

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

**UTILIZAÇÃO DA PLATAFORMA INVEST PARA ESTIMAR OS SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS NO PLANALTO DO RIO GRANDE DO SUL**

**José Igor Almeida Castro
(Dissertação de Mestrado)**

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

**UTILIZAÇÃO DA PLATAFORMA INVEST PARA ESTIMAR OS SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS NO PLANALTO DO RIO GRANDE DO SUL**

José Igor Almeida Castro
Engenheiro Agrônomo (UFC)

Dissertação apresentada como um
dos requisitos à obtenção do Grau
de Mestre em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Fevereiro de 2020

CIP - Catalogação na Publicação

Castro, José Igor Almeida
Utilização da plataforma InVEST para estimar
serviços ecossistêmicos do Planalto do Rio Grande do
Sul / José Igor Almeida Castro. -- 2020.
90 f.
Orientador: Carlos Gustavo Tornquist.

Coorientadora: Fabiane Machado Vezzani.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa de
Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, BR-RS,
2020.

1. Serviços ecossistêmicos. 2. Estoque de C no
solo. 3. Perda de solo. 4. Exportação de nutrientes.
I. Tornquist, Carlos Gustavo, orient. II. Vezzani,
Fabiane Machado, coorient. III. Título.

JOSÉ IGOR ALMEIDA CASTRO
Engenheiro Agrônomo - UFC

DISSERTAÇÃO

Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de

MESTRE EM CIÊNCIA DO SOLO

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo

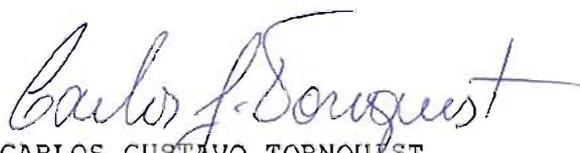
Faculdade de Agronomia

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Porto Alegre (RS), Brasil

Aprovado em: 11.02.2020
Pela Banca Examinadora

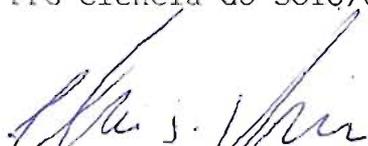
Homologado em: 17.02.2020
Por

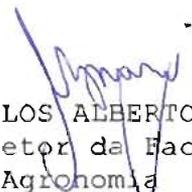

CARLOS GUSTAVO TORNQUIST
Orientador PPG Ciência do Solo


ALBERTO VASCONCELLOS INDA JR
Coordenador do
Programa de Pós-Graduação em
Ciência do Solo


CLÁUDIA ALESSANDRA PEIXOTO DE BARROS
PPG Ciência do Solo/UFRGS


ELVIO GIASSON
PPG Ciência do Solo/UFRGS


ELISEU JOSÉ WEBER
Departamento Interdisciplinar
Campus Litoral Norte/UFRGS


CARLOS ALBERTO BISSANI
Diretor da Faculdade
de Agronomia

*" The way you say soil,
sounds like soul...
...the way you say soil,
you can make a poem out of every speck of dirt..."*

Irene Mathieu

*Dedico a minha mãe,
Maria Zilmar de Almeida Castro,
e meu pai José Ivan de Castro*

AGRADECIMENTOS

À Deus, por ser suporte nos momentos mais difíceis, trazendo paz espiritual para que eu caminhasse em frente diante das falhas e limitações.

À minha família, por todo apoio e incentivo recebido. Mesmo distante fisicamente, todos estava na mesma torcida para que eu alcançasse meus objetivos, oferecendo amor, atenção e energia. Em especial agradeço ao meu padrinho e primo Robson, o qual me acolheu em Porto Alegre, dando todo suporte no primeiro ano do mestrado.

Ao meu orientador Carlos Gustavo Tornquist, pelas grandes contribuições em minha formação, desde o acolhimento no PPGCS, à sugestão do tema estudado e aos esforços levantados para que eu pudesse executar e concluir esta etapa acadêmica. Pelas experiências acadêmicas e não acadêmicas compartilhadas, foram de grande crescimento e aprendizado tudo o que por ele foi transmitido.

À minha co-orientadora Fabiane Vezzani, a quem muito admiro pela delicadeza e cuidado em trabalhar com os serviços ecossistêmicos, trazendo à luz o entendimento do solo como um sistema e que tudo ao seu redor está conectado.

Aos professores avaliadores, Élvio, Claudia e Eliseu, pelas contribuições significativas para conclusão deste trabalho. A todos os professores do PPGCS da UFRGS, pelas contribuições e ensinamentos nas disciplinas que proporcionaram o meu crescimento acadêmico.

Ao IFRS- Campus Ibirubá, no nome do professor Ben-Hur Campos, o qual ofereceu todo o suporte para as amostragens e análises laboratoriais.

Aos colegas e amigos que fiz neste Programa. Todos de alguma forma me inspiraram e me despertaram admiração por serem exemplos de jovens pesquisadores que enfrentam as dificuldades, mas também celebram as conquistas obtidas de cada um.

Ao Departamento de Solos, em nome da Faculdade de Agronomia e da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pela estrutura e recursos que possibilitaram o desenvolvimento deste trabalho e da realização do curso.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos.

Obrigado!

UTILIZAÇÃO DA PLATAFORMA INVEST PARA ESTIMAR OS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NO PLANALTO DO RIO GRANDE DO SUL¹

Autor: José Igor Almeida Castro
Orientador: Carlos Gustavo Tornquist
Co-Orientadora: Fabiane Machado Vezzani

RESUMO

Avaliações de serviços ecossistêmicos relacionados aos solos são importantes para o dimensionamento dos impactos antrópicos e para identificar perdas nos benefícios advindos do ambiente. As abordagens integradas para avaliação dos serviços ecossistêmicos têm atualmente recebido grandes esforços de pesquisa e teste de aplicação. Estas abordagens vêm sendo utilizadas como ferramentas para tomada de decisão na conservação e recuperação dos serviços ecossistêmicos. Dentre as ferramentas existentes, a plataforma InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*) tem sido uma das ferramentas mais amplamente utilizadas. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar os serviços ecossistêmicos especificamente relacionados ao solo pela aplicação dos modelos (módulos) apropriados no InVEST na região central do Planalto do Rio Grande do Sul, mais especificamente avaliando a aplicabilidade dos modelos de estoque de carbono, taxa de entrega de sedimentos e retenção de nutrientes. O estudo organizou dados primários e secundários por meio de amostragens e levantamentos na mesma região, além de parâmetros *default* do InVEST. De maneira geral, as áreas de cobertura florestal fornecem maiores quantidades de serviços ligados ao solo devido aos processos de estabilização das propriedades do solo, especialmente quando localizadas nos Latossolos Vermelhos. A avaliação dos estoques de carbono orgânico total na paisagem indicou maiores quantidades de carbono armazenado em áreas de cobertura florestal de Neossolos Litólicos da região, atingindo 162 Mg C ha⁻¹. Quanto aos sedimentos perdidos por erosão hídrica, foram observados valores médios de 26,98; 14,81 e 71,32 Mgha⁻¹ano⁻¹ para as classes Latossolo Vermelho distrófico, Latosso Vermelho distroférrico e Nesossolo Chernossólico, respectivamente. As maiores perdas de nutrientes ocorreram nas áreas de pastagem, sendo de 32,19 e 12,37 kg ha⁻¹ano⁻¹, para N e P respectivamente. Algumas das limitações na execução dos modelos da ferramenta InVEST foram identificadas, sendo requerida obtenção de dados mais detalhados de campo ou levantamento mais amplo de literatura, bem como a realização de testes adicionais para calibração e validação locais para atingir a acurácia dos resultados desejada.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos, estoque de C do solo, estoques de C da biomassa, perda de solo, exportação de nutrientes.

¹Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (89p.) Fevereiro, 2020.

UTILIZATION OF THE INVEST PLATFORM TO ESTIMATE ECOSYSTEM SERVICES IN THE RIO GRANDE DO SUL PLATEAU²

Author: José Igor Almeida Castro
Adviser: Carlos Gustavo Tornquist
Co-Adviser: Fabiane Machado Vezzani

ABSTRACT

The assessment of soil-related ecosystem services is crucial to help quantify of anthropic impacts and identify losses in the benefits arising from the environment. Integrated approaches to evaluate ecosystem services have currently received great effort in research and test applications. These approaches have been used as tools for decision making in the conservation and recovery of ecosystem services. Among existing tools, the Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVest) platform has been one of the most widely used. Thus, the present work aimed to evaluate ecosystem services specifically related to soil by applying the appropriate models (modules) in InVEST in the central region of the Planalto of Rio Grande do Sul, more specifically evaluating the applicability of carbon stock model, sediment production and nutrient retention. The study obtained primary and secondary data through sampling and surveys in the same region, in addition to default invest parameters. In general, forest cover areas provide greater amounts of services due to soil properties stabilization processes, especially when located in Latossolos Vermelhos (Ferralsols). The assessment of total C stocks in the landscape showed higher amounts of C stored in Neossolos Litólicos (Regosols) under forest cover, reaching 162 Mg C ha⁻¹. Sediments loss produced by erosion were, mean values of 14.81 were observed; 10.57; 14.81 and 71.32 Mgha⁻¹year⁻¹ for the soil classes Latossolo Vermelho distrófico, Latosso Vermelho distroférico and Nesossolo Chernossólico, respectively. Regarding the exported nutrients, the highest losses were in the pasture cultivation areas, being 32.19 and 12.37 kgha⁻¹year⁻¹, for N and P, respectively. Some of the limitations of the InVEST models were identified, such as additional field sampling and in-depth data mining, as well as carrying out additional tests for local calibration and validation to obtain the required accuracy.

Keywords: ecosystem services, soil carbon stocks, biomass C stocks, sediment yield, nutrient export.

²Master's Dissertation in Soil Science. Graduate Program in Soil Science, Faculty of Agronomy, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. Porto Alegre. (91p.) February, 2020.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	11
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
2.1 Funções do Solo.....	14
2.2 Serviços Ecosistêmicos.....	15
2.3 Solos e serviços ecosistêmicos.....	18
2.4 Ferramentas de avaliação dos serviços ecosistêmicos.....	20
2.5 Aplicações da ferramenta InVEST.....	24
3. OBJETIVO.....	26
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	27
4.1 Caracterização da área de estudo.....	27
4.2. Plataforma de avaliação de serviços ecosistêmicos InVEST.....	32
4.2.1 Modelo de Estoque de Carbono.....	32
4.2.2 Modelo de taxa de entrega de sedimentos.....	32
4.2.3 Modelo de taxa de entrega de nutrientes.....	34
4.3 Implementação dos modelos estoque de carbono, taxa de entrega de sedimentos e taxa de entrega de nutrientes.....	36
4.4 Construção da base de dados.....	38
4.4.1 Dados Primários.....	38
4.4.2 Dados Secundários.....	42
4.4.2.1 Modelo de estoque de Carbono na paisagem.....	42
4.4.2.2 Modelo de taxa de entrega de sedimentos.....	46
4.4.2.3 Modelo de taxa de entrega de nutrientes.....	54
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	58
5.1 Modelo de estoque de carbono na paisagem.....	58
5.2 Modelo de taxa de entrega de sedimentos.....	66
5.3 Modelo de taxa de entrega de nutrientes.....	79
6. CONCLUSÕES.....	87
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	88

RELAÇÃO DE TABELAS

Tabela 1. Características principais das ferramentas de modelagem e avaliação de serviços ecossistêmicos mais utilizadas atualmente.....	23
Tabela 2. Parâmetros de entrada dos modelos de estoque de carbono, entrega de sedimentos e nutrientes da plataforma InVEST.....	37
Tabela 3. Estoque de carbono orgânico no solo (ECOS) na camada de 0-20cm para a região de Ibirubá utilizados neste estudo.....	44
Tabela 4. Estoques de C estimados para diferentes compartimentos conforme solo/uso e cobertura do solo na região de Ibirubá utilizados neste estudo.....	45
Tabela 5. Dados utilizados para obtenção do fator para os solos da região de Ibirubá pelo método proposto por (Roloff e Denardin, 1994)	51
Tabela 6. Fator de erodibilidade do solo (K) para os solos presentes na região de Ibirubá.....	51
Tabela 7. Quantidade de fertilizantes NPK aplicados para áreas agrícolas da região de Ibirubá.....	56
Tabela 8. Dados médios anuais de aporte de N e P ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) e índice de eficiência de retenção para cada classe de uso e cobertura da região de Ibirubá.....	57
Tabela 9. Síntese das perdas de solo da região de Ibirubá de acordo com a classe de solo, uso e cobertura da terra e “solos+uso e cobertura”.....	71
Tabela 10. Atributos biofísicos das bacias hidrográficas da região de Ibirubá estimados pelo modelo SDR do InVEST	77
Tabela 11. Exportação de N e P de acordo com a classe de Uso e Cobertura + Solos para a região de Ibirubá	80

RELAÇÃO DE FIGURAS

Figura 1. Intensidades das relações entre as categorias dos serviços ecossistêmicos e os componentes do bem-estar humano (adaptado de MEA, 2005).....	17
Figura 2. Modelos de avaliação de disponíveis na plataforma InVEST, com destaque para os relacionados diretamente aos solos	22
Figura 3. A área de estudo com os municípios, a represa Passo Real e a malha viária na escala de 1:250.000	28
Figura 4. Uso e cobertura das terras na região de Ibirubá para o ano de 2018 na resolução de 30 m (MapBiomas, 2019).	30
Figura 5. Solos da região de Ibirubá na escala 1:250.000 (IBGE, 2018b).	31
Figura 6. Abordagem conceitual adaptada de Borselli et al. (2008) utilizada no modelo de taxa de entrega de sedimentos do InVEST [SDR], conforme apresetado em Sharp et al. (2018)	33
Figura 7. Abordagem conceitual do modelo de taxa de entrega de nutrientes do InVEST [NDR] (Sharp et al., 2018)	35
Figura 10. Pontos de amostragem de solos na região de Ibirubá.	39
Figura 11. Pontos de amostragem de resíduos vegetais realizados pelo autor na região de Ibirubá.	41
Figura 12. Classes de solos associadas a uso/cobertura para a região de Ibirubá.	43
Figura 13. Hipsometria conforme modelo digital de elevação SRTM (USGS, 2019).....	47
Figura 14. Rede de drenagem e bacias hidrográficas da região de Ibirubá.	48

Figura 15. Precipitação da região de Ibirubá obtido pelo WorldClim (Fick e Hijmans, 2017).....	55
Figura 16. Estoques de C orgânico total na camada 0-30 cm dos solos, na biomassa aérea, na biomassa subterrânea e na liteira para a região de Ibirubá	59
Figura 17. Detalhe dos estoques de carbono orgânico total na região de Ibirubá	60
Figura 18. Estoques de carbono orgânico no solo (ECOS) na camada de 0-30 cm de profundidade na região de Ibirubá.....	62
Figura 19. Estoque de carbono orgânico na biomassa acima do solo (parte aérea da vegetação), em função do uso e cobertura, na região de Ibirubá	64
Figura 20. Perda de solo calculada com base na USLE para a região de Ibirubá.	68
Figura 21. Declividade da região de Ibirubá classificado de acordo com Embrapa (2006).....	69
Figura 22. Detalhe do mapa de perda de solo (A) e respectiva declividade do terreno (B).....	70
Figura 23. Sedimentos exportados na região de Ibirubá.....	74
Figura 24. Índice de retenção de sedimentos pela vegetação na gerado pelo modelo SDR para a região de Ibirubá.....	76
Figura 25. Exportação de N no solo para região de Ibirubá	81
Figura 26. Detalhe da relação entre exportação de nitrogênio (A), declividade do terreno (B) e uso e cobertura da terra (C).....	83
Figura 27. Exportação de Fósforo no solo para a região de Ibirubá	85

1. INTRODUÇÃO

O solo é um recurso natural essencial, sendo a base para produção de alimentos à humanidade uma das suas funções essenciais. A partir de funções desempenhadas pelo solo, os humanos podem usufruir de benefícios importantes para garantir a qualidade de vida. Ao mesmo tempo, o solo é componente vital para outros organismos, pois fornece abrigo, nutrientes, regula a oferta de água, energia, assim assegurando a existência de ecossistemas funcionais. O funcionamento dos processos ecológicos que ocorrem em ambientes terrestres, sejam estes naturais ou antropizados, depende da *qualidade do solo*, que é a condição do solo funcional, onde os processos ecológicos do ecossistema em que está inserido são capazes de acontecer.

Os benefícios providos pelos ecossistemas para os humanos têm sido chamados *serviços ecossistêmicos*, os quais dividem-se em categorias ou classes: serviços de *suporte*, *provisão*, *regulação* e *culturais*. O estudo dos serviços pode contribuir para o entendimento das complexas relações existentes entre a natureza e a humanidade.

As intervenções antrópicas afetam positiva- ou negativamente a qualidade do solo. Assim, a simples conversão de ecossistemas naturais em agroecossistemas já pode alterar fundamentalmente o fornecimento dos serviços ecossistêmicos. Por exemplo, em sistemas agrícolas baseados em cultivo convencional com revolvimento do solo intenso ou mal conduzido, a produção de biomassa é reduzida, ocorrendo perdas na qualidade do solo que favorecem a erosão e emissão de gases do efeito estufa. De outra parte, em sistemas ditos conservacionistas, em que se mantém a cobertura de resíduos culturais no solo, os

processos de degradação são minimizados, mantendo a qualidade e beneficiando os serviços ecossistêmicos, bem como aumentando a resiliência do solo.

Avaliações dos serviços ecossistêmicos do solo, seja com abordagens qualitativas e/ou quantitativas, são importantes para que se tenha conhecimento dos impactos antrópicos causados no ambiente e das perdas dos benefícios que o homem recebe deste, possibilitando o desenvolvimento de técnicas mais sustentáveis de uso do solo. No entanto, esta avaliação é limitada a fatores como a diversidade de serviços do ecossistema que recebem influência do solo e as diferentes escalas, sendo necessária uma delimitação da área de abrangência e das categorias de serviços que serão avaliados.

O uso de métodos integrados para avaliação dos serviços ecossistêmicos tem ganho grande divulgação atualmente. Esses normalmente envolvem o levantamento de dados primários em campo, pesquisa e levantamento de dados secundários, ambos apoiados em ferramentas de análise espacial, como aquelas estruturadas em sistemas de informações geográficas. Estas ferramentas de mapeamento permitem a modelagem do sistema, cujos métodos baseados em diretrizes padronizadas são úteis na quantificação da oferta, da demanda ou do fluxo dos serviços ecossistêmicos, bem como avaliações de incertezas e heterogeneidade em diferentes escalas e resoluções espaciais e temporais.

Entretanto, a maioria das abordagens desenvolvidas e disponíveis para o público (usualmente apresentadas como software integrado) não priorizam os serviços ecossistêmicos prestados pelos solos. Em alguns casos, destacam as funções do solo como *precurssoras* para os demais serviços prestados pelo ecossistema, em outros, levam em conta as propriedades do solo como base para quantificar os serviços ecossistêmicos ou até mesmo dispõem de funções de modelagem de atributos do solo.

No contexto global, com estas diferentes opções de ferramentas para avaliação dos serviços ecossistêmicos, a plataforma InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*) vem ganhando grande destaque, apresentando diversos estudos no mundo reportando sua aplicação. Esta ferramenta permite avaliar o fornecimento de serviços ecossistêmicos em ambientes

terrestres, marinhos e/ou costeiros usando módulos individuais (às vezes chamados “modelos” pela comunidade de usuários), específicos para cada categoria de serviço, possibilitando assim tratar independentemente aqueles mais ligados aos solos. Além disso, a disponibilidade de material de suporte, acesso e a ampla utilização em nível internacional (com algumas aplicações já reportadas no Brasil) facilita e até recomenda seu uso.

Assim, o InVEST tem potencial para uma avaliação dos serviços ecossistêmicos relacionados aos solos do Planalto do Rio Grande do Sul, uma das principais regiões agrícolas do Brasil, onde a agricultura é praticada há mais de 100 anos, com períodos de grande intensificação no manejo dos solos, aliado a expansão da população humana. Ou seja, um contexto de permanente pressão sobre a qualidade do solo, das águas e mesmo do ar. Além disso, a região apresenta importantes fragmentos da vegetação nativa original (Floresta Ombrófila Mista), cujo papel na manutenção dos serviços ecossistêmicos na região ainda não é suficientemente conhecido. Portanto, uma aplicação do InVest nesse contexto poderá agregar novas informações com relação à conservação do solo e da Natureza em uma região representativa do estado atual dos usos e coberturas do solo no RS.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Funções do Solo

O fornecimento dos serviços ecossistêmicos (SE) ligados aos solos pode ser melhor entendido se considerarmos o solo como um sistema aberto que tende à estabilidade, operando longe do equilíbrio devido ao fluxo contínuo de energia e matéria na interface solo-planta. Este fluxo permite variação na intensidade dos processos, aumentando a atividade do próprio sistema e o conduzindo à auto-organização (Vezzani e Mielniczuk, 2011).

De um ponto de vista prático, quando se consideram sistemas de produção agrícola, ocorre o aporte de compostos orgânicos pela degradação das plantas cultivadas, dando ao sistema condições de se auto organizar em estruturas complexas, na forma de macroagregados. A formação destas estruturas que retêm maior quantidade de carbono permite o sistema se reorganizar e estabilizar, contribuindo com a melhoria de suas propriedades e desempenho de suas funções, promovendo o desenvolvimento da qualidade do solo. Esta complexidade é especialmente alcançada pelo cultivo contínuo e diversificado de plantas, em sistemas onde o manejo aplicado ao solo segue práticas conservacionistas, tendendo a simular nas áreas agrícolas o que ocorre nos ecossistemas terrestres naturais (Vezzani, 2015).

O conceito de função do solo teve sua origem na comunidade europeia de cientistas do solo durante o início da década de 1970 (Glenk et al., 2012). Mais recentemente, as diretrizes para gestão de solos da União Europeia consideraram sete funções-chave (European Commission, 2006): produção de biomassa, estocagem, filtragem e transformação de nutrientes, biodiversidade, ambiente físico

para atividades humanas, fonte de matéria-prima, reserva de carbono orgânico e ambiente de herança arqueológica.

Efetivamente, nas últimas décadas cientistas têm citado múltiplas funções e serviços do solo, considerando-o como um sistema complexo e intimamente ligado com a segurança do homem, integridade ambiental e aspectos econômicos (Robinson et al., 2014). Deste modo, o conceito de função do solo tem sido cada vez mais aplicado para revelar o papel dos solos na sustentação do bem-estar dos seres humanos e da sociedade, enfatizando a multifuncionalidade dos solos e suas propriedades químicas, físicas e biológicas (Dominati et al., 2014; Makó et al., 2017).

Muitos estudos que avaliam os serviços ecossistêmicos trabalham com a abordagem das funções ecossistêmicas, de maneira complementar. Contudo, ainda existe confusão entre estes termos. Conceitualmente, funções ecossistêmicas são consideradas como as relações biofísicas que existem na natureza, independentemente do benefício humano. Já os serviços ecossistêmicos são exatamente aqueles processos e funções que são aproveitados, diretamente ou não, pelos seres humanos, incorporando desta forma o homem como beneficiário do que é oferecido como serviço pela natureza (Costanza et al., 2008).

2.2 Serviços Ecossistêmicos

O conceito de serviços ecossistêmicos é recente e ainda circula com algumas diferenças entre a comunidade científica. Existem várias definições e evoluções, assim como proposições de estruturas de classificação.

Os primeiros trabalhos que associavam o funcionamento dos ecossistemas com o bem-estar humano e desenvolvimento econômico surgiram na década de 1970 com Holdren e Ehrlich (1974), os quais abordaram as funções do meio ambiente que beneficiariam a qualidade de vida do homem, e com Westman (1977), que reconhecem o funcionamento dos ecossistemas como provedor de benefícios e serviços para o bem estar humano, além de ressaltarem a importância da valoração econômica destes serviços.

Nas décadas seguintes, houve um amadurecimento da concepção do tema serviços ecossistêmicos. Outros autores como Odum (1989) e De Groot (1992) se destacaram ao apresentarem uma abordagem de avaliação sistêmica dos bens e serviços, os quais deveriam ser gerados pelos fluxos de matéria e energia existentes dentro do ecossistema e que por estes meios dariam o suporte à vida.

A compreensão da importância dos serviços ecossistêmicos foi ganhando espaço no meio político e econômico quando foi introduzida a visão de “capital natural” por Costanza et al. (1997), ao indicarem o “preço” dos estoques dos recursos naturais da Terra indispensáveis para o homem. Deste modo, o capital natural pode ser considerado como a extensão da noção econômica de capital para bens e serviços ambientais, estruturado como o estoque de ecossistemas naturais que produz um fluxo de bens, serviços e recursos valiosos no futuro.

A nova abordagem ecossistêmica discutida por Daily et al. (1997) tornou-se bastante utilizada por pesquisadores e gestores na construção de políticas públicas voltadas ao manejo da biodiversidade e de recursos naturais, os quais colocavam os serviços ecossistêmicos como fator chave para a manutenção da vida na Terra.

Diante do destaque dado para a temática, a elaboração da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (*Millennium Ecosystem Assessment - MEA*) desenvolvida logo no início dos anos 2000 pode ser considerada como a divisora de águas na contextualização e caracterização dos serviços ecossistêmicos, servindo de base até hoje para os estudos relacionados ao assunto. O conceito de serviços ecossistêmicos, na sua forma mais simples seria “os benefícios que os humanos obtêm dos ecossistemas” (MEA, 2005). Na MEA, os serviços ecossistêmicos foram agrupados em quatro categorias: serviços de suporte, serviços reguladores, serviços de provisão e serviços culturais.

Os serviços de suporte compreendem os processos básicos do solo. Sem eles, o ecossistema não poderia exercer nenhuma de suas outras funções, pois compreendem os processos de ciclagem de nutrientes, produção vegetal, fornecimento de nutrientes, bem como a função de servir de habitat para a maior biodiversidade do mundo. Os serviços de regulação controlam a qualidade do ar, água e outros recursos, influenciando no controle do clima, inundações e até mesmo

doenças. Os serviços de provisão são aqueles que fornecem matéria-prima para atividades humanas, como alimento, madeira, fibra, água doce e combustível. Por fim, os serviços culturais são aqueles que estão ligados ao bem-estar social e cultural do homem, fornecendo ambientes estéticos, espirituais, educacionais e recreativos. Todos estes serviços estão intimamente ligados ao bem-estar humano, contribuindo de diferentes formas e intensidades (Figura 1).

