

UNIVERSIDADE REGIONAL INTEGRADA DO ALTO URUGUAI E DAS
MISSÕES

URI – CAMPUS DE ERECHIM

DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

CRISTHIAN DOS SANTOS TEIXEIRA

**INFLUÊNCIA DAS MUDANÇAS NO USO E COBERTURA DA TERRA EM
SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DE ZONAS RIPÁRIAS**

ERECHIM, MAIO DE 2018.

CRISTHIAN DOS SANTOS TEIXEIRA

**INFLUÊNCIA DAS MUDANÇAS NO USO E COBERTURA DA TERRA EM
SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DE ZONAS RIPÁRIAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia (Área de Concentração: Gestão e Conservação Ambiental).

Linha de Pesquisa: Ecologia e Conservação da Biodiversidade

Orientador: Prof. Dr. Tanise Luisa Sausen

Co-Orientador: Prof. Dr. Vanderlei Secretti Decian

CRISTHIAN DOS SANTOS TEIXEIRA

**INFLUÊNCIA DAS MUDANÇAS NO USO E COBERTURA DA TERRA EM
SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DE ZONAS RIPÁRIAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia. Área de Concentração: Gestão e Conservação Ambiental.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dra. Tanise Luisa Sausen

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim

Prof. Dr. Vanderlei Secretti Decian

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim

Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim

Prof. Dr. Marcelo Malysz

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim

Prof. Dr. Cimelio Bayer

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

Erechim, maio de 2018

T266i Teixeira, Cristhian dos Santos
Influência das mudanças no uso e cobertura da terra em serviços
ecossistêmicos de zonas ripárias/ Cristhian dos Santos Teixeira. - 2018.
54 f.

Dissertação (mestrado) – Universidade Regional Integrada do Alto
Uruguai e das Missões, Erechim, 2018.

“Orientação: Tanise Luisa Sausen; Vanderlei Secretti Decian”

1. Estrutura taxônomica 3. Estoque de carbono 4. Estoque de nitrogênio
I. Título

C.D.U.: 504.06

Catálogo na fonte: bibliotecária Sandra Milbrath CRB 10/1278

AGRADECIMENTOS

Lembrar de todas as pessoas que contribuíram de alguma forma para que este trabalho fosse concluído não é tarefa fácil. Apesar disso, algumas pessoas em especial foram fundamentais nesta jornada. Quero agradecer primeiramente aos meus pais Gilberto e Ana Maria, por terem me ensinado valores fundamentais como ser humano e por me propiciarem uma educação de qualidade, que me levou a ter gosto pelo estudo e a aprendizagem. É difícil transformar em palavras a gratidão, o amor e a admiração que sinto por vocês. Minha irmã Simara, também é digna de um agradecimento especial, pois em todas as vezes que precisei (e que ainda irei precisar) sempre estive de braços abertos para me consolar e me acalmar. Espero que nossa relação não se resuma apenas a laços fraternos e que possamos caminhar sempre juntos como irmãos, mas principalmente como grandes amigos. Te amo! Também é preciso agradecer ao meu tio, mas principalmente, grande amigo, Amito Teixeira. Suas palavras durante todo esse período com certeza foram fundamentais para que eu continuasse batalhando firmemente por este título. Além disso, grande parte da decisão de encarar este programa de mestrado foi influência sua e hoje é um prazer ver que esta escolha foi acertada e só meu trouxe benefícios, Obrigado!

Mais do que merecedora de agradecimentos especiais é a minha orientadora Tanise. Me faltam palavras para expressar toda a gratidão que sinto pela compreensão que teve comigo durante este período. Afinal, não foi fácil conciliar trabalho com os estudos, além de outros desafios que a vida nos impôs. Mesmo assim, em todos os momentos houve compreensão mútua e hoje mais do que minha orientadora, és uma amiga que pretendo levar para a vida. Além disso, todo o conhecimento que me transmitistes nestes anos, com certeza me transformaram em um profissional melhor e mais completo. Por isso tudo, muito obrigado!

Ao meu co-orientador, Vanderlei Decian, também faltam palavras para agradecer todo o conhecimento transmitido e por ter sido fundamental para diversas etapas deste trabalho. A propósito, agradeço a toda equipe do LAGEPLAM, em especial ao Ivan e a Jéssica, que me receberam muito bem e me auxiliaram em toda a etapa de sensoriamento remoto, vocês foram fundamentais.

À Mariana, é preciso agradecer por todo o companheirismo neste período. Por diversas vezes, estive ausente para poder concluir este trabalho, mas mesmo assim tu

esteves comigo, me apoiando, consolando e ajudando bastante em qualquer coisa que eu precisasse, muito obrigado.

À equipe do “ECÓSSIS”, com acento mesmo, seria preciso mais do que um agradecimento, até porque sem vocês com certeza eu não estaria aqui concluindo este trabalho. Muito obrigado, Ághata, Ana, Heliur e Malysz, vocês com certeza fizeram toda a diferença para chegarmos até aqui. Sei que os campos e atividades laboratoriais não foram fáceis e ainda estou devendo umas cervejas, mas foi preciso, espero que entendam ☺. A propósito, por falar em atividades de campo, é preciso agradecer ao André pela parceria e trabalho árduo nestas saídas, não foi fácil, mas está aqui o resultado!

Por fim, quero agradecer aos agricultores e proprietários das áreas em que desenvolvemos estes estudos. Sem exceção, fui extremamente bem recebido em todas as propriedades. Obrigado pelas longas conversas e troca de informações, sem vocês este trabalho não poderia ser concluído.

RESUMO

Título: Influência das mudanças no uso e cobertura da terra em serviços ecossistêmicos de zonas ripárias

Discente: Cristhian dos Santos Teixeira

Orientador: Prof. Dr. Tanise Luisa Sausen; Prof. Dr. Vanderlei Secretti Decian

Data da defesa: 16 de maio de 2018

A expansão das atividades antrópicas tem afetado os ecossistemas naturais. Neste processo, as mudanças no uso e cobertura da terra se destacam por apresentarem impacto negativo nos serviços ecossistêmicos. Zonas ripárias, por possuírem elevada fertilidade do solo e alto potencial de estocagem de carbono são alvos frequentes de perturbação, principalmente pela substituição da vegetação nativa para introdução de monocultivos comerciais. Estas mudanças contribuem para a homogeneização destes ambientes e reduzem sua multifuncionalidade, prejudicando diversos serviços ecossistêmicos. Neste sentido, este trabalho se propõe a estudar como a modificação no uso e cobertura da terra influencia os serviços ecossistêmicos de estocagem de carbono e qualidade de serrapilheira e raízes finas e, se essas modificações interferem na estrutura taxonômica e funcional da comunidade arbórea regenerante de zonas ripárias no bioma Mata Atlântica. Para isto, foi conduzido experimento em cinco áreas de drenagem de riachos de terceira ordem pertencentes a bacia do rio Uruguai, com os usos e coberturas da terra: vegetação nativa, silvicultura, pastagem e agricultura em zonas ripárias (até 30 m de riachos). Nestas áreas foram efetuadas coletas de solo, serrapilheira (exceto pastagem) e raízes finas, para a quantificação dos estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) no solo e da quantidade de C e N na serrapilheira e raízes finas. Nos usos correspondentes a vegetação nativa e silvicultura, também se efetuou a avaliação da estrutura taxonômica e funcional do componente arbóreo regenerante (componente inferior; PAP \leq 0,15 m). Nossos resultados indicaram que as áreas com vegetação nativa apresentaram os maiores estoques de C e N no solo e a melhor qualidade de serrapilheira e raízes (menor razão C:N). Nestas áreas, o componente arbóreo regenerante apresentou maior diversidade e riqueza. Além disso, a estrutura taxonômica foi associada com os maiores estoques de C e N no solo. Todavia, as áreas de vegetação nativa e silvicultura não apresentam diferenças na diversidade funcional. Adicionalmente, observou-se que a modificação do uso agrícola para pastagem e

silvicultura apresenta um incremento nos estoques de C e N no solo. Estes resultados nos permitem concluir que as mudanças no uso e cobertura da terra afetam os estoques de C e N no solo e a qualidade dos resíduos vegetais. Adicionalmente, os resultados sugerem que a redução do estoque de C e N do solo pode ter influencia direta e negativa na estrutura taxonômica do componente arbóreo regenerante.

Palavras-chave: estrutura taxonômica, estoque de carbono, estoque de nitrogênio, atributos funcionais, razão C:N

ABSTRACT

Title: Influence's changes on use and cover land on ecosystem services in riparian zones

Student: Cristhian dos Santos Teixeira

Advisor: Prof. Dr. Tanise Luisa Sausen; Prof. Dr. Vanderlei Secretti Decian

Defense data: May 16, 2018

The expansion of human activities has affected natural ecosystems. In this process, changes in land use and cover are highlighted because have a negative impact on ecosystem services. Riparian areas, due to their high soil fertility and potential for carbon stock are frequent disturbance targets, mainly due to substitution of native vegetation for introduction of commercial monocultures (agriculture and forestry). These changes contribute to environmental homogenization and reduce their multifunctionality, damaging diverse ecosystem services. In this way, this dissertation proposes to study how land use and cover change influences multiple ecosystem services, as soil carbon stock, litter and root quality and, if these modifications interfere in taxonomic and functional structure of tree community in the Mata Atlântica biome. An field experiment was carried out in five drainage areas belonging to the Uruguay River basin, with land uses and cover: native vegetation, forestry, pasture and agriculture in riparian zones (up to 30m of streams, third order streams). In these areas, soil, litter (except pasture) and fine roots were collected for the quantification of soil carbon (C) and nitrogen (N) stocks and C and N amount in litter and fine roots. In native vegetation and silviculture areas, the taxonomic and functional structure of tree community (inferior component; PBH \leq 0.15 m) was also evaluated. Our results indicated that native vegetation presented the highest soil C and N stocks and the best litter and roots quality (lower C:N ratio). In these areas, tree community showed higher diversity and richness. In addition, taxonomic structure was associated with largest soil C and N stocks. However, native vegetation and forestry do not show differences in functional diversity. Additionally, it was observed that the modification of agricultural use for pasture and forestry presents an increase in soil C and N stocks. These results allow us to conclude that land use and land cover changes affect soil C and N stocks and

plant residues. The results of this study suggest that the reduction of soil C and N stock may have a direct and negative influence on the taxonomic structure of tree community.

Key-words: taxonomic structure, carbon stock, nitrogen stock, functional traits, C:N ratio

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1: Localização geográfica das áreas de drenagem selecionadas e parâmetros morfológicos dos usos e coberturas da terra em cada uma das áreas de drenagem. VN = Vegetação Nativa, AGR = Agricultura, SIL = Silvicultura, PAS = Pastagem..... 30

Tabela 2: Resultados da Anova *one way* para produção de serrapilheira e parâmetros de qualidade dos resíduos vegetais nos usos e cobertura da terra avaliados..... 36

MATERIAL SUPLEMENTAR A

Tabela 1: Lista das famílias botânicas com as respectivas espécies e abundância do componente arbóreo regenerante observada nos fragmentos de floresta nativa (Nativa) e nas áreas de silvicultura (Silvicultura).50

MATERIAL SUPLEMENTAR B

Tabela 1: Atributos funcionais das espécies amostradas do componente arbóreo regenerante nas áreas de floresta nativa e silvicultura.....52

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 1:** Localização geográfica da área de estudo, com a distribuição das Áreas de Drenagem de 3º Ordem da Bacia hidrográfica do Rio Uruguai, Sul do Brasil..... 29
- Figura 2:** Desenho amostral das áreas de estudo em zonas ripárias de áreas de drenagem contendo áreas de agricultura, pastagem, silvicultura e vegetação nativa..... 31
- Figura 3:** Estoque de carbono (A) e nitrogênio no solo (B) nos fragmentos de vegetação nativa e nas áreas de silvicultura, pastagem e agricultura. Valores são médias seguidas pelo desvio padrão (n = 40/área de drenagem)..... 35
- Figura 4:** Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre a abundância da comunidade vegetal e os parâmetros abióticos nas áreas de vegetação nativa e silvicultura. SCN: Razão C:N solo; RCN: Razão C:N raízes; LIC: Estoque de carbono na serrapilheira (Mg ha⁻¹); LCN: Razão C:N da serrapilheira; SOC: Estoque de carbono orgânico no solo (Mg ha⁻¹); SON: Estoque de nitrogênio orgânico no solo (Mg ha⁻¹)..... 37
- Figura 5:** Análise de Componentes Principais (PCA) entre a matriz taxonômica da comunidade vegetal e os atributos funcionais das espécies observadas nas áreas de vegetação nativa e silvicultura..... 38
- Figura 6:** Esquema representando os principais efeitos da mudança no uso e cobertura da terra e a relação de feedback entre resíduos vegetais, ECS, ENS e estrutura taxonômica da vegetação regenerante..... 42

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	15
REFERÊNCIAS.....	19
Estrutura taxônomica e funcional da comunidade florestal e sequestro de carbono no solo em diferentes usos e coberturas da terra.....	25
1 INTRODUÇÃO.....	26
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	28
2.1 <i>Área de estudo</i>	28
2.2 <i>Delineamento Amostral</i>	30
2.3 <i>Quantificação dos estoques de carbono e nitrogênio no solo e separação de raízes finas</i>	31
2.4 <i>Qualidade de serrapilheira e raízes finas</i>	32
2.5 <i>Caracterização estrutural do componente arbóreo regenerante da vegetação</i>	32
2.6 <i>Determinação de atributos funcionais da vegetação regenerante</i>	33
2.7 <i>Análise dos dados</i>	33
3 RESULTADOS.....	34
3.1 <i>Estoque de carbono, nitrogênio e relação C:N no solo</i>	34
3.2 <i>Quantidade e Qualidade de serrapilheira e raízes finas</i>	36
3.3 <i>Estrutura florística e funcional do componente regenerante</i>	37
4 DISCUSSÃO.....	38
4.1 <i>Impactos das mudanças no uso e cobertura da terra no solo e na serrapilheira</i>	38
4.2 <i>Homogeneização da vegetação – Estrutura da vegetação regenerante e feedback entre resíduos vegetais e o solo</i>	40
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	41
Agradecimentos.....	42
6. REFERÊNCIAS.....	43
Material Suplementar A.....	439

Material Suplementar B.....52

CONCLUSÃO GERAL.....55

1 INTRODUÇÃO GERAL

A expansão das atividades antrópicas, principalmente o desmatamento em função das práticas agrícolas, têm reduzido a vegetação natural do planeta (TILMAN, 2009), impulsionando o desenvolvimento de estudos para investigar os impactos e as consequências das mudanças no uso da terra na diversidade (TURNER II et al., 2007; TURNER II, 2009). O desmatamento, a fragmentação e a degradação florestal ameaçam a biodiversidade e afetam as funções ecológicas (BARLOW et al., 2016; HADDAD et al., 2015; LEWIS et al., 2015). Além disso, a dinâmica de organização dos remanescentes florestais em fragmentos pode ocasionar o rompimento de antigas e o estabelecimento de novas interações, além de modificações nos processos biológicos e nas características do microclima e do solo (LOVEJOY, 1980).

