

Utilização de resíduos sólidos urbanos compostados na fertilização da vinha

João Santos Coelho Pessanha Barbosa

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia Agronómica

Orientador: Doutor Henrique Manuel Filipe Ribeiro

Júri:

Presidente:

Doutor Joaquim Miguel Rangel da Cunha Costa, Professor auxiliar do(a) Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa.

Vogais:

Doutor Nuno Renato da Silva Cortez, Professor auxiliar do(a) Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa;

Doutor Henrique Manuel Filipe Ribeiro, Professor auxiliar do(a) Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa;

Doutora Paula Maria da Luz Figueiredo de Alvarenga, Professora auxiliar do(a) Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa.

Agradecimentos

A todas as pessoas que contribuíram para terminar esta etapa.

Em particular:

Aos meus pais, Teresa e Fernando.

À minha família.

Ao Doutor Henrique Manuel Ribeiro, pelo apoio e flexibilidade.

Aos engenheiros Catarina Mourato, Manuel Botelho e Miguel Martins.

Ao meu amigo João Ervedeiro.

Aos meus colegas do ISA e companheiros de equipa do rugby do AEISA.

Aos meus amigos *perreton*.

E a todas as pessoas que de certa forma participaram neste percurso.

Esta dissertação foi efetuada no âmbito do “Grupo Operacional IntenSusVITI – Intensificação Sustentável da cultura da vinha” – PDR 2020-101-032001 – financiado pela União Europeia (FEADR) e pelo Governo de Portugal.



Resumo

Com o intuito de aumentar o teor de matéria orgânica dos solos vitícolas, realizou-se um estudo para avaliar os benefícios e potenciais riscos da utilização de resíduos sólidos urbanos compostados (RSUC) como corretivo orgânico. O estudo decorreu em duas vinhas (*Vitis vinífera* L.) da região vitivinícola de Lisboa: Quinta do Gradil (QG) (Vilar, Cadaval) e Quinta da Aroeira (QA) (Quebradas, Alcoentre). Em cada local fez-se a aplicação de diferentes Doses de RSUC (0, 5, 10 e 20 t ha⁻¹), em dois anos consecutivos: 2018 e 2019. Após a aplicação de 2019, avaliou-se o efeito do RSUC sobre algumas propriedades do solo e sobre as plantas.

A aplicação de RSUC provocou um aumento do teor de matéria orgânica do solo – na Quinta da Aroeira, as doses de 10 e 20 t ha⁻¹, aumentaram o teor de MO de 1,10 para 1,98 e 2,13%; e na QG, a dose de 20 t ha⁻¹ de 2,18 para 3,89% -, assim como a melhoria de outros aspetos da fertilidade dos solos, nomeadamente, aumentos nos teores de macro e micronutrientes, catiões de troca e capacidade de troca catiónica. Verificaram-se, igualmente, aumentos na condutividade elétrica, no grau de saturação em sódio e no teor de chumbo do solo – na QG, para a dose de 20 t ha⁻¹, apresentou um teor de Pb de 25,44 mg kg⁻¹; que foi significativamente diferente dos teores de Pb correspondentes às outras doses de aplicação de RSUC - no entanto, os seus efeitos sobre a qualidade do solo foram negligenciáveis.

Não se verificaram efeitos sobre o estado nutricional das videiras nem sobre a produção de uvas.

Estes resultados demonstraram que a aplicação de RSUC constitui uma prática eficiente no enriquecimento do solo em matéria orgânica e no aumento da disponibilidade de nutrientes, no contexto de melhoria da fertilidade dos solos e da sustentabilidade da viticultura nacional.

Palavras-chave: Matéria orgânica do solo; composto; resíduos sólidos urbanos; viticultura sustentável; agricultura circular.

Abstract

In order to increase the organic matter content of viticultural soils, a study was carried out to assess the benefits and potential risks of using composted municipal solid waste (MSWC) as an organic amendment. The study took place in two vineyards (*Vitis vinifera* L.) in the wine region of Lisbon: Quinta do Gradil (QG) (Vilar, Cadaval) and Quinta da Aroeira (QA) (Quebradas, Alcoentre). At each site, different rates of MSWC (0, 5, 10 and 20 t ha⁻¹) were applied in two consecutive years: 2018 and 2019. After the trials, the effects of MSWC on some of the soil properties and on the plants were evaluated.

The application of MSWC caused an increase in the soil organic matter content - at Quinta da Aroeira, according to doses of 10 and 20 t ha⁻¹, the OM content increased from 1.10 to 1.98 and 2.13%; and at QG, a dose of 20 t ha⁻¹ from 2,18 to 3,89% -, as well as the improvement of other aspects of soil fertility, namely, increases in the levels of macro and micronutrients, exchange cations and cation exchange capacity. There were also increases in electrical conductivity, sodium saturation and lead content in the soil - at QG, for a dose of 20 t ha⁻¹, with a Pb content of 25,44 mg kg⁻¹; which was different from the Pb contents corresponding to the other doses of MSWC - however, its effects on soil quality were negligible.

There were no effects on the nutritional status of the vines or on the production of grapes.

These results demonstrate that the application of MSWC is an efficient practice in enriching the soil with organic matter and in increasing nutrient availability, in the context of improving soil fertility and the sustainability of national viticulture.

Key-words: Soil organic matter; compost; municipal solid waste; sustainable viticulture; circular agriculture.

Índice

Agradecimentos.....	i
Resumo	iv
Abstract	v
Índice.....	vi
Índice de Figuras	viii
Índice de Quadros	x
Lista de siglas e abreviaturas.....	xii
I. Introdução.....	1
II. Revisão Bibliográfica	3
2.1. Setor vitícola em Portugal.....	3
2.1.1. História	3
2.1.2. Números da vitivinicultura portuguesa	3
2.1.3. A necessidade dum modelo tecnológico sustentável.....	6
2.2. A importância da matéria orgânica do solo	9
2.2.1. O carbono orgânico do solo.....	10
2.2.2. Funções da MO com maior influência na fertilidade da vinha	12
2.2.3. Fatores que influenciam o teor de MO dos solos nacionais	16
2.3. Resíduos sólidos urbanos.....	20
2.3.1. Gestão dos resíduos sólidos urbanos.....	20
2.3.2. Valorização agrícola de RSU.....	23
2.3.3. Restrições inerentes da aplicação de RSUC no solo	26
III. Materiais e Métodos	29
3.1. Áreas experimentais	29
3.1.1. Quinta do Gradil	29
3.1.2. Quinta da Aroeira	30
3.1.3. Caracterização dos solos dos ensaios	32
3.2. Delineamento experimental	32
3.3. Métodos.....	33

3.3.1.	Resíduo Sólido Urbano Compostado.....	33
3.3.2.	Análise de solos	35
3.3.3.	Análise de plantas	38
3.3.4.	Vindima	39
3.4.	Análise estatística.....	40
IV.	Resultados	40
4.1.	Efeito do composto nas propriedades químicas do solo	40
4.1.1.	pH (H ₂ O) e condutividade elétrica.....	40
4.1.2.	Matéria orgânica.....	42
4.1.3.	Fósforo, potássio e magnésio extraíveis.....	43
4.1.4.	Complexo de troca.....	46
4.1.5.	Micronutrientes extraíveis.....	53
4.1.6.	Elementos potencialmente tóxicos totais	55
4.2.	Efeito do composto sobre a videira.....	57
4.2.1.	Estado nutricional das plantas	57
4.2.2.	Produção	59
V.	Discussão.....	60
5.1.	Efeito do composto sobre as propriedades químicas do solo	60
5.1.1.	pH (H ₂ O) e condutividade elétrica.....	60
5.1.2.	Matéria orgânica.....	62
5.1.3.	Fósforo, potássio e magnésio extraíveis.....	64
5.1.4.	Complexo de troca.....	66
5.1.5.	Micronutrientes extraíveis.....	75
5.1.6.	Elementos potencialmente tóxicos totais	77
5.2.	Efeito do composto sobre a videira.....	78
5.2.1.	Estado nutricional das plantas	78
5.2.2.	Produção	78
VI.	Conclusão	79
VII.	Referências Bibliográficas.....	81

Índice de Figuras

Figura 1 - Origens da viticultura portuguesa (Andrade, 2016)	3
Figura 2 - Principais produtores mundiais de vinho (milhares de hl) em 2018 (OIV,2019)	4
Figura 3 - Produção anual média de vinho, em Portugal, no século XXI (INE, s. d.)	5
Figura 4 - Frequência de municípios com a classe de uso e ocupação do solo: Área agrícola (INE, 2020b).....	5
Figura 5 - Constituintes do solo e fracionamento da matéria orgânica do solo. Além dos constituintes mencionados, são de referir também os organismos do solo (1-4%) e a matéria orgânica dissolvida (<5%) (Adaptado de Leita et al., 1999; FAO, 2005 e Griffin & Edwards, 2020).	11
Figura 6 - As diferentes componentes do ciclo do carbono (FAO, 2005).....	12
Figura 8 - Relação causa-efeito da deficiência de MOS (Gonçalves, 2005).....	19
Figura 8 - Produção e captação de resíduos urbanos em Portugal continental (APA, 2019).....	21
Figura 9 - Caracterização física média dos resíduos urbanos produzidos no Continente (APA, 2019).....	21
Figura 10 – Resíduo urbano por operação de gestão em Portugal continental, em 2018 (APA, 2019).....	22
Figura 12 - Perfil de temperatura numa pilha de compostagem (Sempiterno, 2016) ...	24
Figura 12 - Localização geográfica do ensaio da Quinta do Gradil (Fonte: Google Earth).	30
Figura 13 - Localização geográfica do ensaio da Quinta da Aroeira (Fonte: Google Earth).....	31
Figura 15 - Delineamento experimental dos ensaios instalados na Quinta da Aroeira e na Quinta do Gradil, para avaliar o efeito da aplicação de diferentes Doses de resíduos sólidos urbanos compostados (RSUC): 0, 5,10 e 20 t ha ⁻¹	33
Figura 16 - Preparação das amostras de solo por peneiração e crivagem.....	35
Figura 17 - Preparação das amostras foliares.....	38
Figura 18 – Variação da condutividade elétrica do solo com a Dose de RSUC (t ha ⁻¹) (μS cm ⁻¹), na Quinta do Gradil (A) e na Quinta da Aroeira (B).....	41
Figura 19 – Variação do teor de matéria orgânica (MO) do solo (%) com a Dose de RSUC (t ha ⁻¹), na Quinta do Gradil (A) e na Quinta da Aroeira (B).	43
Figura 20 – Variação dos teores médios de macronutrientes principais extraíveis: K ₂ O, P ₂ O ₅ e Mg; com a Dose de aplicação de RSUC; na Quinta do Gradil.	45

Figura 21 – Variação dos teores médios de macronutrientes principais extraíveis: K_2O , P_2O_5 e Mg; com a Dose de aplicação de RSUC; na Quinta da Aroeira	45
Figura 22 - Variação dos teores médios de potássio e magnésio de troca com a Dose de aplicação de RSUC, na Quinta do Gradil.	48
Figura 23 - Variação dos teores médios de potássio e magnésio de troca com a Dose de aplicação de RSUC, na Quinta da Aroeira.	48
Figura 24 - Variação do sobre o teor de sódio de troca com a Dose de aplicação de RSUC, na Quinta do Gradil (A) e na Quinta da Aroeira (B).	49
Figura 25 - Variação da soma de catiões de troca não-ácidos com a Dose de aplicação de RSUC, na Quinta do Gradil (QG) e na Quinta da Aroeira (QA).	51
Figura 26 - Variação do teor médio de ferro no solo com a Dose de aplicação de RSUC, na Quinta da Aroeira (QA) e na Quinta do Gradil (QG).	54
Figura 27 - Variação do teor médio de boro no solo com a Dose de aplicação de RSUC, na Quinta da Aroeira (QA) e na Quinta do Gradil (QG).	55

Índice de Quadros

Quadro 1 - Classes de fertilidade do solo, relativamente ao teor de matéria orgânica (expresso em percentagem), em função da textura do solo.....	9
Quadro 2 - Efeito do teor de matéria orgânica sobre algumas propriedades do solo (Carvalho, 2019).....	16
Quadro 3 - Principais fatores que influenciam a compostagem e a qualidade do composto.....	24
Quadro 4 – Caracterização média dos solos da Quinta do Gradil e da Quinta da Aroeira.	32
Quadro 5 - Composição média dos RSUC aplicados nos ensaios.....	34
Quadro 6 - Quantidades totais de macronutrientes veiculadas por cada Dose de composto.....	35
Quadro 7 – Valores médios (n=24) de pH e condutividade elétrica, relativos aos fatores Quinta e Dose de RSUC.....	41
Quadro 8 - Valores médios (n=24) do teor de MO relativos aos fatores Quinta e Dose de RSUC.	42
Quadro 9 - Valores médios (n=24) dos teores extraíveis dos macronutrientes principais: potássio (expresso em K ₂ O), fósforo (em P ₂ O ₅) e magnésio, associados aos fatores Quinta e Dose de RSUC.....	44
Quadro 10 - Valores médios (n=24) dos teores de cátions de troca (cmol ₊ kg ⁻¹): K troca, Ca troca, Mg troca e Na troca, associados aos fatores Quinta e Dose de RSUC.....	47
Quadro 11 - Valores médios (n=24) da acidez de troca, da soma de cátions de troca não ácidos (SB) e da capacidade de troca catiónica efetiva (CTCe), associados aos fatores Quinta e Dose de RSUC.....	50
Quadro 12 - Valores médios (n=24) dos equilíbrios entre componentes da CTC, relativos aos fatores Quinta e Dose de RSUC.	52
Quadro 13 - Valores médios (n=24) dos teores de micronutrientes extraíveis: cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), ferro (Fe) e boro (B) associados aos fatores Quinta e Dose de RSUC.	53
Quadro 14 - Valores médios (n=24) dos teores de micronutrientes extraíveis: cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), ferro (Fe) e boro (B), relativos aos fatores Quinta e Dose de RSUC.	56
Quadro 15 - Valores médios (n=24) dos teores de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) nos pecíolos das videiras, associados aos fatores Quinta e Dose de RSUC.....	58

Quadro 16 - Valores médios (n=24) dos teores extraíveis dos micronutrientes: cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), ferro (Fe) e boro (B) nos pecíolos das videiras. associados aos fatores Quinta e Dose de RSUC.....	59
Quadro 17 - Valores médios (n=72) da produção e do peso médio do cacho, associados aos fatores Quinta e Dose de RSUC.	60

Lista de siglas e abreviaturas

CE – Condutividade elétrica

CTC – Capacidade de Troca Catiônica

CTCe – Capacidade de Troca Catiônica Efetiva

D₀ – Dose de 0 t ha⁻¹ RSUC

D₁ – Dose de 5 t ha⁻¹ RSUC

D₂ – Dose de 10 t ha⁻¹ RSUC

D₃ – Dose de 20 t ha⁻¹ RSUC

GEE – Gases efeito estufa

ICP – Inductively Coupled Plasma

MO – Matéria orgânica

MOS – Matéria orgânica do solo

MS – Matéria seca

PAH – Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos

PCB - Compostos bifenilos policlorados

QA – Quinta da Aroeira

QG – Quinta do Gradil

RSU – Resíduos sólidos urbanos

RSUC – Resíduos sólidos urbanos compostados

SB – Soma de catiões de troca não ácidos

I. Introdução

Em 2018, as previsões agrícolas apontavam para a menor produção nacional de vinho dos últimos 20 anos. Antecipavam-se reduções na ordem dos 20% para a maior parte das regiões vitivinícolas portuguesas (à exceção do Algarve e Alentejo), principalmente devido a prejuízos causados pelas elevadas temperaturas (INE, 2018). Efetivamente, em Portugal, é necessária uma área mais elevada para atingir uma determinada produção de uvas. Este facto reflete a baixa produtividade vitivinícola nacional, que diminui a competitividade e a sustentabilidade do setor vitícola (Botelho *et al.*, 2019). Efetivamente, segundo o INE (*s.d.*), a cultura de uva para vinho em Portugal no século XXI (período de 2000-2018) apresentou uma produtividade média de apenas 4,33 t ha⁻¹.

Uma das principais causas do reduzido rendimento vitícola consiste na falta de fertilidade dos solos nacionais, causada, entre outros fatores, pelos baixos teores de matéria orgânica do solo (Botelho *et al.*, 2020). O contexto climático em que o país está inserido, sob influência do clima mediterrânico, em conjunto com práticas de gestão do solo que não promovem a restituição da matéria orgânica, contribuem para uma elevada mineralização da matéria orgânica e tornam os solos mais suscetíveis à erosão, comprometendo o seu potencial produtivo (Alvarenga *et al.*, 2016).

No passado, a produção agrícola baseava-se no modelo “químico-mecânico”, com aumentos de produção assentes na aplicação de quantidades crescentes *inputs* de origem industrial (energia e adubos minerais), resultando na emissão de grandes quantidades de poluentes e no esgotamento dos recursos naturais, em particular a matéria orgânica do solo. De forma a manter a sustentabilidade da produção agrícola, a intensificação sustentável constitui um modelo tecnológico alternativo que promove a substituição dos *inputs* de origem industrial (Santos, 2016).

Com o crescimento demográfico e a concentração das populações em centro urbanos, verificou-se a produção de um elevado volume de resíduos domésticos, designados resíduos sólidos urbanos (RSU). Quando não sujeitos a uma adequada gestão, estes resíduos constituem um risco para a saúde humana e ambiental (Babu *et al.*, 2021). A Diretiva Quadro 2008/98/CE do Parlamento Europeu implementou uma alteração na gestão dos resíduos que visa dar continuidade ao ciclo de vida dos materiais, no contexto de economia circular. Neste âmbito, surge a valorização agrícola de resíduos sólidos urbanos, como alternativa à sua deposição em aterro (Alvarenga *et al.*, 2017; Babu *et al.*, 2021).

Os RSU apresentam um elevado teor em matéria orgânica e que lhes confere interesse como fertilizante orgânico, no contexto de aumentar o teor de matéria orgânica dos solos nacionais (Alvarenga *et al.*, 2016; Babu *et al.*, 2021). A compostagem dos RSU valoriza a fração orgânica destes resíduos, eliminando agentes patogénicos e sementes de infestantes, dando origem a um produto de baixo custo (RSU compostado - RSUC), que pode ser utilizado como fertilizante na agricultura (Hargreaves *et al.*, 2008).

A composição dos RSUC é caracterizada por uma elevada variabilidade (Jodar *et al.*, 2017). Apesar do seu potencial como fertilizante, os RSUC apresentam algumas restrições no seu uso. O seu conteúdo em sais pode provocar a salinização do solo e o seu teor de elementos potencialmente tóxicos pode levar à contaminação dos solos, aumentando o risco de transferência destes elementos para a cadeia alimentar humana (Alvarenga *et al.*, 2016; Hargreaves *et al.*, 2008).

Neste contexto, este trabalho tem como objetivo avaliar o efeito da aplicação de RSUC à cultura da vinha, nomeadamente, o efeito sobre: (i) o teor de matéria orgânica do solo e, conseqüentemente, a sua contribuição para o sequestro de carbono, (ii) a disponibilidade de nutrientes vegetais no solo e, conseqüentemente, a sua contribuição para o aumento da fertilidade química do solo, (iii) os potenciais riscos para a saúde humana e ambiental, associados à acumulação de elementos potencialmente tóxicos no solo e conseqüente transferência para a cadeia alimentar, (iv) o estado nutricional das plantas e a produção da cultura.

II. Revisão Bibliográfica

2.1. Setor vitícola em Portugal

2.1.1. História

A vinha é uma cultura que sempre apresentou uma forte presença em Portugal, com os vinhos nacionais a serem resultado dum conjunto de influências de diversas civilizações ao longo da história (Barbosa, 2015; Andrade, 2016).

A origem da viticultura em Portugal assinala-se no ano 2000 A.C., cultivada pela primeira vez pelos Tartessos – uma civilização consideravelmente avançada para a época - nas regiões de Vale do Tejo e Vale do Sado (Andrade, 2016; IVV, 2016; Barbosa, 2015). Ao longo dos séculos, a cultura foi sendo adotada por diversas civilizações, nomeadamente, os Fenícios e Gregos (século X a.C.), e os Celtiberos (II a.C.), estes últimos, ascendentes dos Lusitanos (IVV, 2016) (Figura 1).

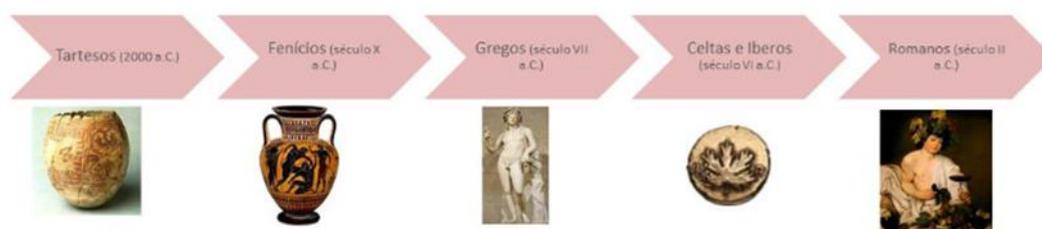


Figura 1 - Origens da viticultura portuguesa (Andrade, 2016)

Atualmente, a viticultura portuguesa apresenta-se como uma das mais reconhecidas a nível mundial, contribuindo para este estado a elevada tradição da vinha no país que, aliada ao elevado grau de competência dos técnicos vitícolas, se traduziu num aumento da competitividade no mercado internacional e a uma crescente valorização das regiões demarcadas (Barbosa, 2015). Segundo o Instituto da Vinha e do Vinho (2016), o setor vitivinícola apresenta elevada relevância em Portugal, contribuindo de forma positiva sobre a balança comercial, pelo emprego que gera na população, pelo seu papel a nível social e como atividade que promove a conservação do meio ambiental.

2.1.2. Números da vitivinicultura portuguesa

2.1.2.1. Produção

De acordo com o Instituto da Vinha e do Vinho (IVV) (2019) e a Organização Internacional da Vinha e do Vinho (OIV) (2019), a produção nacional de vinho em 2018 atingiu os 6,1 milhões de hectolitros, com a produção nas ilhas a não representar diferenças significativas sobre o valor total de produção (IVV, 2019), o que se traduz numa redução significativa em relação ao passado recente: decréscimos de aproximadamente

10% em relação a 2017 (com uma produção de 6,7 milhões de hectolitros) e de 6% em relação à média dos últimos 5 anos (OIV, 2019; Eurostat, 2019).

Este valor de produção em 2018 coloca Portugal como o 11º maior produtor de vinho a nível mundial – com uma contribuição de 2,1% para a produção mundial (292 milhões de hectolitros) - e 5º principal produtor de vinho na União Europeia (OIV, 2019) (Figura 2).

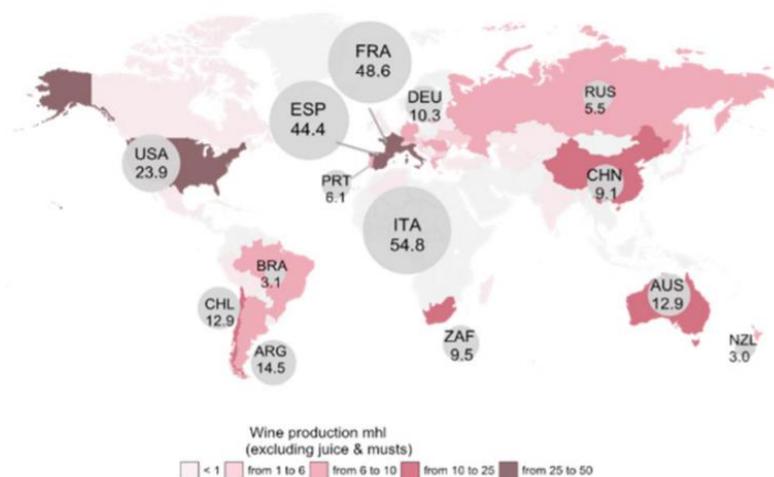


Figura 2 - Principais produtores mundiais de vinho (milhares de hl) em 2018 (OIV,2019)

Ainda sobre a produção de vinho e Portugal, de acordo com o relatório do INE sobre a Península Ibérica (2020a) e o IVV (2018), têm-se verificado demarcadas oscilações na produção, ao longo do século XXI (Figura 3).

Com efeito, verifica-se uma elevada variação do volume de produção anual, com uma maior instabilidade na produção nos anos recentes, assim como uma tendência para a redução do volume de vinho em cada ano (IVV, 2018; INE, 2020a). As flutuações mais notáveis sucederam-se nos anos de 2001 (+16%) e 2011 (-16%), com o ano de 2018 a apresentar reduções de 9% em relação à produção no início do milénio e de 4% em relação à produção média anual do século XXI (IVV, 2018).

A nível mundial, apesar de Portugal apresentar uma das maiores áreas de vinha, possui uma reduzida produtividade vitícola, com cerca de 4 toneladas por hectare por ano, valor que coloca o país no 13º lugar no ranking de rendimento vitícola (Botelho *et al.*, 2019). Os dados do INE (*s. d.*) sobre viticultura em Denominação de Origem Protegida (entre 1986-2018) vão ao encontro destes dados, ao indicarem, para a cultura de uva para vinho, uma produtividade média anual de 4,34 toneladas por hectare

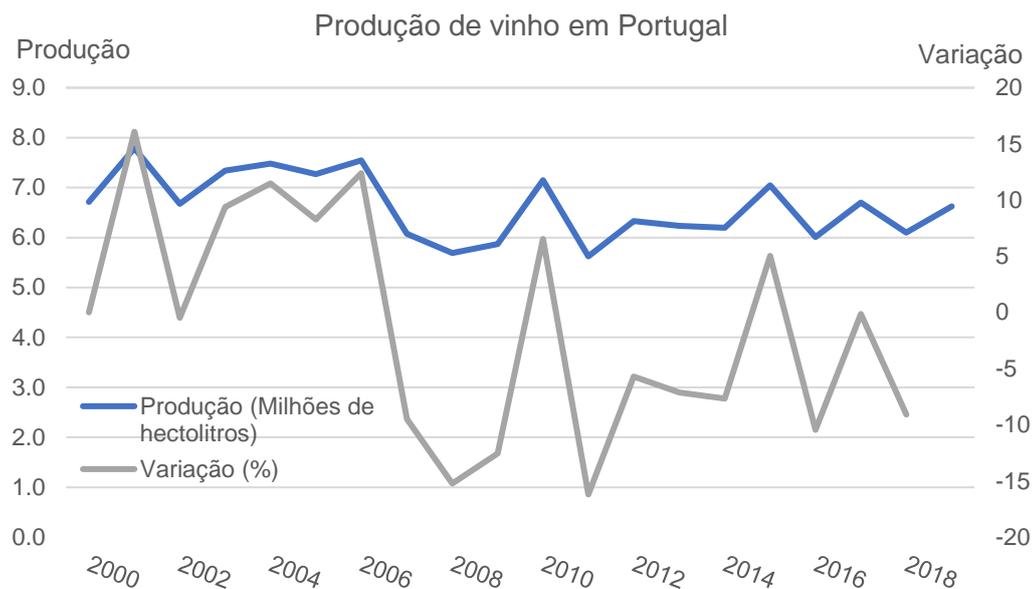


Figura 3 - Produção anual média de vinho, em Portugal, no século XXI (INE, s. d.)

2.1.2.2. Superfície de vinha

Portugal continental apresenta uma área de 89 060 km² (Ferreira, 2000), com cerca de 26,2% da sua superfície a ser ocupada por área agrícola (INE, 2020b; DGT, 2020) (Figura 4). Em 2018, a área com classe de uso e ocupação do solo afeta a vinha constituía um total de 190.000 hectares, representando cerca de 8% da área agrícola total (IVV, 2019; DGT, 2020), observando-se uma tendência para a redução da área vitícola nacional ao longo do século XXI (IVV, 2019; Eurostat, 2019; PORDATA, 2019; OIV, 2019).

Apesar da reduzida dimensão do país, segundo a OIV (2019), este valor coloca Portugal no 9º lugar do ranking mundial de superfície de vinha e 5º na União Europeia.

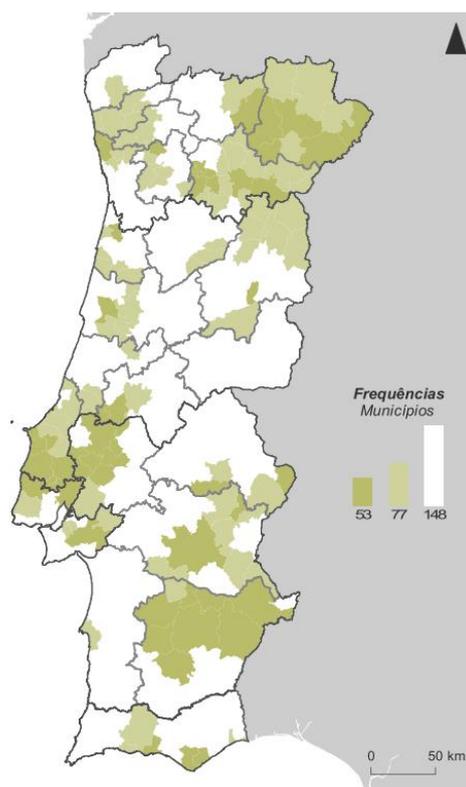


Figura 4 - Frequência de municípios com a classe de uso e ocupação do solo: Área agrícola (INE, 2020b).

2.1.2.3. *Balança comercial*

Observando os dados da AICEP (2018) durante o período 2013-2018, verifica-se que a balança comercial de portuguesa apresenta ao longo dos anos um saldo negativo, tendência para a qual o setor agroalimentar contribui. Em 2018 (sem ter em conta o setor de bebidas) o setor agroalimentar apresentou um saldo negativo de 3,7 mil milhões de euros (INE, 2018; Silveira, 2020). Desta forma, o setor vitivinícola apresenta uma elevada importância na redução do défice da balança comercial agroalimentar, devido ao seu elevado volume de negócios e ao valor económico que produz (Agroges, 2013).

Efetivamente, o setor vitivinícola apresenta uma forte orientação exportadora, com 40 a 45% da produção nacional a destinar-se ao mercado internacional, tendo apresentado um crescimento de 35% no saldo da sua balança comercial na década 2009-2018 (Cabo *et al.*, 2019), com o valor de exportações de vinho em 2018 (804 milhões de euros, um aumento de 3% em relação a 2017) a representarem 12,3% do valor total de exportações do setor agroalimentar (Martins, 2020; IVV, 2019; OIV, 2019).

Em 2018, apesar da redução da produção, segundo o IVV e a OIV, o volume de exportações de vinho manteve-se estável em relação ao ano transato (cerca de 3 milhões de hectolitros) colocando Portugal como 9º maior exportador do mundo e 5º da União Europeia (IVV, 2019; OIV, 2019).

Verificou-se também um aumento de 13,4% em volume nas importações, que poderia ter afetado negativamente o saldo da balança comercial. Apesar disso, a redução da produção vitícola levou a um aumento real do preço médio das uvas (+10,8% em relação a 2017) que impulsionou um saldo positivo da balança em cerca de 647 milhões de euros (+0,8% em relação a 2017) (Cabo *et al.*, 2019; IVV, 2019).

2.1.3. *A necessidade dum modelo tecnológico sustentável*

De acordo com Botelho *et al.* (2019), tem-se vindo a verificar uma redução da sustentabilidade da viticultura em Portugal, associada principalmente à baixa produtividade vitícola que impede o país de ter maior poder competitivo. Apesar disso, tem-se dado maior ênfase ao setor vitícola no sentido de contribuir para um desenvolvimento mais sustentável (Martins *et al.*, 2018). O aumento da sustentabilidade do setor vitícola envolve a criação de valor através de oportunidades e uma gestão eficiente, integrando desenvolvimento económico, ambiental e social (CSWC, 2016 citado por Martins *et al.*, 2018).

Segundo Botelho *et al.* (2019), a baixa produtividade vitivinícola a nível nacional deve-se principalmente a sistemas de cultivo deficientes aliados à baixa fertilidade dos solos vitícolas. Além disso, perspectivam-se adversidades acrescidas à sustentabilidade da viticultura relacionados com as alterações climáticas, que afetam qualidade da produção, tanto pelo aumento da variabilidade climática, como pelo aumento dos custos de fatores de produção (Fraga *et al.*, 2017; Martins *et al.*, 2018).

A agricultura é considerada um dos setores da economia com maior impacto ambiental e, ao mesmo tempo, é umas das atividades mais afetadas pelas alterações climáticas (Abreu & Pereira, 2010; EEA, 2015). Efetivamente, segundo o IPCC (2019), a agricultura, floresta e outros tipos de uso do solo contribuíram para 23% das emissões antropogénicas de gases efeito estufa.

Neste âmbito, uma das metas propostas para atenuar os efeitos das alterações climáticas na União Europeia corresponde à redução das emissões de gases efeito estufa provocadas pela atividade agrícola (EEA, 2015). A agricultura surge assim como um setor crítico para atingir o desenvolvimento sustentável (EEA, 2015; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2018).

