

**ARTHUR TELLES CALEGARIO**

**METODOLOGIA PARA CARACTERIZAÇÃO E MAPEAMENTO DA INTENSIDADE  
DE USO DA TERRA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Demetrius David da Silva

Coorientador: Elpídio Inácio Fernandes Filho

**VIÇOSA - MINAS GERAIS  
2021**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

C148m  
2021

Calegario, Arthur Telles, 1987-  
Metodologia para caracterização e mapeamento da  
intensidade de uso da terra / Arthur Telles Calegario. – Viçosa,  
MG, 2021.  
168 f. : il. ; 29 cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Demetrius David da Silva.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Solo - Uso - Planejamento. 2. Solos - Conservação.  
3. Água - Conservação. 4. Sensoriamento remoto. 5. Serviços  
ambientais. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de  
Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 631.4

ARTHUR TELLES CALEGARIO

**METODOLOGIA PARA CARACTERIZAÇÃO E MAPEAMENTO DA INTENSIDADE  
DE USO DA TERRA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 26 de fevereiro de 2021.

Assentimento:



---

Arthur Telles Calegario  
Autor



---

Demetrius David da Silva  
Orientador

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecer nominalmente a todas as causas e condições que proporcionaram os momentos vividos até aqui é um desafio que considero impossível, por isso não o farei, com exceção à imposição legal. Colhi muitos frutos, de todos os sabores, plantados por infinito número de seres. Meus agradecimentos a todos vocês, reconhecidos e anônimos, pelos presentes momentos. Obrigado.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

“Um dia ainda vou me redimir por inteiro do pecado do intelectualismo. Se Deus quiser. Não vou ter mais necessidade de falar nada, de ficar pensando em termos dos contrários de tudo, pra tentar explicar às pessoas que eu não sou perfeito, mas que o mundo também não é... que eu não tô querendo ser o dono da verdade... que eu não tô querendo fazer sozinho uma obra que é de todos nós e de mais alguém, que é o tempo, o verdadeiro grande alquimista, aquele que realmente transforma tudo. Um pequenino grão de areia é o que eu sou. Só que o grão de areia já conseguiu, sendo tão grande ou maior do que eu, ser bem pequenininho e não precisar se mostrar mais. Fica lá, trabalha em silêncio.”

**Gilberto Gil na  
música lançada ao vivo  
em Universidade de  
São Paulo, 1973.**

“Já que a ciência não pode encontrar a sua legitimação ao lado do conhecimento, talvez ela pudesse fazer a experiência de tentar encontrar o seu sentido ao lado da bondade. [...]. A bondade não necessita de legitimações epistemológicas. Com Brecht, poderíamos afirmar: Eu sustento que a única finalidade da ciência está em aliviar a miséria da existência humana. ”

**Rubem Alves em Filosofia da  
ciência.**

## RESUMO

CALEGARIO, Arthur Telles, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2021. **Metodologia para caracterização e mapeamento da intensidade de uso da terra.** Orientador: Demetrius David da Silva. Coorientador: Elpídio Inácio Fernandes Filho.

A atual demanda por serviços ambientais tem sido atendida parcialmente por meio da exploração das reservas naturais. O planejamento conservacionista é importante para reduzir os impactos das atividades agrícolas e garantir a capacidade produtiva dos solos e, portanto, a provisão de serviços ambientais para o futuro. A capacidade de uso da terra (CUT) é um conceito utilizado em uma série de sistemas de classificação com fins de utilização das terras e consiste na determinação da intensidade com que a terra pode ser utilizada sem que ocorra a redução da sua capacidade produtiva devido degradação do solo. Diante disso, objetivou-se nesse trabalho propor uma metodologia para caracterização e mapeamento da intensidade de uso da terra em grandes bacias hidrográficas a partir do conceito de capacidade de uso da terra. Para tal, é apresentado no primeiro artigo, um critério de parametrização da CUT associado às zonas de recarga visando complementar o planejamento conservacionista baseado no sistema de classificação das terras. No segundo artigo, foi desenvolvido uma metodologia para caracterização e mapeamento da intensidade de uso da terra exercida em pastagens (IUTP) a partir de sensoriamento remoto, enquanto que no terceiro artigo essa metodologia foi aplicada à bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD). Para tal foi necessário realizar uma harmonização das respostas espectrais de 4 satélites (Landsat 8, Landsat 7, Sentinel-2 e Modis) de maneira a obter um mosaico sem nuvens com menor janela temporal possível. Por fim, no quarto capítulo, foi realizado diagnóstico dos agroecossistemas na BHRD. A metodologia estruturada a partir da comparação da CUT com a intensidade de uso exercido sobre a terra pelo uso e cobertura, foi considerada satisfatória e consistente, podendo ser utilizada no processo de planejamento e diagnóstico territorial. A BHRD possui maior adequação para usos agropecuários mais conservacionistas, contudo com regiões propícias ao desenvolvimento de atividades agropecuárias mais intensas, localizadas nas depressões e planaltos baixos e nos tabuleiros costeiros. Os fatores associados ao relevo (declividade e recarga) são os mais limitantes à utilização intensiva na bacia, seguidos por solo e aspectos legais. A pastagem é o uso predominante na BHRD e

foi o que apresentou maior porcentagem de áreas utilizadas acima da CUT, seguido da agricultura perene e, posteriormente, eucalipto.

**Palavras-chave:** Capacidade de uso da terra. Planejamento conservacionista. Adequação do uso da terra. Conservação de solo e água. Sensoriamento remoto. Serviços ambientais.

## ABSTRACT

CALEGARIO, Arthur Telles, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2021. **Methodology for characterizing and mapping the intensity of land use.** Adviser: Demetrius David da Silva. Co-adviser: Elpídio Inácio Fernandes Filho.

The current demand for environmental services has been partially met through the exploitation of nature reserves. Conservation planning is important to reduce the impacts of agricultural activities and to guarantee the productive capacity of soils and, therefore, the provision of environmental services for the future. Land Use Capability (LUC) is a concept used in a series of classification systems for land use purposes and consists of determining the intensity with which the land can be used without reducing its productive capacity due to soil degradation. Therefore, the objective of this work was to propose a methodology for characterizing and mapping the intensity of land use in large hydrographic basins based on the concept of land use capability. To this end, a criterion for parameterizing the CUT associated with recharge zones is presented in the first article, aiming to complement conservation planning based on the land classification system. In the second article, a methodology was developed to characterize and map the intensity of land use exercised on pastures based on remote sensing, while in the third article this methodology was applied to the Doce River Watershed (DRW). For this, it was necessary to harmonize the spectral responses of 4 satellites (Landsat 8, Landsat 7, Sentinel-2 and Modis) in order to obtain a cloudless mosaic with the shortest possible time window. Finally, in the fourth chapter, a diagnosis of agroecosystems was carried out at DRW. The structured methodology based on the comparison of the LUC with the intensity of use exerted on the land by use and land cover was considered satisfactory and consistent, and can be used in the process of planning and territorial diagnosis. DRW is more suitable for more conservationist agricultural uses, however, with regions that are conducive to the development of more intense agricultural activities, located in depressions and low plateaus and coastal plateaus. The factors associated with the relief (slope and recharge) are the most limiting to intensive use in the basin, followed by soil and legal aspects. Pasture is the predominant use in DRW and was the one that presented the highest percentage of areas used above the CUT, followed by perennial agriculture and, later, eucalyptus.

**Keywords:** Land use capability. Conservation planning. Adequacy of land use. Soil and water conservation. Remote sensing. Environmental services.

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	12
REFERÊNCIAS .....	14
ARTIGO I - CAPACIDADE DE USO DA TERRA EM ZONAS DE RECARGA.....	15
ARTICLE I - LAND USE CAPABILITY AT RECHARGE ZONES.....	16
1.1 INTRODUÇÃO .....	17
1.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	18
1.2.1 Área de estudo .....	18
1.2.2 Base de dados .....	19
1.2.3 Delimitação das zonas de recarga.....	20
1.2.4 Capacidade de uso da terra nas zonas de recarga .....	20
1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	24
1.4 CONCLUSÕES .....	31
REFERÊNCIAS .....	32
ARTIGO II - MAPEAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DA INTENSIDADE DE USO da TERRA EXERCIDA PELAS PASTAGENS USANDO SENSORIAMENTO REMOTO .....	35
ARTICLE II - MAPPING AND CHARACTERIZATION OF THE INTENSITY in land USE by PASTURES USING REMOTE SENSING.....	36
ABSTRACT.....	36
2.1 INTRODUÇÃO .....	37
2.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	38
2.2.1 Área de estudo .....	38
2.2.2 Base de dados .....	39
2.2.3 Caracterização e mapeamento da IUTP.....	40
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	44
2.4 CONCLUSÕES .....	49

REFERÊNCIAS .....	50
ARTIGO III - DIAGNÓSTICO DA INTENSIDADE DE USO EXERCIDO POR PASTAGENS EM GRANDES EXTENSÕES A PARTIR DO MOSAICO DE IMAGENS LANDSAT 8, LANDSAT 7, SENTINEL e MODIS .....	53
ARTICLE III - DIAGNOSIS OF THE INTENSITY OF USE EXERCISED BY PASTURES IN LARGE EXTENSIONS FROM THE MOSAIC OF IMAGES LANDSAT 8, LANDSAT 7, SENTINEL AND MODIS .....	54
3.1 INTRODUÇÃO .....	55
3.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	56
3.2.1 Área de estudo .....	56
3.2.2 Base de dados .....	58
3.2.3 Modelagem da IUTP exercidas por pastagens a partir de imagens LS8.....	59
3.2.4 Modelagem da IUTP-LS8 a partir de imagens Landsat 7, Sentinel e MODIS.....	59
3.2.5 IUTP exercidas por pastagens na BHRD.....	63
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	63
3.4 CONCLUSÕES .....	74
REFERÊNCIAS .....	75
ARTIGO IV - CARACTERIZAÇÃO E MAPEAMENTO DA INTENSIDADE DE USO DA TERRA EM GRANDES BACIAS HIDROGRÁ-FICAS A PARTIR DO CONCEITO DE CAPACIDADE DE USO DA TERRA .....	79
ARTICLE IV - CHARACTERIZATION AND MAPPING OF LAND USE INTENSITY IN LARGE HYDROGRAPHIC BASINS BASED ON THE LAND USE CAPABILITY CONCEPT.....	81
4.1 INTRODUÇÃO .....	82
4.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	84
4.2.1 Área de estudo .....	84
4.2.2 Base de dados .....	85
4.2.3 Capacidade de uso da terra (CUT).....	86

4.2.4 Intensidade de uso da terra (IUT) .....	88
4.2.5 Comparação da CUT com a IUT .....	91
4.2.6 Índice de uso e manejo da terra (lum) .....	91
4.2.7 Validação do diagnóstico agroambiental .....	93
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	93
4.3.1 Capacidade de uso da terra na BHRD.....	93
4.3.2 Adequação de uso da terra na BHRD .....	96
4.3.3 Validação do diagnóstico agroambiental .....	102
4.4 CONCLUSÕES .....	105
REFERÊNCIAS .....	107
CONCLUSÕES GERAIS.....	112
APÊNDICE A – Formulário .....	113
APÊNDICE B – Ilustrações das classes de pastagens.....	114
APÊNDICE C – Observações dos polígonos amostrais de validação .....	119
APÊNDICE D – Polígonos amostrais de validação .....	124

## INTRODUÇÃO GERAL

O presente trabalho foi desenvolvido a partir de três projetos. No primeiro, intitulado “Elaboração de diagnósticos socioambientais e valoração econômica do serviço ambiental, a ser pago aos produtores rurais na bacia do ribeirão Candidópolis” (FUNARBE et al., 2014), desenvolveu-se um índice de uso e manejo da terra tendo como base o sistema de classificação da terra em classes de capacidade de uso da terra (CUT).

O índice de uso e manejo da terra teve como objetivo diagnosticar as propriedades que utilizavam a terra em acordo ou desacordo com a CUT e, portanto, passíveis, ou não, de receber pagamento pelos serviços ambientais prestados. O índice consistia, sucintamente, na comparação da CUT com a intensidade de uso da terra exercida pelos usos e coberturas. A partir desse índice também foi possível elencar quais ações poderiam ser feitas a fim de adequar as propriedades que utilizavam a terra em desacordo com a CUT e, com isso, viabilizar o recebimento de pagamento pelos serviços ambientais a serem providos.

O segundo projeto, intitulado “Proposição de um índice para caracterização da capacidade de uso e ocupação do solo, visando o pagamento por serviços ambientais e a cobrança pelo uso de recursos hídricos” possibilitou o aprimoramento metodológico de FUNARBE et al. (2014). Dentre os aprimoramentos, destacam-se dois: (1) proposição de um critério que considere a relevância das zonas de recarga no planejamento baseado na CUT; e (2) desenvolvimento de uma metodologia para classificação das pastagens em concordância com as classes de capacidade de uso.

O primeiro aprimoramento em relação à FUNARBE et al. (2014) deu-se pelo fato de que o planejamento de uso e cobertura da terra a partir da CUT não apresenta um critério associado às zonas de recarga. Considerando que as posições superiores das elevações são importantes para manutenção das vazões mínimas, devido ao retardo temporal da água infiltrada nessas, foi proposto um critério de classificação da CUT associada às zonas de recarga. O primeiro artigo da tese, intitulado “Capacidade de uso da terra em zonas de recarga”, é resultado do aprimoramento da metodologia apresentada no segundo projeto de pesquisa mencionado, tendo como área de estudo a bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD).

O segundo aprimoramento em relação à FUNARBE et al. (2014) foi maior discretização e caracterização da intensidade de uso exercida pelas pastagens. Tal

necessidade deu-se pelo fato de não haver na literatura uma compatibilização entre as classes de CUT e a intensidade de uso exercida pelas pastagens, sendo que em FUNARBE et al. (2014) as pastagens foram discretizadas em apenas duas classes. Tal aprimoramento resultou no segundo artigo da tese, intitulado “Mapeamento e caracterização da intensidade de uso da terra pelas pastagens usando sensoriamento remoto”.

O terceiro projeto que deu origem a presente tese, intitulado “Definição de critérios de priorização de áreas para recuperação ambiental na bacia do rio Doce”, teve como objetivo final elencar áreas potenciais para recuperação ambiental na BHRD a partir de critérios ambientais, sociais e econômicos. Uma das variáveis utilizadas no diagnóstico ambiental foi a adequação do uso da terra, obtida através da comparação da CUT e intensidade de uso exercida sobre terra (IUT) pelos usos e coberturas.

A classificação dos usos e coberturas do solo nas classes de IUT foi realizada com base no índice de vegetação da diferença normalizada (NDVI) obtido a partir de imagens Landsat 8, as quais possuem resolução temporal 16 dias e espacial de 30 m. Considerando que a BHRD possui uma extensão de, aproximadamente, 87.000 km<sup>2</sup>, a obtenção de imagens Landsat 8 com datas de aquisição próximas e sem nuvens para toda a bacia foi inviável. Para contornar tal problema foi utilizado uma mosaico com imagens adquiridas em anos distintos, sendo necessário um processo “quase-artesanal” para harmonizar os padrões espectrais distintos advindos das diferentes condições climáticas anuais.

Com intuito de sobrepujar tal problema é apresentado, no terceiro artigo da tese, intitulado “Diagnóstico da intensidade de uso exercido por pastagens em grandes extensões a partir do mosaico de imagens Landsat 8, Landsat 7, Sentinel-2 e MODIS”, uma metodologia de harmonização do NDVI obtido a partir de diferentes satélites de maneira a obter mosaico para a BHRD com menor janela temporal possível e, portanto, menos susceptível às diferenças climáticas interanuais evidenciadas nos resultados obtidos no terceiro projeto mencionado.

O quarto capítulo da tese, intitulado “Caracterização e mapeamento da intensidade de uso da terra em grandes bacias hidrográficas a partir do conceito de capacidade de uso da terra”, consta do diagnóstico agroambiental da BHRD a partir

do conceito de capacidade de uso da terra, contendo os aprimoramentos apresentados nos capítulos anteriores.

## REFERÊNCIAS

FUNARBE; IBIO; IGAM; CBH-PIRACICABA. Elaboração de diagnósticos socioambientais e valoração econômica do serviço ambiental, a ser pago aos produtores rurais na bacia do ribeirão Candidópolis. Viçosa-MG. 2015

LEPSCH, I. F.; ESPINDOLA, C. R.; VISCHI FILHO, O. J.; HERNANI, L. C.; SIQUEIRA, D. S. **Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 1. ed. Viçosa: SBCS, 2015.

## ARTIGO I - CAPACIDADE DE USO DA TERRA EM ZONAS DE RECARGA

### RESUMO

A conservação de solo e água baseia-se, fundamentalmente, em assegurar ao solo condições para que a água infiltre, permanecendo tempo semelhante às condições naturais no sistema hidrológico, reduzindo assim o escoamento superficial. Contudo, os sistemas de Capacidade de Uso da Terra (CUT) não apresentam considerações em relação às Zonas de Recarga (ZRs). Com o intuito de aperfeiçoar o planejamento conservacionista, objetivou-se desenvolver uma metodologia de parametrização da Capacidade de Uso da Terra em Zonas de Recarga (CUT-ZR). As ZRs foram caracterizadas como os terços superiores de todas elevações com vertentes retilíneas, côncavas e/ou convexas. A parametrização CUT-ZR foi realizada a partir da declividade do terço médio das elevações. A metodologia proposta foi aplicada à bacia hidrográfica do rio Doce, Brasil, sendo que 27,6% da área total foi considerada como ZR. A parametrização realizada propôs que 51,8% das ZRs são passíveis de utilização agropecuária, entretanto, com maior parte dessas condicionadas à adoção de rigorosas técnicas de conservação de solo e água. 46,2% das ZRs, equivalente à 12,9% da bacia hidrográfica, foram restritivas à cobertura florestal nativa. Resumidamente, 59,5% das ZR estão sobreutilizadas, sendo 52,8% devido às pastagens, 3,3% à agricultura perene e 3,3% ao reflorestamento. Por outro lado, verificou-se 40,5% das ZR estão conservadas, sendo 32,2% devido à mata nativa, 2,8% ao reflorestamento, 2,4% à pastagem e 1,2% à agricultura perene. A parametrização da capacidade de uso nas zonas de recarga proposta foi sensível às variações regionais de solo e declividade da bacia do rio Doce. A metodologia utilizada na determinação das zonas de recarga é de simples implementação e apresenta grande potencial de utilização.

**Palavras-chave:** Capacidade de uso da terra; zona de recarga; conservação de solo e água; serviços ambientais

## ARTICLE I - LAND USE CAPABILITY AT RECHARGE ZONES

### ABSTRACT

The conservation of soil and water is fundamentally based on ensuring conditions for the water to infiltrate, remaining time similar to the natural conditions in the hydrological system, reducing runoff. However, the Land Use Capability (LUC) systems do not present considerations in relation to the Recharge Zones (RZs). In order to improve conservation planning, the objective was to develop a methodology for parameterizing the Land Use Capability in Recharge Zones (LUC-RZs). The RZ were characterized as the upper thirds of all elevations with straight, concave and / or convex strands. The parameterization LUC-RZs was performed from the slope of the middle third of the elevations. The proposed methodology was applied to the Doce river watershed, Brazil, with 27.6% of the total area being considered as RZs. The parameterization carried out proposed that 51.8% of the RZs are liable to agricultural use, however, majority of these conditioned to the adoption of rigorous techniques of soil and water conservation. 46.2% of the ZRs, equivalent to 12.9% of the hydrographic basin, are restricted to native forest cover. In summary, 59.5% of the RZs are overused, 52.8% of which are due to pasture, 3.3% to perennial agriculture and 3.3% to reforestation. On the other hand, it was found that 40.5% of the RZs are conserved, 32.2% due to native forest, 2.8% to reforestation, 2.4% to pasture and 1.2% to perennial agriculture. The parameterization of the LUC at recharge zones was sensitive to regional variations in soil and slope of the Doce River basin. The methodology used in determining the recharge zones is simple to implement and has great potential for use.

**Keywords:** Land use Capability; recharge zone; soil and water conservation; environmental services

## 1.1 INTRODUÇÃO

Entre os anos de 1950 e 2017 a população mundial cresceu de 2,5 para 7,5 bilhões de habitantes podendo chegar a 9,8 bilhões em 2050 (ONU, 2017), ocasionando aumento de 60% e 55% na demanda de alimentos e de água, respectivamente (WWAP, 2015).

A demanda atual por serviços ambientais, definidos resumidamente como os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, tem sido atendida parcialmente por meio da exploração das reservas naturais, gerando declínio de aproximadamente dois terços dos serviços ambientais mundiais (MEA, 2005). Dessa maneira, tem-se a provisão de alguns serviços ambientais (i.e. alimento, água e fibras) às custas da degradação de outros (i.e. solo, biodiversidade e qualidade da água).

No mundo, a mudança mais expressiva na estrutura dos ecossistemas é a transformação da superfície terrestre natural em sistemas cultivados (MEA, 2005), a qual ocupam em torno de um terço da superfície global (MEA, 2005; ROSER; RITCHEI, 2019). O Brasil, seguindo essa tendência, possui em torno de 28% da sua extensão territorial ocupada por atividades agrícolas (DIAS et al., 2015; PROJETO MAPBIOMAS, 2018). Portanto, encontra-se em um momento em que as estruturas dos ecossistemas estão sendo amplamente modificadas pela agricultura.

O planejamento conservacionista advém da necessidade de reduzir os impactos das atividades agrícolas e garantir a capacidade produtiva dos solos e a provisão de serviços ambientais para o futuro (EGOH et al., 2008; PRUSKI, 2009; CIMON-MORIN et al., 2013; MONTEIRO et al., 2018), devendo considerar que cada parcela da propriedade e/ou bacia hidrográfica (unidade de planejamento e gestão) apresenta indicações de ocupações as quais são propostas a partir das suas características (i.e. relevo e tipo de solo) e das particularidades socioeconômicas dos proprietários (LEPSCH et al., 2015).

A capacidade de uso da terra (CUT) é utilizada em uma série de sistemas de classificação das terras e consiste na determinação da intensidade que a terra pode ser utilizada, com ou sem a necessidade de práticas conservacionistas, para que não ocorra redução da sua capacidade produtiva advinda da degradação do solo (PRUSKI, 2009; LEPSCH et al. 2015). Os sistemas de classificação de uso e manejo da terra, apesar de apresentarem critérios técnicos visando a conservação de solo e água, como por exemplo, declividade, fertilidade natural, profundidade efetiva,

alcalinidade e erosão (LEPSCH et al. 2015), não apresentam considerações em relação às zonas de recarga (ZR).

A conservação de solo e água baseia-se, fundamentalmente, em assegurar à água o maior nível energético possível no sistema hidrológico (PRUSKI, 2009). Portanto, as práticas conservacionistas de solo e água devem garantir a infiltração da água no solo em posições mais elevadas do relevo, assegurando à água maior potencial e retardando a sua chegada aos cursos de água. Dessa maneira, a água subterrânea abastecerá os mananciais em períodos com maior déficit hídrico e, conseqüentemente, aumentará a disponibilidade hídrica em períodos de escassez (PRUSKI, 2009; FALKENMARK et al., 2011). Além disso, a infiltração da água em zonas mais elevadas do relevo pode reduzir a distância percorrida pelo escoamento superficial e, portanto, a capacidade de desprendimento e arraste de partículas do solo (PEREIRA et al., 2003; PRUSKI, 2009). Portanto, a quantidade e qualidade dos recursos hídricos nas posições inferiores do relevo dependem, dentre outros fatores, da água transferida das zonas superiores (PAULA; OSCAR, 2012), as quais podem ser consideradas como reservatórios naturais do sistema hidrológico (FALKENMARK et al., 1999).

Considerando o atual cenário de crescimento da demanda hídrica, associada com a maior frequência de ocorrência de eventos de escassez, há necessidade de se manter a capacidade da terra em prover recursos hídricos, assim como sua regularização sazonal. Desta maneira, visando complementar o planejamento conservacionista baseado nos sistemas de CUT, o objetivo do trabalho foi desenvolver uma metodologia de parametrização da Capacidade de uso da terra em zonas de recarga (CUT-ZR). A fundamentação para determinar a CUT-ZR é de que quanto mais declivoso for o terço médio das elevações, maior deve ser a preservação nas ZR, de modo a aumentar a recarga nessas áreas e reduzir o escoamento superficial para zonas inferiores.

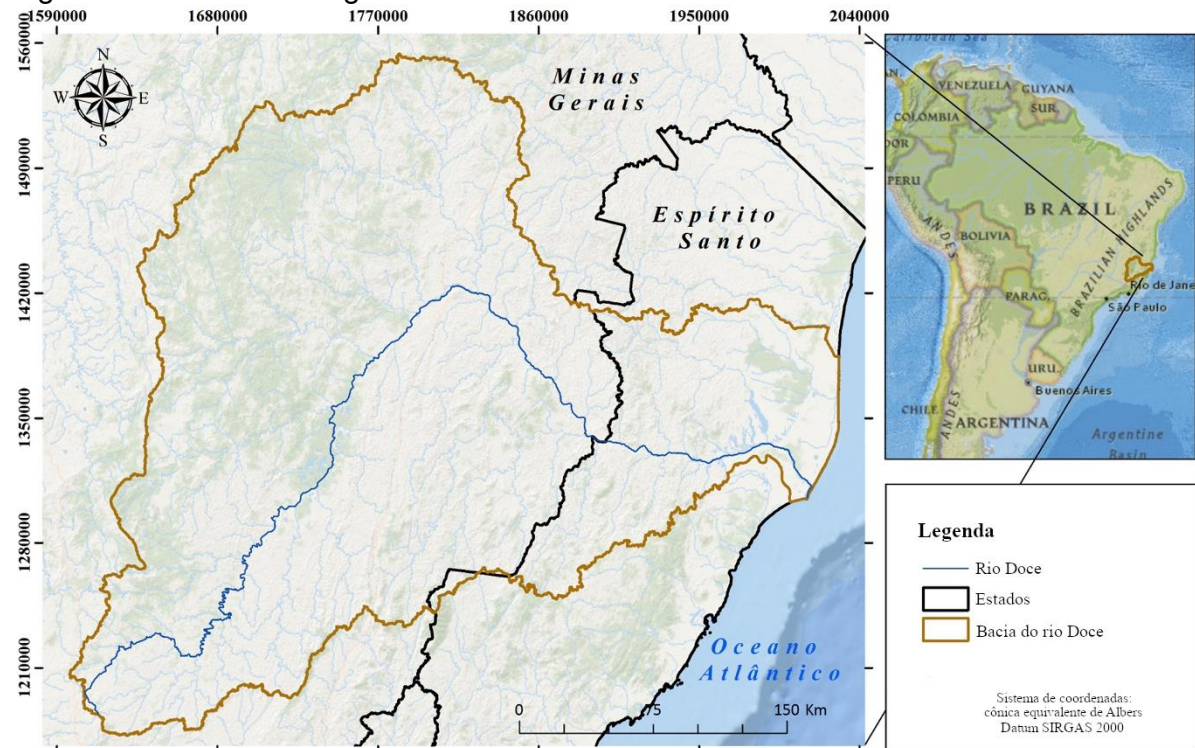
## **1.2 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **1.2.1 Área de estudo**

A área de estudo contempla a bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD, Figura 1.1), a qual possui uma área de aproximadamente 87.000 km<sup>2</sup> (ECOPLAN-LUME, 2010) e

está situada na região sudeste do Brasil, nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. Segundo a classificação climatológica de Köppen, os climas predominantes na bacia são: Aw - Zona tropical de monções, Cwa - zona subtropical húmida com inverno seco e verão quente e Cwb - zona subtropical húmida com inverno seco e verão temperado (ALVAREZ et al., 2014).

Figura 1.1 - Bacia hidrográfica do rio Doce.



### 1.2.2 Base de dados

Para realização do trabalho foi utilizado o modelo digital de elevação Shuttle Radar Topographic Mission (MDE-SRTM), o qual possui resolução espacial de 30 m (USGS, 2018), os mapas de solos dos estados de Minas Gerais (1:600.000) e Espírito Santo (1:400.000), disponibilizados na plataforma GEOINFO (DRUCKER et al., 2017) e o mapa de uso e cobertura do solo referente ao ano de 2018, disponibilizado por PROJETO MAPBIOMAS (2018). O sistema de coordenadas utilizada foi o SIRGAS 2000, padrão adotado no Brasil IBGE (2006), e a projeção cônica equivalente de Albers.

O mapa do Projeto MapBiomass possui uma tipologia intitulada como “mosaico de agricultura e pastagem”. A fim de separar tais usos, utilizou-se o levantamento das

áreas de cafezais da bacia realizado em 2016 pelo Laboratório de Geoprocessamento do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (LABGEO/UFV) e, em relação ao Espírito Santo, utilizou-se o levantamento das culturas perenes disponibilizados pelo GEOBASES (ESPÍRITO SANTO, 2014). A separação dessa tipologia foi realizada pela substituição dos pixels identificados como tipologia “mosaico de agricultura e pastagem” no mapa do Mapbiomas pelo mapa de cafezais e culturas perenes citados acima.

### **1.2.3 Delimitação das zonas de recarga**

A delimitação das ZRs baseou-se em Falkenmark (2011) e Freeze e Cherry (1979), os quais definem as zonas de recarga como as regiões topograficamente elevadas do relevo, visto que o fluxo saturado de água subterrânea encontra-se distante do lençol freático. Assim, as ZRs do relevo foram caracterizadas, neste trabalho, como os terços superiores de todas elevações com feições retilíneas, côncavas e/ou convexas nos terrenos, ou seja, a parte superior do relevo.

Como base das elevações do relevo considerou-se o plano horizontal definido pela planície ou superfície do lençol de água adjacente ou, nos relevos ondulados, pela cota da depressão mais baixa ao seu redor. Ou seja, as linhas de drenagem do relevo (cursos d'água e ravinas em encostas) são utilizadas para delimitar as elevações e, portanto, a base das mesmas. A base das elevações foi delimitada pela metodologia apresentada em Oliveira e Fernandes Filho (2016).

### **1.2.4 Capacidade de uso da terra nas zonas de recarga**

Neste trabalho utilizou-se o sistema de classificação proposto por Lepsch et al. (2015), que apresenta classes de CUT variando de I a VIII em ordem crescente de limitação de uso (Tabela 1.1).

Tabela 1.1 - Classes de Capacidade de uso da terra (CUT)

<b>CUT</b>	<b>Descrição</b>
I	Terras próprias para todos os usos, inclusive para cultivos agrícolas intensivos sem necessitar de práticas intensivas de conservação
II	Terras próprias para culturas com práticas simples de conservação
III	Terras próprias para culturas com práticas intensivas ou complexas de conservação
IV	Terras próprias para culturas anuais ocasionais, cultivos perenes limitados e culturas em rotação com pastagens, florestas e proteção de fauna e floras silvestre
V	Terras com pouco ou nenhum risco de erosão, mas com limitações impraticáveis de serem removidas, o que limita muito a sua utilização, sendo, por isso, mais apropriadas para pastagens, reflorestamento ou vida silvestre;
VI	Terras com limitações severas, geralmente inadequadas para cultivos e uso limitado para pastagens, florestas cultivadas ou nativas para refúgio de flora e fauna silvestre
VII	Terras com limitações muito severas, inadequadas para lavouras e de uso restrito para pastagens, florestas cultivadas e refúgio de flora e fauna silvestre
VIII	Terras com limitações que impedem seu uso para qualquer atividade agrícola, restringindo-as à recreação e/ou proteção da flora e fauna silvestres ou ainda armazenamento de águas (represamentos).

Fonte: Lepsch et al. (2015).

A CUT é comumente determinada com base em fatores relacionados ao relevo (declividade) e ao solo (profundidade efetiva, fertilidade aparente, permeabilidade, erosão, pedregosidade e risco de inundação). Neste estudo considerou-se a declividade, profundidade efetiva, permeabilidade e risco de inundação. A fertilidade aparente não foi utilizada pois fatores passíveis de correção podem ser desconsiderados (LEPSCH et al., 2015) e quando se considera o planejamento agropecuário deve-se superar tal limitação pela fertilização química ou adoção de uso e manejos que se adaptem à fertilidade natural do solo. Os fatores pedregosidade e erosão foram desconsiderados com fins de simplificar a modelagem.

A declividade foi classificada em faixas a partir de intervalos apresentados por Lepsch et al. (2015) e amplitudes de variação toleráveis propostas pela EMBRAPA (SANTOS et al., 2013), de maneira a considerar a realidade agropecuária da BHRD e os limites toleráveis de perda de solo (Tabela 1.2). A classificação dos fatores relacionados ao solo foi realizada por especialistas do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (Tabela 1.3).

Tabela 1.2 - Classes de Capacidade de uso da terra (CUT) considerando a declividade como fator limitante

Declividade	CUT
0 a 2%	I
2 a 5%	II
5 a 10%	III
10 a 20%	IV
20 a 30%	V
30 a 45%	VI
45% a 70%	VII
> 70%	VIII

Fonte: adaptado de Lepsch et al. (2015).

Tabela 1.3 - Classes de Capacidade de uso da terra (CUT) considerando o solo como fator limitante

Classe	Área (%)	Prof.	Dren.	Inund.	Lim.	Classe	Área (%)	Prof.	Dren.	Inund.	Lim.
AR*	1,7	V	II	III	V	LVd	12,7	I	I	I	I
CHa	0,1	III	II	I	III	NVe	0,5	II	III	III	III
CHd	0,4	III	II	I	III	PAdx	3,1	II	III	III	III
CXbd	3,0	III	II	I	III	PVAd	2,5	II	III	III	III
CXbe	2,9	III	II	I	III	PVAe	4,0	II	III	III	III
CYbe	1,2	II	III	III	III	PVd	1,5	II	III	III	III
EKg	0,1	II	II	VI	VI	PVe	12,7	II	III	III	III
EKo	0,1	I	I	VI	VI	RLd	1,8	V	II	III	V
GJo	0,8	IV	V	VIII	VIII	RLde	0,0	V	II	III	V
LAd	8,1	I	II	I	II	RLdh	0,7	V	III	II	V
LAdx	1,3	I	III	I	III	RLh	0,1	V	III	II	V
LAW	0,2	I	II	I	II	RQg	0,6	II	II	VI	VI
LVAd	40,0	I	I	I	I	SM	0,0	VIII	VIII	VIII	VIII

Fonte: Consulta à especialistas do Departamento de solos da Universidade Federal de Viçosa.

Nota: Prof = Profundidade efetiva; Dren = Drenagem interna; Inund = Risco de inundação; Lim = Classe limitante do solo; AR = Afloramento rochoso; CHa = CAMBISSOLO HÚMICO Alumínico; CHd = CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico; CXbd = CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico; CXbe = CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Eutrófico; CYbe = CAMBISSOLO FLÚVICO Tb Eutrófico; EKg = ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Hidromórfico Espessoarênico; Eko = ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Órtico Espessoarênico; Gjo = GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico; LAd = LATOSSOLO AMARELO Distrófico; LAdx = LATOSSOLO AMARELO Distrocoesos; Law = LATOSSOLO AMARELO Ácrico; LVAd = LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico; LVd = LATOSSOLO VERMELHO Distrófico; NVe = NITOSSOLO VERMELHO Eutrófico; PVx = ARGISSOLO VERMELHO Distrocoesos; PVAd = ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico; PVAe = ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico; PVd = ARGISSOLO VERMELHO Distrófico; PVe = ARGISSOLO VERMELHO Eutrófico; RLd = NEOSSOLO LITÓLICO distrófico; RLde = NEOSSOLO LITÓLICO Distrófico e Eutrófico; RLdh = NEOSSOLO LITÓLICO Distrófico Húmico; RLh = NEOSSOLO LITÓLICO Húmico; RQg = NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Órtico; SM = Solos hidromórficos; e \* = Considerado como NEOSSOLO LITÓLICO Distrófico visto que o mapa de uso e cobertura apresenta a classe afloramento rochoso

A calibração da CUT-ZR foi realizada a partir da fixação do intervalo superior de declividade do terço médio associado à classe VIII e posterior divisão do intervalo entre 0% e o valor fixado em 5 classes, correspondentes às classes de CUT III, IV, V, VI e VII, sendo as classes I e II excluídas por considerar que o uso intensivo da terra nas ZR serem inapropriados. Foram simulados os valores de 20, 25, 30, 35 e 45% para o limite superior de declividade do terço médio (Tabela 1.4), pois valores inferiores à 20% propor-se-ia toda área de recarga ser ocupada por vegetação nativa, enquanto valores superiores à 45% tornaria o critério indiferente. A simulação escolhida foi aquela que possibilitou o equilíbrio entre conservação da vegetação nativa e uso agropecuário nas zonas de recarga.

Tabela 1.4 - Capacidade de uso em zonas de recarga (CUT-ZR) considerando diferentes simulações de declividade associada ao terço médio

CUT-ZR	S1	S2	S3	S4	S5	S6
	DTM (%)	DTM (%)	DTM (%)	DTM (%)	DTM (%)	DTM (%)
III	0 – 4	0 – 5	0 – 6	0 – 7	0 – 8	0 - 9
IV	4 – 8	5 – 10	6 – 12	7 – 14	8 – 16	9 – 18
V	8 - 12	10 – 15	12 – 18	14 – 21	16 – 24	18 – 27
VI	12 - 16	15 – 20	18 – 24	21 – 28	24 – 32	27 – 36
VII	16 - 20	20 – 25	24 – 30	28 – 35	32 – 40	36 - 45
VIII	> 20	> 25	> 30	> 35	> 40	> 45

DTM = declividade do terço médio; S1 = simulação considerando que elevações com DTM igual o superior à 20% devem ter uso das ZRs restritas à classe VIII; S2 = simulação considerando que elevações com DTM igual o superior à 25% devem ter uso das ZRs restritas à classe VIII; S3 = simulação considerando que elevações com DTM igual o superior à 30% devem ter uso das ZRs restritas à classe VIII; S4 = simulação considerando que elevações com DTM igual o superior à 35% devem ter uso das ZRs restritas à classe VIII; S5 = simulação considerando que elevações com DTM igual o superior à 40% devem ter uso das ZRs restritas à classe VIII; S6 = simulação considerando que elevações com DTM igual o superior à 45% devem ter uso das ZRs restritas à classe VIII

A CUT foi determinada, com fins de comparação, para três cenários, a saber: (I) a consideração da declividade e solos como fatores restritivos (Tabelas 1.2 e 1.3); (II) a consideração da declividade, solos e zonas de recarga como fatores restritivos (Tabelas 1.2, 1.3 e simulação escolhida para CUT-ZR, Tabela 1.4); e (III) a consideração da zona de recarga como fator restritivo (simulação escolhida para CUT-ZR, Tabela 1.4).

Com intuito de comparar a CUT com a intensidade de uso exercida sobre a terra (IUT) pelo uso e cobertura atual nas ZR, foi criada para o cenário III uma matriz de confusão entre a CUT-ZR e IUT, sendo necessário atribuir uma IUT aos usos e coberturas da terra (Tabela 1.5). Com base na matriz de confusão foram identificadas

as ZR sobreutilizadas, subutilizadas ou utilizadas em acordo com a CUT, sendo as duas últimas consideradas como conservadas.

Tabela 1.5 - Classe de intensidade de uso exercido sobre a terra (IUT) aos usos e cobertura da terra

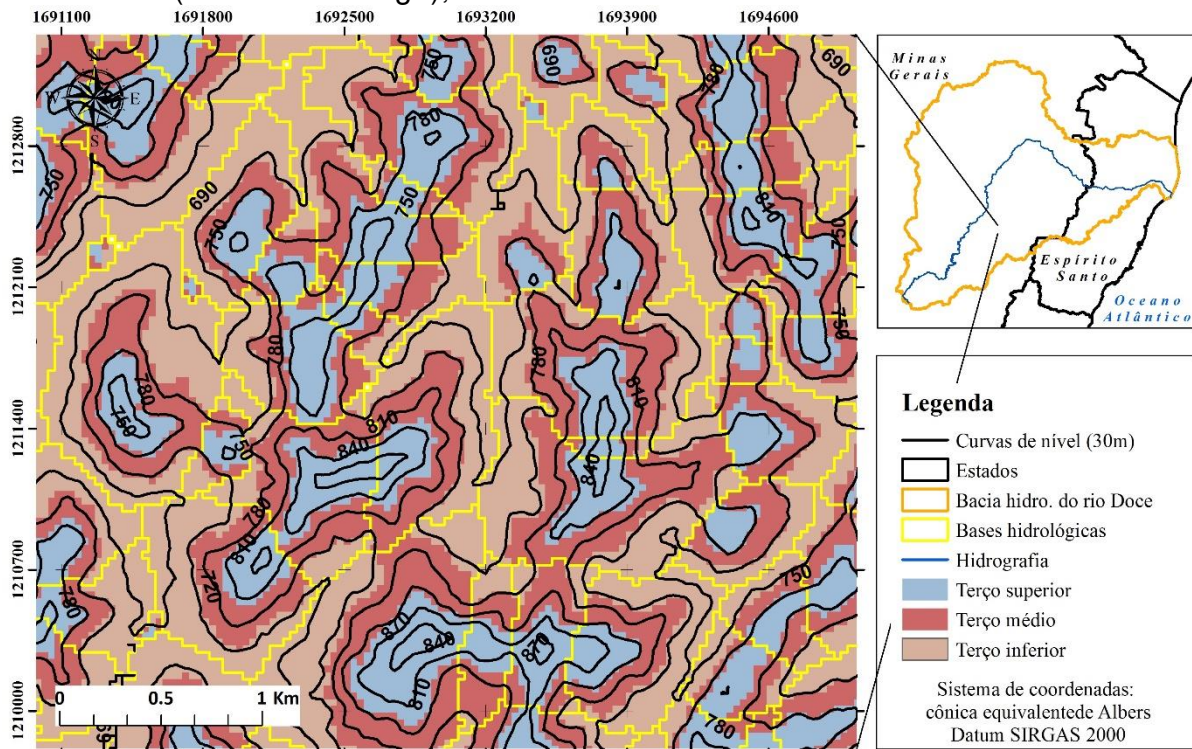
<b>Uso e cobertura da terra*</b>	<b>Porcentagem</b>	<b>IUT</b>
Pastagem	66,4	IV
Agricultura perene	3,8	V
Reflorestamento	4,7	VI
Vegetação nativa	22,9	VIII
Usos desconsiderados (corpos d'água e áreas impermeabilizadas)	2,2	-

### 1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 1.2 são apresentadas as bases das elevações que foram utilizadas na identificação dos terços inferior, médio e superior do relevo. Verificou-se que a delimitação das bases das elevações feita de acordo com a metodologia de Oliveira e Fernandes Filho (2016) foi satisfatória e permitiu a identificação dos componentes da paisagem.

Salienta-se que a resolução do MDE define o número e tamanho das bases das elevações (OLIVEIRA, 2015) visto que a mesma define a detecção das linhas de drenagem. Dessa maneira, quanto maior a resolução, maior a segmentação da paisagem, ou seja, maior o número de elevações detectadas pelo modelo, o que contribuirá para descontinuidade acentuada dos terços superiores do relevo, sendo essa uma característica indesejável por segmentar demasiadamente a paisagem.

Figura 1.2 - Demonstrativo da delimitação da base das elevações e terços superior (zonas de recarga), médio e inferior do relevo



Por outro lado, MDEs com menor resolução contribuem para continuidade dos terços do relevo, mas suavizam a declividade do terreno (OLIVEIRA; FERNANDES FILHO; FRANCELINO, 2019; GROHMANN, 2015). Dessa maneira, deve-se optar pela resolução que equilibra os comportamentos citados, de acordo com a finalidade do estudo. Considerando que o MDE utilizado é o de maior resolução espacial disponível e que os terços delineados apresentaram relativa continuidade, considera-se que os resultados obtidos a partir do MDE-SRTM foram satisfatórios. A CUT-ZR associada às diferentes declividades usadas para calibração do intervalo superior associado à Classe VIII são apresentadas na Tabela 1.6.

Tabela 1.6 - Percentagem de área das zonas de recarga associadas às classes de capacidade de uso da terra (CUT-ZR) considerando as diferentes declividades do terço médio (DT) simuladas (S1-S6)

CUT-ZR	S1		S2		S3		S4		S5		S6	
	DTM (%)	A (%)	DTM (%)	A (%)	DTM (%)	A (%)	DTM (%)	A (%)	DTM (%)	A (%)	DTM (%)	A (%)
III	0-4	1,9	0-5	2,4	0-6	2,9	0-7	3,3	0-8	3,7	0-9	4,0
IV	4-8	1,8	5-10	1,9	6-12	2,0	7-14	2,3	8-16	2,8	9-18	3,8
V	8-12	1,2	10-15	1,7	12-18	2,9	14-21	5,0	16-24	8,7	18-27	14,4
VI	12-16	1,6	15-20	3,4	18-24	7,5	21-28	14,5	24-32	24,2	27-36	33,6
VII	16-20	3,0	20-25	7,8	24-30	16,6	28-35	26,7	32-40	31,4	36-45	28,1
VIII	>20	88,6	>25	80,8	>30	66,3	>35	46,3	>40	27,3	>45	14,3
UD	-	2,0	-	2,0	-	2,0	-	2,0	-	2,0	-	2,0

Nota: UD = usos desconsiderados; DTM = declividade do terço médio; S1 = simulação considerando que elevações com DTM igual ou superior à 20% devem ter uso das ZRs restritas à classe VIII; S2 = simulação considerando que elevações com DTM igual ou superior à 25% devem ter uso das ZRs restritas à classe VIII; S3 = simulação considerando que elevações com DTM igual ou superior à 30% devem ter uso das ZRs restritas à classe VIII; S4 = simulação considerando que elevações com DTM igual ou superior à 35% devem ter uso das ZRs restritas à classe VIII; S5 = simulação considerando que elevações com DTM igual ou superior à 40% devem ter uso das ZRs restritas à classe VIII; e S6 = simulação considerando que elevações com DTM igual ou superior à 45% devem ter uso das ZRs restritas à classe VIII

As diferentes simulações realizadas geraram resultados em que a Classe VIII representava desde 14,3% até 86,6% das ZR. Considerando que as ZR são passíveis de utilização agrícola e que a destinação total das mesmas à vegetação nativa, assim como à agropecuária, é indesejável, considerou-se, para fins das análises posteriores, que a declividade associada à Classe VIII de 35% (S4) proveria um equilíbrio entre ao uso agropecuário e a conservação florestal nativa, pois restringiu 46,3% das zonas de recarga à vegetação nativa e 41,2% ao uso agropecuário associado a rigorosas práticas conservacionistas (Classe VI e VII).

Na Tabela 1.7 são apresentadas, para os terços inferior, médio e superior das elevações, as porcentagens de área associadas às classes de CUT na BHRD. Para o terço superior, considerado como zonas de recarga neste trabalho, são apresentados os valores relativos aos cenários I e II.

Tabela 1.7 - Percentagens de área associadas às classes de capacidade de uso da terra (CUT) nos terços inferior, médio e superior das elevações em relação à área da bacia do rio Doce

CUT	Terço inferior (%)		Terço médio (%)		Terço Superior <sup>cnI</sup> (%)		Terço Superior <sup>cnII</sup> (%)	
	Freq.	Freq. Acum.	Freq.	Freq. Acum.	Freq.	Freq. Acum.	Freq.	Freq. Acum.
I	4,0	4,0	0,3	0,3	0,3	0,3	0,0	0,0
II	4,7	8,7	0,6	0,9	1,6	1,9	0,0	0,0
III	18,4	27,1	5,5	6,4	12,6	14,5	2,7	2,7
IV	21,3**	48,4	12,2	18,7	18,7***	33,2	2,1	4,9
V	21,4*	69,8	23,0**	41,7	23,2**	56,4	4,8	9,6
VI	19,0***	88,8	33,8*	75,5	25,7*	82,1	14,8***	24,4
VII	6,4	95,2	19,7***	95,2	13,6	95,7	27,0**	51,4
VIII	2,0	97,2	3,0	98,2	2,4	98,0	46,6*	98,0
UD	2,8	100,0	1,8	100,0	2,0	100,0	2,0	100,0
Moda	IV	-	VI	-	VI	-	VIII	-
Freq.	39,1	-	33,3	-	27,6	-	27,6	-

Nota: cnI = cenário I (declividade e solo como fatores restritivos); cnII = cenário II (declividade, solo e zonas de recarga); UD = usos desconsiderados (corpos d'água e áreas impermeáveis); \* = classe de maior frequência; \*\* = classe com segunda maior frequência; e \*\*\* = classe com terceira maior frequência

A CUT nos terços inferior e médio, estimada a partir da declividade e solos, apresentam como moda as classes IV e VI, respectivamente. Tal fato se explica, principalmente, pela característica montanhosa da BHRD, a qual possui declividade média de 27,0%. A segunda e terceira classe de maior frequência no terço inferior são a V e III, nessa ordem, enquanto para o terço médio são V e VII, evidenciando ainda mais o efeito da declividade na CUT.

Em relação ao terço superior, quando considerado o Cenário I, o comportamento é próximo ao do terço inferior, com pequeno aumento na restrição de uso devido ao maior gradiente de declividade nos terços superiores em relação ao inferior. Tal comportamento evidencia a necessidade de diferenciar e realizar a parametrização do terço superior a fim de considerar a função hidrológica de recarga.

Quando considerado o Cenário II para o terço superior, a classe predominante é a VIII, enquanto que a segunda e terceira classes mais frequentes são VII e VI, respectivamente. Dessa maneira, constata-se que a consideração do critério zonas de recarga aumentou a restrição de uso nessas áreas, limitando a 9,6% com classe inferior ou igual a V, enquanto para o Cenário I era de 56,4%. Além disso, o Cenário II não restringe o uso nas zonas de recarga à vegetação nativa, o que representaria

uma cobertura florestal de 27,6% da bacia, mas limita 14,8%, 27% e 46,7% das ZRs às classes VI, VII e VIII, respectivamente. Portanto, a metodologia apresentada considera a possibilidade de utilização agropecuária nas zonas de recarga, contudo associada a usos como pastagens, agroflorestas e florestas cultivadas, desde que com práticas de manejo conservacionistas, com operações mecanizadas limitadas, senão impedidas, contribuindo para a manutenção da infiltração da água no solo e, conseqüentemente, da recarga do lençol freático e redução do escoamento superficial para zonas inferiores do relevo.

Na Tabela 1.8 são apresentadas as porcentagens de área associadas às classes de CUT na BHRD considerando os cenários I e II. Devido ao fato das ZR possuírem menor porcentagem de área em relação aos terços inferior e médio (Tabela 1.7), o caráter restritivo da mesma é contrabalanceado, levando a um pequeno aumento na CUT quando considerado todo o relevo, como, por exemplo, o aumento da porcentagem da CUT  $\geq$  VI de 41,1% para 53,9% e da CUT  $\geq$  VII de 15,3% para 31,1%. A partir desses resultados considera-se que metodologia proposta na determinação da CUT, apesar de restringir o uso e cobertura da terra nas ZR, não altera substancialmente o potencial agropecuário da BHRD. Além disso, salienta-se que a descon sideração da calibração realizada leva à possibilidade de uso agropecuário em 95,4% da bacia, enquanto que o Cenário II restringe essa à 83,2% da BHRD.

Tabela 1.8 - Capacidade de uso da terra (CUT) estimada na bacia do rio Doce considerando os Cenários I e II

CUT	Frequência <sup>cnI</sup> (%)	Frequência acumulada <sup>cnI</sup> (%)	Frequência <sup>cnII</sup> (%)	Frequência Acumulada <sup>cnII</sup> (%)
I	1.7	1.7	1.7	1.7
II	2.5	4.2	2.1	3.7
III	12.5	16.8	9.8	13.5
IV	17.6	34.3	13.0	26.5
V	22.4**	56.8	17.4**	43.9
VI	25.8*	82.5	22.8*	66.6
VII	12.8***	95.4	16.5***	83.1
VIII	2.5	97.8	14.6	97.8
UD	2.2	100.0	2.2	100.0
Moda	VI		VI	

Nota: cnI = cenário I (solo e declividade como fatores restritivos); cnII = cenário II (solo, declividade e zonas de recarga como fatores restritivos); \* = classe de maior frequência; \*\* = classe com segunda maior frequência; e \*\*\* = classe com terceira maior frequência.

Na Tabela 1.9 é apresentado a matriz de confusão que compara a CUT-ZR (Cenário III) e o IUT na BHRD. Dessa maneira, a partir da Tabela 1.9 pode-se estimar as porcentagens de área utilizadas abaixo da CUT e conservadas.

Tabela 1.9 - Matriz de confusão entre a Capacidade de Uso nas Zonas de recarga (CUT-ZR, Cenário III) e intensidade de uso exercido sobre a terra (IUT) e porcentagem de área sobreutilizadas (Sob.) e conservadas (Sub.)

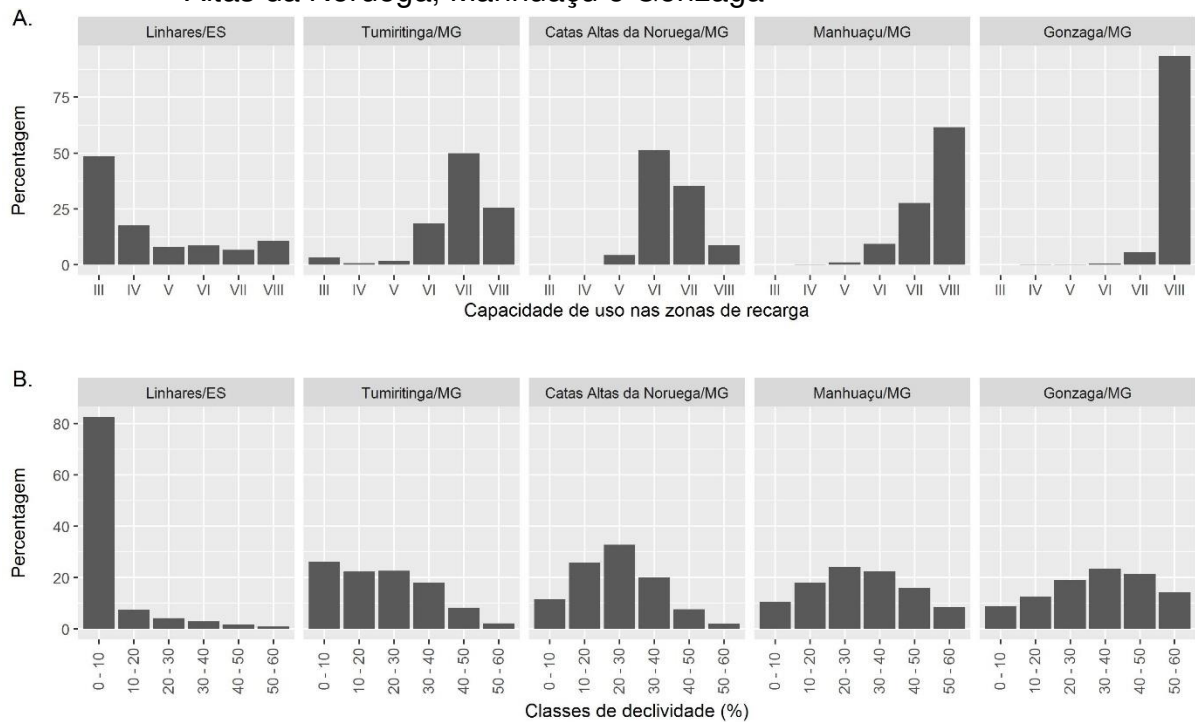
CUT / IUT	III	IV	V	VI	VII	VIII	UD	Total	Sobre.	Cons.
Pastagem (IV)	1,6	0,8	2,5	8,3	16,6	25,4	0,0	55,1		
Agric. Perene (V)	0,5	0,3	0,4	0,6	0,8	1,9	0,0	4,5		
Reflorestamento (VI)	0,3	0,4	0,7	1,4	1,4	2,0	0,0	6,2	59,5	40,5
Vegetação nativa (VIII)	0,9	0,7	1,4	4,3	7,9	17,0	0,0	32,3		
UD	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	2,0		
<b>Total</b>	<b>3,3</b>	<b>2,3</b>	<b>5,0</b>	<b>14,5</b>	<b>26,7</b>	<b>46,3</b>	<b>2,0</b>	<b>100</b>	<b>98,0</b>	

Nota: sobre = terras sobreutilizadas; Cons = terras conservadas; cinza escuro = zonas de recarga sobreutilizadas; cinza: zonas de recarga utilizadas em acordo com a CUT-ZR; e cinza claro: zonas de recarga sobreutilizadas

A porcentagem do uso e cobertura nas ZR são 55,1% para pastagem, 32,3% para vegetação nativa, 6,2% para reflorestamento, 4,5% para Agricultura Perene e 2,0% desconsiderados. As ZR sobreutilizadas referem-se, em maior parte, às áreas com CUT V, VI, VII e VIII, utilizadas como pastagem (IUT = IV), enquanto as áreas conservadas referem-se, predominantemente, a áreas de CUT V, VI e VII, utilizadas como vegetação nativa (IUT = VIII). Resumidamente, 59,5% das ZR estão sobreutilizadas, sendo 52,8% devido às pastagens, 3,3% à agricultura perene e 3,3% ao reflorestamento. Por outro lado, verificou-se 40,5% das ZR estão conservadas, sendo 32,2% devido à mata nativa, 2,8% ao reflorestamento, 2,4% à pastagem e 1,2% à agricultura perene.

