais superficial (20-40 cm no ano 2003 e 60 cm nos anos 2004 e 2005) e consequentemente mais influenciada pelos agentes meteorológicos. Nos anos 2004 e 2005, a 60 cm de profundidade, frequentemente os valores máximos de teor de humidade são superiores ao valor limiar mencionado.

Não obstante as condições de humidade do solo, os potenciais hídricos foliares de madrugada (potencial hídrico de base) situam-se acima de $-1,00$ MPa (Figuras 3.4.20 C, 3.4.22 C e 3.4.24 C) e, como tal, dentro das condições naturais da vegetação arbórea (Pereira *et al.*, 1986). Nos estágios iniciais de crescimento, as raízes das árvores, localizadas essencialmente nas camadas superficiais (ver Ponto 3.4.4.1), parecem ter acesso à água subterrânea devido ao processo de redistribuição hidráulica durante a noite para camadas superficiais do solo (David *et al.*, 2005). Segundo Marshall & Holmes (1988) as técnicas de preparação do terreno criam uma camada superficial mais solta que favorece a conservação da água transferida por capilaridade a partir de camadas mais profundas constituindo, assim, um forte constrangimento às perdas por evaporação. Durante a estação seca dos anos 2003 a 2005, o potencial hídrico foliar mostrou forte dependência do acréscimo do teor de humidade do solo, resultante das precipitações estivais. Verificou-se que à medida que o estado de secura do solo aumentava (períodos sem precipitação) os potenciais hídricos foliares diminuía (valores mais negativos), constituindo um mecanismo de adaptação ou atraso para absorção de água retida a tensões mais elevadas (Ferreira *et al.*, 1999).

Tanto em 2003 (16 de Setembro) como em 2004 (25 Agosto), em ambos os casos após quedas de chuva, os valores dos potenciais hídricos foliares registaram uma subida acentuada. Em Setembro de 2005, com um total de precipitação de Junho a Setembro de 15,8 mm, apesar dos sistemas radicais terem atingido camadas mais profundas, as árvores revelaram o pior estado de hidratação, comparável ao registado em Agosto de 2003 (8,0 mm de precipitação desde Julho até 19 de Agosto). Também, no ano 2005, a diferença

entre o potencial hídrico máximo (de madrugada) e mínimo (às 12 h), decresceu dos tratamentos de mobilização menos intensiva (SMPC, RCAV) para os de mais intensiva (RLVC, RCLC), indicando a ocorrência de condições hídricas mais favoráveis nestes últimos. À parte o tratamento SMPC, onde os valores são em geral os mais baixos, revelando um maior *stress* hídrico das plantas, o efeito da intensidade de mobilização do solo não mostra uma tendência pronunciada ou indica diferenças claras entre tratamentos. Nos três anos e em plena época estival, os tratamentos ou apresentam valores próximos, ou às vezes tratamentos de mobilização pouco intensiva mostram valores de potenciais hídricos foliares superiores. Isto sugere que o potencial hídrico foliar de plantas jovens está essencialmente dependente do teor de humidade das camadas superficiais do solo (Querejeta *et al.*, 2001) e, como tal, dependente dos factores meteorológicos e de fenómenos de capilaridade. Quando ocorre precipitação, as plantas ao apresentarem elevada concentração de raízes nas camadas superficiais tiram partido do aumento do teor de humidade e de nutrientes do solo (Silva, 2002). Todavia, os resultados obtidos para os potenciais hídricos foliares não reflectem os teores de humidade do solo determinados, o que corrobora Löf *et al.* (1998). Devido ao facto do solo ser um meio muito heterogéneo, as plantas podem absorver água de microsítios onde o teor de humidade é suficiente para as necessidades vegetativas e não reflectido nas medições do teor de humidade do solo. Por outro lado, o teor de humidade do solo foi medido em plena época estival, período do ano onde os crescimentos são reduzidos, particularmente em altura (ver Ponto 3.4.2.1, Figura 3.4.3), revelando mecanismos de adaptação à secura estival. Genericamente, as plantas apresentaram maior *stress* hídrico no bloco II (Figura 3.4.28), o que pode ter influenciado a taxa de sobrevivência, o crescimento e a produção de biomassa.

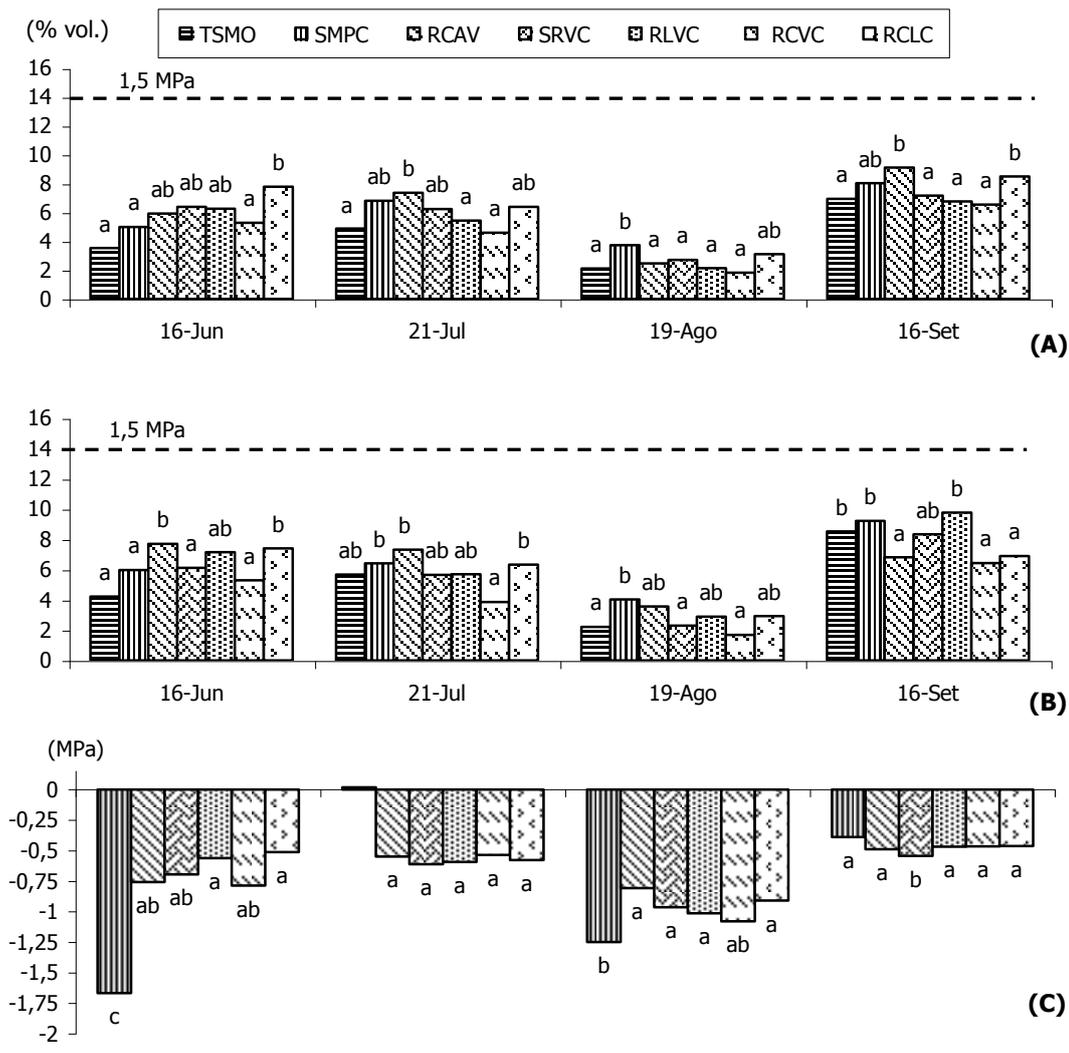


Figura 3.4.20 – Teor de humidade do solo nas profundidades 0-20 cm (A) e 20-40 cm (B) (bloco I e II), durante o período de Junho a Setembro de 2003 e valor do potencial hídrico foliar de base da espécie CS (C) durante o mesmo período. Colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).

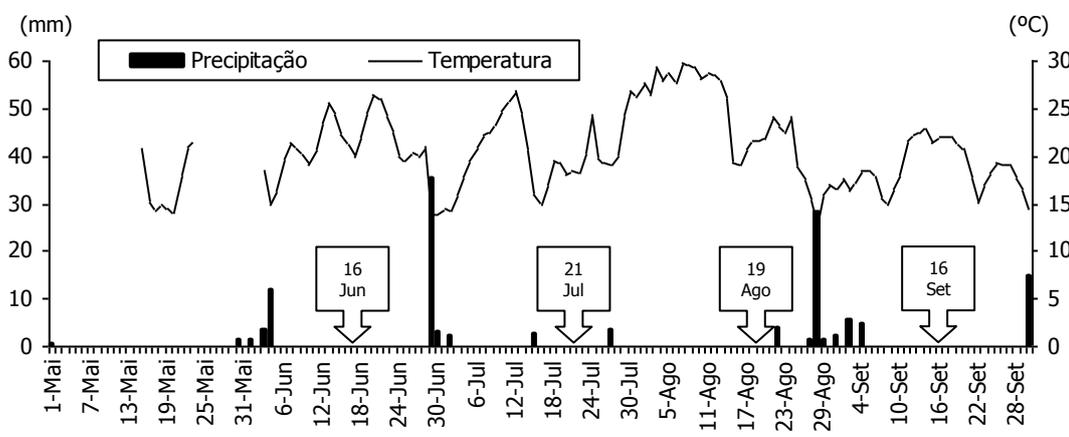


Figura 3.4.21 – Temperatura média diária, precipitação diária e datas de determinação do teor de humidade do solo durante o período de Maio a Setembro de 2003.

