

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**RELAÇÕES CAUSAIS EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA E
AGROPECUÁRIA**

Tiago Lima Ferreira
(Tese de Doutorado)

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**RELAÇÕES CAUSAIS EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA E
AGROPECUÁRIA**

Tiago Lima Ferreira
Engenheiro Agrônomo (UEL)
Mestre em Agricultura Tropical e Subtropical (IAC)

Tese a ser apresentada como
um dos requisitos à obtenção do
grau de Doutor em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS)
Fevereiro de 2017

Dedico esse trabalho a Deus,
aos meus pais Kátia e César.
Obrigado pela educação, amor e
carinho.

AGRADECIMENTOS

À UFRGS pela infra-estrutura de ensino e pesquisa, disponibilizando transporte e motorista para as várias viagens a campo para a realização de amostragens e avaliações.

Aos professores de PPG – Ciência do Solo da UFRGS por terem colaborado na minha formação.

À CAPES pela concessão da bolsa de doutorado e ao CNPq pelo financiamento do projeto.

À sociedade brasileira que por meio de arrecadação de impostos financiam o ensino e a pesquisa no país.

Ao Professor Ibanor Anghinoni pela orientação e amizade. O senhor é um exemplo de profissional e ser humano que todos nós que tivemos o privilégio de trabalhar juntos nos espelhamos.

Aos professores Cimélio Bayer, Fabiane Vezzani e Valério de Patta Pillar pelas valiosas contribuições durante o processo de qualificação.

Ao Glênio Soldera, sócio-proprietário da Agropecuária Guajuvira pela amizade, por acreditar nesse trabalho e por disponibilizar excelentes acomodações e alimentação durante os trabalhos de campo.

Aos funcionários da Agropecuária Guajuvira: Bernardo, Luciano e dona Maria.

Aos servidores da UFRGS Adão e Tonho pelas facilidades nos trabalhos de laboratório.

Ao seu “Zé” pela amizade sincera e facilidades no laboratório de erosão para as análises de agregados.

Ao colega Luís Fernando da Silva, um “baita” pedólogo, pelo auxílio no levantamento expedito dos solos encontrados no estudo.

Aos amigos Pedro Höfig e Glauco Marighella da Catena Planejamento Territorial pela elaboração dos mapas.

A todos os colegas da pós-graduação que tive a oportunidade de conviver durante esses 3 anos em Porto Alegre.

Ao grupo do laboratório de química e fertilidade do solo: Bernardo, Fernando Arnuti, João Bonetti, Diego, Amanda, Sérgio, Denardim, Fabrício, Fernanda, Gabriel e Sara.

Aos colegas do grupo do manejo de solos, especialmente à Tatiana, Fernando e Dudu.

Aos meus amigos da Agronomia UEL pela amizade e receptividade na minha volta à Londrina: Josmar, Frog, Neneco, Reis, Daher, Japa.

A galera do grupo “mountain bike na veia” pela parceria nas pedaladas, minha válvula de escape que trouxe equilíbrio e harmonia no período de escrita da tese.

Aos meus queridos irmãos: Francisco, Mariana, Gabriele e Cesinha. Vocês são muito importantes na minha caminhada.

Aos meus amados sobrinhos: Luccas, Guilherme, Mateo e David. Que Deus abençoe vocês sempre.

À minha querida avó Maria Aparecida pelo carinho e afeto.

E por último, mas de forma especial, à minha noiva Cecília Sacramento pelo seu carinho, sua dedicação, seu companheirismo e seu amor. Seu olhar de ternura me fortalece.

“Neste mundo não existe verdade universal.

Uma mesma verdade pode apresentar
diferentes fisionomias. Tudo depende
das decifrações feitas através de
nossos prismas intelectuais,
filosóficos, culturais e religiosos”

Dalai Lama

RELAÇÕES CAUSAIS EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA E AGROPECUÁRIA¹

AUTOR: Tiago Lima Ferreira
ORIENTADOR: Ibanor Anghinoni

RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo compreender sistemas de produção agrícola e agropecuária a campo pela avaliação da diversidade, funcionalidade e dinâmica espaço-temporal de espécies, assim como pelo padrão de variação da qualidade do solo e dos fatores que a determinam. Para isso, foi avaliado na “Agropecuária Guajuvira” localizada no município de São Miguel das Missões – RS quatro sistemas conservacionistas de produção. Foram eles: 1- sistema agrícola tradicional, representando a sucessão soja/trigo e soja/aveia preta amplamente praticada na região; 2- Sistema agrícola irrigado, semelhante ao anterior, mas, com recente inserção de milho no verão; 3- Sistema integrado de produção agropecuária 1, representando a sucessão soja/pastejo de azevém e 4- Sistema integrado de produção agropecuária 2, representando um sistema misto por apresentar alterações na composição de espécies no inverno pela sucessão soja/aveia preta pastejada, soja/aveia preta não pastejada e soja/nabo forrageiro/trigo. O estoque de carbono (EC), estabilidade de agregados do solo (EAS) e índice de manejo de carbono (IMC) foram escolhidos como indicadores da qualidade sistêmica do solo. Seus padrões de variação foram compreendidos pela integração de atributos químicos, físicos e biológicos do solo, assim como por variáveis de paisagem inerentes às unidades amostrais. Os fatores que caracterizaram os sistemas de produção e o uso da análise de caminhos permitiram um maior entendimento de sistemas complexos de produção agrícola e agropecuária a campo.

Palavras-chaves: qualidade do solo, estoque de carbono, agregação do solo, índice de manejo de carbono, análise de caminhos.

¹Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (100 p.). Fevereiro, 2017. Pesquisa realizada com o apoio financeiro da CAPES e CNPq.

CAUSAL RELATIONSHIPS IN AGRICULTURAL AND INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEMS¹

AUTHOR: Tiago Lima Ferreira
ADVISER: Ibanor Anghinoni

ABSTRACT

The aim of this research was to understand agricultural and integrated crop-livestock production systems by the species diversity, functionality and spatial-temporal dynamics evaluation, as well as of the variation pattern of soil quality and factors that determine them. For this, four no-tillage production systems were evaluated on the "Agropecuária Guajuvira" located in São Miguel das Missões county in southern Brazil. The production systems were: 1- Traditional agricultural system, representing the succession soybean/wheat and soybean/black oat widely practiced in the region; 2- Irrigated agricultural system, similar to the previous one, but, with recent insertion of corn in the summer; 3 - Integrated crop-livestock system 1, representing the succession of soybean /grazed ryegrass and 4 - Integrated crop-livestock system 2, representing a mixed system due changes in species composition during winter by succession of soybean/grazed black oat, soybean/no-grazed black oat and soybean/forage radish/wheat. The carbon stock (CS), soil aggregate stability (SAS) and carbon management index (CMI) were chosen as systemic soil quality indicators. Their variation patterns were understood by the integration of chemical, physical and biological soil attributes, as well as by landscape variables inherent to the sampling units. The factors that characterized the production systems and the path analysis utilization allowed a greater understanding of complex agricultural and integrated crop-livestock production systems in the field.

Key-words: soil quality, carbon stock, soil aggregation, carbon management index, path analysis.

¹Doctoral thesis in Soil Science. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (100 p.). February, 2017. Research supported by CAPES and CNPq.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. CAPÍTULO I - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
2.1. Cenário agrícola atual e os efeitos do sistema especializado	6
2.2. A busca por melhores sistemas de produção	8
2.3. Sistemas Integrados de Produção Agropecuária (SIPA)	9
2.4. O milho irrigado de verão como alternativa de rotação no Rio Grande do Sul.....	11
2.5. Sistemas de produção com mínima entropia e suas características	11
2.6. Serviços ecossistêmicos	12
2.7. O solo em seu bioma natural	15
2.8. A qualidade do solo	15
2.8.1. Qualidade Inerente vs Qualidade Dinâmica do Solo.....	17
2.9. Indicadores de Qualidade do Solo	19
2.9.1. Indicadores Biológicos	20
A) Biomassa microbiana	21
B) Atividade microbiana em FDA.....	21
2.10. Indicadores sistêmicos.....	22
2.10.1. Estabilidade de agregados.....	22
2.10.2. Estoque de carbono	23
2.10.3. Índice de Manejo de Carbono	24
2.11. Procedimentos de amostragem e análise na estatística clássica	24
2.12. Amostragem e abordagem estatística não-clássica.....	26
2.13. A busca por padrões	27
2.14. Análise exploratória de dados.....	28
A) Análise de agrupamentos.....	28
B) Métodos de ordenação.....	29
2.15. Análise de caminhos na compreensão de relações causais em ambientes não-experimentais	30
3. HIPÓTESES E OBJETIVOS GERAIS	32
3.1. HIPÓTESES	32
3.2. OBJETIVOS GERAIS	32
4. CAPÍTULO II – ESTUDO I: AGRICULTURAL PRODUCTION SYSTEMS ..	34
4.1 Introduction	34
4.2 Methods	35
4.2.1 Localization and systems general descriptions	35

4.2.2 System's fertilization and specific descriptions	37
4.2.4 Soil sampling and soil quality indicators.....	40
4.2.4.1 Soil carbon	41
4.2.4.2 Soil aggregate stability.....	41
4.2.4.3 Carbon management index.....	41
4.3 Results and discussion	42
4.3.1 System's characterization by value assignment criterion	42
4.3.2 Soil quality indicators	47
4.3.2.1 Soil organic carbon stock (OCS).....	47
4.3.2.2 Soil carbon management index (CMI).....	49
4.3.2.3 Soil aggregation	50
4.4 Conclusions	51
5. CAPÍTULO III – ESTUDO II: SOIL CARBON STOCKS IN COMMERCIAL PRODUCTION SYSTEMS IN THE SUBTROPIC ENVIRONMENT AS DESCRIBED BY CAUSE-EFFECT RELATIONSHIPS BETWEEN SOIL AND LANDSCAPE VARIABLES.....	53
5.1 Introduction	53
5.2 Methods	54
5.2.1 Soil chemical attributes	55
5.2.2 Biological attributes.....	55
5.2.3 Soybean dry matter.....	56
5.2.4 Landscape and soil inherent quality parameters.....	56
5.2.5 Variables selection.....	58
5.2.6 Data analysis	58
5.3 Results.....	60
5.3.1 Systems models propositions	60
5.3.1.1 Agriculture systems (AS).....	60
5.3.1.2 Integrated crop-livestock system (ICLS)	64
5.4. Discussions.....	65
5.4.1 Systems models propositions	65
5.4.1.1 Agriculture systems (AS).....	65
5.4.1.2 Integrated crop-livestock systems (ICLS).....	67
5.5 Conclusions	69
6. CAPÍTULO IV – ESTUDO III: SOIL AGGREGATE STABILITY IN COMMERCIAL PRODUCTION SYSTEMS IN THE SUBTROPIC ENVIRONMENT AS DESCRIBED BY CAUSE-EFFECT RELATIONSHIPS BETWEEN SOIL AND LANDSCAPE VARIABLES.....	70
6.1 Introduction	70
6.2 Methods	72

6.3 Results.....	72
6.3.1 Systems models propositions	72
6.3.1.1 Integrated crop-livestock system (ICLS ₁)	74
6.3.1.2 Irrigated agriculture system (IAS).....	75
6.4 Discussion.....	77
6.4.1 Models propositions for the systems	77
6.5 Conclusions	79
7. CAPÍTULO V – ESTUDO IV: CARBON MANAGEMENT INDEX IN A TRADITIONAL AGRICULTURE SYSTEM AND IN INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEMS IN SUBTROPIC ENVIRONMENT AS DESCRIBED BY SOIL AND LANDSCAPE VARIABLES.....	80
7.1. Introduction	80
7.2 Methods	82
7.3 Results.....	83
7.3.1 Integrated crop-livestock system 1 (ICLS ₁).....	83
7.3.2 Integrated crop-livestock system 2 (ICLS ₂)	85
7.3.3 Traditional Agriculture system (TAS)	86
7.4 Discussion.....	87
7.5 Conclusions	89
8. FINAL CONSIDERATIONS	90
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	92

RELAÇÃO DE TABELAS

Table 1. Characteristics and species space-temporal distribution of the integrated crop-livestock systems (ICLS ₁ and ICLS ₂), traditional agricultural system (TAS) and irrigated agricultural system (IAS) for nine years.	37
Table 2. Value assignment criterion for agricultural production systems characterization.....	39
Table 3. Values assigned for species diversity, species functions, space interactions, amplitude duration and time interval between option for the traditional agricultural system (TAS), irrigated agricultural system (IAS), and integrated crop-livestock systems (ICLS ₁ and ICLS ₂).	44
Table 4. Criterion descriptions based on aspect azimuths, thermic energy accumulation and C stock accumulation expected to value attribution	58
Table 5. Model fit of seven competing path models that are represented in Fig. 7 for TAS. Fisher's C statistic, its df and the null probability (P) are indicated. K is the number of parameters needed to fit the model. AICc and Δ AICc are the Akaike values and the difference in AICc relative to Model 1. W gives the model weights.....	62
Table 6. Model fit of seven competing path models that are represented in Fig. 8 for IAS. Fisher's C statistic, its df and the null probability (P) are indicated. K is the number of parameters needed to fit the model. AICc and Δ AICc are the Akaike values and the difference in AICc relative to Model 1. W gives the model weights.....	63
Table 7. Model fit of three competing path models that are represented in Fig. 9 for ICLS ₁ . Fisher's C statistic, its df and the null probability (P) are indicated. K is the number of parameters needed to fit the model. AICc and Δ AICc are the Akaike values and the difference in AICc relative to Model 1. W gives the model weights.....	65
Table 8. Model fit of four competing path models that are represented in Fig. 15 for IAS. Fisher's C statistic, its df and the null probability (P) are indicated. K is the number of parameters needed to fit the model. AICc and Δ AICc are the Akaike values and the difference in AICc relative to Model 1. W gives the model weights.....	77
Table 9. Model fit of six competing path models represented in Fig. 17 for ICLS ₁ . Fisher's C statistic, its degree of freedom (df) and the null probability (P) are indicated. K is the number of parameters needed to fit the model. AICc and Δ AICc are the Akaike values and the difference in AICc relative to Model 1. W gives the model weights.....	85
Table 10. Model fit of six competing path models that are represented in Fig. 19 for TAS. Fisher's C statistic, its degree of freedom (df) and the null probability (P) are indicated. K is the number of parameters needed to fit the model. AICc and Δ AICc are the Akaike values and the difference in AICc relative to Model 1. W gives the model weights.....	87

LISTA DE FIGURAS

Fig. 1. Qualidade do solo inerente e dinâmica e fatores que influenciam (adaptado de Idowu et al., 2006)	17
Fig. 2. Characteristics that describes production systems through its dimensions.	35
subdimensions and practical meaning (adapted from Anghinoni et al., 2013). .	35
Fig. 3. Google earth's view of the four studied systems: integrated crop-livestock	36
(ICLS _{1,2}), traditional agricultural (TAS) and irrigated agricultural (IAS).	36
Fig. 4. Soil organic carbon stock (OCS), soil carbon management index (CMI) and soil mean weight diameter (MWD) from the traditional agricultural system (TAS), irrigated agricultural system (IAS) and integrated crop-livestock systems (ICLS1 and ICLS2).....	48
Fig. 5. Azimuths range on planet Earth as a function of expected thermic energy	57
Accumulation. *As going down the legend from red color to blue, less soil thermic energy accumulation is expected.....	57
Fig. 6. Selected variables for models proposition from different dimensions	58
Fig. 7. Causal relationships linking organic carbon stock (OCS) to landscape variable, base stock, basic cation saturation percentage (BCSP), cation exchange capacity (CEC), pH _w and particulate organic C stock (POCS) for the traditional agriculture system (TAS).	61
Fig. 8 Causal relationships linking organic carbon stock (OCS) to landscape variable (Altitude and Slope), microbial biomass of carbon (MBC), microbial quotient (qMIC) and soil aggregate stability (SAS) for the irrigated agriculture system (IAS)	63
Fig. 9. Causal relationships linking organic carbon stock (OCS) to landscape variable (Southness), base stock, particulate organic C stock (POCS) and microbial quotient (qMIC) for the integrated crop-livestock agriculture system 1 (ICLS1).	64
Fig. 10. Causal relationships linking organic carbon stock (OCS) to landscape variable (Altitude) and particulate organic C stock (POCS) for the integrated crop-livestock system 2 (ICLS ₂)	65
Fig. 11. Causal relationships linking soil aggregate stability (AS _t) to microbial quotient (qMIC), clay content, base stock (BS), pH in water (pH _w), organic carbon stock (OCS) and organic nitrogen stock (ONS) in the traditional agriculture system (TAS).	73
Fig. 12 Principal component analysis of soil fertility in the traditional agriculture system (TAS) as represented by pH in water (pH _w), base stock (BS), organic carbon stock (OCS), and organic nitrogen stock (ONS).	73
Fig. 13 Clay content variability in the traditional agriculture system (TAS).....	74
Fig. 14. Causal relationships linking soil aggregate stability (AS _t) to a sequence of causes starting from microbial quotient (qMIC), passing through the particulate organic carbon stock (POCS) and to the mineral associated organic carbon stock (MOCS) for the integrated crop-livestock system 1 (ICLS ₁).	74
Fig. 15. Causal relationships linking soil aggregate stability (AS _t) to organic carbon stock (OCS), particulate organic carbon stock (POCS), total organic	

nitrogen stock (ONS), particulate organic nitrogen stock (PONS), altitude and slope of the irrigated agriculture system (IAS).76

Fig. 16. Principal component analysis of organic carbon soil (OCS), particulate organic carbon soil (POCS), total organic nitrogen stock (ONS), particulate organic nitrogen stock (PONS), and particulate organic nitrogen stock (PONS) in the irrigate agriculture system (IAS).76

Fig. 17 Causal relationships linking carbon management index (CMI) to soil microbial biomass of carbon (MBC), soil aggregation, organic carbon stock (OCS), clay content and particulate organic carbon (POC) fraction in the integrated crop-livestock system 1 (ICLS₁).84

Fig. 18 Causal relationships linking carbon management index (CMI) to soil base stock (Ca, Mg and K), cation exchangeable capacity (CEC) and soil phosphorus stock in the integrated crop-livestock system 2 (ICLS₂).86

Fig. 19 Causal relationships linking carbon management index (CMI) to soil base stock (BS), cation exchangeable capacity (CEC), water pH (pH_w), southness and clay content in the traditional agriculture system (TAS).87

1. INTRODUÇÃO GERAL

A diversificação de cultivos na propriedade agrícola confere uma mudança não apenas no meio biofísico (solo, planta, animal), mas, em sua conjuntura econômica e social. A busca por sistemas de produção que possam conferir rentabilidade e estabilidade econômica ao produtor rural, é necessária diante da baixa diversidade dos sistemas de sucessão ou rotação vigentes. Aproximadamente 5,45 milhões de hectares no estado do Rio Grande do Sul foram cultivados apenas com soja na safra 2015/2016, sendo a segunda maior área dessa cultura entre os estados no Brasil (CONAB, 2016). Por outro lado, o cultivo de milho no verão seria uma excelente alternativa para a diversificação e aporte de carbono, se não fosse pelas limitações climáticas de seu cultivo em sequeiro em algumas regiões, requerendo, portanto, investimentos em irrigação.

Outra alternativa na busca por sistemas de produção mais sustentáveis, são os sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA). Estes sistemas são caracterizados por serem planejados para explorar sinergismos e propriedades emergentes, frutos de interações nos compartimentos solo-planta-animal-atmosfera de áreas que integram atividades de produção agrícola e pecuária (Moraes *et al.*, 2014). Essa definição pode também se referir a qualquer tipo de sistema de produção em estado de “complexidade”, ou seja, onde há interações significativas no meio biofísico.

No que tange às áreas em sistema de plantio direto com rotação de culturas há mais de 15 anos, uma série de características conferem complexidade, sinergismos e a emergência de novas propriedades no solo.

Conforme Sá (2004), essas áreas se caracterizam por apresentar alto acúmulo de palha, aumento da ciclagem de nutrientes, fluxo contínuo de carbono (C) e diminuição na exigência de nutrientes, características intrínsecas da fase de manutenção do sistema. Nessas condições, a diversidade biológica e funcional das espécies que compõem o sistema, além da inserção do animal quando se opta por sistemas integrados de produção agropecuária, causam modificações nas funções ecossistêmicas do solo. Tais alterações são resultantes de processos que em uma perspectiva espaço-temporal, passam a atuar de maneira mais intensa, como por exemplo a ciclagem de nutrientes.

Normalmente, nesses sistemas, a maior intensidade e eficiência na ciclagem de nutrientes ocorrem por três motivos: 1) Inserção de espécies com características funcionais sinérgicas aportando carbono (C) e nitrogênio (N) ao sistema; 2) Contribuição da excreta dos animais aumentando a ciclagem e diminuindo as perdas de nutrientes; e 3) Estímulo à produção contínua de raízes pelo pastejo da espécie forrageira, aumentando a rizodeposição de C. Desse modo, no longo prazo as interações decorrentes desses fatores, promovem efeitos sinérgicos entre as propriedades do solo. Isso conduz o solo a apresentar características similares às suas condições antes do início de seu uso pelo homem. Nesse sentido, ocorrem alterações na estrutura do solo pelo rearranjo de partículas e o solo aumenta sua capacidade de exercer suas funções.

Nesse sentido, os indicadores de sua qualidade (IQS) são importantes ferramentas para compreender o nível de complexidade do ecossistema solo. Tais indicadores de qualidade como matéria orgânica do solo (MOS), estoque de carbono (C) e de nitrogênio (N) e C orgânico particulado (Diekow et al, 2005; Santos et al, 2011; Conceição et al, 2013; Albuquerque et al, 2015), além de estado de agregação (Salton et al, 2008; Conceição et al, 2013), C e N da biomassa microbiana e atividade enzimática (Hungria et al, 2009; Souza et al, 2010; Lopes et al, 2012) entre outros, tem sido, de maneira generalizada, estudados em experimentos onde há um rigoroso controle experimental. Essa abordagem permite a compreensão a respeito de mecanismos e processos que ocorrem no solo e tem, de modo geral, o objetivo de avaliar o impacto do manejo do solo e da rotação de culturas nas principais funções do solo.

Por outro lado, em uma escala de produção comercial, o solo é caracterizado por ser um ambiente de alta variabilidade, particularmente em razão da topografia heterogênea no espaço. Dessa maneira, a extrapolação para diferentes condições de campo de dados obtidos em delineamentos experimentais, torna-se difícil. Este aspecto sugere que, em levantamentos de campo, é necessário um maior entendimento dos fatores “não controláveis”, e que influenciam importantes atributos químicos, físicos e biológicos do solo. Portanto, a influência de fatores como textura e tipo de solo, e outros gerados a partir de modelos digitais de elevação (MDE), como declividade, orientação das vertentes, altitude, curvatura do perfil, índice de umidade topográfica, entre outros, deve ser entendida (Moore et al., 1993).

O solo, portanto, como um sistema aberto e sensível à quantidade e qualidade dos materiais orgânicos adicionados, memoriza por meio de indicadores de qualidade, o histórico das espécies cultivadas em sua superfície. Nesse sentido, a caracterização de sistemas proposta por Anghinoni et al. (2013), na medida em que abrange aspectos relacionados à diversidade e sua dinâmica espaço-temporal, é útil para descrever o sistema solo.

Nesse contexto, o presente estudo teve por objetivo descrever características de diversidade e dinâmica espaço-temporal de espécies e avaliar sistemas de produção agrícola e agropecuário em escala de campo, compreendendo a variação de indicadores de qualidade do solo na paisagem. Para isso, caracterizamos os sistemas, e os descrevemos por meio de um conjunto de variáveis de solo e paisagem, propondo modelos de análise de caminhos.

2. CAPÍTULO I - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Cenário agrícola atual e os efeitos do sistema especializado

O crescimento da produção agrícola no Brasil até a década de 1950 ocorria, basicamente, pela expansão da área cultivada. Somente a partir da década de 60, o uso de máquinas, adubos e defensivos químicos, passaram a ter, também, importância no aumento da produção agrícola. De acordo com os parâmetros da “Revolução Verde”, incorporou-se um pacote tecnológico à agricultura tendo, como resultante, a mudança da base técnica, passando a ser conhecida como modernização da agricultura brasileira (Santos,1986).

Assim que a industrialização da agricultura se firmou, uma série de questionamentos começou a ser considerada. Assumiu-se, então, que: a) a eficiência da produção podia ser mais facilmente alcançada pela especialização, simplificação e concentração; b) a intervenção terapêutica era a forma mais efetiva de controlar eventos indesejáveis; c) a inovação tecnológica seria sempre capaz de superar os desafios na produção; d) o controle na gestão era a maneira mais efetiva de se atingir resultados na produção; e e) a energia barata para abastecer esse sistema intensivo estaria sempre disponível (Kirschenmann et al., 2007).

O sistema de produção especializado permitiu um maior abastecimento de alimentos em nível mundial possibilitando atender uma crescente demanda nas últimas décadas. Isso foi possível pelo aumento na escala de produção e na eficiência das operações agrícolas, que por sua vez, foi possível pela utilização

de novas tecnologias em maquinários. O desenvolvimento de materiais genéticos mais produtivos, a utilização de produtos fitossanitários e a correção e adubação do solo, também muito contribuíram para o aumento da produtividade agrícola dos sistemas especializados.

Por outro lado, a baixa diversificação de cultivos refletiu negativamente no âmbito biofísico, ambiental e econômico, com pouca ou nenhuma melhoria no solo. Perdas de nutrientes por lixiviação e escoamento superficial contaminando os corpos d'água, além do aumento dos custos de produção proporcionais aos aumentos de produtividade, ainda ocorrem na maioria dos sistemas de produção no Brasil.

Na última década, a adoção da transgenia teve o foco quase que exclusivamente para solucionar problemas de ervas daninhas e pragas resistentes, além disso, novas moléculas de produtos fitossanitários têm sido desenvolvidas para solucionar problemas causados pelo desequilíbrio ecológico, característicos de sistemas de baixa diversidade. Um exemplo foi o surto populacional da *Helicoverpa armigera*, nova praga que ataca várias culturas como soja, milho, algodão e sorgo e causou prejuízos na ordem dos bilhões de reais na safra 2012/2013 (Ávila et al., 2013).

Considerando os problemas acima citados, a pesquisa agropecuária vem, durante décadas, sendo conduzida para “apagar incêndios” causados pelo manejo inadequado nos sistemas especializados. Em outras palavras, os meios pelos quais nós encontramos para satisfazer nossas necessidades básicas humanas durante a última metade do século, agora se tornou a ruína da nossa existência (Kirschenmann et al., 2007).

