

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

ARTHUR NICOLAUS FENDRICH

Proposta de método para identificação de áreas equivalentes para compensação de biodiversidade: aplicação no caso da compensação de Reserva Legal no Estado de São Paulo

SÃO CARLOS,
2014

ARTHUR NICOLAUS FENDRICH

Proposta de método para identificação de áreas equivalentes para compensação de biodiversidade: aplicação no caso da compensação de Reserva Legal no Estado de São Paulo

Trabalho de Graduação apresentado à Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), Universidade de São Paulo (USP), como parte dos requisitos para obtenção do título de Graduado em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Victor Eduardo Lima Ranieri

SÃO CARLOS,
2014

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

F331p Fendrich, Arthur Nicolaus
Proposta de método para identificação de áreas
equivalentes para compensação de biodiversidade:
aplicação no caso da compensação de Reserva Legal no
Estado de São Paulo / Arthur Nicolaus Fendrich;
orientador Victor Eduardo Lima Ranieri. São Carlos,
2014.

Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) --
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo, 2014.

1. Reserva Legal. 2. Compensação. 3. Código
Florestal. 4. Equivalência Ecológica. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): **Arthur Nicolaus Fendrich**

Data da Defesa: 29/10/2014

Comissão Julgadora:

Resultado:

Victor Eduardo Lima Ranieri (Orientador(a))

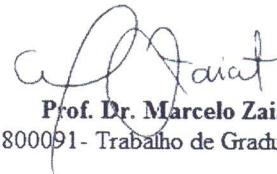
APROVADO

Érica Silva Mendonça

APROVADO

Oswaldo Augusto Filho

APROVADO



Prof. Dr. Marcelo Zaiat
Coordenador da Disciplina 1800091 - Trabalho de Graduação

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Victor Eduardo Lima Ranieri, pela orientação, paciência e tempo dedicado à este trabalho.

Ao doutorando Raphael Antonio de Oliveira Silva, pelas conversas durante o desenvolvimento do projeto e pelos arquivos disponibilizados.

A todos os amigos de sala, especialmente ao Diego, por todos os conselhos oferecidos ao longo da elaboração deste projeto.

À Universidade de São Paulo e à Escola de Engenharia de São Carlos, pelo oferecimento do curso de Engenharia Ambiental.

Por fim, à minha família, Alexandre, Silvia e Lorena, pelo apoio e pelos esforços ao longo de toda a graduação.

RESUMO

FENDRICH, A. N. Proposta de método para identificação de áreas equivalentes para compensação de biodiversidade: aplicação no caso da compensação de Reserva Legal no Estado de São Paulo. Trabalho de Graduação – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2014.

A compensação de Reserva Legal como definida pela Lei 12.651/2012 agrava um dos principais problemas descritos na literatura para esse tipo de mecanismo de conservação: a desconsideração da equivalência ecológica. O presente trabalho teve como objetivo oferecer um método alternativo aos existentes para definição de grupos de municípios onde a equivalência ecológica é mais provável e, consequentemente, a compensação é mais recomendada. Para este fim, foi feita uma revisão bibliográfica sobre exemplos bem sucedidos de compensação de biodiversidade com o objetivo de analisar os critérios utilizados para a definição das áreas alvo de compensação. Apresentou-se também um exemplo considerado bom no território nacional, o Estado do Paraná, e o artigo de Silva et al. (2014), que propôs áreas para compensação de Reserva Legal no Estado de São Paulo também sob a ótica da equivalência ecológica. O método proposto no presente trabalho foi aplicado no Estado de São Paulo por meio de técnicas quantitativas de análise multivariada sobre os mapas temáticos de vegetação e pedologia (disponibilizados pelo Projeto Biota FAPESP e pelo IAC – Instituto Agronômico) para este local. Foram analisadas diferentes combinações dos mapas temáticos e dos procedimentos utilizados para se obter um total de dez cenários diferentes, que foram comparados entre si para a identificação do melhor cenário nesta situação. Posteriormente, os dados do melhor cenário foram comparados com a situação atualmente em vigor no estado do Paraná e com o proposto por Silva et al. (2014) também para a região do Estado de São Paulo. Por fim, ressaltou-se que o método proposto pode ser aplicado em diversas regiões e finalidades, pode ser melhorado por meio da utilização de mapas temáticos de maior escala (ou com melhor detalhamento) e por meio da análise de especialistas sobre os resultados obtidos.

Palavras-chave: Compensação. Reserva Legal. Código Florestal. Equivalência Ecológica.

ABSTRACT

FENDRICH, A. N. *Proposal of a method for identifying ecologically equivalent areas for compensation of biodiversity: application in the compensation of Legal Reserve in the State of São Paulo.* Trabalho de Graduação – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2014.

The compensation of Legal Reserve as defined by Law 12.651/2012 aggravates one of the major problems described in the literature for this kind of conservation mechanism: the disregard with the ecological equivalence. The present study aimed to provide an alternative to existing methods for defining groups of municipalities where ecological equivalence is more likely and, consequently, the compensation is more recommended. Thus, a literature review on successful examples of biodiversity offsets in order to analyze the criteria used to define the target areas of compensation was made. Some examples in the national territory, the State of Paraná, and the article by Silva et al. (2014), who proposed areas for compensation of Legal Reserve in the State of São Paulo also from the perspective of ecological equivalence, were presented. The method used in this work was based on applying quantitative techniques from multivariate analysis on thematic maps of vegetation and soil (provided by the project Biota FAPESP and the IAC – Instituto Agronômico) for the State of São Paulo. Different combinations of thematic maps and procedures were used to obtain a total of ten different scenarios which were compared to identify the best case in this condition. Posteriorly, the data from the best scenario was compared with the situation currently in use in the state of Paraná and with the proposed by Silva et al. (2014) also for the region of São Paulo. Finally, it was pointed out that the proposed method can be further improved through the use of thematic maps of larger scale (or better detailed) and through the analysis of the results by experts.

Keywords: Biodiversity Offset. Compensation. Legal Reserve. Forest Code. Ecological Equivalence.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Recorte dos limites da compensação de Reserva Legal no Estado do Paraná.....	13
Figura 2 – Mapa final de áreas de compensação de Reserva Legal no estado de São Paulo...	14
Figura 3 – Passos do processo de agrupamentos.....	16
Figura 4 – Exemplos das medidas de distância utilizadas.....	19
Figura 5 – Exemplo de um dendrograma.....	23
Figura 6 – Disposição das 22 UGRHIs no Estado de São Paulo.....	27
Figura 7 – Mapa de municípios sobreposto ao de pedologia, exemplificando a incongruência ao sul do estado.....	29
Figura 8 – Mapa de pedologia sobreposto ao de municípios, exemplificando a incongruência a oeste do estado.....	30
Figura 9 – Exemplo de critério de escolha dos pontos no mapa de pedologia (azul, ponto vermelho) e no correspondente (marrom, ponto amarelo).....	31
Figura 10 – Localização dos 80 pontos utilizados na interpolação TPS.....	31
Figura 11 – Exemplo de disposição dos dados na tabela dinâmica criada no LibreOffice.....	35
Figura 12 – Trecho de planilha (vegetação detalhado) com quantidades relativas por município.....	37
Figura 13 – Cenários gerados para compensação entre áreas de Reserva Legal no Estado de São Paulo a partir dos critérios descritos no Quadro 5.....	44
Figura 14 – Agrupamento de municípios para fins de compensação – primeira aproximação.	47
Figura 15 – Exemplo de grupo formado exclusivamente por um “pedaço” de município.....	47
Figura 16 – Agrupamento de municípios para fins de compensação – mapa final.....	49

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Tabela 1 – Tipos e porcentagens de vegetação na cidade de Kate Valley antes da compensação.....	8
Quadro 1 – Casos de compensação de biodiversidade e critérios utilizados para a definição das áreas de compensação.....	11
Quadro 2 – Principais diferenças e observações sobre os métodos utilizados.....	21
Quadro 3 – Cenários analisados neste projeto.....	28
Tabela 2 – Dados básicos sobre os pares de pontos.....	32
Quadro 4 – Exemplo do critério utilizado para a definição dos níveis de distinção no mapa temático de pedologia.....	32
Quadro 5 – Descrição das sobreposições de mapas temáticos realizadas e informações geradas nos mapas resultantes.....	33
Tabela 3 – Proporções de tipos de solos nos municípios da UGRHI 3, obtidas a partir da sobreposição entre o mapa genérico de pedologia e o mapa das divisas dos municípios.....	39
Tabela 4 – Dissimilaridade entre os municípios da UGRHI 3 – Litoral Norte calculada pelo coeficiente de distância Euclidiana.....	40
Tabela 5 – Área das intersecções dos mapas de pedologia antes e depois da interpolação.....	43
Tabela 6 – Índice de Rand ajustado calculado (cenários 1, 2, 5, 6 e 9).....	45
Tabela 7 – Índice de Rand ajustado calculado (cenários 3, 4, 7, 8 e 10).....	45
Tabela 8 – Dados gerais dos cenários do Estado do Paraná, São Paulo e o aqui proposto.....	50

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1 Desafios da compensação de biodiversidade.....	4
3.2 Equivalência Ecológica.....	5
3.3 Aterro Sanitário de Kate Valley (Nova Zelândia).....	8
3.4 Inland Sea Shorebird Reserve (Estados Unidos).....	9
3.5 Outros casos.....	11
3.6 Estado do Paraná (Brasil).....	12
3.7 Estado de São Paulo.....	13
3.8 TPS – Thin-Plate Splines.....	15
3.9 Agrupamentos.....	15
3.9.1 Seleção das características.....	16
3.9.2 Seleção do algoritmo de agrupamento.....	16
3.9.2.1 Coeficiente de dissimilaridade.....	17
3.9.2.2 Métodos de agrupamento.....	17
3.9.2.2.1 Single Linkage.....	18
3.9.2.2.2 Complete Linkage.....	19
3.9.2.2.3 Unweighted Pair Group Method (UPGMA).....	20
3.9.2.2.4 Weighted Pair Group Method (WPGMA).....	20
3.9.3 Validação dos resultados.....	22
3.9.3.1 Coeficiente de correlação cofenética.....	22
3.9.3.2 Método dinâmico de cortes.....	23
3.9.4 Comparação dos cenários.....	24
4. Metodologia.....	25
4.1 Área de Estudo.....	25
4.2 Método utilizado.....	27
4.2.1 Tratamento preliminar dos dados.....	28
4.2.2 Seleção das características.....	31
4.2.3 Seleção do algoritmo de agrupamento.....	37
4.2.4 Validação dos resultados.....	37

4.2.5 Comparação dos cenários.....	40
4.3 Implementação.....	40
4.4 Cenários avaliados.....	41
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
5.1 Interpolação TPS.....	42
5.2 Mapas gerados.....	42
5.3 Correlação Cofenética.....	44
5.4 Comparação entre os cenários.....	44
5.5 Geração do mapa final.....	45
5.6 Comparação com casos de compensação de Reserva Legal.....	49
6 CONCLUSÕES.....	51
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	52

1 INTRODUÇÃO

O crescimento da população humana e o seu consequente aumento no uso de recursos naturais estão alterando a Terra de diversas maneiras, com totalidade, magnitude e implicações apenas parcialmente compreendidas (LUBCHENCO, 1998). Tais alterações refletem de forma expressiva na perda de diversidade biológica. A conservação da biodiversidade unida ao desenvolvimento socioeconômico é, portanto, um desafio central para o século XXI (BULL et al., 2013).

Neste contexto, políticas de compensação de biodiversidade – ou seja, aquelas que buscam compensar a perda de biodiversidade em um local pelo ganho em outro – oferecem uma alternativa interessante para o enfrentamento desse problema (BULL et al., 2013; VIRAH-SAWMY; EBELING; TAPLIN, 2014). Essas políticas podem ser encontradas em todo o planeta, onde a aplicação ocorre em diferentes esferas: regional, estadual ou nacional (CROWE; ten KATE, 2010; OECD, 2013).

No Brasil, a legislação vigente, promovida por meio da Lei 12.651/2012, define a Reserva Legal como sendo uma área localizada no interior de um imóvel rural, com a finalidade de assegurar o uso sustentável dos recursos naturais deste local, além de promover a conservação da biodiversidade. Estas áreas permitem a utilização de seus recursos naturais para fins econômicos desde que garantidas as finalidades supracitadas e possuem tamanhos variados, dependentes do bioma e definidos como porcentagem das propriedades rurais (BRASIL, 2012). Entretanto, é comum o caso em que a porção de vegetação natural no imóvel é insuficiente para atender às exigências legais. Nesta situação, o proprietário com deficit de vegetação natural na forma de Reserva Legal possui três opções (BRASIL, 2012):

- Recompor sua parcela de Reserva Legal;
- Promover a regeneração natural da vegetação presente em área definida como Reserva Legal;
- Realizar a compensação da Reserva Legal.

Este último processo é denominado compensação de Reserva Legal extra-propriedade e deve atender alguns requisitos para sua realização.

Na Lei 4.771/1965 e suas alterações (Lei conhecida como Código Florestal e que vigorou até a promulgação da Lei 12.651/2012), as compensações podiam ocorrer entre áreas

equivalentes do ponto de vista de importância ecológica e em imóveis situados em uma mesma microbacia hidrográfica (BRASIL, 2001).

Entretanto, na legislação vigente (Lei 12.651/2012) as regras incidentes sobre as Reservas Legais foram modificadas, inclusive aquelas referentes à aplicação do mecanismo de compensação. Pela nova norma, o limite territorial para as compensações entre áreas de Reserva Legal foi ampliado e as trocas podem ocorrer entre imóveis situados no mesmo bioma (independente da bacia hidrográfica e até mesmo do Estado da federação em que se encontram) (BRASIL, 2012).

Encontra-se, na literatura, trabalhos que discorrem sobre as principais consequências ambientais e ecológicas da mudança da abrangência do mecanismo compensação de Reserva Legal (BONNET; FERREIRA; LOBO, 2006; SPAROVEK et al., 2011; SBPC/ABC, 2012; SILVA, 2013) e trabalhos que analisam a situação atual do mesmo mecanismo no Brasil, do ponto de vista operacional (SPAROVEK et al., 2011; BERNASCONI, 2013; SILVA, 2013; SILVA et al., 2014).

Neste contexto, destaca-se o artigo de Silva et al. (2014), que propuseram um mapa para orientar a compensação de Reserva Legal no Estado de São Paulo baseado em uma análise qualitativa de equivalência ecológica a partir de dados sobre solos e formações vegetais.

Com este trabalho pretende-se contribuir com o mecanismo de compensação de biodiversidade por meio do aprimoramento do método proposto por Silva et al. (2014) e com a posterior aplicação de tal método no caso da compensação de Reserva Legal no Estado de São Paulo.

2 OBJETIVOS

Objetivo principal:

O objetivo primário deste trabalho é propor um método para a obtenção de grupos de municípios que orientem o processo de compensação de biodiversidade por meio da consideração da equivalência ecológica entre as áreas envolvidas.

Objetivos específicos:

- 1) Identificar grupos de municípios similares em termos de equivalência ecológica, para fins de compensação de biodiversidade considerando diferentes procedimentos de agrupamento.
- 2) Utilizar dados de pedologia e vegetação como parâmetros do método para aplicá-lo ao Estado de São Paulo e orientar o processo de compensação de Reserva Legal.
- 3) Comparar os resultados obtidos com os existentes na literatura.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Desafios da compensação de biodiversidade

Políticas de compensação de biodiversidade são definidas por ten Kate, Bishop e Bayon (2004) como: “ações de conservação que visam compensar os danos residuais e inevitáveis para a biodiversidade causados pelos projetos de desenvolvimento, de modo a garantir que não haja perda de biodiversidade”¹. Tais políticas têm tido crescente atenção no mundo nos últimos anos, como indica o fato de existirem, na época do levantamento de Madsen et al. (2010), pelo menos 39 programas de compensação no mundo e mais 25 em desenvolvimento em diversas esferas. Entre essas iniciativas, pode-se citar, por exemplo, os programas de esfera regional nos Estados Unidos (OECD, 2013), o caso da Austrália – onde a compensação é implementada somente no Estado de Victoria por meio da aquisição de créditos concedidos a áreas de vegetação nativa pelo programa *BushTender* – e o caso do Canadá, que possui um plano de compensação de abrangência nacional – *Fish Habitation Compensation plan* (MADSEN et al., 2010).

Do ponto de vista ecológico, medidas de compensação são delineadas para que sejam obtidos dois possíveis resultados no sistema: não-perda de biodiversidade ou ganho de biodiversidade (ten KATE; BISHOP; BAYON, 2004; VIRAH-SAWMY; EBELING; TAPLIN, 2014). Deste modo, alguns autores comentam que sua adoção deve respeitar a chamada hierarquia de mitigação, onde a compensação dos impactos ambientais ocorre somente após a implementação de medidas de prevenção, redução e mitigação dos mesmos, para garantir que o processo de compensação conduza aos resultados supracitados (ten KATE; BISHOP; BAYON, 2004; QUÉTIER; LAVOREL, 2011; QUINTERO; MATHUR, 2011).

Entretanto, os processos de compensação podem apresentar problemas que dificultam sua implementação e podem comprometer seus objetivos. Maron et al. (2012) e Bull et al. (2013) citam os principais problemas teóricos associados à adoção de mecanismos de compensação, dentre os quais se destacam:

- impossibilidade de escolha de uma métrica universal e não-ambígua para comparação de biodiversidade. Neste caso, uma solução possível seria a utilização de métricas compostas que considerem a função ecológica e a biodiversidade além da área espacial².

1 Original: “[...] conservation actions intended to compensate for the residual, unavoidable harm to biodiversity caused by development projects, so as to ensure no net loss of biodiversity.”

