



Influência do tipo de coberto vegetal nas propriedades físicas e químicas dos horizontes orgânicos e minerais do solo

Ângela Maria Alves Vilela

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança
para obtenção do Grau de Mestre em Gestão de Recursos
Florestais*

Orientado por

Felicia Maria da Silva Fonseca
Tomás d'Aquino Freitas Rosa de Figueiredo

Bragança
2017

Agradecimentos

Quero agradecer a todas as pessoas que desde o início me incentivaram e apoiaram na realização deste trabalho.

À Professora Doutora Felícia Fonseca e ao Professor Doutor Tomás de Figueiredo, da Escola Superior Agrária de Bragança, meus orientadores, agradeço desde já todo o auxílio que me deram ao longo de todo este árduo trabalho. Na adaptação das metodologias e aplicação das mesmas, na preciosa ajuda do tratamento estatístico dos dados e interpretação dos resultados, demonstrando sempre um grande entusiasmo, dedicação, esforço, disponibilidade, compreensão e amizade ao longo da realização deste trabalho. Um muito sincero obrigada por tudo, sem vocês a realização deste trabalho não teria sido possível.

À Professora Doutora Margarida Arrobas responsável pelo Laboratório de Solos da ESAB, e às técnicas do laboratório nomeadamente à D. Rita e à D. Ana que foram incansáveis e imprescindíveis para a realização das tarefas laboratoriais.

Ao Instituto Politécnico de Bragança, nomeadamente à Escola Superior Agrária de Bragança pela disponibilidade e cedência do meio de transporte para os locais de estudo.

Aos meus grandes pilares da minha vida, os meus Pais e o meu Marido que sempre me apoiaram e incentivaram, mesmo nos momentos mais difíceis desta longa caminhada. Um Muito Obrigada!

Ao meu Irmão e à minha prima Mara, que me ajudaram na moagem das amostras dos horizontes orgânicos, uma grande mão de obra, e da diversão que passamos juntos ao longo dos dias árdusos de trabalho.

A toda a minha Família, pela motivação e apoio, através de palavras amigas.

Aos meus amigos que sempre me deram força nesta longa caminhada. Destacando o apoio imprescindível da Dania, do Tiago, da Cristiana, do Vitor e da Fátima. A todos aqueles que directa ou indirectamente me ajudaram na elaboração deste trabalho, os meus sinceros agradecimentos. Obrigada!!!

Resumo

Este trabalho pretende dar um contributo sobre o efeito da natureza das espécies Florestais na pedogénese. O presente estudo decorreu na Serra da Nogueira, Nordeste de Portugal, coberta por um bosque de *Quercus pyrenaica*, que constitui a vegetação climática, mas onde se tem vindo a assistir à introdução de outras espécies nomeadamente *Pseudotsuga menziesii* e *Pinus nigra*. Para obter informação sobre a influência desta substituição de espécies na pedogénese, foram seleccionadas três áreas de amostragem, uma de *Pseudotsuga menziesii* (*PM*) outra de *Pinus nigra* (*PN*) e outra, que representa o solo original, de *Quercus pyrenaica* (*QP*), em zonas adjacentes e com características edafo-climáticas idênticas. Em cada área de amostragem foram seleccionados, de forma aleatória, 15 locais onde se procedeu à recolha do material orgânico numa área de 0,49 m² por local, e à recolha de amostras de solo nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-30 cm.

Os horizontes orgânicos apresentam desenvolvimento máximo, compreendendo as camadas L, F e H. Os resultados mostram que a acumulação de resíduos orgânicos à superfície do solo é mais elevada para a espécie *PM* (31,8 t ha⁻¹) quando comparada com as espécies *PN* (27,1 t ha⁻¹) e *QP* (18,4 t ha⁻¹). Os resíduos orgânicos de *PM* mostram maiores concentrações em fósforo, cálcio e magnésio; os de *PN* em carbono e finalmente os de *QP* são mais ricos em Potássio. De um modo geral, as concentrações de elementos aumentam ao longo do processo de mineralização/humificação, isto é, de L para H.

Em todos os solos analisados, observa-se que as concentrações de elementos minerais diminuem consideravelmente dos horizontes orgânicos para os horizontes minerais. Sobre o complexo de troca, regista-se uma baixa concentração de bases de troca no solo sob as três espécies, sendo que a incorporação de bases de troca é superior no solo sob *PM*. Todos os solos situam-se na zona considerada ácida com o valor de pH (H₂O) mais elevado (5,4) no solo sob *PM* e o mais baixo (4,7) no solo sob *PN*. A densidade aparente é geralmente superior a 1 e idêntica entre espécies, em todas as profundidades consideradas. As diferenças entre solos tendem a anular-se ao longo do perfil edáfico em todas as situações estudadas.

Abstract

This work aims to contribute on the effect of the nature of forest species in pedogenesis. This study took place in the Serra da Nogueira, northern Portugal, covered by *Quercus pyrenaica*, which is the climax forests vegetation, but which has been witnessing the introduction in small areas, other species including the *Pseudotsuga menziesii* and *Pinus nigra*. For information about the influence in pedogenesis of *Pseudotsuga menziesii* and *Pinus nigra*, were selected three sampling areas, one of *Pseudotsuga menziesii* (*PM*) other of *Pinus nigra* (*PN*) and another representing the initial situation, *Quercus pyrenaica* (*QP*) in adjacent areas with similar characteristics of soil and climate. In each sampling area 15 points were selected at random. In each point we collected the organic material in a 0,49 m² area and soil samples at depths 0-5, 5-10, 10- 15, 15-20 and 20-30cm.

The organic horizons have maximum development, comprising the layers L, F and H. The results show that the accumulation of organic residues at the soil surface is higher in *PM* species when compared with *PN* and *QP* species. The *PM* forest floor is rich in mineral elements (P-phosphorus, Ca-calcium, Mg-magnesium); *PN* the forest floor are rich in mineral element carbon (C) and the residue of *QP* are rich in mineral element potassium (K). In general, the concentrations of elements increases during the mineralization process, that is from, L to H.

In all soils, it was observed that concentrations of mineral components decrease considerably from the organic horizon to the mineral horizon. It was registered a low concentration in exchangeable bases on the soil in the three species, and the incorporation of exchangeable bases is superior in soil under *PM*. All soils are considered acid with the highest pH (H₂O) value (5.4) in soil under *PM* and lower (4.7) in soil under *PN*. The bulk density is generally higher than 1 for all three species, along the soil depth. The values do not differ significantly between soils. The differences among soils tend to fade along the edaphic profile.

Índice Geral

Agradecimentos.....	I
Resumo.....	II
Abstract.....	III
1 - Introdução	1
2 - Revisão Bibliográfica.....	3
2.1 - Solo.....	3
2.2 - Limitações dos solos portugueses	3
2.3 - Nutrição vegetal	4
2.3.1 - Macronutrientes principais	5
2.3.1.1 - Azoto	5
2.3.1.2 - Fósforo.....	5
2.3.1.3 - Potássio.....	6
2.3.2 - Macronutrientes secundários	6
2.3.2.1 - Cálcio.....	6
2.3.2.2 - Magnésio	6
2.3.2.3 - Enxofre	7
2.4 - Aspectos que influenciam o crescimento das plantas	7
2.4.1 - Factores genéticos.....	7
2.4.2 - Factores ambientais	8
2.5 - Ciclo de nutrientes	9
2.6 - Influência das espécies florestais nas propriedades do solo.....	10
2.7 - Morfologia do perfil do solo.....	12
2.8 - Importância do horizonte orgânico no solo.....	12
2.9. A matéria orgânica e a Reação do solo	13
2.10- A floresta e o ciclo global de carbono	14
2.10.1- Fatores que influenciam a capacidade de armazenamento de carbono no solo.....	14
2.10.1.1- Textura do solo	14
2.10.1.2 - Profundidade do solo	15
2.10.1.3- Temperatura e humidade	15
2.10.1.4 - Uso do solo e práticas culturais	16
2.11- Propriedades físico – químicas do solo	16
2.11.1- Propriedades físicas	17
2.11.3 - Propriedades químicas.....	18
3 - Material e Métodos.....	19
3.1 - Caracterização da Serra da Nogueira	19
3.1.1 - Localização	19
3.1.2 - Clima	19
3.1.3 – Solos.....	20
3.1.4 - Ecologia.....	20
3.1.5 - Fitossociologia.....	20
3.2 - Caracterização das espécies em estudo.....	20
3.2.1 - <i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	20
3.2.2 - <i>Quercus pyrenaica</i> (Willd.).....	22
3.2.3- <i>Pinus nigra</i>	23
3.3 - Seleção das áreas de amostragem.....	24
3.4 - Recolha de amostras no campo	26

3.4.1 - Recolha de amostras nos horizontes orgânicos e na vegetação herbácea.....	26
3.4.2 - Recolha de amostras nos horizontes minerais do solo	28
3.5 - Metodologia analítica de laboratório.....	29
3.5.1. - Propriedades físicas	29
3.5.1.1. Percentagem de Elementos Grosseiros	29
3.5.1.2-Densidade aparente.....	29
3.5.2- Análises químicas	29
3.5.2.1 - Determinação do valor de pH.....	29
3.5.2.2. - Determinação da Matéria Orgânica.....	30
3.5.2.3. - Determinação do Potássio e Fósforo extraíveis.....	31
3.5.2.4. - Determinação da Acidez de Troca e Alumínio de Troca	31
3.5.2.5. - Determinação da Capacidade de Troca Catiónica efectiva e Grau de Saturação em Bases..	31
3.5.2.6. - Carbono Orgânico.....	32
3.5.2.6.1- No solo.....	32
3.5.2.6.2. - Na vegetação herbácea e nos horizontes orgânicos.....	32
3.6 - Análises estatísticas.....	32
<u>4 - Resultados e discussão.....</u>	<u>33</u>
4.1- Horizontes orgânicos	33
4.1.1 - Produção de folhada	33
4.1.2 - Concentração de nutrientes na folhada.....	34
4.1.2.1 - Fósforo.....	35
4.1.2.2 - Potássio.....	36
4.1.2.3 - Cálcio.....	37
4.1.2.4 - Magnésio	38
4.1.2.5 - Carbono	39
4.2 – Horizontes Minerais do solo.....	40
4.2.1 - Propriedades físicas do solo	41
4.2.1.1 - Elementos grosseiros	41
4.2.1.2 - Densidade aparente do solo	42
4.2.2 - Propriedades químicas do solo	43
4.2.2.1 - Fósforo e potássio extraíveis	43
4.2.2.2 - Carbono total	45
4.2.2.3 - Complexo Troca	46
4.2.2.3.1 - Bases de troca, acidez de troca e reação do solo	46
4.2.2.3.2 - Capacidade de troca catiónica efetiva do solo.....	49
4.2.2.3.3 – Grau de saturação em bases	50
4.2.3 - Armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo	51
<u>5 - Conclusões</u>	<u>54</u>
(I) Horizontes orgânicos	54
(II) Horizontes minerais.....	54
(III) Considerações finais.....	55
<u>Bibliografia.....</u>	<u>56</u>

Índice de Figuras

Figura 1 - Imagem da Serra da Nogueira.....	19
Figura 2 - <i>Pseudotsuga menziesii</i>	21
Figura 3 - <i>Quercus pyrenaica</i>	22
Figura 4 - <i>Pinus nigra</i>	24
Figura 5 - Área de amostragem de <i>Pseudotsuga menziesii</i> (PM).....	25
Figura 6 - Área de amostragem de <i>Pinus nigra</i> (PN)	25
Figura 7 - Área de amostragem de <i>Quercus pyrenaica</i>	26
Figura 8 - Recolha de amostras nos horizontes orgânicos.....	27
Figura 9 - Processo de moagem das amostras dos horizontes orgânicos e vegetação herbácea (Micaela Leite).....	27
Figura 10 - Recolha de amostras nos horizontes minerais.....	28
Figura 11 - Processo de crivagem das amostras de solo (Micaela Leite).....	28
Figura 12 - Quantidade total de folhada para as espécies PM, PN e QP.....	33
Figura 13 - Ganhos de fósforo (P) para as espécies PM e PN relativamente ao solo original (QP), nas camadas do horizonte orgânico (L, F e H).....	36
Figura 14 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de Potássio (K) para as espécies PM e PN relativamente ao solo original (QP), nas camadas do horizonte orgânico (L, F e H).....	37
Figura 15 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de Cálcio (Ca) para as espécies PM e PN relativamente ao solo original (QP), nas camadas do horizonte orgânico (L, F e H).....	38
Figura 16 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de Magnésio (Mg) para as espécies PM e PN relativamente ao solo original (QP), nas camadas do horizonte orgânico (L, F e H).....	39
Figura 17 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de Carbono (C) para as espécies PM e PN relativamente ao solo original (QP), nas camadas do horizonte orgânico (L, F e H).....	40
Figura 18 - Teor de elementos grosseiros (EG) nos solos sob as espécies PM, PN e QP. Para cada profundidade, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$) (n=15).....	41
Figura 19 - Densidade aparente dos solos desenvolvidos sob as espécies PM, PN e QP. Para cada profundidade, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$) (n=15).....	42
Figura 20 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de fósforo extraível (P ₂ O ₅) para as espécies PM e PN relativamente ao solo original (QP), nas camadas minerais do solo.	44
Figura 21 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de potássio extraível (K ₂ O) para as espécies PM e PN relativamente ao solo original (QP), nas camadas minerais do solo.	45
Figura 22 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de carbono (C) para as espécies PM e PN relativamente ao solo original (QP), nas camadas minerais do solo..	46
Figura 23 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) do somatório das bases de troca (SBT) para as espécies PM e PN relativamente ao solo original (QP), nas camadas minerais do solo	47
Figura 24 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) da acidez de troca (AT) para as espécies PM e PN relativamente ao solo original (QP), nas camadas minerais do solo.....	48
Figura 25 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) do pH (H ₂ O) para as espécies PM e PN relativamente ao solo original (QP), nas camadas minerais do solo..	49

Figura 26 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) da capacidade de troca catiónica efetiva (CTCe) para as espécies PM e PN relativamente ao solo original (QP), nas camadas minerais do solo.	50
Figura 27 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) do grau de saturação de bases (GSB) para as espécies PM e PN relativamente ao solo original (QP), nas camadas minerais do solo.	50
Figura 28 - Carbono total armazenado nos horizontes orgânicos (HO) e minerais do solo (valores acima das barras), para as espécies PM, PN e QP. Os valores no interior das barras indicam o total de carbono armazenado no solo.	52
Figura 29 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de carbono para as espécies PM e PN relativamente ao solo original (QP).	52

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Classes de pH do solo (Porta et al., 2003).	30
Tabela 2 - Classificação dos teores de matéria orgânica de acordo com a textura (Costa, 2011).	31
Tabela 3 - Concentração de P, K, Ca, Mg e C nas camadas dos horizontes orgânicos (L, F, H) desenvolvidos sob as espécies PM, PN e QP. Para cada variável e camada, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$) ($n=15$).	34
Tabela 4 - Fósforo e potássio extraíveis (P_2O_5 , K_2O) e carbono (C) nos solos sob PM, PN e QP. Para cada variável e profundidade, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$) ($n=15$).	43
Tabela 5 - Bases de troca (Ca, Mg, K, Na), soma das bases de troca (SBT), acidez de troca (AT), capacidade de troca catiónica efetiva (CTCe), grau de saturação em bases (GSB) e valores de pH (H_2O) nos solos sob PM, PN e QP. Para cada variável e profundidade, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$) ($n=15$)	47
Tabela 6 - Concentração e armazenamento de carbono nos solos sob as espécies <i>Pseudotsuga menziesii</i> (PM), <i>Pinus nigra</i> (PN) e <i>Quercus pyrenaica</i> (QP). Armazenamento de carbono no horizonte orgânico (HO) (média e desvio padrão).....	51

1 - INTRODUÇÃO

Os bosques autóctones de folhosas constituem a vegetação climática da maior parte da Península Ibérica. Devido a interesses essencialmente de natureza económica, grande parte destes bosques foram substituídos por outras espécies florestais, nomeadamente coníferas, tornando-se fundamental conhecer os efeitos produzidos ao nível da conservação, da pedogénese e das propriedades do solo.

A pedogénese é o conjunto de processos químicos e físicos de alteração (adição, remoção, transporte e modificação) que atua sobre um material litológico, originando um solo. O solo representa uma fase relativamente superficial e instável neste vasto processo geológico e pode definir-se como o meio natural para o desenvolvimento das plantas terrestres, tal como se formou, ou mais ou menos modificado como resultado da sua utilização pelo homem (Costa, 2011). Geralmente, o solo é descrito como um corpo tridimensional, podendo ser, porém, ao se considerar o factor tempo, descrito como um sistema de quatro dimensões: tempo, profundidade, largura e comprimento. Um solo é o produto de uma ação combinada e concomitante de diversos factores. A maior ou menor intensidade de algum factor pode ser determinante na criação de um ou outro solo. São comumente considerados como factores da formação de solo o material originário, clima, organismos, relevo e tempo (Costa, 2011).

Na maior parte dos casos, o solo é constituído principalmente por matéria mineral sólida, mas até profundidade variável está associada matéria orgânica. A matéria mineral do solo pode incluir, em proporções muito variáveis, fragmentos de rocha e minerais primários e ainda minerais de origem secundária, isto é, resultantes da alteração dos primeiros, nomeadamente os minerais de argila, óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro e em vários casos, carbonatos de cálcio e magnésio. A matéria orgânica do solo é constituída por restos de plantas e outros organismos, em estado mais ou menos avançado de alteração.

Para muitos fins, o solo caracteriza-se pela composição, características e comportamento dos seus constituintes sólidos. O solo serve de suporte às plantas terrestres que nele desenvolvem as suas raízes e dele obtêm grande parte dos elementos nutritivos de que carecem.

A Natureza do coberto vegetal, tem uma elevada importância na formação do tipo de matéria orgânica, através da folhada produzida e do microclima que condiciona (Fischer & Binkley, 2000; Oostr et al., 2006). A matéria orgânica é determinante de uma série de processos que intervêm na pedogénese, na evolução do solo e directa e indirectamente na

nutrição vegetal. Nos ecossistemas florestais, a fonte essencial de energia, carbono, azoto, fósforo e outros bioelementos disponíveis para a microflora e mesofauna, é representada pela folhada acumulada à superfície do solo, juntamente com o fornecimento pela decomposição das raízes (Porta et al. 2003). A matéria orgânica do solo determina o comportamento do solo e o seu processo evolutivo, através das suas múltiplas influências na alteração mineral, complexação de iões metálicos, adsorção de catiões, reacção do solo, actividade biológica, fornecedor de nutrientes, retenção de água, formação e estabilização da agregação, etc. (Fernandes et al., 2009). O coberto arbóreo regula e limita o impacto da precipitação sobre o solo, o que se manifesta numa redução dos processos erosivos. O solo pode considerar-se como uma interface entre o mundo vivo e o mundo mineral o que é especialmente válido para as camadas superficiais do mesmo (Fischer & Binkley, 2000).

O presente trabalho tem por objectivo avaliar a influência da substituição de áreas de *Quercus pyrenaica* (QP), que constitui a vegetação climácica da Serra da Nogueira, Nordeste de Portugal, pelas espécies *Pseudotsuga menziesii* (PM) e *Pinus nigra* (PN), através do estudo dos horizontes orgânicos e de propriedades químicas dos solos desenvolvidos sob o coberto daquelas espécies, detectar diferenças e interpretar as possíveis causas e tendência evolutiva. Este trabalho constituirá então informação adicional para o melhor conhecimento da influência das espécies florestais sobre a pedogénese, e poderá ser o suporte de novos estudos e práticas.

