

## RELATÓRIO FINAL

### IDENTIFICAÇÃO DO PROJETO

**Coordenador:** Valério De Patta Pillar

**Título do Projeto:** Cenários de conversão da vegetação nativa e a sustentabilidade de agroecossistemas no bioma Pampa

**Processo:** Nº 441280/2017-0

**Linha:** Linha 1 – NEXUS no bioma Pampa

**Vigência do Projeto:** 31/12/2021

**Área do Conhecimento:** Ecologia Aplicada

**Instituição Executora:** Universidade Federal do Rio Grande do Sul

**Instituições Colaboradoras:** Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Instituto de Pesquisa Espaciais (INPE), Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA).

## SUMÁRIO

<b>3.1. Estudos em escala local – parcelas terrestres</b>	<b>10</b>
3.1.1. Procedimento para seleção das áreas de estudo	10
3.1.2. Delineamento de parcelas terrestres	11
3.1.4. Levantamento de serviços ecossistêmicos	15
3.1.5. Levantamento da produção agrícola, pecuária e silvicultural	18
3.1.6. Levantamento da eficiência energética e índices de sustentabilidade do sistema	19
<b>3.2. Impactos em escala regional</b>	<b>23</b>
3.2.1. Mapeamento da biodiversidade	23
3.2.2. Mapeamento dos serviços ecossistêmicos	24
3.2.3. Extração dos dados para cada microbacia	26
3.4.5. Uso da terra	26
3.3.1. Delineamento das parcelas aquáticas	28
3.3.2. Levantamento da biodiversidade de peixes e descrição do habitat	30
3.3.3. Descrição do habitat aquático e qualidade da água	30
3.3.4. Descrição da mudança do uso da terra	31
3.3.5. Análise integrada das parcelas aquáticas	31
<b>3.4. Predição de cenários futuro do uso e cobertura da terra</b>	<b>31</b>
3.4.1. Mapas de uso e cobertura do solo e variáveis preditoras	32
3.4.2. Seleção das variáveis preditoras e criação dos potenciais de transição	33
3.4.3. Simulação de cenários futuros (2050) e planejamento	35
<b>4.1. Efeito da conversão na biodiversidade e serviços ecossistêmicos nas parcelas terrestres</b>	<b>37</b>
4.1.1. Biodiversidade primária e secundária	37
4.1.2. Efeito da conversão nos serviços ecossistêmicos	43
4.1.3. Efeito da biodiversidade nos serviços ecossistêmicos	45
4.1.5. Produtividade secundária e eficiência energética	48
<b>4.2. Limiares da conversão nativa que ocasiona perda abrupta da biodiversidade e serviços ecossistêmicos</b>	<b>57</b>
<b>4.3. Efeito da conversão da vegetação nativa na biodiversidade de peixes e qualidade da água</b>	<b>61</b>
4.3.1. Biodiversidade de peixes	61

<b>4.4. Cenários futuros do uso e cobertura da terra no bioma Pampa</b>	<b>64</b>
4.4.1. Dinâmica da mudança do uso da terra	64
4.4.2. Probabilidade de transição e simulação de cenários futuros	69
<b>5. LITERATURA CITADA</b>	<b>74</b>
<b>ANEXO 01. Membros, instituições colaboradoras e atividades desempenhada no projeto</b>	<b>81</b>
<b>ANEXO 02. Expedições em campo realizadas ao longo da vigência do projeto</b>	<b>84</b>
<b>ANEXO 03. Lista de análises realizadas em laboratório</b>	<b>88</b>
<b>ANEXO 04. Mapas de serviços ecossistêmicos no bioma Pampa</b>	<b>89</b>

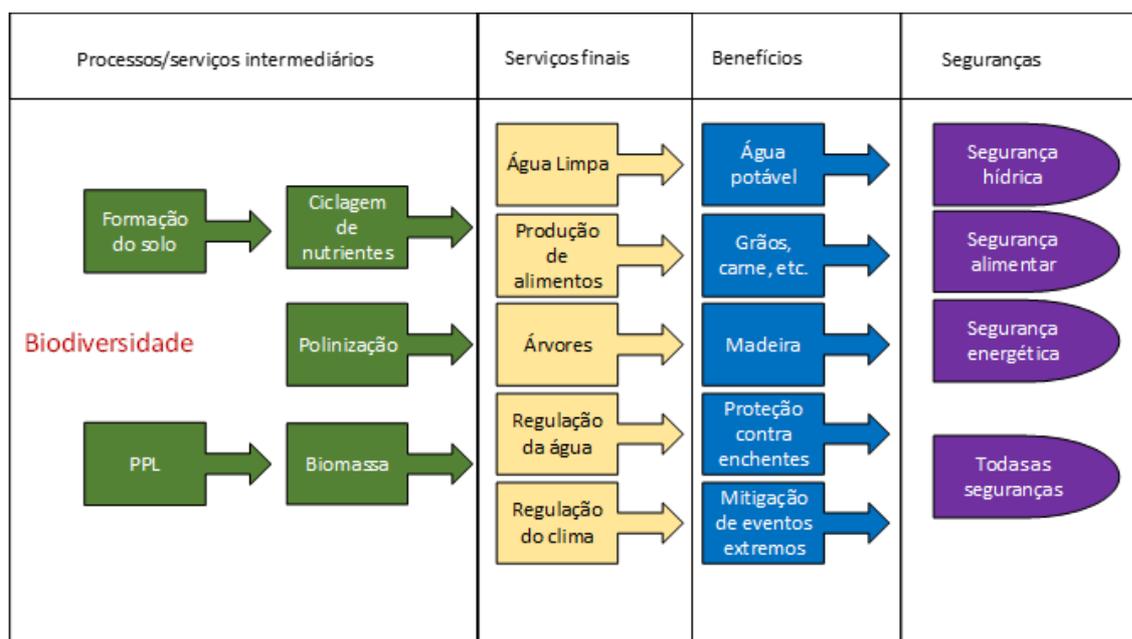
## RESUMO

Este projeto objetivou analisar e quantificar, em diferentes escalas, o efeito da crescente supressão da vegetação nativa do bioma Pampa para agricultura e silvicultura, na biodiversidade e serviços ecossistêmicos relacionados com onexo entre produção de alimento, água e energia. Em parcelas terrestres, foi medido o impacto da conversão para cultivo de soja e eucalipto na biodiversidade de plantas, artrópodes do solo e polinizadores, no sequestro de C e na infiltração de água no solo. Em parcelas aquáticas, avaliamos o impacto da conversão na biodiversidade de peixes e na qualidade da água. Em escala regional (otobacias nível 12), analisamos sinergias e *trade-offs* entre produção agrícola, biodiversidade e serviços ecossistêmicos ao longo de um gradiente de conversão buscando identificar limiares. Por fim, simulamos diferentes cenários futuros da conversão da vegetação nativa para 2050 usando variáveis preditoras (solo, clima, relevo e infraestrutura) que influenciaram a transição da vegetação nativa para agricultura de sequeiro, agricultura irrigada e silvicultura entre os anos de 2002 a 2015. Os resultados indicam que a conversão da vegetação nativa causa impactos negativos na abundância, riqueza e composição de espécies de plantas, artrópodes terrestres e polinizadores, na biodiversidade aquática e na qualidade dos recursos hídricos. Embora a conversão aumente a oferta de bens materiais, como alimentos, fibras e madeira, há uma redução significativa em serviços relacionados com a regulação climática (sequestro de C), a provisão de água de qualidade (produção anual de água e qualidade de água) e provisão de biomassa (produtividade primária). Essa redução da multifuncionalidade do ecossistema está diretamente relacionada com a perda da biodiversidade, uma vez que identificamos uma relação positiva e linear entre riqueza de espécies e de grupos funcionais com a provisão de múltiplos serviços. Além disso, avaliamos que, apesar das áreas cultivadas ofertarem importantes benefícios, como grãos e fibras, esses sistemas têm baixa eficiência emergética e alta carga ambiental associados aos altos *inputs* de recursos da economia no sistema e baixo uso dos recursos renováveis. Usando dados de uso e cobertura da terra em 2018 e de serviços ecossistêmicos especializados, avaliamos que a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos apresentaram mudanças abruptas em resposta à conversão. Até 40% de conversão, o crescimento da produção de grãos foi linear, porém após esse limiar o crescimento foi exponencial acompanhado de queda na produção de carne, perda de biodiversidade de plantas e de serviços ecossistêmicos. Identificar esses limiares é importante para melhor entendermos em que níveis de conversão numa dada região (município, microbacia) ocorre um *trade-off* ou uma sinergia entre a produção agrícola e os demais componentes do ecossistema. Por fim, a partir das análises da mudança do uso da terra e as previsões para o futuro, identificamos que áreas com aptidão agrícola classificadas como média e alta têm alto potencial de serem convertidas para agricultura e silvicultura, e que as previsões para 2050 apontam uma perda de pelo menos 18% da vegetação nativa em um cenário otimista, em que haveria uma desaceleração da taxa de transição de área nativa para agricultura e silvicultura, e de pelo menos 44% em um cenário com incentivos para conversão em todas as áreas com aptidão agrícola.

## 1. INTRODUÇÃO

O principal desafio do uso e cobertura do solo nas últimas décadas é garantir a oferta de serviços ecossistêmicos e benefícios (i.e., alimentos e matéria prima) associada à conservação da biodiversidade e uso sustentável dos recursos naturais. Esse desafio se torna ainda mais difícil frente às mudanças climáticas, mudanças do uso da terra e invasões biológicas, principais causas da perda da biodiversidade e oferta de serviços (Foley et al., 2011, 2005; Isbell et al., 2015). Por essa razão, para avaliar a segurança alimentar, hídrica e energética para a população, é crucial entendermos o papel da biodiversidade e da vegetação nativa neste contexto. Além disso, é urgente compreender e preencher lacunas no conhecimento sobre as relações entre biodiversidade e serviços ecossistêmicos dado que a biodiversidade mundial, principalmente nos trópicos, está sob forte ameaça (IPBES, 2018). Precisamos compreender mais claramente como a provisão de benefícios que garantem o bem-estar humano a partir dos ecossistemas está direta e indiretamente ligada à conservação da biodiversidade e assim estabelecer estratégias de uso da terra visando integrar todos esses fatores.

Para esclarecer o escopo deste projeto, é importante delimitarmos os conceitos de serviços ecossistêmicos e benefícios, para que posteriormente possamos entender qual o papel da biodiversidade neste contexto e do *nexus* entre segurança alimentar, hídrica, energética e biodiversidade. Enquanto os serviços ecossistêmicos estão associados a funções ou processos vinculados diretamente ao capital natural, como produtividade primária, polinização, ciclagem de nutrientes e solo, os benefícios têm um impacto mais direto no bem-estar humano, como por exemplo, água potável, oferta de alimentos e o uso da paisagem para benefícios culturais. Esses benefícios são gerados pelos serviços ecossistêmicos finais (**Fig. 1**).



**Figura 1.** Diagrama esquemático da relação entre biodiversidade, processos ecossistêmicos, serviços e bens e segurança alimentar, energética e hídrica (Adaptado de Fisher e Turner (2008)).

Segundo Fisher e Turner (2008), funções e processos ecológicos também podem ser considerados serviços ecossistêmicos pois conectam os serviços finais com os benefícios ofertados para as populações humanas. Nesta perspectiva, o foco deixa de ser apenas o ponto final, que são benefícios oferecidos pela natureza, e passa a ser todo o processo ecológico como um todo. Ou seja, é fundamental entender que a quantidade, qualidade e estabilidade dos benefícios ofertados pela natureza dependem do funcionamento e interação de distintos processos e funções no ecossistema, que são direta e indiretamente regulados pela biodiversidade.

Outro importante conceito é o de biodiversidade. Segundo a Convenção da Diversidade Biológica (CDB), biodiversidade é a variabilidade de organismos vivos nos níveis de organização biológica (população, comunidade, ecossistema) nos diferentes tipos de ambientes. Os processos e serviços ecossistêmicos, a oferta de benefícios pela natureza e as seguranças hídrica, alimentar e energética são reguladas e estabilizadas em algum grau pela biodiversidade. Embora a biodiversidade tenha sido considerada um serviço por si só, pois a partir dela diversos benefícios podem ser obtidos (alimentos nativos e medicamentos), estudos têm mostrado que ela desempenha múltiplos papéis na regulação de serviços (Isbell et al., 2015; Mace et al., 2012). Essa influência pode ser direta, como por exemplo, atuar na

regulação da polinização, no controle de pragas e doenças e na dispersão de sementes, ou indireta, afetando processos ecológicos ligados a um dado serviço (e., melhoria das taxas de mineralização de nutrientes -> aumento da fertilidade do solo e de nutrientes disponíveis para as plantas -> aumento da produtividade primária -> aumento na oferta de alimentos). Um outro exemplo são os serviços relacionados à mitigação de eventos extremos e regulação do clima. O estoque de C no solo, por exemplo, não é considerado um bem ou benefício direto ofertado para o ser humano. No entanto, sabe-se que um dos principais reguladores do clima está ligado à captura do CO<sub>2</sub> da atmosfera pelas plantas e microrganismos autotróficos por meio da fotossíntese e sua estabilização no solo após a atividade dos detritívoros. O efeito desses processos ecológicos regulados pela biodiversidade é a redução de extremos climáticos, tais como seca, inundação, chuvas intensas e erosivas, e redução dos riscos associados à produção de alimentos.

Além disso, estudos têm observado uma forte relação entre a biodiversidade e a estabilidade dos ecossistemas (Dukes, 2001; Isbell et al., 2015; Pysek et al., 2012). A estabilidade refere-se à resistência ou a resiliência do ecossistema em perder funções ou serviços ecossistêmicos, e.g., produtividade primária, frente a distúrbios ambientais. Esses distúrbios podem ser mudanças climáticas, fragmentação da paisagem ocasionada pela mudança do uso da terra e invasão biológica. Há evidências de que comunidades biológicas ou ecossistemas mais ricos em espécies ou atributos funcionais apresentam funções ecossistêmicas mais estáveis frente a estes distúrbios (Isbell et al., 2015).

Estima-se que mais de 75% dos ecossistemas do mundo estão sofrendo algum nível de degradação que leva à redução da biodiversidade e dos serviços e benefícios providos por esses ambientes (IBPES, 2018). No entanto, alguns ecossistemas têm sido mais negligenciados do que outros em políticas de conservação e restauração ecológica (Overbeck et al., 2007). Neste projeto, o foco é o bioma Pampa, que cobre 63% do Rio Grande do Sul, cujos campos nativos são historicamente conhecidos por servir de fonte de forragem para a atividade pastoril de produção pecuária. Esses ecossistemas campestres provêm diversos serviços ecossistêmicos intermediários, tais como produtividade primária, polinização, estoque de carbono, ciclagem de nutrientes e regulação da água, e serviços finais/benefícios, como a produção de forragem (biomassa), alimentos (carne) e outros bens (couro e lã). Além disso, a relação entre a vegetação campestre e a produção animal é sinérgica nesses ecossistemas.

Estudos realizados em um experimento de manejo pastoril na Estação Experimental Agronômica da Universidade do Rio Grande do Sul demonstraram que campos nativos sob pastejo moderado apresentam maior riqueza de espécies de plantas (Fischer et al. 2019; Winck et al., 2019) e maior produtividade animal (Nabinger et al., 2009). Outra evidência dessa sinergia é o efeito positivo do pastejo moderado no sequestro de C da atmosfera no solo (Pillar et al. 2012; Schirrmann, 2016). Sabe-se que solos estocam até 3,3 vezes mais carbono do que a atmosfera e até 4,5 vezes mais carbono do que a biomassa aérea vegetal (Rasse et al., 2005). Porém esses estoques são ainda maiores em áreas de campo nativo, provavelmente porque a maior parte deste C é proveniente do sistema radicular (Carolan e Fornara, 2016).

A alta demanda por alimentos e outros benefícios têm levado ao aumento da conversão em todos os biomas do Brasil. No bioma Pampa, a principal causa da conversão dos campos nativos é a expansão da lavoura de soja incentivada pelo mercado de *commodities* (Pellenz et al. 2019). Estima-se que as áreas cultivadas com soja no Brasil totalizaram aproximadamente 36 milhões de ha em 2019, sendo aproximadamente 6 milhões de ha no Rio Grande do Sul (<https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/1612>). Contudo, inicialmente a conversão para agricultura era concentrada em solos com aptidão agrícola classificada como alta e média, principalmente em solos com boa drenagem e facilidade para mecanização. Porém, novas tecnologias têm permitido a expansão da cultura da soja para regiões marginais do ponto de vista climático e de solo, como o cultivo em várzeas ou em solos com alta pedregosidade. Por essa razão, é necessário também entender quais são os fatores que têm determinado a conversão das áreas de campo nativo para outros usos da terra, para assim prever para o bioma Pampa os mapas futuros de uso e ocupação do solo a partir de diferentes cenários de incentivo ou desincentivo para a expansão da agricultura e da silvicultura .

A segurança alimentar, hídrica e energética depende de benefícios e serviços ecossistêmicos oferecidos pela natureza. Segundo a FAO (2013), essas seguranças não consistem somente na disponibilidade de água, alimento e energia, mas também no seu acesso pela população, respeitando suas diversidades, sem afetar negativamente os recursos naturais e a biodiversidade. Ou seja, a estabilidade destes componentes (disponibilidade e acesso) ao longo do tempo é um ponto essencial das seguranças. No entanto, quando o objetivo é unicamente alcançar um benefício, i.e., alimentos por meio da produção agrícola,

o impacto sobre a biodiversidade e os recursos naturais geralmente é mais negativo do que quando se busca alcançar esses benefícios de forma integrada. É neste contexto que surge a abordagem NEXUS proposta pela FAO. Essa abordagem consiste em alcançar de forma integrada e equilibrada a segurança alimentar, hídrica e energética, visando reduzir os *trade-offs* e construir sinergias entre setores e atividades (alimento, energia, água), recursos naturais (água, solo, ar, biodiversidade) e regulação climática (i.e., por meio do sequestro de C) (Hoff et al., 2011).

A FAO identificou três áreas de trabalho para a implementação da abordagem NEXUS. (i) Busca de evidências, que consiste na obtenção e análise de dados; (ii) Desenvolvimento de cenários, fundamental para antecipar e explorar diferentes estratégias de transição; (iii) Opções de resposta, que consiste no planejamento e implementação de políticas, regulamentação e incentivos. Este projeto de pesquisa teve foco principalmente nas duas primeiras áreas de trabalho: i) o levantamento de dados locais e regionais de biodiversidade, de serviços ecossistêmicos e de benefícios ofertados pelos diferentes usos da terra no bioma Pampa, fundamental para compreendermos quais são os impactos associados com o uso da terra e ii) a simulação de cenários futuros do uso da terra e seu impacto da biodiversidade e serviços ecossistêmicos, que são peças chaves na segurança alimentar, hídrica e energética do bioma.

## **2. OBJETIVOS**

1) Analisar os impactos de cenários de conversão e restauração dos ecossistemas campestres em diferentes dimensões da sustentabilidade das paisagens agrícolas na região do bioma Pampa.

2) Contribuir para embasar cientificamente políticas públicas que garantam, de maneira integrada, a segurança hídrica, alimentar e energética nessa região e que atendam a seis dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030 da ONU, sobretudo que os agroecossistemas desenvolvidos no bioma Pampa assegurem a provisão de água de boa qualidade (ODS 6) e alimentos (ODS 2) de maneira sustentável (ODS 15) e com menor uso de energia (ODS 7), e ao mesmo tempo permitam a melhoria de renda para as comunidades rurais e o desenvolvimento regional inclusivo e sustentável (ODS 1 e ODS 8).

Especificamente, objetivamos avaliar os impactos da conversão nativa sobre (i) a biodiversidade (peixes, artrópodes terrestres, plantas), (ii) os serviços ecossistêmicos relacionados à regulação climática, (iii) à provisão de água de qualidade e (iv) à provisão de biomassa e alimentos, e (v) a eficiência energética, numa abordagem comparativa usando como controle agroecossistemas de produção pecuária em vegetação nativa campestre sob manejo pastoril. Os dados permitiram (vi) uma análise integrada dos impactos e a identificação de limiares da conversão agrícola na segurança hídrica, alimentar e energética, usando (vii) diferentes cenários de conversão e restauração de vegetação nativa campestre. Esses resultados (viii) divulgados a tomadores de decisão e partes interessadas apoiarão políticas públicas que atendam aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030 da ONU para a manutenção da provisão sustentável de água e alimentos de maneira sustentável e com baixo uso energético no bioma Pampa.

### **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

Para responder aos objetivos do projeto, subdividimos a apresentação deste relatório em 4 partes: (1) avaliações em escala local; (2) avaliações em escala regional em parcelas terrestres; (3) avaliações em escala regional em parcelas aquáticas; (4) simulação de cenários futuros da conversão. Mais precisamente, os estudos 1 e 3 fornecem dados para responder aos objetivos específicos de 1 a 5, que é avaliar os impactos locais da conversão na biodiversidade e serviços ecossistêmicos relacionados com a provisão e regulação da água, alimento e energia, enquanto os estudos 2 e 4 fornecem dados para responder ao objetivo 6, que é a identificação de limiares da conversão.

#### **3.1. Estudos em escala local – parcelas terrestres**

##### *3.1.1. Procedimento para seleção das áreas de estudo*

Para a seleção de áreas de campo nativo e aquelas convertidas para agricultura de sequeiro (*Glycine max* - soja), agricultura irrigada (*Glycine max* - arroz) e silvicultura (*Eucalyptus saligna* - eucalipto), utilizamos como ponto de partida as parcelas em campo nativo já demarcadas para levantamentos de biodiversidade dos projetos PPBio e SISBIOTA. Ao longo do primeiro ano do projeto (2018), visitamos todos os produtores parceiros dos projetos supracitados visando identificar se eles possuíam áreas convertidas e se poderiam

informar dados referentes aos sistemas de produção. Este critério foi essencial para a seleção final das áreas, pois um dos nossos objetivos era fazer uma análise das entradas e saídas de insumos das unidades de manejo para calcular a eficiência energética da produção. Foi, porém, necessária a seleção de áreas adicionais campestres e convertidas em outras propriedades para que pudéssemos completar o número mínimo de unidades amostrais proposto no projeto submetido. No final, selecionamos 72 unidades amostrais, sendo 36 em campo nativo e 36 em áreas convertidas (**Fig. 2**).

### *3.1.2. Delineamento de parcelas terrestres*

Para avaliar o efeito local do uso da terra na biodiversidade e serviços ecossistêmicos, os dados foram coletados em parcelas terrestres pareadas entre campo nativo e três usos distintos: soja, arroz e eucalipto (**Fig. 2**). Cada parcela foi formada por uma transecção de 250 m de comprimento posicionada em curva de nível para aumentar sua homogeneidade interna, uma adaptação do método RAPELD (Magnusson et al. 2005). As parcelas foram localizadas de maneira a permitir comparações pareadas entre vegetação campestre e áreas de conversão (Fig.2E-F), sendo as parcelas de um dado par localizadas em condições semelhantes de solo e posição de relevo. Cada tipo de pareamento (campo-soja, C-SO, campo-arroz, C-A, ou campo-eucalipto, C-EU) ficou representado em pelo menos quatro sítios regionais distribuídos no bioma Pampa. Assim, o esforço amostral foi distribuído em 12 pares para a comparação C-SO (24 parcelas), 12 pares para a comparação C-A (24 parcelas) e 12 pares para a comparação C-EU (24 parcelas). Porém, devido às restrições impostas pela pandemia de COVID-19, os levantamentos de biodiversidade e de solos nas parcelas terrestres nas áreas cultivadas com arroz não puderam ser realizados. Assim, a análise dos efeitos locais da conversão da vegetação nativa sobre a biodiversidade terrestre, serviços ecossistêmicos e eficiência energética restringiu-se aos 12 pares C-SO e 12 pares C-EU, totalizando 48 parcelas terrestres.

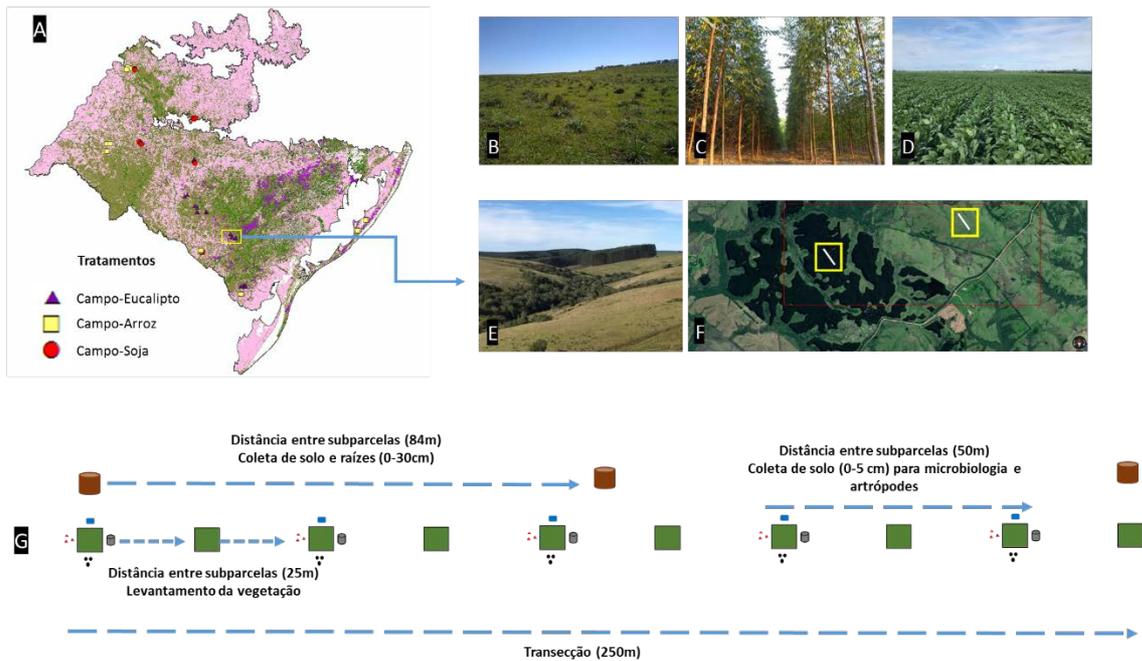


Figura 2. Distribuição dos sítios e tratamentos amostrados no projeto NEXUS Pampa. Áreas de campo nativo, eucalipto, soja e arroz. Exemplo de pareamento das parcelas (par de eucalipto-campo, município de Pinheiro Machado, RS. Em detalhe o esquema de amostragem em cada parcela de 250 metros (transecções). Dez subparcelas ao longo da transecção foram usadas para o levantamento da vegetação, cinco subparcelas para a amostragem completa (solo fresco para análise microbiológica, artrópodes, polinizadores e outros indicadores de vegetação), e três subparcelas para a amostragem de solo para determinar os estoques de C no solo e raízes. Devido à pandemia de COVID-19, não foi realizada amostragem nas parcelas pareadas campo - arroz.

Tabela 1. Localização das parcelas terrestres de campo e áreas convertidas. G = campo nativo; E = eucalipto; S = soja; R = arroz

Identificação da parcela	Tratamento	Par	Nome Parcela	Tipo	Município
1	GE	1	GE_PIM_Gras_1	Campo	Pinheiro Machado
2	GE	1	GE_PIM_Euc_1	Eucalipto	Pinheiro Machado
3	GE	2	GE_PIM_Gras_2	Campo	Pinheiro Machado
4	GE	2	GE_PIM_Euc_2	Eucalipto	Pinheiro Machado
5	GE	3	GE_PIM_Gras_3	Campo	Pinheiro Machado
6	GE	3	GE_PIM_Euc_3	Eucalipto	Pinheiro Machado
7	GE	4	GE_JAG_Gras_1	Campo	Jaguarão
8	GE	4	GE_JAG_Euc_1	Eucalipto	Jaguarão
9	GE	5	GE_JAG_Gras_2	Campo	Jaguarão
10	GE	5	GE_JAG_Euc_2	Eucalipto	Jaguarão
11	GE	6	GE_JAG_Gras_3	Campo	Jaguarão
12	GE	6	GE_JAG_Euc_3	Eucalipto	Jaguarão
13	GE	7	GE_SAG_Gras_1	Campo	São Gabriel
14	GE	7	GE_SAG_Euc_1	Eucalipto	São Gabriel
15	GE	8	GE_SAG_Gras_2	Campo	São Gabriel
16	GE	8	GE_SAG_Euc_2	Eucalipto	São Gabriel
17	GE	9	GE_LAV_Gras_1	Campo	Lavras do Sul
18	GE	9	GE_LAV_Euc_1	Eucalipto	Lavras do Sul
19	GE	10	GE_LAV_Gras_2	Campo	Lavras do Sul
20	GE	10	GE_LAV_Euc_2	Eucalipto	Lavras do Sul
21	GE	11	GE_LAV_Gras_3	Campo	Lavras do Sul
22	GE	11	GE_LAV_Euc_3	Eucalipto	Lavras do Sul
23	GE	12	GE_LAV_Gras_4	Campo	Lavras do Sul
24	GE	12	GE_LAV_Euc_4	Eucalipto	Lavras do Sul
25	GS	13	GS_JAR_Gras_1	Campo	Jari
26	GS	13	GS_JAR_Soy_1	Soja	Jari
27	GS	14	GS_JAR_Gras_2	Campo	Jari
28	GS	14	GS_JAR_Soy_2	Soja	Jari
29	GS	15	GS_JAR_Gras_3	Campo	Jari
30	GS	15	GS_JAR_Soy_3	Soja	Jari
31	GS	16	GS_SAG_Gras_1	Campo	São Gabriel
32	GS	16	GS_SAG_Soy_1	Soja	São Gabriel
33	GS	17	GS_SAM_Gras_1	Campo	Santo Antônio das Missões
34	GS	17	GS_SAM_Soy_1	Soja	Santo Antônio das Missões
35	GS	18	GS_SAM_Gras_2	Campo	Santo Antônio das Missões
36	GS	18	GS_SAM_Soy_2	Soja	Santo Antônio das Missões
37	GS	19	GS_ALE_Gras_1	Campo	Alegrete
38	GS	19	GS_ALE_Soy_1	Soja	Alegrete
39	GS	20	GS_ALE_Gras_2	Campo	Alegrete
40	GS	20	GS_ALE_Soy_2	Soja	Alegrete
41	GS	21	GS_ALE_Gras_3	Campo	Alegrete
42	GS	21	GS_ALE_Soy_3	Soja	Alegrete
43	GS	22	GS_ACE_Gras_1	Campo	Aceguá
44	GS	22	GS_ACE_Soy_1	Soja	Aceguá
45	GS	23	GS_ACE_Gras_2	Campo	Aceguá
46	GS	23	GS_ACE_Soy_2	Soja	Aceguá
47	GS	24	GS_ACE_Gras_3	Campo	Aceguá
48	GS	24	GS_ACE_Soy_3	Soja	Aceguá

### 3.1.3. Levantamento da biodiversidade

Os dados de biodiversidade de plantas foram obtidos em 10 subparcelas de 1 m<sup>2</sup> (1x1 m), distribuídas sistematicamente ao longo de cada transecção de 250 m. Para cada unidade amostral de 1 m<sup>2</sup> foram registrados os valores de cobertura de todas as populações de espécies vegetais, utilizando a escala decimal de Londo (1976). A biodiversidade de artrópodes do solo foi avaliada utilizando armadilhas de queda (organismos de superfície – epiedáficos e hemiedáficos) e o método de funil de Berlese (Colêmbolos euedáficos) em 5 parcelas ao longo da transecção de 250 m. Essas parcelas sempre corresponderam à 1<sup>a</sup>, 3<sup>a</sup>, 5<sup>a</sup>, 7<sup>a</sup> e 9<sup>a</sup> parcela de vegetação (Fig. 2). Os grupos alvos foram coleópteros, formigas, aranhas e colêmbolos, os quais foram identificados até o maior nível taxonômico possível. Os visitantes florais foram amostrados a partir de pratos-armadilha, ou *pantraps* (Popic et al., 2013). As armadilhas de queda e os *pantraps* permaneceram no campo por 24 horas. Por fim, foram coletadas amostras de solo (0-5 cm) para determinação de C e N microbiano, atividade microbiana, potencial de mineralização da matéria orgânica do solo e atividade enzimática (urease e FDA). Essas análises foram utilizadas para compreender a relação entre biodiversidade e processos ecossistêmicos associados com a ciclagem de nutrientes e estoques de C.