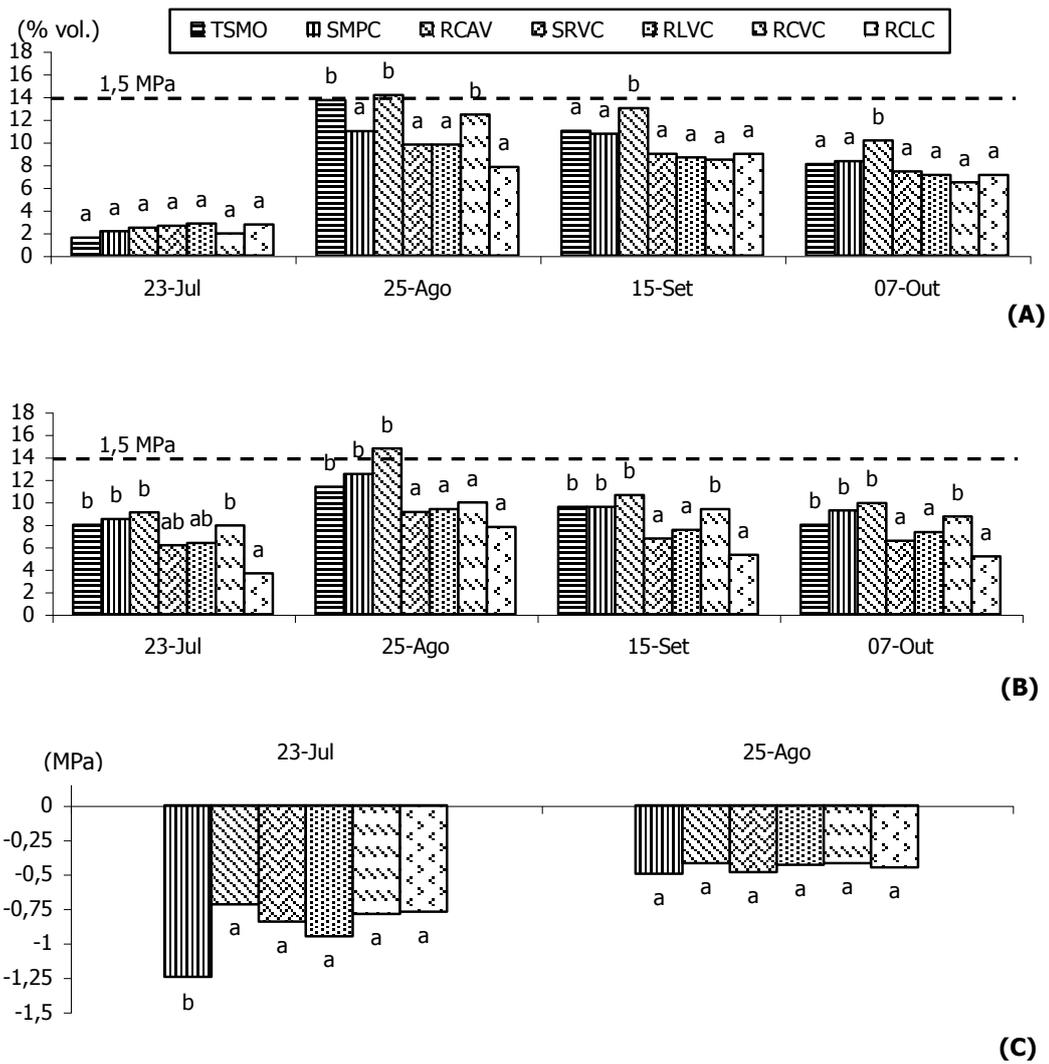


Figura 3.4.22 – Teor de humidade do solo nas profundidades 0-30 cm (A) e 60 cm (B) durante o período de Junho a Setembro de 2004 e valor do potencial hídrico foliar máximo (C) da espécie *CS* no período de Julho a Agosto de 2004. Colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).

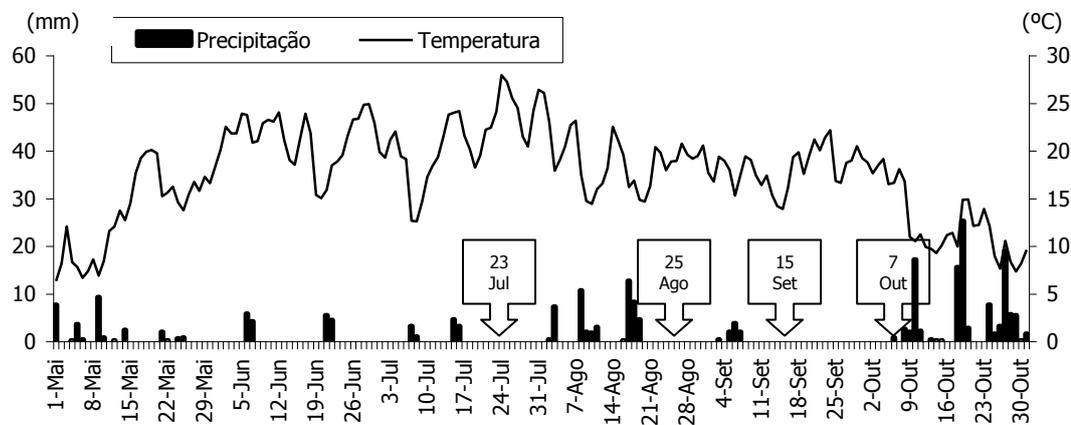


Figura 3.4.23 – Temperatura média diária, precipitação diária e datas de determinação do teor de humidade do solo durante o período de Maio a Outubro de 2004.

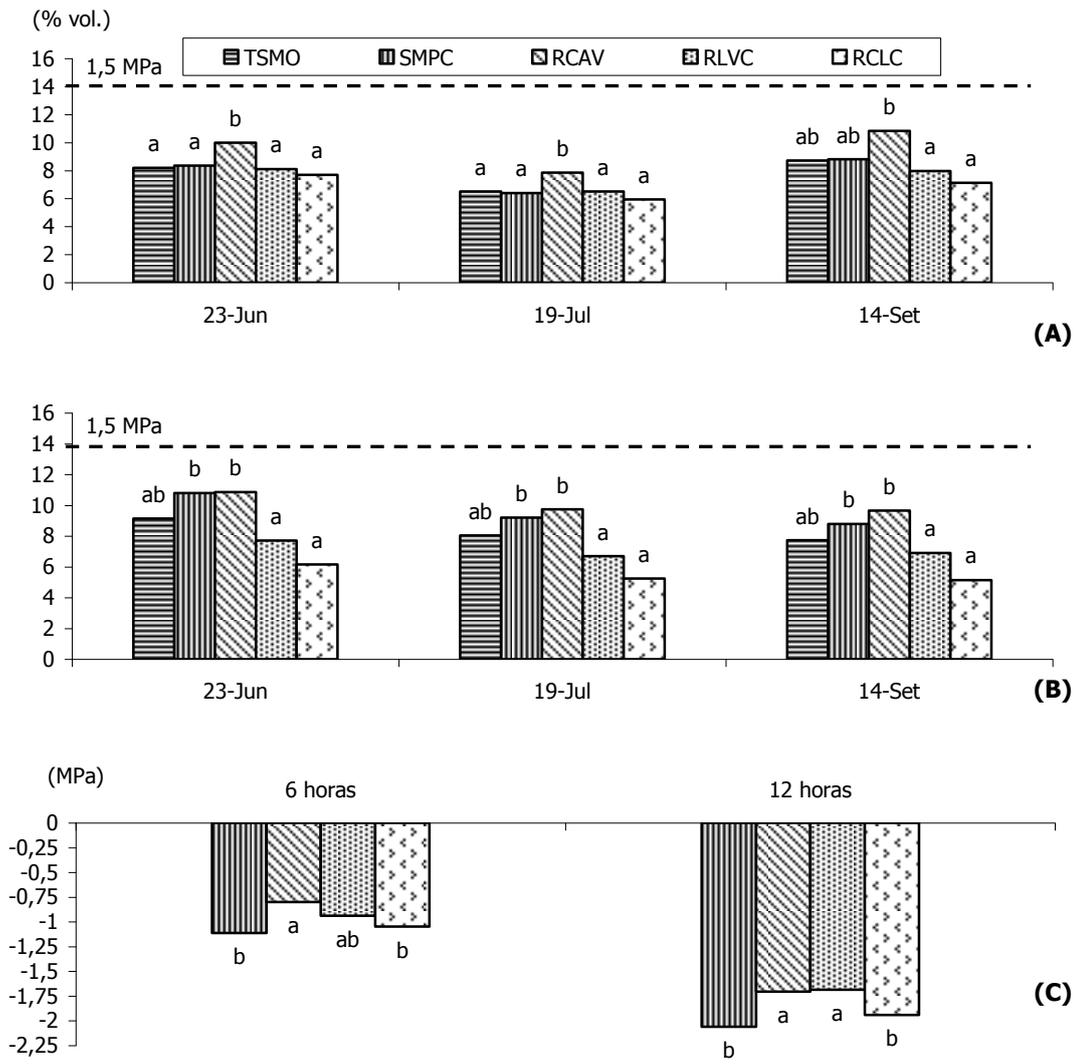


Figura 3.4.24 – Teor de humidade do solo nas profundidades 0-30 cm (A) e 60 cm (B) durante o período de Junho a Setembro de 2005 e valor do potencial hídrico foliar máximo (6 horas) e mínimo (12 horas) (C) da espécie CS determinados em 14 de Setembro de 2005. Colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).

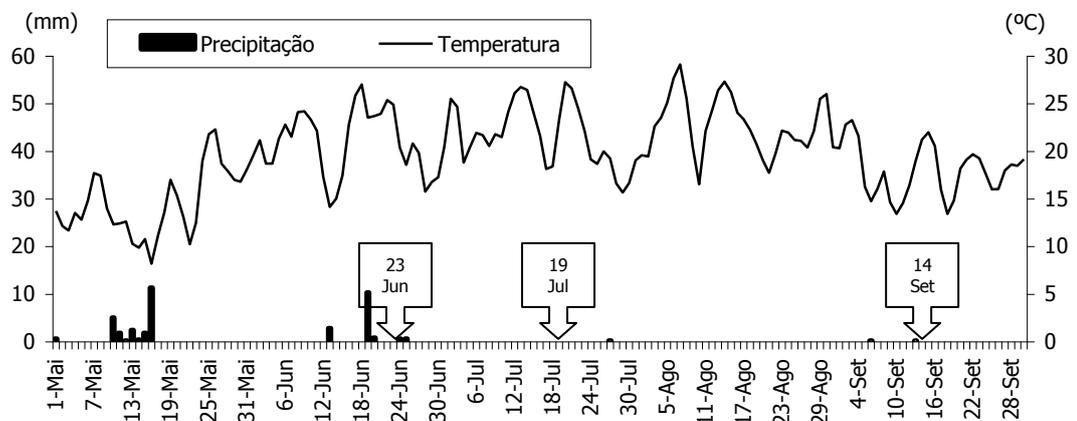


Figura 3.4.25 – Temperatura média diária, precipitação diária e datas de determinação do teor de humidade do solo durante o período de Maio a Setembro de 2005.

Quadro 3.4.16 – Valores médios e parâmetros estatísticos do teor de humidade (% vol.) no período estival dos anos 2003, 2004 e 2005, segundo os tratamentos. Profundidades 0-20 cm no ano 2003 e 0-30 cm nos anos 2004 e 2005.

Estatísticas	TSMO	SMPC	RCAV	SRVC	RLVC	RCVC	RCLC
2003							
Média	4,3b	6,8a	7,0a	6,3ab	5,7b	5,2b	6,6ab
Desvio Padrão	1,8	1,7	2,8	2,1	2,3	2,2	2,5
CV (%)	43	26	40	33	41	42	38
Máximo	9,4	12,2	13,5	11,5	11,9	10,6	13,2
Mínimo	0,8	0,9	0,6	1,3	0,6	0,8	0,8
2004							
Média	8,6a	8,0ab	9,9a	7,2b	7,1b	7,3b	6,6b
Desvio Padrão	5,2	4,1	5,3	3,2	3,0	4,4	2,7
CV (%)	61	51	53	45	43	60	41
Máximo	17,8	20,3	19,6	14,2	14,9	15,8	14,3
Mínimo	2,1	2,3	2,4	1,0	1,5	1,4	2,9
2005							
Média	7,8b	7,9b	9,6a		7,5b		6,9b
Desvio Padrão	1,2	1,3	1,5		0,9		0,9
CV (%)	15	16	16		12		13
Máximo	10,9	14,7	12,9		11,0		9,7
Mínimo	5,6	5,0	6,0		4,2		4,7

Ano 2003 – medições realizadas em 16 de Junho, 21 Julho, 19 de Agosto e 16 de Setembro (bloco I e II); Ano 2004 – medições realizadas em 23 Julho, 25 Agosto, 15 de Setembro e 7 de Outubro; Ano 2005 – medições realizadas em 23 Junho, 19 de Julho e 14 de Setembro. Em cada ano, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

Quadro 3.4.17 – Valores médios e parâmetros estatísticos do teor de humidade (% vol.) no período estival dos anos 2003, 2004 e 2005, segundo os tratamentos. Profundidades 20-40 cm no ano 2003 e 60 cm nos anos 2004 e 2005.