2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 - Solo

Devido à dificuldade em definir solo de uma forma concisa e adequada, pode dizer-se que o solo no meio natural é onde crescem as plantas, ou seja, é o meio onde as plantas se fixam e de onde retiram a água e os nutrientes. De acordo com Costa (2011), o solo é um corpo natural, vivo e dinâmico formado à superfície da crosta terrestre a partir da alteração da rocha mãe sob influência do clima, relevo e organismos ao longo do tempo.

Cardoso (1987) em comunicação ao 1º Congresso da Agricultura Portuguesa concluiu que a maioria dos solos portugueses deverão ser utilizados na prática da silvicultura e em atividades com ela relacionadas, incluindo a silvopastorícia e a floresta mediterrânica, uma vez que o solo é um recurso escasso em Portugal, e com muitas limitações ao seu uso. No Nordeste Transmontano, cerca de 75% dos solos são muito delgados, com uma espessura inferior a 30 cm (Leptosolos), com elevada pedregosidade e pobres em matéria orgânica (Agroconsultores & Coba, 1991).

Santos (2015), descreve o solo encontrando nele os três estados da matéria: sólido, líquido e gasoso. A fase sólida é constituída por substâncias minerais (45%) e orgânicas (5%); a fase líquida (25%) refere-se à água e sais nela dissolvidos; a fase gasosa (25%) inclui gases difundidos a partir da atmosfera ou produzidos no próprio solo. A interligação das três fases dão ao solo as características de um sistema dinâmico. A formação do solo é afectada por factores de natureza Intrínseca (fundamentalmente o tipo de rocha), Extrínseca (fundamentalmente o clima) e Intrínsecos e Extrínsecos, (dependendo da geologia e do clima).

2.2 - Limitações dos solos portugueses

A espessura efetiva dos solos portugueses, isto é, a espessura que as raízes podem atravessar, é uma das suas principais limitações: 15% dos solos têm menos de 15 cm de espessura; 65% dos solos têm espessura que varia de 15 a 50 cm (considerada uma espessura reduzida), o que quer dizer que 80% dos solos portugueses têm espessura efetiva inferior a 50 cm. Isto representa uma grande limitação dos solos portugueses em relação a outros países, onde abundam os solos profundos (Hubbert et al, 2006).

Segundo Cardoso (1987), existem vários factores que afectam a qualidade dos solos portugueses, entre os quais a textura, a drenagem, a matéria orgânica e a acidez. A textura ideal de um solo é a mediana, com proporções equilibradas de areia, limo e argila. Cerca de

17% dos solos portugueses apresentam textura ligeira, 72% apresentam textura mediana e apenas 3% apresentam textura pesada (barros). No que respeita à textura, as limitações não são preocupantes, de qualquer modo o problema que se levanta é se as partículas do solo estão devidamente agregadas para lhes conferir uma boa estrutura, responsável pelas condições físicas dos solos. Relativamente à drenagem interna, verifica-se que 51% dos solos exibem boa drenagem, 13% apresentam drenagem regular, enquanto que 28% têm má drenagem. A matéria orgânica dos solos é um factor muito importante; 62% dos solos têm menos de 1% de matéria orgânica, isto resulta não só das práticas culturais, mas também é fruto do tipo de clima (mediterrâneo). Só 17% dos solos apresentam teores de matéria orgânica superior a 5%. Os solos virgens, mesmo no Algarve (onde são raríssimos), podem apresentar 6 a 7% de matéria orgânica, mas logo que são cultivados durante um ou dois anos, essa matéria orgânica sofre mineralização e desce para os valores já referidos. Temos pois que encarar esse 1% de matéria orgânica, com as dificuldades que isso representa em termos de estrutura e fertilidade. A acidez dos solos é um grave problema em Portugal, uma vez que 35% dos solos são dístricos, isto é, solos ácidos que necessitam de correção da acidez através da adição de calcário; 49% são solos neutros e 7,8% são calcários. Há ainda cerca de 1% de solos alcalinos como os da ria de Aveiro, onde o cultivo levanta alguns problemas, e cuja solução não é em regra difícil, mas carece de técnica adequada (Martins, 1992).

2.3 - Nutrição vegetal

Segundo Mesanza (1993) são considerados como elementos vegetais essenciais os macronutrientes principais (azoto, fósforo e potássio), os macronutrientes secundários (cálcio, magnésio e enxofre) e os micronutrientes. Os macronutrientes principais são absorvidos pelas plantas em grandes quantidades, sendo normalmente necessário proceder à sua aplicação ao solo e/ou às plantas sob forma de fertilizantes. Os macronutrientes secundários são absorvidos pelas plantas em quantidades ainda relativamente elevadas, mas que se distinguem dos macronutrientes principais, porque admite-se que se encontram nos solos em quantidades suficientes para dispensar a sua aplicação sob a forma de fertilizantes. Finalmente, os micronutrientes são os nutrientes absorvidos em quantidades reduzidas; quando estes são absorvidos em grandes quantidades são tóxicos. Os micronutrientes, de uma maneira geral servem para estimular os vários processos vitais à planta, e são importantes constituintes das enzimas. Estes dividem-se em micronutrientes catiões (Fe, Mn, Zn, Cu) e micronutrientes aniões (B, Mo, Cl).

2.3.1 - Macronutrientes principais

2.3.1.1 - Azoto

O azoto, encontra-se nas plantas em quantidades (referidas à matéria seca) aproximadamente de 1% a 5% do total e constitui entre 40% a 50% do protoplasma das células. No solo encontra-se em formas minerais e orgânicas. As formas minerais, com uma representação muito reduzida, da ordem dos 2% a 5%, incluem diversas combinações químicas constituídas por moléculas, (azoto sob a forma de gases) e iões (azoto sob a forma de amoníaco).

O azoto está bastante sujeito a perdas no solo, as quais (consoante o principal fenómeno envolvido), podem ser de natureza física, química e biológica. As perdas físicas apresentam maior significado, resultam sobretudo do arrastamento através da drenagem interna (lixiviação) e incluem todas as formas de azoto que sejam solúveis ou pouco solúveis na água, isto é, podem ser moléculas ou iões. As perdas químicas podem ter origem na formação de gases, através de reações em que se encontram envolvidos os nitritos. Tendo estas perdas quase sempre um significado muito reduzido, uma vez que aqueles compostos têm geralmente uma pequena representação entre as formas de azoto no solo. As perdas biológicas só terão interesse quando hajam condições que favoreçam a desnitrificação. Podem ocorrer perdas de azoto através das folhas das plantas.

Os solos a partir de processos naturais, isto é, com exclusão do azoto incorporado através dos adubos, recebem algum azoto da atmosfera, das culturas que nele se encontram instaladas e dos animais. Os principais processos associados à captação de azoto da atmosfera são a fixação simbiótica, a fixação não simbiótica e a incorporação através das chuvas (Mensanza, 1993).

2.3.1.2 - Fósforo

O fósforo embora absorvido em menores quantidades, que o azoto, em geral 0,1% a 0,4%, é também considerado como um macronutriente principal, sobretudo porque na grande maioria dos solos e culturas, não se encontra disponível em quantidades suficientes, tornando-se por isso necessário aplicá-lo sob a forma de fertilizantes. No solo, uma pequena parte encontra-se na forma orgânica. A meteorização lenta resulta na libertação do ião fosfato (PO_4^{3-}) que em solos calcários sofre uma rápida imobilização devido à formação de compostos insolúveis de calcário. Em solos ácidos, como acontece com uma grande parte dos solos portugueses, o fósforo encontra-se associado a hidróxidos de ferro e alumínio. Na

solução do solo, o fósforo encontra-se em diferentes formas dependentes do pH (Fernandes et al., 2009).

2.3.1.3 - Potássio

O potássio é considerado um macronutriente principal, por um lado porque é absorvido pelas plantas em grandes quantidades (1% a 5%, da mesma ordem de grandeza do azoto). Por outro lado a sua aplicação sob a forma de fertilizante também é necessária – embora em Portugal ocorram muitos condicionalismos em que a aplicação deste nutriente é menos indispensável do que a do azoto e do fósforo. Como já foi referido, o potássio é bastante abundante no solo, no entanto a maior parte encontra-se nos minerais primários (micas e feldspatos), sendo a sua meteorização mais ou menos lenta, consoante o tipo de mineral em que tem origem. Em solução, o potássio encontra-se na forma livre (K^+), dado que não tem tendência a formar complexos inorgânicos ou quelatos com compostos orgânicos solúveis. Assim, a destruição da matéria orgânica, vai contribuir para o aumento da adsorção deste elemento aos colóides minerais. O potássio pode ser volatilizado a $760^{\circ}C$, embora estas temperaturas são bastante difíceis de atingir (Alauzis et al., 2004).

2.3.2 - Macronutrientes secundários

2.3.2.1 - Cálcio

O cálcio é absorvido pelas plantas na forma iónica (Ca^{2+}), a qual se encontra em quantidades que, embora muito variáveis com as espécies, são de um modo geral elevadas, situando-se normalmente entre 0,5% e 3% na matéria seca. Trata-se de um elemento essencial na medida em que desempenha um papel fundamental na estabilidade das membranas celulares, no controlo da absorção de outros elementos (azoto) e na translocação dos glúcidos dentro da planta (Vanlauwe et al., 2005)

2.3.2.2 - Magnésio

O magnésio é absorvido, à semelhança do cálcio, sob a forma do ião bivalente Mg^{2+} . Encontra-se nas plantas em quantidades que na maior parte dos casos, são semelhantes às do fósforo, considerando-se mais prováveis na ordem de 0,1% a 0,4% da matéria seca. O magnésio, constituinte da clorofila ($C_{55}H_{72}O_5N_4Mg$) é indispensável às plantas, principalmente por fazer parte daquela substância, na qual a sua representação é da ordem dos 15% - 20% do total de magnésio da planta. Por outro lado, o magnésio atua como

estabilizador das partículas dos ribossomas, mantendo-as numa configuração necessária para a síntese das proteínas, também está envolvido em vários processos bioquímicos e fisiológicos (Bockheim et al., 1991).

2.3.2.3 - Enxofre

O enxofre, absorvido através das raízes sob a forma de sulfato (SO_4^{2-}), encontra-se nas plantas em teores que frequentemente se situam entre 0,1% e 0,4% da matéria seca. O enxofre é um elemento essencial às plantas, participando ativamente na formação de diversos compostos fundamentais (Santos, 2015).

2.4 - Fatores que influenciam o crescimento das plantas

Santos (2015), refere que o êxito das plantações terá sempre de passar pela produção florestal e esta, como é obvio, depende do crescimento das plantas. De qualquer modo não nos podemos esquecer que a alimentação das culturas, por mais correta que seja, não é o único factor responsável pelas produções florestais, existindo diversos factores que influenciam a produção. Sendo assim, serão de referir os principais factores que afetam o crescimento vegetal, chamando a atenção sobretudo para as suas implicações nas necessidades alimentares e nas disponibilidades nutritivas das plantas e como consequência da utilização de fertilizantes. Os factores de crescimento vegetal são fundamentalmente dois: (1) Factores genéticos, (factores internos), que são inerentes à própria planta; (2) Factores ambientais, (factores externos), que estão associados ao ambiente onde a planta se desenvolve.

2.4.1 - Factores genéticos

A constituição genética das plantas influencia naturalmente o seu crescimento e capacidade produtiva. Sabe-se também que ainda há muito a fazer em termos de dotar as plantas com características que lhes transmitam e permitam manifestar maior capacidade genética de produção. Pode-se assim admitir, em termos teóricos, possíveis modificações nos seguintes aspectos: (i) Aumento da eficiência fotossintética, isto é, através da obtenção de plantas com melhores características para converterem, em maior grau, a energia luminosa em energia química; (ii) Aumento da resistência à secura. Trata-se de um aspecto com particular importância para países que, como Portugal, têm falta de água durante uma parte do ano, que aliás coincide com a época do ano em que a temperatura e a luz mais favorecem

o crescimento das plantas. O melhoramento consiste na diminuição do potencial osmótico da planta (só haverá absorção de água quando o potencial osmótico da planta for inferior ao do solo); (iii) Aumento da resistência à acidez. A acidez constitui em Portugal, um dos principais factores limitantes nas produções, relacionada com o facto de em certos solos as plantas estarem sujeitas à fitotoxicidade do alumínio. Se as plantas forem melhoradas no sentido de lhes aumentar a resistência ao alumínio, poderão tornar menos necessária uma das importantes componentes da fertilização, a calagem; (iv) Aumento da resistência ao frio. As plantas que são sensíveis ao frio podem sofrer fenómenos de “queima” por desidratação e/ou desnutrição mecânica dos tecidos. Se as plantas forem melhoradas no sentido de serem mais resistentes a este fenómeno, a cultura terá maior viabilidade. Também neste caso, uma conveniente alimentação da planta, em particular no que se refere àqueles nutrientes que, como acontece com o potássio, não vão ser metabolizados na planta e poderá conduzir a um abaixamento do ponto de congelação dos líquidos celulares e, como consequência, a uma menor probabilidade de ocorrer a sua congelação e destruição das células; (v) Aumento da resistência a pragas e doenças. As pragas e doenças em termos físicos, económicos e ecológicos são um importante factor, susceptível de limitar a viabilidade das culturas. Hoje em dia já é possível dispor de plantas resistentes, ou mesmo imunes, a certas pragas e doenças (trigo resistente à “ferrugem”). Isto levará a um aumento da rentabilidade das culturas, resolvendo também o problema do uso de produtos fitossanitários que atualmente têm de ser utilizados; (vi) Aumento de capacidade de absorção de nutrientes. Algumas plantas só absorvem parte dos nutrientes que existem nos solos e que se aplicam sob a forma de fertilizantes. Se as plantas forem melhoradas em relação ao seu sistema radicular, podendo aumentar a sua capacidade de absorção quanto a um ou outro nutriente e, como consequência, reduzir a aplicação sob a forma de fertilizantes; (vii) Formação de micorrizas. As micorrizas, encontram-se em várias espécies florestais, desempenhando um papel importante na capacidade das plantas absorverem maiores quantidades de nutrientes, em particular daqueles que, como o fósforo, apresentam menor mobilidade nos solos (Houba, 1986).

2.4.2 - Factores ambientais

Estes factores, condicionantes do ambiente em que a planta se vai desenvolver, estão associados fundamentalmente às características do clima e do solo e à ocorrência de pragas, doenças e infestantes. As ações exercidas por estes factores estão interligadas, considerando-se os que se referem ao clima – factores climáticos; os que estão associados às características

do solo – factores edáficos e os que se relacionam com a ocorrência de pragas, doenças e infestantes – factores bióticos (Fonseca, 2005).

Factores climáticos: desde há muito que se sabe que o clima condiciona fortemente o crescimento vegetal, a ponto de impedir que em condições climáticas adversas, muitas culturas não possam, em termos físicos e económicos, ser efectuadas. Por outro lado, a possibilidade de controlar os factores climáticos quando as plantas são cultivadas ao ar livre, é ainda hoje muito limitada. Apenas as culturas em ambientes protegidos, nomeadamente nas culturas de estufa, os factores climáticos são controlados em apreciável extensão. De entre os diversos elementos que definem um clima, assumem maior interesse no crescimento vegetal, a luz, a temperatura, a humidade e a composição da atmosfera.

Factores edáficos: trata-se de um conjunto de factores, de natureza física, química e biológica que condicionam em elevada extensão a fertilidade do solo, isto é, a capacidade para alimentar, em sentido lato, as culturas nele instaladas. Estes factores são agora muito mais controláveis pela acção do homem.

Factores bióticos: estes factores dizem respeito, sobretudo, aos inimigos naturais das culturas, ou seja as pragas, doenças e plantas infestantes. Estes desempenham um papel importante nas necessidades alimentares das culturas e na aplicação de fertilizantes. Os factores bióticos, pelo menos em termos teóricos, podem até certo ponto ser controlados, recorrendo ao uso de insecticidas, fungicidas e herbicidas. No entanto, já em termos práticos e/ou económicos, um tal controlo poderá não ser possível ou justificável.

2.5 - Ciclo de nutrientes

Segundo Bartos & Debyle (1981) a reciclagem de nutrientes é um processo de grande importância para o equilíbrio ecológico das florestas naturais e das plantações florestais. Existem importantes regiões que se encontram fortemente degradadas pela acção antrópica, necessitando, portanto de uma gestão adequada para a sua recuperação. Em muitos casos, torna-se necessário utilizar a prática do reflorestamento para reconstruir, pelo menos em parte, a vegetação primitiva.

Ao estudar a reciclagem de nutrientes numa floresta natural é necessário, antes de tudo, localizá-la do ponto de vista geográfico e climático. Sabe-se que a forma e a velocidade de reciclagem dos nutrientes estão intimamente ligadas às condições climáticas e fenológicas. Os impactos ambientais também provocam alteração na reciclagem dos nutrientes. A desflorestação, além de provocar a degradação da vegetação e do solo, causa sérias alterações no microclima das florestas, interferindo na fixação, lixiviação e volatilização do azoto. A

abertura de clareiras, por sua vez eleva a temperatura do solo, facilitando a propagação do fogo durante os períodos mais secos.

Os poluentes também constituem elementos que alteram o ciclo de nutrientes, incorporando-se na cadeia alimentar do ecossistema florestal como componentes tóxicos indesejáveis. A chuva ácida, particularmente, pode interferir não apenas na reciclagem de nutrientes, mas também afectar a estrutura da floresta. A agricultura intensiva tradicionalmente praticada, também pode provocar stress sobre as áreas naturais remanescentes, mesmo quando preservadas (Gonçalves & Benedetti, 2000).

2.6 - Influência das espécies florestais nas propriedades do solo

Até há alguns anos atrás, a maior parte dos autores consideravam as folhosas como espécies conservadoras de certas propriedades dos horizontes orgânicos e as coníferas como espécies “degradantes”, dando origem a húmus com estruturas instáveis. A vegetação apresenta um papel preponderante na orientação da humificação, bem como na formação de estruturas estáveis. Em condições favoráveis, a vegetação tem a possibilidade de compensar o défice original de elementos, como por exemplo o cálcio, por acumulação de resíduos orgânicos à superfície. Num meio saturado em cálcio as condições alteram-se por completo, a humificação e a mineralização são realizadas num estado precoce devido ao bloqueio pelos carbonatos dos complexos lenhina-proteína incompletamente humificados (Fonseca et al. 2017).

De uma maneira geral, os solos com ciclos atuais de evolução são submetidos a pequenas variações climáticas, sendo o papel da vegetação essencial na sua evolução. Se a vegetação natural subsistir sem trocas durante um certo período, podemos considerar essa vegetação como responsável por uma grande parte das características do perfil, pelo menos dos horizontes superiores. Portanto, quando se dá uma troca no tipo de vegetação, persistindo as mesmas condições ambientais, terá lugar a longo prazo uma alteração do tipo de solo.

As influências específicas solo-bosque e bosque-solo, não podem ser delimitadas claramente, pois estas influências atuam por períodos muito longos de tempo (Viqueira et al., 1982). Atualmente, o planeamento clássico da interpretação do papel da vegetação florestal na evolução dos solos está submetido a alguns processos, como:

- Processo de acidificação;
- Balanço de nutrientes no ecossistema florestal;
- Fertilidade florestal.