No contexto nacional, para alcançar uma maior produção de uvas, seria necessário afetar uma maior área à produção (Botelho *et al.*, 2019). No entanto, do ponto de vista da sustentabilidade ambiental, esta opção não é viável, visto que a maior parte das terras aráveis já estão em utilização. O aumento da área de cultivo exigiria a expansão agrícola sobre a área florestal, levando a impactos negativos sobre o ambiente: redução da biodiversidade e dos serviços dos ecossistemas, aumento das emissões de CO₂ e redução da capacidade de resistir aos impactos das alterações, como os fenómenos climáticos extremos (Goddess, 2008; EEA, 2015; Santos, 2016; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2018).

A alternativa passa pela intensificação agrícola, isto é, pelo aumento da produtividade das culturas (produção por unidade de área) (EEA, 2015; Santos, 2016). No entanto, a intensificação agrícola aplicada no passado baseou-se no modelo tecnológico químico-mecânico, assente na aplicação crescente de inputs industriais (como adubos químicos de síntese), energia e água, requerendo uma maior artificialização dos agrosistemas (EEA, 2015; Santos, 2016).

Apesar do aumento de produtividade originado, verificou-se um uso cada vez mais ineficiente dos inputs industriais que resultou num aumento das emissões de poluentes – nitratos, fosfatos, gases efeito estufa e pesticidas persistentes - assim como

contribuiu para o esgotamento dos recursos naturais – água, solo, biodiversidade, energia e serviços dos ecossistemas (Santos, 2016).

Desta forma, o aumento da produção assente na sustentabilidade, passa pela aplicação de estratégias que permitam o aumento da produtividade das culturas e ao mesmo tempo contribuam para a redução das emissões de gases efeito estufa (Goddess, 2008; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2018). Segundo Goddess (2008), este tipo de medidas baseia-se em dois mecanismos: na adaptação às alterações climáticas de forma a amenizar os potenciais prejuízos e ao mesmo tempo aproveitar oportunidades benéficas; e na mitigação das emissões de gases efeitos estufas, não só através da redução de fontes emissoras, mas também pelo uso do solo como potencial sumidouro de carbono.

2.1.3.1. Intensificação sustentável

Segundo Santos (2016), o novo modelo tecnológico tem como base sustentabilidade, através do aumento da produtividade das culturas sem aumentar a aplicação de produtos de síntese química, sendo por isso necessários aumentos significativos de eficiência. Este modelo tecnológico é designado como intensificação sustentável (Royal Society, 2009 citado por Santos, 2016) e surge como uma alternativa que tem por base o desenvolvimento de processos produtivos que permitam um aumento da produtividade da vinha e, ao mesmo tempo, a produção de vinhos com baixa pegada ecológica (Botelho *et al.*, 2019).

Uma das principais estratégias a implementar neste modelo consiste na cópia e utilização de processos ecológicos para substituir inputs de origem industrial, através de um aumento do fornecimento de serviços do ecossistema (Santos, 2016). Estes serviços estão fortemente dependentes do estabelecimento de práticas de gestão sustentáveis, destacando-se as medidas que têm como objetivo aumentar as reservas de carbono orgânico do solo (Montanaro *et al.*, 2017a).

Segundo a Agência Europeia do Ambiente (EEA) (2015), a União Europeia apresenta como plano de mitigação das alterações climáticas a redução das emissões de GEE's em 40% até 2030, assim como pretende descarbonizar a sua economia até 2050. Este tipo de medidas concentra-se na atenuação do aquecimento global através da redução das emissões de gases efeito estufa, (Goddess, 2008; EEA, 2015; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2018).

Neste contexto, o solo apresenta um elevado potencial de mitigação das alterações climáticas, através da aplicação de práticas de gestão sustentáveis que promovam

o seu serviço de regulação, particularmente, no aumento das reservas de carbono orgânico por sequestro do dióxido de carbono atmosférico. As vinhas podem constituir sumidouros de dióxido de carbono e outros gases efeito estufa, através da acumulação de carbono orgânico no solo e na sua biomassa, em particular nos seus tecidos lenhosos (Montanaro *et al.*, 2017a).

2.2. A importância da matéria orgânica do solo

De acordo com Botelho *et al.* (2019), uma das principais causas da baixa produtividade da vinha em Portugal é a baixa fertilidade dos solos vitícolas, estimando-se que apenas 4% da área total do território corresponda a solos com elevada capacidade de produção de biomassa (Cortez & Abreu, 2008). Com efeito, o solo é a componente do *terroir* vitícola que apresenta maior influência sobre a cultura da vinha, tanto ao nível da quantidade como da qualidade da produção de uvas (Figueiredo, 2015).

Apresentando-se como um recurso limitado, o solo é um meio natural para o crescimento de plantas, formado por material mineral ao qual está associada uma fração orgânica: a matéria orgânica do solo (Figueiredo, 2015).

A matéria orgânica desempenha um papel fundamental na manutenção da fertilidade do solo, isto é, a capacidade de fornecer água, oxigénio e nutrientes às plantas em quantidades adequadas e proporções corretas (Loganathan, 1987; Diacono & Montemurro, 2010). Dias *et al.* (1980, citado por Gonçalves, 2005) e Alves (1989, citado por LQARS, 2006) estabeleceram classificações do teor de matéria orgânica (MO) do solo (expressa em percentagem) consoante a sua textura (Quadro 1).

Quadro 1 - Classes de fertilidade do solo, relativamente ao teor de matéria orgânica (expresso em percentagem), em função da textura do solo.

Classe de fertilidade	Solo de textura grosseira		Solo de textura média a fina	
Muito Baixa	≤ 0,5%	< 0,5%	≤ 1,0%	< 1,0%
Baixa	0,6 - 1,5%	0,6 - 1,5%	1,1 - 2,0%	1,1 - 2,0%
Média	1,6 - 3,0%	1,6 - 5,0%	2,1 - 4,0%	2,1 - 7,0%
Alta	3,1 - 4,5%	5,1 - 7,0%	4,1 - 6,0%	7,1 - 10,0%
Muito alta	> 4,5%	> 7,1%	> 6,0%	> 10,1%
Referência	a	b	a	b

^a Dias *et al.* (1980 citado por Gonçalves, 2005).

^b Alves (1989 citado por LQARS, 2006).

Em território nacional, verifica-se um empobrecimento dos solos agrícolas relativamente ao teor de matéria orgânica, destacando-se como principais causas, o contexto climático e orográfico do país e as práticas culturais deficientes (Alvarenga *et al.*, 2016; Soares, 2018). Efetivamente, segundo Figueiredo (2015), a perda de matéria orgânica é considerada a maior ameaça aos solos da Europa, afetando 40% da União Europeia.

Apesar disso, verifica-se um elevado potencial para reverter a carência de matéria orgânica dos solos, quer por alteração das práticas culturais, quer por aplicação nos solos de fontes de matéria orgânica, como resíduos cujas características lhes conferiram interesse agrícola (Alvarenga *et al.*, 2016).

2.2.1. O carbono orgânico do solo

A matéria orgânica (MO) do solo compreende qualquer material produzido originalmente por seres vivos (animal ou planta) que é restituído ao solo e submetido a decomposição (FAO, 2005).

A maior parte da MO provém de tecidos vegetais: estes são compostos por 60 a 90% de humidade e a sua matéria seca é constituída na sua maioria por carbono, hidrogénio e oxigénio, em conjunto com pequenas quantidades de enxofre, azoto, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, elementos que, embora representem uma menor fração da matéria orgânica, apresentam elevada importância para gestão da fertilidade do solo (FAO, 2005; Griffin & Edwards, 2020).

O carbono orgânico é um dos principais componentes da MOS: cerca de 50% da matéria orgânica é composta por carbono (C), sendo que esse valor pode ir até 58% nas substâncias húmicas estabilizadas. Assim, estando diretamente relacionado com a MO, o teor de C é frequentemente utilizado para caracterizar o teor de matéria orgânica dos solos (Brady & Weil, 2017; EEA, 2004; Griffin & Edwards, 2020).

Os constituintes da matéria orgânica podem ser divididos sob diferentes critérios, apresentando-se em diferentes proporções e com vários estados intermediários (FAO, 2005) (Figura 5). Brady (1999) divide a MOS em dois grupos: (1) os tecidos originais e os seus equivalentes parcialmente decompostos e (2) o húmus.

Quando os resíduos de seres vivos são devolvidos ao solo, são rapidamente colonizados por microrganismos que procedem à sua decomposição (EEA, 2004; FAO, 2005). Neste processo, os organismos do solo usam a MO como fonte de alimento, convertendo estruturas de carbono complexas em formas mais simples, ocorrendo a libertação de vários produtos, nomeadamente, dióxido de carbono, energia, água, nutrientes e compostos orgânicos de carbono re-sintetizados (FAO, 2005). A taxa de decomposição da matéria orgânica é determinada por três fatores principais: os organismos do solo, o meio físico e a qualidade da matéria orgânica (Brussard, 1994 citado por FAO, 2005).

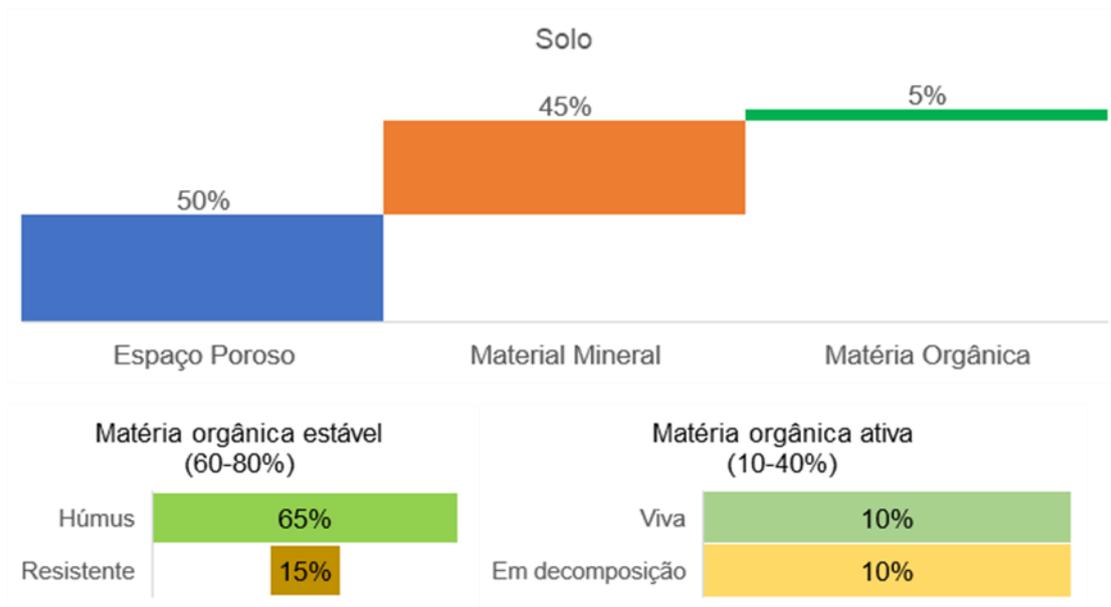


Figura 5 - Constituintes do solo e fracionamento da matéria orgânica do solo. Além dos constituintes mencionados, são de referir também os organismos do solo (1-4%) e a matéria orgânica dissolvida (<5%) (Adaptado de Leita et al., 1999; FAO, 2005 e Griffin & Edwards, 2020).

A matéria orgânica do solo (MOS) constitui a principal reserva de carbono da biosfera continental, formando o principal sumidouro de carbono do ciclo global do carbono, de forma que a manutenção e aumento da MOS pode ter um forte impacto sobre o balanço global do carbono (EEA, 2004). De modo a promover um correto funcionamento do ciclo do carbono e manter a reciclagem de nutrientes, é necessário que a taxa de adição de resíduos seja equivalente à taxa de decomposição da matéria orgânica, tendo em conta os vários fatores que influenciam as reservas de carbono do solo (FAO, 2005).

As entradas de matéria orgânica correspondem principalmente à produção de biomassa vegetal, com a maior parte dos resíduos das plantas a entrar no ciclo. No entanto, na produção agrícola ocorre exportação da maior parte da biomassa superficial, aumentando a competição pelos resíduos das culturas - que constituem uma importante fonte de C (FAO, 2005)

De forma a reduzir os impactos da exportação da biomassa, a reciclagem de fontes de MO exógenas permite aumentar a quantidade de MO que entra no ciclo do carbono (Figura 6), e assim na reserva do solo (EEA, 2004).

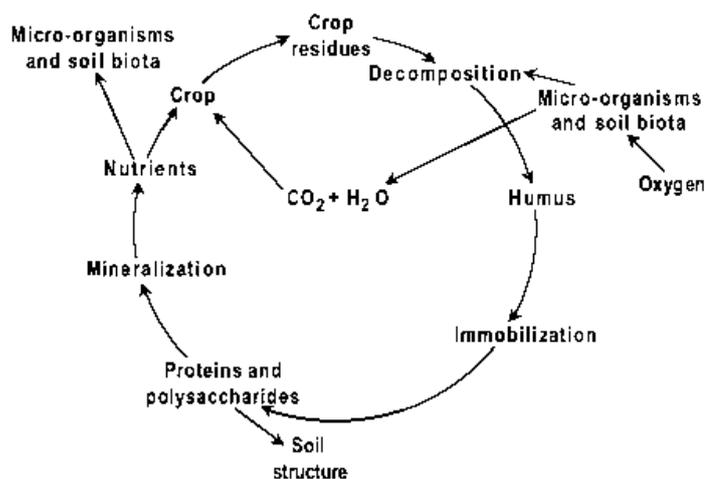


Figura 6 - As diferentes componentes do ciclo do carbono (FAO, 2005)

2.2.2. Funções da MO com maior influência na fertilidade da vinha

O solo constitui o ambiente onde a videira se desenvolve, considerando-se o fator com maior influência sobre a produtividade da vinha devido ao papel determinante que desempenha sobre a quantidade e qualidade da produção (Figueiredo, 2015).

Quanto às propriedades do solo, o teor de matéria orgânica dum solo é considerado o fator mais determinante sobre a produtividade dum solo (Figueiredo, 2015). Efetivamente, a MOS apresenta-se como um dos constituintes do solo com maior influência sobre as relações do solo com a vinha, pela forma como a quantidade e qualidade da matéria orgânica condiciona as características físicas, químicas e biológicas dos solos, constituindo assim um potencial indicador da qualidade do solo (EEA, 2004; Figueiredo 2015).

De acordo com Gonçalves (2005), a influência da matéria orgânica sobre as propriedades do solo deve-se principalmente à sua fração estável, isto é, às substâncias húmicas. Seguidamente enumeram-se as propriedades do solo mais influenciadas pela MOS.

2.2.2.1. Propriedades físicas

Cor

A fração estável da matéria orgânica (húmus) é responsável pela cor escura dos solos. Esta característica dos solos ricos em matéria orgânica facilita o aquecimento do solo, principalmente na Primavera, influenciando o albedo devido ao aumento da acumulação de calor à superfície (EEA, 2004; FAO, 2005).

Estabilização da estrutura do solo

A MOS melhora a estrutura do solo, favorecendo a formação e estabilidade dos agregados (EEA, 2004; FAO, 2005). Segundo Quaranta (2008), 70% da MOS está imobilizada nos agregados do solo. Devido ao seu caráter coloidal, especialmente quando bem humificada, pode formar complexos com os minerais argilosos ou ligar-se a outras partículas, através de polissacáridos ou a microrganismos, reunindo as partículas do solo em agregados (unidades básicas da estrutura do solo) (EEA, 2004; FAO 2005; Figueiredo, 2015).

Estas unidades melhoram a macro-porosidade do solo, aumentando a permeabilidade e o arejamento do mesmo, facilitando a circulação de ar e água no solo, e a penetração das raízes (EEA, 2004; FAO, 2005).

Por outro lado, a maior estabilidade dos agregados promove a resiliência dos solos, reduzindo o risco de erosão e degradação, e aumenta a arabilidade e operabilidade do solo (EEA, 2004; FAO, 2005).

Capacidade de retenção de água

O teor de MOS, e especialmente o húmus mais estável, aumenta a capacidade de retenção de água pelo solo (Quaranta, 2008). Efetivamente, segundo Guo *et al.* (2019), as substâncias húmicas apresentam grupos hidrofílicos que permitem aumentar a capacidade de retenção de água do solo. Esta característica apresenta relevo especial em solos arenosos, permitindo-lhe uma maior retenção de humidade e assim levar a um aumento da sua reserva útil (EEA, 2004).

O aumento da capacidade de retenção de água traduz-se igualmente em benefícios ao nível da resistência à seca e à alteração da estrutura do solo (e.g. contração do solo) (EEA, 2004; Gonçalves, 2005).

2.2.2.2. *Propriedades químicas*

Reserva de nutrientes

A MOS constitui uma fonte de nutrientes essenciais para o crescimento e produção das culturas (Loganathan, 1987). Como reserva renovável de nutrientes, a MOS desempenha duas funções principais:

- Aumenta a capacidade de retenção de macro e de micronutrientes no solo, visto que a maior parte da MOS provém de resíduos das plantas, que contêm os seus nutrientes essenciais (MADRP, 2000; FAO, 2005).
- Disponibiliza nutrientes para as plantas, uma vez que através do processo de decomposição a MO disponibiliza NH_4^+ , NO_3^- , PO_3^{4-} e SO_4^{2-} , isto é, nutrientes

em formas assimiláveis pelas plantas. Esta função é também relevante na disponibilidade dos micronutrientes (EEA, 2004; Schnitzer, 1986 citado por FAO, 2005).

Adicionalmente, o efeito da MO no aumento da biodiversidade do solo e na melhoria das suas funções biológicas, promove a produtividade dos solos através duma maior eficiência de uso de recursos, reduzindo a necessidade de aplicação de inputs externos, nomeadamente fertilizantes (EEA, 2004).

Capacidade de troca catiónica (CTC) e poder tampão

O aumento do teor de MOS está associado a uma maior disponibilidade de nutrientes, devido ao seu efeito na capacidade de troca catiónica no solo (FAO, 2005). Efetivamente, o aumento da CTC associado à matéria orgânica deve-se ao seu carácter coloidal, que lhe confere capacidade de reter catiões, disponibilizando-os para as plantas e evitando a sua perda por lixiviação (Santos, 2002).

A MO resistente, nomeadamente o húmus, apresenta um papel ativo no solo devido à sua natureza coloidal, que lhe confere a capacidade de absorver e libertar catiões. Com efeito, a área superficial dos colóides do húmus é muito elevada e, devido à dissociação de iões hidrogénio (H^+) de grupos funcionais – carboxilo (-COOH), hidroxilo (-OH) e fenólico (O-OH) -, apresenta, usualmente, uma carga negativa que permite atrair catiões. Com efeito, a carga negativa dos colóides do húmus está dependente do valor do pH. À medida que o pH aumenta, os hidrogénios ligados aos colóides e argilas ionizam-se e podem ser substituídos. Assim, em condições de pH acima do ácido, ocorre a dissociação dos grupos funcionais que são então substituídos por catiões. Apesar de o teor de MOS contribuir para o aumento da CTC do solo, este parâmetro varia muito com o teor de húmus, o tipo de substâncias húmicas e com as quantidades e tipos de argila do solo (Brady, 1999; Afu *et al.*, 2016).

Por outro lado, através desta capacidade de dissociação dos grupos funcionais ácidos, as substâncias húmicas presentes na matéria orgânica têm um efeito marcado no aumento do poder tampão do solo (García-Gil *et al.*, 2003; Hargreaves *et al.*, 2008; Weber *et al.*, 2018).

Formação de quelatos

Segunda a FAO (2005), umas das principais propriedades das substâncias húmicas consiste na sua capacidade de interagir com metais, iões, hidróxidos, compostos minerais e compostos orgânicos - incluindo poluentes tóxicos-, formando complexos solúveis e insolúveis.

Ao formar estes complexos, as substâncias húmicas ficam restringidas, limitando a difusão dos compostos e promovendo a estabilização de contaminantes (Yang *et al.*, 2001). No caso dos poluentes orgânicos, como os pesticidas, a MO promove a sua retenção e degradação (EEA, 2004).

Os elementos potencialmente tóxicos, pelo contrário, não são degradáveis no ambiente e podem persistir por várias décadas ou séculos, podendo causar efeitos negativos sobre a saúde humana e ambiental a longo-prazo. A MO permite estabilizar este tipo de contaminantes, tornando-os menos disponíveis para as plantas e reduzindo o risco de transferência para a cadeia alimentar (Leštan *et al.*, 2008). A estabilidade dos contaminantes retidos nos quelatos é determinada pela persistência do húmus no solo e pela manutenção e aumento das reservas de carbono do solo (EEA, 2004).

A MO forma igualmente quelatos com micronutrientes, reduzindo a disponibilidade de cátions livres no solo, mas impedindo a formação de formas insolúveis como carbonatos e óxidos no solo. Além disso, a dissolução destes complexos metalo-orgânicos promove a disponibilidade de micronutrientes cátions na zona radicular (Dhaliwal *et al.*, 2019).

Sequestro de carbono

A MOS constitui a principal reserva de carbono na biosfera continental, assumindo um importante papel sobre o ciclo global do carbono (EEA, 2004; FAO, 2005). Consoante o tipo de uso do solo e as práticas de gestão adotadas, o solo pode representar tanto uma fonte de GEE (durante a mineralização, através da emissão de CO₂, CH₄ e N₂O), como um sumidouro de dióxido de carbono, através do sequestro de carbono (EEA, 2004; Lal, 2005 citado por FAO, 2005).

Desta forma, o serviço dos ecossistemas de regulação, nomeadamente do teor de dióxido de carbono atmosférico, é promovido pela matéria orgânica do solo, contribuindo para a mitigação das alterações climáticas (EEA, 2004; FAO, 2005).

A MOS aumenta, também, o sequestro de carbono por ganhos de eficiência na produção das culturas, devido ao aumento da fixação de dióxido de carbono pelas próprias plantas (MADRP, 2000; FAO, 2005). Por outro lado, aumenta também a atividade dos organismos do solo que, por sua vez, contribuem igualmente para o sequestro de carbono, ao re-sintetizarem as estruturas de carbono e armazená-las na sua biomassa (EEA, 2004; FAO, 2005).

2.2.2.3. Propriedades biológicas

Biodiversidade do solo e atividade biológica

A MOS é a principal fonte de nutrientes e energia para os organismos do solo (EEA, 2004). Desta forma, a reserva de nutrientes e o tipo de matéria orgânica do solo determina a atividade biológica e a biodiversidade, visto que diferentes organismos do solo se alimentam de diferentes substratos orgânicos (EEA, 2004; FAO, 2005).

A MOS influencia e é afetada pela atividade biológica do solo: muitas das suas funções estão associadas à atividade dos organismos do solo e, por outro lado, o seu efeito sobre as propriedades do solo, nomeadamente no aumento do arejamento e da humidade, aumenta a atividade dos organismos (EEA, 2004; FAO, 2005).

Segundo a EEA (2004), a melhoria da atividade biológica do solo leva a uma maior eficiência da utilização de recursos, que se traduz em aumento da produtividade, redução da necessidade de inputs externos e aumento da sustentabilidade da produção.

No Quadro 2, apresenta-se a influência do teor de MO sobre alguns dos parâmetros mais importantes do solo.

Quadro 2 - Efeito do teor de matéria orgânica sobre algumas propriedades do solo (Carvalho, 2019)

Teor de MO	1%	3%
N mineralizado (kg ha^{-1})	78	234
P_2O_5 mineralizado (kg ha^{-1})	48	134
S mineralizado (kg ha^{-1})	19	59
Armazenamento de água útil (m^3)	273	441

2.2.3. Fatores que influenciam o teor de MO dos solos nacionais

2.2.3.1. Contexto climático e alterações climáticas

O contexto climático em que Portugal está inserido é característico da região do Mediterrâneo (Brandt & Gesson, 2006). Este clima está presente em regiões localizadas entre as latitudes 30° e 45° e é descrito como um clima semiárido, com verões quentes e invernos amenos (Sanz-Cobena *et al.*, 2017).

A precipitação apresenta uma elevada variabilidade intra-anual e inter-regional, sendo que durante o verão, a estação com temperaturas mais elevadas, é escassa, provocando períodos prolongados de seca, especialmente prejudiciais nas regiões do Sul (Trigo & Câmara, 2000). Cerca de 80% da precipitação está concentrada na estação fria, na qual são frequentes as chuvadas intensas e súbitas, que provocam elevada erosão hídrica no solo e, conseqüentemente, maiores perdas de matéria orgânica (Cosen-tino *et al.*, 2015).

O contraste entre o período de máxima irradiação e temperatura no verão e maior disponibilidade de água no inverno, aliado ao típico reduzido teor de matéria orgânica dos solos da região mediterrânica – inferior a 1% em alguns locais - leva à tradicional agricultura de sequeiro de baixa produtividade (Santos, 2002; Quaranta, 2008; Alvarenga *et al.*, 2016; Aguilera *et al.*, 2013 citado por Sanz-Cobena *et al.*, 2017).

De facto, verifica-se que no Sul do país, onde a influência do clima mediterrânico é mais demarcada, existe uma elevada frequência de teores de MO abaixo dos níveis críticos - 0,5 a 1,0 % em solos de textura grosseira e fina, respetivamente -, com 78,3%, 77,9% e 71,3% dos solos das regiões Ribatejo e Oeste, Alentejo e Algarve, respetivamente, com classe de fertilidade Muito Baixo e Baixo (LQARS, 2006; Dias *et al.*, 1989 citados por Gonçalves, 2005; Leandro *et al.*, 1989 citados por Gonçalves, 2005).

Como agravante da situação atual, as alterações climáticas antevêm maiores adversidades produção agrícola. Segundo Sanz-Cobena *et al.* (2017), os modelos climáticos antecipam um aumento de temperaturas, maior escassez de água, causada pela redução da precipitação anual, e um aumento da frequência de fenómenos meteorológicos extremos, nomeadamente eventos extremos de precipitação (chuvadas e secas), cheias e inundações e aridez (escassez hídrica) (Beniston *et al.*, 2007 citados por Abreu & Pereira; Lehner *et al.*, 2006 citados por Abreu & Pereira, 2010; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2018).

Verifica-se, também, que uma menor quantidade de dias de chuva, resultando numa maior ocorrência de eventos de precipitação extrema à escala regional, seja do ponto de vista de baixo fluxo (seca) seja de fluxos de pico (cheias) (Goddess, 2008; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2018).

2.2.3.2. Práticas de gestão

Segundo Figueiredo (2015), a vinha constitui um agro-sistema de baixa produção de biomassa vegetal de cultivo, caracterizada por uma baixa produção de resíduos, que aliada ao contexto climático nacional, que promove elevadas taxas de mineralização, leva aos deficientes teores de matéria orgânica (MO) dos solos nacionais.

As práticas de gestão têm um efeito determinante nas variações da MOS, nomeadamente, na taxa de sequestro de carbono (Bosco *et al.*, 2013; Montanaro *et al.*, 2017b). Efetivamente, entre as várias práticas que influenciam o teor de MOS referenciadas pela FAO (2005), destacam-se a operações do solo, a gestão da fertilidade, a gestão dos resíduos e a aplicação de fontes exógenas de matéria orgânica.

Operações do solo

Os principais objetivos do manejo do solo vitícola consistem no controle de infestantes na entrelinha e na descompactação do solo (Jordão, 2007). A realização deste tipo de operações envolve frequentemente atividades agrícolas agressivas para o solo, como o nivelamento dos solos e a utilização de maquinaria pesada que provoca a compactação do solo (Brandt & Geeson, 2006).

Entre as práticas de gestão que influenciam o teor de matéria orgânica, o sistema de mobilização apresenta-se como uma prática muito influente (FAO, 2005). Com efeito, as lavouras intensas por um lado, transferem a MOS para as camadas do subsolo, e por outro, aumentam a desagregação do solo, tornando-o mais exposto aos agentes erosivos e à atividade microbiana (EEA, 2004; Gonçalves, 2005; Curfs & Imeson, 2007; Quaranta, 2008).

A maior exposição aos agentes meteorológicos provoca um aumento da taxa de mineralização da MO, especialmente em climas como o nosso, levando a maiores perdas de CO₂ e a um aumento da concentração de iões NO₃⁻, que ficam mais suscetíveis à lixiviação (FAO, 2005; Quaranta, 2008).

Gestão da fertilidade do solo

A matéria orgânica é um dos principais determinantes da fertilidade do solo, isto é, da capacidade do solo em fornecer água, energia e nutrientes às plantas (Loganathan, 1987). No passado, o aumento da produção das culturas através da intensificação agrícola, baseada no modelo químico-mecânico, assentou no uso crescente de inputs industriais, como adubos químicos de síntese, energia e água de rega (Santos, 2016).

A aplicação intensiva de adubos minerais e pesticidas aumentam a suscetibilidade do solo à erosão e estimulam a atividade dos microrganismos, devido a disponibilização de azoto em formas fáceis de assimilar, contribuindo para o aumento da taxa de mineralização da MOS (FAO, 2005; Brandt & Geeson, 2006). Segundo Ndayegamiye *et al.* (1997, citado por EEA, 2004), a aplicação a longo prazo de adubos minerais em solos já pobres em matéria orgânica aumenta o risco de redução dos teores de MOS. De acordo com Soares (2018), em território nacional, esta situação é agravada por se dar preferência aos adubos minerais, que podem ser aplicados sem restrições legais.

O aumento das áreas irrigadas contribui também para a redução dos teores de MO do solo (Gonçalves, 2005; Arroita *et al.*, 2013). Efetivamente, o recurso à irrigação aumenta a humidade do solo e, assim, estimula a atividade microbiológica, provocando aumentos significativos sobre a taxa de mineralização da MOS (Gonçalves, 2005; FAO, 2005). Segundo Arroita *et al.* (2013), relativamente aos efeitos da irrigação das culturas,

as perdas de MO associadas aumento da atividade dos microrganismos no solo excede os ganhos de MO provocados pela produção de biomassa vegetal, levando ao decréscimo dos teores de MO.

A redução da MOS aumenta a incidência de inimigos das culturas e assim os prejuízos sobre a produção, segundo a relação causa-efeito de Mustin (1987, citado por Gonçalves, 2005) (Figura 7).



Figura 7 - Relação causa-efeito da deficiência de MOS (Gonçalves, 2005)

Desta forma, a fertilização das culturas deve ser realizada com elevada precisão e de acordo com as necessidades nutritivas das plantas, sem provocar grandes alterações sobre a reserva de nutrientes do solo, de forma a não alterar a atividade biológica do solo (FAO, 2005). Além da fertilização, a proteção integrada das culturas reduz a necessidade de aplicação de produtos fitossanitários, reduzindo os riscos de perda de MOS (FAO, 2005).

Gestão dos resíduos

O teor de matéria orgânica (MO) do solo varia de acordo com o balanço entre as entradas por adição de matéria orgânica e as perdas por mineralização (EEA, 2004; FAO, 2005). Nesse âmbito, a gestão dos resíduos constitui uma das principais condicionantes do teor de MOS, nomeadamente, através da adição de fontes MO exógena (FAO, 2005; Dhaliwal *et al.*, 2019).

Segundo a EEA (2004), considera-se como fonte de MO exógena “toda a MO que é devolvida ao solo que visa a produção de culturas, a melhoria da qualidade do solo e a restituição ou recuperação da terra para uso futuro”. Na União Europeia, as

fontes de MO exógena englobam os resíduos animais (61%), os resíduos das culturas (25%), resíduos industriais (7%) e resíduos urbanos (7%) (EEA, 2004).

Os resíduos das culturas (folhas, raízes, ...), sendo considerados uma fonte de MO exógena, constituem uma importante adição de carbono orgânico cuja contribuição para o aumento da MO tem sido reduzida devido à sua remoção, quer por queima (prática tradicional utilizada para eliminar sementes de infestantes), quer por utilização para alimentação animal (intensificada pelo sobrepastoreio), quer por utilização para compostagem (EEA, 2004; FAO, 2005; Gonçalves, 2005; Quaranta, 2008).

Dejetos de animais (estrumes e chorumes), compostados de várias fontes, lamas ETAR, farinha de carne e ossos, bagaço de azeitona e outros resíduos animais, industriais e urbanos, constituem materiais ricos em carbono que são passíveis de utilização como corretivos orgânicos, contribuindo para o aumento das adições de MO ao solo (Gonçalves, 2005; FAO 2005; Soares, 2018). O empobrecimento dos teores de MO dos solos pode ser contrariado através duma aplicação sistemática deste tipo de materiais (Gonçalves, 2005; Serrão *et al.*, 2007).

Os estrumes de bovinos e aves são uma fonte tradicional de MO exógena na viticultura portuguesa. No entanto, devido à procura por uma maior sustentabilidade ambiental, tem-se verificado uma combinação da redução da disponibilidade de estrumes, com o aumento da disponibilização de resíduos sólidos urbanos compostados, que são passíveis de valorização agrícola (Santos, 2002; Botelho *et al.*, 2013).