2 Como exemplo, pode-se citar o caso da utilizada no Estado de Victoria, na Austrália, onde as áreas são

- complexidade na definição de requisitos para demonstrar a não-perda (ou o ganho) de biodiversidade. A frequente disponibilidade de um período curto de tempo como série histórica para comparação entre áreas pode desconsiderar a real análise da dinâmica das espécies presentes nas mesmas;
- dificuldade de definição de quanto tempo deve durar cada acordo de compensação de biodiversidade;
- incertezas relacionadas às dimensões das áreas envolvidas na compensação, que pode levar a definição de multiplicadores aleatórios que podem arruinar um sistema de compensação³.
- necessidade de definição e análise de reversibilidade dos impactos sobre as áreas envolvidas na compensação. Idealmente, todas as perdas de biodiversidade que recorrem à compensação devem ser reversíveis⁴.
- dificuldade na definição de limites biológicos para o processo de compensação. Por exemplo, não permitir a compensação caso haja extinção de espécies no processo;
- dificuldade de estabelecimento de áreas que apresentem equivalência ecológica de estrutura, função e população.

O presente trabalho se propõe a contribuir com o aprimoramento de métodos que ajudem a equacionar o último dos problemas apontados acima.

3.2 Equivalência Ecológica

Maron et al. (2012) definem que para haver a equivalência ecológica no contexto da compensação de biodiversidade: “os tipos de valores de biodiversidade perdidos e ganhos [no processo de compensação] são da mesma natureza e magnitude”⁵. Ou seja, um processo de

comparadas segundo uma métrica denominada *habitat hectares*, que inclui informações sobre a condição relativa da vegetação e seu contexto espacial na paisagem (BULL et al., 2013; OECD, 2013).

3 Como exemplo o caso da África do Sul, onde para cada hectare desmatado em área ameaçada, é necessária a compensação de 30 hectares de terra (DEADP, 2007; OECD, 2013).

4 Como exemplo, em *Western Cape*, na África do Sul, é especificado que: “ecossistemas que passaram por degradação severa de sua estrutura, função ou composição ecológicas como resultado de intervenção humana, e estão sujeitas a um alto risco de transformações irreversíveis” não podem ser compensados (DEADP, 2007; OECD, 2013).

5 Original: “When the types of biodiversity values lost and gained are the same in nature and magnitude”.

compensação de biodiversidade que procura a equivalência ecológica é um processo que visa minimizar os impactos negativos da compensação por meio da escolha de locais alvo com características similares de população e estrutura e função ecossistêmicas.

Segundo Crowe e ten Kate (2010), devido ao fato de estes processos envolverem a troca de perda de biodiversidade em um local pelo ganho da mesma, em outro, é importante a definição de regras para guiar e limitar os processos de compensação.

Considerando o caso da compensação de Reserva Legal no Brasil, onde o proprietário de um imóvel rural pode compensar o eventual deficit de cobertura vegetal de sua propriedade em outro imóvel rural visando atingir os percentuais previstos em lei, a SBPC/ABC (2012) defende a compensação em áreas próximas da propriedade, em mesma região biogeográfica e com equivalência de formações fitofisionômicas.

Em consonância com o pensamento de definir limites geográficos mais estreitos para a compensação, Bonnet, Ferreira e Lobo (2006) defendem a bacia hidrográfica como unidade sobre a qual se deve definir tal limitação. Em seus argumentos, os autores destacam a capacidade agregadora que a bacia hidrográfica possui em relação aos seus aspectos físicos e bióticos. Ainda, a adoção de bacias de menor área espacial como recorte territorial tem a vantagem de facilitar o controle e a fiscalização do mecanismo de compensação e promover a compensação entre áreas com estrutura e função ecossistêmicas semelhantes. Os autores alertam para algumas das implicações do mecanismo de compensação extra-propriedade se atenuam quando o polígono de compensação é expandido. Segundo os autores, os percentuais de Reserva Legal não levam em conta o potencial produtivo de uma região, de modo que a escolha das áreas alvo da compensação se volta para as áreas de baixa aptidão agrícola. Sparovek et al. (2011) observam o mesmo fenômeno e descrevem que a vegetação natural tende a se concentrar em tais áreas, que naturalmente apresentam propensão a terem vegetação natural protegida pelo fato de serem de baixa aptidão.

Ranieri (2004) acrescenta que a utilização de grandes recortes territoriais como limites para a compensação (como, por exemplo, Estados, biomas ou grandes bacias hidrográficas) tendem a levar à indesejada formação de amplas porções de terra carentes de cobertura vegetal natural ou semi-natural. Por outro lado, o autor também defende que não se deve adotar um recorte territorial muito restrito pois, nesse caso, regiões onde ainda existem percentuais de cobertura vegetal nativa acima do exigido pela legislação poderiam sofrer

processo de perda dessas áreas naturais, devido à dificuldade ou impossibilidade de impedir que os proprietários promovam a supressão legal da vegetação excedente.

Sparovek et al. (2011) sugerem que a definição de polígonos limitantes ao mecanismo de compensação pode provocar efeitos indiretos positivos. Os autores exemplificam a afirmação anterior por meio da definição de tais polígonos a partir das áreas de expansão agrícola, onde pode acontecer uma competição entre a conversão de terras para plantio e a conservação de vegetação natural. Neste cenário, a conversão provavelmente ocorreria nas melhores terras, que poderiam ser posteriormente utilizadas com alta produtividade, enquanto a compensação seria preferida pelas áreas de baixa aptidão agrícola, uma vez benefício econômico para estas seria maior no caso de serem remuneradas pelo mercado de compensação.

Considerando que a biodiversidade nunca é exatamente igual em diferentes locais, definir áreas limitantes aos processos de compensação significa agrupar em uma mesma classe áreas que possuam similaridade em termos de biodiversidade (CROWE; ten KATE, 2010). Conceber um projeto de compensação requere, portanto, decidir as métricas a serem utilizadas. Idealmente, essas devem abranger tipo, quantidade e qualidade da biodiversidade em análise. Porém, embora o aumento da qualidade das classificações de biodiversidade possa providenciar melhores pares de locais onde a perda e o ganho se compensem, estes mesmos métodos podem reduzir a flexibilidade do processo e aumentar seus custos, implicando em dificuldade na aplicação da compensação (QUINTERO; MATHUR, 2010; CROWE; ten KATE; 2010; OECD, 2013).

Bull et al. (2013) acrescentam que o debate acerca da questão da equivalência ecológica na compensação é difícil, especialmente quando se trata de áreas que diferem em tipo, local, tempo e contexto ecológico. O problema ocorre até mesmo quando as trocas ocorrem em habitats semelhantes. Os resultados de Moreno-Mateos et al. (2012) ilustram bem esta situação. Os autores estudaram 621 áreas de zonas úmidas recuperadas em todo o planeta, sob diferentes condições, e descobriram que tanto os dados de estrutura biológica quanto os de funcionamento biogeoquímico, sobretudo estoque de carbono no solo, apresentaram valores 26% e 23% menores do que nas áreas de referência, respectivamente. Estes resultados ilustram também os desafios de atingir uma recuperação completa da estrutura, função e composição dos ecossistemas danificados (CURRAN; HELLWEG; BECK, 2014).

Nas seções seguintes, é apresentado um panorama sobre como o tema da compensação de áreas naturais vem sendo tratado em diferentes contextos, com a finalidade de possibilitar uma discussão com os resultados alcançados na presente pesquisa.

3.3 Aterro Sanitário de *Kate Valley* (Nova Zelândia)

Encontra-se, na literatura, um exemplo de caso bem sucedido de compensação de biodiversidade na Nova Zelândia que considerou a equivalência ecológica: o aterro sanitário de *Kate Valley*.

Kate Valley é uma cidade localizada em uma região litorânea no leste do país na qual ocorrem 9 tipos vegetacionais, como apresentado na Tabela 1:

Tabela 1 – Tipos e porcentagens de vegetação na cidade de *Kate Valley* antes da compensação.

Vegetation type	% land area
Exotic pasture	60
<i>Kunzea ericoides</i> shrubland and low forest	15
Indigenous shrubland	10
Exotic shrubland	7
Exotic conifer plantations	3
Wetland	4
Old growth <i>Nothofagus solandri</i> forest	1

Fonte: Norton (2005)

Após um período de pesquisa, a empresa *Transwaste Canterbury Ltd. (TCL)* identificou a cidade de *Kate Valley* como o local preferido para implantação de um aterro sanitário. Segundo Pinkham et al. (2010), o local apresentava condições ideais de tamanho, segurança hidrogeológica e isolamento de população e água favoráveis. Então, em 2002, a *TCL* solicitou ao conselho local a concessão para poder implantar o empreendimento. Durante as negociações, um assunto bastante relevante foi que a implantação do aterro no local escolhido pela empresa implicaria a remoção do remanescente florestal de *Nothofagus solandri*. Esta ação precisou enfrentar grupos opositores (NORTON, 2009).

Após meses de negociação e alterações no projeto original, a *Environment Court* (o órgão ambiental responsável) finalmente concedeu à empresa a concessão para implantar o empreendimento. Contudo, a aprovação do projeto envolveu a proteção a longo prazo, a

restauração e o gerenciamento de uma área de 410 hectares, adjacente à área do aterro de *Kate Valley*, hoje chamada de *Tiromoana Bush* (NORTON, 2009).

Dentre as obrigações da *TCL* com a obra, encontrava-se a de financiar quaisquer eventuais custos do processo de compensação com dinheiro independente do fluxo de caixa do aterro e de começar e continuar um plano de restauração para *Tiromoana Bush*, que incluía:

- Produzir um relatório anual sobre o progresso do plano de restauração;
- Iniciar e continuar testes de controle de praga em animais e plantas de *Tiromoana Bush* durante todo o tempo de operação do aterro;
- Promover a propagação e o transplante de mudas de *Nothofagus solandri* da área remanescente em *Kate Valley* para *Tiromoana Bush* (NORTON, 2009).

Deste modo, pode-se concluir que parte do mérito desta medida, tomada pela *Environment Court* da Nova Zelândia para garantir a equivalência ecológica no processo de compensação, está ligado a definição da área de compensação como próxima da área com deficit, pois isto auxiliou a viabilizar o monitoramento contínuo da área ao longo do tempo de operação do aterro, além de potencializar a propagação natural da espécie *Nothofagus solandri* próximo do seu habitat natural.

3.4 *Inland Sea Shorebird Reserve* (Estados Unidos)

O projeto *Inland Sea Shorebird Reserve* (ISSR) criado no Estado de Utah, nos Estados Unidos, é outro exemplo importante de como critérios bem definidos podem influenciar para que um processo de compensação de biodiversidade seja bem sucedido.

A *Kennecott Utah Copper Corporation* (KUCC), subsidiária da empresa Rio Tinto plc que atua no setor de mineração, opera uma mina a cerca de 45 quilômetros da cidade de *Salt Lake*, na mina de *Bingham Canyon*, e produz principalmente cobre, molibdênio, ouro e prata. Em meados da década de 1990, a KUCC enfatizou fortemente a limpeza dos rejeitos de práticas passadas de mineração, além de ter adotado alguns projetos designados a beneficiar o meio ambiente (WBCSD, 2002). A continuação da operação da mina sob estas práticas demandou uma maior área para armazenamento de rejeitos, sobretudo dos provenientes do processo de moagem do cobre.

Após analisar as opções, a empresa definiu expandir seu local de armazenamento para uma área de salar degradada próxima ao depósito de rejeitos já existente (CROWE; ten KATE, 2010). Contudo, a área selecionada se localizava em um habitat de zona úmida (*wetland*), e a legislação estadunidense diz que quaisquer perdas provenientes de atividades de desenvolvimento sobre estes habitats devem ser compensadas por meio da criação de uma área com número semelhante de unidades de habitat. No caso, a KUCC deveria compensar pelo menos 1055 acres (aproximadamente 427 hectares) (CREATING, 2014).

Assim, a KUCC identificou e adquiriu de 2500 acres (aproximadamente 1012 hectares) localizada a menos de uma milha (aproximadamente 1,6 km) da área escolhida para o projeto, considerada adequada para a mitigação dos impactos sobre as *wetlands*. A escolha do local se baseou em critérios de similaridade geográfica e ecológica entre as áreas e disponibilidade hídrica para as comunidades aquáticas (WBCSD, 2002).

O plano de operação do ISSR, desenvolvido para a área de mitigação, apresentava duas fases. A primeira fase consistiu no controle do acesso à área, limpeza da mesma e remoção das atividades de pecuária para restaurar e preservar os habitats existentes. Esta fase também incluiu a criação de um detalhado banco de dados contendo informações sobre vegetação, aves, solo e hidrologia do local. A segunda fase visou melhorar e modificar a área para possibilitar o fortalecimento e o crescimento do habitat aquático do local (WBCSD, 2002).

Os resultados deste projeto após cinco anos de monitoramento indicaram que o ISSR apresentava sucesso, sobretudo para os pássaros. As pesquisas indicaram que a utilização do local por pássaros aumentou mil vezes se comparada com os valores existentes no banco de dados previamente criado. Devido a este resultado, em 1997 a empresa adquiriu área próxima ao local para realizar a expansão de 2500 para 3600 acres (aproximadamente 1460 hectares) e quatro reservas de pássaros foram criadas (ten KATE; BISHOP; BAYON, 2004).

Em 2004, a área foi reconhecida como parte de uma *Important Bird Area* pela Organização Não Governamental americana *National Audubon Society* e passou a fazer parte do *BirdLife International's IBA Programme*, cujo propósito é identificar, monitorar e proteger uma rede global de áreas para conservação de pássaros e outras biodiversidades (ten KATE; BISHOP; BAYON, 2004; CREATING, 2014).

3.5 Outros casos

Encontra-se em BBOP (2009) outros casos que exemplificam o processo de compensação de biodiversidade por meio de critérios bem definidos. No Quadro 1 estão descritos alguns casos apresentados nesse trabalho e os respectivos critérios utilizados para a definição das áreas de compensação.

Quadro 1 – Casos de compensação de biodiversidade e critérios utilizados para a definição das áreas de compensação

Nome do projeto	Descrição do projeto	Critérios utilizados
Chad-Cameroon Petroleum Development and Pipeline Project, Africa (‘Chad Cameroon’)	Um oleoduto a partir de três campos de petróleo no Chade até a costa de Camarões.	Avaliou-se: A prioridade para conservação e/ou proteção dos locais; O fato de as áreas possuírem habitats similares ao afetado pela construção do oleoduto; O fato de possuírem conectividade com áreas protegidas existentes; A proximidade ao local impactado; O fato de possuírem usos previstos compatíveis com a conservação; A não-necessidade de reassentamento de comunidades.
Bujagali Energy Limited: Hydropower project and transmission line, Uganda, Africa (‘Bujagali’)	Uma usina hidrelétrica no Nilo Vitória e a linha de transmissão associada.	Avaliou-se: O tipo e a condição do habitat das áreas; Uso e ocupação do solo; A proximidade ao local impactado;
Pulp United Pulp Mill, South Africa, Africa (‘Pulp United’)	Uma fábrica termomecânica de celulose em uma Zona de Desenvolvimento Industrial, na província de KwaZulu-Natal.	Os estudos prévios se focaram no tipo de vegetação e no habitat; Utilizou-se uma proporção de 10:1 no número de hectares restaurados pelo número de hectares impactados.
Basslink Under-sea Power Cable, Australia (‘Basslink’)	Um cabo de eletricidade ligando a Tasmânia com o Estado de Victoria, na Austrália.	Foi utilizada a métrica de <i>habitat hectares</i> descrita no item 3.1. A quantidade de <i>habitat hectares</i> calculada foi posteriormente combinada com um multiplicador.

Fonte: Adaptado de BBOP (2009). Tradução do autor.

3.6 Estado do Paraná (Brasil)

O recorte de municípios para compensação de Reserva Legal adotado pelo Estado do Paraná é um exemplo considerado de sucesso entre profissionais da área (SILVA, 2013; BERNARDO; PELLIN; RANIERI, 2009).

Neste Estado, o Instituto Ambiental do Paraná, por meio da Portaria IAP nº 233/04, definiu que a compensação de Reserva Legal poderia ocorrer entre municípios pertencentes a um mesmo grupo (sendo que o Estado foi dividido em 21 grupos de municípios), observando, ainda, áreas prioritárias de conservação ambiental:

(Art. 24) § 1º - Entende-se por áreas prioritárias de conservação ambiental os corredores da biodiversidade, o entorno das unidades de conservação de proteção integral, o interior das APAs – Áreas de Proteção Ambiental, a faixa de 5 km (cinco quilômetros) em cada margem dos rios que compõem os corredores da biodiversidade, em especial as conexões entre corredores de biodiversidade e unidades de conservação [...] (PARANÁ, 2004).

Esta Portaria estabelece que imóveis presentes em áreas prioritárias de conservação ambiental não podem possuir Reserva Legal em qualquer outro lugar que não dentro de suas próprias delimitações e, portanto, podem participar do processo de compensação de Reserva Legal somente como cedentes.

A delimitação do recorte utilizado para compensação de Reserva Legal – ou seja, o agrupamento dos municípios nos 21 grupos – foi feita com base na divisão geográfica das 16 bacias hidrográficas, na divisão dos biomas do estado, por meio das fisionomias florestais, e na divisão político-administrativa do estado (BERNARDO, 2010). O mapa gerado com os dados da Portaria IAP nº 233/04 pode ser visto na Figura 1:

Grupos para compensação de Reserva Legal no Paraná

Cada cor no mapa indica 1 dos 21 grupos nos quais pode haver compensação de Reserva Legal.