Nesse formato, ainda estão ocorrendo várias linhas de pesquisa no campo da Agronomia. De acordo com Darnhofer et al. (2012), esse formato de pesquisa emergiu de uma orientação a uma agricultura produtivista, buscando a otimização das operações agrícolas e empenhando-se em contínuos aumentos de produtividade. A modernização intensiva do capital tem, então, sido vista como o modelo desejável de desenvolvimento e a orientação frente ao mercado de *commodities* sendo possível pela inovação tecnológica, aumento de escala e especialização das propriedades agrícolas.

Verifica-se, portanto, que o modelo agrícola pouco diversificado dos sistemas de produção especializados está sucumbindo e uma mudança faz-se

necessária. Não há dúvidas que fatores econômicos predominantemente influenciam as tomadas de decisão dos produtores rurais, ditado essencialmente pelas leis de oferta e demanda que regem os preços. Entretanto, a fragilidade de sistemas de produção com baixa diversidade de espécies, foi percebida antes mesmo do surgimento do atual modelo de produção agrícola, tendo pouca coisa sido feita para mudar esse cenário.

Na década de 1920, quando se deu origem a agricultura biodinâmica por seu idealizador “Rudolf Steiner”, já se percebia a necessidade de uma agricultura mais ecológica. Conforme Khatounian (2001), naquela época, Steiner focalizava a propriedade agrícola como um todo e chamando-a de “organismo agrícola” e relatava que este deveria ser “saúdável” do ponto de vista social, econômico e ecológico. Essas dimensões, 70 anos mais tarde, deram origem ao tripé da “sustentabilidade” preconizado pela “Agenda 21”: ambiental, econômica e social.

É criado, portanto, um novo desafio no século 21: produzir alimentos de qualidade, em quantidade que se atenda a demanda, num sistema de produção diversificado, em alta escala e a preços acessíveis.

2.2. A busca por melhores sistemas de produção

Conforme Khatounian (2001), os efeitos da “Revolução verde” produziram efeitos muito aquém do esperado do ponto de vista de uma visão mais sistêmica da propriedade rural. Esse autor comenta que a resposta da comunidade científica internacional veio com a tentativa de abordagens sistêmicas a partir do surgimento do “Farming systems approach”, sobre influência da língua inglesa, e de uma nova concepção teórico-metodológica designada “l’approach systemique” pela escola francesa.

No Brasil, essas abordagens foram inicialmente utilizadas no começo dos anos 1980, na EMBRAPA – Semiárido, na EPAGRI e no IAPAR. Nessas três instituições a abordagem sistêmica foi aplicada ao estudo de pequenas propriedades, onde o enfoque disciplinar havia se mostrado insuficiente (Khatounian, 2001).

No século 21, a busca por sistemas de produção mais diversificados tem recebido cada vez mais ênfase pela pesquisa em vários países. As propriedades agrícolas na Europa, por exemplo, são reconhecidamente caracterizadas pela

sua diversidade, onde muitas são familiares e orientadas à multifuncionalidade e não, necessariamente, seguem a lógica da produção que está por trás da pesquisa e extensão, vigente na agricultura (Darnhofer et al., 2012).

Esse tipo de abordagem de pesquisa é conhecido como “Farming System Research”, pela comunidade científica internacional. Segundo Darnhofer et al., (2012), ela salienta que a produção e as atividades relacionadas devem ser compreendidas como “sistemas”, cujo desempenho depende mais de como suas diferentes partes interagem, do que como se comportam independentemente uma das outras. Além disso, se cada componente do sistema, considerado separadamente, é construído para operar mais eficientemente possível, o sistema, como um todo, não irá operar da forma mais eficiente possível (Darnhofer et al., 2012).

Atualmente, grupos de pesquisa que vem trabalhando com enfoque no sistema solo-planta-animal-atmosfera, buscam imprimir uma visão interdisciplinar característica da abordagem sistêmica. É o caso da maioria dos grupos que trabalham com “Sistemas Integrados de Produção Agrícola e Pecuária” (SIPA).

2.3. Sistemas Integrados de Produção Agropecuária (SIPA)

Os SIPA ou comumente conhecidos como integração lavoura-pecuária (ILP), podem ser definidos como diversificação, rotação, consorciação e/ou sucessão das atividades de agricultura e de pecuária dentro da propriedade rural, de forma harmônica, constituindo um mesmo sistema, de tal maneira que haja benefícios mútuos para as espécies vegetais e animais. Possibilita, como uma das principais vantagens, que o solo seja explorado economicamente durante todo o ano ou, pelo menos, na maior parte dele, favorecendo o aumento na oferta de grãos, de carne e de leite a um custo mais baixo, devido ao sinergismo que se cria entre a lavoura e a pastagem (Alvarenga et al., 2005).

A rotação pastagens-culturas de grãos em sistema de plantio direto (SPD) torna-se, segundo Cassol (2003), uma das estratégias mais promissoras para desenvolver sistemas de produção menos intensivos no uso de insumos e, por sua vez, mais sustentáveis no tempo. Desse modo, o efeito sinérgico oriundo da complementaridade entre as atividades de agricultura e pecuária ilustra a

viabilidade do SIPA para produtores rurais (Franzluebbers, 2007). Além disso, as perspectivas em nível global também são promissoras e tem o reconhecimento e incentivo da FAO (FAO, 2014).

No Brasil, a adoção dos SIPA tem sido feita tanto por agricultores como por pecuaristas e tem um enfoque diferente dependendo da região do país. No Cerrado, por exemplo, o enfoque da integração está na rotação de culturas, recuperação dos solos e de pastagens degradadas. Já no Sul do Brasil, o enfoque tem sido também na rotação e diversificação, mas principalmente como alternativa de renda e utilização da terra nos períodos inter-lavouras de verão. Em que pese os diferentes enfoques, as benesses dos SIPA têm sido associadas invariavelmente à redução de custos, aumento da eficiência do uso da terra, melhoria dos atributos físicos e químicos do solo, redução de pragas e doenças e aumento de liquidez e de renda (Carvalho et al., 2005).

Além dos fatores já citados, ao considerarmos que em safras com escassez hídrica, uma pastagem gramínea em área de boa fertilidade do solo é menos prejudicada que as culturas produtoras de grãos, o equilíbrio econômico do sistema é beneficiado pela pecuária, tendo em vista que a produção de carne é menos afetada pelas inconstâncias meteorológicas (Carvalho et al., 2011).

Nesse contexto, o SIPA mostra-se ainda mais promissor, pois, analisando-se o histórico do desempenho de safras de soja no estado do Rio Grande do Sul, entre os anos de 1976 a 2016 houve 16 frustrações, o que significa dizer que a cada nova safra de soja há uma probabilidade de 40 % de ser frustrada (CONAB, 2016). Além disso, a principal cultura de inverno que poderia trazer esse equilíbrio econômico, o trigo, registrou 20 frustrações nas 40 safras do mesmo período analisado para a soja (CONAB, 2016). O cultivo de trigo, portanto, com área quase sempre abaixo de um milhão de hectares, ou seja, menos de 25 % da área de soja, reflete o baixo interesse dos produtores rurais. Isso pode ser explicado também pelas instáveis políticas de preços e de comercialização dessa commodity (Carvalho et al., 2011). Sendo assim, a maior parte dos 75 % restantes, está em pousio ou sendo cultivada com aveia para formação de palhada para o SPD, consistindo em alternativa para a produção de carne ou leite (Carvalho et al., 2011).

2.4. O milho irrigado de verão como alternativa de rotação no Rio Grande do Sul

O milho é a principal cultura comercial de verão que poderia entrar em um esquema de rotação de culturas aportando alta quantidade de C, dentre tantos outros benefícios ao sistema de produção. Entretanto, da área total cultivada de soja e milho este último representou apenas 13 % no estado do Rio Grande do Sul (CONAB, 2016).

Além do fato de no Estado, não ser possível o cultivo de milho como uma segunda safra de verão, a perda na competição em área com a soja ocorre pelos seguintes fatores: maior susceptibilidade às adversidades climáticas, maior custo dos insumos, volatilidade dos preços do grão, pouca infraestrutura de armazenamento de grão e baixo incentivo fiscal.

Por outro lado, em algumas regiões no norte do RS a área de produção de milho irrigado via pivô central tem aumentado. Apesar de não haver um levantamento consolidado, nas regiões de São Miguel das Missões, Ijuí e Tupanciretã, isso já é observado. A baixa infraestrutura de armazenamento da região, tem incentivado produtores a investirem em secadores de grãos e armazéns graneleiros em suas fazendas. Desse modo, a colheita antecipada e o armazenamento dos grãos permitem a comercialização em momentos econômicos mais favoráveis.

O cultivo dessa espécie em sistema irrigado, portanto, apesar de gerar a necessidade de maior fiscalização na gestão do uso da água, possibilita aportar quantidades significativas de carbono aos sistemas de produção, como já observado em sistemas de sequeiro (Albuquerque et al., 2015; Martins & Angers, 2015).

2.5. Sistemas de produção com mínima entropia e suas características

O aumento de complexidade do solo em sistemas de produção em SPD há mais de 15 anos, indica que nesse ambiente a intensidade de suas funções ecossistêmicas são diferentes que em áreas de sistema de plantio convencional (SPC). Isso é confirmado quando se analisa as diferenças entre os valores de

referência de atributos químicos do solo para se produzir uma determinada quantidade de grãos, por exemplo.

Boas produtividades de grãos em áreas de SPD tem sido observada em faixas de pH e saturação por alumínio consideradas inadequadas quando em SPC (Anghinoni & Salet, 2000; Nicolodi et al., 2008). Esses trabalhos demonstram que além dos parâmetros de acidez, há outras relações que regulam a função ecossistêmica de provisão de alimentos do solo, quando se passa de SPC para o SPD. Desse modo, sistemas de produção que mimetizam os processos naturais tendem a melhorar a qualidade do solo, na medida em que o número de fatores determinantes de sua qualidade aumenta e a importância de cada fator diminui. Assim, considera-se que o solo nesse ambiente é mais complexo e apresenta uma menor entropia.

O solo pode ser termodinamicamente considerado um sistema aberto que tende à um estado estável, caracterizado pela mínima produção de entropia (Addiscott, 1995). Esse princípio diz respeito ao fluxo de matéria e energia que passa pelo solo conduzindo-o à auto-organização (Addiscott, 1995). Nesse sentido, a fotossíntese e a utilização de moléculas de CO₂, NH₃ e H₂O para formar compostos de estrutura mais complexa como carboidratos e amidos, constituem em processos de ordenação (Addiscott, 1995).

Assim, o SPD associado a sistemas de rotação de culturas com diversidade de espécies, favorecem os processos de ordenação na medida em que acumulam C (Campos et al., 2011; Conceição et al., 2013; Assman et al., 2014) e aumentam a agregação do solo (Carpenedo & Mielniczuk, 1990; Paladini & Mielniczuk, 1991). Por outro lado, diferentes áreas em SPD, apresentarão níveis de complexidade do sistema solo proporcionais ao sistema de culturas e intensidade de cultivos praticados.

2.6. Serviços ecossistêmicos

O termo “ecossistema” foi introduzido por Tansley (1935), como sendo um sistema integrado de organismos vivos (parte biótica) e um ambiente inorgânico não vivo (parte abiótica). É a partir da compreensão dos mecanismos fundamentais de seu funcionamento e de seu equilíbrio, que as bases racionais

da conservação e gestão do patrimônio natural podem ser propostas (Barbault, 2011).

Dentro de um ecossistema há um fluxo contínuo de matéria e energia, mas, também ocorrem intercâmbios entre as fronteiras que o delimitam (Agren & Andersson, 2012). Esses autores, a exemplo de Evans (1956), defendem que pelo fato do ecossistema ser uma unidade básica de estudo, independe da escala. Na mesma linha de pensamento, Ponge (2015) propõe que o solo também seja considerado um ecossistema e dentro dele, ocorram outros ecossistemas, como o ecossistema rizosférico. Entretanto, de modo a evitar o uso inadequado do termo “ecossistema”, é importante entender que escalas diferentes implicam em níveis de complexidade e de compreensão diferentes, pela ciência. Tratando-se de rizosfera, portanto, por ser um ambiente caracterizado pela alta diversidade biológica, com complexas interações (Prashnar et al, 2014), muitos processos ainda não foram totalmente elucidados e, portanto, não há uma delimitação bem definida entre suas fronteiras.

Por outro lado, quando se fala de “Serviços ecossistêmicos” providos pelo solo, refere-se à sua relação com outros componentes da biosfera, abrangendo uma escala maior. Assim, seu conceito refere-se ao fluxo de matéria, energia, e informação oriundos do estoque do “Capital natural” combinado com os serviços manufaturados e do capital humano para atender o bem-estar humano (Costanza et al., 1997). Nesse conceito, o “Capital natural” são as reservas naturais minerais ou vegetais que servem de fonte de matéria e energia para atender as necessidades humanas.

Nesse contexto, o conceito de “Serviços ecossistêmicos” é bastante antropocêntrico, na medida em que a visão predominante é que o ecossistema deva atender as necessidades do homem, ao invés de colocar o homem apenas como uma espécie que está inserida no ecossistema.

Por outro lado, Sanderson et al (2013), agruparam os Serviços ecossistêmicos dentro de quatro categorias abrangentes: serviços de provisão (alimento, forragem, fibras, etc), serviços de suporte (ex: ciclagem de água e nutrientes), serviços de regulação (ex: purificação da água) e serviços culturais (ex: experiências harmoniosas). Esse agrupamento já demonstra que há uma preocupação direta (serviços de provisão e culturais) e indireta (serviços de

suporte e regulação) com o bem-estar humano. Essa última já beneficiando outros seres vivos da biosfera.

Toda ação antrópica pela exploração agrícola dos ecossistemas pode afetar algumas de suas propriedades. Enquanto sistema complexo, as propriedades dos ecossistemas são: variabilidade, resiliência, sensibilidade, persistência, confiabilidade, entre outras. Entretanto, a variabilidade por representar as mudanças dos estoques e fluxos ao longo do tempo, assim como a resiliência, por representar a habilidade dos ecossistemas retornarem ao seu estado natural após um evento de perturbação natural, são as propriedades mais importantes para uma análise integrada das interconexões entre ecossistemas, sistema econômico e bem-estar humano (Andrade et al., 2009).

Nesse contexto, pressupõe-se que sistemas agrícolas diversificados, especialmente os que integram a agricultura e a pecuária, irão conservar os recursos naturais e acentuar os serviços ecossistêmicos enquanto mantém a produtividade, quando comparados aos sistemas de monoculturas tradicionais (Sanderson et al., 2013).

A composição de espécies com diferentes funções em um sistema de rotação de culturas é uma estratégia importante para melhorar o solo no contexto de suas funções ecossistêmicas. Martins & Angers (2015), propuseram um modelo considerando dois importantes serviços ecossistêmicos do solo: o sequestro de C e a prevenção da erosão. Com esse objetivo, os autores propuseram com o modelo, que espécies de plantas leguminosas ricas em lignina e N, favorecem o acúmulo de C, enquanto espécies gramíneas ricas em pentose, promovem o aumento de macroagregados estáveis em água.

A inserção de pastagens bem manejadas nos esquemas de rotação de culturas por meio dos SIPA, também é uma estratégia que propicia a transformação do ecossistema solo. As pastagens cultivadas fornecem serviços de provisão em forma de alimento, forragem, fibra e combustível (Sanderson et al, 2013), beneficiando os ecossistemas ao prover o bem-estar humano e aumentando a qualidade do solo com o acúmulo de carbono (Souza et al., 2009; Silva et al., 2014; Assmann et al., 2015).

2.7. O solo em seu bioma natural

Em biomas, onde não houve ainda a interferência antrópica, o ecossistema solo está em um equilíbrio dinâmico caracterizado por um alto nível de organização. Nesse ambiente, o solo apresenta boa estruturação, estabilidade de seus agregados (STAVI 2010), acúmulo de carbono (An, Mentler et al. 2010, Jonard et al. 2017), entre outras características que definem uma alta qualidade do solo. Além disso, na superfície do solo, ou seja, no ecossistema vegetal, a complexidade é determinada pelas interações entre as diversas espécies presentes e entre essas espécies e os fatores abióticos predominantemente vigentes.

Em caso de perturbações, a manutenção dos processos em ecossistemas é garantida pela redundância funcional das comunidades presentes. Nesse contexto, a extinção de uma determinada espécie não afeta o ecossistema pelo efeito compensatório de uma outra espécie de funcionalidade similar e maior resistência às mudanças em fatores ambientais ou distúrbios (Elmqvist, 2003). Essa manutenção, no longo prazo, é um tipo de estabilidade definida como “resiliência” (Pillar et al., 2013).

Nesse sentido, em ecossistemas, a resiliência determina a persistência de relações dentro de um sistema, sendo uma medida da habilidade desses sistemas em absorver mudanças e distúrbios e ainda manter as mesmas relações entre populações e variáveis estáticas, como primeiramente sugerido por Holling (1973). Fazendo uma analogia ao ecossistema “solo” podemos dizer, portanto, que uma maior resiliência do solo implica em um maior número de fatores atuando sinergicamente para manter suas funções ecossistêmicas. Conseqüentemente, em razão da resiliência depender do número de fatores e intensidade de suas relações, quanto maior mais complexo será determinado sistema e, conseqüentemente, menor sua entropia.

2.8. A qualidade do solo

O termo “Qualidade do Solo” (QS) tem sido extensamente utilizado nas últimas décadas, seja em razão do aumento de sua degradação, pela sua contaminação ambiental ou pela busca de sistemas de produção mais sustentáveis. Por essas razões, várias definições do termo vêm sendo

sugeridas, entretanto, diferentemente do ar e da água, a definição conceitual do termo QS é complexa e muitas vezes contraditória (Sojka & Upchurch, 1999)

A qualidade no contexto do ar e da água, com raras exceções, implica na análise de poluentes específicos abaixo de padrões limítrofes de concentração. (Sojka & Upchurch, 1999). Em outras palavras, salvo exceções, a padronização de valores de referência de qualidade de ar e água é feita no “estado puro” e de forma bem menos complexa que no sistema solo.

Apesar da dificuldade de se conceituar QS em razão não apenas da complexa interação entre suas propriedades, mas, da abrangência de interações do sistema solo, como por exemplo, com a sociedade e meio ambiente, o conceito de QS tem sido aprimorado ao longo do tempo.

Do ponto de vista agrônomo, a QS pode ser relacionada com a produtividade de plantas, enquanto do ponto de vista ambiental, pode ser relacionada com sua capacidade de funcionar como um filtro, requerendo “capacidade tampão” para receber dejetos ou elementos tóxicos de diferentes naturezas. Esses dois pontos de vista aparentemente são contraditórios, na medida em que, para se alcançar altas produtividades no atual modelo de produção, exige-se a utilização em larga escala de herbicidas e produtos fitossanitários potencialmente poluidores do meio ambiente. Por essa razão, a QS deve considerar produção e meio ambiente, trazendo à tona a necessidade de se diminuir o uso de produtos fitossanitários e ao mesmo tempo buscar novas alternativas de sistemas de produção.

Nesse sentido, a QS como sendo a “capacidade de o solo exercer suas funções na natureza” (Doran, 1997), é uma definição curta e objetiva que considera aspectos de produção e do meio ambiente. Tais funções são: funcionar como meio para o crescimento das plantas, regular e compartimentalizar o fluxo de água no ambiente, estocar e promover a ciclagem de elementos na biosfera, e servir como tampão ambiental na formação, atenuação e degradação de compostos prejudiciais ao ambiente (Larson & Pierce, 1994; Karlen et al., 1997).

Para o Serviço de Conservação dos Recursos Naturais (NRCS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), a QS que atualmente tem sido referida como “Saúde do Solo”, expressa a capacidade contínua do solo funcionar como um ecossistema vivo que sustenta as plantas, animais e

humanos (USDA-NRCS, 2015). Nesse conceito, a inserção do “fator tempo” pelo termo “contínua” agrega a ideia de sustentabilidade, palavra essa que no inglês “sustainability”, significa “the ability to keep in existence”, “keep up”, “maintain” ou “prolong”, o que por analogia é definido como a capacidade de algo continuar existindo, de se manter ou de se prolongar no tempo (Cunha et al., 2012).

2.8.1. Qualidade Inerente vs Qualidade Dinâmica do Solo

O solo apresenta condições de exercer suas funções na natureza e responder ao manejo adotado, mas, são suas características intrínsecas que determinarão a magnitude da resposta aos diferentes tipos de uso e manejo adotados.

De acordo com Carter (2002), a composição natural ou inerente do solo é função do material geológico e fatores estáticos ou variáveis do solo, por exemplo, material de origem e topografia. O autor conclui que tais características determinam, em parte, a qualidade do solo.

De modo geral, a qualidade do solo tem sido mais pesquisada no que se refere a suas características dinâmicas, entretanto, a qualidade inerente do solo exerce influência direta nessa dinâmica. Idowu et al. (2006) adotam o termo “Saúde do Solo” quando se refere à essa abordagem interativa entre a QS inerente e a QS dinâmica (Fig. 1), no entanto, de modo geral a literatura trata dessa interação simplesmente como qualidade do solo.

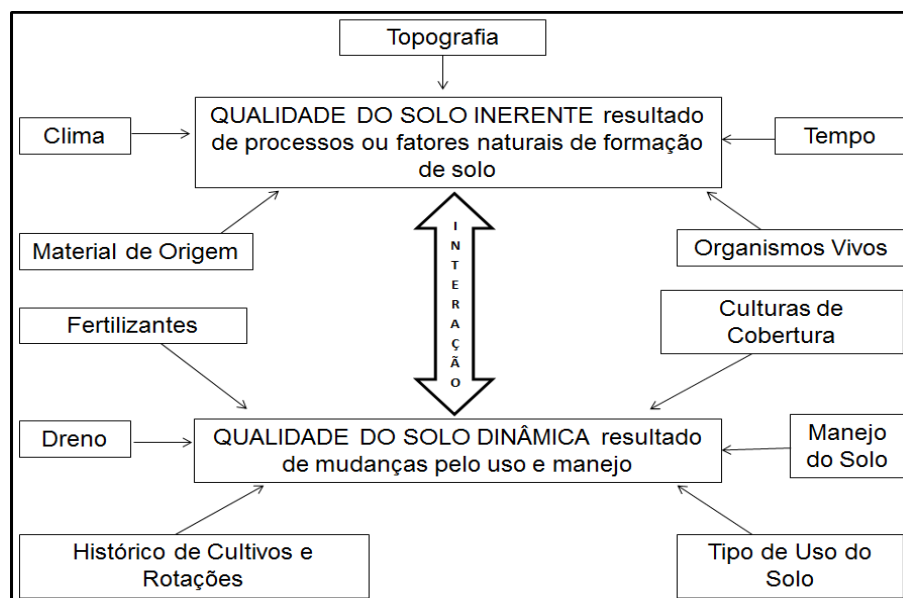


Fig. 1. Qualidade do solo inerente e dinâmica e fatores que influenciam (adaptado de Idowu et al., 2006)

Segundo Karlen et al. (2003), a qualidade inerente é bastante acessada em levantamentos e classificação de solos, na medida em que considera fatores de formação como clima, material de origem, tempo, topografia e vegetação.

Outro fator bastante importante sobre a qualidade inerente do solo frente à produção de culturas é apontado por Carter (2002). Este autor alerta que isso envolve fatores extrínsecos que devem ser considerados, que são aqueles que não fazem parte do sistema solo, mas, que exercem influência sobre a produtividade das culturas. Esses fatores podem ser climáticos, como: precipitação, demanda evaporativa e temperatura do ar, ou ainda, parâmetros hidrológicos e topográficos. Geralmente, qualidade inerente do solo para a produção de plantas não pode ser avaliada independentemente de fatores extrínsecos (Carter, 2002).

De qualquer forma, uma abordagem abrangente da qualidade do solo que envolva além da ciência do solo fatores extrínsecos como os mencionados acima, sugere estudos interdisciplinares. Conforme Stevenson et al. (2015), enquanto o estudo dessas características relativamente estáveis do solo tem sido de domínio da pedologia, o estudo de características dinâmicas que são sensíveis ao uso do solo, geralmente tem sido objeto de estudo da agronomia, fertilidade do solo, biologia do solo, qualidade e ecologia do solo.

No entanto, as questões sobre o manejo sustentável do solo só podem ser respondidas pela integração de dados e técnicas como levantamentos a campo, técnicas laboratoriais, sistemas de informação geográfica, sensoriamento remoto e modelos de simulação (Drogers & Bouma, 1997). Desse modo, o pedologista, que por natureza, é um sintetizador generalista, pode e deve exercer um papel crucial nessa integração (Drogers & Bouma, 1997).

Nesse contexto, de forma análoga aos conhecidos termos “genótipo” e “fenótipo”, os termos genoforma e fenofoma podem ser empregados no estudo do solo no contexto de sistemas e sua integração é essencial para responder as questões sobre o manejo sustentável do solo. Genoforma diz respeito ao solo em seu estado natural considerando-o como um estado de referência, portanto, reconhece que sabemos sobre sua gênese. Por outro lado, a fenofoma seria uma descrição de como o solo foi alterado. Em particular, a fenofoma reconhece

os efeitos do manejo, em longo ou curto prazo, alterando o solo (McBratney et al., 2014).

Nesse sentido, os levantamentos sistemáticos, sejam em escala regional ou em áreas comerciais específicas, devem ser feitos de modo a contemplar tanto o conceito de genoforma como o de fenofoma. De acordo com Bouma et al. (1998), integrando esses conceitos é possível reconhecer que existe um levantamento de solos e sua posição na paisagem e que os resultados dos indicadores de qualidade do solo para diferentes formas de degradação ou melhoria do solo, são diferentes dependendo do tipo de solo.

2.9. Indicadores de Qualidade do Solo

De acordo com Vezzani & Mielniczuk (2009), desde o início das discussões dos cientistas sobre qualidade do solo, três linhas têm sido abordadas. Uma linha procura identificar quais os melhores índices de Qualidade do solo (IQS), tanto de ordem biológica como física e química. Outra linha posiciona-se em relação ao que considera a matéria orgânica como o melhor IQS. E, ainda, uma linha alternativa que deixa de lado a busca de atributos indicadores e analisa processos no sistema solo-planta, surgindo assim a abordagem sistêmica da QS.

De acordo com Doran & Parkin (1994), o IQS deve identificar um conjunto de propriedades básicas do solo, atendendo aos seguintes critérios: elucidar processos do ecossistema e relacionar aos processos modelos; integrar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e os respectivos processos; ser acessível a muitos usuários e aplicável a condições de campo; ser sensível a variações de manejo e de clima ao longo do tempo; e, quando possível, ser componente de banco de dados já existente.

Finalmente, não existe o melhor IQS, pois um indicador pode ser melhor para um propósito, mas, insuficiente para outro, a depender do enfoque pretendido. Sendo assim, alguns indicadores são adequados para identificar melhorias na qualidade do solo com o manejo em longo prazo, como exemplo a estabilidade de agregados e o estoque de C, e outros mais adequados para identificar melhorias em curto prazo, por exemplo em áreas de contaminação por

elementos tóxicos, como concentração e disponibilidade de elementos químicos, biomassa microbiana, etc.