2.3. Resíduos sólidos urbanos

2.3.1. Gestão dos resíduos sólidos urbanos

O crescimento demográfico que se verificou nas últimas décadas, aliado à concentração das populações em centros urbanos e à alteração dos padrões de consumo, provocou um aumento da produção de resíduos domésticos, designados por resíduos sólidos urbanos (RSU) (Matos *et al.*, 2002; Gonçalves, 2005). A produção destes resíduos é uma consequência da utilização de recursos pelas atividades humanas, sendo este material definido pelo Regime Geral de Gestão de Resíduos (citado pela APA, 2019) como: “resíduo proveniente de habitações bem como outro resíduo que, pela sua natureza ou composição, seja semelhante ao resíduo proveniente de habitações” (Figura 8).

Uma das particularidades deste tipo de material consiste no seu elevado volume de produção: em 2018, a produção total de RSU em Portugal Continental foi de cerca de 4,94 milhões de toneladas (volume anual de 505 kg/habitante), o que representa um

aumento de 4,2% em 2017, valor que vai ao encontro da tendência de aumento da produção de RSU que se verifica desde 2014 (Figura 9) (APA, 2019).

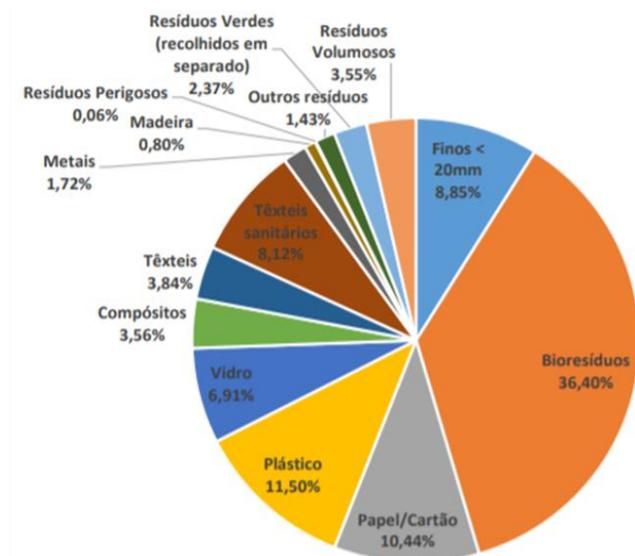


Figura 8 - Caracterização física média dos resíduos urbanos produzidos no Continente (APA, 2019).

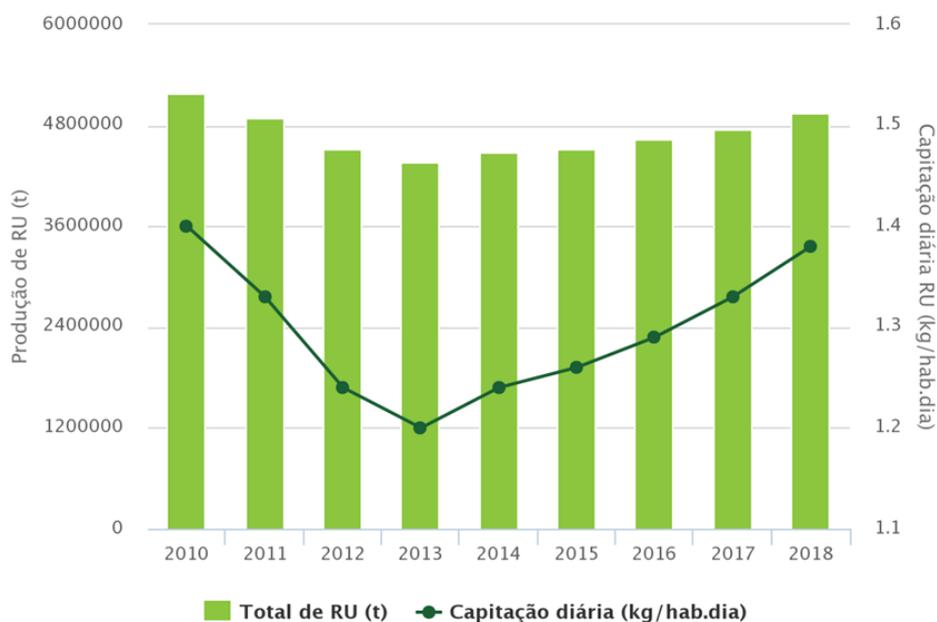


Figura 9 - Produção e captação de resíduos urbanos em Portugal continental (APA, 2019)

No passado, a gestão destes resíduos consistia na sua deposição em lixeiras, sem qualquer tipo de controlo, agravando os riscos que lhes estão associados, o que sublinha a necessidade de alocar os resíduos de forma alternativa (Matos *et al.*, 2002; Gonçalves 2005). Segundo Gonçalves (2005), cerca de 35,9% dos RSU produzidos em Portugal constituem a fração orgânica facilmente biodegradável: este material, quando

não sujeito a tratamento, constitui um meio ideal para a proliferação de agentes patogénicos.

Na sua composição, os RSU contêm, também, substâncias que podem constituir uma fonte de contaminação da água e do ar, como os elementos potencialmente tóxicos, e um potencial risco para o ambiente e a saúde humana, principalmente por entrada na cadeia alimentar (Matos *et al.*, 2002; Santos, 2002; Alvarenga *et al.*, 2016).

Neste âmbito, a Diretiva Quadro Resíduos (Diretiva n.º 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho) introduziu alterações sobre o paradigma de gestão de resíduos, no sentido de dar maior consideração o ciclo de vida dos materiais e de promover a redução dos impactos negativos associados aos resíduos (Matos *et al.*, 2002, Alvarenga *et al.*, 2016). A política de gestão de resíduos apresenta, então, como principal objetivo (em conjunto com a redução do uso de recursos), promover o estabelecimento da hierarquização dos resíduos: redução, recolha seletiva, tratamento e valorização e, por último, deposição em aterro (APA, 2019).

Segundo Martins (2020), a nível nacional, cerca de 82% dos resíduos setoriais (resíduos geridos por sistemas de gestão de resíduos urbanos) produzidos são sujeitos a operações de valorização. No entanto, de acordo com a APA (2019) (Figura 10), tem-se observado um aumento da deposição de resíduos em aterro nos últimos 2 anos, o que vai contra a estratégia de hierarquização de gestão dos resíduos.

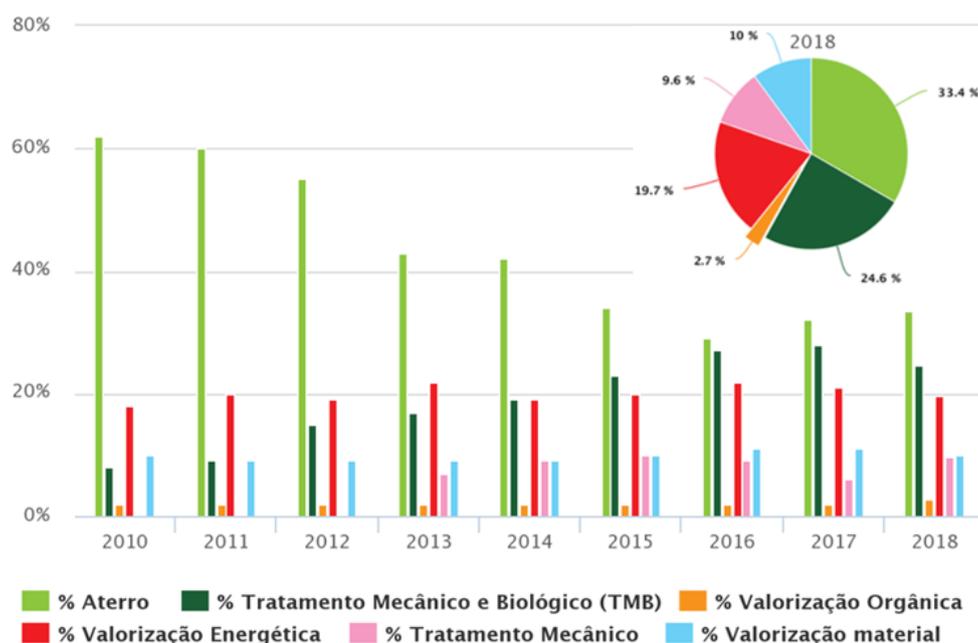


Figura 10 – Resíduo urbano por operação de gestão em Portugal continental, em 2018 (APA, 2019)

Verifica-se, também, uma elevada porção associada à valorização energética, a qual se recomenda reduzir, tendo em conta as emissões de poluentes associadas à incineração dos resíduos (Gonçalves, 2005).

A valorização orgânica dos RSU surge então como uma alternativa que permite a redução da deposição em aterro (Alvarenga *et al.*, 2016; Santos, 2016).

2.3.2. Valorização agrícola de RSU

Segundo Santos (2002), sem a utilização de corretivos orgânicos alternativos, será difícil reverter a situação de pobreza dos solos em MO em Portugal. Além disso, face à incapacidade de absorção do volume produzido de resíduos, a transformação destes materiais em fertilizantes constitui uma forma de valorização que se apresenta como alternativa à sua incineração (valorização energética) ou deposição em aterro (Santos, 2016; Alvarenga *et al.*, 2016; Martins, 2020). Efetivamente, a maior disponibilização de RSU e as características deste tipo de resíduos conferem-lhes interesse do ponto de vista da valorização agrícola (Matos *et al.*, 2002; Alvarenga *et al.*, 2015; Alvarenga *et al.*, 2016).

A par da elevada produção, a principal propriedade que confere interesse aos RSU como corretivo orgânico consiste nas elevadas quantidades de MO e nutrientes que estes veiculam (Alvarenga *et al.*, 2016; Babu *et al.*, 2021). Desta forma, é recomendável a sua aplicação nos solos nacionais, como forma de incrementar os reduzidos teores de MO que lhes são característicos e disponibilizar nutrientes vegetais (MADRP, 2000; Santos, 2002; Alvarenga *et al.*, 2016).

2.3.2.1. Compostagem

A valorização orgânica dos RSU exige, no entanto, um tratamento biológico, neste caso a compostagem. Efetivamente, a fração orgânica deste tipo de resíduos constitui um substrato com elevado potencial de proliferação de agentes patogénicos que, quando não tratado, apresenta elevados riscos para a saúde pública e animal (Matos *et al.*, 2002; Gonçalves, 2005).

A compostagem consiste na decomposição biológica controlada, por via aeróbia, de resíduos orgânicos (Matos *et al.*, 2002; Gonçalves, 2005). Neste processo, os resíduos são submetidos a um aumento gradual de temperatura (15 a 60°C) (Figura 11), ocorrendo a decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos.

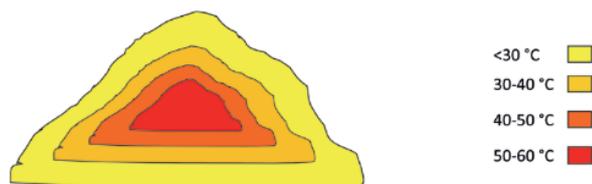


Figura 11 - Perfil de temperatura numa pilha de compostagem (Sempiterno, 2016)

A partir do material heterogêneo inicial, produz-se um composto homogêneo estável e higienizado (devido à eliminação de agentes patogênicos, sementes e propágulos de infestantes), contendo substâncias húmicas e passível de ser usado como fertilizante (Gonçalves, 2005), designado por resíduo sólido urbano compostado (RSUC). Além da estabilização do material, verifica-se igualmente uma redução do volume dos resíduos (cerca de 30%) e a diminuindo da quantidade de metano libertado para a atmosfera (Gonçalves, 2005; Sempiterno, 2016).

No Quadro 3, apresentam-se os principais fatores que afetam o processo de compostagem.

Quadro 3 - Principais fatores que influenciam a compostagem e a qualidade do composto

Fator e descrição	Recomendação
Razão C/N	
Permite caracterizar os resíduos e o produto final da compostagem.	No início do
Durante a fermentação aeróbica os microrganismos requerem o carbono e azoto na razão 30/1. Valores da razão C/N demasiado baixos levam a perdas de azoto por volatilização. Por outro lado, valores elevados reduzem a taxa de decomposição.	processo: 25-30. ^a
Um valor adequado no composto estabilizado garante a ausência de efeitos fitotóxicos e de imobilização de nutrientes. ^{a b c}	No composto estabilizado: 10-15. ^a

Fator e descrição	Recomendação
pH	
<p>Normalmente, o pH não é utilizado como indicador no processo de compostagem, sendo que o seu valor está normalmente dependente do tipo das características da matéria utilizada. Apesar disso, afeta a atividade das bactérias, que é beneficiada por valores de pH neutros a ligeiramente ácidos. No início do processo, o pH poderá decrescer, devido à libertação de ácidos orgânicos no início do processo de decomposição.</p> <p>Um composto maturado e estável deve apresentar um valor de pH perto do neutro. ^b</p>	<p>Durante o processo: 3-11 ^a, idealmente: 5,5- 8. ^a No composto estabilizado: 7-8 ^a</p>
Temperatura	
<p>Temperaturas ótimas permitem que a compostagem atinja uma correta higienização, evaporação e humificação, assim como uma elevada taxa de decomposição. ^a</p> <p>Temperaturas baixas não permitem uma correta higienização, enquanto temperaturas que excedam os limites para a atividade dos organismos termofílicos, prejudicam o processo. ^c</p>	<p>Limites 40-60 °C ^{b c} Valores ótimos: 45-55 °C ^{a b} No composto estabilizado: <30 °C</p>
Humidade e arejamento	
<p>A humidade e o arejamento estão apresentam uma correlação negativa forte.</p> <p>A humidade é necessária para o transporte de nutrientes para os microrganismos. Reduzida humidade inibe a atividade microbiana, enquanto valores demasiado elevados levam a condições anaeróbicas, inibindo o processo de compostagem.</p> <p>O arejamento é importante para garantir o teor de oxigénio dentro do substrato da compostagem. Um arejamento em excesso acelera as perdas de água, enquanto que a sua deficiência pode provocar um excesso de acumulação de calor. ^b</p> <p>É necessário um mínimo de 5% de oxigénio (O²) e máximo de 15% de dióxido de carbono (CO²) para garantir condições aeróbicas. ^{a b c}</p>	<p>Humidade: 45 a 60% ^{a b c}</p> <p>Oxigénio: >15-20% ^c</p> <p>Dióxido de Carbono: <15% ^a</p>
Granulometria	
<p>A dimensão e organização das partículas são determinantes na porosidade do composto. A granulometria influencia a dimensão dos poros e a área superficial para crescimento dos microrganismos. Por outro lado, partículas demasiado pequenas aumentam a compactação e, assim, a densidade do substrato, reduzindo a porosidade e, assim, o arejamento. ^{a b c}</p>	<p>No final do composto, partículas devem passar num crivo de 25 mm. ^e</p>

Nota: Referências - ^a Azim *et al.*, 2018; ^b Kumar, 2011; ^c Bernal *et al.*, 2009; ^d Cunha Queda *et al.*, 2010; ^e Diário da República, 2015.

2.3.3. Restrições inerentes da aplicação de RSUC no solo

A utilização de RSUC (composto) como corretivo orgânico apresenta determinadas restrições, relacionadas com as suas características e composição, que podem condicionar a sua aplicação solo, por constituírem um risco para a saúde ambiental e humana. Assim, a sua aplicação deve ser realizada segundo uma avaliação da sua qualidade e das condicionantes físicas, económicas e ambientais do meio onde vão ser aplicados (Matos *et al.*, 2002; Santos, 2002; Alvarenga *et al.*, 2016).

2.3.3.1. Alcalinização e salinização do solo

O pH dos RSU (resíduos) é alcalino, podendo provocar desequilíbrios relativamente à disponibilidade de micronutrientes, assim como de acidez ou alcalinidade do solo, resultando em problemas de nutrição na vinha (Ribeiro *et al.*, 2000, Matos *et al.*, 2002; Santos, 2002; Cunha-Queda, 2010; Figueiredo, 2015). Quando o RSUC (composto) ainda se encontra imaturo, tende a apresentar um pH inferior, devido à produção intensa de ácidos orgânicos, que pode promover uma maior disponibilidade para as plantas de micronutrientes e de elementos potencialmente tóxicos no solo (Hargreaves *et al.*, 2008).

Por outro lado, o teor de sais solúveis dos RSU – em particular Cl^- e Na^+ - pode constituir um fator limitante no contexto do seu uso na fertilização das culturas. O aumento da condutividade elétrica, provocando valores superiores aos adequados para a maioria das culturas - valores de CE em extrato de saturação de 0 a 4 mS cm^{-1} (Hargreaves *et al.*, 2008) - afeta o potencial osmótico e conseqüentemente, a capacidade de absorção de água e nutrientes (Santos, 2002; Matos *et al.*, 2002; Cunha-Queda, 2010). Apesar disso, apenas se têm verificado aumentos da salinidade dos solos em aplicações de elevadas quantidades de compostado, recomendando-se limitar as quantidades até cerca de $15 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Santos, 2002; Gonçalves *et al.*, 2004).

2.3.3.2. Potencial contaminante

Segundo Gonçalves (2005), os resíduos orgânicos podem contribuir para a deterioração dos recursos naturais, contaminando os recursos hídricos, a atmosfera e o meio ambiente, constituindo um risco para a saúde animal e humana. De entre os elementos com potencial contaminante, destacam-se a matéria orgânica e os nutrientes, organismos patogénicos, elementos potencialmente tóxicos, micropoluentes orgânicos e metabolitos fitotóxicos (Gonçalves, 2005).

Matéria orgânica e nutrientes

A matéria orgânica veiculada pelos resíduos contribui para a acumulação de azoto e fósforo no solo. Quando são aplicados resíduos orgânicos em excesso, aumenta o risco de escoamento de MO e nutrientes para as águas subterrâneas e, consequentemente, para os ecossistemas aquáticos (Savard *et al.*, 2010; Holmer *et al.*, 2019; Lourenzi *et al.*, 2021). A contaminação das águas pode resultar em eutrofização, reduzindo a qualidade da água e provocando elevada carência bioquímica de oxigênio, que resulta na morte dos seres-vivos aquáticos (Holmer *et al.*, 2019).

Neste âmbito, segundo o Decreto de Lei nº 103/2015 de 15 de junho (Diário da República, 2015) as quantidades a aplicar da matéria fertilizante devem obedecer a legislação em vigor quanto aos limites de aplicação de nutrientes, particularmente de azoto.

Organismos patogénicos

A fração orgânica dos RSU apresenta frequentemente uma elevada diversidade de organismos patogénicos, incluindo bactérias, vírus, fungos e parasitas, podendo constituir uma ameaça, não só para a fertilidade do solo, mas também para a saúde humana e ambiental (Srivastava *et al.*, 2016; Soobhany, 2018).

Segundo o Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho (Diário da República, 2015), a compostagem dos RSU permite submeter os resíduos a condições de humidade e temperatura que inativam os microrganismos patogénicos, no entanto, algumas bactérias (e.g. *Salmonella* spp.) são capazes de resistir a este tratamento (Srivastava *et al.*, 2016; Soobhany, 2018).

A utilização de RSUC com elevada quantidade de organismos patogénicos em produções agrícolas pode provocar transferência desses microrganismos para a cadeia alimentar, colocando em risco a saúde humana (Soobhany, 2018). Neste contexto, de forma a avaliar o estado sanitário dos resíduos orgânicos, o Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho (Diário da República, 2015) estabelece limites legais para as quantidades de microrganismos patogénicos, nomeadamente de *Salmonella* spp. e *Escherichia coli*.

Elementos potencialmente tóxicos e micropoluentes orgânicos

Os RSU contêm na sua composição poluentes que podem restringir o seu uso, nomeadamente os elementos potencialmente tóxicos, poluentes orgânicos (Srivastava *et al.*, 2016).

Segundo Jodar *et al.* (2017) um dos principais fatores que condicionam o uso de RSUC em agricultura consiste no seu teor em elementos potencialmente tóxicos. O Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho (Diário da República, 2015) define os elementos potencialmente tóxicos como “elementos que podem contaminar o solo, potencialmente tóxicos para as plantas, designadamente o cádmio, o crómio, o cobre, o chumbo, o mercúrio, o níquel e o zinco”.

Com efeito, a aplicação de RSUC a longo prazo pode provocar a acumulação de elementos potencialmente tóxicos no solo, resultando num aumento da sua concentração nas culturas e de consequente transferência para a cadeia alimentar humana (Hargreaves *et al.*, 2008; Srivastava, 2016).

Com o intuito de garantir uma utilização segura dos RSUC na agricultura, o Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho estabelece limites legais para os teores de elementos potencialmente tóxicos no composto. Em adição, o mesmo decreto estipula, igualmente, limites relativamente à quantidade de elementos potencialmente tóxicos a aplicar anualmente ao solo e ao pH do solo onde os RSUC serão aplicados (Diário da República, 2015), visto que a reação do solo influencia a biodisponibilidade dos elementos potencialmente tóxicos, a qual afeta o efeito tóxico destes elementos (Hargreaves *et al.*, 2008; Diário da República, 2015).

Os RSUC podem também conter certos contaminantes orgânicos, devido à presença de resíduos domésticos e industriais perigosos, que provocam a poluição do solo e da água, representando um risco para a saúde humana e animal (Calouro, 2005; Srivastava *et al.*, 2016). Estes compostos têm origem em pesticidas, resíduos domésticos (como óleos e solventes) e produtos da indústria do papel, sendo caracterizados por serem altamente clorados e apresentarem elevada persistência no ambiente (Hargreaves *et al.*, 2008).

Segundo Calouro (2005), entre estes compostos, são considerados mais perigosos os das famílias dos PAH (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos), dos PCB (compostos bifenilos policlorados), das dioxinas e dos furanos. Apesar disso, a regulamentação presente no Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho apenas estabelece limites para este tipo de contaminantes em composto que contenham para lamas de estações de tratamento que recebem efluentes industriais (Diário da República, 2015).

III. Materiais e Métodos

O trabalho experimental consistiu no estudo do efeito da aplicação de diferentes Doses de resíduos sólidos urbanos compostados (RSUC) na cultura da vinha, nomeadamente, sobre as características do solo, o estado nutricional das plantas e a produção de uvas. Os ensaios foram instalados em 2018, com a primeira aplicação de RSUC, mas o presente trabalho acompanhou apenas o efeito após a segunda aplicação de RSUC, isto é, o ciclo vegetativo de 2019.

Para a avaliação da influência da aplicação dos RSUC sobre o sistema solo-planta, realizaram-se análises aos solos e aos pecíolos das folhas das videiras, em conjunto com uma avaliação da produção das videiras.

3.1. Áreas experimentais

Os ensaios foram instalados em duas vinhas localizadas na Região Vitivinícola de Lisboa, na Quinta do Gradil e na Quinta da Aroeira, descrevendo-se seguidamente as características associadas a cada uma delas.

3.1.1. Quinta do Gradil

A Quinta do Gradil (39°12'37.8"N 9°07'00.9"W), pertencente à Quinta do Gradil - Sociedade Vitivinícola SA e está situada no sopé da Serra de Montejunto, no concelho do Cadaval, freguesia de Pêro Moniz, a uma altitude de cerca de 76 m, na Região Vitivinícola de Lisboa. Apresenta uma área agrícola de 200 hectares, dos quais 120 estão afetos a vinha (*Vitis vinifera*) (Quinta do Gradil, 2018). O ensaio foi instalado numa parcela de vinha da casta Sauvignon Blanc, com porta-enxerto Selection Oppenheim 4 (SO4) e compasso 2,6x1 m², correspondente a cerca de 3846 plantas por hectare (Figura 12). As linhas estão dispostas segundo a orientação Nordeste-Sudoeste, num local plano. O sistema de condução implementado na vinha é o monoplano vertical ascendente, em cordão Royat unilateral. O solo na entrelinha é mantido através de enrelvamento alternado com mobilização superficial.

A casta Sauvignon Blanc é uma variedade branca, originária de Gironde, França. Apresenta elevado vigor e apresenta um ciclo de vida curto: floração tardia e amadurecimento precoce (Eno Cultura, 2019). Toleram climas frescos a moderados, com o calor a apresentar influência sobre os aromas do vinho – temperaturas mais altas aumentam o seu carácter herbáceo. Os vinhos produzidos apresentam acidez alta, corpo baixo e secos (Daidone, s.d.). Por sua vez, o porta-enxerto SO4 é caracterizado por apresentar

um desenvolvimento inicial rápido e elevado vigor, favorecendo a frutificação e a maturação das uvas, e apresenta sensibilidade à seca e resistência à humidade (Moreira, 2019).

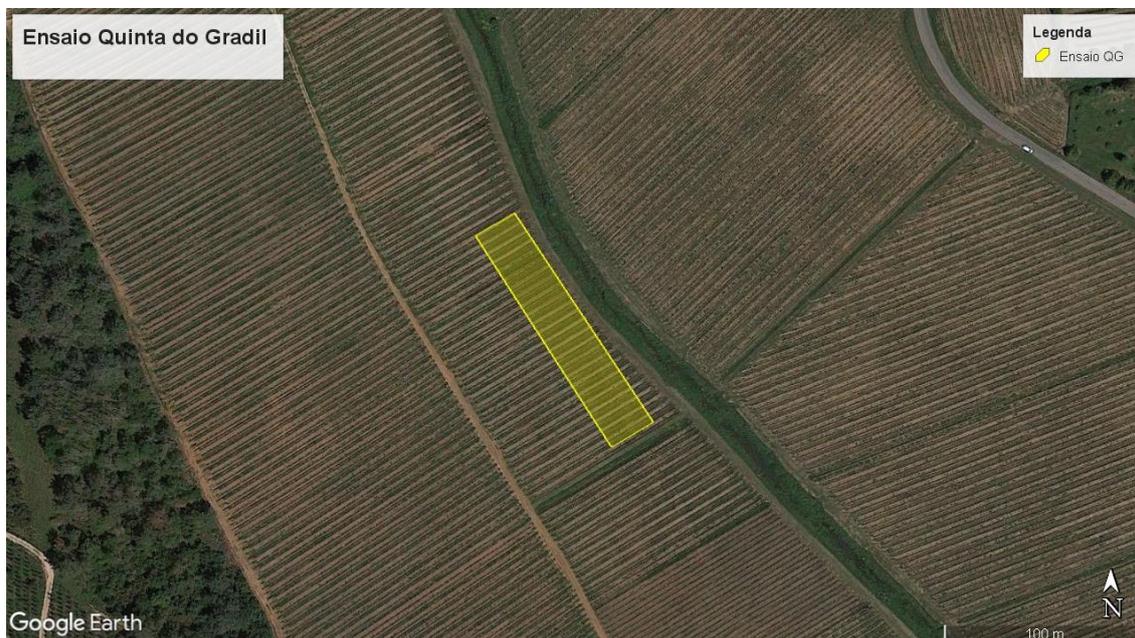


Figura 12 - Localização geográfica do ensaio da Quinta do Gradil (Fonte: Google Earth).

Quanto ao contexto edafo-climático do local, a classificação de Köppen do clima da região é do tipo Csb (clima Mediterrânico de verão quente) e os solos são Regossolos hipereútricos (IUSS Working Group WRB, 2015).

3.1.2. Quinta da Aroeira

A parcela da Quinta da Aroeira (39°14'36.3"N 8°56'29.0"W) (Quinta da Aroeira, SAG) está situada em Quebradas, na freguesia de Alcoentre. O ensaio foi instalado numa parcela de vinha da casta Marselan e porta-enxerto SO4 (Figura 13). As linhas apresentam orientação Norte-Sul, com as características do sistema de condução e da entrelinha idênticas às verificadas no ensaio da Quinta do Gradil.

A casta tinta Marselan, obtida pelo cruzamento entre Cabernet Sauvignon e Grenache, é caracterizada por apresentar bom vigor e boa adaptação a vários ambientes, demonstrando maior aptidão em climas quentes e secos e solos de fertilidade média e ligeiramente calcários. Os vinhos produzidos são descritos como de elevada qualidade que apresentam boa estrutura (VCR, 2014).

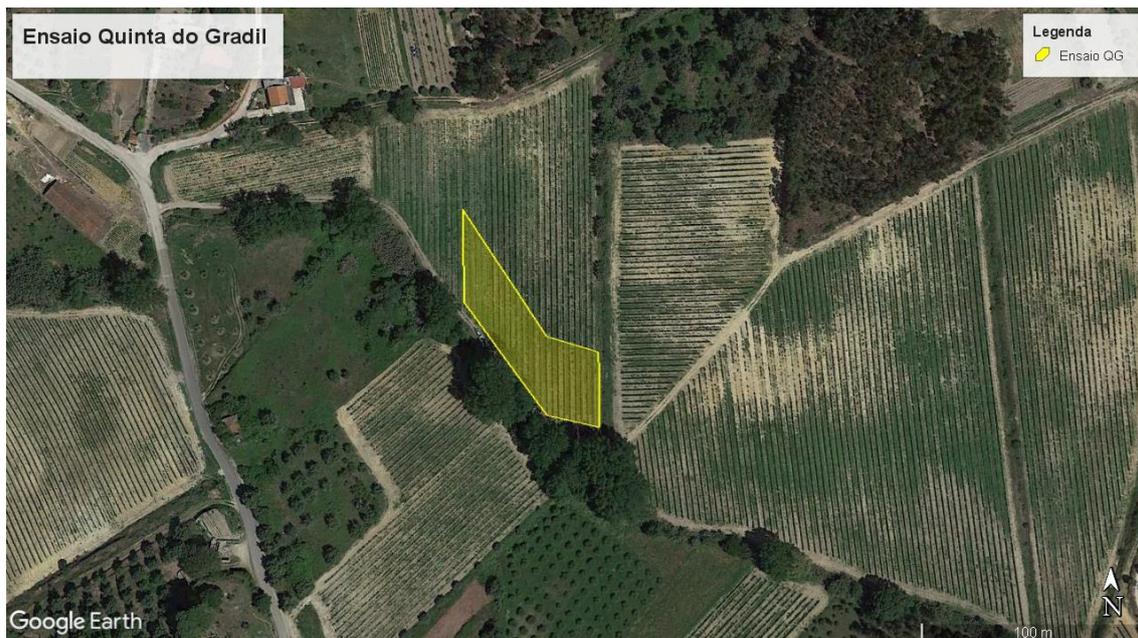


Figura 13 - Localização geográfica do ensaio da Quinta da Aroeira (Fonte: Google Earth).

Sobre o contexto edafo-climático do ensaio, o clima é igualmente do tipo Csb, e o solo é, também, um Regossolo (IUSS Working Group WRB, 2015).

3.1.3. Caracterização dos solos dos ensaios

Seguidamente, apresentam-se uma caracterização dos solos onde foram realizados os ensaios (Quadro 4).

Quadro 4 – Caracterização média dos solos da Quinta do Gradil e da Quinta da Aroeira.

Parâmetro	Unidades	Quinta Gradil	Quinta da Aroeira
<i>pH</i>		8,02	7,24
<i>Condutividade elétrica</i>	$\mu\text{S cm}^{-1}$	240,83	108,59
<i>Matéria orgânica</i>	%	2,18	1,10
<i>K₂O extraível</i>	g kg ⁻¹	177,93	131,23
<i>P₂O₅ extraível</i>		100,17	90,93
<i>Mg extraível</i>		244,53	107,83
<i>K troca</i>	cmol ₊ kg ⁻¹	147,69	108,92
<i>Ca troca</i>		7558,08	1403,89
<i>Mg troca</i>		244,53	107,83
<i>Na troca</i>		22,64	16,04
<i>Acidez troca</i>		0,08	0,07
<i>SB</i>		40,31	8,27
<i>CTC</i>		40,38	8,33
<i>Cu</i>	mg kg ⁻¹	15,49	12,26
<i>Zn</i>		14,70	26,11
<i>Mn</i>	mg kg ⁻¹	179,33	96,81
<i>Fe</i>		66,93	58,42
<i>B</i>		0,61	0,56
<i>Cu total</i>		40,68	32,08
<i>Zn total</i>		0,07	0,09
<i>Pb total</i>		17,78	10,70
<i>Cr total</i>		0,09	0,04
<i>Ni total</i>		22,80	10,04
<i>Cd total</i>		0,15	0,00

3.2. Delineamento experimental

Em cada local - fator “Quinta” com 2 níveis, Quinta da Aroeira e Quinta do Gradil, foi feito um delineamento em blocos casualizados (Figura 14), com 3 blocos e 4 níveis de fertilização orgânica - correspondentes a um controlo e 3 diferentes Doses de aplicação de RSUC: 0, 5, 10 e 20 t ha⁻¹ ano⁻¹, respetivamente. Assim, no global, considerou-se um delineamento em blocos casualizados com arranjo fatorial, com 2 fatores: Dose de RSUC (com 4 níveis) e Quinta (com 2 níveis).