Segundo Viqueira et al. (1982), o processo de acidificação do solo é um dos aspectos que mais incide sob as coníferas, atribuindo-lhes as mesmas ações substanciais nos processos de saturação em bases do complexo de troca. Toda a Europa do mediterrâneo, está submetida a um processo de acidificação (devido à lavagem de bases do perfil), seja qual for o tipo de vegetação. Por outro lado também parece claro que o processo genético é dos que apresentam uma maior velocidade de evolução.

Os solos, normalmente, apresentam uma série de mecanismos de “resistência” em relação à acidificação, os quais se mantêm especialmente ativos quando o grau de saturação em bases é inferior a 20% (menos de 20% de catiões básicos – Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ – no complexo de troca que estará saturado de catiões ácidos como o H^+ e o Al^{3+}), ou quando o pH é inferior a 5,5. Como consequência dos mesmos, quanto mais acentuada for a acidez dos solos, maior resistência estes apresentam a um incremento do seu carácter ácido. Assim, é estabelecido um equilíbrio entre as duas tendências – acidificante e de resistência à acidez – que na maior parte dos solos se situa entre pH 4 e pH 4,5, valores que dificilmente esta característica edáfica atinge.

Assim, é de realçar a importância que o alumínio tem nestes processos de resistência, através da sua forte ação atenuante de pH ácido, pelo que estes aparecem em solos fundamentalmente derivados de rochas ricas do referido elemento, como é o caso do granito e do xisto. O alumínio surge, a estes níveis baixos de pH, como um atenuante do efeito degradante, ainda que este elemento seja um factor fundamental da acidificação do solo. A decomposição não se realiza, ou atinge taxas baixas em solos derivados de rochas de xistos ou granitos, que podem proporcionar significativas quantidades de alumínio a partir da alteração dos seus minerais constituintes.

Na opinião de Viqueira et al. (1982) e Gonçalves & Benedetti (2000), o balanço de nutrientes nos ecossistemas florestais, no seu conjunto, é extraordinariamente eficiente na conservação de nutrientes e pode-se afirmar que na maior parte dos casos as perdas são inferiores a 5% dos nutrientes envolvidos num ciclo anual.

Quanto à fertilidade florestal, Gonçalves e Benedetti (2000) referem que o conceito de espécies “degradantes” ou “melhorantes” do solo está ligado fundamentalmente à maior ou menor capacidade de umas e outras para eliminarem do perfil do solo elementos como o cálcio, o potássio ou magnésio, que servem de alimento às plantas. Refere-se portanto à sua ação sobre a fertilidade “química” dos solos florestais, sendo conveniente neste sentido referir que a fertilidade é um dos mais importantes factores de que depende a produtividade dos solos. Nos solos florestais, os diagnósticos de fertilidade (métodos que avaliam a

disponibilidade atual dos nutrientes), não manifestam relações demasiado elevadas com a absorção dos mesmos e portanto com o crescimento das árvores.

2.7 - Morfologia do perfil do solo

Os solos florestais apresentam características que os distinguem nitidamente dos solos agrícolas, devido à natureza da vegetação e às condições de gestão sob as quais os solos se desenvolvem. Nos solos florestais, a exportação de biomassa é menor o que, normalmente, permite a formação de horizontes orgânicos bem desenvolvidos e conseqüentemente uma maior conservação da matéria orgânica, que por sua vez influencia positivamente as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Por outro lado, permitem uma maior alteração mineral e uma maior translocação de elementos de camadas mais profundas devido aos seus sistemas radiculares serem mais profundos (Fonseca, 1997).

Os ecossistemas florestais apresentam melhor protecção contra a erosão hídrica e eólica e melhor regularização do ciclo hidrológico. Estes favorecem a actividade biológica, a conservação da humidade e matéria orgânica, pois a reciclagem de elementos e a sua conservação no meio é mais eficiente e as amplitudes térmicas são menores. Os reflexos mais visíveis sobre a morfologia do perfil em solos florestais, é a existência de horizontes orgânicos e de cores mais escuras devido à maior percentagem de carbono nos horizontes minerais (Fonseca, 1997).

2.8 - Importância do horizonte orgânico no solo

Os restos vegetais (folhas, ramos e inflorescências, etc.) acumulam-se à superfície do solo formando as camadas orgânicas designadas globalmente por horizonte O, e que no seu desenvolvimento máximo compreende três subhorizontes: L, F e H.

O subhorizonte L é composto por resíduos orgânicos pouco decompostos, refere-se à camada superior da manta morta e pode ser perfeitamente identificada a origem dos materiais que o constituem. Este subhorizonte constitui a maior fonte de reservas orgânicas do solo. O subhorizonte F corresponde ao material em decomposição. Ainda é possível reconhecer o material de origem, podendo-se observar, em alguns casos, a presença de micélios de fungos. O subhorizonte H representa o material decomposto, encontra-se misturado com as partículas minerais do solo, onde já não é possível reconhecer o material de origem (Wesemael, 1993).

Os detritos florestais podem ser classificados de acordo com a sua resistência à decomposição. As folhas e raízes finas de leguminosas são de fácil decomposição, enquanto madeiras, acículas e cascas de pinheiros são de difícil decomposição. Assim, a velocidade de decomposição biológica dos resíduos pode ser mais lenta ou mais rápida, conforme a

natureza dos resíduos vegetais produzidos (Shumacher & Hoppe, 1998). De um modo geral, é aceite que os resíduos orgânicos de espécies resinosas decompõem-se mais lentamente, devido aos compostos polifenólicos não hidrolizáveis da folhada acicular produzida complexarem as proteínas, impregnarem as membranas celulares e protegerem a celulose, resultando num atraso da decomposição por microorganismos celulíticos e hemicelulíticos, acabando na formação de húmus do tipo mor ou mull ácido que liberta muito pouco azoto mineral. Contrariamente, resíduos de espécies folhosas decompõem-se mais rapidamente, devido à existência de compostos fenólicos solúveis, formando humus do tipo mull ou moder (Fonseca, 1997).

A folhada tem um papel fundamental no ciclo de nutrientes, na nutrição e funcionamento dos sistemas florestais, em particular em solos de baixa fertilidade, pois é através da folhada que os nutrientes absorvidos anualmente pela maioria das espécies florestais são em grande parte devolvidos ao solo (Fisher & Binkley, 2000).

2.9 - A matéria orgânica e a reacção do solo

A matéria orgânica tem o poder de influenciar positivamente as características físicas (densidade, porosidade, agregação), químicas (libertação e fixação de nutrientes, regulação do pH, etc.) e biológicas (fonte de alimento e substrato para o desenvolvimento de microorganismos, etc.) do solo. Embora a matéria orgânica se encontre em quantidades reduzidas nos solos minerais, ela tem um papel fundamental na melhoria da sua fertilidade e no aumento da produtividade vegetal (Horward, 2012). A matéria orgânica possui elevado poder tampão, evitando grandes variações do pH, contribui para o aumento da retenção de água e da capacidade de troca catiónica (CTC), promove a agregação do solo, formando macroporos, onde o ar e água circulam de forma facilitada, diminui as perdas de solo e de nutrientes causadas pela erosão (Fernandes et al., 2009).

A velocidade de decomposição da matéria orgânica varia principalmente com a sua natureza, a temperatura e a reacção do solo. A actividade microbiana no solo depende, em grande parte, da acidez e da temperatura. Por norma, o fogo tem efeitos positivos sobre estes factores e apenas destrói os microorganismos à superfície do solo (Rheinheimer et al., 2003). Além das influências no solo, a matéria orgânica constitui a maior reserva de CO₂, actuando como um regulador do CO₂ na atmosfera, segundo as mudanças climáticas (Fonseca et al., 2017).

2.10 - A floresta e o ciclo global de carbono

As florestas são o reservatório de carbono mais importante na biosfera terrestre, devido à sua capacidade de acumular grandes quantidades de carbono, quer na biomassa vegetal, quer na matéria orgânica do solo (Correia, 2006; Gonzalez & Gallardo, 2007; Fonseca et al., 2012). Devido a este facto, tem-se prestado mais atenção à sua gestão, uma vez que esta tem grandes implicações na concentração de dióxido de carbono na atmosfera (Harmon & Marks, 2002). A capacidade de retenção e armazenamento de carbono pelas florestas, é de tal forma importante para o ciclo global do carbono, que estão consideradas pelo Protocolo de Quioto como sumidouros de carbono.

O carbono presente nos ecossistemas terrestres distribui-se normalmente por quatro compartimentos principais: a biomassa aérea, os sistemas radiculares, o horizonte orgânico e o carbono orgânico do solo (Aceñolaza et al., 2007). O carbono orgânico contido no solo é o principal componente do ciclo do carbono, constituindo assim, a maior reserva de carbono terrestre (Gonzalez & Gallardo, 2007). É conhecido, que a nível global, os solos podem armazenar cerca de duas a três vezes o equivalente ao carbono contido na vegetação e de forma mais estável, podendo mesmo exceder o da atmosfera e o da biomassa dos ecossistemas terrestres, considerados conjuntamente (Madeira et al., 2004; Abril & Noé, 2007; Cerri et al., 2007; Gonzalez & Gallardo, 2007). Existem no entanto, vários fatores que influenciam a capacidade de armazenamento de carbono pelo ecossistema, como sendo as espécies florestais presentes, as características do solo e do clima, e não menos importante, as técnicas de gestão utilizadas (Gonzalez & Gallardo, 2007). De facto, as características do solo e a gestão aplicada são fatores chave, para a produtividade florestal e para a consequente acumulação de carbono no sistema.

Parte do aumento do CO₂ atmosférico, nos últimos 150 anos, tem sido atribuído à oxidação da matéria orgânica do solo. No entanto o emprego de técnicas apropriadas de gestão do solo podem permitir voltar a retirar esse carbono da atmosfera (Cerri et al., 2007; Galantini & Iglesias, 2007). Por este motivo e pela capacidade que os solos têm no armazenamento de carbono, tornam-se cada vez mais importantes os estudos que permitam avaliar as variações de carbono no solo.

2.10.1 - Fatores que influenciam a capacidade de armazenamento de carbono no solo

2.10.1.1 - Textura do solo

A textura do solo é uma característica muito importante para a estabilização da matéria orgânica (Galantini & Iglesias, 2007). Esta mede em percentagem, a proporção relativa de lotes constituídos por partículas minerais de dimensões compreendidas dentro de certos limites: areia, limo e argila, que no seu conjunto constituem a fração de terra fina do solo. Esta fração fina, em especial as argilas, favorecem a acumulação de matéria orgânica no solo devido a diferentes mecanismos de proteção. O incremento do teor de argila no solo reduz o diâmetro dos poros, limitando o espaço acessível para as bactérias. Paralelamente, os espaços porosos reduzidos, diminuem o acesso dos bacteriófagos à sua fonte de alimento, reduzindo a mineralização do azoto bacteriano. Pode dizer-se então, que para alguns tipos de solo se observa uma relação significativa entre o material fino do solo e a concentração de carbono.

2.10.1.2 - Profundidade do solo

A profundidade do solo influencia marcadamente a dinâmica e o balanço de água no solo, uma vez que limita o volume de solo explorado pelas raízes das plantas, a capacidade de armazenamento da água e a reserva de nutrientes disponíveis.

Em solos pouco profundos existe uma maior dependência das plantas em relação ao regime e regularidade da precipitação, assim como em relação ao ganho externo de nutrientes (Galantini & Iglesias, 2007). Nestas condições, a produção vegetal vê-se limitada, diminuindo assim a produtividade primária bruta do ecossistema e a velocidade do ciclo de carbono (Cruzado et al., 2007; Galantini & Iglesias, 2007). Neste tipo de solos a capacidade de acumulação de carbono orgânico é menor, em virtude da menor possibilidade das raízes explorarem o solo em profundidade, e da maior vulnerabilidade das plantações ao défice hídrico (Galantini & Iglesias, 2007).

2.10.1.3 - Temperatura e humidade

A temperatura e a humidade são fatores chave que afetam os níveis de carbono orgânico no solo, acentuando-se ainda mais a sua importância, quando estamos perante a influência de um clima mediterrânico (Galantini & Iglesias, 2007). O aumento da precipitação favorece o aumento da matéria vegetal, e a conseqüente formação de um horizonte orgânico que vai contribuir com mais carbono para o solo. Por outro lado, o aumento da temperatura favorece o incremento da atividade microbiana e a decomposição da matéria orgânica do solo, o que em situações extremas poderá levar à mineralização da matéria orgânica, diminuindo a retenção do carbono orgânico. Deste modo, poderemos dizer

que parte da quantidade de carbono no solo, também estará dependente do equilíbrio entre estes dois fatores climáticos (Galantini & Iglesias, 2007).

2.10.1.4 - Uso do solo e práticas culturais

A dinâmica do carbono no solo é influenciada por fatores edáficos e poderá ser diminuída ou potenciada, em grande parte, através das práticas culturais e da utilização da terra. Poderá mesmo afirmar-se que o potencial de um ecossistema para armazenar carbono, é primeiramente definido em função da frequência e severidade dos distúrbios causados (Harmon & Marks, 2002). As alterações no uso do solo influenciam a dinâmica da matéria orgânica e o ciclo biogeoquímico dos elementos, modificando a capacidade produtiva desses ambientes (Leite et al., 2003).

Práticas de gestão não adequadas revelam-se prejudiciais para a fertilidade do solo, podendo na maior parte das vezes agravar os problemas de erosão e lixiviação, com a conseqüente perda de nutrientes. A remoção da matéria orgânica das camadas superficiais do solo, por arrastamento, conduz a um aumento da compactação e em situações de maior gravidade, pode influenciar a hidrologia local. Estas perdas podem ser agravadas se considerarmos ainda a prática de remoção ou queima da biomassa, que deixará de ser incorporada no solo (Bauhus et al., 2002). A solução no caso da gestão da biomassa de subcoberto, ou dos resíduos da exploração de um povoamento, que irá promover a incorporação destes resíduos vegetais no solo, poderá passar pelo seu estilhamento.

Em solos explorados pelo homem, grande parte do carbono libertado para a atmosfera resulta das práticas culturais, principalmente a desflorestação, as queimas, os incêndios, as lavouras e o sobrepastoreio (Abril & Noé, 2007; Cerri et al., 2007). As preparações de terreno, nomeadamente as realizadas na instalação de novas arborizações, nem sempre utilizam técnicas adequadas a cada situação, sendo muitas vezes utilizadas técnicas intensivas de mobilização do solo, na convicção de que as mesmas conduzem a uma maior taxa de crescimento e sobrevivência na fase inicial da plantação (Madeira et al., 2004; Fonseca, 2005; Fonseca et al., 2014). No entanto, e numa perspectiva de conservação e gestão sustentável do solo, vários estudos têm comprovado que não é vantajosa a realização de mobilizações intensivas na instalação de plantações (Madeira et al., 2004; Martins & Pinto, 2004; Fonseca, 2005; Fonseca et al., 2014).

2.11 - Propriedades do solo

As propriedades físicas, químicas e biológicas do solo são determinadas pelos processos geológicos que estão na origem da sua formação e pela evolução do solo de acordo com o clima e o relevo do local, além dos organismos vivos que o habitam.

Estudos realizados em solos desenvolvidos sob diferentes espécies florestais, parecem definitivos para os horizontes orgânicos, mas não são tanto quando se interpreta a nível do ecossistema geral, ou simplesmente da totalidade do perfil edáfico. A intensificação da gestão das florestas e o aumento de plantação de espécies florestais, particularmente a plantação de espécies exóticas têm chamado a atenção para a importância das propriedades físicas e químicas do solo (Costa, 2011).

2.11.1 - Propriedades físicas

A mistura de partículas sólidas de natureza mineral e orgânica, ar e água, constituem os solos minerais, formando um sistema trifásico (sólido, gasoso e líquido). As partículas da fase sólida variam grandemente em tamanho, forma e composição química e a sua combinação nas várias configurações possíveis forma a chamada matriz do solo. Considerando o solo como um corpo natural organizado, portanto ocupando um dado espaço, a recíproca da matriz do solo forma a porosidade dos solos. As duas propriedades físicas, hierarquicamente mais importantes, são a textura do solo, que é definida com base na distribuição do tamanho das partículas e a estrutura do solo definida pelo arranjo das partículas em agregados (Alvarez, 2006).

A física de solos estuda e define, qualitativa e quantitativamente, as propriedades físicas, bem como sua medição, predição e controle, com o objetivo principal de entender os mecanismos que governam a funcionalidade dos solos e seu papel na biosfera. A importância prática de se entender o comportamento físico do solo está associada ao seu uso e manejo apropriado, ou seja, orientar a irrigação, a drenagem, a preparação do terreno e a conservação do solo e da água (Alvarez, 2006). A definição de um solo fisicamente ideal é difícil devido ao tipo e natureza das variações físicas que ocorrem ao longo do perfil do solo, na superfície e ao longo do tempo. Um solo é considerado fisicamente ideal para o crescimento de plantas quando apresenta boa retenção de água, bom arejamento, bom suprimento de calor e pouca resistência ao crescimento radicular. Paralelamente, boa estabilidade dos agregados e boa infiltração de água no solo são condições físicas importantes na qualidade ambiental dos ecossistemas (Marcelino et al., 2000). O conceito de um solo fisicamente ideal é complexo e carece de melhor definição quantitativa. No entanto, já há indicação clara de uma série de

indicadores da qualidade física de um solo, sejam valores ideais, críticos ou restritivos ao crescimento de plantas ou na qualidade ambiental (Are et al., 2009).

2.11.3 - Propriedades químicas

As propriedades químicas mereceram atenção, devido essencialmente à intensificação do uso dos solos florestais como consequência da substituição de espécies autóctones por outras de crescimento rápido e da introdução de espécies exploradas em curtas rotações, que resultam em modificações importantes no ciclo de nutrientes dos ecossistemas. Conforme já referido, a matéria orgânica tem uma influência acentuada sobre as propriedades químicas do solo, nomeadamente sobre a natureza do complexo de troca e na concentração de bioelementos (Fonseca, 1997). A soma de bases de troca, como o próprio nome indica, reflete a soma de cálcio, magnésio, potássio e sódio, todos na forma trocável, do complexo de troca de catiões do solo. Enquanto os valores absolutos dos resultados das análises destes elementos refletem os níveis destes parâmetros de forma individual, a soma de bases dá uma indicação do número de cargas negativas dos colóides que está ocupado por bases (Costa, 2011). Os solos podem ser naturalmente ácidos devido à pobreza em bases do material de origem, ou a processos de formação que favorecem a remoção de elementos básicos como Ca, Mg, K, Na, etc. Além disso, a acidez dos solos pode aumentar devido às práticas culturais e a adubações que conduzem a tal processo (Alvarez, 2006). Em qualquer caso, a acidificação tem início, ou acentua-se, devido à remoção de bases da superfície dos colóides do solo.

3 - MATERIAL E MÉTODOS

3.1 - Caracterização da área de estudo

3.1.1 - Localização

A Serra da Nogueira alarga-se por três concelhos do distrito de Bragança: Bragança, Vinhais e Macedo de Cavaleiros. A zona de estudo localiza-se na faixa entre os 1000 e os 1100 m de altitude, 41°45'N e 6°52'W (Figura 1).

