

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel
Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar



Tese

Título

Qualidade do solo no cultivo de pessegueiro, sob sistemas de produção agrícola familiar convencional e agroecológico, em Pelotas – RS

José Manuel Ochoa Henriquez

Pelotas, 2020

José Manuel Ochoa Henriquez

Qualidade do solo no cultivo de pessegueiro, sob sistemas de produção agrícola familiar convencional e agroecológico, em Pelotas – RS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Agronomia.

Orientador: Profa. Dra. Ana Cláudia Rodrigues de Lima

Co-orientador: Prof. Dr. Helvio Debli Casalinho

Pelotas, 2020

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

H518q Henriquez, José Manuel Ochoa

Qualidade do solo no cultivo de pessegueiro, sob sistemas de produção agrícola familiar convencional e agroecológico, em Pelotas - RS / José Manuel Ochoa Henriquez ; Ana Cláudia Rodrigues de Lima, orientadora ; Helvio Debli Casalinho, coorientador. — Pelotas, 2020.

169 f. : il.

Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2020.

1. Índice de qualidade do solo. 2. Sustentabilidade. 3. Sequestro de carbono. 4. Indicadores do solo. 5. Agricultura familiar. I. Lima, Ana Cláudia Rodrigues de, orient. II. Casalinho, Helvio Debli, coorient. III. Título.

CDD : 634.25

José Manuel Ochoa Henriquez

Qualidade do solo no cultivo de pessegueiro, sob sistemas de produção agrícola familiar convencional e agroecológico, em Pelotas – RS

Tese aprovada, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas.

Data da Defesa: 24 de novembro de 2020

Banca examinadora:

Prof. Dr. Antônio Lilles Tavares Machado..... (Presidente)
Doutor em Ciência do Solo..... pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul....

Prof. Dr^a. Tânia Beatriz Gamboa Araújo Morselli.....
Doutora em Ciênciaspela Universidade Federal de Pelotas.....

Prof. Dr^a. Patrícia Martins da Silva.....
Doutora em Agronomia.....pela Universidade Federal de Pelotas.....

Dr. Clenio Nailto Pillon.....
Doutor em Ciência do Solo..... pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul.....

Dr. José Ernani Schwengber.....
Doutor em Agronomia..... pela Universidade Federal de Pelotas.....

**Dedico primeiramente a Deus, a meus pais, avós
e a minha filha Mía Valentina Ochoa Montes.**

Agradecimentos

A Deus, por me dar força e sabedoria para completar mais um objetivo em minha vida.

Aos meus pais, Editha Mildred Henriquez Inestroza e José Inés Ochoa Oviedo (*in memoriam*), meus avós Teodora Inestroza Ávila (*in memoriam*) e Manuel Henriquez Burgos (*in memoriam*) por seu amor e seus ensinamentos ao longo da minha vida, por sempre acreditarem em mim e pelo apoio nos meus estudos.

A minha amada e companheira, Katherine Lisette Montes, pelo amor, carinho e dedicação, me incentivando nos momentos mais difíceis. Meu amor, ninguém melhor do que você para compartilhar minha vida todos os dias para sempre.

As minhas irmãs, Ivis Maricela Ochoa Henriquez e Osiris Yolibeth Ochoa Henriquez, por me acompanharem em todas as etapas da minha vida e me apoiarem em todas as minhas conquistas. As amo muito!

A toda a família por todo este amor incondicional e pelo apoio em todo momento.

A minha sogra e cunhado, por todo apoio e carinho que me deram nestes anos.

A minha querida orientadora e amiga Ana Cláudia Rodrigues de Lima, que mesmo antes de me conhecer, acreditou em mim e na minha proposta de trabalho. Agradeço muito a confiança, paciência, amizade, dedicação, ensinamentos e conselhos, principalmente por todo apoio dado desde minha chegada à cidade. Sempre serei eternamente grato contigo.

Ao meu coorientador, Hélio Debli Casalinho, pela amizade, parceria, respeito, orientação, pelos ensinamentos transmitidos, pelo apoio desde o início até o último momento do doutorado.

Meu mais profundo agradecimento aos agricultores familiares, pois sem a participação deles este trabalho não existiria.

Aos Professores e amigos Tânia Morselli, Mario Canever e Carlos Pedroso, pela orientação, confiança, compreensão, amizade, carinho e estímulo.

A meus companheiros de campo, Juliana dos Santos Carvalho, Rafael Barcellos Nunes, Bruno Scheffer Delpino, pela amizade, parceria, orientação e apoio

em todos os momentos do doutorado. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de estudos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, pela oportunidade de desenvolvimento do curso de Doutorado.

A todas as pessoas que sempre me tiveram em suas orações, especialmente a Cláudia Yamileth, Luís Calderon e Juana Alvares.

Aos grandes amigos e colegas de laboratórios, Sergio Brisolara, Paulo Antunes, Cristiane Stöcker, Ana Paula Ferreira, Mariela Lagos, Solange Tonietto, Roberta Kunde, Edenara De Marco, Ryan Schubert, Alexandre Souza, Ana Caniela, Daniela Rodriguez, Pedro Chiari, Régis Pinheiro, Thais Palumbo, Aline Hipólito, Sandro Piesanti, Marciana Maciel, Alexandre Troian, Rosiméri Trecha, Renata Eid, Dona Ana, pela amizade, colaboração, dedicação e as risadas que tornaram o trabalho mais agradável.

A todos que contribuíram direta e indiretamente para que fosse possível a realização deste trabalho.

Meu muito obrigado!

Não fui eu que ordenei a você? Seja forte e corajoso! Não se apavore nem desanime, pois, o Senhor, o seu Deus, estará com você por onde você andar (Josué 1:9).

Resumo

HENRIQUEZ, José Manuel Ochoa. **Qualidade do solo no cultivo de pessegueiro, sob sistemas de produção agrícola familiar convencional e agroecológico, em Pelotas – RS.** 2020. 169 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Programa de PósGraduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2020.

O solo é um recurso natural fundamental e manter ou melhorar sua qualidade é essencial tanto para uma boa produtividade, quanto para manter a qualidade ambiental e, conseqüentemente, a saúde vegetal, animal e humana. O objetivo do presente estudo foi avaliar a qualidade do solo e os estoques de carbono orgânico nas propriedades familiares, produtoras de pêssego com 21 anos, submetidas aos manejos agroecológico (P-MA), convencional (P-MC) e vegetação nativa (VN), na colônia Maciel, Rio Grande do Sul, Brasil. Foram feitas coletas de solo em diferentes camadas (0 a 5; 5 a 10 e 10 a 20 cm) e posições do relevo (terço superior, médio e inferior). A avaliação da qualidade do solo e a construção do índice de qualidade do solo foram mediante três etapas: seleção de indicadores físicos, químicos e biológicos para a criação de um conjunto mínimo de dados através das análises de componentes principais e a correlação de Pearson, transformação de valores de indicadores do conjunto mínimo de dados em pontuações (0 a 1), usando curvas de pontuação, e a integração de todas as pontuações dos indicadores por meio do método aditivo ponderado para a formar índice de qualidade do solo. A análise de componentes principais selecionou cinco componentes principais com autovalores > 1. Os valores do índice de qualidade do solo ficaram na ordem: VN (0,81) > P-MA (0,62) > P-MC (0,37), com uma classificação Alta (VN), Média (P-MA) e Baixa (P-MC). O indicador com maior contribuição geral no índice de qualidade do solo foi estabilidade dos agregados. Os solos VN e P-MA apresentaram concentrações e estoques significativamente maiores de carbono orgânico do solo e nitrogênio total ao longo do perfil do solo, em comparação com o solo P-MC. Conclusivamente, P-MA mostrou melhor qualidade do solo e estoques de carbono orgânico do que P-MC, conforme expressaram os resultados e seus valores aproximaram-se à VN.

Palavras-chave: Índice de qualidade do solo. Sustentabilidade. Sequestro de carbono. Indicadores do solo. Agricultura familiar.

Abstract

HENRIQUEZ, José Manuel Ochoa. **Soil quality in peach crops, under conventional and agroecological family farming production systems, in Pelotas, RS.** 2020. 169 p. Thesis (Doctorate) – Graduate Program in Family Farming Production Systems, Federal University of Pelotas, Pelotas, 2020.

Soil is a fundamental natural resource. Maintaining or improving its quality is essential for a higher productivity, as well as to ensure environmental quality and, consequently, human, animal and plant health. This study aimed at assessing soil quality and organic carbon stocks in family farms that have been cultivating peach for 21 years, with agroecological management (P-AM), conventional management (P-CM) and native vegetation (NV), in Maciel Colony, in the State of Rio Grande do Sul, Brazil. Soil samples were collected from different soil depths (0-5; 5-10 and 10-20 cm) and relief positions (upper, middle and lower thirds). Soil quality assessment and soil quality indexing were done in three stages: firstly, we selected physical, chemical and biological indicators for a minimum data set through principal component analysis and Pearson's correlation; the values of the indicators of the minimum data set were then transformed into scores (0 to 1) using score curves; finally, all indicator scores were integrated using weighted additive method in order to create a soil quality index. Five principal components with eigenvalues > 1 were selected through principal component analysis. The order of the soil quality index values was the following: NV (0,81) > P-AM (0,62) > P-CM (0,37), with a High (NV), a Medium (P-AM), and a Low (P-CM) classification. Soil aggregate stability was the indicator with highest general contribution in the soil quality index. Compared to P-CM soil, NV and P-AM soils presented significantly higher stocks and concentrations of soil organic carbon and total nitrogen throughout soil profile. In conclusion, P-AM showed better soil quality and higher organic carbon stocks than P-CM. The results also showed that P-AM values were similar to those recorded in NV.

Keywords: Soil quality index. Sustainability. Carbon sequestration. Soil indicators. Family agriculture.

Lista de Figuras

Figura 1 – Estados com maior produção de pêssego no Brasil.	25
Figura 2– Os municípios com maior produção de pêssego no estado de RS.	26
Figura 3 - Diagrama esquemático das funções do solo. Este diagrama é parte de um “infográfico” sobre as funções do solo elaborado pela FAO (2015).	31
Figura 4 - Indicadores físicos, químicos e biológicos do solo usados para avaliar a qualidade do solo. Adaptado de Andrews et al. (2004), Bünemann et al. (2018) e Vasu et al. (2020).	36
Figura 5 - Etapas para a avaliação da qualidade do solo. Adaptado de Andrews (1998) citado em Karlen et al. (2003).	38

Projeto de tese

Figura 1 - Localização das áreas de estudo.....	45
Figura 2 - Esquema de amostragem do solo em cada área.....	49

Artigo 1

Figura 1 - Localização das áreas experimentais na região da colônia Maciel, 8º distrito do Município de Pelotas, RS, Brasil, 2020.	74
Figura 2 - Áreas de estudo: pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN). Pelotas, RS, Brasil, 2020.	76
Figura 3 - Estrutura conceitual como ferramenta para a avaliação da qualidade do solo. Adaptado de Andrews, (1998 citado em Karlen et al., 2003).	82
Figura 4 - Valores médios do índice de qualidade do solo (IQS) para pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN). Pelotas, RS, Brasil, 2020.	95
Figura 5 - Contribuição (%) geral dos indicadores de qualidade do solo selecionados para o desenvolvimento do IQS em pomares de pêssego e vegetação nativa. Pelotas,	

RS, Brasil, 2020. Estabilidade dos agregados em água (EA > 2mm), Fósforo disponível (P), capacidade de troca de cátions (CTC), Zinco (Zn) e diversidade da mesofauna (MDiver).....	96
Figura 6 - Contribuição (%) específica dos indicadores selecionados para o desenvolvimento do IQS em cada área: pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN). Pelotas, RS, Brasil, 2020. Estabilidade dos agregados em água (EA > 2mm), Fósforo disponível (P), capacidade de troca de cátions (CTC), Zinco (Zn) e diversidade da mesofauna (MDiver).....	97

Artigo 2

Figura 1 - Localização das áreas experimentais na região da colônia Maciel, 8º distrito do Município de Pelotas, RS, Brasil, 2020.	114
Figura 2 - Áreas de estudo: pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN), Colônia Maciel, Pelotas, RS, 2020.	116
Figura 3 - Concentrações de COS e NT (A e B), Densidade do solo (C) e relação C:N (D) sob pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN) em três camadas de solo, Pelotas, RS, Brasil, 2020. Colunas com letras iguais no diferem pelo teste de LSD Fisher ($p < 0.05$).	122
Figura 4 - Estoque de COS (A) e NT (B) sob pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN). Pelotas, RS, Brasil, 2020. Colunas com letras iguais no diferem pelo teste de LSD Fisher ($p < 0.05$).	124
Figura 5 - Práticas do pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) <i>versus</i> práticas do pessegueiro com manejo convencional (P-MC) e seu efeito na qualidade ambiental, sequestro de carbono, produtividade e resiliência. Adaptado de Lal, (2004c) e Meena et al. (2020).	134

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Estabelecimentos agropecuários do Brasil, segundo a classificação da agricultura familiar/Lei 11.326 – Brasil, 2006.....	22
Tabela 2 - Estabelecimentos agropecuários no Estado do Rio Grande do Sul, segundo a classificação da agricultura familiar/Lei 11.326 – Brasil, 2006.	23
Tabela 3 - Diferentes definições de qualidade do solo.	33

Artigo 1

Tabela 1 - Estatísticas descritivas dos indicadores físicos, químicos e biológicos sob pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN), na camada de 0 – 20 cm. Pelotas, RS, Brasil, 2020.	89
Tabela 2 - Análise de componentes principais do conjunto mínimo de dados (CMD), dos pomares de pêssigo e vegetação nativa, Pelotas, RS, Brasil, 2020.	93
Tabela 3 - Coeficientes de correlação (Pearson) do conjunto mínimo de dados (CMD) dos pomares de pêssigo e vegetação nativa. Pelotas, RS, Brasil, 2020.	94
Tabela 4 - Estadística descritiva e classificação do IQS dos pomares de pêssigo e vegetação nativa. Pelotas, RS, Brasil, 2020.....	95

Artigo 2

Tabela 1 - Potencial de acúmulo e variação no carbono orgânico do solo e nitrogênio total sob pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN) na camada de 0.00–0.20 m. Pelotas, RS, Brasil, 2020.....	125
Tabela 2 - Transformação dos valores médios de COS para CO ₂ equivalente e emissões sob pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN) na camada de 0.00–0.20 m. Pelotas, RS, Brasil, 2020.	126

Lista de Abreviaturas e Siglas

ACP	Análise de componentes principais
AF	Agricultura familiar
ARPASUL	Associação regional dos produtores agroecologistas da região Sul
CMD	Conjunto mínimo de dados
CONTAG	Confederação nacional dos trabalhadores na agricultura
COS	Carbono orgânico do solo
CTC	Capacidade de troca de cátions
EMBRAPA	Empresa brasileira de pesquisa agropecuária
FAO	Organização das nações unidas para agricultura e alimentação
FAOSTAT	Banco de dados estatísticos corporativos da organização para agricultura e alimentação
GEE	Gases de efeito estufa
IBGE	Instituto brasileiro de geografia e estatística
IICA	Instituto interamericano de cooperação para a agricultura
INCRA	Instituto nacional de colonização e reforma agrária
IQS	Índice de qualidade do solo
MO	Matéria orgânica
MOS	Matéria orgânica do solo
NRCS	Serviço de conservação de recursos naturais
NT	Nitrogênio total
PRONAF	Programa nacional de fortalecimento da agricultura familiar
QS	Qualidade do solo
SSSA	Sociedade de ciência do solo da América
USDA	Departamento de agricultura dos Estados Unidos

Lista de Símbolos

$<$	Menor
$>$	Maior
\leq	Menor ou igual
\geq	Maior ou igual
$^{\circ}\text{C}$	Grau Celsius
$\text{\textcircled{R}}$	Marca registrada
Σ	Somatório

Sumário

1	Introdução	17
2	Revisão da literatura	21
2.1	Agricultura familiar no Brasil.....	21
2.2	Cultura do pêssego	23
2.3	Sistemas de manejo agrícola e seu impacto na qualidade do solo	27
2.3.1	Sistema de produção convencional.....	27
2.3.2	Sistemas de produção de base ecológica	29
2.4	Qualidade do solo	31
2.5	Definição de qualidade do solo	32
2.6	Indicadores de qualidade do solo.....	34
2.6.1	Indicadores físicos.....	34
2.6.2	Indicadores químicos.....	35
2.6.3	Indicadores biológicos	36
2.7	Índice de qualidade do solo.....	37
3	Projeto de tese	40
3.1	Introdução	41
3.2	Objetivos	43
3.3	Metodologia.....	44
3.3.1	Localização e caracterização do estudo.....	44
3.3.2	Histórico do manejo das áreas de estudo	46
3.3.3	Critérios para a seleção dos indicadores da qualidade do solo.....	46
3.3.4	Coleta e preparo das amostras do solo.....	48
3.3.5	Análises das amostras do solo.....	49
3.3.6	Análises estatísticas	52
3.4	Recursos Necessários.....	53
3.5	Cronograma de execução de Pesquisa.....	54
3.6	Divulgação Prevista.....	55
3.7	Bibliografia.....	55
4	Relatório do Trabalho de Campo	62
5	Artigo - 1	66

Abstract	68
Resumo	68
Introdução	69
Material e Métodos	73
Resultados e discussão	84
Conclusões.....	98
Agradecimentos	98
Referências	99
6 Artigo - 2.....	106
Abstract	108
Resumo	108
Introdução	109
Materiais e métodos	113
Resultados	121
Discussão.....	126
Conclusão	135
Agradecimentos	135
Referências	136
7 Considerações finais	145
Referências	146
Apêndice	168

1 Introdução

No Brasil, a agricultura familiar e a produção de pêssego são atividades importantes para a segurança alimentar, economia, geração de renda e empregos. A agricultura família é o maior setor do agro brasileiro, e abrange 77% dos estabelecimentos agropecuários (FAO 2019; IBGE 2018). Além disso, é responsável por produzir 70% dos alimentos consumidos no país (IBGE, 2017). O setor se concentra na região Nordeste, com 46,6% dos estabelecimentos, seguido pelos Estados do Sudeste (16,5%), Sul (16%), Norte (15,4%) e, por último, o Centro-Oeste, com apenas 5,5% dos estabelecimentos (IBGE, 2017).

O Brasil é um importante produtor de pêssego (*Prunus persica* L.), ocupando a décima segunda posição da produção mundial, com cerca de 219 mil Mg, cultivadas em uma área de aproximadamente 17 mil hectares (FAOSTAT, 2018; IBGE, 2018). O Estado do Rio Grande Sul é o maior produtor de pêssego do Brasil, representando 67% (acima de 146 mil Mg ano⁻¹) da produção nacional. No Estado, o município de Pelotas se destaca como o maior produtor de pêssego, com uma produção de 34.846 Mg ano⁻¹ (IBGE, 2018).

O sistema de produção de pêssego na região é típico da agricultura familiar e envolve um grande número de famílias (MADAIL et al., 2014). Na região, a produção de pêssego é baseada principalmente em sistemas de produção convencional e de base ecológica, sendo o primeiro o mais usado. O modelo de agricultura convencional é caracterizado pela dependência de grandes quantidades de insumos externos e pela monocultura em grande escala; preparo intensivo do solo; aplicação de adubos minerais de alta solubilidade, e alto uso de agrotóxicos.

Este tipo de agricultura, com suas práticas insustentáveis afetam os atributos químicos, físicos e biológicos do solo, o que altera o equilíbrio natural do ecossistema e leva à deterioração da qualidade do solo. A degradação do solo, incluindo perda de matéria orgânica e de biodiversidade, compactação, acidificação, erosão, destruição de estrutura do solo e drenagem deficiente, é o principal resultado do uso contínuo de práticas agrícolas e dos sistemas de manejo solo – água – cobertura vegetal insustentáveis na região.

Somado a esses problemas, a maioria das propriedades agrícolas familiares produtoras de pêssego da região está localizada principalmente em áreas com relevo ondulado e com predominância de solos da classe Neossolos e Argissolos, caracterizados por serem pouco profundos e de baixa fertilidade natural (EMBRAPA, 2018). Estas condições de relevo e de solos, associadas ao manejo convencional de produção, aumentam a vulnerabilidade do agroecossistema e a suscetibilidade dos solos à degradação, diminuindo a sua qualidade e, conseqüentemente, sua capacidade produtiva (AUDEH et al., 2011; PAULA et al., 2015). Se a agricultura convencional continua sendo o sistema de produção predominante na região, as conseqüências serão refletidas na diminuição da qualidade do solo, afetando as distintas funções do solo, em especial, na produção de alimentos.

Esta problemática despertou o interesse crescente em sistemas e em práticas mais sustentáveis que mantenham ou melhorem a qualidade do solo. Neste sentido, os sistemas agrícolas de base ecológica são uma opção interessante para reduzir o impacto no meio ambiente enquanto mantêm ou melhoram a qualidade do solo e a produção nas propriedades familiares produtoras de pêssego na região. Os sistemas se caracterizam por diferentes práticas sustentáveis, como plantio direto, sem uso de herbicidas; culturas de cobertura; adubação verde; rotação de culturas; manejo integrado de pragas, entre outras práticas (ALTIERI; NICHOLLS, 2004; GLIESSMAN, 2014). Um dos princípios fundamentais dos sistemas agrícolas de base ecológica e do conjunto de práticas sustentáveis é a conservação do recurso solo.

O solo é um recurso natural importante para nossa sobrevivência na Terra. A maior parte de nossa produção de alimentos procede deste recurso. Pelo qual, manter ou melhorar a qualidade do solo é essencial para a produção de alimentos; regulação do clima; sequestro de carbono; ciclagem de nutrientes, entre outros serviços ambientais. A incorporação de compostos orgânicos no solo é uma das principais estratégias destes sistemas, o que pode melhorar os atributos físicos, químicos e biológicos do solo e, conseqüentemente, a própria qualidade do solo.

A qualidade do solo é a base para uma agricultura mais sustentável e serve como indicador para avaliar a sustentabilidade dos agroecossistemas. Karlen et al. (1997) define a qualidade do solo como “a capacidade de um determinado tipo específico de solo para funcionar, dentro dos limites dos ecossistemas naturais ou agrícolas, para sustentar a produtividade vegetal e animal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar e apoiar a saúde e habitação humana”.

Medir e monitorar a qualidade do solo é importante para o funcionamento da biosfera não apenas na produção de alimentos e fibras, mas também na manutenção das funções do ecossistema local, regional e global (DORAN; PARKIN, 1994). Existem diversos métodos para avaliar a qualidade do solo. No entanto, a construção e o uso de índices de qualidade do solo que integram os indicadores físicos, químicos e biológicos têm sido uma das metodologias mais utilizadas, devido a sua flexibilidade quantitativa, à adequação para diferentes escalas e aos tipos de solo (BISWAS et al., 2017; LIU et al., 2014).

O índice de qualidade do solo é uma forma facilmente compreensível de verificar se a qualidade do solo está melhorando, estável ou diminuindo sob diferentes agroecossistemas (MASTO et al., 2008; NAKAJIMA et al., 2015). Existem três etapas para avaliar a qualidade do solo mediante desenvolvimento de um índice de qualidade do solo: (1) seleção de um conjunto mínimo de dados; (2) pontuação de indicadores, e (3) cálculo do índice de qualidade do solo.

Apesar da qualidade do solo e dos estoques de carbono orgânico e de nitrogênio total serem muito estudados na região de Pelotas, RS (ASSMANN, et al., 2013; CARVALHO, 2015; DIEKOW et al., 2005; KUNDE, 2016; PAULA et al., 2015; STÖCKER, 2015; WEBER et al., 2016), até onde sabemos, não há nenhum estudo que compare índices de qualidade do solo e dos estoques de carbono e de nitrogênio total entre os sistemas de produção agrícola familiar, submetidos aos manejos agroecológico e convencional há 21 anos.

Portanto, a avaliação e a compreensão da qualidade do solo nesses agroecossistemas auxiliarão os agricultores familiares e aos pesquisadores na tomada de decisões do desenho para a construção de sistemas agrícolas mais sustentáveis e para adoção de estratégias que preservem a qualidade do solo e sequestram carbono nos solos da região. Logo, o objetivo geral foi avaliar a qualidade do solo e os estoques de carbono orgânico nos sistemas de produção agrícola familiar, produtores de pêssego, submetidos aos manejos agroecológico, convencional, e vegetação nativa, na colônia Maciel, Rio Grande do Sul, Brasil, tendo-se como objetivos específicos:

- I. Caracterizar o manejo solo – água – cobertura vegetal nos diferentes agroecossistemas selecionados;
- II. Selecionar e avaliar um conjunto de indicadores físicos, químicos, biológicos e microbiológicos do solo;
- III. Estabelecer um conjunto mínimo de dados de qualidade do solo;
- IV. Gerar e comparar um índice de qualidade do solo sob propriedades familiares, produtoras de pêssego, submetidas aos manejos agroecológico, convencional e vegetação nativa;
- V. Avaliar a concentração e o estoque de carbono do solo e nitrogênio total sob propriedades familiares, produtoras de pêssego cultivadas há mais de 21 anos, submetidas a manejos agroecológico, convencional, e vegetação nativa

2 Revisão da literatura

2.1 Agricultura familiar no Brasil

No Brasil, a agricultura familiar (AF) assume uma diversidade de formas e funções, devido às heranças culturais variadas, à experiência profissional e de vida particulares, às especificidades geográficas e aos processos históricos presentes em cada espaço, às diferentes dificuldades enfrentadas relacionadas aos aspectos ambientais e socioeconômicos, desde a produção até a destinação dos alimentos e produtos produzidos e à própria formação dos grupos sociais ao longo da história (BUAINAIN, 2006; TORRES, 2014).

No entanto, antes da década de 1990, os agricultores familiares no Brasil não constituíam uma categoria social (IICA, 2016; SCHNEIDER; ESCHER, 2011). A própria referência à AF era quase inexistente no país, uma vez que os termos usualmente utilizados para qualificar e identificar estas categorias sociais eram “os pobres do campo, os produtores de baixa renda, produtor de subsistência, os pequenos produtores ou camponês” (NEVES, 2007; SCHNEIDER; CASSOL, 2013; WANDERLEY, 2009).

O conceito normativo da AF surgiu no contexto brasileiro como produto dos movimentos sindicais a partir da década de 1990. Nesta década, começou a discussão sobre AF e marca o início de um conjunto de transformações sociais, econômicas e políticas que vão criar espaço e condições favoráveis à emergência, à legitimação e à consolidação da AF no país (IICA, 2016; KONZGEN, 2017).

O surgimento e o reconhecimento da AF no Brasil são muito recentes e devem-se a três fatores igualmente importantes. O primeiro tem a ver com a retomada do papel dos movimentos sociais do campo - comandado pelo sindicalismo rural, ligado à Confederação Nacional dos Trabalhadores na Agricultura (CONTAG), após o fim da Ditadura Militar; o segundo está relacionado ao papel dos mediadores e intelectuais, especialmente cientistas sociais, que debateram o tema no início da década de 1990; e o terceiro fator está relacionado ao papel do Estado e das políticas públicas, que passaram a reconhecer este setor, dando a visibilidade a partir da criação do Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF), por meio do

Decreto Nº 1946, de 28 de junho de 1996 (GOVERNO DO BRASIL, 2019; GUANZIROLI et al., 2013; KONZGEN, 2017; SCHNEIDER; CASSOL, 2013).

Através da implantação do PRONAF, a AF foi formalmente reconhecida como um ator social (KONZGEN, 2017). O Brasil foi o primeiro país da América Latina em promulgar uma Lei de AF (Lei 11.326 de 24 de julho de 2006) (IICA, 2016), a qual estabelece as diretrizes para a formulação da política nacional da AF e empreendimentos familiares rurais, e considera como agricultores familiares aqueles com os seguintes requisitos: 1) não deter área maior do que quatro módulos fiscais; 2) utilize predominantemente mão de obra da própria família nas atividades econômicas do seu estabelecimento ou empreendimento; 3) tenha percentual mínimo da renda familiar originada de atividades econômicas do seu estabelecimento ou empreendimento, na forma definida pelo Poder Executivo e 4) dirija seu estabelecimento ou empreendimento com sua família (Art. 3º) (GOVERNO DO BRASIL, 2019).

A agricultura familiar segue sendo o maior setor do agro brasileiro. De um total de 5.073.324 estabelecimentos agropecuários no Brasil, cerca dos 77% são de AF, de acordo com a Lei 11.326, ocupando 23% da área total dos estabelecimentos agropecuários, o que equivale a 80,9 milhões de hectares (Tabela 1) (IBGE, 2017).

Tabela 1 - Estabelecimentos agropecuários do Brasil, segundo a classificação da agricultura familiar/Lei 11.326 – Brasil, 2006.

Censo Agropecuário 2017						
Classificação	Estabelecimentos		Área (ha)		Pessoal ocupado	
Agricultura familiar	3.897.408	76,8%	80.891.084	23%	10.115.559	67%
Não é agricultura familiar	1.175.916	23,2%	270.398.732	77%	4.989.566	33%
Total	5.073.324	100%	351.289.816	100%	15.105.125	100%

Fonte: (IBGE, 2017).

Observando as distintas regiões do Brasil, podemos mencionar que a AF se concentra na região Nordeste, com 46,6% dos estabelecimentos, seguida pelos estados do Sudeste (16,5%), Sul (16%), Norte (15,4%) e, por último, o Centro-Oeste, com apenas 5,5% dos estabelecimentos (IBGE, 2017).

No Estado do Rio Grande do Sul, devido ao seu histórico de ocupação, a AF tem uma grande relevância na economia e na cultura do povo gaúcho (CHUQUILLANQUE et al., 2018). Além disso, vem contribuindo para o desenvolvimento rural, garantindo a segurança alimentar e nutricional, a geração de emprego e fonte de renda, proporcionando a diversidade de alimentos e a preservação dos hábitos alimentares e culturais (PLEAPO, 2016).

De acordo com a lei 11.326/2006, dos 365 mil estabelecimentos agropecuários no estado do RS, 294 mil (80,5%) foram considerados como de AF, o que corresponde a 25,3% de toda a área cultivada (Tabela 2) (IBGE, 2017). Diferentes autores mencionam que o estado se destaca predominantemente como área de AF (ANJOS, 2003; SCHNEIDER, 2006).

Tabela 2 - Estabelecimentos agropecuários no Estado do Rio Grande do Sul, segundo a classificação da agricultura familiar/Lei 11.326 – Brasil, 2006.

Censo Agropecuário 2017						
Classificação	Estabelecimentos		Área (ha)		Pessoal ocupado	
Agricultura familiar	293,892	80,5%	5.476.463	25,3%	716,695	72,2%
Não é agricultura familiar	71,202	19,5%	16.208.095	74,7%	275,718	27,8%
Total	365,094	100%	21.684.558	100%	992,413	100%

Fonte: (IBGE, 2017).

Contudo, mesmo cultivando uma área menor, os números da AF são surpreendentes quando comparados com a agricultura não familiar, ressaltando assim a importância da AF para a economia e a segurança alimentar e nutricional da população brasileira. As declarações são sustentadas pelos dados consistentes do censo agropecuário de 2017, que revelaram que a AF foi responsável 1) por ser a principal base econômica dos 90% dos municípios brasileiros com até 20 mil habitantes; 2) por produzir 70% dos alimentos consumidos no país; 3) por prover trabalho e gerar renda para aproximadamente 10,1 milhões de pessoas, ou 67% da mão de obra dos estabelecimentos agropecuários e 4) por 23% do valor total da produção, que equivale a R\$ 107 bilhões (IBGE, 2017).

2.2 Cultura do pêssego

O pêssego (*Prunus persica*, L) é uma frutífera nativa da China, pertencente à família *Rosacea*, subfamília *Prunoidea*, gênero *Prunus* (L) *Bastch*. Tendo como variedades pertencentes a essa espécie: *vulgaris* (pêssego comum); *nucipersica*

(nectarina) e *platicarpa* (pêssego achatado) (MARTINS et al., 2019; SACHS; CAMPOS, 1998;). É uma planta perene, caducifólia, sendo tradicionalmente cultivada em regiões de clima temperado e com grande importância na economia mundial, ocupando o oitavo lugar na produção mundial de frutas na safra de 2016/2017 (USDA, 2019). Sendo a China o principal produtor, respondendo por 46% da produção mundial (MARTINS et al., 2019).

Historicamente, o pessegueiro no Brasil foi introduzido com a chegada dos colonizadores europeus, que trouxeram as primeiras mudas da espécie ao país, no ano de 1532, pela região da Capitania de São Vicente, atual estado de São Paulo. A partir daí se espalhou para várias áreas da região Sul e Sudeste do país (RASEIRA et al., 2020). No entanto, foi no RS que o plantio de pessegueiros teve a maior expansão comercial, principalmente para fins industriais. Na região Sul, especialmente no RS, o cultivo da fruteira passou a ter importância comercial a partir da década de 1960 (FRANZON; RASEIRA, 2014).

O Brasil encontra-se na décima segunda posição no *ranking*, respondendo por 1% da produção mundial, com uma produção de pêssegos acima das 219 mil Mg, cultivados em uma área de aproximadamente 17 mil hectares (FAOSTAT, 2018; IBGE, 2018). No país, o cultivo do pessegueiro se estabeleceu na região Sul, onde as condições climáticas são as mais propícias para o desenvolvimento do cultivo, embora se produza também em alguns locais da região Sudeste (HERTER et al., 2014). Os estados do RS, São Paulo e Santa Catarina são os maiores produtores nacionais (Figura 1), responsáveis por mais dos 90% da produção de pêssego no país (IBGE, 2018).

O estado do RS é o maior produtor de pêssego do Brasil (67% da produção nacional) com área plantada de 13.140 hectares, produção acima de 146 mil Mg e um rendimento médio de 11,14 Mg ha⁻¹ (IBGE, 2018). A persicultura gera entre três e seis empregos diretos por hectare (SEVERO et al., 2020). Estimando-se, nesta atividade produtiva, a ocupação de 37 a 75 mil trabalhadores diretos no estado (EMBRAPA, 2005).

A produção de pêssegos no estado ocorre em três polos frutícolas: região Sul ou Metade Sul, onde a produção preponderante é destinada para a indústria conserveira e regiões da Serra e Metropolitana de Porto Alegre, que produzem frutos para o consumo *in natura* (FARIAS et al., 2014; GONÇALVES et al., 2014; MILECH, 2015).

Cartograma - Pêssego do Brasil por Quantidade produzida



Elaborado por: José Manuel Ochoa com dados do IBGE, (2018).

Figura 1 – Estados com maior produção de pêssego no Brasil.

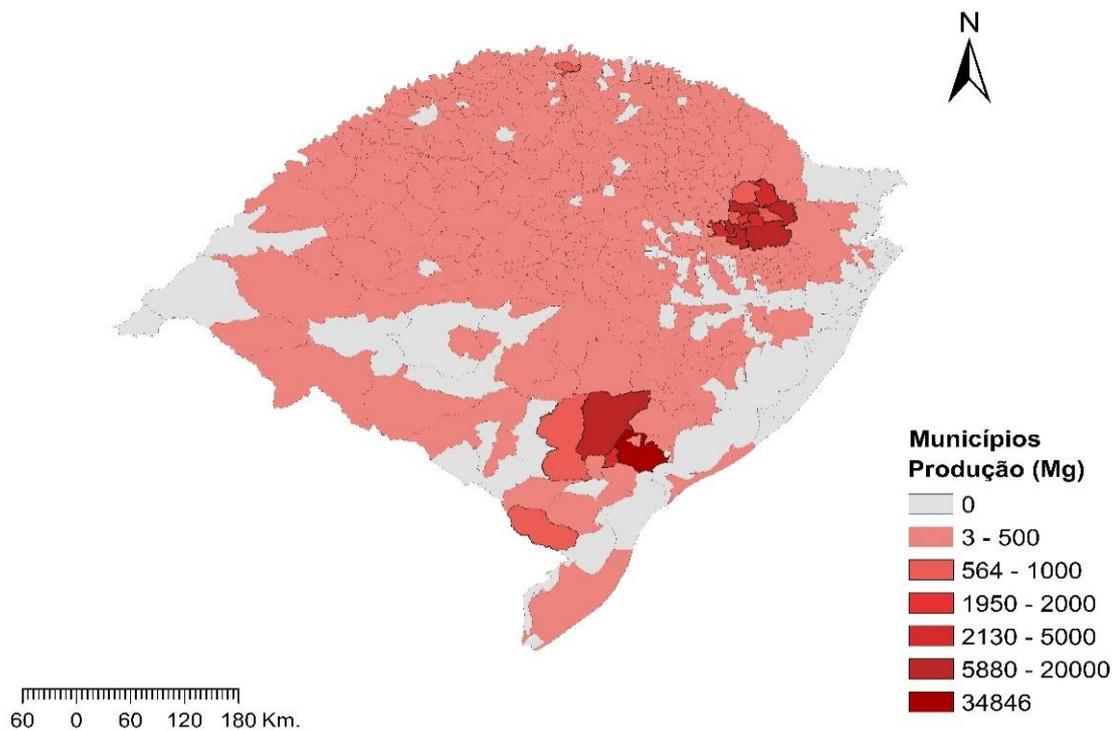
Os municípios com maior *ranking* de produção de pêssego no estado são: Pelotas (34.846 Mg ano⁻¹) > Pinto Bandeira (20.000 Mg ano⁻¹) > Canguçu (18.900 Mg ano⁻¹) > Farroupilha (14.580 Mg ano⁻¹) > Caxias do Sul (7.605 Mg ano⁻¹) > Antônio Prado (5.880 Mg ano⁻¹) > Morro Redondo (4.800 Mg ano⁻¹) (IBGE, 2018). Como mostram os dados do censo agropecuário na região Sul, se destaca o município de Pelotas com a maior produção em uma área plantada de 3.150 hectares, sendo o principal produtor do estado (Figura 2), que por possuir uma tradição na cultura e produção de pêssego (MILECH, 2015).

Além disso, no município, falar de pêssego e de AF é, seguramente, um exercício de pleonasma, ainda que existam pomares ditos empresariais, a imensa maioria de explorações dedicadas a esse cultivo é de caráter familiar (MADAIL et al., 2014; SEVERO, 2017). No entanto, a maioria das propriedades agrícolas familiares produtores de pêssego está localizada principalmente em áreas com relevo ondulado e com predominância de solos da classe Neossolos e Argissolos, caracterizados por ser pouco profundos e de baixa fertilidade natural (EMBRAPA, 2018). Essas condições de relevo e de solos, associadas ao manejo convencional de produção,

tornam os ambientes mais suscetíveis a diferentes processos de degradação do solo (PAULA et al., 2015).

A produtividade e qualidade das frutas dos pomares dependem de uma série de fatores principalmente relacionados às condições edafoclimáticas e às práticas de manejo do sistema solo – água – cobertura vegetal (GONÇALVES et al., 2014). O uso de práticas agrícolas insustentáveis pode ocasionar efeitos prejudiciais para a QS e, conseqüentemente, na produção e na dinâmica de funcionamento dos agroecossistemas (FREITAS et al., 2017). Neste sentido, há uma necessidade urgente de adotar sistemas agrícolas e práticas sustentáveis para reduzir o impacto no ambiente e para manter ou melhorar a QS e a produção (CHANDEL et al., 2018). Os sistemas agrícolas de base ecológica oferecem um caminho promissor para a segurança alimentar, para sustentabilidade e para a qualidade do ambiente (GOMIERO, 2019).

Cartograma - Pêssego do Rio Grande do Sul por Quantidade produzida



Realizado por: José Manuel Ochoa com dados do IBGE, (2018).

Figura 2– Os municípios com maior produção de pêssego no estado de RS.

Em geral, os dados publicados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2018) ressaltam a importância socioeconômica que a produção de pêssego tem para o Brasil e para os estados do Sul, principalmente o RS. Assim, para manter ou melhorar a produção, é fundamental que os solos dos pomares de pêssegos apresentem uma boa qualidade (RAMOS, 2016).

2.3 Sistemas de manejo agrícola e seu impacto na qualidade do solo

No estado do RS, a produção de pêssego é característica da AF (MADAIL et al., 2014). Devido a isso, podemos encontrar uma heterogeneidade nos manejos e práticas agrícolas dos sistemas de produção de pêssego. O pessegueiro, no estado RS, é cultivado em sistemas de produção convencional e de base ecológica, sendo o primeiro o mais usado.

Nos últimos anos, tem-se dado maior atenção aos sistemas de produção de base ecológica como forma alternativa de agricultura sustentável no Brasil para a obtenção de alimentos de qualidade e proteção do meio ambiente. Isso pode ser devido a: 1) às preocupação com a qualidade dos alimentos (GLIESSMAN, 2005; LOPES; LOPES, 2011; SOUZA, 2003); 2) a crescente consciência das pessoas nos impactos socioambientais, engajadas nos processos de produção agrícola moderna (GLIESSMAN, 2005; SCOTTI, 2010; TAVEIRA et al., 2019).

Na seção atual, descreveremos os sistemas de produção, suas práticas e os impactos na qualidade do solo (QS).

2.3.1 Sistema de produção convencional

O modelo de agricultura convencional, também conhecido como agricultura industrial ou moderna, é caracterizado pela artificialização e simplificação dos agroecossistemas (LOPES; LOPES, 2011). Este tipo de agricultura tem como objetivo maximizar a produção e o lucro, enquanto as consequências do manejo em longo prazo e a dinâmica do agroecossistema ecológico são frequentemente apenas de importância secundária (DEROO, 2016).

A agricultura convencional, para alcançar seus objetivos, implementa práticas, como preparo intensivo do solo, monocultura, aplicação de adubos minerais de alta solubilidade e controle químico de pragas, e sua dependência umas das outras é peculiar ao sistema (GLIESSMAN et al., 2000; LE CAMPION et al., 2020). Tal manejo proporciona um severo desequilíbrio ecológico e tende a alterar os processos de autorregulação de pragas e doenças, e diminuir a resiliência dos agroecossistemas frente às adversidades climáticas e fitossanitárias (LOPES; LOPES, 2011). Além disso, pode ocasionar efeitos prejudiciais na QS e provocar a degradação da QS no longo prazo (FREITAS et al., 2017; GOMIERO, 2016).

Os principais processos de degradação do solo incluem a degradação física (erosão acelerada, deterioração da estrutura do solo, formação de crostas, compactação), química (esgotamento e desequilíbrio de nutrientes, acidificação, salinização, diminuição da capacidade de retenção de cátions) e degradação biológica (esgotamento da matéria orgânica do solo - MOS), redução da atividade e diversidade de espécies de microrganismos do solo) (NIEDER et al., 2018).

Entre as práticas que mais influenciam negativamente a QS está o preparo intensivo do solo, que é uma prática muito usada na agricultura convencional (DEROO, 2016). O uso intensivo de máquinas agrícolas pode compactar o solo e afetar negativamente as suas funções, incluindo fluxo de água e aeração, ciclagem de nutrientes, produção agrícola e florestal e habitats para organismos do solo (KELLER et al., 2019). Além disso, o solo fica sem cobertura por um determinado período, o que leva à erosão do solo e à redução da MOS (GLIESSMAN et al., 2000) e conseqüentemente à diminuição na QS e da produção no longo prazo (STAGNARI et al., 2019). Segundo Servadio et al. (2005), a compactação do solo foi reconhecida como um problema grave na agricultura e tem influência em muitos atributos e processos do solo, bem como na produtividade das culturas.

A monocultura, é a prática em que a mesma espécie é cultivada em grande escala ano após ano, ainda esgota os nutrientes do solo, tornando o solo menos produtivo com o tempo, aumenta a pressão de pragas e doenças, e reduz a MOS, o que pode causar erosão significativa e redução da QS (GHORBANI, 2007; SALAHEEN; BISWAS, 2019; SINGH, 2015). Além disso, a monocultura altera as comunidades microbianas do solo, diminuindo os microrganismos benéficos e causando um crescimento deficiente das plantas ao longo do tempo (ZHAO et al., 2018). Segundo Bennett et al. (2012), a prática também tem sido criticada por seus impactos ambientais, sendo um dos principais a degradação do solo, devido a não rotação do cultivo e eliminação dos resíduos fora da área agrícola.

Outra prática muito comum é a aplicação de adubos minerais de alta solubilidade, principalmente produzidos a partir de combustíveis fósseis. Esta prática foi o principal impulsionador dos aumentos massivos de produtividade dos cultivos durante o século XIX (DEROO, 2016). No entanto, os adubos minerais, sendo produtos químicos, podem perturbar o funcionamento natural do solo e também afetar a produção de outros serviços do ecossistema (SINGH, 2018).

Algumas pesquisas descobriram que a aplicação de adubo nitrogenado sintético diminui a diversidade microbiológica do solo (bactérias, fungos, etc.) ou altera sua composição microbiológica natural em favor de cepas mais patológicas (PAUNGFOO-LONHIENNE et al., 2015; ZHOU et al., 2017). Além disso, a aplicação de adubos nitrogenados pode levar à decomposição acelerada da MOS e afetar adversamente a saúde do solo (SINGH, 2018). Segundo Tian e Niu (2015), alguns tipos de adubos nitrogenados podem causar acidificação do solo, afetando muitas funções do solo. O uso excessivo de adubos minerais também pode causar um acúmulo de sais no solo, contaminação por metais pesados e acúmulo de nitrato, que é uma fonte de poluição da água e também prejudicial aos seres humanos (NIEDER et al., 2018; RODRÍGUEZ-EUGENIO et al., 2018; TILMAN et al., 2002).

