



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOSSISTEMAS

Diego dos Santos

**Complementaridade de nichos e multifuncionalidade de sistemas agroflorestais
sucessionais**

Florianópolis
2020

Diego dos Santos

**Complementaridade de nichos e multifuncionalidade de sistemas agroflorestais
sucessionais**

Tese submetida ao Programa de Pós-graduação em
Agroecossistemas da Universidade Federal de Santa
Catarina para a obtenção do título de Doutor em
Agroecossistemas

Orientador: Prof. Dr. Ilyas Siddique

Coorientador: Prof. Dr. Fernando Joner

Florianópolis
2020

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Santos, Diego

Complementaridade de nichos e multifuncionalidade de sistemas agroflorestais sucessionais / Diego Santos ; orientador, Ilyas Siddique, coorientador, Fernando Joner, 2020.

116 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós Graduação em Agroecossistemas, Florianópolis, 2020.

Inclui referências.

1. Agroecossistemas. 2. Diversidade funcional. 3. Agrofloresta. 4. Atributos funcionais. 5. Agrobiodiversidade. I. Siddique, Ilyas . II. Joner, Fernando. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas. IV. Título.

Diego dos Santos
**Complementaridade de nichos e multifuncionalidade de sistemas agroflorestais
sucessionais**

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Dra. Mariella Carmadelli Uzêda
Embrapa-Agrobiologia

Prof. Dr. Jucinei José Comin
ENR/PGA/UFSC

Prof. Dr. Eduardo Luís Hettwer Giehl
ECZ/CCB/UFSC

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de doutor em Agroecossistemas.

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof. Dr. Ilyas Siddique
Orientador

Florianópolis, 2020

Este trabalho é dedicado a todos e todas que trabalham no resgate e construção de alternativas ao modelo agrícola industrial vigente.

AGRADECIMENTOS

Muitos contribuíram para realização desta tese:

- Professores Ilyas Siddique e Fernando Joner, pela orientação, toda ajuda e parceria desde o início do meu doutorado.

- Álvaro Lemos Monteiro, por encarar o desafio desde o início da implantação do Experimento Agroflorestal da Ressacada, pelo suporte técnico, apoio logístico e contribuição com obtenção de materiais de propagação.

- Integrantes e amigos (antigos e atuais) do Laboratório de Ecologia Aplicada (LEAp – UFSC) pela ajuda com o experimento, nos mutirões de implantação e manejo: Pedro Rodriguez, Vicente Parra, Hanna Schuler, Priscila Prado, Adevan Pugas, Martin Ewert, Camila Volpato, Geniane Schneider, Pedro Buss, Adriel Ramos, Catherine Eleanor e muitos outros voluntários que contribuíram com valiosas horas de trabalho.

- Integrantes do LEAp responsáveis pela condução do experimento, coleta de dados e avaliações laboratoriais: Alvaro Lemos Monteiro, Marinice Teleginski, Jéssyca Borges, Renata Lucas, Cícero Magnus da Silva, Uriel Cordeiro, Renan Ansaldi.

- Marcelo Venturi, Otávio Rechsteiner Maghelly, Nuno de Campos Filho e toda equipe de técnicos e funcionários da Fazenda Experimental da Ressacada da UFSC, pela colaboração logística, assistência e fornecimento de insumos e equipamentos.

- Nicolas Zaslavsky de Lima, pela assistência com sua prática agroflorestal e pelo material de propagação de bananeiras e disponibilizar sua unidade produtiva para avaliações.

- Dr. Ramon Felipe Scherer, da Epagri Fruticultura Tropical, pela colaboração com material de propagação de bananeiras. J. Abrilino Pires pelo material de propagação de cana-de-açúcar. Luiz Fernandes de Abreu, da Epagri de Santo Amaro da Imperatriz, pelo material de propagação de batata-doce. Anderson Munarini do Movimento dos Pequenos Agricultores, pelo material de propagação de milho crioulo palha roxa. Emilia Emiko Suzuki e Alice Aiko Suzuki, pelo auxílio com materiais de propagação e coleta de dados de campo.

- Filipi Borges Geremias e Américo Stella, da empresa Procomposto, e ao Renato Trivella, do SESC-Cacupé, pelo fornecimento de composto para área experimental.

- Professor Dr. Rafael Trevisan, do Departamento de Botânica da UFSC, pela ajuda com a identificação das espécies de plantas espontâneas.

- Professor Dr. Jucinei J. Comin e integrantes do Laboratório de Solos, Água e Tecidos Vegetais, do Departamento de Engenharia Rural da UFSC, pela parceria e contribuição nas análises laboratoriais.

- Laboratório Integrado de Fitotecnia e Laboratório de Sementes da UFSC por toda colaboração com espaço, pessoas e análises laboratoriais.

- Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento do experimento através da Chamada Universal de pesquisa Nº 409638/2016-1.

- À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa no Programa de Doutorado-sanduíche no Exterior (PDSE) através do processo Nº 88881.189051/2018-01.

- O Professor Bill Shipley e colegas do departamento de Ecologia da Universidade de Sherbrooke – Canadá, pelo acolhimento, auxílio na discussão e análise dos dados.

- Agradeço pela liberação e suporte da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) através da licença para capacitação docente para fazer o doutorado.

- Sou grato a todos professores e professoras que me ensinaram desde criança, meus ancestrais, meus pais e toda minha família, meus amigos e amigas. Meus terapeutas convencionais e alternativos. A Deus, a todas as deidades e guias espirituais.

O mundo não dá pausa para que possamos fazer o doutorado e defender uma tese, ilesos e alheios a todo o resto que nos toca. Esse período de doutorado foi para mim uma fase de vida intensa, rica, de autodescoberta, autoaceitação, de olhar para minhas sombras, abraçar minha criança, aprender a ter empatia, a dizer não e também a rir e aprender com meus erros. Durante esse tempo, pessoas fantásticas entraram na minha vida para sempre. E nos momentos mais difíceis eu pude ver o quanto sou privilegiado e amado. Com ajuda dos meus, que levo para sempre no coração, venho superando os desafios e seguindo mais forte e grato.

O objetivo final desta etapa é ser doutor, mas o que tem feito valer a pena é a caminhada, são os encontros e desencontros desse caminho. Por fim, essa tese é fruto de muita ajuda, trabalho duro, estudo, dedicação e diversão. Mas também é fruto de felicidade, tristeza, amor e ódio. É resultado de como eu reagi ao mundo que me tocou durante esses quatro anos.

Agradeço a todos e todas que fazem parte da minha história de vida.

Muito obrigado!

Viva a diversidade!

RESUMO

Diante da atual crise na saúde planetária é explícita a necessidade de resgatarmos e desenvolvermos formas eficientes de produzir alimentos saudáveis além de reduzir os impactos causados pelas ações antrópicas nos ecossistemas. Isso é possível graças à agroecologia que aplica conceitos da ecologia de ecossistemas naturais em agroecossistemas. A complementariedade de nichos é um dos conceitos usados para explicar a relação positiva entre biodiversidade e funcionamento do ecossistema. Aplicando-o na agricultura pode-se desenhar sistemas de cultivos diversificados com múltiplas funções agroecossistêmicas. Entretanto, ainda não sabe-se quais mecanismos são responsáveis por promover diferentes funções e quais as relações que envolvem as demandas conflitantes entre elas. Desta forma o objetivo geral desta tese foi entender o efeito da diversidade funcional, que avalia complementariedade de nichos, na proteção de solo, supressão de plantas espontâneas, aproveitamento de luz e produtividade de Sistemas Agroflorestais Sucessionais (SAFS). A hipótese geral é de que a diversidade funcional seria a promotora de múltiplas funções em SAFS. Para testá-la foi implementado um experimento em 2016, na Fazenda Experimental da Ressaca, Florianópolis, SC. Estabeleceu-se três tratamentos, baseados no conteúdo de nitrogênio foliar das espécies cultivadas (CNF): (1) todas as oito espécies apresentavam baixo CNF; (2) todas as oito espécies apresentavam alto CNF; (3) consórcio de quatro espécies com alto e quatro espécies com baixo CNF. Assim, manteve-se constante a riqueza de espécies nos tratamentos, variando apenas a diversidade funcional. As parcelas foram de 9 x 9m e cada tratamento teve seis repetições num delineamento de blocos completos ao acaso. Usou-se os seguintes atributos funcionais de plantas: área foliar, área foliar específica, densidade específica do caule, altura máxima da planta, propagação vegetativa e fixação biológica de nitrogênio. Amostrou-se aleatoriamente a cobertura do solo e abundância das plantas, com um quadro de 0,5 x 0,5 m, oito vezes em cada parcela. Para verificar as relações diretas e indiretas das variáveis coletadas, utilizou-se Modelos de Equações Estruturais. Nos primeiros quatro meses após plantio analisou-se não só a diversidade mas também a redundância funcional tanto das plantas cultivadas como das plantas espontâneas na cobertura de solo e supressão de plantas espontâneas. Como resultado verificou-se que a redundância funcional foi mais importante que a diversidade nesses processos agroecossistêmicos. A partir disso, sugere-se que sistemas agrícolas diversificados incluam plantas complementares em relação à altura máxima e CNF, mas que algum nível de redundância funcional seja mantido. Levantou-se uma nova hipótese que poderia explicar a diminuição da competição com plantas cultivadas sem acabar com a diversidade funcional de plantas espontâneas, promotoras de serviços ecossistêmicos. Após mais quatro meses da primeira, conjuntamente com uma segunda coleta de dados avaliou-se a relação da diversidade funcional planejada e espontânea na: (1) cobertura do solo, (2) supressão de plantas espontâneas, (3) índice de área foliar e (3) produtividade dos SAFS. Os resultados corroboraram a hipótese geral e conclui-se que quanto mais heterogênea a estrutura e projeção de área foliar dos SAFs, mais resistente à invasão por plantas espontâneas e maior produtividade já no primeiro ano de sucessão agroflorestal.

Palavras-chave: Atributo funcional. Agrobiodiversidade. Planta daninha. Invasora. Agricultura sintrópica. Agrofloresta agroecológica. Particionamento de recursos. Manejo baseado em atributos.

ABSTRACT

Title: Niche complementarity and multifunctionality of successional agroforestry systems¹

In the face of the current crisis in planetary health, the necessity becomes explicit to develop efficient ways for food production as well to reduce the environmental and health impacts caused by human actions in ecosystems. This is possible thanks to agroecology by applying concepts from the ecology of natural ecosystems in agroecosystems. The complementarity effect is one of the concepts used to explain the positive relationship between biodiversity and ecosystem functioning. When it is applied to agriculture, diversified cropping systems can deliver multiple agroecosystem functions. However, we still do not know which mechanisms are responsible for promoting different functions and which relationships involve trade-offs among functions. Thus, the general objective of this thesis was to understand the effect of functional diversity, which is a way to assess niche complementarity, on soil protection, weed suppression, light use and agricultural productivity in Successional Agroforestry Systems (SAFS). The overall hypothesis is that functional diversity drives multiple functions in SAFS. To test it, an experiment was implemented in late 2016, in subtropical Florianópolis, SC, Brazil. Three treatments were established, based on the leaf nitrogen content (LNC) of crop species: (1) all eight species had low LNC; (2) all eight species had high LNC; (3) mixture of four species with high and four species with low LNC. Thus, we kept the species richness constant, varying only the functional diversity. The plots were 9 x 9 m and each treatment had six replications in a randomized complete block design. The following traits were measured or recorded in the plants: leaf area, specific leaf area, specific stem density, maximum plant height, clonality and capacity for biological nitrogen fixation. Soil cover and plant abundance were randomly sampled in eight 0.5 x 0.5 m quadrats per plot. In order to detect direct and indirect relationships of the variables measured, Structural Equation Models (SEM) were used. Four months after planting at the end of summer, the effect of functional diversity and the functional redundancy in soil cover and suppression of weeds were analyzed. I found that functional redundancy was a more important driver than functional diversity of these agroecosystems properties. From this, I suggest that diversified crop systems should include complementary plants in relation to maximum height or LNC, but also keep some level of functional redundancy. I propose a new hypothesis that may explain the decrease in crop-weed competition by maintaining weed functional diversity, which also promotes ecosystem services. In a second SEM I pooled these data from summer with a second data collection in the subsequent winter to test cascading effects of planned functional diversity, on weed functional diversity, soil cover, weed suppression, leaf area index and agricultural productivity. The results corroborated our overall hypothesis and we conclude that the more heterogeneous the structure and projection of the leaf area in cropping systems, the more resistant to weed invasion and the greater agricultural production in the first year of agroforestry succession.

Keywords: Functional traits. Agrobiodiversity. Wild arable plant. Syntropic agriculture. Agroecological agroforestry. Niche complementarity. Resource partitioning. Trait-based management.

¹ Santos, D. 2020. Niche complementarity and multifunctionality of successional agroforestry systems. PhD thesis, Federal University of Santa Catarina, Florianópolis, Brazil.

LISTA DE FIGURAS

Fig. 1 - Modelo conceitual da evolução temporal do experimento agroflorestal sucessional..	13
Fig. 2 - Efeito cascata da relação biodiversidade e serviços ecossistêmicos.	24
Fig. 3 - Efeito de complementariedade. (a) Ilustração de espécies acessando recursos de forma complementar. (b) Foto do experimento ilustrando espécies usando diferentes nichos ecológicos, Florianópolis-SC, 2017.	27
Fig. 4 – Modelo conceitual de escalonamento das demandas conflitantes entre atributos foliares e serviços ecossistêmicos (a). Ambiente dominado por espécies exploradoras (b) e conservadoras (c).....	30
Fig. 5 - Modelo conceitual da redundância funcional. Modelo proposto por Walker (1992) mostrando a relação entre biodiversidade e o funcionamento do ecossistema.....	32
Fig. 6 - Modelo conceitual de um Sistema Agroflorestal Sucessional (SAFS).	36
Fig. 7 - A relação entre modelo de mensuração e modelo estrutural em uma estrutura causal relacionando a temperatura do ar ambiente e a taxa metabólica de um animal. Fonte: Shipley (2016).	39
Fig. 8 - Mapa conceitual da hipótese geral da tese.....	40
Fig. 9 - General hypothetical model exploring the effects of crop functional diversity (FD) and redundancy (FR) on weed functional diversity and redundancy and soil cover.	49
Fig. 10 - Final reduced Structural Equation Model sustained by measured effects of functional diversity (FD) and redundancy (FR) on weed functional diversity and redundancy and soil cover in experimental agroforestry systems.	51
Fig. 11 - Conceptual framework to explain the Weed Functional Redundancy Hypothesis (WFRH).....	54
Fig. 12 - Experimental plot design (identical across all treatments) divided into planting strips according to crop growth form and life story. (I) Mixture of two annual herbaceous crop species (five planting rows); (II) Mixture of two shrub/giant herbaceous crops (single planting row); (III) Mixture of two prostrate/rosette crops (single planting row); (IV) Mixture of two tree crops and two shrubby/giant herbaceous crops (single planting row).	56
Fig. 13 - Scatter plots illustrating relationships tested by Structural Equation Modelling.	59

Fig. 14 - Correlogram among community indices showing Spearman correlation coefficients.	60
Fig. 15 - Graphical abstract: crop functional diversity is the driver of multiple ecosystem functions during early agroforestry succession.	61
Fig. 16 - General hypothetical model exploring the effects of agroforest crop functional diversity on weed functional diversity, soil protection and crop productivity.	70
Fig. 17 - Final Structural Equation Model describing the effects of crop functional diversity on weed functional diversity, soil protection and crop productivity during early agroforest succession.	72
Fig. 18 - Conceptual framework to explain the Functional Diversity Hypothesis:.....	74
Fig. 19 - Experimental plot design divided into planting strips according to crop growth form and life history.	76
Fig. 20 - Planting and sowing densities of the experiment during spring 2016 (A, C, E) and autumn 2017 (B, D, F) in all three treatments: H = high leaf nitrogen concentration (LNC > 25 mg g ⁻¹); L = low LNC (LNC < 25 mg g ⁻¹); and M = mix of high and low LNC.	79
Fig. 21 - Scatter plots illustrating relationships confirmed by Structural Equation Modelling.	85
Fig. 22 - Boxplot illustrating the observed functional diversity of crops (Crop FD) and the experimental treatments: high leaf nitrogen concentration (LNC > 25 mg g ⁻¹); low LNC (LNC < 25 mg g ⁻¹); and Medium as a mix of half of the same species with high and the other half with low LNC.	86
Fig. 23 - Scatterplot between crop FD and FD based on legumes/non-legumes. Different colors are related to the three treatments: High = high leaf nitrogen concentration (LNC > 25 mg g ⁻¹); Low = low LNC (LNC < 25 mg g ⁻¹); and Medium = mix of high and low LNC.	87
Fig. 24 - Resumo gráfico da conclusão geral da tese.	89
Fig. 25 - Modelo conceitual para mostrar uma hipotética relação não-monotônica entre a diversidade funcional da cultura e a diversidade funcional das plantas daninhas.	90

LISTA DE TABELAS

Table 1 - List of plant functional traits by ecological functions directly relevant to growth, survival and reproduction (DÍAZ et al., 2016; PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013)	47
Table 2 - Spearman's rank correlations of functional diversity (FD) and functional redundancy (FR) calculated using the overall measured traits versus the indices calculated with each single trait.....	51
Table 3 - List of family name of species planted in the experiment (during spring 2016) by plot type and strip within plot type.	57
Table 4 - Description of traits and methods of measurement. We followed standardized protocols and traits were measured on reproductively mature, healthy-looking individuals located in well-lit environments (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013).....	58
Table 5 - Names and additional information of species planted in the experiment.....	66
Table 6 - List of plant functional traits and their ecological functions directly relevant to growth, survival and reproduction (DÍAZ et al., 2016; PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013).	68
Table 7 - List of species planted in the experiment (during spring 2016 and autumn 2017) by treatment and strip within plot type.	80
Table 8 - The timeline of planting and management applied to each species in experimental agroforest plots.	81
Table 9 - Description of traits and methods of measurement. We followed standardized protocols and traits were measured on reproductively mature, healthy-looking individuals located in well-lit environments (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013).....	82
Table 10 - Weed species of which we determined traits in the experiment, according to the sampling period.	83

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

DF – Diversidade Funcional

FD – Functional Diversity

FR – Functional Redundancy

LEAp – Laboratório de Ecologia Aplicada da UFSC

RF – Redundância Funcional

SAFs – Sistemas agroflorestais

SAFS – Sistema Agroflorestal Sucessional

SE – Serviços Ecosistêmicos

SEM – Structural Equation Model

UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

SUMÁRIO

1	APRESENTAÇÃO.....	13
2	ESTRUTURA DA TESE	15
3	GLOSSÁRIO	16
4	INTRODUÇÃO GERAL	19
5	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	22
5.1	BIODIVERSIDADE	22
5.2	DIVERSIDADE FUNCIONAL	24
5.3	REDUNDÂNCIA FUNCIONAL.....	31
5.4	PLANTAS ESPONTÂNEAS.....	32
5.5	SISTEMAS AGROFLORESTAIS.....	34
5.6	MODELOS DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS	38
6	HIPÓTESE GERAL	40
7	OBJETIVOS	41
7.1	OBJETIVO GERAL.....	41
7.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	41
8	CAPÍTULO I - FUNCTIONAL REDUNDANCY IS MORE IMPORTANT THAN FUNCTIONAL DIVERSITY IN WEED SUPPRESSION DURING EARLY AGROFOREST SUCCESSION.....	42
8.1	SUMMARY	42
8.2	INTRODUCTION.....	43
8.3	MATERIALS AND METHODS	45
8.3.1	<i>Study site</i> 45	
8.3.2	<i>Experimental design</i>	45
8.3.3	<i>Data collection</i>	46
8.3.4	<i>Measuring functional diversity (FD) and functional redundancy (FR)</i>	47
8.3.5	<i>Data analysis</i>	48

8.4	RESULTS.....	50
8.5	DISCUSSION	52
8.6	ACKNOWLEDGEMENTS	55
9	SUPPORTING INFORMATION – CAPÍTULO I	56
9.1	SUPPLEMENTARY METHODS.....	56
9.2	SUPPLEMENTARY RESULTS.....	59
10	CAPÍTULO II - PLANNED FUNCTIONAL DIVERSITY IS THE DRIVER OF MULTIPLE ECOSYSTEM FUNCTIONS DURING EARLY AGROFORESTRY SUCCESSION.....	61
10.1	ABSTRACT	61
10.2	PORTUGUESE ABSTRACT	62
10.3	INTRODUCTION.....	63
10.4	MATERIALS AND METHODS	64
10.4.1	<i>Study site.....</i>	<i>65</i>
10.4.2	<i>Experimental design.....</i>	<i>65</i>
10.4.3	<i>Data collection.....</i>	<i>67</i>
10.4.4	<i>Measuring functional diversity (FD).....</i>	<i>69</i>
10.4.5	<i>Data analysis.....</i>	<i>69</i>
10.5	RESULTS.....	71
10.6	DISCUSSION	72
10.7	AUTHOR’S CONTRIBUTIONS.....	74
10.8	DATA AVAILABILITY STATEMENT	75
10.9	ACKNOWLEDGEMENTS	75
11	SUPPORTING INFORMATION – CAPÍTULO II.....	76
11.1	SUPPLEMENTARY METHODS.....	76
11.2	SUPPLEMENTARY RESULTS.....	85
12	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	88
13	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93
14	APÊNDICE 3 – CROQUI DO EXPERIMENTO	105

15	ANEXO 1 – ANÁLISE DO SOLO NA ÁREA EXPERIMENTAL.....	111
-----------	--	------------

1 APRESENTAÇÃO

Esta tese foi desenvolvida como parte de um experimento planejado, para ser de longa duração, pelos professores e estudantes do Laboratório de Ecologia Aplicada (LEAp) da UFSC. O experimento foi implantado na Fazenda Experimental da Ressacada (Florianópolis) em 2016, usando Sistema Agroflorestal Agroecológico Sucessional (SAFS), isto é, agroflorestas inspiradas na sucessão natural de ecossistemas naturais (Figura 1). A ideia central consiste em consórcios de cultivos com idêntico número de espécies (riqueza) que variam em diversidade funcional. Com isso, a equipe do LEAp procura entender de que forma a diversidade planejada interage com fatores ambientais e com a biodiversidade associada nos agroecossistemas; e como influenciam seu funcionamento e os benefícios para os seres humanos².

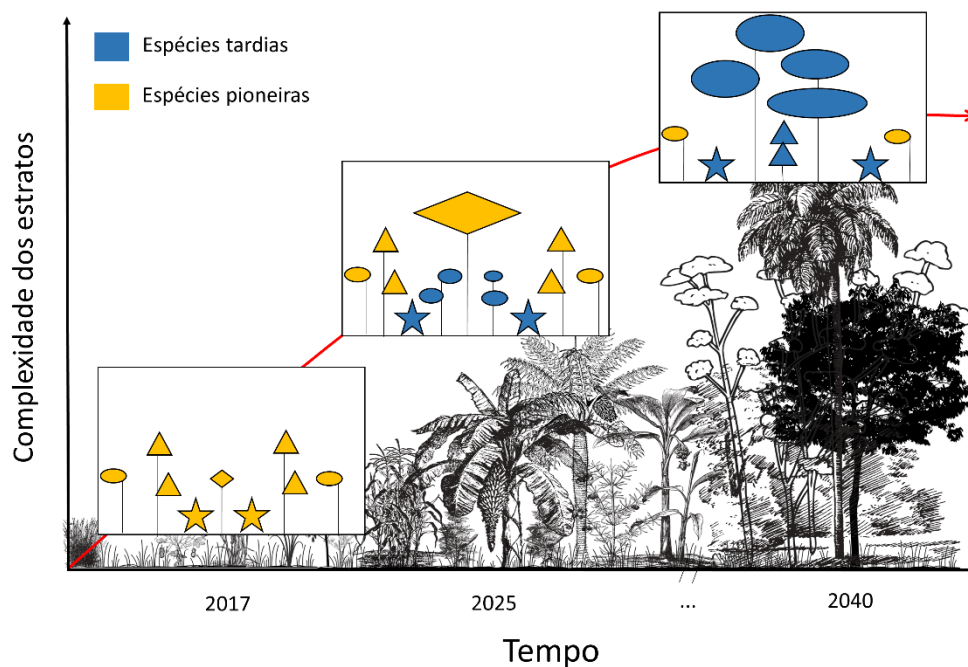


Fig. 1 - Modelo conceitual da evolução temporal do experimento agroflorestal sucessional.

Este experimento foi desenvolvido com auxílio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) com o projeto CNPq Universal 409638/2016-1. Nele, além desta tese, já foram desenvolvidas duas dissertações de mestrado e

² <http://leap.ufsc.br/>

estão em andamento uma tese de doutorado e três dissertações de mestrado. Os autores e títulos dos trabalhos realizados no experimento estão listados abaixo em ordem cronológica.

Trabalhos concluídos:

1) Jéssyca Barroso Borges. 2017. Efeitos da identidade e diversidade funcionais sobre o acúmulo de serapilheira e a respiração basal em um agroecossistema no Sul do Brasil. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina.

2) Renata Rodrigues Lucas. 2017. Efeitos da estrutura funcional de consórcios agroflorestais agroecológicos em estágio inicial sobre a cobertura total e atributos funcionais de plantas espontâneas. Dissertação (Mestrado em Recursos Genéticos Vegetais) - Universidade Federal de Santa Catarina.

Trabalhos em andamento:

1) Marinice Teleginski. Início: 2017. Efeito da diversidade funcional vegetal sobre serviços ecossistêmicos de provisão e regulação em sistemas agroflorestais. Tese (Doutorado em Recursos Genéticos Vegetais) - Universidade Federal de Santa Catarina, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior. (Orientador).

2) Fabíola Mendes Martins. Início: 2019. Efeitos da diversidade funcional na eficiência no uso de nitrogênio e fósforo em sistemas agroflorestais sucessionais. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina.

3) Larissa Aparecida Augusto. Início: 2019. Efeito da diversidade funcional sobre o acúmulo de biomassa em sistemas agroflorestais sintrópicos. Dissertação (Mestrado profissional em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina.

4) Djalma Roecker Júnior. Início: 2019. Diversidade funcional e plantas espontâneas em sistemas agroflorestais após fechamento do dossel. Dissertação (Mestrado em Recursos Genéticos Vegetais) - Universidade Federal de Santa Catarina.

No do contexto deste projeto guarda-chuva, esta tese foi construída usando a abordagem de atributos funcionais para entender as relações entre plantas cultivadas, plantas espontâneas e múltiplas funções de SAFs, em que supressão de plantas espontâneas foi um processo prioritário avaliado. Os dados foram analisados através de Modelos de Equações Estruturais que possibilitou visualizar demandas conflitantes (*trade-offs*) e sinergias entre as funções agroecossistêmicas avaliadas e a diversidade funcional das plantas.

2 ESTRUTURA DA TESE

Esta tese é formada por um glossário, introdução geral, fundamentação teórica, objetivos, hipótese geral, dois capítulos principais e considerações finais. Os dois capítulos são apresentados em forma de artigos científicos, em inglês, pois foram submetidos a revistas internacionais.

O primeiro capítulo é um artigo submetido em 2020 para publicação na revista *Weed Research*³. Nele foi avaliado tanto a diversidade funcional quanto à redundância funcional da vegetação dos SAFS na supressão de plantas espontâneas, para os primeiros dados coletados após quatro meses da implantação do experimento. Nessa fase inicial crítica, o estabelecimento das espécies cultivadas é comprometido devido à grande competitividade com plantas espontâneas e condições edafoclimáticas adversas. Esses desafios tendem a diminuir com o decorrer do tempo, pela evolução do sistema com processos biogeoquímicos mais próximos de ecossistemas naturais. Considerando essa escala de tempo, os dados foram analisados numa escala espacial de 0,5 x 0,5 m, em que espécies de plantas vizinhas podem interagir entre si.

No segundo capítulo, é apresentado o artigo submetido também em 2020 para publicação em na revista *Journal of Applied Ecology*⁴. Neste estudo foi avaliado como a diversidade funcional se relaciona com múltiplas funções de SAFs, numa escala espacial e temporal maior que o primeiro estudo. Foram analisados dados de dois períodos de coletas (verão e inverno de 2017) considerando os SAFS de 9 x 9 m como unidade experimental. Além da supressão de plantas espontâneas, também foram avaliados a interceptação de luz, proteção do solo e produção dos SAFs.

³ <https://onlinelibrary.wiley.com/journal/13653180>

⁴ <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/journal/13652664>

3 GLOSSÁRIO

Definições de importantes conceitos presentes nesta tese:

Agricultura multifuncional: atividade agrícola que conjuntamente produz serviços de provisão e outros serviços ecossistêmicos como de regulação e cultural, contribuindo para viabilidade socioeconômica em agroecossistemas (RENTING et al., 2009).

Agroecossistemas: são ecossistemas manejados por seres humanos para produzir alimentos, rações, bens como madeira, fibras e outros produtos naturais para uso próprio e/ou para o mercado. Consistem em três subsistemas interligados e de forte interação: (1) os campos manejados, chamados de subsistema produtivo; (2) os habitats semi-naturais ou naturais que os cercam; e (3) o subsistema humano composto de assentamentos e infra-estruturas. Analogamente a um ecossistema natural, qualquer benefício que a humanidade deriva de um agroecossistema é chamado de serviço ecossistêmico (MOONEN; BÀRBERI, 2008)

Atributo funcional: qualquer característica morfológica, fisiológica ou fenológica, mensurável em nível de indivíduo, que tenha efeito na sua adaptabilidade ao ambiente (*fitness*) (VIOLLE et al., 2007) e que possa afetar o funcionamento do ecossistema (LAVOREL; GARNIER, 2002). Exemplos: área foliar, conteúdo de nitrogênio foliar, tamanho de raiz, tamanho da semente, altura da planta, habilidade de rebrote, capacidade de fixação de nitrogênio, entre outros (DÍAZ; CABIDO, 2001; PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013).

Complementariedade de nichos: efeito que ocorre quando diferentes formas de aquisição de recursos (água, luz e nutrientes) pelas espécies, no tempo e no espaço, permite a utilização destes recursos de forma mais completa (NAEEM et al., 1994).

Diversidade funcional: é o valor e amplitude de atributos funcionais dos organismos num dado ecossistema (DÍAZ; CABIDO, 2001).

Ecossistema: qualquer unidade que abranja todos os organismos que funcionam em conjunto numa dada área, interagindo com o ambiente físico de tal forma que o fluxo de energia produza estruturas bióticas claramente definidas e uma ciclagem de matérias entre as partes vivas e não vivas (ODUM, 1988).

Estabilidade: é uma propriedade ecossistêmica que se refere a um amplo número de potenciais fenômenos, incluindo resistência a perturbações (habilidade de permanecer no mesmo estado, dado uma perturbação), resiliência a perturbações (habilidade de retornar ao estado anterior à

perturbação), invariabilidade em resposta a flutuações nas condições abióticas e na comunidade biótica (HOOPER et al., 2005).

Funções ecossistêmicas: são serviços ecossistêmicos não reconhecidos pelo senso comum como importantes para manutenção vida humana, como serviços de regulação e suporte (conceito discutido e adotado pelo LEAp).

Funcionamento do ecossistema: o fluxo de energia e materiais através do arranjo de componentes bióticos e abióticos de um ecossistema. Inclui muitos processos ecológicos, tais como produção primária (processo pelo qual plantas usam a luz solar para converter matéria inorgânica em novo tecido biológico), transferência trófica através de plantas e animais, ciclagem de nutrientes (processo pelo qual nutrientes essenciais biologicamente são capturados, liberados e capturados novamente), decomposição, dinâmica da água e transferência de calor. O conceito é usado aqui no sentido amplo e pode, portanto, ser tomado como sinônimo de propriedade, estrutura e função do ecossistema (DÍAZ et al., 2015).

Parâmetros demográficos: característica populacional que condiciona diretamente a taxa de aumento da população. Exemplo: taxas de nascimento, morte, imigração e emigração (VIOLLE et al., 2007).

Propriedade ecossistêmica: qualquer característica ou processo como decomposição, disponibilidade de recursos do solo, produção de biomassa, estabilidade, diversidade da comunidade (VIOLLE et al., 2007).

Redundância funcional: é o componente da diversidade de espécies relacionado a quanto dessa diversidade está exercendo a mesma função em um dado ecossistema (WALKER, 1992).

Serviços ecossistêmicos: benefícios diretos e indiretos obtidos pelo homem a partir dos ecossistemas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Estes incluem: (1) serviços de provisão como comida e água; (2) serviços de regulação como regulação climática, controle de inundações e de doenças; (3) e serviços culturais, como recreação, religioso, espiritual e outros benefícios não materiais; e (4) serviços de suporte como formação e solo, ciclagem de nutrientes e produtividade primária. Na definição original da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005) o conceito inclui desde os serviços de suporte (neste trabalho considerados funções ecossistêmicas), até os serviços ecossistêmicos finais, bens e valores antropocêntricos. Outras abordagens distinguem os “serviços ecossistêmicos finais” que geram diretamente ganhos para pessoas através de bens,

do termo mais amplo, que considera “bens e serviços ecossistêmicos” como sinônimo de serviços ecossistêmicos (DÍAZ et al., 2015). Neste trabalho foi adotado o termo mais amplo.

4 INTRODUÇÃO GERAL

Nos últimos 50 anos, para intensificar a produção de alimentos, fibras, fármacos e biocombustíveis, a atividade agrícola tem negligenciado outras funções importantes, como: polinização, fertilidade do solo, ciclagem de nutrientes, controle de inundações e da qualidade da água, sequestro de carbono e regulação climática. (CARDINALE et al., 2012; ISBELL et al., 2017a; TILMAN, 2002; TILMAN et al., 2011). Desta forma, o modelo agrícola industrial vigente tem sido considerado como um dos principais responsáveis pela transgressão de limites planetários considerados seguros para a manutenção da vida terrestre como a conhecemos hoje, no que diz respeito aos ciclos de nitrogênio, fósforo e à perda da biodiversidade (ROCKSTRÖM et al., 2009; STEFFEN et al., 2015).

A agricultura contemporânea enfrenta desafios devido à necessidade de manter ou aumentar as contribuições materiais para as pessoas (DÍAZ et al., 2018), reduzindo simultaneamente os impactos ambientais para manter as outras funções ecossistêmicas (BENNETT; PETERSON; GORDON, 2009; FOLEY et al., 2011; GABA et al., 2014). Para isso, faz-se necessário adotar manejos agrícolas que possam reduzir ou mesmo eliminar as demandas conflitantes entre essas funções (POWER, 2010) de forma a alcançar uma agricultura multifuncional (RENTING et al., 2009). Uma alternativa é manejar os agroecossistemas para regular as comunidades de insetos, doenças e plantas espontâneas, que interferem diretamente na produtividade agrícola, usando conceitos e teorias da ecologia de ecossistemas naturais (GABA et al., 2014, 2017a).

Dentre os tipos de sistemas produtivos onde se faz uso de conceitos e teorias ecológicas estão os sistemas agroflorestais (SAFs) – sistemas que intencionalmente integram cultivos lenhosos com outros cultivos perenes e/ou anuais nas mesmas unidades de manejo. Dentro destes sistemas, os diferentes arranjos de espécies, no tempo e no espaço, são fatores discriminantes para as várias categorias de SAFs existentes, variando de consórcios mais simples até plantios altamente diversificados (MALÉZIEUX et al., 2009). SAFs têm se mostrado como sistemas produtivos e de recuperação de áreas degradadas possível de serem implantados em áreas que, a princípio, não são favoráveis à agricultura. Vêm ganhando adeptos tanto por parte de agricultores e movimentos sociais, como também de pessoas não originárias do meio rural e que procuram integrar os agroecossistemas como uma mudança de estilo de

vida. Em muitas destas situações, mão-de-obra, insumo ou mesmo as condições edafoclimáticas locais são fatores limitantes, tornando-se imprescindível aproveitar o conhecimento proveniente da ecologia para consolidação do sistema (SIMÕES-RAMOS; SIDDIQUE, 2017). Desta forma, pesquisas que avaliam processos agroflorestais iniciais podem contribuir na solução de problemas (como solos com baixa fertilidade e alta competição das plantas espontâneas) durante o período crítico de implantação de SAFs.