Estatísticas	TSMO	SMPC	RCAV	SRVC	RLVC	RCVC	RCLC
2003							
Média	5,7b	7,6a	7,5a	6,5ab	7,4a	4,8b	6,2ab
Desvio Padrão	3,0	2,2	2,5	2,6	3,4	2,1	2,1
CV (%)	54	29	34	40	46	44	34
Máximo	8,3	8,0	12,1	9,5	10,7	9,2	7,2
Mínimo	0,4	0,5	0,5	0,4	0,3	0,4	1,1
2004							
Média	9,2b	9,9ab	11,1a	7,1bc	7,6bc	9,0b	5,5c
Desvio Padrão	1,6	1,8	2,5	1,3	1,3	0,9	1,7
CV (%)	17	18	23	19	16	10	31
Máximo	19,3	14,6	17,1	9,4	16,7	14,7	8,7
Mínimo	5,6	4,5	6,5	3,8	2,8	5,2	3,1
2005							
Média	8,3ab	9,6a	10,1a		7,1b		5,5b
Desvio Padrão	0,7	1,1	0,7		0,5		0,6
CV (%)	9	11	7		7		10
Máximo	17,2	22,1	18,3		14,7		10,0
Mínimo	6,5	4,2	7,1		3,2		3,3

Ano 2003 – medições realizadas em 16 de Junho, 21 Julho, 19 de Agosto e 16 de Setembro (bloco I e II); Ano 2004 – medições realizadas em 23 Julho, 25 Agosto, 15 de Setembro e 7 de Outubro; Ano 2005 – medições realizadas em 23 Junho, 19 de Julho e 14 de Setembro. Para cada ano, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

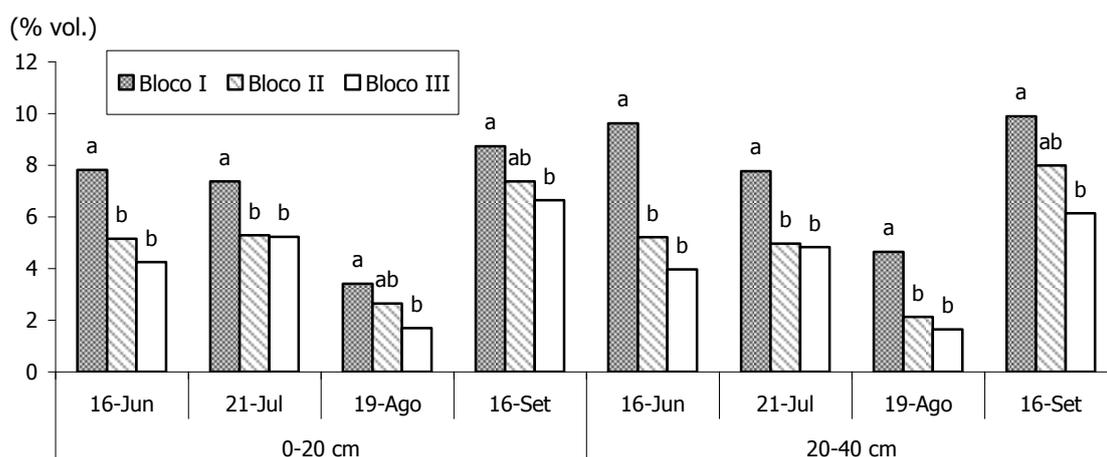


Figura 3.4.26 – Teor de humidade do solo nas profundidades 0-20 e 20-40 cm durante o período de Junho a Setembro de 2003, segundo os blocos. Para a mesma profundidade e data de determinação, colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).

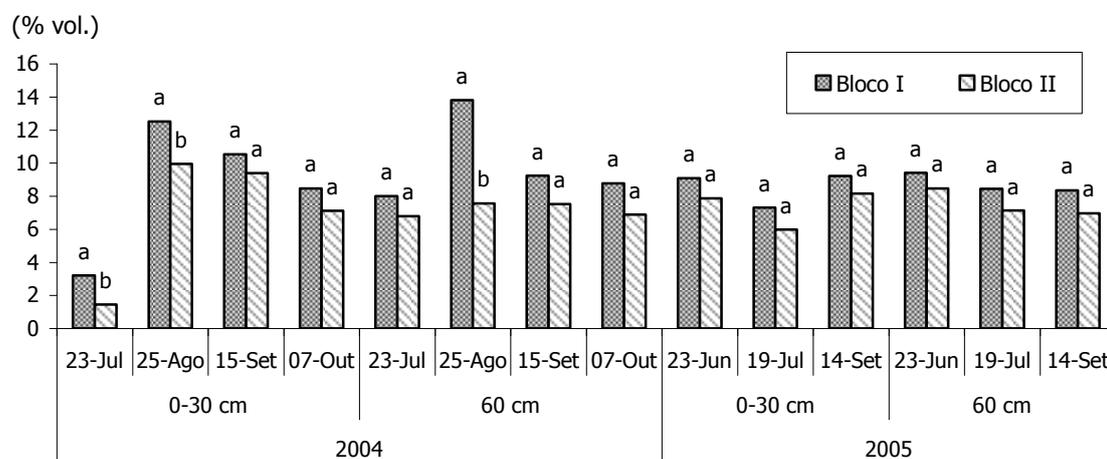


Figura 3.4.27 – Teor de humidade do solo nas profundidades 0-30 e 60 cm durante o período de Julho a Outubro de 2004 e Junho a Setembro de 2005, segundo os blocos. Para a mesma profundidade e data de determinação, colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).

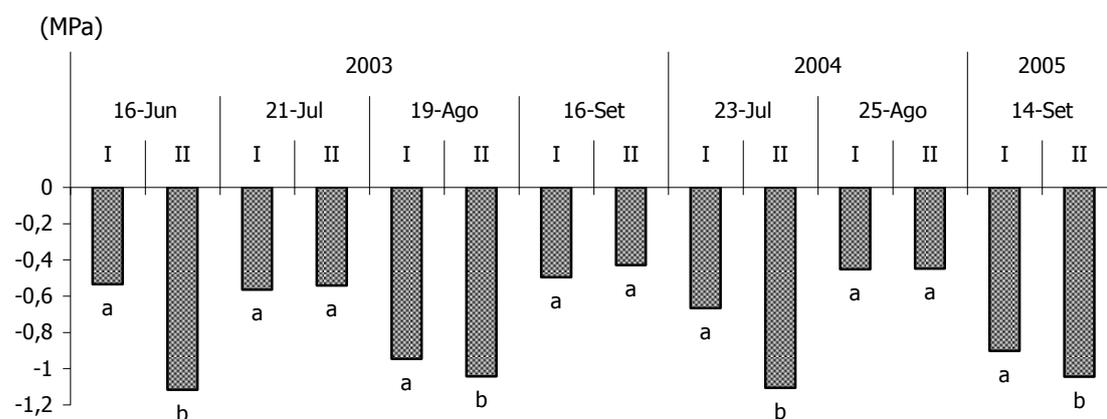


Figura 3.4.28 – Potencial hídrico foliar máximo (6 horas) da espécie CS determinado em 2003, 2004 e 2005, segundo os blocos. Para o mesmo ano e data de determinação, colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).

A alteração da metodologia na determinação do teor de humidade do solo suscitou dúvidas acerca dos valores obtidos. Para esclarecimento dessas dúvidas, em Junho de 2005 determinou-se o teor de humidade do solo pelo método gravimétrico e com equipamento TDR. Os resultados são apresentados na Figura 3.4.29 e, à parte o tratamento RCAV, não revelam diferenças significativas nos teores de humidade do solo determinados pelos dois métodos, pelo que se considera que o equipamento TDR é adequado a estas condições. A variação encontrada no tratamento RCAV poderá estar relacionada com uma fraca mistura entre terra fina e elementos grosseiros, observada no terreno e, conseqüentemente, um menor contacto entre guias de onda e solo.

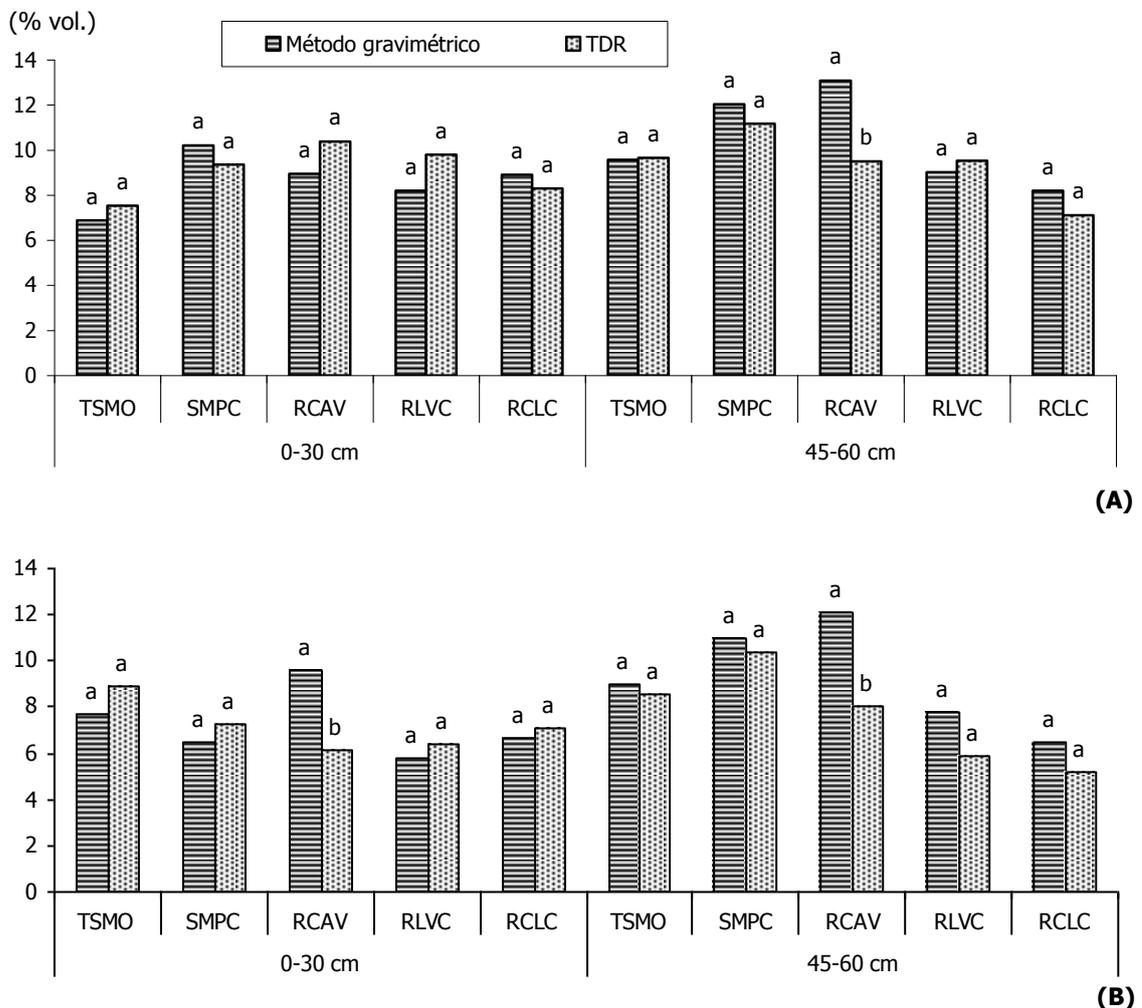


Figura 3.4.29 – Teores de humidade do solo determinados pelo método gravimétrico e com equipamento TDR, segundo os tratamentos nos blocos I (A) e II (B). Para o mesmo tratamento, colunas com letras iguais representa a não existência de diferenças significativas ($p < 0,05$).