Os agrotóxicos parte integrante da agricultura moderna (CHEN et al., 2014), são usados para controlar as ervas daninhas (herbicidas), insetos (inseticidas) e fungos (fungicidas). Alguns estudos demonstram que o uso excessivo de agrotóxicos pode causar efeitos na fauna edáfica do solo, afetando, portanto, a fertilidade do mesmo (AKTAR et al., 2009; GLOVER-AMENGOR; TETTEH, 2008; JOKO et al., 2017). Outros estudos mostram que o glifosate, reduz a biodiversidade microbiana no solo e afeta às minhocas (SOIL ASSOCIATION, 2016). Outros tipos de agrotóxicos podem ter efeitos semelhantes na microbiologia do solo, impactando os microrganismos fixadores de nitrogênio, importantes para a saúde e fertilidade do solo (HUSSAIN et al., 2009).

De acordo com a literatura, os efeitos negativos da agricultura convencional sobre a QS e o ambiente são muitos. No entanto, existem alternativas sustentáveis, como os sistemas agrícolas de base ecológica, que podem ajudar a manter ou melhorar a QS e a reduzir o impacto ambiental.

2.3.2 Sistemas de produção de base ecológica

Seguir o caminho para uma agricultura mais sustentável é vital para enfrentar os desafios presentes e futuros, como as mudanças climáticas, a segurança alimentar e a redução da degradação do solo (CHANDEL et al., 2018; FAO, 2002; JANVIER et al., 2007). Desde muito tempo, os homens vêm buscando estabelecer estilos de agricultura menos agressivos ao meio ambiente.

Neste sentido, os sistemas agrícolas de base ecológica oferecem um caminho promissor para a segurança alimentar, para a sustentabilidade, para a proteção e a qualidade do ambiente e para alcançar os objetivos de desenvolvimento sustentável (GOMIERO, 2019; MOCKSHELL et al., 2018).

Os sistemas agrícolas de base ecológica se caracterizam por diferentes práticas propostas por distintos atores (pesquisadores e agricultores) em vários países, sendo um dos objetivos a manutenção ou melhoria da QS. Entre as práticas sustentáveis podemos destacar o plantio direto sem uso de herbicidas; culturas de cobertura e adubação verde; rotação de culturas; manejo integrado de pragas, e outras práticas no contexto dos diferentes estilos de agricultura de base ecológica (ALTIERI; NICHOLLS, 2004; FURLAN et al., 2017; GLIESSMAN, 2014; LAL, 2015).

As agriculturas de base ecológica e o conjunto de práticas sustentáveis podem trazer múltiplos benefícios: 1) preservação da paisagem agroecológica; 2) redução do uso de agroquímicos; 3) preservação da biodiversidade genética das espécies cultivadas; 4) proteção às culturas de pragas, 5) aumento da resiliência do agroecossistema, e 6) proteção e preservação da QS (GOMIERO, 2019).

Altieri (1995 citado em DEROO, 2016) avaliou o efeito das práticas agroecológicas em um conjunto de indicadores de qualidade e no funcionamento do solo. Entre as práticas avaliadas estão: os cultivos de cobertura, o sistema agroflorestal, o plantio direto, a cobertura vegetal morta e viva, o consórcio de culturas, a rotação de culturas, e as cultivares multilinha. Os efeitos identificados das práticas agroecológicas, em comparação as práticas convencionais, foram: 1) aumento do teor de MOS; estimulação da atividade biológica do solo; aumento na mineralização de nutrientes; 2) conservação do solo e umidade; diminuição da erosão do solo; melhoria da estrutura do solo, e 3) maior reciclagem e sequestro de nutrientes. Segundo Wardle et al. (1995), quanto mais o agroecossistema se assemelha a um ecossistema natural, menos insumos o sistema requer e mais sustentável ele se torna, sendo assim, podemos contar com a autorregulação do ecossistema.

O solo é fundamental para a produção agrícola e pecuária, e constitui um recurso natural que fornece serviços ecossistêmicos mais amplos para as sociedades locais e globais (BAI et al., 2018; SINGH, 2018), no entanto, é finito e frágil, pois requer cuidados especiais e conservação para que possa ser usado indefinidamente pelas gerações futuras (SINGH, 2018).

Para manejar bem os solos agrícolas, é importante monitorar a QS, o que ajudará aos agricultores a tomar as melhores decisões ao que se refere ao manejo do solo e a selecionar práticas que influenciem de forma positiva a QS.

2.4 Qualidade do solo

O interesse em avaliar a QS é proveniente das últimas décadas, uma vez que tem surgido uma crescente atenção na preservação e sustentabilidade do solo, reconhecendo o seu no fornecimento de serviços ambientais que possibilitam a vida na terra (Figura 3) (BAVEYE et al., 2016; GLANZ, 1995; KOPITKE et al., 2019).

O valor total destes serviços ecossistêmicos fornecidos pelos solos é imenso e estimado em US \$ 11,4 trilhões (MCBRATNEY et al., 2017). Embora os solos sejam um componente importante da biosfera terrestre, eles e seus serviços estão ameaçados pelo crescimento acelerado da população humana, pelo manejo intensivo, pela urbanização e pela degradação (CAON; VARGAS, 2017; KOPITKE et al., 2019; STAGNARI et al., 2019).



Figura 3 - Diagrama esquemático das funções do solo. Este diagrama é parte de um "infográfico" sobre as funções do solo elaborado pela FAO (2015).

Um quinto dos solos do mundo atualmente está degradado, e ainda há a continuidade da degradação em uma taxa de 5 a 10 bilhões de hectares anualmente (BATEMAN; MUÑOZ-ROJAS, 2019). A responsabilidade de abordar a conservação e

o manejo do solo recai sobre todos os indivíduos, sejam agricultores, proprietários de terras, comunidades indígenas, políticos, pesquisadores, líderes mundiais e o público em geral (BATEMAN; MUÑOZ-ROJAS, 2019).

Sobre este panorama, manter ou melhorar a QS é um dos principais objetivos de sustentabilidade para garantir a segurança alimentar e proteção ambiental (FOLEY et al., 2011). Segundo Falsone et al. (2020), proteger o solo e preservar sua qualidade geral das diversas ameaças é uma prioridade para a humanidade, caso contrário, poria em risco o seu bem-estar e sua sobrevivência. Portanto, é essencial sustentar o recurso solo e manter ou melhorar a QS (MURSEC, 2011).

Medir e monitorar a QS são importantes para o funcionamento da biosfera não apenas na produção de alimentos e fibras, mas também na manutenção das funções do ecossistema local, regional e global (DORAN; PARKIN, 1994). Do ponto de vista da produção, a avaliação da QS pode ajudar agricultores, extensionistas e legisladores a identificar a sustentabilidade de um determinado agroecossistema (VASU et al., 2020); no planejamento dos usos da terra para a utilização sustentável dos recursos não renováveis (NORFLEET et al., 2003); na identificação de problemas do solo (BINDRABAN et al., 2000); na construção de sistemas mais sustentáveis, e diagnosticar as necessidades de nutrientes do solo (CHEN et al., 2013).

A qualidade do solo é uma ferramenta importante para auxiliar aos diferentes autores na tomada de decisões para manejar o solo, de modo que não se tenha a degradação da qualidade ambiental dentro ou fora dos limites do agroecossistema e sem eventualmente reduzir o potencial de rendimento (SSSA, 2008 citado em BOSARGE, 2015).

2.5 Definição de qualidade do solo

O conceito de QS foi sugerido pela primeira vez por Warkentin e Fletcher (1977). Embora os autores tenham iniciado a discussão, ela não se tornou um ponto focal real até o início dos anos 1990 (BOSARGE, 2015). A partir do início dos anos 1990, muitos pesquisadores propuseram várias definições para a QS (Tabela 3), variando de um ponto de vista puramente agrícola a uma perspectiva mais ambiental (MURSEC, 2011; VASU et al., 2020). Segundo Lima (2007), o comum a todas as definições é a capacidade dos solos de funcionar efetivamente no presente e no futuro.

Karlen et al. (1997) conseguiram capturar o conceito de uma forma bastante abrangente, definindo a QS como: a capacidade de um tipo específico de solo para funcionar, dentro dos limites do ecossistema naturais ou agrícolas, para sustentar a produtividade vegetal e animal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar e apoiar a saúde humana e habitação.

Além disso, Bouma et al. (2017) forneceram uma visão mais ampla da QS ao defini-la como "a capacidade intrínseca de um solo de contribuir para os serviços do ecossistema, incluindo a produção de biomassa". Portanto, a avaliação da QS é vital para monitorar a sustentabilidade dos agroecossistemas (ABDELRAHMAN e TAHOUN, 2019).

Tabela 3 - Diferentes definições de qualidade do solo.

Definição	Referências
A capacidade do solo de funcionar dentro dos limites do ecossistema	(LARSON; PIERCE, 1991)
Capacidade ou aptidão do solo para suportar o crescimento sem resultar em sua degradação ou em outra forma prejudicar o meio ambiente	(ACTON; GREGORICH, 1995)
A capacidade do solo de funcionar dentro dos limites do ecossistema para sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental, e promover a saúde animal e vegetal	(DORAN; PARKIN, 1997)
A capacidade de um tipo específico de solo de funcionar dentro dos limites do ecossistema naturais ou agrícolas para sustentar a produtividade vegetal e animal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar, e apoiar a saúde humana e habitação	(KARLEN et al., 1997)
Capacidade de moderação do ambiental e de produtividade	(LAL, 1997)
A capacidade intrínseca de um solo de contribuir para os serviços do ecossistema, incluindo a produção de biomassa	(BOUMA et al., 2017)

Fonte: (VASU et al., 2020).

A qualidade do solo é geralmente avaliada por duas abordagens: 1) avaliação comparativa, e 2) avaliação dinâmica. Na primeira, a QS de um determinado uso ou manejo do solo é avaliada em um determinado momento. A segunda é uma abordagem dinâmica em que a QS é avaliada usando dados temporais (SHUKLA et al., 2006; WIENHOLD et al., 2004). Em qualquer caso, os valores limites das propriedades do indicador são necessários para fazer comparações e identificar se a QS está degradando ou melhorando após o manejo imposto, tanto a curto quanto em longo prazo (BISWAS et al., 2017; LIMA, 2007).

A necessidade básica para a avaliação da QS é por causa das mudanças prejudiciais nas funções do solo, ocasionadas pelos usos de terra, pelas práticas de manejo agrícola e por fatores externos (clima, ecossistemas, hidrogeologia, prioridades socioeconômicas e políticas) (DORAN, 2002; DORAN; PARKIN, 1994; VASU et al., 2020). Logo, avaliar o efeito das diferentes práticas de manejo agrícolas

no solo ajuda a compreender se as práticas investigadas mantêm, melhoram ou degradam a QS (MURSEC, 2011).

Devido à sua complexidade, a QS não pode ser medida diretamente (VALANI et al., 2020). Larson e Pierce (1991) sugerem que a QS é uma combinação dos atributos químicos, físicos e biológicos. Assim sendo, pode ser interpretada a partir da medição dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo (DENGIZ, 2020; KARLEN et al., 1997; KARLEN et al., 2004; ZHOU et al., 2020), geralmente chamadas de “indicadores de QS” (DORAN; PARKIN, 1994; NIEDER et al., 2018).

Na seguinte seção, alguns indicadores físicos, químicos e biológicos do solo são discutidos.

2.6 Indicadores de qualidade do solo

Os indicadores são definidos como “os atributos e processos do solo que são mais sensíveis às mudanças na função do solo” (APARICIO; COSTA, 2007; DORAN; PARKIN, 1997; DUMANSKI; PIERI, 2000). Assim, bons indicadores de QS devem cumprir os seguintes critérios: 1) estar bem correlacionadas com os processos do ecossistema; 2) ser sensível às variações de manejo e clima; 3) ser acessível para a maioria dos usuários; 4) ser aplicáveis às condições de campo; 5) holísticas e não reducionistas; 6) ter boa relação custo-benefício; 7) ser interpretáveis, e 8) fácil de medir, precisas e com base científica (ANDREWS et al., 2004; DORAN; PARKIN, 1994; DORAN; ZEISS, 2000).

Segundo More (2010), podemos classificar os indicadores de QS em quatro categorias: 1) indicadores visuais; 2) indicadores físicos; 3) indicadores químicos, e 4) indicadores biológicos. Neste estudo, só discutiremos os indicadores físicos, químicos e biológicos.

2.6.1 Indicadores físicos

Atributos físicos, como textura do solo, resistência do solo à penetração, infiltração, estrutura, porosidade, densidade do solo e estabilidade de agregados, são usadas como indicadores físicos da QS (Figura 4). Estes fornecem informações relacionadas à aeração e ao estado hidrológico do solo, como a entrada de água no solo e a capacidade do solo de reter água na zona da raiz (KUYKENDALL, 2008).

Segundo Dexter (2004), uma baixa qualidade física do solo mostra os seguintes sintomas, baixa infiltração de água, escoamento da água da superfície, compactação, má aeração e má capacidade de enraizamento. Em contrapartida, um solo com boa qualidade física promove o crescimento de raízes, o movimento e a retenção de água, e ainda fornece condições para a troca de gases e capacidade para resistir aos processos erosivos (BLANCO-CANQUI; LAL, 2010; DEXTER, 2004; VASU et al., 2020).

Assim, os indicadores físicos são essenciais no controle de todas as funções do solo (DEROO, 2016). Além disso, interagem com os indicadores químicos e biológicos do solo e desempenham um papel central nos estudos de QS (DEXTER, 2004). Segundo Blanco-Canqui e Lal (2010), o monitoramento periódico dos atributos físicos do solo (dinâmicas) é importante para determinar a mudança na QS ao longo do tempo.

2.6.2 Indicadores químicos

Os indicadores químicos têm sido amplamente utilizados para avaliar a QS. Eles fornecem informações sobre o equilíbrio entre a solução do solo (água do solo e nutrientes), sobre as necessidades nutricionais das plantas, e sobre os níveis de contaminantes do solo (DORAN; PARKIN, 1997). Os principais indicadores químicos usados na avaliação da QS são pH, MO, CE, carbono orgânico, nitrogênio total, macro e micronutrientes, capacidade de troca catiônica (CTC) e concentrações de metais pesados (Figura 4) (KELLY et al., 2009; VASU et al., 2020). No entanto, em qualquer programa de avaliação da QS, a MOS é um indicador-chave, devido à sua correlação com outros indicadores físicos, químicos e biológicos da QS (ARSHAD; MARTIN, 2002; BOSARGE, 2015; DEROO, 2016; NIEDER et al., 2018).

Diferentes atributos químicos do solo são influenciados pela MOS, e estas incluem a disponibilidade de nutrientes, a capacidade de troca, o pH, a interação com metais e orgânicos, e a capacidade de tamponamento (NIEDER et al., 2018; SCOTTI, 2010). A matéria orgânica fornece um grande conjunto de macro e micronutrientes no solo, que se tornam disponíveis para a planta por meio da mineralização (NIEDER et al., 2018; NIEDER; BENBI, 2008). E determina a capacidade de retenção de água do solo, a melhora a capacidade do solo de resistir os processos erosivos e fornece energia para a fauna do solo, entre outros (MOESKOPS et al., 2012; NIEDER et al., 2018; TISDALL; OADES, 1982).

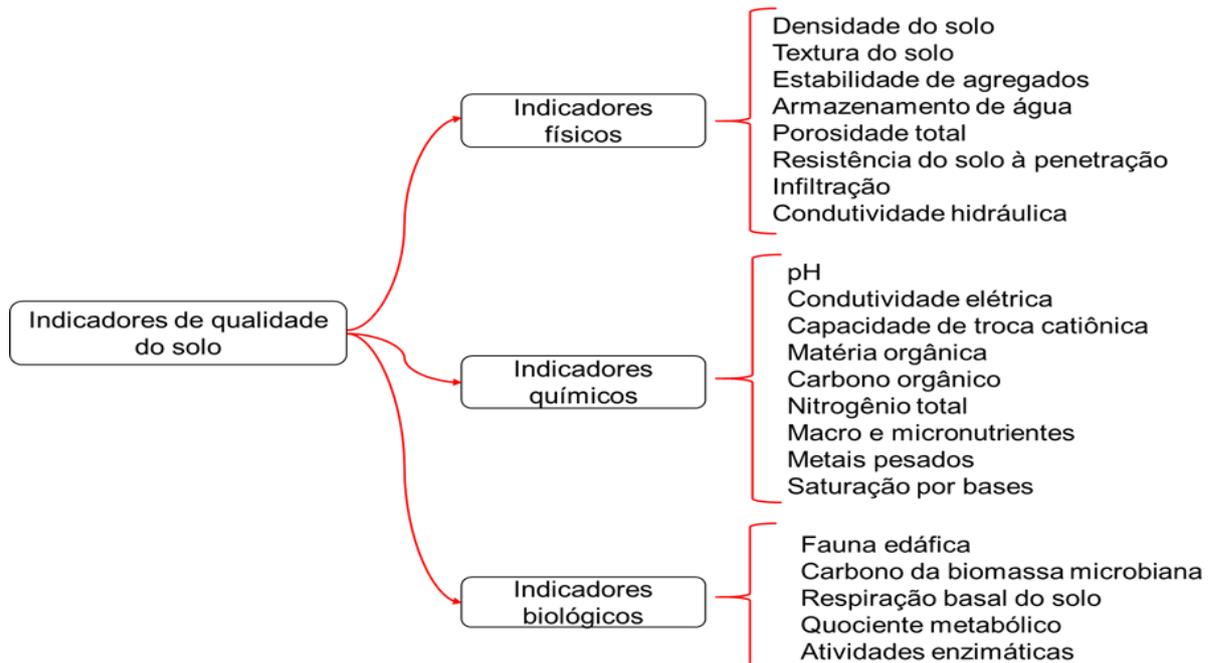


Figura 4 - Indicadores físicos, químicos e biológicos do solo usados para avaliar a qualidade do solo. Adaptado de Andrews et al. (2004), Bünemann et al. (2018) e Vasu et al. (2020).

2.6.3 Indicadores biológicos

Os indicadores biológicos do solo apresentam informações sobre o componente vivo do solo (USDA; NRCS, 2015). Os organismos do solo são indicadores sensíveis e refletem a influência do manejo do solo, dos distúrbios naturais e dos contaminantes químicos (MARTINEZ-SALGADO et al., 2010; USDA; NRCS, 2015).

Da mesma forma, são considerados indicadores de qualidade e saúde do solo, pois a diversidade e a abundância podem estar relacionadas a funções, como decomposição da MO, na ciclagem de nutrientes, na formação e na estabilidade da estrutura do solo, no desenvolvimento de plantas e raízes (competição), no sequestro de carbono e na remediação de solos por metais pesados (NAKATSU et al., 2005; USDA; NRCS, 2015), agrotóxicos e outros poluentes, na supressão de doenças e na presença de patógenos no solo e na planta (DEL VAL et al., 1999; SCHROTH; HANCOCK, 1982).

Entre os indicadores biológicos para avaliar a QS, estão a fauna edáfica (microfauna, mesofauna e macrofauna), o carbono da biomassa microbiana, respiração basal do solo, o quociente metabólico, e as atividades enzimáticas do solo (Figura 4) (DEROO, 2016; DORAN; PARKIN, 1997; VASU et al., 2020; VEUM et al., 2014).

2.7 Índice de qualidade do solo

Existem diferentes abordagens desenvolvidas para a avaliação da QS (BHADURI et al., 2020; MEI et al., 2019;), desde abordagens visuais (KARLEN et al., 2003) a métodos analíticos (ASKARI; HOLDEN, 2014).

No entanto, interpretar um grande número de indicadores físicos, químicos e biológicos do solo pode resultar em informações enormes, complexas e confusas (MARZAIOLI et al., 2010). Por outro lado, os indicadores de solo frequentemente incluem alta correlação, porém suas medições são muito caras e demoradas e os atributos individuais do solo, às vezes, não são específicos e adequados na determinação da capacidade e QS (REZAEI et al., 2006). Portanto, combinar os indicadores em um único índice de qualidade do solo (IQS) nos ajuda a simplificar os resultados das análises do solo e a melhorar a avaliação e as decisões relacionadas ao manejo do solo (ANDREWS et al., 2002a; BUCHER, 2002; ZHOU et al., 2020).

Os estudos mais recentes preferem o método do IQS para avaliar a QS (GELAW et al., 2015; SUN et al., 2003) devido à sua simplicidade e à flexibilidade quantitativa (BHARDWAJ et al., 2011; HAMMAC et al., 2016). Segundo Andrews et al. (2002b), o IQS é o mais amplo dispositivo de tomada de decisão usado para estudar a sustentabilidade agrícola, o manejo dos recursos do solo e a viabilidade socioeconômica. Existem três etapas para o desenvolvimento um IQS: 1) seleção de indicadores físicos, químicos e biológicos do solo; 2) pontuação dos indicadores, e 3) integração dos valores das pontuações (Figura 5) (ANDREWS et al., 2002a; 2004).

Os indicadores são selecionados por diferentes métodos, como opinião de especialistas (ANDREWSS et al., 2002b) e métodos estatísticos ou análise de componentes principais (ACP) e métodos de regressão (MASTO et al., 2008). ACP é uma ferramenta multivariada para investigar relações entre diferentes indicadores quantitativos do solo (ASKARI; HOLDEN, 2014; REZAEI et al., 2020). Ele reduz a dimensão de dados de grande volume para facilitar a seleção de indicadores, classificando os indicadores do solo em componentes principais (CPs) (ANDREWS et al., 2002ab; REZAEI et al., 2020).

Os indicadores de QS selecionados em conjunto mínimo de dados (CMD) são transformados em valores que variam de 0 a 1, usando métodos de pontuação lineares ou não lineares (ANDREWS et al., 2004; LIEBIG et al., 2001; NEHRANI et al., 2020).

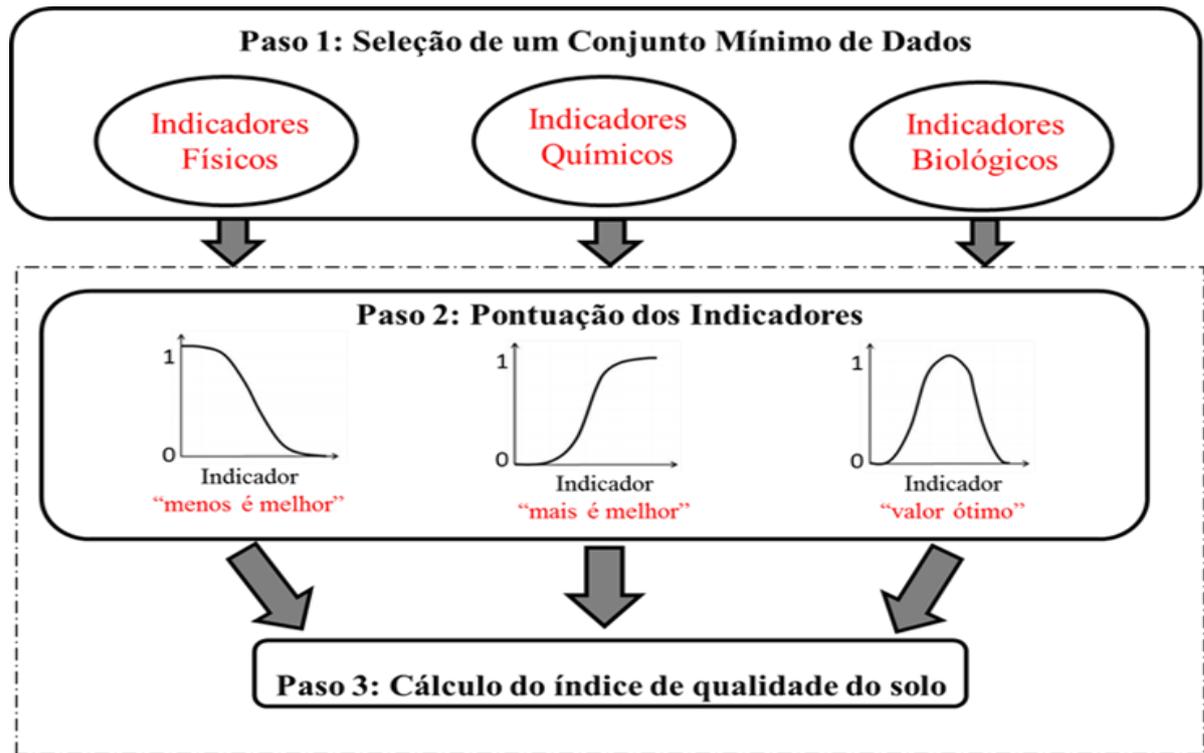


Figura 5 - Etapas para a avaliação da qualidade do solo. Adaptado de Andrews (1998) citado em Karlen et al. (2003).

Existem dois métodos usados para calcular o IQS, métodos aditivos e ponderados (ANDREWS et al., 2004; MASTO et al., 2008). No método aditivo, o índice é calculado somando as pontuações transformadas dos indicadores do CMD. No método ponderado, o índice é calculado pelo seguinte procedimento: o dado do indicador transformado é a ponderação atribuída com base na variabilidade explicada pelos CPs (VASU et al., 2020).

Em nosso estudo, foram desenvolvidos os métodos linear e aditivo. Muitos dos estudos recentes seguiram esta abordagem e encontraram nela a precisão para quantificar a QS (BHADURI et al., 2014; CHAUDHURY et al., 2007; NEHRANI et al., 2020; RAIESI, 2017; SHAHID et al., 2013).

Projeto de Pesquisa (nº 50101132)
(Modelo sugerido pelo PPGSPAF/UFPel)
(Defendido e aprovado em 11/12/2017)

3 Projeto de tese

UNIDADE: <i>Faculdade de Agronomia Elisen Maciel - FAEM</i>	DEPARTAMENTO: <i>Fitotecnia</i>		
PROGRAMA: <i>Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar</i>			
LINHA DE PESQUISA () Agricultura e Desenvolvimento Rural Sustentável (X) Agricultura e Ambiente () Agricultura e Engenharia Rural			
TÍTULO DO PROJETO: Avaliação da qualidade do solo no o cultivo de pessegueiro, sob sistemas de produção agrícola familiar, no município de Pelotas – RS.			
PRAZOS DE EXECUÇÃO: Início: <u>03</u> / <u>2016</u> Término: <u>03</u> / <u>2019</u>			
EQUIPE TÉCNICA: ALUNO(A): <u>José Manuel Ochoa Henriquez</u> ORIENTADOR(A): <u>Ana Cláudia Rodrigues de Lima</u> CO-ORIENTADOR(A): <u>Helvio Debli Casalinho</u>			
OBJETIVOS: Geral: - Avaliar a qualidade do solo sob sistemas de produção agrícola familiar, produtores de pêssego, submetidos aos manejos agroecológico, convencional, e vegetação nativa, na colônia Maciel, Rio Grande do Sul, Brasil. Específicos: - Caracterizar o manejo solo – água – cobertura vegetal nos diferentes agroecossistemas selecionados; - Selecionar e avaliar um conjunto de indicadores físicos, químicos, biológicos e microbiológicos; - Estabelecer um conjunto mínimo de dados de qualidade do solo; - Gerar e comparar um índice de qualidade do solo sob propriedades familiares, produtoras de pêssego, submetidas aos manejos agroecológico, convencional e vegetação nativa; - Identificar práticas agrícolas que aumentem os estoques de carbono do solo, melhorem ou mantenham a qualidade do solo e que contribuam para a sustentabilidade dos agroecossistemas.			
RECURSOS FINANCEIROS NECESSÁRIOS (R\$)			
	1º ano	2º ano	3º ano
Diárias.....	600	600	600
Material de consumo.....	-	4500	2500
Remuneração de serviços.....	-	800	800
Outros serviços.....	-	-	-
Obras e instalações.....	-	1600	1600
Equipamento e material permanente.....	-	500	2000
Subtotal.....	600	8000	7500
Imprevistos (10%).....	60	800	750
TOTAL.....	660	8800	7500
ASSINATURAS			
DATA			
ALUNO(A): <u>José Manuel Ochoa Henriquez</u>	_____	_____/_____/_____	_____
ORIENTADOR(A): <u>Ana Cláudia Rodrigues de Lima</u>	_____	_____/_____/_____	_____
CO-ORIENTADOR(A): <u>Helvio Debli Casalinho</u>	_____	_____/_____/_____	_____
COORDENADOR DO PROGRAMA: <u>Ângelo Vieira dos Reis</u>	_____	_____/_____/_____	_____

Vide verso →

3.1 Introdução

O solo é um recurso natural heterogêneo que possibilita a vida na terra (FAO, 2015). Este recurso desempenha um papel importante na manutenção da segurança alimentar e outros serviços ecossistêmicos (FOLEY et al. 2011). Portanto, manter ou melhorar a qualidade do solo (QS) é fundamental para alimentar a crescente população do mundo e fornecer serviços ambientais que possibilitam a vida na terra (BAVEYE et al., 2016; GLANZ, 1995). Um solo de boa qualidade é base para a construção de agroecossistemas mais sustentáveis (DORAN; ZEISS, 2000), servindo como importante indicador para estabelecer planos de manejo do sistema solo-água-planta (HUSSAIN et al., 1999).

A qualidade do solo é definida como a capacidade de um determinado tipo específico de solo para funcionar, dentro dos limites dos ecossistemas naturais ou agrícolas, para sustentar a produtividade vegetal e animal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar e apoiar a saúde e habitação humana” (KARLEN et al., 1997).

Isso estabelece claramente a QS como um determinante vital da produtividade agrícola, bem como da sustentabilidade ambiental, os dois desafios mais importantes que o mundo enfrenta hoje (SINGH et al., 2014). A qualidade do solo é geralmente avaliada pela interpretação de indicadores físicos, químicos ou biológicos.

Entre os indicadores físicos, químicos e biológicos mais usados pelos diferentes estudos (CARVALHO, 2015; KUNDE, 2016; PAULA et al., 2015; STÖCKER, 2015) realizados no Sul de Brasil estão: a densidade do solo (Ds), pH, porosidade total (Pt), agregação do solo, granulometria do solo, matéria orgânica (MO), macro e micronutrientes (N, P, K, Ca, Mg, Na, Al, Fe, Mn, Zn, Cu), capacidade de troca de cátions (CTC), carbono orgânico do solo (COS), nitrogênio total (NT), macro e mesofauna, carbono da biomassa microbiana e respiração basal do solo.

No entanto, a chamada 'revolução verde' fez com que os rendimentos agrícolas aumentassem drasticamente devido à alta intensificação global da agricultura, baseada em monoculturas em grande escala e uma grande disponibilidade de insumos externos (DERRO, 2016). A grande quantidade de insumos químicos, a preparação intensiva do solo e a superexploração dos solos levaram à forte degradação do solo, tornando a agricultura ainda mais dependente de insumos externos (DERRO, 2016).

Não foi distinto o Brasil, a agricultura gerou um crescimento econômico de notória relevância ao longo de sua história e possibilitou ao país destacar-se como um dos maiores produtores de alimentos do mundo (LOPES; LOPES 2009). Porém, verifica-se que muitos impactos socioambientais foram desencadeados durante este processo e entre os principais impactos estão o alto índice de desmatamento em prol do estabelecimento de *commodities* agrícolas, a perda da biodiversidade faunística e florística, a contaminação e degradação dos recursos naturais (solo e água), intoxicações e mortes de trabalhadores ocasionadas pelos agrotóxicos. Além de propiciar o aumento do êxodo rural e a formação de complexos de favelas nos centros urbanos (GLIESSMAN et al., 2000; LOPES; LOPES 2009).

O modelo de agricultura convencional, também conhecido como agricultura industrial ou moderna, é caracterizado pela artificialização e simplificação dos agroecossistemas (LOPES; LOPES 2009). Este tipo de agricultura, para alcançar seus objetivos (aumento da produtividade e lucro), implementa práticas, como preparação intensiva do solo, monocultura, irrigação, aplicação de adubos minerais de alta solubilidade, controle químico de pragas e manipulação genética de plantas cultivadas (GLIESSMAN et al., 2000). Ocasionalmente, em longo prazo, um grande impacto no ambiente e na saúde humana. Entre os principais impactos deste sistema agrícola, destaca-se: esgotamento e desequilíbrio de nutrientes, aumento das emissões de gases de efeito estufa (responsáveis pelo aquecimento global), perda de biodiversidade, desmatamento e degradação do solo (ALTIERI, 2009; GOMIERO, 2016).

Diante deste cenário, precisa-se que se tenha a transformação ou a adoção de sistemas agrícolas mais sustentáveis e amigáveis com o ambiente. Os sistemas agrícolas de base ecológica se caracterizam pelo uso de práticas, como manejo de resíduos agrícolas, sistemas agroflorestais, manejo integrado de nutrientes, sistemas de integração lavoura-pecuária, plantio direto, rotação de culturas e culturas de cobertura, entre outras (ALTIERI, 2000; LAL, 2004).

Uma prática chave dos sistemas de base ecológica é o manejo sustentável do solo. Já que quando se tem um solo vivo, saudável, tem-se plantas e pessoas saudáveis. O manejo adequado do solo reforça os mecanismos dos ciclos biogeoquímicos, melhora a estrutura e o movimento da água, reduz os riscos da erosão, aumentam o carbono orgânico e a diversidade de espécies da fauna edáfica, o que resulta em uma melhor qualidade do solo (ALTIERI; NICHOLLS, 2015).

Em geral, estes sistemas de base ecológica bem desenhados e bem manejados são tecnologias '*ganha-ganha*', porque contribuem na melhora da produtividade agrícola, da qualidade do solo e da vida dos agricultores (ALTIERI et al., 2012; LAL, 2003; 2004; SÁNCHEZ et al., 2012).

Considerando a falta de estudos sobre a qualidade do solo em agroecossistemas familiares com manejo agroecológico e convencional, principalmente no Estado de Rio Grande do Sul, o objetivo foi avaliar a qualidade do solo sob sistemas de produção agrícola familiar, produtores de pêssego, submetidos aos manejos agroecológico, convencional, e vegetação nativa, na colônia Maciel, Rio Grande do Sul, Brasil.

3.2 Objetivos

Objetivo Geral

Avaliar a qualidade do solo sob sistemas de produção agrícola familiar, produtores de pêssego, submetidos aos manejos agroecológico, convencional, e vegetação nativa (VN), na colônia Maciel, Rio Grande do Sul, Brasil.

Objetivos específicos

- Caracterizar o manejo solo – água – cobertura vegetal nos diferentes agroecossistemas selecionados;
- Selecionar e avaliar um conjunto de indicadores físicos, químicos, biológicos e microbiológicos;
- Estabelecer um conjunto mínimo de dados de qualidade do solo;
- Gerar e comparar um índice de qualidade do solo nas propriedades familiares, produtoras de pêssego com 21 anos, submetidas aos manejos agroecológico, convencional, e vegetação nativa;
- Construir e comparar um índice de qualidade do solo nas propriedades familiares, produtoras de pêssego, com diferentes idades de estabelecimento 7, 15 e 21 anos, submetidas aos manejos agroecológico;
- Estimar e comparar as concentrações e estoques de carbono orgânico do solo e nitrogênio total em três camadas de solo (00,00 - 0,05, 0,05 - 0,10 e 0,10 - 0,20 m) nas propriedades familiares, produtoras de pêssego com 21 anos, submetidas aos manejos agroecológico, convencional, e vegetação nativa;

- Identificar práticas agrícolas que aumentem os estoques de carbono do solo, melhorem ou mantenham a qualidade do solo e que contribuam para a sustentabilidade dos agroecossistemas.

3.3 Metodologia

Etapa 1: Para a seleção das propriedades agrícolas familiares, será realizada uma pesquisa exploratória que incluirá visitas a propriedades agroecológicas (pertencentes à Associação Regional dos Produtores Agroecologistas da Região Sul – ArpaSul) e convencionais (próximas às propriedades agroecológicas). Ademais, serão estabelecidos critérios como: 1) sistemas de produção agrícola familiar com características semelhantes e representativas da região; 2) disponibilidade das famílias a participar na pesquisa; 3) produção de pêssego como principal atividade geradora de renda, e 4) sistemas de produção de pêssego sob manejo agroecológico e convencional.

Etapa 2: O trabalho será desenvolvido em cinco áreas de estudo, em duas propriedades agrícolas familiares. Na primeira propriedade, três áreas com cultivo de pessegueiro com diferentes idades 7, 15, 21 anos, submetidas ao manejo agroecológico (PA7, PA15 e PA21). Para a segunda propriedade, uma área com cultivo de pessegueiro com 21 anos, submetida ao manejo convencional (PC21). Além das propriedades agrícolas, será considerada uma área de vegetação nativa (VN), sem interferência humana, e como referência da condição natural do solo para a comparação com as áreas agrícolas. Esta última deve estar próxima às duas áreas agrícolas.

3.3.1 Localização e caracterização do estudo

O estudo será realizado em propriedades agrícolas familiares, produtoras de pêssego, na região da colônia Maciel, 8º distrito do Município de Pelotas, Rio Grande do Sul (RS), Brasil. Geograficamente, as áreas de estudo estão localizadas entre a latitude 31° 25' a 31° 25' S e longitude 52° 33' a 52° 33' O (Figura 1). Conforme a classificação de Köppen, o clima da região é considerado subtropical ou temperado (Cfa), com médias térmicas entre 17 °C e 19 °C e com pluviosidade média de 1500 mm ano⁻¹, com chuvas bem distribuídas (ONU, 2002).

As áreas onde se localizam as duas propriedades em estudo situam-se na região fisiográfica chamada de Escudo Sul-rio-grandense. Nesta região, há predominância da associação de Neossolos e Argissolos (EMBRAPA 2013).

Os Neossolos são solos rasos ou profundos, não apresentando qualquer tipo de horizonte B diagnóstico. Portanto, são solos de formação muito recente, ou seja, pouco evoluídos, apresentando algumas restrições agrícolas, devido, principalmente, a sua ocorrência em regiões de relevo forte ondulado ou montanhoso. Já os Argissolos são solos geralmente profundos a muito profundos, variando de bem drenados a imperfeitamente drenados. Este tipo de solo apresenta tipicamente um perfil com gradiente textural, em que o horizonte B é significativamente mais argiloso do que os horizontes A e E. Sua ocorrência é geralmente em regiões de relevo suave ondulado a forte ondulado, e pode apresentar uma limitação química devido a sua baixa fertilidade natural (STRECK et al., 2008).

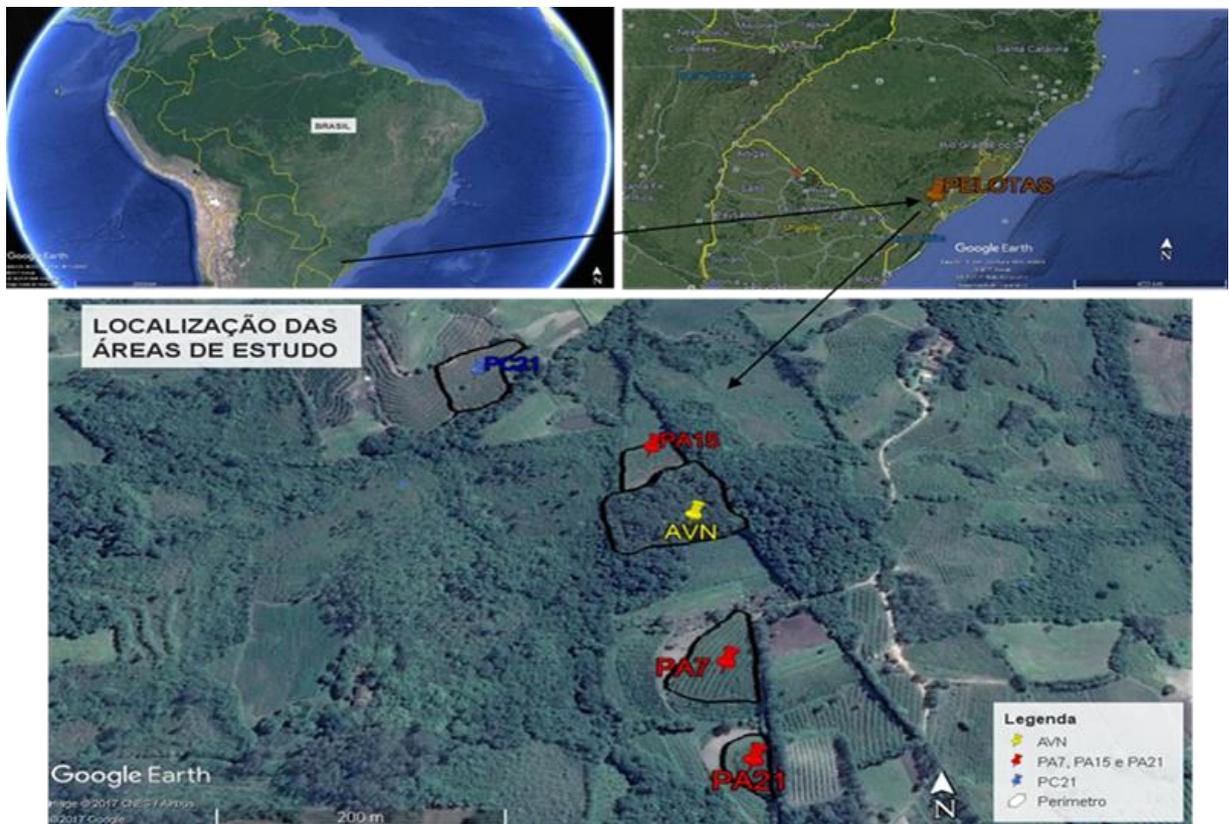


Figura 1 - Localização das áreas de estudo

Segundo Lemos (1996), as formas do relevo das áreas estudadas variam de suave ondulado (superfície de topografia pouco movimentada, constituída por conjunto de colinas e/ou outeiros – elevações de altitudes relativas da ordem de 50 a 100m, respectivamente – apresentando declives suaves de 3 a 8%) a forte ondulado (superfície de topografia movimentada, formada por outeiros e/ou morros – elevações de 100 a 200m de altitude relativa – com declives fortes de 20 a 45%).

3.3.2 Histórico do manejo das áreas de estudo

A informação do histórico do manejo de cada área de estudo será realizada mediante entrevista com os agricultores em cada propriedade. As informações incluíram: 1) idade do pessegueiro; 2) práticas de manejo do sistema solo – água – planta (preparo do solo, correção do solo, manejo fitossanitário, cobertura do solo, podas e esquemas de adubação, entre outras); 3) espaçamento e densidade de plantio; 4) área total, e 5) tipo de cultivares de pêssego. A informação da área de vegetação nativa será coletada por meio de revisão bibliográfica e entrevistas.

3.3.3 Critérios para a seleção dos indicadores da qualidade do solo

A seleção dos indicadores físicos, químicos e biológicos do solo para a avaliação da QS será feita por meio de uma revisão bibliográfica (estudos sobre QS), considerando principalmente os objetivos da pesquisa, as funções do solo no agroecossistema e seguindo certos critérios que propõem Doran e Parkin (1994), tais como: ser acessível a muitos usuários e aplicável às condições de campo; ser sensível a variações de manejo e de clima; que envolvam processos ocorrentes no ecossistema; que integrem atributos e processos físicos, químicos e biológicos do solo; ser componente de banco de dados de solos; facilidade de avaliação e medição (quantitativa e qualitativamente); holísticos e não reducionistas, e revelar, de forma confiável, o que está acontecendo no solo.

Com base nesses critérios, alguns indicadores físicos, químicos, e biológicos que serão considerados para este estudo são:

Indicadores físicos

A densidade do solo (Ds) é um indicador quantitativo da compactação, assim como das alterações da estrutura do solo (ALVES et al., 2007; REICHERT et al., 2003). Consequentemente, a inclusão da densidade em um conjunto de indicadores básicos do solo é fundamental para uma interpretação adequada da importância da mudança de magnitude em outros componentes químicos e bioquímicos do solo (DORAN; PARKIN, 1994); outro indicador da qualidade do solo que sofre alterações com a degradação da sua estrutura é **a porosidade total** (micro e macroporosidade), a qual é inversamente proporcional à Ds e de grande importância direta para o crescimento de raízes e movimento de ar, água e solutos no solo (DEXTER, 2004).

Segundo Kiehl (1979), o solo ideal para a produção agrícola deve apresentar porosidade total próxima a $0,50 \text{ m}^{-3} \text{ m}^{-3}$ e uma distribuição percentual de 34% para macroporos e 66% para microporos. Baver et al. (1956), registraram que para que haja desenvolvimento satisfatório de sistemas radiculares, a porosidade de aeração deve estar em torno de $0,10 \text{ m}^{-3} \text{ m}^{-3}$.

No entanto, segundo Carvalho et al. (2004) o principal indicador físico da qualidade concentra-se na **granulometria do solo**, composta pelas frações de areia, silte e argila. É um indicador importante para o entendimento do comportamento e manejo do solo, pois influi sobre a capacidade de retenção, movimento e disponibilidade de água; arejamento; disponibilidade de nutrientes; resistência à penetração de raízes; estabilidade de agregados; compactabilidade dos solos e erodibilidade (ALCÂNTARA; FERREIRA, 2000; BEUTLER et al., 2001).

A estabilidade de agregados, uma adequada agregação do solo é importante na manutenção da porosidade, no crescimento e desenvolvimento do sistema radicular e no aumento da resistência do solo ao processo erosivo. Neste sentido, pode ser considerada um importante indicador da QS, já que sua alteração está diretamente relacionada às práticas de manejo do solo (MASLE; FARQUHAR, 1988).

Finalmente, **a resistência mecânica do solo à penetração** é um dos parâmetros físicos do solo diretamente relacionada com o crescimento das plantas e modificada pelos sistemas de manejo do solo (MASLE; FARQUHAR, 1988).

Indicadores químicos

Apresentam relevância nos estudos tanto agronômicos quanto ambientais, e são sugeridos os seguintes:

pH índice de concentração de H⁺ no solo, usado para determinar se um solo é ácido (pH menor que 7), neutro (pH igual a 7) ou básico (pH maior que 7); controla a solubilidade de nutrientes no solo, exercendo grande influência sobre a absorção dos mesmos pela planta.