Na Figura 1.3 são apresentados os histogramas da CUT-ZR (Cenário III) e da declividade média em cinco municípios da bacia do rio Doce, os quais foram escolhidos de maneira a elucidar o comportamento da parametrização em diferentes relevos e solos na bacia hidrográfica.

Figura 1.3 - Histograma de declividade média (A.) e capacidade de uso da terra nas zonas de recarga (B.) nos municípios de Linhares, Tumiritinga, Catas Altas da Noruega, Manhuaçu e Gonzaga



Comumente na literatura são utilizadas metodologias multicritérios associadas a técnicas de sensoriamento remoto na determinação de zonas de recarga. Tais metodologias permitem a combinação de diversas características das bacias hidrográficas para determinar zonas de recarga, tais como geologia, precipitação, evapotranspiração, permeabilidade, textura e profundidade do solo, uso e cobertura do solo (KALIRAJ et al., 2014; OIKONOMIDIS et al., 2015; AGARWAL; GARG, 2016). Contudo, não foi encontrado nenhum trabalho que utilize a posição do relevo como parâmetro na determinação das zonas de recarga, mesmo sendo essa uma característica importante na delimitação das mesmas, conforme destacado por Freeze and Cherry (1979), Pruski (2009) e Falkenmark (2011). Portanto, considera-se que a metodologia utilizada na compartimentação do relevo tem grande potencial de utilização em análises multicritério para determinação de zonas de recarga, principalmente quando se refere à recarga de lençol freático.

## **1.4 CONCLUSÕES**

A consideração de um critério associado às zonas de recarga nos sistemas de classificação da capacidade de uso da terra foi fundamental para resguardar a função hidrológica dessas áreas, podendo constar como uma possível atualização nesse sistema de classificação.

A parametrização realizada foi sensível às variações regionais de solo e declividade na bacia hidrográfica do rio Doce, demonstrando potencial de aplicação em condições pedogeomorfológicas distintas.

A metodologia utilizada na determinação das zonas de recarga é de simples implementação e apresenta grande potencial de utilização, inclusive em análises multicritérios.

## REFERÊNCIAS

- AGARWAL, R.; GARG, P. K. Remote Sensing and GIS Based Groundwater Potential & Recharge Zones Mapping Using Multi-Criteria Decision Making Technique. **Water Resources Management**, v. 30, p. 243–260, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11269-015-1159-8>>.
- ALVAREZ, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. D. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2014. Disponível em: <[https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen\\_s\\_climate\\_classification\\_map\\_for\\_Brazil?af=crossref](https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil?af=crossref)>.
- CIMON-MORIN, J.; DARVEAU, M.; POULIN, M. Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: A review. **Biological Conservation**, v. 166, p. 144–154, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S000632071300205X>>.
- DIAS, L. C. P.; MACEDO, M. N.; COSTA, M. H.; COE, M. T.; NEILL, C. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, n. PB, p. 108–122, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>>.
- DRUCKER, D. P.; PINTO, D. M.; FIDALGO, E. C. C.; CUSTÓDIO, D. O.; DANIEL DE CASTRO VICTORIA, B.; ALMEIDA, B. T.; SIMÕES, M.; MACHADO, C. R. D. L.; VIANA DOS SANTOS BRANDÃO, V.; DART, R. de O.; AGLIO, M. L. D.; RASCHE, F.; LAFORET, M. R. C.; BETTIOL, G. M.; PEREIRA, S. E. M.; BRANDÃO, Z. N.; GARRASTAZU, M. C.; ALBA, J. M. F.; DA COSTA, F. A.; TORRES, R. C.; DOMPIERI, M. H. G.; SAMPAIO, S. M. N.; MARTINS, E. C.; JUNIOR, I. P.; BAYMA-SILVA, G.; GALINARI, G.; FIORINI, F. B.; TAKEMURA, C. M.; DA CRUZ, S. A. B.; HOLLER, W. A.; DE OLIVEIRA, L. H. GeolInfo - Infraestrutura de Dados Espaciais Abertos para a Pesquisa Agropecuária GeolInfo. **Revista Eletrônica de Comunicação, Informação & Inovação em Saúde**, v. 11, p. 1–17, 2017. Disponível em: <<https://www.reciis.iciict.fiocruz.br/index.php/reciis/article/viewFile/1356/pdf1356>>.
- ECOPLAN-LUME. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. v. I, p. 1–472, 2010. Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/pirh-parh-pap/pirh>>.
- EGOH, B.; REYERS, B.; ROUGET, M.; RICHARDSON, D. M.; LE MAITRE, D. C.; VAN JAARSVELD, A. S. Mapping ecosystem services for planning and management. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 127, n. 1–2, p. 135–140, 2008. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880908001217>>.
- ESPÍRITO SANTO. **Sistema integrado de bases geoespaciais do estado do Espírito Santo**. Disponível em: <<https://geobases.es.gov.br/downloads>>. Acesso em: 1 fev. 2018.
- FALKENMARK, B. M.; ANDERSSON, L.; CASTENSSON, R.; SUNDBLAD, K.; BATCHELOR, C.; GARDINER, J.; LYLE, C.; PETERS, N.; PETTERSEN, B.; QUINN, P.; ROCKSTROM, J.; YAPIJAKIS, C. **Water: A Reflection of Land Use. Options for Counteracting Land and Water Mismanagement**. Stockholm: Swedish Natural

Science Research Council, 1999.

FALKENMARK, M. Water-a reflection of land use: Understanding of water pathways and quality genesis. **International Journal of Water Resources Development**, v. 27, n. 1, p. 13–32, 2011. Disponível em: <<http://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A479257&dswid=-7703>>.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. 1. ed. Englewood Cliffs: Prentice-Hall Inc., 1979.

GROHMANN, C. H. Computers & Geosciences Effects of spatial resolution on slope and aspect derivation for regional- scale analysis. **Computers and Geosciences**, v. 77, p. 111–117, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cageo.2015.02.003>>.

IBGE. Ajustamento da Rede Planimétrica Brasileira em Sirgas2000. **IBGE**, p. 1–29, 2006. Disponível em: <[ftp://geofp.ibge.gov.br/informacoes\\_sobre\\_posicionamento\\_geodesico/rede\\_planial\\_timetrica/relatorio/rel\\_sirgas2000.pdf](ftp://geofp.ibge.gov.br/informacoes_sobre_posicionamento_geodesico/rede_planial_timetrica/relatorio/rel_sirgas2000.pdf)>.

KALIRAJ, S.; CHANDRASEKAR, N.; MAGESH, N. S. Identification of potential groundwater recharge zones in Vaigai upper basin, Tamil Nadu, using GIS-based analytical hierarchical process (AHP) technique. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 7, n. 4, p. 1385–1401, 2014. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s12517-013-0849-x>>.

LEPSCH, I. F.; ESPINDOLA, C. R.; VISCHI FILHO, O. J.; HERNANI, L. C.; SIQUEIRA, D. S. **Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 1. ed. Viçosa: SBCS, 2015.

PROJETO MAPBIOMAS. Coleção 2.3 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 01/05/2018. Disponível em: <<http://mapbiomas.org>>

MEA. **Ecosystems and human well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. v. 5

MONTEIRO, L. I. B.; PRUSKI, F. F.; CALEGARIO, A. T.; OLIVEIRA, A. N. G.; PEREIRA, S. B. Methodology for payment for ecosystem services based on the concept of land use and management capability. **Soil Use and Management**, v. 34, n. 4, p. 1–10, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/sum.12442>>.

OIKONOMIDIS, D.; DIMOGIANNI, S.; KAZAKIS, N.; VOUDOURIS, K. A GIS/Remote Sensing-based methodology for groundwater potentiality assessment in Tirnavos area, Greece. **Journal of Hydrology**, v. 525, p. 197–208, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.056>>.

OLIVEIRA, G. C.; FERNANDES FILHO, E. I.; FRANCELINO, M. R. Mapping of permanent preservation areas on hilltops: technical issues. **Floram**, v. 26, n. 4, p. 12, 2019. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/floram/v26n4/2179-8087-floram-26-04-e20170262.pdf>>.

OLIVEIRA, G. de C. **Precisão de Modelos Digitais de Terreno , de Morros e a Eficácia do Novo Código Florestal**. 2015. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2015., 2015. Disponível em: <<https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/6455/1/texto>>

completo.pdf>.

OLIVEIRA, G. de C.; FERNANDES FILHO, E. I. Mapeamento automatizado de áreas de preservação permanente em topo de morros. **Cerne**, v. 22, n. 1, p. 111–120, 2016.

ONU. World Population Prospects: The 2017 Revision, Key Findings and Advance Tables. **Working Paper No. ESA/P/WP/248**, 2017. Disponível em: <<https://reliefweb.int/report/world/world-population-prospects-2017-revision-key-findings-and-advance-tables>>.

PAULA, M. B.; OSCAR, N. M. Agriculture , Ecosystems and Environment Land-use planning based on ecosystem service assessment: A case study in the Southeast Pampas of Argentina. “**Agriculture, Ecosystems and Environment**”, v. 154, p. 34–43, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.07.010>>.

PEREIRA, S. B.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. Da; MATOS, A. T. De. Desprendimento e arraste do solo pelo escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 3, p. 423–429, 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v7n3/v7n3a03.pdf>>.

PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. 2. ed. Viçosa: UFV, 2009.

ROSER, M.; RITCHEI, R. **Yields and Land Use in Agriculture**. Disponível em: <<https://ourworldindata.org/yields-and-land-use-in-agriculture>>.

SANTOS, R. D.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. F.; OLIVEIRA, J. B. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMBRAPA, 2013.

SCHAEFER, C. E. G. R. Bases físicas da paisagem brasileira: estrutura geológica, relevo e solos. In: ARAÚJO, A. P.; ALVES, B. J. R. (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013. p. 69.

USGS. **Earth Explorer**. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 1 jan. 2019.

WWAP. **Water for a sustainable world**. Paris: UNESCO, 2015.

## **ARTIGO II - MAPEAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DA INTENSIDADE DE USO DA TERRA EXERCIDA PELAS PASTAGENS USANDO SENSORIAMENTO REMOTO**

### **RESUMO**

A demanda atual por alimentos tem sido atendida por meio da exploração das reservas naturais. O Brasil apresenta 26% da sua extensão ocupada por usos agropecuários, sendo 62% desses, pastagens. Pastagens degradadas exercem maior intensidade de uso sobre a terra do que pastagens bem manejadas, levando ao maior depauperamento do solo. Os sistemas de classificação da capacidade de uso de terra consideram que as pastagens se apresentam bem manejadas, consideração equivocada para a realidade brasileira. Baseado nesse enfoque, objetivou-se apresentar e validar uma metodologia de mapeamento da intensidade de uso da terra exercida por pastagens via sensoriamento remoto. O método de mapeamento foi desenvolvido e validado na bacia do ribeirão São Bartolomeu e Limoeiro, respectivamente, as quais apresentam características pedoclimáticas distintas. De posse da metodologia, três calibrações foram realizadas para averiguar a influência nos resultados, as quais foram avaliadas a partir das campanhas de campo e dos índices kappa e kappa ponderado. Os índices kappa e kappa ponderado apresentaram concordância razoável e moderada, respectivamente. Os resultados foram considerados satisfatórios para as três calibrações, evidenciando que o grau de degradação das pastagens, resguardado suas limitações, podem ser estimados de maneira simples por sensoriamento remoto. A bacia do rio Limoeiro apresenta em torno 67,7% de pastagens, das quais 35,2% estão, no mínimo, fortemente degradadas e 96,6% com algum grau de degradação, o que contribui para degradação dos recursos naturais e redução do potencial pecuário e econômico da bacia.

**Palavras-chave:** capacidade de uso da terra, conservação de solo e água, SIG, degradação de pastagem

## **ARTICLE II - MAPPING AND CHARACTERIZATION OF THE INTENSITY IN LAND USE BY PASTURES USING REMOTE SENSING**

### **ABSTRACT**

Current demand for food has been met through the exploitation of nature reserves. Brazil has 26% of its extension occupied by agricultural uses, 62% of which are pastures. Degraded pastures exert greater intensity of use on the land than well-managed pastures, leading to greater soil depletion. The systems for classifying the land use capability consider that pastures are well managed, a mistaken consideration for the Brazilian reality. Based on this approach, the objective was to present and validate a methodology for mapping the intensity of land use by pastures via remote sensing. The mapping method was developed and validated at the São Bartolomeu and Limoeiro watersheds, respectively, which have different soil and climatic characteristics. For validation, three calibrations were performed to ascertain the influence on the results, which were evaluated using field campaigns, kappa and weighted kappa indexes. The kappa and weighted kappa indices showed reasonable and moderate agreement, respectively. The results were considered satisfactory for the three calibrations, showing that the degree of degradation of the pastures, safeguarding their limitations, can be estimated in a simple way by remote sensing. The Limoeiro River basin has around 67.7% of pastures, of which 35.2% are, at least, heavily degraded and 96.6% with some degree of degradation, which contributes to the degradation of natural resources and reduction of livestock and economic potential of the basin.

**Keyword:** land use capability, soil and water conservation, GIS, pasture degradation

## 2.1 INTRODUÇÃO

Historicamente, a demanda por alimento, água e outros recursos tem sido atendida, em partes, por meio da exploração de recursos naturais, gerando profundas mudanças na estrutura dos ecossistemas, como a transformação de aproximadamente 24% da superfície terrestre em sistemas cultivados (MEA, 2005). No Brasil, estimativa realizada por Dias et al. (2016), indica que, em 2012, 26% da extensão territorial foi ocupada com atividades agrícolas, sendo 62% por pastagens e 38% por usos agrícolas.

Uma mesma forma de uso da terra pode acarretar maior ou menor impacto sobre os recursos naturais, dependendo do manejo adotado (VAN OUDENHOVEN et al., 2015; ROCHA JÚNIOR et al., 2017a; SCHENEIDER et al., 2017), o que evidencia a importância de se conhecer a intensidade de uso da terra quando se deseja compreender o nível de impacto gerado por essa ocupação.

Segundo Sambuichi et al. (2012), em 2006, as áreas ocupadas com pastagem eram 163 milhões de ha, dos quais 9,8 milhões de hectares encontravam-se degradadas. INAES (2015) estima que apenas 4% das pastagens do Estado de Minas Gerais não apresentam sinais de degradação e que 43,5% estariam fortemente degradadas para o ano de 2014.

Lepsch et al. (2015) sugerem o enquadramento das terras em oito classes de capacidade de uso, sendo que as pastagens bem manejadas podem ser implementadas em terras de até classe VII; no entanto, sabendo-se que esse fato não representa a realidade brasileira, há a necessidade de caracterizar o estado das pastagens que representem classes de intensidade de uso mais elevadas.

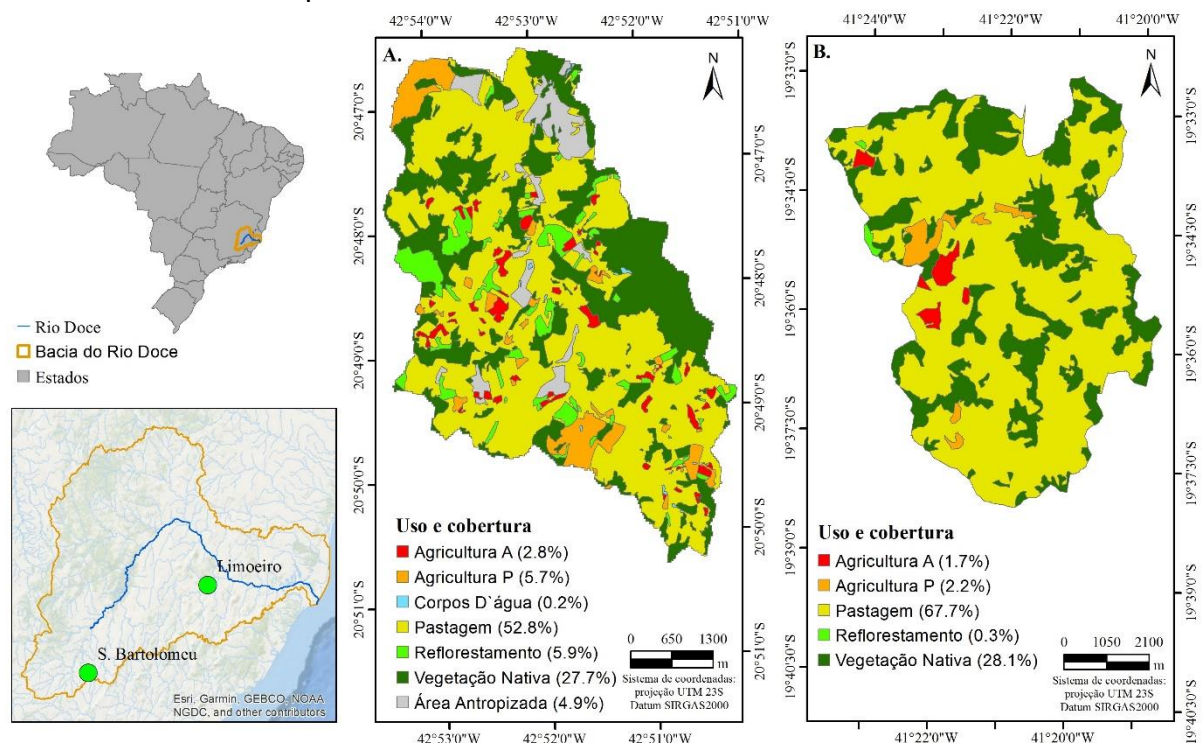
Com base neste enfoque e considerando que o sensoriamento remoto tem sido uma ferramenta utilizada nos estudos de degradação de pastagens (INAES, 2015; PEREIRA, FERREIRA; GUIMARÃES, 2018) objetivou-se desenvolver e validar uma metodologia para mapear e caracterizar a intensidade de uso da terra exercida pela pastagem (IUTP) com uso do sensoriamento remoto.

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1 Área de estudo

As bacias dos rios São Bartolomeu e Limoeiro foram selecionadas como áreas de estudos e localizam-se, respectivamente, na porção sul e central da bacia hidrográfica do Rio Doce (BHRD), a qual situa-se nos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo (Figura 2.1). A bacia do rio São Bartolomeu (BRSB) foi utilizada no desenvolvimento da metodologia, enquanto que a bacia do rio Limoeiro (BRL) na validação da mesma. Segundo a classificação climatológica de Köppen, a BRSB encontra-se na zona subtropical úmida de inverno seco, enquanto a BRL na zona tropical de monções (ALVAREZ et al., 2014).

Figura 2.1 - Localização das bacias do rio São Bartolomeu (A.) e Limoeiro (B.) assim como respectivos usos e cobertura do solo



Nota: Agricultura A. = Agricultura anual; Agricultura P. = Agricultura perene.

A BRSB apresenta predominância de Latossolos profundos e, secundariamente, Cambissolos e Argissolos originados de saprolitos de gnaisses; enquanto que na BRL há extensa dominância de Argissolos e Neossolos Litólicos derivados de granitoides ultrametamórficos UFV et al. (2010).

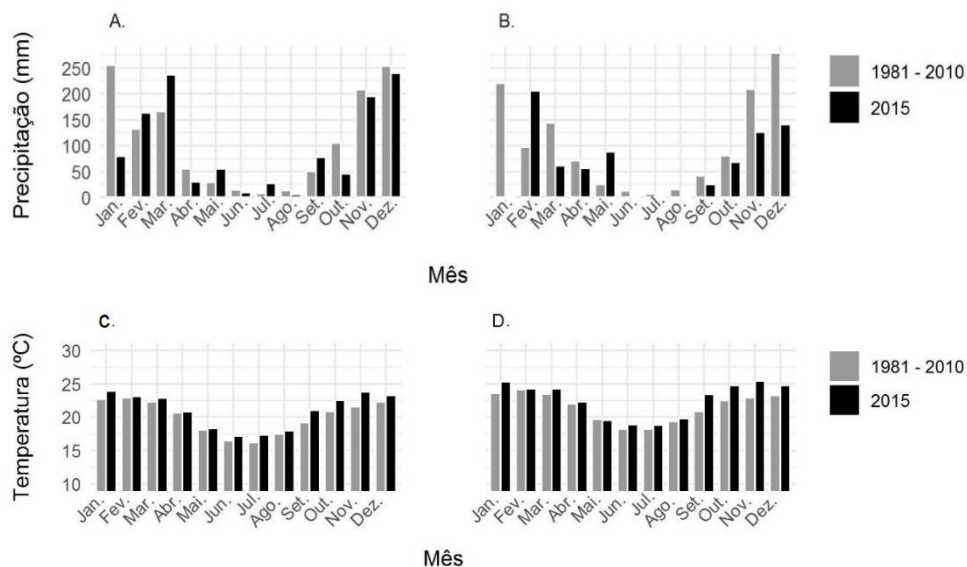
## 2.2.2 Base de dados

A base de dados utilizada consistiu em imagens do Google Earth e LANDSAT 8 OLI. As imagens do LANDSAT 8 foram as de código 2170742015268 e 2160742015277, sendo as datas de aquisição pelo satélite de 25 de setembro de 2015 e de 04 de outubro de 2015, respectivamente.

As datas foram escolhidas em função da coincidência com a transição entre os períodos anuais seco e úmido na BHRD, de modo a identificar as condições das pastagens na época em que ocorresse estresse hídrico, baixa cobertura vegetal e incidência das primeiras chuvas (Figura 2.2). Além disso, esse período apresenta maior facilidade de se encontrar imagens com menor interferência de nebulosidade. Os dados climatológicos utilizados são provenientes do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e as estações consideradas foram de Viçosa (MG) e Caratinga (MG), as quais eram as mais próximas das bacias em estudo que apresentavam dados.

Os mapas de uso e cobertura da terra (Figuras 2.1A e B) foram obtidos por meio da vetorização em tela no software ArcGIS 10.2, com base na interpretação das imagens do Google Earth.

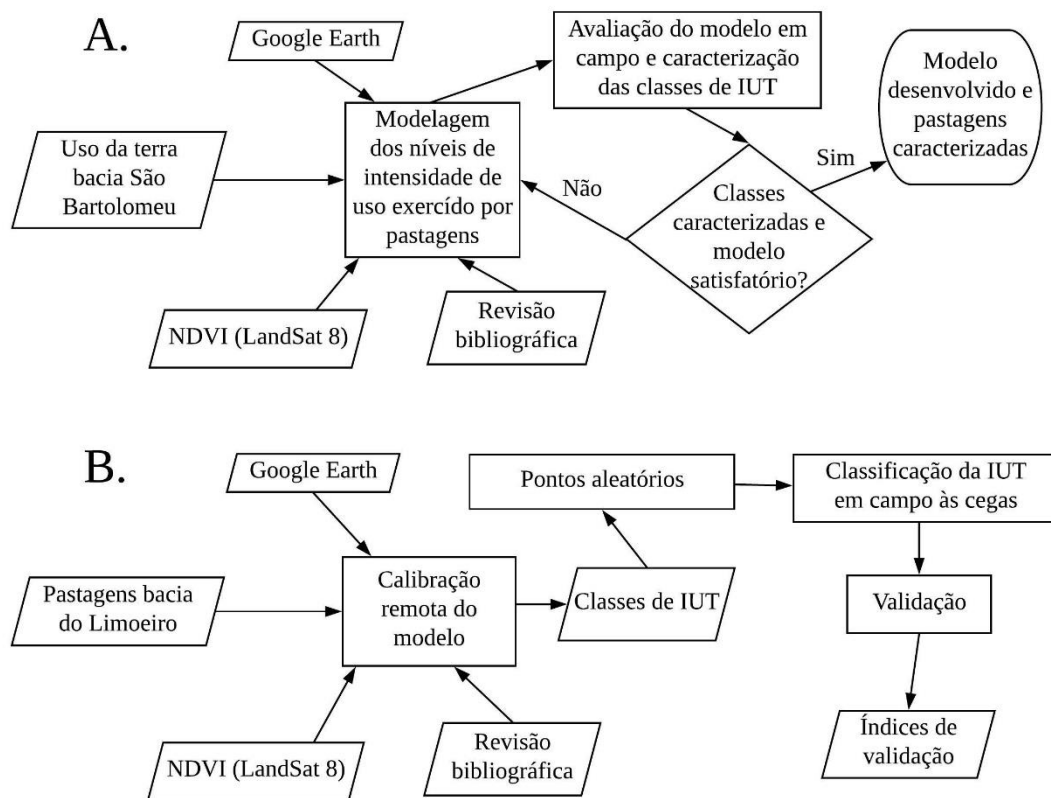
Figura 2.2 - Precipitação média mensal (1981 a 2010) e precipitação mensal do ano de 2015 para estações climatológicas localizadas no município de Viçosa (A) e Caratinga (B). Também são apresentadas as temperaturas médias mensais (1981 a 2010) e temperatura mensal do ano de 2015 para estações climatológicas localizadas no município de Viçosa (C) e Caratinga (D).



### 2.2.3 Caracterização e mapeamento da IUTP

O mapeamento e caracterização das classes de IUTP foi realizada na BRSB, enquanto que a validação da modelagem foi realizada na BRL (Figura 2.3).

Tabela 2.3. - Modelagem e caracterização das classes de intensidade de uso da terra das pastagens na Bacia do Rio São Bartolomeu para obtenção de um modelo adequado (A.) e calibração remota do modelo e sua validação em campo na Bacia do Rio Limoeiro (B.)



Nota: IUTP - Intensidade de uso da terra exercido por pastagens

#### 2.2.3.1 Desenvolvimento metodológico

A primeira etapa (Figura 2.3A) consistiu-se na modelagem por sensoriamento remoto dos níveis de IUTP, a qual permitiu a identificação de regiões cujos estados de conservação fossem distintos e caracterização visual destes em campo. O processo foi repetido continuamente até que os resultados da modelagem e caracterização das classes de IUTP fossem considerados satisfatórios.

Para a modelagem dos níveis de IUTP foi utilizado o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), Eq. 1, o qual tem sido amplamente aplicado em

estudos de diferenciação da vegetação via sensoriamento remoto, por permitir expressiva correlação com parâmetros de avaliação comumente utilizados na caracterização do extrato vegetal, como fitomassa, área foliar, atividade fotossintética, produtividade e porcentagem de cobertura vegetal (INAES, 2015; BERNARDI et al., 2017; PEREIRA; FERREIRA; GUIMARÃES., 2018).

$$\text{NDVI} = \frac{\text{NIR}-\text{RED}}{\text{NIR}+\text{RED}} \quad (1)$$

em que, "RED" e "NIR" são valores de vermelho e infravermelho próximo para cada pixel, respectivamente.

A Eq. 1 retorna valores entre -1 e 1, de modo que o valor unitário positivo está associado a uma alta cobertura vegetal, pois todo o comprimento de onda do vermelho é absorvido para a realização da fotossíntese. Após o cálculo do NDVI, a resposta desse índice foi recortada utilizando-se como máscara às áreas classificadas como pastagens.

A caracterização da IUTP foi realizada, principalmente, com base na taxa de cobertura do solo, à altura de dossel e vigor das plantas (APÊNDICE A). Segundo Rocha Junior et al (2017b) a avaliação visual desses critérios se correlaciona bem com a qualidade física e química do solo. Além disso, intensidade de uso da terra exercidas pela pastagem está atrelada à cobertura vegetal que as mesmas propiciam (VAN OUDENHOVEN et al., 2015; ROCHA JUNIOR et al., 2017a)

O recobrimento do solo pela pastagem é importante por fornecer-lhe proteção contra o impacto das gotas de chuva e pisoteio bovino, evitando o selamento superficial (LI et al., 2018) e a compactação (DA SILVA et al., 2003), respectivamente. Além disso, a cobertura vegetal aumenta a rugosidade da superfície do solo (ROCHA JUNIOR et al., 2016) e expressa a densidade de raízes. Essas características influenciam na taxa de infiltração e armazenamento de água no solo, fertilidade, teor de matéria orgânica e, portanto, na resistência à processos erosivos e na manutenção da qualidade do solo (ALVAREZ-MOZOS et al., 2011; ROCHA JUNIOR et al., 2016). As classes de intensidade de uso exercida pelas pastagens e as características associadas observadas pelos autores são apresentadas na Tabela 2.1, enquanto imagens representativas das classes estão disponíveis no APÊNDICE B.

Tabela 2.1 - Classes de intensidade de uso da terra exercidas pela pastagem

<b>Classe</b>	<b>Denominação</b>	<b>Característica</b>
I	Solo Exposto	Regiões com grandes e/ou numerosas áreas onde há exposição completa do solo.
II	Pastagens extremamente degradadas	Muito Baixa cobertura do solo. Há presença de processos erosivos intensos e explicitados, com grande exposição do solo e horizonte superficial parcialmente ou completamente erodido. Baixa presença de árvores e ausência de técnicas de manejo e de conservação da água e solo, condições de superpastejo, queimadas frequentes e implementação da cultura através de técnicas não-conservacionistas (como aragem e gradagem morro abaixo), podem ser critérios de secundários que auxiliam na classificação, em caso de a classe visual só pela taxa de cobertura do solo ser dúbia.
III	Pastagens fortemente degradadas	Baixa a média cobertura do solo. Há notável presença de processos erosivos, com solo exposto em manchas pequenas que se intercalam com áreas vegetadas que recobrem moderadamente a superfície.
IV	Pastagens moderadamente degradadas	Cobertura média a boa. Sinais de escoamento superficial que é capaz de gerar erosão. Pode ser caracterizada por uma boa cobertura do solo por vegetação rasteira não vistosa e baixa, como a grama batatais, ou por cultivar mais exigente, em maior altura de touceira, mas que ainda permite exposição do solo em alguns pontos.
V	Pastagens levemente degradadas	Cobertura boa, a pastagem é capaz de proteger o solo da erosão acelerada de maneira razoável, impedindo grandes concentrações de escoamento superficial, bem como do selamento superficial. Propicia infiltração de água e boa agregação das partículas do solo.
VI	Pastagens conservacionistas	Cobertura boa, pastagem vigorosa, sempre alta, mesmo pastejada.
VII	Capoeiras e sistemas silvipastoris	Pastagens abandonadas em processo inicial de regeneração natural ou sistemas silvipastoris naturais.
VIII	Florestas naturais	Matas nativas ou em estágio de recuperação avançado.

O número de classes escolhido foi oito, pois visa adequação da classificação ao sistema de capacidade de uso da terra apresentado por Lepsch et al. (2015). A classe VIII foi considerada visando reduzir a subjetividade associada ao mapeamento em tela, visto que a dificuldade de dissociar o ponto em que uma capoeira passa a ser

considerada como vegetação nativa. Com isso padroniza-se tal decisão para toda área com base no NDVI.

Devido ao grande número de classes e a transição gradual existente entre as mesmas, a ocorrência de dúvidas na classificação em campo foi recorrente. Por isso, fez-se necessário elencar características secundárias a fim de reduzir a subjetividade nessa classificação como, por exemplo, presença de árvores, queimadas, técnicas de implementação e manejo inadequadas, estágio da erosão, compactação, dentre outros aspectos (APÊNDICE A).

A caracterização em campo realizada na primeira etapa permitiu obter uma padronização refinada por cinco avaliadores, possibilitando divergências de, no máximo, uma classe de intensidade entre os diferentes avaliadores durante a campanha de campo.

O modelo para classificação da IUTP, obtido na primeira etapa, consistiu em duas fases: (i) identificar os valores de NDVI correspondentes ao solo exposto e vegetação nativa com base nas imagens do Google Earth e em revisão bibliográfica; e (ii) dividir o intervalo de NDVI entre solo exposto e vegetação nativa em seis classes de amplitudes iguais. Dessa maneira, obteve-se oito classes de intensidade de uso do solo (solo exposto - I, vegetação nativa - VIII e intervalos intermediários - II a VII).

### **2.2.3.2 Validação da modelagem**

A segunda etapa (Figura 2.2B) consistiu na aplicação do modelo desenvolvido na BRL. Para avaliar a aplicabilidade do modelo de forma completamente remota, a aplicação se deu por calibração sobre as imagens do Google Earth e, posteriormente, a validação em campo. Durante a calibração visual foram gerados três mapas de IUTP para avaliar com diferentes intervalos de NDVI referentes a solo exposto (< 0,21 – Calibração 1; < 0,22 – Calibração 2; e < 0,23 – Calibração 3) e com um intervalo comum para vegetação nativa (> 0,78).

A validação se deu pela geração de 40 pontos distribuídos randomicamente sobre o mapa obtido na calibração 2, compondo cinco pontos para cada classe. A calibração 2 foi considerada por apresentar, segundo os autores, o melhor ajuste com base nas imagens do Google Earth. Os pontos foram classificados em campo por meio da análise visual, sem que houvesse consulta ao mapeamento digital. Esse fato permitiu comparar as duas classificações através dos índices Kappa e Kappa

ponderado, de modo a avaliar a acurácia do classificador em relação à verdade de campo (CONGALTON; GREEN, 2009). Posteriormente, os mesmos pontos foram utilizados para validar os mapas produzidos pelas calibrações 1 e 3.

O índice Kappa ponderado foi calculado porque o erro entre as duas classes vizinhas é pouco problemático em comparação aos erros entre as classes com níveis de degradação mais distintos, principalmente pelo fato das pastagens terem variações expressivas em sua cobertura vegetal ao longo do ano (AGUIAR et al., 2017) e pela menor diferença entre os impactos causados por classes de intensidades de uso próximas.

Como sugerido por Congalton e Green (2009), o índice Kappa pode ser ponderado, atribuindo-se pesos a cada tipo de erro na classificação, que variam de 0 a 1, sendo 1 o peso associado a erros sem nenhuma importância, apresentando máxima concordância entre o classificador e a verdade de campo, e 0 a pesos onde o erro advém da confusão entre duas classes sem correlação.

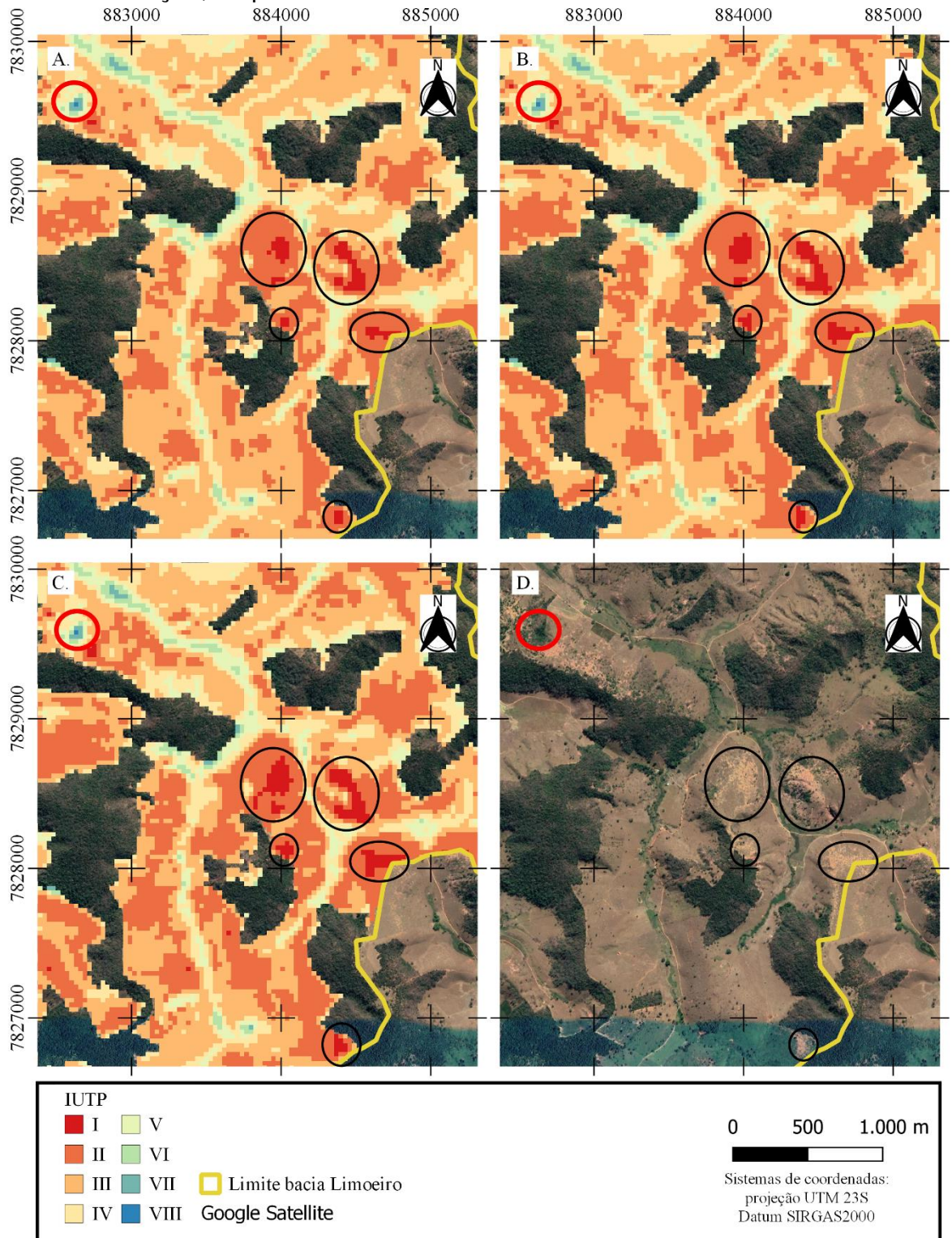
Dessa forma, adotou-se o peso 0,9 para erros entre classes vizinhas e peso 0 para os demais erros. A interpretação dos valores do índice Kappa seguiu conforme sugerido por Landis e Kock (1977). A classificação das imagens e cálculos estatísticos foram realizados utilizando o software R (R CORE TEAM, 2017).

### **2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Na Figura 2.3 destacam-se locais na BRL utilizados na calibração remota IUTP a partir de imagens do Google Earth, sendo que os círculos pretos indicam áreas de solo exposto e o círculo vermelho área de vegetação nativa.

O valor do NDVI referente à vegetação nativa (0,78) não foi variável, pois valores acima desse não apresentavam nenhum pixel relacionado à vegetação nativa, o que não condizia com imagens do Google Earth. Por outro lado, valores menores de NDVI para calibração da vegetação nativa proporcionaram grandes áreas das mesmas, o que também não foi condizente com observações no Google Earth.

Figura 2.3 - Mapa de intensidade de uso da terra exercida pela pastagem (IUTP) segundo a calibração 1 (A.), 2 (B.) e 3 (C.) e imagem do Google Earth (D.) de uma porção da Bacia do Rio Limoeiro. Círculos pretos e vermelhos indicam zonas de solo exposto e mata utilizadas na calibração, respectivamente



Em relação aos valores de NDVI utilizados para delimitar a classe de solo exposto, houve maior dificuldade na escolha do valor que melhor representasse essa

classe. Contudo é perceptível, na Figura 2.3, que todos os valores de calibração delimitam satisfatoriamente a mancha de solo exposto observado na imagem do Google Earth.

A imagem escolhida para gerar os pontos aleatórios para validação da classificação foi a da Calibração 2 (Figura 2.3B), pois, a partir da comparação visual da BRL com imagens do Google Earth, considerou-se que as machas de solo exposto foram melhor representadas por essa classificação.

Observa-se que as pastagens que apresentam menor intensidade de uso localizam-se na zona inferior do relevo pois apresentam maior disponibilidade hídrica, o que propicia melhores condições para o desenvolvimento das plantas, apresentando maior vigor vegetativo. Por outro lado, as pastagens mais degradadas localizam-se no terço médio e superior do relevo, sendo que a primeira a porção mais susceptível à erosão, devido à declividade mais acentuada (VAN OUDENHOVEN et al., 2015), e a segunda pode ser considerada como zona de recarga (FALKENMARK, 2011), o que agrava ainda a escassez hídrica.

Na Tabela 2.2 são apresentadas as porcentagens de área associadas as classes de IUTP e os índices Kappa e Kappa ponderado obtidos para as três calibrações realizadas. A classe de maior predominância para as três calibrações foi a III, sendo essas condições observadas em campo.

Tabela 2.2 - Porcentagem das pastagens enquadradas nas diferentes classes de intensidade de uso das pastagens (IUTP) e valores de Kappa e Kappa ponderado para as classificações realizadas

IUTP e Índices de validação	Porcentagem		
	Classificação 1	Classificação 2	Classificação 3
I	0,3	0,5	0,8
II	17,3***	22,3**	27,7**
III	50,0*	46,9*	43,3*
IV	20,1**	18,6***	17,2***
V	8,6	8,3	7,8
VI	3,0	2,9	2,7
VII	0,6	0,6	0,6
VIII	0,0	0,0	0,0
Kappa	0,34	0,35	0,34
Kappa ponderado	0,62	0,66	0,62

Nota: \*Classe de maior frequência; \*\*Classe com segunda maior frequência; \*\*\*Classe com terceira maior frequência

Observa-se que a área absoluta de solo exposto da calibração 1 para 3 é quase três vezes maior. Contudo, essa diferença não é expressiva em relação a área total, uma vez que para a calibração 3 a porcentagem de solo exposto representa 0,8% das pastagens.

A maior influência dos valores de calibração é observada nas classes II, III e IV, fazendo com que a classe de segunda maior frequência passasse de IV, na calibração 1, para II na calibração 2 e 3. Esse comportamento é explicado pela predominância dos valores de NDVI observados nas pastagens estarem entre os valores de 0,25 e 0,45.

Os resultados relativos ao índice Kappa apontam, segundo Landis e Koch (1977), uma concordância razoável, enquanto o Kappa ponderado apresenta concordância moderada. De acordo com o valor obtido para o índice Kappa, entende-se que o NDVI quantifica o gradiente de degradação de forma razoável.

O elevado número de classes de degradação torna complexa a separação das classes adjacentes em campo (MONTEIRO et al., 2018). Contudo é possível a utilização da metodologia apresentada caso um menor número de classes seja desejado.

Os valores obtidos para o índice Kappa ponderado mostram que, após se relevar parte do efeito de tais confusões, o método de classificação e mapeamento digitais resulta em mapas temáticos de boa acurácia.

Os índices Kappa e Kappa ponderado obtidos para as três calibrações foram próximos e satisfatórios. Salienta-se que dos três mapeamentos digitais, o segundo foi considerado, antes da campanha de campo, o que apresentou melhor relação entre as imagens do Google Earth e a classificação digital.

Esses resultados evidenciam que a calibração visual do modelo via imagem do Google Earth foi coerente. Além disso, confirma a potencialidade de aplicação da metodologia, pois possibilita resultados semelhantes e satisfatórios mesmo quando há dúvidas entre os valores de NDVI calibrado.

A análise dos resultados, considerando a classificação 2 (Tabela 2.2), evidencia o alto nível de degradação encontrado na BRL, visto que 96,5% das pastagens possuem algum grau de degradação (classes I a V) e 69,7% de todas as pastagens apresentam degradação forte ou mais intensa (classes I a III).

Os resultados corroboram aos obtidos por INAES (2015) que mapeou as pastagens mineiras dividindo-as em quatro níveis de degradação e que para as mesorregiões mineiras da Zona da Mata, Vale do rio Doce e Metropolitana de Belo Horizonte, as quais compreendem a Bacia do Rio Doce em quase sua totalidade, 42,5; 40,9 e 44,7% das pastagens em atividade apresentam um forte grau de degradação, 33,0, 34,5 e 29,2% apresentam moderado grau de degradação e 5,6, 3,4 e 4,8% não estão degradadas, respectivamente.

O solo é um provedor de diversos recursos e processos naturais, tais como, por exemplo, a produção de alimentos, fibra, controle de enchentes e erosão, disponibilidade e qualidade hídrica, regulação de pragas e doenças, sequestro de carbono, regulação climática e de gases (ADHIKARI; HARTEMINK, 2016). Dessa maneira, o estágio de degradação das pastagens na BRL, associado com a área ocupada pelas mesma (64%), contribui substancialmente com a escassez de recursos e com o desequilíbrio ambiental observados, sendo que os mais proeminentemente observados em campo são a erosão e redução da disponibilidade hídrica.

Uma limitação observada a respeito da metodologia é a classificação das pastagens degradadas consorciadas com árvores, visto que as árvores tendem a elevar o valor de NDVI, devido a sua biomassa foliar, sendo classificadas como classe VII. Esta limitação pode ser amenizada se utilizado imagens com resoluções mais detalhadas, contudo não representa um grande problema, visto que a área associada a classe VII foi de 0,6% para a Calibração 2.

As intensidades atreladas ao uso da pastagem nos sistemas de classificação de capacidade de uso da terra, descritos por Lepsch et al. (2015), são de menor magnitude (classes V, VI e VII). Dessa maneira, recomenda-se que, em estudos que comparem a capacidade de uso da terra com a intensidade do uso da mesma, utilize-se metodologias que permitam discriminar o estágio de degradação das culturas agropecuárias a fim de possibilitar um diagnóstico mais realístico.

## **2.4 CONCLUSÕES**

A metodologia de mapeamento da intensidade de uso da terra exercida pela pastagem, via sensoriamento remoto, foi eficaz na caracterização em oito níveis de degradação/intensidade de uso da terra.

O NDVI quantificou de forma satisfatória o gradiente de degradação das pastagens.

A bacia do rio Limoeiro foi caracterizada com intensidade de uso predominante nas pastagens equivalente à classe III (fortemente degradadas), exercendo intensidade de uso da terra maior que quando manejadas de maneira adequada, levando a problemas graves no que diz respeito à manutenção dos recursos naturais.

## REFERÊNCIAS

- ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. E. Linking soils to ecosystem services - A global review. **Geoderma**, v. 262, p. 101–111, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>>.
- AGUIAR, D. A.; MELLO, M. P.; NOGUEIRA, S. F.; GONÇALVES, F. G.; ADAMI, M.; FRIEDRICH, B.; RUDORFF, T. MODIS Time Series to Detect Anthropogenic Interventions and Degradation Processes in Tropical Pasture. **Remote Sensing**, v. 9, n. 73, p. 1–20, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/rs9010073>>.
- ALVAREZ-MOZOS, J.; CAMPO, M. A.; GIMENEZ, R.; CASALI, J.; LEIBAR, U. Implications of scale, slope, tillage operation and direction in the estimation of surface depression storage. **Soil and Tillage Research**, v. 111, n. 2, p. 142–153, 2011.
- ALVAREZ, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. D. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2014. Disponível em: <[https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen\\_s\\_climate\\_classification\\_map\\_for\\_Brazil?af=crossref](https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil?af=crossref)>.
- BERNARDI, A. C. C.; GREGO, C. R.; ANDRADE, R. G.; RABELLO, L. M.; INAMASU, R. Y. Spatial variability of vegetation index and soil properties in an integrated crop-livestock system. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 21, n. 8, p. 513–518, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v21n8p513-518>>.
- CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assesing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices**. 2. ed. New York: Crc Press, 2009.
- DA SILVA, A. P.; IMHOFF, S.; CORSI, M. Evaluation of soil compaction in an irrigated short-duration grazing system. **Soil and Tillage Research**, v. 70, n. 1, p. 83–90, 2003. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00122-8](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00122-8)>.
- DE FIGUEIREDO, E. B.; JAYASUNDARA, S.; DE OLIVEIRA BORDONAL, R.; BERCHIELLI, T. T.; REIS, R. A.; WAGNER-RIDDLE, C.; LA SCALA, N. Greenhouse gas balance and carbon footprint of beef cattle in three contrasting pasture-management systems in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, n. 2017, p. 420–431, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.132>>.
- DIAS, L. C. P.; MACEDO, M. N.; COSTA, M. H.; COE, M. T.; NEILL, C. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, n. PB, p. 108–122, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>>.
- FALKENMARK, M. Water-a reflection of land use: Understanding of water pathways and quality genesis. **International Journal of Water Resources Development**, v. 27, n. 1, p. 13–32, 2011. Disponível em: <<http://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A479257&dsid=-7703>>.
- INAES. **Estado da arte das pastagens em Minas Gerais**. 1. ed. Belo Horizonte: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2015.
- LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The Measurement of Observer Agreement for Categorical

Data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159, 1977. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2529310?origin=crossref>>.

LEPSCH, I. F.; ESPINDOLA, C. R.; VISCHI FILHO, O. J.; HERNANI, L. C.; SIQUEIRA, D. S. **Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 1. ed. Viçosa: SBCS, 2015.

LI, G.; FU, Y.; LI, B.; ZHENG, T.; WU, F.; PENG, G.; XIAO, T. Micro-characteristics of soil aggregate breakdown under raindrop action. **Catena**, v. 162, n. October, p. 354–359, 2018.

MEA. **Ecosystems and human well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. v. 5

MONTEIRO, E. de C.; BURAK, D. L.; CUNHA, A. de M.; PASSOS, R. R.; MENDONÇA, E. de S. Visual assessment of pasture degradation: Validation by ground cover and seasonal variation. **Revista Ciencia Agronomica**, v. 49, n. 1, p. 174–182, 2018.

PEREIRA, L. F.; FERREIRA, C. F. C.; GUIMARÃES, R. M. F. Manejo, Qualidade E Dinâmica Da Degradação De Pastagens Na Mata Atlântica De Minas Gerais - Brasil. **Nativa**, v. 6, n. 4, p. 370, 2018.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, 2017. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>.

ROCHA JUNIOR, P. R. da; ANDRADE, F. V.; MENDONÇA, E. de S.; DONAGEMMA, G. K.; FERNANDES, R. B. A.; BHATTARA, R.; KALITA, P. K. Soil , water , and nutrient losses from management alternatives for degraded pasture in Brazilian Atlantic Rainforest biome. **Science of the Total Environment**, v. 583, p. 53–63, 2017a. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.187>>.

ROCHA JUNIOR, P. R. da; DONAGEMMA, G. K.; ANDRADE, F. V.; PASSOS, R. R.; COSTA, A. S. V. da; RUIZ, H. A. Field-based quality indicators in degraded pasture of the Atlantic forest biome. **Australian Journal of Crop Science**, v. 11, n. 06, p. 652–661, 2017b.

ROCHA JUNIOR, P. R.; BHATTARAI, R.; FERNANDES, R. B. A.; KALITA, P. K.; ANDRADE, F. V. Soil surface roughness under tillage practices and its consequences for water and sediment losses. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 16, n. 4, p. 1065–1074, 2016.

SAMBUICHI, R. H. R.; OLIVEIRA, M. A. C.; SILVA, A. P. M.; LUEDEMANN, G. A sustentabilidade ambiental da agropecuária brasileira: impactos, políticas públicas e desafios. **Instituto de Pesquisa Economica Aplicada**, v. 1782, p. 52, 2012. Disponível em: <[http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/1050/1/TD\\_1782.pdf](http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/1050/1/TD_1782.pdf)>.

SCHNEIDER, B. M.; ANDRES, C.; TRUJILLO, G.; ALCON, F. Cocoa and total system yields of organic conventional agroforestry vs. monoculture systems in a long-term field trial in Bolivia. **Experimental Agriculture**, v. 53, n. 2016, p. 351–374, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1017/S0014479716000417>>.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA; FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS; UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS; FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Mapa de solos do Estado de Minas Gerais Belo Horizonte:**

**Fundação Estadual do Meio Ambiente.** Disponível em:  
<[http://www.dps.ufv.br/?page\\_id=742](http://www.dps.ufv.br/?page_id=742)>.

VAN OUDENHOVEN, A. P. E.; VEERKAMP, C. J.; ALKEMADE, R.; LEEMANS, R. Effects of different management regimes on soil erosion and surface runoff in semi-arid to sub-humid rangelands. **Journal of Arid Environments**, v. 121, p. 100–111, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.05.015>>.

### **ARTIGO III - DIAGNÓSTICO DA INTENSIDADE DE USO EXERCIDO POR PASTAGENS EM GRANDES EXTENSÕES A PARTIR DO MOSAICO DE IMAGENS LANDSAT 8, LANDSAT 7, SENTINEL E MODIS**

#### **RESUMO**

No mundo, a mudança mais expressiva na estrutura dos ecossistemas é a conversão da superfície terrestre natural em sistemas cultivados, os quais ocupam em torno de um terço da superfície terrestre global. Em 2018, 26,8% do território brasileiro era ocupado por atividades agropecuárias, sendo 73% dessa área com pastagens. Considerando que o manejo adotado nas pastagens brasileiras é incipiente, levando-as à degradação, há a necessidade de caracterizar o estado das mesmas de maneira a diagnosticar a intensidade que este uso exerce sobre o solo. Contudo, o diagnóstico de grandes áreas a partir de satélites com resolução mais detalhada é limitado devido à ocorrência de nuvens e à baixa resolução temporal. Nesse sentido, objetivou-se diagnosticar a intensidade de uso da terra exercida por pastagens (IUTP) em grandes extensões a partir de mosaico de imagens Landsat 8 (LS8), Landsat 7 (LS7), Sentinel-2 (S2) e MODIS, de maneira a obter imagens com melhor resolução espacial possível e no menor espaço temporal. A metodologia consiste na harmonização do NDVI proveniente dos satélites LS7 e S2 com LS8 e, para MODIS, foi realizado uma harmonização em relação IUTP obtidas a partir por LS8. A metodologia foi aplicada na bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD). As porcentagens da IUTP estimada pelos sensores LS8, LS7, S2 e MODIS foram, respectivamente, 81,9%, 6,9%, 9,0% e 1,8%, totalizando 99,6% das pastagens mapeadas. A combinação dos diferentes sensores permitiu sobrepor a limitação da presença de nuvens, possibilitando um diagnóstico das pastagens em toda bacia em janela temporal de 18 dias. A BHRD apresenta 61,3% de sua área ocupada por pastagens, sendo 78,2% das mesmas com algum grau de degradação e 31,2% com alto grau de degradação. A IUTP foi dependente das características pedológicas e climáticas da BHRD, sendo essa dependência potencializada devido ao pastoreio extensivo. As áreas com maior sazonalidade pluviométrica (clima Aw) e associadas à Argissolos/Cambissolos, localizadas na porção central da bacia, são as mais susceptíveis à degradação.