Por aumentarem intencionalmente a diversidade de organismos vivendo em paisagens sob manejo agrícola (agrobiodiversidade), SAFs altamente diversificados são potencialmente capazes de contribuir significativamente para a obtenção de múltiplas funções ecossistêmicas, ou seja, para a multifuncionalidade do agroecossistema (FINNEY; KAYE, 2017a; PUMARIÑO et al., 2015; WOOD et al., 2015a). Mas quanto de biodiversidade é necessário? E qual aspecto da diversidade é mais importante? Afinal, a biodiversidade é um termo amplo, usado para representar a variedade de vida na Terra, apresentando inúmeras dimensões, como por exemplo a taxonômica, filogenética e funcional (ISBELL et al., 2017a).

Há crescentes evidências de que a diversidade funcional (DF, a diversidade de atributos funcionais) é a dimensão da biodiversidade mais diretamente relacionada com o funcionamento dos ecossistemas (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHNICK, 2011; DÍAZ et al., 2007; DÍAZ; CABIDO, 2001; LAVOREL; GARNIER, 2002; REICH, 2014). Adicionalmente, tem sido proposto que a redundância funcional em comunidades (a diversidade de espécies com a mesma função ecológica) é o componente da diversidade relacionado com resiliência, confiabilidade e vulnerabilidade de ecossistemas (DE BELLO et al., 2007; JONER et al., 2011; LALIBERTÉ et al., 2010; NAEEM, 1998; PILLAR et al., 2013; WALKER, 1992).

Esses dois componentes da diversidade (redundância e diversidade funcional) podem ser abordados através da ecologia baseada em atributos (*trait-based ecology*) (PILLAR et al., 2013; SHIPLEY et al., 2016). Nesta abordagem, a palavra atributo se refere mais especificamente a atributo funcional (SHIPLEY et al., 2016). Atributos funcionais como a massa foliar por área e concentração de nitrogênio foliar expressam diferentes aspectos da estratégia da folha (espectro econômico foliar) para a captura e conservação de recursos (DÍAZ et al., 2016; REICH, 2014; WRIGHT et al., 2004). Assim, baixos valores de massa foliar por área (folhas mais finas) e elevada concentração de nitrogênio foliar são encontrados em plantas

“exploradoras”, com rápida aquisição de nutrientes e de rápida renovação de folhas. Enquanto altos valores de massa foliar por área (folhas mais densas) e pobres em nutrientes são encontrados em plantas chamadas "conservadoras", de crescimento mais lento e maior longevidade das folhas (WRIGHT et al., 2004). Por sua vez, as características das plantas exploradoras têm reflexos nas propriedades ecossistêmicas relacionadas com rápida assimilação de nutrientes e produtividade, como a rápida decomposição de serapilheira, alta disponibilidade de nitrogênio para o sistema e alta digestibilidade e palatabilidade para herbívoros. Em contraste, ambientes dominados por plantas conservadoras apresentam ciclos biogeoquímicos mais lentos, maior acumulação de serapilheira, resistência à herbivoria, acumulação de matéria orgânica no solo e retenção de nitrogênio (LAVOREL; GRIGULIS, 2012).

Após 20 anos de pesquisas avaliando os efeitos dos atributos funcionais nos processos de ecossistemas naturais ou seminaturais, cientistas advogam para o uso dessa abordagem para desenvolver agroecossistemas multifuncionais (ABALOS et al., 2019). Estudos recentes sugerem que ao maximizar a diversidade funcional podemos ter agroecossistemas com maiores níveis de multifuncionalidade (BLESH, 2018; FINNEY; KAYE, 2017b; MARTIN; ISAAC, 2015a; STORKEY et al., 2015). Entretanto, poucas publicações têm relatado estudos que manipulam e testam a diversidade funcional no funcionamento de ecossistemas independentemente do número de espécies (CADOTTE, 2017; REICH et al., 2004; TOBNER et al., 2016). A implementação dessa abordagem na agricultura é dificultada pelo nosso entendimento limitado da relação entre atributos funcionais de plantas e processos ecossistêmicos (ABALOS et al., 2019). Neste sentido, esta tese se propõe a contribuir para diminuir as incertezas com relação aos efeitos diretos, indiretos e demandas conflitantes entre biodiversidade e funções ecossistêmicas em agroecossistemas.

5 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

5.1 BIODIVERSIDADE

Biodiversidade (contração da diversidade biológica) é a variabilidade de organismos vivos, tanto terrestres, marinhos, quanto de outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos dos quais fazem parte. Há diversas dimensões ou componentes da biodiversidade, que refletem a variação genética, fenotípica, filogenética e de atributos funcionais, bem como mudanças na abundância e distribuição ao longo do tempo e espaço, dentro e entre as espécies, comunidades biológicas e ecossistemas (DÍAZ et al., 2015).

Desta forma, biodiversidade pode ser quantificada em múltiplas escalas (por exemplo, diversidade- α , diversidade- β e diversidade- γ), usando medidas de riqueza (quantidade das formas de vida individuais), equabilidade (uniformidade da abundância relativa das formas de vida); heterogeneidade (diferença entre as formas de vida), ou a combinação dessas medidas (CARDINALE et al., 2012; ISBELL et al., 2017a). Assim, diferentes índices de diversidade refletem diferentes componentes da biodiversidade (DE BELLO et al., 2007).

A importância da biodiversidade para o bem estar dos seres humanos foi reconhecida em 1992 com a formação da Convenção da Diversidade Biológica – um acordo internacional entre 193 países para apoiar a conservação da biodiversidade, o uso sustentável dos seus componentes, e a distribuição justa e equitativa dos seus benefícios (CARDINALE et al., 2012). Mais recentemente, em 2012, a Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES) foi criada como um órgão intergovernamental independente, aberto a todos os países membros das Nações Unidas, com o objetivo de fortalecer a interface político-científica para a biodiversidade e serviços ecossistêmicos para a conservação e uso sustentável da biodiversidade, para o bem-estar humano a longo prazo e desenvolvimento sustentável (DÍAZ et al., 2015).

Seres humanos influenciam diretamente a biodiversidade mudando a forma de uso da terra, o clima e os ciclos biogeoquímicos, bem como introduzindo espécies nos ecossistemas - ações conhecidas coletivamente como impulsores antropogênicos (ISBELL et al., 2017a). A partir de uma revisão de 1700 artigos, Cardinale et al. (2012) concluíram que (1) a otimização de ecossistemas para certos serviços de provisão, especialmente para produção de alimentos, fibras e biocombustíveis, simplificou enormemente sua composição e funcionamento; (2) a simplificação melhorou certos serviços de provisão, mas reduziu outros, particularmente serviços de regulação; e (3) a simplificação levou a grandes perdas da biodiversidade. Assim, em escala global, as atividades antrópicas estão conduzindo à sexta extinção em massa da história de vida na Terra. Numa escala espacial e temporal

pequena, na qual espécies interagem uma com as outras, a perda de biodiversidade reduz o funcionamento do ecossistema e a sua estabilidade (ISBELL et al., 2017a).

Para explicar a relação positiva entre biodiversidade e funções ecossistêmicas, como produção de biomassa, três explicações têm sido propostas: (1) o efeito de seleção sugere que comunidades mais diversas têm maior probabilidade de apresentar espécies altamente produtivas (GRIME, 1998); (2) o efeito de complementariedade de nichos, quando diferentes formas de aquisição de recursos pelas espécies (água, luz e nutrientes), no tempo e no espaço, permite a utilização destes recursos de forma mais completa (NAEEM et al., 1994); e (3) facilitação, que são interações positivas no estabelecimento e sobrevivência entre espécies que ocorrem simultaneamente (KELEMEN et al., 2015). Os três efeitos não são mutuamente exclusivos e podem ter pesos diferentes na determinação de diferentes funções ecossistêmicas (SONKOLY et al., 2019).

Com relação à estabilidade dos processos ecossistêmicos, a hipótese é de que o aumento da biodiversidade assegura o ecossistema contra a redução do seu funcionamento porque muitas espécies podem ter a mesma função (funcionalmente redundantes) e garantir os processos ecossistêmicos sejam mantidos mesmo que alguma espécie venha faltar (NAEEM; LI, 1997; WALKER, 1992; YACHI; LOREAU, 1999). Considerando que diferentes espécies têm respostas assíncronas às flutuações ambientais, um sistema altamente diversificado tem maior probabilidade de conter espécies altamente adaptadas às condições limitantes do ambiente, reduzindo assim a instabilidade nos processos ecossistêmicos (ISBELL et al., 2017a; MALÉZIEUX et al., 2009).

Em escalas intermediárias de tempo (dentro das quais decisões sobre o uso do solo são tomadas) e espaço (em paisagens ou regiões), mudanças na biodiversidade podem alterar o suprimento de serviços ecossistêmicos (ISBELL et al., 2017a). Por exemplo, para serviços de provisão: (1) diversidade genética intraespecífica aumenta a produtividade de cultivos comerciais na produção agrícola; (2) diversidade de espécies de árvores aumentam a produção de madeira em silviculturas; (3) diversidade de espécies em pastagens aumenta a produção de forragem; (4) o aumento da diversidade de peixes está associado à alta estabilidade de produção de peixes. Para serviços de regulação: (1) o aumento de diversidade de plantas aumenta a resistência à invasão por plantas exóticas; (2) a incidência de fungos e vírus patogênicos é menor em comunidades mais diversificadas de plantas; (3) diversidade de espécies de plantas aumenta o sequestro de carbono acima do solo através do aumento de produção de biomassa; (4) maior riqueza de espécies aumenta a mineralização de nutrientes e a matéria orgânica do solo (CARDINALE et al., 2012) (Figura 2).

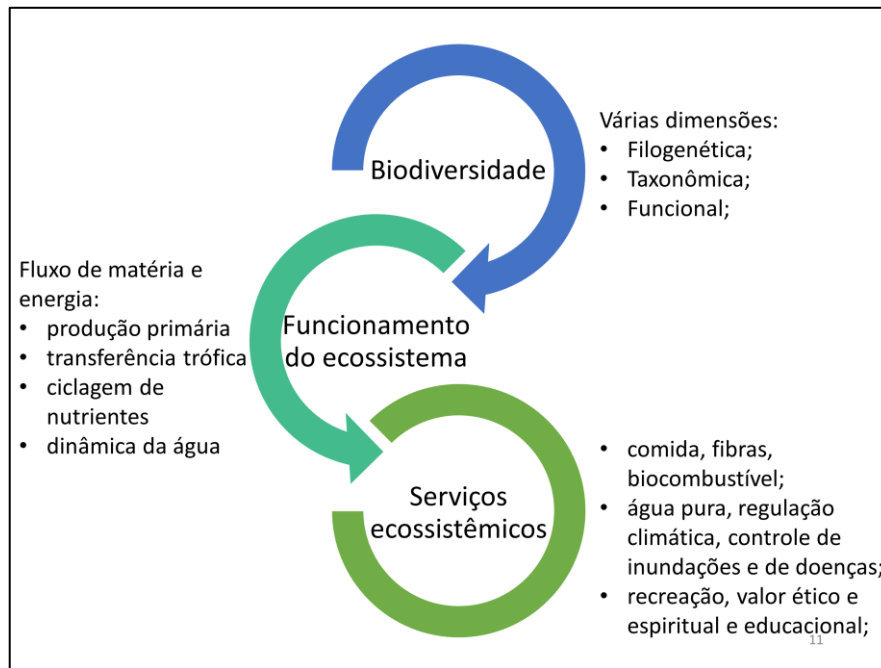


Fig. 2 - Efeito cascata da relação biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

Há, portanto, evidências abundantes de que as mudanças na biodiversidade, conduzida pelo homem, podem afetar substancialmente vários serviços ecossistêmicos, alterando o funcionamento e a estabilidade do ecossistema em múltiplas escalas de espaço e de tempo (ISBELL et al., 2017a). Além disso, muitas demandas conflitantes (*trade-offs*) entre os serviços ocorrem em diferentes escalas espaciais e temporais. Os ganhos da simplificação dos ecossistemas são muitas vezes locais e de curto prazo, enquanto os custos são transmitidos às pessoas em outros locais, ou para as gerações futuras (CARDINALE et al., 2012).

Embora uma monocultura possa ter uma alta performance para uma única função sob condições ambientais específicas; a mistura de muitas espécies contribui para muitas funções, sob um amplo espectro de condições. Apesar desse conhecimento, ainda há muitas incertezas com relação aos efeitos diretos, indiretos e demandas conflitantes entre biodiversidade, funções ecossistêmicas e oferta de serviços ecossistêmicos (ISBELL et al., 2017b, 2017a). Serviços ecossistêmicos são frequentemente regulados por múltiplas funções, que por sua vez, não necessariamente respondem a mudanças na biodiversidade da mesma forma. Desta forma, o desafio ainda é tentar entender como diferentes dimensões da diversidade afetam serviços ecossistêmicos e quantificar a rede de relações causais entre os serviços ecossistêmicos (CARDINALE et al., 2012; ISBELL et al., 2017a).

5.2 DIVERSIDADE FUNCIONAL

O conhecimento que relaciona biodiversidade com serviços ecossistêmicos tem sido construído através de pesquisas que usam, principalmente, a riqueza de espécies como medida de

diversidade. Entretanto, espécies representam “pacotes” para toda variação genética e de características (atributos) que influenciam a eficiência e metabolismo de um organismo (CARDINALE et al., 2012). Desta forma, tem sido proposto que a diversidade filogenética e de atributos funcionais podem ser melhores preditores do funcionamento do ecossistema que a riqueza de espécies (ISBELL et al., 2017a). Entre estas duas dimensões citadas, esta tese tem foco na diversidade funcional (DF), isto é, na diversidade de atributos funcionais.

De fato, análises utilizando atributos funcionais têm explicado melhor a variação em processos ecossistêmicos do que a riqueza de espécies por si (CADOTTE, 2017; MOKANY; ASH; ROXBURGH, 2008; TOBNER et al., 2016). Tais evidências têm significativas implicações para os agroecossistemas. Por exemplo, se a DF de um consórcio de culturas é mais importante para as funções do ecossistema do que a riqueza de espécies, otimizar a diversidade para garantir serviços ecossistêmicos pode não exigir, necessariamente, um aumento na riqueza de espécies (FINNEY; KAYE, 2017a).

A DF de uma comunidade foi originalmente descrita pela diversidade de grupos funcionais. Estes, agrupavam espécies semelhantes em relação à característica como formas de vida, fenologia ou formas de aquisição de recursos (por exemplo, plantas fixadoras e não fixadoras de nitrogênio, plantas C3 e C4, plantas anuais e perenes) (GARNIER; NAVAS, 2012b; LAVOREL et al., 1997). Desta forma, costumava-se medir a DF pela quantidade de grupos funcionais (riqueza funcional). Nesta abordagem a diferença dentro dos grupos era negligenciada, assim como a abundância dos grupos. Ainda, ela depende fortemente da classificação de espécies em grupos funcionais e não há nenhum método padronizado para essa classificação. Como alternativa a esses gargalos, passou-se a medir a DF a partir das características (atributos) das espécies (BOTTA-DUKÁT, 2005).

Atualmente, uma definição, não consensual, mas amplamente adotada, para DF é “o valor e amplitude de atributos funcionais dos organismos num dado ecossistema”. O valor dos atributos se refere a presença e abundância relativa de certos níveis de atributos como valores de área foliar, altura de planta, ou tipo de dormência da semente, por exemplo. Enquanto que amplitude dos atributos se refere à diferença entre os valores extremos dos atributos como, por exemplo, amplitude da área foliar, da altura de plantas do tamanho de raiz (DÍAZ; CABIDO, 2001).

Nesta abordagem, atributo, ou mais especificamente atributo funcional, é qualquer característica morfológica, fisiológica ou fenológica, mensurável em nível de indivíduo, que tenha efeito na sua adaptabilidade ao ambiente (*fitness*) (VIOLLE et al., 2007) e possa afetar o funcionamento do ecossistema (LAVOREL; GARNIER, 2002). Exemplos de atributos funcionais: área foliar, conteúdo de nitrogênio foliar, tamanho de raiz, tamanho da semente, altura da planta, habilidade de rebrote, capacidade de fixação de nitrogênio, entre outros (DÍAZ; CABIDO, 2001; PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013).

Essas características podem ainda ser classificadas como atributos de resposta e atributos de efeito. O primeiro é aquele que varia em resposta aos fatores ambientais, enquanto o último é qualquer atributo que afeta o funcionamento do ecossistema (VIOLLE et al., 2007). Estes conceitos podem ser usados para organismos de maneira geral, mas no âmbito deste trabalho estarão relacionados às plantas. Desta forma, atributos funcionais podem explicar não somente como as plantas afetam o ambiente (atributos de efeito), mas também como diferentes fatores ambientais selecionam espécies de plantas que possuem determinados valores (ou categorias) de atributos (atributos de resposta) (LAVOREL; GARNIER, 2002).

Diferenças na morfologia, química, fisiologia e fenologia afetam a habilidade dos indivíduos de crescerem, sobreviverem, reproduzirem e se dispersarem em um dado ambiente (isto é, adaptabilidade ao ambiente e demografia). Diferenças nos parâmetros demográficos afetam as dinâmicas das populações. Dinâmicas populacionais diferentes entre espécies coexistentes determinam a composição e estrutura da comunidade. Finalmente, isso tudo afeta o funcionamento do ecossistema porque afeta a captura, perda e ciclagem de recursos e energia. Essas mudanças no funcionamento do ecossistema podem então alterar a adaptabilidade, consequência dos atributos (SHIPLEY et al., 2016)

Os efeitos da biodiversidade no funcionamento do ecossistema (efeito de seleção, complementariedade e facilitação) podem ser avaliados usando a abordagem baseada em atributos funcionais. Pode-se analisar a estrutura funcional da comunidade, composta pela identidade funcional (dominância de atributos) e a diversidade funcional (dissimilaridade de atributos). Tanto para o efeito de seleção como para complementariedade, a alta biodiversidade provê uma ampla variação de atributos (GARNIER; NAVAS, 2012b; LOREAU, 2000).

Sob o efeito de seleção, a variação dos atributos atua somente como uma condição inicial, então o processo de seleção promove dominância por espécies com valores extremos de atributos (LOREAU, 2000). Pela hipótese da razão de massa, os processos ecossistêmicos são determinados, majoritariamente, pelos atributos das plantas dominantes (Identidade Funcional do sistema) e são relativamente insensíveis à riqueza das outras espécies de plantas (GRIME, 1998). O papel dos atributos das espécies em influenciar os processos ecossistêmicos, fazendo alusão à hipótese da razão de massa, pode ser quantificado através da média dos valores dos atributos, ponderada pela abundância das espécies que fazem parte da comunidade (CWM - *community weighted mean*) (MOKANY; ASH; ROXBURGH, 2008). CWM é uma medida direta da Identidade Funcional e pode ser resumida de forma mais eficiente pela hipótese da razão de massa (TOBNER et al., 2016), que propõe que a influência nas funções pelas espécies é proporcional a sua abundância (GRIME, 1998). CWM representa o valor mais provável de atributo que uma espécie, tomada ao acaso numa comunidade, pode apresentar (GARNIER; NAVAS, 2012b).

No efeito de complementariedade, a variação dos atributos forma a base para a associação permanente de espécies que aumenta a performance coletiva (LOREAU, 2000). Quando há uma maior diversidade em estratégias para uso de recursos (água, luz, nutrientes) haverá um melhor aproveitamento desses e, portanto, os efeitos nos ciclos biogeoquímicos serão maiores quando comparados a comunidades menos diversas (DÍAZ; CABIDO, 2001). De fato, conjuntos de espécies com diferentes medidas de atributos são mais propensas a ocupar nichos distintos e, portanto, utilizar os recursos disponíveis no ambiente de forma complementar, quando comparadas com conjuntos de espécies que são semelhantes umas às outras, que por sua vez, competem por recursos (LAVOREL; GARNIER, 2002) (Figura 3).

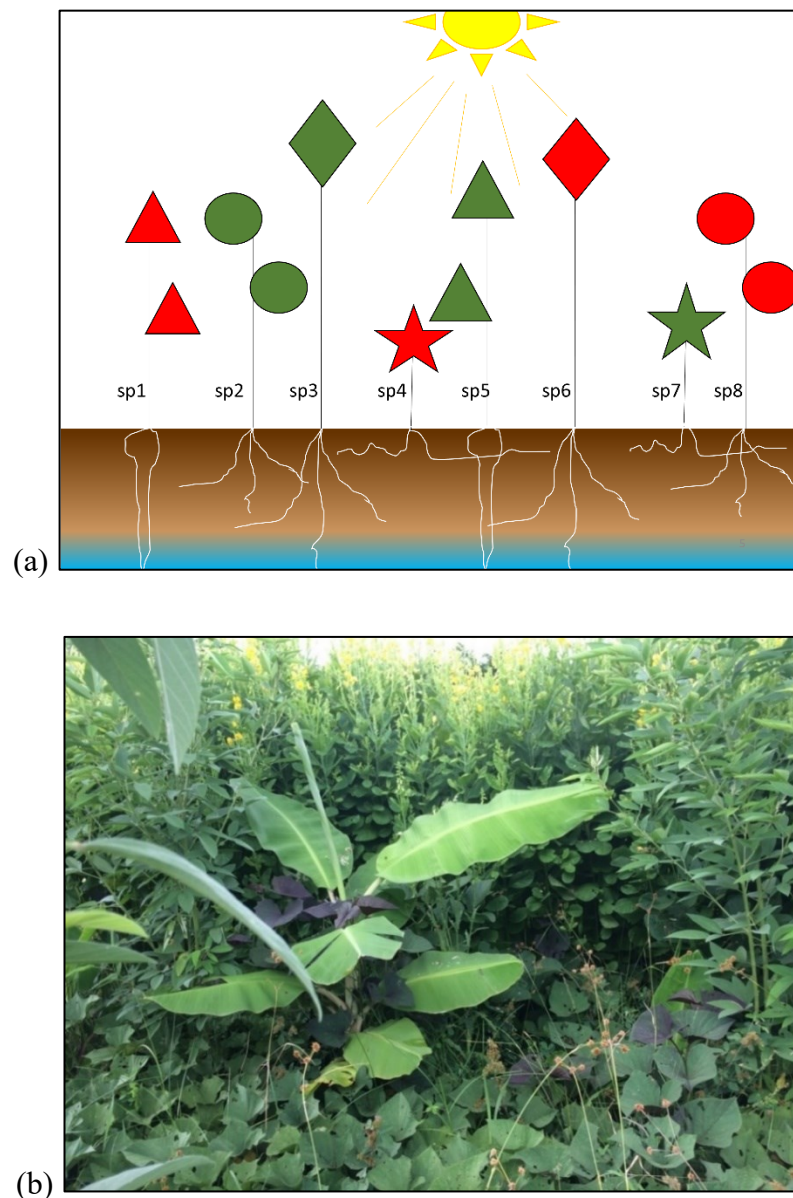


Fig. 3 - Efeito de complementariedade. (a) Ilustração de espécies acessando recursos de forma complementar. (b) Foto do experimento ilustrando espécies usando diferentes nichos ecológicos, Florianópolis-SC, 2017.

O nível de complementariedade em cada comunidade pode ser quantificado através de índices de diversidade funcional. Por definição, a diversidade funcional representa a diversidade de maneiras pelas quais as espécies acessam e utilizam recursos, com a implícita suposição de que os atributos funcionais estão diretamente ligados ao funcionamento fisiológico e uso desses recursos. (DÍAZ; CABIDO, 2001; MOKANY; ASH; ROXBURGH, 2008). O desenvolvimento e uso desses índices são altamente debatidos. Idealmente eles deveriam conseguir lidar com vários atributos, levar em consideração a abundância de espécies e as várias facetas da diversidade funcional (GARNIER; NAVAS, 2012b).

O efeito de seleção e efeito de complementariedade não são mutuamente exclusivos, e os dois podem atuar para o funcionamento do ecossistema (MOKANY; ASH; ROXBURGH, 2008). Por exemplo, em uma pesquisa com produção de biomassa, o efeito de seleção foi maximizado em parcelas com baixa diversidade funcional e plantas mais altas (atributo funcional “altura vegetativa da planta”). De maneira oposta, o efeito de complementariedade foi maior em locais com alta diversidade funcional, levando em consideração múltiplos atributos, relacionados com a estrutura da planta, reprodução, atributos foliares e de raízes (CADOTTE, 2017).

Para testar com mais detalhes o mecanismo de complementariedade, a diversidade funcional pode ser decomposta em: (1) riqueza funcional, (2) equabilidade funcional e (3) divergência funcional (MASON et al., 2005; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Estes componentes podem ser calculados, de forma individual ou combinados, através de índices que descrevem quanto do espaço de nicho (volume do espaço funcional) é ocupado pelas espécies (riqueza funcional) e como este espaço é ocupado (equabilidade e divergência, que levam a distribuição de abundância das espécies em consideração). (1) Baixa riqueza funcional indica que alguns recursos potencialmente disponíveis à comunidade não estão sendo usados, ficando então mais vulnerável à invasão de outras espécies, por exemplo. (2) Índices de equabilidade funcional medem a regularidade da distribuição de abundância num espaço de nicho. A equabilidade também está relacionada à utilização de recursos e, conseqüentemente, à vulnerabilidade e produtividade de um ecossistema. (3) Já os índices de divergência funcional medem o quão divergente estão os valores de atributos considerando a distribuição das abundâncias de espécies num espaço de nicho. Uma alta divergência funcional é causada por agrupamentos de espécies e/ou abundâncias nas extremidades do espaço de valores de determinado atributo, indicando alta diferenciação de nichos e então baixa competição por recursos, mas também pode ser indicativo de predominância de espécies com características extremas (MASON et al., 2005; SCHLEUTER; AUFRESNE; ASSOL, 2010).

As estratégias de uso de recursos pelas plantas estão relacionadas com processos ecossistêmicos associados com ciclos biogeoquímicos e disponibilidade de recursos através da cadeia alimentar (GARNIER; NAVAS, 2012b; LAVOREL; GRIGULIS, 2012; PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013). Por exemplo, atributos como a massa foliar por área e concentração de nitrogênio foliar expressam diferentes aspectos da estratégia da folha (espectro econômico foliar) para a captura e conservação de recursos como água, luz e nutrientes (DÍAZ et al., 2016; REICH, 2014; WRIGHT et al., 2004). Assim, baixos valores de massa foliar por área (folhas mais finas) e elevada concentração de nitrogênio foliar são encontrados em plantas “exploradoras”, com rápida aquisição de nutrientes e de rápida renovação de folhas. Enquanto altos valores de massa foliar por área (folhas mais densas) e pobres em nutrientes são encontrados em plantas chamadas "conservadoras", de crescimento mais lento e maior longevidade das folhas (WRIGHT et al., 2004).

Por sua vez, as características das plantas exploradoras têm reflexos nas propriedades ecossistêmicas relacionadas com rápida assimilação de nutrientes e produtividade, como a rápida decomposição de serapilheira, alta disponibilidade de nitrogênio para o sistema e alta digestibilidade e palatabilidade para herbívoros. Em contraste, ambientes dominados por plantas conservadoras apresentam ciclos biogeoquímicos mais lentos, maior acumulação de serapilheira, resistência à herbivoria, acumulação de matéria orgânica no solo e retenção de nitrogênio (Figura 4) (LAVOREL; GRIGULIS, 2012).

A promessa da ecologia baseada em atributos é de síntese, integração e predição generalizada, apesar de detalhes idiossincráticos de cada local, composição taxonômica ou localização geográfica. Essa promessa é uma das principais razões para aumento da popularidade desta abordagem (SHIPLEY et al., 2016). Neste sentido, a literatura tem recomendado a ecologia baseada em atributos nas pesquisas agrícolas, explorando diferentes manejos e contextos de solo e clima (FAUCON; HOUBEN; LAMBERS, 2017a; MARTIN; ISAAC, 2015a; SHIPLEY et al., 2016). Esta abordagem poderia ser usada para desenvolver estratégias de uso do solo e manejos que promovam a multifuncionalidade das paisagens agrícolas (WOOD et al., 2015a). Mas para isto, torna-se fundamental o conhecimento detalhado da relação entre diversidade funcional, processos e serviços em agroecossistemas (FAUCON; HOUBEN; LAMBERS, 2017a).

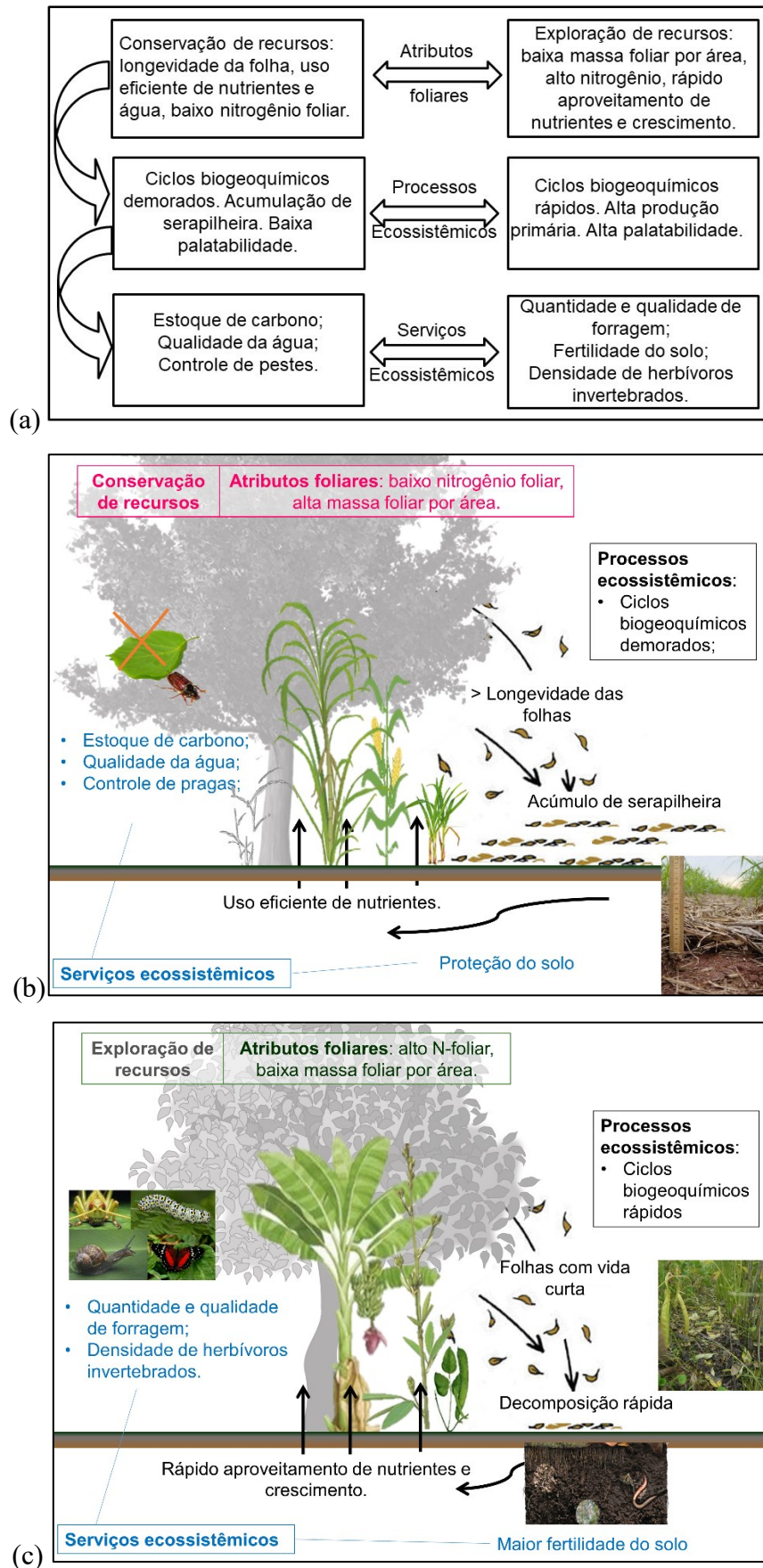


Fig. 4 – Modelo conceitual de escalonamento das demandas conflitantes entre atributos foliares e serviços ecossistêmicos (a). Ambiente dominado por espécies exploradoras (b) e conservadoras (c). Fonte: Adaptado (LAVOREL; GRIGULIS, 2012).

5.3 REDUNDÂNCIA FUNCIONAL

A redundância funcional pode ser avaliada quantificando as espécies existentes dentro de cada grupo funcional num dado ecossistema. Quanto mais espécies presentes dentro de um mesmo grupo, teoricamente, mais espécies exercendo a mesma função, e conseqüentemente, maior redundância funcional (WALKER, 1992). Ainda, redundância funcional pode ser quantificada através da diferença entre diversidade de espécies e diversidade funcional, utilizando índices de diversidade e a abordagem baseada em atributos (DE BELLO et al., 2007; PILLAR et al., 2013).

Dado a amplitude de dimensões que o termo biodiversidade aborda e a necessidade de sua conservação, a melhor forma de avaliar os efeitos do declínio da biodiversidade é focar a atenção nos aspectos da biodiversidade que são cruciais para a manutenção espacial e temporal do funcionamento dos ecossistemas. Se diferentes espécies podem ter a mesma função em determinado local, quanto de redundância há na composição biológica deste ecossistema e quais as conseqüências em modificar essa redundância? (WALKER, 1992).

O conceito de redundância de espécies em processos ecossistêmicos parece contradizer a ênfase tradicional da ecologia na singularidade das espécies (NAEEM, 1998). No entanto, espécies que exercem a mesma função no ecossistema podem diferir nas respostas frente a mudanças ambientais ou perturbações. Desta forma, o funcionamento do ecossistema pode ser mantido apesar de extinções locais de espécies causada por alguma perturbação (DE BELLO et al., 2007; PILLAR et al., 2013; WALKER, 1992). As espécies localmente extintas são compensadas pela presença de outras espécies funcionalmente similares (JONER et al., 2011). Sendo assim, quando um determinado ecossistema apresenta diversidade de espécies suficientemente alta, os processos ecossistêmicos parecem insensíveis a variações consideráveis na biodiversidade (Figura 5) (NAEEM, 1998).

Um princípio central em engenharia é que a confiabilidade sempre aumenta à medida que componentes redundantes são adicionados a um sistema. Quando este princípio é aplicado à ecologia, pode-se perceber a redundância como uma característica crítica dos ecossistemas que deve ser preservada para que estes funcionem de maneira confiável e continuem o fornecimento de serviços (NAEEM, 1998).

Desta forma, tem sido proposto que a redundância funcional nas comunidades é o componente da diversidade de espécies relacionado à estabilidade de ecossistemas, que garante resiliência ecológica (LALIBERTÉ et al., 2010; PILLAR et al., 2013) e confiabilidade do ecossistema (JONER et al., 2011; NAEEM; LI, 1997). Sendo assim, a manutenção de níveis adequados de redundância é mais uma razão para preservar a biodiversidade (NAEEM; LI, 1997).

