**Universidade de São Paulo**
**Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"**

# Aplicação da estimativa espaço-temporal da tolerância à perda de solo no planejamento do uso da terra

**Gustavo Casoni da Rocha**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

**Piracicaba**
**2013**

Gustavo Casoni da Rocha
Engenheiro Agrônomo e Licenciado em Ciências Agrárias

# Aplicação da estimativa espaço-temporal da tolerância à perda de solo no planejamento do uso da terra

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **GERD SPAROVEK**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

**Piracicaba**
**2013**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação**
**DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Rocha, Gustavo Casoni da
Aplicação da estimativa espaço-temporal da tolerância à perda de solo no planejamento do uso da terra / Gustavo Casoni da Rocha.- - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2013.
91 p: il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2013.

1. Sistemas de Informações Geográficas 2. Modelos espaciais 3. USLE I. Título

CDD 631.4
R672a

**"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"**

**SUMÁRIO**

RESUMO..... 5
ABSTRACT…….. 7
1 INTRODUÇÃO..... 9
1.1 Organização e motivações..... 9
Referências..... 10
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....13
2.1 Erosão do solo no contexto da conservação ambiental.....13
2.2 Tolerância à perda de solo e suas aplicações..... 14
2.3 Mapeamento de atributos físico-químicos do solo em larga escala..... 18
Referências..... 21
3 ANÁLISE GEOGRÁFICA DA ESTIMATIVA DO TEMPO DE VIDA DO SOLO NAS ÁREAS AGRÍCOLAS BRASILEIRAS..... 25
Resumo..... 25
Abstract..... 25
3.1 Introdução..... 26
3.2 Desenvolvimento..... 28
3.2.1 Material e Métodos..... 28
3.2.2 Resultados e Discussão.....36
3.3 Conclusões..... 54
Referências..... 55
4 APLICAÇÕES DO CONCEITO TEMPO DE VIDA DA AGRICULTURA NO PLANEJAMENTO DO USO DA TERRA.....61
Resumo..... 61
Abstract..... 61
4.1 Introdução..... 62
4.1.1 Objetivos..... 63
4.1.2 Planejamento em bacias hidrográficas..... 63
4.1.3 Proteção da biodiversidade por meio da preservação dos biomas..... 65
4.1.4 Análise da dinâmica da expansão do uso da terra..... 65
4.2 Desenvolvimento.....66
4.2.1 Material e Métodos..... 66
4.2.2 Resultados e Discussão..... 69

4.3 Conclusões.....76
Referências..... 76
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS..... 79
ANEXOS..... 81

## RESUMO

**Aplicação da estimativa espaço-temporal da tolerância à perda de solo no planejamento do uso da terra**

O Brasil é um dos principais países agrícolas do mundo e um dos únicos com possibilidade de expansão expressiva de sua área em produção e da produtividade. Entretanto, a contínua necessidade de incrementos da produção leva à ocupação de áreas menos aptas para a agricultura, com potencial aumento da degradação do solo pela erosão. Neste contexto, a conservação do solo é uma variável importante e está, em parte, relacionada ao conceito de aptidão agrícola. Modelos de predição da erosão são ferramentas importantes no planejamento agrícola, entretanto, em muitas situações carecem valores de referência de tolerância. Como alternativa aos valores de referência o objetivo deste trabalho foi desenvolver espacialmente o conceito de tempo de vida da agricultura (TVA) para o território brasileiro, além de aplicá-lo em situações possíveis para o planejamento do uso da terra. A metodologia partiu da adequação de base de dados de acesso aberto dos parâmetros da equação de TVA. Para tanto, foram executadas regressões, equações de pedotransferência e cálculos com a Equação Universal de Perda de Solo (USLE). A aplicação do conceito TVA para i) bacias hidrográficas, por meio da mediana dos valores TVA; ii) biomas, o Brasil é signatário do acordo com o Convenção sobre Diversidade Biológica da Organização das Nações Unidas (CDB), considerando a conservação do solo uma variável na localização de novas Unidades de Conservação (UC), buscou-se identificar as áreas de menor tempo de vida potencial da agricultura (pTVA) como alvos prioritários para a criação de novas UC; iii) expansão da agricultura, buscou identificar as características das áreas de fronteira agrícola e de não fronteira em relação ao seu pTVA. Os principais resultados foram: i) é possível estimar parâmetros do solo por meio de regressões, captando entre 36% (argila) a 60% (matéria orgânica) da variância total; ii) a combinação de uso agrícola intenso e solos pouco profundos resultam em tempo de vida da agricultura menores, notadamente nos estados de Santa Catarina, Rio de Janeiro, Paraná e Minas Gerais e no bioma Mata Atlântica.; iii) o bioma Amazônia e os estados do Mato Grosso do Sul e Bahia mostraram-se as regiões de maior tempo de vida; iv) na análise por sub-bacias, a que se encontra em melhor condição é a bacia Amazônica; v) a determinação de áreas prioritárias para a conservação foi possível e resultou em seis mapas com áreas mais sensíveis, geralmente associações de relevo ondulado e solos rasos; vi) a análise da relação com a agricultura mostrou que em áreas consolidadas não houve diferença entre os valores totais e aquele das áreas ocupadas com agricultura. Já em áreas de expansão houve tendência de escolha de áreas com tempo de vida da agricultura potencial mais alto, ou seja, com menor risco de erosão. Este fenômeno é esperado pela teoria de ajuste territorial da agricultura (agricultural adjustment).


Palavras-chave: Sistemas de Informações Geográficas; Modelos espaciais; USLE

## ABSTRACT

### Application of space-time estimation of soil loss tolerance in land use planning

Brazil is one of the main agricultural countries in the world and one of the only ones with the significant possibility expansion its agricultural area and productivity. The continuing need for the production increments leads to the occupation of less suitable areas for agriculture, with potentially increased soil degradation by erosion. In this context, soil conservation is an important variable and is partly related to the concept of land suitability. Erosion prediction models are important tools in agricultural planning, however, in many situations require reference tolerance values. As an alternative to reference values the aim of this study was to develop spatially the concept of Agricultural Lifetime (TVA) for the Brazilian territory, and apply it to situations possible for planning land use. The methodology was based on the adaptation of the public databases of the parameters of the TVA equation. Thus, we executed regressions, pedotransfer equations and calculations with Equation Universal Soil Loss (USLE). Applying the TVA concept to i) watershed analysis, through the median TVA values, ii) biomes analysis, Brazil is a signatory of the Convention on Biological Diversity of the United Nations (CDB) agreement, the given to conservation of soil a variable in locating new Conservation Units (UC), we sought to identify areas of lower potential agricultural lifetime (pTVA) as priority targets for creating new UC´s iii) expansion of agriculture analysis, was to identify the characteristics of agricultural frontier areas and not frontier in relation of pTVA. The main results were: i) it is possible to estimate soil parameters through regression, capturing between 36% (clay) and 60% (organic matter) of the total variance; ii) the combination of intense agricultural land use and shallow deep soils result in TVA lower, especially in the states of Minas Gerais, Santa Catarina, Rio de Janeiro e Paraná and in the Mata Atlântica biome; iii) the Amazon region and Bahia and Mato Grosso do Sul states showed up places with longer life; iv) the analysis by sub-basins, which are in the best conditions are the basins of the eastern Atlantic and Amazon; v) the determination of priority areas for conservation was possible and resulted in six maps with more sensitive areas, generally associations wavy relief and shallow soils deep; vi) the analysis of the relation with agriculture in consolidated areas showed that there was no difference between the totals and that the areas occupied by agriculture, already in frontier areas tended to choose pTVA areas higher, with less risk of erosion. This phenomenon is expected by the theory of agricultural adjustment.


Keywords: Geographic Information Systems; Spatial modeling; USLE

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 Organização e motivações

Trabalhos de levantamento de solos e confecção de mapas digitais de informações pedológicas são importantes bases para modelagens ambientais. Embora tenham alcançado certo limite na geração de novas informações em países desenvolvidos, há ainda um grande campo em países que não executaram esforços neste sentido. Este "esgotamento de trabalho" em alguns locais tem levado, desde a década de 1980, ao fechamento ou diminuição de recursos em diversos institutos desta natureza e a uma mudança de foco, dando mais ênfase à qualificação destes materiais (BURROURH, 1993).

Esta transformação nas atividades de centros de pesquisa em pedologia coincide com mudanças no entendimento do conceito de solo para a própria ciência do solo. Basher (1997) descreve cinco possíveis definições para a ciência do solo:

a) solo como um corpo natural, com meios tradicionais de descrição e classificação;

b) solo como um meio de crescimento de plantas, usado para interpretação de informações de levantamentos de solos;

c) solo como um manto estrutural, usado para interpretação de informações de levantamentos de solos por engenheiros;

d) solo como um manto de transmissão de água, usado para entender o papel do solo no ciclo da água;

e) solo como um componente do ecossistema, a visão holística do solo.

A geração de dados pedológicos para além dos itens a), b) e c) é fundamental no atual contexto e desafios da ciência, em trabalhos interdisciplinares e aplicações em problemas ambientais atuais, com ênfase em interpretação de bases de dados visando entender processos do solo (erosão, dinâmica de nutrientes, predição de atributos do solo, estoque de carbono etc.).

A ciência do solo pode e deve responder aos desafios atuais de conservação, a partir de uma visão ecossistêmica das funções solo, classificadas em suporte, regulação, provisão e cultural (ROBINSON *et al.*, 2011).

A erosão hídrica é previsível por meio de modelos. A interpretação destes resultados passa pela determinação de valores de tolerância. Uma abordagem

possível seria a temporal, estimando o tempo que o solo suporta determinado uso da terra com base na sua profundidade, taxa de formação e espessura mínima. Este conceito é conhecido como Tempo de Vida do Solo- TVS (SPAROVEK. SCHUNG, 2001). Entretanto, o conceito se refere à função de produção agrícola do solo. Uma vez que o solo tem múltiplas funções, para a análise das áreas agrícolas, neste trabalho, o termo foi alterado para Tempo de Vida da Agricultura- TVA.

Os objetivos principais do trabalho foram i) determinar espacialmente o tempo de vida do solo e da agricultura no Brasil e ii) correlacionar o tempo de vida com a organização da atividade agropecuária brasileira e aplicar este conceito como auxiliar em modelagens ambientais (estudo de conservação de biomas e bacias hidrográficas). Buscou-se, para tanto, o conceituação de solo como sendo um componente do ecossistema, numa visão holística (item e).

A organização da dissertação é no formato de artigos. O uso de Sistemas de Informações Geográficas auxiliou na resposta das questões iniciadas por "Onde", proposição base em análises de cunho geográfico.

A apresentação geral do trabalho está no primeiro capítulo. O segundo capítulo é uma revisão bibliográfica sobre a tolerância à perda de solo e suas aplicações e métodos de espacialização de atributos do solo, que dá base teórica para a modelagem do terceiro capítulo. Neste, é descrito o método de obtenção do tempo de vida do solo e da agricultura e avaliação geográfica de seus resultados para o Brasil.

O quarto capítulo é uma aplicação do modelo proposto, tendo em vista a organização fundiária brasileira e aspectos ambientais. Por último, as considerações finais gerais sobre o trabalho no quinto capítulo.

**Referências**

BASHER, L.R. Is pedology dead and buried? **Australian Journal Soil Resources**, Melbourne, v. 35, p. 979-994, 1987.

BURROUGH, P.A. The technologic paradox in soil survey: new methods and techniques of data capture and handling. **ITC Journal**, Enschede, v. 1, p. 15–22, 1993.

ROBINSON, D.A.; HOCKLEY, N.; DOMINATI, E.; LEBRON, I.; SCOW, K.; REYNOLDS, B.; EMMETT, B.; KEITH, A.; DE JONGE, L.; SCHJØNNING, P.; MOLDRUP, P.; JONES, S.; TULLER, M. Natural capital, ecosystem services and soil change: why soil science must embrace an ecosystems approach. **Vadose Zone Journal**, Madison, v. 11, n. 1, p. 5-10, 2011.

SPAROVEK, G.; SCHNUG, E. Temporal Erosion-Induced Soil Degradation and Yield Loss. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.65, p. 1479–1486, 2001.

# 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

## 2.1 Erosão do solo no contexto da conservação ambiental

A crescente demanda mundial por alimentos e a visão da agricultura como provedora de energia renovável vêm provocando pressões por mudanças no uso da terra (PARDEY; PINGALI, 2010).

As mudanças no uso da terra podem gerar diversos impactos na biodiversidade, inclusão de áreas marginais ao processo produtivo, deslocamento de produção de alimentos e o consequente aumento de seus preços, concentração fundiária, aumento da emissão de carbono entre outros (CERRI *et al.*, 2010; HAINES-YOUNG, 2009; ZEBISCH *et al.*, 2004)

De uma forma mais específica aplicada à ciência do solo, estas preocupações dependem das relações entre as mudanças no uso da terra e o aumento da perda de solo. Este assunto foi discutido em diversos trabalhos e ocorre pela diminuição da cobertura do solo, mudança nas técnicas de produção, desmatamento e desastres naturais (ZUCA *et al.*, 2010; CEBECAUER; HOFIERKA, 2008; BAKKER *et al.*, 2005).

As consequências dos impactos da erosão do solo ligados às mudanças de uso do solo podem ocorrer no próprio sistema agrícola, ou seja, na perda de potencial produtivo das terras como uma consequência direta da perda de nutrientes, biodiversidade e degradação das propriedades físicas da camada mais fértil do solo (LUTZ *et al.*, 1994). Podem também ocorrer impactos externos, como assoreamento de rios pelo acúmulo de sedimentos, emissão de carbono contido no solo, perda de biodiversidade, diminuição da qualidade da água por sedimentação e produtos agroquímicos, entre outros (KUHLMAN; REINHARD; GAAFF, 2012; PIMENTEL *et al.*, 1995).

A preocupação da sociedade na mitigação das externalidades da erosão do solo provocadas pelas atividades humanas é uma realidade antiga, que se acentuou com a ampliação mundial das fronteiras agrícolas e a inclusão de áreas marginais ao processo produtivo. A mitigação destes efeitos depende do desenvolvimento de instrumentos que possibilitem sua gestão através de i) ações de “comando e controle”, que consistem no estabelecimento de leis, normas, fiscalização e autuação e/ou ii) de instrumentos de “incentivos econômicos”, que, neste caso, consideram a preservação do ambiente como um serviço, e, portanto, passível de renda e valoração (ANDRADE; ROMEIRO, 2009; MARGULIS, 1996; FEARNSIDE,

2008a). Há indícios de que a conservação ambiental pode ser eficiente com a utilização de ferramentas de incentivos econômicos (MARGULIS, 1996).

Há pelo menos duas estratégias de incentivos econômicos de conservação ambiental que também se aplicam ao controle da erosão:

i) a certificação agrícola: um dos dez princípios da principal certificadora agrícola (Rede de Agricultura Sustentável- RAS) no Brasil é o manejo e conservação do solo. A certificação acompanha todos os processos produtivos e faculta ao consumidor a escolha na compra do produto mais sustentável (LIMA et al., 2009), verificando um impacto positivo sobre a conservação do solo;

ii) os pagamentos por serviços ambientais: alguns exemplos de pagamento pela conservação do solo no Brasil, por meio da manutenção de florestas, reflorestamento e utilização de cobertura de solo, tais como em Extrema (Minas Gerais), Pipiripau (Distrito Federal), Apucarana (Paraná), Guandu (Rio de Janeiro, Camboriú (Santa Catarina), Guariroba (Mato Grosso do Sul) e Espírito Santo (SILVA et al., 2008), estes no âmbito do programa produtor de águas da Agência Nacional de Águas (ANA, 2009). Nesta modalidade, divide-se com sociedade o custo da conservação do solo. A importância deste tipo de mercado na Amazônia é destacado no trabalho de Fearnside (2008b) como um alternativa para a conservação da floresta.

Entretanto, apesar de já existirem diversos mecanismos de controle e incentivos econômicos para a preservação ambiental, a conservação do solo é ainda pouco abordada, na prática, nos protocolos aplicados.

Estas estratégias funcionam, no primeiro caso, por agregar valor ao produto agrícola ou permitir acesso a mercados preferenciais e, no segundo, por receber diretamente incentivos financeiros pela conservação do solo. Estas estratégias são recentes e promissoras, mas historicamente a política ambiental brasileira tem se apoiado em instrumentos de comando e controle (WUNDER *et al.*, 2008).

## 2.2 Tolerância à perda de solo e suas aplicações

A concepção inicial de políticas públicas deve ter como base uma visão ampla, evitando assim a generalização de estudos de caso que podem não fazer sentido em contexto maior. No caso de impactos da perda de solo, a escala abrangente reporta-se a estudos de mudança de uso do solo em escala nacional. No

entanto, a discussão da perda de solo nesta escala precisa de modelos confiáveis, por não ser possível a realização de medições *in situ* em grandes áreas.

A conservação do solo é uma área da ciência do solo. Na década de 1920, o início do uso de máquinas agrícolas e intensificação da agricultura nos Estados Unidos aumentaram os impactos da erosão. A escola americana da ciência do solo se enquadra como parte das ciências agrárias.

Este contexto de aumento dos impactos da erosão e desenvolvimento científico gerou esforços para entender o problema e resolvê-lo. O principal embasamento científico para a busca por financiamento de pesquisas na área, segundo Laflen e Moldenhauer (2003), foi o trabalho de Bennett e Chapline em 1928, no qual descrevem os impactos e as ameaças da erosão, além da falta de dados para analisar a susceptibilidade à erosão.

A evolução do entendimento físico do processo erosivo auxiliou no desenvolvimento e aprimoramento de modelos de predição. Inicialmente, antes do desenvolvimento da USLE, as equações utilizavam apenas o fator de cobertura do solo e de relevo. O conceito de erosividade foi inserido apenas em 1947, por Musgrave. Neste nível de desenvolvimento, a USLE manteve as variáveis base do modelo, mas com ajustes em alguns parâmetros de entrada (Tabela 1).

Tabela 1 - Evolução das equações de predição de perda de solo

| Autor | Equação |
|---|---|
| Zingg, 1940 | $A = C' L^{0.6} S^{1.4}$ |
| Smith, 1941 | $A = C'' L^{0.6} S^{1.4} P$ |
| Browning, 1947 | $A = C''' L^{0.6} S^{1.4} P$ |
| Musgrave, 1947 | $A' = (P_{30}/1.25)^{1.75} K' (L/72)^{0.35} (S/10)^{1.35} C^*$ |
| USLE, 1965 | $A = EI_{30} K (L/72.6)^{0.5} (0.065 + 0.045 S + 0.0065 S^2) C P$ |
| USLE, 1978 | $A = EI_{30} K (L/72.6)^{0.5} (65.4 \sin^2\theta + 4.56 \sin\theta + 0.065) C P$ |
| RUSLE, 1997 | $A = EI_{30} K (L/72.6)^{m} (a \sin\theta + b) C P$ |

A, Perda de solo, em Ton/ha
A', Perda de solo, em pol/ano
C', C'', C''', Coeficientes
C*, Fator cobertura de solo
$P_{30}$, Chuva máxima (em pol) dentro de um evento.
K', K, Fator erodibilidade do solo
L, Fator comprimento de rampa, em pés.
S, Declividade em porcentagem
Θ, Declividade em graus
C, Fator de cobertura de solo
E, Energia da chuva em Ton/ha
$I_{30}$, Intensidade da precipitação máxima em um período de 30 min dentro de um evento, em pol/h
P, Fator de práticas de conservação
M, Expoente do comprimento de rampa- valores dependem da inclinação e da relação entre erosão laminar e em sulcos.
a, b, Coeficientes em função da declividade

Os parâmetros das equações da USLE foram desenvolvidos sobre um conjunto de dados provenientes de mais de 10.000 parcelas padrão[1]. Esta dimensão de base de dados sobre erosão é única no mundo e serve de parametrização de outros modelos de predição, como WEPP (FLANAGAN; GILLEY; FRANTI, 2007).

A extrapolação de um modelo desenvolvido em uma parcela padrão de cerca de 40 $m^2$ para grandes áreas, como milhões de hectares (Mha), é um grande desafio. Recentes estudos demonstram êxito na determinação da erosão pela aplicação de modelos de predição como a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) em larga escala, utilizando ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas (GIS) e métodos de validação com fontes exógenas ao modelo. (PULIDO, 2012; LINO, 2010; JAIN; DAS, 2010; JAIN *et al.*, 2009).

A determinação de dados de perda de solo é um avanço importante na percepção de impactos ou externalidades, mas para a avaliação e interpretação de sua conformidade ou tolerância é necessária a complementação ou confrontação destes valores com indicadores e análises comparativas. A análise absoluta da taxa de perda de solo pode levar apenas a conclusões limitadas. Para a relativização desses valores são necessários parâmetros objetivos de tolerância à perda de solo que ainda não foram estabelecidos plenamente (SPAROVEK; DE MARIA, 2003).

A tolerância à perda de solo pode ser definida como um valor de perda de solo que possibilite a manutenção das atividades de funções produtivas do solo, ou seja, uma taxa de perda de solo compatível com um valor máximo que pode variar no tempo e no espaço (LI *et al.*, 2009; VERHEIJEN *et al.*, 2009).

Na área de conservação de solo, o foco principal de estudos científicos ocorre sobre mecanismos e elementos físicos da erosão (BARRETTO *et al.*, 2009). A utilização do conceito de tempo de vida do solo é um caminho promissor em estudos de conservação do solo (SPAROVEK; De MARIA, 2003), e uma etapa essencial na formulação de políticas públicas voltadas para a sua conservação.

O tempo de vida do solo, proposto por Sparovek e Shung (2001) é um indicador baseado na tolerância à perda de solo que define o tempo necessário para o solo alcançar uma profundidade improdutiva, considerando as tecnologias e recursos disponíveis. O conceito tem como base as características originais do solo e sua forma de uso. Em larga escala, pode contribuir para a tradução dos valores

[1] Parcela padrão, com dimensões de 1.83 m por 21.95 m, equivalente a 1% de um acre (40.16$m^2$). A declividade era geralmente a natural do terreno (LAFLEN; MOLDENHAUER, 2003).

brutos de perda de solo para condições específicas de meio físico (p.e. a fragilidade do solo ou relevo) e de seu uso, permitindo assim sua utilização na formulação de políticas públicas específicas para sua conservação (seja de comando e controle ou de incentivos econômicos).

Para serem efetivos e aceitos, os estudos de tolerância devem, portanto, ter uma visão das diversas perspectivas e elementos que envolvem a conservação do solo. Do produtor rural, da perda de produtividade, do impacto na qualidade da água, perda de biodiversidade, do assoreamento dos rios, entre outros (PIMENTEL *et al.*, 1995). Esta é a área mais multidisciplinar dos estudos em erosão do solo (SPAROVEK; DE MARIA, 2003).

No contexto de grandes mudanças do uso da terra no Brasil e da problemática da erosão solo, a aplicação de modelos em larga escala, que originam uma visão da situação atual e de cenários futuros, pode contribuir na elaboração de políticas para o setor e na regulamentação de setores ainda não consolidados como o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).

Conceitualmente, a determinação do tempo de vida da agricultura (TVA) é a mesma do tempo de vida do solo (TVS), termo preconizado por Sparovek; Schung (2001), havendo apenas um ajuste nas variáveis $SD_{min}$, profundidade mínima, e SF, taxa de formação do solo . O entendimento do conceito de tempo útil para o desenvolvimento da agricultura em um determinado local é mais adequado que o de vida útil do solo, uma vez que o conceito mais aceito das funções do solo suplanta a função agrícola.

O conceito é uma análise temporal da tolerância à perda de solo. Ou seja, relativiza a perda de solo com a capacidade de formação de solo e seu estoque atual (espessura), exposto na Equação 1. As entradas da equação são atributos físicos do solo. A análise utilizando este conceito foi desenvolvida em nível de bacia hidrográfica (WEILL; SPAROVEK, 2008).

$$ALT = SLT = \frac{SD - SD_{min}}{\frac{SL}{D_s} + SF}$$ Equação 1

em que,

TVA= tempo de vida da agricultura (anos)

LT= tempo de vida do solo (anos)

SD= profundidade do solo (m)

$SD_{min}$= profundidade mínima do solo (m)

SL= perda de solo (perda de solo- deposição do solo) ($kg.m^{-2}.ano^{-1}$)

$D_s$= densidade do solo ($kg.m^{-3}$)

SF= taxa de formação do solo ($kg.ano^{-1}$)

A resposta deste modelo permite criar cenários futuros do estoque de solo no local de estudo. A compreensão das consequências diretas da perda de solo se torna mais simples. Esta característica do modelo TVA ou TVS permite uma coordenação e entendimento do problema por parte dos atores envolvidos em uma gestão pública eficiente (agricultor, formulador e executor). A não compreensão do problema e a dissociação entre formulador e executor podem gerar falhas no resultado final de políticas públicas (OLIVEIRA, 2006).