**Palavras-chave:** Diagnóstico de pastagens; sensoriamento remoto;

### **ARTICLE III - DIAGNOSIS OF THE INTENSITY OF USE EXERCISED BY PASTURES IN LARGE EXTENSIONS FROM THE MOSAIC OF IMAGES LANDSAT 8, LANDSAT 7, SENTINEL AND MODIS**

#### **ABSTRACT**

In the world, the most significant change in the structure of ecosystems is the conversion of the natural land surface into cultivated systems, which occupy around one third of the global land surface. In 2018, 26.8% of the Brazilian territory was occupied by agricultural activities, 73% of this area with pastures. Considering that the management adopted in Brazilian pastures is incipient, leading to degradation, there is a need to characterize their state in order to diagnose the intensity that this use exerts on the soil. However, the diagnosis of large areas from satellites with more detailed resolution is limited due to the occurrence of clouds and low temporal resolution. In this sense, the present work aims to diagnose the intensity of land use exercised by pastures (IUTP) in large extensions based on the mosaic of images Landsat 8 (LS8), Landsat 7 (LS7), Sentinel-2 (S2) and MODIS, in order to obtain images with the best possible spatial resolution and in the shortest time. The methodology consists of harmonizing the NDVI from the LS7 and S2 satellites with LS8 and, for MODIS, a harmonization was carried out in relation to the IUTP obtained from LS8. The methodology was applied in the Doce river watershed (DRW). The IUTP percentages estimated by the LS8, LS7, S2 and Modis sensors were, respectively, 81.9%, 6.9%, 9.0% and 1.8%, totaling 99.6% of the mapped pastures. The combination of the different sensors allowed to override the limitation of the presence of clouds, allowing a diagnosis of pastures in the entire basin within an 18-day time window. BHRD has 61.3% of its area occupied by pastures, 78.2% of which have some degree of degradation and 31.2% with a high degree of degradation. IUTP was dependent on DRW pedological and climatic characteristics, and this dependence is enhanced due to pasture management in the basin, predominantly characterized by extensive grazing. The areas with greater rainfall seasonality (Aw climate) and associated with Argisols / Cambisols, located in the central portion of the basin, are the most susceptible to degradation. Keywords: Pasture diagnosis; remote sensing;

**Keywords:** Pasture diagnosis; remote sensing;

### 3.1 INTRODUÇÃO

A manutenção da vida humana é dependente do solo para produção de alimentos, fibras, fármacos, regulação climática/hidrológica dentre outros (ADHIKARI; HARTEMINK, 2016). Contudo, a atual demanda dos recursos naturais tem causado o declínio de aproximadamente dois terços dos serviços ecossistêmicos globais (MEA, 2005). Portanto a provisão de alguns serviços ecossistêmicos (i.e. alimento, água e fibra) tem levado à degradação de outros (i.e. solo, biodiversidade, qualidade da água).

No mundo, a mudança mais expressiva na estrutura dos ecossistemas é a conversão da superfície terrestre natural em sistemas cultivados (MEA, 2005), o qual ocupam em torno de um terço da superfície terrestre global (MEA, 2005; ROSER; RITCHEI, 2019). No Brasil, uma estimativa apresentada por PROJETO MAPBIOMAS (2018) indica que, em 2018, 26,8% do seu território nacional é ocupado por atividades agropecuárias, sendo 73% com pastagens e 27% com agricultura. Tais números corroboram com Dias et al. (2016) o qual aferiu que em 2012, 28% da extensão do território brasileiro é ocupada por atividades agropecuárias. Portanto, a estrutura dos ecossistemas brasileiros é amplamente modificadas pelas atividades agrícolas.

Um mesmo uso e cobertura da terra pode acarretar em maior ou menor impacto sobre os recursos naturais, dependendo do manejo adotado (VAN OUDENHOVEN et al., 2015; ROCHA JUNIOR et al., 2017a; SCHNEIDER et al., 2017), o que evidencia a importância de se conhecer a intensidade de uso sobre a terra quando se deseja compreender o nível de impacto gerado por essa ocupação.

Lepsch et al. (2015) sugerem o enquadramento das terras em oito classes de capacidade de uso da terra, sendo que as pastagens bem manejadas podem ser implementadas em terras de até classe VII (terras com limitações muito severas com usos restritos à pastagens cultivadas ou refúgio de fauna e flora silvestre); no entanto, sabendo-se que o manejo adotado nas pastagens brasileiras são incipientes, levando-as à degradação (VALLE JÚNIOR et al., 2019; PEREIRA; FERREIRA; GUIMARÃES, 2018; GALDINO et al., 2016), há a necessidade de caracterizar o estado das mesmas de maneira a diagnosticar a intensidade que as mesmas exercem sobre o solo.

Com o advento do sensoriamento remoto orbital e dos sistemas de informação geográfica, o diagnóstico de uso e cobertura da terra em extensas áreas tem se tornado viável devido ao baixo custo de aquisição e processamento das imagens

orbitais. Em relação às pastagens, diversos estudos têm sido desenvolvidos para estimativa do estado de degradação das mesmas (HOPPING et al., 2018; JAKIMOW et al., 2018; PEREIRA; FERREIRA; GUIMARÃES, 2018; AGUIAR et al., 2017), geralmente utilizando o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) como índice espectral.

A disponibilidade de dados ópticos de superfície com resolução mais detalhada (Sentinel-2 e Landsat 7/8) é limitada devido à ocorrência de nuvens e à baixa resolução temporal ( $\geq 5$  dias). Por outro lado, as imagens com alta resolução temporal (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer - Modis) são limitadas pela resolução espacial ( $\geq 250$ m), restringindo a captura da heterogeneidade do uso e cobertura da terra, principalmente em regiões com relevo acidentado.

Para superar tais limitações espaço-temporais, tem-se proposto trabalhar com a harmonização das respostas espectrais dos satélites a fim de aumentar a resolução temporal e, portanto, diminuir o efeito da presença de nuvens (CLAVERIE et al., 2018; ZHANG et al., 2018; NGUYEN et al., 2020).

Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo diagnosticar a intensidade de uso da terra exercida por pastagens (IUTP) a partir do mosaico de imagens Landsat 8, Landsat 7, Sentinel-2 e Modis, de maneira a obter imagens com melhor resolução espacial possível no menor espaço temporal.

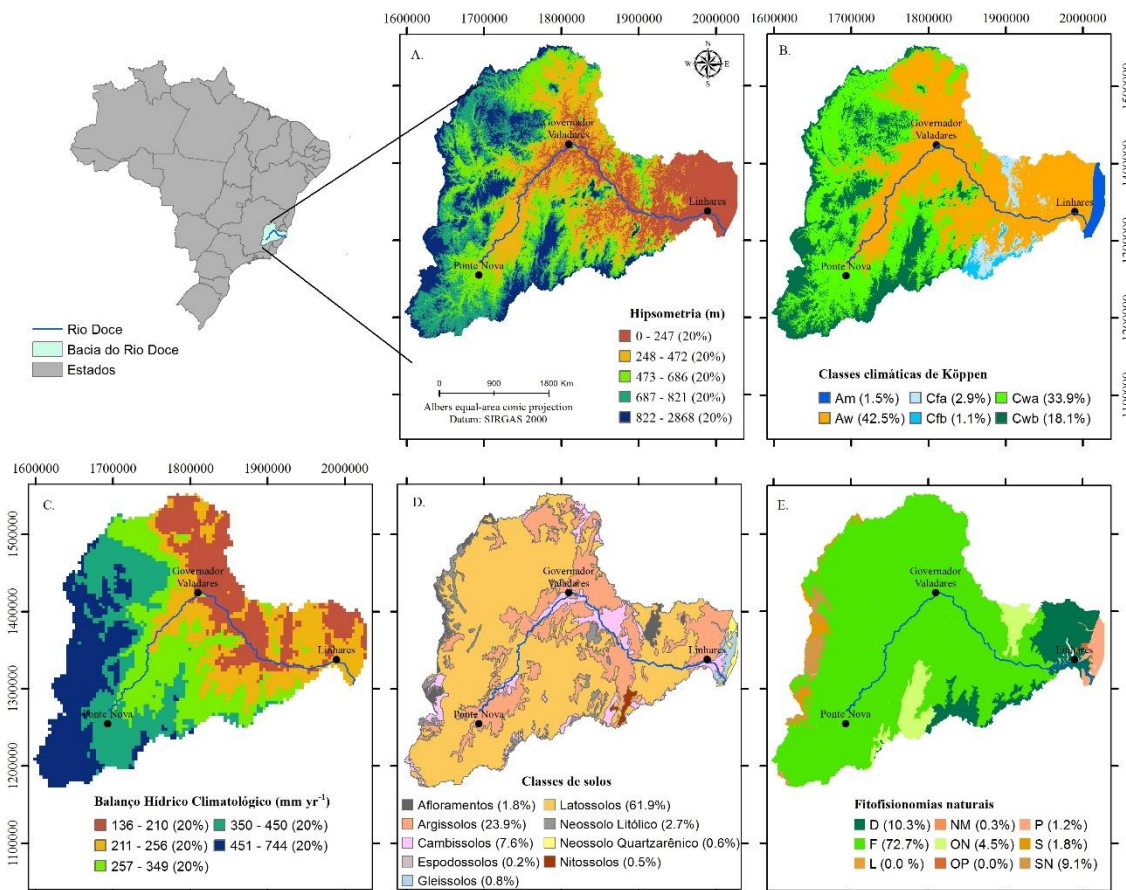
## **3.2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **3.2.1 Área de estudo**

A área de estudo é a bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD, Figura 3.1), a qual possui uma área de, aproximadamente, 87.000 km<sup>2</sup> (ECONPLAN-LUME, 2010) e está situada na região sudeste do Brasil, nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo (Figura 3.1). A altitude varia de 0 a 2862 m (Figura 3.1a), sendo o valor médio de 544 m. Segundo a classificação climatológica de Köppen (Figura 3.1b), os climas predominantes na bacia são: Aw - Zona tropical de monções, Cwa - zona subtropical húmida com inverno seco e verão quente e Cwb - zona subtropical húmida com inverno seco e verão temperado (ALVAREZ et al., 2014). O balanço hídrico climatológico (Figura 3.1c), obtido pela diferença entre precipitação e evapotranspiração real considerando os anos de 2001 e 2018 (ABATZOGLOU et al.,

2018), varia de 136 a 744 mm. Os solos predominantes na bacia são Latossolos, Argissolos e Cambissolos (Figura 1d; DRUCKER et al., 2017) e as fitofisionomias naturais predominantes são Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecidual e ecótono entre duas (Figura 1e; IBGE, 2018).

Figura 3.1 - Localização da bacia hidrográfica do rio Doce com destaque para os mapas hipsométrico (a), classificação climática de Köppen (b), balanço hídrico climatológico (c), solos (d) e fitofisionomias naturais (e)



Fonte: Alvarez et al. (2014), Abatzoglou et al. (2018), DRUCKER et al (2017) e IBGE (2018).

Nota: D = Floresta ombrófila densa; F = Floresta Estacional Semidecidual; L = Campinaranas; NM = Contato Floresta Estacional/Floresta Ombrófila Mista; ON = Contato Floresta Ombrófila/Floresta Estacional; OP = Contato Floresta Ombrófila/Formação Pioneiras (Restinga); P = Formação Pioneiras; S = Savana (Cerrado); SN = Contato Savana/Floresta Estacional;

### 3.2.2 Base de dados

Para a estimativa do IUTP foram utilizadas as imagens multiespectrais Landsat 8 Operational Land Imager Level-2 (LS8), Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper (LS7), MOD09Q1 Version 6 (Modis) e Sentinel-2 Level 2A (S2), com resolução espacial de 30, 30, 240 e 10 m, respectivamente. O período de aquisição das imagens LS8, LS7 e S2 foram de 27-07-2019 a 13-08-2019. As imagens sobrepostas referentes a cada sensor foram combinadas considerando a média dos pixels, de maneira a obter um mosaico final para cada sensor. A imagem Modis é referente à data de 05-08-2019 e refere-se a uma composição de 8 dias. A aquisição das imagens e filtragem das nuvens foi realizado na plataforma Google Earth Engine, sendo o algoritmo disponível em <https://code.earthengine.google.com/5cc939d035c40d2dc633c5792c7206ce>. Todas as imagens adquiridas possuem correção atmosférica e tiveram as nuvens removidas através de filtros disponíveis na plataforma do Google Earth Engine para cada uma das constelações.

Considerou-se para escolha da data de aquisição das imagens o estudo de Pereira, Ferreira e Guimarães (2018), no qual realizou uma análise da dinâmica anual da cobertura vegetal proporcionada por pastagens em uma sub-bacia da BHRD. Nesse trabalho foi apresentado um índice de degradação de pastagens o qual considera a variação da cobertura vegetal ao longo do ano, estimada através do NDVI. Por meio da interpretação da dinâmica anual da cobertura vegetal foi possível identificar que um diagnóstico realizado entre o final do mês de julho e início do mês de agosto apresenta resultado semelhante ao índice proposto, reduzindo assim a necessidade de utilização de diferentes composições ao longo do ano.

Para realização do trabalho também se utilizou o mapa de solos de Minas Gerais (1:600.000) e Espírito Santo (1:400.000) disponíveis na plataforma GEOINFO (DRUCKER et al., 2017), assim como o mapa de uso e cobertura de 2018 (PROJETO MAPBIOMAS, 2018). As classes de solos foram agrupadas segundo o primeiro nível categórico, com excessão dos Neossolos, os quais foram agrupados considerando o segundo nível categórico com fins de diferenciar os Neossolos Litólicos dos Quartzarênicos.

O mapa do PROJETO MAPBIOMAS possui uma tipologia intitulada como “mosaico de agricultura e pastagem”. A fim de separar tais usos, utilizou-se o levantamento das áreas de cafezais da bacia realizado em 2016 pelo Laboratório de

Geoprocessamento do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (LABGEO/UFV) e, em relação ao Espírito Santo, utilizou-se o levantamento das culturas perenes disponibilizados pelo GEOBASES (ESPÍRITO SANTO, 2014). A separação dessa tipologia foi realizada pela substituição dos pixels identificados como tipologia “mosaico de agricultura e pastagem” no mapa do Mapbiomas pelo mapa de cafezais e culturas perenes citados acima.

### **3.2.3 Modelagem da IUTP exercidas por pastagens a partir de imagens LS8**

A metodologia utilizada para o diagnóstico da IUTP foi a apresentada no segundo artigo da tese e consiste na classificação do NDVI obtido a partir de imagens LS8 em intervalos que representam diferentes classes de IUTP (IUTP-LS8). Para delimitação desses intervalos foi necessário, em um primeiro momento, identificar, com auxílio de imagens do Google Earth, valores de NDVI associados às classes solo exposto e vegetação nativa, atribuindo-se valores de NDVI inferiores à primeira, classe I de IUTP, e valores superiores à segunda, classe VIII de IUTP. Em um segundo momento, o intervalo entre os dois valores acima citados foi dividido em 6 intervalos equidistantes, sendo atribuídas classes II, III, IV, V, VI e VII de IUTP proporcionais aos valores de NDVI. Os valores de NDVI associados à solo exposto e vegetação nativa foram identificados por análise visual de imagens do Google Earth, sendo adotado 0,23 e 0,82, respectivamente. Valores de NDVI inferior à 0,1 foram excluídos da análise pois eram referentes a corpos hídricos.

### **3.2.4 Modelagem da IUTP-LS8 a partir de imagens Landsat 7, Sentinel e MODIS**

Para estimar a IUTP-LS8 a partir de imagens LS7 e S2 foi necessário calibrar as respostas espectrais delas a fim de obter resolução espectral semelhante ao LS8, sendo que para S2 foi necessário realizar, primeiramente, uma reamostragem dos pixels de 10 m para 30 m por meio de interpolação bilinear.

A calibração das respostas espectrais foi realizada de duas maneiras (Figura 3.2A): a primeira, a partir de regressão linear entre as bandas vermelha e infravermelha dos respectivos sensores, em relação ao LS8, para posterior cálculo do NDVI; a segunda foi a obtenção do NDVI dos sensores LS8, LS7 e S2 para realizar a regressão linear do NDVI de LS7 e S2 em relação ao LS8. Tal procedimento foi

realizado visando identificar qual dos dois procedimentos é mais acurado na obtenção do NDVI LS8 a partir de imagens LS7 e S2.

Para calibração dos modelos lineares foram selecionados, aleatoriamente, 75% dos dados (19.018.192 pixels) comuns entre as imagens LS8, LS7 e S2, enquanto para validação foram 25% (6.339.398 pixels). O modelo de regressão com melhor desempenho foi selecionado com base no coeficiente de determinação ( $R^2$ ), erro médio absoluto (MAE), Erro de raiz quadrático médio (RMSE) e RMSE normalizado pela média do NDVI observado nas amostras de validação (RMSEN). Posteriormente aos procedimentos realizados, a IUTP-LS8 foi estimada a partir de LS7 e SENT conforme apresentado no tópico 2.2.

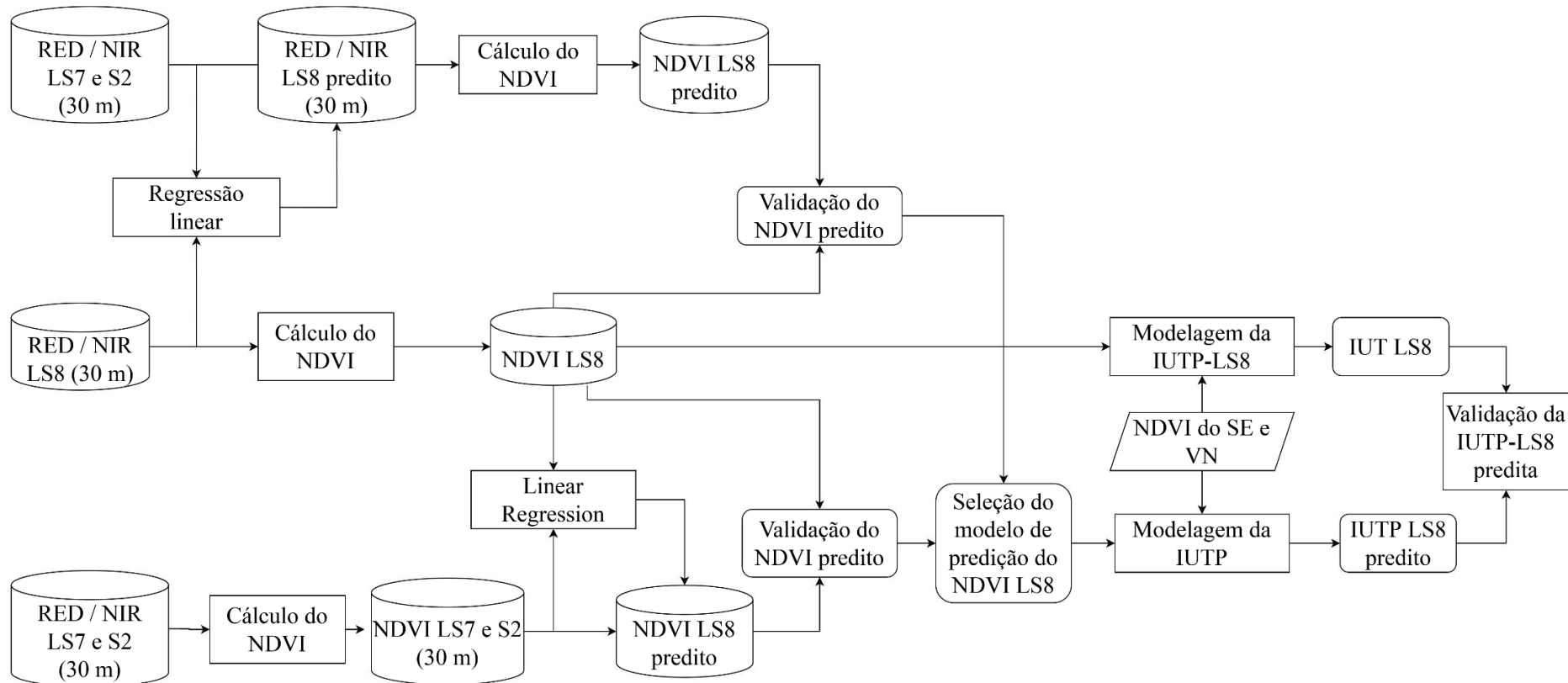
A metodologia adotada para modelar IUTP-LS8 a partir das imagens MODIS consistiu em gerar 225 simulações com diferentes valores de NDVI associados às classes solo exposto (0.13 a 0.27) e vegetação natural (0.76 a 0.90), os quais foram utilizados para rodar o modelo proposto no terceiro artigo a partir de imagens MODIS. Dessa maneira, obteve-se 225 mapas de IUTP-MODIS, os quais foram comparados com a classificação obtida a partir de LS8 (Figura 3.2B).

A fim de avaliar os 225 mapas obtidos, foi necessário realizar um “up-scaling” da IUTP-LS8 a fim de obter uma resolução compatível à imagem MODIS (~240m). Para tal realizou-se uma estatística zonal com base nos pixels da imagem MODIS considerando a moda das classes de IUTP-LS8 como estatística. As células consideradas após os “up-scaling” foram aquelas que possuíam 64 células LS8 dentro do pixel do MODIS.

A avaliação das classes de IUTP-LS8 obtidos a partir de S2, LS7 e MODIS foi realizada por meio da acurácia (Acur) e índices Kappa. Além disso, foi considerado a acurácia associada à uma classe de erro, ou seja, foi considerado o erro de uma classe como acerto (Acur2) e o índice Kappa ponderado (Wkappa). Acur2 e Wkappa foram calculados devido ao grande número de classes propostos na metodologia apresentada no primeiro artigo e por considerar que o erro associado à uma classe é menos problemático que aqueles causados por mais classes de diferença.

Figura 3.2 - Diagrama das metodologias utilizadas para estimativa da IUTP-LS8 a partir de imagens Landsat 7 (A.), Sentinel (A.) e Modis (B.)

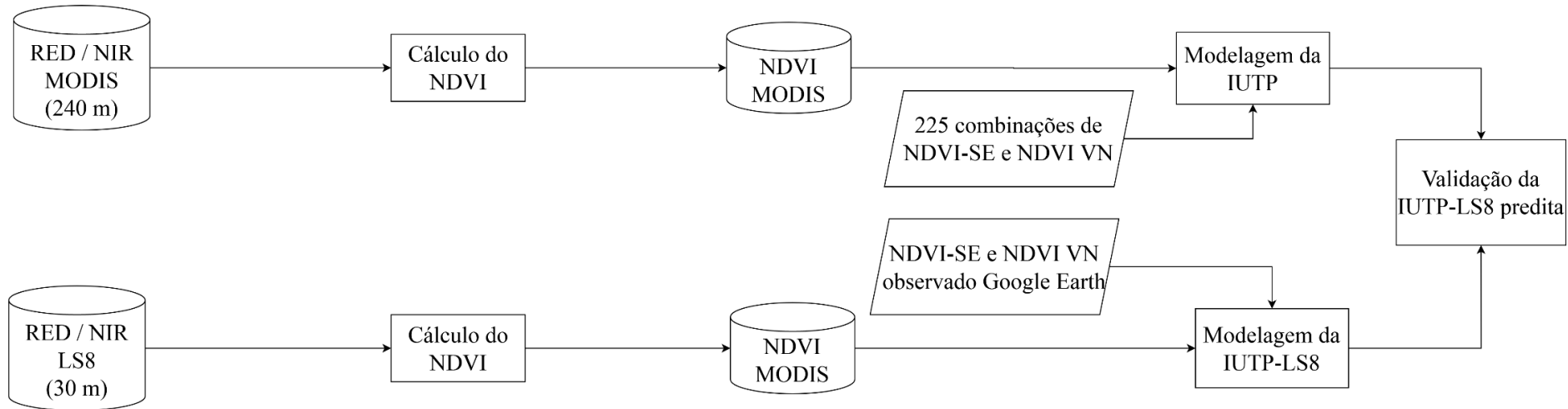
A.



Nota: RED = vermelho; NIR = infra-vermelho próximo; LS7 = Landsat 7; LS8 = Landsat 8; S2 = Sentinel-2; MODIS = Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer; NDVI = Índice de vegetação da diferença normalizada; IUTP = intensidade de uso exercido por pastagens; SE = solo exposto; VN = vegetação nativa

Figura 3.2 - Diagrama das metodologias utilizadas para estimativa da IUTP-LS8 a partir de imagens Landsat 7 (A.), Sentinel (A.) e Modis (B.)

B.



Nota: RED = vermelho; NIR = infra-vermelho próximo; LS7 = Landsat 7; LS8 = Landsat 8; S2 = Sentinel-2; MODIS = Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer; NDVI = Índice de vegetação da diferença normalizada; IUTP = intensidade de uso exercido por pastagens; SE = solo exposto; VN = vegetação nativa

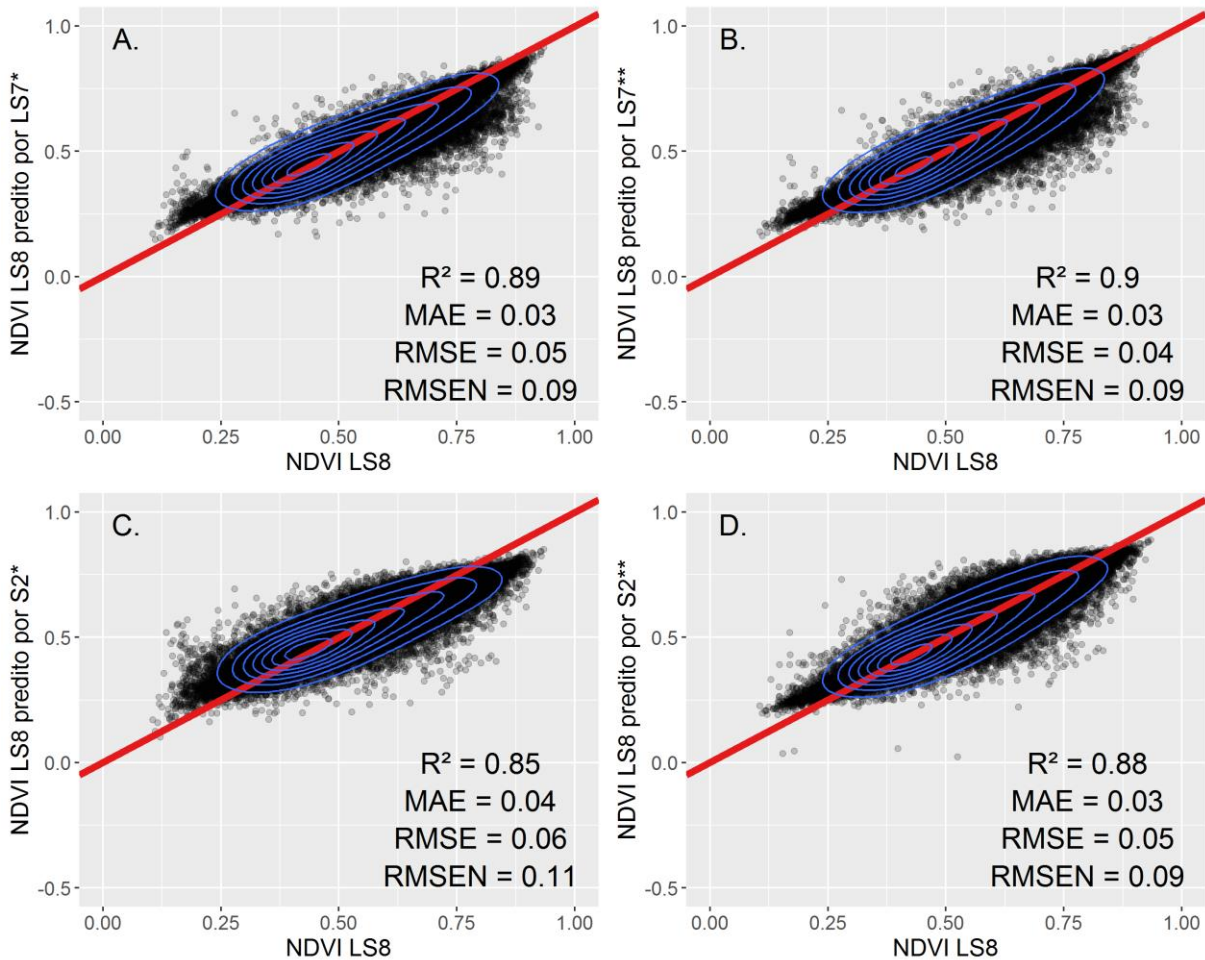
### **3.2.5 IUTP exercidas por pastagens na BHRD**

De posse da IUTP-LS8 obtida pelos diferentes sensores, foi realizado um mosaico das mesmas de maneira a obter um diagnóstico das pastagens na BHRD. O mosaico realizado considerou como ordem de preenchimento a IUTP obtida a partir de imagens LS8 (padrão) e, posteriormente, aquelas que apresentaram melhor desempenho dos índices estatísticos espaciais.

## **3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

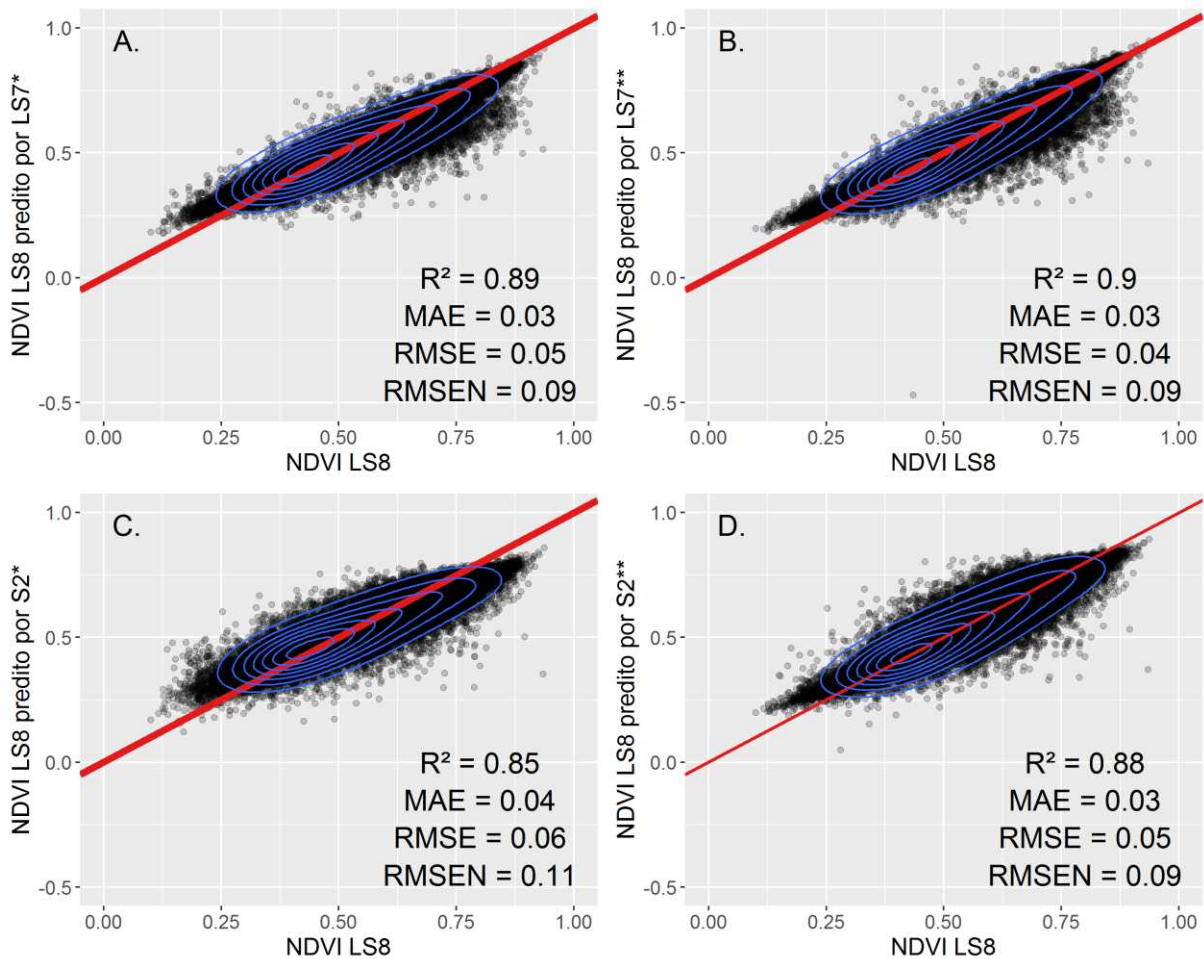
Na Figura 3.3 são apresentados os resultados da calibração dos modelos de regressão para obtenção de NDVI LS8 a partir imagens LS7 e S2. Os resultados apresentados evidenciam que o NDVI LS8 predito a partir da regressão do NDVI LS7 e do S2 foi mais assertivo do que aquele obtido a partir da calibração das bandas do vermelho e infravermelho, o que também foi observado nos dados de validação (Figura 3.4). Dessa maneira, a harmonização realizada pela regressão direta no NDVI foi utilizada modelar a IUTP-LS8 a partir de LS7 e S2. Cabe ressaltar que resultados estatísticos semelhantes de harmonização do NDVI entre imagens LS8 e S2 foram obtidos por Zhang et al. (2018) e Nguyen et al. (2020).

Figura 3.3 - Resultados estatísticos de calibração da harmonização do NDVI, provenientes de imagens Landsat 7 (LS7) e Sentinel 2 (S2) com Landsat 8 (LS8), realizada por regressão e regressão direta do NDVI (A. e B.) e partir das das bandas do vermelho e infra-vermelho (C. e D.)



Nota:  $R^2$  = coeficiente de determinação; MAE = erro médio absoluto; RMSE = raiz do erro quadrático médio, RMSSEN = raiz do erro quadrático médio normalizado (RMSSEN); \* = NDVI LS8 predito pela regressão das bandas; NDVI LS8 predito pela regressão do NDVI;

Figura 3.3 - Resultados estatísticos de validação da harmonização do NDVI, provenientes de imagens Landsat 7 (LS7) e Sentinel 2 (S2) com Landsat 8 (LS8), realizada por regressão e regressão direta do NDVI (A. e B.) e partir das das bandas do vermelho e infra-vermelho (C. e D.)



Nota:  $R^2$  = coeficiente de determinação; MAE = erro médio absoluto; RMSE = raiz do erro quadrático médio, RMSEN = raiz do erro quadrático médio normalizado (RMSEN); \* = NDVI LS8 predito pela regressão das bandas; NDVI LS8 predito pela regressão do NDVI;

Na Tabela 3.2 são apresentadas as matrizes de confusão entre a IUTP-LS8, IUTP-LS7, IUTP-S2 e IUTP-MODIS, enquanto que na Tabela 3.3 são apresentados os índices estatísticos de validação espacial da IUTP-LS8 obtidos a partir das imagens LS7, S2 e MODIS.

Tabela 3.2 - Validação espacial da IUTP-LS8 obtidos a partir das imagens LS7, S2 e MODIS

<b>IUT LS8 / IUT LS8<sup>LS7</sup></b>	<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>V</b>	<b>VI</b>	<b>VII</b>	<b>VIII</b>	<b>Soma</b>
I	0,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
II	0,0	3,0	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,6
III	0,0	1,2	18,8	4,9	0,0	0,0	0,0	0,0	24,9
IV	0,0	0,1	3,0	20,0	3,8	0,0	0,0	0,0	26,9
V	0,0	0,0	0,3	3,0	13,7	2,1	0,0	0,0	19,2
VI	0,0	0,0	0,0	0,5	2,6	9,2	1,0	0,0	13,4
VII	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4	1,7	5,7	0,3	8,1
VIII	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4	0,8	1,4
Soma	0,1	4,8	24,7	28,5	20,6	13,1	7,1	1,1	100,0
<b>IUT LS8 / IUT LS8<sup>S2</sup></b>	<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>V</b>	<b>VI</b>	<b>VII</b>	<b>VIII</b>	<b>Soma</b>
I	0,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
II	0,0	2,6	3,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	5,6
III	0,0	0,5	19,6	4,6	0,2	0,0	0,0	0,0	24,9
IV	0,0	0,1	3,5	19,4	3,6	0,3	0,0	0,0	26,9
V	0,0	0,0	0,3	4,4	11,6	2,7	0,2	0,0	19,2
VI	0,0	0,0	0,0	0,4	3,5	7,8	1,7	0,0	13,4
VII	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	2,4	5,4	0,1	8,1
VIII	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,0	0,4	1,4
Soma	0,1	3,6	26,4	28,8	19,2	13,2	8,2	0,5	100,0
<b>IUT LS8 / IUT LS8<sup>MODIS</sup></b>	<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>V</b>	<b>VI</b>	<b>VII</b>	<b>VIII</b>	<b>Soma</b>
I	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
II	0,0	2,0	3,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	6,1
III	0,1	2,0	28,0	12,4	1,1	0,1	0,0	0,0	43,7
IV	0,0	0,2	7,4	19,8	4,6	0,3	0,0	0,0	32,5
V	0,0	0,0	0,9	5,9	4,6	0,5	0,0	0,0	11,9
VI	0,0	0,0	0,1	1,3	2,0	0,6	0,0	0,0	4,1
VII	0,0	0,0	0,0	0,2	0,5	0,4	0,1	0,0	1,2
VIII	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Soma	0,2	4,5	40,2	40,1	12,9	1,9	0,1	0,0	100,0

Tabela 3.3 - Validação espacial da IUTP-LS8 obtidos a partir das imagens LS7, S2 e MODIS

Satélite	Acurácia (dec)	Acurácia2 (dec)	Kappa (dec)	Wkappa (dec)
LS7	0,71	0.98	0.64	0.91
S2	0.67	0.98	0.58	0.90
MODIS	0.55	0.94	0.34	0.64

LS7 = Landsat 7; S2 = Sentinel-2; MODIS = .Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer

Na Tabela 3.3 evidencia-se que a modelagem da IUTP-LS8 a partir de LS7 obteve o melhor desempenho, seguido de S2 e MODIS. O erro associado à uma classe representa 92,8%, 94,0% e 86,7% do total de erros associados aos respectivos sensores [ (Acurácia2 – Acurácia) / (1 – Acurácia) ]. Considerou-se os resultados satisfatórios visto que o erro associado à uma classe é possível ser observado inclusive em trabalhos de campo (artigo 2), devido ao elevado número de classes de IUTP.

As pastagens não contempladas pelas imagens LS8, em decorrência da presença de nuvens, foram preenchidas segundo a performance estatística pelas imagens LS7, S2 e MODIS, sequencialmente. A porcentagem da IUTP estimada pelos sensores LS8, LS7, S2 e MODIS foram, respectivamente, 81,6%, 6,8%, 9,3% e 1,9%, totalizando 99,6% das pastagens mapeadas.

Com base nos resultados, considerou-se que a combinação dos diferentes sensores permitiu sobrepor a limitação da presença de nuvens, possibilitando um diagnóstico das pastagens na BHRD, para o ano de 2019, com janela temporal de 18 dias. O mapa de IUTP na BHRD são apresentados na Figura 3.3. Considerando que a classe de IUTP VIII refere-se à vegetação nativa, as porcentagens finais de classes de IUTP são apresentados na Tabela 3.4.

Figura 3.3 - Mapa de classes de intensidade de uso da terra exercido por pastagens (IUTP) na bacia hidrográfica do rio Doce

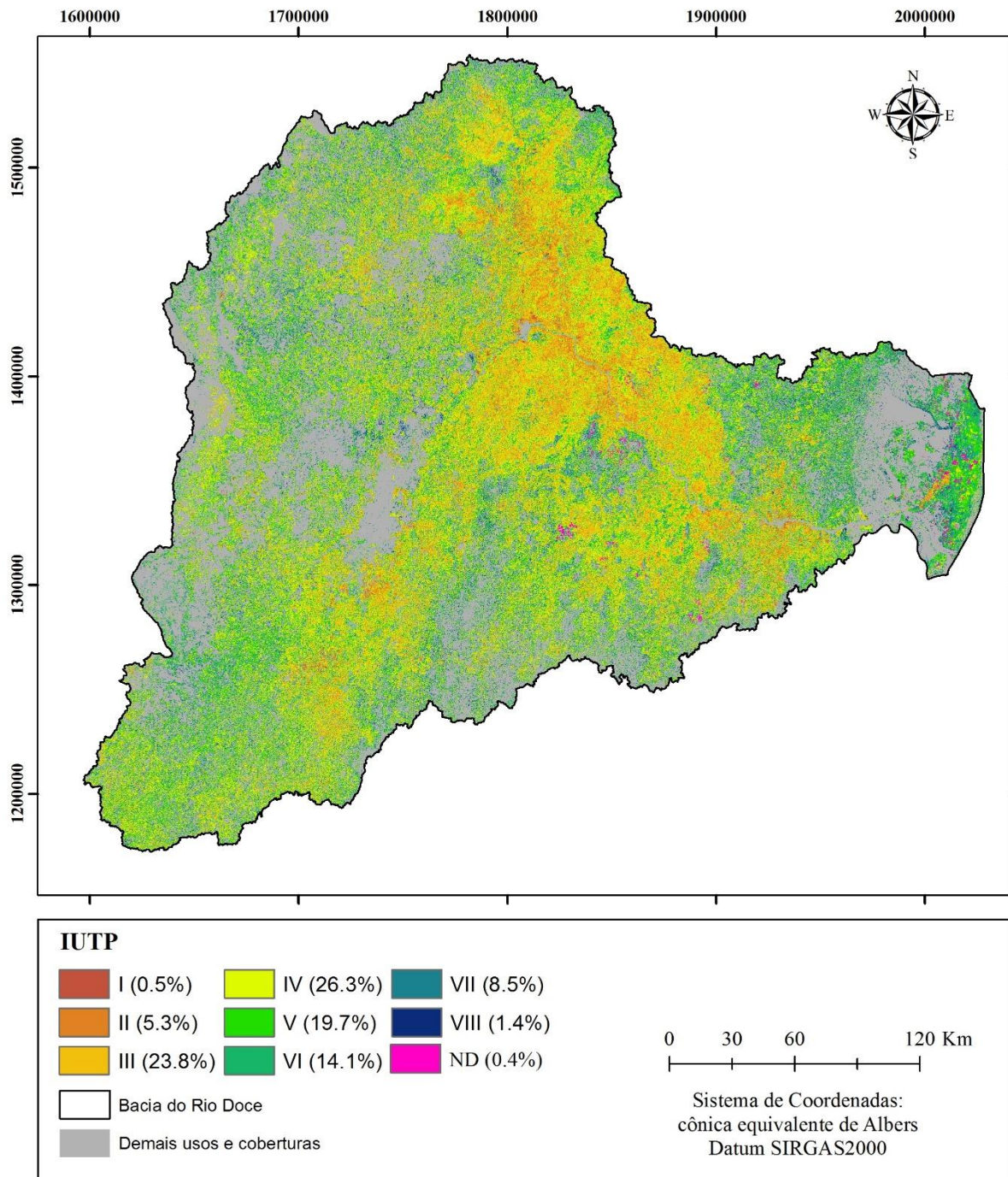


Tabela 3.4 - Área e porcentagem das classes de intensidade de uso exercida por pastagens (IUTP) na bacia hidrográfica do rio Doce

IUTP	Área (km <sup>2</sup> )	Área acumulada (km <sup>2</sup> )	Porcentagem	Porcentagem acumulada
I	277,5	277,5	0,5	0,5
II	3.038,1	3.315,6	5,4	5,8
III	13.693,0	17.008,6	24,1	30,0
IV	15.133,6	32.142,2	26,7	56,6
V	11.342,3	43.484,5	20,0	76,6
VI	8.147,4	51.631,9	14,4	90,9
VII	4.889,0	56.520,9	8,6	99,6
ND	250,3	56.771,2	0,4	100,0

ND = não diagnosticado.

A análise das porcentagens das classes de IUTP (Tabela 3.4) evidência o alto nível de degradação encontrado na BHRD, pois 76,6% (43.485,5 km<sup>2</sup>) das pastagens apresentam algum grau de degradação (classes I a V) e 30% (17.008,6 km<sup>2</sup>) de todas as pastagens apresentam degradação pesada ou mais intensa (classes I a III). Os resultados corroboram o diagnóstico obtidos pelo INAES (2015), que mapeou as pastagens mineiras, dividindo-as em quatro níveis de degradação. De acordo com este estudo, para as mesorregiões mineiras da Zona da Mata, Vale do Rio Doce e Metropolitana de Belo Horizonte, que abrangem a parte mineira da BHRD, 42,5, 40,9 e 44,7% das pastagens em atividade apresentam forte grau de degradação, 28,8, 33,0 e 29,2% exibem um grau moderado de degradação, e 5,6, 3,4 e 4,8% não são degradados, respectivamente.

A distribuição espacial da IUTP é explicada, em partes, pela distribuição climática na BHRD como pode ser observado nas Figuras 3.4. Na região de clima tropical de inverso seco (Aw), as pastagens apresentam IUTP igual a III como classe predominante. Na região CWa e CWb (subtropical com inverno seco/verão quente e subtropical com inverso seco/verão temperado, respectivamente) a classe de IUTP predominante é a IV, sendo que em CWa a intensidade de uso exercida pelas pastagens é maior que em CWb. Enquanto para Cfa e Cfb (subtropical sem estação seca / verão quente e subtropical sem estação seca e verão temperado) as classes predominantes são IV e V, sendo que para a última a distribuição da IUTP é mais homogênea entre as classes IV, V, VI e VII (Figura 4). Por último, Am (clima tropical de monção), possui classe de IUTP V como predominante. Portanto, a distribuição da IUTP reflete a combinação entre as sazonalidades, totais precipitados e temperaturas,

o que também é observado na distribuição das fitofisionomias da vegetação nativa na bacia (Figura 3.1E). Tais fitofisionomias, podem ser divididas em Florestas Ombrófilas Densas e Floresta Estacional Semidecidual, sendo que a primeira está associada às regiões com maior disponibilidade hídrica anual e, a segunda, o inverso. Além disso, o grau de caducifoliedade da vegetação nativa possui um gradiente natural de aumento no sentido leste/oeste e sul/norte.

A Figura 3.5 apresenta a porcentagem das classes de IUTP em cada unidade de mapeamento de solo da BHRD. Dentre as três principais classes de solo, as quais totalizam 93,4% da área total da bacia, observa-se que os Latossolos apresentam a classe IV como modal de IUTP, enquanto os Argissolos e Cambissolos, a classe III.

Os Latossolos são solos profundos, estruturados, bem drenados e mais estáveis (SCHAEFER, 2013; LEPSCH, 2011), proporcionando uma maior infiltração, menor escoamento superficial e, portanto, menor depauperamento do solo. Os Argissolos são solos em geral com profundidade mediana, porém com drenagem mais limitada, devido ao gradiente textural entre horizontes A e B, constituindo-se em solos mais susceptíveis à erosão quando comparados aos Latossolos. Os cambissolos, localizados nas partes côncavas e em relevos mais acidentados, tendem a ser mais rasos, menos estruturados e, portanto, com drenagem inferior e maior susceptibilidade à erosão que os dois anteriores.

Os Neossolos Litólicos, geralmente associados à afloramentos rochosos, são solos mais susceptíveis à erosão, contudo observa-se que IUTP nessas classes foi relativamente mais baixa do que o esperado. Tal comportamento justifica-se pela presença de extensas áreas com vegetação em estágio de regeneração mais avançado e de campos rupestres e de altitude classificados como pastagem no mapa de uso e cobertura utilizado.

Figura 3.4 - Histograma das classes de intensidade de uso da terra exercida por pastagens (IUTP) nos diferentes climas presentes na bacia hidrográfica do rio Doce

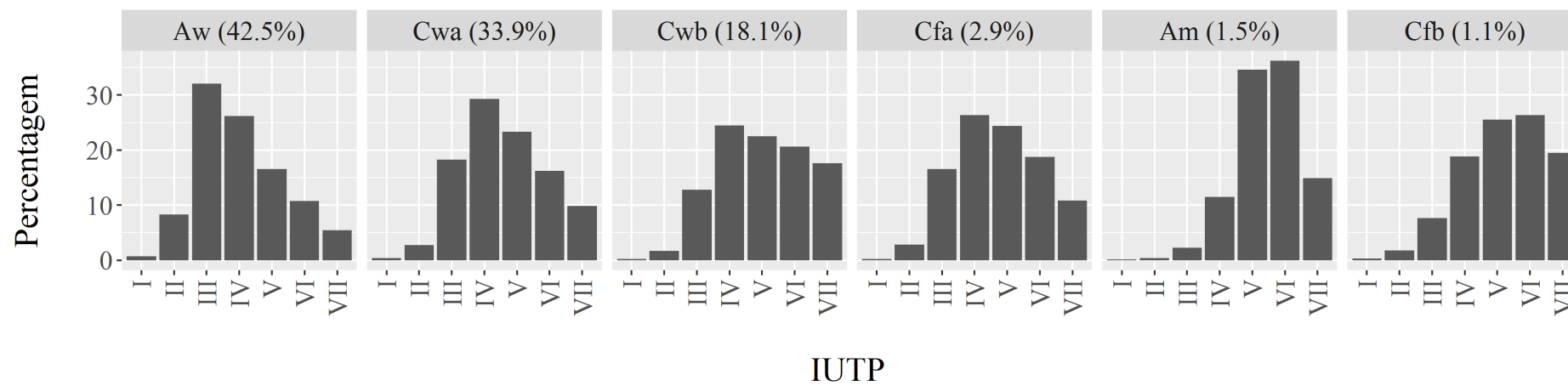
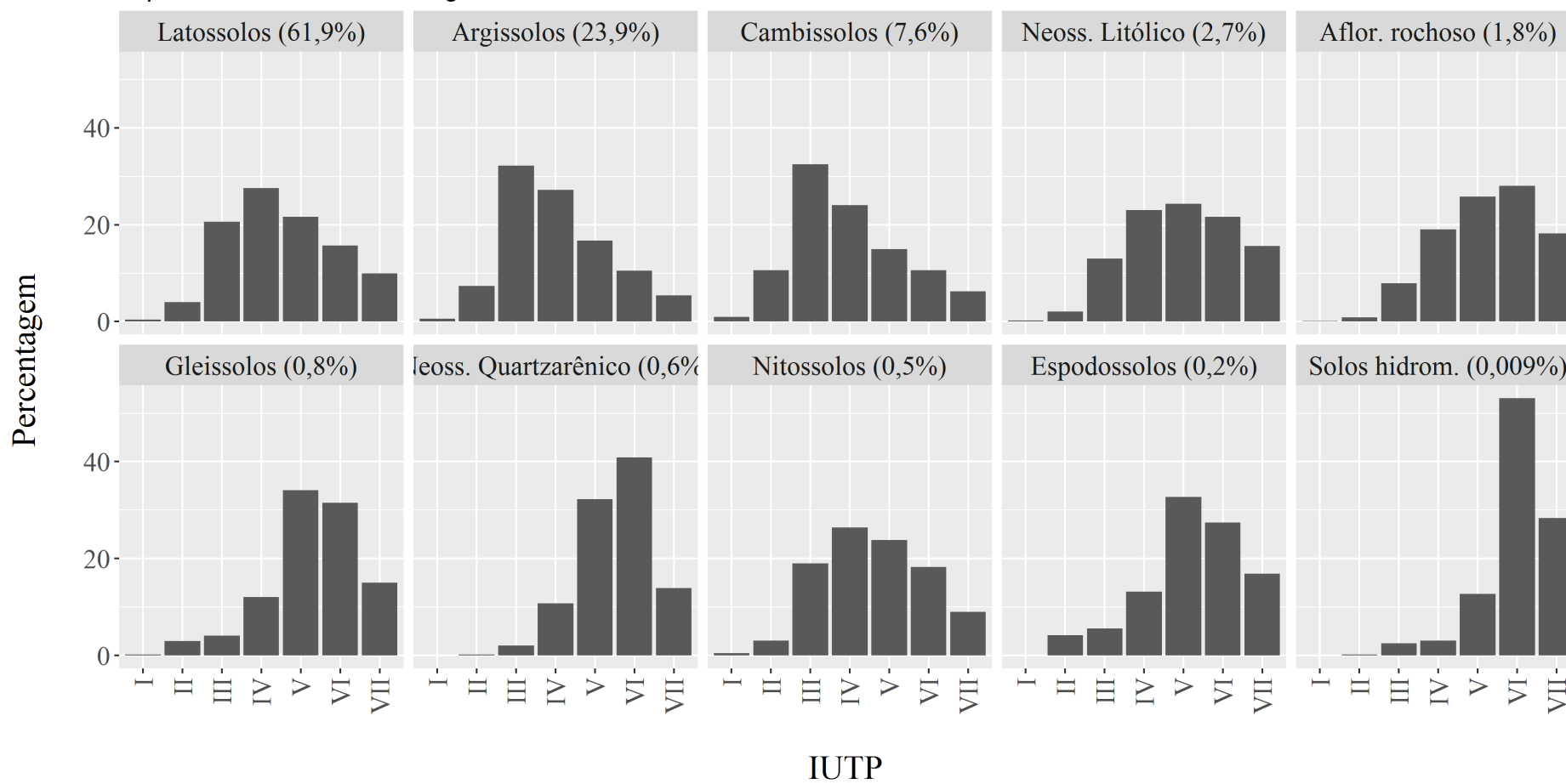


Figura 3.5 - Histograma das classes de intensidade de uso da terra exercida por pastagens (IUTP) nos diferentes solos presentes na bacia hidrográfica do rio Doce.



Quanto aos Gleissolos, Neossolos quartzarênicos, Espodossolos e Manguzais, os mesmos estão associados às regiões com baixas declividades, próximas da foz do rio Doce, e possuem nível do lençol freático elevado. Além disso, as áreas associadas à tais sofrem maior influência da massa de ar Tropical Atlântica, proporcionando o maior volume precipitado na bacia durante o período de estiagem (CUPOLILLO; DE ABREU; VIANELLO, 2008), garantindo menor sazonalidade pluviométrica (Clima Am). Portanto, possuem maior disponibilidade hídrica anual. Contudo, equívocos no mapa de uso e cobertura tenderam a diminuir a IUTP esperada nessas classes, sendo que áreas associadas à baixa IUTP estão ocupadas por vegetação nativa em regeneração. Por último, os Nitossolos são solos estruturados, sendo por vezes considerados intermediários aos Latossolos, com os quais muitos ocorrem associados (LEPSH, 2011).

Com base nos resultados e discussões apresentadas acima fica evidenciado que a IUTP é sensível às características pedológicas e climáticas da BHRD, sendo essa dependência potencializada devido ao manejo das pastagens na bacia, predominantemente caracterizado pelo pastoreio extensivo. As áreas com maior sazonalidade pluviométrica (clima Aw) e associadas à Argissolos / Cambissolos, localizadas na porção central da bacia, são as que apresentaram maior nível de degradação assim como são as mais susceptíveis à degradação, pois a disponibilidade hídrica anual inviabiliza um crescimento do pasto, deixando-o mais exposto às primeiras chuvas. Além disso, tais solos tendem a possuir menor infiltração e/ou são menos estruturados. Portanto, o manejo conservacionista do pasto nessas regiões possui um papel fundamental na preservação da terra e cujos efeitos das mudanças climáticas tendem a ser mais pronunciados.

O atual estado de degradação das pastagens na BHRD, associado com a área ocupada pelas mesmas, contribui substancialmente com a escassez de recursos e desequilíbrio ambiental na bacia, sendo erosão (APRIL; LORANDI; SIQUIERA, 2016; FRAGA et al. 2020), redução da disponibilidade hídrica (COELHO, 2006; OLIVEIRA; QUARESMA, 2017; LYRA; RIGO, 2019), aumento dos eventos de inundação (OLIVEIRA; QUARESMA, 2017, LYRA; RIGO, 2019) e decréscimo da biodiversidade (REZENDE et al. 2018) os mais facilmente observáveis. Outras consequências são a redução da qualidade da água (FRAGA et al., 2021), a elevação da emissão de carbono (FIGUEIREDO et al. 2017), a mudança do regime climático local/regional com

concentração temporal das precipitações (BERBET; COSTA, 2003; WEBB et al., 2005) e aumento da temperatura (ANDRADE et al., 2014).

A demanda por mudança no manejo das pastagens na BHRD é necessária de maneira a garantir a manutenção dos serviços ecossistêmicos. Nesse sentido, diversas técnicas agropecuárias mais conservacionistas têm sido desenvolvidas, lembradas e/ou aprimoradas, tais como o manejo rotacional das pastagens (STANLEY et al., 2018; SAVIAN et al., 2018; HILLENBRAND et al., 2019), integração pecuária-floresta (DE FIGUEIREDO et al., 2017a). Contudo, a adoção de práticas mais conservacionistas do solo e da água é dependente de maior organização e incentivo, seja pelos órgãos públicos, setor privado e/ou sociedade civil, de maneira que os custos/benefícios sociais, ambientais e econômicos sejam considerados, como em Ribeiro et al. (2020).

### **3.4 CONCLUSÕES**

A calibração realizada para harmonizar o índice de vegetação da diferença normalizada (NDVI) proveniente das constelações Landsat 7 (LS7) e Sentinel-2 (S2) com imagens Landsat 8 (LS8) foi mais acurada quando realizada por meio de regressão direta do NDVI do que pela regressão das bandas do vermelho e infravermelho, para posterior cálculo do NDVI.