3.4.6. Síntese de resultados

A técnica de preparação do terreno (tratamento) afectou a taxa de mortalidade das espécies *PM* e *CS*, com mortalidade significativamente mais elevada nos tratamentos menos intensivos, SMPC e RCAV. Porém, não ficaram claras as relações entre taxa de mortalidade, teor de humidade do solo e potenciais hídricos foliares, embora no tratamento SMPC estas relações, de algum modo, sejam visíveis. O crescimento em altura e diâmetro foi influenciado pelo tratamento, sendo essa influência menos visível na espécie *PM*. Observam-se correlações elevadas entre as alturas iniciais e ao fim de 12 meses para ambas as espécies, e, para o diâmetro apenas na espécie *CS*. As condições dos solos afectaram os acréscimos de crescimento, apresentando as espécies *CS* e *PM*, respectivamente os maiores e menores acréscimos em altura e diâmetro nos solos de índices de qualidade mais elevados (bloco I).

O efeito da técnica de preparação do terreno na distribuição e desenvolvimento do sistema radical, bem como na produção de biomassa, foi mais pronunciado na espécie *PM*. A espécie *CS* apresenta sistemas radicais mais profundos e mais uniformemente distribuídos em profundidade, resultando num maior volume de solo explorado. A biomassa radical na espécie *CS* distribui-se de forma regular pelas diversas classes de diâmetro e profundidade, enquanto em *PM* é nitidamente superior na classe de raízes finas, localizando-se essencialmente nos primeiros 40 cm do solo. No tratamento de mobilização mais intensiva (RCLC), os sistemas radicais de ambas as espécies atingem maiores profundidades, com maior produção de biomassa e volume de solo explorado. As diferenças observadas nos sistemas radicais das duas espécies pode levar à sua recomendação na instalação de povoamentos mistos, uma vez que parecem explorar diferentes profundidades do solo, reduzindo a competição e otimizando a produtividade.

4. Conclusões

O estudo da aplicação de diversas técnicas de preparação do terreno, para instalação de povoamentos florestais, em condições de clima com características mediterrânicas, permitiu contribuir com informação acerca do efeito dessas intervenções mecanizadas no solo, designadamente as modificações na qualidade deste recurso, dos impactes ambientais que determinam sobrevivência e crescimento de espécies florestais e modo como são afectados – aspectos que são fundamentais conhecer para uma gestão sustentável dos ecossistemas.

Neste Capítulo resumem-se as principais conclusões do trabalho desenvolvido, as quais são fundamentalmente baseadas nas sínteses de resultados apresentadas no decorrer do Capítulo 3.

Sobre a qualidade do solo

- Nas zonas menos afectadas pela mobilização (SMPC, RCAV e entre linha de plantação, EL, dos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC), observa-se a existência de perfis naturais, com perfeita distinção de horizontes, colocando em evidência a baixa eficácia das mobilizações ligeiras e da ripagem na mistura de material do solo, aproximando-se as propriedades dos solos nestes tratamentos com as da situação original (TSMO). Nas zonas mais afectadas pela mobilização (RCLC, linha de plantação, LP, e câmore, CO, dos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC) é frequente a ocorrência de uma camada única heterogénea, com mistura de características dos diversos horizontes do solo.
- A intensificação da preparação do terreno resultou num aumento da espessura efectiva e numa redução da massa volúmica aparente, reflectindo-se na expansão radical e nas relações com a água e os nutrientes, constituindo a espessura efectiva um factor limitante à sobrevivência das espécies *PM* e *CS* quando não ultrapassa os 60 cm. Genericamente, contribuiu para um aumento da acidez do solo e da disponibilidade de P_2O_5 e K_2O e redução do C orgânico e N total. A quantificação da qualidade do solo através de índices de qualidade do solo (IQS) indica os tratamentos SRVC, RLVC e RCLC como os mais favoráveis de entre os estudados.

- Nos tratamentos com armação do terreno em vala e câmor, a aplicação de ripagem localizada (RLVC) e contínua (RCVC) comparativamente à situação sem ripagem (SRVC), não resulta em efeitos positivos que a tornem recomendável.

Sobre o processo erosivo do solo

- A produção global de sedimento foi cerca de $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e o escoamento superficial de 20 mm ano^{-1} (coeficiente de escoamento de 2%). Os valores indicados encontram-se dentro de intervalos toleráveis para as variáveis em estudo.
- A produção de sedimento depende do destacamento de partículas do solo por salpico, requerendo, para tanto, menor quantidade de energia cinética das precipitações à medida que a intensidade de mobilização aumenta. A produção de sedimento e o escoamento superficial tendem a aumentar com a intensidade de mobilização do solo.
- A rugosidade superficial induzida pelas operações de preparação do terreno, e a evolução do coberto vegetal no tempo, foram factores chave no controlo da erosão nestes sistemas. A partir de uma cobertura vegetal de 60% a produção de sedimento diminuiu substancialmente.
- A quantidade de sedimento produzida, bem como a sua qualidade não são relevantes, pelo que a sustentabilidade do sistema não foi significativamente afectada pelas várias técnicas de preparação do terreno. O estudo mostrou que, ao nível do povoamento, as perdas de sedimento estão essencialmente associadas à rede divisional e viária, sendo, por isso, necessário concentrar a atenção nestas estruturas de modo a evitar perdas em larga escala.

Sobre o armazenamento de carbono no sistema

- O armazenamento de carbono no sistema foi afectado pelas técnicas de preparação do terreno. Os tratamentos de mobilização intermédia (SRVC, RLVC) foram os que mais acrescentaram carbono ao sistema e o tratamento mais intensivo (RCLC) o que menos acrescentou, estando estas variações essencialmente relacionadas com compartimento solo.

- Mais de 90% do total de carbono armazenado encontra-se no solo, verificando-se um acréscimo em profundidade com o aumento da intensidade de mobilização, explicado pela inversão de camadas por efeito da mobilização.
- A expressão do armazenamento de carbono na biomassa é diminuta, nomeadamente na vegetação herbácea. A massa de carbono por unidade de área é mais elevada em *CS* do que em *PM*, e idêntica entre tratamentos no caso de *CS* e muito diferente no caso de *PM*. No cálculo de balanços de carbono deve-se acautelar a aplicação do princípio generalizado de que 50% da biomassa é carbono, nomeadamente no caso da biomassa radical, onde o carbono não ultrapassou os 30% da matéria seca.

Sobre o comportamento das espécies *P. menziesii* e *C. sativa*

- As espécies *PM* e *CS* apresentaram taxas de mortalidade significativamente mais elevadas nos tratamentos menos intensivos, SMPC e RCAV. Porém, não ficaram claras as relações entre taxa de mortalidade, teor de humidade do solo e potenciais hídricos foliares.
- Os crescimentos em altura e diâmetro das espécies *PM* e *CS* foram influenciados pelo tratamento, sendo esse efeito mais precoce na espécie *CS*. Os tratamentos SRVC e RLVC apresentaram crescimentos intermédios a RCLC (valores mais elevados) e RCVC (valores mais baixos).
- O efeito da técnica de preparação do terreno na produção de biomassa (somente RLVC e RCLC) foi mais pronunciado na espécie *PM*. A biomassa aérea representa a maior fracção, sendo cerca de 3 a 4 vezes superior à biomassa radical na espécie *PM* e cerca de 2 a 3 vezes na espécie *CS*. Também nesta espécie, a biomassa radical distribui-se de forma regular pelas diversas classes de diâmetro e profundidade, enquanto que em *PM* é nitidamente superior na classe de raízes finas. No tratamento de mobilização mais intensiva (RCLC), os sistemas radicais de ambas as espécies atingem maiores profundidades, com maior produção de biomassa e volume de solo explorado.
- A espécie *CS* apresenta sistemas radicais mais profundos e mais uniformemente distribuídos em profundidade, resultando num maior volume de solo explorado. As diferenças observadas nos sistemas radicais das duas espécies pode levar à sua recomendação na instalação de povoamentos mistos, uma vez que parecem explorar diferentes profundidades do solo, reduzindo a competição e otimizando a produtividade.

As conclusões parciais permitem colocar em evidência que os tratamentos de intensidade de mobilização intermédia (SRVC, RLVC), foram os que apresentaram melhor equilíbrio entre índices de qualidade do solo, sobrevivência, crescimentos das espécies *PM* e *CS* e armazenamento de carbono no sistema. Por outro lado, os efeitos positivos resultantes da aplicação de ripagem prévia não justificaram a sua utilização. Assim, com base nestes resultados recomenda-se, para as condições edafo-climáticas estudadas ou semelhantes, a utilização das técnicas de preparação do terreno SRVC e RLVC, com destaque para a primeira. Contudo, é necessário prolongar estes estudos no tempo de modo a verificar a consistência das tendências observadas. Por outro lado, afigura-se conveniente estender ensaios experimentais desta natureza aos diferentes tipos de solos e condições topográficas prevalentes em Trás-os-Montes, com vista a uma melhor compreensão destes sistemas e, conseqüentemente, a procedimentos da instalação de novos povoamentos florestais adequados, no sentido de assegurar-lhes produtividade e sustentabilidade.