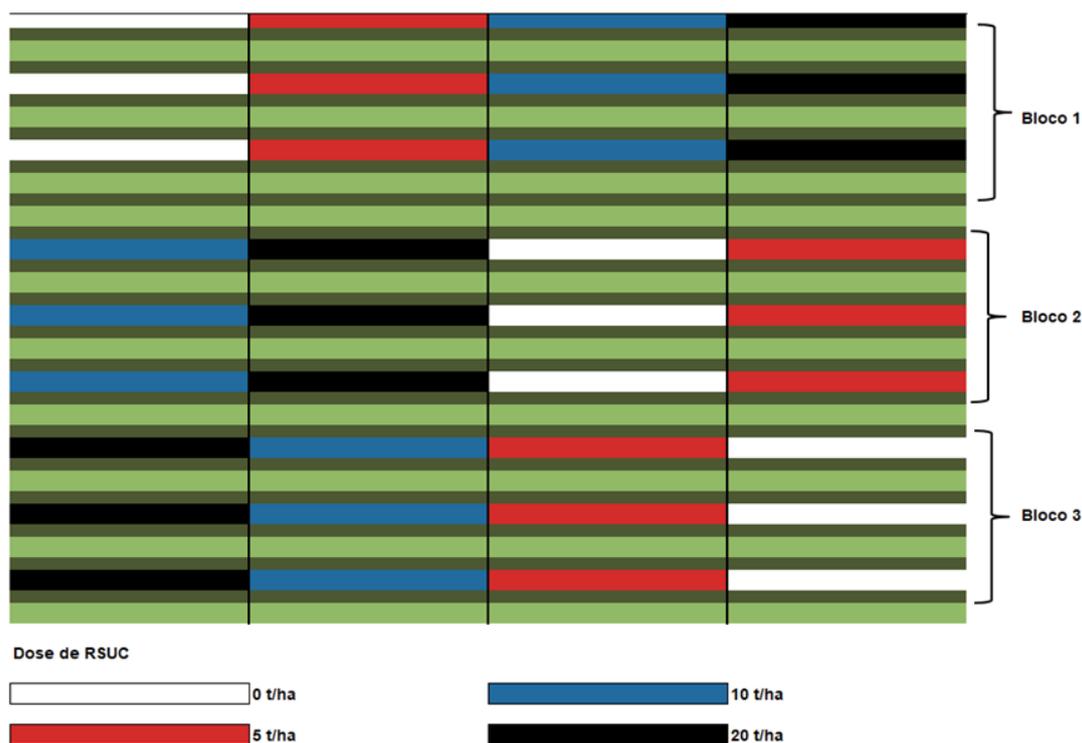


Figura 14 - Delineamento experimental dos ensaios instalados na Quinta da Aroeira e na Quinta do Gradil, para avaliar o efeito da aplicação de diferentes Doses de resíduos sólidos urbanos compostados (RSUC): 0, 5, 10 e 20 t ha⁻¹.

3.3. Métodos

3.3.1. Resíduo Sólido Urbano Compostado

O material fertilizante utilizado foi fornecido pela empresa Tratolixo – Tratamento de Resíduos Sólidos, Cascais SA (DGAE/DSSE, 2020). Trata-se dum corretivo orgânico obtido por compostagem aeróbica da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (lixo doméstico de recolha indiferenciada). É um composto de classe IIA - de acordo com o seu teor em elementos potencialmente tóxicos - e está disponível no mercado com a designação comercial “CAMPOVERDE”.

No Quadro 5 apresenta-se a composição média do resíduo sólido urbano compostado (RSUC) utilizado. Tendo em conta que 58% da matéria orgânica é constituída por carbono (Santos, 2001), é possível estimar para o composto de RSUC uma razão C/N de 22. Este valor apresenta-se relativamente elevado, prevendo-se então uma decomposição inicial lenta e um elevado coeficiente de humificação (mencionado em 2.3.2.1.).

Tendo em conta o Decreto de Lei nº 103/2015, e comparando os resultados do Quadro 4, verifica-se que o composto de RSUC cumpre os requisitos para um composto

de classe IIA, passível de ser utilizado em culturas agrícolas arbóreas e arbustivas, nomeadamente pomares, olivais e vinhas (Diário da República, 2015). Em particular, verifica-se que os teores de elementos potencialmente tóxicos se encontram abaixo dos teores máximos admissíveis, não apresentando risco de transferência para a cadeia alimentar.

Quadro 5 - Composição média dos RSUC aplicados nos ensaios

Parâmetro	Unidades	Valor	Requisitos ^a
pH		7,9	5,5 – 9 ^b
Condutividade elétrica	µS cm ⁻¹	3900	-
Humidade	%	36,28	< 40 ^b
Matéria orgânica		37,32	> 30 ^b
N (Kjeldhal) total	g kg ⁻¹ MS	10,03	-
P total		5,63	-
P ₂ O ₅ total		12,89	> 5 ^c
K total		7,85	-
K ₂ O total		9,45	> 3 ^c
Ca total		75,39	> 13,9 ^c
Mg total		14,94	> 1,81 ^c
Na total		5,17	-
S total		4,52	-
Fe total		7,57	-
Cu total		mg kg ⁻¹ MS	183,77
Mn total	304,10		-
B total	40,26		-
Zn total	532,48		< 1000 ^b
Mo total	1,71		-
Pb total	102,60		< 300 ^b
Cr total	40,49		< 300 ^b
Ni total	20,89		< 200 ^b
Cd total	< 0,16		< 3 ^b

^a Requisitos ajustados para um composto de classe IIA.

^b Limites legais impostos pelo Decreto-Lei nº 103/2015 de 15 junho, relativo a matérias fertilizantes obtidas a partir de resíduos orgânicos (Diário da República, 2015).

^c Recomendações segundo Zucconi e Bertoldi (1991), citados por Santos (2001).

O RSUC foi aplicado em 2 anos consecutivos, nas primaveras de 2018 e 2019. A aplicação foi realizada em entrelinhas alternadas, uma vez que nas vinhas em estudo se pratica a mobilização de solo em entrelinhas alternadas. Assim, apesar de a Dose média total aplicada por hectare corresponder à referida em 3.2, em cada entrelinha o solo recebeu uma Dose efetiva de RSUC correspondente ao dobro da referida.

Seguidamente, apresentam-se as quantidades estimadas de macronutrientes, veiculadas por cada Dose (Quadro 6):

Quadro 6 - Quantidades totais de macronutrientes veiculadas por cada Dose de composto

Nutriente (kg ha ⁻¹)	Dose			
	D ₀	D ₁	D ₂	D ₃
N total	0.00	31.97	63.94	127.88
P ₂ O ₅	0.00	41.08	82.16	164.33
K ₂ O	0.00	30.11	60.23	120.45
Mg	0.00	47.59	95.19	190.37

Nota: Dose - Quantidade aplicada de RSUC por hectare, com D₀ = 0 t ha⁻¹, D₁ = 5 t ha⁻¹, D₂ = 10 t ha⁻¹, D₃ = 20 t ha⁻¹.

3.3.2. Análise de solos

A colheita de amostras de solo foi realizada em junho de 2019, tendo sido recolhida uma amostra por cada unidade experimental (2 Quintas x 4 Doses de RSUC x 3 blocos), num total de 24 amostras de solo.

Com recurso a uma sonda, recolheram-se, aleatoriamente, 12 amostras parciais de cada unidade experimental, da camada de 0-25 cm de solo. Após a mistura e homogeneização das amostras parciais, obteve-se uma amostra média por unidade experimental que foi armazenada em sacos de plástico. Após secagem, procedeu-se à crivagem das amostras de solo utilizando um crivo de malha de 2 mm (Figura 15).



Figura 15 - Preparação das amostras de solo por peneiração e crivagem

As amostras de solo foram analisadas no laboratório do Departamento de Ciências e Engenharia de Biosistemas (DCEB) – Química e Ambiente, do Instituto Superior de Agronomia, utilizando os seguintes métodos.

pH (H₂O)

A medição do pH foi realizada por potenciometria em suspensão com razão solo:H₂O (1:2,5 m/V). A solução foi submetida a agitação durante 60 minutos e procedeu-se à leitura direta do pH (utilizando um medidor de pH de marca Thermo Scientific, modelo Orion 3 Star).

Condutividade elétrica

A condutividade elétrica por condutimetria. Preparou-se uma amostra de 10 g de solo ao qual foram adicionados 25 ml de água (extratante) (razão solo:H₂O (1:2,5 m/V)). A solução foi submetida a agitação durante 60 minutos e procedeu-se à leitura direta da condutividade elétrica.

Matéria orgânica

O carbono orgânico foi determinado por análise elementar: oxidação por via seca, a 950 °C, e deteção do CO₂ resultante por infravermelho (IV), num equipamento de marca Analytikjena, modelo multiEA4000. A matéria orgânica foi determinada a partir do carbono orgânico, assumindo que, em média, a matéria orgânica do solo tem 58% de carbono (Equação 3.1):

$$(MO) = (TOC) \times 1,724 \quad [3.1]$$

Fósforo e potássio extraíveis

O fósforo e o potássio extraíveis foram determinados após extração com uma solução de lactato de amónio e ácido acético tamponizada a pH 3,75 (designada por solução de Egner-Riehm), na proporção solo:solução extrativa de 1:20 (m/v), após 2 horas de agitação (Póvoas e Barral,1992). No extrato assim obtido, quantificou-se o potássio e o fósforo por espectrofotometria de emissão ótica por plasma acoplado indutivamente (ICP-OES), num ICP-OES de marca Unicam, modelo iCAP7000 (Thermo Fisher Scientific, Waltham, Massachusetts, Estados Unidos).

As conversões dos teores de P e K para P₂O₅ e K₂O (ambos em mg kg⁻¹), respetivamente, foram feitas tendo em conta a massa molar de cada uma das moléculas (Eq. 3.2 e 3.3):

$$\text{Teor de K2O} = \text{Teor de K} \times 2,2903 \quad [3. 2]$$

$$\text{Teor de P2O5} = \text{Teor de P} \times 1,2051 \quad [3. 3]$$

Catiões de troca: cálcio, magnésio, potássio e sódio

Os catiões de troca não ácidos (Ca, Mg, K e Na) foram quantificados após extração com uma solução de acetato de amónio 1 M tamponizado a pH 7, na proporção solo:solução extrativa de 1:15 (m/v), após 15 minutos de agitação (Hendershot *et al.*, 1993). No extrato assim obtido, quantificou-se o Ca, Mg, K e Na por ICP-OES, no equipamento referido anteriormente.

Acidez de troca

A acidez de troca foi determinada por titulometria (titulação ácido-base). Pesou-se uma amostra de 4 g, à qual foram adicionados 40 ml de cloreto de potássio (KCl) 1N, seguidamente sujeitos a agitação durante 30 minutos. Procedeu-se então à centrifugação das amostras, que depois foram tituladas com hidróxido de sódio (NaOH) $\pm 0,05$ N, usando como indicador a fenolftaleína. O valor da capacidade de troca catiónica efetiva (CTCe) foi estimado por soma dos catiões de troca não ácidos e da acidez de troca.

Grau de saturação em sódio (ESP), razão potássio-magnésio e razão cálcio-magnésio

A variável ESP (*Exchangeable Sodium Percentage*) foi calculada pela equação 3.4.

$$\text{Grau de saturação em Na} = 100\% \times \frac{\text{Teor de Na de troca}}{CTC} \quad [3. 4]$$

Seguidamente, para o cálculo das razões K/Mg e Ca/Mg, recorreu-se aos teores dos respetivos catiões, expressos em $\text{cmol}_+ \text{kg}^{-1}$.

Micronutrientes extraíveis: ferro, cobre, zinco e manganês

Os micronutrientes catiões Cu, Fe, Zn e Mn extraíveis foram quantificados após extração com uma solução de ácido acético 0,5 M, acetato de amónio 0,5 M e EDTA 0,02 M (designada por solução de Lakanen & Ervio), na proporção solo:solução extrativa de 1:10 (m/v), após 30 minutos de agitação (Lakanen e Ervio, 1971). No extrato assim obtido, quantificou-se o Cu, Fe, Zn e Mn por ICP-OES, no equipamento referido anteriormente.

Boro extraível

O boro extraível (B), foi quantificado após extração com uma solução de cloreto de cálcio (CaCl_2) 0,01 N a 100 °C, na proporção solo:solução CaCl_2 de 1:2 (m/v), durante

10 minutos (adaptado de Gupta, 1993). No extrato assim obtido quantificou-se o boro por ICP-OES, no equipamento referido anteriormente.

Elementos potencialmente tóxicos

O cobre, zinco, níquel, cádmio, chumbo e crómio foram determinados por via húmida, após digestão com *aqua régia*, metodologia adaptada da Norma Europeia EN 13650 (CEN, 2001). Uma amostra de 1,0 g foi digerida por 9 mL de HCl (ácido clorídrico) a 37% e 3 mL de ácido nítrico a 65%, a 105 °C durante 60 minutos. Após a digestão e o arrefecimento da amostra, foi adicionada água até ao volume final de 50 mL. Depois de homogeneizar e decantar, retirou-se 10 mL de sobrenadante e quantificou-se os elementos por Espectrofotometria de Emissão Ótica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES), num ICP-OES de marca Unicam, modelo model iCAP7000 (Thermo Fisher Scientific, Waltham, Massachusetts, Estados Unidos).

3.3.3. Análise de plantas

A análise foliar constitui um procedimento complementar à análise de solos, que contribui para uma melhor gestão da fertilização da vinha. Os dados obtidos a partir desta análise permitem identificar desequilíbrios relativamente a um determinado nutriente, verificar se a os fertilizantes aplicados ao solo estão a ser utilizados pela planta, verificar interações entre nutrientes e revelar o estado de nutrição da videira em determinado estado fenológico (Alves & Costa, 2011).

A colheita de amostras para análise foliar foi realizada na época de plena floração (junho de 2019), tendo-se colhido 45 folhas por modalidade, por bloco (3 blocos x 3 linhas x 4 modalidades x 5 videiras x 3 folhas). A amostra recolhida foi composta por folhas opostas ao cacho basal, no lançamento inserido no terço médio do braço da videira. Após a colheita das folhas, destacaram-se os pecíolos inteiros, que foram seguidamente guardados em papel do tipo *Kraft* (Figura 16). As amostras de pecíolos foram secas a 65 °C, até peso constante, foram moídas num moinho inox.



Figura 16 - Preparação das amostras foliares

O teor de azoto nas amostras de material vegetal, secas a 65 °C e moídas, foi determinado pelo método de Kjeldahl (Horneck e Miller, 1998). Uma amostra de 0,25 g da matéria vegetal foi digerida na presença de ácido sulfúrico concentrado (6 mL) e

selênio (catalisador) a 340 °C, até a obtenção de um digerido incolor (cerca de 5 horas de digestão). Após a digestão e o arrefecimento da amostra, foi adicionada água até o volume final de 50 ml. O azoto, neste extrato, foi quantificado num auto-analisador de fluxo segmentado de marca Skalar, modelo SAN^{plus} System (Skalar Analytical B.V., Breda, Holanda), usando o método de Berthelot (Houba *et al.*, 1989).

Os restantes elementos minerais (fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre ferro, cobre, zinco, manganês, boro, molibdênio, níquel, cádmio, chumbo e crómio) foram determinados por via húmida, após digestão com *aqua régia*, metodologia adaptada da Norma Europeia EN 13650 (CEN, 2001). Uma amostra de 0,25 g foi digerida por 9 mL de HCl (ácido clorídrico) a 37% e 3 mL de ácido nítrico a 65%, a 105 °C durante 165 minutos. Após a digestão e o arrefecimento da amostra, foi adicionada água até ao volume final de 50 mL. Depois de homogeneizar e decantar, retirou-se 10 mL de sobrenadante e quantificou-se os elementos por Espectrofotometria de Emissão Ótica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES), num ICP-OES de marca Unicam, modelo model iCAP7000 (Thermo Fisher Scientific, Waltham, Massachusetts, Estados Unidos).

Uma subamostra de material vegetal foi ainda seca a 100-105 °C, para a determinação da humidade residual, e os teores de nutrientes foram reportados à matéria seca.

3.3.4. Vindima

Em setembro de 2019, efetuou-se a vindima de ambos os ensaios. Para estimar a produção por hectare, selecionaram-se 3 cepas por unidade experimental e contou-se, para cada uma delas, o número total de cachos e o seu peso total (kg).

Peso médio do cacho

Para estimar o peso médio por cacho (kg), pesaram-se o maior e o menor cacho de cada cepa, obtendo-se assim o valor médio (Eq. 3.5).

$$\text{Peso médio dos cachos} = \frac{\text{Peso do maior cacho} + \text{Peso do menor cacho}}{2} \quad [3. 5]$$

Produção

Para o cálculo da produção (t ha⁻¹), pesou-se a totalidade dos cachos em cada cepa selecionada e usou-se o compasso da vinha para calcular o número de cepas por hectare. A partir destas duas medidas, estimou-se a produção por hectare (t ha⁻¹).

3.4. Análise estatística

Os dados recolhidos foram analisados através duma análise de variância (ANOVA) a 2 fatores, com interação, após a verificação da validade da estatística. Sempre que a ANOVA indicou a existência de efeitos significativos ($p \leq 0,05$), efetuou-se a comparação de médias, recorrendo ao teste de comparação de média LSD – *least significant difference*, com 95% de confiança ($\alpha = 0,05$).

A análise estatística foi realizada no software Statistix 9.

IV. Resultados

4.1. Efeito do composto nas propriedades químicas do solo

4.1.1. pH (H₂O) e condutividade elétrica

A análise de variância (ANOVA) dos dados obtidos revelou a existência de diferenças altamente significativas ($p \leq 0,001$) entre as duas Quintas, tanto para o pH como para a condutividade elétrica (CE) do solo (Quadro 6). A Quinta do Gradil apresentou valores de pH e CE superiores à Quinta da Aroeira.

Relativamente ao efeito associado à Dose de aplicação do resíduo sólido urbano compostado (RSUC), a análise dos dados indicou que a Dose de RSUC não teve efeito significativo no pH do solo ($p \leq 0,05$) (apenas foi significativo para a D₃, na QG); mas os valores da condutividade elétrica, pelo contrário, foram significativamente afetados pela Dose de RSUC ($p \leq 0,001$). No entanto, a interação “Quinta x Dose” foi também significativa ($p \leq 0,05$) para a condutividade elétrica (Quadro 6). Quanto à condutividade elétrica, nas amostras de solo em que não houve aplicação de RSUC (D₀), este parâmetro foi significativamente inferior relativamente às outras modalidades testadas. Apesar da interação “Quinta x Dose” ter sido significativa, nas duas Quintas o aumento da Dose de RSUC levou a uma tendência de aumento significativo e muito expressivo da condutividade elétrica de 108,59 para 531,67 $\mu\text{S cm}^{-1}$ na Quinta da Aroeira e de 240,83 para 828,87 $\mu\text{S cm}^{-1}$ na Quinta do Gradil, nas Doses 0 e 20 t ha⁻¹, respetivamente.

O modelo linear ajustado aos valores de condutividade elétrica de cada Quinta, confirma a forte influência da Dose de composto, através de valores elevados do coeficiente de determinação (R^2): 0,98 na Quinta do Gradil e 0,99 na Quinta da Aroeira (Figura 17).

Quadro 7 – Valores médios (n=24) de pH e condutividade elétrica, relativos aos fatores Quinta e Dose de RSUC.

Fator	pH	Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
Quinta		
sig.	***	***
Qta. Aroeira	7,20 b	306,20 b
Qta. Gradil	7,86 a	487,96 a
Dose		
sig.	n.s.	***
D ₀	7,63 a	174,71 d
D ₁	7,52 a	322,63 c
D ₂	7,50 a	410,70 b
D ₃	7,47 a	680,27 a
Quinta x Dose		
sig.	n.s.	*
Qta. Aroeira		
D ₀	7,24 c	108,59 f
D ₁	7,13 c	239,13 e
D ₂	7,14 c	345,40 d
D ₃	7,28 c	531,67 b
Qta. Gradil		
D ₀	8,02 a	240,83 e
D ₁	7,91 ab	406,13 cd
D ₂	7,86 ab	476,00 bc
D ₃	7,65 b	828,87 a

Nota: sig. – nível de significância: n.s. – não significativo ($p > 0,05$); * – significativo ($p \leq 0,05$); ** – muito significativo ($p \leq 0,01$); *** – altamente significativo ($p \leq 0,001$). Em cada coluna, para cada fator (Quinta e Dose) e para a interação, os valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD ($\alpha = 0,05$).

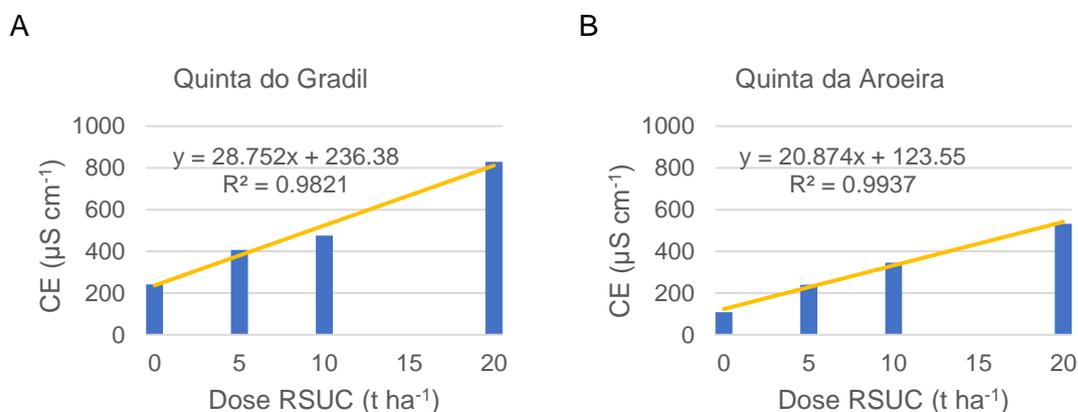


Figura 17 – Variação da condutividade elétrica do solo com a Dose de RSUC (t ha^{-1}) ($\mu\text{S cm}^{-1}$), na Quinta do Gradil (A) e na Quinta da Aroeira (B).

4.1.2. Matéria orgânica

A análise de variância dos dados recolhidos revelou a existência de diferenças altamente significativas ($p \leq 0,001$) entre Quintas e entre Doses de aplicação de RSUC, relativamente ao teor de matéria orgânica (MO) do solo (Quadro 7).

Comparando os resultados entre Quintas, verifica-se que a Quinta do Gradil apresentou teores de MO superiores aos encontrados na Quinta da Aroeira.

Quadro 8 - Valores médios ($n=24$) do teor de MO relativos aos fatores Quinta e Dose de RSUC.

Fator	Matéria Orgânica (%)
Quinta	
<i>sig.</i>	***
Qta. Aroeira	1,65 b
Qta. Gradil	2,87 a
Dose	
<i>sig.</i>	***
D ₀	1,64 c
D ₁	1,99 bc
D ₂	2,39 b
D ₃	3,01 a
Quinta x Dose	
<i>sig.</i>	<i>n.s.</i>
Qta. Aroeira	
D ₀	1,10 e
D ₁	1,37 de
D ₂	1,98 cd
D ₃	2,13 bc
Qta. Gradil	
D ₀	2,18 bc
D ₁	2,60 bc
D ₂	2,80 b
D ₃	3,89 a

Nota: *sig.* – nível de significância: *n.s.* – não significativo ($p > 0,05$); * – significativo ($p \leq 0,05$); ** – muito significativo ($p \leq 0,01$); *** – altamente significativo ($p \leq 0,001$). Em cada coluna, para cada fator (Quinta e Dose) e para a interação, os valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD ($\alpha=0,05$).

Considerando a média das duas Quintas, os teores de matéria orgânica correspondentes às Doses de 10 e 20 t RSUC ha⁻¹ - modalidades D₂ e D₃ - apresentaram teores de matéria orgânica de 2,4% e 3%, respetivamente, valores significativamente superiores ao teor médio de MO na modalidade em que não se aplicou RSUC (1,64%).

Assim, as modalidades D₁ e D₂ provocaram em média, aumentos de 45% e 83%, respectivamente, no teor de MO do solo, relativamente à modalidade D₀, em que não se aplicou o compostado. Observou-se, ainda, que o teor de matéria orgânica do solo aumentou de forma linear com o aumento das Doses de RSUC (Figura 18).

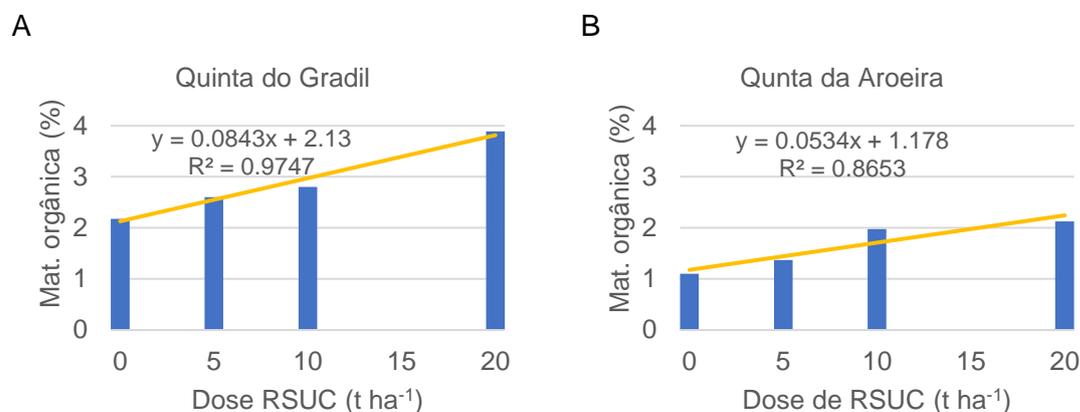


Figura 18 – Variação do teor de matéria orgânica (MO) do solo (%) com a Dose de RSUC (t ha⁻¹), na Quinta do Gradil (A) e na Quinta da Aroeira (B).

De acordo com os modelos lineares ajustados, verifica-se que a Dose de composto aplicado ao solo teve maior impacto sobre o aumento do teor de MO na Quinta do Gradil: o coeficiente de regressão ajustado indica um aumento marginal de 0,08% para a Dose de RSUC, em contraste com os 0,05% da Quinta da Aroeira.

4.1.3. Fósforo, potássio e magnésio extraíveis

A análise dos dados obtidos indicou a existência de diferenças altamente significativas ($p \leq 0,001$) entre Doses de aplicação de RSUC, relativamente aos teores extraíveis de fósforo (expresso em P₂O₅), potássio (expresso em K₂O) e magnésio (expresso em Mg). O aumento da Dose de RSU, originou acréscimos significativos dos teores extraíveis dos três nutrientes.

Verificou-se, igualmente, a existência de diferenças significativas entre Quintas para os teores de K₂O ($p \leq 0,01$) e Mg ($p \leq 0,05$) extraíveis, constatando-se que a Quinta do Gradil apresentou os maiores teores médios destes nutrientes (Quadro 8).

Em ambas as Quintas, o aumento da Dose de RSUC levou uma tendência de aumento muito expressivo e linear dos teores médios dos três nutrientes, como demonstram os R² dos modelos lineares ajustados (Figuras 19 e 20).

Analisando a média das duas Quintas, verifica-se que o efeito da Dose de RSUC foi mais notável no teor médio de P₂O₅ extraível do solo, no qual se estima que a maior Dose de RSUC (D₃) tenha provocado um aumento de 786% em relação ao teor médio verificado no solo sem aplicação de composto (D₀).

Quadro 9 - Valores médios (n=24) dos teores extraíveis dos macronutrientes principais: potássio (expresso em K₂O), fósforo (em P₂O₅) e magnésio, associados aos fatores Quinta e Dose de RSUC.

Fator	K₂O ext. (mg kg ⁻¹)	P₂O₅ ext. (mg kg ⁻¹)	Mg ext. (mg kg ⁻¹)
Quinta			
<i>sig.</i>	**	<i>n.s.</i>	***
Qta. Aroeira	216,91 b	404,96 a	197,89 b
Qta. Gradil	264,13 a	464,03 a	334,87 a
Dose			
<i>sig.</i>	***	***	***
D ₀	154,58 c	95,55 c	176,18 c
D ₁	213,75 b	342,03 b	241,52 bc
D ₂	247,48 b	453,98 b	272,82 b
D ₃	346,25 a	846,40 a	375,01 a
Quinta x Dose			
<i>sig.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
Qta. Aroeira			
D ₀	131,23 e	90,93 d	107,83 f
D ₁	201,07 cd	346,13 c	184,49 e
D ₂	242,90 bc	460,77 c	220,24 de
D ₃	292,43 b	722,00 b	279,01 bcd
Qta. Gradil			
D ₀	177,93 de	100,17 d	244,53 cde
D ₁	226,43 cd	337,93 c	298,55 bc
D ₂	252,07 bc	447,20 c	325,39 b
D ₃	400,07 a	970,80 a	471,01 a

Nota: *sig.* – nível de significância: *n.s.* – não significativo ($p > 0,05$); * – significativo ($p \leq 0,05$); ** – muito significativo ($p \leq 0,01$); *** – altamente significativo ($p \leq 0,001$). Em cada coluna, para cada fator (Quinta e Dose) e para a interação, os valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD ($\alpha = 0,05$).

Apesar de a interação não ter sido significativa ($p > 0,05$), pelo teste LSD, verificou-se que o efeito da aplicação da Dose D₃ sobre os teores de K₂O e P₂O₅ foi significativamente diferente entre Quintas. Efetivamente, os aumentos nos teores de potássio e fósforo extraíveis foi mais expressivo na Quinta do Gradil, comparativamente os verificados na Quinta da Aroeira.

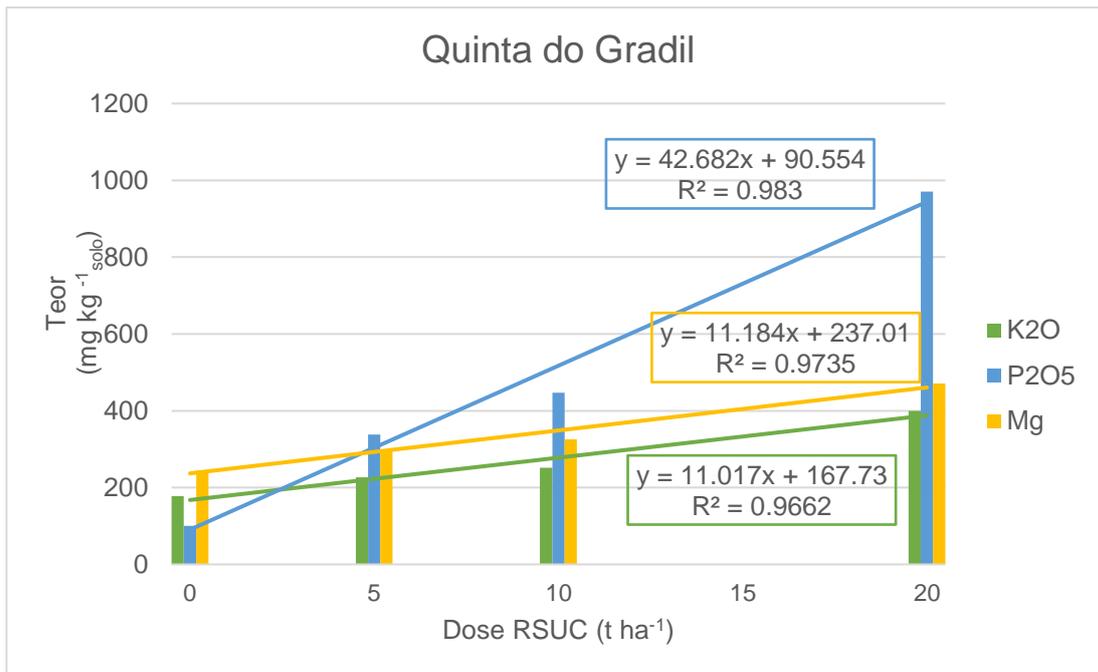


Figura 19 – Variação dos teores médios de macronutrientes principais extraíveis: K₂O, P₂O₅ e Mg; com a Dose de aplicação de RSUC; na Quinta do Gradil.

Relativamente aos restantes nutrientes, considerando os valores médios das duas Quintas, a modalidade D₃ provocou, em média, aumentos de 124% e 112% nos teores médios de K₂O e Mg extraíveis, respetivamente, estando esta Dose de RSUC associada a aumentos marginais de cerca de 9,4 e 9,7 mg kg⁻¹ solo, respetivamente.