A combinação de imagens LS8, LS7, SENT e MODIS reduziu a limitação associada à presença de nuvens, possibilitando uma estimativa da intensidade de uso da terra exercida pelas pastagens (IUTP) na bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD) a partir de uma janela temporal reduzida

A bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD) possui pastagens com elevado grau de degradação, sendo que 76,6% das mesmas apresentam algum grau de degradação e 30,0% apresentam alto grau de degradação.

A IUTP foi sensível às variações climáticas e pedológicas na BHRD, demonstrando que tais características são importantes potencializadoras na degradação das pastagens. Pastagens em Argissolos e Cambissolos associados ao clima tropical de monções (Aw), localizados na porção central da bacia, são as mais susceptíveis à degradação, sendo que o manejo das pastagens nesses locais tem papel fundamental para manter a capacidade do solo em prover serviços ecossistêmicos.

## REFERÊNCIAS

- ABATZOGLOU, J. T.; DOBROWSKI, S. Z.; PARKS, S. A.; HEGEWISCH, K. C. TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958-2015. **Scientific Data**, v. 5, p. 1–12, 2018. Disponível em: <[10.1038/sdata.2017.191](http://dx.doi.org/10.1038/sdata.2017.191)>.
- ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. E. Linking soils to ecosystem services - A global review. **Geoderma**, v. 262, p. 101–111, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>>.
- ALVAREZ, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. D. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2014. Disponível em: <[https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen\\_s\\_climate\\_classification\\_map\\_for\\_Brazil?af=crossref](https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil?af=crossref)>.
- ANDRADE, R. G.; DE C. TEIXEIRA, A. H.; SANO, E. E.; LEIVAS, J. F.; DE C. VICTORIA, D.; NOGUEIRA, S. F. Pasture evapotranspiration as indicators of degradation in the Brazilian Savanna: a case study for Alto Tocantins watershed. **Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XVI**, v. 9239, n. October, p. 92391Z, 2014.
- APRILE, F.; LORANDI, R.; SIQUEIRA, G. Influence of Natural and Anthropogenic Processes in the Coastline Evolution at the Doce River Mouth (Espírito Santo, Brazil). **British Journal of Environment and Climate Change**, v. 6, n. 1, p. 18–27, 2016.
- BERBET, M. L. C.; COSTA, M. H. Climate change after tropical deforestation: Seasonal variability of surface albedo and its effects on precipitation change. **Journal of Climate**, v. 16, n. 12, p. 2099–2104, 2003.
- CLAVERIE, M.; JU, J.; MASEK, J. G.; DUNGAN, J. L.; VERMOTE, E. F.; ROGER, J. C.; SKAKUN, S. V.; JUSTICE, C. The Harmonized Landsat and Sentinel-2 surface reflectance data set. **Remote Sensing of Environment**, v. 219, p. 145–161, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.09.002>>.
- COELHO, A. L. N. Situação hídrico-geomorfológica da bacia do rio doce com base nos dados da série histórica de vazões da estação de colatina - ES. **Caminhos de Geografia**, p. 56–79, 2006. Disponível em: <<http://www.ig.ufu.br/revista/caminhos.html>>.
- CUPOLILLO, F.; ABREU, M. L. De; VIANELLO, R. L. Climatologia da Bacia do Rio Doce e sua Relação com a Topografia Local. **Geografias**, v. 04, n. 1, p. 45–60, 2008. Disponível em: <<http://www.cantacantos.com.br/revista/index.php/geografias/article/view/71/0>>.
- DE FIGUEIREDO, E. B.; JAYASUNDARA, S.; DE OLIVEIRA BORDONAL, R.; BERCHIELLI, T. T.; REIS, R. A.; WAGNER-RIDDLE, C.; LA SCALA, N. Greenhouse gas balance and carbon footprint of beef cattle in three contrasting pasture-management systems in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, n. 2017, p. 420–431, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.132>>.
- DIAS, L. C. P.; PIMENTA, F. M.; SANTOS, A. B.; COSTA, M. H.; LADLE, R. J. Patterns

of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. **Global change biology**, v. 22, n. 8, p. 2887–2903, 2016. Disponível em: <10.1111/gcb.13314>.

DRUCKER, D. P.; PINTO, D. M.; FIDALGO, E. C. C.; CUSTÓDIO, D. O.; DANIEL DE CASTRO VICTORIA, B.; ALMEIDA, B. T.; SIMÕES, M.; MACHADO, C. R. D. L.; VIANA DOS SANTOS BRANDÃO, V.; DART, R. de O.; AGLIO, M. L. D.; RASCHE, F.; LAFORET, M. R. C.; BETTIOL, G. M.; PEREIRA, S. E. M.; BRANDÃO, Z. N.; GARRASTAZU, M. C.; ALBA, J. M. F.; DA COSTA, F. A.; TORRES, R. C.; DOMPIERI, M. H. G.; SAMPAIO, S. M. N.; MARTINS, E. C.; JUNIOR, I. P.; BAYMA-SILVA, G.; GALINARI, G.; FIORINI, F. B.; TAKEMURA, C. M.; DA CRUZ, S. A. B.; HOLLER, W. A.; DE OLIVEIRA, L. H. GeolInfo - Infraestrutura de Dados Espaciais Abertos para a Pesquisa Agropecuária GeolInfo. **Revista Eletrônica de Comunicação, Informação & Inovação em Saúde**, v. 11, p. 1–17, 2017. Disponível em: <https://www.reciis.iciict.fiocruz.br/index.php/reciis/article/viewFile/1356/pdf1356>.

ECOPLAN-LUME. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. 2010. Disponível em: <http://www.cbhdoce.org.br/pirh-parh-pap/pirh>.

ESPÍRITO SANTO. **Sistema integrado de bases geoespaciais do estado do Espírito Santo**. Disponível em: <https://geobases.es.gov.br/downloads>. Acesso em: 1 fev. 2018.

FRAGA, M. de S.; DA SILVA, D. D.; REIS, G. B.; GUEDES, H. A. S.; ELESBON, A. A. A. Temporal and spatial trend analysis of surface water quality in the Doce River basin, Minas Gerais, Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, v. 22, n. 1, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10668-020-01160-8>.

FRAGA, M. de S.; REIS, G. B.; DA SILVA, D. D.; GUEDES, H. A. S.; ELESBON, A. A. A. Use of multivariate statistical methods to analyze the monitoring of surface water quality in the Doce River basin, Minas Gerais, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 28, p. 35303–35318, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09783-0>.

GALDINO, S.; SANO, E. E.; ANDRADE, R. G.; GREGO, C. R.; NOGUEIRA, S. F.; BRAGANTINI, C.; FLOSI, A. H. G. Large-scale Modeling of Soil Erosion with RUSLE for Conservationist Planning of Degraded Cultivated Brazilian Pastures. **Land Degradation and Development**, v. 27, n. 3, p. 773–784, 2016.

HILLENBRAND, M.; THOMPSON, R.; WANG, F.; APFELBAUM, S.; TEAGUE, R. Impacts of holistic planned grazing with bison compared to continuous grazing with cattle in South Dakota shortgrass prairie. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 279, n. September 2018, p. 156–168, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.02.005>.

HOPPING, K. A.; YEH, E. T.; GAERRANG; HARRIS, R. B. Linking people, pixels, and pastures: A multi-method, interdisciplinary investigation of how rangeland management affects vegetation on the Tibetan Plateau. **Applied Geography**, v. 94, p. 147–162, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.03.013>.

IBGE. Mapeamento de Recursos Naturais do Brasil Escala 1:250.000. 2018. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/vegetacao/22453-cartas-1-250-000.html?=&t=downloads>.

INAES. **Estado da arte das pastagens em Minas Gerais**. 1. ed. Belo Horizonte:

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2015.

JAKIMOW, B.; GRIFFITHS, P.; VAN DER LINDEN, S.; HOSTERT, P. Mapping pasture management in the Brazilian Amazon from dense Landsat time series. **Remote Sensing of Environment**, v. 205, p. 453–468, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.10.009>>.

LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia**. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

LYRA, B. U.; RIGO, D. Deforestation impact on discharge regime in the Doce River Basin. **Revista Ambiente e Água [online]**, v. 14, n. 4, p. e2370, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2370>> .

MEA. **Ecosystems and human well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. v. 5

NGUYEN, M. D.; BAEZ-VILLANUEVA, O. M.; BUI, D. D.; NGUYEN, P. T.; RIBBE, L. Harmonization of landsat and sentinel 2 for crop monitoring in drought prone areas: Case studies of Ninh Thuan (Vietnam) and Bekaa (Lebanon). **Remote Sensing**, v. 12, n. 2, p. 1–18, 2020.

OLIVEIRA, K. S. S.; QUARESMA, V. da S. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 78, p. 101–115, 2017.

PEREIRA, L. F.; FERREIRA, C. F. C.; GUIMARÃES, R. M. F. Manejo, Qualidade E Dinâmica Da Degradação De Pastagens Na Mata Atlântica De Minas Gerais - Brasil. **Nativa**, v. 6, n. 4, p. 370, 2018.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 2.3 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org>>. Acesso em: 1 fev. 2018.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>>.

RIBEIRO, S. M. C.; RAJÃO, R.; NUNES, F.; ASSIS, D.; NETO, J. A.; MARCOLINO, C.; LIMA, L.; RICKARD, T.; SALOMÃO, C.; FILHO, B. S. A spatially explicit index for mapping Forest Restoration Vocation (FRV) at the landscape scale: Application in the Rio Doce basin, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 744, p. 1–12, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140647>>.

ROCHA JUNIOR, P. R. da; ANDRADE, F. V.; MENDONÇA, E. de S.; DONAGEMMA, G. K.; FERNANDES, R. B. A.; BHATTARA, R.; KALITA, P. K. Soil , water , and nutrient losses from management alternatives for degraded pasture in Brazilian Atlantic Rainforest biome. **Science of the Total Environment**, v. 583, p. 53–63, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.187>>.

ROSER, M.; RITCHEI, R. **Yields and Land Use in Agriculture**. Disponível em: <<https://ourworldindata.org/yields-and-land-use-in-agriculture>>. Acesso em: 1 jan. 2019.

SAVIAN, J. V.; SCHONS, R. M. T.; MARCHI, D. E.; FREITAS, T. S. de; DA SILVA NETO, G. F.; MEZZALIRA, J. C.; BERNDT, A.; BAYER, C.; CARVALHO, P. C. de F. Rotatinuous stocking: A grazing management innovation that has high potential to mitigate methane emissions by sheep. **Journal of Cleaner Production**, v. 186, p. 602–608, 2018.

SCHAEFER, C. E. G. R. Bases físicas da paisagem brasileira: estrutura geológica, relevo e solos. In: ARAÚJO, A. P.; ALVES, B. J. R. (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013. p. 69.

SCHNEIDER, B. M.; ANDRES, C.; TRUJILLO, G.; ALCON, F. Cocoa and total system yields of organic conventional agroforestry vs. monoculture systems in a long-term field trial in Bolivia. **Experimental Agriculture**, v. 53, n. 3, p. 351–374, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1017/S0014479716000417>>.

STANLEY, P. L.; ROWNTREE, J. E.; BEEDE, D. K.; DELONGE, M. S.; HAMM, M. W. Impacts of soil carbon sequestration on life cycle greenhouse gas emissions in Midwestern USA beef finishing systems. **Agricultural Systems**, v. 162, n. November 2017, p. 249–258, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agry.2018.02.003>>.

VALLE JÚNIOR, R. F. do; SIQUEIRA, H. E.; VALERA, C. A.; OLIVEIRA, C. F.; SANCHES FERNANDES, L. F.; MOURA, J. P.; PACHECO, F. A. L. Diagnosis of degraded pastures using an improved NDVI-based remote sensing approach: An application to the Environmental Protection Area of Uberaba River Basin (Minas Gerais, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 14, n. February, p. 20–33, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.02.001>>.

VAN OUDENHOVEN, A. P. E.; VEERKAMP, C. J.; ALKEMADE, R.; LEEMANS, R. Effects of different management regimes on soil erosion and surface runoff in semi-arid to sub-humid rangelands. **Journal of Arid Environments**, v. 121, p. 100–111, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.05.015>>.

WEBB, T. J.; IAN WOODWARD, F.; HANNAH, L.; GASTON, K. J. Forest cover-rainfall relationships in a biodiversity hotspot: The Atlantic forest of Brazil. **Ecological Applications**, v. 15, n. 6, p. 1968–1983, 2005.

ZHANG, H. K.; ROY, D. P.; YAN, L.; LI, Z.; HUANG, H.; VERMOTE, E.; SKAKUN, S.; ROGER, J. C. Characterization of Sentinel-2A and Landsat-8 top of atmosphere, surface, and nadir BRDF adjusted reflectance and NDVI differences. **Remote Sensing of Environment**, v. 215, n. April, p. 482–494, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.031>>.

## **ARTIGO IV - CARACTERIZAÇÃO E MAPEAMENTO DA INTENSIDADE DE USO DA TERRA EM GRANDES BACIAS HIDROGRÁFICAS A PARTIR DO CONCEITO DE CAPACIDADE DE USO DA TERRA**

### **RESUMO**

O solo provê diversos serviços ecossistêmicos, os quais podem ser conceituados como benefícios direta ou indiretamente apropriados pelos seres humanos. O principal vetor de degradação dos serviços ecossistêmicos globais é a mudança do uso e cobertura da terra por sistemas cultivados, os quais ocupam 1/3 da superfície terrestre global. Com base nessa perspectiva, esforços são necessários para criar diretrizes que visam reduzir as externalidades negativas advindas das atividades agropecuárias. Dentre as diretivas, destaca-se o planejamento de uso e ocupação da terra, o qual elenca potencialidades e limitações ao uso terra de maneira a reduzir a erosão a limites toleráveis a partir de características do solo, relevo e aspectos socioeconômicos dos proprietários. Visando demonstrar as potencialidades e limitações do diagnóstico dos agroecossistemas em grandes bacias hidrográficas a partir do conceito de capacidade de uso da terra, propõe-se nesse trabalho uma metodologia para diagnóstico agroambiental, a qual foi aplicada à bacia do hidrográfica do rio Doce (BHRD). A metodologia consistiu na comparação da capacidade de uso das terras na bacia com a intensidade de uso exercido pelos usos e coberturas. Os resultados foram validados a partir da concentração de sólidos suspensos nos cursos d'água e visualização de 45 pontos aleatórios em imagens do Google Earth. A BHRD possui maior adequação para usos agropecuários mais conservacionistas. Apresenta, entretanto, regiões propícias ao desenvolvimento de atividades agropecuárias mais intensas, localizadas nas depressões e planaltos baixos ao longo da calha do Rio Doce (Argissolos vermelhos e vermelho-amarelos) e nos tabuleiros costeiros localizados na porção leste da bacia (Argissolos amarelo). Os fatores associados ao relevo (declividade e recarga) são os mais limitantes à utilização mais intensiva na bacia, seguidos por solo e aspectos legais. A pastagem é o uso predominante na bacia do rio Doce e foi a que apresentou maior porcentagem de áreas utilizadas acima de capacidade de uso da terra, seguido da agricultura perene e, posteriormente, eucalipto. A metodologia estruturada a partir do conceito de capacidade de uso da terra foi considerada adequada para o diagnóstico dos agroecossistemas.

**Palavras-chave:** Capacidade de uso da terra; conservação de solo e água; serviços ambientais

## **ARTICLE IV - CHARACTERIZATION AND MAPPING OF LAND USE INTENSITY IN LARGE HYDROGRAPHIC BASINS BASED ON THE LAND USE CAPABILITY CONCEPT**

### **ABSTRACT**

The soil provides several ecosystem services, which can be conceptualized as benefits directly or indirectly appropriated by human beings. The main vector of degradation of global ecosystem services is the change in land use and coverage by cultivated systems, which occupy 1/3 of the global land surface. Based on this perspective, efforts are needed to create guidelines that aim to reduce negative externalities arising from agricultural activities. Among the directives, land use and occupation planning stands out, which lists potentials and limitations to land use in order to reduce erosion to tolerable limits based on soil characteristics, relief and socioeconomic aspects of the owners. In order to demonstrate the potential and limitations of the diagnosis of agroecosystems in large hydrographic basins from the concept of land use capability, this work proposes a methodology for agro-environmental diagnosis, which was applied to the Doce river watershed (DRW). The methodology consisted of comparing the land use capability with the intensity of use exerted by land uses and coverages. The results were validated by the concentration of suspended solids in water courses and the visualization of 45 random polygons in Google Earth images. DRW is more suitable for more conservationist agricultural uses. However, it presents regions that are conducive to the development of more intense agricultural activities, located in depressions and low plateaus along the Doce river channel (red and red-yellow argisols) and in coastal plateaus located in the eastern portion of the basin (yellow argisols). The factors associated with the relief (slope and recharge) are the most limiting to the most intensive use in the basin, followed by soil and legal aspects. Pasture is the predominant use in the DRW and was the one with the highest percentage of areas used above land use capability, followed by perennial agriculture and, later, eucalyptus. The methodology based on the concept of land use capacity was considered adequate for the diagnosis of agroecosystems.

**Keywords:** Land use capability; soil and water conservation; environmental services

## 4.1 INTRODUÇÃO

O solo provê diversos serviços ecossistêmicos, os quais podem ser conceituados como benefícios direta ou indiretamente apropriados pelos seres. Exemplo de serviços ecossistêmicos providos pelo solo são alimento, fibra, regulação climática e hidrológica, ciclagem de nutrientes, regulação de gases dentre (ADHIKARI; HARTEMINK, 2016). Dessa maneira, o solo é fundamental para manutenção da vida humana.

Segundo MEA (2005) e Campbell et al. (2017), o principal vetor de degradação dos serviços ecossistêmicos globais é mudança do uso e cobertura da terra por sistemas cultivados, os quais ocupam 1/3 da superfície terrestre global (MEA, 2005; ROSER; RITCHEI, 2019). Externalidades negativas facilmente observáveis associadas a tal conversão são a erosão Aprile et al. (2016 e Fraga et al. (2020), redução da disponibilidade hídrica (COELHO, 2006; OLIVEIRA; QUARESMA, 2017, LYRA; RIGO, 2019), aumento dos eventos de inundação (OLIVEIRA; QUARESMA, 2017, LYRA; RIGO, 2019) e decréscimo da biodiversidade (REZENDE et al., 2018). Outras consequências são a redução da qualidade da água (FRAGA et al., 2021), a elevação da emissão de carbono (DE FIGUEIREDO et al., 2017), a mudança do regime climático local/regional com concentração temporal das precipitações (BERBET; COSTA, 2003; WEBB et al., 2005) e aumento da temperatura (ANDRADE et al. 2014).

No Brasil, a mudança do uso e cobertura da terra deu-se a partir de ciclos econômicos, sendo o primeiro ciclo associado à extração do Pau-Brasil, o segundo associado à cultura da cana-de-açúcar, o terceiro ao ouro, o quarto ao café e, durante os anos 1970, à revolução verde (MCNEILL, 1986; DIAS et al., 2016). Concomitantemente a todos esses ciclos tem-se também a pecuária, a qual ocupa, atualmente, maior proporção das terras cultivadas no Brasil e é um dos principais vetores associados ao desmatamento da Amazônia (MCNEILL, 1986; BARONA et al., 2010; DIAS et al., 2016; RAJÃO et al., 2020).

Estimativa apresentada por PROJETO MAPBIOMAS (2020) indica que, em 2018, 26.8% do território brasileiro era ocupado por atividades agropecuárias, sendo 73% com pastagens e 27% com agricultura. Números que corroboram Dias et al. (2016), os quais indicaram que, em 2012, 28% da extensão do território brasileiro era ocupada por atividades agropecuárias.

Com base nessa perspectiva, esforços são necessários para criar diretrizes a fim de contrabalancear as externalidades negativas associadas à agropecuária, de maneira a garantir a resiliência dos ecossistemas terrestres, sendo o planejamento de uso e ocupação da terra uma das práticas capazes de nortear as atividades agrícolas.

Dentre as ferramentas associadas ao planejamento de uso e ocupação da terra está o de capacidade de uso da terra, o qual elenca potencialidades e limitações ao uso terra de maneira a reduzir a erosão a limites toleráveis a partir de características do solo e relevo, assim como particularidades sociais e econômicas dos proprietários das terras (PRUSKI, 2009; LEPSH et al., 2015).

A classificação da terra em classes capacidade de uso foi proposta por Klingebiel & Montgomery (1961), tendo como base as características agrícolas nos estados unidos (agricultura altamente mecanizada e com grande aporte de insumos), sendo a mesma adaptada e aprimorada ao longo dos anos para realidades distintas daquela para a qual foi concebida (LYNN et al., 2009; LEPSH et al., 2015; TAVEIRA et al., 2020).

A capacidade de uso da terra tem sido aplicada em diversos fins, tais como: cálculo do valor de terras (FREITAS et al., 2018), parcelamento de lotes de reforma agrária (FERREIRA; FERREIRA NETO, 2017) e identificação de área adequadas à agricultura (TAVEIRA et al., 2020; GASHAW et al., 2018; ATALAY, 2016). Além disso, a capacidade de uso da terra também tem sido utilizada para diagnóstico agroambiental (MONTEIRO et al., 2018, VALERA et al., 2016), permitindo a identificação de áreas cuja o solo é utilizado em acordo ou desacordo com a capacidade de uso. Contudo, os estudos que utilizam a capacidade de uso da terra com fins de diagnóstico agroambiental são limitados a áreas com extensões reduzidas.

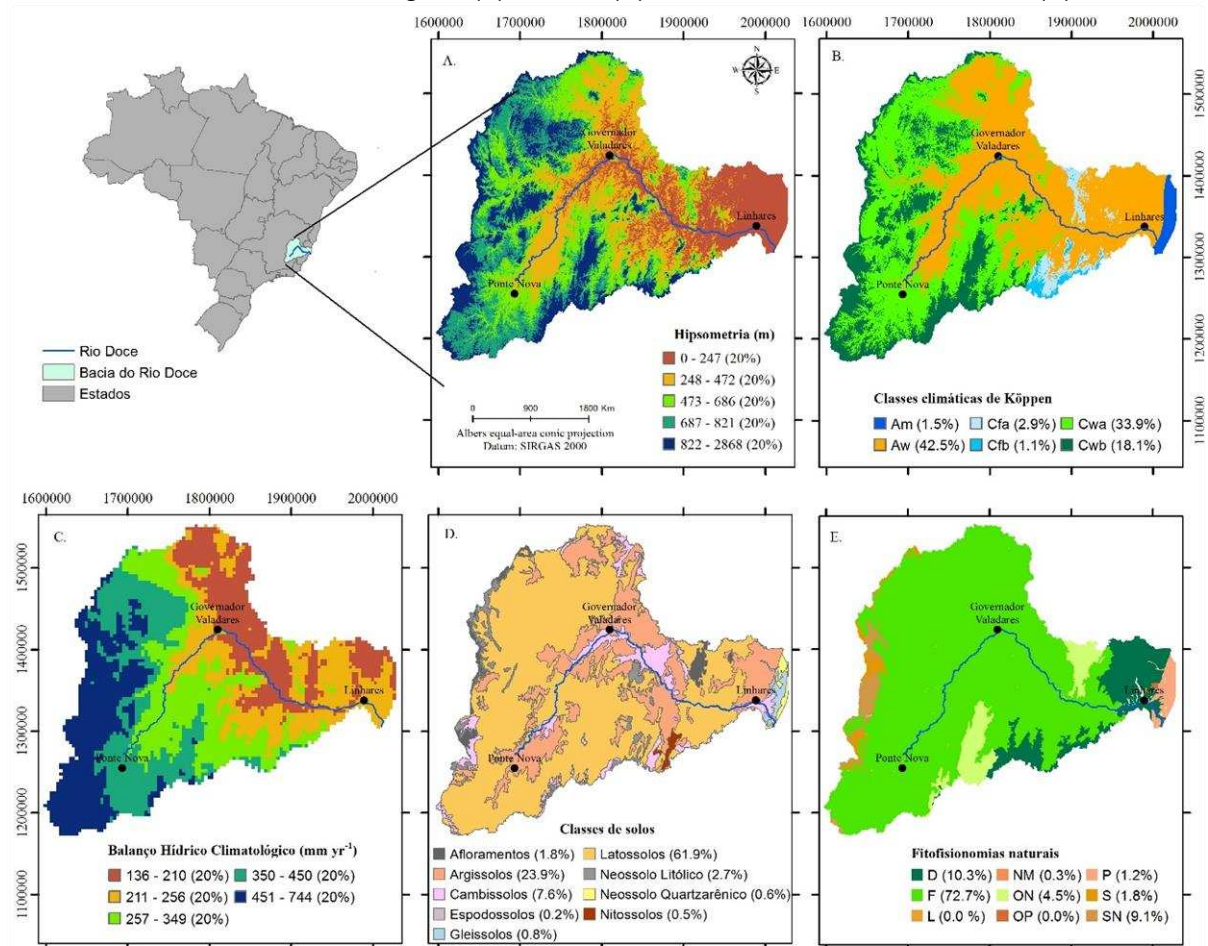
Visando demonstrar as potencialidades e limitações do diagnóstico agroambiental em grandes extensões a partir do conceito de capacidade de uso da terra, apresenta-se nesse trabalho uma metodologia para diagnóstico agroambiental, a qual foi aplicada à bacia hidrográfica do rio Doce, caracterizada como uma região historicamente degradada por práticas agrícolas.

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.2.1 Área de estudo

A área de estudo contempla a bacia hidrográfica do rio Doce (Figura 4.1), a qual possui uma área de, aproximadamente, 87.000 km<sup>2</sup> (ECOPLAN-LUME, 2010) e está situada na região sudeste do Brasil, nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo (Figura 4.1). A altitude varia de 0 a 2862 m (Figura 4.1a), sendo o valor médio de 544 m. Segundo a classificação climatológica de Köppen (Figura 4.1b), os climas predominantes na bacia são: Aw - Zona tropical de monções, Cwa - zona subtropical húmida com inverno seco e verão quente e Cwb - zona subtropical húmida com inverno seco e verão temperado Alvarez et al. (2014). O balanço hídrico climatológico (Figura 4.1c), obtido pela diferença entre precipitação e evapotranspiração real considerando os anos de 2001 a 2018 Abatzoglou et al. (2018), varia de 136 a 744 mm. Os solos predominantes na bacia são Latossolos, Argissolos e Cambissolos (Figura 4.1d; DRUCKER et al., 2017) e as fitofisionomias naturais predominantes são Floresta Ombrófilas Densa, Floresta Estacional Semidecidual e ecótono entre duas (Figura 1e; IBGE, 2018).

Figura 4.1 - Localização da bacia hidrográfica do rio Doce com destaque para mapa hipsométrico (a), classificação climática de Köppen (b), balanço hídrico climatológico (c), solos (d) e fitofisionomias naturais (e)



Fonte: Alvarez et al. (2014), Abatzoglou et al. (2018), DRUCKER et al. (2017) e IBGE (2018).

Nota: D = Floresta ombrófila densa; F = Floresta Estacional Semidecidual; L = Campinarana; NM = Contato Floresta Estacional/Floresta Ombrófila Mista; ON = Contato Floresta Ombrófila/Floresta Estacional; OP = Contato Floresta Ombrófila/Formação Pioneiras (Restinga); P = Formação Pioneiras; S = Savana (Cerrado); SN = Contato Savana/Floresta Estacional;

#### 4.2.2 Base de dados

Para realização do trabalho foi utilizado o modelo digital de elevação Shuttle Radar Topographic Mission (MDE-SRTM), o qual possui resolução espacial de 30 m (USGS, 2018). Os mapas de solos dos estados de Minas Gerais (1:600.000) e Espírito Santo (1:400.000), disponibilizados na plataforma GEOINFO (DRUCKER et al., 2017), o mapa de uso e ocupação do ano de 2018 (terceiro artigo da Tese), o mapa de intensidade de uso exercido por pastagens (terceiro artigo da Tese) e o mapa de Áreas de Preservação Permanente de curso d'água e nascentes (FBDS, 2019). O sistema

de coordenadas utilizada foi o SIRGAS 2000, padrão adotado no Brasil IBGE (2006), e a projeção cônica equivalente de Albers.

### 4.2.3 Capacidade de uso da terra (CUT)

Neste trabalho utilizou-se o sistema de classificação proposto por Lepsch et al. (2015) (Tabela 4.1), que apresenta classes de CUT variando de I a VIII em ordem crescente de limitação de uso.

Tabela 4.1 - Descrição das Classes de Capacidade de uso da terra (CUT)

<b>CUT</b>	<b>Descrição</b>
I	Terras próprias para todos os usos, inclusive para cultivos agrícolas intensivos sem necessitar de práticas intensivas de conservação
II	Terras próprias para culturas com práticas simples de conservação
III	Terras próprias para culturas com práticas intensivas ou complexas de conservação
IV	Terras próprias para culturas anuais ocasionais, cultivos perenes limitados e culturas em rotação com pastagens, florestas e proteção de fauna e floras silvestre
V	Terras com pouco ou nenhum risco de erosão, mas com limitações impraticáveis de serem removidas, o que limita muito a sua utilização, sendo, por isso, mais apropriadas para pastagens, reflorestamento ou vida silvestre;
VI	Terras com limitações severas, geralmente inadequadas para cultivos e uso limitado para pastagens, florestas cultivadas ou nativas para refúgio de flora e fauna silvestre
VII	Terras com limitações muito severas, inadequadas para lavouras e de uso restrito para pastagens, florestas cultivadas e refúgio de flora e fauna silvestre
VIII	Terras com limitações que impedem seu uso para qualquer atividade agrícola, restringindo-as à recreação e/ou proteção da flora e fauna silvestres ou ainda armazenamento de águas (represamentos).

Fonte: Lepsch et al. (2015)

A CUT foi estimada com base em fatores relacionados ao relevo (declive, zonas de recarga), solo (profundidade efetiva, fertilidade aparente, permeabilidade, erosão e inundação risco) e aspectos legais.

A declividade foi classificada considerando os intervalos apresentados por Lepsch et al. (2015) e as amplitudes de variação tolerável propostas por Santos et al. (2013), a fim de considerar a realidade agrícola da BHRD e os limites toleráveis de perda de solo (Tabela 4.2). A capacidade de uso da terra em zonas de recarga foi estimada pela metodologia apresentada no primeiro artigo da tese.

Tabela 4.2 - Classes de Capacidade de uso da terra (CUT) considerando a declividade como fator limitante

<b>Declividade</b>	<b>CUT</b>
0 a 2%	I
2 a 5%	II
5 a 10%	III
10 a 20%	IV
20 a 30%	V
30 a 45%	VI
45% a 70%	VII
> 70%	VIII

Fonte: adaptado de Lepsch et al. (2015).

A classificação dos fatores relacionados ao solo foi realizada por especialistas do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (Tabela 4.3). Em relação aos aspectos legais, considerou-se as limitações de uso em Áreas de Preservação Permanente de cursos d'água e nascentes (BRASIL, 2012), atribuindo a essas classes de CUT = VIII, visto que são áreas destinadas à cobertura florestal.

O presente estudo avaliou três cenários para diagnóstico agroambiental. O primeiro considerando o sistema de manejo atual (Cen I), o segundo utilizando um manejo conservacionista (Cen II) e o terceiro considerando um manejo conservacionista com incremento do componente arbóreo (Cen III).

Para o Cen I, a CUT foi estimada considerando os aspectos relacionados ao relevo, solo e aspectos legais mencionados acima, contudo para o uso Agricultura Perene (AGRICP), Reflorestamento (REFLOR) e Vegetação nativa (VEGNAT) o fator fertilidade aparente foi desconsiderado visto que a fertilização química é uma prática comum nos dois primeiros e não é fator limitante para manutenção da vegetação nativa. Para o Cen II e Cen III o fator fertilidade aparente foi desconsiderado para todos os usos e coberturas pois quando se considera o planejamento agropecuário deve-se superar tal limitação pela fertilização química ou adoção de uso e manejos que se adaptem à fertilidade natural do solo

Tabela 4.3 - Classes de Capacidade de Uso (CUT) considerando o solo como fator limitante

Classe	Área (%)	Fert.	Prof.	Dren.	Inund.	Classe	Área (%)	Fert.	Prof.	Dren.	Inund.
AR*	1,7	V	V	II	III	LVd	12,7	VI	I	I	I
CHa	0,1	IV	III	II	I	NVe	0,5	II	II	III	III
CHd	0,4	IV	III	II	I	PAdx	3,1	III	II	III	III
CXbd	3,0	IV	III	II	I	PVAd	2,5	III	II	III	III
CXbe	2,9	II	III	II	I	PVAe	4,0	II	II	III	III
CYbe	1,2	II	II	III	III	PVd	1,5	III	II	III	III
EKg	0,1	VI	II	II	VI	PVe	12,7	II	II	III	III
EKo	0,1	VI	I	I	VI	RLd	1,8	V	V	II	III
GJo	0,8	III	IV	V	VIII	RLde	0,0	IV	V	II	III
LAd	8,1	VI	I	II	I	RLdh	0,7	V	V	III	II
LAdx	1,3	VI	I	III	I	RLh	0,1	V	V	III	II
LAW	0,2	VI	I	II	I	RQg	0,6	VI	II	II	VI
LVAAd	40,0	VI	I	I	I	SM	0,0	VIII	VIII	VIII	VIII

Fonte: Consulta à especialistas do Departamento de solos da Universidade Federal de Viçosa.

Nota: Prof = Profundidade efetiva; Dren = Drenagem interna; Inund = Risco de inundação; Lim = Classe limitante do solo; AR = Afloramento rochoso; CHa = CAMBISSOLO HÚMICO Alumínico; CHd = CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico; CXbd = CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico; CXbe = CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Eutrófico; CYbe = CAMBISSOLO FLÚVICO Tb Eutrófico; EKg = ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Hidromórfico Espessoarênico; Eko = ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Órtico Espessoarênico; Gjo = GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico; LAd = LATOSSOLO AMARELO Distrófico; LAdx = LATOSSOLO AMARELO Distrocoeso; Law = LATOSSOLO AMARELO Ácrico; LVAAd = LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico; LVd = LATOSSOLO VERMELHO Distrófico; NVe = NITOSSOLO VERMELHO Eutrófico; PVx = ARGISSOLO VERMELHO Distrocoeso; PVAd = ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico; PVAe = ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico; PVd = ARGISSOLO VERMELHO Distrófico; PVe = ARGISSOLO VERMELHO Eutrófico; RLd = NEOSSOLO LITÓLICO distrófico; RLde = NEOSSOLO LITÓLICO Distrófico e Eutrófico; RLdh = NEOSSOLO LITÓLICO Distrófico Húmico; RLh = NEOSSOLO LITÓLICO Húmico; RQg = NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Órtico; SM = Solos hidromórficos; e \* = Considerado como NEOSSOLO LITÓLICO Distrófico visto que o mapa de uso e cobertura apresenta a classe afloramento rochoso

#### 4.2.4 Intensidade de uso da terra (IUT)

Com intuito de comparar a CUT com os usos e coberturas da terra foi atribuído uma classe de intensidade de uso da terra (IUT) a estes considerado os três cenários de manejo (Tabela 4.4). Como base para classificação dos usos, considerou-se as classes apresentadas por Lepsh et al. (2015), nas quais ao solo exposto é atribuído classe I de intensidade de uso, enquanto para vegetação nativa atribui-se classe VIII.

Tabela 4.4 - Intensidade de uso exercido sobre a terra (IUT) associada à diferentes manejos dos usos e cobertura na bacia hidrográfica do rio Doce

<b>Uso e cobertura da terra</b>	<b>Porcentagem</b>	<b>IUT<sub>CenI</sub></b>	<b>IUT<sub>CenII</sub></b>	<b>IUT<sub>CenIII</sub></b>
Agricultura perene	66,4	V	VI	VII
Pastagem	3,8	I to VIII*	VI	VII
Reflorestamento	4,7	VI	VII	VII
Vegetação nativa	22,9	VIII	VIII	VIII
Usos desconsiderados (corpos d'água e áreas impermeabilizadas)	2,2	-	-	-

Fonte: PROJETO MAPBIOMAS (2018), ESPÍRITO SANTO (2014) e LABGEO/UFV.

Nota: CenI = cenário I; CenII = cenário II; e CenIII = cenário III.

Para atribuir uma classe de IUT para AGRICP considerou-se o café como cultivo de referência, pois é o principal cultivo perene na bacia. Segundo ECOPLAN-LUME (2010), os solos ocupados por essa cultura encontram-se muito degradados devido à baixa utilização de medidas conservacionista de solo e água. Como exemplos, Franco et al. (2002), em trabalho visando quantificar a erosão hídrica em cafezais localizados em Araponga e Viçosa (Minas Gerais), obtiveram porcentagem de cobertura nas entrelinhas dos cafezais convencionais de plantio de apenas 38,7%. Thomazini, Azevedo e Mendonça (2012), estimando perda de solo, água e nutrientes em sistemas conservacionistas e convencionais em Alegre (Espírito Santo), classificou a cobertura de sistema convencionais como ausente. Dessa maneira, no cenário I atribuiu-se classe V de IUT para AP devido à prática comum de manutenção do solo descoberto a parcialmente coberto nas entrelinhas do café. Quanto à pastagem (PAST), utilizou-se o mapa de IUT apresentado no terceiro artigo da tese.

Em relação ao REFLOR (*Eucalyptus sp.*), considerou-se como parâmetro de avaliação o manejo adotado pela Celulose Nipo-Brasileira S/A (Cenibra) por dois motivos: (1) a maior porcentagem de área de plantio de eucalipto na BHRD tem como objetivo final o fornecimento de insumos para a Cenibra e Fibria Celulose S/A e; (2) os talhões manejados pela Cenibra localizam-se em áreas cuja declividade é mais acentuada quando comparados à Fibria Celulose S/A, portanto mais propensos a processos erosivos.

O manejo adotado pela Cenibra consta, sucintamente, de: (1) colheita mecanizada em vertentes com declividades de até 35 graus com permanência dos resíduos da colheita (CENIBRA, 2020); (2) subsolagem em áreas de plantio e pós-colheita com declividade de até 27 graus (CUNHA et al., 2020); (3) manutenção das

estradas rurais com construção de lombadas, proporcionando interrupção e encaminhamento do escoamento superficial para áreas de plantio e; (4) controle vegetativo de plantas espontâneas em áreas de pós-colheita.

Com base nessas considerações atribuiu-se classe VI de IUT ao REFLORE, visto que o processo de subsolagem realizado no pré e pós-colheita é atividade que reduz o efeito da compactação da colheita mecanizada e aumenta a infiltração da água, enquanto que a permanência dos resíduos da colheita e presença de plantas espontâneas, mesmo que dissecadas, garantem cobertura superficial aos impactos de gotas das chuvas. Portanto, considerou-se o manejo atual conservacionista.

No Cenário II atribuiu-se, para AGRICP e PAST, classe VI de IUT, enquanto que para RF, classe VII. O manejo considerado em AGRICP foi o plantio denso de vegetação gramínea nas entrelinhas e/ou estruturas de interceptação do escoamento superficial (terraços). Quanto à PAST considerou-se, como exemplo, a redução da taxa de lotação e/ou adoção de práticas de pastoreio em piquetes. Por fim, em relação ao REFLORE, considerou-se a adoção da subsolagem em áreas com declividade até 35 graus. Com essas práticas, propõe-se o aumento da infiltração da água no solo, da rugosidade randômica do terreno e da interceptação do escoamento superficial e, portanto, redução do escoamento superficial e do potencial erosivo do mesmo.

Em relação ao Cenário III considerou-se os usos AGRICP e PAST como classe VII devido à introdução do componente arbóreo. Tal componente contribui na interceptação da precipitação, incremento de matéria orgânica superficial e subsuperficial, exploração de diferentes níveis do solo pelas raízes, aumento da biodiversidade do solo e consequente estruturação do solo. Tais características contribuem com a redução do escoamento superficial assim como do potencial erosivo do mesmo. Cabe ressaltar que tal prática é complementar à considerada no cenário II.

#### 4.2.5 Comparação da CUT com a IUT

A comparação da CUT e IUT deu-se por meio do número de classes excedentes (NCE, MONTEIRO et al., 2018), que representa o quanto o solo está sendo usado em relação à CUT (Equação 1). Como exemplo, caso uma porção do terreno apresenta CUT VI e IUT VII, atribui-se peso 1 visto que há diferença de uma classe entre a CUT e o IUT.

$$NCE = CUT - IUT \quad (1)$$

Onde,

CUT = Capacidade de uso da terra; e IUT = Intensidade de uso exercido sobre da terra.

Os resultados da Equação 1 variam de 7 a -7, sendo que números positivos, negativos e nulos indicam que o solo está sendo sobreutilizado, subutilizado e utilizado de acordo com a CUT.

#### 4.2.6 Índice de uso e manejo da terra (lum)

O lum consta da média ponderada do NCE e porcentagem de área associada à cada classe de NCE em uma determinada área de controle (Equação 2, MONTEIRO et al., 2018).

$$I_{lum} = \sum_{i=1}^n \frac{(NCE_i \times A_i)}{100} \times (-1) \quad (2)$$

Onde,

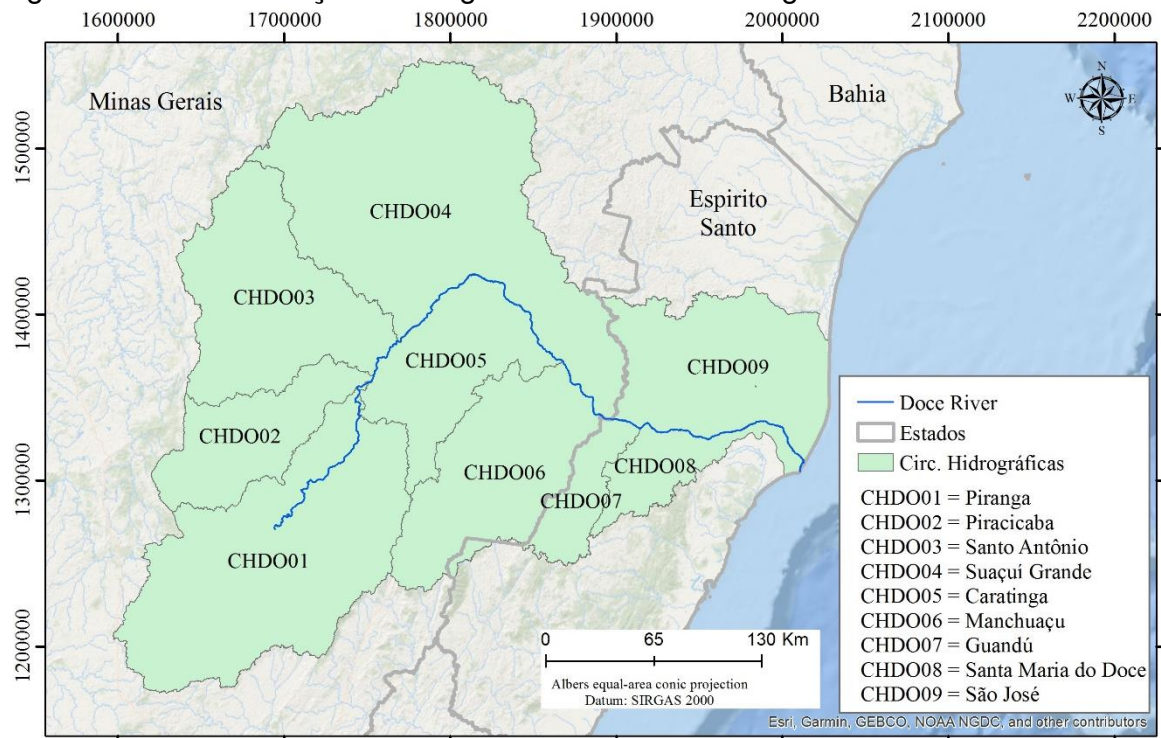
“i” = classe “i” de NCE; e A é a porcentagem de área associada à classe “i” de NCE.

Conforme indicado por Monteiro et al. (2018), anteriormente ao cálculo do lum, os valores de NCE < -1 foram reclassificados para -1. A equação 2 inclui a multiplicação por ‘-1’ para indicar que valores positivos de lum são relacionados à áreas

subutilizadas e valores negativos indicam uso inadequado. Ressaltasse que, ao contrário do apresentado em Monteiro et al. (2018), não foi atribuído porcentagem máxima de 30% ao NCE = -1, caso o mesmo apresentasse valor superior à 30%, visto que o presente trabalho não possui como finalidade o pagamento por serviços ambientais à nível de propriedade.

Como área de controle utilizou-se, na parte mineira da BHRD, as circunscrições hidrográficas (CHs) da unidade estratégica de gestão “afluentes do rio Doce” (CERH-MG, 2020), enquanto que, para a parte capixaba da bacia, utilizou as unidades apresentadas em Lima et al. (2019), as quais também foram denominadas, no presente estudo, de circunscrições hidrográficas (Figura 4.2).

Figura 4.2 - Circunscrições hidrográficas na bacia hidrográfica do rio Doce



Fonte: CERH-MG (2020) e Lima et al. (2019).

#### **4.2.7 Validação do diagnóstico agroambiental**

A validação do diagnóstico foi realizada de duas maneiras: (1) análise estatística de modelo linear obtido entre concentração de sólidos suspensos (CSS), obtidos por Fagundes et al. (2020), e lum nas CHs (Cenário I); (2) análise visual de 45 polígonos amostrais (90 x 90 m) distribuídos aleatoriamente em cada classe de NCE (5 polígonos por classe) em imagens do Google Earth.

A análise das CHs permitiu uma validação regional do diagnóstico agroambiental, sendo que a CHDO08 foi excluída para obtenção do modelo linear devido a Fagundes et al. (2020) não considerar toda a drenagem dessa unidade, visto que a mesma é uma unidade administrativa e apresenta áreas externas ao limite orográfico da BHRD. Para análise estatística do modelo de regressão considerou-se o coeficiente de determinação ( $R^2$ ), o erro quadrático médio normalizado pela média dos dados observados (RMSEN) e eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) entre dados preditos e observados de CSS.

Quanto à análise visual dos 45 polígonos, esses foram classificados em duas classes, satisfatório e insatisfatório. Com base nessa classificação foi possível estimar a acurácia local do diagnóstico realizado.

### **4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES**

#### **4.3.1 Capacidade de uso da terra na BHRD**

Na Figura 4.3 são apresentados os mapas de CUT considerando os critérios declividade, solo, zona de recarga e aspectos legais, sendo que na Figura 4.3A a fertilidade natural é considerada como fator restritivo relativo ao solo e, na Figura 4.3B, tal fator é desconsiderando.

Com base na Figura 4.3A observa-se que, sem a utilização de fertilização, as áreas agricultáveis na BHRD possuem 8,7% de sua extensão com potencial de usos agropecuários mais intensos (Classe I a IV) e 63,5% com usos agropecuários menos intensivos como pastagem, agricultura Perene e reflorestamento (Classes V a VII). Quando considerado a utilização de fertilizantes (Figura 4.3B), tais porcentagens passam para 19,9% (Classes I a IV) e 52,3% (Classes IV a VII), respectivamente. Dessa maneira, conclui-se que BHRD possui maior adequação para usos agropecuários mais conservacionistas, contudo com regiões propícias ao

desenvolvimento de atividades agropecuárias menos conservacionistas as quais estão localizadas, predominantemente, nas depressões e planaltos baixos centrais da bacia (Argissolos vermelhos e vermelho-amarelos) e nos tabuleiros costeiros (Argissolos amarelos), localizados na porção leste da bacia.

Dentre os fatores associados à limitação de uso agrícola mais intensivo (classes I a IV) destaca-se aqueles associados ao relevo (declividade e recarga) como os mais restritivos (Tabela 4.4). Tal característica deve-se ao fato de que a BHRD encontra-se na Faixa Móvel Atlântica e com boa porcentagem da mesma dentro do domínio dos Mares de morros Ab`Sáber (2012), os quais apresentam os relevos mais movimentados e elevados, com profundos mantos de intemperismo Schaefer (2013), intensamente lixiviados devido às características climáticas na bacia. Tal característica fica mais evidente quando a fertilidade aparente é desconsiderada do fator solo.

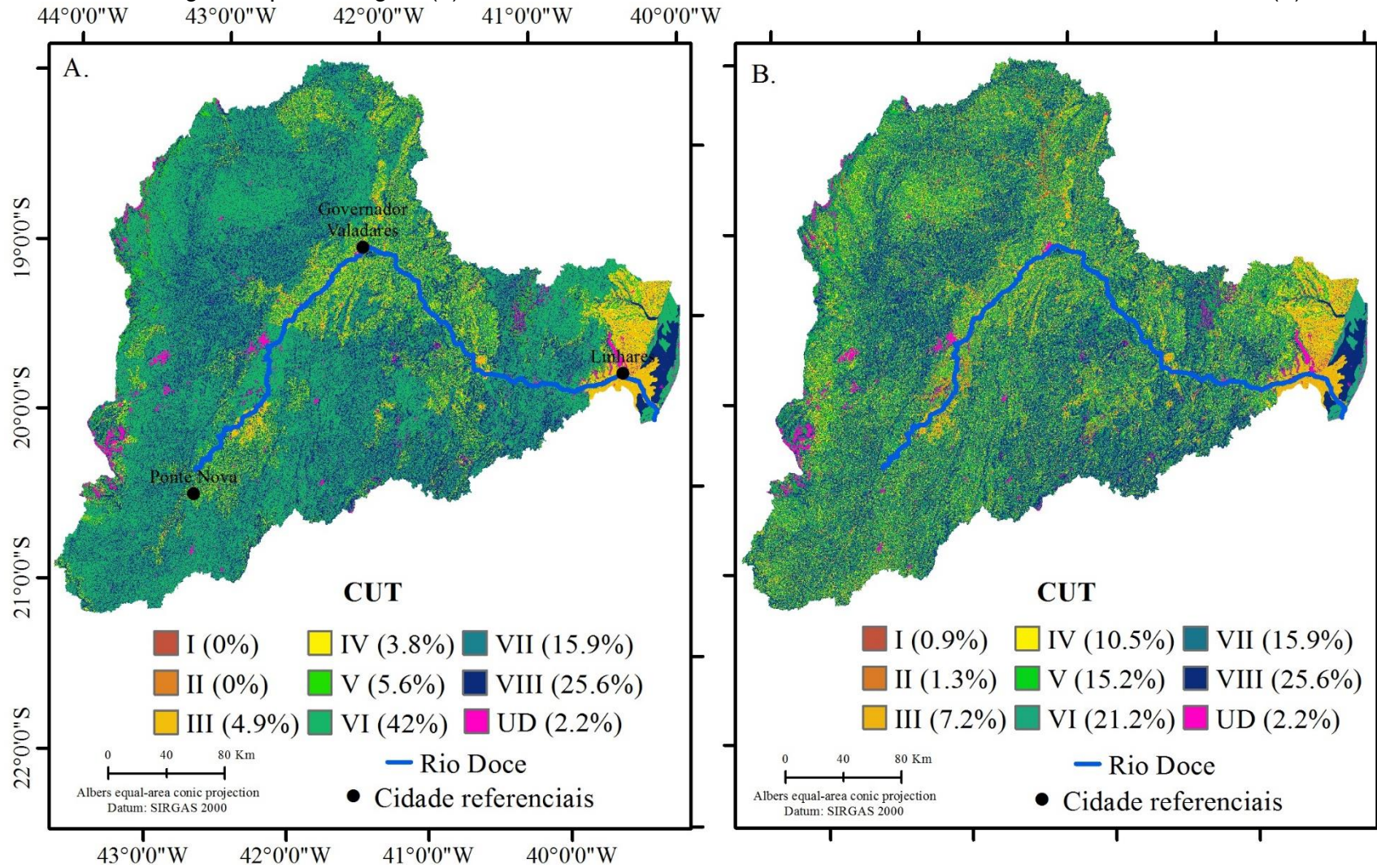
Tabela 4.4 - Fator(es) limitantes da capacidade de uso na bacia hidrográfica do rio Doce com porcentagens associadas

<b>Cenário / Fator</b>	<b>Declividade (%)</b>	<b>Solo (%)</b>	<b>Recarga (%)</b>	<b>Aspectos legais (%)</b>
CUT <sup>1</sup>	32.6	36.2	21.5	9.8
CUT <sup>2</sup>	55.2	9.3	24.5	10.9

CUT<sup>1</sup> = Considerando a fertilidade como fator restritivo associado ao solo; CUT<sup>2</sup> = Desconsiderando a fertilidade como fator restritivo associado ao solo.

O mapa de CUT utilizado no Cenário I consta do mosaico das Figura 4.3A e 4.3B, sendo que para os usos AGRICP, REFLOR e VEGNATIVA a fertilidade natural foi desconsiderada como fator restritivo, enquanto para PAST não. Para os Cenário II e III utilizou-se o mapa de CUT apresentado na Figura 4.2B.

Figura 4.3 - Capacidade de uso da terra (CUT) na bacia hidrográfica do rio Doce considerando os critérios declividade, solo, zona de recarga e aspectos legais (a) e desconsiderando o fator fertilidade natural referente ao critério solo (b)



### 4.3.2 Adequação de uso da terra na BHRD

Na Figura 4.4 são apresentados os mapas de NCE na BHRD para os cenários I, II e III com respectivas porcentagens associadas a cada classe. A porcentagem de áreas agricultáveis sobreutilizadas ( $NCE > 0$ ) no cenário I foi de 52,2%, enquanto que para os Cenários II e III foi de 28,0% e 17,6%, respectivamente. Considerando que a área da BHRH possui, aproximadamente, 86.974,59km<sup>2</sup>, as áreas agricultáveis sobreutilizadas estimadas nos Cenários I, II e III foram de, aproximadamente, 48.778 km<sup>2</sup>, 24.302 km<sup>2</sup> e 15.275 km<sup>2</sup>, respectivamente. No Cenário I, 11.110, 14.147, 13.106, 6.857, 2.951, 520 e 87 km<sup>2</sup> estão associadas às NCEs 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7, respectivamente. Em relação ao Cenário II, 9.808 e 14.495 km<sup>2</sup> estão associadas às NCEs 1 e 2, respectivamente, enquanto para o Cenário III, 15.275 km<sup>2</sup> estão associados à NCE 1. Na Figura 4.5 são apresentados os histogramas de NCEs associados a cada uso e cobertura presentes na BHRD para os Cenários I, II e III.

Figura 4.4 - Mapas de número de classes excedentes (NCE) associadas aos cenários I (A), II (B) e III (C).

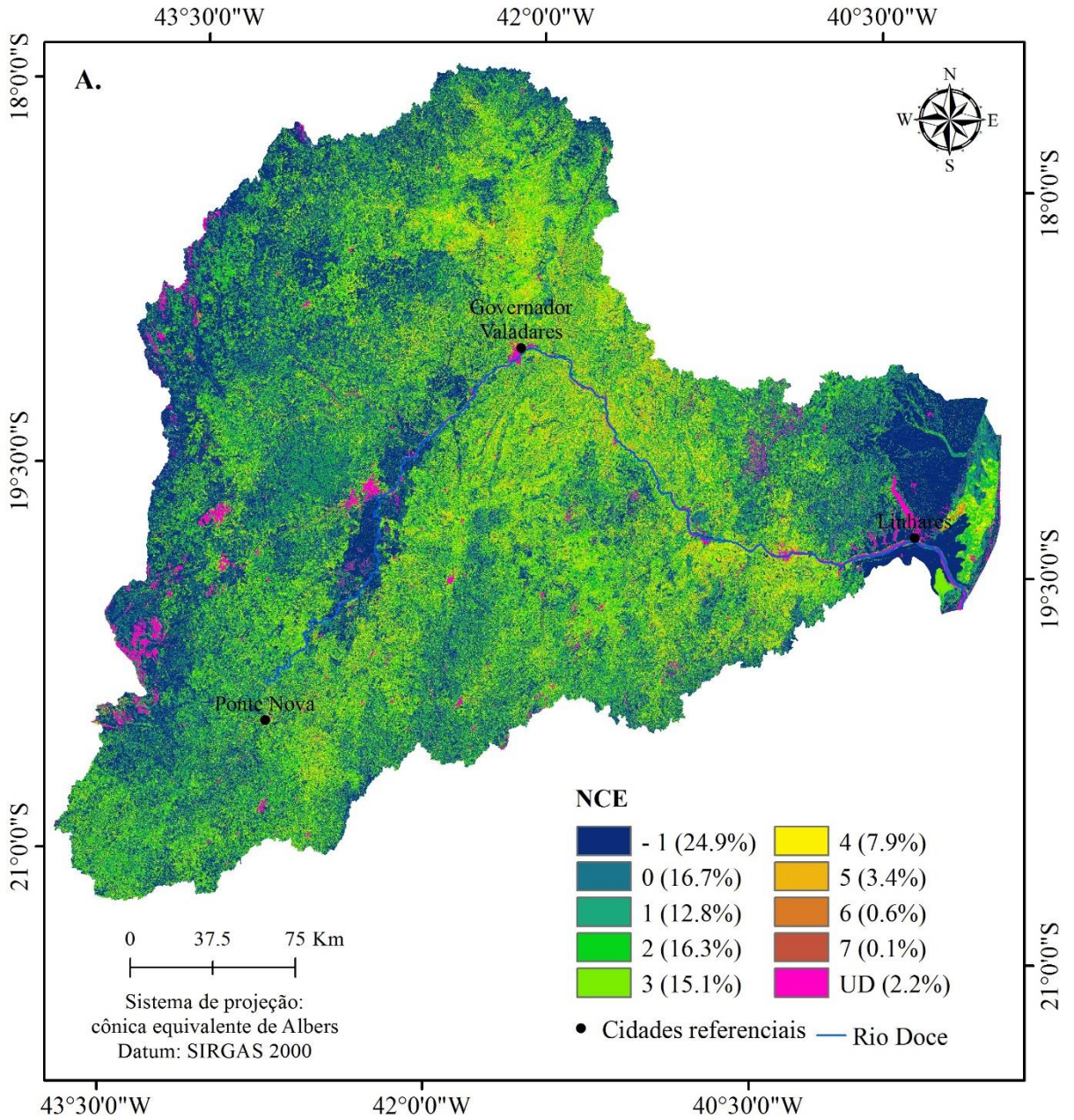


Figura 4.4 - Mapas de número de classes excedentes (NCE) associadas aos cenários I (A), II (B) e III (C).