A tendência da modelagem em larga escala de atributos do solo é o uso de covariáveis ambientais (relevo, clima, material de origem) e a simplificação de métodos para a criação de mapas digitais de solos (MCBRATNEY *et al.*, 2003).

## 2.3 Mapeamento de atributos físico-químicos do solo em larga escala

A variabilidade espacial de atributos do solo é a principal dificuldade para o mapeamento em largas escalas. Um exemplo desta dificuldade é a complexidade no dimensionamento amostral para análise de solo, havendo variação de 1 a 16 amostras por hectare, tanto em trabalhos acadêmicos como em boletins técnicos (ANCHIETA, 2012). O mapeamento digital de solos ainda é incipiente no Brasil, tendo a primeira publicação em 2006 (TEN CATEN *et al.*, 2012).

A eficiência no mapeamento de atributos físico-químicos do solo, em larga escala, necessita, portanto, de outros métodos para a estimativa de valores em

locais desconhecidos, como a temperatura, regime hídrico do solo, material de origem, tempo, erosão e sedimentação, organismos (MCKENZIE; RYANR, 1999)[2].

Esforços na elaboração de mapas de atributos do solo em escala mundial vêm sendo executados pela FAO desde 1974[3], ano da primeira publicação de um mapa mundial de solos.

O detalhamento deste mapa, em nível de atributos do solo, iniciou em 1994, com a missão de fazer um inventário mundial das emissões potenciais. A primeira etapa foi a compilação de cinco bases de dados diferentes de perfis de solo, totalizando 4.382 perfis. Posteriormente, atribuiu-se para cada unidade de solo classificada (mapa mundial de solos) um perfil, determinando atributos físico-químicos, sendo uma generalização de um dado pontual para um polígono ou unidade básica (BATJES, 2007).

As limitações deste método são: i) a pequena amostragem utilizada, ii) a dificuldade de homogeneização das diferentes fontes e iii) a escala inicial do mapa mundial de solos (1:5.000.000). Além disso, levam-se em consideração aspectos ambientais (relevo e clima, p.e.) apenas na etapa de levantamento de solos e não na espacialização dos atributos.

O progresso tecnológico permitiu desenvolver novas ferramentas que antes eram apenas conceituais, como a espacialização *scorpan*, na qual se baseia o modelo conceitual de Jenny[4]. Sistemas de Informações Geográficas, Sistemas de Banco de Dados e aumento da capacidade de processamento computacional permitiram executar regressões múltiplas ou outros métodos de decisão e estimação, utilizando dados pontuais para validação (GESSLER *et al.*, 1995; McKenzie; Ryanr, 1999).

O trabalho de McKenzie e Ryanr (1999) explora a correlação entre variáveis geológicas, climáticas, de cobertura do solo e de relevo com dados coletados em campo, em uma área de 50.000ha na Austrália. Os resultados chegam a captar 54% da variância (coeficiente de correlação- $r^2$) para matéria orgânica, 42% para profundidade e 78% para fósforo.

---

[2] Equação de Jenny expressa de forma básica os fatores de formação de solo e que engloba os fatores descritos por McKenzie e Ryan (1999):

$$S = f(c, o, r, p, t, \ldots)$$

sendo: S= formação de solo; c= clima; o= organismos; r= relevo; p= material de origem; t= tempo

[3] Primeiro mapa mundial de solo foi executado em 1974, ao longo dos anos sofreu atualizações e a última versão (3.6) é de 2007 (FAO, 2007a).

[4] Este conceito baseia-se a função de Jenny, que determina as variáveis que contribuem para a formação de solo: clima, organismos, relevo, tempo e material de origem.

O uso do CTI[5] (Índice Topográfico Composto) é também reportado na literatura como sendo um índice preditivo de propriedades do solo, como textura, fósforo e matéria orgânica (MCKENZIE; RYAN, 1999; GESSLER *et al.*, 2007), justamente por buscar prever a dinâmica da água em uma bacia.

Inúmeros processos pedogenéticos são regidos pela água no solo, tais como hidrólise, reações bioquímicas, dissolução, lixiviação, redução, entre outros (BUOL *et al.*, 1980). O CTI pode ser um índice que consegue quantificar a influência da água em alguns processos de formação de solos.

A Equação 2 permite entender a composição do índice. É um valor inteiro e positivo que parte do entendimento de que áreas de contribuição maiores ("α" maior) têm maior umidade e locais com declividade maior, têm menor umidade devido às menores taxas de infiltração. É, portanto, um índice que busca, com poucas variáveis, determinar a influencia da água no relevo.

$$CTI = \ln(\frac{\alpha}{tan\beta})$$ Equação 2

α = área de contribuição (ou a montante) no ponto, em $m^2$.

β = declividade, em radianos

Possibilidades de caminhos metodológicos para o mapeamento de atributos do solo são expostos na Figura 1. A partir da definição da área de estudo, a primeira etapa é de escolha das covariáveis ambientais e análise do banco de dados de solos disponível. Segundo Minasny; McBratney (2010 apud Malone, 2011), a correlação de variáveis ambientais em mapas de solos contínuos e dados pontuais confere menor incerteza na predição.

[5] Expressão em inglês Compound Topographic Index

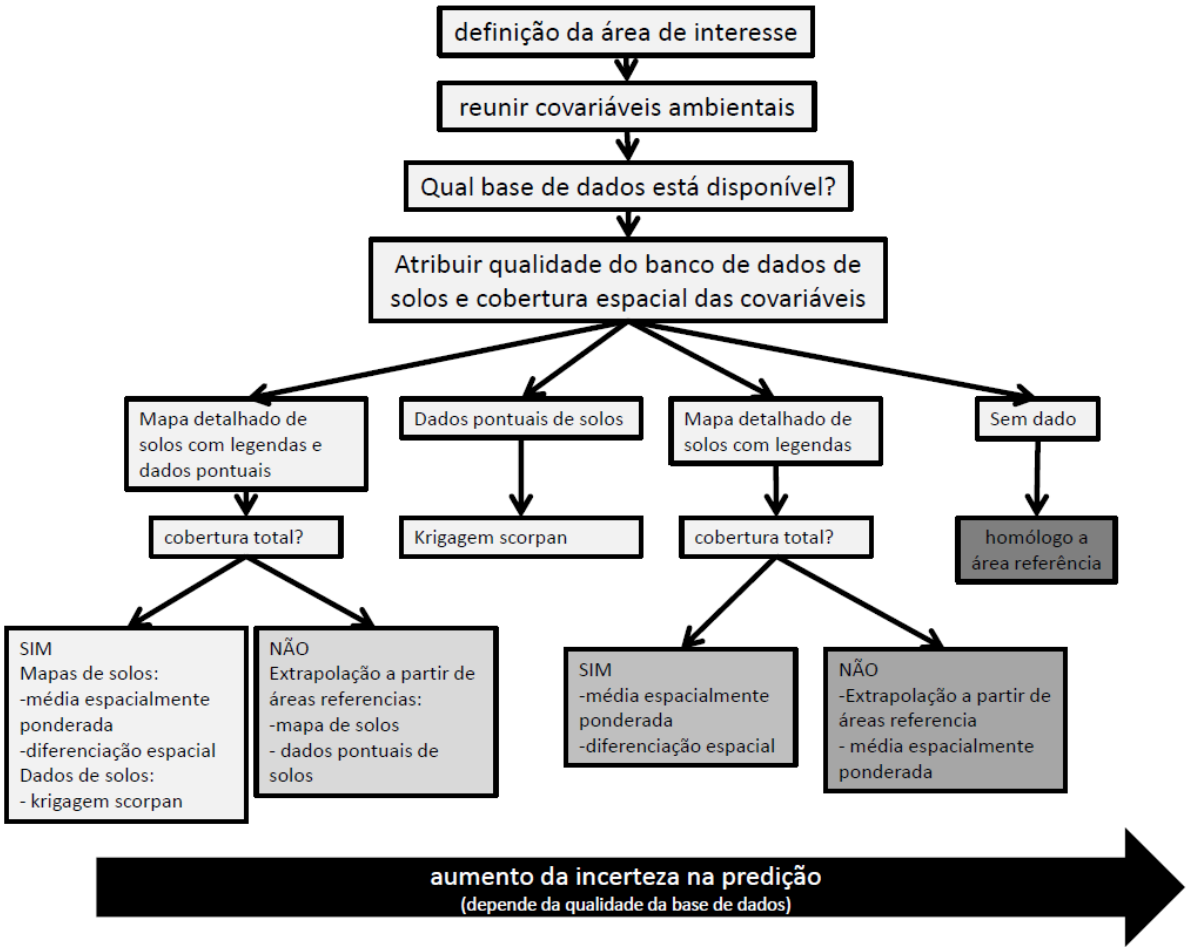



Figura 1- Caminhos metodológicos possíveis no mapeamento digital de solos, extraído e traduzido pelo autor de Malone (2011 apud Minasny; McBratney, 2010)

## Referências

ANA, AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS **Programa produtor de água**. 2009. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/produagua/>. Acesso em: 02 fev. 2011.

ANCHIETA, L. **Amostragem de solo em agricultura de precisão: particularidades e recomendações.** 2012. 106p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

ANDRADE, D.C.; ROMEIRO, A.R. Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. **Texto para Discussão. IE/UNICAMP**,Campinas, n. 155, p. 44, 2009.

BAKKER, M.M.; GOVERS, G.; KOSMAS, C.; VANACKER, V.; VAN OOST, K.; ROUNSEVELL, M. Soil erosion as a driver of land-use change. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 105, p. 467–481, 2005.

BUOL, S.W.; HOLE, F.D.; Mc CRAKEN, R.J. **Soil genesis and classification**. 2nd.ed. Ames: The Iowa State University Press, 1980. 406p.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils**. 13th.ed. New Jersey: Prentice-Hall, 2002. 960p.

CEBECAUER, T.; HOFIERKA, J. The consequences of land-cover changes on soil erosion distribution in Slovakia. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 98, p. 187–198, 2008.

CERRI, C.C.; BERNOUX, M. STOECIO MAIA, M.F.; CERRI; C.E.P, COSTA JUNIOR, C.; FEIGL, B.J.; FRAZÃO, L.A.; MELLO, F.F.C.; GALDOS, M.V.; MOREIRA, C.S.; CARVALHO, J.L.N. Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.67, n.1, p.102-116, 2010.

FEARNSIDE, F.M. Amazon Forest Maintenance as a Source of Environmental Services. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 80, p. 101-114, 2008a.

FEARNSIDE, F.M. Quantificação do serviço ambiental do carbono nas florestas amazônicas brasileiras. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, p. 743-756, 2008b.

FLANAGAN, D.C.; GILLEY, J.E.; FRANTI, T.G. **Water Erosion Prediction Project (WEPP):** Development History, Model Capabilities, and Future Enhancements" (2007). Biological Systems Engineering: Papers and Publications. Paper 27.Disponívelem: <http://digitalcommons.unl.edu/biosysengfacpub/27>. Acesso em: 15 jan. 2013.

HAINES-YOUNG, R. Land use and biodiversity relationships. **Land Use Policy**, Guilford, v. 26, v. 1, p. 178‑186, 2009.

JAIN, M.K.; DAS, D. Estimation of Sediment Yield and Areas of Soil Erosion and Deposition for Watershed Prioritization using GIS and Remote Sensing. **Water Resource Management**, Amsterdam, v. 24, p. 2091–2112, 2010.

JAIN, M.K.; MISHRA, S.K.; SHAH, R.B. identification of sediment source and sink areas in a Himalayan watershed using gis and remote sensing. **Land degradation & development**, Chichester, v. 20, p. 623–639, 2009.

KUHLMAN, T.; REINHARD, S.; GAAFF, A. Estimating the costs and benefits of soil conservation in Europe. **Land Use Policy**, Guilford, v. 27, p. 22‑32, 2010.

LIMA, A.C.B, ;KEPPE, A.L.N.; MAULE, F.E.; SPAROVEK, G.; ALVES, M.C.; MAULE, R.F. **E certificar, faz diferença?** Estudo de avaliação de impacto da certificação FSC/RAS Imaflora, 2009. 96p.

LINO, J.S. **Evolução do sistema plantio direto e produção de sedimentos no Rio Grande do Sul.** 2010. 118p. Dissertação (Mestradoem Solos e Nutrição de Plantas) -Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

LUTZ, E.; PAGIOLA, S.; REICHE, C. The costs and benefits of soil conservation: the farmers' viewpoint **The World Bank Research Observer**, Oxford, v. 9, p. 273-295, 1994.

MALONE, B. **Digital Soil Mapping**. Getting Operational: An introductory course of practical exercises for Digital Soil Mapping.2011. Disponível em: <http://www.clw.csiro.au/aclep/documents/DSM%20Workshop%20Manual.pdf>. Acesso em: 02 nov. 2012.

MARGULIS, S. A regulamentação ambiental: instrumentos e implementação. **IPEA,**, Rio de Janeiro,1996. 42p. (Texto para discussão, 437).

PARDEY, G.P.; PINGALI, P.L. Reassessing International Agricultural Research for Food and Agriculture Global. **Conference on Agricultural Research for Development** (GCARD), Montpellier, 2010. 55p.

PULIDO-GÓMEZ,J.D. **Estimativa de erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e transferência de sedimentos para todo território brasileiro.** 2012. 97p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

SPAROVEK, G.; DE MARIA, I.C. Multiperspective analysis of erosion tolerance. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 60, p. 409-416, 2003.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.; MCNAIR, M.; CRIST, S.; SHPRITZ, L.; FITTON,L.; SAFFOURI, R.; BLAIR, R. Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. **Science**, Washington, v. 267, p. 1117-1123, 1995.

SILVA, T.B.; SANTOS, R.M.; FÁBIO AHNERT, F.; MACHADO JUNIOR, J.A. Projeto produtores de água: uma nova estratégia de gestão dos recursos hídricos através do mecanismo de pagamento por serviços ambientais. **OLAM – Ciência & Tecnologia**, Rio Claro, v. 8, p. 66, 2008.

WUNDER, S.; BÖRNER, J.; TITO, M.R.; PEREIRA, L. Pagamentos por serviços ambientais perspectivas para a Amazônia legal. Brasília:**MMA**, 2008.144p. (Série Estudos, 10).

ZEBISCH, M.; WECHSUNG, F.; KENNEWEG, H. Landscape response functions for biodiversity- assessing the impact of land-use changes at the county level. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 67, p. 157–172, 2004.

ZUCCA, C.; CANU, A.; PREVITALI, F. Soil degradation by land use change in an agropastoral area in Sardinia (Italy).**Catena**, Amsterdam, v.83, p. 46–54, 2010.

# 3 ANÁLISE GEOGRÁFICA DA ESTIMATIVA DO TEMPO DE VIDA DO SOLO NAS ÁREAS AGRÍCOLAS BRASILEIRAS


## Resumo

Os diferentes modelos de predição têm a função de colaborar com planejamento do uso da terra e prever os impactos potenciais, diretos e indiretos. Entretanto, valores absolutos de perda de solo não refletem de forma simplificada o problema. A análise temporal da tolerância à perda de solo é uma alternativa. Neste contexto, o objetivo deste capítulo foi aplicar o conceito tempo de vida da agricultura (TVA) para o território nacional e analisar a sua distribuição geográfica, utilizando bases de dados públicas e de melhor detalhamento possível. Equações de pedotranferência, regressões, compilação de bases públicas de solos e a USLE foram utilizadas. Geraram mapas e gráficos descritivos da distribuição geográfica dos fatores do TVA. A compilação de mapas de solos estaduais e de regiões e harmonização vetorial e de legendas foi um ganho em detalhamento em relação ao mapa da FAO (2007) e Embrapa (EMBRAPA, 2011). O estimativa do cálculo de parâmetros do solo captou entre 36% (argila) a 60% (matéria orgânica) da variância para os dados em nível nacional. A combinação de uso agrícola intenso e solos pouco profundos resultam em TVA menores, notadamente nos estados de Santa Catarina, Rio de Janeiro, Paraná e Minas Gerais e no bioma Mata Atlântica. A Amazônia mostrou-se com os melhores valores de TVA. Os estados fora desta região em melhor situação são Mato Grosso do Sul e Bahia. Este índice pode ser útil em análises aplicadas à conservação do solo. Cerca de 50% da área agropecuária brasileira tem tempo de vida da agricultura menor que 25 anos, sendo que um quarto se encontra com TVA menor que 4 anos.


Palavras-chave: USLE; Mapeamento digital de solos; Tolerância a perda de solo; Análise espacial


## Abstract

The various prediction models have the function of supporting land use planning and predict potential direct and indirect impacts. However, absolute values of soil loss do not pass simplified the idea of the problem. The temporal analysis of soil loss tolerance is an alternative. In this context, the aim of this chapter was to develop the concept of agriculture lifetime (TVA) for the country and analyze their geographical distribution, using public databases and best detail possible. Pedotranfers equations, regressions, compilation of public databases and USLE soil were used. It has been generated descriptive maps and charts of the geographical distribution of the TVA factors. A compilation of soil maps of regions and state and harmonization vector and subtitles was a gain in detail in relation to the map of FAO (2007) and Embrapa (EMBRAPA, 2011).The calculation of soil parameters captured between 36% (clay) to 60% (organic matter) of the variance for the data at the national level. The combination of intense agricultural land use and shallow soils depth result in TVA lower, especially in the states of Santa Catarina, Rio de Janeiro, Paraná and Minas Gerais and in the biome Mata Atlântica. The Amazon showed up with the best values of TVA. Outside this region, the better states are Mato Grosso e Bahia. This index may be useful in applied analyzes to soil conservation. About 50%

of Brazilian agricultural area has lifetime of agriculture under 25 years, and one quarter with TVA is less than 4 years.

Keywords: USLE; Digital soil mapping; Soil loss tolerance; Spatial analysis

## 3.1 Introdução

A agropecuária é um setor em expansão. O incremento na produção é uma necessidade gerada pelo aumento populacional e mudanças de hábitos alimentares (WIRSENIUS; AZAR; BERNDES, 2010), assim como também pelas novas atribuições do setor, como provedor de energia, o que altera diretamente e indiretamente o uso da terra (LAPOLA *et al.*, 2010).

O processo de abertura de conversão de áreas naturais para atividades agropecuárias passa por critérios técnicos, seja do ponto de vista da qualidade da terra, logísticos ou ambientais. Entretanto, há alguns trabalhos relacionando prioritariamente o fator logístico como a variável mais significante neste processo (SOUTHWORTH *et al.*, 2011; FEARSIDE, 2007).

A variável conservação de solos deve ser considerada pelos formuladores de políticas no setor para planejamento do uso da terra, uma vez que a erosão do solo é uma importante variável no abandono de áreas ou conversão de produção agropecuária (BAKKER *et al.*, 2005).

Estudos de modelos de compreensão das causas do processo erosivo são bem desenvolvidos (NEARING; BRADFORD; HOLTZ, 1987; NEARING; PARKER, 1994; BRYAN, 2000), assim como os modelos de predição (FLANAGAN *et al.*, 2007). O entendimento das etapas dos processos erosivos e os efeitos de ações de conservação são de fundamental importância para que medidas de planejamento de uso e de conservação de solo possam ter sua eficiência garantida (HESSEL; TENGE, 2008), assim como permitem entender as fragilidades e os limites dos modelos de predição, sendo os dois principais modelos USLE e WEPP.

No Brasil, o histórico da pesquisa na área de conservação de solo evidencia o foco dos estudos nos elementos de impacto na USLE e na comparação de diferentes manejos (BARRETTO; LINO; SPAROVEK, 2009), o que permitiu a formação de um grande banco de dados de cada constante da Equação, possibilitando uma boa aplicabilidade em diversas situações.

A aplicação deste modelo em larga escala impõe uma série de incertezas. A validação deste tipo de modelagem é complexa. Há exemplos de utilização de dados

de sedimentação com sucesso para validar a perda de solo em escalas de bacias- na Índia (JAIN; DAS, 2010; JAIN; MISHRA; SHAH, 2009), em nível de estado- Rio Grande do Sul (LINO, 2010) e em nível nacional- Brasil (PULIDO-GOMEZ, 2012). A comparação da correlação modelado-medido destes trabalhos evidencia a esperada diminuição da precisão com o aumento da escala.

A modelagem da erosão tem diversas aplicações. Ações no campo governamental podem colaborar com o zoneamento agrícola, a definição de áreas prioritárias para expansão agrícola (aptidão agrícola), a difusão de técnicas de manejo reconhecidamente eficientes, mecanismos de comando e controle, a fiscalização e autuação e no desenvolvimento de mecanismos de incentivos econômicos, como PSA (pagamento por serviços ambientais). No campo não-governamental, um dos quesitos da certificação de produtos agrícolas é a conservação de solo.

Esforços no sentido da determinação de um valor máximo de perda de solo e sua conceituação iniciaram em 1941 com o trabalho de Smith[6] (LI *et al.*, 2009).Um dos primeiros estudos neste campo no Brasil foi de Lombardi Neto e Bertoni em 1975, baseado no trabalho de Smith e Stamey (1964), que definiu a tolerância à perda de solo anual em função da profundidade do solo, de um ponderador de gradiente textural entre horizontes A e B e uma constante temporal. É um indicador de quantidade máxima de perda de solo considerando tempo de vida fixo de 1.000 anos. Este método foi base para diversos trabalhos de determinação de valores máximos de perda de solo no Brasil (BERTOL; ALMEIDA, 2000; OLIVEIRA *et al.*, 2008).

O estabelecimento da tolerância à erosão deve ser um pacto dos diversos setores da sociedade. A conceituação temporal deste elemento torna intuitivo e permite entendimento direto do problema. Neste contexto, este capítulo teve como objetivo aplicar o conceito temporal de tolerância à perda de solo- tempo de vida da agricultura (SPAROVEK; SHUNG, 2001)- para as áreas antropizadas do território nacional e analisar a sua distribuição geográfica.

---

[6] Definiu o valor de tolerância como sendo a quantidade de solo que pode ser perdida sem o declínio da fertilidade, mantendo, assim, a produtividade infinitamente. Esta definição tem relação com a própria definição de solo da época, que evoluiu para uma visão além da produção agropecuária. O trabalho de Li et al. (2009) discute diferentes definições de tolerância e sua evolução no tempo.

## 3.2 Desenvolvimento

### 3.2.1 Material e Métodos

#### 3.2.1.1 Área do estudo

O território brasileiro tem área total 851.480 Mha, partindo do extremo Norte, latitude 5º N, de clima equatorial ao extremo Sul, latitude 33º S, de clima temperado. A extremidade Oeste fica na longitude 74º e a extremidade Leste à 30º de Greenwich. Quanto ao regime hídrico, as médias anuais variam de mais de 4.000 mm em áreas da floresta amazônica a 400 mm no semiárido da região Nordeste (ANA, 2011). Portanto, a partir dos diferentes materiais de origem e da diversidade climática do Brasil, encontra-se alta heterogeneidade quanto aos tipos de solo, sua susceptibilidade à erosão e seus atributos físicos e químicos. Esta é a área de abrangência do estudo.

#### 3.2.1.2 Dados e sua organização

A disponibilidade de dados é pequena e em baixa exatidão, sendo este, portanto, o principal entrave nos cálculos propostos. Os caminhos metodológicos escolhidos foram pensados a partir desta limitação, utilizando modelos de menor complexidade possível e que atingem resultados mais próximos da realidade.

Os dados utilizados foram padronizados de forma que suas relações fossem possíveis. A 2ª edição do SiBCS (Sistema Brasileiro de Classificação de Solos) de 2006 foi o padrão da classificação de solos, apenas em nível de ordem (EMBRAPA, 2006). A relação dos dados e suas características são dadas pela Tabela 2.