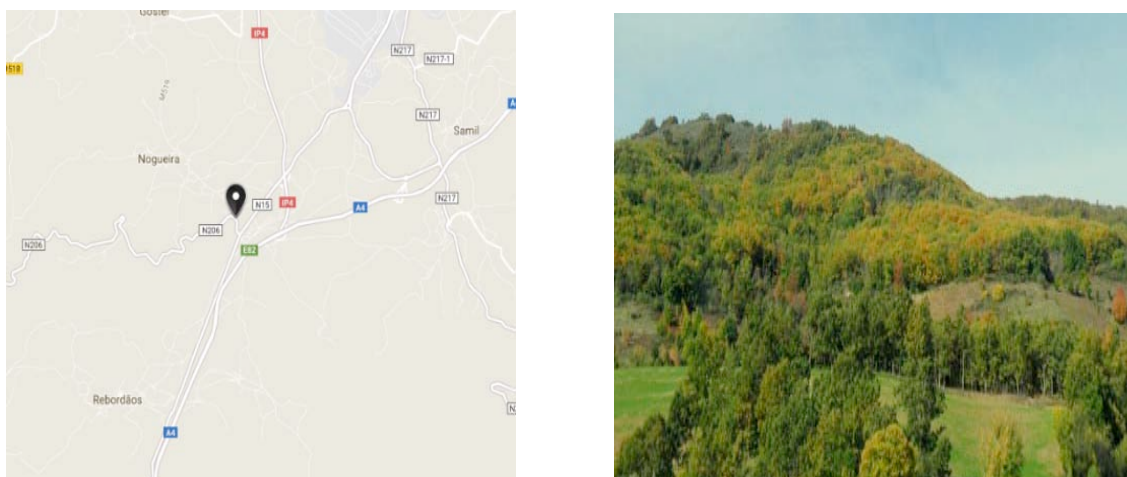


Figura 1 - Imagem da Serra da Nogueira

3.1.2 - Clima

Atendendo à temperatura média anual e à precipitação anual a Serra da Nogueira possui três zonas climaticamente distintas (Constantino et al.,1987): (1) Terra Fria de Alta Montanha, com temperatura média anual igual ou inferior a 8°C e precipitação média anual sempre superior a 1400 mm, localiza-se nas zonas com altitude superior a 1200/1300 metros; (2) Terra Fria de Montanha, é uma zona climática cuja temperatura média anual pode variar entre 8° e 10°C, sendo a precipitação da ordem dos 1000/1200 mm ou mais, em certas regiões, compreende zonas que vão dos 900/1000 a 1200/1300 metros de altitude; (3) Terra Fria de Planalto, caracteriza-se por possuir uma temperatura média que oscila entre os 10°C e os 12,5°C, nas áreas da Serra da Nogueira com este tipo de zona climática, a precipitação tem valores entre os 800 mm a mais de 1200 mm e altitudes que vão dos 500 aos 1000 metros.

A zona onde decorreu o estudo apresenta precipitação média anual de 1052 mm com precipitação média estival de 41 mm. A temperatura média anual é de 11,9°C com médias mensais que variam entre 27,9°C e 0,9°C (INMG, 1991).

3.1.3 - Solos

De acordo com Agroconsultores & Coba (1991), os solos da área em estudo estão integrados na unidade Leptossolos dístricos órticos derivados de xisto com alguma pedregosidade, baixa espessura e poucos afloramentos rochosos.

3.1.4 - Ecologia

Segundo Albuquerque (1954) a Serra da Nogueira integra-se em três níveis: Altimontano, Montano e Submontano.

3.1.5 - Fitossociologia

Loureiro (1979) marcou numa carta as zonas com potencialidade para as diversas espécies segundo uma base edafo-climática muito simplificada. De acordo com este autor, a Serra da Nogueira pode ser arborizada com as seguintes espécies: *Pseudotsuga menziesii* em solos mais profundos e frescos, *Castanea sativa*, *Pinus nigra* spp. *Laricio*, *Pinus ponderosa*, *Pinus sylvestris* e *Pinus pinaster* em situações particulares.

Há espécies florestais com boa taxa de ocupação usadas nesta serra. Podemos assim encontrar uma grande mancha de *Quercus pyrenaica* Willd, que é considerada a maior da Europa e constitui a vegetação climática do local. Além desta espécie, que tem uma distribuição quase uniforme nesta região, outras existem que também estão bem representadas, como: *Castanea sativa* Mill., *Pinus sylvestris* L., *Betula celtibérica* Rothm. et Vasc., *Pinus nigra* spp. *Laricio* e *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.).

3.2 - Caracterização das espécies em estudo

3.2.1 - *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco

Em 1950, o botânico Português João do Amaral Franco defendeu que a designação científica correta para esta espécie era a de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco (Figura 2), a qual foi aceite internacionalmente e se mantém na atualidade. Considera-se entre nós, (como noutros países Europeus), uma espécie extremamente promissora que tem suscitado bastante interesse em Portugal, devido ao bom comportamento dos dois mais importantes núcleos existentes – Manteigas e Vila Pouca de Aguiar – a que acresce, já no início da década de 70, uma arborização significativa com esta espécie na Serra de Bornes (Alves, 1988).

A *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco é a resinosa mais importante, quer pelo seu mais elevado crescimento, quer pelo seu maior valor comercial (Fowells, 1965). Tem preferência por temperaturas médias anuais da ordem dos 10°C, com variações de 8 a 12°C. É

uma espécie extremamente sensível às zonas ventosas, onde se têm verificado insucessos generalizados (Alves, 1988).



Figura 2 - *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco

Esta espécie desenvolve-se em clima do tipo temperado oceânico, com pluviosidade anual da ordem dos 1250 mm, com precipitação na estação de crescimento apreciável e humidade relativa elevada durante todo ano (Ribeiro, 1977). Em Portugal a sua introdução é recomendável nas zonas serranas acima dos 700 m em clima de influência atlântica, e acima dos 800 m nas situações de transição para a continentalidade (Alves, 1988). No que diz respeito à sua adaptação, esta espécie predomina em solos provenientes de grés sedimentares e de rochas vulcânicas, normalmente do tipo pardo e com uma camada orgânica pouco espessa. Suporta mal os solos encharcados, com má drenagem e ricos em cálcio, tendo preferência por solos arejados susceptíveis de armazenamento de água que faça face à secura estival. Esta espécie florestal cresce melhor em solos com valores de pH entre 5 e 5,5 (Alves, 1988). O seu temperamento é de intermédio a intolerante (Daniel et al., 1979), razão pela qual a sua regeneração abundante ocorre, preferencialmente, nas clareiras das florestas (Alves, 1988).

No nosso país, o exemplar mais antigo de que há notícia, foi plantado em Sintra, por volta de 1846, na encosta do Castelo dos Mouros, durante os trabalhos de fundação do Parque

da Pena (Gomes & Raposo, 1939). Coutinho (1936) refere, igualmente a existência de diversos exemplares plantados por volta de 1876, no Parque das Pedras Salgadas. Por outro lado, os primeiros povoamento desta espécie foram instalados em 1904 na Serra da Estrela (Freitas, 1989) e em 1906 na Serra do Gerês (Coutinho, 1936).

3.2.2 - *Quercus pyrenaica* Willd.

A espécie *Quercus pyrenaica* (Figura 3) apresenta, entre nós, uma vasta área de expansão natural. Vasconcellos & Franco (1956) fazem-lhe referência em todas as regiões, exceptuando o Baixo Alentejo e Algarve, sendo no entanto, mais frequente nas regiões de Trás-os-Montes, Beira Alta, Beira Baixa e Alto Alentejo. Concentra-se sobretudo nos distritos de Bragança, Vila Real, Guarda, Castelo Branco e Portalegre, onde representa cerca de 95% da área atual (Goes, 1991).

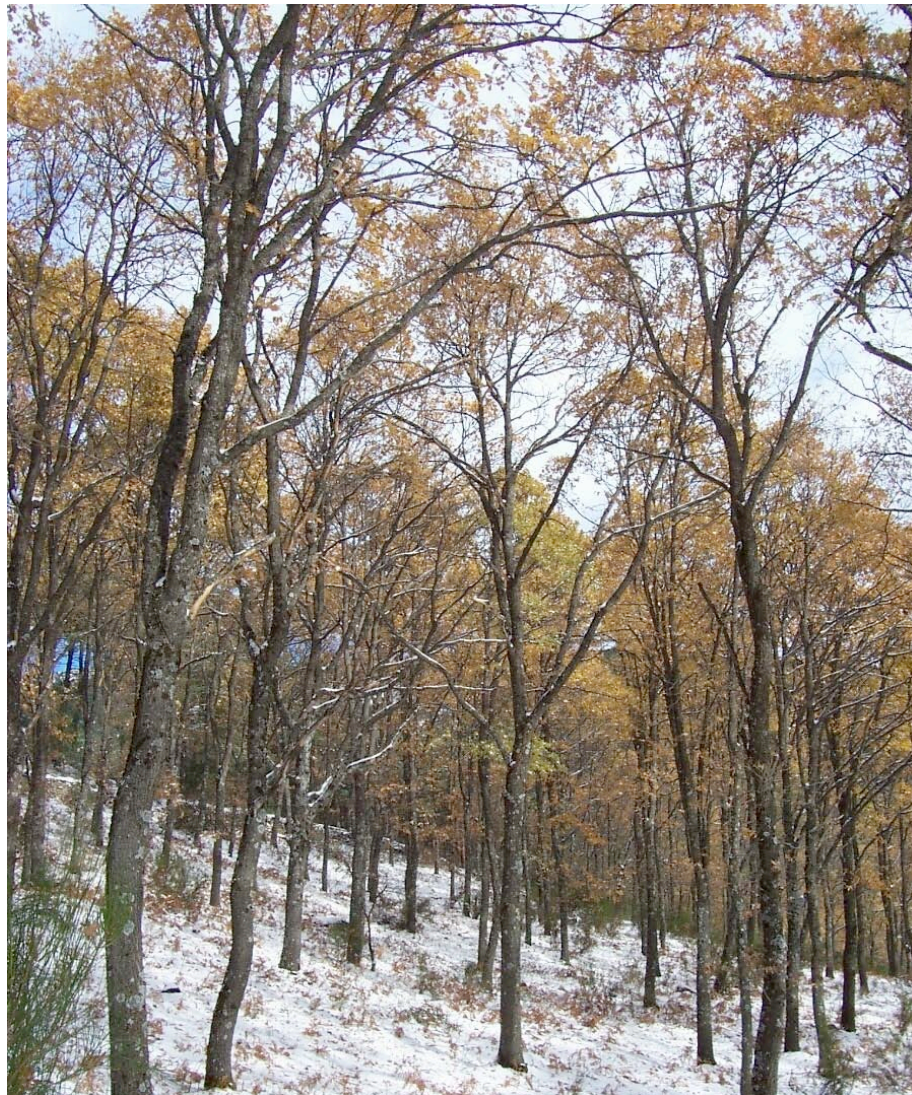


Figura 3 - *Quercus pyrenaica* Willd.

Atendendo ao seu comportamento em Portugal e particularmente aquele que evidencia nas zonas da Beira Interior e de Trás-os-Montes, encontra-se no intervalo de altitudes entre os 400 e os 1500 metros, suportando bem os frios e as neves invernais e preferindo os solos siliciosos, puros ou misturados com argila. Esta espécie não tolera os solos calcários (Alves, 1988). Quanto à precipitação média anual varia, nestas regiões, entre os 800 – 1400 mm, podendo chegar aos 600 mm nas cotas mais baixas.

Faz parte da caracterização autofítica de todas as zonas dos níveis submontano, montano e altimontano, abarcando situações com graus diversos de influência atlântica a que se juntam nalguns casos significativa interpenetração mediterrânea e sobretudo ibérica, o que dá uma ideia da sua tolerância à associação conjunta dos efeitos da continentalidade, em diversas gradações de altitude.

É uma espécie relativamente à qual se pode dizer que é hoje maior a preocupação em poder preservar alguns núcleos de significativa dimensão ainda existentes, como são por exemplo os da região do Sabugal e da Serra da Nogueira, do que propriamente promover artificialmente a sua expansão em larga escala. Aliás, e de um ponto de vista produtivo, nomeadamente na perspectiva de madeira de qualidade, verifica-se ser grande a dificuldade em conseguir obter fustes aceitáveis, assim, apenas as talhadias nalguns casos e revoluções curtas, asseguram material florestal com procura (Alves, 1988).

No caso desta espécie é de salientar o louvável esforço de preservação e defesa realizado pelos Serviços Florestais no Perímetro Florestal da Serra da Nogueira, constituindo a maior e melhor mancha de carvalhal do país. Nas áreas particulares e baldias é lamentável a forma degradante que o carvalhal muitas vezes apresenta. Torna-se, assim necessário tomar medidas de proteção e melhoramento dos povoamentos ainda existentes pela sua importância ao nível produtivo, bio-ecológico, paisagístico e recreativo.

3.2.3 - *Pinus nigra* J.F. Arnold

A *Pinus nigra* (Figura 4) é uma espécie originária do Velho Mundo, mais precisamente da região da Europa e Mediterrâneo, especificamente, da Espanha até a Crimeia e nas Montanhas do Atlas do noroeste de África. Pode ser encontrado desde o nível do mar até 2000 m de altitude, mais comum entre 250 e 1600 m. Pode atingir uma altura média de 17 metros aos 40 anos de idade.



Figura 4 - *Pinus nigra*

As sementes apresentam 5-10 cm de comprimento e normalmente dispersam-se nos meses de outubro e novembro. Apresenta crescimentos moderados, entre 30-70 cm ao ano, e possui no geral um formato cônico, tornando-se cada vez mais irregular com o tempo. Possui um longo tempo de vida, podendo viver mais de 500 anos. Não tolera sombras, necessitando de sol forte para crescer bem, mas é resistente contra a neve e baixas temperaturas, podendo resistir a temperaturas de 30 graus negativos. A *Pinus nigra* é uma fonte importante de madeira na Europa (Coutinho, 1936).

3.3 - Seleção das áreas de amostragem

Para avaliar o impacto da introdução das espécies *Pseudotsuga menziesii* e *Pinus nigra* nas características dos horizontes orgânicos e minerais do solo, foram selecionadas três áreas de amostragem, uma de *Pseudotsuga menziesii* (PM) (Figura 5), outra de *Pinus Nigra* (PN) (Figura 6), e outra, que representa o solo na situação original, de *Quercus pyrenaica* (QP) (Figura 7), em zonas adjacentes sobre litologia de xisto e com características de clima e solos similares.



Figura 5 - Área de amostragem de *Pseudotsuga menziesii* (PM)



Figura 6 - Área de amostragem de *Pinus nigra* (PN)



Figura 7 - Área de amostragem de *Quercus pyrenaica* (QP)

3.4 - Recolha de amostras no campo

3.4.1 - Recolha de amostras nos horizontes orgânicos e de vegetação herbácea

Após a seleção das áreas de amostragem, procedeu-se à seleção de locais de recolha do material orgânico e mineral. Em cada área de amostragem, foram selecionados, aleatoriamente 15 locais, onde se procedeu à recolha do material orgânico numa área de 0,49 m² por local (Figura 8). Cada amostra foi sub-dividida segundo os critérios morfológicos em L - resíduos orgânicos intactos; F - resíduos orgânicos em estado de decomposição mais ou menos avançado; H - correspondente à incorporação da matéria orgânica com o horizonte mineral subjacente onde já não é possível distinguir, à vista desarmada, os componentes dos resíduos orgânicos.



Figura 8 - Recolha da amostras nos horizontes orgânicos

A vegetação herbácea (VH), sempre que presente, também foi colhida. Apenas nas áreas de amostragem de *PN* e *QP* foi possível efectuar este tipo de colheita.



Figura 9 - Processo de moagem das amostras dos horizontes orgânicos e vegetação herbácea (Fotografia de Micaela Leite)

As amostras dos horizontes orgânicos e de vegetação herbácea foram colocadas em tabuleiros e levadas à estufa a 65°C até peso constante. Depois das amostras secas, foram

retiradas todas as pedras existentes entre os resíduos orgânicos e pesadas individualmente. As amostras foram moídas (Figura 9) e submetidas a análise laboratorial, com vista à determinação do teor de carbono, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, As determinações efectuadas tiveram por objetivo avaliar as diferenças na composição química dos resíduos orgânicos das espécies em estudo.

3.4.2 - Recolha de amostras nos horizontes minerais do solo

Nos mesmos locais, onde se colheu o material orgânico, procedeu-se à recolha de amostras nos horizontes minerais, nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm e 20-30 cm, totalizando 225 amostras de solo nas três áreas de amostragem (Figura 10).



Figura 10 - Recolha de amostras nos horizontes minerais

As amostras recolhidas foram devidamente identificadas, colocadas em tabuleiros e secas na estufa a 45°C durante 48 horas. Após a secagem as amostras foram crivadas, crivo de malha 2 mm (Figura 11), e analisadas em laboratório para os seguintes parâmetros químicos: valor de pH, teores de C, P, K e bases de troca.



Figura 11 - Processo de crivagem das amostras de solo (Fotografia de Micaela Leite)

3.5 - Metodologia analítica de laboratório

3.5.1 - Propriedades físicas

Todas as análises físicas foram realizadas no Laboratório de Solos da Escola Superior Agrária de Bragança.

3.5.1.1 - 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.

3.5.1.2 - Densidade aparente

A densidade aparente foi determinada em amostras não perturbadas colhidas num cilindro com um volume de 100 cm³. A densidade aparente (Dap) foi determinada através da seguinte fórmula:

$$\mathbf{Dap} = \frac{\mathbf{P}}{\mathbf{Vc}}$$

P – peso da amostra de solo seco a 105°C (g);

Vc – volume do cilindro (cm³).

3.5.2 - Análises químicas

As análises químicas foram efectuadas no Laboratório de Solos da Escola Superior Agrária de Bragança, quer para as amostras de material orgânico, quer para as amostras de solo.

3.5.2.1 - Determinação do valor de pH

Os valores de pH foram determinados em H₂O e KCl, pelo método potenciométrico, em suspensão solo:água (1:2,5), descrito por Van Reeuwijk (2002). As classes de pH são denominadas de acordo com o descrito por Porta et al. (2003) (Tabela1).

Tabela 1 - Classes de pH do solo (Porta et al., 2003)

pH	Denominação
<4,5	Extremamente ácido
4,5-5,0	Fortemente ácido
5,1-5,5	Muito ácido
5,6-6,0	Medianamente ácido
6,1-6,5	Ligeiramente ácido
6,6-7,3	Neutro
7,4-7,8	Medianamente básico
7,9-8,4	Básico
8,5-9,0	Ligeiramente alcalino
9,1-10	Alcalino
<10,0	Fortemente alcalino

3.5.2.2 - Determinação da matéria orgânica

A quantidade de matéria orgânica foi determinada pelo método Walkley-Black (Combs et al., 1998). O cálculo foi efetuado com base na seguinte expressão:

$$\%C \text{ facilmente oxidável} = \frac{(B - S) * M \text{ de } Fe^{2+} * 12}{\text{Gramas de solos} * 4000} * 100$$

$$\% \text{ de matéria orgânica} = \frac{\%C}{0.58} \text{ ou } \%C * 1.72$$

B – ml de solução de ferro necessários para a titulação do branco

S – ml de solução de ferro necessários para a titulação da amostra

$\frac{12}{4000}$ - peso de um miliequivalente de C (g)

O teor de matéria orgânica pode ser classificado em várias classes tendo em conta a textura (Tabela 2). A classificação depende da textura, pois os solos mais ricos em argila possuem teores mais elevados de matéria orgânica.