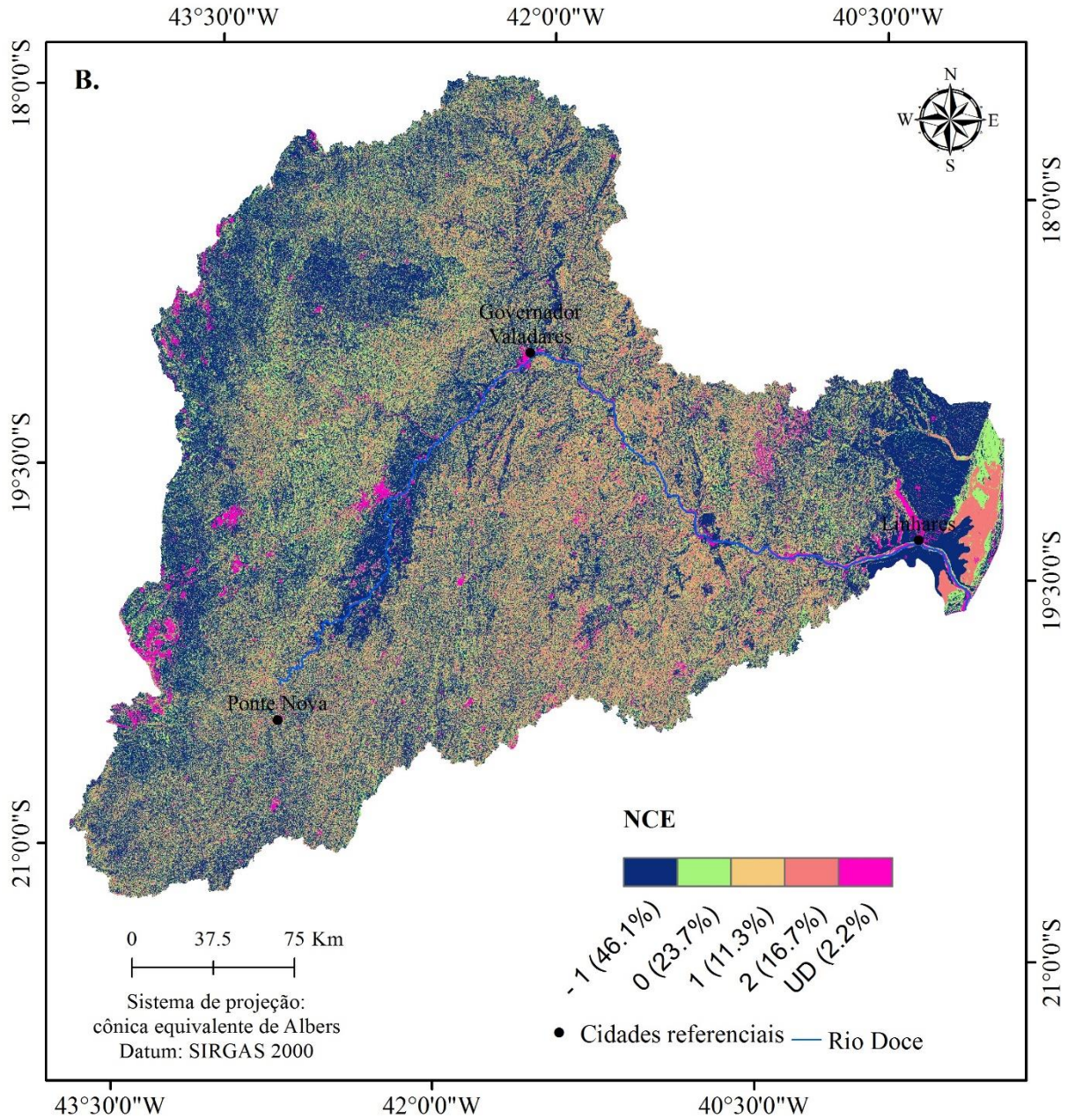


Figura 4.4 - Mapas de número de classes excedentes (NCE) associadas aos cenários I (a), II (b) e III (c).

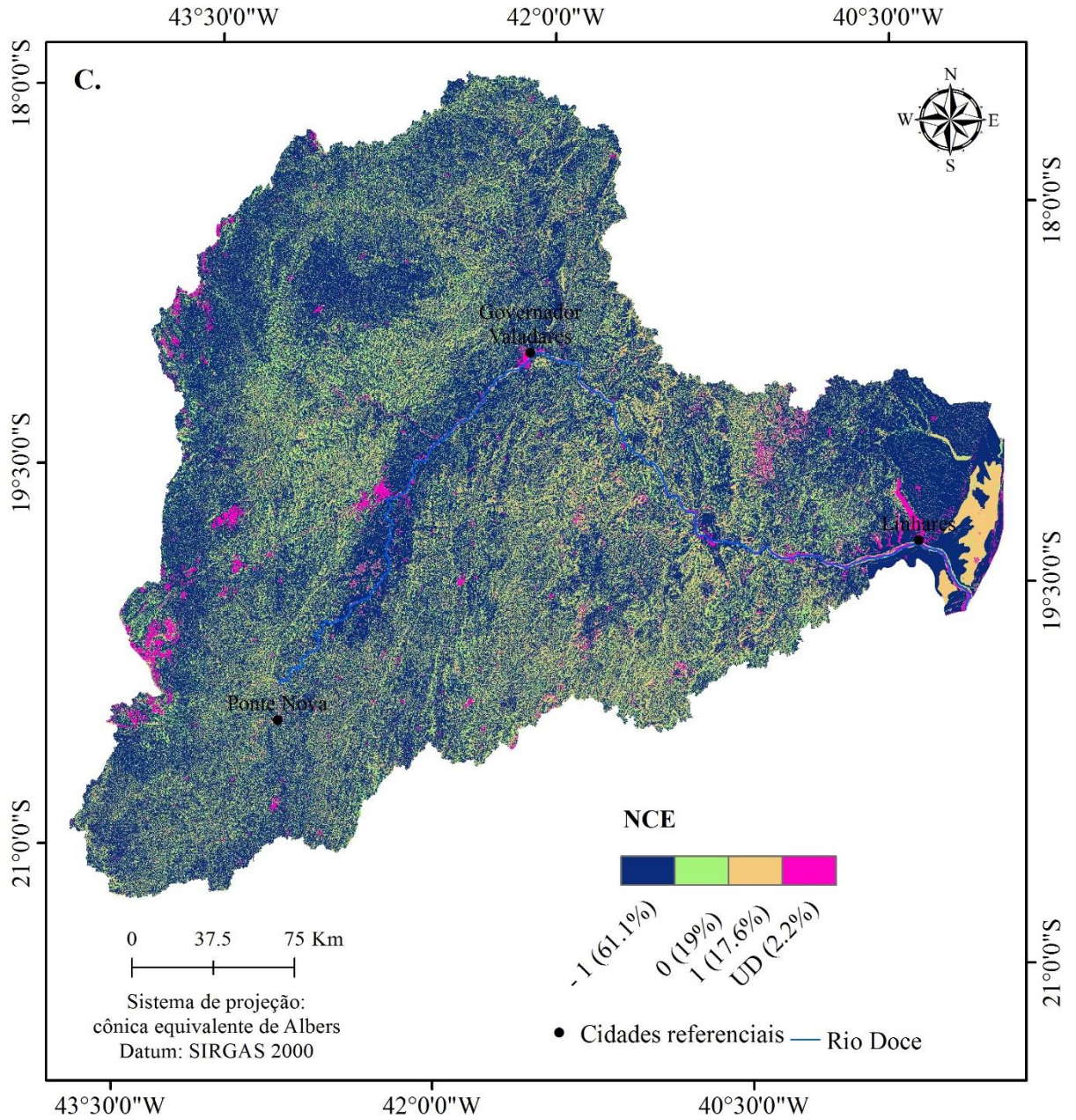
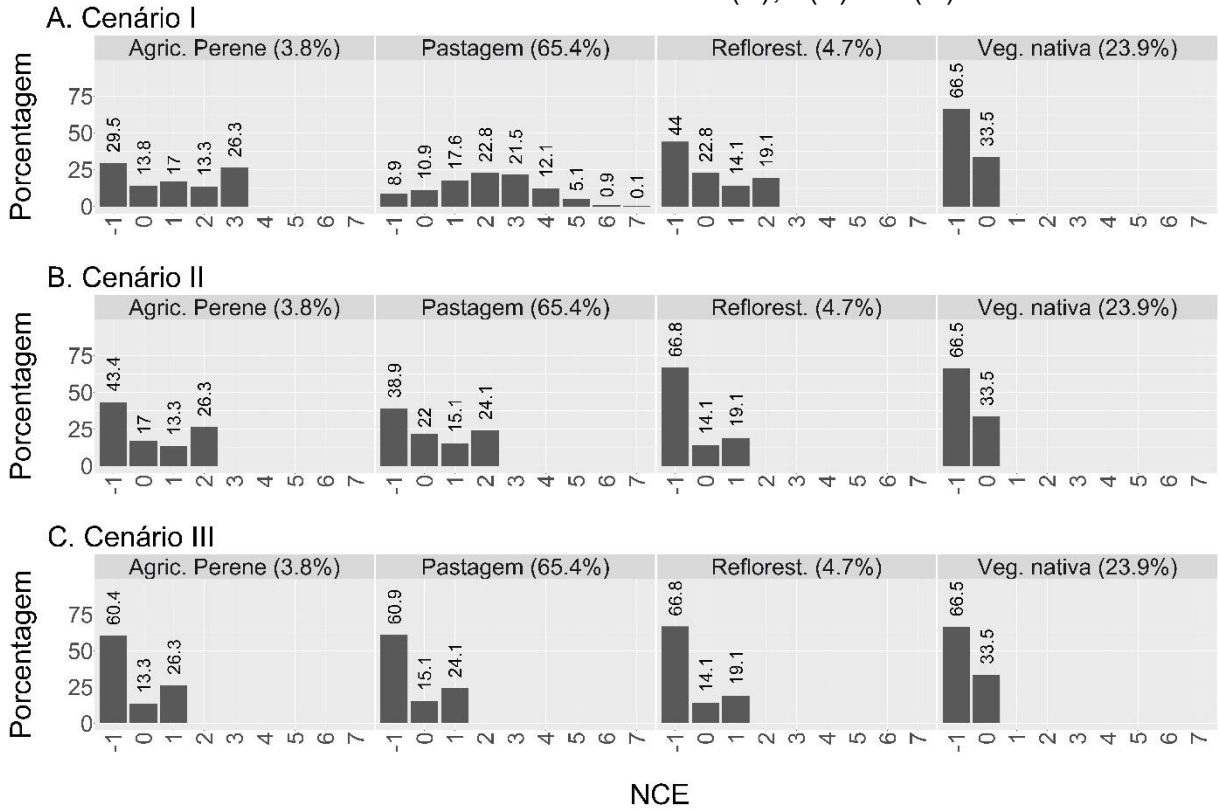


Figura 4.5 - Histograma do número de classes excedentes (NCEs) associadas às classes de uso da terra nos cenários I(A), II(B) e III(C).



Considerando o Cenário I (Figura 4.5A), observa-se que os usos proporcionalmente mais inadequados são PAST e AGRICP, sendo os percentuais de áreas sobreutilizadas de 80,1% e 56,6%, respectivamente, enquanto que para REFLOR essa porcentagem foi de 33,2%. Quanto aos Cenários II e III (Figura 4.5B e 4.5C), observa-se que a distribuição de frequência das áreas sobreutilizadas em PAST e AGRICP são semelhantes, sendo que para o Cenário II as porcentagens de área com NCE > 0 relativas aos usos PAST, AGRICP e REFLOR são de 39,2%, 39,6% e 19,1%, respectivamente. Quanto ao Cenário III (Figura 4.5C), os percentuais de áreas sobreutilizadas são em PAST e AGRICP são 24,1% e 26,3%, respectivamente, enquanto que para REFLOR essa porcentagem foi de 19,1%. Devido às áreas de pastagem representarem 65,4% da BHRD, tem-se que esse é o uso e cobertura que mais contribui com a sobreutilização da terra na BHRD e, portanto, com erosão do solo na bacia. Os fatores limitantes aos manejos adotados nos cenários I, II e III foram identificados e segmentadas pelos diferentes usos e coberturas, sendo o resultado apresentado na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 - Percentagens associadas aos fatores limitantes da capacidade de uso referente aos diferentes usos e coberturas com NCE > 0 nos cenários I, II e III

<b>Cenário I</b>				
<b>Fator limitante/ Uso e cobertura</b>	<b>Declividade (%)</b>	<b>Solo (%)</b>	<b>Recarga (%)</b>	<b>Aspectos legais (%)</b>
Pastagem	33,1	32,8	21,1	13,0
Reflorestamento	21,1	0,7	58,1	20,1
Agricultura Perene	39,7	3,2	39,1	18,0
<b>Cenário II</b>				
<b>Fator limitante/ Uso e cobertura</b>	<b>Declividade (%)</b>	<b>Solo (%)</b>	<b>Recarga (%)</b>	<b>Aspectos legais (%)</b>
Pastagem	25,4	2,5	42,5	29,7
Reflorestamento	3,6	1,2	60,1	35,1
Agricultura Perene	24,0	4,4	46,1	25,5
<b>Cenário III</b>				
<b>Fator limitante/ Uso e cobertura</b>	<b>Declividade (%)</b>	<b>Solo (%)</b>	<b>Recarga (%)</b>	<b>Aspectos legais (%)</b>
Pastagem	5,5	4,0	42,0	48,4
Reflorestamento	3,6	1,2	60,1	35,1
Agricultura Perene	6,5	6,5	48,8	38,2

Com base na Tabela 4.5, conclui-se que, em relação às pastagens, os fatores que mais limitam a CUT são, na sequência, declividade, solo, recarga e aspectos legais. Em relação ao reflorestamento, destaca-se o fator recarga como principal limitante e, em relação à agricultura perene, sobressai, na sequência, a declividade e a recarga.

A pastagem é o uso dominante, predominantemente associado a baixo investimento econômico e ausência de manejo, ocupando todos os geoambientes na BHRD, contudo com menor porcentagem nos topos das elevações, sendo nessas onde permanecem parte do remanescente florestal da BHRD (primeiro artigo da tese). O reflorestamento é presente em toda bacia, contudo em maior concentração nas regiões central e litorânea em decorrência da localização das Celulose Nipo-Brasileira S/A e Fibria Celulose S/A, respectivamente. Dentre as duas concentrações destaca-se a localizada na porção central da bacia, pois é uma região com declividade acentuada, levando à restrição das CUT-ZR e CUT-SL apresentadas na tabela 4.5. A AGRICP, caracterizada em sua maioria pela cultura do café, localiza-se nas regiões centro-leste (Maciços elevados dos rios Caratinga e Manhauçu / Maciços do Caparaó) e leste da bacia (Serra Litorâneas / Tabuleiros Costeiros), e assim como o REFLOR,

em regiões escarpadas e em topo de morros, com exceção daquelas nos tabuleiros costeiros, levando à mesma restrição da CUT-ZR e CUT-SL.

### 4.3.3 Validação do diagnóstico agroambiental

#### 4.3.3.1 Índice de uso e manejo da terra e concentração de sólidos suspensos nas Circunscrições Hidrográficas da BHRD

Na Tabela 4.6 são apresentados os valores do lum nas Circunscrições Hidrográficas da BHRD, assim como concentração média de sólidos suspensos nas mesmas, considerando os cenários I, II e III.

Tabela 4.6 - Índice de uso e manejo da terra (lum) e concentração de sólidos suspensos (CSS) nas Circunscrições Hidrográficas (CHs) da bacia hidrográfica do rio Doce considerando os cenários I, II e III.

CH	Nome	lum <sub>cenI</sub>	lum <sub>cenII</sub>	lum <sub>cenIII</sub>	CSS <sub>cenI</sub>	CSS <sub>cenII</sub>	CSS <sub>cenIII</sub>
DO01	Piranga	-1.1	0	0.5	155.8	72.6	26.7
DO02	Piracicaba	-0.6	0.2	0.5	112.6	54.2	26.7
DO03	Santo Antônio	-0.5	0.2	0.5	132.1	54.2	26.7
DO04	Suaçuí	-1.5	0	0.5	215.4	72.6	26.7
DO05	Caratinga	-2	-0.1	0.4	224.8	81.7	35.9
DO06	Manhuaçu	-1.5	-0.3	0.3	193.3	100.1	45.1
DO07	Guandú	-1.7	-0.4	0.2	271.7	109.3	54.2
DO08	Santa Maria do Doce	-1.5	-0.1	0.4	228.7	81.7	35.9
DO09	São José	-0.6	0.1	0.5	171.1*	63.4	26.7

Nota: CenI = Cenário I; CenII = Cenário II; CenIII = Cenário III; e CSS = concentração de sólidos suspensos

Com base nos resultados do lum (Tabela 4.6), constatou-se que todas as CHs estão, em média, sobreutilizadas. As CHs Piracicaba, Santo Antônio e São José são as com maiores valores de lum (menos sobreutilizadas), sendo que as CHs Piracicaba e Santo Antônio são as que apresentam maior porcentagem de vegetação nativa (38,4% e 42,8%, nessa ordem) e reflorestamento (16,1% e 6,8%, respectivamente), assim como são as que apresentam menor porcentagem de pastagens (45,4% e 50,3%, nessa ordem). Além disso, apresentam clima subtropical (Cwa e Cwb), o que garante melhores condições climáticas para manutenção da cobertura vegetal proporcionada pelas pastagens (Artigo 3).

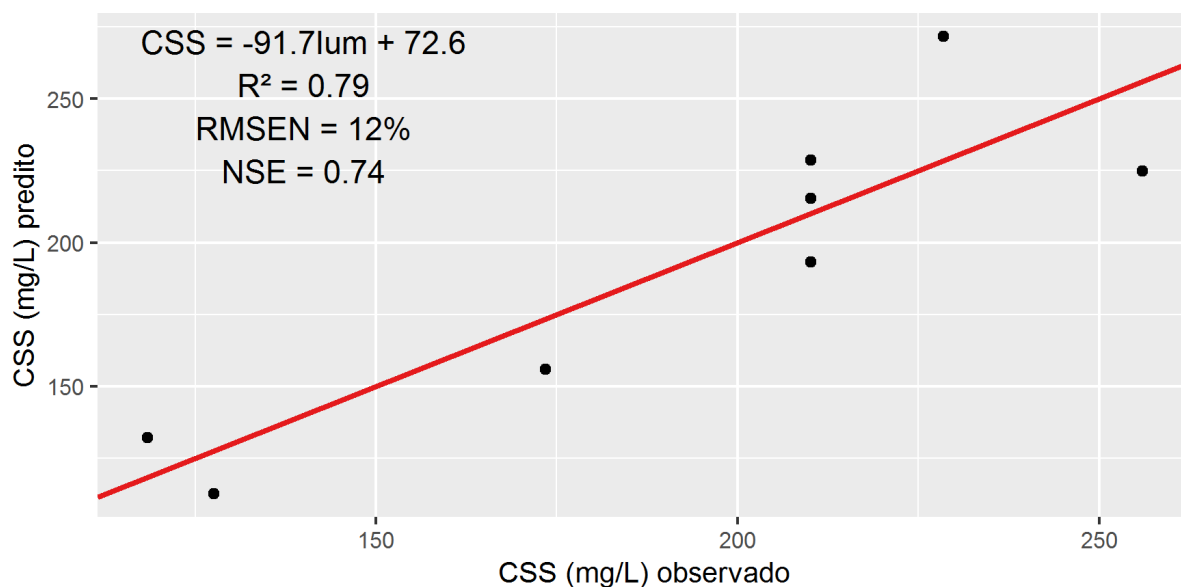
A CH São José é a que apresenta menor declividade média (18,4%) e cuja precipitação nos meses secos (principalmente na porção centro-leste da mesma, referentes às planícies litorâneas e tabuleiros costeiros) é a maior na BHRD, dando condições às pastagens de manterem seus processos fisiológicos. Tal fato deve-se à influência marítima na região (CUPOLILLO; DE ABREU; VIANELLO; 2008). Além disso, as baixas altitudes nas planícies costeiras garantem maior disponibilidade hídrica devido à proximidade do lençol freático. A influência dessas características pedogeoclimáticas podem ser observadas também nas fitofisionomias apresentadas na Figura 1E.

As CHs Caratinga e Guandu, são as que apresentam menores valores de lum. A porcentagem de cobertura florestal na CH Caratinga é de 6,7% e a declividade média de 26,6%. Possui a maior porcentagem de pastagens (83,3%) e está localizada no médio rio Doce, região cujo estágio de degradação das pastagens é mais intenso devido a fatores pedoclimáticos e manejo inadequado (artigo 3). No levantamento da susceptibilidade à erosão realizado por ECOPLAN-LUME (2010), considerando a geomorfologia, pedologia e precipitação, estimou-se a CH Caratinga como a mais susceptível, tendo 4% e 84% de sua área associada à susceptibilidade muito forte e forte, respectivamente.

A CH Guandú é a que apresenta maior declividade média (34%), restringindo a CUT devido aos fatores recarga e declividade. Além disso, possui baixa cobertura por vegetação nativa (12,4%). Caso semelhante à CH Guandú ocorre com a CH Manhauçu e CH Santa Maria, as quais apresentam 11,8% e 18,2% dos usos e coberturas associados à vegetação nativa e declividade média de 32,4% e 26,2%, respectivamente.

A regressão linear entre os valores de CSS (variável dependente) e lum (variável independente) obteve um  $R^2$ , RMSEN e NSE de 0,79, 0,12 e 0,74 (Figura 4.5), respectivamente, indicando ajustamento com os resultados obtidos por Fagundes et al. (2020) e, portanto, corroborando com o diagnóstico realizado no presente estudo.

Figura 4.5 - Gráfico entre concentração de sólidos suspensos predito e observado nas Circunscrições hidrográficas na bacia hidrográfica do rio Doce



Nota: CSS = concentração de sólidos suspensos (mg/L); lum = índice de uso e manejo da terra;  $R^2$  = coeficiente de determinação; RMSEN = erro quadrático médio normalizado pela média dos dados observados; e NSE = eficiência de Nash-Sutcliffe.

Os coeficientes angular e intercepto da regressão foram, aproximadamente, 72,6 e -91,7, respectivamente. Com base nesses coeficientes estimou-se a CSS considerando os cenários II e III (Tabela 4.6) e, como esperado, a adoção de práticas agropecuárias mais conservacionistas tende a reduzir a CSS nos cursos d'água.

#### 4.3.3.2 Polígonos amostrais

O número de pontos de validação com NCEs classificados como concordante e discordante em relação as imagens observadas no Google Earth foi 43 e 2, respectivamente, sendo um dos polígonos impossível de avaliar, portanto considerado como discordante. Dessa maneira, obteve-se uma acurácia de aproximadamente 95,5%. As observações associadas aos polígonos amostrais são apresentadas no Apêndice C, enquanto que as imagens utilizadas na validação são apresentadas no Apêndice D.

A análise realizada permitiu evidenciar que quanto maior o NCE, maior a probabilidade de observar processos erosivos intensos, sendo que áreas com NCE  $\geq 5$  tendem a apresentar erosão laminar intensa e/ou em sulcos, áreas com NCE igual a 3 e 4 tendem a não apresentarem processo erosivo passíveis de observação em imagens do Google Earth, mas com probabilidade de observar cobertura vegetal com

baixa biomassa, enquanto que áreas com NCE igual 1 e 2 tendem a não apresentar processos erosivo, mas cobertura com nível médio de biomassa.

Exceções à essa tendência foram locais em que os fatores limitantes eram as APPs e Recarga, pois a conceituação de proteção de tais áreas é a redução do aporte de sedimentos nos cursos d'água e o aumento da disponibilidade hídrica em períodos de seca. Além disso, foi observado que em locais onde predominam os Latossolos vermelho-amarelos, mais resistentes à erosão (ROCHA et al., 2002), ocorrem menor tendência de erosão quando comparado a outros solos de maior erodibilidade com o mesmo NCE. Tal comportamento é justificável e endossa a proposta feita por Monteiro (2016) de que as classes de declividade associadas à CUT devem ser padronizadas de acordo com o tipo de solo.

A validação dos pontos a partir de imagens do Google Earth agregou informações para a validação da metodologia, apesar de tratar-se de uma avaliação pontual de um processo histórico do uso e manejo da terra. Ou seja, avaliar o processo erosivo a partir do NCE é possível, contudo incipiente por se tratar de um processo histórico.

Recomendações para aprimoramento do diagnóstico são o refinamento das bases de dados, principalmente associada à escala do mapa de solos e mapa de uso e cobertura da terra, assim como estudo visando a padronização das classes de declividade em relação aos tipos de solo na área de estudo. Concomitantemente ao diagnóstico proposto recomenda-se a realização de diagnósticos complementares como, por exemplo, modelagem hidrológica (SWAT e MGB-IPH) e ecológica, visando agregar informações de como os diferentes usos e manejos tendem a aumentar a provisão de serviços ecossistêmicos na BHRD.

#### **4.4 CONCLUSÕES**

A metodologia estruturada a partir do conceito de capacidade de uso da terra foi considerada adequada para o diagnóstico dos agroecossistemas

A bacia hidrográfica do rio Doce possui maior adequação para usos agropecuários mais conservacionistas. Apresenta, entretanto, regiões propícias ao desenvolvimento de atividades agropecuárias mais intensas, localizadas nas depressões e planaltos baixos ao longo da calha do rio Doce (Argissolos vermelhos e

vermelho-amarelos) e nos tabuleiros costeiros localizados na porção leste da bacia (Argissolos amarelo).

Os fatores associados ao relevo (declividade e recarga) são os mais limitantes à utilização mais intensiva na bacia, seguidos por solo (fertilidade aparente) e aspectos legais.

A pastagem é o uso predominante na bacia hidrográfica do rio Doce e foi a que apresentou maior porcentagem de áreas utilizadas acima da capacidade de uso da terra, seguido da agricultura perene e, posteriormente, eucalipto. Portanto, a pastagem é o uso que mais contribui com as externalidades negativas da agropecuária na bacia hidrográfica do rio Doce.

As Circunscrições Hidrográficas Caratinga, Guandú, Manhauçu, Santa Maria, Suaçuí, Piranga, Pontões e Lagoas, Piracicaba e Santo Antônio são as que apresentam, nessa ordem, usos e manejos mais inadequados na bacia hidrográfica do rio Doce.

## REFERÊNCIAS

- AB`SÁBER, A. **Os Domínios de Natureza no Brasil: Potencialidades Paisagísticas**. 7. ed. Cotia: Ateliê Editorial, 2012.
- ABATZOGLOU, J. T.; DOBROWSKI, S. Z.; PARKS, S. A.; HEGEWISCH, K. C. TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958-2015. **Scientific Data**, v. 5, p. 1–12, 2018. Disponível em: <[10.1038/sdata.2017.191](https://doi.org/10.1038/sdata.2017.191)>.
- ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. E. Linking soils to ecosystem services - A global review. **Geoderma**, v. 262, p. 101–111, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>>.
- ALVAREZ, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. D. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2014. Disponível em: <[https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen\\_s\\_climate\\_classification\\_map\\_for\\_Brazil?af=crossref](https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil?af=crossref)>.
- ANDRADE, R. G.; DE C. TEIXEIRA, A. H.; SANO, E. E.; LEIVAS, J. F.; DE C. VICTORIA, D.; NOGUEIRA, S. F. Pasture evapotranspiration as indicators of degradation in the Brazilian Savanna: a case study for Alto Tocantins watershed. **Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XVI**, v. 9239, n. October, p. 92391Z, 2014.
- APRILE, F.; LORANDI, R.; SIQUEIRA, G. Influence of Natural and Anthropogenic Processes in the Coastline Evolution at the Doce River Mouth (Espírito Santo, Brazil). **British Journal of Environment and Climate Change**, v. 6, n. 1, p. 18–27, 2016. Disponível em: <<http://imsear.searo.who.int/handle/123456789/177897>>.
- ATALAY, I. A New Approach to the Land Capability Classification: Case Study of Turkey. **Procedia Environmental Sciences**, v. 32, p. 264–274, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2016.03.031>>.
- BARONA, E.; RAMANKUTTY, N.; HYMAN, G.; COOMES, O. T. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 5, n. 2, 2010. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/5/2/024002/pdf>>.
- BERBET, M. L. C.; COSTA, M. H. Climate change after tropical deforestation: Seasonal variability of surface albedo and its effects on precipitation change. **Journal of Climate**, v. 16, n. 12, p. 2099–2104, 2003. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2003\)016%3C2099:CCATDS%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2003)016%3C2099:CCATDS%3E2.0.CO;2)>.
- BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm)>.
- CAMPBELL B.M.; BEARE, D. J.; BENNETT, E.; M.; HALL-SPENCER, J. M.; INGRAM, J. S. I.; JAMARILLO, F.; ORTIZ, R.; RAMANKUTTY, N.; SAYER, J. S.; SHINDELL, D. Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary

boundaries. **Ecology and Society**, v. 22, n. 4, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.5751/ES-09595-220408>>.

CENIBRA. **Plano de Manejo Florestal**. Disponível em: <[https://www.cenibra.com.br/wp-content/uploads/2020/06/plano\\_manejo\\_2020.pdf](https://www.cenibra.com.br/wp-content/uploads/2020/06/plano_manejo_2020.pdf)>.

CERH-MG. DELIBERAÇÃO NORMATIVA Nº 66, DE 17 DE NOVEMBRO DE 2020. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=52900>>

COELHO, A. L. N. Situação hídrico-geomorfológica da bacia do rio doce com base nos dados da série histórica de vazões da estação de colatina - ES. **Caminhos de Geografia**, p. 56–79, 2006. Disponível em: <<http://www.ig.ufu.br/revista/caminhos.html>>.

CUNHA, F. L.; NIERI, E. M.; MELO, L. A. de; ARAÚJO, T. G.; LEITE, F. P.; VENTURIN, N. Indicadores de qualidade da subsolagem com escavadora hidráulica em áreas declivosas em duas diferentes umidades do solo. **Scientia Forestalis**, v. 48, n. 128, p. 1–10, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.18671/scifor.v48n128.16>>.

CUPOLILLO, F.; ABREU, M. L. De; VIANELLO, R. L. Climatologia da Bacia do Rio Doce e sua Relação com a Topografia Local. **Geografias**, v. 04, n. 1, p. 45–60, 2008. Disponível em: <<http://www.cantacantos.com.br/revista/index.php/geografias/article/view/71/0>>.

DE FIGUEIREDO, E. B.; JAYASUNDARA, S.; DE OLIVEIRA BORDONAL, R.; BERCHIELLI, T. T.; REIS, R. A.; WAGNER-RIDDLE, C.; LA SCALA, N. Greenhouse gas balance and carbon footprint of beef cattle in three contrasting pasture-management systems in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, n. 2017, p. 420–431, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.132>>.

DIAS, L. C. P.; PIMENTA, F. M.; SANTOS, A. B.; COSTA, M. H.; LADLE, R. J. Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. **Global change biology**, v. 22, n. 8, p. 2887–2903, 2016. Disponível em: <10.1111/gcb.13314>.

DRUCKER, D. P.; PINTO, D. M.; FIDALGO, E. C. C.; CUSTÓDIO, D. O.; DANIEL DE CASTRO VICTORIA, B.; ALMEIDA, B. T.; SIMÕES, M.; MACHADO, C. R. D. L.; VIANA DOS SANTOS BRANDÃO, V.; DART, R. de O.; AGLIO, M. L. D.; RASCHE, F.; LAFORET, M. R. C.; BETTIOL, G. M.; PEREIRA, S. E. M.; BRANDÃO, Z. N.; GARRASTAZU, M. C.; ALBA, J. M. F.; DA COSTA, F. A.; TORRES, R. C.; DOMPIERI, M. H. G.; SAMPAIO, S. M. N.; MARTINS, E. C.; JUNIOR, I. P.; BAYMA-SILVA, G.; GALINARI, G.; FIORINI, F. B.; TAKEMURA, C. M.; DA CRUZ, S. A. B.; HOLLER, W. A.; DE OLIVEIRA, L. H. GeolInfo - Infraestrutura de Dados Espaciais Abertos para a Pesquisa Agropecuária GeolInfo. **Revista Eletrônica de Comunicação, Informação & Inovação em Saúde**, v. 11, p. 1–17, 2017. Disponível em: <<https://www.reciis.icict.fiocruz.br/index.php/reciis/article/viewFile/1356/pdf1356>>.

ECOPLAN-LUME. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. 2010. Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/pirh-parh-pap/pirh>>.

FAGUNDES, H. de O.; DE PAIVA, R. C. D.; FAN, F. M.; BUARQUE, D. C.; FASSONI-

ANDRADE, A. C. Sediment modeling of a large-scale basin supported by remote sensing and in-situ observations. **Catena**, v. 190, n. August 2019, p. 104535, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104535>>.

FBDS. Fundação Brasileira para Desenvolvimento Sustentável. **Repositório público de mapas e shapes para downloads**. Disponível em: <<http://geo.fbds.org.br/>>. Acesso em: 1 jan. 2020.

FERREIRA, F. M.; FERREIRA NETO, J. A. O SOTER-PA como alternativa para o ordenamento territorial dos assentamentos rurais de reforma agrária The SOTER-PA as an alternative to the spatial planning of rural settlements of agrarian reform. **Revista ESPACIOS**, v. 38, n. 13, p. 12, 2017. Disponível em: <<http://www.revistaespacios.com/a17v38n13/a17v38n13p12.pdf>>.

FRAGA, M. de S.; DA SILVA, D. D.; REIS, G. B.; GUEDES, H. A. S.; ELESBON, A. A. A. Temporal and spatial trend analysis of surface water quality in the Doce River basin, Minas Gerais, Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, v. 22, n. 1, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10668-020-01160-8>>.

FRAGA, M. de S.; REIS, G. B.; DA SILVA, D. D.; GUEDES, H. A. S.; ELESBON, A. A. A. Use of multivariate statistical methods to analyze the monitoring of surface water quality in the Doce River basin, Minas Gerais, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 28, p. 35303–35318, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-020-09783-0>>.

FRANCO, F. S.; COUTO, L.; CARVALHO, A. F. de; JUCKSCH, I.; FERNANDES FILHO, E. I.; SILVA, E.; MEIRA NETO, J. A. A. Quantificação de erosão em sistemas agroflorais e convencionais na Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 26, n. 6, p. 751–760, 2002. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-67622002000600011&lng=pt&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622002000600011&lng=pt&tlng=pt)>.

FREITAS, H.; INACIO, E.; FILHO, F.; CARDOSO, I. M. Sistemas de avaliação de terras e conhecimentos etnopedológicos no planejamento de assentamentos rurais: um estudo de caso nos mares de morro de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 13, n. 3, p. 76–89, 2018. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/326045354>>.

GASHAW, T.; TULU, T.; ARGAW, M.; WORQLUL, A. W. Land capability classification for planning land uses in the Geleda watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 4, n. 2, p. 489–499, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s40808-018-0448-7>>.

IBGE. Mapeamento de Recursos Naturais do Brasil Escala 1:250.000. 2018. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/vegetacao/22453-cartas-1-250-000.html?=&t=downloads>>.

KLINGEBIEL, A. A.; MONTGOMERY, P. H. **Land-capability classification**. Washington, DC: Soil Conservation Service. U.S. Govt. Printing Office, 1961.

LEPSCH, I. F.; ESPINDOLA, C. R.; VISCHI FILHO, O. J.; HERNANI, L. C.; SIQUEIRA,

D. S. **Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 1. ed. Viçosa: SBCS, 2015.

LIMA, R. P. C.; DA SILVA, D. D.; PEREIRA, S. B.; MOREIRA, M. C.; PASSOS, J. B. M. C.; COELHO, C. D.; ELESBON, A. A. A. Development of an annual drought classification system based on drought severity indexes. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 1, 2019.

LYNN, I. H.; MANDERSON, A. K.; PAGE, M. J.; HARMSWORTH, G. R.; EYLES, G. O.; DOUGLAS, G. B.; MACKAY, A. D.; NEWSOME, P. J. F. **Land Use Capability Survey Handbook - A New Zealand handbook for the classification of land**. [s.l.: s.n.]

LYRA, B. U.; RIGO, D. Deforestation impact on discharge regime in the Doce River Basin. **Revista Ambiente e Água [online]**, v. 14, n. 4, p. e2370, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2370>>.

MCNEILL, J. R. Agriculture, forests, and ecological history: Brazil, 1500-1984. **Environmental Review**, v. 10, n. 2, p. 122–133, 1986.

MEA. **Ecosystems and human well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. v. 5

MONTEIRO, L. I. B. **PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS EM CONDIÇÃO DE USO INTENSIVO DO SOLO**. 2016. UFV, 2016. Disponível em: <[https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/10368/1/texto\\_completo.pdf](https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/10368/1/texto_completo.pdf)>.

MONTEIRO, L. I. B.; PRUSKI, F. F.; CALEGARIO, A. T.; OLIVEIRA, A. N. G.; PEREIRA, S. B. Methodology for payment for ecosystem services based on the concept of land use and management capability. **Soil Use and Management**, v. 34, n. 4, p. 1–10, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/sum.12442>>.

OLIVEIRA, K. S. S.; QUARESMA, V. da S. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 78, p. 101–115, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jsames.2017.06.009>>.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 2.3 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org>>. Acesso em: 1 fev. 2018.

PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. 2. ed. Viçosa: UFV, 2009.

RAJÃO, R.; SOARES-FILHO, B.; NUNES, F.; BÖRNER, J.; MACHADO, L.; ASSIS, D.; OLIVEIRA, A.; PINTO, L.; RIBEIRO, V.; RAUSCH, L.; GIBBS, H.; FIGUEIRA, D. The rotten apples of Brazil's agribusiness. **Science**, v. 369, n. 6501, p. 246–248, 2020. Disponível em: <<https://science.sciencemag.org/content/369/6501/246>>.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest.

**Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>>.

ROCHA, W. W.; DIAS JUNIOR, M. S.; LIMA, J. M.; MIRANDA, E. E. V.; SILVA, A. R. RESISTÊNCIA AO CISALHAMENTO E GRAUDE INTEMPERISMO DE CINCO SOLOS NA REGIÃO DE LAVRAS (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 2, p. 297–30, 2002. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/1802/180218325003.pdf>>.

ROSER, M.; RITCHEI, R. **Yields and Land Use in Agriculture**. Disponível em: <<https://ourworldindata.org/yields-and-land-use-in-agriculture>>. Acesso em: 1 jan. 2019.

SANTOS, R. D.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. F.; OLIVEIRA, J. B. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMBRAPA, 2013.

SCHAEFER, C. E. G. R. Bases físicas da paisagem brasileira: estrutura geológica, relevo e solos. In: ARAÚJO, A. P.; ALVES, B. J. R. (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013. p. 69.

TAVEIRA, L. R. S.; WEINDORF, D. C.; DE MENEZES, M. D.; DE CARVALHO, T. S.; DA MOTTA, P. E. F.; TEIXEIRA, A. F. dos S.; CURI, N. Land use capability classification adaptation in low and intermediate technology farming systems: A soil erosion indicator. **Soil Use and Management**, v. 37, n. 1, p. 1–17, 2019.

THOMAZINI, A.; AZEVEDO, H. C. A. de; MENDONÇA, E. D. S. Perdas de solo , água e nutrientes em sistemas conservacionistas e convencionais de café no sul do estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 7, n. 2, p. 150–159, 2012. Disponível em: <<http://revistas.aba-agroecologia.org.br/index.php/rbagroecologia/article/view/10678>>.

USGS. **Earth Explorer**. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 1 jan. 2019.

VALERA, C. A.; VALLE JUNIOR, R. F.; VARANDAS, S. G. P.; SANCHES FERNANDES, L. F.; PACHECO, F. A. L. The role of environmental land use conflicts in soil fertility: A study on the Uberaba River basin, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 562, p. 463–473, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.046>>.

WEBB, T. J.; IAN WOODWARD, F.; HANNAH, L.; GASTON, K. J. Forest cover-rainfall relationships in a biodiversity hotspot: The Atlantic forest of Brazil. **Ecological Applications**, v. 15, n. 6, p. 1968–1983, 2005.

## CONCLUSÕES GERAIS

A consideração de um critério associado às zonas de recarga nos sistemas de classificação da capacidade de uso da terra (CUT) foi fundamental para resguardar a função hidrológica dessas áreas, sendo a parametrização proposta no primeiro artigo sensível às variações regionais de solo e declividade na bacia hidrográfica do rio Doce.

A metodologia de mapeamento da intensidade de uso da terra exercida pela pastagem via sensoriamento remoto, referente ao segundo artigo da tese, foi eficaz na caracterização de oito níveis de intensidade de uso da terra, sendo que a harmonização entre imagens Landsat 8, Landsat 7, Sentinel-2 e Modis, realizada no terceiro artigo, reduziu a limitação associada à presença de nuvens, possibilitando uma estimativa da intensidade de uso da terra exercida pelas pastagens na bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD) em uma janela temporal de 18 dias.

A metodologia de diagnóstico dos agroecossistemas estruturada a partir da comparação da capacidade de uso da terra com a intensidade de uso exercido sobre a terra pelo uso e cobertura, referente ao quarto artigo da tese, foi considerada adequada.

A BHRD possui maior adequação para usos agropecuários mais conservacionistas, contudo com regiões propícias ao desenvolvimento de atividades agropecuárias mais intensas (mecanizadas), localizadas nas depressões e planaltos baixos e nos tabuleiros costeiros. Os fatores associados ao relevo (declividade e recarga) são os mais limitantes à utilização mais intensiva (mecanizada) na bacia, seguidos por solo (fertilidade aparente) e aspectos legais.

A pastagem é o uso predominante na bacia do rio Doce e foi a que apresentou maior porcentagem de áreas utilizadas acima de capacidade de uso da terra, seguido da agricultura perene e, posteriormente, eucalipto.



## APÊNDICE B – Ilustrações das classes de pastagens

Figura A.1 - Pastagem classe I de intensidade de uso sobre a terra (solo exposto)



Figura A.2 - Pastagem classe II de intensidade de uso sobre a terra (localizada no centro da foto)



Figura A.3 - Pastagem classe III de intensidade de uso sobre a terra



Figura A.4 - Pastagem classe IV de intensidade de uso sobre a terra



Figura A.5 - Pastagem classe V de intensidade de uso sobre a terra



Figura A.6 - Pastagem classe VI de intensidade de uso sobre a terra



Figura A.7 - Pastagem classe VII de intensidade de uso sobre a terra



Figura A.8 - Pastagem classe VIII de intensidade de uso sobre a terra (vegetação nativa equivocadamente classificada como pastagem)



### APÊNDICE C – Observações dos polígonos amostrais de validação

Tabela C.1 - Considerações em relação aos polígonos amostrais de validação

Ponto	Classificação	NCE	Considerações
1	Satisfatório	-1	Vegetação nativa (IUT = VIII) em área com CUT limitada por declividade (CUT = V).
2	Satisfatório	-1	Reflorestamento (IUT = VI) em área com CUT limitada por declividade (CUT = IV).
3	Satisfatório	-1	Agricultura perene (IUT = V) em área com CUT limitada por declividade (CUT = IV). Área com solo exposto na parte direita da imagem com NCE $\geq$ 6.
4	Satisfatório	-1	Vegetação nativa (IUT = VIII) em área com CUT limitada por declividade (CUT = VI). Área com solo exposto à direita do polígono com NCE $\geq$ 4.
5	Instatisfatório	-1	Agricultura perene (IUT = V) equivocadamente classificada como vegetação nativa (IUT = VIII) em área com CUT limitada por declividade (CUT = VI).
6	Satisfatório	0	Vegetação nativa (IUT = VIII) em área com CUT limitada por recarga (CUT = VIII).
7	Satisfatório	0	Área com predominância de pastagem com concentração de biomassa elevada (IUT = VI) em área com CUT limitada por solo (CUT = VI).
8	Satisfatório	0	Área com predominância de vegetação nativa (IUT = VIII) em área com CUT limitada por recarga (CUT = VIII).
9	Satisfatório	0	Vegetação nativa (IUT = VIII) em área com CUT limitada por recarga (CUT = VIII).
10	Satisfatório	0	Vegetação nativa (IUT = VIII) em área com CUT limitada por recarga (CUT = VIII). Solo exposto abaixo das rosas dos ventos com NCE $\geq$ 4.
11	Satisfatório	1	Área com predominância de reflorestamento (IUT = VI) em área com CUT limitada por recarga (CUT = VII).
12	Satisfatório	1	Pastagem com baixa/média biomassa (IUT = III) em área com CUT limitada pela declividade e solo (CUT = IV). Áreas com solo exposto com NCE $\geq$ 4.
13	Satisfatório	1	Área com predominância de reflorestamento (IUT = VI) em área com CUT limitada por recarga (CUT = VII).
14	Satisfatório	1	Área com predominância de reflorestamento (IUT = VI) em área com CUT limitada por recarga e declividade (CUT = VII). Áreas em pastagem com baixa biomassa e árvores esparsas, no canto inferior direito, com NCE $\geq$ 3. Área declivosa (afloramento rochoso), acima do canto esquerdo da legenda, associado à baixa biomassa com NCE $\geq$ 3.
15	Satisfatório	1	Agricultura perene (IUT = V) em área com CUT limitada por recarga (CUT = VI). Corpo d'água não classificado como "Uso desconsiderado".

Ponto	Classificação	NCE	Considerações
16	Satisfatório	2	Pastagem com aparente elevado teor de biomassa (IUT = V à VI) equivocadamente classificada como agricultura perene (IUT = V) em área com CUT limitada por recarga (CUT = VI). Considerado satisfatório visto que a pastagem aparenta apresentar elevado teor de biomassa, dando IUT semelhantes à agricultura perene. Caso fator recarga for desconsiderado, NCE = -1.
17	Satisfatório	2	Agricultura perene (IUT = V) em área com CUT limitada por recarga (CUT = VII). Caso fosse desconsiderado fator recarga, NCE = -1.
18	Satisfatório**	2	Imagem do Google Earth referente à 05/2019, enquanto que classificação das pastagens foi realizada no mês 09/2019. Portanto, a biomassa das pastagens refere-se à estação mais úmida que à relativa ao diagnóstico do capítulo 3. Áreas de com baixa biomassa e solo exposto classificadas com NCE $\geq 4$ .
19	Satisfatório	2	Área de Gleissolos (CUT = VIII) ocupadas com pastagem (IUT = VI).
20	Satisfatório	2	Pastagem com médio teor de biomassa (IUT = 4) em área com CUT limitada por solo (CUT = VI).
21	Satisfatório	3	Imagem do Google Earth referente à 12/2018, enquanto que classificação das pastagens foi realizada no mês 09/2019. Portanto, a biomassa das pastagens refere-se à estação mais úmida do ano na bacia e não responde a um comportamento médio anual. Áreas de pastagem com baixa biomassa e solo exposto, localizadas nas zonas de recarga, classificadas com NCE $\geq 4$ . Áreas com regeneração florestal mais densa, em zonas de recarga, no canto direito da imagem, com NCE $\leq 0$ .
22	Satisfatório	3	Área de Gleissolos (CUT = VIII) ocupadas com pastagem (IUT = V).
23	Satisfatório	3	Imagem do Google Earth referente à 05/2020, enquanto que classificação das pastagens foi realizada no mês 09/2019. Portanto, a biomassa das pastagens refere-se à estação mais úmida daquela considerada no diagnóstico e não responde a um comportamento médio anual. Áreas de pastagem com baixa/média biomassa (IUT = III) em área limitada pelo fator solo (CUT = VI). Áreas com NCE $\geq 5$ na parte superior da figura refere-se à Áreas de Preservação Permanente (CUT = VIII).
24	Satisfatório	3	Pastagem com baixo/médio teor de biomassa (IUT = III) em área com CUT limitada por solo (CUT = VI).
25	Satisfatório	3	Imagem do Google Earth referente à 02/2019, enquanto que classificação das pastagens foi realizada no mês 09/2019. Portanto, a biomassa das

Ponto	Classificação	NCE	Considerações
			pastagens refere-se à estação mais úmida do ano na bacia e não responde a um comportamento médio anual. Áreas de pastagem com baixa/média biomassa (IUT = III) em área limitada pelo solo e recarga (CUT = VI).
26	Satisfatório	4	Pastagem com baixo teor de biomassa (IUT = II) em área com CUT limitada por declividade e solo (CUT = VI). São observadas pequenas machas de solo exposto dentro do polígono amostral. Macha de solo exposto no canto superior direito, próximo à letra de identificação com NCE = 5.
27	Satisfatório	4	Pastagem com baixo teor de biomassa (IUT = III) em área com CUT limitada por recarga (CUT = VII). Caso desconsiderado fator recarga, NCE = 0. Área de solo exposto, próximo à marcação da latitude -18°40' identificado como NCE = 5.
28	Satisfatório	4	Pastagem com baixo teor de biomassa (IUT = II) em área com CUT limitada por solo (CUT = VI).
29	Satisfatório	4	Mix de solo exposto com árvores semidecíduais (IUT = IV) em área com CUT limitada por recarga (CUT = VIII). Possível monodominância de Aroeira ( <i>Myracrodruon urundeuva</i> ), as quais normalmente estão relacionados à processos erosivos do solo (de Oliveira, de Souza e Fernandes Filho, 2014). Caso desconsiderado recarga, fator limitante é a declividade (CUT = VII), levando à NCE = 3.
30	Insatisfatório	4	Imagem do Google Earth referente à 01/2019, enquanto que classificação das pastagens foi realizada no mês 09/2019. Portanto, a biomassa das pastagens refere-se à estação mais úmida do ano na bacia e não responde a um comportamento médio anual. Áreas de pastagem, localizadas no terraço fluvial, com baixa biomassa, mas ausência de solo exposto provavelmente devido à baixa declividade e encontrar-se em zona de deposição. Áreas com solo exposto, localizado porção oeste da foto com NCE $\geq$ 4.
31	Satisfatório	5	Imagem do Google Earth referente à 12/2018, enquanto que classificação das pastagens foi realizada no mês 09/2019. Portanto, a biomassa das pastagens refere-se à estação mais úmida do ano na bacia e não responde a um comportamento médio anual. Caso o fator recarga fosse desconsiderado, NCE seria igual à 3. Área de solo exposto em torno do polígono amostral com NCE $\geq$ 4.
32	Satisfatório	5	Imagem do Google Earth referente à 06/2020, enquanto que classificação das pastagens foi realizada no mês 09/2019. Portanto, a biomassa das pastagens refere-se à período mais úmido ao

Ponto	Classificação	NCE	Considerações
			considerado no diagnóstico das pastagens. Caso o fator recarga fosse desconsiderado, NCE seria igual à 3. Área de solo exposto à direita do polígono amostral com NCE $\geq$ 4.
33	Satisfatório	5	Pastagem com baixo/médio teor de biomassa (IUT = III) em área com CUT limitada pela recarga (CUT = VIII). Caso desconsiderado fator recarga, NCE = 2. Formação de sulcos nas linhas de drenagem evidenciam o excesso de escoamento superficial. Áreas com solo exposto com NCE $\geq$ 4.
34	Satisfatório	5	Imagem do Google Earth referente à 04/2020, enquanto que classificação das pastagens foi realizada no mês 09/2019. Pastagem com baixo teor de biomassa (IUT = II) em área com CUT limitada pela recarga (CUT = VII). Caso desconsiderado fator recarga, NCE = 2. Em imagem de 08/2019 é possível observar formação de sulcos na vertente leste da elevação onde encontra-se o polígono evidenciando o excesso de escoamento superficial.
35	Satisfatório	5	Pastagem com baixo/médio teor de biomassa (IUT = III) em área com CUT limitada pela recarga (CUT = VIII). Caso desconsiderado fator recarga, NCE = 3. Áreas de solo exposto com NCE $\geq$ 5.
36	Satisfatório	6	Imagem do Google Earth referente à 05/2019, enquanto que classificação das pastagens foi realizada no mês 09/2019. Pastagem com baixo teor de biomassa (IUT = II) em área com CUT limitada pela recarga (CUT = VIII). Caso desconsiderado fator recarga, NCE = 4. Possível observar formação de sulcos na vertente nordeste da elevação onde encontra-se o polígono evidenciando o excesso de escoamento superficial. Áreas de solo exposto com NCE $\geq$ 4.
37	Satisfatório	6	Pastagem com baixo teor de biomassa (IUT = II), com presença elecada de cupinzeiros ou manchas de solo exposto, em área com CUT limitada pela recarga (CUT = VIII). Caso desconsiderado fator recarga, NCE = 4. Áreas de solo exposto com NCE $\geq$ 5.
38	Satisfatório	6	Imagem do Google Earth referente à 02/2019, enquanto que classificação das pastagens foi realizada no mês 09/2019. Portanto, a biomassa das pastagens refere-se à período mais úmido e não responde a um comportamento médio anual. Caso o fator recarga fosse desconsiderado, NCE seria igual à 4. Formação de sulcos no terço médio da elevação evidenciam o excesso de escoamento superficial. Áreas de solo exposto com NCE $\geq$ 5.
39	Satisfatório	6	Pastagem com baixo teor de biomassa (IUT = II) em área com CUT limitada pela recarga (CUT = VIII).

Ponto	Classificação	NCE	Considerações
			Caso desconsiderado fator recarga, NCE = 2. Formação de sulcos nas linhas de drenagem evidenciam o excesso de escoamento superficial. Presença considerável de cupinzeiros.
40	Satisfatório	6	Pastagem com baixo teor de biomassa (IUT = II) em área com CUT limitada pela recarga (CUT = VIII). Caso desconsiderado fator recarga, NCE = IV devido ao fator solo. Seria esperado sinais mais evidente de erosão, a qual é incipiente, provavelmente, devido à baixa declividade, mas há presença considerável de cupinzeiros.
41	Satisfatório	7	Imagem do Google Earth referente à 05/2020, enquanto que classificação das pastagens foi realizada no mês 09/2019. Pastagem com baixo teor de biomassa (IUT = I) em área com CUT limitada pela recarga (CUT = VIII). Caso desconsiderado fator recarga, NCE = 4. Em imagem de 07/2019 demonstra a ocorrência de incêndio na elevação onde encontrasse o polígono assim como na elevação ao sul do mesmo.
42	Satisfatório	7	Ocorrência de incêndios (solo exposto) em Área de Preservação Permanente (CUT= VIII).
43	Satisfatório	7	Ocorrência de incêndios (solo exposto) em Área de Preservação Permanente (CUT = VIII).
44	Impossível de avaliar	7	Área de Gleissolo (CUT= VIII) que aparenta ter sofrido queimada ou esta alagada. Impossível entender pela imagem do Google Earth.
45	Satisfatório	7	Imagem do Google Earth referente à 02/2019, enquanto que classificação das pastagens foi realizada no mês 09/2019. Com base em imagem de 09/2019 houve ocorrência de incêndios (solo exposto) em área de recarga (CUT = VIII).