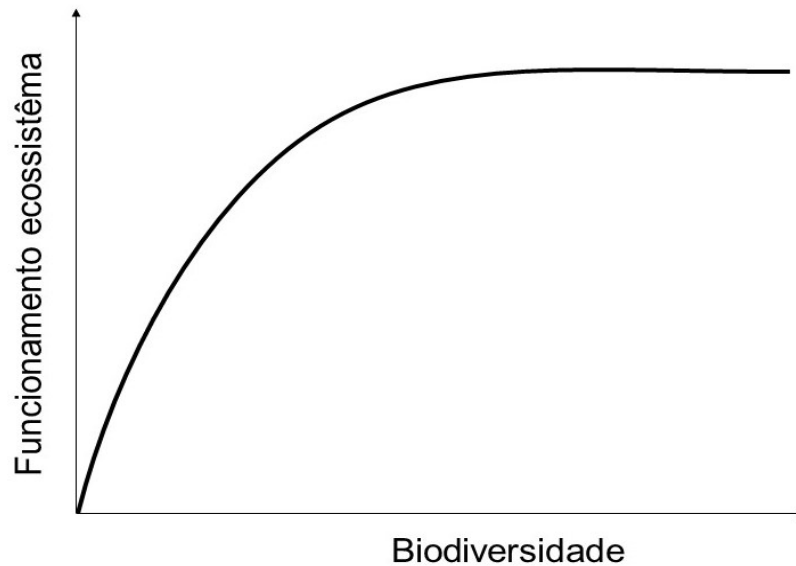


Fig. 5 - Modelo conceitual da redundância funcional. Modelo proposto por Walker (1992) mostrando a relação entre biodiversidade e o funcionamento do ecossistema.

Fonte: Adaptado (NAEEM, 1998).

5.4 PLANTAS ESPONTÂNEAS

Plantas nativas ou exóticas que nascem espontaneamente nas áreas de cultivos agrícolas (STORKEY, 2006) são denominadas “plantas espontâneas”, “daninhas”, “matos”, “invasoras”, “infestantes”, “inços” ou mesmo “nocivas”, por ocorrerem entre as plantas cultivadas ou em locais onde as pessoas acham que não podem ou não deveriam ocorrer (VALDELY FERREIRA KINUPP; HARRI LORENZI, 2014). Neste trabalho, usarei a nomenclatura plantas espontâneas.

Comunidades de plantas espontâneas geralmente exibem distribuições clássicas de abundância de espécies, isto é, com poucas espécies dominantes e muitas espécies subordinadas (DORNELAS et al., 2009). Com base no conhecimento atual sobre a organização de comunidades de plantas espontâneas, estas podem ser vistas como o resultado da interação entre (1) processos de filtros locais, devido a fatores bióticos (competição com as culturas) e abióticos (condições pedoclimáticas e práticas agrícolas); e (2) dinâmica envolvendo dispersão espacial e persistência de sementes no banco de sementes. Sob este cenário, as espécies espontâneas mais abundantes têm uma amplitude de valores de atributos que lhes permitem persistir e crescer nos agroecossistemas, refletindo suas adaptações aos filtros impostos. Em contraste, as espécies menos abundantes são aquelas que exibem valores de atributos que são filtrados, impedindo a persistência de grandes populações, e sua presença é impulsionada principalmente por fatores como dispersão aleatória e processos demográficos (PERRONNE et al., 2015). Neste sentido, as espécies espontâneas são indicadoras de condições do solo como pH, nutrientes oferecidos, compactação e lajes impermeáveis (PRIMAVESI, 2017).

Por um lado, plantas espontâneas são indicadoras de condições do solo formam a base da cadeia alimentar nos agroecossistemas, interagindo com outros organismos e afetando o funcionamento do ambiente (PETIT et al., 2011). Elas podem ser fonte de alimento e abrigo, tanto para polinizadores e inimigos naturais (BRETAGNOLLE; GABA, 2015), como para roedores, insetos e pássaros (MARSHALL et al., 2003a), além de servirem como cobertura do solo e proteção contra erosão (RUIZ-COLMENERO et al., 2013). Os impactos das plantas espontâneas podem ser indiretos via interações tróficas. Por exemplo, as sementes servem de comida para fauna edáfica, que por sua vez podem melhorar a qualidade do solo (PETIT et al., 2011). Ainda, muitas das espécies fazem parte do conjunto de plantas alimentícias não convencionais (PANC), espécies com grande importância alimentícia para as pessoas (VALDELY FERREIRA KINUPP; HARRI LORENZI, 2014).

Por outro lado, as plantas espontâneas são “daninhas”, no sentido de causarem prejuízos à produtividade e qualidade dos cultivos agrícolas. Elas podem competir por recursos, aumentar o custo de produção, dificultar a colheita e favorecer pragas e doenças nas plantas cultivadas, causando perdas potenciais na produção de até 34% ou \$33 bilhões ao ano (OERKE, 2006). A eliminação das plantas espontâneas, visando unicamente a produtividade das culturas agrícolas, tem sido o manejo comumente adotado na agricultura convencional e feito basicamente através do uso de herbicidas (PETIT et al., 2011). Entretanto, o uso generalizado destes produtos tem ocasionado prejuízos ambientais, como a poluição de águas subterrâneas (LOOS et al., 2010) e problemas potenciais relacionados à saúde humana, como câncer (GUYTON et al., 2015), além de induzirem resistência por parte de muitas espécies de espontâneas (DÉLYE; JASIENIUK; LE CORRE, 2013). Adicionalmente, diminuir a dependência de um insumo externo à unidade de produção agrícola, de alto custo energético e financeiro somam às razões para eliminar o uso de herbicidas nos processos produtivos agrícolas (ALTIERI, 2002; STORKEY; NEVE, 2018).

Levando em consideração os benefícios e prejuízos, o manejo de plantas espontâneas deveria ser planejado para diminuir os impactos negativos na produção agrícola enquanto preserva os impactos positivos na cadeia trófica e condições ambientais locais (STORKEY; WESTBURY, 2007). Para alcançar estes objetivos, um primeiro passo é identificar atributos relacionados com cada processo de interesse no agroecossistema. Alguns já foram determinados, como atributos relacionados com a competição com os cultivos: altura de planta, taxa de crescimento e fenologia da planta. Porém outros atributos que podem estar relacionados com os efeitos positivos das espontâneas nos agroecossistemas ainda precisam ser melhor estudados, alguns exemplos são altura de planta na cobertura do solo ou atributos florais na polinização (GABA et al., 2014).

Agroecossistemas com alta diversidade de plantas cultivadas, que utilizam diversas fontes de adubação, rotação de cultura e diversidade nas plantas de cobertura apresentam maior diversidade

de recursos que podem ser usados tanto pelas plantas cultivadas como pelas plantas espontâneas. Adicionalmente, plantas com atributos diferentes, tendem a ocupar nichos diferentes, diminuindo a competição por recursos disponíveis. Desta forma, conforme a Hipótese de Diversidade na Disponibilidade de Recursos, sistemas mais diversos funcionalmente tendem a ter mais diversidade de plantas espontâneas, porém estas apresentam menor competição com as plantas cultivadas (SMITH; MORTENSEN; RYAN, 2010). A partir desta hipótese, comunidades de plantas espontâneas podem representar um indicador útil do sucesso na diversificação de agroecossistemas. Diversidade esta, que pode ser um componente central no manejo de plantas espontâneas (STORKEY; NEVE, 2018). Com a diversidade de plantas muito maior em terras manejadas ecologicamente, nos campos dos agricultores agroecológicos aumenta também as espécies de micróbios e pequenos animais no solo, aumentando a mobilização de nutrientes e a produtividade dos solos (PRIMAVESI, 2017).

Pesquisas focadas em entender as respostas das plantas espontâneas aos diferentes sistemas de cultivos já confirmaram a relevância da relação entre atributos funcionais e práticas de manejo. Dado isso, o desafio é entender os múltiplos mecanismos que se baseiam a organização de comunidades de plantas espontâneas e como a diversidade destas atua nos processos agroecossistêmicos (GABA et al., 2017b). A abordagem da ecologia baseada em atributos pode ajudar nestes desafios e a partir deste conhecimento desenvolver sistemas de manejo de espontâneas mais sustentáveis (BÀRBERI et al., 2018).

5.5 SISTEMAS AGROFLORESTAIS

Sistemas agroflorestais (SAFs) intencionalmente integram cultivos lenhosos com outros cultivos perenes e/ou anuais nas mesmas unidades de manejo (MALÉZIEUX et al., 2009). Há 4500 anos, a adoção de policultivos anuais combinado com espécies florestais comestíveis já vinham sendo manejados por povos que habitavam a Amazônia oriental (MAEZUMI et al., 2018). Assim, o que por muito tempo na história foi apenas a base de subsistência para o desenvolvimento de diversas sociedades, nas últimas décadas SAFs tem recebido definições acadêmicas, debates conceituais e pesquisas voltadas a sua melhor compreensão e desenvolvimento (SCHULER, 2017).

A incorporação de árvores no agroecossistema por meio de sistemas agroflorestais aumenta a complexidade de habitats, que por sua vez está positivamente correlacionado com abundância e diversidade de inimigos naturais (PUMARIÑO et al., 2015). Além de abrigo, sombra e alimentos para pessoas e animais, árvores também aumentam o valor estético da paisagem (MALÉZIEUX et al., 2009). Através do sombreamento, criam um melhor microclima para outros cultivos, diminuindo flutuações de umidade e temperatura, mantendo assim uma atmosfera mais fresca e úmida do que

sistemas de cultivo totalmente abertos (LIN; PERFECTO; VANDERMEER, 2008). Além disso, geralmente com sistemas radiculares mais profundos, as árvores podem usar água e nutrientes que estão em perfis mais profundos do solo, fora do alcance de outros cultivos, com raízes mais superficiais (MALÉZIEUX et al., 2009). O componente lenhoso pode ainda fornecer madeira para uso, e se constituir como um capital acumulado de biomassa, que pode ser incorporado ao solo visando proteção e melhoria da sua qualidade (SCHULER, 2017). Desta forma, manejos agroflorestais sustentáveis precisam conservar ou criar SAFs com estratos que possam ser usados de diversas formas, priorizando a poda das árvores no lugar da remoção completa e prevendo sua substituição para evitar a ausência do componente arbóreo, quando os cultivos ficarem maduros (TSCHARNTKE et al., 2011).

Uma meta-análise feita por Pumariño et al (2015), considerando 42 estudos, reportou que SAFs contribuem positivamente no controle de pragas (insetos, ácaros e nematoides), doenças (fungos, bactérias ou vírus) e na incidência de plantas espontâneas, quando comparados com os cultivos sem intervenção agroflorestal. Essa contribuição pode ser explicada pelo aumento de inimigos naturais, pela regulação do microclima e melhoria da qualidade do solo, tanto em termos de nutrientes quanto em relação à infiltração de água e retenção de umidade. Essas características aumentam as vantagens competitivas das plantas cultivadas em SAFs (PUMARIÑO et al., 2015) podendo proporcionar também, melhoria na qualidade dos produtos agrícolas (MALÉZIEUX et al., 2009).

Sistema agroflorestal é um conceito construído por pesquisadores e mediadores das agências de cooperação internacional e difundido em programas de desenvolvimento para países em desenvolvimento. O conceito é amplo, permitindo que um leque variado de sistemas agrícolas seja classificado como agroflorestal (FERREIRA; DAL SOGLIO, 2017). Assim, o específico arranjo de espécies, no tempo e no espaço, são fatores discriminantes para as várias categorias de SAFs existentes. O grau de complexidade aumenta com o número de espécies consorciadas, a natureza das espécies (espécies nativas ou exóticas), o número de estratos que forma o perfil vertical e com a existência simultânea de cultivos anuais ou perenes, por exemplo (MALÉZIEUX et al., 2009).

Este trabalho está focado em SAFs sucessionais (SAFS). Nesses SAFS, utilizam-se conhecimento sobre a sucessão ecológica e a biologia das espécies locais. Cada estágio do sistema produz as condições ambientais requeridas para o próximo estágio. Assim, espécies pioneiras (de vida curta e que necessitam de muita luminosidade) são gradualmente substituídas por espécies de vida longa. Ao mesmo tempo, no estrato inferior às pioneiras, podem ser introduzidos outros cultivos tolerantes à sombra. Essa mudança ocorre com o passar do tempo, a medida que vai mudando as condições de qualidade do solo, luminosidade e com o aumento da estratificação vertical (HART, 1980; VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009) (Figura 6).

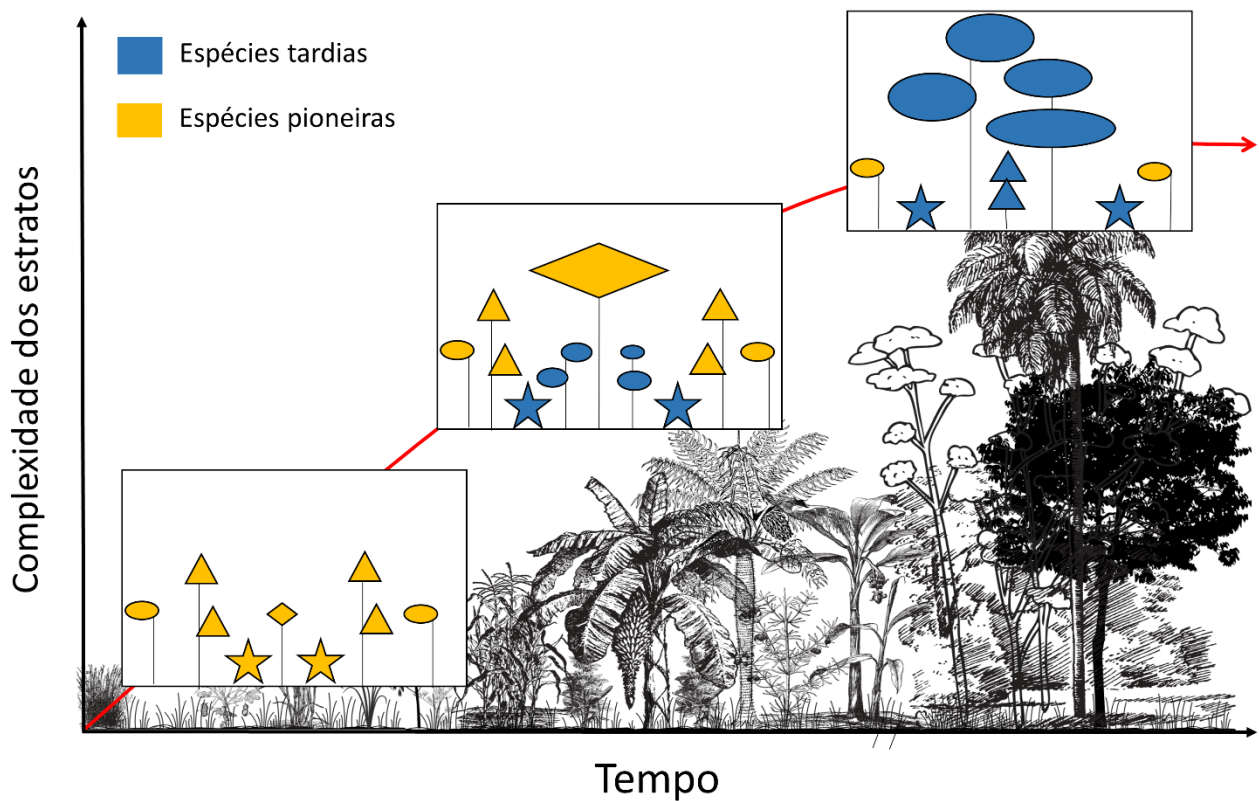


Fig. 6 - Modelo conceitual de um Sistema Agroflorestal Sucessional (SAFS).

Uma referência nessa corrente de SAF é o suíço Ernst Götsch, pesquisador-agricultor que maneja um sistema agroflorestal no sul da Bahia desde 1985. Suas ideias estimularam a implantação de algumas experiências coletivas no Brasil (FERREIRA; DAL SOGLIO, 2017). Götsch desenvolveu um modelo de SAF sucessional complexo (chamado de agricultura Sintrópica)⁵ em que: (1) espécies cultivadas são escolhidas a partir da observação da floresta nativa e sistemas tradicionais de cultivo local; (2) introdução de muitas espécies, muitas das quais são regeneradas naturalmente ou são plantadas para melhorar a qualidade do sistema (não visando necessariamente a produção agrícola); e (3) o processo natural de auto diferenciação (processo em que ocorre a mortalidade de indivíduos devido à competição em populações altamente adensadas) é acelerado com podas seletivas, aumentando a entrada de luz nos estratos mais baixos e melhorando a qualidade do solo, com o uso da biomassa proveniente das podas (VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009).

Iniciar um SAFS implica sobretudo em potencializar os processos naturais que recriam as condições florestais. Em SAFS novos, por exemplo, quando ainda não há árvores para formação da serapilheira, utiliza-se plantas de alta e rápida produção de biomassa para serem usadas na cobertura do solo. Para otimizar cada fase do sistema, é preciso planejar consórcios de plantas que possam

⁵ <http://www.agendagotsch.com>

ocupar vários estratos (maior exploração de diferentes nichos ecológicos). O sistema deve ser impulsionado através de podas (os praticantes agrofloretais costumam dizer que o facão substitui a enxada) para que os processos naturais se estabeleçam mais depressa. Conforme as espécies arbóreas crescem, a qualidade do solo e o microclima do sistema mudam, novas espécies favorecidas por essas condições podem então ser cultivadas. O incremento da diversidade e da produtividade em função da utilização dos diversos estratos, de forma concomitante e sucessiva, proporcionam um uso mais eficiente do tempo e do espaço (CORRÊA NETO; MESSERSCHMIDT; MONERAT, 2017).

Mas por que desenvolver sistemas agrícolas que imitam a estrutura e funcionamento de ecossistemas naturais? Os ecossistemas naturais são produtos da evolução ao longo do tempo e da adaptação dos organismos ao meio ambiente: mudam com o tempo, à medida que o ambiente e a biota mudam; sendo lógico aprender com eles e imitar suas características úteis. Eles não dependem de energia fóssil, funcionam com energia solar, tornando-os assim autossustentáveis (EWEL, 1999). Considerando também que muitas florestas foram estruturadas sob ação humana, vide o que já sabemos sobre domesticação de paisagens na Amazônia (MAEZUMI et al., 2018), desenvolver agroflorestras é resgatar também práticas tradicionais de manejo florestal.

Além disso, boa parte de agricultores não se beneficiaram das inovações tecnológicas trazidas pela industrialização da agricultura a partir da Revolução Verde. Somado a isso, o crescimento populacional força pessoas socialmente marginalizadas a usarem terras pouco propícias para agricultura. É em tais paisagens - lugares onde a água e os nutrientes são escassos, ou onde chuvas e temperaturas altas promovem a alta competição com plantas espontâneas, surtos de pragas e lixiviação de nutrientes - que abordagens alternativas à agricultura convencional são ainda mais necessárias (EWEL, 1999).

No caso do Brasil, foram identificadas três diferentes percepções com relação ao termo SAF: (1) SAFs agronômicos, que incrementam diversidade aos cultivos convencionais de produção mas se restringem a consórcios que valorizam prioritariamente a produtividade agronômica (por exemplo consórcios eucalipto-braquiária); (2) SAFs agroecológicos, com uma visão de conservação pelo uso, conferindo importância a outros serviços ecossistêmicos (além dos de provisão) nos quais são aplicados conhecimento ecológico tal como nos SAFs sucessionais; (3) SAFs para recuperação de áreas de reserva natural (provenientes de uma visão preservacionista) que promove a produção de alimentos, mas regula e controla o manejo de espécies nativas (FERREIRA; DAL SOGLIO, 2017).

No conceito de SAF agroecológico, chamado também de Agrofloresta, deve-se levar em consideração as dimensões: ecológica, social, cultural, econômica, política e ética. Fazer uma Agrofloresta envolve, portanto, observar e interagir com a natureza e com os demais praticantes agrofloretais, considerando a cultura e conhecimento local e tradicional, potencializando o trabalho

e a renda, mas também priorizando circuitos curtos de comercialização, por exemplo (SIMÕES-RAMOS; SIDDIQUE, 2017).

Independente de todas as críticas que possam ser feitas às diferentes estratégias para conciliar conservação e produção, Agroflorestas têm ocupado um espaço de grande importância neste debate, pelo seu potencial na conservação da biodiversidade e na manutenção dos serviços ecossistêmicos (JONER, 2017). Assim, esse sistema de produção vem ganhando adeptos devido, principalmente, à aprendizagem coletiva com trocas de experiências, difusão de conhecimento teórico e prático para adaptações a novas condições e demandas e devido ao protagonismo de movimentos sociais nos projetos agroflorestais (SIMÕES-RAMOS; SIDDIQUE, 2017).

5.6 MODELOS DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS

Modelos de Equações Estruturais (Structural Equation Modeling - SEM) é uma técnica de análise de dados que possui origem híbrida pois utiliza princípios teóricos e lógicos dos modelos psicométricos da análise fatorial (modelos de mensuração) e a lógica de teste de equações múltiplas da econometria (modelos estruturais) (PILATI; LAROS, 2007). Por isso, são comumente descritos como a combinação de um modelo de mensuração e um modelo estrutural. Na sua forma mais pura ele assume explicitamente que cada variável que observamos (medimos) é uma medida imperfeita de alguma variável causal latente (“oculta”) e que as relações causais de interesse estão sempre entre estas variáveis latentes. (SHIPLEY, 2016). Usando o mesmo exemplo que Shipley (2016) para o efeito da temperatura do ambiente na taxa metabólica (Figura 7), as variáveis que podemos medir (por exemplo, a altura do mercúrio no termômetro ou a mudança de CO₂ na câmara metabólica) sempre apresentam erros de mensuração (ϵ_i). O modelo de mensuração, mostrado pelos retângulos pontilhados na Figura 7, descrevem a relação entre as variáveis observáveis e as variáveis latente (a energia cinética média das moléculas do ar no ambiente e a taxa metabólica do animal). O modelo estrutural, mostrado pelo círculo pontilhado na Figura X, descreve a relação entre as “verdadeiras” variáveis causais latentes. Se nós tivéssemos somente uma variável medida para cada variável latente e assumíssemos que a variável medida não apresenta nenhum erro de mensuração (isto é, correlação perfeita entre variável mensurada e variável latente) então nós temos um modelo de caminhos (“*path model*”). Se nós temos um conjunto de variáveis medidas para cada variável latente e nós não assumimos qualquer relação causal entre as variáveis latentes, então nós temos uma série de modelos de mensuração. Se nós tivermos um combinação mais complexa, em que assumimos relação causal entre as variáveis latentes, então nós tem um modelo de equação estrutural completo. Este método estatístico permite que cientistas usem dados coletados em campo para testarem hipóteses sobre

relações causais do funcionamento do ecossistema (SHIPLEY, 2002) e tem sido usado para testar os efeitos de atributos funcionais de plantas neste funcionamento (LAVOREL; GRIGULIS, 2012).

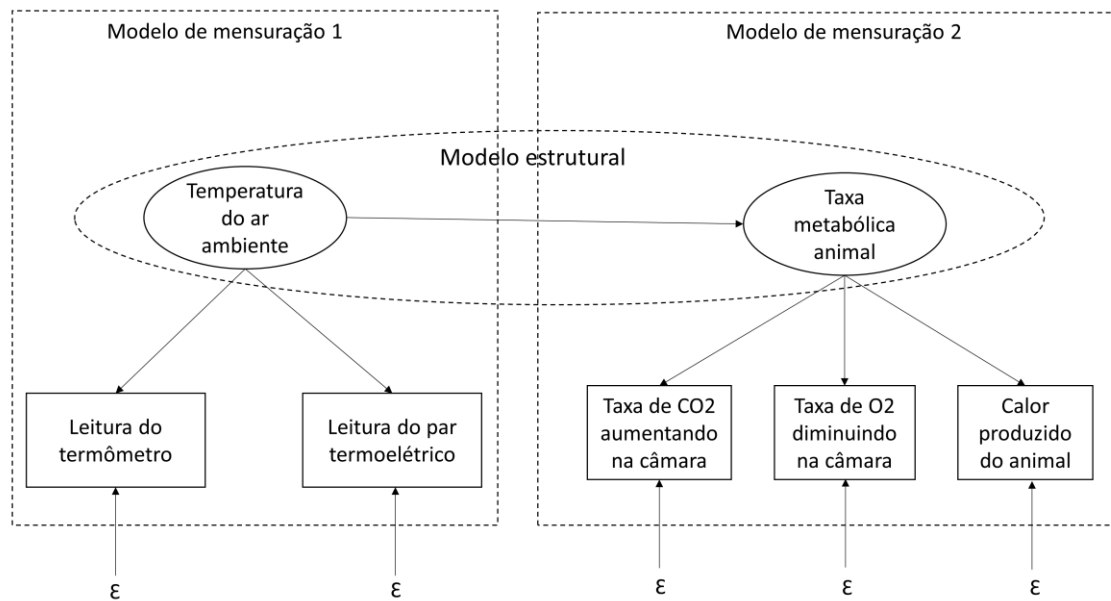


Fig. 7 - A relação entre modelo de mensuração e modelo estrutural em uma estrutura causal relacionando a temperatura do ar ambiente e a taxa metabólica de um animal. Fonte: Shipley (2016).

SEMs são frequentemente representados usando diagrama de caminhos onde setas indicam a direção da relação entre as variáveis observadas (LEFCHECK, 2016). Essas análises permitem que correlações entre variáveis "independentes" (preditoras) que comumente existem em sistemas biológicos, sejam explicadas antes de quantificar os seus efeitos sobre as variáveis "dependentes" (de resposta) (GRACE, 2006). Estas relações podem ser capturadas em uma série de equações estruturais que correspondem aos caminhos no modelo. Duas características principais diferem estes modelos das abordagens estatísticas mais tradicionais: (1) caminhos representam uma relação causal hipotetizada usando conhecimento pré-existente através de estudos experimentais ou observacionais; (2) as variáveis podem servir tanto como preditoras em uma relação causal como respostas em outras relações, permitindo que sejam testados e quantificados efeitos diretos e indiretos entre as variáveis (LEFCHECK, 2016). Desta forma, em contraste com outros métodos estatísticos, modelos de equações estruturais podem testar a significância da estrutura do modelo como um todo, ou seja, das relações entre os componentes de um ecossistema, como também de parâmetros específicos do modelo, como a força ou direção das interações entre os componentes (GRACE, 2006).

6 HIPÓTESE GERAL

SAFS com alta diversidade funcional (planejados com espécies de plantas com atributos funcionais complementares) apresentam maior proteção de solo, maior supressão de plantas espontâneas, melhor aproveitamento de luz e maior produtividade (Figura 8).

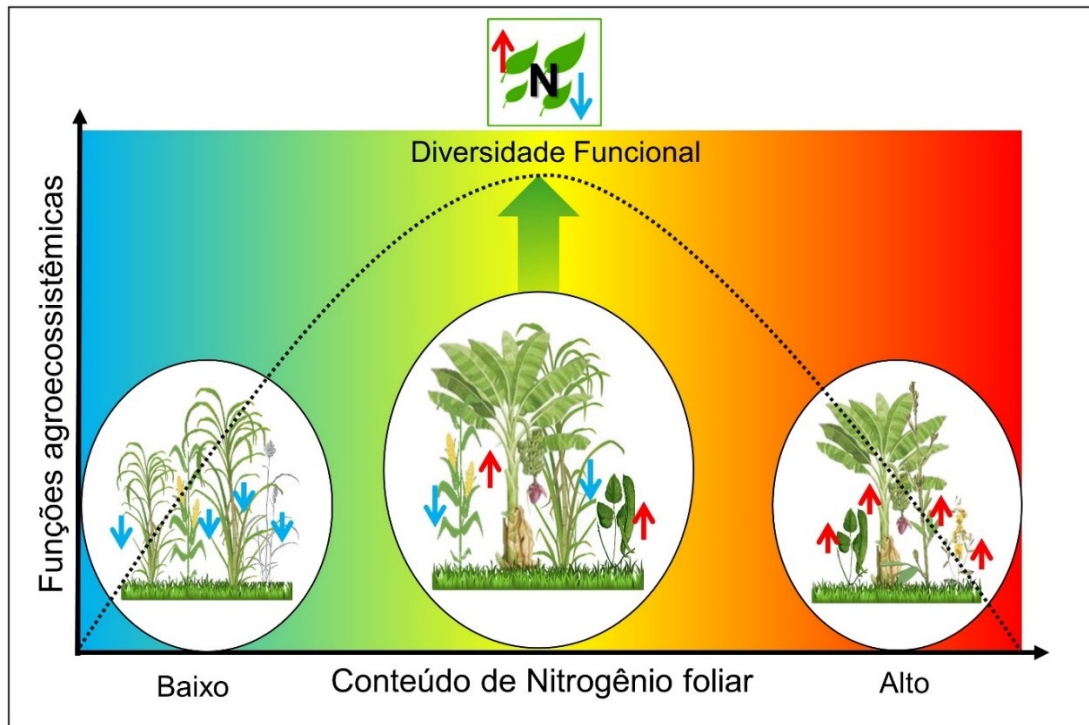


Fig. 8 - Mapa conceitual da hipótese geral da tese.

Dentro das elipses brancas, da esquerda para direita, estão apresentados SAFS: (1) em que todas as espécies apresentam baixo teor de nitrogênio foliar, portanto baixa diversidade funcional; (2) consórcio de espécies com alto teor de N foliar e espécies com baixo teor de N foliar, ou seja, alta diversidade funcional; (3) todas as espécies apresentam alto teor de N foliar, portanto baixa diversidade funcional. A hipótese levantada é de que alta diversidade funcional estará positivamente relacionada com as funções ecossistêmicas analisadas nos SAFS.

7 OBJETIVOS

7.1 OBJETIVO GERAL

Entender como a diversidade funcional de plantas atuam em múltiplas funções de SAFS, em estágio inicial de implantação.

7.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a relação da redundância e diversidade funcional da vegetação planejada e espontânea, na supressão de plantas espontâneas em SAFs.
- Avaliar a relação da diversidade funcional da vegetação planejada e espontânea na cobertura do solo, supressão de plantas espontâneas, índice de área foliar e na produção de SAFs.

8 CAPÍTULO I - FUNCTIONAL REDUNDANCY IS MORE IMPORTANT THAN FUNCTIONAL DIVERSITY IN WEED SUPPRESSION DURING EARLY AGROFOREST SUCCESSION⁶

Diego dos Santos, Fernando Joner, Marinice Teleginski, Renata Rodrigues Lucas and Ilyas Siddique

8.1 SUMMARY

The literature has pointed to benefits of applying trait-based ecology in agricultural research. This approach can be used to assess different aspects of biodiversity, i.e. functional diversity (FD, diversity of functional traits) and functional redundancy (FR, diversity of species performing similar functions in the ecosystem). We implemented experimental field plots of agroecological agroforestry systems. The experiment, established in late 2016 in humid subtropical Southern Brazil, represents a gradient of biogeochemical trait diversity, while maintaining planned species richness constant across all treatments. We quantified traits of crops and weeds and used Structural Equation Modeling (SEM) to test a causal model that explains how crop FD and crop FR affects (1) weed FD, (2) weed FR, (3) soil cover by crops and (4) soil cover by weeds. We found that both weed FR and crop FR directly and indirectly affect soil cover by weeds. High crop FD, which means more ecological niches are occupied by crop plants, increases soil cover by crops. We conclude that it is possible to manage weeds in early agroforestry systems by enhancing both components of planned agrobiodiversity. We propose a Weed Functional Redundancy Hypothesis. Its validation could contribute a promising, preventive mechanism to sustainable weed management.

Keywords: wild arable plants; syntropic agroforestry; agrobiodiversity; soil cover; trait-based management; plant traits.

⁶ Submetido para revista Weed Research em Março de 2020

8.2 INTRODUCTION

Wild arable plants are part of agroecosystems and contribute in different ways to their functioning (BLAIX et al., 2018). Some of these processes benefit human society by maintaining soil cover and stabilizing the soil (LENKA et al., 2017), fixing carbon, and feeding useful pest controllers and pollinators (EBELING et al., 2018). These plants provide habitat and food supply for species of different trophic levels, including beneficial arthropods, birds and mammals (TAYLOR; MAXWELL; BOIK, 2006). Conversely, these arable plants (also called weeds) can compete with crop plants limiting and reducing yield (OERKE, 2006). Therefore, substantial resources are used to control or eradicate them by the use of herbicides and other intensive agriculture practices leading to severe environmental problems such as agriculture landscapes homogenization, biodiversity loss, soil, water and food contamination (GILLEZEAU et al., 2019), loss of pollinators and decrease of other benefits to humans (TAYLOR; MAXWELL; BOIK, 2006). Therefore, the sustainable agro-ecological management of agroecosystems deals with the trade-off between positive and negative effects and addresses the challenge of managing weeds to reconcile yield and biodiversity conservation (BOHAN; HAUGHTON, 2012).

One possible solution is to integrate principles of ecological intensification, that imply increasing biodiversity into weed management strategies in order to reduce reliance on external agricultural inputs and contribute to transforming the current paradigm of modern intensive agriculture (GABA et al., 2017b; STORKEY; NEVE, 2018). Following these principles, a conceptual model called the Resource Pool Diversity Hypothesis (RPDH) has explained that relative to monocultural cropping, diversified cropping systems (including mixed plantings, rotating crops, and diversifying nutrient inputs) are able to support higher crop yields in the presence of weeds. This hypothesis states that diversification increases the range of available resource pools, consequently diminishing interspecific weed-crop competition (SMITH; MORTENSEN; RYAN, 2010; STORKEY; NEVE, 2018).

Despite the progress in understanding benefits of enhancing biodiversity directly chosen in land management – i.e. planned agrobiodiversity (WOOD et al., 2015b), we still lack evidence of generalizable relationships between biodiversity, ecosystem functions and services that could be broadly applied in agricultural systems (FINNEY; KAYE, 2017b). While species diversity assessed by richness (number of species) is commonly used in biodiversity-ecosystem services assessments, much less is known about functional diversity (FD, diversity of functional traits), i.e. the dimension of biodiversity more directly related to ecosystem functioning (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHEV, 2011; FINNEY; KAYE, 2017b). Therefore, a functional approach could be one key to understand contradictory results in biodiversity–ecosystem functioning relationships

(SANDAU et al., 2019). For example, considering functional aspects of the RPDH, a greater functional diversity of crops, nutrient sources and management practices would lead to a greater range of weed response traits. These, in turn, reduce crop-weed competition by reducing the dominance of weed effect traits (GARNIER; NAVAS, 2012a; STORKEY; NEVE, 2018).

Another relevant aspect of the biodiversity-ecosystem service relationship is the number of species contributing similarly to an ecosystem function, i.e. functional redundancy, FR (WALKER, 1992). It has been proposed that functional redundancy represents an important feature of communities that insures ecosystem reliability (JONER et al., 2011) and is related to ecosystem vulnerability to future disturbances (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010). Functional redundancy is the component of species diversity that insures the maintenance of ecosystem processes in case of local species loss. This loss would be compensated by the presence of species that possess similar functional traits but differ in their responses to perturbations or environmental changes (DE BELLO et al., 2007; PILLAR et al., 2013).

Both functional diversity and functional redundancy can be assessed using trait-based ecology (PILLAR et al., 2013). This approach has been most popular in plant ecology, probably due to its promise of generality, synthesis, predictive ability and increasing availability of trait data in the literature (SHIPLEY et al., 2016). Trait-based ecology has been widely applied in natural and semi-natural ecosystems, while its potential benefits in agricultural contexts should be better explored (FAUCON; HOUBEN; LAMBERS, 2017b). In this context, the approach could be used to address the dynamics of species and resource availability under competition (VIOLLE et al., 2009), to understand how weed assembly affects agroecosystem functioning (NAVAS, 2012), and to help the development of more sustainable management systems (BÀRBERI et al., 2018).

Here we test how functional diversity and functional redundancy affect weed suppression in successional agroforestry. Successional or syntropic agroforestry mixes several tree species with annual and perennial crops at high densities (HART, 1980) managed to accelerate fallow processes along agroforest succession (EWEL, 1986) and contributes to native biodiversity restoration (VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009). It provides a broader gradient in functional diversity and redundancy than less complex cropping systems. Recent adoption by thousands of practitioners across Brazil and elsewhere has highlighted the resource efficiency of this complex, highly productive agroecological cropping system (LEVIDOW; SAN SOLO; SCHIAVINATTO, 2019). In this paper we focus on the first annual crop cycle because this is the most critical period, during which weed-crop competition and soil protection determine crop establishment and subsequent productivity. The aim of this study was to test how crop functional diversity and redundancy affect weed functional diversity and redundancy and weed suppression. We used Structural Equation Modelling (SEM) to

test causal path models capable of differentiating the relative contributions of direct and indirect drivers.