Um fragmento florestal compreende qualquer área de vegetação natural contínua, interrompida por barreiras antrópicas ou naturais capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen ou sementes (VIANA, 1990). A fragmentação implica na formação de uma borda florestal, definida como uma região de contato entre a matriz e o fragmento com vegetação natural (WILLIAMS-LINERA et al., 1990; PRIMAK & RODRIGUES, 2001). Nestas bordas, parâmetros físicos, químicos e biológicos como a disponibilidade energética e o fluxo de organismos são alterados (WIENS et al., 1993), tornando estes remanescentes ainda mais suscetíveis aos impactos dos efeitos antrópicos.

Neste cenário de contínua degradação de ecossistemas, o bioma Mata Atlântica, apesar de ser um dos cinco mais importantes centros de biodiversidade e endemismo no mundo (MYERS et al., 2000), foi reduzido a apenas 8% de sua área original, tornando crucial a adoção de medidas de restauração e conservação (CARVALHAL et al., 2015). A Mata Atlântica foi uma das maiores florestas ombrófila das Américas, originalmente cobrindo cerca de 150 milhões de hectares, em condições ambientais altamente heterogêneas. Devido a ampla variação latitudinal, a floresta se estende em regiões tropicais e subtropicais e apresenta diferenças em sua composição florestal (CÂMARA, 2003; RIBEIRO et al., 2009; OLIVEIRA-FILHO et al., 2015).

Os ecossistemas são responsáveis por uma série de serviços ambientais, contribuindo para a regulação do clima, ciclagem de nutrientes, manutenção da biodiversidade e variabilidade genética (LIMA et al., 2014). Entretanto, com a ocupação antrópica, a paisagem compreende pequenos fragmentos isolados e perturbados imersos

em uma matriz de mosaicos agrícolas, agrupamentos humanos e rodovias (TABARELLI et al., 2005, 2010; RIBEIRO et al., 2009; LIRA et al., 2012). Como resultado deste processo, algumas áreas tornaram-se progressivamente degradadas, provavelmente além de sua capacidade de resiliência, enquanto outras passam por uma fase de transição florestal como resultado de dinâmicas de regeneração que excedem as taxas de desflorestamento (LIRA et al., 2012; AZEVEDO et al., 2014; SILVA et al., 2016)

A pressão antrópica sobre este bioma atinge bacias hidrográficas e afeta suas zonas ripárias, classificadas como as áreas de vegetação ao longo de rios ou cursos d'água (KOBAYAMA, 2003). O desmatamento para implantação de áreas agrícolas, de pastagens e de plantações de espécies exóticas devido a fertilidade do solo (JUNK et al., 2000; HLADYZ et al., 2011; FERREIRA et al., 2015) são as principais causas das mudanças no uso e cobertura da terra nessas áreas. Associada a crescente substituição da vegetação nativa, recentes mudanças no Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012), podem estimular este processo e agravar a perda de serviços ecossistêmicos, já que a legislação atual prevê a redução da área de preservação de zonas ripárias em relação a antiga legislação (GARRASTAZÚ et al., 2015).

As zonas ripárias são classificadas como ecótonos, pois promovem a interação biológica, física e química entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (NAIMAN & DECAMPS, 1997), fornecendo importantes serviços ecossistêmicos como a manutenção da sustentabilidade hidrológica (ATTANASIO et al., 2012), preservação da diversidade da fauna (BERGES, 2009; HEPP et al., 2016), redução da erosão (CASTELLE et al., 1994), armazenamento e ciclagem de matéria orgânica e nutrientes (BARLING & MOORE, 1994), filtragem de poluentes (VIDON, 2010) e estocagem de carbono (BERTAN et al., 2015; CAPELESSO et al., 2016). Além disso, as zonas ripárias atuam na regulação dos regimes de luz e temperatura, no fornecimento de alimentos para a biodiversidade aquática e terrestre e na regulação do fluxo da água e de nutrientes, proporcionando uma variedade de habitats e serviços ecossistêmicos (DÉCAMPS & NAIMAN, 1990).

A capacidade de estoque de carbono no solo tem se tornado cada vez mais importante devido ao aumento das temperaturas globais. O desmatamento e a degradação florestal contribuem para mais de 10% das emissões de gases do efeito estufa (GEE) (STOCKER et al., 2013). No Brasil, a conversão de florestas para agricultura é ainda mais acentuada, com as emissões de GEE, representando cerca de

75, 91 e 94% do total de emissões de CO₂, CH₄ e N₂O, respectivamente (EMBRAPA, 2006; CERRI et al., 2007a e CERRI et al., 2007b). Este panorama torna ainda mais importante a redução das emissões oriundas do desmatamento e o aumento da restauração florestal para limitar o aumento da temperatura global a 2 °C (KREIDENWEIS et al., 2016).

As florestas acumulam mais de 45% do carbono na biosfera terrestre e contribuem para aproximadamente metade da produção primária líquida terrestre, desempenhando um papel vital na regulação das concentrações de C atmosférico e do clima, pelo sequestro natural de C (YANG et al., 2014; WU et al., 2017). O serviço ecossistêmico de estocagem de carbono é ainda mais relevante em florestas ripárias, que devido à alta produtividade primária apresentam grande capacidade de estoque de carbono no solo (GIESE et al., 2003; ZELARAYAN et al., 2015). Os solos constituem a maior reserva do carbono orgânico continental, contribuindo para mais de 70% do conteúdo de C nos ecossistemas terrestres (MEA, 2005; SIX et al., 2002). O carbono orgânico no solo e suas frações é considerado como um bom indicador da qualidade do solo e de estabilidade ambiental (SAHA et al., 2011) e é mais estável do que aquele armazenado nas plantas, tornando-o mais resistente a distúrbios (CUNNINGHAM et al., 2015).

Neste sentido, o desenvolvimento de estratégias de conservação destes ecossistemas, sobretudo os ripários, é essencial para mitigar os impactos oriundos de sua conversão, principalmente para áreas agrícolas. Em âmbito internacional, a preocupação com o aumento das temperaturas globais levou a adoção do Acordo de Paris, com o intuito de reduzir a emissão de GEE e manter o aumento da temperatura média global em bem menos de 2 °C acima dos níveis pré-industriais. O Brasil, ratificou o acordo por meio do Decreto nº 9.037 de 5 de julho de 2017 (BRASIL, 2017) e assumiu o compromisso de reduzir as emissões de GEE com base nos níveis de 2005, em 37% e 43% até 2025 e 2030, respectivamente. Para isso, o país deverá aumentar a participação da bioenergia sustentável na matriz energética e restaurar e reflorestar 12 milhões de hectares de florestas (BRASIL, 2016).

Neste contexto, políticas públicas como o Programa Agricultura de Baixo Carbono (ABC), instituído pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), que busca incentivar iniciativas como a integração lavoura-pecuária-floresta, plantio de florestas comerciais, recuperação de pastagens degradadas, plantio direto na palha, fixação biológica de nitrogênio e tratamento de resíduos animais (BEZERRA &

OLIVEIRA, 2012), são importantes ferramentas para amenizar o impacto destas alterações e a emissão de gases de efeito estufa.

Além disso, a restauração de remanescentes florestais tornou-se parte essencial de políticas ambientais, pois contribui não apenas para a conservação da biodiversidade, mas também para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (MEA, 2005; OVERBECK et al. 2013). A restauração de áreas degradadas foi incluída como um dos princípios na Política Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 1981) e foram criados pelo Ministério do Meio Ambiente, os Centros de Referência em Recuperação de Áreas Degradadas (CRADs) com esta finalidade. Estas iniciativas demonstram a crescente preocupação do país com a temática ambiental e devem contribuir para a redução na emissão de GEE.

Entretanto, apesar dos estudos já realizados e dos esforços governamentais mencionados, ainda são necessárias maiores informações para compreender a dinâmica do carbono e os efeitos das atividades antrópicas neste serviço, visando o desenvolvimento de estratégias que amenizem os efeitos do aquecimento global. Neste sentido, o objetivo geral deste trabalho é avaliar como a modificação no uso e cobertura da terra influencia os serviços ecossistêmicos de estocagem de carbono e qualidade de serrapilheira e, se essas modificações interferem na estrutura taxonômica e funcional da comunidade arbórea regenerante de zonas ripárias no bioma Mata Atlântica.

Esta dissertação compreende um capítulo, em forma de manuscrito científico que será submetido ao periódico *Frontiers in Plant Science*, intitulado: Impacto de diferentes usos e coberturas da terra em múltiplos serviços ecossistêmicos em zonas ripárias subtropicais. Neste estudo, foram avaliados os impactos das mudanças no uso e cobertura da terra nos estoques de carbono e nitrogênio do solo e na estrutura taxonômica e funcional da comunidade arbórea regenerante de zonas ripárias. As principais conclusões foram que: *i)* A substituição da vegetação arbórea nativa pelo plantio de monoculturas reduz drasticamente a capacidade de estoque de carbono e nitrogênio no solo devido à redução na qualidade dos resíduos vegetais (razão C:N) e *ii)* A substituição da vegetação nativa por monoculturas arbóreas acarreta na homogeneização taxonômica da comunidade arbórea regenerante, porém de forma menos intensa na estrutura funcional da vegetação.

REFERÊNCIAS

ATTANASIO, C.M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M.J.B; JUNIOR, J.C.T.V.; LIMA, W.P. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias geográficas. **Bragantia**, v.71, p.493-501, 2012.

AZEVEDO, J. C.; PERERA, A. H.; PINTO, M. A. Forest landscapes and global change: challenges for research and management. **Springer**, New York, p.75-105, 2014.

BARLING, R.D & MOORE, I.D. Role of Buffer Strips in Management of Waterway Pollution: A Review. **Environmental Management**, v.18, p.543-558, 1994.

BARLOW, J.; LENNOX, G.D.; FERREIRA, J.; BERENGUER E, LEES, A.C.; MAC NALLY, R; THOMSON J.R., FERRAZ, S.F., LOUZADA, J., OLIVEIRA, V.H.; PARRY, L.; SOLAR, R.R.; VIEIRA, I.C.; ARAGÃO L.E.; BEGOTTI, R.A.; BRAGA, R.F.; CARDOSO, T.M.; DE OLIVEIRA, R.C.JR; SOUZA, C.M. JR; MOURA, N.G., NUNES, S.S., SIQUEIRA, J.V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J.M.; VAZ-DE-MELLO, F.Z.; VEIGA, R.C.; VENTURIERI, A.; GARDNER, T.A. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v.535, p.144-147, 2016.

BERGES, S.A. **Ecosystem services of riparian areas: stream bank stability and avian habitat**. Graduate Theses and Dissertations. Paper 11065, Iowa State University, 2009.

BERTAN, C.R.; CAPELLESSO, E.S.; BUDKE, J.C.; SAUSEN, T.L. A produtividade primária como um indicador de qualidade ambiental em sistemas florestais. In: Parron, L.M., Garcia, J. R., Oliveira, E. B. de, Brown, G., Gardner, V., Prado, R. B. (Eds): **Serviços ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**. Embrapa, p.234-241, 2015.

BEZERRA, P.H.S.C; OLIVEIRA, Y.M.M. **O Plano Agricultura de Baixo Carbono**. Anais do XI Evento de Iniciação Científica da Embrapa Florestas, 2012.

BRASIL. Lei 6.398 de 31 de agosto de 1981. **Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências**. Brasília, DF, 1981.

BRASIL. Lei 12.651 de 25 de maio de 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências**. Brasília, DF, 2012.

BRASIL. **Pretendida contribuição nacionalmente determinada para consecução do objetivo da convenção-quadro das nações unidas sobre a mudança no clima**. Brasília, DF, 2016.

BRASIL. Decreto 9.073 de 05 de junho de 2017. **Promulga o Acordo de Paris sob a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, celebrado em Paris, em 12 de dezembro de 2015, e firmado em Nova Iorque, em 22 de abril de 2016.** Brasília, DF, 2017.

CÂMARA, I.G. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In: Galindo-Leal, C., Câmara, I.G. (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. **CABS and Island Press**, Washington, p. 31–42, 2003.

CAPELESSO, E.S.; SCROVONSKI, K.L.; ZANIN, E.M.; HEPP, L.U.; BAYER, C.; SAUSEN, T.L. Effects of forest structure on litter production, soil chemical composition and litter-soil interactions. **Acta Botanica Brasilica**, v.30, p.329-335, 2016.

CARVALHAL, F., RODRIGUES, S.S., BERCHEZ, F.A.S. **Mata Atlântica** [internet]. 2015. [acesso: 10 jan 2018]. Disponível em: http://www.ib.usp.br/ecosteios/textos_educ/mata/index.htm.

CASTELLE, A.J.; JOHNSON A.W.; CONOLLY, C. “Wetlands and Stream Buffer Size Requirements- A Review”. **Journal of Environmental Quality**, v.23, p.878-882, 1994.

CERRI, C.E.P.; EASTER, M; PAUSTIAN, K; KILLIAN, K; COLEMAN, K; BERNOUX, M; POWSON, D.S; BATJES, N.H; MILNE, E; CERRI, C.C. Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. **Agriculture Ecosystem Environment**, v.122, p.58-72, 2007a.