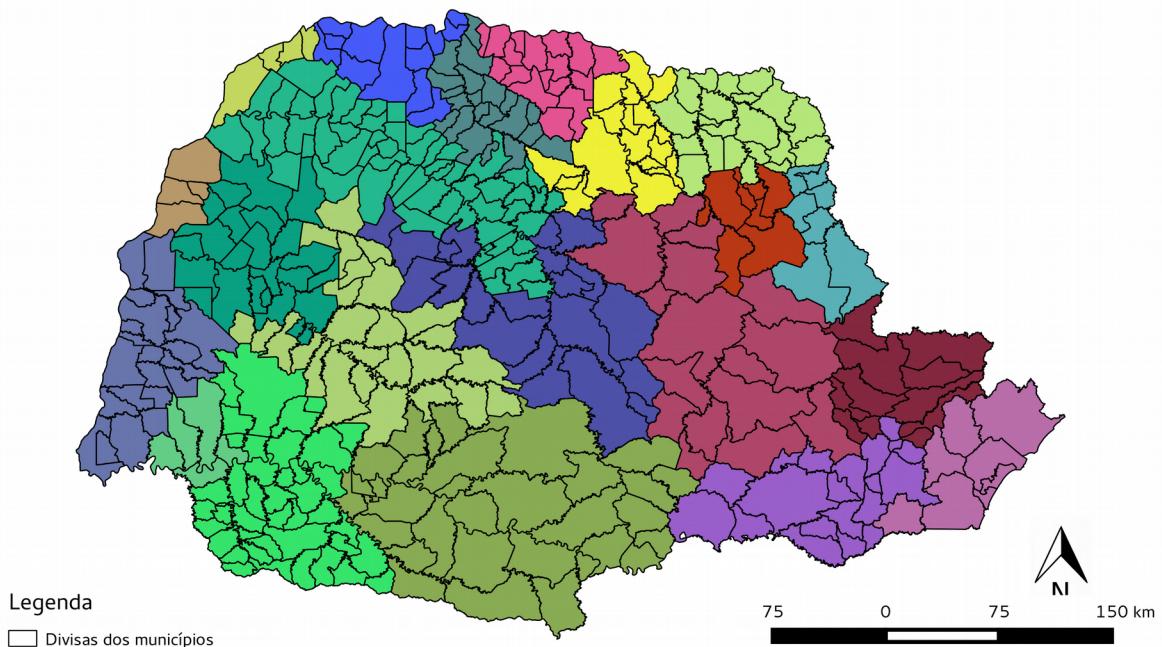


Figura 1 – Recorte dos limites da compensação de Reserva Legal no Estado do Paraná.
Fonte: Dados de Paraná (2004). Elaborado pelo autor.

3.7 Estado de São Paulo

Silva (2013) analisou a situação da compensação de Reserva Legal no Estado de São Paulo do ponto de vista da equivalência ecológica. Os resultados apontaram que 117 áreas analisadas, 59 casos (54%) compreenderam áreas com fitofisionomias diferentes. Além disso, apenas metade das áreas compensadas no Estado até a data do estudo distavam no máximo 50 km da área com deficit, enquanto 38% dos casos apresentava distância superior a 200 km.

Neste contexto, Silva et al. (2014) desenvolveram estudo onde propuseram agrupamentos de municípios com características semelhantes de solo, vegetação e clima a fim de orientar a aplicação do mecanismo de compensação no Estado de São Paulo. Neste trabalho, os autores consideraram como limite geográfico para as compensações as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHI.

Ainda que não tenha sido adotado pelo poder público e não se tenha conhecimento da sua utilização como referência para algum processo de compensação, este estudo acadêmico

se mostra relevante pois consiste na tentativa de descrição de áreas para compensação de Reserva Legal com base na equivalência ecológica determinada por meio de procedimento qualitativo.

O mapa gerado conforme a metodologia adotada pelos autores pode ser visto na Figura 2. Os municípios estão agrupados em 94 grupos, com a existência de 1 a 7 grupos por UGRHI.

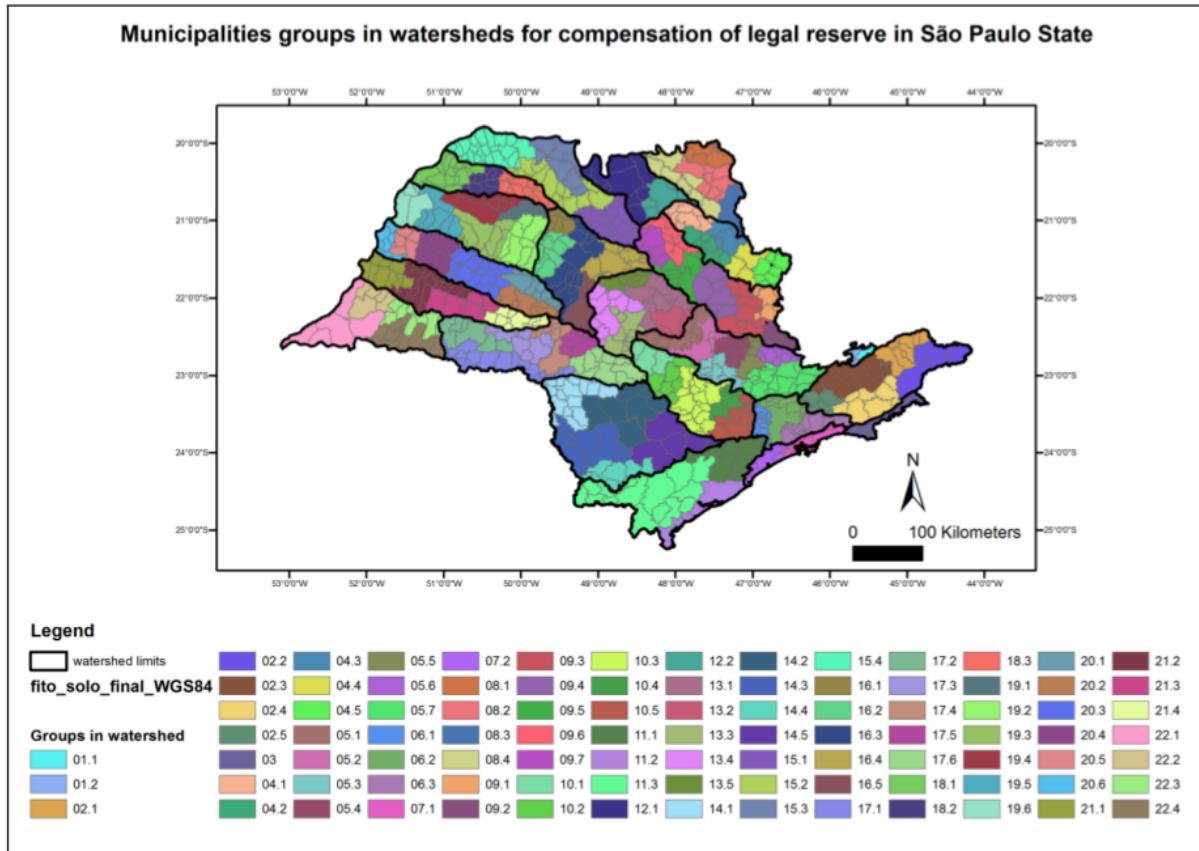


Figura 2 – Mapa final de áreas de compensação de Reserva Legal no estado de São Paulo.
Fonte: Silva et al. (2014).

Na metodologia adotada pelos autores o agrupamento é resultante de uma análise qualitativa, ou seja, os municípios foram agrupados por similaridade a partir da interpretação visual das imagens criadas pela sobreposição dos mapas temáticos de vegetação, solo e clima.

O presente trabalho pretende trazer uma contribuição para o campo da identificação de municípios com características similares para a aplicação de mecanismos de compensação por meio da proposição de um método baseado em procedimentos formais de análise multivariada.

A seguir, são detalhadas as teorias por trás do método utilizado no presente trabalho.

3.8 TPS – Thin-Plate Splines

O Thine-Plate Spines, *TPS*⁶, pode ser compreendido com a afirmação de Castanho e Tozzi (1996), que dizem que este método de interpolação é formulado para que a modelação da superfície ocorra a partir das deformações provocadas pelos pares formados pelos pontos e seus correspondentes.

Bookstein (1989) e Donato e Belongie (2002) acrescentam que, sendo v_i o valor da função interpoladora nos pontos iniciais (x_i, y_i) , considera-se v_i igual a (x'_i, y'_i) , os pontos correspondentes dos pontos iniciais na superfície final desejada, e tem-se que a função interpoladora TPS $f(x, y)$ é aquela que minimiza a energia de deformação, I_f , dada por:

$$I_f = \iint_{\mathbb{R}^2} (f_{xx}^2 + 2f_{xy}^2 + f_{yy}^2) dx dy$$

Evans e Hudak (2007) fizeram experimentos com interpolação em uma nuvem de pontos sobre um mapa e os resultados indicaram que, para a situação, o método TPS teve o melhor desempenho nos três testes realizados contra os métodos: *Triangulated Irregular Network* (TIN), Inverso da potência das distâncias e Krigagem ordinária.

3.9 Agrupamentos

Neste trabalho, recorreu-se à teoria matemática dos agrupamentos para solucionar o problema relativo à obtenção de grupos de municípios similares. Os passos de um processo de agrupamento são descritos por Halkidi, Batistakis e Vazirgiannis (2001) e mostrados na Figura 3:

6 Cf. Bookstein (1989).

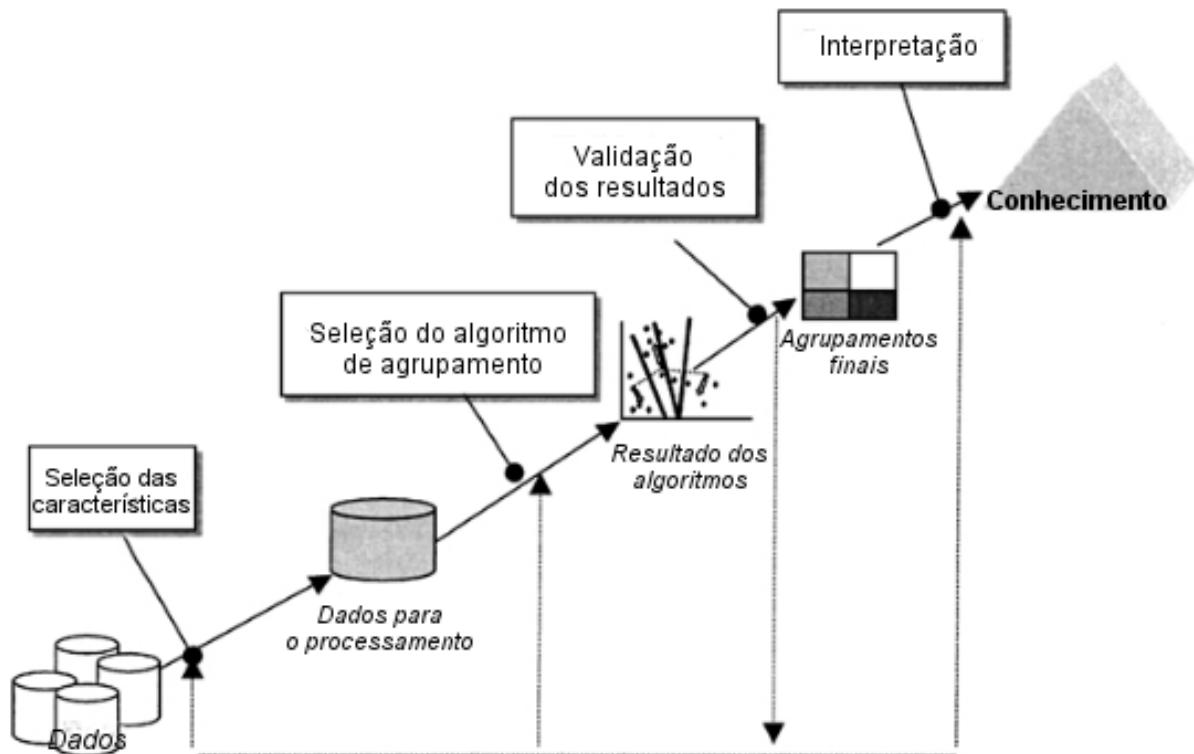


Figura 3 – Passos do processo de agrupamentos

Fonte: Halkidi, Batistakis e Vazirgiannis (2001, p.108). Traduzido pelo autor.

Os passos citados na Figura 3 são descritos de maneira geral nos itens subsequentes:

3.9.1 Seleção das características

O processo de *Feature Selection* consiste na seleção das características relevantes para o processo de agrupamento visando agregar o maior número de informação de interesse ao processo. No caso da consideração da equivalência ecológica nos cálculos, pode-se adotar, por exemplo, dados relativos à pedologia, vegetação, clima, fauna, entre outras informações que se refiram à ecologia local.

3.9.2 Seleção do algoritmo de agrupamento

O processo de Seleção do algoritmo de agrupamento consiste tanto na definição de uma métrica de distância sobre a qual são calculadas as dissimilaridades entre os objetos em análise quanto na definição do método de agrupamento a ser utilizado sobre tais dissimilaridades.

3.9.2.1 Coeficiente de dissimilaridade

Para análise da similaridade entre indivíduos (municípios) diferentes, constrói-se inicialmente uma matriz quadrada, chamada matriz de dissimilaridade, com número de linhas e colunas iguais ao número de indivíduos analisados.

No caso deste trabalho, o número de indivíduos é igual a 645, quando a análise de dissimilaridade é feita entre todos os municípios do estado de São Paulo, ou igual ao número de municípios de cada UGRHI, quando o cálculo é feito para cada bacia separadamente.

Posteriormente, preenche-se esta planilha com os dados obtidos por meio de um coeficiente de dissimilaridade, que analisa cada par de municípios segundo suas características.

O limite superior de valor de dissimilaridade é variável e dependente do número de colunas das planilhas. Entretanto, o limite inferior é sempre 0, quando há concordância total entre um par de municípios (LEGENDRE; LEGENDRE, 2007).

3.9.2.2 Métodos de agrupamento

De acordo com Jain e Dubes (1988), Vale (2005) e Xu e Wunsch (2008), os métodos intrínsecos de agrupamento, ou seja, que utilizam apenas dados dos próprios indivíduos para o cálculo dos grupos, são divididos entre métodos hierárquicos e particionais.

Os métodos particionais geralmente produzem como resultado final um valor pré-definido de grupos sem qualquer estrutura hierárquica (XU; WUNSCH, 2008). A implementação mais conhecida dos métodos particionais é o algoritmo de K-means, cujo funcionamento consiste, basicamente, em achar a divisão ótima de uma partição por meio da minimização da soma dos erros quadrados por meio de um procedimento de otimização iterativo (XU; WUNSCH, 2008) que converge quando não há mais mudanças na composição dos grupos (WAGSTAFF et al., 2001).

Segundo Vale (2005), os métodos particionais possuem vantagem sobre os aglomerativos em relação à capacidade de operar bases de dados maiores, mas, possuem como principal desvantagem a escolha prévia da quantidade final de grupos.

Os métodos hierárquicos, por sua vez, não particionam os dados em um número particular de grupos em um único passo, em vez disso, o processo de classificação consiste em uma série de partições, quando ponto inicial é um único grupo com todos os indivíduos, ou de agrupamentos, quando o ponto inicial é dado por grupos contendo apenas um indivíduo cada (EVERITT et al., 2011; XU; WUNSCH, 2008). Os métodos pertencentes a primeira classe dos métodos hierárquicos, que parte de um único grupo, são chamados de *divisivos*, enquanto os pertencentes à segunda classe, são chamados *aglomerativos*.

Os métodos hierárquicos aglomerativos são os mais comuns dentre as opções hierárquicas (VALE, 2005; EVERITT et al, 2011). Estes métodos seguem geralmente os mesmos procedimentos de funcionamento, de iniciar a partir de grupos de apenas um elemento cada e, ao longo do processo, fundir um ou mais grupos com características similares.

No procedimento de fusão, descrito por Melssen, Wehrens e Buydens (2006), as matrizes são inicialmente escalonadas de modo que seus valores máximos passam a ser 1. Em seguida, as matrizes são unidas segundo a equação:

$$D_{uniao}(i, j) = \sum_{k=1}^N \omega_k D_{ijk},$$

onde $D_{uniao}(i, j)$ é a dissimilaridade após o processo de fusão das dissimilaridades i e j , e ω_k é o peso associado a cada matriz de dissimilaridade (SIMPSON; OKSANEN, 2013). No caso deste trabalho, os pesos assumidos foram sempre iguais, situação em que o método aqui aplicado apresenta resultados idênticos à sugestão proposta por Maechler (2010) sob contexto semelhante.

Legendre e Legendre (2007) descrevem métodos de agrupamentos existentes na literatura. Escolheu-se quatro métodos comumente utilizados para apresentação nos itens seguintes.

3.9.2.2.1 *Single Linkage*

No primeiro método, conhecido como *single linkage* (FLOREK et al., 1951; SNEATH, 1957) e como método do vizinho mais próximo, os dois objetos mais similares pertencentes a dois grupos diferentes são os que determinam a distância de tal par de grupos (XU; WUNSCH, 2008) e a união entre estes ocorre quando tal distância é pequena o

suficiente.

Por ter sua operação baseada na mínima distância entre os grupos, o método de *single linkage* é bastante sensível a ruídos nos dados (LEGENDRE; LEGENDRE, 2007; XU; WUNSCH, 2008).

3.9.2.2.2 Complete Linkage

O segundo método é frequentemente chamado *complete linkage* (SØRENSEN, 1948), e também conhecido como método do vizinho mais distante. Neste método, conforme descrição de Legendre e Legendre (2007), a fusão de grupos ocorre de maneira inversa ao método de *single linkage*, ou seja, depende do par de objetos mais distante (menos similar). Desta forma, um município somente se junta a um grupo quando possui características semelhantes a todos outros municípios do mesmo. Ainda, dois grupos se unem apenas quando todos os municípios do primeiro são semelhantes aos municípios do segundo.

Assim, no método de *complete linkage*, um município se juntar a um grupo se torna cada vez mais difícil ao passo que este grupo cresce, porque os novos municípios devem ser semelhantes a todos os municípios presentes no grupo até então (FISHER; van NESS, 1971; JAIN; DUBES, 1988; LEGENDRE; LEGENDRE, 2007). Conclui-se, portanto que este é um algoritmo efetivo para descobrir grupos pequenos e compactos (XU; WUNSCH, 2008).