A capacidade de troca de cátions (CTC), é de grande importância no que diz respeito à fertilidade do solo, uma vez que indica a capacidade total de retenção de cátions, os quais, em geral, irão tornar-se disponíveis às plantas (CHAVES et al., 2004).

A matéria orgânica do solo (MOS) é um dos indicadores mais frequentemente usados na avaliação da qualidade e da sustentabilidade do solo. Tal atributo tem forte impacto sobre outros atributos físicos, químicos e biológicos do solo (MARTINEZ-SALGADO et al., 2010; REEVES, 1997).

Teores de micronutrientes (Fe, Mn, Zn, Cu) e **macronutrientes** (Ca, Mg, K, N, P, S) indicam as necessidades nutricionais das plantas (GOEDERT; OLIVEIRA, 2007).

Indicadores biológicos

A meso e a macrofauna do solo desenvolvem principalmente funções ecológicas (detritívoras e predatórias), que podem ser associadas aos diversos processos, como a ciclagem de nutrientes, modificação da estrutura do solo, a decomposição da matéria orgânica (MELO et al., 2009). Por serem sensíveis e reagirem a mudanças induzidas por atividades antrópicas e outros fatores externos, como o clima, as populações e a diversidade dessa fauna podem ser usadas como bioindicadores da qualidade do solo, dando uma noção do seu estado atual (DORAN; PARKIN, 1994);

O carbono da biomassa microbiana é um dos componentes que controlam funções-chaves no solo, como a decomposição e o acúmulo de matéria orgânica, ou as transformações envolvendo os nutrientes minerais (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007).

A avaliação da **respiração basal do solo** é a técnica mais frequente para quantificar a atividade microbiana, sendo positivamente relacionada ao conteúdo de matéria orgânica e à biomassa microbiana (ALEF; NANNIPIERI, 1995).

3.3.4 Coleta e preparo das amostras do solo

Cada área de estudo será estratificada em três partes (alta-média-baixa), devido à variação natural do relevo. Em cada estratificação, três pontos de amostragem serão determinados para coletas das amostras de solo. Pois, cada área constituirá nove pontos. Assim, em cada ponto de amostragem, serão coletadas amostras deformadas e indeformadas de solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, e 20-40 cm (Figura 2).

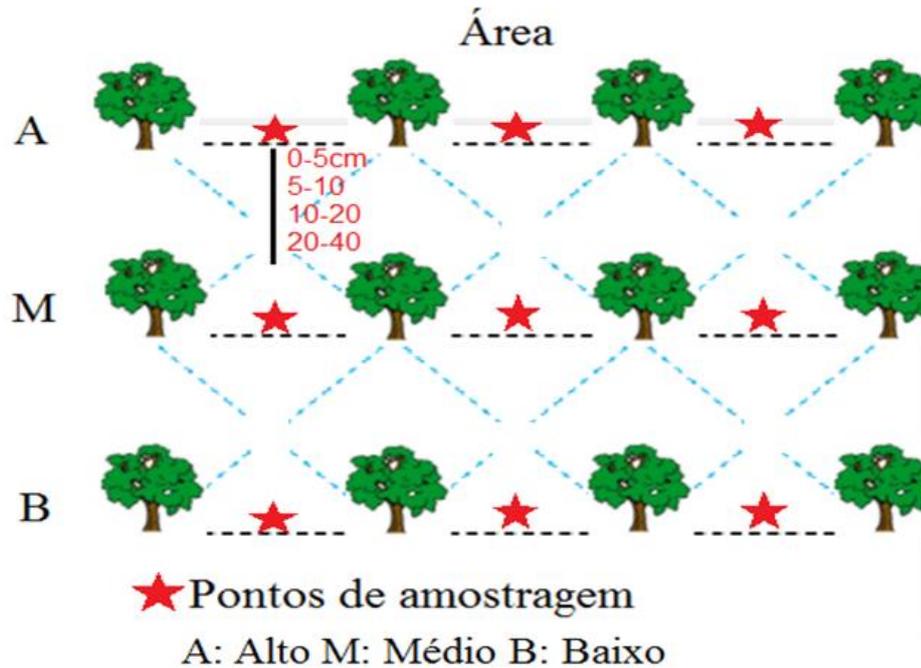


Figura 2 - Esquema de amostragem do solo em cada área

As coletas serão realizadas nos meses de janeiro e fevereiro de 2017. Amostras indeformadas de solo serão coletadas com o auxílio de anéis volumétricos de 51 cm^3 , envolvidas em papel alumínio, a fim de conservar a umidade e evitar perdas de solo, acondicionadas em sacos de plástico, devidamente identificadas e posteriormente levadas aos laboratórios (EMBRAPA, 1997).

As amostras deformadas de solo serão coletadas com o auxílio de pá de corte, após a coleta as amostras serão colocadas em embalagens plásticas, devidamente identificadas e levadas à sala de preparo da Universidade Federal de Pelotas-RS (UFPel), onde serão abertas e espalhadas em tabuleiros de madeira com papel para secarem ao ar livre e à sombra até atingirem a umidade correspondente ao ponto de friabilidade (um período de 2 a 4 dias, dependendo do solo). Posteriormente, as amostras serão destorroadas manualmente de forma suave para não provocar compactação ou ruptura dos agregados, e peneiradas nas malhas de 9,52mm e 2,00mm, e encaminhadas para fins de análises (EMBRAPA, 1997).

3.3.5 Análises das amostras do solo

Análises físicas: A densidade do solo (D_s), macroporosidade (Ma), microporosidade (Mi) e porosidade total (Pt) serão determinadas conforme o método do anel volumétrico e o método Mesa de Tensão. No laboratório, será feita a toailete dos anéis, retirando o excesso de solo e colocando na extremidade inferior do cilindro um tecido preso com uma presilha de borracha para evitar perdas de solo. Logo, se

procederá a saturar as amostras por capilaridade por um período de 12 horas para garantir a completa saturação da amostra, eliminando o ar aprisionado entre as partículas do solo. Depois, a amostra será colocada na mesa de tensão, previamente preparada e com o nível de saída da água ajustado à altura de 60cm da amostra. Depois de estabelecido o equilíbrio, a amostra será retirada da mesa de tensão e levada à estufa (105-110 °C) por um período mínimo de 24 horas. Depois de retiradas da estufa, se procederá a pesagem e o cálculo da M_a , M_i , P_t e D_s (EMBRAPA, 1997).

Agregação do solo será avaliada com auxílio do jogo de peneiras constituído das peneiras com malhas de diferentes diâmetros (4,76 mm, 2,0 mm, 1,0 mm, 0,25 mm e 0,105 mm), conforme a metodologia citada por Palmeira et al. (1999), seguindo o princípio da metodologia descrita por Kemper e Rosenau (1986), que utiliza o aparelho de oscilação vertical de Yoder.

A granulometria do solo será realizada pelo método do densímetro de bouyoucos (hidrômetro), que consiste em pesar o correspondente a 10 g de terra fina seca na estufa (TFSE), colocar em um Becker ou copo plástico de 250 mL, acrescentar o dispersante (10 mL de NaOH 1N ou outro dispersante adequado) e água destilada até cobrir a amostra e deixar em repouso por uma noite para digestão, cobrindo o becker com vidro de relógio; fixa-se um tempo único para a determinação da densidade da suspensão que se admite ser a concentração total de argila. As frações grosseiras (areias fina e grossa) são separadas por tamises e pesadas (EMBRAPA, 1997). As análises físicas serão realizadas no laboratório de física do solo da Universidade Federal de Pelotas-RS (UFPeL).

A resistência do solo à penetração será realizada conforme o medidor eletrônico de compactação da marca Falker, modelo PLG1020. A umidade do solo será determinada utilizando medidor eletrônico de umidade do solo TDR 100 (Reflectometria no Domínio do Tempo) (COELHO et al., 2005). A resistência do solo será realizada em campo.

Análises químicas: Serão determinadas conforme os métodos descritos por Tedesco et al. (1995). A acidez ativa (pH) será determinada pelo pH em água (na relação solo: água de 1:1). Fósforo disponível (P), Potássio disponível (K) e Sódio extraível (Na) serão extraídos por uma solução de Mehlich-1. Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Alumínio (Al) serão extraídos por KCl 1 mol L⁻¹. A acidez potencial (H+Al) se estimará pela solução tampão SMP. A capacidade de troca de cátions (CTC) será calculada usando o método da soma dos cátions trocáveis + (H+Al). A saturação por

bases (V%) se quantificará pela soma dos cátions trocáveis. Os micronutrientes Ferro (Fe), Zinco (Zn), Cobre (Cu) e Manganês (Mn) serão determinados por espectrometria de absorção atômica. As análises químicas serão realizadas no laboratório de química do solo da Universidade Federal de Pelotas-RS (UFPel).

O Carbono orgânico do solo será determinado por combustão seca em um analisador elementar Leco TruSpec CHNS, e os resultados serão expressos em estoque de C (Mg ha^{-1}), calculados pela expressão Veldkamp, (1994), equação 1, por meio da correção da massa equivalente, levando-se em conta as diferenças entre as massas de solo de cada profundidade ou camada, conforme o método descrito por Sisti et al. (2004). As análises de carbono orgânico do solo serão realizadas na Central Analítica da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Clima Temperado), Pelotas/RS.

$$\text{Est C} = (\text{CO} \times \text{Ds} \times e) / 10 \quad (1)$$

Sendo:

Est C = estoque de C orgânico em determinada profundidade (Mg ha^{-1})

CO = teor de C orgânico total na profundidade amostrada (g kg^{-1})

Ds = densidade do solo da profundidade (kg dm^{-3})

e = espessura da camada considerada (cm)

Análises biológicas e microbiológicas: Mesofauna edáfica (ácaros e colêmbolos) será coletada com o auxílio de um cilindro de volume conhecido (aproximadamente 482 cm^3). Posteriormente à coleta, as amostras serão encaminhadas ao Laboratório de Biologia do Solo da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel-UFPel, onde se adotará o método do Funil de Tüllgren, proposto por Bachelier (1978), e serão realizadas as contagens com auxílio de uma lupa binocular.

Macrofauna edáfica (minhocas) serão amostrados monólitos de solo ($25 \times 25 \times 20 \text{ cm}$) nos nove pontos de amostragem de cada área de estudo. Logo, cada volume de solo será colocado em uma bandeja de plástico, onde serão realizadas as contagens diretas dos indivíduos no campo. O procedimento de coleta e a determinação do número de indivíduos deste organismo, por metro quadrado, seguirão o método descrito em (USDA, 2001). As análises biológicas serão realizadas no laboratório de biologia do solo da Universidade Federal de Pelotas-RS (UFPel).

O carbono da Biomassa microbiana do solo (CBM) será obtido pelo método da irradiação-extração, conforme método descrito em Mendonça e Matos, 2005. Este método consiste em pesar 20 g de solo em placas de Petri e outros 20 g de solo em erlenmeyer. O solo das placas de Petri será irradiado no micro-ondas e, posteriormente, transferido para erlenmeyer. Logo, será adicionado ao solo uma solução extratora (sulfato de potássio) e a extração serão pipetadas 10 mL do extrato filtrado para um erlenmeyer. Após, se adicionará 2 mL de dicromato de potássio a $0,066 \text{ mol L}^{-1}$, 10 mL de ácido sulfúrico e 50 mL de água destilada. Em seguida, a solução esfriará e serão adicionadas três gotas de solução indicadora e titulou-se o excesso do dicromato com sulfato ferroso amoniacal a $0,03 \text{ mol L}^{-1}$. Será calculada a diferença do C nas amostras irradiadas e não irradiadas, determinando o C da biomassa microbiana em $\mu\text{g g}^{-1}$ de C no solo.

A respiração basal do solo (RBS) será determinada de acordo com o método descrito por Mendonça e Matos (2005). Onde as amostras do solo serão incubadas junto com solução de NaOH a $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, em recipiente fechado hermeticamente a $25 \text{ }^\circ\text{C}$. Após sete dias, o recipiente será aberto por 15 minutos, para troca de ar com o ambiente. Serão pipetados 10mL da solução de NaOH incubada em erlenmeyer, e adicionado 10 mL de cloreto de bário a $0,05 \text{ mol L}^{-1}$. A solução do erlenmeyer será titulada com HCl a $0,25 \text{ mol L}^{-1}$, após a adição do indicador (fenolftaleína). A respiração do solo será determinada em mg de C respirado em 100 cm^3 de solo. As análises microbiológicas serão realizadas no laboratório de microbiologia da Universidade Federal de pelotas-RS (UFPel).

3.3.6 Análises estatísticas

Os dados serão submetidos a testes estatísticos de normalidade das variáveis e de homogeneidade das variâncias. Após, será realizado a análise da variância e as diferenças entre médias comparadas pelo teste de LSD Fisher com nível de significância ($p < 0,05$), utilizando o software estatístico InfoStat (DI RIENZO et al., 2011). Também serão usadas as análises estatísticas multivariadas como componentes principais e correlação de Person (DI RIENZO et al., 2011).

3.4 Recursos Necessários

Discriminação do item	Valor unitário (R\$)	Quantidade	Valor total (R\$)
Reagentes e auxiliares	2.000	1	2.000
Sacos e baldes plásticos, atilhos e etiquetas	5	200	1.000
Combustível	3,6	750L	2.700
Folhas A4, Cartuchos, DVDs	100	5	500
Análise de solo	20-50	600	8.000 – 10.000
Taxa de inscrição em eventos científicos	400	3	1.200
Material bibliográfico	100	5	500
Imprevistos			10%
Total			R\$ 17.490

3.6 Divulgação Prevista

Os resultados serão divulgados em periódicos e anais de congressos.

3.7 Bibliografia

ALCÂNTARA, E. N. de; FERREIRA, M. M. Efeitos de métodos de controle de plantas daninhas na cultura do cafeeiro (*Coffea arabica* L.) sobre a qualidade física do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 4, p. 711-721, dez. 2000. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832000000400003>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832000000400003&script=sci_arttext&tlng=pt

ALEF, Kassem; NANNIPIERI, Paolo. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. 1. ed. Academic Press, 1995. p. 608. ISBN 978-0-12-513840-6

ALTIERI, Miguel. **La agricultura moderna: impactos ecológicos y la posibilidad de una verdadera agricultura sustentable**. University of California, Berkeley, Department of Environmental Science, Policy and Management. Berkeley, CA, USA, 2009. p. 19. Disponível em: <http://www.motril.es/fileadmin/areas/medioambiente/ae/IOAgriculturaModerna.pdf>.

ALTIERI, Miguel A. Multifunctional dimensions of ecologically-based agriculture in Latin America. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, v. 7, n. 1, p. 62-75, jun. 2000. DOI: <https://doi.org/10.1080/13504500009470029>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/13504500009470029>.

ALTIERI, Miguel A; KOOHAFKAN, Parviz; GIMENEZ, Eric Holt. Agricultura verde: fundamentos agroecológicos para diseñar sistemas agrícolas biodiversos, resilientes y productivos. **Agroecología**, v. 7, n. 1, p. 7-18, 2012. Disponível em: <https://revistas.um.es/agroecologia/article/view/170961>.

ALTIERI, Miguel; NICHOLLS, C. **Agroecology, Key Concepts, Principles and Practices**. Penang. Malaysia. Third World Network (TWN)-SOCLA, 2015. 54 p. ISBN 978-9670747-11-8.

ALVES, Marlene Cristina; SUZUKI, Luis Gustavo Akihiro Sanches; SUZUKI, Luiz Eduardo Akiyoshi Sanches. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, p. 617-625, aug. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000400002>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832007000400002&script=sci_arttext&tlng=pt.

ARAÚJO, Ademir Sérgio Ferreira de; MONTEIRO, Regina Teresa Rosim. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, p. 66-75, set. 2007. DOI: Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/6684>.

BACHELIER, Georges. **La faune des sols, son écologie et son action**. Orstom, Paris, 1978. 562 p. (Documentation technique 38).

BAVER, Leonard David; GARDNER, Walter H; GARDNER, Wilford R. **Soil physics**. New York: John Wiley and Sons, Inc., 1956. 490 p. ISBN 0471059730.

BAVEYE, Philippe C.; BAVEYE, Jacques; GOWDY, John. Soil “ecosystem” services and natural capital: Critical appraisal of research on uncertain ground. **Frontiers in Environmental Science**, v. 4, p. 41, jun. 2016. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00041>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2016.00041/full>.

BEUTLER, A. N *et al.* Agregação de Latossolo Vermelho distrófico típico relacionada com o manejo na região dos cerrados no Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 1, p. 129-136, mar. 2001. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832001000100014>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832001000100014&script=sci_arttext.

CARVALHO, Juliana dos Santos. **Atributos da qualidade de um Planossolo em sistemas de Integração Lavoura-Pecuária no Bioma Pampa**. 2015. Orientadora: Ana Claudia de Lima. 104 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). - Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS, Brasil, 2015. Disponível em: <http://repositorio.ufpel.edu.br:8080/handle/prefix/2979>.

CARVALHO, Rodrigo; GOEDERT, Wenceslau J.; ARMANDO, Marcio Silveira. Atributos físicos da qualidade de um solo sob sistema agroflorestal. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 39, n. 11, p. 1153-1155, nov. 2004. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2004001100015>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-204X2004001100015&script=sci_arttext.

CHAVES, L. H. G *et al.* Propriedades químicas do solo aluvial da Ilha de Assunção-Cabrobó (Pernambuco). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 3, p. 431-437, jun. 2004. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832004000300004>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832004000300004&lang=pt.

COELHO, Eugênio F.; VELLAME, Lucas M.; COELHO FILHO, Maurício A. Sonda de TDR para estimativa da umidade e condutividade elétrica do solo, com uso de multiplexadores. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 475-480, abri. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662005000400006>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1415-43662005000400006&script=sci_abstract&lng=pt.

DECHEN, SCF; LOMBARDI NETO, F; CASTRO, OM KIEHL. **Manual de edafologia: relações solo-planta**. São Paulo: Agronômica Ceres. 1979. 263 p.

DEROO, Heleen. **Relationships between soil management, soil quality and soil functions in differing agroecosystems in Santa Clara, Cuba**. Advisor: Stefaan De Nev. 2016. 57 p. Master dissertation (Master of Science in Bioscience Engineering: Forest and Nature Management) - Bioscience Engineering, Universiteit Gent, Gante, Bélgica, 2016. Disponível em: https://lib.ugent.be/fulltxt/RUG01/002/305/124/RUG01-002305124_2016_0001_AC.pdf.

DEXTER, Anthony R. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v. 120, n. 3-4, p. 201-214, jun. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.09.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706103002891>.

DI RIENZO, J. A *et al.* **InfoStat**. Córdoba, Argentina: Universidad Nacional de Córdoba 2011.

DORAN, John W; PARKIN, Timothy B. Defining and assessing soil quality. In: STEWART, J.W. Doran D.C. Coleman D.F. Bezdicek B.A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Wisconsin, USA: SSSA Special Publication 35, v.35, 1994. cap. 1, 1-21 p.

DORAN, John W.; ZEISS, Michael R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied soil ecology**, v. 15, n. 1, p. 3-11, aug. 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0929139300000676>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, Brasil: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p. ISBN 8585864036.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: EMBRAPA, 2013. 353 p. (Centro Nacional de Pesquisa de Solos). ISBN 978-85-7035-198-2.

FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS). **International Year of Soils**. Soils deliver ecosystem services that enable life on Earth, Rome, Italy, 2015. Disponível em: <
<http://www.fao.org/resources/infographics/infographics-details/en/c/284478/> >.
Acesso em: 20 Agosto de 2020.

FOLEY, Jonathan A *et al.* Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337-342, out. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature10452>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature10452?page=56>.

GLANZ, James. **Saving our soil: solutions for sustaining earth's vital resource**. Boulder, CO, USA.: Johnson Books, 1995. 182 p. ISBN 155566136X.

GLIESSMAN, Stephen R; ENGLES, Eric; KRIEGER, Robin. **Agroecology: ecological processes in sustainable agriculture**. New York: CRC Press, 2000. 347 p. ISBN 1575040433.

GOEDERT, Wenceslau J; OLIVEIRA, Sebastião Alberto de. Fertilidade do solo e sustentabilidade da atividade agrícola. In: NOVAIS, Roberto Ferreira *et al.* (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 2007. 991-1017 p.

GOMIERO, Tiziano. Soil degradation, land scarcity and food security: Reviewing a complex challenge. **Sustainability**, v. 8, n. 3, p. 281, mar. 2016. DOI: <https://doi.org/10.3390/su8030281>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/8/3/281>.

HUSSAIN, Imtiaz *et al.* Adaptation of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. **Soil and Tillage Research**, v. 50, n. 3-4, p. 237-249, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00012-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00012-4). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198799000124>.

KARLEN, D. L *et al.* Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, n. 1, p. 4-10, jan. 1997. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>.

Disponível em:

<https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>.

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. Aggregate stability and size distribution. In: Arnold Klute (Ed.). **Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods**. 2 ed. Madison, WI, USA: American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, v.5, 1986. cap. 17, 425-442 p.

KUNDE, Roberta Jeske. **Qualidade do solo em sistemas de integração lavourapecuária no Bioma Pampa**. 2016. Orientadora: Ana Cláudia de Lima. 131 p. Tese (Doutorado em Agronomia). - Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS, Brasil, 2016. Disponível em: <http://repositorio.ufpel.edu.br:8080/handle/prefix/3040>.

LAL, R. Offsetting global CO₂ emissions by restoration of degraded soils and intensification of world agriculture and forestry. **Land degradation & development**, v. 14, n. 3, p. 309-322, abr. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.562>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.562>.

LAL, Rattan. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v. 304, n. 5677, p. 1623-1627, jun. 2004. DOI: 10.1126/science.1097396. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/304/5677/1623.abstract>.

LEMOS, RC de; SANTOS, RD dos. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Campinas, Brasil: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS)/Embrapa—CNPS, 1996. 83 p.

LOPES, Paulo Rogério; LOPES, Keila Cássia Santos Araújo. Sistemas de produção de base ecológica—a busca por um desenvolvimento rural sustentável. **REDD—Revista Espaço de Diálogo e Desconexão**, v. 4, n. 1, p. 1-34, dez. 2011. DOI: <https://doi.org/10.32760/1984-1736/REDD/2011.v4i1.5047>. Disponível em: <https://periodicos.fclar.unesp.br/redd/article/view/5047>.

MARTINEZ-SALGADO, M. M *et al.* Biological soil quality indicators: a review. **Current research, technology and education topics in applied microbiology and microbial biotechnology**, v. 1, p. 319-328, 2010. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/285738755_Biological_soil_quality_indicators_a_review.

MASLE, Josette; FARQUHAR, Graham D. Effects of soil strength on the relation of water-use efficiency and growth to carbon isotope discrimination in wheat seedlings. **Plant Physiology**, v. 86, n. 1, p. 32-38, jan. 1988. DOI: <https://doi.org/10.1104/pp.86.1.32>. Disponível em: <http://www.plantphysiol.org/content/86/1/32.short>.

MELO, Fernando Vaz de *et al.* **A importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como bioindicadores**. Artigo em periódico indexado (ALICE), v. 34, n. 1, p. 39-43, abr. 2009. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/busca-de-publicacoes/-/publicacao/428233/a-importancia-da-meso-e-macrofauna-do-solo-na-fertilidade-e-como-bioindicadores>.

MENDONÇA, Eduardo de Sá.; Matos, Eduardo da Silva. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa, MG: UFV, 2005. 221 p. ISBN 978-85-69193-02-9.

ORGANIZAÇÕES DAS NAÇÕES UNIDAS. **Painel intergovernamental de mudanças climáticas: efeito estufa é muito pior do que se imaginava**. 2002. Disponível em: < <http://www.wwiuama.or.br>. Acesso em: 9 set. 2017

PALMEIRA, P. R. T *et al.* Agregação de um Planossolo submetido a diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 2, p. 189-195, abr. 1999. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000200001>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06831999000200001&script=sci_arttext.

PAULA, Betania Vahl de; LIMA, Ana CR; CASALINHO, Helvio D *et al.* Diagnóstico da qualidade do solo sob cultivo de pêsego em agroecossistemas de base familiar. **Revista de la Facultad de Agronomía**, v. 114, n. 2, p. 271-278, nov. 2015. Disponível em: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/51353>.

REEVES, DW. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. **Soil and Tillage Research**, v. 43, n. 1-2, p. 131-167, nov. 1997. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(97\)00038-X](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(97)00038-X). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016719879700038X>.

REICHERT, José Miguel; REINERT, D. J.; BRAIDA, João Alfredo. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência e Ambiente**, v. 27, p. 29-48, dez. 2003. Disponível em: http://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.whoos.com.br/downloads/Producao_Artigos/5.pdf.

SÁNCHEZ, Marina De P *et al.* El suelo, su metabolismo, ciclaje de nutrientes y prácticas agroecológicas. **Agroecología**, v. 7, n. 1, p. 19-34, 2012. Disponível em: <https://revistas.um.es/agroecologia/article/view/170971>.

SINGH, A. K *et al.* Land use impact on soil quality in eastern Himalayan region of India. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 4, p. 2013-2024, nov. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3514-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-013-3514-7>.

SISTI, Claudia P. J *et al.* Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 76, n. 1, p. 39-58, mar. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.08.007>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016719870300196X>.

STÖCKER, Cristiane Mariliz. **Qualidade do solo em áreas sob cultivo de videira em propriedades agrícolas familiares no município de Pelotas-RS**. 2015. Orientadora: Ana Claudia de Lima. 87 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). - Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS, Brasil, 2015. Disponível em: <http://repositorio.ufpel.edu.br:8080/handle/prefix/2982?mode=full>.

STRECK, Edemar Valdir *et al.* **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Brasil: UFRGS: EMATER/RS-ASCAR, 2008. 222 p. ISBN 978-85-98842-04-2.

TEDESCO, Marino José *et al.* **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Brasil: UFRGS, Departamento de Solos, 1995. 174 p. (Boletim Técnico 5).

U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Soil quality test kit guide - Earthworms Test**. Washington, USA: Soil Quality Institute, National Resources Conservation Service, USA. 2001.88 p. Disponível em: https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/health/assessment/?cid=nrcs142p2_053873.

VELDKAMP, Edzo. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, n. 1, p. 175-180, jan. 1994. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010025x>. Disponível em: <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2136/sssaj1994.03615995005800010025x>.

4 Relatório do Trabalho de Campo

Este trabalho de tese foi viabilizado pelo Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar (PPGSPAF) da Universidade Federal de Pelotas (UFPel), com o apoio financeiro da CAPES, a partir do projeto de pesquisa: Construção e qualificação da sustentabilidade de agroecossistemas em propriedades agrícolas familiares, registrado sob o nº 50101132, sob responsabilidade da professora Dra. Ana Cláudia Rodrigues de Lima.

O início dos trabalhos ocorreu em Abril de 2016, em Pelotas, Rio Grande do Sul (RS), com a seleção dos sistemas de produção agrícola familiar, mediante uma pesquisa exploratória que incluiu visitas a propriedades agroecológicas (pertencentes à Associação Regional dos Produtores Agroecologistas da Região Sul – ArpaSul) e convencionais (próximas às propriedades agroecológicas). Com a informação obtida da pesquisa exploratória, foram estabelecidos critérios de seleção que ajudaram a selecionar as áreas de estudo. Foram selecionadas cinco áreas de estudo em duas propriedades: três áreas com cultivo de pessegueiro com diferentes idades 7, 15, 21 anos, submetidas ao manejo agroecológico; uma área com cultivo de pessegueiro com 21 anos, submetida ao manejo convencional, e uma área de vegetação nativa. As áreas de estudo estão localizadas na região da colônia Maciel, 8º distrito do Município de Pelotas, RS. Cada área de estudo foi devidamente georeferenciada.

A época das coletas das amostras do solo em cada área de estudo foi nos meses de Janeiro e Fevereiro de 2017. Foram coletadas amostras indeformadas e deformadas nas camadas de 0 a 5; 5 a 10 e 10 a 20 cm em cada área de estudo. Amostras indeformadas de solo foram coletadas com o auxílio de anéis volumétricos de 51 cm^{-3} , envolvidas em papel alumínio, a fim de conservar a umidade e evitar perdas de solo, acondicionadas em sacos de plástico, devidamente identificadas e posteriormente levadas ao laboratório de física do solo da UFPel. Essas amostras foram usadas para a determinação da densidade do solo, conforme Blake e Hartge (1986), e a quantificação da porosidade total do solo, conforme método descrito em EMBRAPA (1997).

As amostras deformadas de solo foram coletadas com o auxílio de pá de corte (aproximadamente 500 g de solo), colocadas em embalagens plásticas, devidamente identificadas e levadas à sala de preparo da Universidade Federal de Pelotas-RS (UFPel), onde foram abertas e espalhadas em tabuleiros de madeira com papel para secarem ao ar livre e à sombra até atingirem a umidade correspondente ao ponto de friabilidade (um período de 2 a 4 dias dependendo do solo).

Posteriormente, as amostras foram destorroadas manualmente de forma suave para não provocar compactação ou ruptura dos agregados, e peneiradas nas malhas de 9,52 mm e 2,00 mm, logo encaminhadas para fins de análises (EMBRAPA, 1997). As diferentes análises do solo foram realizadas nos laboratórios de física e química solo da UFPel.

As análises físicas do solo determinados foram a estabilidade dos agregados em água, o diâmetro médio ponderado e o diâmetro médio geométrico. O qual, foi avaliado por peneiração por via úmida, conforme a metodologia proposta por Palmeira et al. (1999), seguindo o princípio da metodologia descrita por Kemper e Rosenau (1986), que utiliza o aparelho de oscilação vertical de Yoder (1936). A granulometria do solo foi realizada pelo método do hidrômetro Bouyoucos (1927). Em setembro de 2019, a resistência do solo à penetração (RP) foi medida em campo, com o auxílio de um penetrômetro digital (marca Falker®, modelo PLG1020). Simultaneamente à determinação da RP, realizou-se a determinação da umidade do solo com o uso de um medidor de umidade do solo digital (marca Spectrum®, modelo Field Scout™ TDR-100).

As análises químicas do solo foram determinadas conforme os métodos descritos por Tedesco et al. (1995) e incluíram a acidez ativa (pH), Fósforo disponível (P), Potássio disponível (K) e Sódio extraível, Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Alumínio (Al), a acidez potencial (H+Al), a capacidade de troca de cátions (CTC), a saturação por bases (V%) e os micronutrientes Ferro (Fe), Zinco (Zn), Cobre (Cu) e Manganês (Mn). As análises do carbono orgânico do solo e do nitrogênio total foram analisadas na Central Analítica da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Clima Temperado), Pelotas, RS, usando um analisador elementar LECO Tru-Spec® CHN, pelo método de combustão seca (NELSON; SOMMERS 1996).

As análises biológicas foram a mesofauna edáfica (Ácaros + Colêmbolos), que foi avaliada com o auxílio de um anel volumétrico de 482 cm³, conforme a metodologia do Funil de Tullgren, proposta por Bachelier (1978). Para análise da mesofauna foram colocadas em embalagens plásticas, devidamente identificadas e levadas ao laboratório de biologia de solo da UFPel, onde foram abertas e colocadas nos funis em peneira com malha de 2 mm de diâmetro, ficando sob a ação de lâmpadas de 15 watts, durante 48 horas. Os organismos edáficos foram coletados em frascos snap-cap com capacidade de 60 mL, contendo 25 mL de álcool 80% e 4 a 5 gotas de glicerina, para evitar a evaporação do mesmo. Após a captura dos organismos, as

amostras foram colocadas em placas de porcelana com seis divisões e, após, ácaros e colêmbolos foram contados com auxílio de uma lupa binocular. A abundância da mesofauna foi determinada como o número de indivíduos por unidade de superfície (m^2). Os índices ecológicos foram calculados no programa DivEs[®] - Diversidade de Espécies v.4.12 (RODRIGUES, 2020) para avaliar riqueza e diversidade. O número de minhocas foi quantificado manualmente no campo, nove monólitos de solo (25 × 25 × 20 cm) foram coletados em cada área, conforme descrito por (USDA, 2001).

As amostras de solo para as análises microbiológicas foram coletadas nos meses de Fevereiro e Março de 2018. As amostras foram acondicionadas em sacos de plástico, devidamente identificadas, posteriormente conduzidas para o Laboratório de Microbiologia da UFPel e armazenadas sob refrigeração (± 4 °C) até serem avaliadas. As determinações microbiológicas foram o carbono da biomassa microbiana determinado pelo método descrito por Vance et al. (1987), utilizando-se, em substituição ao clorofórmio, o forno de micro-ondas (2.450 MHz, marca Panasonic[®], modelo EM 9003B). Este procedimento de irradiação-extração (IE) foi proposto por Ferreira et al. (1999) e a quantificação foi feita segundo Tedesco et al. (1995). A respiração microbiana do solo foi medida conforme a metodologia proposta por Stotzky (1979). O quociente metabólico foi calculado conforme o método descrito por Anderson e Domsch (1978). Em outubro de 2018, foram realizadas entrevistas a cada agricultor familiar, com o objetivo de obter informação sobre o histórico do manejo das áreas de estudo. Desta forma, o projeto de doutorado foi executado.

5 Artigo - 1

Avaliação da qualidade do solo em propriedades familiares, produtoras de pêssego, submetidas a manejos agroecológico e convencional

Será submetido à revista: "Archives of Agronomy and Soil Science"

**Avaliação da qualidade do solo em propriedades familiares, produtoras de pêssego,
submetidas a manejos agroecológico e convencional**

José Manuel Ochoa Henriquez ^{a*}, Juliana Dos Santos Carvalho ^a, Helvio Debli Casalinho ^b,
Ana Cláudia Rodrigues De Lima ^b

^a Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Universidade Federal de Pelotas (UFPel), Pelotas, Brasil

^b Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel/ Departamento de Solo, Universidade Federal de Pelotas (UFPel), Pelotas, Brasil

* Autor para correspondência. Tel. +55 53981160418

E-mail: jmochoa060@gmail.com (J.M. Ochoa)

Abstract

Soil quality assessment (SQ) is an appropriate way to verify and understand the influence of different agricultural production systems on soil attributes. The objectives were (1) to evaluate the SQ using a minimum data set (MDS) and, (2) to generate and compare a soil quality index (SQI) under family farming, peach producers that have been cultivated for over 21 years, submitted to agroecological management (P-AM), conventional (P-CM), and native vegetation (NV) in the Maciel colony, Rio Grande do Sul, Brazil. A total of 351 soil samples were collected in the study areas in the 0 to 20 cm layer. Only 27 indicators showed differences ($p < 0.05$) between areas. Principal component analysis (PCA) was applied to identify a MDS and assess the SQI. PCA selected five main components (PCs) with eigenvalues > 1 . The values of the ISQ for the different areas were NV (0.81) $>$ P-AM (0.62) $>$ P-CM (0.37), with a rating of High (NV), Medium (P-AM) and Low (P-CM). The general contribution of the indicators in the SQI was in the order: aggregate stability (48%) $>$ P (16%) $>$ silt (14%) $>$ Zn (9%) $>$ cation exchange capacity (8%) $>$ mesofauna diversity (7%). Conclusively, P-AM showed better SQ than P-CM as expressed by the indicators integrated in the SQI and its values were close to the NV.

Keyword: soil quality index, family farming, sustainability, soil indicators, peach, agroecology

Resumo

A avaliação da qualidade do solo (QS) é uma forma adequada de verificar e compreender a influência dos diferentes sistemas de produção agrícola sobre os atributos do solo. Os objetivos foram (1) avaliar a QS mediante um conjunto mínimo de dados (CMD) e, (2) gerar e comparar um índice de qualidade do solo (IQS) sob propriedades familiares, produtoras de pêssigo cultivadas há mais de 21 anos, submetidas a manejos agroecológico (P-MA), convencional (P-MC), e vegetação nativa (VN) na colônia Maciel, Rio Grande do Sul, Brasil. Um total de 351 amostras de solo foi coletado nas áreas de estudo na camada 0 a 20 cm. Somente 27 indicadores

medidos apresentaram diferenças ($p < 0.05$) entre as áreas. A análise de componentes principais (ACP) foi aplicada para identificar um CMD e desenvolver o IQS. A ACP selecionou cinco componentes principais (CPs) com autovalores > 1 . Os valores do IQS ficaram na ordem: VN (0.81) $>$ P-MA (0.62) $>$ P-MC (0.37), com uma classificação Alta (VN), Media (P-MA) e Baixa (P-MC). A contribuição geral dos indicadores no IQS foi na ordem: estabilidade dos agregados (48%) $>$ P (16%) $>$ silte (14%) $>$ Zn (9%) $>$ capacidade de troca de cátions (8%) $>$ diversidade de mesofauna (7%). Conclusivamente, P-MA mostrou melhor QS do que P-MC conforme expresso pelos indicadores integrados no IQS e seus valores aproximaram-se à VN.

Palavras-chave: índice de qualidade do solo, agricultura familiar, sustentabilidade, indicadores do solo, pêssego, agroecologia

Introdução

A agricultura familiar (AF) e a produção de pêssego são atividades importantes no Brasil. Cerca de 77% dos estabelecimentos agrícolas no país são de AF, de acordo com a Lei 11.326/2006 (Governo do Brasil 2020), produzindo 70% dos alimentos consumidos e desempenhando um papel importante na segurança alimentar (McKay e Nehring 2014). O Brasil encontra-se na décima segunda posição, respondendo por 1 % (acima de 219 mil Mg ano⁻¹) da produção mundial de pêssegos (IBGE 2018; FAO 2019).

O Estado do Rio Grande do Sul, é o maior produtor de pêssego do Brasil e, no período 2016 a 2018, produziu (146 Mg ano⁻¹), equivalente a 67% da produção nacional (IBGE 2018). A cultura do pêssego (*Prunus persica* (L.) Batsch) é uma das mais importantes espécies frutíferas de clima temperado exploradas no Brasil e que gera divisas para o País (Machado et al. 2020). No Sul do Rio Grande do Sul, principalmente na região de Pelotas, o sistema de produção de pêssego é típico da AF e envolve um grande número de famílias (Madail et al. 2014). A maioria destas propriedades agrícolas familiares produtoras de pêssego está

localizada, principalmente em áreas com relevo ondulado e com predominância de solos da classe Neossolos e Argissolos, caracterizados por serem um pouco profundos e de baixa fertilidade natural (Streck et al. 2008; EMBRAPA 2018). Estas condições de relevo e de solos, associadas ao manejo convencional de produção, tornam os ambientes mais suscetíveis a diferentes processos de degradação do solo (Paula et al. 2015).

A produção de pêssego no Estado do Rio Grande do Sul é baseada no modelo de agricultura convencional, também conhecida como agricultura industrial ou moderna. Este modelo de agricultura refere-se a sistemas agrícolas que incluem, o uso de práticas como monocultura, preparo intensivo do solo, aplicação de adubos minerais de alta solubilidade, herbicidas, inseticidas e fungicidas (Shennan et al. 2017; Le Campion et al. 2020).

A agricultura convencional é altamente intensiva em recursos e energia para produzir o maior rendimento possível das culturas (Fisher 2018). No entanto, o máximo rendimento está inevitavelmente associado a um risco devido à instabilidade natural dos ecossistemas (Vogtmann 1984; Garcez e Netto 2008). Assim, o uso de práticas agrícolas insustentáveis tem ocasionado efeitos prejudiciais sob a QS, como erosão, desertificação, salinização, compactação e poluição (Gomiero 2016; Freitas et al. 2017).

Nas últimas décadas, tem se verificado uma maior preocupação com a QS, o que leva a um interesse crescente em sistemas sustentáveis que otimizam os rendimentos enquanto conservam solo, água, energia e protegem o meio ambiente (Glover et al. 2000; Gomiero 2019). Neste sentido, há uma necessidade urgente de identificar e adotar sistemas agrícolas e práticas sustentáveis para reduzir a degradação do solo e manter ou melhorar a QS (Chandel et al. 2018). Os sistemas agrícolas de base ecológica oferecem um caminho promissor para a segurança alimentar, para sustentabilidade, para qualidade do ambiente e para alcançar os objetivos de desenvolvimento sustentável (Mockshell et al. 2018; Gomiero 2019).

Diferentes sistemas de base ecológica e práticas foram propostas, como plantio direto, sem uso de herbicidas; culturas de cobertura e adubação verde; rotação de culturas; manejo integrado de pragas e outro grande número de práticas no contexto de diferentes estilos de agricultura de base ecológica (Altieri e Nicholls 2004; Gliessman 2014; Lal 2015; Furlan et al. 2017). Estas abordagens e conjunto de práticas sustentáveis podem trazer múltiplos benefícios: (1) preservação da paisagem; (2) redução do uso de agroquímicos; (3) preservação da biodiversidade genética das culturas; (4) proteger as culturas de pragas, e (5) proteção e preservação da QS (Gomiero 2019).

Conforme definido por Karlen et al. (1997), Qualidade do Solo, é “a capacidade de um determinado tipo específico de solo para funcionar, dentro dos limites dos ecossistemas naturais ou agrícolas, para sustentar a produtividade vegetal e animal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar e apoiar a saúde e habitação humana”. A qualidade do solo é a base para o desenvolvimento de agroecossistemas mais sustentáveis (Doran e Zeiss 2000; Bansal 2017), servindo como indicador da sustentabilidade do agroecossistema (Herrick 2000), podendo ser avaliada combinando indicadores físicos, químicos e biológicos (Doran e Parkin 1994; Liu et al. 2014; Raiesi 2017).

Diversos métodos para avaliar a QS foram desenvolvidos (Armenise et al. 2013; Li et al. 2019). Entre esses métodos encontra-se a estrutura de avaliação de manejo do solo (Masto et al. 2007), a regra de associação difusa (Yue-Ju et al. 2010), o método de variação dinâmica da QS (Larson e Pierce 1994), o método do índice de qualidade do solo (Andrews et al. 2002b) e os kits de teste (Ditzler e Tugel 2002).

A construção e o uso do IQS tem sido uma das metodologias mais utilizadas, devido a sua flexibilidade quantitativa, à adequação para diferentes escalas e tipos de solo (Liu et al. 2014; Biswas et al. 2017) e sua integração com os indicadores do solo (Mohanty et al. 2007). O índice de qualidade do solo é uma forma facilmente compreensível de verificar se a QS está

melhorando, em estado estável ou diminuindo sob diferentes agroecossistemas (Masto et al. 2008; Nakajima et al. 2015).

Existem três etapas para o desenvolvimento um IQS: (1) seleção de um CMD, que consiste em indicadores físicos, químicos e biológicos; (2) transformação de valores de indicadores do CMD em pontuações (0 a 1), usando curvas de pontuação, e (3) integração de todas as pontuações dos indicadores para formar um único IQS (Andrews et al. 2002a; 2004).

A seleção dos indicadores físicos, químicos e biológicos mais adequados para determinar um CMD é uma etapa essencial para o desenvolvimento do IQS (Nehrani et al. 2020). Um CMD apropriado pode reduzir o custo e o tempo da avaliação da QS e remover colinearidade e redundância de dados (Raiesi 2017; Bünemann et al. 2018). A análise de componentes principais (ACP) é uma abordagem comumente usada para determinar um CMD e reduzir a redundância de dados por meio da análise de correlação entre indicadores do solo (Andrews et al. 2002ab; Askari e Holden 2014). A pontuação dos indicadores pode ser feita usando métodos de pontuação linear e não linear (Nabiollahi et al. 2018; Nehrani et al. 2020). Finalmente, a integração aditiva é um tipo de equação normalmente usada para o cálculo do IQS (Askari e Holden 2014; Nabiollahi et al. 2017). Numerosos estudos aplicaram o IQS com sucesso em muitas escalas e locais a nível mundial (Glover et al. 2000; Andrews et al. 2002b; Masto et al. 2008; Nehrani et al. 2020).

Apesar de numerosos estudos da avaliação da QS na região de Pelotas, RS (Carvalho 2015; Paula et al. 2015; Stöcker 2015; Kunde 2016), não há nenhum estudo que compare o IQS entre manejo agroecológico e convencional. Portanto, uma avaliação e compreensão da QS nesses agroecossistemas é necessária para tomadas de decisões estratégicas de manejo solo – água – cobertura vegetal mais sustentáveis, importantes para manter a produtividade e a sustentabilidade do solo nesta região. Logo, o presente estudo se propõe (1) avaliar a QS mediante um CMD e (2) gerar e comparar um IQS sob propriedades familiares, produtores de

pêssego, submetidas a manejos agroecológico, convencional, e vegetação nativa na colônia Maciel, Rio Grande do Sul, Brasil. A hipótese para o presente trabalho estabelece que o pessegueiro com manejo agroecológico é uma estratégia que mantém e melhora a QS, podendo se consolidar como um manejo alternativo aos pessegueiros com manejo convencional.

Material e Métodos

Localização e suas características de estudo

O estudo foi realizado em propriedades agrícolas familiares produtoras de pêssigo na região da colônia Maciel, 8º distrito do Município de Pelotas, Rio Grande do Sul (RS), Brasil. Geograficamente, as áreas de estudo estão localizadas nas latitudes 31°25'33" a 31°25'55"S e longitude 52°33'24" a 52°33'32"O (Figura 1), com altitudes entre 230 a 260 m. Segundo Köppen, o clima é subtropical úmido (Cfa), a precipitação média anual é de 1379 mm, a temperatura média anual varia entre 12 a 23° C no inverno e no verão, respectivamente (INMET 2019). O relevo predominante é ondulado suave de 3 a 8% a fortemente ondulado de 20 a 45% (Lemos e Santos 1996). Os solos são classificados como Neossolo Litólico Eutrófico (RLe), de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA 2018).

Esses solos, geralmente, são rasos e pouco desenvolvidos (solos formados recentemente), com profundidade de < 0.50 m até o substrato rochoso, com sequências de A - C (Saprolita) ou A - R (Material de origem) e com alta saturação de base $\geq 50\%$ (EMBRAPA 2018; Castro et al. 2019).