8.3 MATERIALS AND METHODS

8.3.1 Study site

The study site is located on Ressacada Experimental Farm at the Federal University of Santa Catarina, Florianópolis, Brazil (27°41'7" S, 48°32'28" W). The region has a humid subtropical climate (Cfa - Köppen climate classification). Mean annual temperature is $21 \pm 4^\circ\text{C}$ with a mean annual precipitation of 1415 ± 435 mm (mean \pm standard deviation, 2008-2016 dataset from the adjacent meteorological station of Florianópolis International Airport). The soil is classified as Aquic Quartzipsamment (SOIL SURVEY STAFF, 2014) and consists of a 60-50 cm deep sandy layer (10% clay; pH 5.4 and 3.7% organic matter at 0-20 cm depth). The study site is a flat agricultural field at 5m.a.s.l. that had been intensively managed for rice production for several years before the establishment of the agroforest experiment. An area of approximately 0.15 ha was weeded using rotating hoe and the crop species mixture was hand-planted from 28-Oct-2016 to 24-Nov-2016.

8.3.2 Experimental design

The experimental agroforests were planted in square plots of 9 x 9 m. To minimize edge effects and interplot interactions, the outermost 0.5 m of each plot was not considered for sampling. The species pool of crop plants comprised 16 species of different growth forms (i.e. woody and herbaceous plants): pinto peanut (*Arachis pintoii* Krapov. & W.C.Greg); pigeonpea (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.); jackbean (*Canavalia ensiformis* (L.) DC.); showy rattlebox (*Crotalaria spectabilis* Roth); lemongrass (*Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf); guabilla (*Inga semialata* (Vell.) C.Mart.); sweet potato (*Ipomoea batatas* (L.) Lam.); banana (*Musa paradisiaca* L.); saba nut (*Pachira glabra* Pasq.); elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schumach.); strawberry guava (*Psidium cattleianum* Afzel. ex Sabine); sugarcane (*Saccharum officinarum* L.); grain sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench); New Zealand spinach (*Tetragonia tetragonioides* (Pall.) Kuntze); guacimilla (*Trema micrantha* (L.) Blume); maize (*Zea mays* L.). These crop species were selected according to the following criteria: (1) adaptation to the humid subtropics; (2) tolerance to water-logged soil; (3) socioeconomic utility; and (4) tolerance to pruning, coppicing or mowing (potential to produce biomass for green manuring).

The experiment varies the diversity of biogeochemical traits, while maintaining crop species richness constant across all treatments by manipulating the composition of crop species that vary in their leaf nitrogen concentration (LNC). Plot types were crop mixtures of (1) eight species with high

LNC ($> 25 \text{ mg g}^{-1}$), (2) eight species with low LNC ($< 25 \text{ mg g}^{-1}$) and (3) a combination of four species with high and four species with low LNC. For each treatment, i.e. the same species mixture, was replicated six times in a randomized complete block design, totaling 18 plots. Within plots, species were planted in four strips according to their life history and maximum height (see details in supporting information Fig. 8). Within strips, a combination of two species mixture was planted at the density according to agronomic recommendations. The distribution of plants within each plot was identical in all six blocks. Plants were fertilized with compost from urban organic residues at a constant rate of 4 L m^{-1} planting row. For details regarding species, plot type and planting rows see Supporting Information Table 3.

8.3.3 Data collection

Data were collected in quadrats to proportionally represent the planting strips of each crop life history group within the plot, so as to permit proportional extrapolation of crop and weed cover to the plot scale. The vegetation was sampled at the full flowering stage of the first annual herbaceous crop cycle, before mowing them (around 100 days after planting). Until this period no management was applied in experimental area. We assessed two ecosystem variables: (i) soil cover by crops (hereafter crop cover) (ii) soil cover by weeds (hereafter weed cover). These variables were considered a surrogate for the assessment the competitive ability of crops against weeds (weed suppression) and for potential soil protection (WOOD et al., 2015b).

The vegetation composition and soil cover (crop cover and weed cover) were assessed in $0.5 \times 0.5 \text{ m}$ quadrats. All plants inside the quadrat were identified and their abundance estimated visually using cover percentage (LAVOREL et al., 2008) in the following categories: less than 1%, between 1 and 5% and subsequently in intervals of 10% from 10 to 100 (LONDO, 1976). Within plots, species abundance and percentage soil cover in each strip were randomly sampled twice (i.e. eight quadrats per plot). These two samples were used to calculate the mean relative abundance for each plant species within strips, and the mean of weed cover and crop cover within strips. Therefore, the mean of each two quadrats was used for data analysis, 72 in total (4 means per plot in 18 plots).

We used standardized protocols (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013) and diverse published sources to determine seven plant traits (details in supporting information Table 4) that could capture the essence of plant form and are related to the agroecosystem processes assessed in this work (Table 1) (BÀRBERI et al., 2018; DÍAZ et al., 2016; GABA et al., 2017b). All crop species, except trees (due to their very early developmental stage), had their traits determined. Weed species selected for trait measurements were those most frequent species (observed in $>50\%$ of sample quadrats) and most abundant species (that collectively comprised at least 80% of cumulative relative abundance in each sample quadrat). This threshold has been suggested to ensure a satisfactory description of

community properties in relation to biogeochemical cycles in ecosystems (GARNIER et al., 2004; PAKEMAN; QUESTED, 2007).

We determined traits in 19 from 40 weed species present in the experiment: *Axonopus obtusifolius* (Raddi) Chase; *Centella asiatica* (L.) Urb.; *Conoclinium betonicifolium* (Mill.) R.M.King & H.Rob; *Cyperus difformis* L.; *Cyperus distans* L.f.; *Cyperus spachelatus* Rottb.; *Desmodium barbatum* (L.) Benth.; *Dichanthelium sabulorum* (Lam.) Gould & C.A.Clark; *Digitaria horizontalis* Willd.; *Emilia fosbergii* Nicolson; *Fimbristylis complanata* (Retz.) Link; *Hypoxis decumbens* L.; *Hyptis brevipes* Poit.; *Oryza sativa* L.; *Paspalum hyalinum* Nees ex Trin; *Phyllanthus niruri* L.; *Rhynchospora holoschoenoides* (Rich.) Herter; *Scleria distans* Poir.; *Setaria parviflora* (Poir.) M.Kerguelen.

Table 1 - List of plant functional traits by ecological functions directly relevant to growth, survival and reproduction (DÍAZ et al., 2016; PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013)

Trait (unit)	Functions
Maximum plant height (m)	Ability to pre-empt light resources and disperse diaspores.
Leaf area (mm ²)	Important consequences for leaf energy and water balance.
^a Leaf nitrogen concentration (mg g ⁻¹)	Reflects a trade-off between the benefits of photosynthetic potential and the costs of acquiring nitrogen and suffering from herbivory or pathogens.
Specific leaf area (mm ² mg ⁻¹)	Often positively related to potential relative growth rate across species.
Stem specific density (mg mm ⁻³)	Reflects a trade-off between growth potential and mortality risk from biomechanical or hydraulic failure.
^b Clonality (categorical)	Related to plant competitive vigor and the ability to exploit patches rich in key resources and may be an effective means of short-distance migration.
^b Nitrogen fixing potential (categorical)	Nutrient-uptake strategy exploiting symbiotic associations with microorganisms to enhance nutrient-competitive ability and adds reactive N to the ecosystem.

Quantitative traits were determined from the mean of five replicate individual plants (ten for plant height), collected in or adjacent to the field experiment.

^aDetermined only for crops, not for weeds.

^bData collected from diverse published sources.

8.3.4 Measuring functional diversity (FD) and functional redundancy (FR)

Different components of biodiversity (FD and FR) were assessed for both crop and weed communities. These indices were calculated using the “SYNCSA” (DEBASTIANI; PILLAR, 2012) package in R (R CORE TEAM, 2018). We used the same methodology proposed by Pillar et al. (2013).

FR was defined as the difference between species diversity and functional diversity (DE BELLO et al., 2007; PILLAR et al., 2013):

$$FR = D - Q$$

In this, D is the Gini–Simpson index for species diversity

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2$$

where p_i is the proportion of the abundance of species i in a community with a total of s species.

Q is Rao’s quadratic entropy (RAO, 1982), which has been considered an appropriate measure of FD (BOTTA-DUKÁT, 2005; PILLAR et al., 2013):

$$Q = \sum_{i=1}^s \sum_{j=1}^s d_{ij} p_i p_j$$

where d_{ij} is the dissimilarity, in the range of 0–1, between species i and j based on a set of specified functional traits.

Rao’s quadratic entropy (1982) is an index of functional diversity that incorporates both the relative abundances of species and a measure of the pairwise functional differences among species (BOTTA-DUKÁT, 2005). For the trait data, the default function built into the “SYNCSA” package calculates the square root of the one-complement of Gower’s similarity index to generate a dissimilarity matrix with Euclidean metric properties. Therefore, by adding new species to the set, functional diversity using this index may remain constant, but may not decline (DEBASTIANI; PILLAR, 2012; PILLAR et al., 2013). Gower’s index ranges from 0 to 1. The traits can be both numerical and categorical variables. When the species are completely different in terms of their traits, Rao’s quadratic entropy is equivalent to the Gini-Simpson index (BOTTA-DUKÁT, 2005; PILLAR et al., 2013).

FR ranges from 0 to 1. When the species are completely different for the traits (i.e. for all pairs $i \neq j$, $d_{ij} = 1$), then $Q = D$ and thus $FR = 0$. When all species are identical in their traits, then $Q = 0$ and $FR = D$, and when in addition the number of species is very large and the species are equally abundant, then D (and in this case FR) approaches 1 (PILLAR et al., 2013).

In order to consider which functional traits were most important in driving the patterns of FD and FR, we present Spearman’s rank correlations using these indices (considering the overall measured traits) with the ones calculated using each single trait, separately.

8.3.5 Data analysis

Multivariate hypothesis testing in the form of piecewise structural equation modelling (SEM) was conducted in the software R (R CORE TEAM, 2018) using the packages “nlme” (PINHEIRO J et al., 2018) and “piecewiseSEM” (LEFCHECK, 2016). A coherent data exploration protocol was used (ZUUR; IENO; ELPHICK, 2010) and performed with the packages “lattice” (SARKAR, 2008), “ggplot2” (WICKHAM, 2009) and “ggcorrplot” (KASSAMBARA, 2016). See

Supplementary Information for detailed R code, generated by “rmarkdown” (ALLAIRE et al., 2018; XIE; ALLAIRE; GROLEMUND, 2018).

An initial general hypothetical model (Fig. 5) was formulated in order to be tested using SEM. The hypothetical model acted as a framework and was initially used to fit the collected data. After fitting and parameter estimation, not all initial variables were still part of the model, due to statistical non-significance ($p > 0.05$) (SHIPLEY, 2009). Additionally, considering the experimental design, the six blocks and the two periods were considered random factor variables in the model. Therefore, we applied mixed effects modelling and restricted maximum likelihood (REML) estimation method (SHIPLEY, 2013; ZUUR et al., 2009).

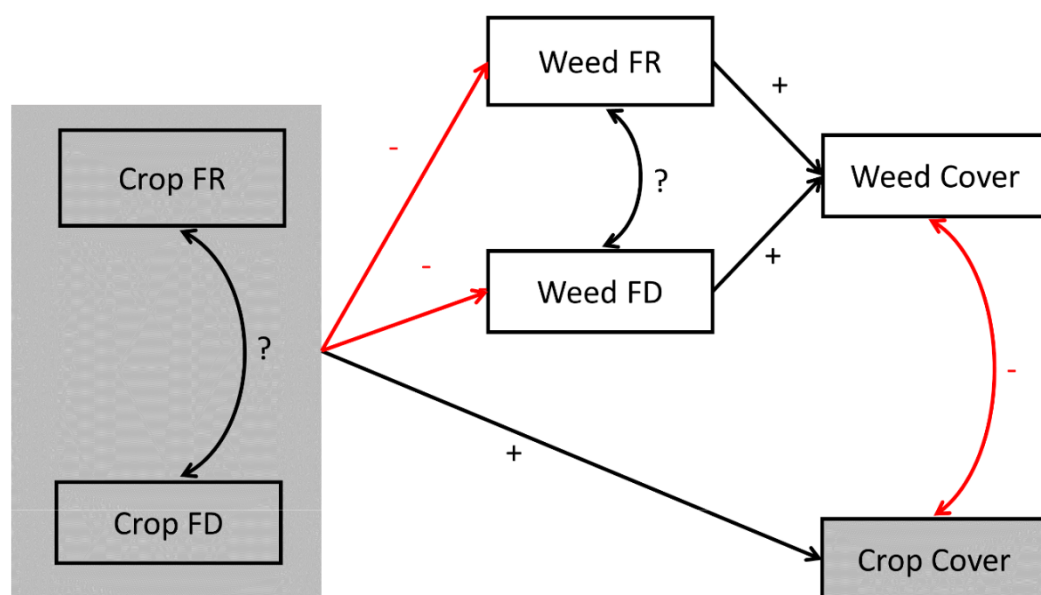


Fig. 9 - General hypothetical model exploring the effects of crop functional diversity (FD) and redundancy (FR) on weed functional diversity and redundancy and soil cover. Boxes represent measured variables. Grey rectangles represent variables measured in crops. Black arrows denote presumed positive relationships and red arrows negative ones. Question marks denote no presumed causal direction. Single-headed arrows represent unidirectional relationships and double-headed arrows represent relationships which may not be assumed to be causal in one particular direction.

When the initial model was fitted, Fisher’s C statistic was calculated to evaluate the model goodness-of-fit. If the data are generated following the causal hypothesis specified in the fitted SEM, this C statistic will follow a chi-squared distribution. If the chi-square is statistically non-significant ($p > 0.05$) the existing deviation between the model and the data is consistent with random sampling variation and so the model is not rejected (LEFCHECK, 2016; SHIPLEY, 2009).

Exploratory path analysis was conducted by adding or removing arrows from the hypothesized variable. In order to account for relations not initially considered between response and

predictor variable we used the “missing paths” command built into the “piecewise SEM”, which provides information supported by statistical significance to improve the initial model (LEFCHECK, 2016). If this new relationship was statistically significant ($p < 0.05$) and had biological significance, it was included and the model was tested again. Subsequently, non-significant parameters were excluded from the model. We used graphical tools in order to validate the suppositions of each final model of the SEM. Normality and homogeneity were verified using the standardized residuals (ZUUR et al., 2009).

8.4 RESULTS

Our initial general hypothetical model (Fig. 5) was rejected by our experimental field data ($C = 35.109$, $df = 8$, $p < 0.001$). We subsequently reduced the initial model removing non-significant effect paths and included other effects we had not initially hypothesized, but that were revealed by our field data. This led to our final model, not rejected by the data ($C = 12.517$, $df = 8$, $p = 0.13$), where the two components of crop diversity drove responses in vegetation dynamics in different ways (Fig. 6 and scatter plots in supporting information Fig. 9). On the one hand, crop FD positively affected crop cover (raw regression coefficient, $b = 0.401$, $p < 0.001$), but it had no direct relationship with weed diversity. On the other hand, crop FR had a direct negative effect on weed cover ($b = -0.536$, $p < 0.001$) and on weed FR ($b = -0.1458$, $p = 0.044$), which in turn, also affected weed cover ($b = 1.076$, $p < 0.001$). As crop cover and weed cover were negatively correlated (magnitude of -0.548), both components of crop diversity affected weed suppression in the same direction, as initially hypothesized.

The conditional R^2 values (in Fig. 6) describe the proportion of variance explained by both the fixed and random factors. For example, both crop functional diversity (fixed factor) and experimental blocks (random factor) explain 36% of the variance in crop cover ($R^2=0.36$). This R^2 did not consider the relationship between crop cover and weed cover, which we cannot assume to be causal in one direction as both can affect one another.

Comparing to the initial hypothesized model (Fig.5), weed FR was the only component of weed diversity that was confirmed by the empirical data to be causally related to other variables, and thus remained in the final model. In the weed community, high FR, i.e. high diversity of species that share common functional traits, increases soil cover by weeds. Overall, functional redundancy was the most important component of biodiversity in our model.

Within the weed community, there was a significant ($p < 0.05$) positive correlation between species diversity and FD ($r = 0.9$), between species diversity and FR ($r=0.8$) and between FR and FD ($r=0.6$; correlogram in supporting information Fig. 10). Considering the diversity of the crop

community there was a significant ($p < 0.05$) correlation between species diversity and FD ($r=0.9$), between species diversity and FR ($r=0.7$) and between FR and FD ($r= 0.4$).

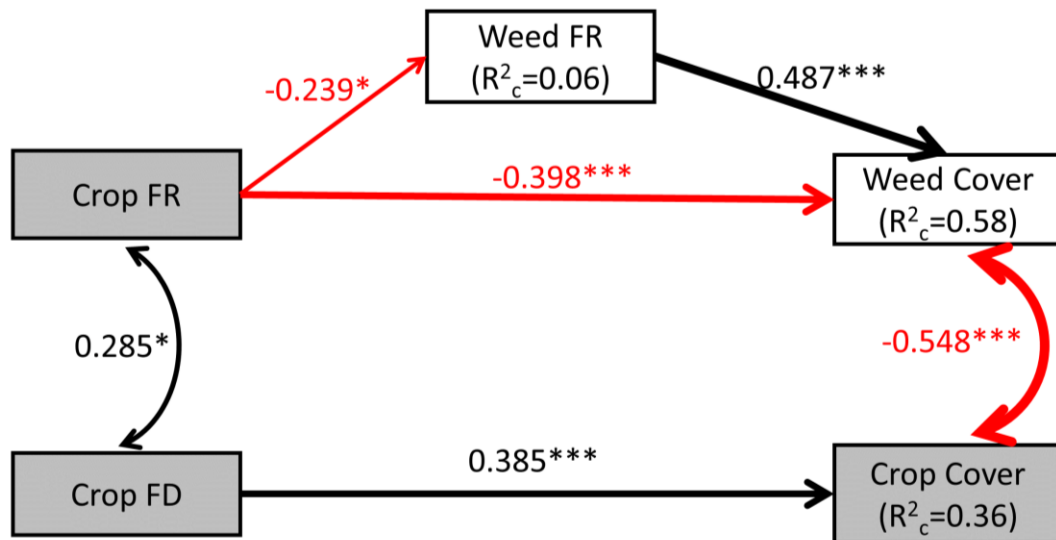


Fig. 10 - Final reduced Structural Equation Model sustained by measured effects of functional diversity (FD) and redundancy (FR) on weed functional diversity and redundancy and soil cover in experimental agroforestry systems.

Grey rectangles represent variables measured in crops. Single-headed arrows represent unidirectional relationships among variables and double-headed arrows represent relationships not assumed to be causal in one particular direction. Black arrows denote positive relationships, and red arrows negative ones. The thickness of the significant paths ($***P < 0.001$, $**P < 0.01$, $*P < 0.05$) has been scaled by the standardized regression coefficient or partial correlation coefficient (removing the effect of any covariates), given next to arrows. The conditional R^2 (proportion of variance explained by both fixed and random factors) for component models are given in the boxes of response variables. $N=72$. Degrees of freedom, $DF=8$. The number of parameters needed to fit the models, $K=16$. The Fisher's C statistic, $C=12.52$. The null probability, $P=0.13$ (note: $P > 0.05$ indicates a significant SEM). The Akaike Information Criterion value corrected for sample size, $AICc=58.28$.

Table 2 - Spearman's rank correlations of functional diversity (FD) and functional redundancy (FR) calculated using the overall measured traits versus the indices calculated with each single trait.

Overall traits	FD / FR calculated with single traits						
	Nfix	Clon	SSD	SLA	LA	H	LNC
FD	0.71	0.80	0.89	0.72	0.80	0.95	0.96
FR	0.81	0.82	0.88	0.80	0.88	0.91	0.94

All correlations were significant ($p < 0.001$). Nfix=Nitrogen fixing potential; Clon=Clonality; SSD=Stem specific density; SLA=Specific leaf area; LA=Leaf area; H=Maximum plant height; LNC=Leaf nitrogen concentration. FD=Functional Diversity assessed by Rao's quadratic entropy. FR=Functional Redundancy (difference between Gini Simpson index and Rao).

In order to reveal the relative importance of each functional trait to explain the observed variation in FD and FR in the crop community, we present correlations of crop FD and FR based on each trait individually, with crop FD and FR based on all measured traits together. All individual trait indices were significantly and positively correlated with the multi-trait indices (Table 2). Both FD and FR based only on maximum plant height (H) and only on leaf nitrogen concentration (LNC) had the strongest correlations with the overall FD and FR based on all traits.

8.5 DISCUSSION

Our results demonstrate crop functional redundancy to be a key driver in weed suppression by partitioning direct from indirect effects of crop and weed functional redundancies (FR) on soil cover by weeds. We argue that it is possible to mitigate weed cover in early agroforestry systems by enhancing both components of planned agrobiodiversity, i.e. crop FD and FR. Weed FR directly increased soil cover by weeds, while weed FD showed no significant relationship with any other variable in the model, and was therefore excluded from the final model. This result may be produced by a high abundance of highly productive weed species (one main driver of soil cover) sharing common functional traits; thus, causing high FR. We suspect that the redundant weed species are being suppressed and therefore not observed significant effects on weed FD. During weed community assembly the most abundant weed species have a small range of response trait values allowing them to persist and grow despite local filtering (PERRONNE et al., 2015). This redundancy of dominant species allows the weed community to make ecosystem functions (e.g. soil cover) more reliable even in the event of species extirpation from the local ecosystem (GARNIER; NAVAS, 2012a).

Since a similar direct effect of crop FR on crop cover was not confirmed, we suspect that FR could be the main driver of ecosystem function, such as soil cover, when a plant community is highly diversified and the so-called sampling or selection effect could generate functional redundancy. The selection effect suggests that a more diverse community has a higher probability of including highly productive species (HECTOR, 1998). Additionally, niche-based and stochastic processes jointly affect weed community assembly (PERRONNE et al., 2015). However, this is not the case of crop plants, as these are experimentally or agriculturally pre-determined and deliberately introduced into the system as part of planned agrobiodiversity. For this community the direct effect on ecosystem function, such as soil cover, could be mainly explained by the complementarity effect. This effect occurs when differential resource acquisition in time or space allow an optimized use of resources, resulting in high levels of ecosystem functions in more diverse communities (NAEEM et al., 1994).

We could explore the specific local filtering processes due to competition with crops, from two aspects of crop biodiversity, i.e. FD and FR. High crop FD, which means more ecological niches

occupied by crop plants, increases crop cover. Additionally, high crop FR decreases weed cover. High FR means that the system has crop species with similar functional traits (i.e. species that share similar niches). The negative correlation between crop and weed cover describes weed suppression. Yet, the relationship between these two variables was not presumed to be causal nor unidirectional because on the one hand, weeds can reduce crop cover through resource competition, but on the other hand, crop resource pre-emption is a key mechanism that drives weed suppression (BARAIBAR et al., 2018). Crop cover is related positively not only to crop productivity but also total soil cover by plants, which in turn prevents soil erosion. Thus, crop cover may serve as an indicator of a synergy between a provisioning service (crop productivity) and a key regulating agroecosystem service (mitigation of soil erosion) (FAUCON; HOUBEN; LAMBERS, 2017b; WOOD et al., 2015b).

Decisions by researchers, practitioners or agricultural technology developers on which species to intercrop are inevitably based on a limited number of traits. We found that the most important traits driving the patterns of FD and FR in the crop community are maximum plant height (H) and leaf nitrogen concentration (LNC). Therefore, agroecosystem functions like soil cover by crops, that require high crop FD, can be achieved by mixing crop species with different H or LNC. Additionally, in order to promote weed suppression, using a trait-based management of weeds, we should increase planned agrobiodiversity by also adding crop species with similar values of H or LNC. These traits can therefore be relevant criteria for designing cropping systems because practitioners or agronomists can relatively easily ensure to include crops that both vary in H or LNC (high FD), as well as other crops with similar values of these traits (high FR).

Indeed, FD and FR both influence the degree to which one set of biodiversity components may be replaced by another, while maintaining one or several ecosystem functions. Therefore, high diversity and redundancy are required to sustain ecosystem services (DURU et al., 2015). However, it is worth remembering that the FR measured refers to redundancy in relation to the particular ecosystem process(es) and functional traits being considered (PILLAR et al., 2013). Furthermore, it remains an open, yet urgent question, how much we need to raise diversity and redundancy in agroecosystems, as diversification commonly also demands greater knowledge of biodiversity, more complex management operations, more experienced labor and sources of more varied germplasm, compared to monocultures (DURU et al., 2015).

Considering sustainable management of agroecosystems we hypothesize that maintaining high crop FR and FD will reduce the FR of weeds and consequently minimize their competitive impact on crops. At the same time, such cropping systems could conserve a desired FD of weeds to maintain their positive contribution to agroecosystems functioning. In other words, our Weed Functional Redundancy Hypothesis (WFRH) proposes that increasing planned agrobiodiversity

enables the manager to reduce crop-weed competition by reducing weed FR but maintaining or increasing weed FD (Fig. 7).

Given that monocultures directly and indirectly decrease farmland biodiversity, even without accounting for the effects of pesticides or mechanization (TISSIER et al., 2018), our proposed hypothesis (WFRH) could provide a contribution to disentangling the causal relationships that underpin the benefits of high-diversity polycultures. Validation of this framework would have useful implications for ecological weed management that optimizes crop production without excessively jeopardizing weed diversity or natural resource conservation (STORKEY; NEVE, 2018).

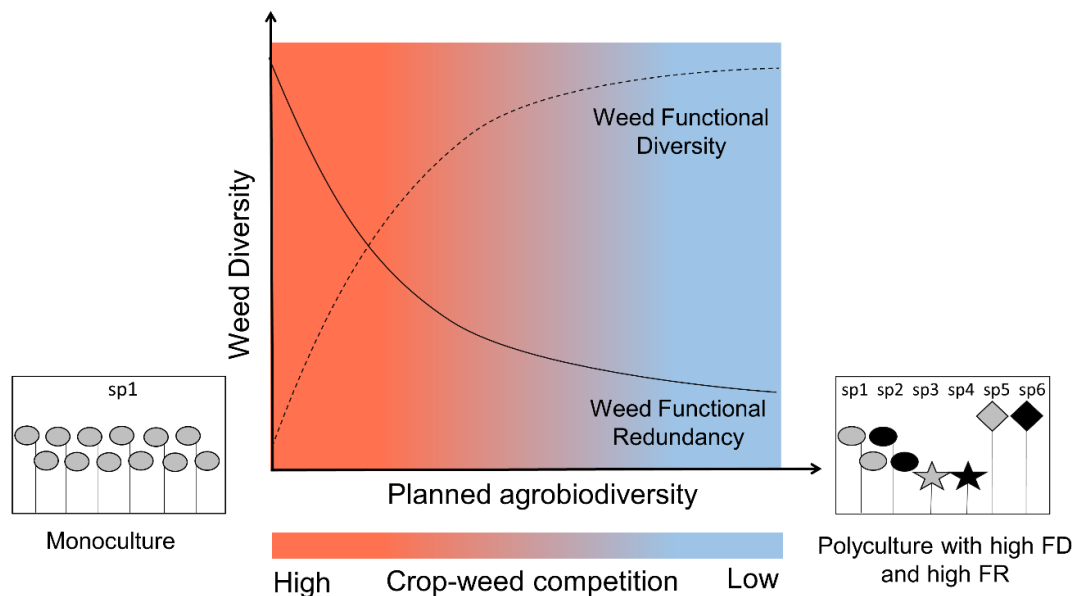


Fig. 11 - Conceptual framework to explain the Weed Functional Redundancy Hypothesis (WFRH). Increasing planned agrobiodiversity (crop functional diversity and crop functional redundancy) will provide low levels of crop-weed competition and maintain high weed FD. Inside box on bottom left, equal shapes and colors represent a single crop species. Inside box on bottom right, plants with equal shapes but with different colors, represent different crop species with similar characteristics (functional traits) and different shapes represent species that differ in their functional traits. The redundancy zone (blue area) on the right is the level of planned agrobiodiversity necessary to decrease the Functional Redundancy of the weed community, which in turn, would decrease crop-weed competition.

In order to test this hypothesis, one could assess FR and FD of crop and weed communities in different agricultural systems, from monocultures to highly diversified agroecological agroforestry systems across edaphoclimatic gradients. Since agricultural plant traits are becoming more available in plant trait databases, e.g. TRY (KATTGE et al., 2011), the main task in data collection would be to assess the floristic composition in agroecosystems. Even where data are not readily available, traits such as maximum plant height are easy and inexpensive to measure. Another challenge would be to assess weed suppression in different agricultural contexts, considering the different ways to address

weed control and tradeoffs involved with each weed management practice. A possible solution for this challenge could be to experimentally control FR and FD, as well as management practices.

Although further investigations are needed to specifically address the influence of functional redundancy in the multifunctionality of different types of agroecosystems, our results suggest that agroecosystem design should include a minimum of functional redundancy. Therefore, in order to increase plant diversity using crop mixtures, it is worth intercropping species with different trait values, but also retain species with similar functions, at least for high-priority agroecosystem processes. For example, in the early phases of establishing agroforestry, orchards, timber plantations, ecological restoration plantings, or even short-lived field crops, an important process is early weed suppression, due to weed-crop competition. In order to ensure weed suppression we should mix species not only with different maximum plant height or leaf nitrogen concentration but also add species with similar values of these traits. In other words, we should incorporate crop species that are functionally redundant for any high-priority process, in order to promote cropping systems that are resistant to weed invasion even when a crop underperforms, without compromising other agroecosystem functions.

8.6 ACKNOWLEDGEMENTS

This study was supported in part by the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – Brazil (CNPq). D.S. thanks CAPES for a PDSE fellowship N° 88881.189051/2018-01 and support from Federal University of Fronteira Sul (UFFS). Special thanks to Professor Dr. Rafael Trevisan (UFSC Botany Department) for helping with plant species identification. Professor Bill Shipley (Functional Ecology Lab, UdeS, Canada) for contributing to the discussion. Álvaro Lemos Monteiro for essential fieldwork contributions. We thank the Ressacada Experimental Farm staff for logistic support and field operations and various institutions and individuals for donations of germplasm and compost.

9 SUPPORTING INFORMATION – CAPÍTULO I

9.1 SUPPLEMENTARY METHODS – CAP. I

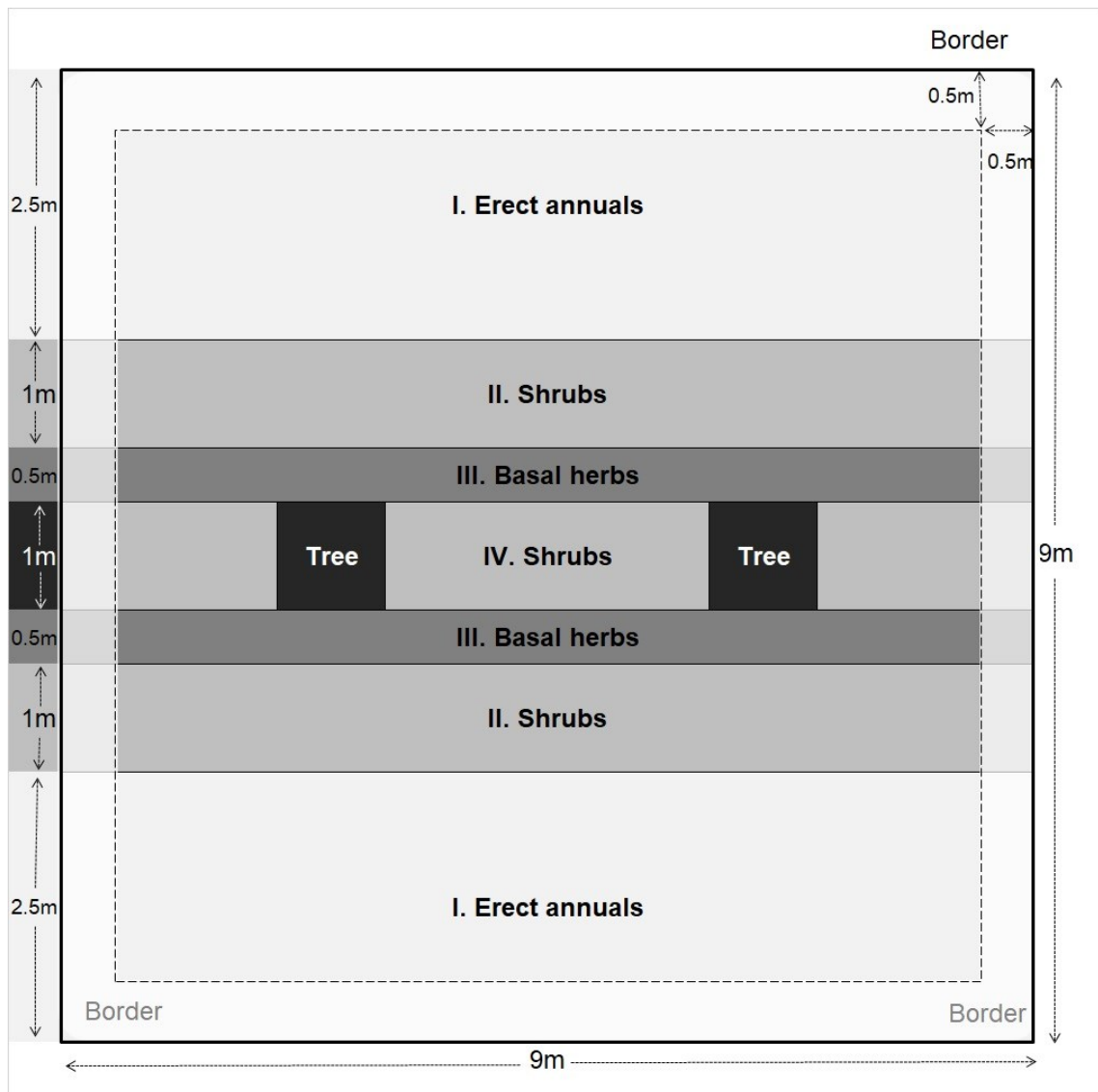


Fig. 12 - Experimental plot design (identical across all treatments) divided into planting strips according to crop growth form and life story. (I) Mixture of two annual herbaceous crop species (five planting rows); (II) Mixture of two shrub/giant herbaceous crops (single planting row); (III) Mixture of two prostrate/rosette crops (single planting row); (IV) Mixture of two tree crops and two shrubby/giant herbaceous crops (single planting row).

Table 3 - List of family name of species planted in the experiment (during spring 2016) by plot type and strip within plot type.

Accepted scientific name of species ^a	Family name	Treatment ^b	Strip	Life history
<i>Crotalaria spectabilis</i> Roth	Leguminosae	H	I	Annual
<i>Musa paradisiaca</i> L.	Musaceae	H	II / IV	Perennial
<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.	Convolvulaceae	H	III	Perennial
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	H	IV	Perennial
<i>Canavalia ensiformis</i> (L.) DC.	Leguminosae	H / M	I	Annual
<i>Cajanus cajan</i> (L.) Millsp.	Leguminosae	H / M	II / IV	Perennial
<i>Arachis pintoi</i> Krapov. & W.C.Greg	Leguminosae	H / M	III	Perennial
<i>Inga semialata</i> (Vell.) C.Mart.	Leguminosae	H / M	IV	Perennial
<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench	Poaceae	L	I	Annual
<i>Saccharum officinarum</i> L.	Poaceae	L	II / IV	Perennial
<i>Cymbopogon citratus</i> (DC.) Stapf	Poaceae	L	III	Perennial
<i>Psidium cattleianum</i> Afzel. ex Sabine	Myrtaceae	L	IV	Perennial
<i>Zea mays</i> L.	Poaceae	L / M	I	Annual
<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	Poaceae	L / M	II / IV	Perennial
<i>Tetragonia tetragonioides</i> (Pall.) Kuntze	Aizoaceae	L / M	III	Perennial
<i>Pachira glabra</i> Pasq.	Malvaceae	L / M	IV	Perennial

^aAccording to The Plant List (<http://www.theplantlist.org/>) accessed in August 2018.