### APÊNDICE D – Polígonos amostrais de validação

Figura D.1 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 1 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

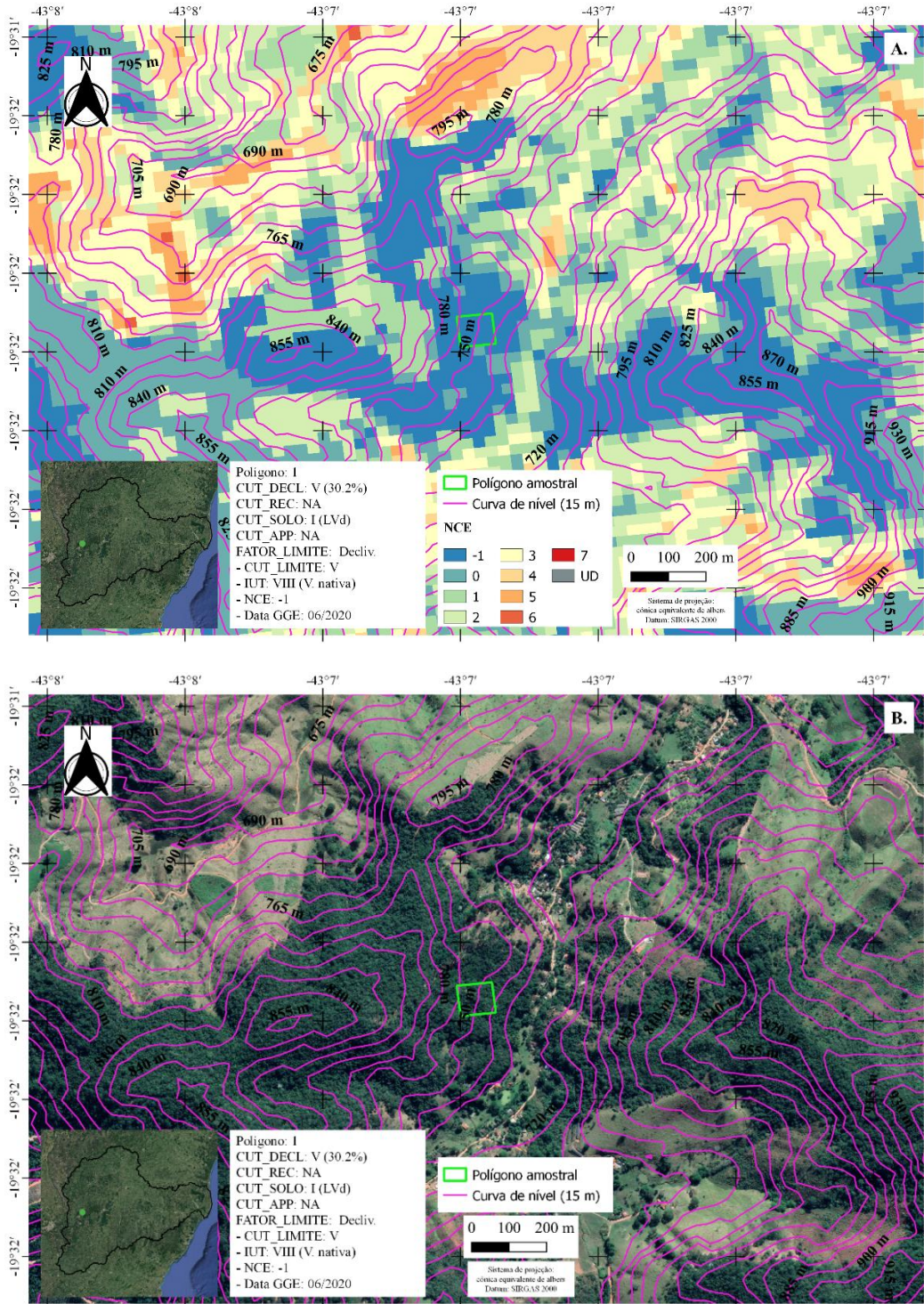


Figura D.2 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 2 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

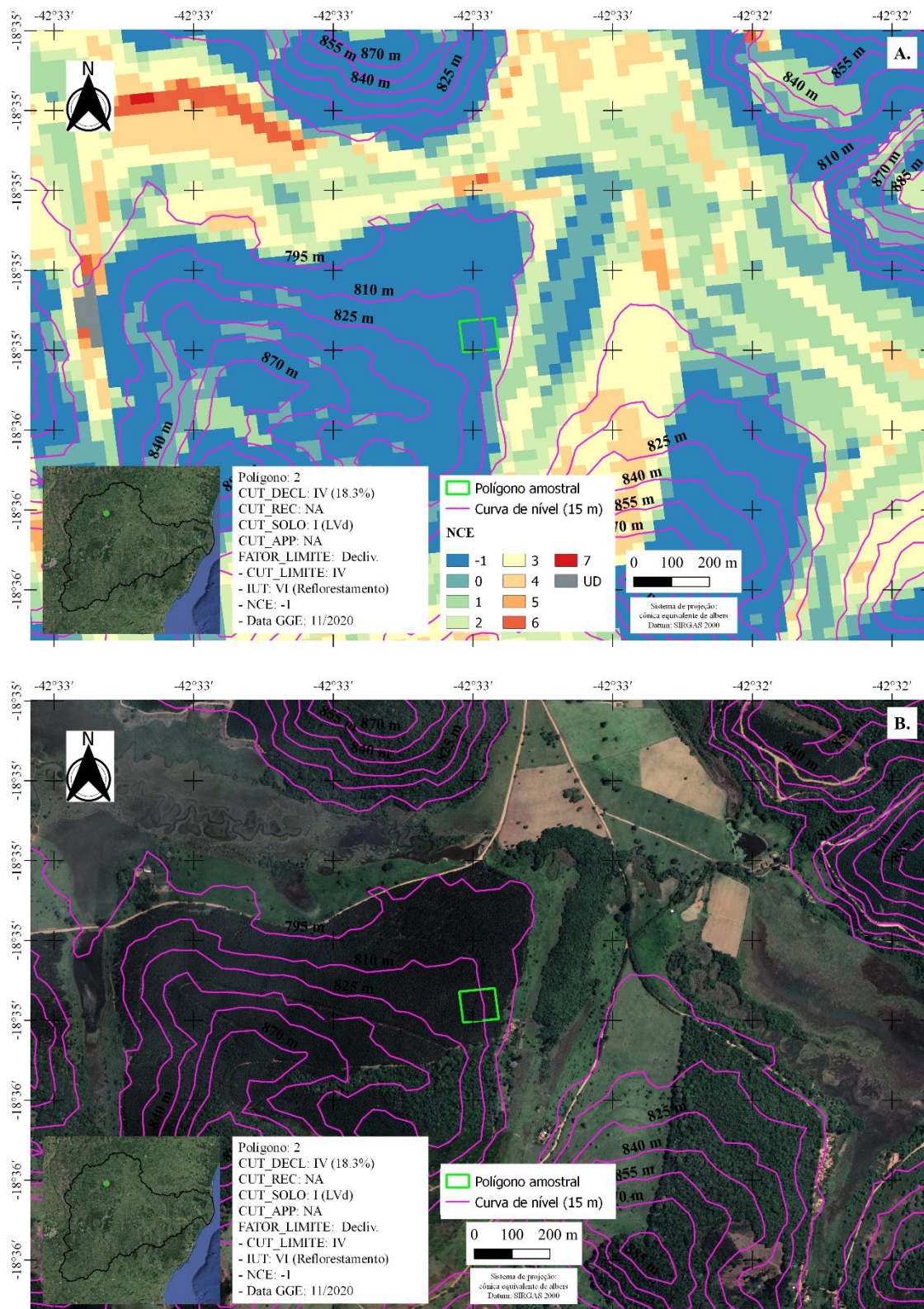


Figura D.3 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 3 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

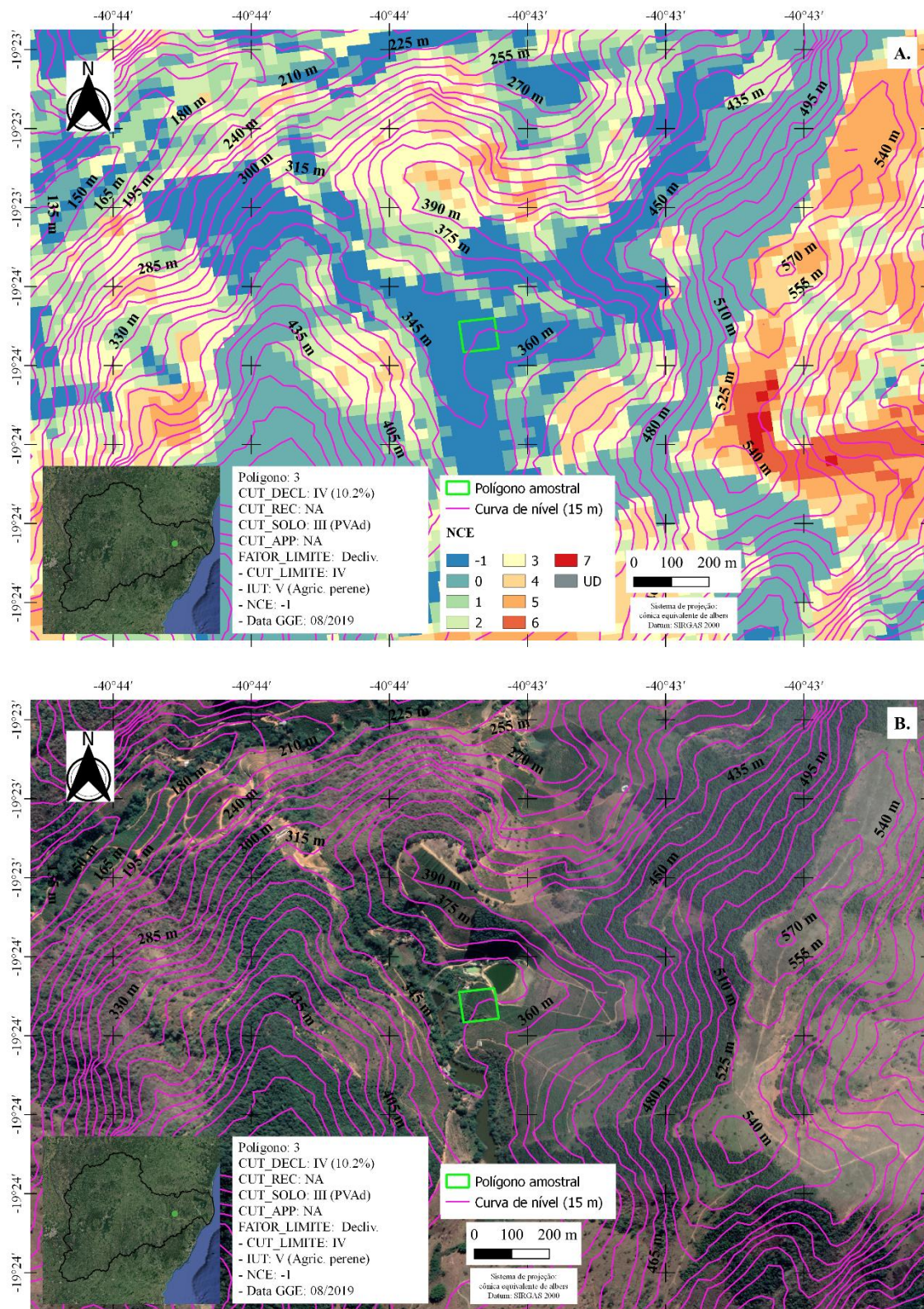


Figura D.4 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 4 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

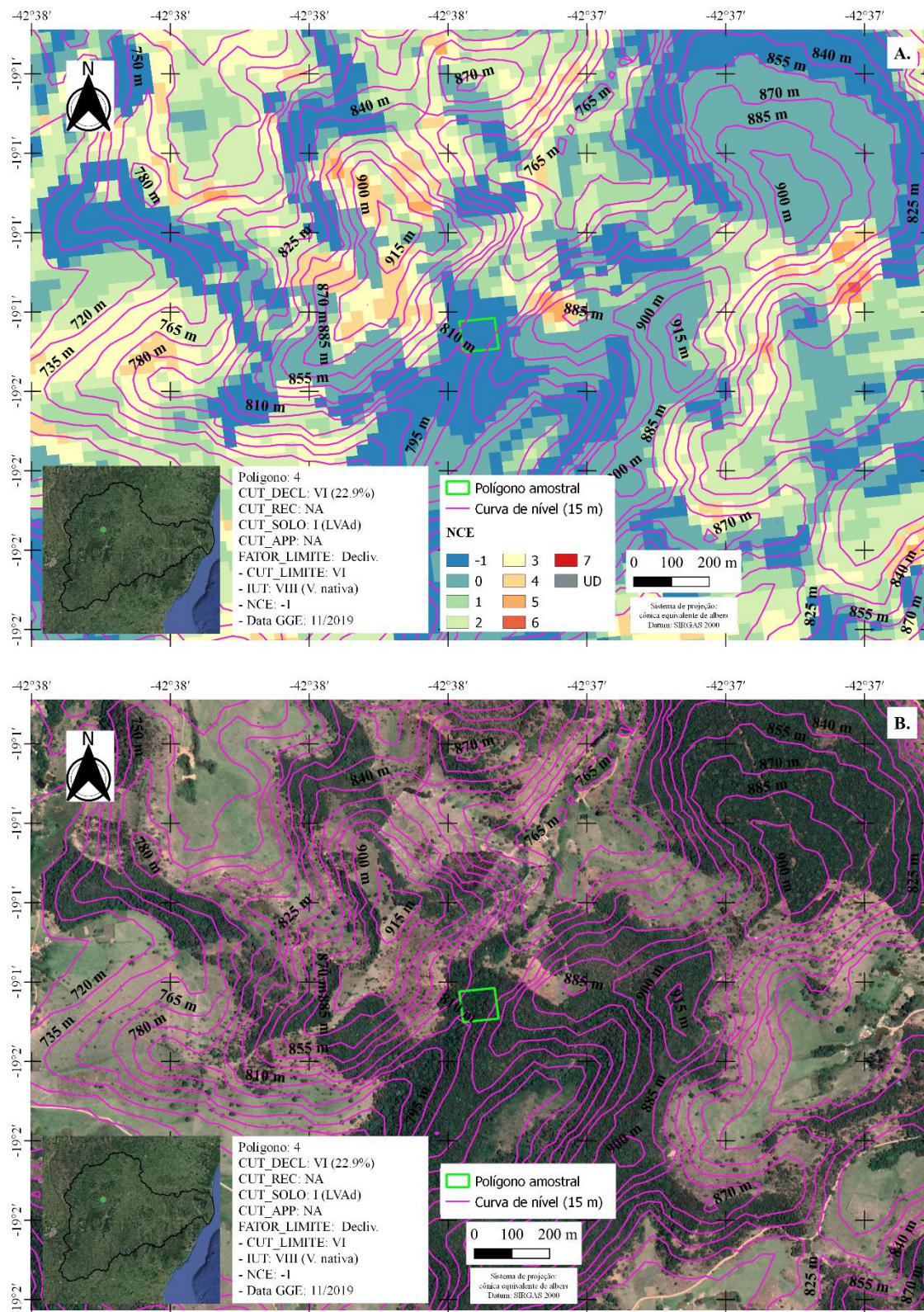


Figura D.5 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 5 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

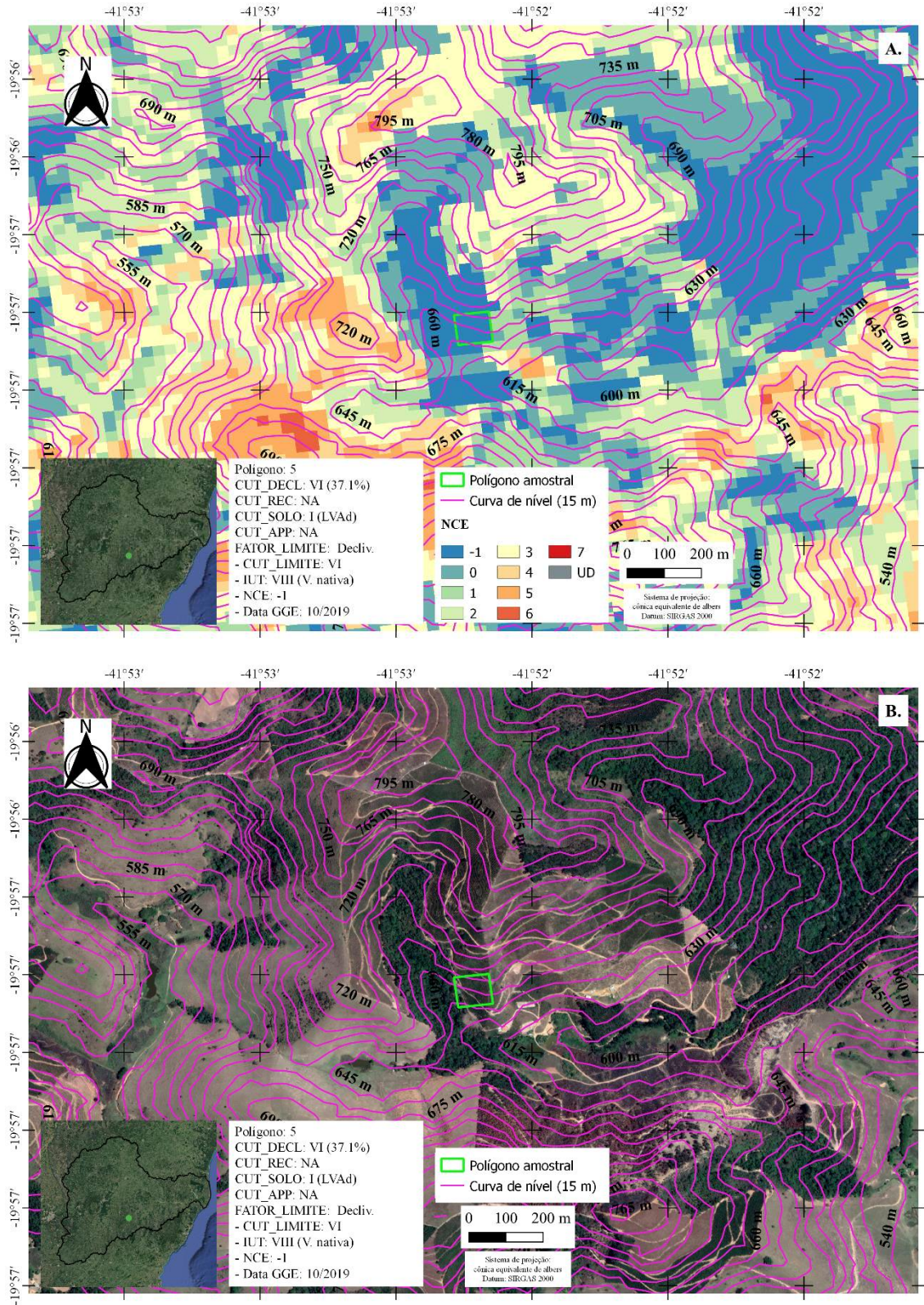


Figura D.6 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 6 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

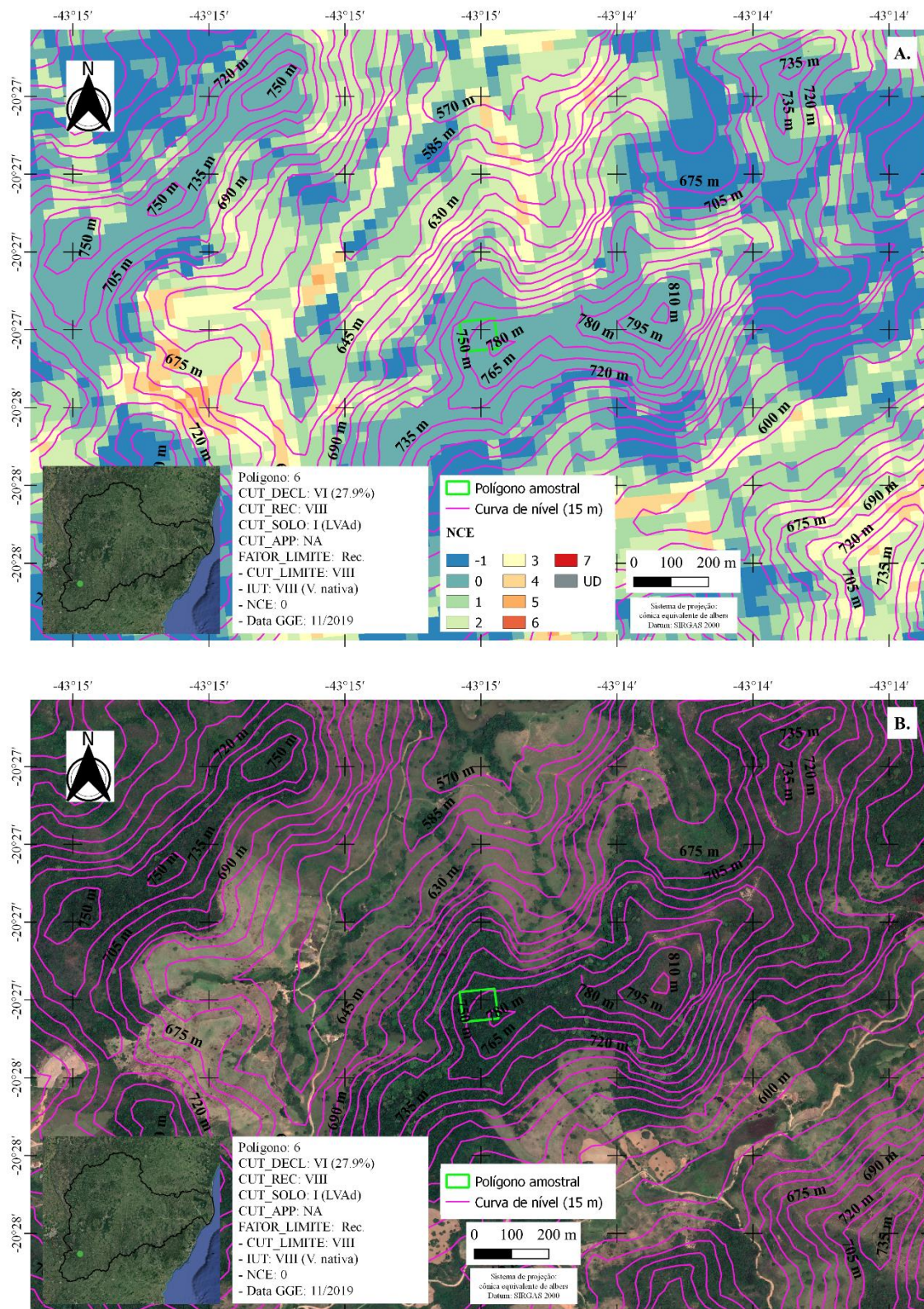


Figura D.7 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 7 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

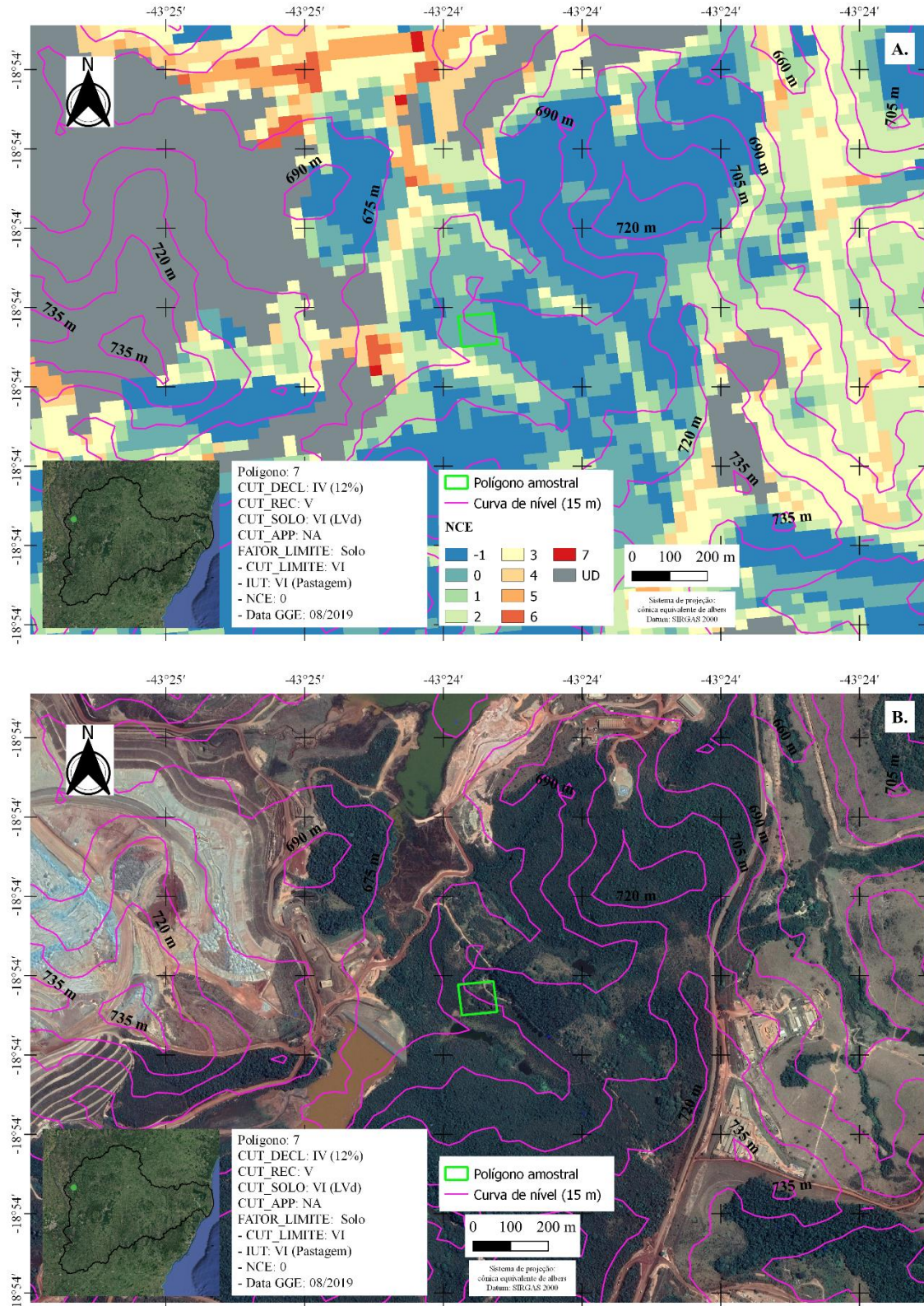


Figura D.8 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 8 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

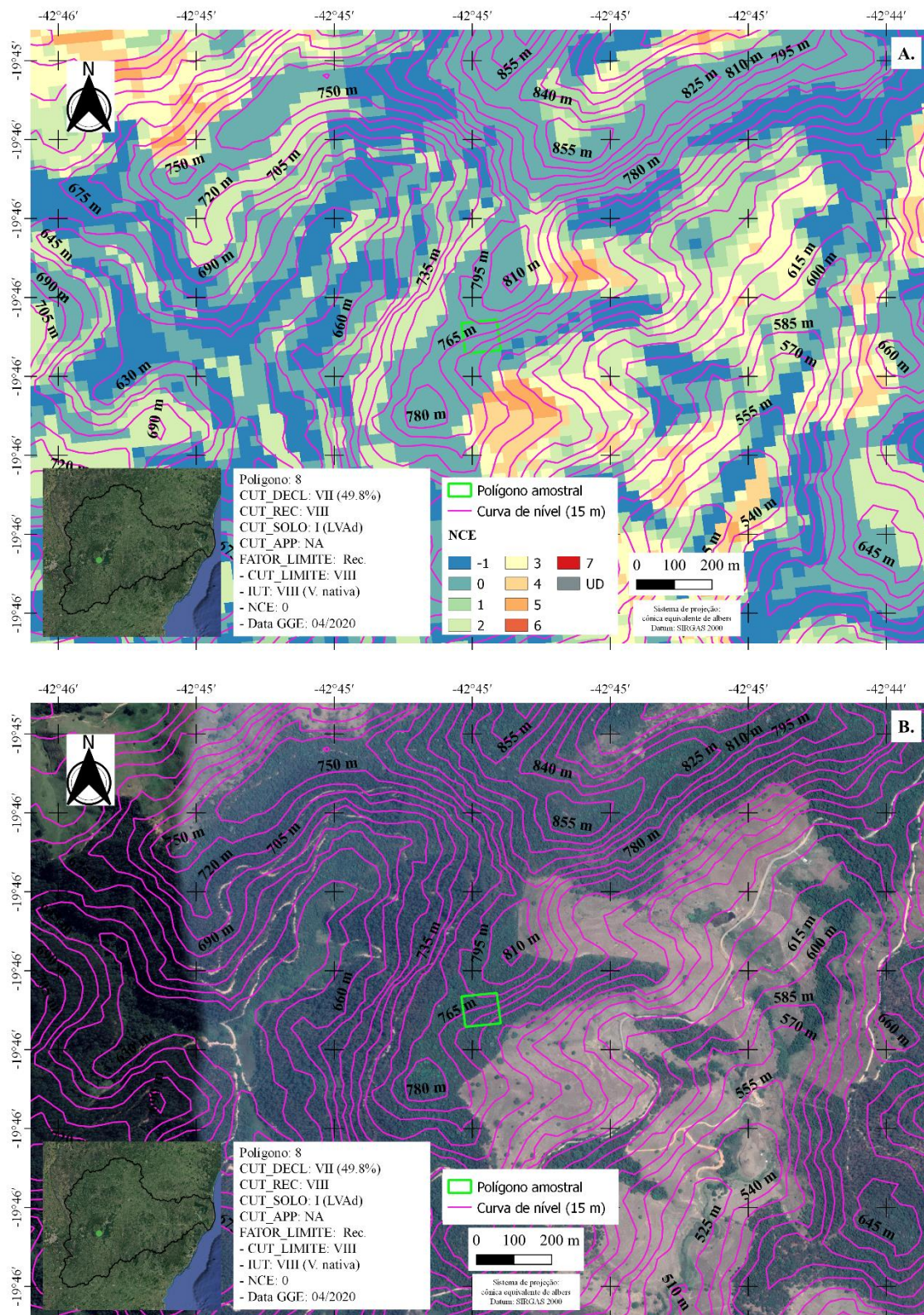


Figura D.9 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 9 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

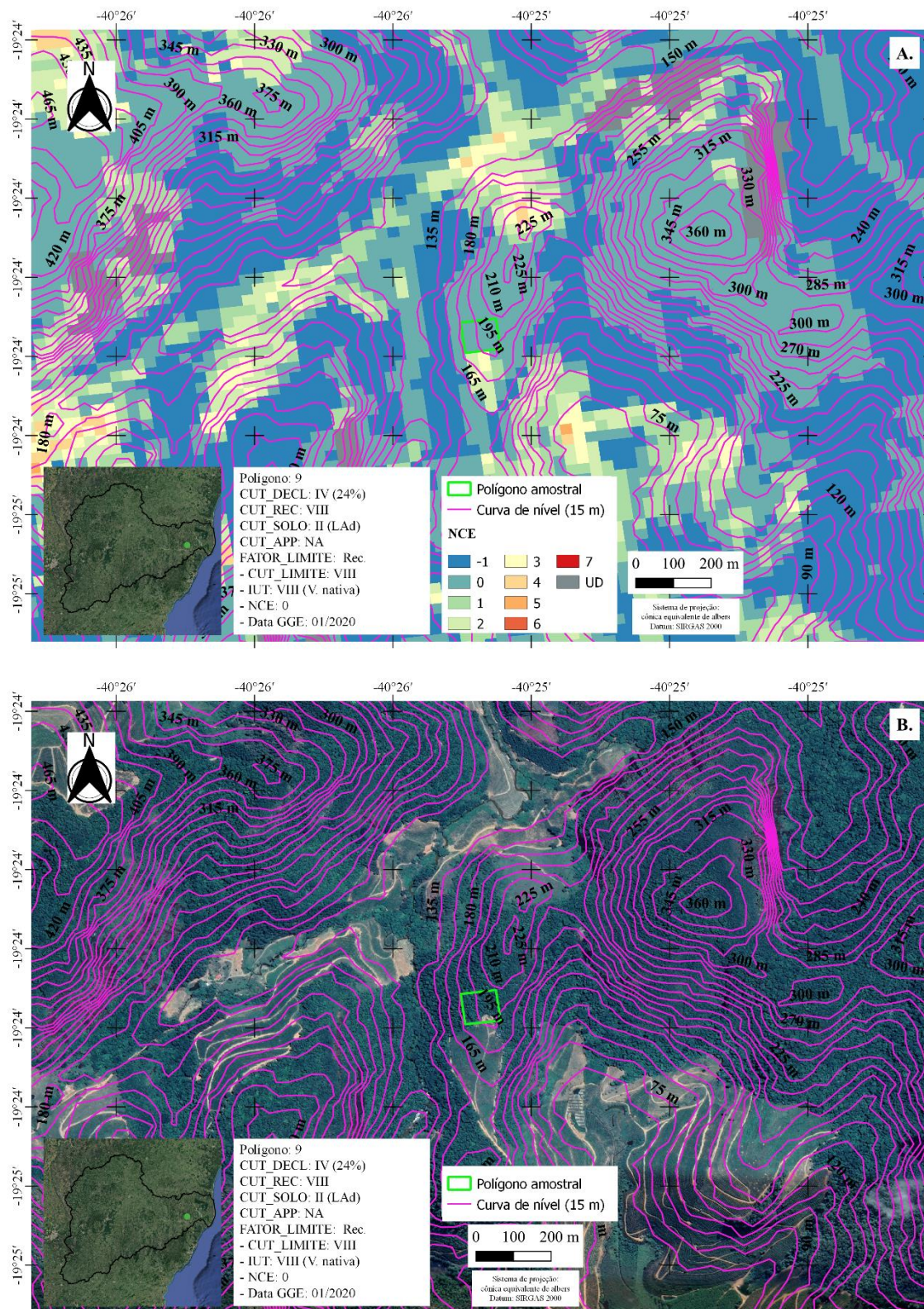


Figura D.10 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 10 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

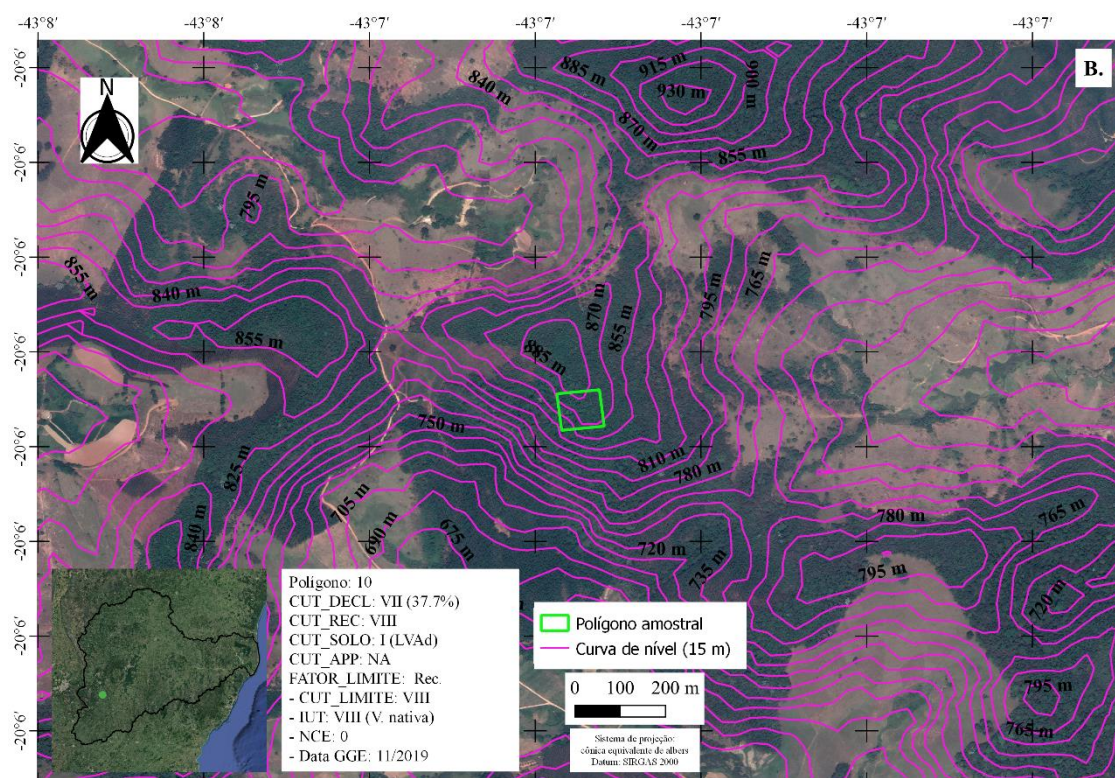
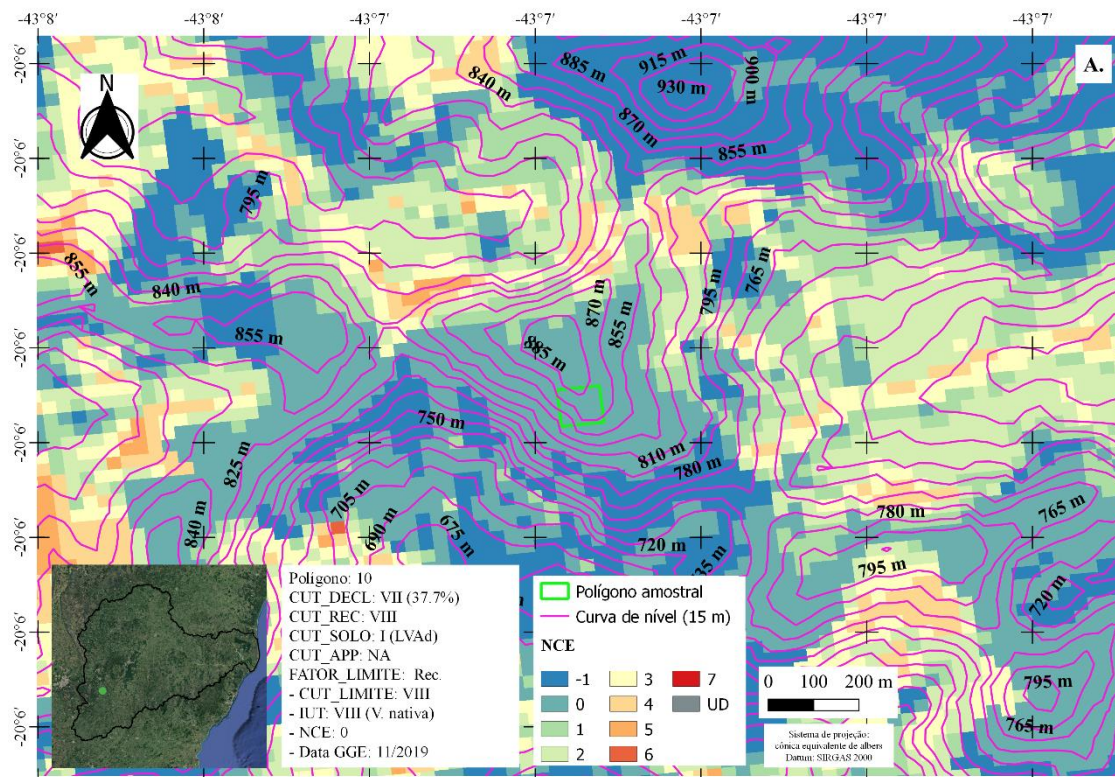


Figura D.11 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 11 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

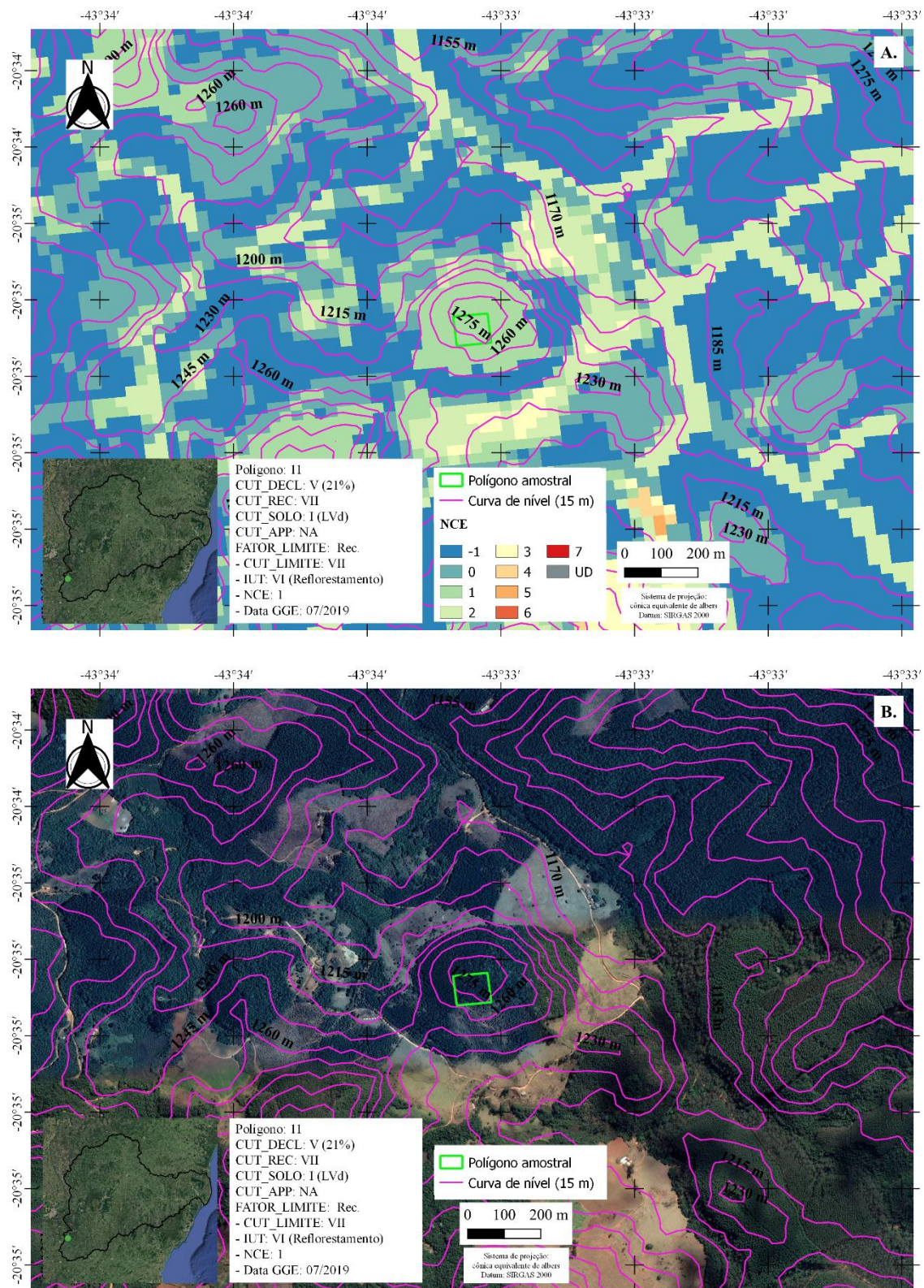


Figura D.12 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 12 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

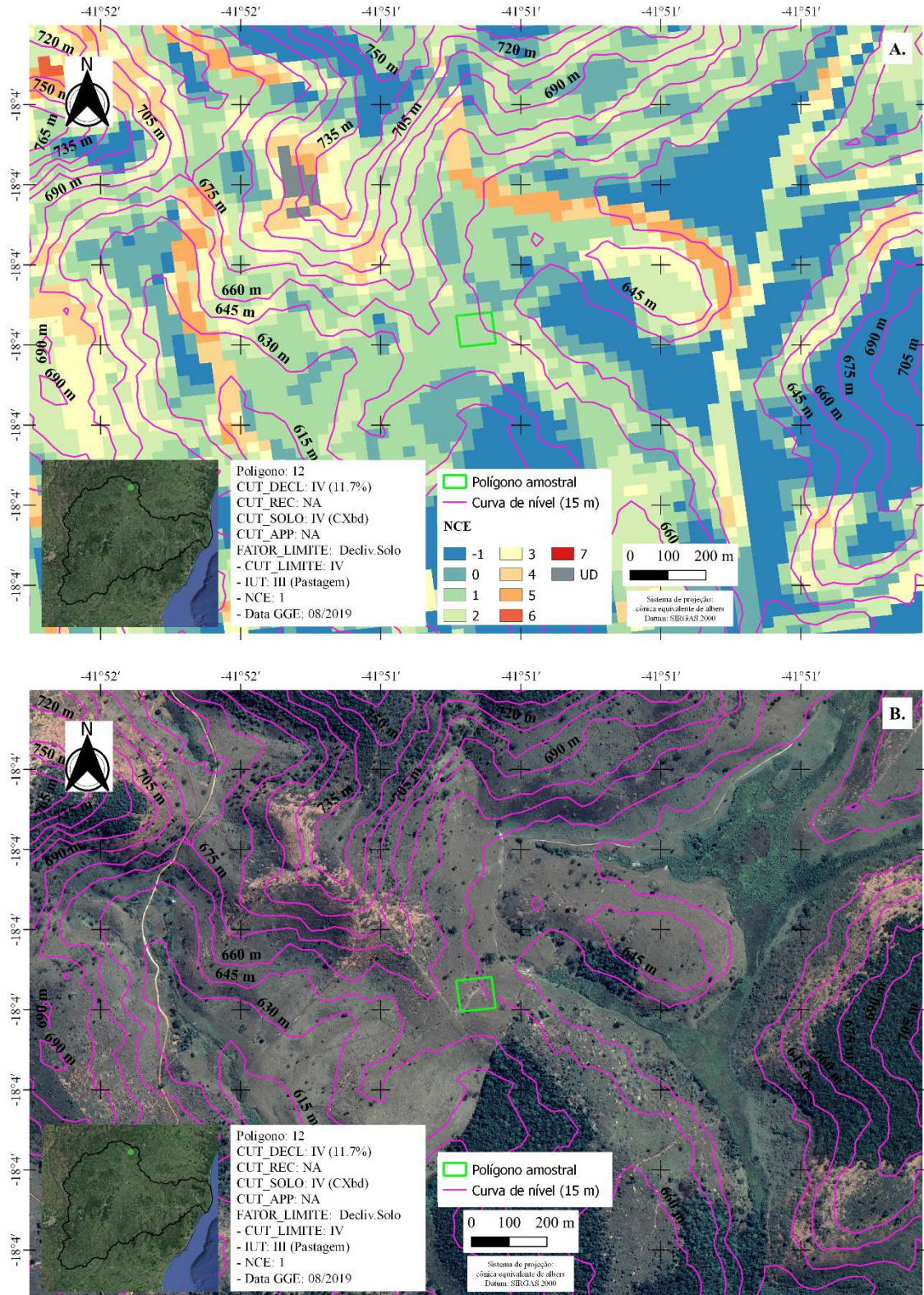


Figura D.13 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 13 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

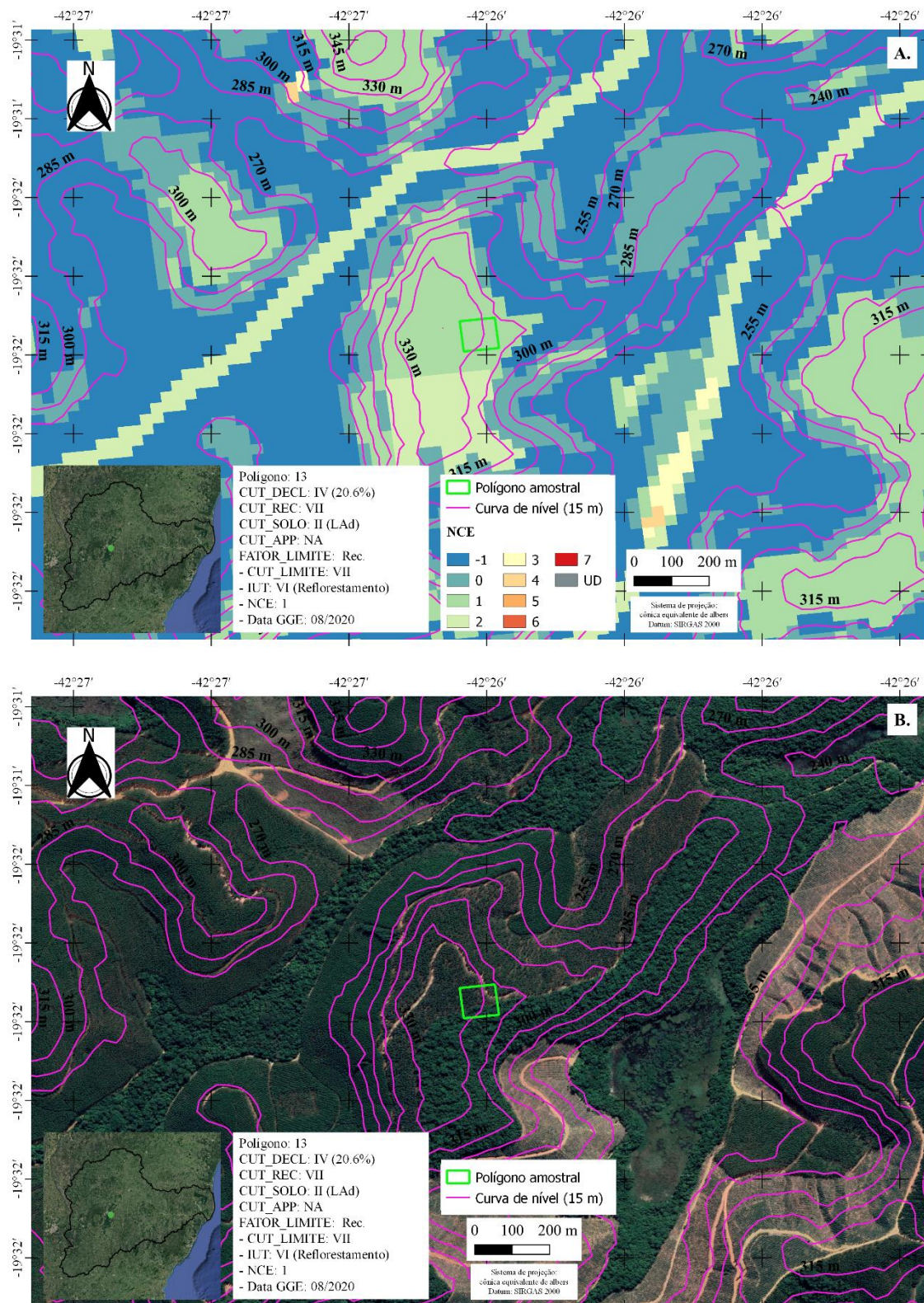


Figura D.14 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 14 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

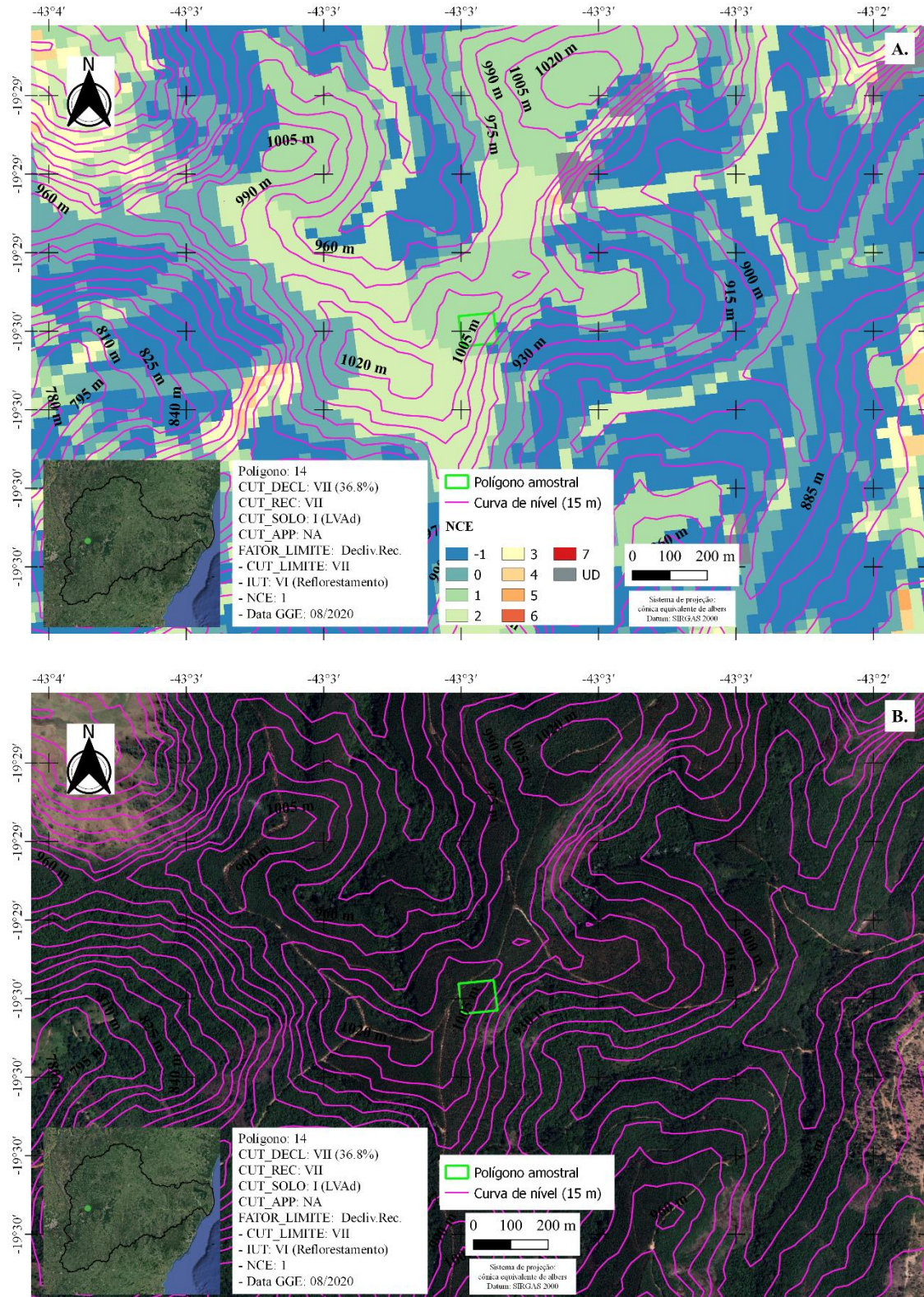


Figura D.15 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 15 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