2.9.1. Indicadores Biológicos

Existe uma evidência crescente que os atributos microbiológicos do solo são potencias indicadores antecipados de mudanças em sua qualidade, pois são mais sensíveis que as características químicas e físicas do solo (Miller & Dick, 1995; Bandick & Dick, 1999; Bending et al., 2004; Peixoto et al., 2010).

Por outro lado, talvez atualmente o estabelecimento consensual de IQS de ordem biológica seja a mais contraditória. Segundo Schloter et al. (2003), o indicador microbiológico ou bioquímico ideal para avaliar a qualidade do solo, deve ser simples de mensurar, funcionar bem em diferentes ambientes e revelar de forma confiável, quais e onde existem problemas. Entretanto, é pouco provável que um único indicador ideal possa ser definido em uma simples medida, por causa da grande quantidade de componentes microbiológicos e rotas bioquímicas.

De qualquer forma, a escolha de um “Indicador Biológico de Qualidade” (IBQ) dependerá do objetivo da pesquisa. Assim, algumas linhas de pesquisa visam desenvolver um IBQ que capture o efeito da diversificação dos cultivos, utilizando medidas da diversidade funcional da comunidade microbiana (Zak et al., 1994), embora não haja um consenso ainda, por questionamentos metodológicos, outros que visam identificar o efeito de manejo e elucidar processos do ciclo biogeoquímico relacionados ao suprimento de nutrientes às plantas. Finalmente, dentro de outro escopo, existem também IBQs com potencial para serem utilizados na recuperação de áreas degradadas ou contaminadas.

Independentemente do indicador biológico, é preciso cuidado ao se fazer inferências sobre o “sistema”, por serem altamente sensíveis a diversos fatores. Em algumas situações inclusive, essas inferências restringem-se apenas à efeitos de curto prazo, retratando o funcionamento do sistema naquele momento em que se coletou a amostra. Isso ocorre, porque tanto a população como a diversidade de espécies, e sua funcionalidade dependerá do substrato predominante na época da coleta, pois é afetado por temperatura, pela espécie

que está presente no campo naquele momento e pela proximidade ou não das raízes.

A) Biomassa microbiana

A Biomassa Microbiana do Solo (BMS) é o olho da agulha através do qual toda a matéria orgânica necessita passar (Jenkinson et al., 1977). Esse indicador é mais sensível, quando comparado aos organismos superiores, e é influenciado por diferentes fatores ecológicos como a diversidade de plantas, conteúdo de MOS, umidade do solo e mudanças climáticas (Martinez-Salgado et al., 2010).

A teoria de Odum (1969) diz que a diversificação de plantas, animais e micróbios em ecossistemas coincide com um aumento na eficiência do uso da energia. Baseado nessa teoria, Anderson & Domsch (2010), analisaram aproximadamente 100 parcelas com um histórico de manejo de longo prazo. Os autores observaram maiores valores da relação $C_{\text{microbiano}}: C_{\text{total}}$ com a rotação de culturas em relação à monocultura, indicando menor demanda energética da comunidade microbiana no sistema mais diversificado, portanto, maior eficiência.

A BMS pode ser associada ao teor de matéria orgânica no solo, à qualidade e à quantidade de resíduos agrícolas adicionados e às práticas de manejo adotadas (Venzke Filho et al., 2008). Esses autores verificaram em áreas de 12 e 22 anos de sistema de plantio direto no estado do Paraná, que tanto o tempo de adoção do SPD como o aumento da porcentagem de argila favoreceram o incremento de C e N microbianos.

B) Atividade microbiana em FDA

A atividade microbiana medida pela enzima FDA é bastante promissora para o uso como indicador de qualidade do solo por sua boa operacionalidade e rapidez na obtenção dos resultados. O Diacetado de Fluoresceína (FDA) é uma fluoresceína conjugada a dois radicais acetato (3'6' – diacetil – fluoresceína), formando um composto incolor que, ao ser hidrolisado por enzimas - como proteases, lipases e esterases -, libera como produto da reação a fluoresceína, que é visível e colorida (Stubberfield & Shaw, 1990; Green et al., 2006). Segundo Swisher & Carroll (1980), as quantidades de fluoresceína liberadas são proporcionais à atividade da população microbiana do solo.

2.10. Indicadores sistêmicos

No que diz respeito à busca de indicadores que reflitam as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, no presente estudo consideramos que o estado de agregação, o estoque de carbono e o Índice de Manejo de Carbono (IMC), podem ser utilizados como “indicadores sistêmicos do solo”. Esses IQS são usados tanto para acompanhar a evolução/degradação da QS ao longo do tempo, como para avaliar o reflexo do manejo e sistema de produção adotado na QS.

2.10.1. Estabilidade de agregados

Quando duas ou mais partículas primárias de argila se agrupam e a força que une tais partículas é maior que a força de união entre partículas adjacentes, fica caracterizada a formação do agregado (Ferreira, 2010). Em solos da região tropical, a formação e a estabilização dos agregados ocorrem por influência da matéria orgânica. Em sistemas conservacionistas, ocorre, primeiramente, a estabilização química da matéria orgânica, iniciando a formação de microagregados e, com o passar do tempo, a proteção física da matéria orgânica também passa a influenciar positivamente a estabilidade de agregados.

Conforme Bayer & Mielniczuk (2008), a elevada área superficial específica e a disposição dos grupos funcionais da MOS, determinam a grande interação com os óxidos de Fe e Al e caulinita, predominantes em sua fração argila. Isto, portanto, possibilita a proteção química da matéria orgânica. Com o passar do tempo, ocorre formação de macroagregados, oriundos da conexão entre microagregados adjacentes. Essa junção é possível pela cimentação por hifas de fungos e raízes de plantas (Jastrow & Miller, 1997). Sua formação depende da matéria orgânica particulada (MOP) recentemente adicionada ao solo (Bayer et al., 2011) e confere proteção física ao C particulado fino intra-agregado, podendo representar de 23 a 54 % do C total em Argissolos e Latossolos em ambiente subtropical (Conceição, et al., 2008).

Nesse sentido, a formação de agregados é bastante afetada pelas práticas agrícolas ao longo do tempo. Além disso, sua estabilidade decorre da interação entre as propriedades físicas e químicas sobre a ação dos

microrganismos do solo, que por sua vez, são influenciados pela quantidade e qualidade do C adicionado pelo material vegetal. Por essas razões, a estabilidade de agregados por refletir toda essa dinâmica e distribuição das frações de C nas frações de agregados é considerado um indicador sistêmico de qualidade do solo. A estabilidade de agregados, portanto, é definida como a resistência de agregados à um determinado processo de dispersão (Strickland et al., 1988).

2.10.2. Estoque de carbono

O estoque de C até um metro de profundidade, no mundo, varia entre 1462 e 1576 Pg (Lal et al., 1995); entretanto, a maior parte concentra-se em camadas mais superficiais, onde sofrem mais influência dos restos vegetais da parte aérea das plantas.

O uso e o manejo do solo podem diminuir ou aumentar os estoques de C em relação a uma área referência, que normalmente é o bioma predominante na região de estudo. A diminuição dos estoques de C pode ocorrer tanto após a derrubada da mata para exploração agrícola, como com o uso contínuo do solo em sistema de preparo convencional. Entretanto, o sistema de plantio direto, com rotação de espécies produtoras de alta quantidade de biomassa vegetal pode aumentar o estoque de C a valores mesmo acima dos encontrados no bioma original (Sá et al., 2001).

Em sistemas de ILP, o aporte de C ao solo via resíduos vegetais ocorre de maneira distinta do verificado em sistemas puramente agrícolas (Salton et al., 2002), pois, o pastejo estimula o crescimento radicular das pastagens e a sua produção de exsudatos modifica a proporção parte aérea/raízes e a qualidade do C adicionado ao solo (Bayer et al., 2011).

A exclusão do pastejo por oito anos por laque (*Bos grunniens*) e ovelhas na China, diminuiu o carbono orgânico do solo. Os resultados obtidos sugerem que a redução da taxa de lotação, mas não a exclusão, é uma estratégia para a restauração de áreas degradadas naquela região (Shi et al., 2013).

Como visto, o aumento do estoque de C depende do manejo adotado e do tempo de adoção. Esses fatores interagindo com características intrínsecas

do solo como textura, mineralogia, entre outros, favorecem o acúmulo de C e, portanto, considera-se esse um indicador sistêmico da qualidade do solo.

2.10.3. Índice de Manejo de Carbono

O Índice de Manejo de Carbono (IMC) é uma ferramenta útil para subsidiar informações acerca dos melhores sistemas de manejo de solos e culturas, pois integra numa mesma medida, as variações ocorridas nas diferentes frações da MOS (Nicoloso et al., 2008).

Esse índice foi primeiramente proposto por Blair et al. (1995), utilizando o método do fracionamento químico. Esses autores verificaram que o C-lábil tanto diminui como se recupera mais rapidamente que o C total, considerando a quantidade do C-lábil em relação ao C-total, como parâmetro para avaliar a qualidade do solo. O IMC, portanto, é sensível em responder às diferenças do uso e do manejo do solo quando submetido a pequenas alterações.

Por outro lado, o IMC apresenta algumas dificuldades na metodologia. Por esse motivo, Diekow et al. (2005) propuseram a utilização do método de fracionamento físico ao invés do químico, pois o primeiro apresenta vantagens metodológicas e ao mesmo tempo coerência com o último (Zanatta, 2006, Vieira, 2007). Com essa alteração, a labilidade do C pode ser determinada pela fração leve ($>1,8 \text{ g cm}^{-3}$), utilizando o fracionamento físico densimétrico ou pela fração particulada ($>0,053 \text{ mm}$), utilizando o fracionamento físico granulométrico.

2.11. Procedimentos de amostragem e análise na estatística clássica

Estudos de sistemas de produção a campo requerem a utilização de procedimentos estatísticos específicos desde seu planejamento até a forma de análise dos dados. Debatendo sobre o emprego da estatística em estudos de amostragem de solos a campo, Ferreira et al. (2012), comentaram que a não adequação aos delineamentos experimentais tradicionais reside na impossibilidade da casualização das parcelas de uma área com as de outra na mesma região, pois, elas já são naturalmente distintas e fisicamente separadas. Entretanto, os autores sugerem que não sendo possível haver casualização no delineamento experimental, faz-se uma casualização no delineamento amostral coletando-se unidades amostrais de forma aleatória em uma mesma área.

Segundo os autores, fica a dúvida se a casualização realizada dentro de cada uma dessas áreas, tem o mesmo efeito de casualizações em que as repetições de diferentes tratamentos são trazidas para um experimento particular e casualizadas, conforme o plano de delineamentos tradicionais. No entanto, esse problema pode ser contornado desde que sejam atendidos os pressupostos básicos de repetição, casualização e controle local, permitindo assim realizar inferências fidedignas sobre o efeito de tratamentos (Ferreira et al, 2012). De qualquer maneira, ficam as perguntas: como efetuar esse controle em campo aberto? ou será que é mesmo necessário esse controle para se testar hipóteses? Se admitirmos a impossibilidade de um “controle” de variáveis não desejáveis em abordagens de campo, não seria melhor buscar outra alternativa de análise?

De maneira geral, ao se tratar da pesquisa em campo aberto, dever-se-ia fazer uma abordagem de “levantamento”, mas, na ciência do solo assim como em muitas outras áreas, é tratada como um “experimento”. Isso afeta diretamente o procedimento de amostragens de solo, e os autores orientam que se busque sítios mais homogêneos dentro de uma mesma área para a coleta. Assim, é possível uma maior homogeneidade entre as pseudo-repetições e teoricamente diminuiria o erro, permitindo a comparação entre diferentes sistemas que, nesse contexto, seriam considerados como “tratamentos”.

Por outro lado, essa estratégia de amostragem que vem sendo tomada e sugerida por estatísticos clássicos que trabalham na ciência do solo só é feita por dois motivos: 1- O paradigma predominante apoia-se nas pressuposições da estatística experimental para levantamentos a campo, que definitivamente não é um experimento; 2- Existe uma inércia quanto à adoção de ferramentas estatísticas não-clássicas, pois, a maioria dos livros textos de estatística, mesmo os mais atuais, não tratam.

Finalmente, os autores relatam que mais importante do que questionar o uso da amostragem dentro das áreas, e se as supostas pseudorrepetições realizadas comprometeriam a análise, é questionar se os pressupostos estatísticos do modelo escolhido foram atendidos o que, em caso de resposta negativa, comprometeriam a qualidade da inferência (Ferreira et al, 2012). Novamente é possível verificar que a visão dos autores é com base em pressupostos da estatística experimental fisheriana, pois, ao se falar em

“pseudorepetições”, implica-se que as inferências que se pretende fazer seriam pelo uso de métodos clássicos da estatística.

2.12. Amostragem e abordagem estatística não-clássica

Como visto, a maioria das abordagens de pesquisa feitas na ciência do solo e produção de plantas, tem sido realizadas em ambientes experimentais controlados. Esse modelo de pesquisa possibilita a compreensão de processos e a elucidação de mecanismos específicos na interação solo e planta.

No entanto, os experimentos têm algumas limitações como o número de fatores a serem avaliados, ou seja, experimentos fatoriais por exemplo, normalmente avaliam no máximo a interação de três fatores. Mais do que isso fica um experimento grande e complicado de se avaliar. Além disso, há uma limitação de tempo e espaço. De tempo, porque dependendo do sistema a ser estudado, os fatores que se deseja estudar ainda não se manifestaram e não é possível obter uma resposta no tempo de uma tese de doutorado. De espaço, porque a depender da escala que se deseja trabalhar, a implantação de um experimento torna-se inviável operacionalmente e financeiramente.

Essas características fazem com que seja necessário se trabalhar na escala de “levantamentos”, onde não se tem o controle dos fatores e uma série de cuidados deve ser tomada. Nesse sentido, algumas áreas da ciência como a “Ecologia” têm avançado bastante em abordagens estatísticas robustas para aplicação em levantamentos. Nela, os levantamentos são realizados em escalas regionais em ambientes naturalmente heterogêneos e complexos, que são as florestas. Nesse ambiente, a diversidade está presente de forma muito intensa no espaço e no tempo, e um correto planejamento amostral associado a uma abordagem estatística moderna, permite uma melhor compreensão desses sistemas.

Desse modo, diferentemente do que foi sugerido por Ferreira et al. (2012) onde, na medida em que se quer comparar sistemas diferentes a campo, os autores recomendam coletar as unidades amostrais em locais mais homogêneos entre si, os levantamentos devem ser feitos de forma a contemplar bem a heterogeneidade da área de estudo valorizando um “n amostral” adequado. Esse procedimento, ao abranger a área de forma mais representativa, descreve de

forma mais fidedigna o que ocorre a campo. De acordo com Wildi et al. (2010), o objetivo da amostragem é gerar uma descrição numérica do sistema real que se pretende analisar. Por esse motivo, se considerarmos que há uma variabilidade inerente à área de estudo, a descrição desse sistema tal como ele é a campo deve ser feito por uma amostragem sistemática.

Nesse sentido, uma abordagem estatística não-experimental se faz necessária não apenas no planejamento amostral, mas, também no tratamento e exploração dos dados. Em sistemas agropecuários mais complexos, a sugestão é que se busque uma abordagem semelhante à dada nas ciências da vegetação. Se considerarmos que nos SIPA os efeitos de interações entre os componentes produzem um efeito tão significativo, senão maior que o de cada componente individual, naturalmente as inferências baseadas em um conjunto pequeno de variáveis trariam, em si, imprecisão.

Em ecologia, por exemplo, diferentes efeitos podem ser resultado de um conjunto de condições devido ao grande número de variáveis que influenciam, das quais, muitas não estão prontamente disponíveis ao observador (Legendre & Legendre, 1998). De modo geral, na maioria dos ecossistemas, as condições ambientais, por exemplo, a altitude e a umidade, modificam na área de estudo (Wildi, 2010), daí a necessidade de se avaliar a QS inerente para explicar a QS dinâmica em levantamentos de campo, por exemplo.

2.13. A busca por padrões

Como discutido, a descrição da variabilidade do sistema solo como um sistema complexo que compõe o ecossistema, deve ser feita por um conjunto de atributos ou variáveis e serem devidamente interpretadas. Em um ecossistema florestal, a distribuição de espécies, por exemplo, é tão heterogênea no espaço e no tempo, que descrever esse fenômeno por uma única variável levaria a conclusões simplistas de um sistema complexo.

Por esse motivo, todo o esforço em ecologia de planta, assim como em outras ciências, é no sentido de aprender quais as “regras” que governam o mundo, ou seja, essas regras causam padrões e esses padrões, na maioria das vezes, não é revelado pela observação direta do banco de dados original tal

como foi coletado a campo, daí a importância do emprego de análises exploratórias de banco de dados (Wildi, 2010).

Os padrões referem-se a diferentes tipos de regularidades, algumas no espaço, algumas no tempo e outras relacionadas à similaridade de objetos, unidimensional ou multidimensional, determinístico ou aleatório (Wildi, 2010). Este autor comenta que a busca por “padrões” na ecologia de vegetação se justifica pela não-aleatoriedade da distribuição espaço-temporal das espécies, ou seja, as espécies são governadas por regras de causas detectáveis e possíveis de serem descritas por funções matemáticas. Essas causas podem inclusive estar relacionadas com atributos do solo como umidade, textura, profundidade efetiva e fertilidade; portanto, podemos considerar que indicadores de qualidade dinâmica do solo como o estoque de C, a capacidade de troca catiônica (CTC), etc, também são influenciados por esses atributos e também exibem um padrão de distribuição não-aleatória.

2.14. Análise exploratória de dados

A) Análise de agrupamentos

Uma das habilidades mais básicas dos seres vivos envolve o agrupamento de objetos similares para produzir a classificação (Everitt, 2011). Os seres humanos sempre têm tentado classificar objetos animados ou inanimados que os circunda (Legendre & Legendre, 1998). Agrupar, é reconhecer que objetos são suficientemente similares para serem colocados num mesmo grupo e também identificar distinções ou separações entre grupos (Legendre & Legendre, 1998), para isso são utilizadas medidas de semelhanças como as de similaridade para o agrupamento de variáveis e de dissimilaridade para agrupar unidades amostrais.

Por ser uma análise exploratória, a análise de agrupamentos permite uma melhor exploração dos dados na medida em que revela padrões que muitas vezes são de difícil reconhecimento analisando diretamente o banco de dados original. Além disso, conforme Wildi (2010), a principal vantagem prática da classificação é a possibilidade de se trabalhar com um pequeno número de grupos ao invés de um grande número de indivíduos e espécies. Podemos considerar que essa vantagem apontada pelo autor ao se referir a indivíduos ou

espécies, serve para unidades amostrais de solo ou plantas em sistemas agropecuários, por exemplo.

B) Métodos de ordenação

Assim como o agrupamento, a ordenação também é uma ferramenta de análise exploratória de dados capaz de revelar padrões em extensos bancos de dados multivariados. A ordenação é a representação gráfica da similaridade entre unidades amostrais e/ou entre atributos em um espaço de semelhança (Wildi, 2010).

Conforme Legendre & Legendre (1998), em ecologia, uma série de descritores são normalmente observados para cada objeto sobre estudo. Na maioria das vezes, os ecologistas estão interessados em caracterizar as principais tendências de variação dos objetos, considerando todos descritores, não apenas alguns. Essa abordagem ecológica, portanto, deve ser utilizada também para o entendimento de sistemas integrados de produção agropecuária, pois, nesses sistemas o nível de complexidade, particularmente do sistema solo se aproxima mais de sistemas florestais que de sistemas de produção com o manejo convencional do solo.

Os gráficos de ordenação representam, em seus eixos, uma larga fração da variabilidade da matriz de dados multidimensionais em um espaço com uma dimensionalidade relativa reduzida (ou menor) que o banco de dados original (Legendre & Legendre, 1998). Esses autores comentam que olhar os diagramas de dispersão dos objetos com respeito a todos possíveis pares de descritores, é uma abordagem bastante tediosa que geralmente não esclarece muito bem o problema que se tem em mãos. Nesse sentido, dos extensos bancos de dados originais, se deriva um gráfico que pode ser plotado ou inspecionado dinamicamente como uma nuvem de pontos de rotação tri ou quadri-dimensional (Wildi, 2010).

Dos métodos de ordenação os dois principais são, conforme Wildi (2010): 1- Análise de Componentes Principais (PCA) e 2- Análise de Coordenadas Principais (PCoA).

2.15. Análise de caminhos na compreensão de relações causais em ambientes não-experimentais

Na década de 1920, o biólogo evolutivo, geneticista e estatístico inglês Ronald Aylmer Fisher, desenvolveu os métodos de variância com dados experimentais que permitem conclusões sobre relações de causa e efeito. Esses métodos constituem a base da estatística clássica e são bastante utilizados.

Dentro da estrutura de um delineamento amostral específico (espacial, temporal ou experimental), onde a variação é controlada, pode-se dizer que os dados dão suporte à hipótese de causalidade se uma porção significativa da variação da variável resposta, é certamente explicada por mudanças que ocorrem na variável descritiva (Legendre & Legendre, 1998).

Nesse contexto, a robustez de um experimento aleatorizado reside no fato de que não é necessário fisicamente controlar outra variável causal relevante, para reduzir (mas, logicamente não excluir) a possibilidade que a associação observada é devido a alguma causa comum não medida na amostra (Shipley, 2000). Entretanto, a aleatorização não pode garantir que os grupos ou tratamentos estarão livres de viés por fatores desconhecidos (variáveis correlacionadas com o tratamento, por exemplo). Isso enfatiza que mesmo experimentos aleatorizados não propiciam nenhuma garantia automática de inferência causal, livre de pressuposições subjetivas (Shipley, 2000).

Particularmente em abordagens de levantamentos onde, por natureza, não há um delineamento experimental com a aleatorização e tampouco a possibilidade de se controlar variáveis que se correlacionam com o fenômeno estudado, o problema se agrava. Técnicas estatísticas como a análise de regressão múltipla, buscam uma melhor compreensão de objetos de estudos afetados por vários fatores. No entanto, essa análise carrega em si problemas de colinearidade, levando o pesquisador a retirar variáveis importantes da análise e perdendo informações.

Finalmente, acreditava-se não ser possível o estabelecimento de relações causais fora de um experimento e, muito menos, em ambientes mais complexos como uma floresta ou em SIPA por exemplo. Nesses ambientes, onde as variações nos fenômenos estudados são de causalidade multidimensional e que a existência de fatores de variação que se correlacionam é inerente ao meio, a

rigidez dos pressupostos estatísticos clássicos dificultam uma melhor compreensão desses sistemas.

Por outro lado, a possibilidade de realizar inferências de relações de causa e efeito fora do ambiente experimental não é uma novidade. Da mesma época de Fisher, um geneticista americano chamado Sewall Green Wright, que trabalhou ao lado de Fisher, desenvolveu o método de análise de caminhos (“path analysis”). Apesar de Wright ser reconhecido como um dos biólogos evolutivos mais influentes do século 20, ele próprio enxergava seu trabalho com análise de caminhos como uma de suas contribuições científicas mais importantes (Shipley, 2000).

Esse método, que é baseado em ideias de estabelecer relações causais sem o uso de experimentos, ficou muitas décadas esquecido. De acordo com Shipley (2000), isso ocorreu tanto porque o método ia contra a filosofia e a metodologia subjacentes nas duas principais contundentes escolas estatísticas na virada do século 20, como por ser metodologicamente incompleto em comparação com os métodos estatísticos de Fisher, baseados na análise de variância e experimentos casualizados (Shipley, 2000).

Na década de 1990, Shipley (2000) resgatou a análise de caminhos sugerindo um teste que verifica a relação de independência entre variáveis, que compõem um potencial modelo. Esse teste é feito pela elaboração de um conjunto base (d-separation) e a validação do modelo ocorre quando todas as relações de independência são aceitas.

A análise de caminhos é uma extensão da regressão linear múltipla que permite a decomposição e interpretação de relações lineares entre os descritores. Essa abordagem permite hipotetizar a respeito das relações causais entre os descritores e examinar as consequências pelos coeficientes de regressão e correlação calculados entre esses descritores (Shipley, 2000).

Finalmente, a análise de caminhos possibilita o pesquisador a testar a validade de modelos propostos por ele mesmo, com base em uma matriz de correlações entre variáveis. A análise dessa matriz muitas vezes pode revelar correlações indiretas entre variáveis, ou seja, um padrão de correlação entre duas variáveis pode ser revelado quando se considera uma terceira variável que é causa comum a elas.

3. HIPÓTESES E OBJETIVOS GERAIS

3.1. HIPÓTESES

- 1- A caracterização de sistemas de produção considerando aspectos relacionados à diversidade e dinâmica espaço-temporal de espécies, indica o nível de complexidade do sistema de produção resultando em maior qualidade do solo.
- 2- O acesso à fatores inerentes do solo, como sua textura e variáveis de terreno, assim como às propriedades químicas físicas e biológicas do solo, possibilitam uma maior compreensão dos padrões de variação da qualidade do solo em escala de propriedade rural.
- 3- A integração com bovinos de corte no inverno, ou a adoção de gramíneas de verão em sistema irrigado, proporcionam maior qualidade do solo que o sistema de produção tradicional.
- 4- A análise de caminhos possibilita a proposição de modelos robustos, revelando conexões diretas e indiretas de fatores que afetam a qualidade do solo, permitindo uma melhor compreensão de sistemas de produção.

3.2. OBJETIVOS GERAIS

- 1- Verificar se as características que conferem maior complexidade aos sistemas de produção resultam em maior qualidade do solo.

2- Descrever a qualidade do solo em diferentes sistemas de produção, compreendendo padrões de variação das propriedades do solo e de variáveis de paisagem em escala de propriedade rural.

3- Avaliar se sistemas integrados de produção agropecuária e sistemas irrigados com gramínea de verão, proporcionam uma maior qualidade do solo em relação ao sistema de cultivo tradicional

4- Utilizar a análise de caminhos para melhor compreender as relações de causa e efeito que definem de forma direta ou indireta a qualidade do solo em diferentes sistemas de produção.

4. CAPÍTULO II – ESTUDO I: AGRICULTURAL PRODUCTION SYSTEMS CHARACTERIZATION AND ITS RELATION WITH SOIL QUALITY

4.1 Introduction

The conversion from conventional to no tillage soil management system in Brazilian subtropical environment during last decades provided lower soil losses and led to a quality enhancement in soil ecosystem. Furthermore, besides the majority production systems consist in a summer soybean monoculture, the grasses species cultivated during winter, favors soil carbon storage.