Tabela 2 - Classificação dos teores de matéria orgânica de acordo com a textura (Costa, 2011)

Percentagem de matéria orgânica		Designação indicativa do nível de matéria orgânica
Em horizontes de textura grosseira	Em horizontes de textura fina	
20-30	30-15	Muito alto
10-5	15-7	Alto
5-3	7-5	Medianamente alto
3-2	5-2	Médio
2-0,5	2-1	Baixo
<0,5	<1	Muito baixo

3.5.2.3 - Determinação do potássio e fósforo extraíveis

O potássio e fósforo extraíveis, foram determinados pelo método de Egner-Riehm. O potássio foi quantificado por espectrofotometria de emissão de chama e o fósforo por espectrofotometria de absorção molecular em analisador de fluxo segmentado.

3.5.2.4 - Determinação da acidez de troca e do alumínio de troca

Determinados por extração com KCl 1M, seguido da agitação e centrifugação dos extractos (Sims, 1996). A acidez de troca (AT) foi quantificada por titulação com NaOH 0.05M e o alumínio de troca por retrotitulação com HCl 0,05M (Sims, 1996). Os cálculos foram efectuados da seguinte forma (Sims, 1996):

$$\text{Acidez de Troca} = \frac{(\text{mL de NaOH amostra} - \text{mL de HCl branco}) * 0.1}{\text{Peso da amostra (g)}} \left(\frac{\text{Cmolc}}{\text{Kg de solo}} \right)$$

$$\text{Alumínio de troca} = \frac{(\text{mL de HCl amostra} - \text{mL de HCl branco}) * 0.1}{\text{Peso da amostra (g)}} \left(\frac{\text{Cmolc}}{\text{Kg de solo}} \right)$$

3.5.2.5 - Determinação da capacidade de troca catiónica efectiva e do grau de saturação em bases

A capacidade de troca catiónica efectiva e o grau de saturação em bases foram calculadas tendo em conta as bases de troca e a acidez de troca.

$$\text{CTCe} = \text{SBT} + \text{AT}$$

SBT – soma das bases de troca;

AT – acidez de troca

3.5.2.6 - Carbono Orgânico

3.5.2.6.1 - No solo

O teor de carbono foi calculado segundo o método de Walkeley-Black (1934) modificado, em uso no Laboratório de Solos da ESAB e pelo método da Combustão por Via Seca. Para o efeito, procedeu-se à incineração de 2,5 g por amostra, com 2 repetições, a 450°C durante 6 horas.

3.5.2.6.2 - Na vegetação herbácea e horizontes orgânicos

Efectuou-se a incineração de 1g por amostra, com duas repetições, 450°C durante 6 horas.

3.6 - Análises estatísticas

De forma a testar o possível efeito da substituição de espécies nas características do solo, os dados foram tratados estatisticamente com recurso à análise de variância e as diferenças analisadas através do teste de comparação de médias de Tukey a 5% de probabilidade. Em termos de significância para a mesma profundidade optou-se, que as médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p > 0,05$) e as seguidas de letras diferentes diferem significativamente ($p < 0,05$).

4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 - Horizontes orgânicos

4.1.1 - Produção de folhada

A acumulação de resíduos orgânicos na superfície do solo é mais elevada para as espécies resinosas (*PM*, 31,8 t ha⁻¹ e *PN*, 27,1 t ha⁻¹) quando comparada com a espécie folhosa (*QP*, 18,4 t ha⁻¹) (Figura 12). Estes resultados parecem estar relacionados com a taxa de decomposição, pois sob as espécies *PM* e *PN* observa-se uma grande quantidade de restos orgânicos pouco decompostos, sob a folhosa é notória a incorporação do material orgânico na fração mineral. Resultados idênticos são referidos por Viqueira et al. (1982) e Fonseca (1997).

A quantidade e natureza da folhada produzida influenciam a taxa de decomposição que por sua vez condiciona a quantidade de nutrientes libertada para o solo (Martins et al., 2009; Blum, 2014).

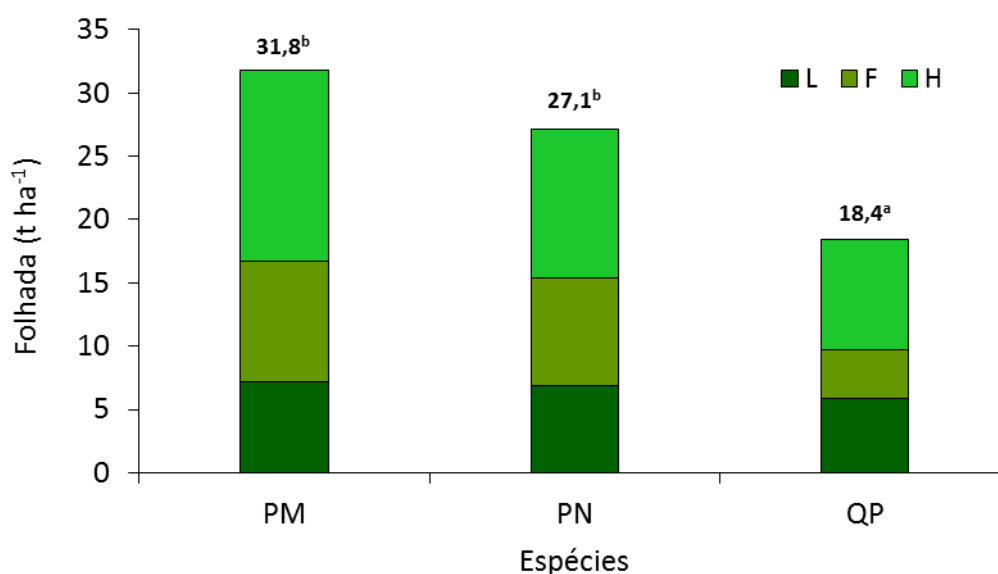


Figura 12 - Quantidade total de folhada para as espécies *PM*, *PN* e *QP*

A partir da observação da Figura 12 pode-se constatar que a quantidade de resíduos orgânicos nas camadas L e F é muito idêntica dentro de cada espécie. Contudo, as espécies *PM* e *PN* mostram maior quantidade de folhada em todas as camadas orgânicas consideradas (L, F e H), sendo os valores muito idênticos entre si e significativamente superiores aos encontrados para a espécie *QP*. Quando se comparam as resinosas, e apesar do povoamento

de *PN* apresentar uma menor densidade de árvores por hectare, resultou em quantidades de folhada muito idênticas às da espécie *PM*, o que parece estar relacionado com a elevada produção de pinhas. Também Fonseca (1997) e Martins et al. (2007) referem a elevada produção de pinhas pela espécie *PN* em povoamentos localizados na Serra da Padrela (Vila Pouca de Aguiar) e sua influência na produção de folhada.

No sub-bosque das espécies *PN* e *QP* era visível a presença de vegetação herbácea muito dispersa, com produções de 0,7 t ha⁻¹ em *PN* e 1,3 t ha⁻¹ em *QP*, pois a folhada dos horizontes orgânicos dificultou o seu crescimento. Gonçalves et al. (2013) observaram num povoamento misto de *Pseudotsuga menziesii* e *Castanea sativa*, localizado em Macedo de Cavaleiros, uma redução na produção de biomassa de vegetação herbácea, quando comparou a produção obtida 2 e 9 anos após a instalação do povoamento, apresentando como justificação o desenvolvimento de um horizonte orgânico, durante aquele período, que impossibilitou o desenvolvimento da vegetação herbácea. No povoamento de *PM* não se observou vegetação em sub-bosque devido às características da própria espécie. Esta desenvolve copas muito densas que impedem a penetração da luz solar no seu interior.

4.1.2 - Concentração de nutrientes na folhada

Na Tabela 3 apresentam-se as concentrações de nutrientes nas camadas do horizonte orgânico (L, F e H) das três espécies consideradas. Os resíduos orgânicos acumulados sob a espécie *PM* apresentam os maiores teores em fósforo (P), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) e os menores em potássio (K) e carbono (C), mostrando frequentemente diferenças significativas em relação às restantes espécies (*PN* e *QP*). Entre *PN* e *QP*, os valores das concentrações aproximam-se, registando-se essencialmente diferenças significativas para o Ca.

Tabela 3 - Concentração de P, K, Ca, Mg e C nas camadas dos horizontes orgânicos (L, F, H) desenvolvidos sob as espécies *PM*, *PN* e *QP*. Para cada variável e camada, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p > 0,05$) (n=15)

Horizonte	Espécie	P	K	Ca	Mg	C
				g kg ⁻¹		
L	<i>PM</i>	1,04 ^b	0,86 ^a	12,02 ^c	1,65 ^c	520 ^a
	<i>PN</i>	0,36 ^a	1,99 ^b	6,80 ^a	0,85 ^a	553 ^b
	<i>QP</i>	0,34 ^a	1,30 ^{ab}	9,87 ^b	1,26 ^b	539 ^b
F	<i>PM</i>	1,26 ^b	0,65 ^a	12,78 ^b	3,50 ^b	427 ^a
	<i>PN</i>	0,49 ^a	1,84 ^b	6,85 ^a	1,24 ^a	524 ^b
	<i>QP</i>	0,44 ^a	0,98 ^a	11,84 ^b	1,66 ^a	500 ^b
H	<i>PM</i>	0,95 ^b	0,59 ^a	8,25 ^b	8,49 ^b	229 ^a
	<i>PN</i>	0,50 ^a	1,96 ^b	6,33 ^a	3,70 ^a	390 ^b
	<i>QP</i>	0,42 ^a	1,20 ^{ab}	12,68 ^c	2,35 ^a	385 ^b

A quantidade de nutrientes presente na folhada depende de vários factores, entre os quais, a espécie, a capacidade de redistribuição de nutrientes antes da senescência, o tipo de solo e a proporção de folhas em relação aos demais componentes (Schumacher, 1992). Segundo Pritchett & Fisher (1987) para a população de organismos do solo e para o crescimento das espécies vegetais, a composição química dos horizontes orgânicos tem um efeito significativo na taxa de decomposição e libertação de nutrientes. A vegetação florestal, o clima, o solo mineral e o período de acumulação de resíduos influencia o conteúdo total de nutrientes que é prescrito pela quantidade e composição dos resíduos. A partir da decomposição dos horizontes orgânicos, os elementos minerais libertados, podem ser transportados e/ou incorporados nos horizontes subjacentes ou absorvidos pelas raízes nessas mesmas camadas (Ranger & Bonneau, 1984).

4.1.2.1 - Fósforo

A introdução das espécies *PM* e *PN* contribuiu para um aumento da concentração de fósforo (P) nas camadas do horizonte orgânico (L, F e H), apresentando este aumento diferenças significativas entre as espécies *PM* e *QP* (Tabela 3, Figura 13). A concentração de P tende a aumentar de L para F, mostrando comportamento irregular para H. Prescott et al. (1993) referem que as concentrações de P aumentam ou decrescem com o avançar da decomposição, dependendo da sua concentração inicial nos resíduos orgânicos. Bockheim et al. (1991) sugerem que as diferenças nas concentrações entre espécies devem-se à imobilização do P pelos microrganismos durante o processo de decomposição dos detritos.

De um modo geral, este é o elemento que apresenta menores concentrações na folhada (exceção feita à camada L da espécie *PM*), o que pode estar relacionado com a alta eficiência da sua translocação antes da abscisão para utilização noutros processos da planta (Schumacher et al., 2004). Resultados idênticos foram obtidos por Villa et al. (2016) num trabalho realizado no Estado do Rio de Janeiro em folhada de floresta com diferentes densidades de plantação.

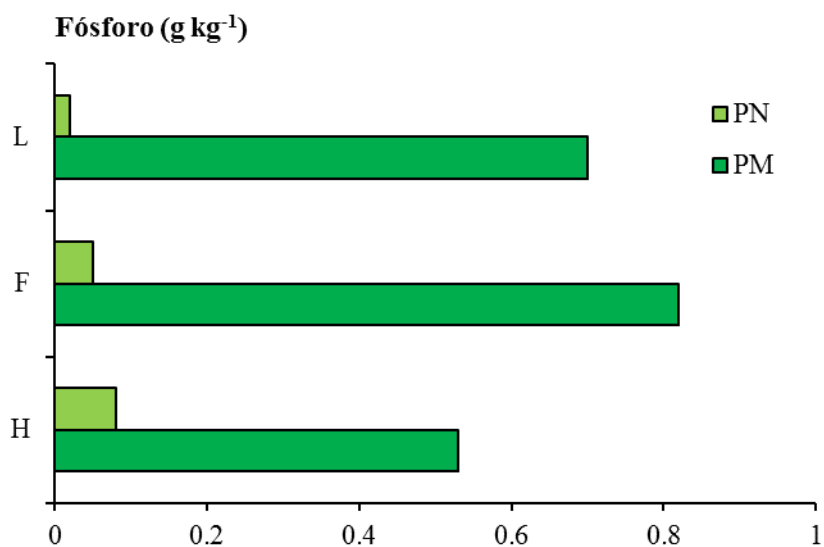


Figura 13 - Ganhos de fósforo (P) para as espécies *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*), nas camadas do horizonte orgânico (L, F e H)

4.1.2.2 - Potássio

As espécies resinosas *PN* e *PM* apresentam as maiores e menores concentrações de potássio (K), nas camadas do horizonte orgânico, respectivamente, e com diferenças significativas entre si (Tabela 3, Figura 14). O solo original (*QP*) apresenta valores intermédios a estas duas espécies, colocando em evidência a influência das espécies na acumulação de K.

O K pode estar associado com a resistência das plantas a determinadas doenças (Pritchett & Fisher, 1987; Santos, 2015) e este elemento parece ser abundante em muitos solos florestais.

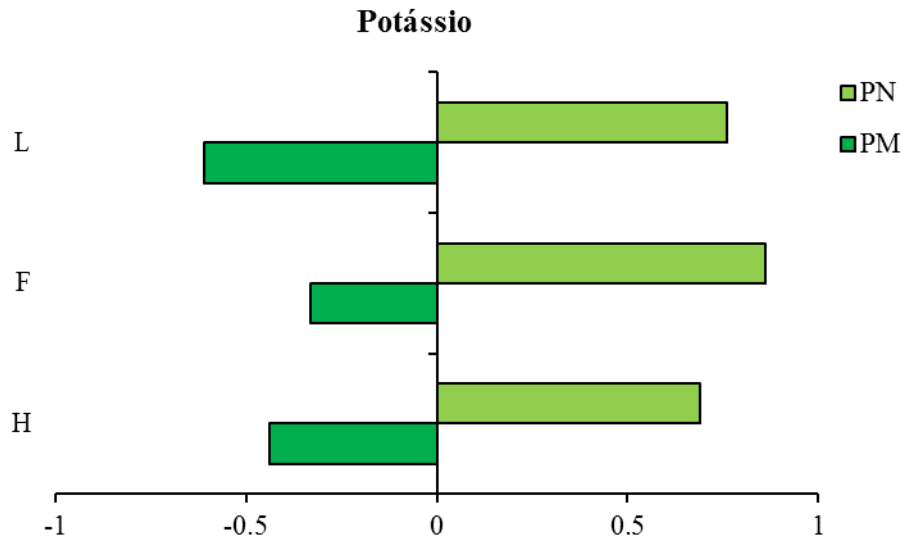


Figura 14 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de potássio (K) (g kg^{-1}) para as espécies *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*), nas camadas do horizonte orgânico (L, F e H)

4.1.2.3 - Cálcio

A espécie *PN* apresenta concentrações em cálcio (Ca) idênticas nas três camadas (L, F e H) e significativamente inferiores às das restantes espécies (*PM* e *QP*). Nas camadas L e F a espécie *PM* mostra os maiores valores, enquanto na camada H essa posição é ocupada pela espécie *QP*, com valores significativamente superiores comparativamente a *PM* e *PN* (Tabela 3; Figura 15). Este elemento é o que aparece em maiores concentrações quando comparado aos demais.

As diferenças na quantidade de Ca registadas entre espécies explicam-se essencialmente pela natureza dos resíduos orgânicos produzidos (Bockheim et al., 1991). É considerado um elemento relativamente imóvel nos vegetais devido a estar fixado nas estruturas, e provavelmente esta é a explicação para as elevadas concentrações encontradas no material orgânico acumulado na superfície do solo (Villa et al., 2016). No entanto, em espécies florestais, com alguma frequência, este elemento move-se previamente dos tecidos mais velhos para os tecidos em crescimento (Pritchett & Fisher, 1987), o que pode explicar os menores valores encontrados para a espécie *PN*. A devolução do Ca ao solo é importante quer para manter/aumentar a quantidade de Ca trocável, quer para a manutenção dos valores de pH nas camadas mais superficiais do solo (Vanlauwe et al., 2005).

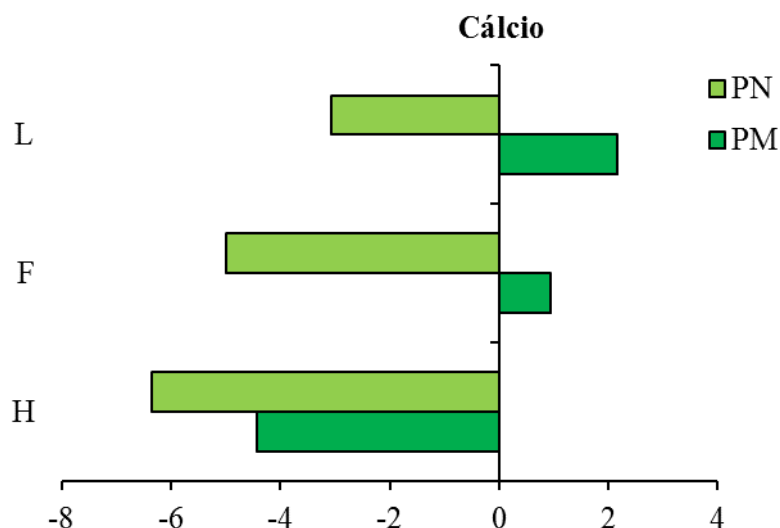


Figura 15 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de cálcio (Ca) (g kg^{-1}) para as espécies *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*), nas camadas do horizonte orgânico (L, F e H)

4.1.2.4 - Magnésio

A espécie *PN*, tal como o verificado para o Ca, tem tendência a apresentar as menores concentrações em magnésio (Mg), o que é mais notório na camada L. A espécie *PM* apresenta em todas as camadas valores significativamente superiores quando comparada com as restantes espécies (*PN* e *QP*) (Tabela 3; Figura 16).

A quantidade de Mg varia de acordo com as espécies e as diferenças registadas podem ser atribuídas à natureza das próprias espécies (Bockheim et al., 1991). Trabalhos realizados referem o aumento do teor em Mg com o avançar da decomposição dos resíduos, isto é, de L para H, (Bartos & Debyle, 1981), o que é claramente observado neste trabalho (Tabela 3).