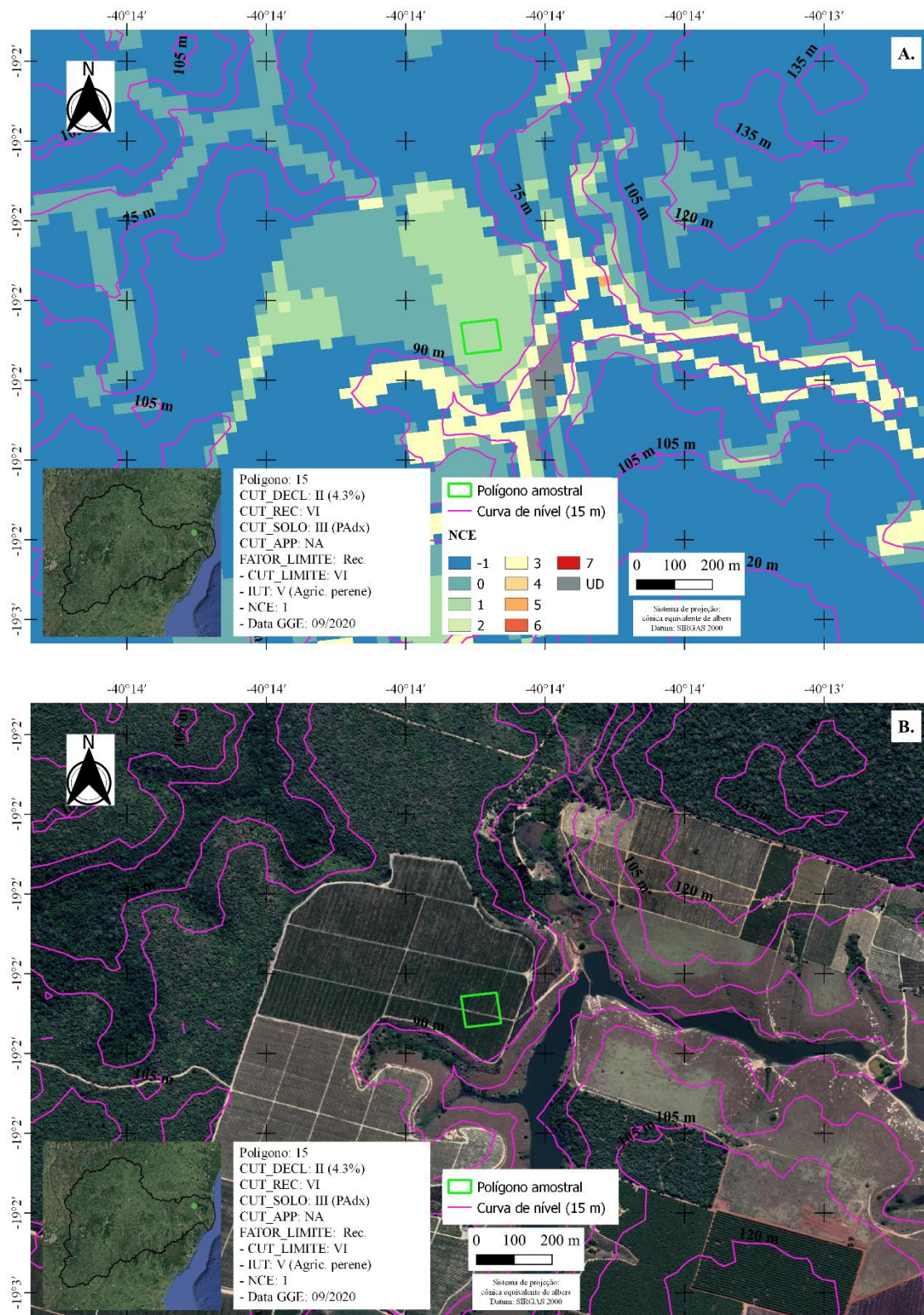


Figura D.16 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 16 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

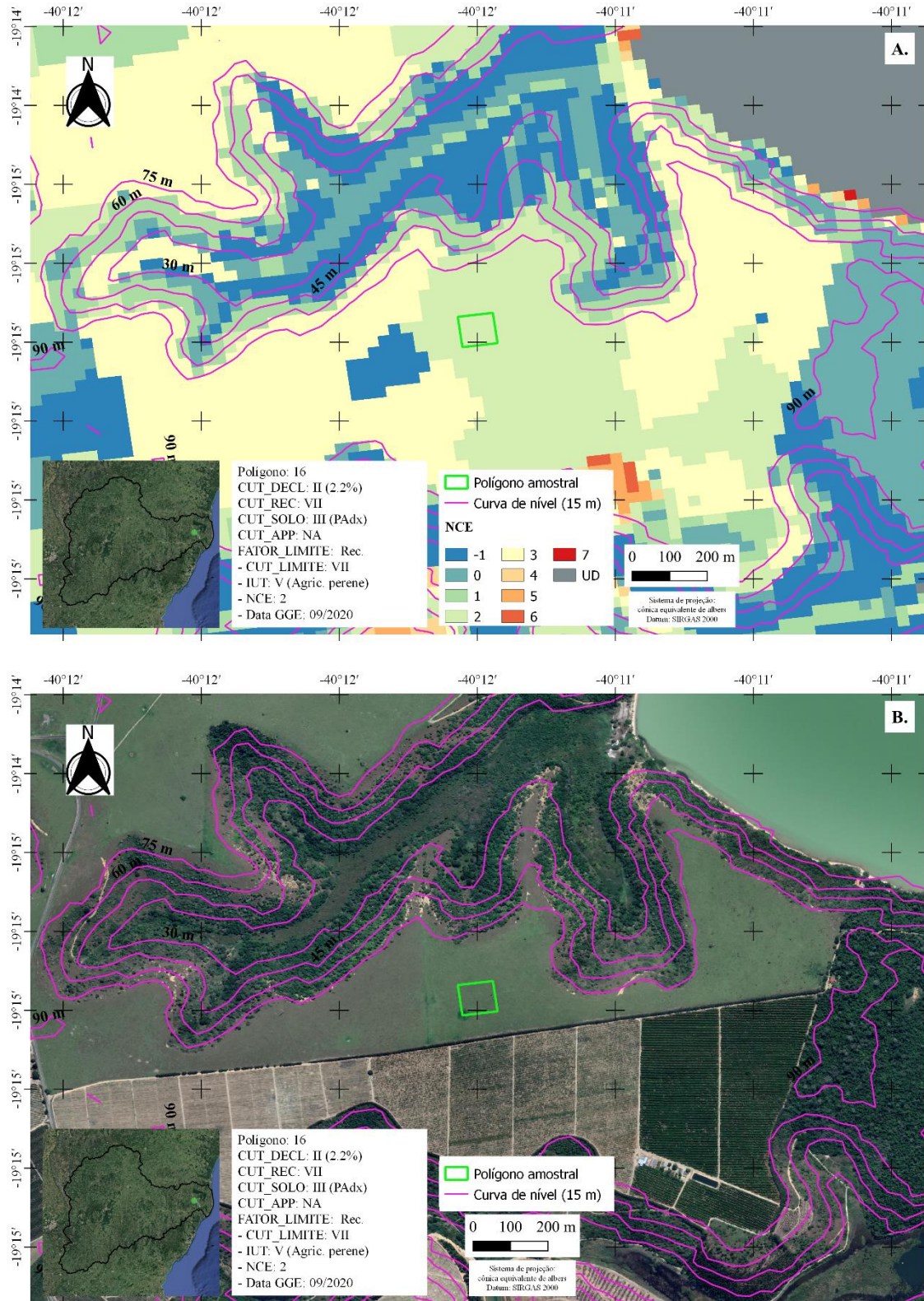


Figura D.17 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 17 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

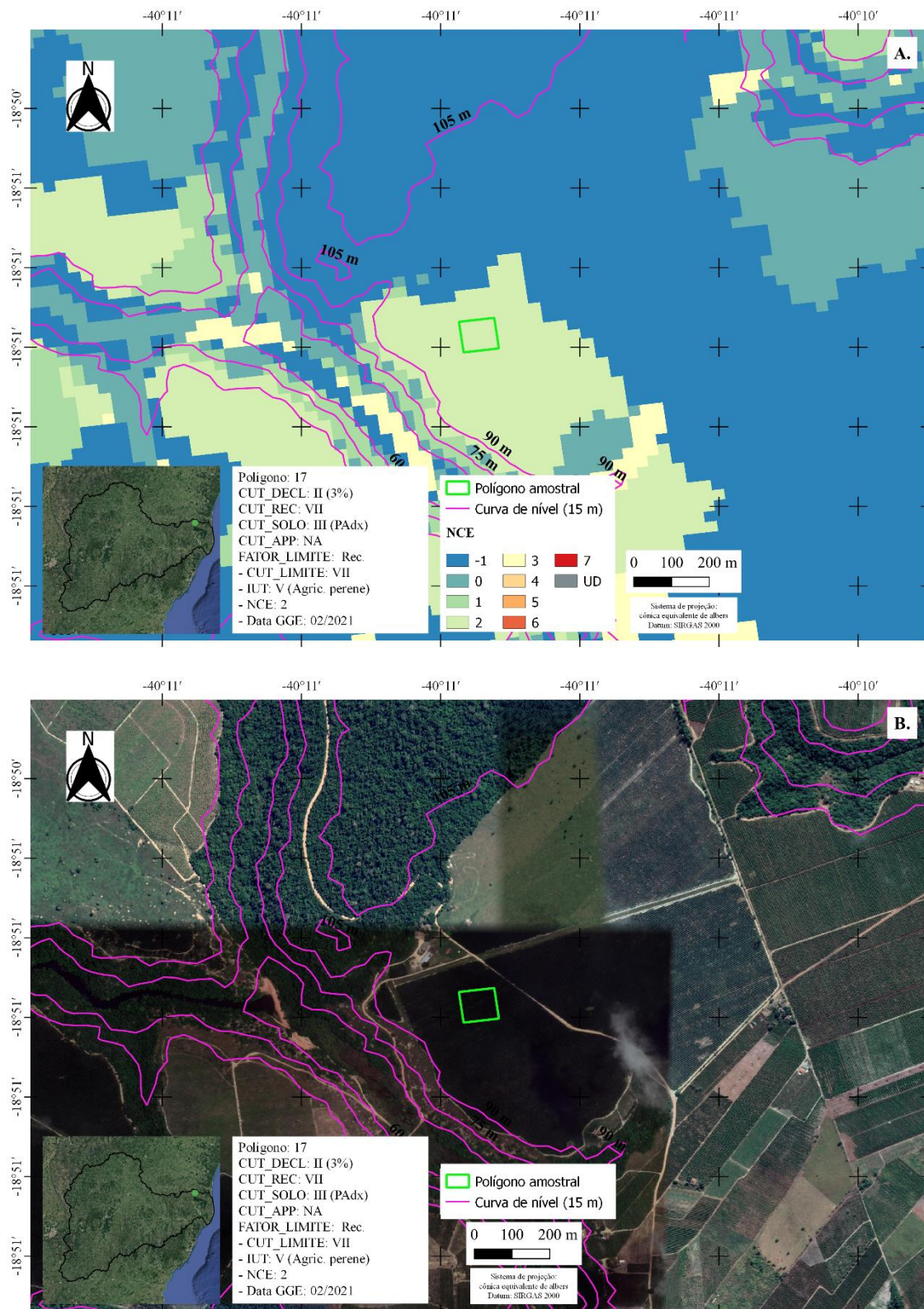


Figura D.18 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 18 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

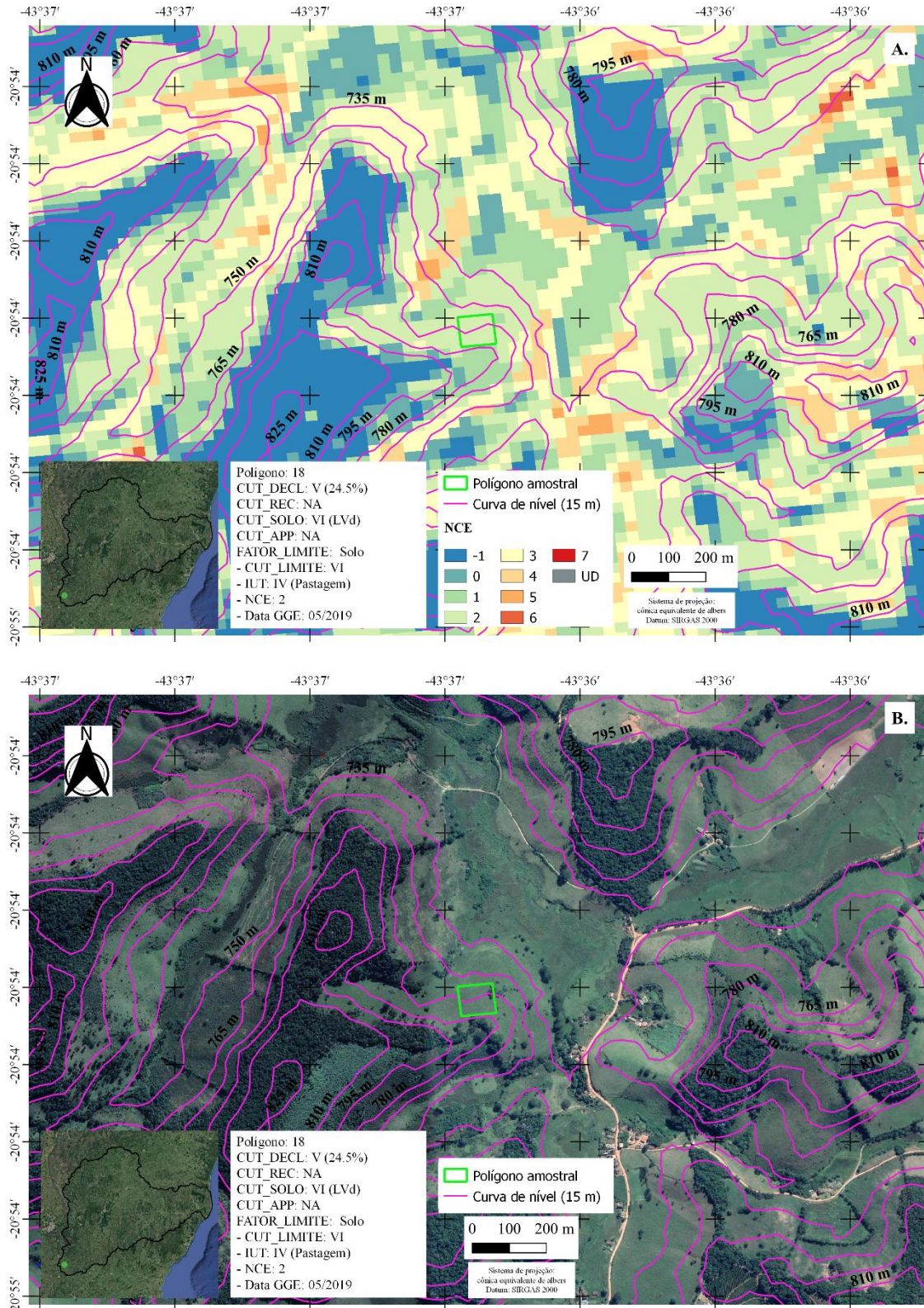


Figura D.19 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 19 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

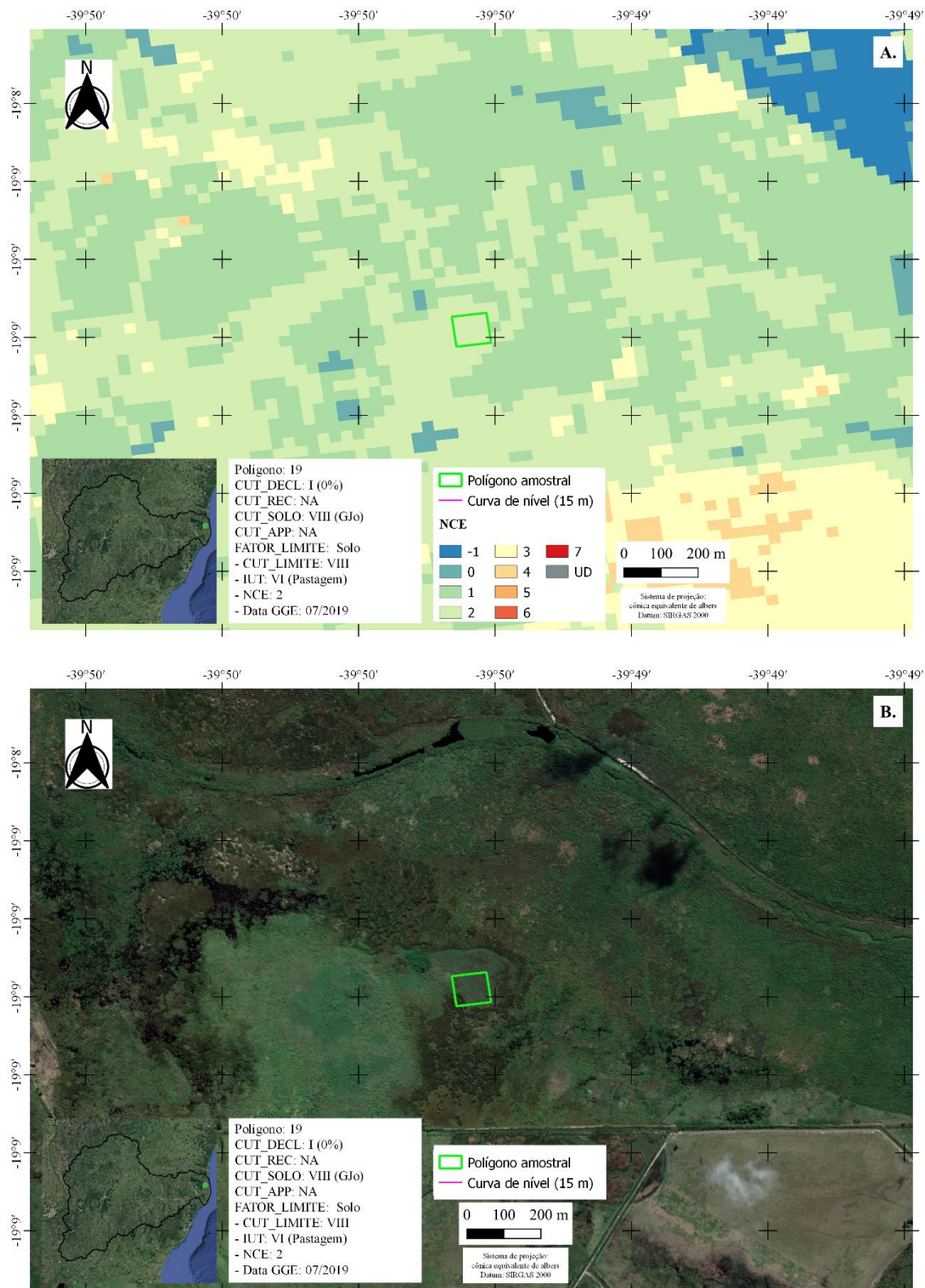


Figura D.20 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 20 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

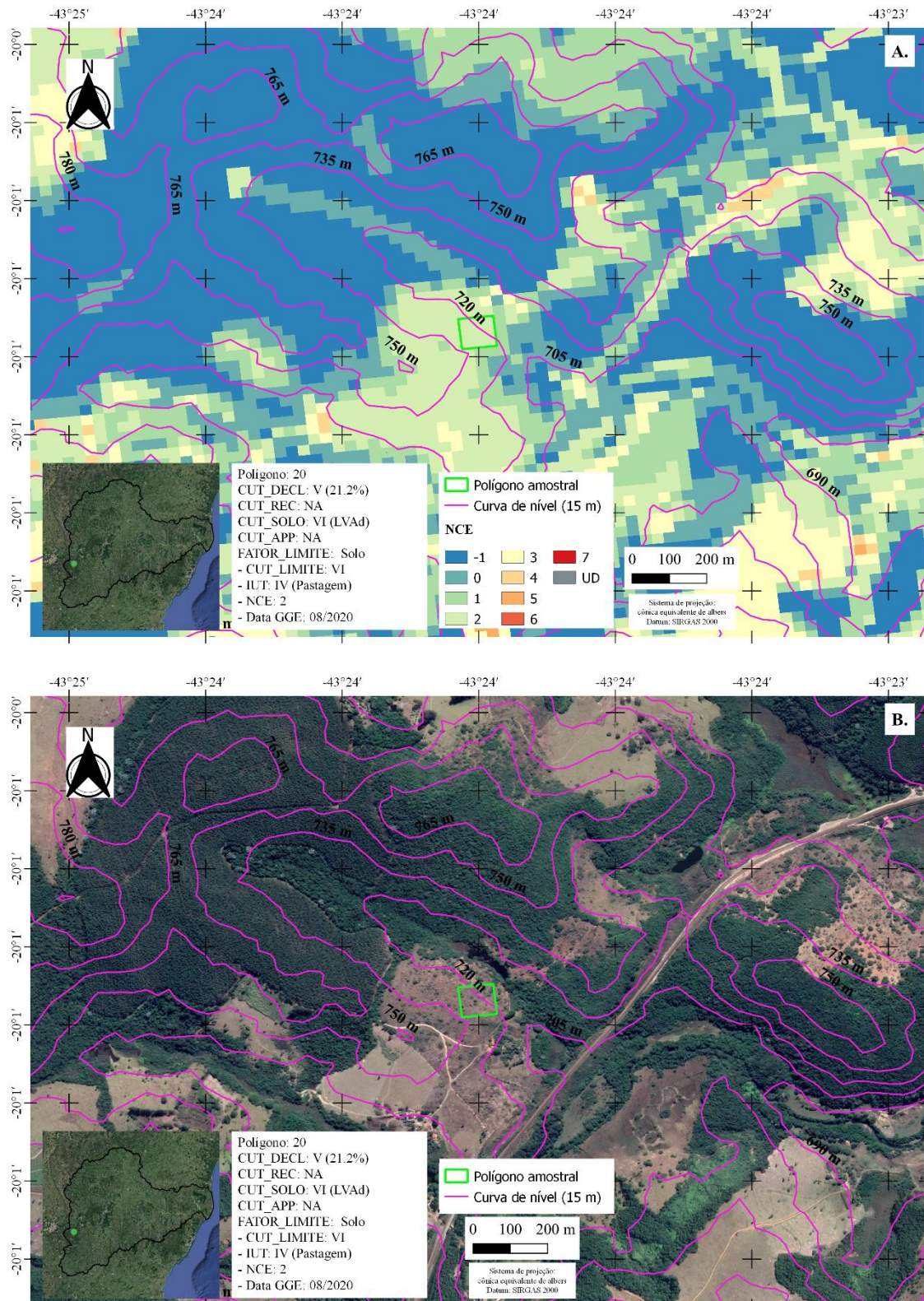


Figura D.21 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 21 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

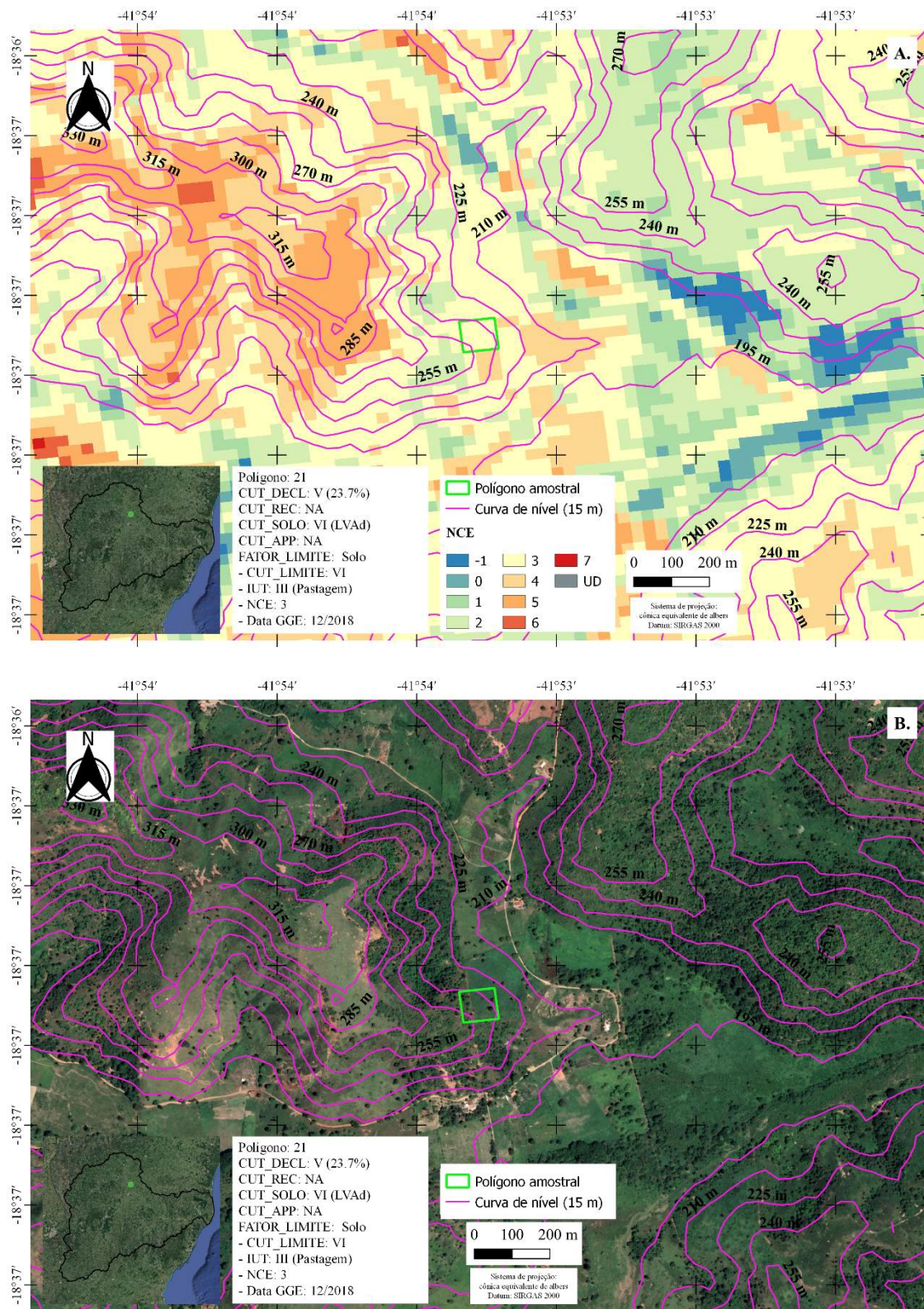


Figura D.22 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 22 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth

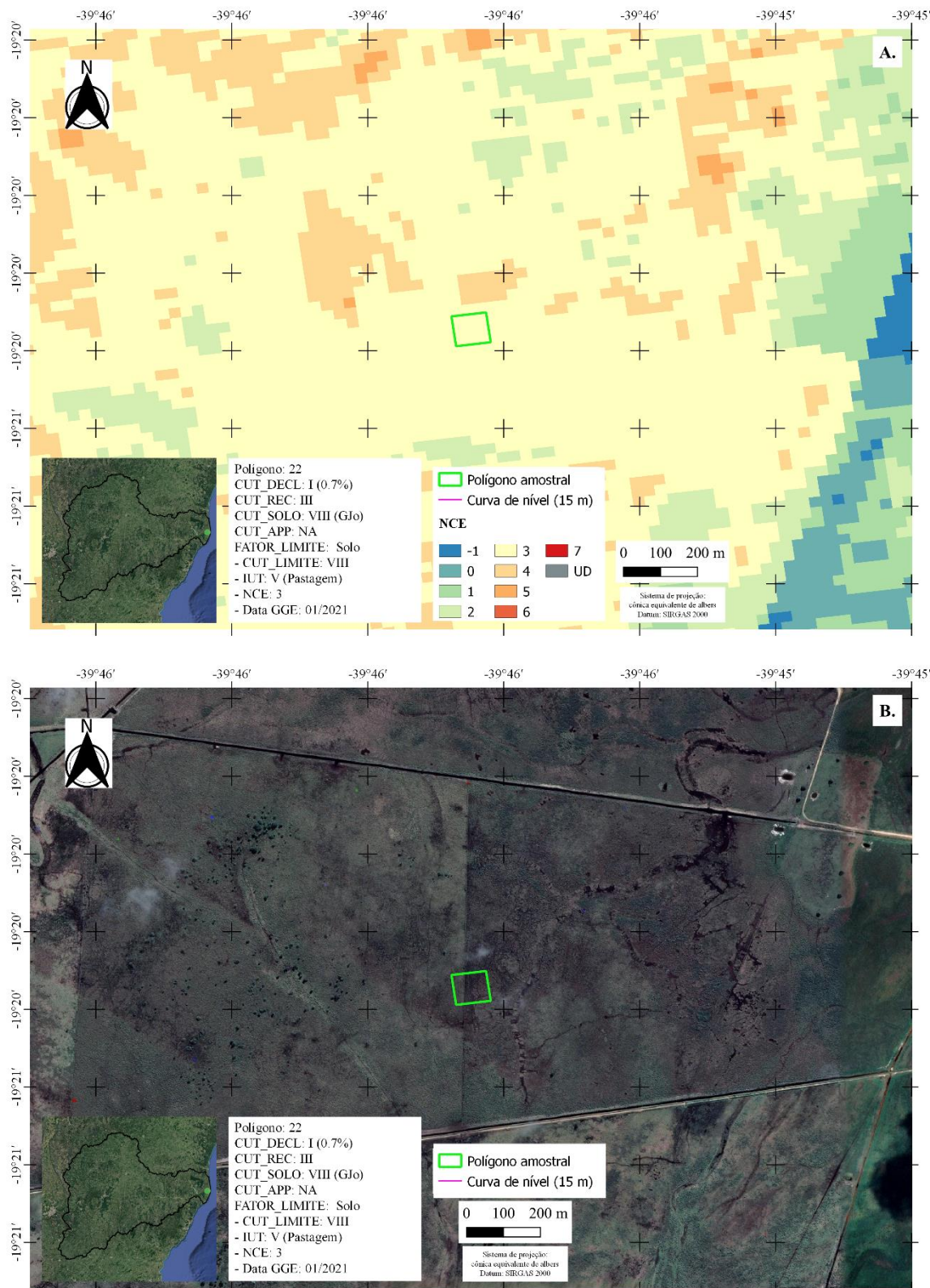


Figura D.23 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 23 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth

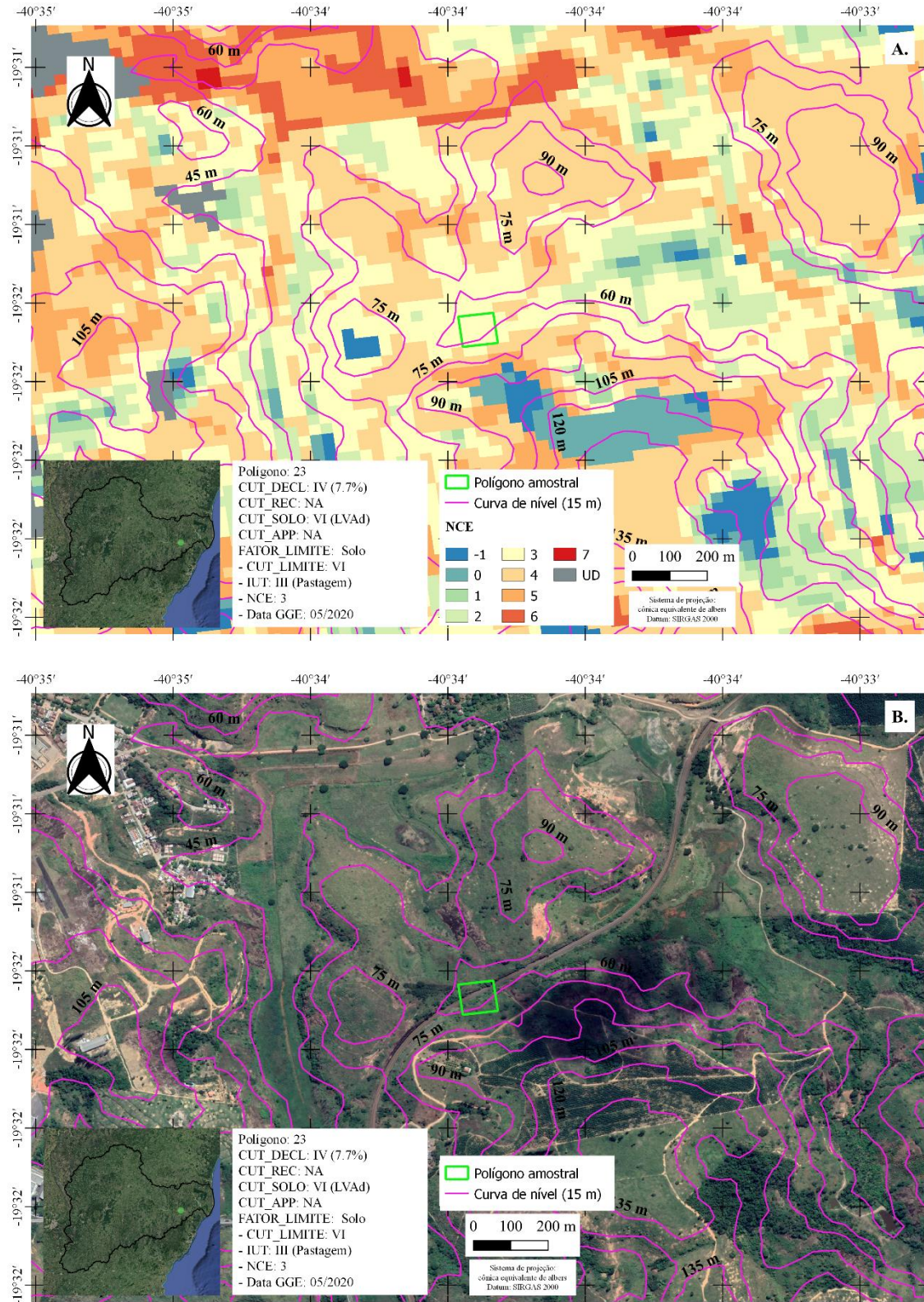


Figura D.24 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 24 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

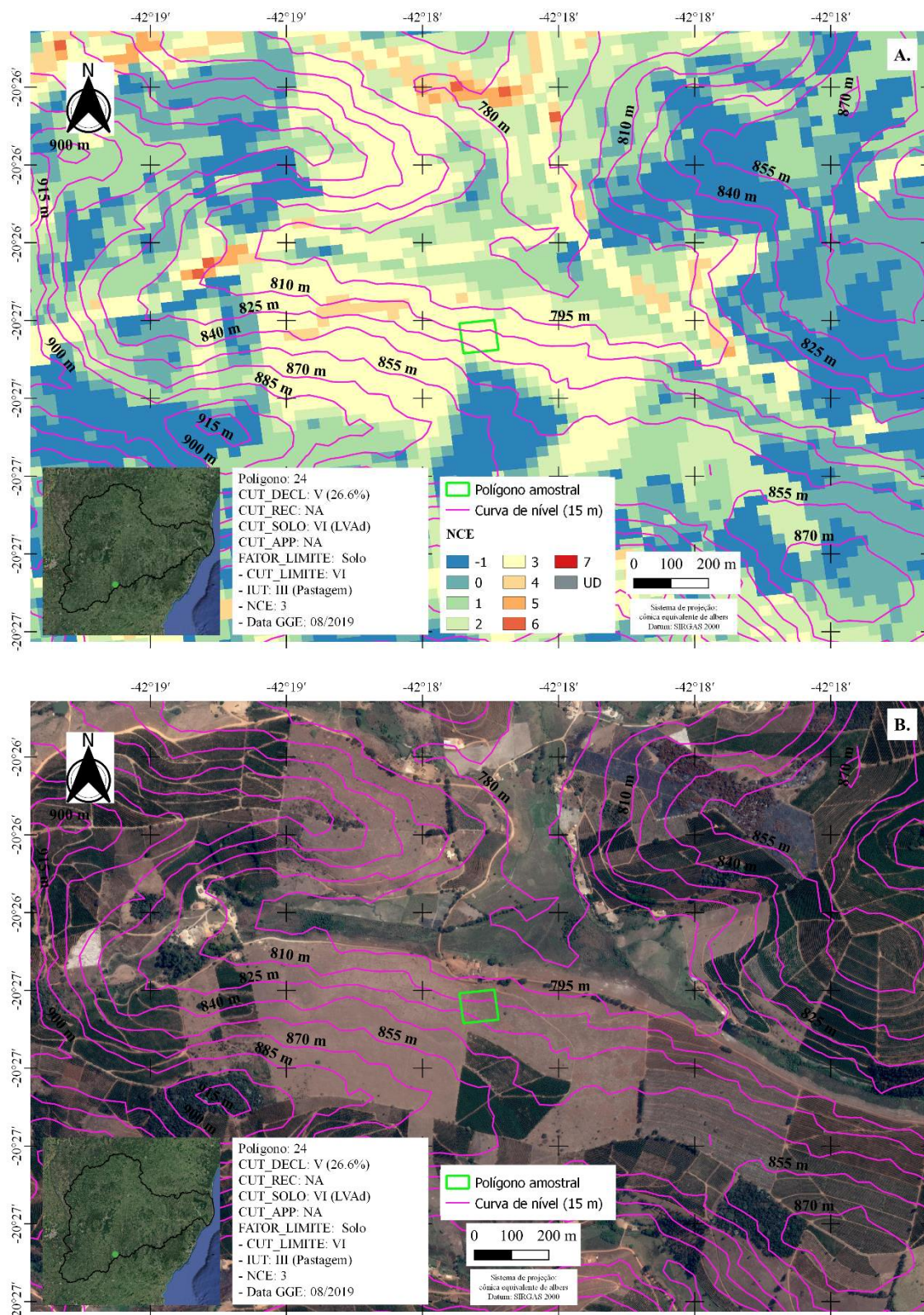


Figura D.25 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 25 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

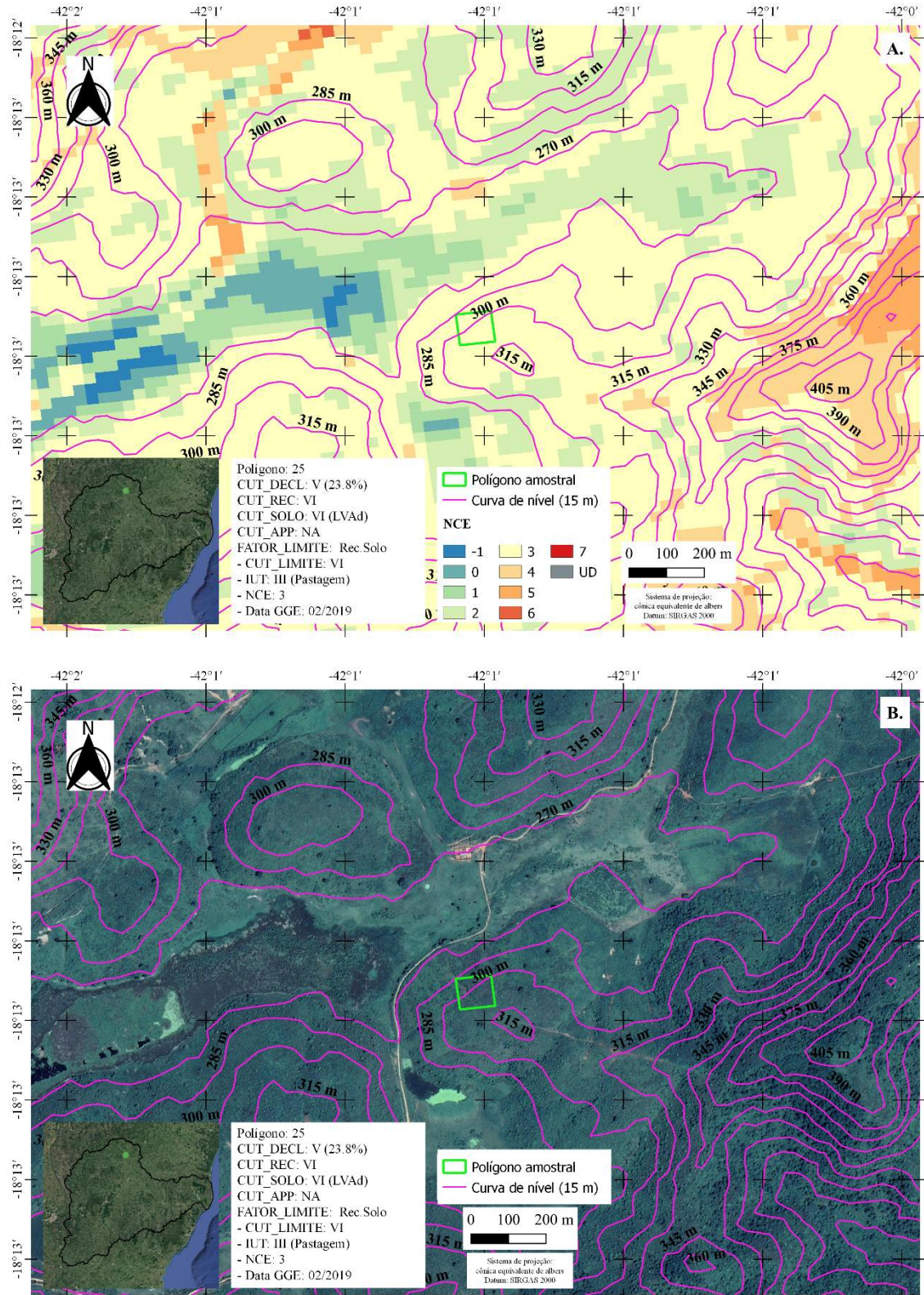


Figura D.26 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 26 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

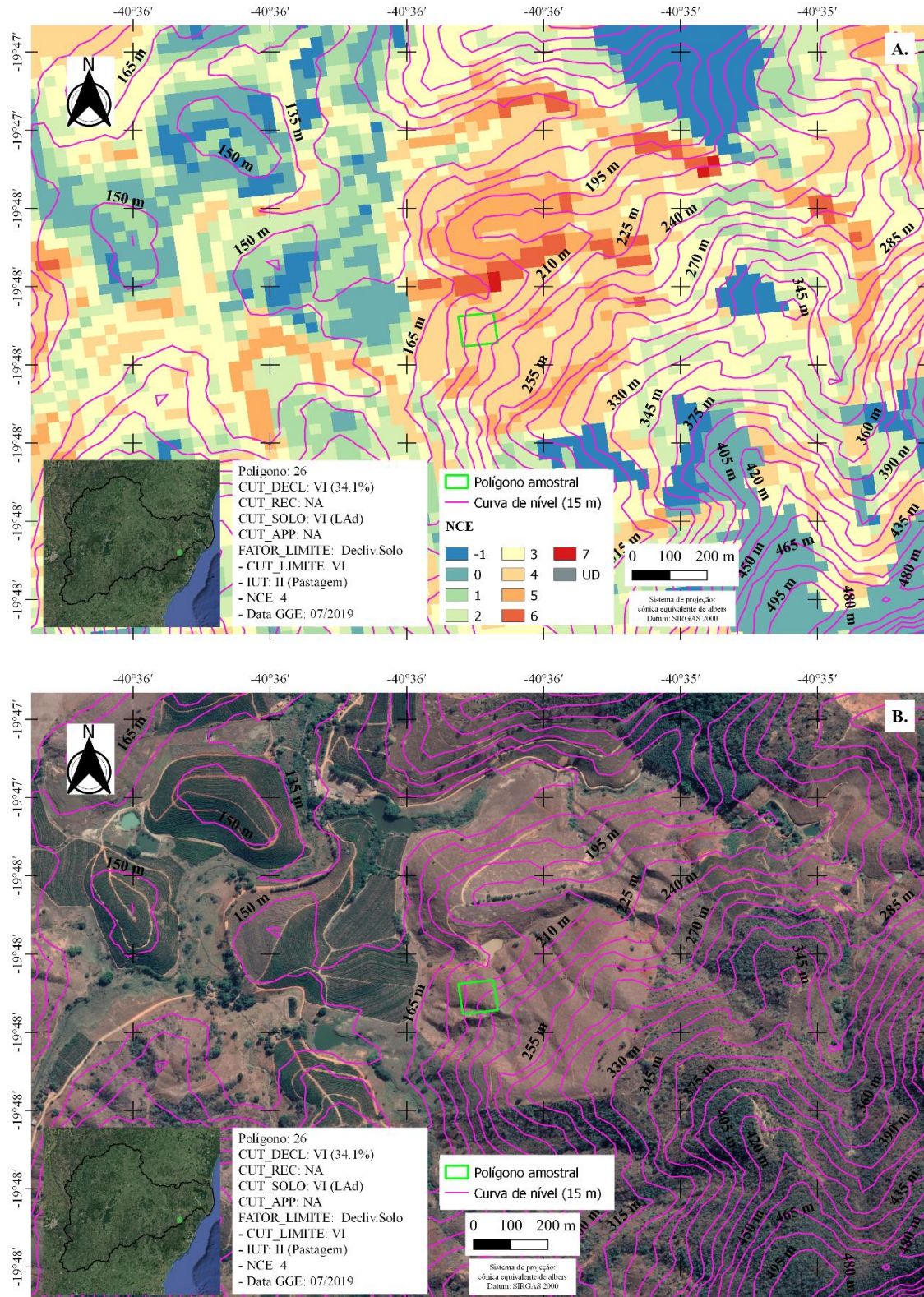


Figura D.27 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 27 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

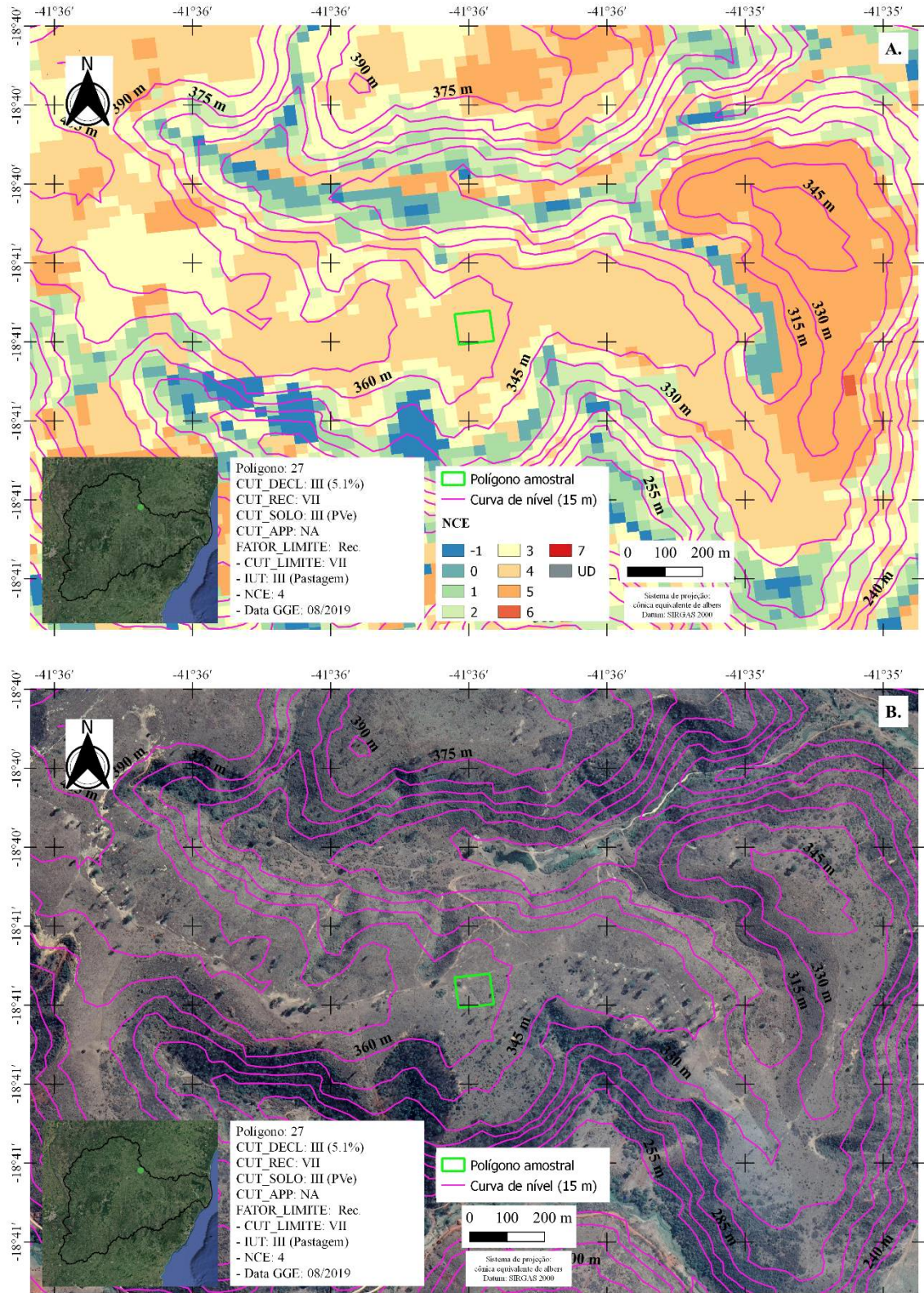


Figura D.28 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 28 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

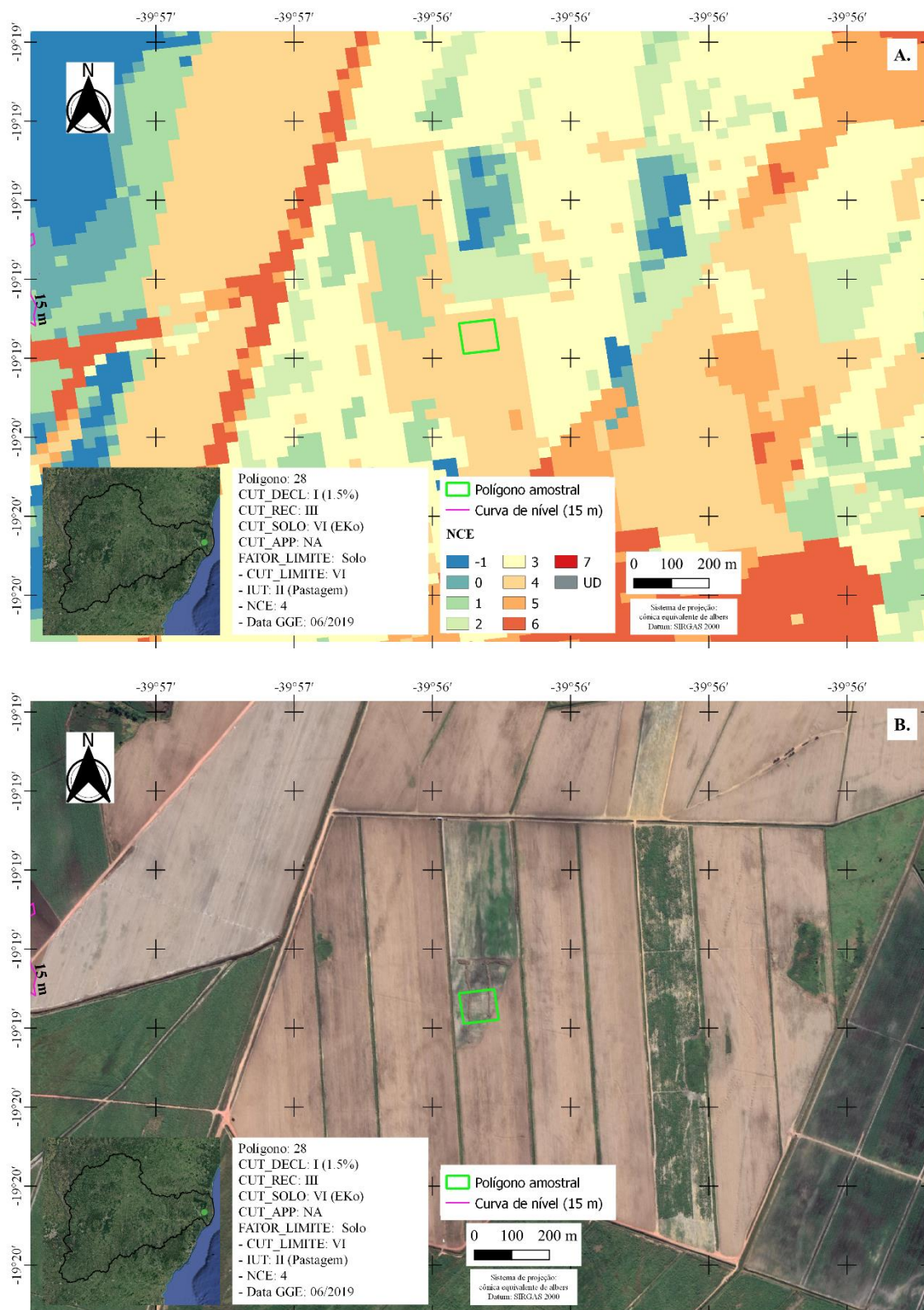


Figura D.29 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 29 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

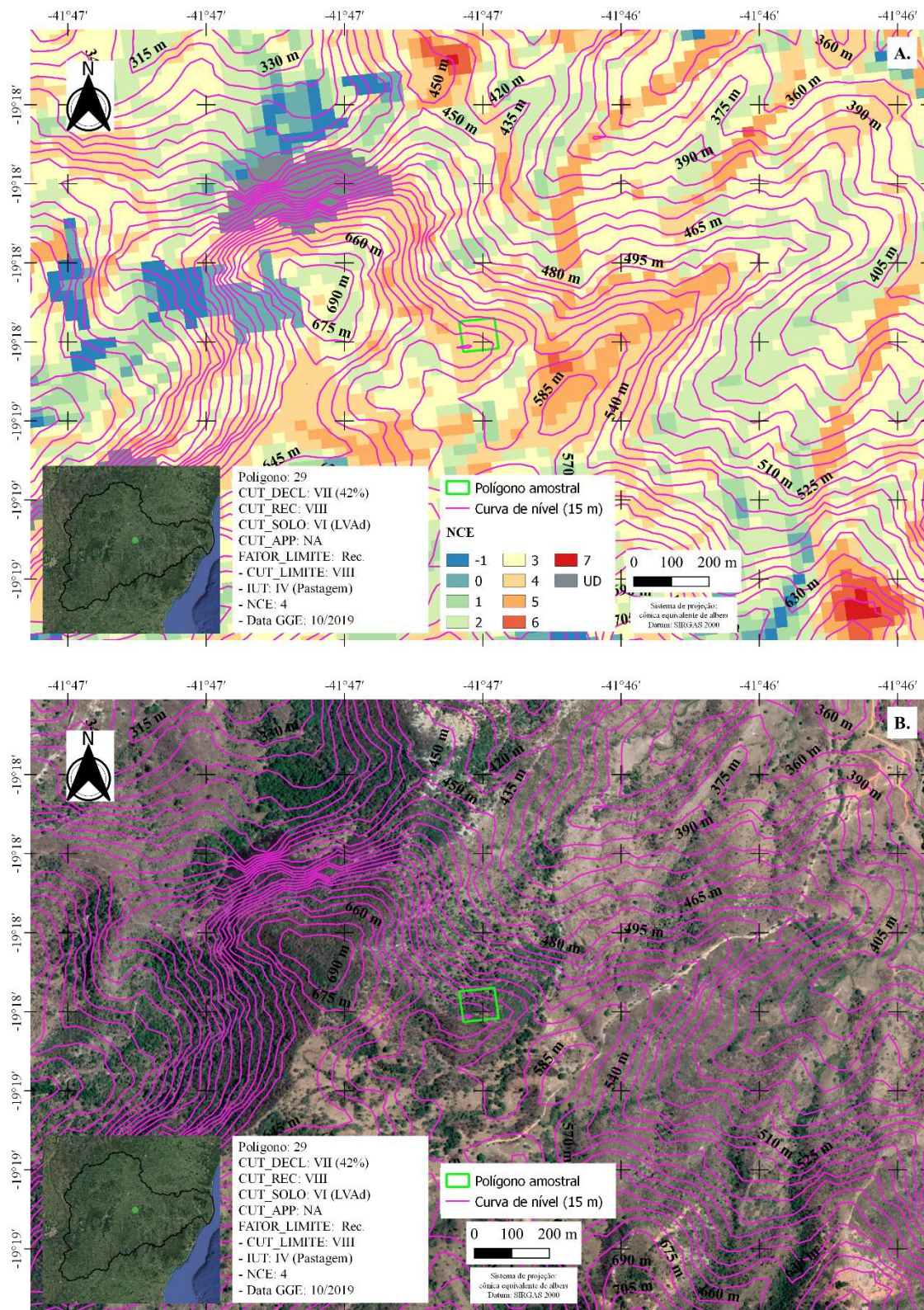


Figura D.30 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 30 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