Os organismos coletados foram descritos quanto às suas características taxonômicas e seus atributos funcionais. Dados de atributos das espécies foram compilados a partir da base de dados de atributos de plantas e artrópodes (Collembola e Formicidae) mantida pelo grupo de pesquisa ou, quando ainda não disponíveis, foram avaliados em organismos coletados.

Em cada ponto de amostragem no levantamento da biodiversidade, foram também avaliadas as seguintes variáveis: umidade gravimétrica e temperatura do solo, altura média das plantas, presença e altura de inflorescência, número de flores e de vagens, pois têm sido citadas como fatores que afetam a estrutura e composição de comunidades de artrópodes do solo e de visitantes florais, algumas devido à sua relação com o microclima.

Separadamente para plantas, colêmbolos, formigas, visitantes florais e coleópteros, os dados foram organizados em três matrizes, uma (matriz **W**) com a abundância de espécies em cada comunidade (unidade amostral básica de análise será a parcela de 250 m) e outra (matriz **B**) com os atributos funcionais para cada táxon. A partir da matriz **W** foram calculadas abundância total, riqueza específica e diversidade taxonômica (índices de Simpson e de Shannon) (Magurran, 2004). A partir das matrizes **W** e **B** foram calculadas a composição difusa

de espécies (Pillar et al. 2009), a diversidade funcional (entropia quadrática de Rao, Botta-Dukát, 2005), e a redundância funcional pela diferença entre a diversidade taxonômica de Simpson e a diversidade funcional (De Bello et al., 2009). A fim de verificar a resposta das comunidades às mudanças ocorridas no solo e vegetação, que provavelmente atuam localmente, foram avaliadas as relações entre esses descritores e fatores ambientais (organizados numa matriz E).

Não foram realizadas as amostragens de biodiversidade inicialmente previstas em parcelas pareadas de campo e arroz porque a cultura permanece sob alagamento no período da safra (verão), impedindo a coleta de amostras de solo, artrópodes e a realização do levantamento da vegetação nesse período. Devido a essa restrição, os levantamentos de biodiversidade nas áreas de arroz estavam previstos para serem realizados no período de pousio após a colheita de 2020, quando as condições para as coletas seriam mais adequadas. Porém, a pandemia de COVID-19 impediu sua realização e as coletas não foram mais viáveis de serem realizadas no período de pousio de 2021, pois mesmo com a prorrogação do projeto não haveria tempo hábil para o processamento das amostras.

#### *3.1.4. Levantamento de serviços ecossistêmicos*

Os serviços ecossistêmicos analisados neste projeto estão compilados na Tabela 2 e foram mensurados a partir de dados espaciais ou a partir da parcela terrestre.

A produtividade primária líquida (NPP) e bruta (GPP) de parte aérea (kg de biomassa seca por unidade de área e tempo) e fAPAR (atividade fotossintética - radiação absorvida) foram obtidos por sensoriamento remoto para cada parcela terrestre de 250 m de comprimento nas diferentes classes de uso consideradas. Foram incluídas nesta avaliação todas as parcelas terrestres com vegetação nativa campestre, cultivos de soja e arroz, pastagens de inverno e silvicultura. Os mapas de produtividade primária foram obtidos a partir do site Application for Extracting and Exploring Analysis Ready Samples (AppEEARS). Os dados de PPL foram provenientes do produto MOD17A3, sensor Terra MODIS, disponíveis a cada 8 dias.

A produção de água foi estimada usando o submodelo Water Yield implementado no software InVEST (InVEST Water Yield Model). Detalhes referente ao modelo de produção de água podem ser acessados no site do Natural Capital Project

(<https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest-models/reservoir-hydropower-production-water-yield>). Para este modelo, utilizamos como variáveis de entrada os seguintes mapas:

- Limites das microbacias nível 12
- Uso da terra de 2018
- Evapotranspiração anual em mm
- Precipitação anual em mm
- Profundidade efetiva do solo, em mm, indicando a profundidade do solo em que ocorre limitação para o desenvolvimento radicular das plantas
- Água disponível para as plantas, em mm

Também inserimos uma tabela biofísica onde cada uso da terra foi caracterizado quanto ao seu coeficiente de cultura, que corresponde à evapotranspiração da cultura dividida pela evapotranspiração real, e a profundidade de enraizamento máximo de cada cultura.

Também foi quantificada espacialmente a perda anual de solo usando a equação universal de perda de solo (*Revised universal soil loss equation*, RUSLE).

$$\text{RUSLE} \rightarrow A = R.K.L.S.C.P$$

Em que,

A = perda anual de solos em Mg/ha/ano;

R = Erosividade da chuva em MJ mm ha h<sup>-1</sup>, obtido a partir do software NetErosivity RS (Moreira et al., 2016)

K = Erodibilidade do solo em Mg ha h (MJ ha mm)<sup>-1</sup>, obtida para cada classe de solo usando dados da literatura ou calculado a partir de informações do RADAM BRASIL. A metodologia da erodibilidade foi padronizada usando a equação de Denardin (1990).

LS = calculado com base na fórmula de Desmet e Govers (1996), no software QGIS.

C = fator de uso e cobertura do solo para cada ano (1985 até o momento da coleta) usando os mapas de uso e cobertura da terra do projeto MapBiomas (2020). Os dados foram obtidos da literatura e compilados por Weiler (2017).

P = fator de práticas conservacionistas, foi calculado com base na declividade em graus de acordo com a equação proposta por Lombardi Neto (1995).

Para cada serviço ecossistêmico que foi espacializado, o valor médio, a mediana e o desvio padrão foram extraídos usando a função “*zonal statistics as table*” no ArcGis 10.8. Como apresentado na Figura 2, delimitamos um buffer no entorno da parcela (125 m de raio, 250 m diâmetro ao longo da parcela) e esse buffer foi utilizado como zona limite para a extração dos dados.

Os estoques de C no solo e no sistema radicular foram avaliados em três pontos de cada parcela de 250 m por meio da extração de volumes indeformados de solo usando anéis volumétricos (8 cm diâmetro x 5 cm altura) nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, conforme FAO (2019). A densidade do solo foi calculada considerando a correção para pedregosidade e biomassa subterrânea.

A ciclagem de nutrientes foi avaliada a partir da atividade heterotrófica do solo. Foram medidos a evolução de CO<sub>2</sub> (atividade microbiana), a hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) e a urease.

A atividade microbiana foi avaliada por meio da evolução de CO<sub>2</sub> aos 10 dias após a incubação do solo em condições controladas de umidade (60% da capacidade de campo) e de temperatura (23°C) (Anderson e Domsch, 1978). Em um frasco de 1 L, foi inserida uma alíquota de 40 g de solo junto com um frasco contendo 20 mL de NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup>. Após 10 dias, o teor de CO<sub>2</sub> emitido foi avaliado por condutividade elétrica. A curva padrão foi gerada com uma solução de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> 0,25 mol L<sup>-1</sup>, com as concentrações variando de 0 a 20 mM (21 pontos na curva), sendo posteriormente determinada a condutividade elétrica de cada ponto. Os dados foram expressos em mg CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> hora<sup>-1</sup>.

A atividade da FDA, proposta por Schnurer e Rosswall (1982), foi medida usando alíquotas de 2 g de solo úmido na presença de 15 mL de tampão de fosfato de potássio a 60 nM e 200 µl substrato (solução FDA 1000µg mL<sup>-1</sup>). O material foi após incubado por 20 min a 30°C sob agitação e posteriormente a reação foi finalizada adicionando 15 ml de uma mistura de clorofórmio/metanol (2:1; v:v). Paralelamente foram analisados controles que não receberam substrato antes da incubação. O material foi então centrifugado a 2000 rpm por 3 minutos e a leitura da fluoresceína foi feita a 490 nm por colorimetria. A curva padrão foi gerada utilizando-se uma solução de fluoresceína (20 µg mL<sup>-1</sup>) nas seguintes concentrações: 0; 10; 20; 30; 40; 50; 60; 70; 80; 90; 100 µg, respectivamente.

A atividade da urease foi determinada a partir do método proposto por Kandeler e Gerber (1988). A urease, enzima relacionada com a transformação da amina ( $\text{NH}_2$ ) para amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), é medida a partir de duas alíquotas de 2 g de solo, sendo que em uma delas é adicionado 2 mL de uréia ( $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ ) e na outra 2 mL de água destilada e deionizada, incubadas por 2 horas a  $37^\circ\text{C}$ . A atividade da urease foi medida por meio do amônio liberado a partir dessa reação, extraído com  $\text{KCl } 2 \text{ mol L}^{-1}$ , medido por colorimetria pelo método do ácido-salicílico, a 640 nm (Bundy e Meisinger, 1994). A curva padrão foi gerada utilizando-se uma solução de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  nas seguintes concentrações: 0; 0,56; 1,11; 2,23; 5,57; 8,9; 13,38; 17,85; 22,31  $\mu\text{mol L}^{-1}$  de  $\text{NH}_4^+$ , respectivamente.

Por fim, alguns índices de diversidade foram usados como *proxy* de serviços ecossistêmicos. Por exemplo, a fauna do solo foi classificada em grupos funcionais, como predadores, herbívoros e decompositores, sendo esses relacionados com os serviços de controle biológico e ciclagem de nutrientes, respectivamente. Os visitantes florais foram também classificados em polinizadores e em herbívoros, relacionados respectivamente aos serviços de polinização e controle biológico. Nota-se que neste trabalho estamos considerando a herbívora como um *proxy* de controle biológico, considerando seu papel no controle de comunidades de plantas. No entanto, no caso dos sistemas de culturas, esses dados devem ser avaliados com cautela, considerando que o aumento da população de herbívoros pode estar relacionado com pragas agrícolas.

### 3.1.5. Levantamento da produção agrícola, pecuária e silvicultural

A produção agropecuária e a silvicultura foram consideradas benefícios ofertados pelo capital natural (**Tab. 2**). A produtividade agrícola foi avaliada nas parcelas de 250 metros a partir de 5 subparcelas distanciadas em 50 metros entre si, e também nas unidades de manejo, a partir de entrevista semiestruturada. Nas subparcelas, foi contado o número de plantas, o número de folhas, vagens e flores por planta, e foi medida a altura da planta. Posteriormente a planta foi cortada e levada para laboratório para determinação dos componentes de rendimento da cultura da soja (número de vagens, número de grãos por vagem, peso de 1000 grãos). Posteriormente, foi calculada a produtividade em kg/ha. A produtividade das áreas com silvicultura foi avaliada nos mesmos hortos onde foram avaliadas as parcelas terrestres 250 m. Porém, para o inventário foi demarcada uma parcela de  $400 \text{ m}^2$ ,

onde todas as árvores foram mensuradas quanto à altura (H) e o diâmetro à altura do peito (DAP), para avaliação do potencial de produção de madeira ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ). O DAP foi calculado a partir da medida da circunferência à altura do peito (CAP), utilizando uma trena. A biomassa foi estimada usando 3 alternativas de cálculo: a partir da área basal e altura média, ou por equações alométricas.

Na unidade de manejo, a produtividade da soja e da atividade pecuária foi determinada a partir de entrevista com o proprietário ou com a cooperativa responsável. As entrevistas ocorreram ao longo do ciclo produtivo, que se iniciou no mês de junho de 2019 e se encerrou em junho de 2020. Quanto à produtividade animal, as entrevistas foram realizadas ao longo de 24 meses, registrando-se os fluxos de entrada e saída de animais com o respectivo escore de condição corporal e peso vivo estimado, ponderados pelo tempo de permanência na referida unidade de manejo. Com os mesmos dados, foi também estimada a carga animal (kg peso vivo por ha).

### 3.1.6. Levantamento da eficiência energética e índices de sustentabilidade do sistema

A eficiência energética foi avaliada nas unidades de manejo onde foram demarcadas as parcelas terrestres de 250 m. A análise emergética se baseou nos trabalhos de Odum (1996) e Brown e Ulgiati (2004). Odum (1996) definiu a *emergia* como a quantidade de energia disponível, direta ou indiretamente, para gerar uma unidade de produto. Do ponto de vista da energia ecológica, os fluxos de energia em um sistema ecológico-econômico podem ser transformados em uma unidade de medida padrão, a partir de uma taxa de conversão (Merlin e Boileau, 2016). Assim, a contabilidade emergética usa as bases termodinâmicas de todas as formas de energia para convertê-las em um mesmo formato de energia: a emergia expressa em joules de energia solar equivalente, ou em *joules* solares – sej (Odum, 1996; Brown e Ulgiati, 2004).

Foram computados todos os *inputs* e os *output* dos sistemas a fim de analisar o fluxo de energia (**Fig. 3**). Para os *outputs* foram considerados a energia gerada na forma de produtos comercializáveis na economia:  $E_p$ . Os *inputs* foram representados pela emergia total do sistema ( $Y_{emergia}$ ), compreendendo o somatório da emergia dos recursos da natureza ( $I_{emergia}$ ) e da economia ( $F_{emergia}$ ):  $Y_{emergia} = I_{emergia} + F_{emergia}$ . Neste caso,  $I_{emergia}$  é o somatório dos recursos renováveis ( $R_{emergia}$ ) e não renováveis ( $N_{emergia}$ ) da natureza, i.e.,

$I_{energia} = R_{energia} + N_{energia}$ . Já  $F_{energia}$  compreende o somatório dos materiais ( $M_{energia}$ ) e serviços ( $S_{energia}$ ) da economia:  $F_{energia} = M_{energia} + S_{energia}$ . Os materiais e o serviços da economia são divididos em frações renováveis ( $M_r$  e  $S_r$ ) e não renováveis ( $M_n$  e  $S_n$ ). Assim,  $F_{energia}$  pode ser calculado da seguinte forma:  $F_{energia} = M_r + M_n + S_r + S_n$ .

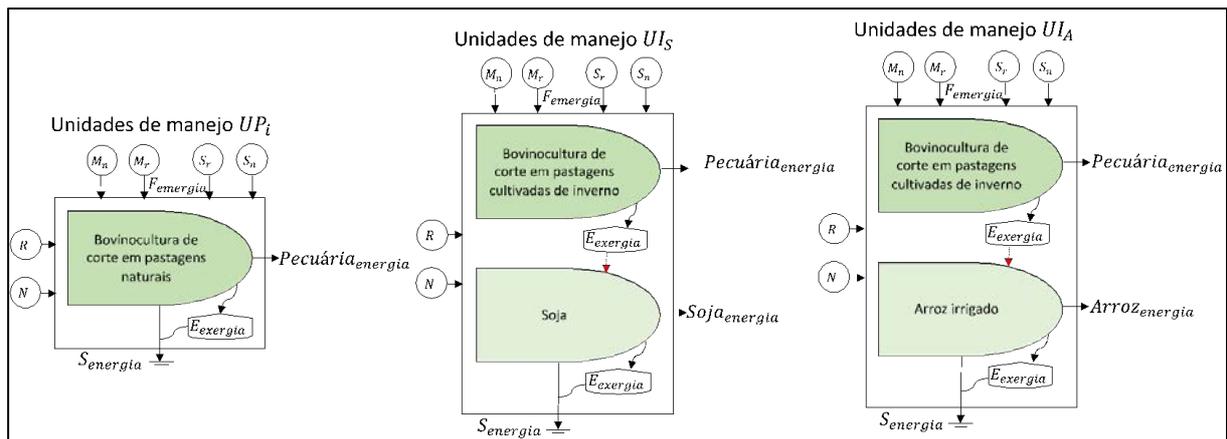


Figura 3. Modelo conceitual dos fluxos de energia (inputs e outputs) dos sistemas de produção avaliados no projeto NEXUS. Devido à pandemia de COVID-19, não foi realizada a análise dos sistemas de produção de arroz pareados com a bovinocultura em campo nativo.

A partir dos dados dos fluxos de energia foram calculados os índices para cada unidades de manejo, as quais foram classificadas em sistemas de produção baseados na vegetação nativa campestre ( $UP_i$ ) e sistemas integrados de produção, em que a área é cultivada com soja na primavera-verão, e usada para produção bovina em pastagem anual no inverno ( $UI_i$ ). Os índices baseados em energia foram utilizados para avaliar o status ambiental, ecológico e econômico de sistemas de produção (Odum, 2000, Brown e Ulgiati, 2004). Os índices utilizados foram: transformidade ( $T_r$ ), renovabilidade (%R), taxa de eficiência emergética (EYR\*), taxa de investimento emergético (EIR), taxa de carga ambiental (ELR\*) e índice emergético de insustentabilidade ( $EUI_{AS}$ ) (Tab. 3).

Tabela 2. Relação de serviços ecossistêmicos avaliados no projeto NEXUS Pampa em escala local (parcela de 250 metros ou na unidade de manejo onde foi delimitada a parcela).

<b>Grupo</b>	<b>Indicador</b>	<b>Unidade</b>	<b>Fonte</b>
<b><i>Processos e serviços ecossistêmicos</i></b>			
Provisão de biomassa	Produtividade primária líquida	kg C m <sup>-2</sup>	TERRA MODIS
Provisão de biomassa	Produtividade primária bruta	kg C m <sup>-2</sup>	TERRA MODIS
Provisão de biomassa	Atividade fotossintética	Non-Dimensional	TERRA MODIS
Provisão de água	Produção de água	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	INVEST
Controle da erosão	Perda anual de solo	Mg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>	RUSLE
Sequestro de C	Estoques de C no solo	Mg ha <sup>-1</sup>	Parcelas locais
Sequestro de C	Estoques de C na microbiota	mg C kg <sup>-1</sup>	Parcelas locais
Fertilidade do solo	Teor de N no solo	mg N kg <sup>-1</sup>	Parcelas locais
Fertilidade do solo	Relação CN do solo	Non-Dimensional	Parcelas locais
Ciclagem dos nutrientes	Atividade da FDA	mg fluoresceína kg <sup>-1</sup>	Parcelas locais
Ciclagem dos nutrientes	Atividade da Urease	mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> kg <sup>-1</sup>	Parcelas locais
Ciclagem dos nutrientes	Respiração do solo	mg CO <sub>2</sub> kg <sup>-1</sup>	Parcelas locais
Polinização	Abundância de polinizadores	N. de indivíduos	Parcelas locais
Polinização	Riqueza de espécies	Número de espécies	Parcelas locais
Polinização	Diversidade de espécies	Shannon index	Parcelas locais
Herbivoria	Abundância de herbívoros	N. de indivíduos	Parcelas locais
Controle biológico	Predadores edáficos	N. de indivíduos	Parcelas locais
Formação do solo	Engenheiros do ecossistema	N. de indivíduos	Parcelas locais
<b><i>Benefícios</i></b>			
Provisão de alimentos	Produtividade de soja	Mg ha <sup>-1</sup>	Parcelas locais
Provisão de alimentos	Produtividade de arroz	Mg ha <sup>-1</sup>	Parcelas locais
Provisão de alimentos	Produtividade de carne	Mg ha <sup>-1</sup>	Parcelas locais
Provisão de fibra	Produtividade de madeira para celulose	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	Parcelas locais

Tabela 3. Índices selecionados para avaliação das unidades de manejo

Índice	Equação	Descrição	Fonte
$T_r$	$T_r = \frac{Y}{E_p}$	A Transformidade representa a capacidade de converter energia que entra no sistema (Sej) em energia de saída na forma de produto (J).	Brown e Ulgiati (2004)
%R	$\%R = \frac{(R + M_r + S_r)}{Y} * 100$	A Renovabilidade é o percentual da energia dos recursos renováveis em relação à energia total do sistema.	Ortega e Bacic (2018)
EYR*	$EYR^* = \frac{Y}{M_n + S_n}$	A Taxa de Eficiência Emergética é uma medida da incorporação de energia da natureza. Mensura a quantidade de energia da natureza que o processo retorna ao setor econômico.	Ortega et al., (2002)
EIR	$EIR = \frac{M_n + S_n}{R + N + M_r + S_r}$	A Taxa de Investimento Emergético representa a contribuição da economia em relação à contribuição da natureza.	Ortega e Bacic (2018)
ELR*	$ELR^* = \frac{N + M_n + S_n}{R + M_r + S_r}$	A Taxa de Carga Ambiental é a razão entre o somatório dos valores emergéticos dos recursos não renováveis da economia e da natureza, sobre o somatório dos valores de energia dos recursos renováveis da economia e da natureza.	Ortega et al., (2002)
EUI <sub>AS</sub>	$EUI_{AS} = \frac{ELR^*}{EYR^*}$	O Índice Emergético de Insustentabilidade mede a relação entre a carga ambiental e a eficiência emergética, o qual considera as frações renováveis de cada recurso.	Artuzo et al., (2021)

### 3.2. Impactos em escala regional

A escala regional utilizada nesta etapa do projeto foi a de microbacia nível 12 e a de bioma. Para melhor compreender os padrões de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos/benefícios em escala regional, os dados aqui utilizados foram todos espacializados, provenientes de diferentes fontes como sumarizado na **Tab. 4**. As microbacias utilizadas (**Fig. 4**) neste estudo correspondem às áreas em que há dados de biodiversidade primária levantados no projeto NEXUS e em outros projetos de pesquisa usando protocolo de levantamento similar (SISBIOTA e PPBIO).

#### 3.2.1. Mapeamento da biodiversidade

A riqueza de plantas de campo nativo foi utilizada como *proxy* da biodiversidade regional, pois diversos estudos têm comprovado que a riqueza de plantas é uma das principais preditoras da riqueza de outros organismos terrestres, como polinizadores e artrópodes do solo, que foram grupos alvos neste projeto. Para a espacialização dos dados de biodiversidade, primeiro foi realizada uma extrapolação (rarefação de unidades amostrais) dos dados de riqueza de espécies de plantas para 15 quadros de 1 m<sup>2</sup>. Essa extrapolação permitiu padronizar o esforço amostral entre os projetos, pois os dados do levantamento da vegetação do projeto SISBIOTA foram obtidos em 9 quadros de 1 m<sup>2</sup> em cada parcela local, enquanto neste projeto NEXUS e no PPBio, foram obtidos em 10 quadros de 1 m<sup>2</sup> em cada parcela (transecção) local de 250 m de comprimento. Posteriormente, os dados foram exportados para o ArcGis 10.8 [Environmental Systems Research Institute (ESRI)] e interpolados (Cokriging) usando a área (ha) de cada microbacia com covariável.

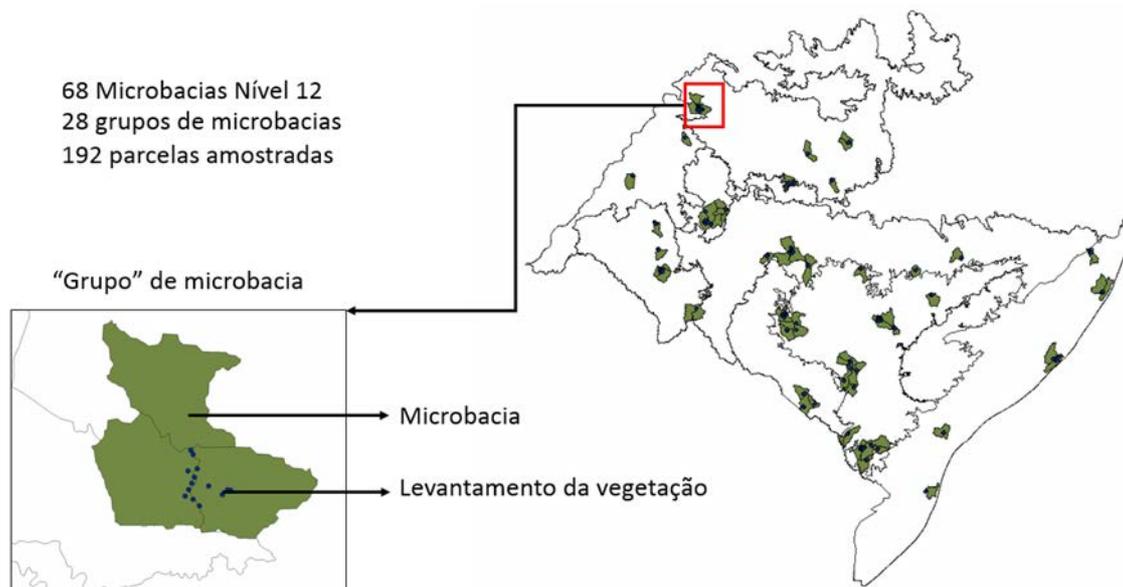


Figura 4. Distribuição das parcelas de levantamento da vegetação (deste projeto NEXUS, e dos projetos SISBIOTA e PPBio) e microbasias selecionadas para obtenção dos dados de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos

### 3.2.2. Mapeamento dos serviços ecossistêmicos

Os serviços ecossistêmicos que incluem provisão, regulação e suporte (**Tab. 4**) foram quantificados e mapeados numa resolução espacial de 250 metros para todo o bioma Pampa. Assim como os serviços medidos em escala local, esses serviços foram selecionados com base na sua relação com as seguranças hídricas e alimentar, mas também foram dependentes da disponibilidade espacial dos dados. Todos os serviços foram quantificados para o ano de 2018 ou para o ano mais próximo possível.

*Produção agropecuária:* A produção de arroz foi obtida por meio do Instituto Riograndense do Arroz (IRGA, 2019) e a produção dos demais grãos (soja, milho e outros cereais) e animal (bovinos e ovinos) foram obtidos no Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA, 2019). Os dados de produção total de grãos foram normalizados pela área do município (hectares).

*Qualidade da água:* O mapeamento da qualidade da água foi feito a partir da interpolação dos dados locais dos teores de N na água avaliados nas parcelas aquáticas. Ver detalhes no item 3.3. O método de interpolação utilizado foi o Ordinary Kriging (Cokringing) e a área da microbacia foi utilizada como covariável.

*Regulação do Clima:* Os estoques de C no solo, nas raízes e biomassa aérea das plantas foram utilizados como indicadores da regulação do clima, pois os usos da terra com maiores estoques de C são também aqueles com maior potencial para mitigar mudanças no clima. Os dados de estoques de C no solo obtidos no relatório do RADAM BRASIL (Pillar et al. 2012) e os estoques de C na planta foram obtidos no site do National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

*Regulação hídrica:* as variáveis de infiltração (Ksat) e armazenamento da água no solo (CAD) foram as variáveis escolhidas como indicadoras da regulação hídrica no bioma. O Ksat foi obtido produzido por Gupta et al. (2020), disponível no site Zenodo (<https://zenodo.org/>), e o CAD foi obtido pela diferença entre os volumes de água no solo na capacidade de campo (-33 Kpa) e o ponto de murcha permanente (-1500 Kpa). Os mapas de retenção de água foram produzidos por Hengl et al. (2017) e estão disponíveis no site SoilGrids (<https://soilgrids.org>). Os dados utilizados nestas plataformas são provenientes de dados de campo e compilados pelo projeto Soil and Terrain database (SOTER): <https://www.isric.org/projects/soil-and-terrain-soter-database-programme>.

*Ciclagem de nutrientes:* A respiração basal do solo, que é uma medida de decomposição e tem relação direta com a qualidade da matéria orgânica do solo, foi utilizada como indicador da ciclagem de nutrientes. Esses dados foram obtidos no site do National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) e foram produzidos por Bond-Lamberty e Thomson (2018).

*Provisão de habitat:* a partir do mapa de uso e cobertura da terra de 2018, geramos mapas de fragmentação e de heterogeneidade do habitat. Ambas as variáveis têm relação direta com a oferta de habitat para a biodiversidade, e, portanto, podem afetar os serviços ecossistêmicos e a produção de benefícios.

NPP, GPP, fAPAR, controle da erosão e produção de água já foram descritos no **item 3.1.4.**

O valor médio, a mediana e o desvio padrão de cada serviço ecossistêmico foram extraídos usando a função “*zonal statistics as table*” no ArcGis 10.8 utilizando os limites das otobacias nível 12 apresentados na **Fig. 4.**

### 3.2.3. *Extração dos dados para cada microbacia*

Modelos de regressão bivariada (conversão -> biodiversidade e conversão -> serviços) foram ajustados usando o método “*Piecewise linear regression*”, que consiste numa regressão linear segmentada para identificar limiares. A porcentagem de conversão foi considerada como preditora (intensidade de distúrbio) e a biodiversidade de plantas e os serviços ecossistêmicos de provisão (grãos, carne, água), regulação (carbono no solo e vegetação) e suporte (produtividade primária, fotossíntese) foram considerados variáveis respostas. Todas as variáveis foram normalizadas para permitir comparação entre elas e as análises de regressão bivariada foram realizadas no software R Studio.

### 3.4.5. *Uso da terra*

Em cada microbacia, por meio de sensoriamento remoto, foi avaliada a porcentagem de remanescentes de vegetação nativa e de área convertida e a fragmentação da paisagem para o ano de 2018, usando dados de uso e cobertura da terra obtidos pelo projeto Mapbiomas (2020), coleção 5.0.

Tabela 4. Relação de serviços ecossistêmicos avaliados no projeto NEXUS em escala de microbacia

Serviço ecossistêmico	Indicador biofísico	Unidade	Fonte
Provisão de alimento	Produção de arroz	Mg ha <sup>-1</sup>	IRGA.
Provisão de alimento	Produção de soja	Mg ha <sup>-1</sup>	IBGE - SIDRA/PAM (1)
Provisão de alimento	Produção de grãos	Mg ha <sup>-1</sup>	IBGE - SIDRA/PAM (1)
Provisão de alimento	Carga animal bovina	Animal ha <sup>-1</sup>	IBGE - SIDRA/PAM
Provisão de biomassa	Atividade fotossintética	Radiação solar absorvida	TERRA MODIS - MOD17A3
Provisão de biomassa	Produtividade primária líquida	kg C m <sup>-2</sup>	TERRA MODIS - MOD17A3
Provisão de água	Produção de água	mm ano <sup>-1</sup>	INVEST (2)
Provisão de água	Teor de N	Mg L <sup>-1</sup>	NEXUS/PPBIO (3)
Provisão de água	Perda de solo	Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	RUSLE – Diversas fontes (4)
Regulação do clima	Estoque de C no solo (0-30cm)	Mg ha <sup>-1</sup>	Pillar et. al. (2012)
Regulação do clima	Estoque de C na parte aérea	Mg ha <sup>-1</sup>	Englund et al. (2017)
Regulação do clima	Estoque de C nas raízes da vegetação	Mg ha <sup>-1</sup>	Spawn et al. (2020) – NASA ORNL DAAC
Regulação hídrica	Infiltração de água no solo	mm h <sup>-1</sup>	Hengl et al. (2017) - SOILGRIDS
Regulação hídrica	Retenção de água o solo	mm mm <sup>-1</sup>	Hengl et al. (2017) - SOILGRIDS
Ciclagem de nutrientes	Respiração do solo	mg CO <sup>2</sup> kg <sup>-1</sup>	Bond-Lamberty e Thomson (2018)
Qualidade do habitat	Fragmentação da paisagem	Adimensional	HBM - TERRSET (5)
Qualidade do habitat	Entropia normalizada	Varia de 0-1	HBM - TERRSET

(1) Dados de produção normalizados com base na área do município, sendo Produção = produção total (Mg)/área do município (ha).

(2) <http://data.naturalcapitalproject.org/nightly-build/invest-users-guide/html/reservoirhydropowerproduction.html>.

(3) Os dados locais de qualidade de água foram interpolados usando Ordinary Kriging, no ArcGIS 10.8.

(4) Calculado a partir da equação universal de perda de solo ( $A = R.K.L.S.C.P$ ).