Everitt et al. (2011) propõem uma interpretação geométrica às distâncias utilizadas nos métodos de *single linkage* e *complete linkage*, apresentadas na Figura 4:

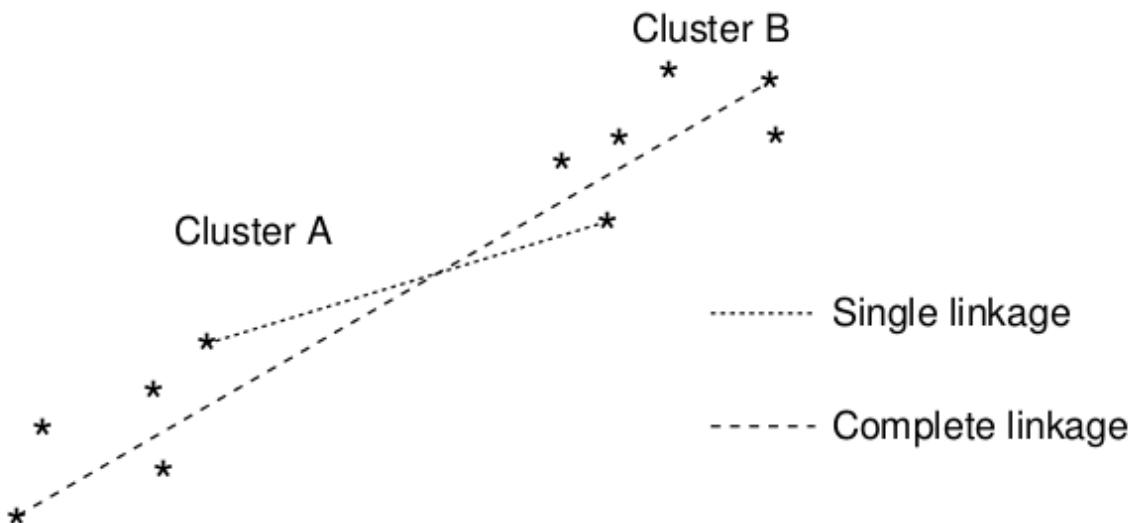


Figura 4 – Exemplos das medidas de distância utilizadas.
Fonte: Adaptado de Everitt et al. (2011, p. 77)

3.9.2.2.3 *Unweighted Pair Group Method (UPGMA)*

No método *Unweighted Pair Group Method*, conhecido como UPGMA (SOKAL; MICHENER, 1958), a distância entre dois grupos é definida como a média da distância entre todos os pares de objetos de grupos diferentes (XU; WUNSCH, 2008). Nos cálculos, adota-se pesos iguais aos objetos e o processo se realiza por meio de modificações progressivas na matriz de dissimilaridades, o que acarreta em perdas nas relações entre os objetos ao longo do mesmo (LEGENDRE; LEGENDRE, 2007).

3.9.2.2.4 *Weighted Pair Group Method (WPGMA)*

Segundo Legendre e Legendre (2007), a presença de grandes grupos, cuja similaridade é dada *a priori* devido a origem de seus objetos, pode distorcer os resultados do método UPGMA quando ocorrem uniões com pequenos grupos. Neste contexto, o método WPGMA (SNEATH; SOKAL, 1973) propõe a atribuição de pesos iguais a grupos que estão para serem fundidos, o que equivale, neste contexto, a dar pesos diferentes às dissimilaridades originais (LEGENDRE; LEGENDRE, 2007).

Everitt et al. (2011) resumem as principais diferenças e observações sobre cada um dos métodos supracitados. As informações estão presentes no Quadro 2:

Quadro 2 – Principais diferenças e observações sobre os métodos utilizados

Fonte: Adaptado de Everitt et al. (2011, p.79). Tradução do autor.

Método:	Nome alternativo:	Usualmente usado com:	Distância entre grupos definida por:	Observações:
Single Linkage Sneath (1957)	Vizinho mais próximo	Similaridade ou dissimilaridade	Distância mínima entre um par de objetos, um em um grupo, outro em outro.	Tende a produzir grupos desbalanceados e de crescimento irregular, especialmente em grandes bases de dados. Não leva em conta a estrutura dos grupos.
Complete Linkage Sørensen (1948)	Vizinho mais distante	Similaridade ou dissimilaridade	Distância máxima entre um par de objetos, um em um grupo, outro em outro.	Tende a produzir grupos compactos e de iguais diâmetros (distância máxima entre objetos).
Unweighted Pair Group Method Sokal e Michener (1958)	UPGMA	Similaridade ou dissimilaridade	Distância média entre um par de objetos, um em um grupo, outro em outro.	Tende a juntar grupos com pequenas variâncias. Intermediário entre o método de <i>single linkage</i> e o método de <i>complete linkage</i> . Leva em conta a estrutura dos grupos e é relativamente robusto.
Weighted Pair Group Method Sneath e Sokal (1973)	WPGMA	Similaridade ou dissimilaridade	Distância média entre um par de objetos, um em um grupo, outro em outro.	Igual ao UPGMA, mas objetos de grupos pequenos com pesos maiores do que objetos de grupos grandes (úteis se os grupos desejados forem de tamanhos diferentes).

3.9.3 Validação dos resultados

Em validação dos resultados, os resultados são analisados de forma a serem obtidos os grupos finais, que muitas vezes requerem interpretação (etapa de Interpretação) para integrar os resultados obtidos com outras evidências experimentais (HALDIKI; BATISTAKIS; VAZIRGIANNIS, 2001).

3.9.3.1 Coeficiente de correlação cofenética

Dentre os métodos existentes para analisar a concordância em algoritmos hierárquicos aglomerativos (HOLGERSSON, 1977), escolheu-se para este trabalho a correlação cofenética, a qual mede, segundo Xu e Wunsch (2008), o grau de similaridade entre a matriz de dissimilaridades e a matriz cofenética – a matriz de distância entre os objetos gerada a partir dos resultados do agrupamento (BUSSAB; MIAZAKI; ANDRADE, 1990) – ou seja, o quanto o resultado do agrupamento corresponde à matriz de dissimilaridade original (LEGENDRE; LEGENDRE, 2007).

Legendre e Legendre (2007) explicam que medidas de correlação variam de -1 a 1, sendo que na correlação cofenética valores maiores indicam maior correspondência entre as matrizes comparadas e o valor máximo acontece quando os grupos formados correspondem perfeitamente aos coeficientes na matriz original. Ainda, os mesmos autores também afirmam que medidas de correlação são úteis para comparar o resultado de dois métodos de agrupamento quando aplicados a uma matriz de distâncias.

Sendo \mathbf{P} a matriz de dissimilaridade e \mathbf{Q} a matriz cofenética, o coeficiente de correlação cofenética (CCC, em português, ou CPCC, em inglês) é dado por (XU; WUNSCH, 2008):

$$CCC = \frac{\frac{2}{N(N-1)} \sum_{i=1}^{N-1} \sum_{j=i+1}^N p_{ij} q_{ij} - \mu_P \mu_Q}{\sqrt{\left(\frac{2}{N(N-1)} \sum_{i=1}^{N-1} \sum_{j=i+1}^N p_{ij}^2 - \mu_P^2 \right) \left(\frac{2}{N(N-1)} \sum_{i=1}^{N-1} \sum_{j=i+1}^N q_{ij}^2 - \mu_Q^2 \right)}}, \text{ onde}$$

N é o número de objetos nas matrizes, $\mu_p = \frac{2}{N(N-1)} \sum_{i=1}^{N-1} \sum_{j=i+1}^N p_{ij}$ e

$$\mu_Q = \frac{2}{N(N-1)} \sum_{i=1}^{N-1} \sum_{j=i+1}^N q_{ij}.$$

3.9.3.2 Método dinâmico de cortes

Uma característica interessante dos métodos aglomerativos hierárquicos é a capacidade do seus resultados serem representados por meio de um gráfico chamado *dendrograma*. A Figura 5 mostra um exemplo de dendrograma extraído de Everitt et al. (2011). Esta figura representa, ainda, o método estático de identificar os grupos formados a partir de um dendrograma. No exemplo, cada valor na coluna *Partition* representa uma altura e, à direita, é possível ver a influência de cada escolha de altura nos grupos finais formados.

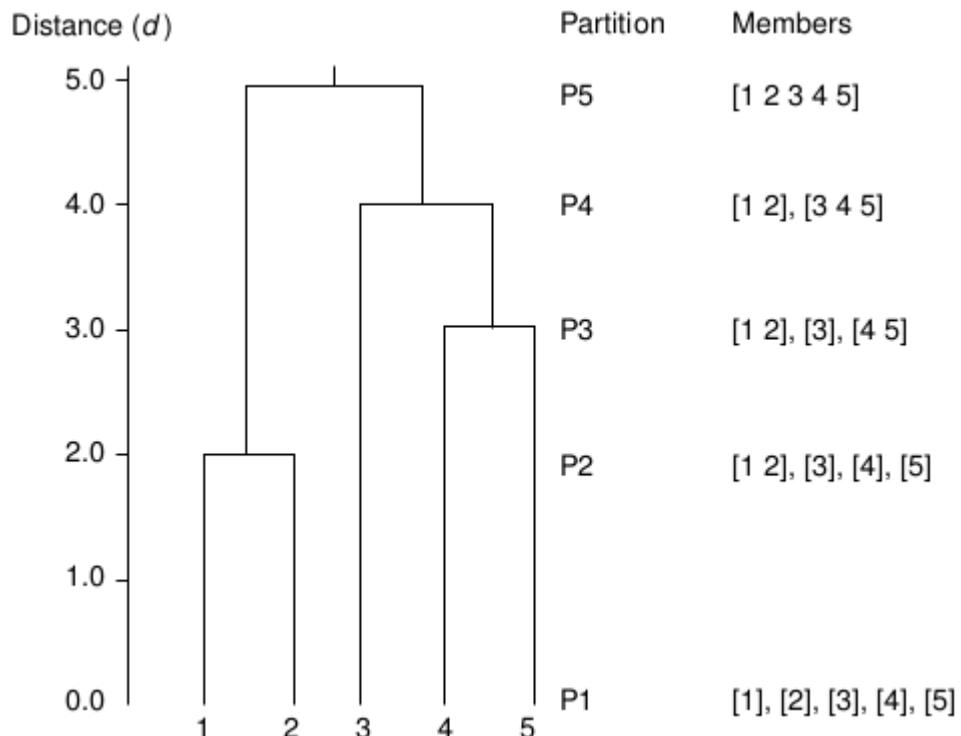


Figura 5 – Exemplo de um dendrograma.

Fonte: Everitt et al. (2011, p.75).

Segundo Langfelder, Zhang e Horvath (2007a), o método mais comum de encontrar grupos em um dendrograma é o chamado de *método estático*, onde cada ramo contíguo localizado abaixo de uma linha horizontal fixa, chamada altura, é definido como um grupo separado. A principal desvantagem deste método é a necessidade de encontrar uma altura

diferente para cada dendrograma analisado, o que dificulta a utilização deste método em lote. Os autores dizem ainda que enquanto grupos distintos podem ser detectados por análise visual, a identificação dos mesmos pelo corte estático no dendrograma pode detectá-los erroneamente.

Para evitar o corte estático, utiliza-se o *método dinâmico* de cortes (*Dynamic Tree Cut*), proposto por Langfelder, Zhang e Horvath (2007a). Este método trabalha por meio de iterações, em um processo adaptativo de decomposição e combinação dos grupos até que seu número fique estável (LANGFELDER; ZHANG; HORVATH, 2007b). Segundo os mesmos autores, o *método dinâmico* possui as vantagens de ser flexível, pois pode ter parâmetros fornecidos pelo usuário para refinar os resultados, e conveniente para execução em lote.

3.9.4 Comparação dos cenários

O índice de Rand é comumente utilizado para comparar resultados (LEGENDRE; LEGENDRE, 2007). Este índice mede o ajuste entre dois resultados e pode ser utilizado em casos onde há números diferentes de grupos formados (EVERITT et al., 2011).

Segundo Everitt et al. (2011), o índice de Rand ajustado se baseia na concordância ou discordância de cada par formato pelos objetos em vez de fazer apenas uma simples tabulação cruzada de frequências, ou seja, computa a proporção dos pares de objetos que estão no mesmo grupo de acordo com o resultado 1 e também o resultado 2. Os mesmos autores dizem, ainda, que o valor máximo ocorre quando há concordância total entre dois resultados e vale 1.

O índice de Rand ajustado entre dois resultados, A e B , é dado por (JASKOWIAK, 2011):

$$I_{(A, B)} = \frac{a - \frac{(a+c)(a+b)}{a+b+c+d}}{\frac{(a+c)+(a+b)}{2} - \frac{(a+c)(a+b)}{(a+b+c+d)}}, \text{ onde}$$

- a : número de pares de objetos que pertencem ao mesmo grupo em A e B .
- b : número de pares de objetos que estão no mesmo grupo em A mas em grupos diferentes em B .

- c : número de pares de objetos que estão em grupos diferentes em A e no mesmo grupo em B .
- d : número de pares de objetos que estão em grupos diferentes em A e B .

4. Metodologia

4.1 Área de Estudo

A área de estudo do presente trabalho é o Estado de São Paulo. Localizado no sudeste do território brasileiro, o Estado de São Paulo abrange 645 municípios, possui área estimada de 248.222,801 km² e população de 44.035.304 habitantes, caracterizando-se como o estado brasileiro com maior número de habitantes (IBGE, 2014).

Segundo Durigan e Ratter (2006), o Estado de São Paulo está localizado em uma região de transição entre dois biomas distintos, a Mata Atlântica e o Cerrado, ambos com baixas porcentagens de área original no Estado (INPE, 2013; KRONKA et al., 1998; *apud* DURIGAN; RATTER, 2006) e inclusos nos 25 *hotspots* considerados como prioridade global para a conservação (MYERS, 2000).

A história da degradação da vegetação no Estado de São Paulo está atrelada à história da devastação da Mata Atlântica, bioma que predomina neste território. Esse processo possui parte de suas raízes históricas no ciclo do café e nos crescimentos industrial e da malha ferroviária (DEAN, 1997; *apud* EHLERS, 2003). Somado a estes fatores, pode-se considerar a história da agricultura, que era frequentemente regida pela visão de que o meio ambiente consistia em nada mais do que um obstáculo a ser transpassado para dar lugar à civilização (PÁDUA, 2002; *apud* EHLERS, 2003), de modo que era comum a utilização de práticas de desmatamento como a queimada, que além de destruir a vegetação, era também nociva à fertilidade dos solos (HOLANDA; 2006; *apud* EHLERS, 2003).

Durigan e Ratter (2006) dizem que nas primeiras décadas do Século XX a maior parte da vegetação do Estado de São Paulo, sobretudo a oeste do Estado, foi substituída por plantações, especialmente nas áreas com solos mais férteis. Neste processo, as fitofisionomias abertas do Cerrado foram exploradas para produção de lenha e para pecuária, onde queimadas aconteciam quase anualmente para estimular o nascimento de vegetação herbácea para pastagem. Os autores também citam o processo conversão para agricultura, onde a soja e a cana-de-açúcar se mostram importantes exploradores do solo do cerrado, sobretudo desde os avanços da tecnologia e da biotecnologia. Atualmente, pouco mais de 65% do território do Estado de São Paulo é ocupado por estabelecimentos agropecuários (IBGE, 2006).

Em relação aos Recursos Hídricos, vigora no Estado a Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei 7.663/1991), que visa assegurar a qualidade da água no Estado de São Paulo.

Esta Política atende à “adoção da bacia hidrográfica como unidade físico-territorial de planejamento e gerenciamento” (SÃO PAULO, 1991) e define o Plano Estadual de Recursos Hídricos, que deve ter atualizações periódicas e definir diretrizes gerais para o gerenciamento dos recursos hídricos no Estado, além de definir unidades hidrográficas (as 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHIs) “com dimensões e características que permitam e justifiquem o gerenciamento descentralizado dos Recursos Hídricos” (SÃO PAULO, 1991) onde devem atuar os Comitês de Bacias Hidrográficas. Estes Comitês também são definidos na Política Estadual de Recursos Hídricos:

Artigo 26 - Aos Comitês de Bacias Hidrográficas, órgão consultivos e deliberativos de nível regional, competem:

I - aprovar a proposta da bacia hidrográfica, para integrar o Plano Estadual de Recursos Hídricos e suas atualizações;

II - aprovar a proposta de programas anuais e plurianuais de aplicação de recursos financeiros em serviços e obras de interesse para o gerenciamento dos recursos hídricos em particular os referidos no Artigo 4.º desta Lei, quando relacionados com recursos hídricos;

III - aprovar a proposta do plano de utilização, conservação, proteção e recuperação dos recursos hídricos da bacia hidrográfica, em especial o enquadramento dos corpos d’água em classes de uso preponderantes, com o apoio de audiências públicas;

IV - vetado;

V - promover entendimento, cooperação e eventual conciliação entre os usuários dos recursos hídricos;

VI - promover estudos, divulgação e debates, dos programas prioritários de serviços e obras a serem realizados no interesse da coletividade;

VII - apreciar, até 31 de março de cada ano, relatório sobre “A Situação dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica” (SÃO PAULO, 1991).

