



**Carina de Assunção Graça**

Licenciada em Engenharia do Ambiente

**Produção de *Camelina sativa* para  
Bioenergia em solos contaminados  
com metais pesados**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia  
de Energias Renováveis

Orientador: Doutora Ana Luísa Almaça da Cruz  
Fernando, Professora Associada, FCT-UNL

Co-orientador: Doutor Mário Ventim Neves; Professor  
Auxiliar; FCT-UNL

Júri:

Presidente: Doutor Pedro Miguel Ribeiro Pereira, Professor Auxiliar, Departamento  
de Engenharia Eletrotécnica e de Computadores, FCT-UNL;

Arguente: Doutor Fernando Jorge Gomes Costa, Professor Adjunto, ISEC Lisboa,  
FCT-UNL;

Vogal: Doutora Ana Luísa Almaça da Cruz Fernando, Professora Associada,  
Departamento de Ciências e Tecnologia da Biomassa, FCT-UNL.

**Carina de Assunção Graça**

Licenciada em Engenharia do Ambiente

**Produção de *Camelina sativa* para Bioenergia  
em solos contaminados com metais  
pesados**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia de  
Energias Renováveis

Orientador: Doutora Ana Luísa Almaça da Cruz Fernando,  
Professora Auxiliar, FCT-UNL

Co-orientador: Doutor Mário Ventim Neves; Professor Auxiliar;  
FCT-UNL

Júri:

Presidente: Doutor Pedro Miguel Ribeiro Pereira, Professor Auxiliar, Departamento  
de Engenharia Eletrotécnica e de Computadores, FCT-UNL;

Arguente: Doutor Fernando Jorge Gomes Costa, Professor Adjunto, ISEC Lisboa,  
FCT-UNL;

Vogal: Doutora Ana Luísa Almaça da Cruz Fernando, Professora Auxiliar,  
Departamento de Ciências e Tecnologia da Biomassa, FCT-UNL.



## **Produção de *Camelina sativa* para Bioenergia em solos contaminados com metais pesados**

“Copyright” © Carina de Assunção Graça, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Universidade Nova de Lisboa.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

## AGRADECIMENTOS

No fim do percurso em que consistiu este projeto, gostaria de deixar um agradecimento a todas as pessoas que o marcaram.

Em primeiro lugar, quero agradecer à minha orientadora. Um grande obrigado à Professora Ana Luísa Fernando, por todo o apoio, disponibilidade e sabedoria. As suas palavras de encorajamento e de entusiasmo nos momentos menos positivos foram essenciais. Quero agradecer também a sua colaboração ao longo deste projeto, o acompanhamento que me proporcionou e a compreensão que sempre teve para comigo. Ao Professor Mário Ventim queria agradecer pela possibilidade da integração no curso, disponibilidade e co-orientação seguidas ao longo da dissertação.

Ao Leandro Gomes, que sempre se demonstrou incansável, agradeço por toda a paciência, apoio e orientação. A ajuda que sempre disponibilizou foi verdadeiramente incrível, tendo sido, sem dúvida, uma pessoa fundamental na conclusão deste projeto, principalmente nos momentos de maior desânimo. Leandro, muito obrigada e...sorri! Ao Jorge, obrigada pela disponibilidade e apoio que sempre demonstrou.

Ao Miguel, faltam-me, genuinamente as palavras. Obrigada por teres sido o meu maior pilar ao longo deste percurso, pela ajuda que me deste, pela paciência que tiveste, e por teres estado sempre do meu lado, mesmo quando eu não pude estar presente. Tu sabes o valor que tens e, sem ti, isto teria sido praticamente impossível. Já não se fazem amigos como tu. Obrigada!

Ao meu namorado, João, quero agradecer, sobretudo por toda a paciência que teve comigo. Sei que nem sempre foi fácil, mas só eu sei o papel que ele teve na conclusão e no decorrer deste projeto. Nunca terei palavras suficientes para te agradecer e, sem ti, provavelmente, também não teria conseguido. Obrigada, és, sem dúvida, o melhor do mundo.

Às minhas amigas, Andreia, Cataró, Marianas, Maria e Rita, quero agradecer por toda a motivação e apoio incondicional que me deram. Obrigada por estarem sempre presentes na minha vida. Andreia, Cataró e Maria, agradeço-vos especialmente, por todos os motivos e mais alguns.

Às minhas amigas Caia, Mariana e Viviana, agradeço por tudo e mais alguma coisa. Vocês foram as melhores parceiras que podia ter pedido para percorrer esta jornada que foi o nosso percurso académico. Obrigada por tudo! Sem vocês, isto nem sequer teria feito sentido.

Por fim, mas mais importante do que tudo, agradeço aos meus pais pela possibilidade que me deram. A ti, mãe, que és a pessoa mais especial e importante da minha vida, o maior obrigada de todos. Um dia retribuir-te-ei tudo aquilo que fazes por mim.

Finalmente, queria dedicar esta dissertação à minha querida avó, que, onde quer que esteja, sabe que foi a minha grande força para a conclusão deste projeto. A ti, até já.

## RESUMO

A produção de culturas energéticas constitui uma opção auspiciosa na substituição parcial de combustíveis fósseis na produção energética. São várias as espécies passíveis de ser cultivadas com vista à utilização da biomassa para produção de energia. A *Camelina sativa* (L.) Crantz é uma oleaginosa bastante promissora no âmbito da produção de culturas energéticas, devido à sua elevada produtividade e resistência a fatores externos extremos, como baixas quantidades de água ou pragas. Além do potencial de produção de bioenergia, a espécie apresenta capacidade de remoção de metais pesados do solo. Assim, o presente trabalho visa a investigação da potencialidade da *Camelina sativa* na fitorremediação de solos artificialmente contaminados com Zn (450/900 mg.kg<sup>-1</sup>, ms) ou Pb (450/900 mg.kg<sup>-1</sup>, ms). O principal intuito desta abordagem passa pelo conhecimento das vantagens da tecnologia de fitorremediação na descontaminação de solos contaminados com metais pesados, conciliando esta vertente com a redução dos riscos inerentes a estes elementos. Foi, deste modo, realizado um estudo dos efeitos de solos contaminados com Zn ou Pb na produtividade e qualidade da biomassa das culturas de verão e inverno de *Camelina sativa*, e na avaliação da capacidade de fitorremediação desta cultura energética em extrair metais dos solos. Este ensaio foi realizado em vasos, mediante condições controladas, com a duração de um ciclo vegetativo. A produtividade da biomassa aérea não foi afetada pela presença dos metais no solo, assim como os parâmetros biométricos das culturas, à exceção da altura. No caso da biomassa aérea, a cultura de verão revelou produtividades mais elevadas, especialmente no caso da contaminação com Pb. A camelina comporta-se como tolerante à presença de ambos os metais, o teor de cinzas produzido foi reduzido e não se verificou uma translocação elevada da parte radicular para a parte aérea.

Palavras-chave: *Camelina sativa* (L.) Crantz; solos contaminados; metais pesados; Zinco; Chumbo; Fitorremediação; Produção de bioenergia.



## ABSTRACT

The production of energy crops is an auspicious option for the partial substitution of fossil fuels in energy production. Several species can be cultivated for the use of biomass for energy production. *Camelina sativa* (L.) Crantz is a very promising oilseed crop in the production of energy crops due to its high productivity and resistance to extreme external factors such as low quantities of water or pests. In addition to the potential for bioenergy production, the species is capable of removing heavy metals from the soil. Thus, the present work aims to investigate the potential of *Camelina sativa* in the phytoremediation of soils artificially contaminated with Zn (450/900 mg.kg<sup>-1</sup>, dm) or Pb (450/900 mg.kg<sup>-1</sup>, dm). The main purpose of this approach is to understand the advantages of phytoremediation technology in the decontamination of soils contaminated with heavy metals, reconciling this aspect with the reduction of risks inherent to these elements. A study of the effects of soils contaminated with Zn or Pb on the productivity and quality of biomass in summer and winter crops of *Camelina sativa*, and in the evaluation of the phytoremediation capacity of this energy crop in extracting metals from the soil, was therefore carried out. This test was carried out in pots, under controlled conditions, with the duration of a vegetative cycle. The productivity of aerial biomass was not affected by the presence of metals in the soil, as well as the biometric parameters of crops, with the exception of height. In the case of aerial biomass, the summer crop reproduced higher yields, especially in the case of Pb contamination. The gold-of-pleasure behaves as tolerant to the presence of both metals, the ash content produced was reduced and there was no high translocation from the root to the aerial part.

Keywords: *Camelina sativa* (L.) Crantz; contaminated soils; heavy metals; zinc; lead; phytoremediation; bioenergy production.



---

## Índice Geral

1	Objetivos do trabalho.....	1
2	Introdução.....	3
2.1	Caracterização da espécie <i>Camelina sativa</i> (L.) Crantz.....	3
2.1.1	Morfologia.....	4
2.1.2	Distribuição Geográfica.....	5
2.1.3	Biologia e Adaptabilidade.....	6
2.1.4	Características de cultivo e produtividade.....	7
2.1.5	Características e utilizações da biomassa.....	11
2.2	Contaminação de solos com metais pesados.....	15
2.2.1	Definição de metais pesados e impactes associados à sua presença nos solos.....	16
2.2.2	A problemática da contaminação de solos com Chumbo.....	17
2.2.3	A problemática da contaminação de solos com Zinco.....	18
2.3	Utilização de culturas energéticas na fitorremediação de solos contaminados com metais pesados.....	19
2.3.1	Fitorremediação e principais mecanismos.....	19
2.3.2	Oportunidades e desafios decorrentes da fitorremediação de solos contaminados por metais pesados por culturas energéticas.....	20
2.3.3	Processos de conversão energética utilizados na biomassa contaminada com metais pesados.....	21
3	Metodologia.....	25
3.1	Metodologias aplicadas à caracterização do solo.....	27
3.2	Metodologias aplicadas à caracterização da biomassa.....	29
4	Resultados experimentais e discussão.....	33
4.1	Caracterização do solo.....	33
4.2	Caracterização da biomassa.....	33
4.2.1	Análise dos parâmetros biométricos.....	34
4.2.2	Análise das produtividades.....	36
4.3	Análise da qualidade da biomassa de <i>Camelina sativa</i> .....	47
4.3.1	Teor de azoto da biomassa.....	48
4.3.2	Teor de fósforo na biomassa.....	53

---

---

4.3.3	Teor de cinzas na biomassa.....	57
4.3.4	Teor de metais na biomassa .....	65
5	Análise económica da produção de biodiesel a partir das culturas em estudo .....	87
6	Considerações finais e trabalhos futuros .....	93
7	Referências bibliográficas .....	97

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1: Folhas da espécie <i>Camelina sativa</i> (L.) Crantz .....	4
Figura 2.2: Flores e siliquis da espécie <i>Camelina sativa</i> (L.) Crantz (Berti et al., 2016).....	5
Figura 3.1: Esquema dos ensaios para os vasos .....	26
Figura 3.2: Determinação do teor de fósforo total recorrendo a um espectrofotómetro de absorção molecular. ....	30
Figura 3.3: Determinação do teor de azoto total recorrendo a um destilador.....	30
Figura 4.1: Produtividade média dos caules (g.m <sup>-2</sup> ) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	37
Figura 4.2: Produtividade média dos caules (g.m <sup>-2</sup> ) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	39
Figura 4.3: Produtividade média das siliquis (g.m <sup>-2</sup> ) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	41
Figura 4.4: Produtividade média das raízes (g.m <sup>-2</sup> ) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	43
Figura 4.5: Produtividade média da biomassa aérea (g.m <sup>-2</sup> ) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	44
Figura 4.6: Percentagem média de azoto nos caules (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	49
Figura 4.7: Percentagem média de azoto nas folhas (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	51
Figura 4.8: Percentagem média de azoto nas siliquis (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	52
Figura 4.9: Percentagem média de fósforo nos caules (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	54
Figura 4.10: Percentagem média de fósforo nas folhas (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	56
Figura 4.11: Percentagem média de fósforo nas siliquis (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	57
Figura 4.12: Percentagem média de cinzas nos caules (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	59
Figura 4.13: Percentagem média de cinzas nas folhas (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	60
Figura 4.14: Percentagem média de cinzas nas siliquis (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	63
Figura 4.15: Percentagem média de cinzas nas raízes (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação. ....	64
Figura 4.16: Teor médio de Zinco nos caules (mg.kg <sup>-1</sup> ) para cada cultura e nível de contaminação. .	67
Figura 4.17: Teor médio de Zinco nas folhas (mg.kg <sup>-1</sup> ) para cada cultura e nível de contaminação. ....	68

---

Figura 4.18: Teor médio de Zinco nas siliquas ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) para cada cultura e nível de contaminação.	70
Figura 4.19: Teor médio de Zinco nas raízes ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) para cada cultura e nível de contaminação.	72
Figura 4.20: Teor médio de Chumbo nos caules ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) para cada cultura e nível de contaminação.	78
Figura 4.21: Teor médio de Chumbo nas folhas ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) para cada cultura e nível de contaminação.	79
Figura 4.22: Teor médio de Chumbo nas siliquas ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) para cada cultura e nível de contaminação.	81
Figura 4.23: Teor médio de Chumbo nas raízes ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) para cada cultura e nível de contaminação.	82
Figura 5.1: Etapas associadas à produção de biodiesel. Adaptado de (Dorado et al., 2006)	87
Figura 5.2: Variação dos custos da produção de biodiesel com os da matéria-prima.	90
Figura 5.3: Custo de produção de biodiesel ( $\text{€}.\text{L}^{-1}$ ) a partir da cultura de <i>Camelina sativa</i> de inverno e verão para cada nível de contaminação com zinco e chumbo	91

---

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1: Rendimento médio de sementes de <i>Camelina sativa</i> em diferentes localizações (t ha <sup>-1</sup> ). 11	11
Tabela 2.2: Rendimentos de produtividade da espécie <i>Camelina sativa</i> (Moser, 2012)..... 12	12
Tabela 2.3: Teor de ácidos gordos de diferentes culturas oleaginosas (Putnam et al., 1993)..... 12	12
Tabela 2.4: Variação do teor de óleo nas sementes da espécie <i>Camelina sativa</i> em diferentes localizações. .... 13	13
Tabela 2.5: Diferentes áreas da fitorremediação (Vameralli et al., 2010) ..... 20	20
Tabela 3.1: Métodos analíticos utilizados na caracterização dos solos. .... 28	28
Tabela 3.2: Parâmetros morfológicos analisados por estrutura da planta e respetiva metodologia .... 31	31
Tabela 3.3: Parâmetros físico-químicos avaliados e respetiva metodologia para análise da biomassa e sementes ..... 32	32
Tabela 4.1: Caracterização inicial do solo utilizado nos ensaios ..... 33	33
Tabela 4.2: Parâmetros biométricos das culturas de <i>Camelina sativa</i> ..... 35	35
Tabela 4.3: Resultados para o IT das culturas de camelina, mediante diferentes tipos e níveis de contaminação ..... 46	46
Tabela 4.4: Valores de IA das culturas de camelina, para os diferentes níveis de contaminação de zinco. .... 74	74
Tabela 4.5: Valores de FT das culturas de camelina, para os diferentes níveis de contaminação de Zn e ensaio de controlo ..... 76	76
Tabela 4.6: Valores de IA das culturas de camelina, para os diferentes níveis de contaminação de chumbo ..... 83	83
Tabela 4.7: Valores de FT das culturas de camelina, para os diferentes níveis de contaminação de Pb e ensaios de controlo. .... 84	84
Tabela 5.1: Exemplo de custos de uma produção de <i>Camelina sativa</i> (Stolarski et al., 2018)..... 88	88
Tabela 5.2: Custos inerentes ao modelo estabelecido por (Haas et al., 2006) ..... 89	89



## 1 OBJETIVOS DO TRABALHO

As alterações climáticas constituem uma questão bastante preocupante, sendo que a disponibilidade de água e a degradação dos solos integram parte dos fatores causais para o aumento da consciencialização global relativamente a este problema.

Os combustíveis fósseis, como sendo o caso do petróleo, são recursos não renováveis, cujo consumo é responsável pela emissão de gases de efeito de estufa (GEE) e outros poluentes, como o dióxido de enxofre. O facto de estas fontes de energia serem limitadas, aliado ao crescimento exponencial da população, tem vindo a despertar para a necessidade da utilização de formas alternativas de produção energética, acrescentando a preocupação de uma transição neste sentido.

Acentuando-se a procura pela diversificação das fontes energéticas e redução do uso de combustíveis fósseis, torna-se possível abordar a produção de energia a partir de biomassa, consagrando-se esta como uma alternativa renovável.

Será previsível, neste sentido, o aumento do risco de conflitos na utilização e ocupação do solo, devido à competição por alimentos. Ora, neste âmbito, o crescimento de culturas dedicadas à produção de bioenergia, ou seja, de culturas energéticas, em solos contaminados, surge como uma opção adequada e passível de superar este tipo de conflitos.

A maioria das culturas energéticas apresenta capacidade de tolerância à contaminação dos solos, pelo que o seu cultivo neste tipo de terrenos pode ser abordado, não só numa perspetiva de produção de bioenergia, como também de remediação dos terrenos contaminados. A contaminação do solo constitui um problema ambiental e, sendo este um recurso natural com diferentes funções, é necessária a sua preservação.

No entanto, a contaminação dos solos pode afetar a produtividade e a qualidade da biomassa produzida, pelo que é necessária uma avaliação neste sentido. Por sua vez, o seu potencial de contribuição para a melhoria da qualidade do solo, aliado à produção de energia renovável, torna o estudo do cultivo de culturas energéticas em solos contaminados bastante pertinente e interessante.

Assim, o problema a abordar no presente estudo tem como principal motivação avaliar o potencial de produção de culturas energéticas em solos contaminados com metais pesados, como forma de contributo para a redução do agravamento das alterações climáticas, conseqüente preocupação ambiental e ainda a limitação de combustíveis fósseis, tendo presente o crescimento exponencial da população.

Apesar de as culturas energéticas se consagrarem como uma fonte alternativa para produção de bioenergia, são necessárias áreas de solo passíveis de satisfazer o seu cultivo. Este não deve, no entanto, ser efetuado em solos adequados ao crescimento de culturas alimentares, mas sim em solos marginais, como é o caso dos terrenos contaminados com metais pesados.

No âmbito do projeto MAGIC (*Marginal lands for Growing Industrial Crops*), financiado pela União Europeia, o presente estudo visa a análise da produtividade e características da biomassa da cultura energética *Camelina sativa*, cultivada em solos contaminados com metais pesados, de forma a avaliar a sua capacidade de fitorremediação. Este projeto tem como propósito promover o desenvolvimento sustentável de culturas industriais, eficientes em termos de recursos e economicamente rentáveis, cultivadas em terras marginais e passíveis de fornecer recursos valiosos para produtos de alto valor agregado e bioenergia.

Neste âmbito é estudada, na presente pesquisa, a produção de duas variedades de *Camelina sativa*, uma de verão e outra de inverno, em solos contaminados com Zinco (Zn) e Chumbo (Pb), possibilitando, assim, uma investigação do potencial da cultura para a descontaminação de terrenos. Além disto, será também possível a avaliação do potencial de produção de biomassa passível de ser utilizada para fins bioenergéticos, uma vez que esta cultura é uma oleaginosa, com potencial para a produção de biocombustível. A conciliação destas duas vertentes, de forma simultânea, constitui uma opção sustentável, com contribuição para a redução das emissões de gases poluentes.

## 2 INTRODUÇÃO

### 2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ESPÉCIE *CAMELINA SATIVA* (L.) CRANTZ

A *Camelina sativa* é uma espécie da Família *Brassicaceae*, crendo-se que seja originária do sudeste da Europa e do Sudoeste da Ásia (Francis & Warwick, 2009). Esta antiga cultura oleaginosa é bastante flexível na medida em que pode ser cultivada sob diferentes condições climáticas e de solo, com exceção de solos orgânicos e argilosos (Zubr, 2002). A espécie *Camelina sativa* (L.) Crantz é comumente conhecida como falso linho ou ouro-do-prazer, introduzindo-se, de igual modo, na família das mostardas (Francis & Warwick, 2009).

A camelina foi largamente cultivada durante a Idade do Bronze, na Europa, sendo que, atualmente, esta cultura se encontra sob estudo de diversos pesquisadores, nomeadamente, nos Estados Unidos da América, estando a ser produzida comercialmente como matéria-prima para produção de óleo para biodiesel (Waraich et al., 2013).

O foco renovado nesta cultura deve-se, essencialmente, à procura por novas fontes de ácidos gordos essenciais, como sendo o caso do ómega-3. As sementes de camelina podem conter mais de 40% de óleo, 90% do qual, composto por ácidos gordos insaturados, como o ácido linolénico (Waraich et al., 2013). Acrescentando a este facto, a cultura de camelina possui outros atributos positivos que a tornam única entre as restantes oleaginosas.

O cultivo da espécie é simples e ecológico, não sendo necessária a aplicação de pesticidas ou herbicidas. A camelina é, também, caracterizada por um curto período de crescimento (85 a 100 dias) e pela compatibilidade com práticas agrícolas existentes. Além de ser adaptável a diferentes condições ambientais, como climas frios, secos, semiáridos ou solos pouco férteis, esta planta possui necessidades agronómicas relativamente baixas (Moser, 2010; Zubr, 2002). À semelhança da necessidade de pesticidas e fertilizantes, a camelina possui menores exigências de água do que outras culturas oleaginosas tradicionais como a colza, soja e girassol, por exemplo (Moser, 2010). Assim sendo, esta consagra-se como uma espécie ideal para uso em terras menos produtivas ou em áreas sem precipitação suficiente para suportar outras culturas (Zubr, 2002). A sua ótima adaptabilidade em diversos contextos ambientais, torna a espécie propícia de ser cultivada em áreas marginais (de Jesus Borges & Andrade Torres, 2016), como solos contaminados com metais pesados, por exemplo. Ao ser produzida em circunstâncias deste tipo, a camelina não estaria a deslocar culturas utilizadas para fins alimentares, abordando, numa vertente positiva, o grande conflito existente entre o uso de terrenos para alimentação e produção de combustíveis.

Assim sendo, a adaptação da camelina a vastas áreas do mundo, combinada com a sua composição e propriedades úteis para a produção de biocombustíveis, combustíveis para aviação, produtos

---

químicos, rações e alimentos, constituem fatores motivadores para o ressurgimento do interesse por esta antiga cultura (Berti et al., 2016).

### 2.1.1 MORFOLOGIA

A espécie *Camelina sativa* (L.) Crantz é uma dicotiledónea, com um ciclo de cerca de 80 a 100 dias desde a sua emergência à fase de maturação (Moser, 2010). Esta planta é uma herbácea anual ou anual de inverno, possuidora de um caule flexível ramificado ou solitário, e de uma raiz principal. As plantas são eretas, atingindo, normalmente, alturas entre 30 e 90 cm (Francis & Warwick, 2009). As culturas anuais de inverno são mais resistentes a esta estação, sendo importante notar que a existência de dois genótipos da espécie *Camelina sativa* (verão e inverno), permite que esta seja integrada como cultura rotativa em sistemas de cultivo comuns (Berti et al., 2016).

As principais diferenças morfológicas entre ambas as variedades, prendem-se, essencialmente, pela forma, cor das folhas e sementes. As desigualdades fisiológicas relacionam-se, por sua vez, com o crescimento e desenvolvimento das plantas e, também, com a sua resistência ao inverno (Zubr, 1997).

A semente de *Camelina sativa*, quando implementada num solo sob condições favoráveis, como temperatura e humidade, germina dentro de poucos dias. O seu crescimento inicial concentra-se numa raiz cónica com ramos axiais, sendo que, nesta fase, a parte da planta que se verifica acima do solo, baseia-se numa roseta de folhas. Esta roseta constitui, numa fase mais tardia, a base para um caule ereto com inúmeras folhas (Zubr, 1997). Na fase subsequente de crescimento, desenvolvem-se brotos florais e ramos axiais com flores, a partir do ápice. O processo de florescimento consiste num aglomerado de flores, essencialmente, autógamias (Francis & Warwick, 2009).

As folhas da roseta basal não são lobadas, apresentando-se murchas em floração, enquanto que as folhas predominantes nas hastes são, por sua vez, alternadas, lanceoladas, e sésseis, isto é, sem pecíolo. Apresentando, tipicamente, um comprimento de 2 a 8 cm, e uma largura de 2 a 10 mm, as folhas podem ser glabras ou possuir alguns pelos, principalmente, bifurcados (Francis & Warwick, 2009). Na figura 2.1 podem ser observadas imagens das folhas da espécie *Camelina sativa*.



**Figura 2.1:** Folhas da espécie *Camelina sativa* (L.) Crantz

Os caules da camelina são únicos, sensivelmente eretos, geralmente ramificados acima, e com uma altura entre 30 a 60 cm. À medida que amadurecem, tornam-se lenhosos, podendo, ainda, ser glabros ou apresentar pelos simples (Francis & Warwick, 2009; Putnam et al., 1993).

As flores são pequenas e apresentam cor amarelo-clara ou amarelo-esverdeado. As quatro pétalas predominantes nas mesmas são espatuladas, com comprimento de 4 a 5 mm, enquanto que as suas quatro sépalas são eretas. Os estames perfazem um total de seis e encontram-se em três pares de comprimento desigual. As inflorescências são racemos, nos quais os pedicelos das flores se inserem em diversos níveis num eixo comum, integrando-se estas últimas em aglomerados terminais (Zubr, 1997). Na figura 2.2 podem verificar-se imagens das flores e síliquas da espécie *Camelina sativa*.



**Figura 2.2:** Flores e síliquas da espécie *Camelina sativa* (L.) Crantz (Berti et al., 2016).

Os frutos da espécie *Camelina sativa* são do tipo síliquas, caracterizando-se por serem oblongos, glabros, com comprimento entre 7 a 9 mm, e por uma produção de cerca de 15 sementes amarelas ovais (Francis & Warwick, 2009; Zubr, 1997). As sementes são pequenas, apresentando, geralmente um comprimento de 2 a 3 mm, ligeiramente ásperas e profundamente sulcadas (Francis & Warwick, 2009; Putnam et al. 1993). Durante a fase de amadurecimento e posterior armazenamento, estas vão adquirindo uma tonalidade acastanhada (Zubr, 1997).

### 2.1.2 DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA

A camelina é originária da Ásia Central e região do Mar Mediterrâneo, sendo que existem evidências arqueológicas indicativas de que o cultivo desta planta se iniciou no sudeste europeu, no final do período neolítico. Crê-se que a cultura tenha sido estabelecida nessa região, durante a Idade do Bronze (Bouby, 1998; Francis & Warwick, 2009; Mcvay & Lamb, 2008; Zubr, 1997).

O cultivo da espécie *Camelina sativa* (L.) Crantz era bastante comum na Europa Oriental e na Rússia até 1950 (N. Li et al., 2015) No entanto, a importância desta cultura diminuiu neste período, devido ao

incremento de outras oleaginosas com valores de produtividade mais elevados, como a colza, por exemplo (Crowley, 1999).

Contudo, no século XXI, surgiu novamente um interesse no cultivo da espécie, causado pela necessidade de diversificação de matérias-primas, para uso alimentar e como combustível. Além disto, o despertar de interesse na camelina deveu-se a características e atributos da espécie, nomeadamente, a baixa necessidade de recursos agronômicos quando comparada com outras culturas oleaginosas, e o seu elevado teor de ácido linolénico (Gugel & Falk, 2006; Zubr, 1997).

Atualmente, a camelina é produzida, principalmente, na Eslovénia, Ucrânia, China, Finlândia, Alemanha, Áustria e Estados Unidos, mantendo-se o foco no interesse desta cultura em aplicações para o seu óleo (N. Li et al., 2015).

### 2.1.3 BIOLOGIA E ADAPTABILIDADE

No que diz respeito a biologia reprodutiva, a *Camelina sativa* é uma espécie autógama, o que significa que a fecundação ocorre por autopolinização. No período da noite, à medida que a flor se vai fechando, os estames direcionam-se para o estigma, onde depositam o pólen. Num espaço de 2 a 3 dias, a flor cede a cai, repetindo-se este processo ao longo do caule. A camelina reproduz-se, então, por meio de sementes, não exibindo qualquer reprodução vegetativa (Francis & Warwick, 2009; Pleesers et al., 1962).

De acordo com (Topinka et al., 2012), as taxas de cruzamento da camelina são efetivamente reduzidas, apresentando valores entre 0,09 a 0,28%, confirmando que processo de reprodução da camelina se dá, essencialmente, por autopolinização. Note-se que este pode consagrar-se como um parâmetro desfavorecedor da variabilidade genética da planta. No entanto, a polinização cruzada mediada por insetos, nomeadamente, abelhas, tem vindo a ser sugerida por diversos autores, revelando que a espécie poderá possuir um baixo grau de alogamia (de Jesus Borges & Andrade Torres, 2016; Murphy, 2016).

Devido à sua sensibilidade à grande maioria dos herbicidas, não se aconselha, atualmente a utilização deste tipo de produtos nas culturas de camelina (Francis & Warwick, 2009), sendo importante a seleção de campos nos quais foi limitada a pressão exercida por ervas daninhas (Mcvay & Lamb, 2008). A melhor abordagem de controle deste problema é efetuar o plantio cedo em campos completamente livres de ervas daninhas, já que o cultivo antecipado e o bom assentamento da cultura permitem a sua competição neste tipo de casos (Berti et al., 2016). Os insetos comuns não causam nenhum dano significativo à cultura (Zubr, 1997).

Além das vantagens agronômicas que caracterizam a camelina, quando comparada com outras culturas oleaginosas, como a sua menor necessidade de água ou terrenos férteis, e adaptabilidade a

---

diversas condições ambientais, esta cultura é, também, bastante resistente a pragas e doenças (Francis & Warwick, 2009). A camelina está adaptada a uma grande variabilidade de condições climáticas, desde climas desérticos a polares, o que torna as condições de cultivo bastante variadas, dependendo da localização da cultura (Gugel & Falk, 2006).

#### 2.1.4 CARACTERÍSTICAS DE CULTIVO E PRODUTIVIDADE

A taxa e a data de sementeira são variáveis de produção importantes que, quando otimizadas, podem melhorar significativamente a produtividade e qualidade de uma determinada cultura (Urbaniak et al., 2008). Diversos estudos efetuados têm referenciado os efeitos das diferenças nas condições de crescimento sobre o desempenho agronómico de diversas culturas, não sendo a camelina exceção. No entanto, os resultados destas investigações, apesar de complementares, são por vezes um pouco ambíguos, derivado de algumas contradições (de Jesus Borges & Andrade Torres, 2016). Assim sendo, é importante uma análise e filtragem de resultados neste sentido.

Segundo (Urbaniak et al., 2008), a taxa ideal de sementeira da camelina não é consensual, embora tenha sido reconhecido o valor de 600 sementes por metro quadrado como uma taxa de sucesso para o plantio da espécie. Segundo (Francis & Warwick, 2009), a taxa de sementeira recomendada varia de 3 a 7 kg por hectare, o equivalente a aproximadamente 250 a 600 sementes por metro quadrado. Estas quantidades são correspondentes ao objetivo de produzir uma densidade de plantio na faixa de 125 a 200 plantas por metro quadrado (Mcvay & Lamb, 2008; Zubr, 1997).

A data de sementeira, por sua vez, possui algum efeito no crescimento, rendimento e qualidade de muitas oleaginosas, influenciando as condições humidade, temperatura, stress térmico, floração e maturidade (Urbaniak et al., 2008). Este parâmetro varia com a localização e o ambiente.

Algumas pesquisas em Montana demonstraram que os melhores rendimentos eram obtidos quando o plantio era efetuado entre 1 e 31 de março (Grady & Nleya, 2010). Segundo (Crowley & Frohlich, 1998), as melhores datas de sementeira para a camelina na Irlanda variam entre meados de março e abril, tendo sido a taxa de 5 kg de sementes por hectare (aproximadamente 300 sementes por metro quadrado) considerada a opção mais apropriada. Nos Estados Unidos da América (EUA) a data de sementeira no início da primavera (abril-maio) resulta em maiores produtividades, em comparação com uma data mais tardia (Gesch, 2014; Sintim et al., 2016). No Norte dos EUA, por sua vez, a melhor época de sementeira para a camelina de inverno é no início do Outono, tipicamente no princípio de setembro até começos de outubro (Gesch, 2014). Em regiões como o noroeste Pacífico, propensas a altas temperaturas entre o meio e fim do verão, há uma consistência entre as datas de sementeira no início da primavera e o rendimento ótimo das sementes (Schillinger et al., 2012). Em climas mediterrâneos, com invernos amenos, o rendimento de sementes diminui à medida que a data de sementeira é atrasada, devido à menor formação de síliquas, diminuição do peso da semente (Berti et al., 2011) e redução da ramificação (Masella et al., 2014).

---

O tipo de equipamento utilizado para semear uma cultura pode influenciar variáveis como a profundidade da sementeira, o espaçamento entre sementes e a densidade da planta, o que acabará por afetar o potencial de produção. Estudos atuais recomendam que a camelina deve ser semeada a uma profundidade média entre 6 e 13 mm (Mcvay & Lamb, 2008), num meio nivelado, texturizado e compacto. Atendendo ao tamanho reduzido das sementes de camelina, esta pode ser estabelecida com sucesso por meio de uma máquina semeadora (Urbaniak et al., 2008).

Embora seja sugerido que a camelina pode crescer sem aplicação de fertilizantes, esta situação está dependente dos níveis de nutrientes presentes no solo, sendo que alguns estudos têm demonstrado uma melhoria da produtividade através da aplicação de azoto (Francis & Warwick, 2009). Segundo (Urbaniak et al., 2008), a utilização deste nutriente como fertilizante provocou a uma resposta positiva em diferentes parâmetros agronômicos e de qualidade da camelina, tais como: produção de sementes, altura de plantas e azoto total da planta. Contudo, apesar de estes parâmetros terem sofrido um aumento, por meio da aplicação de azoto, o teor de óleo produzido diminuiu.

Note-se que a maioria dos estudos realizados acerca da fertilização da camelina, relata a sua resposta ao azoto e ao enxofre, sendo que apenas alguns traduzem a sua resposta ao fósforo (Berti et al., 2016).

A taxa de azoto necessária para atingir o rendimento máximo de sementes varia de acordo com a localização, tipo de solo e genótipo (Berti et al., 2016). A cultura de camelina, quando em déficit de azoto, é pobre, com folhas pequenas, amarelas-esverdeadas, não formando muitas vagens e com sementes pequenas (Zubr, 1997). Geralmente, o rendimento máximo de sementes pode ser atingido com uma aplicação de azoto de aproximadamente 75 kg por hectare. No entanto, outros estudos demonstram uma resposta linear do rendimento de sementes a taxas de azoto até 120 kg por hectare (Urbaniak et al., 2008). Pesquisas efetuadas na Alemanha revelaram níveis de produção de sementes máximos, em solos argilosos, com aplicação de 80 e 120 kg de azoto por hectare, e 400 sementes por metro quadrado (Agegnehu & Honermeier, 1997). Estudos conduzidos em França e Inglaterra demonstraram, por sua vez, que a taxa recomendada de fertilizantes azotados para a camelina de verão era de 100 kg por hectare, mediante uma taxa de sementeira de 350 sementes por metro quadrado. Em ambientes como o leste do Canadá ou o noroeste do Pacífico, o aumento de produtividade acima de 60-80 kg de azoto por hectare não é suficiente para justificar a aplicação de azoto adicional (Berti et al., 2016). Alguns autores sugerem, ainda, uma utilização mais intensiva de azoto como fertilizante (120-130 kg por hectare) (Končius & Karčauskiene, 2010), existindo pesquisas que evidenciam que a camelina pode aumentar a sua produção de sementes até 200 kg de azoto por hectare (Berti et al., 2016).

No que diz respeito ao fósforo, não é encontrada uma correlação entre este nutriente e o rendimento de sementes. Contudo, existe uma interação significativa entre fósforo e azoto, sendo que a resposta do rendimento de sementes ao azoto se verificou maximizada na ausência de fertilizantes fosfatados

---

(Berti et al., 2016). Já segundo (Zubr, 1997), deve ser aplicada uma quantidade aproximada de 30 e 50 kg por hectare de fósforo e potássio, respetivamente, antes da sementeira.

A camelina de verão é geralmente cultivada na Europa, sendo pouco exigente em termos de condições de solo e clima. Em comparação com culturas como a colza ou o girassol, a camelina é mais resistente ao frio e seca, podendo ser cultivada em solos menos férteis, arenosos e argilosos, com fertilização mínima. Um fator importante na tecnologia de cultivo de camelina, para os tipos de inverno e verão, é a fertilização mineral e orgânica (Končius & Karčauskiene, 2010; Zubr, 1997).

A camelina pode crescer em diversificadas condições ambientais e na maioria dos tipos de solo, embora a sua adaptação seja favorecida em zonas semiáridas temperadas. Apesar da sua capacidade de tolerância a condições de seca, sabe-se que, durante estágios de crescimento sensíveis, como o florescimento, a existência de secas severas poderá provocar um impacto negativo (Francis & Warwick, 2009). Note-se que vários estudos demonstram que o facto de a camelina possuir requisitos relativamente baixos de água e ser resiliente à seca, se deve, em parte, à sua capacidade de extração de água das profundezas do perfil de solo (Berti et al., 2016). O curto ciclo de vida da camelina é um outro fator que desempenha, provavelmente, um papel importante no baixo uso de água desta cultura (Hunsaker et al., 2011).

A quantidade total de água utilizada pela camelina cultivada durante os meses de inverno no Arizona variou de 332 a 371 mm, valor correspondente a pouco mais de metade da quantidade de água necessária para produzir culturas vegetais durante um período de tempo similar na mesma área (French et al., 2009; Hunsaker et al., 2011). Segundo (Gesch & Johnson, 2015), a água utilizada pela camelina de inverno, semeada no outono, desde o início de abril até à colheita, no fim de junho, varia entre 96 a 185 mm, valores muito inferiores aos determinados por (Hunsaker et al., 2011), devido às diferenças de precipitação.