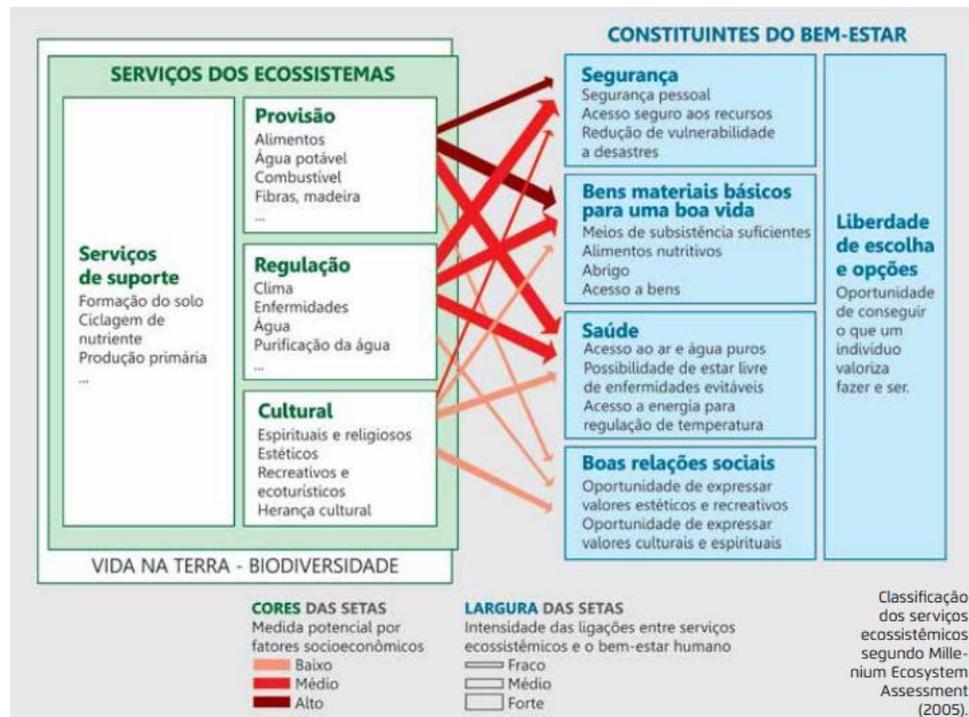


Figura 1. Intensidades das relações entre as categorias dos serviços ecossistêmicos e os componentes do bem-estar humano (adaptado de MEA, 2005).

Os relatórios publicados por MEA (2005) relataram a importância de serem desenvolvidos estudos focados especificamente nos serviços ecossistêmicos, devido ao quadro alarmante em que estes se encontravam globalmente. Nesta mesma avaliação foi constatado que mais da metade dos serviços ecossistêmicos no mundo, incluindo serviços de pesca e água potável, encontram-se degradados ou são usados de forma não sustentável. A partir desse contexto de preocupação global, o tema ganhou reconhecimento mais amplo no meio científico, propiciando o desenvolvimento de novos conceitos, evoluções e

classificações ao longo dos anos: a Economia de Ecossistemas e Biodiversidade (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB*; Wittmer et al., 2013), a Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (*Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*; IPBES, 2012) e a Classificação Comum Internacional de Serviços Ecossistêmicos (*The Common International Classification of Ecosystem Services*; CICES, 2013).

A CICES é atualmente o modelo de classificação mais recente e atualizado, por indicar os serviços finais que têm participação direta no bem-estar humano, permitindo incorporar a estes as estruturas econômicas, sociais, estéticas e morais (Haines-Young e Potschin, 2013). O relatório da CICES publicado em 2013 ainda distribuiu os serviços ecossistêmicos em categorias hierárquicas, de forma que cada nível dos serviços não se sobrepõe ao outro e não se torna redundante.

2.3 Solos e serviços ecossistêmicos

O avanço nos estudos relacionados aos serviços ecossistêmicos ganhou grandes proporções nas últimas décadas, porém, poucos estudos realizaram abordagens especialmente voltadas aos solos. Ao avaliar o valor monetário dos serviços ecossistêmicos no mundo, Costanza et al. (1997) levantaram 17 serviços ecossistêmicos presentes em 16 classes de vegetação, porém, nesta avaliação, apenas os serviços de formação dos solos e controle de erosão estavam associados especificamente aos solos. Neste mesmo estudo, as áreas consideradas como de agricultura não levaram em consideração as diversas funções e serviços relacionados aos solos, somente foram caracterizados serviços de polinização, controle biológico e produção de alimentos para estas áreas.

Apenas nos últimos dez anos o estudo dos serviços ecossistêmicos diretamente relacionados aos solos recebeu maiores contribuições, sendo menor a quantidade de estudos que incorporam de fato as propriedades do solo aos serviços do ecossistema, e menor ainda a quantidade de estudos que tratam dos serviços culturais do solo. Na maioria desses estudos, os solos foram avaliados com base em suas funções, que por fim determinam a entrega de serviços ecossistêmicos,

como as relações entre carbono do solo, biota do solo, ciclagem de nutrientes do solo e retenção de água no solo (Adhikari e Hartemink, 2016).

Hoje, sabe-se que o bem-estar do homem depende dos recursos e serviços oferecidos pelo solo, e por conta disso, a avaliação destes recursos é parte fundamental nos projetos que informam a tomada de decisão e no desenvolvimento de políticas ambientais (Dominati, Patterson e Mackay, 2010). Além disso, o solo é reconhecido como recurso "linha de frente" das mudanças ambientais que ocorrem no mundo, sendo importante prever como ocorre sua interferência no clima, vegetação, erosão e poluição. Portanto, existe a necessidade de compreender melhor o papel dos solos e sua interação com os sistemas da Terra, para que seja possível manter o fornecimento de seus serviços para o homem e meio ambiente (Schmidt *et al.*, 2011).

A capacidade dos solos em prover serviços ecossistêmicos é, em grande parte, determinada por suas funções, onde cada função individual pode ser vista como uma forma de contribuição para os serviços ecossistêmicos em suas diversas categorias (Bouma, 2014). Para compreender o funcionamento dos serviços ecossistêmicos do solo é necessário não só identificar e classificar os tipos de serviços que o solo oferece, mas também os avaliar de forma quantitativa, com respostas viáveis para tomadas de decisões e monitoramento frequente. Quantificar os serviços ecossistêmicos do solo requer uma abordagem que leve em conta os processos do solo, o que é armazenado e o que se mantém em fluxo, bem como suas relações com outros componentes do ecossistema, como água, atmosfera e organismos (Prado *et al.*, 2016). Contudo, medir diretamente os serviços ecossistêmicos e atribuir valor econômico a estes é uma tarefa difícil de ser realizada, pois estão como intermediários entre os ecossistemas que fornecem e a sociedade que recebe, por isso normalmente são utilizados indicadores para avaliar e mapear estes serviços.

Um indicador é definido como uma medida de um fenômeno ambiental usado para descrever ou avaliar condições ou mudanças ambientais ou ainda para atingir objetivos ambientais (OECD, 2003). Um dos indicadores espaciais mais comuns na literatura sobre serviços ecossistêmicos é o estoque de carbono, que permite alcançar o serviço de regulação do clima, por exemplo. Em geral, os

indicadores que abordam os estoques presentes no solo são comumente utilizados na avaliação dos serviços ecossistêmicos. Robinson *et al.* (2013) relataram dois grandes motivos em analisar os estoques de elementos no solo como indicadores: os fluxos de matéria e energia podem ser estimados com base nos estoques e os estoques são capazes de informar o histórico de elementos no solo e demais recursos que podem estar disponíveis ou que são mensuráveis.

2.4 Ferramentas de avaliação dos serviços ecossistêmicos

Múltiplas ferramentas de modelagem dos serviços ecossistêmicos têm sido propostas, permitindo a quantificação, mapeamento e, em alguns casos, até a valoração destes serviços, em diferentes escalas. Existem softwares, por exemplo, que foram desenvolvidos como protocolos de avaliação. O Protocolo Colaborativo para Avaliação e Mapeamento de Serviços Ecossistêmicos e Vulnerabilidade Socioecológica (ECOSER) é um destes que segue uma sequência lógica de avaliação, gera o mapeamento dos serviços ecossistêmicos e de vulnerabilidade socioecológica, tendo como base o levantamento de índices e funções ecossistêmicas como promotoras dos serviços. Tem sido utilizado para auxiliar os processos de tomada de decisão sobre o uso da terra (Laterra, Castellarini, e Orúe, 2011). Existem, ainda, modelos que são mais adaptados a escalas locais, como o LUCI (*Land Utilisation Capability Indicator*), capaz de avaliar os impactos do uso da terra nos serviços ecossistêmicos e indicar regiões pontuais onde as intervenções podem propiciar melhorias nos serviços (Jacskon *et al.*, 2013).

Dentro do contexto dos serviços ecossistêmicos relacionados aos solos, é interessante que o uso de ferramentas de avaliação especificamente voltadas para detalhar e refinar o papel dos solos no ecossistema. Contudo, não são identificados muitos estudos com desenvolvimento de programas que abarcam a devida importância ao solo (Sharps *et al.*, 2018). O SPASMO (*Soil Plant Atmosphere System Model*) é um exemplo de ferramenta desenvolvida para descrever os processos do solo (Green *et al.*, 2003). Ele é capaz de avaliar a influência das práticas de manejo no crescimento das culturas, bem como a dinâmica dos processos e propriedades do solo, os quais proporcionam a regulação dos serviços

ecossistêmicos. No entanto, o modelo exige um conjunto muito abrangente de dados de entrada, pois leva em consideração diferentes propriedades do solo e fatores externos como clima, uso da terra e práticas de manejo, limitando o seu uso para estudos em escalas maiores. Outro software que tem o solo como objeto central de avaliação é o MOSES (*Modelling Of Soil Ecosystem Services*), que foi projetado para permitir a investigação dos efeitos das alterações climáticas, sistemas de cultivo e outros fatores que determinam os serviços ecossistêmicos do solo (Aitkenhead *et al.*, 2011), sendo também limitado pela necessidade de simular um grande número de processos em uma ampla gama de escalas espaciais e temporais.

Em geral, as ferramentas de avaliação de serviços ecossistêmicos apresentam um grande potencial para quantificação de serviços, tornando-se essenciais quando a abordagem do tema sai do contexto teórico e parte para a implementação prática. Por outro lado, a popularidade destas ferramentas ainda é baixa, pois encontram-se em constante desenvolvimento e com muitas limitações de uso, acarretando na falta de acesso pelo público.

A plataforma de modelagem InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), desenvolvida pelo Natural Capital Project (Universidade de Stanford, California, EUA) em parceria com *The Nature Conservancy* (TNC) e *World Wildlife Fund* (WWF), é uma das opções mais amplamente utilizadas para modelagem de serviços ecossistêmicos, sendo atualmente um software livre e gratuito, com vasto material de suporte e tutoriais de execução, contendo também fóruns de discussão e diversas publicações com sua aplicação mundialmente (Sharp *et al.*, 2018).

A plataforma foi elaborada como uma estrutura de quantificação, mapeamento e valoração monetária de serviços ecossistêmicos fornecidos por três ambientes distintos, sendo divididos, atualmente, em três modelos de serviços de suporte, nove modelos terrestres e oito modelos costeiros/marinhos (Figura 2). A aplicação destes modelos ocorre de forma independente, embora vinculáveis, permitindo a organização e análise dos dados em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), com objetivo de avaliar os benefícios e *tradeoffs* dos serviços ecossistêmicos em diferentes cenários.

Serviços Ecosistêmicos de Suporte

- Avaliação do Risco de Habitat
- Qualidade do Habitat
- Abundância de polinizador: Polinização de Culturas

Serviços Ecosistêmicos Finais

- Taxa de Entrega de Sedimentos e Nutrientes
- Armazenamento e Sequestro de Carbono
- Carbono Azul Costeiro
- Rendimento Anual da Água
- Efeito de Borda de Carbono Florestal
- Provisão de Qualidade Cênica
- Visitação: Recreação e Turismo
- Produção de energia de ondas

Figura 2. Modelos de avaliação de disponíveis na plataforma InVEST, com destaque para os relacionados diretamente aos solos

Os principais modelos que avaliam os serviços ecosistêmicos relacionados aos solos são: sequestro e armazenamento de carbono, que representa uma estimativa de estoque total de C na paisagem; taxa de entrega de sedimentos, o qual avalia as perdas de solo pelos processos de erosão laminar e o seu fluxo na paisagem; taxa de entrega de nutrientes, que avalia as fontes de N e P na paisagem e seu transporte em superfície e subsuperfície pelo escoamento superficial da chuva e lixiviação, respectivamente. Estes modelos são utilizados em escalas variadas, desde local até global, gerando mapas dos serviços ecosistêmicos finais.

Na tabela 1, é apresentada uma síntese das principais características dessas ferramentas de avaliação dos serviços ecosistêmicos.

Tabela 1. Características principais das ferramentas de modelagem e avaliação de serviços ecossistêmicos mais utilizadas atualmente.

Ferramenta	Origem	Acesso	Implementação	Complexidade	Principais Vantagens
Integrated valuation of Ecosystem Services and Trade-offs (InVEST)	Natural Capital Project e Universidade de Stanford	Livre Acesso na internet (http://www.naturalcapitalproject.org)	Software independente	Exige conhecimento em ArcGIS ou QGIS; dados de fácil obtenção	Serviços ecossistêmicos podem ser avaliados individualmente
ECOSER	Instituto Nacional de Tecnologia e Agropecuária (INTA)	Livre Acesso na internet (http://www.ecoser.com.ar)	Extensão do ArcGIS	Exige conhecimento em ArcGIS; dados de fácil obtenção	Avalia a vulnerabilidade socioecológica para o planejamento de terras
Land Utilization Capability Indicator (LUCI)	Victoria University of Wellington (VUW)	Acesso Restrito aos usuários (https://www.lucitools.org/)	Extensão do ArcGIS	Exige conhecimento em ArcGIS; dados de fácil obtenção	Identifica áreas em que a mudança no uso da terra pode ser benéfica ou não
The Modelling Soil Ecosystem Services (MOSES)	The James Hutton Institute	Acesso diretamente com desenvolvedores	Software independente	Exige dados de difícil obtenção de solo para execução das simulações	Simula funções e serviços relacionados diretamente ao solo
Soil Plant Atmosphere System Model (SPASMO)	Plant and Food Research	Acesso diretamente com desenvolvedores	Software independente	Estrutura complexa e exige grande quantidade de dados de entrada	Inclui componentes para simular a provisão de carbono, nitrogênio e fósforo

2.5 Aplicações da ferramenta InVEST

Estudos de grande magnitude em escalas nacionais e globais têm sido desenvolvidos por meio da ferramenta InVEST, sendo na maioria dos casos elaborados com a participação direta da própria equipe de desenvolvedores (Sharp *et al.*, 2018). Diante da alta demanda para busca de soluções naturais no combate às mudanças climáticas, Chaplin-Kramer *et al.* (2019) avaliaram os *status* atuais e modelaram cenários futuros para a qualidade de água, redução de riscos de inundação em áreas costeiras e polinização de culturas no mundo. Eles evidenciaram que cerca de cinco bilhões de pessoas sofrem com a presença de águas eutrofizadas e falta de polinização para desenvolvimento das culturas, especialmente na África e Ásia. Em escala nacional, o InVEST foi utilizado para avaliar a liberação e retenção de nitrogênio e fósforo em 36 bacias do Reino Unido, relacionando os dados de entrada e saída com a sensibilidade de execução do módulo utilizado (Redhead *et al.*, 2018).

Estudos que abordam a implementação de um módulo específico do InVEST receberam destaque nos últimos anos, pois avaliam sua aplicabilidade por meio de calibrações e comparações com resultados observados em campo, identificando as potenciais fontes de erro e sugestões de melhorias para implementação do software. Ao avaliarem a aplicabilidade do módulo de produção de água em uma bacia hidrográfica nos Estados Unidos, Hamel e Guswa (2015) realizaram uma análise de sensibilidade do modelo para variáveis climáticas e parâmetros de entrada, identificando a falta de precisão dos dados climáticos de entrada como maiores fontes de erro de calibração. Outro trabalho que tratou especificamente da avaliação de um modelo do InVEST, desenvolvido no Brasil, foi o de Cardoso *et al.* (2012), os quais avaliaram as variáveis de entrada e disponibilidade de informações para execução do módulo de estoque de carbono em escala de paisagem no estado de Santa Catarina, indicando problemas no levantamento de dados de estoque de carbono em compartimentos específicos como da necromassa de áreas florestais.

No Brasil, diversos trabalhos têm sido desenvolvidos, especialmente em escalas regionais e locais, para avaliação de diferentes tipos de serviços ecossistêmicos. São relatados na literatura diversos estudos realizados no Brasil com aplicação direta do InVEST voltados para áreas costeiras e regiões

estuarinas (Ribeiro, Silva e Asmus, 2018), na avaliação e valoração de serviços de polinização por abelhas (Hipólito *et al.*, 2019) e na avaliação de serviços de provisão e qualidade de habitat em áreas de floresta nativa (Strassburg *et al.*, 2016). No entanto, poucos trabalhos com aplicação da ferramenta foram desenvolvidos em áreas majoritariamente agrícolas e em menor quantidade trabalhos que abordassem os serviços ecossistêmicos prestados pelo solo.

O uso do InVEST também pode servir de base para outros tipos de abordagens relacionadas aos serviços ecossistêmicos, como por exemplo em estudos para seleção de áreas prioritárias de mata nativa para conservação e recuperação. Ao utilizarem a ferramenta para selecionar as áreas mais importantes para conservação em regiões de Cerrado e de Mata Atlântica Duarte, Ribeiro e Paglia (2016) relacionaram os serviços de estoque de carbono, retenção de sedimentos e biodiversidade, resultando em *hotspots* de alto fornecimento de serviços ecossistêmicos e identificando as áreas que já se encontravam protegidas e as de situação mais crítica para proteção. Em estudo desenvolvido em áreas de uso agrícola, Chaplin-Kramer *et al.* (2015), demonstraram a intensificação dos impactos na biodiversidade e armazenamento de carbono na paisagem devido à expansão agrícola, utilizando simulações de diferentes cenários, evidenciando a importância de informações espacialmente explícitas na avaliação das mudanças de uso e cobertura da terra para elaboração de ações de combate ao declínio dos serviços ecossistêmicos.

No Rio Grande do Sul, poucos trabalhos com abordagem de serviços ecossistêmicos foram desenvolvidos com a ferramenta InVEST, especialmente quando se referem às regiões de uso agrícola. No entanto, avaliação de serviços ecossistêmicos em área agrícola foi conduzido por Wolff (2017) por meio de outro software similar ao InVEST. Neste estudo, foi utilizado o protocolo ECOSER para levantar indicadores de funções ecossistêmicas presentes na paisagem e integrá-los para estimar serviços ecossistêmicos como regulação climática e potencial de produção das culturas. Ainda neste estudo, a ferramenta de análise em questão foi capaz de avaliar espacialmente os serviços ecossistêmicos apesar de apresentar algumas limitações.

3. OBJETIVO

Aplicar modelos de análise da plataforma InVEST para estimar os serviços ecossistêmicos relacionados com o solo em região agrícola no centro do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido na região fisiográfica do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul. A abrangência foi delimitada considerando a disponibilidade de dados e informações provenientes de estudos anteriores (Tornquist, 2007; Broetto, 2012; Dávila, 2016; Wolff, 2016), compreendendo os municípios de Ibirubá e Quinze de Novembro na sua integralidade e partes de Cruz Alta, Fortaleza dos Valos e Boa Vista do Incra. A área de estudo, doravante denominada *região de Ibirubá* abrange 1.771 km², incorporando além das terras, parte do reservatório da Represa do Passo Real, pertencente a bacia do Alto Jacuí (Figura 3). Esta é uma região predominantemente agrícola e destaca-se por seu histórico de alta produção de soja no Rio Grande do Sul, apresentando o sistema de plantio direto como método de cultivo mais utilizado (Tornquist *et al.*, 2009).

A região de Ibirubá é caracterizada segundo a classificação de Köppen pelo clima Cfa (subtropical úmido com verão quente), com médias anuais de temperatura de 18 °C e precipitação de 1.750 mm (INMET, 2019). A vegetação original da região era composta predominantemente por Floresta Ombrófila Mista, com dominância do pinheiro brasileiro (*Araucaria angustifolia*) e áreas de campos em menor proporção (IBGEa, 2018). Devido ao desenvolvimento da agricultura nesta região após o início da colonização em 1902, especialmente na produção intensiva de culturas anuais como soja, trigo e milho, as florestas e campos naturais foram reduzidos a menos de 10 % e 4 %, respectivamente.

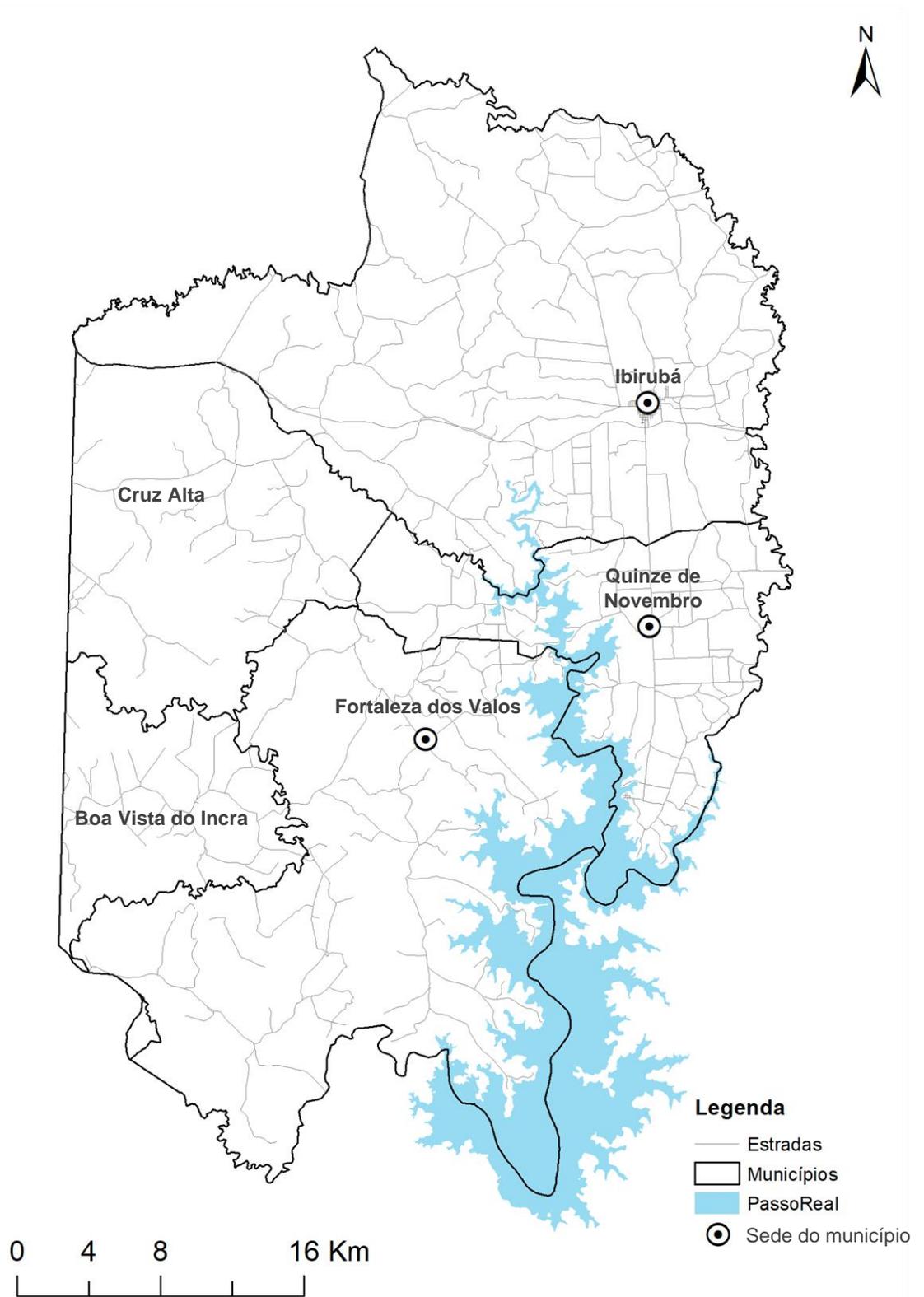


Figura 3. Área de estudo com os municípios, a represa Passo Real e a malha viária na escala de 1:250.000

As áreas correspondentes aos campos nativos foram por sua vez convertidas em pastagens cultivadas, com dominância de Tifton e outras gramíneas de verão intensivamente manejadas, inclusive com dejetos animais (Broetto, 2016), que representam uma pequena fração.

O mapa uso e cobertura das terras utilizado neste estudo foi obtido por meio do Projeto MapBiomas v4.0 para o ano de 2018 (MapBiomas, 2019), com resolução de 30 m, sendo recortado para os limites da região de estudo e a legenda adaptada (Figura 4). As áreas agrícolas de cultivo anual cobrem a maior parte da região delimitada, apresentando fragmentos de mata nativa e áreas de pastagem em menor proporção.

A geologia é predominantemente composta por rochas basálticas extrusivas da Formação Serra Geral, com a ocorrência de rochas sedimentares de arenito e conglomerados nos locais de maior elevação relativa na paisagem, correspondentes à Formação Tupanciretã (Viero e Silva, 2010). As feições do terreno predominantes são coxilhas tabulares e arredondadas, de relevo ondulado a suave ondulado (Santos *et al.*, 1970).

As principais classes de solos da região são a do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Neossolo Litólico Chernossólico, e em menor área, Nitossolo Bruno Alumínico (IBGEb, 2018). Em virtude da escala do estudo utilizada (1:250.000), os Nitossolos que se encontram em pequena extensão foram incorporados aos Latossolos Vermelhos Distroférico (Figura 5).

O mapa de solos utilizado neste estudo foi IBGE (2018b), sendo utilizada apenas a classe de solo predominante em cada Unidade de Mapeamento levantada para representar a distribuição de solos na região. Quanto às características morfológicas dos solos avaliados, a classe textural para os solos LVdf, LVd e RLm são, respectivamente, muito argilosa, argilosa e média. Já quanto ao horizonte A de cada solo observam-se predominante as classes A proeminente, A húmico e A chernozêmico, para os solos LVdf, LVd e RLm, respectivamente (IBGEb, 2018).