(5) Análise da paisagem realizada no software TERRSET 16.21 (Habitat and Biodiversity Modeler) usando o mapa de uso e cobertura do solo de 2018, resolução espacial de 30 m (Projeto MapBiomass, 2020). Fragmentação da paisagem consiste no número de pares adjacentes de *pixels* dentro da vizinhança que apresentam classe de uso e cobertura diferentes uns dos outros em relação ao número máximo de pares diferentes possíveis. A entropia normalizada consiste na medida de Entropia de Shannon normalizada pela entropia máxima para o número de classes de uso e cobertura do solo envolvidas.

### 3.3. Estudo em escala local e regional - ecossistemas aquáticos

#### 3.3.1. Delineamento das parcelas aquáticas

Para as parcelas aquáticas adotou-se um enfoque distinto do delineamento de parcelas terrestres. Em vez de parcelas pareadas alocadas em diferentes tipos de uso da terra, a comparação foi realizada na escala de microbacias hidrográficas que variaram quanto ao percentual de área convertida e à fragmentação da paisagem (**Fig. 5**). Assim, obtivemos um gradiente de conversão da vegetação nativa. Foram utilizados dados já existentes obtidos no âmbito do projeto PPBio Campos Sulinos. Naquele projeto foram realizados levantamentos de comunidades de peixes e características da água em três parcelas aquáticas (150 m) em riachos localizados no interior de cada sítio regional e no seu entorno de maneira a contemplar microbacias hidrográficas com maior taxa de conversão em cultivos. Esse esforço amostral foi complementado neste projeto NEXUS com a coleta de dados em seis parcelas aquáticas adicionais localizadas em bacias de alta conversão agrícola nos sítios regionais em campos com areais (Alegrete) e campos gramíneos (Aceguá).

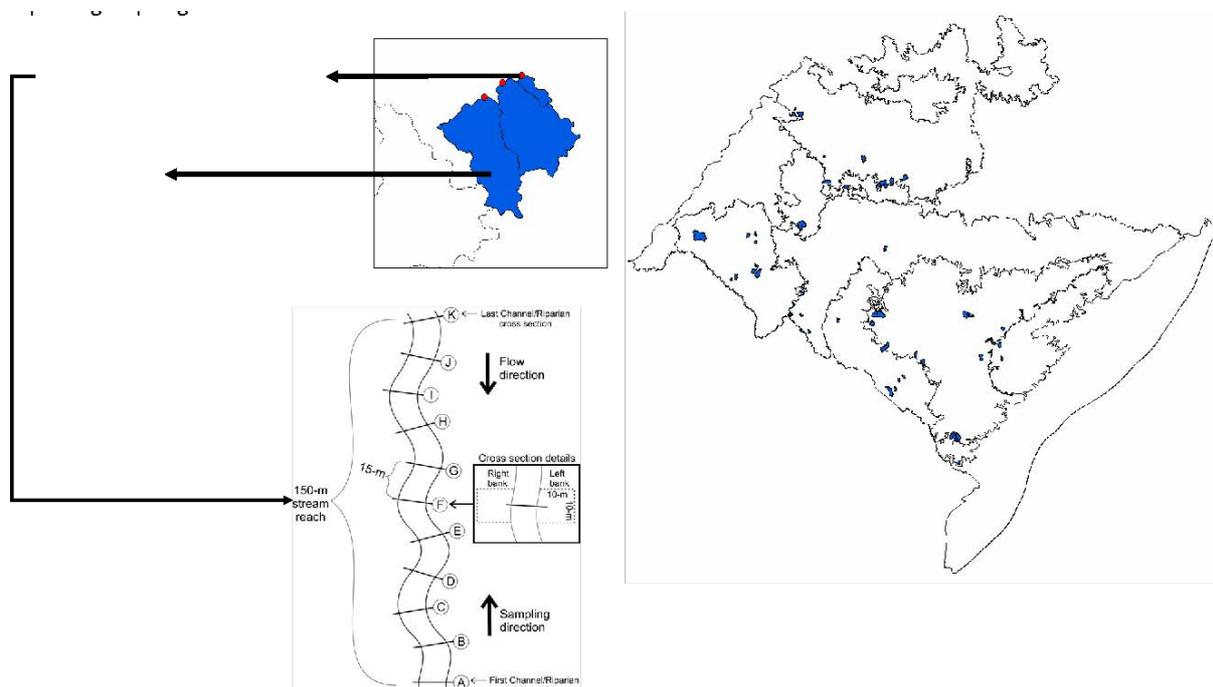


Figura 5. Delineamento amostral das parcelas aquáticas de riachos do bioma Pampa e ilustração do protocolo de amostragem de peixes e habitat (figura extraída de Dala-Corte et al., 2017). Em cada ponto de amostragem, as microbacias foram delimitadas a partir do modelo digital de elevação, usando ArcGIS 10.5.

Tabela 5. Localização das parcelas aquáticas. No campo código, as letras se referem ao local da coleta, enquanto os números se referem ao ano/repetição da amostragem.

<b>Identificação da parcela</b>	<b>Código</b>	<b>Município</b>
1	BAG1501	Bagé
2	BAG1502	Bagé
3	BAG1503	Bagé
4	CAR1301	Santana do Boa Vista
5	CAR1302	Santana do Boa Vista
6	CAR1303	Santana do Boa Vista
7	CCA1301	Alegrete
8	CCA1302	Alegrete
9	CCA1303	Alegrete
10	CCE1301	Santo Antônio das Missões
11	CCE1302	Santo Antônio das Missões
12	CCE1303	Santo Antônio das Missões
13	CGR1401	Lavras do Sul
14	CGR1402	Lavras do Sul
15	CGR1403	Lavras do Sul
16	CGR1901	Aceguá
17	CGR1902	Aceguá
18	CGR1903	Aceguá
19	CGR1904	Aceguá
20	CGU1401	Canguçu
21	CGU1402	Canguçu
22	CGU1403	Canguçu
23	CGU1404	Canguçu
24	CMC1301	Jaguarão
25	CMC1302	Jaguarão
26	CMC1303	Jaguarão
27	CMM1401	Santana do Boa Vista
28	CMM1402	Santana do Boa Vista
29	CMM1403	Santana do Boa Vista
30	CSR1301	Quaraí
31	CSR1302	Quaraí
32	CSR1303	Quaraí
33	CSR1904	Alegrete
34	CSR1905	Alegrete
35	CSR1906	Alegrete
36	CSR1907	Alegrete
37	JAG1401	Jaguarão

Tabela 5. Continuação

Identificação da parcela	Código	Município
38	JAG1402	Jaguarão
39	LAV1401	Lavras do Sul
40	LAV1402	Lavras do Sul
41	QUA1401	Quaraí
42	QUA1402	Quaraí
43	QUA1403	Quaraí
44	SAT1401	Santiago
45	SAT1402	Santiago
46	SAT1403	Santiago
47	SAT1404	Santiago
48	SAT1405	Santiago
49	SAT1406	Santiago
50	SLI1401	Santana do Livramento
51	SLI1402	Santana do Livramento
52	SLI1403	Santana do Livramento
53	SLI1404	Santana do Livramento
54	SLI1405	Santana do Livramento
55	SPS1401	Jari
56	SPS1402	Jari
57	SPS1403	Jari
58	SPS1404	Jari
59	SPS1405	Jari
60	SPS1406	Jari

### 3.3.2. Levantamento da biodiversidade de peixes e descrição do habitat

A amostragem de peixes ocorreu apenas uma vez em cada unidade amostral, no período de primavera-verão, nos anos de 2013, 2014, 2015 e 2019. A coleta dos peixes foi realizada usando um “electrofishing” em *zig-zag* ao longo de 150 m do riacho, durante 3 horas. Os espécimes de peixes foram sacrificados com óleo de cravo e foram conservados em formaldeído a 10%. Posteriormente, os espécimes foram identificados até o nível de espécie e caracterizados de acordo com quatro atributos funcionais.

### 3.3.3. Descrição do habitat aquático e qualidade da água

No momento da coleta de peixes, foi medida a (i) porcentagem de macrófitas, (ii) porcentagem de fragmentos de diferentes classes de tamanho, (iii) homogeneidade do substrato, (iv) porcentagem de folhas e de (v) detritos lenhosos. Ver detalhes da amostragem

em Dala-Corte et al. (2016) e Camana (2020). Também foi determinada a temperatura da água, o oxigênio dissolvido, o pH e a condutividade elétrica. Posteriormente, em cada parcela aquática foi coletada água (1 L) para análise de nitrogênio total, fósforo total e de sólidos fixos e voláteis total.

#### *3.3.4. Descrição da mudança do uso da terra*

Em cada microbacia amostrada, por meio de sensoriamento remoto, foi avaliada a porcentagem de remanescentes de vegetação nativa e de área convertida para o ano de 2015, usando dados de uso e cobertura da terra obtidos pelo projeto Mapbiomas (2020), coleção 5.0.

#### *3.3.5. Análise integrada das parcelas aquáticas*

Em escala local, avaliamos os impactos da qualidade da água e atributos do habitat edáfico na diversidade de peixes. Esses impactos foram avaliados usando modelos de regressão simples, considerando a qualidade da água como preditora da biodiversidade de peixes. Em escala regional (microbacia), obtivemos o percentual de área convertida para agricultura e silvicultura usando os mapas do projeto MapBiomas Coleção 5.0, assim como os índices de fragmentação da paisagem, perda anual de solo e teores de N do solo. A média das variáveis ambientais para cada microbacia foi extraída usando a função “*zonal statistics as table*” no ArcGis 10.8. Esses dados foram convertidos em matrizes e posteriormente utilizados nas análises estatísticas. Nesse estudo, todas as análises de regressão foram realizadas no software SigmaPlot v. 10.0.

### **3.4. Predição de cenários futuro do uso e cobertura da terra**

Com o objetivo de entender os possíveis impactos futuros da conversão na conservação da biodiversidade e oferta de serviços e benefícios, nós realizamos uma análise de mudança do uso da terra e projetamos para 2050 diferentes cenários da conversão da vegetação nativa. A análise de cenários futuros é uma parte essencial da avaliação de ecossistemas, pois facilita entender o estado atual do uso da terra a partir de tendências do passado, e quais são seus impactos na biodiversidade e serviços ecossistêmicos, servindo para um planejamento mais apropriado do uso da paisagem no futuro. Simular cenários futuros

não consiste em “predizer” o futuro do uso da terra, mas auxilia na identificação de uma gama de possíveis futuros de acordo com cenários políticos, econômicos e ambientais. Por isso, o primeiro passo é entender quais fatores governam essas mudanças, qual a direção dessa mudança num contexto mais regional, e quais foram os impactos associados aos distintos cenários.

Para desenvolver um modelo preditivo de mudança do uso da terra para o bioma Pampa, usamos o módulo Land Change Modeler (LCM) implementado no TERRSET software (Clark Labs, Clark University, Worcester, MA, USA). A modelagem foi realizada em 5 etapas usando mapas de uso e cobertura do solo (MUCS) de 2002, 2009 e 2015: 1) Análise dos padrões de mudança do uso da terra usando MUCS de 2002 e 2009; 2) desenvolvimento de mapas do potencial de transição de um uso da terra para outro usando redes neurais; 3) simulação do uso e cobertura do solo para 2015; 4) validação do modelo de previsão de uso e cobertura do solo; 5) projeção do uso e cobertura do solo para 2050 usando diferentes cenários. Cada etapa da análise será apresentada em detalhes abaixo.

#### *3.4.1. Mapas de uso e cobertura do solo e variáveis preditoras*

Para esta análise, utilizamos mapas de uso e cobertura do solo (MUCS) de 2002, 2009 e 2015 produzidos por Hasenack et al. (2015), Weber et al. (2015a, 2015b), Hofmann et al. (2015) e Cordeiro et al. 2015. Esses mapas estão disponíveis em <https://www.ufrgs.br/labgeo/index.php/downloads/220-dados-espaciais>. Todos os mapas foram reclassificados em oito categorias: vegetação nativa, agricultura de sequeiro, agricultura irrigada, silvicultura, água, área urbana, e outros. Após padronização dos MUCS, 36 variáveis preditoras foram incorporadas no processo de modelagem (**Tab. 5**). O grande número de variáveis deve-se ao fato de que há variáveis específicas para cada tipo de transição. Por exemplo, a distância das áreas convertidas à planta industrial de celulose só foi inserida no submodelo de transição entre vegetação nativa e silvicultura.

Tabela 6. Variáveis preditoras inseridas nos submodelos de transição e simulação de cenários futuros.

<b>Grupo</b>	<b>Variáveis preditoras</b>	<b>Unidade</b>	<b>Fonte</b>
Climática	Temperatura média anual (Bio 1)	°C	WorldClim
Climática	Temperatura (sazonalidade) (Bio 4)	Desvio padrão	WorldClim
Climática	Precipitação média anual (Bio 12)	Milímetros	WorldClim
Climática	Precipitação (sazonalidade) (Bio 15)	CV (%)	WorldClim
Geomorfologia	Declividade	Graus	SRTM
Geomorfologia	Elevação	Metros	SRTM
Distância (1)	Mata Nativa	Metros	Labgeo/UFRGS
Distância	Campo Nativo	Metros	Labgeo/UFRGS
Distância	Vegetação Nativa	Metros	Labgeo/UFRGS
Distância	Agricultura de sequeiro	Metros	Labgeo/UFRGS
Distância	Agricultura irrigada	Metros	Labgeo/UFRGS
Distância	Silvicultura	Metros	Labgeo/UFRGS
Distância	Corpos d'água	Metros	Labgeo/UFRGS
Distância	Centros urbanos	Metros	Labgeo/UFRGS
Distância	Recursos hídricos	Metros	Labgeo/UFRGS
Distância	Terreno inundável	Metros	Labgeo/UFRGS
Distância	Barragem	Metros	IBGE/MMA
Distância	Empresas de processamento de grãos de soja	Metros	CONAB
Distância	Armazéns de grãos	Metros	CONAB
Distância	Rodovia Estadual e Federal (2008)	Metros	IBGE
Distância	Sistema viário	Metros	IBGE
Distância	Indústria de celulose	Metros	CMPC
Distância	Logística - Pontos de coleta de madeira	Metros	CMPC
Distância	Portos secos e hídricos	Metros	IBGE
Econômica	Rendimento da soja	Kg/ha	IBGE/SIDRA
Social	Índice de desenvolvimento humano	Adimensional	IBGE
Solo	Volume de fragmentos >2mm no solo	m <sup>3</sup>	SoilGrids
Solo	Capacidade de troca de cátions	Cmol <sub>c</sub> /kg	SoilGrids
Solo	pH em água	Adimensional	SoilGrids
Solo	Classes de solo	Categorias (2)	IBGE
Solo	Classes de permeabilidade do solo	Categorias	IBGE
Solo	Classe de profundidade	Categorias	RADAM/IBGE
Solo	Classe de relevo	Categorias	RADAM/IBGE
Solo	Classe textural	Categorias	RADAM/IBGE
Solo	Gradiente textural	Categorias	RADAM/IBGE
Solo	Lençol Freático	Categorias	RADAM/IBGE

(1) Distância em metros obtidos utilizando a função DISTANCE do software TERRSET. DISTANCE resulta em um mapa no qual o valor de cada célula é a distância euclidiana em metros (dependendo da resolução espacial escolhida) até a feição mais próxima.

(2) Dados categóricos foram transformados usando a função Evidence Likelihood, no software TERRSET, implementada no Land Change Modeler.

### 3.4.2. Seleção das variáveis preditoras e criação dos potenciais de transição

A partir da análise histórica da mudança do uso e cobertura do solo entre 2002 e 2009, foram selecionados três submodelos de transição para a criação dos mapas de potenciais de transição: 1) Transição de vegetação nativa para agricultura de sequeiro (NAT-SEQ); 2) de

vegetação nativa para agricultura irrigada (NAT-IRRIG); e 3) de vegetação nativa para silvicultura (NAT-SIL). As variáveis relevantes para cada submodelo foram selecionadas usando a equação abaixo.

$$\text{Varselect} = 1 - (\sigma \text{ área de mudança} / \sigma \text{ toda imagem})$$

Em que, “ $\sigma$  área de mudança” corresponde ao desvio padrão de cada variável dentro da transição de interesse e “ $\sigma$  toda imagem” o desvio padrão de toda a área de estudo (o bioma Pampa neste contexto). Somente as variáveis preditoras com relevância acima do limiar 0,2 foram introduzidas no modelo em um primeiro momento. Quando necessário, esse limiar foi aumentando para melhorar a qualidade dos mapas de potenciais de transição.

Os potenciais de transição, que correspondem à probabilidade de a vegetação nativa ser convertida em outro uso da terra, foram obtidos usando o método de aprendizagem de máquina *Multi-layer perceptron artificial neural network* (MLP). Esse método se baseia na aprendizagem de máquina usando retroprogramação, um modelo de rede neural frequentemente utilizado neste tipo de abordagem. Após a inserção das variáveis preditoras e treino do submodelo, o potencial de transição foi obtido de duas formas: 1) por meio da acurácia e habilidade do submodelo; 2) analisando a distribuição dos *pixels* com potencial de transição em áreas que realmente foram convertidas ou que persistiram de 2009 para 2015. No primeiro caso, somente taxas de acurácia acima de 70% foram selecionadas, no entanto, sempre optamos em obter um modelo com acurácia acima de 80%. Quando a acurácia foi menor do que 70%, realizamos uma segunda seleção de variáveis preditoras e o submodelo foi submetido novamente ao treinamento. Atingida a acurácia acima de 70%, foi feita a análise da distribuição dos *pixels* dos mapas de potencial de transição dentro dos polígonos onde houve conversão de 2009 para 2015 e dentro dos polígonos onde não houve conversão. Aqui chamaremos os polígonos convertidos e persistentes de máscaras. Um bom modelo preditivo foi considerado aquele em que os *pixels* com alto potencial de transição ocorreram dentro de áreas que realmente foram convertidas, enquanto os *pixels* com baixo valor de potencial de transição (ou zero) ocorreram dentro de áreas que não foram convertidas. Uma vez atendidos todos os critérios para cada submodelo, partimos para a etapa de predição de cenários futuros.

Para a validação final do modelo, foi realizada a simulação do uso e cobertura do solo para um ano já mapeado. Para isso, simulamos o cenário futuro para 2015, e as probabilidades de transição foram calculadas usando um modelo de cadeia de Markov. A cadeia de Markov define a transição esperada do ano de 2009 para 2015, baseando-se nas tendências observadas de 2002 para 2009. Em outras palavras, os potenciais de transição gerados na etapa anterior dessa análise indicam para o modelo (LCM) onde ocorrerá a transição, enquanto a cadeia de Markov indica o quanto ocorrerá a conversão. No final, dois mapas são gerados: o MUCS predito de 2015 e um mapa de potencial de transição final (também chamado de mapa de vulnerabilidade). O mapa de vulnerabilidade foi gerado agregando por média ponderada todos os potenciais de transição resultantes de cada submodelo de transição (NAT-SIL, NAT-SEQ, NAT-IRRIG).

A validação final do modelo utilizou três métodos:

1) A primeira foi realizada calculando o índice Kappa comparando o MUCS predito de 2015 com o mapa de referência de 2015. Um bom modelo de predição foi considerado aquele em que o índice *Kappa Standard* apresentou valores acima de 0,7.

2) Curvas ROC (*Receiver Operating Characteristic*): a curva ROC é uma medida de sensibilidade e especificidade do modelo que calcula a probabilidade com que o modelo corretamente separou áreas que seriam convertidas de áreas que não seriam convertidas. A curva ROC é representada pelo índice AUC (*area under the curve*). Um bom modelo preditivo é considerado aquele em que o AUC tem valores positivos e próximos de 1,0. Ou seja, valores positivos e próximos de 1,0 indicam que o modelo de predição foi capaz de classificar corretamente as áreas em que realmente ocorreu a conversão ou que persistiram (verdadeiros positivos e verdadeiros negativos).

3) Como feito para cada potencial de transição, a distribuição dos *pixels* do mapa de vulnerabilidade foi analisada usando como polígonos de referência todas as áreas convertidas de 2009 para 2015 e todas as áreas persistentes no mesmo período.

### *3.4.3. Simulação de cenários futuros (2050) e planejamento*

Foram simulados diferentes cenários futuros utilizando os modelos criados na etapa anterior. Para isso, criamos mapas de planejamento em que informamos áreas com restrição total ou parcial para conversão, tais como unidades de conservação (UCs), área de proteção

ambiental (APA), Reservas Legais (RL), áreas indígenas e áreas de incentivos para conversão, tais como mapas de aptidão para agricultura de sequeiro, arroz irrigado e silvicultura. As áreas de preservação permanente (APP) não foram inseridas nesta análise pois o *pixel* utilizado neste estudo foi de 250 m. As APP correspondem a uma área de pelo menos 30 metros a partir da borda de corpos d'água e 100 metros a partir da borda das nascentes. No entanto, a proximidade de corpos d'água foi uma variável inserida nos submodelos e sugerimos que a conversão será menor quanto mais próximo o *pixel* for de recursos hídricos. As áreas de Reserva Legal (RL) foram consideradas como restrição legal de conversão nos cenários simulados pelo nosso modelo, porém o Cadastro Ambiental Rural (CAR) foi até o presente validado pelo órgão ambiental estadual apenas para poucas propriedades. Uma análise preliminar e por amostragem que realizamos dos cadastros registrados no CAR para o bioma Pampa mostrou uma proporção muito pequena de propriedades rurais com delimitação de RL em remanescentes de vegetação campestre. Infelizmente os proprietários foram orientados por lideranças ruralistas a declarar remanescentes de vegetação campestre como área rural consolidada. Portanto, se a Lei de Proteção da Vegetação Nativa vier a ser efetivamente aplicada, aumentando assim as áreas de RL campestres, a restrição de conversão de RL pode estar subestimada nos cenários simulados.

Os seguintes cenários foram simulados:

1. Cenário realista: aquele em que as taxas de conversão foram baseadas na cadeia de Markov (probabilidade de transição) calculada com os mapas de 2002 e 2015 e que as áreas com restrição foram baseadas na Lei 12.651/2012.
2. Cenário otimista (desaceleração): aquele em que houve desaceleração das taxas de conversão da vegetação nativa calculadas pela cadeia de Markov. Aqui inserimos uma nova matriz em que os valores da probabilidade de transição da vegetação nativa para agricultura e silvicultura foram reduzidos pela metade. Áreas de restrição baseadas na Lei 12.651/2012 também foram inseridas no modelo.
3. Cenário pessimista (incentivos): aqui inserimos no modelo mapas de incentivos para conversão da vegetação nativa em áreas com base na aptidão do solo para agricultura de sequeiro, agricultura irrigada e para silvicultura. A aptidão agrícola das áreas foi baseada nas características do relevo, drenagem e pedregosidade do solo e possibilidade de mecanização (Ramalho Filho e Beek, 1995). Nas áreas com restrição

total e as APAs (uso sustentável), o valor do *pixel* foi de 0 e 0,5, respectivamente. Nas áreas em que a aptidão foi classificada como média a alta para um determinado tipo de conversão, o valor do *pixel* foi de 1,5 e 2, respectivamente, indicando incentivo à conversão. As demais áreas permaneceram com valor 1 para os *pixels*.

## 4. RESULTADOS

A seguir são apresentados os resultados do projeto na seguinte ordem:

4.1. Efeito da conversão na biodiversidade e serviços ecossistêmicos nas parcelas terrestres

4.2. Efeito da conversão e fragmentação da paisagem na biodiversidade e serviços ecossistêmicos e identificação dos limiares da conversão

4.3. Efeito da conversão e trajetória de mudança do uso da terra na biodiversidade de peixes e qualidade da água

4.4. Cenários futuros do uso e cobertura da terra no bioma Pampa.

### 4.1. Efeito da conversão na biodiversidade e serviços ecossistêmicos nas parcelas terrestres

#### 4.1.1 Biodiversidade primária e secundária

Foi identificado um total de 598 espécies de plantas em todas as parcelas do bioma Pampa. Após a remoção das espécies de plantas inseridas na silvicultura (*Eucalyptus* sp.) e plantação de soja (*Glycine max*), observamos que a composição das plantas diferiu entre os tipos de uso da terra na comparação eucalipto-campo ( $P = 0,001$ ) e soja-campo ( $P = 0,001$ ). A ordenação de PCoA na **Fig. 6** indica que os padrões de variação da composição das comunidades vegetais estão relacionados à importância relativa das formas de vida. Na ordenação, as parcelas de campo pareadas com soja e aquelas pareadas com plantio de eucalipto, diferem entre si quanto à composição de espécies, sugerindo um efeito das características geomorfológicas e climáticas sobre as parcelas avaliadas ou até mesmo um efeito da paisagem agrícola onde se inserem esses pares de parcelas. Por exemplo, é esperado que o manejo da soja influencie diretamente as áreas de campo, pois há relatos de que a deriva dos produtos agrícolas, ex., herbicidas, alcancem as áreas de campo nativo. Da mesma forma, a inserção do eucalipto numa paisagem tipicamente não florestal pode afetar a dispersão de espécies, como também há um efeito do sombreamento causado pelas áreas

nos campos próximos aos talhões de eucalipto. Porém, há fatores tais como o tipo de solo que afetam a composição das comunidades campestres e ao mesmo tempo facilitam ou restringem o uso agrícola ou silvicultural.

Como esperado, a riqueza e a diversidade de plantas foram menores nas parcelas convertidas em comparação com as parcelas em campos nativos (**Tab. 7**), no entanto, observamos um impacto ainda maior nas áreas convertidas por soja. O número de espécies de plantas por metro quadrado reduziu cerca de 4 e 13 vezes no plantio de soja e eucalipto, respectivamente. As parcelas em campo nativo apresentaram alto índice de diversidade taxonômica (3,42 e 3,2, respectivamente nas parcelas pareadas com) e o menor valor foi observado no plantio de soja (0,21). No geral, o índice de Shannon reduziu cerca de 1,51 vezes com eucalipto e 15 vezes com soja. Finalmente, a riqueza funcional (FRic), a diversidade funcional (RAO) e a equitabilidade funcional (FEve), considerando as formas de vida de plantas, também foram afetadas pela conversão dos campos. FRic e RAO foram altos em áreas de campo nativo, enquanto FEve foi alto em áreas convertidas (apenas significativo em soja). No entanto, todos esses índices diferem significativamente entre campo e soja, e apenas FRic difere entre campo e eucalipto.

Um total de 87.705 visitantes florais de 352 morfoespécies foram coletados em todos os locais de amostragem. A morfoespécie mais abundante foi Thysanoptera (82.070 indivíduos), claramente dominante na plantação de soja (69.656 indivíduos), seguido por Diptera (2.664 indivíduos), Hymenoptera (1.234 indivíduos) e Hemiptera (956 indivíduos). As alterações de uso da terra tiveram um impacto significativo na composição de visitantes florais ( $P = 0,001$  e  $0,034$ , Fig. 6b) e apenas o plantio de soja teve um impacto negativo na riqueza e diversidade de espécies ( $P = 0,004$  e  $0,009$ , respectivamente). Neste caso, a riqueza e diversidade de visitantes florais ( $F = 9,60$ ,  $P = 0,01$ ) reduziu cerca de 1,4 e 2,9 vezes, enquanto a abundância individual ( $P = 0,0001$ ) aumentou em 5 vezes.

Quanto aos organismos de superfície (doravante “fauna do solo”), os espécimes foram classificados em nível de ordem, totalizando 14 grupos. Mesmo assim, verificamos que as mudanças de uso da terra influenciaram significativamente a composição da fauna do solo ( $P = 0,001$  e  $0,001$ , **Fig. 7**). Constatamos que a abundância da fauna do solo foi alta em ambos os tratamentos de campo (383 e 390 indivíduos), seguido por eucalipto (195 indivíduos) e soja (165 indivíduos). A fauna do solo foi quantificada e classificada em decompositores,

predadores, herbívoros e engenheiros do ecossistema (**Tab. 8**). No geral, a abundância de herbívoros de superfície e engenheiros de ecossistema foi alta em todas as parcelas em campos nativos pareados com eucalipto e soja, mas os detritívoros foram altos apenas em campos pareados com eucalipto e predadores de superfície em campos pareados com soja.

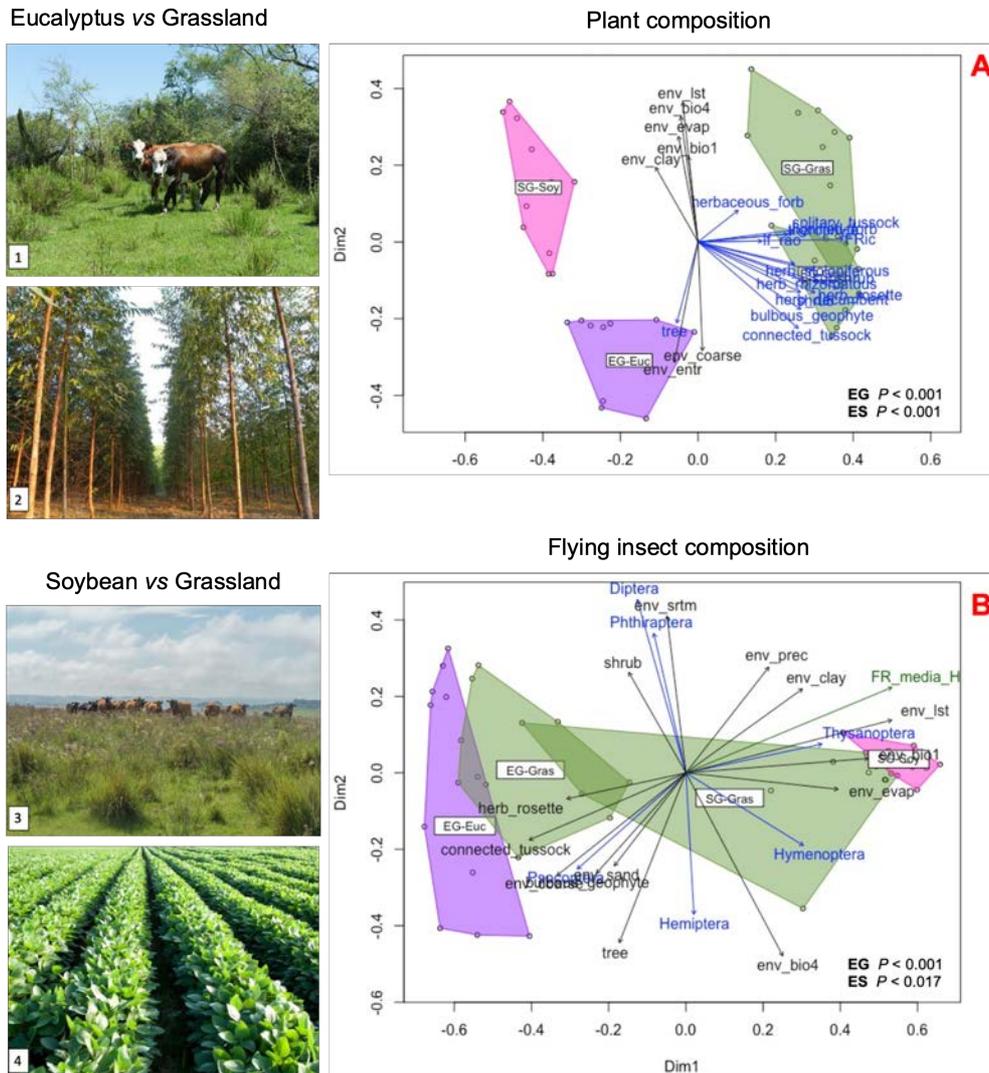


Figura 6. Efeito da conversão da vegetação nativa para plantios de eucalipto na composição de comunidades de plantas (A) e de visitantes florais (B).