A taxa de emergência da camelina varia entre 12 a 70%, com uma média, aproximadamente, de 40%, comparável à colza. À semelhança das outras espécies da família *Brassicaceae*, é recomendado que a camelina não seja cultivada num campo, mais de uma vez, a cada três ou quatro anos (Francis & Warwick, 2009; Mcvay & Lamb, 2008).

Na colheita da cultura, o teor de água presente nas sementes não deve exceder 11%, sendo que para um armazenamento seguro das mesmas, estas deverão ser sujeitas a um processo de secagem, por forma a reduzir a percentagem de água a 8% (Zubr, 1997).

A produção de sementes de camelina varia de acordo com o cultivo, clima e tipo de solo onde no qual a espécie estará inserida. Contudo, os maiores rendimentos de sementes foram relatados em climas mediterrânicos (Berti et al., 2016), como é o caso de Portugal.

Os rendimentos de produtividade de camelina na Eslovénia variam entre 400 e 800 kg por hectare (Rode, 2002). Alguns estudos efetuados no Canadá demonstraram rendimentos de sementes de 1200 a 1500 kg por hectare (Pleesers et al., 1962), sendo que pesquisas mais recentes evidenciam que a produção pode não ser afetada pela data de sementeira, mas sim pela taxa de sementeira, tal como evidenciado na tabela 1.1 (Urbaniak et al., 2008). Na Alemanha, verificou-se que a produção de sementes de camelina é afetada pela data de sementeira e enriquecimento do solo, sendo que a sementeira tardia pode ter consequências negativas a nível deste rendimento. Assim, a produtividade neste país pode variar entre 1150 a 1600 kg por hectare (Marquard & Kuhlmann, 1986). De acordo com (Agegnehu & Honermeier, 1997), foram relatados rendimentos médios entre 1340 e 1900 kg de sementes por hectare, tendo sido, igualmente, concluído que o aumento da taxa de aplicação de azoto incrementa os componentes de rendimento e produtividade. Em França, as culturas da espécie produziram um rendimento máximo de 2,3 toneladas por hectare, mediante uma sementeira tardia e aplicação de azoto a 100 kg por hectare (Champolivier & Merrien, 1996; Waraich et al., 2013). Na Áustria, podem atingir-se produtividades até 2800 kg por hectare (Waraich et al., 2013). No Chile, por fim, uma pesquisa demonstrou que a data de sementeira não afeta o rendimento de sementes e o conteúdo de óleo significativamente. Os rendimentos médios de sementes variaram entre 1310 e 2310 kg por hectare, em diferentes locais e com diferentes datas de sementeira (Berti et al., 2011).

Na tabela 2.1 pode verificar-se a produtividade média de sementes da espécie *Camelina sativa* em diferentes localizações.

**Tabela 2.1:** Rendimento médio de sementes de *Camelina sativa* em diferentes localizações (t ha<sup>-1</sup>).

País	Rendimento médio de sementes	Referência
Canadá	1,5	(Pleesers et al., 1962)
	1,3 (200 sementes m <sup>-2</sup> )	
Canadá	1,4 (400 sementes m <sup>-2</sup> ) 1,5 (600 sementes m <sup>-2</sup> )	(Urbaniak et al., 2008)
Alemanha	1,6 (sementeira prematura) 1,1 (sementeira tardia)	(Marquard & Kuhlmann, 1986)
Alemanha	1,3 1,9	(Agegnehu & Honermeier, 1997)
França	2,3 2,8	(Champolivier & Merrien, 1996)
Áustria	2,2 (400 sementes m <sup>-2</sup> )	(Vollmann et al., 2007)
Chile	2,3	(Berti et al., 2011)
Dinamarca	1,3 2,4	(Zubr, 1997)
Itália	1,2 3,3	(Masella et al., 2014)

### 2.1.5 CARACTERÍSTICAS E UTILIZAÇÕES DA BIOMASSA

A camelina pode ser usada para diversos fins, entre os quais, a produção de biocombustíveis, produtos químicos, indústria cosmética ou rações para animais. Além disto, pode utilizar-se como fonte alimentar ou de suplementos (Berti et al., 2016).

O principal produto obtido a partir da camelina é o óleo (cerca de 40% numa base de matéria seca), que possui como principal característica o elevado teor de ácidos gordos insaturados (aproximadamente 90%), entre os quais, cerca de 50% são polinsaturados (Zubr, 1997). Na categoria de ácidos gordos polinsaturados, óleo de camelina é rico ácido oleico (14-16%), linoleico (15-23%),  $\alpha$ -linolénico (31-40%) e eicosanóico (12-15%). Outros ácidos gordos, presentes em menor quantidade, incluem, ácido palmítico, esteárico e erúxico. As sementes de camelina são, ainda, ricas em proteína e vitamina E (Francis & Warwick, 2009). A composição do óleo pode variar consoante o método de extração, e as condições ambientais e de cultivo (Berti et al., 2016).

Na tabela 2.2 é apresentada uma tabela que resume os vários rendimentos de produtividade da espécie *Camelina sativa*.

**Tabela 2.2:** Rendimentos de produtividade da espécie *Camelina sativa* (Moser, 2012).

Nome da espécie	Teor de óleo/semente (% mássica)	Rendimento das sementes (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	Rendimento de óleo (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )
<i>Camelina sativa</i>	36-47	1500-3000	540-1410

A tabela 2.3 traduz uma comparação da composição química do óleo de Camelina e de outras culturas oleaginosas.

**Tabela 2.3:** Teor de ácidos gordos de diferentes culturas oleaginosas (Putnam et al., 1993).

Teor de ácidos gordos (%)						
Ácido gordo	Camelina	Colza	Soja	Girassol	Crambe	Linhaça
<b>Palmítico (16:0)</b>	7,80	6,19	10,44	6,05	2,41	5,12
<b>Estearico (18:0)</b>	2,96	0	3,95	3,83	0,40	4,56
<b>Oleico (18:1)</b>	16,77	61,33	27,17	17,36	18,36	24,27
<b>Linoleico (18:2)</b>	23,08	21,55	45,49	69,26	10,67	16,25
<b>Linolénico (18:3)</b>	31,20	6,55	7,16	0	5,09	45,12
<b>Araquídico (20:0)</b>	0	0	0	0	0,50	0
<b>Eicosenóico (20:1)</b>	11,99	0	0	0	2,56	0
<b>Erúcico (22:1)</b>	2,80	0	0	0	54,00	0,88
<b>Outros AG</b>	3,40	4,38	5,79	3,5	6,01	3,80

Note-se que, nas sementes oleaginosas, o teor de ácido linolénico varia com a temperatura durante o desenvolvimento das sementes, sendo que, a temperaturas mais elevadas, a síntese de ácido  $\alpha$ -linolénico diminui, causando um aumento dos outros dois constituintes principais: ácido oleico e ácido linoleico (Berti et al., 2016).

Na tabela 2.4 encontra-se representada a variação do teor de óleo das sementes de camelina, mediante a variação de localização.

**Tabela 2.4:** Variação do teor de óleo nas sementes da espécie *Camelina sativa* em diferentes localizações.

Localização	Óleo (%)	Referências
Canadá	38-43	(Gugel & Falk, 2006)
Canadá	35-40	(Urbaniak et al., 2008)
EUA	30-38	(Budin et al., 1995)
Alemanha	37-41	(Zubr & Matthaus, 2002)
Eslovénia	33	(Rode, 2002)

O processamento das sementes, numa escala industrial, para extração do óleo, requer duas etapas: esmagamento e prensagem (Zubr, 1997). Os métodos de prensagem mecânica a quente ou a frio, extração por solvente ou dióxido de carbono supercrítico (SC-CO<sub>2</sub>), são bastante eficientes na extração do óleo. Este último possui um rendimento bastante elevado, apesar de a taxa de extração do óleo ser lenta (Berti et al., 2016). Além disto, antes da aplicação para consumo humano ou em cosméticos, o óleo é sujeito a um processo de filtração e desodorização (Zubr, 1997).

O facto de o óleo de camelina possuir um elevado teor de ácidos gordos insaturados faz com que seja muito utilizado na produção de biodiesel (Mcvay & Lamb, 2008), possuindo, também, características desejáveis para uso alimentar, devido à particularidade de deter uma elevada porção ómega 3 (Francis & Warwick, 2009; Zubr, 2002). Mediante um processo de transesterificação, o óleo de camelina pode ser, por sua vez, utilizado para aplicações em cosméticos, como óleos corporais, cremes ou loções (Francis & Warwick, 2009).

O biodiesel, um combustível renovável produzido a partir de óleos vegetais ou gorduras animais, tem sido revelado como uma das grandes alternativas para substituição do diesel. Para a produção deste combustível são utilizados, principalmente, óleos vegetais obtidos em produções de ampla escala, sendo que as culturas mais utilizadas para este fim são a de soja e colza. Todavia, e no caso da soja, esta é utilizada na alimentação humana, pelo que surge, neste ponto, a questão do conflito e concorrência do uso deste óleo na produção de biodiesel, e inerentemente, de segurança alimentar (de Jesus Borges & Andrade Torres, 2016).

O óleo de camelina pode ser convertido em biodiesel através de vários métodos, sendo que o processo de transesterificação na presença de um catalisador alcalino homogéneo, e excesso de metanol, a temperaturas elevadas, é o mais frequentemente relatado (Moser, 2010; Murphy, 2016).

Ora, uma vez que a composição do óleo de camelina poderá diferir consoante determinados fatores, o biodiesel produzido a partir do mesmo, possuirá propriedades físicas diferentes, sendo que o número de cetano (CN) e a estabilidade oxidativa são dois dos parâmetros mais importantes (Berti et al., 2016).

A partir de óleo de camelina é possível obter *Hydroprocessed renewable jet (HRJ) fuel*, isto é, combustíveis para a aviação renováveis. O processo inerente a este produto integra, muito sucintamente, duas etapas: hidrodessoxigenação inicial (HDO) ou hidrotreatamento, craqueamento catalítico seletivo (SCC) e isomerização, seguida de separação e formulação do produto. O combustível de aviação produzido a partir de camelina possui propriedades comparáveis aos combustíveis convencionais, com emissões de partículas e monóxido de carbono significativamente mais reduzidas (Berti et al., 2016).

É pertinente referir que a questão do conflito entre produção de alimentos e biocombustíveis também está presente no uso do óleo de camelina. Este possui bastantes benefícios potenciais para a saúde humana, podendo ser utilizado como óleo de cozinha ou até mesmo em refeições como saladas. No entanto, não é adequado para frituras a alta temperatura devido aos teores elevados em ácidos gordos insaturados. O alto conteúdo de ácidos gordos polinsaturados, nomeadamente, o ómega 3, torna o óleo de camelina igualmente adequado para suplementos nutricionais (Berti et al., 2016).

Os *oil cakes*, também conhecidos por bagaços ou tortas, constituem um subproduto do processamento da semente, correspondendo a um resultado considerável em termos económicos. Contêm cerca de 10% de óleo residual, cerca de 45% de proteína bruta, 13% de fibras, 5% de minerais e quantidades menores de outras substâncias como vitaminas, por exemplo. A atração neste subproduto prende-se, principalmente, com a sua composição em aminoácidos, sendo a alimentação de aves um destino possível para o mesmo (Zubr, 1997).

A farinha de camelina, um subproduto do processo de extração do óleo, pode ser convertida em intermediários de combustíveis líquidos com alto teor de carbono e energia, através de pirólise rápida. Esses intermediários de combustível podem ser usados como matéria-prima para produção de diesel renovável, ou como fonte de compostos de hidrocarbonetos aromáticos que poderão ser usados na formulação de combustível de aviação renovável (Murphy, 2016).

Tanto o óleo de camelina como a farinha podem ser usados para rações animais, devido ao seu elevado teor em ómega 3 e proteína, respetivamente (Berti et al., 2016; Francis & Warwick, 2009; Mcvay & Lamb, 2008).

Posto isto, o óleo de camelina pode ser convertido com sucesso em biodiesel, e combustível de aviação renovável com características físicas, químicas e de combustão similares aos combustíveis convencionais derivados de petróleo. Os biocombustíveis derivados de camelina permitem reduzir drasticamente as emissões de gases de efeito de estufa, nomeadamente numa percentagem de 75 a 80%, em comparação com os combustíveis convencionais (Moser, 2010).

## 2.2 CONTAMINAÇÃO DE SOLOS COM METAIS PESADOS

O solo é parte integrante da Biosfera, consagrando-se como um sumidouro geoquímico de contaminantes, com capacidade de controlar o transporte de elementos e substâncias químicas para os restantes subsistemas terrestres. Todavia, a produtividade é a função mais importante do solo, já que na sua ausência não seria possível a sobrevivência dos seres humanos (Kabata-Pendias, 2011). Só durante o século passado, ocorreu um aumento na produção de áreas cultivadas bastante significativo. Entre 1908 e 2008, a capacidade de suporte da terra arável aumentou de 1,9 para 4,3 pessoas por hectare, à custa da introdução e posterior aplicação de fertilizantes azotados. De acordo com algumas estimativas estipula-se que a população mundial em 2050 será de mais de 9,6 bilhões de pessoas, pelo que, para alimentar um número como este, será essencial que o desenvolvimento de novos tipos de fertilizantes continue, sendo que a sua implementação não deve perturbar o já enfraquecido ecossistema da Terra (Sturikova et al., 2018).

Apesar de o avanço das economias mundiais ter originado desenvolvimento e bem-estar, surgiu também uma contaminação massiva de terrenos devido à industrialização, urbanização e práticas agrícolas, despontando-se, neste contexto, a questão dos problemas de contaminação dos solos, nomeadamente, por metais pesados (Raj et al., 2018). A poluição do solo ocorre quando existe predominância de um elemento ou substância em concentrações superiores às consideradas naturais, derivada de atividades humanas, e com efeitos prejudiciais ao meio ambiente e seus componentes. Deste modo, um solo é considerado poluído quando existe uma concentração limiar que começa a afetar os processos biológicos (Kabata-Pendias, 2011; Knox et al., 1999). A contaminação do solo, por sua vez, ocorre quando a composição deste se desvia da normalidade (Knox et al., 1999), ou seja, quando o estado químico do mesmo se afasta dos padrões regulares, não existindo um efeito prejudicial sobre os organismos (Kabata-Pendias, 2011).

Embora os metais pesados possam ocorrer naturalmente no solo, as contribuições adicionais dos mesmos provêm de atividades antropogénicas como agricultura, urbanização, industrialização e mineração. A poluição por metais pesados é persistente e irreversível, degradando a qualidade atmosférica, dos corpos de água e culturas alimentares, e ameaçando a saúde e bem-estar dos animais e seres humanos através das cadeias alimentares (Z. Li et al., 2014). Assim, os solos podem ser contaminados pela acumulação de metais pesados e metalóides através de emissões de áreas industriais em rápida expansão, rejeitados de minas, aplicação de fertilizantes e pesticidas, entre outras atividades reconhecidas (Wuana & Okieimen, 2011). Inerentemente, a contaminação dos solos ocorre principalmente em regiões industriais, nas quais fábricas, veículos motorizados e resíduos municipais são as fontes mais importantes de metais (Kabata-Pendias, 2011).

A contaminação do solo é, efetivamente, uma das maiores preocupações entre as ameaças a este recurso a nível europeu e mundial, sendo que um estudo efetuado revela que 120 000N km<sup>2</sup>, o equivalente a 28,3% da superfície total da União Europeia, possui um ou mais elementos com

---

concentrações acima do nível limiar. As regiões da Europa Central e Ocidental, Itália Central, Grécia e Sudeste da Irlanda consagram-se como as mais preocupantes, nas quais é sugerida uma avaliação e monitorização pormenorizadas (Tóth et al., 2016).

### 2.2.1 DEFINIÇÃO DE METAIS PESADOS E IMPACTES ASSOCIADOS À SUA PRESENÇA NOS SOLOS

É geralmente aceite que os metais pesados são substâncias perigosas para o ambiente, cuja deposição nos solos e absorção pela vegetação afetam a fertilidade do solo, o desenvolvimento das plantas e a produtividade agrícola, havendo também o risco de contaminação superficial e subterrânea. Algumas das substâncias geralmente admitidas nesta categoria são o chumbo (Pb), cádmio, cobre, zinco (Zn), arsénio, manganês, mercúrio e níquel (Raj et al., 2018). Torna-se necessário compreender que os metais pesados não são tóxicos por si só, mas sim quando um certo limiar de concentrações internas é excedido. Além disto, alguns elementos, designados micronutrientes ou oligoelementos, possuem funções essenciais nas células vegetais, como é o caso do cobre, ferro, níquel, ou Zn, por exemplo. Somente quando a concentração interna excede um certo limite, os metais exercem efeitos tóxicos e são denominados metais pesados (Bothe et al., 2010). Acrescentando ao ponto anterior, sabe-se que os metais pesados se tornam contaminantes no solo devido, essencialmente, ao facto de as suas taxas de geração artificiais serem mais rápidas do que naturais. Somando a esta situação, existe ainda o facto de os metais serem muitas vezes transferidos de minas para locais aleatórios, nos quais existe maior potencial de exposição direta, além de que a forma química em que um metal é encontrado no sistema ambiental recetor pode torná-lo mais biodisponível, podendo ser absorvido e utilizado pelos seres vivos (Wuana & Okieimen, 2011).

Além de os metais pesados poderem destruir o funcionamento normal dos solos, provocar stress nas culturas e impedir o seu crescimento, no caso de serem absorvidos pelas culturas, podem também entrar na cadeia alimentar e prejudicar a saúde humana (Raj et al., 2018). Note-se que a transferência dos metais para as plantas pode variar de metal para metal. Enquanto que o Pb, por exemplo, é tóxico para os organismos vivos, independentemente da sua presença em doses baixas, o Zn é um micronutriente necessário para as reações bioquímicas, embora as suas concentrações excessivas levem à toxicidade das culturas (Rai et al., 2019). A acessibilidade dos metais pesados nos solos é afetada por fatores como pH, temperatura, concentração de nutrientes e teor de água disponível (Kumar et al., 2019).

O desenvolvimento de novos métodos agrícolas sustentáveis, como forma de restauração e reabilitação de solos contaminados com metais pesados implica, primeiramente, uma avaliação do estado atual deste sistema. Conhecendo a veracidade desse estado, torna-se possível uma projeção de tecnologias mais sustentáveis. Sendo a poluição do solo um problema grave em todo o mundo, é essencial priorizar a sua remediação, sendo que de entre diversas estratégias, a fitorremediação surge como uma abordagem com bastante reconhecimento (Kumar et al., 2019).

---

## 2.2.2 A PROBLEMÁTICA DA CONTAMINAÇÃO DE SOLOS COM CHUMBO

O Chumbo (Pb) não é considerado um elemento essencial, não desempenhando nenhuma função fundamental conhecida no corpo humano, pelo que a exposição ao mesmo poderá refletir-se em lesões graves para o ser humano. Este elemento é particularmente perigoso, na medida em que pode acumular-se, não só em organismos individuais, como também em cadeias alimentares inteiras. A poluição do solo devida ao Pb resulta, essencialmente, da mineração e de atividades industriais, pelo que locais adjacentes a fundições de Pb e de deposição de resíduos de minas são conhecidos por conterem concentrações elevadas deste metal no solo. O destino do Pb, com origem antropogénica, nos solos é uma grande preocupação, uma vez que este elemento é perigoso para o Homem e para os animais, não só a partir da cadeia alimentar, como também pela inalação de poeiras ou do próprio solo (Kabata-Pendias, 2011).

O maior uso mundial de Pb destina-se à produção de baterias chumbo-ácido, podendo, no entanto, ser utilizado em cabos, produtos químicos ou outros afins. Atualmente, o uso de Pb na gasolina como aditivo antidetonante em países desenvolvidos tem sido eliminado para reduzir a poluição atmosférica por Pb, estimando-se o valor médio global do Pb total para diferentes solos em 27 mg/kg (Wuana & Okieimen, 2011).

A exposição ao Pb pode resultar numa vasta gama de efeitos biológicos, dependendo no nível e duração da exposição. A inalação e ingestão são duas vias de exposição ao Pb, sendo que a fonte mais grave de exposição ao Pb presente no solo é a sua ingestão direta ou de poeira contaminados. Por meio destes processos, este elemento pode acumular-se em órgãos do corpo humano, como o cérebro, podendo levar ao envenenamento e, em casos extremos, à morte. Note-se, no entanto, que apesar de o envenenamento por Pb ser bastante grave, é, atualmente, é muito raro. O trato intestinal, rins e sistema nervoso central são igualmente afetados pela presença deste metal., sendo que crianças expostas ao Pb correm riscos de desenvolvimento prejudicado, QI mais reduzido, redução da capacidade de atenção, hiperatividade e deterioração mental, notando o facto de idades inferiores a 6 anos apresentarem riscos mais substanciais. Os adultos sofrem, geralmente, uma diminuição do tempo de reação, perda de memória, náuseas, insónias, anorexia e enfraquecimento das articulações, quando expostos a este metal (Wuana & Okieimen, 2011).

O Pb é também considerado uma ameaça para as populações de animais selvagens em todo o mundo, sendo que, no caso das aves, por exemplo, é uma causa primária de mortalidade (Sriram et al., 2018), podendo potencialmente levar à morte, declínio populacional e perda de biodiversidade (Plaza et al., 2018).

Em geral, as plantas não absorvem nem acumulam Pb, embora nos solos que apresentam um elevado teor de Pb, seja possível alguma absorção do mesmo. Alguns estudos mostraram que o Pb não se

---

acumula facilmente nas partes de frutificação das culturas hortícolas e fruteiras, tomando como exemplo as culturas de milho, feijão, abóbora, tomate, morangos e maçãs. Concentrações mais elevadas são mais facilmente encontradas em produtos hortícolas constituídos por folhas, sendo a alface um bom exemplo, e na superfície das raízes, como é o caso das cenouras. Uma vez que as plantas não absorvem grandes quantidades de Pb do solo, os níveis considerados seguros para as plantas serão, deste modo, muito mais elevados do que os níveis de Pb do solo, quando a ingestão do mesmo é uma preocupação (por exemplo crianças a brincarem) (Wuana & Okieimen, 2011).

### 2.2.3 A PROBLEMÁTICA DA CONTAMINAÇÃO DE SOLOS COM ZINCO

O Zinco (Zn) caracteriza-se por ser um micronutriente, pelo que está envolvido em todas as funções metabólicas e celulares das plantas, sendo essencial para o crescimento das mesmas. Considerado um ião metálico, com propriedades redox, este elemento desempenha, não só um papel catalítico, como também estrutural na estabilização de proteínas (Hansch & Mendel, 2009). No entanto, este elemento é necessário em quantidades muito menores do que os nutrientes primários, como azoto, fósforo, enxofre e potássio. As porções essenciais de Zn variam entre 15 e 50 mg por grama de matéria seca. Este elemento possui, então, um papel substancial em muitos processos biológicos, sendo essencial para o crescimento adequado de plantas, animais e seres humanos. No caso das plantas o Zn está envolvido em várias funções fisiológicas fundamentais, tais como, estrutura da membrana, fotossíntese, síntese proteica e tolerância à seca e doenças (Noulas et al., 2018). No entanto, quando presentes em concentrações elevadas, as mesmas propriedades redox que tornam os iões metálicos elementos essenciais, levam à formação de espécies reativas de oxigénio com consequências prejudiciais para as células (Hansch & Mendel, 2009). Deste modo, quando em concentrações excessivas, este metal pode causar contaminação do solo, água e cadeias alimentares. Em solos não fertilizados e não contaminados, o conteúdo de Zn varia de 10 a 300 mg/kg de matéria seca, sendo a média geral de cerca de 50 a 55 mg/kg. Geralmente, para teores acima de 300 mg/kg, consideram-se os níveis deste metal tóxicos. (Noulas et al., 2018). Note-se que as referidas concentrações se encontram intimamente associadas à textura do solo, sendo os valores de Zn geralmente mais reduzidos em solos arenosos, e apresentando uma maior concentração em solos calcários e orgânicos (Kabata-Pendias, 2011) Os níveis excessivos de Zn no corpo humano podem, por sua vez, afetar os níveis de concentração de lipoproteínas de alta densidade e perturbar o sistema imunitário (Rai et al., 2019). Este componente é utilizado em muitas indústrias, principalmente como proteção anticorrosiva do aço. Pode, também, ser empregue como catalisador em diferentes produções químicas, além da sua possível utilização em baterias, equipamentos de automóveis, tubos e aparelhos domésticos. Os seus diferentes compostos possuem, ainda, aplicações médicas e dentárias (Kabata-Pendias, 2011). O Zn é principalmente libertado para o solo a partir de minerais que contêm óxidos de Zn, sulfatos, sulfuretos, carbonatos, silicatos e fosfatos, que são, por sua vez, libertados da rocha-mãe. Outras fontes incluem processos atmosféricos, como atividade vulcânica, processos bióticos, como decomposição e, por último, mas não menos importante, atividade antropogénica. (Sturikova et al., 2018)

---

A grande maioria da adição de Zn aos solos ocorre durante atividades industriais, como mineração, combustão de resíduos e processamento de aço (Wuana & Okieimen, 2011). As fontes antropogénicas deste elemento estão, maioritariamente relacionadas com a indústria metalúrgica não-ferrosa e com a prática agrícola, sendo importante notar que estimar a poluição de Zn nos solos é um processo que acarreta dificuldades, devendo-se os problemas adicionais relacionados com este metal, às possíveis mudanças na sua especiação (Kabata-Pendias, 2011).

O registo dos teores médios de Zn nos solos europeus varia entre 7 e 89 mg/kg, sendo os mais baixos na Dinamarca e os mais elevados em Itália. Sabe-se que as práticas agrícolas aumentam os teores de Zn nos solos superficiais, sendo importante notar que o balanço deste metal demonstra que os seus níveis de entrada são superiores aos de saída. Apenas nas regiões florestais não poluídas da Suécia é que a descarga deste elemento por fluxo de água é superior à sua entrada atmosférica (Kabata-Pendias, 2011).

## 2.3 UTILIZAÇÃO DE CULTURAS ENERGÉTICAS NA FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM METAIS PESADOS

Ao longo dos anos, têm sido desenvolvidas, técnicas de remediação para limpar ou restaurar os solos contaminados por metais pesados. As técnicas de imobilização, lavagem do solo e fitorremediação são frequentemente apresentadas como as melhores tecnologias disponíveis para a remediação de locais contaminados com metais pesados (Wuana & Okieimen, 2011)(Liu et al., 2018).

O termo “fitorremediação” é utilizado para referenciar plantas suscetíveis de remediar um meio contaminado, sendo que este processo usufrui da capacidade da espécie para remover poluentes do ambiente, tonando-os inofensivos ou menos perigosos. A fitorremediação inclui vários processos, sendo que a fitoextração e a fitoestabilização se consagram como os mais confiáveis para metais pesados (Vamerali et al., 2010).

O potencial de algumas culturas para fins de fitorremediação tem sido estudado nos últimos anos, especialmente em plantas da família *Brassicaceae*, atentando ao grande número de espécies hiperacumuladoras pertencentes a esta família. Note-se que foram já verificados valores de acumulação interessantes ao nível das referidas culturas, além de que espécies herbáceas ou de biomassa lenhosa podem ser promissoras no que diz respeito à sua capacidade de alta produtividade (Vamerali et al., 2010).

### 2.3.1 FITORREMEDIAÇÃO E PRINCIPAIS MECANISMOS

---

A fitorremediação consiste no cultivo de plantas em solos contaminados com fim à remoção de metais pesados ou à sua estabilização até estes se encontrarem num estado inofensivo. Pode ser definida como uma estratégia de remediação *in-situ* que utiliza vegetação e microbiota associada, fertilizantes do solo, e técnicas agronómicas para remover, conter ou tornar os contaminantes ambientais inofensivos. Contrariamente aos tratamentos físicos e químicos que alteram irreversivelmente as propriedades do solo, a fitorremediação melhora, geralmente, a qualidade fisiológica, química e biológica dos solos contaminados. Deste modo, esta técnica é teoricamente preferível e amplamente aceite, tendo sido intensivamente estudada em termos de viabilidade (Liu et al., 2018). A fitorremediação inclui vários processos, tal como evidenciado na tabela 2.5.

**Tabela 2.5:** Diferentes áreas da fitorremediação (Vamerali et al., 2010)

<b>Tecnologia</b>	<b>Descrição</b>
<b>Fitoextração</b>	Captação de poluentes do ambiente e sua concentração na biomassa vegetal passível de ser colhida;
<b>Fitoestabilização</b>	Redução da mobilidade e biodisponibilidade de poluentes no meio ambiente;
<b>Fitovolatilização</b>	Remoção de poluentes do solo ou água e sua libertação no ar, por vezes como resultado da fitotransformação em substâncias mais voláteis e/ou menos poluentes;
<b>Fitotransformação</b>	Modificação química de poluentes como resultado do metabolismo das plantas, resultando, frequentemente, na sua inativação, degradação (fitodegradação) ou imobilização (fitoestabilização);
<b>Rizofiltração</b>	Utilização de raízes de plantas para absorver e adsorver poluentes ou nutrientes da água e águas residuais.

### 2.3.2 OPORTUNIDADES E DESAFIOS DECORRENTES DA FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS POR METAIS PESADOS POR CULTURAS ENERGÉTICAS

A utilização de culturas energéticas tem uma elevada potencialidade em processos de fitorremediação. A maioria destas culturas apresenta elevada tolerância à contaminação com metais pesados e a elevada produtividade e potencial de valorização da cultura tornam o processo viável, quer do ponto de vista ambiental, mas também do ponto de vista económico. Note-se, que a maioria dos trabalhos sobre

o uso de culturas energéticas em solos contaminados, por exemplo, com metais pesados, indica que a maior parte da contaminação permanece na biomassa subterrânea. Este mecanismo de tolerância apresentado pelas culturas energéticas pode ser benéfico, uma vez que a qualidade da biomassa permanece similar, permitindo assim a valorização da matéria cultivada.

(Barbosa et al., 2019; Liu et al., 2018). Em relação aos efeitos socioeconómicos, a produção de culturas energéticas em terras degradadas pode, também, contribuir para o aumentar e diversificar o rendimento dos agricultores, possibilitando a exploração de terrenos menos produtivos com valor limitado para a agricultura convencional. Além da diversificação das atividades agrícolas, a produção de culturas energéticas em solos contaminados proporciona uma expansão da economia rural, influenciando as questões a nível de emprego, já que contribui para evitar um êxodo rural, fomentando um desenvolvimento destas zonas mais equilibrado (Barbosa et al., 2019).

Nos últimos anos, têm sido exploradas plantas de crescimento rápido para fitoextração de metais pesados, como é o caso da mostarda indiana (*Brassica juncea*) e do choupo híbrido (*Populus spp.*). Estas plantas, embora não sejam hiperacumuladoras de metais, apresentam um maior rendimento de biomassa aérea, demonstrando uma capacidade global comparável de extração de metais. Mais importante ainda, é o facto de a biomassa produzida poder ser colhida como matéria-prima para biocombustíveis (Liu et al., 2018).

### 2.3.3 PROCESSOS DE CONVERSÃO ENERGÉTICA UTILIZADOS NA BIOMASSA CONTAMINADA COM METAIS PESADOS

Um dos principais desafios para a comercialização da fitoextração tem sido a questão do destino da biomassa vegetal contaminada, especialmente no caso de culturas onde grandes quantidades de matéria possam ser produzidas (Wuana & Okieimen, 2011).

A biomassa resultante da fitoextração pode ser queimada após a sua colheita e as cinzas daí resultantes, processadas para recuperação dos metais nelas contidos. Ao invés deste processo, as cinzas podem simplesmente ser encaminhadas para aterro. Assim, muito sucintamente, a biomassa contaminada pode ser utilizada para a produção de energia, enquanto que as cinzas remanescentes podem ser descartadas, incluídas em materiais de construção, ou submetidas à extração de metais. Note-se que a utilização da biomassa como alimento humano ou animal é proibido, sendo que, no caso do uso de árvores para extração de metais, as raízes devem ser removidas e descartadas no fim do processo (Liu et al., 2018; Vamerli et al., 2010). Outros métodos de valorização das cinzas, contendo metais pesados, e provenientes de culturas energéticas utilizadas na fitorremediação, podem ser as aplicações agrícolas e florestais, desde que os teores de metais contidos na biomassa estejam abaixo dos limites legais contemplados na legislação. Contudo, este procedimento não promove uma solução real para a recuperação do metal e valorização da biomassa, uma vez que, os metais regressam ao solo (Barbosa, 2014). As concentrações de metais pesados nas cinzas de biomassa, tais como Zn e

---

Pb são extremamente importantes para que se possa efetuar uma utilização sustentável das cinzas, sendo que, aquando da sua presença em quantidades moderadas, a concentração de metais pesados das cinzas não prejudica o desenvolvimento das culturas nem a atividade microbiana do solo. Numa abordagem mais pormenorizada, as cinzas da biomassa possuem diferentes destinos de utilização, entre os quais, a correção do solo e adubação, produção de materiais de construção e absorventes, e, ocasionalmente, síntese e produção de minerais, cerâmica e outros materiais. A utilização de cinzas na agricultura está, por sua vez, dependente da natureza das mesmas, do acesso à terra nas proximidades, tipos de solo e dos níveis de nutrientes existentes no solo (Ferreira, 2015).

Apesar de a combustão se consagrar como o processo mais conhecido no que diz respeito ao destino da biomassa, é importante notar que são várias as tecnologias de conversão energética a que a matéria pode ser sujeita. A biomassa deve ser, fundamentalmente, armazenada, descartada ou utilizada de forma adequada para não representar qualquer risco ambiental (Wuana & Okieimen, 2011).

A compostagem e compactação, por sua vez, podem ser empregues como abordagens de redução de volume para a reutilização da biomassa (Wuana & Okieimen, 2011). O processo de compostagem, sendo um método que reduzirá o volume da biomassa, pode integrar benefícios em termos de logística da mesma, nomeadamente, a nível a armazenamento e transporte. Os metais podem, de seguida, ser obtidos a partir da biomassa composta, mediante processos de lixiviação, que aumentam a solubilidade dos metais (Barbosa et al., 2019).

No entanto, os processos de conversão termoquímica são os principais caminhos potenciais para a conversão de biomassa colhida de solos contaminados com metais pesados. A combustão controlada e gaseificação de biomassa são processos passíveis de produzir uma mistura de gás que permite a geração de energia térmica e elétrica. Aquando da queima de biomassa, o procedimento deve ser manuseado em condições controladas, por forma a evitar a libertação de gases e partículas para a atmosfera. Além disto, as cinzas resultantes deste processo devem ser descartadas adequadamente. Se gasificada, os óxidos metálicos libertados da biomassa devem permanecer na escória e a poeira que contem o metal deve ser capturada por meio de técnicas como a limpeza do gás resultante da gasificação. No caso de a biomassa ser submetida a pirólise, devem ser tomados cuidados especiais aos resíduos de pirólise passíveis de conter metais pesados. Quando as concentrações dos contaminantes excedem os limites impostos pelos regulamentos (por exemplo, europeus), a biomassa ou os resíduos resultantes devem ser adequadamente eliminados de acordo com as regras dos países (Barbosa et al., 2019).

A tecnologia de fitoextração demonstra um interesse adicional, relacionado com a possibilidade de recuperação de metais da biomassa após a sua colheita. Diversas abordagens podem ser aplicadas para recuperar metais pesados ou outros contaminantes inorgânicos da biomassa e, simultaneamente, obter um produto com valor económico (Barbosa et al., 2019).

---





### 3 METODOLOGIA

A metodologia utilizada para determinar o potencial de produtividade das culturas de verão e inverno de *Camelina sativa* em solos contaminados com metais pesados, teve por base a realização de ensaios em vasos, nos quais foram testadas diferentes concentrações de Zn e Pb.

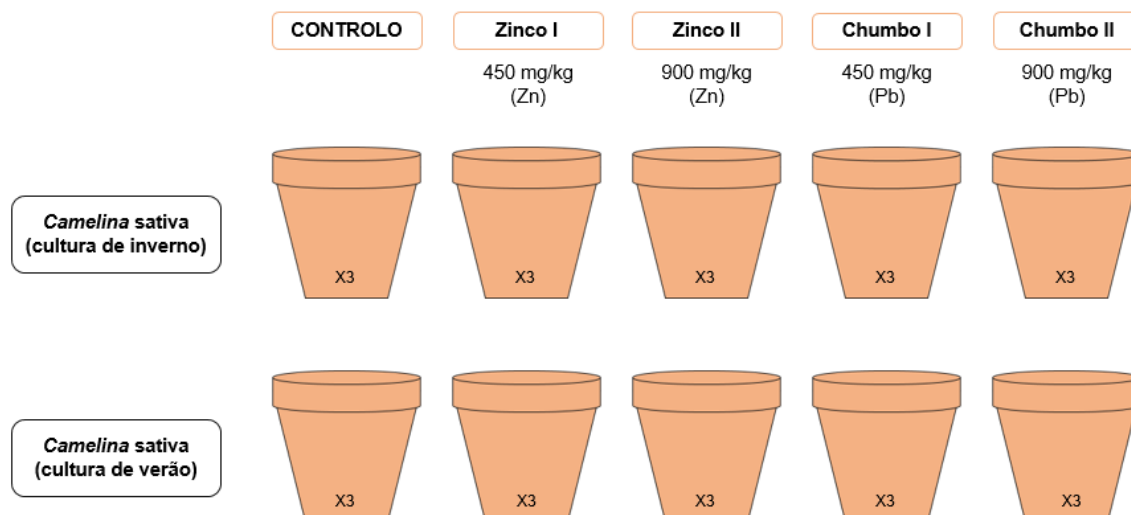
Os solos foram contaminados artificialmente com diferentes concentrações de Zn e Pb, tendo sido tomados em conta os valores limite de concentração de metais pesados nos solos em função do seu pH. Assim sendo, e de acordo com o Decreto-Lei nº. 276/2009, os referidos valores são de 450 mg/kg de matéria seca para ambos os metais.