Tabela 2- Base de dados de entrada utilizada na pesquisa, com origem, formato e identificação

| Identificação Base (IB) | Nome | Formato | Referência |
|---|---|---|---|
| Br_soils | Mapa de solos Harmonizado do Brasil | Raster | Anexo A |
| Br_biome | Mapa dos 6 Biomas brasileiros | Vetorial | IBGE, 2005 |
| Br_radam | BrazilSoilDB | Planilha eletrônica | COOPER et al, 2005 |
| Br_DEM | Modelo de Elevação do terreno | Raster (90x90m) | MIRANDA, 2012 |
| Br_geol | Mapa geológico do Brasil | Vetorial | IBGE, 2012 |
| Br_Koppen | Mapa climático do Brasil, por Koppen. | Vetorial | SPAROVEK; JONG VAN LIER; DOURADO NETO, 2007 |
| Br_LU | Mapa do Uso da Terra do Brasil | Raster | Compilação executada pela The Nature Conservancy (TNC), não publicado |

O tempo de vida do solo é conceituado como o tempo necessário para a espessura diminuir, de acordo com as taxas de perda de solo, a tal nível que as funções básicas para a atividade agrícola inexistam, tornando o solo improdutivo nas condições tecnológicas atuais (Sparovek; Shung, 2001). Portanto, tempo de vida do solo é o tempo de vida da agricultura, termo este que será assumido no trabalho por julgar ser mais o adequado ao tipo de discussão proposta (Equação 3).

$$TVA = \mathrm{TVS} = \frac{SD - SD_{min}}{\frac{SL}{D_s} - SF} \qquad \text{Equação 3}$$

em que,

TVA= tempo de vida da agricultura (anos)

TVS= tempo de vida do solo (anos)

SD= profundidade do solo (m)

$SD_{min}$= profundidade mínima do solo (m)

SL= perda de solo (perda de solo- deposição do solo) ($kg.m^{-2}.ano^{-1}$)

$D_s$= densidade do solo ($kg.m^{-3}$)

SF= taxa de formação do solo ($kg.ano^{-1}$)

A organização e harmonização dos dados tabulares foram feitas no programa Excel (MICROSOFT, 2007). As análises estatísticas foram executadas no programa R-project (R CORE TEAM, 2012), ulizando os pacotes R Commander (FOX, 2005) e

MASS (VENABLES; RIPLEY, 2002). Os processamentos geográficos foram executados no programa TNT-MIPS (MICROIMAGES, 2012).

#### 3.2.1.4 Determinação da densidade do solo (Ds)

A inserção da densidade do solo é necessária para um ajuste entre os cálculos da perda de solo em unidade de massa e de espessura do solo. Obras de referência apontam valores entre 0,95 a 1,8 $Mg.m^{-3}$ em solos do mundo inteiro (BRADY, 1989). Esta variação é regida principalmente pela composição mineralógica, teor de matéria orgânica e compactação. Conceitualmente, pode ser compreendida pela Equação 4 (TRANTER *et al.*, 2007).

$$\rho = \rho_m + \Delta\rho + \varepsilon \qquad \text{Equação 4}$$

Em que,

$\rho$= densidade do solo;

$\rho_m$= densidade das partículas minerais do solo;

$\Delta\rho$= variação da densidade em função do carbono orgânico e uso da terra;

$\varepsilon$= resíduo.

Equações que buscam predizer características ou atributos do solo são chamadas de pedotransferência, termo cunhado por Bouma em 1989 (ROSSITER, 1996). A predição de valores de densidade a partir de parâmetros físicos e químicos do solo é alvo de diversas investigações. Alexander (1980) descreve métodos para solos da Califórnia, chegando a equações de pedotranferência com coeficiente de correlação ($r^2$) de 0.723 para solos drenados[7].

Alguns dos modelos mais citados são de Dexter, Benites e WEPP. Para a predição da densidade, não há relação entre complexidade do modelo ou utilização de maior número de variáveis com a exatidão (TRANTER *et al.*, 2007).

[7] O autor analisou 721 amostras de solos e as variáveis: carbono orgânico, argila, silte, areia, material de origem, carbonato de cálcio e drenagem.

Dexter (2004) propõe a equação de pedotransferência, descrita na Equação 5.

$$\rho = \frac{1}{0.590 + 0.00163 * \text{clay} + 0.0253 * \text{OC}}$$ Equação 5

Em que,

ρ= densidade do solo;

Clay= argila, em %;

OC= carbono orgânico, em %.

O modelo proposto por Benites *et al.*(2006) é apresentado pela Equação 6.

$$\rho = 1.56 - 0.0005 * clay - 0.01 * OC + 0.0075 * BSum$$ Equação 6

Em que,

Clay= teor de argila, em $g.kg^{-1}$;

OC= carbono orgânico, em $g.kg^{-1}$;

BSum= soma de bases, em $cmol_c.kg^{-1}$.

O modelo WEPP é descrito por Alberts *et al.*(1995), baseado na textura, teores de argila e areia, matéria orgânica e CTC pela Equação 7.

$$\rho = (1.514 + 0.25 * \text{sand} - 13 * \text{sand} * \text{OC} - 6 * \text{clay} * \text{OC} - 0{,}48 * \text{clay}) * \frac{((\text{CTC} - \text{OC} * (142 + 170 * \text{SD}))}{\text{clay}} 10^3$$

Equação 7

Em que,

CTC= capacidade de troca de cátions (meq/100g);

sand= areia, em %.

Para o cálculo dos três modelos apresentados é necessário estimar cinco atributos do solo para o Brasil: CTC, carbono orgânico, soma de bases, areia e argila. Informações desta natureza são encontradas apenas no mapa mundial da

FAO (FAO, 2012), de baixa resolução. Gerá-las por meio da correlação entre medições *in situ* e aspectos ambientais foi o caminho escolhido.

O banco de dados do projeto Radam-Brasil (Br_radam) é o banco pontual com dados de atributos físico-químicos mais abrangente atualmente disponível no Brasil (Cooper *et al.*, 2005). A interpolação global destes atributos é uma opção, dada a disponibilidade de dados ambientais em tal escala, como dados climáticos, geológicos e de relevo, variáveis que afetam diretamente a gênese de solos (MCKENZIE; RYAN, 1999).

Para tanto, optou-se por uma adaptação da metodologia proposta por McKenzie e Ryan (1999), devido à indisponibilidade de algumas variáveis. Os dados ambientais utilizados foram de caráter geológico (Br_geol), climático (Br_Koppen) e de relevo (Índice Topográfico Composto- Br_CTI). Eles atuam no modelo como parâmetros de regressão, que tiveram como correlação real os pontos do Br_radam.

Para a espacialização dos dados foi elaborada uma geofórmula em ambiente SIG (Sistemas de Informações Geográficas), de acordo com cada modelo. Os modelos lineares utilizados foram o aditivo, agrupado e multiplicativo, conforme Tabela 3.

Tabela 3 - Tipo e a expressão dos modelos de regressão testados

| Tipo | Modelo |
|---|---|
| Aditivo | Atributo~a + b*Br_CTI+ c*Br_radam+ d*Br_Koppen+ e*Br_geol |
| Agrupado | Atributo~a + b*Br_CTI+ c*Br_radam:Br_Koppen:Br_geol |
| Multiplicativo | Atributo~a + c*Br_CTI*Br_radam*Br_Koppen*Br_geol |

a= intercepto
b, c, d, e= coeficiente das variáveis numéricas e categóricas

O Br_CTI é uma relação entre declividade e comprimento de rampa, dado pela Equação 8 (MCKENZIE; RYAN, 1999; GESSLER *et al.*, 2007).

$$CTI=\ln\left(\frac{\propto}{\tan\beta}\right) \qquad \text{Equação 8}$$

α = área de contribuição (ou a montante) no ponto, em $m^2$.

β = declividade, em radianos

Os valores de Br_CTI são inteiros e positivos, variando de 0 a 36. As demais variáveis da regressão são categóricas, Br_radam com 13 classes ou ordens de solo

do SiBCS, Br_Koppen com 21 classes ou tipos climáticos e Br_geol com 4 classes geológicas de acordo com o teor de silício.

As regressões foram calculadas para os horizontes superficiais e subsuperficiais, obtendo o resultado final a partir de um valor de ponderação médio.

#### 3.2.1.5 Determinação da perda de solo em larga escala (SL)

A perda de solo foi obtida por meio da equação universal de perda de solo (USLE), proposta por Wischimeier; Smith (1978). É um modelo empírico, baseado em seis variáveis sendo quatro naturais- erosividade, erodibilidade, declividade e comprimento da vertente- teoricamente constantes e sem possibilidade de alteração pelo homem e duas que sofrem influência direta de ações antrópicas: cobertura do solo e práticas conservacionistas (Equação 9).

$$A = R.K.L.S.C.P \qquad \text{Equação 9}$$

A= taxa de perda de solo ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$)

R= índice de erosividade da chuva e escoamento ($MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$)

K= fator erodibilidade do solo ($Mg.h.Mj^{-1}.mm^{-1}$)

L= fator comprimento de rampa

S= fator inclinação da rampa

C= fator de cobertura e manejo do solo

P= fator práticas de conservação

O fator R (Equação 10) foi gerado baseado no trabalho de Pulido-Gomez (2012). Os dados base foram das estações pluviométricas da ANA, de 1988 à 2008.

$$\mathrm{Cc_x} = \frac{\mathrm{p_x}}{\mathrm{P}} \qquad \text{Equação 10}$$

O índice de Fournier ou coeficiente de chuvas do mês x ($Cc_x$), $p_x$ é a média mensal de precipitação no mês x, P é a precipitação média anual. Para cada uma das oito grandes bacias hidrográficas brasileiras, foi utilizada uma equação específica, com base em Silva (2004). Após obter o resultado da erosividade para cada estação, executou-se a interpolação.

Foi utilizado o Mapa de Solos Harmonizado do Brasil (Br_soils) para compor o fator K. Os valores de erodibilidade foram obtidos em revisão de bibliografia para cada ordem de solo do SiBCS.

O fator combinado LS compila os aspectos de relevo do modelo. O fator S é descrito na Equação 11.

$$S = 10.8 * sen(\theta) + 0.03 \text{ se } s < 9\%$$ Equação 11

$$S = 16.8 * sen(\theta) - 0.5 \text{ se } \geq 9\%$$

Sendo θ o ângulo da declividade, em graus, e s a declividade, em porcentagem. Pulido-Gómez (2012) descreve o uso da Equação 12 para o cálculo do fator L (GROHMANN, 2004). O *flow accumulation* (fluxo acumulado) foi calculado a partir do DEM.

$$L = EXP(flow\ accumulation)^{1.6}$$ Equação 12

Fator C foi calculado com base no mapa de uso e ocupação do solo. São divididos em quatro classes: uso agrícola, uso pecuário, remanescentes e não computado (água e áreas urbanas). Para o uso pecuário, atribuiu-se mesmo valor, independente da localização. Para o uso agrícola, baseado no censo agropecuário de 2006 (IBGE, 2006), ponderou-se pela área de atividades perenes e anuais por município, atribuindo na mancha correspondente ao vetor municipal o valor ponderado. Para os remanescentes, subdividiu-se pelo vetor Br_biome para os seis biomas brasileiros, atribuindo valores diferenciados para cada bioma.

A escolha da USLE como preditor justifica-se pelos dados disponíveis serem compatíveis com os dados de entrada do modelo na escala do estudo. É considerado o modelo mais simples dentre os atualmente desenvolvidos, além de não ter limites de escala de processamento (DEINLEIN; BÖHM; 2000).

#### 3.2.1.6 Profundidade do solo (SD)

O uso da profundidade é um parâmetro auxiliar na determinação da tolerância à perda de solo, preconizado em orientações técnicas nos Estados Unidos (USDA-NRCS, 1999) e em diversos estudos brasileiros, tais como de Lombardi Neto;

Bertoni (1975) e Bertol; Almeida (2000) que levam ainda em consideração as relações texturais.

A variável profundidade é uma função de diversos fatores, tais como: declividade, uso da terra, material de origem, condições climáticas, cobertura vegetal e área de contribuição a montante (KURIAKOSE *et al.*, 2009).

Em certo sentido, a profundidade é entendida como a dimensão do estoque de solo passível de transformação. Na análise temporal da tolerância à perda de solo, a profundidade é proporcional ao tempo total para o solo perder suas funções agrícolas. As duas principais técnicas para mapear a variabilidade espacial da profundidade do solo são i) com base em modelos de elevação do terreno, com dados pontuais reais para validação e ii) a partir de observações diretas e posterior extrapolação.

A eficácia do uso de modelos digitais do terreno (DEM) na predição da profundidade do solo e do lençol freático é discutida em alguns artigos. Em trabalho desenvolvido no Reino Unido, houve boa correlação entre o DEM (5m x 5m) e as profundidades aferidas (TYE et al, 2011). Outros autores buscaram predizer a profundidade do solo por meio do DEM, como Kuriakose *et al.* (2009) e Ziadat (2010), que utilizou um DEM de 30m x 30m e obteve 77% das observações (n=652) com erros de até 50 cm em uma bacia de 70km$^2$.

As observações diretas também podem ser utilizadas em processos de interpolação. Entretanto, interpolação direta de dados pontuais tende a ser menos precisa que métodos que se combinam a dados ambientais (KNOTTERS *et al.*, 1995) por meio de regressões.

As vias metodológicas possíveis com a disponibilidade e a qualidade de dados atuais são, i) a regressão linear com elementos ambientais que interagem com o atributo alvo (Br_CTI, Br_Koppen, Br_geol), ii) regressão utilizando apenas dados topográficos (Br_CTI) e iii) atribuição de valores de profundidade de acordo com a ordem de solo (Br_soils), como executado pela FAO no mapa mundial de solos (FAO, 2007).

O banco de dados base para estas vias é o Br_radam (COOPER *et al.*, 2005). O grau de incerteza na predição da profundidade aumenta da via metodológica i) à iii), segundo MINASNY; MCBRATNEY (2010 apud MALONE, 2011). A ordem de processamento das três vias seguiu esta ordem, buscando prioritariamente a via com menor grau de incerteza.

#### 3.2.1.7 Profundidade mínima do solo ($SD_{min}$)

Para o modelo, a profundidade mínima é aquela na qual a atividade agrícola se torna inviável com as atuais técnicas de manejo. Conceitualmente, o tempo de vida zero ($TVA_0$) é quando a profundidade do solo se iguala à profundidade mínima ($SD=SD_{min}$). Este dado foi atribuído em pesquisa bibliográfica no trabalho de Salviano *et al.* (1998).

#### 3.2.1.8 Taxa de formação do solo (SF)

Esta é uma variável que deve ser determinada para estudos de critérios de tolerância à perda de solo. Conceitualmente, há linhas científicas que defendem a taxa de formação como a tolerância (T-value) à perda de solo. A intensidade do processo de formação do solo varia em função da temperatura, umidade e biota do solo. A susceptibilidade do meio será regida pela permeabilidade, resistência, conteúdo de carbonatos e estabilidade física do material de origem (HALL *et al.*, 1982).

Estimativa baseada em concentrações de sólidos rochosos dissolvidos na água foi objeto de estudo de Alexander (1988), em nível de bacia hidrográfica. Entretanto, não há estudos em longo prazo e com base física de validação para a determinação exata da taxa de formação do solo compatível com a escala necessária.

### 3.2.2 Resultados e Discussão

#### 3.2.2.1 Os dados e a organização inicial

O banco de dados Br_radam contém 5.863 observações, das quais 53 foram excluídas por não terem a nomenclatura correspondente ao atual SiBCS, por terem dados faltando ou por estarem localizadas fora do perímetro oficial do território brasileiro.

O raster Br_soils ou Mapa Harmonizado de Solo, com as treze ordens de solos previstas no SiBCS é exposto na Figura 2.

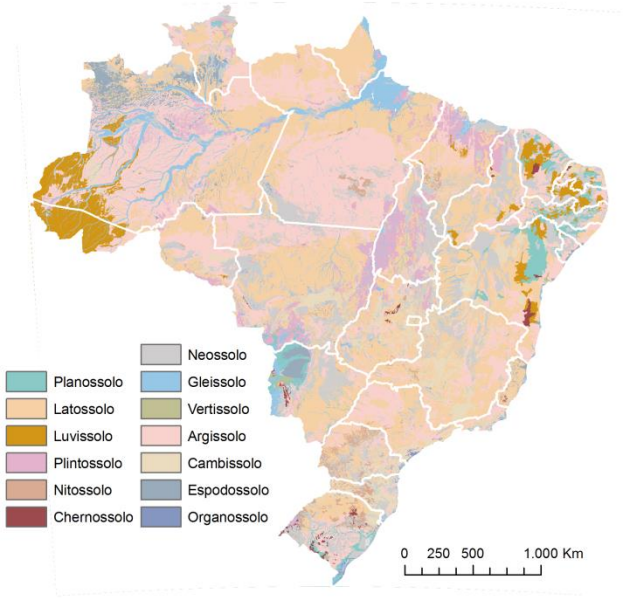



Figura 2- Mapa harmonizado de solos do Brasil (Br_soils)

A comparação da soma em área total de cada ordem de solo entre o mapa harmonizado (Br_soils) e o mapa da Embrapa (EMBRAPA, 2011) verificou um alto grau de coincidência em área total, com apenas 46 Mha (Milhões de hectares) de área divergente (Tabela 4). As ordens que tiveram maiores diferenças foram os Luvissolos e os Plintossolos. Entretanto, a coincidência geográfica entre as duas fontes foi menor, ficando em cerca de 70% (área em preto na Figura 3), totalizando cerca de 250 Mha de divergência.

Tabela 4 - Área de abrangência de cada ordem de solo no Brasil, de acordo com o mapa da Embrapa (EMBRAPA, 2011) e Br_soils e as diferenças em área.

| | Mapa Embrapa | | Br_soils | | Diferença |
|---|---|---|---|---|---|
| | Área (Mha) | % total | Área (Mha) | % total | Área (Mha) |
| Cambissolo | 42.2 | 5.1 | 44.6 | 5.4 | -2.4 |
| Espodossolo | 17.5 | 2.1 | 16.8 | 2.0 | 0.7 |
| Plintossolo | 40.1 | 4.8 | 59.0 | 7.1 | -19.0 |
| Gleissolo | 39.1 | 4.7 | 39.7 | 4.8 | -0.5 |
| Latossolo | 271.8 | 32.8 | 267.5 | 32.1 | 4.3 |
| Chernossolo | 3.3 | 0.4 | 3.7 | 0.4 | -0.4 |
| Nitossolo | 10.4 | 1.3 | 9.6 | 1.2 | 0.8 |
| Organossolo | 0.9 | 0.1 | 0.2 | 0.0 | 0.7 |
| Argissolo | 228.7 | 27.6 | 228.3 | 27.4 | 0.4 |
| Neossolo | 117.5 | 14.2 | 114.5 | 13.8 | 3.0 |
| Planossolo | 19.4 | 2.3 | 22.7 | 2.7 | -3.3 |
| Luvissolo | 36.5 | 4.4 | 24.2 | 2.9 | 12.3 |
| Vertissolo | 1.7 | 0.2 | 1.8 | 0.2 | -0.1 |

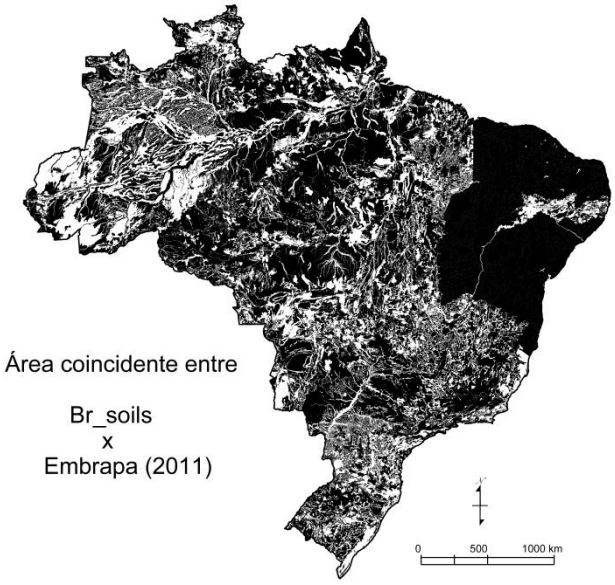



Figura 3 - Mapa das áreas coincidentes (preto) entre o mapa de solos da Embrapa (EMBRAPA, 2011) e Br_soils

### 3.2.2.2 Densidade do solo ($D_s$)

Os atributos de entrada das três equações de pedotransferência descritas no cap. 3.2.1.3 são: CTC, %argila, %matéria orgânica, %areia e soma de bases. Estes foram os atributos estimados.

Para os dados geológicos (Br_geol), utilizou-se como base o mapa geológico do IBGE (IBGE, 2012) e classificou-se o material de origem em quatro classes com base na quantidade de silício: máfico (01_MAF), intermediário (02_INT), alto teor de silício (03_HS) e extremamente alto teor de silício (04_ES). Classificação desta natureza foi feita por Gray; Humphreys; Deckers (2009) e adaptada aos dados deste trabalho. Uma classificação alternativa agrupou 02_INT, 03_HS e 04_ES em um grupo (G1) e máfico em outro (G2). Resultados expostos na Figura 4 e Tabela 5.

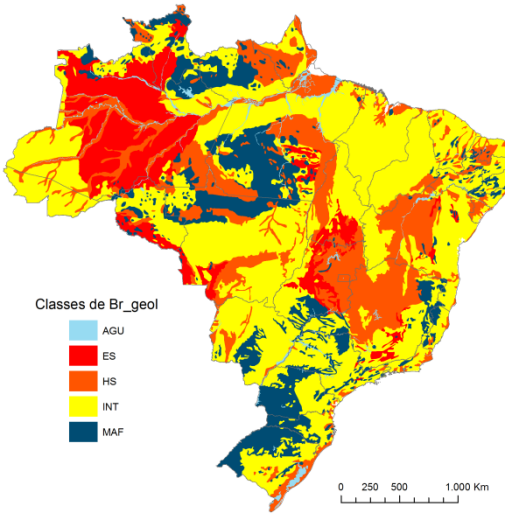



Figura 4- Mapa Geológico do Brasil, baseado no teor de silício. Na classificação alternativa, as cores quentes representam Br_geol_G1 e azul escuro representa Br_geol_G2.

Tabela 5 - Área total de cada classe geológica classificada, pelo método de Gray et al. (2009) e pela classificação alternativa.

| Classes desagrupadas | Área (Mha) | %Área |
|---|---|---|
| Extremamente alto silício | 123.0826433 | 16.30 |
| Alto silício | 177.409828 | 23.50 |
| Intermediária | 349.8062689 | 46.32 |
| Máfico | 104.8524121 | 13.88 |
| Classes agrupadas | | |
| G1 | 650.2987402 | 86.12 |
| G2 | 104.8524121 | 13.88 |

Os dados climáticos (Br_Koppen) utilizados foram baseados em Sparovek; Jong van Lier; Dourado Neto (2007), foi gerado um raster em 21 níveis climáticos, 01_Af, 02_Am, 03_As, 04_As´, 05_Aw, 06_Aw´, 07_BSh, 08_BShs, 09_BShw, 10_BWhw, 11_Cfa, 12_Cfai, 13_Cfb, 14_Cfl, 15_Cfli, 16_Csa, 17_Csai, 18_Cwa, 19_Cwb, 20_Cwl e 21_Cwli. O excesso de grupos pode não ser uma vantagem, pois eles pouco querem dizer em relação a diferenças reais de clima (temperatura e pluviosidade), fatores chave para a gênese de solos. Para tanto, os 21 níveis foram reunidos em 5 grupos, resumidos na Tabela 6.

Tabela 6 - Definição dos grupos climáticos e os critérios utilizados

| Novo tipo climático | Critério | Níveis Climáticos antigos |
|---|---|---|
| Br_Koppen_class1 | Tropical úmido sem período de estiagem | 01_Af e 02_Am |
| Br_Koppen_class2 | Tropical úmido com período de estiagem bem definido | 03_As, 04_As´, 05_Aw e 06_Aw´ |
| Br_Koppen_class3 | Semiárido ou árido | 07_BSh, 08_BShs, 09_BShw, 10_BWhw, |
| Br_Koppen_class4 | Temperado úmido, sem período de estiagem | 11_Cfa, 12_Cfai, 13_Cfb, 14_Cfl e 15_Cfli |
| Br_Koppen_class5 | Temperado úmido, com período de estiagem bem definido | 16_Csa, 17_Csai, 18_Cwa, 19_Cwb, 20_Cwl e 21_Cwli |

A Figura 5 e a Tabela 7 ilustram e expõe as áreas das classes climáticas- Br_Koppen- e sua geografia.