After more than thirty years of no tillage soil management spreading throughout Brazil, some studies have demonstrated soil quality (SQ) enhancement with species diversity increasing and integrated crop-livestock systems (ICLS) adoption (Carpenedo & Mielniczuk, 1990; Paladini & Mielniczuk, 1991; Bayer et al., 2000; Souza et al., 2009; Silva et al., 2014; Assman et al., 2015).

In this context, as the soil ecosystem through soil quality indicators memorizes species rotation in a space-time perspective, Anghinoni et al. (2013), proposed a production systems characterization through three dimensions (Fig. 2): components diversity (specie's diversity and functions); space interactions (distance for components connection); cycle temporality (system's amplitude duration and time interval between options).

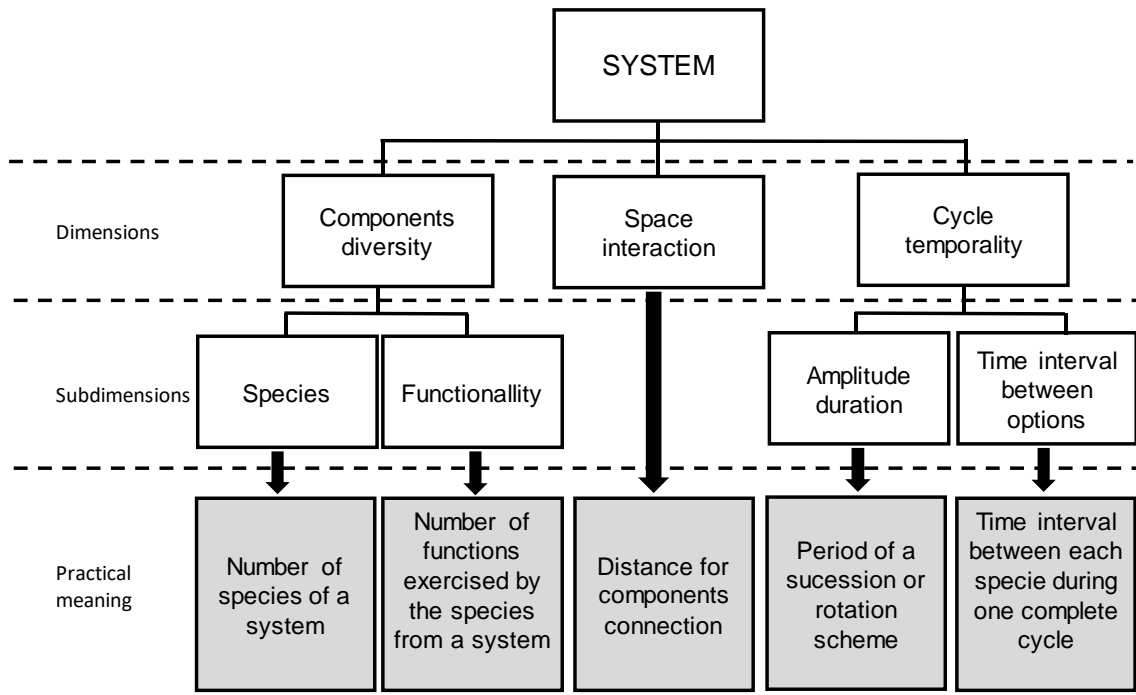


Fig. 2. Characteristics that describes production systems through its dimensions, subdimensions and practical meaning (adapted from Anghinoni et al., 2013).

Therefore, addressing these dimensions allow us to frame production systems according to their complexity level. Thus, we intend to comprehend soil quality from different production systems based on species diversity, functions and space-temporal composition. For this, we proposed a methodology to quantitatively characterize the systems, differentiating them and comparing to soil quality indicators variation on a farm-scale approach.

4.2 Methods

4.2.1 Localization and systems general descriptions

The systems studied is located on “Guajuvira Agropecuária farm” at São Miguel das Missões county at Rio Grande do Sul state, in southern Brazil (Fig. 3). The geomorphological unit corresponds to the Planalto Medio region (latitude 28°52'23”S, 54°22'58”W, at a medium altitude of 370 meters above sea level). Climate is classified as Cfa (humid subtropical) according to the Köppen system of climate classification, with a mean annual rainfall of 1600 mm and an average temperature of 19 °C. About 90 % of systems area comprises a clayey Oxisol (Rhodic Haplorthox - Nachtergaele, 2001), deep, well drained, with a clayey

surface texture of basaltic rock. The original vegetation of this region was a transition between natural grassland and Atlantic forest (Hasenack and Cordeiro, 2006).

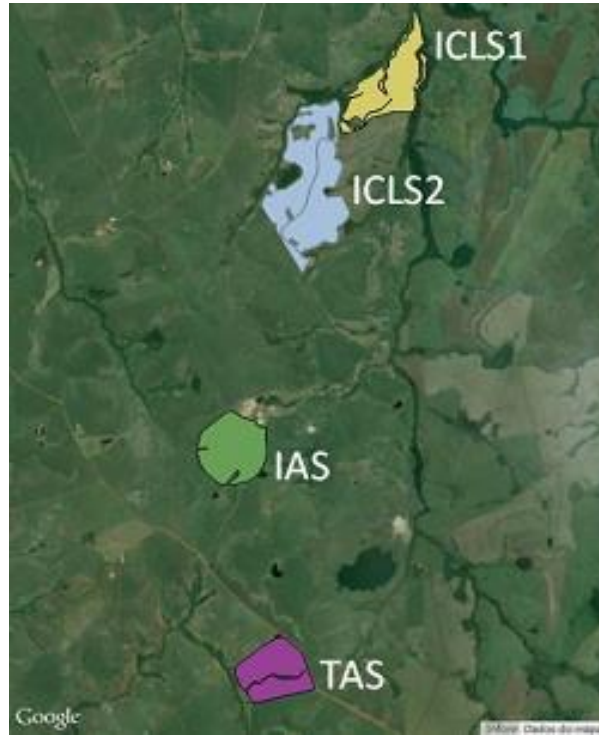


Fig. 3. Google earth's view of the four studied systems: integrated crop-livestock (ICLS_{1,2}), traditional agricultural (TAS) and irrigated agricultural (IAS).

We evaluated a rainfed traditional agricultural system (TAS) with 75 hectares, an irrigated agricultural system (IAS) with 86 hectares and two rainfed integrated crop-livestock systems (ICLS₁ and ICLS₂) with 93 and 166 hectares respectively (Fig. 3). The ICLS's were under no-tillage (NT) soil management for 17 years, while the other systems for 21 years. The TAS is the main soybean production system from Rio Grande do Sul state, and the IAS was similar to TAS until 2011, when a pivot was installed, and the species and space-time crop succession configuration changed (Table 1). The ICLS₁ was always cultivated with summer soybean (*Glycine max*) and main winters with ryegrass (*Lolium multiflorum*) under cattle grazing. Otherwise, in the ICLS₂ the winter seasons were cultivated with black oat (*Avena strigosa*) under cattle grazing every two winters, and with wheat (*Triticum aestivum*) or forage radish (*Raphanus sativus*)/wheat the others winter seasons (Table 1).

Table 1. Characteristics and species space-temporal distribution of the integrated crop-livestock systems (ICLS₁ and ICLS₂), traditional agricultural system (TAS) and irrigated agricultural system (IAS) for nine years.

Year	Crop Season	SYSTEM			
		TAS	IAS	ICLS1	ICLS2
2005/06	Summer	Soybean	Soybean	Soybean	Corn
	Winter	Black oat	Black oat	Ryegrass pasture	Forage Radish/Wheat
2006/07	Summer	Soybean	Soybean	Soybean	Soybean
	Winter	Forage Radish/Wheat	Forage Radish/Wheat	Ryegrass pasture	Black Oat pasture
2007/08	Summer	Soybean	Soybean	Soybean	Soybean
	Winter	Wheat	Wheat	Black Oat pasture	Black Oat/Wheat
2008/09	Summer	Soybean	Soybean	Soybean	Soybean
	Winter	Wheat	Wheat	Ryegrass pasture	Black Oat pasture
2009/10	Summer	Soybean	Soybean	Soybean	Soybean
	Winter	Black oat	Black oat	Ryegrass pasture	Wheat
2010/11	Summer	Soybean	Soybean	Soybean	Soybean
	Winter	Wheat	Wheat	Ryegrass pasture	Black Oat pasture
2011/12	Summer	Soybean	Corn	Soybean	Soybean
	Winter	Black oat	Black oat	Ryegrass pasture	Wheat
2012/13	Summer	Soybean	Soybean	Soybean	Soybean
	Winter	Wheat	Wheat	Ryegrass pasture	Black Oat pasture
2013/14	Summer	Soybean	Corn	Soybean	Soybean
	Winter	Black oat	Forage Radish/Wheat	Ryegrass pasture	Forage Radish/Wheat

4.2.2 System's fertilization and specific descriptions

In the ICLS₁, the forage specie was grazed by cattle in a terminal phase (about 1,5 years old) with a stocking rate of 2 animal's unit per hectare. However, in the ICLS₂ weaned cattle (about 0,5 years old) grazes black oat forage with a stocking rate of 4 animal's units per hectare. In both areas, animals also were fed by specific supplementation adequate for each age range.

The pasture component in both ICLS's was always nitrogen fertilized with 30-45 kg ha⁻¹ as soon as the forage specie started its development. The cattle initiate grazing when the forage specie reaches about 35 cm height. Otherwise, the cattle withdrawal after the grazing period was always done one month before the soybean sow as a strategy to increase forage dry matter addition for NT and benefit soybean. Furthermore, in some years after cattle withdrawal, further 30 kg ha⁻¹ of nitrogen was applied and the forage seed was harvested. This management increases the forage DM input to the soil.

Concerning the IAS, the corn nitrogen fertilization in the IAS was split by using 40 kg ha⁻¹ on sowing and two cover fertilization of 100 kg ha⁻¹ each, of a nitrogen source with urease inhibitor.

The phosphorus and potassium fertilization was done on summer crops for all systems to maintain concentration above critical levels (CQFS RS/SC, 2004).

4.2.3 Systems characterization using the three dimensions approach

We characterized the systems from the present study according to Anghinoni et al. (2013) proposition. Nonetheless, differently of a specific planned experimental design study, where the succession/rotation species are fixed, in our study there is no experimental design. Since it is a commercial area, the space-temporal species distribution (Table 1) depends of each area suitability, and from commodity's price condition. These peculiarities from the commercial systems difficult a fixed characterization, implying a need for a characterization regarding historic space-time species distribution.

With this in mind, based on the system's dimension and subdimensions characteristics conceptual model (Fig. 2), we elaborated a value assignment criterion ranging from 2.5 to 10.0 (Table 2). Then, we judge the values for each crop season for the dimension space interaction, and for the subdimensions species diversity, species functions and time interval between options. The subdimension amplitude duration was evaluated taking into account the nine years (Table 1), since these characteristics needs to be evaluated in a higher time scale. In this context, the final value is the mean from each dimension, where:

$$GM = (Sd + Fd/2) + Si + (Ad + Ti/2)/3 \quad (1)$$

Sd: species diversity	}	First dimension
Fd: functional diversity		
Si: space interaction	}	Second dimension
Ad: amplitude duration		
Ti: time interval between options	}	Third dimension

Table 2. Value assignment criterion for agricultural production systems characterization

Value	Components diversity	Space interaction	Cycle temporality
	Species	Functions	Amplitude duration Interval between options
2.5	One Specie or two from the same family	One function	Species don't share the space One crop season Long
5	Two specie from different families	Two functions with summer soybean	Two species share the space on summer or winter Two crop seasons one time during nine crop seasons Moderately long
7.5	Three species of two families	Two functions with summer corn or summer soybean with two grasses	Two species share the space on summer and winter Two crop seasons at least two times or three crop seasons once during nine crop seasons Adequate
10	Three species from different families	Three functions	Three species share the space > Three crop seasons Fast

Thus, we considered that a lower value should be assigned for poor species diversity and functionality systems, with lower space interaction as cultivated alone, with one crop season amplitude duration and demanding a long time between options (Table 2). Besides the species diversity, its function needs to be considered, since it is expected enhancement on SQ with a summer corn comparing to wheat for example, although, both are grasses. Therefore, it is expected a higher carbon addition and root effects on soil system from the summer specie.

To better understand some aspects from the conceptual model proposed (Anghinoni et al., 2013), we can discuss practical examples. Concerning space interactions, intercropping production systems as summer Corn/*Brachiaria* or ICLS, with cattle grazing as in the present study (Table 1), presents lower space for species interactions (Table 2), benefiting SQ. Yet, since soybean or corn harvest period in northern of Rio Grande do Sul state initiate in March, and the wheat sowing in July, a cover crop as forage radish or black oat in the middle period will reduce the interval between options, favoring SQ. This latter situation is observed for example on crop seasons 2006/07 from the TAS and 2006/07 and 2013/2014 from the IAS (Table 1).

4.2.4 Soil sampling and soil quality indicators

We did a systematic soil sampling on a grid of one sampling unit each five hectares. The soil samples were collected at 0-10 cm layer on may of 2014 after the summer crop harvest, to determine carbon stocking and soil aggregation (undisturbed samples).

Soil bulk density was determined with steel rings following the equivalent mass approach to determine the stocks (Ellert and Bettany, 1995), taking the TAS as reference for soil mass as long as it represents the main soybean production system in southern Brazil.

We choose three soil quality indicators that we considered to be systemic, since it is an effect of species diversity and space-temporal distribution. They are: carbon stock, soil aggregate stability and carbon management index.

4.2.4.1 Soil carbon

Soil samples were air dry and passed through a 2 mm sieve and a sub-sample was separated to determine the total soil organic carbon (TOC) fraction. The soil physical fractionation was determined according Cambardella and Elliott (1992), by dispersing soil with 5 g L⁻¹ of hexametaphosphate. The portion retained on 53 μ m sieve, was considered as the particulate organic carbon fraction (POC). The mineral associated organic carbon fraction (MOC) was obtained by difference between TOC and POC fraction. Then, the samples were dried overnight at 50 °C, ground and analyzed by dry combustion (CN Flash 2000 Analyser).

4.2.4.2 Soil aggregate stability

The soil aggregation was analyzed by measuring the mean weight diameter (MWD) after water stable aggregates evaluation. We used the methodology proposed by Kemper and Chepil (1965) with proposed alterations by Carpenedo and Mielniczuk (1990) and Silva and Mielniczuk (1997). This method consists on separate the undisturbed soil samples in breaking points passing through a 9.52 mm sieve, and sampling laboratory duplicate of 50 grams. Then we accommodated samples on a PVC tube, filled to the middle with water, and did a pre-treatment with water for 2 minutes on a rotated shaker before initiate the wet sieving. The soil weight remained on sieves with a mesh of 4.76, 2.0, 1.0, 0.25 and 0.0053 mm after wet sieving were used to calculate the soil aggregate stability.

4.2.4.3 Carbon management index

Using the POC obtained by the physical fractionation as the labile C fraction, and the MOC fraction as the non-labile C fraction, we calculated the carbon management index (CMI) according to Blair et al., (1995), as described below:

$$CMI = CPI \times LI \times 100 \quad (2)$$

where:

$$CPI = (SOC \text{ in the evaluated system })/(SOC \text{ in reference area})$$

$$LI = (C \text{ lability in the evaluated system})/(C \text{ lability in reference area})$$

$$C \text{ lability} = (\text{content of labile C})/(\text{content of non - labile C})$$

4.3 Results and discussion

4.3.1 System's characterization by value assignment criterion

The general mean, which calculation was described on item 5.2.3, were: 4.8, 5.4, 7.1 and 6.9 for the TAS, IAS, ICLS₁ and ICLS₂ respectively (Table 3).

The 2.5 value for species diversity was assigned for the IAS during 2011/12 crop season (Table 3), because the corn/black oat succession (Table 1) represents two species from the same family (Table 2). For all crop seasons with soybean/grass species succession, which the latter was used for cover crop (no grazed black oat) or grain production (wheat), we assigned the value 5.0 for species diversity and functionality subdimension (Table 3). These criteria were adopted as there are two species from different families during the crop season: soybean with a low nitrogen input for soil system and a grass specie adding C and improving soil aggregation.

The 7.5 value still for these subdimensions, was assigned to the ICLS₂ during crop season 2007/08 (Table 3) since, besides the soybean/black oat/wheat succession (Table 1), constitutes three species, there are two grasses during winter (Table 2). Otherwise, the time interval between options is lower, contributing for further C input to the system and increasing this subdimension value (Table 3).

The higher value for species diversity and function, was assigned for systems with three different families exercising different functions (Table 2). These criteria were observed during 2006/07 crop season from the TAS and IAS (Table 1) with the soybean/forage radish/wheat succession. Yet, we consider the summer corn as the most important summer specie, being capable to interrupt the long-term steady state level that IAS was submitted until crop season 2010/11 (Table 1). With this in mind, we assigned the 10 value for function diversity in crop season 2013/14, besides the summer corn belongs to the same family than the winter wheat. Moreover, we also assigned the higher value for species diversity

and functions subdimension in all ICLS₁ crop seasons and about half the ICLS₂. Here we considered the animal presence contributing to further C input via excreta and improving nutrient cycling (Carvalho et al., 2010), important functions to the system. Therefore, the soybean/grass succession with cattle grazing, consists in three species and functions (Table 2).

Table 3. Values assigned for species diversity, species functions, space interactions, amplitude duration and time interval between option for the traditional agricultural system (TAS), irrigated agricultural system (IAS), and integrated crop-livestock systems (ICLS₁ and ICLS₂).

Crop season	Species diversity				Species functions				Space interactions			
	TAS	IAS	ICLS ₁	ICLS ₂	TAS	IAS	ICLS ₁	ICLS ₂	TAS	IAS	ICLS ₁	ICLS ₂
2005/06	5	5	10	10	5	5	10	10	2.5	2.5	5	2.5
2006/07	10	10	10	10	10	10	10	10	2.5	2.5	5	5
2007/08	5	5	10	7.5	5	5	10	7.5	2.5	2.5	5	2.5
2008/09	5	5	10	10	5	5	10	10	2.5	2.5	5	5
2009/10	5	5	10	5	5	5	10	5	2.5	2.5	5	2.5
2010/11	5	5	10	10	5	5	10	10	2.5	2.5	5	5
2011/12	5	2.5	10	5	5	7.5	10	5	2.5	2.5	5	2.5
2012/13	5	5	10	10	5	5	10	10	2.5	2.5	5	5
2013/14	5	7.5	10	10	5	10	10	10	2.5	2.5	5	2.5
Mean	5.6	5.8	10	8.6	5.6	6.4	10	8.6	2.5	2.5	5	3.6

Table 3. Continuation...

Crop season	Amplitude duration				Time interval between options				General mean*			
	TAS	IAS	ICLS ₁	ICLS ₂	TAS	IAS	ICLS ₁	ICLS ₂	TAS	IAS	ICLS ₁	ICLS ₂
2005/06	-	-	-	-	5	5	7.5	7.5	-	-	-	-
2006/07	-	-	-	-	7.5	7.5	7.5	7.5	-	-	-	-
2007/08	-	-	-	-	5	5	7.5	7.5	-	-	-	-
2008/09	-	-	-	-	5	5	7.5	7.5	-	-	-	-
2009/10	-	-	-	-	5	5	7.5	5	-	-	-	-
2010/11	-	-	-	-	5	5	7.5	7.5	-	-	-	-
2011/12	-	-	-	-	5	5	7.5	5	-	-	-	-
2012/13	-	-	-	-	5	5	7.5	7.5	-	-	-	-
2013/14	-	-	-	-	5	7.5	7.5	7.5	-	-	-	-
Mean	7.5	10	5	10	5.3	5.6	7.5	6.9	4.8	5.4	7.1	6.9

*Calculus description on equation 1 (item 4.2.3)

For the space interaction dimension, none of the studied systems presented values above 5 (Table 3). Here, we considered that a value of 7.5 should be assigned in cases where two species share the space on summer and winter (Table 2), as with an intercropping during summer and winter forage grazing system. Yet, a value of 10 we considered for systems with three species sharing the space (Table 2), as with integrated crop-livestock-forestry systems.

In this context, we assigned the value 5.0 for the ICLS₁ and half of the ICLS₂ (Table 3) since, besides the soybean monoculture during summer, there was a forage species being grazed by cattle during winters (Table 1), i.e., two species. Nonetheless, all crop seasons from TAS, IAS and part of the ICLS₂, we assigned 2.5 (Table 3), since there is no space sharing by the species.

With regard to system's amplitude duration, the attributed values were 7.5, 10, 5 and 10 for the TAS, IAS, ICLS₁ and ICLS₂ respectively (Table 3). The ICLS₁ presented the lower value because a completely rotation cycle lasts just one crop season. Nevertheless, the assigned value was 5.0, since the soybean/black oat pasture on 2007/08 crop season (Table 1), interrupted the continuous soybean/ryegrass succession. Otherwise, the 7.5 value for the TAS (Table 3) was assigned due to the cycle of three crop seasons from 2005/06 to 2007/08, and two crop seasons duration from 2009/10 (Table 1). Yet, the highest value was assigned for the IAS and ICLS₂. The former presented a three crop seasons amplitude duration from 2005/06 to 2007/08, being interrupted by a soybean/wheat succession on 2008/09, and from 2009/10 to 2011/12 (Table 1). The ICLS₂ presented a three crop seasons amplitude duration from 2005/06 to 2007/08, and from 2011/12 to 2013/14 (Table 1).

The last subdimension analyzed from the cycle temporality dimension, was the time interval between species (Fig. 2; Table 2), which lower values were observed in the TAS and IAS. Most crop seasons from these systems presented one species on summer and other on winter and we assigned a 5 value. Otherwise all crop seasons from the ICLS₁ and half of the ICLS₂ presented two species during winters, so we assigned a 7.5 value.

We considered that a 10 value should be assigned if two species could be cultivated both on summer and winter, as the cases of systems with a cover crop before the summer crop, and a forage species with cattle grazing during winter.

4.3.2 Soil quality indicators

The ICLS₁ is the system with higher soil variability as there are two sampling units identified as Entisols (lowest soil OCS class) and three as Molisol (highest soil OCS class) (Nachtergaele, 2001). Those sampling units were disregarded from data analysis, so we can better discuss differences among the studied systems.

4.3.2.1 Soil organic carbon stock (OCS)

The soil OCS increases from the TAS to the IAS and ICLS's. For the TAS, 87 % of sampling units presented soil OCS below 36 Mg ha⁻¹ (Fig. 4). Otherwise, the IAS, ICLS₁ and ICLS₂ presented 55, 25 and 15 % of sampling units in these lowest classes, i.e., until 30 and between 31 and 35 Mg ha⁻¹ of OCS (Fig. 4).

Comparing the TAS and the IAS, they present the same species space-time distribution history until crop season 2010/2011 under rainfed system (Table 1), with the same soil type, similar clay content and topography (data not shown). However, in crop season 2011/12 the pivot was installed in the IAS as described in item 5.2.1, permitting the adoption of irrigated summer corn. Hence, a slightly soil OCS enhancement occurs (Fig. 4), since the total organic carbon fraction is also a result of time under the specific system management.

Otherwise, in the ICLS's the time under the same management indicates that these systems are in steady state, and the soil OCS better represent the time factor. About 37 and 61 % of sampling units from the ICLS₁ and ICLS₂ storage more than 40 Mg ha⁻¹ of soil organic carbon (Fig. 4). Therefore, most sampling units in moderate to high soil OCS classes in the ICLS's, comparing to the predominance of lower classes of soil OCS in TAS (Fig. 4), indicate the benefits of the former systems increasing soil OCS.

This is in agreement with other studies (Carvalho *et al.*, 2010; Salton *et al.*, 2011; Assmann *et al.*, 2014), but the difference is that in the present study the TAS are four years more under NT than the ICLS's (item 5.2.1). Moreover, moderate grazing permits sufficient herbage harvesting by animals, and adequate light interception for better plant development, increasing C accumulation due to its higher total forage production (Carvalho, *et al.*, 2011). In

addition, in these ICLS's the pasture management after cattle withdrawal (item 5.2.2) by permitting a new cycle of dry matter accumulation, increases C input and consequently soil OCS.

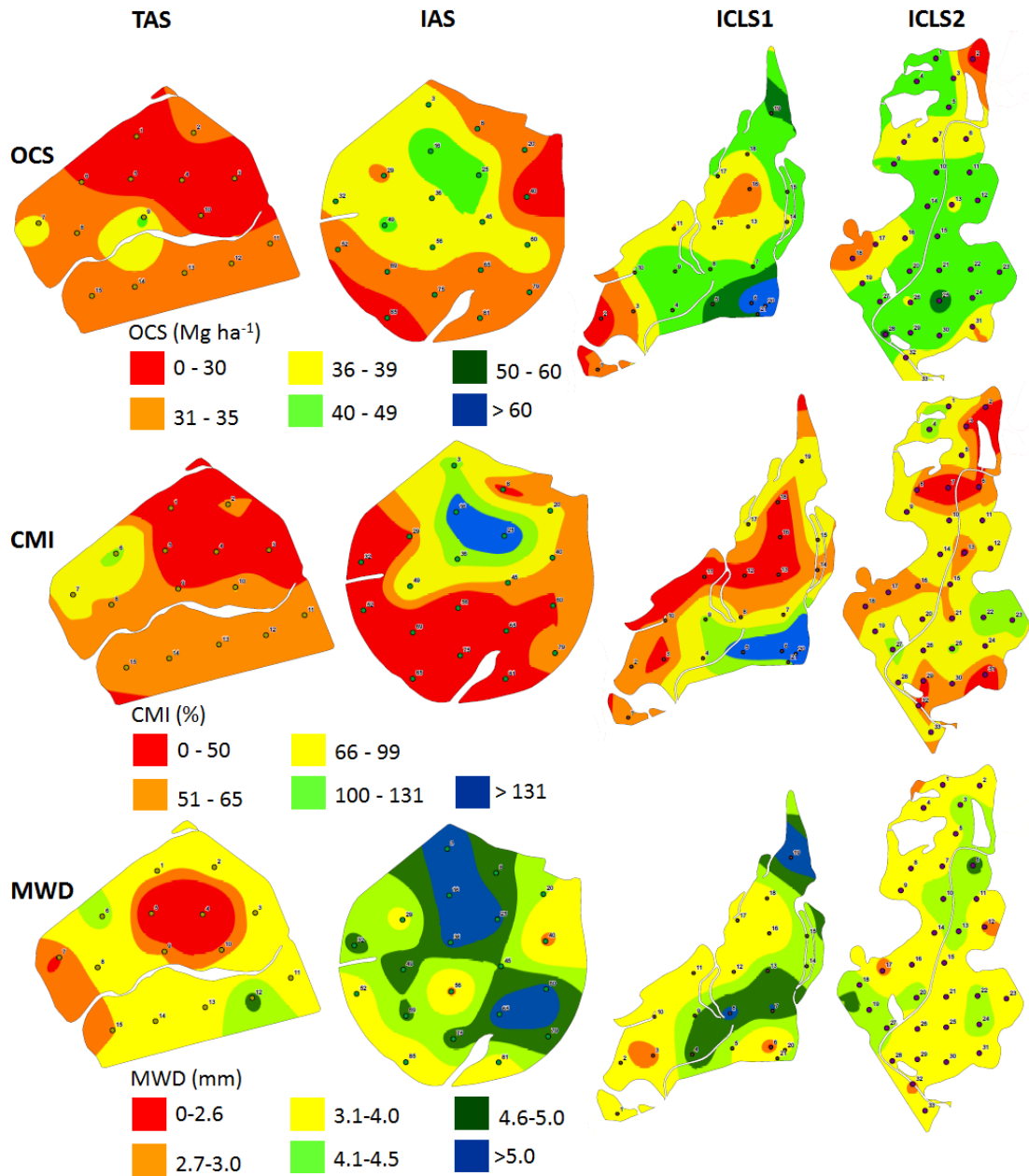


Fig. 4. Soil organic carbon stock (OCS), soil carbon management index (CMI) and soil mean weight diameter (MWD) from the traditional agricultural system (TAS), irrigated agricultural system (IAS) and integrated crop-livestock systems (ICLS1 and ICLS2).