Posto isto, foram contaminados vasos com Zn I, e outros com Zn II, sendo que esta contaminação foi efetuada no limite e no dobro da dosagem permitida por lei, ou seja, 450 e 900 mg/kg de matéria seca, respetivamente. O processo de contaminação com Pb foi realizado exatamente da mesma forma.

Foram preparados vasos de controlo, isto é, sem qualquer tipo de contaminação, por forma a ser possível obter uma base de comparação da produtividade e qualidade da biomassa entre os resultados obtidos nas condições anteriores e os verificados num solo não contaminado.

Em metade dos vasos foi semeada a cultura de inverno e na outra metade a cultura de verão. A sementeira das duas variedades da espécie *Camelina sativa* foi efetuada em vasos que continham 12 kg de terra, com uma área de cerca de 0,071 m<sup>2</sup>. Para cada nível de contaminação e cultura os ensaios foram realizados em triplicado.

O ensaio resulta num total de 30 vasos analisados, tal como representado na Figura 3.1.



**Figura 3.1:** Esquema dos ensaios para os vasos

A contaminação dos solos foi efetuada de modo a serem atingidos os valores limite de concentração estipulados por lei. Deste modo, foram colocadas as seguintes quantidades em cada vaso:

- **Zinco I:** 450 mg/kg (Zn), utilizando o sal  $Zn(NO_3)_2$
- **Zinco II:** 900 mg/kg (Zn), utilizando o sal  $Zn(NO_3)_2$
- **Chumbo I:** 450 mg/kg (Pb), utilizando o sal  $Pb(NO_3)_2$
- **Chumbo II:** 900 mg/kg (Pb), utilizando o sal  $Pb(NO_3)_2$

Os vasos foram semeados no mês de novembro do ano de 2018, sendo que, a partir do momento em que as plantas revelaram algum grau de desenvolvimento (cerca de 20 cm de altura), foi realizado um processo de fertilização com os seguintes nutrientes:

- 3 g N m<sup>-2</sup> (ureia, 46% N);
- 3 g N m<sup>-2</sup> (Nitrolusal, mistura de  $NH_4NO_3 + CaCO_3$ , 27% N);
- 17 g K<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> (sulfato de potássio, 51% K<sub>2</sub>O);
- 23 g P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> m<sup>-2</sup> (superfosfato, 18% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>);

A par de todos os procedimentos efetuados, foi efetuada uma irrigação constante, nomeadamente entre duas e três vezes por semana, bem como um acompanhamento do ciclo de crescimento das culturas. Por cada irrigação realizada, eram utilizados, aproximadamente, 0,42 L por vaso, satisfazendo esta quantidade as necessidades das plantas.

As análises efetuadas tiveram como foco principal a avaliação das características físico-químicas do solo e da biomassa, tendo sido realizados testes neste sentido. Por forma a avaliar a capacidade da espécie *Camelina sativa* em termos de produção e diminuição da toxicidade do solo, foram realizadas

análises a este sistema e à biomassa. No que diz respeito a esta última, foi efetuada uma caracterização da mesma, nomeadamente, a nível do seu teor de cinzas, metais pesados, azoto e fósforo totais, além da avaliação da sua produtividade.

### 3.1 METODOLOGIAS APLICADAS À CARACTERIZAÇÃO DO SOLO

O solo é um componente essencial dos recursos terrestres, constituindo a base da alimentação. Apresentando-se como um recurso não renovável, a sua crescente degradação tem vindo a tornar-se num panorama bastante preocupante, tendo em conta os limites finitos deste sistema. Um dos focos da presente pesquisa passava, efetivamente, por compreender de que modo o crescimento de culturas energéticas poderia contribuir para a descontaminação de solos contaminados com metais pesados. Assim sendo, foram efetuadas análises a amostras de controlo, nas quais o solo não havia sido previamente contaminado, para, posteriormente, se realizarem os mesmos testes ao solo com presença de metais pesados.

A recolha de solos foi efetuada numa área do *Campus* da FCT-UNL, mediante o auxílio de instrumentos como pás e enxadas. O solo recolhido foi submetido a um processo de crivagem, antes da sua colocação nos vasos para o ensaio.

A tabela 3.1 sintetiza as metodologias analíticas selecionadas para a caracterização das amostras de solo.

**Tabela 3.1:** Métodos analíticos utilizados na caracterização dos solos.

<b>Parâmetros</b>	<b>Métodos</b>
Humidade	Perda de peso após secagem a $105 \pm 2^\circ\text{C}$ (4h), repetida até peso constante, expressa em relação à amostra húmida (NP 84, 1965).
Carbono orgânico	Método Walkley-Black (Walkley & Black, 1934).
pH	Determinação efetuada por potenciometria com eletrodo de vidro, numa suspensão de terra em água destilada na razão de 1/2.5 (Baize, 2000).
Condutividade	Determinação efetuada com um condutivímetro, numa suspensão de terra em água destilada na razão de 1/2.5 (Baize, 2000).
Capacidade de troca catiónica	Determinação pelo método de Chapman a pH 7 com $\text{NH}_4\text{OAc}$ 1M (Ross & Ketterings, 2011).
Azoto total	Digestão a quente com $\text{HNO}_3$ e $\text{HCl}$ . Determinação do teor de azoto no digerido (Watts e Halliwell, 1996).
Fosfatos extraíveis	Extração com $\text{NaHCO}_3$ 0.5M, na razão L/S igual a 200 (Olsen et al., 1954). Determinação dos fosfatos no extrato filtrado, por espectrofotometria de absorção molecular, através da formação de um complexo corado com uma solução de molibdato de amónio, na presença de ácido ascórbico e de tartarato de potássio e antimónio (Watanabe e Olsen, 1965).
Fósforo total	Digestão a quente com $\text{HNO}_3$ e $\text{H}_2\text{SO}_4$ . Determinação dos fosfatos no digerido (Watts e Halliwell, 1996).
Na, K, Ca, Mg, Zn, Pb	Água-régia: Digestão com água-régia de acordo com a Norma ISO 11466 (1995) (ISO 11466, 1995). Determinação dos metais, no digerido, por espectrofotometria de absorção atómica. Determinação dos metais, nos extratos, por espectrofotometria de absorção atómica.

### 3.2 METODOLOGIAS APLICADAS À CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA

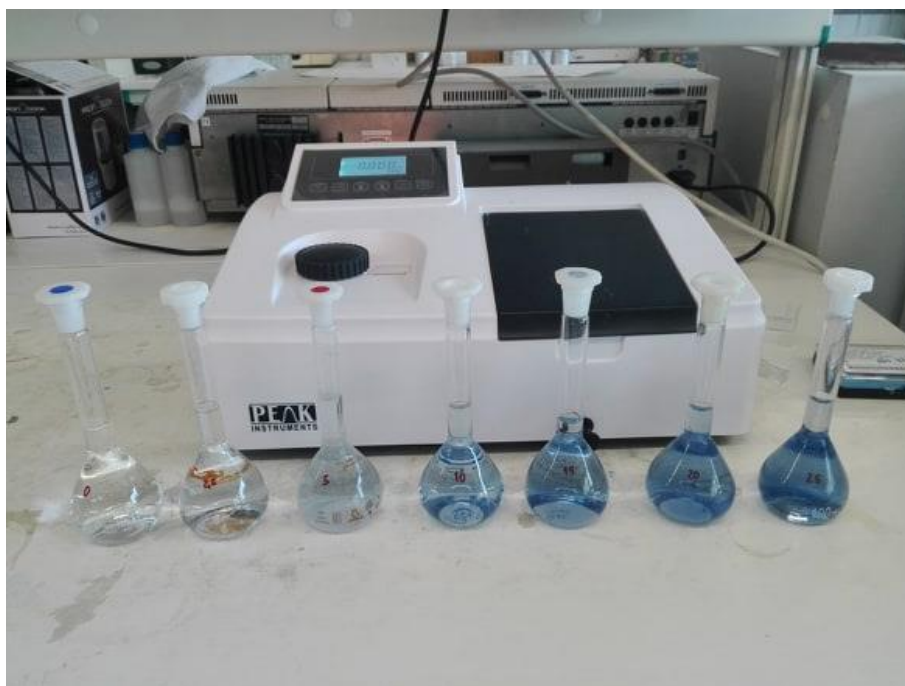
Um dos objetivos do presente trabalho passava por compreender de que modo o crescimento das culturas energéticas de *Camelina sativa* em solos contaminados com metais pesados poderia ser viável em termos de produção energética. Assim, seria necessária uma avaliação da produtividade da biomassa adquirida, por forma a concluir qual seria a viabilidade de sujeitar o material obtido a processos de conversão energética. Note-se que a capacidade das culturas para considerar a diminuição das concentrações de metais no solo em função da sua absorção dos mesmos e da produção de biomassa, desempenha um papel fundamental na obtenção de aceitação regulamentar.

Os cálculos das produtividades, expressos em g.m<sup>-2</sup>, para as diferentes componentes (caules, folhas, siliques e raízes) basearam-se na seguinte equação geral:

$$\text{Produtividade} = \frac{\text{Peso seco da componente da planta (g)}}{\text{Área do vaso (m}^2\text{)}}$$

A biomassa seca foi acondicionada em sacos de plástico devidamente identificados, tendo sido, de seguida, armazenada num local seco e fresco até o seu conteúdo ser analisado.

Tendo em conta que as culturas estudadas foram sujeitas a um processo de crescimento em solos contaminados com metais pesados, foi igualmente necessário um estudo da quantidade presente destes elementos na biomassa. Além disto, foram estudados os teores de fósforo e azoto totais contidos no material, apresentando-se, de seguida, as figuras 3.2 e 3.3, ilustrativas destes processos, de forma respetiva.



**Figura 3.2:** Determinação do teor de fósforo total recorrendo a um espectrofotômetro de absorção molecular.



**Figura 3.3:** Determinação do teor de azoto total recorrendo a um destilador.

Assim, caracterização da biomassa foi efetuada mediante parâmetros morfológicos e físico-químicos, tal como demonstrado nas tabelas 3.2 e 3.3, de forma respetiva.

A avaliação da morfologia das culturas foi realizada para a totalidade dos vasos e para todas as plantas integrantes dos mesmos, tendo sido feita uma análise de cada cultura, de forma individual. Assim sendo, cada planta presente num determinado vaso foi dividida em quatro secções, de modo a ser possível o estudo da sua raiz, caule, vagens e folhas. Além de terem sido anotados os comprimentos individuais de cada planta, foi contabilizado o número total das mesmas, por cultura e por cada vaso.

A tabela 3.2 integra todo o procedimento acima referido para o estudo dos parâmetros morfológicos da planta.

**Tabela 3.2:** Parâmetros morfológicos analisados por estrutura da planta e respetiva metodologia

Parâmetro	Estruturas da planta				Metodologia
	Caules	Folhas	Raízes	Vagens	
Altura/comprimento	•				Medição com fita-métrica
Número /vaso				•	Contagem
Peso	•	•	•	•	Determinação por pesagem

Após a colheita e separação das estruturas integrantes de cada cultura, foi contabilizado o peso fresco de cada componente integrante da espécie presente no respetivo vaso. Posteriormente, a biomassa tratada foi inserida na estufa, na qual foi sujeita a um processo de secagem, por forma a perder qualquer percentagem de humidade que pudesse conter. Após a sua saída da estufa, foi contabilizado o peso seco dos respetivos componentes inerentes a cada planta, e correspondentes a determinada cultura.

O material seco foi, seguidamente, sujeito a um processo de moagem, identificado e armazenado, tendo sido a partir do mesmo efetuadas todas as análises necessárias e traduzidas na tabela 3.3.

**Tabela 3.3:** Parâmetros físico-químicos avaliados e respetiva metodologia para análise da biomassa e sementes

<b>Parâmetros</b>	<b>Métodos analíticos</b>
Humidade	Perda de peso após secagem a $105 \pm 2^{\circ}\text{C}$ (2h), repetida até peso constante, expressa em relação à amostra húmida (AOAC, 1990).
Cinzas	Resíduo mineral obtido após incineração a $550 \pm 50^{\circ}\text{C}$ (3h) (AOAC, 1990).
Azoto total	Método Kjeldahl: Mineralização com $\text{H}_2\text{SO}_4$ , destilação e titulação do destilado com $\text{H}_2\text{SO}_4$ 0,02N (Watts & Halliwell, 1996).
Fósforo total	Digestão a quente com $\text{HNO}_3$ e $\text{H}_2\text{SO}_4$ (Watts & Halliwell, 1996). Determinação dos fosfatos no digerido, por espectrofotometria de absorção molecular, através da formação de um complexo corado com uma solução de molibdato de amónio, na presença de ácido ascórbico e de tartarato de potássio e antimónio (Watanabe & Olsen, 1965).
Zn e Pb	Mineralização das amostras por via seca (incineração em mufla a $550 \pm 50^{\circ}\text{C}$ ) e dissolução das cinzas com ácido nítrico (Vandecasteele & Block, 1993); Determinação dos metais, nos extratos, por espectrofotometria de absorção atómica.

Note-se que na avaliação de azoto e fósforo totais, bem como da quantidade de metais pesados presentes nas amostras, foram realizadas digestões de todo o material, mediante um protocolo destinado às respetivas análises, sendo este comum para alguns dos testes.

Na determinação dos metais, por sua vez, a dissolução das cinzas foi efetuada com ácido nítrico. Este possibilita o ataque oxidativo a metais que não se dissolvem em HCl ou noutros ácidos não-oxidantes (Vandecasteele & Block, 1993).

## 4 RESULTADOS EXPERIMENTAIS E DISCUSSÃO

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO

Na tabela 4.1 encontra-se traduzida a caracterização inicial, nomeadamente as propriedades físicas e químicas, do solo utilizado no presente estudo de fitorremediação, ou seja, nos ensaios, antes de ter sido efetuada qualquer contaminação com Zn ou Pb.

**Tabela 4.1:** Caracterização inicial do solo utilizado nos ensaios

Parâmetros	Expressão de resultados	Solo
<b>Humidade</b>	%	7,7±0,7
<b>Carbono orgânico</b>	g C.kg <sup>-1</sup>	3,1±0,5
<b>pH</b>	Escala de Sorensen	7,66±0,04
<b>Condutividade</b>	dS.cm <sup>-1</sup>	0,100±0,005
<b>Capacidade de troca catiónica</b>	cmol.c.kg <sup>-1</sup>	9,3±0,6
<b>Azoto total</b>	g.kg <sup>-1</sup>	0,29±0,00
<b>Fosfatos extraíveis</b>	mg.kg <sup>-1</sup>	25±2
<b>Fósforo total</b>	g.kg <sup>-1</sup>	0,70±0,12
<b>Na</b>	g.kg <sup>-1</sup>	1,50±0,07
<b>K</b>	g.kg <sup>-1</sup>	2,1±0,4
<b>Ca</b>	g.kg <sup>-1</sup>	43±5
<b>Mg</b>	g.kg <sup>-1</sup>	1,99±0,05
<b>Zn</b>	mg.kg <sup>-1</sup>	68±4
<b>Pb</b>	mg.kg <sup>-1</sup>	23±3

Pode averiguar-se que o solo é ligeiramente alcalino, e apresenta um teor em carbono orgânico reduzido, não sendo, portanto, um solo muito fértil. Além disso, apresenta uma reduzida capacidade de troca catiónica.

### 4.2 CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA

As culturas de camelina foram semeadas em dezembro de 2018, tendo sido efetuada uma única e total colheita em maio de 2019. A metodologia utilizada neste procedimento encontra-se descrita no capítulo 3.

Após a recolha das plantas, estas foram tratadas em laboratório, no qual se separaram as raízes, os caules, as folhas e as vagens das culturas. Posteriormente, foram determinados os parâmetros morfológicos e, após secagem em estufa a 40°C durante 48h, foi possível definir a percentagem de

humidade da biomassa e respetivas estruturas. As análises físico-químicas foram, por fim, realizadas a partir da biomassa seca, seguindo a metodologia descrita na tabela 3.3.

#### 4.2.1 ANÁLISE DOS PARÂMETROS BIOMÉTRICOS

A análise do crescimento vegetativo das plantas de *Camelina sativa* (L.) Crantz teve em conta os resultados obtidos para os parâmetros biométricos, nomeadamente, o número de plantas e síliquas por cada vaso e, ainda, a altura da maior planta predominante no mesmo. A contagem de plantas e síliquas foi efetuada individualmente para cada vaso, tendo sido, posteriormente, realizada uma média destes dados para o correspondente nível de contaminação. A altura da maior planta teve por base a seleção da planta mais alta de cada vaso tendo sido efetuada, de seguida, uma média para o respetivo nível de contaminação.

Os dados morfológicos estudados permitiram comparar as características de crescimento de algumas estruturas de *Camelina sativa* (L.) Crantz quando sujeita a diferentes níveis de contaminação do solo. Os resultados obtidos para estes parâmetros, nas culturas de verão e inverno, encontram-se expostos na tabela 4.2, assim como os respetivos erros-padrão associados:

**Tabela 4.2:** Parâmetros biométricos das culturas de *Camelina sativa*

<b>Variedade de camelina</b>	<b>Tipo de ensaio</b>	<b>Número de plantas por vaso</b>	<b>Número de siliquas por vaso</b>	<b>Altura da maior planta (cm)</b>
<b>Cultura de verão</b>	Controlo	21,0±10,6	149,0±119,4	102,0±16,7
<b>Cultura de inverno</b>	Controlo	20,0±1,9	23,3±28,6	92,0±0,2
<b>Cultura de verão</b>	Zn I	26,0±4,6	232,0±46,4	84,3±1,1
<b>Cultura de inverno</b>	Zn I	57,0±11,7	120,0±35,0	84,3±0,1
<b>Cultura de verão</b>	Zn II	21,0±12,7	165,7±74,1	69,3±12,0
<b>Cultura de inverno</b>	Zn II	47,7±1,8	184,0±59,6	85,3±0,1
<b>Cultura de verão</b>	Pb I	39,3±16,6	329,7±28,6	81,3±4,0
<b>Cultura de inverno</b>	Pb I	37,3±6,6	111,3±25,3	88,0±0,0
<b>Cultura de verão</b>	Pb II	36,0±8,2	352,0±84,0	84,3±8,4
<b>Cultura de inverno</b>	Pb II	68,0±5,1	99,7±18,2	90,7±0,1

É importante referir que os ensaios de controlo foram afetados por fatores externos, nomeadamente, a proliferação de lagartas, o que poderá ter afetado o crescimento dos mesmos, nomeadamente, no que diz respeito ao número de plantas por cada vaso e, conseqüentemente, influenciar a produtividade destes vasos.

Os resultados obtidos demonstram que o número de plantas e siliquas da cultura de verão não foram afetados pela presença de metais pesados no solo, uma vez que, relativamente ao ensaio de controlo, estes dois parâmetros foram semelhantes ou mais elevados nos diferentes tipos e níveis de contaminação. A altura das plantas da cultura de verão, por sua vez, sofreu um decréscimo quando cultivada em solos contaminados com Zn e Pb, relativamente ao ensaio de controlo.

A cultura de inverno revelou exatamente o mesmo padrão da cultura de verão para todos os parâmetros, devendo notar-se que, o número de siliquas obtido na presença de Zn e Pb nos solos foi bastante mais elevado do que no caso de controlo.

## 4.2.2 ANÁLISE DAS PRODUTIVIDADES

Uma vez efetuada a análise dos dados biométricos, torna-se, neste ponto, necessária a avaliação da resposta das culturas no que diz respeito à sua produtividade. A produtividade não é mais do que o quociente entre o peso obtido de cada fração das plantas e a área dos vasos nos quais as culturas estavam inseridas, o que se reflete numa quantidade de massa por unidade de área. Este parâmetro foi estudado separadamente, para as frações aéreas e subterrâneas da planta. Deste modo, além de ter sido avaliada a produtividade individual dos caules, folhas, vagens e raízes, foi estudado o rendimento da biomassa aérea, no qual não estão integradas as raízes.

### 4.2.2.1 PRODUTIVIDADE DOS CAULES

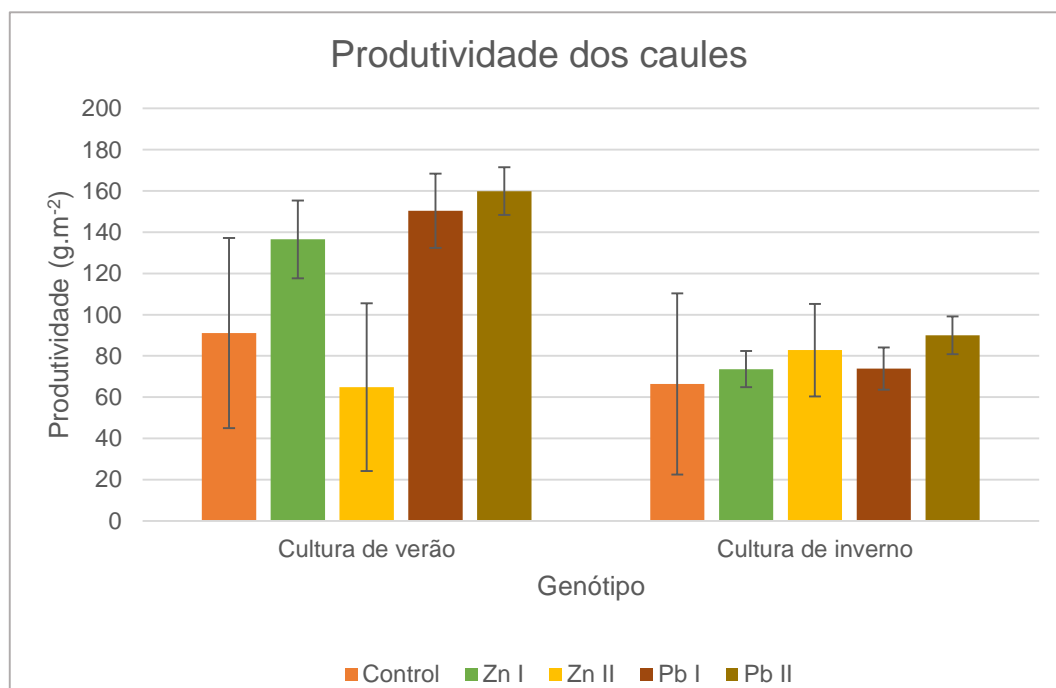
Os resultados obtidos nas produtividades dos caules ao longo do ciclo de crescimento das espécies de *Camelina sativa* (L.) Crantz encontram-se representados na figura 4.1., na qual é possível retirar conclusões acerca do rendimento das culturas de inverno e verão e, conseqüentemente, efetuar uma comparação da produtividade de ambas. Além disto, estão também inseridas nesta figura os tipos de contaminações a que as culturas foram sujeitas, sendo paralelamente possível realizar uma comparação das produtividades, consoante o tipo e quantidade de metal presentes no solo.

No que diz respeito aos vasos de controlo, ou seja, aqueles que não foram sujeitos a nenhum tipo de contaminação, a produtividade dos caules na cultura de verão foi superior à de inverno, mediante os valores de 91 e 66 g.m<sup>-2</sup>, respetivamente. No entanto, esta diferença não teve significado estatístico.

À semelhança das análises de controlo, a contaminação com Zn I, refletiu uma produtividade superior para a cultura de verão, tendo sido este um valor bastante considerável (136 g.m<sup>-2</sup>), quando comparado com a cultura de inverno (74 g.m<sup>-2</sup>). Lembrando que na contaminação com Zn II, foi introduzido o dobro da quantidade de Zn I, seria de esperar uma regressão da produtividade dos caules em ambas as culturas, facto que apenas se verificou na cultura de verão. Nesta variedade de camelina, a produtividade associada à contaminação com Zn I foi efetivamente superior à de Zn II, mediante os resultados anteriormente de 136 e 65 g.m<sup>-2</sup>, respetivamente. No entanto, a camelina de inverno apresentou uma produtividade semelhante quando sujeita a contaminação com Zn II (83 g.m<sup>-2</sup>), comparativamente ao valor de 74 g.m<sup>-2</sup>, aquando da contaminação do solo com Zn I. Embora a discrepância de resultados não tenha sido elevada, é importante notar que apenas nesta cultura esta situação se verificou. Além deste fator, apenas na contaminação com Zn II a produtividade da cultura de inverno se sobrepôs à de verão, mediante os valores de 83 e 65 g.m<sup>-2</sup>, respetivamente, não apresentando significado estatístico.

---

Por fim, na contaminação com Pb, foi possível verificar que, em ambos os níveis, a produtividade dos caules da cultura de verão foi superior à de inverno, mediante alguma discrepância. Ora, na contaminação da cultura de verão com Pb I a produtividade foi de 150 g.m<sup>-2</sup>, ou seja, mais de o dobro do valor obtido na cultura de inverno, mediante as mesmas condições (74 g.m<sup>-2</sup>). Na contaminação com Pb II, a situação foi bastante semelhante, segundo os valores de 160 e 90 g.m<sup>-2</sup> para as culturas de verão e inverno, respetivamente.



**Figura 4.1:** Produtividade média dos caules (g.m<sup>-2</sup>) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação.

Efetuada a comparação dos resultados obtidos, foi possível concluir que, no geral, a produtividade dos caules na cultura de verão se revelou bastante superior à cultura de inverno, mediante alguma discrepância de resultados. É importante notar que o ensaio de controlo foi, à exceção da de contaminação com Zn II, aquela que revelou uma menor discrepância de resultados entre as duas culturas, embora o padrão de superioridade da produtividade da cultura de verão se tenha mantido.

A contaminação com Zn II foi a única condição na qual a produtividade dos caules da cultura de verão foi inferior à da cultura de inverno, tendo sido, igualmente, o único ponto em que um nível superior de contaminação na mesma planta, refletiu valores de produtividade mais elevados do que uma menor concentração de metal. Apesar de pouco frequente, esta situação pode indicar que as culturas de inverno da espécie de camelina são mais resistentes a variações abruptas de concentração de metais do que as culturas de verão. Quando sujeitas a uma determinada concentração de Zn e ao dobro dessa mesma quantidade, a cultura de inverno teve uma produtividade praticamente semelhante, enquanto que nas mesmas condições, a cultura de verão revelou um decréscimo de mais de 50%. Possivelmente

associado a este fator, foi ainda possível retirar a ilusão de que as variações de produtividade da cultura de verão, embora bastante superiores num todo, quando comparadas com a cultura de inverno, se revelaram bastante mais oscilantes do que esta última, que apresentou produtividades bem mais constantes, mediante níveis e tipos de contaminação completamente diferentes.

Finalizada a análise de resultados obtida, pode concluir-se que a cultura de verão revelou uma maior produtividade dos caules para o ensaio de controlo e para as contaminações com Zn I, Pb I e Pb II. Foi, também, possível observar-se que esta variedade traduziu uma maior suscetibilidade às variações de contaminações do solo. Por fim, é fundamental notar que ambas as culturas de camelina apresentaram valores de produtividade dos caules mais elevados aquando da introdução de metais pesados no solo, excetuando-se o caso da cultura de verão, na presença de Zn II. Assim, pode concluir-se que, com base na produtividade dos caules, as culturas não foram afetadas pela contaminação com Pb, o que pode ser justificado pelo facto de este ser um elemento pouco móvel no solo com fraca biodisponibilidade.

#### 4.2.2.2 PRODUTIVIDADE DAS FOLHAS

Os valores das produtividades das folhas obtidas ao longo do ciclo de crescimento das espécies de *Camelina sativa* (L.) Crantz encontram-se representados na figura 4.2, na qual é possível efetuar uma comparação do rendimento das culturas de verão e inverno, mediante o tipo e nível de contaminação a que foram sujeitas.

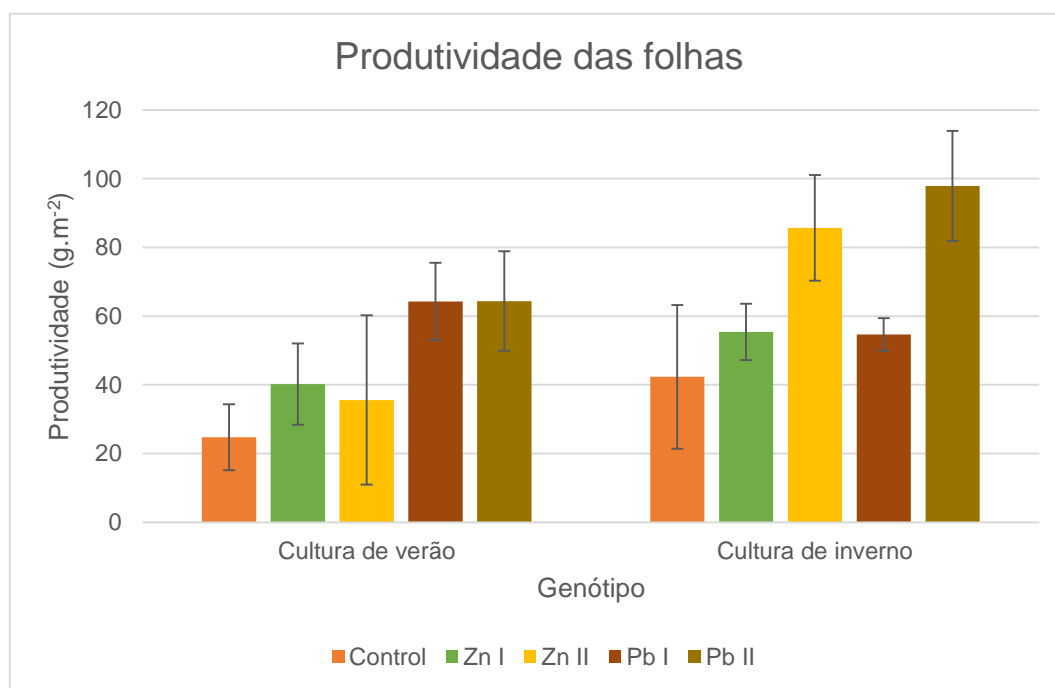
Posto isto, e mediante uma breve análise da figura 4.2, foi imediatamente possível perceber que os valores de produtividade das folhas correspondentes à cultura de inverno foram superiores aos da cultura de verão, em praticamente todos os níveis de contaminação, situação oposta ao padrão verificado na produtividade dos caules das espécies. No entanto, esta diferença não é estatisticamente significativa.

No que diz respeito às plantas cultivadas em condições de controlo, a produtividade das folhas da cultura de inverno foi superior à de verão, segundo os valores de 42 e 25 g.m<sup>-2</sup>, respetivamente, embora esta diferença não tenha significado estatístico.

A contaminação de Zn I traduziu uma maior produtividade da cultura de inverno (55 g.m<sup>-2</sup>), comparativamente à da cultura de verão (40 g.m<sup>-2</sup>). Na situação de contaminação dos solos com Zn II, a produtividade das culturas seguiu exatamente o mesmo panorama, sobrepondo-se os valores do genótipo de inverno (86 g.m<sup>-2</sup>) aos da de verão (36 g.m<sup>-2</sup>). No entanto, aquando da comparação da produtividade entre os níveis de contaminação de Zn dentro da mesma cultura, foi verificado que se sucedeu exatamente o mesmo facto que havia ocorrido no caso dos caules: na cultura de inverno a produtividade das folhas foi superior mediante uma concentração mais elevada do metal. Enquanto que na cultura de verão os valores de produtividade obtidos para a contaminação com Zn I e Zn II foram de 40 e 36 g.m<sup>-2</sup>, respetivamente, na cultura de inverno, os resultados mediante uma concentração

---

superior de Zn foram de  $86 \text{ g.m}^{-2}$ , comparativamente a  $55 \text{ g.m}^{-2}$  segundo um nível inferior de contaminação. Embora esta situação se tenha verificado para o caso da produtividade dos caules, é importante enumerar alguns pontos diferentes. Embora no caso das folhas os resultados obtidos para os diferentes níveis de contaminação na cultura de inverno, tenham seguido o padrão referido anteriormente, deve ser notado que a produtividade para ambas as concentrações era bem mais constante e semelhante do que no caso atual, em que se verificou, efetivamente, uma produtividade consideravelmente mais elevada num nível de contaminação superior. Além disto, havia sido verificado um decréscimo considerável na produtividade dos caules da cultura de verão, quando sujeita a uma maior concentração de Zn. Este ponto, por sua vez, não se concretizou na produtividade das folhas, tendo sido os valores da cultura de verão bastante bem mais similares para o nível I ( $40 \text{ g.m}^{-2}$ ) e II ( $36 \text{ g.m}^{-2}$ ). Assim, pode concluir-se que, tanto o rendimento das folhas da camelina de verão, como o das de inverno, é muito pouco afetado quando as culturas são sujeitas a níveis de concentração de Zn extremos.



**Figura 4.2:** Produtividade média dos caules ( $\text{g.m}^{-2}$ ) para cada cultura e respectivo tipo e nível de contaminação.

Referentemente à contaminação das culturas com Pb, foi possível verificar que para o nível I, os valores de produtividade das folhas foram superiores na cultura de verão ( $64 \text{ g.m}^{-2}$ ), comparativamente à de inverno ( $55 \text{ g.m}^{-2}$ ). Note-se que este foi o único tipo de contaminação no qual a produtividade das folhas na cultura de verão se revelou mais elevada, situação inversa ao padrão até aqui ocorrido. Já na contaminação com Zn II, confirmou-se o panorama até então verificado, sobrepondo-se os valores de produtividade da cultura de inverno ( $98 \text{ g.m}^{-2}$ ) aos da de verão ( $64 \text{ g.m}^{-2}$ ).

É importante notar, por fim, que a cultura de verão apresentou exatamente o mesmo valor de produtividade, em ambos os níveis de contaminação ( $64 \text{ g.m}^{-2}$ ), demonstrando, deste modo, uma elevada tolerância a condições extremas de presença de Pb no solo. Já a cultura de inverno revelou, por sua vez, uma maior disparidade de resultados de produtividade, em situações distintas de concentração de Pb. No entanto, à semelhança do sucedido no caso da contaminação com Zn, foi possível verificar que os valores de produtividade das folhas da cultura de inverno eram, novamente, mais elevados na presença de maiores quantidades de Pb no solo. Se por um lado o nível de Pb I se traduziu num rendimento de  $55 \text{ g.m}^{-2}$ , o valor de produtividade no caso da contaminação com Pb II atingiu quase o dobro deste valor ( $98 \text{ g.m}^{-2}$ ).

Finalizada a análise de resultados obtidos, pode concluir-se, essencialmente, que a cultura de inverno revelou uma maior produtividade das folhas para o ensaio de controlo e para as contaminações com Zn I, Zn II e Pb II. No caso da contaminação com Pb I, apesar de a variedade de inverno apresentar um aumento de produtividade em relação ao ensaio de controlo, este efeito foi de maior expressão na cultura de verão. A cultura de verão, apresentou melhorias de produtividade em relação ao controlo, mediante os valores de 60% (Zn I), 44% (Zn II) e 256% (Pb I e II). Por fim, é fundamental notar que ambas as culturas de camelina apresentaram valores de produtividade das folhas mais elevados aquando da introdução de metais pesados no solo. Fundamentalmente, isto significa que para os níveis de Zn e Pb testados, a produtividade das folhas não foi afetada.

#### 4.2.2.3 PRODUTIVIDADE DAS SÍLIQUAS

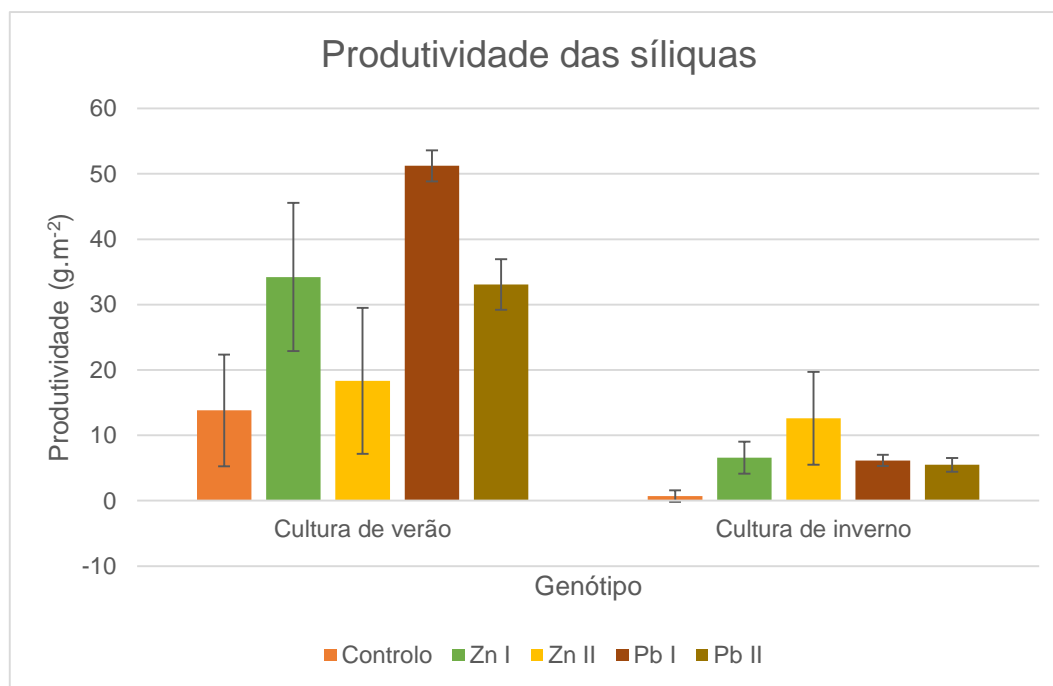
Os valores de produtividades das siliquas obtidos ao longo do ciclo de crescimento das espécies de *Camelina sativa* (L.) Crantz encontram-se representados na figura 4.4, na qual é possível efetuar uma comparação do rendimento das culturas de verão e inverno, mediante o tipo e nível de contaminação a que foram sujeitas.