CERRI, C.E.P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W, E; MELILLO, J, M; CERRI, C.C. Tropical agriculture and global warming: Impacts and mitigation options. **Scientia Agricola.**, v.64, p.83-99, 2007b.

CUNNINGHAM, S. C.; CAVAGNARO, T. R.; MAC NALLY, R.; PAUL, K. I.; BAKER, P. J.; BERINGER, J.; THOMSON, J. R.; THOMPSON, R. M. Reforestation with native mixed-species plantings in a temperate continental climate effectively sequesters and stabilizes carbon within decades, **Global Change Biology**, v.21, p.1552–1566, 2015.

DÉCAMPS, H.; NAIMAN, R. J. (Ed.). **The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones**. CRC Press, 1990.

EMBRAPA. **Qualidade do solo e meio ambiente**, 35p. ISSN 1678-9644, 2006.

FERREIRA, V.; LARRAÑAGA, A.; GULIS, V.; BASAGUREN, A.; ELOSEGI, A.; GRAÇA, M. A. S.; POZO, J. The effects of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. **Forest Ecology and Management**, v.335, p.129-138, 2015.

GARRASTAZÚ, M.C; MENDONÇA, S.D; HOROKOSKI, T.T; CARDOSO D.J; ROSOT M.A.D; NIMMO, E.R; LACERDA A.E.B. Carbon Sequestration and riparian zones: Assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil. **Land Use Policy**, v.42, p.329-339, 2015.

GIESE, L.A.B.; AUST, W.M.; KOLKA, R.K.; TRETTIN, C.C. Biomass and carbon pools of disturbed riparian forests. **Forest Ecology and Management**, v.180, p.493–508, 2003.

HADDAD, N.M.; LARS A. BRUDVIG, JEAN CLOBERT, KENDI F. DAVIES, ANDREW GONZALEZ, ROBERT D. HOLT, THOMAS E. LOVEJOY, JOSEPH O. SEXTON, MIKE P. AUSTIN, CATHY D. COLLINS, WILLIAM M. COOK, ELLEN I. DAMSCHEN, ROBERT M. EWERS, BRYAN L. FOSTER, CLINTON N. JENKINS, ANDREW J. KING, WILLIAM F. LAURANCE, DOUGLAS J. LEVEY, CHRIS R. MARGULES, BRETT A. MELBOURNE, A. O. NICHOLLS,, JOHN L. ORROCK, DAN-XIA SONG AND JOHN R. TOWNSHEND. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v.1, n°2, e1500052, 2015.

HEPP, L.U.; URBIM, F.M.; TONELLO, G.; LOUREIRO, R.C.; SAUSEN, T.L.; FORNEL, R.; RESTELLO, R.M. Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate composition communities associated on detritus in Subtropical Atlantic Forest streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.28, 2016.

HLADYZ, S.; ÅBJÖRNSSON, K.; CARISS, H.; CHAUVET, E.; DOBSON, M.; ELOSEGI, A.; FERREIRA, V.; FLEITUCH, T.; GESSNER, M. O.; GILLER, P. S.; GULIS, V.; HUTTON, S. A.; LACOURSIERE, J. O.; LAMOTHE, S.; LECERF, A.; MALMQVIST, B.; MCKIE, B. G.; NISTORESCU, M.; PREDÁ, E.; RIIPNEN, M. P.; RISNOVEANU, G.; SCHINDLER, M.; TIEGS, S. D.; VOUGHT, L.; WOODWARD, B. M. G. Stream ecosystem functioning in an agriculture landscape: the importance of terrestrial–aquatic linkages. **Advances in Ecological Researches**, v.44, p.211-276, 2011.

JUNK, W.J.; OHLY, J.J.; PIEDADE, M.T.F.; SOARES, M.G.M. 2000. **The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management**. Backhuys Publishers, Leiden, 590 p., 2000.

KOBIYAMA, M. **Conceitos de zona ripária e seus aspectos geobiohidrológicos**. Anais do Seminário de Hidrologia Florestal: zonas ripárias, Alfredo Wagner (SC), v.43, 2003.

KREIDENWEIS, U. et al. Afforestation to mitigate climate change: impacts on food prices under consideration of albedo effects. **Environmental Research Letters**, v.11, 2016.

LEWIS, S.L.; DAVID P. EDWARDS; DAVID GALBRAITH. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v.349, p. 827-832, 2015.

LIMA, G.C., SILVA, M.L.N., OLIVEIRA, M.S., CURI, N., SILVA, M.A., OLIVEIRA, A.H. Variabilidade de atributos do solo sob pastagens e Mata Atlântica na escala de microbacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, p.517-526, 2014.

LIRA, P. K., TAMBOSI, L. R.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, v.278, p.80–90, 2012.

LOVEJOY, T. E. In: Barney, G. O. (Ed.). **The Global 2000 Report to the President The Technical Report**, Penguin, v.2, p. 327-332, 1980.

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

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p.853–858, 2000.

NAIMAN, R.J., DECAMPS, H., The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.28, p.621–658, 1997.

OVERBECK, G.E; HERMANN, M.J; ANDRADE, B.O; BOLDRINI, I.I; KIEHL, K; KIRMER, A.; KOCH, C.; KOLLMAN, J.; MEYER S.T; MULLER, S.C; NABINGER, C.; PILGER, G.E; TRINDADE, J.P.P; VÉLEZ-MARTIN, E.; WALKER, E.A; ZIMMERMANN, D.G; PILLAR, V.D. Restoration Ecology in Brazil – Time to Step Out of the Forest. **Natureza & Conservação**, v.11, p.92-95, 2013.

OLIVEIRA-FILHO, A. T., J. C. BUDKE, J. A. JARENKOW, P. V. EISENLOHR E D. R. M. NEVES. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, v.8, p. 1-23, 2015.

PRIMAK, R.B & RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina, Midiograf, 2001.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed ? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v.142, p.1141–1153, 2009.

SAHA, D.; KUKAL, S.S.; SHARMA, S. Land use impact on SOC fractions and aggregate stability in typic ustochrepts of Northwest India. **Plant Soil**, v.339, p.457-470, 2011.

SILVA, R. F. B., BATISTELLA, M., MORAN, E. F.; LU, D. Land Changes Fostering Atlantic Forest Transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. **The Professional Geographer**, p. 1-14, 2016.

SIX, J.; CALLEWAERT, P.; LENDERS, S.; DE GRYZE, S.; MORRIS, S.; GREGORICH, E.; PAUL, E.; PAUSTIAN, K. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation, **Soil Science Society of America Journal**, v.66, p.1981–1987, 2002.

STOCKER, T. F. *ET AL.* IPCC, 2013: Technical Summary. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis (eds Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. All.) **Cambridge University Press**, 2013.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P., SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.M.; BEDÊ, L. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v.19, p.695–700, 2005.

TABARELLI, M., AGUAI, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v.143, p.2328–2340, 2010.

TILMAN, D. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. **Proceedings of the National Academy of Sciences, USA**. p. 5995-6000, 2009.

TURNER II, B.L.; LAMBIN, E.F.; REENBERG, A. The Emergence of Land Change Science for Global Environmental Change and Sustainability. Proceedings of the National Academy of Sciences. **United States of America**, v. 104, n. 52, p. 20666-20671, 2007.

TURNER II, B.L. Land Change Science. In: ROB, K.; NIGEL, T. (Org.). **International Encyclopedia of Human Geography**: Elsevier, Oxford, 2009, p. 107-111.

VIANA, V.M. **Biologia de manejo de fragmentos de florestas naturais**. In Congresso Florestal Brasileiro. Campos do Jordão: p. 155, 1990.

VIDON, P.; ALLAN C.; BURNS, D.; DUVAL T.P.; GURWICK N.; INAMDAR S.; LOWRANCE R.; OKAY J.; SCOTT, D.; SEBESTYEN S. Hot Spots and Hot Moments in Riparian Zones: Potential for Improved Water Quality Management. **Journal of the American Water Resources Association**, v.46, p.278-298, 2010

YANG, Y. H. et al. Increased topsoil carbon stock across China's forests. **Global Change Biology**, v.20, p.2687–2696, 2014.

WIENS, J.Á. Spatial Scaling in Ecology. **Functional Ecology**, v.3, p.385-397, 1989.

WILLIAMS-LINERA, G. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. **Journal of Ecology**, v. 78, p. 356-373, 1990.

WU, H.; XIANG, W., FANG, X., LEI, P., OUYANG, S.; DENG, X. Tree functional types simplify forest carbon stock estimates induced by carbon concentration variations among species in a subtropical area. **Nature Scientific Reports**, v.7, 4992, 2017.

ZELARAYÁN, M.L.C.; CELENTANO, D.; OLIVEIRA E.C.; TRIANA S.P.; SODRÉ D.N.; MUCHAVISOY, K.H.M.; ROUSSEAU, G.X. Impacto da degradação sobre o estoque total de carbono de florestas ripárias na Amazônia Oriental, Brasil. **Acta Amazonica**, v.45, p.271-282, 2015.

CAPÍTULO I

Impacto de diferentes usos e coberturas da terra em múltiplos serviços ecossistêmicos em zonas ripárias subtropicais

Cristhian dos Santos Teixeira; Marcelo Malysz, Ághata Comparin Artusi, Heliur Alves de Almeida Delevatti, Ana Luisa Gayger, Samir Savanciski, Vanderlei Decian; Cimelio Bayer, Tanise Luisa Sausen

Manuscrito que será submetido a revista *Frontiers in Plant Science* (Qualis A1, Área de Concentração: Biodiversidade)

**Impacto de diferentes usos e coberturas da terra em múltiplos serviços
ecossistêmicos em zonas ripárias subtropicais**

Cristhian dos Santos Teixeira¹; Marcelo Malysz¹, Ághata Comparin Artusi², Heliur
Alves de Almeida Delevatti², Ana Luisa Gayger², Samir Savanciski¹, Vanderlei Decian³;
Cimelio Bayer⁴, Tanise Luisa Sausen²

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia, Departamento de Ciências Biológicas,
Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim, RS, Brazil

² Laboratório de Ecologia e Sistemática Vegetal, Departamento de Ciências Biológicas,
Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim, RS, Brazil

³ Laboratório Geoprocessamento Ambiental, Departamento de Ciências Biológicas,
Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim, RS, Brazil

⁴ Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, Departamento de Solos, Universidade
Federal do Estado do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Porto Alegre, RS,
Brazil

Resumo

Perturbações antrópicas associadas com a modificação no uso e cobertura da terra influenciam negativamente a diversidade vegetal, reduzindo a funcionalidade dos ecossistemas. Estes efeitos negativos podem ser mais acentuados em zonas ripárias subtropicais caracterizadas pela alta diversidade, produtividade e organizadas em pequenos fragmentos florestais isolados. O objetivo deste trabalho foi avaliar como a modificação no uso e cobertura da terra em zonas ripárias interferem em múltiplos serviços ecossistêmicos. O experimento foi realizado em cinco áreas de drenagem com os usos e cobertura da terra: vegetação nativa, silvicultura, pastagem e agricultura. Foram analisados os estoques de carbono e nitrogênio no solo e a quantidade de C e N na serrapilheira e nas raízes finas em todas áreas. Nas áreas caracterizadas por vegetação arbórea nativa e silvicultura, a estrutura taxonômica e funcional do componente arbóreo regenerante também foi avaliada. Nossos resultados indicam que o plantio de monoculturas reduz os estoques de C e N no solo e a qualidade da serrapilheira e raízes finas (menor razão C:N), acompanhadas por um aumento na razão C:N do solo em relação a vegetação arbórea nativa. Esses efeitos são mais acentuados em áreas ocupadas em longo prazo pelo uso agrícola, sendo que a modificação desta cobertura para pastagem e silvicultura apresenta um incremento nos estoques de C e N no solo. Os efeitos da diversidade vegetal sobre os serviços ecossistêmicos avaliados

sugerem um mecanismo de feedback entre os resíduos vegetais e o solo, o que parece contribuir para a diversidade da estrutura taxônomica da vegetação.

Palavras-chave: estoque de carbono, estoque de nitrogênio, vegetação regenerante, atributos funcionais

Abstract

Anthropic disturbances associated with land use and land cover changes negatively influence plant diversity, reducing ecosystems functionality. These negative effects may be more pronounced in subtropical riparian zones characterized by high diversity, productivity and organized into small isolated forest fragments. The aim of this study was evaluate how native vegetation replacing in riparian zones by other uses and land cover influences multiple ecosystem services. The field experiment was carried out in five drainage areas with land uses and cover: native vegetation, forestry, pasture and agriculture. The soil carbon (C) and nitrogen (N) stocks and amount of C and N in litter and fine roots in all areas were analyzed. In areas with native tree vegetation and forestry, the taxonomic and functional structure of tree community was also evaluated. Our results indicate that monocultures planting reduces soil C and N stocks, litter and fine roots quality (lower ratio C:N), accompanied by an increase in soil C: N ratio comparing to native tree vegetation. These effects are more accentuated in long-term areas occupied by agricultural use, and the modification of this cover for pasture and silviculture presents an increase in soil C and N stocks. The effects of plant diversity on ecosystem services evaluated suggest a feedback mechanism between plant residues and soil, which seems to contribute to the diversity of the tree taxonomic structure.

Keywords: soil carbon stocks, soil nitrogen stocks, functional traits

1 INTRODUÇÃO

As mudanças de uso e cobertura da terra são uma das principais fontes promotoras de mudanças ambientais globais (TURNER et al., 2007). Essas perturbações antrópicas envolvem a conversão de florestas nativas em áreas agrícolas, de pastagens e de plantações de espécies exóticas (HLADYZ et al., 2011; FERREIRA et al., 2015). Tais alterações resultam na perda de diversidade e na redução dos serviços ecossistêmicos devido a mudanças na funcionalidade dos ecossistemas (BUTCHART et al., 2010; FORTUNEL et al., 2009, CARDINALE et al., 2012; HOOPER et al., 2012). Neste processo, zonas ripárias, responsáveis pela promoção da interação biológica, física e química entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (NAIMAN & DECAMPS, 1997), vêm sendo impactadas de forma mais intensa devido a pressão antrópica e a modificações na legislação ambiental (GARRASTAZÚ et al., 2015).