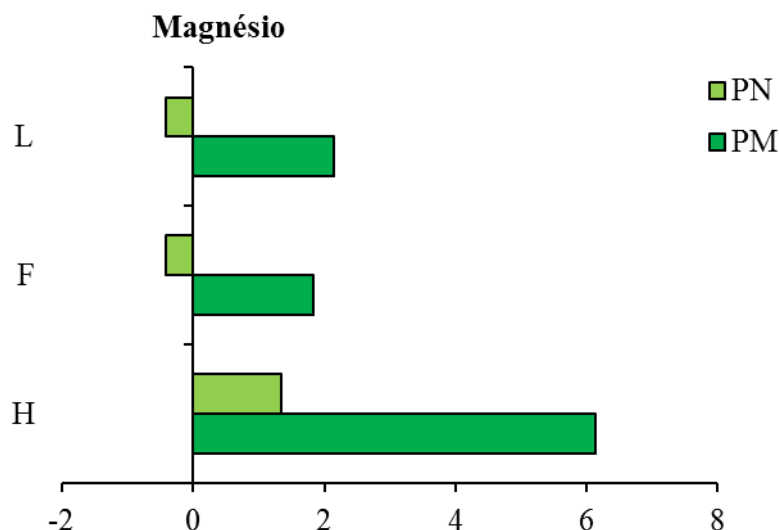


Figura 16 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de magnésio (Mg) (g kg^{-1}) para as espécies *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*), nas camadas do horizonte orgânico (L, F e H)

4.1.2.5 - Carbono

Por observação do Tabela 3, constata-se que a espécie *PM* é a que apresenta os menores valores de carbono (C) e a espécie *PN* os maiores. Também, Martins et al. (2009), num estudo realizado sobre a devolução de nutrientes ao solo a partir da decomposição da folhada de quatro espécies florestais, observou maiores concentrações de carbono na folhada da espécie *PN* e menores na espécie *PM*, justificando estes resultados com base na taxa de decomposição observada para a folhada dessas espécies.

A concentração de C diminui ligeiramente da camada L para a F e de forma mais notória da camada F para a H. Este padrão de variação está essencialmente associado ao aumento do grau de humificação e ao aumento do teor em matéria mineral por mistura com o horizonte mineral superficial (Fernandez, 1993; Fonseca, 1997; Martins et al., 2009). Deste modo, pode-se constatar que os resíduos orgânicos mais intactos (camada L) armazenam elevadas quantidades de C, mas este é rapidamente posto, de novo, em circulação com o avançar do estado de decomposição dos resíduos.

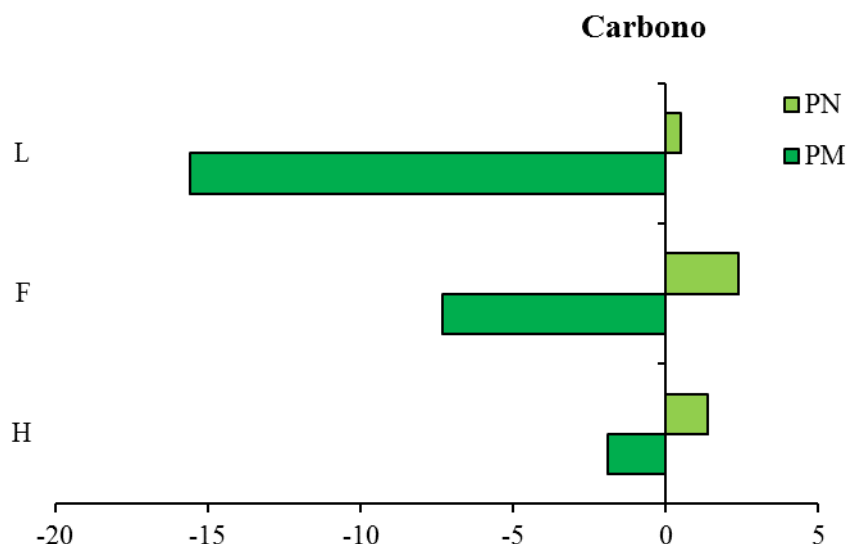


Figura 17 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de carbono (C) (g kg^{-1}) para as espécies *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*), nas camadas do horizonte orgânico (L, F e H)

4.2 - Horizontes Minerais do solo

Em zonas de clima temperado, onde a influência do clima como factor de formação do solo é menos intensa, a rocha-mãe tem um papel importante sobre as características dos solos. Contudo, as propriedades dos horizontes minerais superficiais poderão estar nitidamente influenciadas pelo tipo de vegetação presente. De seguida, analisa-se os horizontes minerais de modo a detectar-se possíveis interferências da vegetação na morfologia e nas propriedades do solo.

Na análise dos horizontes minerais, como já foi referido, procedeu-se a um teste de comparação de médias, utilizando-se para o efeito os valores obtidos em todas as profundidades amostradas. Assim, no decorrer da análise dos vários parâmetros, serão considerados os valores médios encontrados nos solos desenvolvidos sob as três espécies florestais em estudo.

Elegeram-se as seguintes propriedades para comparação dos solos, atendendo ao seu papel mais ou menos acentuado na definição do comportamento físico-químico do solo e nas relações solo-planta:

- Elementos grosseiros - EG (%)
- Densidade aparente - D_{ap} (g cm^{-3})
- Carbono - C (g kg^{-1})

- Fósforo extraível - P_2O_5 ($mg\ kg^{-1}$)
- Potássio extraível - K_2O ($mg\ kg^{-1}$)
- Cálcio de troca - Ca ($cmol\ kg^{-1}$)
- Magnésio de troca - Mg ($cmol\ kg^{-1}$)
- Potássio de troca - K ($cmol\ kg^{-1}$)
- Sódio de troca - Na ($cmol\ kg^{-1}$)
- Acidez de troca - AT ($cmol\ kg^{-1}$)
- Capacidade de troca catiónica efectiva - CTCe ($cmol\ kg^{-1}$)
- Grau de saturação em bases - GSB (%)

4.2.1 - Propriedades físicas do solo

4.2.1.1 - Elementos grosseiros

Na Figura 18 apresentam-se os resultados dos elementos grosseiros (EG) nos solos desenvolvidos sob as espécies *PM*, *PN* e *QP*. Entende-se por EG as partículas minerais com dimensões superiores a 2 mm localizadas na superfície ou nos horizontes superficiais e constituem aspetos caracterizadores dos solos e das paisagens (Figueiredo, 2004).

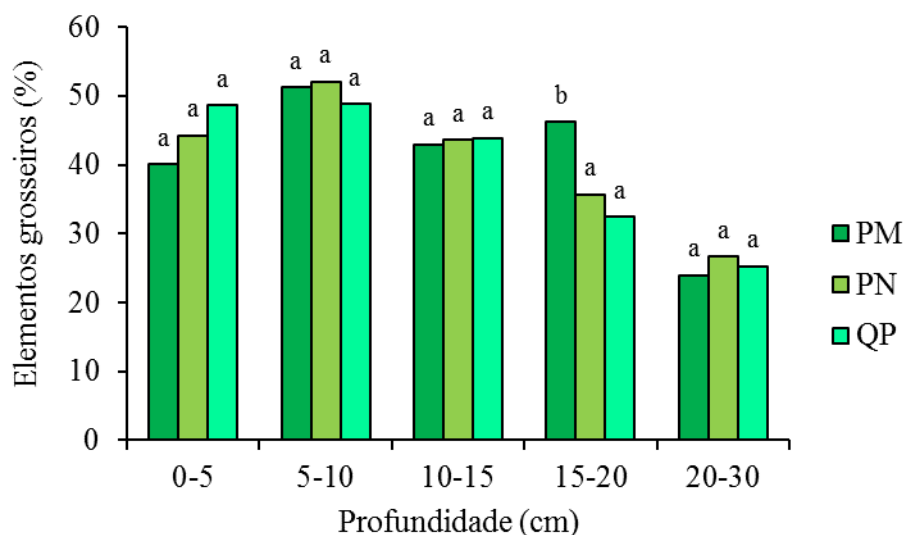


Figura 18 - Teor de elementos grosseiros (EG) nos solos sob as espécies *PM*, *PN* e *QP*. Para cada profundidade, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p > 0,05$) ($n=15$)

De um modo geral, não se observam diferenças significativas entre espécies apresentando a camada 5-10 cm os maiores valores e a camada 20-30 cm os menores. No solo sob *QP* os teores de EG tendem a diminuir com a profundidade, enquanto nas espécies *PM* e *PN* ocorre alguma variabilidade nesse padrão de distribuição, o que poderá estar relacionado com a preparação do terreno na altura da instalação dos povoamentos.

4.2.1.2 - Densidade aparente do solo

Os dados relativos à avaliação da densidade aparente do solo são apresentados na Figura 19. A densidade aparente (Dap) é difícil de medir quando é baixa e quando nos horizontes minerais de solos florestais abundam as raízes e os elementos grosseiros (Federer et al., 1992; Fonseca, 1997). Apesar de ter surgido algumas dificuldades na recolha de amostras no campo, foi possível colher amostras não perturbadas em todas as profundidades em análise.

Nas profundidades 0-5, 10-15 e 20-30 cm a Dap segue a sequência $QP > PN > PM$, não se verificando nas restantes profundidades uma tendência consistente. As variações nos valores de Dap seguem sensivelmente as variações no teor de elementos grosseiros. Dados obtidos por vários autores, indicam que o conteúdo, forma e tamanho dos elementos grosseiros influenciam a Dap do solo.

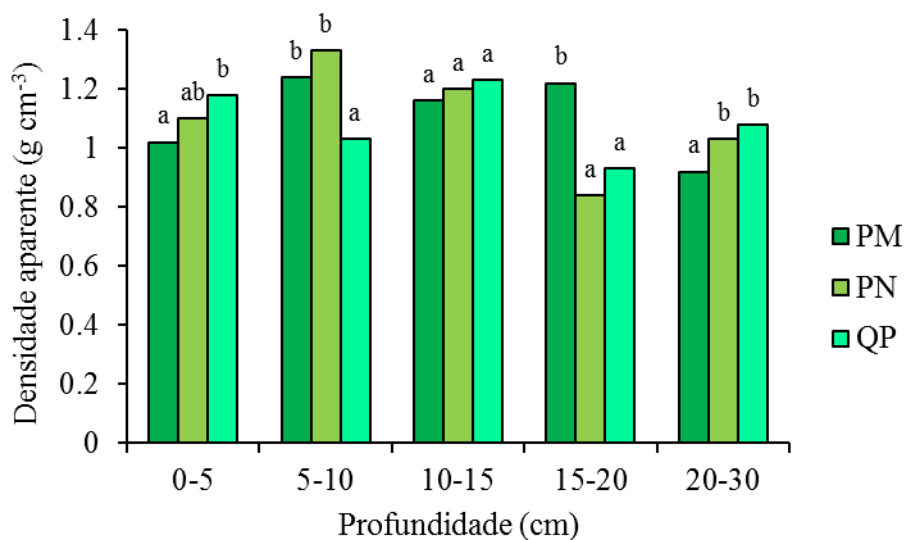


Figura 19 - Densidade aparente dos solos desenvolvidos sob as espécies *PM*, *PN* e *QP*. Para cada profundidade, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p > 0,05$) ($n=15$)

As variações na Dap 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 and Karlen, 2004).

4.2.2 - Propriedades químicas do solo

4.2.2.1 - Fósforo e potássio extraíveis

Os valores de fósforo e potássio extraíveis (P_2O_5 e K_2O , respetivamente) constam da Tabela 4. De acordo com Santos (2015), a concentração de P_2O_5 nos solos sob as espécies *PM* e *QP* é muito baixa ($0-25 \text{ mg kg}^{-1}$) e nos solos sob *PN* é baixa ($26-50 \text{ mg kg}^{-1}$). Estes valores podem estar relacionados com fenómenos de retenção e fixação, tendendo a diminuir com a profundidade. Porém estas concentrações não significam necessariamente a existência de carências de fósforo atendendo à presença de fungos micorrízicos que favorecem a nutrição vegetal, nomeadamente a absorção de fósforo, mesmo que este esteja em baixa concentração no solo (Binkley, 1986; Honrubia, 1992).

Tabela 4 - Fósforo e potássio extraíveis (P_2O_5 , K_2O) e carbono (C) nos solos *sob PM, PN e QP*. Para cada variável e profundidade, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p>0,05$) ($n=15$)

Prof (cm)	Espécie	P_2O_5	K_2O	C
		(mg kg ⁻¹)		g kg ⁻¹
0-5	<i>PM</i>	20 ^a	204 ^a	20,1 ^a
	<i>PN</i>	47 ^b	135 ^a	28,5 ^a
	<i>QP</i>	23 ^a	156 ^a	74,2 ^b
5-10	<i>PM</i>	12 ^a	158 ^a	14,0 ^a
	<i>PN</i>	50 ^b	114 ^a	27,2 ^b
	<i>QP</i>	13 ^a	117 ^a	59,1 ^c
10-15	<i>PM</i>	8 ^a	120 ^a	13,0 ^a
	<i>PN</i>	43 ^b	104 ^a	25,5 ^b
	<i>QP</i>	10 ^a	102 ^a	55,6 ^c
15-20	<i>PM</i>	5 ^a	81 ^a	12,1 ^a
	<i>PN</i>	42 ^b	96 ^a	24,1 ^b
	<i>QP</i>	9 ^a	88 ^a	50,5 ^c
20-30	<i>PM</i>	5 ^a	80 ^a	11,7 ^a
	<i>PN</i>	40 ^b	94 ^a	22,4 ^b
	<i>QP</i>	8 ^a	78 ^a	39,8 ^c

Relativamente ao solo original (*QP*), a concentração em P_2O_5 tende a ser significativamente superior sob a espécie *PN* e ligeiramente inferior nos solos desenvolvidos sob a espécie *PM* (Tabela 4; Figura 20).

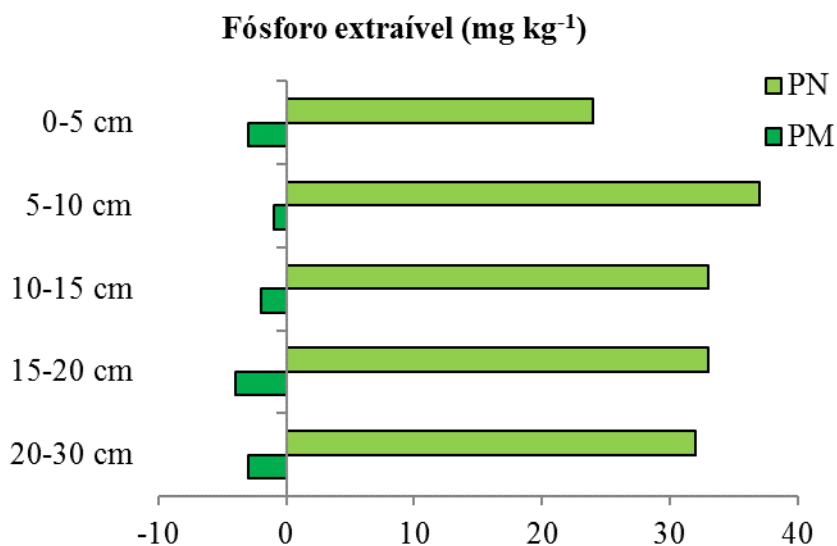


Figura 20 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de fósforo extraível (P_2O_5) para as espécies *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*), nas camadas minerais do solo

No que respeita ao potássio extraível expresso em K_2O (Tabela 4), registam-se valores considerados altos ($101-200 \text{ mg kg}^{-1}$) até aos 15 cm de profundidade e valores médios ($51-100 \text{ mg kg}^{-1}$) na camada 15-30 cm (Santos, 2015). Os valores são idênticos em todos os solos verificando-se a inexistência de diferenças significativas, por cada incremento da profundidade do solo. De um modo geral observam-se incrementos no teor de K nos solos sob *PN* e *PM* (Figura 21), o que poderá estar relacionado com as práticas de mobilização aquando da instalação destes povoamentos. Sharma et al. (2005) referem que as práticas de mobilização do solo influenciam positivamente a disponibilidade de potássio por modificação de outros factores como o arejamento, temperatura e teor de humidade.

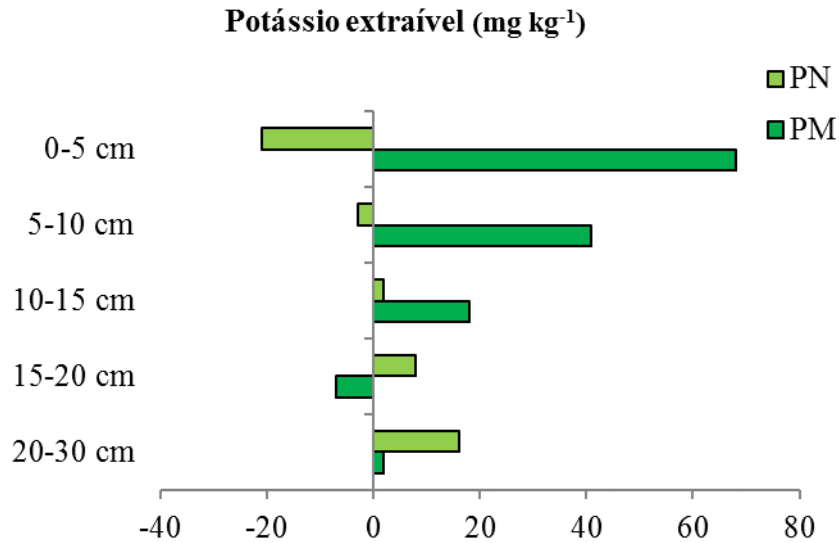


Figura 21 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de potássio extraível (K₂O) para as espécies *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*), nas camadas minerais do solo

4.2.2.2 - Carbono

A concentração de carbono (C) é significativamente superior sob a espécie *QP* e significativamente inferior sob a espécie *PM*, quando se comparam as espécies entre si (Tabela 4). Na Figura 22 observa-se que a substituição da espécie *QP* pelas espécies *PM* e *PN* contribuiu para a redução da concentração deste elemento no solo, que se reflecte na quantidade de C armazenado no solo e na mitigação de alterações climáticas. Estas variações estão essencialmente relacionadas com a quantidade e qualidade dos resíduos orgânicos produzidos (Fonseca et al. 2012). Embora a espécie *QP* apresente uma quantidade de folhada acumulada à superfície inferior à das restantes espécies (*PM* e *PN*), o solo aí desenvolvido apresenta maior concentração de C, o que parece dever-se a uma mais rápida incorporação no solo, comprovado por uma taxa de decomposição mais elevada (Martins, 2007). Para além da quantidade, também a composição química dos resíduos orgânicos, grau de humificação e distribuição dos sistemas radiculares são factores que condicionam a distribuição do C no solo (Martins, 2007, Fonseca et al. 2012).