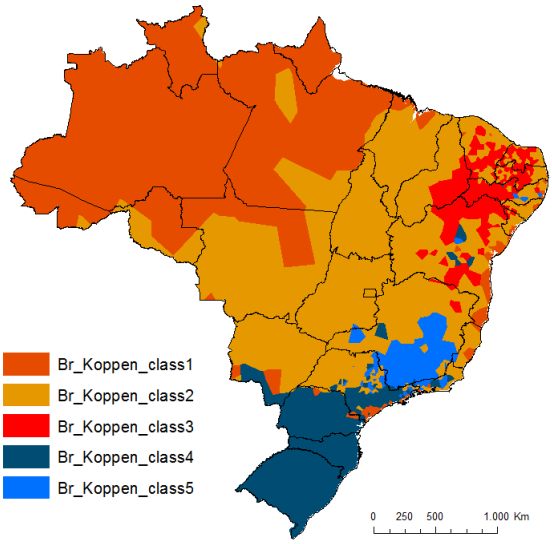



Figura 5- Mapa do Brasil dos tipos climáticos de Koppen, agrupados, baseado em Sparovek; Jong van Lier; Dourado Neto (2007)

Tabela 7- Tipos climáticos agrupados e a área representada

| Novo tipo climático | Área (Mha) |
|---|---|
| Br_Koppen_class1 | 373.8942 |
| Br_Koppen_class2 | 353.1412 |
| Br_Koppen_class3 | 44.10697 |
| Br_Koppen_class4 | 71.01232 |
| Br_Koppen_class5 | 25.8227 |

O Br_CTI foi gerado a partir do DEM de 90x90m para todo território brasileiro (Figura 6). A Tabela 7 mostra a distribuição relativa e acumulada deste índice. É possível verificar uma forte concentração dos valores (cerca de 70%) entre 11 e 15.Valores extremos têm pouca frequência no cálculo do índice para o Brasil. O valor mínimo encontrado foi zero e o máximo 35.41, média 14.44, mediana 13.63 e desvio padrão 3.51. Variação semelhante (alcance entre 0.15 e 36.07) foi encontrada por Yang *et al.*(2007) em estudo em nível estadual na Austrália.

A classificação em nível de ordem foi utilizada de duas formas, a) para calibrar a regressão, a ordem de solo utilizada foi a classificada em campo em cada perfil (Br_radam_ordem) e b) para espacialização, a ordem de solo foi utilizada do mapa de harmonizado, Br_soils. Os dados atributos geológicos, climáticos e topográficos foram transferidos para o banco de dados do Br_radam, separando em duas classes: horizonte superficial (A) e subsuperficial (B e C). Todas as análises foram executadas nessas duas classes.

Os resultados do coeficiente de correlação das regressões estão descritos na Tabela 8. Com o intuito de deixar o modelo mais simples possível, para a argila e matéria orgânica excluiu-se o Br_CTI da regressão, pois não era estatisticamente

relevante para os processos. O modelo que obteve os melhores resultados foi o multiplicativo. Entretanto, pela quantidade de equações geradas e pelo tempo de processamento, optou-se pelo modelo agrupado.

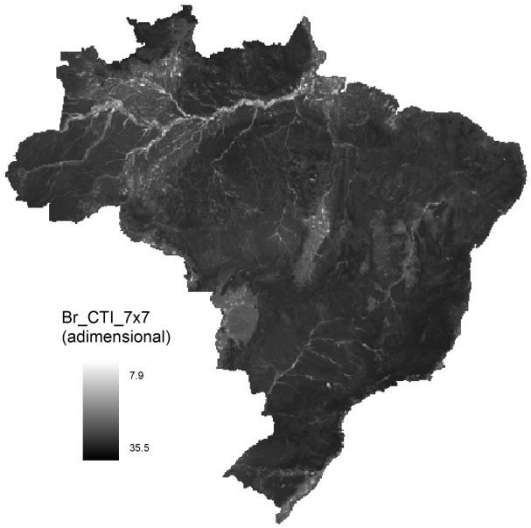



Figura 6 - Mapa Índice Topográfico Composto com filtro de grid 7x7, para o território brasileiro

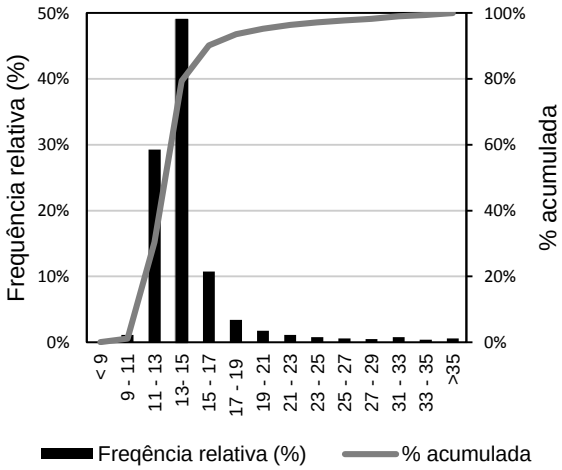



Figura 7 - Histograma de frequência dos intervalos de valores de CTI para o território brasileiro

Tabela 8 - Resultado do coeficiente $r^2$ das regressões lineares múltiplas para os atributos estudados, em camada superficial (A) e subsuperficial (B), nos modelos executados e o número de equações resultantes

| Atributo | hz | $r^2$ | Modelo | Nº Eq. |
|---|---|---|---|---|
| Argila | A | 0.36 | Clay~Br_radam:Br_Koppen_class:Br_geol | 260 |
| | B/C | 0.36 | Clay~Br_CTI+Br_radam:Br_Koppen_class:Br_geol | 260 |
| Areia | A | 0.29 | Sand~Br_CTI+Br_radam:Br_Koppen_class:Br_geol | 260 |
| | B/C | 0.33 | Sand~Br_CTI+Br_radam:Br_Koppen_class:Br_geol | 260 |
| CTC | A | 0.39 | CEC_pH7~Br_CTI+Br_radam:Br_Koppen_class:Br_geol | 260 |
| | B/C | 0.41 | CEC_pH7~Br_CTI+Br_radam_class:Br_Koppen_class:Br_geol_class | 80 |
| Bsum | A | 0.40 | BSum~Br_CTI+Br_radam:Br_Koppen_class:Br_geol | 260 |
| | B/C | 0.47 | BSum~Br_CTI+Br_radam_class:Br_Koppen_class:Br_geol_class | 80 |
| OM | A | 0.41 | OM~Br_CTI+Br_radam_class:Br_Koppen_class:Br_geol_class | 80 |
| | B/C | 0.60 | OM~Br_CTI**+**Br_radam_class:Br_Koppen_class:Br_geol_class | 80 |

Os valores finais para o horizonte como um todo foram obtidos por [ValorSuperficial + Valor Subsuperficial*7]. O critério para a escolha da equação de pedotranferência foi baseado nas variáveis de cada modelo e nas quais obtiveram melhores resultados de correlação ($r^2$). O modelo escolhido, portanto, foi de Dexter (2004), descrito na Equação 5.

As variáveis de entrada são apenas argila e carbono orgânico. Os resultados são apresentados nas Figuras 8 e 9. As concentrações de solos arenosos, notadamente no nordeste, no centro do Mato Grosso do Sul e no Norte da região amazônica são captadas pelos valores mais altos de densidade. Na região Sul, observa-se uma concentração de valores mais altos, seja pela textura que tende para a argilosa ou também pela presença de matéria orgânica, tendência de locais com clima mais ameno.

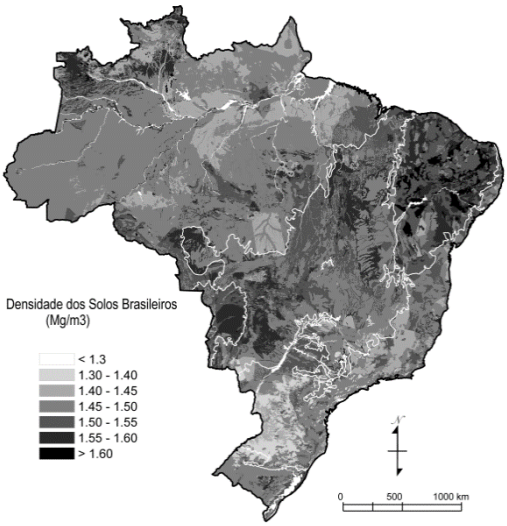



Figura 8 - Mapa de densidade de solos do Brasil

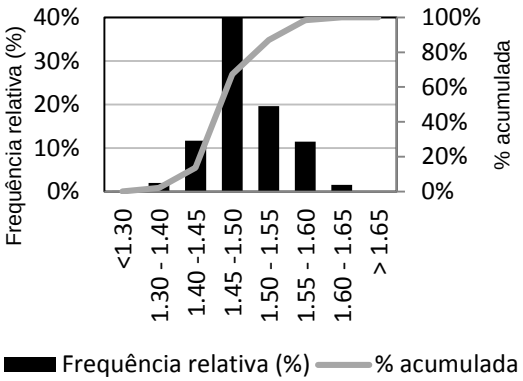



Figura 9 - Histograma de frequência do resultado do cálculo da densidade

### 3.2.2.3 Profundidade do solo (SD)

Das 5715 observações válidas em Br_radam_depth, 5675 tinham dados de profundidade. Os primeiros resultados foram gerados pelo método das regressões lineares múltiplas, testados com diferentes variáveis e modelos, apresentado na Tabela 9.

Tabela 9 - Coeficiente de correlação por tipo de modelo empregado, variável alvo profundidade

| Modelo | Coeficiente de determinação ($R^2$) |
|---|---|
| Br_depth~Br_CTI_7x7 | $1.722*10^{-4}$ |
| Br_depth~Br_CTI_5x5 | $5.048*10^{-5}$ |
| Br_depth~Br_CTI | $1.751*10^{-8}$ |
| Br_depth~Br_CTI:Br_radam_ordem:Br_Koppen_class:Br_geol | 0.1383 |
| Br_depth~Br_CTI*Br_radam_ordem*Br_Koppen_class*Br_geol | 0.1648 |

Os resultados das regressões não permitem estabelecer uma relação linear da profundidade com Br_CTI, Br_Koppen e Br_geol. O valor mais próximo foi o

modelo multiplicativo, que além do baixo coeficiente (0.1648) gera dificuldades de processamento pelo número de equações geradas (mais de 400 equações). A correlação, em trabalho semelhante, usando análise por meio de árvore de decisões, chega a 42% (MCKENZIE; RYANR, 1999). Trabalhos na escala em dimensões continentais para comparações são desconhecidos.

Algumas explicações possíveis para a limitação do método são, i) inconsistência dos dados base (Br_radam); ii) escala das variáveis ambientais incompatível com a variável alvo e iii) correlação inexiste entre estas variáveis ambientais e profundidade do solo nas condições estudadas.

Dado o insucesso na metodologia teoricamente menos imprecisa, partiu-se para a análise dos dados por ordem de solo do Br_radam. As estatísticas da profundidade por ordem de solo são apresentadas na Tabela 10. As medianas têm pouco desvio em relação à média, tendência de uma distribuição normalizada. Verificam-se altos valores de desvio padrão e coeficiente de variação (Cv.) e pouca diferenciação entre ordens.

A distribuição de frequência dos dados apresenta concentração entre 1 e 2 m de profundidade Figura 10. O box plot, Figura 11, não permite diferenciar claramente as ordens de solo, além de muitos valores atípicos, principalmente acima do quartil superior.

Tabela 10 - Estatística descritiva da profundidade (cm) do Br_radam para cada ordem de solo

| Br_radam_ordem | Média (cm) | Mediana (cm) | Desvio Padrão (cm) | Cv (%) |
|---|---|---|---|---|
| C | 111.096 | 100 | 47.55432 | 42.8 |
| E | 160.19048 | 160 | 83.24698 | 52.0 |
| F | 120.45946 | 120 | 45.7423 | 38.0 |
| G | 112.01613 | 110 | 42.352 | 37.8 |
| L | 169.59003 | 160 | 86.36386 | 50.9 |
| M | 111.31646 | 100 | 51.28841 | 46.1 |
| N | 137.52195 | 120 | 75.13788 | 54.6 |
| O | 107.44444 | 80 | 52.2018 | 48.6 |
| P | 137.43938 | 140 | 54.69883 | 39.8 |
| R | 119.22496 | 120 | 59.52283 | 49.9 |
| S | 103.84444 | 95 | 47.14092 | 45.4 |
| T | 68.22059 | 65 | 19.27015 | 28.2 |
| V | 104.98113 | 100 | 34.89351 | 33.2 |

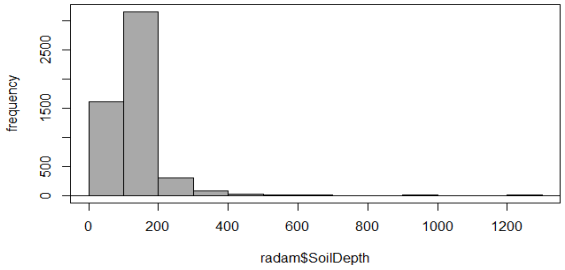



Figura 10- Distribuição de frequência de profundidade de Br_radam

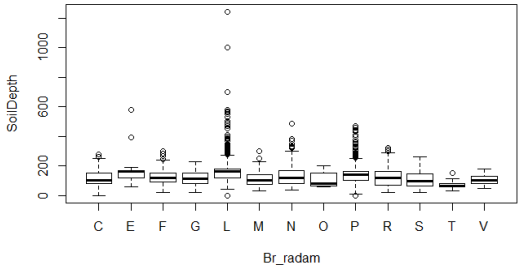



Figura 11- Box-plot da profundidade, por ordem de solo, de Br_radam

Esta falta de padrão dos valores de profundidade por ordem de solo pode refletir a falta de correlação ou a inconsistência do Br_radam para dados de profundidade de solo. A alternativa restante para o prosseguimento da modelagem foi a metodologia da FAO (FAO, 2007), atribuindo faixas de valores para cada ordem solo. É evidente a dificuldade e pouca variância espacial em correlações diretas entre ordem de solo e profundidade. Entretanto, é uma maneira clara e objetiva e já há base metodológica definida pela FAO.

Baseado em FAO (2007), adaptou-se para o padrão brasileiro de classificação de solos a nomenclatura WBR[8] (IUSS, 2007).

Tabela 11 - Atribuição de faixas (limites inferiores e superiores) de profundidade de solo por ordem, adaptado da metodologia proposta por FAO (2007).

| FAO_class | LIM_INF (m) | LIM_SUP (m) | Ordens |
|---|---|---|---|
| 1 | 0 | 0.1 | AR |
| 2 | 0.1 | 0.5 | C, R,M[(i)] |
| 3 | 0.5 | 1 | F, M[(ii)] |
| 4 | 1 | 1.5 | S, V, E, G,T eL,N,O,P[(iii)] |
| 5 | 1.5 | 3 | L,N,O,P[(iiii)] |

[(i)] apenas subordem Chernossolo Rêndzico.
[(ii)] demais subordens de Chernossolos (Ebânico, Argilúvico e Háplico).
[(iii)]em condições de declividade maiores que 30%.
[(iiii)] em condições de declividade menores que 30%.

Executou-se o cálculo com as três bases de dados de solos: FAO, Embrapa e Br_soils. Na FAO, o levantamento base é um levantamento mundial de solos, com baixo detalhamento da informação. De acordo com a Tabela 12, esta diferença é

[8] O World Reference Base for Soil Resources foi desenvolvido pela IUSS (Internacional Union of Soil Sciences) num esforço para definição de um padrão mundial de classificação de solos. A FAO/ONU adota esta nomenclatura em seus documentos. A correlação entre os padrões brasileiros e o WRB foi baseada em tabela do SiBCS (EMBRAPA, 2006)

mais significativa quando se compara Br_soils x FAO, com apenas 37% de coincidência, contra 77% entre Br_soil x EMBRAPA. Um destaque no mapa da FAO é o tamanho das áreas com profundidade baixa/média (<1.5m) ser maior que das áreas profundas (>1.5m), fato que expõe forte diferença com os mapas de bases brasileiras.

Tabela 12 - Correlação absoluta e relativa entre os mapas de profundidade executado pela FAO, baseado no mapa de solos da Embrapa e o executado pelo autor, baseado no mapa harmonizado

| | FAO x Br_soils | | Embrapa x Br_soils | |
|---|---|---|---|---|
| Classe (m) | Área coincidente (Mha) | % da área do Brasil. | Área coincidente (Mha) | % da área do Brasil. |
| 0 - 0.1 | 0.18 | 0.02 | - | - |
| 0.1 - 0.5 | - | - | 115 | 13.5 |
| 0.5 - 1.0 | 0.16 | 0.02 | 29.7 | 3.5 |
| 1.0 - 1.5 | 105 | 12.3 | 79 | 9.3 |
| > 1.5 | 210 | 24.7 | 437.8 | 5.2 |
| total | 315 | 37.1 | 661.5 | 77.8 |

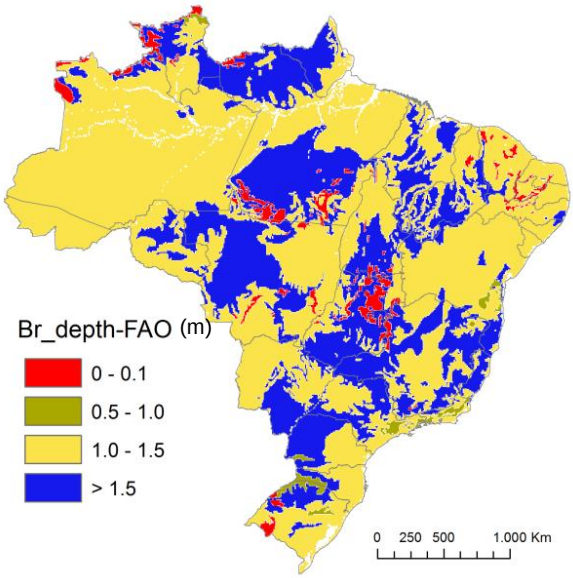



Figura 12- Mapa de profundidade executado pela FAO

Tabela 13 - Frequência relativa e área total de cada classe de profundidade, baseado nos valores da Figura 12

| Classe (m) | Área (Mha) | % relativa |
|---|---|---|
| 0 - 0.1 | 27.2816 | 3.3% |
| 0.1 - 0.5 | 0 | 0.0% |
| 0.5 - 1.0 | 8.89587 | 1.1% |
| 1.0 - 1.5 | 528.268 | 63.1% |
| > 1.5 | 273.161 | 32.6% |

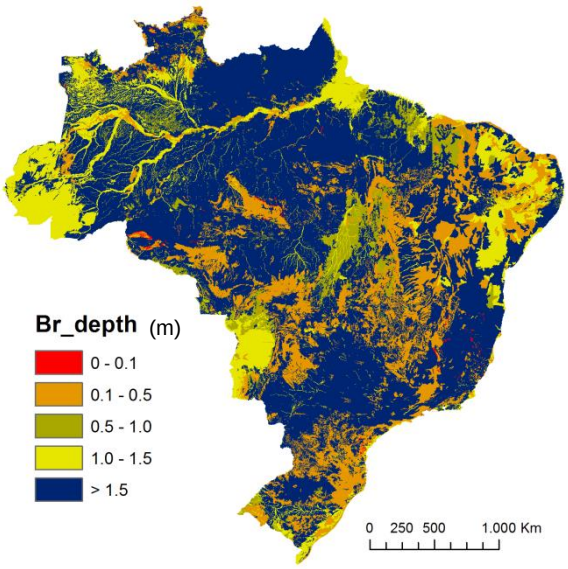



Figura 13- Mapa de profundidade executado com base na metodologia da FAO

Tabela 14 - Frequência relativa e área total de cada classe de profundidade, baseado nos valores da Figura 13

| Classe (m) | Área (Mha) | % relativa |
|---|---|---|
| 0 - 0.1 | 1.8 | 0.2% |
| 0.1 - 0.5 | 164 | 19.3% |
| 0.5 - 1.0 | 43.9 | 5.2% |
| 1.0 - 1.5 | 120.7 | 14.2% |
| > 1.5 | 518 | 61.1% |

### 3.2.2.4 Profundidade mínima do solo ($SD_{min}$)

Considerou-se 0.2m a profundidade mínima para produção agrícola. Valor baseado em trabalho de SALVIANO; VIEIRA; SPAROVEK (1998) conduzido com *Crotalaria juncea*, que correlacionou erosão e produtividade, obtendo uma curva de produtividade vs profundidade do solo. A partir desta profundidade a produtividade fica seriamente comprometida.

### 3.2.2.5 Perda de solo (SL)

A erosividade (R-factor) apresentou distribuição tendendo à normalidade, com baixa concentração de valores extremos (Figura 14). As regiões Norte e Centro-Oeste concentram os valores mais altos (Figura 15), já o bioma caatinga e a região nordeste como um todo concentram valores mais baixos.

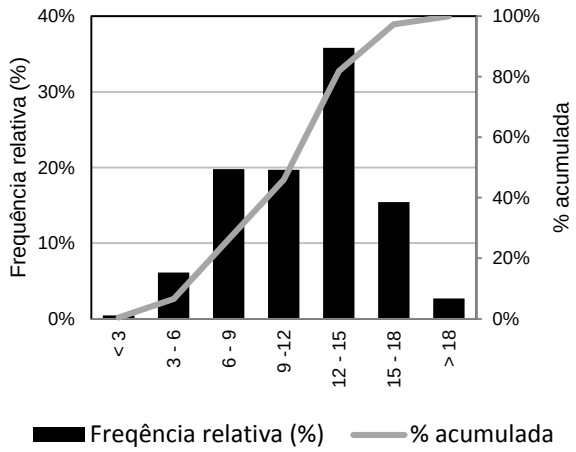



Figura 14 - Histograma de frequência dos intervalos (x10$^3$) de valores de R-factor

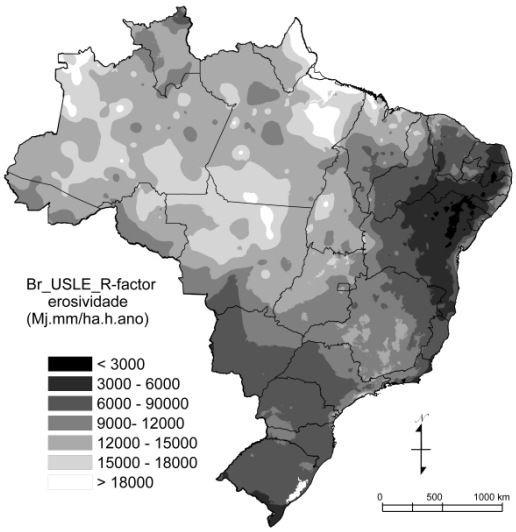



Figura 15 - Mapa R-factor para o território brasileiro

O fator combinado comprimento de vertente e declividade (LS-factor) apresentou valores muito próximos de zero (cerca de 50% da área abaixo de 0.25), como exposto na Figura 16. As principais áreas com valores mais altos estão na região sul, principalmente Santa Catarina, sudeste, região da serra da Mantiqueira e Minas Gerais como um todo, na região central- Goiás e no extremo Norte do país, Roraima e Amapá (Figura 17).

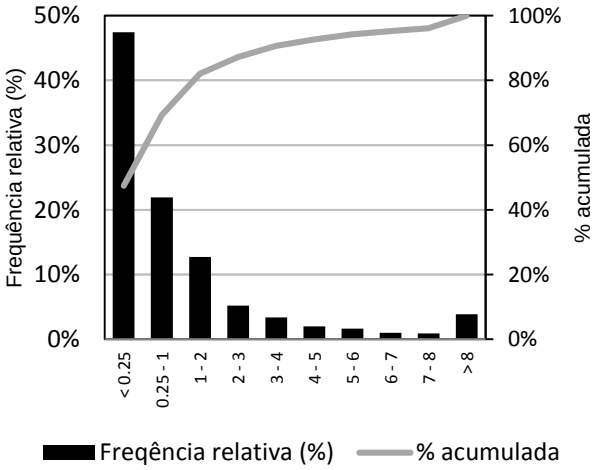



Figura 16-Histograma de frequência dos intervalos de valores de LS-factor

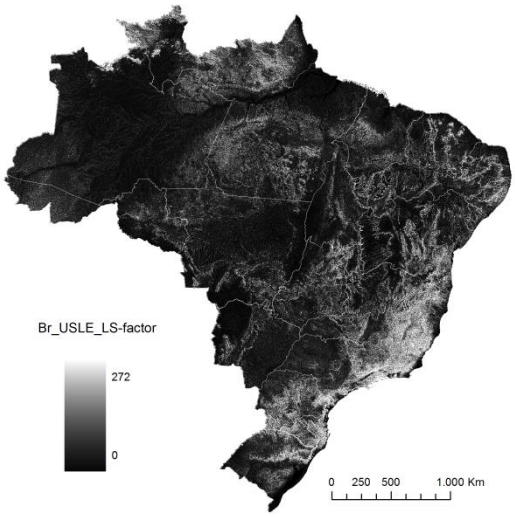



Figura 17- Mapa LS-factor para o território brasileiro

A erodibilidade, K-factor, é descrita na Figura 18, a partir de compilações obtidas em Lino (2010) e Silva e Alvares (2005) expostas na Tabela 15.