Estes ecótonos são responsáveis pelo fornecimento de diversos serviços ecossistêmicos como a manutenção da sustentabilidade hidrológica (ATTANASIO et al., 2012), preservação da diversidade da fauna (BERGES, 2009; HEPP et al., 2016), redução da erosão (CASTELLE et al., 1994), armazenamento e ciclagem de matéria orgânica e nutrientes (BARLING & MOORE, 1994), filtragem de poluentes (VIDON, 2010) e estocagem de carbono (BERTAN et al., 2015; CAPELESSO et al., 2016). Além disso, atuam na regulação dos regimes de luz e temperatura, no fornecimento de alimentos para a biodiversidade aquática e terrestre e na regulação do fluxo da água e de nutrientes, proporcionando uma variedade de habitats e serviços ecossistêmicos (DÉCAMPS & NAIMAN, 1990).

Os efeitos da diversidade vegetal sobre o funcionamento dos ecossistemas ainda é matéria de debate. Dois principais efeitos da biodiversidade são considerados: o efeito de complementaridade de nicho, que prevê que a diversidade de espécies deve aumentar a eficiência no uso de recursos (TILMAN, 1999) e o efeito de seleção, relacionado à presença de espécies dominantes que direcionam o funcionamento dos ecossistemas, com as espécies mais produtivas em monoculturas apresentando melhor rendimento em associações de espécies (TILLMAN, 1997; TOBNER et al., 2016, ROSCHER et al. 2012; CAPELLESSO et al., 2016). Estes efeitos locais pontuam que o aumento no número de espécies é responsável pelo aumento da funcionalidade ecossistêmica (TILMAN, 1997; LOREAU & HECTOR, 2001). Adicionalmente, tem sido relatado um efeito de relação de massa, associado ao efeito de seleção, mas considerando que os atributos funcionais das espécies dominantes, direcionam o funcionamento dos ecossistemas (GRIME, 1998).

A compreensão dos efeitos dos atributos funcionais das espécies que compõem as comunidades ou até mesmo de diferentes órgãos vegetais (raízes, folhas e caules) têm fornecido importantes informações sobre estrutura das comunidades vegetais, serviços ecossistêmicos e as estratégias de utilização de recursos (CHAPIN, 2003; PRESCOTT, 2010; COLLINS et al., 2016). Todavia, é essencial compreender como a alteração da cobertura da terra pode modificar a estrutura da comunidade vegetal regenerante (taxônomica e funcional) e quais os efeitos combinados da relação dossel superior-inferior sobre os serviços ecossistêmicos. A relação entre a estrutura do componente superior-inferior da vegetação florestal é complexa e influenciada por múltiplos mecanismos, incluindo a estrutura e heterogeneidade do dossel superior e do solo, a

disponibilidade de luz e o tempo de colonização após a ocorrência de distúrbios (BARBIER et al., 2008, KUMAR et al., 2017, BARTELS & CHEN, 2010).

As mudanças no uso e cobertura da terra reduzem os estoques de carbono e nitrogênio no solo (CONTI et al., 2016; ASSAD et al., 2013; GROppo et al., 2015), alteram a dinâmica do carbono em ambientes aquáticos (DA SILVA et al. 2018), a composição da matéria orgânica dissolvida (GILING et al. 2014) e a qualidade e decomposição de resíduos vegetais (ZANINOVICH et al., 2017). Contudo, em florestas ribeirinhas, caracterizadas pela alta diversidade e produtividade, os efeitos destes processos antrópicos sobre os serviços ecossistêmicos e a regeneração florestal podem ser mais acentuados e suas relações ainda não são claramente compreendidas. Neste sentido, o objetivo deste trabalho é verificar como as mudanças no uso e cobertura da terra interferem nos serviços ecossistêmicos de estocagem de carbono e nitrogênio no sistema solo-serrapilheira e na estrutura taxonômica e funcional da comunidade arbórea regenerante de zonas ripárias subtropicais. Nossas hipóteses são: (i) a modificação no uso e cobertura da terra em zonas ripárias reduzirá a capacidade de estoque de carbono e nitrogênio no solo e a qualidade dos resíduos vegetais, sendo que os usos da terra com vegetação homogênea do dossel superior (silvicultura, agricultura e pastagem) apresentarão os menores estoques de carbono e nitrogênio no solo e maior razão C:N na serrapilheira e nas raízes finas e (ii) a redução na qualidade dos resíduos vegetais e no estoque de carbono no solo em sistemas florestais com dossel homogêneo (silvicultura) influencia negativamente a estrutura taxonômica e funcional da comunidade arbórea regenerante em relação a fragmentos florestais com dossel heterogêneo (vegetação nativa).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Este estudo foi conduzido em cinco áreas de drenagem da bacia hidrográfica do Rio Uruguai, na região Sul do Brasil (Figura 1). A região de estudo é caracterizada por uma paisagem predominante de uso antrópico (80%), com matriz agropecuária e apenas 20% de remanescentes florestais (DECIAN et. al, 2009). O clima é classificado como subtropical do tipo temperado (Cfb de Köppen), apresentando temperatura média anual de $17\pm 1^{\circ}\text{C}$ (ALVARES et al., 2013), com precipitações regulares e estações bem definidas. A formação geológica e edáfica é de basalto, e o solo é classificado como

Latossolo Roxodistrófico (STRECK, 2008). A vegetação nativa é caracterizada como Floresta Atlântica com Araucária (OLIVEIRA-FILHO et al. 2015).

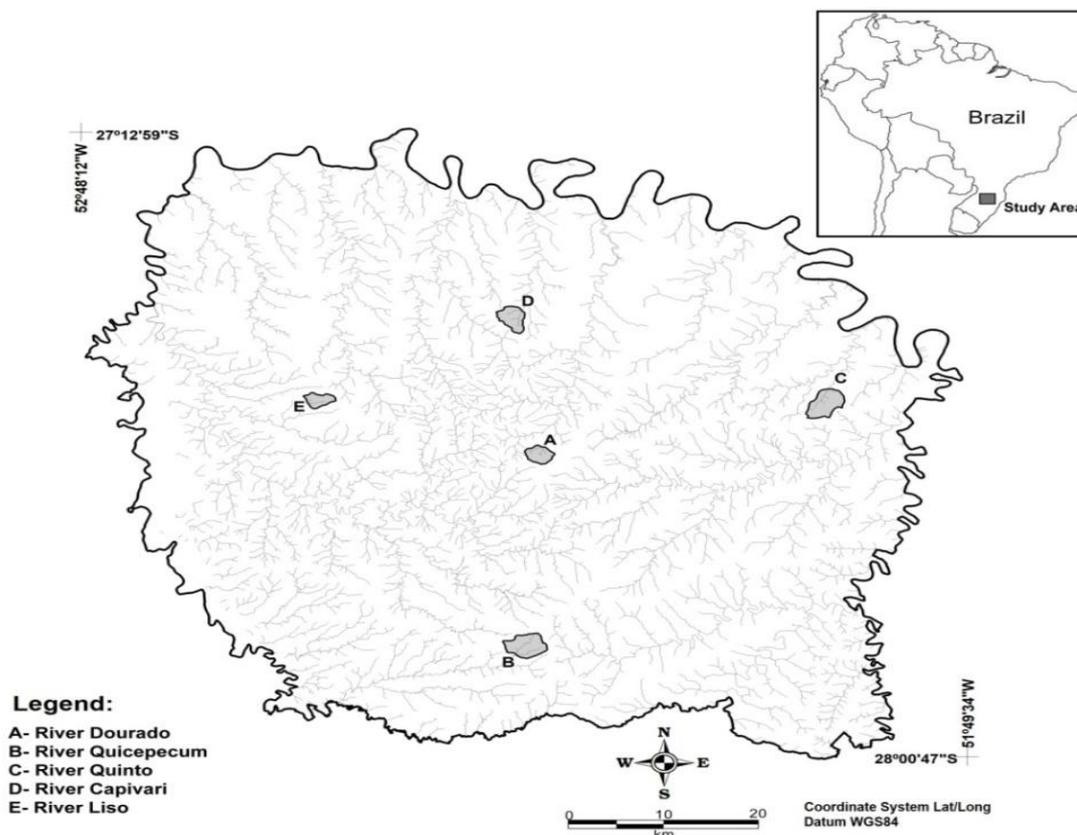


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo, com a distribuição das Áreas de Drenagem de 3º Ordem da Bacia hidrográfica do Rio Uruguai, Sul do Brasil.

Para a condução deste estudo, inicialmente foi realizada a avaliação do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) das 177 áreas de drenagem utilizando ferramentas de geoprocessamento e sensoriamento remoto para a seleção de cinco áreas de estudo, conforme metodologia proposta por Rouse et al. (1973). Os critérios utilizados para definição das cinco áreas de drenagem foram (i) as áreas de drenagem deveriam apresentar os usos e cobertura da terra: floresta nativa, silvicultura, pastagem e agricultura nas zonas ripárias, ii) as áreas de drenagem selecionadas devem estar localizadas em um raio de 30 km de distância entre elas e (iii) as áreas de drenagem deveriam apresentar NDVI com valores entre 0.4 – 0.6. A partir dos critérios elencados foram selecionadas cinco áreas de drenagem denominadas neste estudo de A, B, C, D e E, compreendendo em cada área de drenagem os quatro usos da terra selecionados. A descrição das características morfológicas das áreas de estudo está na Tabela 1.

Tabela 1. Localização geográfica das áreas de drenagem selecionadas e parâmetros morofométricos dos usos e coberturas da terra em cada uma das áreas de drenagem. VN = Vegetação Nativa, AGR = Agricultura, SIL = Silvicultura, PAS = Pastagem

Área de Drenagem	Coordenada geográfica	Área (ha)	Perímetro (km)	VN (%)	AGR (%)	SIL (%)	PAS (%)
A	S 27°37'8" W 52°17'47"	570.96	9.15	33.5	5.42	2.3	10.71
B	S 27°52'46" W 52°19'44"	1144.16	13.86	13.76	36.79	3.67	15.8
C	S 27°32'54" W 51°58'31"	1150.76	14.07	26.77	20.73	2.4	21.72
D	S 27°26'48" W 52°19'3"	774.24	11.42	43.88	4.03	4.77	25.73
E	S 27°33'41" W 52°33'22"	477.34	9.27	18.7	5.36	5.33	25.97

As avaliações do histórico do uso da terra foram realizadas em todos os usos e coberturas da terra nas cinco áreas de drenagem considerando um intervalo anterior de 6 e 16 anos (ano de 2005 e 2001, respectivamente), por meio de imagens de satélite das áreas de estudo. Para todas as áreas de drenagem (A, B, C, D e E), as áreas de floresta nativa e agricultura sempre foram ocupadas pelo mesmo uso do solo, nesse período. As áreas de silvicultura e pastagem foram ocupadas anteriormente, no período avaliado, pelo uso agrícola.

2.2 Delineamento Amostral

O delineamento amostral consistiu em cinco áreas de drenagem com quatro usos e coberturas da terra. Em cada unidade amostral foram demarcadas 10 parcelas, de 5 x 5m, equidistantes 5 m e estabelecidas a uma distância de até 30 metros da margem dos riachos (Figura 2).

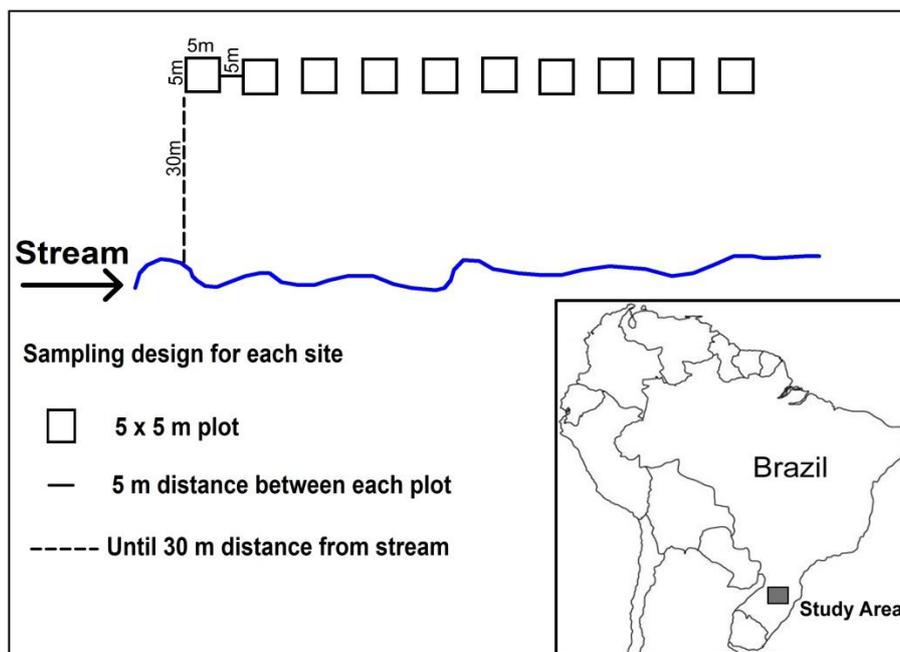


Figura 2. Desenho amostral das áreas de estudo em zonas ripárias de áreas de drenagem contendo áreas de agricultura, pastagem, silvicultura e vegetação nativa.

2.3 *Quantificação dos estoques de carbono e nitrogênio no solo e separação de raízes finas*

Em cada parcela foram realizadas coletas de solo para determinação dos estoques de carbono e nitrogênio nos diferentes usos e coberturas da terra. As coletas de solo foram realizadas em cinco pontos (nos quatros vértices e no centro das parcelas) na profundidade de 0-20 cm. As amostras de solo coletadas em cada parcela foram homogeneizadas em uma amostra composta e acondicionadas em sacos plásticos identificadas e transferidas para o laboratório para secagem. O solo seco foi peneirado e todas as raízes finas foram retiradas, lavadas em água corrente, secas em estufa a 60 °C e maceradas. As amostras de solo foram encaminhadas para o Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) para determinação da concentração de carbono e nitrogênio em Analisador de carbono (TOC-V; Shimadzu Scientific Instruments, Columbia, MD, USA) para posterior determinação da razão C:N do solo.