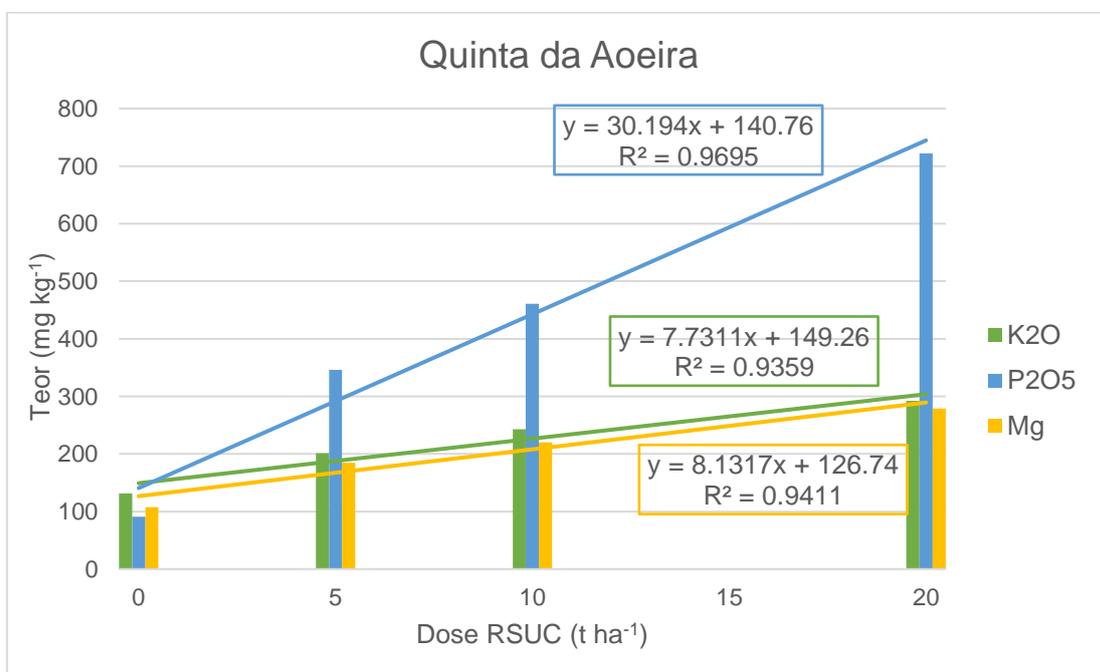


Figura 20 – Variação dos teores médios de macronutrientes principais extraíveis: K₂O, P₂O₅ e Mg; com a Dose de aplicação de RSUC; na Quinta da Aoeira

4.1.4. Complexo de troca

A avaliação do efeito dos fatores em estudo no complexo de troca abrangeu os teores de cátions de troca, a capacidade de troca catiónica, o grau de saturação em cátions de troca não ácidos e os equilíbrios entre cátions de troca.

A análise de variância revelou a existência de diferenças significativas ($p \leq 0,01$) entre Quintas, para os teores médios dos cátions de troca. Estas diferenças refletiram-se igualmente nos valores da soma de cátions de troca não ácidos, na capacidade de troca catiónica efetiva (CTCe) e nos equilíbrios entre os diferentes cátions de troca não ácidos.

Quanto ao efeito da Dose de aplicação de RSUC, a análise dos dados indicou a existência de diferenças significativas ($p \leq 0,05$) para alguns cátions de troca (K, Mg e Na), e para a soma de cátions de troca não ácidos, CTCe e grau de saturação em sódio.

4.1.4.1. *Cátions de troca*

O aumento da Dose de compostado resultou em incrementos significativos ($p \leq 0,001$) nos teores médios de potássio, magnésio e sódio de troca, enquanto que o teor de cálcio de troca não foi afetado (o efeito da Dose só foi significativo para a D₃, na QA). No entanto, a interação “Quinta x Dose” foi significativa para o teor de sódio de troca. Observou-se, também, uma maior concentração de cátions de troca no solo da Quinta do Gradil (Quadro 9).

Quadro 10 - Valores médios (n=24) dos teores de cátions de troca (cmol₊ kg⁻¹): K troca, Ca troca, Mg troca e Na troca, associados aos fatores Quinta e Dose de RSUC.

Fator	K troca (cmol ₊ kg ⁻¹)	Ca troca (cmol ₊ kg ⁻¹)	Mg troca (cmol ₊ kg ⁻¹)	Na troca (cmol ₊ kg ⁻¹)
Quinta				
<i>sig.</i>	**	***	***	***
Qta, Aroeira	0,462 b	14,111 b	1,649 b	0,296 b
Qta, Gradil	0,562 a	41,557 a	2,791 a	0,422 a
Dose				
<i>sig.</i>	***	<i>n.s.</i>	***	***
D ₀	0,329 c	22,405 a	1,468 c	0,084 d
D ₁	0,455 b	25,727 ab	2,013 b	0,252 c
D ₂	0,527 b	27,243 ab	2,274 b	0,363 b
D ₃	0,737 a	35,961 b	3,125 a	0,736 a
Quinta x Dose				
<i>sig.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	***
Qta, Aroeira				
D ₀	0,279 e	7,019 d	0,899 f	0,070 f
D ₁	0,428 cd	10,781 cd	1,537 e	0,227 e
D ₂	0,517 bc	14,090 cd	1,835 de	0,326 d
D ₃	0,623 b	24,555 bc	2,325 bcd	0,561 b
Qta, Gradil				
D ₀	0,379 de	37,790 ab	2,038 cde	0,098 f
D ₁	0,482 cd	40,673 a	2,488 bc	0,278 d
D ₂	0,537 bc	40,395 a	2,712 b	0,401 c
D ₃	0,852 a	47,367 a	3,925 a	0,912 a

Nota: *sig.* – nível de significância: *n.s.* – não significativo (p>0,05); * – significativo (p≤0,05); ** – muito significativo (p≤0,01); *** – altamente significativo (p≤0,001). Em cada coluna, para cada fator (Quinta e Dose) e para a interação, os valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD (α=0,05).

Analisando a influência da Dose de compostado sobre os teores médios de potássio e magnésio, verifica-se que a aplicação de Doses crescentes de RSUC causou incrementos expressivos na quantidade destes dois cátions no solo. Estes dados são corroborados pelos elevados coeficientes de determinação do modelo linear ajustado à relação entre o fator “Dose” e os teores médios dos dois cátions (Figuras 21 e 22).

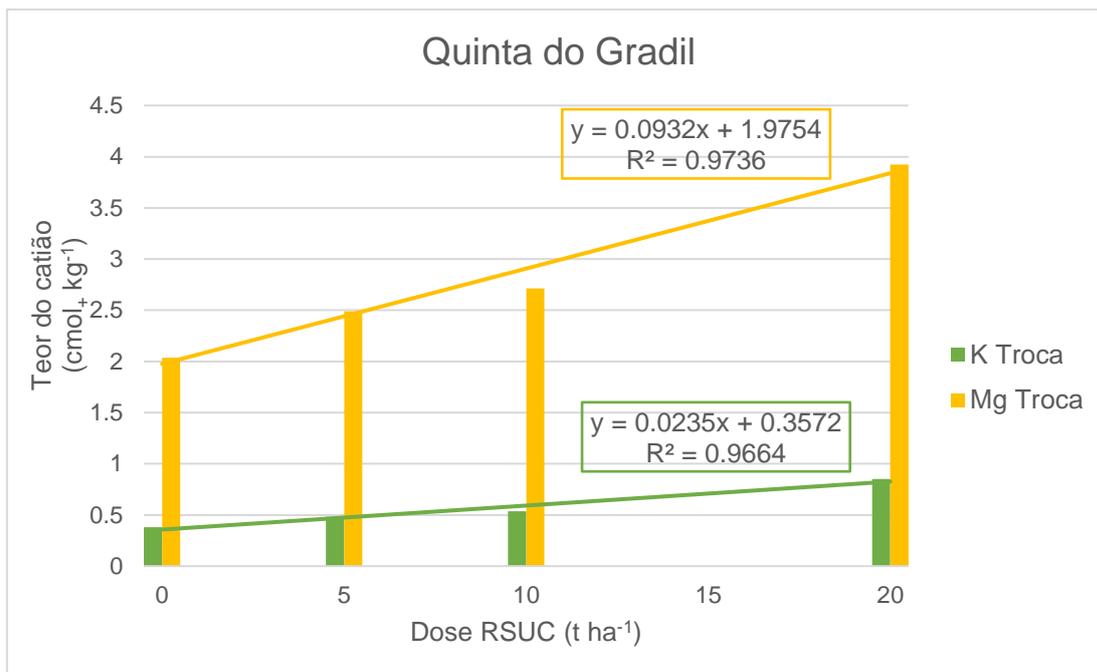


Figura 21 - Variação dos teores médios de potássio e magnésio de troca com a Dose de aplicação de RSUC, na Quinta do Gradil.

No conjunto das duas Quintas e em relação à Dose testemunha, a aplicação da Dose de 20 t ha⁻¹ resultou, em média, num aumento de 124% nos teores de potássio de troca (0,33 para 0,74 cmol₊ kg⁻¹) e de 113% nos teores de magnésio de troca (1,47 para 3,125 cmol₊ kg⁻¹).

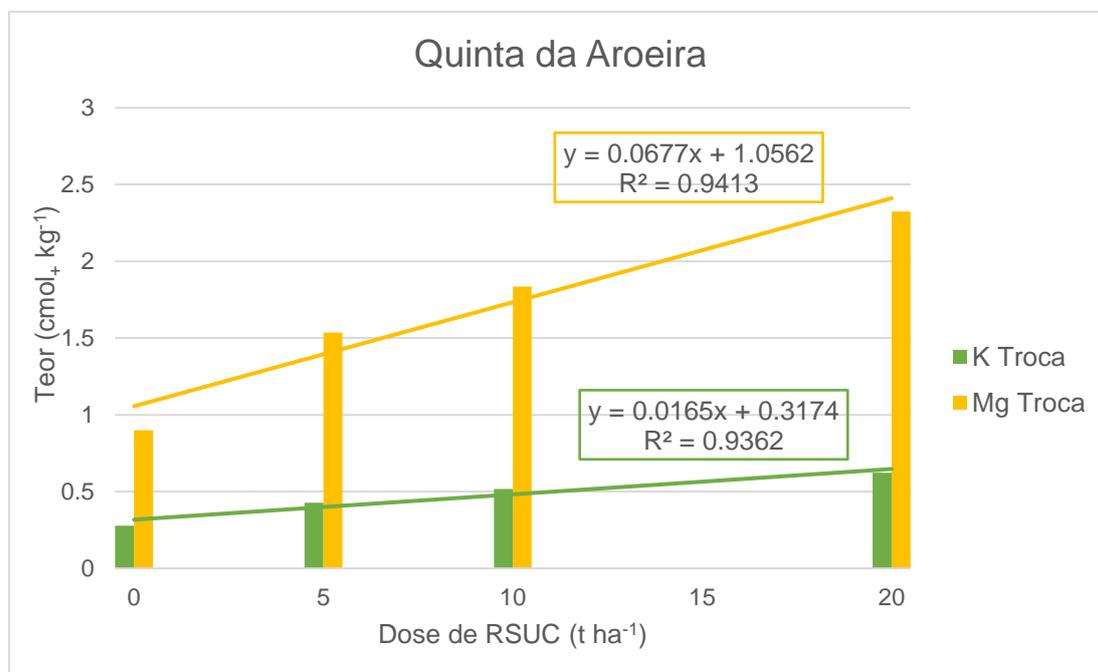


Figura 22 - Variação dos teores médios de potássio e magnésio de troca com a Dose de aplicação de RSUC, na Quinta da Aroeira.

A interação “Quinta x Dose” revelou-se altamente significativa ($p \leq 0,001$) para o sódio de troca (Quadro 9). Este efeito é consequência do aumento mais pronunciado dos teores médios de sódio de troca, na Quinta do Gradil (Figura 23).

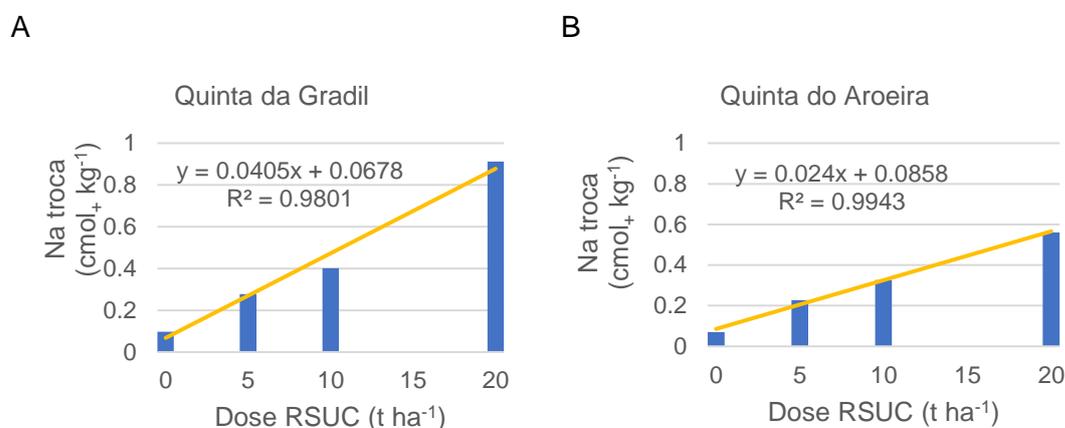


Figura 23 - Variação do sobre o teor de sódio de troca com a Dose de aplicação de RSUC, na Quinta do Gradil (A) e na Quinta da Aroeira (B).

Apesar de a análise de variância indicar a existência de interação, os elevados coeficientes de determinação encontrados para cada uma das Quintas sublinham o marcado efeito da aplicação de composto no aumento dos teores de sódio de troca.

4.1.4.2. Acidez de troca, soma dos catiões de troca não-ácidos e CTC efetiva

A aplicação de composto de RSUC provocou aumentos significativos ($p \leq 0,05$) sobre a soma de catiões de troca não ácidos (SB), que se refletiram sobre a capacidade de troca catiónica efetiva (CTCe) (Quadro 10).

Tendo em conta os dados do Quadro 10, verifica-se que os efeitos da Dose sobre este conjunto de variáveis apenas foram significativos para a D₃ na Quinta da Aroeira.

Visto que os valores relativos à acidez de troca do solo são aproximadamente nulos, verifica-se que, em todas as amostras de solo analisadas, o grau de saturação em catiões de troca não ácidos foi de cerca de 99-100% (SB aproximadamente igual à CTCe).

Quadro 11 - Valores médios (n=24) da acidez de troca, da soma de catiões de troca não ácidos (SB) e da capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe), associados aos fatores Quinta e Dose de RSUC.

Fator	Acidez de troca (cmol ₊ kg ⁻¹)	SB (cmol ₊ kg ⁻¹)	CTCe (cmol ₊ kg ⁻¹)
Quinta			
sig.	n.s.	***	***
Qta. Aroeira	0,080 a	16,52 b	16,60 b
Qta. Gradil	0,075 a	45,33 a	45,41 a
Dose			
sig.	n.s.	*	*
D ₀	0,072 a	24,29 b	24,36 b
D ₁	0,081 a	28,45 b	28,53 b
D ₂	0,075 a	30,41 ab	30,48 ab
D ₃	0,083 a	40,56 a	40,64 a
Quinta x Dose			
sig.	n.s.	n.s.	n.s.
Qta. Aroeira			
D ₀	0,067 b	8,27 d	8,33 d
D ₁	0,080 ab	12,97 cd	13,05 cd
D ₂	0,077 ab	16,77 cd	16,85 cd
D ₃	0,096 a	28,06 bc	28,16 bc
Qta. Gradil			
D ₀	0,077 ab	40,31 ab	40,38 ab
D ₁	0,081 ab	43,92 a	44,00 a
D ₂	0,073 ab	44,04 a	44,12 a
D ₃	0,071 ab	53,06 a	53,13 a

Nota: sig. – nível de significância: n.s. – não significativo (p>0,05); * – significativo (p≤0,05); ** – muito significativo (p≤0,01); *** – altamente significativo (p≤0,001). Em cada coluna, para cada fator (Quinta e Dose) e para a interação, os valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD (α=0,05).

Tendo em conta a natureza das variáveis e os dados obtidos, a soma de catiões de troca não ácidos apresenta-se como a variável de maior interesse a analisar quanto aos efeitos associados ao fator Dose.

No conjunto dos dados recolhidos, o modelo linear ajustado para a relação entre a Dose de compostado e o total de catiões de troca não ácidos expõe a forte influência da quantidade aplicada de composto de RSUC no aumento do teor de catiões de troca no solo (R²=0,90).

Comparando os resultados entre Quintas, (Figura 24) verifica-se que a Quinta do Gradil apresenta, em média, teores superiores de CTCe. No entanto, observando os coeficientes de regressão ajustados para cada um dos ensaios, conclui-se que os incrementos marginais associados à aplicação de compostado foram mais expressivos na Quinta da Aroeira.

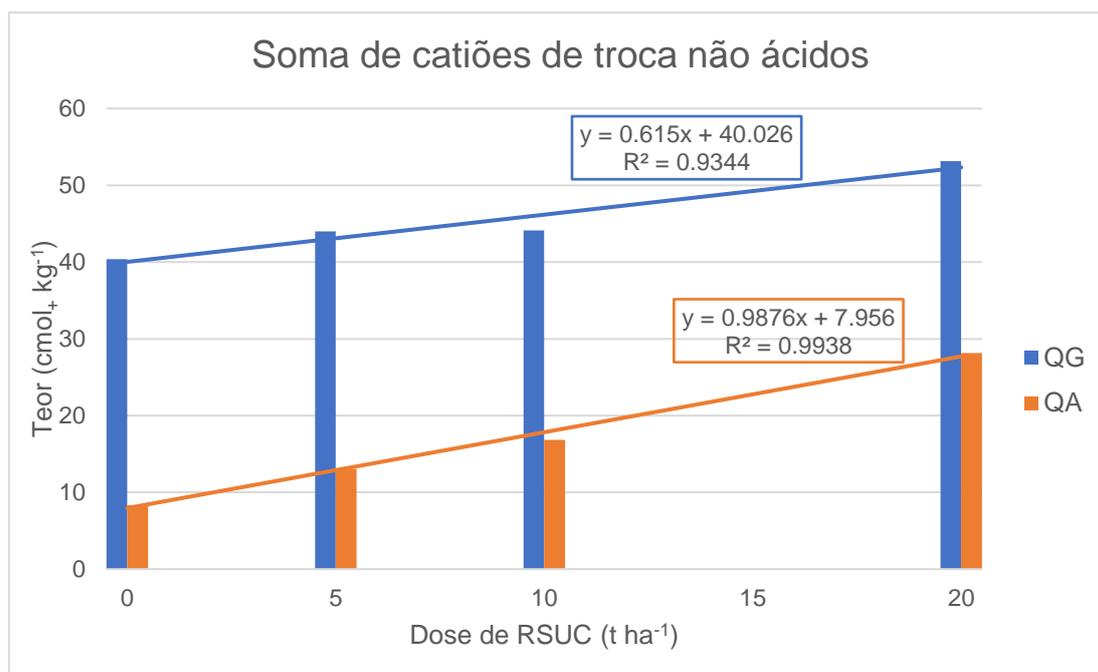


Figura 24 - Variação da soma de cátions de troca não-ácidos com a Dose de aplicação de RSUC, na Quinta do Gradil (QG) e na Quinta da Aroeira (QA).

A CTCe das modalidades onde foi aplicada a Dose de 20 t ha⁻¹ (D₃) foi significativamente superior aos valores observados no solo das modalidades sem aplicação de composto de RSU (D₀). Comparando os valores entre Quintas, relativamente ao solo sem aplicação de compostado (D₀), a aplicação de 20 t ha⁻¹ provocou aumentos na CTCe de 19,83 (238%) e de 12,75 (32%) cmol₊ kg⁻¹, na Quinta da Aroeira e na Quinta do Gradil, respetivamente.

4.1.4.3. Equilíbrios no complexo de troca.

Atentando às diferentes componentes do complexo de troca, é importante estudar as relações entre os diferentes cátions, de forma a garantir a inexistência de desequilíbrios nutricionais nas plantas. Assim, determinou-se o grau de saturação em sódio (ESP), assim como as razões K_{troca}/Mg_{troca} e Ca_{troca}/Mg_{troca} .

A análise de variância dos dados verificou a existência de diferenças altamente significativas ($p \leq 0,001$) entre Doses RSUC apenas para os valores médios do grau de saturação em sódio. No entanto, a interação “Quinta x Dose” foi significativa ($0,01 \leq p \leq 0,05$) para os valores do grau de saturação em sódio e da razão Ca_{troca}/Mg_{troca} (Quadro 11).

Quadro 12 - Valores médios (n=24) dos equilíbrios entre componentes da CTC, relativos aos fatores Quinta e Dose de RSUC.

Fator	ESP (%)	Razão K/Mg	Razão Ca/Mg
Quinta			
<i>sig.</i>	***	***	***
Qta. Aroeira	1,63 a	0,29 a	8,43 b
Qta. Gradil	0,90 b	0,20 b	15,26 a
Dose			
<i>sig.</i>	***	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
D ₀	0,54 c	0,26 a	13,13 a
D ₁	1,21 b	0,24 a	11,64 a
D ₂	1,44 b	0,24 a	11,27 a
D ₃	1,87 a	0,25 a	11,36 a
Quinta x Dose			
<i>sig.</i>	*	<i>n.s.</i>	*
Qta. Aroeira			
D ₀	0,83 b	0,34 a	8,11 de
D ₁	1,75 a	0,28 ab	7,19 e
D ₂	1,93 a	0,28 ab	7,74 e
D ₃	2,01 a	0,27 ab	10,70 cde
Qta. Gradil			
D ₀	0,25 c	0,19 b	18,15 a
D ₁	0,68 b	0,20 b	16,08 ab
D ₂	0,94 b	0,20 b	14,79 abc
D ₃	1,74 a	0,22 b	12,03 bcd

Nota: *sig.* – nível de significância: *n.s.* – não significativo ($p > 0,05$); * – significativo ($p \leq 0,05$); ** – muito significativo ($p \leq 0,01$); *** – altamente significativo ($p \leq 0,001$). Em cada coluna, para cada fator (Quinta e Dose) e para a interação, os valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD ($\alpha = 0,05$).

No caso do grau de saturação em sódio, nas amostras de solo da modalidade testemunha (D₀), este indicador foi significativamente inferior relativamente às outras modalidades analisadas. Apesar da interação “Quinta x Dose” ter sido significativa, nas duas Quintas o aumento da Dose de RSUC levou a uma tendência de aumento significativo e muito expressivo do grau de saturação em sódio de 0,83 para 2,01% na Quinta da Aroeira e de 0,25 para 1,74% na Quinta do Gradil, nas Doses 0 e 20 t ha⁻¹, respectivamente.

Quanto à razão Ca/Mg, verificaram-se igualmente efeitos associados à interação “Quinta x Dose” ($p \leq 0,05$), devido ao aumento significativo desta razão na dose D₃ da Quinta do Gradil.

Na Quinta da Aroeira, não se verificou nenhuma tendência demarcada no efeito da Dose de RSUC sobre a razão Ca/Mg, não existindo diferenças significativas entre Doses. No entanto, na Quinta do Gradil, o aumento da Dose de RSUC levou a uma tendência de decréscimo significativo da razão Ca/Mg de 18 para 12 nas amostras de solo correspondentes às Doses de 0 e 20 t ha⁻¹, respetivamente.

4.1.5. Micronutrientes extraíveis

A análise de variância dos dados referentes aos micronutrientes revelou a existência de diferenças altamente significativas ($p \leq 0,001$) entre Doses de compostado, para os teores médios de ferro e boro extraíveis.

Quadro 13 - Valores médios ($n=24$) dos teores de micronutrientes extraíveis: cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), ferro (Fe) e boro (B) associados aos fatores Quinta e Dose de RSUC.

Fator	Cu (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	Mn (mg kg ⁻¹)	Fe (mg kg ⁻¹)	B (mg kg ⁻¹)
Quinta					
sig.	n.s.	*	***	*	*
Qta. Aroeira	15,08 a	38,05 a	65,77 b	80,89 b	0,827 b
Qta. Gradil	18,24 a	21,70 b	210,68 a	98,95 a	0,954 a
Dose					
sig.	n.s.	n.s.	n.s.	***	***
D ₀	13,87 a	20,40 a	138,07 a	62,68 c	0,587 d
D ₁	15,88 a	31,36 a	135,06 a	80,00 bc	0,761 c
D ₂	17,92 a	32,67 a	145,24 a	90,48 b	0,922 b
D ₃	18,96 a	35,06 a	134,53 a	126,52 a	1,293 a
Quinta x Dose					
sig.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Qta. Aroeira					
D ₀	12,26 b	26,11 abc	96,81 bc	58,42 d	0,562 f
D ₁	15,11 ab	43,60 ab	53,20 c	69,59 cd	0,738 def
D ₂	17,24 ab	44,89 a	61,85 c	78,75 cd	0,901 cd
D ₃	15,71 ab	37,59 abc	51,21 c	116,80 ab	1,105 b
Qta. Gradil					
D ₀	15,49 ab	14,70 c	179,33 ab	66,93 d	0,612 ef
D ₁	16,64 ab	19,12 bc	216,92 a	90,41 bcd	0,783 cde
D ₂	18,61 ab	20,44 abc	228,64 a	102,21 bc	0,942 bc
D ₃	22,20 a	32,54 abc	217,84 a	136,25 a	1,480 a

Nota: sig. – nível de significância: n.s. – não significativo ($p > 0,05$); * – significativo ($p \leq 0,05$); ** – muito significativo ($p \leq 0,01$); *** – altamente significativo ($p \leq 0,001$). Em cada coluna, para cada fator (Quinta e Dose) e para a interação, os valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD ($\alpha = 0,05$).

Além disso, verificou-se que os teores médios de micronutrientes extraíveis (excetuando o cobre) diferiram significativamente ($p \leq 0,05$) entre Quintas, tendo a Quinta do Gradil apresentado, em média, os maiores valores de micronutrientes extraíveis, à exceção do zinco (Quadro 12).

A aplicação de RSUC originou uma tendência muito marcada e significativa de aumento nos teores de ferro e boro extraíveis do solo. O ajustamento do modelo linear ao ferro e ao boro, em ambas as Quintas, originou valores de $R^2 > 0,95$ (Figuras 25 e 26).

No caso do ferro, o teor médio encontrado nas amostras da modalidade testemunha (D_0) foi de $62,3 \text{ mg kg}^{-1}$, valor que foi significativamente inferior aos teores de $90,5$ e $126,5 \text{ mg kg}^{-1}$; das modalidades de 10 e 20 t ha^{-1} , respetivamente (Figura 25).

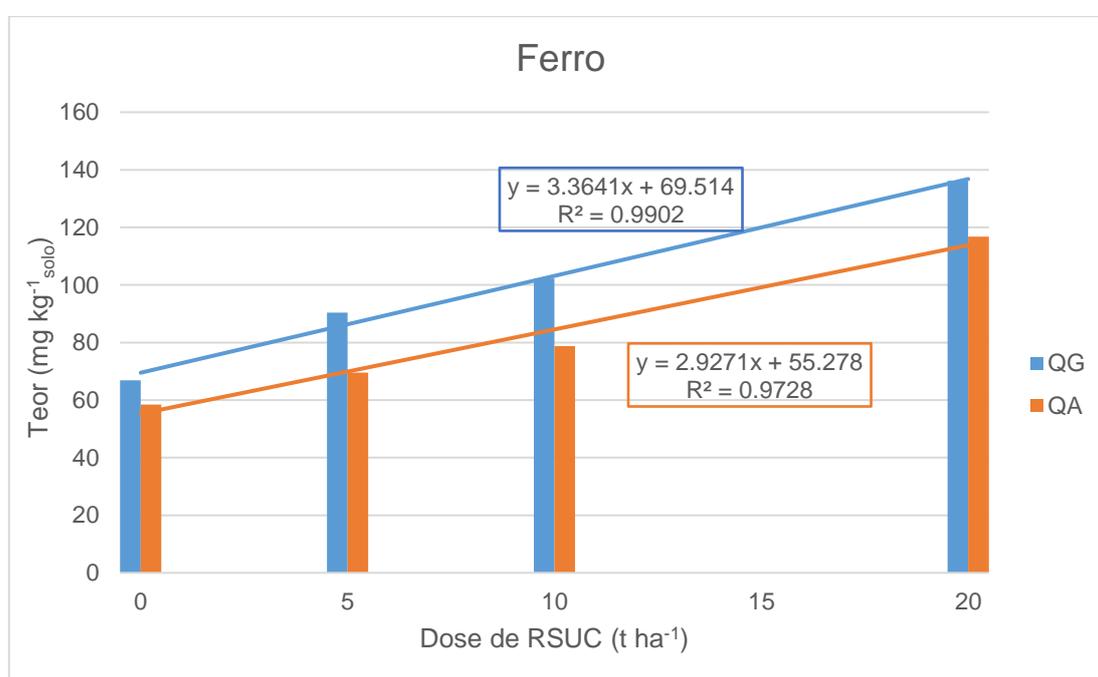


Figura 25 - Variação do teor médio de ferro no solo com a Dose de aplicação de RSUC, na Quinta da Aroeira (QA) e na Quinta do Gradil (QG).

Por outro lado, os teores médios de boro foram estatisticamente diferentes entre todas as modalidades. De acordo com os dados do Quadro 12, o teor médio encontrado no solo sem aplicação de corretivo foi de $0,59 \text{ mg kg}^{-1}$, diferindo significativamente dos teores médios de $0,76$; $0,92$ e $1,29 \text{ mg kg}^{-1}$; encontrados nas modalidades de aplicação de 5 , 10 e $20 \text{ t RSUC ha}^{-1}$ (Figura 26).

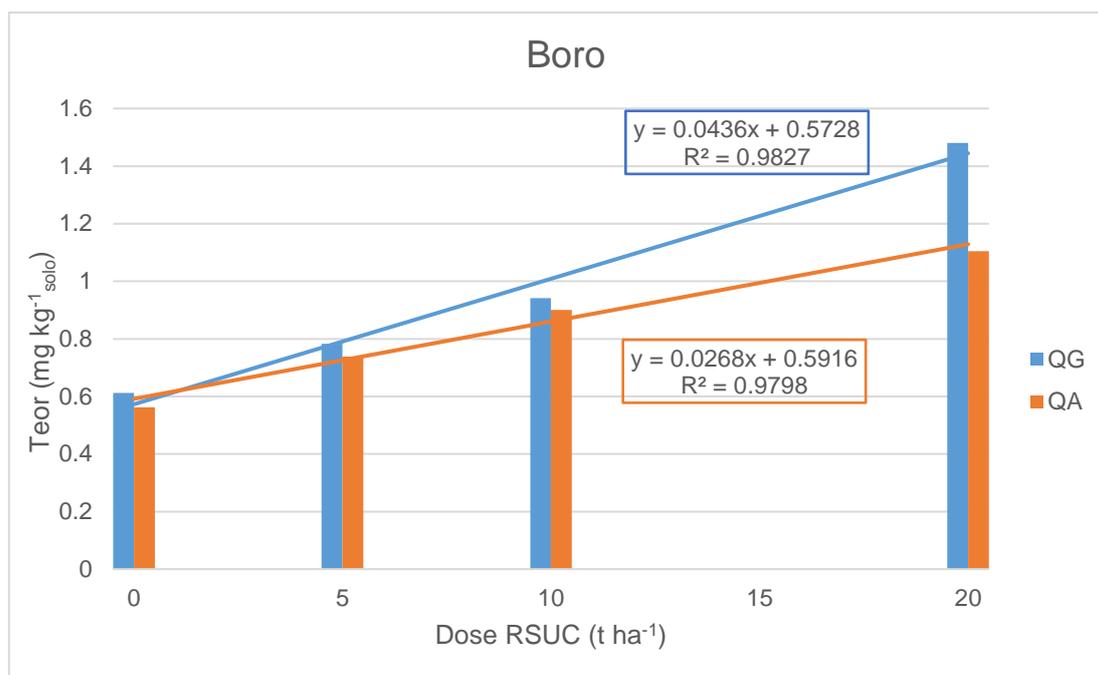


Figura 26 - Variação do teor médio de boro no solo com a Dose de aplicação de RSUC, na Quinta da Aroeira (QA) e na Quinta do Gradil (QG).

Por último, constata-se que o manganês foi o micronutriente cujos teores médios apresentaram maiores diferenças entre as duas Quintas ($p \leq 0,001$).

4.1.6. Elementos potencialmente tóxicos totais

A análise de variância dos dados recolhidos revelou a existência de diferenças significativas ($p \leq 0,05$) entre Quintas, para os teores totais de cada um dos elementos potencialmente tóxicos analisados (excetuando o zinco) (Quadro 13).

Relativamente à Dose de RSUC, o teor médio de chumbo total no solo foi afetado significativamente ($0,001 \leq p \leq 0,01$). No entanto, a interação “Quinta x Dose” foi significativa ($0,01 \leq p \leq 0,05$) para este elemento.

Na Quinta da Aroeira, a Dose de RSUC não afetou significativamente o teor de chumbo total no solo. Pelo contrário, o aumento da Dose de RSUC originou um aumento significativo do teor de chumbo no solo da Quinta do Gradil, de 17,78 para 25,44 mg kg⁻¹, para as Doses de 0 e 20 t ha⁻¹, respetivamente (Quadro 13). Da mesma forma, na D₃ da QG, verificaram-se aumentos significativos dos teores totais de cobre e zinco.

Quadro 14 - Valores médios (n=24) dos teores de micronutrientes extraíveis: cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), ferro (Fe) e boro (B), relativos aos fatores Quinta e Dose de RSUC.