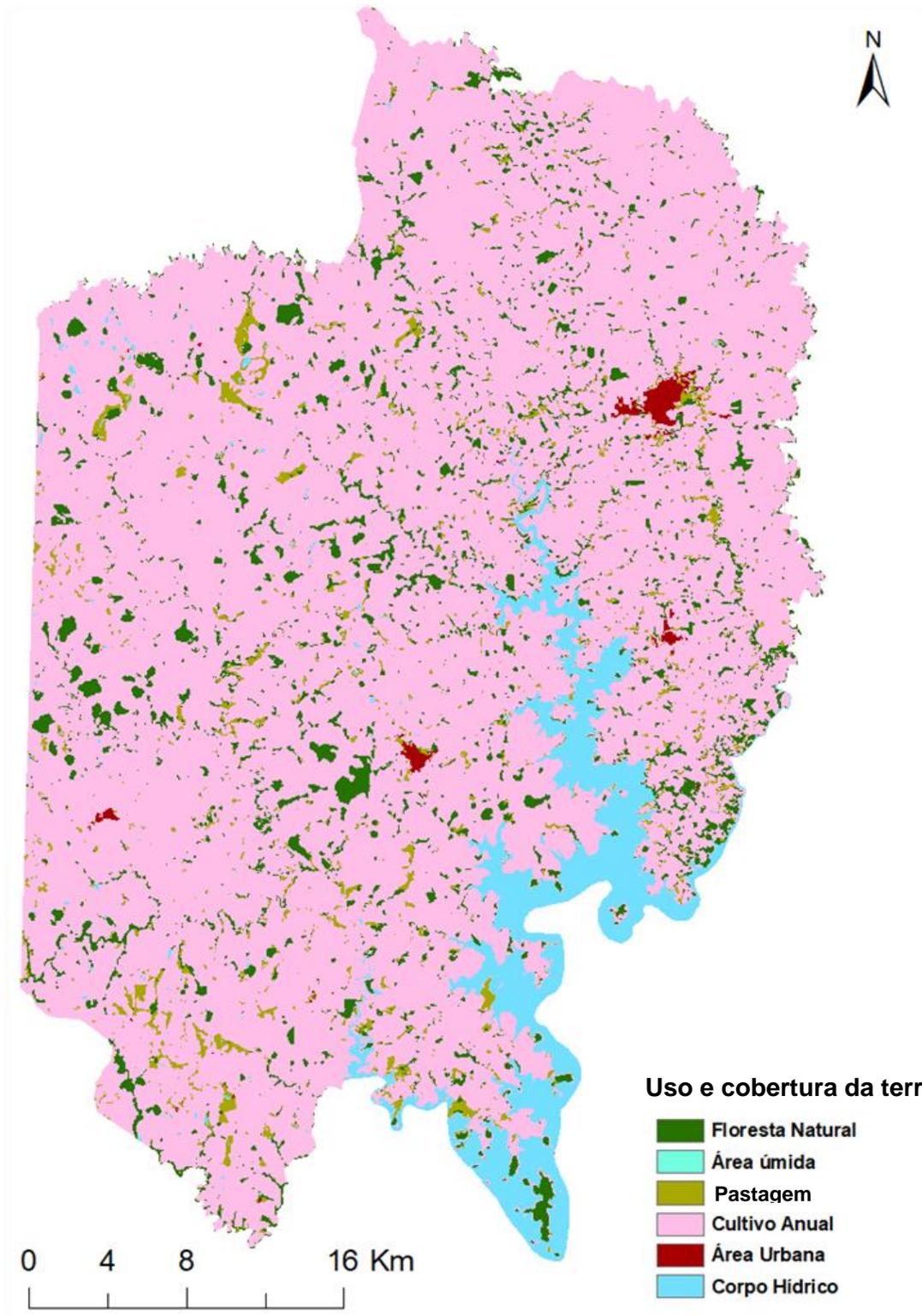


Figura 4. Uso e cobertura das terras na região de Ibirubá para o ano de 2018 na resolução de 30 m (MapBiomas, 2019).

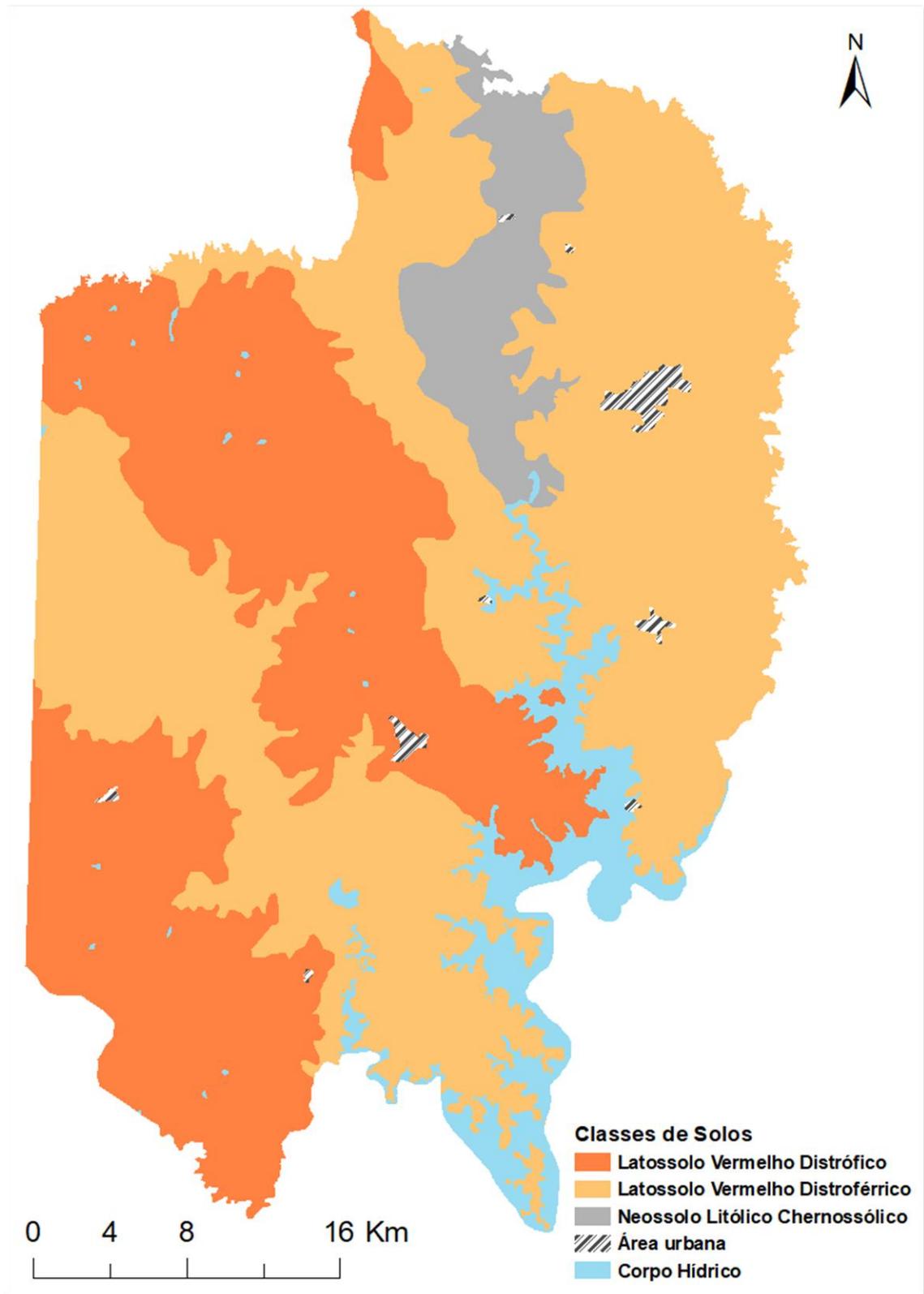


Figura 5. Solos da região de Ibirubá na escala 1:250.000 (IBGE, 2018b).

4.2. Plataforma de avaliação de serviços ecossistêmicos InVEST

A plataforma InVEST é estruturada como modelos (ou módulos), sendo, neste caso, selecionados aqueles que abordam os serviços ecossistêmicos relacionados com os solos:

4.2.1 Modelo de estoque de carbono

O serviço ecossistêmico de estoque de carbono pode ser considerado um dos mais importantes na regulação do clima da Terra, devido à retirada de CO₂ da atmosfera e como fonte de energia para os organismos que vivem no solo (Lal, 2014). O modelo de estoque de C total na paisagem do InVEST consiste no somatório de quatro compartimentos de carbono: da parte aérea vegetal, da liteira (serapilheira), das raízes e do solo. O estoque total em cada ambiente ou paisagem é determinado pela distribuição de diferentes usos e cobertura da terra.

4.2.2 Modelo de taxa de entrega de sedimentos

O modelo de taxa de entrega de sedimentos (*Sediment Delivery Ratio* – *SDR*) foi desenvolvido para mapear a geração e exportação de sedimentos do solo para os cursos d'água, tornando-se útil na avaliação do serviço de retenção de sedimentos na bacia hidrográfica. Este modelo utiliza a abordagem original de Borselli *et al.* (2008), calculando a quantidade de sedimento erodido por pixel e, em seguida, correlacionando com a proporção de sedimento exportado que realmente chega ao curso hídrico. Quando o sedimento alcança o rio é assumido que ele seguirá para o exutório da bacia, portanto o transporte de sedimentos dentro da água não é avaliado.

A abordagem de Borselli *et al.* (2008) pode ser melhor observada na Figura 6. Para obtenção da quantidade de sedimentos exportados no pixel (E_i) (unidade: Mg ha⁻¹ ano⁻¹) é calculada a quantidade de sedimentos erodidos ($usle_i$) e, em seguida, a taxa de entrega de sedimentos (SDR_i).

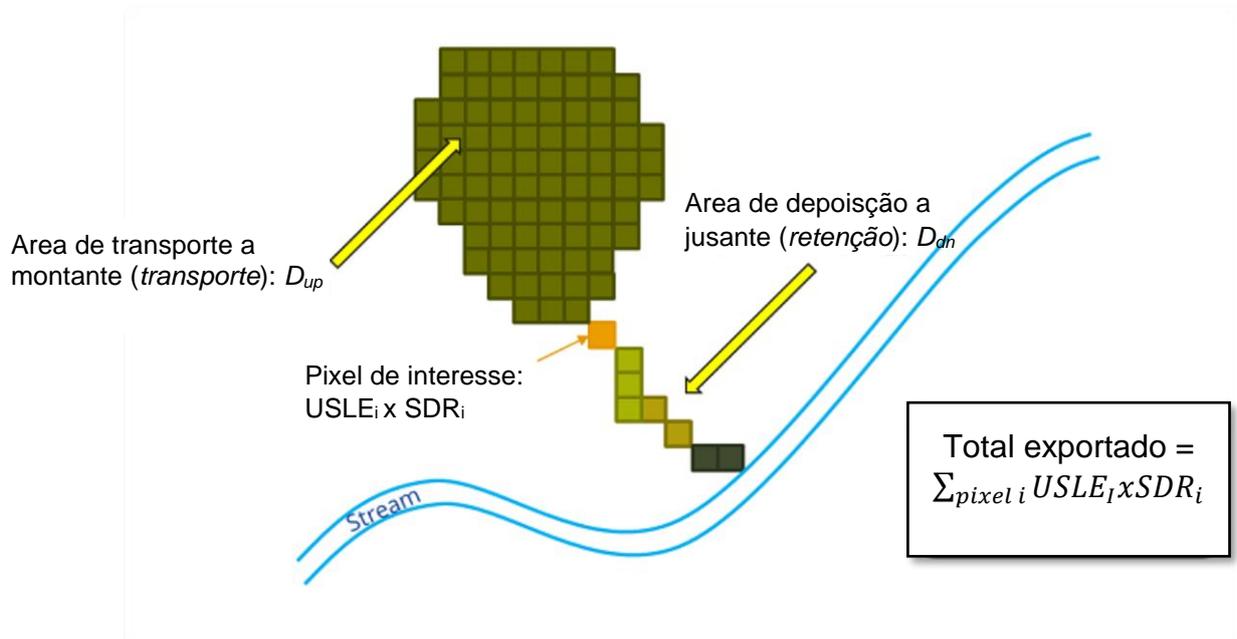


Figura 6. Abordagem conceitual adaptada de Borselli *et al.* (2008) utilizada no modelo de taxa de entrega de sedimentos do InVEST [SDR], conforme apresetado em Sharp *et al.* (2018)

A quantificação da perda de solo anual é realizada espacialmente com base na equação de perda de solo revisada (*Revised Universal Soil Loss Equation - USLE*):

$$RUSLE_i = R_i \cdot K_i \cdot LS_i \cdot C_i \cdot P_i$$

equação 1

onde,

RUSLE = quantidade de solo perdido [Mg ha ano⁻¹]

R = erosividade da chuva [MJ mm ha h⁻¹]

K = erodibilidade do solo [Mg ha h (MJ ha mm)⁻¹]

LS = comprimento da encosta e declividade

C = fator de uso e cobertura do solo

P = fator de práticas conservacionistas

A quantificação da taxa de entrega de sedimentos (SDR_i) foi baseada no método proposto por Vigiak *et al.* (2012), sendo dada por dois passos. O primeiro é o cálculo do Índice de Conectividade (IC_i), que representa o transporte de sedimentos no escoamento superficial a cada pixel, baseado na relação entre as declividades dos pixels vizinhos acima e abaixo:

$$IC_i = \log_{10} \frac{D_{up}}{D_{dn}}$$

equação 2

Onde D_{up} é a declividade do pixel a montante e D_{dn} a declividade do pixel a jusante. Tendo obtido o valor de IC_i pode ser calculado o SDR:

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k}\right)}$$

equação 3

onde,

SDR_{max} = Valor máximo da taxa de entrega de sedimentos que um pixel pode atingir, sendo função da textura do solo

IC_0 e k = parâmetros de calibração *default*

IC_i = Índice de conectividade

4.2.3 Modelo de taxa de entrega de nutrientes

O modelo de taxa de entrega de nutrientes (*Nutrient Delivery Ratio - NDR*) foi desenvolvido para mapear fontes de nitrogênio e fósforo na paisagem e seu transporte até os cursos hídricos, sendo utilizado para avaliar os serviços de retenção de nutrientes pela vegetação natural e avaliar problemas relacionados à qualidade da água.

O modelo utiliza uma abordagem de balanço de massas para descrever o movimento dos nutrientes na superfície e subsuperfície do solo, sendo possível avaliá-los separadamente. Deste modo, a exportação de nutrientes em cada pixel é calculada como o produto da carga de nutrientes no solo (*load*) e a taxa de entrega de nutrientes (*NDR*), sendo exemplificada na figura 7.

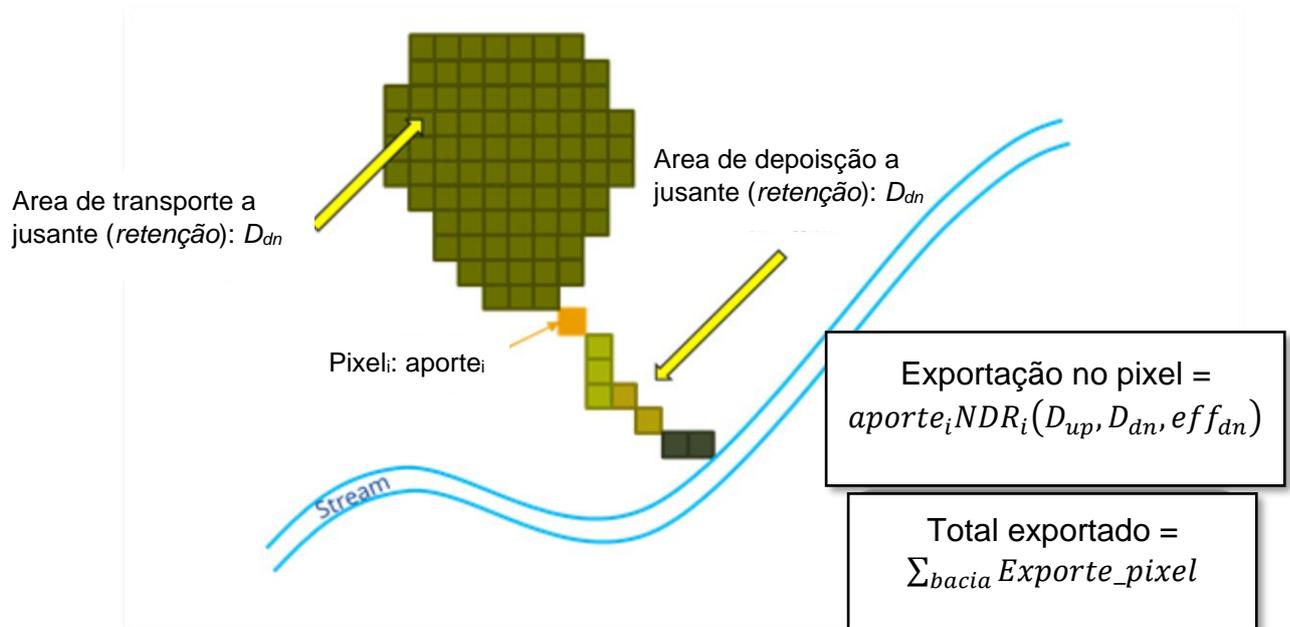


Figura 7. Abordagem conceitual do modelo de taxa de entrega de nutrientes do InVEST [NDR] (Sharp *et al.*, 2018)

A carga de nutrientes aportados para cada tipo de uso e cobertura do solo leva em consideração o potencial de *runoff* local, pois este afeta a contribuição de aporte para cada pixel, modificando a carga inicial (Heathwaite *et al.*, 2005). Desta forma, a carga de nutrientes no solo é dada por:

$$\text{modified.load}_i = \text{load}_i \cdot RPI_i$$

equação 4

onde,

RPI_i = índice potencial de *runoff* do nutriente em cada pixel.

$Load_i$ = nutriente aportado ao solo

A quantificação da taxa de entrega de nutrientes segue a abordagem similar ao modelo de entrega de sedimentos (Vigiak *et al.*, 2012), calculando a quantidade de nutrientes exportados em proporção à quantidade de nutrientes aportada no solo que realmente chega ao curso hídrico. A taxa de entrega de nutrientes (NDR_i) é calculada pela equação 5:

$$NDR_i = NDR_{0,i} \left(1 + \exp \left(\frac{IC_i - IC_0}{k} \right) \right)^{-1}$$

equação 5

onde,

IC_0 e K = Parâmetros de calibração;

IC_i = Índice de conectividade;

$NDR_{0,i}$ = Proporção do nutriente que não é retido pelos pixels a jusante do pixel de interesse, sendo baseado na máxima eficiência de retenção do solo entre o pixel e o curso hídrico.

4.3 Implementação dos modelos estoque de carbono, taxa de entrega de sedimentos e taxa de entrega de nutrientes

A execução dos modelos de interesse foi realizada na versão 3.7.0 do InVEST, sendo necessárias uma série de dados de entrada, que estão descritos na tabela 2. A integração e organização das informações de entrada foram realizadas em ambiente ArcGIS 10.3 (ESRI, 2014) com a construção de um SIG de trabalho organizado em planos de informação na forma de mapas e tabelas de atributos associadas, específicas para atendimento dos requisitos da plataforma InVEST, constituindo assim, a base de dados espacializada do estudo.

Tabela 2. Parâmetros de entrada dos modelos de estoque de carbono, entrega de sedimentos e entrega de nutrientes da plataforma InVEST.

Modelo do InVEST	Dado de entrada	Tipo de dado/ Unidade
Estoque de carbono na paisagem	Uso e cobertura do solo	Raster (.tiff)
	Compartimentos de carbono na paisagem	Tabela (.csv) [Mg ha ⁻¹]
Taxa de entrega de sedimentos	Modelo digital de elevação	Raster (.tiff)
	Uso e cobertura do solo	Raster (.tiff)
	Bacias hidrográficas da área de estudo	Shapefile (.shp)
	Índice de Erosividade -USLE (R)	Raster (.tiff) [MJ mm (ha h yr) ⁻¹]
	Erodibilidade do solo - USLE (K)	Raster (.tiff) [t ha h (ha MJ mm) ⁻¹]
	Fator (C) e (P) - USLE	Tabela (.csv)
	Limite de acúmulo de fluxo	Numérico
	$K_b^{(1)}$ e $IC_0^{(2)}$	Numérico
	SDR máx ⁽³⁾	Fração
	Taxa de entrega de nutrientes	Modelo digital de elevação
Uso e cobertura do solo		Raster (.tiff)
Bacias hidrográficas da área de estudo		Shapefile (.shp)
<i>Runoff</i> de nutrientes		Raster (.tiff)
Carga de N e P		Tabela (.csv)/ kg ha ⁻¹
Eficiência de retenção de N e P		Tabela (.csv)/fração
Comprimento crítico de retenção de N e P		Tabela (.csv)/ m
(cont.)	Limite de acúmulo de fluxo	Numérico
	$K_b^{(1)}$	Numérico

(1) K_b : Parâmetro de calibração Borselli (Borselli *et al.*, 2008) que determina a forma da relação entre a conectividade hidrológica e a taxa de entrega de sedimentos/nutrientes. O valor padrão é 2.

(2) IC_0 : Parâmetro de calibração Borselli que determina a forma da relação entre a conectividade hidrológica e a taxa de entrega de sedimentos/nutrientes. O valor padrão é 0,5.

(3) SDR máx: Valor máximo da taxa de entrega de sedimentos que um pixel pode atingir, sendo uma função da textura do solo. O valor padrão é 0,8.

4.4 Construção da base de dados

Para a execução dos modelos do InVEST selecionados no estudo foram obtidos dados primários e levantados dados secundários. Os dados primários referem-se aos obtidos em campanhas de amostragem em campo seguidas de análises laboratoriais. Já os dados secundários foram obtidos por meio de pesquisas na literatura em estudos anteriores desenvolvidos na mesma região, valores *default* da base de dados da plataforma do InVEST e demais estudos que atendessem à demanda de dados de inicialização do sistema.

4.4.1 Dados primários

4.4.1.1. Amostragem de solo

As coletas foram realizadas no primeiro semestre de 2019, sendo coletadas amostras de solo indeformadas em anéis volumétricos com 8,5 cm de diâmetro e 5 cm de altura, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 e 25-30 cm de profundidade, através de abertura de mini trincheiras nos pontos avaliados, apresentados na figura 8, seguindo o procedimento recomendado pela FAO (2019), que é compatível com as recomendações do IPCC (2019).

O critério de escolha dos pontos amostrados foi baseado na distribuição de pontos já existentes na região. Devido às características uniformes que os solos da região apresentam, optou-se por amostrar em pontos de maior acessibilidade, sendo alguns pontos revisitados. No presente estudo foram selecionados seis pontos de amostragem, sendo 69 o total de pontos compilados de estudos anteriores.

As amostras foram encaminhadas para laboratório, secas em estufa a 50 °C por cinco dias. Após, o solo foi triturado e peneirado em malha de 2 mm. O carbono orgânico do solo (COS) foi analisado em analisador elementar C/N (Thermo Flash) a partir de alíquotas de 1 g, moídas finamente em graal de ágata até passar na peneira 0,25 mm. Posteriormente, foi determinada a umidade residual levando as amostras secas para estufa a 110 °C para obter a densidade do solo (Ds) e COS em base seca.

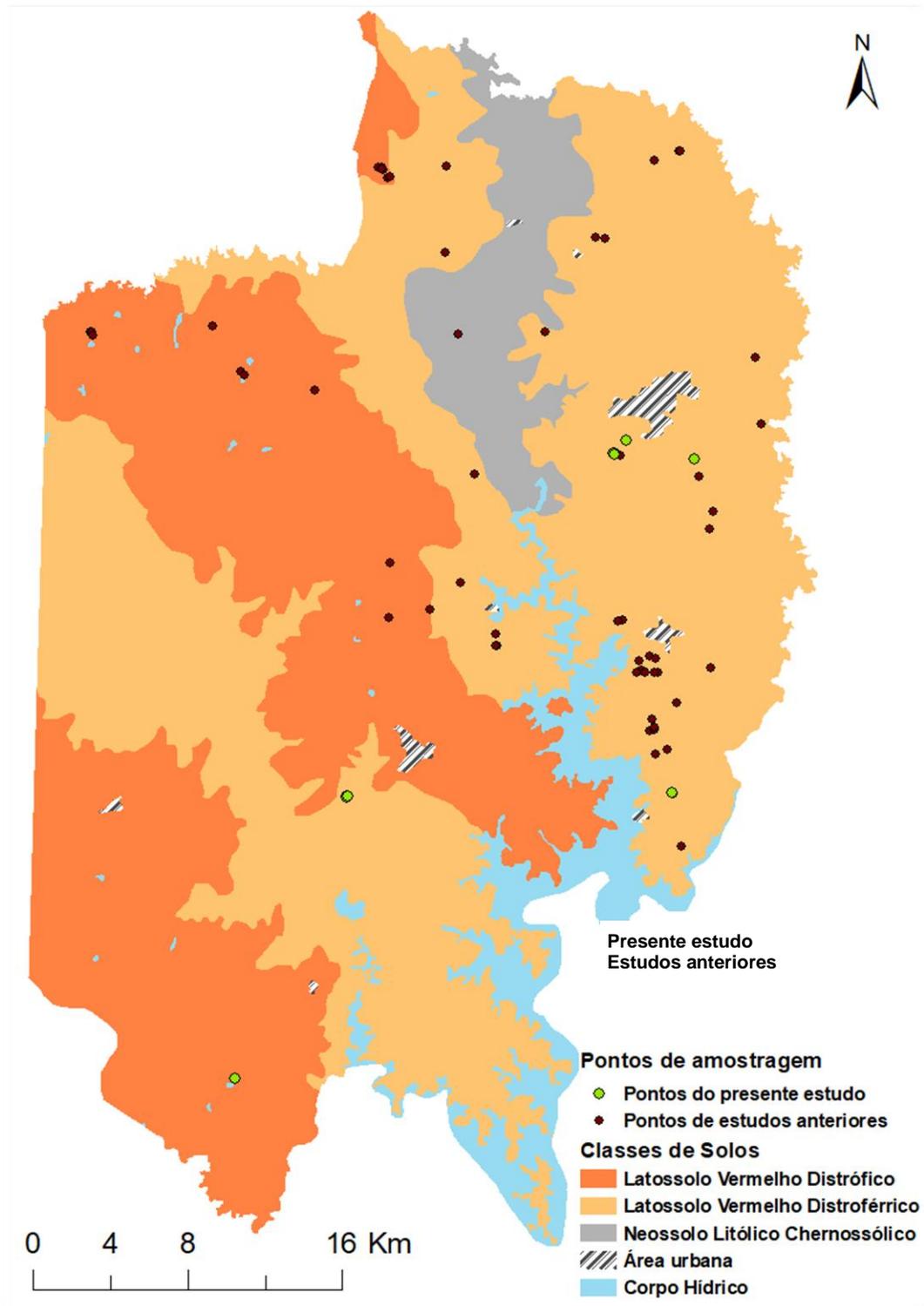


Figura 8. Pontos de amostragem de solos na região de Ibirubá.

Para avaliação do estoque de C do solo (ECOS) foram seguidos os procedimentos recomendados por FAO (2019), consistentes com IPCC (2019). Especificamente, a recomendação vigente é utilizar a mesma amostra para obtenção da Ds e COS, com o objetivo de reduzir o volume de solo e eliminar a variabilidade espacial advinda de coletas para Ds e COS feitas separadamente:

$$ECOS = C * prof * Ds * 10$$

equação 6

onde

ECOS = estoque de carbono orgânico do solo [COS] (Mg C ha⁻¹)

C = concentração de C (kg Mg⁻¹)

prof = espessura da camada (m)

Ds = densidade do solo (Mg m⁻³)

4.4.1.2 Amostragem de resíduos vegetais (palhada)

Para determinação da massa seca (MS) das culturas aportada nas regiões de uso agrícola, foram coletadas amostras dos resíduos vegetais no solo, com uso de um *quadrat* metálico com área de 0,25 m², em três locais para cada ponto amostral, sendo distribuídos pela região de forma a representar a variabilidade espacial dos sistemas de cultivo (Figura 9). As coletas foram realizadas cerca de uma semana após colheita da soja, no mês de março de 2018. O material coletado foi seco em estufa à 60 °C por três dias e pesado em balança de precisão. Para estimativa do carbono presente no resíduo foi considerado a concentração de carbono de 40 % da MS do resíduo (Bolinder *et al.*, 2007).