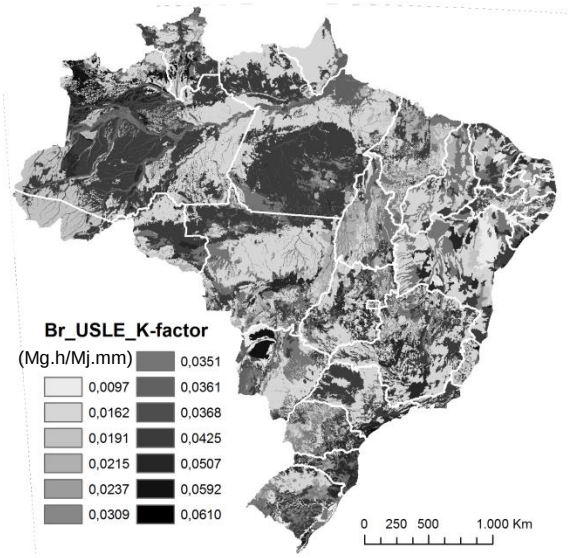



Figura 18 - Mapa K-factor para o território brasileiro

Tabela 15 - Valores de K para cada ordem de solos brasileiros.

| Ordem de solo (SiBCS) | K ($Mg.h.MJ^{-1}.mm^{-1}$) |
|---|---|
| Argissolo | 0.0425 |
| Cambissolo | 0.0508 |
| Chernossolo | 0.0309 |
| Espodossolo | 0.0592 |
| Gleissolo | 0.0361 |
| Latossolo | 0.0162 |
| Luvissolo | 0.0191* |
| Neossolo | 0.0351 |
| Nitossolo | 0.0237 |
| Organossolo | 0.0610 |
| Planossolo | 0.0097 |
| Plintossolo | 0.0215* |
| Vertissolo | 0.0369* |

Para a cobertura e manejo do solo (C-factor), foram utilizadas como base duas compilações de valores para o cálculo, Morgan (1995) apud Pulido (2012) e Lino (2010), resumidos na Tabela 16. Para classe com valores discordantes calculou-se a média.

Tabela 16 - Valores obtidos para o C-factor para as classes e subclasses utilizadas

| Classe | Subclasse | C-factor (adimensional) | Fonte |
|---|---|---|---|
| Remanescentes | Amazônia | 0.00019 | Morgan (1995) apud Pulido (2012) |
| | Caatinga | 0.22 | Morgan (1995) apud Pulido (2012) |
| | Cerrado | 0.15 | Morgan (1995) apud Pulido (2012) |
| | Mata Atlântica | 0.02 | Morgan (1995) apud Pulido (2012) |
| | Pantanal | 0.18 | Morgan (1995) apud Pulido (2012) |
| | Pampa | 0.18 | Morgan (1995) apud Pulido (2012) |
| Agricultura | Permanente | 0.1308 | Lino (2010) |
| | Temporária | 0.4283 | Lino (2010) |
| Pastagens | Pastagens | 0.1218* | Lino (2010) e Morgan (1995) apud Pulido (2012) |

* valor médio

A variabilidade geográfica do C-factor é clara. Regiões com atividade agrícola consolidada (Centro-Sul do país) tendem a ter valores mais altos. Outro destaque negativo é a região amarela no Nordeste, região da Caatinga. A mancha azul na região Norte (Figura 20) indica os valores mais próximos a zero, reflexo na presença de vegetação nativa densa (floresta Amazônica). Neste aspecto, verifica-se uma forte tendência à diminuição desta cobertura, claramente observada pelas

colorações esverdeadas no sentido da mancha azul, tanto pelo Sul (Mato Grosso) como pelo Leste (Pará). Áreas com baixo C-factor- menor que 0.03 ocupam 40% do território brasileiro (Figura 19).

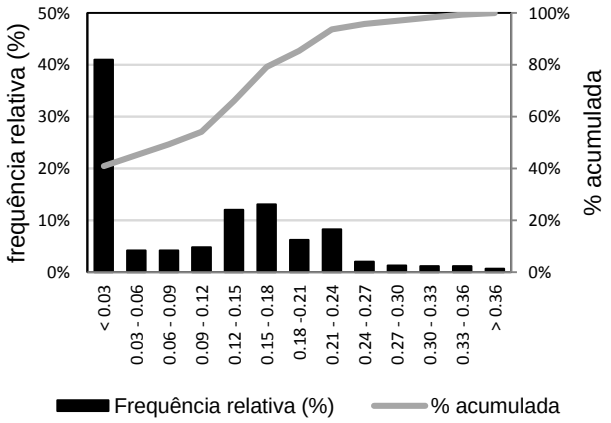



Figura 19 - Histograma de frequência dos intervalos de valores de C-factor

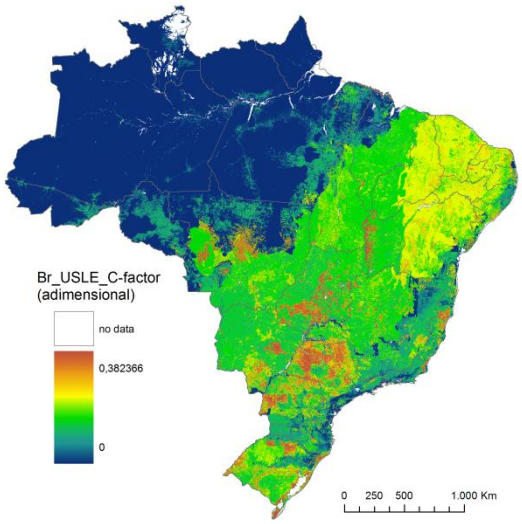
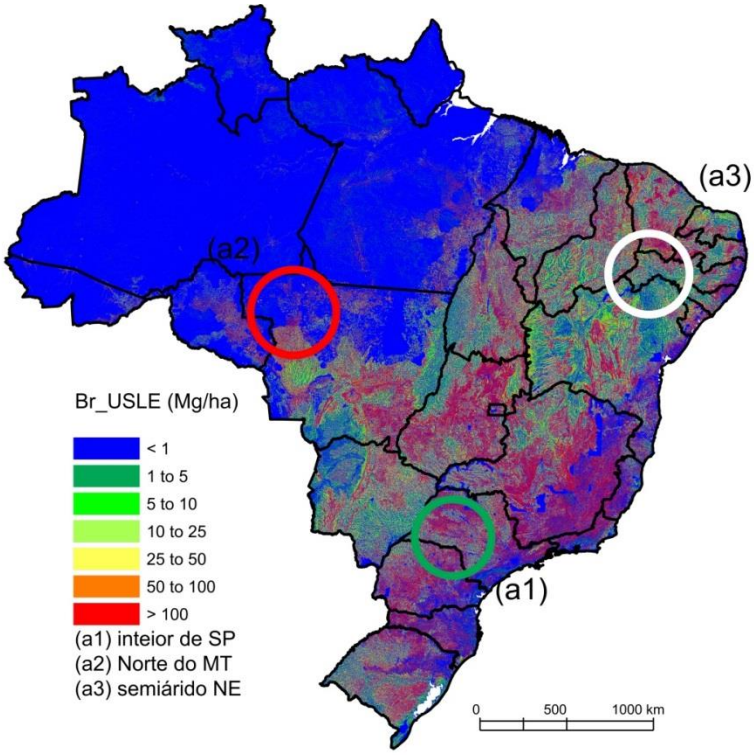
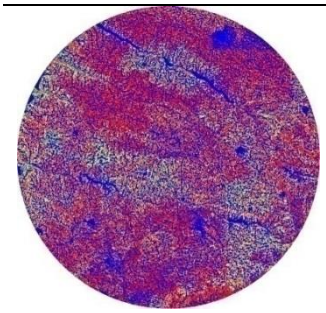



Figura 20 - Mapa C-factor para o território brasileiro

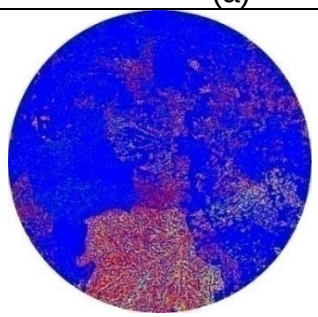
O Cálculo final da Perda de Solo é exposto na Figura 21. Observa-se uma concentração de valores entre 0 e 1 Mg/ha de perda de solo. Estes valores são influenciados principalmente pela concentração de remanescentes florestais na região amazônica e pelo fator LS. Nas áreas de remanescentes florestais, é possível visualizar uma clara diferenciação entre os biomas, com taxas mais altas no cerrado e caatinga em comparação à Amazônia e Mata Atlântica.



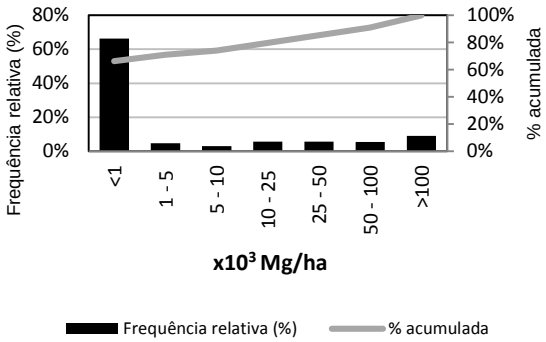

(a)

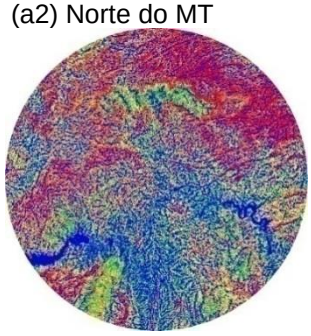


(a1) interior de SP



(a2) Norte do MT



(a3) Semiárido NE

(b)

Figura 21 - (a) Descrição geográfica e de frequência da perda de solo no Brasil, Br_USLE, em Ton/ha. Cada circunferência representa uma região ampliada com especificidades. a1 é uma região de agricultura consolidada, estado de São Paulo. a2 área de expansão da atividade agrícola, Norte do Mato Grosso. a3 localiza-se no centro do bioma Caatinga, uma região com agricultura consolidada, mas com áreas remanescentes mais extensas que figura a1. (b) Frequência relativa e acumulada dos valores que compõem o mapa (a)

### 3.2.2.6 Taxa de formação do solo (SF)

A modelagem das variáveis envolvidas na taxa de formação de solos é de alta complexidade e não há metodologia que nelas se baseie para a predição da profundidade em larga escala. Portanto, nas áreas agrícolas utilizou-se a taxa de 0,0002 $m.ano^{-1}$, já utilizada em estudo da mesma natureza (SKIMORE, 1982 apud WEILL; SPAROVEK, 2008).

### 3.2.2.7 O cálculo da TVA para o Brasil e sua distribuição geográfica

O resultado final do cálculo do tempo de vida da agricultura é exposto nas Figuras 22a e 22b. Observa-se forte concentração em valores de TVA abaixo de 25 anos, compreendendo metade da área agrícola brasileira. Na análise visual, verifica-se que os estados de Minas Gerais e de Santa Catarina são os que concentram as maiores manchas com valores abaixo de 5 anos de TVA. As áreas em azul escuro (>500 anos) são quase imperceptíveis na figura por terem a característica de ser pouco agrupadas, dificultando sua visualização. Manchas de valores mais altos, tendendo para o azul e verde claro, são encontradas no Centro-Sul do Mato Grosso do Sul e na região do MAPITO[9] e Oeste da Bahia, associados a solos profundos e relevo pouco ondulado. Concentrações menores de TVA alto nos estados de Goiás e Mato Grosso estão ligados ao uso pecuário e relevo suave.

Santa Catarina, Rio de Janeiro, Paraná e Minas Gerais têm mais de 50% de sua área agrícola com TVA abaixo de 15 anos, sendo os estados em piores condições por este critério (Figura 23). Por sua vez, Mato Grosso, Mato Groso do Sul, Maranhão, Amapá, Bahia e Amazonas tem as maiores medianas, principalmente devido a recente ocupação, escolha de áreas mais aptas, planas e de solos profundos e o não desenvolvimento intenso da agricultura, tendo como uso predominante a pecuária (

[9] Acrônimo dos estados do Maranhão, Piauí e Tocantins.

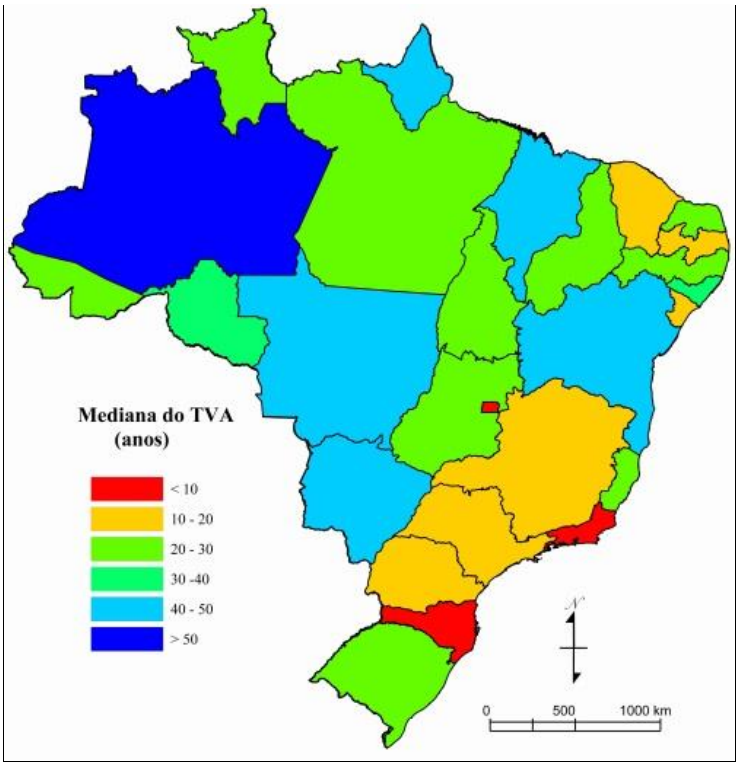
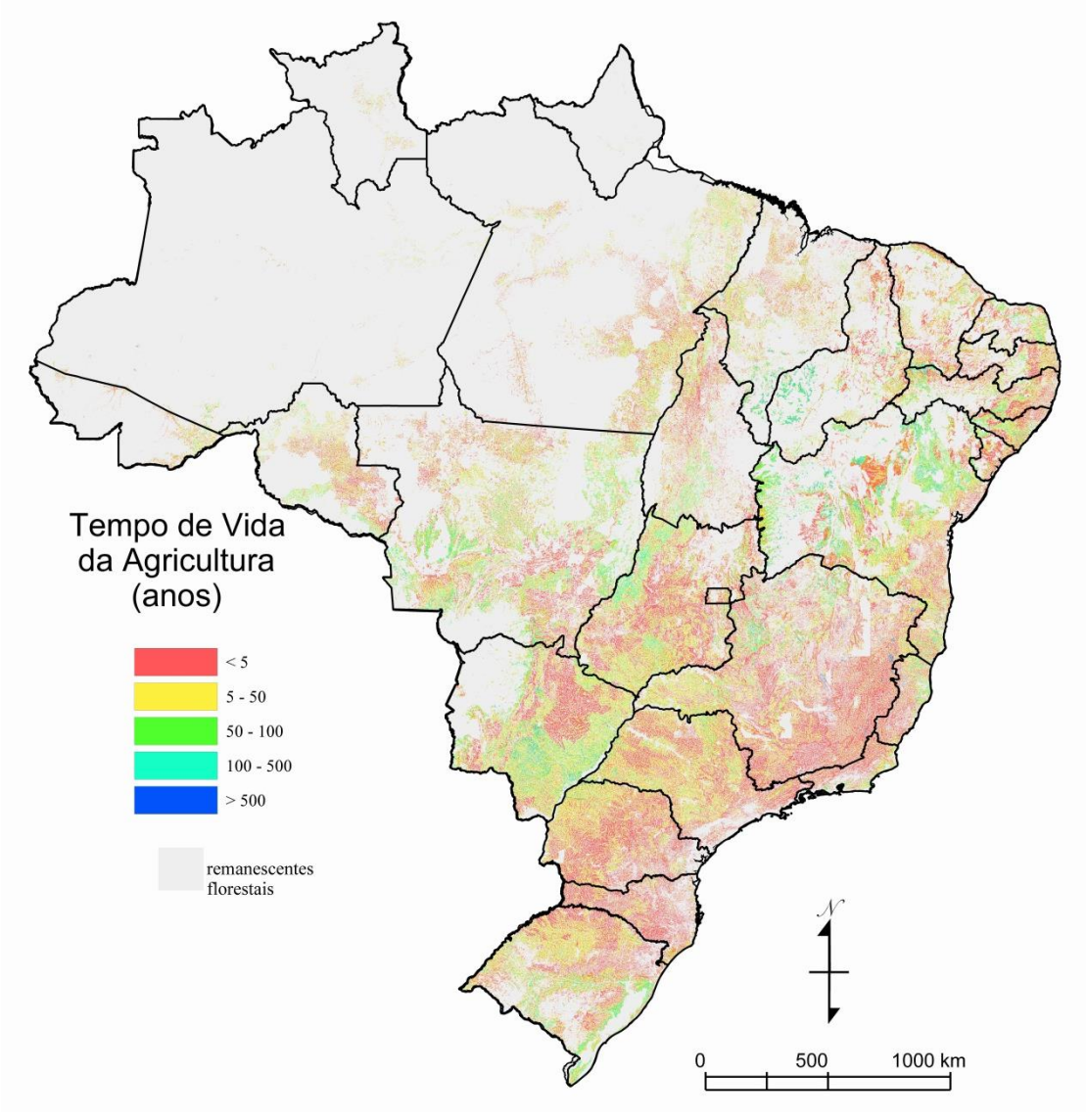
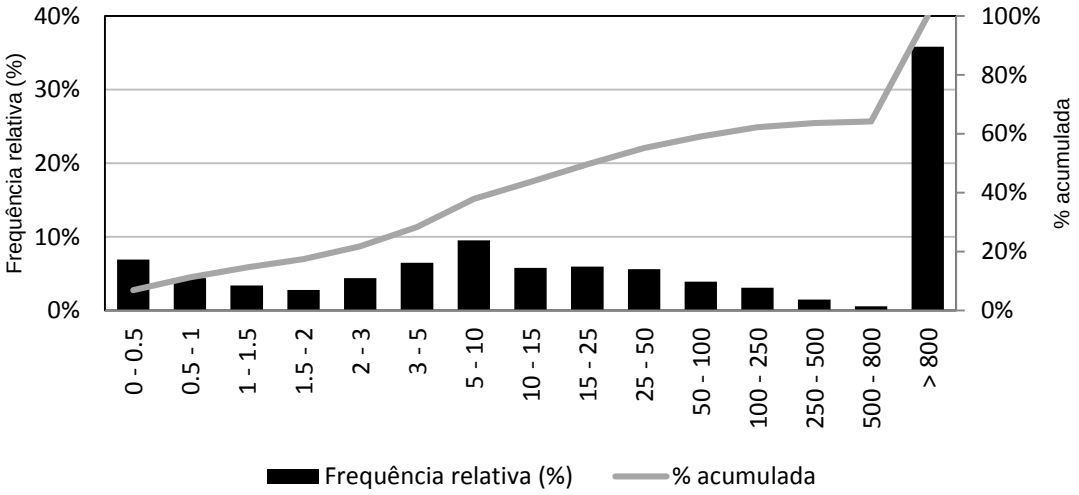



Figura 23 - Mapa de valores da mediana do TVA no Brasil, por unidade da federação

Tabela 18).




(a)




(b)

Figura 22- Mapa do tempo de vida da agricultura com a camada dos biomas brasileiros e a frequência do tempo de vida da agricultura. (a) mapa, em anos, do TVA. em vermelho menor tempo e, portanto, áreas mais críticas e em azul, áreas menos críticas. (b) Distribuição de frequência dos valores apresentados em (a)

Os biomas Amazônia, Pampa e Pantanal são os que têm as medianas mais altas, ligados principalmente ao predomínio de uso pecuário e relevos suaves, como exposto na Tabela 17. Por sua vez, a Mata Atlântica é o bioma com mediana mais baixa, resultando em 50% de sua área agrícola com TVA abaixo de 14 anos. Este resultado é explicado pela ocupação antiga e inespecífica, que chegou a áreas menos aptas, com solos menos profundos e relevo mais acidentado.

Tabela 17 - Descrição estatística dos valores de TVA para os biomas brasileiros

| Bioma | TVA- Média (anos) | TVA- Mediana (anos) | CV (ano) |
|---|---|---|---|
| Mata Atlântica | 393 | 14 | 1.22 |
| Cerrado | 368 | 29 | 1.26 |
| Caatinga | 342 | 29 | 1.32 |
| Amazônia | 411 | 33 | 1.16 |
| Pampa | 373 | 37 | 1.24 |
| Pantanal | 360 | 72 | 1.23 |

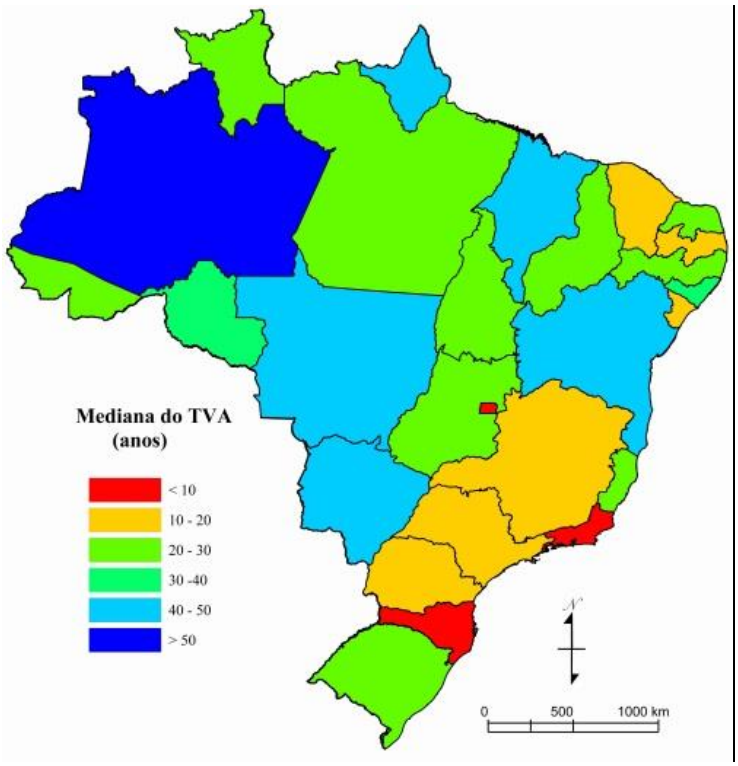



Figura 23 - Mapa de valores da mediana do TVA no Brasil, por unidade da federação

Tabela 18 - Valores médios, mediana e coeficiente de variação do TVA para cada unidade da federação

| UF | TVA- Média (anos) | TVA- Mediana (anos) | CV (ano) |
|---|---|---|---|
| Santa Catarina | 382 | 5.9 | 1.26 |
| Rio de Janeiro | 382 | 9.8 | 1.25 |
| Distrito Federal | 344 | 9.8 | 1.35 |
| Paraná | 387 | 13.7 | 1.24 |
| Minas Gerais | 384 | 13.7 | 1.24 |
| São Paulo | 390 | 17.6 | 1.22 |
| Ceará | 348 | 17.6 | 1.32 |
| Sergipe | 350 | 17.6 | 1.32 |
| Paraíba | 353 | 17.6 | 1.32 |
| Goiás | 367 | 21.5 | 1.27 |
| Tocantins | 369 | 21.5 | 1.27 |
| Acre | 420 | 21.5 | 1.15 |
| Rio Grande do Sul | 382 | 25.4 | 1.23 |
| Pernambuco | 350 | 25.4 | 1.30 |
| Pará | 415 | 25.4 | 1.16 |
| Piauí | 339 | 29.3 | 1.31 |
| Rio Grande do Norte | 335 | 29.3 | 1.34 |
| Espírito Santo | 427 | 29.3 | 1.13 |
| Roraima | 410 | 29.3 | 1.16 |
| Alagoas | 371 | 33.2 | 1.25 |
| Rondônia | 430 | 37.1 | 1.12 |
| Mato Grosso | 379 | 41.0 | 1.22 |
| Mato Grosso do Sul | 367 | 41.0 | 1.24 |
| Maranhão | 405 | 41.0 | 1.16 |
| Amapá | 437 | 41.1 | 1.11 |
| Bahia | 354 | 44.9 | 1.27 |
| Amazonas | 439 | 52.8 | 1.09 |

## 3.3 Conclusões

A compilação de mapas de solos estaduais e de regiões e harmonização vetorial e de legendas, em escala superior ao mapa de solos da Embrapa (EMBRAPA, 2011), mostrou-se um material que pode ser considerado um ganho em precisão na modelagem proposta. Ficaram evidenciadas as diferenças na análise da profundidade, comparando as três fontes entre Br_soils, o mapa de solos da Embrapa (EMBRAPA 2011) e o mapa da FAO (FAO, 2007), com nível de coincidência entre 37% a 77% da área.