^bTreatment of functional composition of crop mixture: H = high Leaf Nitrogen Concentration (LNC > 25 mg g⁻¹); L = low LNC (LNC < 25 mg g⁻¹); and M = mix of high and low LNC. STRIP I - Mixture of two annual herbaceous crop species. STRIP II - Mixture of two shrub/giant herbaceous crops. STRIP III - Mixture of two prostrate/rosette crops. STRIP IV – Mixture of two tree crops and two shrubby/giant herbaceous crops. Leaf Nitrogen Concentration, growth form, life story and maximum growth was initially determined using specialized knowledge and data from literature.

Table 4 - Description of traits and methods of measurement. We followed standardized protocols and traits were measured on reproductively mature, healthy-looking individuals located in well-lit environments (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013).

Trait (unit)	Replicates ^a / source	Brief description
Maximum plant height (m)	10 (NA)	Plant height is the distance between the upper boundary of the main photosynthetic tissues (excluding inflorescences) on a plant and the ground level. Plant height, or maximum height (Hmax), is the maximum stature a typical mature individual of a species attains in a given habitat.
Leaf area (mm ²)	5 (5)	The area of a leaf (LA) is the most common metric for leaf size and is defined as the one-sided or projected area of an individual leaf. It was used a desktop scanner and the Easy Leaf Area software (EASLON; BLOOM, 2014).
Leaf nitrogen concentration (mg g ⁻¹)	5 (5)	Leaf N concentration (LNC) is the total amounts of N, respectively, per unit of dry leaf mass, expressed sometimes as % dry-leaf mass. It was used analytical method of acid digestion (TEDESCO et al., 1995).
Specific leaf area (mm ² mg ⁻¹)	5 (5)	Specific leaf area (SLA) is the one-sided area of a fresh leaf, divided by its oven-dry mass (at 70°C for 72 h).
Stem specific density (mg mm ⁻³)	5 (5)	Stem-specific density (SSD) is the oven-dry mass (at 100°C for 72 h) of a section of the main stem of a plant divided by the volume of the same section, when still fresh. It was used the water-displacement method.
Clonality (categorical)	Data from literature (NA)	Clonality is the ability of a plant species to reproduce or regenerate itself vegetatively, thereby producing new “ramets” (above-ground units) and expanding horizontally. The categories are: Stolons; Bulbils; Fragmentation; Rhizomes; Tubers; Turions; Bulbs; Corms; Tuberous Roots; Suckers; Lignotuber; Layering; or clonal organs Absent.
Nitrogen fixing (categorical)	Data from literature (NA)	Symbioses associations with N ₂ -fixing bacteria or mycorrhizal fungi. Classified in three categories: (1) Rhizobium; (2) Other (associative and endophytic nitrogen fixers); (3) None (no obvious specialized N-uptake mechanism).

^aNumber of individuals sampled. Values in brackets refers to number of organs sampled per individual or NA when this is not applicable.

Plants were collected inside the experimental plots or nearby on the same soil type.

9.2 SUPPLEMENTARY RESULTS – CAP I

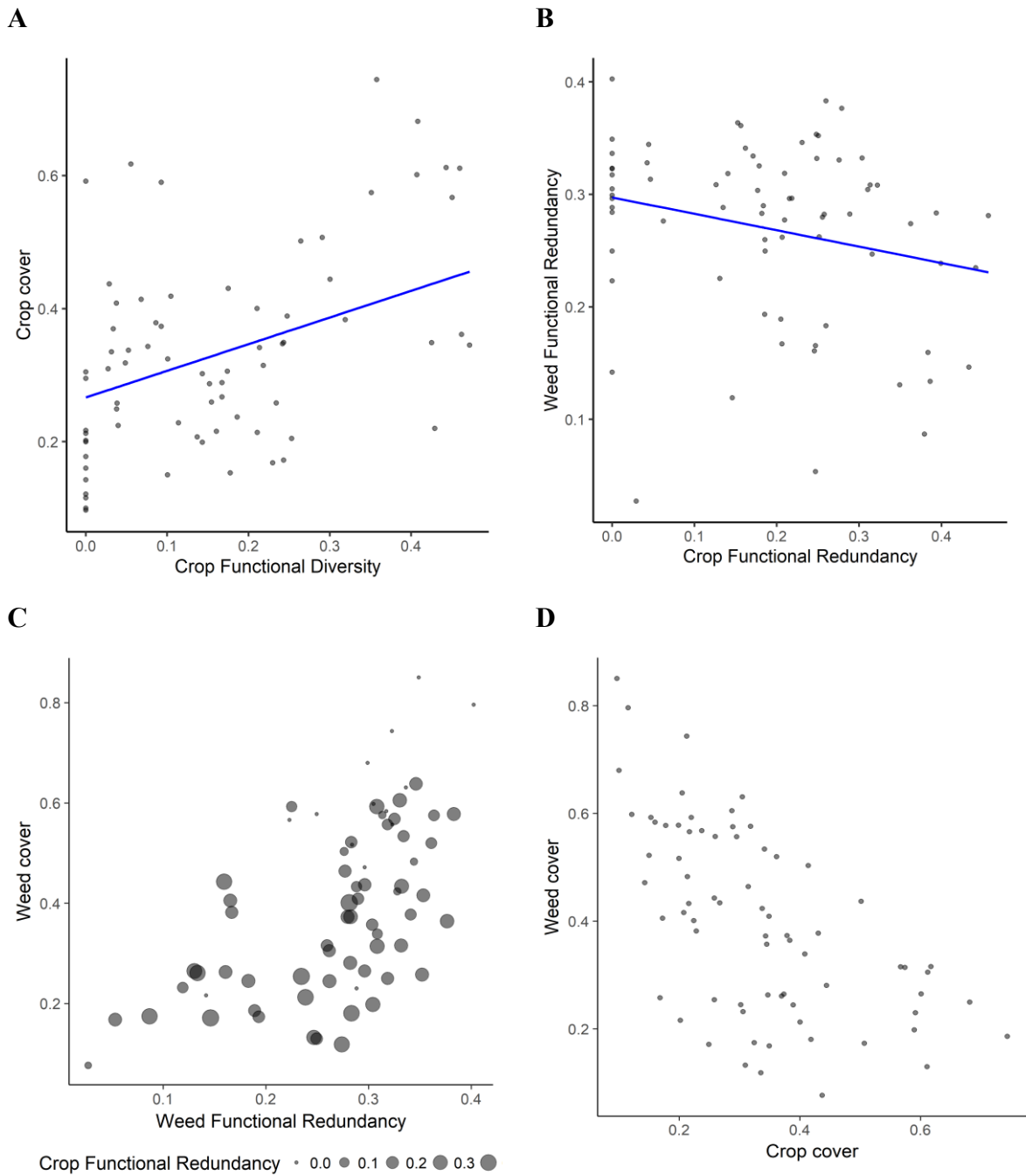


Fig. 13 - Scatter plots illustrating relationships tested by Structural Equation Modelling. Functional Diversity assessed by Rao's quadratic entropy. Functional Redundancy is the difference between Gini-Simpson index and Rao's quadratic entropy. (A) Soil cover by crops and functional diversity of crops. (B) Functional redundancy of weeds and functional redundancy of crops. (C) Soil cover by weeds and functional redundancy of both, weeds and crops. (D) Soil cover by crops and soil cover by weeds.

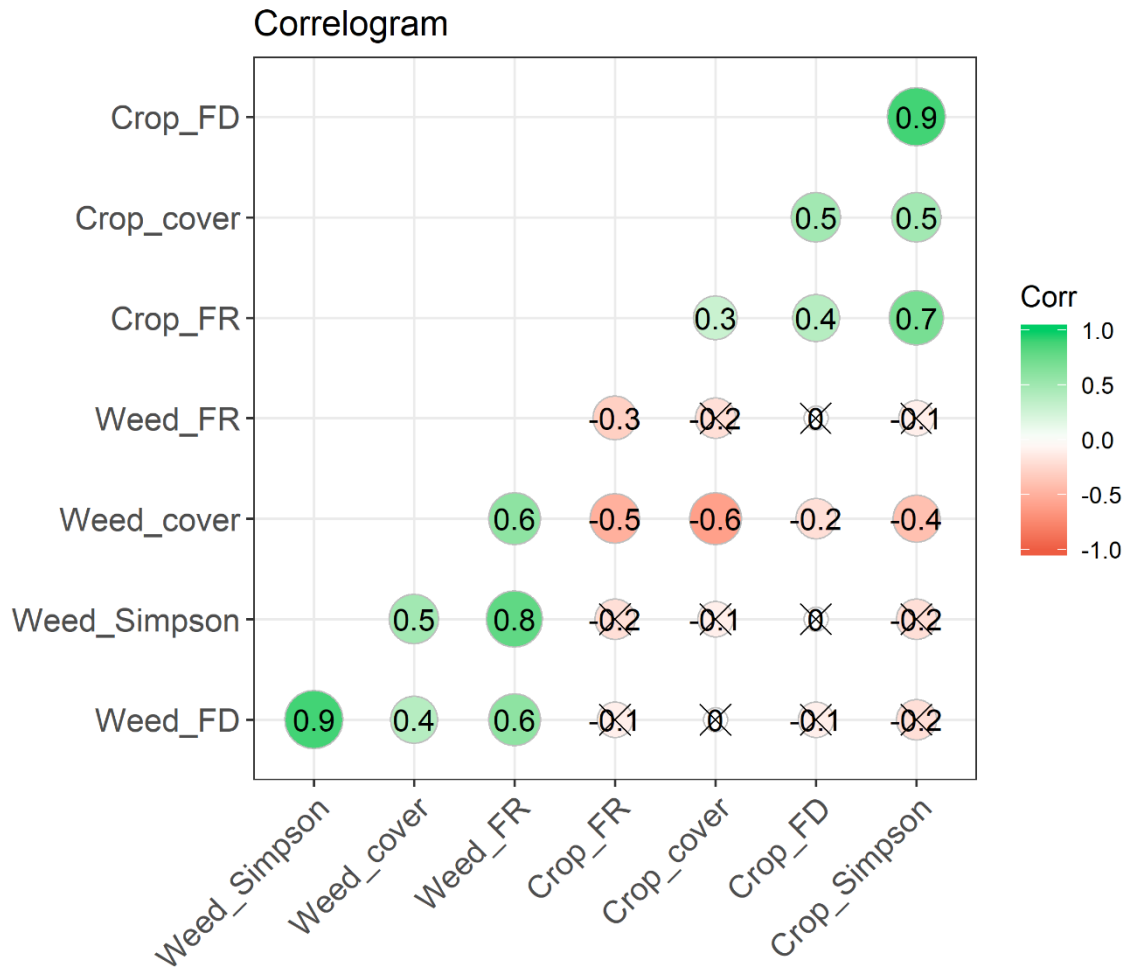


Fig. 14 - Correlogram among community indices showing Spearman correlation coefficients. X marks show non-significant coefficients ($p < 0.05$). FD= community-weighted Functional Diversity assessed by Rao's quadratic entropy. Simpson=Gini-Simpson community-weighted species diversity index; FR=Functional Redundancy (=Simpson - Rao).

10 CAPÍTULO II - PLANNED FUNCTIONAL DIVERSITY IS THE DRIVER OF MULTIPLE ECOSYSTEM FUNCTIONS DURING EARLY AGROFORESTRY SUCCESSION⁷

Diego dos Santos, Fernando Joner, Bill Shipley, Marinice Teleginski, Renata Rodrigues Lucas and Ilyas Siddique

10.1 GRAPHICAL ABSTRACT

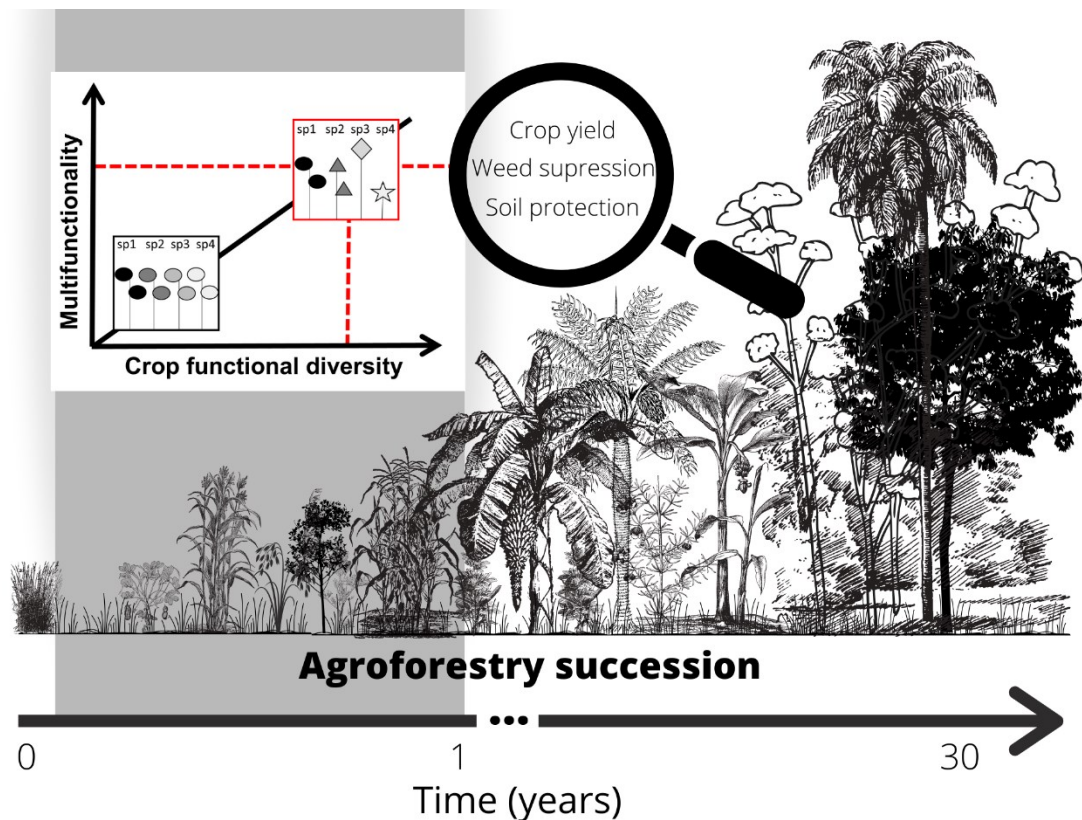


Fig. 15 - Graphical abstract: crop functional diversity is the driver of multiple ecosystem functions during early agroforestry succession.

10.2 ABSTRACT

1. Despite current knowledge about the benefits of increasing agrobiodiversity, we still lack practical guidelines for diversifying cropping systems that consider not only yield but also the regulating functions of agroecosystems. Recent studies have suggested that maximizing functional diversity (FD, the distribution of species with different functional traits in the niche

⁷ Artigo submetido à revista Journal of Applied Ecology

space) may lead to agroecosystems with greater multifunctionality. One of the mechanisms that underpin this positive relationship is niche complementarity, assessed by FD. Therefore, scientists are now advocating the use of a trait-based approach to study and develop multifunctional sustainable agroecosystems.

2. In order to assess the effects of crop functional diversity on key agroecosystem functions and consider tradeoffs and synergies among them, we use a trait-based approach to establish permanent experimental field plots of successional agroforestry systems (SAFS). The experiment represents a gradient of plant functional trait diversity (based on leaf nitrogen concentration of crops), while maintaining crop species richness constant across all treatments. It was established in late 2016 in humid subtropical Southern Brazil. Our hypothesis is that the FD of crops drives multiple agroecosystem functions.
3. We quantified attributes of crops and weeds (maximum plant height, leaf area, specific leaf area) and performed two data collections (March and September 2017) at the end of the summer and winter crops, respectively. We used Structural Equation Modeling to test a hypothetical causal model to explain how crop functional diversity affects three functions: weed suppression, soil protection (soil cover by either crop or weed) and crop yield.
4. Our results support the hypothesis that high functional diversity drives agroecosystem processes and contributes to the provision of several ecosystem functions simultaneously. We found that with greater FD in SAFS, crop plants occupied a large niche space, thereby increasing the total photosynthetic light intercepted in the agroecosystem. Greater light interception by crops then increased crop yield. Additionally, a greater FD increased soil protection by crops and decreased weed cover. This greater FD also reduced the FD of the weed community.
5. *Synthesis and applications.* Crop mixtures based on complementary plant traits can increase the multifunctionality of agroecosystems. The more heterogeneous the structure and projection of crop leaf area, the more resistant crops are to weed-crop competition and the higher crop yield in early diversified crop mixtures.

10.3 PORTUGUESE ABSTRACT

1. Apesar do conhecimento atual sobre os benefícios do aumento da agrobiodiversidade, nosso entendimento sobre as relações entre biodiversidade e funcionamento dos agroecossistemas pode ser limitado se as demandas conflitantes ou sinergias entre processos e funções forem ignoradas. Desta forma, cada vez mais a literatura vem apontado para o uso da abordagem baseada em atributos funcionais para estudar e desenvolver agroecossistemas multifuncionais sustentáveis.

2. Para avaliar os efeitos da diversidade funcional das culturas em algumas funções do agroecossistema, implementamos, um experimento usando sistemas agroflorestais sucessionais (SAFs), no final de 2016 no sul do Brasil. O experimento representa um gradiente de diversidade de atributos funcionais, mantendo constante a riqueza de espécies em todos os tratamentos. A hipótese é que a diversidade funcional (DF) das culturas impulsiona múltiplas funções agroecossistêmicas.
3. Quantificamos atributos funcionais tanto das plantas cultivadas como das espontâneas (altura máxima, área foliar, área foliar específica) e realizamos duas coletas de dados (março e setembro de 2017). Utilizamos a Modelos de Equações Estruturais para testar um modelo causal hipotético para explicar como a diversidade funcional das culturas afeta: (1) diversidade funcional das plantas espontâneas, (2) supressão de plantas espontâneas, (3) proteção do solo, (4) índice de área foliar e (5) produção das culturas.
4. Nossos resultados apoiam a hipótese de que a alta diversidade funcional conduz os processos do agroecossistema e contribui para o fornecimento de múltiplas funções do ecossistema. Descobrimos que, com maior DF nos SAFs, as plantas ocupam um maior espaço de nicho, aumentando assim a interceptação de luz fotossintética no agroecossistema. A maior interceptação de luz pelas culturas aumentou a produção das culturas. Além disso, uma maior DF aumentou a proteção do solo pelas culturas e diminuiu a cobertura de plantas espontâneas, além de reduzir a DF da comunidade de plantas espontâneas.
5. *Síntese e aplicações.* Os consórcios agroflorestais baseados em características complementares das plantas podem aumentar a multifuncionalidade dos agroecossistemas. Quanto mais heterogênea a estrutura e a projeção da área foliar das culturas, mais resistentes torna-se o cultivo em relação as plantas espontâneas e maior a produção na fase inicial de implantação.

Keywords: agroecosystem, multifunctionality, syntropic agriculture, agroecological trade-offs, ecological intensification, plant traits, polycultures.

10.4 INTRODUCTION

Modern cropping systems attempt to maximize one ecosystem service (e.g., food provision from a single crop), but this results in a reduction of biodiversity and ecosystem services related to ecosystem regulation (POWER, 2010). In fact, some have argued (ISBELL et al., 2017a) that a loss of biodiversity affects ecosystem functioning and reduces its stability at the small spatial and temporal scales in which species interact with each other. If so, then an increase in agrobiodiversity could contribute significantly to the delivery of multiple ecosystem services (ES) (WOOD et al., 2015a).

If this claim is true then agricultural activity could jointly produce both commodity outputs (food, fuel and fiber) and improve certain other functions such as the management of biodiversity, soil protection and contribution to the socio-economic viability of rural areas – the so-called multifunctional agriculture (MFA) (RENTING et al., 2009). However, most studies on biodiversity and ecosystem functioning have focused on single functions, and our understanding about this cause-effect relationship may be limited or biased if tradeoffs or synergies among processes and functions are ignored (BLESH, 2018; BYRNES et al., 2014).

In order to link biodiversity and ecosystem processes in (semi)natural systems, researchers are advocating the use of a trait-based approach to develop multifunctional agroecosystems, usually under the umbrella concept of “ecological intensification” (ABALOS et al., 2019). Recent studies have suggested that maximizing functional diversity (FD, the diversity of functional traits) may lead to agroecosystems with greater multifunctionality (BLESH, 2018; FINNEY; KAYE, 2017b; MARTIN; ISAAC, 2015a; STORKEY et al., 2015). However, implementation of this approach is hampered by our limited understanding of the relationship between plant traits and agroecosystem processes (ABALOS et al., 2019). Furthermore, very few published studies have manipulated FD variation and tested for its effect on agroecosystem functions independently of species richness (TOBNER et al., 2016).

We therefore use a large-running experiment to test the hypothesis that FD of crops affects multiple agroecosystem functions and leads to greater multifunctionality. In order to identify tradeoffs and synergies among processes and functions we used Structural Equation Modeling (SEM). This statistical method allows scientists to use data collected in the field to simultaneously test hypotheses about several, interconnected causal relationships of ecosystem functioning (Shiple, 2016). The core of the experiment consists of species mixtures having identical species richness but varying in FD. Such as others long-running biodiversity experiments, e.g. Jena Experiment (ROSCHE et al., 2004), this one was designed to be a long-term experiment that aim to understand the ecological mechanisms that underlie the biodiversity-ecosystem functioning. Here, we present the first results of this experiment, one year after its establishment. This is a critical period for several applications ranging from perennial agriculture, silviculture to ecological restoration, during which weed-crop competition strongly influences crop establishment, but also soil protection with potential cascading impacts on crop yield.

10.5 MATERIALS AND METHODS

10.5.1 Study site

The study site is located on the Ressacada Experimental Farm at the Federal University of Santa Catarina, Florianópolis, Brazil (27°41'7" S, 48°32'28" W). The region has a humid subtropical climate (Cfa - Köppen climate classification). Mean annual temperature is $21 \pm 4^\circ\text{C}$ with a mean annual precipitation of 1415 ± 435 mm (mean \pm standard deviation, based on a 2008-2016 dataset from the adjacent meteorological station of Florianópolis International Airport). The soil is classified as Aquic Quartzipsamments (SOIL SURVEY STAFF, 2014) and consists of a 60-50 cm deep sandy layer (10% clay; pH 5.4 and 3.7% organic matter analyzing 0-20 cm deep soil sample). The study site is a flat agricultural field at 5m above sea level that had been managed for rice production for several years before the establishment of the experiment. An area of approximately 0.15 ha was weeded using a rotating hoe and then crop species mixtures were hand-planted from 28-Oct-2016 to 24-Nov-2016 (perennials and summer annuals) and from 10-May-2017 to 12-May-2017 (winter annuals). The establishment and management in the experimental area is detailed in Supporting Information Table 6.

10.5.2 Experimental design

Agroforests were planted in square plots of 9 x 9 m. The border around the outermost 0.5 m of each plot was not considered for sampling to avoid edge effects and interplot interactions. The species pool of crop plants comprised 19 species (Table 5).

Although we have measured other functional traits in order to calculate an observed FD in plots, we initially designed the experiment varying the leaf nitrogen concentration (LNC) of crops (designed FD) due to its recognized importance among practitioners, while maintaining crop species richness constant across all treatments. Plot treatments were crop mixtures of (1) eight species with high LNC (> 25 mg g⁻¹), (2) eight species with low LNC (< 25 mg g⁻¹) and (3) a combination of four species with high and four species with low LNC (called median-LNC). Therefore, the experiment had three different species compositions: the median-LNC was initially classified as presenting a high designed FD, while the low-LNC and high-LNC as having a low designed FD. Each community was replicated six times in a randomized complete block design with 18 plots. Within plots, species were planted in four strips according to their growth form and life history (identical across treatments, see details in Supplementary Fig. 19). Within strips, a two species mixture was planted at the density according to agronomic recommendations (see details in Supplementary Fig. 20 A-F). The distribution of plant growth forms within plots was identical in all six blocks. Plants were fertilized with compost from urban organic residues at a constant rate of 4 L m⁻¹ planting row. For details regarding species, plot type and strips see Supplementary Table 7.

Table 5 - Names and additional information of species planted in the experiment.

Scientific name ^a	Common name	Family name ^a	LNC ^b	Growth forms ^c	Life history	Growing season ^d
<i>Arachis pintoi</i> Krapov. & W.C.Greg	pinto peanut	<i>Leguminosae</i>	H	Herb.	Perennial	n/a
<i>Cajanus cajan</i> (L.) Millsp.	pigeonpea	<i>Leguminosae</i>	H	Woody	Perennial	n/a
<i>Canavalia ensiformis</i> (L.) DC.	jackbean	<i>Leguminosae</i>	H	Herb.	Annual	Summer
<i>Crotalaria spectabilis</i> Roth	showy rattlebox	<i>Leguminosae</i>	H	Herb.	Annual	Summer
<i>Cymbopogon citratus</i> (DC.) Stapf	lemongrass	<i>Poaceae</i>	L	Herb.	Perennial	n/a
<i>Inga semialata</i> (Vell.) C.Mart.	guabilla	<i>Leguminosae</i>	H	Woody	Perennial	n/a
<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.	sweet potato	<i>Convolvulaceae</i>	H	Herb.	Perennial	n/a
<i>Musa paradisiaca</i> L.	banana	<i>Musaceae</i>	H	Herb.	Perennial	n/a
<i>Pachira glabra</i> Pasq.	saba nut	<i>Malvaceae</i>	L	Woody	Perennial	n/a
<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	elephant grass	<i>Poaceae</i>	L	Herb.	Perennial	n/a
<i>Psidium cattleianum</i> Afzel. ex Sabine	strawberry guava	<i>Myrtaceae</i>	L	Woody	Perennial	n/a
<i>Saccharum officinarum</i> L.	sugarcane	<i>Poaceae</i>	L	Herb.	Perennial	n/a
<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench	grain sorghum	<i>Poaceae</i>	L	Herb.	Annual	Summer/Winter
<i>Tetragonia tetragonoides</i> (Pall.) Kuntze	New Zealand spinach	<i>Aizoaceae</i>	L	Herb.	Perennial	n/a
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	guacimilla	<i>Cannabaceae</i>	H	Woody	Perennial	n/a
<i>Zea mays</i> L.	maize	<i>Poaceae</i>	L	Herb.	Annual	Summer
<i>Raphanus raphanistrum</i> subsp. <i>sativus</i> (L.) Domin	wild radish	<i>Brassicaceae</i>	H	Herb.	Annual	Winter
<i>Vicia sativa</i> L.	common vetch	<i>Leguminosae</i>	H	Herb.	Annual	Winter
<i>Avena strigosa</i> (Schreb.)	black oat	<i>Poaceae</i>	L	Herb.	Annual	Winter

^aAccording to The Plant List (<http://www.theplantlist.org/>) accessed in August 2018. ^bLeaf nitrogen concentration used for defining trait diversity: H = high, LNC > 25 mg g⁻¹; L = low, LNC < 25 mg g⁻¹. ^cGrowth forms according to Pérez-Harguindeguy *et al.* (2013): herbaceous plants have either no or at most modest secondary growth, with stem and root tissues that are rather soft compared with typical wood. ^dn/a=not applicable.

10.5.3 Data collection

We collected data on strips within the plots, at the full flowering stage of annual herbaceous plants, around 100 days after planting. Besides using this stage as reference due to management necessities, all crops were assessed. Specificities of each variable was described bellow. We assessed the following agroecosystem variables: (i) Leaf Area Index (LAI), (ii) crop yield, (iii) soil cover by crops (hereafter crop cover), (iv) soil cover by weeds (hereafter weed cover). The last two variables combined were considered surrogates for the competitive ability of crops against weeds (weed suppression, i.e. crop cover - weed cover) and for potential soil protection (i.e. crop cover + weed cover).

Leaf Area Index (LAI; $m^2 m^{-2}$) was indirectly determined using a Ceptometer AccuPAR LP-80 (STEVEN GARRITY, 2014). We positioned the equipment above and below the canopy of crops, always above the weeds, in order to exclude the contribution of weeds and obtain the crop LAI in both rows and interrows. We collected data in two periods (March and September 2017) on all strips within the plots, at the full flowering stage of annual herbaceous species, around 100 days after planting. As mentioned above, within plots, species were planted in four strips according to their growth form and life history, therefore, in order to estimate one average value of LAI for each plot we calculated the weighted mean, considering the proportion each strip occupied in the plot: (I) erect annuals, occupied 50% of the plot; (II) shrubs, 25%; (III) basal herbs, 12.5%; (IV) shrubs/giant herbs, 12.5%.

Crop yield: We estimated by measuring an aliquot of crop product that humans use for food or green manuring, i.e. aboveground biomass in the species that achieved the beginning of its reproductive phase, except for jackbean (*Canavalia ensiformis* (L.) DC.), grain sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) and showy rattlebox (*Crotalaria spectabilis* Roth), for which we collected seeds because of the demand for their germplasm (see details in Supplementary Table 8). For those species which two parts could be used, for example, tuberous roots and aboveground biomass in sweet potatoes, we choose just one, in order to did not overestimate the treatments where these species were implemented. Firstly, we collected two randomized samples from each of the species in each plot. Secondly, the mean of these two samples was used in order to sum the crop yield in each strip within plots. Finally, we used this value to calculate the weighted mean (considering the proportion each strip occupied in the plot) to estimate the average in the plot. Due to different scales among plant species, we standardized yield data to standard deviation. We sampled crop yield according to growth form and planting density: (a) basal herbs inside a 0.5 x 0.5m quadrat (and seeds in a 8m transect); (b) erect annual herbs along a 0.5 m linear transect; (c) shrubs/giant herbs in a 1 m linear transect along the crop row. The biomass was dried at 80° C until constant mass.

Crop cover and weed cover: The vegetation composition, species abundance and proportion of soil cover (crop cover and weed cover) were assessed in 0.5 x 0.5m quadrats. All plants inside the quadrat were identified and their abundance estimated visually using a cover percentage (LAVOREL *et al.*, 2008) in the following categories: less than 1%, between 1 and 5% and subsequently in intervals of 10% from 10 to 100 (LONDO, 1976). Within plots, two samples were taken, randomly, per type of strip, totaling eight samples per plot. These two samples were used to calculate the mean relative abundance for each plant species within strips, and the mean of weed cover and crop cover within strips. Therefore, the mean of each two quadrats was used for calculating the weighted mean to estimate the average at the plot scale. We collected data in two periods (March and September 2017) on strips within the plots at the full flowering stage of annual herbaceous plants, around 100 days after planting. In all, 36 sample units were used for data analysis (18 plots and 2 sample periods).

We used standardized protocols (PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013) to determine three plant traits (details in Supplementary Table 9) that are related to the agroecosystem processes assessed in this work (Table 6) (BÀRBERI *et al.*, 2018; DÍAZ *et al.*, 2016; GABA *et al.*, 2017b).

Table 6 - List of plant functional traits and their ecological functions directly relevant to growth, survival and reproduction (DÍAZ *et al.*, 2016; PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013).

Trait (unit)	Functions
Maximum plant height (m)	Corresponds with the ability to pre-empt light resources and disperse diaspores.
Leaf area (mm ²)	It has important consequences for leaf energy and water balance.
Specific leaf area (mm ² mg ⁻¹)	It is often positively related to potential relative growth rate across species.

The quantitative traits were determined from the mean of five replicate individual plants (ten for plant height), collected in the experimental plots or nearby.

We measured traits in all crop species and the most frequent weed species (observed in >50% of sample quadrats) and the most abundant weed species (that collectively, i.e. consider all species, made up at least 80% of cumulative relative abundance in each sample quadrat). This threshold has been suggested to ensure a satisfactory description of community properties in relation to biogeochemical cycles in ecosystems (GARNIER *et al.*, 2004; PAKEMAN; QUESTED, 2007). We determined traits in 19 of 40 weed species present in the experiment in the first period, and in 38 of 76 weed species present in the experiment in the second period (the species are in Supplementary Table 10).

10.5.4 Measuring functional diversity (FD)

Functional diversity (FD) were assessed for both crop and weed communities. This index was calculated using “SYNCSA” (Debastiani and Pillar, 2012) package in R (R Core Team, 2018). Rao’s quadratic entropy (Rao, 1982) has been considered an appropriate measure for FD (Botta-Dukát, 2005; Pillar *et al.*, 2013):

$$FD_Q = \sum_{i=1}^s \sum_{j=1}^s d_{ij} p_i p_j$$

where d_{ij} is a measure of distance between species i and j based on a set of specified functional traits.

Rao’s quadratic entropy (Rao, 1982) is an index of functional diversity that incorporates both the relative abundances of species and a measure of the pairwise functional distance between species (Botta-Dukát, 2005). In order to obtain a dissimilarity matrix with Euclidean metric properties, the default function built into “SYNCSA” package calculates the square root of the one-complement of Gower’s similarity index (which ranges from 0 to 1) (Debastiani and Pillar, 2012; Pillar *et al.*, 2013).

10.5.5 Data analysis

Multivariate analysis in the form of piecewise structural equation modelling (SEM) was conducted in the software R (PINHEIRO J *et al.*, 2018) using the packages “nlme” (PINHEIRO J *et al.*, 2018) and “piecewiseSEM” (LEFCHECK, 2016). A data exploration protocol was used (ZUUR; IENO; ELPHICK, 2010) and performed with packages “lattice” (SARKAR, 2008), “ggplot2” (WICKHAM, 2009) and “ggcorrplot” (KASSAMBARA, 2016). R code was generated by “rmarkdown” (ALLAIRE *et al.*, 2018; XIE; ALLAIRE; GROLEMUND, 2018).

An initial general hypothetical model (Fig. 11) was formulated in order to be tested using SEM. The hypothetical model was used as a framework to fit the collected data. After fitting and parameter estimation, not all initial variables were still part of the model, due to statistical non-significance ($p > 0.05$) (SHIPLEY, 2009). Additionally, considering the experimental design, the six blocks and the two periods were considered random factor variables in the model. Therefore, we applied mixed effects modelling and restricted maximum likelihood (REML) estimation method (SHIPLEY, 2013; ZUUR *et al.*, 2009).

When the initial model was fitted, Fisher’s C statistic was calculated to evaluate the model goodness-of-fit. If the data are generated following the causal hypothesis specified in the fitted SEM, this C statistic will follow a chi-squared distribution. If the chi-square is statistically non-significant ($p > 0.05$) the existing deviation between the model and the data is consistent with random sampling variation and so the model is not rejected (LEFCHECK, 2016; SHIPLEY, 2009).