Processo de seleção das áreas de estudo

Para a seleção dos sistemas de produção agrícola familiar, realizamos uma pesquisa exploratória: (1) visitas a propriedades agroecológicas (pertencentes à Associação Regional dos Produtores Agroecologistas da Região Sul – ArpaSul) e convencionais (próximas às propriedades agroecológicas); (2) revisão bibliográfica, e (3) entrevistas com autores-chave,

com o objetivo de caracterizar as propriedades familiares na região e coletar dados agronômicos. Os critérios de seleção foram: (1) sistemas de produção agrícola familiar com características semelhantes e representativas da região; (2) disponibilidade das famílias a participar na pesquisa; (3) produção de pêssego como principal atividade geradora de renda, e (4) sistemas de produção de pêssego com mais de 15 anos sob manejo agroecológico e convencional. Os critérios para a seleção da área de vegetação nativa foram: (1) localização próxima a ambas as áreas agrícolas; (2) com vegetação arbórea representativa da paisagem, e (3) sem ação antrópica. Um GPS (Garmin eTrex 32x) foi usado para registrar as coordenadas das áreas de estudo (Figura 1).

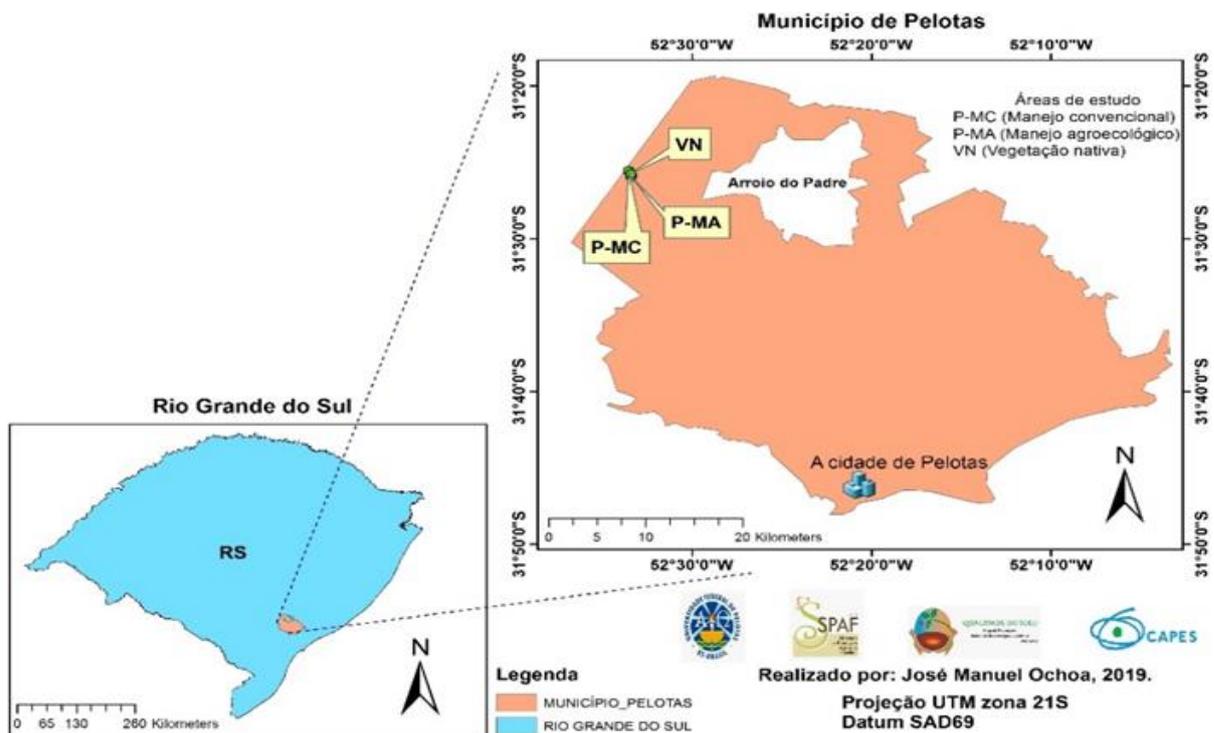


Figura 1 - Localização das áreas experimentais na região da colônia Maciel, 8º distrito do Município de Pelotas, RS, Brasil, 2020.

Histórico do manejo das áreas de estudo

Foram selecionadas duas propriedades agrícolas familiares: (1) pessegueiro com manejo convencional (P-MC) e (2) pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA). Além das propriedades agrícolas, foi considerada uma área de vegetação nativa (VN), sem interferência humana, e como referência da condição natural do solo para a comparação com as áreas

agrícolas (Figura 2). Os históricos do manejo das propriedades agrícolas foram registrados por meio de entrevistas semiestruturadas com os agricultores em cada propriedade. As informações incluíam: (1) idade do pessegueiro; (2) práticas de manejo do sistema solo – água – planta (preparo do solo, correção do solo, manejo fitossanitário, cobertura do solo, podas e esquemas de adubação, entre outras); (3) espaçamento e densidade de plantio; (4) área total, e (5) cultivares de pêssgo. A informação da área de vegetação nativa foi coletada por meio de revisão bibliográfica (Gomes 2014), de caracterização da vegetação arbórea e de entrevistas.

P-MC: Originalmente esta área era composta por vegetação nativa e, desde 1997, a área foi ocupada com pessegueiro (cultivar 'Esmeralda'), a um espaçamento de 5 x 2 m (1000 plantas ha⁻¹). A preparação do solo foi realizada com máquinas agrícolas (arado e grade de disco) um mês antes da implantação da cultura. Na instalação do pomar, foi feita a calagem 4 Mg CaMg (CO₃)₂ ha⁻¹ e a adubação 170 a 200 kg P₂O₅ ha⁻¹ e 50 a 60 kg K₂O ha⁻¹ nas covas. Na fase de crescimento da planta, a adubação foi realizada com ureia (45% N). A partir do terceiro ano, a adubação foi realizada com NPK formulado 13-13-13 (120 a 140 kg ha⁻¹). Para o controle de plantas espontâneas, foi aplicado o herbicida glifosate com uma dose de 2 a 3 L ha⁻¹ do produto comercial mediante um pulverizador de mochila (Jacto[®] Pjh 20 L) a uma pressão de pulverização de pelo menos 2 a 3 bares todos os anos (entre Agosto e Setembro). Foram realizadas podas de formação, frutificação e raleio. Para o controle fitossanitário, foram utilizados vários fungicidas (difenoconazol 24 L ha⁻¹ e Mancozeb 2 kg ha⁻¹) e inseticida (Phosmet 120 kg ha⁻¹). As aplicações foram feitas com um pulverizador de mochila (Jacto[®] Pjh 20 L), com uma pressão de pulverização de pelo menos 2 bar. Além disso, foram usadas armadilhas para o controle da mosca da fruta (*Anastrepha fraterculus*). As colheitas são realizadas nos meses de Dezembro e Janeiro, mas devemos destacar que, nos últimos cinco a sete anos, o agricultor não realizou algumas práticas de manejo como: preparo do solo, calagem e adubação.



Figura 2 - Áreas de estudo: pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN). Pelotas, RS, Brasil, 2020.

P-MA: Historicamente, a área era constituída, originalmente, com vegetação nativa, depois foi usada para pastagens e, desde 1997, a área foi composta por pessegueiros (cultivares 'Premier e Pialo'), a um espaçamento de 4 x 2 m. A área total é de 0.18 ha. A família Schiavon contou que, quando chegaram à propriedade, era uma terra muito degradada, o solo totalmente morto (nutricional e biologicamente pobre) e muito pedregoso, mas recuperaram a QS colocando biomassa vegetal e esterco de gado. Com isso, o solo foi melhorando para a implantação do pomar. O preparo mínimo do solo foi feito por meio de aberturas de covas, onde foi aplicado calcário dolomítico ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), pó de rocha e farinha de ossos. Nos anos seguintes, apenas a calagem é aplicada ($1/2 \text{ kg planta}^{-1}$) quando a família observa plantas indicadoras de acidez do solo, como *Pteridium aquilinum* e *Imperata exaltata*, mas, nos últimos cinco anos, não foi necessária aplicação. O suprimento de nutrientes no solo é feito com diferentes culturas de cobertura (adubos verdes), pó de rocha, farinha de ossos e cama de frango, este último não tem sido aplicado há três anos. As culturas de coberturas são semeadas a lanço sobre a superfície do solo nos espaços entre plantas e linhas. No verão, as culturas de cobertura são a vegetação espontânea (*Digitaria horizontalis*, *Bidens pilosa* L. e *Amaranthus* sp.) e, no inverno, as culturas de cobertura utilizadas são *Avena strigosa* Schreb., *Pisum sativum* sp. Arvense L., *Raphanus raphanistrum* e *Lolium multiflorum* Lam. No final de seus ciclos vegetativos, são roçadas mecanicamente com um Trator Agrale 4200 (4 x 2 ano 79) e um cortador de grama (modelo Lavrale RDU / RDA). A biomassa vegetal cortada é deixada sobre

a superfície do solo, formando uma cobertura vegetal. Por outro lado, são realizadas podas de formação, frutificação e raleio. Para o controle de pragas e doenças, são utilizados os seguintes produtos: (1) calda bordalesa (aplicada a uma concentração de 2% no inverno) e (2) armadilhas para o controle da mosca da fruta (*Anastrepha fraterculus*). Não são utilizados agrotóxicos. As colheitas são realizadas nos meses de Novembro e Dezembro.

VN: A área de VN, sem histórico de perturbação antrópica, pertence ao bioma Pampa e está inserida no contexto da propriedade agroecológica. O distanciamento entre a VN e o P-MA é de 400 a 500 m e entre VN e P-MC é de 900 a 1000 m. A VN apresentam condições de clima, relevo e solo similares as duas áreas agrícolas estudadas e foi considerada como condição original do solo (controle). E, ainda, apresenta alta diversidade de plantas e, entre as mais representativas estão: *Annona sylvatica* (St. Hil.) Mart., *Sambucus australis* Cham. e Schlecht., *Lithraea brasiliensis* March., *Schinus lentiscifolius* March., *Cordia ecalyculata* Vell., *Citronella gongonha* Mart., *Citronella paniculata* Mart., *Terminalia australis* Camb., *Miconia pusilliflora* (DC.) Naudin., e *Cedrela fissilis* (Gomes 2014).

Seleção dos indicadores do solo

Os indicadores para a avaliação da QS foram selecionados a partir de uma revisão bibliográfica (Doran e Parkin 1994; Andrews et al. 2002ab; Lima et al. 2013; Singh et al. 2014; Stöcker 2015; Chandel et al. 2018; Li et al. 2019; Jahany e Rezapour 2020). No entanto, alguns indicadores foram considerados de acordo com a localização e a finalidade da pesquisa. Adicionalmente, os seguintes critérios de escolha também foram levados em consideração: (1) holísticos e não reducionistas; (2) acessíveis para muitos usos e aplicável em condições de campo; (3) sensível a variações de manejo e clima; (4) facilidade de avaliação; (5) boa relação custo-benefício e (6) fáceis de medir, precisos e com base científica (Andrews et al. 2004). Na próxima seção, descrevemos todos os indicadores selecionados e suas metodologias de avaliação.

Amostragem e análises de solo

As amostras de solo foram coletadas nos meses de Janeiro e Fevereiro de 2017. Um total de 351 amostras simples de solo foi coletado em três áreas (P-MC; P-MA e VN), cada área foi dividida em três posições do relevo (terço superior, médio e inferior). Foram estabelecidos aleatoriamente três pontos de amostragem em cada posição do relevo, totalizando nove pontos de amostragem por área. Nas áreas agrícolas, os nove pontos de amostragem foram dispostos nas linhas do cultivo de pessegueiro e na área de vegetação nativa foram organizados em transeptos lineares. Em cada ponto de amostragem, foram coletadas amostras indeformadas e deformadas nas camadas de 0 a 5; 5 a 10 e 10 a 20 cm (utilizando a média de 0 a 20 cm). A camada do solo de 0 a 20 cm foi considerada neste estudo porque geralmente é a profundidade máxima de P-MC. Segundo Karlen et al. (2003), a qualidade dinâmica do solo se concentra na superfície de 20 a 30 cm e descreve o status ou condição de um solo específico devido ao uso da terra relativamente recente ou às decisões de manejo.

As amostras indeformadas de solo foram coletadas com o auxílio de anéis volumétricos de 51 cm³ para a determinação da densidade do solo (Ds), conforme Blake e Hartge (1986) e a quantificação da porosidade total (Pt) do solo, conforme método descrito em (EMBRAPA 1997). As amostras deformadas de solo foram coletadas com o auxílio de pá de corte (aproximadamente 500 g de solo).

Todas as amostras de solo foram armazenadas em sacos plásticos identificados e transportadas para os laboratórios de solo da Universidade Federal de Pelotas – UFPel, Pelotas/RS. Posteriormente, as amostras de solo foram manualmente destorroadas (raízes, pedras e detritos foram removidos), secas ao ar e passadas na peneira de 2 mm de diâmetro, para determinação dos atributos físicos e químicos. As amostras com teor de umidade de campo foram armazenadas a 4 °C, para determinar os atributos (micro) biológicos.

Um total de trinta e sete indicadores físicos, químicos e biológicos de QS foi analisado pelos seguintes métodos: O carbono da biomassa microbiana (Cmic) foi determinado pelo método descrito por Vance et al. (1987), utilizando-se, em substituição ao clorofórmio, o forno de micro-ondas (2.450 MHz, marca Panasonic[®], modelo EM 9003B) por quatro minutos (2 x 2), para eliminar os microrganismos e provocar a liberação dos componentes celulares. Este procedimento de irradiação-extração (IE) foi proposto por Ferreira et al. (1999) e a quantificação foi feita segundo Tedesco et al. (1995). A respiração microbiana do solo (RMS) foi medida pela quantificação de dióxido de carbono (CO₂) liberado no processo de respiração microbiana, a partir de 100 g de solo, durante 63 dias de incubação, conforme a metodologia proposta por Stotzky (1979). O quociente metabólico (qCO₂) foi calculado pela razão entre a RBS e o Cmic (Pirt 1975; Anderson e Domsch 1978). O número médio de minhocas (NM) foi quantificado manualmente “in situ”, o monólito de solo (25 × 25 × 20 cm) foi coletado por ponto de amostragem, conforme descrito por USDA (2001). A mesofauna edáfica (Ácaros + Colêmbolos) foi avaliada com o auxílio de um anel de Uhland com volume de 482 cm³ conforme a metodologia do Funil de Tullgren proposto por Bachelier (1978). A abundância da mesofauna (MAbun) foi determinada como o número de indivíduos por unidade de superfície (m²). Índices ecológicos foram calculados no programa DivEs[®] -Diversidade de Espécies v.4.12 (Rodrigues 2020) para avaliar riqueza (MRiqu) índice de Margalef e diversidade (MDiver) índice de Shannon.

Os indicadores físicos do solo foram determinados da seguinte forma: a estabilidade dos agregados em água (EA), o diâmetro médio ponderado (DMP) e o diâmetro médio geométrico (DMG) foram avaliados por peneiramento por via úmida (através de peneiras com malhas de diferentes diâmetros: 9.52 a 4.76; 4.76 a 2.0; 2.00 a 1.00; 1.00 a 0.25; 0.25 a 0.105 e <0.105 mm), conforme a metodologia proposta por Palmeira et al. (1999), seguindo o princípio da metodologia descrita por Kemper e Rosenau (1986), que utiliza o aparelho de oscilação vertical

de Yoder (1936). A granulometria do solo foi realizada pelo método do hidrômetro Bouyoucos (1927). A resistência do solo à penetração (RP) foi medida “in situ”, um penetrômetro digital (marca Falker[®], modelo PLG1020), com armazenamento eletrônico dos dados e ponta cônica de diâmetro de 12.83 mm e ângulo de penetração de 30°, foi utilizado para determinar a RP (Suzuki et al. 2008; Lima et al. 2010). As leituras foram realizadas a cada 5 cm de profundidade. Simultaneamente à determinação da RP, realizou-se a determinação da umidade do solo com o uso de um medidor de umidade do solo digital (marca Spectrum[®], modelo Field ScoutTM TDR-100), com armazenamento eletrônico dos dados (Teixeira et al. 2003).

Já os indicadores químicos estudados foram determinados conforme os métodos descritos por Tedesco et al. (1995): a acidez ativa (pH) foi determinada usando um medidor de pH padrão na proporção 1:1 solo-água. Fósforo disponível (P), Potássio disponível (K) e Sódio extraível (Na) foram extraídos por uma solução de Mehlich-1 (HCL 0.05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0.0125 mol L⁻¹). O P foi registrado colorimetricamente, K e Na, por fotometria de chama. Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Alumínio (Al) foram extraídos por KCl 1 mol L⁻¹. Ca e Mg foram quantificados por espectrometria de absorção atômica e Al, por titulação com NaOH com indicador fenolftaleína. A acidez potencial (H+Al) foi estimada pela solução tampão SMP (Schumaker, Mc Lean e Pratney). A capacidade de troca de cátions (CTC) foi calculada usando o método da soma dos cátions trocáveis + (H+Al). A saturação por bases (V%) foi calculada pela (soma dos cátions trocáveis / CTC) *100. Os micronutrientes Ferro (Fe), Zinco (Zn), Cobre (Cu) e Manganês (Mn) foram determinados por espectrometria de absorção atômica. Cu e Zn, extraídos com a solução de Mehlich-1. Mn foi colhido com KCl 1 mol L⁻¹ e Fe foi obtido com oxalato de amônio 0.2 mol L⁻¹ a pH 3.0. Os resultados das análises são referentes a uma média de três repetições. As concentrações de carbono orgânico do solo (COS) e nitrogênio total (NT) foram analisadas na Central Analítica da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Clima Temperado), Pelotas/RS, usando um analisador elementar LECO Tru-Spec[®]

CHN pelo método de combustão seca (Nelson e Sommers 1996). Os estoques de carbono (Est.COS) e nitrogênio (Est.NT) foram calculados usando a seguinte equação (1), descrita por Ellert e Bettany (1995):

$$\text{Est.COS ou NT (Mg ha}^{-1}\text{)} = \text{COS ou NT} \cdot \text{Ds} \cdot \text{T} \cdot 10,000 \text{ m ha}^{-1} \cdot 0.001 \text{ Mg kg}^{-1} \text{ (1)}$$

Sendo: Est.COS (ou NT) = Estoque de carbono orgânico do solo ou nitrogênio total (Mg ha⁻¹); COS (ou NT) = Concentração de Carbono Orgânico do Solo ou Nitrogênio Total (kg Mg⁻¹); Ds = Densidade do solo (Mg m⁻³); T = espessura da camada do solo (m).

Avaliação da qualidade do solo

O índice de qualidade do solo (IQS) foi determinado usando a abordagem sugerida por (Andrews et al. 2002a; 2004). O método envolve principalmente três etapas: (1) seleção CMD, que consiste em indicadores físicos, químicos e biológicos; (2) transformação de valores de indicadores do CMD em pontuações (0 a 1), usando curvas de pontuação, e (3) integração de todas as pontuações dos indicadores para formar um solo IQS (Figura 3).

Seleção do CMD (Passo 1): Um conjunto total de dados (CTD) foi comparado entre P-MC; P-MA e VN (Tabela 1). Somente os indicadores que apresentaram diferença significativas entre as áreas de estudo ($p < 0.05$) foram considerados para a ACP. A ACP é uma ferramenta multivariada proposta por diferentes estudos (Nabiollahi et al. 2017; Li et al. 2019; Jahany e Rezapour 2020) para reduzir a dimensionalidade no CTD e selecionar os indicadores mais adequados para incluir no CMD (Askari e Holden 2014; Triantafyllidis et al. 2018).

Os componentes principais (CPs) com autovalores > 1 foram considerados para identificar o CMD (Tabela 2). Em cada CP, apenas os indicadores que receberam valores de carga ponderada dentro de 10% da carga ponderada mais alta foram selecionados para o CMD e para a integração do IQS (Andrews et al. 2002a; Mandal et al. 2008; Askari e Holden 2014). Quando mais de um indicador foi retido dentro de um único CP, a redundância do indicador foi

determinada usando a análise de correlação de Pearson (Tabela 3). Se o coeficiente de correlação entre os indicadores com alta carga ponderada foi ($r < 0.60$), cada indicador foi considerado importante e retido no CMD (Andrews et al. 2002a; Li et al. 2013). Caso contrário, se o coeficiente de correlação entre os indicadores for ($r > 0.70$), apenas o indicador com a menor carga ponderada será removido do CMD (Andrews e Carroll 2001; Cheng et al. 2016).

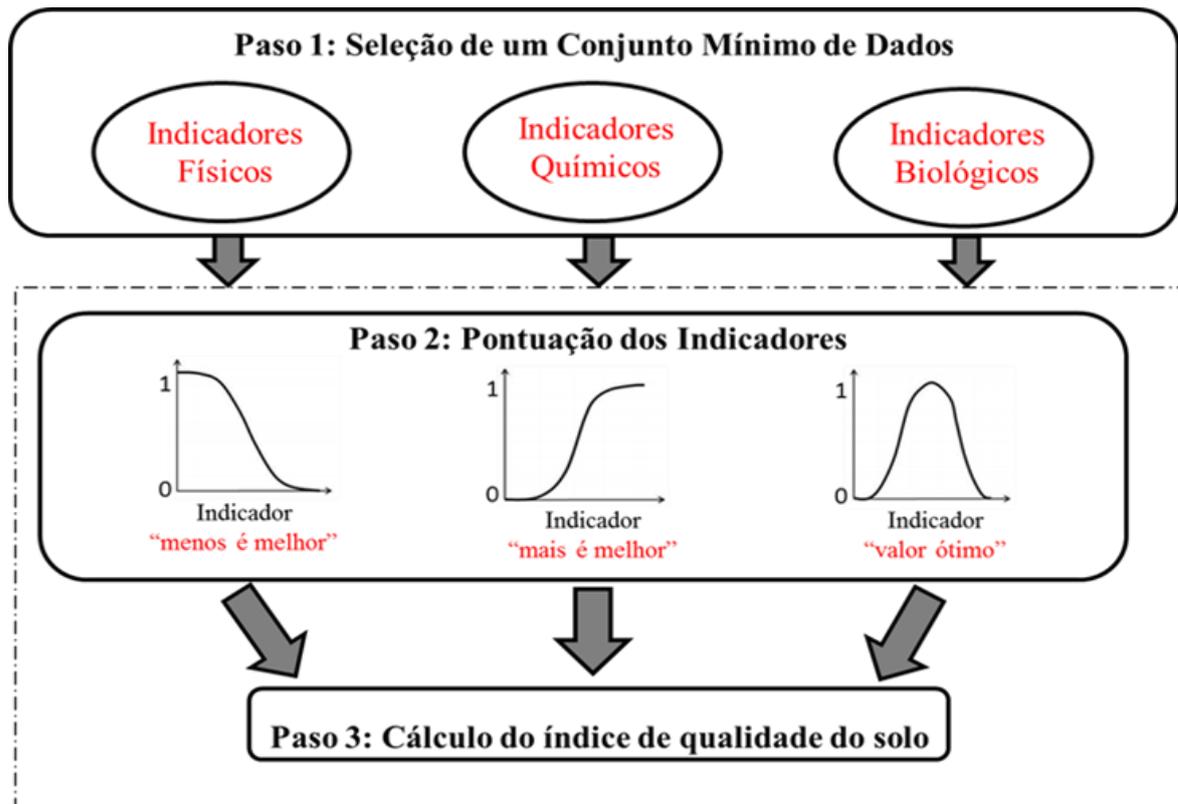


Figura 3 - Estrutura conceitual como ferramenta para a avaliação da qualidade do solo. Adaptado de Andrews, (1998 citado em Karlen et al., 2003).

Pontuação dos indicadores e pesos (Passo 2): Após determinar os indicadores do CMD, cada indicador foi transformado e normalizado para um valor entre (0 a 1), usando um método de pontuação linear descrito por Masto et al. (2008). Este método foi realizado pelas três funções de pontuação linear, em que cada indicador é classificado como "menos é melhor", "mais é melhor" ou "valor ótimo", de acordo com a influência ("negativa" ou "positiva") no solo. Para a função "menos é melhor", o menor valor observado é dividido por cada observação, para que o indicador de menor valor obtenha a pontuação 1, enquanto os outros receberam uma pontuação < 1 . Para a função "mais é melhor", cada observação é dividida pelo valor mais alto

observado, para que o mais alto possa obter a pontuação 1 e os demais recebam a pontuação <1. Para a função "valor ótimo", as observações dos indicadores são pontuadas como "mais é melhor" e, posteriormente, acima dos valores limites, foram classificadas como "menos é melhor". (Karlen e Stott 1994; Andrews et al. 2002a; Mandal et al. 2008). Os valores dos indicadores do CMD foram transferidos para as pontuações usando a equação (2) (mais é melhor) e equação (3) (menos é melhor) (Masto et al. 2008; Nehrani et al. 2020).

$$P_L = (x - v_{\min}) / (v_{\max} - v_{\min}) \quad (2)$$

$$P_L = -1 ((x - v_{\min}) / (v_{\max} - v_{\min})) \quad (3)$$

Em que PL é a pontuação linear entre 0 e 1; x é o valor do indicador do solo; Vmin é o valor mínimo, e Vmax é o valor máximo.

Depois de transformar os valores observados de cada indicador em pontuação linear, os indicadores foram ponderados usando os resultados da ACP. Cada CP explicou uma porcentagem de variação (Tabela 2), que foi dividida pela porcentagem variação total acumulada, explicada por todos os CPs com vetores próprios > 1, para obter um determinado valor de ponderação (Fi) para os indicadores selecionados nos determinados CPs (Andrews et al. 2002b; Singh et al. 2014). Por exemplo, a porcentagem de variação (45.0) foi dividida pela variação total acumulada (89.0) para obter o valor de peso de 0.50 para CP-1.

Cálculo do IQS (Passo 3): As pontuações dos indicadores foram integradas no índice usando o método aditivo ponderado por meio da equação (4) (Doran e Parkin 1994; Andrews et al. 2002ab).

$$IQS = \sum_{i=1}^n F_i \times P_i \quad (4)$$

Em que Pi é a pontuação linear do i-ésimo indicador; n é o número de indicadores incluídos no índice, e Fi é o fator de ponderação atribuído ao i-ésimo indicador (Masto et al. 2008). Os valores do IQS variaram na escala de (0 a 1), os valores mais altos foram assumidos como melhor QS (Mandal et al. 2008; Chandel et al. 2018; Nehrani et al. 2020).

Finalmente, um IQS foi calculado para cada área e mostrados em gráfico de barra (Figura 4). Além disso, as contribuições percentuais de cada indicador selecionado no CMD para o desenvolvimento dos IQS foram calculadas e mostradas em gráficos de setores (Figura 5 e 6). Para a classificação do IQS, seguimos as pontuações descritas por Singh A et al. (2014), onde os solos sob florestas naturais e pastagens apresentaram classificação de qualidade "alta" (IQS > 0.75), enquanto aqueles sob agricultura convencional estavam na categoria "baixa" (IQS < 0.50), com os demais tipos de uso da terra classificados como "médio" (IQS > 0.50 e IQS < 0.75).

Análise estatística

Os dados foram analisados estatisticamente a partir do delineamento inteiramente casualizado. A análise de variância unidirecional (ANOVA), usando os procedimentos dos modelos lineares gerais e mistos (MLGM) descritos por Nakajima et al. (2015) e Rojas et al. (2016), foi realizada para comparar os efeitos das áreas estudadas (P-MC; P-MA e VN) sob os indicadores do solo. A comparação entre as médias foi realizada pelo teste de LSD Fisher, com um nível de significância de $p < 0.05$. Para a determinação do CMD, foram realizadas as ACP e correlação de Person a partir de valores transformados e normalizados (Andrews e Carroll 2001; Andrewss et al. 2002b). O Microsoft Excel foi usado para os cálculos das funções de pontuações, pesos e IQS (Askari e Holden 2014; Nehrani et al. 2020). Finalmente, o IQS sob diferentes áreas foi submetido à ANOVA e à estatística descritiva. Todos os procedimentos estatísticos foram realizados no software InfoStat, versão 2017 (Di Rienzo et al. 2011).

Resultados e discussão

Os efeitos das diferentes áreas de estudo sob os indicadores do solo são apresentados na Tabela 1. As três posições do relevo (terço superior, médio e inferior) não influíram nos indicadores estudados de acordo com as análises MLGM (Dados não mostrados). No presente

estudo, 27 indicadores do solo diferiram significativamente ($p < 0.05$) entre as áreas na camada de 0 a 20 cm e foram empregados como o CTD. A seguir os descrevemos em três grupos: físicos, químicos e biológicos.

Indicadores Físicos do solo

Os solos das áreas de estudo apresentaram a mesma classe textural, franco-argilo-arenoso (Tabela 1). Embora as áreas tenham a mesma classe de textura, observamos que o conteúdo de argila, areia e silte diferiu significativamente ($p < 0.05$) entre as áreas. O teor de argila foi mais alto no P-MA (25.6%), seguido do P-MC (24.8 %) e a VN (22.8%), no entanto, o teor de silte foi o mais alto no P-MC. O alto teor de silte, o relevo do solo e a permanência da superfície do solo sem cobertura vegetal sob o P-MC tornariam esse solo mais suscetível à degradação física (Rojas et al. 2016).

Os dados de Ds mostraram diferenças significativas ($p < 0.05$) entre as áreas avaliadas (Tabela 1). O maior teor de Ds foi encontrado no P-MC (1.73 Mg m^{-3}) e os menores, no P-MA (1.64 Mg m^{-3}) e VN (1.39 Mg m^{-3}). Segundo Reichert et al. (2003), os valores críticos de Ds para solos com textura franco-argilo-arenosa estão entre a faixa de 1.70 a 1.85 Mg m^{-3} . Isso mostra que, na área do P-MC, os valores encontrados estão dentro da faixa crítica de Ds, o que pode limitar a infiltração e redistribuição de água, trocas gasosas, agregação e desenvolvimento do sistema radicular, resultando em decréscimo da produção (Doran 2002; Gomiero 2019). Em relação à Pt, os maiores valores foram registrados sob o P-MA (76%) e a VN (77%) e mostraram diferença significativa ($p < 0.05$) com menor valor, no P-MC (65%) (Tabela 1). Os teores de Ds e Pt do solo nas áreas de VN e o P-MA podem ser devido ao maior conteúdo de COS apresentado (Tabela 1). Esses resultados estão de acordo com os observados por Masto et al. (2008).

Os resultados da RP e EA3 < 0.25 mm mostraram tendências similares às da Ds e foram observadas diferenças significativas ($p < 0.05$) entre as áreas (Tabela 1). A EA1 (> 2 mm), o DMP e o DMG mostraram diferenças significativas ($p < 0.05$) entre as áreas avaliadas (Tabela 1). Os menores valores de EA1 (> 2mm), DMP e DMG foram encontrados no PM-C e os maiores valores, sob a VN e o P-MA (Tabela 1). Sendo assim, um adequado manejo do solo, incluindo uma boa cobertura vegetal, beneficia, ao longo do tempo, o aumento do teor de matéria orgânica (MO) no solo e traz como consequência, uma melhoria dos indicadores físicos (Ds, Pt, RP, EA1 > 2mm, EA3 < 0.25mm, DMP e DMG), corroborando com os resultados obtidos por Lima et al. (2007). Além disso, os extensos sistemas de raízes finas das plantas de cobertura de inverno e verão implementadas no P-MA provavelmente também contribuíram para melhorar os indicadores físicos do solo. Os valores altos de Ds, RP e EA3 (< 0.25mm) e os valores baixos de EA1 (> 2mm), DMP e DMG, verificados sob o P-MC, em comparação com as áreas de P-MA e VN, podem estar relacionados com a compactação do solo, a fraca cobertura vegetal e a reduzida entrada de resíduos orgânicos no solo, decorrente das características do manejo do sistema solo – água – cobertura vegetal que é desenvolvido nessa área.

Indicadores químicos do solo

A CTC em todas as áreas foi considerada média, de acordo com os limites de classificação dos critérios da CTC propostos pela Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solo e de Tecido Vegetal dos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina - ROLAS-RS/SC (Silva et al. 2016). O valor significativamente ($p < 0.05$) mais baixo para a CTC foi registrado na área do P-MC ($9.13 \text{ cmolc dm}^{-3}$) e os valores mais altos, sob o P-MA ($13.15 \text{ cmolc dm}^{-3}$) e a VN ($12.73 \text{ cmolc dm}^{-3}$) (Tabela 1). As CTCs mais altas sob o P-MA e a VN podem ser atribuídas à maior quantidade de MO (biomassa aérea e radicular), que liberou cátions essenciais (Ca, Mg e K), resultando na melhora da CTC nessas áreas, o que pode indicar que

esses solos são adequados para a nutrição das plantas em comparação ao solo da área do P-MC. A menor CTC na área do P-MC foi provavelmente devido à mínima entrada de resíduos orgânicos, à lixiviação de nutrientes, à exposição do solo a processos erosivos e a alta taxa de mineralização (Chandel et al. 2018).

Os valores do Na seguiram tendências similares às da CTC (Tabela 1). O alto teor de Na sob o P-MC, provavelmente foi devido ao uso intensivo e inadequado de adubos minerais. Por outro lado, o maior valor do P foi observado no P-MA (77.32 mg dm^{-3}), seguido por o P-MC (55.69 mg dm^{-3}) e a VN (10.93 mg dm^{-3}). Todas as áreas avaliadas mostraram diferença significativa ($p < 0.05$) no conteúdo do P (Tabela 1). O conteúdo do K também foi significativamente maior ($p < 0.05$) no P-MA do que nas outras áreas (Tabela 1). O nível do P e do K foi considerado alto nas áreas agrícolas, de acordo com a classificação de ROLAS-RS/SC (Silva et al. 2016), os maiores teores do P e do K na área do P-MA podem ser devido às aplicações de pó de rocha, de farinha de ossos, de cama de frango, de esterco de gado e de adubos verdes.

Por outro lado, estudos anteriores mostraram que os microrganismos liberam ácidos orgânicos e excretam fosfatase (especialmente por fungos) que podem aumentar a disponibilidade do P (Arcand e Schneider 2006) e do K (Basak e Biswas 2009). Assim, o aumento da biomassa microbiana e as atividades da fauna edáfica do solo sob o P-MA poderiam explicar o aumento do conteúdo do P e o K disponível. Na área do P-MC, embora os teores do P e do K sejam estatisticamente baixos em comparação com o P-MA, são interpretados altos de acordo com a classificação de ROLAS-RS/SC, devido à aplicação regular de adubos minerais. O uso de adubos minerais induzem o aumento dos elementos N, P e K (Askari e Holden 2014).

A área da VN mostrou o maior valor das concentrações de COS (4.34%), e foi significativamente maior ($p < 0.05$) do que nas áreas do P-MA (3.79%) e do P-MC (2.77%) (Tabela 1). As concentrações de NT e os Est. NT mostraram tendências similares às

concentrações COS e foram encontradas diferenças significativas ($p < 0.05$) entre as áreas (Tabela 1). O menor Est. COS foi medido no P-MC (31.31 Mg ha⁻¹) e diferiu significativamente ($p < 0.05$) com os maiores Est.COS observados no P-MA (39.10 Mg ha⁻¹) e a VN (38.43 Mg ha⁻¹) (Tabela 1). Os maiores teores de COS, NT, Est. NT e Est. COS nas áreas de VN e P-MA, provavelmente, são devidos às mudanças nas quantidades e nas formas de resíduos orgânicos adicionada aos solos nestas áreas. Segundo Coll et al. (2011), observou-se os maiores valores do COS nos sistemas orgânicos e os menores nos sistemas convencionais. Assim, uma alta qualidade de biomassa vegetal e de exsudatos radiculares em agrossistemas que incluem espécies leguminosas poderia ter causado uma maior COS, NT, Est. NT e Est. COS na área do P-MA do que no P-MC (Purakayastha et al. 2007). Além disso, práticas como o plantio direto, culturas de cobertura e aplicação de adubos orgânicos contribuem para proteção física do COS devido à melhora dos agregados no solo.

Os resultados da V% e o Zn mostraram tendências similares às do Est. COS (Tabela 1). Os elementos que mais contribuíram na elevação da V% foram o Ca e o Mg, resultados similares foram encontrados por Lima et al. (2007). Esta alta V% nas áreas do P-MA (67.31%) e a VN (63.67%) pode ser indicativo que os solos são eutróficos. O solo sob o P-MC, entretanto, foi classificado como distrófico pelo baixo valor de V% (27.86%). Isto pode ser associado à perda de fertilidade desse solo pela lixiviação de nutrientes, a erosão do solo e a alta taxa de mineralização (Chandel et al. 2018).

Por outro lado, o conteúdo do Mn foi significativamente maior ($p < 0.05$) na área da VN do que nas outras áreas (Tabela 1). Os teores dos micronutrientes Zn e Mn são enquadrados na classe de disponibilidade alta (Silva et al. 2016). Segundo Wang et al. (2009), a abundância de Zn no solo pode ser atribuída aos seus materiais originais do solo e insumos frequentes associados à aplicação de adubos minerais.

Tabela 1 - Estatísticas descritivas dos indicadores físicos, químicos e biológicos sob pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN), na camada de 0 – 20 cm. Pelotas, RS, Brasil, 2020.

Tipos de Indicadores	Atributos do solo ^c	Unidades	P-MC		P-MA		VN	
			Média	EP ^b	Média	EP	Média	EP
Físicos	Areia*	%	60.69b	0.70	66.07a	0.82	65.15a	0.65
	Silte*	%	14.52a	0.72	8.30c	0.52	12.06b	0.67
	Argila*	%	24.80a	0.77	25.63a	0.77	22.89b	0.44
	Ds*	Mg m ⁻³	1.73a	0.01	1.64b	0.01	1.39c	0.01
	RP*	kPa	854.43a	120.66	629.96b	117.27	407.44c	49.37
	Pt*	%	64.83b	1.78	76.05a	1.27	77.16a	2.65
	EA1 (> 2mm)*	%	33.26c	0.77	42.52b	0.86	48.70a	0.84
	EA2 (0.25 ~ 2mm)	%	32.74a	0.52	31.72ab	1.30	29.66b	0.86
	EA3 (< 0.25mm)*	%	33.97a	0.61	25.75b	1.19	21.64c	0.76
	DMP*	mm	2.24c	0.05	2.62b	0.06	3.13a	0.04
	DMG*	mm	1.14c	0.01	1.23b	0.01	1.25a	0.01
	Químicos	pH	-	5.32a	0.16	5.39a	0.14	5.54a
Ca		cmol _c dm ⁻³	6.83a	0.39	6.41a	0.50	5.83a	0.79
Mg		cmol _c dm ⁻³	1.57b	0.11	2.11a	0.16	2.01ab	0.29
Al		cmol _c dm ⁻³	0.74a	0.25	0.80a	0.25	0.35a	0.12
H+Al		cmol _c dm ⁻³	4.39a	1.27	4.21a	0.50	4.01a	0.42
CTC _{pH7} *		cmol _c dm ⁻³	9.13b	1.87	13.15a	0.38	12.73a	0.79
V*		%	27.86b	6.86	67.31a	3.86	63.67a	4.52
NT*		%	0.14c	0.01	0.21b	0.02	0.27a	0.02
COS*		%	2.77c	0.06	3.79b	0.21	4.34a	0.20
Fe		%	0.13a	0.01	0.13a	0.00	0.14a	0.01
P*		mg dm ⁻³	55.69b	9.45	77.32a	11.98	10.93c	1.55
K*		mg dm ⁻³	102.67b	13.50	155.78a	11.83	105.00b	12.32
Na*		mg dm ⁻³	20.22a	1.06	9.11b	0.41	11.28b	1.32
Cu		mg dm ⁻³	0.37a	0.06	0.35a	0.03	0.26a	0.06
Zn*		mg dm ⁻³	0.63b	0.04	1.57a	0.25	1.60a	0.28
Mn*		mg dm ⁻³	21.64b	2.31	11.89b	1.04	101.19a	13.65
Est.NT*		Mg ha ⁻¹	1.50c	0.08	2.01a	0.15	2.27a	0.15
Est.COS*		Mg ha ⁻¹	31.31b	1.95	39.10a	2.10	38.43a	2.38
C:N*	-	21.13a	1.03	20.65a	0.95	17.78b	0.89	
Biológicos	NM*	N°. m ²	0.00b	0.00	47.00a	6.51	33.00a	8.33
	Cmic*	mg kg ⁻¹	89.98c	8.34	159.67b	9.24	219.27a	16.80
	RBS*	mg CO ₂ -C kg ⁻¹ h ⁻¹	0.21c	0.03	0.36b	0.01	0.60a	0.05
	qCO ₂	qCO ₂ x 10 ⁻³	2.44a	0.28	2.37a	0.11	2.73a	0.08
	MAbun*	indiv m ⁻²	399c	33	826b	43	1645a	187
	MDiver*	-	0.77b	0.05	0.89a	0.02	0.84ab	0.02
	MRiqu*	-	0.97a	0.04	0.74b	0.01	0.61c	0.02

^a Médias com diferentes letras no mesmo atributo indicam diferenças significativas entre si pelo teste LSD Fisher em $p < 0.05$. ^b EP (erro padrão). ^c densidade do solo (Ds), porosidade total (Pt), resistência do solo à penetração (RP), estabilidade dos agregados em água (EA), diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG), acidez ativa (pH), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Alumínio (Al), acidez potencial (H+Al), capacidade de troca de cátions (CTC), saturação por bases (V%), concentrações de nitrogênio total (NT), concentrações de carbono orgânico do solo (COS), Ferro (Fe), Fósforo disponível (P), Potássio disponível (K), Sódio extraível (Na), Cobre (Cu), Zinco (Zn), Manganês (Mn), estoques de carbono (Est.COS), estoques de nitrogênio (Est.NT), relação carbono/nitrogeno (C:N), número médio de minhocas (NM), carbono da biomassa microbiana (Cmic), respiração microbiana do solo (RMS), quociente metabólico (qCO₂), abundância da mesofauna (MAbun), diversidade da mesofauna (MDiver) e riqueza da mesofauna (MRiqu). * Indicadores identificados como conjunto total de dados.

Finalmente, os resultados mostraram que o menor valor da relação C: N foi encontrado na VN (17:1) e diferiu significativamente ($p < 0.05$) dos os valores do P-MA (20:1) e do P-MC (21:1) (Tabela 1). No entanto, o PM-A e o P-MC não diferiram significativamente. A baixa relação C: N na VN pode ser explicada pela entrada constante de material verde e pela presença de árvores pertencentes à família botânica Fabaceae, o que indica uma rápida mineralização e liberação de N, que está disponível para absorção pelas plantas (Brust 2019). A relação C: N sob o P-MA e o P-MC indica um estado de equilíbrio entre a mineralização e a imobilização. Sob essas condições de equilíbrio + MO no P-MA, os microrganismos do solo podem estimular a liberação de nutrientes, como N, P e Zn, para as plantas.

Indicadores biológicos do solo

O maior valor do Cmic foi medido na VN (219.27 mg kg⁻¹), seguido pelo P-MA (131.16 mg kg⁻¹) e o P-MC (89.98 mg kg⁻¹) (Tabela 1). O Cmic diferiu significativamente ($p < 0.05$) em todas as áreas. Similar tendência foi encontrada MAbun. Os altos teores de Cmic e MAbun na VN e o P-MA podem ser explicados pelo aporte constante de resíduos orgânicos, o que implica um maior acúmulo de carbono pela biomassa microbiana e uma melhoria nas condições de desenvolvimento da fauna edáfica (Santos et al. 2004). Diferentes estudos observaram que a cobertura vegetal e a adição de adubos animais ou verdes nos tratamentos orgânicos contribuíram para o incremento do conteúdo de COS e da Cmic em comparação aos tratamentos convencionais (Fraser et al. 1994; Potthoff et al. 2006; Coll et al. 2011). Além disso, o abundante sistema radicular das culturas de cobertura (*Avena strigosa* Schreb., *Digitaria horizontalis*, *Pisum sativum* sp. Arvense L. e *Lolium multiflorum* Lam.), implementadas na área do P-MA, provavelmente contribui para o efeito rizosférico, fornecendo uma maior disponibilidade de substratos orgânicos para a microbiota do solo (Rovira 1978 citado em Turkington e Klein 1991).

Neste contexto, o valor de Cmic sob o P-MA tende a assemelhar-se com o valor Cmic da VN, o que indica um manejo adequado do solo e menor impacto ao ambiente. O menor conteúdo de Cmic sob o P-MC pode ser associado a uma menor disponibilidade de MO e a condições inadequadas de temperatura e umidade, decorrente das características do manejo do sistema solo – água – cobertura vegetal que é desenvolvido nessa área. Segundo Glover et al. (2000), o manejo do solo no sistema convencional reduz o Cmic por envolver baixa manutenção da cobertura vegetal, maior aplicação de agroquímicos e maior revolvimento do solo.

Da mesma forma, os valores da RBS seguiram uma tendência similar às do Cmic e mostraram diferença significativa ($p < 0.05$) nas áreas avaliadas (Tabela 1). As maiores liberações de CO₂ foram registradas sob a VN e o P-MA, provavelmente devido à alta entrada constante de biomassa vegetal, que resulta em um acúmulo de MO em frações lábeis, promovendo uma alta biomassa e atividade biológica sobre esse material, liberando CO₂ (Santos et al. 2004). Liu et al. (2007), observaram que a RBS do solo foi maior no sistema orgânico em relação ao sistema convencional. Por outro lado, encontramos uma correlação linear positiva entre o Cmic e a RBS ($r = 0.84; p < 0.05$) e a RBS e o COS ($r = 0.70; p < 0.05$), demonstrando que a atividade microbiana sob a VN e o P-MA deve ter sido estimulada pela maior disponibilidade de Cmic e COS. Mesmo que tenha havido maior mineralização do carbono sob o P-MA e a VN, não foi observada uma diminuição nos teores de COS e Cmic, concluindo assim que a entrada de carbono via biomassa vegetal talvez seja maior do que as perdas via respiração microbiana. Estes resultados concordam com os encontrados por Santos et al. (2004).