Tabela 7. Média e desvio padrão (itálico>) e valor de P de índices ecológicos mensurados nos pares de Eucalipto-Campo e Soja-Campo

Índices ecológicos	Eucalipto x Campo Nativo				Valor P
	Eucalipto		Campo		
	<i>Comunidade de plantas</i>				
Riqueza	23.38	<i>17.32</i>	71.22	<i>25.17</i>	< 0.001
Diversidade de Shannon	2.27	<i>0.73</i>	3.42	<i>0.35</i>	< 0.001
Diversidade funcional	0.47	<i>0.1</i>	0.48	<i>0.05</i>	0.85
Riqueza funcional	51.56	<i>23.82</i>	85.88	<i>14.53</i>	< 0.001
Equitabilidade funcional	0.61	<i>0.11</i>	0.55	<i>0.06</i>	0.15
	<i>Comunidade de visitantes florais</i>				
Abundância	140.26	<i>59.68</i>	123.05	<i>79.49</i>	0.32
Riqueza	43.32	<i>9.17</i>	38.42	<i>13.55</i>	0.18
Diversidade de Shannon	2.98	<i>0.35</i>	2.9	<i>0.29</i>	0.43
	<b>Soja x Campo Nativo</b>				
	Soja		Campo		Valor P
	<i>Comunidade de plantas</i>				
Riqueza	5.5	<i>2.43</i>	70.08	<i>16.01</i>	< 0.001
Diversidade de Shannon	0.21	<i>0.14</i>	3.2	<i>0.24</i>	< 0.001
Diversidade funcional	0.38	<i>0.14</i>	0.5	<i>0.03</i>	0.013
Riqueza funcional	3.53	<i>3.67</i>	106.13	<i>18.56</i>	< 0.001
Equitabilidade funcional	0.76	<i>0.11</i>	0.49	<i>0.08</i>	< 0.001
	<i>Comunidade de visitantes florais</i>				
Abundância	5915.42	<i>8223.09</i>	1190.25	<i>881.39</i>	0.035
Riqueza	28.17	<i>8.32</i>	38.17	<i>7.91</i>	0.004
Diversidade de Shannon	0.32	<i>0.22</i>	0.92	<i>0.67</i>	0.009

Tabela 8. Média e desvio padrão ( $\pm$ , *itálico*) da abundância e diversidade de cada grupo funcional nos pares de Eucalipto-Campo e Soja-Campo

<b>Grupos funcionais</b>	<b>Eucalipto x Campo</b>			
	<b>Eucalipto</b>		<b>Campo</b>	
Herbívoros terrestres	0.37	<i>0.556</i>	1.39	<i>2.803</i>
Engenheiros do ecossistema	96.1	<i>43.043</i>	245.26	<i>107.519</i>
Detritívoros	40.78	<i>43.587</i>	102.29	<i>42.376</i>
Predadores	4.58	<i>9.092</i>	3.27	<i>3.189</i>
	<b>Soja x Campo</b>			
	<b>Soja</b>		<b>campo</b>	
Herbívoros terrestres	2.67	<i>3.822</i>	3.83	<i>3.46</i>
Engenheiros do ecossistema	40.66	<i>45.506</i>	269	<i>221.105</i>
Detritívoros	64.92	<i>44.453</i>	67.83	<i>38.212</i>
Predadores	4.25	<i>5.19</i>	8.67	<i>9.089</i>

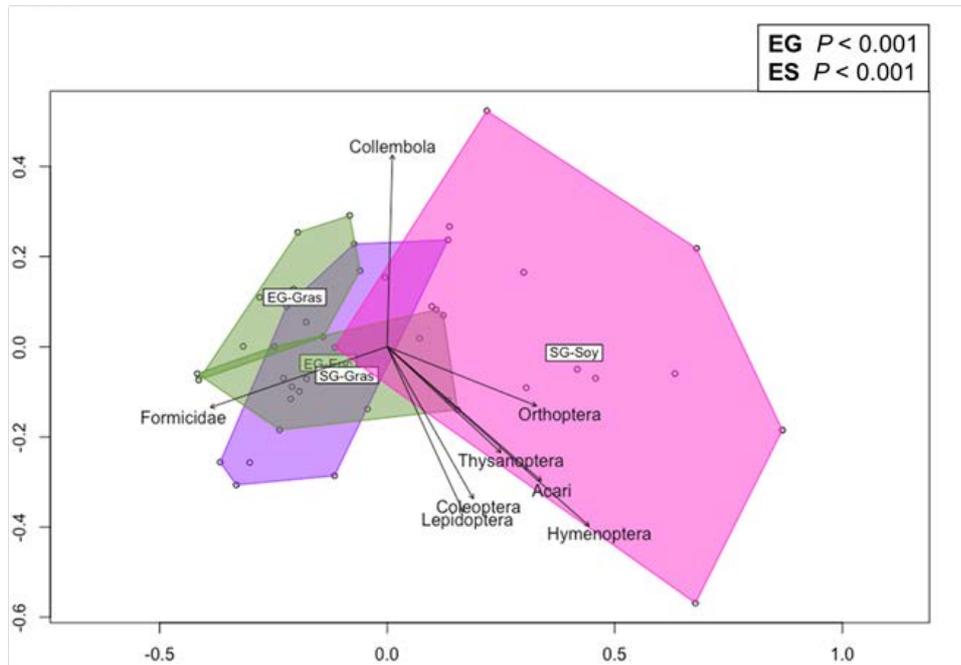
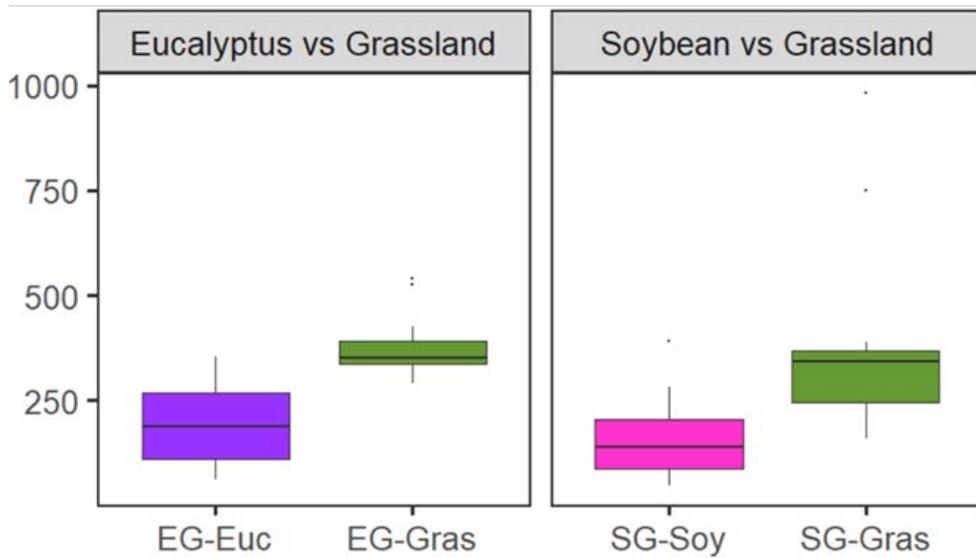
**A****Soil fauna composition****B****Soil fauna abundance**

Figura 7. Efeito da conversão da vegetação nativa para plantio de eucalipto na abundância total de artrópodes de superfície e diagrama da análise de coordenadas principais mostrando a variação da composição de espécies usando Bray-Curtis como medida de dissimilaridade.

#### 4.1.2. Efeito da conversão nos serviços ecossistêmicos

Foram observados *trade-off* entre funções e serviços ecossistêmicos escolhendo plantação de eucalipto ou soja em vez de campo nativo são ilustrados em um tamanho de efeito padronizado e gráfico de radar na **Fig. 8**. Ao considerar os serviços nos pares Eucalipto-Campo, a atividade da fotossíntese, baseada na fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida (fAPAR), foi a única função que aumentou significativamente após a conversão (Hedge's  $g = 3,88$ ). No entanto, todas as funções relacionadas à ciclagem de nutrientes (detritívoros do solo, atividade de Urease e FDA, respiração do solo e C microbianos) e formação do solo (engenheiros de ecossistema – abundância de formigas e cupins) reduziram significativamente, com valores de Hedge's  $g$  negativos. Analisando os pares Soja-Campo nativo, a abundância de herbívoros aumentou após a conversão (Hedge's  $g = -1,28$ ), mas a produtividade primária líquida (Hedge's  $g = -1,28$ ), riqueza de polinizadores (Hedge's  $g = -1,52$ ), abundância de predadores do solo (Hedge's  $g = -0,58$ ) e de engenheiros de ecossistema (Hedge's  $g = -1,16$ ), e a proteção do solo (Hedge's  $g = -2,98$ ) diminuiu. O aumento da abundância de herbívoros, um proxy da herbivoria nas áreas de soja deve ser analisado com cautela, uma vez que a função herbivoria está passando dos limites suportados pelo ecossistema agrícola, causando danos econômicos à cultura da soja. Por essa razão, considerando o viés que esses organismos podem causar nas demais análises, herbívoros voadores foram excluídos do cálculo da multifuncionalidade (**Figs. 8-9**).

### Eucalyptus vs Grassland

### Soybean vs Grassland

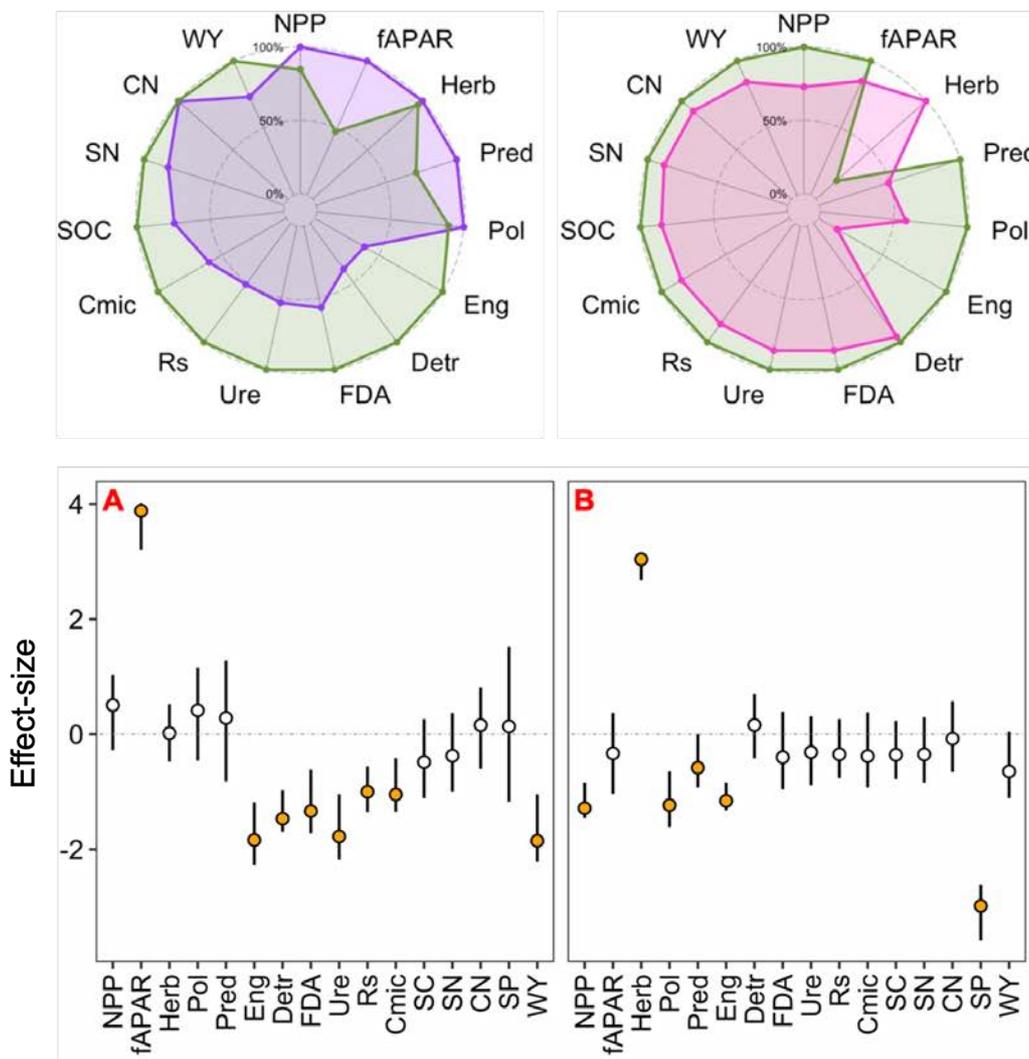


Figura 8. A magnitude da diferença entre os pares de uso da terra medidos com Hedge's g para cada variável de funcionamento do ecossistema (pares eucalipto-campo em A, e soja-campo em B) e multifuncionalidade do ecossistema com base na "abordagem média" (gráficos de radar). As áreas campestres não convertidas foram consideradas controles no cálculo g de Hedge. As barras de erro representam 90% CI e os círculos correspondem ao efeito do Hedge. O efeito do uso da terra (círculos preenchidos em laranja) é significativamente positivo ou negativo quando os intervalos não se sobrepõem a zero. Serviços ecossistêmicos: Produtividade primária (NPP), Atividade fotossintética (fAPAR), Herbivoria (Herb), Predação (Pred), Polinização (Pol), Engenheiros do ecossistema – formação do solo (Eng), Ciclagem de nutrientes – Detritivoria (Det), Ciclagem de nutrientes – atividade da FDA (FDA), Ciclagem de nutrientes – atividade da urease (Ure), Ciclagem de nutrientes – respiração do solo (Rs), Estoques de C e regulação do clima – C da biomassa microbiana (Cmic), Estoques de C e regulação do clima – estoques de C no solo (SC), Fertilidade do solo – teor de nitrogênio (SN), Fertilidade do solo – relação C:N da matéria orgânica (CN), Proteção do solo (SP), Produção anual de água (WY).

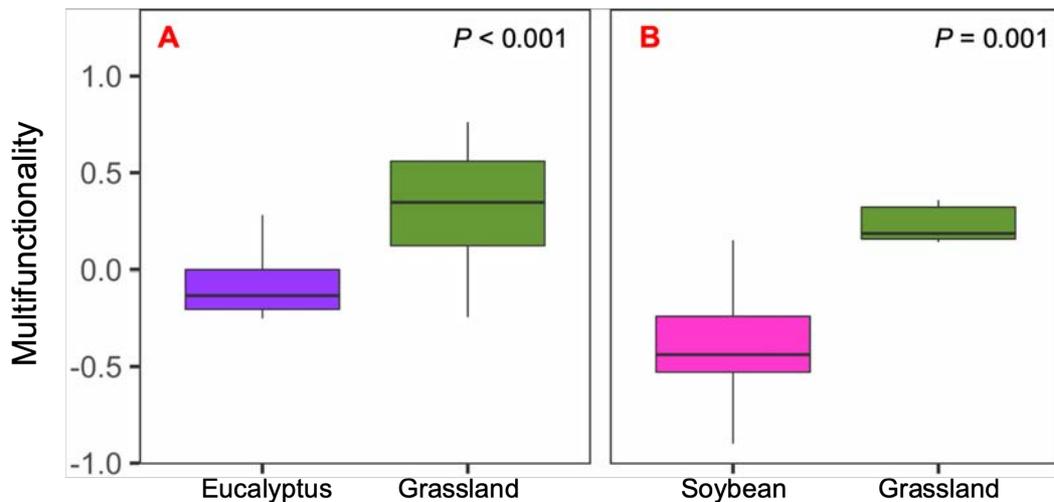


Figura 9. Efeito da conversão da vegetação nativa no desempenho de múltiplas funções no ecossistema em parcelas de campo nativo pareadas com eucalipto (A) e soja (B).

A multifuncionalidade do ecossistema (EMF, **Fig. 9A-B**), calculada com base no *z-score* médio de cada serviço ecossistêmico, diminuiu nas áreas convertidas, sendo negativo tanto em eucalipto (-0,2) quanto em soja (-0,4), e positivo nas áreas de campo nativo (0,3 e 0,2, respectivamente).

#### 4.1.3. Efeito da biodiversidade nos serviços ecossistêmicos

Examinamos a relação entre diversidade e multifuncionalidade do ecossistema (EMF) usando três métricas de multifuncionalidade: funções únicas e EMF média baseado em *z-score*. As relações positivas entre as métricas de diversidade de plantas e funções individuais medidas neste estudo são mostradas **na Fig. 10 e Fig.11**. Encontramos efeitos claros da riqueza de espécies de plantas na formação do solo (engenheiros de ecossistema), ciclagem de nutrientes (detritívoros do solo e atividade do FDA) e produção anual de água.

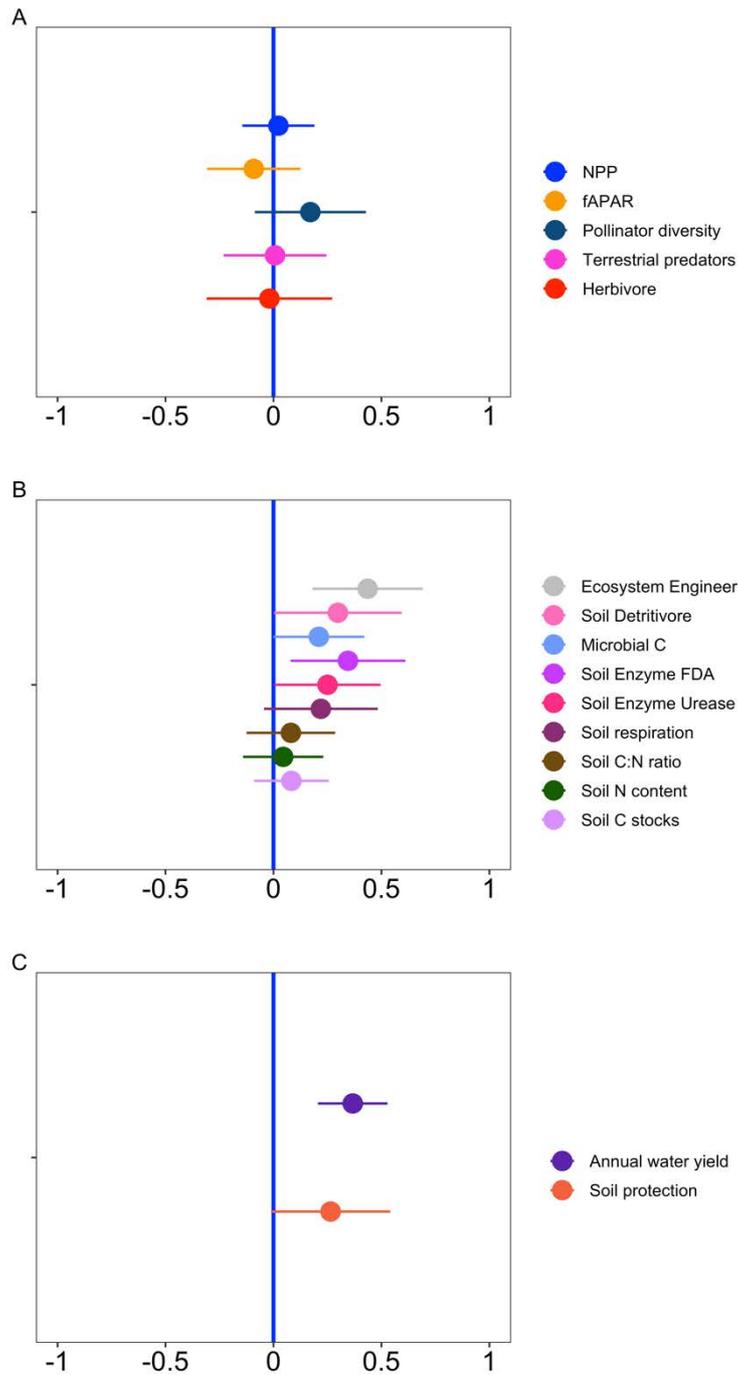


Figura 10. Estimativas de modelos lineares mistos correlacionando a riqueza de plantas e cada função do ecossistema avaliada nas parcelas terrestres (foram incluídas parcelas em campos nativos preservados e em campos convertidos em soja e eucalipto). As barras representam intervalos de confiança de 90%, e a relação é significativa quando não cruzam a linha vertical azul.

O efeito positivo da biodiversidade também foi encontrado na multifuncionalidade (EMF) média (**Fig. 11**). A correlação entre riqueza funcional e EMF foi mais forte ( $r_{\text{pearson}} = 0,64$ ) do que entre riqueza de espécies vegetais e EMF ( $r_{\text{pearson}} = 0,59$ ), porém, a inclinação dessa relação foi menos acentuada. Como podemos observar na **Fig.11**, o efeito significativo da riqueza de espécies, da riqueza funcional e da composição de plantas se mantêm mesmo em modelos preditivos em que variáveis como textura do solo, clima, condições ambientais e geomorfológicas são inseridas.

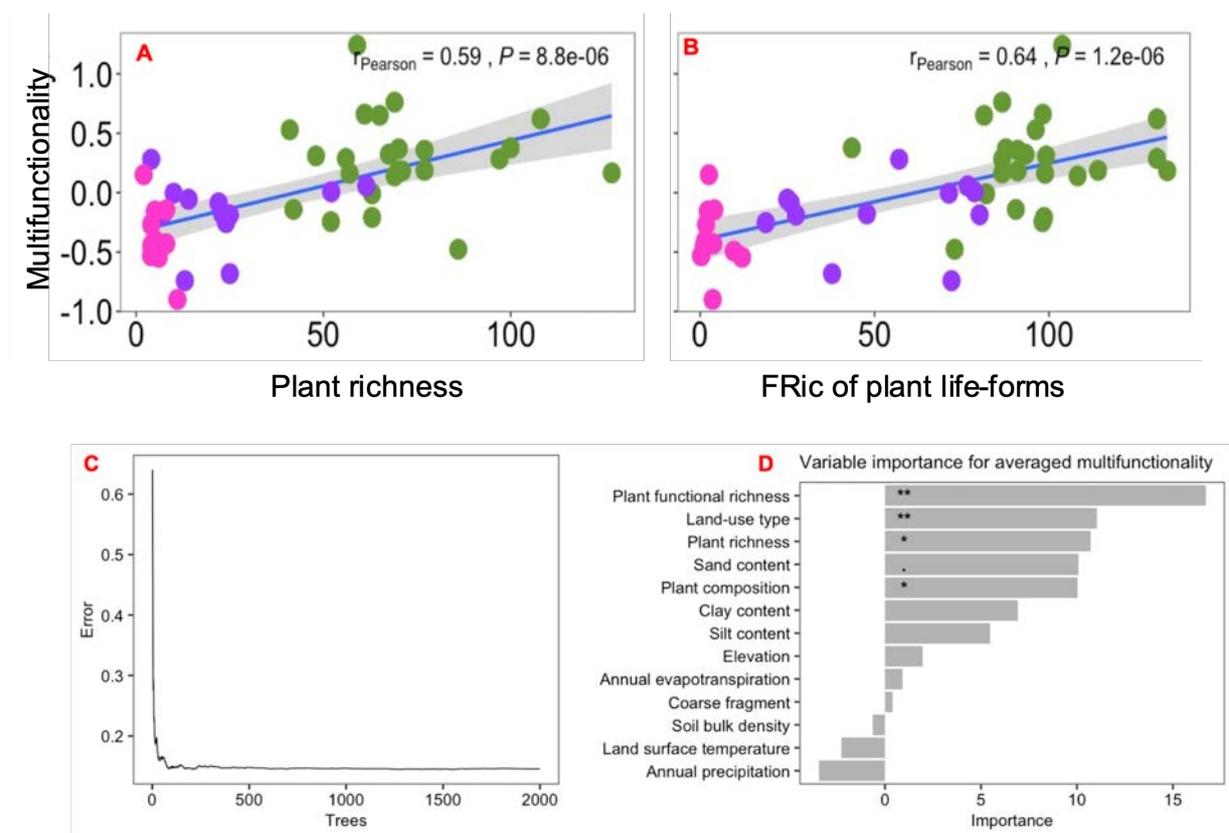


Figura 11. Efeito da biodiversidade no desempenho de múltiplas funções no ecossistema (A-B, mesma legenda de cores da Fig. 9) e efeito do número de árvores (trees) em estágio de treinamento para atender ao erro mínimo (C) e a importância das variáveis predictoras para a multifuncionalidade média obtida pela análise de random forest (D). A figura mostra a importância preditiva média da Random Forest (% de aumento do MSE) dos tipos de uso da terra, fatores ambientais do solo e biodiversidade na multifuncionalidade do ecossistema. ‘\*’, ‘\*\*’ e ‘\*\*\*’ indicam preditores significativos a 0,05; 0,01 e <0.001, respectivamente.

#### 4.1.5. Produtividade secundária e eficiência energética

A produtividade secundária foi estimada pela produção de soja, carne e biomassa de madeira (eucalipto), cujos dados são apresentados na **Tab. 9**. Para soja, a produtividade observada nas unidades de manejo avaliadas neste projeto estiveram acima da média histórica (2002-2018) dos municípios correspondentes. Em termos relativos, a produtividade de soja nas parcelas experimentais foram 37, 44, 45, 69 e 76% maior que a média histórica para os municípios de Santo Antônio das Missões (SAM), Alegrete (ALE), Aceguá (ACE), Jari (JAR) e São Gabriel (SAG), respectivamente.

Tabela 9. Produtividade média de madeira, soja e carne avaliada em unidades de manejo onde estavam inseridas as parcelas estudadas neste projeto. Para identificação dos sítios ver Tab. 1.

<b>Eucalipto x Campo Nativo</b>		
<b>Localização</b>	<b>Madeira</b>	<b>Peso vivo (PV) - carne</b>
	<b>Mg ha<sup>-1</sup></b>	<b>Campo nativo</b>
		<b>kg PV ha<sup>-1</sup></b>
JAG	291.72	-
LAV	216.10	-
PIM	254.33	-
SGA	212.38	-
<b>Média</b>	<b>243.90</b>	-
JAG	-	118.23
LAV	-	101.34
PIM	-	73.76
SGA	-	69.66
<b>Média</b>	-	<b>93.40</b>

<b>Soja x Campo Nativo</b>		
	<b>Grãos</b>	<b>Peso vivo (PV)</b>
	<b>Kg ha<sup>-1</sup></b>	<b>Campo nativo</b>
		<b>Kg PV ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup></b>
ACE	2500	-
ALE	2440	-
JARI	4020	-
SAM	2220	-
SGA	3300	-
<b>Média</b>	<b>2885</b>	-
ACE	-	125.51
ALE	-	65.38
JARI	-	108.45
SAM	-	122.22
SGA	-	69.66
<b>Média</b>	-	<b>101.00</b>

No que se refere à produção animal, poucos são os estudos que tiveram uma cobertura amostral como proposto nesse projeto. No entanto, um experimento de longa duração cujos tratamentos são níveis de oferta de forragem, e por consequência da carga animal, mostrou que sistemas intensamente pastejado e sem ajuste de carga podem ter uma produtividade média de 70 Kg de PV ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, ao passo que sistemas com ajuste de carga podem apresentar uma produtividade de até 230 Kg de PV ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Nabinger et. Al., 2009). Apesar da variabilidade dos nossos dados, que pode estar associada com a região, produtividade da forragem e ao manejo das áreas, é possível notar que a média da produtividade animal em campo pareadas com eucalipto e soja foram de 93,4 e 101 Kg de PV ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente, estando um pouco acima dos valores apresentados por Nabinger et. al. (2009).

Por fim, a produtividade média de eucalipto foi de 240 Mg ha<sup>-1</sup>, estando abaixo dos valores observados por Brito et. al. (1983), que encontrou uma produtividade média de 405 Mg ha<sup>-1</sup>, porém acima daqueles observado por Poggiani (1983), que encontrou 106,25 Mg ha<sup>-1</sup>.

Apesar da importância dos sistemas agrícolas na provisão desses benefícios, é fundamental quantificarmos os impactos das atividades agrícolas no uso de energia. Na **Fig. 3**, é apresentado um modelo conceitual dos *inputs* da economia e dos fluxos de recursos para os pares de campo e soja. A métrica para medir a eficiência energética dentro dos diferentes usos da terra foi a emergia ( $Y_{emergia}$ ), convertida em sej ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. A emergia avaliada para cada uso da terra foi dividida em renovável e não renovável, e a proporção de emergia referente a cada input no sistema é indicada na **Fig. 12**.

Todas as variações entre  $Y_{emergia}$  nas unidades  $UP_i$  (campo nativo)  $UI_i$  (soja + pastagem plantada) confirmam maiores entradas de insumos nos sistemas convertidos para agricultura, sendo esses valores superiores ao campo nativo em:

Sistema 1 = 194,14%;

Sistema 2 = 137,269%;

Sistema 3 = 169,91%;

Sistema 4 = 125,83%;

Sistema 5 = 184,83%

A média da  $Y_{emergia}$  no uso da terra com soja (e pastagem plantada, considerando todo o sistema) e campo nativo são, respectivamente,  $9 \times 10^{15}$  sej ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> ( $\pm 1,89E+15$ ) e  $3,4 \times 10^{15}$  sej ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

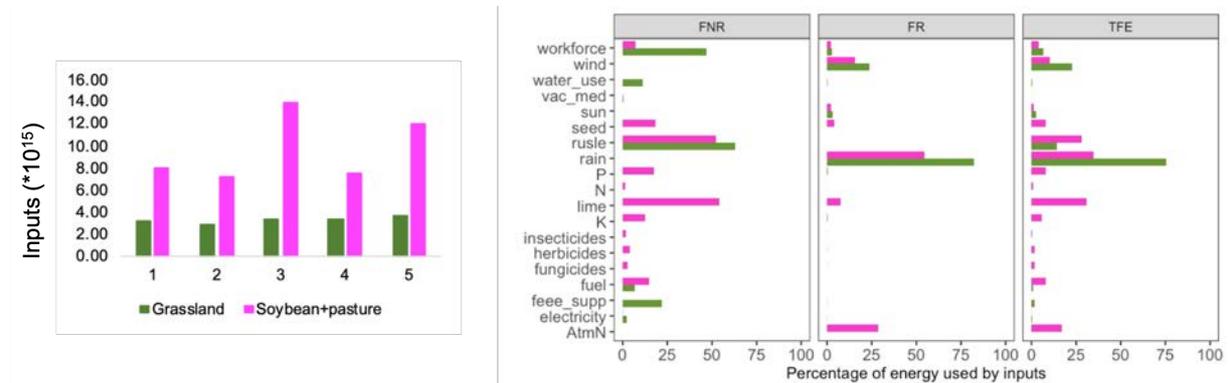


Figura 12. Entradas (inputs) totais da economia e dos fluxos em cinco pares Soja-Campo nativo em sej ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Porcentagem de contribuição de cada input por uso da terra e por tipo de fluxo de energia, sendo: FR: Fluxo renovável, FNR: Fluxo não renovável, TFE: Fluxo de energia total. Nas áreas com soja foram também considerados os fluxos avaliados nas pastagens de inverno utilizadas para produção bovina. Os dados apresentados referem-se aos pares de campo-soja localizados nos municípios de Aceguá (1 e 2), Alegrete (3 e 4) e Jari (5).

A **Fig. 13** mostra os principais índices medidos a partir dos *inputs* e *outputs* de cada par de uso da terra avaliado. No geral, observa-se que as áreas de campo nativo apresentaram maior transformidade, renovabilidade e taxa de eficiência emergética, indicando um melhor aproveitamento dos recursos provenientes da natureza, ao passo que as áreas convertidas apresentam maior taxa de investimento energético, carga ambiental e insustentabilidade. A taxa de investimento energético informa o quanto de recurso proveniente da economia é utilizado num dado sistema de produção; quanto maior o valor, maiores são esses *inputs*.