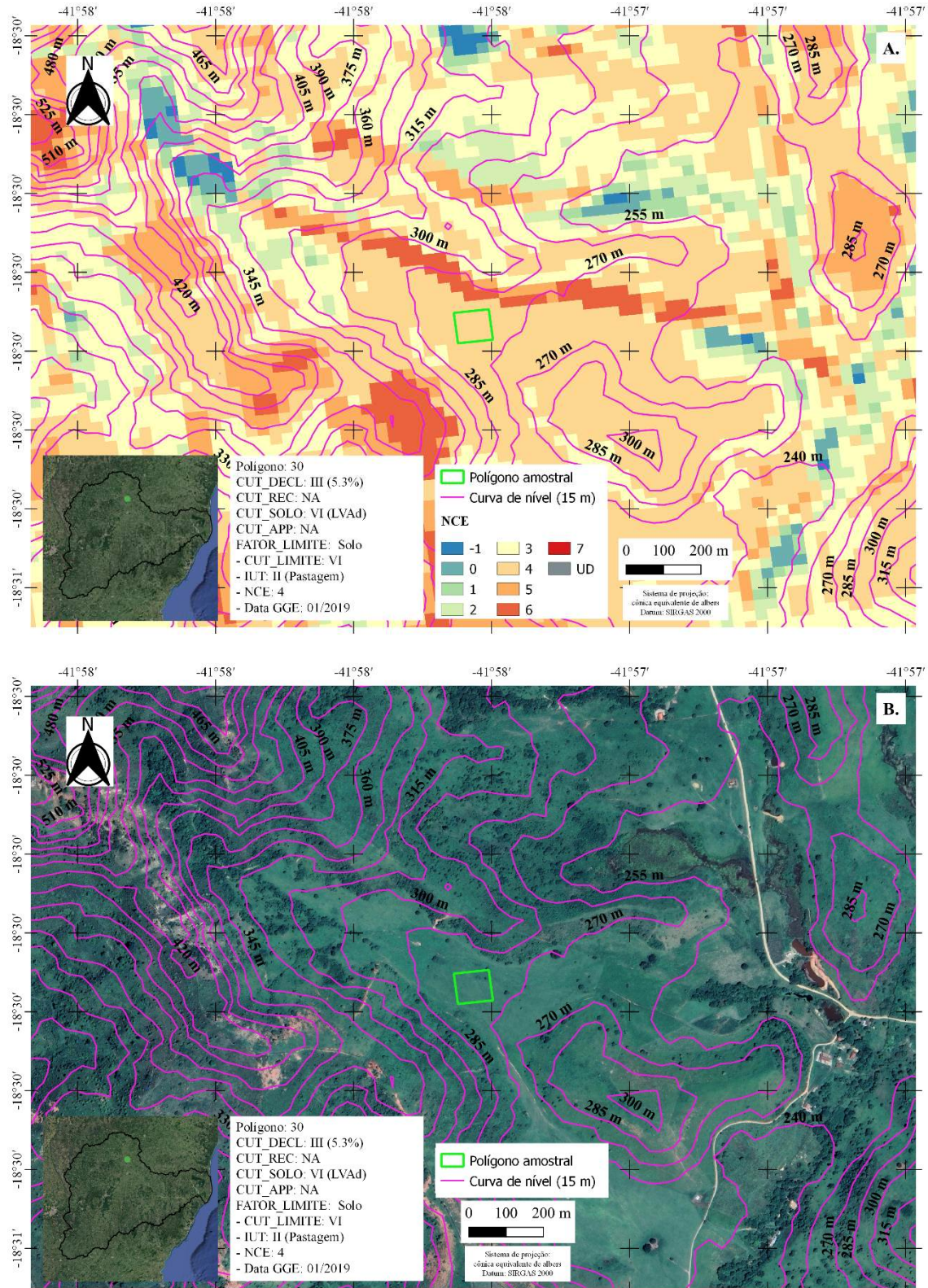


Figura D.31 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 31 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

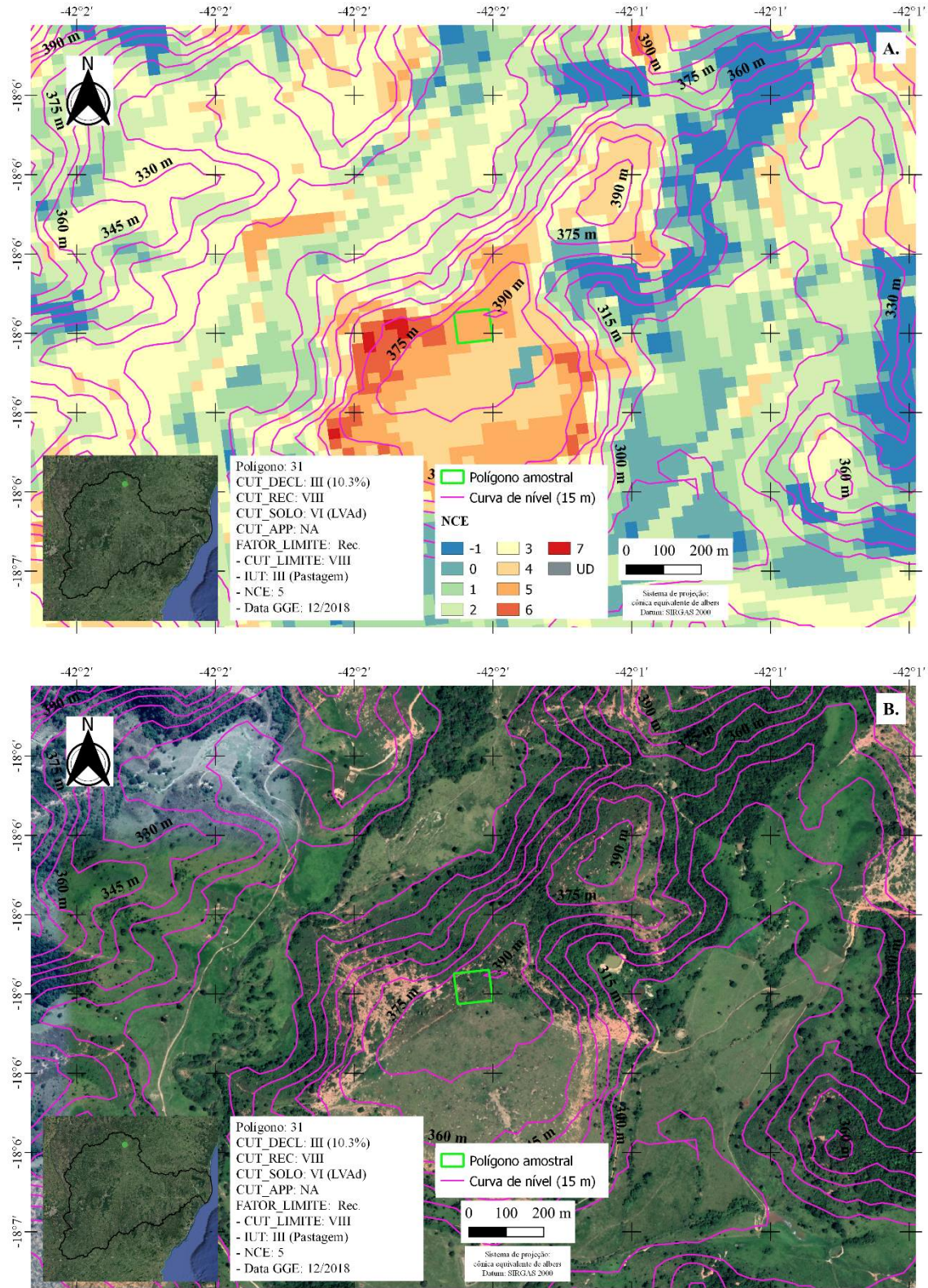


Figura D.32 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 32 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

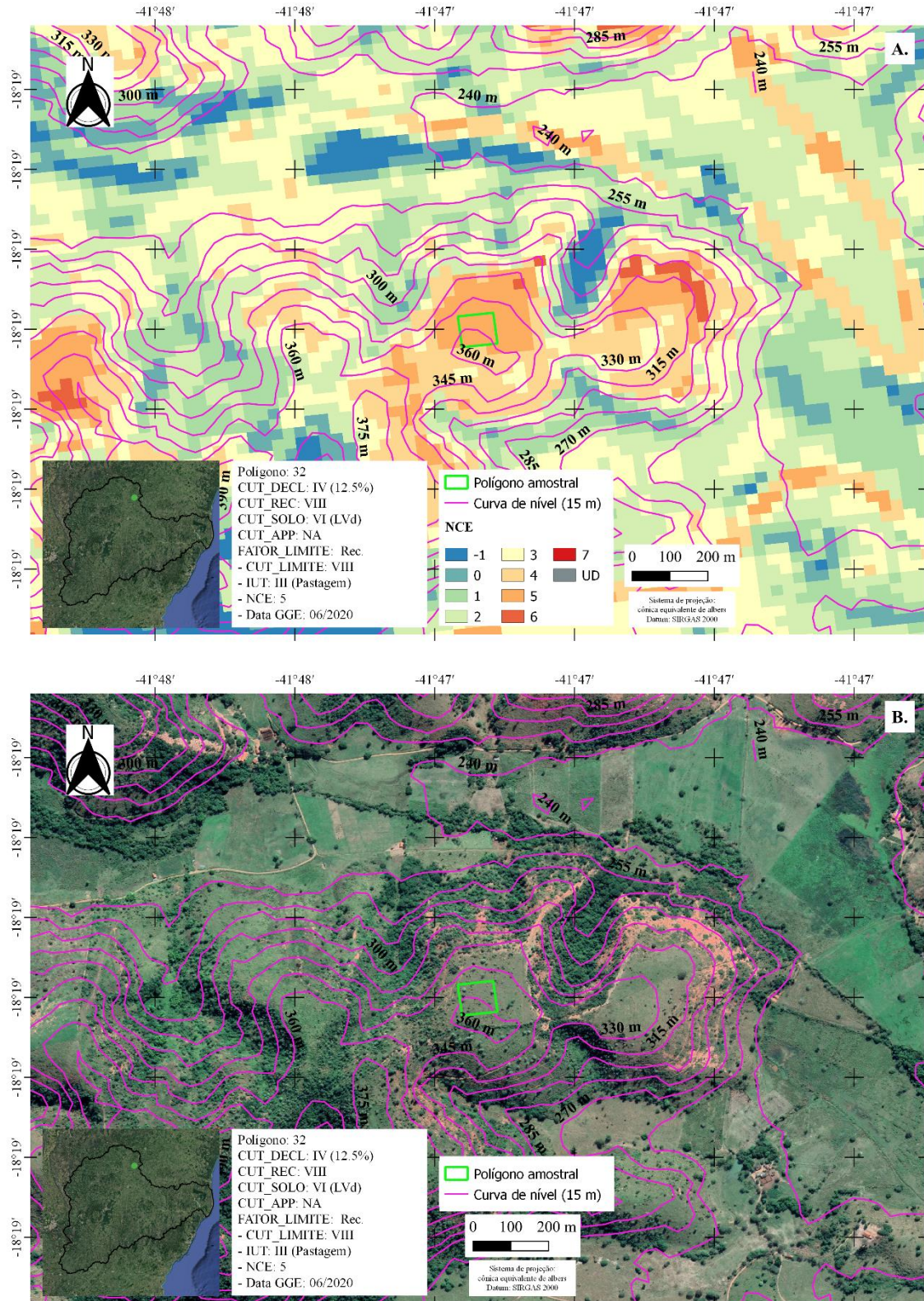


Figura D.33 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 33 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

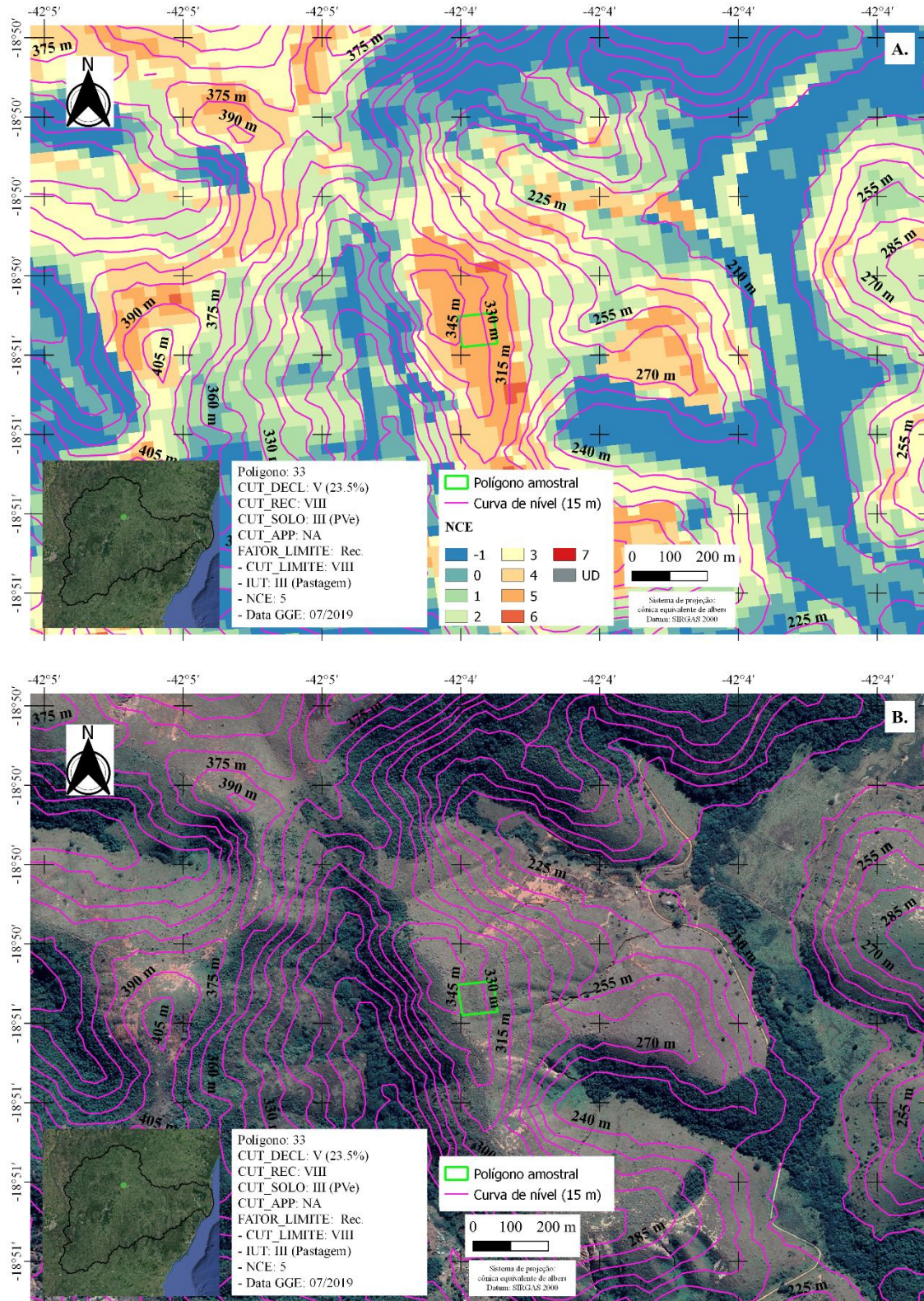


Figura D.34 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 34 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

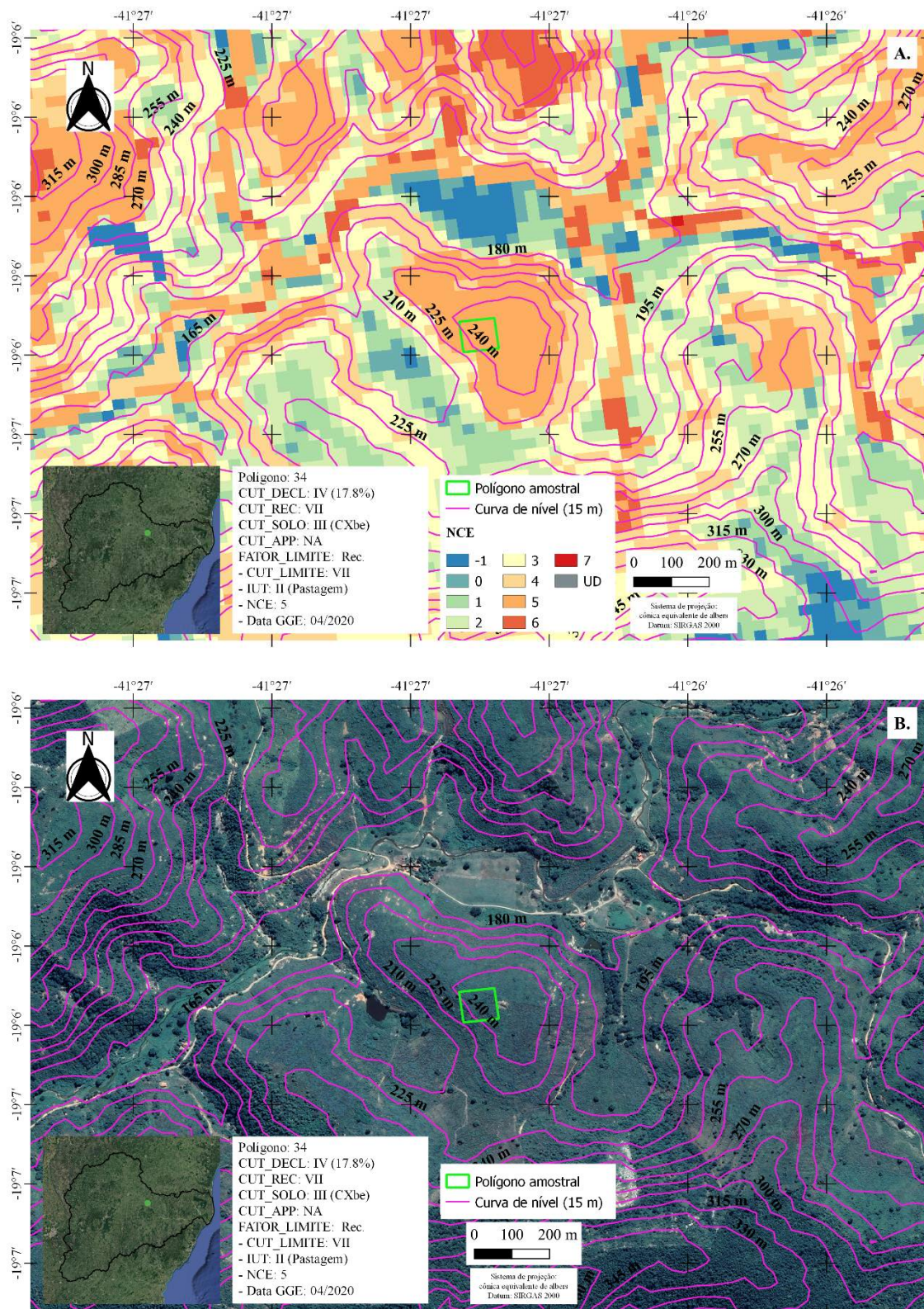


Figura D.35 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 35 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

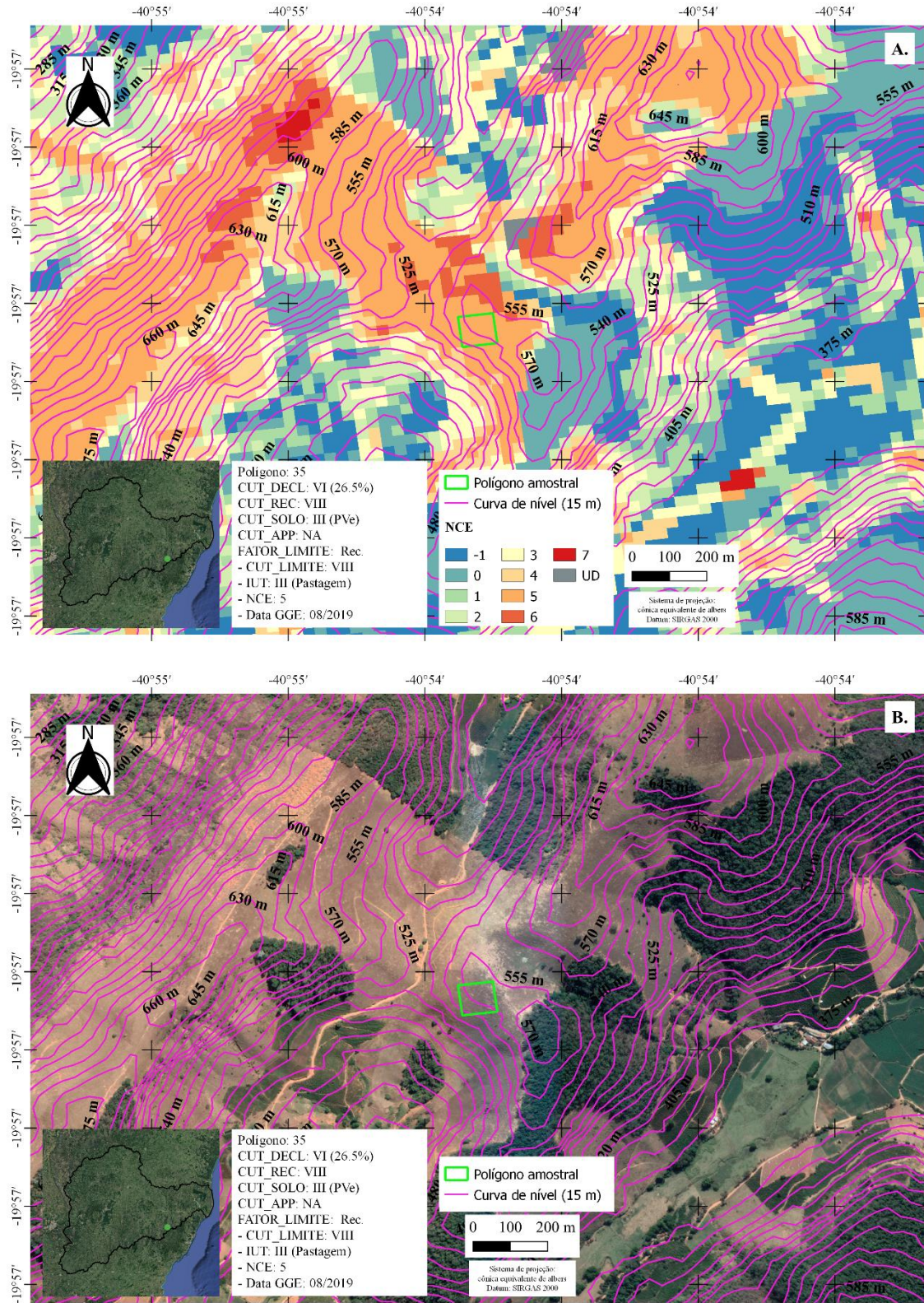


Figura D.36 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 36 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

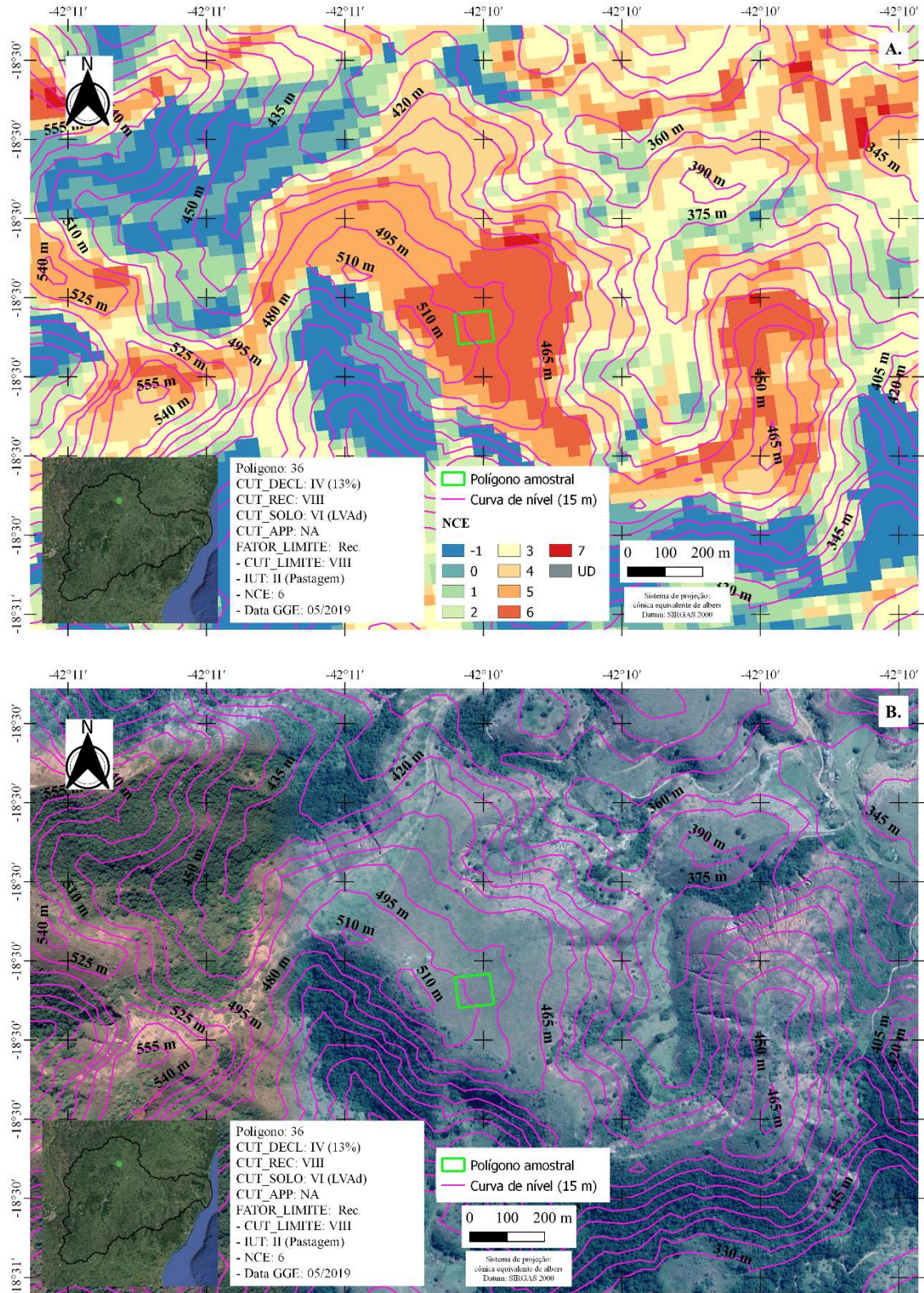


Figura D.37 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 37 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

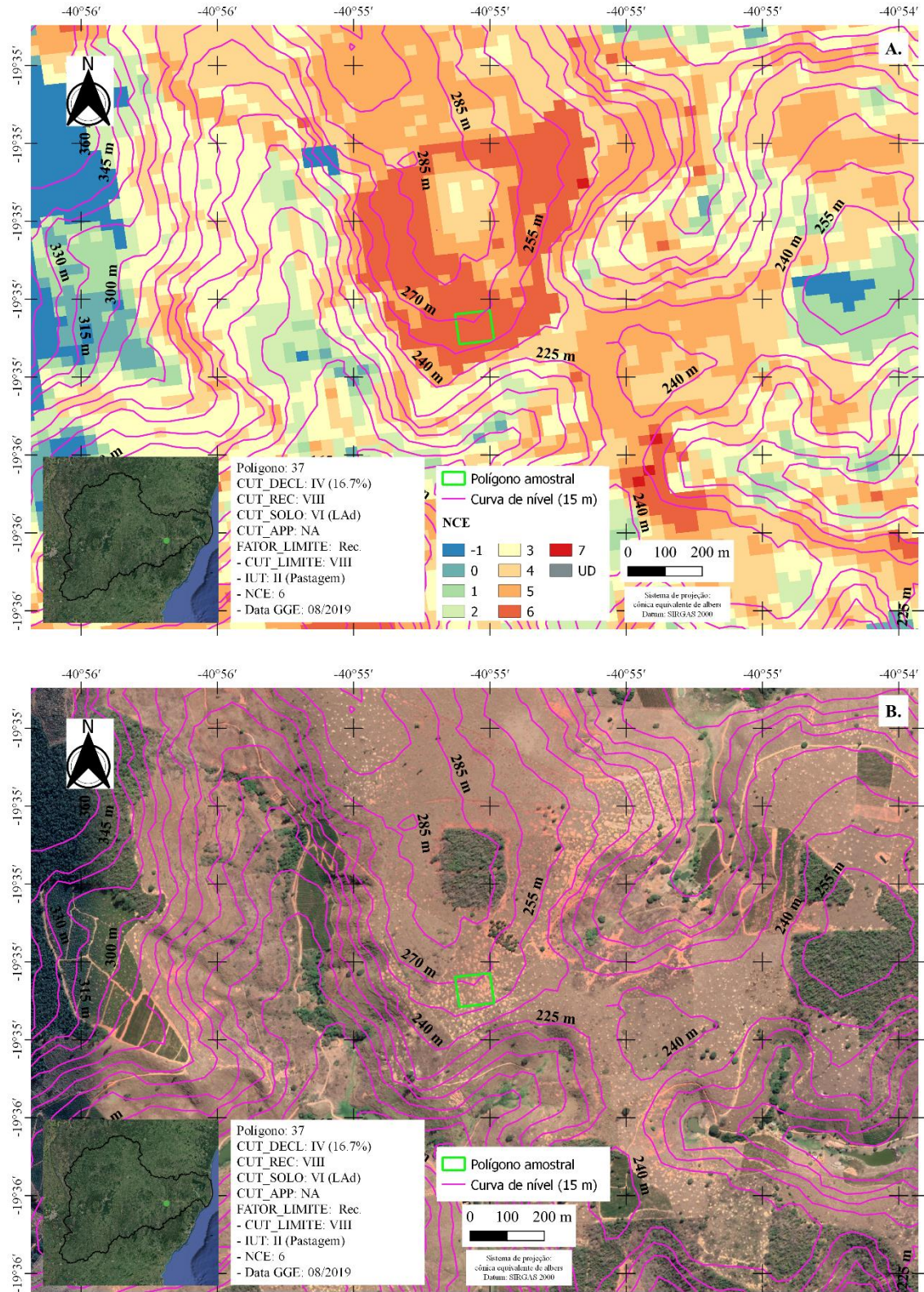


Figura D.38 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 38 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

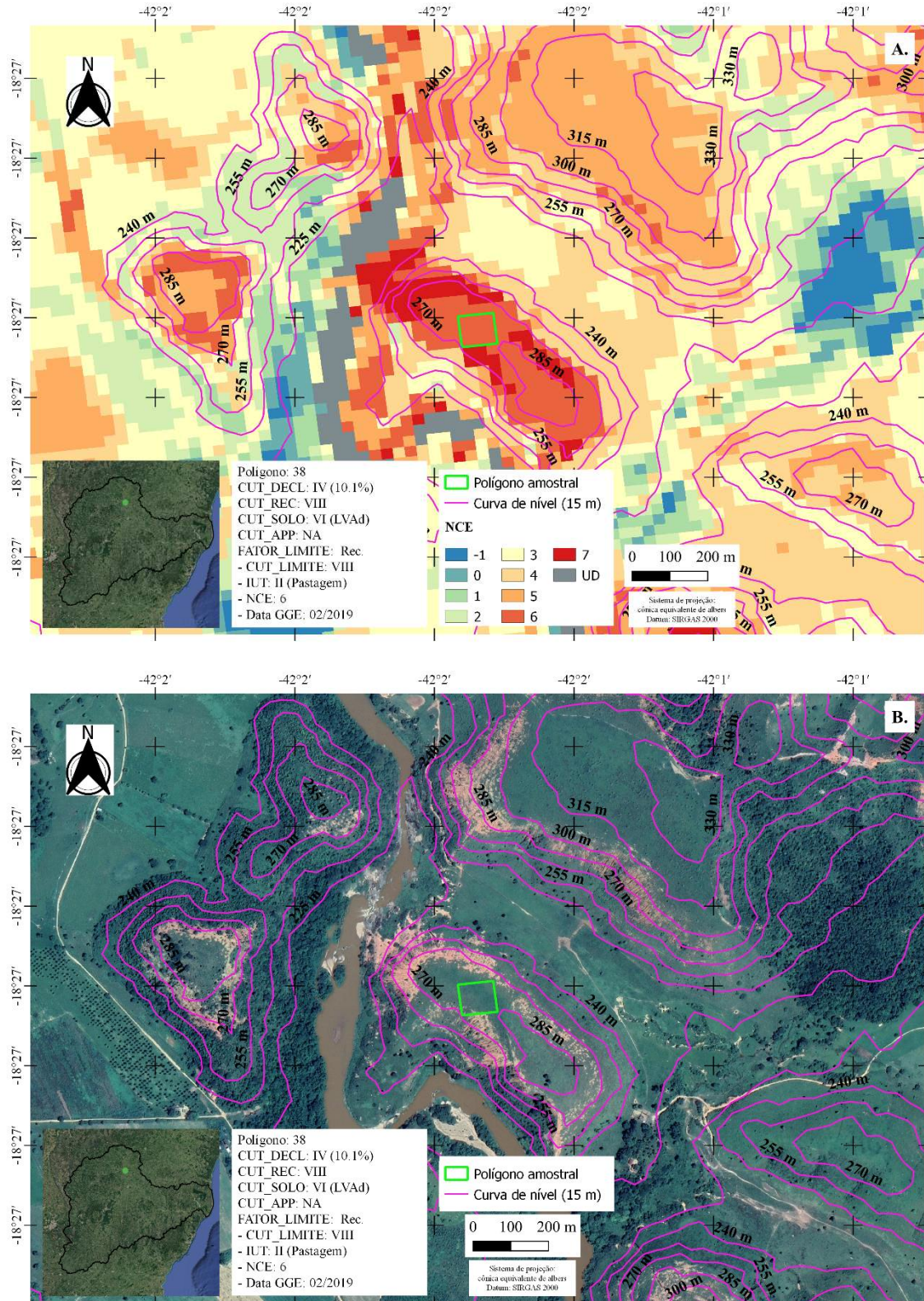


Figura D.39 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 39 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

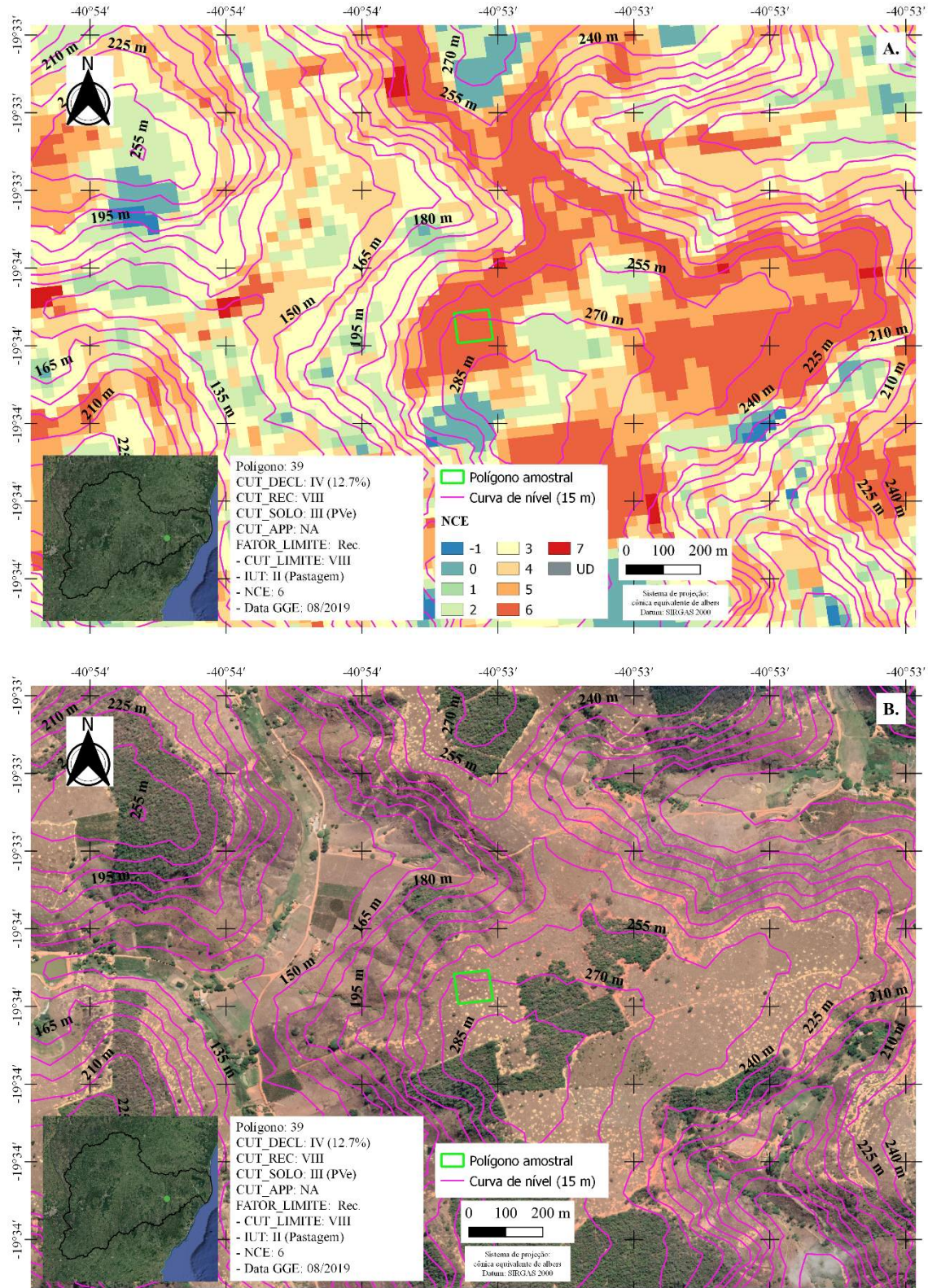


Figura D.40 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 40 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

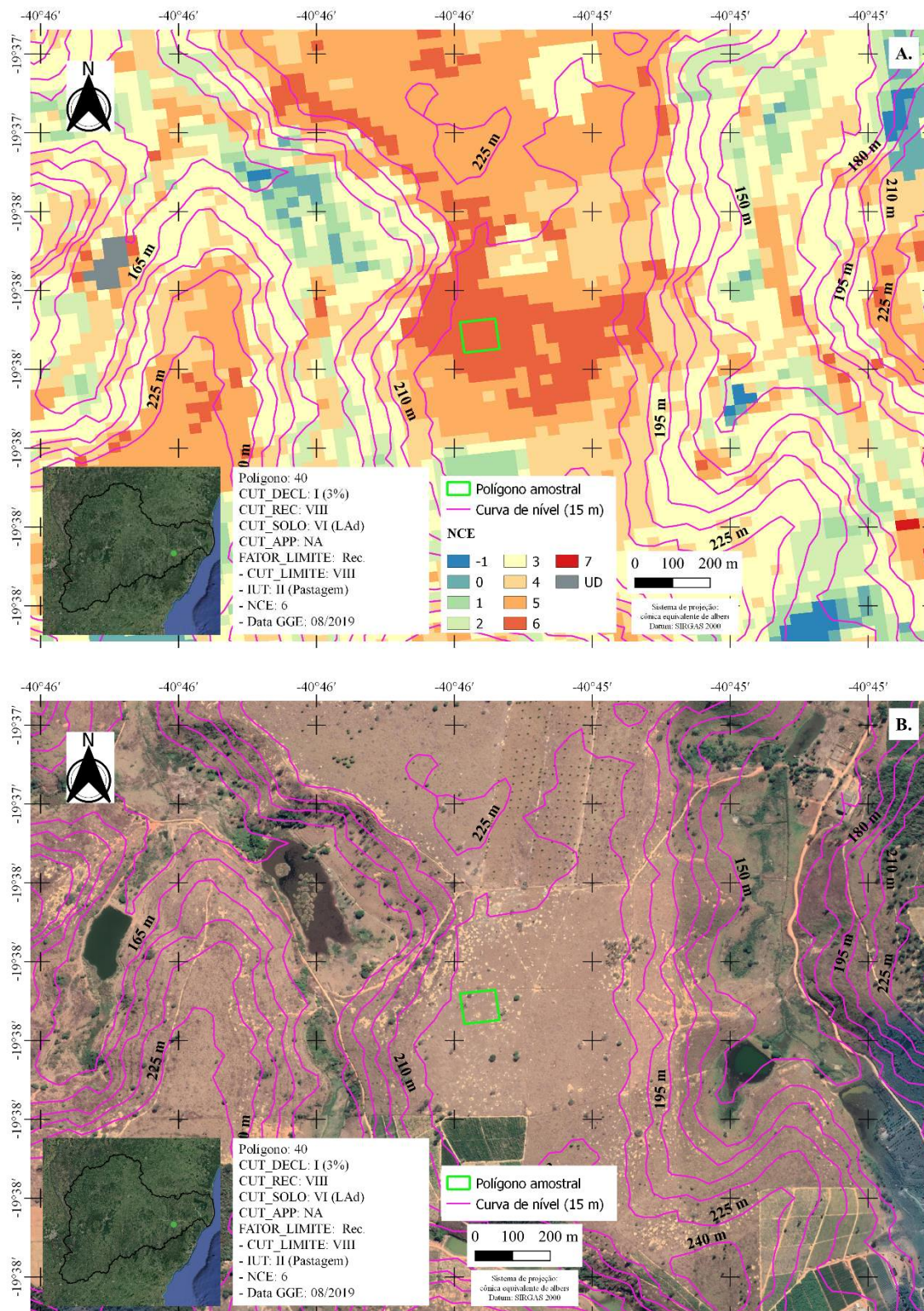


Figura D.41 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 41 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

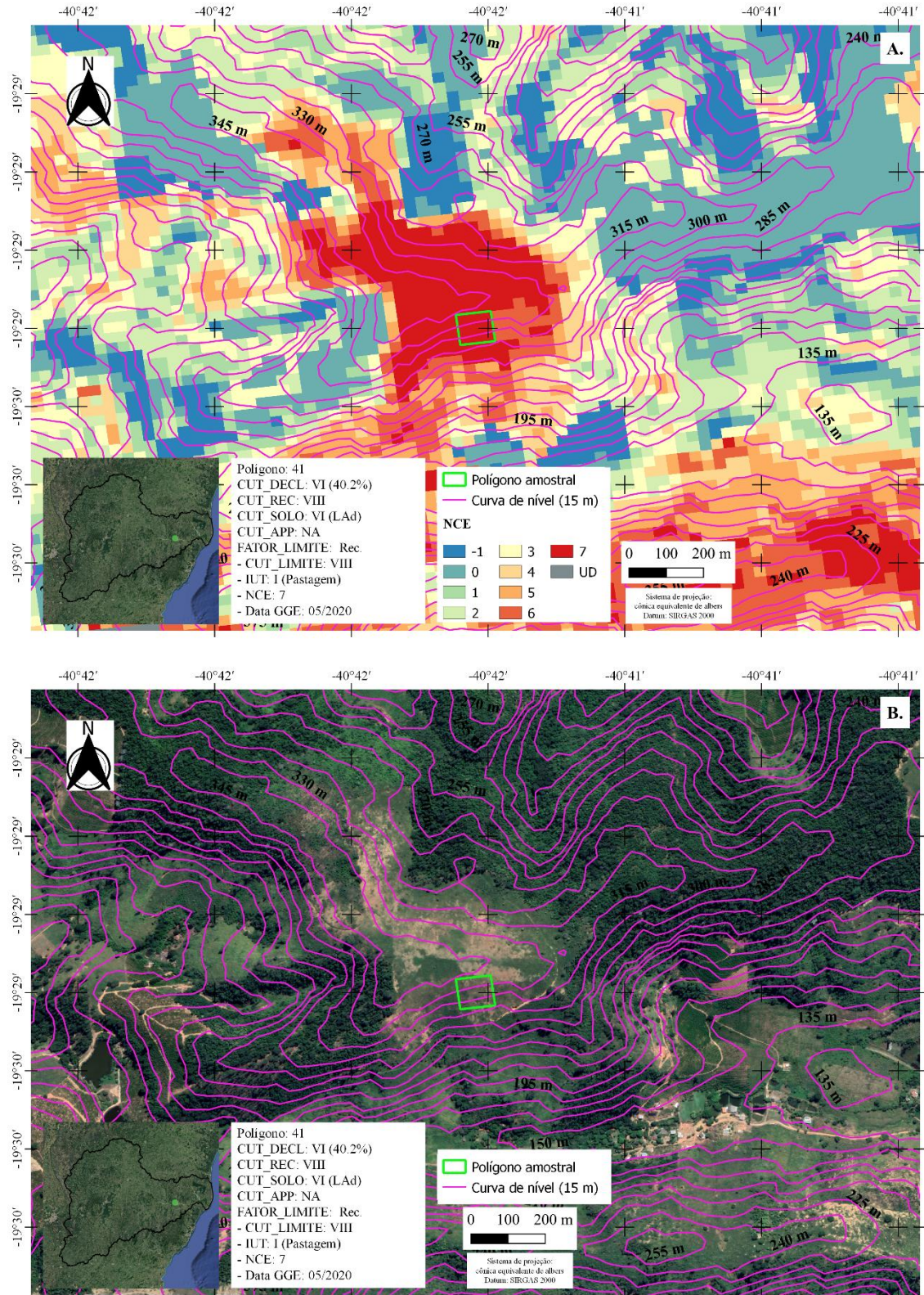


Figura D.42 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 42 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

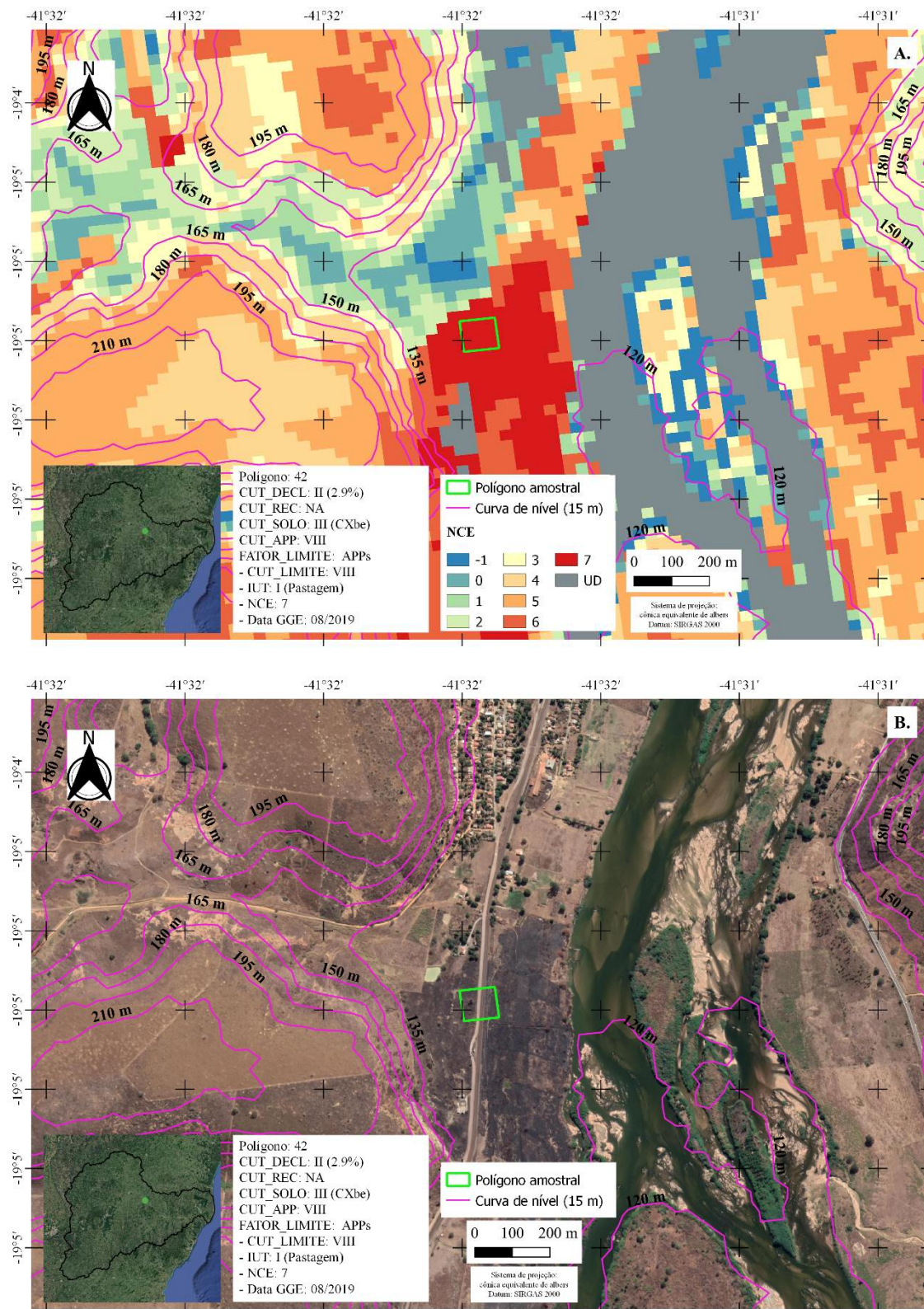


Figura D.43 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 43 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

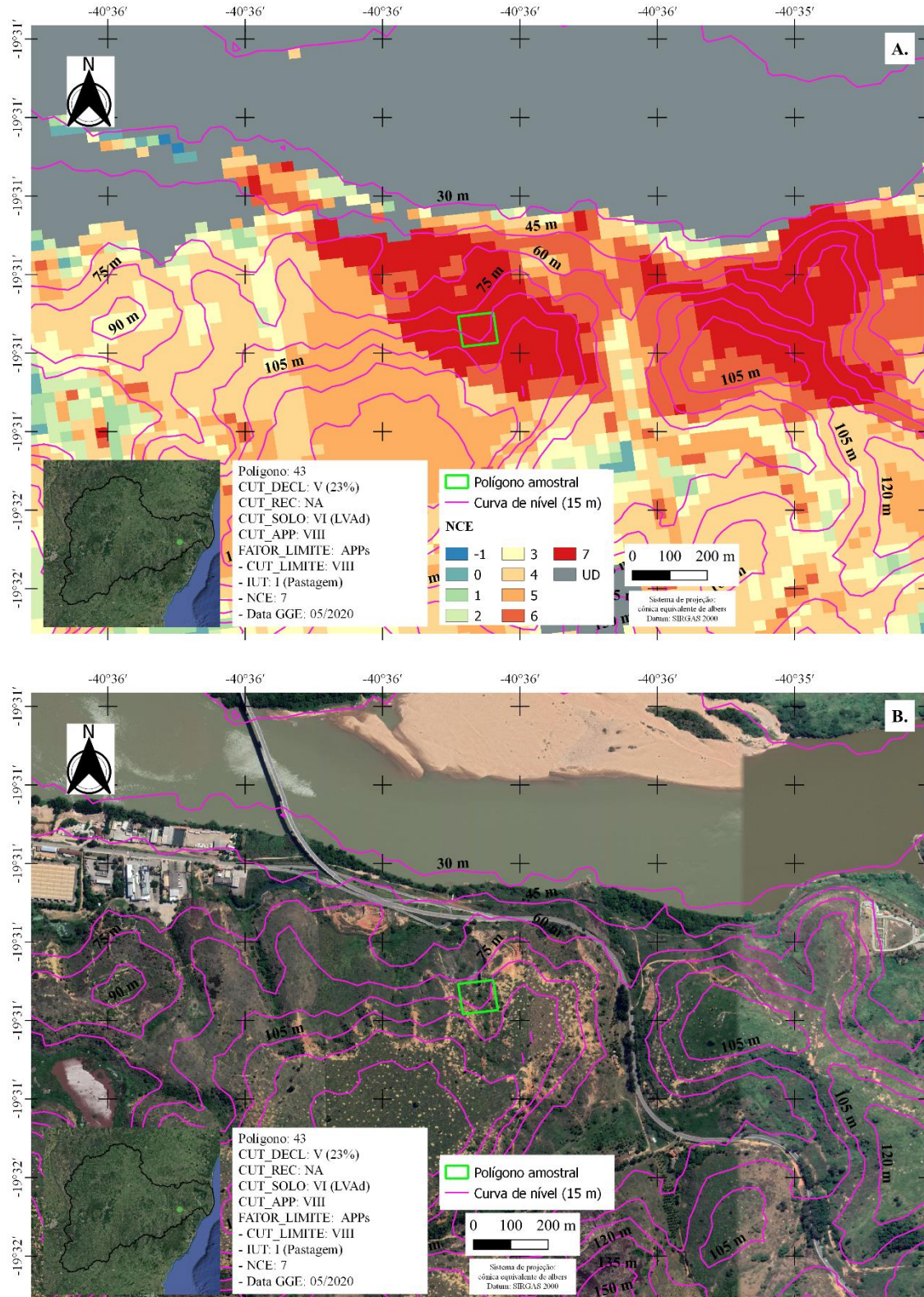


Figura D.44 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 44 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

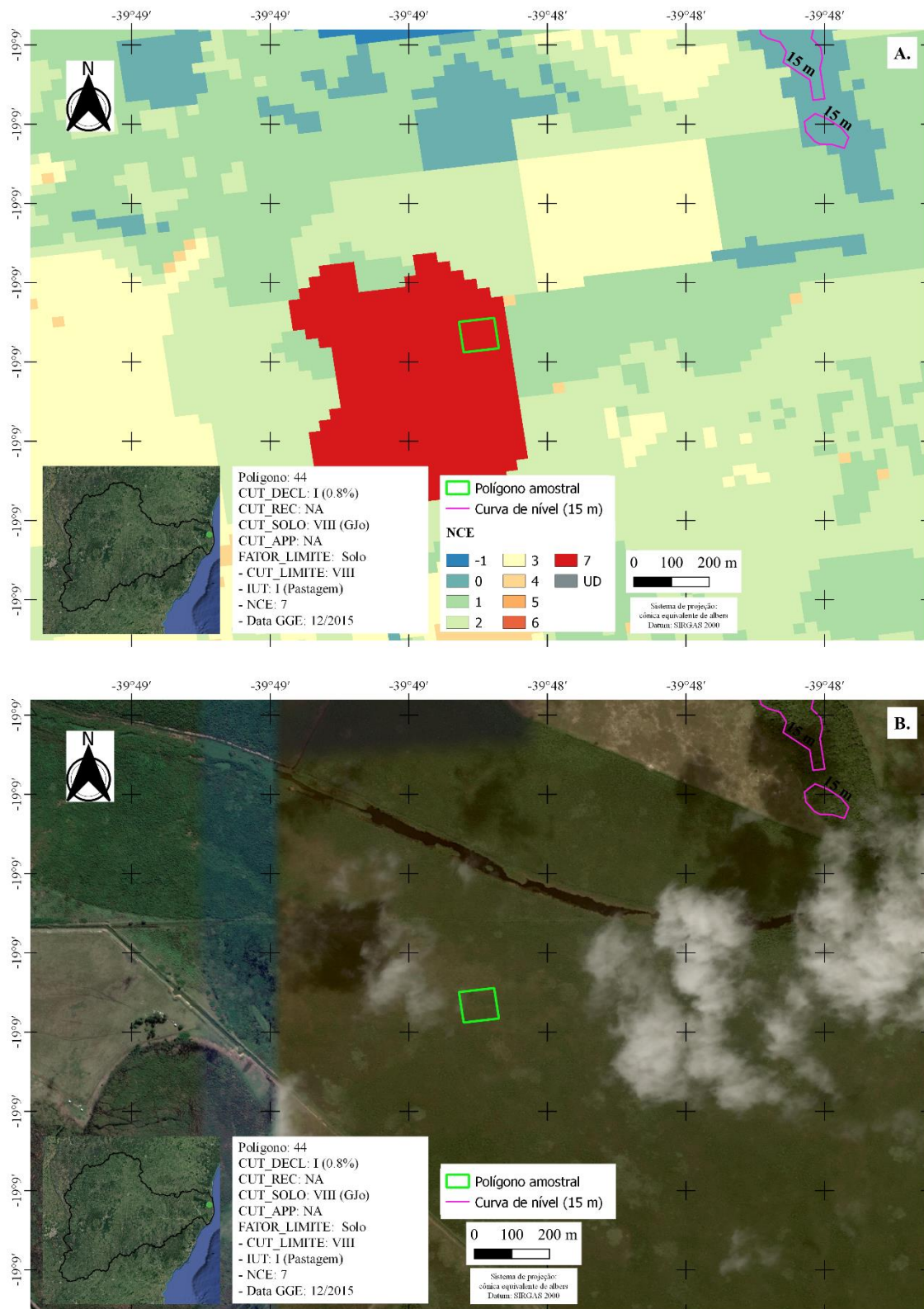


Figura D.45 - Mapa de NCE (A.) e do Google Earth (B.) referente ao ponto 45 com classes de capacidade de uso da terra (CUT) associada aos fatores declividade (decl.), recarga (rec), solo e aspectos legais (APPs) assim como intensidade de uso da terra associada ao uso e cobertura (IUT), número de classes excedentes (NCE) e data referente à imagem do Google Earth.