O número de minhocas (NM) foi significativamente ($p < 0.05$) maior nas áreas do P-MA e da VN do que na área do P-MC (Tabela 1). Enquanto a MDiver foi maior no P-MA do que no P-MC, mas VN não mostrou diferenças entre as áreas agrícolas (Tabela 1). Provavelmente, a cobertura vegetal e as entradas de resíduos vegetais, favoreceram o

incremento do número de minhocas e a diversidade da mesofauna nas áreas da VN e do P-MA (Singh 2018). Scullion et al. (2007), observaram que, depois de dez anos de agricultura orgânica, houve efeitos positivos sob a densidade de minhocas. No P-MC, não foram registradas minhocas, MAbun e MDiver foi menor do que P-MA e VN, o que pode ser devido à permanência da superfície do solo sem cobertura vegetal, ao mínimo aporte de resíduos orgânicos, e às aplicações de herbicida, fungicidas e inseticidas. Segundo Furtak e Galazka (2019), quaisquer mudanças nos atributos do solo podem levar a mudanças no número e na atividade dos organismos do solo, incluindo sua composição de espécies e biodiversidade.

Em geral, o sistema sob o P-MA, com práticas como o plantio direto, culturas de cobertura (gramíneas e leguminosas), a aplicação de adubos orgânicos e adição de resíduos vegetais, contribuiu para um melhor desempenho na maioria de indicadores físicos, químicos e biológicos do solo (Tabela 1). Neste sentido, o sistema agroecológico é uma alternativa importante para proteger e conservar o recurso solo.

Seleção do conjunto mínimo de dados (CMD)

Os indicadores físicos, químicos e biológicos do solo que apresentaram diferenças significativas ($p < 0.05$) entre as áreas (Tabela 1), foram usados para a seleção do CMD. Para a determinação do CMD, a ACP identificou cinco CPs com os autovalores > 1 , o que explica os 84% da variação dos 28 indicadores do solo selecionados para essa análise (Tabela 2).

O primeiro CP possuía sete variáveis altamente ponderadas dentro dos 10% da carga fatorial mais alta, o que explicava 55% da variação (Tabela 2). Esses sete indicadores foram DMP, EA1 ($> 2\text{mm}$), RP, NT, COS, Cmic e RBS, e estavam altamente correlacionados ($r > 0.80$; $p < 0.05$) entre si (Tabela 3). Como esses sete indicadores estavam altamente correlacionados, para evitar redundância na seleção de indicadores, apenas a EA1 ($> 2\text{mm}$) foi escolhida para representar o CP-1 devido à sua maior carga fatorial (0.252, Tabela 2).

Tabela 2 - Análise de componentes principais do conjunto mínimo de dados (CMD), dos pomares de pêssigo e vegetação nativa, Pelotas, RS, Brasil, 2020.

Componentes principais	CP-1	CP-2	CP-3	CP-4	CP-5
Autovalores	15.38	3.94	1.79	1.43	1.06
% de variação	55	14	6	5	5
% acumulada	55	69	75	81	84
Cargas fatoriais					
Ds ^a	-0.229	-0.164	-0.025	-0.075	-0.127
Pt	0.206	-0.153	-0.030	-0.034	-0.082
DMP	0.245	0.081	0.004	0.075	0.073
DMG	0.229	-0.091	0.040	0.134	0.167
EA1 (> 2mm)	0.252*	-0.006	0.012	0.039	0.007
EA3 (< 0.25mm)	-0.229	0.026	-0.063	-0.092	-0.041
RP	-0.237	-0.057	-0.099	-0.039	-0.042
Argila	-0.082	-0.230	-0.395	0.416	0.211
Areia	0.167	-0.210	0.140	-0.447	0.144
Silte	-0.103	0.385	0.152	0.126	-0.302
P	-0.125	-0.372	-0.040	0.203	0.005
K	0.024	-0.333	-0.237	-0.336	-0.201
Na	-0.164	0.220	-0.127	0.085	-0.130
CTC	0.090	-0.134	0.558	-0.038	-0.217
Zn	0.132	-0.160	0.041	0.489	-0.234
Mn	0.148	0.293	0.062	0.103	0.288
V%	0.165	-0.185	0.278	0.067	-0.336
NT	0.237	0.104	-0.136	-0.026	-0.041
COS	0.239	0.005	-0.156	-0.075	-0.072
Est.NT	0.216	0.091	-0.276	-0.130	-0.090
Est.COS	0.180	-0.108	-0.309	-0.211	-0.211
C:N	-0.141	-0.259	0.222	0.053	-0.004
Cmic	0.245	0.030	0.079	0.056	0.101
RBS	0.241	0.126	0.002	0.071	-0.066
NM*	0.148	-0.248	-0.072	0.266	-0.140
MAbun	0.210	0.089	-0.037	0.000	-0.090
MDiver	0.082	-0.198	0.175	-0.023	0.569
MRiqu	-0.231	0.014	0.090	-0.053	0.054

*Dados sublinhados elegidos para o CMD. ^a densidade do solo (Ds), porosidade total (Pt), diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG), estabilidade dos agregados em água (EA), resistência do solo à penetração (RP), Fósforo disponível (P), Potássio disponível (K), Sódio extraível (Na), capacidade de troca de cátions (CTC), Zinco (Zn), Manganês (Mn), saturação por bases (V%), concentrações de nitrogênio total (NT), concentrações de carbono orgânico do solo (COS), estoques de carbono (Est.COS), estoques de nitrogênio (Est.NT), relação carbono/nitrogeno (C:N), carbono da biomassa microbiana (Cmic), respiração microbiana do solo (RMS), número médio de minhocas (NM), abundância da mesofauna (MAbun), diversidade da mesofauna (MDiver) e riqueza da mesofauna (MRiqu).

No CP-2, encontramos duas variáveis altamente ponderadas, Silte e P, que explicaram os 14% da variação (Tabela 2). De acordo com Andrews et al. (2002a), o coeficiente de correlação entre Silte e P ($r = -0.29$, Tabela 3) ficou abaixo de ($r < 0.60$) e ambos foram retidos para representar o CP-2 (Tabela 2). O CP-3, CP-4 e CP-5 receberam apenas uma variável com alto fator de carga, de modo que a CTC, o Zn e a MDiver, respectivamente, também foram preservados no MDS (Tabela 2). Os indicadores selecionados no CMD foram EA1 (> 2 mm), Silte, P, CTC, Zn e MDiver para avaliar a QS sob as áreas de estudo. Esses indicadores também foram sugeridos em (Lima et al. 2013; Singh et al. 2014; Cherubin et al. 2016; Chandel et al. 2018; Li et al. 2019).

Tabela 3 - Coeficientes de correlação (Pearson) do conjunto mínimo de dados (CMD) dos pomares de pêssego e vegetação nativa. Pelotas, RS, Brasil, 2020.

Atributos ^a	DMP	> 2mm	RP	NT	COS	Cmic	RBS	Silte	P	CTC	Zn	MDiver
DMP	1.00											
> 2mm	0.96*	1.00										
RP	-0.91*	-0.92*	1.00									
NT	0.90*	0.90*	-0.86*	1.00								
COS	0.89*	0.92*	-0.84*	0.92*	1.00							
Cmic	0.95*	0.95*	-0.96*	0.88*	0.86*	1.00						
RBS	0.95*	0.95*	-0.93*	0.93*	0.88*	0.94*	1.00					
Silte	-0.29	-0.39*	0.25	-0.24	-0.38	-0.37	-0.15	1.00				
P	-0.56*	-0.44*	0.51*	-0.60*	-0.47*	-0.50*	-0.61*	-0.29	1.00			
CTC	0.29	0.35	-0.41*	0.19	0.22	0.39	0.25	-0.17	-0.04	1.00		
Zn	0.47*	0.56*	-0.50*	0.39*	0.40*	0.52*	0.50*	-0.28	0.13	0.27	1.00	
MDiver	0.26	0.32	-0.31	0.19	0.22	0.32	0.14	-0.48*	0.09	0.26	0.23	1.00

* A correlação é significativa no nível ($p < 0.05$). ^a diâmetro médio ponderado (DMP), estabilidade dos agregados em água (EA > 2mm), resistência do solo à penetração (RP), concentrações de nitrogênio total (NT), concentrações de carbono orgânico do solo (COS), carbono da biomassa microbiana (Cmic), respiração microbiana do solo (RMS), Fósforo disponível (P), capacidade de troca de cátions (CTC), Zinco (Zn) e diversidade da mesofauna (MDiver).

Assim, o IQS no solo da VN (0.81 ± 0.01) e no solo do P-MA (0.62 ± 0.02) foi significativamente superior ao do solo do P-MC (0.37 ± 0.03) (Figura 4). Os resultados indicaram que o IQS sob a VN e o P-MA tende a assemelhar-se e diferem significativamente com o P-MC. A classificação do IQS, mostrou uma tendência similar aos valores estatísticos, apresentando a seguinte ordem: a VN mostrou uma QS alta (IQS > 0.75), seguida por P-MA, que mostrou uma QS média (IQS 0.50 a 0.75) e, na categoria de baixa QS (IQS < 0.50), foi enquadrado o P-MC (Tabela 4).

Resultados semelhantes foram encontrados por Singh et al. (2014) e Chandel et al. (2018), onde as áreas de floresta natural apresentaram um maior IQS do que as áreas agrícolas.

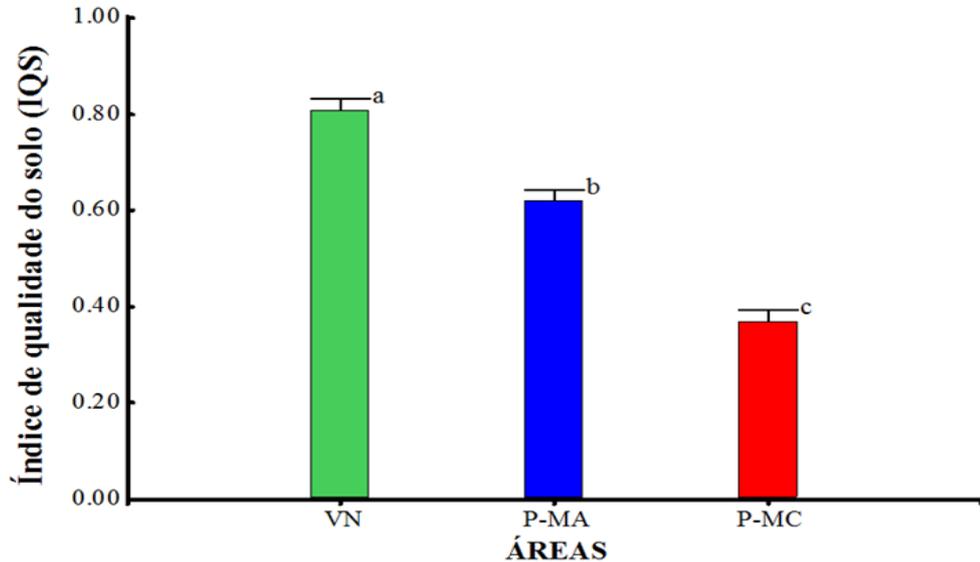


Figura 4 - Valores médios do índice de qualidade do solo (IQS) para pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN). Pelotas, RS, Brasil, 2020.

Tabela 4 - Estatística descritiva e classificação do IQS dos pomares de pêsego e vegetação nativa. Pelotas, RS, Brasil, 2020.

Indicador	Mín	Máx	Média	EE	p-valor	Classificação do IQS**
0 a 20 cm						
IQS-PMC*	0.24	0.57	0.37c	± 0.03		Baixo
IQS-PMA	0.47	0.68	0.62b	± 0.02	<0.0001	Médio
IQS-VN	0.78	0.84	0.81a	± 0.01		Alto

Diferentes letras minúsculas na mesma coluna correspondem à diferença significativa pelo teste LSD Fisher em $p < 0.05$ na camada de 0 a 20 cm. * pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN). ** IQS (Baixo <0.5; Médio 0.5-0.70; Alto >0.70).

A contribuição percentual dos indicadores na formação do IQS foi de 48% para EA1 (> 2 mm), 16% para P, 14% Silte, 9% para Zn, 8% para CTC e 7% para MDiver (Figura 5). Enquanto, a contribuição específica dos indicadores do CMD para o IQS em cada área avaliada é apresentada por meio do gráfico de sectores (Figura 6). Isso mostrou que a contribuição de EA1 (> 2 mm) para o IQS foi maior sob as áreas da VN (74%), seguido por P-MA (60%) e P-MC (9%).

Para P, CTC e Zn a contribuição máxima para o IQS foi observada no P-MC, seguido por P-MA e VN. O silte contribuiu com o máximo para o IQS sob o P-MC (28%) e o mínimo sob a P-MA (4%). Finalmente, a MDiver contribuiu com o máximo para o IQS sob P-MA (8%) e P-MC (8%) e o mínimo sob a VN (5%).

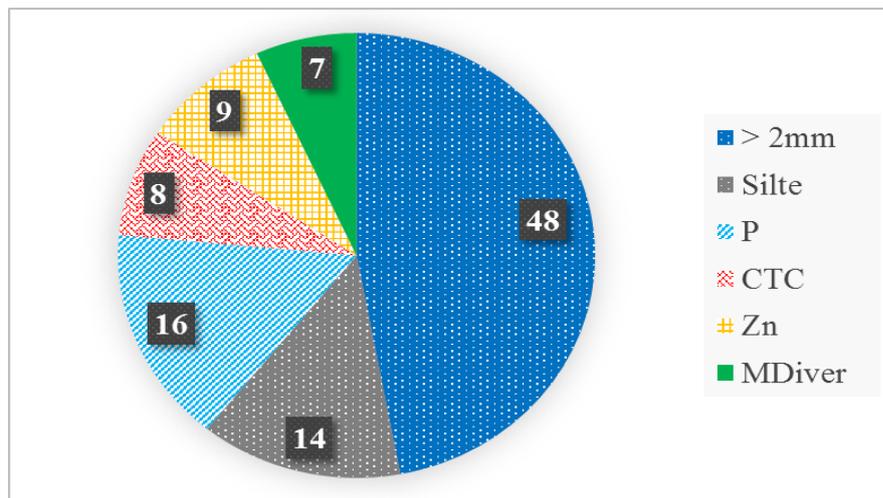


Figura 5 - Contribuição (%) geral dos indicadores de qualidade do solo selecionados para o desenvolvimento do IQS em pomares de pêssgo e vegetação nativa. Pelotas, RS, Brasil, 2020. Estabilidade dos agregados em água (EA > 2mm), Fósforo disponível (P), capacidade de troca de cátions (CTC), Zinco (Zn) e diversidade da mesofauna (MDiver).

A área da VN, como era esperado, apresentou a maior IQS, seguida pela área do P-MA, isso pode ser atribuído pela maior contribuição do indicador de EA1 (> 2 mm), nessas áreas (Figura 6). Este foi o indicador com maior peso do IQS, e pode estar associado ao constante acúmulo de resíduos orgânicos no solo ao longo dos anos nessas áreas, o que pode ser verificado com os valores de Est. COS encontrados no P-MA (42.02 Mg ha⁻¹), a VN (41.78 Mg ha⁻¹) (Tabela 1), e a correlação linear positiva entre o COS e EA1 (> 2 mm) ($r = 0.68$; $p < 0.05$) (Dados não mostrados).

Demonstrando que o Est. COS, sob a VN e o P-MA pode ter contribuído para a EA1 > 2 mm. Além, da cobertura vegetal, MO, aplicação de adubos orgânicos e o não revolvimento do solo. O COS é importante na criação e na estabilidade de agregados do solo (Tisdall e Oades 1982; Malamoud et al. 2009). Explicações semelhantes são válidas para o menor valor do IQS no P-MC, que apresentou uma menor contribuição da EA1 (> 2 mm) e um menor Est. COS

(34.65 Mg ha⁻¹; Tabela 1), o que pode estar relacionado com a menor entrada de resíduos orgânicos, resultante das características do manejo do sistema solo – água – cobertura vegetal que é desenvolvido nessa área, o que por sua vez resultou em declínio da QS.

Por outro lado, quando comparamos as áreas agrícolas, a contribuição do P para o P-MC foi de 31% foi o indicador mais poderoso da QS para essa área (Figura 6). No entanto, o P também teve uma contribuição alta (14%), foi o segundo indicador mais poderoso na área do P-MA (Figura 6). Como mencionamos acima, altos teores de P podem estar associados com a aplicação de adubos minerais no P-MC e adubos orgânicos ricos em fosfatos e mineralização do P pela fauna edáfica nas áreas do P-MA. De forma geral, a VN e o P-MA apresentaram uma melhor QS do que o P-MC. Nossos resultados concordam com os resultados de diferentes estudos (Glover et al. 2000; Askari e Holden 2014; Liu et al. 2014), os quais encontraram que o manejo de maior intensidade mostrou o menor IQS.

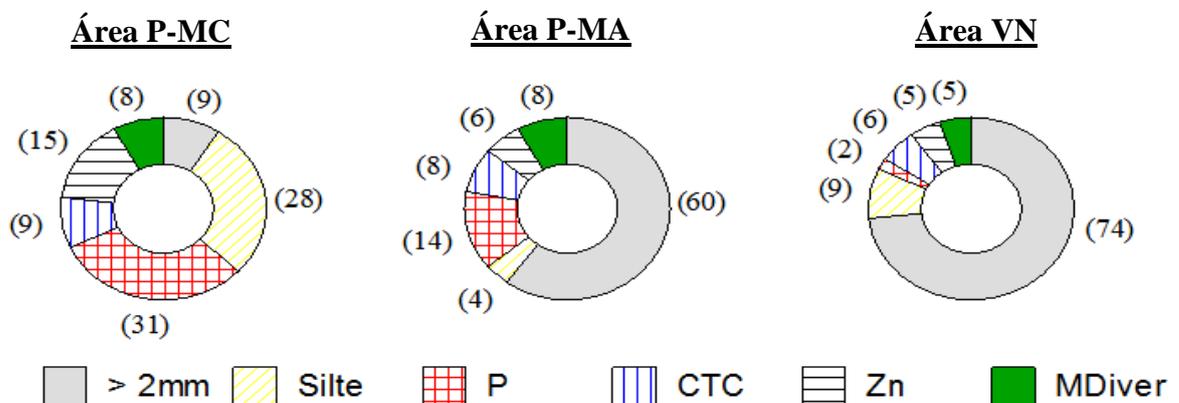


Figura 6 - Contribuição (%) específica dos indicadores selecionados para o desenvolvimento do IQS em cada área: pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN). Pelotas, RS, Brasil, 2020. Estabilidade dos agregados em água (EA> 2mm), Fósforo disponível (P), capacidade de troca de cátions (CTC), Zinco (Zn) e diversidade da mesofauna (MDiver).

Assim, um adequado manejo do sistema solo – água – cobertura vegetal melhora os indicadores físicos, químicos e biológicos do solo, o que resulta em uma melhor condição da QS, no aumento da capacidade de resiliência e na sustentabilidade do sistema. Com base nos resultados acima, a área sob o P-MA tende a assemelhar-se com a área de VN, já que ambas as

áreas mostraram um efeito positivo na QS em comparação à área do P-MC. De acordo com Altieri e Nicholls (2015), no coração da estratégia agroecológica está a ideia de que um sistema agrícola deve imitar o funcionamento dos sistemas naturais, exibindo, assim, um ciclo ajustado de nutrientes, estrutura complexa e biodiversidade melhorada. O contrário da área sob o P-MC, onde, a família agricultora deve melhorar os indicadores (EA1 > 2 mm, DMP, DMG, Ds, Pt, RP, Est.COS, CTC, Cmic, RSB e Minhocas) que estão limitando a QS e prestar mais atenção ao manejo do sistema solo – água – cobertura vegetal que é desenvolvido nessa área.

Conclusões

O pessegueiro sob manejo agroecológico, com mais de 21 anos tende a assemelhar-se com a vegetação nativa e ambas as áreas tiveram um efeito positivo nos indicadores do solo e, portanto, na qualidade do solo.

Os agregados do solo é o indicador que mais contribuiu nos índices de qualidade do solo da vegetação nativa e o pessegueiro sob manejo agroecológico, com mais de 21 anos. Isso pode ser atribuído pelo constante acúmulo de resíduos orgânicos no solo ao longo dos anos nessas áreas.

O índice de qualidade do solo mostrou diferenças significativa e apresentaram a seguinte ordem: a vegetação nativa > o pessegueiro com manejo agroecológico > o pessegueiro com manejo convencional. Assim, o resultado deste estudo destacou, que entre as áreas agrícolas, o manejo agroecológico tem potencial para manter ou melhorar a qualidade do solo na região da colônia Maciel. Nesse sentido, é possível recomendar o conjunto de práticas desenvolvidas nesta área.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento desta pesquisa e pela concessão da bolsa ao primeiro autor. Agradecemos também ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção da Agricultura Familiar

(PPG SPAF) da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, da Universidade Federal de Pelotas (UFPel - Brasil), à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa - Clima Temperado), aos auxiliares de campo, aos técnicos de laboratório, e aos agricultores familiares por suas contribuições neste estudo. Por último, mas não menos importante, aos revisores anônimos e aos editores responsáveis desta revista pelos valiosos comentários e sugestões para melhorar este manuscrito.

Referências

- Altieri M, Nicholls C. 2004. Biodiversity and pest management in agroecosystems. 2nd ed. Binghamton, NY, USA: CRC Press.
- Altieri M, Nicholls C. 2015. Agroecology, Key Concepts, Principles and Practices. Penang, Malaysia: Third World Network (TWN)-SOCLA.
- Anderson J, Domsch K. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol Biochem.* 10(3):215-221.
- Andrews S. 1998. Sustainable agriculture alternatives: ecological and managerial implications of poultry litter management alternatives applied to agronomic soils. Athens, GA, USA: University of Georgia.
- Andrews SS, Carroll CR. 2001. Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management. *Ecol Appl.* 11(6):1573-1585.
- Andrews SS, Karlen DL, Cambardella CA. 2004. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. *Soil Sci Soc Am J.* 68(6):1945-1962.
- Andrews SS, Mitchell JP, Mancinelli R, Karlen DL, Hartz TK, Horwath WR, Pettygrove GS, Scow KM, Munk DS. 2002a. On-farm assessment of soil quality in California's Central Valley. *Agron J.* 94(1):12-23.
- Andrews S, Karlen D, Mitchell J. 2002b. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production system in Northern California. *Agr Ecosyst Environ.* 90:25-45.
- Arcand MM, Schneider KD. 2006. Plant-and microbial-based mechanisms to improve the agronomic effectiveness of phosphate rock: a review. *An Acad Bras Ciênc.* 78(4):791-807.
- Armenise E, Redmile-Gordon M, Stellacci A, Ciccarese A, Rubino P. 2013. Developing a soil quality index to compare soil fitness for agricultural use under different managements in the Mediterranean environment. *Soil Till Res.* 130:91-98.
- Askari MS, Holden NM. 2014. Indices for quantitative evaluation of soil quality under grassland management. *Geoderma.* 230:131-142.
- Bachelier G. 1978. La faune des sols, son écologie et son action. Orstom, Paris: (Documentation technique 38).
- Bansal M. 2017. Chapter 43, Organic farming: is it a solution to safe food? In: Gupta; RK, Dudeja; P, Minhas S, editors. *Food Safety in the 21st Century.* London, UK: Elsevier; p. 515-525.
- Basak B, Biswas D. 2009. Influence of potassium solubilizing microorganism (*Bacillus mucilaginosus*) and waste mica on potassium uptake dynamics by sudan grass (*Sorghum vulgare* Pers.) grown under two Alfisols. *Plant and Soil.* 317(1-2):235-255.

- Biswas S, Hazra G, Purakayastha T, Saha N, Mitran T, Roy SS, Basak N, Mandal B. 2017. Establishment of critical limits of indicators and indices of soil quality in rice-rice cropping systems under different soil orders. *Geoderma*. 292:34-48.
- Blake GR, Hartge K. 1986. Chapter 13, Bulk density 1. In: Klute A, editor. *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods Second Edition*. Madison, WI: Am. Soc. Ag., Soil Sci. Soc. Am; p. 363-375.
- Bouyoucos GJ. 1927. The hydrometer as a new method for the mechanical analysis of soils. *Soil Sci*. 23(5):343-354.
- Brust GE. 2019. Management strategies for organic vegetable fertility. In: Micallef DBaSA, editor. *Safety and Practice for Organic Food*. Elsevier; p. 193-212.
- Bünemann EK, Bongiorno G, Bai Z, Creamer RE, De Deyn G, de Goede R, Fleskens L, Geissen V, Kuyper TW, Mäder P. 2018. Soil quality—A critical review. *Soil Biol Biochem*. 120:105-125.
- Carvalho Jds. 2015. Quality attributes of a Albaqualf in CropLivestock Systems Integration in Pampa Biome. M.Sc. Thesis. Pelotas, RS, Brasil: Federal University of Pelotas.
- Castro FC, Araújo JF, dos Santos AM. 2019. Susceptibility to soil salinization in the quilombola community of Cupira-Santa Maria da Boa Vista-Pernambuco—Brazil. *Catena*. 179:175-183.
- Chandel S, Hadda MS, Mahal AK. 2018. Soil Quality Assessment Through Minimum Data Set Under Different Land Uses of Submontane Punjab. *Commun Soil Sci Plan*. 49(6):658-674.
- Cheng J, Ding C, Li X, Zhang T, Wang X. 2016. Soil quality evaluation for navel orange production systems in central subtropical China. *Soil Till Res*. 155:225-232.
- Cherubin MR, Karlen DL, Cerri CE, Franco AL, Tormena CA, Davies CA, Cerri CC. 2016. Soil quality indexing strategies for evaluating sugarcane expansion in Brazil. *PloS one*. 11(3):e0150860.
- Coll P, Le Cadre E, Blanchart E, Hinsinger P, Villenave C. 2011. Organic viticulture and soil quality: A long-term study in Southern France. *Appl Soil Ecol*. 50:37-44.
- Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, Gonzalez L, Tablada M, Robledo CW. 2011. InfoStat [programa de cómputo]. Version 02-10-2017. Córdoba, Argentina: National University of Cordoba.
- Ditzler CA, Tugel AJ. 2002. Soil quality field tools: experiences of USDA-NRCS Soil Quality Institute. *Agro J*. 94(1):33-38.
- Doran JW. 2002. Soil health and global sustainability: translating science into practice. *Agr Ecosyst Environ*. 88(2):119-127.
- Doran JW, Parkin TB. 1994. Chapter 1, Defining and assessing soil quality. In: Stewart JWDDCCDFBBA, editor. *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison, Wisconsin, USA: SSSA Special Publication 35; p. 1-21.
- Doran JW, Zeiss MR. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Appl Soil Ecol*. 15(1):3-11.
- Ellert B, Bettany J. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil Sci*. 75(4):529-538.
- EMBRAPA (Brazilian Agricultural Research Corporation). 2018. *Brazilian Soil Classification System*. Vol. 5. Brasília, DF: Embrapa. National Soil Research Center: Rio de Janeiro.
- EMBRAPA (Brazilian Agricultural Research Corporation). 1997. *Soil Analysis Methods Manual*. 2nd ed. Rio de Janeiro, Brasil: National Soil Research Center.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2018. *Global Food and Agriculture Statistics of FAO (FAOSTAT)*. [accessed 25 Agosto 2019]. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>.

- Ferreira AdS, Camargo FAdO, Vidor C. 1999. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. *Rev Bras Cienc Solo*. 23(4):991-996.
- Fisher MR. 2018. Chapter 9, Conventional & Sustainable Agriculture. *Environmental Biology*. Open Oregon Educational Resources; p. 257-273.
- Fraser P, Haynes R, Williams P. 1994. Effects of pasture improvement and intensive cultivation on microbial biomass, enzyme activities, and composition and size of earthworm populations. *Biol Fert Soils*. 17(3):185-190.
- Freitas L, de Oliveira IA, Silva LS, Frare JCV, Filla VA, Gomes RP. 2017. Indicators of the chemical and physical quality of the soil under different management systems. *Rev Unim Ciênc*. 26(1-2).
- Furlan L, Contiero B, Chiarini F, Colauzzi M, Sartori E, Benvegnù I, Fracasso F, Giandon P. 2017. Risk assessment of maize damage by wireworms (Coleoptera: Elateridae) as the first step in implementing IPM and in reducing the environmental impact of soil insecticides. *Environ Sci Pollut R*. 24(1):236-251.
- Furtak K, Galazka A. 2019. Edaphic Factors and their Influence on the Microbiological Biodiversity of the Soil Environment. *Adv Microbiol-Ny*. 58(4):375-384.
- Garcez D, Netto CGAM. 2008. Ecological-based production systems: re-localization and reactivation of the rural space in the northern coast of the rio grande do sul. *Agrária*.(8):23-48.
- Gliessman SR. 2014. *Agroecology: the ecology of sustainable food systems*. Boca Raton, FL, USA: CRC press.
- Glover J, Reganold J, Andrews P. 2000. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. *Agr Ecosyst Environ*. 80(1-2):29-45.
- Gomes GC. 2014. Native trees and local knowledge as a contribution to sustainability of family agroecosystems in the Serra dos Tapes, RS. Ph.D. Thesis. Pelotas, RS, Brasil: Federal University of Pelotas.
- Gomiero T. 2016. Soil degradation, land scarcity and food security: Reviewing a complex challenge. *Sustainability*. 8(3):281.
- Gomiero T. 2019. Chapter 2, Soil and crop management to save food and enhance food security. In: Galanakis CM, editor. *Saving Food: Production, Supply Chain, Food Waste and Food Consumption*. Elsevier; p. 33-87.
- Government of Brazil. 2020. Family farming. Brazil; [accessed 10 Setembro 2020]. <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/agricultura-familiar/agricultura-familiar-1>.
- Herrick JE. 2000. Soil quality: an indicator of sustainable land management? *Appl Soil Ecol*. 15(1):75-83.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2018. *Produção Agrícola Brasil: IBGE*; [accessed 2019 2 Setembro de 2019]. <https://www.ibge.gov.br/>.
- INMET (National Meteorological Institute). 2019. *Clima Pelotas*. [accessed 6 Março 2019]. <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/rio-grande-do-sul/pelotas-2118/>.
- Jahany M, Rezapour S. 2020. Assessment of the quality indices of soils irrigated with treated wastewater in a calcareous semi-arid environment. *Ecol Indic*. 109:105800.
- Karlen DL, Ditzler CA, Andrews SS. 2003. Soil quality: why and how? *Geoderma*. 114(3-4):145-156.
- Karlen DL, Mausbach MJ, Doran JW, Cline R, Harris R, Schuman G. 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). *Soil Sci Soc Am J*. 61(1):4-10.

- Karlen DL, Stott DE. 1994. Chapter 4, A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran JW, Coleman DC, Bezdicek DF et al., editors. Defining soil quality for a sustainable environment. Madison, WI, USA.: Soil Science Society of America Special. Publication no. 35; p. 53-72.
- Kemper W, Rosenau R. 1986. Chapter 17, Aggregate stability and size distribution. *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods*. 2nd ed. Madison, WI, USA. : American Society of Agronomy-Soil Science Society of America; p. 425-442.
- Kunde RJ. 2016. Soil quality in Integrated Crop-Livestock Systems in the Pampa Biome. Ph.D. Thesis. Pelotas, RS, Brasil: Federal University of Pelotas.
- Lal R. 2015. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*. 7(5):5875-5895.
- Larson WE, Pierce FJ. 1994. Chapter 3, The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: Doran JW, Coleman DC, Bezdicek DF et al., editors. Defining soil quality for a sustainable environment. Madison, WI, USA: SSSA Special Publications; p. 37-51.
- Lavelle P. 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*. 33(33):3-16.
- Le Campion A, Oury F-X, Heumez E, Rolland B. 2020. Conventional versus organic farming systems: dissecting comparisons to improve cereal organic breeding strategies. *Organic Agriculture*. 10(1):63-74.
- Lemos Rd, Santos Rd. 1996. *Field Soil Description and Collection Manual*. 3rd ed. Campinas, Brasil: Brazilian Society of Soil Science (SBCS)/Embrapa—CNPS.
- Li P, Shi K, Wang Y, Kong D, Liu T, Jiao J, Liu M, Li H, Hu F. 2019. Soil quality assessment of wheat-maize cropping system with different productivities in China: Establishing a minimum data set. *soil till res*. 190:31-40.
- Li P, Zhang T, Wang X, Yu D. 2013. Development of biological soil quality indicator system for subtropical China. *Soil Till Res*. 126:112-118.
- Lima A, Brussaard L, Totola M, Hoogmoed W, De Goede R. 2013. A functional evaluation of three indicator sets for assessing soil quality. *Appl Soil Ecol*. 64:194-200.
- Lima CLRd, Reinert DJ, Reichert JM, Suzuki LEAS. 2010. Yield of crops and soil resistance to penetration of the Alfisol under different management. *Pesq agropec bras*. 45(1):89-98.
- Lima HVd, Oliveira TSd, Oliveira MMD, Mendonça EdS, Lima PJBF. 2007. Soil quality indicators in organic and conventional cultivation systems in the semi arid areas of ceara - brazil. *R Bras Ci Solo*. 31:1085-1098.
- Liu B, Tu C, Hu S, Gumpertz M, Ristaino JB. 2007. Effect of organic, sustainable, and conventional management strategies in grower fields on soil physical, chemical, and biological factors and the incidence of Southern blight. *Appl Soil Ecol*. 37(3):202-214.
- Liu Z, Zhou W, Shen J, Li S, He P, Liang G. 2014. Soil quality assessment of Albic soils with different productivities for eastern China. *Soil Till Res*. 140:74-81.
- Machado MIR, Machado AR, Zambiasi RC. 2020. Peach: Physico-Chemical characteristics and Bioactive Compounds Content. *Res Soc Dev*. 9(7):e216973103.
- Madail JCM, Razeira MdCB, Belarmino LC. 2014. Economy of the peach in Brazil. *Las Brujas - Uruguay*; [accessed 8 Janeiro 2020]. http://www.inia.org.uy/online/files/basesdatos/file_12112007085429.pdf.
- Malamoud K, McBratney AB, Minasny B, Field DJ. 2009. Modelling how carbon affects soil structure. *Geoderma*. 149(1-2):19-26.
- Mandal UK, Warrington D, Bhardwaj A, Bar-Tal A, Kautsky L, Minz D, Levy G. 2008. Evaluating impact of irrigation water quality on a calcareous clay soil using principal component analysis. *Geoderma*. 144(1-2):189-197.

- Masto R, Chhonkar P, Purakayastha T, Patra A, Singh D. 2008. Soil quality indices for evaluation of long-term land use and soil management practices in semi-arid sub-tropical India. *Land Degrad Dev.* 19(5):516-529.
- Masto RE, Chhonkar PK, Singh D, Patra AK. 2007. Soil quality response to long-term nutrient and crop management on a semi-arid Inceptisol. *Agr Ecosyst Environ.* 118(1-4):130-142.
- McKay B, Nehring R. 2014. Sustainable Agriculture: An Assessment of Brazil's Family Farm Programmes in Scaling Up Agroecological Food Production. Working Paper No. 123, International Policy Centre for Inclusive Growth (IPCIG), March; [updated Mar; accessed 20 Janeiro 2020]. <http://hdl.handle.net/1765/76956>.
- Mockshell J, Villarino M, Eliza J. 2018. Agroecological intensification: potential and limitations to achieving food security and sustainability. In: Ferranti P, Berry EM, Anderson JR, editors. *Encyclopedia of Food Security and Sustainability*. Cambridge: Elsevier; p. 64–70.
- Mohanty M, Painuli D, Misra A, Ghosh P. 2007. Soil quality effects of tillage and residue under rice–wheat cropping on a Vertisol in India. *Soil Till Res.* 92(1-2):243-250.
- Nabiollahi K, Taghizadeh-Mehrjardi R, Eskandari S. 2018. Assessing and monitoring the soil quality of forested and agricultural areas using soil-quality indices and digital soil-mapping in a semi-arid environment. *Arch Agron Soil Sci.* 64(5):696-707.
- Nabiollahi K, Taghizadeh-Mehrjardi R, Kerry R, Moradian S. 2017. Assessment of soil quality indices for salt-affected agricultural land in Kurdistan Province, Iran. *Ecol Indic.* 83:482-494.
- Nakajima T, Lal R, Jiang S. 2015. Soil quality index of a crosby silt loam in central Ohio. *Soil Till Res.* 146:323-328.
- Nehrani SH, Askari MS, Saadat S, Delavar MA, Taheri M, Holden NM. 2020. Quantification of soil quality under semi-arid agriculture in the northwest of Iran. *Ecol Indic.* 108:105770.
- Nelson DW, Sommers LE. 1996. Chapter 34, Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks DL, Page AL, Helmke PA et al., editors. *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods*. Madison, WI: SSSA Book Series; p. 961-1010.
- Palmeira P, Pauletto E, Teixeira C, Gomes AdS, Silva Jd. 1999. Soil aggregation of an Albaqualf submitted to different soil tillage systems. *Rev Bras Ciênc Solo.* 23(2):189-195.
- Paula BVd, Lima AC, Casalinho HD, Buss RB, Ribes R, Ribeiro TR. 2015. Diagnosis of soil quality under cultivation peach in family based agroecosystems. *Rev Fac Agron.* 114(2):271-278.
- Pirt SJ. 1975. *Principles of microbe and cell cultivation*. Oxford, UK: Blackwell Scientific Publications.
- Potthoff M, Steenwerth KL, Jackson LE, Drenovsky RE, Scow KM, Joergensen RG. 2006. Soil microbial community composition as affected by restoration practices in California grassland. *Soil Biol Biochem.* 38(7):1851-1860.
- Purakayastha T, Chhonkar P, Bhadraray S, Patra A, Verma V, Khan M. 2007. Long-term effects of different land use and soil management on various organic carbon fractions in an Inceptisol of subtropical India. *Soil Res.* 45(1):33-40.
- Raiesi F. 2017. A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland arid and semiarid regions. *Ecol Indic.* 75:307-320.
- Reichert JM, Reinert D, Braida JA. 2003. Soil quality and sustainability of agricultural systems. *Ciência e Ambiente.* 27:29-48.
- Rodrigues W. 2020. DivEs® - Specific diversity v.4.12. (AntSoft Systems On Demand) - User Guide. Viçosa, Brasil. p. 2005.

- Rojas JM, Prause J, Sanzano GA, Arce OEA, Sanchez MC. 2016. Soil quality indicators selection by mixed models and multivariate techniques in deforested areas for agricultural use in NW of Chaco, Argentina. *Soil Till Res.* 155:250-262.
- Rovira A. 1978. Microbiology of pasture soils and some effects of microorganisms on pasture plants. In: Wilson JR, editor. *Plant Relations in Pastures*. Australia: Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO); p. 95-110.
- Santos V, Castilhos DD, Castilhos R, Pauletto E, Gomes A, Silva D. 2004. Biomass, Microbial Activity, Carbon And Nitrogen Total Of An Albaqualf Under Different Tillage Systems. *Curr Agric Sci Tech.* 10(3):333-338.
- Scullion J, Neale S, Philips L. 2007. Earthworm casting and burrowing activity in conventional and organic grass-arable rotations. *Eur J Soil Biol.* 43:S216-S221.
- Shennan C, Krupnik TJ, Baird G, Cohen H, Forbush K, Lovell RJ, Olimpi EM. 2017. Organic and conventional agriculture: a useful framing? *Annu Rev Env Resour.* 42:317-346.
- Silva LdS, Gatiboni LC, Anghinoni I, Souza ROd, Emani PR. 2016. Marino J. Tedesco CG, Ibanor Anghinoni, Carlos A. Bissani, Flávio A. O. Camargo e Sirio Wiethölter, editor. *Manual of fertilization and liming for the states of Rio Grande of the South and Santa Catarina*. 11th ed. Porto Alegre, Brasil: Southern Regional Nucleus of the Brazilian Soil Science Society.
- Singh A, Bordoloi L, Kumar M, Hazarika S, Parmar B. 2014. Land use impact on soil quality in eastern Himalayan region of India. *Environ Monit Assess.* 186(4):2013-2024.
- Singh J. 2018. Chapter 3, Role of earthworm in sustainable agriculture. In: Galanakis CM, editor. *Sustainable Food Systems from Agriculture to Industry*. Cambridge, UK: Elsevier; p. 83-122.
- Stöcker CM. 2015. Soil quality in areas under vine cultivation on family farms in the municipality of Pelotas - RS. M.Sc. Thesis. Pelotas, RS, Brasil Federal University of Pelotas.
- Stotzky G. 1979. Microbial respiration. In: Black CA, Evans, D.D., Ensminger, L.E., White, J.L., Clark, F.E., Dinauer, R.C, editor. *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*. Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy; p. 1550-1572.
- Streck EV, Kämpf N, Dalmolin RSD, Klamt E, Nascimento PD, Schneider P, Giasson E, Pinto L. 2008. *Soils of Rio Grande do Sul*. 2nd ed. Porto Alegre, Brasil: UFRGS: EMATER/RS-ASCAR.
- Suzuki LEAS, Reinert DJ, Reichert JM, Lima CLRD. 2008. Estimating soil susceptibility to compaction and load support capacity based on physical parameters of soils from Rio Grande do Sul State. *Rev Bras Ciênc Solo.* 32(3):963-973.
- Tedesco MJ, Gianello C, Bissani CA, Bohnen H, Volkweiss SJ. 1995. *Analysis of soil, plants and other materials*. 2nd ed. Porto Alegre, Brasil: Porto Alegre: UFRGS, Soil Department. (Boletim Técnico 5).
- Teixeira W, Schroth G, Marques J, Huwe B. 2003. Sampling and TDR probe insertion in the determination of the volumetric soil water content. *Rev Bras Ciênc Solo.* 27(4):575-582.
- Tisdall J, Oades J. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33, 141-163.
- Triantafyllidis V, Kosma AKC, Patakas A. 2018. An assessment of the soil quality index in a Mediterranean agro ecosystem. *Emir J Food Agr.* 1042-1050.
- Turkington R, Klein E. 1991. Competitive outcome among four pasture species in sterilized and unsterilized soils. *Soil Biol Biochem.* 23(9):837-843.
- USDA (The U.S. Department of Agriculture). 2001. *Soil quality test kit guide - Earthworms Test*. Washington, USA: Soil Quality Institute, National Resources Conservation Service, USA.

- Vance ED, Brookes PC, Jenkinson DS. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol Biochem.* 19(6):703-707.
- Vogtmann H. 1984. Organic farming practices and research in Europe. *ASA Special Publications.* 46:19-36.
- Wang H, Shi X, Yu D, Weindorf DC, Huang B, Sun W, Ritsema CJ, Milne E. 2009. Factors determining soil nutrient distribution in a small-scaled watershed in the purple soil region of Sichuan Province, China. *Soil Till Res.* 105(2):300-306.
- Yoder RE. 1936. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses 1. *Agron J.* 28(5):337-351.
- Yue-Ju X, Shu-Guang L, Yue-Ming H, Jing-Feng Y. 2010. Soil quality assessment using weighted fuzzy association rules. *Pedosphere.* 20(3):334-341.

6 Artigo - 2

Estoques de carbono orgânico do solo e nitrogênio total em sistemas agrícolas familiares com manejo convencional e agroecológico no Sul do Brasil

Submetido para a revista: "Agriculture, Ecosystems and Environment"

Estoques de carbono orgânico do solo e nitrogênio total em sistemas agrícolas familiares com manejo convencional e agroecológico no Sul do Brasil

José Manuel Ochoa Henriquez ^{a*}, Juliana Dos Santos Carvalho ^a, Helvio Debli Casalinho ^b, Ana Cláudia Rodrigues De Lima ^b

^a Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Universidade Federal de Pelotas (UFPEL), Pelotas, Brasil

^b Departamento de Solo, Universidade Federal de Pelotas (UFPEL), Campus do Leão Campus, CEP 96160-000 Pelotas, RS, Brasil

* Autor para correspondência. Tel.: +55 53981160418

E-mail address: jmochoa060@gmail.com (J.M. Ochoa)

Abstract

Agroecological systems have been widely adopted by family farmers in Southern Brazil in recent decades. However, knowledge of soil organic carbon (SOC) and total nitrogen (TN) changes in family farming is still limited due to the complexity of these systems. Therefore, a research was conducted in Southern Brazil, to estimate SOC and TN concentrations and stocks in family peach farms with agroecological management (AM), conventional management (CM) and native forest (NF). The bulk density mean values varied significantly across the studied areas and soil layers in the following order: CM > AM > NF. In general, NF and AM soils presented significantly higher SOC and TN concentrations and stocks throughout the soil profile, compared to the CM soil. With SOC and TN stocks from NF as baseline values, we estimated that AM accumulated an average $0.10 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ and $-0.04 \text{ Mg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ over 21 years, whereas soil under CM accumulated $-1.02 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ and $-0.11 \text{ Mg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ over 21 years, in the superficial layer. The CO_2 emissions in the superficial layer accounted for -1.74% and 18.53% in AM and CM, respectively. We observed that the AM area tends to resemble the NF area. The study revealed that AM has the potential to sequester SOC. Also, it could be an effective strategy to improve soil quality and agroecosystem sustainability.