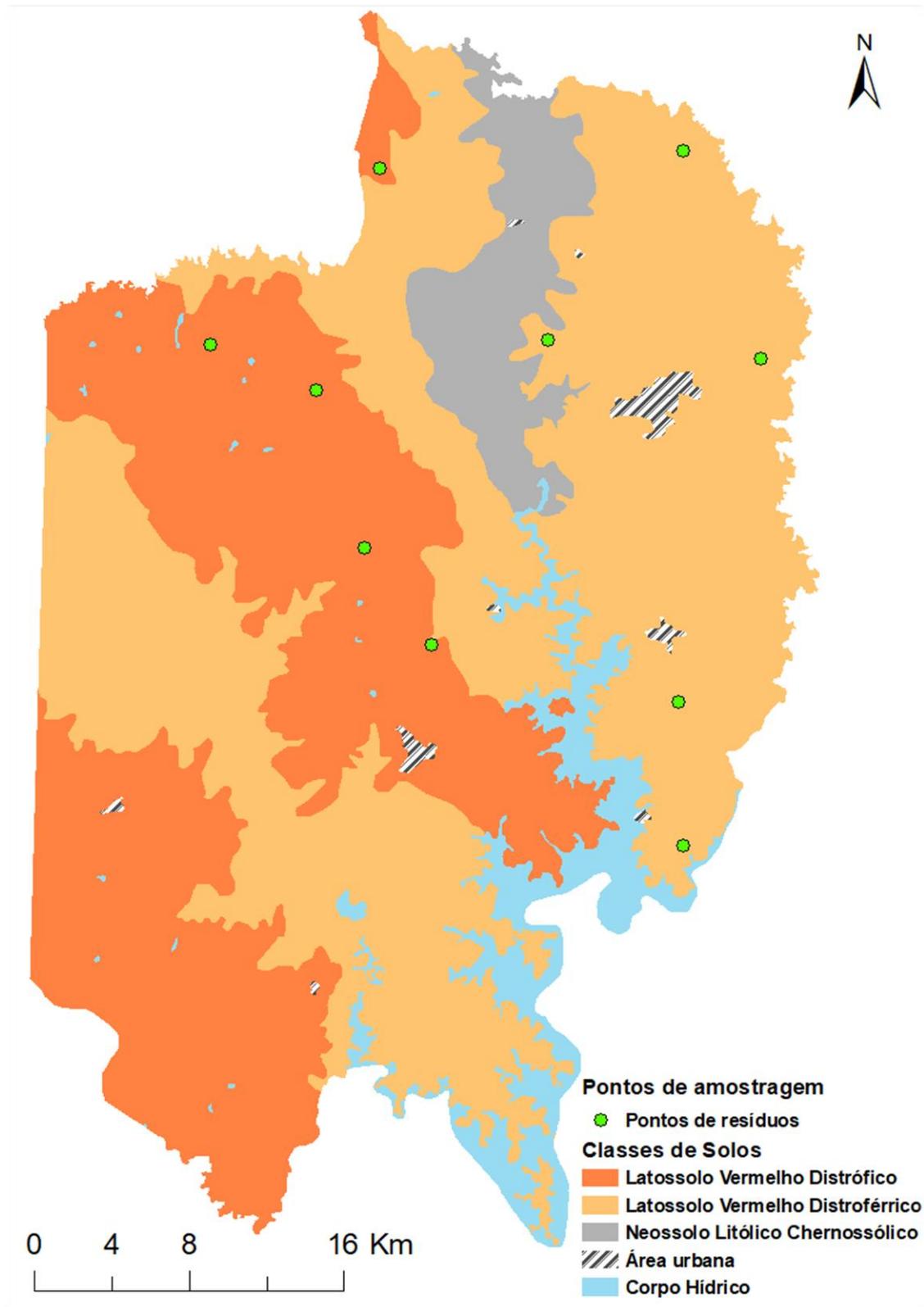


Figura 9. Pontos de amostragem de resíduos vegetais realizados pelo autor na região de Ibirubá.

4.4.2 Dados secundários

4.4.2.1 Modelo de estoque de C na paisagem

Na sua concepção original, o modelo do InVEST para estoque de C não considera as diferentes classes de solo da região, apenas o uso e cobertura das terras. Havendo dados que discriminam os estoques de C do solo conforme uso atual de estudos anteriores na região, decidimos incluí-los neste trabalho, refinando assim o modelo original.

O recente mapa de uso e cobertura do Projeto MapBiomass (MapBiomass, 2019) foi utilizado para aplicar o modelo de estoque de C (Figura 4). Em ambiente de geoprocessamento, foi ampliada a tabela de atributos para incluir os valores de C em diferentes classes de solo e uso/cobertura. Para tanto, utilizou-se a ferramenta *Map Algebra* do ArcGIS, sobrepondo o mapa de solos (IBGEb, 2018) e o mapa de uso e cobertura reclassificado (MapBiomass, 2019), obtendo-se um mapa de “solo+uso/cobertura”, similar às “unidades de simulação” de Tornquist (2007). Este mapa-produto (Figura 10) foi usado em todas as aplicações dos modelos selecionados no InVEST, desde estoque de carbono até taxa de entrega de sedimentos e nutrientes.

Os valores de ECOS foram obtidos de trabalhos desenvolvidos nesta região pelo grupo de pesquisa (Tornquist, 2007; Dávila, 2016; Broetto, 2012), cujos pontos de coleta podem ser observados na Figura 9. Adicionalmente, valores obtidos na literatura para a região foram compilados, determinando valores médios de ECOS para os solos da região de estudo (Tabela 3). Foram considerados os valores de ECOS apenas das camadas de 0-30 cm de profundidade. Os ECOS para Neossolos Litólicos (RLm) sob pastagem foram atribuídos como em lavouras e para as áreas de banhado foram atribuídos os ECOS correspondentes aos Neossolos Flúvicos de Tornquist (2007)

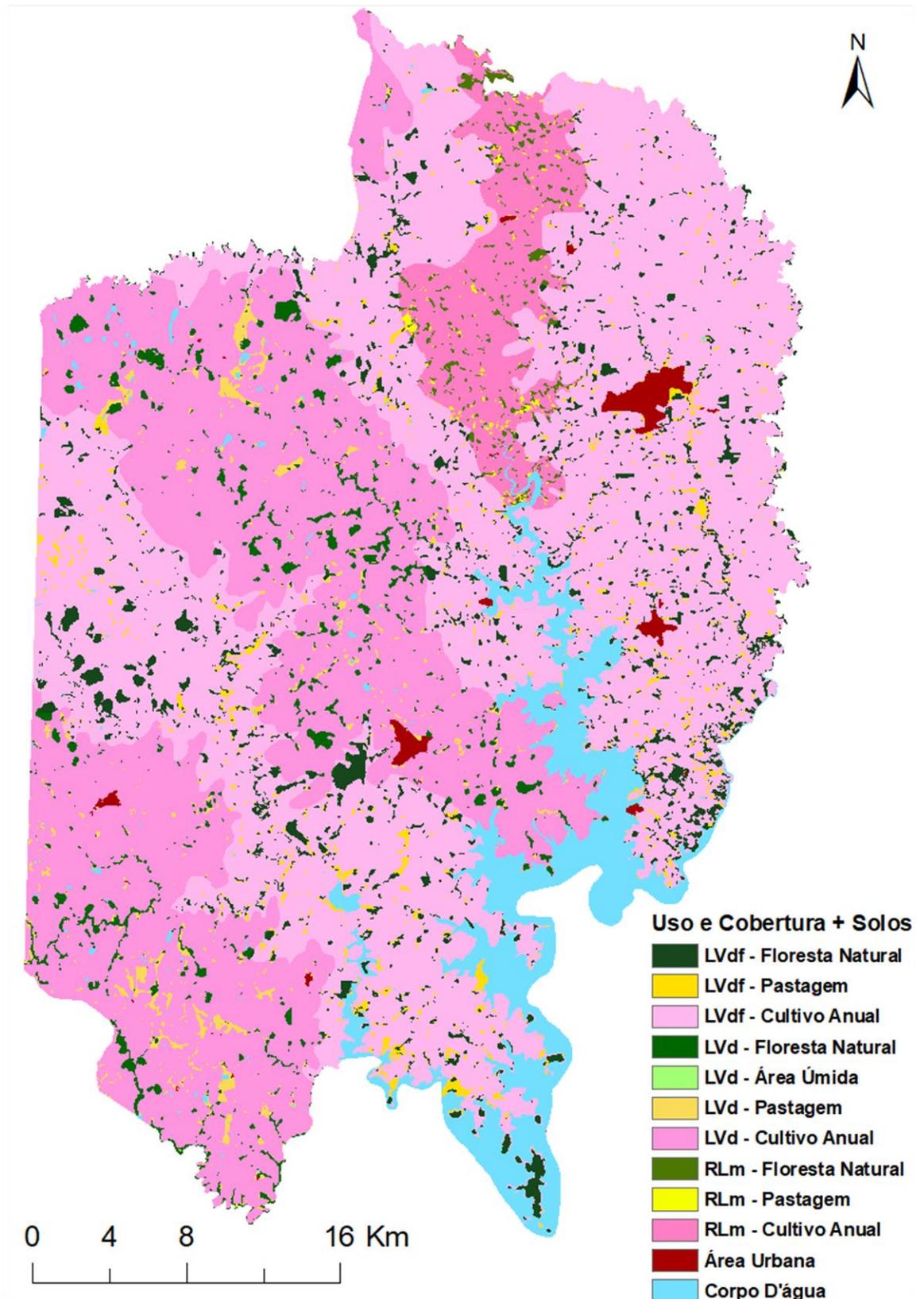


Figura 10. Classes de solos associadas a uso/cobertura para a região de Ibirubá.

Tabela 3. Estoque de C orgânico do solo (ECOS) na camada de 0-20cm para a região de Ibirubá utilizados neste estudo.

Tipo de solo/ Uso e cobertura	n	ECOS 0-20 (Mg ha ⁻¹)	
		Média	DesvPad
LV Distroférico	43	71,22	13,72
Pastagem	5	76,66	8,29
Cultivo Anual	22	69,00	10,96
Floresta Natural	16	72,57	17,94
LV Distrófico	22	69,75	17,42
Pastagem	3	65,62	16,10
Cultivo Anual	11	68,35	14,33
Floresta Natural	8	73,23	22,78
Neossolo Flúvico	5	75,00	22,43
Cultivo Anual	3	77,71	18,51
Floresta Natural	2	70,94	35,67
Neossolo Litólico	5	91,54	20,15
Cultivo Anual	3	77,49	3,92
Floresta Natural	2	112,61	10,67
Total	75	72,40	16,44

Para as áreas agrícolas, o C da parte aérea foi obtido por meio de dados primários obtidos nas amostragens em campo de resíduos vegetais descritas no item **4.4.1**, sendo considerado que a massa seca total compõe a biomassa da parte aérea anual da vegetação. Para o conteúdo de massa seca das raízes, foi utilizado o fator *shoot to root* de 30 % em relação a massa seca da parte aérea (Bolinder *et al.*, 2007), sendo o C das raízes estimado pelo índice de conversão de 40 % da biomassa seca. Para o conteúdo de C presente na liteira, foram utilizados os resultados obtidos por Campos *et al.* (2019), os quais avaliaram a liberação de carbono de resíduos vegetais de soja e aveia em diferentes sistemas de rotação e plantio na região de Cruz Alta.

Nas áreas com cobertura de floresta foram utilizados dados provenientes do Sistema Florestal Brasileiro (SBF, 2019), sendo selecionados os dados referentes à vegetação original, Floresta Ombrófila Mista para RS. Desta forma, foram determinados os valores de estoque para todos os compartimentos de carbono, com exceção do ECOS como apresentado anteriormente.

Para as áreas de campo ou pastagem não seria indicado o uso de fator de conversão “*shoot to root*” para estimativa da biomassa radicular em relação à parte aérea, pois nestes casos a biomassa subterrânea assemelha-se em massa à parte aérea, devido aos órgãos subterrâneos desenvolvidos por vegetais típicos destas áreas como bulbos e rizomas, portanto, os dados obtidos para o C acima e abaixo do solo nas áreas de pastagem foram estimados a partir dos resultados obtidos por Abichequer *et al.* (2009). Para o ECOS destas áreas foi utilizado o valor obtido pelos dados da região (Tabela 3) e para o C presente na liteira foram utilizados os valores estimados por Grace *et al.* (2006).

Os compartimentos de carbono de áreas urbanas foram obtidos por dados default da base de dados do InVEST (Sharp *et al.*, 2018). Nos corpos hídricos o C foi considerado zero. Uma síntese dos compartimentos de C utilizados no estudo consta na tabela 4.

Tabela 4. Estoques de C estimados para diferentes compartimentos conforme solo/uso e cobertura do solo na região de Ibirubá utilizados neste estudo

Uso e Cobertura da Terra	C Parte aérea	C Raízes	C Solo	C Liteira
	----- Mg ha ⁻¹ -----			
LVdf Floresta Nativa	34,65	6,93	53,88	8,00
LVdf Pastagem	1,26	13,09	55,29	0,20
LVdf Cultivo Anual	2,77	0,61	49,19	0,88
LVd Floresta Nativa	34,65	6,93	58,07	8,00
LVd Banhado	1,26	13,09	49,17	0,20
LVd Pastagem	1,26	13,09	46,28	0,20
LVd Cultivo Anual	2,77	0,61	49,62	0,88
RLm Floresta Nativa	34,65	6,93	83,40	8,00
RLm Pastagem	1,26	13,09	56,66	0,20
RLm Cultivo Anual	2,77	0,61	56,66	0,88
Área Urbana	2,00	1,00	5,00	0,00

4.4.2.2 Modelo de taxa de entrega de sedimentos

O modelo de taxa de entrega de sedimentos é um modelo espacialmente explícito que trabalha na resolução espacial do modelo de elevação digital (*Digital Elevation Model* - DEM). Neste estudo, foi utilizado o DEM do levantamento *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) na resolução de 30 m (Figura 11) (USGS, 2019). O delineamento das bacias hidrográficas foi realizado por meio da extensão *ArcHydro* do ArcGIS 10.3 (ESRI, 2014), sendo recortadas conforme os limites definidos pela área de estudo (Figura 12).

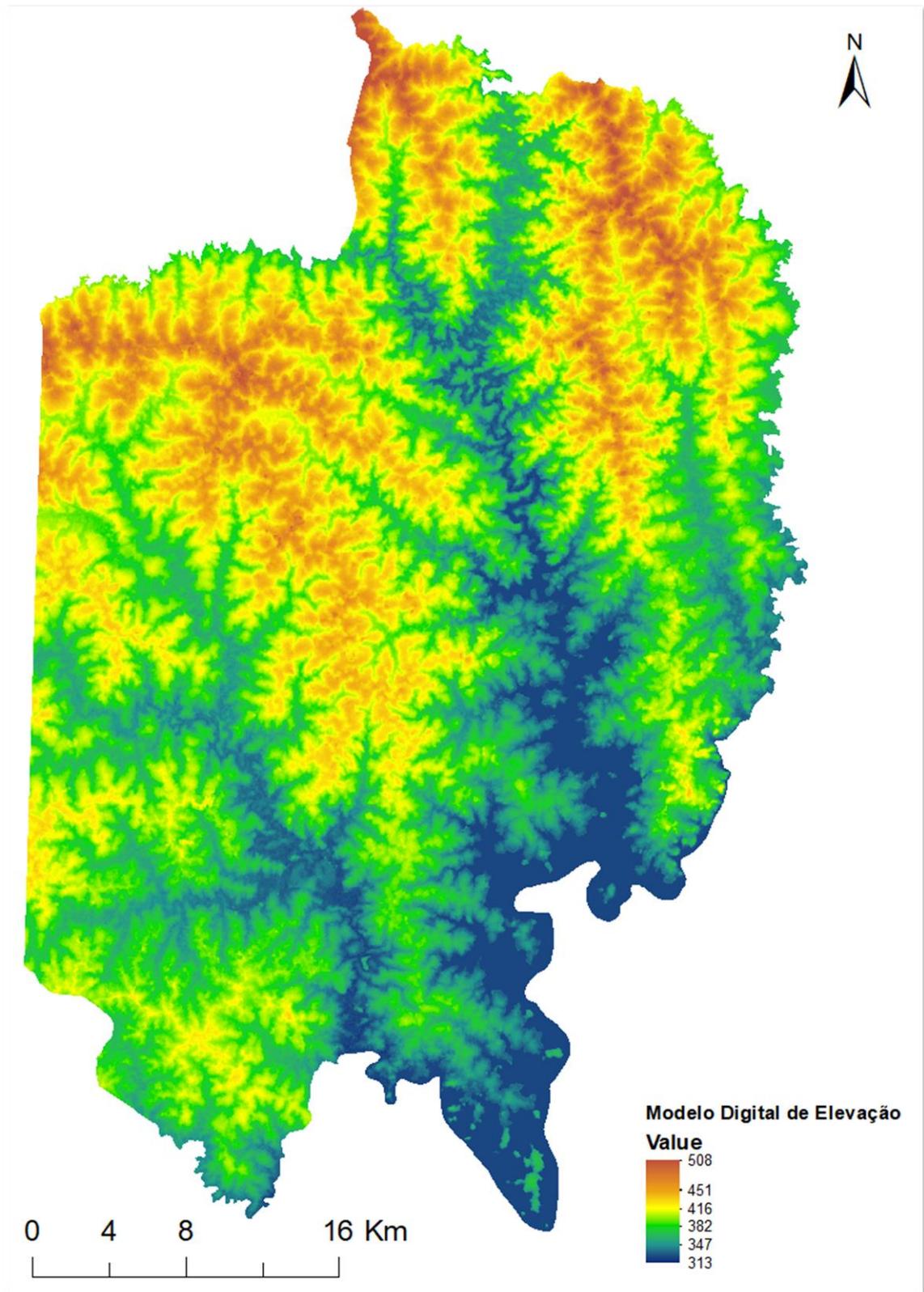


Figura 11. Hipsometria conforme modelo digital de elevação SRTM (USGS, 2019)

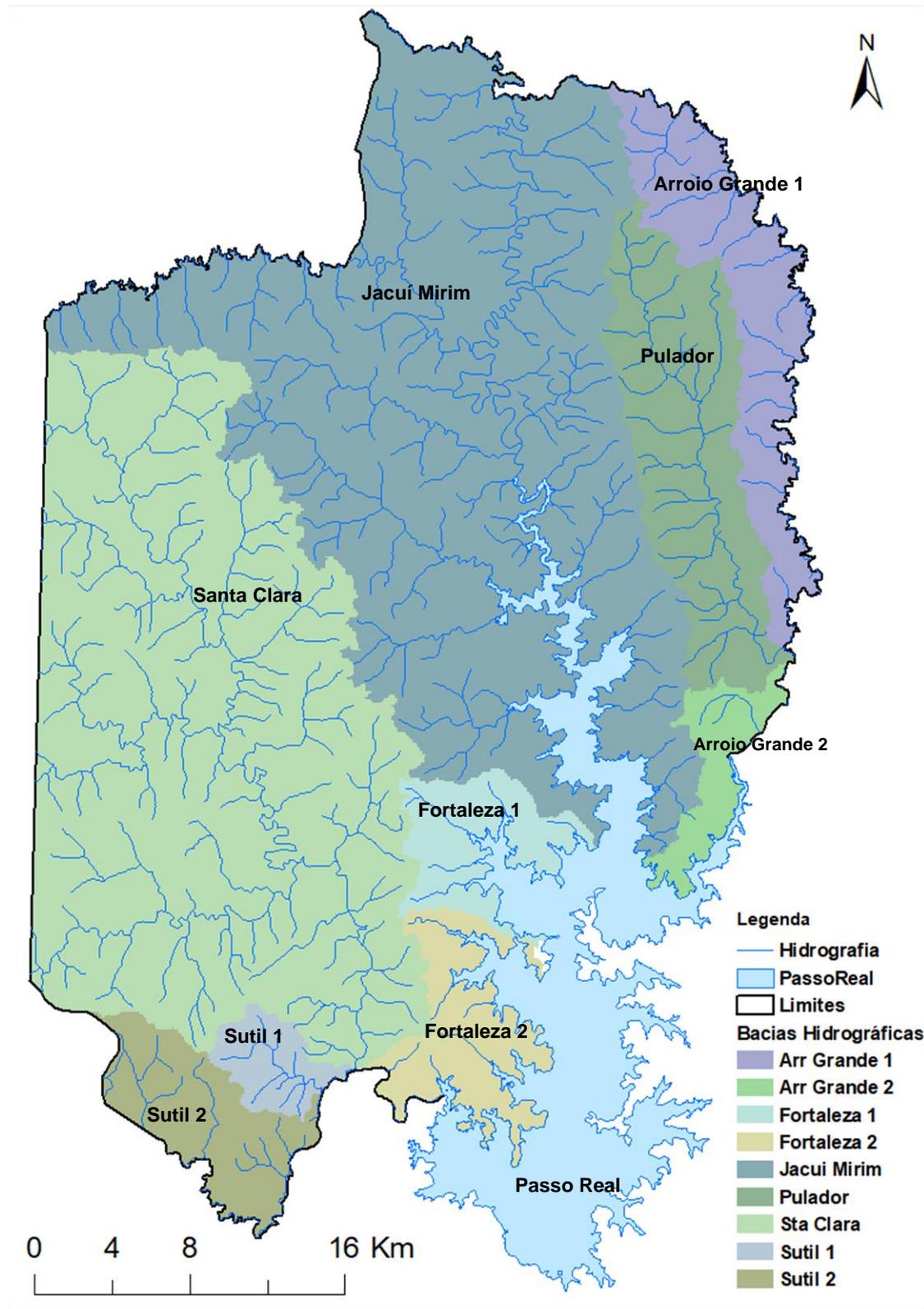


Figura 12. Rede de drenagem e bacias hidrográficas da região de Ibirubá

a) Índice de Erosividade (R)

A erosividade das chuvas é considerada o fator climático da USLE, sendo expressa como o produto da energia cinética total da chuva por sua intensidade máxima, calculada para uma duração de 30 minutos, em mm h^{-1} , representada pelo índice EI30. O somatório dos valores médios de EI30 de séries mensais de pelo menos 20 anos corresponde ao índice de Erosividade R, expresso em $\text{MJ mm (h ha ano)}^{-1}$.

O índice R utilizado para a região de estudo foi obtido com uso do software NetErosividade RS (GPRH, 2005; Moreira *et al.*, 2016), o qual estima os valores de erosividade da chuva mensais e anuais para cada localidade do Rio Grande do Sul por meio de técnicas de interpolação espacial e redes neurais artificiais, seguindo o método de cálculo proposto por Foster *et al.* (1981) e Wagner e Wassambani (1988). Os desenvolvedores utilizaram séries sintéticas de 94 estações pluviométricas com duração de 100 anos de medição diária no RS e de nove estações de SC, a partir de informações pluviométricas disponíveis no software ClimaBR 2.0 (Zanetti, 2003; GPRH, 2005), como pluviosidade total diária, duração do evento, intensidade de precipitação instantânea máxima, tempo de ocorrência da intensidade máxima e parâmetros que caracterizam o perfil da chuva.

Foram selecionados os valores de R calculados pelo método de Foster (1981) para cada município pertencente à região de estudo, expressos em $\text{MJ mm (h ha ano)}^{-1}$: Ibirubá (9.304), Quinze de Novembro (8.658), Fortaleza dos Valos (8.670), Cruz Alta (8.336) e Boa Vista do Incra (8.785).

b) Fator de erodibilidade do solo (K)

A erodibilidade do solo corresponde à suscetibilidade natural do solo para erosão, sendo representada pelo fator K. Este fator é dado pela razão das perdas de solo pela unidade do índice de erosividade das chuvas, apresentando valores diferentes para cada tipo de solo, pois leva em conta características específicas como textura, matéria orgânica e relevo do local (Wischmeier e Smith, 1978).

A determinação do fator K pode ser realizada por métodos diretos ou indiretos. Nos métodos diretos a quantidade de solo perdido durante eventos de chuva é avaliada em condições da parcela padrão, representada como uma área de 22 m de comprimento de declive, declividade de 9%, preparada por sistema convencional no sentido do declive e mantida continuamente cobertura vegetal (Wischmeier e Smith, 1978). Já por métodos indiretos, são aplicadas equações de regressões múltiplas que utilizam dados correspondentes às características físicas e químicas do solo como textura, permeabilidade, concentração de C orgânico e concentração de óxidos de Fe e Al (Silva *et al.*, 2000).

Vários trabalhos de levantamento do fator K por métodos indiretos foram realizados no Brasil, apresentando grande variabilidade mesmo que para solos de mesma classe, sendo recomendado seu uso apenas quando não se dispõe de dados obtidos diretamente no campo (Silva *et al.*, 2000).

Diante da grande variabilidade do fator K presente na literatura para os solos do Rio Grande do Sul, optou-se por utilizar primeiramente dados obtidos por método direto para a região de Ibirubá, no entanto foi encontrado apenas o fator K para LVd desenvolvido no município de Santo Ângelo, próximo da região, por (Schmidt, 2017), sendo este o fator selecionado para a mesma classe de solo da região de estudo. Para as classes LVdf e RLm, não foram encontrados estudos de levantamento do fator K, portanto, sua obtenção foi realizada por meio do método de cálculo sugerido por Roloff e Denardin (1994). Neste estudo os autores consideraram a metodologia mais adequada para obtenção do fator K utilizando dados de atributos físicos e químicos de 21 perfis de diferentes classes de solo do Paraná, sendo desenvolvida a equação 7 como mais adequada para Latossolos e Neossolos. A obtenção dos dados para aplicação do cálculo do fator K foi baseada nas características das classes de solo descritas por BRASIL (1973) (Tabela 5). Na tabela 6 estão descritos os valores utilizados neste estudo.

Fator K para Latossolos e Neossolos:

$$Kl = 0,00437\sqrt{Mn} + 0,0350Fs - 0,0111Aa$$

equação 7

Onde:

Mn = silte (silte + areia fina) (g g⁻¹)

Fs = teor de Fe₂O₃ extraído por ácido Sulfúrico (g g⁻¹)

Aa = As/ fração argila (g g⁻¹)

As = teor de Al₂O₃ extraído por ác. sulfúrico (g g⁻¹)

Af = Areia fina (g g⁻¹)

Tabela 5. Dados utilizados para obtenção do fator para os solos da região de Ibirubá pelo método proposto por (Roloff e Denardin, 1994)

	Hor.	Prof.	Areia Fina	Silte	Argila	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃
		cm	----- g g ⁻¹ -----				
LVdf ⁽¹⁾	A1	0-15	0,010	0,230	0,740	0,202	0,234
RLm ⁽²⁾	A	0-20	0,140	0,620	0,110	0,108	0,241

(1) Perfil descrito em BRASIL (1973) como Latossolo Roxo Distrófico.

(2) Perfil descrito em BRASIL (1973) como Solos Litólicos Eutrófico.

Tabela 6. Fator de erodibilidade do solo (K) para os solos presentes na região de Ibirubá.