Analisando os resultados obtidos de produtividade das siliquas, foi imediatamente perceptível o facto de esta ter sido a fração das plantas analisada com maior discrepância de rendimento entre ambas as variedades de camelina. Observando a figura 4.4, pode facilmente verificar-se que a cultura de verão apresentou valores de produtividade bastante mais elevados que a de inverno.

De forma oposta às restantes frações anteriormente estudadas, no caso da produtividade das siliquas em situação de controlo, a disparidade de valores entre as culturas de verão e inverno foi bastante acentuada, mediante os resultados de  $14$  e  $0,7 \text{ g.m}^{-2}$ .

No que diz respeito à presença de Zn I no solo, pôde verificar-se também uma produtividade bastante mais elevada na cultura de verão ( $34 \text{ g.m}^{-2}$ ), comparativamente à de inverno ( $7 \text{ g.m}^{-2}$ ). Analogamente, no nível II de contaminação com Zn o rendimento da camelina de verão ( $18 \text{ g.m}^{-2}$ ) foi também superior ao do genótipo de inverno ( $13 \text{ g.m}^{-2}$ ), embora mediante uma menor discrepância de valores, em comparação com a situação anterior. Tal como sucedido nas frações estudadas nos pontos anteriores,

também no caso das siliquas, a camelina de inverno revelou maior produtividade em casos extremos de contaminação com Zn. Já a variedade de verão apresentou melhores rendimentos na presença de menores concentrações de Zn.



**Figura 4.3:** Produtividade média das siliquas (g.m<sup>-2</sup>) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação.

Em relação à contaminação com Pb, os valores de produtividade na camelina de verão foram bastante superiores aos da de inverno, tanto no primeiro, como no segundo nível de contaminação. No caso da presença de Pb I, as diferenças de rendimento foram acentuadíssimas, mediante os resultados de 51 e 6 g.m<sup>-2</sup>, para as variedades de verão e inverno, de forma respetiva. No que diz respeito ao nível II de Pb a disparidade de produtividades foi também bastante elevada, revelando a camelina de verão um valor de 33 g.m<sup>-2</sup>, a par de apenas 5 g.m<sup>-2</sup> atingidos no caso do genótipo de inverno. Analogamente ao ocorrido nas frações anteriores, as siliquas da cultura de verão apresentaram melhores resultados aquando de uma menor presença de Pb. Já a camelina de inverno, de forma igualmente similar ao sucedido nas frações já estudadas revelou produtividades bastante próximas para ambos os níveis de contaminação com Pb, embora, neste caso, o nível I tenha traduzido uma produtividade ligeiramente mais elevada (6 g.m<sup>-2</sup>) do que o II (5 g.m<sup>-2</sup>).

Embora se verifique o padrão de maior regularidade de resultados obtidos de produtividade no caso da camelina de inverno, é necessário ter em conta que, no caso específico das siliquas, os rendimentos desta variedade foram efetivamente bastante mais reduzidos do que no caso da camelina de verão. Tendo em conta que é nas siliquas que se encontram as sementes de camelina, a partir das quais existe a possibilidade de extração de óleo para produção de biocombustíveis, por exemplo, pode, desde

já deduzir-se que, com foco a esta opção, o cultivo de camelina de verão seria uma opção preferível ao da de inverno. No entanto, é fundamental concluir que, à semelhança do sucedido no caso das folhas, nenhum dos metais afetou a produtividade das siliquas.

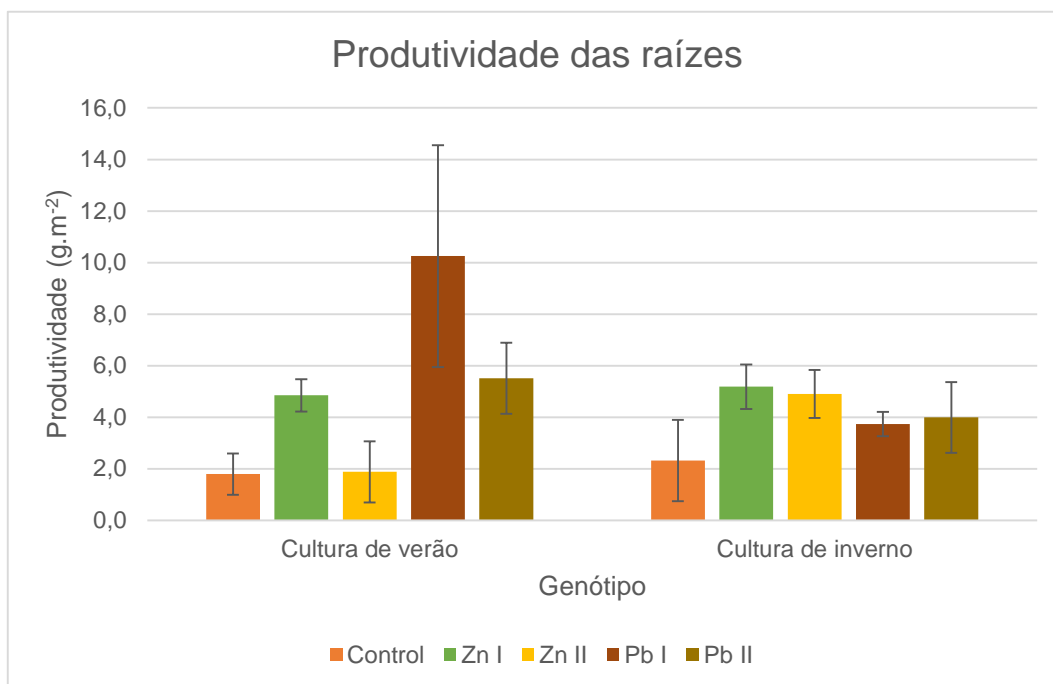
#### 4.2.2.4 PRODUTIVIDADE DAS RAÍZES

Os valores de produtividades das raízes obtidos ao longo do ciclo de crescimento das espécies de *Camelina sativa* (L.) Crantz encontram-se representados na figura 4.3, na qual é possível efetuar uma comparação do rendimento das culturas de verão e inverno, mediante o tipo e nível de contaminação a que foram sujeitas.

No que diz respeito à situação de controlo, foi possível verificar que as duas variedades de camelina apresentam resultados de produtividade bastante similares, mediante os valores de 1,8 e 2,3 g.m<sup>-2</sup>, para as culturas de verão e inverno, respetivamente.

No caso da contaminação com Zn I, os valores de produtividade das raízes foram, à semelhança do sucedido na situação de controlo, muito semelhantes para a cultura de inverno (4,8 g.m<sup>-2</sup>) e verão (5,2 g.m<sup>-2</sup>). Já na presença de Zn II, os genótipos de camelina apresentaram comportamentos diferentes, sendo que a cultura de verão refletiu um valor de produtividade (4,9 g.m<sup>-2</sup>) bastante superior ao da de inverno (1,9 g.m<sup>-2</sup>). Comparando o comportamento individual de cada cultura em termos dos níveis de contaminação, foi possível verificar que a cultura de inverno apresentou padrões de produtividade mais regulares, tanto no caso de uma menor concentração de metal (5,2 g.m<sup>-2</sup>), como maior presença de Zn no solo (4,2 g.m<sup>-2</sup>). A camelina de verão, por outro lado, revelou um decréscimo de mais de 50% na produtividade das suas raízes, num nível de contaminação com Zn mais elevado.

Aquando da presença de Pb no solo, a cultura de verão apresentou valores de produtividade mais elevados em ambos os níveis de contaminação, comparativamente à variedade de inverno. De entre todas as níveis e tipo de contaminações, a cultura de inverno apresentou o melhor valor de produtividade das raízes, mediante a presença de Pb I (10,2 g.m<sup>-2</sup>). Note-se que para o mesmo panorama de contaminação, a cultura de inverno refletiu um resultado bastante mais reduzido (3,7 g.m<sup>-2</sup>). No caso da presença de Pb II no solo, o valor de produtividade da cultura de verão (5,5 g.m<sup>-2</sup>) foi, também, superior ao da de inverno (4,0 g.m<sup>-2</sup>), embora mediante uma disparidade de resultados bastante menos acentuada do que na contaminação com Pb I.



**Figura 4.4:** Produtividade média das raízes (g.m<sup>-2</sup>) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação.

Enquanto que a camelina de verão revelou um decréscimo de rendimento bastante acentuado na presença do dobro da dosagem de Pb permitida por lei, passando de uma produtividade de 10,2 para 5,5 g.m<sup>-2</sup>, a cultura de inverno apresentou valores muito semelhantes para ambas as concentrações de Pb, existindo até um pequeno acréscimo na produtividade na presença de Zn II.

Note-se que, à semelhança do que se sucedeu no caso da produtividade dos caules, também no rendimento das raízes a cultura de inverno apresentou um comportamento mais constante, demonstrando, deste modo, uma maior capacidade de adaptação a condições extremas de contaminação do solo com Zn e Pb. É fundamental concluir que, à semelhança do sucedido no caso das folhas e síliquas, nenhum dos metais afetou a produtividade das raízes.

#### 4.2.2.5 PRODUTIVIDADE DA BIOMASSA AÉREA

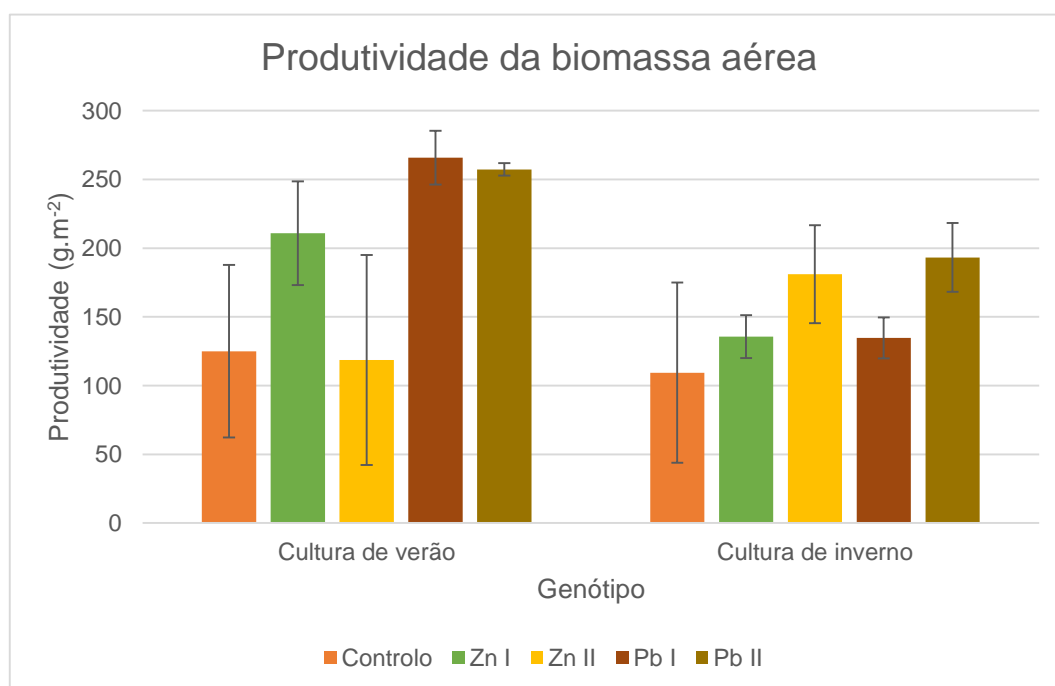
O estudo da produtividade da biomassa aérea permite uma análise mais aprofundada do rendimento das frações das plantas que serão, fundamentalmente, passíveis de ser sujeitas a processos de conversão energética. Isto porque, neste todo, encontram-se englobadas todas as frações estudadas até ao momento, excetuando as raízes, já que, à partida e, tendo por base a revisão de literatura efetuada, estas serão a parte das camelinas que acumulará maior quantidade de metais pesados presentes no solo.

Assim sendo, e fazendo uma análise geral, pode verificar-se a partir da figura 4.5, que os valores alcançados de produtividade da biomassa aérea foram bastante positivos, sobrepondo-se em todos os

níveis aos valores do ensaio de controlo. Estudando as frações como um todo, foi possível averiguar que as discrepâncias de produtividades que se verificaram individualmente eram ligeiramente menos acentuadas. Além disto, pôde concluir-se que, praticamente na totalidade dos tipos e níveis de contaminação os rendimentos da cultura de verão foram superiores aos da de inverno, excepto no caso do solo contaminado com ZnII.

No que diz respeito ao ensaio de controlo, foi obtido um valor de produtividade de 125 g.m<sup>-2</sup>, para a cultura de verão, a par de 109 g.m<sup>-2</sup>, alcançados na cultura de inverno.

No caso da contaminação com Zn I, a cultura de verão atingiu, também, melhores valores de produtividade (211 g.m<sup>-2</sup>) do que a de inverno (136 g.m<sup>-2</sup>). Contudo, aquando da presença de Zn II, e, portanto, numa situação extrema de contaminação do solo por via deste metal, a cultura de inverno apresentou valores mais elevados de produtividade (181 g.m<sup>-2</sup>), em comparação com a variedade de verão (119 g.m<sup>-2</sup>). Equiparando o comportamento da cultura de verão mediante os dois níveis de contaminação em estudo, foi possível concluir que a produtividade deste genótipo decresce em aproximadamente 43,6%, no caso de presença de maiores concentrações de Zn. Numa situação oposta, a cultura de inverno apresentou, por sua vez, melhores produtividades em casos extremos de contaminação com Zn, havendo um crescimento de cerca de 33% na presença de Zn II, em comparação com o nível I.



**Figura 4.5:** Produtividade média da biomassa aérea (g.m<sup>-2</sup>) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação.

No que diz respeito à contaminação com Pb, a cultura de verão refletiu valores mais elevados de produtividade ( $266 \text{ g.m}^{-2}$ ), para o primeiro nível de concentração, em comparação com a variedade de inverno ( $135 \text{ g.m}^{-2}$ ), sendo estes valores na ordem dos 49%. Ora, se na presença de Zn II, os valores de produtividade da camelina de inverno se sobrepuseram aos da de verão, o mesmo não se sucedeu no caso mais extremo de contaminação com Pb. Em relação ao nível II de Pb, o rendimento da camelina de verão foi superior ( $257 \text{ g.m}^{-2}$ ) ao da de inverno ( $193 \text{ g.m}^{-2}$ ) em aproximadamente 25%.

Em termos da produtividade da cultura de verão para ambos os níveis de Pb, foi possível averiguar que os valores foram bastante próximos um do outro, havendo apenas um decréscimo de cerca de 3% no rendimento, no caso em que a concentração do metal no solo era mais elevada. Seguindo os padrões até aqui ocorridos e, portanto, à semelhança da situação de contaminação com Zn, a cultura de inverno refletiu melhores resultados na presença de Pb II. Equiparando os valores obtidos no primeiro nível de Pb, ocorreu um crescimento de aproximadamente 43% no caso mais extremo de contaminação.

Mediante os resultados de produtividade da biomassa aérea obtidos para ambas as culturas, foi então possível retirar algumas ilações. Em primeiro lugar, e efetuando a comparação dos valores entre os dois genótipos de camelina, pôde concluir-se que a cultura de verão apresentou, no seu conjunto, melhores resultados de produtividade, sendo a única exceção o caso da contaminação com Zn II, no qual a cultura de inverno se sobrepôs em termos de rendimento.

Comparando o nível I e II de concentração no solo de Zn e Pb, foi perceptível que camelina de inverno refletiu resultados mais constantes do que a cultura de verão. Isto traduz-se no facto de esta última variedade apresentar maiores discrepâncias na variação das concentrações dos metais, enquanto que a cultura de inverno, embora com produtividades mais baixas, apresentou valores mais semelhantes entre os dois níveis de contaminação a que foi sujeita, traduzindo, assim, um padrão comportamental mais regular.

Além disto, foi possível verificar que a camelina de verão exibiu melhores produtividades em solos com menor concentração de metais pesados. Tanto no caso do Zn, como do Pb, os rendimentos desta cultura foram mais elevados no primeiro nível de contaminação do que no segundo. Num panorama oposto, a camelina de inverno demonstrou ser mais rentável num solo em condições extremas de contaminação. Para ambos os metais em estudo, esta cultura apresentou rendimentos mais elevados no nível II, demonstrando assim, possuir uma maior capacidade de tolerância a condições de elevada contaminação do solo do que a camelina de verão.

Por fim, não podia deixar de ser referido o facto de que as produtividades de ambas as culturas foram, no seu todo, mais elevadas nas situações de solo contaminado com metais, e não no caso em que este sistema não sofreu qualquer tipo de contaminação. Apenas no caso da presença de Zn II no solo em estudo para a cultura de inverno, a situação de controlo foi semelhante em termos de rendimento. Isto

---

significa, fundamentalmente, que nem o Zn, nem o Pb afetaram a produtividade da biomassa aérea das culturas de camelina.

Estes resultados vêm demonstrar que a espécie *Camelina sativa* (L.) Crantz possui perfeitas características para se desenvolver em solos contaminados com metais pesados, quer na sua variedade de verão, quer na de inverno. A partir destes dados pode então comprovar-se o elevado potencial de crescimento desta cultura em condições menos propícias, já que o seu desenvolvimento foi até superior num solo contaminado com Zn e Pb do que na própria situação de controlo. Partindo deste ponto e, concluído um dos objetivos deste trabalho, que passava precisamente pela avaliação do desenvolvimento das culturas em solos que contivessem metais pesados, interessa agora compreender o seu potencial de descontaminação deste sistema. Por fim, deve averiguar-se qual o melhor destino para a biomassa produzida, não só pela quantidade de metais pesados que nela possam estar contidos, como também para produção de bioenergia, um dos objetivos fulcrais do presente estudo.

Como forma de conclusão, foi calculado um parâmetro que permite avaliar a suscetibilidade das plantas à contaminação por metais pesados. Este critério designa-se por Índice de Tolerância (IT) e foi calculado com base na seguinte equação:

$$TI = \frac{\text{Produtividade da biomassa aérea seca de plantas no solo contaminado (g.m}^{-2}\text{)}}{\text{Produtividade da biomassa aérea seca de plantas no solo de controlo (g.m}^{-2}\text{)}}$$

Para avaliar a suscetibilidade das plantas à contaminação por metais pesados, o IT foi contabilizado com base na produção de biomassa aérea da planta, sendo que, na tabela 4.3 se encontram os resultados obtidos para este índice, mediante os diferentes tipos de níveis de contaminação:

**Tabela 4.3:** Resultados para o IT das culturas de camelina, mediante diferentes tipos e níveis de contaminação

Variedade de camelina	IT (Contaminação com Zn I)	IT (Contaminação com Zn II)	IT (Contaminação com Pb I)	IT (Contaminação com Pb II)
Cultura de verão	1,7	1,7	2,1	2,1
Cultura de inverno	1,2	1,7	1,2	1,8

De acordo com os resultados apresentados na tabela 4.3, a exposição das plantas aos níveis de metais pesados testados não teve impactos na produtividade da biomassa, já que o IT foi sempre superior a 1. Deste modo, pode retirar-se a ilação de que ambas as culturas são tolerantes à contaminação com Zn e Pb, e que estes metais não afetam o rendimento das plantas para produção de bioenergia. Note-se ainda que, para todos os níveis de contaminação estudados, tanto a cultura de verão como a de

inverno revelaram produtividades da sua biomassa aérea superiores em solos contaminados, comparativamente ao ensaio de controlo.

#### 4.3 ANÁLISE DA QUALIDADE DA BIOMASSA DE *CAMELINA SATIVA*

A produção de biomassa em solos marginais contribui para a diversificação da oferta energética, redução da dependência de combustíveis fósseis e mitigação dos GEE, atenuando as questões éticas relacionadas com a concorrência com as culturas alimentares. No entanto, as condições marginais dos solos, como é o caso dos contaminados, podem prejudicar o desempenho tecnológico e ambiental da cadeia de produção de bioenergia. Deste modo, apesar da potencial quantidade de conteúdo energético predominante na biomassa, as suas características podem variar, afetando os níveis de rendimento, processos e equipamentos selecionados.

Atendendo aos níveis de produtividade, é perceptível que valores reduzidos dos mesmos forcem, inerentemente, uma diminuição do balanço energético, uma vez que, sendo as quantidades de saída menores, a energia obtida será, também, inferior. Além disso, rendimentos mais baixos implicam uma menor redução das emissões de GEE, devido à menor fixação de carbono pela biomassa, situação esta, passível, inclusive, de comprometer a viabilidade e aplicação da biomassa de acordo com as políticas estabelecidas a nível europeu. Além disso, baixos rendimentos contribuem também para uma maior necessidade de terras para produzir uma quantidade de matéria-prima equivalente à obtida em solos padrão.

A diminuição da produtividade da biomassa possui, também implicações no teor de azoto e cinzas presentes na mesma, sofrendo estes parâmetros um aumento quando os níveis de produtividade são menores. Mediante níveis elevados de azoto e cinzas, o desempenho dos equipamentos de conversão energética selecionados pode ser prejudicado, bem como, os benefícios do ciclo de vida ambiental decorrentes da utilização da biomassa.

É fundamental compreender e identificar as restrições e desafios tecnológicos associados à utilização da biomassa obtida a partir de solos marginais, biomassa esta que será sujeita a processos termoquímicos, pelo que é necessária informação sobre como enfrentar as questões associadas aos mesmos.

Neste ponto, torna-se importante compreender a qualidade da biomassa em estudo, sendo que, no caso, esta avaliação foi baseada nos teores de azoto, fósforo e cinzas predominantes na mesma.

### 4.3.1 TEOR DE AZOTO DA BIOMASSA

A perda de produtividade da biomassa diminui não só a energia, como também a redução da emissão de GEE, sendo que essa mesma perda pode provocar um aumento do teor de azoto presente na mesma. Este aumento é passível, por sua vez, de prejudicar o desempenho dos equipamentos de conversão energética, afetando os benefícios do ciclo de vida ambiental derivados da utilização da biomassa.

De facto, o estabelecimento de culturas em terras marginais contribui para a captura de CO<sub>2</sub>, incrementando a redução das emissões de GEE. No entanto, a marginalidade dos solos pode afetar o crescimento da biomassa, diminuindo a sua produtividade e, inerentemente, o balanço energético associado à sua utilização.

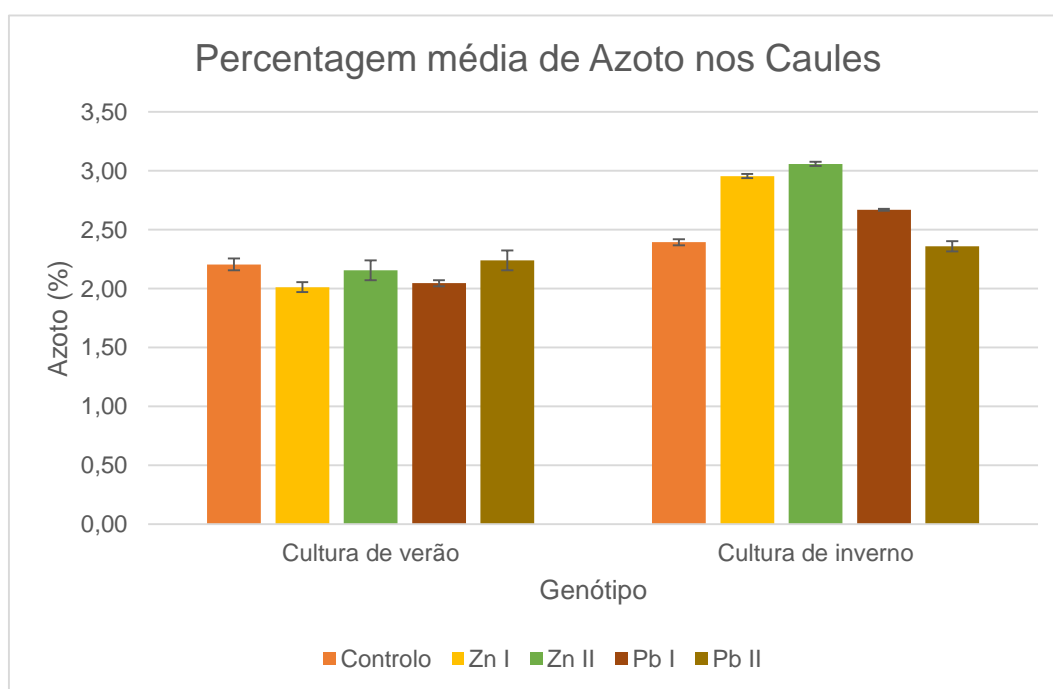
O incremento do teor de azoto pode, no que diz respeito às características da biomassa, dificultar a exploração industrial deste recurso, derivado do efeito de rendimentos mais reduzidos. Uma maior quantidade de azoto na biomassa é ainda passível de aumentar as emissões de óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>), aquando da aplicação do processo de combustão, podendo estes componentes contribuir para a formação de chuvas ácidas, e até mesmo, provocar problemas à saúde humana, nomeadamente ao nível do foro respiratório (Gomes et al., 2018; Hall et al., 1996). Mediante os argumentos anteriores, o estudo do teor de N presente na biomassa consagra-se como um dos pontos mais importantes desta análise.

#### 4.3.1.1 TEOR DE AZOTO NOS CAULES DA BIOMASSA

Na figura 4.6 encontram-se explícitas as percentagens de azoto presentes nos caules de camelina, tanto para a cultura de verão, como para a de inverno.

No que diz respeito à cultura de verão, pode verificar-se que o teor de azoto predominante nos caules foi bastante similar para todo o tipo de contaminações, variando entre 2,01 e 2,24%. Na situação de controlo, foi confirmado um total de 2,21%, enquanto que, na presença de Zn I e II se atingiram os valores de 2,01 e 2,16%, respetivamente. A percentagem de azoto mais elevada ocorreu no caso da contaminação com Pb II, mediante um total de 2,24%, valor mais elevado comparativamente à situação da presença de Pb I, que perpez um montante de 2,05%. Perante estes valores, pôde verificar-se que, para a cultura de verão, as diferenças não são significativas, em termos de teores de azoto devido à contaminação.

No que toca à cultura de inverno, é importante notar que as percentagens de azoto predominantes nos caules da biomassa, se revelaram superiores às da variedade de verão, tanto na situação de controlo, como em todos os tipos de contaminação estudados. Relacionando este fator com a produtividade dos caules da camelina de inverno, pode deduzir-se que, uma vez que o valor desse parâmetro foi ligeiramente inferior, poderá ter ocorrido um efeito de concentração, predominando maiores teores de azoto, devido a menores produtividades. No caso de controlo, foi atingido um total de 2,39%, pelo que, comparativamente ao valor de 2,21% respeitante à cultura de verão, se verificou um aumento de aproximadamente 0,18%. Quanto à contaminação com Zn I e II, os teores de azoto foram de 2,96 e 3,06%, respetivamente. Deste modo, e similarmente ao paradigma sucedido para o caso da cultura de verão, foi averiguado que, no caso de uma maior concentração de Zn no solo, a absorção de azoto por parte dos caules de camelina é mais elevada. No entanto, na situação de contaminação com Pb I e II,



**Figura 4.6:** Percentagem média de azoto nos caules (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação.

os valores atingidos perfizeram um total de 2,67 e 2,36%, de forma respetiva. Posto isto, este é o único caso, referente aos caules de camelina, no qual o teor de azoto foi superior num nível de contaminação inferior. Pode então concluir-se que, quando as produtividades diminuem ocorre um aumento do teor de N, devido, possivelmente, ao efeito de concentração deste elemento na biomassa. Nesta cultura, há igualmente um aumento do teor de N com o aumento dos níveis de contaminação, o que pode limitar a utilização destes caules em processos de combustão, devido à possibilidade de aumento das emissões de azoto.

Comparando a percentagem média de azoto nos caules de ambas as culturas, foi possível, à primeira vista, concluir que o genótipo de verão revelou teores mais regulares entre si do que a de inverno, na qual os valores de azoto apresentaram maiores discrepâncias. Além disto, pôde ainda averiguar-se

que, para todos os tipos de contaminação estudados, a cultura de inverno traduziu maiores percentagens de azoto nos seus caules do que a de verão.

No caso da contaminação com Zn I, a variedade de inverno revelou um total 2,96%, comparativamente aos 2,01% atingidos na cultura de verão. Assim, pode concluir-se que, para o mesmo tipo de nível de contaminação a percentagem de azoto dos caules da camelina de inverno é 0,95% superior, quando comparada com a variedade de verão. Para a situação da presença de Zn II, e mediante o panorama verificado no caso do Zn I, verificou-se que o teor de azoto nos caules da biomassa da cultura de inverno era 0,9% superior, em comparação com o genótipo de verão.

Por fim, no caso da contaminação com Pb I, a cultura de inverno revelou uma superioridade em 0,62%, comparativamente à variedade de verão. De forma similar e, já na presença de Pb II, a cultura de inverno exibiu valores de azoto nos caules superiores à cultura de verão, em 0,12%.

#### 4.3.1.2 TEOR DE AZOTO NAS FOLHAS DA BIOMASSA

Na figura 4.7 estão traduzidas as percentagens de azoto presentes nas folhas de camelina, tanto do genótipo de verão, como do de inverno.

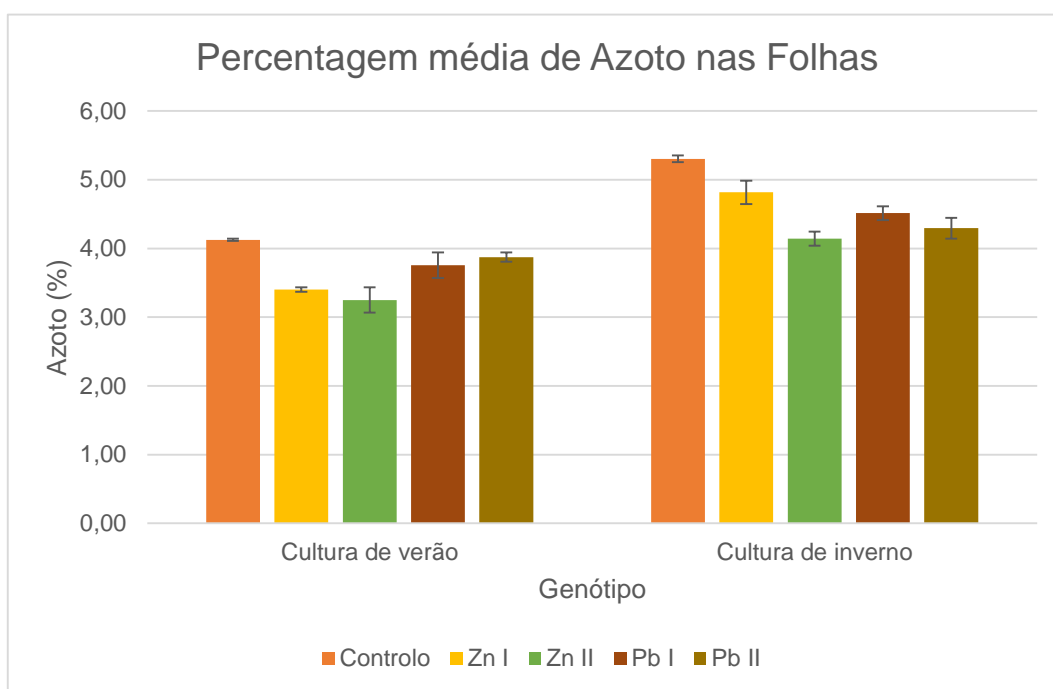
No que diz respeito ao caso de controlo correspondente à cultura de verão, a percentagem média de azoto nas folhas atingiu um total de 4,13. Note-se que a situação controlo foi aquela para a qual o teor de azoto apresentou o valor mais elevado. Relativamente à presença de Zn, foi possível verificar que na predominância de uma menor concentração deste elemento do solo, o teor de azoto nas folhas da cultura de verão era superior (3,40%) do que em níveis de Zn mais elevados (3,25%). Já o caso do Pb, por sua vez, traduziu resultados bastante similares, mediante as percentagens de 3,76 e 3,87, para os níveis I e II, respetivamente. Todavia, pôde averiguar-se que, contrariamente ao caso do Zn, o teor de azoto nas folhas da cultura de verão foi mais elevado num nível de concentração do metal superior.

Para a cultura de inverno, os valores do teor de azoto nas folhas mais elevados foram, igualmente, verificados na situação de controlo, mediante um total de 5,30%. No que diz respeito à contaminação com Zn e Pb, foi possível verificar que, em ambos os casos, os teores de azoto nas folhas de camelina foram superiores em níveis de concentração de metais no solo mais reduzidos. Para o Zn I e II, foram obtidas as percentagens de 4,82 e 4,14, respetivamente, enquanto que no caso do Pb I e II, se atingiram os totais de 4,51 e 4,29, de forma correspondente.

Comparando ambas as culturas entre si, tornou-se imediatamente perceptível que a percentagem de azoto nas folhas da camelina de inverno foi superior à das de verão, tanto no caso de controlo, como também em todos os ensaios de contaminação. Esta situação foi igualmente observada para os caules, o que pode ser justificado, mais uma vez, pelas menores produtividades da camelina de inverno, ficando o azoto mais concentrado nas estruturas.

---

Na situação de controlo, a cultura de inverno superiorizou-se relativamente à de verão, em termos do teor de azoto presente nas suas folhas, mediante uma percentagem de 1,17. Já no caso do Zn I e II, esta superioridade foi de cerca de 1,42% e 0,89%, respetivamente, verificando-se, deste modo, uma absorção de azoto por parte das folhas da cultura de inverno acrescida, comparativamente à variedade de verão, na presença de menores concentrações de Zn. Por fim, na presença de Pb I, a cultura de inverno apresentou um valor mais elevado em de cerca de 0,75%, comparativamente à de verão, enquanto que, no caso do Pb II, o referido incremento foi mais reduzido, perante um total de, aproximadamente, 0,42%. Pode, então, afirmar-se que, para ambas as culturas de camelina, a contaminação, neste caso, não afetou os teores de N nas folhas. Pelo contrário, no caso da camelina de inverno, ocorre até uma diminuição do teor de N nas suas folhas, num nível de contaminação mais elevado, facto que pode ser justificado por uma possível menor absorção de N por parte destas culturas devido à maior contaminação.



**Figura 4.7:** Percentagem média de azoto nas folhas (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação.

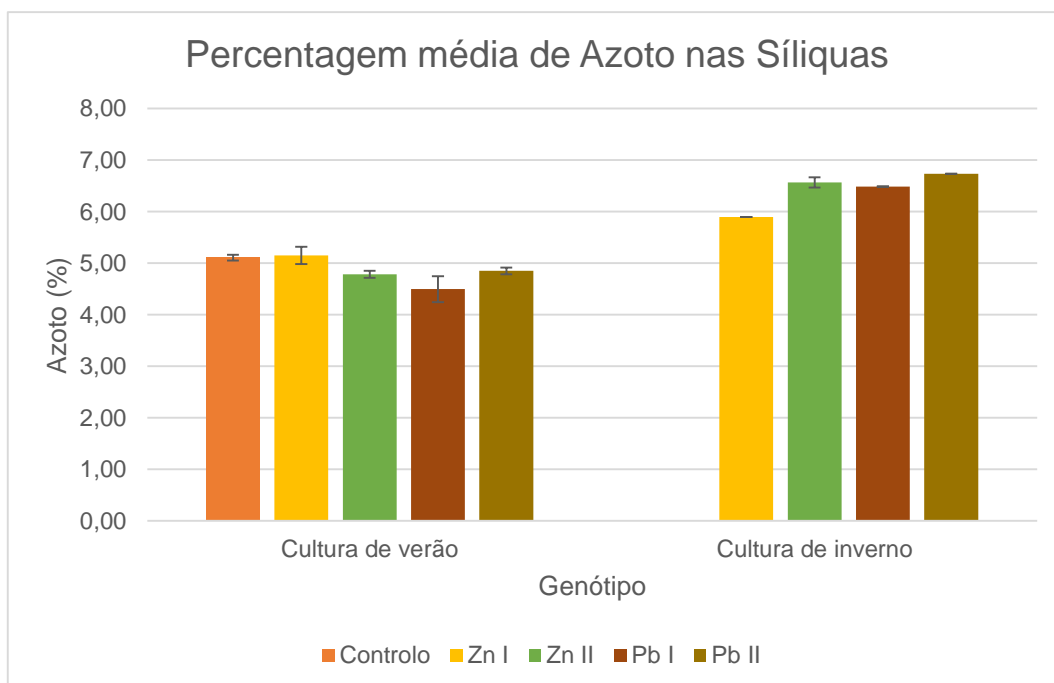
#### 4.3.1.3 TEOR DE AZOTO NAS SÍLIQUAS DA BIOMASSA

Na figura 4.8 encontram-se explícitas as percentagens de azoto presentes nas siliquas de camelina, tanto para a cultura de verão, como para a de inverno.

No que diz respeito à situação de controlo correspondente à cultura de verão, foi atingida uma percentagem média de azoto nas siliquas de camelina de 5,11. É instantaneamente perceptível a questão de não existir qualquer valor percentual associado ao caso de controlo da camelina de inverno, já que a produtividade das siliquas desta cultura foi extremamente reduzida, traduzindo-se no valor mais baixo de produtividade obtido ao longo do estudo ( $0,7 \text{ g.m}^{-2}$ ). Por este motivo e, não havendo quantidades suficientes de biomassa que permitissem testar o teor de azoto nas siliquas da camelina de inverno, este parâmetro é nulo para este caso.