Os estoques de carbono e nitrogênio no solo (ECS e ENS) foram calculados, conforme Carvalho et al. (2009), utilizando a equação:

$$\text{Estoque} = \text{C/N orgânico} * D_s * \left(\frac{D_{ref}}{D_s} * e \right) * 10$$

Onde,

Estoque = estoque de C ou N orgânico (Mg ha^{-1})

C/N orgânico = concentração de C ou N orgânico (g kg^{-1} solo)

D_s = densidade do solo (g cm^{-3})

D_{ref} = densidade do solo para a área de referência (vegetação nativa) (g cm^{-3})

e = espessura da camada (m)

A densidade do solo foi determinada utilizando-se anéis volumétricos de metal, como descrito por Pauletto (1997).

2.4 Qualidade de serrapilheira e raízes finas

Em cada parcela, próximo aos pontos de coletas de solo, foram realizadas coletas da serrapilheira acumulada sobre o solo para determinação da produção de serrapilheira e avaliação da concentração de carbono e nitrogênio. As coletas foram realizadas em todos os usos e coberturas da terra, com exceção das áreas de pastagem, que devido as práticas de manejo não possuem serrapilheira acumulada na superfície do solo. A serrapilheira foi coletada utilizando gabarito de madeira com dimensões de 0,5m x 0,5m ($0,25 \text{ m}^2$), uma única vez em cada ponto da parcela. O material coletado foi armazenado em sacos plásticos, identificados e encaminhadas para secagem em estufa a $60 \text{ }^\circ\text{C}$ até que atingir peso constante. As amostras foram pesadas em balança de precisão para determinação da produção de serrapilheira nos usos e cobertura da terra e expressas em Mg ha^{-1} . Após a pesagem, foi realizada a maceração da serrapilheira para retirada de subamostras de 10 g.

As amostras de serrapilheira e de raízes finas foram encaminhadas para determinação da concentração de carbono e nitrogênio em Analisador de Carbono (TOC-V; Shimadzu Scientific Instruments, Columbia, MD, USA). As concentrações de carbono e nitrogênio na serrapilheira foram expressas em Mg ha^{-1} . A concentração de carbono e nitrogênio nas raízes finas foram expressas em porcentagem. A partir destes valores calculou-se a razão C:N da serrapilheira e das raízes.

2.5 Caracterização estrutural do componente arbóreo regenerante da vegetação

Nos usos e coberturas da terra caracterizados pela vegetação nativa e silvicultura foi realizada levantamento da vegetação do componente arbóreo regenerante.

Entretanto, nas áreas que compreendem uso agrícola e pastagem este procedimento não foi realizado devido às técnicas de manejo que impossibilitam a presença de componente regenerante. Em cada parcela nestas áreas foram amostrados e identificados todos os indivíduos com altura $\geq 0,30$ m e perímetro a altura do peito (PAP) $\leq 0,15$ m. A altura foi estimada e o diâmetro a altura do solo (DAS) foi mensurado com uso de paquímetro. A identificação dos indivíduos foi realizada “in loco” até o maior nível taxonômico possível, e aquelas não identificadas foram coletadas e posteriormente, identificadas em laboratório. Os parâmetros fitossociológicos, a riqueza e a diversidade do componente regenerante foram estimados utilizando o *software* Fitopac 2 (SHEPHERD, 2010) para calcular a área basal e altura média para cada espécie.

2.6 Determinação de atributos funcionais da vegetação regenerante

Para avaliar a diversidade funcional da comunidade arbórea regenerante das áreas de vegetação nativa e silvicultura foram selecionadas as espécies arbóreas que apresentaram no mínimo de cinco indivíduos por uso e cobertura do solo. Nessas espécies foram determinados atributos funcionais categóricos e quantitativos. Os atributos funcionais categóricos selecionados foram: textura da folha (membranácea, cartácea ou coriácea), persistência foliar (perenifolia ou caducifolia), síndrome de dispersão (zoocórica ou não), tolerância à sombra (tolerante ou não) e grupo ecológico (pioneira, secundária inicial ou secundária tardia), e foram determinados por meio de observações a campo e consultas à bibliografia específica (SOBRAL et al., 2006; LORENZZI, 1998; 2000, CORNELISSEN et al., 2013). Os atributos quantitativos foram a altura total e área basal determinados a partir do Fitopac 2 (SHEPHERD, 2010). Para estes atributos quantitativos utilizou-se os valores médios de cada espécie por uso da terra. A riqueza e abundância da vegetação arbórea regenerante foram determinadas a partir do Fitopac 2 (SHEPHERD, 2010).

2.7 Análise dos dados

Para avaliar a influência dos diferentes usos e cobertura da terra sobre os estoques de carbono e nitrogênio no solo, quantidade e qualidade da serrapilheira e

qualidade de raízes finas (concentração de carbono e nitrogênio e razão C:N) foram realizadas Análises de Variância ANOVA *one-way*, seguidas de teste de Tukey *a posteriori* ($p < 0,05$).

A fim de comparar a abundância e riqueza entre as áreas de vegetação nativa e silvicultura, realizou-se teste t. Para avaliar a relação entre a diversidade taxonômica em relação a qualidade dos resíduos vegetais e ao estoque de carbono no solo foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre a abundância da comunidade arbórea das áreas com vegetação nativa e silvicultura e parâmetros abióticos do solo (estoque C e N do solo e razão C:N) e a qualidade dos resíduos vegetais (concentração de C, N da serrapilheira e razão C:N da serrapilheira e raízes). Adicionalmente, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA), utilizando uma matriz de abundância e uma matriz de atributos funcionais, considerando os atributos quantitativos (altura e área basal) e categóricos (textura da folha, persistência foliar, síndrome de dispersão, tolerância à sombra e grupo ecológico) para avaliar a relação entre a composição da comunidade arbórea e a estrutural funcional.

As análises foram realizadas no *software* R (R CORE TEAM, 2013) utilizando as funções disponíveis nos pacotes “vegan” (OKSANEN et al., 2013) e “ade4” (DRAY & DUFOUR, 2007).

3 RESULTADOS

3.1 Estoque de carbono, nitrogênio e relação C:N no solo

Os ECS e ENS foram maiores nas áreas de vegetação nativa em relação aos demais usos e coberturas da terra ($113,71 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 46,73$; $12,30 \text{ Mg N ha}^{-1} \pm 4,95$, respectivamente) (Figura 3). Silvicultura e pastagem não apresentaram diferenças para ECS ($56,29 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 23,53$ e $58,90 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 15,82$, respectivamente) e ENS ($5,21 \text{ Mg N ha}^{-1} \pm 2,13$ e $6,03 \pm 1,76$, respectivamente), mas ambas apresentaram maior ECS comparado a agricultura ($36,89 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 8,50$). Áreas de pastagem apresentaram maior ENS do que áreas de agricultura ($6,03 \text{ Mg N ha}^{-1} \pm 1,76$ e $4,07 \text{ Mg N ha}^{-1} \pm 1,05$, respectivamente).

A razão C:N do solo (C:N solo) foi maior na silvicultura quando comparada aos outros usos e coberturas da terra (Tabela 2) e as áreas com pastagem apresentaram valor

maior que a agricultura ($p < 0.001$). Áreas de agricultura e vegetação nativa não se mostraram diferentes ($p = 0,08$) quanto a C:N solo.

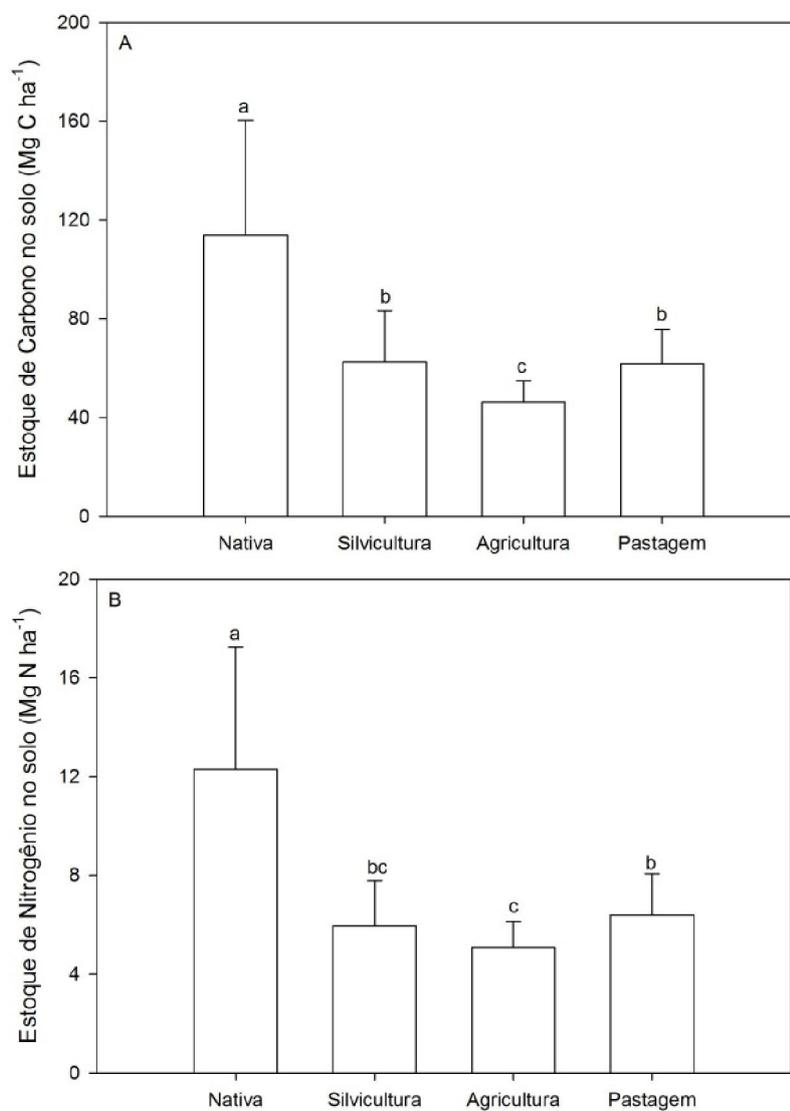


Figura 3. Estoque de carbono (A) e nitrogênio no solo (B) nos fragmentos de vegetação nativa e nas áreas de silvicultura, pastagem e agricultura. Valores são médias seguidas pelo desvio padrão ($n = 40/\text{área de drenagem}$). Letras diferentes indicam diferença ($p < 0.05$).

Tabela 2: Resultados da Anova *one way* para produção de serrapilheira e parâmetros de qualidade dos resíduos vegetais e do solo nos usos e cobertura da terra avaliados.

Uso da terra	C:N solo	MS serrap.	C serrap.	N serrap.	C:N serrap.	C raiz	N raiz	C:N raiz
Veg. Nativa	9.46 ± 0.65 ^{bc}	11.12± 4.9 ^a	4.03 ± 2.17 ^a	0.19 ± 0.14 ^a	18.77 ± 11.88 ^c	31.16 ± 7.22 ^a	1.73 ± 0.79 ^a	19.53 ± 15.35 ^b
Silvicultura	10.52 ± 1.19 ^a	10.52± 3.52 ^a	5.11 ± 1.76 ^a	0.08 ± 0.03 ^b	56.67 ± 14.99 ^a	28.34 ± 8.65 ^a	0.65 ± 0.71 ^b	39.87 ± 22.75 ^a
Pastagem	9.74 ± 0.94 ^b	*	*	*	*	20.73 ± 6.11 ^b	0.67 ± 0.67 ^b	30.63 ± 18.58 ^a
Agricultura	8.94 ± 0.71 ^c	4.52± 3.17 ^b	1.42 ± 1.22 ^b	0.04 ± 0.03 ^c	37.57 ± 17.27 ^b	22.86 ± 6.33 ^b	0.99 ± 0.42 ^b	22.97 ± 10.03 ^b
F	F _{3:16} = 31.37	F _{2:12} = 49.55	F _{2:12} = 45.78	F _{2:12} = 66.41	F _{2:12} = 83.15	F _{3:16} = 19.35	F _{3:16} = 21.71	F _{3:16} = 14.32
P	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001

* Indicam o uso da terra que não foi amostrada serrapilheira. Letras diferentes indicam diferença (p < 0.05).

C:N solo: razão C:N do solo; MS serrap.: Massa seca de serrapilheira estocada (Mg ha⁻¹); C serrap.: Concentração de C na serrapilheira (Mg C ha⁻¹); N serrap.: Concentração de N na serrapilheira (Mg N ha⁻¹); C:N serrap.: Razão C:N da serrapilheira; C raiz: Concentração de C nas raízes finas (%); N raiz: Concentração de N nas raízes finas (%); C:N raiz: Razão C:N das raízes finas.

3.2 Quantidade e Qualidade de serrapilheira e raízes finas

A massa seca de serrapilheira estocada (MS serrap.) não diferiu entre vegetação nativa e silvicultura, mas foram maiores do que agricultura (Tabela 2). Vegetação nativa e silvicultura também não apresentaram diferenças para concentração de C na serrapilheira (C serrap.), mas tiveram valor superior ao observado na agricultura. A maior concentração de N na serrapilheira (N serrap.) foi verificada nas áreas de vegetação nativa (Tabela 2). Silvicultura apresentou maior N serrap. do que agricultura. A razão C:N da serrapilheira (C:N serrap.) foi maior nas áreas de silvicultura, com o menor valor observado em vegetação nativa.

As maiores concentrações de C nas raízes finas (C raiz) foram observadas em vegetação nativa e silvicultura, que não diferiram entre si e foram maiores que

agricultura e pastagem. Agricultura e pastagem não diferiram entre si em C raiz. Em relação a concentração de N nas raízes finas (N raiz), a maior quantidade foi observada em vegetação nativa (Tabela 2). Os demais usos e coberturas da terra não apresentaram diferenças significativas entre si para N raiz. Para a razão C:N das raízes finas (C:N raiz) constatou-se maiores valores para silvicultura e pastagem, que não diferiram entre si. Os usos e coberturas da terra com menor valor, vegetação nativa e agricultura, também não apresentaram diferenças para C:N raiz.