Classe de solo	Fonte	Fator K Mg (ha MJ mm) ⁻¹
Latossolo Vermelho Distroférico LVdf	Roloff e Denardin (1994)	0,0144
Latossolo Vermelho Distrófico LVd	Schmidt (2017)	0,0090
Neossolo Litólico Chernossólico RLm	Roloff e Denardin (1994)	0,0275

c) Fator topográfico LS

O fator topográfico (LS) combina os fatores L (função do comprimento da rampa) e S (função da declividade média). Este fator é calculado pelo próprio modelo apenas por meio do mapa DEM (Figura 11). O cálculo é baseado no método desenvolvido por Desmet e Govers (1996), dado pela equação 8:

$$LS_i = S_i \frac{(A_{i-in} + D^2)^{m+1} - A_{i-in}^{m+1}}{D^{m+2} \cdot x_i^m \cdot (22,13)^m}$$

equação 8

Onde,

S_i = Fator de declividade para a célula i (calculado em função da declividade em graus - θ):

$$[S_i = 10,8 \cdot \text{sen}(\theta) + 0,03], \text{ quando } \theta < 9\%$$

$$[S_i = 16,8 \cdot \text{sen}(\theta) - 0,50], \text{ quando } \theta \geq 9\%$$

A_{i-in} = área de contribuição (m^2) no interior da célula da grade calculada pela direção de fluxo

$x_i = |\text{sen} \alpha_i| + |\text{cos} \alpha_i|$ onde α_i é a direção do aspecto da célula i

m = fator expoente de comprimento de rampa da RUSLE

Para evitar superestimação do fator LS em paisagens heterogêneas, os comprimentos de inclinação longos são limitados a um valor de 333 m (Desmet e Govers, 1996). O valor de m é baseado na equação clássica da RUSLE:

$m = 0,2$ para declividade $\leq 1\%$

$m = 0,3$ para declividade $> 1\%$ e $\leq 3,5\%$

$m = 0,4$ para declividade $> 3,5\%$ e $\leq 5\%$

$m = 0,5$ para declividade $> 5\%$ e $\leq 9\%$

$m = \beta / (1 + \beta)$,

onde $\beta = \text{sen } \theta / 0,0986 / (3 \cdot \text{sen } \theta^{0,8} + 0,56)$ para declividade $\geq 9\%$

d) Fator de cobertura (C) e de práticas conservacionistas (P)

O fator C na equação da USLE corresponde ao manejo e cobertura do solo, sendo definido pela relação de perda de solo entre uma parcela com determinado manejo e a parcela padrão, ponderada pela Erosividade das chuvas ao longo do ciclo de culturas.

Foram escolhidos os valores para o fator C de acordo com a literatura pesquisada para a região e os diferentes tipos de uso e cobertura do solo: áreas de floresta nativa 0,00942 (Weiler, 2017), áreas de pastagem 0,03382 (Weiler, 2017) e áreas de lavoura 0,0565 (Schmidt, 2017). Já para as áreas urbanas e de banhados foi utilizado o valor 0,001.

Quanto ao fator P, relacionado às práticas de manejo e conservação do solo, foi considerado um (1) para todos os tipos de uso, ou seja, sem a inclusão de práticas conservacionistas de preparo do solo.

e) Parâmetros do modelo

O parâmetro de limite de acúmulo de fluxo (*Threshold Flow Accumulation – TFA*) corresponde ao número de pixels que devem seguir das nascentes para uma célula antes de ser considerado parte de um rio, sendo utilizado para classificar os cursos hídricos do modelo de elevação digital (DEM). Foram realizadas operações recursivas de calibração para determinar o valor do limite de acúmulo de fluxo que reproduzisse da melhor maneira a rede de drenagem da região alvo, sendo identificado o limite de 500 células raster (45 ha). Quanto aos parâmetros de calibração K_b e IC_0 , que determinam a forma da relação entre a conectividade hidrológica e a taxa de entrega de sedimentos, optou-se por utilizar os valores padrões sugeridos pelo InVEST, de 2 para o K_b e 0,5 para IC_0 (Sharp *et al.*, 2018), devido a falta de dados próprios para calibração.

4.4.2.3 Modelo de taxa de entrega de nutrientes

O modelo de entrega de nutrientes parte da espacialização das fontes de nutrientes das bacias hidrográficas e seu transporte para os cursos d'água. Portanto, assim como no modelo de entrega de sedimentos, é determinado pelo modelo de elevação digital (DEM) e na delimitação das bacias de interesse no estudo, sendo utilizados o mesmo mapa (Figura 11).

O mapa de *runoff* de nutrientes representa a variabilidade espacial do escoamento potencial dos nutrientes no terreno. Para sua obtenção é necessário um mapa de precipitação médias mensais de precipitação, o qual será normalizado no processamento do modelo. Existe apenas uma estação meteorológica na região, de maneira que se usada a normal climatológica obtida nesta estação, o mapa de precipitação teria um valor único para toda a região. Para evitar levantamentos de dados de estações de regiões vizinhas e interpolações para obter um mapa de precipitação da região de estudo, optamos por utilizar os dados (1970 a 2000) da base global WorldClim (Fick e Hijmans, 2017) com resolução de 1 km². Este mostra uma variação de 163 mm na precipitação no sentido S-N (Figura 13), cerca de 10% da precipitação média estimada pelo WorldClim para a região 1645 mm, sendo esta similar ao reportado pelo INMET (1750mm).

A tabela de atributos biofísicos do modelo de entrega de nutrientes requer os valores de aporte de nutrientes, eficiência de retenção e distância crítica de retenção. A carga de nutrientes corresponde à quantidade de nitrogênio e fósforo aportada para cada classe de uso da terra em kg ha⁻¹ ano⁻¹. Os valores de aporte de N e P para áreas agrícolas e pastagem cultivada foram provenientes de informações de adubação de cooperativas agrícolas da região de Ibirubá, independente de cultura, conforme tabela 6. Para as áreas cuja cobertura era de vegetação nativa, banhados e áreas urbanas os dados de aporte de N e P foram provenientes da base de dados *default* do InVEST (Sharp *et al.*, 2018) (Tabela 7).

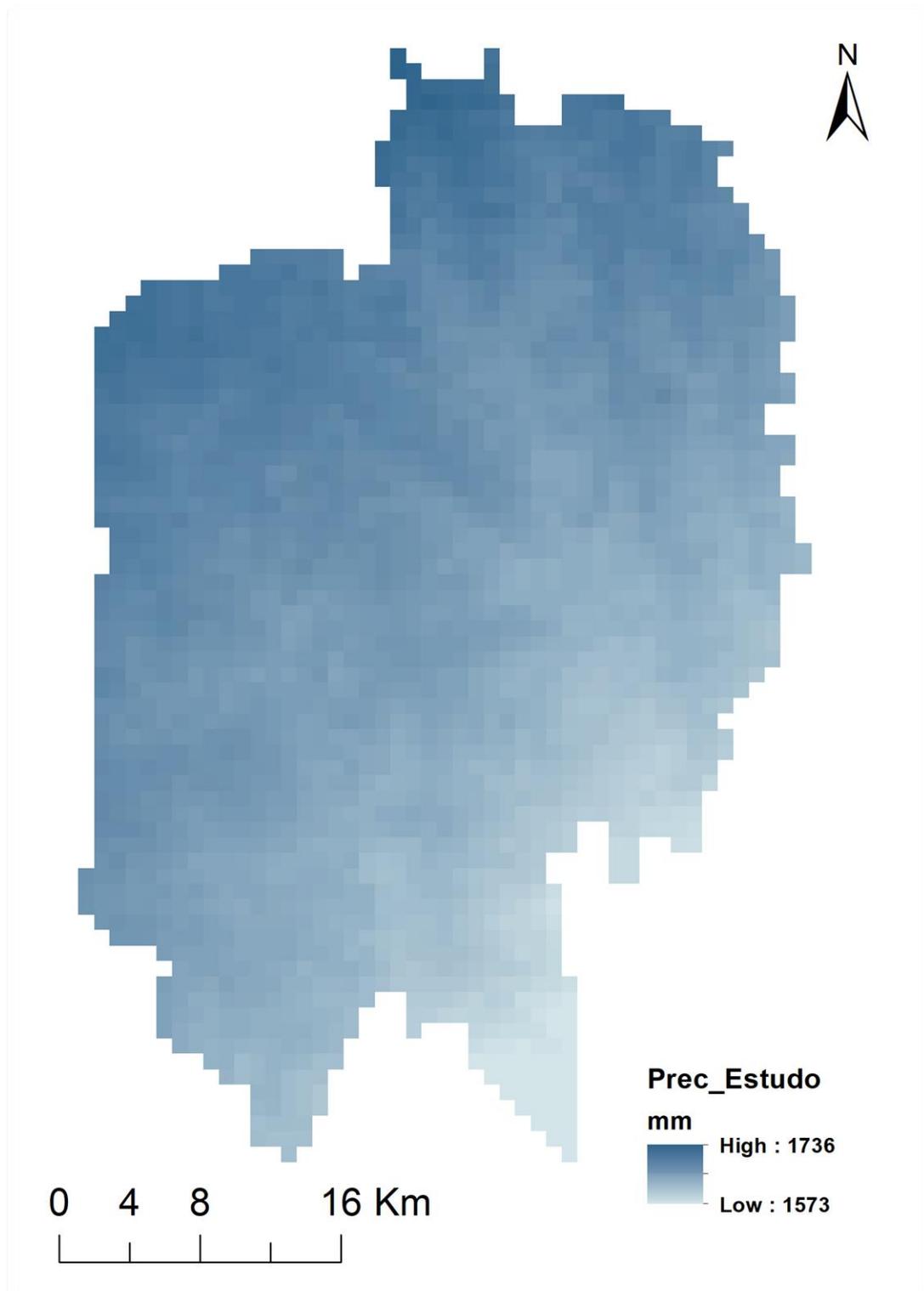


Figura 13. Precipitação da região de Ibirubá obtido pelo WorldClim (Fick e Hijmans, 2017)

Tabela 7. Quantidade de fertilizantes NPK aplicados para áreas agrícolas da região de Ibirubá.

Período de adubação	Aplicado	N	P	K
----- kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----				
Cultivo anual				
Adubação de base	318	13	37	30
Adubação de cobertura	137	67	-	31
Total		80	37	61
Pastagem	125	100	45	70

O índice de eficiência de retenção de nutrientes expressa a capacidade de retenção dos nutrientes no solo para cada determinado tipo de vegetação. Este índice é representado como uma proporção da quantidade de nutrientes que são retidos no solo à montante do pixel avaliado, variando entre 0 e 1, onde valores mais próximos de 1 são geralmente atribuídos às áreas de vegetação natural e os mais próximos de zero às áreas com menor cobertura vegetal no solo. Os valores de eficiência de retenção utilizados no estudo estão apresentados na tabela 8, sendo obtidos na base de dados do InVEST (Sharp *et al.*, 2018), por sua vez, originada dos estudo de Chaplin-Kramer *et al.* (2019) e modificados para incluir as diferentes classes de solo como fator de influência na retenção de nutrientes. Assim, foi atribuído que as áreas de Neossolo apresentam menor eficiência de retenção em relação ao Latossolo.

Tabela 8. Dados médios anuais de aporte de N e P ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) e índice de eficiência de retenção para cada classe de uso e cobertura da região de Ibirubá.

Uso e cobertura da terra	Aporte N	Aporte P	Efic. N	Efic. P
	---- $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ----			
LVdf Floresta Nativa	5,00 ⁽¹⁾	1,40 ⁽¹⁾	0,80	0,90
LVdf Pastagem	100,00 ⁽²⁾	45,00 ⁽²⁾	0,15	0,30
LVdf Cultivo Anual	80,00 ⁽²⁾	37,00 ⁽²⁾	0,25	0,40
LVd Floresta Nativa	5,00 ⁽¹⁾	1,40 ⁽¹⁾	0,80	0,90
LVd Banhado	6,00 ⁽¹⁾	1,00 ⁽¹⁾	0,60	0,60
LVd Pastagem	100,00 ⁽²⁾	45,00 ⁽²⁾	0,15	0,30
LVd Cultivo Anual	80,00 ⁽²⁾	37,00 ⁽²⁾	0,25	0,40
RLm Floresta Nativa	5,00 ⁽¹⁾	1,40 ⁽¹⁾	0,70	0,80
RLm Pastagem	100,00 ⁽²⁾	45,00 ⁽²⁾	0,10	0,25
RLm Cultivo Anual	80,00 ⁽²⁾	37,00 ⁽²⁾	0,20	0,35
Área Urbana	7,00 ⁽¹⁾	2,00	0,05	0,05

(1): Dados de aporte de N e P obtidos pela base de dados InVEST (SHARP *et al.*, 2018).

(2): Dados de aporte de N e P médios obtidos por consulta local de cooperativas agrícolas da região.

Por fim, o comprimento crítico para retenção de nutrientes refere-se à distância a qual é assumido que um trecho de determinado tipo de uso e cobertura do solo irá reter nutrientes em sua máxima capacidade, sendo um valor dado em metros. Este fator foi introduzido no modelo para remover sua sensibilidade à resolução do mapa de uso e cobertura da terra. Na ausência do dado local, os desenvolvedores sugerem que seja utilizado o comprimento igual ao da resolução do pixel do mapa de uso e cobertura, que no caso do presente estudo foi de 30 m.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.2 Modelo de estoque de carbono na paisagem

A aplicação do modelo de estoque de carbono na paisagem da plataforma InVEST permitiu avaliar serviços ecossistêmicos relacionados aos solos por meio da quantificação dos estoques de C orgânico total presentes na camada 0-30 cm dos solos, na biomassa aérea, na biomassa subterrânea e na liteira da área, apresentando valor máximo de 162 Mg ha⁻¹ (Figura 14). As estimativas de estoques de C nos quatro compartimentos propostos requerem interpretação mais detalhada por conta da disponibilidade de dados de entrada e nível de detalhamento espacial, onde o ideal seria a obtenção de valores médios locais. Além disso, o conhecimento da metodologia de cálculo dos estoques de carbono é necessário, pois existem fatores que afetam diretamente sua quantificação, como para no caso dos solos, em que a profundidade de amostragem e métodos de equivalência modificam substancialmente os estoques médios de C no solo para uma determinada região (Ferreira, 2014).

As áreas com menor quantidade de C estocado corresponderam às zonas urbanas, sendo usados os valores *default* do InVEST de 8 Mg C ha⁻¹. Já as regiões que apresentaram maiores quantidades de estoque de carbono situam-se nas áreas de cobertura florestal, variando entre 121 a 162 Mg ha⁻¹.

Os estoques de C nas áreas de uso agrícola não apresentaram diferenças muito expressivas entre Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Neossolo (RLm), encontrando-se na mesma faixa de 80 a 90 Mg C ha⁻¹, mas sob Latossolo Vermelho Distroférico, os estoques apresentaram uma faixa de valores inferior, de 70 a 80 Mg C ha⁻¹.

As pastagens associadas aos Neossolos e Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) os estoques de C apresentaram valores próximos a 90 Mg C ha⁻¹ maiores que em Latossolo Vermelho Distrófico (70 Mg ha⁻¹).

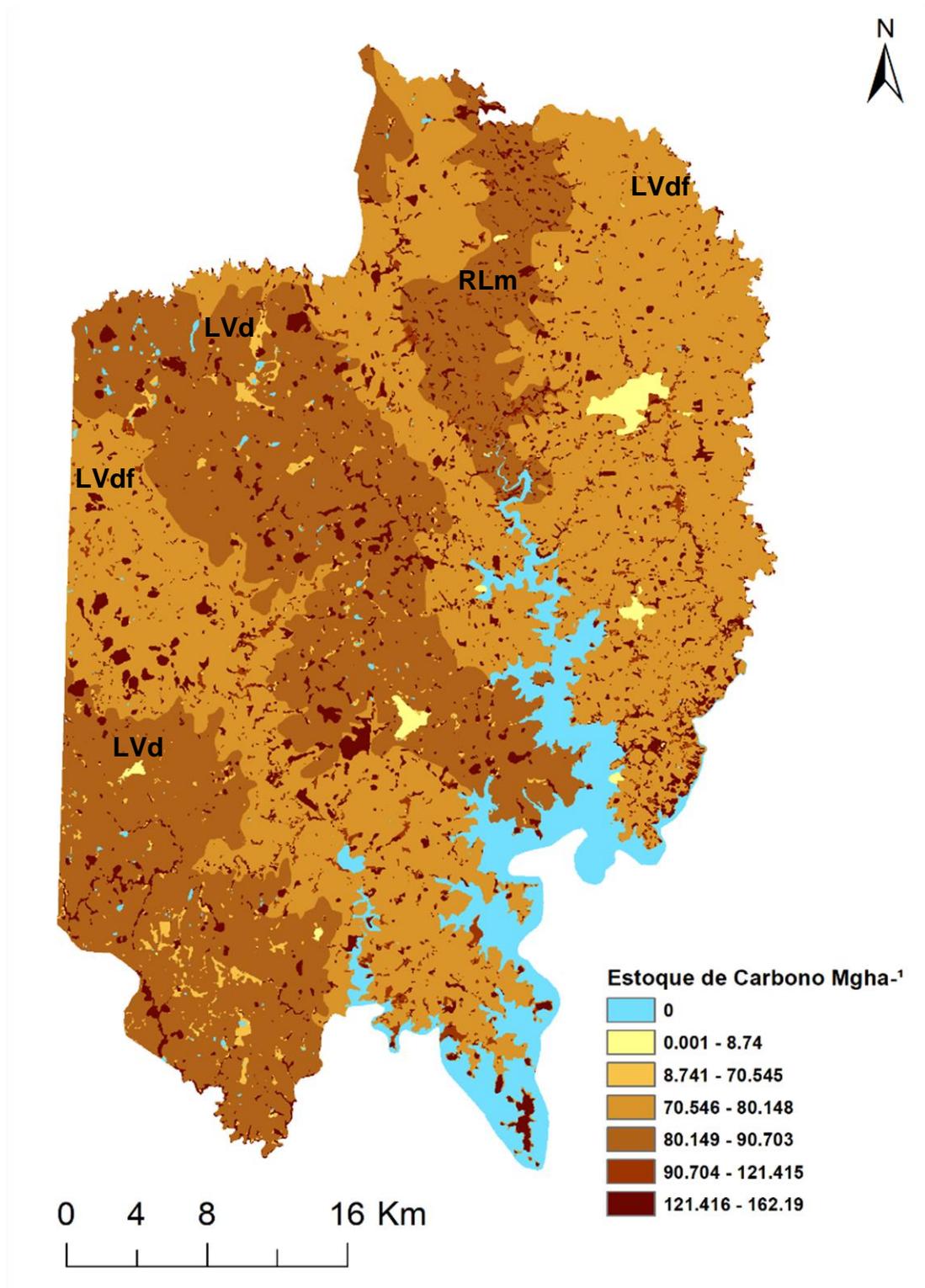


Figura 14. Estoques de C orgânico total na camada 0-30 cm dos solos, na biomassa aérea, na biomassa subterrânea e na liteira para a região de Ibirubá

A figura 15 apresenta um recorte com maior detalhamento da distribuição dos estoques de C. Considerando os usos e cobertura das terras apresentados na figura, é possível observar que os estoques de C na paisagem seguem a ordem decrescente de acordo com o uso e cobertura e solos: áreas florestais, áreas de pastagem no RLm e LVdf, áreas de cultivo anual no RLm e LVd, áreas de pastagem no LVd e áreas urbanas.

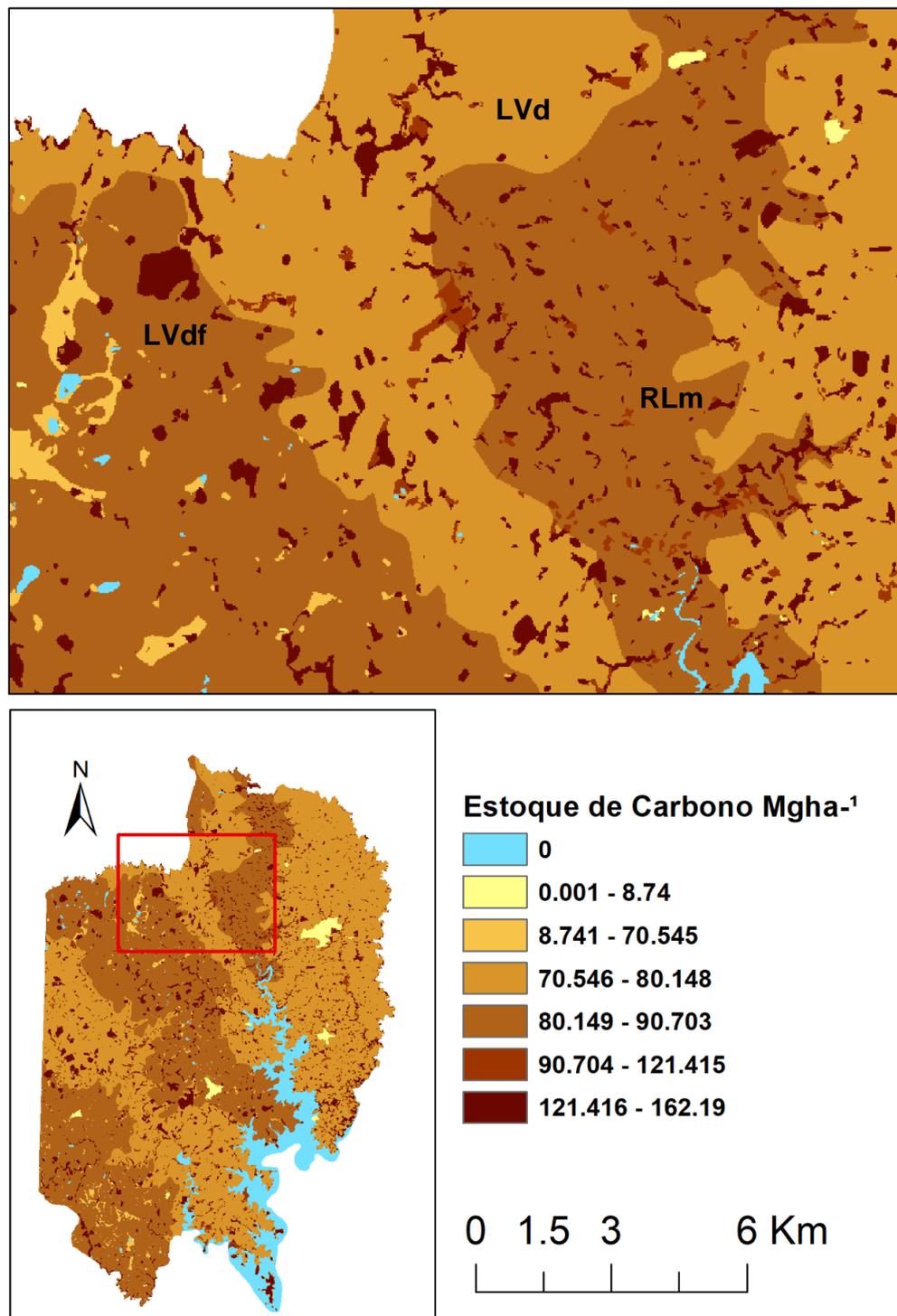


Figura 15. Detalhe dos estoques de carbono orgânico total na região de Ibirubá

O armazenamento de C na paisagem é um serviço ecossistêmico importante notadamente sob formas de vegetação natural (no caso, mata e pastagens/campos), mas também podem ser prestados em áreas agrícolas. Estes serviços estão diretamente relacionados à regulação climática, produção de alimentos e suporte para vida terrestre, havendo outros serviços que dependem indiretamente do carbono armazenado na paisagem (MEA, 2005).

Quando associados à regulação climática, o aumento dos estoques de C tem influência na mitigação do aquecimento global pela redução na concentração de CO₂ e outros gases de efeito estufa (GEEs) da atmosfera. As alterações nas emissões de GEEs são ainda mais expressivas ao considerarmos os estoques de C presentes no solo e na biomassa vegetal que são dependentes do manejo de áreas de agricultura intensiva. Práticas agrícolas que seguem diretrizes conservacionistas, como plantio direto, cultivo mínimo e pressão de pastejo reduzida têm capacidade de reduzir as emissões de GEEs e, conseqüentemente, preservar e incrementar os estoques de carbono orgânico no solo e na biomassa, promovendo e/ou mantendo os serviços ecossistêmicos (Verbruggen *et al.* 2012; Stavi e Lal, 2013).

As diferenças nos estoques de C na paisagem foram determinadas principalmente pelo C do solo. Mesmo que os estoques presentes na parte aérea da vegetação de floresta sejam altos, representam uma pequena fração quando comparados aos estoques presentes no solo, visto que este é o compartimento de maior armazenamento de carbono em ambientes terrestres (FAO, 2018). Foram observados valores de até 112 Mg C ha⁻¹ de ECOS até 0-30 cm (Figura 16). Os valores mais altos foram encontrados nas áreas sob mata em solos da associação Chernossolo-Neossolo, naturalmente de maior fertilidade.

As áreas cobertas por mata apresentaram maiores ECOS, independentemente da classe de solo, variando de 72 a 112 C Mg ha⁻¹. Estes valores corroboram com as estimativas apresentadas para solos de áreas florestais no RS sob Floresta Ombrófila Mista, entre 60,43 e 85,90 Mg ha⁻¹ (SFB, 2018; SNIF, 2019). Outro levantamento havia estabelecido ECOS variando de 61,7 a 102,3 Mg ha⁻¹ em diferentes regiões de cobertura de Floresta Ombrófila Mista, sendo estes valores associados às características fitogeográficas como relevo e distribuição de espécies florestais (Britez *et al.*, 2006).