No que toca à presença de Zn no solo, a cultura de verão revelou percentagens mais elevadas de azoto aquando da predominância de uma menor concentração do metal, perante os valores de 5,15 e 4,78%, para os níveis I e II, respetivamente. O caso do Pb, por sua vez, refletiu um comportamento inverso por parte da cultura de verão, mediante os resultados de 4,50 e 4,85%, para a contaminação com Pb I e Pb II, de forma correspondente.

No que diz respeito à cultura de inverno, foi possível verificar um comportamento constante em termos das percentagens médias de azoto obtidas nas suas siliquas. Tanto no caso do Zn como do Pb, este parâmetro foi mais elevado aquando da presença de maiores concentrações metálicas no solo. No caso do Zn, foram alcançadas as percentagens de 5,89 e 6,57, para os níveis I e II, respetivamente, enquanto que, para o Pb, se atingiram os valores de 6,48% e 6,74%, de forma correspondente para o nível I e II.



**Figura 4.8:** Percentagem média de azoto nas siliquas (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação.

Comparando os dois genótipos de camelina entre si, é notável que os valores médios percentuais do teor de azoto nas siliquas da cultura de inverno foram superiores aos da de verão em todos os níveis e tipos de contaminação estudados. Este facto pode ser justificado por menores produtividades da cultura de inverno, dando-se o efeito de concentração do elemento na biomassa.

No caso da presença de Zn I, a cultura de inverno refletiu uma superioridade em cerca de 0,74% no teor de azoto predominante nas siliquas, relativamente à variedade de verão. Na contaminação com Zn II este incremento foi mais elevado, perante um total de, aproximadamente, 1,79%. Para o Pb I e II, ocorreu, igualmente, um acréscimo em termos de percentagem de azoto de 1,98% e 1,89%, respetivamente, da cultura de verão para a de inverno. Pode afirmar-se que, para ambas as culturas e camelina, a contaminação, neste caso, não afetou os teores de N, nas siliquas. Tanto no genótipo de verão, como no de inverno, verifica-se uma tendência para o aumento do teor de N, com o aumento da contaminação, fator que pode limitar a utilização tecnológica das sementes.

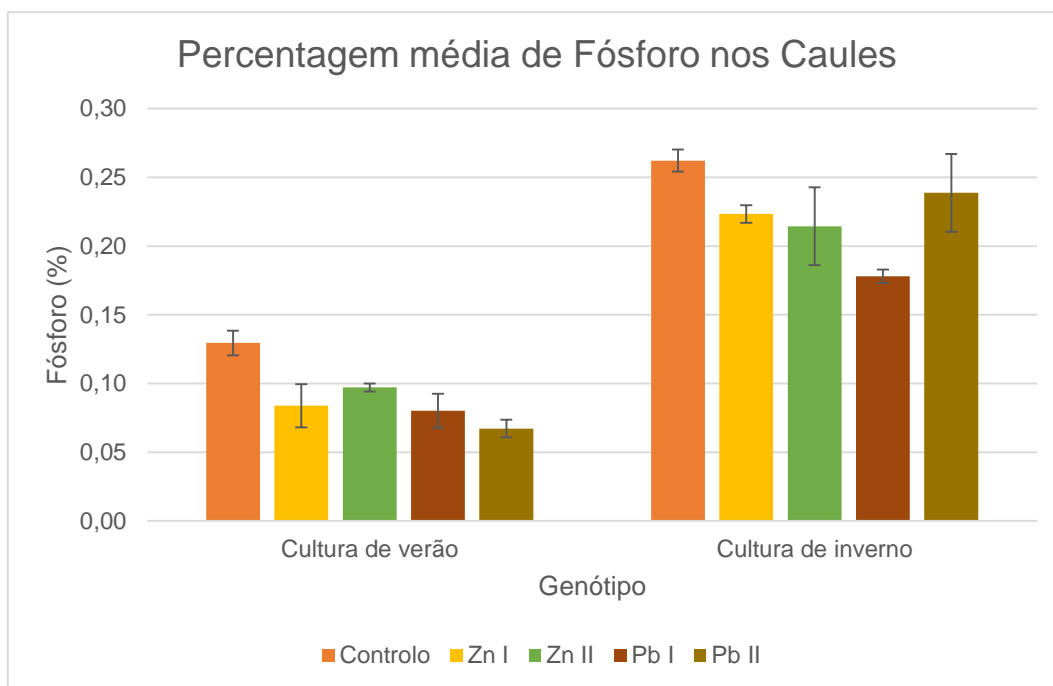
#### 4.3.2 TEOR DE FÓSFORO NA BIOMASSA

##### 4.3.2.1 TEOR DE FÓSFORO NOS CAULES DA BIOMASSA

Na figura 4.9 encontram-se explícitas as percentagens de fósforo presentes nos caules de camelina, tanto para a cultura de verão, como para a de inverno.

No que diz respeito à cultura de verão, pode verificar-se que o teor de fósforo presente nos caules apresentou poucas disparidades para todo o tipo de contaminações, variando entre 0,07 e 0,13%. Na

situação de controlo, foi confirmado um total de 0,13%, pelo que este foi o caso correspondente à cultura de verão com maior percentagem de fósforo ao nível dos caules. Na presença de Zn I e II atingiram-se os valores de 0,08 e 0,10%, respetivamente. No caso da contaminação com Pb I, foi obtido um total de 0,08%, valor um pouco mais elevado comparativamente à situação da presença de Pb II, que fez um montante de 0,07%. Perante estes valores, não é possível verificar um padrão no comportamento da cultura de verão, uma vez que, no caso do Zn, aquando da sua maior concentração no solo as percentagens médias de fósforo eram mais elevadas, sendo esta situação inversa no caso do Pb.



**Figura 4.9:** Percentagem média de fósforo nos caules (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação.

Relativamente à cultura de inverno, é importante notar que as percentagens de fósforo predominantes nos caules da biomassa, se revelaram superiores às da variedade de verão, tanto na situação de controlo, como em todos os tipos de contaminação estudados. No caso de controlo, foi atingido um total de 0,26%, pelo que, comparativamente ao valor de 0,13% respeitante à cultura de verão, se verificou um aumento da absorção de fósforo para o dobro. Quanto à contaminação com Zn I e II, os teores de azoto foram de 0,22 e 0,21%, respetivamente. Na situação de contaminação com Pb I e II, os valores atingidos perfizeram um total de 0,18 e 0,24%, de forma respetiva.

Assim, foi possível notar que, de uma cultura para a outra, as situações de invertem para ambos os tipos de contaminação. Se por um lado, a cultura de verão apresentou percentagens mais elevadas de fósforo nos seus caules aquando da maior concentração de Zn no solo, o genótipo de inverno revelou um comportamento inverso relativamente ao mesmo metal. No caso do Pb, a cultura de verão revelou percentagens mais elevadas aquando da menor concentração do metal no solo, comportamento que, mais uma vez de inverteu para a variedade de inverno. Note-se que, os valores das percentagens

médias de fósforo nos caules da biomassa foram superiores em todos os tipos e níveis de contaminações para a cultura de verão.

#### 4.3.2.2 TEOR DE FÓSFORO NAS FOLHAS DA BIOMASSA

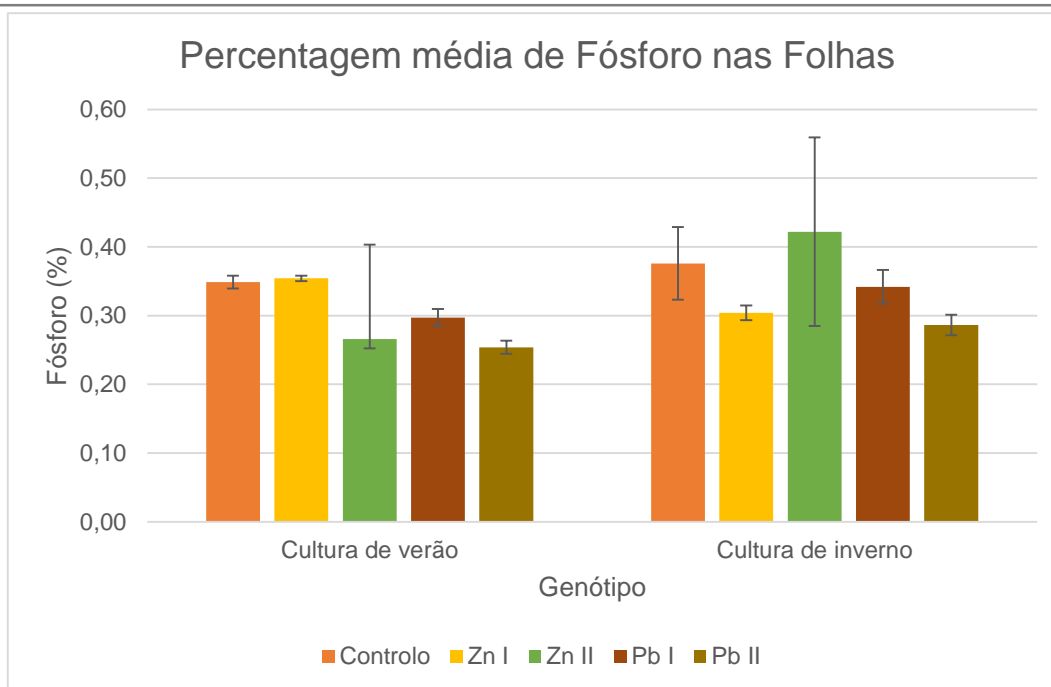
Na figura 4.10 estão traduzidas as percentagens de fósforo presentes nas folhas de camelina, tanto da variedade de verão, como da de inverno.

No que diz respeito ao caso de controlo correspondente à cultura de verão, a percentagem média de fósforo nas folhas atingiu um total de 0,35. Relativamente à presença de Zn, foi possível verificar que na predominância de uma menor concentração deste elemento do solo, o teor de azoto nas folhas da cultura de verão era superior (0,35%) do que em níveis de Zn mais elevados (0,27%). Já o caso do Pb, por sua vez, traduziu um padrão comportamental semelhante, mediante as percentagens de 0,30 e 0,25, para os níveis I e II, respetivamente.

Para a cultura de inverno, os valores do teor de fósforo nas folhas, verificados na situação de controlo, perfizeram um total de 0,38%. No que diz respeito à contaminação com Zn foi possível verificar que as percentagens de fósforo foram superiores em níveis de concentração de metais no solo mais elevados. Para o Zn I e II, foram obtidas as percentagens de 0,30 e 0,42, tendo sido este último, o valor mais elevado de entre todas as percentagens de fósforo obtidas nas folhas da biomassa. Já no caso do Pb, foram atingidos os totais de 0,34 e 0,29, de forma correspondente para os níveis I e II, confirmando-se assim um maior teor de fósforo nas folhas da camelina de inverno aquando da predominância de uma menor concentração deste metal no solo.

Comparando ambas as culturas entre si, tornou-se perceptível que a percentagem de fósforo nas folhas da camelina de inverno foi superior à das de verão, em todos os tipos e níveis de contaminação, com a exceção do caso de Zn I.

Na situação de controlo, a cultura de inverno superiorizou-se relativamente à de verão, em termos do teor de fósforo presente nas suas folhas, mediante um aumento percentual de cerca de 0,03%. No caso excepcional do Zn I, a cultura de inverno apresentou um valor 0,05% mais baixo do que a de verão, sendo que, na contaminação com Zn II, o genótipo de inverno tornou a superiorizar-se em 0,15%. Por fim, na presença de Pb I, a cultura de inverno apresentou um aumento da absorção de fósforo de cerca de 0,04%, comparativamente à de verão, sendo que, no caso do Pb II, o referido incremento fez exatamente a mesma diferença.



**Figura 4.10:** Percentagem média de fósforo nas folhas (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação.

#### 4.3.2.3 TEOR DE FÓSFORO NAS SÍLIQUAS DA BIOMASSA

Na figura 4.11 encontram-se explícitas as percentagens de fósforo presentes nas siliquas de camelina, tanto para a cultura de verão, como para a de inverno.

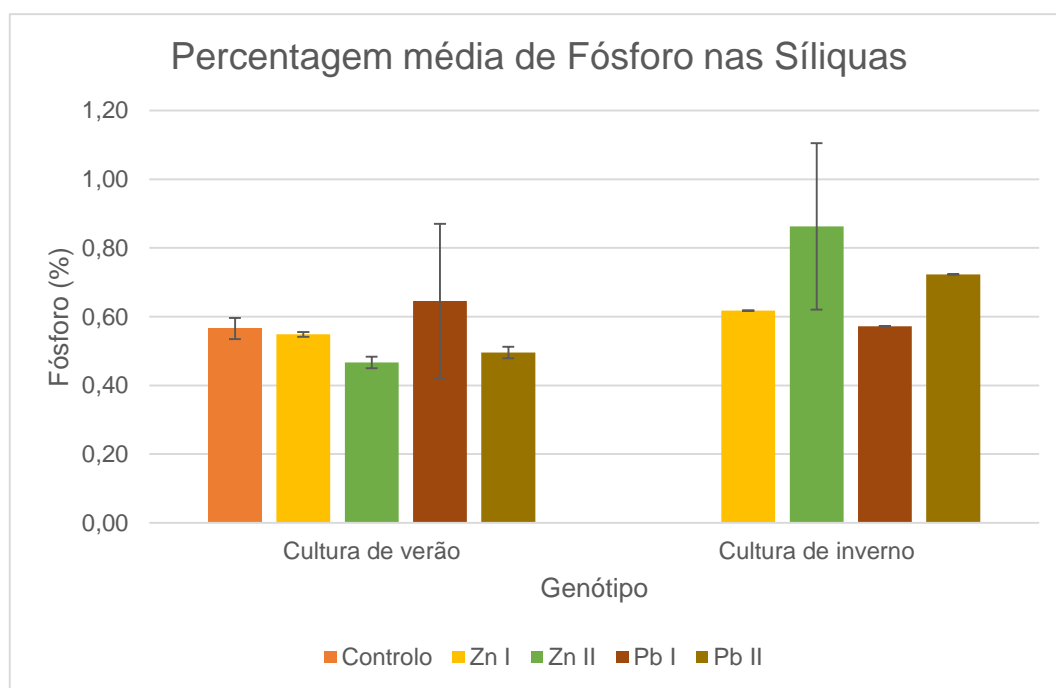
No que diz respeito à situação de controlo correspondente à cultura de verão, foi atingida uma percentagem média de fósforo nas siliquas de camelina de 0,57. À semelhança da questão do azoto, é instantaneamente perceptível a questão de não existir qualquer valor percentual associado ao caso de controlo da camelina de inverno, já que a produtividade das siliquas desta cultura foi extremamente reduzida, traduzindo-se no valor mais baixo de produtividade obtido ao longo do estudo ( $0,7 \text{ g.m}^{-2}$ ). Por este motivo e, não havendo quantidades suficientes de biomassa que permitissem testar o teor de azoto nas siliquas da camelina de inverno, este parâmetro é nulo para este caso.

No que toca à presença de Zn no solo, a cultura de verão revelou percentagens mais elevadas de fósforo aquando da predominância de uma menor concentração do metal, perante os valores de 0,55 e 0,47%, para os níveis I e II, respetivamente. O caso do Pb, por sua vez, refletiu um comportamento similar por parte da cultura de verão, mediante os resultados de 0,65 e 0,50%, para a contaminação com Pb I e Pb II, de forma correspondente.

No que diz respeito à cultura de inverno, foi possível verificar um padrão constante em termos das percentagens médias de fósforo obtidas nas suas siliquas, na medida em que uma maior concentração metálica no solo traduziu maiores teores de fósforo nas folhas de camelina. Tanto no caso do Zn como

do Pb, este parâmetro foi mais elevado aquando da presença de maiores concentrações metálicas no solo. No caso do Zn, foram alcançadas as percentagens de 0,62 e 0,86, para os níveis I e II, respetivamente, enquanto que, para o Pb, se atingiram os valores de 0,57% e 0,72%, de forma correspondente para o nível I e II.

Comparando os dois genótipos de camelina entre si, é notável que os valores médios percentuais do teor de fósforo nas siliques da cultura de inverno foram superiores aos da de verão em todos os níveis e tipos de contaminação estudados, com exceção do caso do Pb I, na qual os resultados foram superiores na cultura de verão.



**Figura 4.11:** Percentagem média de fósforo nas siliques (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação.

No caso da presença de Zn I, a cultura de inverno refletiu um aumento de cerca de 0,07% no teor de fósforo predominante nas siliques, relativamente à variedade de verão. Na contaminação com Zn II este incremento foi superior, perante um total de, aproximadamente, 0,39%. Para o Pb I e, excepcionalmente neste ponto do estudo, a absorção de fósforo por parte da cultura de verão traduziu um resultado 0,08% superior ao da variedade de inverno. Finalmente, na contaminação com Pb II, a cultura de inverno tornou a superiorizar-se em 0,22% relativamente à de verão.

#### 4.3.3 TEOR DE CINZAS NA BIOMASSA

Um dos principais objetivos deste trabalho passava não só, pela determinação do potencial energético da camelina, como também, pela caracterização dos resíduos provenientes da combustão para esta cultura, nomeadamente as cinzas (Ferreira, 2015).

Dos vários processos de conversão energética de biomassa, são múltiplos os resíduos resultantes prejudiciais a vários níveis. Já no que pertence ao processo de combustão em particular, os principais remanescentes são as cinzas e as emissões gasosas (Ferreira, 2015). O teor de cinzas é um parâmetro muito importante na caracterização da qualidade da biomassa, principalmente quando esta se destina à produção de energia. Foi já demonstrado que por cada 1% de aumento no teor de cinza, o poder calorífico se reduz em  $0,2 \text{ MJ.kg}^{-1}$ , pelo que, quanto maior é a percentagem de cinza na biomassa, menos interessante é a cultura para fins energéticos. A quantidade de cinza produzida e a respectiva concentração de metais pesados, pode ser um fator de condicionamento da sua deposição. A qualidade e quantidade de cinzas produzidas dependem também de vários factores como a época da colheita, as características da água utilizada na irrigação quantidade e tipo de fertilizantes aplicados à cultura e técnicas de combustão utilizadas. Para além dos factores enunciados que condicionam as características das cinzas produzidas, deve ser, também, considerada a percentagem potencial de cinza em cada fracção da planta, por forma a permitir a decisão entre a utilização da totalidade ou de apenas algumas estruturas das culturas (Monti et al., 2008).

Combustíveis com reduzido teor de cinzas são mais adequados para utilizações térmicas do que aqueles que possuem elevada percentagem de cinzas. Isto porque, quanto menor o teor de cinzas, mais simples é a combustão da biomassa, o seu transporte, armazenamento e utilização ou eliminação das cinzas. Além disso, elevados teores de cinzas exigem maiores preocupações no sistema de combustão, desde o tipo do permutador de calor, ao seu sistema de limpeza e tecnologia de precipitação de poeiras (Ferreira, 2015).

É ainda necessário ter em conta a temperatura de combustão comparativamente à temperatura de fusão de cinzas. Baixas temperaturas de fusão de cinzas numa combustão com altas temperaturas, podem levar a biomassa a fundir a temperaturas mais baixas, facto que deve ser considerado na escolha do equipamento de controlo de temperatura necessário para o forno (Ferreira, 2015).

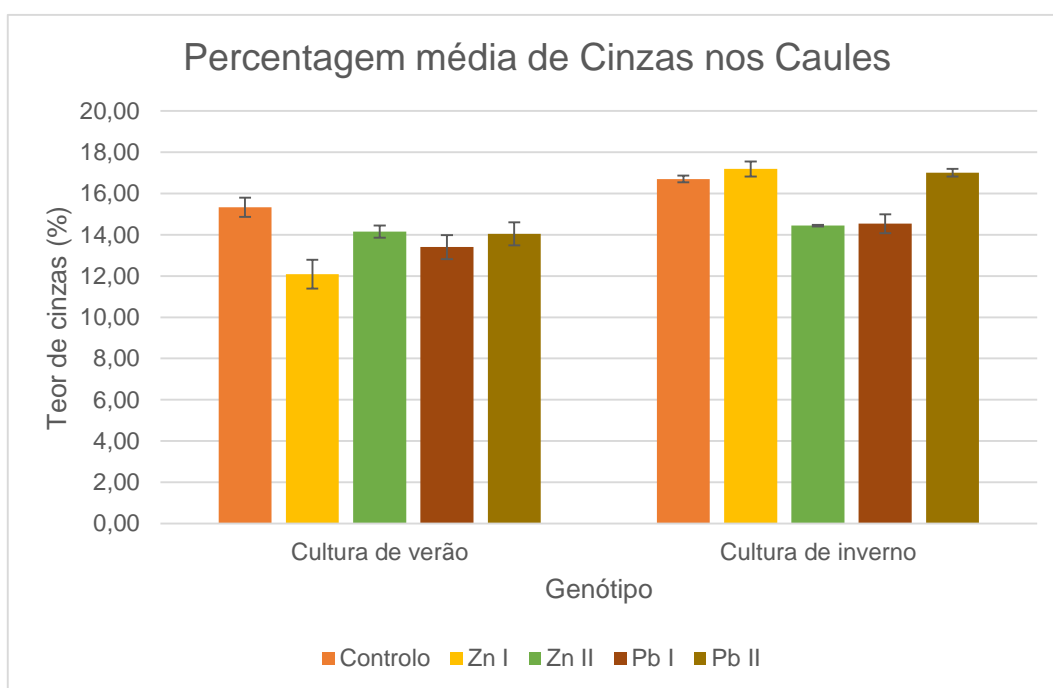
Neste ponto, são analisados os teores de cinzas de cada fracção da biomassa de *Camelina sativa*. Esta pesquisa visa a obtenção de um panorama relativo à qualidade da biomassa para fins de produção energética. Atente-se que elevados teores de cinzas podem representar biomassas de menor qualidade no que diz respeito à produção de bioenergia. Além disto, a composição mineral do material pode envolver emissões de compostos com efeitos nocivos para o ambiente. Uma grande quantidade de cinzas presente na biomassa pode contribuir, também, para a redução do ciclo de vida de uma central de combustão.

#### 4.3.3.1 TEOR DE CINZAS NOS CAULES DA BIOMASSA

Na figura 4.12 encontram-se explícitas as percentagens médias de cinzas presentes nos caules de camelina, tanto para a cultura de verão, como para a de inverno.

---

No que diz respeito à cultura de verão, foi possível verificar que a percentagem de cinzas mais elevada nos caules ocorreu na situação de controlo, perante um total de 15,33%. Já na presença de Zn e Pb, averiguou-se, tanto para o nível I, como para o nível II, que uma maior concentração destes elementos no solo, se traduz num teor de cinzas mais elevado nos caules. No caso do Zn I e II foram atingidos os totais de 12,09 e 14,15%, respetivamente, enquanto que, na contaminação com Pb I e II se obtiveram os valores de 13,40 e 14,05%, correspondentemente. Em termos de significado estatístico, as diferenças não foram significativas e a contaminação não afetou o teor de cinzas dos caules da camelina de verão.



**Figura 4.12:** Percentagem média de cinzas nos caules (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação.

No que toca à cultura de inverno, é importante notar que as percentagens de cinzas predominantes nos caules da biomassa, se revelaram superiores às da variedade de verão, tanto na situação de controlo, como em todos os tipos de contaminação estudados. Este facto pode dever-se ao efeito de concentração, causado por menores produtividades. No caso de controlo, foi atingido um total de 16,71%, pelo que, comparativamente ao valor de 15,33% respeitante à cultura de verão, se verificou um aumento de aproximadamente 1,38%. Quanto à contaminação com Zn I e II, os teores de cinzas foram de 17,19 e 14,45%, respetivamente. Deste modo, e contrariamente ao paradigma sucedido para o caso da cultura de verão, foi averiguado que, no caso de uma maior concentração de Zn no solo, a produção de cinzas por parte dos caules de camelina é mais reduzida. Note-se que este é o único caso neste ponto do estudo em que esta situação se verificou. Já na situação de contaminação com Pb I e II, os valores atingidos perfizeram um total de 14,54 e 17,01%, de forma respetiva, o que volta a confirmar o padrão de uma maior presença de cinzas nos caules aquando da

maior concentração deste metal no solo. Também na camelina de inverno, foi possível verificar que a contaminação não afetou os teores de cinzas dos caules.

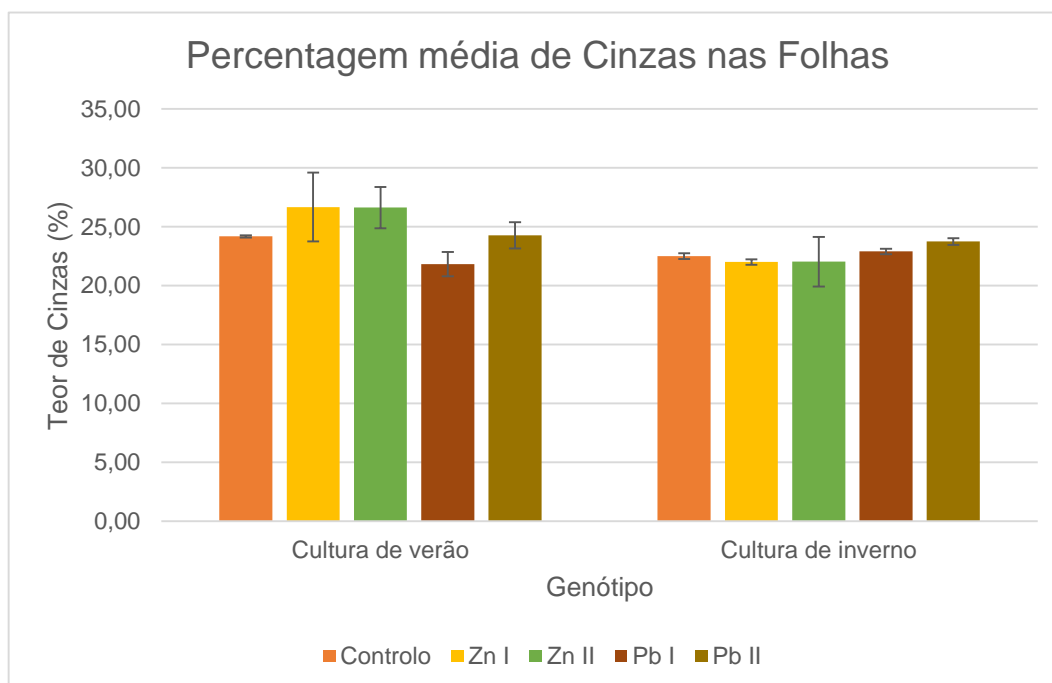
Comparando a percentagem média de cinzas nos caules de ambas as culturas, foi possível averiguar que, para todos os tipos de contaminação estudados, a cultura de inverno traduziu maiores percentagens de cinzas nos seus caules do que a de verão, sendo que os dois genótipos revelaram resultados com poucas discrepâncias.

No caso da contaminação com Zn I, a variedade de inverno revelou resultados superiores à cultura de verão em 5,1%. Para a situação da presença de Zn II, e mediante o panorama verificado no caso do Zn I, verificou-se que o teor de cinzas nos caules da biomassa da cultura de inverno era 0,3% superior, em comparação com o genótipo de verão.

Por fim, no caso da contaminação com Pb I, a cultura de inverno revelou uma superioridade em 1,14%, comparativamente à variedade de verão. De forma similar e, já na presença de Pb II, a cultura de inverno exibiu valores de cinzas nos caules superiores à cultura de verão, em 2,96%.

#### 4.3.3.2 TEOR DE CINZAS NAS FOLHAS DA BIOMASSA

Na figura 4.13 estão traduzidas as percentagens de cinzas presentes nas folhas de camelina, tanto da variedade de verão, como da de inverno.



**Figura 4.13:** Percentagem média de cinzas nas folhas (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação.

No que diz respeito ao caso de controlo correspondente à cultura de verão, a percentagem média de cinzas nas folhas atingiu um total de 24,18%. Relativamente à presença de Zn, foi possível averiguar, tanto no caso do nível I, como do nível II, que as percentagens médias de cinzas foram bastante similares, mediante os resultados de 26,67% e 26,62%, respetivamente. Note-se, desde já, que estes foram os valores mais elevados em termos da presença de cinzas nas folhas da biomassa. Já o caso do Pb, por sua vez, traduziu as percentagens de 21,82% e 24,46%, para os níveis I e II, respetivamente. Assim, foi possível concluir, para este caso, que num solo com uma concentração de Pb mais elevada, a produção de cinzas por parte das folhas de camelina é, igualmente, acrescida. No entanto, tal como verificado para os caules, a contaminação não afetou os teores de cinzas das folhas.

Para a cultura de inverno, foi possível verificar a regularidade e constância dos valores do teor de cinzas nas folhas, mediante disparidades bastante reduzidas. Na situação de controlo foi obtido um total de 22,50%. No que diz respeito à contaminação com Zn e Pb, foi possível verificar que, em ambos os casos, os teores de cinzas nas folhas de camelina foram superiores em níveis de concentração de metais no solo mais elevado, embora mediante discrepâncias mínimas. Para o Zn I e II, foram obtidas as percentagens de 22% e 22,03%, respetivamente, enquanto de no caso do Pb I e II, se atingiram os totais de 22,90% e 23,74%, de forma correspondente. Do mesmo modo, tal observado para a camelina de verão, na camelina de inverno, a contaminação não afetou os teores de cinzas das folhas.

Comparando ambas as culturas entre si, tornou-se imediatamente perceptível que a percentagem de cinzas nas folhas da camelina de verão foi superior à das de inverno, em todos os casos estudados, com a exceção do de Pb I, embora as diferenças observadas não sejam estatisticamente significativas.

Na situação de controlo, a cultura de verão superiorizou-se relativamente à de inverno, em termos do teor de cinzas presente nas suas folhas, mediante uma diferença percentual de 1,68. Já no caso do Zn I e II, esta superioridade foi de cerca de 4,67% e 0,59%, respetivamente, verificando-se, deste modo, uma produção de cinzas por parte das folhas da cultura de verão acrescida, comparativamente à variedade de inverno, na presença de menores concentrações de Zn. Por fim, na presença de Pb I, e como caso excepcional neste ponto do estudo, a cultura de inverno apresentou um valor mais elevado em de cerca de 1,08%, comparativamente à de verão. Já no caso do Pb II, por sua vez, os valores do genótipo de verão voltaram a superiorizar-se em cerca de 0,52%.

As folhas apresentaram maiores teores de cinzas do que os caules, sendo este um resultado esperado. Quando o nível de contaminação é elevado, os rendimentos podem ser reduzidos sendo que, no caso dos metais pesados, estes estão numa forma mais mobilizada, pelo que a translocação para a aérea da planta pode ocorrer. O deslocamento dos metais acumulados para as frações aéreas é geralmente exibido pelos elementos mais móveis (por exemplo, Zn e Cd). Em relação a outros metais, como Pb e Cr, o processo de translocação pode verificar-se para alguns níveis de contaminação, embora a maioria da acumulação ocorra na fração das folhas e não nos caules. É importante notar que o a aglomeração

---

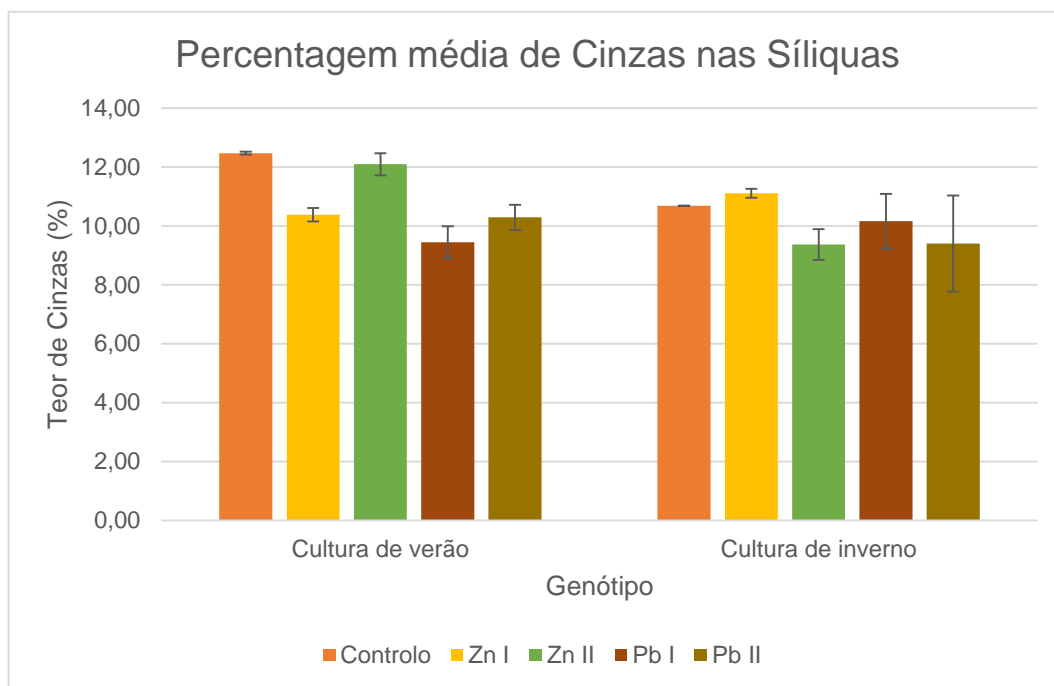
de contaminantes na biomassa aérea pode causar uma depreciação na qualidade do material para processamento, limitando seu uso industrial (Barbosa et al., 2019).

#### 4.3.3.3 TEOR DE CINZAS NAS SÍLIQUAS DA BIOMASSA

Na figura 4.14 encontram-se explícitas as percentagens de cinzas presentes nas síliquas de camelina, tanto para a cultura de verão, como para a de inverno.

No que diz respeito à situação de controlo correspondente à cultura de verão, foi atingida uma percentagem média de cinzas nas síliquas de camelina de 12,47%, tendo sido este o resultado mais elevado obtido neste ponto do estudo. No que toca à presença de Zn no solo, a cultura de verão revelou percentagens mais elevadas de cinzas aquando da predominância de uma maior concentração do metal, perante os valores de 10,38% e 12,09%, para os níveis I e II, respetivamente. O caso do Pb, por sua vez, refletiu um comportamento idêntico por parte da cultura de verão, mediante os resultados de 9,45% e 10,29%, para a contaminação com Pb I e Pb II, de forma correspondente.

No que diz respeito à cultura de inverno, tanto no caso do Zn como do Pb, este parâmetro foi mais elevado aquando da presença de menores concentrações metálicas no solo. No caso do Zn, foram alcançadas as percentagens de 11,11 e 9,37, para os níveis I e II, respetivamente, enquanto que, para o Pb, se atingiram os valores de 10,16% e 9,40%, de forma correspondente para o nível I e II. No entanto, verifica-se que, quer na camelina de verão quer na de inverno, a contaminação não afetou o teor de cinzas das síliquas, visto que as diferenças observadas não apresentam significado estatístico. Uma vez que é o óleo presente nas síliquas que será utilizado, este resultado indica que a contaminação não terá afetado as características do óleo.



**Figura 4.14:** Percentagem média de cinzas nas síliquas (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação.

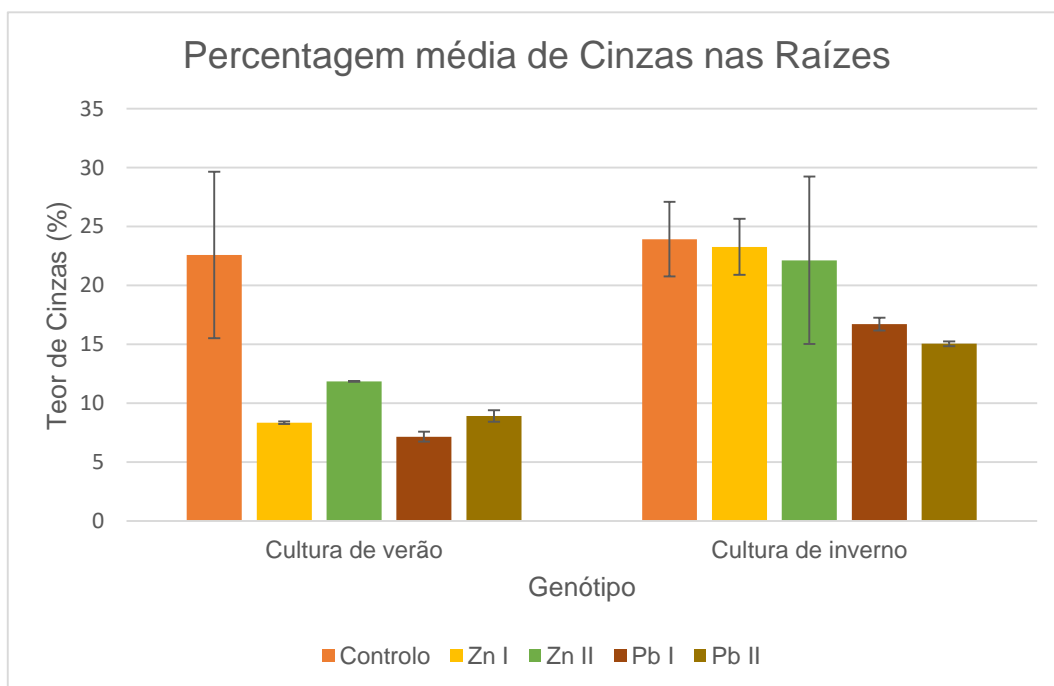
Comparando os dois génotipos de camelina entre si, é notável que não existe um padrão regular de superioridade dos valores médios percentuais do teor de cinzas nas síliquas de uma variedade em relação a outra. Em certos tipos e níveis de contaminação a cultura de verão superiorizou-se à de inverno, e vice-versa. O fator que pode notar-se é que, em termos da percentagem de cinzas nas síliquas da camelina de verão, a situação de controlo traduziu os valores mais elevados, enquanto que, na camelina de inverno, isto aconteceu na contaminação com Zn I. No entanto estas diferenças não são significativas.