Keywords: Sustainable agriculture; Agroecology; Family farming; Soil Organic Carbon; Total Nitrogen; Soil quality

Resumo

Nas últimas décadas, os sistemas de produção agrícola de base ecológica têm sido largamente adotados por agricultores familiares no Sul do Brasil. Contudo, o conhecimento sobre as mudanças do carbono orgânico do solo (COS) e do nitrogênio total (NT) na agricultura familiar ainda é limitado devido à complexidade desses sistemas. Portanto, foi realizada uma pesquisa nessa região do país com o objetivo de estimar as concentrações e estoques de COS e NT em

propriedades familiares, produtoras de pêssego cultivadas há mais de 21 anos, submetidas a manejos agroecológico (P-MA), convencional (P-MC), e vegetação nativa (VN). Os valores médios de densidade do solo variaram significativamente entre as áreas estudadas e as diferentes camadas de solo, na seguinte ordem: P-MC > P-MA > VN. De modo geral, em comparação ao solo de P-MC, os solos de VN e P-MA apresentaram concentrações e estoques de COS e NT significativamente mais altos ao longo do perfil do solo. Adotando os estoques de COS e NT da VN como valores de referência, estimamos que a área de P-MA acumulou uma média de $0.10 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $-0.04 \text{ Mg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ao longo de 21 anos, enquanto o solo de P-MC perdeu $-1.02 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $-0.11 \text{ Mg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nos mesmos 21 anos, na camada superficial. As emissões de CO_2 na camada superficial foram de -1.74% e 18.53% em P-MA e P-MC, respectivamente. Observamos que a área de P-MA apresenta valores de COS aproximados à área de VN. O estudo revelou que P-MA tem o potencial de sequestrar COS. Além disso, o manejo agroecológico pode ser uma estratégia efetiva para melhorar a qualidade e a sustentabilidade dos agroecossistemas.

Palavras-chave: Agricultura sustentável; Agroecologia; Agricultura familiar; Carbono orgânico do solo, Nitrogênio total

Introdução

As mudanças climáticas globais, causadas por níveis crescentes de dióxido de carbono (CO_2) e outros gases de efeito estufa (GEE), têm sido identificadas como uma questão ambiental crítica do século XXI (Fu et al., 2010; Yan et al., 2018). Como um dos principais componentes do ecossistema terrestre, o solo desempenha um papel vital na mitigação das mudanças climáticas (Paustian et al., 2019) por meio do armazenamento de carbono orgânico do solo (COS) e nitrogênio total (NT) (Rumpel et al., 2020). Manter ou reter os estoques de COS e NT no solo é importante para a sustentabilidade dos agroecossistemas (Tautges et al., 2019), para a segurança alimentar e para a qualidade ambiental (Nwaogu et al., 2018; Soussana et al., 2019).

Os solos do planeta formam o terceiro maior reservatório de C, depois dos reservatórios oceânico (38,000 Pg C) (1 Pg = 10¹⁵ g = 1 Gt = 1 bilhão toneladas) e geológico (5000 Pg C) (Lal, 2020). De acordo com Plaza et al. (2018), o estoque global de carbono do solo foi estimado em 2,111 Pg a uma profundidade de 1m, totalizando 1,425 ± 2 Pg COS e 686 ± 10 Pg de carbono inorgânico do solo (CIS). Os solos não são apenas um grande reservatório de C, mas também um importante sumidouro de nitrogênio (N), que pode fornecer nutrientes essenciais para as culturas (Nwaogu et al., 2018). Globalmente, o estoque de NT está estimado em 120 ± 1.3 Pg a uma profundidade de 1 m (Plaza et al., 2018). Em condições naturais, os estoques de COS e NT estão em equilíbrio, com flutuações mínimas (Dávila, 2016). Entretanto, esse equilíbrio pode ser alterado por possíveis fatores naturais e antropogênicos que influenciam sua capacidade de armazenamento no solo (Stockmann et al., 2013; Nwaogu et al., 2018). Muitos estudos têm indicado que os estoques de COS e NT nos ecossistemas – naturais e agrícolas – foram afetados por mudanças no uso da terra, sobretudo, pela conversão da vegetação nativa em áreas agrícolas (Gao et al., 2015), pelo desmatamento (Fujisaki et al., 2015), pelo clima (Huang et al., 2018), pelos tipos de solo e de vegetação (Fu et al., 2010), pela profundidade do solo (Olson and Al-Kaisi, 2015), pelas características topográficas (Negasa et al., 2017), pelas práticas e manejos agrícolas (Lal, 2004; Wang et al., 2016), e pela erosão do solo (Ma et al., 2016).

Neste contexto, solos agrícolas podem funcionar como uma fonte ou como um sumidouro de CO₂ e outros GEE (Al-Kaisi et al., 2005; Chen et al., 2009), dependendo do modo de uso da terra, do manejo do solo e das práticas agrícolas (Lal, 2004; Lorenz e Lal, 2018). Por exemplo, o modelo agrícola convencional baseado em práticas, como (i) preparo intensivo do solo; (ii) monoculturas de grande escala; (iii) alto uso de adubos minerais de alta solubilidade, inseticidas e herbicidas; (iv) baixa adição de resíduos da colheita, e (v) manutenção do solo descoberto, pode causar uma queda dos estoques de COS e NT e converter o solo em uma fonte de CO₂ e

N₂O (Tilman et al., 2002; Lal, 2004; Purwanto e Alam, 2019). Essas práticas também podem comprometer a qualidade do solo e a saúde do ecossistema (Tilman et al., 2002; Hathaway, 2016; Pretty e Bharucha, 2018). Em contraste, sistemas sustentáveis caracterizados por manejo apropriado do solo, com práticas, (i) de diversificação das espécies de plantas cultivadas em sequência e/ou associações; (ii) de rotação de culturas; (iii) de culturas de cobertura; (iv) agroflorestal; (v) de manejo integrado de nutrientes; (vi) do uso eficiente da água; (vii) de manejo dos resíduos agrícolas e (viii) do plantio direto (Altieri, 2000; Lal, 2019), podem aumentar os estoques de COS e NT, reduzindo conseqüentemente as emissões de CO₂ e N₂O à atmosfera (Paustian et al., 2016; Lorenz e Lal, 2018; Meena et al., 2020). Além disso, essas práticas podem melhorar a sustentabilidade dos agroecossistemas, a qualidade do solo, a produtividade das culturas, e contribuir para uma menor vulnerabilidade dos agricultores aos efeitos das mudanças climáticas reais ou esperadas (Altieri et al., 2015; FAO e ITPS, 2015).

Diversos estudos em várias partes do mundo indicaram que sistemas sustentáveis (conhecidos como agricultura natural, orgânica, conservacionista, regenerativa, sintrópica, biodinâmica, agroecológica, entre outras) reduziram as emissões de GEE e aumentaram os estoques de COS e NT no solo, em comparação com agricultura convencional (Wells et al., 2000; Niggli et al., 2009; Bhowmik et al., 2017; Torquebiau et al., 2019). Pretty et al. (2006) avaliaram 286 projetos de agricultura sustentável em 57 países em desenvolvimento. Os projetos incluíam variadas práticas agroecológicas (tais como manejo integrado de pragas, agroflorestal, manejo integrado de nutrientes, lavoura de conservação, entre outras). Os resultados mostraram que esses projetos melhoraram a produtividade das culturas, a eficiência do uso da água e ao mesmo tempo aumentaram o sequestro de C a uma taxa de menos de 1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Uma meta-análise de 74 estudos encontrou diferenças significativas e valores mais elevados em solos com manejo orgânico quando comparados a solos com manejo convencional, com concentrações de COS de 0.18 ± 0.06%, estoque de 3.50 ± 1.08 Mg C ha⁻¹ e taxas de

sequestro de $0.45 \pm 0.21 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Gattinger et al., 2012). Tizio et al. (2008) também avaliaram, na Itália, os efeitos de diferentes sistemas de manejo agrícola (convencional *versus* orgânico) no conteúdo das reservas de COS. Os resultados mostraram que o estoque de COS eram mais altos em áreas de manejo orgânico (12.7 g de COS por Kg de solo) do que em áreas de manejo convencional (11.8 g de COS por Kg de solo). Uma pesquisa do Instituto Rodale, na Pensilvânia (EUA), demonstrou que sistemas agroecológicos que contribuem com a introdução de grandes quantidades de resíduos orgânicos no solo podem aumentar o conteúdo de COS em 1% ao ano, alcançando a taxa de 30% em 30 anos e sequestrando $8233 \text{ Kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Hathaway, 2016).

O sistema agroecológico desempenha um papel chave na construção de sistemas agrícolas e alimentares mais sustentáveis, melhorando a segurança alimentar e nutricional para todos, agora e no futuro, enquanto conservam e protegem os recursos naturais (Rakotovao et al., 2017; HLPE, 2019). Além disso, a agroecologia pretende não apenas maximizar a produção, mas também aperfeiçoar o agroecossistema nas esferas econômica, social e ecológica (Altieri e Nicholls, 2000). Práticas agroecológicas (agroflorestal, plantio direto e o uso de leguminosas, como culturas de cobertura / adubos verdes) aumentam os níveis de MO, o que pode melhorar a qualidade do solo, reduzir os processos de erosão, elevar a resiliência dos agroecossistemas, melhorar a produtividade e mitigar as mudanças climáticas pelo sequestro de C e pela fixação biológica de N no solo (Soussana et al., 2019; Torquebiau et al., 2019).

De acordo com os mais recentes dados mundiais do Instituto de Pesquisa sobre Agricultura Orgânica (FiBL) e da Federação Internacional de Movimentos de Agricultura Orgânica (IFOAM), o Brasil tem 1,1 milhão de hectares de terra com produção orgânica certificada, ocupados por 15.856 propriedades que desenvolvem agricultura de base ecológica (Vilela et al., 2019; Willer e Lernoud, 2019).

Conforme Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos, a região Sul do Brasil apresenta alta concentração de unidades de produção orgânicas certificadas, aproximadamente 5506 unidades de produção, o que representa 35% das unidades de produção certificadas existentes no território nacional (Vilela et al., 2019), e a maioria dessas propriedades é administrada por agricultores familiares (Kerber e de Abreu, 2010). Os agricultores familiares fazem um manejo adequado do solo por meio de práticas agroecológicas (plantio direto, cultivos de cobertura, aplicação de biochar e manejo integrado de nutrientes), que melhoram a entrada de resíduos orgânicos no solo e conseqüentemente a própria qualidade do solo.

Portanto, se comparados ao sistema convencional, os sistemas agrícolas familiares, com uma abordagem agroecológica, podem ser uma opção interessante e sustentável para o armazenamento de COS e NT nos solos, no Sul do Brasil. No entanto, nessa região, ainda é muito limitado o conhecimento dos efeitos de sistemas agrícolas familiares com manejo convencional e agroecológico sobre os estoques de COS e NT.

Assim, o objetivo deste estudo foi estimar as concentrações e estoques de carbono orgânico do solo (COS) e nitrogênio total (NT) em camadas de solo de 0.00 - 0.05, 0.05 - 0.10 e 0.10 - 0.20 m, dentro do contexto dos sistemas de agricultura familiar, produtores de pêssego, submetidos aos manejos agroecológico (P-MA), convencional (P-MC), e vegetação nativa (VN) como referência do ambiente natural.

Materiais e métodos

Localização e caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido em sistemas agrícolas familiares da municipalidade de Pelotas, Estado do Rio Grande do Sul (RS), na região Sul do Brasil. Geograficamente, as áreas de estudo estão localizadas entre 31°25'33"S e 31°25'55"S de latitude e entre 52°33'24"W e 52°33'32"W de longitude (Fig. 1), a 230 - 260 metros acima do nível do mar.

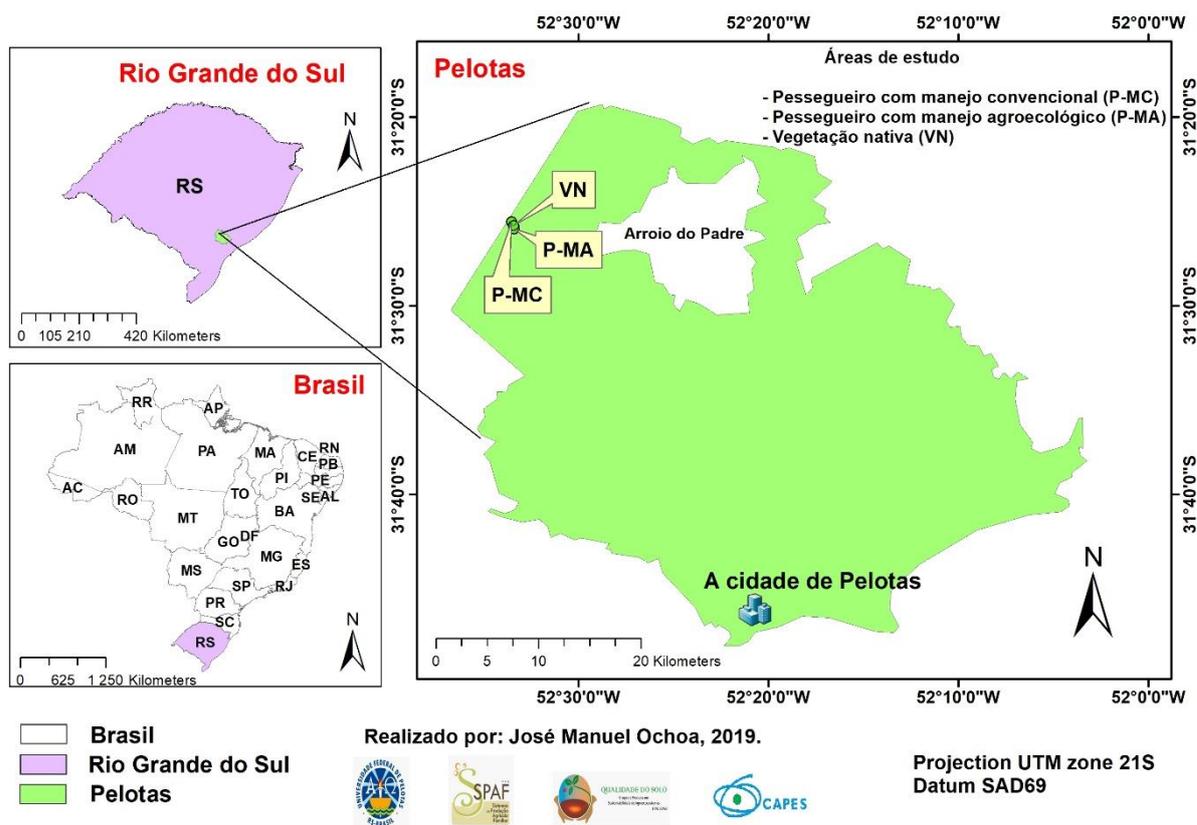


Figura 1 - Localização das áreas experimentais na região da colônia Maciel, 8º distrito do Município de Pelotas, RS, Brasil, 2020.

O clima é subtropical úmido (Köppen: Cfa), a temperatura média diária do ar varia de 12°C a 23°C no inverno e no verão, respectivamente. A precipitação média anual da área é de cerca de 1,379 mm, com chuva caindo regularmente ao longo de todo o ano. A umidade relativa é muito alta, com uma média anual de cerca de 80% (INMET, 2019). O relevo predominante varia de ondulado suave (3 - 8%) a fortemente ondulado (20 - 45%) (Lemos e Santos, 1996). Os solos são classificados como Neossolo Litólico Eutrófico (RLe), de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2018). Normalmente, esses solos são rasos e pouco desenvolvidos (solos formados recentemente), com profundidade de < 0.50 m até o substrato rochoso, com sequências de A - C (Saprolita) ou A - R (Material de origem) e com alta saturação de base $\geq 50\%$ (EMBRAPA, 2018). As texturas dos solos foram denominadas de franco-argilo-arenoso (**P-MC**: Areia 60.9% - Silte 14.6% - Argila 24.5%; **P-MA**: Areia 66.3% - Silte 8.6% - Argila 25.1%, e **VN**: Areia 64.6% - Silte 12.5% - Argila 22.9%).

Processo de seleção das propriedades de agricultura familiar

Para a seleção dos sistemas de produção agrícola familiar, realizamos uma pesquisa exploratória: (i) visitas às propriedades agroecológicas (pertencentes à Associação Regional dos Produtores Agroecologistas da Região Sul – ArpaSul) e convencionais (próximas às propriedades agroecológicas); (ii) revisão bibliográfica, e (iii) entrevistas com autores-chave, com o objetivo de caracterizar as propriedades familiares na região e coletar dados agronômicos. Os critérios de seleção foram: (i) sistemas de produção agrícola familiar com características semelhantes e representativas da região; (ii) disponibilidade das famílias a participar na pesquisa; (iii) produção de pêssego como principal atividade geradora de renda, e (iv) sistemas de produção de pêssego >15 anos sob manejo agroecológico e convencional. Os critérios para a seleção da área de vegetação nativa foram: (i) localização próxima a ambas as áreas agrícolas; (ii) com vegetação arbórea representativa da passagem, e (iii) sem ação antrópica. Um GPS (Garmin eTrex 32x) foi usado para registrar as coordenadas das áreas de estudo.

Sistemas de produção agrícola familiar

Foram selecionadas duas propriedades agrícolas familiares: (i) pessegueiro com manejo convencional (P-MC) e (ii) pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA). Além das propriedades agrícolas, foi considerada uma área de vegetação nativa (VN), sem interferência humana, como referência da condição natural do solo para a comparação com as áreas agrícolas (Fig. 2).

Os históricos do manejo das propriedades agrícolas foram registrados por meio de entrevistas semiestruturadas com os agricultores em cada propriedade. As informações incluíam: (i) idade do pessegueiro; (ii) práticas de manejo do sistema solo – água – planta (preparo do solo, correção do solo, manejo fitossanitário, cobertura do solo, podas e esquemas de adubação, entre outras); (iii) espaçamento e densidade de plantio; (iv) área total, e (v) cultivares de pêssego. A

informação da área de vegetação nativa foi coletada por meio de revisão bibliográfica (Gomes, 2014), de caracterização da vegetação arbórea, e de entrevistas.

P-MC: Originalmente esta área era composta por vegetação nativa e, desde 1997, a área foi ocupada com pessegueiro (cultivar 'Esmeralda'), a um espaçamento de 5 x 2 m (1000 plantas ha⁻¹). A preparação do solo foi realizada com máquinas agrícolas (arado e grade de disco) um mês antes da implantação da cultura. Na instalação do pomar, foi feita a calagem 4 Mg CaMg (CO₃)₂ ha⁻¹ e a adubação 170 a 200 kg P₂O₅ ha⁻¹ e 50 a 60 kg K₂O ha⁻¹ nas covas. Na fase de crescimento da planta, a adubação foi realizada com ureia (45% N). A partir do terceiro ano, a adubação foi realizada com NPK formulado 13-13-13 (120 a 140 kg ha⁻¹). Para o controle de plantas espontâneas, foi aplicado o herbicida glifosate com uma dose de 2 a 3 L ha⁻¹ do produto comercial por meio de um pulverizador de mochila (Jacto[®] Pjh 20 L), a uma pressão de pulverização de pelo menos 2 a 3 bares todos os anos (entre Agosto e Setembro).

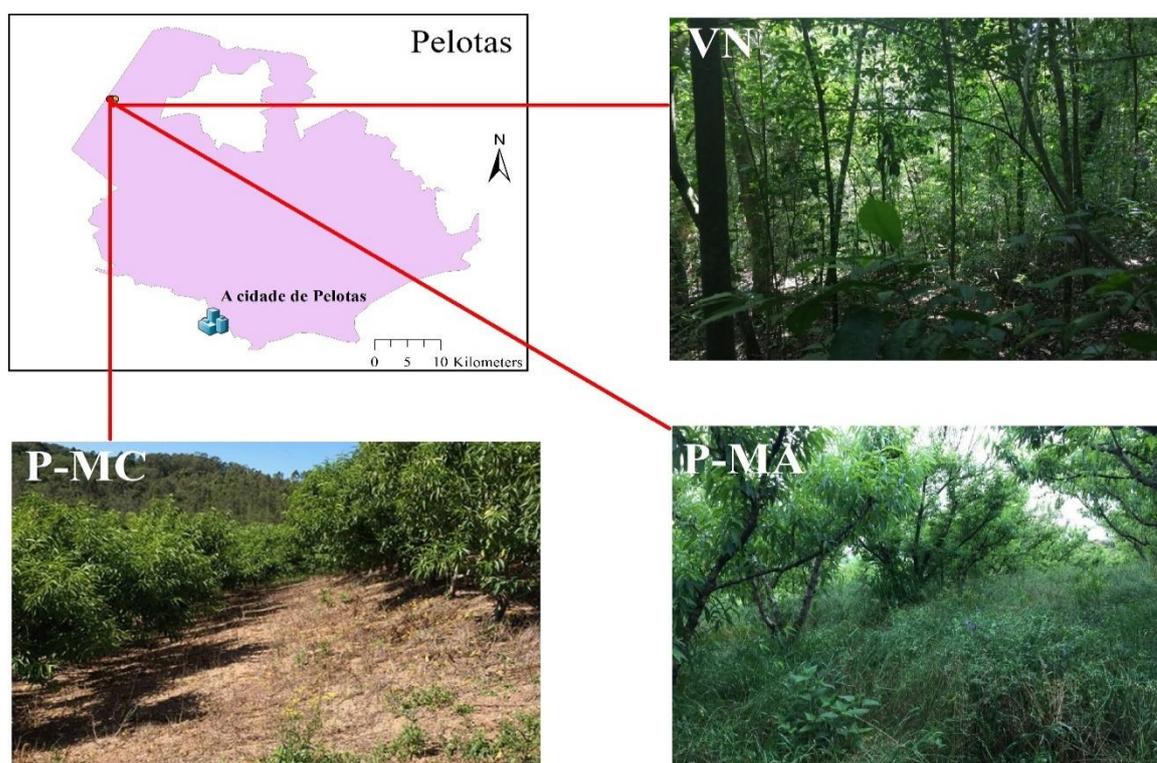


Figura 2 - Áreas de estudo: pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN), Colônia Maciel, Pelotas, RS, 2020.

Foram realizadas podas de formação, frutificação e raleio. Para o controle fitossanitário, foram utilizados vários fungicidas (difenoconazol 24 L ha⁻¹ e Mancozeb 2 kg ha⁻¹) e inseticida (Phosmet 120 kg ha⁻¹). As aplicações foram feitas com um pulverizador de mochila (Jacto® Pjh 20 L), com uma pressão de pulverização de pelo menos 2 bar. Além disso, foram usadas armadilhas para o controle da mosca da fruta (*Anastrepha fraterculus*). As colheitas são realizadas nos meses de Dezembro e Janeiro, mas devemos destacar que, nos últimos cinco a sete anos, o agricultor não realizou algumas práticas de manejo como: preparo do solo, calagem e adubação.

P-MA: Historicamente, a área era constituída, originalmente, com vegetação nativa, depois foi usada para pastagens e, desde 1997, a área foi composta por pessegueiros (cultivares 'Premier e Pialo'), a um espaçamento de 4 x 2 m. A área total é de 0.18 ha. A família Schiavon contou que, quando chegaram à propriedade, era uma terra muito degradada, o solo totalmente morto e muito pedregoso, mas recuperaram a QS colocando biomassa vegetal e esterco de gado. Com isso, o solo foi melhorando para a implantação do pomar. O preparo mínimo do solo foi feito por meio de aberturas de covas, onde foi aplicado calcário dolomítico (CaMg (CO₃)₂), pó de rocha e farinha de ossos. Nos anos seguintes, apenas a calagem é aplicada (1/2 kg planta⁻¹) quando a família observava plantas indicadoras de acidez do solo, como *Pteridium aquilinum* e *Imperata exaltata*, mas, nos últimos cinco anos, não foi necessária aplicação.

O suprimento de nutrientes no solo é feito com diferentes culturas de cobertura (adubos verdes), pó de rocha, farinha de ossos e cama de frango, este último não tem sido aplicado há três anos. As culturas de coberturas são semeadas a lanço sobre a superfície do solo nos espaços entre plantas e linhas. No verão, as culturas de cobertura que se destacam são a vegetação espontânea (*Digitaria horizontalis*, *Bidens pilosa* L. e *Amaranthus* sp.) e, no inverno, as culturas de cobertura utilizadas são *Avena strigosa* Schreb., *Pisum sativum* sp. Arvense L., *Raphanus raphanistrum* e *Lolium multiflorum* Lam. No final de seus ciclos vegetativos, são roçadas

mecanicamente com um Trator Agrale 4200 (4 x 2 ano 79) e um cortador de grama (modelo Lavrale RDU / RDA). A biomassa vegetal cortada é deixada sobre a superfície do solo, formando uma cobertura vegetal. Por outro lado, são realizadas podas de formação, frutificação e raleio. Para o controle de pragas e doenças, são utilizados os seguintes produtos: (1) calda bordalesa (aplicada a uma concentração de 2% no inverno) e (2) armadilhas para o controle da mosca da fruta (*Anastrepha fraterculus*). Não são utilizados agrotóxicos. As colheitas são realizadas nos meses de Novembro e Dezembro.

VN: A área de VN, sem histórico de perturbação antrópica, pertence ao bioma Pampa e está inserida no contexto da propriedade agroecológica. O distanciamento entre a VN e o P-MA é de 400 a 500 m e entre VN e P-MC é de 900 a 1000 m. A VN apresentam condições de clima, relevo e solo similares as duas áreas agrícolas estudadas e foi considerada como condição original do solo (controle). E, ainda, apresenta alta diversidade de plantas e, entre as mais representativas estão: *Annona sylvatica* (St. Hil.) Mart., *Sambucus australis* Cham. e Schlecht., *Lithraea brasiliensis* March., *Schinus lentiscifolius* March., *Cordia ecalyculata* Vell., *Piper aduncum* L., *Trema micrantha* (L.) Blume. *Citronella gongonha* Mart., *Citronella paniculata* Mart., *Maytenus dasyclada* Mart., *Terminalia australis* Camb., *Miconia pusilliflora* (DC.) Naudin., e *Cedrela fissilis* (Gomes 2014).

Amostragens de solo e análise

Foi coletado um total de 162 amostragens de solo (81 deformadas e 81 indeformadas), distribuídas uniformemente em três áreas (P-MC, P-MA e VN), em três profundidades (0.00 - 0.05; 0.05 - 0.10 e 0.10 - 0.20 m) e em nove repetições por área. A profundidade do solo de 0 a 20 cm foi considerada neste estudo porque geralmente é a profundidade máxima de P-MC. O relevo das áreas foi excluído para minimizar os efeitos de confusão de declive e erosão.

A densidade aparente do solo (D_s) foi determinada usando o método do anel volumétrico. As amostras de indeformadas foram coletadas nas três profundidades de solo de cada área de estudo com o auxílio de anéis volumétricos de 51 cm^3 . No laboratório, a D_s foi calculada com base nas medições de duas quantidades: a massa da fase sólida da amostragem (massa seca) e o volume da amostra (Blake e Hartge, 1986). O peso inicial do núcleo de solo de cada camada foi medido no laboratório de física do solo da Universidade Federal de Pelotas (UFPEL) imediatamente após a coleta. Simultaneamente, o teor de umidade do solo foi determinado gravimetricamente, secando o solo em forno por 24h a uma temperatura de 105°C , a fim de calcular o D_s , usando a seguinte equação (1):

$$D_s = M_s/V_b \quad (1)$$

Na qual: D_s = densidade do solo (Mg m^{-3}); M_s = peso da amostra seca a 105°C (m) e V_b = volume do anel ou cilindro (m^{-3}).

As amostras deformadas de solo foram coletadas com o auxílio de pá de corte (aproximadamente 200 g de solo). Todas as amostras de solo foram armazenadas em sacos plásticos identificados e transportadas para o laboratório de solo da Universidade Federal de Pelotas – UFPEL, Pelotas/RS. Para determinar o Carbono Orgânico do Solo (COS) e o Nitrogênio Total (NT), as amostras de solo foram manualmente destorroadas (raízes, pedras e detritos foram removidos), secas ao ar e passadas na peneira de 2 mm de diâmetro. As concentrações de COS e NT (% w/w) foram determinadas no laboratório da Embrapa Clima Temperado, em Pelotas, RS, Brasil, usando um analisador elementar CN (Leco TruSpec CHN-S[®]), por meio do método de combustão seca (Nelson e Sommers, 1996). A relação carbono-nitrogênio (C:N) foi calculada dividindo a concentração de COS pela concentração de NT (Lozano e Parras, 2014).

Os estoques de COS ou NT foram calculados considerando a densidade do solo, o conteúdo de Carbono ou Nitrogênio e a espessura de cada camada de solo, usando a seguinte equação (2) de Ellert e Bettany (1995):

$$\text{Est. COS ou NT (Mg ha}^{-1}\text{)} = C_{\text{conc}} \text{ ou } N_{\text{conc}} \cdot D_s \cdot T \cdot 10,000 \text{ m ha}^{-1} \cdot 0.001 \text{ Mg kg}^{-1} \quad (2)$$

Na qual: Est. COS (ou NT) = Estoque de Carbono Orgânico do Solo ou Nitrogênio Total (Mg ha⁻¹); COS_{Conc} (ou NT_{Conc}) = Concentração de Carbono Orgânico do Solo ou Nitrogênio Total (kg Mg⁻¹); D_s = Densidade do solo (Mg m⁻³); T = Espessura da camada de solo (m).

O estoque de COS (ou NT) na camada de solo de 0.00 – 0.20 m de cada área foi calculado somando os estoques de COS (ou NT) das três camadas de solo: 0.00 – 0.05, 0.05 – 0.10 e 0.10 – 0.20 m. A variação percentual nos estoques de COS (ou NT) sobre a VN na camada de solo de 0.00 – 0.20 m foi estimada pela seguinte equação (3) de Gelaw et al., 2014:

$$\text{Variação percentual nos estoques de COS (ou NT) =} \\ \frac{(\text{Est. COS [ou NT] no P-MC [ou P-MA]} - \text{Est. COS [ou NT] na VN}) 100}{\text{Est. COS (ou NT) na VN}} \quad (3)$$

As taxas de acúmulo ou perda de COS (ou NT) na camada de 0.00 – 0.20 m de cada área foram estimadas calculando as diferenças nos estoques de COS (ou NT) entre as áreas (P-MA *versus* VN e P-MC *versus* VN), e dividindo pela idade de P-MA (ou P-MC) no momento da coleta de amostra, de acordo com Puget e Lal (2005). Com base na pesquisa conduzida com os agricultores familiares, as áreas de pessegueiro (P-MC e P-MA) foram implementadas há 21 anos.

Para converter o carbono orgânico do solo em CO₂ equivalente, os valores médios dos estoques de carbono orgânico do solo na profundidade de 0.00 – 0.20 m foram multiplicados por um fator de 3.67 (i.e. massa molecular do CO₂ / massa atômica do C) para converter o carbono total estocado em dióxido de carbono (Melenya et al., 2015; Gebeyehu and Soromessa, 2018). A emissão de CO₂ (Mg ha⁻¹) foi calculada com base nas diferenças dos valores médios

de estoques de carbono orgânico do solo entre as áreas (P-MA *versus* VN e P-MC *versus* VN); a percentagem de emissões de CO₂ foi calculada multiplicando o valor de emissões de CO₂ (Mg ha⁻¹) de P-MA (ou P-CM) por 100%, e depois dividindo pelos valores médios de estoques de carbono orgânico do solo da VN, na camada de 0.00 – 0.20 m (Melenya et al., 2015).

Análise estatística

A homogeneidade da variância e da normalidade dos dados foi examinada usando o teste de Leven, exame visual de histogramas, e o teste Kolmogorov–Smirnov. Os parâmetros de solo nas diferentes áreas e profundidades de solo foram submetidos à análise de variância (ANOVA). As diferenças entre as médias dos tratamentos foram consideradas significativas no nível 0.05, usando o teste LSD Fisher. Os dados foram analisados por meio da versão 2017 do pacote de software InfoStat (Di Rienzo et al., 2011). Os mapas mostrando as localizações geográficas dos locais de amostragem do solo e das áreas de estudo foram criados usando o ArcGIS10.3.

Resultados

Concentrações de carbono orgânico do solo e nitrogênio total

A distribuição das concentrações de COS e NT ao longo do perfil do solo é apresentada nas figuras 3A e B. As concentrações de COS e NT variaram entre as áreas de estudo e, de modo geral, diminuíam à medida que a profundidade do solo aumentava (Fig. 3A e B). A concentração de COS na camada 0.00 – 0.05 m foi mais elevada na área de VN (56.07 g kg⁻¹), seguida pela área de P-MA (51.57 g kg⁻¹) e de P-MC (30.65 g kg⁻¹). As altas concentrações de COS em VN e P-MA diferiram significativamente ($p < 0.05$) da concentração de COS sob P-MC (Fig. 3A). Nas camadas 0.05 – 0.10 e 0.10 – 0.20 m, as concentrações de COS seguiram o mesmo padrão e apresentaram diferenças significativas ($p < 0.05$) nas três áreas de estudo. Nessas duas camadas de solo, as concentrações de COS sob VN e P-MA foram

significativamente mais altas ($p < 0.05$) do que sob P-MC. Além disso, as diminuições nas concentrações de COS foram observadas nas camadas de 0.05 – 0.10 e 0.10 – 0.20 m com cerca de 13% (P-MC), 33% (VN) e 39% (P-MA), em comparação com as concentrações na camada superior de 0.00 – 0.05 m (Fig. 3A).

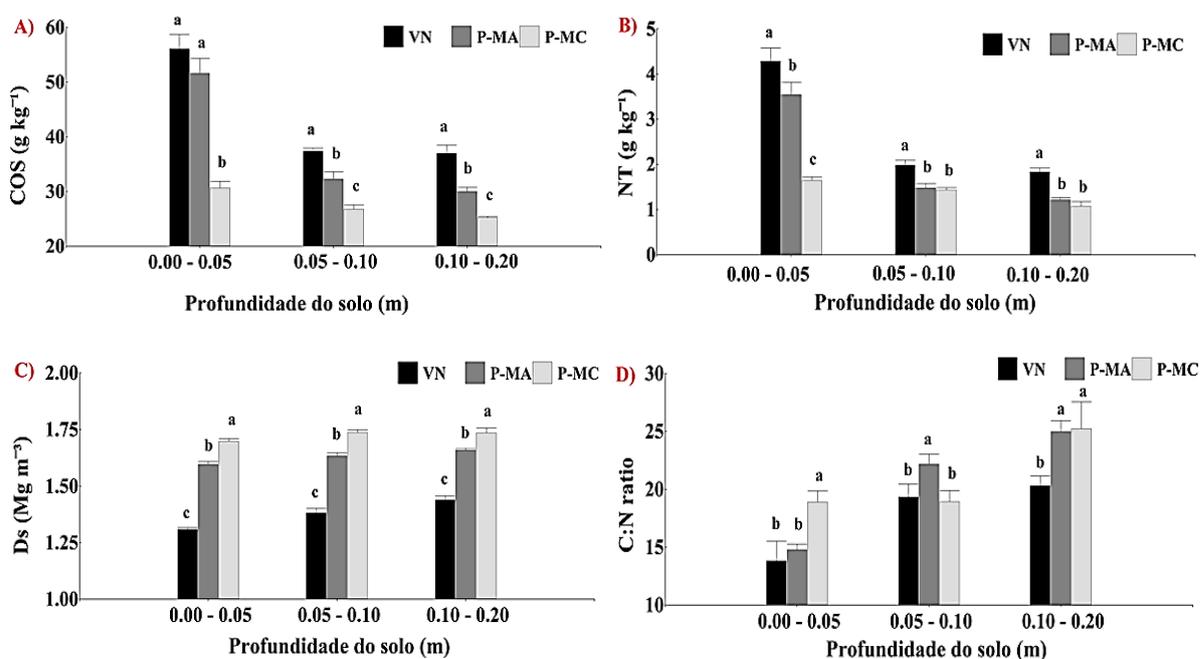


Figura 3 - Concentrações de COS e NT (A e B), Densidade do solo (C) e relação C:N (D) sob pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN) em três camadas de solo, Pelotas, RS, Brasil, 2020. Colunas com letras iguais no diferem pelo teste de LSD Fisher ($p < 0.05$).

A concentração de NT seguiu tendências similares à concentração de COS (Fig. 3B). Na camada de 0.00 - 0.05 m, a concentração mais alta de NT foi verificada em VN (4.29 g kg^{-1}), seguida por P-MA (3.54 g kg^{-1}) e P-MC (1.64 g kg^{-1}). As concentrações de NT nas três áreas variaram significativamente ($p < 0.05$) na camada de 0.00 - 0.05 m (Fig. 3B). Na camada de 0.05 – 0.10 m, a concentração de NT foi significativamente mais alta ($p < 0.05$) em VN (1.98 g kg^{-1}) em comparação com o P-CM (1.43 g kg^{-1}) e o P-AM (1.42 g kg^{-1}), os quais não variaram entre si (Fig. 3B).

Uma tendência similar foi observada com as concentrações de NT na camada de 0.10 – 0.20 m (Fig. 3B). A densidade do solo apresentou diferenças significativas ($p < 0.05$) entre as áreas estudadas ao longo do perfil do solo (Fig. 3C). A densidade aparente do solo foi

significativamente mais alta ($p < 0.05$) em P-MC (1.70 Mg m^{-3}), seguida por P-MA (1.60 Mg m^{-3}) e por VN (1.31 Mg m^{-3}), na camada de $0.00 - 0.05 \text{ m}$. Os valores da densidade aparente do solo nas três áreas estudadas nas camadas de $0.05 - 0.10$ e $0.10 - 0.20 \text{ m}$ seguiram uma tendência similar à da camada $0.00 - 0.05 \text{ m}$ (Fig. 3C). De modo geral, a densidade aparente nas três áreas estudadas cresceu com o aumento da profundidade do solo (Fig. 3C).

Na camada de $0.00 - 0.05 \text{ m}$, a relação C:N foi significativamente mais alta ($p < 0.05$) em P-MC do que em P-MA e em VN. As relações mais baixas de C:N foram medidas em VN e em P-MA, mas não diferiram significativamente (Fig. 3D). Na camada de $0.05 - 0.10 \text{ m}$, a relação C:N foi mais alta ($p < 0.05$) em P-MA, seguida por VN e P-MC. As relações C:N em VN e P-MC diferiram significativamente ($p < 0.05$) em comparação com a relação C:N de P-MA (Fig. 3D). Entretanto, as relações C:N não apresentaram diferença significativa entre P-MC e VN nesta mesma camada de solo (Fig. 3D). A relação C:N na camada de $0.10 - 0.20 \text{ m}$ foi significativamente mais alta ($p < 0.05$) em P-MC e em P-MA do que em VN. Na camada $0.10 - 0.20 \text{ m}$, não houve diferença significativa entre as relações C:N de P-MA e de P-MC (Fig. 3D).

Estoques de carbono orgânico do solo e nitrogênio total

Estoques de COS variaram significativamente ($p < 0.05$) entre as áreas (VN *versus* P-MC) e (P-MA *versus* P-MC) em todas as camadas de solo estudadas. Contudo, os estoques de COS de P-MA e de VN não apresentaram diferenças significativas em nenhuma das camadas de solo (Fig. 4A). Na camada de $0.00 - 0.05 \text{ m}$, o estoque de COS mais alto foi medido em P-MA (41.15 Mg ha^{-1}), seguido por VN (36.70 Mg ha^{-1}) e por P-CM (26.01 Mg ha^{-1}). Nas camadas de $0.05 - 0.10$ e $0.10 - 0.20 \text{ m}$, os estoques de COS das três áreas seguiram uma tendência similar aos estoques de COS registrados na camada de $0.00 - 0.05 \text{ m}$ (Fig. 4A). Os estoques de NT sob VN e P-MA diferiram significativamente ($p < 0.05$) em relação aos estoques de NT de P-MC (Fig. 4B) na camada de $0.00 - 0.05 \text{ m}$.

Os estoques de NT médio ficaram na ordem VN > P-MA > P-MC e não diferiram significativamente na mesma camada de 0.00 - 0.05 m (Fig. 4B). Na camada de 0.10 – 0.20 m, o estoque de NT foi significativamente mais alto ($p < 0.05$) em VN (2.64 Mg ha⁻¹) do que em P-MA (2.02 Mg ha⁻¹) e em P-MC (1.86 Mg ha⁻¹). No entanto, os estoques de NT em P-MA e em P-MC não diferiram significativamente entre si (Fig. 4B).

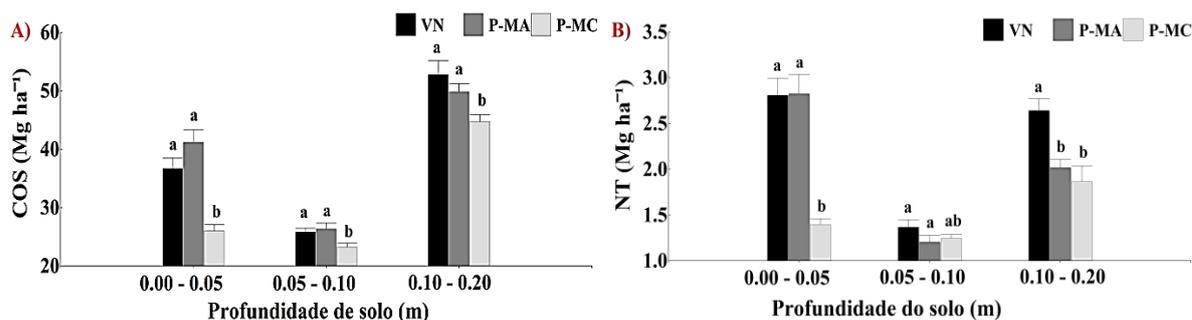


Figura 4 - Estoque de COS (A) e NT (B) sob pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN). Pelotas, RS, Brasil, 2020. Colunas com letras iguais no diferem pelo teste de LSD Fisher ($p < 0.05$).

Estoques e taxas de acúmulo de carbono orgânico do solo e nitrogênio total na camada de 0.00 – 0.20 m

Os estoques totais de COS em P-MA (117.29 Mg ha⁻¹) e em VN (115.30 Mg ha⁻¹) foram significativamente mais altos ($p < 0.05$) do que os estoques de P-MC (93.92 Mg ha⁻¹) na camada de 0.00 – 0.20 m (Tabela 1). Da mesma forma, os estoques totais de NT em VN (6.81 Mg ha⁻¹) e em P-MA (6.04 Mg ha⁻¹) foram significativamente mais altos ($p < 0.05$) do que os estoques de P-MC (4.50 Mg ha⁻¹) na mesma camada. No entanto, P-MA e VN não diferiram significativamente em relação aos valores médios de estoques de COS totais (Tabela 1).

Os valores dos estoques de COS e NT da VN, na camada de 0.00 – 0.20 m, foram usados como valores de referência para estimar a variação porcentual e as taxas de acúmulo de COS e NT nas áreas agrícolas. A maior variação porcentual dos estoques de COS (-18.25%) e NT (-33.48%) foi verificada em P-MC, e a menor variação porcentual dos estoques de COS (2.40%) e NT (-10.55%) foi observada em P-MA com relação aos valores dos estoques de COS e NT da VN na camada de 0.00 – 0.20 m (Tabela 1).

Tabela 1 - Potencial de acúmulo e variação no carbono orgânico do solo e nitrogênio total sob pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN) na camada de 0.00–0.20 m. Pelotas, RS, Brasil, 2020.

Áreas	Anos de implementação	Carbono orgânico do solo	% de cambio no COS sob VN	Taxas de acúmulo COS	Nitrogênio total	% de cambio no NT sob VN	Taxas de acúmulo COS
	Ano	Mg ha ⁻¹	%	Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹	Mg ha ⁻¹	%	Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹
VN	-	115.30 (2.46) ^a	-	-	6.81 (0.14) ^a	-	-
P-MA	21	117.29 (4.06) ^a	2.40 (4.97) ^a	0.10 (0.28) ^a	6.04 (0.34) ^b	-10.55 (6.27) ^a	-0.04 (0.02) ^a
P-MC	21	93.92 (2.36) ^b	-18.25 (2.74) ^b	-1.02 (0.16) ^b	4.50 (0.20) ^c	-33.48 (3.86) ^b	-0.11 (0.01) ^b

Vegetação nativa (VN), pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e pessegueiro com manejo convencional (P-MC). ± Colunas com valores médios seguidos por erros padrão em parêntesis; valores com distintas letras são significativamente diferentes pelo teste de LSD Fisher ($p < 0.05$). Valores (+) indicam ganho em COS ou NT, enquanto valores (-) indicam perda com relação à VN.

As variações percentuais dos estoques de COS e NT, entre P-MA e P-MC, diferiram significativamente ($p < 0.05$). As maiores taxas de acúmulo de COS e NT foram observadas em P-MA, com valores de 0.10 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e -0.04 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ ao longo de 21 anos, respectivamente. As menores taxas de acúmulo de COS e NT foram medidas no P-MC, como valores de -1.02 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e -0.11 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ ao longo de 21 anos, respectivamente (Tabela 1).

Estimativa do estoque médio de carbono e de emissões na camada de 0.00 – 0.20 m

Resultados mostraram que a média mais alta de COS estocado na camada de 0.00 – 0.20 m foi verificada em P-MA (39 Mg C ha⁻¹), seguida por VN (38 Mg C ha⁻¹), mesmo que estas áreas não tenham apresentado diferença. A média mais baixa de COS estocado foi verificada em P-MC (31 Mg C ha⁻¹) e apresentou diferenças estatísticas ($p < 0.05$), em comparação com médias de COS estocado em VN e em P-MA na mesma camada (Tabela 2).

Para a conversão de CO₂ equivalente e das emissões, trabalhamos com os valores médios de estoque de COS das três áreas estudadas. O CO₂ equivalente seguiu uma tendência similar às médias dos estoques de COS na camada de 0.00 – 0.20 m (Tabela 2).