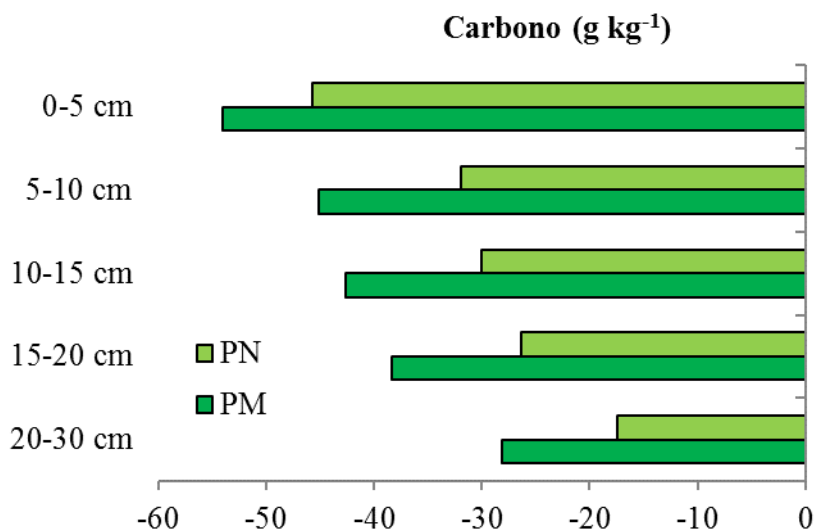


Figura 22 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de carbono (C) para as espécies *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*), nas camadas minerais do solo

4.2.2.3 - Complexo troca do solo

4.2.2.3.1 - Bases de troca, acidez de troca e reação do solo

Os valores relativos a estes parâmetros químicos do solo são apresentados na Tabela 5. De um modo geral, o teor de bases é superior no solo original (*QP*) (Figura 23), o que é mais evidente no caso do cálcio (Ca) e do magnésio (Mg). Em todos os solos e profundidades as bases de troca seguem a sequência $Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > Na^+$. O Ca é o catião básico mais importante do solo, seguido do Mg, contribuindo com cerca de 55% e 25% respectivamente, para o somatório das bases de troca (SBT). Os factores que mais contribuem para este padrão de variação das bases de troca são a composição química dos resíduos orgânicos produzidos por cada espécie (Wesemael, 1993) e fenómenos de lixiviação.

Tabela 5 - Bases de troca (Ca, Mg, K, Na), soma das bases de troca (SBT), acidez de troca (AT), capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe), grau de saturação em bases (GSB) e valores de pH (H₂O) nos solos sob *PM*, *PN* e *QP*. Para cada variável e profundidade, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p > 0,05$) (n=15)

Prof (cm)	Espécie	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	SBT	AT	CTCe	GSB	pH
		(cmol kg ⁻¹)					(%CTCe)		(H ₂ O)	
0-5	PM	5,47 ^b	2,32 ^a	0,91 ^b	0,80 ^b	9,56 ^b	0,81 ^a	10,36 ^b	91,1 ^b	5,4 ^b
	PN	2,53 ^a	1,14 ^b	0,70 ^a	0,29 ^a	4,76 ^a	1,82 ^b	6,58 ^a	71,6 ^a	5,0 ^a
	QP	10,29 ^c	2,93 ^c	1,03 ^b	0,43 ^a	14,87 ^c	0,49 ^a	15,36 ^c	96,5 ^b	5,2 ^{ab}
5-10	PM	3,03 ^a	1,95 ^b	0,91 ^b	0,37 ^b	6,22 ^b	2,20 ^b	8,42 ^b	73,5 ^a	5,2 ^b
	PN	2,43 ^a	1,14 ^a	0,78 ^a	0,27 ^a	4,72 ^a	1,90 ^b	6,62 ^a	70,7 ^a	4,9 ^a
	QP	8,52 ^b	2,27 ^b	1,02 ^b	0,31 ^{ab}	12,29 ^c	0,45 ^a	12,73 ^c	96,4 ^b	5,1 ^{ab}
10-15	PM	2,48 ^a	1,49 ^b	0,92 ^a	0,31 ^a	5,17 ^a	2,39 ^b	7,56 ^c	67,8 ^a	5,3 ^b
	PN	2,19 ^a	1,07 ^a	0,74 ^a	0,24 ^a	4,27 ^a	2,03 ^b	6,30 ^b	67,3 ^a	4,8 ^a
	QP	7,16 ^b	2,15 ^c	1,36 ^a	0,29 ^a	11,00 ^b	0,58 ^a	11,58 ^a	94,8 ^b	5,0 ^{ab}
15-20	PM	2,24 ^a	1,41 ^b	0,83 ^b	0,24 ^a	4,82 ^b	2,60 ^c	7,42 ^b	64,8 ^a	5,4 ^b
	PN	1,97 ^a	0,99 ^a	0,68 ^a	0,23 ^a	3,80 ^a	2,05 ^b	5,85 ^a	64,3 ^a	4,8 ^{ab}
	QP	6,13 ^b	2,13 ^c	0,95 ^c	0,21 ^a	9,39 ^c	0,43 ^a	9,82 ^c	95,4 ^b	5,1 ^a
20-30	PM	2,69 ^a	1,77 ^b	0,25 ^a	0,95 ^a	5,70 ^a	3,19 ^c	8,89 ^b	62,0 ^a	5,4 ^b
	PN	2,33 ^a	1,03 ^a	0,23 ^a	0,84 ^a	4,32 ^a	2,02 ^b	6,34 ^a	67,9 ^a	4,7 ^a
	QP	6,07 ^b	2,04 ^b	0,22 ^a	0,95 ^a	9,24 ^b	0,43 ^a	9,66 ^b	95,5 ^b	4,8 ^{ab}

Soma das bases de troca (cmol kg⁻¹)

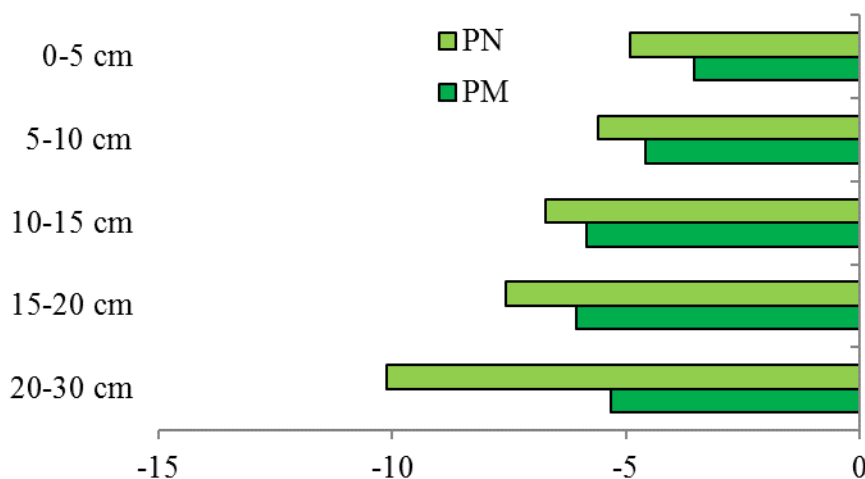


Figura 23 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) do somatório das bases de troca (SBT) para as espécies *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*), nas camadas minerais do solo

Em oposição às bases de troca, a acidez de troca (AT) (Tabela 5, Figura 24), regista geralmente valores significativamente mais baixos no solo sob *QP* e bastante uniformes nas diversas profundidades consideradas, para esta espécie. As espécies introduzidas *PM* e *PN*,

para além de contribuírem para um aumento da AT, também contribuíram para uma modificação do padrão de variação em profundidade, comparativamente ao solo original (*QP*). A composição química dos resíduos orgânicos produzidos contribuiu para as diferenças observadas. Estas relacionam-se com o teor em bases na folhada e taxa de decomposição da mesma e posterior incorporação de bases no solo. A incorporação de bases de troca é superior no solo sob a espécie *QP*, seguida da espécie *PM* e finalmente a espécie *PN*.

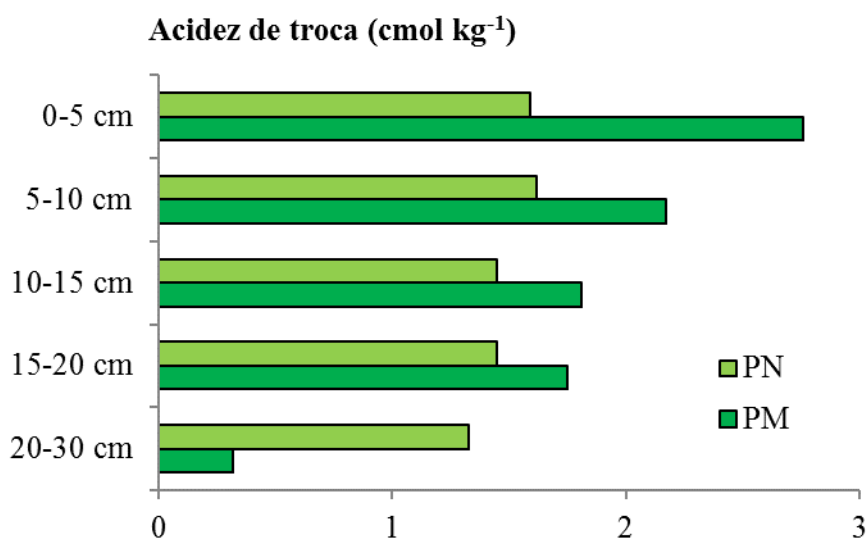


Figura 24 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) da acidez de troca (AT) para as espécies *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*), nas camadas minerais do solo

No que diz respeito aos valores de pH (H₂O) do solo (Tabela 5), as espécies introduzidas modificaram a reacção do solo, contribuindo a espécie *PM* para um aumento da basicidade e a espécie *PN* para um aumento da acidez (Figura 25). Em todos os solos e profundidades observam-se valores de pH inferiores a 5,5, e como tal classificados de solos ácidos (Porta et al., 2003; Costa, 2011;). 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.

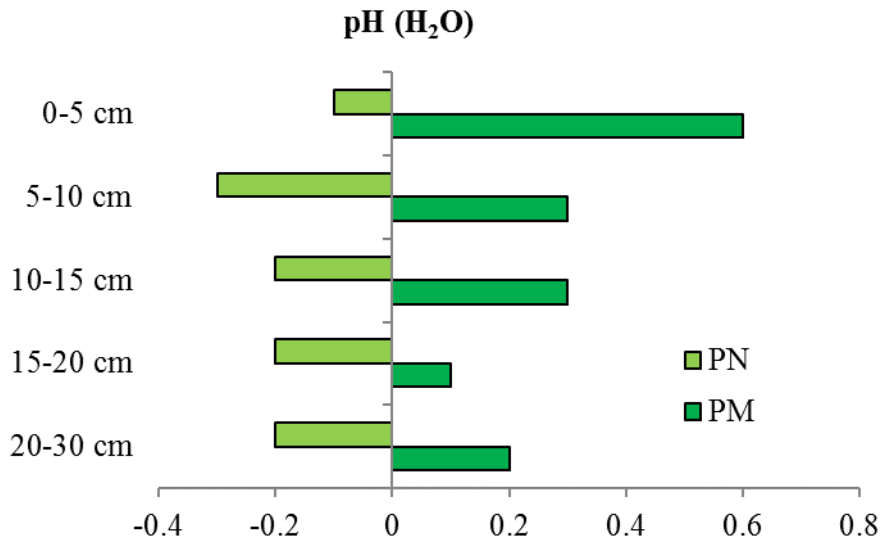


Figura 25 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) do pH (H₂O) para as espécies *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*), nas camadas minerais do solo

4.2.2.3.2 - Capacidade de troca catiónica efetiva do solo

A substituição da vegetação climácica (*QP*) pelas espécies *PM* e *PN* produziu efeitos significativos na capacidade de troca catiónica efetiva ($CTCe = SBT + AT$) em todas as profundidades consideradas, apresentando as três espécies diferenças significativas entre si, com os valores mais altos no solo original (*QP*) e os mais baixos no solo sob a espécie *PN* (Tabela 5, Figura 26). Estes valores estão essencialmente relacionados com o teor de matéria orgânica e de argila do solo.

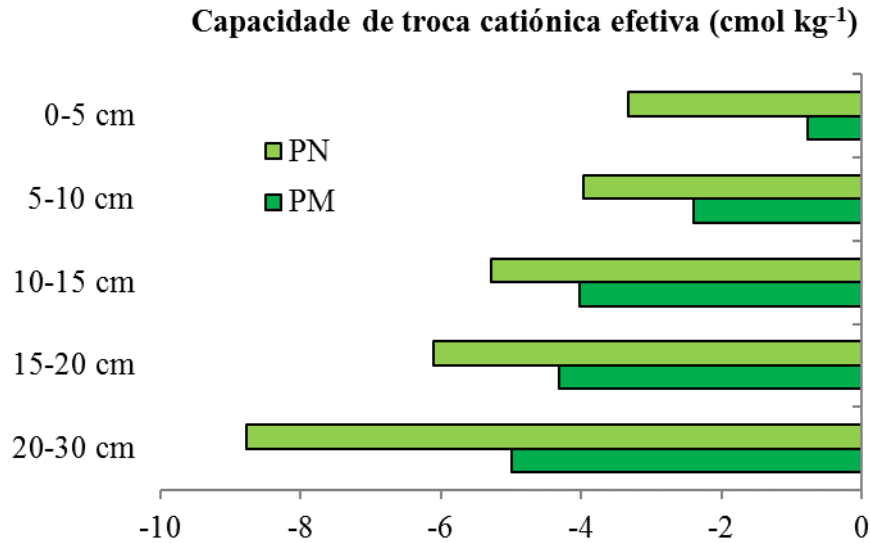


Figura 26 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) da capacidade de troca catiónica efetiva (CTCe) para as espécies *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*), nas camadas minerais do solo

4.2.2.3.3 - Grau de saturação em bases

O grau de saturação em bases (GSB) está associado com a SBT e com a CTCe, por sua vez dependentes do afluxo de bases ao sistema e da sua remoção por lixiviação. A matéria orgânica tem nestas situações uma elevada importância, quer como fornecedora de bases ao meio quer como um sistema coloidal de adsorção e retenção das mesmas no meio.

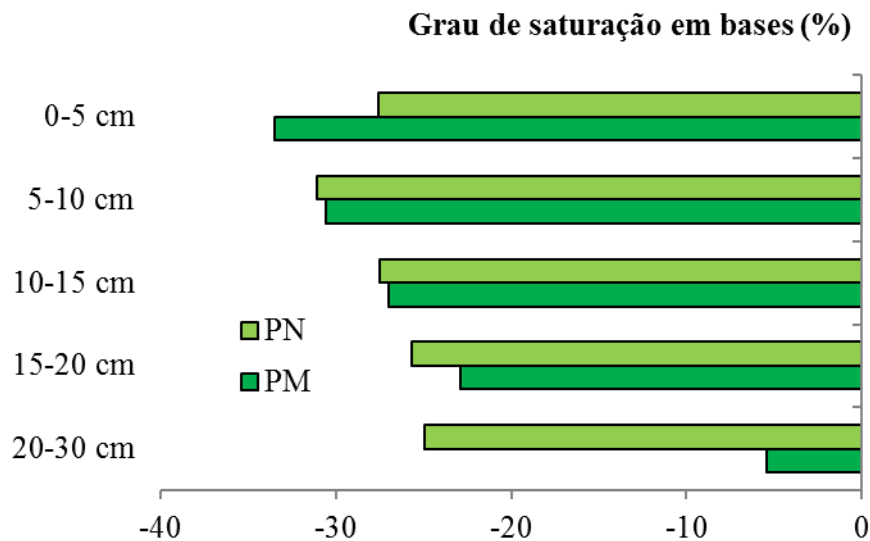


Figura 27 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) do grau de saturação de bases (GSB) para as espécies *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*), nas camadas minerais do solo

No solo original (*QP*) registam-se valores significativamente superiores (superiores a 95%), enquanto nos solos desenvolvidos sob as resinosas (*PM* e *PN*) os valores variam frequentemente entre 65 e 75% sendo de um modo geral idênticos entre estas duas espécies (Tabela 5, Figura 27).

4.2.3. Armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo

Considerando as camadas do solo no seu conjunto (0-30 cm) observa-se uma média de 120,6, 116,5 e 183,3 t C ha⁻¹ para as espécies *PM*, *PN* e *QP*, respectivamente (Tabela 6, Figura 28). A proporção de carbono armazenado no solo em relação ao total (solo e horizontes orgânicos) foi de 88,5 % para as espécies *PM* e *PN* e de 95,2 % para a espécie *QP*. A elevada importância do solo no armazenamento de carbono coloca em evidência que perturbações que aí ocorrem, como alteração do coberto vegetal, fogos florestais e preparação do terreno, podem influenciar a sustentabilidade dos ecossistemas a longo prazo (Percival et al., 2000; Fonseca et al., 2017).

Tabela 6 - Concentração e armazenamento de carbono nos solos sob as espécies *Pseudotsuga menziesii* (*PM*), *Pinus nigra* (*PN*) e *Quercus pyrenaica* (*QP*). Armazenamento de carbono no horizonte orgânico (HO) (média e desvio padrão)

Profundidade (cm)	Espécies		
	<i>PM</i>	<i>PN</i>	<i>QP</i>
	Concentração de carbono (%)		
0-5	5,9 (1,4)	5,2 (1,0)	10,0 (2,3)
5-10	5,5 (1,1)	5,1 (0,9)	8,1 (0,8)
10-15	5,5 (1,8)	4,5 (0,5)	7,5 (0,8)
15-20	4,8 (1,2)	4,4 (0,5)	6,7 (0,7)
20-30	4,5 (1,2)	4,0 (0,9)	6,1 (1,0)
	Armazenamento de carbono (t ha ⁻¹)		
HO	15,8 (0,4)	15,1 (0,6)	9,3 (0,2)
0-5	23,1 (0,5)	19,2 (0,4)	34,5 (0,7)
5-10	21,9 (0,3)	21,9 (0,5)	30,7 (0,4)
10-15	20,8 (0,5)	20,1 (0,3)	31,2 (0,5)
15-20	18,6 (0,4)	20,0 (0,3)	29,7 (0,5)
20-30	36,2 (1,2)	35,3 (0,8)	57,2 (0,7)

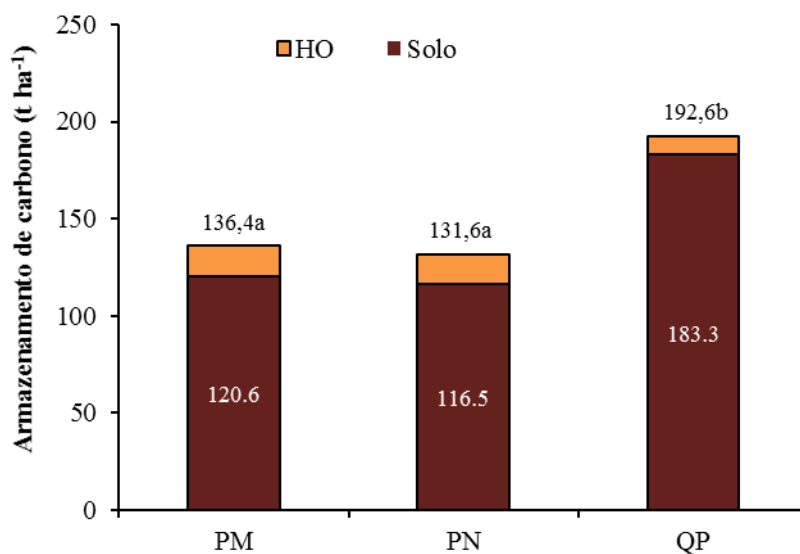


Figura 28 - Carbono total armazenado nos horizontes orgânicos (HO) e minerais do solo (valores acima das barras), para as espécies *PM*, *PN* e *QP*. Os valores no interior das barras indicam o total de carbono armazenado no solo

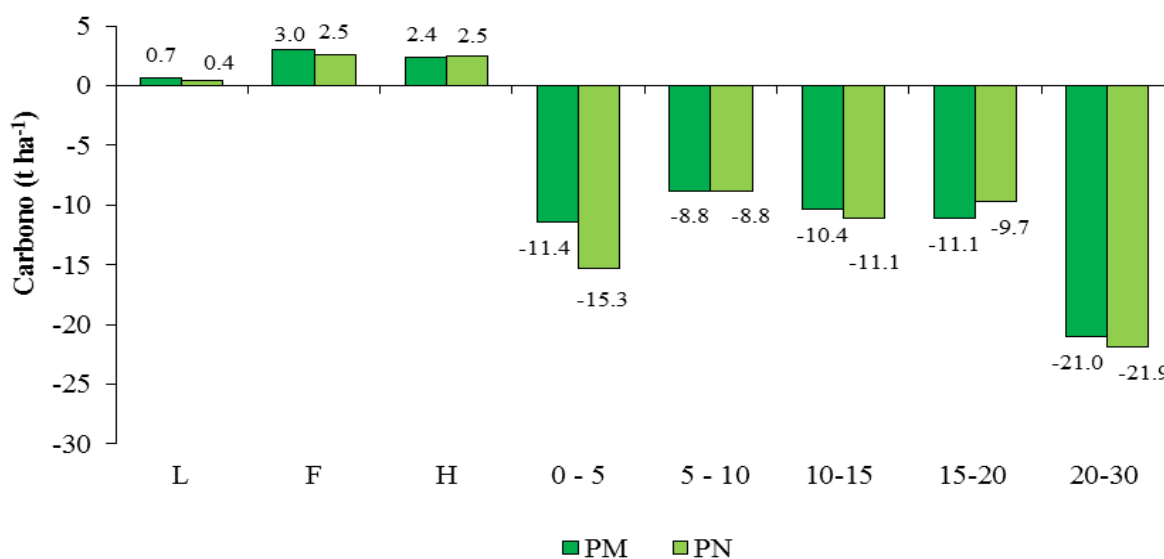


Figura 29 - Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de carbono para as espécies *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*)

A substituição da vegetação climática (*QP*) pela espécie *PM* e *PN* afetou o armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo (Figura 29). Comparativamente ao solo original (*QP*), os horizontes orgânicos desenvolvidos sob as espécies *PM* e *PN* comportaram-se como um reservatório de carbono (6,5 e 5,8 t ha⁻¹,

respetivamente) enquanto os horizontes minerais do solo comportaram-se como uma fonte de carbono ($62,7 \text{ t ha}^{-1}$ para *PM* e $66,8 \text{ t ha}^{-1}$ para *PN*) (Figura 29).