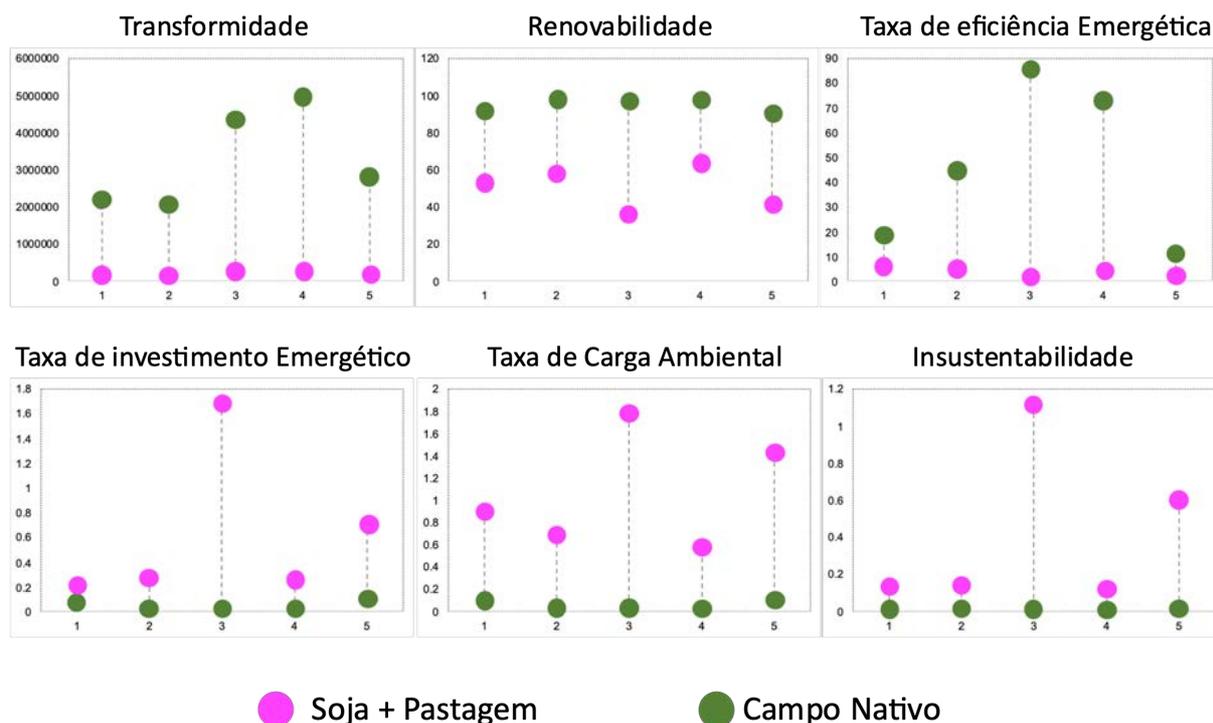


Figura 13. Índices ambientais calculados para cada par de uso da terra considerando apenas campo e soja. Os dados apresentados referem-se aos pares de campo-soja localizados nos municípios de Aceguá (1 e 2), Alegrete (3 e 4) e Jari (5).

#### 4.2. Efeito da conversão e fragmentação da paisagem na biodiversidade e serviços ecossistêmicos e identificação dos limiares da conversão

Observamos que a conversão da vegetação nativa, embora venha acompanhada de aumentos na produção de grãos, também leva à redução na produção animal no bioma Pampa (Fig. 14), sobretudo em microbacias onde a conversão supera 60% em área, uma vez que a análise segmentada dessa correlação identificou uma mudança abrupta e significativa neste limiar. Efeito neutro da conversão para agricultura na produção de carne no Pampa pode estar relacionado com o aumento de sistemas de integração lavoura pecuária, que consiste no cultivo de grãos no verão e de pastagem no inverno. No entanto, após 60% de conversão, observa-se que esses sistemas não são capazes de manter os mesmos níveis de produção animal, o que pode afetar a oferta desse benefício para a sociedade, a depender da sua demanda atual. Possivelmente essa redução no suprimento de produtos animais resulta da redução de áreas campestres naturais, fundamental para manter sua produção no verão e parte do inverno.

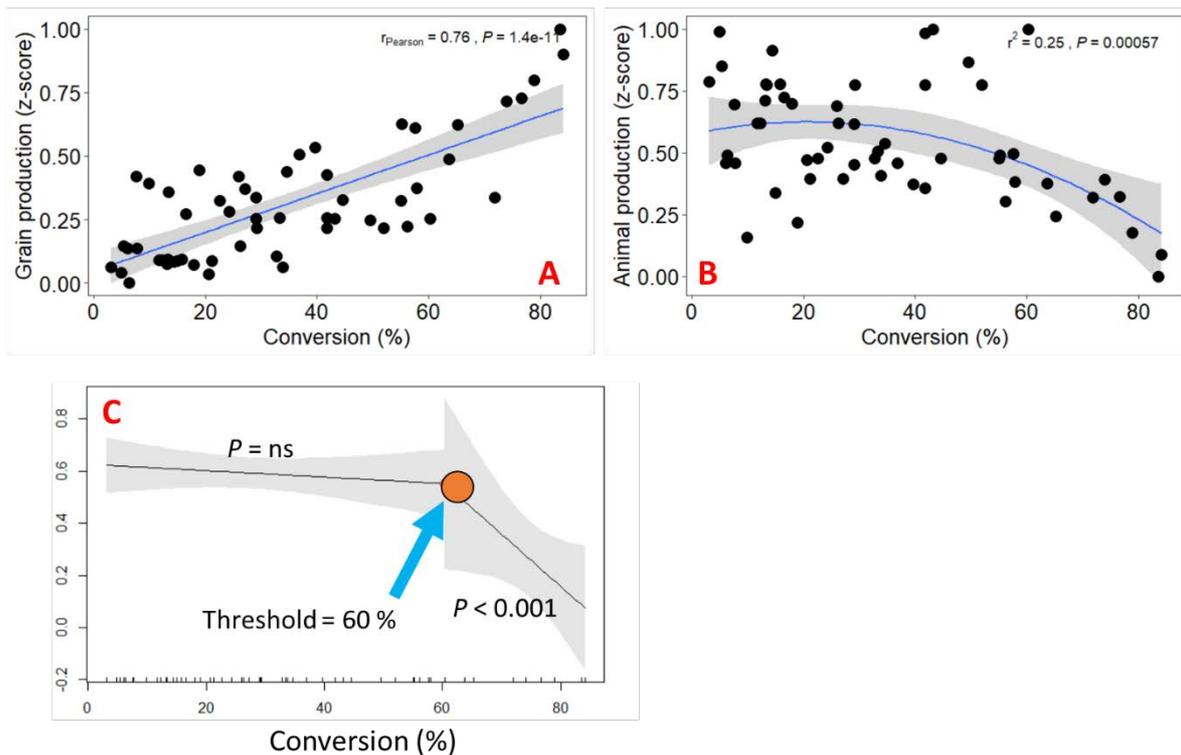


Figura 14. Relações entre conversão da vegetação nativa (%) e produção de grãos (A) e carne bovina (B) no bioma Pampa. O gráfico em C mostra a mesma relação com a produção animal, porém foi utilizado a função segmented do package “segmented” in R para determinação dos limiares de mudança abrupta da correlação.

Outro fator negativo associado às microbacias muito convertidas é a redução da biodiversidade de plantas, e conseqüentemente, de outros organismos associados (i.e., polinizadores e artrópodes do solo). Detalhes desses impactos podem ser mais bem visualizados no item 4.1 deste relatório. A redução da biodiversidade ao longo de um gradiente de perda de habitat, ou seja, porcentagem de conversão, é muito evidente em áreas com até 21% de conversão. No entanto, correlacionando a biodiversidade com outros padrões espaciais associados à mudança do uso da terra, como a fragmentação da paisagem, esse padrão de estabilização não foi identificado e a redução de espécies por  $\text{m}^2$  foi linear ao longo de todo o gradiente.

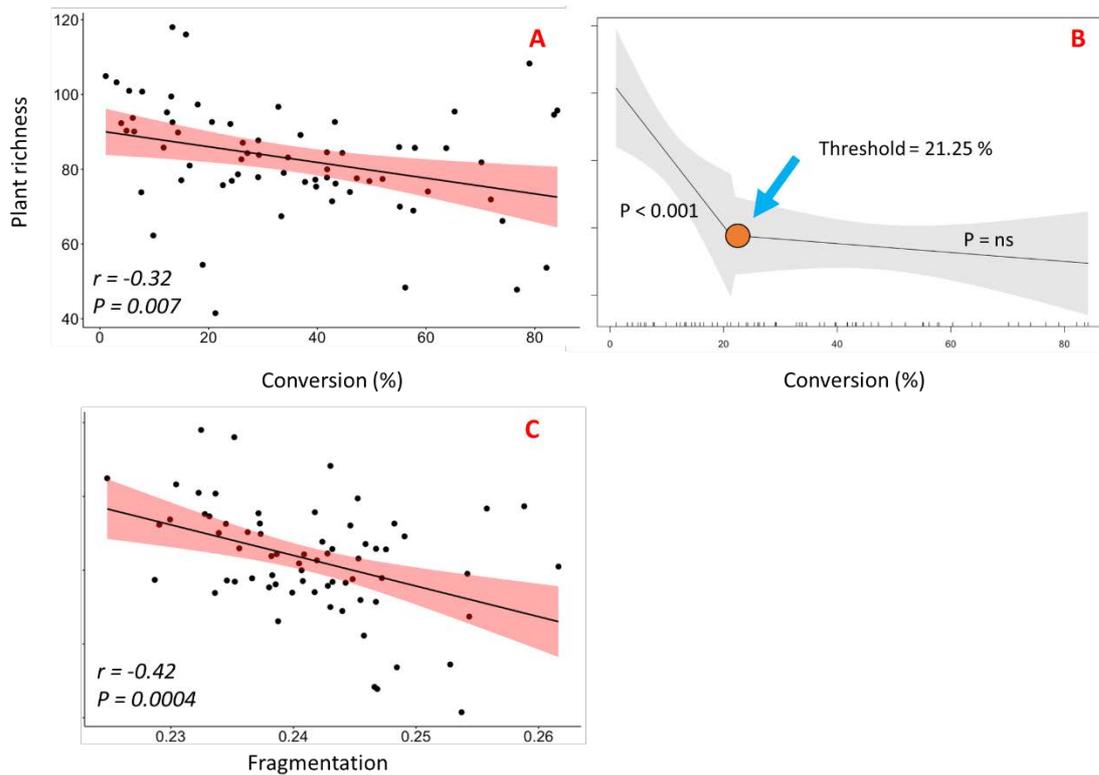


Figura 15. **A-B** Efeito da conversão da vegetação nativa (%) e fragmentação da paisagem medida pelo índice “entropia normalizada” na riqueza de plantas a partir de modelos lineares. **C** representa a mesma relação entre riqueza de plantas e a porcentagem de conversão, porém foi utilizado a função segmented do package “segmented” in R para determinação dos limiares de mudança abrupta da correlação. Não foi detectada nenhuma mudança abrupta da correlação entre riqueza de espécies e fragmentação da paisagem.

A fragmentação do habitat, que é caracterizada pelo aumento de pequenas manchas isoladas de áreas nativas, desfavorece o fluxo ecológico das espécies na paisagem (Pardini et al. 2010). Neste contexto, duas microbacias podem ter a mesma área de remanescentes campestres, porém o aumento da fragmentação desses remanescentes na paisagem pode causar perda de espécies. Por esta razão, a seleção de áreas para conservação ou para restauração ecológica visando aumento da biodiversidade, deve considerar não somente a quantidade de área nativa a ser protegida, mas também fatores como conectividade e proximidades com outras manchas de área nativa.

Um maior número de espécies em dada comunidade biológica tem sido geralmente associado ao aumento da oferta de serviços ecossistêmicos (Loreau, 2001; Hector e Bagchi, 2007). Nossos dados mostraram correlação positiva entre a riqueza de espécies de plantas e os estoques de C no solo, a atividade fotossintética da vegetação e a produção de água (Figs.

16 - 17). Os dados sugerem que esse efeito positivo da biodiversidade nos serviços ecossistêmicos deve-se principalmente à maior diversidade de funções desempenhadas pelas diferentes espécies e tipos funcionais que ocorrem dentro das comunidades (Díaz e Cabido, 2001). Segundo Mason et. al. (2005), comunidades mais ricas em espécies e em atributos funcionais têm um maior número de nichos ecológicos ocupados, o que favorece a estabilidade dos ecossistemas frente a distúrbios ambientais.

Em estudos locais e em condições controladas, a relação entre biodiversidade e serviços do ecossistema tem sido bem estudada em comunidades de plantas (Loreau e Hector, 2001) e em comunidades de decompositores do solo (Heemsbergen et. al. 2004; Forey et al. 2015; Coulibaly et al. 2019; Winck et. al. 2020). De modo geral, esses estudos observaram que a alta riqueza de espécies nas comunidades favorece positivamente a ciclagem de nutrientes, a produtividade primária líquida e os estoques de C no solo. Embora esses estudos tenham sido realizados em condições controladas ou numa escala local, neste projeto observamos uma relação positiva entre riqueza de plantas e serviços ecossistêmicos em escala regional.

Ekroos et. al. (2016) salientam que em paisagens já transformadas, como é o caso de grande parte do bioma Pampa, o planejamento do uso da terra para a conservação da biodiversidade e dos recursos naturais deve considerar diferentes escalas espaciais. Por exemplo, Chisholm et al. (2013) observaram uma relação positiva entre biodiversidade e funcionamento do ecossistema em parcelas de 0,04 ha, porém estas mesmas relações não aparecem quando extrapoladas para 0,25 ha. Novamente, é esperado que o *feedback* entre biodiversidade e serviços ecossistêmicos varie em função das escalas estudadas neste projeto.

Consequentemente, como já detectado nas parcelas locais, a conversão de vegetação nativa em escala regional também afeta de forma negativa a multifuncionalidade média do ecossistema (**Fig. 18**). Analisando algumas das funções de forma isolada (Fig. 16 e 17), esse padrão se repete. Assim como observado no item 4.1, que identificou uma forte relação entre riqueza de plantas e multifuncionalidade em escala local (parcela 250m), o efeito positivo da biodiversidade se repete na escala de microbacia, uma vez que enquanto o aumento da conversão reduz os estoques de C e a produção anual de água, a maior biodiversidade os favorece.

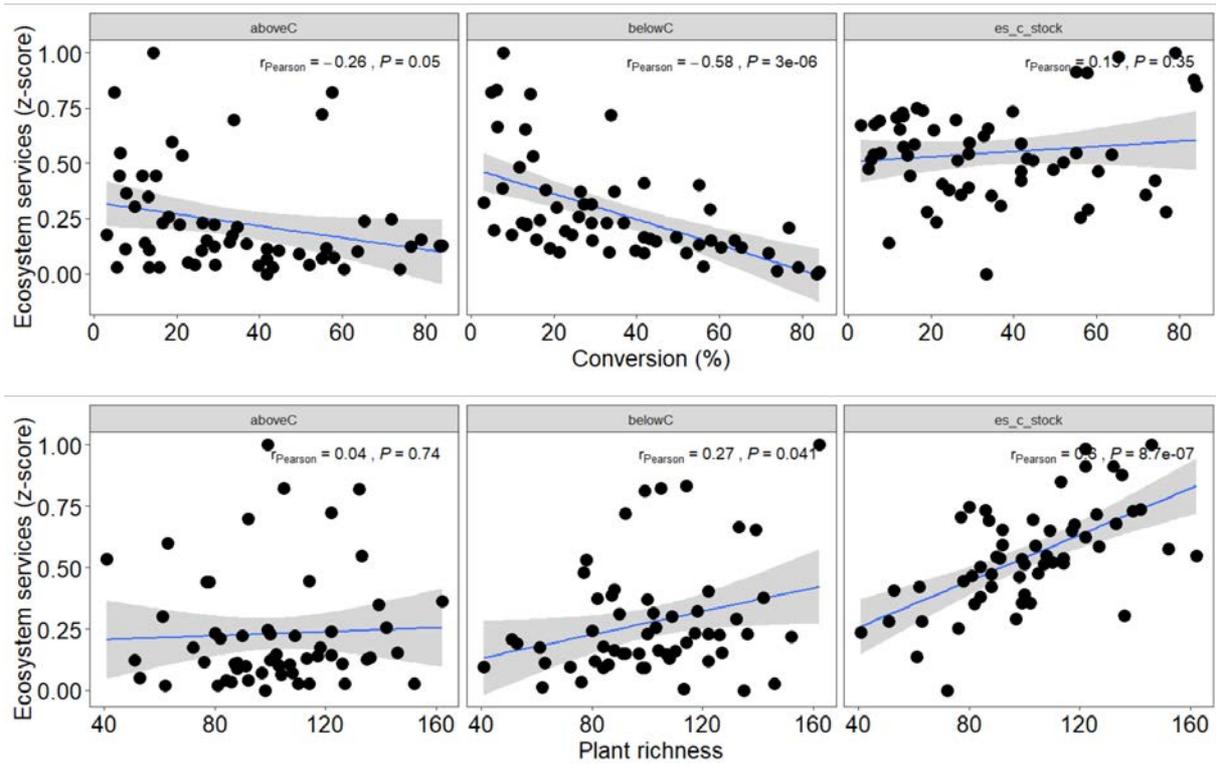


Figura 16. Relação entre conversão da vegetação nativa, riqueza de plantas e estoques de C no bioma Pampa.

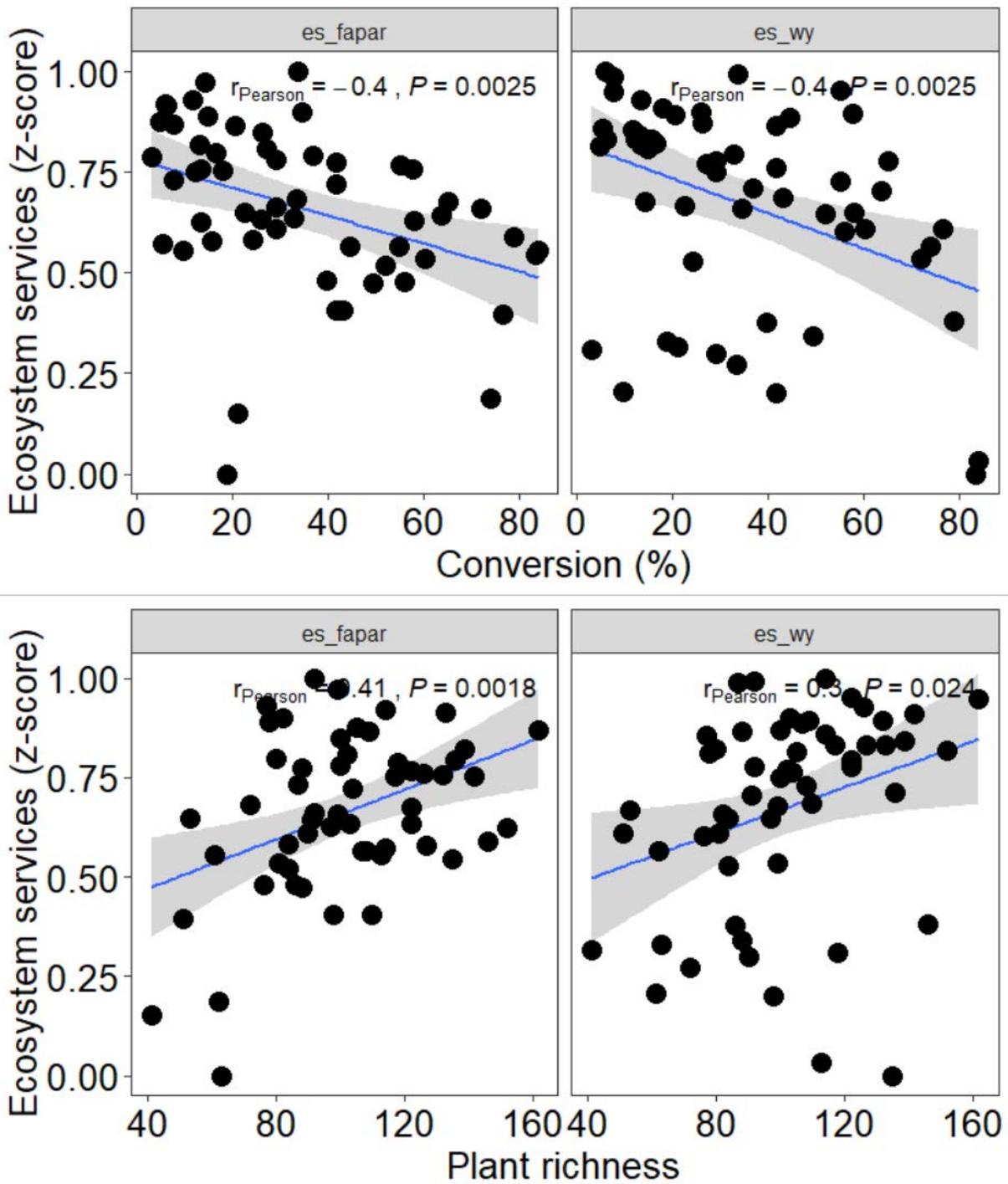


Figura 17. Efeito da conversão da vegetação nativa e biodiversidade sobre a atividade fotossintética (*es\_fapar*) e produção de água (*es\_wy*) no bioma Pampa.

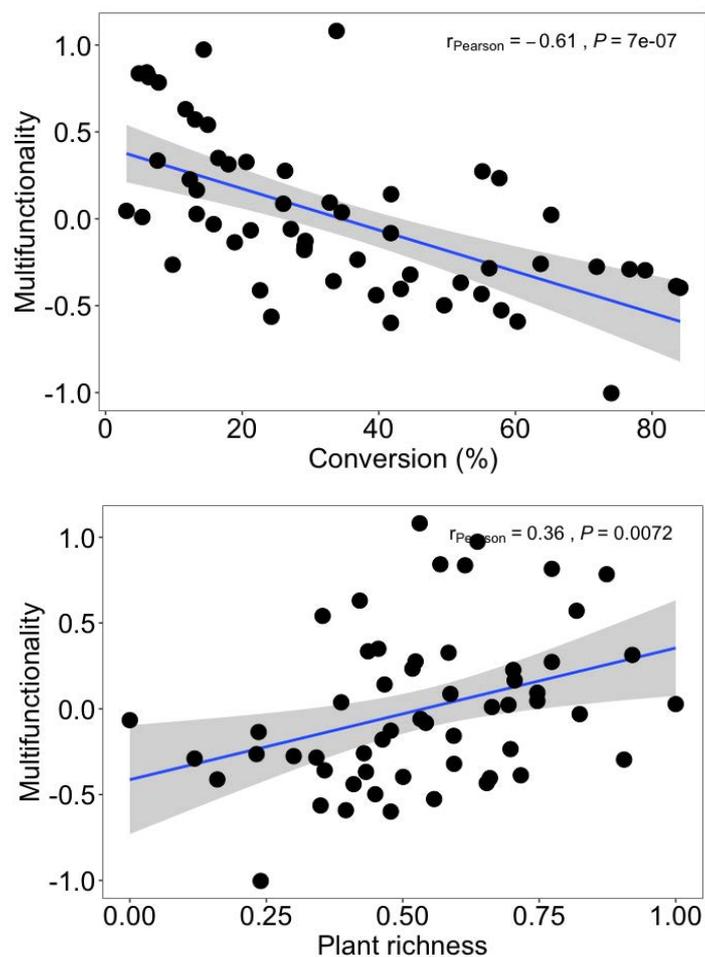


Figura 18. Efeito da conversão da vegetação nativa e riqueza de plantas na multifuncionalidade de ecossistemas no bioma Pampa.

#### 4.2. Limiares da conversão nativa que ocasiona perda abrupta da biodiversidade e serviços ecossistêmicos

Segundo o modelo conceitual descrito por King e Hobbs (2006) na **Fig. 19**, a relação entre função/serviço ecossistêmico e distúrbio apresenta dois limiares e três estágios de degradação, cuja recuperação do sistema dependerá da sua capacidade autogênica (resiliência) e da intervenção/manipulação externa. No primeiro estágio, a função biótica é degradada, mas o sistema ainda tem a capacidade de recuperação autogênica se a causa da degradação for removida ou minimizada. No segundo estágio, se a causa do distúrbio ainda atua ou avança, além da recuperação autogênica, alguma manipulação será necessária para que o sistema recupere suas funções de maneira autogênica. Por fim, no terceiro estágio, o sistema está além da sua resiliência e se torna disfuncional. Nesta etapa, o sistema não tem

capacidade de recuperação autogênica e a sua recuperação dependerá de uma manipulação mais intensiva do ambiente. Um dos objetivos deste projeto foi identificar limiares de efeitos da conversão da vegetação nativa sobre a riqueza de plantas (*proxy* da biodiversidade) e serviços de provisão, regulação e suporte ao longo de um gradiente de conversão. Os resultados que apresentamos a seguir, considerando o ano de 2018, indicam limiares pouco nítidos e também inconsistentes entre os serviços considerados. Porém, os resultados são preliminares, pois a análise que realizamos requer ajustes, sobretudo para incluir o efeito combinado da perda de habitat e da fragmentação da paisagem sobre a biodiversidade e como isso impacta os serviços.

### Theoretical framework

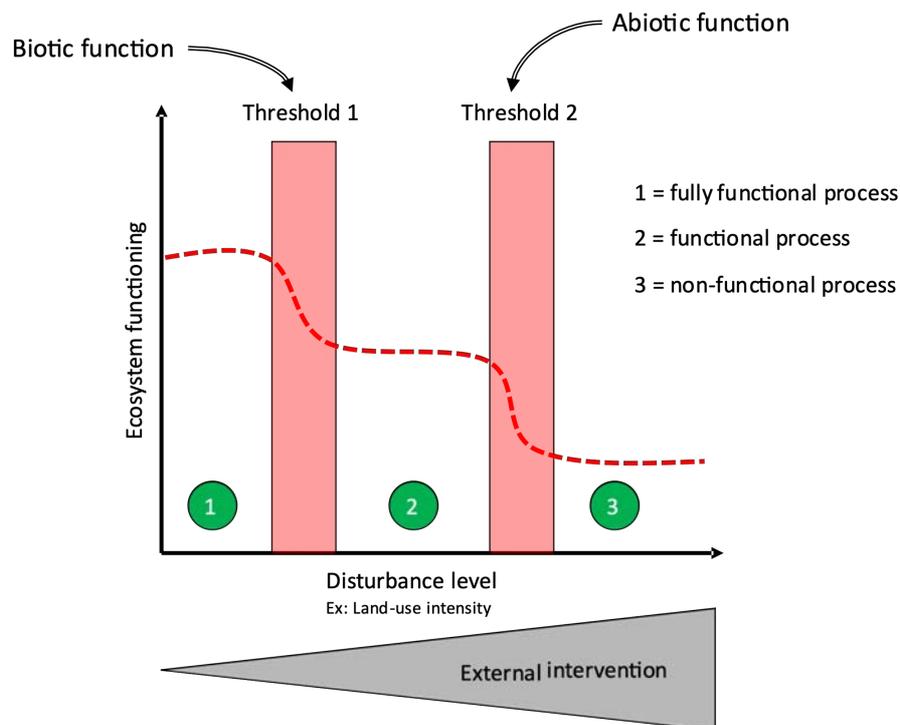


Figura 19. Modelo conceitual de limiares que indicaram pontos de quebra em funções/serviços ecossistêmicos ao longo de um gradiente de degradação. Adaptado de King e Hobbs (2006).

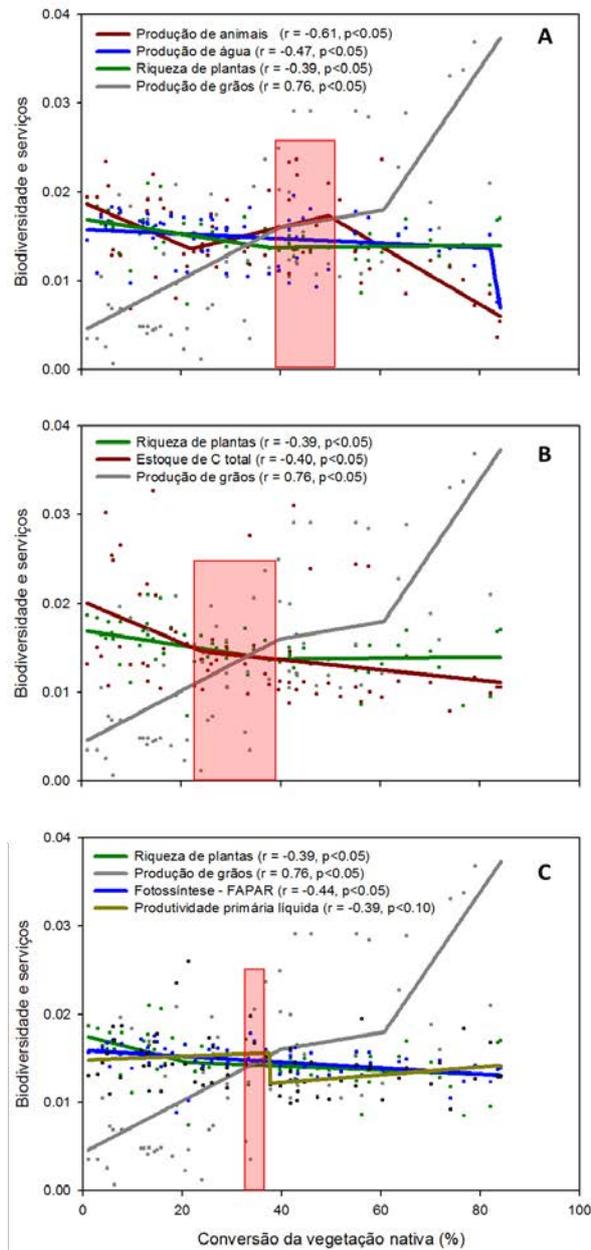


Figura 20. Análise de limiares nos efeitos da conversão da vegetação nativa sobre serviços ecossistêmicos e biodiversidade. Os gráficos mostram na ordenada os níveis de biodiversidade e de produção agrícola (indicando um benefício proveniente da conversão) juntamente com serviços de provisão (A), regulação (B) e suporte (C). Todas as variáveis foram normalizadas para permitir comparação entre os efeitos da conversão.

Os resultados indicam que, embora a conversão da vegetação nativa tenha gerado aumentos na produção total de grãos (benefícios), outros benefícios e serviços ecossistêmicos foram negativamente impactados. Alguns *trade-offs* entre produção de bens e serviços ecossistêmicos podem ser observados na **Fig. 20**. A produção de grãos apresentou três tendências ao longo do gradiente de conversão: 1) um aumento linear até 40% da conversão; 2) estabilização entre 40% e 50% da conversão; 3) aumento linear a partir de 50% da conversão. No entanto, a análise conjunta da produção de grãos com os demais serviços e com a biodiversidade indica diferentes limiares do efeito da conversão de vegetação nativa. Por exemplo, no primeiro estágio, até 40% da conversão (**Fig. 20A**), o aumento da produção é acompanhado por uma redução linear da biodiversidade. Após esse limiar, entre 40 e 50% da conversão, é quando possivelmente os serviços e produção de benefícios estão em sinergia. Porém, acima de 50% da conversão, novamente observamos uma clara separação da produção agrícola dos demais serviços.

O mesmo padrão nos níveis mais altos da conversão se repete nas **Fig. 20 B-C**. No entanto, na Figura 20B (biodiversidade e serviços de regulação), observa-se que o limiar muda, ficando entre 20 e 40% da conversão. Percebe-se que os estoques de C total (planta + solo) têm uma queda abrupta nos níveis mais baixos de conversão, assim como observado para a biodiversidade, mas o impacto negativo nos estoques de C continua ao longo do gradiente, mesmo que de forma menos acentuada. A perda de C nas áreas de campo deve-se à aceleração do processo de mineralização do C orgânico para forma de CO<sub>2</sub>, um gás de efeito estufa que tem impacto negativo na regulação do clima. O aumento na taxa de mineralização do C geralmente é favorecido pelos distúrbios que ocorrem no solo durante a conversão da vegetação nativa (supressão da cobertura vegetal com uso de herbicidas, e/ou revolvimento para incorporação dos resíduos orgânicos, aração e gradagem para descompactação e nivelamento do solo). O preparo do solo expõe a matéria orgânica que estava protegida no interior dos agregados do solo, favorecendo a decomposição dos compostos orgânicos pela microbiota edáfica (Navarro et. al. 2012). A perda de C pode também ser favorecida pelo aumento do efeito *priming* do sistema (Bastida et. al. 2019). Esse efeito consiste no aumento das taxas de mineralização da matéria orgânica favorecida pela inserção de plantas com baixa relação C/N, como a soja e outras leguminosas, e pela inserção de insumos de alta solubilidade.