4.3.2.2 Soil carbon management index (CMI)

The soil CMI presented similar variation pattern than soil OCS, as increase from the TAS to the IAS and ICLS's. Nevertheless, in the IAS, there was a slightly higher number of sampling units in higher range classes, i.e., those with soil CMI value > 100 %. While in this system 20 % of sampling units are on the two higher classes, in the TAS about 15 % are in the last but one higher class. These differences, indicate that soil CMI is more responsible on short-term modification than soil OCS (Vieira et al., 2007), as with the summer corn introduction in the IAS

The IAS presented five times more sampling units with CMI values above 65 % than the TAS (Fig. 4). Moreover, none sampling units from the latter system presented CMI above 100 %, while 20 % were verified in the IAS (Fig. 4). These differences of classes CMI distribution among these systems, demonstrates the effect of the high fresh organic matter input by irrigated summer corn cultivation in the IAS.

Otherwise, in the ICLS₁ and ICLS₂ 31 and 36 % of sampling units presented moderated values of CMI, i.e., between 66 and 99 %. Besides, 12 and 18 % were with CMI > 100 % in ICLS₁ and ICLS₂ respectively. This higher CMI from the ICLS's, is due to different C fractions input from forage roots C exudates plus animal's excreta. Hence, these additional pathways of C input in the ICLS's, can lead soil system to a closer quality as in its natural bioma, delivering, therefore, higher ecosystems service.

Nevertheless, the best practices concerning pasture management needs to be adopted to reach higher soil quality. In a randomized block design of an experimental area next to the studied systems, grazing intensity effects has been compared against a no-grazed area with similar crop and soil management as in the TAS. Regarding different fractions of soil C and N accumulation, there are no differences among moderate grazing intensity and no grazed area (Assmann et al. 2014). However, despite the similarity between the moderated grazing treatment with ICLS₁ and no grazing treatment with our TAS, there is an important difference concerning pasture management. The period between animal's withdrawal and soybean sowing in the experiment is shorter and lower dry matter is left to soybean. Hence, the pasture management from the studied ICLS's (item

5.2.2), as permit further dry matter addition, benefited C fractions storage increasing soil quality (Fig. 4).

4.3.2.3 Soil aggregation

According to Silva and Mielniczuk (1998), under a given management, soil physical conditions tends to a steady state depending of edaphic and climatic conditions. We understand that systems with different soil aggregation, but within similar conditions, present different steady state levels.

About 40 and 47 % of sampling units from the TAS presented the soil MWD lower than 3.1 mm and between 3.1 and 4 mm respectively (Fig. 4). On the other hand, 70 % of sampling units from the IAS presented soil MWD higher than 4 mm (Fig. 4).

The TAS cultivating soybean during summers and wheat or black oat on winters, is the predominant crop management for decades. Nonetheless, the occurrence of several dry periods during winters affecting mainly wheat production have been reported (CONAB, 2016). Hence, the TAS does not add further carbon to the soil suggesting that the system is stable. In contrast, from the moment that an irrigated summer corn was introduced in the 2011/2012 crop season on the IAS (Table 1), a disturbance on the steady state is promoted and after two summer corn seasons the soil MWD increases (Fig. 4), and the soil system tends to seek for a new steady state.

The importance of irrigated corn on soil aggregation in this short-term period, is due to a high shoot dry matter input, but mainly due its roots effect on soil aggregation. The mean productivity of the two corn crops cultivated on summers of 2011/2012 and 2013/2014 was 12 Mg ha⁻¹, i.e., in this region when this specie is irrigated the dry matter input potential is high, favoring soil aggregation. Furthermore, even sampling the soil 60 days after corn harvest, there was a high content of dead corn roots residues impacting positively the soil aggregation process.

In rainfed production systems, as the studied TAS and ICLS's, soybean is always cultivated during summer seasons (Table 1). Differently from the IAS, those systems present the same species history for more than 15 years,

suggesting that the soil aggregation process is a result of long-term carbon input mainly from the winter system's species. Therefore, the main opportunity to increase organic matter addition in rainfed production systems, is cultivating grass species during the winter. If on the one hand in the TAS the organic matter addition was committed mainly due frustrated wheat crops cultivation, in the ICLS's the climatic conditions didn't significantly damaged the ryegrass and black oat forage production.

The ICLS₁ and ICLS₂ presented 6 and 9 % of sampling units bellow 3.1 mm, while 50 and 30 % were above 4.0 mm. Various studies reports that grazing is an important factor to influence soil aggregation (Loss et al., 2011; Salton et al., 2008; Souza et al., 2010; Tirloni et al., 2012). In the studied ICLS₁ and ICLS₂, as the winter forage is managed to input a high dry matter weight to soybean (item 5.2.2), a mean of 40 Mg ha⁻¹ of organic carbon stock in the 0-10 cm soil layer is found in both ICLS's. Otherwise, 30 Mg ha⁻¹ and 35 Mg ha⁻¹ is found in the TAS and IAS respectively.

4.4 Conclusions

The irrigated corn introduction increase system's amplitude duration and species function, as interrupt the traditional summer soybean succession, providing higher carbon input and increase soil aggregation. Yet, changes between agricultural and integrated system during winters, also increase the amplitude duration.

The adoption of integrated crop-livestock systems increases species diversity, functioning as an additional pathway of carbon input via cattle grazing and excreta.

The highest values for the space interaction dimension is assigned for the integrated crop-livestock systems, since during winters cattle grazing share the same space than the forage specie.

In order to decrease the interval between species benefiting soil quality, we recommend the adoption of integrated crop-livestock systems, or the forage radish introduction after soybean harvest and before wheat sowing.

The methodology by value assignment as a tool to quantitatively characterized the systems demonstrate to be efficient. The highest values were assigned for production systems which presented higher soil organic carbon stocks and carbon management index. Nevertheless, the roots effect of the irrigated corn on soil aggregation, suggests that a higher weight should be assigned to species function subdimension.

5. CAPÍTULO III – ESTUDO II: SOIL CARBON STOCKS IN COMMERCIAL PRODUCTION SYSTEMS IN THE SUBTROPIC ENVIRONMENT AS DESCRIBED BY CAUSE-EFFECT RELATIONSHIPS BETWEEN SOIL AND LANDSCAPE VARIABLES

5.1 Introduction

In Brazil, soybean occupy 33,2 millions of hectare and approximately 97 % in a no-tillage soil management (CONAB, 2016). This system started on the final seventies of last century, and the soybean is cultivated in succession or rotation with crops or cover crops with a high biomass production. Experimental data in general demonstrates this management increase soil carbon stocks (Sá *et al.*, 2001; Siqueira Neto *et al.*, 2009; Boddey *et al.*, 2010; BAYER, 2011; Campos *et al.*, 2011; Conceição *et al.*, 2013). More recently integrated crop livestock systems (ICLS) have been an issue because and even higher carbon sequestration compared to mostly agriculture systems (AS) is observed (Souza *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2014; Assmann *et al.*, 2015).

Comprehend complex agroecosystems particularly on open field is a research goal. During twenties of last century, Wright (1921), proposed the path analysis method to interpret correlations in complex causal systems, by analyzing interrelationships in nonexperimental data (Crow, 1990).

Soil science researchers normally have been exploring path analysis by identifying the direct and indirect effects of independent variables on the studied

variable. Bai *et al.* (2014) found that besides total nitrogen (TN) and soil organic matter (SOM) exert a weak effect on soil urease activity, through nitrate (NO_3^-) this effect was higher. In a similar approach, Gao *et al.* (2014) found that total carbon, NO_3^- and SOM showed direct and indirect positive effects to TN, but available Phosphorus, total Potassium and total Sulphur indirectly affected TN through total carbon.

Studying the Chinese terrestrial ecosystems, Liu *et al.* (2016) explored the underlying mechanism of nitrogen mineralization (N_{\min}) and the temperature sensitivity of N_{\min} (Q_{10}), i.e., the N_{\min} increase with a 10°C in temperature. Path analyses demonstrated that mean annual temperature and SOM content were the dominant factors influencing N_{\min} , and TN was the primary factor affecting Q_{10} .

On the other hand, ecologists have been exploring path analysis by analyzing a net of cause-effect relationships followed by a model proposition (Pillar *et al.*, 2013; Guido *et al.*, 2016). This approach was proposed by Shipley (2000) and permits one to test the causal claims of the path model, rather than only measuring the direct influence along each separate path in such a system. The author introduced the structure equation model, the d-separation and permutation tests techniques, facilitating the proposition of robust models. Furthermore, Akaike's information criterion (AIC) applied to path analytic models has been recently proposed to select models by evaluating which have more support (Shipley, 2013).

We understand, that the carbon stock variation should be comprehended in the light of landscape variation patterns, using a robust statistical cause-effect relationships approach. We hypothesized that through path analysis it is possible to verify different factors affecting soil C storage process. For this, we described different production systems through the comprehension of soil and landscape factors, which affect the total organic carbon stock increase, and evaluate different models propositions.

5.2 Methods

The localization and all systems description from this study are presented on items 4.2.1 and 4.2.2 of chapter 2. Besides the soil sampling on may of

2014 as described on item 4.2.4, we did another from the 0-10 cm soil layer on August from the same year. This sampling was to determine the biological parameters by collecting soil on plant rows next to roots. At that moment, there was grazed ryegrass on ICLS₁, black oat on TAS and wheat (*Triticum aestivum*) on ICLS₂ and IAS. The samples were properly stored on thermic plastic boxes while in the field, taken to the laboratory and stored for one week on refrigerator with a temperature of 4 °C before biological analysis initiate.

Stocks calculation, soil carbon fractions and soil aggregate stability methods, were described in chapter 2 on items 4.2.4, 4.2.4.1 and 4.2.4.2 respectively.

5.2.1 Soil chemical attributes

The exchangeable calcium (Ca) and Magnesium (Mg) was extracted by a potassium chloride 1 mol L⁻¹ solution, and the exchangeable potassium (K) by Mehlich-1 (Tedesco *et al.*, 1995). Both the three elements, which forms the base stock (BS), were determined by atomic absorption spectrometer (PerkinElmer – AAnalyst 200). The pH and the labile phosphorus (P) extracted by membrane resin also follows the Tedesco *et al.* (1995) methodology, where the latter was determined by spectrophotometer (UV – 1600).

5.2.2 Biological attributes

The soil microbial biomass of carbon (MBC) was extracted by irradiation on a microwave as described by Ferreira *et al.* (1999). Then on bottles containing irradiated and no-irradiated samples was added 50 ml of potassium sulfate 0.5 mol L⁻¹, with a 1:1.25 soil:extractor relation (Vance *et al.*, 1987), shaking for half an hour and filtering. From the obtained solution the MBC was determined (Silva *et al.*, 2007a).

The ratio between soil microbial biomass and soil organic carbon, i.e., the microbial quotient (qMIC) also was determined (Sparling, 1992).

5.2.3 Soybean dry matter

We used the same geographic coordinates to collect soybean plants and evaluate dry matter (DM) weight of shoots. Each plant sample unit comprehend 2 rows of 1 meter length spaced 0.45 meter from each other. The samples were dried on a forced-air greenhouse maintaining a constant temperature of 65 °C.

5.2.4 Landscape and soil inherent quality parameters

The landscape and associated variables generated were based on a digital elevation model (DEM) originated from the *Topodata* radar images, which is a *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) refinement. This interpolation process permits a spatial resolution of approximately 30 meters (Valeriano and Rossetti, 2012).

In ArcGIS 10® environment (ESRI, 2010), we generated the Topographic Wetness Index (TWI) from its specific extension, and from the *Spatial Analyst* extension were generated besides the elevation variable, others terrain variables like slope, profile curvature, flow accumulation and slope aspect (Wilson and Gallant, 2000). This latter variable, influences the soil energy incidence since is related to the slope gradient direction, i.e., north-facing, west-facing, south-facing and east-facing slopes.

Thus, different slope aspects on the landscape causes different C accumulation due to variations on thermic energy accumulation from the sun incidence. With this is mind, considering the azimuths from Earth planet (Fig. 5), we hypothesized as less thermic energy are accumulated higher C stocks is observed. In other words, C accumulates as follows: South > Southeast/East-Northeast > West-southwest/West-Northwest > Northwest/Northeast > North (Fig. 5).

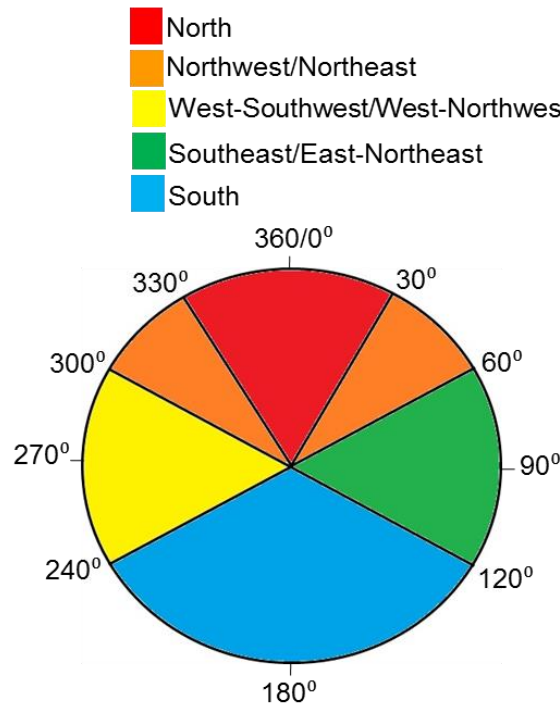


Fig. 5. Azimuths range on planet Earth as a function of expected thermic energy Accumulation. *As going down the legend from red color to blue, less soil thermic energy accumulation is expected

For this reason, the aspect was converted to a quantitative variable different than the original data from the *Spatial Analyst* extension, considering the thermic accumulation. In this context, we created an assignment value criterion based on the azimuths, varying from one to five (Table 4) and tested the correlation with C stocks and others variables. As correlations were observed we allocate the assigned value on path analysis models. Yet, to simplify the discussion we call this variable *Southness*, which practical meaning is that higher assigned values correspond to sampling units closer to south-facing slope.

The clay content as an inherent soil quality variable were determined using the hydrometer method (Embrapa, 1997). The soil dispersion was done by adding 40 ml of deionized water and 10 ml of NaOH 1 mol L⁻¹ on 20 g of soil previous passed through a 2 mm sieve and air dried. The soil and solution was accommodated on a 150 ml volume capacity snap cap bottles, containing two glass balls and agitated by 15 hours.

Table 4. Criterion descriptions based on aspect azimuths, thermic energy accumulation and C stock accumulation expected to value attribution

Aspect azimuths	Soil thermic energy accumulation	C stock accumulation expected	Value Attribution
330 - 30°	High	Low	1
31 – 60° / 300 - 329°	Moderate/high	Low/moderate	2
240 - 299°	Moderate	Moderate	3
61 - 120°	Less/moderate	Moderate/high	4
121 - 240	Less	High	5

5.2.5 Variables selection

To select the variables to be tested by path analysis (PA) we pre-evaluate the correlation matrix looking for association patterns of variables. Furthermore, considering the maxim that says “Cause-effect implies in correlation but correlation not necessarily implies in cause-effect relationships”, we select the variables from different dimensions. The variables from different dimensions that supposed to better describe organic carbon accumulation due to observed correlations from the matrix, are presented on Fig. 6.

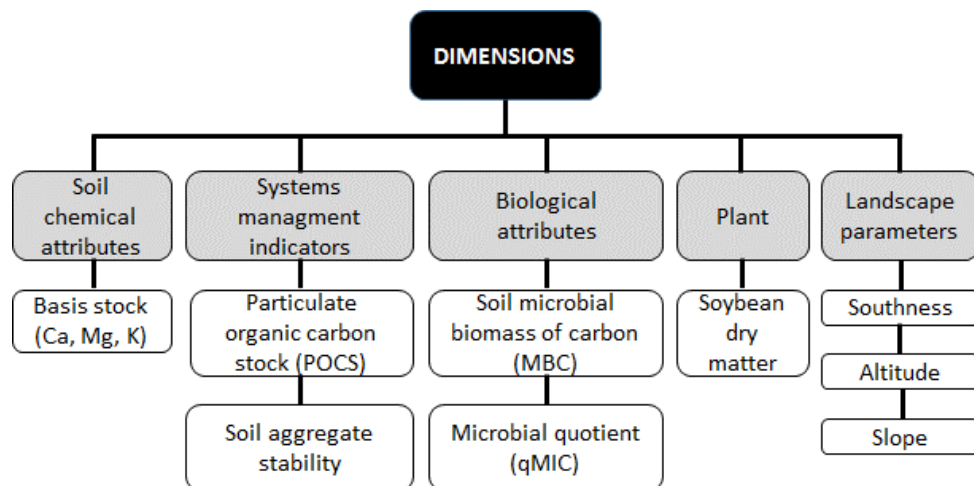


Fig. 6. Selected variables for models proposition from different dimensions

5.2.6 Data analysis

We used path analysis (PA) testing causal models to explain total organic carbon stocks accumulation. To evaluate which drivers better predicts organic

carbon stock (OCS), we proposed causal models linking landscape parameters, particulate organic carbon stock (POCS), chemical attributes and MBC. For this, a set of independent relationships between the variables included in the model was defined adopting the d-separation approach (Shiple, 2000). Permutation tests were performed to calculate correlations and partial correlations from each independent relationship (Manly, 2007).

For each causal model, a *P*-value for a composite probability Fisher's *C* statistic tested by using the χ^2 distribution (Shiple, 2000) was calculated. To be valid, the causal model must present a *P*-value larger than the acceptable probability threshold adopted. In the present study we choose for $P \geq 0.1$.

A linear regression model were used to determine a non-determination coefficient ($U = 1 - R^2$) for each response variable representing the portion of variance not explained (Manly, 2007). Furthermore, a path coefficient (β) and corresponding probability found by permutation (Manly, 2007) for each causal link also was calculated. Factors and response variables were centered and standardized to unit variance, therefore the path coefficients (β) were comparable across predictors and models.

Among valid models ($P \geq 0.1$) we selected those that showed significant or marginally significant path coefficients for a p -value ≤ 0.1 , confirming the validity of each causal links. When more than one model seems to be plausible we used the Akaike's information criterion (*AIC*) for model selection. This approach evaluate which had more support (Shiple, 2013) and for each proposed model, we calculated the *AIC* according to the equation: $AIC_C = C + 2K (n/(n - K - 1))$; where *C* is Fisher's *C* statistic, *K* is the number of maximum likelihood parameters that are estimated using the empirical data, and *n* the sample size (Shiple, 2013). Given competing models, that with the smallest *AIC* value is preferred, and the relative support of the different models is based on the differences in the *AIC* values relative to the preferred model (i.e. ΔAIC_C , see Shiple, 2013) .

We compare the different models and accepted the ones that presented ΔAIC_C values less than 3, since those models have a substantial support relative to the best model of the set (see Shiple, 2013). The models with an ΔAIC_C between 3 and 7 is considered to have considerable less support relative to the best model of the set (Shiple, 2013), but, when convenient we also discuss those

models. Each model had a weight (W), which is also taken into account to verify its support.

Data analysis were done with MULTIV software (available at <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/main.html>), using 25 000 permutations.

5.3 Results

5.3.1 Systems models propositions

For ICLS₁, TAS and IAS more than one model were proposed and we used *AIC* for selection, comparison and further discussions. For the ICLS₂ we presented just one valid model since other models besides been validated presented no-significate path coefficients.

5.3.1.1 Agriculture systems (AS)

All models of the TAS presented one directly cause and one or two indirectly causes of OCS increase (Fig. 7). From the accepted models, the variance not explained by the direct causes of OCS remained between 30 (Models 1 and 5) and 53 % (Models 2, 3 and 4).

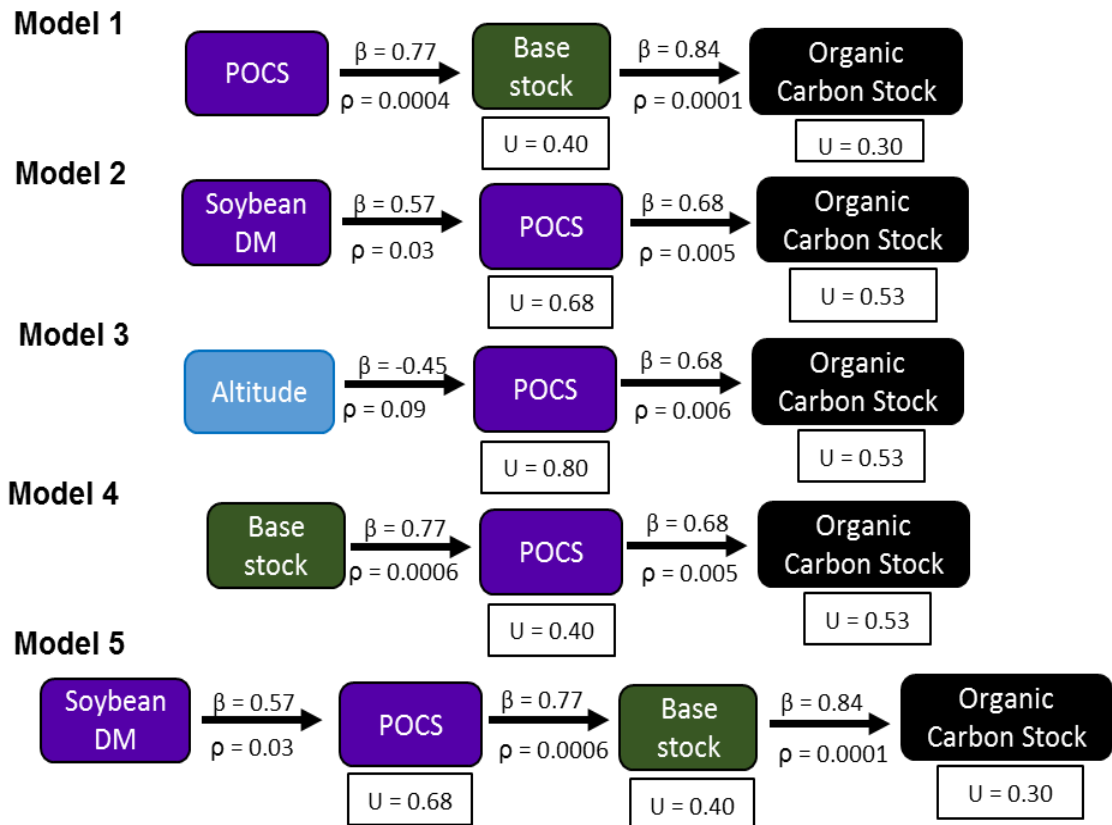


Fig. 7. Causal relationships linking organic carbon stock (OCS) to landscape variable, base stock, basic cation saturation percentage (BCSP), cation exchange capacity (CEC), pH_w and particulate organic C stock (POCS) for the traditional agriculture system (TAS).

Among the causal models proposed, Models 1, 2 and 3 presents similar AIC_c and W values (Table 5) and we considered then as strong support models. In Model 1, the base stock is significantly influenced by POCS ($\beta = 0.77$; $\rho = 0.0004$) and also presents a strong relation with OCS ($\beta = 0.84$; $\rho = 0.0001$). Model 2 suggests that as more soybean DM is produced, more particulate organic carbon is stocked ($\beta = 0.57$; $\rho = 0.03$), but the OCS increases is directly related with the POCS ($\beta = 0.68$; $\rho = 0.005$) rather than base stock (Fig. 7; Models 1 and 2). In Model 3, sampling units located on lower altitude positions of the landscape, caused significant POCS increase ($\beta = -0.45$; $\rho = 0.09$).

In Model 4, we inverted the causal variables of OCS as compared with Model 1 (Fig. 7), and verified considerably less support (Table 5). Finally, in Model 5 we connected all the parameters used in Models 1 and 2, but, the model presented no support.

Table 5. Model fit of seven competing path models that are represented in Fig. 7 for TAS. Fisher's C statistic, its df and the null probability (P) are indicated. K is the number of parameters needed to fit the model. AICc and Δ AICc are the Akaike values and the difference in AICc relative to Model 1. W gives the model weights.

Model	C	df	P	K	AICc	Δ AICc	W
1	0.25	2	0.88	5	16.92	0.00	0.33
2	0.33	2	0.84	5	17.00	0.08	0.32
3	0.53	2	0.77	5	17.20	0.28	0.29
4	3.68	2	0.16	5	20.35	3.43	0.06
5	0.61	6	0.99	7	30.61	13.69	0.00

The IAS, had five valid models with significant path coefficients (Fig. 8). Among them, Model 1 was the most plausible causal model with AICc= 12.9 and W= 0.54 (Fig. 8; Table 6). This model suggests that OCS increases was affected by lower MBC (β = -0.43; p = 0.06) and by higher SAS (β = 0.64; p = 0.002), and 45 % of OCS variation could not be explained by those variables (Fig. 8). Models 2 and 3, present high support related to Model 1 (Δ AICc and W values; see Table 6), but higher predict capacity (U= 0.27; see Fig. 8). Model 2 indicates a trend for OCS accumulation on higher altitudes (β = 0.45; p = 0.05), whereas Model 3 indicates that this trend is also dependent on lower qMIC (β = -0.62; p = 0.005).

Moreover, Model 4 and 5 have no support compared to Model 1. In the first case, we tried to mix Models 2 and 3 connecting altitude to qMIC and in Model 5 a position information is added indicating that sampling units positioned in higher altitudes have lower slope, affecting indirectly OCS.