3.3 Estrutura florística e funcional do componente regenerante

Observou-se maior riqueza (35,2 espécies) e abundância (379,8 indivíduos) no componente arbóreo regenerante nas áreas de vegetação nativa em comparação às de silvicultura (21,4 espécies e 137,6 indivíduos, respectivamente) ($t=3.2527$, $p=0.0124$; $t=4.65$, $p=0,004$ respectivamente).

A variação na abundância do componente arbóreo regenerante foi relacionada à variação ambiental, com o eixo 1 da CCA apresentando 28.99% de explicação, enquanto o eixo 2 apresenta 22.6% (Figura 4). O eixo 1 teve correlação positiva de 49.77% com ENS e correlação negativa de 94.42% com razão C:N do solo

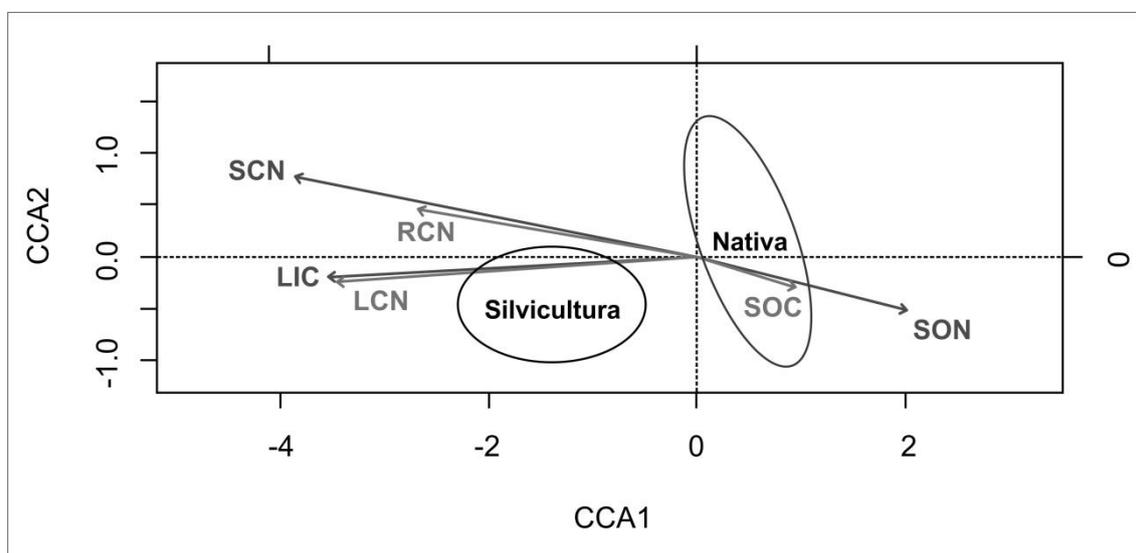


Figura 4. Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre a abundância da comunidade vegetal e os parâmetros abióticos nas áreas de vegetação nativa e silvicultura. SCN: Razão C:N solo; RCN: Razão C:N raízes; LIC: Estoque de carbono na serrapilheira (Mg ha^{-1}); LCN: Razão C:N da serrapilheira; SOC: Estoque de carbono orgânico no solo (Mg ha^{-1}); SON: Estoque de nitrogênio orgânico no solo (Mg ha^{-1}).

Para a estrutura funcional do componente arbóreo regenerante, o eixo 1 da PCA apresenta 88,5% de explicação, enquanto o eixo 2 apresenta 18,4% (Figura 5). Todavia, apesar da variação nos atributos funcionais observado para as áreas de vegetação nativa, a proximidade entre as áreas de drenagem (N1 e S4) sugere uma homogeneidade funcional da vegetação das áreas de silvicultura e floresta nativa.

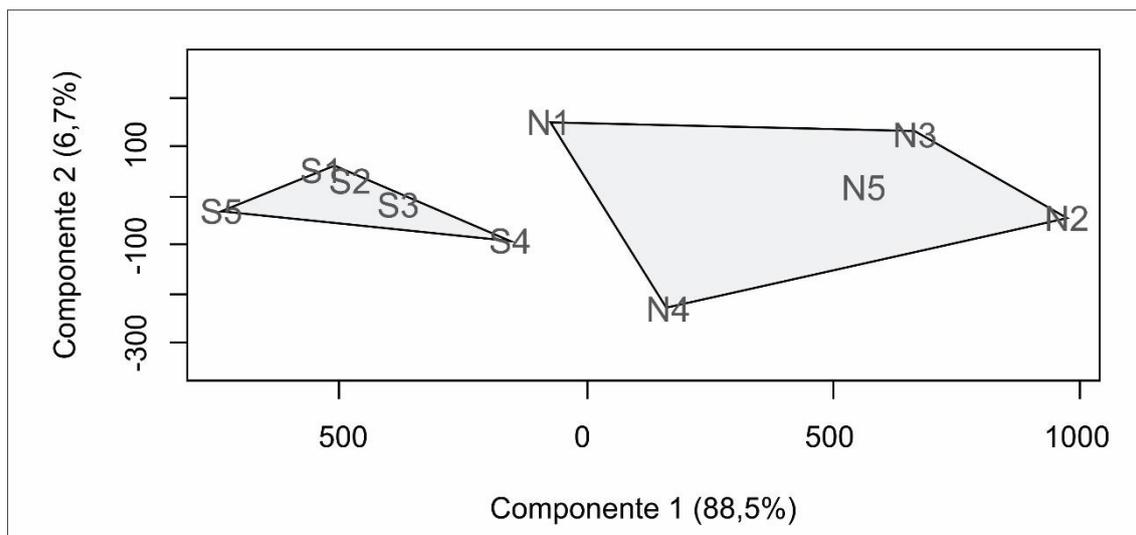


Figura 5. Análise de Componentes Principais (PCA) entre a matriz taxonômica da comunidade vegetal e os atributos funcionais das espécies observadas nas áreas de vegetação nativa e silvicultura.

4 DISCUSSÃO

4.1 Impactos das mudanças no uso e cobertura da terra no solo e na serrapilheira

Os resultados deste estudo indicaram que a modificação no uso e cobertura da terra tem impactos negativos nos ECS e ENS, evidenciando que a redução da diversidade vegetal pelo plantio de monoculturas (agricultura, pastagem e silvicultura) está diretamente associada com a redução destes serviços ecossistêmicos. Os maiores ECS e ENS observados nas áreas com vegetação nativa foram associados com a qualidade dos resíduos vegetais, sobretudo com a maior concentração de N na serrapilheira e raízes.

Diversos estudos têm observado uma redução no ECS e ENS, ocasionadas por alterações no uso e cobertura da terra (GUO & GIFFORD, 2002, DON et al. 2011,

GROPPO et al. 2015). A compreensão dos efeitos da diversidade vegetal sobre o funcionamento de ecossistemas em zonas ripárias é particularmente importante em florestas subtropicais, caracterizadas pela presença de pequenos fragmentos florestais e que muitas vezes são convertidos em áreas de silvicultura (GILING et al. 2014).

As áreas de estudo que compreendem monoculturas de pastagem, agricultura e silvicultura foram utilizadas anteriormente (16 anos) para cultivo agrícola. Os resultados deste estudo evidenciam que a modificação na cobertura do solo de plantio agrícola para pastagem e silvicultura foi associada com um incremento no ECS e no ENS, enquanto nas áreas que permaneceram sendo utilizadas para agricultura foram observados os menores valores de ECS e no ENS. Áreas de pastagens mantêm uma cobertura permanente e apresentam uma rápida “troca” de raízes levando a um maior *input* de carbono orgânico no solo (DON et al., 2011). Já em áreas de silvicultura, as espécies arbóreas utilizadas são caracterizadas pela alta produtividade primária líquida acima do solo e produção de serrapilheira, mas a contribuição das raízes é menor, o que pode estar associado com o menor ECS (ECLESIA et al., 2015). Para sistemas agrícolas, o acúmulo de carbono no solo é fortemente associado às práticas de manejo, incluindo a seleção de espécies de cultivo (DON et al. 2011). Práticas conservacionistas de solo, como o sistema de plantio direto, são consideradas importantes alternativas para a manutenção e acúmulo de carbono e nitrogênio no solo (SIQUEIRA NETO et al., 2009; NUNES et al., 2011). Neste sentido, é importante salientar que nas áreas de estudo, as práticas agrícolas assemelham-se às utilizadas na agricultura convencional, o que pode explicar os baixos valores observados para o ECS e ENS.

Com a modificação na cobertura do solo, fatores como produtividade primária, qualidade dos resíduos e taxas de decomposição levam a mudanças na matéria orgânica e em frações do solo (LOSS et al, 2014), contribuindo para modificação na capacidade de sequestro de carbono no solo. A qualidade dos resíduos vegetais é geralmente expressa pela razão C:N (SWIFT et al., 1979). A vegetação nativa e a silvicultura apresentaram a maior concentração de carbono na serrapilheira e raízes, em comparação com as áreas de agricultura e pastagem (raízes). Todavia, a concentração de nitrogênio na serrapilheira e nas raízes foi maior nas áreas de vegetação nativa, acarretando em resíduos vegetais de maior qualidade devido uma menor razão C:N (CHAPIN, 2003). Apesar das áreas de vegetação nativa e silvicultura não apresentarem diferenças na produção de serrapilheira, concentração de carbono na serrapilheira e raízes, a menor

qualidade dos resíduos vegetais (maior razão C:N) parece estar diretamente relacionada com o menor ECS e ENS nas áreas de silvicultura.

Os efeitos da diversidade vegetal nas áreas de vegetação nativa parecem estar associados a heterogeneidade na estrutura da vegetação e na composição química dos resíduos vegetais, com uma maior concentração de nitrogênio influenciando os processos de decomposição (MCCLAUGHERTY et al. 1982; TATE et al. 1993; STEELE et al. 1997) e estabilização do carbono no solo (BERTI et al., 2016), sugerindo que um efeito de complementaridade é responsável pelos serviços ecossistêmicos de estoque de C e N no solo.

4.2 Estrutura da vegetação regenerante e feedback entre resíduos vegetais e o solo

Nossos resultados mostraram que a estrutura taxônômica da comunidade arbórea regenerante das áreas de vegetação nativa difere das áreas de silvicultura, o que contribui para a multifuncionalidade destes ecossistemas (HAUTIER et al., 2017). Neste sentido, de acordo com a teoria da complementaridade de nicho (TILMAN, 1999; LOREAU & HECTOR, 2001), a maior diversidade taxonômica aumenta a eficiência no uso de recursos, contribuindo para um maior estoque de carbono (CHISHOLM et al. 2013), conforme observado nas áreas de vegetação nativa.

Porém, os atributos funcionais da comunidade arbórea regenerante das áreas de vegetação nativa e silvicultura foram semelhantes, apesar da maior variação de atributos nas áreas de vegetação nativa, sugerindo uma tendência de homogeneização funcional da vegetação. Desta maneira, nossa segunda hipótese foi parcialmente corroborada, visto que a implantação da silvicultura, em detrimento da vegetação nativa, impacta de forma mais acentuada somente a estrutura taxônômica do componente arbóreo regenerante.

Trabalhos recentes verificaram que a diversidade taxonômica, principalmente do dossel superior, contribui para a manutenção da capacidade de ECS e ENS (WANG et al., 2013; MARASENI & PANDEY 2014, DAWUD et al., 2016, VAN DER SANDE et al., 2017). Em nosso estudo, a homogeneização do dossel arbóreo superior e a redução da qualidade dos resíduos vegetais (alta razão C:N) parecem influenciar diretamente na razão C:N do solo e nos processos de estabilização de C e N no solo. Resíduos vegetais com baixa qualidade apresentam uma baixa taxa de transferência de C e N para o solo (CHAPIN, 2003; ZHANG et al. 2011).

A atividade de organismos decompositores depende fortemente da qualidade do C e da quantidade de N disponível (em função da quantidade de N na serrapilheira) e regula a mineralização líquida de N (PAUL & CLARK, 1996). Nas áreas de silvicultura, a alta concentração de C e a baixa concentração de N na serrapilheira e nas raízes, associadas com a maior razão C:N do solo sugerem que a menor disponibilidade de formas inorgânicas de N no solo, pode ser o principal fator responsável pelo menor ECS. A menor qualidade dos resíduos vegetais (alta relação C:N) pode levar a um processo de “priming effect” negativo (BUSO E KLIEMANN, 2003; GUENET et al. 2010; GUENET et al. 2018), em que as taxas de mineralização da matéria orgânica e consequentemente de estabilização do carbono no solo são reduzidas, contribuindo para o menor ECS e ENS.

A diversidade taxonômica do componente arbóreo regenerante e a qualidade de resíduos vegetais que se acumulam no solo indicam a ocorrência de um efeito de feedback entre a qualidade dos resíduos vegetais e os ECS e ENS. De fato, neste estudo observou-se que a estrutura da comunidade arbórea regenerante foi associada com ECS e ENS e a razão C:N do solo, indicando que estes serviços ecossistêmicos podem atuar de forma sinérgica na regulação da estrutura taxonômica do componente arbóreo regenerante, contribuindo para maior diversidade vegetal. Desta maneira, a redução na diversidade do dossel superior e, consequentemente, na qualidade dos resíduos vegetais pode promover perdas nos ECS e ENS e estas perdas influenciam a estrutura taxonômica do componente regenerante, com uma tendência de homogeneização da estrutura funcional.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste estudo permitem concluir que a modificação no uso e cobertura do solo em monoculturas apresenta dois principais efeitos (Figura 6). Em áreas utilizadas para agricultura, a redução da capacidade de estoque de C e N no solo está diretamente associada com a qualidade dos resíduos vegetais influenciando os processos de decomposição e estabilização da matéria orgânica no solo e as práticas de manejo. Além disso, neste estudo nós observamos que a substituição por monoculturas arbóreas, além de causar em um primeiro momento os mesmos efeitos observados para pastagem, leva a redução da diversidade taxonômica da vegetação arbórea regenerante. Este efeito também pode estar associado com a redução na qualidade dos resíduos vegetais do dossel superior e do componente arbóreo regenerante, que contribui com a

menor capacidade de ECS e ENS, indicando a ocorrência de uma relação de feedback, evidenciando os impactos da diversidade vegetal em múltiplos serviços ecossistêmicos. Estas informações são particularmente importantes em áreas caracterizadas por pequenos fragmentos florestais isolados, típicos da porção Sul do domínio Mata Atlântica, o que pode induzir a maior homogeneização taxonômica e funcional da vegetação, resultando na perda da funcionalidade dos ecossistemas.