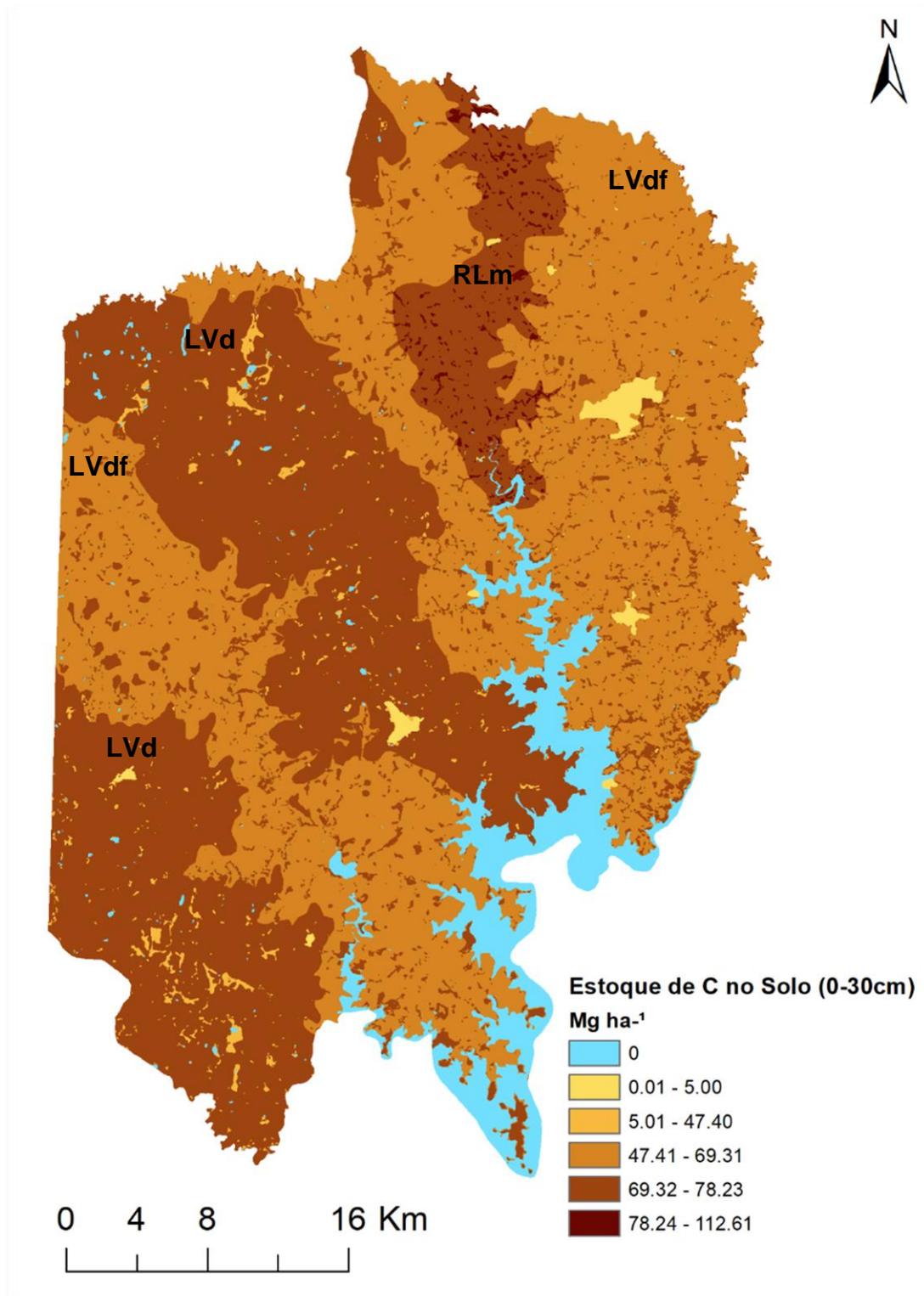


Figura 16. Estoques de carbono orgânico no solo (ECOS) na camada de 0-30 cm de profundidade na região de Ibirubá

Cabe ressaltar que há dificuldades nas interpretações de estudos sobre ECOS e seu potencial de armazenamento: diferenças encontradas nos métodos de amostragem e quantificação de C, que não seguem uma

padronização como proposta, recentemente, por FAO (2019). Muitos levantamentos de ECOS não avaliam a densidade do solo para todas as camadas, nem estabelecem um limite para profundidade de avaliação, especialmente quando se comparam áreas florestais com áreas agrícolas (Parron *et al.*, 2015). Poucos são os estudos que consideram os ECOS a 1 m de profundidade (Amezquita *et al.*, 2005). No entanto, sabe-se que é importante o levantamento dos estoques em subsuperfície, pois dependendo do solo e manejo, as concentrações de carbono em subsuperfície podem contribuir em mais da metade do estoque total em C no perfil do solo e, portanto, precisam ser considerados no balanço global do C (Harper e Tibbett, 2013; Rumpel, 2014).

Ao avaliar as quantidades de ECOS em camadas mais profundas, Ferreira (2014) obteve média de 167,3 Mg ha⁻¹ de carbono acumulado na camada de 0-100 cm em Latossolos de áreas agrícolas sob sistema plantio direto em Cruz Alta, sendo que 49,9 Mg ha⁻¹ estavam concentrados na camada de 60-100 cm. Já para áreas de mesmo uso em Fortaleza dos Valos (RS), foi encontrado estoque médio de 133 Mg ha⁻¹ de carbono acumulado na camada de 0-100 cm, com 39,6 Mg ha⁻¹ presentes na camada de 60-100 cm. Portanto, pode-se inferir que os solos de áreas agrícolas da região do presente estudo têm potencial de apresentar quantidades similares aos de Ferreira (2014), representando quantidades significativas de carbono acumulado no solo. Diante das dificuldades práticas e econômicas para avaliação dos ECOS em camadas profundas, foram propostas alternativas para obter dados por meio de funções de pedotransferência, que estimassem a densidade do solo por meio de atributos como textura, pH e C orgânico (Pádua, Guerra e Zinn, 2015; França e Paiva, 2015), as quais poderiam ser acopladas ao InVEST.

O C armazenado na biomassa da parte aérea da vegetação também presta serviços ecossistêmicos. A importância deste compartimento está na regulação climática devido ao potencial de absorção de CO₂ da atmosfera. É por meio da vegetação e de sua decomposição que o carbono chega ao solo, sendo as áreas de floresta as principais atuantes neste processo. Na região de estudo, estimou-se a distribuição do carbono armazenado na biomassa da vegetação: 1,2 Mg C ha⁻¹ em pastagens, 2,0 Mg C ha⁻¹ para áreas urbanas, 2,8 Mg C ha⁻¹ para lavouras anuais e 34,7 Mg C ha⁻¹ para os fragmentos de mata nativa (Figura 17).

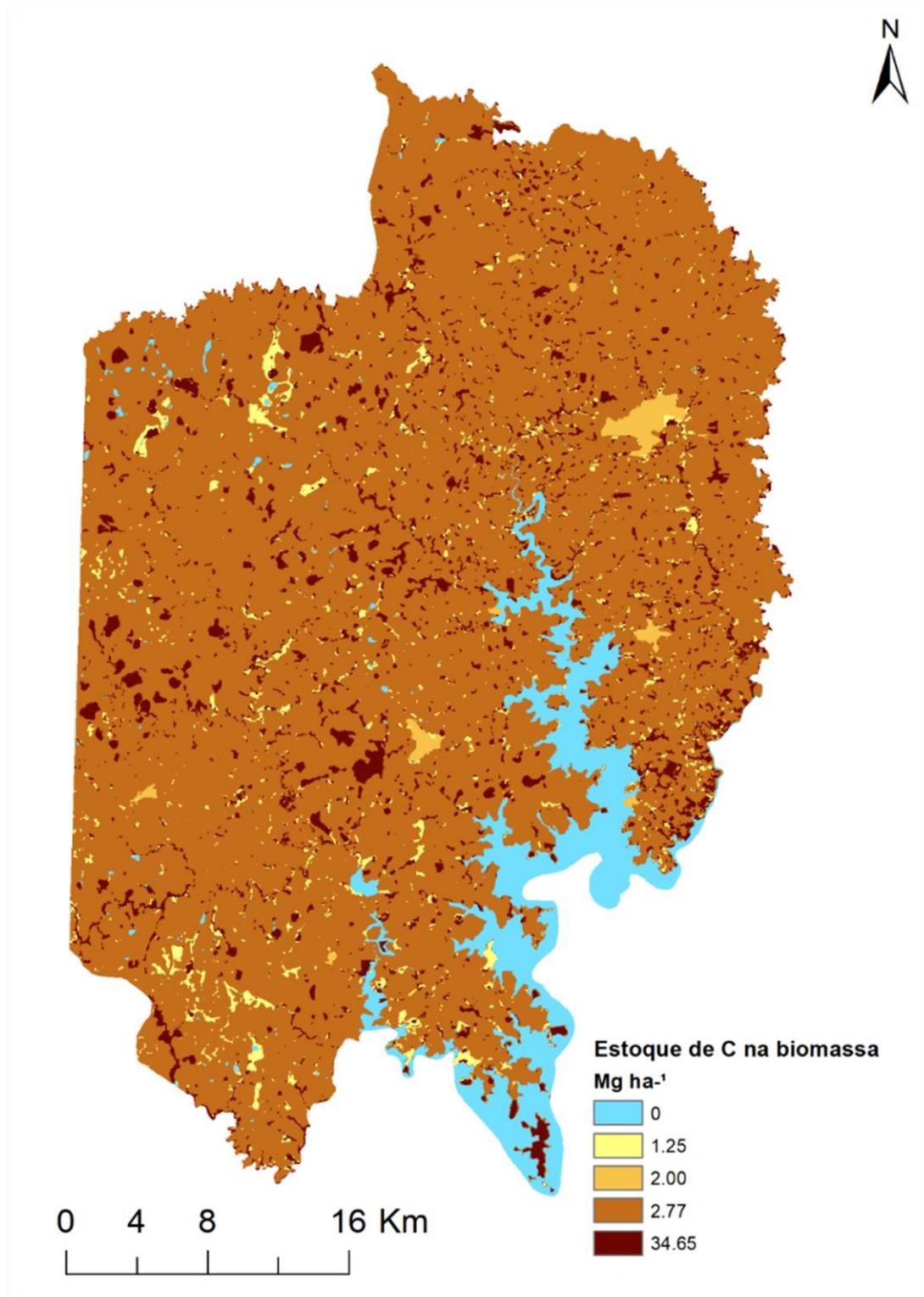


Figura 17. Estoque de carbono orgânico na biomassa acima do solo (parte aérea da vegetação), em função do uso e cobertura, na região de Ibirubá

Em áreas agrícolas, a presença de cobertura vegetal é fundamental para o incremento e a manutenção do C do solo, sendo este processo intensificado com o uso de práticas agrícolas que permitam o acúmulo frequente

do carbono na superfície. Estudos desenvolvidos na região de Cruz Alta, no Planalto do Rio Grande do Sul, indicaram um maior aporte de C pelas culturas sob sistema de plantio direto e rotação de culturas, com média de 6,2 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto que para o sistema convencional em monocultura o aporte médio foi de 3,7 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ (Campos et al, 2019).

A diversificação de culturas de verão/ inverno nas áreas agrícolas é outro fator importante para o acúmulo de C no solo. Para a região de estudo, na qual o cultivo de soja no verão é dominante, a solução para melhorias no aporte de C pela vegetação pode ser encontrada na diversificação das culturas de inverno. Doneda *et al.* (2012) determinaram que o consórcio de leguminosas com crucíferas e gramíneas foi capaz de produzir uma biomassa média de 8,3 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto a vegetação natural do solo em pousio produziu apenas 0,7 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Além do maior aporte, o consórcio das culturas de inverno trouxe benefícios também na redução da velocidade de decomposição dos resíduos culturais, quando comparado ao das culturas isoladas.

Diante do apresentado, é importante ressaltar algumas limitações do InVEST em relação aos estoques de C na paisagem. Primeiramente, neste modelo não é considerada a diferença de biomassa associada às diferentes classes de solo na região. Visto que este é o compartimento de maior contribuição no armazenamento do carbono, seria de grande relevância que em outros estudos os quais utilizam este modelo, apresentassem os estoques de C de acordo não somente com o uso e cobertura, mas também com as classes de solos. Outro fator de limitação relacionado aos solos é quanto ao limite de profundidade avaliada. A sugestão de profundidade mínima no guia do usuário é a mesma proposta pelo IPCC, de 30 cm. Conforme já mencionado, as avaliações em maiores profundidades seriam necessárias para maior acurácia na avaliação dos estoques e potencial de sequestro do C na região alvo, proporcionando estimativas mais precisas de levantamento dos serviços ecossistêmicos (Eggleston *et al.*, 2006).

De fato, trabalhos em escala regional que utilizaram valores padrão globais para estoques de C, como propostos nas diretrizes de nível 1º do IPCC (2006), produziram estimativas mais grosseiras em relação àquelas obtidas neste estudo. Wolff (2017), ao utilizar dados de C da biomassa com base no IPCC, relatou valores de 5,6 Mg C ha⁻¹ para as áreas de cultivo anual e 6,3 Mg

C ha⁻¹ para as áreas de floresta nativa. Comparados aos dados levantados no presente estudo, o carbono da biomassa das áreas de mata encontrados por Wolff (2017) representam apenas 18,2 % do valor de carbono obtido neste estudo, enquanto que para as áreas de lavoura foram estimados 49,5 % a mais do que o encontrado neste estudo.

Certos tipos de uso e cobertura da terra, bem como o compartimento de carbono armazenado na liteira e nas raízes, também são problemas na aplicação da ferramenta InVEST. Existem poucos trabalhos que levantam dados de estoques referentes às áreas urbanas, sendo imprecisa utilização de dados generalizados, pois há grande variação nestes valores devido aos níveis de urbanização e arborização das cidades. Portanto, Sharp *et al.* (2018) fornecem na base de dados do InVEST uma lista dos estoques para áreas urbanas que variam de acordo com a densidade demográfica da região, sendo encontrados valores maiores em zonas urbanas menos desenvolvidas e menores valores em áreas de maior desenvolvimento.

Os estudos desenvolvidos também apresentam uma série de limitações por falta de padronização nas amostragens e análises de C em raízes e liteira/66idrossedime. Isto implica que o usuário do InVEST busque trabalhos que representem as características locais do tipo de cobertura da região, especialmente no levantamento de estoques de C da biomassa em áreas de pastagem e da 66idrossedime nas matas, pois o modelo considera a inclusão da madeira morta caída sobre a superfície. Portanto, é necessário que os dados utilizados disponham de metodologias de análise compatíveis (Cardoso *et al.*, 2012). De fato, os próprios desenvolvedores do InVEST relatam que o modelo de estoque de C é básico, devido às simplificações na representação do ciclo do C, e não leva em consideração as variações de taxa de crescimento da vegetação e do clima.

5.2 Modelo de taxa de entrega de sedimentos

A aplicação do modelo de taxa de entrega de sedimentos do InVEST (*Sediment Delivery Ratio*) permitiu a quantificação e distribuição espacial de sedimentos produzidos durante a geração do escoamento superficial da chuva e transportados até os cursos d'água (Figura 18). A importância desta abordagem é entender o comportamento da distribuição de sedimentos exportados para uso

na tomada de decisão de ações em áreas críticas para controle da erosão do solo.

A perda de sedimentos calculada a partir da aplicação da USLE representa a quantidade de solo perdido que realmente alcança os canais de drenagem, não sendo levados em consideração os processos hidrossedimentológicos que ocorrem dentro dos corpos hídricos até o exutório.

As maiores estimativas de perdas de solo foram observadas nos Neossolos, que ocorrem especialmente nas regiões de declive mais acentuado, atingindo um valor máximo de $3524 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. É possível observar na figura 19 que a maior parte das áreas de declive forte ondulado (Embrapa, 2006) se encontram na região de cobertura do Neossolo. A relação das perdas de solo com a declividade é direta, mesmo com o demais fatores da USLE estando de acordo com o que se espera, o fator LS (comprimento de rampa, declividade) levantado com base no modelo digital de elevação pode provocar picos de erosão que não representam os valores observados no local (Weiler, 2017). Dependendo dos outros fatores da equação de perda de solo, como C, definido pelo uso e cobertura do solo e seu manejo, os picos de perdas de solo podem ser ainda mais acentuados (Prado e Nóbrega, 2005). A figura 20 apresenta um recorte da área de maior perda de solo de toda a região em detalhe juntamente com a declividade, onde fica mais evidente esta relação.

Altos valores de perdas de solo também foram encontrados associados às áreas de declividade mais acentuada por Weiler (2017). Ao avaliar as perdas de solo com aplicação da USLE em um Chernossolo da região próxima a Ibirubá, a autora apontou perdas superiores a $300 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a faixa de declividade de 45-75 %, sendo encontrados picos de perdas superiores a $5000 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ mesmo ao restringir a faixa de declividade para 8-20 %.

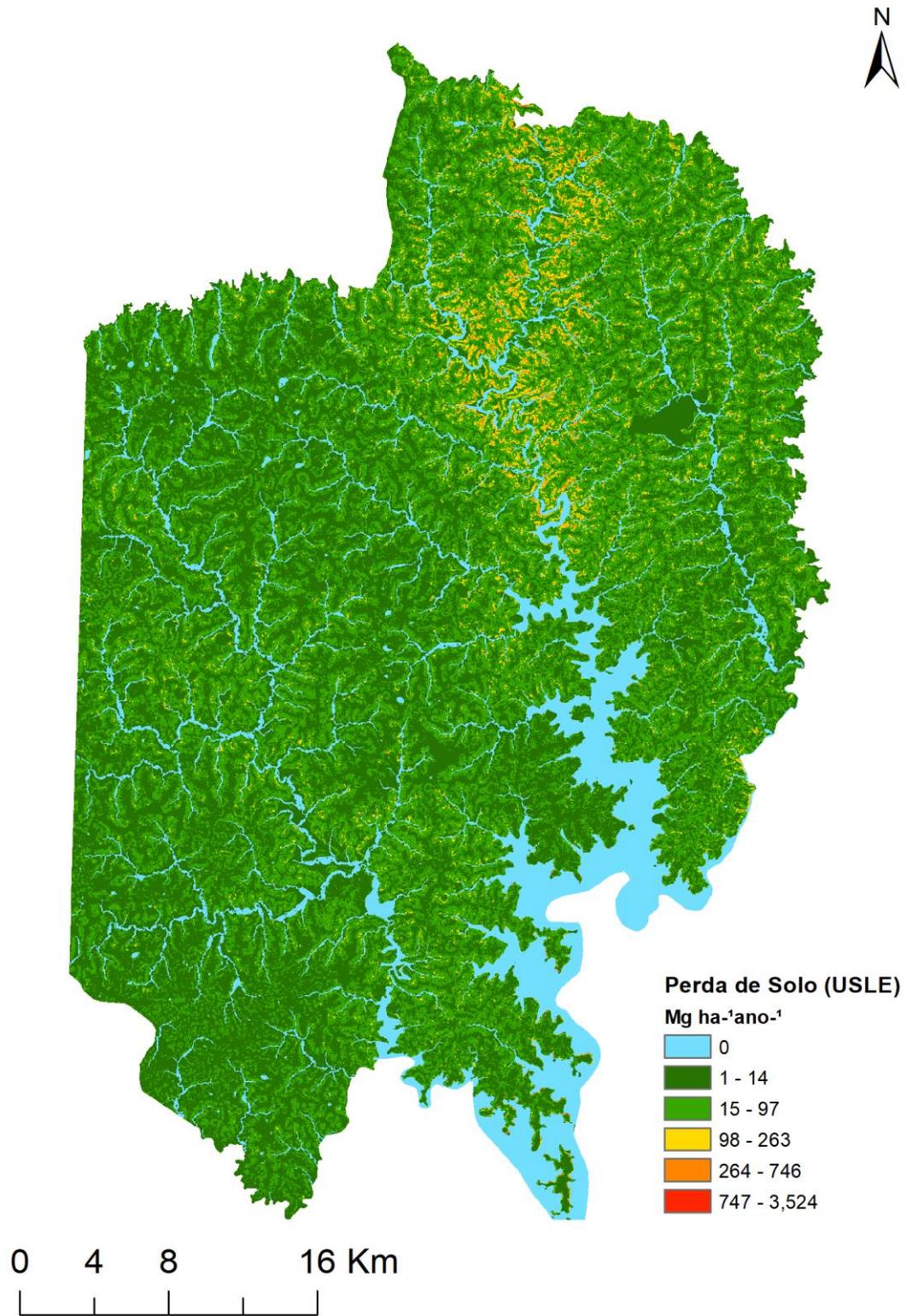


Figura 18. Perda de solo calculada com base na USLE para a região de Ibirubá.

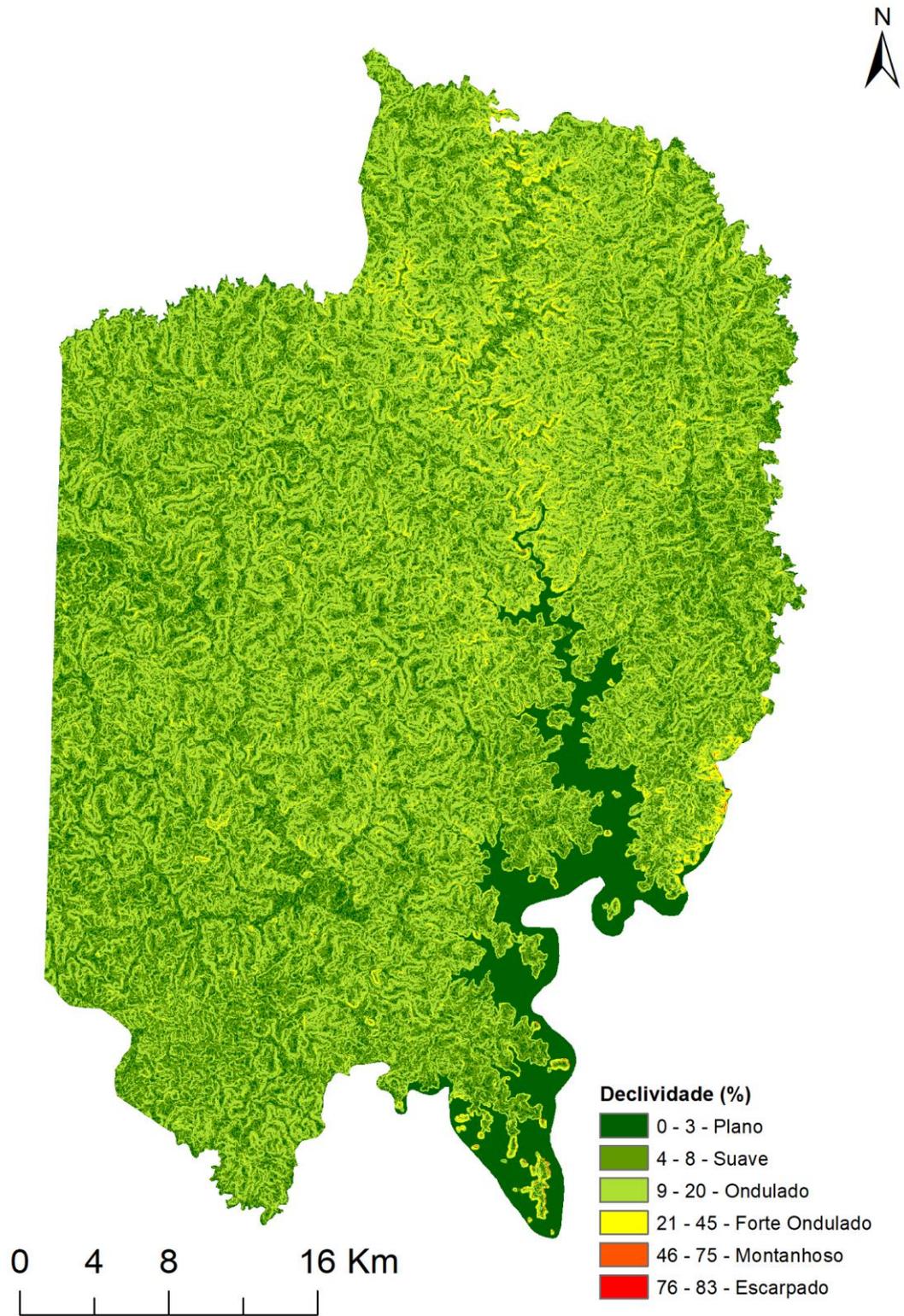
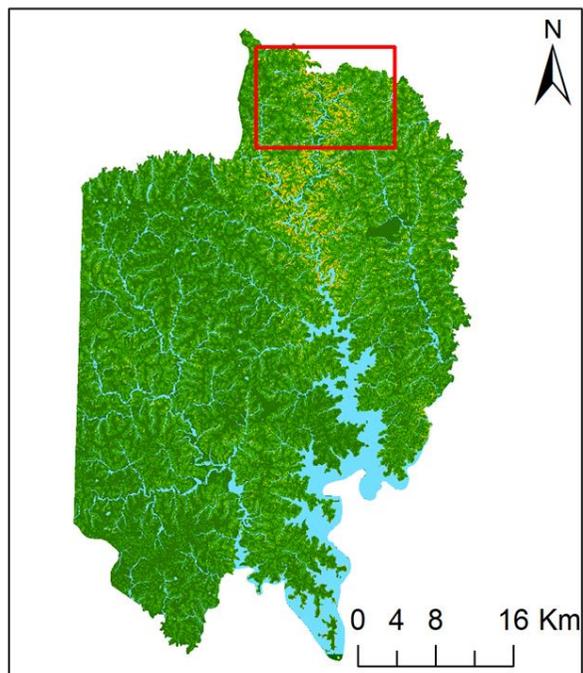
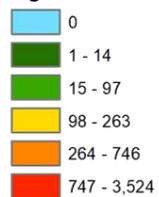


Figura 19. Declividade da região de Ibirubá classificado de acordo com Embrapa (2006)



Perda de Solo (USLE)

Mg ha⁻¹ano⁻¹



Declividade (%)

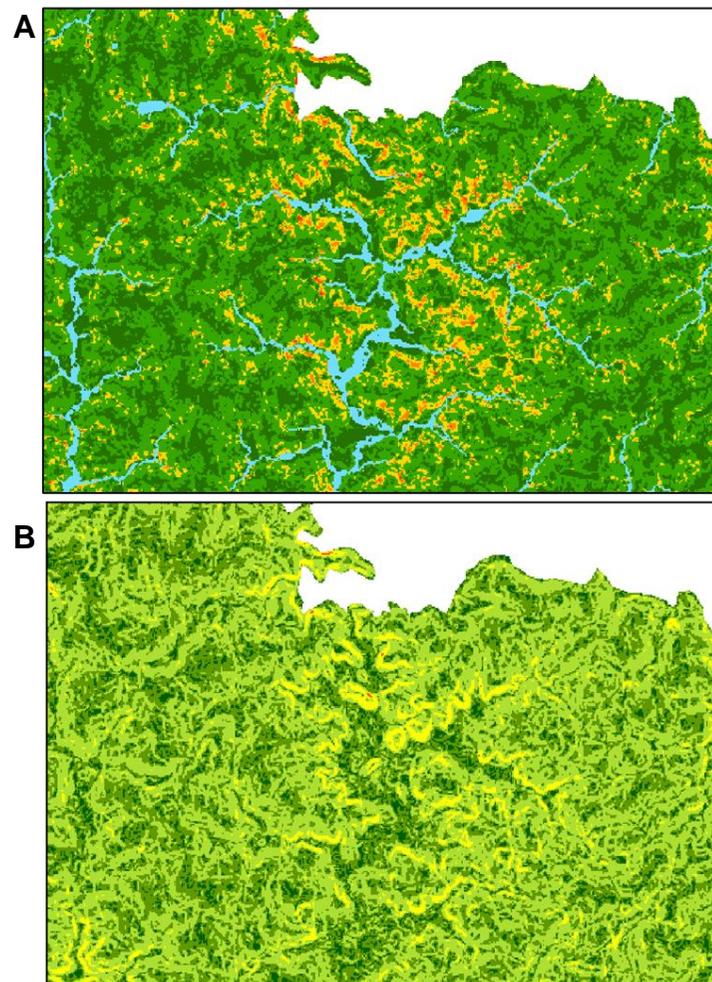


Figura 20. Detalhe das perdas de solo (A) e respectiva declividade do terreno (B)

Com o objetivo de avaliar as perdas de solo que representam a região de estudo, foi aplicado no ArcGIS a função *Zonal Statistics* pelo *Spatial Analyst* no mapa de erosão do solo (Tabela 9): as taxas de erosão calculadas pelas USLE na região apresentaram médias de 14 a 71 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, quando agrupadas de acordo com as diferentes classes de solo, de 0,06 a 26,98 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, quando comparadas de acordo com o uso e cobertura da terra e de 0,03 a 76,82 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, quando agrupadas quanto ao uso e cobertura de cada classe de solo.