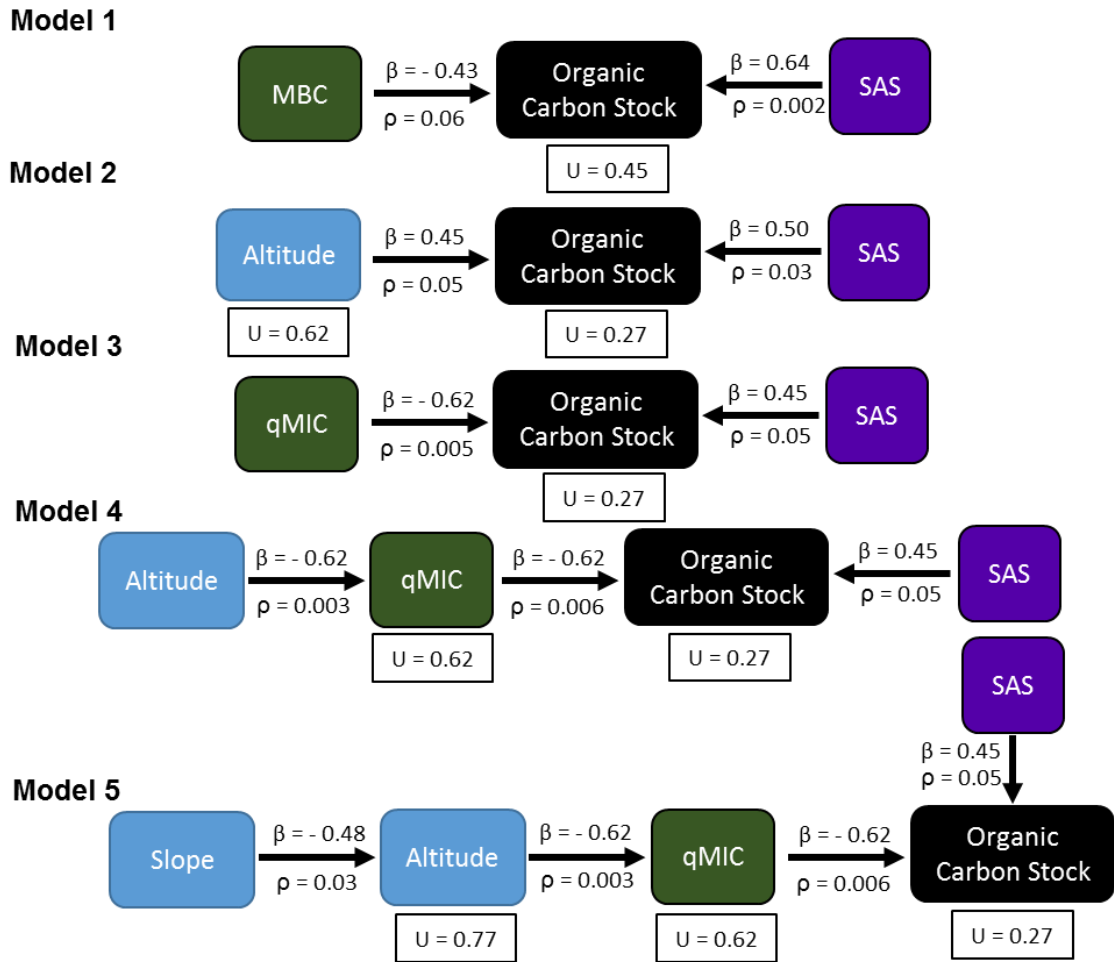


Fig. 8 Causal relationships linking organic carbon stock (OCS) to landscape variable (Altitude and Slope), microbial biomass of carbon (MBC), microbial quotient (qMIC) and soil aggregate stability (SAS) for the irrigated agriculture system (IAS)

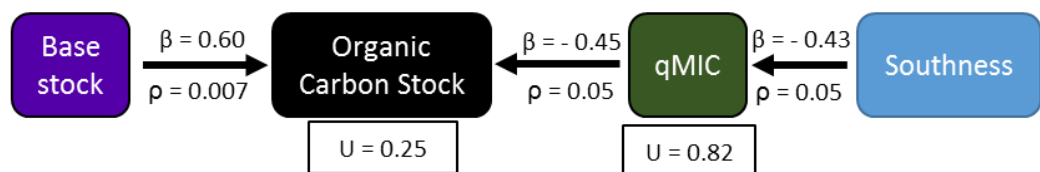
Table 6. Model fit of seven competing path models that are represented in Fig. 8 for IAS. Fisher's C statistic, its df and the null probability (P) are indicated. K is the number of parameters needed to fit the model. AICc and ΔAIC_c are the Akaike values and the difference in AICc relative to Model 1. W gives the model weights.

Model	C	df	P	K	AIC _c	ΔAIC_c	W
1	0.65	2	0.72	5	12.9	0	0.54
2	2.24	2	0.33	5	14.5	1.59	0.24
3	2.52	2	0.28	5	14.7	1.87	0.21
4	7.32	6	0.29	7	25.8	12.9	0.00
5	5.89	12	0.92	9	31.7	18.8	0.00

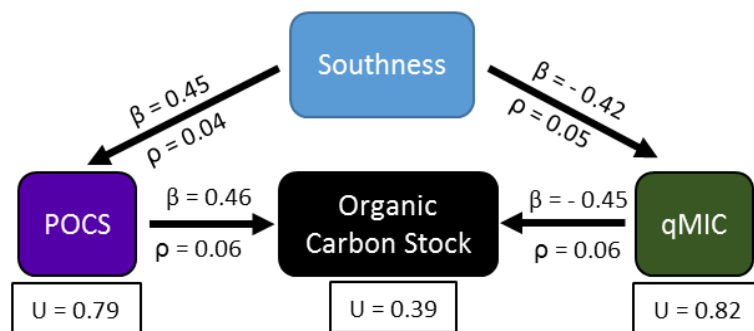
5.3.1.2 Integrated crop-livestock system (ICLS)

For ICLS₁ three causal models were proposed linking OCS to different variables (Fig. 9). Model 1 was the most plausible causal model with $AIC_c = 28.76$ and $W = 0.66$ (Fig. 9, Table 7). This model suggests that higher base stock ($\beta = 0.60$; $\rho = 0.007$) and lower microbial quotient (qMIC) ($\beta = -0.45$; $\rho = 0.05$) which is effect of southness ($\beta = -0.43$; $\rho = 0.05$), caused OCS increase. Yet, 82 % of qMIC variance could not be explained by Southness ($U = 0.82$) and 25 % of OCS could not be explained by qMIC and base stock.

Model 1



Model 2



Model 3

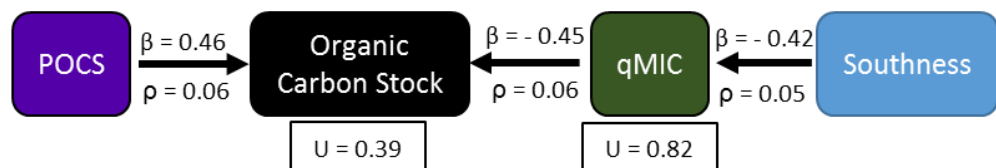


Fig. 9. Causal relationships linking organic carbon stock (OCS) to landscape variable (Southness), base stock, particulate organic C stock (POCS) and microbial quotient (qMIC) for the integrated crop-livestock agriculture system 1 (ICLS₁).

Model 2 was the second more plausible causal model with $\Delta AIC_c = 2.27$ and $W = 0.21$ (Table 7), and differently from Model 3 ($\Delta AIC_c = 3.28$ and $W = 0.13$) there is an arrow connection between southness and POCS indicating strong and significant effect from the former ($\beta = 0.45$, $\rho = 0.04$). Both Models 2 and 3 present

82 % of qMIC not explained by southness and 39 % of OCS not explained by POCS and qMIC.

Table 7. Model fit of three competing path models that are represented in Fig. 9 for ICLS₁. Fisher's C statistic, its df and the null probability (P) are indicated. K is the number of parameters needed to fit the model. AICc and $\Delta AICc$ are the Akaike values and the difference in AICc relative to Model 1. W gives the model weights.

Model	C	df	P	K	AICc	$\Delta AICc$	W
1	6.14	6	0.41	7	28.76	0	0.66
2	3.03	4	0.55	8	31.03	2.27	0.21
3	9.42	6	0.15	7	32.04	3.28	0.13

For ICLS₂ six others models were tested between different variables and have been validated ($P \geq 0.1$), but, with non-significant path coefficients (β). The model we choose (Fig. 10) presents a highly and significant influence of POCS on OCS ($\beta = 0.65$ and $\rho = 0.0001$). In the other hand, the OCS increases also was caused by sample unit altitude on the landscape, presenting a moderate and marginally significant influence ($\beta = 0.27$ and $\rho = 0.1$). Furthermore, 48 % of OCS was not explained by its descriptors POCS and Altitude.

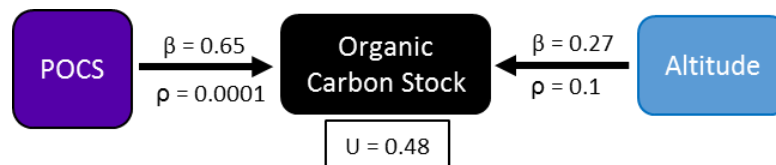


Fig. 10. Causal relationships linking organic carbon stock (OCS) to landscape variable (Altitude) and particulate organic C stock (POCS) for the integrated crop-livestock system 2 (ICLS₂)

5.4. Discussions

5.4.1 Systems models propositions

5.4.1.1 Agriculture systems (AS)

The OCS increase on the TAS although demonstrated to be dependent of a set of variables from different dimensions, a connection of all those variables directly to OCS wasn't possible (Fig. 7), cause generated non-significate path coefficients. Since it represents the lower organic C storage and space-temporal

species diversity (Table 1), this system is dependent of a few variables with greater weight on OCS variation. In this context, all the proposed models present just one variable directly connected and one or two variables indirectly connected to OCS (Fig. 7).

In this context, although the C addition by total dry matter produced by the system was not measured, the soybean DM representing all systems as a summer crop, indicates that for TAS this variable could be important for POCS formation (Fig. 7). In addition, the 2013/2014 crop season was quietly rainy and plants produced high biomass. On the other hand, evaluating Model 1, the base stock presenting strong influence on OCS ($\beta = 0.84$; $p = 0.0001$), indicates that higher chemical fertility can influence carbon storage through latent variables between them. This could be caused by further total system DM addition, or by benefiting soil aggregate formation as chemical fertility increases.

For IAS, the main directly factors increasing OCS was SAS and biological attributes (Fig. 8). The former, indicates that aggregation process is contributing for organic carbon storage. According to Ontl *et al.* (2015), in a conversion from a conventionally tilled corn-soybean rotation to a no-tillage bioenergy cropping system, while not having measurable short-terms impacts to total OCS, the particulate organic matter could be preserved through soil aggregation. During sampling, it was clear the influence of corn roots that remains on soil favoring aggregate stability and physical organic matter protection on this system. Furthermore, all area of this system is an Oxisol with most sampling units texture with more than 70 % of a clay with iron oxides predominance, favoring the organic-mineral interaction also as an important organic matter stabilization mechanism.

At the sampling moment, there was a high corn and forage radish biomass residues on IAS area (Table 1), contributing to a MBC population ranging from 190 to 533 $\mu\text{gC g}^{-1}$ soil. However, OCS increases was affected by lower MBC and qMIC (Fig. 8), suggesting that the occurrence of an organic C stabilization by soil mineral fractions is affecting qMIC as reported by Sparling, 1992. Yet, the roots effect on soil aggregation protects light fractions of soil organic matter, also becoming inaccessible to soil microorganisms. The qMIC values varies between 0.85 and 2.68 with a mean of 1.67 in the IAS. This wide range variation of MBC on IAS, indicate that variables inherent of each sample unit is affecting soil

microbial community, and we seek to comprehend them connecting the landscape parameters on Models 2, 4 and 5.

In Model 2, the $\Delta AIC_C = 1.59$ and $W = 0.24$ (Table 6) indicated strong support relating to the most plausible (Model 1). In this model, no biological attribute was connected (Fig. 8), and a lower percentage of OCS variability was not explained ($U = 0.27$) by altitude and SAS. Higher altitudes directly cause OCS increases (Model 2), but, also caused lower qMIC on Models 4 and 5. However, since altitude variation is not high enough to manifest per se effects on temperature and consequently on carbon fractions, it's necessary to investigate latent variables connected. That's what we pursue on Model 5, which although has no support compared Model 1, presents a significant relation between slope and altitude. This relationship indicates that sampling units located on higher altitudes can accumulate more water because of the lower slope, directly benefiting OCS (Model 2), or through qMIC (Models 4 and 5).

5.4.1.2 Integrated crop-livestock systems (ICLS)

The studied ICLS's, present higher species diversity and functionality, less time interval between species options and shorter spatialization, since the forage and the animal components interact at the same space and time. These characteristics, as already mentioned, result in higher OCS compared to AS. Furthermore, a slightly higher microbial quotient on ICLS was also observed and this is in agreement with Sparling, 1992, which reports qMIC is greater under pastures, than the equivalent soil under native forest, exotic forest or arable cropping system.

The area of ICLS₁ presents an irregular topography presenting different aspects and is located on a soil transition, where the sampling units 6, 20 and 21 (Fig. 4) were identified as Mollisols (Soil Taxonomy, 1999). This soil type presented the higher OCS of this system (Fig. 4), but, its organic matter quality is less available for microorganisms, since $qMIC = 1.04\%$. On the other hand, the others sampling units of this area which is almost all Oxisols presented qMIC varying between 1.34 and 4.35 % (data not shown). Sparling (1992), comparing soils with different OCS also found the same relationship between OCS and qMIC.

Foraging by grazing promotes intensive exudation of organic compounds by roots (Tisdall and Oades, 1982), which become an energy source for soil microorganisms. In this context, ICLS₁ presented MBC varying between 330 and 976 $\mu\text{gC g}^{-1}$ soil compared with 164 to 547 $\mu\text{gC g}^{-1}$ soil on TAS. In Model 1 (Fig. 9), the most plausible one, with a weight of 0.66 (Table 7), as Model 1 from TAS (Fig.7) present a strong relation between base stock and OCS. As mentioned before, this could be an effect of latent variables between then benefiting soil aggregate formation and mainly due to a total system DM production increase. Moreover, this model presents another directly relation between qMIC and OCS with a negative and significant path coefficient ($\beta = 0.45$; $p = 0.05$). However, the qMIC is influenced by “Southness” variable, indicating that sampling units that accumulate less thermic energy during the day, present lower qMIC (Fig. 9). Similar results were obtained by Nahidan et al (2014) on a rangeland ecosystem on Iran. These authors observed higher qMIC on south-facing slope, where soil accumulates more thermic energy on north hemisphere. The same pattern was reported on a Humic Cambissol with *Pinus laricio* ecosystem on Italy for MBC by Sidari et al (2008). These authors found that on soils at south-facing slope, occurred three times more MBC than the positioned on north-facing slope.

In Model 2 and 3 the POCS was included, but, the former presents an additional arrow with “Southness” (Fig. 9) with a higher model weight ($W = 0.21$, see Table 7). This model indicates that sampling units that accumulate less thermic energy also has the POCS increased. Furthermore, the significant contribution of POCS to OCS on this system ($\beta = 0.46$; $p = 0.06$) is an effect of C input through animal excreta, rizodeposition from ryegrass pasture grazed as also its DM. This latter factor is particularly important since there is a high DM input from the forage shoot to soil with the adopted management (item 4.2.2).

On ICLS₂, which species rotation is a mix between ICLS₁ and TAS, the OCS variation occurs similarly to ICLS₁, showing that the higher complexity compared to TAS tends to distribute the weight of the directly connected variables. Besides the similar sources of C input from ICLS₁, the historic of ICLS₂ (Table 1) presents two crop seasons with forage radish which improved nutrient cycling, and three crop seasons with wheat which input a recalcitrant organic matter form rich in lignin content.

5.5 Conclusions

Path analysis demonstrated to be an appropriate approach to better comprehend production systems through the light of cause-effect relationships, and the Akaike's information criterion enable the proposition of more than one robust model.

The landscape factors exploration, permits soil carbon storage patterns understanding on space, and is essential on a farm-scale study.

The base stock is the main direct cause of OCS increasing in the traditional agriculture system, whereas in the irrigated agriculture system and in the integrated crop-livestock systems, the directly cause of organic carbon stock were distributed among base stock, particulate organic carbon stock, soil aggregate stability, altitude and biological attributes due to higher diversity.

6. CAPÍTULO IV – ESTUDO III: SOIL AGGREGATE STABILITY IN COMMERCIAL PRODUCTION SYSTEMS IN THE SUBTROPIC ENVIRONMENT AS DESCRIBED BY CAUSE-EFFECT RELATIONSHIPS BETWEEN SOIL AND LANDSCAPE VARIABLES

6.1 Introduction

The pursuit for a sustainable food and supply commercial production system is an issue that arouse attention in the last decades. There is a high natural resources exploration rate nowadays to meet fertilizer demands from crops. Therefore, the adoption of a production system which produces minimum entropy and promotes maximum ecosystems services, is required to achieve sustainability.

In this context, it is necessary to maintain a proper balance between dissipative and ordering processes in the soil system (Addiscott, 1995), by adopting managements that increase the latter process. This author suggested that an audit of small molecules as CO₂, NH₃ and H₂O is a way of assessing sustainability. However, since soil aggregation is a result from the rearrangement of particles, flocculation and cementation (Duiker et al., 2003), the assessment of soil aggregate stability (AS_t) also can be used to infer about ordination processes that build production systems with lower entropy level and hence, more sustainable. On the other hand, soil AS_t is also used as an indicator of soil structure (Six et al., 2000), whose declination is considered a form of degradation

(Chan et al., 2003), i.e., a dissipative process. Therefore, soil AS_t encompasses soil properties interactions and can be used to determine if an agricultural soil is stable, improving or deteriorating (Portella et al., 2012).

Soil AS_t is strongly dependent on land use and management. In subtropic brazilian environment, no-tillage soil management and the inclusion of grass species, for a long time have been demonstrating to be efficient strategies to increase soil aggregate stability (Carpenedo and Mielniczuk, 1990; Paladini and Mielniczuck, 1991). Otherwise, more recently the integrated crop-livestock system (ICLS) also has shown higher soil AS_t than most of the agriculture systems or no grazed areas (Salton et al., 2008; Souza et al., 2010). Cases where soil AS_t reaches similar or even higher values to the native forest is also found (Tirloni et al., 2012).

Nonetheless, most approaches come from experimental data, and a farm-scale approach comprehending soil AS_t variation patterns and associated cause-effect relationships is becoming more necessary. Thus, a statistical technique as path analysis, aiming to interpret correlations in complex causal systems, by analyzing interrelationships in nonexperimental data is required (Crow, 1990).

Recently, a model proposition approach by analyzing a net of cause-effect relationships using path analysis have been explored by ecologists (Guido et al., 2016; Pillar et al., 2013). This approach was proposed by Shipley (2000) and permits one to test the causal claims of the path model, rather than only measuring the direct influence along each separate path in such a system. This author introduced the structure equation model, the d-separation and permutation tests techniques, facilitating the proposition of robust models. Furthermore, Akaike's information criterion (AIC) applied to path analytic models has been recently proposed to select models by evaluating which one has better support (Shipley, 2013).

We understand, that since soil AS_t is an important soil degradation status indicator which gives robust support to system's sustainability, should be comprehended in the light of variation patterns of carbon and associated variables across landscape. Furthermore, most soils on subtropical ecosystems will present lower physical degradation, as a reflex of improved production systems that increases soil AS_t . Yet, the factors that promote soil aggregation can be related to plant species type and soil management (An et al., 2010; Ontl

et al., 2015; Portella et al., 2012), soil microbial biomass (Kiem and Kandeler, 1997; Tang et al., 2011), grazed forages (Loss et al., 2011; Salton et al., 2008; Souza et al., 2010; Tirloni et al., 2012) and different fractions of soil organic matter (Loss et al., 2011; Ontl et al., 2015). In this context, we expect to comprehend which factors describes soil aggregate stability variation, evaluating different path analysis models propositions.

6.2 Methods

The localization, all systems descriptions, detailed soil sampling criteria, soil carbon fractions and soil aggregate stability methods are presented on chapter 2. Soil attributes, landscape parameters, soil texture, variables selection criterion and data analysis description are presented on chapter 3.

6.3 Results

For the ICLS₂, the correlation matrix demonstrated a weak relation from variables with soil aggregate stability. For this reason, it is not possible to build and to do a model proposition by PA, hence, we disregarded this system and presented the TAS, IAS and ICLS₁ PA models.

6.3.1 Systems models propositions

Before model proposition, several simulations generated non-significate models and/or models with non-significate path coefficients. From TAS and ICLS₁ just one model was proposed (Fig. 11; Fig. 14) while for IAS two models were proposed and we used the Akaike's information criterion.

The soil AS_t in the traditional agriculture system (TAS) was affected by inherent factors as clay content, and dynamic factors as soil fertility, soil management and soil biology attributes (Fig. 11). Before the connection of these soil fertility and management parameters on PA model, they were synthetized by using the ordination scores of PCA 1 which explains 84.32 % of variation (Fig. 12). The contribution of each fertility parameters on PCA 1 was 27.6, 26.0, 24.4 and 22.0 % of OCS, BS, ONS and pH_w respectively.

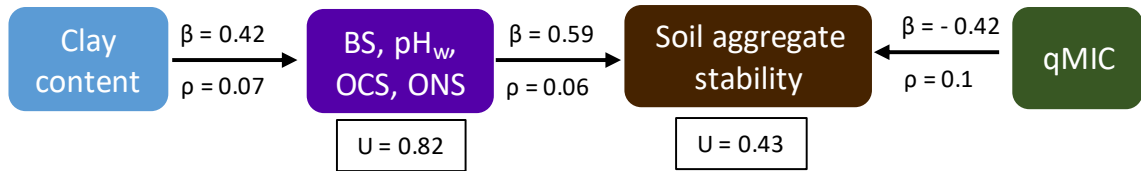


Fig. 11. Causal relationships linking soil aggregate stability (AS_t) to microbial quotient (qMIC), clay content, base stock (BS), pH in water (pH_w), organic carbon stock (OCS) and organic nitrogen stock (ONS) in the traditional agriculture system (TAS).

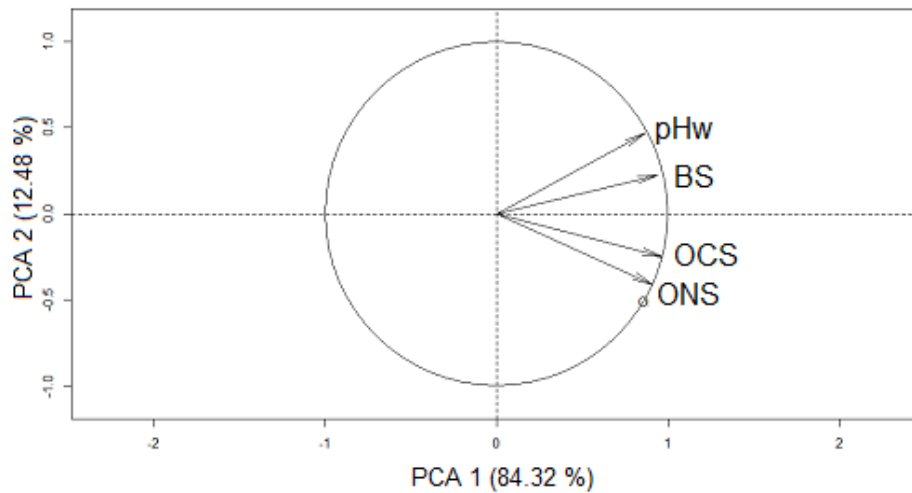


Fig. 12 Principal component analysis of soil fertility in the traditional agriculture system (TAS) as represented by pH in water (pH_w), base stock (BS), organic carbon stock (OCS), and organic nitrogen stock (ONS).

Clay content as an indirect cause of soil AS_t (Fig. 11), affected significantly base stock, pH, organic carbon stock (OCS) and organic nitrogen stock (ONS) ($\beta = 0.42$; $\rho = 0.07$). Otherwise, a high variation of these parameters ($U = 0.82$) could not be explained by clay content variability (Fig. 13). Yet, they significantly influenced soil AS_t ($\beta = 0.59$; $\rho = 0.06$) with the microbial quotient. Nevertheless, the latter is negatively correlated with a marginally significant path coefficient ($\beta = -0.42$; $\rho = 0.1$). About 43 % ($U = 0.43$) of total soil AS_t variation wasn't explained by both these direct causes (Fig. 11).

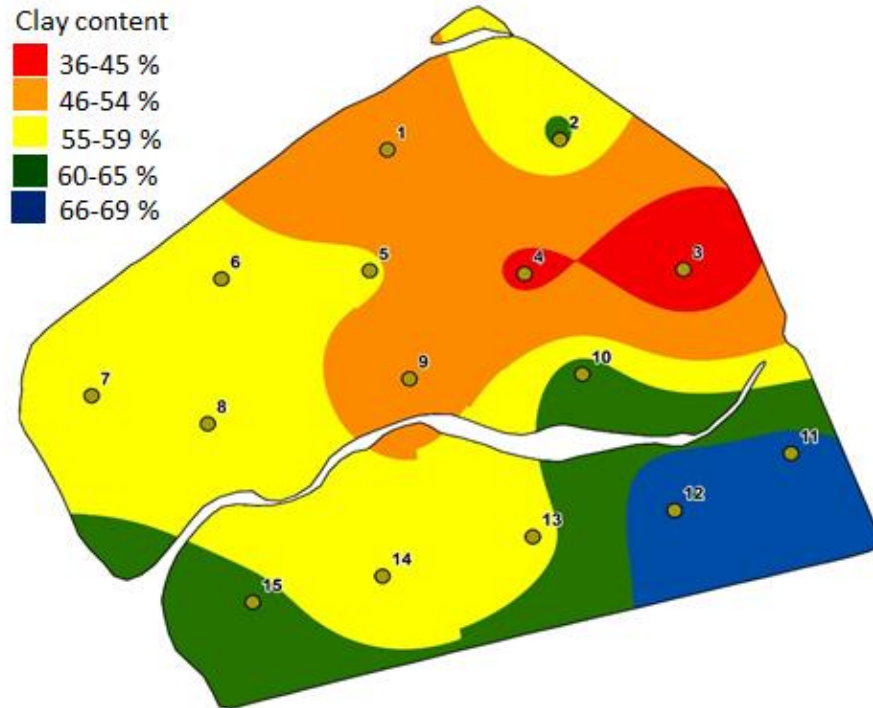


Fig. 13 Clay content variability in the traditional agriculture system (TAS).