Fator	Cu (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	Pb (mg kg ⁻¹)	Cr (mg kg ⁻¹)	Ni (mg kg ⁻¹)	Cd (mg kg ⁻¹)
Quinta						
sig.	*	n.s.	***	***	***	***
Qta. Aroeira	38,28 b	82,95 a	11,92 b	41,04 b	11,50 b	<0,001 b
Qta. Gradil	50,70 a	84,99 a	20,54 a	84,36 a	21,85 a	0,154 a
Dose						
sig.	n.s.	n.s.	**	n.s.	n.s.	n.s.
D ₀	36,38 a	79,53 a	14,24 b	64,33 a	16,42 a	0,073 a
D ₁	41,61 ab	84,46 a	15,74 b	62,70 a	16,17 a	0,073 a
D ₂	46,07 ab	81,28 a	15,85 b	64,66 a	16,31 a	0,073 a
D ₃	53,89 b	90,60 a	19,09 a	59,12 a	17,80 a	0,089 a
Quinta x Dose						
sig.	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.
Qta. Aroeira						
D ₀	32,08 c	86,18 ab	10,70 c	40,90 b	10,05 b	<0,001 b
D ₁	36,77 bc	89,12 ab	11,68 c	42,81 b	10,68 b	<0,001 b
D ₂	40,51 bc	82,29 ab	12,56 c	43,06 b	10,96 b	<0,001 b
D ₃	43,74 bc	74,19 b	12,75 c	37,41 b	14,33 b	<0,001 b
Qta. Gradil						
D ₀	40,68 bc	72,88 b	17,78 b	87,77 a	22,80 a	0,146 a
D ₁	46,46 abc	79,80 ab	19,80 b	82,58 a	21,66 a	0,145 a
D ₂	51,63 ab	80,26 ab	19,13 b	86,26 a	21,66 a	0,147 a
D ₃	64,03 a	107,00 a	25,44 a	80,84 a	21,26 a	0,178 a
Valor max.¹ (pH ≥ 7)	100	200	100	100	70	200

Nota: sig. – nível de significância; n.s. – não significativo ($p > 0,05$); * – significativo ($p \leq 0,05$); ** – muito significativo ($p \leq 0,01$); *** – altamente significativo ($p \leq 0,001$). Em cada coluna, para cada fator (Quinta e Dose) e para a interação, os valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD ($\alpha = 0,05$).

¹Valor máximo admissível de elementos potencialmente tóxicos totais no solo (mg kg⁻¹), de pH ≥ 7, em que se pretenda aplicar a matéria fertilizante, no Decreto de Lei 103/2015 de 15 de junho (Diário da República, 2015).

Quanto às diferenças verificadas entre Quintas, constata-se que as diferenças foram altamente significativas ($p \leq 0,001$) para a maior parte dos elementos, significativas para o cobre ($0,01 \leq p \leq 0,05$) e não significativas para o zinco ($p > 0,05$). Além disso, a Quinta do Gradil apresentou os maiores teores totais médios de cada um dos elementos potencialmente tóxicos.

Por último, tendo em conta que o pH de todas as amostras foi superior a 7 (4.1.1.), os teores de elementos potencialmente tóxicos no solo, de todas as modalidades, estão dentro dos limites legais impostos pelo Decreto de Lei 103/2015 de 15 de junho (Diário da República, 2015).

4.2. Efeito do composto sobre a videira

4.2.1. Estado nutricional das plantas

O estado nutricional das plantas foi avaliado através da análise de pecíolos da folha oposta ao cacho basal, colhidas à plena floração.

4.2.1.1. *Macronutrientes*

A análise de variância dos dados obtidos revelou a existência de diferenças significativas entre Quintas ($0,01 \leq p \leq 0,05$) quanto aos teores médios de potássio e enxofre nos pecíolos. Por outro lado, não se verificaram efeitos significativos associados à Dose de RSUC, nem à interação à interação “Quinta x Dose”, sobre os teores de macronutrientes (Quadro 14).

Quadro 15 - Valores médios (n=24) dos teores de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) nos pecíolos das videiras, associados aos fatores Quinta e Dose de RSUC.

Fator	N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	Ca (g kg ⁻¹)	Mg (g kg ⁻¹)	S (g kg ⁻¹)
Quinta						
sig.	n.s.	***	*	n.s.	n.s.	***
Qta. Aroeira	6,08 a	2,71 b	16,97 b	20,56 a	6,02 a	1,48 b
Qta. Gradil	7,61 a	6,94 a	19,95 a	18,96 a	5,38 a	1,87 a
Dose						
sig.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
D ₀	6,80 ab	4,80 a	18,11 a	19,90 a	5,80 a	1,74 a
D ₁	6,26 b	4,97 a	16,92 a	20,74 a	5,98 a	1,77 a
D ₂	8,11 a	4,80 a	18,70 a	19,29 a	5,65 a	1,60 a
D ₃	7,65 ab	4,72 a	20,12 a	19,12 a	5,37 a	1,60 a
Quinta x Dose						
sig.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Qta. Aroeira						
D ₀	7,04 abc	3,10 b	17,36 bc	20,79 a	6,09 a	1,53 c
D ₁	5,81 c	2,76 b	16,23 bc	21,30 a	6,07 a	1,42 c
D ₂	7,89 abc	2,41 b	14,41 c	20,16 a	6,16 a	1,48 c
D ₃	6,47 bc	2,55 b	19,88 abc	20,00 a	5,75 a	1,50 c
Qta. Gradil						
D ₀	6,56 abc	6,49 a	18,85 abc	19,01 a	5,52 a	1,95 ab
D ₁	6,71 abc	7,18 a	17,61 abc	20,18 a	5,89 a	2,13 a
D ₂	8,33 ab	7,20 a	22,98 a	18,42 a	5,14 a	1,71 bc
D ₃	8,83 a	6,88 a	20,36 ab	18,24 a	4,98 a	1,70 bc

Nota: sig. – nível de significância: n.s. – não significativo (p>0,05); * – significativo (p≤0,05); ** – muito significativo (p≤0,01); *** – altamente significativo (p≤0,001). Em cada coluna, para cada fator (Quinta e Dose) e para a interação, os valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD (α=0,05).

Observando os resultados do Quadro 14, constata-se apenas que os teores médios de fósforo, potássio e enxofre na Quinta da Aroeira foram significativamente inferiores aos encontrados na Quinta do Gradil.

4.2.1.2. Micronutrientes

A análise de variância dos dados recolhidos indicou a existência de diferenças altamente significativas (p≤0,001) entre Quintas, quanto aos teores médios de cada um dos micronutrientes nos pecíolos. Em contrapartida, não se verificaram diferenças significativas entre Doses de RSUC.

Quadro 16 - Valores médios (n=24) dos teores extraíveis dos micronutrientes: cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), ferro (Fe) e boro (B) nos pecíolos das videiras, associados aos fatores Quinta e Dose de RSUC.

Fator	Cu (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	Mn (mg kg ⁻¹)	Fe (mg kg ⁻¹)	B (mg kg ⁻¹)
Quinta					
<i>sig.</i>	***	***	***	***	***
Qta. Aroeira	4,59 b	23,61 b	188,13 a	30,06 b	23,74 b
Qta. Gradil	9,07 a	53,42 a	24,94 b	40,90 a	29,73 a
Dose					
<i>sig.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
D ₀	7,07 a	37,97 a	94,72 a	36,52 a	27,17 a
D ₁	6,52 a	37,51 a	124,32 a	34,77 a	25,82 a
D ₂	6,47 a	38,15 a	105,93 a	36,80 a	26,74 a
D ₃	7,26 a	40,42 a	101,18 a	33,84 a	27,20 a
Quinta x Dose					
<i>sig.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
Qta. Aroeira					
D ₀	4,77 b	22,99 b	164,42 a	28,87 c	24,49 a
D ₁	4,37 b	22,60 b	220,71 a	29,53 c	22,86 a
D ₂	4,18 b	21,82 b	188,42 a	31,87 bc	22,74 a
D ₃	5,03 b	27,01 b	178,99 a	29,96 c	24,86 a
Qta. Gradil					
D ₀	9,36 a	52,94 a	25,01 b	44,17 a	29,85 b
D ₁	8,67 a	52,42 a	27,94 b	40,00 ab	28,78 b
D ₂	8,77 a	54,48 a	23,44 b	41,72 a	30,75 b
D ₃	9,49 a	53,83 a	23,36 b	37,72 abc	29,54 b

Nota: *sig.* – nível de significância: *n.s.* – não significativo ($p > 0,05$); * – significativo ($p \leq 0,05$); ** – muito significativo ($p \leq 0,01$); *** – altamente significativo ($p \leq 0,001$). Em cada coluna, para cada fator (Quinta e Dose) e para a interação, os valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD ($\alpha = 0,05$).

Atentando aos dados do Quadro 10, é apenas de constatar que as videiras da Quinta do Gradil apresentaram os maiores teores de micronutrientes nos pecíolos, com exceção do manganês.

4.2.2. Produção

A análise de variância dos dados revelou a existência de diferenças altamente significativas ($p \leq 0,001$) entre Quintas, quanto à produção e ao peso médio do cacho. No entanto, não se verificaram diferenças ($p \leq 0,05$) entre os valores médios das duas variáveis quanto ao fator Dose de RSUC (Quadro 11).

De acordo com os valores observados, não se verificou influência da Dose de aplicação sobre a produção da vinha, constatando-se apenas que a Quinta da Aroeira apresentou um maior rendimento vitícola.

Quadro 17 - Valores médios (n=72) da produção e do peso médio do cacho, associados aos fatores Quinta e Dose de RSUC.

Fator	Produção (t ha ⁻¹)	Peso médio do cacho (g)
Quinta		
<i>sig.</i>	***	<i>n.s.</i>
Qta. Aroeira	16,23 a	120,69 a
Qta. Gradil	11,84 b	110,38 a
Dose		
<i>sig.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
D ₀	14,63 a	111,27 a
D ₁	13,62 a	110,97 a
D ₂	13,70 a	117,67 a
D ₃	14,20 a	109,65 a
Quinta x Dose		
<i>sig.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
Qta. Aroeira		
D ₀	15,98 ab	113,29 ab
D ₁	14,32 abc	114,29 ab
D ₂	16,84 ab	131,60 a
D ₃	17,78 a	123,60 ab
Qta. Gradil		
D ₀	13,27 abc	114,36 ab
D ₁	12,93 bc	115,09 ab
D ₂	10,56 c	110,51 ab
D ₃	10,62 c	101,56 b

Nota: *sig.* – nível de significância: *n.s.* – não significativo ($p > 0,05$); * – significativo ($p \leq 0,05$); ** – muito significativo ($p \leq 0,01$); *** – altamente significativo ($p \leq 0,001$). Em cada coluna, para cada fator (Quinta e Dose) e para a interação, os valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD ($\alpha = 0,05$).

V. Discussão

5.1. Efeito do composto sobre as propriedades químicas do solo

5.1.1. pH (H₂O) e condutividade elétrica

Um dos efeitos associados à aplicação de RSUC no solo, consiste no aumento da alcalinidade do solo (2.3.3.1). Apesar disso, a aplicação de compostado não provocou variações significativas do pH do solo. Tendo em conta que o valor de pH dos solos

sem aplicação de composto, nas duas Quintas, se encontrou na gama do neutro a ligeiramente alcalino (pH entre 7 e 8), e que o composto de RSU apresentava um valor de pH da mesma ordem de grandeza (pH de 7,9), não seria de prever alterações significativas na reação do solo.

Weber *et al.* (2007) verificaram resultados semelhantes, justificando que a ausência de variação na reação do solo estava relacionada com o pH inicial do solo, que terá sido previamente corrigido, com uma calagem. Efetivamente, os solos das duas Quintas apresentaram, à partida, elevados teores de cálcio de troca e valores de acidez de troca aproximadamente nulos, indicando que os iões ácidos de troca (hidrogénio e alumínio) já teriam sido substituídos por iões cálcio e neutralizados, pelo que não ocorreu subida do pH do solo (Loide, 2004).

Verifica-se, também, que os valores de pH encontrados no solo são adequados para obter uma produção vegetal ótima (entre os 5,5 e os 7,5) (McCullen, 2000). Por outro lado, verificou-se que a aplicação da Dose de RSUC provocou um aumento altamente significativo da condutividade elétrica (CE) nas duas Quintas. Apesar disso, o grau de salinização dos solos apresentou-se apenas nulo a “leve” (Gondek *et al.*, 2020).

O aumento da CE do solo provocado pela aplicação de compostos de RSUC está associado ao elevado teor de sais solúveis que estes tendem a apresentar (3.2.2). No entanto, o composto de RSUC utilizado apresentou um valor de CE (no extrato 1:5) de 3,9 dS m⁻¹, dentro do intervalo de valores característicos destes compostos (3,69-7,49 dS m⁻¹), referido por Hargreaves *et al.* (2008).

Em solos agrícolas, os valores de condutividade elétrica em extrato de saturação do solo (CE_e) apresentam-se entre os 0 a 4 dS m⁻¹ (Hargreaves *et al.*, 2008), sendo que na vinha, visto ser uma cultura tolerante à salinidade do solo, a CE_e pode apresentar valores entre 4 a 8 dS m⁻¹ (ADP, *s.d.*). Tendo em conta a sugestão de conversão sugerida por Sonmez *et al.* (2008), dos valores de CE_e para os valores de CE no extrato aquoso 1:2,5 (CE_{1:2,5}) - CE_e=3,91CE_{1:2,5}+0,27 - o intervalo expresso em CE_{1:2,5} toma os valores 0,950 a 1,97 dS m⁻¹. Assim, apesar da aplicação de RSUC ter provocado um aumento da CE do solo, os valores de CE_{1:2,5} obtidos são inferiores ao limite inferior do intervalo, não sendo de esperar impactos do aumento da CE sobre a cultura.

Na Quinta da Aroeira, o solos relativos às Doses de 0, 5 e 10 t RSUC ha⁻¹ (modalidades D₀, D₁ e D₂, respetivamente), apresentaram valores que se enquadram na classificação de “Solo sem efeitos salinos” (CE_{1:2,5} entre 0 a 0,442 dS m⁻¹) de acordo com os critérios do LQARS (2006), não sendo de esperar problemas associados ao

aumento da CE. Adicionalmente, a aplicação da Dose de 20 t RSUC ha⁻¹ (modalidade D₃) revelou valores de CE que se ajustam à classificação “Solo muito pouco salino” (CE_{1:2,5} entre 0,443 a 0,953 dS m⁻¹), segundo os critérios do LQARS (2006), assim como um grau de salinização “leve” de acordo com as indicações de Gondek *et al.* (2020).

Na Quinta do Gradil, os solos das modalidades D₀ e D₁ apresentaram valores que se enquadram na classificação “Solo sem efeitos salinos”, enquanto nas amostras de solo das modalidades D₂ e D₃, os valores obtidos ajustam-se à classe “Solo muito pouco salino”, segundo os critérios do LQARS (2006). Além disso, nas modalidades D₂ e D₃, os valores obtidos indicam um grau de salinização “leve” de acordo com as indicações de Gondek *et al.* (2020).

Nas duas Quintas, os aumentos de CE_{1:2,5} causados pela Dose foram muito semelhantes para as Doses de 5 e 10 t ha⁻¹ (modalidades D₁ e D₂): cerca de 148 e 236 µS cm⁻¹, respetivamente. Apesar disso, os maiores valores de CE obtidos na Quinta do Gradil levaram a que o solo apresentasse um maior grau de salinização na amostra referente modalidade D₂, devido aos maiores teores iniciais de CE no solo desta Quinta (modalidade D₀).

As maiores diferenças entre Quintas nos incrementos de CE estão associadas à maior Dose de aplicação de RSUC (D₃), +588 e +423 µS cm⁻¹, nas Quintas do Gradil e da Aroeira, respetivamente.

Verifica-se que as quantidades aplicadas de composto de RSUC não provocaram efeitos adversos no solo associados à salinização do solo. Segundo Chanyasak *et al.* (1983 citado por Gonçalves *et al.*, 2004) o aumento da salinidade dos solos associado ao uso de RSUC apenas se verifica quando são aplicadas grandes quantidades de composto. Analogamente, Gonçalves *et al.* (2004) recomenda que a aplicação de composto de RSUC seja limitada a 15 t ha⁻¹, de forma a evitar salinização do solo.

Por último, os efeitos de salinização do solo associados à aplicação de composto de RSU podem ser atenuados, quer por um aumento da lixiviação de sais, através da irrigação ou precipitação (Herrera *et al.*, 2008), quer pela redução da proporção de RSU no compostado (Moldes *et al.*, 2007; Herrera *et al.*, 2008).

5.1.2. Matéria orgânica

A aplicação do compostado provocou um aumento do teor de matéria orgânica (MO) do solo nas duas Quintas. Os valores observados confirmam que os RSUC podem constituir uma alternativa viável como corretivo orgânico dos solos, que promove o aumento das reservas de carbono orgânico do solo (2.3.2).

Nas duas Quintas, os incrementos da MO provocados pela aplicação do composto de RSU foram semelhantes, tendo-se verificado que foram proporcionais à Dose de aplicada.

Na Quinta da Aroeira, as modalidades de 0, 5 e 10 t ha⁻¹ (D₀, D₁, D₂) apresentaram teores de matéria orgânica que se enquadram na classe de fertilidade “Baixa” (1,1 – 2,0%), enquanto nos solos onde foi realizada a aplicação de 20 t ha⁻¹ se verificou um aumento o teor de MO, cujos valores se ajustam à classe de fertilidade “Média” (2,1 – 4,0%) (Quadro 1), segundo os critérios de Alves (1989 citado por LQARS, 2006) e de Dias *et al.* (1980 citado por Gonçalves, 2005).

Na Quinta do Gradil, os solos de cada uma das Doses de compostado (D₀, D₁, D₂ e D₃) apresentaram valores de MO que se enquadram na classe de fertilidade “Média” segundo os critérios de Alves (1989 citado por LQARS, 2006). No entanto, os acréscimos de MO do solo associados à Dose de compostado foram semelhantes aos verificados na Quinta da Aroeira. As diferenças entre Quintas estão associadas ao maior teor de MO do solo inicialmente presente na Quinta do Gradil.

O elevado teor de MO (cerca de 36% na MS) dos RSU utilizados (Quadro 4), justifica os incrementos de MO do solo verificados nas duas Quintas. Com este aumento, é expectável uma melhoria das propriedades físicas do solo (2.2.2.1) (Weber *et al.*, 2007; Hargreaves *et al.*, 2008).

Apesar de a aplicação de composto de RSU promover o sequestro de carbono e, assim, o aumento a reserva de carbono orgânico no solo (Alvarenga *et al.*, 2016), os efeitos benéficos inerentes a essa prática vão diminuindo com o tempo, devido à mineralização da MO (Weber *et al.*, 2007). Logo após a aplicação do compostado, verifica-se a maior taxa de decomposição da MO, que apresenta uma tendência decrescente (Weber *et al.*, 2007). Perucci (1990 citado por Hargreaves *et al.*, 2008) verificou aumentos da biomassa de C durante 1 mês, através da aplicação de RSUC. Por outro lado, Bhattacharyya *et al.* (2003, citados por Hargreaves *et al.*, 2008) verificaram um aumento do teor de biomassa de C microbiana, que no entanto foi contrabalançado com perdas de C provocadas pelo aumento da respiração do solo, associada ao aumento da atividade microbiológica no solo.

Linares *et al.* (2014) indicam que os solos ricos em MO, com teores de 3 a 4% - tal como na modalidade D₃ da Quinta do Gradil - apresentam uma melhor estrutura e uma menor densidade aparente, estando menos suscetíveis a compactação.

Por outro lado, Srivastava *et al.* (2014) não verificaram diferenças entre solos onde foi feita aplicação de composto e os solos de controlo, relativamente ao teor de

MO nos horizontes mais profundos, concluindo que a quantidade de MO transportada no solo em profundidade é muito reduzida.

Estes resultados demonstram como a extensão e estabilidade das melhorias das propriedades do solo estão dependentes da qualidade e da Dose de aplicação do composto, da periodicidade da aplicação, assim como da taxa de mineralização da MO (Weber *et al.*, 2007).

5.1.3. Fósforo, potássio e magnésio extraíveis

Os aumentos verificados nos teores de fósforo (P), potássio (K) e magnésio (Mg) traduzem a melhoria da fertilidade do solo causada pela aplicação do composto de RSU. Weber *et al.* (2007), verificaram resultados semelhantes pela aplicação de Doses de 18 a 72 t RSUC ha⁻¹, que se mantiveram durante 3 anos após a aplicação do composto num solo arenoso. Alvarenga *et al.* (2016), verificou que a aplicação de composto conduziu a aumentos superiores nos teores de P e K extraíveis, relativamente à aplicação de lamas ETAR. Pinamonti *et al.* (1998) verificou também aumentos do teor de P extraível com o uso de composto.

Observando os teores iniciais de potássio e fósforo extraíveis (expressos em K₂O e P₂O₅) dos solos das duas Quintas, verifica-se que a aplicação de composto permitiu aumentar as concentrações destes elementos no solo. Efetivamente, comparando os valores obtidos, verifica-se que o aumento das concentrações se enquadra numa subida da classe de fertilidade, tendo em conta os critérios de Soveral-Dias *et al.* (1980, citados por LQARS, 2006). Assim, nos solos sem aplicação de composto, os teores encontrados nos solos das duas Quintas ajustam-se à classe de fertilidade “Alta” quanto aos teores de K₂O do solo (entre 100 a 200 mg kg⁻¹ terra fina), de acordo com os critérios de Soveral-Dias *et al.* (1980, citados por LQARS, 2006). Tendo em conta os mesmos critérios, os teores de P₂O₅ do solo da mesma modalidade (D₀), ajustam-se às classes de fertilidade “Média” (50 a 100 mg kg⁻¹ terra fina) na Quinta da Aroeira e “Alta” na Quinta do Gradil. A aplicação de qualquer uma das Doses de composto provocou um aumento dos teores no solo destes macronutrientes, de forma que os valores observados se ajustam à classe de fertilidade “Muito Alta” (≥ 200 mg kg⁻¹, para cada um dos parâmetros), segundo os critérios de Soveral-Dias *et al.* (1980, citados por LQARS, 2006).

Relativamente ao potássio, os RSUC aplicados nas duas Quintas apresentavam um teor médio de 9,7 g kg⁻¹ K₂O (cerca de 8 g kg⁻¹ de K) (Quadro 4), valor muito superior ao valor mínimo proposto de 3 g kg⁻¹ de K₂O (cerca de 2,5 g kg⁻¹ de K) por Zucconi e Bertoldi (1991, citados por Santos, 2001) para “Teores totais de nutrientes no Composto (Matéria seca)”,

Segundo Calouro (2005), apesar de a maioria dos solos cultivados apresentar elevados teores de potássio, a maior parte encontra-se em formas não disponíveis. Além disso, o potássio é um nutriente extraído em elevadas quantidades em solos vitícolas, estimando-se que sejam extraídos anualmente 2,23 kg de potássio por tonelada de uva e por hectare (Kallas, 2018).

Os aumentos do teor de potássio extraível no solo devem-se, então, à elevada quantidade de potássio presente nos compostos de RSUC que se encontra em formas disponíveis para as plantas: são referidas frações de K extraíveis de 36-48% (Hargreaves *et al.*, 2008) a 80% (AGHTM, 1982 citado por Santos, 2001). Weber *et al.* (2007) relatou resultados semelhantes, destacando que os teores de K extraível dos solos onde foi aplicado compostado apresentaram o triplo dos teores observados nos solos sem aplicação de corretivo, não só imediatamente após a aplicação do composto, mas também após 3 anos da aplicação dos RSUC.

Por outro lado, também o aumento do teor de fósforo do solo seria expectável, tendo em conta que os RSUC apresentaram um teor alto de fósforo total, equivalente a 12,89 g P₂O₅ kg⁻¹ MS, valor francamente superior ao valor mínimo amissível de 2,2 g P kg⁻¹ MS proposto por Zucconi e Bertoldi (1991 citados por Santos, 2001) (Quadro 4). O aumento do teor de MO provocado pela aplicação do composto promove, também, a formação de quelatos com iões ferro e alumínio (os quais tendem a formar compostos pouco solúveis com o fósforo), aumentando as disponibilidades de P no solo (Santos, 2001; Gonçalves, 2005).

Segundo Hargreaves *et al.* (2008) e Serrão *et al.* (2007), embora a aplicação de compostado promova o aumento do teor de P extraível, pode-se verificar um decréscimo da sua retenção no solo, devido à maior competição por óxidos metálicos, pela formação de complexos com substâncias húmicas e pela maior atividade de enzimas que mineralizam o fósforo. Desta forma, a aplicação de RSUC em elevadas quantidades (>200 t ha⁻¹), pode levar a que se exceda a capacidade de retenção pelo solo e de fixação pelas plantas, aumentando a suscetibilidade de lixiviação e de mobilização do P para horizontes mais profundos no perfil de solo. Este teor em excesso aumenta assim o risco de contaminação das águas subterrâneas e de eutrofização (Gonçalves, 2005; Hargreaves *et al.*, 2008). Apesar disso, este risco não é aplicável ao presente estudo, visto que as quantidades aplicadas de composto foram muito inferiores às mencionadas.

Por último, o teor de magnésio dos RSUC era de 14,4 g kg⁻¹, um valor elevado, tendo em conta o teor mínimo de 1,8 g kg⁻¹ Mg (3 g kg⁻¹ MgO) segundo as recomendações quanto aos “Teores totais de nutrientes no Composto (Matéria seca)” de Zucconi

& Bertoldi (1991 citados por Santos, 2001). Os solos apresentavam já elevados teores de Mg no solo, sendo que os valores obtidos se enquadram nas classes de fertilidade “Alta” (91-125 mg kg⁻¹) e “Muito Alta” (>125 mg kg⁻¹) de acordo com os critérios de Costa *et al.* (1995, citados por LQARS, 2006). Ainda assim, a aplicação de composto provocou aumentos muito significativos no teor de Mg extraível do solo. Nos solos onde foi aplicado composto, ajustando os valores obtidos à classificação de Costa *et al.* (1995, citados por LQARS, 2006), verifica-se que os teores de Mg se apresentaram superiores ao valor mais baixo da classe de fertilidade “Muito Alta” (>125 mg kg⁻¹).

O aumento do teor de Mg extraível pode ser particularmente importante no solo vitícola, tendo em conta que a elevada sensibilidade das videiras à deficiência de magnésio (Alpendre *et al.*, 2019). Em ambas as Quintas, verificou-se, igualmente, que os teores de Mg nas amostras de solo de todas as modalidades de aplicação se encontravam acima do limite de 60 mg kg⁻¹, referido por Guerra (2019), que descreve situações de carência de magnésio no solo.

Os resultados obtidos confirmam o potencial de utilização dos compostos de RSUC como fertilizantes dos solos agrícolas (Alvarenga *et al.*, 2015). No contexto de sustentabilidade, a elevada riqueza em nutrientes destes compostos, aliada ao seu efeito de enriquecimento do teor de matéria orgânica do solo, promove a reciclagem e retenção de nutrientes no solo, reduzindo a necessidade de aplicação de adubos minerais (Alvarenga *et al.*, 2016; Soares, 2018).

5.1.4. Complexo de troca

Segundo Weber *et al.* (2007), o efeito da aplicação do composto sobre as propriedades físico-químicas do solo pode ser avaliado de acordo com os efeitos benéficos sobre o complexo de troca.

5.1.4.1. Catiões de troca não-ácidos

Um dos principais efeitos positivos provocados pela aplicação do composto de RSU consistiu nos aumentos muito significativos sobre os teores das catiões de troca não-ácidos K, Mg e Na (4.1.4.1).

Potássio de troca

A aplicação do composto permitiu aumentar a classe de fertilidade do solo quanto ao teor de potássio de troca. Efetivamente, nas duas Quintas, os valores do teor de potássio de troca encontrado no solo da modalidade testemunha (D₀) ajustam-se à classe de fertilidade “Média” (0,26-0,50 cmol_c kg⁻¹), de acordo com os critérios sugeridos por Alves (1989 citado por LQARS, 2006). Através da aplicação das Doses D₂ e D₃,

verificou-se que os teores aumentaram, sendo que os valores obtidos quanto ao teor de K de troca se enquadram na classificação de fertilidade “Alta” ($0,51-1,0 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$) de acordo com os critérios descritos por Alves (1989 citado por LQARS, 2006), tanto na Quinta do Gradil como na Quinta da Aroeira.

Estes aumentos são causados não só pela elevada quantidade de potássio presente no composto de RSU, como pelo aumento do teor de matéria orgânica do solo. Wang & Huang (2001) verificaram que a aplicação de fertilizante orgânico aumentou a disponibilidade de potássio no solo, concluindo que a incorporação de matéria orgânica no solo aumentou a liberação de potássio no solo e decresceu a sua fixação no solo. Pinamonti *et al.* (1998) verificou também um aumento do teor de K de troca pela aplicação de composto de RSU.

A aplicação de composto permitiu aumentar o teor de K extraível e de troca, que por sua vez compete com o sódio, limitando a entrada de Na no complexo de troca (Meena *et al.*, 2019). Apesar destes aumentos, a disponibilidade de K é ainda influenciada pelos equilíbrios entre cátions no complexo de troca (Laekemariam *et al.*, 2018).

Cálcio de troca

Relativamente ao conjunto das duas Quintas, embora a análise dos dados não indique efeitos significativos da Dose sobre o teor de Ca de troca, a aplicação de composto provocou um aumento dos teores deste cátion superiores aos verificados nos outros cátions de troca – verificou-se um aumento significativo do teor de Ca de troca para a D₃ na Quinta da Aroeira. No entanto, este não apresentava os maiores valores iniciais nos solos das duas Quintas (D₀), especialmente nos solos da Quinta do Gradil. Efetivamente, os teores de Ca iniciais apresentaram valores que se enquadram na classe de fertilidade “Muito Alta” ($>20,0 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$), de acordo com os critérios propostos por Alves (1989, citado por LQARS, 2006), o que levou a que os acréscimos de Ca⁺ provocados pela “Dose” apresentassem uma reduzida relevância. Ainda assim, na Quinta da Aroeira, verificaram-se aumentos nos teores de Ca de troca com o aumento da Dose. Assim, os valores obtidos ajustam-se a subidas nas classes de fertilidade “Média” ($\leq 0,5 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$) na D₀, para “Alta” ($10,1-20,0 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$) na D₁ e D₂ e “Muito Alta” na D₃ ($>20,0 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$), tendo em conta os critérios sugeridos por Alves (1989 citado por LQARS, 2006).

Segundo Calouro (2005), uma das formas de cálcio presente no solo consiste no cálcio adsorvido no complexo de troca, onde é, usualmente, o cátion dominante. Efetivamente, os valores médios do grau de saturação em cálcio estimados foram de 85% e 92%, nas Quintas da Aroeira e Gradil, respetivamente, indicando um excesso de cálcio.

Nestas condições do solo, a suscetibilidade das plantas a desequilíbrios nutricionais aumenta, podendo levar a uma maior dificuldade de absorção de certos elementos (Mg, Fe, Mn e Zn) (Calouro, 2005).

Magnésio de troca

A aplicação do composto provocou um aumento da classe de fertilidade do solo quanto ao magnésio de troca, nos solos das duas Quintas. Com efeito, na Quinta da Aroeira, o teor de Mg do solo apresentava inicialmente (D_0) um valor que se ajusta à classe de fertilidade “Baixa” ($0,6-1,0 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$) segundo os critérios de Alves (1989 citado por LQARS, 2006). Nas amostras dos solos onde foi aplicado composto (D_1 , D_2 e D_3), verificou-se um aumento para valores que se enquadram na classe de fertilidade “Média” ($1,1-2,5 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$) de acordo com os critérios propostos por Alves (1989 citado por LQARS, 2006). Por sua vez, na Quinta do Gradil, a modalidade testemunha (D_0) apresentou um teor que assenta na classe de fertilidade “Média”, enquanto os teores de Mg associados às aplicações de 10 e 20 t RSUC ha^{-1} (D_2 e D_3) apresentaram valores que se enquadram num aumento para a classe de fertilidade “Alta” ($2,6-5,0 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$) segundo os critérios de Alves (1989 citado por LQARS, 2006).

Segundo Alpendre *et al.* (2019), a disponibilidade de magnésio de troca no solo está dependente do teor de Mg e da presença de K^+ e Ca^{2+} (devido a antagonismo iónico). Assim, o aumento de Mg^{2+} no solo pode ser parcialmente atribuído ao aumento do teor de Mg extraíveis (associados à riqueza do composto de RSU em nutrientes) (Quadro 4).

A dinâmica do magnésio no solo é semelhante à do cálcio, encontrando-se adsorvido no complexo de troca, onde é, normalmente, o segundo catião de troca mais importante, a seguir ao cálcio (Calouro, 2005), o que se confirmou neste ensaio. No entanto, a disponibilidade de magnésio está igualmente dependente de efeitos de competição com outros catiões (Alpendre *et al.*, 2019).