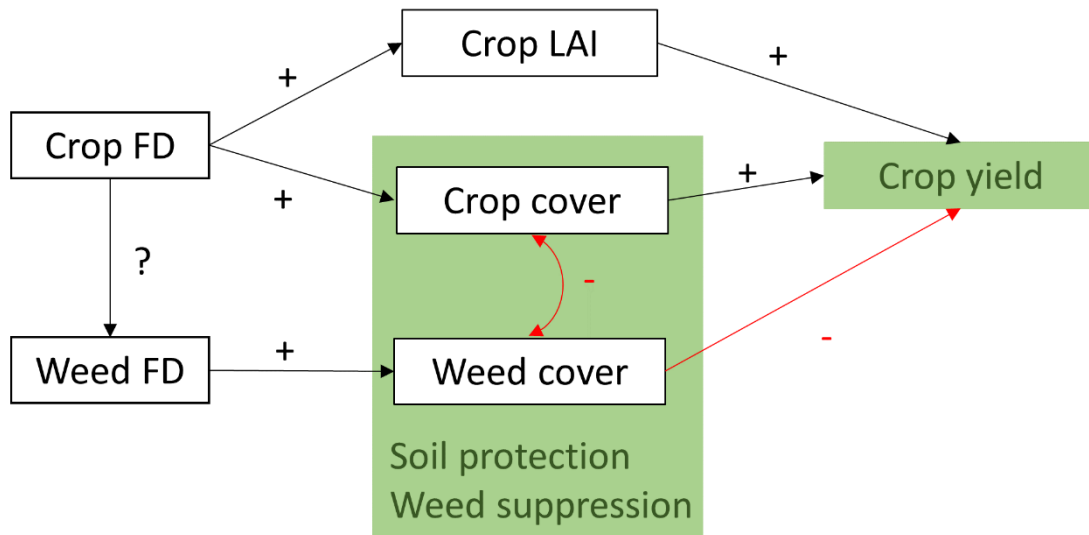


Fig. 16 - General hypothetical model exploring the effects of agroforest crop functional diversity on weed functional diversity, soil protection and crop productivity. Boxes represent measured variables. Green rectangles represent agroecosystem services. Arrows represent unidirectional relationships among variables and double-headed arrows represent relationships between variable pairs whose causal linkage is not specified.

Exploratory path analysis was conducted by adding or removing arrows from the hypothesized variable. In order to account for relations not initially considered between response and predictor variables we used the “missing paths” command built into the “piecewise SEM”, which provides information supported by statistical significance to improve the initial model (LEFCHECK, 2016; STENEGREN et al., 2017). If this new relationship was statistically significant ($p < 0.05$) and had biological significance, it was included and the model was tested again. Subsequently, non-significant parameters were excluded from the model. We used graphical tools in order to validate the assumptions of each final SEM. Normality and homogeneity of variances were verified on standardized residuals (ZUUR et al., 2009).

We used boxplots to show how the designed functional diversity (treatments based on leaf nitrogen concentration) related to our observed functional diversity of crops (subsequently, ‘crop FD’). In order to consider the role of legumes and non-legumes for designed FD and also for crop FD we calculated a new FD based on legumes and non-legumes and presented Spearman’s rank correlation and scatterplot. We used putative N fixing capacity as a categorical trait.

We did not incorporate the design FD in the SEM because we considered that the assessment of FD (crop FD) based on traits that are relevant to the functions considered in this particular analysis is more consistent and realistic than use the pre-classified FD that, in turn, was used as a base to design a long-term experiment to answer several questions besides this paper’s one.

10.6 RESULTS

Our initial general hypothetical model (Fig. 16) was not rejected by the data ($C=14.229$, $df=14$, $p=0.433$) but we proceeded an exploratory analysis in order to account for relations not initially considered and remove non-significant parameters. In our final model ($C=14.984$, $df=18$, $p=0.663$), crop FD is the only variable that drives responses in agroecosystem functions (Fig. 17). It has a direct effect on (1) weed FD (raw regression coefficient, $b= -0.5026$, $p=0.0034$); (2) weed cover (raw regression coefficient, $b=-0.5717$, $p=0.0281$); (3) crop cover (raw regression coefficient, $b=0.9299$, $p=0.0015$) and; (3) LAI of crops (raw regression coefficient, $b=4.8921$, $p=0.0009$). In turn, LAI of crops directly affect the productivity of crops (raw regression coefficient, $b=1.0579$, $p=0.0000$). As crop cover and weed cover were negatively correlated (magnitude of -0.8943 , $p=0.0000$), crop FD increases weed suppression as well as soil protection through crop cover, as initially hypothesized. The relationship between crop cover and weed cover could not assumed to be causal in one particular direction, as both can affect one another.

The marginal R^2 values (in Fig. 17) describe the proportion of variance explained by fixed factors. The conditional R^2 values (in Fig. 17) describe the proportion of variance explained by both fixed and random factors. For example, crop functional diversity (fixed factor), experimental blocks and periods (random factors) explain 85% of the variance in LAI of crop ($R^2=0.85$). Scatter plots illustrating relationships confirmed by Structural Equation Modelling are in Supplementary Fig. 21.

The designed functional diversity (treatments based on leaf nitrogen concentration) showed no relation with observed functional diversity of crops (Crop FD), which was measured based on maximum plant height, leaf area and specific leaf area; i.e. the designed FD was distinct from the field-established FD based on the measured morphological traits and Rao's Q (see Supplementary Fig. 22). Additionally, the relationship between crop FD and FD based on legumes/non-legumes was not strong and marginally significant (Spearman's coefficient= 0.33 , p -value = 0.047) (see Supplementary Fig. 23).

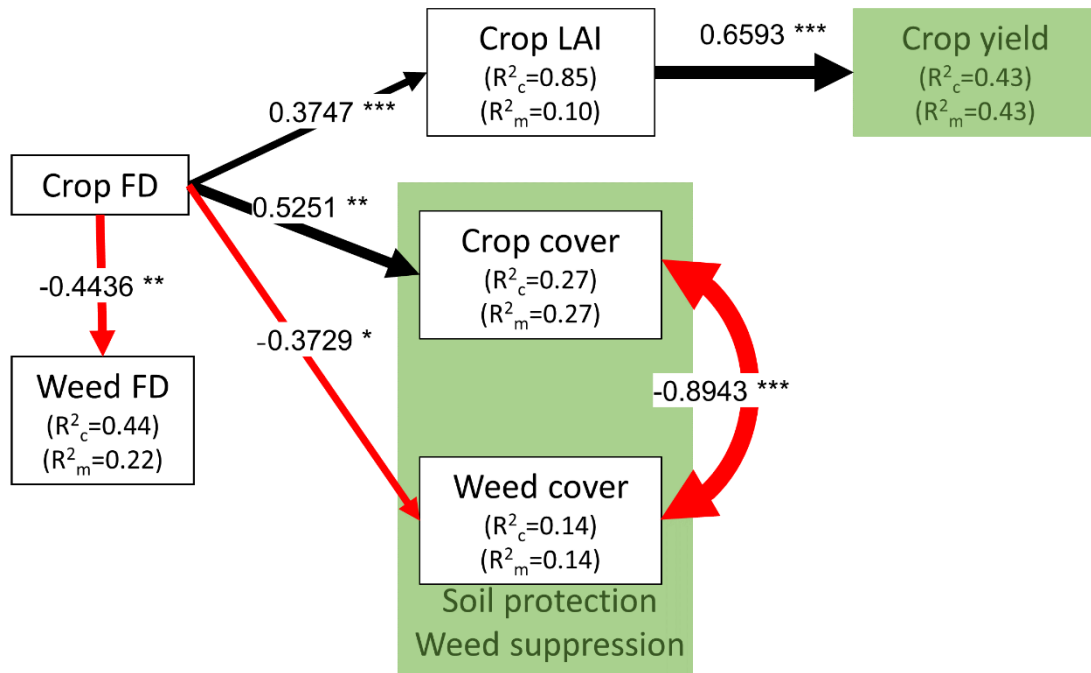


Fig. 17 - Final Structural Equation Model describing the effects of crop functional diversity on weed functional diversity, soil protection and crop productivity during early agroforest succession. Boxes represent measured variables. Green rectangles represent agroecosystem services. Arrows represent unidirectional relationships among variables and double-headed arrows represent relationships whose causal links are not specified. Black arrows denote positive, and red arrows negative, relationships. The thickness of the significant paths ($***P < 0.001$, $**P < 0.01$, $*P < 0.05$) has been scaled based on the magnitude of the standardized regression coefficient or correlation coefficient, given next to the arrows. The marginal and conditional R^2 (based on the variance of the fixed and both the fixed and random effects, respectively) for component models are given in the boxes of response variables. $N=36$. $AIC=64.984$. Fisher's $C = 14.984$ with P -value = 0.663 and on 18 degrees of freedom.

10.7 DISCUSSION

Designing crop mixtures with high functional diversity (FD) may be particularly effective for increasing multifunctionality and agroecosystem sustainability (BLESH, 2018). Our study suggests that crop mixtures designed with complementary plant traits could increase the multifunctionality of agroforests. We found that the higher the FD at the agroforest plot scale, the greater the amount of photosynthetic light it intercepts. Greater light interception, in turn, increases agroforest yields. Additionally, agroforests with high crop FD protect a greater proportion of soil by live crop cover and reduce weed cover.

Functional trait diversity can provide multiple benefits in agroecosystems (MARTIN; ISAAC, 2015b). However, there are also potential tradeoffs among functions in which increasing functional diversity can enhance some and decrease others (BLESH, 2018). In our study, for example, crop FD enhanced soil cover by crops and decreased both weed FD and weed cover. Weeds are part of

agroecosystems and contribute in different ways to their functioning (GUERRERO et al., 2014; MARSHALL et al., 2003b). Therefore, some advantages of ecological intensification and agroecosystem multifunctionality are hampered by extirpating weed diversity from agroecosystems. Our observed reduction of weed FD was probably due to crop resource pre-emption, which can drive weed suppression (BARAIBAR et al., 2018; MWANGI et al., 2007). When crops occupy more niches, weeds that would occupy similar niches are suppressed from the system. Therefore, increasing crop diversity is an effective weed management strategy and can reduce reliance on external agricultural inputs by several mechanisms (GABA et al., 2017b; STORKEY; NEVE, 2018). Although weeds can compete with crop plants and reduce yield (OERKE, 2006; PARK; BENJAMIN; WATKINSON, 2003), our data did not show any direct causal linkage between crop or weed cover and crop yield. Presumably, the weed community in our systems have not reached a level that affects crop yield.

Our review of the applied literature in agriculture, forestry and restoration, as well as dialogue with decision makers suggest that the choice of diverse species mixtures by practitioners is more easily adopted if based on recognizable categories (e.g. high versus low) of leaf nitrogen concentration (LNC) than on complex a priori calculations of gradients of species mean FD. Therefore, in order to produce a functional diversity gradient we mixed different species in three species composition. In this way, it is possible that our results are dependent on the identity of groups of plants, such as grasses (for high yielding of carbon rich biomass) and legumes (N rich species). We are aware that legume species may be an important driver in diversity experiments (HUSTON; MCBRIDE, 2002; ROSCHER et al., 2011) and this should be considered in the limits of interpretation of such experiments. However, the plant species selected for this experiment are widely used in agroecological agroforestry systems and the practice of using legume species in polycultures is current in the whole world. Therefore, we consider our results are generalizable to many agroecological practices and designs. Furthermore, one of the reasons why has increased the amount of research papers using the trait-based approach in recent years is the promise of its generality, synthesis and predictive ability, despite the idiosyncratic details of each site, taxonomic assemblage or geographical location (SHIPLEY et al., 2016).

Although further investigations should address the effect of functional diversity on community multifunctionality in a range of agroecosystems over time, our results suggest that agroecosystem design should include plants with complementary trait values. Therefore, in order to integrate principles of ecological intensification in agriculture, which implies an increase in plant diversity, it is worth intercropping species that could provide a heterogeneous canopy structure and leaf area projection. This design could promote a more weed-resistant cropping system, more productive and with high level of soil protection.

The most likely method of improving the environmental sustainability of agriculture is designing agroecological cropping systems that increase biodiversity and simultaneously generate multiple agroecosystem services (DAMOUR; NAVAS; GARNIER, 2018). In this way we hypothesize that by using a trait-based management and by providing a high FD of crops, it is possible to provide high levels of multifunctionality in agroecosystems (Fig. 18). We can achieve high FD levels at the field, farm, or landscape scale, permitting that agroecosystems meet demands of new community values, such as resilience to climate change (BERTHET et al., 2019). In order to validate the Functional Diversity Hypothesis (Fig.18), future studies should simultaneously assess FD and several relevant ecosystem functions along a broad gradient of both taxonomic and functional diversity of agroecosystems, from commercial monocultures to diversified agroforestry systems. On-farm experiments not only reflect realistic environmental and socioeconomic contexts, but also could include the participation of farmers in order to define functional diversity management based on goals directly relevant to farming practice (BLESH, 2018).

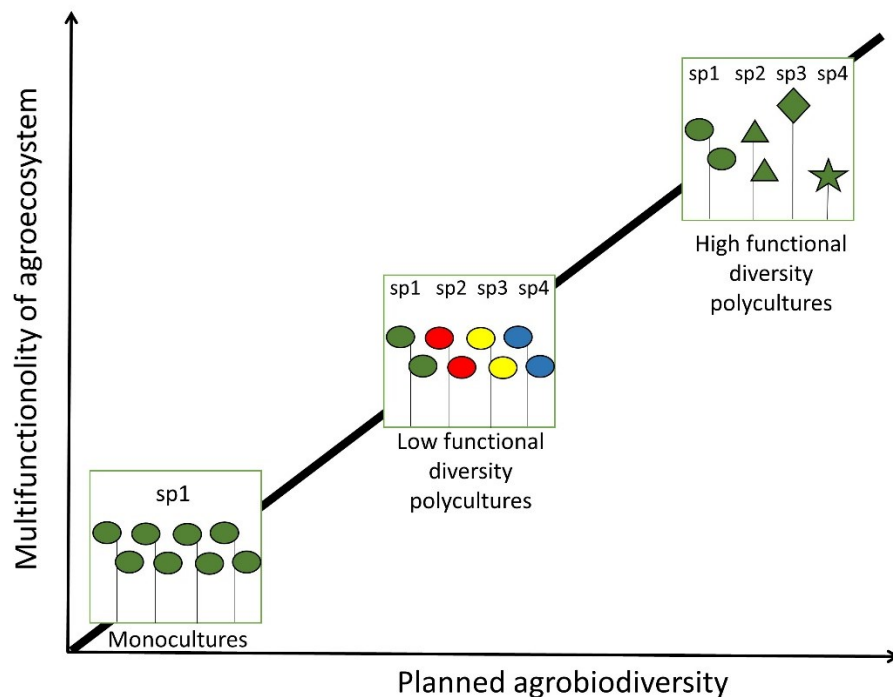


Fig. 18 - Conceptual framework to explain the Functional Diversity Hypothesis: increasing planned agrobiodiversity in a Functional Diversity gradient will provide high levels of multifunctionality in agroecosystems. Inside box on bottom left, equal shapes and colors represent a single crop species. Inside box on the middle, plants with equal shapes but with different colors represent different crop species with similar characteristics (functional traits). Inside box on the top right different shapes represent species that differ in their functional traits.

10.8 AUTHOR'S CONTRIBUTIONS

IS and FJ originally formulated the idea, conceived and designed the experiment. DS, MT and RRL conducted fieldwork. BS contributed to methodology and data analysis. DS analyzed the data, wrote the first draft of this paper and coordinated the subsequent contributions made by the others authors. All authors contributed critically to the drafts and gave final approval for publication.

10.9 DATA AVAILABILITY STATEMENT

Both dataset and R code will be available from the Zenodo Digital Repository.

10.10 ACKNOWLEDGEMENTS

This study was supported in part by the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – Brazil (CNPq). D.S. thanks CAPES for a PDSE fellowship N° 88881.189051/2018-01 and support from Federal University of Fronteira Sul (UFFS). Special thanks to Professor Dr. Rafael Trevisan (UFSC Botany Department) for helping with plant species identification. Álvaro Lemos Monteiro for essential fieldwork contributions. We thank the Ressacada Experimental Farm staff for logistic support and field operations and various institutions and individuals for donations of germplasm and compost.

11 SUPPORTING INFORMATION – CAPÍTULO II

11.1 SUPPLEMENTARY METHODS

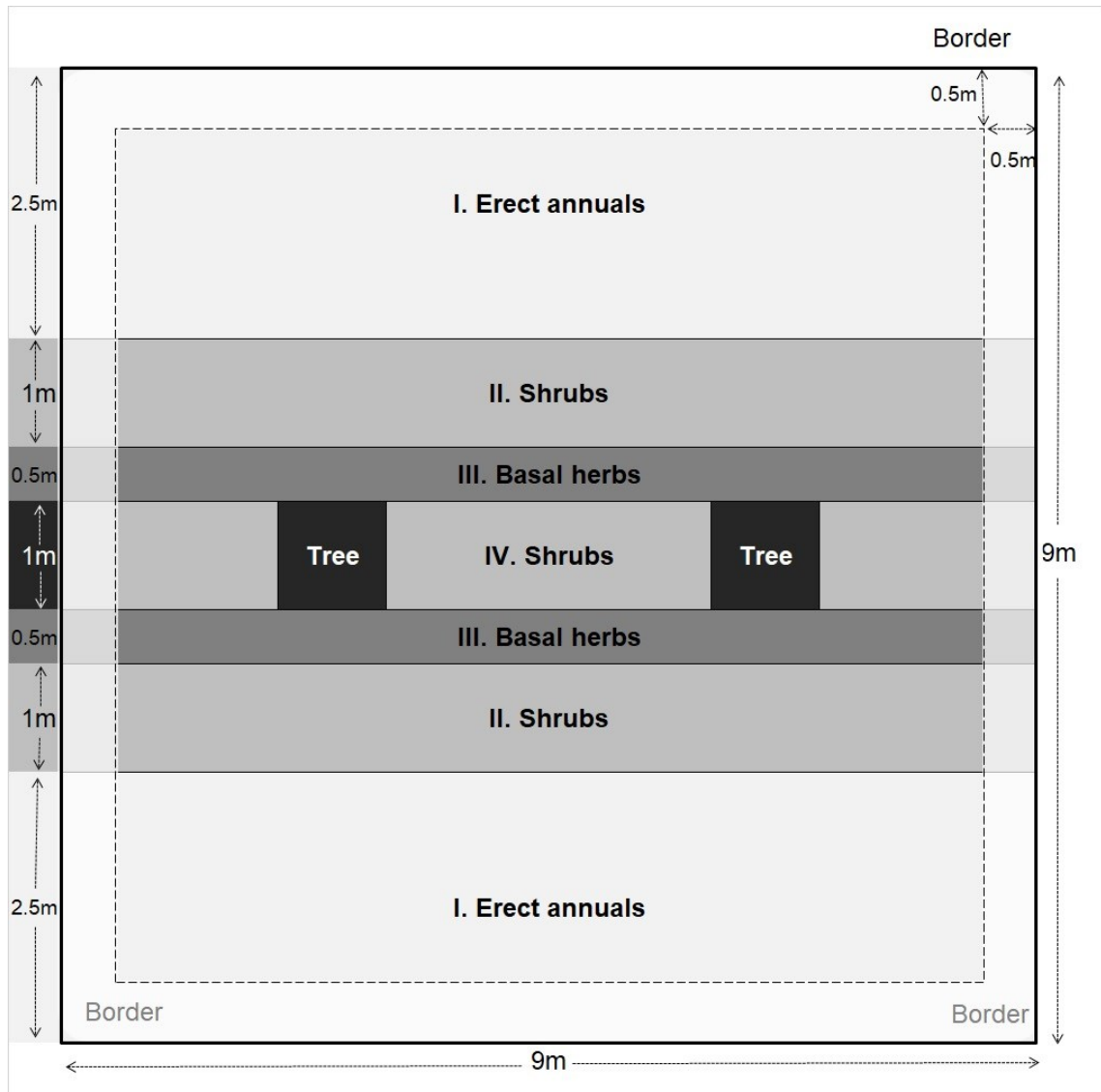
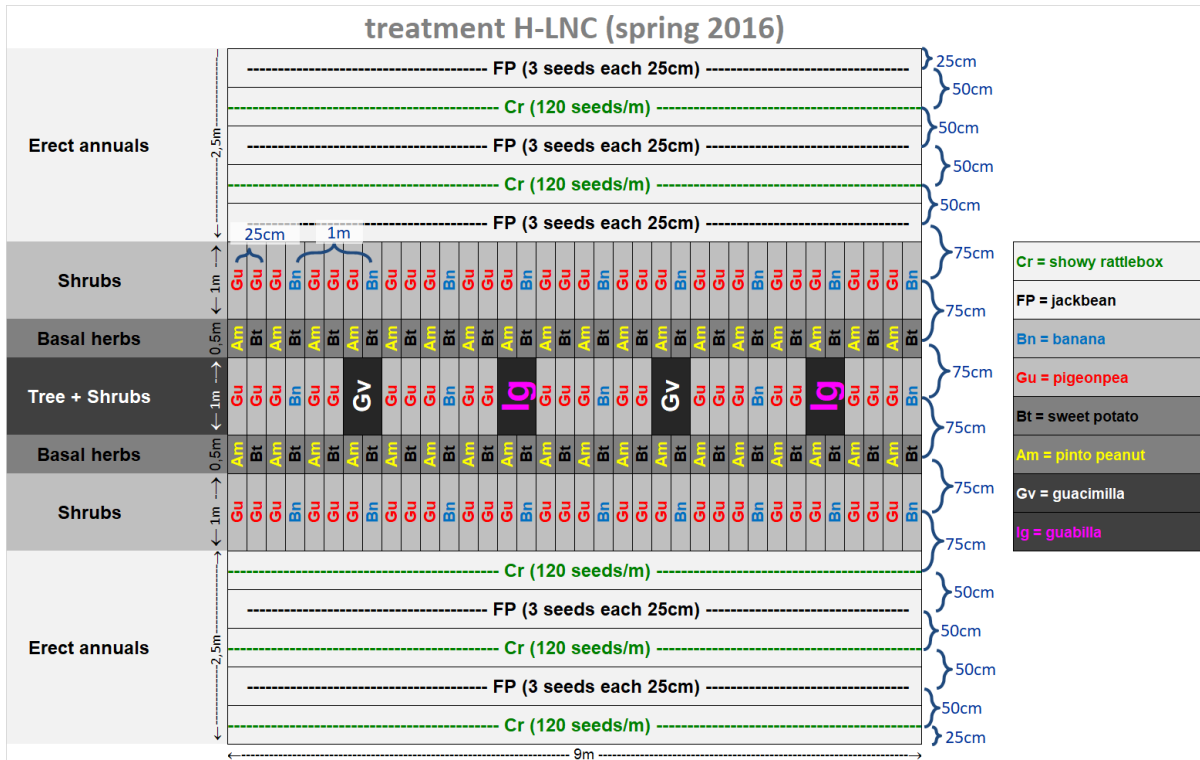


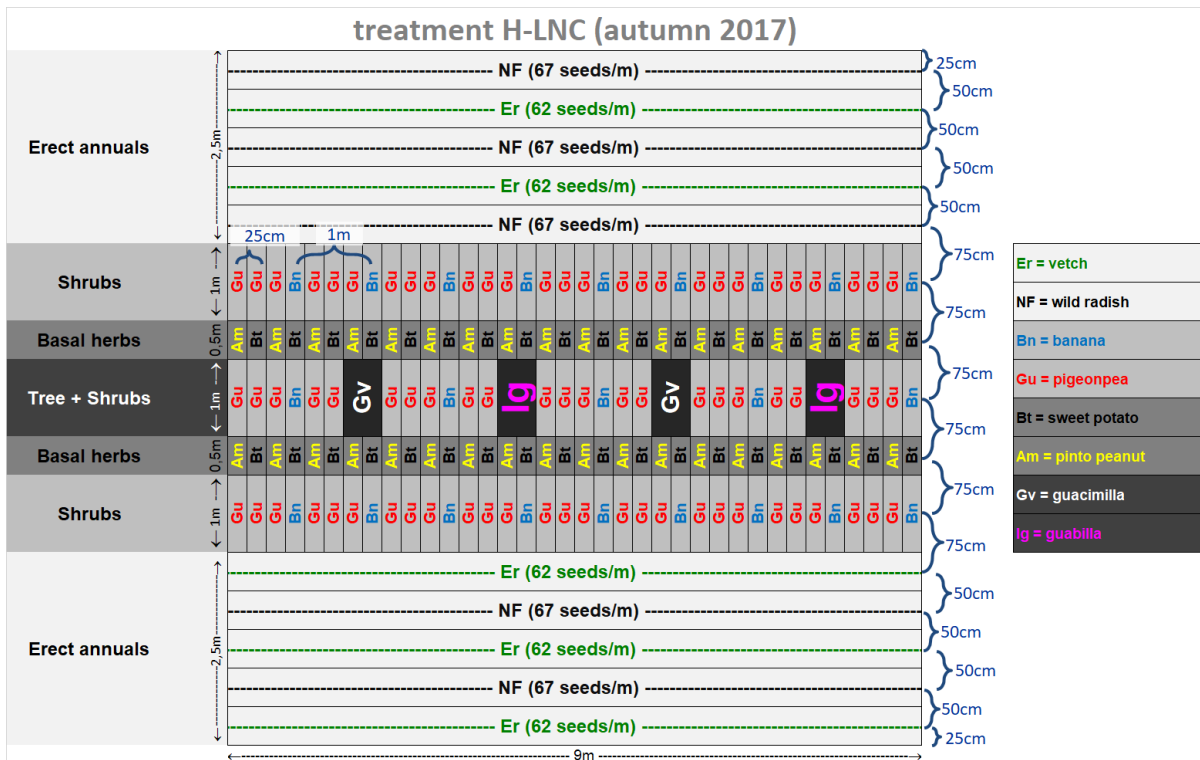
Fig. 19 - Experimental plot design divided into planting strips according to crop growth form and life history.

(I) Mixture of two annual herbaceous crop species (five planting rows); (II) Mixture of two shrub/giant herbaceous crops (single planting row); (III) Mixture of two basal herbs, i.e. prostrate/rosette crops (single planting row); (IV) Mixture of two tree crops and two shrubby/giant herbaceous crops (single planting row).

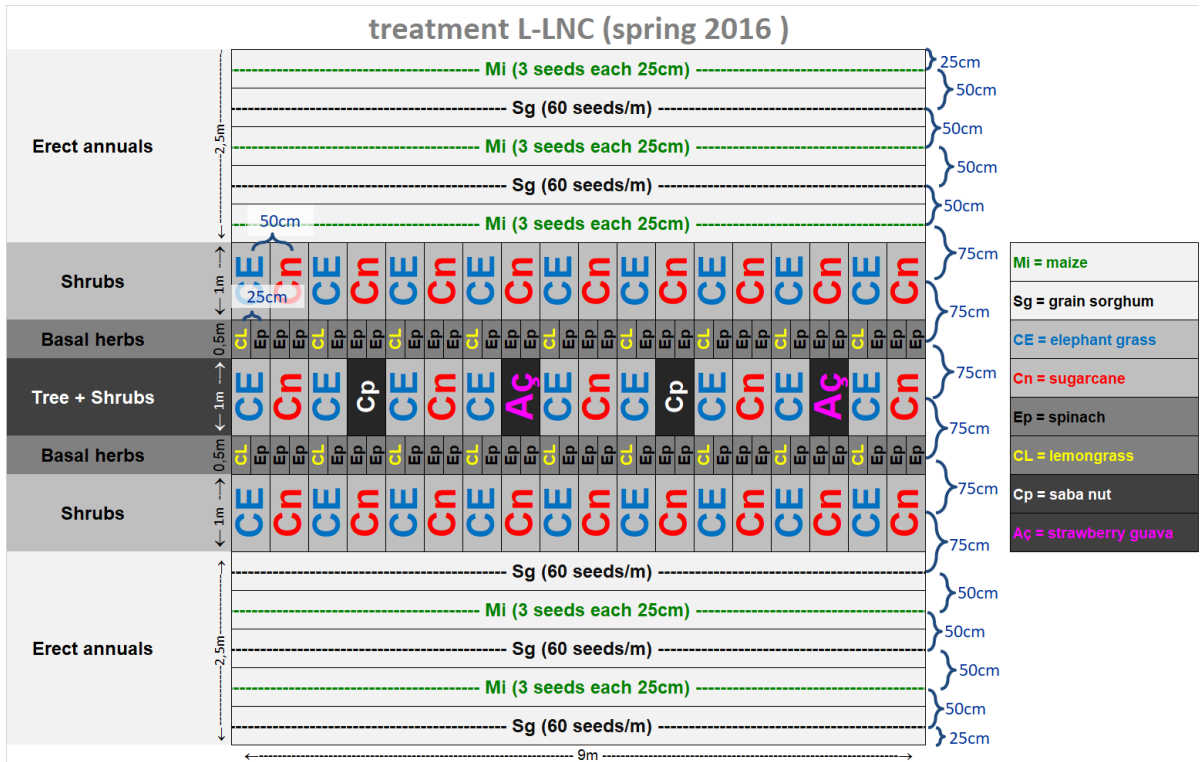
A



B



C



D

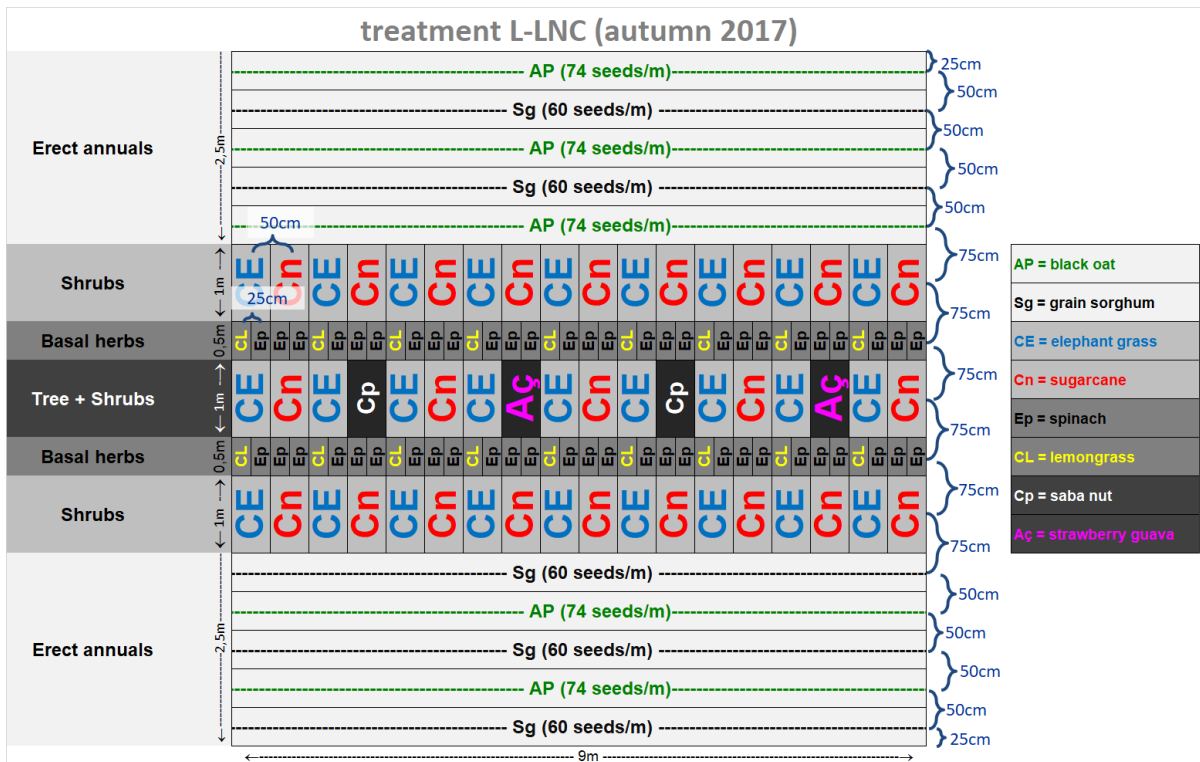


Table 7 - List of species planted in the experiment (during spring 2016 and autumn 2017) by treatment and strip within plot type.

Accepted scientific name of species ^a	Family name	Treatment ^b	Planting strip	Life history	Year planted
<i>Crotalaria spectabilis</i> Roth	<i>Leguminosae</i>	H	I	Annual	2016
<i>Musa paradisiaca</i> L.	<i>Musaceae</i>	H	II / IV	Perennial	2016
<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.	<i>Convolvulaceae</i>	H	III	Perennial	2016
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	<i>Cannabaceae</i>	H	IV	Perennial	2016
<i>Raphanus raphanistrum</i> subsp. <i>sativus</i> (L.) Domin	<i>Brassicaceae</i>	H	I	Annual	2017
<i>Canavalia ensiformis</i> (L.) DC.	<i>Leguminosae</i>	H / M	I	Annual	2016
<i>Cajanus cajan</i> (L.) Millsp.	<i>Leguminosae</i>	H / M	II / IV	Perennial	2016
<i>Arachis pintoi</i> Krapov. & W.C.Greg	<i>Leguminosae</i>	H / M	III	Perennial	2016
<i>Inga semialata</i> (Vell.) C.Mart.	<i>Leguminosae</i>	H / M	IV	Perennial	2016
<i>Vicia sativa</i> L.	<i>Leguminosae</i>	H / M	I	Annual	2017
<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench	<i>Poaceae</i>	L	I	Annual	2016 - 2017
<i>Saccharum officinarum</i> L.	<i>Poaceae</i>	L	II / IV	Perennial	2016
<i>Cymbopogon citratus</i> (DC.) Stapf	<i>Poaceae</i>	L	III	Perennial	2016
<i>Psidium cattleianum</i> Afzel. ex Sabine	<i>Myrtaceae</i>	L	IV	Perennial	2016
<i>Zea mays</i> L.	<i>Poaceae</i>	L / M	I	Annual	2016
<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	<i>Poaceae</i>	L / M	II / IV	Perennial	2016
<i>Tetragonia tetragonioides</i> (Pall.) Kuntze	<i>Aizoaceae</i>	L / M	III	Perennial	2016
<i>Pachira glabra</i> Pasq.	<i>Malvaceae</i>	L / M	IV	Perennial	2016
<i>Avena strigosa</i> Schreb.	<i>Poaceae</i>	L / M	I	Annual	2017

^aAccording to The Plant List (<http://www.theplantlist.org/>) accessed in August 2018.

^bTreatment of functional composition of crop mixture: H = high Leaf Nitrogen Concentration (LNC > 25 mg g⁻¹); L = low LNC (LNC < 25 mg g⁻¹); and M = mix of high and low LNC. STRIP I - Mixture of two annual herbaceous crop species. STRIP II - Mixture of two shrub/giant herbaceous crops. STRIP III - Mixture of two prostrate/rosette crops. STRIP IV – Mixture of two tree crops and two shrubby/giant herbaceous crops. Leaf Nitrogen Concentration, growth form, life history and maximum growth was initially determined using data from literature.

Table 8 - The timeline of planting and management applied to each species in experimental agroforest plots.

Species	Planting	Collect above ground biomass/seeds	Pruning	Mowing
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Nov/Dez 2016	-	-	-
<i>Inga semialata</i> (Vell.) C.Mart.		-	-	-
<i>Pachira glabra</i> Pasq.		-	-	-
<i>Psidium cattleianum</i> Afzel. ex Sabine		-	-	-
<i>Musa paradisiaca</i> L.		-	-	-
<i>Cajanus cajan</i> (L.) Millsp.		Mai/2017	Jun/ Dez/ 2017	-
<i>Saccharum officinarum</i> L.		-	-	-
<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.		Jun/ Out/ 2017	Jun/ Out/ 2017	-
<i>Crotalaria spectabilis</i> Roth		-	Mai/ 2017	Mai/ 2017
<i>Canavalia ensiformis</i> (L.) DC.		-	Mai/ 2017	Mai/ 2017
<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench		-	Mai/ 2017	Mai/ 2017
<i>Zea mays</i> L.		Mai/2017	Mai/ 2017	Mai/ 2017
<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.		Mai/2017	-	-
<i>Arachis pintoi</i> Krapov. & W.C.Greg		Mai/2017	-	-
<i>Cymbopogon citratus</i> (DC.) Stapf		Jun/2017	-	-
<i>Tetragonia tetragonioides</i> (Pall.) Kuntze		-	-	-
<i>Avena strigosa</i> Schreb.	Jun/Jul 2016	Set/2017	Set/ 2017	Set/ 2017
<i>Vicia sativa</i> L.		Set/2017	Set/ 2017	Set/ 2017
<i>Raphanus sativus</i> L.		Ago/2017	Set/ 2017	Set/ 2017
<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench		Set/2017	Set/ 2017	Set/ 2017

Table 9 - Description of traits and methods of measurement. We followed standardized protocols and traits were measured on reproductively mature, healthy-looking individuals located in well-lit environments (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013).