#### 4.3.3.4 TEOR DE CINZAS NAS RAÍZES DA BIOMASSA

Na figura 4.15 estão representadas as percentagens de cinzas presentes nas raízes de camelina, tanto para a cultura de verão, como para a de inverno.

No que diz respeito à situação de controlo correspondente à cultura de verão, a percentagem média de cinzas nas raízes fez um total de 23%, valor bastante similar ao obtido na mesma situação para a cultura de inverno (24%). Note-se, desde já, que estes dois valores corresponderam aos mais elevados neste ponto do estudo. Estes resultados elevados podem também indicar alguma contaminação das amostras com terra.

Relativamente à cultura de verão, o fator mais perceptível consiste no facto de as percentagens de cinzas nas situações de contaminação do solo terem sido bastante mais reduzidas do que a do caso de controlo. Para a contaminação com Zn I e II as percentagens foram de 8,4% e 12%, enquanto que, relativamente ao Pb I e II, estes valores perfizeram um total de 7,2% e 8,9%, de forma respetiva. Ora, estes resultados são bastante menores quando comparados com os 23% alcançados aquando da ausência de contaminação do solo. Além disto, foi possível verificar que para ambas as contaminações, o padrão obtido foi o mesmo: o teor de cinzas revelou ser mais elevado na presença de maiores concentrações metálicas.



**Figura 4.15:** Percentagem média de cinzas nas raízes (%) para cada cultura e respetivo tipo e nível de contaminação.

No que diz respeito à cultura de inverno, as percentagens referentes ao solo contaminado revelaram, igualmente, ser inferiores à do caso de controlo. Contudo, apesar de menores, foram superiores às da camelina de verão para todos os tipos e níveis de contaminação. No caso do Zn I e II, os teores de cinzas nas raízes foram de 23,3 e 22%, enquanto que, para o Pb I e II, estas percentagens foram de 16,7 e 15,1. Deste modo, foi possível verificar um padrão comportamental inverso ao da cultura de verão, já que as percentagens de cinzas na cultura de inverno foram superiores em solos com concentrações metálicas inferiores.

Comparando as duas culturas entre si, foi possível averiguar que os teores de cinzas no genótipo de inverno foram superiores aos do de verão, à exceção do caso de controlo, no qual as percentagens foram bastante similares. Equiparando as situações de contaminação com Zn I, verificou-se uma percentagem superior em 15% da parte da cultura de inverno, relativamente à variedade de verão. Já no caso do Zn II, esta superioridade foi de 10%. Para o Pb I, a camelina de inverno revelou teores de

cinza nas suas raízes superiores em 9,5%, relativamente à de verão, enquanto que na presença de uma maior concentração de Pb, este acréscimo foi de aproximadamente 6%.

Quando cultivada em solos sujeitos à aplicação de adubos ou outros resíduos líquidos, a biomassa pode conter metais pesados que posteriormente estarão presentes nas cinzas. Ora, desta forma, após a combustão de biomassa, a maioria dos metais pesados, cuja quantidade depende da tipologia e cultivo das culturas, subsiste nas cinzas. Combustíveis com reduzido teor de deste material são mais adequados para a utilização térmica os que possuam maior quantidade deste material, o que se deve ao facto de quanto menor o referente teor, mais simples ser a combustão da biomassa, transporte, armazenamento e utilização ou eliminação das cinzas. Elevadas percentagens de cinzas exigem maiores cuidados no sistema de combustão, desde o tipo do permutador de calor, sistema de limpeza do mesmo e tecnologia de precipitação de poeiras. É ainda necessário considerar a temperatura de combustão comparativamente à de fusão de cinzas. Uma baixa temperatura de fusão de cinzas numa combustão com altas temperaturas pode dar origem a um fenómeno denominado *slagging*, no qual as cinzas podem iniciar a sua fusão a valores mais baixos de temperatura. Este fator deve ser considerado na escolha do equipamento de controlo de temperatura necessário para o forno (Ferreira, 2015).

De entre os diferentes processos de conversão de biomassa em energia, são variados os resíduos resultantes prejudiciais a diversos níveis. No que diz respeito ao processo de combustão em particular, os principais resíduos são as cinzas e as emissões de gases. Os principais elementos químicos presentes no material e responsáveis pela formação de cinzas são o cálcio, magnésio, potássio, sódio, ferro e fósforo. Os elementos minoritários são manganês, Zn, níquel, crómio, cádmio e cobre. Os elementos principais influenciam, geralmente, a fusão de cinzas e, conseqüentemente, os processos de deposição de resíduos (escória) e corrosão do equipamento de combustão. Os elementos minoritários, por sua vez, assumem um destaque no que diz respeito aos impactos ambientais decorrentes das emissões de partículas e na posterior possibilidade de utilização das cinzas (Ferreira, 2015). Contudo, globalmente, pode afirmar-se que a contaminação não afetou os teores de cinzas das raízes, sendo este, portanto, um ponto bastante positivo.

#### 4.3.4 TEOR DE METAIS NA BIOMASSA

A predominância de metais na biomassa pode influenciar a sua utilização para fins energéticos, uma vez que, aquando da combustão do material existe a possibilidade da libertação destes elementos contaminantes para a atmosfera ou a sua permanência nas cinzas. Além disto, derivado da acumulação de metais nas cinzas, os sistemas de combustão podem ser afetados pelo teor destes componentes. Por fim, mas não menos importante, os metais podem consagrar-se como tóxicos para certos organismos envolvidos em processos de produção de biocombustíveis, nomeadamente, de segunda geração.

---

No presente caso de estudo específico, foram tratados os teores de Zn e Pb predominantes nas várias estruturas das culturas de camelina, pontos estes que serão abordados de seguida.

Os teores comuns de Zn nas plantas encontram-se, geralmente, entre 6 e 126 mg Zn.kg<sup>-1</sup> de matéria seca para herbáceas, enquanto que, no caso das culturas alimentares, esta faixa é da ordem dos 1-73 mg Zn.kg<sup>-1</sup> (Kabata-Pendias, 2011).

Por forma a obter conclusões mais precisas, foram utilizados dois parâmetros de avaliação para o estudo do teor de metais nas diferentes frações da biomassa.

O Índice de Acumulação (IA) foi utilizado para avaliar a capacidade das plantas de absorver e acumular um determinado elemento em maiores quantidades do que o habitual. Este índice foi determinado mediante a seguinte equação (Barbosa et al., 2015):

$$IA = \frac{\text{Concentração metálica na fração da planta do solo contaminado (mg.kg}^{-1}\text{)}}{\text{Concentração metálica na fração da planta do ensaio de controlo (mg.kg}^{-1}\text{)}}$$

O fator de translocação (FT) foi empregue para avaliar a capacidade da planta de translocar os metais que absorve para a parte aérea. Neste cálculo foi utilizada a seguinte equação (Barbosa et al., 2015):

$$FT = \frac{\text{Concentração metálica na fração aérea da planta (mg.kg}^{-1}\text{)}}{\text{Concentração metálica na fração de raízes da planta (mg.kg}^{-1}\text{)}}$$

Os parâmetros anteriores foram aplicados e estudados para todas as frações da planta, variedades de camelina e, também, para os diferentes tipos de contaminação do solo.

Note-se que, plantas com Índices de Acumulação e Fatores de Translocação superiores à unidade, possuem potencial para serem utilizadas em fitoextração (Barbosa et al., 2015).

#### 4.3.4.1 TEOR DE ZINCO NOS CAULES DA BIOMASSA

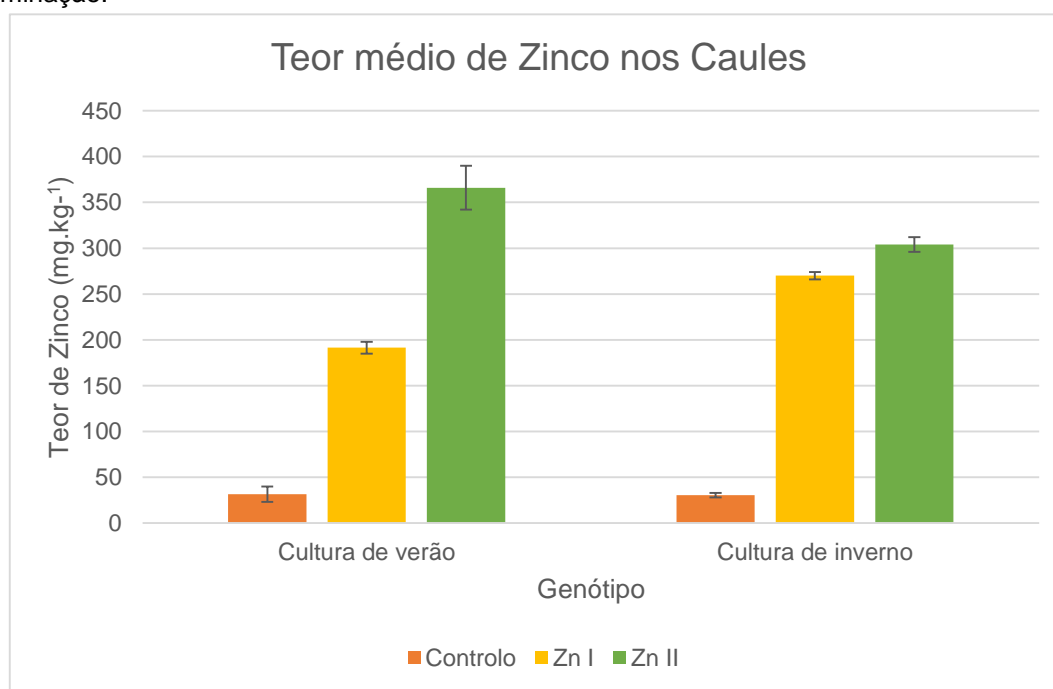
Na figura 4.16 encontram-se traduzidos os teores de Zn obtidos nos caules das culturas de verão e inverno de *Camelina sativa* (L.) Crantz.

No que diz respeito ao ensaio de controlo correspondente à cultura de verão, foi alcançada uma concentração de 32 mg Zn.kg<sup>-1</sup>. Já no caso do solo contaminado com Zn, os valores obtidos foram bastante superiores, mediante 192 e 366 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, para os níveis I e II, respetivamente. Perante estes resultados, deve atentar-se que no caso da contaminação com Zn I, o teor deste metal nos caules da cultura de verão foi superior em 160 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, relativamente ao solo de controlo. Já na presença de Zn II, este valor dobrou para cerca de 334.

Na cultura de inverno, por sua vez, o ensaio de controlo revelou um teor de Zn de 31 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, valor bastante similar ao obtido no genótipo de verão. No caso do solo contaminado, as concentrações obtidas foram, à semelhança da cultura de verão, bastante superiores, mediante os resultados de 270 e 304 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, para os níveis I e II, correspondentemente. Posto isto, comparativamente ao ensaio de controlo, o teor de Zn I foi superior em cerca de 239 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, enquanto que o nível II traduziu uma superioridade de, aproximadamente, 273 mg Zn.kg<sup>-1</sup>.

Note-se que, no que diz respeito à contaminação do solo com Zn I e II, ambas as culturas apresentaram teores superiores ao ensaio de controlo, embora a variedade de inverno tenha revelado concentrações mais regulares entre estes níveis do que a de verão, na qual se verificaram maiores variações. O teor de Zn mais elevado nos caules confirmou-se na cultura de verão, para a contaminação com o nível II.

Mediante os resultados obtidos pode verificar-se a tendência de que a presença de uma maior concentração de Zn no solo implica uma maior absorção deste metal por parte dos caules de camelina, tanto no genótipo de verão, como no de inverno. Os valores de estudo alcançados neste parâmetro revelam, todavia, ser bastante superiores aos estabelecidos por Kabata-Pendias (2011), com a exceção dos ensaios de controlo. Assim, pode concluir-se que os caules de camelina são altamente acumuladores do Zn predominante nos solos, possuindo, simultaneamente, boa capacidade de produtividade. Este fator revela elevada tolerância dos caules ao referido elemento metálico, característica desejável quando o assunto trata plantas hiperacumuladoras, e o objetivo é a remediação de solos contaminados. Note-se que, havendo um aumento de Zn nos caules das culturas, com o aumento deste elemento no solo, este fator é revelador de que as plantas são indicadoras de contaminação.

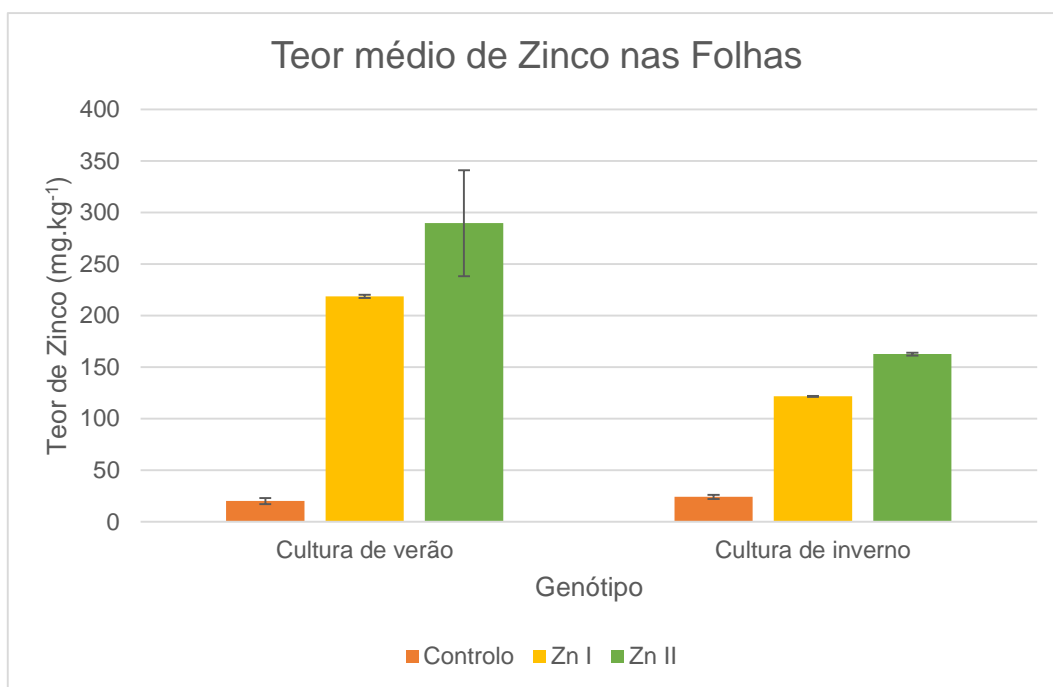


**Figura 4.16:** Teor médio de Zinco nos caules (mg.kg<sup>-1</sup>) para cada cultura e nível de contaminação.

Foi visto que, no caso de níveis de contaminação elevados, nomeadamente com metais pesados a sua translocação para a parte aérea da planta poderia ocorrer, sendo que este deslocamento era geralmente exibido por elementos mais móveis, como sendo o caso do Zn (Barbosa et al., 2019). Esta afirmação foi efetivamente verificada no estudo em questão, pelo que os resultados alcançados podem revelar uma suscetibilidade na desvalorização na qualidade do material para processamento. Durante a combustão da biomassa atingem-se temperaturas elevadíssimas, pelo que, no caso de o material conter elevada quantidade de metais pesados, estes tornam-se passíveis de volatilizar. Metais como o Cd e o Zn, consagram-se como alguns dos exemplos possíveis de ficar concentrados na fração volátil da biomassa (Barbosa, 2014). Deste modo, este processo termoquímico poderá não ser uma boa opção relativamente ao destino final dos caules de camelina, o que conduz, inerentemente, a uma desvalorização da biomassa. No entanto, técnicas como a pirólise, que ocorre a temperaturas mais reduzidas, podem assumir uma preferência neste sentido, mantendo-se, assim, a concretização da valorização do material e, simultaneamente, da remoção de metais no solo contaminado.

#### 4.3.4.2 TEOR DE ZINCO NAS FOLHAS DA BIOMASSA

Na figura 4.17 estão explícitos os teores de Zn obtidos nas folhas das culturas de verão e inverno de *Camelina sativa* (L.) Crantz.



**Figura 4.17:** Teor médio de Zinco nas folhas (mg.kg<sup>-1</sup>) para cada cultura e nível de contaminação.

No que diz respeito ao ensaio de controlo correspondente à cultura de verão, foi alcançada uma concentração de 20 mg Zn.kg<sup>-1</sup>. No caso do solo contaminado com Zn, os valores obtidos foram, à semelhança da situação verificada para os caules, bastante superiores, mediante 219 e 290 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, para os níveis I e II, respetivamente. Perante estes resultados, deve atentar-se que no caso da

---

contaminação com Zn I, o teor deste metal nos caules da cultura de verão foi superior em 199 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, relativamente ao solo de controlo. Já na presença de Zn II, esta diferença subiu para 270 mg Zn.kg<sup>-1</sup>.

Na cultura de inverno, por sua vez, o ensaio de controlo revelou um teor de Zn de 24 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, resultado bastante próximo ao de 20 mg Zn.kg<sup>-1</sup> obtido na variedade de verão. No caso do solo contaminado, as concentrações obtidas foram, à semelhança da cultura de verão, superiores, mediante os resultados de 122 e 163 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, para os níveis I e II, correspondentemente. Posto isto, comparativamente ao ensaio de controlo, o teor de Zn I foi superior em cerca de 98 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, enquanto que o nível II traduziu uma superioridade de, aproximadamente, 139 mg Zn.kg<sup>-1</sup>.

Posto isto, foi possível averiguar que, à semelhança dos caules, também as folhas de ambas as culturas apresentaram teores superiores ao ensaio de controlo. Todavia, embora a camelina de inverno tenha revelado maiores absorções de Zn no caso dos solos contaminados, esta acumulação foi bastante inferior à da cultura de verão, quando comparada com o ensaio de controlo. O teor de Zn mais elevado nas folhas verificou-se na cultura de verão, para a contaminação com o nível II.

Mediante os resultados obtidos pode verificar-se a tendência de que a presença de uma maior concentração de Zn no solo implica uma maior absorção deste metal por parte das folhas de camelina, tanto na variedade de verão, como na de inverno. Os valores de estudo alcançados neste parâmetro revelam uma superioridade relativamente aos estabelecidos por Kabata-Pendias (2011), com a exceção dos ensaios de controlo. Assim, pode concluir-se que as folhas de camelina são, à semelhança dos caules, altamente acumuladoras do Zn predominante nos solos, possuindo, simultaneamente, boa capacidade de produtividade. Deste modo, técnicas como a pirólise podem ser uma opção adequada para a conversão energética destas estruturas, permitindo a remoção de metais dos solos e, simultaneamente, a obtenção de biocombustíveis e produtos químicos.

#### 4.3.4.3 TEOR DE ZINCO NAS SÍLIQUAS DA BIOMASSA

Na figura 4.18 encontram-se traduzidos os teores de Zn obtidos nas siliquas das culturas de verão e inverno de *Camelina sativa* (L.) Crantz.

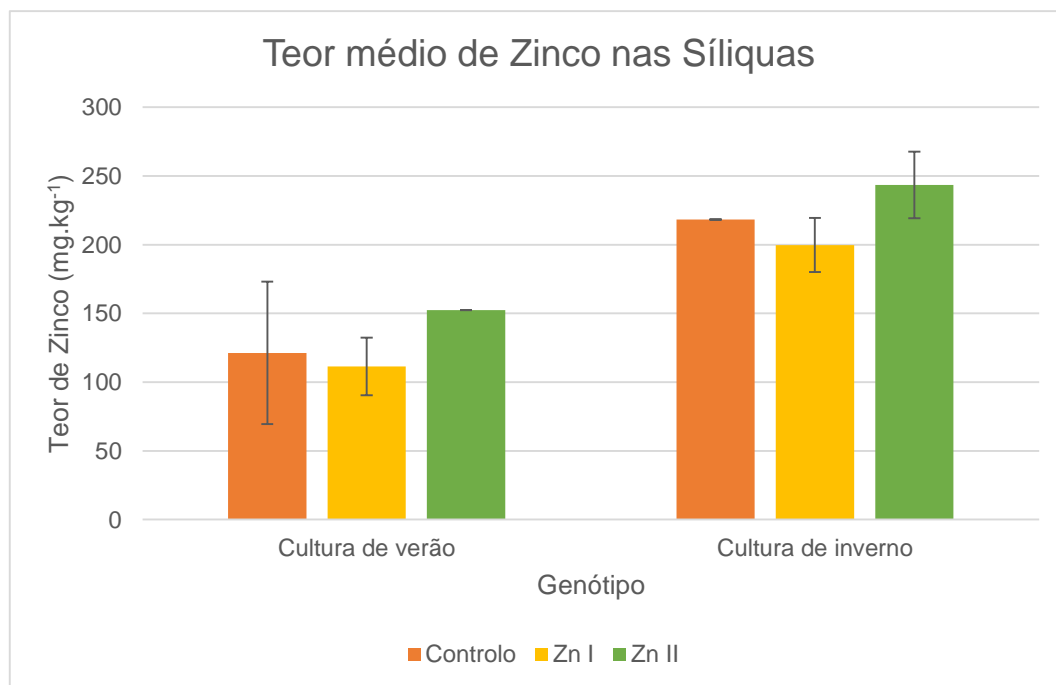
No que diz respeito ao ensaio de controlo correspondente à cultura de verão, foi alcançada uma concentração de 121 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, valor bastante superior aos obtidos para os ensaios de controlo dos caules e das folhas de camelina. Já no caso do solo contaminado com Zn, os valores apresentaram, também, uma diferença no que diz respeito ao padrão até aqui verificado. Para a contaminação com Zn I, o teor de Zn foi de 111 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, ou seja, quantidade semelhante à encontrada no controlo. Já para o nível II, o valor obtido fez um total de 152 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, pelo que o teor de Zn neste ponto foi superior em cerca de 26%, em relação ao controlo. Apesar de ter voltado a verificar-se a tendência até

aqui estabelecida, é importante notar que esta superioridade relativamente ao ensaio de controlo foi muito inferior às percentagens obtidas para os caules e folhas.

Na cultura de inverno, por sua vez, o ensaio de controlo revelou um teor de Zn de 218 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, valor superior ao obtido no genótipo de verão. No caso do solo contaminado, as concentrações obtidas traduziram um comportamento exatamente igual ao verificado para a cultura de verão, mediante os resultados de 200 e 244 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, para os níveis I e II, correspondentemente. Assim, comparativamente ao ensaio de controlo, os teores de Zn I e II foram semelhantes. Estes resultados revelaram, à semelhança da situação da cultura de verão, que as diferenças entre controlo e siliquis obtidas em solos contaminados, é muito inferior à que se verificou para o caso dos caules e folhas.

É importante notar ainda que, as concentrações de Zn nas siliquis referentes aos ensaios de controlo foram muito superiores às dos caules e folhas na mesma situação. O teor de Zn mais elevado nas siliquis verificou-se na cultura de inverno, para a contaminação com o nível II.

Mediante os resultados obtidos, pode deduzir-se que, na situação em que não existiu qualquer indução de contaminação do solo, a absorção de Zn se deu maioritariamente nas siliquis das culturas, tanto de inverno, como de verão. Aquando da introdução de Zn I no solo, o aumento da acumulação de Zn nas siliquis foi inferior ao observado com caules e folhas, traduzindo a ideia de que, perante a presença de concentrações mais elevadas deste elemento, a planta apresenta um mecanismo no sentido de absorver menor quantidade de Zn nas suas siliquis.



**Figura 4.18:** Teor médio de Zinco nas siliquis (mg.kg<sup>-1</sup>) para cada cultura e nível de contaminação.

Os valores de estudo alcançados neste parâmetro revelaram uma superioridade relativamente aos estabelecidos por Kabata-Pendias (2011) na maioria dos níveis estudados, sendo que, no entanto, a cultura de verão apresentou valores dentro da faixa estabelecida, nomeadamente no ensaio de controlo

e na contaminação com Zn I. Note-se, por fim, que o facto de se ter verificado uma tendência da cultura para evitar a absorção de Zn nas suas síliquas poderá ser bastante interessante do ponto de vista da produção de biocombustíveis. As sementes de camelina encontram-se nesta estrutura da planta, a partir das quais se dá a possibilidade de extração do óleo da cultura para produção de biodiesel, por exemplo. Uma vez que a camelina tende a possuir uma maior absorção de Zn nos caules e folhas, a qualidade do óleo da planta não deverá ser, à partida, comprometida pela absorção deste elemento, fator que, além de bastante positivo para a produção de biocombustíveis, poderá ser distintivo na escolha utilização desta cultura para este objetivo.

#### 4.3.4.4 TEOR DE ZINCO NAS RAÍZES DA BIOMASSA

Na figura 4.19 estão explícitos os teores de Zn obtidos nas raízes das culturas de verão e inverno de *Camelina sativa* (L.) Crantz.

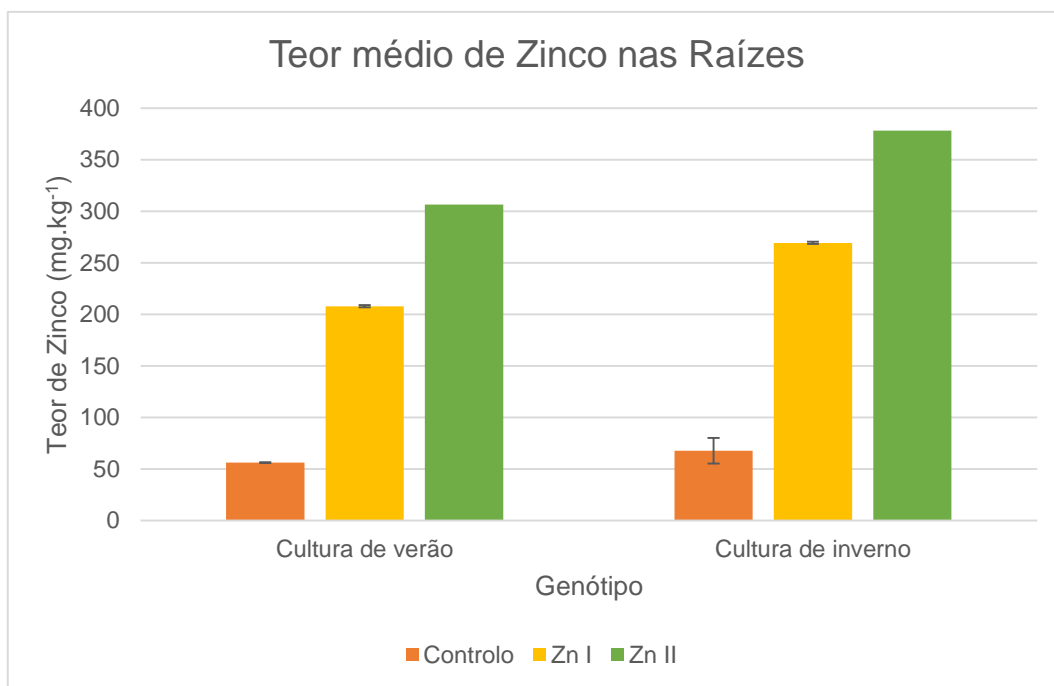
No que diz respeito ao ensaio de controlo correspondente à cultura de verão, foi alcançada uma concentração de 56 mg Zn.kg<sup>-1</sup>. No caso do solo contaminado com Zn, os valores obtidos foram, à semelhança da situação verificada para os caules e folhas, bastante superiores, mediante 208 e 306 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, para os níveis I e II, respetivamente. Perante estes resultados, deve atentar-se que no caso da contaminação com Zn I, o teor deste metal nos caules da cultura de verão foi superior em 271%, relativamente ao solo de controlo. Já na presença de Zn II, esta percentagem subiu para cerca de 446%.

Na cultura de inverno, por sua vez, o ensaio de controlo revelou um teor de Zn de 68 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, valor ligeiramente superior ao de 56 mg Zn.kg<sup>-1</sup> obtido na variedade de verão. No caso do solo contaminado, as concentrações obtidas foram, à semelhança da cultura de verão, superiores, mediante os resultados de 269 e 378 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, para os níveis I e II, correspondentemente. Assim, comparativamente ao ensaio de controlo, o teor de Zn I foi superior em cerca de 296%, enquanto que o nível II traduziu uma superioridade de, aproximadamente, 456%.

Posto isto, foi possível averiguar que, à semelhança dos caules e folhas, também as raízes de ambas as culturas apresentaram teores superiores ao ensaio de controlo, sendo que estas superioridades foram bastante similares nos genótipos de verão e de inverno. O teor de Zn mais elevado nas raízes verificou-se na cultura de inverno, para a contaminação com o nível II.

Mediante os resultados obtidos pode verificar-se a tendência de que a presença de uma maior concentração de Zn no solo implica uma maior absorção deste metal por parte das raízes de camelina, tanto na variedade de verão, como na de inverno. Os valores de estudo alcançados neste parâmetro revelam uma superioridade relativamente aos estabelecidos por Kabata-Pendias (2011), com exceção dos ensaios de controlo. Assim, pode concluir-se que as raízes de camelina são, à semelhança dos

seus caules e folhas, altamente acumuladoras do Zn predominante nos solos, possuindo, simultaneamente, boa capacidade de produtividade.



**Figura 4.19:** Teor médio de Zinco nas raízes (mg.kg<sup>-1</sup>) para cada cultura e nível de contaminação.

Ora, os resultados obtidos permitem concluir que o Zn é um elemento muito móvel no solo, daí ser facilmente absorvido pelas plantas. Deste modo, é importante comparar os dados adquiridos com informações provenientes de literatura, nomeadamente, acerca do comportamento de Zn no solo, e compreender, assim, de que forma este metal é tóxico para as culturas.

O Zn é um elemento bastante móvel durante processos de erosão, sendo que os seus compostos facilmente solúveis, são prontamente precipitados por reações com carbonatos, ou absorvidos por minerais e compostos orgânicos, especialmente na presença de aniões de enxofre. O principal fator influenciador da distribuição de Zn no solo é o pH, que afeta a mobilidade dos iões de Zn. O teor de iões de Zn nas soluções de solo disponíveis para as plantas aumenta a cada vez que o pH é reduzido num valor de 1. A pH superior a 7,5, a disponibilidade de Zn para as plantas diminui rapidamente, o que está relacionado com a alteração da forma de Zn na solução do solo. No valor de pH de aproximadamente 7,7 predomina o ião Zn<sup>2+</sup>. Sobre este valor, existe ainda a forma Zn(OH)<sup>+</sup>, e para pH acima de 9-11, a forma neutra Zn(OH)<sub>2</sub> torna-se dominante na solução do solo. Outros fatores que afetam a disponibilidade de Zn no solo para as plantas incluem, por exemplo, a quantidade do componente argiloso no solo, a proporção de componentes orgânicos, o teor de carbonato de cálcio, a atividade dos microrganismos, humidade do solo, concentração de outros oligoelementos, concentração de fósforo e as condições climáticas (Sturikova et al., 2018).

A presença de uma maior proporção de carbonato de cálcio, como um composto alcalino, aumenta o pH do solo. Os metabolitos dos microrganismos, juntamente com os exsudatos das raízes ajudam a quebrar a rocha-mãe e assim a acelerar o processo de liberação de formas acessíveis de Zn para a solução do solo. A concentração mais elevada de ferro e manganésio, por sua vez, impede que as plantas absorvam os íons de Zn. O fósforo possui também uma influência negativa sobre a absorção e assimilação das formas de Zn pela planta. A fertilização excessiva com alguns fertilizantes fosfatados, provocam o aumento do pH do solo, começando a formar-se compostos insolúveis de fosfatos de Zn. O Zn é absorvido pelas raízes a partir da solução do solo, principalmente sob a forma de íons ou complexos  $Zn^{2+}$ , e translocado através do xilema para a parte aérea da planta. Os íons de Zn ( $Zn^{2+}$ ) têm um efeito positivo, mas também tóxico nas células vegetais. O princípio da toxicidade dos íons de Zn excedentários nas plantas baseia-se no facto de estes serem “concorrentes” para sítios de ligação destinados a outros íons (Sturikova et al., 2018). Note-se, posto isto, que alguns dos sintomas típicos do excesso de Zn são cloroses de folhas jovens, uma provável consequência da menor absorção de  $Fe^{2+}$  e  $Fe^{3+}$ , a redução da biomassa vegetal e a inibição do crescimento radicular. As formas solúveis de Zn são facilmente acessíveis às plantas, sendo que a distribuição do metal nas mesmas, segue, geralmente o seguinte padrão de distribuição: raízes; folhas; ramos; caule. A forma na qual o Zn é absorvido pelas raízes não está definida com precisão, embora exista um consenso geral sobre a absorção predominante de Zn hidratado e  $Zn^{2+}$ . Note-se, ainda, que alguns autores consideram o Zn altamente móvel, enquanto outros o consideram de mobilidade intermediária. (Kabata-Pendias, 2011; Sturikova et al., 2018). A toxicidade provocada pelo Zn pode ainda interromper a atividade nos solos, uma vez que influencia negativamente as funções de microrganismos, retardando assim a degradação de matéria orgânica. (Kabata-Pendias, 2011; Sturikova et al., 2018; Wuana & Okieimen, 2011).

Como forma de conclusão, foram calculados o Índice de Acumulação (IA) e o Fator de Translocação (FT) para todas as estruturas de camelina de ambas as culturas e diferentes tipos de contaminação.

A razão entre um determinado metal pesado acumulado na biomassa de camelina de solos contaminados, comparada com o mesmo metal acumulado na biomassa de controlo, é representada pelo IA. Na tabela 4.4, encontram-se traduzidos os resultados obtidos deste índice para todas as frações de camelina no caso do Zn:

**Tabela 4.4:** Valores de IA das culturas de camelina, para os diferentes níveis de contaminação de zinco.

Fração da planta	Variedade de camelina	IA (Contaminação com Zn I)	IA (Contaminação com Zn II)
<b>Caules</b>	Cultura de verão	6,1	11,6
	Cultura de inverno	8,9	10,0
<b>Folhas</b>	Cultura de verão	10,9	14,5
	Cultura de inverno	5,1	6,8
<b>Síliquas</b>	Cultura de verão	0,9	1,3
	Cultura de inverno	0,9	1,1
<b>Raízes</b>	Cultura de verão	3,7	5,4
	Cultura de inverno	4,0	5,6

Considerando a perspectiva de fitoextração, a acumulação de um metal pode ser definida de diversas formas. Entre elas, a presença de maiores quantidades de um dado elemento do que o habitual, pode ser quantificada pelo IA. Para as ambas as culturas, níveis de contaminação de Zn, e diferentes frações das plantas, os resultados obtidos foram, na sua grande maioria, superiores a 1. Ora, estes valores indicam que ambas as culturas de camelina possuem a capacidade de absorver e acumular um determinado elemento em quantidades maiores do que o habitual (Barbosa et al., 2015). O único caso no qual esta afirmação não se verificou foi o das síliquas, em que o IA obtido foi semelhante ou ligeiramente superior a 1, o que não constitui necessariamente um ponto negativo, tendo em conta que é nestas estruturas que se encontram as sementes de camelina, a partir das quais existe a possibilidade de extração de óleo para produção de biocombustíveis. A qualidade deste óleo pode ser comprometida por uma absorção elevada de metais, pelo que um IA mais baixo nestas estruturas pode ser mesmo encarado como um ponto positivo. De qualquer das formas, apesar de ter sido inferior à unidade, o IA das síliquas para o primeiro nível de contaminação foi bastante próximo de 1 (0,9), pelo que, do ponto de vista da fitoextração, pode considerar-se que todas as estruturas de camelina tiveram a capacidade de acumular Zn em concentrações superiores às habituais. Note-se, ainda, que as folhas da cultura de verão constituíram as frações com valores mais elevados deste índice. Assim sendo, com base no IA, pode considerar-se a *Camelina sativa* (L.) Crantz uma cultura altamente apropriada e com características adequadas ao processo de fitoextração de Zn.

Note-se que o processo de fitoextração pode, ainda, ser melhorado, quando assistido por quelato ou induzido. A adição de quelantes naturais e/ou sintéticos tem sido amplamente testada na fitoextração, a fim de aumentar a biodisponibilidade, absorção e translocação de metais. Aquando da aplicação do agente quelante no solo, tomando o EDTA como exemplo, são formados complexos entre este e os metais, sendo, posteriormente, absorvidos pela planta (Wuana & Okieimen, 2011). Para resultados talvez mesmo na parte da fitoextração para explicar por exemplo como Zn e Pb podem ser mais fitoextraídos

A toxicidade e tolerância ao Zn nas plantas tem sido, igualmente, uma preocupação global, uma vez que o uso prolongado de fertilizantes é refletido no aumento do teor deste metal nos solos superficiais. A fitotoxicidade está principalmente associada a metais não essenciais, como As, Cd, Cr e Pb, que possuem, geralmente, limiares de toxicidade muito baixos. O Zn não é considerado, contudo, altamente fitotóxico, dependendo o seu limite de toxicidade das espécies vegetais, genótipos e fase de crescimento. No entanto, nos tecidos radiculares nos quais este elemento se encontra imobilizado nas paredes celulares ou complexado em proteínas de Zn não difusíveis, as suas concentrações críticas de Zn são muito mais elevadas, variando os níveis tóxicos superiores, em várias plantas, entre 100 e 500 mg/kg. Note-se, todavia, que existem várias espécies de plantas tolerantes ao Zn e com grande seletividade na absorção deste elemento dos solos, podendo até acumular grandes quantidades do referido metal, sem apresentar sintomas de toxicidade. A *Camelina sativa*, estudada na presente dissertação, foi, assim, um destes casos. Algumas variedades de plantas, como *Thlaspi caerulencens* e *Thlaspi ochroleucum*, são conhecidas por hiperacumular Zn, sendo recomendadas para descontaminação *in situ* de solos. Deste modo, estas espécies podem reduzir o efeito de concentrações excessivas de Zn, seja por meio da sua adaptação e complexidade metabólica, como pela limitação da presença de metais num determinado local, ou até, a imobilização dos mesmos (Vamerali et al., 2010; Wuana & Okieimen, 2011). Por fim, não deve deixar de ser mencionado que a poluição ambiental por Zn influencia bastante e, igualmente, as concentrações deste metal nas plantas. Em ecossistemas onde o Zn é um poluente atmosférico, a parte aérea das espécies é suscetível de concentrar quantidades elevadas de Zn, até cerca de 0,1%. Já as plantas cultivadas em solos contaminados com Zn acumulam uma grande proporção do metal nas raízes (Kabata-Pendias, 2011).