6.3.1.1 Integrated crop-livestock system (ICLS₁)

For the ICLS₁, the qMIC was an indirect factor of soil aggregate stability (Fig. 14) and negatively affects particulate organic carbon stocks (POCS) increase ($\beta = -0.53$; $\rho = 0.04$). This latter benefited the mineral associated organic carbon stock (MOCS) formation ($\beta = 0.67$; $\rho = 0.004$), that is the direct factor influencing soil AS_t increasing ($\beta = 0.61$; $\rho = 0.01$).

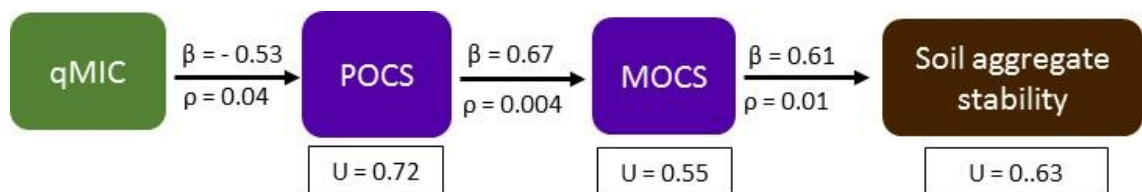


Fig. 14. Causal relationships linking soil aggregate stability (AS_t) to a sequence of causes starting from microbial quotient (qMIC), passing through the particulate organic carbon stock (POCS) and to the mineral associated organic carbon stock (MOCS) for the integrated crop-livestock system 1 (ICLS₁).

The partition of the POCS variance not explained by qMIC was the higher ($U= 0.72$) on the model, followed by the linear regression between the main studied variable (AS_t) and MOCS ($U= 0.63$), and by POCS and MOCS ($U= 0.55$).

6.3.1.2 Irrigated agriculture system (IAS)

Four models were validated and presents significant path coefficients in the IAS (Fig. 15). Model 1 and 2 were the most plausible ones with an $AICc= 16.5$ and $AICc= 16.7$ respectively (Table 8). Besides Model 1 present a slightly higher weight ($W= 0.53$) compared to Model 2 ($W= 0.47$) (Table 8), the latter model present higher path coefficients (β) between variables and higher predictability capacity (U) (Fig. 15).

In Model 1 the altitude is related to OCS increases ($\beta= 0.57$, $\rho= 0.009$), while in Model 2 the first axis of a principal component analysis (PCA) was connected (Fig. 16) representing 76.9 % of total POCS, OCS, ONS and PONS variation and the contribution of each descriptor in this axis was: 25.8, 24.8, 24.7 and 24.6 % respectively. Yet, in this model, 52 % of total variation of these variables were not influenced by altitude, which present significant influence on these soil management attributes ($\beta= 0.69$, $\rho= 0.0005$).

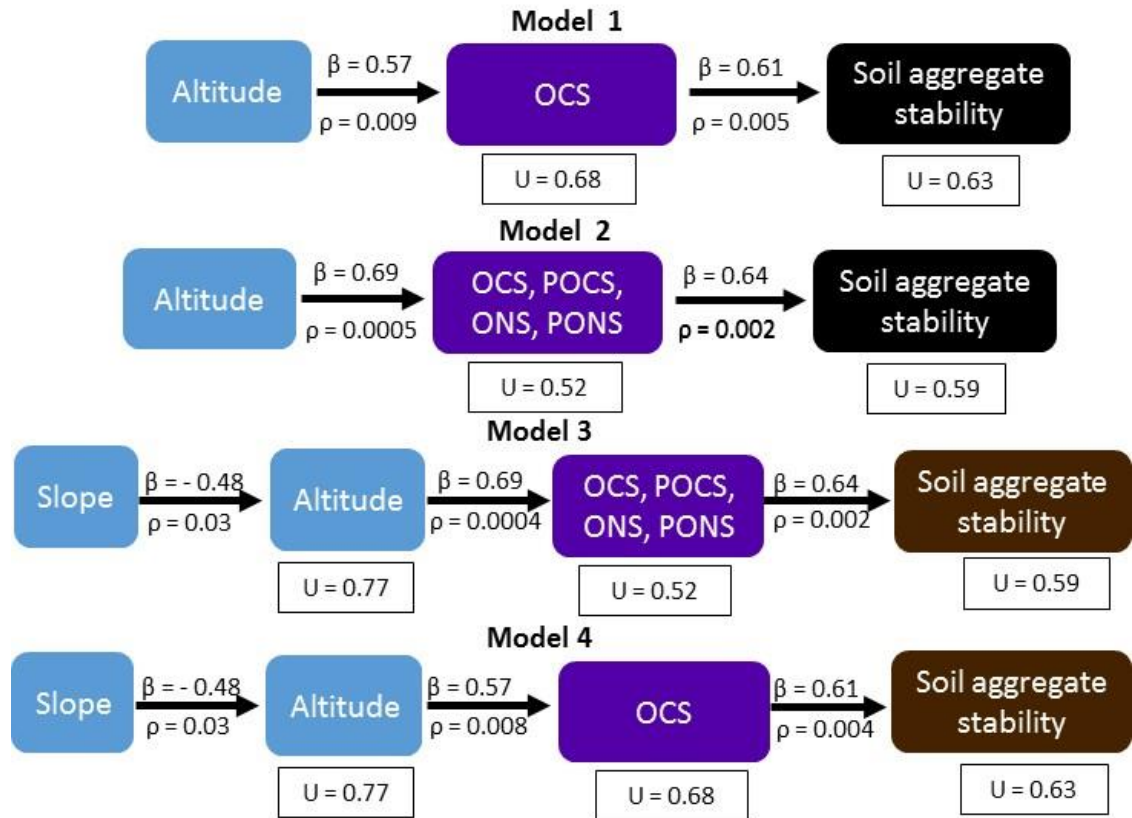


Fig. 15. Causal relationships linking soil aggregate stability (AS_i) to organic carbon stock (OCS), particulate organic carbon stock (POCS), total organic nitrogen stock (ONS), particulate organic nitrogen stock (PONS), altitude and slope of the irrigated agriculture system (IAS).

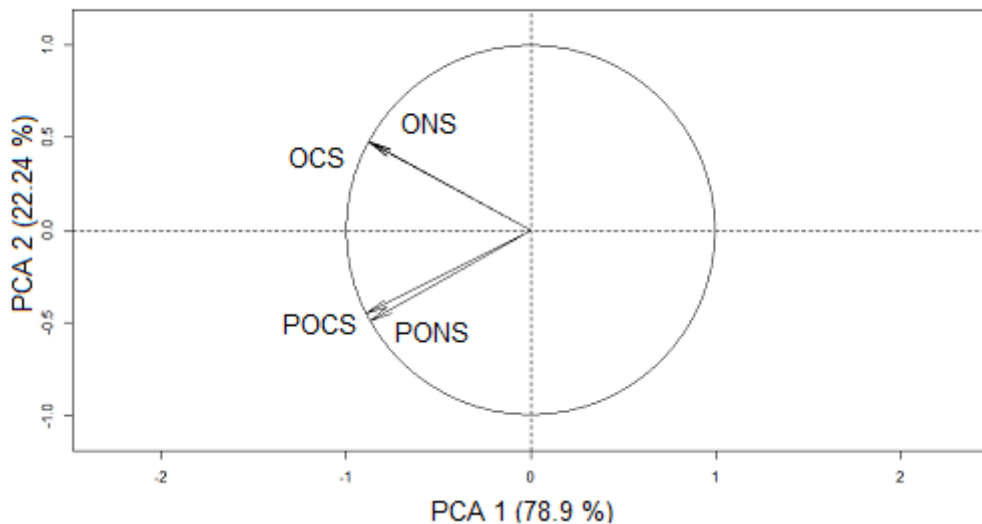


Fig. 16. Principal component analysis of organic carbon soil (OCS), particulate organic carbon soil (POCS), total organic nitrogen stock (ONS), particulate organic nitrogen stock (PONS), and particulate organic nitrogen stock (PONS) in the irrigate agriculture system (IAS).

Table 8. Model fit of four competing path models that are represented in Fig. 15 for IAS. Fisher's C statistic, its df and the null probability (P) are indicated. K is the number of parameters needed to fit the model. AICc and Δ AICc are the Akaike values and the difference in AICc relative to Model 1. W gives the model weights.

Model	C	df	P	K	AICc	Δ AICc	W
1	2.18	2	0.33	5	16.5	0.00	0.53
2	2.43	2	0.30	5	16.7	0.3	0.47
3	4.27	6	0.64	7	27.6	11.1	0.00
4	4.28	6	0.64	7	27.6	11.1	0.00

Soil aggregate stability has been significantly influenced by soil management attributes in all models (Fig. 15). Otherwise, models that connected all attributes to soil AS_t presented slightly higher path coefficient ($\beta= 0.64$) and predictable capacity ($U= 0.59$).

In Models 3 and 4, besides they have no weight compared the best fit model ($W= 0$; see Table 8), the connection of slope to altitude presented negative effect ($\beta= - 0.48$, $\rho= 0.03$). Yet, 77 % of total altitude variation through the landscape could not be explained by the slope in this irrigated agriculture system.

6.4 Discussion

6.4.1 Models propositions for the systems

Comparing the studied systems, the TAS model presented the higher predictability capacity for soil AS_t ($U= 0.43$), followed by the IAS ($U= 0.59 - 0.63$) and the $ICLS_1$ ($U= 0.63$) (Figs. 12, 14 and 15). Since the IAS and $ICLS_1$ are more complex systems and presented higher diversity (Table 1), further variables not considered on the proposed models would be important to explain soil AS_t variation.

All systems presented different fractions of organic carbon as direct cause of soil AS_t (Figs 12, 14 and 15), indicating that feedback between soil organic carbon cycling and aggregate cycling is occurring (Jastrow and Miller, 1997a). In the IAS, the summer corn introduction promoted soil aggregation increase, since the TAS which presents similar species historic until crop season 2010/2011 (Table 1), and the same edaphic conditions, have lower soil AS_t . Higher dry

matter production of grass species on the IAS was a reflex of nitrogen fertilizer input (item 4.2.2), hence, all fractions of organic carbon and nitrogen stocks also increase, benefiting soil AS_t (Fig. 15).

According to Six et al (2000), recent inputs of organic matter induce macroaggregate formation. The higher soil aggregation on the IAS compared to the TAS (Fig. 4) is because the microaggregates were transformed to macroaggregates. This process occurs firstly due decomposable organic materials as microbial and plant derived polysaccharides, and secondly due to temporary binding agents (Jastrow and Miller, 1997b). The latter mechanism refers to fine roots, fungal hyphae, bacterial cells, and algae (Jastrow and Miller, 1997b) and were predominant in the IAS. The high density of fine corn roots physically involving soil microaggregates, promote macroaggregate stabilization, as suggested by Tisdall and Oades (1979) for ryegrass and by Gale et al. (2000) for corn.

Yet, all models presented landscape parameters affecting organic carbon and nitrogen fractions (Fig. 15). These fractions are higher on sampling units positioned on higher altitudes across landscape, and although Models 3 and 4 have no support comparing the best fit models (Table 8), they indicate that slope was lower on higher altitudes. Thus, more water accumulation is expected benefiting its availability for crop production and further dry matter biomass inputs.

Otherwise, in the TAS the mineral-organic associations by iron and aluminum oxides as represented by clay content variability (Fig. 13), influenced part of the organic carbon stocks increases, hence, soil AS_t (Fig. 11). In addition, a higher organic matter input from higher crops and cover crops residues production, occurs as a response of increased base stock and soil pH due to a lime application on summer of 2012. Moreover, the only nitrogen input for this system came from soybean inoculation, therefore, the plants located on clayey soil produced higher dry matter biomass, stocked more nitrogen in its tissue and inputs more nitrogen to the soil.

Yet, the lower microbial quotient (qMIC) affected directly or indirectly soil AS_t increases in TAS and $ICLS_1$ respectively (Figs 12 and 14). In both systems, the mean qMIC found was similar (2.13 % on TAS and 2.15 % on $ICLS_1$). These values suggest both systems reached its equilibrium (Jenkinson and Ladd, 1981),

although, the absolute value of microbial biomass and organic carbon stocks in the ICLS₁ are greater (data not shown).

Therefore, the negative correlation between qMIC and soil AS_t in the TAS (Fig. 11) indicates that sampling units with higher soil AS_t, tend to protect soil organic carbon from microbial biomass assessment. Otherwise, in the ICLS₁ the POCS, negative correlation with qMIC (Fig. 14) indicates that most of this fraction, besides it is chemically available for microorganism decomposition, it is inaccessible due to physical protection by soil aggregates.

The proposed model for the ICLS₁ (Fig. 14), also shows a carbon storage process following fractions associated with the soil aggregation. The POCS tends to benefit organic mineral associations (MOCS), increasing soil AS_t.

6.5 Conclusions

Path analysis demonstrated to be an appropriate approach to better comprehend production systems through the light of cause-effect relationships of different factors.

All systems presented different fractions of organic carbon as direct cause of soil aggregate stability, demonstrating the importance of no tillage systems with species that increases carbon input, to avoid soil degradation.

In the irrigated agricultural systems, the sampling units positioned in higher altitudes and lower slope, tends to storage more carbon and nitrogen, as a result of water accumulation, favoring species development and further dry mass input to the soil on these spots.

The main factor that affected soil aggregation in the traditional agricultural system, was soil pH and base stock increases, promoting plant development and dry matter inputs increases in these sampling units, which benefited soil organic carbon and nitrogen storage.

In the integrated crop-livestock system 1, the lower soil microorganisms assessment favored the particulate organic carbon fraction storage, which benefited the organic-mineral carbon associations, hence, increased soil aggregation.

7. CAPÍTULO V – ESTUDO IV: CARBON MANAGEMENT INDEX IN A TRADITIONAL AGRICULTURE SYSTEM AND IN INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEMS IN SUBTROPIC ENVIRONMENT AS DESCRIBED BY SOIL AND LANDSCAPE VARIABLES

7.1. Introduction

Brazilian southern is an important grain producer region and the successions among soybean/wheat, soybean/fallow or soybean/cover crop, are the main crop succession practiced during summer/winter respectively. Specifically, in north of Rio Grande do Sul state, the traditional winter species cultivated are wheat for grain, or ryegrass and black oat as cover crops for the direct seedling system. Nonetheless, the occurrence of several dry periods during winters, affecting mainly wheat production, have been reported during last decades (CONAB, 2016). Hence, the wheat cultivated area from 2015/2016 crop season corresponded to only 14 % of the soybean cultivated in the following summer, therefore, about 4,7 millions of hectares was on fallow or with forage cover crops with high potential for cattle grazing (CONAB, 2016).

Although there is no precise data about the area occupied by integrated crop-livestock systems (ICLS) in this region, adoption by farmers are slowly increasing. Cattle production is less susceptible to climate conditions, presenting further economic incomes (Moraes et al., 2014). Moreover, studies in an experimental with different grazing intensities in this region, demonstrated that moderated

grazing intensity benefits several soil attributes (Carvalho et al., 2010; Costa et al., 2014; Souza et al., 2009; Souza et al., 2010).

In this context, an interesting approach is to evaluate which level is soil ecosystem in traditional agricultural and ICLS's comparing to a never disturbed ecosystem, i.e., a preserved bioma as natural forest. This latter, inherently presents several desirable characteristics regarding the provision of ecosystems services. Carbon sequestration (Lal, 2005), soil aggregation (An et al., 2010) and improvement on total porosity (Tavares Filho & Tessier, 2010) are some services provided by natural ecosystems. Thus, considering that soils in natural ecosystems reached an equilibrium among their properties leading to a long-term stability (Fedoroff, 1987), this climax status implies in a sustainable condition to pursuit by production systems to minimize its use impact. Nonetheless, to differentiate management practices and evaluate the similarities with natural systems, it is necessary an appropriated soil quality indicator choose.

The soil organic carbon (SOC) and its different fractions are soil parameters highly influenced by management practices (Haynes, 2005). Mainly the young or labile SOC fraction is key to interpret changes in quality (Kapkiyai et al., 1999), being a more sensitive indicator than the SOC and total nitrogen (Biederbeck et al., 1998). Therefore, under natural ecosystems, a proper balance between particulate and total soil organic carbon (C) is supporting soil system's stability. Thus, the carbon management index (CMI) can be used to verify differences or similarities among natural and production ecosystems, since considers the C pool and lability of the system compared to a reference as a natural ecosystem.

The CMI, as a sensible indicator of changes in the total SOC and its labile fraction, was firstly described by Blair et al (2005). These authors propose the oxidized by a potassium permanganate solution fraction as the labile carbon (C), and the non-oxidized fraction as the non-labile C. Otherwise, instead of the chemical oxidation principles suggested by Blair et al (2005), the physical fractionation by isolating the particulate organic matter (POM) seems to be more reliable (Vieira et al., 2007). According these authors, besides the chemical oxidation attacks some mineral-associated organic material not available to soil microorganisms, it is possible that some labile compounds inside large fragments of POM may not be oxidized.

Other concern about CMI application is about possible differences between soil across landscape and soil from the reference area. Hence, it is necessary to choose more than one reference area, or discard the sampling units corresponding to a different soil type than the one found in the reference area. Thus, the comprehension of factors related to soil properties and landscape variability, are crucial to better directly or indirectly describe the CMI variation on a farm-scale, for example. For this, an integrated statistical approach condensing variables, without much information losses, with a cause-effect relationship tool appropriated to field application, is necessary. In this context, principal component analysis (PCA) can be used to condensate variables from a specific dimension, for example, soil chemical attributes, soil biological attributes, etc, and build a cause-effect relationships model, connecting these variables each other or to an important response variable.

The path analysis (PA) is an important statistical tool to cause-effect relationships studies. A new approach has been used by ecologists to propose robust models by including important variables to describe complex environments (Pillar et al., 2013; Guido et al., 2016). PA was firstly proposed by Shipley (2000), by using structure equation model, the d-separation and permutation tests techniques. Furthermore, when more than one model are validated with significate path coefficients, Akaike's information criterion (AIC) can be used to select models by evaluating which one has better support (Shipley, 2013).

We understand, that the carbon management index variation on farm-scale approach, should be comprehended in the light of soil properties and landscape variation patterns. We hypothesized that different soil and landscape factors can describe directly or indirectly its variation. For this, we used path analysis techniques and evaluated different models propositions for different long term agricultural production systems.

7.2 Methods

The localization, all systems descriptions, detailed soil sampling criteria, soil carbon fractions and soil aggregate stability methods, and carbon management index calculation methodology, are presented on chapter 2. Soil

attributes, landscape parameters, soil texture, variables selection criterion and data analysis description are presented on chapter 3.

7.3 Results

For the IAS, all model simulation process generated no-valid models or when they were valid, presented no-significant path coefficients (Appendix 2). For this reason, we disregarded this system and presented the TAS, ICLS₁ and ICLS₂ PA models.

7.3.1 Integrated crop-livestock system 1 (ICLS₁)

Among validly models ($P > 0.1$) with significant path coefficients ($\rho \leq 0.1$), we choose six models (Fig. 17) to verify its support and weight (Table 9). The best fit occurs in Model 1, however, due to similar weights and low $\Delta AICc$ value we consider Model 2 in an equivalent support level (Table 9). The difference between these models is the indirectly cause of carbon management index, i.e., in Model 1 is the soil MBC and in Model 2 is the soil aggregation (Fig. 17). In Model 1, higher soil MBC significantly decreased the OCS ($\beta = -0.49$ and $\rho = 0.05$), while in Model 2 the OCS increasing is positively influenced by soil aggregation ($\beta = 0.57$ and $\rho = 0.02$). Nevertheless, the soil OCS as directly cause of the carbon management index presented higher strength ($\beta = 0.84$) and predictable capacity ($U = 0.29$) in Model 2 than in Model 1 ($\beta = 0.64$ and $U = 0.58$).

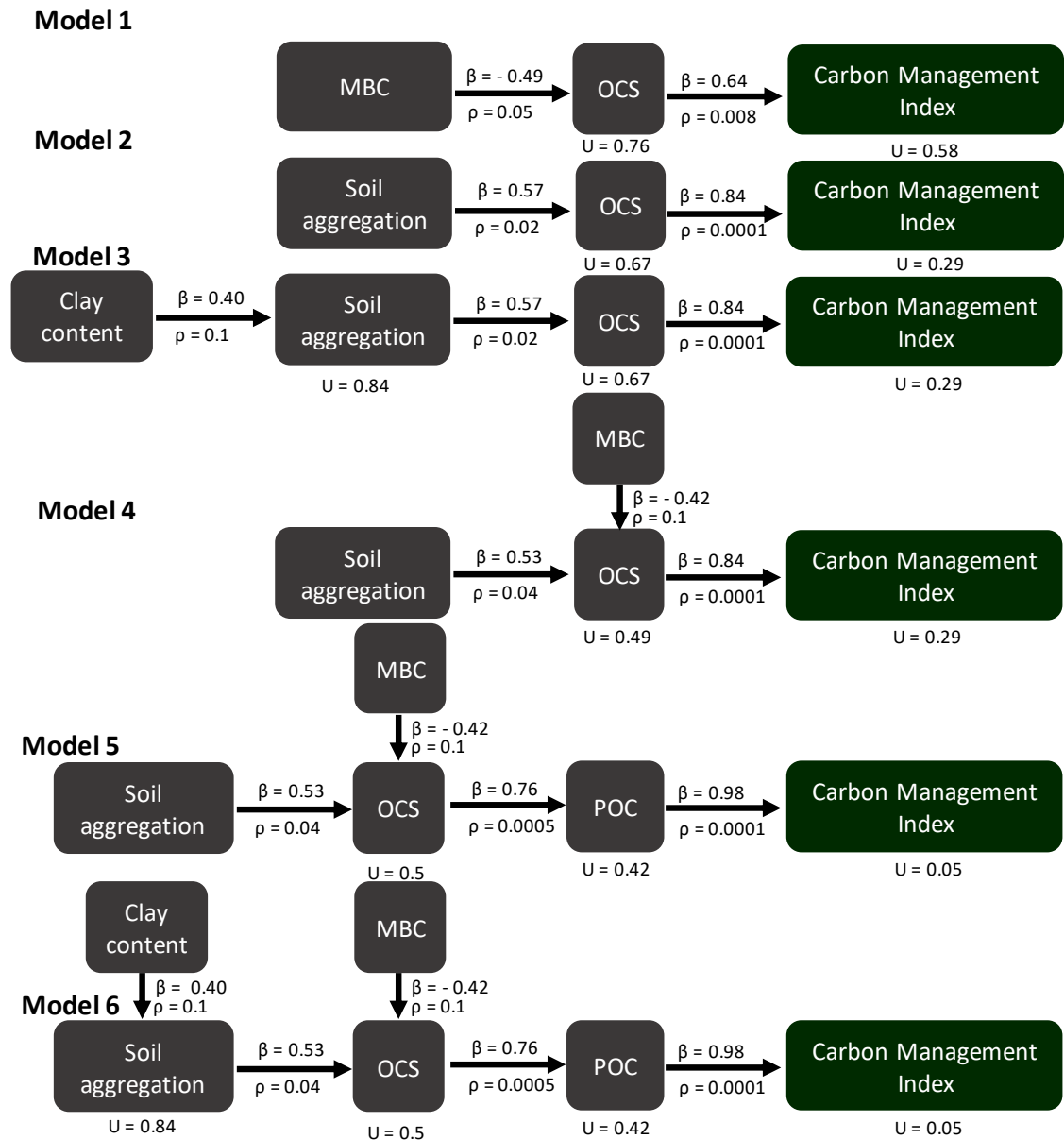


Fig. 17 Causal relationships linking carbon management index (CMI) to soil microbial biomass of carbon (MBC), soil aggregation, organic carbon stock (OCS), clay content and particulate organic carbon (POC) fraction in the integrated crop-livestock system 1 (ICLS₁).

The connection of soil aggregation and soil MBC to OCS (Model 4) produces a marginally significant path coefficient with the biological attribute ($\rho = 0.1$). Otherwise, Model 4 presented higher predictability capacity ($U = 0.49$) comparing to Model 1 ($U = 0.76$) and model 2 ($U = 0.67$), proving that it was better to describe soil OCS variation.

In Model 3, the clay content connection to soil aggregation presented marginally significant β ($\rho = 0.1$), but, didn't influence the strength and

significance between other variables, since β and ρ values were preserved (Fig.17).

Finally, in Models 5 and 6 the connection of the POC fraction as a direct cause of carbon management index, generated the most predictable capacity models ($U = 0.05$), since POC represents an important fraction of soil organic matter considered to calculate CMI, i.e., the labile fraction.

Table 9. Model fit of six competing path models represented in Fig. 17 for ICLS₁. Fisher's C statistic, its degree of freedom (df) and the null probability (P) are indicated. K is the number of parameters needed to fit the model. AICc and Δ AICc are the Akaike values and the difference in AICc relative to Model 1. W gives the model weights.

Model	C	dF	P	K	AICc	Δ AICc	W
1	0.28	2	0.87	5	16.3	0	0.56
2	0.78	2	0.68	5	16.8	0.5	0.44
3	1.32	6	0.97	7	29.3	13.04	0.00
4	1.75	6	0.94	7	29.8	13.47	0.00
5	3.23	12	0.93	9	51.2	34.95	0.00
6	8.08	20	0.98	11	96.1	79.8	0.00

7.3.2 Integrated crop-livestock system 2 (ICLS₂)

Various simulations generated invalid models or when validated presented non-significant path coefficient (β) in the ICLS₂, hence, they were disregarded. The proposed model for this system (Fig. 18) relates the carbon management index to soil fertility parameters. The CEC significantly increased base stock ($\beta = 0.66$, $\rho = 0.0002$) not explaining 57 % of its variation. The base and phosphorus stock presented moderate and weak strength to influence soil carbon management index ($\beta = 0.42$ and $\beta = 0.35$ respectively). Otherwise, the proportion of carbon management index variation not explained by these variables were high ($U = 0.70$).

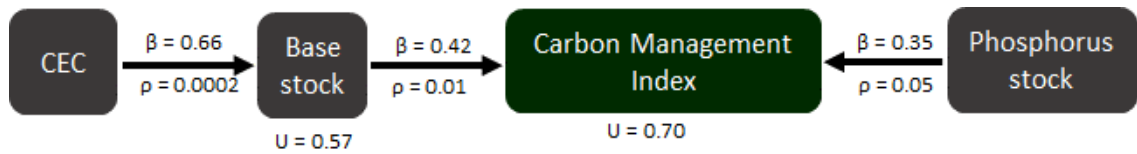


Fig. 18 Causal relationships linking carbon management index (CMI) to soil base stock (Ca, Mg and K), cation exchangeable capacity (CEC) and soil phosphorus stock in the integrated crop-livestock system 2 (ICLS₂).