As médias mais elevadas foram encontradas nas regiões de Neossolo, sendo mais elevadas nas áreas de cultivo anual. Para esta mesma classe de solo, na mesma região de estudo e considerando apenas áreas agrícolas, foram estimados por métodos indiretos, valores médios de erosão de 213 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, e máximo de 533 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Wolff, 2017). Essas divergências em analogia a este estudo podem estar relacionados aos fatores de entrada da USLE, especialmente o fator C, pois foram utilizados dados *default* sugeridos pelo sistema ECOSER usados pela autora (0,4 para áreas agrícolas, 0,006 para áreas de floresta e 0 para áreas urbanas), representando de maneira mais simplista este componente da USLE.

Em relação às perdas de solos em áreas agrícolas, Azevedo (2017) estimou as perdas de solo utilizando o modelo SDR do InVEST em 11,42 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para áreas de Latossolos, o que é consistente com os valores obtidos no presente estudo, com médias de 14,81 e 26,98 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para LVd e LVdf, respectivamente.

Tabela 9. Síntese das perdas de solo da região de Ibirubá de acordo com a classe de solo, uso e cobertura da terra e “solos+uso e cobertura”

Classe de solo/ Uso e cobertura/ Solos + Uso e cobertura	Máx	Média	Desv. Padrão
LVdf	3179,13	26,98	40,33
LVd	1366,71	14,81	20,23
RLm	3524,00	71,32	104,55
Floresta	412,29	6,42	12,68
Banhados	0,58	0,06	0,09
Pastagem	1509,30	18,24	37,64
Cultivo Anual	3524,00	26,98	45,73

(cont.)

LVdf Floresta	399,42	6,22	10,11
LVdf Pastagem	648,39	19,33	31,30
LVdf Cultivo Anual	3179,13	29,28	41,74
LVd Floresta	283,40	2,88	5,13
LVd Banhado	0,58	0,06	0,10
LVd Pastagem	260,39	11,34	16,32
LVd Cultivo Anual	1366,71	15,80	20,72
RLm Floresta	412,29	21,84	28,57
RLm Pastagem	1509,30	66,85	103,65
RLm Cultivo Anual	3524,00	76,81	108,19
Área Urbana	16,76	0,03	0,23

Para as áreas de floresta as perdas médias de solo foram estimadas em 6,42 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, independentemente da classe de solo, e em 6,22 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ nas regiões de LVdf, 2,88 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para LVd e 21,84 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para RLm. Estas áreas representaram as menores perdas de solo ao considerarmos áreas cobertas por qualquer vegetação. Sabe-se da importância destas áreas remanescentes no controle das perdas de solo pelo potencial em retardar os processos erosivos da chuva, amortecendo o impacto da gota de água e retendo o escoamento pela cobertura vegetal na superfície. Silva *et al.* (2016) apontaram por meio de modelagem, perdas médias anuais de solo em áreas de plantio de eucalipto em um Argissolo com diferença de três anos de estabelecimento em 0,81 e 0,12 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente, enquanto que para áreas nativas as perdas médias foram de 0,06 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Isso sugere superestimativa pelo InVEST para perdas de solo em áreas de floresta na região.

Após gerar o mapa de perdas do solo pela USLE, o modelo SDR do InVEST produziu um mapa de exportação destes sedimentos, representando o quanto dos sedimentos atingiram os cursos hídricos (Figura 21). A quantidade de sedimentos exportados concentrou-se na maior área de cobertura da região em aproximadamente 3 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, apresentando exportação superior nas áreas de Neossolo, sendo representadas em sua maior parte pela faixa de 14 a 36 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, mesmo sendo observados valores extremos referentes aos fatores já mencionados anteriormente para as perdas de solo.

Dentro da mesma região avaliada no presente trabalho, foram realizados estudos de monitoramento hidrossedimentológico em duas bacias

hidrográficas no município de Quinze de Novembro que apontaram exportação anual de 0,92 e 1,94 Mg ha⁻¹ de sedimentos para a bacia de menor e maior declividade, respectivamente, sendo condizente com as áreas de menor exportação de sedimentos na região em que foi simulada neste estudo (Ebling, 2018).

As estimativas de exportação de sedimentos por métodos indiretos de modelagem também estão sujeitas à calibração para obter maior acurácia, apresentando em geral resultados superiores aos observados em campo. No entanto, em alguns casos ou eventos hidrológicos específicos, as estimativas podem resultar em perdas inferiores às que ocorrem de fato na região. Minella (2007) relatou um valor estimado de 6,3 Mg ha⁻¹ de exportação de sedimentos enquanto o valor observado no monitoramento para determinado evento foi de 24,3 Mg ha⁻¹, sendo considerado um efeito isolado dentro do período avaliado, mas que contribuiu substancialmente no total anual de sedimentos produzidos, de 58,9 Mg ha⁻¹ano⁻¹, ressaltando ainda a periodicidade em que estes fatos acontecem em bacias com grandes declividades.



Figura 21. Sedimentos exportados na região de Ibirubá

O modelo de entrega de sedimentos do InVEST (*SDR*) computou também o índice de retenção de sedimentos, representando as perdas de solo evitadas pelo uso e cobertura atual da terra em comparação ao solo descoberto, sendo ponderado pelo fator SDR, calculados na equação 8:

$$\text{SedRet} = R_i \cdot K_i \cdot (1 - C_i P_i) \cdot \text{SDR}_i$$

equação 8

Onde R, K, C e P são os fatores da USLE e SDR a taxa de entrega de sedimentos.

A figura 22 apresenta a distribuição dos índices de retenção na região avaliada. Deve-se ressaltar que a interpretação deste índice está baseada na relação “perdas *versus* exportação”, portanto, sua interpretação deve ser considerada como valores relativos e não quantitativamente. Foi possível observar que as áreas de maior retenção de sedimentos são compatíveis com as áreas de maior exportação, situadas principalmente nas áreas de Neossolo. Nestas áreas, os locais mais próximos dos cursos hídricos (área deposicional) e os locais de cobertura florestal foram os que apresentaram maior retenção, muitas vezes associados a terrenos impróprios para cultivo agrícola devido suas condições de relevo ou características do solo, tornando, assim, as áreas de cobertura florestal de grande importância para a retenção de sedimentos e melhorias na qualidade de água que chega aos rios.

Em análise com abordagem similar ao presente estudo, Wolff (2017) apontou a retenção de sedimentos pela vegetação ripária da região de Ibirubá demonstrando alto potencial de assoreamento de rios pela baixa eficiência de retenção e evidenciando a implicação de menos de 24 % da área avaliada de APPs de cursos hídricos estarem de fato ocupada com mata ciliar ou banhados. A abordagem do índice de retenção SDR do InVEST permitiu a identificação das áreas que apresentam maiores perdas de solo e áreas cuja vegetação e terreno contribuem mais para sua retenção (Sharp *et al.*, 2018).



Figura 22. Índice de retenção de sedimentos pela vegetação na gerado pelo modelo SDR para a região de Ibirubá

O modelo ainda gerou ainda um mapa identificando a contribuição dos sedimentos produzidos, exportados e retidos para cada bacia hidrográfica delimitada acoplado a uma tabela de atributos biofísicos (Tabela 9). A retenção de sedimentos corresponde à diferença na quantidade de sedimentos produzidos pela bacia hidrográfica em questão e uma bacia hipotética em que todos os tipos de uso da terra foram convertidos em solo descoberto. Já a quantidade de sedimentos exportados refere-se ao total de sedimentos exportados para os cursos hídricos por bacia hidrográfica. Os valores estimados neste campo podem servir de suporte para estudos de monitoramento hidrossedimentológico destas bacias, sendo importante sua aplicação para auxiliar na validação destes dados e calibração dos parâmetros para novas avaliação do InVEST na região.

Tabela 10. Atributos biofísicos das bacias hidrográficas da região de Ibirubá estimados pelo modelo SDR do InVEST

Sub-bacia hidrográfica	Perimetro	Área	Sed. retido	Sed. export.	Perda de solo
	km	ha	----- Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----		
Jacui Mirim	368,93	64060,34	141,84	2,41	33,07
Sta Clara	156,52	57536,12	67,44	1,18	17,23
Pulador	92,76	12912,14	101,05	1,85	25,88
Arr Grande1	56,05	2963,86	138,93	1,59	27,47
Arr Grande2	86,75	4488,82	73,59	1,14	19,68
Fortaleza 1	118,92	5583,22	73,14	0,89	21,62
Fortaleza 2	31,27	2325,54	42,01	0,77	12,18
Sutil 1	56,78	5935,19	44,06	0,75	12,12
Sutil 2	123,40	9728,09	120,85	2,35	30,64

A quantidade total de perda de solo calculada pela USLE, bem como a exportação e retenção foi maior na bacia Jacuí-Mirim, sendo compatível com a extensão de sua área de cobertura. Para todas as bacias avaliadas a quantidade de sedimentos retidos foram superiores às quantidades de sedimentos perdidos e exportados. Especialmente para a sub-bacia Jacuí-Mirim, que pode ser considerada a de principal contribuição no abastecimento da represa Passo Real, é importante o levantamento de estudos que avaliem a real situação de assoreamento desta bacia, a fim de monitorar e prever cenários futuros para tomada de ação no controle de qualidade destas águas, visto que há uma Usina Hidrelétrica em atividade que gera energia para a população local.

Algumas limitações foram enfrentadas durante a execução do SDR do InVEST. A principal delas foi quanto à falta de dados levantados no local para calibração dos parâmetros de entrada do modelo. Os valores de k_b e IC_0 podem ser alterados para representar melhor a conectividade dos fluxos de água presentes na região, com o potencial de aprimorar substancialmente as previsões quantitativas.

A calibração manual do parâmetro k_b foi realizada por Azevedo (2017) em uma bacia hidrográfica no Distrito Federal, onde foram utilizados dados de perdas de sedimentos observados em um período de dez anos como base para comparação das perdas simuladas com diferentes valores de k_b , até que fosse encontrada a menor diferença entre os dois resultados. A busca pelo menor erro levou a aplicação de 38 tentativas no modelo, com média de seis simulação para cada ano. Após as calibrações a autora obteve um erro médio de 0,1 % indicando sucesso na calibração do k_b , obtendo valor médio de 1,32, ou seja, menor do que o dado *default* sugerido pelo InVEST.

A sensibilidade destes parâmetros foi relatada pelos próprios desenvolvedores do InVEST, referindo-se ao valor de IC_0 como o mais sensível (Sharp *et al.*, 2018). No entanto, os autores ainda recomendam os valores *default* como intermediários para os diversos cenários simulados pelo modelo com base nos estudos desenvolvidos por Vigiak *et al.* (2012).

Outro parâmetro que foi utilizado o valor *default* sugerido pelo InVEST foi o $SDR_{máx}$, que representa a taxa máxima de entrega de sedimentos que um pixel pode atingir, sendo uma função principalmente relacionada à textura do solo. Mais especificamente, este valor é relativo à quantidade de partículas do solo mais finas que a areia grossa (1 mm). Portanto, para solos mais arenosos, como no caso dos Neossolos avaliados neste estudo, é possível que o valor sugerido não esteja adequado, necessitando de calibração.

Por fim, o modelo limita-se ao estimar as perdas totais de sedimentos porque considera apenas um tipo de erosão, no caso, laminar. Existem casos em que os níveis de erosão mais intensificados não correspondem com os processos estimados pelos métodos adequados para estudos de erosão em superfície. Além disso, o InVEST computa apenas médias anuais de acúmulo de sedimentos, não sendo possível a simulação de processos realizados em estações do ano contrastantes.

Outro parâmetro cujo valor utilizado era um *default* sugerido pelo InVEST foi o $SDR_{máx}$, que representa a taxa máxima de entrega de sedimentos em um pixel, sendo uma função da textura do solo. Mais especificamente, este valor é relativo à quantidade de partículas do solo mais finas que a areia grossa (1 mm). Portanto, para solos com textura média como no caso dos Neossolos avaliados neste estudo, seria provavelmente inadequado.

Por fim, o modelo limita-se ao estimar as perdas totais de sedimentos porque considera apenas um tipo de erosão, no caso, laminar. Existem casos em que os níveis de erosão mais intensificados não correspondem com os processos estimados pelos métodos adequados para estudos de erosão em superfície. Além disso, o InVEST computa apenas médias anuais de acúmulo de sedimentos, não sendo possível a simulação de processos realizados em estações do ano contrastantes.

5.3 Modelo de taxa de entrega de nutrientes

A aplicação do modelo de taxa de entrega de nutrientes (*NDR*) do InVEST gerou mapas de exportação e distribuição de nitrogênio e fósforo na região de estudo. Esta distribuição pode ser melhor observada na Tabela 11, a qual apresenta médias dos nutrientes exportados para cada tipo de uso e cobertura da terra. Observa-se que as maiores perdas ocorrem nas áreas de pastagem e de lavoura, enquanto que as menores perdas acontecem nas áreas urbanas e de cobertura florestal.

A abordagem do modelo NDR assemelha-se ao SDR, portanto, esperava-se que nas áreas de maiores exportações de sedimentos (áreas agrícolas em Neossolo) também ocorressem maiores perdas de nutrientes. No entanto, observou-se que as áreas de Pastagem em Latossolo Vermelho distroférrico apresentaram médias superiores para perdas de N, de 32,19 kg ha⁻¹ano⁻¹. Já para perdas de fósforo todas as áreas agrícolas apresentaram-se similares.

Tabela 11. Exportação de N e P de acordo com a classe de Uso e Cobertura + Solos para a região de Ibirubá

Uso e cobertura + Solos	Nitrogênio				Fósforo			
	Min	Max	Média	Desvio Padrão	Min	Max	Média	Desvio Padrão
	----- Kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----							
LVdf Floresta	0,18	0,82	0,47	0,10	0,03	0,12	0,07	0,01
LVdf Pastagem	4,88	64,00	32,19	12,69	1,10	25,26	11,85	5,36
LVdf Cultivo Anual	3,06	48,43	22,59	9,26	0,70	17,72	8,07	3,67
LVd Floresta	0,20	0,82	0,46	0,09	0,03	0,12	0,07	0,01
LVd Banhado	0,63	1,20	1,01	0,13	0,10	0,20	0,17	0,02
LVd Pastagem	4,05	60,18	29,30	12,90	0,91	23,72	10,71	5,41
LVd Cultivo Anual	3,02	48,20	22,16	9,08	0,69	17,64	7,92	3,61
RLm Floresta	0,21	0,82	0,51	0,10	0,04	0,23	0,14	0,03
RLm Pastagem	5,80	60,80	30,29	15,41	1,64	25,44	12,37	6,20
RLm Cultivo Anual	3,32	48,00	23,17	10,59	1,23	19,08	9,29	4,06
Área Urbana	0,32	4,99	2,54	0,80	0,05	1,43	0,67	0,27

Para melhor entendimento dos processos que afetam a exportação dos nutrientes, estes foram avaliados individualmente. A figura 23 apresenta a quantidade de nitrogênio aportada ao solo que realmente chega nos cursos hídricos. Nota-se que para a maior área de cobertura do terreno as perdas de nitrogênio encontram-se na faixa de 19 a 28 kg ha⁻¹ano⁻¹, sendo estas áreas majoritariamente de uso agrícola, que recebem grandes quantidades de fertilizantes.

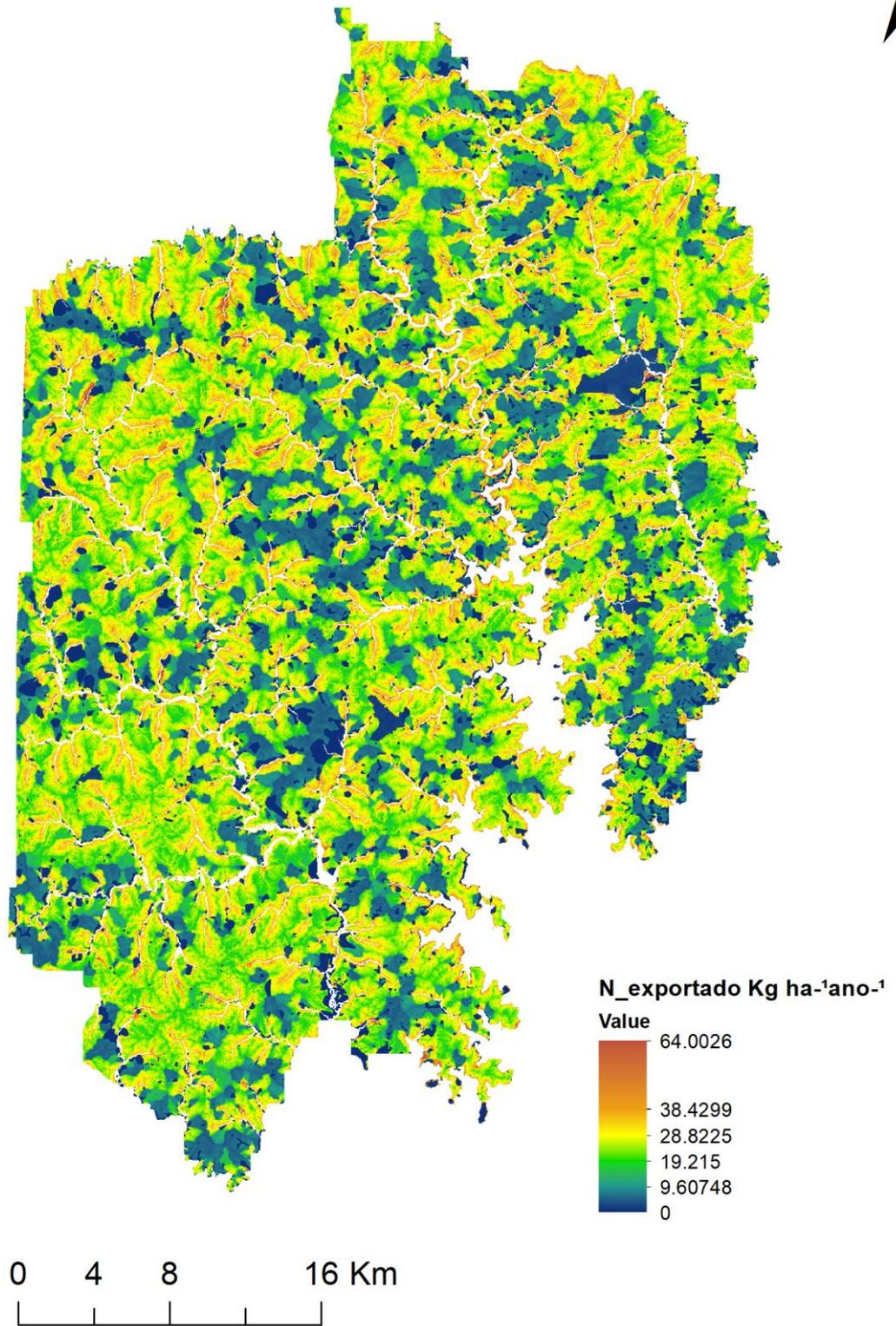


Figura 23. Exportação de N no solo para região de Ibirubá

As áreas urbanas e de cobertura florestal apresentaram as menores perdas de N. Nota-se que, em geral, áreas adjacentes às áreas de floresta também apresentam perdas de N menores em relação as de maior extensão agrícola. Este fato pode ser melhor observado na figura 24, que mostra em detalhe a relação da exportação de N com a declividade e uso e cobertura do solo. Mesmo nas áreas de maior declividade, quando associadas aos locais de cobertura florestal, apresentaram menores perdas de N.

A relação da cobertura por vegetação nativa e redução nas perdas de nutrientes é claramente observada por Slattery e Greiner (2012), os quais relataram que 1 ha de mata ciliar pode remover até 30 kg ano⁻¹ de N total, 1kg ano⁻¹ de fósforo e até 1 Mg ano⁻¹ de sedimentos a partir de um cenário agrícola regional. As áreas de pastagens apresentaram maior potencial de exportação do N, associado ao maior aporte de fertilizantes, pelo maior rendimento das culturas forrageiras. Na figura 24 observa-se que as áreas de maior exportação de nutrientes encontram-se mais próximas aos canais de drenagem, porque acumulam as perdas das cotas superiores.

É relevante considerar que na região de Ibirubá podem ocorrer elevadas aplicações de dejetos líquidos de suínos em lavouras e principalmente pastagens, mesmo que com menor abrangência em comparação ao período avaliado por Broetto *et al.* (2014), quando as aplicações chegavam até 300 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ em áreas com Tifton. Devido a redução na produção de suínos ocorrida nos últimos anos, não consideramos esta contribuição para a carga de nutrientes na região conforme apresentado na Tabela 7.

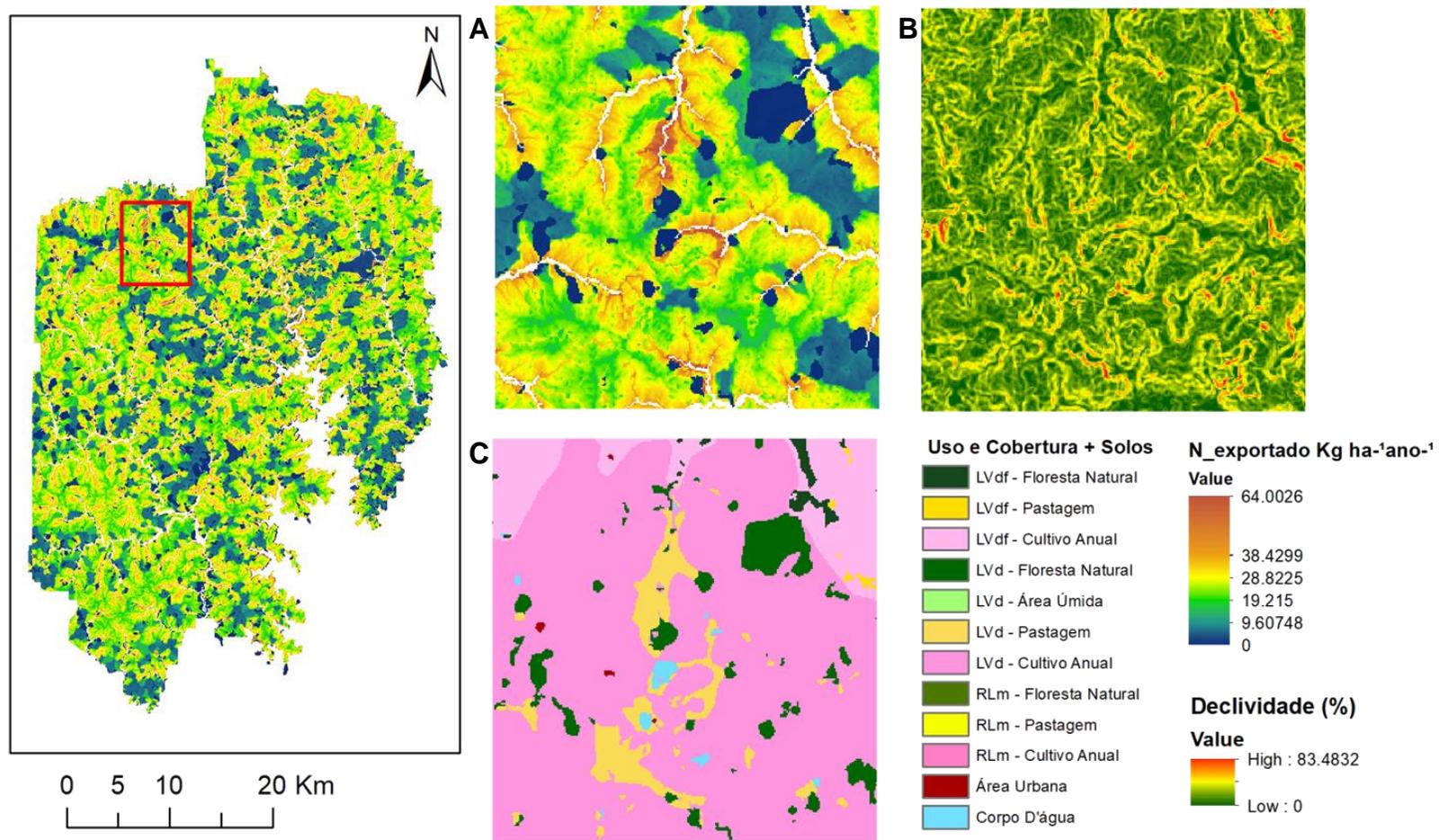


Figura 24. Detalhe da relação entre exportação de nitrogênio (A), declividade do terreno (B) e uso e cobertura da terra (C)

Em relação ao P exportado, este ocorreu em quantidades inferiores as de N (Figura 25). Isto deve-se ao fato de que em Latossolos a fixação de fósforo ocorre com maior facilidade por conta da maior quantidade de sítios de troca positivos presentes nos óxidos de Fe e Al. A menor exportação de fósforo calculada pelo modelo tem influência tanto da quantidade que é aportada, quanto da eficiência de retenção que é conferida na tabela de atributos biofísicos, ou seja, o processamento do cálculo para o N é o mesmo para o P. Portanto, de modo generalizado, as mesmas áreas nas quais foram exportadas maiores quantidades de N, também apresentaram maiores exportações de P.

Trabalhos com abordagem similar relacionados com a retenção de nutrientes pela vegetação nativa e a oferta de serviços ecossistêmicos de regulação têm sido realizados, sendo na maioria dos casos focalizados em nível de bacia hidrográfica. Ao aplicar o protocolo ECOSER na avaliação da retenção de nutrientes, Wolff (2017) estimou a capacidade de filtragem de N e P pelas áreas úmidas de Ibirubá e Quinze de Novembro em 150 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹ e 3 kg de P ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Contudo, as áreas úmidas que apresentavam este potencial representavam apenas 6 % para N e 3,5 % para P, do total destas áreas na região.

Apesar de apresentar potencial para uso na avaliação dos serviços ecossistêmicos do solo, foram observadas algumas limitações referentes a aplicação do modelo de taxa de entrega de nutrientes (*NDR*). Assim como no modelo *SDR*, é importante realizar a calibração dos dados de entrada, exigindo do usuário mais dados sobre a dinâmica de transporte de nutrientes nos diferentes tipos de uso e cobertura das terras, tornado este processo ainda mais desafiador quando o estudo é desenvolvido em escalas maior, como em pequenas e medias bacias hidrográficas (Hamel *et al.*, 2015).