A disposição das 22 UGRHIs no Estado de São Paulo pode ser vista na Figura 6:

Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo

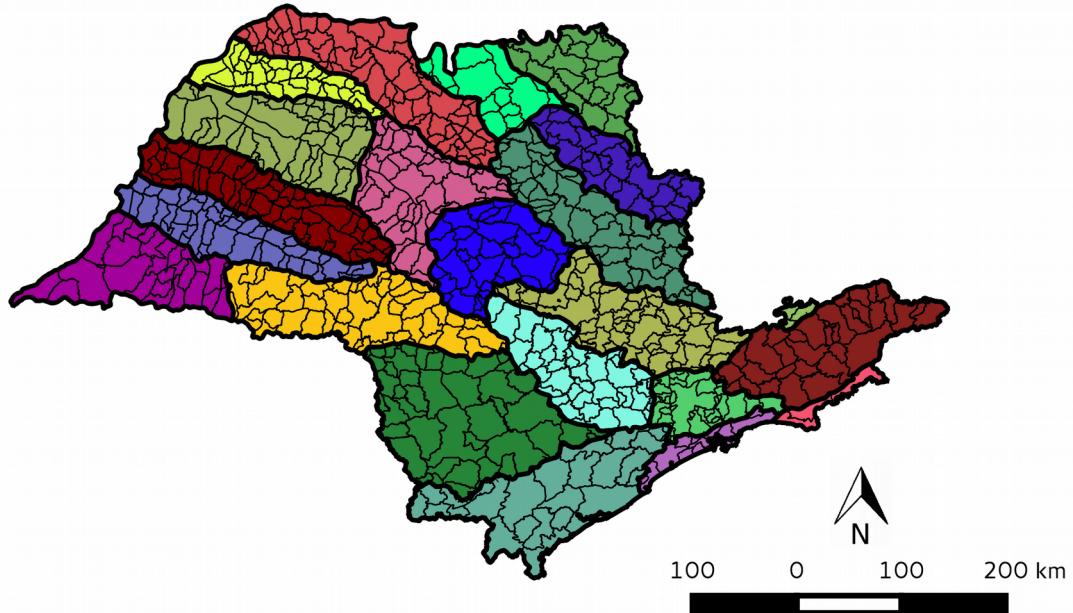


Figura 6 – Disposição das 22 UGRHIs no Estado de São Paulo

Considerando que a heterogeneidade ambiental e a proximidade entre os municípios influencia a composição das comunidades vegetais na área de estudo (SILVA et al., 2014) e que os perfis de solo são resultado de processos intempéricos controlados pelos fatores locais de clima, variação da temperatura, frequência e distribuição de chuvas, relevo, fauna e flora (TOLEDO; OLIVEIRA; MELFI, 2000), mapas temáticos contendo dados de pedologia e vegetação foram considerados como indicadores de equivalência ecológica entre áreas e utilizados para as análises no presente trabalho.

4.2 Método utilizado

O método proposto para o presente trabalho se baseia na teoria dos agrupamentos da análise multivariada. Como um dos objetivos deste trabalho era minimizar a interpretação humana do processo de agrupamento, escolheu-se utilizar os métodos hierárquicos aglomerativos para o desenvolvimento do trabalho.

Após a descrição geral dos passos de um processo de agrupamento no item 3.9, a seguir serão descritas as características específicas do agrupamento aplicado ao problema de

compensação de biodiversidade, com terminologia adotada igual à da Figura 3.

4.2.1 Cenários avaliados

Neste trabalho, procurou-se avaliar o máximo de cenários possíveis para a situação. Para tal, foram analisados os cenários presentes no Quadro 3:

Quadro 3 – Cenários analisados neste projeto.

Cenários				
Número	Pedologia	Vegetação	Primeiro procedimento	Segundo procedimento
1	Detalhado	Detalhado	Agrupamento	Divisão em UGRHIs
2	Genérico	Detalhado	Agrupamento	Divisão em UGRHIs
3	Detalhado	Detalhado	Divisão em UGRHIs	Agrupamento
4	Genérico	Detalhado	Divisão em UGRHIs	Agrupamento
5	Combinação (Detalhado – Detalhado)		Agrupamento	Divisão em UGRHIs
6	Combinação (Genérico – Detalhado)		Agrupamento	Divisão em UGRHIs
7	Combinação (Detalhado – Detalhado)		Divisão em UGRHIs	Agrupamento
8	Combinação (Genérico – Detalhado)		Divisão em UGRHIs	Agrupamento
9	–		Agrupamento	Divisão em UGRHIs
10	–		Divisão em UGRHIs	Agrupamento

Calculou-se também dois cenários de referência para comparação dos resultados. Estes cenários foram calculados por meio da aplicação do método de agrupamento sobre a matriz de distâncias geográficas dos centróides dos municípios, apenas. Ou seja, para a obtenção destes cenários não foram consideradas quaisquer informações relativas à pedologia ou vegetação dos municípios. O cenário 9 surge da realização do agrupamento como primeiro procedimento, seguido da divisão em UGRHIs, enquanto o cenário 10 surge da ordem inversa.

4.2.2 Tratamento preliminar dos dados

Para a realização deste trabalho, foram utilizados os mapas temáticos de vegetação e pedologia gerados no âmbito do Projeto Biota FAPESP e do IAC – Instituto Agronômico (OLIVEIRA et al., 1999), respectivamente.

Estes mapas, os de melhor escala para o Estado de São Paulo no momento da execução do projeto, estavam disponíveis no datum SAD69 e na projeção cartográfica de

Albers. O primeiro passo do tratamento dos dados consistiu em convertê-los para o sistema de coordenadas geográficas SIRGAS2000 (EPSG:4674), oficial do IBGE a partir do ano de 2014 (IBGE, 2005).

Para a troca entre os sistemas de coordenadas, utilizou-se os módulos disponíveis no SAGA GIS.

Durante o processo de conversão, percebeu-se que havia incongruências entre os mapas de divisas dos municípios (disponível pelo IBGE) e pedologia, exemplificadas nas Figuras 7 e 8:

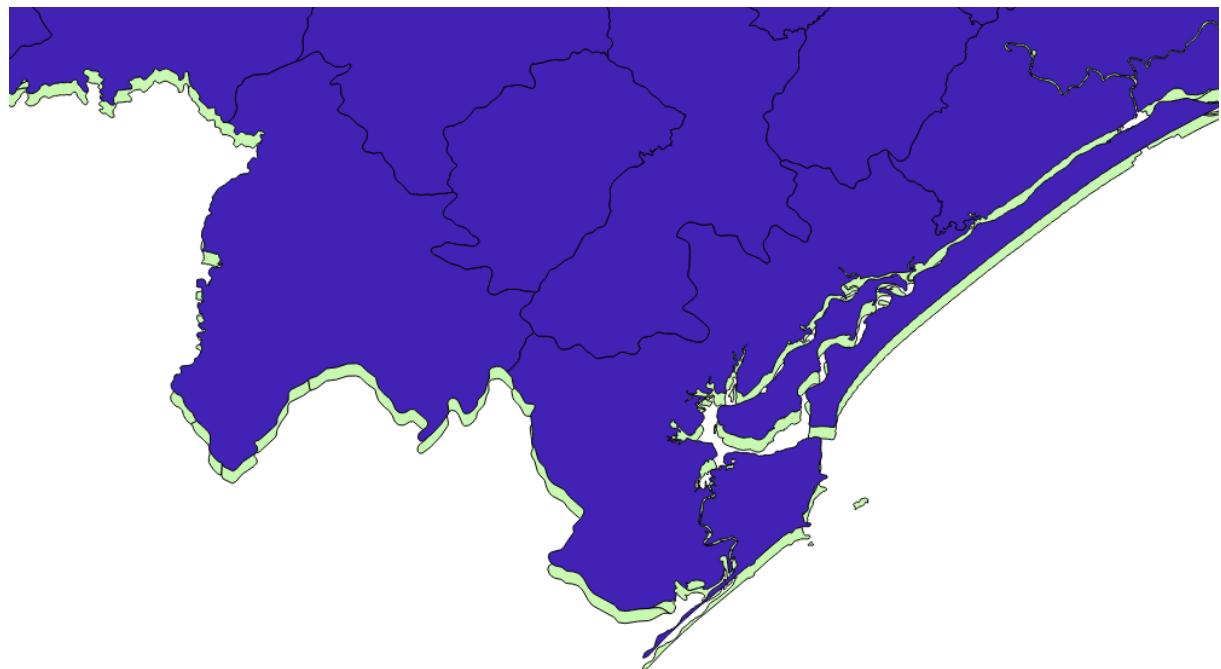


Figura 7 – Mapa de municípios sobreposto ao de pedologia, exemplificando a incongruência ao sul do estado.

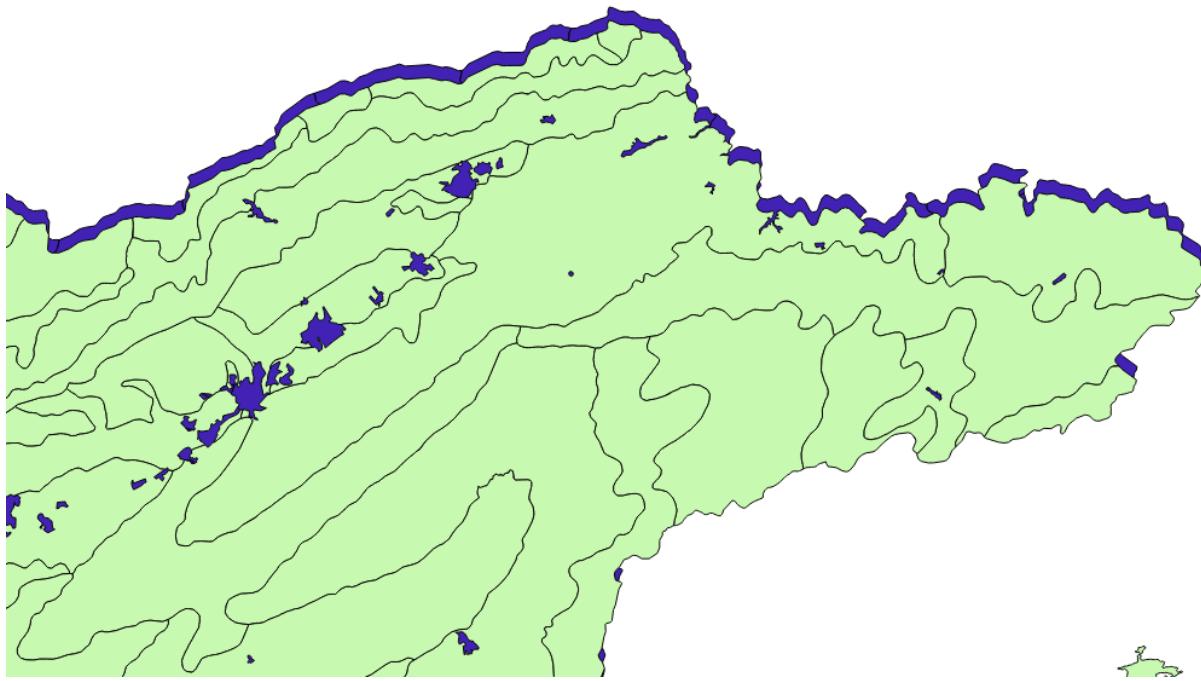


Figura 8 – Mapa de pedologia sobreposto ao de municípios, exemplificando a incongruência a oeste do estado.

Para corrigir esta incongruência, foi necessário realizar interpolação Thin-Plate Splines (TPS), implementada por meio do software *ogr2ogr*, disponível na suite *GDAL* (GDAL, 2014). A utilização da interpolação TPS contou com um conjunto de 80 pontos no mapa de pedologia e seus respectivos correspondentes no mapa de municípios. Assim como era evidente a diferença de escala nos dois mapas em questão, também era evidente a diferença no detalhamento dos mesmos. Portanto, os pontos escolhidos para serem utilizados na interpolação foram aqueles cuja correspondência no mapa de municípios fosse facilmente comprovada.

Do mesmo modo, a quantidade de pontos utilizados foi limitada pela mesma diferença no detalhamento dos mapas. A captura dos pontos e de suas coordenadas foi feita por meio do QGIS.

A Figura 9 mostra um exemplo do critério de comprovação entre os pontos selecionados. Nesta figura, o mapa de municípios (marrom) está sobreposto ao mapa de pedologia (azul):

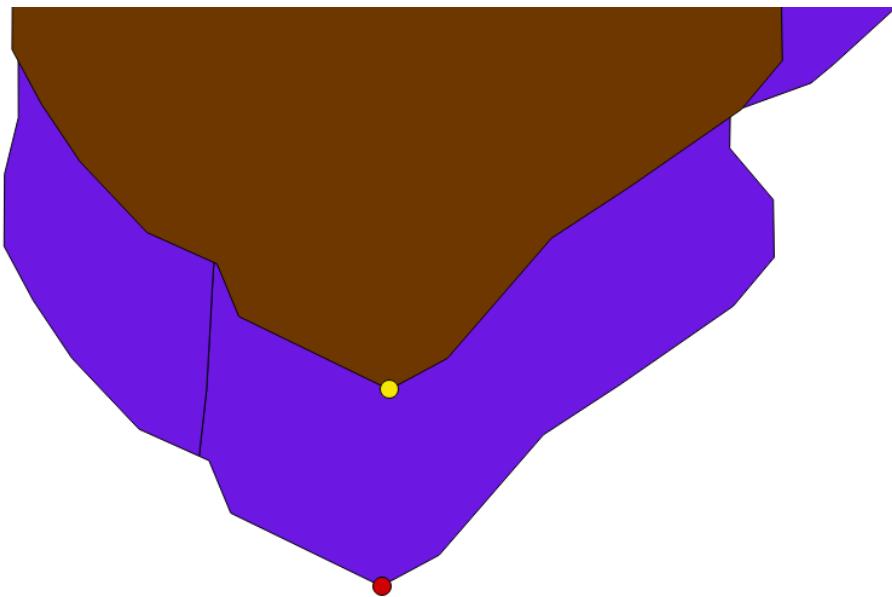


Figura 9 – Exemplo de critério de escolha dos pontos no mapa de pedologia (azul, ponto vermelho) e no correspondente (marrom, ponto amarelo)

A Figura 10 ilustra os correspondentes dos pontos utilizados na interpolação, enquanto a Tabela 2 reforça a importância da realização do ajustamento dos mapas com informações básicas sobre os pares de pontos correspondentes:



Figura 10 – Localização dos 80 pontos utilizados na interpolação TPS.

Tabela 2 – Dados básicos sobre os pares de pontos

Número de pares	Distância máxima (m)	Distância mínima (m)	Distância média (m)
80	3954,099	882,903	1599,325

4.2.3 Seleção das características

No mapa pedológico do IAC é possível encontrar dois níveis de agregação das informações: genérico ou detalhado, conforme exemplo no Quadro 4. O mesmo não acontece no caso do mapa temático de vegetação.

Quadro 4 – Exemplo do critério utilizado para a definição dos níveis de distinção no mapa temático de pedologia

Nível genérico:	Nível detalhado:
<i>Cambissolos</i>	<i>Cambissolos Háplicos distróficos textura média e argilosa + Latossolos Vermelhos-Amarelos distróficos textura argilosa ambos A moderado e A proeminente relevo forte ondulado</i>
<i>Gleissolos</i>	<i>Gleissolos Háplicos eutróficos e distróficos relevo de várzea + Latossolos Amarelos acriférreos e ácricos com e sem plintita A moderado textura argilosa relevo plano e suave ondulado + Planossolos Háplicos eutróficos Tb A moderado texturamédia/argilosa</i>

No caso da vegetação, alguns dados genéricos não constavam no banco de dados do Biota FAPESP, principalmente nas áreas de contato entre duas ou mais fitofisionomias diferentes. Por este motivo, optou-se por realizar as análises utilizando sempre o mapa de vegetação detalhado.

Deste modo, para a realização das etapas seguintes, foram utilizados dois mapas temáticos de pedologia (um com dados genéricos, contemplando 12 classes pedológicas e outro com dados detalhados, com 327 classes) e um mapa de vegetação (detalhado, com 34 classes), além do mapa com o limite dos municípios paulistas e do mapa com os limites das UGRHIs do Estado.

As informações necessárias para o agrupamento foram obtidas a partir da sobreposição dos mapas temáticos, conforme descrito no Quadro 5:

Quadro 5 – Descrição das sobreposições de mapas temáticos realizadas e informações geradas nos mapas resultantes

Mapas sobrepostos:	Informação gerada:
Dados genéricos de pedologia, municípios e UGRHIs.	Porcentagens de categorias de solo por município (dividido ou não por UGRHI).
Dados detalhados de pedologia, municípios e UGRHIs.	Porcentagens de categorias (detalhadas) de solo por município (dividido ou não por UGRHI).
Dados detalhados de vegetação, municípios e UGRHIs.	Porcentagens de categorias de vegetação por município (dividido ou não por UGRHI).
Dados genéricos de pedologia, dados detalhados de vegetação, municípios e UGRHIs.	Porcentagens de combinação solo genérico – vegetação detalhado por município (dividido ou não por UGRHI).
Dados detalhados de pedologia, dados detalhados de vegetação, municípios e UGRHIs.	Porcentagens de combinação solo detalhado – vegetação detalhado por município (dividido ou não por UGRHI).

Para o cálculo das áreas, foi utilizado o QGIS. Para evitar os erros dos cálculos devido a não-projeção dos mapas, utilizou-se a projeção SIRGAS2000 – Brazil Mercator (EPSG:5641) “on the fly” para os procedimentos.

Calculadas as áreas, utilizou-se o software de planilhas LibreOffice Calc para o cálculo da razão relativa de vegetação e pedologia para cada município, ou seja, a divisão da área de cada fitofisionomia (ou classe de solo) pela área total do município. Para tal, foi necessário criar, em cada caso, uma tabela dinâmica, com os dados orientados de maneira idêntica ao exemplo da Figura 11. No caso, o campo *DESCRICAO* continha as informações relativas às classes de solo existentes em cada município.

A tabela dinâmica criada também serviu posteriormente de base para os cálculos sobre os dados, uma vez que apresentava formato compatível com o programa utilizado.