O processo de fitoextração envolve várias etapas, sendo que a primeira fase passa pela absorção da fração metálica pela superfície da raiz. Posteriormente, o metal biodisponível move-se através da membrana celular em células da raiz para, de seguida, uma fração do metal absorvido nas raízes ser imobilizada no vacúolo. O metal móvel intracelular atravessa as membranas através do xilema e, por fim, é translocado da raiz para tecidos aéreos, como os caules e as folhas. Uma vez no interior da planta, a maioria dos metais é insolúvel demais para se mover livremente no sistema vascular, de modo que, geralmente, formam carbonato, sulfato ou precipitados de fosfato, imobilizando-os em compartimentos extra e intracelulares (Wuana & Okieimen, 2011).

A tabela 4.5 integra os valores obtidos para o fator de translocação para ambas as culturas de camelina, respetivas frações e níveis de contaminação.

**Tabela 4.5:** Valores de FT das culturas de camelina, para os diferentes níveis de contaminação de Zn e ensaio de controlo

Fração da planta	Variedade de camelina	FT (Ensaio de controlo)	FT (Contaminação com Zn I)	FT (Contaminação com Zn II)
<b>Caules</b>	Cultura de verão	0,6	0,9	1,2
	Cultura de inverno	0,5	1	0,8
<b>Folhas</b>	Cultura de verão	0,4	1,5	0,9
	Cultura de inverno	0,4	0,5	0,4
<b>Síliquas</b>	Cultura de verão	2,2	0,5	0,5
	Cultura de inverno	3,2	0,7	0,6

Considerando a perspetiva de fitoextração, a acumulação metálica pode ser definida de diversas formas. Entre elas, encontra-se também a capacidade de a planta acumular um dado elemento nos seus caules e folhas para além do absorvido pelas estruturas subterrâneas. O FT permite, precisamente, avaliar esta quantidade. Note-se que, à semelhança do IA, plantas com fatores de translocação superiores a 1, têm potencial para ser utilizadas em fitoextração.

O tipo de espécies utilizada na fitorremediação deve possuir capacidade de tolerância a altas concentrações de metais pesados, crescendo perfeitamente em solos com presença dos mesmos. Inerentemente, apresentam capacidades distintas para absorver iões metálicos do solo, translocar os metais das raízes para os seus rebentos e, assim, sequestrar os metais nos tecidos foliares ou na apte aérea (Liu et al., 2018). As características desejáveis para uma espécie vegetal em fitoextração são, ainda, um rápido crescimento e elevada biomassa, bem como um sistema radicular alargado para explorar grandes volumes de solo. Devem, por fim, possuir um elevado fator de translocação, ser adaptáveis a ambientes específicos e de fácil gestão agrícola (Vamerali et al., 2010).

Os resultados obtidos para o FT indicam que a transferência de Zn, para as partes aéreas da cultura de camelina, não é muito elevada, uma vez que grande parte dos valores alcançados são inferiores à unidade. Estes resultados são pouco promissores, na medida em que demonstram que o conteúdo deste elemento nas frações acima do solo é semelhante ou inferior à concentração de Zn nas estruturas abaixo do mesmo. Apesar de terem sido obtidos alguns fatores superiores à unidade, segundo este indicador, a camelina poderia ser considerada mais adequada a um processo de fitoestabilização, no qual as plantas dificilmente translocam metais absorvidos das raízes para os tecidos superficiais

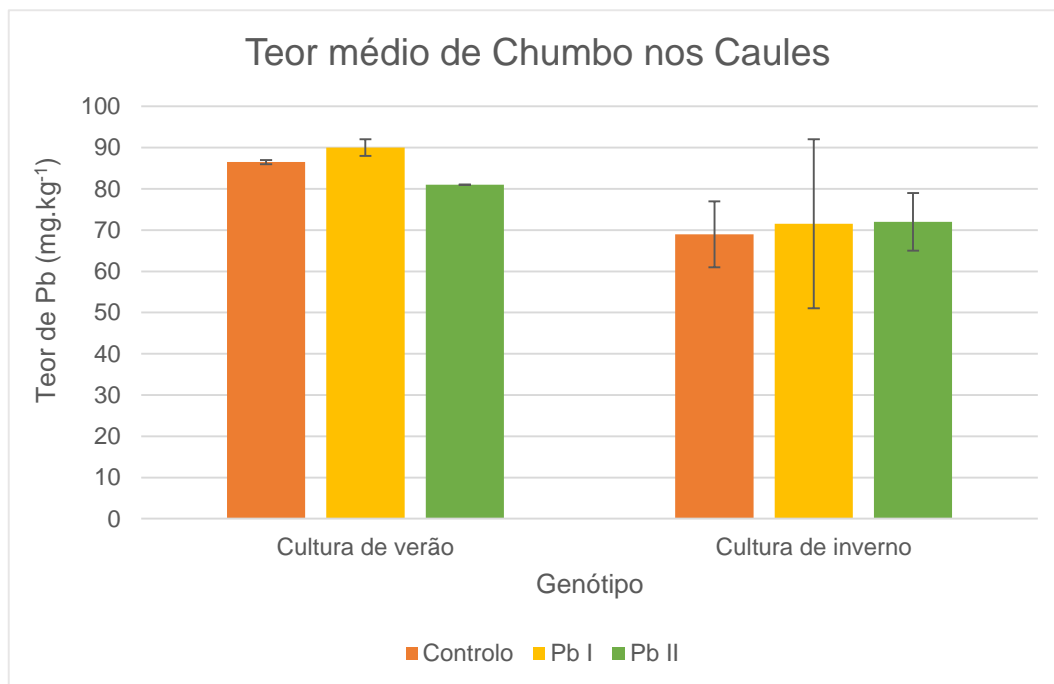
(Wuana & Okieimen, 2011). Note-se que apesar de os resultados obtidos para o FT não serem promissores do ponto de vista de remediação dos solos, olhando à produção de bioenergia as frações aéreas da cultura poderiam facilmente ser sujeitas a um processo de combustão ou outros, sem implicações a nível tecnológico, económico e ambiental derivadas de um aumento de Zn na biomassa aérea processada.

#### 4.3.4.5 TEOR DE CHUMBO NOS CAULES DA BIOMASSA

Na figura 4.20 estão explícitos os teores de Pb obtidos nos caules das culturas de verão e inverno de *Camelina sativa* (L.) Crantz.

No que diz respeito ao ensaio de controlo correspondente à cultura de verão, foi alcançada uma concentração de 87 mg Pb.kg<sup>-1</sup>. No caso do solo contaminado com Pb, os valores obtidos foram de 90 e 81 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, para os níveis I e II, respetivamente. Perante estes resultados, não é possível estabelecer uma tendência, podendo notar-se que no caso da contaminação com Pb I, o teor deste metal nos caules da cultura de verão foi superior em cerca de 3,5%, relativamente ao ensaio de controlo. Já na presença de Pb II, a concentração deste metal foi inferior à do estudo de controlo.

Na cultura de inverno, por sua vez, o ensaio de controlo revelou um teor de Pb de 69 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, valor inferior ao de 87 mg Pb.kg<sup>-1</sup> obtido na variedade de verão. No caso do solo contaminado, as concentrações obtidas foram ligeiramente superiores, mediante a obtenção do mesmo valor para ambos os níveis de contaminação (72 mg Pb.kg<sup>-1</sup>). Posto isto, comparativamente ao ensaio de controlo, o teor de Pb I e II foi superior em apenas, aproximadamente, 4,5%, ou seja, um aumento com pouco significado. Note-se que o facto de, na presença de Pb, não se verificar um aumento da concentração deste elemento nos caules, com o acréscimo deste elemento no solo, pode ser indicativo de que esta cultura não é boa na fitoextração de Pb. É importante atender, também, à questão de o Pb não ser tão facilmente acumulável como o Zn, devido à sua menor mobilidade e biodisponibilidade.



**Figura 4.20:** Teor médio de Chumbo nos caules (mg.kg<sup>-1</sup>) para cada cultura e nível de contaminação.

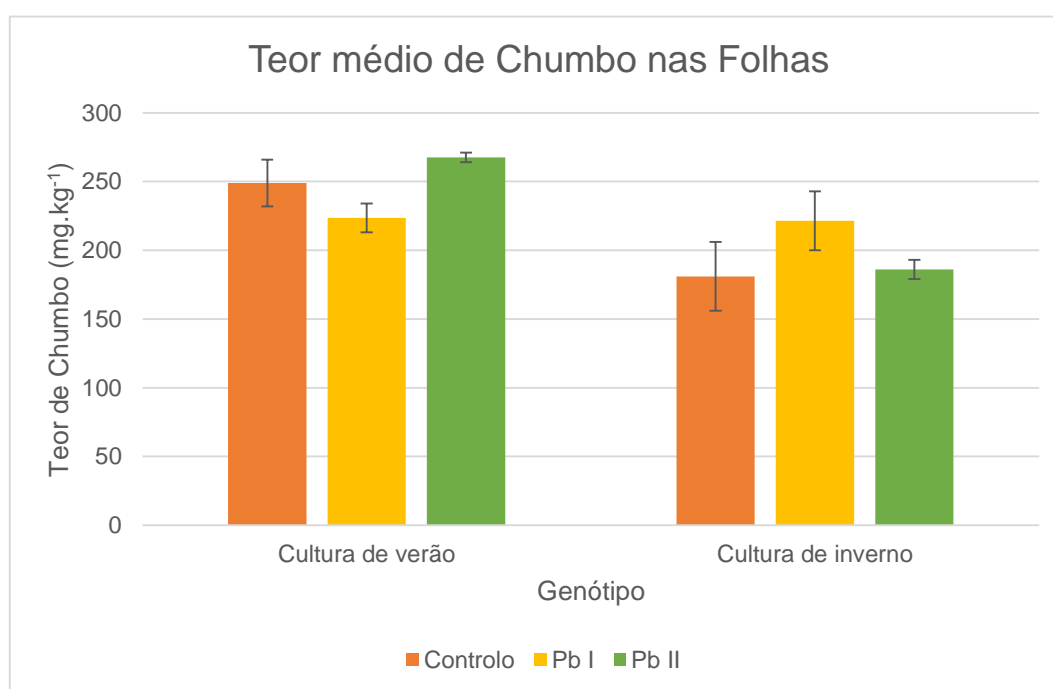
O teor de Pb mais elevado nos caules de camelina ocorreu na cultura de verão, para o nível I de contaminação. Perante os resultados obtidos pôde verificar-se que a concentração de Pb nos caules da camelina de verão e inverno foi bastante similar. Atendendo aos resultados alcançados entre ensaios de controlo e dois níveis de contaminação a gama de valores variou apenas entre 69 e 90 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, tendo mesmo ocorrido uma situação na qual o teor de Pb foi igual perante níveis de contaminação diferentes. Observando, então, o comportamento dos caules de camelina na presença de Pb pode deduzir-se que, aquando da introdução de Pb I no solo, as referidas estruturas da planta absorvem uma concentração pouco mais elevada do que aquela que acumulam no caso de controlo. Num nível mais extremo de contaminação (Pb II), a absorção do metal decresceu na camelina de verão e manteve-se igual na variedade de inverno. Assim sendo, é possível depreender que, perante a presença de Pb no solo, os caules de camelina não absorvem este metal, e que, portanto, face a este elemento, a cultura não é indicadora do mesmo.

É importante notar ainda que os caules de camelina referentes aos ensaios de controlo apresentavam concentrações consideráveis de Pb. Ora, se no próprio solo de controlo existiria determinada concentração de Pb, pode inferir-se que, além da absorção das quantidades introduzidas deste elemento, as culturas teriam já acumulado parte do metal. Daí pode justificar-se, também, o facto de a camelina absorver uma quantidade muito reduzida de Pb do ensaio de controlo para os diferentes níveis de contaminação.

#### 4.3.4.6 TEOR DE CHUMBO NAS FOLHAS DA BIOMASSA

Na figura 4.21 encontram-se expostos os teores de Pb obtidos nas folhas das culturas de verão e inverno de *Camelina sativa* (L.) Crantz.

No que diz respeito ao ensaio de controlo correspondente à cultura de verão, foi alcançada uma concentração de 249 mg Pb.kg<sup>-1</sup>. Já no caso do solo contaminado com Pb, os valores obtidos foram bastante superiores, mediante 224 e 268 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, para os níveis I e II, respetivamente. Perante estes resultados, pode notar-se que no caso da contaminação com Pb I, o teor deste metal nas folhas da cultura de verão foi inferior relativamente ao ensaio de controlo, enquanto que, na presença de Pb II, a concentração deste metal foi superior em 19 mg Pb.kg<sup>-1</sup>.



**Figura 4.21:** Teor médio de Chumbo nas folhas (mg.kg<sup>-1</sup>) para cada cultura e nível de contaminação.

Na cultura de inverno, por sua vez, o ensaio de controlo revelou um teor de Pb de 181 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, valor bastante inferior ao obtido no genótipo de verão. No caso do solo contaminado, as concentrações alcançadas não apresentaram, à semelhança da cultura de verão, uma tendência, mediante os resultados de 222 e 186 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, para os níveis I e II, correspondentemente. Posto isto, comparativamente ao ensaio de controlo, o teor de Pb I foi superior em cerca de 23%, enquanto que o nível II traduziu uma superioridade de apenas 2,8%.

Note-se que, no que diz respeito à contaminação do solo com Pb I e II, ambas as culturas apresentaram, na sua maioria, teores superiores ao ensaio de controlo, com a única exceção do primeiro nível na cultura de verão. O teor de Pb mais elevado nas folhas confirmou-se na cultura de verão, para a contaminação com o nível II.

Perante os resultados obtidos, é importante lembrar que, relativamente ao comportamento do Pb, embora o processo de translocação possa verificar-se para alguns níveis de contaminação, a maioria da acumulação ocorre geralmente na fração das folhas e não nos caules (Barbosa et al., 2019). Esta afirmação pode, efetivamente, ser confirmada tendo em conta os resultados obtidos, uma vez que a concentração de Pb nas folhas das culturas foi bastante superior à dos caules, tanto no caso de controlo, como em ambos os níveis de contaminação

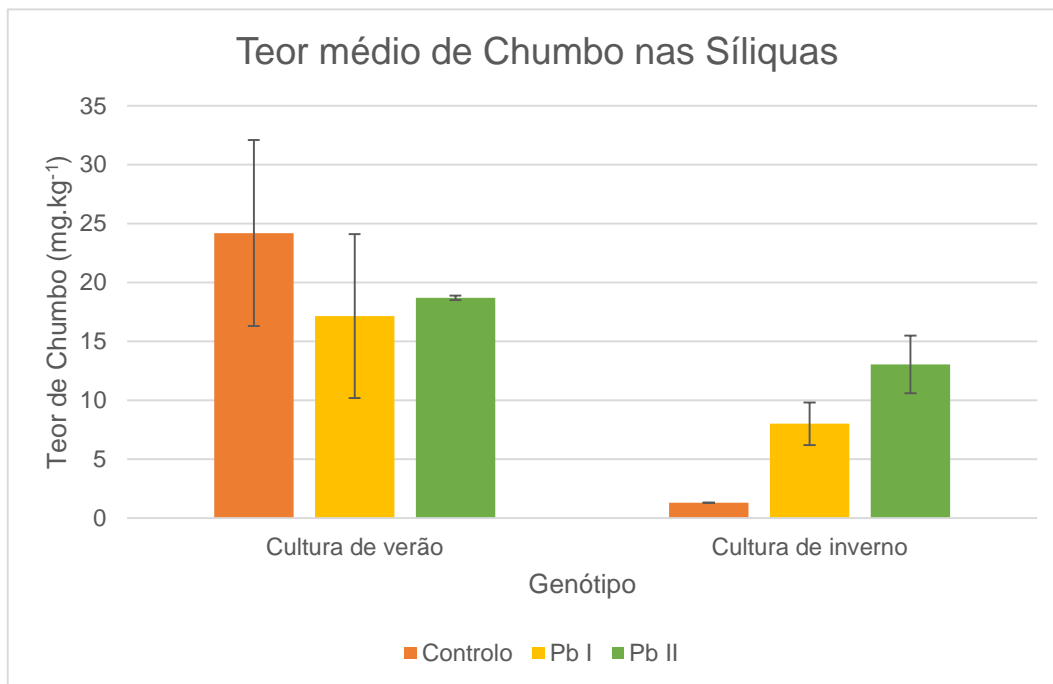
#### 4.3.4.7 TEOR DE CHUMBO NAS SÍLIQUAS DA BIOMASSA

Na figura 4.22 estão explícitos os teores de Pb obtidos nas siliquas das culturas de verão e inverno de *Camelina sativa* (L.) Crantz.

No que diz respeito ao ensaio de controlo correspondente à cultura de verão, foi alcançada uma concentração de 24 mg Pb.kg<sup>-1</sup>. Já no caso do solo contaminado com Pb, os valores obtidos foram ligeiramente inferiores, mediante 17 e 19 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, para os níveis I e II, respetivamente. Perante estes resultados, deve atender-se ao facto de a absorção de Pb nas siliquas das culturas ter sido semelhante entre o ensaio de controlo e após a introdução de diferentes concentrações do metal no solo.

Na cultura de inverno, por sua vez, o panorama foi precisamente o oposto. O ensaio de controlo revelou um teor de Pb na ordem dos 1,3 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, valor bastante inferior ao obtido na variedade de verão. No caso do solo contaminado, as concentrações alcançadas apresentaram, contrariamente à cultura de verão, uma tendência do aumento dos teores de Pb aquando do incremento da concentração metálica, mediante os resultados de 8 e 13 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, para os níveis I e II, correspondentemente. Posto isto, comparativamente ao ensaio de controlo, o teor de Pb I foi superior em cerca de 6,7 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, enquanto que o nível II traduziu uma superioridade de 11,7 mg Pb.kg<sup>-1</sup>.

Apesar de os resultados obtidos não traduzirem um padrão concreto, deve tomar-se em conta que, no seu todo, os teores de Pb predominantes nas siliquas de camelina foram bastante reduzidos, quando comparados com os resultados dos caules e, principalmente das folhas. Ora, do ponto de vista da produção de biocombustíveis este é um fator bastante positivo, já que, o óleo presente nas sementes de camelina deverá conter quantidades muito reduzidas deste metal, não comprometendo a sua qualidade.



**Figura 4.22:** Teor médio de Chumbo nas siliques (mg.kg<sup>-1</sup>) para cada cultura e nível de contaminação.

#### 4.3.4.8 TEOR DE CHUMBO NAS RAÍZES DA BIOMASSA

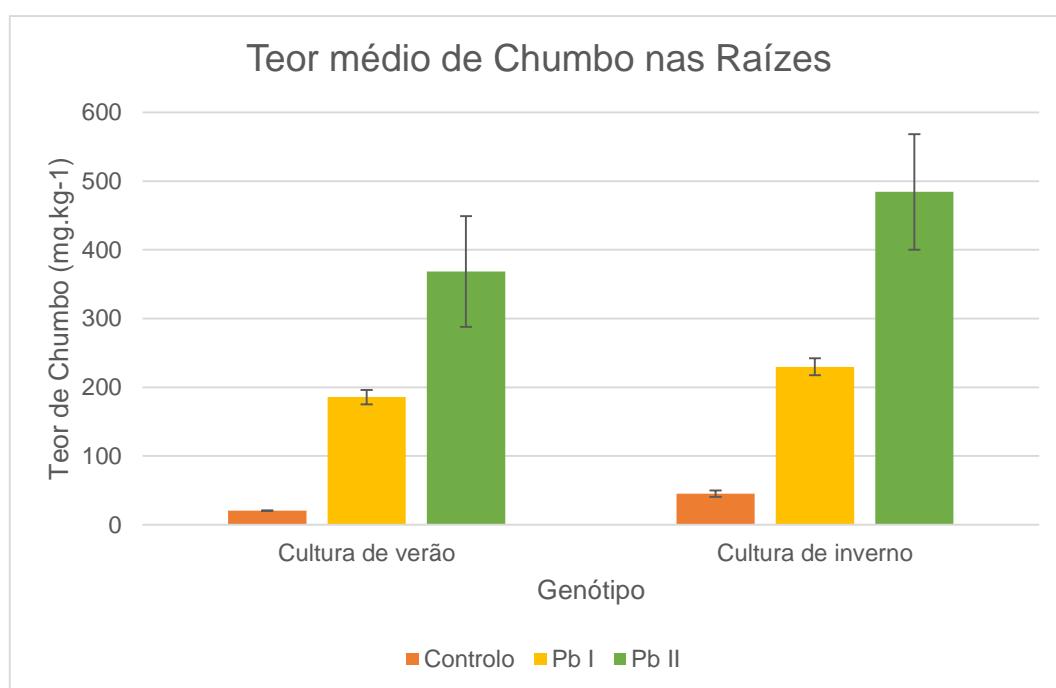
Na figura 4.3 estão representados os teores de Pb obtidos nas raízes das culturas de verão e inverno de *Camelina sativa* (L.) Crantz.

No que diz respeito ao ensaio de controlo correspondente à cultura de verão, foi alcançada uma concentração de 21 mg Pb.kg<sup>-1</sup>. Já no caso do solo contaminado com Pb, os valores obtidos foram bastante superiores, mediante 186 e 368 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, para os níveis I e II, respetivamente. Perante estes resultados, deve atentar-se que no caso da contaminação com Pb I, o teor deste metal nos caules da cultura de verão foi superior em 165 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, relativamente ao solo de controlo. Já na presença de Pb II, este valor mais do que duplicou, subindo para 347 mg Pb.kg<sup>-1</sup>.

Na cultura de inverno, por sua vez, o ensaio de controlo revelou um teor de Pb de 45 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, portanto mais do dobro do obtido na variedade de verão. No caso do solo contaminado, as concentrações alcançadas foram, à semelhança da cultura de verão, muito superiores, mediante os resultados de 230 e 484 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, para os níveis I e II, correspondentemente. Posto isto, comparativamente ao ensaio de controlo, o teor de Pb I foi superior em cerca de 185 mg Pb.kg<sup>-1</sup>, enquanto que o nível II traduziu uma superioridade de, aproximadamente, 439 mg Pb.kg<sup>-1</sup>.

Posto isto, foi possível averiguar que as raízes de ambas as culturas apresentaram teores de Pb superiores ao ensaio de controlo, sendo que o teor de Pb mais elevado nestas estruturas se verificou na cultura de inverno, para a contaminação com o nível II.

Mediante os resultados obtidos pode verificar-se a tendência de que a presença de uma maior concentração de Pb no solo implica uma maior absorção deste metal por parte das raízes de camelina, tanto na variedade de verão, como na de inverno. Deve ser lembrado que o Pb não apresenta uma biodisponibilidade elevada (Wuana & Okieimen, 2011), sendo, portanto, difícil de extrair. No entanto, várias plantas, como milho e girassol, acumulam maiores quantidades de Pb nas raízes (Wuana & Okieimen, 2011). Ora, a camelina vem confirmar o mesmo comportamento, já que a concentração de Pb nestas estruturas revelou os valores mais elevados.



**Figura 4.23:** Teor médio de Chumbo nas raízes (mg.kg<sup>-1</sup>) para cada cultura e nível de contaminação.

Como forma de conclusão, foram, à semelhança do caso do Zn, calculados o Índice de Acumulação (IA) e o Fator de Translocação (FT) para todas as estruturas de camelina de ambas as culturas e diferentes tipos de contaminação.

Na tabela 4.6, encontram-se traduzidos os resultados obtidos de IA para todas as frações de camelina no caso do Pb:

**Tabela 4.6:** Valores de IA das culturas de camelina, para os diferentes níveis de contaminação de chumbo.

Fração da planta	Variedade de camelina	IA (Contaminação com Pb I)	IA (Contaminação com Pb II)
<b>Caules</b>	Cultura de verão	1,0	0,9
	Cultura de inverno	1,0	1,0
<b>Folhas</b>	Cultura de verão	0,9	1,1
	Cultura de inverno	1,2	1,0
<b>Síliquis</b>	Cultura de verão	0,7	0,8
	Cultura de inverno	6,2	10,0
<b>Raízes</b>	Cultura de verão	9,0	17,9
	Cultura de inverno	5,1	10,7

Considerando a perspectiva de fitoextração, a acumulação de um metal pode ser definida de diversas formas. Entre elas, a presença de maiores quantidades de um dado elemento do que o habitual, pode ser quantificada pelo IA. Para ambas as culturas, níveis de contaminação de Pb, e diferentes frações das plantas, os resultados obtidos foram semelhantes a 1 para os caules e folhas, tendo sido observado maiores valores de IA para as raízes. Neste caso, o comportamento face ao Pb é diferente do observado para o Zn, demonstrando que é nas raízes que a maior parte da contaminação com Pb se aloja, enquanto que, no caso do Zn havia uma maior translocação para a parte aérea.

De qualquer forma, os resultados mostram que ambas as culturas de camelina possuem a capacidade de absorver e acumular Pb em quantidades maiores do que o habitual (Barbosa et al., 2015), nas síliquis da camelina de inverno e raízes, mostrando a capacidade de fitoextração da camelina face ao Pb. Esta capacidade de fitoextração para o Pb é inferior à que foi observada para o Zn, uma vez que a maioria da contaminação fica presente nas raízes.

A tabela 4.6 integra os valores obtidos para o fator de translocação para ambas as culturas de camelina, respectivas frações e níveis de contaminação de Pb.

**Tabela 4.7:** Valores de FT das culturas de camelina, para os diferentes níveis de contaminação de Pb e ensaios de controlo.

Fração da planta	Variedade de camelina	FT (Ensaio de controlo)	FT (Contaminação com Pb I)	FT (Contaminação com Pb II)
<b>Caules</b>	Cultura de verão	4,2	0,5	0,2
	Cultura de inverno	1,5	0,3	0,1
<b>Folhas</b>	Cultura de verão	12,1	1,2	0,7
	Cultura de inverno	4,0	1,0	0,4
<b>Síliquas</b>	Cultura de verão	1,2	0,1	0,1
	Cultura de inverno	0,0	0,0	0,0

Considerando a perspectiva de fitoextração, a acumulação metálica pode ser definida de diversas formas. Entre elas, encontra-se também a capacidade de a planta acumular um dado elemento nos seus caules e folhas para além do absorvido pelos órgãos subterrâneos. O FT permite, precisamente, avaliar esta quantidade. Note-se que, à semelhança do IA, plantas com fatores de translocação superiores a 1, têm potencial para ser utilizadas em fitoextração.

Na fitorremediação, existem duas técnicas mais abordadas por serem mais confiáveis no que diz respeito aos metais pesados, sendo estas a fitoextração e a fitoestabilização. De forma respetiva, através da primeira tecnologia, os metais pesados são absorvidos pelas plantas do solo e acumulados nas suas estruturas. Na fitoextração, os metais são removidos do solo por plantas, com capacidade de os concentrar nas partes aéreas, sem sofrer danos fitotóxicos. Assim, uma cultura utilizada para fitorremediação precisa, fundamentalmente, de ser tolerante a metais pesados, possuir alto rendimento de biomassa por hectare e ter elevada capacidade de acumulação de metais na parte aérea. No caso da fitoestabilização, os metais pesados são imobilizados no solo pelas raízes das plantas. Esta técnica não se destina a remover contaminantes do solo, mas sim a reduzir os seus riscos para a saúde humana e ambiente. (Liu et al., 2018; Vamerali et al., 2010; Wuana & Okieimen, 2011).

Os resultados obtidos para o FT referente ao Pb traduziram conclusões bastante semelhantes às do Zn, indicando que a transferência de Pb para as partes aéreas da cultura de camelina, não é muito elevada, já que grande parte dos valores alcançados são inferiores à unidade. Estes resultados são pouco promissores, na medida em que demonstram que o conteúdo deste elemento nas frações acima

do solo é semelhante ou inferior à concentração de Pb nos órgãos que permanecem no solo. Apesar de terem sido obtidos alguns fatores superiores à unidade, segundo este indicador, a camelina poderia ser considerada mais adequada a um processo de fitoestabilização, no qual as plantas dificilmente translocam metais absorvidos das raízes para os tecidos superficiais (Wuana & Okieimen, 2011). Note-se que apesar de os resultados obtidos para o FT não serem promissores do ponto de vista de remediação dos solos, atendendo à produção de biocombustíveis, por exemplo, o desfecho é satisfatório, já que no caso das siliquas o FT foi praticamente nulo. Este fator pode traduzir que o óleo que pode extraír-se das siliquas terá uma composição não afetada pela contaminação.

Comparando os resultados obtidos com referências já existentes, deve considerar-se que, quando o Pb é absorvido pelas plantas, a sua translocação para as partes superficiais é muito reduzida, ficando a maior parte do metal concentrada nos tecidos radiculares, e sendo o processo de translocação para as partes acima do solo muito pobre. No entanto, aquando da absorção deste elemento, o Pb pode inibir, não só o crescimento das plantas, como também a atividade das enzimas necessárias para a fotossíntese. Além destes fatores, pode interferir ainda na divisão celular e respiração, reduzindo a absorção, transpiração e, conseqüentemente, a síntese de clorofila (Wuana & Okieimen, 2011). Níveis elevados de Pb no solo tendem a limitar a atividade enzimática microbiana aumentando, conseqüente e acentuadamente, a acumulação de matéria orgânica no solo decomposta de forma incompleta, particularmente materiais que não se decompõem prontamente, como a celulose (Wuana & Okieimen, 2011), e esta redução da fertilidade do solo pode afetar igualmente a produtividade das culturas agrícolas. Note-se que existem determinados fatores do solo e da planta, como um baixo pH e baixo teor de fósforo no solo, conhecidos por promoverem a absorção de Pb pelas raízes e a translocação deste elemento para os topos das plantas, fatores que não se verificaram no presente estudo. Embora o Pb seja um metal levemente biodisponível e, portanto, difícil de fitoextrair, existem várias plantas, como milho e girassol, que acumulam maiores quantidades de Pb, especialmente nas raízes (Wuana & Okieimen, 2011).

A fitoestabilização, também designada por fitoimobilização, é uma técnica alternativa, através da qual os metais pesados são absorvidos pelas plantas via absorção ou adsorção radiculares, precipitação, redução rizosférica e estabilização do solo. Os contaminantes são absorvidos e acumulados pelas raízes, adsorvidos nas mesmas ou precipitados na rizosfera. Este fator permite reduzir, ou até mesmo prevenir a mobilidade dos contaminantes, impedindo a sua migração para as águas subterrâneas ou para o ar. Além disto, também reduz a biodisponibilidade do contaminante, impedindo assim a sua propagação através da cadeia alimentar. As plantas de fitoestabilização são tolerantes a metais pesados, possuem alta produção de biomassa radicular e dificilmente translocam metais absorvidos das raízes para os tecidos superficiais. Estas culturas devem possuir a capacidade de diminuir a água que percola através da matriz do solo, devido à possibilidade de formação de um lixiviado perigoso, atuar como barreira para evitar o contacto direto com o solo contaminado e, ainda, prevenir a erosão do solo e distribuição do metal tóxico para outras áreas. A fitoestabilização é uma técnica bastante efetiva quando a imobilização rápida dos metais é necessária para preservar o solo e as águas

---

superficiais. A *Hyparrhenia hirta* é um exemplo deste tipo de espécies (Liu et al., 2018; Wuana & Okieimen, 2011).

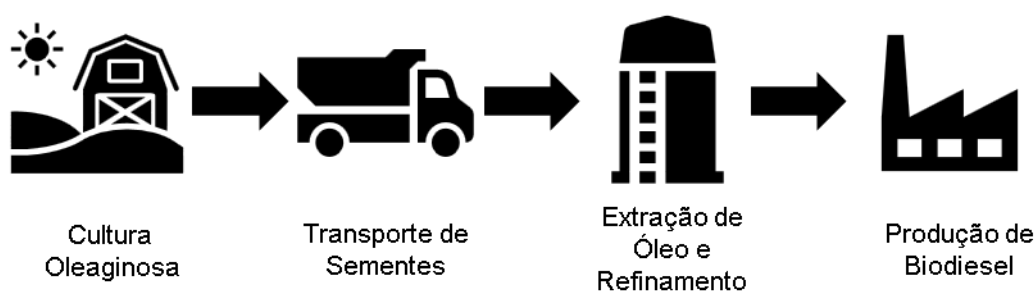
Mediante os resultados obtidos, é importante atender aos possíveis processos energéticos existentes, de acordo com as características da biomassa estudada, pelo que deve ser deixado um apontamento neste sentido. Durante a combustão da biomassa atingem-se temperaturas elevadíssimas, pelo que, no caso de o material conter elevada quantidade de metais pesados, estes tornam-se passíveis de volatilizar. Metais como o Cd e o Zn, consagram-se como alguns dos exemplos possíveis de ficar concentrados na fração volátil da biomassa (Barbosa, 2014). Posto isto, técnicas ou tratamentos térmicos, como a pirólise, que ocorre a temperaturas mais reduzidas que a combustão, podem ser exploradas, com sucesso, com vista à redução do volume e massa da biomassa contaminada com metais pesados. Este passo possibilita uma valorização mais facilitada na forma de combustíveis e químicos. A combinação destas técnicas permite, então, a remoção de metais dos solos e sua concentração nas cinzas e *char* da biomassa utilizada na sua remoção, e, simultaneamente, a valorização dos metais e obtenção de biocombustíveis e produtos químicos (Barbosa, 2014). Deste modo, e tendo em conta que, de forma global, todas as estruturas de camelina acumularam concentrações consideráveis de Zn, é importante uma procura de técnicas de conversão energética alternativas à combustão.

As concentrações de N e S predominantes na biomassa são bastante relevantes, uma vez que originam emissões gasosas prejudiciais ao meio ambiente e à saúde humana. Um dos principais impactos ambientais decorrentes da combustão de biocombustíveis sólidos consiste na emissão de  $\text{NO}_x$ , sendo o N o elemento responsável pela formação dos óxidos de azoto, como o  $\text{NO}_2$ .  $\text{NO}_x$  é a designação genérica para as misturas de óxido nítrico (NO) e dióxido de azoto ( $\text{NO}_2$ ). A produção deste composto ocorre precisamente durante os processos de combustão, sendo que a sua maioria resulta da emissão de NO, que é depois convertido em  $\text{NO}_2$  por reação química com o ozono. O  $\text{NO}_2$  é um poluente acidificante que pode contribuir para a formação de chuvas ácidas, as quais acidificam os meios naturais, atacando quimicamente algumas estruturas e os tecidos vegetais. Além disto, concentrações elevadas de  $\text{NO}_x$  podem provocar problemas do foro respiratório, nomeadamente em crianças, tais como asma ou tosse convulsa. No que diz respeito ao S, após a combustão da biomassa, cerca de 40 a 90% permanece nas cinzas, sendo o restante transformado e emitido na forma de  $\text{SO}_2$  e  $\text{SO}_3$ , em menores quantidades (Ferreira, 2015; Hall et al., 1996). No entanto, a maioria das culturas energéticas apresenta teores em S muito reduzidos, e, portanto, as emissões decorrentes deste elemento são minoritárias.

## 5 ANÁLISE ECONÓMICA DA PRODUÇÃO DE BIODIESEL A PARTIR DAS CULTURAS EM ESTUDO

No presente capítulo, foi realizado um estudo económico, no intuito de efetuar uma projeção do custo da produção de biodiesel para os diferentes ensaios das culturas de verão e inverno de *Camelina sativa*. Numa primeira fase, foram abordados os custos agronómicos associados à produção das culturas, para, seguidamente, ser avaliado o custo do óleo vegetal produzido. Por fim, foi estimado o custo final do biodiesel proveniente das diferentes culturas.

O processo da produção de biodiesel é composto por várias etapas, tal como evidenciado na figura 5.1:



**Figura 5.1:** Etapas associadas à produção de biodiesel. Adaptado de (Dorado et al., 2006)

Este processo envolve, primeiramente, a produção agrícola de uma espécie vegetal rica em óleo. Seguidamente, produtos como raízes, caules e folhas, seguem caminhos de valorização (Stolarski et al., 2018), sendo que as vagens, contendo as sementes, serão, por sua vez, transportadas para a unidade de processamento. Finalmente, as sementes são tratadas, sofrendo processos que permitem a extração de óleo e, posteriormente, o seu refinamento, de modo a que este possa ser utilizado como matéria-prima na produção de biodiesel (Basili & Rossi, 2018).

As projeções de custos associadas à produção de biodiesel foram baseadas em três diferentes fases do processo: produção agronómica das culturas; extração e refinamento do óleo vegetal; produção de biodiesel. Os custos associados ao transporte não foram considerados, devido à dependência destes mediante a zona de implementação da produção agrícola, assim como à distância das unidades responsáveis pela produção de biodiesel.

Os custos relacionados com a produção agronómica das culturas de *Camelina sativa* tiveram por base o estudo de (Stolarski et al., 2018). Relativamente aos gastos envolvidos na extração e refinamento do óleo, estes foram considerados iguais aos divulgados no estudo de (Basili & Rossi, 2018). Numa última fase, foi calculado o custo final da produção de biodiesel para as diferentes produções agrícolas de

camelina. Este ponto foi alcançado através de uma relação linear calculada, mediante o do modelo de (Haas et al., 2006), e da adaptação dos custos do óleo proveniente dos ensaios para as diferentes produções.