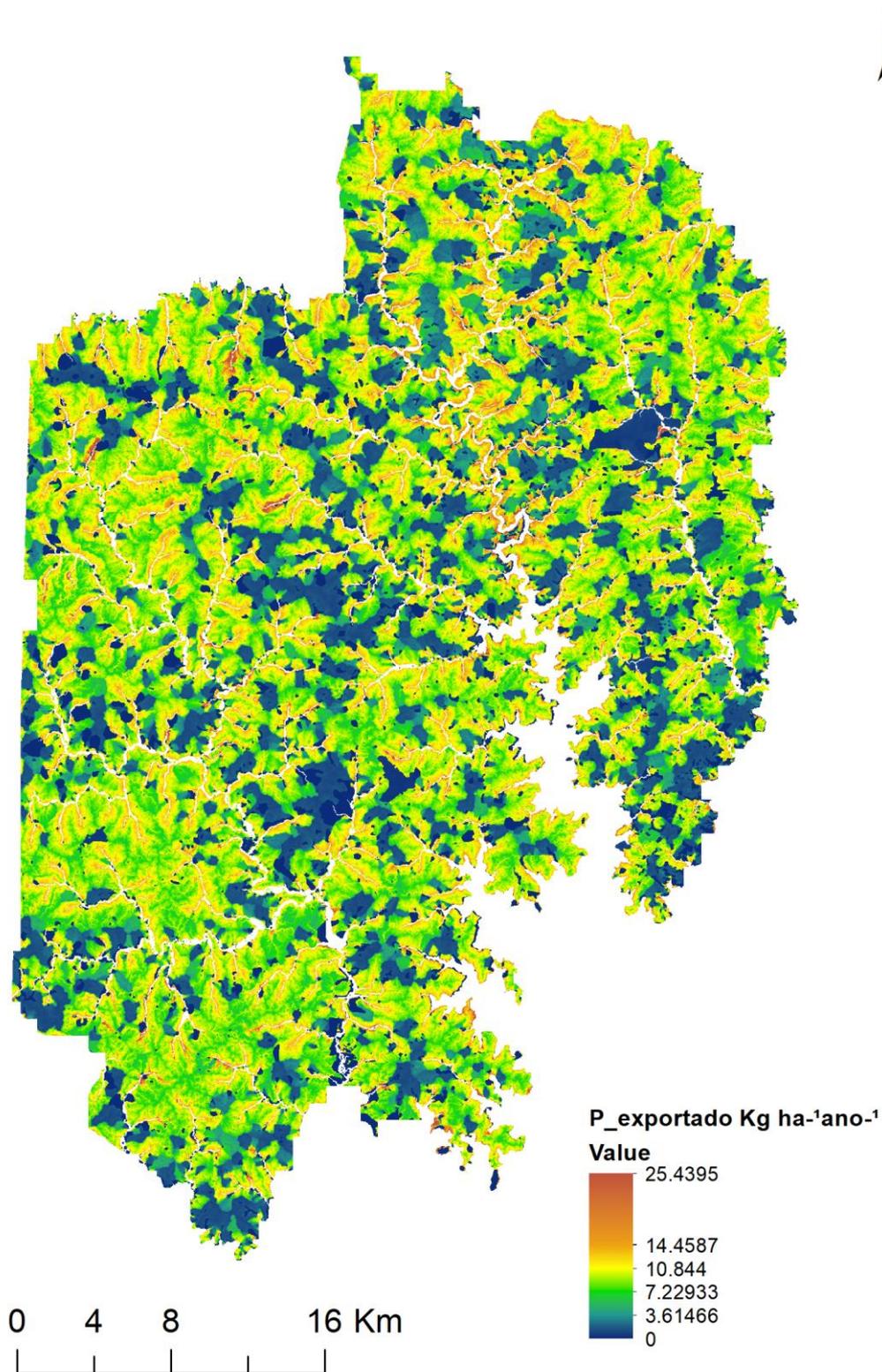


Figura 25. Exportação de Fósforo no solo para a região de Ibirubá

Em estudo de avaliação da aplicabilidade do modelo NDR, Redhead *et al.* (2018) relataram a grande sensibilidade do parâmetro kb e limite máximo de retenção de nutrientes (*TFA-Threshold Flow Accumulation*) sendo altamente específicas às características das bacias avaliadas. Ao utilizar o valor TFA de 1000 células para uma microbacia menor e 10000 células para uma de maior magnitude adjacente à esta, as diferenças foram de até 20% na exportação de nutrientes.

Do mesmo modo, ao comparar as quantidades de nutrientes exportadas simuladas pelo modelo e observadas no campo, Sharps *et al.* (2017) relataram uma diferença de 81 % para N e 42 % para P a menos no que foi simulado, tendo indicado que esta discrepância devia ao parâmetro kb e ao fator de eficiência de retenção de nutrientes.

6. CONCLUSÕES

A aplicação da ferramenta InVEST permitiu estimar os serviços ecossistêmicos relacionados ao solo na região de Ibirubá, por meio da execução dos modelos de estoque de carbono, entrega de sedimentos e de nutrientes.

Em geral, os resultados mostraram que as áreas de cobertura florestal podem fornecer maiores quantidades de serviços ligados ao estoque de carbono, retenção de sedimentos e de nutrientes, especialmente nas áreas de Latossolo Vermelho.

Para os serviços ligados ao estoque de carbono, as áreas florestais apresentaram maior armazenamento de C, o que é consistente com os reconhecidos processos de acúmulo de C nestas regiões de cobertura natural.

Quanto à exportação e retenção de sedimentos, as áreas presentes em Neossolos Litólicos tendem a apresentar maiores quantidades de sedimentos exportados e retidos, o que sugere estudos complementares para o entendimento dos processos sedimentológicos nesta condição.

Em relação à exportação de nutrientes, o modelo do InVEST apresentou distribuição uniforme de N e P para as áreas de Latossolos Vermelhos na região, estimando perdas superiores nas áreas de Neossolos Litólicos para todos os tipos de uso e cobertura. Os serviços ligados à retenção de nutrientes são observados nas áreas de menor declividade e com cobertura vegetal mais densa, sendo esta fundamental para o aumento da retenção de nutrientes.

A aplicação dos modelos relacionados ao solo na plataforma InVEST será mais bem realizada com uma base de dados mais completa, sempre levando em conta a acurácia desejada. Estas aplicações requerem idealmente grupos de pesquisa multidisciplinares para estimar os parâmetros locais com maior confiabilidade, com realização de testes de calibração e validação.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABICHEQUER, A. D. *et al.* Crescimento e distribuição de raízes de capim-annoni-2 e do campo nativo: vantagem competitiva do capim-annoni-2 . **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, Porto Alegre, v. 15, n. 1, p. 7-12, 20 ago. 2009.
- ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. E. Linking soils to ecosystem services - a global review. **Geoderma**, Amsterdam, v. 262, p. 101-111, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>. Acesso em: 10 dez 2019.
- AITKENHEAD, M. J. *et al.* Development and testing of a process-based model (MOSES) for simulating soil processes, functions and ecosystem services. **Ecological modelling**, Amsterdam, v. 222, n. 20-22, p. 3795-3810, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.09.014>. Acesso em: 10 nov. 2018
- AMEZQUITA, M. C. *et al.* Carbon sequestration in pastures, silvopastoral systems and forests in four regions of the Latin American tropics. **Journal of Sustainable Forestry**, Binghamton, v. 21, p. 31-49, 2005. Disponível em: https://doi.org/10.1300/J091v21n01_02. Acesso em: 05 jan. 2020.
- AZEVEDO, L. M. N. **Calibração, validação e aplicação do modelo InVEST para a estimativa de benefícios aos serviços ecossistêmicos na bacia do ribeirão Pipiripau (DF/GO)**. 2017. 98 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, 2017. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/31495> Acesso em: 09 out. 2019.
- BOLINDER, M. A. *et al.* An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 118, n. 1-4, p. 29-42, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.013>. Acesso em: 25 ago. 2019
- BORSELLI, L.; *et al.* Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment numerical assessment. **Catena**, Cremlingen, v. 75, n. 3, p. 268–277, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.07.006> Acesso em: 25 ago 2019
- BOUMA, J. Soil science contributions towards sustainable development goals and their implementation: linking soil functions with ecosystem services. **Journal of plant nutrition and soil science**, Weinheim, v. 177, n. 2, p. 111-120, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jpln.201300646>. Acesso em: 04 out. 2018
- BRITEZ, R. M. de. *et al.* **Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamentos de espécies arbóreas com ênfase na Floresta Atlântica do Sul do Brasil**. Colombo: Embrapa Florestas , 2006. 165p.

BROETTO, T. **Atributos de solos e de águas superficiais em áreas da região de Quinze de Novembro (RS) com aplicação continuada de dejetos líquidos de suínos**. 2012. 86 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nrb=000851224&loc=2012&l=35df52062310328b>. Acesso em: 15 jul. 2018.

BROETTO, T. *et al.* Soils and Surface Waters as Affected by Long-Term Swine Slurry Application in Oxisols of Southern Brazil. **Pedosphere**, Beijing, v. 24, n. 5, p. 585-594, 2014. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(14\)60044-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(14)60044-8) Acesso em: 09 set. 2018.

BROETTO, T. **Indicadores de impactos ambientais da agropecuária em bacias hidrográficas**. 2016. 217 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nrb=000992268&loc=2016&l=2f6e1f27c22bd115>. Acesso em: 09 set. 2018.

CAMPOS, B. C. *et al.* Dinâmica do carbono em Latossolo transcorridos aproximadamente duas décadas de sistemas de preparo do solo e rotação de culturas. In: RUEDEL, J.; FIORIN, J. E.; FERNANDES, A. M. F. (Org.). **Resultados comparativos de 32 anos dos Sistemas de Plantio Direto e Convencional**. Porto Alegre: Sescop/ RS, 2019. p. 83-120.

CARDOSO, D. J. *et al.* Avaliação das variáveis e disponibilidade de informações do modelo de estoque de carbono do aplicativo InVEST. In: CONGRESSO FLORESTAL PARANAENSE, 4., 2012, Curitiba. **Anais**. [Curitiba]: Malinovski Florestal, 2012. 1 CD-ROM.

CHAPLIN-KRAMER, R. *et al.* Global modeling of nature's contributions to people. **Science**, Washington, v. 366, n. 6462, p. 255-258, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aaw3372> Acesso em: 10 nov. 2019.

CHAPLIN-KRAMER, R. *et al.* Spatial patterns of agricultural expansion determine impacts on biodiversity and carbon storage. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 112, n. 24, p. 7402-7407, 2015. Disponível em: [10.1073/pnas.1406485112](https://doi.org/10.1073/pnas.1406485112) Acesso em: 10 nov. 2019

CLASSIFICATION OF ECOSYSTEM SERVICES (CICES). 2013. Disponível em: <http://CICES.eu> Acesso em: 10 jan. 2019.

COSTANZA, R. Ecosystem services: multiple classification systems are needed. **Biological Conservation**, Oxford, v. 141, p. 350-352, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.020> Acesso em: 08 out. 2018.

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, London, v. 387, n. 6630, p. 253, 1997. Disponível em: [10.1016/S0921-8009\(98\)00020-2](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00020-2) Acesso em: 12 jan. 2019.

DAILY, G. C. *et al.* Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. **Issues in Ecology**, Washington DC, v. 154, n 2, p. 1-16, 1997.

DÁVILA G. A. J. **Revisão das estimativas de estoques de carbono do solo em regiões do Rio Grande do Sul**. 2016. 91 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.
<http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nrb=001018979&loc=2017&l=3ae42af0de1146cb>. Acesso em: 08 abr. 2019

DE GROOT, R. S. **Functions of Nature**: evaluation of nature in environmental planning, management and decision-making. Groningen, The Netherlands: Wolters Noordhoff BV, 1992.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, Illinois, v. 51, n. 5, 427–433, 1996. Disponível em: <http://www.jswconline.org/content/51/5/427.short> Acesso em: 12 jan. 2020.

DIDONE, E. D. **Modelagem de processos erosivos em uma bacia agrícola: limitações e possibilidades**. 2017. 118 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/11624> Acesso em 12 jan. 2020.

DOMINATI, E. *et al.* A soil change-based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agro-ecosystems: a case study of pastoral agriculture in New Zealand. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 100, p. 119-129, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.02.008>. Acesso em: 21 nov. 2018.

DOMINATI, E.; PATTERSON M.; MACKAY A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 69, p.1858-1868, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002> Acesso em: 21 nov. 2018.

DONEDA, A. *et al.* Fitomassa e decomposição de resíduos de plantas de cobertura puras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, n.6, p. 1714-1723, 2012. Disponível em: [10.1590/S0100-06832012000600005](https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000600005) Acesso em: 11 nov. 2019.

DUARTE, G. T.; RIBEIRO, M. C.; PAGLIA, A. P. Ecosystem services modeling as a tool for defining priority areas for conservation. **PloS one**, São Francisco, v. 11, n. 5, 2016. Disponível em: [10.1371/journal.pone.0154573](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154573) Acesso em: 05 dez. 2018

EBLING, É. D. **Dinâmica hidrossedimentológica de duas bacias hidrográficas com produção leiteira e grãos**. 2018. 207 p. Dissertação

(Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/3796> Acesso em: 30 ago. 2019.

EGGLESTON, S. *et al.* **IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**: volume 4: agriculture, forestry, and other land use. Hayama, Kanagawa, Japan: IGES, Japan. 2006. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html> Acesso em: 11 jul 2019.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de classificação de solos**. 2ª ed. Brasília: EMBRAPA, 2006.

ESRI. **ARCGIS 10.3**. [Software]. Redlands (CA), USA: Environmental Systems Research Institute Inc., 2014.

EUROPEAN COMMISSION. **Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC, COM (2006)**. 2006. 232 p.

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 p. Disponível em: <http://www.fao.org/3/CA2934EN/ca2934en.pdf> Acesso em: 05 jan. 2020.

FAO. **Global Soil Organic Carbon Map (GSOC map)** – Technical Report. Rome: FAO, 2018. 162 p. Disponível em: <http://www.fao.org/global-soil-partnership/pillars-action/4-information-and-data-new/global-soil-organic-carbon-gsoc-map/en/> Acesso em: 12 dez 2019.

FERREIRA, A.O. **Estoque de carbono em áreas pioneiras de plantio direto no Rio Grande do Sul**. 2014. 150 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, 2014. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/3380> Acesso em: 01 dez. 2019.

FICK S.E.; HIJMANS R. J. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, [New York], v. 37, p. 4302-4315, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/joc.5086> Acesso em: 14 set. 2019.

FOSTER, G. R. *et al.* Conversion of the universal soil loss equation to SI units. **Journal of Soil Water Conservation**, Ankeny, v. 36, n. 6, p. 355-359, 1981.

FRANÇA, A. M. S.; PAIVA, R. J. O. Estimativa e modelagem dos estoques de carbono em solos sob áreas de campo limpo úmido do Distrito Federal. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 27, n. 1, p. 171-184, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320150112> Acesso em: 05 jan. 2020.

GLENK, K.; MCVITTIE, A.; MORAN, D. **Deliverable D3.1**: soil and soil organic carbon within an ecosystem service approach linking biophysical and economic data. 2012. (Smart Soil Report). Disponível em: https://smartsoil.eu/fileadmin/www.smartsoil.eu/WP3/D3_1_Final.pdf Acesso em: 05 mai. 2019

GPRH - Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos. **NetErosividadeRS**. [Software]. 2016. Disponível em: <http://www.gprh.ufv.br/?area=softwares>. Acesso em: 01 dez. 2018.

GRACE J.B. *et al.* Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 33, p. 387-400, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01448.x> Acesso em: 03 jan. 2020.

GREEN, S. R. *et al.* SPASMO - A risk assessment model for water, nutrient and chemical fate under agricultural lands. **Tools for nutrient and pollutant management**. (Eds LD Currie, JA Hanly) p. 321-335, 2003.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. **Common international classification of ecosystem services (CICES, Version 4.1)**. 2012. (European Environment Agency, v. 33, p. 107) Disponível em: https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2012/09/CICES-V4_Final_26092012.pdf Acesso em: 29 jan. 2019.

HAMEL, P. *et al.* A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): Case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA. **Science of Total Environment**, Amsterdam, p.166–177, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.027> Acesso em: 30 out. 2019.

HAMEL P.; GUSWA J. Uncertainty analysis of a spatially explicit annual water-balance model: case study of the Cape Fear basin, North Carolina. **Hydrology and Earth Systems Science** [On-line], v. 19, p. 839–853, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/hess-19-839-2015>. Acesso em: 30 out. 2019.

HARPER, R. J.; TIBBETT, M. The hidden organic carbon in deep mineral soils. **Plant and Soil**, The Hague, v. 368, p. 641-648, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1600-9> Acesso em: 02 mai. 2019.

HEATHWAITE A.L.; QUINN P.F.; HEWETT C.J.M. Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 304, p. 446–461, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.043> Acesso em: 23 ago 2019

HIPÓLITO, J. *et al.* Valuing nature's contribution to people: The pollination services provided by two protected areas in Brazil. **Global Ecology and Conservation**, v. 20, p. 782-793, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00782> Acesso em: 11 jun 2019.

HOLDREN, J; EHRLICH, P.R. Human population and the global environment. **American Science**, [Amsterdam], v.62, p.282–292, 1974. Disponível em:

<https://www.jstor.org/stable/27844882> Acesso em: 21 mar. 2019

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de uso do solo do Rio Grande do Sul**. Disponível em: http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm . Acesso em: 18 ago. 2018a.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pedologia**: mapa de solos do Rio Grande do Sul. Disponível em: http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm . Acesso em: 18 ago. 2018b.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. [Base de dados]. 2019. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep> . Acesso em: 20 fev. 2019.

INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES (IPBES). '**Functions, operating principles and institutional arrangements of ecosystem services**', adopted by the Second Session of the Plenary Meeting to Determine the Modalities and Institutional Arrangements for IPBES, Panama City, v. 1, p.16–21, 2012. Disponível em: <https://ipbes.net/documents-by-category/policies%20and%20procedures> Acesso em: 15 mar. 2019

IPCC. Cropland. In: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Japan: Institute for Global Environmental Strategies. p. 1 -66, 2006. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html> Acesso em: 14 mai. 2019.

JACKSON, B. *et al.* Polyscape: a GIS mapping framework providing efficient and spatially explicit landscape-scale valuation of multiple ecosystem services. **Landscape Urban Planning**, Amsterdam, v.112, p.74–88, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.12.014> Acesso em: 08 dez. 2018.

KUMAR, P. **The economics of ecosystems and biodiversity**: ecological and economic foundations. London : Earthscan: Routledge, 2012.

LAL, R. Societal value of soil carbon. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 69, n. 6, p. 186-192, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.2489/jswc.69.6.186A> Acesso em: 14 fev. 2019.

LATERRA, P. *et al.* ECOSER: Un protocolo para la evaluación biofísica de servicios ecosistémicos y la integración con su valor social. In: VALORACIÓN de Servicios Ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Buenos Aires: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 2011. p. 359-89.

- MAKÓ, A. *et al.* **Mapping the storing and filtering capacity of European soils.** p. 62, 2017. (Technical Report EUR28393). Disponível em: <https://doi.org/10.2788/49218> Acesso em: 18 fev. 2019.
- MAPBIOMAS. [2019]. (Coleção Quatro da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil). Disponível em: <http://plataforma.mapbiomas.org/map#coverage> . Acesso em: 08 Set. 2019.
- MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: synthesis.** Washington: Island Press, 2005. Disponível em: <http://www.millenniumassessment.org/en/Synthesis.aspx> Acesso em: 13 nov. 2018.
- MINELLA, J. P.G. **Utilização de técnicas hidrossedimentométricas combinadas com a identificação de fontes de sedimentos para avaliar o efeito do uso e manejo do solo nos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica rural no Rio Grande do Sul.** 2007. 172 p. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nrb=000612388&loc=2008&l=58999ef4de9f1462>. Acesso em: 12 dez. 2019.
- MOREIRA, M.C. *et al.* Spatial interpolation of rainfall erosivity using artificial neural networks for southern Brazil conditions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 40, p. 1-11, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbc20150132> Acesso em: 03 nov. 2019.
- ODUM, E.P. **Ecology and our Endangered Life-Support Systems.** North Scituate, MA, USA: Sinauer Ass., 1989. 283p.
- OECD. **Core environmental indicators:** development measurement and use. 2003. (Technical report). Disponível em: <http://www.oecd.org/environment/indicators-modelling-outlooks/24993546.pdf> Acesso em: 09 fev. 2019
- PÁDUA, E. J.; GUERRA, A. R.; ZINN, Y. L. Modelagem da densidade do solo em profundidade sob vegetação nativa em minas gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 725-736, 2015. Disponível em: <https://10.1590/01000683rbc20140028> Acesso em: 23 out. 2019
- PARRON, L. M. *et al.* Estoques de carbono no solo como indicador de serviços ambientais. In: PARRON, L. M. *et al.* (e d.). **Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica.** Brasília: Embrapa Florestas, 2015, p. 92-100
- PRADO, R. B. *et al.* Current overview and potential applications of the soil ecosystem services approach in Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 51, n. 9, p. 1021-1038, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900002> Acesso em: 15 fev. 2019

PRADO, J. P. B.; NÓBREGA, M. T. Determinação de perdas de solo na bacia hidrográfica do córrego Ipiranga em Cidade Gaúcha, Estado do Paraná, com aplicação da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS). **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 27, n. 1, p. 33-42, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v27i1.1496> Acesso em: 01 dez. 2019.

RADAMBRASIL. **Folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim**: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro: IBGE, 1986. 791p.

REDHEAD, J. W. *et al.* National scale evaluation of the InVEST nutrient retention model in the United Kingdom. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 610, p. 666-677, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.092> Acesso em: 21 dez. 2019.

RIBEIRO, J. N. A.; SILVA, T. S.; ASMUS, M. L. Modelo ecossistêmico “InVEST” como subsídio à compatibilização de usos em ambientes aquáticos costeiros. In: GERENCIAMENTO costeiro e gestão portuária. Ponta Grossa: Atena Editora, 2018, p. 67-80.

ROBINSON, D. A. *et al.* Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 57, p. 1023-1033, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.008> Acesso em: 06 fev. 2019.

ROBINSON, D. A. *et al.* On the value of soil resources in the context of natural capital and ecosystem service delivery. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 78, n. 3, p. 685-700, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2014.01.0017> Acesso em: 15 set. 2018.

ROLOFF, G.; DENARDIN, J.E. Estimativa simplificada da erodibilidade do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10, 1984, Florianópolis. **Resumos**. Florianópolis: SBCS, 1994. p.146-147.

RUMPEL, C. Opportunities and threats of deep soil organic matter storage. **Carbon Management**, London, v. 5, n. 2, p. 115-117, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/17583004.2014.912826> Acesso em: 18 jun. 2019.

SANTOS, M. C. L. *et al.* **Levantamento e utilização agrícola dos solos do município de Ibirubá**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1970. 70 p.

SCHMIDT, M. R. **Fator de cobertura e manejo da equação universal de perdas de solo e erodibilidade de um latossolo vermelho**. 2017. 167 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nrb=001094534&loc=2019&l=3e86f2bf3dfcf71f> Acesso em: 27 ago. 2019.

SCHMIDT, M. W. I. *et al.* Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, London, v. 478, n. 7367, p. 49-56, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature10386> Acesso em: 03 mar. 2019.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). **Inventário Florestal Nacional: principais resultados: Rio Grande do Sul**. Brasília, DF: MMA, 2018. 83 p. (Série Relatórios Técnicos - IFN). Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/publicacoes> . Acesso em: 20 ago. 2019.

Sistema Nacional de Informações Florestais – SNIF. Brasília, 2019. Disponível em: <http://snif.florestal.gov.br/pt-br/> . Acesso em: 20 ago. 2019.

SHARP, R. *et al.* **InVEST Version 3.7.0 User's Guide: The Natural Capital Project**. Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. 2018. Disponível em: <http://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/> Acesso em: 23 ago. 2018.

SHARPS, K. *et al.* Comparing strengths and weaknesses of three ecosystem services modelling tools in a diverse UK river catchment. **Science of the total environment**, Amsterdam, v. 584, p. 118-130, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.160> Acesso em: 13 dez. 2018.

SILVA, M. L. N. *et al.* Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.6, p.1207-1220, 2000. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2000000600018>. Acesso em: 24 out. 2019.

SILVA, B. P. C. *et al.* Soil and water losses in eucalyptus plantation and natural forest and determination of the USLE factors at a pilot sub-basin in Rio Grande do Sul, Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 40, n. 4, p. 432–442, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1413-70542016404013216> Acesso em: 12 nov. 2019.

SLATTERY, M.; GREINER, J. **Chesapeake Forest Restoration Strategy**. Washington, United States Department of Agriculture Forest Service, 2012.

STAVI, I.; LAL, R. Agriculture and greenhouse gases, a common tragedy. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, Berlin, v. 33, n. 2, p. 275-289, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0110-0> Acesso em: 05 ago. 2019.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* The role of natural regeneration to ecosystem services provision and habitat availability: a case study in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Lawrence, v.48, n. 6, p.890-899, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12393> Acesso em: 11 dez. 2019.

TORNQUIST, C. G. **Simulação da dinâmica do carbono orgânico do solo em escala regional: aplicação do modelo Century e sistemas de informações geográficas**. 2007. 156 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em

Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nrb=000597625&loc=2007&l=d50e9c6b39a7f264>. Acesso em: 07 mai. 2018.

U.S. GEOLOGICAL SURVEY. **Earth Explorer**. 2019. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 18 nov. 2019.

VERBRUGGEN, W. F. M.; VAN DER HEIJDEN, M. G. A. Provision of contrasting ecosystem services by soil communities from different agricultural fields. **Plant and Soil**, The Hague, v. 350, p. 43-55, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0828-5> Acesso em: 21 nov. 2019.

VEZZANI, F. M. Solos e os serviços ecossistêmicos. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 8, p. 673-684, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v8.0.p673-684> Acesso em: 16 ago. 2018.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 743-755, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000400001> Acesso em: 16 ago. 2018.

VIERO, A.C.; SILVA, D.R.A. (Org) **Geodiversidade do Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: CPRM, 2010. 250 p.

VIGIAK, O. *et al.* Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 138, n. 1, p. 74-88, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.08.026> Acesso em: 21 set. 2019.

WAGNER, C.S.; MASSAMBANI, O. Análise da relação intensidade de chuva: energia de Wischmeier e Smith e sua aplicabilidade à região de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 12, p.197-203, 1988.

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. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/12836> Acesso em: 27 ago. 2019.

WESTMAN, W. How much are nature's services worth. **Science**, Washington, v.197, p.960–964, 1977.

WITTMER, H. *et al.* **Guidance Manual for TEEB Country Studies Version 1.0**. Geneva: TEEB, 2013. Disponível em: <http://www.teebweb.org/resources/guidance-manual-for-teeb-country-studies> Acesso em: 05 dez. 2018.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: USDA, 1978. 58 p. (Agricultural Handbook, 537).

WOLFF C. B. **Avaliação de serviços ecossistêmicos em paisagens agrícolas dos municípios de Ibirubá e Quinze de Novembro (RS) com o protocolo ECOSER**. 2017. 119 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nrb=001062151&loc=2018&l=3d47f89a4119cf92>. Acesso em: 15 jul. 2018.

ZANETTI S. S. **Modelo computacional para geração de séries sintéticas de precipitação e do seu perfil instantâneo**. 2003. 71 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2003. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/handle/123456789/9577> Acesso em: 01 jul. 2019