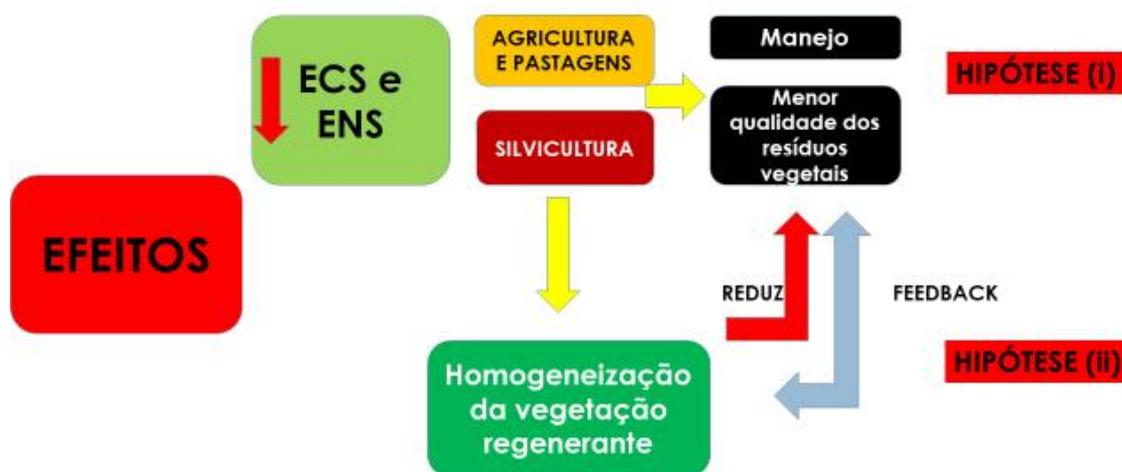


Figura 6. Esquema representando os principais efeitos da mudança no uso e cobertura da terra e a relação de feedback entre resíduos vegetais, ECS, ENS e estrutura taxonômica da vegetação regenerante.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da URI - Erechim pelo apoio financeiro e estrutura física para a realização do trabalho e a todos os proprietários das áreas de estudo que permitiram a realização da coleta de dados.

6. REFERÊNCIAS

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M. Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 22, 711–728. doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507
- Assad, E.D., Pinto, H.S., Martins, S.C, Groppo, J.D., Salgado, P.R., Evangelista, et al. (2013). Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. *Biogosciences*. 10, 6141-6160. doi: 10.5194/bg-10-6141-2013
- Attanasio, C.M., Gandolfi, S., Zakia, M.J.B., Junior, J.C.T.V., Lima, W.P. (2012). A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias geográficas. *Bragantia*. 71, 493-501. doi: 10.1590/S0006-87052013005000001
- Barbier, S., Gosselin, F. and Balandier, P. (2008). Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved - A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*. 254, 1-15. doi: 10.1016/j.foreco.2007.09.038
- Barling, R.D & Moore, I.D. Role of Buffer Strips in Management of Waterway Pollution: A Review. (1994). *Environmental Management*.18, 543-558. doi: 10.1007/BF02400858
- Bartels, S.F. and Chen, H.Y.H. (2010). Is understory plant species diversity driven by resource quantity or resource heterogeneity? *Ecology*. 91, 1931-1938. doi: 10.1890/09-1376.1
- Berges, S.A. (2009). Ecosystem services of riparian areas: stream bank stability and avian habitat. Graduate Theses and Dissertations. Paper 11065, Iowa State University.
- Bertan, C.R., Capellesso, E.S., Budke, J.C., Sausen, T.L. (2015). A produtividade primária como um indicador de qualidade ambiental em sistemas florestais. In: Parron, L.M., Garcia, J. R., Oliveira, E. B. de, Brown, G., Gardner, V., Prado, R. B. (Eds): Serviços ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica. Embrapa, 234-241.
- Berti, A., Morari, F., Dal Ferro, N., Simonetti, G., Polese, R. (2016). Organic input quality is more important than its quantity: C turnover coefficients in different cropping systems. *European Journal of Agronomy*. 77, 138-145. doi: 10.1016/j.eja.2016.03.005
- Buso, W.H.D. and Kliemann, H.J. (2003). Relações de carbono orgânico e de nitrogênio total e potencialmente mineralizável com o nitrogênio absorvido pelo milho. *Pesquisa Agropecuária Tropical*. 33, 97-105, 2003.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J.P., Almond, R.E., et al. (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*. 328, 1164–1168. doi: 10.1126/science.1187512

- Capelesso, E.S.; Scrovonski, K.L.; Zanin, E.M.; Hepp, L.U.; Bayer, C.; Sausen, T.L. (2016). Effects of forest structure on litter production, soil chemical composition and litter-soil interactions. *Acta Botanica Brasilica*. 30, 329-335 doi:10.1590/010233062016abb0048
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., et al. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*. 48, 59–67. doi:10.1038/nature11148
- Carvalho, J.L.N., Cerri, C.E.P., Feigel, B.J., Piccolo, M.C., Godinho, V.P., Cerri, C.C. (2009). Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazil Amazon. *Soil and Tillage Research*. 103, 342-349. doi: 10.1016/j.still.2008.10.022
- Castelle, A.J., Johnson A.W., Conolly, C. (1994). “Wetlands and Stream Buffer Size Requirements- A Review”. *Journal of Environmental Quality*. 23, 878-882. doi: 10.2134/jeq1994.00472425002300050004x
- Chapin, F.S. (2003). Effects of Plant Traits on Ecosystem and Regional Processes: a Conceptual Framework for Predicting the Consequences of Global Change. *Annals of Botany*. 91, 455-463. doi: 10.1093/aob/mcg041
- Chisholm, R. A., Muller-Landau, H.C., Rahman, K.A., Bebbler, D.P., Bin, Y., Bohlman, S.A., et al. (2013). Scale-dependent relationships between tree species richness and ecosystem function in forests. *Journal of Ecology*. 101, 1214–1224. doi: 10.1111/1365-2745.12132
- Collins, C.G., Wright, S.J., Wurzbarger, N. (2016). Root and leaf traits reflect distinct resource acquisition strategies in tropical lianas and trees. *Oecologia*. 180, 1037-1047. doi: 10.1007/s00442-015-3410-7
- Conti, G., Kowaljow, F., Baptist, F., Rumpel, C., Cuchietti, A., Pérez-Harguindeguy, et al. (2016). Altered soil carbon dynamics under different land-use regimes in subtropical seasonally-dry forests of central Argentina. *Plant Soil*. 403, 375 – 387. doi: 10.1007/s11104-016-2816-2
- Cornelissen, J. H. C. et al. (2003). Handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany, Melbourne*. 51, 335-380.
- Da Silva, D.J, Valduga, A.T., Mollozi, J., Fornel, R., Restello, R.M., Hepp, L.U. (2018). Leaching of carbon from native and non-native leaf litter of subtropical riparian forests. *Journal of Limnology*. 77, 247- 254. doi: 10.4081/jlimnol.2018.1662
- Dawud, S. M., Raulund-Rasmussen, K., Domisch, T., Finer, L., Jaroszewicz, B., Vesterdal, L. (2016). Is tree species diversity or species identity the more important driver of soil carbon stocks, C/N ratio, and pH?. *Ecosystems*. 19, 645–660. doi: 10.1007/s10021-016-9958-1
- Décamps, H.; Naiman, R. J. (Ed.). (1990). The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. CRC Press.

Decian, V.; Zanin, E. M.; Henke, C.; Quadros, F. R.; Ferrari, C. A. (2009). Uso da terra na região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul e obtenção de um banco de dados relacional de fragmentos de vegetação arbórea. *Perspectiva*. 33, 165-176. doi: 10.5902/2179460X9501

Don, A., Schumacher, J., Freibauer, A. (2011). Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. *Global Change Biology*. 17, 1658-1670. doi: 10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x

Dray, S. and Dufour, A.B. (2007): The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22, 1-20.

Eclesia, R.P., Jobbagy, E.G., Jackson, R.B., Rizotto, M., Piñeiro, G. (2016). Stabilization of new carbon inputs rather than old carbon decomposition determines soil organic carbon shifts following woody or herbaceous vegetation transitions. *Plant Soil*. 409, 99-116. doi: 10.1007/s11104-016-2951-9

Ferreira, V., Larrañaga, A., Gulis, V., Basaguren, A., Elosegui, A., Graça, M. A. S., et al. (2015). The effects of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. *Forest Ecology and Management*. 335, 129-138. doi: 10.1016/j.foreco.2014.09.013

Fortunel, C., Garnier, E., Joffre, R., Kazakou, E., Quested, H., Grigulis, K., et al. (2009). Leaf traits capture the effects of land use changes and climate on litter decomposability of grasslands across Europe. *Ecology*. 90, 598–611. doi: 10.1890/08-0418.1

Garrastazú, M.C., Mendonça, S.D., Horokoski, T.T., Cardoso D.J., Rosot M.A.D., Nimmo, E.R., et al. (2015). Carbon Sequestration and riparian zones: Assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil. *Land Use Policy*. 42, 329-339. doi: 10.1016/j.landusepol.2014.08.003

Giling, D.P., Grace, M.R., Thomson, J.R., Mac Nally, R., Thompson, R.M. (2014). Effect of Native Vegetation Loss on Stream Ecosystem Processes: Dissolved Organic Matter Composition and Export in Agricultural Landscapes. *Ecosystems*. 17, 82-95. doi: 10.1007/s10021-013-9708-6

Grime, J.P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*. 86, 902-910. doi: 10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x

Groppo, J.D., Lins, S.R.M., Camargo, P.B., Assad, E.D., Pinto, H.S., Martins, S. (2015). Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. *Biogeosciences*. 12, 4765-4780. doi: 10.5194/bg-12-4765-2015

Guenet, B., Danger, M., Abbadie, L., Lacroix, G. (2010). Priming effect: bridging the gap between terrestrial and aquatic ecology. *Ecology*. 91, 2850-2861. doi: 10.1890/09-1968.1

- Guenet, B., Camino-Serrano, M, Cais, P., Tifafi, M., Maignan, F., Soong, J.L., et al. Impact of priming on global soil carbono stocks. (2018). *Global Change Biology*. 24, 1873-1883. doi: 10.1111/gcb.14069
- Guo, L.B. and Gifford, R.M. (2002). Soil carbon stocks and land-use change: a meta analysis. *Global Change Biology*. 8, 345–360. doi: 10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x
- Hautier, Y., Isbell F., Borer, E.T, Seabloom, E.W., Harpole, W.S, Lind, E.M., et al. (2018). Local loss and spatial homogenization of plant diversity reduce ecosystem multifunctionality. *Nature Ecology & Evolution*. 2, 50–56. doi: 10.1038/s41559-017-0395-0
- Hepp, L.U., Urbim, F.M., Tonello, G., Loureiro, R.C., Sausen, T.L., Fornel, R., Restello, R.M. (2016). Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate composition communities associated on detritus in Subtropical Atlantic Forest streams. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 28. doi: 10.1590/S2179-975X0616
- Hladyz, S., Åbjörnsson, K., Cariss, H., Chauvet, E., Dobson, M., Elozegi, A., et al. (2011). Stream ecosystem functioning in an agriculture landscape: the importance of terrestrial–aquatic linkages. *Advances in Ecological Researches*. 44, 211-276. doi: 10.1016/B978-0-12-374794-5.00004-3
- Hooper, D.U., Adair, E.C., Cardinale, B.J., Byrnes, J.E.K., Hungate BA, Matulich, K.L., et al. (2012). A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*. 486, 105–108. doi:10.1038/nature11118
- Kumar, P., Chen, H.Y.H and Thomas, S.C. (2018). Linking resource availability and heterogeneity to understorey species diversity through sucesion in boreal forest of Canada. *Journal of Ecology*. 106, 1266–1276. doi: 10.1111/1365-2745.12861
- Loreau, M. and Hector, A. (2001). Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*. 412, 72-76. doi: 10.1038/35083573
- Lorenzzi, H. (1998). Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2. Ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, V. 1, 368 p.
- Lorenzzi, H. (2000). Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 3. Ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, V. 2, 352 p.
- Loss, A., Pereira, M.G., Bernini, T.A., Zatorre, N.P. and Wadt, P.G.S. (2014). Fertilidade do solo e matéria orgânica em Vertissolo e Argissoloso sob cobertura florestal e pastagem. *Comunicata Scientiae*. 5, 1-10.
- Maraseni, T.N., Pandey, S.S. (2014). Can vegetation types work as an indicator of soil organic carbon? An insight from native vegetation in Nepal. *Ecological Indicators*. 46, 315 – 322. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.06.038

McClaugherty, C.A., Aber, J.D. and Melillo J., M. (1982). The role of fine roots in the organic matter and nitrogen budgets of two forested ecosystems. *Ecology*. 63, 1481-1490. doi: 10.2307/1938874

Naiman, R.J., Decamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 28, 621–658. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621

Nunes, R.S., Lopes, A.A.C., De Sousa, D.M.G., Mendes, I.C. (2011). Sistemas de manejo e os estoques de carbono e nitrogênio em latossolo de cerrado com a sucessão soja-milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 35, 1407-1419. doi: 10.1590/S0100-06832011000400035

Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P.R.; O'hara, R.B., et al. (2013). Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-7. Available at: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Oliveira-filho, A. T., J. C. Budke, J. A. Jarenkow, P. V. Eisenlohr e D. R. M. Neves. (2015). Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology*. 8, 1-23. doi: 10.1093/jpe/rtt058

Paul, E.A and Clark, F.E. (1996). Soil microbiology and biochemistry, 2nd edn. San Diego: Academic Press.