A integração, padronização e disponibilização de diferentes bases dados de solos do Brasil em um único servidor seriam facilitadores na geração de produção científica e técnica mais precisa em novos trabalhos. Um modelo interessante seria o

do NRCS-USDA (Serviço de Conservação de Recursos Naturais do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos) que disponibiliza uma ampla gama de levantamentos pedológicos, em diferentes escalas de detalhamento, em seu website[10].

A proposta de cálculo de parâmetros do solo por meio de regressões teve relativo sucesso. Dos atributos utilizados, captou-se de 36% (para o atributo argila) a 60% (para a matéria orgânica) da variância para os dados em nível nacional, em um cenário de restrição de dados nesta escala.

Cerca de 50% da área agropecuária brasileira tem tempo de vida da agricultura menor que 25 anos, sendo que um quarto se encontra com TVA menor que 4 anos. Estas áreas se concentram principalmente nos estados Santa Catarina, Rio de Janeiro, Paraná e Minas Gerais e no bioma Mata Atlântica.

Os estados do Mato Grosso, Mato Groso do Sul, Maranhão, Amapá, Bahia e Amazonas estão em melhores condições de acordo com o critério do TVA, bem como os biomas Amazônia, Pampa e Pantanal.

## Referências

ALBERTS, E.E.; NEARING, M.A.; WELTZ, M.A.; RISSE, L.M.; PIERSON, F.B.; ZHANG, J.M. ;LAFLEN, J.M. ; SIMANTON, J.R. **Soil component**. In: FLANAGAN, D.C. ; NEARING, M.A.(Ed). **Water Erosion Prediction Project** - **WEPP**. West Lafayette: USDA, 1995.p.1-47 (Report, 10).

ALEXANDER, E.B. Bulk densities of California soils in relation to other soil properties. **Soil Science of Society American Journal,** Madison, v. 44, p. 689-692,1980.

ALEXANDER, E.B. Rates of soil formation: implications for soil-loss tolerance. **Soil Science**, Baltimore, v. 145, n.1, p. 37-45, 1988.

ANA, AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS **Sistema de informações hidrológicas Hidroweb**, 2005. Disponível em: HTTP://hidroweb.ana.gov.br/. Acesso em:7 dez. 2011.

BAKKER, M.M.; GOVERS, G.; KOSMAS, C.; VANACKER, V.; VAN OOST, K.; ROUNSEVELL, M. Soil erosion as a driver of land-use change. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 105, p. 467–481, 2005.

[10]http://websoilsurvey.nrcs.usda.gov/app/WebSoilSurvey.aspx

BARRETTO, A.G.O.P.;BERNDES, G.; SPAROVEK, G.; WIRSENIUS, S. Agricultural intensification in Brazil and its effects on land use patterns: An analysis of the 1975-2006 period. **Global Change Biology**, Oxford, 2013 (Não publicado).

BARRETTO, A.G.O.P.; LINO, J.S.; SPAROVEK, G. Bibliometria da pesquisa brasileira em erosão acelerada do solo: instituições, temas, espaço e cronologia. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1845-1854, 2009.

BASTOS, F.H.; CORDEIRO, A.M.N. Fatores naturais na evolução das paisagens no semiárido brasileiro: uma abordagem geral. **Revista Geonorte**, Manaus, v.2, n.4, p.464–476, 2012.

BENITES, V.M.; MACHADO, P.O.A.; FIDALGO, E.C.C.; COELHO, M.R.; MADARI, B.E.; LIM, C.X. **Funções de pedotransferência para estimativa da densidade dos solos brasileiros**, Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. p.31 (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 104).

BERTOL, I.; ALMEIDA, J.A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 3, p. 657-668, 2000.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils**. 13th.ed. New Jersey: Prentice-Hall, 2002. 960p.

BRYAM, R.B. Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. **Geomorphology**, Amsterdam, v.32, p. 385-415, 2000.

COOPER, M.; MENDES, L.M.S.; SILVA, W.L.C.; SPAROVEK, G.A national soil profile database for Brazil available to international scientists. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 649-652, 2005.

DEINLEIN, R.; BÖHM, A. Modeling overland flow ans soil erosion for a military training area in southern Germany. In: SCHMIDT, J. (Ed.). **Soil Erosion**: application of physically based models. Hildelberg:Springer, 2000.318p.

DEXTER, A.R. Soil physical quality: pt 1. Theory, effects on root growth. **Geoderma**, Amsterdam, v 120, p.201-214, 2004.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solo.** Rio de Janeiro, 2006. 306p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Solos. **Mapa de solos do Brasil.** Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: < http://www.cnps.embrapa.br/download/mapa_solos_brasil_2011.zip>. Acesso em: 02 jul. 2012.

FAO. Food and Agricultural Organization of the United Nations. **World Map of Effective Soil Depth.** Roma, 2007.

FAO/IIASA/ISRIC/ISS-CAS/JRC, 2012. **Harmonized World Soil Database** (version 1.2).Rome:FAO;Laxenburg:IIASA.

FEARSIDE, P.M. Brazil's Cuiabá - Santarém (BR-163) Highway: The Environmental Cost of Paving a Soybean Corridor through the Amazon. **Environmental Management**, Amsterdam, v. 39, n. 5, p. 601-614, 2007.

FLANAGAN, D.C.; GILLEY, J.E.; FRANTI, T.G. **Water Erosion Prediction Project (WEPP):** Development History, Model Capabilities, and Future Enhancements" (2007). Biological Systems Engineering: Papers and Publications. Paper 27.Disponívelem: <http://digitalcommons.unl.edu/biosysengfacpub/27>. Acesso em: 15 jan. 2013.

FOX, J. The R Commander: A Basic Statistics Graphical User Interface to R. **Journal of Statistical Software**, Los Angeles, v. 14, n. 9, p. 1-42, 2005.

GESSLER, P.E.; MOORE, I.D.; McKENZIE, N.J.; RYAN, P.J. Soil-landscape modelling and spatial prediction of soil attributes. **International Journal of Geographical Information Systems**, London, v. 9 n. 4, p. 421-432, 1995.

GRAY, J.M.; HUMPHREYS, G.S.; DECKERS, J.A. Relationships in soil distribution as revealed by a global soil database. **Geoderma**, Amsterdam, v. 150, p. 309-323, 2009.

GROHMANN, C.H. Morphometric analysis in geographic information systems: applications of free software GRASS ans R. **Computers & Geosciences**, New York, v.30, n.9, p. 1055-1067, 2004.

HALL, G.F.; DANIELS, R.B.; FOSS, J.E. Rate of soil formation and renewal in the USA**.** In: Determinants of soil loss tolerance. Madison, 1982. (ASA Spec. Public. 45).p. 23-39.

HESSEL, R.; TENGE, A. A pragmatic approach to modelling soil and water conservation measures with a catchment scale erosion model. **Catena**, Amsterdam, v. 74, p. 199-126, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Biomas do Brasil (1:5.000.000)**. 2005. Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/geonetwork/srv/br/main.home>. Acesso em: 9 ago. 2012.

INSTITURO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa Geológico do Brasil**, 2012. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/servicodados/Download/Download.ashx?u=geoftp.ibge.gov.br/mapas_interativos/geologia.rar>. Acesso em: 12 ago. 2012.

IUSS Working Group WRB. **World Reference Base for Soil Resources 2006,** first update 2007. Rome:FAO, 2007. (World Soil Resources Reports, 103).

JAIN, M.K.; DAS, D. Estimation of Sediment Yield and Areas of Soil Erosion and Deposition for Watershed Prioritization using GIS and Remote Sensing. **Water Resource Management**, Amsterdam, v. 24, p. 2091–2112, 2010.

JAIN, M.K.; MISHRA, S.K.; SHAH, R.B. identification of sediment source and sink areas in a Himalayan watershed using GIs and remote sensing. **Land degradation & development**, Chichester, v. 20, p. 623–639, 2009.

KNOTTERS, M.; BRUS, D.J.; OUDE VOSHAAR, J.H. A comparison of kriging, co-kriging and kriging combined with regression for spatial interpolation of horizon depth with censored observations. **Geoderma**, Amsterdam, v. 67, p. 227-246, 1995.

KURIAKOSE, S.L.; DEVKOTA, S.; ROSSITER, D.G.; JETTEN, V.G. Prediction of soil depth using environmental variables in an anthropogenic landscape, a case study in the Western Ghats of Kerala, India. **Catena**, Amsterdam, v. 79, p. 27–38, 2009.

KOELKING, J.; PRIESS, J.A. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Stanford, v. 107, n. 8, p. 3388-3393, 2010.

LI, L.; DU, S.; WU, L.S.; LIU, G. An overview of soil loss tolerance. **Catena**, Amsterdam, v. 78, p. 93–99, 2009.

LINO, J.S. **Evolução do sistema plantio direto e produção de sedimentos no Rio Grande do Sul.** 2010. 118p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) -Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Tolerância de perdas de terra para solos do estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agronômico, 1975. 12p. (Boletim Técnico, 28)

McKENZIE, N.J.; RYAN; P.J. Spatial prediction of soil properties using environmental correlation. **Geoderma**, Amsterdam, v. 89, p. 67–94, 1999.

MICROIMAGES.**TNT-MIPS**: Scientific software- the map and the image processing system; version pro 2012. Washington, 2012.

MICROSOFT. **Microsoft Office System**. São Paulo, 2007. 1CD-ROM.

MIRANDA, E.E. (Coord.) **Brasil em relevo.** Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em :<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>. Acesso em: 9 ago. 2012.

NEARING, M.A.; BRADFORD, J.M.; HOLTZ, R.D. Measurement of waterdrop impact pressures on soil surfaces. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.51, p. 1302-1306, 1987.

NEARING, M.A.; PARKER, S.C. Detachment of soil by flowing water under turbulent and laminar conditions. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 58, p. 1612-1614, 1994.

OLIVEIRA, F.P.; SANTOS, D.; SILVA, I.F.; SILVA, M.L.N. Tolerância de Perda de Solo por Erosão para o Estado da Paraíba. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, João Pessoa, v. 8, n. 2, p. 60-71,2008.

PULIDO-GÓMEZ,J.D. **Estimativa de erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e transferência de sedimentos para todo território brasileiro.** 2012. 97p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

R Core Team (2012). R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org/.

REINERT, D.J. REICHERT, J.M.; DALMOLIN, R.S.D.; AZEVEDO, A.C.; PEDRON, F.A. **Principais Solos da Depressão Central e Campanha do Rio Grande do Sul:** guia de excursão2ed. Santa Maria: Departamento de Solos - UFSM, 2007.p. 47.

ROSSITER, D.G. A theoretical framework for land evaluation. **Geoderma**, Amsterdam, v. 72, p. 165-202, 1996.

SALVIANO, A.A.C.; VIEIRA, S.R.; SPAROVEK, G. Variabilidade espacial de atributos de solo e de Crotalaria Juncea L. em área severamente erodida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 22, n. 1, p. 115-122, 1998.

SILVA, A.M. Rainfall erosivity map for Brazil. **Catena**, Amsterdam, v. 57, n. 3, p. 251-259, 2004.

SILVA, A.M.; ALVARES, C.A. Levantamento de informações e estruturação de um banco dados sobre a erodibilidade de classes de solos no Estado de São Paulo. **Geociências**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 33-41, 2005.

SOUTHWORTH, J.; MARSIK, M.; QIU, Y.; PERZ, S.; CUMMING, G.; STEVENS, F.; ROCHA, K.; DUCHELLE, A.; BARNES, G. Roads as Drivers of Change: Trajectories across the Tri-National Frontier in MAP, the Southwestern Amazon. **Remote Sensing**, Basel, v. 3, p. 1047-1066, 2011.

SMITH, R.M.; STAMEY, W.L. How to establish erosion tolerances. **Journal of Soil and Water Conservation**, Baltimore, v.19, n. 3, p. 110-111, 1964.

SPAROVEK, G.; JONG VAN LIER, Q.; DOURADO NETO, D. Computer assisted Koeppen climate classification: a case study for Brazil. **International Journal of Climatology**, Auckland, v. 27, p. 257-266, 2007.

SPAROVEK, G.; SCHNUG, E. Temporal Erosion-Induced Soil Degradation and Yield Loss. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.65, p. 1479–1486, 2001.

TRANTER, G.; MINASNY, B.; MCBRATNEY, A.B.; MURPHY, B.; MCKENZIE, N.J.; GRUNDY, M.; BROUGH, D. Building and testing conceptual and empirical models for predicting soil bulk density. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 23, p. 437–444. 2007.

TYE, A.M.; LAWLEY, R.L.; ELLIS, M.A.; RAWLINS, B.G. The spatial variation of weathering and soil depth across a Triassic sandstone outcrop. **Earth Surface Processes and Landforms**, Suzzex, v. 36, n. 5, p. 569–581, 2011.

U.S. Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service (USDA-NRCS),1999. **National Soil Survey Handbook:** Title 430-VI. U.S. Government printing office, Washington D.C

VENABLES, W.N.; RIPLEY, B.D. **Modern Applied Statistics with S**. 4$^{th}$ed. New York: Springer, 2002. ISBN 0-387-95457-0

WEILL, M.A.M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP). II - interpretação da tolerância de perda de solo utilizando o método do índice de tempo de vida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 815-824, 2008.

WIRSENIUS, S.; AZAR, C.; BERNDES, G. How much land is needed for global food production under scenarios of dietary changes and livestock productivity increases in 2030? **Agricultural Systems**, Essex, v. 103, p. 621-638, 2010.

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

YANG, X.; CHAPMAN, G.A.; GRAY, J.M.; YOUNG, M.A. Delineating soil landscape facets from digital elevation models using compound topographic index in a geographic information system. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v.45, p. 569-576, 2007.

ZIADAT, F.M. Prediction of Soil Depth from Digital Terrain Data by Integrating Statistical and Visual Approaches. **Pedosphere**, Pequim, v. 20, n. 3, p. 361–367, 2010.

# 4 APLICAÇÕES DO CONCEITO TEMPO DE VIDA DA AGRICULTURA NO PLANEJAMENTO DO USO DA TERRA


## Resumo

O entendimento atual do solo como provedor de uma série de serviços ambientais eleva sua importância em análises de cunho ambiental. Este capítulo buscou aplicar o conceito de Tempo de Vida da Agricultura (TVA) e o Tempo de Vida Potencial da Agricultura (pTVA) no planejamento do uso da terra em duas unidades básicas- bacias hidrográficas e definição de áreas prioritárias para criação de unidades de conservação (UC) para cada bioma, além de entender a relação com expansão da agricultura. Foram utilizadas bases públicas para a execução dos processamentos. A estatística utilizada foi a mediana, para cada bacia, bioma e município. As sub-bacias com TVA mais baixo foram encontradas nas Bacias do Rio Tocantins, no Rio São Francisco, do Atlântico Leste e, especialmente, do Rio Uruguai. Para cada bioma foi possível encontrar as áreas correspondentes ao déficit de UCs, podendo ser uma variável decisória na delimitação de UCs. Outra análise abordada neste capítulo foi a relação da fronteira agrícola e o pTVA das áreas com uso da terra agrícola e pecuário. Em áreas de expansão há tendência de escolha de áreas com pTVA mais alto, ou seja, com menor risco de erosão. Este fenômeno é esperado pela teoria de ajuste territorial da agriculta (Agricultural Adjustment).


Palavras-chave: USLE; Bacias hidrográficas; Unidade de conservação; Ajuste territorial da agricultura, Análise espacial


## Abstract

The current understanding of soil as a provider of a range of environmental services increases its importance in environmental analysis. This chapter sought to apply the concept of Agricultural Lifetime (TVA) and Potential Agricultural Lifetime (pTVA) for the land use planning into two basic units: basins and define priority areas for creation of conservation units (UC) for each biome, besides understanding the relationship with expansion of agriculture areas. It were used public database for execution of the processing. The statistic used was the median for each basin, biome and municipality. The sub-basins with lower median TVA was found in the Basins of Rio Tocantins, Rio São Francisco, do East Atlântico and, mainly Rio Uruguai. For each biome, it was possible to find the areas corresponding to the deficit UC´s, a variable may be operative in the delimitation of UC´s. Another analysis discussed in this chapter is the relationship of the agricultural frontier and pTVA areas with agricultural land use and livestock. In expansion areas there is a tendency for choice in higher pTVA areas. This phenomenon is expected by the agricultural adjustment theory.


Keywords: USLE; Watershed; Conservation unit; Agricultural adjustment; Spatial analysis

## 4.1 Introdução

A conservação do solo é um importante indicador para planejamento conservacionista. O entendimento atual do solo como provedor de uma série de serviços ambientais[11] que irão suprir direta ou indiretamente necessidades humanas (DOMINATI; PATTERSON; MACKAY, 2010), eleva sua importância em análises de cunho ambiental. O solo tem uma série de propriedades inerentes e manejáveis, como a CTC, matéria orgânica, profundidade, textura, declividade, etc. Este chamado "capital natural do solo" é que gera os serviços ambientais e que pode ser modificado por agentes externos.

Ações humanas como planejamento do uso da terra deficiente, práticas agrícolas e tecnologias empregadas de forma incorreta têm reflexos diretos neste capital, geralmente de forma negativa, como erosão, salinização, desertificação, compactação, perda de matéria orgânica, etc. (DOMINATI; PATTERSON; MACKAY, 2010; THOMAS; MIDDLETON, 1993; WANG; LI, 2013). Existe uma clara relação entre estes impactos e a forma de uso da terra (PANDO-MORENO *et al.*, 2004).

A erosão hídrica é a principal causa de degradação dos solos (OLDEMAN, 1994). A predição quantitativa deste fenômeno é possível por meio de modelos que relacionam variáveis ambientais e de uso da terra, tais como USLE e WEPP (WISHMEIER; SMITH, 1978; FLANAGAN *et al.*, 1995).

O Tempo Potencial de Vida da Agricultura (pTVA) é o tempo que o solo suportará atividades agropecuárias considerando a erosão potencial, ou seja, sem o fator cobertura e manejo do solo (C-factor). É um indicador temporal de tolerância à perda de solo aplicado em área total (tanto com remanescentes como com agricultura), podendo ser usado na definição de áreas prioritárias para expansão da agricultura dentre outras aplicações.

A possibilidade de interação entre modelos de predição ou de tolerância à perda de solo e o conceito de solo como um serviço ecossistêmico mostra-se real, sendo um caminho para a quantificação dos serviços ecossistêmicos do solo e posteriores ações na área de pagamento por serviços ambientais (PSA).

---

[11]A definição usual para serviços ambientais "são componentes da natureza, diretamente desfrutados, consumidos ou usados para produzir bem-estar humano (BOYD; BANZHAF, 2007). Neste artigo os autores avançam nesta definição, discutindo-a do ponto de vista econômico e propõe uma simplificação e ajustes, como, por exemplo, exclusão do valor recreacional de um local.

Este capítulo abordará aplicações deste conceito em políticas públicas, em três tópicos: planejamento de bacias hidrográficas, determinação de áreas de preservação e correlação com a dinâmica da expansão da agricultura.

### 4.1.1 Objetivos

Este capítulo teve como objetivo utilizar o conceito do tempo de vida da agricultura em três situações reais, com potencial aplicabilidade em políticas públicas no setor ambiental e de desenvolvimento agrícola.

Especificamente do ponto de vista da organização da atividade agropecuária, visou-se entender como esta variável se correlaciona com a dinâmica de expansão da atividade agropecuária à luz da teoria de ajuste territorial da agricultura (Agricultural Adjustment).

Na visão ambiental o objetivo foi gerar áreas prioritárias de conservação da vegetação natural no tocante conservação do solo. Quando aplicado ao planejamento de bacias hidrográficas foi discutir o uso da terra dentro desta unidade de planejamento a partir deste conceito de tolerância à perda de solo.09.1.114.80.4

### 4.1.2 Planejamento em bacias hidrográficas

Análises em bacias hidrográficas estão em voga, dada a política de recursos hídricos vigente no Brasil (BRASIL, 1997). O solo ocupa importante papel no ciclo hidrológico, regulando os mecanismos de infiltração e escoamento. A dinâmica do processo erosivo gera, como produto final, deposição de sedimentos nos locais à jusante da bacia nos corpos d´água.

A consequência direta da diminuição da cobertura do solo é o aumento do escoamento superficial, gerando distúrbios na regulação de vazões fluviais (PANACHUKI *et al.*, 2011).

As formas de uso e ocupação e a conservação do solo são elementos compõe a política atual. Os planos de bacia, que têm por objetivo orientar o gerenciamento dos recursos hídricos, preveem a indicação de propostas de restrição e orientação ao uso da terra (art. 7º, BRASIL, 1997). Consta uma série de

informações da situação ambiental local (p.e. no estado do Paraná, PARANÁ, 1999[12]).

O TVA pode ser uma ferramenta de auxílio para planejamento desta natureza, principalmente quanto aos padrões de ocupação do solo (artigo 9º, parágrafo II).Além de aspectos relacionados à erosão, a gestão de uma bacia hidrográfica deve observar outros, dentro de uma matriz de oferta de recursos naturais x o uso destes recursos, expostos na Tabela 19. A alteração no recurso solo não afeta apenas o seu uso diretamente (p.e. agricultura), mas também outros recursos úteis para uso humano.

Tabela 19 - Matriz conceitual simplificada de gerenciamento ambiental em bacias hidrográficas (TUCCI; MENDES, 2006)

| Gerenciamento ambiental | | Gerenciamento do uso dos recursos ambientais | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Abastecimento de água | Saneamento ambiental | Agropecuária | Energia | Recreação e lazer | Outros usos |
| Gerenciamento da oferta dos recursos ambientais | Solo | | | | | | |
| | Ar | | | | | | |
| | Água | | | | | | |
| | Fauna | | | | | | |
| | Flora | | | | | | |
| | Minérios | | | | | | |
| | Florestas | | | | | | |
| | Potencial Hídrico | | | | | | |
| | Outros | | | | | | |

[12]O Plano de Bacia Hidrográfica terá o seguinte conteúdo mínimo:
I - diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos;
II - análise de cenários alternativos de crescimento demográfico, de evolução de atividades produtivas e de modificações dos padrões de ocupação do solo;
III - balanço entre disponibilidade e demandas futuras dos recursos hídricos, em quantidade e qualidade, com identificações de conflitos potenciais;
IV - metas de racionalização de uso, adequação da oferta, melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis, proteção e valorização dos ecossistemas aquáticos;
V - medidas a serem tomadas, programas a serem desenvolvidos e projetos a serem implantados para o atendimento de metas previstas;
VI - divisão dos cursos de água em trechos de rio, com indicação da vazão outorgável em cada trecho;
VII - prioridades para outorga de direitos de uso de recursos hídricos;
VIII - diretrizes e critérios para cobrança pelos direitos de uso dos recursos hídricos;
IX - propostas para a criação de áreas sujeitas a restrição de uso, com vistas à proteção dos recursos hídricos e dos ecossistemas aquáticos.
X - propostas de enquadramento dos corpos de água em classes segundo usos preponderantes.

### 4.1.3 Proteção da biodiversidade por meio da preservação dos biomas

Bioma tem diversas definições e conceituações. Geralmente utilizam-se como ferramentas classificatórias as características bióticas e abióticas comuns de cada área (COUTINHO, 2006) ou o conjunto das unidades fisionômica–estrutural da vegetação que ocorrem em determinada região (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002). No Brasil, a classificação oficial do IBGE utiliza o conceito de Oliveira-Filho; Ratter (2002), resultando em seis biomas: Pampa, Mata Atlântica, Cerrado, Pantanal, Caatinga e Amazônia (IBGE, 2005).

A Convenção sobre diversidade biológica da Organização das Nações Unidas (CDB), da qual o Brasil é signatário desde 1994, estabeleceu metas para assegurar a conservação dos biomas (Meta 2.1 do Componente 2 da Política Nacional de Biodiversidade, áreas focais 1 e IV da CDB), por meio de criação de novas unidades de conservação dentro do Sistema Nacional de Unidades de Conservação- SNUC[13] (BRASIL, 2007).

Aspectos ecológicos e biológicos como endemismo, complementaridade, flexibilidade e raridade de espécies, assim como ameaça de extinção, são levados em consideração em estudos para determinação de áreas prioritárias para a conservação (PRESSEY *et al.*, 1993), são indicadores para a criação de UCs, assim como aspectos abióticos, como conservação do solo (SILVA *et al.*, 2003). Por exemplo, em estudo para a Caatinga, utilizou-se a erodibilidade (K-factor) como parâmetro na definição de áreas críticas à erosão (Silva *et al.,* 2003).