Referências Bibliográficas

- Abu-Hamdeh, N. H. 2003. Soil compaction and root distribution for okra as affected by tillage and vehicle parameters. *Soil & Till. Res.*, **74**: 25-35.
- Agroconsultores & Coba. 1991. Carta dos Solos do Nordeste de Portugal. UTAD, Vila Real.
- Alcázar, J., Rothwell, R. L. & Woodard, P. M. 2002. Soil disturbance and the potential for erosion after mechanical site preparation. *North. J. Appl. For.*, **19** (1): 5-13.
- Allen, H. L., Dougherty, P. M. & Campbell, R. G. 1990. Manipulation of water and nutrients-practice and opportunity in southern U. S. pine forests. *For. Ecol. and Manage.*, **30**: 437-453.
- Allmaras, R. R., Burwell, R. E., Larson, W. E. & Holt, R. F. 1966. Total porosity and random roughness of the interrow zone as influenced by tillage. US Department Agriculture Conservation. Research Report 7.
- Alves, A. A. M. 1988. Técnicas de Produção Florestal. Fundamentos, Tipificação e Métodos (2ª Edição). Instituto Nacional de Investigação Científica, Lisboa.
- Améglio T., Archer, P. Cohen, M., Valancogne, C., Daudet, F-A., Dayau, S. & Cruiziat, P. 1999. Significance and limits in the use of predawn leaf water potential for tree irrigation. *Plant and Soil*, **207**: 155-167.
- Andreu, V., Rubio, J. L., Gimeno-García, E. & Llinares, J. V. 1998. Testing three Mediterranean shrub species in runoff reduction and sediment transport. *Soil & Till. Res.*, **45**: 441-454.
- Andrews, S. S., Flora, C. B., Mitchell, J. P. & Karlen, D. L. 2003. Growers' perceptions and acceptance of soil quality indices. *Geoderma*, **114**: 187-213.
- Archibold, O.W., Acton, C., Ripley, E.A., 2000. Effect of site preparation on soil properties and vegetation cover, and the growth and survival of white spruce (*Picea glauca*) seedlings, in Saskatchewan. *For. Ecol. and Manage.*, **131**: 127-141.
- Arnoldus, H. M. J. 1977. Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. p. 39-48. *In Assessing Soil Degradation*. FAO Soils Bulletin n° 34, FAO, Rome, Italy.
- Bacon, G. J., Hawkins, P. J. & Jermyn, D. 1977. Morphological grading studies with 1-0 slash pine seedlings. *Aust. For.*, **40**: 293-303.
- Balbino, L. R. 1968. La méthode Egner-Riehm et la détermination du phosphore e du potassium «assimilável» des sols du Portugal. II Col. Eur: Maditerrânico Contrl. Fert. Plantas Cultivadas: 55-65, Sevilha
- Balesdent, J., Besnard, E., Arrouays, D. & Chenu, C. 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil*, **201**: 49-57.
- Barling, R. D., Moore, I. D. & Grayson, R. B. 1994. A quasi-dynamic wetness index for characterizing the spatial distribution of zones of surface saturation and soil water content. *Water Resources Research*, **30**: 1029-1044.
- Barthès, B., Azontonde, A., Boli, B. Z., Prat, C. & Roose, E. 2000. Fiel-scale run-off and erosion in relation to topsoil aggregate stability in three tropical regions (Benin, Cameroon, México). *European J. of Soil Science*, **51**: 485-495.

- Basic, F., Kisić, I., Butorac, A., Nestroy, O. & Mesic, M. 2001. Runoff and soil loss under different tillage methods on Stagnic Luvisols in central Croatia. *Soil & Till. Res.*, **62**: 145-151.
- Bennett, J. N., Andrew, B. & Prescott, C. E. 2002. Vertical fine root distributions of western redcedar, western hemlock, and salal in old-growth cedar-hemlock forests on northern Vancouver Island. *Can. J. For. Res.*, **32**: 1208-1216.
- Bienes, R., Guerrero, J., Gómez, B., Nicolau, J. M. & Espigares, T., 1999. Influencia de la cubierta vegetal sobre la evolución del coeficiente de escorrentía en campos agrícolas. *XIV Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo*, 4 pp (CD-ROM). Pucon, Chile.
- Binkley, D. 1986. Forest Nutrition Management. John Wiley & Sons, New York.
- Bocio, I., Navarro, F. B., Ripoll, M.A., Jiménez, M. N. & De Simón, E. 2004. Holm oak (*Quercus rotundifolia* Lam.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) response to different soil preparation techniques applied to forestation in abandoned farmland. *Ann. For. Sci.*, **61**: 171-178.
- Böhm, W. 1979. Methods of studying root systems. In W. D. Billings, F. Golley, O. L. Lange & J. S. Olson (eds.) *Ecological Studies* n° 33. Springer-Verlag, Berlin.
- Brakensiek, D. L. & Rawls, W. J. 1994. Soil containing rock fragments: effects on infiltration. *Catena*, **23 (1-2)**: 99-110.
- Brejda, J. J., Karlen, D. L. Smith, J. L. & Allan, D. L. 2000. Identification of regional soil quality factors and indicators: II. Northern Mississippi loess hills and palouse prairie. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **64**: 2125-2135.
- Bryan, R. B. & Campbell, I. A. 1986. Runoff and sediment discharge in a semi-arid drainage basin. *Z. Geomorphol.*, **58**: 121-143.
- Burger, J. A. & Kelting, D. L. 1999. Using soil quality indicators to assess forest stand management. *For. Ecol. and Manage.*, **122**: 155-166.
- Cabral. 1982. Contribuição para a determinação da taxa de decomposição da folhada de *Eucalyptus globulus* Labill, e sua relação com factores ambientais. INIA, Estação Florestal Nacional.
- Cairns, R. D. & Lasserre, P. 2004. Reinforcing economic incentives for carbon credits for forests. *Forest Policy and Economics*, **6**: 321-328.
- Callesen, I., Liski, J., Raulund-Rasmussen, K., Olsson, M. T., Tau-Strand, L. Vesterdal, L. & Westman, C. J. 2003. Soil carbon stores in Nordic well-drained forest soils – relationships with climate and texture class. *Global Change Biology*, **9**: 358-370.
- Campos, M. A. & Uchida, T. 2002. Influência do sombreamento no crescimento de mudas de três espécies amazônicas. *Pesq. agropec. bras.*, **37 (3)**: 281-288.
- Canham, C. C. 1989. Different responses to gaps among shade-tolerant tree species. *Ecology*, **70**: 560-562.
- Carling, P. A., Irvine, B. J., Hill, A. & Wood, M. 2001. Reducing sediment inputs to Scottish streams: a review of the efficacy of soil conservation practices in upland forestry. *The Science of the Total Environment*, **265**: 209-227.
- Carneiro, J. G. A. 1995. Produção e Controle de Qualidade de Mudas Florestais. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, p. 41-65.

- Carvalho, J. E. B., Souza, L. S., Jorge, L. A. C., Ramos, W., Costa Neto, A. O., Araújo, A. M. A., Lopes, L. & Jesus, M. 1999. Manejo de coberturas do solo e sua interferência no desenvolvimento do sistema radicular da laranja pêra. *Revista Brasileira de Fruticultura*, **21** (2): 140-145.
- Carvalho, J. M. 1994. Ensaio de diferentes graus de mecanização em plantações de *Eucalyptus globulus* – Ensaio preliminares. *III Congresso Florestal Nacional*, pp. 124-129. Figueira da Foz.
- Casermiro, M. A., Molina, J. A., Caravaca, M. T., Costa, J. H. Massanet, M. I. H. & Moreno, P. S. 2004. Influence of scrubs on runoff and sediment loss in soils of Mediterranean climate. *Catena*, **57**: 91-107.
- Celpe – Associação de Indústria papeleira. 2004. Boletim Estatístico da Celpe de 2004. <http://www.celpe.pt> (consultado em 13 de Agosto de 2005).
- CEPT. 1968. Informação preliminar acerca de normas para caracterização morfológica dos solos (reimp.). Junta de Investigações do Ultramar, Centro de Estudos de Pedologia Tropical, Lisboa.
- Cerdà, A. 2001. Effects of rock fragment cover on soil infiltration, interrill runoff and erosion. *European Journal of Soil Science*, **52**: 59-68.
- Chhabra, A., Palria, S. & Dadhwal, V. K. 2003. Soil organic carbon pool in Indian forests. *For. Ecol. and Manage.*, **1739**: 187-199.
- Coelho, C. O. A., Ferreira, A. J. D. & Boulet, A.-K. 2001. Resposta hidrológica em povoamentos de castanheiro, pinheiro bravo, eucalipto e montado de sobro e azinho. Actas do 4º Congresso Florestal Nacional, Évora. pp111-117.
- Cogliastro, A., Gagnon, D., Bouchard, A. 1997. Experimental determination of soil characteristics optimal for the growth of ten hardwoods planted on abandoned farmland. *For. Ecol. and Manage.*, **96**: 49-63.
- Collet, C., Guehl, J. M., Frochot, H. & Ferhi, A. 1996. Effect of two forest grasses differing in their growth dynamics on the water relations and the growth of *Quercus petraea* seedlings. *Can. J. Bot.*, **74**: 1562-1571.
- Compton, J. E., Boone, R. D., Motzkin, G. & Foster, D. R. 1998. Soil carbon and nitrogen in a pine-oak sand plain in central Massachusetts: role of vegetation and land-use history. *Oecologia*, **116**: 536-542.
- Cooper, C. F. 1984. Carbon storage in managed forests. *Can. J. For. Res.*, **13**: 155-166.
- Costa, J. B. 1985. Caracterização e constituição do solo, 3ª edição. FCG, Lisboa.
- Costa, J. C., Aguiar, C., Capelo, J. H. & Neto, C. 1998. Aproximação à biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea* **0**: 56pp.
- Côté, B., Hendershot, H. W., Fyles, J. W., Roy, A. G., Bradley, R., Biron, P. M. & Courchesne, F. 1998. The phenology of fine root growth in a maple-dominated ecosystem: relationships with some soil properties. *Plant and Soil*, **201**: 59-69.
- Cotrufo, M. F., Ineson, P. & Rowland, A. P. 1994. Decomposition of tree leaf litters grown under elevated CO₂: Effect of litter quality. *Plant and Soil*, **163**: 121-130.
- Crave, A. & Gascuel-Odoux, C. 1997. The influence of topography on time and space distribution of soil surface water content. *Hydrological Processes*, **11**: 203-210.
- Curt, T., Lucot, E. & Bouchaud, M. 2001. Douglas-fir root biomass and rooting profile in relation to soils in a mid-elevation area (Beaujolais Mounts, France). *Plant and Soil*, **233**: 109-125.

- D'epenoux, F. 1994. Relations milieu-production. Application au pin noir d'artriche sur le versant Nord du Ventoux. *Rev. For. Fr.*, **XLVI (3)**: 223-234.
- Daget, P. 1977. Le bioclimat mediterranean: caracteres généraux, modes de caractérisation. *Vegetatio*, **34**: 1-20.
- Dagnelie, P. 1973. Estatística: Teoria e Métodos (2º volume). Publicações Europa – América, Mem Martins, Portugal.
- Danner B. T. & Knapp. 2001. Growth dynamics of oak seedlings (*Quercus macrocarpa* Michx. and *Quercus muhlenbergii* Engelm.) from gallery forests: implications for forest expansion into grasslands. *Trees*, **15**: 271-277.
- David, T.S., David, J. S., Henriques, M. O., Besson, C., Chaves, M. & Pereira, J. S. 2005. Azinheiras e sobreiros: sobrevivência à secura. In R., Silva & F. Páscoa (eds.) Actas das Comunicações do 5º Congresso Florestal Nacional, Viseu. 12 pp.
- Deckmyn, G., Muys, B., Quijano, J. G. & Ceulemans, R. 2004. Carbon sequestration following afforestation of agricultural soils: comparing oak/beech forest to short-rotation poplar coppice combining a process and a carbon accounting model. *Global Change Biology*, **10**: 1482-1491.
- Dedecek, R. A. 1987. Efeitos das perdas e deposições de camadas de solo na produtividade de um Latossolo Vermelho-Escuro dos cerrados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **11**: 323-328.
- Descroix, L., Viramontes, D., Vauclin, M., Gonzalez Barrios, J. L. & Esteves, M. 2001. Influence of soil surface features and vegetation on runoff and erosion in the Western Sierra Madre (Durango, Northwest Mexico). *Catena*, **43**: 115-135.
- Dexter, A. R. 2004. Soil physical quality. Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*, **120**: 201-214.
- DGF, 2002. Manual de silvicultura para a prevenção de incêndios. Caderno VIII. Lisboa.
- Diaz-Fierros, F., Soto, B., Perez, R. & Benito, E. 1991. Factores de escala en la medida de la rosion hídrica en suelos incendiados del NW de Espana. *Suelo y Planta*, **1**: 565-574.
- Dick, W. A., Blevins, R. L., Frye, W. W., Peters, S. E., Christenson, D. R., Pierce, F. J. & Vitosh, M. L. 1998. Impacts of agricultural management practices on C sequestration in forest-derived soils of the eastern Corn Belt. *Soil & Till. Res.*, **47**: 235-244.
- Dixon, R. K., Brown, S., Houghton, R. A., Solomon, A. M., Trexler, M. C. & Wisniewski, J. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, **263**: 185-190.
- Ellsworth, D. S. 2004. Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology*, **124**: 135-136.
- Fabião, A., Madeira, M. & Steen, E. 1987. Standing root crops in Eucalyptus globulus plantations in West-Portugal in relation to soil characteristics. *Arid and Soil Res. Rehab.*, **1**: 185-194.
- FAO. 1998. World Reference Base for Soil Resources, by ISSS-ISRIC-FAO. World Soil Resources, Report N° 84. Rome.
- FAO/UNESCO. 1987. Soil Map of the World. Revised Legend. Amended fourth draft. World Soil Resources Report n° 60. FAO, Rome.
- Fernandes, J. A. P. & Fernandes, H. M. F. 1998. Ensaio de diferentes graus de mobilização em plantações de *Pinus pinaster* Aiton. *Revista Florestal*, **XI (2)**: 56-62.