Trait (unit)	Replicates ^a / source	Brief description
Maximum plant height (m)	10 (NA)	Plant height is the distance between the upper boundary of the main photosynthetic tissues (excluding inflorescences) on a plant and the ground level. Plant height, or maximum height (Hmax), is the maximum stature a typical mature individual of a species attains in a given habitat.
Leaf area (mm ²)	5 (5)	The area of a leaf (LA) is the most common metric for leaf size and is defined as the one-sided or projected area of an individual leaf. We used a desktop scanner and the Easy Leaf Area software (EASLON; BLOOM, 2014).
Specific leaf area (mm ² mg ⁻¹)	5 (5)	Specific leaf area (SLA) is the one-sided area of a fresh leaf, divided by its oven-dry mass (at 70°C for 72 h).

^aNumber of individuals sampled. Values *in brackets* refers to number of organs measured per individual or NA where this is not applicable.

Plants were collected inside the experimental plots or nearby on the same soil type and landscape unit.

Table 10 - Weed species of which we determined traits in the experiment, according to the sampling period.

Period	Species
1	<i>Conoclinium betonicifolium</i> (Mill.) R.M.King & H.Rob
	<i>Cyperus difformis</i> L.
	<i>Cyperus distans</i> L.f.
	<i>Cyperus sphacelatus</i> Rottb.
	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.
	<i>Fimbristylis complanata</i> (Retz.) Link
	<i>Oryza sativa</i> L.
	<i>Phyllanthus niruri</i> L.
	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) M.Kerguelen.
2	<i>Ageratum conyzoides</i> L.
	<i>Arachis pintoii</i> Krapov. & W.C.Greg.
	<i>Avena strigosa</i> Schreb.
	<i>Bidens pilosa</i> L.
	<i>Canavalia ensiformis</i> (L.) DC.
	<i>Commelina benghalensis</i> L.
	<i>Croton glandulosus</i> L.
	<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.Macbr.
	<i>Cynodon plectostachyus</i> (K. Schum.) Pilger
	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler
	<i>Digitaria violascens</i> Link
	<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.
	<i>Erechtites valerianifolius</i> (Wolf) DC.
	<i>Hyptis fasciculata</i> Benth.
	<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.
	<i>Kyllinga brevifolia</i> Rottb.
	<i>Ludwigia longifolia</i> (DC.) H.Hara
	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven
	<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.
	<i>Paspalum conjugatum</i> P.J.Bergius
	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.
	<i>Polygonum persicaria</i> L.
	<i>Rhynchanthera cordata</i> DC.
<i>Rhynchospora Barrosiana</i> Guagl.	
<i>Sacciolepis vilvoides</i> (Trin.) Chase	
<i>Solanum americanum</i> Mill.	
<i>Steinchisma decipiens</i> (Nees ex Trin.) W.V.Br.	
<i>Steinchisma hians</i> (Elliott) Nash	
1 e 2	<i>Axonopus obtusifolius</i> (Raddi) Chase
	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.
	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.
	<i>Dichantherium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A. Clark
	<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson
<i>Hypoxis decumbens</i> L.	

	<i>Hyptis brevipes</i> Poit.
	<i>Paspalum hyalinum</i> Nees ex Trin
	<i>Rhynchospora holoschoenoides</i> (Rich.) Herter
	<i>Scleria distans</i> Poir.

11.2 SUPPLEMENTARY RESULTS

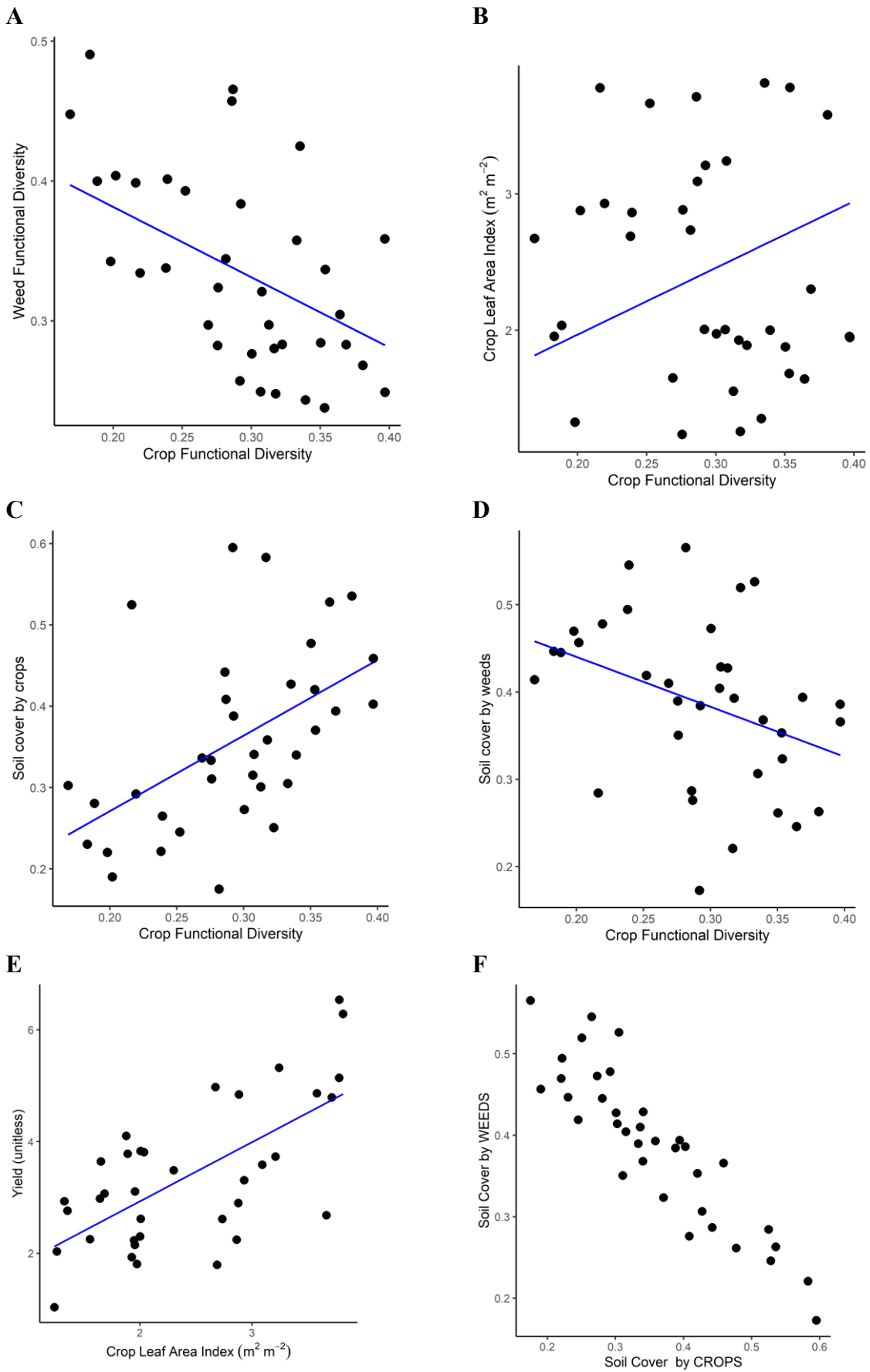


Fig. 21 - Scatter plots illustrating relationships confirmed by Structural Equation Modelling.

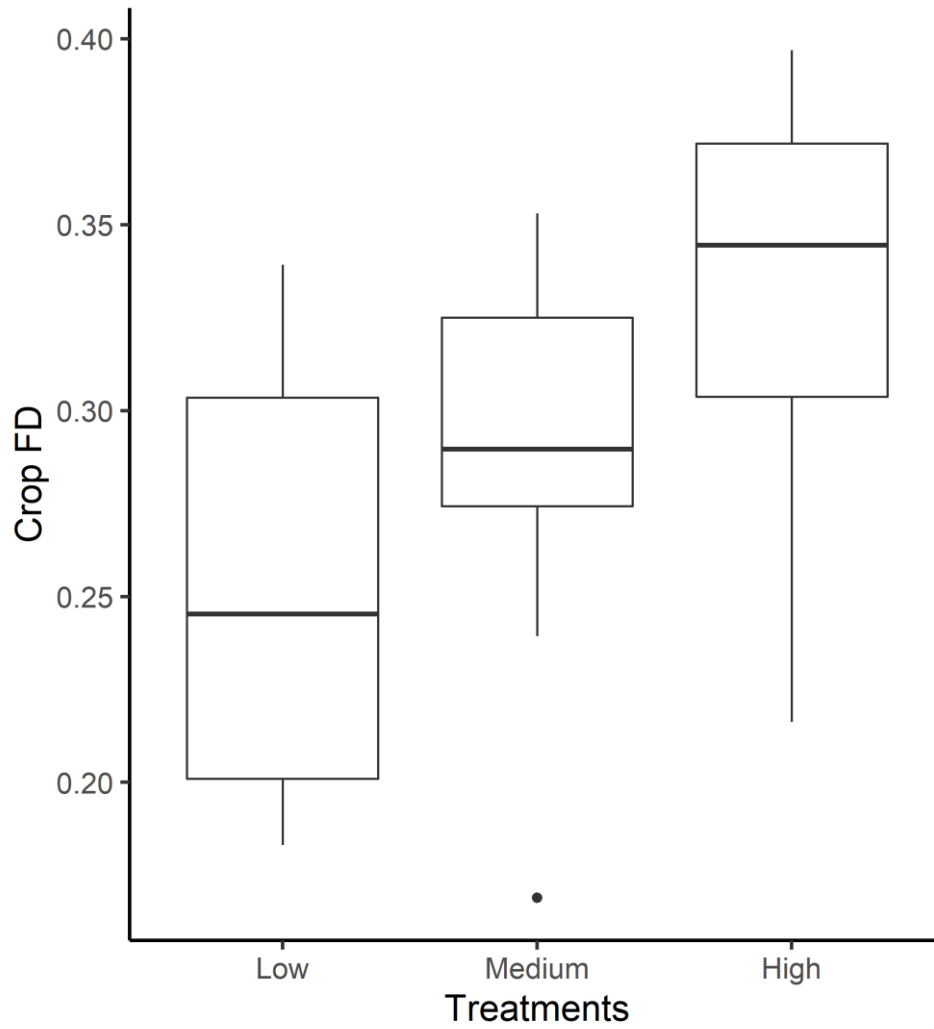


Fig. 22 - Boxplot illustrating the observed functional diversity of crops (Crop FD) and the experimental treatments: high leaf nitrogen concentration (LNC > 25 mg g⁻¹); low LNC (LNC < 25 mg g⁻¹); and Medium as a mix of half of the same species with high and the other half with low LNC.

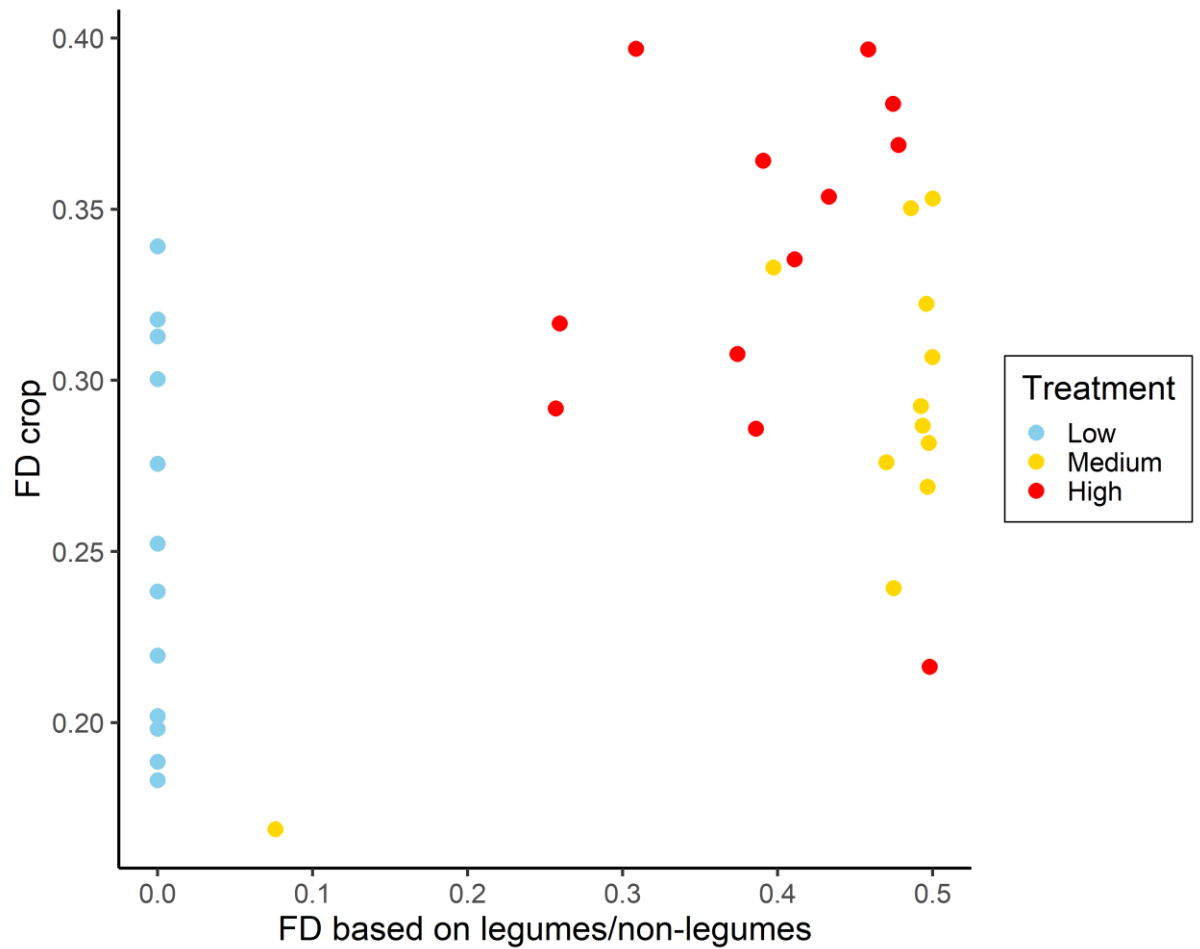


Fig. 23 - Scatterplot between crop FD and FD based on legumes/non-legumes. Different colors are related to the three treatments: High = high leaf nitrogen concentration ($\text{LNC} > 25 \text{ mg g}^{-1}$); Low = low LNC ($\text{LNC} < 25 \text{ mg g}^{-1}$); and Medium = mix of high and low LNC.

12 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foi confirmada a hipótese geral de que SAFS com alta diversidade funcional apresentam maior proteção de solo, maior supressão de plantas espontâneas, melhor aproveitamento de luz e maior produtividade. Desta forma, é possível planejarmos sistemas agroflorestais multifuncionais consorciando espécies de plantas que possam formar uma estrutura de dossel e projeção da área foliar complementares.

SAF sucessional agroecológico têm sido, cada vez mais, um sistema de cultivo que torna possível a manutenção da qualidade de vida no campo e na cidade (em hortas ou quintais agroflorestais), nas mais variadas escalas espaciais e condições edafoclimáticas. É urgente que sistemas com essa possibilidade de adaptação e implantação sejam mais desenvolvidos e difundidos. Diante dessa necessidade a Agroecologia mostra-se uma ciência importantíssima, que possibilita a mudança do nosso modo de se relacionar com a natureza, produzir e distribuir alimentos.

Através deste trabalho pudemos concluir que é possível manejar plantas espontâneas através da otimização da diversidade funcional de plantas cultivadas, usando atributos funcionais como critério de manejo, ou seja, manejo de atributos funcionais. Corroboramos com a literatura a relevância de atributos como a altura máxima da planta para otimizar o aproveitamento da luz solar, que já é uma característica usada no planejamento de policultivos na agricultura sintrópica. Com relação à cobertura do solo e supressão de plantas espontâneas, o cultivo de plantas com atributos complementares tem maior importância conforme aumentamos a escala temporal e espacial de avaliação (Figura 21). Em uma escala menor de avaliação (primeiro artigo) a relevância da diversidade funcional dividiu espaço com a redundância funcional, que teve um papel importante na comunidade de plantas espontâneas. Para o segundo artigo, que foi testado outras funções além da supressão de plantas espontâneas, decidimos testar exclusivamente o componente DF, uma vez que a hipótese geral gerada a partir do arcabouço teórico prévio, apontava a DF como componente chave na relação biodiversidade-serviços ecossistêmicos em curto prazo.

Com os resultados do segundo artigo, sugerimos um efeito negativo da DF dos cultivos na DF de plantas espontâneas, que não foi observada no primeiro artigo. Entretanto, contrário à primeira análise, os resultados do segundo artigo são baseados numa escala espacial maior (à nível de parcela agroflorestal de 9x9 m) e incluiu dois períodos amostrais (verão e inverno). Usando agroecossistemas altamente diversificados que envolvem um gradiente experimental de DF e comparando esse gradiente de DF entre nossas parcelas agroflorestais, argumentamos que um DF de cultivos mais alto provoca uma menor DF de plantas espontâneas. Dessa forma, modificamos a hipótese de redundância funcional de plantas espontâneas (sugerida no primeiro artigo) no sentido de que pode haver uma relação não-monotônica entre diversidade funcional de cultivos e plantas espontâneas (Figura 22).

Concordamos que, ao aumentar inicialmente a agrobiodiversidade planejada, reduza a competição entre plantas daninhas e aumente o DF de plantas espontâneas, conforme hipotetizado no primeiro artigo, quando comparado a monocultivos. No entanto, agora refinamos essa hipótese, acrescentando que, além de um certo limiar de diversidade planejada, tal qual nossas parcelas agroflorestais de baixa DF, há uma diminuição no DF de plantas espontâneas. Isso se dá provavelmente devido a maior ocupação de nichos por parte das plantas cultivadas com características não complementares às plantas espontâneas. Para validar essa hipótese, futuros estudos devem comparar a DF das plantas cultivadas e espontâneas em um gradiente e sistemas de cultivos que vão de monoculturas à SAFs altamente diversificados, como estudados no nosso experimento.

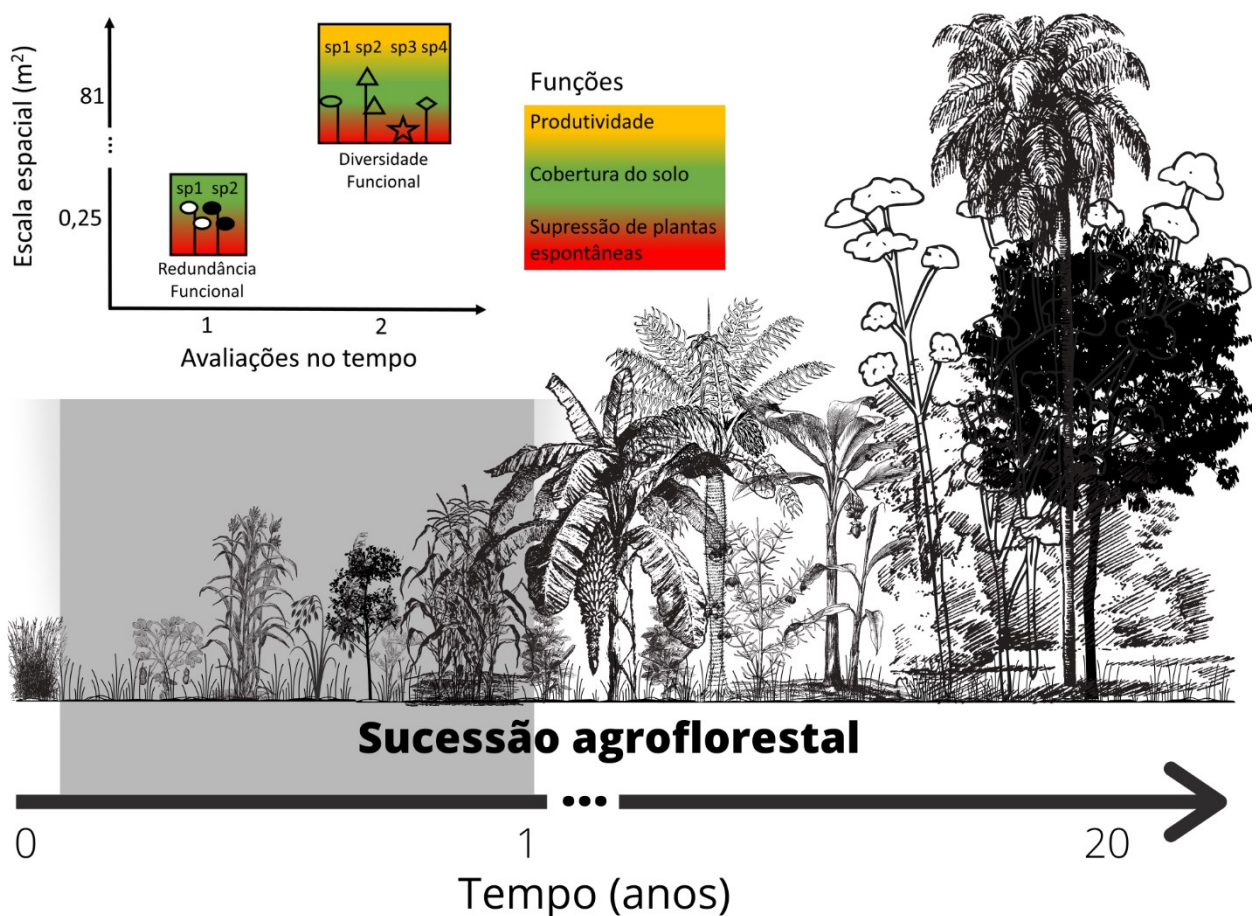


Fig. 24 - Resumo gráfico da conclusão geral da tese.

O destaque em cinza representa o período da sucessão agroflorestal que foi avaliado neste trabalho. Considerando uma pequena escala de espaço e tempo, a redundância funcional tem grande importância na cobertura do solo e supressão das plantas espontâneas. Quando utilizamos duas avaliações no tempo e uma escala espacial maior, de parcelas agroflorestais, confirmamos a hipótese de que diversidade funcional é a impulsora das múltiplas funções avaliadas, incluindo a supressão de plantas espontâneas e a produtividade agrícola.

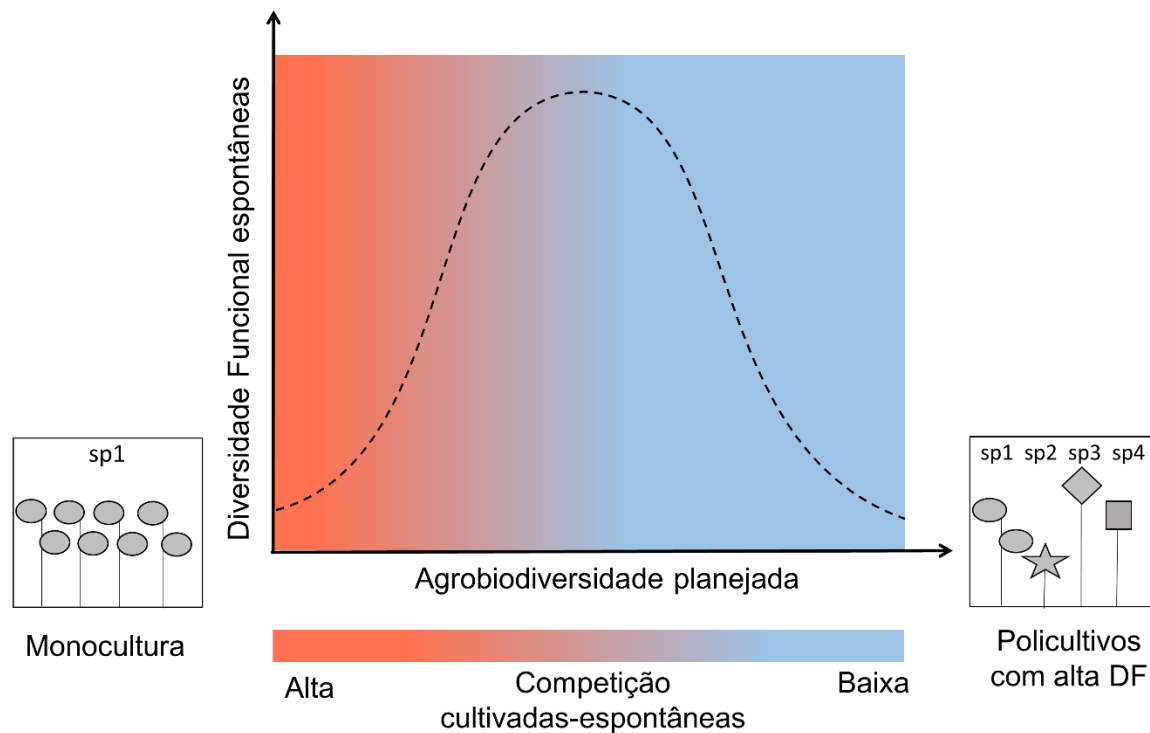


Fig. 25 - Modelo conceitual para mostrar uma hipotética relação não-monotônica entre a diversidade funcional da cultura e a diversidade funcional das plantas daninhas.

O aumento da agrobiodiversidade planejada proporcionaria baixos níveis de competição com plantas espontâneas. Na caixa no canto inferior esquerdo, formas iguais representam uma única espécie de cultura. Na caixa no canto inferior direito, formas diferentes representam espécies que diferem em suas características funcionais.

Levando em consideração os outros dois trabalhos realizados nesse experimento (BORGES, 2019; LUCAS, 2019), nosso trabalho diverge parcialmente de Lucas (2019) que verificou uma relação direta do aproveitamento de luz (IAF) das cultivadas na estrutura funcional da comunidade de plantas espontâneas. Da mesma forma, não analisamos aqui a identidade funcional das comunidades de plantas, que por sua vez se mostrou mais importante que a DF em processos como acúmulo de serapilheira e respiração do solo (BORGES, 2019). Desta forma sugerimos que futuros trabalhos investiguem a DF e a identidade funcional na relação com múltiplas funções ecossistêmicas. Isso poderia ser feito através de modelos de equações estruturais em que esses dois componentes da estrutura funcional da comunidade de plantas fosse testado em uma única rede causal, em um agroecossistemas. Tornando possível a avaliação de dois mecanismos ecológicos que podem explicar relações positivas entre biodiversidade e funções ecossistêmicas, isto é, complementariedade de nichos e razão de massa.

Didaticamente explicado por Ana Primavesi (2017), as plantas que aparecem espontaneamente em uma área agrícola podem ser respostas da natureza para tratar de problemas do agroecossistema. Em uma área agrícola degradada, por exemplo, verifica-se o aparecimento de diferentes tipos de plantas que procuram romper a resistência do solo com suas raízes, proteger o solo

com sua parte aérea e seus resíduos, mobilizar nutrientes, resultando em um solo diferente. Esse processo cria condições para o surgimento de outras plantas, que são mais adaptadas e esse novo ambiente (PRIMAVESI, 2017). Quando da implantação do experimento que deu origem a essa tese, a área estava tomada principalmente por “tiriricas” (*Cyperaceae*). Já no primeiro semestre do experimento, pudemos perceber como as tiriricas diminuíram e deram lugar à trapoeraba (*Commelinaceae*), principalmente nas parcelas com maior sombreamento pelas bananeiras e feijão guandu. Além dessas, a batata-doce se confirmou eficiente na cobertura do solo e controle das tiriricas, espécie esta, sugerida com este intuito por uma colega agricultora de Florianópolis (Guitel Zaslavsky, comunicação pessoal).

Ao implantarmos o experimento, a intenção não era o extermínio das plantas espontâneas, dado o papel positivo que as mesmas podem desempenhar nos agroecossistemas, mas sim garantir o sucesso de implantação dos SAFs sem uso de qualquer agroquímico para controle das mesmas. A implantação foi bem sucedida, levando em consideração a pouca quantidade de adubação orgânica aplicada e que a área em questão apresentava características bastante desafiadoras: lençol freático alto, solo pobre (análise na Tabela A1 em anexo), com dificuldade de manter a umidade quando em tempos e estiagem. Desta forma, destaco a real possibilidade de implantação de sistemas agroflorestais para produção e restauração ao mesmo tempo, no mesmo espaço, especialmente em áreas pouco propícias para agricultura.

Ainda, me vejo na obrigação de chamar atenção para o contexto político-social que esta tese está sendo escrita. Estamos enfrentando uma tentativa de desmonte das universidades públicas no país, as quais vêm sendo vítimas de notícias falsas, sofrendo golpes na sua autonomia, redução de investimentos financeiros, comprometendo assim a continuidade de suas atividades. Diante disso, é necessário esclarecer que esta pesquisa, assim como tantas outras realizadas nas universidades públicas, atende interesse público e só foi possível por ter sido realizada com investimento público. Não acredito que alguma empresa privada se interessaria em financiar pesquisa para desenvolver tecnologias cujo intuito maior é libertar os agricultores da dependência de pacotes tecnológicos. Pacotes estes que visam, antes de tudo, gerar lucro para essas mesmas empresas.

Finalmente, acho importante relatar que escrevo essas considerações finais, de quarentena, em meio a uma pandemia de COVID-19 devido ao novo coronavírus. COVID-19 é uma doença respiratória causada por um vírus (SARS-CoV-2) identificado no final de 2019, e relacionado com vírus encontrado em morcegos, nos mercados de animais silvestres, na China (ZHOU et al., 2020). Como pontuado por Martin Nuñez (2020), editor sênior da Journal of Applied Ecology, apesar das mudanças e muitos desafios cotidianos, não podemos deixar de considerar as potenciais mudanças na percepção da sociedade sobre a ecologia e seu papel em resolver ou prevenir problemas ambientais e de saúde planetária. Enquanto nos conscientizamos que doenças como COVID-19 não são o problema

e sim sintomas, respostas à relação predatória e abusiva que estabelecemos com a natureza, devemos considerar de que maneira a ciência, ou mais especificamente a agroecologia, pode contribuir para solucionar o real problema. Como podemos estabelecer um relacionamento com a natureza que permita uma coexistência segura e sustentável para todas as espécies do planeta? Longe de ter uma resolução simples para um problema de bastante complexidade, a agroecologia nos aponta possíveis soluções para contornar a atual e evitar futuras crises, como a que estamos vivendo. Resgatar e desenvolver saberes de povos tradicionais, como as agroflorestas, bem como aplicar o conhecimento ecológico proveniente de ecossistemas naturais em sistemas de produção agrícola, ou mesmo estudar circuitos curtos de comercialização da agricultura familiar são exemplos de como a agroecologia pode ser útil para comunidade global.

De acordo com Rob Wallace (2020), biólogo evolutivo que se dedica ao estudo de doenças infecciosas há duas décadas, epidemias como da gripe aviária (H5N1 em 2003), a gripe suína (H1N1 em 2009), ebola (EVD em 2013) e mesmo a atual pandemia de COVID-19, todas têm em comum o fato de surgirem nas fronteiras da expansão do agronegócio, que destrói sistemas florestais inteiros e aumenta a interface com vetores de transmissão, facilitando assim o chamado transbordamento (*spillover*) sobre populações humanas. Na China por exemplo, desde os anos 1990, a neoliberalização da economia transformou as paisagens agroecológicas chinesas em arranjos produtivos globalizados, fazendo com que todo o sudeste chinês seja um epicentro para a produção de novos patógenos. Um percurso que vem sendo imitado intensamente pelo Brasil (ROB WALLACE citado por SILVA, 2020). Na contra mão desse movimento, precisamos fortalecer a autonomia das comunidades para produção, beneficiamento e distribuição de alimentos, assim como aumentar a diversidade e o acesso a alimentos saudáveis, considerando as especificidades de cada cultura. Sem pretensão de ser uma panaceia, a agroecologia tem sido construída sobre bases que se mostram claramente essenciais no que diz respeito à prevenção de futuras epidemias e pandemias.

13 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABALOS, D. et al. Plant trait-based approaches to improve nitrogen cycling in agroecosystems. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, n. 11, p. 2454–2466, 2019.

ALLAIRE, J. et al. **rmarkdown: Dynamic Documents for R**, 2018. Disponível em: <<https://rmarkdown.rstudio.com>>

ALTIERI, M. A. Agroecology: The science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 93, n. 1–3, p. 1–24, 2002.

BARAIBAR, B. et al. Weed Suppression in Cover Crop Monocultures and Mixtures. **Weed Science**, v. 66, n. 1, p. 121–133, 2018.

BÀRBERI, P. et al. Linking species traits to agroecosystem services: a functional analysis of weed communities. **Weed Research**, v. 58, n. 2, p. 76–88, 2018.

BENNETT, E. M.; PETERSON, G. D.; GORDON, L. J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. **Ecology Letters**, v. 12, n. 12, p. 1394–1404, 2009.

BERTHET, E. T. et al. Applying ecological knowledge to the innovative design of sustainable agroecosystems. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, n. 1, p. 44–51, 2019.

BLAIX, C. et al. Quantification of regulating ecosystem services provided by weeds in annual cropping systems using a systematic map approach. p. 151–164, 2018.

BLESH, J. Functional traits in cover crop mixtures: Biological nitrogen fixation and multifunctionality. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 1, p. 38–48, 2018.

BOHAN, D. A.; HAUGHTON, A. J. Effects of local landscape richness on in-field weed metrics across the Great Britain scale. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 158, p. 208–215, 2012.

BORGES, J. B. **Efeitos da Identidade e Diversidade Funcionais sobre o Acúmulo de Serrapilheira e a Respiração Basal em um Agroecossistema no Sul do Brasil**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2019.

BOTTA-DUKÁT, Z. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of Vegetation Science**, v. 16, n. 5, p. 533–540, 2005.

BRETAGNOLLE, V.; GABA, S. Weeds for bees? A review. **Agronomy for Sustainable**

Development, v. 35, n. 3, p. 891–909, 2015.

BYRNES, J. E. K. et al. Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality : challenges and solutions. **Methods in Ecology and Evolution**, p. 111–124, 2014.

CADOTTE, M. W. Functional traits explain ecosystem function through opposing mechanisms. **Ecology Letters**, v. 20, n. 8, p. 989–996, 2017.

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHEV, N. Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079–1087, 2011.

CARDINALE, B. J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 326–326, 2012.

CORRÊA NETO, N. E.; MESSERSCHMIDT, N. G. M.; MONERAT, P. . Um caminho para a práxis agroflorestal. In: SIDDIQUE, I.; DIONÍSIO, A. C.; SIMÕES-RAMOS, G. A. (Eds.). . **edes SAFAS: construindo conhecimento sobre Agroflorestas em rede**. Florianópolis: UFSC, 2017. p. 94.

DAMOUR, G.; NAVAS, M. L.; GARNIER, E. A revised trait-based framework for agroecosystems including decision rules. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 1, p. 12–24, 2018.

DE BELLO, F. et al. Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. **Community Ecology**, v. 8, n. 2, p. 163–170, 2007.

DEBASTIANI, V. J.; PILLAR, V. D. Syncsa-R tool for analysis of metacommunities based on functional traits and phylogeny of the community components. **Bioinformatics**, v. 28, n. 15, p. 2067–2068, 2012.

DÉLYE, C.; JASIENIUK, M.; LE CORRE, V. Deciphering the evolution of herbicide resistance in weeds. **Trends in Genetics**, v. 29, n. 11, p. 649–658, 2013.

DÍAZ, S. et al. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 52, p. 20684–20689, 2007.

DÍAZ, S. et al. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 14, p. 1–16, 2015.

DÍAZ, S. et al. The global spectrum of plant form and function. **Nature**, v. 529, n. 7585, p. 167–171, 2016.