Por fim, os serviços de suporte (**Fig. 20C**) parecem ter uma resposta mais abrupta à conversão da vegetação nativa campestre. Os serviços de suporte referem-se aos serviços intermediários (ver Fig. 1 da Introdução) que são essenciais para a oferta dos serviços finais (produção de alimentos) e de benefícios (carne, grãos etc.). Notamos que entre 30 e 40% de conversão, a produtividade primária líquida estimada tem uma queda abrupta, ao passo que a redução da atividade fotossintética da vegetação é linear ao longo da conversão. Assim como mencionado anteriormente, enquanto o solo e a vegetação são importantes compartimentos para manter o C fixado em formas orgânicas, a produtividade primária e a atividade fotossintética são os principais serviços relacionados à captura do carbono da atmosfera.

É fundamental ressaltarmos que embora a riqueza de plantas se estabilize a partir dos 40% de conversão, parecendo não ser afetada pelos maiores níveis da conversão, o aumento da fragmentação da paisagem reduz linearmente a biodiversidade nas áreas campestres (Fig. 15). Por isso, a análise dos limiares ainda precisa ser aperfeiçoada para incorporar a fragmentação da paisagem nos seus impactos sobre a biodiversidade e os serviços.

### **4.3. Efeito da conversão da vegetação nativa na biodiversidade de peixes e qualidade da água**

#### *4.3.1. Biodiversidade de peixes*

Um total de 144 espécies de peixes foi amostrado nos 60 riachos. O número médio de espécies por riacho foi de 20. Das 18 famílias registradas, Characidae, Loricariidae e Cichlidae foram as mais ricas em espécies, com 54, 28 e 20 espécies, respectivamente. As espécies mais frequentes foram pequenos peixes bentônicos: *Heptapterus mustelinus* (presente em 93,3% de todos os locais de amostragem), *Bryconamericus iheringii* (91,6%), *Characidium pterostictum* e *Rineloricaria stellata*, ambos com 63,3%. Todas as espécies amostradas são nativas da região de estudo.

Na **Fig. 21**, observamos que a porcentagem de área convertida não teve um efeito negativo na riqueza de peixes amostrados nos riachos. No entanto, a fragmentação da paisagem teve um efeito significativo e negativo a partir do limiar 0.10. Ou seja, embora pareça que a quantidade de área convertida não afete a comunidade de peixes, a

fragmentação da paisagem, que é ocasionada pela conversão, pode causar impactos negativos na biodiversidade.

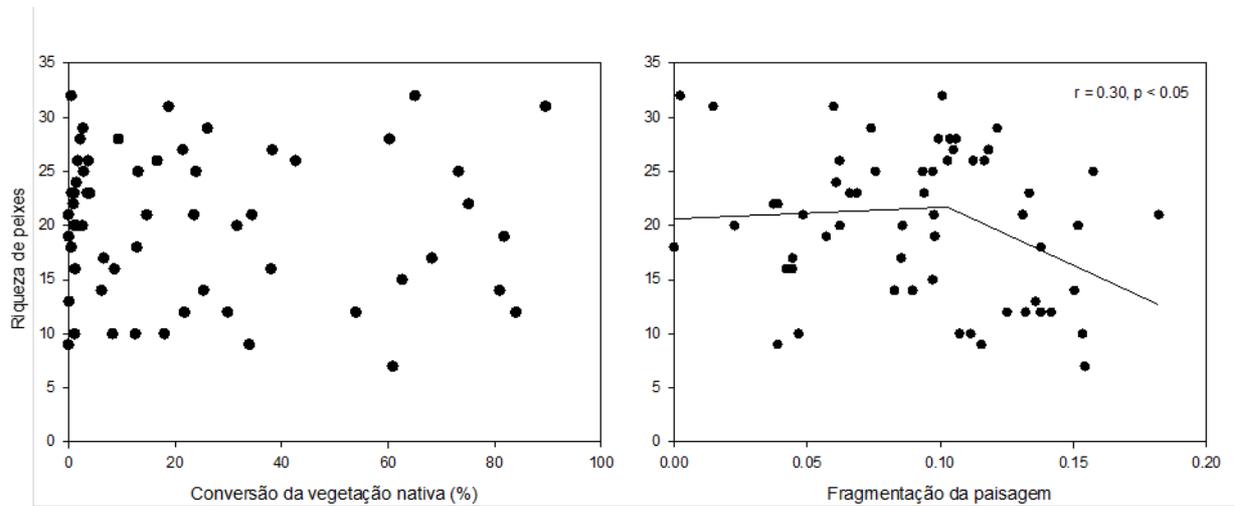


Figura 21. Efeito da conversão da vegetação nativa e fragmentação da paisagem na riqueza de espécies de peixes.

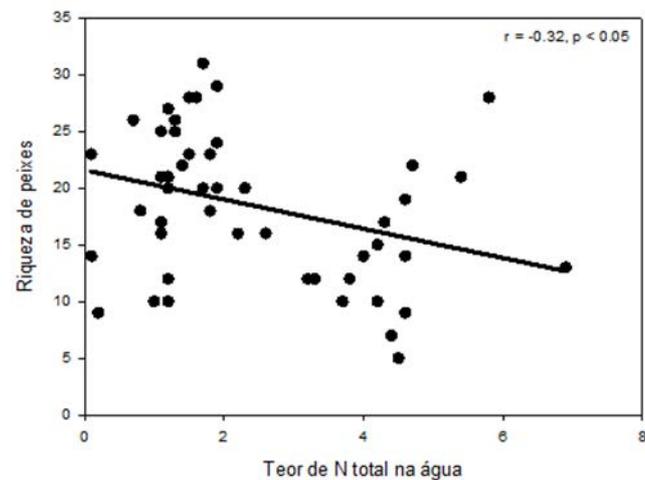


Figura 22. Efeito dos parâmetros de água na diversidade de peixes. Condutividade elétrica da água ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), N total na água (mg/L) e sólidos fixos precipitados (mg/L).

Os impactos causados pela conversão na comunidade de peixes devem-se principalmente às mudanças que ocorrem na qualidade da água dos recursos hídricos. Na **Fig. 22**, observamos que os teores de N total afetam negativamente a riqueza de peixes. Isso ocorre porque o nitrogênio total, que é a soma do nitrito, nitrato e amônio inorgânico e de outros compostos nitrogenados orgânicos, pode ter um efeito tóxico na comunidade aquática.

Desta forma, apenas espécies mais resistentes às maiores concentrações de N na água ocorrem na comunidade, levando à redução da riqueza de espécies.

Além disso, observamos que os teores de N de diversas unidades amostrais aquáticas estão acima do limite estabelecido pelo CONAMA N° 357 (3,7 mg/L). Embora os teores de P não tenham tido relação significativa com o percentual de área convertida no bioma e com a perda anual de solo, nota-se que a maioria das unidades amostrais também estão com os valores de P total acima do limite estabelecido pelo CONAMA e estão eutrofizados de acordo com o Índice de Estado de Eutrofização (**Fig. 23**).

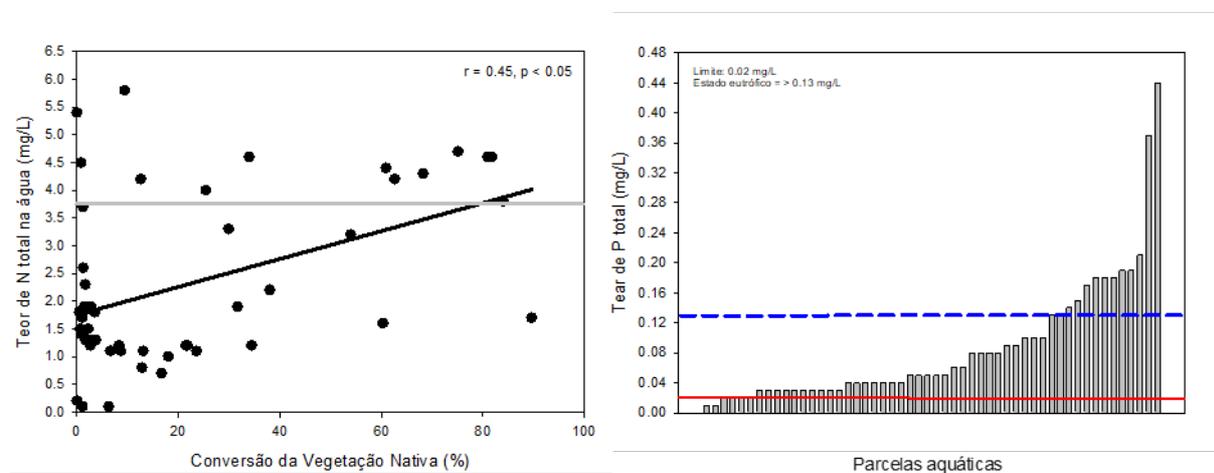


Figura 23. A) Teor de N na água ao longo de um gradiente de conversão (ano de 2015). As amostras de água para análise físico-química foram coletadas entre os anos de 2013 e 2015, por esta razão, usamos a conversão de 2015 para esta análise. Os dados das coletas do ano de 2019 não foram inseridas nestas análises. B) Histograma dos teores de P total na água nas microbacias amostradas entre os anos de 2013 e 2015. A linha em vermelho indica o limite máximo de P total em águas doces de classe 1 de acordo com as normas do CONAMA N° 357, e a linha azul indica o limite a partir do qual as águas são consideradas eutrofizadas.

O aumento dos processos erosivos no solo é a principal causa do aumento dos teores de N na água (**Fig. 24**). A conversão da vegetação nativa reduz a cobertura do solo, favorecendo o desprendimento de partículas ou nutrientes do solo e o seu transporte até os corpos d'água. Esse efeito é ainda mais pronunciado em relevos declivosos, onde os solos são rasos e com alta pedregosidade, e em solos em que predominam o uso agrícola em detrimento da vegetação nativa (Anexo 1, Figura S3 e S6).

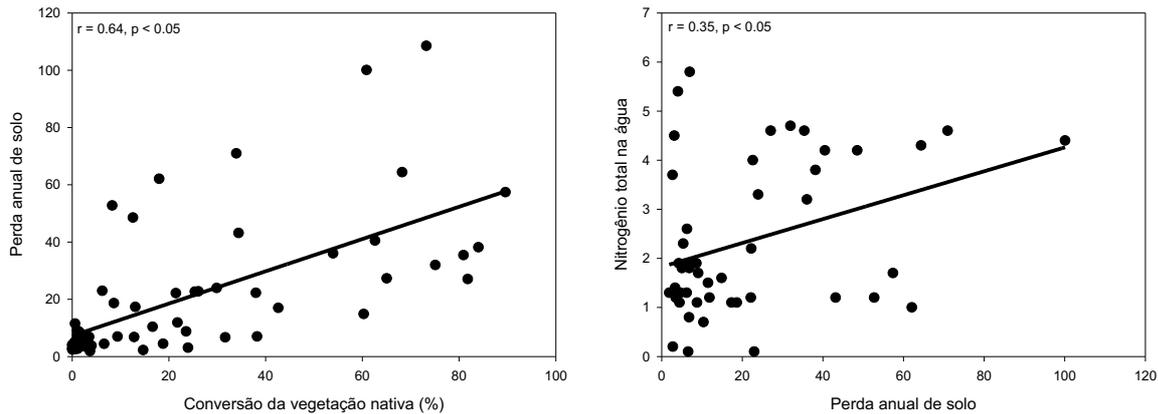


Figura 24. Efeito da conversão na perda anual de solo e efeito da perda anual de solo nos teores totais de nitrogênio na água.

#### 4.4. Cenários futuros do uso e cobertura da terra no bioma Pampa

##### 4.4.1. Dinâmica da mudança do uso da terra

Em 2002, a cobertura total de vegetação nativa no bioma Pampa, que inclui áreas campestres e florestas nativas, era de 99153 km<sup>2</sup>, correspondendo a 51% da área total do bioma. Entre 2002 e 2009 e 2009 e 2015, observou-se que essa cobertura foi reduzida para 47% e 43% respectivamente. Mais precisamente, as áreas de campo nativo são as que sofreram maior conversão, diminuindo de 44% em 2002 para 36% em 2015 (**Tab. 9**).

Observou-se que de 2002 para 2009, houve perda de vegetação nativa para todos os usos da terra, sendo que a maior conversão ocorreu para agricultura de sequeiro, seguida de agricultura irrigada e silvicultura. No entanto, a mudança líquida foi maior para silvicultura (53%) e de 7,0 e 6,5% para agricultura de sequeiro e irrigada, respectivamente, considerando que em 2002, havia apenas 3678 km<sup>2</sup> de áreas com silvicultura, ao passo que em 2009, essas áreas aumentaram para 7804 km<sup>2</sup>. A partir do ano de 2007, diversas áreas de campo nativo foram convertidas para silvicultura na região da serra do sudeste do bioma Pampa. Tais informações podem ser confirmadas pelas mudanças abruptas do NDVI no ano de 2007 (**Fig. 25**).

**Tabela 10.** Mudanças do uso da terra de 2002 a 2009 e 2009 a 2015 no bioma Pampa.

Uso e cobertura da terra	Área (km <sup>2</sup> )			Mudança 2002-2009	Mudança 2009-2015
	2002	2009	2015		
Mata Nativa	13684.1	13203.6	13025.4	-480.5	-178.2
Campo Nativo	85468.5	77018.9	70934.7	-8449.6	-6084.2
Banhado	2405.4	2311.2	2297.8	-94.2	-13.4
Área não vegetada	1601	1576.5	1528.4	-24.5	-48.1
Água	17984.2	17989.1	18028.9	4.9	39.8
Silvicultura	3677.9	7804.3	8401.6	4126.4	597.3
Sequeiro	50002.3	53643.3	57833.5	3641	4190.2
Irrigada	17337.8	18551.9	20006.8	1214.1	1454.9
Área urbana	1294.4	1348.8	1385.1	54.4	36.3
Mineração	53.7	61.9	67.1	8.2	5.2
Área total do bioma	193509.4	193509.4	193509.4		
Remanescente de mata nativa (%)	7.1	6.8	6.7		
Remanescente campestre (%)	44.2	39.8	36.7		

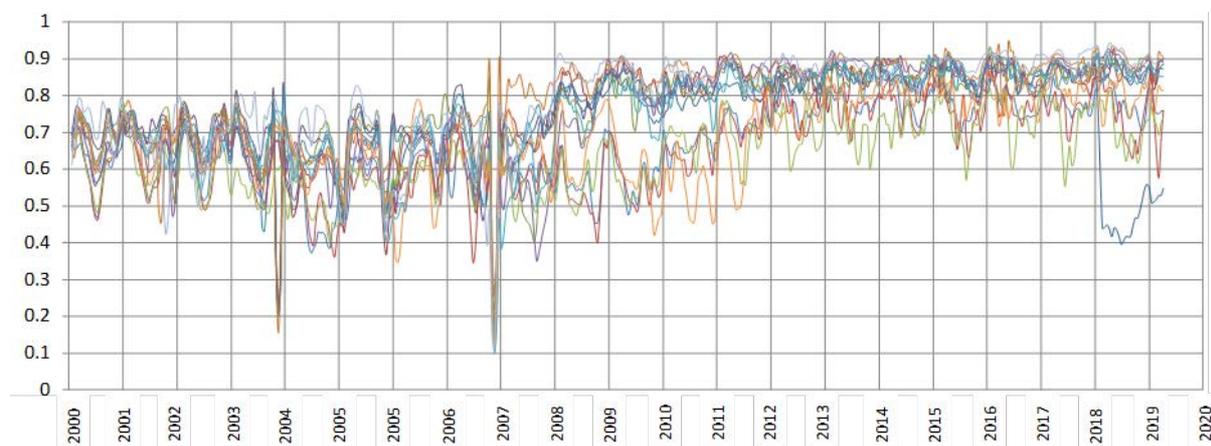


Figura 25. Série temporal de NDVI nas parcelas de Eucalipto do projeto NEXUS.

Segundo Pellenz et al. (2019), as áreas de vegetação nativa convertidas para agricultura de sequeiro, provavelmente soja, ocorreu principalmente a partir do ano de 2004, com o “boom das commodities”, que afetou significativamente a extensão de área convertida e a distribuição espacial da produção de soja no Rio Grande do Sul. Esse tipo de mudança, considerada abrupta, é difícil de ser detectada em modelos de predição, uma vez que o fator que gerou esse incentivo foi pontual. No entanto, além dos fatores econômicos e políticos que afetam a distribuição da produção agrícola e silvicultural no bioma Pampa, variáveis abióticas e de infraestrutura também são fundamentais para este processo, além de serem relativamente menos instáveis ao longo do tempo. A partir dessas variáveis, podemos prever o potencial de conversão, assim como podemos simular diferentes cenários futuros. Entender

quais são os fatores que afetam essa conversão da vegetação nativa foi um dos pontos centrais deste projeto de pesquisa.

A Figura 26 mostra o potencial estimado de conversão de áreas nativas em silvicultura (A), agricultura de sequeiro (B) e agricultura irrigada (C). Um total de 14 variáveis preditoras foram inseridas no submodelo NAT-SIL, 12 no submodelo NAT-SEQ e 14 no submodelo NAT-IRRIG (Anexo 2). A acurácia e o potencial de transição média de cada submodelo estão apresentados na Tab. 10.

**Tabela 10.** Indicadores de validação de cada submodelo testado no Land Change Modeler, TERRSET.

Indicadores de validação	Submodelos de transição		
	NAT-SIL	NAT-SEQ	NAT-IRRIG
Taxa de acurácia	78%	72%	83%
Habilidade do modelo	0.54	0.43	0.67
Distribuição dos <i>pixels</i> em área convertida <sup>(1)</sup>	0.65	0.55	0.86
Distribuição dos <i>pixels</i> em área persistente <sup>(1)</sup>	0.13	0.18	0.11
AUC/ROC	0.91	0.87	0.95

(1) Valor médio dos potenciais de transição dentro de áreas convertidas e que persistiram entre 2009 e 2015

De modo geral, observamos que diversas características de solo e de relevo são preditoras da conversão da vegetação nativa. Por exemplo, observamos que as áreas com potencial de conversão para silvicultura se concentram principalmente em uma região de solos rasos, próximas às áreas que já foram convertidas em silvicultura. Isso deve-se principalmente à capacidade dessa cultura em se adaptar a solos rasos, ácidos e pobres em nutrientes. A agricultura irrigada concentra-se principalmente sobre solos de baixa drenagem, sejam elas devido à presença de um horizonte subsuperficial que impede a infiltração da água no solo (horizonte Bt e rocha), seja devido à altura do lençol freático. Essas áreas são cultivadas principalmente com arroz irrigado por inundação, que passa grande parte do seu ciclo com uma lâmina de água acima da superfície do solo. Já a modelagem dos potenciais de transição da vegetação nativa para agricultura de sequeiro foi mais afetada pela proximidade das áreas já convertidas em soja do que pelas variáveis abióticas de clima, solo e relevo, e pelo histórico da produtividade da soja em si.

A escolha das áreas para cultivo de soja é muito influenciada pelo fator econômico, pelos incentivos e subsídios políticos e comerciais, além da rentabilidade da cultura. Pellenz

et al. (2019) analisaram a correlação espacial entre os municípios do Rio Grande do Sul com base no valor da produção da soja por ha e observaram que municípios com alto valor de produção são vizinhos de outros municípios com alto valor de produção de soja. Esse padrão indica que áreas próximas a outras já convertidas têm alta probabilidade de conversão para todos os modelos testados, sobretudo para a soja. A menor previsibilidade sobre onde ocorreria a conversão de áreas para agricultura de sequeiro levou a uma menor acurácia do submodelo (72%). Ademais, em muitas áreas os *pixels* tiveram valor intermediário de potencial de transição (média de 0.55).

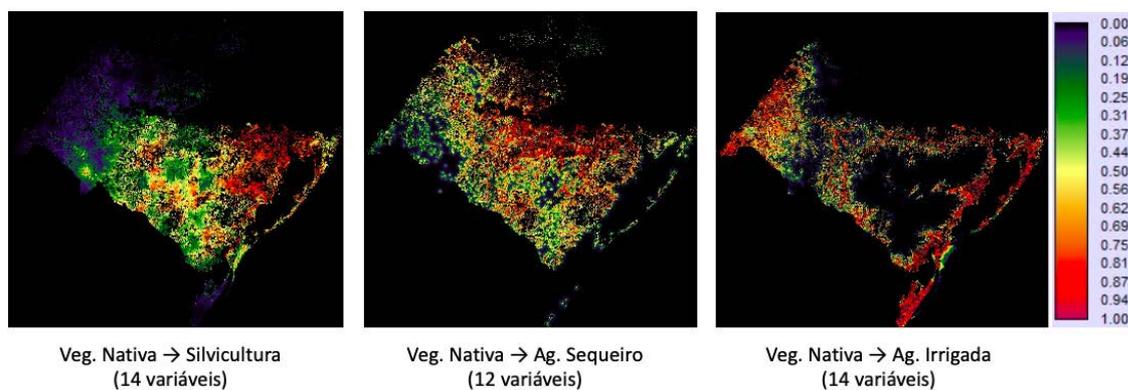


Figura 26. Potencial de transição da vegetação nativa para silvicultura, agricultura de sequeiro e agricultura irrigada no bioma Pampa a partir da análise da mudança do uso da terra de 2002 para 2009.

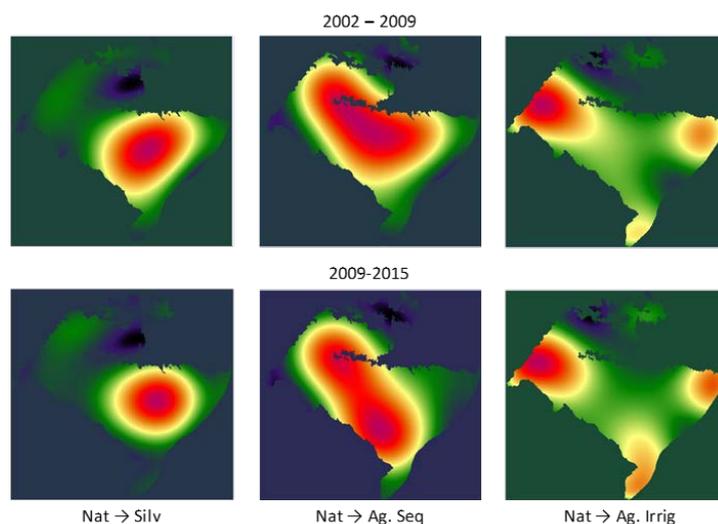


Figura 27. Tendência espacial da conversão da vegetação nativa para Silvicultura (Nat->Silv), Agricultura de sequeiro (Nat->Seq), Agricultura irrigada (Nat->Ag.Irrig).

Tais tendências são confirmadas na **Fig. 27**, em que se observa nitidamente uma mudança da distribuição das áreas de cultivo da agricultura de sequeiro no bioma de 2002 a 2009 e de 2009 a 2015, enquanto a agricultura irrigada e a silvicultura se mantiveram localizadas na mesma região.

Após a validação de cada submodelo de transição, foi simulado o mapa de uso e cobertura do solo para o ano de 2015. Para esta simulação, inserimos no modelo quais áreas têm restrição total para conversão (*pixel* = 0) e quais são de uso sustentável (*pixel* = 0,5). Os demais *pixels* permaneceram com o valor igual a 1. O resultado foi um mapa predito de 2015 com as mesmas categorias inseridas no modelo. Esse mapa foi comparado com o mapa real de 2015, resultando em um valor do índice Kappa Standard de 0.74. Este valor foi considerado satisfatório e significa que o modelo foi capaz de prever com alto nível de acerto o uso e cobertura do solo com base nas variáveis predictoras escolhidas para cada submodelo, assim como foi capaz de prever com qualidade a quantidade e localização da conversão. Para confirmar tal informação, analisamos a distribuição dos *pixels* do mapa de potencial de transição final (Fig. 23) e a curva ROC dentro de uma máscara com toda a transição de áreas nativas para outro uso da terra de 2009 para 2015 (**Fig. 28**). Nós observamos que no modelo final, o valor médio do potencial de transição foi de 0.83 e de persistência foi de 0.31, assim como observamos que o AUC da curva ROC foi de 0.86 (valor máximo = 1.0). Ambas as análises indicam que o modelo foi capaz de prever com alto grau de acerto áreas onde realmente ocorreu ou não a transição de usos da terra.

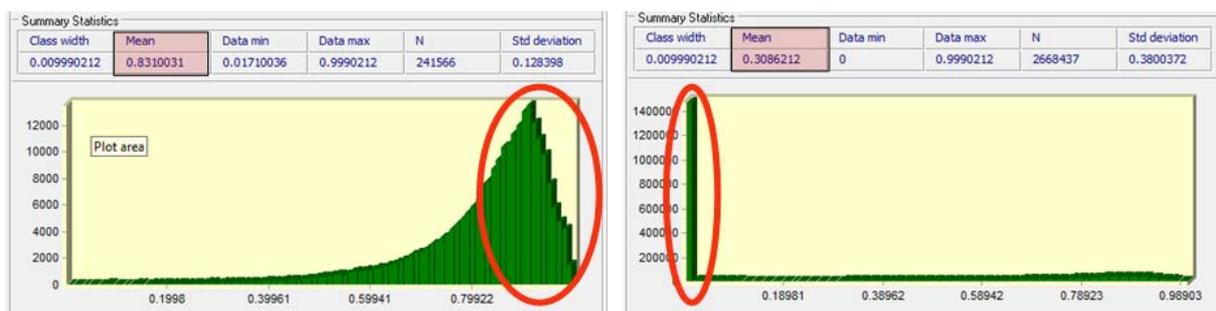


Figura 28. Histograma da frequência dos valores de vulnerabilidade (potencial de transição) em A) áreas de mudança e B) áreas de persistência.

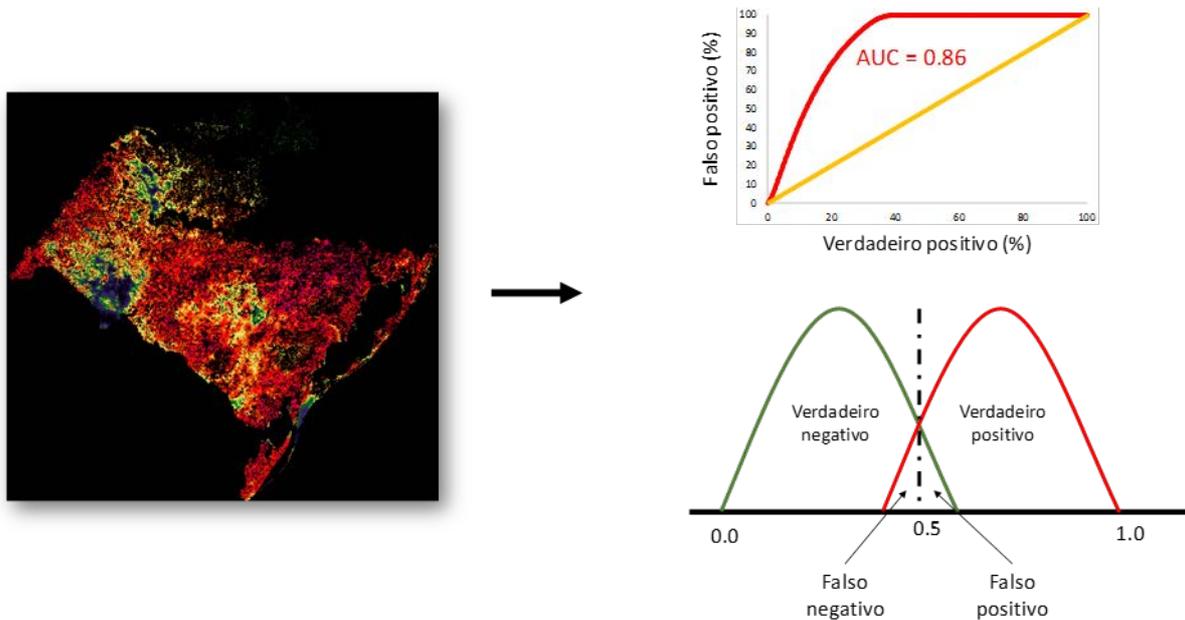
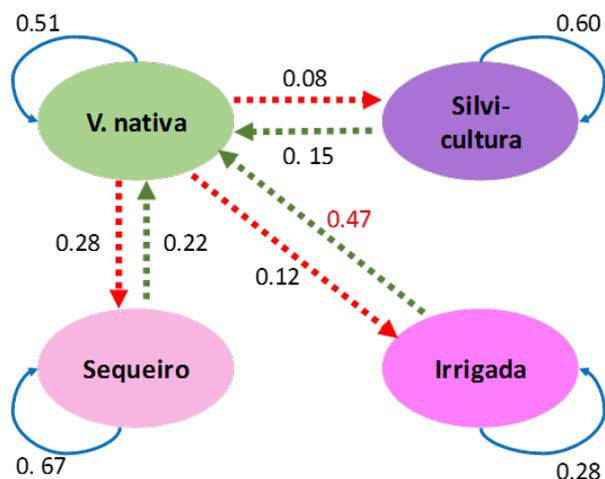


Figura 29. Mapa de vulnerabilidade de transição da vegetação nativa para agricultura de sequeiro, agricultura irrigada e silvicultura no bioma Pampa, gráfico da curva ROC/AUC.

#### 4.4.2. Probabilidade de transição e simulação de cenários futuros

Após a validação do modelo de predição, simulamos distintos cenários de conversão para o ano de 2050. Neste caso, foi utilizada a matriz de probabilidade de transição (cadeia de Markov) de 2002 para 2015 (**Fig. 30**). Observamos nesta figura uma alta probabilidade de transição da agricultura irrigada para vegetação nativa, indicando que haveria uma tendência de regeneração da vegetação nativa das áreas de cultivo de arroz. No entanto, essa tendência deve ser interpretada com cautela, pois o manejo típico da rizicultura no Rio Grande do Sul é a produção durante uma safra e o pousio sob uso pastoril durante duas, três, ou até mais safras. Em outras palavras, essas áreas podem ter sido mapeadas como campo nativo em regeneração, mas fazem parte da matriz de produção de arroz.



**Figura 30.** Diagrama de probabilidade de transição do uso e cobertura do solo para os anos de 2002 para 2015. Setas em vermelho indicam conversão nativa, setas em verde indicam restauração e setas em azul indicam persistência.

No primeiro cenário simulado (**Fig. 31**), o cenário realista, em que informamos quais áreas tinham restrição total e parcial para conversão (áreas indígenas, unidades de conservação de proteção integral, áreas de proteção ambiental e reservas legais atuais), o pressuposto é de que a taxa de conversão da vegetação nativa ocorrerá no mesmo ritmo observado para o período de 2002 a 2015. Ou seja, sem incentivos que levem a uma aceleração da conversão. Neste cenário observamos uma redução de 44% de área nativa e aumentos da conversão para agricultura e silvicultura, em relação a 2015. De fato, as áreas persistentes de vegetação nativa ocorrem em solos rasos, em que não há aptidão para lavoura e silvicultura. No segundo cenário (**Fig. 32**), que denominamos “otimista”, as taxas de conversão nativa foram reduzidas pela metade. Neste caso, observamos que a redução da vegetação nativa foi de apenas 18%. Ainda assim, há uma tendência de aumento das áreas convertidas. Por fim, no cenário pessimista (**Fig. 33**), com incentivos à conversão em função da aptidão agrícola, os padrões foram similares ao do cenário realista. Nossos resultados indicam que ambos os cenários seriam limitados apenas pelos solos rasos, e que mesmo sem incentivos a continuidade do cenário atual (realista) gerará perdas de vegetação nativa equivalentes ao cenário que neste estudo consideramos pessimista.