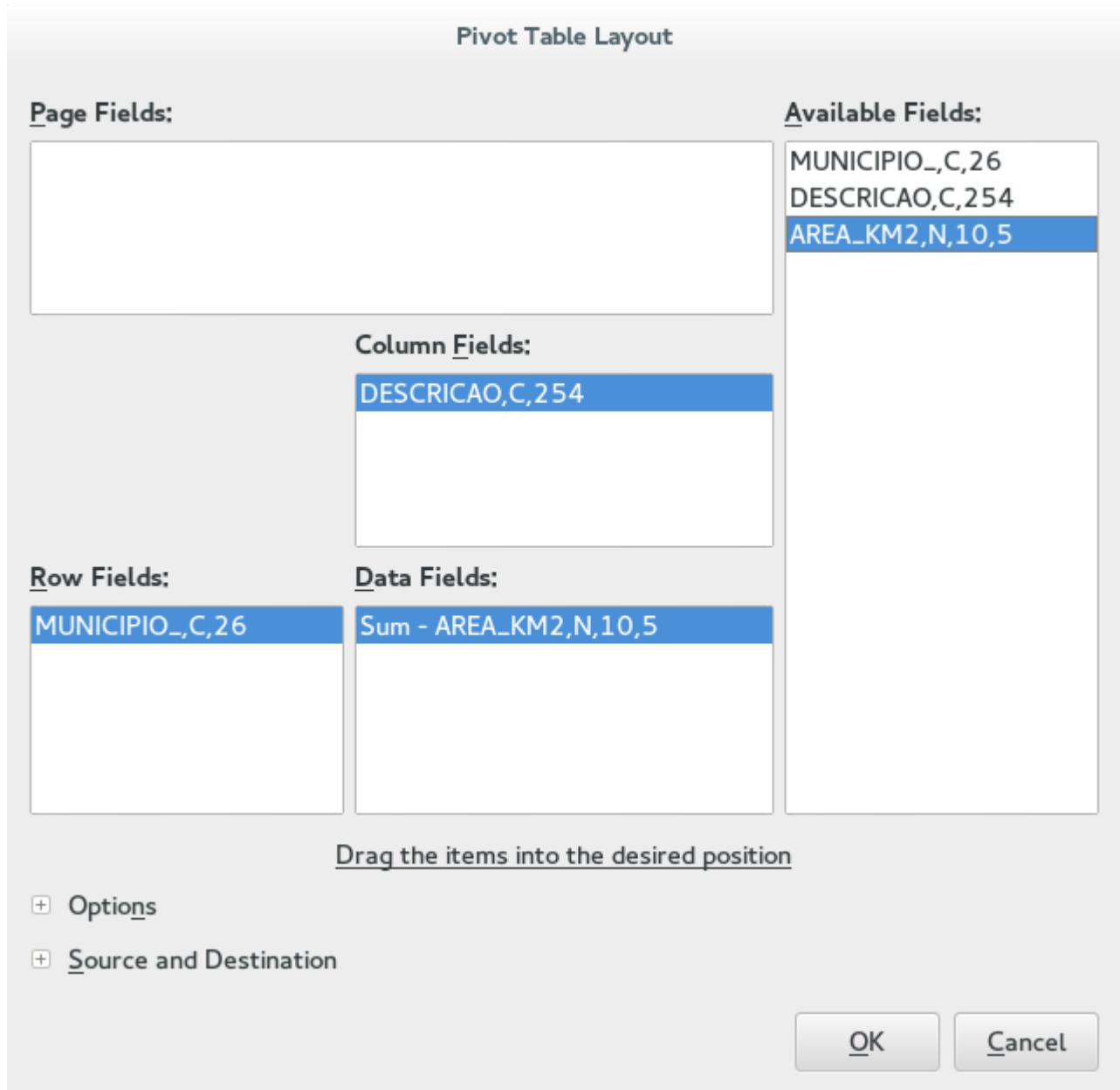


Figura 11 – Exemplo de disposição dos dados na tabela dinâmica criada no LibreOffice.

Após a criação da tabela dinâmica, esta foi posteriormente modificada para serem obtidas as razões entre a área de cada classe de fragmentos e a área total do município, e, em sequência, modificada novamente para ficar em formato compatível com o software R, no qual foram realizados os cálculos do processo de agrupamento.

Para a realização do projeto, foi necessária a elaboração de 92 planilhas, o que só foi possível com o auxílio de macros.

Parte de uma tabela pronta é mostrada na Figura 12. Nesta imagem, são mostradas as

35 primeiras linhas e 17 primeiras colunas de uma planilha que possui, no total, 646 linhas e 35 colunas. No caso da planilha de pedologia detalhado, o número de colunas sobe para 373.

MUNICIPIO	Floresta Est	Floresta Est	Floresta Est	Floresta Om	Formacao Ar	Formacao Ar	Formacao Ar	Savana								
ADAMANTIN	0,00000000	0,00000000	0,01122185	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,0003652
ADOLFO	0,00000000	0,01230933	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00296871	0,00000000	0,02223888	
AGUAI	0,00000000	0,01254599	0,00843785	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00624238	0,00000000	0,00118550	
AGUAS DAP	0,00000000	0,00000000	0,07514002	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	
AGUAS DE L	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,05517005	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	
AGUAS DE S	0,00000000	0,00614950	0,01076235	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00715652	0,00000000	0,03027444	
AGUAS DE S	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,01018588	0,00000000	0,00000000	
AGUDOS	0,00000000	0,00360902	0,02111460	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00341250	0,00000000	0,03916076	
ALAMBARI	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	
ALFREDO M	0,00000000	0,00000000	0,00285222	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00446017	0,00000000	0,00000000	
ALTAIR	0,00000000	0,00022561	0,00032704	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00300118	0,00000000	0,00010274	
ALTINOPOLIS	0,00000000	0,00243887	0,00724500	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00405268	0,00000000	0,05151984	
ALTO ALEGRE	0,00000000	0,00000000	0,02812802	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00150277	0,00000000	0,00097614	
ALUMINIO	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	
ALVARES FL	0,00000000	0,00186167	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00027755	0,00000000	0,00791248	
ALVARES MA	0,00000000	0,00000000	0,00054529	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00203907	0,00000000	0,00000000	
ALVARO DE LIMA	0,00000000	0,00000000	0,03578267	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00073468	0,00000000	0,00000000	
ALVINLANDIA	0,00000000	0,00018496	0,08886139	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00434291	0,00000000	0,00126466	
AMERICANA	0,00000000	0,00793853	0,00594573	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	
AMERICO BR	0,00000000	0,00069038	0,00337649	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,01412183	0,00000000	0,00772004	
AMERICO D	0,00000000	0,00360450	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,0032567	0,00000000	0,01169384	
AMPARO	0,00000000	0,00000000	0,00628070	0,00000000	0,00000000	0,01826239	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	
ANALANDIA	0,00000000	0,00000000	0,03776041	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00351965	0,00000000	0,03314744	
ANDRADINA	0,00000000	0,00000000	0,00621344	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00222738	0,00000000	0,00126377	
ANGATUBA	0,00000000	0,00000000	0,01919206	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00061275	0,00000000	0,00778551	
ANHEMBI	0,00000000	0,02964091	0,00332854	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00868758	0,00000000	0,00264511	
ANHUMAS	0,00000000	0,00211128	0,00305037	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00594040	0,00000000	0,00759074	
APARECIDA	0,00000000	0,00000000	0,00260884	0,00000000	0,00000000	0,02170037	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	
APARECIDA	0,00000000	0,00000000	0,00073343	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,01994891	
APIAIA	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,01182432	0,000052299	0,00000000	0,17794675	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	
ARACARIGU	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00385015	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	
ARACATUBA	0,00000000	0,00006509	0,00243235	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00027382	0,00000000	0,00196658	
ARACOIABA	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,01372067	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	
ARAMINA	0,00000000	0,00000000	0,00076212	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,00000000	0,03001604	0,00000000	0,00186551	

Figura 12 – Trecho de planilha (vegetação detalhado) com quantidades relativas por município.

4.2.4 Seleção do algoritmo de agrupamento

Naturalmente, há diferenças entre as características próprias de cada coeficiente de dissimilaridade (GOWER; LEGENDRE, 1986; LEGENDRE; LEGENDRE, 2007). Porém, neste trabalho, optou-se por utilizar o coeficiente de dissimilaridade Euclidiana, calculado por:

$$d(x_1, x_2) = \sqrt{\sum_{j=0}^n (y_{1j} - y_{2j})^2},$$

onde x_1 e x_2 são, no caso deste trabalho, dois municípios diferentes, e y_{1j} e y_{2j} representam o valor de uma dada característica em cada um dos dois municípios.

A principal justificativa para a escolha do coeficiente de dissimilaridade reside no fato de que foram utilizados dados de distância geográficas entre os centróides dos municípios, os quais precisaram ser calculados pelo coeficiente de dissimilaridade Euclidiana. Assim, a escolha de tal coeficiente consistiu apenas na padronização do mesmo procedimento para os outros critérios.

Para a escolha dos métodos de agrupamento para formação dos grupos, analisou-se em todos os cenários as quatro opções descritas no item 3.9.2.2. Posteriormente, estes resultados foram comparados para a escolha do método mais adequado a cada situação.

4.2.5 Validação dos resultados

Após o cálculo dos grupos formados, foi necessário escolher qual a melhor opção dentre os diferentes métodos de agrupamento utilizados. Para tal fim, fez-se necessária a utilização de um coeficiente que fosse capaz de indicar qual dos resultados se mostrava mais adequado à situação. Este coeficiente, consequentemente, foi também o responsável por indicar qual método de agrupamento utilizar em cada situação.

Segundo Holgersson (1977), existem várias maneiras de avaliar a saída de técnicas de agrupamento e a estratégia mais promissora neste contexto consiste em comparar os resultados de diferentes métodos de agrupamento realizados sobre os mesmos dados.

Deste modo, comparou-se em cada agrupamento os quatro métodos do item anterior pelo coeficiente de correlação cofenética e escolheu-se os maiores valores para a sequência do

trabalho.

Posteriormente, os dendrogramas obtidos foram cortados por meio do método dinâmico de cortes, descrito no item **3.9.3.2**.

A título de exemplo, está mostrada na Tabela 3 uma tabela relacionando os municípios da UGRHI 3 – Litoral Norte com suas respectivas proporções de solos de diferentes tipos e, na Tabela 4, a matriz de dissimilaridades para estes municípios, segundo cálculo utilizando também a distância Euclidiana.

Tabela 3 – Proporções de tipos de solos nos municípios da UGRHI 3, obtidas a partir da sobreposição entre o mapa genérico de pedologia e o mapa das divisas dos municípios

	Cambissolos	Espodossolos	Latossolos
BERTIOGA	0,21357	0,78643	0,00000
CARAGUATATUBA	0,77049	0,13775	0,04527
CUNHA	1,00000	0,00000	0,00000
NATIVIDADE DA SERRA	0,03501	0,00000	0,96499
PARAIBUNA	0,47660	0,00000	0,52340
SALESOPOLIS	1,00000	0,00000	0,00000
SAO LUIS DO PARAITINGA	1,00000	0,00000	0,00000
SAO SEBASTIAO	0,79208	0,15740	0,00000
UBATUBA	0,90641	0,06730	0,00081

Tabela 4 – Dissimilaridade entre os municípios da UGRHI 3 – Litoral Norte calculada pelo coeficiente de distância Euclidiana.

	BERTIOGA	CARAGUATATUBA	CUNHA	NATIVIDADE DA SERRA	PARAIBUNA	SALESOPOLIS	S. L. DO PARAITINGA	SAO SEBASTIAO	UBATUBA
BERTIOGA	0	0,8561485	1,1121816	1,2576064	0,9806169	1,1121816	1,1121816	0,8546035	0,9985869
CARAGUATATUBA	0,8561485	0	0,2714788	1,1856697	0,5778982	0,2714788	0,2714788	0,0538619	0,1594167
CUNHA	1,1121816	0,2714788	0	1,3647086	0,7402063	0,0000000	0,0000000	0,2607835	0,1152804
NATIVIDADE DA SERRA	1,2576064	1,1856697	1,3647086	0	0,6245023	1,3647086	1,3647086	1,2365867	1,3013514
PARAIBUNA	0,9806169	0,5778982	0,7402063	0,6245023	0	0,7402063	0,7402063	0,6310758	0,6799774
SALESOPOLIS	1,1121816	0,2714788	0,0000000	1,3647086	0,7402063	0	0,0000000	0,2607835	0,1152804
S. L. DO PARAITINGA	1,1121816	0,2714788	0,0000000	1,3647086	0,7402063	0,0000000	0	0,2607835	0,1152804
SAO SEBASTIAO	0,8546035	0,0538619	0,2607835	1,2365867	0,6310758	0,2607835	0,2607835	0	0,1455706
UBATUBA	0,9985869	0,1594167	0,1152804	1,3013514	0,6799774	0,1152804	0,1152804	0,1455706	0

Analizando as tabelas, pode-se perceber que quando um município apresenta valores relativos iguais de pedologia com outro município (ou seja, proporções idênticas dos mesmos tipos de solo), estes apresentam dissimilaridade nula, ou seja, devem partir do mesmo grupo se a análise for feita apenas por critério de, no caso, pedologia.

Neste trabalho, utilizou-se os critérios de distância geográfica entre os centróides dos municípios e suas quantidades relativas de pedologia e de vegetação para realização dos agrupamentos. Foi frequentemente necessário, portanto, fundir duas ou mais matrizes de dissimilaridade de modo a produzir apenas uma, sobre a qual foi aplicado o método de agrupamento escolhido.

4.2.6 Comparação dos cenários

Por fim, foi utilizado o índice de Rand ajustado descrito no item **3.9.4** para comparação dos cenários e escolha do mapa final de limitação à compensação de reserva legal no estado de São Paulo.

4.3 Implementação

A implementação dos itens supracitados deu-se por meio dos programas *open-source*: QGIS (QGIS, 2014), SAGA GIS (SAGA GIS, 2014), R (R, 2014) e LibreOffice (LIBREOFFICE, 2014).

Para importar arquivos do LibreOffice para o R, utilizou-se a função *read.gnumeric.sheet*, implementada pelo pacote *gnumeric* (ANTAL, 2012).

Para o cálculo das matrizes de dissimilaridade, no R, utilizou-se a função *dist*. Para a execução dos métodos hierárquicos aglomerativos, utilizou-se a função *hclust*, e para o cálculo do coeficiente de correlação cofenético, utilizou-se as funções *cor* e *cophenetic*. Todas estas presentes no pacote *stats* (R, 2014).

A fusão de duas matrizes de dissimilaridade foi feita por meio da função *fuse*, presente no pacote *analogue* (SIMPSON; OKSANEN, 2013) e para o *método dinâmico* de corte utilizou-se a função *cutreeDynamic*, presente no pacote *dynamicTreeCut* (LANGFELDER; ZHANG; HORVATH, 2009).

Por fim, para exportar os cálculos do R para o LibreOffice, utilizou-se a função

write.table, presente no pacote *utils* (R, 2014). E para utilizar o índice de Rand ajustado, utilizou-se a função *adjustedRandIndex*, do pacote *mclust* (FRALEY; RAFTERY, 2002).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção, serão apresentados os resultados obtidos por meio do método descrito na seção anterior.

5.1 Interpolação TPS

O resultado da interpolação pode ser visto na Tabela 5, que compara a área das intersecções:

Tabela 5 – Área das intersecções dos mapas de pedologia antes e depois da interpolação

Área da intersecção antes da interpolação (km ²)	Área da intersecção depois da interpolação (km ²)	Diferença (km ²)
238393,487	240192,567	1799,079

Como visto, 1799,079 km² de informações sobre pedologia seriam perdidas caso não fosse feita a interpolação dos mapas.

5.2 Mapas gerados

Com a aplicação dos métodos citados na seção anterior, foram gerados 8 cenários para definição das áreas limite de compensação de Reserva Legal no estado de São Paulo baseados em critérios de solo e fitofisionomia vegetal, além de 2 cenários baseados apenas na distância geográfica entre os municípios. Estes resultados podem ser vistos na Figura 13, onde os cenários estão organizados segundo a ordem dos procedimentos.