7.3.3 Traditional Agriculture system (TAS)

In the TAS, five models were generated linking soil chemical attributes, soil texture and landscape aspect variables to carbon management index (Fig. 19). Model 1 (Table 10) was the best fitted one ($AICc = 16.95$, $W = 0.36$), where sampling units that tend to accumulate less thermic energy, presented lower CEC, base stock (BS) and pH_w (Fig. 19). These chemical attributes influenced significantly the CMI ($\beta = 0.65$, $\rho = 0.006$) contributing to explain 42 % its variation ($U = 0.58$). Yet, Model 2 presented high support comparing to Model 1 (see Table 10; $\Delta AICc = 0.73$, $W = 0.25$). In this model sampling units with higher clay content have higher CEC, BS and pH_w ($\beta = 0.62$, $\rho = 0.01$).

In Models 3 and 4 we connected the organic carbon stock (OCS) as direct cause of CMI (Fig. 19). However, comparing with Models 1 and 2, the strength decreased with southness ($\beta = -0.38$) and clay content ($\beta = 0.49$), generating lower predictability capacity models ($U = 0.64$).

In Model 5, we join both latent variables from Model 1 and 2, i.e., southness and clay content. Nevertheless, this model have no support since its $W = 0$ and the $\Delta AICc = 15.97$ (Table 10).

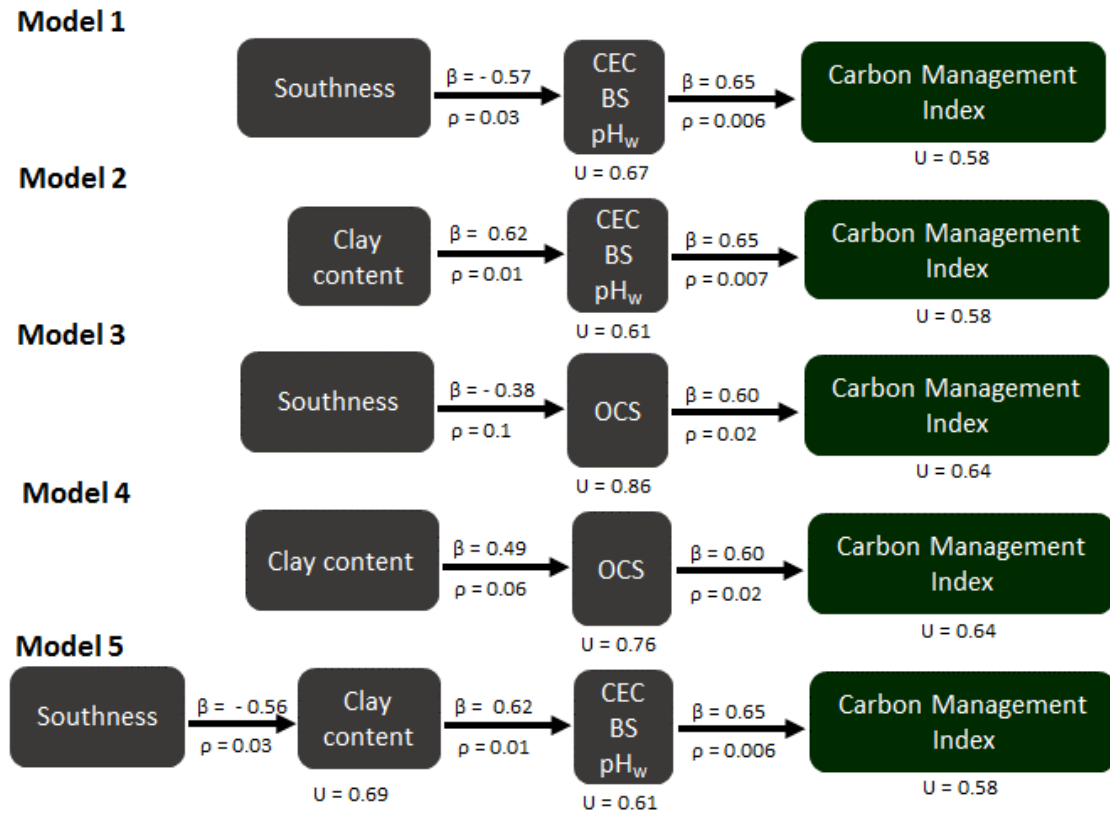


Fig. 19 Causal relationships linking carbon management index (CMI) to soil base stock (BS), cation exchangeable capacity (CEC), water pH (pH_w), southness and clay content in the traditional agriculture system (TAS).

Table 10. Model fit of six competing path models that are represented in Fig. 19 for TAS. Fisher's C statistic, its degree of freedom (df) and the null probability (P) are indicated. K is the number of parameters needed to fit the model. AICc and Δ AICc are the Akaike values and the difference in AICc relative to Model 1. W gives the model weights.

Model	C	dF	P	K	AICc	Δ AICc	W
1	0.28	2	0.87	5	16.95	0	0.36
2	1.01	2	0.60	5	17.68	0.73	0.25
3	1.24	2	0.54	5	17.91	0.96	0.22
4	1.87	2	0.39	5	18.54	1.59	0.16
5	2.92	6	0.82	7	32.92	15.97	0.00

7.4 Discussion

The presented models for the ICLS₁ (Fig. 17) indicate that behind carbon fractions as the main direct cause influencing CMI variation (all models), are important latent variables related to biological and physical soil attributes.

Sampling units with higher soil MBC presenting less OCS (Model 1; Fig. 17), indicate that soil C accumulation reaches its plateau considering it is a long-term same soil and crop management system (Table 1). Yet, soil aggregation process is physical protecting organic carbon favoring its storage (Model 2; Fig. 17). In this context, for this system soil aggregation is a better indirect descriptor of CMI ($U = 0.29$) than soil MBC ($U = 0.58$).

Still regarding ICLS₁, the clay content promoted soil aggregation (Models 3 and 6) through organic - mineral associations. Yet, the lowest not explained CMI variation were reached with the POC fraction connection ($U = 0.05$), indicating that CMI is mainly explained by recent carbon inputs.

The ICLS₂ as the most diversity system presented just one validly model with soil fertility parameters influencing CMI variation (Fig. 18). The CEC increasing favored Ca, Mg and K storage, which in turn increased CMI. Therefore, sampling units with higher base and phosphorus stocks, promoted CMI increasing through higher specie's biomass development, hence, further dry matter addition.

In the TAS, landscape aspect, soil chemical attributes and clay content were the variables connected to CMI (Fig. 19). The low predictability capacity of Models 3 and 4 (Fig. 19), from the latent variables southness ($U = 0.86$) and clay content (0.76) can be explained by further variables that influences OCS variation, that was not considered in the present models. Pillar et al. (2013), studying plant community's stability also found low predictable capacity models in a grassland ecosystem in southern Brazil, indicating that for field approaches the predictability is lower, due to the higher complexity environment.

The southness variable representing sampling units with lower thermic energy accumulation in soil, tends to present lower CEC, BS and pH_w . This observed pattern is due to the negative partial correlation among southness and clay content ($\beta = -0.56$ for model 5) and OCS ($\beta = -0.38$ for model 3). Therefore, as sandy and with lower OCS, these sampling units presented lower buffer capacity.

7.5 Conclusions

The model proposition approach using path analysis, allow to comprehend soil quality by direct and indirect different soil attributes factors, which affect carbon management index variation across landscape.

The carbon management index in long-term integrated crop livestock systems with continued soybean/grazed ryegrass succession, presents homogenous soil microbial biomass of carbon community, which increase, lead to an organic carbon decomposition accrual, hence, decrease soil carbon management index. Otherwise, the higher soil aggregation protects soil carbon fractions benefiting the carbon management index.

Increasing species diversity by a winter succession between integrated crop-livestock system and cover crops/wheat associations, tends to increase soil system complexity, suggesting that variables not considered in the models are influencing the carbon management index, as presented lower predictability capacity. Nevertheless, the soil fertility influence the carbon management index as provide higher dry matter input mainly by winter species.

In the traditional agriculture system, as the less complex system, lower nutrient cycling is expected, therefore, sampling units with higher soil fertility increase soil carbon management index, due to higher dry matter inputs. Furthermore, there is a higher influence from inherent variables increasing the soil capacity to provide plant development.

8. FINAL CONSIDERATIONS

The soil quality enhancement by soil management and agricultural practices is a farmer knowledge issue for a long time. His perception about the production system's characterization by using the three dimensions approach, is in reality implicitly on his farm's routine practical meaning. The relationship between farmers and the environment surround, gives him the practical experience to know about species diversity and how each species impact soil system. Moreover, most farmers know how a calendar adjustment concerning the dynamic space-temporal species distribution can be a simple solution in pursuing more sustainable production systems.

Since summer soybean is a rentable specie, farmers have the proper knowledge and infrastructure, the pursuit for higher diversity in large scale production systems should be concentrated in the winter in a short-term. Otherwise, the allocation of summer soybean in an intercropping system with a high carbon input potential species, can be a strategy to keep producing this rentable specie and increase soil quality.

Intercropping systems during summer or the adoption of integrated crop-livestock-forestry systems, can lead production systems to further space interactions. Further multidisciplinary researches needs to be conducted to lead intercropping systems to a broader adoption by farmers.

The statistical tools nowadays are capable to reveal data and tendencies that seems to be on the shadows of the complex production systems. In this

context are path analysis, structure equation models and other methods to study cause-effect relationships in natural sciences.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADDISCOTT, T.M. Entropy and Sustainability. *European Journal of Soil Science*. v. 46, p. 161 – 168, 1995.
- AGREN, G. I. ANDERSSON, F. O. *Terrestrial Ecosystem Ecology: Principles and Applications*. p. 330, 2012.
- ALBUQUERQUE, M. A. et al. Carbon and nitrogen in a Ferralsol under zero-tillage rotations based on cover, cash or hay crops. *Soil Use and Management*. v.31, p. 1-9, 2015.
- ALVARENGA, R. C.; NOCE, M. A. *Integração Lavoura e Pecuária*. Embrapa Milho e Sorgo, doc 47, 16 p., 2005.
- AN, S. ET AL. Soil aggregation, aggregate stability, organic carbon and nitrogen in different soil aggregate fractions under forest and shrub vegetation on the Loess Plateau, China. *CATENA* 81(3), 226-233, 2010.
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Soil microbial biomass: The eco-physiological approach. *Soil Biology and Biochemistry*. v.42, p.2039-2043, 2010.
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e bem-estar humano. *Texto para Discussão*. IE/UNICAMP, Campinas, n. 155, fev. 2009.
- ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. CP. F.; COSTA, S. E. V. G. A. Abordagem sistêmica do solo em sistemas integrados de produção agrícola e pecuária no subtropical brasileiro. *Tópicos em Ciência do Solo*, SBCS, v.8, cap.8, 2013.
- ANGHINONI, I.; SALET, R. L. Reaplicação de calcário no sistema plantio direto consolidado. In: KAMINSKI, J. *Uso de corretivos da acidez do solo no plantio direto*. Boletim técnico, 4, p. 41-59. Pelotas, 2000.

ASSMANN, J.M. 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* 190, 52-59, 2014.

ASSMANN, J.M. et al. Carbon and nitrogen cycling in an integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 50, 967-978, 2015.

ÁVILA, C. J.; VIVAN, L. M.; TOMQUELSKI, G. V. Ocorrências, aspectos biológicos, danos e estratégias de manejo de *Helicoverpa armigera* (Hubner) (Lepidoptera: Noctuidae) nos sistemas de produção agrícolas. In: *Circular técnica* 23, p.12, Embrapa, Dourados, 2013.

BANDICK, A.K.; DICK, R.P. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* v.31, p.1471–1479, 1999.

BARBAULT, R. *Ecologia geral: estrutura e funcionamento da biosfera.* p. 444, 2011.

BAYER, C. et al. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. IN: *Tópicos em Ciência do Solo*, v.7, p.55-118, 2011.

BAYER, C., MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. *Fundamentos da matéria orgânica do solo.* 636p, 2008.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 24, p. 599 – 607, 2000.

BENDING, G.D. et al. Microbial and biochemical soil quality indicators and their potential for differentiating areas under contrasting agricultural management. *Soil Biol. Biochem.* v.36, p.1785–1792, 2004.

BIEDERBECK, V.O. et al. Soil quality attributes as influenced by annual legumes used as green manure. *Soil Biology and Biochemistry* 30, p. 1177–1185, 1998.

BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D. B.; LISLE, L. Soil Carbon Fractions Based on their Degree of Oxidation, and the Development of a Carbon Management Index for Agricultural Systems. *Australian Journal of Agriculture Research*, v.46, p. 1459-1466, 1995.

BOUMA, J.; BATJES, N. H.; GROOT, J. J. R. Exploring land quality effects on world food supply. *Geoderma*, v.86, p.43-59, 1998.

CAMPOS, B.-H.C.D. et al. Carbon stock and its compartments in a subtropical oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 35, 805-817, 2011.

CARPENEDO, V.; MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de Latossolos Roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo.* Campinas, v.14, p.99-105, 1990.

CARTER, M. R. Soil Quality for Sustainable Land Management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal*, v. 94, p.38-47, 2002

CARVALHO, P. C. F. et al. Integração Soja-Bovinos de Corte no Sul do Brasil. *Boletim técnico*, Porto Alegre, 2011.

CARVALHO, P. C. F. et al. Produção animal: mitos, pesquisa e adoção de tecnologia. Canoas-RS, ULBRA, p.7-44, 2005.

CASSOL, L.C. Relação solo-planta-animal num sistema de integração lavoura-pecuária em semeadura direta com calcário na superfície. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 157, 2003.

CONAB, 2016. Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos. Décimo segundo levantamento, pp. 184. Available in: <http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1252>, accessed in 13 – january-2017.

CONCEIÇÃO, P. C.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. *Soil & Tillage Research*. v.129, p. 40-47, 2013.

CONCEIÇÃO, P.C.et al. Fracionamento densimétrico com politungstato de sódio no estudo da proteção física da matéria orgânica em solos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* v.32, p.541-549, 2008.

COSTA, S.E.V.G.A. et al. Impact of an integrated no-till crop–livestock system on phosphorus distribution, availability and stock. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 190, p. 43-51, 2014.

COSTANZA, R. et al. The value of the world’s ecosystems services and natural capital. *Nature*, v.387, 1997.

CUNHA, G.R. et al. Depois da Rio+20: Qual o futuro da “agricultura sustentável”? *Revista Plantio Direto*, p.10-17, 2012.

DARNHOFER, I.; GIBBON, D.; DEDIEU, B. Farming Systems Research: an approach to inquiry. In: *Farming Systems Research into the 21st Century: The New Dynamic*. Cap. 01, p.03 -32, 2012.

DIEKOW, J. et al. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. *Plant and Soil*. Dordrecht, v.268, p.319-328, 2005.

DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B.A., eds. *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison, SSSA, p.1-20, 1994.

DORAN, J.W. Soil quality and sustainability. In: *CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO*. Anais. CD-ROM. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Rio de Janeiro, 1997.

DROOGERS, P.; BOUMA, J. Soil survey input in explanatory modeling of sustainable soil management practices. *Soil Science Society of America Journal*, v.61, p.1704-1710, 1997.

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*. v. 75, p. 529-538, 1995.

ELMQVIST, T. et al. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 488–494, 2003.

EVANS, F. C. Ecosystem as the basic unity in ecology. *Science*. v. 123, f. 3208, p. 1127-1128, 1956.

EVERITT, B. S. et al. *Cluster Analysis*. 348 p., 2011.

FEDOROFF N. The production potential of soils. Part 1. Sensitivity of principal soil types to the intense agriculture of north-western Europe. In: Barth E, L'Hermite P, editors. *Scientific Basis for Soil Protection in the European Community*. London: Elsevier; p. 65-86, 1987.

FERREIRA, D. F.; FILHO, A. C.; DAL'COL LUCIO, A. Procedimentos estatísticos em planejamentos experimentais com restrições na casualização. In: *Boletim Informativo Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, v.37, n.03, 2012.

FERREIRA, M. M. Caracterização física do solo. In: van LIER, Q. J. *Física do Solo*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 298p., 2010.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO), 2014. Disponível em: <https://www.fao.org.br/quemSomos.asp>. Acessado em: 07 de março de 2014.

FRANZLUEBBERS, A.J. Integrated crop-livestock systems in the Southern USA. *Agronomy Journal*, v.99, p.362-372, 2007.

GREEN, V.S.; STOTT, D.E.; DIACK, M. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: Optimization for soil samples. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 38, p. 693-701, 2006.

HASENACK, H.; CORDEIRO, J.L.P. (org.). *Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa*. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia. 30 p. (Relatório técnico Ministério do Meio Ambiente: Secretaria de Biodiversidade e Florestas no âmbito do mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros). 2006.

HAYNES, R. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advance in Agronomy* 85, p. 221–268, 2005.

HOLLING, C.S. Resilience and Stability of Ecological Systems, *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 4, 1–23, 1973.

HUNGRIA, M. et al. Soil microbial activity and crop sustainability in a long-term experiment with three soil-tillage and two crop rotation systems. *Applied Soil Ecology*. v. 42, p. 288-296, 2009.

IDOWU, J. et al. Soil health assessment and management: the concepts. A Newsletter for New York Field Crops & Soils, v.16, n.2, 2006.

JASTROW, J. D.; MILLER, R. M. Soil Aggregate Stabilization and Carbon Sequestration: Feedbacks Through Organo-Mineral Associations. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; FOLLET, R. F.; STEWART, B. A. Soil process and the carbon cycle. 624p, 1997.

JENKINSON, D.S. The soil microbial biomass. *New Zealand Soil News* **25**: 213–218, 1977.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. *Soil Biochemistry* 5, p. 415-17, 1981

JONARD, M. et al. Forest soils in France are sequestering substantial amount of carbon. **Science of the total environment**, v. 574, p. 616-628, 2017.

KAPKIYAI, J., et al. Soil organic matter and nutrient dynamics in a Kenian nitisol under long-term fertilizer and organic input management. *Soil Biology and Biochemistry* 31, p. 1773– 1782, 1999.

KARLEN, D. L.; DITZLER, C. A.; ANDREWS, S. S. Soil quality: why and how? **Geoderma**, v.114, p.145-156, 2003.

KARLEN, D.L. et al Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). **Soil Science Society of America Journal**, 61:4-10, 1997.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregation. In: BLACK, C. A. (Ed). *Methods of soil analysis*. Madison: **American Society of Agronomy**, p. 499-510, 1965.

KHATOUNIAN, C. A. A reconstrução ecológica a agricultura. Botucatu, p.348, 2001.

KIRSCHENMANN, F. L. Potential of a New Generation of Biodiversity in Agroecosystems of the Future. **Agronomy Journal**, v. 99, 2007.

LAL, R. et al. Towards improving the global database on soil carbon. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B. A. eds. *Soils and global change*. Boca Raton, CRC Lewis Publishers, p. 433-436, 1995.

LARSON, W.E.; PIERCE, F.J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B.A., eds. *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison, SSSA. p.37-51, 1994

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical Ecology*. 2 ed. Elsevier. New York, 853p. 1998.

LOPES, A. A. C et al. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. *Soli Biology & Biochemistry*. **Soil Science Society of America Journal**. v. 77, p. 461-472, 2012.

MARTINEZ-SALGADO, M. M. et al. Biological soil quality indicators: a review. *Technology and Education Topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology*. 10p. 2010.

MARTINS, M. R.; ANGERS, D. A. Different plant types for different soil ecosystem services. **Geoderma**, p.266 – 269, 2015.

McBRATNEY, A.; FIELD, D. J.; KOCH, A. The dimensions of soil security. **Geoderma**. v. 213, p. 203-213, 2014.

MILLER, M.; DICK, R. Thermal stability and activities of soil enzymes as influenced by crop rotations. **Soil Biology and Biochemistry**, 1995.

MOORE, I. D. et al. Soil attribute prediction using terrain analysis. **Soil Science Society American Journal**, v. 57, p. 443-452, 1993.

MORAES, A. et al. Integrated crop-livestock systems in the Brazilian subtropics. *European Journal of Agronomy* 57, 4-9, 2014.

NAHIDAN, S.; NOURBAKHSH, F.; MOSADDEGHI, M.R. Variation of soil microbial biomass C and hydrolytic enzyme activities in a rangeland ecosystem: are slope aspect and position effective? *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2014.

NICOLODI, M. et al. Insuficiência do conceito mineralista para expressar a fertilidade do solo percebida pelas plantas cultivadas no sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.2735-2744, 2008.

NICOLOSO, R. da S. et al. Balanço do carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.2425-2433, 2008.

ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. *Science* 164, 262-270, 1969.

PALADINI, F.L.S., MIELNICZUK, J. Distribuição do tamanho dos agregados de um Podzólico Vermelho-Escuro afetado por sistemas de culturas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 15, 135-140, 1991.

PEIXOTO, R.S. et al. A decade of land use contributes to changes in the chemistry, biochemistry and bacterial community structures of soils in the Cerrado. *Antonie van Leeuwenhoek*. v. 98, p. 403–413, 2010.

PILLAR, V. D. et al. Functional redundancy and stability in plant communities. *Journal of Vegetation Science* 24, 963-974, 2013.

PONGE, J. F. The soil as an ecosystem. *Biology and Fertility of Soils* 51, 645-648, 2015.

PRASHAR, P.; KAPOOR, N.; SACHDEVA, S. Rhizosphere: its structure, bacterial diversity and significance. *Environment, Science and Biotechnologic*. v. 13, p. 63-77, 2014.

SA, J. C. M. Adubação fosfatada no Sistema de plantio direto. In: YAMADA, T. & ABDALLA, S. R. S. Fósforo na agricultura brasileira. Piracicaba, Potafós, p.201-222, 2004.

SÁ, J. C. M. et al. Organic matter dynamics and carbono sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian oxisol. Soil Science Society of American Journal, v.65, p.1486-1499, 2001.

SALTON, J. C. et al. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. Revista Brasileira de Ciências do Solo. v. 32, p. 11-21, 2008.

SALTON, J. C. et al. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.46, n.10, p. 1349-1356, 2011.

SANDERSON, M. A. et al. Diversification and ecosystem services for conservation agriculture: Outcomes from pastures and integrated crop-livestock systems. Renewable Agriculture and Food Systems, v.28, n.2, 2013.

SANTOS, N. Z. et al. Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferralsol. Soil & Tillage Research. v. 111, p. 208-218, 2011.

SANTOS, R. F. Análise crítica da interpretação neoclássica do processo de modernização da agricultura brasileira. In: SANTOS, R.F. dos. Presença de vieses de mudança técnica da agricultura brasileira. São Paulo: USP/IPE, p.39-78, 1986.

SCHLOTTER, M.; DILLY, O.; MUNCH, J. C. Indicators for evaluating soil quality. Agriculture Ecosystems and Environment, n.98, p.255-262, 2003.

SHI, X. M. et al. Grazing exclusion decreases soil organic C storage at an alpine grassland of the Qinghai–Tibetan Plateau. Ecological Engineering, v.57, p.183-187, 2013.

SHIPLEY, B. Cause and correlation in biology: a user's guide to path analysis, structural equations, and causal inference. Cambridge University Press, Cambridge. 2000.

SIDARI, M. et al. Influence of slope aspects on soil chemical and biochemical properties in a *Pinus laricio* forest ecosystem of Aspromonte (Southern Italy). European Journal of Soil Biology 44, p. 364-372, 2008.

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; De-POLLI, H. Determinação do Carbono da biomassa microbiana do solo (BMS-C). Embrapa. Seropédica –RJ. Comunicado Técnico 98, 2007a.

SILVA, F.D.d. et al. Soil carbon indices as affected by 10 years of integrated crop–livestock production with different pasture grazing intensities in Southern Brazil. Agriculture, Ecosystems & Environment 190, 60-69, 2014.

SILVA, I. F.; MIELNICZUK, J. Avaliação do estado de agregação do solo afetado pelo uso agrícola. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. Campinas, v. 21, p. 313-319, 1997.

SOJKA, R. E.; UPCHURCH, D. R. Reservations regarding the soil quality concept. *Soil Science society of America Journal*. v.63, p.1039-1054, 1999.

SOUZA, E. D. et al. Estoque e Carbono Orgânico e de Nitrogênio no Solo em Sistema de Integração Lavoura-Pecuária em Plantio Direto Submetido a Intensidades de Pastejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.33, p.1829-1836, 2009.

SOUZA, E. D. et al. Biomassa Microbiana do Solo em Sistema de Integração Lavoura-Pecuária em Plantio Direto Submetido a Intensidades de Pastejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.34, p.79-88, 2010.

SPARLING, G. P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic carbon. *Australian Journal of Soil Research* 30, 195-207, 1992.

STAVI, I. Variability of soil aggregation in a hilly semi-arid rangeland. *Journal of Arid Environments* 74, 946-953, 2010.

STEVENSON, B. A.; McNEILL, S.; HEWITT, A. E. Characterizing soil quality clusters in relation to land use and soil order in New Zealand: An application of the phenoform concept. *Geoderma*, p.135 – 142, 2015.

STRICKLAND, T. C. et al. Aggregation and aggregate stability in forest and range soils. ***Soil Science Society of America Journal***, v. 52, p. 829-833, 1988.

STUBBERFIELD, L. C. F.; SHAW, P. J. A. A comparison of tetrazolium reduction and FDA hydrolysis with other measures of microbial activity. *Journal of Microbiological Methods*, v. 12, n. 3-4, p. 151-162, 1990.

SWISHER, R.; CARROLL, C.G. Fluorescein diacetate hydrolysis as an estimator of microbial biomass on coniferous needle surface. *Microbial Ecology*, v.6, n.3, p.217-226, 1980.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*. v. 16, p. 70 – 97, 1935.

TAVARES FILHO, J.; TESSIER, D. Effect of different management systems on porosity of oxisols in Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 34, p. 899–906, 2010.

TEDESCO, M. J. et al. Análise de solos, plantas e outros materiais. *Boletim técnico*, 5, 2.ed., 147 p. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 1995.

USDA-NRCS. National Soil Survey Center. Ames, IA. Disponível em: <http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/main/soils/health/>. Acessado em 01 de setembro de 2015.

VENZKE-FILHO, S. P. et al. Biomassa microbiana do solo em sistema de plantio direto na região de Campos Gerais – Tibagi, PR. Revista Brasileira de Ciências do Solo, v.32, p.599-610, 2008.

VEZZANI, F.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.33, p.743-744, 2009.

VIEIRA, F. C. B. et al. Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. Soil and Tillage Research, v.96, p.195-204, 2007.

WILDI, O. Data analysis in vegetation ecology. Switzerland 211 p. 2010.

ZAK, J. C.; WILLIG, M. R.; MOORHEAD, D. L.; WILDMAN, H. G. Functional diversity of microbial communities: A quantitative approach. Soil Biology and Biochemistry, v.26, n.9, p.1101-1108, 1994.

ZANATTA, J. A. Estoques e labilidade do carbono em frações da matéria orgânica de um Argissolo afetados por sistemas de manejo do solo. Dissertação de mestrado, PPG Ciências do Solo, Faculdade de Agronomia, UFRGS, 2006.