Após 40 anos, verifica-se uma redução do armazenamento de carbono nos horizontes do solo como consequência da substituição da vegetação original (*QP*) pelas espécies *PM* e *PN*. Esta redução foi similar para ambas as espécies, $56,2 \text{ t ha}^{-1}$ para *PM* e $61,0 \text{ t ha}^{-1}$ para *PN*.

5 - CONCLUSÕES

(I) Horizontes orgânicos

A acumulação de resíduos orgânicos no solo foi mais elevada sob as espécies *PM* e *PN*. Sob a espécie *QP*, ocorreu uma maior transformação e incorporação do material orgânico na fracção mineral. Entre as duas resinosas, o menor valor encontrado para a espécie *PN* pode dever-se à menor densidade do povoamento.

De um modo geral, a folhada produzida pela espécie *PM* apresenta maiores concentrações de P, Ca e Mg, enquanto a folhada da espécie *PN* apresenta maiores concentrações de C e K.

Globalmente, as concentrações dos elementos P, Mg e Ca aumentam ao longo do processo de mineralização/humificação, isto é, de L para H, verificando-se o contrário para os elementos C e K.

As espécies *PM* e *PN* são as mais eficientes no armazenamento de C nas camadas do horizonte orgânico (L, F e H).

(II) Horizontes minerais

A densidade aparente apresenta valores geralmente superiores a 1 e idênticos entre si nos solos desenvolvidos sob as três espécies. Os resultados interpretam-se essencialmente pelo teor de elementos grosseiros que a influenciam, geralmente quanto maior a percentagem de elementos grosseiros, maior é a densidade aparente.

As concentrações de elementos minerais diminuem consideravelmente dos horizontes orgânicos para os horizontes minerais. Observam-se concentrações inferiores de C no solo sob *PM*, o que poderá ser o resultado da quantidade e qualidade da folhada produzida.

Em todos os solos registam-se valores muito baixos a baixos de P_2O_5 e valores médios a altos de K_2O . Os primeiros explicam-se por fenómenos de retenção e fixação e pela presença de micorrizas, os segundos estão essencialmente relacionados com a natureza da litologia.

A concentração de bases de troca é superior no solo original (*QP*), seguindo-se as espécies *PM* e *PN*, respectivamente. A CTCe segue a mesma tendência das bases de troca.

A reacção do solo, expressa pelos valores de pH (H_2O) situa-se em todos os solos na zona considerada ácida com o valor mais elevado (5,4) no solo sob *PM* e o mais baixo (4,7) no

solo sob *PN*.

O armazenamento de carbono no solo diminuiu do solo original (192,6 t ha⁻¹) para os solos das espécies introduzidas, 136,4 t ha⁻¹ e 131,6 t ha⁻¹ para as espécies *PM* e *PN*, respectivamente.

(III) Considerações finais

Cerca de 40 anos após a substituição da vegetação climácica (*QP*) pelas espécies *PM* e *PN*, observam-se diferenças ao nível da quantidade e qualidade da folhada produzida. O efeito que a natureza da folhada produziu nas propriedades do solo ainda é bem visível, nomeadamente no que diz respeito ao teor de C, concentração em bases e reacção do solo.

Relativamente à espécie *QP*, a quantidade de carbono armazenada nos horizontes orgânicos desenvolvidos sob *PM* e *PN* aumentou, enquanto nos horizontes minerais do solo diminuiu, atingindo uma redução global de cerca de 30% do total de carbono armazenado no solo original. Num cenário de alterações climáticas, a substituição da vegetação climácica tem um papel relevante no incremento de carbono na atmosfera.

Bibliografia

Abril, A., Noé, L. 2007. Balance de carbono del suelo según el uso de la tierra en la región Árida-Semiárida Central da Argentina. p. 22-35. La captura de carbono en ecosistemas terrestres Iberoamericanos. RED POBAICA.

Aceñolaza, P., Zamboni, L.P., Lancho, J.F.G. 2007. Estimación de carbono en tres bosques de la llanura aluvial del bajo Paraná (R. Argentina). p. 39-51. La captura de carbono en ecosistemas terrestres Iberoamericanos. RED POBAICA.

Agroconsultores & Coba. 1991. Carta dos Solos do Nordeste de Portugal. UTAD, Vila Real.

Alauzis, M.V., Mazzarino, M.J., Raffaele, E., Roselli, L. 2004. Wildfires in NW Patagonia: long-term effects on a Nothofagus forest soil. *Forest Ecology and Management* 192: 131-142.

Alvarez, R. 2006. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in pampean agroecosystems. *J. Environ. Qual.* 35: 3-13.

Alves, A.A.M., 1988. Técnicas de Produção Florestal. INIC, Lisboa.

Are, K.S., Oluwatosin, G.A., Adeyolanu, O.D., Oke, A.O. 2009. Slash and burn effect on soil quality of an Alfisol: Soil physical properties. *Soil and Tillage Research* 103: 4-10.

Albuquerque, J. Pina Manique (1954) - Carta Ecológica de Portugal. Direcção Geral dos Serviços Agrícolas. Lisboa.

Bartos, D.L., Debyle, N.V. 1981. Quantity and decomposition, and nutrient dynamics of aspen litterfall in Utah. *For. Sci.* 27: 381-390.

Bauhus, J., Khanna, P.K., Hopmans P., Weston, C. 2002. Is soil carbon a useful indicator of sustainable forest soil management? - a case study from native eucalypt forests of south-eastern Australia. *Forest Ecology and Management* 171: 59-74.

Binkley, D. 1986. *Forest Nutrition Management*. J Wiley & Sons, New York.

Bockheim, J.G., Jepsen, E.A. and Heisey, D.M. 1991. Nutrient dynamics in decomposing leaf litter of four tree species on a sandy soil in northwestern Wisconsin. *Can. J. For. Res.* 21: 803-812.

Blum, H. 2014. Caracterização bioquímica da serapilheira e de substâncias húmicas do solo sob plantios com espécies florestais nativas e exóticas no sul do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.

Combs, S.M., Nathan, M.V. 1998. Soil Organic Matter. In *Recommended Chemical Soiltest Procedures for the North Central Region*. North Central regional Research. Publication n.º 221. Missouri Agricultural Experiment Station SB 1001.

Correia, P.C.A. 2006. Floresta, Ciclo do Carbono e Alterações Climáticas. [Consult. 21 de Abril de 2016]. Disponível em: www.naturlink.pt.

Cardoso, J.V.J. 1987. Os solos do Portugal. Sua classificação, caracterização e génese. 1. A sul do rio Tejo. Secretaria de Estado da Agricultura, Direcção Geral dos Serviços Agrícolas, Lisboa.

Costa, J.B. 2011. Caracterização e Constituição do Solo. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.

Constantino, A.T. 1987. Carta de Solos e Carta de Utilização Actual do Solo do Nordeste de Portugal. 1ª Versão preliminar. UTAD, Vila Real.

Coutinho, A.X.P. 1936. Esboço de uma Flora Lenhosa Portuguesa. Separata das publicações da DGFSA. Vol III.

Cerri, P.E.C., Feigl, J.B., Bernoux, M., Cerri, C.C. 2007. Estimativas de sequestro de carbono em solos do Brasil: pastagem bem manejada, cultivo de cana-de-açúcar sem queima e sistema de plantio direto. p. 107-121. La captura de carbono en ecosistemas terrestres Iberoamericanos. RED POBAICA.

Daniel, T.W., Helmes J.A, Baker, F.S. 1979. Principles of Silviculture. McGraw – Hill Book Company. New York.

Fonseca, F. 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., 2005. Técnicas de preparação do terreno em sistemas florestais - implicações no solo e no comportamento das plantas. Vila Real: Universidade de Trás-os-Montes e Alto-Douro. Tese de Doutoramento.

Fonseca, F., Figueiredo, T., Ramos, M.A.B. 2012. Carbon storage in the Mediterranean upland shrub communities of Montesinho Natural Park, northeast of Portugal. *Agroforestry Systems* 86: 463-475.

Fonseca, F., Figueiredo, T., Martins, A. 2014. Carbon storage as affected by different site preparation techniques two years after mixed forest stand installation. *Forest Systems* 23 (1): 84-92.

Fonseca, F., Figueiredo, T., Nogueira, C., Queirós, A., 2017. Effect of prescribed fire on soil properties and soil erosion in a Mediterranean mountain area. *Geoderma* 307: 172-180.

Figueiredo, T. 2004. Efeito das características dos elementos grosseiros na erosão inter-sulcos: um contributo para a sua modelação. *Revista de Ciências Agrárias* XXVII(1): 230-243.

Fernandez, I.J., Son, Y., Kraske, C.R., Rustad, L.E., David, M.B. 1993. Soil carbon dioxide characteristics under different forest types and after Harvest. *Soil Sci. Soc. Am.* 57: 11 15-1 121.

Federer, C.A., Turcote, D.E., Smith, C.T. 1992. The organic fraction - bulk density relationship and the expression of nutrient content in forest soils. *Can. J. For. Res.*, 23: 1026-

1032.

Fernandes, R.C., Cordovil, C.M., De Varennes, A. 2009. Use of Organic Residues to recover Nutrients and Organic Matter Pools in burned soils. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa, Portugal.

Fischer, R.F., Binkley, D. 2000. Ecology and Management of Forest Soils (3rd Ed.). John Wiley & Sons, New York.

Fowells, H.A. 1965. Silvics of Forest Trees of the United States. USDA For. Ser. Agric. Handbook N.271 Washington D.C.

Freitas, A.S.B. 1989. Perímetro Florestal de Manteigas. DGF. Lisboa.

Galantini J.A.; Iglesias J.O. 2007. Capacidad de secuestro de carbono y efecto de las prácticas agronómicas en suelos de la región pampeana de Argentina. p 169-182. La captura de carbono en ecosistemas terrestres Iberoamericanos. RED POBAICA.

Goes, E. 1991. A Floresta Portuguesa – Sua importância e descrição das espécies de maior interesse, Portucel.

Gomes, M.A., Raposo, F. 1939. Estudos dendrológicos. O género “Pseudotsuda no Parque da Pena (Sintra). Anais do ISA, Vol X.

González, M.I., Gallardo, J.F. 2007. Capacidad de secuestro de C de suelo de castaños del oeste Español. p. 183-193. La captura de carbono en ecosistemas terrestres Iberoamericanos. RED POBAICA.

Gonçalves, J.L.M., Benedetti, V. 2000. Nutrição e Fertilização Florestal. Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais.

Gonçalves, I., Fonseca, F., Figueiredo, T. 2013. Evolução temporal do carbono armazenado em povoamentos florestais jovens: efeito da intensidade de preparação do terreno. Silva Lusitana XXI: 111-125.

Harmon, M.E., Marks B. 2002. Effects of silvicultural practices on carbon stores in Douglas-fir-western hemlock forest in the Pacific Northwest, USA: results from a simulation model. Can. J. For. Res. 32: 863-877.

Honrubia, M., Torres, P., Díaz, G., Cano, A. 1992. Manual para micorrizar plantas em viveiros forestais. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion. ICONA.

Howard, A. 2012. Um testamento agrícola; tradução Prof. Eli lino de Jesus, 2 ed. São Paulo: Expressão Popular, 360 p.

Houba, V.J.G., Van Der Lee, J.J., Novozamski, I., Walinga, I. 1986. Soil and Plant Analysis. Soil Analysis Procedures. Wageningen Univ., Wageningen.

Hubbert, K.R., Preisler, H.K., Wohlgemuth, P.M., Graham, R.C., Narog, M.G. 2006. Prescribed burning effects on soil physical properties and soil water repellency in a steep

chaparral watershed, southern California, USA. *Geoderma* 130: 284-298.

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.

Leite, C.F.L., Mendonça, S.E., Neves, L.C.J., Machado, A.O.L. P., Galvão, C.C.J. 2003. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *R. Bras. Ci. Solo* 27:821-832.

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.

Loureiro, A. M. 1989. Cultura das principais espécies florestais em Portugal. UTAD, Vila Real.

Madeira, M., Ricardo, P.R., Correia A., Garcez, A., Monteiro, F., Raposo, A.J., Constantino, T.A., Duarte, M.J. 2004. Quantidade de carbono orgânico nos solos de Portugal Continental e particularidades nos solos do Noroeste e dos montados Sul. *Edafologia Vol. 11 (3): 279-293.*

Marcelino, V., Torres, N., Portela, E., Martins, A. 2000. Soil physical properties and the occurrence of chestnut ink disease: a micromorphological study. *Ecologia Mediterranea* 26: 129-135.

Martins, A.A.A. 1992. Génese e Evolução de Solos Derivados de Granitos. Estudo de uma Climo-Sequência no Norte de Portugal. Tese de Doutoramento. UTAD. Vila Real.

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., Coutinho, J., Costa, S., Fonseca, F., Madeira, M. 2007. A folhada de quatro povoamentos florestais no Norte de Portugal: Produção e concentração e quantidade de nutrientes devolvidos ao solo. *Revista de Ciências Agrárias* 30 (2): 201-216.

Martins, A., Azevedo, S., Raimundo, F., Carvalho, L., M. Madeira, M. 2009. Decomposição de folhada de quatro espécies florestais no Norte de Portugal: Taxa de decomposição e evolução da composição estrutural e do teor em nutrientes. *Revista de Ciências Agrárias* 32 (1): 223-237.

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.

Mesanza, J.M., Casado, H., Castillo, F.J. 1993. Nutrient concentrations in *Pinus radiata* needles in the Basque Country (Spain): a preliminary classification of parameters and sites. *Ann. Sci. For.* 50: 23-36.

Oostra, S., Majdi, H., Olsson, M. 2006. Impact of tree species on soil carbon stocks and soil acidity in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 364–371.

- Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero, C. 2003. Edafologia para la agricultura y el medio ambiente, 3a edición. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- 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.
- Prescott, C.E., Taylor, B.R., Parsons, W.F.J., Durall, D.M., Parkinson, D. 1993. Nutrient release from decomposing litter in Rocky Mountain coniferous forests: influence of nutrient availability. *Can. J. For. Res.* 23: 1576-1586.
- Pritchett, W.L., Fisher, R.F. 1987. *Properties and Management of Forest Soils*. Second Edition. Johnwile & Sons.
- Ranger, J., Bonneau, M. 1984. Effets prévisibles de l'intensification de la production et des récoltes sur la fertilité des sols de forêt!. *Le cycle biologique en forêt. Rev. For. Fr.* 2: 93-111.
- Rheinheimer, S., Santos, J.C., Fernandes, V.B., Almeida, A.L. 2003. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. *Brasil. Ciência Rural*.
- Ribeiro, F.M.S. 1977. *Silvicultura de exóticas. Caracterização monográfica de Algumas espécies. Tratamento das sementes. Escolha dos viveiros e projecto para o estabelecimento de parcelas experimentais. Rel. Act. do Curso Eng.Silv. ISA, UTL, Lisboa.*
- Santos, J.Q. 2015. *Fertilização – Fundamentos da utilização dos adubos e Correctivos*. 4ª edição. Colecção Euroagro. Publicações Europa – América.
- Schumacher, M.V., Hoppe, J.M. 1998. *A floresta e a água*. Porto Alegre: Pallotti, p. 70.
- Schumacher, M.V., Brun, E.J., Hernandes, J.I., König, F.G. 2004. Produção de serapilheira em uma Floresta de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande-RS. *Árvore* 28:29-37.
- 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.
- 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.
- Sims, J.T. 1996. Lime requirement. In *Methods of Soil Analysis. Part 3 – Chemical Methods*. SSSA Book Series: 491-515.
- Vasconcelos, J.C., Franco, J.A. 1954. *Carvalhos de Portugal*, Anais do ISA, Vol. XXI, Lisboa.
- Viqueira, F.D.F., Anta, R.C., González, A.P. 1982. *As Espécies Florestais e os Solos da Galícia*. Publicacións do Seminário de Estudos Galegos. Adiciós do Castro.

Villa, E.B., Pereira, M.G., Alonso, J.M., Beutler, S.J., Leles, P.S.S. 2016. Aporte de Serapilheira e Nutrientes em Área de Restauração Florestal com Diferentes Espaçamentos de Plantio. *Floresta e Ambiente* 23(1): 90-99.

Vanlauwe, B., Aihou, K., Tossah, B.K., Diels, J., Sanginga, N., Merckx, R. 2005. *Senna siamea* trees recycle Ca from in a Ca-rich subsoil and increase the topsoil pH in agroforestry systems in the West African derived savanna zone. *Plant and Soil* 269(1-2): 285-296.

Van Reeuwijk, L.P. 2002. Procedures for soil analysis. 6th ed ISRIC. FAO.

Walkley, A., Black, I.A. 1934. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37 : 29-37.

Wesemael, B.V. 1993. Litter decomposition and nutrient distribution in humus profiles in some mediterranean forests in southern Tuscany. *Forest Ecology and Management* 57: 99-114.