### 4.1.4 Análise da dinâmica da expansão do uso da terra

O modelo teórico de ajuste territorial da agricultura (*agricultural adjustment*) de Mather; Needle (1998) preconiza que a dinâmica de ocupação da agricultura em uma região passa por alguns estágios. Primeiro há deflorestação indiscriminada, levando em consideração principalmente critérios logísticos (p.e. novas estradas), podendo ser chamado de fronteira primária. Depois, passa por uma etapa de busca por áreas de melhor potencial agrícola (área de fronteira secundária). A consolidação da ocupação leva ao uso indiscriminado da terra, inclusive de áreas menos aptas e de maior risco de erosão. Após esta etapa, o amadurecimento do uso

[13] SNUC é o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, consiste no conjunto das unidades de conservação das três esferas da administração pública, de forma que assegure padrões mínimos de planejamento e administração destas unidades (BRASIL, 2012).

da terra leva a um ajuste final da área agrícola para as terras mais aptas e ao aumento da cobertura florestal em áreas menos aptas, chamado de transição florestal (forest transition).

## 4.2 Desenvolvimento

### 4.2.1 Material e Métodos

#### 4.2.1.1 Área de estudo e materiais

O território brasileiro tem área total 851.480 Mha, partindo do extremo Norte, latitude 5º N, de clima equatorial ao extremo sul, latitude 33º S, de clima temperado. A extremidade Oeste fica na longitude 74º e a extremidade Leste à 30º de Greenwich. Cerca de 78 000 Mha são ocupados por agricultura, 186 000 Mha por pastagens, 552 000 Mha são remanescentes e 3 000 uso Mha urbano.

A diversidade biológica também é outra variável importante na caracterização do local do estudo. O maior bioma brasileiro é a Amazônia, ocupando quase a metade do território, seguido do Cerrado, que ocupa cerca de um quarto da área total do Brasil (Figura 24 e Tabela 20). O Brasil é divido por nove bacias, sendo que a maior em área e em vazão é a Amazônica (Figura 25 e Tabela 21). Para análises estatísticas foi utilizado o software EXCEL (MICROSOFT, 2007) e, para os processos executados em ambiente SIG (Sistemas de Informações Geográficas), o programa TNT-MIPS (MICROIMAGES, 2012).

Figura 24- Mapa dos biomas brasileiros (IBGE, 2005)

Tabela 20- Área e porcentagem da área total, para cada bioma brasileiro

| Bioma | Área (Mha) | % Relativa |
|---|---|---|
| Amazônia | 422 | 49.3% |
| Caatinga | 85 | 9.9% |
| Cerrado | 205 | 23.9% |
| Mata Atlântica | 112 | 13.0% |
| Pampa | 18 | 2.1% |
| Pantanal | 15 | 1.8% |

Figura 25 - Mapa das grandes bacias hidrográficas brasileiras (ANA, 2013)

Tabela 21- Frequência relativa e área total de cada bioma

| Bacia hidrográfica | Área (Mha) | % área relativa |
|---|---|---|
| Rio Amazonas | 385. | 45.3 |
| Rio Tocantins | 76 | 9.0 |
| Atlântico Norte/Nordeste | 106 | 12.5 |
| Rio São Francisco | 62 | 7.3 |
| Atlântico Leste | 56 | 6.7 |
| Rio Paraná | 123 | 14.5 |
| Rio Uruguai | 17 | 2.0 |
| Atlântico Sul/Sudeste | 23 | 2.7 |

#### 4.2.1.2 Análises geográfico-descritivas: biomas e bacias hidrográficas

A partir das delimitações das sub-bacias hidrográficas médias (Figura 25) e com os dados de TVA, foram calculadas as estatísticas básicas de TVA para cada

sub-bacia. A mediana foi a variável escolhida para comparações entre as bacias, pois permite, neste caso, uma interpretação mais precisa que a média da distribuição dos dados.

Com os vetores dos biomas do IBGE (2005), inicialmente calculou-se as estatísticas básicas do Tempo Potencial de Vida da Agricultura (pTVA) para cada bioma. Com base nas metas da Convenção sobre diversidade biológica, calculou-se a área que ainda necessita ser protegida para cada bioma, já desconsiderando as Unidades de Conservação (UC) e Terras Indígenas (TI). Considerando que as áreas de valores mais baixos de pTVA são mais frágeis do ponto de vista da conservação do solo, atribuiu-se a estas áreas a característica de prioritárias para a proteção. Após esta etapa analisou-se a distribuição geográfica destas áreas.

O uso do TVA para análise das bacias se justifica por ser uma avaliação da situação atual. Para a análise de áreas prioritárias para a conservação por bioma, utilizou-se o pTVA (mesmos cálculos do TVA, porém sem o fator cobertura do solo da USLE) pois se trata de analisar as áreas naturalmente mais críticas no tocante a conservação do solo.

#### 4.2.1.3 Análise histórica da expansão da atividade agropecuária e o risco de erosão

A análise da evolução histórica da agropecuária foi baseada em Barretto *et al* (2013). Considerou-se área agropecuária total- agricultura, pastagem, silvicultura e áreas de pousio para os anos censitários de 1996 e 2006. A avaliação comparativa por municípios foi executada como conceito de áreas mínimas comparáveis (IPEA, 2011). A partir destas áreas comparáveis, buscaram-se os padrões geográficos de avanço da atividade agropecuária.

A inserção da variável pTVA foi por meio da mediana de valores para cada setor censitário do IBGE[14]. A opção do uso por setor foi para diminuir o efeito dos grandes municípios, o que prejudicaria a análise geográfica. Uma relação foi criada, pTVA das áreas agrícola e pecuária sob o pTVA total, para cada setor censitário. Ao $Log_2$ desta relação, pTVA_total / pTVA_agripec, foi dado o nome de Razão Base. Ao resultar em valores negativos, retrata a situação dos valores de pTVA do setor censitário como um todo serem menores que os valores especificamente das áreas

[14] É a informação mais detalhada de uso público disponível no Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

agrícolas. Se positivo, os valores no setor censitário são maiores que nas áreas agrícolas, ou seja, a agricultura utiliza áreas com mais menor tempo de vida da agricultura que a região do seu entorno.

Com base nos dados de áreas de expansão da atividade agropecuária no Brasil obtidos por Barretto *et al* (2013), o cruzamento da Razão Base com as áreas de expansão gerou uma matriz de quatro classes (Tabela 22). As classes foram determinadas de acordo com Mather; Needle (1998). Considerou-se a fronteira primária como sendo as áreas de expansão sem um critério claro, com baixo pTVA (Razão Base positiva). A fronteira secundária é uma segunda etapa da fronteira, em que há supressão de vegetação nativa, porém feito de forma mais orientada, em áreas com pTVA melhores. As áreas consolidadas são as que não tiveram crescimento em área no período estudado. Subdividiu-se em consolidação avançada as regiões que tem alto pTVA (Razão Base negativa).

Tabela 22 - Matriz classificatória das áreas de fronteira e com o resultado de pTVA

| | | **Identificação de Fronteira** | |
|---|---|---|---|
| | | Aumento de área (+) | Diminuição de área (-) |
| **Razão Base** | < 1 | Fronteira Secundária | Consolidada |
| | > 1 | Fronteira Primária | Consolidada Avançada |

### 4.2.2 Resultados e Discussão

#### 4.2.2.1 Análises por biomas e bacias hidrográficas

A Tabela 23 resume as áreas atualmente protegidas e o déficit em área e em porcentagem. Ainda falta cerca de 30 Mha serem protegidos, de acordo com estimativa executada com dados dos biomas do IBGE. Os Pampas são, proporcionalmente, o bioma menos protegido. Já em termos absolutos, a Amazônia é o mais desprotegido.

Tabela 23 - Porcentagens de conservação dos biomas e déficit, a partir da meta CDB-MMA

| Bioma | % do bioma em unidades de conservação | Déficit (%) | Déficit (Mha)* |
|---|---|---|---|
| Pampa | 3 | 7 | 1.24 |
| Mata Atlântica | 9 | 1 | 1.12 |
| Cerrado | 8 | 2 | 4.103 |
| Pantanal | 5 | 5 | 0.76 |
| Caatinga | 7 | 3 | 2.55 |
| Amazônia | 25 | 5 | 21.11 |
| | TOTAL | 3.6 | 30.89 |

* estimativa calculada pelo autor, com base nas áreas dos biomas do IBGE (*Br_biome*, IBGE, 2005).

Os mapas da Figura 26 expõem as áreas prioritárias para a conservação do solo, por bioma. Foram estimadas as áreas que não estão em Unidades de Conservação (UC) ou Terras Indígenas (TI) e que, pela meta do Ministério do Meio Ambiente (MMA), devem estar protegidas. Para cada bioma, destacou-se em cinza as áreas com valores de pTVA mais baixos e que correspondem à área em déficit com a meta.

Na Amazônia, as áreas que concentram valores mais baixos de pTVA estão na divisa do estado do Mato Grosso com o Pará, uma serra formada de arenito, conhecida por serra do Cachimbo. Outra concentração importante é no sudeste do estado de Rondônia, onde se encontram manchas de solos de alta erodibilidade (cambissolos e neossolos arenosos) e com baixa profundidade. Sendo esta uma das últimas áreas ainda preservadas em um estado que já converteu boa parte de suas florestas em atividade agropecuária. A região da serra do Cachimbo tem a influência da rodovia BR-163, que fará parte do corredor Norte de saída de produção de soja do Centro-Oeste (FEARNSIDE, 2007). Outros pontos isolados, na porção norte do bioma também são relacionados a solos arenosos.

Para a Mata Atlântica, o relevo foi o fator que mais influenciou na determinação das áreas prioritárias. O estado de Santa Catarina, na porção oriental, serra Geral e do Mar, na porção ocidental e o planalto ondulado, como na bacia do rio Canoas, foram as regiões em destaque devido ao relevo. A serra do Mar em São Paulo e Rio de Janeiro e a Mantiqueira no sudeste de Minas Gerais também concentram valores baixos de pTVA.

A região da chapada Diamantina, na Bahia, a divisa dos estados da Paraíba com Pernambuco e o centro do Ceará são as áreas prioritárias para a conservação do solo na Caatinga. Para o bioma Cerrado, nos estados de Minas Gerais,

principalmente na serra da Canastra e em Goiás, na região da chapada dos veadeiros.

Nos Pampas não houve uma concentração pontual clara de valores baixos de pTVA. Verifica-se uma tendência na região central, no vale do rio Jacuí, assim como no Pantanal, onde se percebe uma tendência nas bordas Norte e nordeste do bioma, na serra do Mangaval, local de nascentes que abastecem a região e com relevo ondulado.

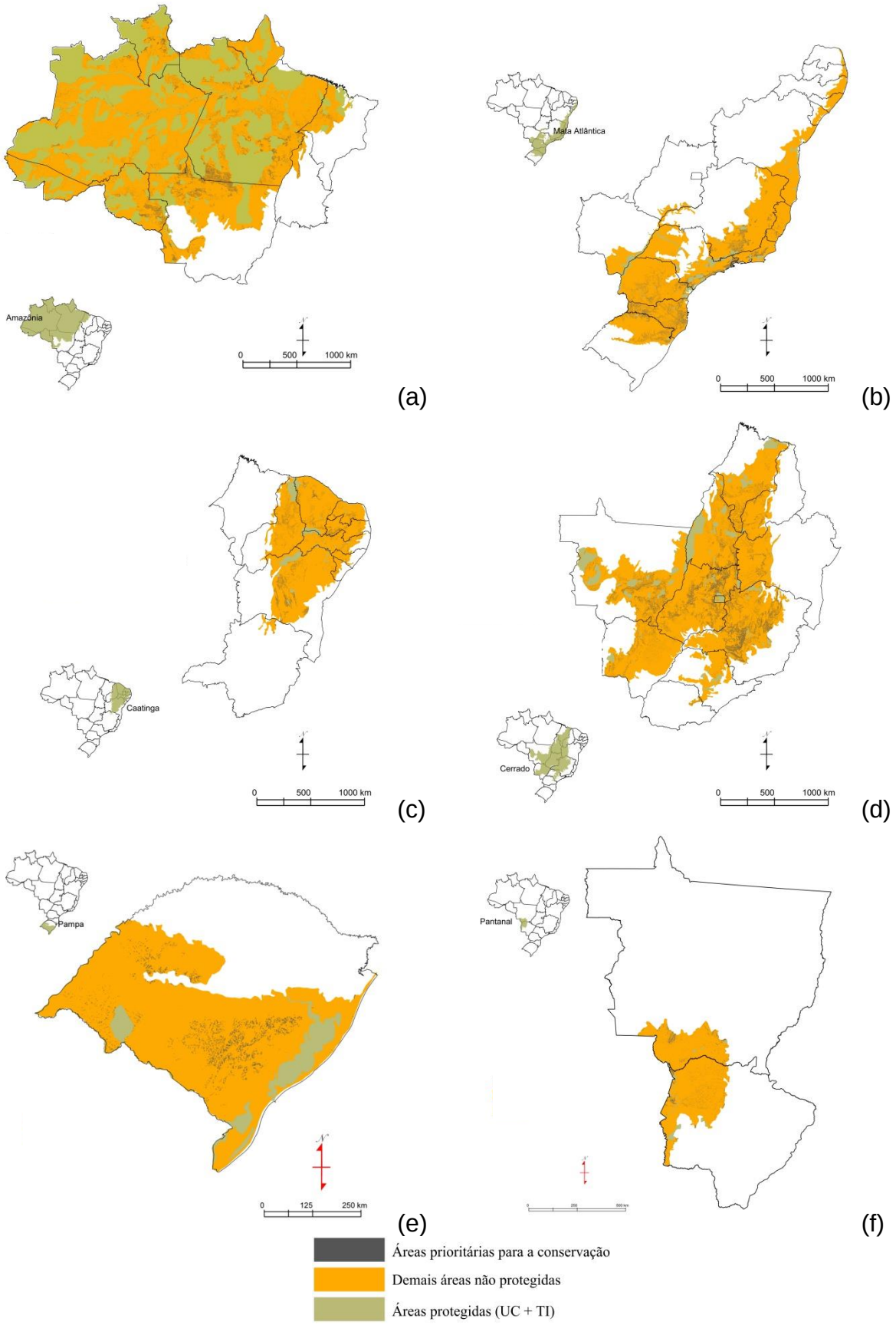



Figura 26 - Áreas prioritárias para conservação do solo por biomas brasileiros. (a) Amazônia, (b) Mata Atlântica, (c) Caatinga, (d) Cerrado, (e) Pampa e (f) Pantanal

A outra análise proposta está apresentada Figura 27 e analisa a distribuição geográfica do TVA pelo recorte de bacias hidrográficas. No mapa, as bacias com mediana de TVA mais baixas estão em vermelho. Nesta situação, encontra-se a sub-bacia do Rio Preto e Alto Tocantins na grande bacia hidrográfica do Rio Tocantins. A sub-bacia do Rio das Velhas, na bacia do rio São Francisco e do Rio Doce e Paraíba do Sul, na bacia Atlântico Leste. Na região Sul, na bacia do Rio Uruguai, as sub-bacias dos Rios Tubarão, Capivari, Canoas, Pelotas, Passo Fundo e Chapeco.

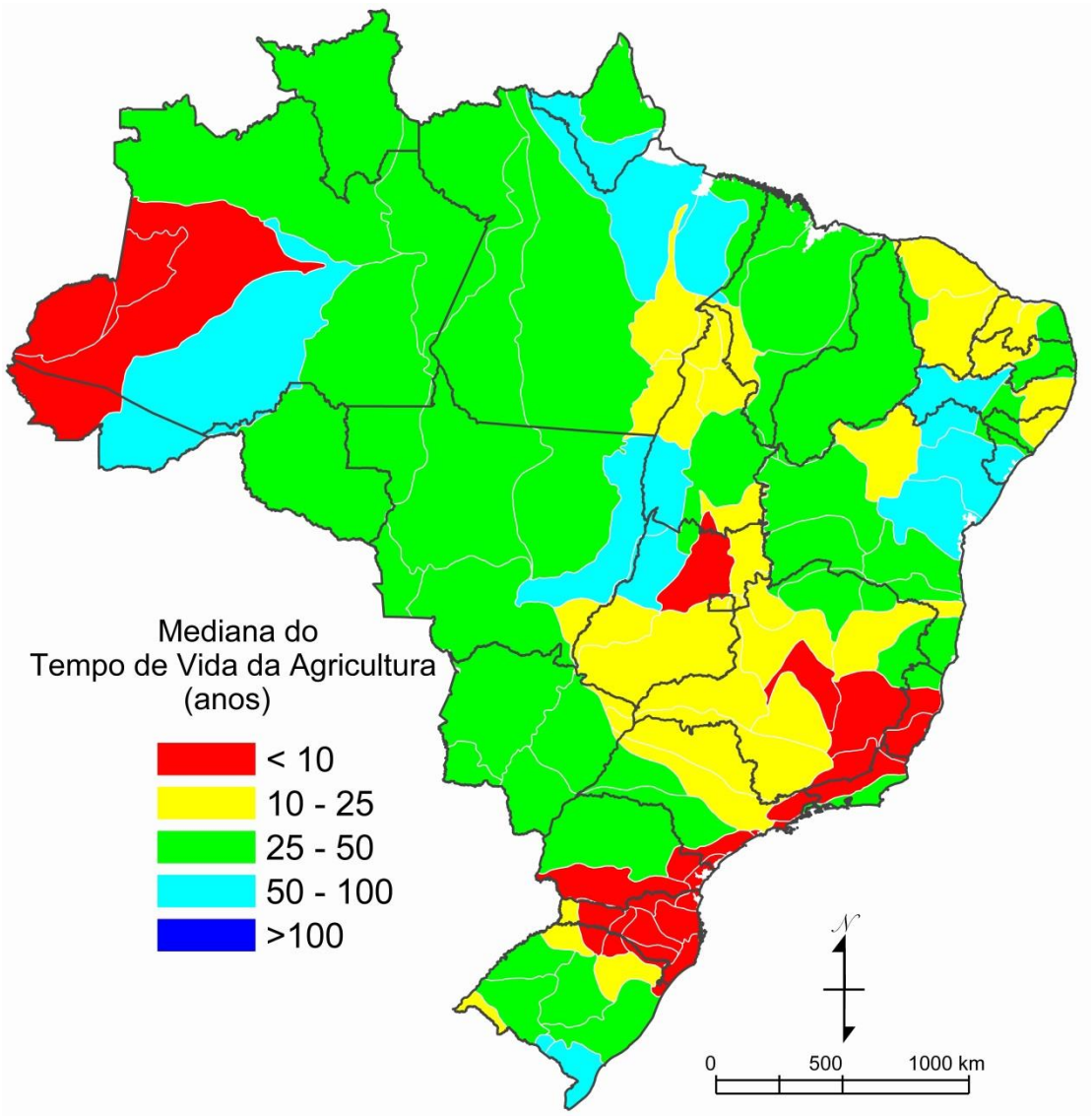



Figura 27 - Mapa do Tempo de Vida da Agricultura (mediana) por bacia hidrográfica (ottobacia nível 2), com a camada das unidades da federação

#### 4.2.2.2 Desenvolvimento agropecuário e a qualidade do solo

A análise espacial do uso agrícola e pecuário com o Tempo de Vida da Agricultura resultou em alguns padrões, apresentados nas Figuras 28 e 29. Os estados do Acre, Amazonas e Roraima resultam em informações inconsistentes, pela baixa área agropecuária e pelo tamanho dos polígonos, que geraram distorções no momento de executar as razões, podendo causar interpretações equivocadas.

A Razão Base negativa revela a tendência de uso agropecuário de áreas com pTVA mais alto e maior tolerância à perda de solo. O valor positivo tem tendência contrária, ou seja, a atividade agropecuária tende a ocupar áreas com pTVA mais baixo e com menor tolerância à perda de solo.

Na agricultura (Figura 28), há uma variância maior do que no uso pecuário (Figura 29), que tende a um predomínio da coloração verde. Este fenômeno é esperado, uma vez que a atividade pecuária é suportada em terras com capacidade de uso menos exigentes, resultando em uma inespecificidade na busca de novas áreas para ocupação. Nestas áreas, percebe-se a tendência da mediana de pTVA total para o setor igual para pTVA das áreas pecuárias (Razão Base tendendo a zero). É possível identificar apenas uma mancha mais consistente na região do MAPITO[15].

A comparação entre as regiões de ocupação consolidada como Sul, Sudeste, zona da mata e agreste nordestino, Goiás e Mato Grosso do Sul (marrom e bege na Figura 30) e áreas de fronteira (vermelho) com a Figura 28, mostra a tendência de busca de terras com maior pTVA nas áreas de fronteira.

Este cruzamento é exposto na Figura 31, no qual se tipificou em quatro níveis da relação das áreas de fronteira, de acordo com a Tabela 22. As cores quentes são áreas em expansão da atividade agropecuária e as cores frias em regressão ou estabilidade. Em branco não há dados para análise.

Não foi possível identificar de forma conclusiva áreas consolidadas que buscam as melhores terras para a atividade agrícola (azul claro), embora já seja relatado aumento na cobertura de vegetação nativa (forest transition) em áreas de ocupação antiga, como caso do estado de São Paulo (FARINACI; BATISTELLA, 2012).

---

[15] Acrônimo dos estados do Maranhão, Piauí e Tocantins.

Nas áreas de expansão, percebe-se o predomínio de alto IOM, no centro-Norte do Mato Grosso, Pará, Piauí e Oeste da Bahia, ou seja, nestas áreas há uma busca por áreas de menor risco de erosão e, consequentemente, mais aptas. Este fenômeno é esperado pela teoria de ajuste territorial da agriculta de Mather; Needle (1998).

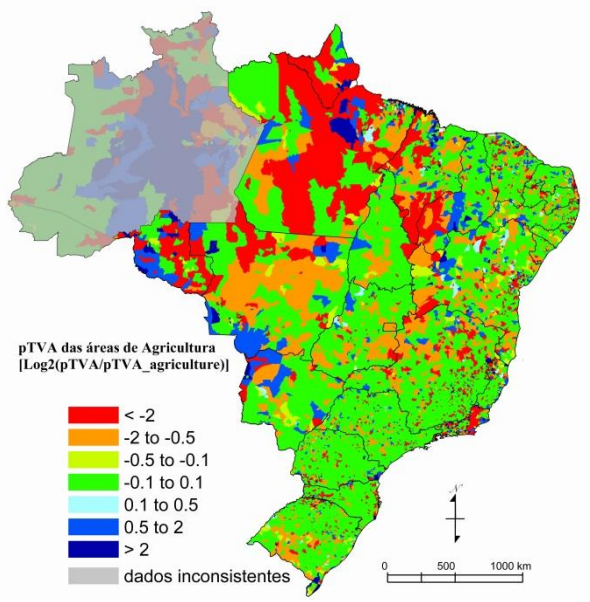



Figura 28 - Mapa do Log2 da relação entre pTVA total e pTVA em áreas de agricultura, por setor censitário

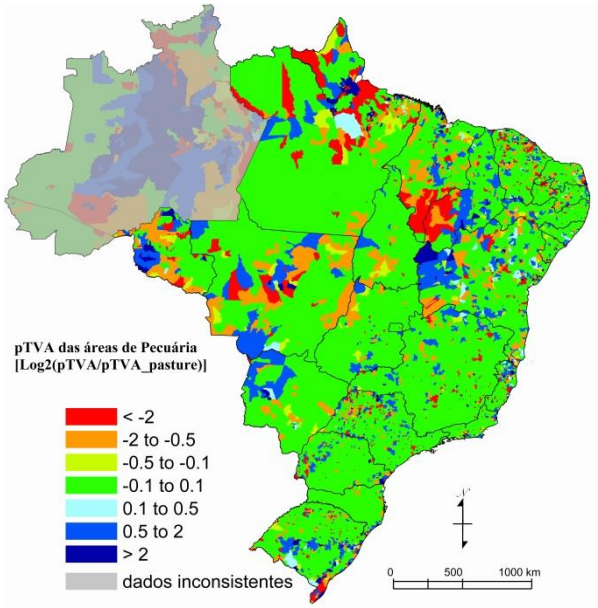



Figura 29 - Mapa do Log2 da relação entre pTVA total e pTVA em áreas de pastagens, por setor censitário

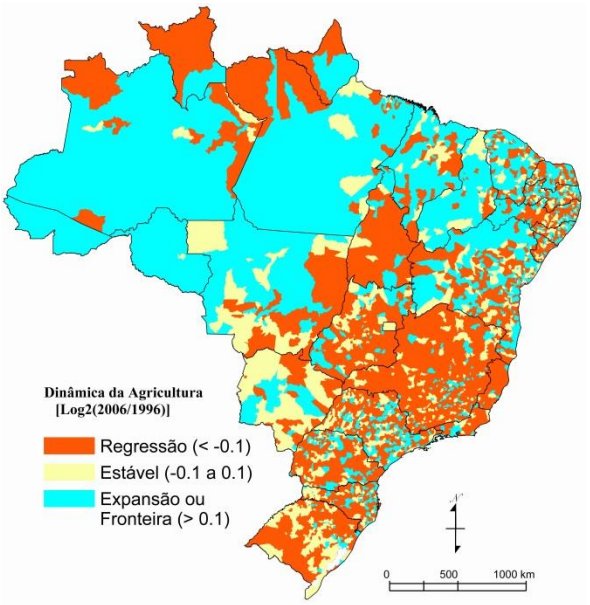



Figura 30 - Mapa das áreas de expansão da agropecuária adaptado de BARRETTO *et al.*, 2013)

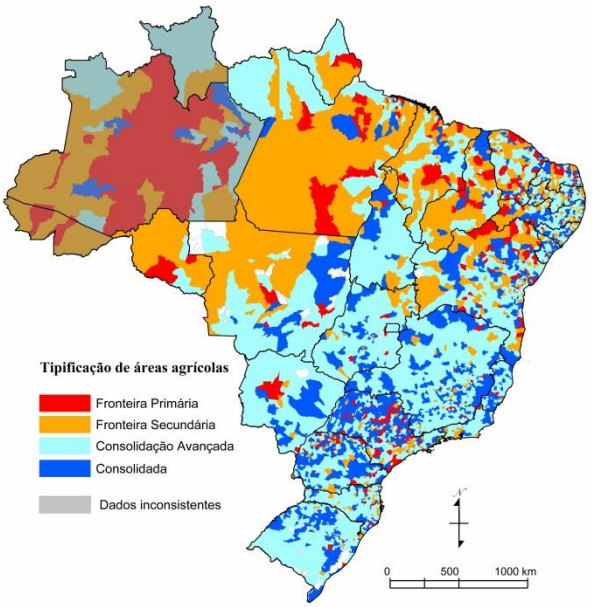



Figura 31 - Mapa da tipificação de áreas agrícolas em relação a expansão (96-06) e o IOM.