Tabela 2 - Transformação dos valores médios de COS para CO₂ equivalente e emissões sob pessegueiro com manejo convencional (P-MC); pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e vegetação nativa (VN) na camada de 0.00–0.20 m. Pelotas, RS, Brasil, 2020.

Áreas de estudo	Carbono orgânico do solo	C-CO ₂ equivalente	Emissões de CO ₂	Emissões de CO ₂
	(Mg ha ⁻¹)	(Mg ha ⁻¹)	(Mg ha ⁻¹)	(%)
VN	38.43 (2.38) ^a	141.04 (8.73) ^a	*141.04	100
P-MA	39.10 (2.10) ^a	143.49 (7.72) ^a	- 0.67 (6.06) ^b	-1.74
P-MC	31.31 (1.95) ^b	114.90 (7.16) ^b	7.12 (4.78) ^a	18.53

141.04* = à quantidade de CO₂ sequestrada na vegetação nativa (VN) e foi usado como valor de referência para comparar com pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) e pessegueiro com manejo convencional (P-MC). ± Colunas com valores médios seguidos por erros padrão em parêntesis; valores com distintas letras são significativamente diferentes pelo teste de LSD Fisher ($p < 0.05$).

A emissão de CO₂ foi significativamente maior em P-MC (7.12 Mg ha⁻¹, que representa 18.53%) do que em P-MA (-0.67 Mg ha⁻¹, que representa -1.74%), na camada de 0.00 – 0.20 m. Em geral, P-MC apresentou as emissões mais elevadas de CO₂ e os valores mais baixos de estoque de COS e de CO₂ equivalente (Tabela 2).

Discussão

Concentrações de carbono orgânico do solo e nitrogênio total

Neste estudo, as concentrações de COS e NT foram, de um modo geral, influenciadas pelo manejo do solo e pelas práticas implementadas em P-MA e em P-MC. De acordo com a literatura, o manejo do solo e as práticas agrícolas são alguns dos principais fatores que podem influenciar as concentrações de COS e NT (Mohamad et al., 2016). O solo de VN apresentou concentrações de COS e NT mais altas do que o solo das áreas agrícolas (P-MA e P-MC) nas três camadas de solo estudadas, provavelmente devido à grande diversidade de plantas, à grande entrada de resíduos orgânicos (resíduos de plantas e exsudatos de raízes), e à ausência de atividades antropogênicas. Esses resultados estão em concordância com os resultados de Puget e Lal (2005), que mediram as concentrações mais altas de COS e NT num solo de floresta a uma profundidade de 0.00 – 0.30 m, em um Mollisol, na parte central do estado de Ohio (EUA). Outros estudos também observaram resultados similares (Wang et al., 2016; Da Silva et al., 2019).

Entretanto, as concentrações de COS e NT mais altas foram registradas na camada mais superficial do solo na VN, e os valores foram diminuindo à medida que a profundidade do solo vai aumentando. Os resultados estão em consonância com as descobertas de Corbeels et al. (2016), que observaram que o solo da vegetação nativa do Cerrado, no Brasil, apresentou as concentrações mais elevadas de COS na camada superficial, e essas concentrações foram diminuindo com o aumento da profundidade do solo. Em Bale, sudeste da Etiópia, Abera & Belachew (2011) registraram os valores mais elevados de COS (12.95%) e NT (0.8%) na floresta natural, enquanto os mais baixos (2.56 e 0.21%, respectivamente) foram registrados em áreas de cultivo, a uma profundidade de 0.00 – 0.05 m. Portanto, existe o risco de que grandes quantidades de CO₂ sejam liberadas da superfície do solo para a atmosfera quando solos de florestas forem convertidos em terras agrícolas (Gelaw et al., 2014). No entanto, existe muita evidência que os sistemas de base ecológica podem ser uma estratégia para sequestrar CO₂ no solo, para manter ou aumentar a produção e diminuir o avanço da fronteira agrícola (-desmatamento).

Em relação às áreas agrícolas, P-MA apresentou as concentrações mais altas de COS e NT na camada de 0.00 - 0.05 m, como esperado. Os resultados estão em consonância com os de Mohamad et al. (2016), que encontraram conteúdos mais altos de COS e NT no manejo orgânico, em comparação com o manejo convencional. A presença de concentrações mais altas de COS e NT em P-MA do que em P-MC deve-se provavelmente ao tipo de manejo de solo - água – cobertura vegetal desenvolvido nessa área (plantio direto, diversidade de espécies de cultivo, manejo integrado de nutrientes, alta entrada de resíduos orgânicos e culturas de cobertura). Os sistemas agroecológicos favorecem a manutenção e o acúmulo de MO devido às taxas mais baixas de decomposição e ao uso de culturas de cobertura com espécies, como gramíneas e leguminosas, sob condições de plantio direto, aumentando ou mantendo a concentração de COS e NT (Loss et al., 2009; Batlle-Bayer et al., 2010).

Adicionalmente, práticas agroecológicas apresentam um grande potencial de conservação do solo, melhoria da qualidade do solo, conservação de água, proteção do solo da erosão da água e do vento, bem como estabilização e melhoria do rendimento da colheita.

Em contrapartida, as baixas concentrações de COS e NT no P-MC são provavelmente o reflexo do tipo de manejo baseado em monocultura, aporte mínimo de resíduos orgânicos, controle de plantas espontâneas com herbicidas (mantendo o solo descoberto) e eliminação dos resíduos da colheita. Os sistemas agrícolas com mau uso da terra e mau manejo do solo podem acarretar a perda de conteúdo de COS e NT e conseqüentemente uma degradação severa do solo (Chen et al., 2009). Portanto, é essencial uma transição dos sistemas agrícolas convencionais por sistemas agrícolas com uso da terra e manejo do solo apropriados, de modo a restaurar os solos degradados e contribuir para o meio ambiente (Sampson e Scholes, 2000). De um modo geral, nossos resultados mostraram que as concentrações de COS e NT no P-MA tendem a ser parecidas com as concentrações da VN. Esses resultados são corroborados por Silva et al. (2013), que provaram que a agricultura agroecológica fornece maior conteúdo de COS, e esse conteúdo pode ser igual àquele encontrado em áreas de vegetação nativa.

A densidade do solo apresentou variação entre as áreas estudadas e profundidades do solo devido às diferenças no manejo do sistema solo – água – cobertura vegetal das áreas agrícolas (P-MA e P-MC) e as condições naturais de VN. Segundo Reichert et al. (2003), os valores de densidade de solo críticos para solos com textura franco – argilo - arenoso estão em uma faixa de 1.70 a 1.85 Mg m⁻³. Isso mostra que os valores de densidade do solo encontrados no P-MC estão dentro de uma faixa crítica devido ao tipo de manejo convencional e às baixas contribuições de resíduos orgânicos. Uma densidade do solo alta reflete a compactação do mesmo, o que pode limitar a infiltração e redistribuição de água, trocas gasosas, agregação e desenvolvimento do sistema radicular, resultando em decréscimo da produção (Raper e Mac Kirby, 2006). Por outro lado, os solos de VN e P-MA apresentaram os valores mais baixos de

densidade do solo. A baixa densidade do solo da VN está provavelmente relacionada à alta contribuição de biomassa aérea e radicular da vegetação existente, e à ausência de atividades antropogênicas. Os resultados estão de acordo com os de Puget e Lal (2005), que registraram a densidade do solo mais baixa no solo de uma floresta, a uma profundidade de 0.00 – 0.30 m. Amanuel et al. (2018) concluíram que a densidade do solo sob uma floresta natural e mista era mais baixa que a densidade do solo sob uma área agrícola. Os baixos valores de densidade do solo encontrados em P-MA decorrem da prática de plantio direto, da contribuição de resíduos e do manejo do solo com culturas de cobertura (Gebeyehu e Soromessa, 2018). Minhocas e raízes de plantas podem reduzir a densidade do solo por meio da construção de grandes redes de túneis, amenizando assim os impactos negativos da compactação do solo e melhorando o seu habitat biológico (Capowiez et al., 2009). Portanto, a agricultura agroecológica tem o potencial de melhorar os atributos físicos, químicos e biológicos do solo.

A relação carbono-nitrogênio (C:N) também é um importante índice ecológico do grau de decomposição e qualidade da MO do solo, e tem um efeito considerável na mineralização ou concentração de N do solo (Batjes, 1996). Os valores médios da relação C:N na camada de 0.00 – 0.05 m foram similares na VN e no P-MA, devido à alta entrada de C nessas duas áreas estudadas. A presença de culturas de cobertura (*gramineas* e *leguminosas*) e de vegetação espontânea no P-MA pode contribuir para a presença de valores de C:N similares aos encontrados nas camadas superiores do solo da VN.

A integração de múltiplas espécies de plantas com diferentes relações C:N beneficia o sistema de produção, provendo cobertura vegetal ao solo e grande resistência ao déficit de água, melhorando gradualmente os atributos químicos, físicos e biológicos do solo, contribuindo para a fixação biológica de nitrogênio e para o armazenamento de carbono, bem como aumentando a produtividade da cultura (Aita e Giacomini, 2003). Em contraste, o P-MC apresentou a relação C:N mais alta na camada de 0.00 – 0.05 m. Isso provavelmente está associado à contribuição

de material vegetal com uma relação C:N alta (resíduos dos pessegueiros) ou a perda de N do sistema por lixiviação e ou denitrificação. Nas camadas do subsolo, o cotejo de C:N, em geral, foi mais alto quando comparado às camadas mais superficiais do solo, em todas as áreas estudadas. Outros estudos também observaram uma tendência similar de aumento da relação C:N em camadas mais profundas do solo (Gubiani, 2015). Diekow et al. (2005) sugerem que é possível que alguns componentes orgânicos solúveis, com uma relação C:N alta (e.g. ácidos orgânicos), sejam lixiviados para as camadas mais profundas do solo.

Estoques de carbono orgânico do solo e nitrogênio total

O solo do P-MA apresentou os maiores valores médios de estoque de COS nas três camadas e também mostrou valores altos nos estoques totais de COS e NT na profundidade de 0.00 – 0.20 m (Fig. 4 e Tabela 1) quando comparados com os estoques de P-MC. Isto indica que o manejo apropriado do sistema solo – água – cobertura vegetal, com práticas agroecológicas (plantio direto, culturas de cobertura, manejo integrado de nutrientes), provavelmente favoreceram os maiores estoques de COS e NT.

Portanto, os sistemas agrícolas e práticas sustentáveis podem ser uma estratégia chave para converter solos com manejo não sustentável ou degradado, que são uma fonte CO₂, em solos com potencial de funcionar como sumidouros de CO₂. Desta maneira, o uso apropriado da terra e a adoção de práticas de manejo recomendadas (RMPs) podem aumentar o reservatório de COS, reverter às tendências de degradação do solo, melhorar a qualidade e resiliência do solo, aumentar a produção de biomassa e reduzir a emissão de GEE (Lal, 2004; Lal, 2005). Solos com alto conteúdo de COS são caracterizados como solos de alta qualidade (Dar et al., 2020). Muitos estudos em diferentes regiões do mundo mostraram que os sistemas de produção com manejo ecológico ou de conservação aumentam os estoques de COS e NT (Lal, 2019). Segundo Virto et al. (2012), as diferenças na entrada de C podem ser o principal fator que explica a

variabilidade de armazenamento de COS na agricultura de conservação quando comparada ao sistema convencional.

Em contrapartida, os baixos estoques de COS e NT no P-MC são provavelmente reflexos do tipo de manejo baseado na monocultura, em grandes aplicações de químicos e na entrada mínima de resíduos orgânicos. Assim, esse manejo pode transformar o solo em uma potencial fonte de CO₂. O uso inapropriado e mau manejo da terra podem impactar adversamente a qualidade do solo, carbono e outros elementos, levando à degradação dos recursos naturais e do meio ambiente (Lal, 2005; Lal, 2016). Além disso, os estoques de COS e NT também são afetados pela baixa entrada de resíduos orgânicos e pelo preparo intenso e frequente do solo que intensifica a oxidação de MO (Amanuel et al., 2018). Dar et al. (2020) sugerem que estoques baixos de COS e NT em alguns dos solos do planeta podem limitar a sua funcionalidade e seus serviços de ecossistema.

Em conclusão, os resultados indicaram que o sistema de produção agrícola familiar com P-MA provou ser uma alternativa viável para aumentar os estoques de COS e NT e reduzir as emissões de CO₂ nas condições avaliadas. O aumento dos estoques de COS e NT no P-MA deve-se ao manejo apropriado do solo com práticas agroecológicas. A adoção de práticas agroecológicas pode resultar em aumentos anuais relativos do estoque de COS que são muitas vezes bem mais elevados do que a iniciativa de sequestro de carbono “4 por 1000”, que apresenta uma taxa anual de 0.4% (Stockmann et al., 2013; Soussana et al., 2019).

Potencial de acúmulo de carbono orgânico do solo e nitrogênio total

Considerando os estoques de COS e NT da VN como valores de referência, as taxas de acúmulo das áreas agrícolas seguiram a ordem P-MA > P-MC devido às diferenças na entrada de C em cada sistema de produção agrícola familiar. Em geral, as terras cultivadas do mundo podem sequestrar cerca de 0.1 – 1.5 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, a depender do clima, tipo de solo, práticas de manejo e condições/incentivos socioeconômicos (Batjes, 1996; Paustian et al., 2016). A área

estudada do P-MA se enquadra nessa faixa, com uma taxa de sequestro de COS ($0.10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Resultados similares também foram registrados por Amado et al. (2006), que observaram taxas de acúmulo de COS (0.12 a $0.43 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) mais elevadas em solos com plantio direto do que em solos com lavoura convencional no Sul do Brasil. Muitos especialistas acreditam que um manejo sustentável melhora os estoques de COS dos solos (Govaerts et al., 2009). Por exemplo, a conversão da terra em agricultura de conservação sequestra C atmosférico a uma taxa de $0.12 - 0.29$, na Ásia (Lal, 2007); $0.09 - 0.29$, na África, e $0.14 - 0.56 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, nos Estados Unidos (Lal, 1997). Este estudo sugere que o sistema de agricultura familiar com manejo agroecológico teve um efeito positivo no sequestro de COS.

Os níveis mais elevados de sequestro de COS no P-MA, sobretudo, nas camadas mais profundas, devem-se provavelmente ao material parental, à translocação do material para o subsolo e à diversidade de plantas na área de cultivo (culturas de cobertura: alta entrada de C), o que contrasta com as práticas de P-MC (sem culturas de cobertura: baixa entrada de C). Segundo Chen et al. (2018), o potencial de sequestro de C nos subsolos está relacionado ao material parental. Haile et al. (2008) relataram que sistemas agroflorestais que integram árvores com produção de pasto estão mais aptos a intensificar o sequestro de COS, sobretudo, no subsolo, devido à alta entrada de C.

A área de P-MC apresentou uma taxa mais baixa de acúmulo de COS provavelmente devido à baixa entrada de C. A taxa mais baixa de acúmulo de NT na mesma área de estudo pode ser atribuída à perda de N por meio de lixiviação ou ao conteúdo pobre em N dos resíduos dos pessegueiros. Gelaw et al. (2014) relataram que resíduos da plantação não melhoraram os estoques de NT por causa do seu baixo conteúdo de N. Ao contrário, o P-MA apresentou uma taxa de acúmulo de NT melhor em comparação ao P-MC devido à capacidade de fixação de N da planta *Pisum sativum* e da incorporação de parte do N fixado ao solo através da MO. Vários estudos demonstram a importância das leguminosas para o acúmulo de N no solo (Poschen,

1986; Gelaw et al., 2014; Meena et al., 2020). O cultivo de leguminosas pode desempenhar um papel importante para os agroecossistemas devido aos múltiplos serviços que elas oferecem (Stagnari et al., 2017). Entre os serviços mais importantes, constam: (i) fixação de nitrogênio biológico pela simbiose de bactérias (gênero *Rhizobium*) com as leguminosas; (ii) liberação de MO de alta qualidade no solo; (iii) elas contribuem para a redução dos GEE, (iv) permitem o sequestro de carbono nos solos, (v) contribuem para o aumento da biodiversidade; (vi) elas induzem a uma economia de entradas de energia fóssil no sistema graças à redução dos adubos minerais de alta solubilidade (Ureia), e (vii) facilitam a circulação dos nutrientes do solo e a retenção de água (Stagnari et al., 2017; Adamczewska-Sowińska e Sowiński, 2020). Com essas múltiplas funções, as leguminosas apresentam um grande potencial para a agricultura sustentável, sendo funcionais tanto como culturas agrícolas para alimentação quanto como resíduos de cultivo ou adubos verdes (Stagnari et al., 2017).

CO₂ sequestrado e emissões em diferentes áreas

O CO₂ equivalente acumulado foi medido na área do P-MA, seguida pela área da VN, e o CO₂ equivalente mais baixo foi medido na área de P-MC. Entretanto, nenhuma diferença significativa entre P-MA e VN foi registrada. O alto nível de COS armazenado na VN provavelmente resultou da queda de resíduos das variadas espécies de árvores e da ausência de atividades antropogênicas. Em P-MA, a adoção de práticas de manejo agroecológico melhorou o armazenamento de carbono e mitigou as emissões de CO₂ (Fig. 5). Em geral, o COS fica mais protegido nas áreas de VN e o P-MA devido à maior entrada de resíduos orgânicos e à alta abundância de raízes e organismos do solo, que promove a estabilidade dos macrogregados (Tisdall e Oades, 1982).

A mitigação das mudanças climáticas por meio do sequestro de C depende da criação de uma cobertura vegetal estável. Práticas, como reflorestamento, diversificação das espécies de plantas cultivadas em sequência e/ou associação, manejo de espécies arbóreas de rápido crescimento e

culturas de cobertura, podem afetar o sequestro de C ao incorporar CO₂ à biomassa das plantas e ao solo (Jandl et al., 2007). Os sistemas de cultivo que melhoram o sequestro de C do solo são uma opção para a emissão negativa de CO₂ e oferecem muitos benefícios, como uma melhoria da qualidade do solo, adaptação às mudanças climáticas, resiliência, produtividade e saúde do agroecossistema (Paustian et al., 2019). Em contrapartida, o baixo armazenamento de COS no P-MC provavelmente está relacionado à adoção de práticas, como: (i) monocultura; (ii) adubos minerais de alta solubilidade, inseticidas e herbicidas; (iii) cultivo intensivo; (iv) preparo intensivo do solo, (v) pouca entrada de resíduos orgânicos (Fig. 5).

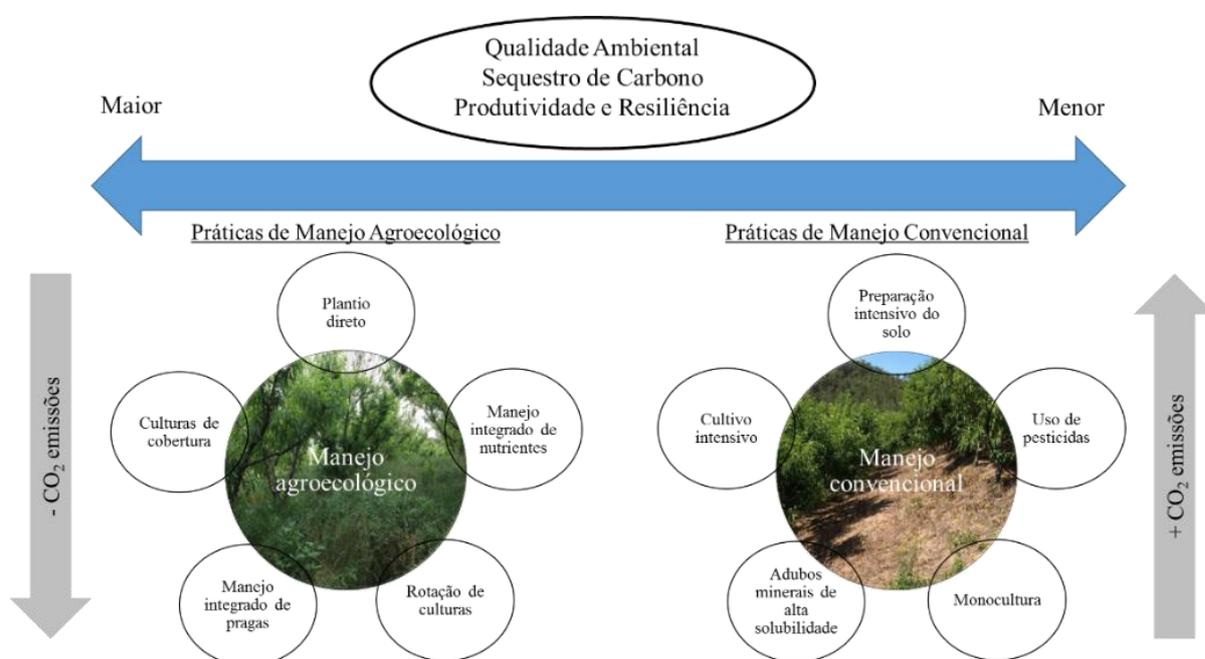


Figura 5 - Práticas do pessegueiro com manejo agroecológico (P-MA) *versus* práticas do pessegueiro com manejo convencional (P-MC) e seu efeito na qualidade ambiental, sequestro de carbono, produtividade e resiliência. Adaptado de Lal, (2004) e Meena et al. (2020).

Qualquer prática que reduz a qualidade do solo pode levar a uma redução no reservatório de COS e a um aumento da emissão de CO₂ à atmosfera (Melenya et al., 2015). De modo geral, os resultados do estudo indicam que o sistema de produção agrícola familiar mais sustentável e menos degradante, em termos de armazenamento de COS, é o P-MA. Além disso, P-MA e VN apresentaram um comportamento similar em termos de COS armazenado e CO₂ equivalente. Tomando os valores de VN (o sistema que menos emite CO₂) como referência para comparação com as áreas agrícolas (P-MA e P-MC), o estudo mostrou que o P-MA sequestrou

uma quantidade maior de C. Portanto, a emissão de CO₂ é significativamente mais baixa no P-MA do que no P-MC, área que apresentou uma emissão mais elevada de CO₂. A alta emissão de CO₂ está relacionada ao tipo de manejo de solo – água – cobertura vegetal adotado no P-MC. O uso inapropriado da terra e o mau uso do solo podem causar o empobrecimento do estoque de carbono orgânico do solo (COS), resultando em altas emissões de CO₂ à atmosfera (Lal, 2004; Chen et al., 2009; Gelaw et al., 2014; Meena et al., 2020). Neste sentido, o solo de P-MA opera como um sumidouro de CO₂ atmosférico e tem o potencial de mitigar os GEE e de ser uma estratégia chave, no Sul do Brasil, para enfrentar as mudanças climáticas.

Conclusão

Nós concluímos que os sistemas agrícolas familiares que empregam manejo agroecológico e práticas sustentáveis (plantio direto, culturas de cobertura, rotação de culturas, associação de culturas, agroflorestal e manejo integrado de nutrientes) poderiam operar como estratégias efetivas para melhorar a qualidade do solo e a sustentabilidade dos agroecossistemas, já que elevam os estoques de carbono orgânico do solo e nitrogênio total. Além disso, esses sistemas reduzem a emissão de CO₂ à atmosfera e contribuem para diminuir a vulnerabilidade das famílias agricultoras à variação do clima no Sul do Brasil.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento desta pesquisa e pela concessão da bolsa ao primeiro autor. Agradecemos também ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção da Agricultura Familiar (PPG SPAF) da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, da Universidade Federal de Pelotas (UFPEL - Brasil), à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa - Clima Temperado), aos auxiliares de campo, aos técnicos de laboratório, e aos agricultores familiares por suas contribuições neste estudo.

Referências

- Abera, Y., Belachew, T., 2011. Land use effects on soil organic carbon and nitrogen in some soils of bale, Southeastern Ethiopia. *Trop. Subtrop. Agroecosystems*. 14, 229-235.
- Adamczewska-Sowińska, K., Sowiński, J., 2020. Polyculture Management: A Crucial System for Sustainable Agriculture Development. In: Meena, R.S. (Ed.), *Soil Health Restoration and Management*. Springer, Singapore, pp. 279-319.
- Aita, C., Giacomini, S.J., 2003. Crop residue decomposition and nitrogen release in single and mixed cover crops. *Rev. Bras. Cienc. Solo*. 27, 601-612.
<https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000400004>.
- Al-Kaisi, M.M., Yin, X., Licht, M.A., 2005. Soil carbon and nitrogen changes as influenced by tillage and cropping systems in some Iowa soils. *Agr. Ecosyst. Environ.* 105, 635-647. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.08.002>.
- Altieri, M., Nicholls, C.I., 2000. Agroecología: Teoría y práctica para una agricultura sustentable. Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, México, DF, p. 235.
- Altieri, M.A., 2000. Multifunctional dimensions of ecologically-based agriculture in Latin America. *Int. J. Sustainable Dev. World Ecol.* 7, 62-75.
<https://doi.org/10.1080/13504500009470029>.
- Altieri, M.A., Nicholls, C.I., Henao, A., Lana, M.A., 2015. Agroecology and the design of climate change-resilient farming systems. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 869-890.
<https://doi.org/10.1007/s13593-015-0285-2>.
- Amado, T.J.C., Bayer, C., Conceicao, P.C., Spagnollo, E., De Campos, B.-H.C., Da Veiga, M., 2006. Potential of carbon accumulation in no-till soils with intensive use and cover crops in southern Brazil. *J. Environ. Qual.* 35, 1599-1607.
doi:10.2134/jeq2005.0233.
- Amanuel, W., Yimer, F., Karlton, E., 2018. Soil organic carbon variation in relation to land use changes: the case of Birr watershed, upper Blue Nile River Basin, Ethiopia. *J. Ecol. Environ.* 42, 16. <https://doi.org/10.1186/s41610-018-0076-1>.
- Batjes, N.H., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* 47, 151-163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x>.
- Battle-Bayer, L., Batjes, N.H., Bindraban, P.S., 2010. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. *Agr. Ecosyst. Environ.* 137, 47-58. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.003>.

- Bhowmik, A., Fortuna, A.-M., Cihacek, L.J., Bary, A.I., Carr, P.M., Cogger, C.G., 2017. Potential carbon sequestration and nitrogen cycling in long-term organic management systems. *Renew. Agr. Food. Syst.* 32, 498-510. <https://doi.org/10.1017/S1742170516000429>.
- Blake, G.R., Hartge, K., 1986. Bulk density 1. In: Klute, A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods*. Second Edition. Am. Soc. Ag., Soil Sci. Soc. Am. Madison, WI, pp. 363-375.
- Capowiez, Y., Cadoux, S., Bouchand, P., Roger-Estrade, J., Richard, G., Boizard, H., 2009. Experimental evidence for the role of earthworms in compacted soil regeneration based on field observations and results from a semi-field experiment. *Soil. Biol. Biochem.* 41, 711-717. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.01.006>.
- Chen, H., Marhan, S., Billen, N., Stahr, K., 2009. Soil organic-carbon and total nitrogen stocks as affected by different land uses in Baden-Württemberg (southwest Germany). *J. Plant. Nutr. Soil. Sc.* 172, 32-42. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700116>.
- Chen, S., Martin, M.P., Saby, N.P., Walter, C., Angers, D.A., Arrouays, D., 2018. Fine resolution map of top-and subsoil carbon sequestration potential in France. *Sci. Total. Environ.* 630, 389-400. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.209>.
- Corbeels, M., Marchão, R.L., Neto, M.S., Ferreira, E.G., Madari, B.E., Scopel, E., Brito, O.R., 2016. Evidence of limited carbon sequestration in soils under no-tillage systems in the Cerrado of Brazil. *Sci. Rep.* 6, 21450. <https://doi.org/10.1038/srep21450>.
- Da Silva Santana, M., Sampaio, E.V.d.S.B., Giongo, V., Menezes, R.S.C., de Jesus, K.N., de Albuquerque, E.R.G.M., do Nascimento, D.M., Pareyn, F.G.C., Cunha, T.J.F., Sampaio, R.M.B., 2019. Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. *Geoderma Reg.* 16, e00205. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00205>.
- Dar, M.U.D., Bhat, S.A., Meena, R.S., Shah, A.I., 2020. Carbon Footprint in Eroded Soils and Its Impact on Soil Health. In: S., M.R. (Ed.), *Soil Health Rest. Manag.* Springer, Singapore, pp. 1-30.
- Dávila, G.A.J., 2016. Review of soil carbon stocks estimates in regions of Rio Grande do Sul. M.Sc.Thesis. Federal University of Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, Brasil. 91 p. Available in <http://hdl.handle.net/10183/157643>.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W. 2011. InfoStat Version 02-10-2017. Available in <http://www.infostat.com.ar/>

- Diekow, J., Mielniczuk, J., Knicker, H., Bayer, C., Dick, D.P., Kögel-Knabner, I., 2005. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. *Soil. Till. Res.* 81, 87-95. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.05.003>.
- Ellert, B., Bettany, J., 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil Sci.* 75, 529-538. <https://doi.org/10.4141/cjss95-075>.
- EMBRAPA (Brazilian Agricultural Research Corporation), 2018. Brazilian Soil Classification System. Embrapa, Brasília, DF, pp. 356.
- FAO and ITPS (Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils), 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR)—Main Report. FAO and ITPS, Rome, Italy, p. 21.
- Fu, X., Shao, M., Wei, X., Horton, R., 2010. Soil organic carbon and total nitrogen as affected by vegetation types in Northern Loess Plateau of China. *Geoderma.* 155, 31-35. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.11.020>.
- Fujisaki, K., Perrin, A.S., Desjardins, T., Bernoux, M., Balbino, L.C., Brossard, M., 2015. From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. *Glob. Change Biol. Bioenergy.* 21, 2773-2786. <https://doi.org/10.1111/gcb.12906>.
- Gao, P., Niu, X., Wang, B., Zheng, Y., 2015. Land use changes and its driving forces in hilly ecological restoration area based on gis and rs of northern china. *Sci. Rep.* 5, 11038. <https://doi.org/10.1038/srep11038>.
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mäder, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.-H., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *PNAS USA.* 109, 18226-18231. <https://doi.org/10.1073/pnas.1209429109>.
- Gebeyehu, G., Soromessa, T., 2018. Status of soil organic carbon and nitrogen stocks in Koga Watershed Area, Northwest Ethiopia. *Agric. Food Secur.* 7, 9. <https://doi.org/10.1186/s40066-018-0162-8>.
- Gelaw, A.M., Singh, B., Lal, R., 2014. Soil organic carbon and total nitrogen stocks under different land uses in a semi-arid watershed in Tigray, Northern Ethiopia. *Agr. Ecosyst. Environ.* 188, 256-263. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.035>.

- Gomes, G.C., 2014. Native trees and local knowledge as a contribution to sustainability of family agroecosystems in the Serra dos Tapes, RS. Ph.D. Thesis. Federal University of Pelotas, Pelotas, RS, Brasil. 352 p.
- Govaerts, B., Verhulst, N., Castellanos-Navarrete, A., Sayre, K.D., Dixon, J., Dendooven, L., 2009. Conservation agriculture and soil carbon sequestration: between myth and farmer reality. *Crit. Ver. Plant. Sci.* 28, 97-122.
<https://doi.org/10.1080/07352680902776358>.
- Gubiani, E., 2015. Soil carbon and nitrogen stock under winter crops management systems M.Sc. Thesis. Federal University of Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS, Brasil. 64 p.
- Haile, S.G., Nair, P., Nair, V.D., 2008. Carbon storage of different soil-size fractions in Florida silvopastoral systems. *J. Environ. Qual.* 37, 1789-1797.
doi:10.2134/jeq2007.0509.
- Hathaway, M.D., 2016. Agroecology and permaculture: addressing key ecological problems by rethinking and redesigning agricultural systems. *J. Environ. Stud. Sci.* 6, 239-250.
<https://doi.org/10.1007/s13412-015-0254-8>.
- HLPE (High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition), 2019. Agroecological and other innovative approaches for sustainable agriculture and food systems that enhance food security and nutrition. A report by the high level panel of experts on food security and nutrition of the committee on world food security, Rome, Italy, p. 161.
- Huang, J., Minasny, B., McBratney, A.B., Padarian, J., Triantafyllis, J., 2018. The location-and scale-specific correlation between temperature and soil carbon sequestration across the globe. *Sci. Total Environ.* 615, 540-548.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.136>.
- INMET (National Institute of Meteorology), 2019. Clima Pelotas. <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/rio-grande-do-sul/pelotas-2118/> (Acessed 6 March 2019).
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkinen, K., Byrne, K.A., 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma.* 137, 253-268.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>.
- Kerber, M., de Abreu, L.S., 2010. Trajetórias de transição dos produtores de base ecológica de Ibiúna/SP e indicadores sociais de sustentabilidade. *Soc. Desenvol. Rural.* 4, 1-37.

- Lal, R., 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂ - enrichment. *Soil. Till. Res.* 43, 81-107.
[https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(97\)00036-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(97)00036-6).
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *science*. 304, 1623-1627. doi:10.1126/science.1097396.
- Lal, R., 2005. Soil carbon sequestration for sustaining agricultural production and improving the environment with particular reference to Brazil. *J. Sustain. Agr.* 26, 23-42.
https://doi.org/10.1300/J064v26n04_04.
- Lal, R., 2007. Carbon sequestration. *Philos. T. R. Soc. B.* 363, 815-830.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>.
- Lal, R., 2016. Soil health and carbon management. *Food Energy Secur.* 5, 212-222.
<https://doi.org/10.1002/fes3.96>.
- Lal, R., 2019. Eco-intensification through soil carbon sequestration: Harnessing ecosystem services and advancing sustainable development goals. *J. Soil Water Conserv.* 74, 55A-61A. doi: 10.2489/jswc.74.3.55A.
- Lal, R., 2020. Managing soils for resolving the conflict between agriculture and nature: The hard talk. *Eur. J. Soil Sci.* 71, 1-9. <https://doi.org/10.1111/ejss.12857>.
- Lemos, R.d., Santos, R.d., 1996. Manual de descrição e coleta de solo no campo. 3rd ed. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS)/Embrapa—CNPS, Campinas, Brasil, pp. 83.
- Lorenz, K., Lal, R., 2018. *Carbon Sequestration in Agricultural Ecosystems*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland, pp. 391.
- Loss, A., Pereira, M.G., Schultz, N., ANjOS, L.d., Silva, E.d., 2009. Carbon and granulometry fractions of soil organic matter under organic production system. *Cienc. Rural.* 39, 1077-1082. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782009005000036>
- Lozano, G., Beatriz, Parras, A., Luis, 2014. Variation in soil organic carbon and nitrogen stocks along a toposequence in a traditional Mediterranean olive grove. *Land degradation & development.* 25, 297-304. <https://doi.org/10.1002/ldr.2284>.
- Ma, W., Li, Z., Ding, K., Huang, B., Nie, X., Lu, Y., Xiao, H., 2016. Soil erosion, organic carbon and nitrogen dynamics in planted forests: a case study in a hilly catchment of Hunan Province, China. *Soil. Till. Res.* 155, 69-77.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2015.07.007>.

- Meena, R.S., Kumar, S., Yadav, G.S., 2020. Soil Carbon Sequestration in Crop Production. In: Meena, R.S. (Ed.), *Nutrient Dynamics for Sustainable Crop Production*. Springer, Singapore, pp. 1-39.
- Melenya, C., Bonsu, M., Logah, V., Quansah, C., Adjei-Gyapong, T., Yeboah, I.B., Tuffour, H.O., Abubakari, A., 2015. Carbon sequestration in soils under different land use systems and its impact on climate change. *Appl. Res.J.* 1, 164-168.
- Mohamad, R.S., Verrastro, V., Al Bitar, L., Roma, R., Moretti, M., Al Chami, Z., 2016. Effect of different agricultural practices on carbon emission and carbon stock in organic and conventional olive systems. *Soil Res.* 54, 173-181.
<https://doi.org/10.1071/SR14343>.
- Negasa, T., Ketema, H., Legesse, A., Sisay, M., Temesgen, H., 2017. Variation in soil properties under different land use types managed by smallholder farmers along the toposequence in southern Ethiopia. *Geoderma.* 290, 40-50.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.11.021>.
- Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, C.T., Sumner, M.E. (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods*. SSSA Book Series, Madison, WI, pp. 961-1010.
- Niggli, U., Fließbach, A., Hepperly, P., Scialabba, N., 2009. Low greenhouse gas agriculture: mitigation and adaptation potential of sustainable farming systems. FAO, Roma, Italy, pp. 32-33.
- Nwaogu, C., Okeke, O.J., Fashae, O., Nwankwoala, H., 2018. Soil organic carbon and total nitrogen stocks as affected by different land use in an Ultisol in Imo Watershed, southern Nigeria. *Chem. Ecol.* 34, 854-870.
<https://doi.org/10.1080/02757540.2018.1508461>.
- Olson, K.R., Al-Kaisi, M., 2015. The importance of soil sampling depth for accurate account of soil organic carbon sequestration, storage, retention and loss. *Catena.* 125, 33-37.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.10.004>.
- Paustian, K., Collier, S., Baldock, J., Burgess, R., Creque, J., DeLonge, M., Dungait, J., Ellert, B., Frank, S., Goddard, T., 2019. Quantifying carbon for agricultural soil management: from the current status toward a global soil information system. *Carbon Manag.* 10, 567-587. <https://doi.org/10.1080/17583004.2019.1633231>.
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P., Smith, P., 2016. Climate-smart soils. *Nature.* 532, 49-57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>.

- Plaza, C., Zaccone, C., Sawicka, K., Méndez, A.M., Tarquis, A., Gascó, G., Heuvelink, G.B., Schuur, E.A., Maestre, F.T., 2018. Soil resources and element stocks in drylands to face global issues. *Sci. Rep.* 8, 13788. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-32229-0>.
- Poschen, P., 1986. An evaluation of the *Acacia albida*-based agroforestry practices in the Hararghe highlands of Eastern Ethiopia. *Agrofor. Syst.* 4, 129-143. <https://doi.org/10.1007/BF00141545>.
- Pretty, J., Bharucha, Z.P., 2018. *Sustainable Intensification of Agriculture: Greening the World's Food Economy*. Routledge, London, pp. 196.
- Pretty, J.N., Noble, A.D., Bossio, D., Dixon, J., Hine, R.E., Penning de Vries, F.W., Morison, J.I., 2006. Resource-conserving agriculture increases yields in developing countries. *Environ. Sci. Technol.* 40, 1114-1119. <https://doi.org/10.1021/es051670d>.
- Puget, P., Lal, R., 2005. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil Till. Res.* 80, 201-213. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.018>.
- Purwanto, B.H., Alam, S., 2019. Impact of intensive agricultural management on carbon and nitrogen dynamics in the humid tropics. *Soil Sci. Plant Nutr.* 66, 50-59. <https://doi.org/10.1080/00380768.2019.1705182>.
- Rakotovo, N.H., Razafimbelo, T.M., Rakotosamimanana, S., Randrianasolo, Z., Randriamalala, J.R., Albrecht, A., 2017. Carbon footprint of smallholder farms in Central Madagascar: The integration of agroecological practices. *J. Clean. Prod.* 140, 1165-1175. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.045>.
- Raper, R.L., Mac Kirby, J., 2006. *Soil compaction: how to do it, undo it, or avoid doing it*. American Society of Agricultural and Biological Engineers, Louisville, Kentucky, USA, pp. 1-14.
- Reichert, J.M., Reinert, D., Braida, J.A., 2003. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. *Cienc. Amb.* 27, 29-48.
- Rumpel, C., Amiraslani, F., Chenu, C., Cardenas, M.G., Kaonga, M., Koutika, L.-S., Ladha, J., Madari, B., Shirato, Y., Smith, P., 2020. The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. *Ambio.* 49, 350-360. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2>.

- Sampson, R.N., Scholes, R.J., 2000. Additional human-induced activities—article 3.4. In: Watson, R.T., Noble, I.R., Bert, B., Ravindranath, N.H., Verardo, D.J., Dokken, D.J. (Eds.), *Land use, land-use change, and forestry: A special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, UK, pp. 181-281.
- Silva, N., Santiago, F., Dias, I., Jalfim, F., Blackburn, R., 2013. Soil stock of organic carbon in agro-ecological management area of caatinga in the Sertão of Piauí. *Anais do VI CLAA, X CBA e V SEMDF. Cader. Agroec.* 8, 5.
- Soussana, J.-F., Lutfalla, S., Ehrhardt, F., Rosenstock, T., Lamanna, C., Havlík, P., Richards, M., Chotte, J.-L., Torquebiau, E., Ciais, P., 2019. Matching policy and science: Rationale for the ‘4 per 1000-soils for food security and climate’ initiative. *Soil Till. Res.* 188, 3-15. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.12.002>.
- Stagnari, F., Maggio, A., Galieni, A., Pisante, M., 2017. Multiple benefits of legumes for agriculture sustainability: an overview. *Chem. Biol. Technol. Ag.* 4, 2. <https://doi.org/10.1186/s40538-016-0085-1>.
- Stockmann, U., Adams, M.A., Crawford, J.W., Field, D.J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A.B., De Courcelles, V.d.R., Singh, K., 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agr. Ecosyst. Environ.* 164, 80-99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>.
- Tautges, N.E., Chiartas, J.L., Gaudin, A.C., O’Geen, A.T., Herrera, I., Scow, K.M., 2019. Deep soil inventories reveal that impacts of cover crops and compost on soil carbon sequestration differ in surface and subsurface soils. *Glob. Change Biol.* 25, 3753-3766. <https://doi.org/10.1111/gcb.14762>.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature.* 418, 671-677. <https://doi.org/10.1038/nature01014>.
- Tisdall J., Oades J., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33, 141–163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>.
- Tizio, A.d., Lagomarsino, A., Moscatelli, M., Marinari, S., Mancinelli, S., 2008. The effects of system management on soil carbon dynamics. *Lucrari Stiintifice – Universitatea de Stiinte Agronomice si Medicina Veterinara Bucuresti. Seria B, Horticulture.* 51, 645-650.

- Torquebiau, E., Roudier, P., Demenois, J., Saj, S., Hainzelin, É., Maraun, F., 2019. Agroecology and climate change: close links which give cause for hope. In: Côte, F.-X., Poirier-Magona, E., Perret, S., Roudier, P., Rapidel, B., Thirion, M.-C. (Eds.), *The agroecological transition of agricultural systems in the Global South*. Ed Quae, Paris, pp. 239-249.
- Vilela, G., Mangabeira, J.d.C., Magalhães, L., Tosto, S., 2019. *Agricultura orgânica no Brasil: um estudo sobre o Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos*. Embrapa Territorial-Documents (INFOTECA-E). Embrapa Territorial, Campinas, Brasil, p. 20.
- Virto, I., Barré, P., Burlot, A., Chenu, C., 2012. Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry*. 108, 17-26. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9600-4>.
- Wang, T., Kang, F., Cheng, X., Han, H., Ji, W., 2016. Soil organic carbon and total nitrogen stocks under different land uses in a hilly ecological restoration area of North China. *Soil Till. Res.* 163, 176-184. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.05.015>.
- Wells, T., Chan, K., Cornish, P., 2000. Impact of different conventional and alternative farming systems on soil quality. *Agr. Ecosyst. Environ.* 80, 47-60. doi:10.1079/SUM2003186.
- Willer, H., Lernoud, J., 2019. *The world of organic agriculture. Statistics and emerging trends 2019*. Research Institute of Organic Agriculture FiBL and IFOAM Organics International, Bonn, Germany, pp. 346.
- Yan, G., Xing, Y., Wang, J., Li, Z., Wang, L., Wang, Q., Xu, L., Zhang, Z., Zhang, J., Dong, X., Shan, W., Guo, L., 2018. Sequestration of atmospheric CO₂ in boreal forest carbon pools in northeastern China: Effects of nitrogen deposition. *Agr. Forest Meteorol.* 248, 70-81. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.09.015>.

7 Considerações finais

As três posições do relevo (terço superior, médio e inferior) nos solos dos pomares parecem não ter influência significativa nos indicadores físicos, químicos e biológicos do solo.

Dos 37 indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade do solo, 27 indicadores do solo diferiram significativamente ($p < 0,05$) entre as áreas.

O alto valor de densidade do solo diminuiu a porosidade total e aumentou a resistência do solo à penetração. Ademais, a densidade do solo cresceu com o incremento da profundidade do solo.

A análise de componentes principais foi uma ferramenta multivariada eficiente neste estudo para a redução da dimensão do conjunto total de dados, para a seleção dos indicadores do solo, para a determinação do conjunto mínimo de dados e para a construção do índice de qualidade do solo.

Um adequado manejo do sistema solo – água – cobertura vegetal com práticas sustentáveis, como plantio direto, sem uso de herbicidas; culturas de cobertura e adubação verde; rotação de culturas; manejo integrado de pragas e incorporação de resíduos orgânicos no solo, beneficia, ao longo do tempo, os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, e traz como consequência uma melhoria na qualidade do solo e nos estoques de carbono orgânico do solo.

Do conjunto mínimo de dados do estudo, os agregados do solo é o indicador que mais contribuiu nos índices de qualidade do solo da vegetação nativa e do sistema agrícola familiar com manejo agroecológico, tornando-se assim um indicador chave para avaliar a qualidade do solo.

O estudo mostrou que o sistema de agricultura familiar com manejo agroecológico armazenou mais carbono orgânico do solo e emitiu menos CO₂ na atmosfera do que o sistema de agricultura familiar com manejo convencional. Estes dados revelam o potencial dos sistemas agrícolas familiares com manejo agroecológico para armazenar carbono orgânico do solo e mitigar a emissão de CO₂ na região.

Referências

ABDELRAHMAN, Mohamed A. E.; TAHOUN, Salah. GIS model-builder based on comprehensive geostatistical approach to assess soil quality. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 13, p. 204-214, jan. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.10.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352938518300223>.