No presente ponto deste estudo, são analisados os custos agronómicos específicos de *Camelina sativa*, por forma a compreender se esta cultura, produzida em solos contaminados, é competitiva a nível de mercado quando concebida em larga escala.

O estudo efetuado por (Stolarski et al., 2018), devido à similaridade com as espécies da presente pesquisa, foi utilizado como referência para a obtenção dos resultados pretendidos. A sua pesquisa incidiu sobre a eficiência económica e energética da produção agronómica de *Camelina sativa*, no nordeste da Polónia. Na tabela 5.1 encontram-se traduzidos os custos de produção desta cultura associados ao referente estudo.

**Tabela 5.1:** Exemplo de custos de uma produção de *Camelina sativa* (Stolarski et al., 2018)

<b>Parcela</b>	<b>Custo</b>	<b>Expressão de resultados</b>
<b>Tratores e Máquinas</b>	26,2	%
<b>Combustível</b>	16,4	%
<b>Mão-de-obra</b>	8	%
<b>Fertilizantes</b>	41,7	%
<b>Pesticidas</b>	6,3	%
<b>Sementes</b>	1,5	%
<b>Custo de Produção</b>	546,2	€·ha <sup>-1</sup>

A partir da análise da tabela 5.1 e, tal como concluído pelos autores do estudo, foi possível averiguar que o principal fator contribuinte para os custos de produção de camelina são os fertilizantes.

Posto isto foi considerada que a produção agrícola do estudo de (Stolarski et al., 2018) e a da presente dissertação deveriam apresentar custos similares. Além disso, ambas as pesquisas eram referentes à mesma espécie. Assim, o custo das produções agrícolas de *Camelina sativa*, fixaram-se nos 546 €·ha<sup>-1</sup>.

Por forma a adaptar as projeções dos ensaios laboratoriais, para uma cultura agrícola optou-se por considerar que a maior produtividade do ensaio de controlo seria igual á do estudo de (Stolarski et al., 2018). Deste modo, considera-se que a produção de sementes para o ensaio de controlo da cultura de verão é de 1250 €·ha<sup>-1</sup>, sendo os restantes valores adaptados pelas produtividades obtidas nos ensaios.

Visto não ter sido calculada a percentagem de óleo nas sementes, foi considerado o valor da percentagem média de óleo da cultura integrante do estudo de referência, sendo que 36,8% da massa da semente seria óleo (Stolarski et al., 2018). Contudo, segundo (Basili & Rossi, 2018), por forma a recolher o óleo proveniente da planta e tratá-lo de forma a que seja possível ser desenvolvido como matéria prima para a produção de biodiesel, teremos que, primeiramente, extraí-lo das sementes, devendo, de seguida, ser exposto a um processo de refinamento, com custos associados de 115,94 €·t<sup>-1</sup> e 71,43 €·t<sup>-1</sup>, respetivamente. Estes passos farão com que os custos do óleo vegetal empregue nas refinarias, seja mais elevado.

Relativamente aos custos da produção do biodiesel, foi utilizado como base o modelo de uma instalação de produção de biodiesel projetada por (Haas et al., 2006). O principal objetivo deste ponto passou pela estimação dos custos associados à produção de biodiesel de qualidade a partir de óleo de soja. A instalação referente ao estudo possuía um tamanho intermediário para uma infraestrutura contemporânea deste tipo. Além disso, continha três seções de processamento, sendo estas:

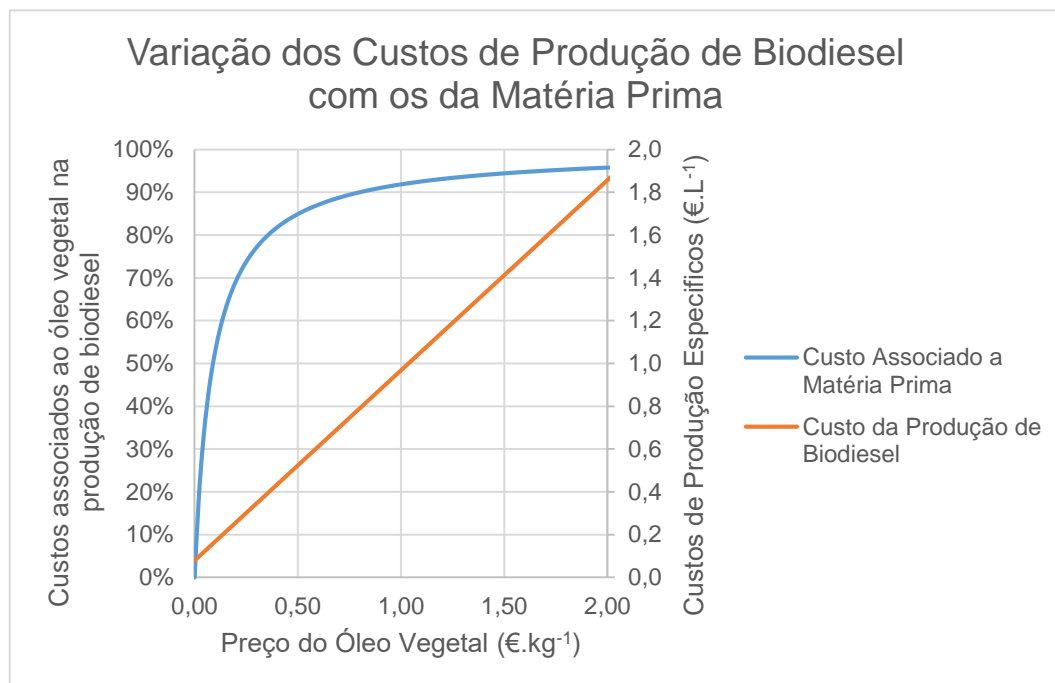
1. Unidade de transesterificação onde o óleo vegetal é submetido a transesterificação química para produzir ésteres metílicos de ácidos gordos (biodiesel) e um subproduto designado por glicerol;
2. Secção de purificação de biodiesel onde os ésteres são refinados para atender às especificações do biodiesel;
3. Secção de recuperação de glicerol.

Os custos inerentes ao modelo encontram-se demonstrados na tabela seguinte 5.2:

**Tabela 5.2:** Custos inerentes ao modelo estabelecido por (Haas et al., 2006)

<b>Descrição</b>	<b>Fração dos custos de produção (%)</b>	<b>Ganhos e custos monetários (€. L<sup>-1</sup> de Biodiesel)</b>
<b>Óleo Vegetal</b>	81,99%	0,36
<b>Outras matérias-primas</b>	7,09%	0,03
<b>Serviços de Utilidade Pública (eletricidade, gás natural e tratamento de águas residuais)</b>	1,90%	0,01
<b>Custos operacionais (mão-de-obra, supervisão, manutenção, entre outros)</b>	2,42%	0,01
<b>Fornecimento (mão-de-obra e manutenção)</b>	0,72%	0,003
<b>Trabalhos gerais (administrativo, impostos e seguros)</b>	0,58%	0,003
<b>Depreciação das infraestruturas</b>	5,29%	0,02
<b>Custos Brutos</b>		0,44
<b>Crédito de subproduto</b>		0,03
<b>Custo de Produção final</b>		0,41

Com a finalidade de observar o impacto do preço do óleo vegetal sobre os custos de produção do biodiesel, foi efetuada uma ponderação utilizando o modelo descrito anteriormente, tendo sido considerados todos os custos como fixos, à exceção do proveniente do óleo vegetal. Foi concebida uma relação linear, exposta na figura 5.2:

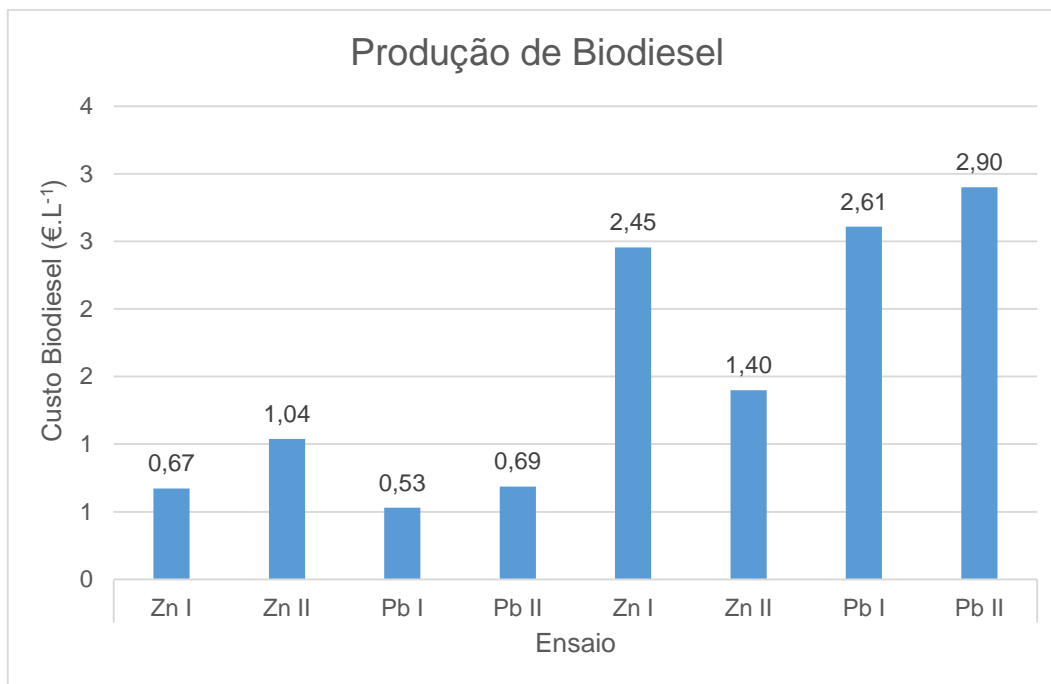


**Figura 5.2:** Variação dos custos da produção de biodiesel com os da matéria-prima.

É de ressaltar que, para os cálculos anteriores, nos quais foram estimados os custos de produção de biodiesel, não foi contemplado o crédito alcançado com a venda de produtos secundários, uma vez que se considerou que a sua produção seria dependente da constituição das matérias-primas empregues no processo. Deste modo, ao efetuar uma estimativa deste crédito, poderia estar a impor-se um maior grau de erro sobre os custos finais da produção de biodiesel, quando considerando diferentes tipos de óleo. Assim, os custos provenientes da metodologia efetuada, representam apenas a fração da produção de biodiesel, e não o balanço entre custos e lucro obtido pelo subproduto.

É relatado que aproximadamente 70-95% do custo total da produção de biodiesel provém do custo da matéria-prima (Dorado et al., 2006) estando apenas dentro deste intervalo a situação em que o óleo vegetal custa entre 0,21 a 1,74 €.kg<sup>-1</sup>. Os custos da produção de óleo vegetal dentro do referido intervalo, são os obtidos em todas as projeções da cultura de verão, e apenas para a contaminação com Zn II da cultura de inverno, devido às melhores produtividades nesses ensaios.

Em seguida, utilizando a metodologia descrita acima, está representada a previsão de custos da produção de biodiesel, da qual resultou a figura 5.3:



**Figura 5.3:** Custo de produção de biodiesel (€/L) a partir da cultura de *Camelina sativa* de inverno e verão para cada nível de contaminação com zinco e chumbo

Perante esta análise, verificaram-se diferenças consideráveis entre as culturas, sendo que a de inverno apresentava custos significativamente mais elevados que os da cultura de verão, derivado às diferenças de produtividade das vagens.

Na cultura de verão, é notório o impacto da contaminação no custo do biodiesel, apresentando custos mais elevados para os ensaios expostos a um maior nível de contaminação do solo, Zn II e Pb II, mediante os custos de produção de 1,04 €/L e 0,69 €/L, respetivamente. Relativamente aos ensaios para Zn I e Pb I, os valores de projeção de custo do biodiesel foram os mais baixos de todos os testes, fixando-se nos valores de 0,67 €/L e 0,53 €/L, respetivamente. Esta cultura, apesar de ter notado os efeitos da contaminação do solo nas suas produtividades, alcançou resultados que permitiram que o custo da produção do biodiesel não superasse 1,04 €/L.

As contaminações com Pb apresentaram um maior custo de produção de biodiesel, sendo os valores de 2,61€/L para Pb I e 2,9 €/L para Pb II. Em relação à contaminação com Zn a cultura apresenta custos superiores em todos os ensaios relativos à variedade de verão, custos estes de 2,45 €/L para Zn I e 1,4 €/L para Zn II.

Considerando que na venda, o preço de 1 L de biodiesel é de 1,1057 €/L (Basili & Rossi, 2018), a produção de cultura de verão de *Camelina sativa* cultivada em solos contaminados, terá lucro, sendo que este apenas não se verifica no controlo. No caso da cultura de inverno, não existem custos inferiores ao preço de biodiesel, de forma que esta produção não apresentará lucros. As produtividades

deste genótipo são reduzidas, fazendo com que o custo associado à produção de biodiesel derivado do seu óleo seja elevado, tornando-a economicamente inviável.

No entanto, é essencial um estudo mais aprofundado incidente sobre a cultura de verão e as potencialidades em solos contaminados, pois os custos da produção de biodiesel projetados são bastante interessantes, sendo inferiores a 0,70 €.L<sup>-1</sup>.

No entanto, é importante considerar que plantas não têm apenas como fim a produção de biodiesel, tendo de ser estudadas outras alternativas de remuneração económicas e possível interferência da contaminação nestes destinos. A possibilidade de obtenção de outras vias de remuneração económica, poderá tornar potencialmente rentável produção de culturas como a de inverno.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E TRABALHOS FUTUROS

O presente trabalho teve como pretensão fornecer um contributo para o estudo das potencialidades da espécie *Camelina sativa* (L.) Crantz na fitorremediação de solos contaminados com metais pesados, nomeadamente, Zn ou Pb. Para este objetivo foi levado a cabo um conjunto de ensaios realizados em vasos, nos quais foram plantadas sementes das culturas de verão e inverno de *Camelina sativa*, em solos contaminados artificialmente com os referidos metais.

Ao nível dos parâmetros biométricos das experiências com metais pesados, foi possível concluir, à exceção da altura das plantas, que estes não foram afetados pela presença de Zn ou Pb no solo.

Ao nível das produtividades e, atendendo à biomassa aérea, a cultura de verão atingiu valores mais elevados, comparativamente à variedade de inverno, especialmente nos casos de contaminação com Pb. Todavia, ambas as produtividades das culturas foram, no seu todo, mais elevadas nas situações de solo contaminado com metais, e não no caso em que este sistema não sofreu qualquer tipo de contaminação. Isto significa, fundamentalmente, que nem o Zn, nem o Pb afetaram a produtividade da biomassa aérea das culturas de camelina. Daí, pode retirar-se a ilação de que ambas as culturas são tolerantes à contaminação com Zn e Pb, e que estes metais não afetam o rendimento das plantas para produção de bioenergia. Este facto exprime, ainda, uma elevada tolerância da espécie ao tipo de solo contaminado e com as características testadas e analisadas nesta pesquisa. Note-se que estas ilações foram consolidadas a partir de um critério designado por Índice de Tolerância, segundo o qual, embora tolerantes a ambos os metais estudados, as culturas apresentaram maior capacidade de suportar a presença de Pb, mediante produtividades da biomassa aérea mais elevadas em solos contaminados, do que nos ensaios de controlo. As baixas mobilidades e fracas biodisponibilidades do Pb no solo, quando comparadas com as de Zn, um elemento mais móvel, podem auxiliar na explicação e compreensão destes resultados. Não deve ser esquecido o facto de que os valores obtidos permitem confirmar que a espécie é bastante tolerante e resistente à presença de metais pesados no solo, pelo que, em trabalhos futuros, seria pertinente a investigação das características de camelina que possibilitam a sua tolerância e adaptabilidade a ambientes em condições extremas. A produtividade da biomassa subterrânea não foi, igualmente, afetada pela presença de metais pesados no solo.

Não foram detetados elevados teores de cinzas (%) na biomassa de *Camelina sativa* das amostras contaminadas com Zn e Pb, sendo este um ponto bastante positivo numa vertente de produção de bioenergia. Tendo sido as percentagens de cinzas na biomassa reduzidas, a produção de compostos gasosos nocivos para o ambiente quando submetida a combustão, estará, inerentemente, menorada. Deste modo, esta cultura pode ser bastante interessante do ponto de vista da produção de bioenergia. Além disso, a mesma biomassa pode fomentar o sequestro de CO<sub>2</sub> da atmosfera, sobretudo ao nível dos caules, visto estes terem sido mais produtivos que as folhas.

No que diz respeito aos teores de nutrientes analisados na biomassa de *Camelina sativa*, nomeadamente, azoto e fósforo, pode concluir-se que as suas concentrações não são fomentadas pelo cultivo das culturas em solos contaminados. Isto porque, de um modo geral, as estruturas das plantas revelaram maiores concentrações dos referidos nutrientes nos ensaios de controlo.

Em termos dos resultados de fitorremediação, verifica-se, sobretudo, que a planta é tolerante aos metais, tornando possível a sua produção em solos contaminados com Zn e com Pb nas concentrações e condições de solo testadas nos nossos ensaios. A cultura de verão consagrou-se como a maior acumuladora dos metais em estudo. No caso do Zn as suas folhas apresentaram os índices de acumulação mais elevados, para ambos os níveis de contaminação, e, no que diz respeito ao Pb, as suas raízes foram as estruturas com maior capacidade de acumulação. Além disso, de um modo geral, face aos controlos, pode depreender-se que as plantas de *Camelina sativa* produzida em solos contaminados com Zn ou Pb podem ser usadas na fitoextração desses elementos.

Atendendo ao cálculo do fator de translocação, pode concluir-se que uma determinada parte das estruturas das culturas de verão e inverno, alcançaram menores concentrações metálicas do que as raízes inerentes à respetiva cultura. A biomassa subterrânea, na qual se estão a considerar apenas as raízes, promove a fitoestabilização de elevados teores de metais ao nível da rizosfera, permitindo o controlo da sua lixiviação e, conseqüentemente, possível contaminação de lençóis freáticos. Além disso, a biomassa de raízes, e claro, a própria presença da planta como um todo no solo, fomenta a integração de carbono e matéria orgânica no solo. Este ponto é importantíssimo no que concerne à remediação dos sistemas, visto que, num solo contaminado, este mecanismo pode significar o início de um processo de restauração das suas propriedades.

A *Camelina sativa* pode, então, ser cultivada com êxito em solos contaminados com Zn e Pb, sendo que, para ambos os metais, a cultura de inverno apresenta o índice de tolerância mais elevado, portanto maiores produtividades neste tipo de solos, em relação à vertente de inverno. Além disso, a qualidade da cultura de verão é, num todo, superior à de inverno, mediante teores de cinza e azoto mais baixos. No entanto, ambas as culturas se encontram num patamar bastante idêntico no que se refere ao teor de cinzas, por exemplo, pelo que se pode concluir, no geral, que a espécie *Camelina sativa* produz biomassa de qualidade.

É importante realçar, por fim, que a implementação desta cultura em solos contaminados permitirá sempre um aproveitamento e reutilização de locais poluídos, os quais já não teriam, muito provavelmente, qualquer tipo de destino. Este tipo de terrenos pode adquirir valor ambiental aquando do seu cultivo para fins de fitorremediação, permitindo também o surgimento de oportunidades para gerir os riscos de dispersão de poluentes a longo prazo. Neste sentido, o cultivo de culturas energéticas representa uma alternativa confiável para fornecer um rumo aos solos contaminados, independentemente melhores ou piores resultados em termos de produção de bioenergia.

Além disso, existem já determinadas formas para contornar os principais fatores restritivos da fitoextração com culturas energéticas. Assim, esta tecnologia encontra-se ligada à engenharia genética e a práticas agrícolas avançadas, sendo que a utilização de agentes quelantes para aumentar a biodisponibilidade dos metais é um dos melhoramentos passível de facilitar a aplicação da fitoextração em grande escala. Não deve ser esquecido o facto de a escolha das espécies e o ajuste das técnicas de cultivo requererem um estudo aprofundado do potencial da planta e da sua adaptabilidade a um ambiente específico. Um dos aspetos futuros passível de ser explorado no estudo das potencialidades da espécie de *Camelina sativa* na fitorremediação de solos contaminados com Zn e Pb, poderia ser, precisamente, o modo como a cultura pode promover o desenvolvimento de outras espécies, numa perspetiva de abordar o interesse do estudo de comunidades fitorremediadoras ao nível da produção de biomassa.

Por fim, no que diz respeito à análise económica da produção de biodiesel a partir das culturas em estudo, foi possível concluir a necessidade da realização de um estudo mais aprofundado incidente sobre a cultura de verão e as suas potencialidades em solos contaminados. Note-se que a perda de produtividade das plantas associada ao cultivo em terras contaminadas, e a necessidade de maiores insumos, como água ou fertilizantes, podem também prejudicar a viabilidade económica das culturas. É importante considerar que plantas não têm apenas como fim a produção de biodiesel, pelo que seria interessante a exploração mais aprofundada de outras possíveis utilizações da biomassa de *Camelina sativa*.

Como trabalhos futuros, considero que seria interessante o estudo das características da espécie que possibilitam a sua tolerância à contaminação com metais pesados, assim como um alargamento da escala dos ensaios. Além disso, seria pertinente e, tendo por base o presente estudo, uma investigação incidente nos processos de conversão energética mais adequados à biomassa adquirida. Por fim, seria ainda interessante um aprofundamento das potencialidades da cultura de verão, uma vez que esta revelou os melhores resultados na grande maioria dos pontos estudados.



## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 276/09, D.-L. nº. (2009). Anexo I, Valores limite de concentração relativos a metais pesados, compostos orgânicos e dioxinas e microrganismos. *Diário da República, nº 192, I série, 2 de outubro de 2009*.
- Agegnehu, M., & Honermeier, B. (1997). Effects of seeding rates and nitrogen fertilization on seed yield, seed quality and yield components of false flax (*Camelina sativa* Crtz.). *Bodenkultur*, 48(1), 15–21.
- AOAC. Official Methods of Analysis. Agricultural Chemicals; Contaminants; Drugs, 1 § (1990). Arlington, EUA: Association of Official Analytical Chemists.
- Baize, D. (2000). *Guide des analyses en pedologie*. (INRA editions, Ed.) (2ª Edição.). Paris, França.
- Barbosa, B. (2014). *Fitorremediação de solos contaminados com Zn e Cr utilizando Arundo donax L.* Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.
- Barbosa, B., Boléo, S., Sidella, S., Costa, J., Duarte, M. P., Mendes, B., ... Fernando, A. L. (2015). Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soils Using the Perennial Energy Crops *Miscanthus spp.* and *Arundo donax L.*, 1500–1511. <https://doi.org/10.1007/s12155-015-9688-9>
- Barbosa, B., Costa, J., & Fernando, A. L. (2019). Production of energy crops in heavy metals contaminated land: Opportunities and risks. *Land Allocation for Biomass Crops: Challenges and Opportunities with Changing Land Use*, 23. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-74536-7\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-319-74536-7_5)
- Basili, M., & Rossi, M. A. (2018). Brassica carinata-derived biodiesel production: economics, sustainability and policies. The Italian case. *Journal of Cleaner Production*, 191, 40–47. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.306>
- Berti, M., Gesch, R., Eynck, C., Anderson, J., & Cermak, S. (2016). Camelina uses, genetics, genomics, production, and management. *Industrial Crops and Products*, 94, 690–710. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2016.09.034>
- Berti, M., Wilckens, R., Fischer, S., Solis, A., & Johnson, B. (2011). Seeding date influence on camelina seed yield, yield components, and oil content in Chile. *Industrial Crops and Products*, 34, 1358–1365. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2010.12.008>
- Bothe, H., Regvar, M., & Turnau, K. (2010). Soil Heavy Metals. *Acta Physiol Plant*, 32, 615–619. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-02436-8>
- Bouby, L. (1998). Two early finds of gold-of-pleasure (*Camelina* sp.) in middle Neolithic and Chalcolithic sites in western France. *Antiquity*, 391–398. <https://doi.org/10.1017/S0003598X0008666X>
- Budin, J. T., Breene, W. M., & Putnam, D. H. (1995). Some compositional properties of camelina (*Camelina sativa* L. Crantz) seeds and oils. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, 72(3), 309–315. <https://doi.org/10.1007/BF02541088>
- Champolivier, L., & Merrien, A. (1996). Effects of water stress applied at different growth stages to *Brassica napus* L. var. *oleifera* on yield, yield components and seed quality. *European Journal of Agronomy*. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(96\)02004-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(96)02004-7)
- Crowley, J. G. (1999). Evaluation of *Camelina sativa* as an alternative crop. *Teagasc*, 1–9.
- Crowley, J. G., & Frohlich. (1998). Factors Affecting the Composition and Use of Camelina. *Teagasc*,
-

- 
- (September), 1–23. Obtido de <http://www.teagasc.ie/research/reports/crops/4319/eopr-4319.pdf>
- de Jesus Borges, A., & Andrade Torres, E. (2016). Adaptabilidade da *Camelina sativa* e uso na produção de biodiesel - uma revisão. *Revista Liberato*, 17(28), 119–252. Obtido de [http://www.liberato.com.br/sites/default/files/arquivos/Revista\\_SIER/v.17%2Cn.28%282016%2905-08-Camelina-nov-10.pdf](http://www.liberato.com.br/sites/default/files/arquivos/Revista_SIER/v.17%2Cn.28%282016%2905-08-Camelina-nov-10.pdf)
- Dorado, M. P., Cruz, F., Palomar, J. M., & Lo, F. J. (2006). An approach to the economics of two vegetable oil-based biofuels in Spain. *Renewable Energy*, 31, 1231–1237. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2005.06.010>
- Ferreira, A. (2015). *Culturas energéticas: produção de biomassa e bioenergia*. Faculdade de Ciências e Tecnologia- Universidade de Coimbra.
- Francis, A., & Warwick, S. I. (2009). The Biology of Canadian Weeds. 142. *Camelina alyssum* (Mill.) Thell.; *C. microcarpa* Andr. ex DC.; *C. sativa* (L.) Crantz. *Canadian Journal of Plant Science*, 791–810. <https://doi.org/10.4141/CJPS08185>
- French, A. N., Hunsaker, D., Thorp, K., & Clarke, T. (2009). Evapotranspiration over a camelina crop at Maricopa, Arizona. *Industrial Crops and Products*, 29, 289–300. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2008.06.001>
- Gesch, R. W. (2014). Influence of genotype and sowing date on camelina growth and yield in the north central U.S. *Industrial Crops and Products*, 54, 209–215. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2014.01.034>
- Gesch, R. W., & Johnson, J. M. F. (2015). Water use in camelina-soybean dual cropping systems. *Agronomy Journal*. <https://doi.org/10.2134/agronj14.0626>
- Gomes, L., Luísa, A., & Santos, F. (2018). A toolbox to tackle the technological and environmental constraints associated with the use of biomass for energy from marginal land 2 . Exploiting the biomass from marginal land through Thermochemical Conversion Processes – what are the environmental and, 12.
- Grady, K., & Nleya, T. (2010). Camelina Production. *Extension Extra 8167, SDSU*, (369), 1–3. Obtido de [http://openprairie.sdstate.edu/extension\\_extra/369%0AThis](http://openprairie.sdstate.edu/extension_extra/369%0AThis)
- Gugel, R. K., & Falk, K. C. (2006). Agronomic and seed quality evaluation of *Camelina sativa* in western Canada. *Canadian Journal of Plant Science*, 1047–1058. <https://doi.org/10.4141/p04-081>
- Haas, M. J., Mcaloon, A. J., Yee, W. C., & Foglia, T. A. (2006). A process model to estimate biodiesel production costs. *Bioresourcetechnology*, 97, 671–678. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.03.039>
- Hall, S. J., Matson, P. A., & Roth, P. M. (1996). NOx emissions from soil: Implications for Air Quality Modeling in Agricultural Regions, 21, 311–346. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.21.1.311>
- Hansch, R., & Mendel, R. R. (2009). Physiological function of mineral nutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). *Current Opinion in Plant Biology*, 12, 259–266.
- Hunsaker, D. J., French, A. N., Clarke, T. R., & El-Shikha, D. M. (2011). Water use, crop coefficients, and irrigation management criteria for camelina production in arid regions. *Irrigation Science*. <https://doi.org/10.1007/s00271-010-0213-9>
- ISO 11466. (1995). Soil Quality - Extraction of trace metals soluble in aqua regia.
-

- 
- <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2005.08.018>
- Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace elements in soils and plants*. (CRC Press, Ed.) (Fourth, Vol. 49). [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(85\)90020-1](https://doi.org/10.1016/0016-7037(85)90020-1)
- Knox, A. S., Kolka, R. K., Gamedainger, A. P., Kaplan, D. I., Frankenberger, W. T., Sims, R. C., ... Bollag, J.-M. (1999). Sources and Practices Contributing to Soil Contamination. Em *Bioremediation of Contaminated Soils* (pp. 53–87). <https://doi.org/10.2134/agronmonogr37.c4>
- Končius, D., & Karčauskiene, D. (2010). The effect of nitrogen fertilisers, sowing time and seed rate on the productivity of *Camelina sativa*. *Zemdirbyste*, 97(4), 37–46.
- Kumar, V., Sharma, A., Kaur, P., Singh Sidhu, G. P., Bali, A. S., Bhardwaj, R., ... Cerda, A. (2019). Pollution assessment of heavy metals in soils of India and ecological risk assessment: A state-of-the-art. *Chemosphere*, 216, 449–462. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.066>
- Li, N., Qi, G., Sun, X. S., Xu, F., & Wang, D. (2015). Adhesion properties of camelina protein fractions isolated with different methods. *Industrial Crops and Products*, 69, 263–272. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2015.02.033>
- Li, Z., Ma, Z., van der Kuip, T. J., Yuan, Z., & Huang, L. (2014). A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 468–469, 843–853. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.090>
- Liu, L., Li, W., Song, W., & Guo, M. (2018). Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *Science of the Total Environment*, 633, 206–219. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.161>
- Marquard, R., & Kuhlmann, H. (1986). Untersuchungen über Ertragsleistung und Samenqualität von Leindotter (*Camelina sativa* Crtz.). *Fette, Seifen, Anstrichmittel*. <https://doi.org/10.1002/lipi.19860880702>
- Masella, P., Martinelli, T., & Galasso, I. (2014). Agronomic evaluation and phenotypic plasticity of *Camelina sativa* growing in Lombardia, Italy. *Crop and Pasture Science*, 65(5), 453. <https://doi.org/10.1071/cp14025>
- Mcvay, K. A., & Lamb, P. F. (2008). *Camelina Production in Montana (Report)*. Montana State University, 8.
- Monti, A., Di Virgilio, N., & Venturi, G. (2008). Mineral composition and ash content of six major energy crops. *Biomass and Bioenergy*, 32, 216–223. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.09.012>
- Moser, B. R. (2010). Camelina (*Camelina sativa* L.) oil as a biofuels feedstock: Golden opportunity or false hope? *Lipid Technology*, 22(12), 270–273. <https://doi.org/10.1002/lite.201000068>
- Moser, B. R. (2012). Biodiesel from alternative oilseed feedstocks: Camelina and field pennycress. *Biofuels*, 3(2), 193–209. <https://doi.org/10.4155/BFS.12.6>
- Murphy, E. J. (2016). Camelina (*Camelina sativa*). Em *Industrial Oil Crops* (pp. 369–391). <https://doi.org/10.1016/B978-1-893997-98-1.00008-7>
- Noulas, C., Tziouvalekas, M., & Karyotis, T. (2018). Zinc in soils, water and food crops. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 49, 252–260. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2018.02.009>
- Plaza, P. I., Uhart, M., Caselli, A., Wiemeyer, G., & Lambertucci, S. A. (2018). A review of lead contamination in South American birds: The need for more research and policy changes.
-

- 
- Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(4), 201–207.  
<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.08.001>
- Pleesers, A. G., McGregor, W. G., Carson, R. B., & Nakoneshny, W. (1962). Species Trials With Oilseed Plants. *Canadian Journal of Plant Science*, 42, 452–459.
- Putnam, D. H., Budin, J. T., Field, L. A., & Breene, W. M. (1993). Camelina: A promising low-input oilseed. *New Crops*.
- Rai, P. K., Lee, S. S., Zhang, M., Tsang, Y. F., & Kim, K. H. (2019). Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment International*, 125(February), 365–385.  
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>
- Raj, K., Sardar, U. R., Bhargavi, E., Devi, I., Bhunia, B., & Tiwari, O. N. (2018). Advances in exopolysaccharides based bioremediation of heavy metals in soil and water: A critical review. *Carbohydrate Polymers*, 199, 353–364. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2018.07.037>
- Rode, J. (2002). Study of Autochthon *Camelina sativa* (L.) Crantz in Slovenia. *Journal of Herbs, Spices & Medicinal Plants*, 9(4), 313–318. [https://doi.org/10.1300/j044v09n04\\_08](https://doi.org/10.1300/j044v09n04_08)
- Ross, D. S., & Ketterings, Q. (2011). Recommended Methods for Determining Soil Cation Exchange Capacity - Chapter 9. *Recommended Soil Testing Procedures for the Northeastern United States. Cooperative Bulletin*, (493), 75–86.
- Schillinger, W. F., Wysocki, D. J., Chastain, T. G., Guy, S. O., & Karow, R. S. (2012). Camelina: Planting Date and Method effects on Stand Establishment and Seed Yield, 1–27.
- Sintim, H. Y., Zheljazkov, V. D., Obour, A. K., Garcia Y Garcia, A., & Foulke, T. K. (2016). Evaluating agronomic responses of camelina to seeding date under rain-fed conditions. *Agronomy Journal*, 108(1), 349–357. <https://doi.org/10.2134/agronj2015.0153>
- Sriram, A., Roe, W., Booth, M., & Gartrell, B. (2018). Lead exposure in an urban, free-ranging parrot: Investigating prevalence, effect and source attribution using stable isotope analysis. *Science of the Total Environment*, 634, 109–115. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.267>
- Stolarski, M. J., Krzyżaniak, M., Kwiatkowski, J., Tworkowski, J., & Szczukowski, S. (2018). Energy and economic efficiency of camelina and crambe biomass production on a large-scale farm in north-eastern Poland. *Energy*, 150, 770–780. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.03.021>
- Sturikova, H., Krystofova, O., Huska, D., & Adam, V. (2018). Zinc, zinc nanoparticles and plants. *Journal of Hazardous Materials*, 349, 101–110. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.01.040>
- Topinka, K. C., Walsh, K. D., Puttick, D. M., Hall, L. M., Yang, R.-C., & Hills, M. J. (2012). Short Communication: First report of outcrossing rates in camelina [ *Camelina sativa* (L.) Crantz], a potential platform for bioindustrial oils. *Canadian Journal of Plant Science*, 92, 681–685.  
<https://doi.org/10.4141/cjps2011-182>
- Tóth, G., Hermann, T., Szatmári, G., & Pásztor, L. (2016). Maps of heavy metals in the soils of thTóth, G., Hermann, T., Szatmári, G., & Pásztor, L. (2016). Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. *Science of the Total Environment*, 565, 1054–1062. *Science of the Total Environment*, 565, 1054–1062.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.115>
- Urbaniak, S. D., Caldwell, C. D., Zheljazkov, V. D., Lada, R., & Luan, L. (2008). The effect of seeding
-

- rate, seeding date and seeder type on the performance of *Camelina sativa* L. in the Maritime Provinces of Canada. *Canadian Journal of Plant Science*, 501–508. <https://doi.org/10.4141/cjps07148>
- Vamerali, T., Bandiera, M., & Mosca, G. (2010). Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environmental Chemistry Letters*, 8, 1–17. <https://doi.org/10.1007/s10311-009-0268-0>
- Vandecasteele, C., & Block, C. (1993). Modern Methods for Trace Element Determination. *John Wiley & Sons*, p. 330.
- Vollmann, J., Moritz, T., Kargl, C., Baumgartner, S., & Wagentristl, H. (2007). Agronomic evaluation of camelina genotypes selected for seed quality characteristics. *Industrial Crops and Products*, 26, 270–277. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2007.03.017>
- Walkley, A., & Black, I. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 29–38.
- Waraich, E. A., Ahmed, Z., Ahmad, R., Yasin Ashraf, M., Saifullah, Naeem, M. S., & Rengel, Z. (2013). *Camelina sativa*, a climate proof crop, has high nutritive value and multiple-uses: A review. *Australian Journal of Crop Science*, 7(10), 1551–1559.
- Watanabe, F. S., & Olsen, S. R. (1965). Test of an Ascorbic Acid Method for Determining Phosphorus in Water and NaHCO<sub>3</sub> Extracts from Soil. *Soil Science Society of America*, 677–678.
- Watts, S., & Halliwell, L. (1996). *Appendix 3 – Detailed field and chemical methods for soil*. Routledge, Londres, Reino Unido.
- Wuana, R. A., & Okieimen, F. E. (2011). Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks, and best available strategies for remediation. *Heavy Metal Contamination of Water and Soil: Analysis, Assessment, and Remediation Strategies; ISRN Ecology*, 2011, 20. <https://doi.org/10.1201/b16566>
- Zubr, J. (1997). Oil-seed crop: *Camelina sativa*. *Industrial Crops and Products*, 113–119. [https://doi.org/10.1016/S0926-6690\(96\)00203-8](https://doi.org/10.1016/S0926-6690(96)00203-8)
- Zubr, J. (2002). Qualitative variation of *Camelina sativa* seed from different locations. *Industrial Crops and Products*, 17, 161–169. [https://doi.org/10.1016/S0926-6690\(02\)00091-2](https://doi.org/10.1016/S0926-6690(02)00091-2)
- Zubr, J., & Matthaus, B. (2002). Effects of growth conditions on fatty acids and tocopherols in *Camelina sativa* oil. *Industrial Crops and Products*, 15, 155–162. [https://doi.org/10.1016/S0926-6690\(01\)00106-6](https://doi.org/10.1016/S0926-6690(01)00106-6)
-