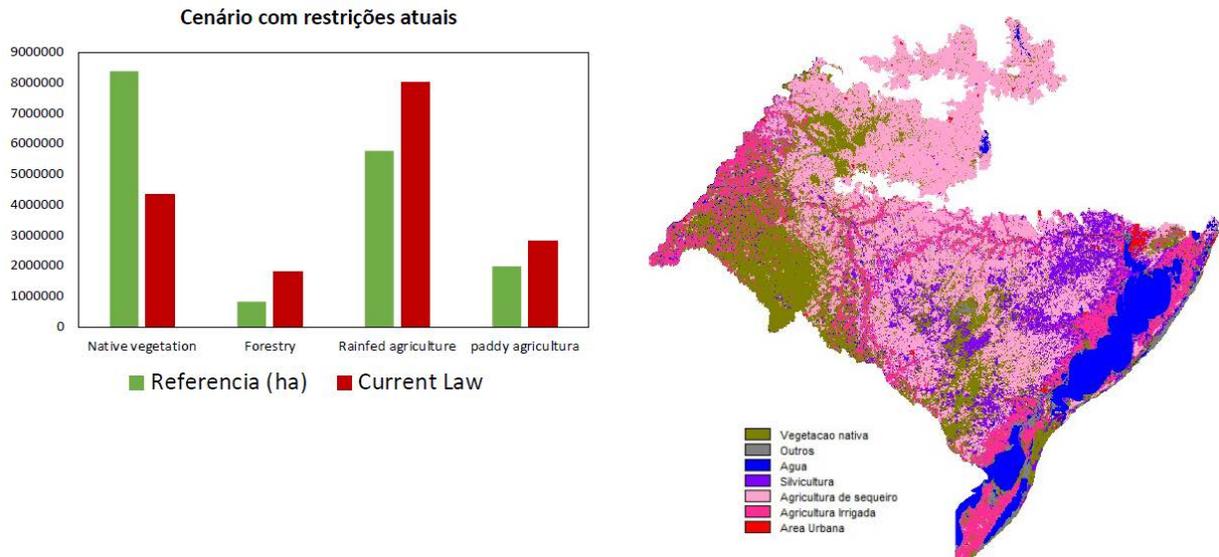


Figura 31. Cenário 1 (Realista): A probabilidade de transição se manteve similar ao apresentado na Figura 30 e foram inseridas no modelo de predição as áreas com restrição de conversão e as que poderiam ser convertidas, porém sem incentivos.

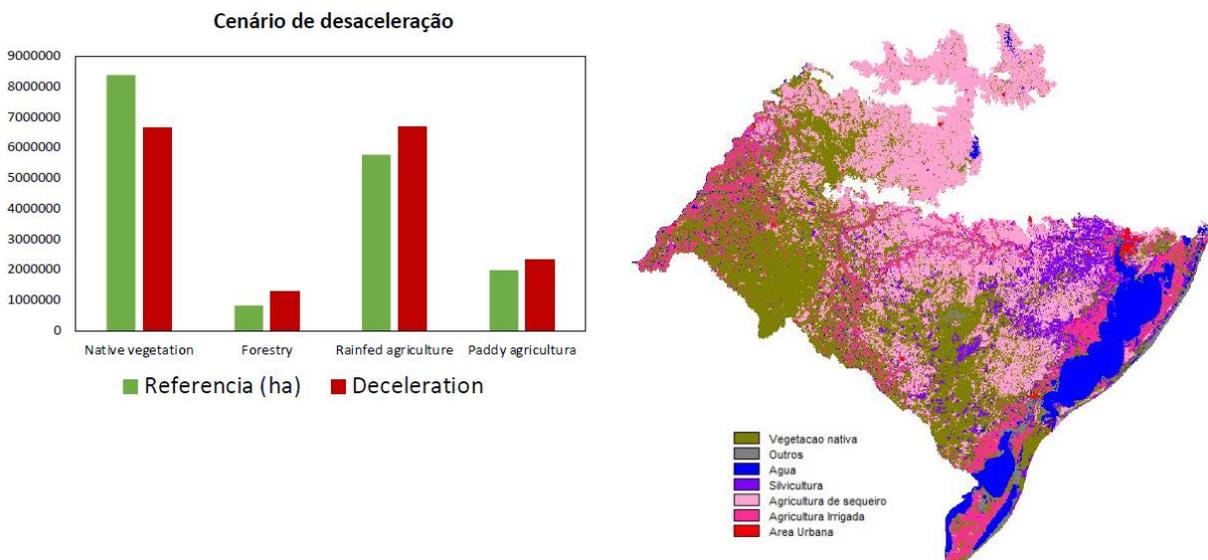


Figura 32 Cenário 2 (otimista): A probabilidade de transição da vegetação nativa para agricultura e silvicultura foi reduzida pela metade e foram inseridas no modelo de predição as áreas com restrição à conversão e as que poderiam ser convertidas, porém sem incentivos.

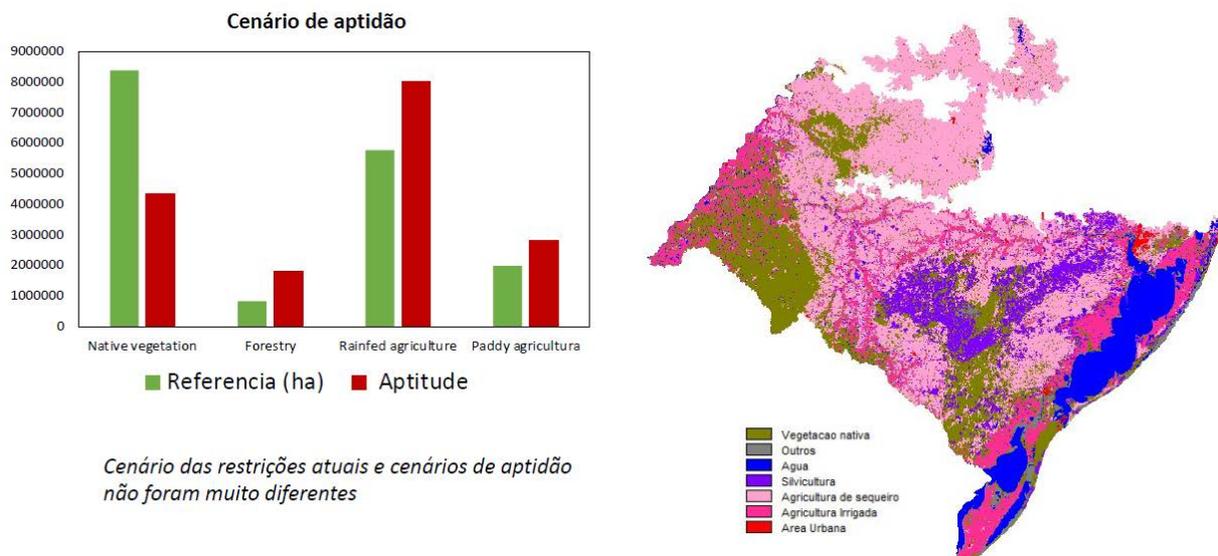


Figura 33. Cenário 3, com incentivos para produção agrícola e silvicultural. A probabilidade de transição se manteve similar ao apresentado na Figura 20 e foram inseridas no modelo de predição as áreas com incentivos para conversão baseada na aptidão agrosilvicultural.

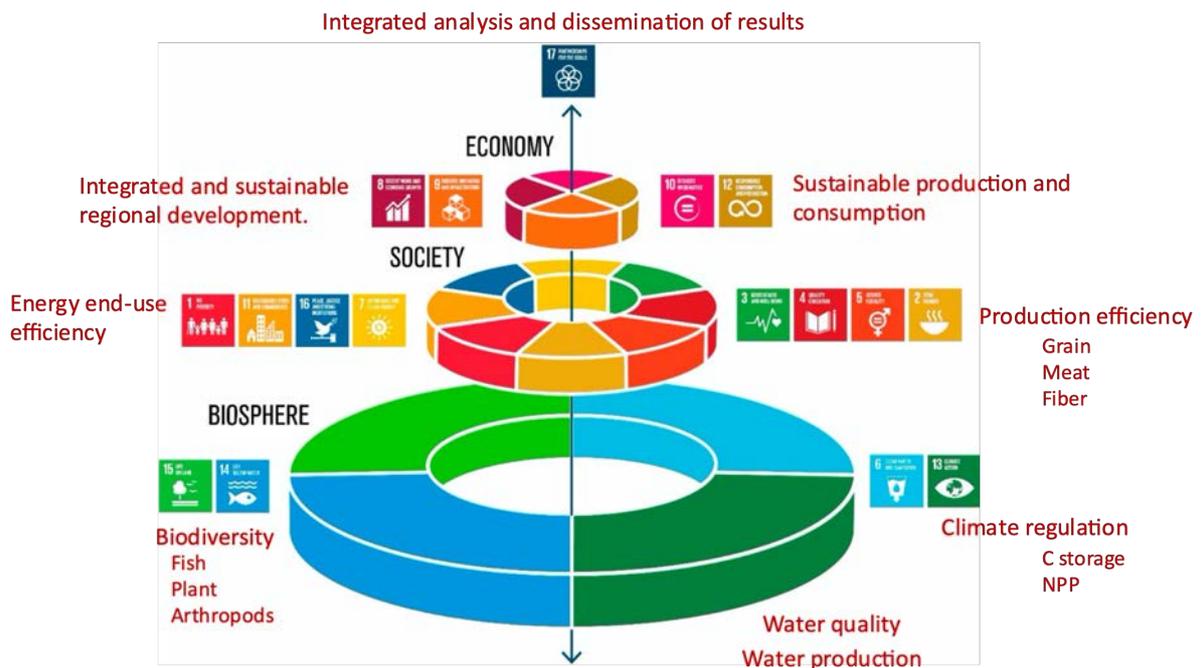
## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Um dos principais objetivos deste projeto foi analisar o impacto da conversão da vegetação nativa nos objetivos do desenvolvimento sustentável (ODS), que são fundamentais para garantir a sustentabilidade dos sistemas agropecuários e silviculturais, além de garantir segurança hídrica, energética e alimentar.

A avaliação das seguranças geralmente é feita com base no quanto um sistema é capaz de suprir as necessidades da sociedade. Nesse contexto, não é incomum encontrar na literatura e até mesmo em outros meios de divulgação científica a afirmação de que o aumento de áreas agrícolas é a principal e única forma de alcançar tal objetivo. No entanto, o que este projeto aporta é que a segurança hídrica, energética e alimentar é fortemente dependente da conservação dos recursos naturais, e que a manutenção da biodiversidade é um fator chave para que os serviços ecossistêmicos relacionados com as seguranças possam ser providos de forma suficiente e estável para a população. Mostramos que ocorre um *trade-off* entre a conversão de áreas nativas e os serviços ecossistêmicos, pois identificamos que a multifuncionalidade do ecossistema se reduz em áreas convertidas para soja e silvicultura. Especificamente, a mudança para esses usos da terra pode afetar a multifuncionalidade de diferentes formas, pois enquanto a conversão para soja leva a uma perda brusca de diversidade e de serviços como a produtividade primária, polinização, controle da erosão e

controle de pragas, a conversão para a silvicultura leva a uma perda de serviços relacionados a ciclagem de nutrientes e produção de água. Examinando o problema numa escala regional, esse efeito negativo da conversão aumenta ao longo de um gradiente de conversão.

Na **Fig. 34**, exemplificamos como os resultados do nosso projeto podem ajudar a melhor entender os impactos da conversão nos ODS. Como mostrado nessa figura, os ODS relacionados com a biosfera (água, solo, biodiversidade e clima) formam a base para que os demais ODS sejam alcançados. E nesse contexto, os dados deste projeto mostram a importância da implementação de políticas públicas e estratégias de ações que visem a conservação da vegetação nativa do bioma Pampa para garantir que essa base seja mantida ou até mesmo restaurada. Os cenários futuros da conversão nos mostram que, independente das estratégias que serão utilizadas para frear o avanço da conversão da vegetação nativa, ainda ocorrerão perdas significativas de área nativa para a agricultura e a silvicultura. Neste contexto, é essencial gestores públicos considerarem cenários que visem uma desaceleração da conversão, como por exemplo o cenário apresentado na Fig. 32.



**Figura 34.** Relação entre os objetivos do desenvolvimento sustentável (agenda 2030, ONU) e os resultados obtidos pelo projeto NEXUS.

## 5. LITERATURA CITADA

- Anderson, J. P. E.; Domsch, K. H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, Elmsford, v. 10, p. 215–221, 1978a.
- Anderson, J. P. E.; Domsch, K. H. Mineralization of bacteria and fungi in chloroform-fumigated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, Elmsford, v. 10, p. 207–213, 1978b.
- of ammonium. *Biology and Fertility of Soils*, Heidelberg, v. 6, n. 1, p. 68–72, 1988.
- BUNDY, L. G.; MEISINGER, J. J. Nitrogen Availability Indices. In: WEAVER, R. W. (Ed.). *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties*. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1994. p. 951–984.
- Bastida, F., García, C., Fierer, N. et al. Global ecological predictors of the soil priming effect. *Nat Commun.*, 2019:10, 3481.
- Brandão, V. Infiltração de água em solos sujeitos a encrostamento. 2003. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2003.
- Bond-Lamberty, B. and Thomson, A.: A global database of soil respiration data, *Biogeosciences*, 2010, 7:1915–1926.
- Burkhard, B., Maes, J. (Eds.) *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, 2017. 374p.
- Botta-Dukát Z. Rao' s quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *J Veg Sci*. 2005, 16:533–540.
- BRITO JO, BARRICHELO LEG, SEIXAS F, MIGLIORINI AJ, MURAMOTO MC. Análise da produção energética e de carvão vegetal de espécies de eucalipto. *IPEF*. 1983(23):53-6.
- Brown, M. T.; Ulgiati, S. *Emergy Analysis and Environmental Accounting*. *Encyclopedia of Energy*, v. 2, p. 329-354, 2004.
- Camana, M. Trajetórias de uso da terra e seus efeitos sobre comunidades de peixes de riacho no Pampa. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Ecologia, Porto Alegre, 2020.
- Carolan, R., Fornara, D.A. Soil carbon cycling and storage along a chronosequence of re-seeded grasslands: Do soil carbon stocks increase with grassland age? *Agric Ecosyst Environ*. Elsevier B.V., 2016, 218:126–132.

- Cordeiro, J.L.P., Hasenack, H., Weber, E.J. Mosaico de imagens de satélite Landsat do Estado do Rio Grande do Sul – ano base 2002. Porto Alegre: UFRGS IB Centro de Ecologia, 2015. 1a ed. ISBN 978-85-63843-17-3. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/labgeo>
- Cowling, R.M., Egoh, B.N. et al. (2008) An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *PNAS* 105: 1983-9488
- Coulibaly, S.F.M., Winck, B., Akpa-Vinceslas, M., Mignot, L., Gras, M. Le, Forey, E., Chauvat, M., Functional assemblages of Collembola determine soil microbial communities and associated functions. *Front. Environ. Sci.* 2019.
- Chisholm, R.A. et al. Scale-dependent relationships between tree species richness and ecosystem function in forests. *J Ecol.*, 2013, 101:1214–1224
- Dala-Corte, R. B. et al. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshwater Biology* 2016, 61:1921–1934.
- De Bello F, Thuiller W, Leps J, Choler P, Clement JC, Macek P, Sebastia MT, Lavorel S. Partitioning of functional diversity reveals the scale and extent of trait convergence and divergence. *J Veg Sci.* 2009, 20:475–486.
- Desmet, P. J. J., G. Govers. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1996, 51:427-433.
- Denardin, J.E. Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos. Piracicaba, ESALQ, 1990. 81p. (Tese de Doutorado)
- Díaz, S., Cabido, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 2001, 16, 646–655.
- Dukes, J.S. Biodiversity and invasibility in grassland microcosms. *Oecologia.* 2001, 126:563–568.
- EIVAZI, F.; TABATABAI, M. A. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, Elmsford, v. 20, n. 5, p. 601–606, 1988.
- Ekroos, J., et. al. Sparing land for biodiversity at multiple spatial scales. *Front. Ecol. Evol.* 2016, 3:1–11.
- Englund, O. et al. A new high-resolution nationwide aboveground carbon map for Brazil. *Geography and Environment*, 2017, 4:2, e00045

- FAO. Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems: Guidelines for assessment (Version 1). Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. Rome, FAO, 2019. 170 pp.
- FAO. The Water-Energy-Food Nexus A new approach in support of food security and sustainable agriculture. Rome, FAO, 2014. 28pp.
- Fischer, F.M., Bonnet, O.J.F., Cezimbra, I.M., Pillar, V.D. Long-term effects of grazing intensity on strategies and spatial components of functional diversity in subtropical grassland. *Appl. Veg. Sci.* 2019, 22:39–47.
- Fisher, B., Turner, R.K. Ecosystem services: classification for valuation. *Biological Conservation*, 2008, 141:1167–1169.
- Forey, E., Coulibaly, S.F.M., Chauvat, M. Flowering phenology of a herbaceous species (*Poa annua*) is regulated by soil Collembola. *Soil Biol Biochem.*, 2015, 90:30–33.
- Hasenack, H., Cordeiro, J.L.P, Weber, E.J. (Org.). *Uso e cobertura vegetal do Estado do Rio Grande do Sul – situação em 2002*. Porto Alegre: UFRGS IB Centro de Ecologia, 2015. 1a ed. ISBN 978-85-63843-15-9. Disponível em: <http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo>
- Hector, A., Bagchi, R. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature*. 2007, 448:188–90.
- Heemsbergen, D. A., Berg, M. P., Loreau, M., van Hal, J. R., Faber, J. H., Verhoef, H. A. Biodiversity Effects on Soil Processes Explained by Interspecific Functional Dissimilarity. *Science*, 2004, 306:1019–1020.
- Hengl T, Mendes de Jesus J, Heuvelink GBM, Ruiperez Gonzalez M, Kilibarda M, Blagotić A, et al. SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. *PLoS ONE*, 2017, 12:2, e0169748.
- Hofmann, G.S., Weber, E.J., Hasenack, H. (Org.). *Uso e cobertura vegetal do Estado do Rio Grande do Sul – situação em 2015*. Porto Alegre: UFRGS IB Centro de Ecologia, 2015. 1a ed. ISBN 978-85-63843-22-7. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/labgeo>
- Hoff, H. Understanding the Nexus. Background Paper for the Bonn2011 Conference: The Water, Energy and Food Security Nexus. Stockholm, Sweden: Stockholm Environment Institute (SEI).
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). UN Report: Nature’s Dangerous Decline ‘Unprecedented’, Species Extinction Rates

'Accelerating'.

Disponível

em:

<https://www.un.org/sustainabledevelopment/blog/2019/05/nature-decline-unprecedented-report/>

Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA). Evolução da Colheita 2018/19. Disponível em:

<https://irga-admin.rs.gov.br/upload/arquivos/201906/07134923-colheita-18-19.pdf>

Isbell, F. et al. Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. *Nature*. Nature Publishing Group, a division of Macmillan Publishers Limited. All Rights Reserved. 2015, 526:574–577.

Kandeler, E.; Gerber, H. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination

King, E.G., Hobbs, R.J. Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: Towards an integrative framework. *Restor. Ecol.* 2006, 14:369–378.

Lombardi Neto, F.; Rocha, J.V.; Bacellar, A.A.A. Planejamento Agroambiental da microbacia hidrográfica do ribeirão Cachoeirinha - Iracemápolis, SP, utilizando um sistema de informação geográfica. IN: Simpósio Nacional de controle de erosão, 5:1995, anais, Bauru, SP.: ABGE; UNESP, 1995.

Londo, G. The decimal scale for releves of permanent quadrats. *Vegetatio*, 1976, 33:61–64.

Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A. Ecology: Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 2001, 294:804–808.

Loreau, M., Hector, A. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*, 2001:412, 72–6.

Magnusson, W.E., Lima, A.P., Luizão, R., Luizão, F., Costa, F.R.C., Castilho, C.V. d. & Kinupp, V.F. RAPELD: A modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotropica*, 2005, 5:1–6.

Mace, G.M., Norris, K., Fitter, A.H., Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends Ecol. Evol.* 2012, 27:19-26.

Moreira, M. C et al. Spatial Interpolation of Rainfall Erosivity Using Artificial Neural Networks for Southern Brazil Conditions. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, v. 40, e0150132, 2016 .

- Projeto MapBiomias. Coleção 5.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <<http://www.mapbiomas.org>>.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*. 2005, 111:112–118.
- Menezes, L. da S., Vogel Ely, C., Lucas, D.B., Minervini Silva, G.H., Boldrini, I.I., Overbeck, G.E., Plant species richness record in Brazilian Pampa grasslands and implications. *Brazilian J. Bot.* 2018, 41:817–823.
- Nabinger, C. et al. Produção animal com base no campo nativo: aplicações de resultados de pesquisa V.D. Pillar, S.C. Müller, Z.M.S. Castilhos, A.V.A. Jacques (Eds.), Campos Sulinos, MMA, Brasília (2009), pp. 175-198
- Navarro-García, F., Casermeiro, M.A. Schimel, J.P. When structure means conservation: effect of aggregate structure in controlling microbial responses to rewetting events. *Soil Biol. Biochem.*, 2012, 44:1-8.
- Odum, H. T. Environmental Accounting: EMERGY and Environmental Decision Making. New York - NY. US: John Wiley & Sons, INC., 1996. 370 ISBN O-471-11442-1.
- Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V.D., Blanco, C.C., Boldrini, I.I., Both, R., Forneck, E.D. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.*, 2007, 9:101–116.
- Pardini, R., de Bueno, A.A., Gardner, T.A., Prado, P.I., Metzger, J.P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS One*, 2010, 5:e13666.
- Pellenz, J.L.S, Almeida, M., Freitas, C.A. Distribuição espacial do valor da produção da soja no Rio Grande do Sul: distintos retratos de 2000 a 2010. *Geosul*, 2019, 34:86-110.
- Pillar, V., Tornquist, C., Bayer, C. The southern Brazilian grassland biome: soil carbon stocks, fluxes of greenhouse gases and some options for mitigation. *Brazilian J. Biol.* 2012, 72:673–681.
- Pillar, V.D. et al. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *J. Veg. Sci.* 2009, 20:334–348.

- Poggiani, F.; Couto, H. T. Z.; Corradini, L.; Fazzuo, E. C. M. Exploração de biomassa e nutrientes através da exportação dos troncos e das copas de um povoamento de *Eucalyptus saligna*. IPEF, Piracicaba, v.25, n. 25, p. 37-39, 1983
- Popic, T.J., Davila, Y.C., Wardle, G.M. Evaluation of Common Methods for Sampling Invertebrate Pollinator Assemblages: Net Sampling Out-Perform Pan Traps. PLoS One. 2013, 8:6, e66665
- Primieri, S., Muniz, A.W., Lisboa, H. de M., 2017. Dinâmica do Carbono no Solo em Ecossistemas Nativos e Plantações Florestais em Santa Catarina. *Floresta e Ambient.* 24, e00110314.
- Pysek, P, Jarosik, V, Hulme, P.E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., Vilà, M. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: The interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Glob Chang Biol.*, 2012, 18:1725-1737.
- Ramalho Filho, A., Beek, K. J. Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras. 3. ed. rev. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPQ, 1995. 65 p
- Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil.* 2005, 269:341–356.
- Sidra: sistema IBGE de recuperação automática. Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>.
- Schirrmann, J. Balanço de carbono e emissão de gases de efeito estufa em campo nativo do bioma Pampa. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Solo, Porto Alegre, 2016. 92p.
- SCHNURER, J.; ROSSWALL, T. Fluorescein Diacetate Hydrolysis as a Measure of Total Microbial Activity in Soil and Litter. *Applied and Environmental Microbiology*, Washington, v. 43, n. 6, p. 1256–1261, 1982.
- Shipley, B. Cause and Correlation in Biology: A User's Guide to Path Analysis, Structural Equations and Causal Inference in R. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 2016.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., Nowak, M.A. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature.* 1994, 371 :65-66.

- Weber, E.J., Cardoso, R.R., Hasenack, H. Mosaico de imagens de satélite Landsat do Estado do Rio Grande do Sul – ano base 2009. Porto Alegre: UFRGS IB Centro de Ecologia, 2015. 1a ed. ISBN 978-85-63843-14-2. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/labgeo>
- Weber, E.J., Hofmann, G.S., Oliveira, C.V., Hasenack, H. (Org.). Uso e cobertura vegetal do Estado do Rio Grande do Sul – situação em 2009. Porto Alegre: UFRGS IB Centro de Ecologia, 2015. 1a ed. ISBN 978-85-63843-20-3. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/labgeo>
- Weiler, E. B. Indicadores de perda de solo especializados como ferramenta de apoio a decisão para gestão ambiental integrada a bacias hidrográficas. 2017. 137 p. Tese (Doutorado). Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, 2017.
- Winck, B.R., Chauvat, M., Coulibaly, S.F.M., Santonja, M., Saccol de Sá, E.L., Forey, E. Functional collembolan assemblages induce different plant responses in *Lolium perenne*. *Plant Soil*. 2020, 452:347–358.
- Winck, B.R., Rigotti, V.M., Saccol de Sá, E.L. Effects of different grazing intensities on the composition and diversity of Collembola communities in southern Brazilian grassland. *Appl. Soil Ecol*. 2019, 144:98–106.
- Winck, B.R., Saccol de Sá, E.L., Rigotti, V.M., Chauvat, M. Relationship between land-use types and functional diversity of epigeic Collembola in Southern Brazil. *Appl. Soil Ecol*. 2017, 109, 49–59.

## ANEXO 01. Membros, instituições colaboradoras e atividades desempenhada no projeto

Nome	Instituição/Departamento	Função	Atividades desempenhadas no projeto
Valério De Patta Pillar	UFRGS/Departamento de Ecologia	Coordenador do projeto	Coordenação das equipes Coordenação do orçamento Análise de todos os dados produzidos no projeto
Bruna Raquel Winck	UFRGS/Departamento de Ecologia	Bolsista DTI-A do projeto (2018 a 2019), bolsista PDJ (2019-2021)	Análise de cenários futuros Análise de serviços ecossistêmicos Análise de biodiversidade
Alessandra Miranda	UFRGS/Instituto de Pesquisas Hidráulicas	Bolsista de iniciação científica	Análise de cenários futuros e obtenção de dados secundários de serviços ecossistêmicos
Alessandra Moraes	UFSM	Bolsista de iniciação científica	Análise da produção de água
Alexandre A. Meyer	UFRGS/Departamento de Agronegócio	Bolsista de Doutorado	Análise da produtividade agrícola e pecuária
Aline Biasoli Trentin	UNIPAMPA/Campus São Gabriel	Pesquisadora	Análise da produtividade primária por sensoriamento remoto
Aline Quadros	UFRGS/Departamento de Ecologia	Bolsista DTI-C	Auxílio nas coletas e triagem de organismos do solo e visitantes florais
Aline Soares	UFRGS/Departamento de Ecologia	Bolsista de mestrado	Análise da diversidade de artrópodes (coleóptero)
Bruna Claudia da Silva Jorge	UFRGS/Departamento de Ecologia	Bolsista de mestrado	Análise da diversidade de artrópodes (Colêmbolos) e processos ecossistêmicos do solo em área de campo e eucalipto
Bruno Bellini	UFRN/Departamento de Botânica e Zoologia	Pesquisador	Análise da diversidade de artrópodes (Colêmbolos)
Camila Wood	UFRGS/Departamento de Ecologia	Bolsista DTI-C	Análise da diversidade de artrópodes
Carlos Gustavo Tornquist	UFRGS/departamento de solos	Pesquisador	Análise de C no solo e emissão de gases de efeito estufa, análise de infiltração de água no solo
Clésio Danilo Dias	UFRN/Departamento de Botânica e Zoologia	Bolsista de Doutorado	Análise da diversidade de artrópodes (Colêmbolos) em área de campo e eucalipto
Cristiano Niederauer da Rosa	UFRGS/ entro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia	Bolsista de doutorado	Análise da produção de água

<b>Nome</b>	<b>Instituição/Departamento</b>	<b>Função</b>	<b>Atividades desempenhadas no projeto</b>
Eduardo Alchieri	UFRGR/Faculdade de veterinária	Bolsista de iniciação científica	Análise da produtividade primária por sensoriamento remoto
Eduardo Vélez	MAPBIOMAS	Pesquisador	Análise de cenários futuros
Fernando Gertum Becker	UFRGS/ Departamento de Ecologia	Pesquisador	Análise da diversidade de peixes e qualidade da água
Gerhard Overbeck	UFRGS/ Departamento de Ecologia	Pesquisador	Análise da diversidade de plantas
Gilvan Andrade	UFRGS/ Departamento de Ecologia	Bolsista DTI-C	Demarcação de áreas
Guilherme Lopes	UFRGS/ Departamento de Ecologia	Bolsista de iniciação científica	Triagem de artrópodes do solo
Heinrich Hasenack	UFRGS/ Departamento de Ecologia	Pesquisador	Análise de cenários futuros
Jéssica Bandeira	UNISINOS	Bolsista de iniciação científica	Análise de cenários futuros
Jessica Maciel	UFRGS/Departamento de Solos	Bolsista de mestrado	Análise de C no solo e emissão de gases de efeito estufa
Jonathas Johnson	UFRGS/Departamento de Solos	Bolsista de mestrado	Análise de C no solo e emissão de gases de efeito estufa
Leticia Hammes Dadalt	UFRGS/ Departamento de Ecologia	Bolsista de iniciação científica	Obtenção de dados secundários de serviços ecossistêmicos
Luciana Menezes	UFRGS/ Departamento de Ecologia	Pesquisador	Análise da diversidade de plantas
Luciana Regina Podgaiski	UFRGS/ Departamento de Ecologia	Pesquisador	Análise da diversidade de artrópodes (colêmbolos e visitantes florais)
Marcos Augusto Gomes dos Santos	UFSM/Departamento de Geociências	Bolsista de doutorado	Análise da produção de água
Mariana Beal Neves	PUCRS/Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Biodiversidade	Bolsista de doutorado	Análise da diversidade de visitantes florais
Mateus Camana	UFRGS/ Departamento de Ecologia	Pesquisador	Análise da diversidade de peixes e qualidade da água
Pedro Maria de Abreu Ferreira	PUCRS/Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Biodiversidade	Pesquisador	Análise da diversidade de visitantes florais
Rafael Cabral Cruz	UNIPAMPA/Campus São Gabriel	Pesquisador	Análise da produção de água
Raissa de Deus Genro	UFRGS/ Departamento de Ecologia	Bolsista DTI-C do projeto PELDS	Divulgação científica
Rômulo Vitória	UFRGS/ Departamento de Ecologia	Bolsista de doutorado	Análise da diversidade de plantas
Sandra Müller	UFRGS/ Departamento de Ecologia	Pesquisador	Análise da diversidade de plantas
Tatiana Mora Kuplich	INPA	Pesquisador	Análise da produção de água em bacias hidrográficas
Vitor Mateus Rigotti	UFRN/Departamento de Botânica e Zoologia	Bolsista de mestrado	Análise da diversidade de artrópodes (Colêmbolos) em áreas de campo e soja

<b>Nome</b>	<b>Instituição/Departamento</b>	<b>Função</b>	<b>Atividades desempenhadas no projeto</b>
Waterloo Pereira Filho	UFSM/Departamento de Geociências	Pesquisador	Análise da produção de água em bacias hidrográficas
William Dröse	UFRGS/ Departamento de Ecologia	Pesquisador	Análise da diversidade de artrópodes (formigas)
Willian Padilha	UFRGS/ Departamento de Ecologia	Bolsista de iniciação	Triagem de artrópodes do solo