Segundo Wright (2016) o magnésio influencia a eficiência do azoto e do fósforo, devendo constituir 10 a 15% da capacidade de troca catiónica, para que o desempenho da vinha não seja afetado. Na Quinta do Gradil, na modalidade D_3 , e em todas as amostras de solo da Quinta da Aroeira, não se verificou esta condição, sugerindo a possibilidade de surgirem carências de magnésio na vinha.

Sódio de troca

No caso do sódio de troca, a aplicação de composto provocou igualmente subidas na classe de fertilidade do solo relativa a este catião.

Ajustando os teores médios obtidos aos critérios de Alves (1989, citado por LQARS, 2006), na Quinta da Aroeira, o solo da modalidade testemunha (D_0) apresentou um teor de Na correspondente à classe de fertilidade “Muito Baixa” ($<0,1 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$). Com a aplicação de Doses crescentes de composto no solo, verificou-se um aumento sucessivo na fertilidade nos solos desta Quinta, sendo que, de acordo com as indicações de Alves (1989 citado por LQARS, 2006), os valores obtidos se enquadram nas classificações: “Baixa” ($0,1-0,25 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$) (D_1), “Média” ($0,26-0,50 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$) (D_2) e por fim “Alta” ($0,51-1,0 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$) (D_3). Na Quinta do Gradil, segundo os mesmos critérios, o solo apresentava valores que se enquadram nas classes de fertilidade “Baixa” (D_0) na modalidade testemunha, enquanto nas amostras onde foi realizada a aplicação do composto, apresentaram valores que se ajustam às classificações “Média”, nas Doses D_1 e D_2 , e “Alta” na Dose D_3 .

Segundo Warrence *et al.* (2002), o sódio compete com o cálcio por locais no complexo de troca, promovendo a dispersão dos colóides do solo. No entanto, este potencial efeito negativo está bastante dependente do equilíbrio entre os diferentes componentes do complexo de troca. Apesar disso, tendo em conta que ambos os solos apresentavam um excesso de cálcio (elevada saturação do complexo de troca em Ca^+), a tendência será inversa, verificando-se um maior teor de cálcio no complexo de troca, não sendo assim expectáveis problemas de sodização do solo (Tejada *et al.*, 2006).

5.1.4.2. Equilíbrios no complexo de troca

O balanço entre os vários catiões de troca não ácidos e a salinidade do solo (isto é, a condutividade elétrica) permitem avaliar a tendência de comportamento do solo quanto à aplicação do compostado (McMullen, 2000). As propriedades físicas dos solos – estrutura do solo, estabilidade dos agregados, dispersão das partículas, permeabilidade e infiltração – são influenciadas pelos tipos de catiões de troca presentes no solo (Warrence *et al.*, 2002).

Em zonas áridas e semiáridas, os catiões de troca mais comuns são o cálcio, o magnésio e o sódio. Estes catiões, caracterizados como não-ácidos, contribuem para o aumento do teor de OH^- e redução do teor de H^+ . Estes catiões tendem a dominar os complexos de troca dos solos, substituindo o alumínio e o hidrogénio (catiões ácidos) (Warrence *et al.*, 2002). Segundo o mesmo autor, tal como mostram os resultados (4.1.4.1), solos com complexos de troca saturados com Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ tendem a apresentar elevada saturação em catiões de troca não ácidos.

Existe, normalmente, uma relação inversa e adversa entre a elevada concentração de um catião no solo e a disponibilidade de absorção de outros catiões pela planta.

Assim, o conhecimento da proporção relativa dos cátions (Ca, Mg e K) permite avaliar antagonismos entre nutrientes e evitar eventuais desequilíbrios (Laekemariam *et al.*, 2018).

Graus de saturação em sódio

Segundo McMullen (2000) o grau de saturação em sódio (ou ESP - *Exchangeable Sodium Percentage*) é um indicador importante da estabilidade da estrutura do solo, nomeadamente, do potencial de dispersão da argila. Esta medida avalia a quantidade de sódio adsorvido no solo relativamente a outros cátions, permitindo classificar os solos como sódicos ou alcalizados (Warrence *et al.*, 2002; IUSS Working Group WRB, 2015).

A relação de salinidade do solo e os seus efeitos de floculação, e o ESP e os seus efeitos dispersivos, determinam se um solo se mantém agregado, ou se ocorre dispersão, sobre diferentes condições de salinidade e sodicidade (Warrence *et al.*, 2002).

Brady (1999) apresenta uma classificação dos solos quanto à salinidade baseada nas seguintes variáveis: condutividade elétrica do solo em extrato de saturação (CE_e), grau de saturação em sódio (ESP) e valor de pH. Tendo em conta esta classificação, e sabendo que os valores obtidos do ESP foram sempre inferiores a 6 % e os de pH inferior a 8,5; não se verificaram problemas relacionados com sodicidade em qualquer das amostras do solo.

Por outro lado, o aumento da condutividade elétrica (CE) verificado na aplicação da Dose de 20 t RSUC ha⁻¹ (modalidade D₃) nas duas Quintas, levou a um ligeiro aumento da salinidade do solo.

Assim, nas duas Quintas, relativamente às Doses de 0, 5 e 10 t RSUC ha⁻¹ (modalidades D₀, D₁ e D₂), os solos apresentaram a classificação “Solos não salinos e não sódicos”, caracterizada por valores de CE_e inferior a 2000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Brady, 1999), valor equivalente a uma $CE_{1:2,5}$ de 442 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Sonmez *et al.*, 2008).

Quanto à modalidade D₃, os solos das duas Quintas apresentaram uma CE_e superior ao limite máximo para “Solos não salinos e não sódicos”, no entanto, o aumento da CE do solo não foi suficiente para que fosse considerado um “Solo salino” (valores obtidos de CE_e inferiores a 4000 $\mu\text{S cm}^{-1}$) (Brady, 1999) - equivalente a uma $CE_{1:2,5}$ de 954 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Sonmez *et al.*, 2008). Assim, nos solos desta modalidade, verifica-se apenas um ligeiro aumento da salinidade do solo.

Segundo McMullen (2000), em solos de textura franca, quando a CE_e excede os $2850 \mu\text{S cm}^{-1}$ - $CE_{1:2,5}$ equivalente a $729 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Sonmez *et al.*, 2008) - tal como observado na Quinta do Gradil, na modalidade D_3 – se o solo não for submetido a pré-tratamento para remoção do sal solúvel, apresentará valores inflacionados de sódio de troca. Assim, os valores obtidos de ESP podem ser ainda menores.

Segundo Tejada *et al.* (2006), um ESP inferior a 15% sugere que a floculação foi o principal mecanismo a determinar as propriedades do solo. Além disso, visto que o teor de MO promove a estabilidade da estrutura do solo e, assim, apresenta uma relação inversa com o ESP, o aumento da MO provocado pelo composto permite mitigar potenciais efeitos adversos associados ao aumento do grau de saturação em sódio.

Segundo Warrence *et al.* (2002), a floculação das partículas do solo é fomentada quando a CE_e da solução do solo atinge um valor de $1500 \mu\text{S cm}^{-1}$ - $CE_{1:2,5}$ equivalente a $315 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Sonmez *et al.*, 2008) – tal como se verifica nas modalidades D_2 e D_3 , na Quinta da Aroeira, e nas modalidades D_1 , D_2 e D_3 na Quinta do Gradil. Assim, alguma salinidade no solo tem um efeito benéfico na sua estrutura, ao promover e estabilizar a agregação do solo. Devido ao aumento da salinidade na solução do solo, a diferença no potencial osmótico aumenta e, assim, a água presente nos microporos (menos salina) fica mais propensa a escoar para os macroporos, reduzindo o espaço entre as partículas de argila. Assim, verifica-se uma maior coesão entre as partículas do solo que se traduz numa melhoria da estrutura do solo (Warrence *et al.* 2002).

Conclui-se então que os valores de ESP do solo não indicam tendência para a dispersão das partículas do solo, e que o ligeiro aumento da CE promoveu a estrutura do solo, da sua porosidade e das fissuras do mesmo, promovendo-se a infiltração e reduzindo a tendência para que ocorra encharcamento (Warrence *et al.*, 2002).

Razões potássio-magnésio e cálcio-magnésio

O magnésio tem elevada importância sobre a nutrição da videira, afetando o rendimento e qualidade da produção, devido à elevada sensibilidade da videira a deficiências deste nutriente (Alpendre *et al.*, 2019). A disponibilidade de magnésio para as plantas encontra-se não só dependente do teor de Mg no solo, mas também do efeito de competição – antagonismo iónico – dos cátions Ca^{2+} e K^+ , com altas razões K/Mg e Ca/Mg a terem um efeito desfavorável na disponibilidade de Mg, mesmo que as quantidades absolutas dos nutrientes sejam adequadas para as plantas (Loide, 2004; Calouro, 2005; Laekemariam *et al.*, 2018; Alpendre *et al.*, 2019).

Quanto à razão K/Mg, tendo em conta que não se observaram diferenças significativas quanto à Dose de compostado, os valores médios da razão K/Mg obtidos foram

de 0,29 e 0,20 na Quinta da Aroeira e na Quinta do Gradil, respetivamente. Loide (2004) indica para a razão K/Mg no solo um limite máximo de 0,92 e o intervalo de 0,21 a 0,62 como a gama de valores adequados para as culturas, sendo que quanto maior a fração de argila do solo, menor o valor recomendado. Yamasaki *et al.* (1956 citados por Metson, 2012) indicam que a deficiência em magnésio se verifica quando a razão K/Mg excede os 0,62; sendo que a causa dessa pode estar relacionada com antagonismo quando o teor de magnésio é inferior a $0,4 \text{ mg kg}^{-1}$.

Assim, na Quinta da Aroeira, a razão K/Mg de 0,29 indica uma proporção entre os dois nutrientes favorável para as plantas, não se prevendo desequilíbrios nutricionais no solo. Por outro lado, na Quinta do Gradil, a razão K/Mg de 0,20 está ligeiramente abaixo dos valores considerados adequados, indicando que o magnésio é predominante sobre o potássio, podendo dificultar a absorção regular de K pelas plantas, ao longo do seu ciclo de crescimento, mesmo existindo elevada quantidade de potássio no solo (5.1.4.1) (Laekemariam *et al.*, 2018). Por conter K e Mg, o RSUC não afetou esta relação.

Relativamente à relação cálcio-magnésio, McMullen (2000) sublinha a influência da razão Ca/Mg na estabilidade da estrutura do solo: o cálcio favorece o arejamento, enquanto o magnésio promove a adesão das partículas do solo.

Quanto aos valores obtidos da razão Ca/Mg, embora não se tenham observado diferenças associadas à Dose de aplicação, a interação foi significativa. Equanto na Quinta da Aroeira não se tenha verificado nenhuma tendência demarcada - valor médio de 8,4 - nos solos da Quinta do Gradil, com a aplicação crescente da Dose de RSUC, verificou-se um decréscimo progressivo do rácio Ca/Mg, de 18,1 para 12,0, resultante do aumento muito significativo do Mg de troca, em contraste com o observado nos teores de Ca de troca (onde não existiram diferenças) (4.1.4.1).

Segundo os critérios do Agricultural Compendium for Rural Development in Tropics and Subtropics (1981, citado por LQARS, 2006), na Quinta da Aroeira, os valores obtidos no solo para a razão Ca/Mg enquadram-se na classificação “Muito Alta”, com a aplicação das Doses de 5 e 10 t ha^{-1} a permitirem um decréscimo da classe para “Alta”. Ainda assim, os valores obtidos indicam condições do solo desfavoráveis para a nutrição da planta em magnésio. Na Quinta do Gradil, apesar do decréscimo verificado com a aplicação de RSUC, o elevado valor médio da razão Ca/Mg que os solos apresentavam previamente à aplicação de RSU (D_0) levou à manutenção de uma situação de desequilíbrio relativamente ao magnésio para as plantas segundo os critérios do LQARS (2006).

Loide (2004) indica o intervalo 6-12 como valores adequados para a razão Ca/Mg (idealmente 9). Na Quinta da Aroeira, os valores obtidos para esta razão estão dentro deste intervalo, indicando condições adequadas para o desenvolvimento das culturas. Na Quinta do Gradil, os valores da razão Ca/Mg são superiores, verificando-se a possibilidade de existir um desequilíbrio nutricional relativamente ao magnésio. Apesar disso, nesta Quinta, a aplicação de RSUC teve um efeito bastante positivo, pois reduziu os valores dessa relação (no caso da Dose D₃, para o limite superior do intervalo adequado, Ca/Mg=12).

McMullen (2000) sublinha, ainda, a influência da razão Ca/Mg na estabilidade da estrutura do solo: o cálcio favorece o arejamento, enquanto o magnésio promove a adesão das partículas do solo.

Soma de catiões de troca não ácidos

Verificaram-se aumentos das quantidades de alguns catiões de troca não ácidos (K⁺, Mg²⁺ e Na⁺) – que se traduziram em aumentos na soma de catiões de troca não ácidos (SB) – que resultaram do aumento da capacidade de troca catiónica efetiva (CTCe).

Por outro lado, como a aplicação de composto de RSUC não provocou diferenças significativas no pH do solo, o aumento dos teores dos catiões de troca não pode ser atribuído a alterações na reação do solo (McMullen, 2000).

Assim, os aumentos das quantidades de K e Mg de troca do solo são justificados, em parte, pelas elevadas quantidades de potássio e magnésio presentes no composto de RSU. Por outro lado, a salinidade do composto sugere, igualmente, que a sua aplicação tenha contribuído para o aumento da concentração de sais solúveis, nomeadamente, Na⁺, Ca⁺ e Mg²⁺ (Martins *et al.*, 2018).

Além disso, o aumento do teor de matéria orgânica do solo promoveu formação de compostos húmicos (2.2.2.2). Estes compostos apresentam propriedades coloidais, semelhantes às argilas, que lhes conferem uma elevada CTC, isto é, a capacidade de adsorver e reter na sua superfície catiões não ácidos, como o K⁺, Ca⁺, Mg²⁺ e Na⁺ (Santos, 2001; Calouro, 2005; Fonseca, 2008).

Verificou-se igualmente que as diferenças entre Quintas para o K, Ca e Mg de troca se devem aos maiores teores de catiões de troca encontrados nos solos da Quinta do Gradil. Relativamente ao sódio, se as Doses de 5 e 10 t RSUC ha⁻¹ provocaram aumentos semelhantes no teor de Na⁺ de troca do solo - em média, 0,17 e 0,28 cmol_c kg⁻¹, respetivamente -, o mesmo não se pode indicar quanto à Dose de 20 t

RSUC ha⁻¹, visto que o aumento verificado no teor de sódio de troca foi muito superior na Quinta do Gradil – justificando a existência da interação significativa “Quinta x Dose”.

Quanto a efeitos da aplicação de RSUC, Weber *et al.* (2007) verificaram resultados semelhantes na aplicação de composto (em Doses de 30, 60 e 120 t ha⁻¹), que provocaram aumentos dos teores de K, Ca e Mg de troca nos solos, em relação ao solo sem aplicação. Pinamonti (1998) encontrou igualmente aumentos dos teores de K de troca do solo, provocados pela aplicação de RSUC numa vinha da casta Merlot.

5.1.4.3. Capacidade de troca catiónica efetiva

O aumento da CTCe provocou apenas um aumento sobre a componente soma de cátions de troca não ácidos (SB), visto que a acidez de troca apresentou um valor aproximadamente nulo em todas as amostras de solo analisadas.

Em condições de pH na gama do neutro ou acima, (isto é, valores de pH acima de condições ácidas), verifica-se uma maior disponibilidade de iões OH⁻. Com o incremento de MO do solo, ocorre maior decomposição da mesma o que provoca um aumento da dissociação dos iões H⁺, presentes nos grupos funcionais das substâncias húmicas, que reagem com os iões OH⁻ para formar água (2.2.2.2). Assim, verifica-se um aumento da carga negativa da superfície dos materiais orgânicos, que constitui um aumento da capacidade de troca catiónica. Isto leva a que os iões H⁺ sejam substituídos por cátions de troca, o que provoca um aumento do valor da SB (Brady, 1999).

Assim o aumento do teor de MO pela aplicação de RSUC permite, por um lado, o aumento da SB, mas por outro, reduz a acidez de troca do solo. Como a acidez de troca verificada no solo apresentou-se sempre aproximadamente nula, as diferenças verificadas nos valores da CTCe são um reflexo do efeito do composto de RSUC sobre a SB do solo.

Estes resultados vão ao encontro dos observados por Weber *et al.* (2007), que verificou aumentos na CTC com a aplicação de quantidades crescentes de composto, que se mantiveram durante dois anos.

De acordo com a FAO (2005), a CTC do solo está, também, associada ao teor de MOS, aumentando de forma gradual nos locais onde ocorre retenção de resíduos orgânicos. Assim, a CTC do solo aumenta inicialmente nas camadas superficiais e, posteriormente, em profundidade. Segundo Kaiser & Kalbitz (2012), a transferência de MO em profundidade deve-se ao enriquecimento da água da chuva em constituintes orgânicos, quando atravessa o horizonte superficial. A matéria orgânica dissolvida é então transferida para as camadas do subsolo. Este processo designa-se de Podzolização e

consiste na transferência de húmus dos horizontes superficiais para o subsolos (nomeadamente, o horizonte B) (Buurman & Jongmans, 2005).

No entanto, Mays e Giordano (1991 citados por Santos, 2001), observaram um aumento da CTC e do teor de MO provocados pela aplicação de composto de RSUC que, no entanto, não ocorreu a profundidades de solo superiores a 30 cm. Assim, segundo a mesma fonte, o único meio de migração descendente de MO consiste na mistura do composto com as camadas mais profundas através da mobilização do solo.

5.1.5. Micronutrientes extraíveis

De acordo com os resultados obtidos, o efeito da aplicação de RSUC sobre os micronutrientes apenas foi significativo sobre os teores de ferro e boro, provocando um aumento da concentração dos dois nutrientes no solo. Apesar disso, verificou-se uma tendência de aumento dos teores de cobre e zinco na Quinta do Gradil que, no entanto, não se revelou significativa.

Os teores de cobre não apresentaram diferenças significativas entre Quintas e quanto à Dose de compostado, sendo que os valores obtidos se ajustam à classificação de fertilidade “Muito Alta” (superior a 15 mg kg⁻¹ de terra fina) de acordo com os critérios do LQARS (2006).

Os teores de zinco e manganês, também não foram influenciados pela aplicação do composto. A concentração de zinco no solo enquadra-se na classe de fertilidade “Muito Alta” (superior a 10 mg kg⁻¹) de acordo com a classificação do LQARS (2006), nas duas Quintas. Quanto aos níveis de manganês no solo, os valores ajustam-se às classes de fertilidade “Alta” (46 a 100 mg kg⁻¹) e “Muito Alta” (superior a 100 mg kg⁻¹) na Quinta da Aroeira e na Quinta do Gradil, respetivamente, de acordo com os critérios do LQARS (2006).

Relativamente ao ferro, a aplicação do composto de RSU permitiu elevar a sua classe de fertilidade do solo nas duas Quintas. Enquadrando os valores obtidos aos critérios do LQARS (2006), na Quinta da Aroeira, o solo apresentava inicialmente (D₀) uma fertilidade em ferro “Alta” (41 a 80 mg kg⁻¹), sendo que a aplicação dos RSUC da Dose de 20 t RSUC ha⁻¹ (modalidade D₃) elevou a classe de fertilidade em ferro para “Muito Alta” (superior a 100 mg kg⁻¹). Na Quinta do Gradil, também tendo em conta os critérios do LQARS (2006), os valores obtidos do solo ajustam-se à classe de fertilidade em ferro “Alta” na testemunha e, nas amostras de solo onde se realizou a aplicação do composto (modalidades D₁, D₂ e D₃), levou ao aumento da fertilidade “Muito Alta”.

Por último, no caso do boro, a aplicação do composto permitiu elevar a sua classe de fertilidade do solo. Com efeito, ajustando os valores obtidos aos critérios do LQARS (2006), nas duas Quintas, os solos onde não se realizou aplicação de composto apresentaram classe de fertilidade em boro “Média” (0,41 a 1,0 mg kg⁻¹), e a aplicação da Dose de 20 t ha⁻¹ provocou acréscimos no teor de boro no solo que levaram a uma alteração para a classe de fertilidade “Alta” (1,1 a 2,5 mg kg⁻¹).

O aumento do teor de ferro extraível no solo pode ser justificado, em parte, pelo conteúdo de ferro no composto de RSU. Tendo em conta a gama de valores referidos por Hargreaves (2008) para o teor de ferro de compostos de RSU (5,3 a 34,9 g kg⁻¹), verifica-se que o composto aplicado apresentava um teor relativamente baixo de ferro (7,49 g kg⁻¹). Por outro lado, segundo Gonçalves (2005), também o aumento do teor de matéria orgânica (MO) terá contribuído para a maior retenção de ferro no solo, quer por quelatização com compostos húmicos, quer pela formação de compostos argilo-húmicos (Santos, 2001; Gonçalves, 2005). Os compostos húmicos presentes na MO têm capacidade de constituir quelatos com metais polivalentes, como o ferro, evitando a sua precipitação. Nos complexos argilo-húmicos, a ligação entre a argila e o húmus estabelece-se através de pontes de catiões metálicos, como o ferro, contribuindo para a sua retenção no solo (Santos, 2001; Gonçalves, 2005).

Maftoun *et al.* (2004, citado por Hargreaves, 2008) e Warman *et al.* (2004, citado por Hargreaves, 2008) verificaram efeitos semelhantes, reportando aumentos dos teores extraíveis de ferro no solo com a aplicação de composto de RSU.

Quanto ao boro extraível, o seu aumento pode ser igualmente atribuído ao teor de boro do composto aplicado. Hargreaves *et al.* (2008) indicam uma extensa gama de valores encontrados para os teores de boro (B) nos compostos de RSU, que traduz a elevada variabilidade da sua composição. Por outro lado, segundo Dhaliwal *et al.* (2019), o aumento do teor de MO também poderá ter contribuído para o aumento do teor de boro extraível no solo. A MO influencia a disponibilidade de B no solo, por formar complexos com este microelemento, removendo-o da solução do solo quando o teor de boro é elevado. Quando os níveis de B diminuem, por lixiviação ou por remoção pelas culturas, a MO repõe os níveis de B na solução do solo (Dhaliwal *et al.*, 2019).

Zheljazkov e Warman (2004 citados por Hargreaves, 2008) verificaram resultados idênticos, reportando um aumento do teor de boro do solo pela aplicação de composto de RSU. Também Rodd *et al.* (2002 citado por Hargreaves, 2008) e Warman *et al.* (2004 citado por Hargreaves, 2008) verificaram aumentos dos teores extraíveis de boro no solo através da aplicação de composto de RSU.

Em conclusão, tendo em conta a avaliação dos teores extraíveis de micronutrientes, não se prevê que as videiras apresentem carências de micronutrientes.

5.1.6. Elementos potencialmente tóxicos totais

Os resultados obtidos revelaram que a aplicação do composto de RSU provocou um aumento dos teores totais de chumbo no solo, no entanto, os valores obtidos estavam muito abaixo dos limites legais. Por outro lado, apesar de se ter verificado uma tendência de variação dos teores de alguns elementos – na QA, aumentos dos teores de Cu e Ni; na QG, aumento dos teores de Cu, Zn e Cd e redução do teor de Ni, - não se verificaram diferenças significativas quanto às concentrações totais de outros elementos potencialmente tóxicos no solo.

De acordo com os valores obtidos, verificou-se um aumento do teor total de chumbo, relativamente à Quinta do Gradil, para a Dose de 20 t ha⁻¹. Este valor justifica a existência de interação, visto que, por um lado, a aplicação da Dose D₃ na Quinta do Gradil provocou um aumento do teor de chumbo total significativamente diferente dos teores de Pb verificados nas outras modalidades, e por outro, que esta variação não se verificou na Quinta da Aroeira. Apesar de o composto ter provocado o aumento da concentração total deste elemento potencialmente tóxico no solo, os valores verificados encontraram-se muito abaixo limite legal imposto (Diário da República, 2015) Além disso, o risco de contaminação dos recursos hídricos é baixo, visto que apenas uma reduzida fração do chumbo dos compostos de RSU é suscetível a lixiviação (Tisdell & Breslin, 1995, citados por Hargreaves *et al.*, 2008),

Vários estudos que avaliaram a aplicação de RSU no solo verificaram resultados idênticos, com aumentos do teor total de chumbo no solo (Hargreaves *et al.*, 2008).

Weber *et al.* (2007) verificaram igualmente um aumento no teores total de chumbo no solo com a aplicação de composto de RSU, mas também que os aumentos foram tão negligenciáveis que não causaram uma redução da qualidade do solo. Assim, com base nos limites legais estabelecidos pelo Decreto de Lei 103/2015, verifica-se que os teores totais de elementos potencialmente tóxicos nos solos das duas Quintas se apresentaram sempre abaixo dos valores máximos admissíveis em solos onde se pretende aplicar matéria fertilizantes (Diário da República, 2015).

Conclui-se que a aplicação de composto de RSU não provocou problemas relacionados com a contaminação do solo com elementos potencialmente tóxicos.

5.2. Efeito do composto sobre a videira

5.2.1. Estado nutricional das plantas

Os dados obtidos relativamente à composição das plantas não refletiram qualquer efeito do composto, quer a nível de macro quer de micronutrientes.

Quanto ao teor de macronutrientes dos pecíolos, apenas se verificaram diferenças entre Quintas para os teores de fósforo e potássio. Nas duas Quintas, verificaram-se teores de macronutrientes “suficientes” nos pecíolos para o fósforo (2 a 4 g kg⁻¹), potássio (15 a 25 g kg⁻¹), cálcio (13 a 29 g kg⁻¹), e magnésio (3 a 6 g kg⁻¹). Por outro lado, verificou-se um teor insuficiente de azoto nos pecíolos (inferior a 9 g kg⁻¹) (Adaptado de INIAP, 2006 e de Mills & Benton Jones, 1996 citados por Amaral, 2014).

Em adição, os teores de micronutrientes apresentaram diferenças entre Quintas. Assim, na Quinta da Aroeira, os pecíolos apresentaram um teor suficiente de manganésio (30-150 mg kg⁻¹) e teores insuficientes de cobre (inferior a 5 mg kg⁻¹), zinco (<25 mg kg⁻¹), ferro (< 40 mg kg⁻¹) e boro (<25 mg kg⁻¹). Na Quinta do Gradil, os teores de todos os micronutrientes nos pecíolos apresentaram níveis suficientes (Adaptado de INIAP, 2006 e de Mills & Benton Jones, 1996 citados por Amaral, 2014).

Por último, quanto ao enxofre, não estão estabelecidos limites críticos para o teor deste nutriente nos pecíolos (Moyer *et al.*, 2018).

A inexistência de efeitos da aplicação do composto na composição nutricional dos pecíolos justifica a continuação do ensaio nos próximos anos.

5.2.2. Produção

A aplicação da Dose de RSUC não teve efeito sobre a produção de uva, nem no peso médio do cacho, nas duas Quintas. Verificaram-se diferenças entre Quintas, tendo a Quinta da Aroeira apresentado uma produção e um peso médio do cacho significativamente superiores à Quinta do Gradil. No entanto, tratando-se de Quintas diferentes e, também, de castas diferentes, estas diferenças entre Quintas não são relevantes.

Estes resultados correspondem ao segundo ano de aplicação dos RSUC numa cultura perene (vinha), pelo que é previsível que os efeitos sobre as plantas não sejam evidentes em tão curto prazo.

Assim, como ainda não se observaram efeitos significativos da aplicação de RSUC sobre as plantas, nem na sua composição nem na produção, justifica-se a continuação do ensaio nos próximos anos.

VI. Conclusão

Os resultados obtidos com este estudo permitem concluir que a aplicação do composto de RSU (RSUC) a solos vitícolas aumenta o teor de matéria orgânica desses solos, tendo-se demonstrado, assim, o principal objetivo deste trabalho.

Para além do enriquecimento do solo em matéria orgânica, concluiu-se, também, que a aplicação de RSUC leva a um aumento da disponibilidade de macro e micronutrientes. Por outro lado, a aplicação de RSUC teve efeitos benéficos ao nível do complexo de troca, nomeadamente, com aumentos dos teores de catiões de troca, que resultaram em maiores valores da soma de catiões de troca não ácidos e da capacidade de troca catiónica. Verificou-se igualmente que os dois solos apresentavam m excesso de cálcio, como demonstram os valores do grau de saturação em cálcio de 82 e 95%, na QA e na QG, respetivamente. As quantidades de nutrientes veiculadas pelo composto apresentaram-se, também, adequadas, tendo promovido uma melhoria do equilíbrio nutricional do solo relativamente a catiões de troca não ácidos – na Quinta do Gradil, a aplicação do composto melhorou os valores da razão Ca/Mg.

Relativamente aos possíveis efeitos adversos resultantes da aplicação do composto, a incorporação dos RSUC no solo provocou um aumento da condutividade eléctrica do solo e do grau de saturação em sódio. No entanto, o grau de salinização provocado pela aplicação de composto foi reduzido, prevendo-se, até, que este efeito se traduza numa melhoria das propriedades físicas do solo. Por outro lado, a análise do grau de saturação em sódio verificou não existirem efeitos de sodização do solo.

Quanto ao teor de elementos potencialmente tóxicos no solo, apenas se verificou um aumento significativo do chumbo, na Quinta do Gradil, de 17,78 (D_0) para 25,44 mg kg^{-1} (D_3). Apesar disso, tendo em conta o limite legal para o teor de Pb, de 100 mg Pb kg^{-1} , considerou-se que este incremento foi negligenciável, não apresentando risco de transferência para a cadeia alimentar.

Não se observou influência da aplicação do composto sobre o estado nutricional da cultura nem sobre a produtividade da vinha. Este resultado pode estar relacionado com o facto de o ensaio estar apenas no segundo ano, pelo que os efeitos da aplicação de composto no solo ainda não se refletiram nas videiras.

Tendo em conta os efeitos da aplicação do composto na fertilidade do solo, concluiu-se que a utilização de RSUC como corretivo orgânico do solo é uma prática eficiente no aumento do teor de matéria orgânica do solo e na disponibilidade de nutrientes. Assim, no contexto de economia circular, a aplicação de RSUC apresenta-se como uma

importante prática que promove a sustentabilidade da viticultura, através do aumento das reservas de carbono no solo, promovendo a mitigação das emissões de dióxido de carbono, e do aumento da disponibilidade de nutrientes, permitindo a redução da dependência de adubos de síntese.