- Fernández-Sanjurjo, M. J. 1999. Influencia de los fragmentos gruesos en algunas propiedades físicas y químicas del suelo: antecedentes y estado actual del tema. *Edafologia*, **6**: 95-107.
- Ferreira, A. G., 1996. Utilização dos Recursos Naturais e Conservação do Solo. Universidade de Évora. Não publicado.
- Ferreira, C. A. G., Davide, A. C. & Carvalho, L. R. 1999. Relações hídricas em mudas de *Eucalyptus citriodora* Hook., em tubetes, aclimatadas por tratamentos hídricos. *Cerne*, **5** (2): 105-104.
- Figueiredo, T. & Poesen, J. 1998. Effects of surface rock fragment characteristics on interrill runoff and erosion of a silty loam soil. *Soil & Till. Res.*, **46**: 81-95.
- Figueiredo, T. 1996. Influence de la pierrosité superficielle sur l'érosion d'un sol franc-limoneux: résultats d'une expérimentation de simulation. *Reseau Erosion, Bull.* **16**: 98-108.
- Figueiredo, T. F. R. 2001. Pedregosidade e erosão hídrica dos solos em Trás-os-Montes: Contributo para a interpretação de registos em vinhas ao alto na região do Douro. Dissertação de Doutoramento. UTAD, Vila Real.
- Fonseca, F. M. S. 1997. Implicações do tipo de coberto florestal nos horizontes orgânicos e minerais do solo. Aplicação a quatro povoamentos na Serra da Padrela, N. de Portugal. Dissertação de Mestrado. UTAD, Vila Real.
- Fonseca, F., Martins A., Nogueira C., Figueiredo T. & Guerra A. 2005. Distribuição e desenvolvimento do sistema radicular em povoamentos jovens de *Castanea sativa* e *Pseudotsuga menziesii*. In R., Silva & F. Páscoa (eds.) Actas das Comunicações do 5º Congresso Florestal Nacional, Viseu. 8 pp.
- Francis, C. F. & Thornes, J. B. 1990. Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. p. 159-165 In J. B. Thornes (ed.) *Vegetation and Erosion. Processes and Environments*. Wiley, Chichester.
- Franco, F. S., Couto, L. Carvalho, A. F., Jucksch, I. Filho, E. I. F., Silva, E. & Neto, J. A. A. M. 2002. Quantificação de erosão em sistemas agroflorestais e convencionais na zona da mata de Minas Gerais. *Revista Árvore*, **26** (6): 751-760.
- Gachene, C. K. K., Jarvis, N. J., Linner, H. & Mbuvi, J. P. 1997. Soil erosion effects on soil properties in a highland area of central Kenya *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **61**: 559-564.
- Godron, M. & cols. 1983. Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu. CNRS, Paris, France.
- Goetz, S. J. & Prince, S. 1998. Variability in carbon exchange and light utilisation among boreal forest stands: implications for remote sensing of net primary production. *Canadian Journal of Forest Research*, **28**: 375-389.
- Gomes, A. L. 1982. Preliminares do melhoramento florestal na zona norte do país. Ensaios juvenis de algumas essências. IUTAD, Vila Real.
- Gomes, M. P. & Silva, A. Antunes. 1962. Um novo diagrama triangular para a classificação básica da textura do solo. *Est. Agron.*, **3**: 1-9.
- Gomez, A., Powers, R. F., Singer, M. J. & Horwath. 2002. Soil compaction effects on growth of young Ponderosa Pine following litter removal in California's Sierra Nevada. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **66**: 1334-1343.

- Gómez-Plaza, A., Martínez-Mena, M., Albaladejo, J. & Castillo, V. M. 2001. Factors regulating spatial distribution of soil water content in small semiarid catchments. *Journal of Hydrology*, **253**: 211-226.
- Gonçalves, J. L. M. & Benedetti, V. 2000. Nutrição e Fertilização Florestal. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, Piracicaba, Brasil.
- Gower, S. T., Vogel, J. G., Norman, J. M., Kucharik, C. J., Steele, S. J. & Stow, T. K. 1997. carbon distribution and above-ground net primary production in aspen, jack pine and black spruce stands in Saskatchewan and Manitoba, Canada. *Journal of Geophysical Research*, **102**: 29029-29041.
- Grayson, R. B., western, A. W. & Chiew, F. H. S. 1997. Preferred states in spatial soil moisture patterns: local and nonlocal controls. *Water Resources Research*, **33**: 2897-2908.
- Grigal, D. F. & Berguson, W. E. 1998. Soil carbon changes associated with short-rotation systems. *Biol. Bioeng.*, **14**: 371-377.
- Harmon, M. E. & Marks, B. 2002. Effects of silvicultural practices on carbon stores in Douglas-fir-western hemlock forests in the Pacific Northwest, USA: results from a simulation model. *Can. J. For. Res.*, **32**: 863-877.
- Homann, P. S., Sollins, P., Chappell, H. N. & Stangenberger, A. G. 1995. Soil organic carbon in a mountainous, forested region: relation to site characteristics. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **59**: 1468-1475.
- Honrubia, M., Torres, P., Díaz, G. & Cano, A. 1992. Manual para micorrizar plantas en viveros forestales. Ministerio de Agricultura, Peca y Alimentación. ICONA.
- Houba, V. J. G., Van der Lee, J. J., Novozamski, I. & Walinga, I. 1986. Soil and Plant Analysis. Part 5. Soil Analysis Procedures. Wageningen.
- Huang, A. C., Bradford, J. M. & Cushman, J. H. 1982. A numerical study of raindrop impact phenomena: the rigid case. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **46**: 14-19.
- Huang, C., Gascuel-Oudou, C. & Cros-Cayot, S. 2001. Hillslope topographic and hydrologic effects on overland flow and erosion. *Catena*, **46**: 177-188.
- Hudson, N. 1981. Soil conservation. 2nd ed. Cornell University Press, New York.
- Huntington, T. G. 1995. Carbon sequestration in an aggrading forest ecosystem in the southeastern USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **59**: 1459-1467.
- Hussain, I. Olson, K. R., Wander, M. M. & Karlen, D. L. 1999. Adaptation of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. *Soil & Till. Res.*, **50**: 237-249.
- INMG.1991. Normais Climatológicas da Região de “Trás-os-Montes e Alto Douro” e “Beira Interior” Correspondentes a 1951-1980. Fascículo XLIX, Volume 3, 3ª Região, Lisboa.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2000. Land use, land-use change, and forestry special report. Cambridge.
- Islam, K. R. & Weil, R. R. 2000. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **79**: 9-16.
- Johansson, M-B. 1994. The influence of soil scarification on the turn-over rate of slash needles and nutrient release. *Scand. J. For. Res.*, **9**: 170-179.
- Jourdan, C. & Rey, H. 1997. Architecture and development of the oil-palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) root system. *Plant and Soil*, **189**: 33-48.

- Kanegae, M. F., Braz, V. & Franco, A. C. 2000. Efeitos da seca sazonal e disponibilidade de luz na sobrevivência e crescimento de *Bowdichia virgilioides* em duas fitofisionomias típicas dos cerrados do Brasil Central. *Revta brasil. Bot.*, **23** (4): 459-468.
- Karlen, D. L. 2004. Soil quality as an indicator of sustainable tillage practices. *Soil & Till. Res.*, **78**: 129-130.
- Karlen, D. L. Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F. & Schuman, G. E. 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **61**: 4-10.
- Karlen, D. L., Wollenhaupt, N. C., Erbach, D. C., Berry, E. C., Swan, J. B., Eash, N. S. & Jordahi, J. L. 1994a. Long-term tillage effects on soil quality. *Soil & Till. Res.*, **32**: 313-327.
- Karlen, D. L., Wollenhaupt, N. C., Erbach, D. C., Berry, E. C., Swan, J. B., Eash, N. S. & Jordahi, J. L. 1994b. Long-term tillage effects on soil quality. *Soil & Till. Res.*, **32**: 313-327.
- Kosmas, C., Danalatos, N. G. & Gerontidis, S. 2000. The effect of land parameters on vegetation performance and degree of erosion under Mediterranean conditions. *Catena*, **40**: 3-17.
- Kosmas, C., Danalatos, N. G., Cammeraat, L. H., Chabart, M., Diamantopoulos, J., Farand, R., Gutierrez, L., Jacob, A., Marques, H., Martinez-Fernandez, J., Mizara, A., Moustakas, N., Nicolau, J. M., Oliveros, C., Pinna, G., Puddu, R., Puigdefabregas, J., Roxo, M., Simao, A., Stamou, G., Tomasi, N., Usai, D., & Vacca, A. 1997. The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena*, **29**: 45-59.
- Laclau, P. 2003. Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. *For. Ecol. and Manage.*, **180**: 317-333.
- Lang, R. D. & McCaffrey, L. A. H. 1984. Ground cover – its effects on soil loss from grazed runoff plots, Gunnedah. *J. soil Water Cons.*, **40** (1): 56-61.
- Le Bissonnais, Y. & Singer, M. J. 1993. Seal formation, runoff, and interrill erosion from seventeen California soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **57**: 224-229.
- Le Bissonnais, Y., Benkhadra, H., Chaplot, V., Fox, D., King, D. & Daroussin, J. 1998. Crusting, runoff and sheet erosion on silty loamy soils at various scales and upscaling from m² to small catchments. *Soil & Till. Res.*, **46**: 69-80.
- Lecompte, F., Ozier-Lafontaine, H. & Pagès, L. 2001. The relationships between static and dynamic variables in the description of root growth. Consequences for field interpretation of rooting variability. *Plant and Soil*, **236**: 19-31.
- Li, Y., Xu, M., Zou, X., Shi, P. & Zhang, Y. 2005. Comparing soil organic carbon dynamics in plantation and secondary forest in wet tropics in Puerto Rico. *Global Change Biology*, **11**: 239-248.
- Lieberman, M., Lieberman, D. & Peralta, R. 1989. Forests are not just swiss cheese: canopy stereogeometry of non-gaps in tropical forests. *Ecology*, **70**: 550-552.
- Lindsay, W. L. 1979. Chemical equilibria in soils. John Wiley & Sons, New York.
- Löf, M., Gemmel, P., Nilsson, U. & Welander, N. T. 1998. The influence of site preparation on growth in *Quercus robur* L. seedlings in a southern Sweden clear-cut and shelterwood. *For. Ecol. and Manage.*, **109**: 241-249.