ACTON, D. F.; GREGORICH, L. J. Understanding soil health. In: ACTON, D. F.; GREGORICH, L. J. (Ed.). **The health of our soil: towards sustainable agriculture in Canada**. Ottawa, ON: Centre for Land and Biological Resources Research Branch, Agriculture and Agri-Food, 1995. p. 16-22. ISBN 0-660-15947-3.

AKTAR, Wasim; SENGUPTA, Dwaipayan; CHOWDHURY, Ashim. Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. **Interdisciplinary toxicology**, v. 2, n. 1, p. 1-12, mar. 2009. DOI: 10.2478/v10102-009-0001-7. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2984095/>.

ALTIERI, Miguel A. El estado del arte de la agroecología y su contribución al desarrollo rural en América Latina. In: CADENAS, marín A. (Ed.). **Agricultura y desarrollo sostenible**. Madrid: MAPA, 1995. p. 151-203. ISBN 844910100X.

ALTIERI, Miguel A. Multifunctional dimensions of ecologically-based agriculture in Latin America. **The International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, v. 7, n. 1, p. 62-75, jun. 2000. DOI: <https://doi.org/10.1080/13504500009470029>
Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/13504500009470029>

ALTIERI, Miguel; NICHOLLS, Clara. **Biodiversity and pest management in agroecosystems**. 2th ed. Binghamton, NY: CRC Press, 2004. 252 p. ISBN 1560229233.

ANDERSON, JPE; DOMSCH, KH. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 10, n. 3, p. 215-221, 1978. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8).
Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0038071778900998>.

ANDREWS, Susan S. **Sustainable agriculture alternatives: ecological and managerial implications of poultry litter management alternatives applied to agronomic soils**. 1998. Thesis (Ph.D.) - University of Georgia, Athens, GA, 1998.

ANDREWS, Susan S.; KARLEN, Douglas L.; CAMBARDELLA, Cynthia A. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 6, p. 1945-1962, nov. 2004. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>. Disponível em: <https://pubag.nal.usda.gov/download/9094/PDF>.

ANDREWS, Susan S *et al.* On-farm assessment of soil quality in California's Central Valley. **Agronomy Journal**, v. 94, n. 1, p. 12-23, jan. 2002a. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj2002.1200>. Disponível em: <https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/agronj2002.1200>.

ANDREWS, Susan S.; KARLEN, Douglas L.; MITCHELL, Jeffrey P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production system in Northern California. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 90, p. 25-45, 2002b. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00174-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00174-8). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880901001748>.

ANJOS, Flávio Sacco dos. Agricultura familiar, pluriatividade e desenvolvimento rural no sul do Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 20, n. 1, p. 11-44, dez. 2003. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/109107/1/AGRICULTURA-FAMILIAR.pdf>.

APARICIO, Virginia; COSTA, José Luis. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. **Soil and Tillage Research**, v. 96, n. 1-2, p. 155-165, out. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.05.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016719870700102X>.

ARSHAD, Muhammad A.; MARTIN, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 88, n. 2, p. 153-160, fev. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00252-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00252-3). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880901002523>.

ASKARI, Mohammad Sadegh; HOLDEN, Nicholas M. Indices for quantitative evaluation of soil quality under grassland management. **Geoderma**, v. 230, p. 131-142, out. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.04.019>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706114001761>.

AUDEH, Samira Jaber Suliman et al. Qualidade do solo: uma visão etnopedológica em propriedades agrícolas familiares produtoras de fumo orgânico. *Revista Brasileira de Agroecologia*, v. 6, n. 3, p. 34-48, mai. 2011. ISSN: 1980-9735
Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/13504500009470029>.

ASSMANN, Joice Mari *et al.* Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop–livestock system under no-tillage in southern Brazil. ***Agriculture, Ecosystems & Environment***, v. 190, p. 52-59, Dec. 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880913004246>.

BACHELIER, Georges. **La faune des sols, son écologie et son action**. Orstom, Paris, 1978. 562 p. (Documentation technique 38).

BAI, Zhanquo *et al.* Effects of agricultural management practices on soil quality: a review of long-term experiments for Europe and China. ***Agriculture, Ecosystems & Environment***, v. 265, p. 1-7, out. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.028>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016788091830224X>.

BATEMAN, Amber M.; MUÑOZ-ROJAS, Miriam. To whom the burden of soil degradation and management concerns. In: PAULO, Pereira (Ed.). **Soil degradation, restoration and management in a global change context**. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier, 2019. p.1-22. ISBN 2468-9289.

BAVEYE, Philippe C.; BAVEYE, Jacques; GOWDY, John. Soil “ecosystem” services and natural capital: critical appraisal of research on uncertain ground. ***Frontiers in Environmental Science***, v. 4, p. 41, jun. 2016. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00041>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2016.00041/full>.

BENNETT, Amanda J *et al.* Meeting the demand for crop production: the challenge of yield decline in crops grown in short rotations. ***Biological reviews***, v. 87, n. 1, p. 52-71, fev. 2012. DOI: 10.1111/j.1469-185X.2011.00184.x. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/21631700/>.

BHADURI, Debarati *et al.* Indexing methods of soil quality in agro-ecosystems: an overview of Indian soils and beyond. In: AMITAVA, Rakshit *et al.* (Ed.). **Soil analysis: recent trends and applications**. Singapore: Springer, 2020. p. 255-284. ISBN 978-981-15-2039-6.

BHADURI, Debarati *et al.* Evaluating soil quality under a long-term integrated tillage–water–nutrient experiment with intensive rice–wheat rotation in a semi-arid Inceptisol, India. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 4, p. 2535-2547, abr. 2014. DOI: 10.1007/s10661-013-3558-8. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/24310369/>.

BHARDWAJ, A. K *et al.* Ecological management of intensively cropped agro-ecosystems improves soil quality with sustained productivity. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 140, n. 3-4, p. 419-429, mar. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880911000065>.

BINDRABAN, P. S *et al.* Land quality indicators for sustainable land management: proposed method for yield gap and soil nutrient balance. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 81, n. 2, p. 103-112, out. 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00184-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00184-5). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880900001845>.

BISWAS, Sunanda T. J *et al.* Establishment of critical limits of indicators and indices of soil quality in rice-rice cropping systems under different soil orders. **Geoderma**, v. 292, p. 34-48, abr. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706117300101>.

BLAKE, G.R.; HARTGE, K. H. Bulk density 1. In: KLUTE, Arnold (Ed.). **Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods**. 2 ed. Madison, WI: ASA, CSSA, SSSA, 1986. cap. 13, 363-375 p. ISBN 0891188649.

BLANCO-CANQUI, Humberto; LAL, Rattan. Erosion control and soil quality. In: BLANCO-CANQUI, Humberto; LAL, Rattan (Ed.). **Principles of soil conservation and management**. Switzerland: Springer, Dordrecht, 2010. p.477-492. ISBN 978-1-4020-8709-7.

BOSARGE, Tabitha. **A soil quality index for Alabama**. Co-chair: Charles Mitchel. 2015. 28 p. Master dissertation (Master of Science) - Agronomy and Soils, Auburn University, Auburn, Alabama, 2015. Disponível em: <https://etd.auburn.edu/handle/10415/4854>.

BOUMA, Johan *et al.* Soil capability: exploring the functional potentials of soils. In: FIELD; Damien J.; MORGAN; Cristine L. S.; MCBRATNEY; Alex B. (Ed.). **Global soil security**. Springer, Cham., 2017. p. 27-44. ISBN 978-3-319-43394-3.

BOUYOUCOS, George John. The hydrometer as a new method for the mechanical analysis of soils. **Soil science**, v. 23, n. 5, p. 343-354, 1927. Disponível em: https://journals.lww.com/soilsci/Citation/1927/05000/THE_HYDROMETER_AS_A_NEW_METHOD_FOR_THE_MECHANICAL.2.aspx.

BRASIL. **Decreto nº 1.946, de 28 de junho de 1996**. Cria o programa nacional de fortalecimento da agricultura familiar - PRONAF, e dá outras providências. Brasília, Presidência da República, 1996, Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/D1946.htm>. Acesso em: 28 Nov. 2019.

BUAINAIN, Antônio Márcio. **Agricultura familiar, agroecologia e desenvolvimento sustentável: questões para debate**. Brasília, Brasil: IICA, 2006. 136 p. (Desenvolvimento rural sustentável).

BUCHER, Ana Elisa. **Soil quality characterization and remediation in relation to soil management**. Advisor: Les E. Lanyon. 2002. 158 p. Thesis (Ph.D. Soil Science) - Crop and Soil Sciences, The Pennsylvania State University, Pennsylvania, USA, 2002. Disponível em: <https://etda.libraries.psu.edu/catalog/5946>.

BÜNEMANN, Else K *et al.* Soil quality—a critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105-125, mai. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071718300294>.

CAON, Lucrezia; VARGAS, Ronald. **Threats to soils: global trends and perspectives**. Working Paper. New York, USA, 2017. p. 24.

CARVALHO, Juliana dos Santos. **Atributos da qualidade de um Planossolo em sistemas de Integração Lavoura-Pecuária no Bioma Pampa**. 2015. Orientadora: Ana Claudia de Lima. 104 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). - Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS, Brasil, 2015. Disponível em: <http://repositorio.ufpel.edu.br:8080/handle/prefix/2979>.

CHANDEL, Sumita; HADDA, M. S.; MAHAL, A. K. Soil quality assessment through minimum data set under different land uses of submontane Punjab. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 49, n. 6, p. 658-674, fev. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/00103624.2018.1425424>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00103624.2018.1425424?journalCode=lcss20>.

CHAUDHURY, Jaladhi *et al.* Assessing soil quality under long-term rice-based cropping system. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 36, n. 9-10, p. 1141-1161, fev. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1081/CSS-200056885>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1081/CSS-200056885>.

CHEN, Yu-Dong *et al.* Minimum data set for assessing soil quality in farmland of northeast China. **Pedosphere**, v. 23, n. 5, p. 564-576, out. 2013. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60050-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60050-8). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1002016013600508>.

CHEN, Ruishan *et al.* China's soil pollution: farms on the frontline. **Science**, v. 344, n. 6185, p. 691-691, mai. 2014. DOI: 10.5338/KJEA.2007.26.4.279. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/344/6185/691.1>.

CHUQUILLANQUE, Darwin Aranda *et al.* Caracterização da produção agrícola e dos feirantes da agricultura familiar no Município de São Lourenço do Sul-RS. **Geografia**, v. 43, n. 2, p. 319-333, aug. 2018. Disponível em: <http://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/ageteo/article/view/13895/8779>.

DEL VAL, C.; BAREA, J. M.; AZCÓN-AGUILAR, C. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungus populations in heavy-metal-contaminated soils. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 65, n. 2, p. 718-723, fev. 1999. DOI: 10.1128/AEM.65.2.718-723.1999. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/9925606/>.

DENGIZ, Orhan. Soil quality index for paddy fields based on standard scoring functions and weight allocation method. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 66, n. 3, p. 301-315, mai. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1610880>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/03650340.2019.1610880?journalCode=gags20>.

DEROO, Heleen. **Relationships between soil management, soil quality and soil functions in differing agroecosystems in Santa Clara, Cuba**. Advisor: Stefaan De Nev. 2016. 57 p. Master dissertation (Master of Science in Bioscience Engineering: Forest and Nature Management) - Bioscience Engineering, Universiteit Gent, Gante, Bélgica, 2016. Disponível em: https://lib.ugent.be/fulltxt/RUG01/002/305/124/RUG01-002305124_2016_0001_AC.pdf.

DEXTER, Anthony R. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v. 120, n. 3-4, p. 201-214, jun. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.09.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706103002891>.

DIEKOW, Jeferson *et al.* Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil and Tillage Research**, v. 81, n. 1, p. 87-95, Mar. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.05.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198704001357>.

DORAN, John W. Soil health and global sustainability: translating science into practice. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 88, n. 2, p. 119-127, fev. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00246-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00246-8). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880901002468>.

DORAN, John W.; PARKIN, Timothy B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, John W.; COLEMAN, D. F.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Wisconsin: SSSA Special Publication 35, 1994. p.1-21.

DORAN, John W.; PARKIN, Timothy B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN, John W.; JONES, Alice J. (Ed.). **Methods for assessing soil quality**. Madison, Wisconsin: SSSA Special Publications, 1997. p. 25-37.

DORAN, John W.; ZEISS, Michael R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, v. 15, n. 1, p. 3-11, aug. 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0929139300000676>.

DUMANSKI, Julian; PIERI, Christian. Land quality indicators: research plan. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 81, n. 2, p. 93-102, out. 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00183-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00183-3). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880900001833>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356 p. ISBN 978-85-7035-800-4.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Cultivo do pessegueiro: importância econômica.** sistema de produção 4. Versão Eletrônica, nov. 2005., Pelotas, Brasil, 2005. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/pessego/catalogo/REC000gsrs7d4a02wx7ha087apz2qq48nej.html>. Acesso em: 10 Mar. 2020.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo.** Rio de Janeiro, Brasil: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p. ISBN 8585864036.

FALSONE, Gloria *et al.* **Soil: the vision to a global challenge.** Bologna, Italy, p. 22. 2020.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Soil biodiversity and sustainable agriculture.** Paper prepared as a background paper for the Ninth Regular Session of the Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture (CGRFA) FAO-Rome, 14-18 October 2002 Rome, Italy: FAO, 2002. 21 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **International year of soils: soils deliver ecosystem services that enable life on Earth,** Rome, Italy, 2015.1 infográfico, color. Disponível em: <http://www.fao.org/resources/infographics/infographics-details/en/c/284478/>. Acesso em: 20 Aug. 2020.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION CORPORATE STATISTICAL DATABASE. **Crops.** Rome, Italy, 2018. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#home>. Acesso em: 5 Set. 2019.

FARIAS, Roseli de Mello *et al.* Comportamento do consumidor de frutas na região da fronteira oeste do rio grande do sul com Argentina e Uruguai. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 36, n. 4, p. 872-883, dez. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/0100-2945-417/13>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S010029452014000400014&script=sci_abstract&tlng=pt.

FERREIRA, Adao de Siqueira; CAMARGO, Flavio Anastacio de Oliveira; VIDOR, Caio. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 4, p. 991-996, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000400026>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06831999000400026&script=sci_abstract&tlng=pt.

FOLEY, Jonathan A *et al.* Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337-342, out. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature10452>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature10452>.

FRANZON, Rodrigo C.; RASEIRA, Maria do Carmo B. Origem e história do pessegueiro. In: RASEIRA, Maria do Carmo Bassols; PEREIRA, José Francisco Martins e CARVALHO, Flávio Luiz Carpena (Ed.). **Pessegueiro**. 1. ed. Brasília, Brasil: Embrapa Clima Temperado, 2014. p. 19-23.

FREITAS, Ludmila *et al.* Indicadores da qualidade química e física do solo sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Unimar Ciências**, v. 26, n. 1-2, 2017. Disponível em: <http://ojs.unimar.br/index.php/ciencias/article/view/511/278>.

FURLAN, Lorenzo *et al.* Risk assessment of maize damage by wireworms (Coleoptera: Elateridae) as the first step in implementing IPM and in reducing the environmental impact of soil insecticides. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 1, p. 236-251, out. 2017. DOI: 10.1007/s11356-016-7692-z. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5219023/>.

GELAW, Aweke M.; SINGH, Bal Ram; LAL, R. Soil quality indices for evaluating smallholder agricultural land uses in northern Ethiopia. **Sustainability**, v. 7, n. 3, p. 2322-2337, fev. 2015. DOI: <https://doi.org/10.3390/su7032322>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/7/3/2322>.

GHORBANI, Reza. Reducing copper-based fungicide use in organic crop production systems. In: COOPER, Julia; NIGGLI, Urs; LEIFERT, Carlo (Ed.). **Handbook of organic food safety and quality**: Elsevier, 2007. p. 392-412.

GLANZ, James. **Saving our soil: solutions for sustaining Earth's vital resource**. Boulder, CO: Johnson Books, 1995. p.182. ISBN 155566136X.

GLIESSMAN, Stephen R. **Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável**. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2005. p. 652.

GLIESSMAN, Stephen R. **Agroecology: the ecology of sustainable food systems**. Boca Raton, FL: CRC press, 2014. p. 405. ISBN 1498728464.

GLIESSMAN, Stephen R; ENGLES, Eric; KRIEGER, Robin. **Agroecology: ecological processes in sustainable agriculture**. New York, USA: CRC Press, 2000. p.347. ISBN 1575040433.

GLOVER-AMENGOR, M.; TETTEH, Francis M. Effect of pesticide application rate on yield of vegetables and soil microbial communities. **West African Journal of Applied Ecology**, v. 12, n. 1, set. 2008. DOI: 10.4314/wajae.v12i1.45749. Disponível em: <https://www.ajol.info/index.php/wajae/article/view/45749>.

GOMIERO, Tiziano. Soil degradation, land scarcity and food security: reviewing a complex challenge. **Sustainability**, v. 8, n. 3, p. 281, mar. 2016. DOI: <https://doi.org/10.3390/su8030281>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/8/3/281>.

GOMIERO, Tiziano. Soil and crop management to save food and enhance food security. In: GALANAKIS, Charis M. (Ed.). **Saving food: production, supply chain, food waste and food consumption**: Elsevier, 2019. p. 33-87.

GONÇALVES, Michél Aldrighi *et al.* Efeito da intensidade de poda na produção e qualidade de frutos de pessegueiro. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 36, n. 3, p. 742-747, set. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/0100-2945-225/13>. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/rbf/v36n3/v36n3a28.pdf>.

GUANZIROLI, Carlos; BUAINAIN, Antonio; SABBATO, Alberto. Family farming in Brazil: evolution between the 1996 and 2006 agricultural censuses. **Journal of Peasant Studies**, v. 40, n. 5, p. 817-843, nov. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1080/03066150.2013.857179>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/03066150.2013.857179>.

HAMMAC, W. Ashley *et al.* Crop, tillage, and landscape effects on near-surface soil quality indices in Indiana. **Soil Science Society of America Journal**, v. 80, n. 6, p. 1638-1652, dez. 2016. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.09.0282>. Disponível em: <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2136/sssaj2016.09.0282>.

HERTER, Flavio Gilberto *et al.* Adaptação edafoclimática. In: RASEIRA, Maria do Carmo Bassols; PEREIRA, José Francisco Martins; CARVALHO, Flávio Luiz Carpena (Ed.). **Pessegueiro**. Brasília, Brasil: Embrapa Clima Temperado, 2014. p. 45-56.

HUSSAIN, Sarfraz *et al.* Impact of pesticides on soil microbial diversity, enzymes, and biochemical reactions. In: SPARKS, Donald L. (Ed.). **Advances in Agronomy**. Elsevier, 2009. p. 159-200.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo agropecuário 2017 - agricultura familiar**. Brasil, 2017. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 15 Jan. 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção agrícola Brasil**, 2018. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 2 Set. 2019.

INSTITUTO INTERAMERICANO DE COOPERACIÓN PARA LA AGRICULTURA. **La agricultura familiar en las Américas: principios y conceptos que guían la cooperación técnica del IICA**. San José, Costa Rica: IICA, 2016. 31 p.

JANVIER, Celine *et al.* Soil health through soil disease suppression: which strategy from descriptors to indicators? **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 1, p. 1-23, jan. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.07.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038071706003142>.

JOKO, Tri *et al.* Pesticides usage in the soil quality degradation potential in wanasari subdistrict, Brebes, Indonesia. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2017, jul. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1155/2017/5896191>. Disponível em: <https://www.hindawi.com/journals/aess/2017/5896191/>.

KARLEN, Douglas L.; ANDREWS, Susan S.; WIENHOLD, Brian J. Soil quality, fertility and healthhistorical context, status and perspectives. In: SCHJØNNING, P.; ELMHOLT, S.; CHRISTENSEN, B. T. (Ed.). **Managing soil quality: challenges in modern agriculture**. Wallingford, UK: CABI Publishing, 2004. p.17-33.

KARLEN, Douglas L.; DITZLER, Craig A.; ANDREWS, Susan S. Soil quality: why and how? **Geoderma**, v. 114, n. 3-4, p. 145-156, jun. 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00039-9). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706103000399>.

KARLEN, Douglas L *et al.* Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, n. 1, p. 4-10, jan.1997. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>. Disponível em: <https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>.

KELLER, Thomas *et al.* Historical increase in agricultural machinery weights enhanced soil stress levels and adversely affected soil functioning. **Soil and Tillage Research**, v. 194, p. 104293, nov. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104293>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016719871930131X>.

KELLY, Brendan.; ALLAN, Catherine; WILSON, Ben P. Corrigendum to: soil indicators and their use by farmers in the Billabong Catchment, southern New South Wales. **Soil Research**, v. 47, n. 3, p. 340-340, mar. 2009. Disponível em: <https://www.publish.csiro.au/sr/pdf/SR08033>.

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. Aggregate stability and size distribution. In: Klute, Arnold (Ed.). **Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods**. 2 ed. Madison, WI, USA. : American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, v.5, 1986. cap. 17, 425-442 p. ISBN 9780891188643.

KONZGEN, Queli Rejane da Silva. **A multifuncionalidade da agricultura familiar: um estudo na localidade da Glória-Canguçu/RS/The multifunctionality of family agriculture: on studyin the locality of Glória-Canguçu/RS**. Orientadora: Giancarla Salamoni. 2017. 128 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciado em Geografia) - Geografia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS, 2017. Disponível em: <https://wp.ufpel.edu.br/leaa/files/2017/06/Vers%C3%A3o-Final-do-TCC-Queli-Konzgen.pdf>.

KOPITTKE, Peter M *et al.* Soil and the intensification of agriculture for global food security. **Environment international**, v. 132, p. 105078, nov. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105078>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412019315855>.

KUNDE, Roberta Jeske. **Qualidade do solo em sistemas de integração lavourapecuária no Bioma Pampa**. Orientadora: Ana Claudia de Lima. 2016. 131 p. Tese (Doutorado em Agronomia). - Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS, Brasil, 2016. Disponível em: <http://repositorio.ufpel.edu.br:8080/handle/prefix/3040>

KUYKENDALL, Holli. Soil quality physical indicators: selecting dynamic soil properties to assess soil function. **Soil Quality Technical Note 10**. Washington, USA: Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Soil Quality National Technology Development Team. 2008.

LAL, Rattan. Degradation and resilience of soils. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 352, n. 1356, p. 997-1010, jul. 1997. DOI: 10.1098/rstb.1997.0078. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1691981/>.

LAL, Rattan. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, v. 7, n. 5, p. 5875-5895, mai. 2015. DOI: <https://doi.org/10.3390/su7055875>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/7/5/5875>.

LARSON, WE; PIERCE, Francis J. Conservation and enhancement of soil quality. In: **Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World**. International Board for Soil Research and Management, Bangkok, Thailand, 1991. p. 175-203.

LE CAMPION, Antonin *et al.* Conventional versus organic farming systems: dissecting comparisons to improve cereal organic breeding strategies. **Organic Agriculture**, v. 10, n. 1, p. 63-74, abr. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13165-019-00249-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13165-019-00249-3>.

LIEBIG, Mark A.; VARVEL, Gary.; DORAN, John. A simple performance-based index for assessing multiple agroecosystem functions. **Agronomy Journal**, v. 93, n. 2, p. 313-318, mar. 2001. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj2001.932313x>. Disponível em: <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/agronj2001.932313x>.

LIMA, A. C. Rodrigues de. **Soil quality assessment in rice production systems**. Advisor: L. Brussaard. 2007. 116 p. Thesis (Ph.D. Soil Quality) - Soil Biology, Wageningen University, The Netherlands, 2007. Disponível em: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=NL2012022716>.

LIU, Zhanjun *et al.* Soil quality assessment of Albic soils with different productivities for eastern China. **Soil and Tillage Research**. v.140, p. 74-81, jul. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.02.010>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198714000324>.

LOPES, Paulo Rogério; LOPES, Keila Cássia Santos Araújo. Sistemas de produção de base ecológica—a busca por um desenvolvimento rural sustentável. **REDD—Revista Espaço de Diálogo e Desconexão**, v. 4, n. 1, jul. 2011. DOI: <https://doi.org/10.32760/1984-1736/REDD/2011.v4i1.5047>. Disponível em: <https://periodicos.fclar.unesp.br/redd/article/view/5047>.

MADAIL, João Carlos Medeiros; RAZEIRA, Maria do Carmo Bassols; BELARMINO, Luis Clovis. **Economia do pêssego no Brasil**. Las Brujas - Uruguay, 2014. p. 687-704.

MARTINEZ-SALGADO, Mercedes. M *et al.* Biological soil quality indicators: a review. **Current research, technology and education topics in applied microbiology and microbial biotechnology**, v. 1, p. 319-328, 2010. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/285738755_Biological_soil_quality_indicators_a_review.

MARTINS, Carlos Roberto *et al.* Caracterização do nível de adoção tecnológica da produção de pêssegos orgânico e convencional na região de Pelotas-RS. **Embrapa Clima Temperado-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 327**. Pelotas, Brasil: Embrapa Clima Temperado, 2019. 19 p.

MARZAIOLI, Rossana *et al.* Soil quality in a Mediterranean area of Southern Italy as related to different land use types. **Applied Soil Ecology**, v. 44, n. 3, p. 205-212, mar. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.12.007>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0929139309002157>.

MASTO, Reginald E *et al.* Soil quality indices for evaluation of long-term land use and soil management practices in semi-arid sub-tropical India. **Land Degradation & Development**, v. 19, n. 5, p. 516-529, aug. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.857>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.857>.

MCBRATNEY, Alex B.; MORGAN, Cristine L. S.; JARRETT, Lorna E. The value of soil's contributions to ecosystem services. In: FIELD, Damien J.; MORGAN, Cristine L. S.; MCBRATNEY, Alex B. (Ed.). **Global soil security: progress in soil science**: Springer, Cham, 2017. p. 227-235. ISBN 978-3-319-43394-3.

MEENA, Ram Swaroop *et al.* Soil Carbon Sequestration in Crop Production. In: MEENA, Ram Swaroop (Ed.). **Nutrient Dynamics for Sustainable Crop Production**. Singapore: Springer, 2020. 1-39 p. ISBN 978-981-13-8660-2.

MEI, Nan *et al.* Using a modified soil quality index to evaluate densely tilled soils with different yields in Northeast China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 14, p. 13867-13877, jan. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3946-2>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-018-3946-2>.

MILECH, Chaiane Goveia. **Estimativas da necessidade em frio de genótipos de pessegueiros por modelos matemáticos**. Orientador: Flávio Gilberto Herter. 2015. 97 p. Dissertação (Mestrado) (Mestre em Ciências) - Fruticultura de Clima Temperado, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS, 2015. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1034661?mode=full>.

MOCKSHELL, Jonathan; VILLARINO, Ma; ELIZA, J. Agroecological intensification: potential and limitations to achieving food security and sustainability. In: FERRANTI, P.; BERRY, E.M.; ANDERSON, J. R. (Ed.). **Encyclopedia of food security and sustainability**. Cambridge: Elsevier, 2018. p. 64–70.

MOESKOPS, Bram *et al.* The impact of exogenous organic matter on SOM contents and microbial soil quality. **Pedobiologia**, v. 55, n. 3, p. 175-184, mai. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2012.03.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0031405612000182>.

MORE, S. D. Soil quality indicators for sustainable crop productivity. **Journal of the Indian Society of Soil Science**, v. 58, n. 1, p. 5-11, 2010.

MURSEC, Mateja. **Agricultural practices impact on soil quality and health: case study of slovenian irrigated or organic orchards**. Co-supervisor: Curmi Pierre. 2011. 201 p. Thesis (Ph.D. Earth Sciences) - Faculty of Agriculture and Life Sciences, University of Burgundy and University of Maribor, Dijon, France, 2011. Disponível em: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00708232/document>.

NAKAJIMA T.; LAL R.; JIANG S. Soil quality index of a crosby silt loam in central Ohio. **Soil and Tillage Research**. v. 146, p. 323-328, mar. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198714002025>.

NAKATSU, Cindy H *et al.* Soil microbial community responses to additions of organic carbon substrates and heavy metals (Pb and Cr). **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, n. 12, p. 7679-7689, dez. 2005. DOI: 10.1128/AEM.71.12.7679-7689.2005. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1317479/>.

NEHRANI, Somayeh Hamidi *et al.* Quantification of soil quality under semi-arid agriculture in the northwest of Iran. **Ecological Indicators**, v. 108, p. 105770, jan. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105770>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X19307642>.

NELSON, Darrell W.; SOMMERS, Lee E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: SPARKS, D. L *et al.* (Ed.). **Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods**. Madison, WI: SSSA Book Series, 1996. cap. 34, 961-1010 p. ISBN 0891188665.

NEVES, Delma Pessanha. Agricultura familiar: quantos ancoradouros! **Geografia Agrária: teoria e poder**. São Paulo: Expressão Popular, 2007. p. 211-270.

NIEDER, Rolf; BENBI, Dinesh K. Organic matter and soil quality. In: NIEDER, R.; BENBI, D. K. (Ed.). **Carbon and Nitrogen in the terrestrial environment**. Switzerland: Springer, Dordrecht, 2008. p. 113-135. ISBN 1402084323.

NIEDER, Rolf; BENBI, Dinesh K.; REICHL, Franz X. Soil quality and human health. In: NIEDER, Rolf; BENBI, Dinesh K.; REICHL, Franz X. (Ed.). **Soil components and human health**. Switzerland Springer, Dordrecht, 2018. p. 1-34.

NORFLEET, M. L *et al.* Soil quality and its relationship to pedology. **Soil Science**, v. 168, n. 3, p. 149-155, mar. 2003. DOI: 10.1097/01.ss.0000058887.60072.07.

Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/232117472_Soil_Quality_and_Its_Relationship_to_Pedology.

PALMEIRA, P. R. T *et al.* Agregação de um Planossolo submetido a diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 2, p. 189-195, jun. 1999. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06831999000200001>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06831999000200001&script=sci_arttext.

PAULA, Betania Vahl de *et al.* Diagnóstico da qualidade do solo sob cultivo de pêssego em agroecossistemas de base familiar. **Revista de la Facultad de Agronomía**, v. 114, n. 2, p. 271-278, nov. 2015. Disponível em:

<http://revista.agro.unlp.edu.ar/index.php/revagro/article/view/171/285#>.

PAUNGFOO-LONHIENNE, Chanyarat *et al.* Nitrogen fertilizer dose alters fungal communities in sugarcane soil and rhizosphere. **Scientific Reports**, v. 5, p. 8678, mar. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep08678>. Disponível em:

<https://www.nature.com/articles/srep08678>.

PLANO ESTADUAL DE AGROECOLOGIA E PRODUÇÃO ORGÂNICA. **Rio Grande agroecolgia**. Porto Alegre, RS: Secretaria do Desenvolvimento Rural, Pesca e Cooperativismo, 2016. 211 p.

RAIESI, Fayez. A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland arid and semiarid regions. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 307-320, abr. 2017. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.049>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X16307543>.

RAMOS, Mariana Fernandes. **Variabilidade de características físicas e hídricas do solo em pomares de pêssego com diferentes idades no município de Pelotas-RS**. Orientador: Luis Eduardo Akiyoshi Sanches Suzuki. 2016. 90 p. Dissertação (Mestre em Recursos Hídricos) - Recursos Hídricos, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS, 2016. Disponível em:

<http://guaiaca.ufpel.edu.br:8080/bitstream/prefix/3273/1/RAMOS%2C%20Mariana%20Fernandes.pdf>.

RASEIRA, Maria do Carmo Bassols *et al.* 'BRS Serenata': a peach for fresh market. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 42, n. 4, mai. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0100-29452020633>. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1124197/brs-serenata-a-peach-for-fresh-market>.

REZAEI, Leila *et al.* Soil quality indices of paddy soils in Guilan province of northern Iran: Spatial variability and their influential parameters. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106566, out. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106566>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X20305033>.

REZAEI, Seyed Ata; GILKES, Robert J.; ANDREWS, Susan S. A minimum data set for assessing soil quality in rangelands. **Geoderma**, v. 136, n. 1-2, p. 229-234, dez. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.03.021>. Disponível em: [https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706106001017#:~:text=Multivariate%20statistical%20techniques%20were%20used,MDS\)%20for%20evaluating%20soil%20quality](https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706106001017#:~:text=Multivariate%20statistical%20techniques%20were%20used,MDS)%20for%20evaluating%20soil%20quality).

RODRIGUES, W. DivEs® - Specific diversity v.4.12. (AntSoft Systems On Demand) – User Guide. Viçosa, Brasil. 2005.

RODRÍGUEZ-EUGENIO, Natalia; MCLAUGHLIN, Michael; PENNOCK, Daniel. **Soil pollution: a hidden reality**. Rome, Italy: FAO, 2018. p. 142. ISBN 978-92-5-130505-8.

SACHS, S.; CAMPOS, A. D. O pessegueiro. In: MEDEIROS, C. A. B.; RASEIRA, M. do C. B. (Ed.). **A cultura do pessegueiro**. Brasília, Brasil: Embrapa-SPI, 1998. p.13-19.

SALAHEEN, Serajus; BISWAS, Debabrata. Organic farming practices: integrated culture versus monoculture. In: BISWAS, Debabrata; MICALLEF, Shirley A. (Ed.). **Safety and practice for organic food**: Elsevier, 2019. p. 23-32.

SCHNEIDER, Sergio. A diversidade da agricultura familiar. Porto Alegre, RS: Editora da UFRGS, 2006. 295 p. ISBN 8570258844.

SCHNEIDER, Sergio; CASSOL, Abel. **A agricultura familiar no Brasil**. FIDA. Santiago, Chile, 2013. 80 p.

SCHNEIDER, Sergio; ESCHER, Fabiano. A contribuição de Karl Polanyi para a sociologia do desenvolvimento rural. **Sociologias**, v. 13, n. 27, p. 180-219, ago. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1517-45222011000200008>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1517-45222011000200008.

SCHROTH, Milton N.; HANCOCK, Joseph G. Disease-suppressive soil and root-colonizing bacteria. **Science**, v. 216, n. 4553, p. 1376-1381, jun. 1982. DOI: 10.1126/science.216.4553.1376. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/216/4553/1376>.

SCOTTI, Riccardo. **Effects of sustainable soil management on soil quality**. Tutor: Maria A. Rao. 2010. 231 p. Thesis (Ph.D. Environmental Resources Sciences) - Faculty of Agriculture, University of Naples Federico II, Italy, 2010. Disponível em: <https://www.semanticscholar.org/paper/Effects-of-sustainable-soil-management-on-soil-Scotti/1fd8c6d6111d1f7dddf8ce047691797276aaab11>.

SERVADIO, Pieranna *et al.* Effects on some soil qualities in central Italy following the passage of four wheel drive tractor fitted with single and dual tires. **Soil and Tillage Research**, v. 84, n. 1, p. 87-100, nov. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.09.018>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198704002089>.

SEVERO, Patrícia Schneider. **Os pêssegos não caem do céu: relações de trabalho a agricultura familiar no município de Pelotas/RS**. Orientador: Flavio Sacco dos Anjos. 2017. 191 p. Tese de Doutorado (Doutora em Agronomia) - Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS, 2017. Disponível em: <http://guaiaca.ufpel.edu.br/bitstream/prefix/3766/1/TESE%20-%20Patr%C3%ADcia%20Severo.pdf>.

SEVERO, Patrícia Schneider; ANJOS, Flávio Sacco dos; SILVA, Fernanda Novo da. Os pêssegos não caem do céu: relações de trabalho e agricultura familiar na região de Pelotas-RS. **DRd-Desenvolvimento Regional em Debate**, v. 10, p. 137-160, 2020. DOI: <https://doi.org/10.24302/drd.v10i0.2710>. Disponível em: <https://www.periodicos.unc.br/index.php/drd/article/view/2710>.

SHAHID, Mohammad *et al.* Long-term effects of fertilizer and manure applications on soil quality and yields in a sub-humid tropical rice-rice system. **Soil Use and Management**, v. 29, n. 3, p. 322-332, mai. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12050>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/sum.12050>.

SHUKLA, Manoj K.; LAL, Rattan; EBINGER, Michael H. Determining soil quality indicators by factor analysis. **Soil and Tillage Research**, v. 87, n. 2, p. 194-204, jun. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.03.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198705001200>.

SINGH, Bijay. Are nitrogen fertilizers deleterious to soil health? **Agronomy**, v. 8, n. 4, p. 48, abr. 2018. DOI: 10.3390/agronomy8040048. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4395/8/4/48>.

SINGH, Gurbachan. Agriculture diversification for food, nutrition, livelihood and environmental security: Challenges and opportunities. **Indian Journal of Agronomy**, v. 60, n. 2, p. 172-184, jul. 2015. Disponível em: <https://www.indianjournals.com/ijor.aspx?target=ijor:ija&volume=60&issue=2&article=001>.

SOIL ASSOCIATION. The impact of glyphosate on soil health: the evidence to date. Escócia, 2016. Disponível em: <https://www.soilassociation.org/media/7229/glyphosate-and-soil-health-a-summary1docx.pdf>. Acesso em: 26 fev. 2020.

SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA. **Glossary of soil science terms**. Wisconsin, USA: ASA, CSSA, SSSA, 2008. 93 p. ISBN 978-0-89118-851-3.

SOUZA, Maria C. M. Aspectos institucionais do sistema agroindustrial de produtos orgânicos. **Informações Econômicas**, v. 33, n. 3, p. 7-16, mar. 2003. DOI: Disponível em: <http://www.iea.sp.gov.br/ftpiea/ie/2003/TEC1-MAR-2003.pdf>.

STAGNARI, Fabio *et al.* Sustainable soil management. In: FAROOQ, Muhammad; PISANTE, Michele (Ed.). **Innovations in sustainable agriculture**. Switzerland: Springer, Cham., 2019. p. 105-131.

STÖCKER, Cristiane Mariliz. **Qualidade do solo em áreas sob cultivo de videira em propriedades agrícolas familiares no município de Pelotas-RS**. 2015. Orientadora: Ana Claudia de Lima. 87 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). - Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS, Brasil, 2015. Disponível em: <http://repositorio.ufpel.edu.br:8080/handle/prefix/2982?mode=full>

STOTZKY, G. Microbial respiration. In: NORMAN, A. G. **Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties**. Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy, v.9, 1979. 1550-1572 p.

SUN, Bo; ZHOU, Shenglu; ZHAO, Qiguo. Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical China. **Geoderma**, v. 115, n. 1-2, p. 85-99, jul. 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00078-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00078-8). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706103000788>.

TAVEIRA, Luís Renato Silva *et al.* Sustainable productive intensification for family farming in developing tropical countries. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 43, aug. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/1413-7054201943012819>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-70542019000100700&script=sci_abstract.

TEDESCO, Marino José *et al.* **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Brasil: Porto Alegre: UFRGS, Departamento de Solos, 1995. 174 p. (Boletim Técnico 5).

TIAN, Dashuan; NIU, Shuli. A global analysis of soil acidification caused by nitrogen addition. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 2, p. 024019, fev. 2015. DOI: 10.1088/1748-9326/10/2/024019. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/10/2/024019>.

TILMAN, David *et al.* Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, v. 418, n. 6898, p. 671-677, aug. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature01014>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature01014>.

TISDALL, Judith M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, v. 33, n. 2, p. 141-163, jun. 1982. DOI: 10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/227770317_Organic_Matter_and_Water-stable_Aggregates_in_Soils.

TORRES, Oscar Agustín. Fruticultura na região Noroeste do Rio Grande do Sul. **COLÓQUIO-Revista do Desenvolvimento Regional**, v. 11, n. 1, p. 93-119, jun. 2014. Disponível em: <https://seer.faccat.br/index.php/coloquio/article/view/32>.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Soil quality test kit guide - Earthworms Test**. Washington, USA: Soil Quality Institute, National Resources Conservation Service, USA, 2001. 88 p.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Fresh peaches and cherries: world markets and trade**. Washington, USA: USDA, 2019. 7 p.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE; NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. **Biological indicators and soil functions**. USA:USDA, 2015. 4 p.

VALANI, Gustavo Pereira; VEZZANI, Fabiane Machado; CAVALIERI-POLIZELI, Karina Maria Vieira. Soil quality: evaluation of on-farm assessments in relation to analytical index. **Soil and Tillage Research**, v. 198, p. 104565, abr. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104565>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198719312814>.

VANCE, Eric D.; BROOKES, Peter C.; JENKINSON, David S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, n. 6, p. 703-707, 1987. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6). Disponível em: <https://repository.rothamsted.ac.uk/item/85x06/an-extraction-method-for-measuring-soil-microbial-biomass-c>.

VASU, Duraisamy *et al.* Soil quality for sustainable agriculture. In: RAM, Swaroop Meena (Ed.). **Nutrient dynamics for sustainable crop production**. Singapore: Springer, 2020. p. 41-66. ISBN 978-981-13-8660-2.

VEUM, Kristen S *et al.* Biological indicators of soil quality and soil organic matter characteristics in an agricultural management continuum. **Biogeochemistry**, v. 117, n. 1, p. 81-99, jun. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9868-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10533-013-9868-7>.

WANDERLEY, Maria de Nazareth Baudel. **O mundo rural como um espaço de vida: reflexões sobre a propriedade da terra, agricultura familiar e ruralidade**. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2009. 328 p. (Estudos rurais).

WARDLE, DA *et al.* The detritus food-web and the diversity of soil fauna as indicators of disturbance regimes in agro-ecosystems. **Plant and soil**, v. 170, n. 1, p. 35-43, mar. 1995. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02183053>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02183053>.

WARKENTIN, Benno P.; FLETCHER, H. F. Soil quality for intensive agriculture. Intensive Agriculture Society of Science, Soil and Manure. In: **Proceedings of the International Seminar on Soil Environment and Fertility Management in Intensive Agriculture**. National Institute of Agricultural Science. Tokyo, Japan, 1977. p. 594 – 598.

WEBER, Mirla Andrade; MIELNICZUK, João; TORNQUIST, Carlos Gustavo. Changes in Soil Organic Carbon and Nitrogen Stocks in Long-Term Experiments in Southern Brazil Simulated with Century 4.5. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40. e0151115, may. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbcs20151115>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832016000100519&script=sci_arttext.

WIENHOLD, Brian J.; ANDREWS, Susan S.; KARLEN, Douglas L. Soil quality: a review of the science and experiences in the USA. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 26, n. 2, p. 89-95, jun. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:EGAH.0000039571.59640.3c>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/B:EGAH.0000039571.59640.3c>.

YODER, Robert E. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses 1. **Agronomy Journal**, v. 28, n. 5, p. 337-351, mai. 1936. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj1936.00021962002800050001x>. Disponível em: <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/agronj1936.00021962002800050001x>.

ZHAO, Qingyun *et al.* Long-term coffee monoculture alters soil chemical properties and microbial communities. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1-11, abr. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-24537-2>. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/324571721_Long-Term_Coffee_Monoculture_Alters_Soil_Chemical_Properties_and_Microbial_Communities.

ZHOU, Jing *et al.* Consistent effects of nitrogen fertilization on soil bacterial communities in black soils for two crop seasons in China. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1-10, jun. 2017. DOI: 10.1038/s41598-017-03539-6. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5468298/>.

ZHOU, Yao *et al.* Assessment of soil quality indexes for different land use types in typical steppe in the loess hilly area, China. **Ecological Indicators**, v. 118, p. 106743, nov. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106743>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X20306804>.

Apêndice

Apêndice A

	<p>UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar</p>
---	--

I LOCALIZAÇÃO E DADOS GERAIS

Nome Produtor: _____ Gênero: M () F ()

de encuesta: _____ Data da entrevista: ____/____/____

Hora de início: _____ Hora de culminação: _____

Localização: _____

Telefone: _____ Ha quanto tempo reside nesse endereço? _____ (anos)

Qual o número de integrantes da família? _____

II CARATERIZAÇÃO GERAL

¿Tempo na atividade de persicultura? _____ (anos)

¿Quantos membros da família trabalham nesta atividade? _____

¿Qual o número de pomares com pêssego? _____

¿Qual é a idade do pomar ou de cada pomar? _____

¿Qual é a área do pomar ou de cada pomar? _____

¿Quais são os cultivares de pêssego que você tem no pomar ou nos pomares?

¿O senhor produz pêssego para indústria ou para consumo *in natura*?

() Industria () *in natura*

¿Pertence a uma associação de produtores?

() Si () No Qual? _____

¿Em sua opinião, que pensa sobre a qualidade do seu solo?

¿Que tipo de produção implementa nos pomares?

() Produção de base ecológica () Produção convencional

¿Ha quanto tempo implementa esse tipo de produção? _____

¿Qual era a vegetação original da área do pomade de pêssego?

¿Que outros cultivos tinham na área antes do pomar de pêsego?

¿Como foi realizado o preparo do solo na implementação pomar?

¿O senhor realizou alguma aplicação de calcário e adubo na implantação do pomar?

() Si () No. Se aplicou quais produtos e em quantidades?

Produtos	Doses	Forma de aplicação

¿Qual foi o espaçamento utilizado para a implementação do pomar?

¿Com que frequência aplica calcário?

Produto	Doses	Frequência	Forma de aplicação

Descreva o programa de adubação

Produtos	Doses	Época	Forma de aplicação

¿Usa adubos orgânicos?

Adubos orgânicos	Doses	Época	Forma de aplicação

¿Usa abubos verdes?

() Si () No Que plantas?

¿Como realiza o controle fitossanitário, que produtos e doses usa?

Produto	Doses	Época	Forma de aplicação

¿Realiza o controle de plantas espontâneas?

() Si () No Como realiza o controle?

¿Que outras atividades de manejo são desenvolvidas no pomar

Poda de formação Si () No () Em que época?_____

Poda de frutificação Si () No () Em que época?_____

Poda de raleio Si () No () Em que época?_____

Riego Si () No () Em que época?_____

Alguma outra atividade de manejo?

¿Realiza práticas de conservação do solo?

() Si () No Quais?_____

Em que mês realizam a colheita?