VII. Referências Bibliográficas

- Abreu, J. P. M., & Pereira, L. S. (2010). Impactos e vulnerabilidade da agricultura resultantes das alterações climáticas. Em L. S. Pereira, F. B. Victoria, P. Paredes, M. Garcia, E. Palacios, & A. Torrecillas (Eds.), *Tecnologias para o Uso Sustentável da Água em Regadio* (pp. 159–163). Lisboa: Edições Colibri e CEER.
- ADP-Fertilizantes. (sem data). Guia de fertilização - Vinha. Obtido 18 de Julho de 2021, de Serviço ao agricultor, website: <https://www.adp-fertilizantes.pt/pt/agricultura/serviço-ao-agricultor/culturas/lista-de-culturas/milho/>
- Afu, S. M., Asadu, C. L. A., Ofem, K., & Olim, D. (2016). Contribution of organic matter fractions to cation exchange capacity of organic matter under four land uses in South-eastern Nigeria. *African Journal of Agricultural Science and Technology*, 4(12), 871–876. Obtido a 13 Dezembro 2021 de https://www.researchgate.net/profile/K-Ofem/publication/346474224_Contribution_of_organic_matter_fractions_to_the_cation_exchange_capacity_of_soil_organic_matter_under_four_land_uses_in_Southeastern_Nigeria/links/5fc421cf299bf104cf93d1d2//Contribution-of-organic-matter-fractions-to-the-cation-exchange-capacity-of-soil-organic-matter-under-four-land-uses-in-Southeastern-Nigeria.pdf
- Agência Portuguesa do Ambiente (APA). (2019). *Relatório Anual de Resíduos Urbanos*. Obtido a 10 Dezembro de 2020, de https://apambiente.pt/zdata/Politicar/Residuos/Residuos_Urbanos/RARU_2018_v2.pdf
- Agrogos. (2013). *Plano estratégico para a internacionalização do sector dos Vinhos de Portugal*. Obtido 18 Agosto 2020, de <https://www.viniportugal.pt/ficheiros/promocaointernacional/estratégia-internacionalização-vinhos-de-portugal.pdf>
- AICEP. (2018). *Comércio Internacional Português de Vinho 2013-2018 (janeiro)*. Obtido 18 Agosto 2020, de https://www.portugalglobal.pt/pt/biblioteca/paginas/cip_vinho2011_2016janeiro.aspx
- Alpendre, P. F., Cabrita, M. J., Barroso, J. M. M., Peixe, A. V., & Fernandes, M. (2019). Importância da aplicação de magnésio na vinha. Em *11º Simpósio de Vitivinicultura do Alentejo* (pp. 219–226). Obtido de www.vinhosdoalentejo.pt/media/Simposio/Livro_atas_Simposio_Alentejo_2019.pdf
- Alvarenga, P., Palma, P., Mourinha, C., Farto, M., Dôres, J., Patanita, M., Cunha-Queda, C., Natal-Da-Luz, T., Renaud, M., Sousa, J. P. (2017). Recycling organic wastes to agricultural land as a way to improve its quality: A field study to evaluate benefits and risks. *Waste Management*, 61, 582–592. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.004>
- Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Santos, T., Palma, P., Sengo, J., Morais, M. C., & Cunha-Queda, C. (2015). Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. *Waste Management*, 40, 44–52. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.027>
- Alvarenga, P., Palma, P., Mourinha, C., Farto, M., Dôres, J., Patanita, M., Cunha-Queda, C., Natal-da-Luz, T., Sousa, J. P. (2016). Valorização agrícola de lamas residuais e compostos derivados de resíduos: efeitos nas propriedades do solo e na cultura de azevém. Em S. P. da C. do S. (SPCS) (Ed.), *Livro de Atas do VII Congresso*

Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016) e VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem (CNRD) (1ª Edição, pp. 157–160). Obtido de <https://dspace.uevora.pt/rdpc/bitstream/10174/19086/1/Atas.pdf>

- Alves, F., & Costa, J. (2011). Análises de solo e foliares (plantas). *Boletim Informativo, Julho* (13–11), 1–2. Obtido a 19 Janeiro 2021 de <http://www.advid.pt/imagens/boletins/14104364156148.pdf>
- Amaral, A. D. C. O. (2014). *Estabelecimento de Padrões Nutricionais para a Videira com recurso ao Sistema Integrado de Diagnóstico e Recomendação (DRIS)* (Faculdade de Ciências da Universidade do Porto Curso de Ciências Agrárias). Obtido de <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/82928/2/119767.pdf>
- Andrade, N. (2016). História da vinicultura portuguesa. Obtido 24 de Abril de 2020, de Winelicious website: <https://winelicious.pt/4113/>
- Arroita, M., Causapé, J., Comín, F. A., Díez, J., Jimenez, J. J., Lacarta, J., ... Elozegi, A. (2013). Irrigation agriculture affects organic matter decomposition in semi-arid terrestrial and aquatic ecosystems. *Journal of Hazardous Materials, 263P*, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.06.049>
- Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., & Alami, I. T. (2018). Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic Agriculture, 8*, 141–158. <https://doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z>
- Babu, R., Veramendi, P. M. P., & Rene, E. R. (2021). Strategies for resource recovery from the organic fraction of municipal solid waste. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering, 3*(March), 100098. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100098>
- Barbosa, J. D. (2015). Viticultura portuguesa encara futuro com otimismo. Obtido 15 de Julho de 2020, de Agrotec website: <http://www.agrotec.pt/noticias/viticultura-portuguesa-encara-futuro-com-otimismo/>
- Bernal, M. P., Albuquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology, 100*, 5444–5453. Obtido de: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Bosco, S., Di Bene, C., Galli, M., Remorini, D., Massai, R., & Bonari, E. (2013). Soil organic matter accounting in the carbon footprint analysis of the wine chain. *International Journal of Life Cycle Assessment, 18*(5), 973–989. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0567-3>
- Botelho, M., Cruz, A., Ribeiro, H., Anacleto, A., Rogado, B., Cabral, E., Ricardo-da-Silva, J., Mexia, A., Laureano, O., Vasconcelos, E., De Castro, R. (2013). Poda mecânica e aplicação de diferentes corretivos orgânicos: efeito sobre a estrutura do coberto vegetal, microclima, rendimento e composição das uvas na casta «Syrah». Em *9º Simposio de Vitivinicultura do Alentejo*. Livro de Atas – Vol. 2 (pp. 63–71). Obtido de <https://docplayer.com.br/78643514-9o-simposio-de-vitivinicultura-do-alentejo.html>
- Botelho, M., Cruz, A., Mourato, C., Silva, E. B. da, Magalhães, P., Rogado, B., Videira, P., Mata, F., Pilirito, A., Franco, J. C., Mexia, A., Ricardo-da-Silva, J., De Castro, R., Ribeiro, H. (2019). Intensificação sustentável da viticultura através da poda mecânica: efeitos no rendimento, vigor e composição das uvas (*Vitis vinifera* L.). Em *11º Simposio de Vitivinicultura do Alentejo* (pp. 211–218). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

- Botelho, M., Cruz, A., Ricardo-Da-Silva, J., De Castro, R., & Ribeiro, H. (2020). Mechanical Pruning and Soil Fertilization with Distinct Organic Amendments in Vineyards of Syrah: Effects on Vegetative and Reproductive Growth. *Agronomy*, 10(1090). <https://doi.org/10.3390/agronomy10081090>
- Brady, N. C. (1999). The Natural Properties of Soils. Em T. L. Lyon & H. O. Buckman (Eds.), *The Natural Properties of Soils* (9th ed.). Obtido 9 Janeiro 2021 de https://www.academia.edu/23641831/The_nature_and_properties_of_soils?pop_sutd=false
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2017). 12. Soil Organic Matter. Em *The Nature And Properties Of Soils* (15th ed., pp. 526–582). Pearson.
- Brandt, J., & Geeson, N. (2006). Desertificação e Indicadores. *Land Care in Desertification Affected Areas*, 2(A). Obtido de http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/ei/unccd-PT/ond/lucinda/a2_booklet_final_pt_rev3
- Buurman, P., & Jongmans, A. G. (2005). Podzolisation and soil organic matter dynamics. *Geoderma*, 125(1–2), 71–83. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.07.006>
- Cabo, P., Andrade, J. V., & Ribeiro, A. C. (2019). O setor do vinho em Portugal. Em Instituto Politécnico de Viseu (Ed.), *III Congresso Nacional das Escolas Superiores Agrárias (III CNESA)*. CIMO - Posters em Encontros Científicos Nacionais. Obtido de https://bibliotecadigital.ipb.pt/bitstream/10198/21335/1/CNESA_Vinho.pdf
- Calouro, F. (2005). *Actividades agrícolas e ambiente* (S. P. de Inovação, Ed.). Obtido de https://spi.pt/documents/books/agricultura_ambiente/docs/Manualamb_I.pdf
- Carvalho, M. (2019). A importância da matéria orgânica do solo na produção agrícola e o papel dos adubos orgânicos. *Agrotec*, 30, 52–54. Obtido de https://nutrimais.pt/wp-content/uploads/2019/05/Revista_AGROTEC_30.pdf
- CEN. (2001). *EN 13650 - Soil improvers and growing media - Extraction of aqua regia soluble elements*. Brussels: European Committee for Standardization.
- Cortez, N., & Abreu, M. M. (2008). Solo - Recurso natural a preservar. Em N. Cortez & M. M. Abreu (Eds.), *Solo: a pele da Terra* (p. 45). Obtido de https://ciencias.ulisboa.pt/sites/default/files/fcul/dep/dgeo/doc/09_solo.pdf
- Cosentino, S. L., Copani, V., Scalici, G., Scordia, D., & Testa, G. (2015). Soil Erosion Mitigation by Perennial Species Under Mediterranean Environment. *BioEnergy Research*, 8, 1538–1547. <https://doi.org/10.1007/s12155-015-9690-2>
- Cunha-Queda, C., Morais, M.-C., Ribeiro, H. M., & Almeida, M. H. (2010). Caracterização de compostos e de materiais orgânicos para a formulação de substratos para viveiros. *Revista de Ciências Agrárias*, 33(1), 367–375. Obtido de http://www.scielo.mec.pt/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0871-018X2010000100039&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt
- Curfs, M., & Imeson, A. (2007). Erosão do Solo. *Lucinda - Land care in desertification areas*, B(1). Obtido de http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/ei/unccd-PT/ond/lucinda/b1_booklet_final_pt_rev3

- Daidone, P. (sem data). Características da casta e do vinho Sauvignon Blanc. Obtido 23 de Maio de 2020, de Reserva 85 website: <https://reserva85.com.br/vinho/castas-uva-vitis-vinifera/sauvignon-blanc/>
- DGAE/DSSE. (2020). *Lista de matérias fertilizantes inscritas no registo nacional de matérias fertilizantes não harmonizadas - Ao abrigo do Decreto-Lei n.º 103/2015, de 15 de junho*. 56. Obtido de http://www.dgae.gov.pt/gestao-de-ficheiros-externos-dgae-ano-2019/lista_mf_registo_27-05-2019-pdf.aspx
- DGT. (2020). Uso e ocupação do solo em Portugal continental. *Análises Temáticas*, pp. 1–9. Obtido de http://www.dgterritorio.pt/download/folheto/folheto_cos_lq.pdf
- Dhaliwal, S. S., Naresh, R. K., Mandal, A., Singh, R., & Dhaliwal, M. K. (2019). Dynamics and transformations of micronutrients in agricultural soils as influenced by organic matter build-up: A review. *Environmental and Sustainability Indicators*, 1–2(May), 100007. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2019.100007>
- Diacono, M., & Montemurro, F. (2010). Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 401–422. <https://doi.org/10.1051/agro/2009040>
- Diário da República. (2015). Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho. *Ministério da economia*, 1.^a série (114), 3756–3788. Obtido de <https://dre.pt/application/contendo/67485179>
- EEA. (2015). A agricultura e as alterações climáticas. Obtido 30 de Março de 2020, de Agricultura - Adaptação às alterações climáticas website: <https://www.eea.europa.eu/downloads/f615d08a03614074ba135844dc3f854b/1575969751/a-agricultura-e-as-alteracoes-climaticas.pdf>
- EEA. (2004). Functions, roles and changes in SOM. Em L. Van-camp, B. Bujarrabal, A. R. Gentile, R. J. a Jones, L. Montanarella, C. Olazabal, & S. Selvaradjou (Eds.), *Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection*. Obtido de European Environment Agency website: <https://ec.europa.eu/environment/archives/soil/pdf/vol3.pdf>
- Eno Cultura. (2019). Uvas de Clima Frio: Sauvignon Blanc. Obtido 12 de Junho de 2020, de Conteúdo Técnico website: <https://www.enocultura.com.br/uvas-de-clima-frio-sauvignon-blanc/>
- Eurostat. (2019). Agriculture, forestry and fisheries at a glance - Portugal. Em E. Cook (Ed.), *Agriculture, forestry and fishery statistics* (pp. 188–189). <https://doi.org/10.2785/743056>
- FAO. (2005). The importance of soil organic matter - Key to drought-resistant soil and sustained food production. *FAO Soils Bulletins*, 80(FAO Technical Papers), 1–46. Obtido de <http://www.fao.org/3/a-a0100e.pdf>
- Ferreira, A. M. P. J. (2000). Caracterização de Portugal Continental (Universidade de Aveiro). Obtido de <http://repositorio.lneg.pt/bitstream/10400.9/542/2/cap2.pdf>
- Figueiredo, T. de. (2015). Ameaças ao recurso solo, fatores de risco. Em A. Martins (L/TAD/DEBA), C. Carlos (ADVID), Z. Hernández (UAM), & F. Fonseca (CIMO/ESA/IPB) (Eds.), *Proteção do Solo em Viticultura de Montanha Manual Técnico*

para a Região do Douro (ADVID, p. 25). Obtido de <http://www.advid.pt/imagens/ou-tros/14473395437916.pdf>

- Fonseca, M. M. (2008). O solo e a Mineralogia. Em N. Cortez & M. M. Abreu (Eds.), *Solo: a pele da Terra* (p. 45). Obtido de https://ciencias.ulisboa.pt/sites/default/files/fcul/dep/dgeo/doc/09_solo.pdf
- Fraga, H., Atauri, I. G. D. C., Malheiro, A. C., Moutinho-Pereira, J., & Santos, J. A. (2017). Viticulture in Portugal: A review of recent trends and climate change projections. *Oeno One*, 51(2), 61–69. <https://doi.org/10.20870/oeno-one.2016.0.0.1621>
- García-Gil, J. C., Ceppi, S. B., Velasco, M. I., Polo, A., & Senesi, N. (2004). Long-term effects of amendment with municipal solid waste compost on the elemental and acidic functional group composition and pH-buffer capacity of soil humic acids. *Geoderma*, 121, 135–142. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.11.004>
- Gonçalves, M. S., Costa, A. V., & Sempiterno, C. M. (2004). Efeito da aplicação do compostado de resíduos sólidos urbanos sobre as características químicas do solo e a relação entre as formas extraíveis e totais dos metais pesados. *Revista de Ciências Agrárias*, XXVII(1), 314–325.
- Gonçalves, M. S. (2005). Gestão de resíduos sólidos orgânicos. Em S. P. de Inovação (Ed.), *Agricultura e ambiente* (1ª). Obtido de http://www.cothn.pt/files/38_Manual_II_45caf38667693.pdf
- Gondek, M., Weindorf, D. C., Thiel, C., & Kleinheinz, G. (2020). Soluble Salts in Compost and Their Effects on Soil and Plants: A Review. *Compost Science and Utilization*, 28(2), 59–75. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2020.1772906>
- Goodess, C. (2008). Alterações Climáticas. *LUCINDA - Land Care in Desertification Affected Areas*, B(7), 12–13. Obtido de http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/ei/unccd-PT/ond/lucinda/b7_booklet_final_pt_rev2
- Griffin, E., & Edwards, T. (2020). What is soil organic carbon? Em *Department of Agriculture and Food*. Obtido de <https://www.agric.wa.gov.au/climate-change/what-soil-organic-carbon>
- Guerra, A. P. T. (2019). A importância do Boro e do Magnésio na Nutrição da Vinha. Em *Agrociência - Vinha & Vinho*. Obtido de Voz Do Campo website: <http://vozdocampo.pt/2020/06/17/a-importancia-do-boro-e-do-magnesio-na-nutricao-da-vinha/>
- Guo, X.-X., Liu, H.-T., & Wu, S.-B. (2019). Humic substances developed during organic waste composting: Formation mechanisms, structural properties, and agronomic functions. *Science of the Total Environment*, 662, 501–510. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.137~>
- Gupta, U. C. (1993). Chapter 12 Boron, molybdenum, and selenium. Em Martin R. Carter (Ed.), *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science.
- Hargreaves, J. C., Adl, M. S., & Warman, P. R. (2008). A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 123, pp. 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.004>

- Hendershot, W. H., Lalonde, H., & Duquette, M. (1993). Chapter 19 Ion exchange and exchangeable cations. Em M. R. Carter (Ed.), *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science
- Herrera, F., Castillo, J. E., Chica, A. F., & López Bellido, L. (2008). Use of municipal solid waste compost (MSWC) as a growing medium in the nursery production of tomato plants. *Bioresource Technology*, 99(2), 287–296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.12.042>
- Hoegh-Guldberg, O., Jacob, D., Taylor, M., Bindi, M., Brown, S., Camilloni, I., Di-
edhiou, A., Djalante, R., Ebi, K.L., Engelbrecht, F., Guiot, J., Hijioka, Y., Mehrotra, S.,
Payne, A., Seneviratne, S.I., Thomas, A., Warren, R., Zhou, G. (2018). Impacts of
1.5°C Global Warming on Natural and Human Systems. Em J. A. Marengo, J. Pereira,
& B. Sherstyukov (Eds.), *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the im-
pacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global green-
house gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to
the threat of climate change*, (pp. 186–196). <https://doi.org/10.1002/ejoc.201200111>
- Holmer, M., Riera, R., De, C., Martins, C., Deininger, A., & Frigstad, H. (2019). Reeval-
uating the Role of Organic Matter Sources for Coastal Eutrophication, Oligotrophica-
tion, and Ecosystem Health. *Frontiers in Marine Science*, 6(210).
<https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00210>
- Horneck, D. A., & Miller, R. O. (1998). Determination of total nitrogen in plant tissue.
Em Y. P. Kalra (Ed.), *Handbook of Reference Methods for Plant Analysis* (Vol. 38, pp.
1710–1711). <https://doi.org/10.2135/cropsci1998.0011183x003800060050x>
- Houba, V. J., van der Lee, J. J., Novozamsky, I., & Walinga, I. (1989). *Soil and Plant
Analysis. Part 5—Soil Analysis Procedures*.
- INE. (sem data). Produção das principais culturas agrícolas - Uva para vinho. Obtido
26 de Março de 2021, de Base de Dados website: [https://www.ine.pt/xpor-
tal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=0000020&contexto=pi&sel-
Tab=tab0&xlang=pt](https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=0000020&contexto=pi&sel-Tab=tab0&xlang=pt)
- INE. (2018). A mais baixa produção de vinho das últimas duas décadas. *Destaque in-
formação à comunicação social, Outubro*(Previsões Agrícolas), 1–6. Obtido de
[https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_destaques&DESTAQUES-
dest_boui=315149962&DESTAQUESmodo=2](https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_destaques&DESTAQUES-dest_boui=315149962&DESTAQUESmodo=2)
- INE. (2020a). *Península Ibérica em números 2019*. Obtido de
https://www.ine.pt/ine_novidades/PIN2019/index.html
- INE. (2020b). Estatísticas de Uso e Ocupação do Solo 2018. Em *Destaque informação
à comunicação social*. Obtido de [https://www.ine.pt/xpor-
tal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_destaques&DESTAQUESdest_boui=435668469&DES-
TAQUESmodo=2](https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_destaques&DESTAQUESdest_boui=435668469&DESTAQUESmodo=2)
- INE. (2018). A mais baixa produção de vinho das últimas duas décadas. *Destaque in-
formação à comunicação social, Outubro*(Previsões Agrícolas), 1–6. Obtido de
[https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_destaques&DESTAQUES-
dest_boui=315149962&DESTAQUESmodo=2](https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_destaques&DESTAQUES-dest_boui=315149962&DESTAQUESmodo=2)
- IPCC. (2019). Land is a Critical Resource, IPCC report says. Obtido 7 de Fevereiro de
2020, de https://www.ipcc.ch/2019/08/08/land-is-a-critical-resource_srcl/

- IUSS Working Group WRB. (2015). World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. Em *International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. (update 201). Obtido de <http://www.fao.org/3/i3794en/i3794en.pdf>
- IVV. (2016). História - Da Federação dos Vinicultores do Centro e Sul de Portugal ao Instituto da Vinha e do Vinho. Obtido 24 de Abril de 2020, de IVV, I.P. website: <https://www.ivv.gov.pt/np4/272>
- IVV. (2018). Dados estatísticos do sector vitivinícola. Obtido 15 de Julho de 2020, de Estatística website: <https://www.ivv.gov.pt/np4/estatistica/>
- IVV. (2019). Anuário 2018. Em *Vinhos e Aguardentes de Portugal*. Obtido de [https://www.ivv.gov.pt/np4/%7B\\$clientServletPath%7D/?newsId=1736&file-Name=IVV_BAIXAQ_vf.pdf](https://www.ivv.gov.pt/np4/%7B$clientServletPath%7D/?newsId=1736&file-Name=IVV_BAIXAQ_vf.pdf)
- Jodar, J. R., Ramos, N., Carreira, J. A., Pacheco, R., & Fernández-Hernández, A. (2017). Quality assessment of compost prepared with municipal solid waste. *Open Engineering*, 7(1), 221–227. <https://doi.org/10.1515/eng-2017-0028>
- Jordão, A. J. (2007). *Gestão do solo na vinha*. Obtido de https://www.drapc.gov.pt/base/documentos/gestao_solo_vinha.pdf
- Kaiser, K., & Kalbitz, K. (2012). Cycling downwards - dissolved organic matter in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 52, 29–32. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.002>
- Kallas, R. (2018). Potassium- From the Soil to the Wine. Em *Grapes 101*. Obtido de <https://grapesandwine.cals.cornell.edu/newsletters/appellation-cornell/2018-newsletters/issue-33-may-2018-0/grapes-101/>
- Kumar, S. (2011). Composting of municipal solid waste. *Critical Reviews in Biotechnology*, 31(2), 112–136. <https://doi.org/10.3109/07388551.2010.492207>
- Laekemariam, F., Kibret, K., & Shiferaw, H. (2018). Potassium (K)-to-magnesium (Mg) ratio, its spatial variability and implications to potential Mg-induced K deficiency in Nitisols of Southern Ethiopia. *Agriculture and Food Security*, 7(1), 1–10. <https://doi.org/10.1186/s40066-018-0165-5>
- Lakanen, E., & Ervio, R. (1971). Comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agric. Fin*, Fin(23), 223–232.
- Leita, L., De Nobili, M., Mondini, C., Muhlbachova, G., Marchiol, L., Bragato, G., & Contin, M. (1999). Influence of inorganic and organic fertilization on soil microbial biomass, metabolic quotient and heavy metal bioavailability. *Biology and Fertility of Soils*, 28(4), 371–376. <https://doi.org/10.1007/s003740050506>
- Leštan, D., Luo, C. ling, & Li, X. dong. (2008). The use of chelating agents in the remediation of metal-contaminated soils: A review. *Environmental Pollution*, 153(1), 3–13. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.11.015>
- Linares, R., de la Fuente, M., Junquera, P., Lissarrague, J. R., & Baeza, P. (2014). Effects of soil management in vineyard on soil physical and chemical characteristics. *BIO Web of Conferences*, 3, 01008. <https://doi.org/10.1051/bioconf/20140301008>

- Loganathan P. (1987). Soil fertility. Em *Soil quality considerations in the selection of sites for aquaculture* (pp. 656–668). Obtido de <http://www.fao.org/3/AC172E/AC172E06.htm>
- Loide, V. (2004). About the effect of the contents and ratios of soil's available calcium, potassium and magnesium in liming of acid soils. *Agronomy Research*, 2(1), 71–82. Obtido de <https://pdfs.semanticscholar.org/8575/095acf2d519f637307d12ef3cf96d06050c3.pdf>
- Lourenzi, C. R., Ceretta, C. A., Ciancio, N. H. R., Tiecher, T. L., da Silva, L. O. S., De Conti, L., Giroto, E., Ferreira, P. A. A., Vidal, R. F., Scopel, G., Marchezan, C., Brunetto, G. (2021). Forms of nitrogen and phosphorus transfer by runoff in soil under no-tillage with successive organic waste and mineral fertilizers applications. *Agricultural Water Management*, 248, 106779. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2021.106779>
- LQARS. (2006). *Manual de Fertilização das Culturas* (INIAP, Ed.). Lisboa: MADRP.
- Jiang, Y., Luo, W. T., Nelson, P. N., Li, M. H., Cai, J. P., Zhang, Y. Y., Zhang, Y. G., Yang, S., Wang, R. Z., Wang, Z. W., Wu, Y. N., Han, X. G., Jiang, Y. (2015). Contrasting pH buffering patterns in neutral-alkaline soils along a 3600 km transect in northern China. *Biogeosciences*, 12(23), 7047–7056. <https://doi.org/10.5194/bg-12-7047-2015>
- MADRP. (2000). Manual Básico de Práticas Agrícolas: Conservação do Solo e da Água. Em INGA (Ed.), *Secretaria Regional da Agricultura e Pescas - Grupo de Trabalho Técnico da DRDA*. Obtido de <http://www.azores.gov.pt/NR/ronlyres/D7C4DF3C-C029-4B59-898F-EB35538C4EEC/387/ManualBPA1.pdf>
- Martins, J. C., Gonçalves, M. da C., & Ramos, T. B. (2017). A salinidade dos solos: extensão, prevenção e recuperação. *Vida Rural*, (Maio), 38–39. Obtido de <https://www.vidarural.pt/wp-content/uploads/sites/5/2017/07/aqui..pdf>
- Martins, A. A., Araújo, A. R., Graça, A., Caetano, N. S., & Mata, T. M. (2018). Towards sustainable wine: Comparison of two Portuguese wines. *Journal of Cleaner Production*, 183, 662–676. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.057>
- Martins, I. (2020). Agroalimentar - Qualidade e inovação dos produtos portugueses reconhecidas internacionalmente. *Portugal Global*, (126), 8–12. Obtido de <http://portugalglobal.pt/PT/RevistaPortugalglobal/2019/Documents/revista-126-dezembro.pdf>
- Matos, J. R., Coutinho, J., & Gonçalves, M. S. (2002). Caracterização e valor agronómico de resíduos sólidos urbanos compostados em Portugal. *Revista de Ciências Agrárias*, 353–364.
- McMullen, B. (2000). Soil testing and management. Em A. Munroe (Ed.), *SOILpark for vegetable growers* (pp. 1–6). Obtido de https://www.dpi.nsw.gov.au/_data/assets/pdf_file/0007/127276/Chemical-tests.pdf
- Meena, M. D., Yadav, R. K., Narjary, B., Yadav, G., Jat, H. S., Sheoran, P., ... Moharana, P. C. (2019). Municipal solid waste (MSW): Strategies to improve salt affected soil sustainability: A review. *Waste Management*, 84, 38–53. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2018.11.020>

- Metson, A. J. (1974). Some factors governing the availability of soil magnesium: A review. *New Zealand Journal of Experimental Agriculture*, 2, 277–319. <https://doi.org/10.1080/03015521.1974.10427689>
- Moldes, A., Cendó, Y., & Barral, M. T. (2007). Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. *Bioresource Technology*, 98, 3069–3075. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.10.021>
- Montanaro, G., Xiloyannis, C., Nuzzo, V., & Dichio, B. (2017a). Orchard management, soil organic carbon and ecosystem services in Mediterranean fruit tree crops. *Scientia Horticulturae*, 217, 92–101. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.01.012>
- Montanaro, G., Tuzio, A. C., Xylogiannis, E., Kolimenakis, A., & Dichio, B. (2017b). Carbon budget in a Mediterranean peach orchard under different management practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 238, 104–113. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.031>
- Moreira, A. (2019). Porta-enxertos. Obtido de https://issuu.com/sapo80/docs/16-plan-tprotek_cat_logo_porta-enxer
- Moyer, M. M., Singer, S. D., Davenport, J. R., & Hohesiel, G. (2018). Vineyard Nutrient Management in Washington State. *WSU Extension*, (EM111E), 1–45. <http://pubs.cahnrs.wsu.edu/publications/wp-content/uploads/sites/2/publications/EM111E.pdf>
- OIV. (2019). *Note de conjoncture mondiale - Situation du secteur en 2018*. Obtido de <http://www.oiv.int/js/lib/pdfjs/web/viewer.html?file=/public/medias/6678/fr-oiv-note-de-conjoncture-2019.pdf>
- Parlamento Europeu. (2008). Directiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de Novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas directivas. *Jornal Oficial da União Europeia*, (L 312/3), 3–30. Obtido 10 dezembro 2020 de <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32008L0098&qid=1605142087743>
- Pinamonti, F. (1998). Compost mulch effects on soil fertility, nutritional status and performance of grapevine. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51(3), 239–248. <https://doi.org/10.1023/A:1009701323580>
- PORDATA. (2019). Superfície de vinha: total e para vinho. Obtido 15 de Julho de 2020, de <https://www.pordata.pt/Portugal/Superfície+de+vinha+total+e+para+vinho-3363>
- Póvoas, I., & Barral, M. F. (1992). Metodos de análise de solos. *Comunicações (Portugal)*, 10(Series: Ciências Agrárias).
- Quaranta, G. (2008). Agricultura de Sequeiro. *LUCINDA - Land Care in Desertification Affected Areas*, C(4), 4. Obtido de http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/ei/unccd-PT/ond/lucinda/c4_booklet_final_pt_rev2
- Quinta do Gradil, SA, S. V. (2018). Quinta do Gradil Sauvignon Blanc & Arinto. Obtido 23 de Maio de 2020, de Vinhos website: <https://www.Quintadogradil.wine/m/89/ft-pt-gg-sauvignonblanc-arinto-vb.pdf>

- Ribeiro, H. M., Vasconcelos, E., & Dos Santos, J. Q. (2000). Fertilisation of potted geranium with a municipal solid waste compost. *Bioresource Technology*, 73(3), 247–249. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00168-6](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00168-6)
- Santos, J. Q. Dos. (2002). Produção de corretivos orgânicos a partir de resíduos sólidos urbanos: sua importância para a agricultura nacional. Em *Revista de ciências agrárias*. Lisboa, Portugal.
- Santos, J. L. (2016). Intensificação sustentável: um novo modelo tecnológico na agricultura. Em B. Dimas, E. Diniz, M. Granchinho, A. F. de Moraes, A. R. Moura, A. C. Miguel, ... S. Jorge (Eds.), *CULTIVAR Cadernos de Análise e Prospetiva* (Vol. 3, pp. 13–21). Obtido de http://www.gpp.pt/images/GPP/O_que_disponibilizamos/Publicacoes/Periodicos/Cultivar_3.pdf
- Santos, L. M. da C. (2001). Resíduos com interesse agrícola. Evolução de parâmetros da sua compostagem. Em *Série Estudos* (Vol. 56). Obtido de <https://bibliotecadigital.ipb.pt/handle/10198/209>
- Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Garnier, J., & Smith, P. (2017). Mitigation and quantification of greenhouse gas emissions in Mediterranean cropping systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 238(January), 1–4. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.032>
- Savard, M. M., Somers, G., Smirnoff, A., Paradis, D., van Bochove, E., & Liao, S. (2010). Nitrate isotopes unveil distinct seasonal N-sources and the critical role of crop residues in groundwater contamination. *Journal of Hydrology*, 381, 134–141. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.11.033>
- Serrão, M. G., Pedra, F., & Domingues, H. (2007). Comparação entre dois corretivos orgânicos quanto à disponibilidade do fósforo para o azevém. *Revista de Ciências Agrárias*, 30(2), 109–121. Obtido de http://www.scielo.mec.pt/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0871-018X2007000200008&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt
- Sempiterno, C. (INIAV). (2016). Compostagem. *Vida Rural – Revista Profissional de Agronegócios*, (1817), 30–32. Obtido de <http://www.iniaiv.pt/fotos/editor2/compostagem.pdf>
- Silveira, T. (2020). Meta do equilíbrio da balança comercial agroalimentar em 2020 em risco. *Agrovida*, 1823(Vida Económica), 2–3. Obtido de https://www.agroportal.pt/wp-content/uploads/AGROVIDA-MARÇO-2020_compressed-1.pdf
- Soares, M. C. (2018). Matéria orgânica do solo e ambiente. *Aves e ovos*, (255), 23–25. Obtido de <https://www.agroportal.pt/materia-organica-do-solo-e-ambiente-manuel-cha-veiro-soares/>
- Sonmez, S., Buyuktas, D., Okturen, F., & Citak, S. (2008). Assessment of different soil to water ratios (1:1, 1:2.5, 1:5) in soil salinity studies. *Geoderma*, 144(1–2), 361–369. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.12.005>
- Soobhany, N. (2018). Preliminary evaluation of pathogenic bacteria loading on organic Municipal Solid Waste compost and vermicompost. *Journal of Environmental Management*, (206), 763–767. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.029>

- Srivastava, V., De Araujo, A. S. F., Vaish, B., Bartelt-Hunt, S., Singh, P., & Singh, R. P. (2016). Biological response of using municipal solid waste compost in agriculture as fertilizer supplement. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 15(4), 677–696. <https://doi.org/10.1007/s11157-016-9407-9>
- Tejada, M., Garcia, C., Gonzalez, J. L., & Hernandez, M. T. (2006). Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical, chemical and biological properties of soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(6), 1413–1421. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.10.017>
- Trigo, R. M., & Câmara, C. C. (2000). Circulation weather types and their influence on the precipitation regime in Portugal. *International Journal Of Climatology*, 20, 1559–1581. Obtido de <http://idlcc.fc.ul.pt/pdf/LWT.pdf>
- Vivai Cooperativi Rauscedo (VCR). (2014). Cabernet Sauvignon. Em *Catálogo geral catálogo geral das castas e dos clones de uva de vinho e de mesa vinho e de mesa*. Obtido de <https://docplayer.com.br/276234-Catalogo-geral-das-castas-e-dos- clones-de-uva-de-vinho-e-de-mesa.html>
- Wang, F. L., & Huang, P. M. (2001). Effects of organic matter on the rate of potassium adsorption by soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 81, 325–330. <https://doi.org/10.4141/S00-069>
- Warrence, N. J., Bauder, J. W., & Pearson, K. E. (2002). *Basics of Salinity and Sodictity Effects on Soil Physical Properties*. Obtido de Departement of Land Resources and Environmental Sciences website: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.464.1745&rep=rep1&type=pdf>
- Weber, J., Karczewska, A., Drozd, J., Licznar, M., Licznar, S., Jamroz, E., & Kocowicz, A. (2007). Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. Em *Soil Biology & Biochemistry* (Vol. 39). <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.12.005>
- Wright, R. (2016). Connecting calcium and magnesium. Obtido 29 de Abril de 2021, de New Zealand Winegrower website: <https://www.ruralnewsgroup.co.nz/wine-grower/wg-general-news/connecting-calcium-and-magnesium>
- Yang, Y., Ratt, D., Smets, B. F., Pignatello, J. J., & Grasso, D. (2001). Mobilization of soil organic matter by complexing agents and implications for polycyclic aromatic hydrocarbon desorption. *Chemosphere*, 43(8), 1013–1021. Obtido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653500004987>