- Logsdon, S.D. & Karlen, D. L. 2004. Bulk density as a soil quality indicator during conversion to no-tillage. *Soil & Till. Res.*, **78**: 143-149.
- López-Bermúdez, F., Romero-Díaz, A., Martínez-Fernandez, José & Martínez-Fernandez, Julia. 1998. Vegetation and soil erosion under a semi-arid Mediterranean climate: a case study from Murcia (Spain). *Geomorphology*, **24**: 51-58.
- Loureiro A. C. M. M. 1986. Estudos de crescimento e de produção de algumas espécies florestais com interesse para a região montana subatlântica de Portugal. Dissertação de Doutoramento. UTAD, Vila Real.
- Loureiro A. C. M. M. 1987. Apontamentos de silvicultura. UTAD, Vila Real.
- Loureiro, A. M. 1989. Cultura das principais espécies florestais em Portugal. UTAD, Vila Real.
- Lucci, S. & Della Lena, S. 1994. Effect of different site preparation techniques on runoff and erosion in plantation forestry. p. 379-386. In R. J. Rickson (ed.) *Conserving Soil Resources*. CAB International, Wallingford, UK.
- Ludwig, B., Boiffin, J. Chadoeuf, J. & Auzet, A. V. 1995. Hydrological structure and erosion damage caused by concentrated flow in cultivated catchments. *Catena*, **25**: 227-252.
- Lugo, A. E., Brown, S. & Chapman, J. 1988. An analytical review of production rates and stemwood biomass of tropical forest plantations. *For. Ecol. and Manage.*, **23**: 179-200.
- Luis, J. F. S. & Monteiro, M. L. 1998. Dynamics of a broadleaved (*Castanea sativa*) conifer (*Pseudotsuga menziesii*) mixed stands in Northern Portugal. *For. Ecol. and Manage.*, **107**: 183-190.
- Lundmark-Thelin, A. & Johansson, M-B. 1997. Influence of mechanical site preparation on decomposition and nutrient dynamics of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) needle litter and slash needles. *For. Ecol. and Manage.*, **96**: 101-110.
- Madeira, M. A. V., Melo, G. F. Alexandre, C. A. & Steen, E. 1989. Effects of deep ploughing and superficial disc harrowing on physical and chemical soil properties and biomass in a new plantation of *Eucalyptus globulus*. *Soil & Till, Res.*, **14**: 163-175.
- Madeira, M. V., Fabião, A., Pereira, J. S., Araújo, M. C. & Ribeiro, C. 2002. Changes in carbon stocks in *Eucalyptus globulus* Labill. Plantations induced by different water and nutrient availability. *For. Ecol. and Manage.*, **171**: 75-85.
- Magalhães, L. M. S. & Blum, W. E. H. 2000. Distribuição radical de espécies florestais plantadas na região de Manaus, Amazônia. *Floresta e Ambiente*, **7 (1)**: 93-103.
- Mahendrappa, M. K., Foster, N. W., Weetman, G. F. & Krause, H. H. 1986. Nutrient cycling in forest soils. *Can. J. Soil Sci.*, **66**: 547-572.
- Mäkitalo, K. 1999. Effect of site preparation and reforestation method on survival and height growth of scots pine. *Scand. J. For. Res.*, **14**: 512-525.
- Marshall, T. J. & Holmes, J. W. 1988. *Soil Physics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Martin, C., Didon-Lescot, J. F., Lhuillier, S. & Usselman, P. 2004. Reforestation et stockage du carbone au xxème siècle sur le versant sud du Mont-Lozère (France). *Reseau Erosion, Bull.* **23**: 60-71.

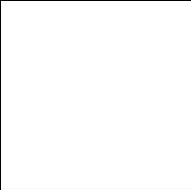
- Martins, A. & Pinto, M. G. 2004. Efeitos da ripagem localizada versus ripagem contínua nas propriedades do solo e na resposta das plantas em novos povoamentos florestais. *Silva Lusitana* **12(2)**: 191-202.
- Martins, A. A. 1987. Os solos de Trás-os-Montes e Alto Douro. Actas do 1º Encontro Investigação e Desenvolvimento Agrários, Escola Superior Agrária de Bragança, Bragança, pp. 1-40.
- Martins, A. A. A. 1992. Génese e evolução de solos derivados de granito: Estudo de uma climo-sequência no Norte de Portugal. Dissertação de Doutoramento. UTAD, Vila Real.
- Martins, S. G., Silva, M. L. N., Curi, N., Ferreira, M. M., Fonseca, S. & Marques, J. J. G. S. M. 2003. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região de Aracruz (ES). *R. Bras. Ci. Solo*, **27**: 395-403.
- Matos, M. & Silva, M. 1986. Estudos de precipitação com aplicação no projecto de sistemas de drenagem pluvial. Curvas de intensidade-duração-frequência da precipitação em Portugal. ITH24, LNEC, Lisboa.
- Mausbach, M. J. & Seybold, C. A. 1998. Assessment of soil quality. In R. Lal (ed.) Soil quality and agricultural sustainability. Ann Arbor Press, Chelsea.
- McQuaid, B. F. & Olson, G. L. 1998. Soil quality indices of Piedmont sites under different management systems. p. 427-433. In R. Lal *et al.* (ed.) Soil processes and the carbon cycle. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Merzouki, A., Lossaint, P. & Rapp, M. 1989. L'effet d'une coupe à blanc sur le compartiment biomasse microbienne d'un sol rouge méditerranéen. *Pedobiologia*, **33**: 221-228.
- Merzouki, A., Lossaint, P., Billes, G. & Rapp, M. 1990. L'impact du déboisement sur l'azote minéral susceptible d'être absorbé par un taillis de chêne vert (*Quercus ilex* L.) en reconstitution. *Ann. For. Sci.*, **21**: 633-641.
- Metson, A. J. 1956. Methods of chemical analysis for survey samples. Soil Bureau Bol. n° 12. New Zealand Dept. Scient. Ind. Research.
- Misra, R. K. 1997. Maximum axial growth pressures of the lateral roots of pea and eucalypt. *Plant and Soil*, **188**: 161-170.
- Misra, R. K., Turnbull, C. R. A., Cromer, R. N., Gibbons, A. K. & LaSala, A. V. 1998. Below- and above-ground growth of *Eucalyptus nitens* in a young plantation. I. Biomass. *For. Ecol. and Manage.*, **106**: 283-293.
- Moorman, T. B., Cambardella, C. A., James, D. E., Karlen, D. L. & Kramer, L. A. 2004. Quantification of tillage and landscape effects on soil carbon in small Iowa watersheds. *Soil & Till, Res.*, **78**: 225-236.
- Mutchler, C. K., Murphree, C. E. & McGregor, K. C. 1988. Laboratory and field plots for soil erosion studies. p. 9-36. In R. Lal (ed.) Soil erosion research methods. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, IA.
- Nortcliff, S. 2002. Standardisation of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **88**: 161-168.
- Ojasvi, P. R., Goyal, R. K. & Gupta. 1999. The micro-catchment water harvesting technique for the plantation of jujube (*Zizyphus mauritiana*) in an agroforestry system under arid conditions. *Agricultural Water Management*, **41**: 139-147.

- Olarieta, J. R., Rodriguez, R., Besga, G. Rodriguez, M., Virgel, S. & Domingo, M. 1997. Efecto de las labores mecanizadas de preparacion del terreno para plantaciones de pino radiata en algunas propiedades físico-químicas del suelo. *I Congreso Forestal Hispano Luso – II Congreso Forestal Español*, Libro de Actas, Pamplona.
- Ollesch, G. & Vacca, A. 2002. Influence of time on measurement results of erosion plot studies. *Soil & Till. Res.*, **67**: 23-39.
- Örlander, G. & Nilsson, U. 1999. Effect of reforestation methods on pine weevil (*Hylobius abietis*) damage and seedling survival. *Scand. J. For. Res.*, **14**: 341-354.
- Otsamo, A., Adjers, G., Hadi, T. S., Kuusipalo, J., Tuomela, K. & Vuokko, R. 1995. Effect of site preparation and inicial fertilization on the establishment and growth of tour plantation tree species used in reforestation of *Imperata cilíndrica* (L.) Beauv. Dominated grasslands. *For. Ecol. and Manage.*, **73**: 271-277.
- Owenby, C. E., Auen, L. M. & Coyne, P. I. 1994. Biomass production in a nitrogen-fertilized, tallgrass prairie ecosystem exposed to ambient and elevated levels of CO₂. *Plant and Soil*, **165**: 105-113.
- Page-Dumroese, D., Jurgensen, M., Elliot, W., Rice, T., Nesser, J., Collins, T. & Meurisse, R. 2001. Soil quality standards and guidelines for forest sustainability in northwestern North America. p. 445-462. *In* J. R. Boyle & R. F. Powers (ed.) *Forest soils and ecosystems sustainability*. Elsevier, New York.
- Paul, K. I., Polglase, P. J., Nyakuengama, J. G. & Khanna, P. K. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *For. Ecol. and Manage.*, **168**: 241-257.
- Percival, H. J., Parfitt, R. L. & Scott, N. A. 2000. Factors controlling soil carbon levels in New Zealand grasslands: Is clay content important? *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **64**: 1623-1630.
- Pereira, E., Ribeiro, A. & Castro, P. 2000. Carta Geológica de Portugal na Escala de 1/50000: Notícia Explicativa da Folha 7-D Macedo de Cavaleiros. Instituto Geológico e Mineiro. Lisboa.
- Pereira, J. S., David, J. S., David, T. S., Caldeira, M. C. & Chaves, M. M. 2004. Carbon and water fluxes in Mediterranean-type ecosystems: constraints and adaptations. p. 467-498. *In* K. Esser, U. Lüttge, W. Beyschlag & J. Murata (eds.) *Progress in Botany*. Springer-Verlag, Berlin.
- Pereira, J. S., Tenhunen, J. D., Lange, O. L., Beys-chlang, W., Meyer, A. & David, M. M. 1986. Seasonal and diurns patterns in lesf gás Exchange of *Eucalyptus globulus* trees growing in Portugal. *Can. J. For. Research*, **16**: 339-346.
- Piatek, K. B., Harrington, C. A. & Debell, D. S. 2003. Site preparation effects on 20 year survival and growth of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) and on selected soil properties. *Western J. Appl. For.*, **18** (1): 44-51.
- Pinto, M.G.S., 2000. Técnicas de preparação do terreno em sistemas florestais e implicações no solo e nas relações solo-planta. Dissertação de Mestrado. UTAD, Vila Real.
- Poesen, J. & Ingelmo-Sanchez, F. 1992. Runoff and sediment yield from topsoils with diferrent porosity as affected by rock fragment cover and position. *Catena*, **19**: 451-474.
- Poesen, J. & Lavee, H. 1991. Effects of size and incorporation of synthetic mulch on runoff and sediment yield from interrills in a laboratory study with simulated rainfall. *Soil & Till. Res.*, **21**: 209-223.