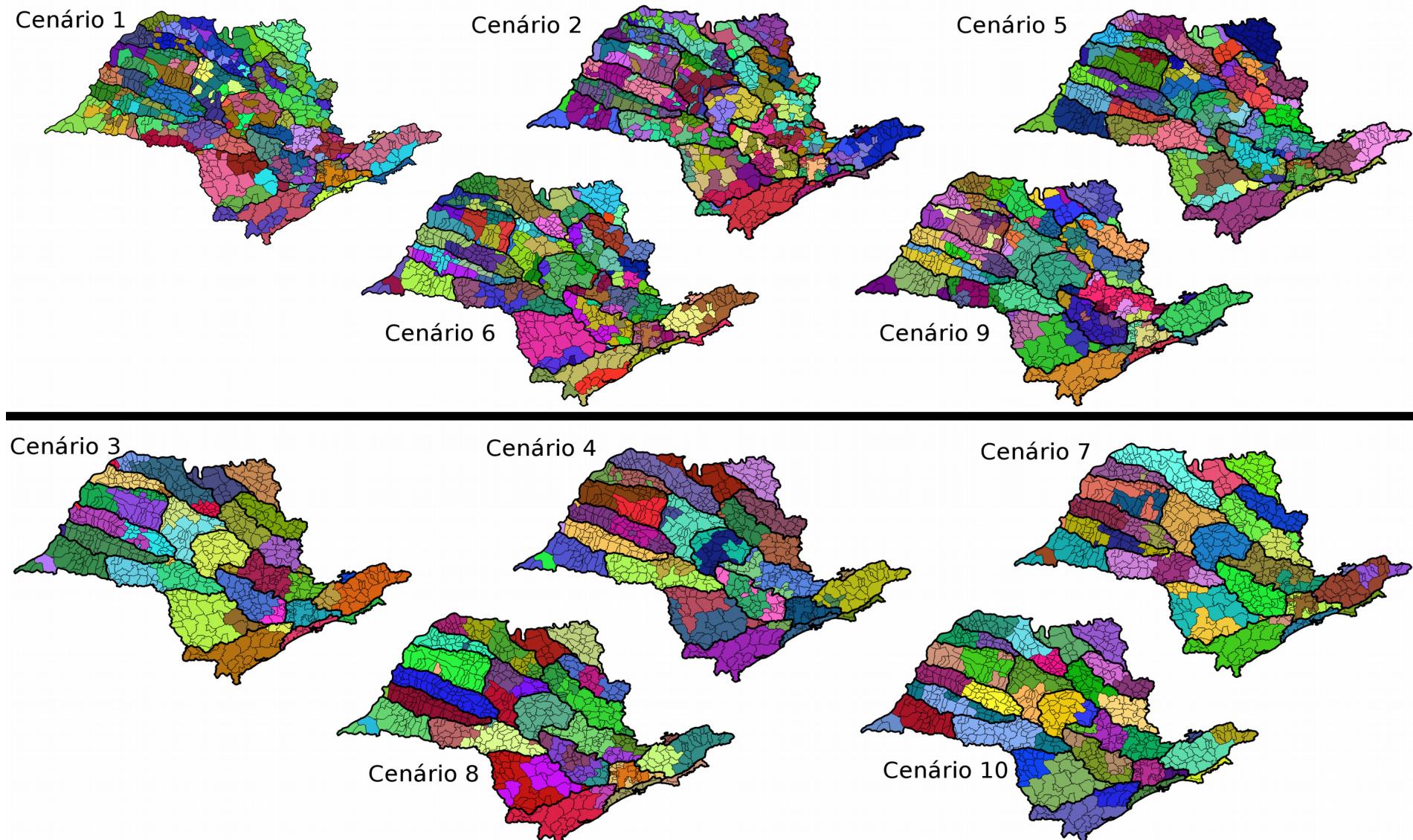


Figura 13 – Cenários gerados para compensação entre áreas de Reserva Legal no Estado de São Paulo a partir dos critérios descritos no Quadro 5.

5.3 Correlação Cofenética

Dentre os coeficientes analisados 92 vezes – 4 para cada um dos 4 cenários onde o agrupamento foi o primeiro procedimento, somado aos 22 para cada um dos 4 cenários onde foi feita a ordem inversa –, o método *UPGMA* apresentou maiores coeficientes de correlação cofenética do que os outros métodos em 86 vezes, enquanto o método *WPGMA* apresentou maiores coeficientes em 5 situações e o método de *single linkage*, em 1 situação. Estes métodos foram utilizados na continuação do trabalho.

Estes valores concordam com as referências analisadas, onde se encontra que o método *UPGMA* tende a produzir resultados com maiores valores de correlação cofenética (EVERITT et al., 2011; XU; WUNSCH, 2008).

5.4 Comparação entre os cenários

Após a definição dos métodos de agrupamento e suas respectivas execuções, os cenários cujo procedimento de agrupamento foi realizado antes da divisão em UGRHIs – cenários 1, 2, 5 e 6 – foram comparados entre si e com o cenário 9. Os resultados obtidos pelo índice de Rand ajustado são mostrados na Tabela 6. Em seguida, comparou-se os resultados dos cenários 3, 4, 7 e 8 entre si e com o cenário 10. Os resultados também foram calculados pelo índice de Rand e são mostrados na Tabela 7.

Tabela 6 – Índice de Rand ajustado calculado (cenários 1, 2, 5, 6 e 9)

Cenários					
	1	2	5	6	9
1	1	0.354022	0.440579	0.433012	0.397412
2	0.354022	1	0.395685	0.413647	0.352479
5	0.440579	0.395685	1	0.478882	0.531733
6	0.433012	0.413647	0.478882	1	0.466108
SOMA:	2.227614	2.163355	2.315147	2.325542	1.747734

Tabela 7 – Índice de Rand ajustado calculado (cenários 3, 4, 7, 8 e 10)

Cenários					
	3	4	7	8	10
3	1	0.671426	0.686281	0.721161	0.659879
4	0.671426	1	0.719741	0.622979	0.612560
7	0.686281	0.719741	1	0.668997	0.614157

8	0.721161	0.622979	0.668997	1	0.627787
SOMA:	3.078869	3.014148	3.075020	3.013139	2.514385

Analizando os dados das Tabelas 6 e 7, verifica-se que os cenários onde a divisão em UGRHIs foi realizada antes do agrupamento apresentam maior similaridade entre si do que os cenários cujos procedimentos são executados na ordem inversa. Verifica-se também, nessa situação, que este grupo de cenários possui similaridade com o cenário 10 significantemente maior do que a similaridade do outro grupo de cenários com o cenário 9.

Uma vez que os mapas de referência (9 e 10) exprimem o resultado do agrupamento dos municípios segundo apenas o critério de distância geográfica, concluiu-se que altas similaridades com os cenários indicam que os critérios de pedologia e vegetação tiveram pouca interferência no resultado do processo de agrupamento.

Deste modo, concluiu-se que os procedimentos metodológicos que resultaram nos cenários 3, 4, 7 e 8 não se mostraram satisfatórios para se atingir o objetivo proposto no presente trabalho.

Na comparação entre os cenários 1, 2, 5 e 6, concluiu-se que o cenário 6 é mais adequado para ser usado como orientador para a compensação das Reservas Legais, pois é o que apresenta maior similaridade com os demais (Tabela 6). Em outras palavras: considerando-se que entre os cenários 1, 2, 5 e 6 não há um que seja incorreto, quando estes são comparados entre si, o cenário 6 é o que menos difere dos demais.

5.5 Geração do mapa final

Como visto no item anterior, o cenário 6 mostrou-se mais adequado. Na Figura 14 está demonstrado o mapa relativo a este cenário. Nele, cada cor diferente representa um grupo de municípios obtido pelo método.

Agrupamento de municípios para fins de compensação - primeira aproximação

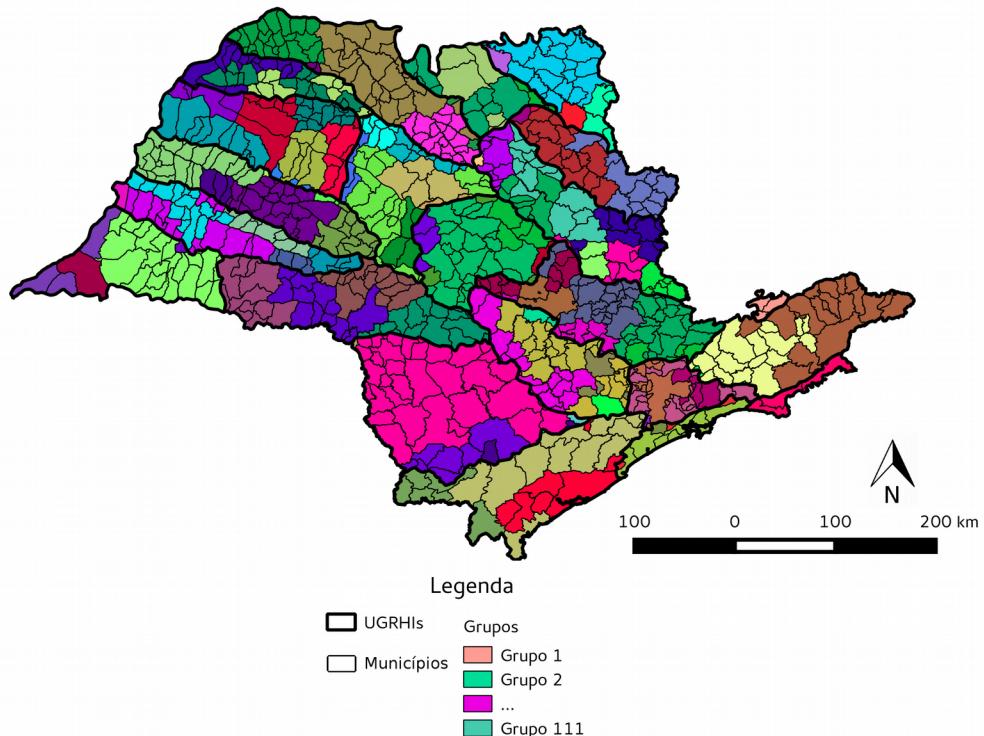


Figura 14 – Agrupamento de municípios para fins de compensação – primeira aproximação.

Um problema decorrente do método adotado para a geração desse cenário é o fato de alguns municípios terem seus territórios em mais de uma UGRHI. Isto resultou, em alguns casos, na delimitação de grupos contendo exclusivamente “pedaços” de territórios de um ou mais municípios e até grupos formados exclusivamente por um “pedaço” de um só município, como exemplificado na Figura 15.

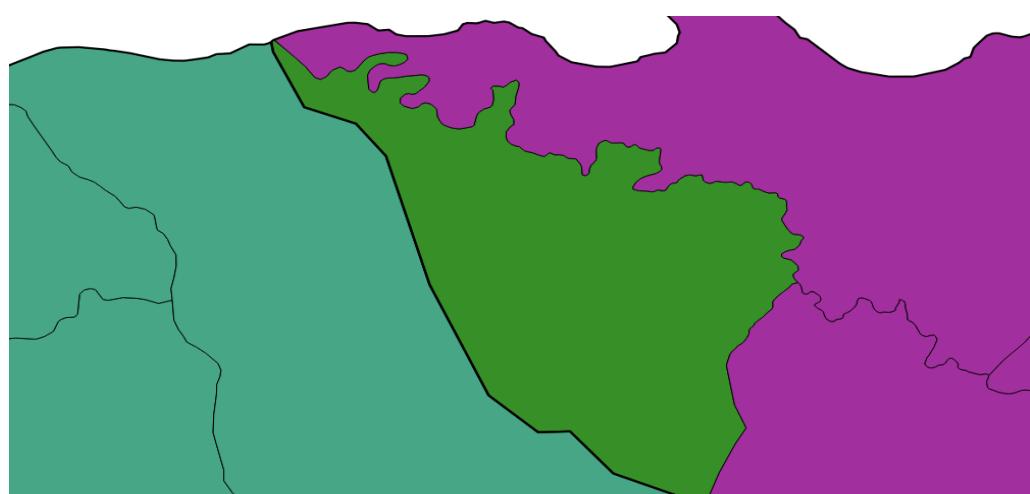


Figura 15 – Exemplo de grupo formado exclusivamente por um “pedaço” de município.

A partir da definição que um município dividido em n “pedaços” equivale a $\frac{1}{n}$ município, independentemente das áreas espaciais dos “pedaços”, foi possível detectar outro problema gerado também pela divisão por UGRHIs. A execução deste procedimento acarretou a criação de grupos com menos de dois municípios o que, na prática, seria pouco útil do ponto de vista da aplicação do mecanismo de compensação. Nesse caso, optou-se por reagrupar os municípios desses pequenos grupos aos grupos originais (gerados antes do agrupamento por UGRHIs).

O resultado do procedimento de reunião dos grupos pode ser visto na Figura 16.

Grupos limitantes para a compensação de Reserva Legal no estado de São Paulo

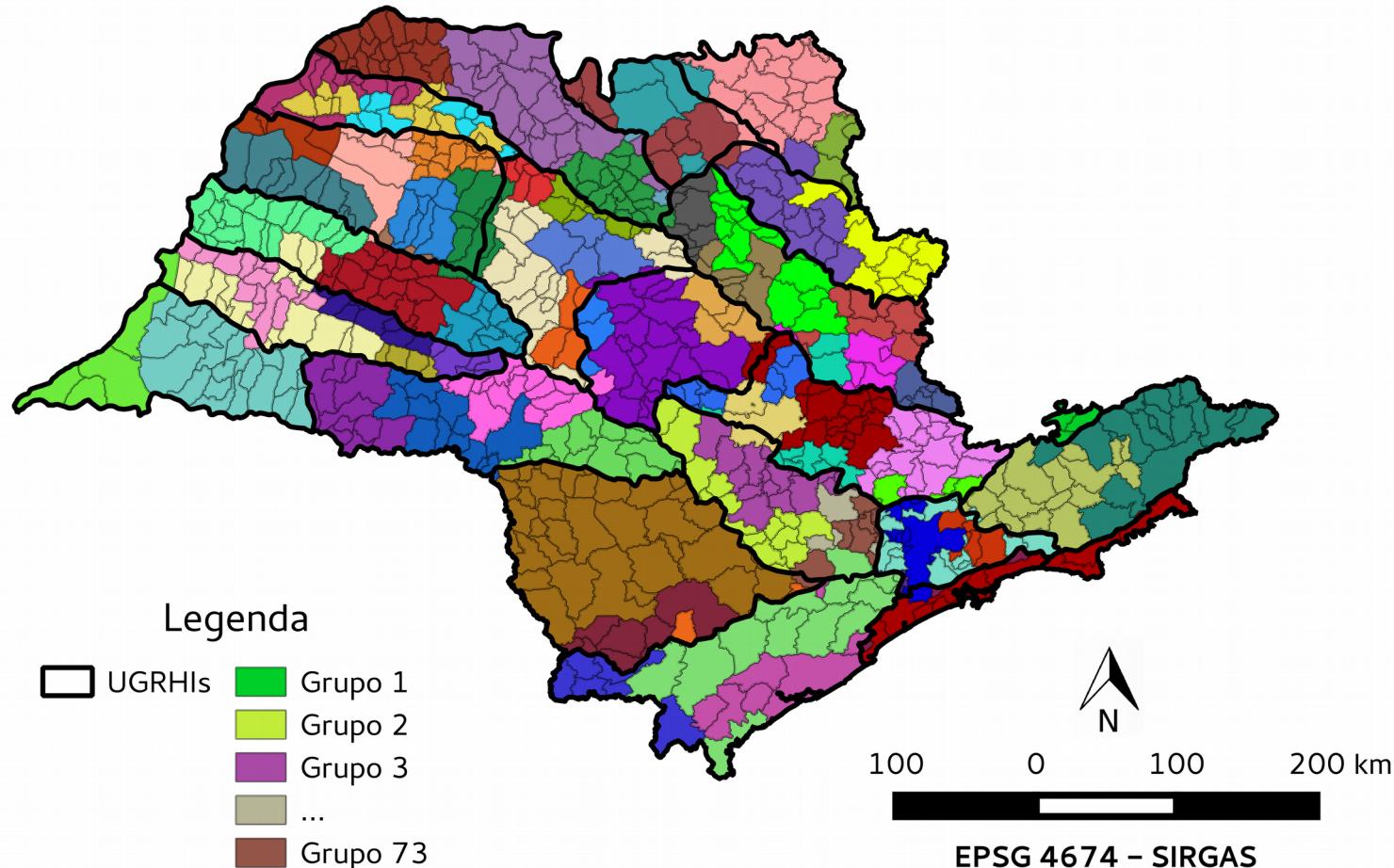


Figura 16 – Agrupamento de municípios para fins de compensação – mapa final.

5.6 Comparação com casos de compensação de Reserva Legal

Apresenta-se na Tabela 8 os dados gerais dos cenários do Estado do Paraná e de São Paulo com o proposto no presente artigo. De modo análogo, encontra-se nos Gráficos 1 e 2 a comparação dos cenários por meio da porcentagem de grupos segundo o número de municípios por grupo e a porcentagem de grupos segundo classes de área, respectivamente.

Tabela 8 – Dados gerais dos cenários do Estado do Paraná, São Paulo e o aqui proposto.

Estado do Paraná			Estado de São Paulo (SILVA et al., 2014)			Cenário proposto		
Número de grupos			Número de grupos			Número de grupos		
21			94			73		
Área dos grupos (km ²)			Área dos grupos (km ²)			Área dos grupos (km ²)		
Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima	Média
27545,08	1630,65	9574,45	9761	298	2607	18491,68	121,30	3413,56
Municípios por grupo			Municípios por grupo			Municípios por grupo		
Máximo	Mínimo	Médio	Máximo	Mínimo	Médio	Máximo	Mínimo	Médio
58	4	19	29	2	10	31	2	8,8

Fonte: Dados de Silva et al. (2014). Elaborado pelo autor.

Porcentagem de grupos segundo o número de municípios por grupo

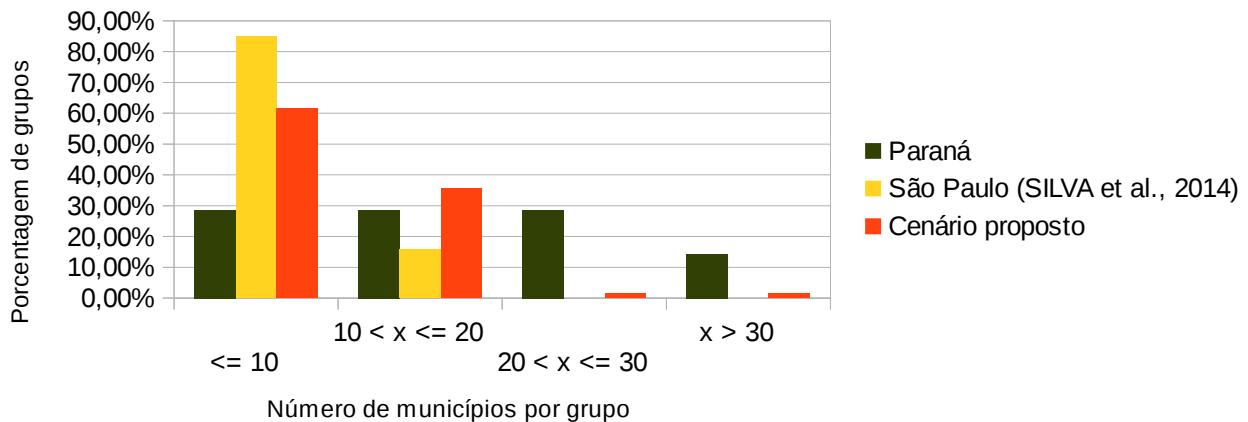


Gráfico 1 – Porcentagem de grupos segundo o número de municípios por grupo.