Pauletto, E.A. (1997). Manual de Laboratório: determinação de atributos físicos do solo. Pelotas, Universidade Federal de Pelotas.

Prescott, C.E. (2010). Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils?. *Biogeochemistry*. 101, 133–149. doi: 10.1007/s10533-010-9439-0

R Development Core Team. (2012). R: a language and environment for statistical computing [Internet]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Available at: <http://www.R-project.org>

Rouse, J. W.; Haas, R. H.; Schell, J. A., and Deering, D. W. (1973). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Third ERTS Symposium, NASA SP-351 I, 309- 317.

Roscher, C., Schumacher, J., Gubsch, M., Lipowsky, A., Weigelt, A., Buchmann, N., et al. (2012). Using plant functional traits to explain diversity-productivity relationships. *PLoS ONE*, 7, e36760. doi: 10.1371/journal.pone.0036760

Shepherd, G.J. (2010). FITOPAC. Versão 2.1. Campinas, SP: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP.

Siqueira Neto, M., Filho, S.P.V., Piccolo, M.C., Cerri, C.E.P., Cerri, C.C. (2009). Rotação de culturas no sistema plantio direto, em Tibagi (PR). *Revista Brasileira de*

Ciência do Solo. 33, 1013-1022. doi: 10.1590/S0100-06832009000400025

Sobral, M.; Jarenkow, J.A.; Brack, P.; Irgang, B.; Larocca, J. and Rodrigues, R.S. (2006). Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul. RiMA/Novo Ambiente.

Steele, S.J., Gower, S.T., Vogel, J.G. and Norman, J.M. (1997). Root mass, net primary production and turnover in aspen, jack pine and black spruce forests in Saskatchewan and Manitoba, Canada. *Tree Physiology*. 17, 577–587. doi: 10.1093/treephys/17.8-9.577

Streck, E. V.; Kämpf, N.; Dalmolin, R.S.D.; Klamt, E. and Nascimento, P.C. (2008). Solos do Rio Grande do Sul. 2ª ed. Emater/RS- Ascar, Porto Alegre.

Swift, M.J.; Heal, O.W. and Anderson, J.M. (1979). Decomposition in terrestrial ecosystems. Oxford, Blackwell Scientific Publications, 372.

Tate, K.R., Ross, D.J. , O'Brien, B.J. and Kelliher, F.M. (1993). Carbon storage and turnover, and respiratory activity, in the litter and soil of an old-growth southern beech (*Nothofagus*) forest. *Soil Biology Biochemistry*. 25, 1601–1612. doi: 10.1016/0038-0717(93)90016-5

Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*. 277, 1300-1302. doi: 10.1126/science.277.5330.1300

Tilman, D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*. 80, 1455–1474. doi: 10.1890/0012-9658

Tobner, C.M., Paquette, A., Gravel, D., Reich, P.B., Williams, L.J., Messier, C. (2016). Functional identity is the main driver of diversity effects in young tree communities. *Ecology Letters*. 19, 638 – 647. doi: 10.1111/ele.12600

Turner II, B.L., Lambin, E.F., Reenberg, A. (2007). The Emergence of Land Change Science for Global Environmental Change and Sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 104, 20666-20671. doi: 10.1073/pnas.0704119104

Van der Sande, M.T., Poorter, L., Kooistra, L., Balvanera, P., Thonicke, K., Thompson, J., et al. (2017). Biodiversity in species, traits, and structure determines carbon stocks and uptake in tropical forests. *Biotropica*. 0, 1-11. doi: 10.1111/btp.12453

Vidon, P., Allan, C., Burns, D., Duval, T.P., Gurwick N., Inamdar, S., et al. (2010). Hot Spots and Hot Moments in Riparian Zones: Potential for Improved Water Quality Management. *Journal of the American Water Resources Association*. 46, 278-298. doi: 10.1111/j.1752-1688.2010.00420.x

Wang, H., Liu, S., Wang, J., Shi, Z., Lu, L., Zeng, J., Ming, A., Tang, J., and Yu, H. (2013). Effects of tree species mixture on soil organic carbon stocks and greenhouse gas fluxes in subtropical plantations in China. *Forest Ecology Management*. 300, 4–13. doi: 10.1016/j.foreco.2012.04.005

Zaninovich, S.C., Montti, L.F., Alvarez, M.F. and Gatti, M.G. (2017). Replacing trees by bamboos: Changes from canopy to soil organic carbon storage. *Forest Ecology and Management*. 400, 208-217. doi: 10.1016/j.foreco.2017.05.047

Zhang, Y., Duan, B., Xian, J., Korpelainen, H. and Li, C. (2011). Links between plant diversity, carbon stocks and environmental factors along a successional gradient in a subalpine coniferous forest in Southwest China. *Forest Ecology and Management*. 262, 361–369. doi: 10.1016/j.foreco.2011.03.042

Material Suplementar A

Tabela 1: Lista das famílias botânicas com as respectivas espécies e abundância do componente arbóreo regenerante observada nos fragmentos de floresta nativa (Nativa) e nas áreas de silvicultura (Silvicultura).

FAMÍLIA/Espécie	Nativa	Silvicultura
ANACARDIACEAE		
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	0	28
ANNONACEAE		
<i>Annona neosalicifolia</i> H.Rainer	11	8
AQUIFOLIACEAE		
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	2	26
ARAUCARIACEAE		
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	12	0
ASTERACEAE		
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	7	0
BORAGINACEAE		
<i>Cordia americana</i> Gottshling & J.E.Mill	47	0
CANNABACEAE		
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.	23	26
CELASTRACEAE		
<i>Maytenus dasyclada</i> Mart.	5	0
ERYTHROXYLACEAE		
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St-Hil.	8	10
EUPHORBIACEAE		
<i>Gymnanthes concolor</i> (Spreng.) Mull.Arg.	145	0
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	2	8
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	121	0
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	43	2
FABACEAE		
<i>Ateleia glazioviana</i> Baill.	11	12
<i>Bauhinia forficata</i> Link	6	34
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	53	30
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	6	0
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	23	0
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	78	5
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	145	92
FLACOURTIACEAE		
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	54	1
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	32	1
LAURACEAE		

<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Ness	14	45
<i>Ocotea pulchella</i> (Ness) Mez	7	10
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	11	6
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	58	12
LOGANIACEAE		
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	40	17
MELIACEAE		
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	87	1
MYRTACEAE		
<i>Calyptanthes concinna</i> DC.	14	2
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	29	2
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	16	2
<i>Eucaliptus</i> sp.	0	24
<i>Eugenia uniflora</i> L.	223	22
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd) O.Berg	5	0
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	46	0
PALMAE		
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	17	1
PRIMULACEAE		
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	3	2
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	18	15
RHAMNACEAE		
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	22	75
ROSACEAE		
<i>Eriobotrya japónica</i> (Thunb.) Lindl.	11	4
RUTACEAE		
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	5	21
SALICACEAE		
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	45	0
SAPINDACEAE		
<i>Allophylus edulis</i> (A. St-Hil, Cambess. & A.Juss.)	69	33
<i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St-Hil) Radlk.	29	1
<i>Allophylus puberulus</i> (Cambess.) Radlk.	15	0
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	146	45
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	48	2
SOLANACEAE		
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	6	31
STYRACACEAE		
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	14	12
TILIACEAE		
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	9	6

Material Suplementar B

Tabela 1: Atributos funcionais das espécies amostradas do componente arbóreo regenerante nas áreas de floresta nativa e silvicultura.

FAMÍLIA/Espécie	TXT	RF	ED	TS	GE	AB (m ²)	H (m)
ANACARDIACEAE							
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	CO	P	Z	N	PI	1.58	0.95
ANNONACEAE							
<i>Annona neosalicifolia</i> H.Rainer	ME	P	Z	N	PI	5.17	2.28
AQUIFOLIACEAE							
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	CO	P	Z	S	ST	0.67	0.87
ARAUCARIACEAE							
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	CO	P	Z	N	PI	0.79	0.74
ASTERACEAE							
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	CA	DC	NZ	S	SI	0.36	1.03
BORAGINACEAE							
<i>Cordia americana</i> Gottshling & J.E.Mill	ME	DC	NZ	N	SI	1.44	1.15
CANNABACEAE							
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.	ME	P	NZ	N	PI	1.04	1.11
CELASTRACEAE							
<i>Maytenus dasyclada</i> Mart.	CO	P	Z	S	ST	1.08	1.12
ERYTHROXYLACEAE							
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St-Hil.	CO	DC	Z	N	PI	1.35	1.311
EUPHORBIACEAE							
<i>Gymnanthes concolor</i> (Spreng.) Mull.Arg.	CO	P	NZ	S	SI	3.30	1.32
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	CO	DC	NZ	N	PI	2.08	1.03
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	CO	P	NZ	N	PI	3.51	1.81
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	CO	DC	NZ	N	PI	2.90	1.88
FABACEAE							
<i>Ateleia glazioviana</i> Baill.	ME	DC	NZ	N	SI	3.04	1.80
<i>Bauhinia forficata</i> Link	ME	DC	NZ	N	PI	3.20	0.95
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	ME	P	NZ	N	SI	1.60	1.11
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	CO	P	NZ	N	PI	0.38	0.97
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	CO	P	NZ	N	PI	0.55	1.11
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	ME	DC	NZ	N	SI	3.55	1.80
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	ME	DC	NZ	N	SI	1.24	1.21
FLACOURTIACEAE							

<i>Casearia decandra</i> Jacq.	CO	DC	Z	N	SI	4.04	2.19
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	CO	P	Z	N	SI	1.23	1.46
LAURACEAE							
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Ness	CO	P	Z	N	SI	0.55	0.84
<i>Ocotea pulchella</i> (Ness) Mez	CA	P	Z	N	SI	0.47	0.61
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	CA	P	Z	S	ST	0.56	0.84
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	CA	P	Z	N	ST	0.84	0.97
LOGANIACEAE							
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	CO	P	Z	N	PI	2.81	1.47
MELIACEAE							
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	CA	P	Z	S	ST	2.65	2.13
MYRTACEAE							
<i>Calyptanthes concinna</i> DC	CO	P	Z	N	PI	2.17	1.15
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	CO	DC	Z	S	ST	2.78	0.80
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	ME	DC	Z	S	PI	0.78	1.02
<i>Eucalyptus</i> sp.	CO	P	NZ	S	PI	8.11	3.09
<i>Eugenia uniflora</i> L.	CA	P	Z	N	PI	2.87	1.39
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd) O.Berg	CA	P	Z	S	SI	0.19	0.56
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	ME	P	Z	S	PI	1.16	0.98
PALMAE							
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	CA	P	Z	N	SI	0.640647	0.711111
PRIMULACEAE							
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	CO	P	Z	N	PI	1.70	0.52
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	CO	P	Z	N	SI	0.86	1.14
RHAMNACEAE							
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	ME	DC	Z	N	PI	4.23	2.16
ROSACEAE							
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	CO	P	Z	S	SI	0.42	1.17
RUTACEAE							
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	ME	P	Z	N	SI	3.09	1.18
SALICACEAE							
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	CA	P	Z	N	PI	3.10	1.21
SAPINDACEAE							
<i>Allophylus edulis</i> (A. St-Hil, Cambess. & A.Juss.)	CA	P	Z	S	PI	0.72	0.99
<i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St-Hil) Radlk	CA	P	Z	S	PI	1.18	1.22
<i>Allophylus puberulus</i> (Cambess.) Radlk.	ME	P	Z	S	PI	3.23	2.34
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	CO	P	Z	N	SI	0.52	0.59

<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	CO	P	Z	S	ST	0.34	0.54
SOLANACEAE							
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	CO	P	Z	N	SI	1.67	1.38
STYRACACEAE							
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	CA	P	Z	N	ST	0.34	0.91
TILIACEAE							
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	CO	DC	NZ	N	SI	1.41	1.09

TXT: textura foliar – CO: coriácea, CA: cartácea e ME: membranacea; RF: renovação foliar – P: perenifólia e DC: caducifólia; ED: síndrome de dispersão – Z: zoocórica e NZ: não zoocórica; TS: tolerância à sombra – S: tolerante e N: não tolerante; GE: grupo ecológico – PI: pioneira, SI: secundária inicial e ST: secundária tardia; AB: área basal média e H: altura média.

CONCLUSÃO GERAL

Nossos resultados indicaram que as alterações no uso e cobertura da terra influenciam os estoques de carbono e nitrogênio no solo em zonas ripárias. Neste estudo, atribuiu-se esta redução a qualidade dos resíduos vegetais, influenciando os processos de decomposição e estabilização da matéria orgânica no solo. Além disso, em áreas utilizadas para silvicultura, o menor estoque de carbono e nitrogênio no solo em relação as áreas de vegetação nativa foi relacionada com a homogeneização taxonômica do componente arbóreo regenerante. Este processo pode ser considerado como um efeito de feedback entre a redução na qualidade dos resíduos vegetais e os estoques de carbono e nitrogênio no solo, que se influenciam e podem ser acentuados.

Neste sentido, nosso trabalho é pioneiro em apontar que a redução dos estoques de carbono e nitrogênio no solo interferem na regeneração florestal. Estes resultados tornam-se ainda mais importantes devido ao aumento das temperaturas globais e a preocupação com a emissão de gases de efeito estufa que demandam o desenvolvimento de estratégias de conservação de fragmentos florestais nativos. Por este motivo, é fundamental compreender como as atividades antrópicas impactam os ecossistemas, sobretudo a dinâmica do carbono e nitrogênio no solo. É importante ressaltar que em estudos futuros, a avaliação de um maior número de atributos funcionais pode elucidar de forma mais clara, o papel destas variáveis nos processos de estabilização do carbono e nitrogênio no solo. Por outro lado, também devem ser estudadas estratégias que reduzam as perdas de carbono para a atmosfera e que incrementem a estocagem do carbono no solo em plantios comerciais agrícolas, pastoris e silviculturais, de forma a atenuar a emissão de gases de efeito estufa.