DÍAZ, S. et al. Assessing nature’s contributions to people. **Science**, v. 359, n. 6373, p. 270–

272, 2018.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, n. 11, p. 646–655, 2001.

DORNELAS, M. et al. Species abundance distributions reveal environmental heterogeneity in modified landscapes. p. 666–672, 2009.

DURU, M. et al. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, n. 4, p. 1259–1281, 2015.

EASLON, H. M.; BLOOM, A. J. Easy Leaf Area: Automated Digital Image Analysis for Rapid and Accurate Measurement of Leaf Area. **Applications in Plant Sciences**, v. 2, n. 7, p. 1400033, 2014.

EBELING, A. et al. Plant diversity induces shifts in the functional structure and diversity across trophic levels. **Oikos**, v. 127, n. 2, p. 208–219, 2018.

EWEL, J. J. Natural systems as models for the design of sustainable systems of land use. **Agroforestry Systems**, v. 45, n. 1/3, p. 1–21, 1999.

EWEL, J. J. . Designing agricultural ecosystems for the humid tropics. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 245–271, 1986.

FAUCON, M.-P.; HOUBEN, D.; LAMBERS, H. Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services. **Trends in Plant Science**, v. 22, n. 5, p. 385–394, 2017a.

FAUCON, M.-P.; HOUBEN, D.; LAMBERS, H. Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services. **Trends in Plant Science**, v. 22, n. 5, p. 385–394, 2017b.

FERREIRA, L. R. .; DAL SOGLIO, F. K. Instituições e concepções de sistemas agroflorestais no Rio Grande do Sul. In: SIDDIQUE, I.; DIONÍSIO, A. C.; SIMÕES-RAMOS, G. A. (Eds.). . **Redes SAFAS: construindo conhecimento sobre Agroflorestas em rede**. Florianópolis: UFSC, 2017. p. 94.

FINNEY, D. M.; KAYE, J. P. Functional diversity in cover crop polycultures increases multifunctionality of an agricultural system. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 2, p. 509–517, 2017a.

FINNEY, D. M.; KAYE, J. P. Functional diversity in cover crop polycultures increases multifunctionality of an agricultural system. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 2, p. 509–517, abr. 2017b.

FOLEY, J. A. et al. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337–42,

2011.

GABA, S. et al. Agroecological weed control using a functional approach: A review of cropping systems diversity. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 34, n. 1, p. 103–119, 2014.

GABA, S. et al. Response and effect traits of arable weeds in agroecosystems: a review of current knowledge. **Weed research**, p. 1–25, 2017a.

GABA, S. et al. Response and effect traits of arable weeds in agro-ecosystems: a review of current knowledge. **Weed Research**, v. 57, n. 3, p. 123–147, 2017b.

GARNIER, E. et al. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. **Ecology**, v. 85, n. 9, p. 2630–2637, 2004.

GARNIER, E.; NAVAS, M.-L. A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 32, n. 2, p. 365–399, abr. 2012a.

GARNIER, E.; NAVAS, M. L. **A trait-based approach to comparative functional plant ecology: Concepts, methods and applications for agroecology. A review.** [s.l: s.n.]. v. 32

GILLEZEAU, C. et al. The evidence of human exposure to glyphosate: a review. **Environmental Health**, n. 2, p. 1–14, 2019.

GRACE, J. B. **Structural Equation Modeling and Natural Systems.** Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

GRIME, J. P. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. **Journal of Ecology**, v. 86, p. 891–899, 1998.

GUERRERO, I. et al. Non-linear responses of functional diversity and redundancy to agricultural intensification at the field scale in Mediterranean arable plant communities. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 195, p. 36–43, 2014.

GUYTON, K. Z. et al. Carcinogenicity of tetrachlorvinphos, parathion, malathion, diazinon, and glyphosate. **The Lancet Oncology**, v. 16, n. 5, p. 490–491, 2015.

HART, R. D. A natural ecosystem analog approach to the design of a successional crop system for tropical forest environments. **Tropical Succession**, p. 73–82, 1980.

HECTOR, A. The Effect of Diversity on Productivity: Detecting the Role of Species Complementarity Author (s): Andy Hector Published by: Wiley on behalf of Nordic Society Oikos Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/3546380> REFERENCES Linke. **Oikos**, v. 82, n. 3, p. 597–599, 1998.

HOOPER, D. U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, 2005.

HUSTON, M. A.; MCBRIDE, A. C. Evaluating the relative strengths of biotic versus abiotic controls on ecosystem processes. **Biodiversity and Ecosystem functioning: synthesis and Perspectives**, n. January 2002, p. 47–60, 2002.

ISBELL, F. et al. Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales Sampling effects of biodiversity emerging at larger scales. **Nature**, v. 546, p. 65–72, 2017a.

ISBELL, F. et al. Benefits of increasing plant diversity in sustainable agroecosystems. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 4, p. 871–879, 2017b.

JONER, F. et al. Functional redundancy in a clipping experiment on grassland plant communities. **Oikos**, v. 120, n. 9, p. 1420–1426, 2011.

JONER, F. O papel das agroflorestas na conservação da biodiversidade: estratégias e conflitos. In: SIDDIQUE, I.; DIONÍSIO, A. C.; SIMÕES-RAMOS, G. A. (Eds.). . **Redes SAFAS: construindo conhecimento sobre Agroflorestas em rede**. Florianópolis: UFSC, 2017. p. 94.

KASSAMBARA, A. **ggcorrplot: Visualization of a Correlation Matrix using “ggplot2”**, 2016.

KATTGE, J. et al. TRY - a global database of plant traits. **Global Change Biology**, v. 17, n. 9, p. 2905–2935, 2011.

KELEMEN, A. et al. Both facilitation and limiting similarity shape the species coexistence in dry alkali grasslands. **Ecological Complexity**, v. 21, p. 34–38, 2015.

LALIBERTÉ, E. et al. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. **Ecology Letters**, v. 13, n. 1, p. 76–86, 2010.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, L. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, 2010.

LAVOREL, S. et al. Plant functional classifications: From general groups to specific groups based on response to disturbance. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 12, n. 12, p. 474–478, 1997.

LAVOREL, S. et al. Assessing functional diversity in the field - Methodology matters! **Functional Ecology**, v. 22, n. 1, p. 134–147, 2008.

LAVOREL, S.; GARNIER, E. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits : p. 545–556, 2002.

LAVOREL, S.; GRIGULIS, K. How fundamental plant functional trait relationships scale-

up to trade-offs and synergies in ecosystem services. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 1, p. 128–140, 2012.

LEFCHECK, J. S. piecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in r for ecology, evolution, and systematics. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 5, p. 573–579, 2016.

LENKA, N. K. et al. Weed strip management for minimizing soil erosion and enhancing productivity in the sloping lands of north-eastern India. **Soil and Tillage Research**, v. 170, n. April, p. 104–113, 2017.

LEVIDOW, L.; SAN SOLO, D.; SCHIAVINATTO, M. Agroecological practices as territorial development : an analytical schema from Brazilian case studies. **The Journal of Peasant Studies**, v. 0, n. 0, p. 1–26, 2019.

LIN, B. B.; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Synergies between Agricultural Intensification and Climate Change Could Create Surprising Vulnerabilities for Crops. **BioScience**, v. 58, n. 9, p. 847–854, 2008.

LONDO, G. The decimal scale for releves for permanent quadrats. **Vegetatio**, v. 33, n. 1, p. 61 – 64, 1976.

LOOS, R. et al. Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water. **Water Research**, v. 44, n. 14, p. 4115–4126, 2010.

LOREAU, M. Biodiversity and ecosystem functioning: Recent theoretical advances. **Oikos**, v. 91, n. 1, p. 3–17, 2000.

LUCAS, R. R. **Efeitos da estrutura funcional de consórcios agroflorestais agroecológicos em estágio inicial sobre a estrutura da comunidade de plantas espontâneas.** [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2019.

MAEZUMI, S. Y. et al. The legacy of 4,500 years of polyculture agroforestry in the eastern Amazon. **Nature Plants**, v. 4, n. August, p. 540–547, 2018.

MALÉZIEUX, E. et al. Review article Mixing plant species in cropping systems : concepts, tools and models. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 29, p. 43–62, 2009.

MARSHALL, E. J. P. et al. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields: The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. - Weed Research 43 (1). **Weed Research**, v. 44, n. June 2002, p. 77- 89., 2003a.

MARSHALL, E. J. P. et al. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. **Weed Research**, v. 43, p. 77–89, 2003b.

MARTIN, A. R.; ISAAC, M. E. Plant functional traits in agroecosystems: A blueprint for research. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 6, p. 1425–1435, 2015a.

MARTIN, A. R.; ISAAC, M. E. Plant functional traits in agroecosystems: A blueprint for research. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 6, p. 1425–1435, 2015b.

MASON, N. W. H. et al. Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112–118, 2005.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MOKANY, K.; ASH, J.; ROXBURGH, S. Functional identity is more important than diversity in influencing ecosystem processes in a temperate native grassland. **Journal of Ecology**, v. 96, n. 5, p. 884–893, 2008.

MOONEN, A. C.; BÀRBERI, P. Functional biodiversity: An agroecosystem approach. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 127, n. 1–2, p. 7–21, 2008.

MWANGI, P. N. et al. Niche pre-emption increases with species richness in experimental plant communities. **Journal of Ecology**, v. 95, n. 1, p. 65–78, 2007.

NAEEM, S. et al. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. **Nature**, v. 368, p. 734–737, 1994.

NAEEM, S. Species Redundancy and Ecosystem Reliability. **Conservation Biology**, v. 12, n. 1, p. 39–45, 1998.

NAEEM, S.; LI, S. Biodiversity enhances ecosystem reliability. **Nature**, v. 390, n. 6659, p. 507–509, 1997.

NAVAS, M. L. Trait-based approaches to unravelling the assembly of weed communities and their impact on agro-ecosystem functioning. **Weed Research**, v. 52, n. 6, p. 479–488, 2012.

NUÑEZ, M. **Applied ecology in times of COVID-19**. Disponível em: <<https://appliedecologistsblog.com/2020/04/21/applied-ecology-in-times-of-covid-19/>>. Acesso em: 4 jun. 2020.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.

OERKE, E.-C. Crop losses to pests. **The Journal of Agricultural Science**, v. 144, n. 01, p. 31, 2006.

PAKEMAN, R. J.; QUESTED, H. M. Sampling plant functional traits: What proportion of the species need to be measured? **Applied Vegetation Science**, v. 10, n. 1, p. 91–96, 2007.

PARK, S. E.; BENJAMIN, L. R.; WATKINSON, A. R. The theory and application of plant competition models: An agronomic perspective. **Annals of Botany**, v. 92, n. 6, p. 741–748, 2003.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N. et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, n. 3, p. 167–234, 2013.

PERRONNE, R. et al. Stochastic processes and crop types shape weed community assembly in arable fields. **Journal of Vegetation Science**, v. 26, n. 2, p. 348–359, 2015.

PETIT, S. et al. Weeds in agricultural landscapes. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 31, n. 2, p. 309–317, 2011.

PILATI, R.; LAROS, J. A. Modelos de Equações Estruturais em Psicologia : Conceitos e Aplicações. **Psicologia: Teoria e Pesquisa**, v. 23, n. 2, p. 205–216, 2007.

PILLAR, V. D. et al. Functional redundancy and stability in plant communities. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 5, p. 963–974, 2013.

PINHEIRO J et al. **nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models**, 2018.

POWER, A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 365, n. 1554, p. 2959–2971, 2010.

PRIMAVESI, A. **Algumas plantas indicadoras: como reconhecer os problemas de um solo**. São Paulo: Expressão Popular, 2017.

PUMARIÑO, L. et al. Effects of agroforestry on pest, disease and weed control: A meta-analysis. **Basic and Applied Ecology**, v. 16, n. 7, p. 573–582, 2015.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing** Vienna, Austria R Foundation for Statistical Computing, , 2018. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>

RAO, R. C. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. **Theoretical Population Biology**, v. 21, p. 24–43, 1982.

REICH, P. B. et al. Species and functional group diversity independently influence biomass accumulation and its response to CO₂ and N. **Proc. Natl Acad. Sci.**, v. 101, n. 27, p. 10101–10106, 2004.

REICH, P. B. The world-wide “fast-slow” plant economics spectrum: A traits manifesto. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 275–301, 2014.

RENTING, H. et al. Exploring multifunctional agriculture . A review of conceptual approaches and prospects for an integrative transitional framework. **Journal of Environmental**

Management, v. 90, p. S112–S123, 2009.

ROB WALLACE. **PANDEMIA E AGRONEGÓCIO**. [s.l.] Elefante & Igra Kniga, 2020.

ROCKSTRÖM, J. et al. Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. **Nature**, v. 461, n. 24, p. 472–475, 2009.

ROSCHER, C. et al. The role of biodiversity for element cycling and trophic interactions: an experimental approach in a grassland community. **Basic and Applied Ecology**, v. 5, n. 2, p. 107–121, 2004.

ROSCHER, C. et al. N₂ fixation and performance of 12 legume species in a 6-year grassland biodiversity experiment. **Plant and Soil**, v. 341, n. 1–2, p. 333–348, 2011.

RUIZ-COLMENERO, M. et al. Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. **Catena**, v. 104, p. 153–160, 2013.

SANDAU, N. et al. Understanding negative biodiversity–ecosystem functioning relationship in semi-natural wildflower strips. **Oecologia**, v. 189, n. 1, p. 185–197, 2019.

SARKAR, D. **Lattice: Multivariate Data Visualization with R**. New York: Springer, 2008.

SCHLEUTER, D. S.; AUFRESNE, M. D.; ASSOL, F. M. A user ' s guide to functional diversity indices. **Ecol. Monogr.**, v. 80, n. 3, p. 469–484, 2010.

SHIPLEY, B. **Cause and Correlation in Biology: A User's Guide to Path Analysis, Structural Equations and Causal Inference**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.

SHIPLEY, B. Confirmatory path analysis in a generalized multilevel context. **Ecology**, v. 90, n. 2, p. 363–368, 2009.

SHIPLEY, B. The AIC model selection method applied to path analytic models compared using a d-separation test. **Ecology**, v. 94, n. 3, p. 560–564, 2013.

SHIPLEY, B. et al. Reinforcing loose foundation stones in trait-based plant ecology. **Oecologia**, v. 180, n. 4, p. 923–931, 2016.

SHIPLEY, B. **Cause and correlation in biology: A user's guide to path analysis, structural equations and causal inference with R**. Cambridge, UK.: Cambridge University Press, 2016.

SILVA, A. R. D. C. **Destrução ambiental e agronegócio: biólogo evolutivo revela a origem do novo coronavírus**. Disponível em: <<https://dialogosdosul.operamundi.uol.com.br/meio-ambiente/64761/destruicao-ambiental-e-agronegocio-biologo-evolutivo-revela-origens-do-novo->

coronavirus>. Acesso em: 5 jun. 2020.

SIMÕES-RAMOS, G. A.; SIDDIQUE, I. Rede SAFAS: construir conhecimentos em rede no desenvolvimento de SAFs agroecológicos. In: SIDDIQUE, I.; ANA CAROLINA DIONÍSIO; SIMÕES-RAMOS, G. A. (Eds.). . **Redes SAFAS: construindo conhecimento sobre Agroflorestas em rede**. Florianópolis: UFSC, 2017. p. 94.

SMITH, R. G.; MORTENSEN, D. A.; RYAN, M. R. A new hypothesis for the functional role of diversity in mediating resource pools and weed-crop competition in agroecosystems. **Weed Research**, v. 50, n. 1, p. 37–48, 2010.

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to soil taxonomy**. 12. ed. Washington, DC: United States Department of Agriculture/Natural Resources Conservation Service, 2014.

SONKOLY, J. et al. Both mass ratio effects and community diversity drive biomass production in a grassland experiment. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–10, 2019.

STEFFEN, W. et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science (New York, N.Y.)**, v. 348, n. 6240, p. 1217, 2015.

STENEGREN, M. et al. Piecewise Structural Equation Model (SEM) disentangles the environmental conditions favoring Diatom Diazotroph Associations (DDAs) in the Western Tropical North Atlantic (WTNA). **Frontiers in Microbiology**, v. 8, n. MAY, p. 1–13, 2017.

STEVEN GARRITY. **LAI Theory and Practice**. 1. ed. USA: Decagon Devices, 2014.

STORKEY, J. A functional group approach to the management of UK arable weeds to support biological diversity. **Weed Research**, v. 46, n. 6, p. 513–522, 2006.

STORKEY, J. et al. Engineering a plant community to deliver multiple ecosystem services. **Ecological Applications**, v. 25, n. 4, p. 1034–1043, 2015.

STORKEY, J.; NEVE, P. What good is weed diversity? **Weed Research**, p. 239–243, 2018.

STORKEY, J.; WESTBURY, D. B. Mini-Review Managing arable weeds for biodiversity. **Pest Management Science**, v. 63, p. 517–523, 2007.

TAYLOR, R. L.; MAXWELL, B. D.; BOIK, R. J. Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 116, n. 3–4, p. 157–164, 2006.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995.

TILMAN. Agriculture sustainability and intensive production practices. **Nature**, v. 418, n.

August, p. 671–677, 2002.

TILMAN, D. et al. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. **Proc. Natl Acad. Sci.**, v. 108, n. 50, p. 20260, 2011.

TISSIER, M. L. et al. Monocultural sowing in mesocosms decreases the species richness of weeds and invertebrates and critically reduces the fitness of the endangered European hamster. **Oecologia**, v. 186, n. 2, p. 589–599, 2018.

TOBNER, C. M. et al. Functional identity is the main driver of diversity effects in young tree communities. **Ecology Letters**, v. 19, n. 6, p. 638–647, 2016.

TSCHARNITKE, T. et al. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes - A review. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 3, p. 619–629, 2011.

VALDELY FERREIRA KINUPP; HARRI LORENZI. **Plantas alimentícias não convencionais (PANC) no Brasil: guia de identificação, aspectos nutricionais e receitas ilustradas**. São Paulo: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2014.

VIEIRA, D. L. M.; HOLL, K. D.; PENEIREIRO, F. M. Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 4, p. 451–459, 2009.

VILLÉGER; MASON; MOUILLOT. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2008.

VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882–892, 2007.

VIOLLE, C. et al. Competition, traits and resource depletion in plant communities. **Oecologia**, v. 160, n. 4, p. 747–755, 2009.

WALKER, B. H. Biodiversity and Ecological Redundancy Biodiversity and Ecological Redundancy. **Conservation Biology**, v. 6, n. 1, p. 18–23, 1992.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. New York: Springer-Verlag, 2009.

WOOD, S. A. et al. Functional traits in agriculture: Agrobiodiversity and ecosystem services. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 9, p. 531–539, 2015a.

WOOD, S. A. et al. Functional traits in agriculture: Agrobiodiversity and ecosystem services. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 9, p. 531–539, 2015b.

WRIGHT, I. J. et al. The worldwide leaf economics spectrum. **Nature**, v. 428, p. 821–827, 2004.

XIE, Y.; ALLAIRE, J. J.; GROLEMUND, G. **R Markdown: The Definitive Guide**. [s.l.] Chapman and Hall/CRC, 2018.

YACHI, S.; LOREAU, M. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 96, n. 4, p. 1463–1468, 1999.

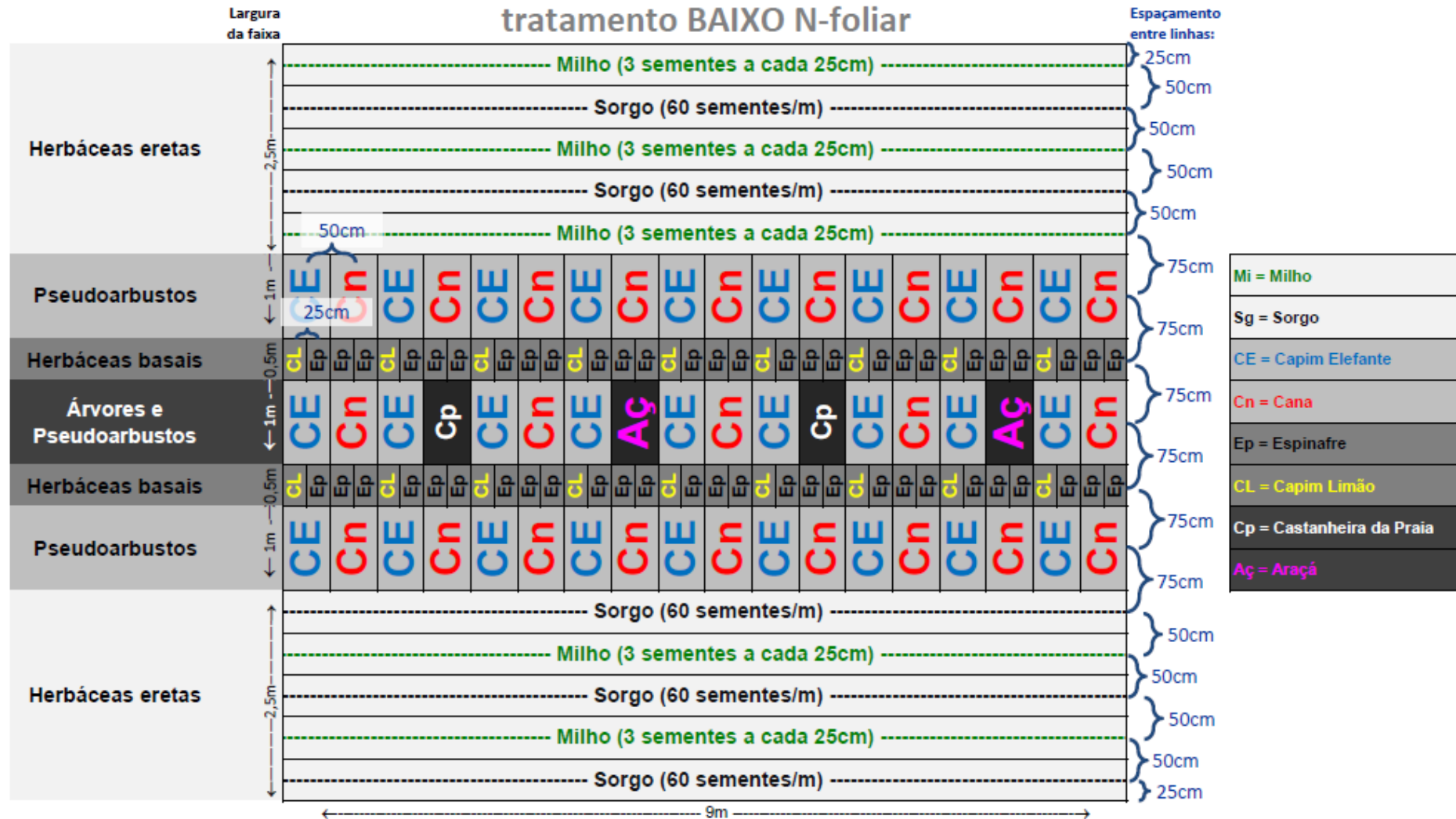
ZHOU, P. et al. A pneumonia outbreak associated with a new coronavirus of probable bat origin. **Nature**, v. 579, n. 7798, p. 270–273, 2020.

ZUUR, A. F. et al. Mixed effects models and extensions in ecology with R. p. 493–502, 2009.

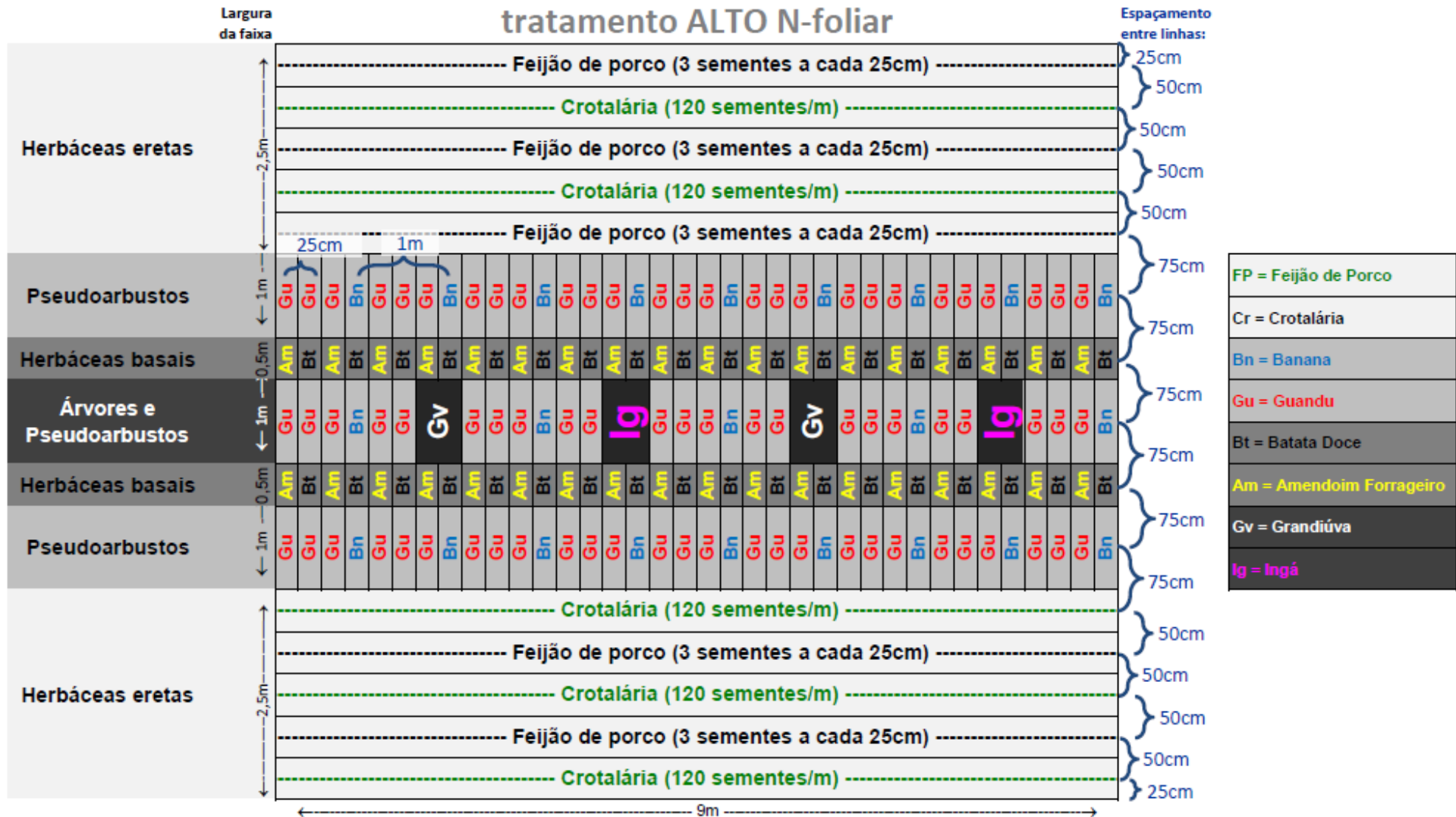
ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, n. 1, p. 3–14, 2010.

14 APÊNDICE 3 – CROQUI DO EXPERIMENTO

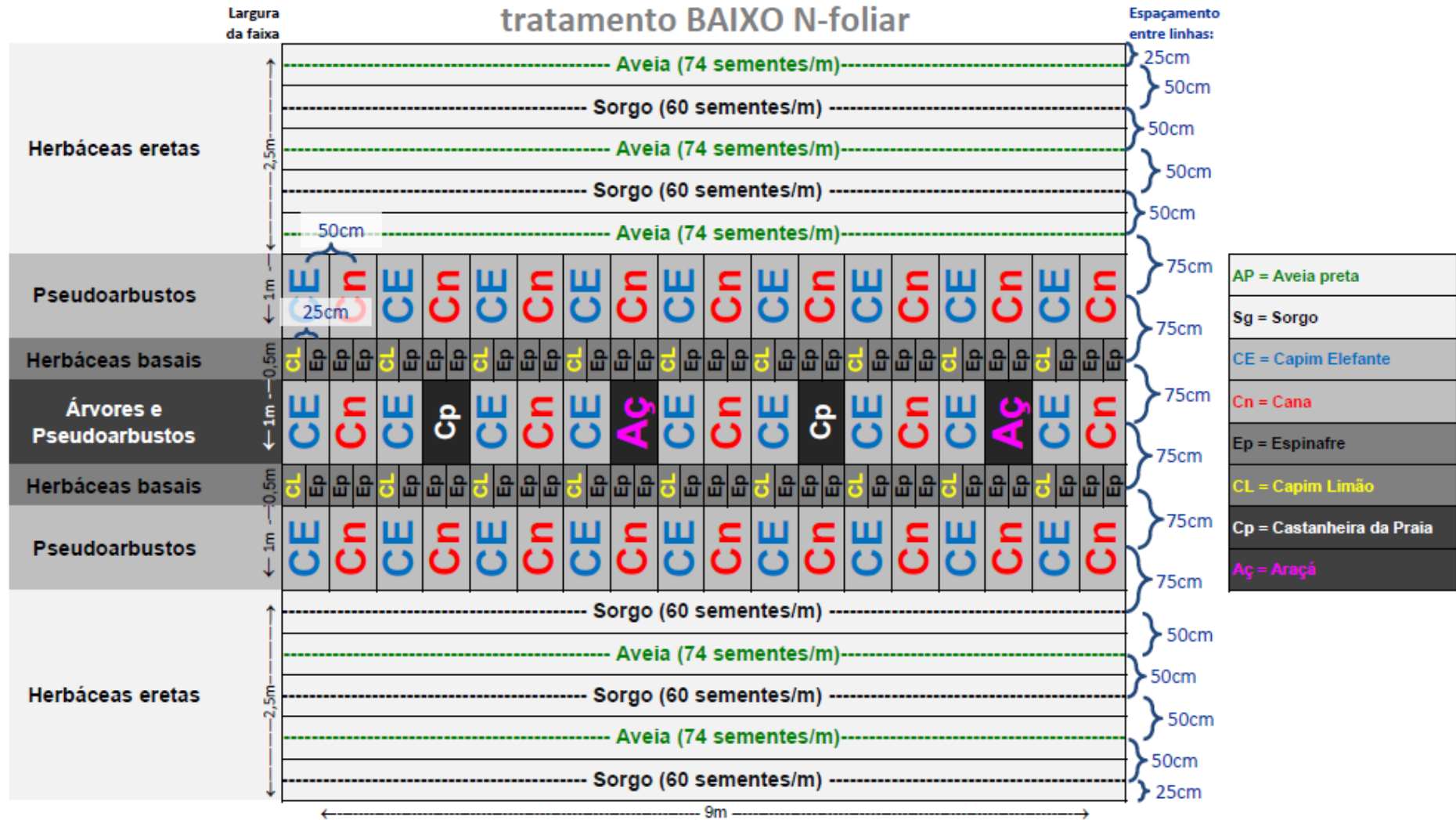
14.1 CROQUI DO PLANTIO NO TRATAMENTO BAIXO (VERÃO 2016)



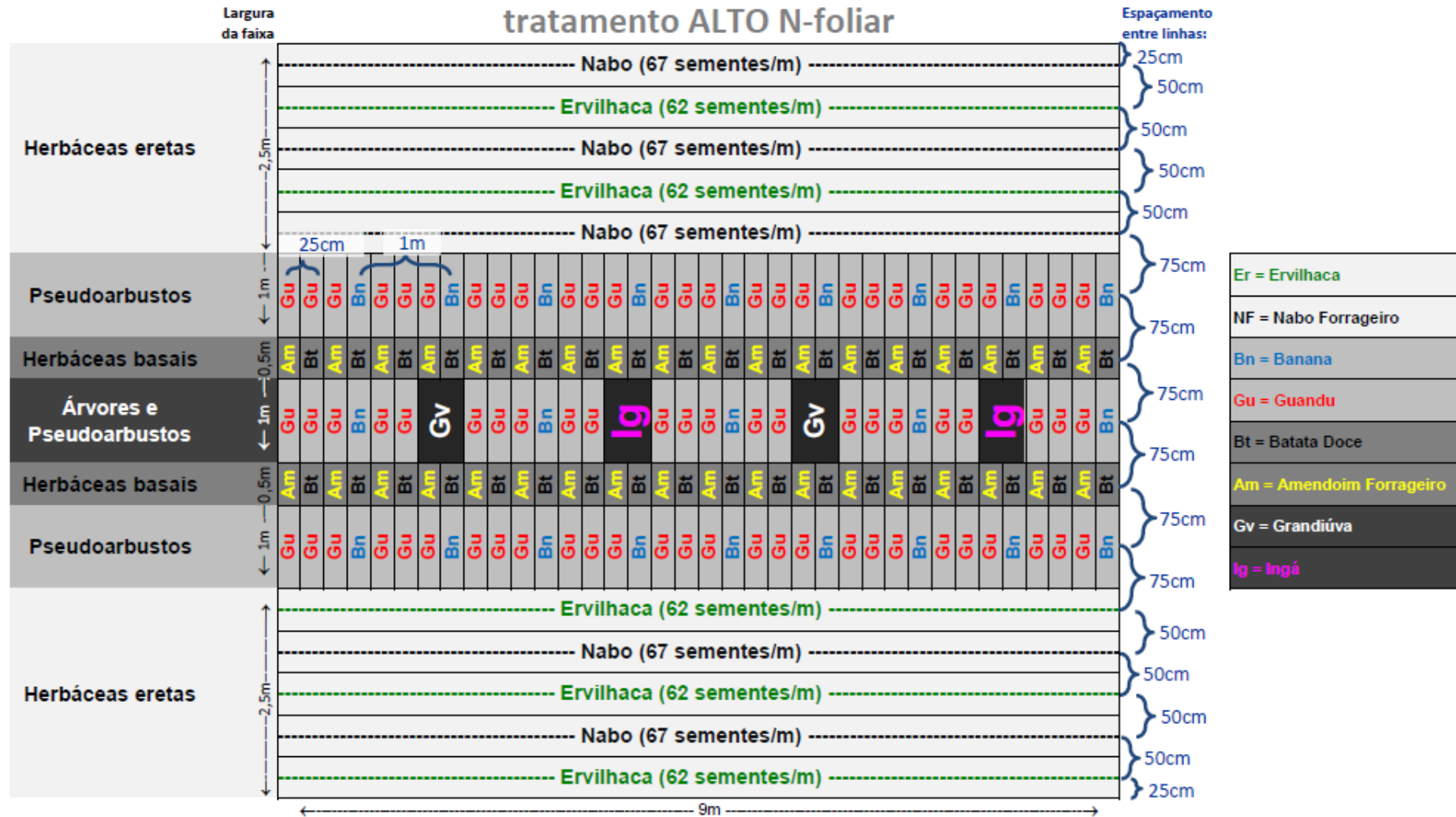
14.3 CROQUI DO PLANTIO NO TRATAMENTO ALTO (VERÃO 2016)



14.4 CROQUI DO PLANTIO NO TRATAMENTO BAIXO (INVERNO 2017)



14.6 CROQUI DO PLANTIO NO TRATAMENTO ALTO (INVERNO 2017)



15 ANEXO 1 – ANÁLISE DO SOLO NA ÁREA EXPERIMENTAL

Tabela A1 - Análise do solo na área experimental antes da instalação do experimento, 0-20 cm, Setembro de 2016.

% Argila m/v	pH- Água 1:1	Índice SMP	P mg/dm ³	K	M.O. %	Al cmolc/d	Ca cmolc/d	Mg cmolc/dm
10	5,4	5,6	8,0	16,0	3,7	0,4	1,1	0,9
H + Al cmolc/dm ³	CTC pH7.0 cmolc/dm ³	% Saturação na CTC		Soma Bases		Relações		
		Al	V	S	Ca/Mg	Ca/K	Mg/K	
6,7	8,74	15,72	23,35	2,04	1,22	26,88	21,99	