Fonte: Dados de Silva et al. (2014). Elaborado pelo autor.

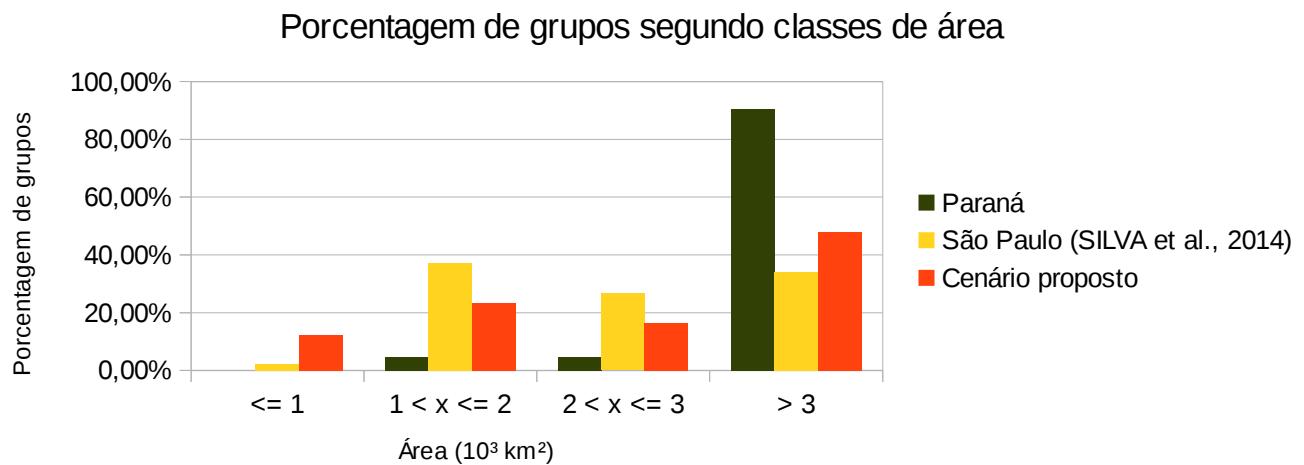


Gráfico 2 – Porcentagem de grupos segundo classes de área.

Fonte: Dados de Silva et al. (2014). Elaborado pelo autor.

Analizando a Tabela 8 e os Gráficos 1 e 2, é possível perceber que os resultados são diferentes devido às diferentes metodologias adotadas. Em comparação com o Estado do Paraná, o método aqui proposto apresenta maior número de grupos, com número médio de municípios por grupo e área média consideravelmente menores. Em relação ao proposto por Silva et al. (2014), as diferenças são menores. Deste modo, pode-se concluir que os resultados decorrentes do método aqui proposto são mais similares aos de Silva et al. (2014) e apresentam a vantagem de considerar a equivalência ecológica de forma objetiva por meio de cálculos sobre mapas temáticos.

Por meio da objetividade concernente à análise multivariada, o método aqui proposto visa reduzir o problema da desconsideração da equivalência ecológica – descrito por Maron et al. (2012) e apresentado no item 3.1 –, pois estabelece procedimentos claros para definição das áreas envolvidas no processo de compensação.

6 CONCLUSÕES

Foi possível, com base em dados secundários de solo e fitofisionomias vegetais e análise multivariada, propor uma metodologia quantitativa para identificação de agrupamentos de municípios similares em termos de equivalência ecológica para fins de compensação de Reserva Legal.

Dos 8 procedimentos testados, que resultaram na geração de diferentes cenários – apresentados na forma de mapas –, foi possível, também por um método quantitativo, identificar o procedimento mais adequado para a finalidade proposta.

O mapa aqui apontado como o mais adequado para ser usado como referência para a aplicação do mecanismo de compensação de Reservas Legais propõe a divisão do Estado de São Paulo em 73 grupos de municípios. Os grupos gerados possuem, em média 8,8 municípios (mínimo 2 e máximo 31) e área média de 3413,56 km² (mínima 121,30 km² e máxima 18491,68 km²).

Os grupos de municípios propostos neste trabalho foram obtidos por meio de procedimentos matemáticos provenientes da análise multivariada sobre os dados oriundos de mapas temáticos de vegetação, pedologia e divisas de municípios. Portanto, podem ser aplicados a outros locais além do Estado de São Paulo desde que estes dados estejam disponíveis para a região.

Além disso, a precisão dos resultados está diretamente atrelada à qualidade dos mapas utilizados. Os mapas temáticos de vegetação e pedologia do presente trabalho apresentavam escala 1:50.000 e 1:500.000, respectivamente, o que significa que a precisão pode aumentar a medida em que novos mapas forem disponibilizados e os procedimentos, refeitos.

Por fim, é recomendável que o resultado aqui apresentado seja apresentado para grupos de especialistas em fitofisionomias vegetais para que estes apontem possíveis inconsistências no mapa gerado e possam agregar informações que resultem em novas aproximações.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BBOP. **Compensatory Conservation Case Studies**. Washington: Business and Biodiversity Offsets Programme, 2009.

BERNARDO, Karina de Toledo. **Análise do êxito dos sistemas estaduais de gestão de reservas legais com foco no mecanismo de compensação**. 2010. 126 f. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

_____ ; PELLIN, Angela; RANIERI, Victor Eduardo Lima. Avanços, fragilidades e desafios na aplicação do mecanismo de compensação de reservas legais. In: **Seminário Brasileiro sobre áreas protegidas e inclusão social**, 2009, Belém. Anais Áreas Protegidas e Inclusão Social: Tendências e Perspectivas, v.4, n.1. Rio de Janeiro: 2009. p. 343-356.

BERNASCONI, Paula. **Custo-efetividade ecológica da compensação de Reserva Legal entre propriedades no Estado de São Paulo**. 2013. 113 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2013.

BONNET, Barbara Rocha Pinto; FERREIRA, Laerte Guimarães; LOBO, Fábio Carneiro. Sistema de reserva legal extra-propriedade no bioma Cerrado: Uma análise preliminar no contexto da bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 02, n. 58, p. 129-137, 2006.

BOOKSTEIN, Fred Leon. Principal Warps: Thin-Plate Splines and the Decomposition of Deformations. **IEEE Transactions On Pattern Analysis And Machine Intelligence**, Washington, v. 11, n. 6, p.567-585, jun. 1989.

BRASIL. Lei nº 12.651 de 15 de Maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Legislativo, Brasília, DF, 2012.

_____. Medida Provisória nº 2166-67, de 24 de Agosto de 2001. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Legislativo, Brasília, DF, 2001.

BULL, Joseph W. et al. Biodiversity offsets in theory and practice. **Oryx**, Cambridge, v. 47, n. 03, p.369-380, jul. 2013.

BUSSAB, Wilton de Oliveira; MIAZAKI, Édina Shizue; ANDRADE, Dalton Francisco de. **Introdução à análise de agrupamentos**. São Paulo: Associação Brasileira de Estatística, 1990. 105p.

CREATING the Inland Sea Shorebird Reserve, Salt Lake City. 2013. Disponível em: <http://old.stage.riotintodev.com/ourapproach/17194_features_5904.asp>. Acesso em: 08 set. 2014.

CROWE, Michael; ten KATE, Kerry. **Biodiversity offsets: policy options for government**. 2010. Disponível em: <http://www.forest-trends.org/publication_details.php?publicationID=3079>. Acesso em: 5 set. 2013.

CURRAN, Michael; HELLWEG, Stefanie; BECK, Jan. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? **Ecological Applications**. Washington, p. 617-632. jun. 2014.

DEADP. **Provincial Guideline on Biodiversity Offsets**. Cape Town: Department of Environmental Affairs and Development Planning, 2007.

DEAN, Warren. **A ferro e fogo – A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1997.

DONATO, Gianluca; BELONGIE, Serge. Approximation Thin Plate Spline Mappings. In: **Proceedings of EECV**. 2002. p. 531-542.

DURIGAN, Giselda; RATTER, James Alexander. Sucessional changes in Cerrado and Cerrado/Forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. **Edinburgh Journal Of Botany**. Cambridge, p. 119-130. 9 ago. 2006.

EHLERS, Eduardo Mazzaferro. **Determinantes da recuperação da Mata Atlântica no**

Estado de São Paulo. 2003. 354 f. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

EVANS, Jeffrey S.; HUDAQ, Andrew T. A Multiscale Curvature Algorithm for Classifying Discrete Return LiDAR in Forested Environments. **IEEE Transactions On Geoscience And Remote Sensing.** Caceres, p. 1029-1038. abr. 2007.

EVERITT, Brian S. et al. **Cluster Analysis.** 5. ed. Hoboken: Wiley, 2011.

FISHER, Lloyd; van NESS, John W. Admissible clustering procedures. **Biometrika.** Oxford, p. 91-104, 1971.

FRALEY, Chris; RAFTERY, Adrian. Model-based Clustering, Discriminant Analysis and Density Estimation. **Journal of the American Statistical Association.** Amsterdam, v. 97, p.611-631. 2002.

GDAL. **ogr2ogr.** Disponível em: <<http://www.gdal.org/ogr2ogr.html>>. Acesso em: 07 set. 2014.

GOWER, John C.; LEGENDRE, Pierre. Metric and Euclidean Properties of Dissimilarity Coefficients. **Journal Of Classification.** Amsterdam, p. 5-48, 1986.

HALDIKI, Maria; BATISTAKIS, Yannis; VAZIRGIANNIS, Michalis. On Clustering Validation Techniques. **Journal Of Intelligent Information Systems.** Amsterdam, p. 107-145. dez. 2001.

HOLGERSSON, Margareta. The limited value of cophenetic correlation as a clustering criterion. **Pattern Recognition.** Amsterdam, p. 287-295. 26 out. 1977.

IBGE. São Paulo. 2014. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=sp>>. Acesso em: 10 set. 2014.

_____. Resolução do Presidente do IBGE Nº 1/2005. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Legislativo, Brasília, DF, 2005.

_____. **Censo Agropecuário 2006**. Brasília, 2006.

INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: Período 2011 – 2012**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2013. 61 p.

JAIN, Anil K.; DUBES, Richard C. **Algorithms for Clustering Data**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1988. 334 p.

JASKOWIAK, Pablo Andretta. **Estudo de coeficientes de correlação para medidas de proximidade em dados de expressão gênica**. 2011. 140 f. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

KRONKA, Francisco José do Nascimento et al. **Áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Instituto Florestal, 1998.

LANGFELDER, Peter; ZHANG, Bin; HORVATH, Steve. Defining clusters from a hierarchical cluster tree: the Dynamic Tree Cut package for R. **Bioinformatics**. Oxford, p. 719-720. nov. 2007.

_____; ZHANG, Bin; HORVATH, Steve. **Dynamic Tree Cut: in-depth description, tests and application**. fev. 2007. Disponível em: <<http://labs.genetics.ucla.edu/horvath/CoexpressionNetwork/BranchCutting/Supplement-published.pdf>>. Acesso em: 05 jul. 2014.

LEGENDRE, Pierre; LEGENDRE, Louis. **Numerical Ecology**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier, 2007. 870 p.

LIBREOFFICE. **The Document Foundation**. 2014. Disponível em: <<http://www.libreoffice.org/>>. Acesso em: 01 abr. 2014.

LUBCHENCO, Jane. Entering the Century of the Environment: A New Social Contract for Science. **Science**, Washington, v. 279, n. 5350, p.491-497, 23 jan. 1998.

MADSEN, Becca et al. **State of Biodiversity Markets Report: Offset and compensation programs worldwide.** 2010. Disponível em: <<http://www.ecosystemmarketplace.com/documents/acrobat/sbdr.pdf>>. Acesso em: 4 set. 2014.

MAECHLER, Martin. **Cluster procedure using geographical neighborhood.** 2010. R-Help public mailing list. Disponível em: <<https://stat.ethz.ch/pipermail/r-help/2010-May/238134.html>>. Acesso em: 19 jul. 2014.

MARON, Martine et al. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. **Biological Conservation**. Amsterdam, p. 141-148. out. 2012.

MELSSEN, Willem; WEHRENS, Ron; BUYDENS, Lutgarde. Supervised Kohonen networks for classification problems. **Chemometrics And Intelligent Laboratory Systems**. Amsterdam, p. 99-113. 6 mar. 2006.

MORENO-MATEOS, David et al. Structural and Functional Loss in Restores Wetland Ecosystems. **PLOS Biology**. Cambridge, 24 jan. 2012.

MYERS, Norman et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**. Washington, p. 853-858. 24 fev. 2010.

NORTON, David. Biodiversity Offsets: Two New Zealand Case Studies and an Assessment Framework. **Environmental Management**. Cham, p. 698-706. abr. 2009.

_____. **Tiromoana Bush Restoration Project Management Plan**. Christchurch: Transwaste Canterbury Ltd., 2005. Disponível em: <http://transwastecanterbury.co.nz/media/files/restoration_plan_v1_2.pdf>. Acesso em: 6

set. 2014.

OECD. **Scaling-up Finance Mechanisms for Biodiversity**. Paris: OECD Publishing, 2013. 163 p.

OKSANEN, Jari; SIMPSON, Gavin L. **Package 'vegan'**. 2013. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>>. Acesso em: 20 jul. 2014.

OLIVEIRA, João Bertoldo de. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida**. Campinas: Instituto Agronômico/EMBRAPA Solos, 1999. 64p.

PÁDUA, José Augusto. **Um sopro de destruição – pensamento político e crítica ambiental no Brasil escravista (1786-1888)**. Rio de Janeiro: Jorge Zahar, 2002.

PARANÁ. **Portaria IAP nº 233 de 26 de Novembro de 2004**. Curitiba. PR, 2004.

PINKHAM, Martin et al. **Achieving a regional waste solution - the path to opening Kate Valley Landfill**. Christchurch: Transwaste Canterbury Ltd., 2010.

QGIS. **Um Sistema de Informação Geográfica livre e aberto**. 2014. Disponível em: <http://qgis.org/pt_BR/site/>. Acesso em: 01 abr. 2014.

QUÉTIER, Fabien; LAVOREL, Sandra. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. **Biological Conservation**. Amsterdam, p. 2991-2999. dez. 2011.

QUINTERO, Juan David; MATHUR, Aradhna. Biodiversity offsets and infrastructure. **Conservation Biology**. Hoboken, p. 1121-1123. 9 nov. 2011.

R. **The R Project for Statistical Computing**. 2014. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>. Acesso em: 01 abr. 2014.

RANIERI, Victor Eduardo Lima. **Reservas Legais: Critérios para localização e aspectos de gestão.** 2004. 144p. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 2004.

SAGA. **System for Automated Geoscientific Analyses.** 2014. Disponível em: <<http://www.saga-gis.org/en/index.html>>. Acesso em: 01 abr. 2014.

SÃO PAULO. **Lei nº 7.663 de 30 de Dezembro de 1991.** São Paulo. SP, 1991.

SBPC/ABC. **O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o diálogo.** 2 ed. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência – SBPC; Academia Brasileira de Ciências – ABC: São Paulo, 2012. 124 p.

SILVA, Jessica Santos da. **Compensação de Reserva Legal no Estado de São Paulo: uma análise da equivalência ecológica.** 2013. 100f. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

SILVA, Raphael Antonio de Oliveira et al. Biodiversity offsets in Brazil: an indicative map for compensation of legal reserve in the São Paulo State. In: **34th Annual Conference of the International Association for Impact Assessment: Impact Assessment for Social and Economic Development**, 2014, Viña del Mar - Chile. Final Papers, 2014.

SNEATH, Peter Henry Andrews; SOKAL, Robert Reuven. **Numerical taxonomy the principles and practice of numerical classification.** San Francisco: Freeman, 1973.

_____. The Application of Computers to Taxonomy. **Journal of General Microbiology.** London, p. 201-226. ago. 1957.

SOKAL, Robert Reuven; MICHENER, Charles Duncan. A Statistical Method for Evaluating Systematic Relationships. **The University Of Kansas Scientific Bulletin**, Lawrence, v. 38, n. 22, p.1409-1438, 20 mar. 1958.

SØRENSEN, Thorvald Julius. A method of establishing groups of equal amplitude in plant

sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. **Biologiske Skrifter**. København, p. 1-34, 1948.

SPAROVEK, Gerd et al. A revisão do Código Florestal Brasileiro. **Novos Estudos**, n. 89, p. 111-135, 2011.

ten KATE, Kerry; BISHOP, John; BAYON, Ricardo. **Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case**. IUCN, Gland, Switzerland e Cambridge, UK e Insight Investment, London, UK, 2004. 95 p.

TOLEDO, Maria Cristina Motta de; OLIVEIRA, Sonia Maria Barros de; MELFI, Adolpho Jose. Intemperismo e formação do solo. In: TEIXEIRA, Wilson et al. (Org.) **Decifrando a Terra**. São Paulo: Oficina de Textos, 2000. Cap. 8. p. 139-166.

VALE, Marcos Neves do. **Agrupamentos de dados: Avaliação de métodos e desenvolvimento de aplicativo para análise de grupos**. 2005. 120 f. Dissertação (Mestrado). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

VIRAH-SAWMY, Malika; EBELING, Johannes; TAPLIN, Roslyn. Mining and biodiversity offsets: A transparent and science-based approach to measure “no-net-loss”. **Journal Of Environmental Management**. Amsterdam, p. 61-70. 1 out. 2014.

WAGSTAFF, Kiri et al. Constrained K-means Clustering with Background Knowledge. In: **Proceedings of the Eighteenth International Conference on Machine Learning**. San Francisco: 2001. p. 577 – 584.

WBCSD. **Rio Tinto's Kennecott Utah Copper Corporation and the Inland Sea Shorebird Reserve**. 2002. Disponível em: <<http://oldwww.wbcsd.org/>>. Acesso em: 06 set. 2014.

XU, Rui; WUNSCH, Don, **Clustering**. IEEE Press, 2008.