## ANEXO 02. Expedições em campo realizadas ao longo da vigência do projeto

Data da expedição (partida)	Data da expedição (retorno)	Local	Objetivo
20/04/18	22/04/18	Jari	Seleção de sítios e Demarcação de áreas
09/04/18	12/04/18	São Gabriel	Seleção de sítios e Demarcação de áreas
08/05/18	05/05/18	Tavares, Mostardas	Seleção de sítios e Demarcação de áreas
03/06/18	08/06/18	Jaguarão	Seleção de sítios e Demarcação de áreas
11/06/18	15/06/18	Alegrete	Seleção de sítios e Demarcação de áreas
02/07/18	06/07/18	Santo Antônio das Missões	Seleção de sítios e Demarcação de áreas
29/07/18	03/08/18	Pinheiro Machado, Lavras do Sul	Seleção de sítios e Demarcação de áreas
15/09/18	15/08/18	Estação Agronômica da UFRGS	Teste em campo para coleta de organismos do solo
14/10/18	17/10/18	Pinheiro Machado	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
31/10/18	04/11/18	Jaguarão	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
13/11/18	15/11/18	Pinheiro Machado	Coleta de solo para medir estoques de C e infiltração de água no solo
21/11/18	24/11/18	Aceguá, Lavras do Sul	Seleção de sítios e Demarcação de áreas
07/01/19	11/01/19	São Gabriel	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
19/01/19	26/01/19	Jari	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
12/02/19	14/02/19	Pinheiro Machado	Coleta de solo para medir estoques de C e infiltração de água no solo
18/02/19	22/02/19	Santo Antônio das Missões, São Gabriel	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
25/02/19	02/03/19	Alegrete	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
06/03/19	09/03/19	Tavares, Mostardas, Santo Antônio das Missões	Coleta de dados de produtividade e emergia

<b>Data da expedição (partida)</b>	<b>Data da expedição (retorno)</b>	<b>Local</b>	<b>Objetivo</b>
11/03/18	18/03/19	Alegrete	Coleta de Peixes e de água
13/03/19	15/03/19	Jaguarão	Coleta de dados de produtividade, emergia e remarcação de novas áreas de eucalipto
18/03/19	22/03/19	Jari, Santo Antônio das Missões	Coleta de dados de produtividade e emergia
19/04/19	21/04/19	São Gabriel	Coleta de solo para medir estoques de C e infiltração de água no solo
22/03/19	22/03/19	Tavares, Mostardas	Coleta de dados de produtividade e emergia
19/03/19	24/03/19	Aceguá	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
25/03/19	29/03/19	Alegrete, São Gabriel	Coleta de dados de produtividade e emergia
02/04/19	06/04/19	Jaguarão	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
11/04/19	16/04/19	Aceguá	Coleta de Peixes e de água
22/04/19	25/04/19	São Gabriel	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
06/05/19	10/05/19	Lavras do Sul	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
08/04/19	12/04/19	São Gabriel, Aceguá	Coleta de dados de produtividade e emergia
03/05/19	04/05/19	São Gabriel	Coleta de solo para medir estoques de C e infiltração de água no solo
27/05/19	09/06/19	Pinheiro Machado, Lavras do Sul	Coleta de dados de produtividade e emergia
19/06/19	22/06/19	Jaguarão	Coleta de solo para medir estoques de C e infiltração de água no solo
09/07/19	12/07/19	Jaguarão	Coleta de solo para medir estoques de C e infiltração de água no solo
22/07/19	25/09/19	Jaguarão	Coleta de dados de produtividade e emergia
04/08/19	08/08/19	Tavares, Mostardas	Coleta de dados de produtividade e emergia
27/08/19	31/08/19	Lavras do Sul	Coleta de solo para medir estoques de C e infiltração de água no solo
25/08/19	29/08/19	Alegrete	Coleta de dados de produtividade e emergia

<b>Data da expedição (partida)</b>	<b>Data da expedição (retorno)</b>	<b>Local</b>	<b>Objetivo</b>
03/09/19	07/09/19	Alegrete	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
19/09/19	21/09/19	Aceguá, Alegrete	Coleta de água para análise físico-química
26/09/19	01/10/19	Jari	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
26/09/19	03/10/19	Jari	Coleta de dados de produtividade e emergia
22/09/19	25/09/19	Santo Antônio das Missões	Coleta de dados de produtividade e emergia
04/10/19	08/10/19	Aceguá	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
24/10/19	26/10/19	São Gabriel, Lavras do Sul	Coleta de solo para medir estoques de C e infiltração de água no solo
19/12/19	20/12/19	Pinheiro Machado	Coleta de solo para medir estoques de C e infiltração de água no solo
03/01/20	10/01/20	Alegrete, São Gabriel, Santo Antônio das Missões	Coleta de dados de produtividade e emergia
02/04/20	02/05/20	Tavares, Mostardas	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
13/05/20	16/05/20	Aceguá	Coleta de solo para medir estoques de C e infiltração de água no solo
27/02/20	27/02/20	Aceguá	Coleta de solo para microbiologia, levantamento da biodiversidade da vegetação, artrópodes e polinizadores
04/03/20	05/03/20	São Gabriel	Coleta de solo para medir estoques de C e para microbiologia
13/05/20	16/05/20	Aceguá	Coleta de solo para medir estoques de C e para microbiologia
02/06/20	02/06/21	Santo Antônio das Missões	Coleta de solo para medir estoques de C e para microbiologia
24/07/20	25/07/20	Pinheiro Machado	Coleta de solo para medir estoques de C e para microbiologia
29/07/20	01/08/20	Jari	Coleta de solo para medir estoques de C e para microbiologia
18/08/20	20/08/20	Alegrete	Coleta de solo para medir estoques de C e para microbiologia
23/09/20	26/09/20	Alegrete	Coleta de solo para medir estoques de C e para microbiologia
30/01/21	31/01/21	São Gabriel	Dendrometria

<b>Data da expedição (partida)</b>	<b>Data da expedição (retorno)</b>	<b>Local</b>	<b>Objetivo</b>
06/02/21	07/02/21	Lavras do Sul	Dendrometria
19/02/21	21/02/21	Pinheiro Machado	Dendrometria

### ANEXO 03. Lista de análises realizadas em laboratório

Análise	Unidades amostrais	Responsável pela análise	Pesquisador responsável pela orientação das atividades
Triagem de artrópodes - Berlese	Campo-Eucalipto	Guilherme Lopes, Willian Padilha, Vitor Mateus Rigotti	Bruna Winck, Willian Droese
Identificação dos artrópodes - Berlese	Campo-Eucalipto	Bruna Claudia da Silva Jorge	Bruna Winck, Bruno Bellini
Triagem de artrópodes - Pitfall 50 mL	Campo-Eucalipto, Campo-Soja	Guilherme Lopes, Willian Padilha, Vitor Mateus Rigotti	Bruna Winck, Willian Droese
Identificação dos artrópodes - Pitfall 50mL	Campo-Eucalipto	Clésio Danilo (Collembola)	Bruna Winck, Bruno Bellini
Identificação dos artrópodes - Pitfall 50mL	Campo-Soja	Vitor Mateus (Collembola)	Bruna Winck, Bruno Bellini
Triagem de artrópodes - Pitfall 1000 mL	Campo-Soja	Aline Soares	Gerhard Overbeck, Luciana Menezes
Identificação dos artrópodes - Pitfall 1000 mL	Campo-Soja	Aline Soares	Gerhard Overbeck
Triagem de artrópodes - PanTraps	Campo-Eucalipto, Campo-Soja	Mariana Beal	Luciana Podgaisky, Pedro Maria Pereira
Identificação de artrópodes - PanTraps	Campo-Eucalipto, Campo-Soja	Mariana Beal	Luciana Podgaisky, Pedro Maria Pereira
C e N do solo e raízes (preparação de amostras)	Campo-Eucalipto	Jonathas Johnson	Carlos Gustavo Tornquist
Textura do Solo	Campo-Eucalipto	Jonathas Jonhson	Carlos Gustavo Tornquist
C e N do solo e raízes (preparação de amostras)	Campo-Soja	Jéssica Maciel	Carlos Gustavo Tornquist
Textura do Solo	Campo-Soja	Jéssica Maciel	Carlos Gustavo Tornquist
C microbiano do solo	Campo-Soja	Jéssica Maciel	Bruna Winck
Atividade da urease	Campo-Soja	Jéssica Maciel	Bruna Winck
C microbiano do solo	Campo-Eucalipto	Bruna Claudia da Silva Jorge	Bruna Winck
Atividade da urease	Campo-Eucalipto	Bruna Claudia da Silva Jorge	Bruna Winck
Atividade da FDA	Campo-Eucalipto	Bruna Claudia da Silva Jorge	Bruna Winck

#### ANEXO 04. Mapas de serviços ecossistêmicos no bioma Pampa

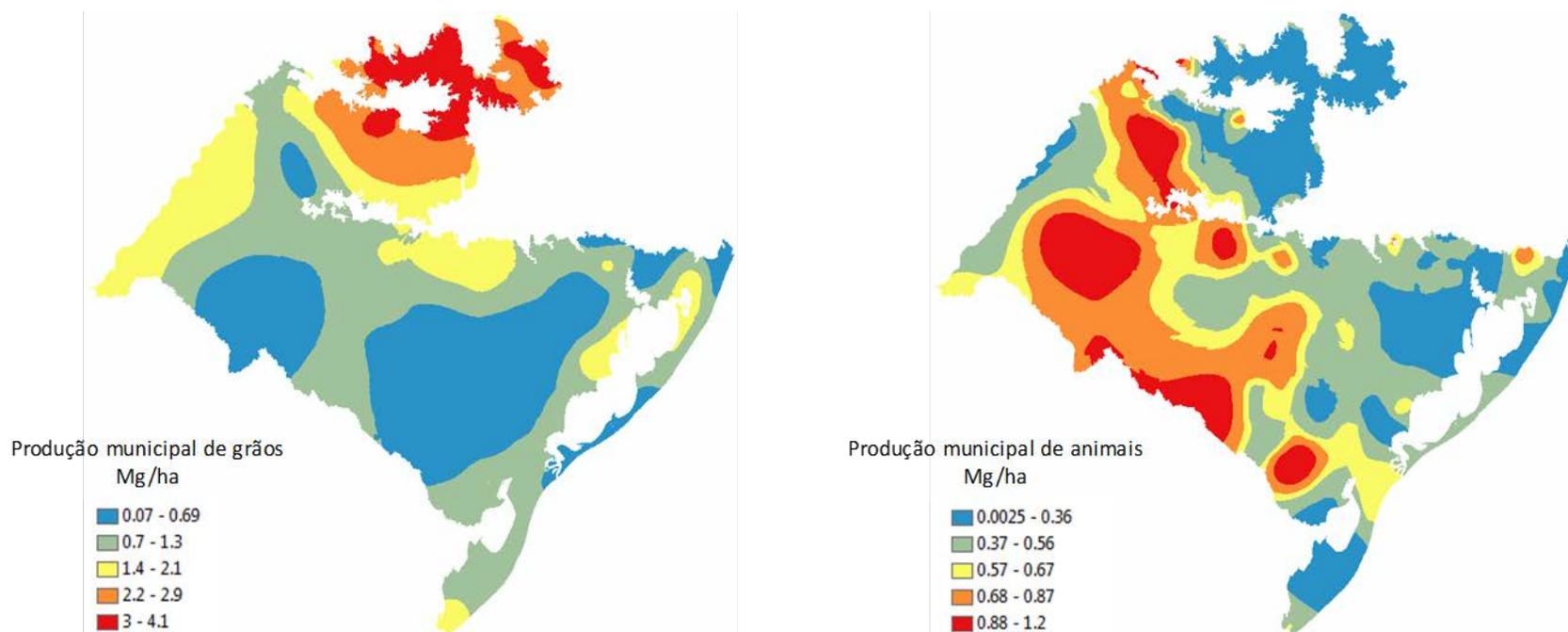


Figura S1. Produção municipal de grãos (cereais e oleaginosas) e animais (bovinos e ovinos). Dados de produção total por município (Mg) foram divididos (normalizado) pela área total do município e posteriormente interpolados usando o Ordinary Kriging para Produção municipal de grãos e Areal interpolation para produção municipal de animais. Interpolação a partir de dados de 496 municípios do Rio Grande do Sul. Resolução espacial de 250m. Fonte: Censo agropecuário de 2017 (IBGE)

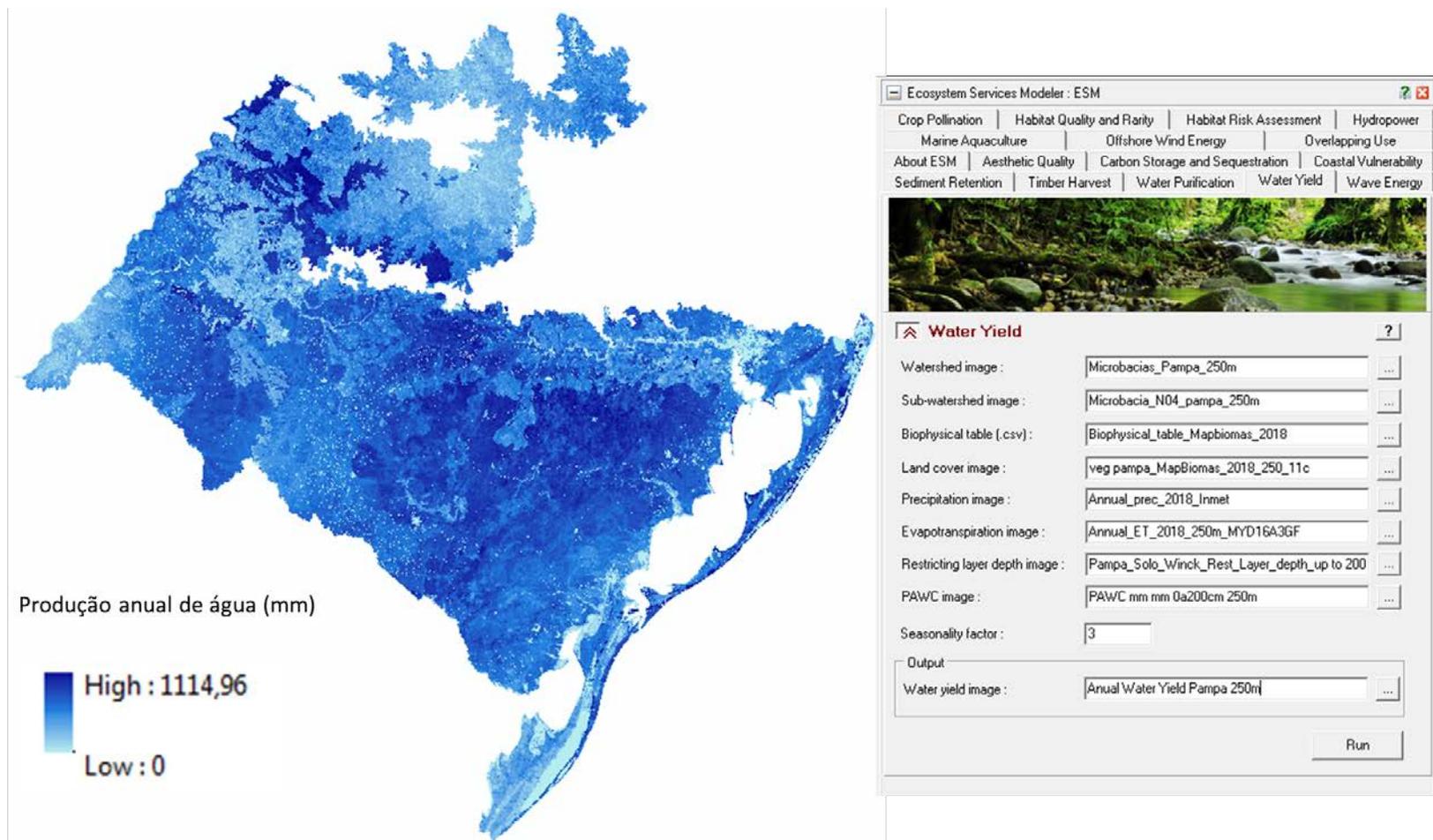


Figura S2. Produção anual de água modelada pelo módulo Water Yield do módulo Ecosystem Services Modeler do TERRSET e variáveis inseridas no módulo. Resolução espacial de 250m. Fonte: Projeto NEXUS

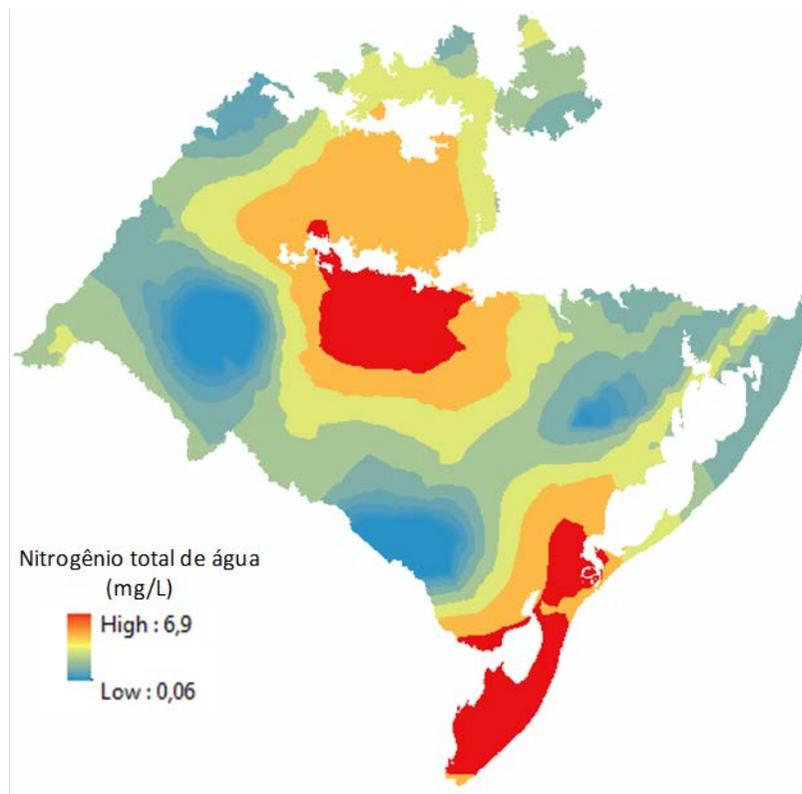


Figura S3. Teores de N em água de riachos amostrados no bioma Pampa. Os dados foram interpolados usando Ordinary Kriging a partir de 69 pontos de coleta de água em riachos distribuídos em todo o Rio Grande do Sul. Resolução espacial de 250m. Fonte: Projeto NEXUS

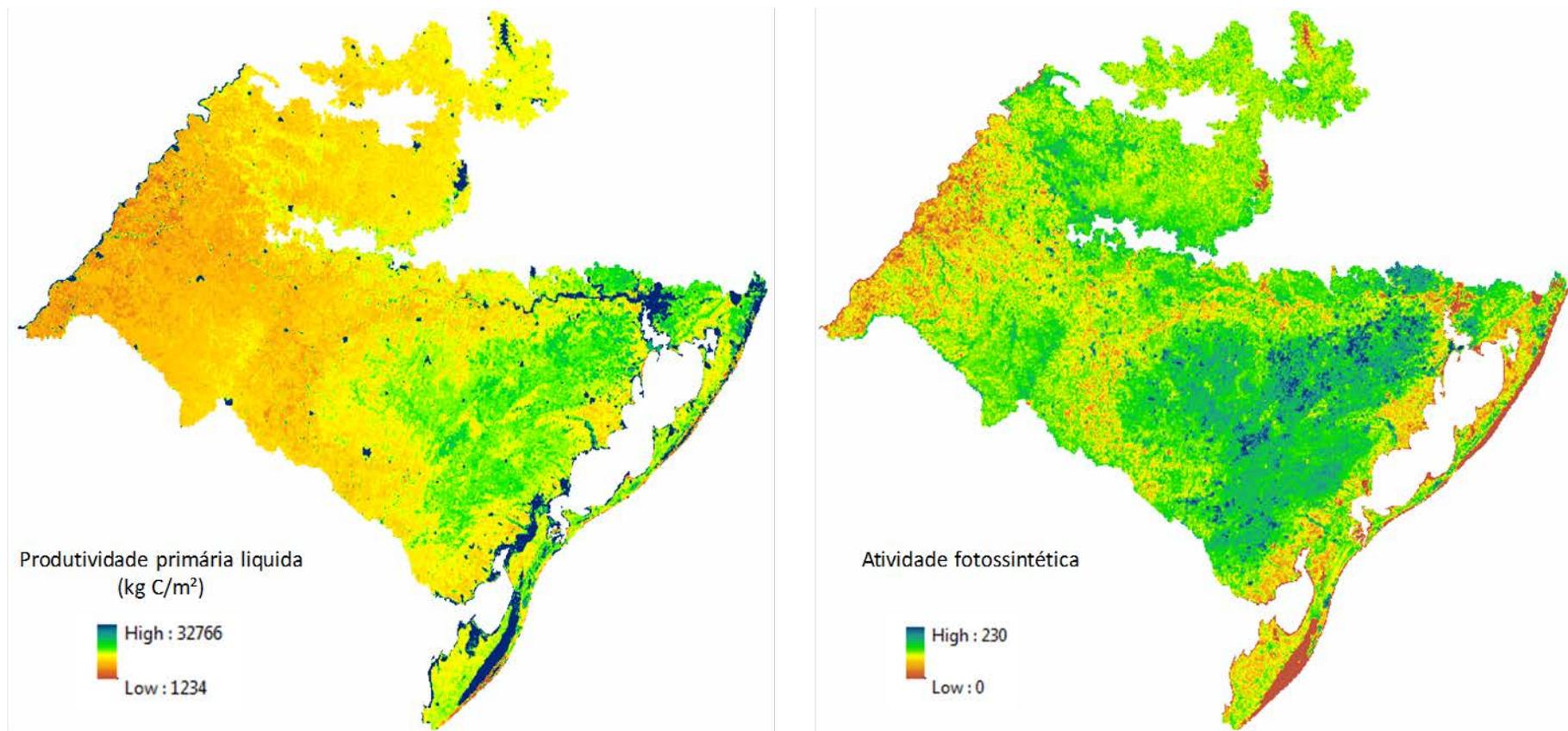


Figura S4. Produtividade primária líquida e atividade fotossintética (TERRA MODIS – resolução de 500 m) do bioma pampa.

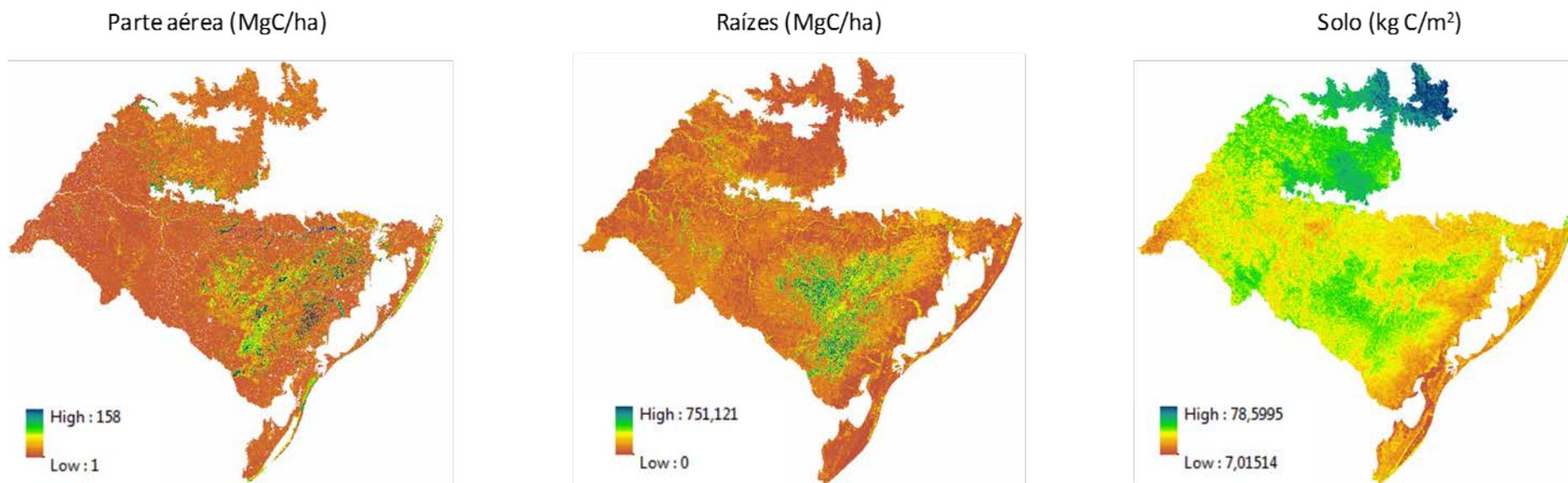
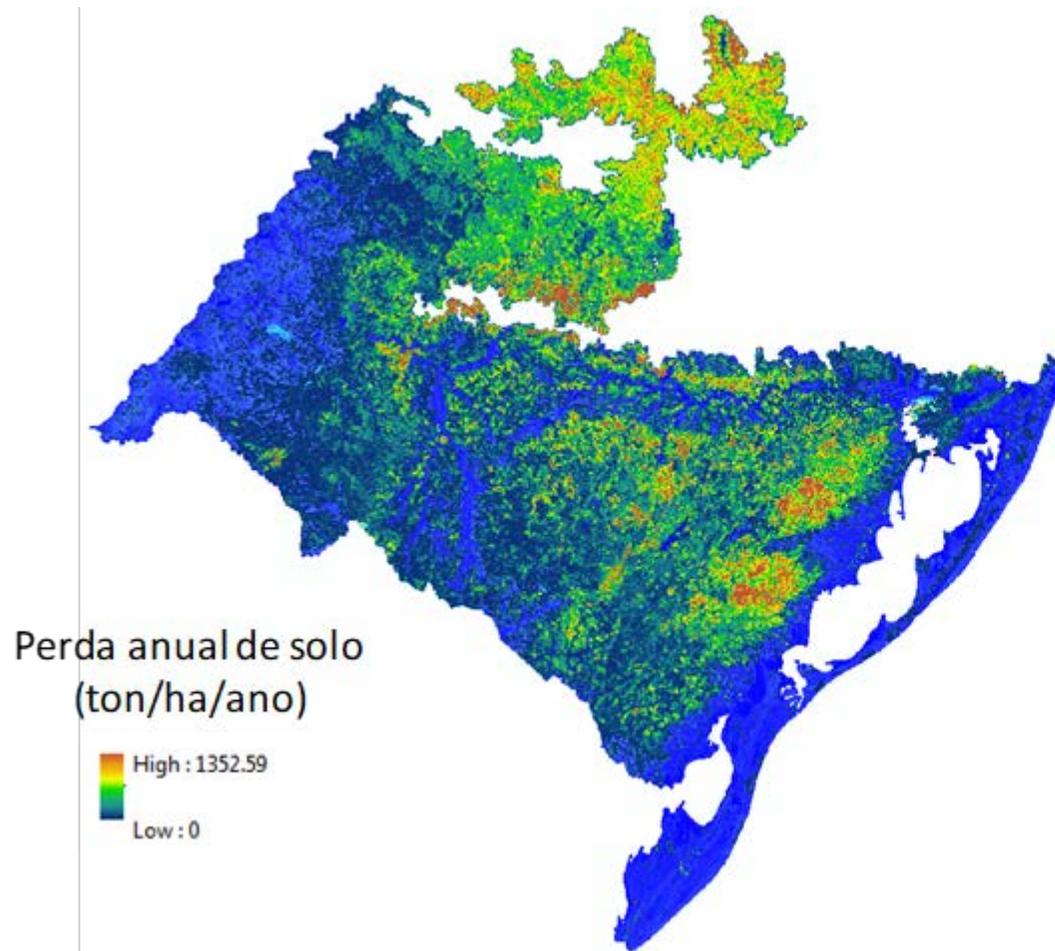


Figura S5. Estoques de C na parte aérea (Englund et al. 2017, resolução de 50m), raízes (Spawn et. al. 2020, resolução de 250m) e solo (Pillar et al. 2012, resolução de 250m).



$$A = R * K * LS * C * P$$

Floresta	0.0007
Silvicultura	0.0085
Campo Nativo	0.0146
Agricultura	0.2558

Figura S6. Perda anual de solo no bioma Pampa (RUSLE, resolução de 90m). Mapa de Erosividade (Fator R) obtido pelo software NetErosivityRS, mapa de erodibilidade (Fator K) produzido por este projeto usando fontes da literatura e perfis do solo do RADAM Brasil. Fator LS Calculado com base na fórmula de Desmet e Govers (1996). Fator C obtido da literatura e compilado por Weiler (2017). Fator P com base na declividade (Lombardi Neto, 1995).

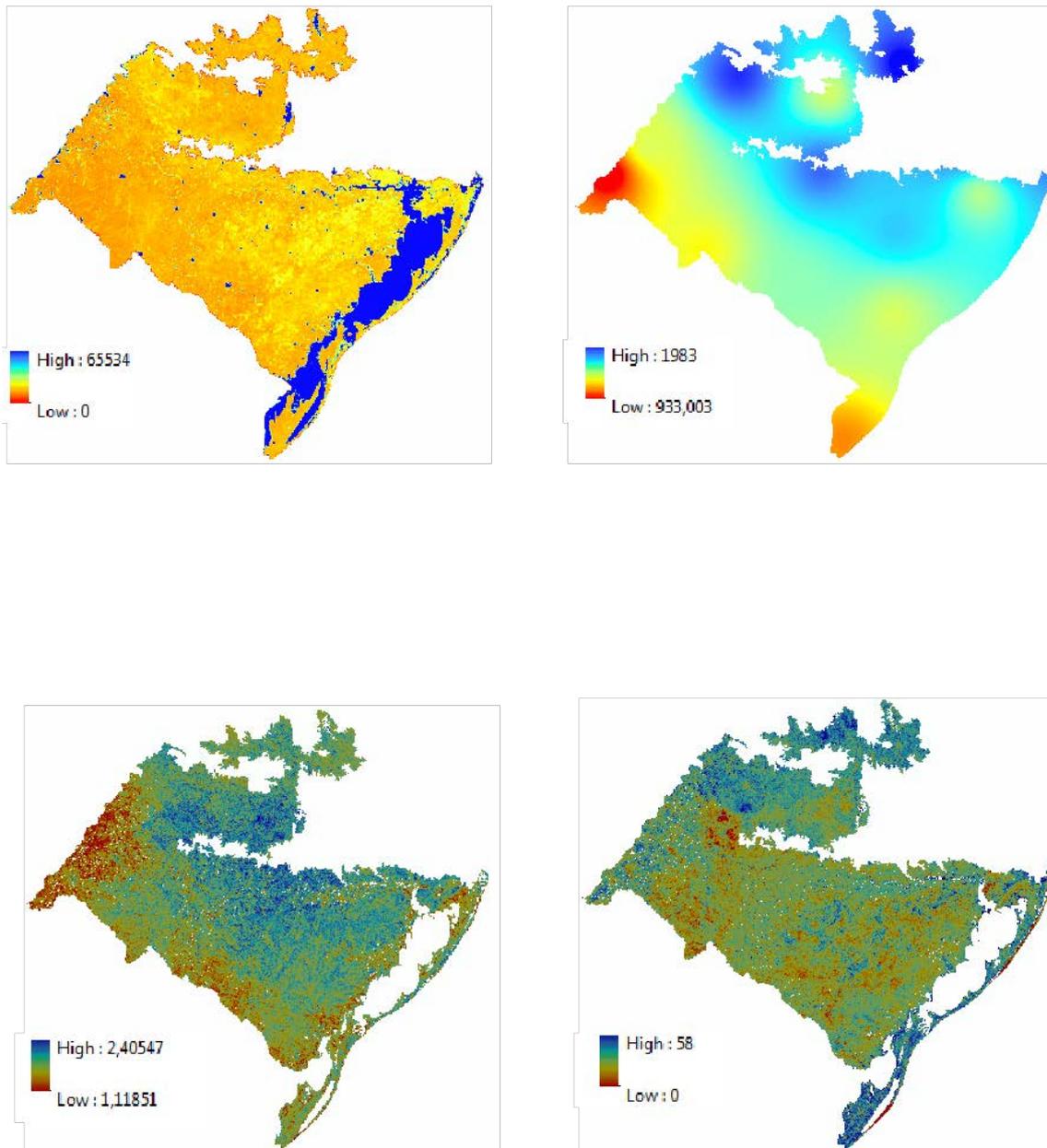


Figura S7. Variáveis biofísicas relacionadas à regulação hídrica. Precipitação (INMET), evapotranspiração (ACQUA MODIS), retenção de água no solo (SoilGrids) e infiltração de água no solo (Gupta et al. 2020). Precipitação anual (2018) obtida a partir de dados das estações meteorológicas automáticas e interpoladas usando Ordinary Kriging.