## 4.3 Conclusões

Nos biomas estudados, verificaram-se concentrações claras de valores baixos de pTVA. Em um contexto de necessidade de aumento de áreas de conservação, estas concentrações podem indicar áreas potenciais para criações de novas unidades de conservação, dada sua sensibilidade do ponto de vista da conservação de solo.

Na análise por Bacias Hidrográficas, a que se encontra em melhores condições é a bacia Amazônica. Em algumas sub-bacias do Rio Tocantins, do São Francisco, do Atlântico Leste e, principalmente, do Uruguai, verificam-se os valores mais baixos do Tempo Potencial de Vida da Agricultura (pTVA).

A análise da relação expansão da atividade agropecuária e o Tempo Potencial de Vida da Agricultura concluiu que, em áreas consolidadas, a busca por áreas tem uma inespecificidade, ou seja, tanto áreas com alto tempo de vida da agricultura potencial como áreas com baixo tempo, são utilizadas sem um padrão geográfico definido. Em áreas de expansão há tendência de escolha de áreas com tempo de vida da agricultura potencial mais alto, ou seja, com menor risco de erosão.

## Referências

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Mapas das sub-bacias brasileiras**. Disponivelem:http://hidroweb.ana.gov.br/> Acesso em: 10 jan. 2013.

BOYD, J. ; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 63, p. 616-626, 2007.

BARRETTO, A.G.O.P.;BERNDES, G.; SPAROVEK, G.; WIRSENIUS, S. Agricultural intensification in Brazil and its effects on land use patterns: An analysis of the 1975-2006 period. **Global Change Biology**, Oxford, 2013 (Não publicado).

BRASIL. Lei no 9.433. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial**, Brasília, 08 jan. 1997.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **O sistema nacional de unidades de conservação da natureza.** Disponível em http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf2008_dap/_publicacao/149_publicacao05072011052951.pdf acesso em 09 dez. 2012.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Metas Nacionais de Biodiversidade para 2010.** 2007. Disponível em :http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/Metas%202010.pdfAcesso em: 09 dez. 2012.

COUTINHO, L.M. O conceito de bioma. **Acta Botonica Brasilica**, Porto Alegre, v. 20, p. 13- 23, 2006.

DOMINATI, E.; PATTERSON, M.; MACKAY, A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 69, p. 1858-1868, 2010.

FARINACI, J.S.; BATISTELLA, M. Variação na cobertura vegetal nativa em São Paulo: um panorama do conhecimento atual. **Revista Árvore**, Viçosa, v.36, n.4, p. 695-705, 2012.

FEARSIDE, P.M. Brazil's Cuiabá - Santarém (BR-163) Highway: The Environmental Cost of Paving a Soybean Corridor Through the Amazon. **Environmental Management**, Amsterdam, v. 39, n. 5, p. 601-614, 2007.

FLANAGAN, D.C.; ASCOUGH II, J.C.; NICKS, A.D.; NEARING, M.A.; LAflEN, J.M. **Overview of the wepp erosion prediction model**. In: FLANAGAN, D.C.; NEARING, M.A.(Ed). **Water Erosion Prediction Project - WEPP**. West Lafayette: USDA, 1995.p.1-47 (Report, 10).

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Biomas do Brasil** (1:5.000.000). 2005. Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/geonetwork/srv/br/main.home>. Acesso em: 9 ago. 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Malha municipal digital do Brasil**. 2007. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/malhas_digitais/municipio_2007/escala_2500mil/proj_geografica_sad69/brasil/>. Acesso em: 30 jul. 2012.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **IPEADATA- online database**. 2011. Disponível em: <http://www.ipeadata.gov.br/>. Acesso em: 11 nov. 2012.

MATHER, A.S.; NEEDLE, C.L. The forest transition: a theoretical basis. **Area**, New York, v. 30, n. 2, p. 117-124, 1998.

MICROIMAGES.**TNT-MIPS**: Scientific software- the map and the image processing system; version pro 2012. Washington, 2012.

MICROSOFT. **Microsoft Office System**. São Paulo, 2007.1CD-ROM.

OLDEMAN, L.R. The global extent of land degradation In: GREENLAND, D.J., SZABOLCS, I. **Land Resilience and Sustainable Land Use**. Wallingford: CBI, 1994. p. 99–118.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; RATTER, J.A. A study of the origin of central Brazilian forest by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 52, n. 2, p. 141-194, 1995.

PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; SOBRINHO, T.A.; OLIVEIRA, P.T.S.; RODRIGUES, D.B.B. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 1777-1785, 2011.

PANDO-MORENO, M.; JURADO, E.; MANZANO, M.; ESTRADA, E. The influence of land use on desertification processes. **Journal of Range Management**, Denver, v.57, p. 320-324, 2004.

PARANÁ. Lei nº 5.628.Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e adota outras providências. **Diário Oficial do Paraná**, Curitiba, 29 nov. 1999.

PRESSEY, R.L.; HUMPHRIES, C.J.; MARGULES, C.R.; VANE-WRIGHT,P.H. Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 8, p. 124-128, 1993.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M.T.; LINS, L.V. **Biodiversidade da caatinga:** áreas e ações prioritárias para a conservação**. Ministério do Meio Ambiente.** UFPE, Conservation International do Brasil, Embrapa Semi-Árido, 2003. Brasília, DF. p. 382.

THOMAS, D.S.G.; MIDDLETON, N.J. Salinization: new perspectives on major desertification issue. **Journal of Arid Environments**, London, v. 24, p. 95-105, 1993.

TUCCI, C.E.M.; MENDES, C.A. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica**. Brasilia: MMA/PNUD, 2006. 311p.

WANG, Y.G.; LI, Y. Land exploitation resulting in soil salinization in a desert-oasis ecotone. **Catena**, Amsterdam, v.100, p. 50-56, 2013.

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

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Bases de acesso público são essenciais para a modelagem espacial em larga escala. A compilação e disponibilização de bases de dados de solos do Brasil para pesquisadores brasileiros e internacionais são etapas fundamentais para resultar em trabalhos de modelagem consistentes e com diminuição das incertezas. A compilação executada neste trabalho de bases de solos revelou um ganho substancial em relação à base de dados atualmente disponível.

A relativização da perda de solo por meio de um conceito temporal de tolerância é uma forma de fácil entendimento e comunicação para expressar os impactos da perda de solo. A aplicação do conceito é também viável em nível nacional. A análise comparativa à luz da teoria de ajuste territorial confirma a modelagem proposta. A fácil comunicação, a viabilidade de modelagem em larga escala e a confiabilidade dos resultados são essenciais para a inserção do componente “impactos provocados pela erosão” na gestão da agricultura e da conservação ambiental. Aplicações na formulação de solução de problemas ambientais, como a criação de sistemas de pagamento por serviços ambientais do solo ou auxiliar decisões locais ligadas à conservação do patrimônio natural são aplicações potenciais do conceito.

O entendimento da importância ecossistêmica do solo e do seu capital natural já foi e ainda está sendo debatido na Ciência do Solo como um todo. Entretanto, a aplicabilidade do componente solo ainda é incipiente na gestão ambiental e em políticas públicas. A literatura científica é pouco profunda em aplicações de conceito. Os resultados deste trabalho pode contribuir para o preenchimento de parte desta lacuna.

# ANEXOS

## ANEXO A

A pulverização dos dados georreferenciados de solos em diversos locais foi uma dificuldade encontrada nesta compilação. A Embrapa Solos tem um site que busca reunir estas informações (GeoPortal Digital[16]), através do qual boa parte da pesquisa foi realizada. Entretanto, alguns dados foram encontrados apenas em sites de órgãos estaduais.

Tabela 1 - Estados com mapas adquiridos e respectiva escala

| REGIÃO (SIGLA) | UF | Escala | Tipo | Utilizado |
|---|---|---|---|---|
| BR | BRASIL | 5000000 | nacional | Sim |
| CO | GOIÁS + DF | 1000000 | estadual | Sim |
| CO | MATO GROSSO DO SUL | 250000 | estadual | Sim |
| CO | BACIA RIO TAQUARI | 250000 | bacia | Não |
| CO | Conjunto de municípios de MS | 100000 | municipal | Não |
| CO | BACIA RIO SUIÁ-MIÇU | 250000 | Bacia | Não |
| CO | MATO GROSSO (junto a Amazônia legal) | 250000 | Bioma | Sim |
| NE | ALAGOAS | 100000 | estadual | Não* |
| NE | PERNAMBUCO | 100000 | estadual | Sim |
| N | AMAZÔNIA LEGAL | 250000 | bioma | Sim |
| SE | ESPÍRITO SANTO | 400000 | estadual | Sim |
| SE | MINAS GERAIS | 250000 | estadual | Sim |
| SE | RIO DE JANEIRO | 250000 | estadual | Sim |
| SE | RIO DE JANEIRO | 75000 | municipal | Não |
| SE | SÃO PAULO | 500000 | estadual | Sim |
| SE | BACIA DO ALTO PARAÍBA | 250000 | bacia | Não |
| S | PARANÁ | 250000 | estadual | Sim |
| S | RIO GRANDE DO SUL | 750000 | estadual | Sim |
| S | SANTA CATARINA | 250000 | estadual | Sim |

* vetor com problemas na importação

O trabalho foi executado em seis etapas:

i - pesquisa em sites governamentais por dados pedológicos de toda natureza em escala melhor que o mapa de solos da Embrapa (Embrapa, 2011);

ii - verificação das áreas sobrepostas e exclusão de dados excedentes;

iii - análise dos vetores, tabelas internas e polígonos;

iv - padronização das legendas;

[16]http://mapoteca.cnps.embrapa.br/

v - transformação do formato vetorial para matricial (ou raster) para cada ordem de solo;

vi - união dos rasters de mesma ordem, formando 13 rasters para o território brasileiro;

A análise dos vetores foi um ponto crítico. Os mapas eram muitas vezes de baixa qualidade e necessitavam de ajustes executados de forma manual, quando filtros não tinham eficiência.

A padronização das legendas foi uma etapa complexa, pois havia todo tipo de dado, nomenclatura completa antiga, siglas antigas, nomenclatura em nível de ordem apenas, etc. Em planilha de texto, foram exportadas todas as planilhas e executou-se uma correlação entre sigla e ordem e subordem de solos pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos- SiBCS (Embrapa, 2011). Houve apenas quatro situações de inconsistência dos dados, em que uma sigla tem mais de uma correlação (Tabela 2). Esta tabela serviu de base para a fórmula booleana para automatização desta correção.

Tabela 2 - Relação das siglas e sua correspondente ordem e subordem, a partir do mapa origem. As linhas contornadas apresentaram inconsistência (Continua)

| SIGLA_ANTIGA | ORDEM | SUBORDEM | MAPA ORIGEM |
|---|---|---|---|
| A | R | RY | AM_LEG |
| Aa | R | RY | MG |
| AC | P | PBAC | MS |
| Ae | R | RY | MG |
| Ae | R | RY | RS |
| Af | R | | ES |
| AM | R | RQ | AM_LEG |
| AMa | R | RQ | SC |
| AQ | R | RQ | MS |
| AQa | R | RQ | GO |
| AQd | R | RQ | RS |
| AR | AR | AR | MG |
| B | M | ME | RS |
| BA | R | RQ | MS |
| BT | M | ME | RS |
| BV | M | ME | MG |
| C | C | | AM_LEG |
| Ca | C | CX | GO |
| CB | C | CH | AM_LEG |
| CBH | C | CH | AM_LEG |
| CBHa | C | CH | RS |
| Cd | C | CX | GO |
| Ce | C | CX | GO |
| Cf | C | CX | AM_LEG |
| CH | C | CH | SP |
| CHa | C | CH | PR |
| CHd | C | CH | PR |

Tabela 2 - Relação das siglas e sua correspondente ordem e subordem, a partir do mapa origem. As linhas contornadas apresentaram inconsistência (Continua)

| SIGLA_ANTIGA | ORDEM | SUBORDEM | MAPA ORIGEM |
|---|---|---|---|
| CL | C | | AM_LEG |
| CPB | C | CX | AM_LEG |
| CX | C | CX | PE |
| CXa | C | CX | PR |
| CXbd | C | CX | ES |
| CXbe | C | CX | RJ |
| CXve | C | CX | PR |
| CYbd | C | CY | PR |
| D | R | RQ | SC |
| DN | R | RQ | AM_LEG |
| Du | R | RQ | RJ |
| EKg | E | EK | ES |
| ES | E | ES | SP |
| ESK | E | ESK | PE |
| ESKg | E | ESK | PE |
| G | G | | AM_LEG |
| Ge | G | GX | RS |
| GH | G | GM | AM_LEG |
| GHS | G | GM | RS |
| GHV | G | GM | AM_LEG |
| GJi | G | GJ | RJ |
| GM | G | GM | PR |
| GMa | G | GM | RJ |
| GMd | G | GM | ES |
| GMe | G | GM | ES |
| GS | M | MT | AM_LEG |
| GT | G | GJ | AM_LEG |
| GV | G | | AM_LEG |
| GX | G | GX | PE |
| GXbd | G | GX | RJ |
| GXbe | G | GX | RJ |
| GXve | G | GX | RJ |
| GZ | G | GZ | PR |
| GZn | G | GZ | ES |
| HAM | R | RQ | AM_LEG |
| HAQ | R | RQ | MS |
| HAQa | R | RQ | MG |
| HAQH | R | RQ | AM_LEG |
| HAQHa | R | RQ | RS |
| HC | G | GX | AM_LEG |
| HG | G | GX | TO |
| HGa | G | GM | MG |
| HGHa | G | GX | SC |
| HGHe | G | GX | RS |
| HGHS | G | GM | RS |
| HGHV | G | GX | MS |
| HGP | G | GX | MS |
| HGPa | G | GX | GO |
| HGPd | G | GX | SC |
| HGPe | G | GX | GO |
| HGPS | G | GX | RS |
| HI | G | | AM_LEG |
| HO | O | OX | AM_LEG |
| HO | O | OX | MS |

Tabela 2 - Relação das siglas e sua correspondente ordem e subordem, a partir do mapa origem. As linhas contornadas apresentaram inconsistência (Continua)

| SIGLA_ANTIGA | ORDEM | SUBORDEM | MAPA ORIGEM |
|---|---|---|---|
| HOa | O | OY | SC |
| HOd | O | OJ | RS |
| Hod | O | OY | SC |
| HOT | O | OJ | AM_LEG |
| HP | E | EK | AM_LEG |
| HT | G | GJ | AM_LEG |
| HTH | G | GJ | AM_LEG |
| HTI | G | GJ | AM_LEG |
| ilha | | | SP |
| LA | L | LA | PE |
| LAa | L | LA | MG |
| LAGOA | | | MS |
| LAH | L | LA | AM_LEG |
| LAP | L | LA | AM_LEG |
| LAx | L | LA | RJ |
| LB | L | LB | SP |
| LBa | L | LB | SC |
| LBC | L | LB | AM_LEG |
| LBCa | L | LB | RS |
| LBd | L | LB | PR |
| LBEa | L | LB | SC |
| LBH | L | LB | AM_LEG |
| LBHa | L | LB | RS |
| LBR | L | LB | AM_LEG |
| LBRa | L | LB | RS |
| LBRH | L | LB | AM_LEG |
| LBw | L | LB | PR |
| LE | L | LV | MS |
| LEa | L | LV | GO |
| LEC | L | LV | AM_LEG |
| Led | L | LV | GO |
| LEe | L | LV | MG |
| LEH | L | LV | AM_LEG |
| LEHa | L | LV | RS |
| LEP | L | LV | AM_LEG |
| LF | L | LV | AM_LEG |
| LFd | L | LV | MG |
| LFH | L | LV | AM_LEG |
| LP | L | LV | MS |
| LPd | F | FF | GO |
| LR | L | LV | MS |
| LR | L | LV | AM_LEG |
| LR | L | LVA | TO |
| LRa | L | LV | RS |
| LRd | L | LV | GO |
| LU | L | LVA | AM_LEG |
| LUd | L | LVA | MG |
| LUH | L | LVA | AM_LEG |
| LV | L | LV | MS |
| LV | L | LV | SP |
| LV | L | LVA | TO |
| LV | L | LVA | AM_LEG |
| LVA | L | LVA | PE |
| LVAd | L | LVA | ES |

Tabela 2 - Relação das siglas e sua correspondente ordem e subordem, a partir do mapa origem. As linhas contornadas apresentaram inconsistência (Continua)

| SIGLA_ANTIGA | ORDEM | SUBORDEM | MAPA ORIGEM |
|---|---|---|---|
| LVd | L | LV | PR |
| LVdf | L | LV | PR |
| LVe | L | LV | ES |
| LVe | L | LVA | MG |
| LVef | L | LV | PR |
| LVef | L | LV | MG |
| LVH | L | LVA | AM_LEG |
| LVP | L | LVA | AM_LEG |
| Mi | | | RJ |
| MT | M | MT | SP |
| MTo | M | MT | ES |
| NBa | N | NB | PR |
| NBd | N | NB | PR |
| NC | T | TC | AM_LEG |
| NCP | T | TC | AM_LEG |
| NV | N | NV | PE |
| NVdf | N | NV | PR |
| NVe | N | NV | ES |
| NVef | N | NV | PR |
| NXe | N | NX | MG |
| OJ | O | OJ | SP |
| OJy | O | OJ | RJ |
| OX | O | OX | PR |
| OXs | O | OX | ES |
| OXy | O | OX | RJ |
| OY | O | OY | SP |
| P | E | EK | AM_LEG |
| Pa | E | EK | SC |
| PA | P | PA | PE |
| PAC | P | PAC | AM_LEG |
| PAd | P | PA | RJ |
| PAd | P | PA | MG |
| PAL | P | PA | AM_LEG |
| PAx | P | PA | RJ |
| PB | P | PBAC | AM_LEG |
| PBa | P | PBAC | RS |
| PBe | S | SX | RS |
| PBP | P | PBAC | AM_LEG |
| PBPa | P | PBAC | RS |
| PBPe | P | PBAC | RS |
| PE | P | PV | MS |
| PEa | P | PV | MG |
| PEa | P | PVA | RS |
| PEa | P | PVA ou PV | SC |
| PEd | P | PVA | RS |
| Pee | N | NV | GO |
| PEe | P | PV | MG |
| PEL | P | PV | AM_LEG |
| PELa | P | PV | RS |
| PELd | P | PV | GO |
| PI | E | E | AM_LEG |
| PI | F | | TO |
| PL | S | | AM_LEG |
| PLe | S | SX | RS |

Tabela 2 - Relação das siglas e sua correspondente ordem e subordem, a partir do mapa origem. As linhas contornadas apresentaram inconsistência (Continua)

| SIGLA_ANTIGA | ORDEM | SUBORDEM | MAPA ORIGEM |
|---|---|---|---|
| PLS | S | SX | RS |
| PLSe | S | SN | MG |
| PLV | S | SX | RS |
| PP | F | FF | AM_LEG |
| PPa | F | FF | GO |
| PPd | F | FF | GO |
| PT | F | FT | AM_LEG |
| PTa | F | FT | RS |
| PTd | F | FT | RS |
| PTH | F | FT | AM_LEG |
| PTS | F | FT | AM_LEG |
| PV | P | PV | MS |
| PV | P | PVA | TO |
| PV | P | PVA | AM_LEG |
| PVa | P | PBAC | RS |
| PVa | P | PVA | MG |
| PVA | P | PVA | PE |
| PVAd | P | PVA | ES |
| PVAe | P | PVA | ES |
| PVd | P | PV | PR |
| PVd | P | PVA | GO |
| PVd | P | PVA | RS |
| PVd | P | PVA | SC |
| PVe | P | PV | PR |
| PVe | P | PVA | MG |
| PVe | P | PVA | RS |
| PVL | P | PVA | AM_LEG |
| PVLd | P | PVA | GO |
| R | R | | MS |
| Ra | R | RL | MG |
| RB | P | PV | AM_LEG |
| Rd | R | RL | GO |
| Re | R | RL | GO |
| Re | R | RR | RS |
| RE | R | RR | AM_LEG |
| Rf | R | RL | AM_LEG |
| RH | R | RL | AM_LEG |
| RHa | R | RL | RS |
| RL | R | RL | PE |
| RLd | R | RL | RJ |
| RLdh | R | RL | PR |
| RLed | R | RL | ES |
| RLh | R | RL | PR |
| RQ | R | RQ | PE |
| RQg | R | RQ | ES |
| RQo | R | RQ | PR |
| RR | R | RR | PE |
| RRd | R | RR | PR |
| RRdh | R | RR | PR |
| RRe | R | RR | PR |
| RRh | R | RR | PR |
| RU | R | RY | SP |
| RUbd | R | RY | ES |
| RUbd | R | RY | RJ |

Tabela 2 - Relação das siglas e sua correspondente ordem e subordem, a partir do mapa origem. As linhas contornadas apresentaram inconsistência (Continua)

| SIGLA_ANTIGA | ORDEM | SUBORDEM | MAPA ORIGEM |
|---|---|---|---|
| RUbe | R | RY | RJ |
| RUn | R | RY | RJ |
| RUVe | R | RY | ES |
| RY | R | RY | PE |
| RYbd | R | RY | PR |
| RYq | R | RY | PR |
| RZ | M | MD | AM_LEG |
| S | S | SN | AM_LEG |
| SC | F | FF | TO |
| SGd | S | SX | RJ |
| SGe | S | SX | RJ |
| SK | G | GZ | AM_LEG |
| SKS | G | GZ | AM_LEG |
| Sl | | | RJ |
| SM | G | GJ | AM_LEG |
| SM | S | SN | PE |
| SN | S | SN | PE |
| SP | F | FF | AM_LEG |
| SPa | F | FF | MG |
| SPI | F | FF | AM_LEG |
| SS | G | GZ | AM_LEG |
| SX | S | SX | PE |
| SXe | S | SX | RJ |
| TB | N | NB | AM_LEG |
| TBa | N | NX | SC |
| TBCH | N | NB | AM_LEG |
| TBCHa | P | PV | RS |
| TBH | N | NB | AM_LEG |
| TBL | N | NB | AM_LEG |
| TBR | N | NB | AM_LEG |
| TBRa | N | NV | RS |
| TBRd | N | NV | RS |
| TBRe | N | NV | SC |
| TBS | N | NB | AM_LEG |
| TBV | N | NB | AM_LEG |
| TBVa | N | NB | RS |
| TC | T | TC | PE |
| TEr | N | NV | GO |
| TR | N | NV | AM_LEG |
| TRd | N | NV | RS |
| TRe | N | NV | MG |
| TRL | N | NV | AM_LEG |
| TVB | N | NV | AM_LEG |
| TVBH | N | NV | AM_LEG |
| V | V | VE | RS |
| V | V | | MG |
| VS | V | VX | AM_LEG |
| VX | V | VX | PE |