- Poesen, J. 1986. Field measurements of splash erosion to validate a splash transport model. *Z. Geomorph. N. F.*, **58**: 81-91.
- Poesen, J. 1990. Erosion processes research in relation to soil erodibility and some implications for improving soil quality. p. 159-170. In J. Albaladejo, M. A. Stocking & E. Diaz (eds.) *Soil Degradation and Rehabilitation in Mediterranean Environmental Conditions*. CSIC, Murcia, Espanha.
- Poesen, J. W. A. & van Wesemael. 1995. Effects of rock fragments on the structural collapse of tilled topsoils during rain. In E. Derbyshire, T. Dijkstra & I. J. Smalley (eds.) *Genesis and Properties of Collapsible Soils*. Kluwer Academic Publishers, Series C: Mathematical and Physical Sciences, Vol. **468**: 333-343.
- Poesen, J., Ingelmo-Sanchez, F. & Mucher, H. 1990. The hydrological response of soil surfaces to rainfall as affected by cover and position of rock fragments in the top layer. *Earth Surface Processes and Landforms*, **15**: 653-671.
- Poesen, J., Torri, D. & Bunte, K. 1994. Effects of rock fragments on soil erosion by water a different spatial scales: a review. *Catena*, **23 (1-2)**: 141-166.
- Ponce-Hernández, R. 1999. Assessing the carbon stock and carbon sequestration potential of current and potential land use systems and the economic rationality of land use conversions. *FAO World Resources Reports* 86. pp. 79-94.
- Porta, J., López-Acevedo, M. & Roquero, C. 2003. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*, 3ª edición. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Portela, E. M. A. C. 1989. Avaliação da disponibilidade do potássio em solos de Trás-os-Montes. Contribuição para o seu estudo. Tese de Doutoramento. UTAD, Vila Real.
- Post, W. M. & Kwon, K. C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, **6**: 317-327.
- Pritchett, W. L. & Fisher, R. F. 1987. *Properties and Management of Forest Soils*. Second Edition. John Wiley & Sons, New York.
- Querejeta, J.I., Roldán, A., Albaladejo, J., Castillo, V. 2001. Soil Water availability improved by site preparation in a *Pinus halepensis* afforestation under semiarid climate. *For. Ecol. and Manage.*, **149**: 115-128.
- 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. *Revista de Ciências Agrárias*, **XXIV 3 e 4**: 415-423.
- Rao, K. P. C., Steenhuis, T. S., Cogle, A. L., Srinivasan, S. T., Yule, D. F. & Smith, G. D. 1998. Rainfall infiltration and runoff from an Alfisol in semi-arid tropical India. II. Tilled systems. *Soil & Till. Res.*, **48**: 61-69.
- Ribeiro, O. 1986. *Portugal o Mediterrâneo e o Atlântico*. Livraria Sá da Costa Editora, Lisboa.
- Río, M. G. T. 1993. Erosion real y erosion potencial. Principales metodos para su estimacion. *Montes*, **34**: 31-40.
- Rocheftort, L. & Bazzaz, F. A. 1992. Growth response to elevated CO₂ in seedlings of four co-occurring birch species. *Can. J. For. Res.*, **22**: 1583-1587.
- Römken, M. J. M., Helming, K. & Prasad, S. N. 2001. Soil erosion under different rainfall intensities, surface roughness, and soil water regimes. *Catena*, **46**: 103-123.

- Roose, E. 1996. Méthodes de mesure des états de surface du sol, de la rugosité et des autres caractéristiques qui peuvent aider au diagnostic de terrain des risques de ruissellement et d'érosion, en particulier sur les versants cultivés des montagnes. *Reseau Erosion, Bull.* **16**: 87-97.
- Rouhier, H., Billès, G. El Kohen, A., Mousseau, M. & Bottner, P. 1994. Effect of elevated CO₂ on carbon and nitrogen distribution within a tree (*Castanea sativa* Mill.) – soil system. *Plant and Soil*, **162**: 281-292.
- Rudolph, A., Helming, K. & Diestel, H. 1997. Effect of antecedent water content and rainfall regime on microrelief changes. *Soil Technol.*, **10**: 69-81.
- Santos, Q. 1991. Fertilização – Fundamentos da utilização dos adubos e correctivos. Publicações Europa América, Mem Martins.
- Savat, J. & Poesen, J. 1981. Detachment and transportation of loose sediments by raindrop splash. Part I. the calculation of absolute data on detachability and transportability. *Catena*, **8**: 1-17.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Cardelli, R. & Riffaldi, R. 2001. A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant and Soil*, **233**: 251-259.
- Schmid, I. & Kazda, M. 2002. Root distribution of Norway spruce in monospecific and mixed stands on different soils. *For. Ecol. and Manage.*, **159**: 37-47.
- Schneider, P. R., Finger, C. A. G., Sobrinho, V. G. & Schneider, P. S. P. 2005. Determinação indirecta do estoque de biomassa e carbono em povoamentos de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.). *Ciência Florestal*, **15 (4)**: 391-402.
- Schoenholtz, S. H., Van Miegroet, H. & Burger, J. A. 2000. A review chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. p. 335-356. In J. R. Boyle & R. F. Powers (ed.) *Forest soils and ecosystems sustainability*. Elsevier, New York.
- Scholander, P. F. Hammel, H. T., Bradstreet, E. D. & hemmingen, A. E. 1965. Sap pressure in vascular plants. *Science*, **148**: 339-346.
- Seybold, C. A., Mausbach, M. J., Karlen, D. L. & Rogers, H. H. 1998. Quantification of soil quality. p. 387-404. In R. Lal *et al.* (ed.) *Soil processes and the carbon cycle*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Sharma. K. L., Mandal, U. K., Srinivas, K., Vittal, K. P. R., Mandal, B., Grace, J. K. & Ramesh, V. 2005. Long-term soil management effects on crop yields and soil quality in a dryland Alfisol. *Soil & Till. Res.*, **83**: 246-259.
- Silva, A. Antunes. 1967. Determinação da textura do solo. Método da pipeta de Robinson. *Pedologia*, **2**: 129,139.
- Silva, J. M. S. 2002. Estrutura dos sistemas radicais e dinâmica da água no solo numa comunidade arbustiva da Tapada Nacional de Mafra. Dissertação de Doutoramento. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Silva, J. R. C. 2000. Sobrevivência e crescimento de mudas de sabiá em podzólico vermelho-amarelo sob erosão simulada. *Pesq. agropec. bras.*, **35 (5)**: 1055-1061.
- Silva, J. R. M. 1999. Susceptibilidade do solo à erosão (Avanço na modelação). Dissertação de Doutoramento. Universidade de Évora, Évora.
- Silver, W. L., Ostertag, R. & Lugo, A. E. 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology*, **8 (4)**: 394-407.

- Simmons, J. A., Fernandez, I. J., Briggs, R. D. & Delaney, M. T. 1996. Forest floor carbon pools and fluxes along a regional climate gradient in Maine, USA. *For. Ecol. and Manage.*, **84**: 81-95.
- Snelder, D. J. & Bryan, R. B. 1995. The use of rainfall simulation tests to assess the influence of vegetation density on soil loss on degraded rangelands in the Baringo District, Kenya. *Catena*, **25**: 105-116.
- Soil Survey Staff. 1981. Examination and description of soils in the field. *In* Soil Survey Manual. Soil Conservation Service, USDA, Washington D. C.
- Spain, A. V. 1990. Influence of environmental conditions and some soil chemical properties on the carbon and nitrogen contents of some tropical Australian rainforest soils. *Aust. J. Soil Res.*, **28**: 825-839.
- Takken, I., Govers, G., Jetten, V., Nachtergaele, J., Steegen, A. Poesen, J. 2001a. Effects of tillage on runoff and erosion patterns. *Soil & Till. Res.*, **61**: 55-60.
- Takken, I., Jetten, V. Govers, G., Nachtergaele, J. & Steegen, A. 2001b. The effect of tillage-induced roughness on runoff and erosion patterns. *Geomorphology*, **37**: 1-14.
- Thomas, G. W. 1982. Exchangeable cations. p. 159-165. *In* A. C. Page, R. H. Miller, & D. R. Keeney (eds.) *Methods of Soil Analysis. Part 2. Agronomy 9 2nd ed.*. ASA/SSSA, Madison.
- Turner, J. & Lambert, M. J. 2000. Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. *For. Ecol. and Manage.*, **133**: 231-247.
- Udawatta, R. P. & Henderson, G. S. 2003. Root distribution relationships to soil properties in Missouri oak stands: a productivity index approach. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **67 (6)**: 1869-1878.
- UNFCCC, 2000. National communications from parties included in Annex I to the convention: greenhouse gas inventory data from 1990 to 1998. FCCC/SBI/2000/11.
- Van Veen, J. A., Liljeroth, E. Lekkerkerk, L. J. A. & Van, G. S. C. 1991. Carbon fluxes in plant-soil systems at elevated atmospheric CO₂ levels. *Ecol. Ap.*, **1**: 175-181.
- Varelides, C. & Kritikos, T. 1995. Effect of site preparation intensity and fertilization on *Pinus pinaster* survival and height growth on three sites in northern Greece. *For. Ecol. and Manage.*, **73**: 111-115.
- Verdier, B. 1975. Étude de l'atmosphère du sol. Éléments de comparaison et signification écologique de l'atmosphère de un sol brun calcaire et d'un sol lessivé podzolique. *Rev. Ecol. Biol. Sol*, **23**: 591-626.
- Viqueira, F. D., Anta, R. C. & González, A. P. 1982. As espécies florestais e os solos da Galícia. Seminário de Estudos Galegos. Ediciós do Castro.
- Wang, X. & Gong, Z. 1998. Assessment and analysis of soil quality changes after eleven years of reclamation in subtropical China. *Geoderma*, **81**: 339-355.
- Wilhite, L. P. & Jones, Jr., E. P. 1981. Bedding effects in maturing slash pine stands. *South. J. Appl. For.*, **5**: 24-27.
- Wischmeier, W. H. & Smith, D. D. 1978. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. USDA, Washington, D. C.
- Worrell, R. & Hampson, A. 1997. The influence of some forest operations on the sustainable management of forest soils – a review. *Forestry*, **70 (1)**: 61-85.

- 
- Zhang, B., Yang, Yan-sheng & Zepp, H. 2004. Effect of vegetation restoration on soil and water erosion and nutrient losses of a severely eroded clayey Plinthudult in southeastern China. *Catena*, **57**: 77-90.
- Zhou, G., Wei, X. & Yan, J. 2002. Impacts of eucalyptus (*Eucalyptus exserta*) plantation on sediment yield in Guangdong Province, Southern China – a kinetic energy approach. *Catena*, **49**: 231-251.
- Zwolinski, J. B. & Donald, D. G. M. 1995. Differences in vegetation cover resulting from various methods of site preparation for pine plantations in South Africa. *Ann. Sci. For.*, **52**: 365-374.